



Landesforst
Mecklenburg-Vorpommern
Wald schafft Zukunft

Mitteilungen aus dem Forstlichen Versuchswesen Mecklenburg-Vorpommern



Heft 10/2017

Mitteilungen aus dem Forstlichen Versuchswesen Mecklenburg-Vorpommern



Titelbild:

links: Level II-Fläche Sandhof (1302), Foto J. Martin

rechts: Level II-Fläche Rothemühl (1303), Foto J. Martin

ISSN 1613-0529

Impressum**Herausgeber:**

Landesforst Mecklenburg-Vorpommern
- Anstalt des öffentlichen Rechts -
Betriebsstelle Forstplanung, Versuchswesen,
Informationssysteme
Zeppelinstraße 3
19061 Schwerin

Redaktion:

Jan Martin
Uwe Gehlhar

Herstellung:

Druckhaus Panzig, Greifswald

Autoren:

Alexander RUSS
Winfried RIEK

Hochschule für nachhaltige Entwicklung
Eberswalde
Alfred-Möller-Straße 1
16225 Eberswalde

Jan MARTIN

Landesforst Mecklenburg-Vorpommern
- Anstalt des öffentlichen Rechts -
Betriebsstelle Forstplanung, Versuchswesen,
Informationssysteme
Zeppelinstraße 3
19061 Schwerin

Alle Rechte vorbehalten.

Nachdruck, auch auszugsweise, sowie fotomechanische Wiedergabe nur mit Genehmigung des Herausgebers.

November 2017

Vorwort

Unsere heimischen Wälder leisten vielfältige Funktionen. Sie sind einzigartige Lebensräume, umweltfreundliche Rohstofflieferanten, wichtige Klima- und Wasserschützer sowie wertgeschätzte Erholungsräume. Die nachhaltige Sicherung der Funktionalität der Wälder ist deshalb ein zentrales Anliegen der Forstpolitik des Landes. Ein guter Gesundheitszustand der Wälder ist dabei von grundlegender Bedeutung.

Schädliche Einflüsse auf die Wälder sind häufig auf menschliches Handeln zurückzuführen. Hohe Luftschadstoffeinträge verursachten maßgeblich ab den 1970er Jahren großflächig bedenkliche Gesundheitszustände und auch Schäden in den Wäldern – die „neuartigen Waldschäden“. Daher wurde auf Grundlage der Genfer Luftreinhaltekonvention und in Form eines internationalen Kooperationsprogramms (ICP-Forests*) erstmals ein europaweit einheitliches Programm als sogenanntes Forstliches Umweltmonitoring zur Überwachung der Waldzustände und zur Analyse auftretender Schäden aufgebaut. Das Monitoring wurde im Laufe der Jahre noch erheblich erweitert und dabei stärker auf die Untersuchung ökosystemar relevanter Zusammenhänge unter sich verändernden Umweltbedingungen ausgerichtet. Auch wurden beispielsweise Aspekte der Biodiversität in die Beobachtung aufgenommen.

Ein wichtiger Bestandteil des Forstlichen Umweltmonitorings sind die Intensivmonitoringflächen des sogenannten Level II-Programms, die mit einer hohen Messintensität zeitnahe Umwelteinflüsse und deren Wirkungen in ausgewählten Waldökosystemen erfassen. Zwei dieser hochinstrumentierten Level II-Flächen wurden im Jahr 1996 in Mecklenburg-Vorpommern eingerichtet und liefern seitdem umfangreiche Daten zu den in den Untersuchungsbeständen ablaufenden Prozessen. Die Daten werden nicht nur vom Land, sondern auch für bundesweite sowie internationale Auswertungen genutzt.

Die vorliegende Schrift soll einen Überblick über die umfangreichen Erhebungen auf den beiden Intensivmonitoringflächen geben und auf der Grundlage der gewonnenen Daten ein Zwischenfazit liefern. Ohne dem vorzugreifen wird deutlich, dass ein derart ganzheitliches wissenschaftliches Monitoring auch zukünftig als Informationsquelle zum Schutz unserer Wälder unbedingt notwendig ist. Allen am Untersuchungsprogramm mitwirkenden Personen möchte ich hiermit für Ihr Engagement meinen herzlichen Dank aussprechen!

Dr. P. Röhe

Referatsleiter für Waldökologie und nachhaltige Waldbewirtschaftung sowie Jagdwesen
im Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern

Schwerin, im November 2017

*International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests

Forstliches Umweltmonitoring Mecklenburg-Vorpommern

Ergebnisse der Untersuchungen auf den Intensivmonitoringflächen (Level II)

Alexander RUSS, Winfried RIEK, Jan MARTIN

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	13
1.1	Zielsetzung der Auswertung	13
1.2	Entstehung des Forstlichen Umweltmonitorings in Mecklenburg-Vorpommern und seine Aufgaben	13
1.3	Aufbau des Forstlichen Umweltmonitorings und zugehörige Untersuchungsprogramme in Mecklenburg-Vorpommern	14
1.4	Einrichtung der Intensivmonitoringflächen und deren Beschreibung	14
1.5	Darstellung des Level II-Untersuchungsprogramms in Mecklenburg-Vorpommern	19
1.6	Organisatorische Durchführung des Level II-Programms in Mecklenburg-Vorpommern	19
2	Boden und Standort	21
2.1	Datenerhebung und -aufbereitung	21
2.2	Beschreibung der Bodenprofile	22
2.3	Status und Trends der Bodenfestphase	23
2.3.1	Skelettanteile und Trockenrohdichte	23
2.3.2	pH-Werte	23
2.3.3	Kohlenstoff	25
2.3.4	Stickstoff	26
2.3.5	Aktuelle Austauscherbelegung und Basensättigung	28
2.3.6	Kationenaustauschkapazität und Entwicklung der Basensättigung	29
2.3.7	Basengehalte und -vorräte	29
2.3.8	Gesamtnährstoffvorräte	35
2.3.9	Schwermetallgehalte	35
3	Klima und Meteorologie	37
3.1	Datengrundlagen und Aufbereitung der Messwerte	37
3.1.1	Ersatz von Fehlwerten	37
3.1.2	Plausibilitätskontrolle und Homogenisierung der Messwerte	44
3.1.3	Generierung retrospektiver Klimakennwerte	45
3.2	Meteorologische Indikatoren und Klimabeschreibung	46
3.2.1	Temperatur- und Niederschlagsentwicklung	46
3.2.2	Windgeschwindigkeiten und -richtungen	47
3.2.3	Weitere Klimaindikatoren	47
4	Wasserhaushaltsmodellierung und Messung	52
4.1	Parametrisierung der Profilschichtung	52
4.2	Wasserretentionsfunktion und hydraulische Leitfähigkeit	53
4.3	Parametrisierung der Wurzelverteilung	53
4.4	Beschreibung der annuellen Vegetationsentwicklung	57
4.5	Einschätzung des Interzeptionsverlustes	58
4.6	Bodenfeuchten und Komponenten des Wasserhaushalts	63
4.7	Wassermangelindikatoren	65
5	Gasförmige Luftschadstoffe	73
5.1	Datenerhebung und -aufbereitung	73
5.2	Quellen und Wirkungen von Stickstoffdioxid und Ammoniak	73
5.3	Messergebnisse von Stickstoffdioxid	74

5.4	Messergebnisse von Ammoniak	75
5.5	Messergebnisse von Ozon	76
5.6	Ozon-Schadenserfassung an Pflanzen	78
6	Deposition	79
6.1	Messsysteme und Analytik	79
6.2	Datenprüfung	79
6.3	Ersatz von Fehlwerten	82
6.4	Kronenraumbilanzen zur Berechnung der Gesamtdeposition	82
6.5	Niveau und Entwicklung der Deposition	83
7	Bodenlösungschemie und Stoffflüsse	104
7.1	Datenaufbereitung und Berechnung von Sickerwasserfrachten	104
7.2	Niveau und Trends von Bodenlösungs- und Sickerwasserchemie	104
8	Ökosystemspezifische Belastungsgrenzen (Critical Loads)	120
8.1	Eingangsdaten und Parametrisierung	120
8.2	Bodenlösung und Elementfreisetzung aus der Mineralverwitterung	123
8.3	Potentielle Wachstumsreaktionen und Critical Loads-Überschreitungen	129
8.4	Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff	133
9	Baumernährung und Kronenzustand	135
9.1	Baumernährung	135
9.1.1	Datenerhebung und -aufbereitung	135
9.1.2	Makronährelemente (N, S, P, Ca, Mg, K)	135
9.1.3	Spurenelemente und Schwermetalle	141
9.2	Kronenzustand	141
9.2.1	Datenerhebung und -aufbereitung	143
9.2.2	Kronenzustand der Level II-Fläche Sandhof	143
9.2.3	Kronenzustand der Level II-Fläche Rothemühl	145
10	Baumbestand und Zuwachsentwicklung	148
10.1	Jahrringanalysen und ertragskundliche Erhebungen	148
10.2	Reaktionen des Dickenwachstums auf Wassermangel	148
	Zusammenfassung	158
	Literaturverzeichnis	164
	Anhang	173

Tabellenverzeichnis

1.1	Kurzcharakteristik der mecklenburg-vorpommerschen Intensivmessflächen	18
1.2	Aktueller Untersuchungsumfang an den mecklenburg-vorpommerschen Level II-Flächen und Benennung des Auswertungskapitels	20
2.1	Eigenschaften der Bodenprofile (Level II)	21
2.2	Gesamtnährstoffvorräte (HF-Aufschluss) der Böden an den Level II-Standorten	35
2.3	Schwermetallgehalte im Boden der Level II-Flächen in Mecklenburg-Vorpommern (Level II-Analyseprogramm)	36
3.1	Modelle zur Schätzung meteorologischer Kennwerte aus umliegenden Stationen des DWD für die Level II-Fläche Sandhof im Rahmen der Plausibilitätskontrolle	40
3.2	Modelle zur Schätzung meteorologischer Kennwerte aus umliegenden Stationen des DWD für die Level II-Fläche Sandhof für Lückenersatz und retrospektive Auswertungen	41
3.3	Modelle zur Schätzung meteorologischer Kennwerte aus umliegenden Stationen des DWD für die Level II-Fläche Rothemühl im Rahmen der Plausibilitätskontrolle	42
3.4	Modelle zur Schätzung meteorologischer Kennwerte aus umliegenden Stationen des DWD für die Level II-Fläche Rothemühl für Lückenersatz und retrospektive Auswertungen	43
3.5	Langjährige Jahresmittel ausgewählter Klimakennwerte der Periode 1961-90	46
4.1	Durch Funktionsanpassung mit RETC ermittelte Parameter der Wasserretentionsfunktion, mittels der PTF Rosetta geschätzte Parameter der hydraulischen Leitfähigkeit und gemessene gesättigte Leitfähigkeit K_s	56
4.2	Beobachtete und mit unterschiedlichen Parametrisierungen berechnete Termine für den Beginn des Buchenaustriebs	58
4.3	Parameter für die Beschreibung des Interzeptionsverlustes mit dem Modell nach GASH et al. (1995)	61
4.4	Schwellenwerte der Wasserspannung im Boden zur Abgrenzung unterschiedlicher Trockenstressintensitäten nach v. WILPERT (1990)	69
5.1	Level II-Messprogramm von Luftschadstoffkonzentrationen in Mecklenburg-Vorpommern	73
5.2	Critical Levels für die Ammoniak- und Stickstoffdioxidkonzentration	74
6.1	Anzahl der auf den Level II-Flächen installierten Depositionssammler	79
6.2	Jährliche prozentuale Anteile an Wasseranalysen, welche die jeweils prüfbaren Qualitätskriterien nach KÖNIG et al. (2010) erfüllen	80
6.3	Jährliche prozentuale Anteile an Wasseranalysen des Stammabflusses, welche die Qualitätskriterien nach KÖNIG et al. (2010) erfüllen	81
6.4	Prozentuale Anteile an Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze für ausgewählte Elemente	95
6.5	Schwellenwerte zur Beurteilung von Schwermetalldepositionen und Konzentrationen im Sickerwasser	96
8.1	Varianten der Nährstofffixierung in der Biomasse für die Modellierung mit PROFILE	120
8.2	Parameter für die Modellierung mit PROFILE	121
8.3	Beobachtete und szenarische Netto-Aufnahme in den Bestand sowie beobachtete und szenarische Streufallflüsse	122
8.4	Prozentuale Mineralanteile in Anlehnung an BUTZ-BRAUN (2012) für die Abschätzung der Verwitterungsraten mit PROFILE	123
8.5	Verwitterungsraten für langjährig mittlere Depositions- und Witterungsverhältnisse mit Schwankungsbereichen sowie Auswirkungen unterschiedlicher szenarischer Stoffentzüge auf die Gesamtverwitterungsraten [mol./ha/a]	128
8.6	Critical Loads für Stickstoff nach ACHERMANN & BOBBINK (2003)	133
8.7	An Stickstoffkonzentrationen im Sickerwasseraustrag orientierte Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff in Abhängigkeit von CL-Kriterien und Nutzungsintensität	134
9.1	Mittlere Makronährstoffgehalte in den Assimilationsorganen der Level II-Bestände im Zeitraum von 1987/89 bis 2013 und deren Bewertung	135
9.2	Anzahl der Über- bzw. Unterschreitung kritischer Stickstoffquotienten und Nährelementgehalte für die Level II-Bestände Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum von 1987/89 bis 2013 (1. Nadeljahrgang bzw. Laubblätter)	136
9.3	Mittlere Spurenelement- und Schwermetallgehalte der Assimilationsorgane im Zeitraum von 1987/89-2006	141
10.1	Ertragskundliche Kennwerte an den Flächen Sandhof (1302) und Rothemühl aus vier Aufnahmenintervallen	149

10.2	Korrelation der indizierten Jahrringbreiten mit Klimakennwerten und Wassermangelindikatoren	152
10.3	Korrelation des Jahrringbreitenindex mit Klimakennwerten und Wassermangelindikatoren der aktuellen Vegetationsperiode	154
10.4	Multiple lineare Regressionsmodelle des mittleren Durchmesserzuwachses	155
A.1	Gegenüberstellung verschiedener Schätzverfahren für schwache Säuren in Kronenraumbilanzmodellen an der Fläche Sandhof 1302 (Berechnung nach DE VRIES et al. (2001))	178
A.2	Gegenüberstellung von Schätzverfahren für schwache Säuren in Kronenraumbilanzmodellen an der Fläche Rothemühl 1303 (Berechnung nach DE VRIES et al. (2001))	179
A.3	Jährliche Trockenmasse (TM) und Elementflüsse im Streufall an der Fläche Sandhof	180
A.4	Jährliche Trockenmasse (TM) und Elementflüsse im Streufall an der Fläche Rothemühl	180
A.5	Fraktionierte Trockenmasse (TM) und Elementflüsse im Streufall an der Fläche Sandhof	181
A.6	Fraktionierte Trockenmasse (TM) und Elementflüsse im Streufall an der Fläche Rothemühl	182
A.7-A.10	Meteorologische Daten und klimatologische Kennwerte der Level II-Flächen Mecklenburg-Vorpommerns	186
A.11	Mittlere jährliche Luftschadstoffkonzentrationen der Level II-Flächen Mecklenburg-Vorpommerns	202

Abbildungsverzeichnis

1.1	Übersichtskarte der mecklenburg-vorpommerschen Level II-Flächen	15
1.2	Detaillkarten der Sandhofer Level II-Fläche (1302)	16
1.3	Detaillkarten der Rothemühler Level II-Fläche (1303)	17
2.1	Bodenprofilfotos der Level II-Flächen	22
2.2	Mittlere Trockenrohdichten der Böden [BDF-1 (1987/89) und BDF-4 (2009/11)]	24
2.3	Boden-pH-Werte, gemessen in Wasser [BDF-1 (1987/89) und BDF-4 (2009/11)]	25
2.4	Kohlenstoffgehalte und -vorräte der Böden [BDF-1 (1987/89) und BDF-4 (2009/11)]	26
2.5	Stickstoffgehalte und -vorräte der Böden [BDF-1 (1987/89) und BDF-4 (2009/11)]	27
2.6	Austauscherbelegung der Böden zum Zeitpunkt der BDF-4 (2009 / 2011)	29
2.7	Austauschkapazität und Basensättigung der Böden [BDF-1 (1987/89) und BDF-4 (2009/11)]	30
2.8	Austauschbare Ca-Gehalte und -Vorräte der Böden [BDF-1 (1987/89) und BDF-4 (2009/11)]	31
2.9	Austauschbare Magnesiumgehalte und -vorräte der Böden [BDF-1 (1987/89) und BDF-4 (2009/11)]	32
2.10	Austauschbare Kaliumgehalte und -vorräte der Böden [BDF-1 (1987/89) und BDF-4 (2009/11)]	33
2.11	Vorräte austauschbarer „basischer“ Kationen (S-Werte) in den Böden [BDF-1 (1987/89) und BDF-4 (2009/11)]	34
3.1	Jahresmitteltemperaturen und -niederschlagssummen	47
3.2	Jährliche Temperaturmittel und Niederschlagssummen in und außerhalb der Vegetationszeit	48
3.3	Jährliche Wärmesummen und Vegetationszeitlängen (tmean > 5°C)	49
3.4	Entwicklung der klimatischen Wasserbilanzen in und außerhalb der Vegetationszeit	50
3.5	Jährliche Starkniederschlagstage und Spätfrosttemperatursummen	51
4.1	Beobachteter Profilaufbau an den drei Profilgruben der Fläche 1302, abgeleitetes ideelles Bodenprofil für die Wasserhaushaltsmodellierung und Zuordnung der Tiefen für den Vergleich gemessener mit modellierten Wassergehalten	52
4.2	Beobachteter Profilaufbau an den drei Profilgruben der Fläche 1303, abgeleitetes ideelles Bodenprofil für die Wasserhaushaltsmodellierung und Zuordnung der Tiefen für den Vergleich gemessener mit modellierten Wassergehalten	52
4.3	Anpassung der Wasserretentionsfunktionen nach VAN GENUCHTEN (1980) für die Level II-Fläche Sandhof	54
4.4	Anpassung der Wasserretentionsfunktion nach VAN GENUCHTEN (1980) für die Level II-Fläche Rothemühl	55
4.5	Anpassung der vertikalen Feinwurzelverteilung für die Level II-Flächen Sandhof und Rothemühl	56
4.6	Ausgewählte Beispiele zur Bestimmung konkreter phänologischer Zeitpunkte aus phänologischen Beobachtungsdaten (Mittelwerte mit 95 %-Konfidenzintervallen)	57
4.7	Vergleich des modellierten Bestandesniederschlages mit gemessenen Werten für ca. zweiwöchige Intervalle an der Fläche Rothemühl	59
4.8	Modellierter Stammabfluss für ca. zweiwöchige Intervalle an der Fläche Rothemühl	60
4.9	Höhe des Interzeptionsverlustes der einzelnen Interzeptionsspeicher in Abhängigkeit vom Freilandniederschlag (Tageswerte) für die Level II-Fläche Rothemühl	60
4.10	Höhe des Interzeptionsverlustes der einzelnen Interzeptionsspeicher in Abhängigkeit vom Freilandniederschlag (Tageswerte) für die Level II-Fläche Sandhof	61
4.11	Vergleich des modellierten Stammabflusses mit gemessenen Werten für ca. zweiwöchige Intervalle an der Fläche Sandhof	62
4.12	Vergleich des modellierten Bestandesniederschlages mit gemessenen Werten für ca. zweiwöchige Intervalle an der Fläche Sandhof	62
4.13	Jahressummen der berechneten Wasserhaushaltskomponenten an der Fläche Sandhof	63
4.14	Jahressummen der berechneten Wasserhaushaltskomponenten an der Fläche Rothemühl	64
4.15	Gemessene und modellierte Bodenfeuchten in der Humusaufgabe und im Mineralboden auf der Fläche Sandhof	66
4.16	Gemessene und modellierte Bodenfeuchten in der Humusaufgabe und im Mineralboden auf der Fläche Rothemühl	67
4.17	Anzahl der Tage an denen Schwellenwerte etablierter Wassermangel-Kennwerte unterschritten werden	70
4.18	Verlauf der Wassermangel-Kennwerte REW und AT/PT und minimale Wasserspannung im gesamten Beobachtungszeitraum an der Fläche Sandhof	71

4.19	Verlauf der Wassermangel-Kennwerte REW und AT/PT und minimale Wasserspannung im gesamten Beobachtungszeitraum an der Fläche Rothemühl	72
5.1	Stickstoffdioxid-Luftkonzentrationsmittelwerte der Jahre	74
5.2	Stickstoffdioxid-Luftkonzentrationsmittelwerte der Monate	75
5.3	Ammoniak-Luftkonzentrationsmittelwerte der Jahre	76
5.4	Ammoniak-Luftkonzentrationsmittelwerte der Monate	76
5.5	Ozon-Luftkonzentrationsmittelwerte der Vegetationszeiten (April-September)	77
5.6	Ozon-Luftkonzentrationsmittelwerte der Monate	77
6.1	Niederschlags-, Interzeptions- und Bestandesdeposition von Protonen	84
6.2	Niederschlags-, Interzeptions- und Bestandesdeposition von NH_4^+ und NO_3^-	85
6.3	Mittlere monatliche Niederschlags-, Interzeptions- und Bestandesdeposition von NH_4^+ und NO_3^-	85
6.4	Langjährige Entwicklung und mittlerer jahreszeitlicher Verlauf des molaren $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ -Quotienten an den Level II-Flächen 1302 und 1303	86
6.5	Niederschlags-, Interzeptions- und Bestandesdeposition von SO_4^{2-}	88
6.6	Niederschlags-, Interzeptions- und Bestandesdeposition von Na^+ und Cl^-	90
6.7	Niederschlags-, Interzeptions- und Bestandesdeposition von K^+	91
6.8	Niederschlags-, Interzeptions- und Bestandesdeposition von Mg^{2+} und Ca^{2+}	92
6.9	Niederschlags-, Interzeptions- und Bestandesdeposition von Mn^{2+} , Al^{3+} und Fe^{2+}	93
6.10	Niederschlags-, Bestandes- und Gesamtdeposition sowie Streufallfluss der Schwermetalle Co, Ni, Cu, Zn	98
6.11	Niederschlags-, Bestandes- und Gesamtdeposition sowie Streufallfluss der Schwermetalle Mo, Cd, Hg, Pb	99
6.12	Niederschlags-, Interzeptions- und Bestandesdeposition von PO_4^{3-}	102
6.13	Niederschlags-, Interzeptions- und Bestandesdeposition von Gesamtsäure nach ULRICH (1991)	102
6.14	Entwicklung der Gesamt- und Niederschlagsdeposition potentieller Gesamtsäure an den Level II-Flächen 1302 und 1303	103
7.1	Trends der Na^+ und Cl^- -Konzentrationen in Bodenlösung und Sickerwasser sowie Frachten im Sickerwasser	105
7.2	Bilanzen der Ein- und Austräge von Na und Cl an den Flächen Sandhof und Rothemühl	105
7.3	Trends der SO_4^{2-} -Konzentrationen in Bodenlösung und Sickerwasser sowie Frachten im Sickerwasser	106
7.4	Bilanzen der Ein- und Austräge von SO_4^{2-} an den Flächen Sandhof und Rothemühl	107
7.5	Trends der NH_4^+ und NO_3^- -Konzentrationen in Bodenlösung und Sickerwasser sowie Frachten im Sickerwasser	108
7.6	Bilanzen der Ein- und Austräge von anorganischem Stickstoff an den Flächen Sandhof und Rothemühl	108
7.7	Trends der K^+ , Mg^{2+} und Ca^{2+} -Konzentrationen in Bodenlösung und Sickerwasser sowie Frachten im Sickerwasser	110
7.8	Bilanzen der Ein- und Austräge von K, Ca und Mg an den Flächen Sandhof und Rothemühl	111
7.9	Trends der Mn, Fe, Zn und Cu-Konzentrationen in Bodenlösung und Sickerwasser sowie Frachten im Sickerwasser	114
7.10	Trends der Ni, Pb und Cd-Konzentrationen in Bodenlösung und Sickerwasser sowie Frachten im Sickerwasser	115
7.11	Trends von Al-Konzentration, pH-Wert, Alkalinität und BC/Al-Verhältnis in Bodenlösung und Sickerwasser sowie Frachten im Sickerwasser	117
7.12	Trends PO_4^{3-} und DOC-Konzentrationen in Bodenlösung und Sickerwasser sowie Frachten im Sickerwasser	118
8.1	Chemische Kennwerte der Bodenlösung in den Entnahmetiefen (gemessen und modelliert) an der Fläche Sandhof (1302)	124
8.2	Chemische Kennwerte der Bodenlösung in den Entnahmetiefen (gemessen und modelliert) an der Fläche Rothemühl (1303)	125
8.3	Critical Loads und Critical Loads-Überschreitungen für SO_x , NO_y , NH_x sowie zugehörige Gesamtwerte bei szenarischer Stoffaufnahme durch die Vegetation	130
8.4	Trends der Al-Response und Ausprägung der Tiefengradienten anhand Messwerten zur Bodenlösung und modellierter Bodenlösungsgehalte	132
9.1	Stickstoffgehalte der Assimilationsorgane (1. Nadeljahrgang oder Laubblätter sowie 2. Nadeljahrgang) und Bewertung nach GÖTTLEIN (2015)	137

9.2	Basengehalte der Assimilationsorgane (1. Nadeljahrgang oder Laubblätter sowie 2. Nadeljahrgang) und Bewertung nach GÖTTLEIN (2015)	138
9.3	Phosphorgehalte der Assimilationsorgane (1. Nadeljahrgang oder Laubblätter sowie 2. Nadeljahrgang) und Bewertung nach GÖTTLEIN (2015)	139
9.4	Schwefelgehalte der Assimilationsorgane (1. Nadeljahrgang oder Laubblätter sowie 2. Nadeljahrgang) und Bewertung nach GÖTTLEIN (2015)	140
9.5	Schwermetallgehalte der Assimilationsorgane (1. Nadeljahrgang oder Laubblätter sowie 2. Nadeljahrgang)	142
9.6	Mittlere Blattverluste der Level II-Fläche Sandhof im Vergleich zu den Rotbuchen-Kronenzustandsansprüchen der BDF-F und der WZE (Baumalter > 60) sowie den Mastjahren dieser Baumart in Mecklenburg-Vorpommern	143
9.7	Prozentualer Anteil fruktifizierender Bäume der Level II-Fläche Sandhof im Vergleich zu den Rotbuchen-Kronenzustandsansprüchen der BDF-F und der WZE	144
9.8	Prozentualer Anteil von Bäumen mit sichtbaren Vergilbungserscheinungen auf der Level II-Fläche Sandhof im Vergleich zu den Rotbuchen-Kronenzustandsansprüchen der BDF-F und der WZE	145
9.9	Mittlerer Nadelblattverlust der Level II-Fläche Rothemühl im Vergleich zu den Kiefern-Kronenzustandsansprüchen der BDF-F und der WZE	145
9.10	Prozentualer Anteil fruktifizierender Bäume der Level II-Fläche Rothemühl im Vergleich zu den Kiefern-Kronenzustandsansprüchen der BDF-F und der WZE	146
9.11	Prozentualer Anteil an Bäumen mit Vergilbung der Level II-Fläche Rothemühl im Vergleich zu den Kiefern-Kronenzustandsansprüchen der BDF-F und der WZE	147
10.1	Kennwerte des Dickenwachstums von Einzelbäumen und zugehörigen Mittelwerten an den Flächen Sandhof und Rothemühl	150
10.2	Entwicklung der indizierten Durchmesserzuwächse von Einzelbäumen und zugehörigen Mittelwerten an den Flächen Sandhof und Rothemühl	151
10.3	Gemessene und modellierte mittlere Jahrringbreiten an den Flächen Sandhof und Rothemühl	157
A.1	Gemessene und modellierte Bodenfeuchten in 10 cm, 20 cm, 30 cm und 40 cm Bodentiefe auf der Fläche Sandhof	174
A.2	Gemessene und modellierte Bodenfeuchten in 60 cm und 100 cm Bodentiefe auf der Fläche Sandhof	175
A.3	Gemessene und modellierte Bodenfeuchten in 10 cm, 20 cm, 30 cm und 40 cm Bodentiefe auf der Fläche Rothemühl	176
A.4	Gemessene und modellierte Bodenfeuchten in 60 cm und 100 cm Bodentiefe auf der Fläche Rothemühl	177
A.5	Standardisierte und kumulative Residuen der Regressionsmodelle zur Vorhersage der Niederschlagsmenge auf der Fläche Sandhof	183
A.6	Kumulative Differenz aus Niederschlagsmengen der Kippwaagen und in Bulk- sowie Hellmann-Sammeln erfassten Niederschlägen an der Fläche Sandhof	183
A.7	Standardisierte und kumulative Residuen der Regressionsmodelle zur Vorhersage der Niederschlagsmenge auf der Fläche Rothemühl	184
A.8	Kumulative Differenz aus Niederschlagsmengen der Kippwaagen und in Bulk- sowie Hellmann-Sammeln erfassten Niederschlägen an der Fläche Rothemühl	184

Forstliches Umweltmonitoring Mecklenburg-Vorpommern

Ergebnisse der Untersuchungen auf den Intensivmonitoringflächen (Level II)

Alexander RUSS, Winfried RIEK, Jan MARTIN

1 Einleitung

1.1 Zielsetzung der Auswertung

Im vorliegenden Bericht werden ausgewählte Ergebnisse des Intensivmonitoringprogramms in Mecklenburg-Vorpommern dargestellt und diskutiert. Ziel der Auswertung ist es, möglichst alle Erhebungen und verfügbare Daten beider Level II-Flächen zu analysieren sowie deren Entwicklungstrends der vergangenen Jahre aufzuzeigen und zu bewerten. Hierbei wird überwiegend der Zeitraum von 1996 bis 2013 betrachtet. Schlussendlich sollen sich möglichst vollständige Bilder der lokalen Belastungssituation und erfolgten Reaktionen für die beiden intensiv untersuchten Waldökosysteme in Mecklenburg-Vorpommern ergeben.

Hierzu ist es notwendig, bestehende Zusammenhänge zwischen den Parametern herauszuarbeiten, wobei aufgrund der Komplexität längst kein Anspruch auf Vollständigkeit erhoben werden kann. Ein wichtiger Bestandteil der vorliegenden Arbeit ist die erneute Kalkulation und Erörterung kritischer stofflicher Eintragungsgrenzen - Critical Loads – für die untersuchten forstlichen Versuchsflächen. Eine übergreifende Auswertung beider Inventurebenen (der Level I und Level II-Daten) des Forstlichen Umweltmonitorings wurde dabei aus zeitlichen Gründen nur fallweise beabsichtigt und geleistet.

Die gewonnenen, vielschichtigen Erkenntnisse erweitern das bestehende Wissen über die Zustände exemplarischer Waldökosysteme und deren jüngere Entwicklung sowie über die hierfür verantwortlichen

Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge im Bundesland Mecklenburg-Vorpommern. Sie sollen als ein Beitrag für das ICP-Forests¹-Monitoringprogramm verstanden werden und bilden gleichzeitig eine wichtige Grundlage für Schutzmaßnahmen und Behandlungsempfehlungen der Wälder im Bundesland.

1.2 Entstehung des Forstlichen Umweltmonitorings in Mecklenburg-Vorpommern und seine Aufgaben

Wie alle Ökosysteme, unterliegen auch die Wälder, selbst ohne menschliche Einflüsse stetigen Veränderungen. Mit zunehmender menschlicher Beeinflussung der Umwelt erhöht sich die Dynamik des Wandels und häufig auch das entstehende Gefahrenpotential.

Seit der zweiten Hälfte des vorigen Jahrhunderts nahmen die Luftverunreinigungen eine Schlüsselstellung bezüglich auftretender Waldschäden ein. Der Höhepunkt dieser Waldschäden wurde auf dem Gebiet des heutigen Bundeslandes Mecklenburg-Vorpommern, wie in weiten Teilen Deutschlands, in den 1970er bzw. 1980er Jahren erreicht. Begriffe wie saurer Regen, neuartige Waldschäden und Waldsterben waren in aller Munde und düstere Zukunftsbilder wurden gezeichnet.

Ein Frühwarnsystem zum Erkennen von Risiken für die Waldökosysteme wurde benötigt, das die Erhaltung der Wälder sowie deren nachhaltige Bewirtschaftung sichert. Damals wie heute waren für forst- und

umweltpolitische Entscheidungen sowohl zuverlässige Informationen über den Waldzustand und seine Entwicklung als auch über die Ursachen der Waldschäden gefragt. Auf der Grundlage der Genfer Luftreinhaltekonventionen (CLRTAP, 1979) der UNECE wurde mit dem Aufbau eines langfristigen, europaweiten Forstlichen Umweltmonitorings begonnen. Mit dem internationalen Kooperationsprogramm zur Beobachtung luftschadstoffverursachter Waldschäden, dem International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests (ICP-Forests 1985), wurde hierfür ein einheitlicher, länderübergreifender Rahmen geschaffen, an dem sich zurzeit 39 europäische Staaten einschließlich der USA und Kanada beteiligen.

Als eine Konsequenz der internationalen Vereinbarungen wurden Mitte der 1980er Jahre in beiden deutschen Staaten flächendeckende Großrauminventurnetze aufgebaut, welche vornehmlich die Wirkungen schädlicher Einflussfaktoren auf die Wälder und das Ausmaß der verursachten Schäden erfassen sollten. Während 1984 die erste bundesweite Waldschadenserhebung (WSE) stattfand, wurden auf dem Gebiet der ehemaligen DDR 1986 die Monitoringflächen der ökologischen Waldzustandskontrolle (ÖWK) eingerichtet. Nach der Wiedervereinigung Deutschlands werden seit 1991 jährliche Waldschadenserhebungen

¹ International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests operating under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (CLRTAP)

(WSE) bzw. Waldzustandserhebungen (WZE) und seit 1992 die (bundesweite) Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) auf einem systematischen Rasternetz nach bundeseinheitlichen Kriterien durchgeführt.

Neben der großflächigen Erfassung des Waldzustandes besteht eine wichtige Aufgabe in der wissenschaftlichen Ursachenanalyse auftretender Waldschäden. Aus diesem Grunde wurden Mitte der 1990er Jahre in Deutschland Intensivmonitoringflächen (Level II-Flächen) eingerichtet, auf denen eine Vielzahl von Zustands-, Einfluss- und Wirkungsgrößen zeitlich hochauflösend erfasst werden. Ziel ist es, wichtige Prozesse innerhalb der Waldökosysteme abzubilden (z. B. den Wasserhaushalt und die Stoffkreisläufe), um so Ursache-Wirkungsbeziehungen beschreiben zu können. Im Bundesland Mecklenburg-Vorpommern wurden 1996 zwei dieser hoch instrumentierten Versuchsflächen installiert, die über einige Jahre von der EU über verschiedene Verordnungen bzw. Förderprogramme kofinanziert wurden.

Mit der ForUmV² (2013) ist das Forstliche Umweltmonitoring in Deutschland als staatliche Aufgabe gesetzlich fixiert worden, damit die Untersuchungsergebnisse auch zukünftig als Grundlage für Entscheidungen, Beratungen, internationale Berichterstattungen und nicht zuletzt für die neuen Herausforderungen des Klimawandels zur Verfügung stehen.

Das Intensivmonitoring liefert Daten und Erkenntnisse über die Entwicklung der Wälder und leistet damit einen wesentlichen Beitrag zu deren Schutz, Erhaltung und Anpassung an die sich verändernden Umweltbedingungen. Zusätzlich dienen die umfangreichen und vielschichtigen Untersuchungen der Waldforschung.

² Verordnung über Erhebungen zum forstlichen Umweltmonitoring vom 20. Dezember 2013

Weitere Erläuterungen zur Bedeutung und Zielsetzung des Forstlichen Umweltmonitorings im Allgemeinen und denen des Intensivmonitorings im Speziellen sind im Durchführungskonzept zum forstlichen Umweltmonitoring (ForUmV-AG, 2016) nachzulesen.

1.3 Aufbau des Forstlichen Umweltmonitorings und zugehörige Untersuchungsprogramme in Mecklenburg-Vorpommern

Das Forstliche Umweltmonitoring gewinnt Daten aus verschiedenen, hierarchisch aufgebauten Erhebungsnetzen mit abgestuften Untersuchungsintensitäten:

1. Auf der unteren, extensiveren Beobachtungsebene – **den Level I-Großrauminventuren** – werden mittels weiträumiger Stichprobennetze regelmäßig überwiegend leicht zu erhebende Parameter zum Wald- bzw. Bodenzustand erfasst. In Mecklenburg-Vorpommern gehören hierzu die Punkte der bundesweiten Wald- und Bodenzustandserhebung (WZE/BZE) sowie die Bodendauerbeobachtungsflächen Forst (BDF-F, früher ÖWK).
2. Auf der höheren Inventurebene – **dem Level II-Intensivmonitoring** – erfolgt eine deutlich intensivere Untersuchung ausgewählter Waldökosysteme. Zu diesem Zweck werden auf hoch instrumentierten Versuchsflächen eine Vielzahl von Umwelt- und Waldzustandskenngrößen gemessen, um sowohl mögliche (Schad-) Wirkungen als auch deren komplexe ursächlichen Abhängigkeiten bestimmen zu können. In Mecklenburg-Vorpommern bestehen seit 1996 zwei Level II-Intensivmessflächen: eine Rotbuchen- und eine Kiefernfläche.

Im Rahmen der Auswertung können die Daten beider Erhebungsstufen über mathematische Modelle miteinander verschnitten werden. Sie bilden daher ein integriertes, sich ergänzendes System.

1.4 Einrichtung der Intensivmonitoringflächen in Mecklenburg-Vorpommern und deren Beschreibung

Im Jahr 1986 wurde das, der Überwachung des Waldgesundheitszustandes dienende, Großrauminventurnetz der ÖWK eingerichtet. Auf dem heutigen Gebiet des Bundeslandes Mecklenburg-Vorpommern umfasste es 491 Flächen, die mit einer gestaffelten Aufnahmeintensität bearbeitet wurden. Nach 1992 blieben nur die ÖWK-Basisflächen, auf denen seit der Einrichtung vertiefende Untersuchungen durchgeführt wurden, erhalten und wurden als Bodendauerbeobachtungsflächen Forst (BDF-F) fortgeführt. Zwei dieser ehemaligen ÖWK-Basisflächen wurden 1996 zu Intensivmessflächen des europaweiten Level II-Netzes umgewandelt. Entsprechend der im vorangegangenen Abschnitt erläuterten, neuen Zielsetzung erweiterte sich damit das Untersuchungs- und Messprogramm erheblich. Der Ausbau einer bereits bestehenden Versuchsfläche hatte den Vorteil, dass schon ein umfangreicher Datenbestand zur Kronenzustands-, Boden- und Ernährungsentwicklung sowie zu Veränderungen der Bodenvegetation vorlagen.

Bei der Auswahl der Level II-Standorte wurden die räumliche Verteilung, das Klima, die Baumart, die Bestandesstruktur, der Standort und das Baumalter berücksichtigt. Die gewählten Standorte sollten eine Übertragung der Ergebnisse auf einen möglichst großen Waldflächenanteil im Bundesland gestatten. Außerdem wurden typische Waldstandorte bei der Hauptbaumarten (Rotbuche und

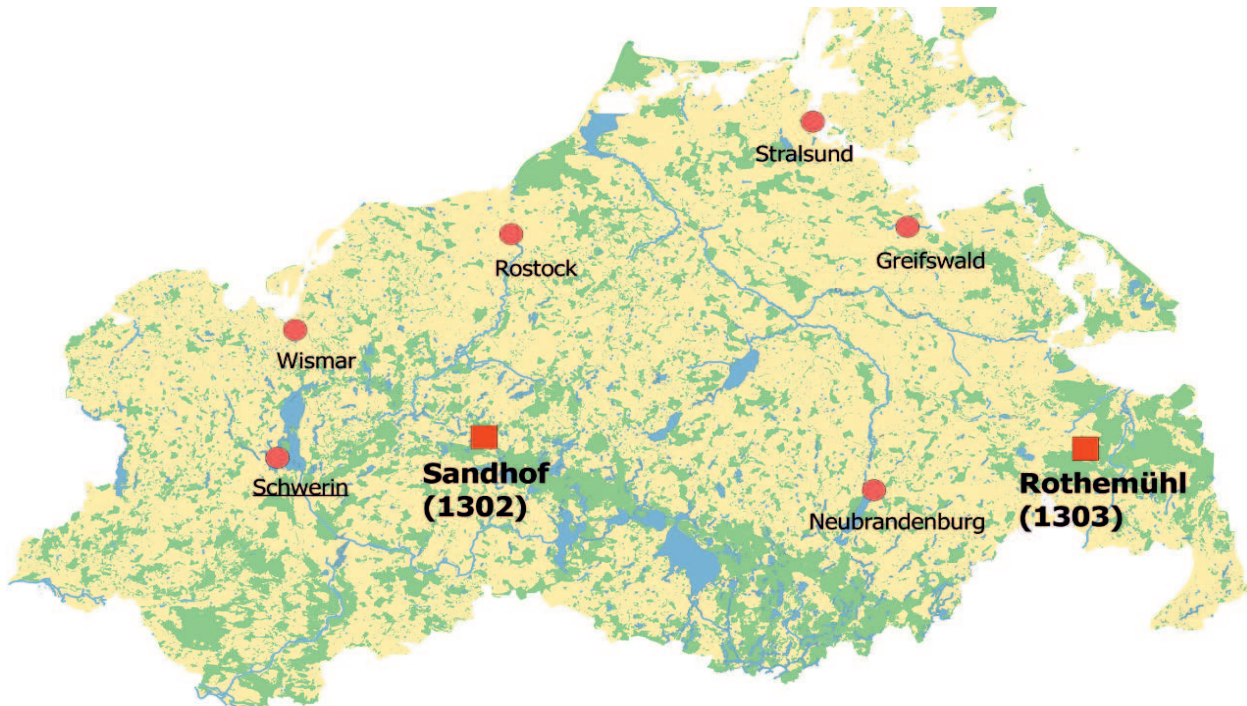


Abb. 1.1: Übersichtskarte der mecklenburg-vorpommerschen Level II-Flächen

Gemeiner Kiefer) ausgewählt, deren trophische Verhältnisse eher dem unterem Standortsspektrum der jeweiligen Baumart zuzuordnen sind. Für diese bewusst gewählten naturräumlichen Gegebenheiten war eher mit einer Reaktion unter den bestehenden Schadeinflüssen (z. B. Schadstoffeinträgen) zu rechnen.

Schlussendlich wurde jeweils eine Intensivmessfläche im Forstamt Sandhof (Nr. 1302) und im heutigen Forstamt Rothemühl (Nr. 1303) eingerichtet. Hierbei handelt es sich um einen Rotbuchen- und einen Kiefernreinbestand mittleren Alters. Die Lage der beiden Versuchsflächen im Bundesland kann der Übersichtskarte in Abbildung 1.1 entnommen werden. Die Versuchsfläche 1302 befindet sich nahe der Kreisstadt Güstrow (18 km südwestlich) und die Fläche 1303 unweit der Stadt Torgelow (6,5 km westlich).

Das kleinräumige Umfeld beider Versuchsflächen ist in den Abbildungen 1.2 bzw. 1.3 dargestellt.

Auf dem Luftbild (Abb. 1.2a) erkennt man, dass der untersuchte Sandhofer Bestand teils von Nadelhölzern umschlossen wird. In nördlicher und östlicher Richtung sind in wenigen hundert Metern Entfernung intensiv genutzte landwirtschaftliche Flächen vorgelagert. Infolge der Bewirtschaftung dieser Nutzflächen sind direkte Auswirkungen auf den Stoffhaushalt des Waldbestandes und die Luftqualität je nach Windrichtung denkbar und teils auch nachgewiesen. Größere (genehmigungspflichtige) Tierhaltungsanlagen sind erst in etwas weiteren Entfernungen (> 2,5 km), in den Ortschaften Lohmen, Borkow und Dobbartin, anzutreffen. Die gegenwärtige Stickstoff-Immissionssituation an dieser Intensivmessfläche entspricht wahrscheinlich mittleren Verhältnissen im Agrarland Mecklenburg-Vorpommern.

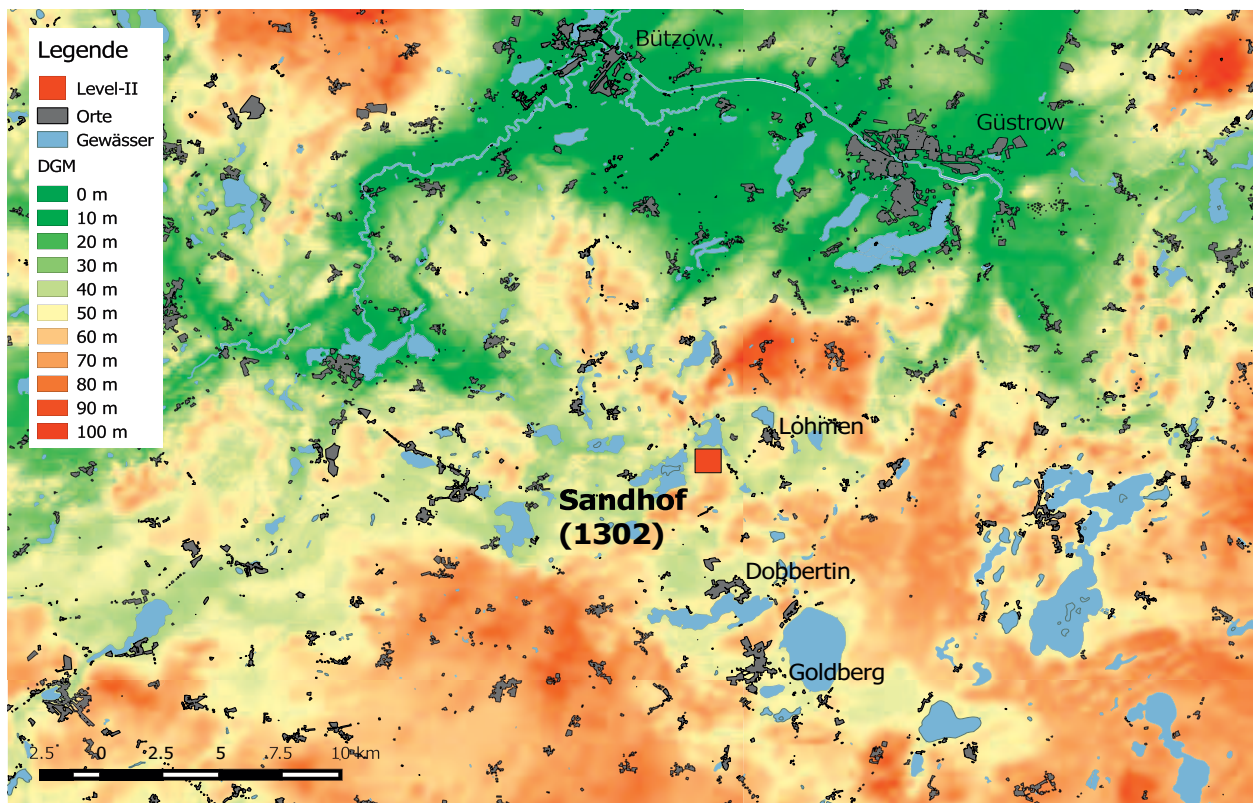
Die Reliefkarte (Abb. 1.2b) zeigt wenige Kilometer nördlich des Sandhofer Untersuchungsbestandes deutliche Erhebungen der weichseleiszeitlichen Pommerschen Hauptrandlage

(Endmoräne). Der Versuchsflächenstandort selbst befindet sich allerdings in einem zugehörigen Sandergebiet. Südlich grenzen wiederum Vollformen der Maximalausdehnung dieses Stadials an. In westlicher Richtung sind Grundmoränen und Sandergebiete mit einem ähnlichen Höhenniveau vorzufinden.

Die Rothemühler Level II-Fläche ist in der Ueckermünder Heide, in der Nähe des Dorfes Heinrichsruh gelegen. Etwa 125 m von der Bestandesmessfläche bzw. ca. 300 m von der zugehörigen Freifläche entfernt, befindet sich die Bundesstraße 109, welche insbesondere im Sommerhalbjahr stark befahren ist. Neben dieser Emissionsquelle in direkter östlicher Nachbarschaft gibt es mehrere landwirtschaftliche Großmitten in Form von genehmigungspflichtigen Tierhaltungsanlagen in den Orten Blumenthal, Ferdinandshof, Wilhelmsburg und Heinrichsruh. Die beiden letztgenannten Großviehanlagen sind im nördlichen Teil des Luftbildes (Abb. 1.3a) deutlich sichtbar.



(a) Luftbild mit Forstgrundkarte (1302)

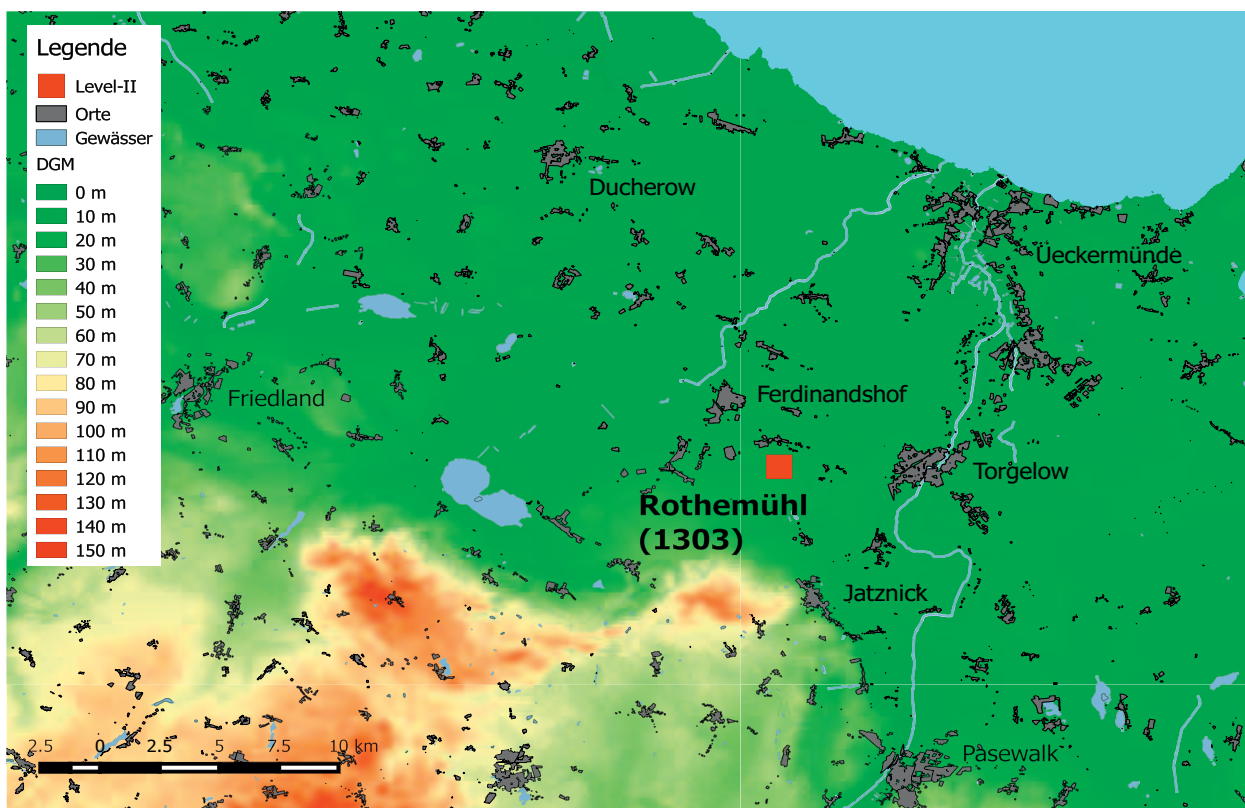


(b) Reliefkarte (1302)

Abb. 1.2: Detailkarten der Sandhofer Level II-Fläche (1302)



(a) Luftbild (1303)



(b) Reliefkarte (1303)

Abb. 1.3: Detailkarten der Rothemühler Level II-Fläche (1303)

Aufgrund dieser Stickstoffquellen im näheren räumlichen Umfeld ist davon auszugehen, dass der Eintrag in den untersuchten Kiefernbestand über den durchschnittlichen Verhältnissen von Nadelwäldern des Bundeslandes liegt.

Die Reliefkarte (Abb. 1.3b) weist für die Versuchsfläche, wie für den Großteil der Ueckermünder Heide, ein

sehr einheitliches Höhenniveau aus. Geologisch handelt es sich um ein Beckensandgebiet, in dem feinkörnige, nährstoffarme Sande während der Weichseleiszeit glazifluviatil abgelagert worden sind.

In der folgenden Tabelle 1.1 soll die Naturraumausstattung beider Standorte in Kurzform dargestellt werden. Zwischen den beiden Unter-

suchungsorten gibt es standörtliche Unterschiede, die sich klimatisch, geologisch bzw. bodengenetisch begründen lassen. Nicht zuletzt hat auch der Einfluss des Menschen in der Vergangenheit und Gegenwart eine wesentliche Bedeutung für die lokal vorgefundenen Waldökosystemzustände und deren Entwicklung.

Tab. 1. 1.: Kurzcharakteristik der mecklenburg-vorpommerschen Intensivmessflächen

Messort	Sandhof (1302)	Rothemühl (1303)
Forstamt	Sandhof	Rothemühl
Revier	Kleesten	Grünhof
Forstort (Bestand)	Abt. 4102 a3, (II)	Abt. 4057 a1, (II)
Bestandeskoordinaten	3305592	33428581
ETRS 89/UTM 33N (EPSG: 5650)	5951190	5943137
Höhe	65-70 m	20 m
Großklimabereich	Schweriner Klima (mäßig maritim)	Ückermünder Klima (subkontinentaler Einfluss)
Jahresniederschlag	616 mm	544 mm
Klimatische Wasserbilanz	19,4 mm	-20,0 mm
Jahresmitteltemperatur	8,81 C	8,69 C
Temperaturschwankung	18,0 K	18,9 K
Wuchsgebiet	Ostholsteinisch-Westmecklenburger Jungmoränenland	Ostvorpommersches Küstenland
Wuchsbezirk	Schwinzer Sandhochfläche mit Teilareal Goldbergsee	Torgelower Sandzwischenenebene
Bestand	Buchenreinbestand (<i>Fagus sylvatica</i> L.)	Kiefernreinbestand (<i>Pinus sylvestris</i> L.)
Bestandesbegründung	1926	1933
Ertragsklasse	1,9	0,9
LAI (W/S)	0/3,7	2,5/2,9
Bodentrophie	mesotroph	oligotroph
Bodenform	Braunerde	Braunerde-Podsol
Natürliche Waldgesellschaft	Hainrispen-Buchenwald	Blaubeer Traubeneichen-Kiefernwald
Ausgangssubstrat	weichseleiszeitlicher moränennaher Sandersand mit Carbonaten im Untergrund	weichseleiszeitlicher Beckensand
Besonderheiten	erste Laubwaldgeneration; benachbarte Ackerflächen	Nähe zu vier Großviehanlagen

1.5 Darstellung des Level II-Untersuchungsprogramms in Mecklenburg-Vorpommern

Wie bereits dargelegt, wird auf den Intensivmonitoringflächen ein sehr umfangreiches Untersuchungsprogramm überwiegend zeitlich sehr hochauflösend durchgeführt. Hierbei werden Zustandsgrößen der Wald-ökosysteme, Einflüsse von Umweltveränderungen und Reaktionen von Bäumen und Beständen erfasst.

Die Methodik der einzelnen Erhebungen wird auf ICP-Forests-Ebene von Fachexperten international abgestimmt und beschlossen. Die Untersuchungsmethoden werden anschließend in Form von ICP-Manuals unter anderem auf der entsprechenden Internet-Webseite (www.icp-forests.net) veröffentlicht. Sie sind grundsätzlich für alle Teilnehmer des Monitoringprogramms verbindlich. Der Gesamtdatensatz der ca. 500 weltweiten Intensivmonitoringflächen ist somit weitgehend einheitlich und vergleichbar. Abweichungen sind nur innerhalb der vorgegebenen Grenzen der Manuals erlaubt. Gleichzeitig erfolgten und erfolgen fortwährende Anpassungen der Vorschriften an den aktuellen Stand des Wissens und der Technik.

Die Intensivmonitoringdaten werden sowohl lokal als auch zentral in Datenbanken gehalten. Die (zentrale) ICP-Datenbank hat sich dabei als eine wichtige Datenquelle für nationale wie internationale Wissenschaftler und Verwaltungen, in- und außerhalb des Forstbereichs, etabliert. Sie wird entsprechend oft genutzt, um großräumige Umweltauswertungen mit unterschiedlichsten Zielsetzungen vorzunehmen.

An den mecklenburg-vorpommerschen Level II-Flächen werden aktuell insgesamt 15 verschiedene Erhebungsbereiche mit zahlreichen Parametern untersucht, die in der nachfolgenden Tabelle 1.2 in Kurz-

form aufgelistet sind. Zusätzlich wird in der zweiten Spalte ein Hinweis auf das jeweilige Auswertungskapitel des vorliegenden Berichtes gegeben.

Die Landesdaten des Level II-Programms werden hauptsächlich auf den nachfolgend aufgeführten, vier verschiedenen Wegen gewonnen:

1. Vollautomatische Datengewinnung einschließlich integrierter Fernabfrage (Bereiche: Meteorologie, Bodenwasserhaushalt, Einzelbaumzuwachs und Stammabflussmenge)
2. Analyse der Passivsammler am IVL Göteborg (Bereich: Luftschadstoffkonzentration)
3. Analyse von Wasser-, Pflanzen- und Bodenproben an der Lufa³ Rostock (Bereiche: Deposition, Bodenzustand, Blattanalyse, Streufallmessung, Stammabflussanalyse)
4. Okulare Ansprache oder Messung durch Personal der Landesforst Mecklenburg-Vorpommern (Bereiche: Boden- und Kronenzustand, Phänologie, Bestandeszuwachs, Einzelbaumzuwachs, Ozonschäden)

Nicht alle Erhebungen werden seit der Flächeneinrichtung durchgeführt. Eine Einführung bzw. Intensivierung der Untersuchungen fand vor allem im Rahmen des europäischen FutMon⁴-Programms von 2008 bis 2010 statt. Dies betraf in Mecklenburg-Vorpommern z. B. die Bereiche Luftschadstoffe, Phänologie, Bodenwasserhaushalt, Einzelbaumzuwachs, Ozonschäden und Blattflächenindex. Zeitgleich wurden die qualitativen Anforderungen erhöht, indem detailliertere Vorgaben zu den Messungen und Analysen in den ICP-Manuals festgelegt und intensivere Datenprüfungen sowie regelmäßige Laborqualifikationen vereinbart wurden.

Weitere wesentliche Änderungen des mecklenburg-vorpommerschen Datensatzes betreffen die Depositions-

und Bodenlösungsuntersuchung nach 2006 bzw. 2007. Ab diesem Zeitpunkt wurde die fakultative Bestimmung von Schwermetallen aus Kostengründen (und aufgrund weitgehend unproblematischer Messwerte) eingestellt, deren Analyse bis dahin im 14-tägigen Turnus erfolgte. Außerdem wurde in 2011/12 die Methodik der Depositionsuntersuchung geändert. Einerseits wurde die Anzahl der Depositionssammler erhöht und andererseits das Analyseintervall von 14-tägig auf monatlich verlängert, wobei zur Verbesserung der Analysequalität nun drei getrennte Teilproben je Plot und Messort gebildet werden.

1.6 Organisatorische Durchführung des Level II-Programms in Mecklenburg-Vorpommern

Das Forstliche Versuchswesen der Landesforst Mecklenburg-Vorpommern übernimmt seit Beginn des Monitoringprojektes dessen Leitung, Kontrolle und anteilige praktische Erhebungsdurchführung (s. Kapitel 1.5). Die betrauten Mitarbeiter können dabei auf langjährige Erfahrung im Forstlichen Umweltmonitoring und/oder der forstlichen Standortserkundung zurückblicken.

Die eigenständig durchgeführten Außenaufnahmen (z. B. zu Boden- und Kronenzustand, Phänologie, usw.) sind somit immer von den gleichen Personen erhoben worden, was deren Qualität und Vergleichbarkeit verbessert. Außerdem gibt es zwei Revierleiter der Landesforstverwaltung, die für die Versuchsflächenbetreuung vor Ort verantwortlich sind, regelmäßige Kontrollbegänge vornehmen und deren Ergebnisse protokollieren.

Die Flächeneinrichtung einschließlich der gerätetechnischen Erstausrüstung übernahmen im Jahr 1995 die Firmen

³ Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt

⁴ Further Development and Implementation of an EU-level Forest Monitoring System (Life +)

Tab. 1. 2.: Aktueller Untersuchungsumfang an den mecklenburg-vorpommerschen Level II-Flächen und Benennung des Auswertungskapitels

Erhebungsbereich	Kapitel	Parameter	Messintervall	Messort/- geräte
Bodenzustand	2	TRD, pH, C, N, P, Ake, CaCO ₃ , Körnung, Elementgehalte im Königswasseraufschluss inkl. Schwermetalle und Elementgesamtgehalte	zehnjähriger-Turnus	BF, Bodenprofil
Bodenvegetation	2	Deckungsgrad der Vegetationsschichten und der Pflanzenarten, usw.	jährlich	BF, auf 100 m ²
Meteorologie	3	Temperatur, Niederschlag, Luftfeuchtigkeit, Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Globalstrahlung, UVB, usw.	stündlich	FF, automatische Wetterstation
Bodenwasserhaushalt	4	Bodentemperatur und -feuchte	stündlich	BF, 2-3 x, bis 1 m
Phänologie	4	Blattaustrieb, Blattverfärbung, Blattfall, Blüte, Schäden, ...	jährlich	BF, 20 Bäume (okular)
Blattflächenindex	4	LAI _{max} , ...	alle 5-10 Jahre	BF
Luftschadstoffkonzentration	5	NO ₂ , NH ₃ , O ₃	14-tägig-monatlich	FF, Doppelmessung
Ozonschäden	5	Pflanzenart, Symptome	jährlich	BF (LESS-Verfahren)
Deposition	6	Menge, pH, Leitfähigkeit, K, Ca, Mg, Na, N-NH ₄ , Cl, N-NO ₃ , S-SO ₄ , Alkalinität, Ntotal, PO ₄ , DOC (bis 2006: Schwermetalle)	monatlich (14-tägige Probenholung)	FF: 6 Sammler; BF: 24 bzw. 21 Sammler (Münden 100)
Bodenlösung	7	pH, K, Ca, Mg, N-NO ₃ , S-SO ₄ , Al, Na, N-NH ₄ , DOC, Ntotal, Cl, Fe, Mn, P-PO ₄ (bis 2006: Schwermetalle)	14-tägig	BF, Lysimeter in 5 Tiefen (5 x)
Stammabfluss	8	wie Deposition.	14-tägig	BF, 8 Bäume (nur 1302)
Streufallmessung	8	je Fraktion: Masse, C, N, P, S, Ca, Mg, K	jährlich	BF, 13 x (0,25 m ²)
Kronenzustand	9	Blattverlust, Vergilbung, Blüte, Fruktifikation, Schäden, Mortalität, usw.	jährlich	BF, 40 Bäume
Blattanalyse	9	Masse, C, N, S, P, Ca, Mg, K	zweijährig	BF, 8 Bäume
Bestandeszuwachs	10	Baumart, Höhe, Durchmesser, Volumen, Kronenansatz, usw.	fünffjährig	BF, auf 1000 m ²
Einzelbaumzuwachs	10	Baumumfang (elektronisch), Bohrkern, usw.	stündlich-mehrjährig	BF, 8 Bäume

FF = Freifläche BF = Bestandesfläche

Umwelt-Geräte-Technik aus München und F&C aus Gülzow, wobei die meisten Messgeräte bis auf die Wetterstation von der erstgenannten Firma beschafft und eingebaut wurden. Diese wurde außerdem mit den anfallenden Wartungs- und Reparaturarbeiten beauftragt. Das kontinuierliche Mess- und Analyseprogramm wurde 1996 aufgenommen.

Ab 1999 wurde die Firma F&C aus Gülzow mit der kompletten Messge-

rätewartung auf beiden Versuchsflächen beauftragt. Diese Umstellung war in sofern vorteilhaft, als sich dadurch die Reparatur- und Ausfallzeiten aufgrund des ortsnahen Firmensitzes verkürzten.

Seit Bestehen der Intensivmessflächen finden die Analysen in den Laboren des IVL⁵ Göteborg und vor allem der Lufa Rostock statt. Am IVL werden seit jeher die Luftschadstoffkonzentrationen der Passivsammler

bestimmt, während die Lufa Rostock alle weiteren Analysen (Wasser-, Pflanzen- und Bodenproben) sowie die komplette Probenlogistik übernimmt. Grundsätzlich sollte diese Kontinuität einen positiven Einfluss auf die Vergleichbarkeit der ermittelten Ergebnisse in den Zeitreihen haben.

⁵ Swedish Environmental Research Institute

2 Boden und Standort

2.1 Datenerhebung und -aufbereitung

Die Waldstandorte der heutigen Level II-Flächen wurden bereits lange vor der Level II-Flächeneinrichtung eingehend im Rahmen der Ökologischen Waldzustandskontrolle (ÖWK), dem Wald- und Bodenzustandserhebungsprogramm der ehemaligen DDR, untersucht. Die Erstaufnahme und -analyse der Level II-Bodenprofile fand auf der Sandhofer Fläche im Jahr 1989 und auf der Rothemühler Fläche in 1987 statt. Auch nach 1990 wurde das ÖWK-Monitoringprogramm unter dem Namen Bodendauerbeobachtungsflächen Forst (BDF-F) parallel zum Level II-Programm fortgeführt, wobei der maximal zehnjährige Aufnahmeturnus beibehalten wurde. Die letztmalige Untersuchung wurde in 2011 (Sandhof) bzw. in 2009 (Rothemühl) durch Standortskartierer der Landesforst Mecklenburg-Vorpommern vorgenommen. Für die Auswertung der Zeitreihe erweist sich die einheitliche Aufnahme und Bepro-

bung der Bodenprofile entsprechend des ostdeutschen Standortskartierverfahrens (KOPP & SCHULZE, 2009) als vorteilhaft. Die labortechnische Untersuchung erfolgte stets im gleichen Labor nach standardisierten forstlichen Untersuchungsverfahren. Veränderungen ergaben sich allerdings durch den Einsatz neuer Messgeräte, die schnellere und genauere Analysen ermöglichten, wobei sich nur im Falle des austauschbaren Magnesiums zusätzlich auch das Extraktionsverfahren änderte. Die pflanzenverfügbaren Magnesiumgehalte und -vorräte sind aufgrund der analytisch bedingten Abweichungen im zeitlichen Verlauf schwer vergleichbar (DIECKMANN, 2004).

Im Vergleich zu den vorliegenden Bodendaten des Level II-Programms erscheint die ÖWK- / BDF-F-Datenquelle umfangreicher und einheitlicher. Die nachfolgenden Bodenauswertungen beziehen sich aus diesem Grunde zumeist auf die erste und die letzte ÖWK- / BDF-F-Aufnahme

der beiden Versuchsflächenstandorte. Obwohl die Intensivmessflächen auf einheitlichen Standortsmosaiken eingerichtet wurden, kann bei den vorliegenden Untersuchungen von jeweils einem Bodenprofil nicht von einer Ergebnisrepräsentanz für die gesamte Versuchsfläche ausgegangen werden. Weiterhin ist zu bedenken, dass jede Probenahme ein Abstechen des alten Profils notwendig machte, so dass sich der Probenahmeort wesentlich verändert. Die Variabilität der Bodenparameter in der Fläche kann so deren zeitliche Entwicklungen überprägen, in deren Folge Fehleinschätzungen möglich sind.

Größere Variabilitäten traten beispielsweise bezüglich der gewonnenen Trockenrohdichten zwischen einzelnen Erhebungen auf, so dass zur Berechnung der Feinbodenvorräte tiefenstufenweise Mittelwerte der Trockenrohdichten aller vorliegenden Aufnahmen verwandt wurden. Außerdem wurden die kleinsten Analysenwerte auf die schlechteste (maximale)

Tab. 2.1.: Eigenschaften der Bodenprofile (Level II)

Messort	Bodenprofil Sandhof	Bodenprofil Rothemühl
Wuchsgebiet	Ostholsteinisch-Westmecklenburger Jungmoränenland	Ostvorpommersches Küstenland
Wuchsbezirk	Schwinzer Sandhochfläche mit Teilareal Goldberger See	Torgelower Sandzwischenenebene
Großklimabereich	Schweriner Klima (mäßig maritim)	Ückermünder Klima (subkontinentaler Einfluss)
Humusform	mäßig frischer Moder	mäßig frischer Rohhumus
Bodenform (SEA 95)	Bergrader Sand-Braunerde	Brunkauer Sand-Humusrostpodsol
Standortsgruppe (SEA 95)	M2f	A2lf
Bodenform (KA5)	Normbraunerde (BBn)	Braunerde-Podsol (BB-PP)
Ausgangssubstrat	moränennaher Sandersand	Beckensand
Stratigraphie	Weichseleiszeit, Pommersches Stadium	Weichseleiszeit, Mecklenburger Vorstoß
Grundwasserstufe	7	7
Grundwassertiefe	> 3 m	> 3 m
Carbonattiefe	1,65 m	carbonatfrei
Relief	Plateau	Ebene
Höhe	65-70 m	20 m

Bestimmungsgrenze aller Erhebungen begrenzt, damit sich keine Veränderungen der Konzentrationen bzw. der Vorräte aufgrund unterschiedlich genauer Messverfahren ergeben.

2.2 Beschreibung der Bodenprofile

Die ehemaligen ÖWK-Flächen wurden überwiegend auf trophisch schwächeren Standorten der Hauptbaumarten angelegt, da hier Veränderungen der Ökosysteme aufgrund der Schadstoffeinträge am ehesten zu erwarten waren. Die Level II-Flächen wurden auf zwei weichseleiszeitlichen Sandstandorten eingerichtet, deren grundlegende Bodeneigenschaften in der Tabelle 2.1 aufgeführt sind.

Sandhofer Level II-Bodenprofil:

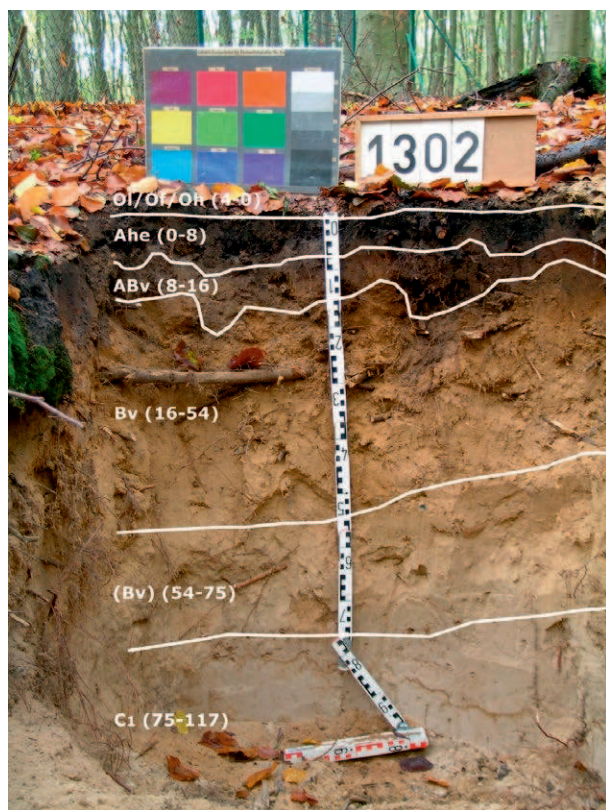
Die Bodengrube der Sandhofer Versuchsfläche befindet sich in Plateau-

lage eines nach Süden und Westen abfallenden Geländes.

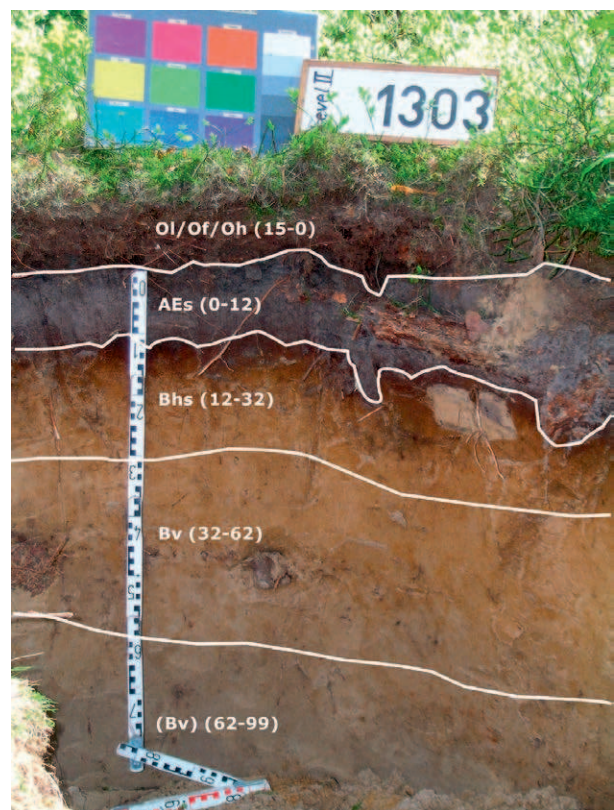
Die skelettarme, mesotrophe und grundwasserferne Braunerde der Sandhofer Level II-Fläche (Abb. 2.1a) entwickelte sich auf einem weichseleiszeitlichen, moränennahen Sandersand der Pommerschen Haupteisrandlage, deren Endmoräne sich zwei Kilometer nördlich befindet. Der Verlauf der unteren Horizontgrenzen der humosen Oberbodenhorizonte (A-Horizonte) ist wellig bis taschenförmig und kann als Hinweis auf eine frühere Ackernutzung gedeutet werden. Der Ahe-Horizont zeigt eine schwache Podsolierung, welche durch einen gehemmten Humusstoffumsatz verursacht wird. Die periglaziäre Decke dieses Bodens besteht aus einem maximal schwach steinigen und schwach kiesigen, anlehmi- gen Mittelfeinsand, der im unteren Bereich des (Bv)-Horizontes in einen

Feinsand übergeht. Der nachfolgende erste Untergrundhorizont (C1) ist wiederum sehr skelettarm und wird aus einem ton- und schluffarmen Staubsand gebildet. Im darunterliegenden C2 wechselt die Körnung des Sandes zu einem Mittelfeinsand. Eine Besonderheit im Bodenprofil stellt der, in einer Tiefe von 1,65 m bis 1,71 m reichende grobsandige carbonathaltige Horizont (Cca1) dar. Unterhalb angrenzend befindet sich ein weiterer mittelfeinsandiger Carbonathorizont (Cca2), der bis mindestens 1,75 m reicht. Der Grundwasserspiegel wurde innerhalb einer Bodentiefe von 3 m nicht erreicht. Aufgrund der beschriebenen Eigenschaften handelt es sich um die SEA-Feinbodenform Bergrader Sand-Braunerde, welche mäßig nährstoffversorgt ist.

Über die Weiserwerte der vorkommenden Arten in der Bodenvegetation erfolgte die ökologische Humusan-



(a) Bodenprofil, Sandhof (1302)



(b) Bodenprofil, Rothemühl (1303)

Abb. 2.1: Bodenprofilfotos der Level II-Flächen

sprache nach KOPP & SCHULZE (2009). Unter dem geschlossenen Rotbuchen-schirm ist infolge der Lichtverhältnisse nur eine spärliche Bodenvegetation vorgefunden worden. Anhand der wenigen vorkommenden Pflanzenarten ist am Profil ein mäßig frischer Moder bestätigt worden. Die analytische Humusformenbestimmung führt zu einem identischen Ergebnis.

Vergleicht man die Zustandseigenschaften der Humusform mit den Stammeigenschaften der Feinbodenform, so besteht derzeit nach KOPP & SCHULZE (2009) eine Übereinstimmung der Nährkraft- und Feuchtestufen.

Aussagen zur geschichtlichen Nutzung des Standortes können einerseits über historische Kartenwerke recherchiert oder andererseits aus der Bodenmorphologie abgeleitet werden. Im ältesten verfügbaren Kartenwerk, der Wiebekingschen Karte von 1786, wird die gesamte Gegend als waldfrei gekennzeichnet. Zu diesem Zeitpunkt kann von einer ackerbaulichen Nutzung ausgegangen werden. Im Kartenwerk der Preußischen Landesaufnahme von 1885 wurde der Standort bereits als Nadelholz dargestellt, es fand also zwischenzeitlich eine Aufforstung statt. Der Flurname „Tannenkamp“ des Gebietes deutet ebenfalls auf einen historischen Nadelwald hin. Der heutige aufstockende Rotbuchenbestand wurde im Jahr 1926 angelegt.

Im Bodenprofil ist eine solche ackerbauliche Flächennutzung nur teilweise erkennbar. Im Zuge der ersten Bodenaufnahme im Jahr 1989 wurde der humose Oberbodenhorizont noch als Ackerhorizont (Ap) angesprochen, was in 2011 nach okularer Ansprache nicht dokumentiert wurde. In unmittelbarer Nachbarschaft zum regelmäßig aufgenommenen Bodenprofil wurden im Jahre 2012 auf dem Bodenfeuchtemessfeld (ca. 10-15 m entfernt) gekappte Braunerden erschlossen, welche ebenfalls auf eine waldfreie Periode hindeuten.

Rothemühler Level II-Bodenprofil:

Das Bodenprofil befindet sich in einem weichseleiszeitlich abgelagerten Beckensandgebiet, welches ein ebenes Relief besitzt. Die Sedimentation der Sande erfolgte während des Mecklenburger Eisvorstoßes. Auf diesem skelettfreien glazilimnischen Sand entwickelte sich ein nährstoffarmer, durchgängig aus reinen (unverlehmten) Mittelfeinsanden bestehender Sand-Humusrostpodsol, der durch einen deutlich gebleichten Auswaschungshorizont und einen darunter befindlichen Humus- und Sesquioxid-Einwaschungshorizont gekennzeichnet ist (2.1b). Neben dem nährstoffarmen geologischen Ausgangssubstrat fördert die schlecht zersetzbare Nadelstreu des aufstockenden Kiefernbestandes und entsprechend vermehrte Bildung von Fulvosäuren sowie die Säuredeposition den Podsolierungsprozess. Das Profil weist ferner einen Verbraunungshorizont (Bv) und einen darunter angrenzenden, schwach ausgeprägten Verbraunungshorizont ((Bv)) auf. Der Boden ist bis zu einer Tiefe von 3 m carbonatfrei. Der Grundwasserspiegel wurde in diesem Tiefenbereich nicht erreicht. Entsprechend dieser Eigenschaften kann der Boden der Feinbodenform Brunkauer Humusrostpodsol zugeordnet werden. Die mit 15 cm recht mächtige Humusaufgabe zeigt anschaulich den stark gehemmten Humusumsatz aufgrund der sauren Bodenverhältnisse und der schlecht zersetzbaren Streu (Kiefernadeln). Laut ökologischer Humusformenansprache anhand der Krautvegetation ist hier ein mäßig frischer Rohhumus vorhanden, der nachfolgend auch analytisch bestätigt wurde. Laut SEA-Kartieranweisung (KOPP & SCHULZE, 2009) stimmen die leicht veränderlichen Zustandseigenschaften mit den schwer veränderlichen Stammeigenschaften am Untersuchungsort überein.

In den historischen Karten kann die Waldgeschichte der Versuchsfläche

bis ins 18. Jahrhundert zurückverfolgt werden. Sowohl in der Schmettauschen Karte von 1786 als auch im Preußischem Urmesstischblatt um 1835 ist hier ein Mischwald ausgewiesen. Die Karte der Preußischen Landaufnahme weist ca. 50 Jahre später, um 1885, einen Nadelwald aus. Der heutige Kiefernreinbestand wurde 1933 begründet. Innerhalb des Bodenprofils sind keine Anzeichen einer ackerbaulichen Nutzung erkennbar.

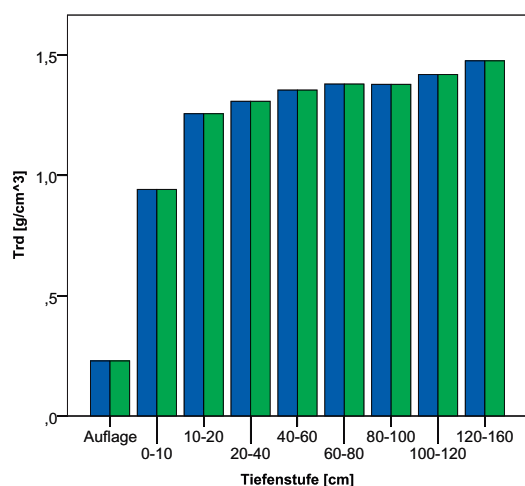
2.3 Status und Trends der Bodenfestphase

2.3.1 Skelettanteile und Trockenrohdichte

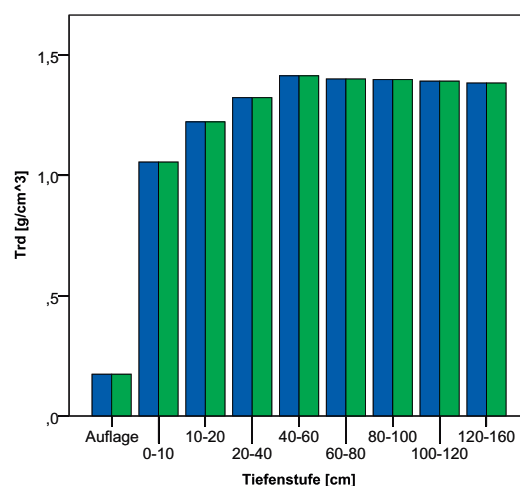
Die Skelettanteile der beiden ausgewerteten Böden sind mit Volumenanteilen von weniger als fünf Prozent sehr gering. Aufgrund dieser geringfügigen Unterschiede kann laut GAFA (2005) die Trockenrohdichte des Gesamtbodens der des Feinbodens gleichgesetzt werden. Wie bereits im Kapitel 2.1 beschrieben, wurden mittlere Trockenrohdichten je Tiefenstufe über alle Bodenerhebungen berechnet (Abb. 2.2), um die Streuungen zwischen den Erhebungen aufgrund der vorhandenen Flächenvariabilität zu vermeiden. Die ermittelten Trockenrohdichten der Tiefenstufen weisen verbreitete Größenordnungen für anhydromorphe Böden in Mecklenburg-Vorpommern auf. Die vorgefundenen Werte dieses bodenphysikalischen Parameters sind auf beiden Flächen recht ähnlich.

2.3.2 pH-Werte

Der pH-Wert ist ein Intensitätsparameter, der die Konzentration der Hydroniumionen in einer Lösung angibt und im Allgemeinen zur Bestimmung der Bodenreaktion verwendet wird. In Abbildung 2.3 sind die pH-Werte der Böden in Wasser dargestellt. Sie werden im Allgemeinen als Weiser für den aktuellen Bodensäurezustand verwendet. Erwartungsgemäß sind durch die Säureeinträge in den Ober-



(a) Trockenrohdichten, Sandhof (1302)



(b) Trockenrohdichten, Rothemühl (1303)

Abb. 2.2: Mittlere Trockenrohdichten der Böden [blau = BDF-1 (1987/89) und grün = BDF-4 (2009/11)]

böden die geringsten pH-Werte zu finden, die dann mit zunehmender Bodentiefe ansteigen. Dieser grundsätzliche Tiefengradient ist auf beiden Flächen erkennbar, es zeigen sich jedoch auch wesentliche Unterschiede zwischen den Flächen. In Sandhof ist im Gegensatz zu Rothemühl der pH-Wert der Humusauflage höher als in der Tiefenstufe 0-10 cm, was durch die höheren Basengehalte der Streu und deren bessere Zersetzbarkeit sowie die geringeren Säureeinträge bei Fläche Sandhof hervorgerufen wird. Ferner ist der Rothemühler Humusrostpodsol in den oberen Tiefenstufen (bis 40 cm) saurer als die Sandhofer Braunerde. Dieser Befund stimmt sehr gut mit den mittleren pH-Werten der Bodenlösung überein, bei der sich ebenfalls gleiche Größenordnungen für vergleichbare Tiefen ergeben und ebenfalls ein Niveauunterschied zwischen den beiden Flächen auftritt (vgl. Kap. 7.2, S. 116).

Im betrachteten Zeitraum sind in Sandhof die pH-Werte fast aller Tiefenstufen einschließlich der Humusauflage angestiegen, wobei nur die Tiefenstufe 10 bis 20 cm mit nahezu konstanten Werten eine Ausnahme bildet. Der deutlichste Anstieg ist hier in der Humusauflage registriert worden. Im Gegensatz dazu sind in Ro-

themühl bis zu einer Bodentiefe von 40 cm die pH-Werte gesunken und erst in größeren Tiefen angestiegen. Diese örtlichen Unterschiede können durch die unterschiedliche Stoffeintragsituation und das differierende Puffervermögen der Böden erklärt werden. So sind in Rothemühl die Gesamtsäureeinträge für den Messzeitraum von 1996 bis 2013 im Mittel höher und das anstehende Ausgangssubstrat sowie die vorhandenen Basenvorräte qualitativ etwas schlechter.

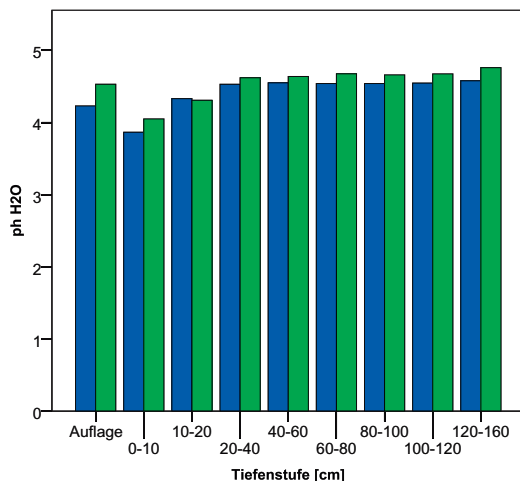
Im Gegensatz zur Messung des pH-Wertes in Wasser werden bei der Messung in Salzlösung (KCl) auch an den Austauscheroberflächen gebundene Kationensäuren erfasst. Dadurch ergibt sich eine Absenkung des pH-Wertes gegenüber der Messung in wässriger Suspension (GAFA, 2005). Nach WOLFF & RIEK (1997) können die pH-Werte in Kaliumchlorid als Maß für die potentiell maximal mögliche Säurestärke interpretiert werden.

Die pH(KCl)-Werte der untersuchten Versuchsflächen (ohne Abb.) zeigen einen ähnlichen Tiefenverlauf und zeitlichen Trend wie die in Wasserlösung gemessenen Werte, wobei in Rothemühl eine generelle Verschlechterung dieses pH-Kennwertes zu verzeichnen ist¹. Extrem geringe

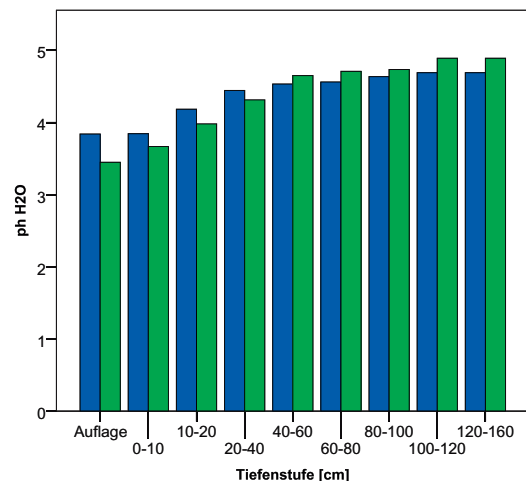
pH-KCl-Werte von < 3,0 konnten in der Rothemühler Humusauflage und in der ersten Tiefenstufe gemessen werden, die sich nicht einmal mehr im Aluminium- bzw. im Aluminium-/Eisen-Pufferbereich sondern bereits im Eisen-Pufferbereich nach ULRICH (1981) befinden.

Eingetragene H⁺-Ionen wirken sich meist nicht unmittelbar auf die Bodenreaktion aus, sondern werden in Abhängigkeit von den vorherrschenden pH-Werten unterschiedlich gepuffert. Nach ULRICH (1981) können pH-Werte von < 4,2 in der Bodenlösung als kritisch angesehen werden, da dann die „Basen“-Verarmung weit vorangeschritten ist, Tonminerale zerstört und zunehmend pflanzentoxisch wirkende Aluminiumionen in die Bodenlösung abgegeben werden. Bei Anwendung dieses Grenzwertes für pH(H₂O) existieren nur in der obersten Tiefenstufe (0-10 cm) der Sandhofer Fläche und in den oberen beiden Tiefenstufen (bis 20 cm) der Rothemühler Fläche kritische Verhältnisse. Schlechter sieht es bei Verwendung des pH(KCl)-Wertes aus. In diesem Fall sind an beiden Messflächen

¹ Die Sandhofer pH-KCl-Messwerte der letzten BDF-Erhebung (aus dem Jahr 2011) wurden nicht berücksichtigt, da wahrscheinlich Analysefehler vorliegen.



a) pH-Werte, Sandhof (1302)



(b) pH-Werte, Rothemühl (1303)

Abb. 2.3: Boden-pH-Werte, gemessen in Wasser [blau = BDF-1 (1987/89) und grün = BDF-4 (2009/11)]

bis in 40 cm Bodentiefe kritische Bodenreaktionen zu verzeichnen.

Nach BLOCK et al. (2000) ergeben sich für beide Untersuchungsorte mittlere Risiken aufgrund der Säurebelastung (Basis: pH (H₂O)) für mittlere und anspruchsvolle Pflanzengesellschaften.

2.3.3 Kohlenstoff

Kohlenstoff kommt in carbonatfreien Bodenschichten überwiegend organisch gebunden als Humus vor. Besonders für Sandböden hat die organische Substanz eine wichtige Bedeutung als Nährstoff- und Wasserspeicher. Die Kohlenstoffvorräte des Bodens sind von zahlreichen natürlichen und anthropogenen Einflüssen abhängig. Wichtige anthropogene Einflussfaktoren sind beispielsweise die historische Nutzungsform, die Art der Bewirtschaftung und die Baumartenwahl sowie anthropogene Stoffeinträge. Die quantitative Bestimmung des Bodenkohlenstoffs und seiner Veränderungen sind sehr bedeutsam, da den Kohlenstoffverbindungen eine zentrale Rolle im Kontext der globalen Klimaerwärmung zugewiesen wird.

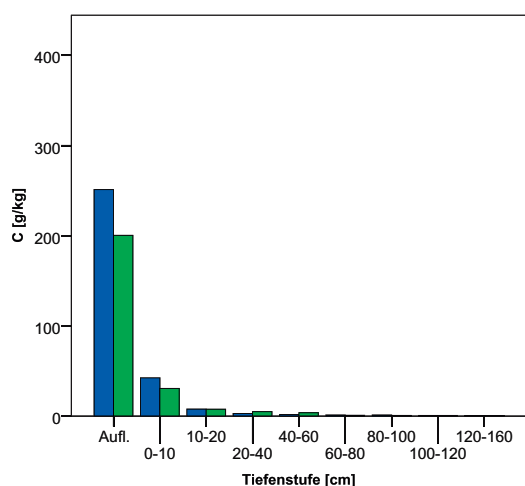
Schon bei Inaugenscheinnahme der Profile (Abb. 2.1) werden die stark

unterschiedlichen Mächtigkeiten der Humusauflagen (1302: 4 cm, 1303: 15 cm) deutlich und geben Hinweise auf die zu erwartenden Flächenunterschiede. In der Abbildung 2.4 sind die tiefenstufenweisen Kohlenstoffgehalte und -vorräte der beiden Bodenprofile dargestellt. Deutlich erkennbar ist, dass im Rothemüher Bodenprofil wesentlich mehr Kohlenstoff gespeichert ist als in Sandhof. Beim Vergleich der Kohlenstoffvorräte in der Humusauflage mit landesweiten Stichprobenkennwerten nach DIECKMANN (2004) sind in Sandhof mittlere Verhältnisse für Braunerden und in Rothemühl sehr hohe Werte für Podsole, nahe am landesweiten Maximum, vorzufinden. Die Differenz der Kohlenstoffvorräte der untersuchten Humusauflagen beträgt über 40 t Kohlenstoff je Hektar. In größeren Mineralbodenblöcken (z. B. für die Bodentiefenspanne: 0 bis 80 cm) hingegen sind nur relativ geringe Differenzen der Kohlenstoffvorräte nachweisbar, die etwas über den landesweiten Medianen der jeweiligen Bodentypen liegen. Die C-Vorratsunterschiede zwischen den Flächen sind demnach in erster Linie durch die Unterschiede in der Humusauflage bedingt.

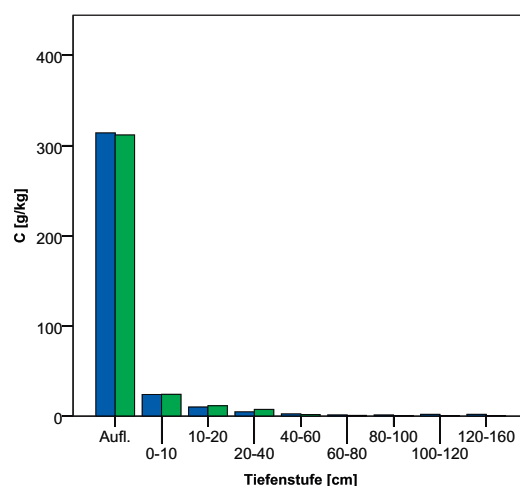
Die bodenbiologische Aktivität und die Mineralisierungsrate beider Bo-

dentypen sind stark voneinander verschieden. Selbst für einen Podsol sind in Rothemühl die Humusumsatzprozesse recht stark gestört und verlangsamt. Wichtige Weiser sind insbesondere die C/N-Verhältnisse der Humusauflage und der oberen Bodenhorizonte, welche diese Einschätzung stützen. Wie erwartet, zeigen sich für die Sandhofer Braunerde günstigere Werte (C/N-Humusauflage: 18-22 und 0-10 cm-Tiefe: 14-16) als an der Rothemühler Versuchsfläche (Humusauflage: 25-30 und 0-10 cm-Tiefe: 26-28).

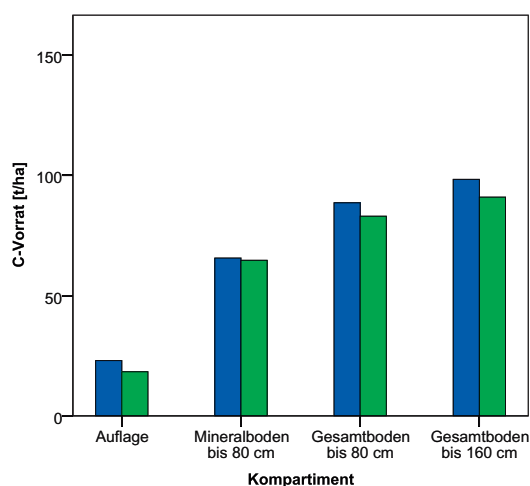
Ebenfalls differierend sind die Entwicklungen der Kohlenstoffvorräte beider Versuchsflächen. Generell ist auf der Sandhofer Level II-Fläche eine Kohlenstoffabnahme für größere Gesamtbodenblöcke wahrscheinlich, die in erster Linie aus einem Rückgang der Vorräte in der Humusauflage und der Bodentiefe 0-10 cm resultiert. In den darunter befindlichen Tiefenstufen sind nur geringe, uneinheitliche Veränderungen vorhanden. Im Rothemühler Bodenprofil haben sich die C-Vorräte in der Humusauflage kaum geändert, während im Mineralboden bis 80 cm ein möglicher leichter Anstieg feststellbar ist. Für den Gesamtboden bis 80 cm ergibt sich für Sandhof eine jährliche



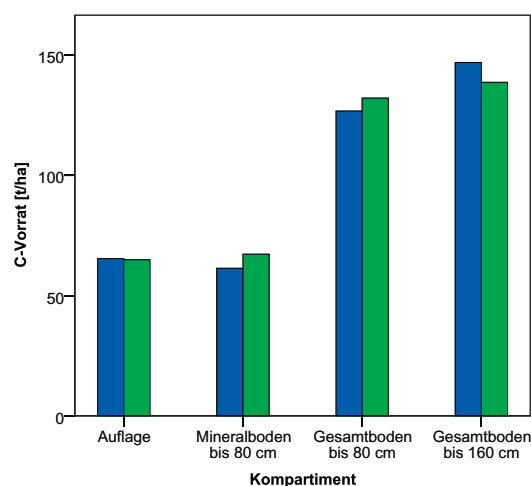
(a) Kohlenstoff-Gehalte, Sandhof (1302)



(b) Kohlenstoff-Gehalte, Rothemühl (1303)



(c) Kohlenstoff-Vorräte, Sandhof (1302)



(d) Kohlenstoff-Vorräte, Rothemühl (1303)

Abb. 2.4 Kohlenstoffgehalte und -vorräte der Böden [blau = BDF-1 (1987/89) und grün = BDF-4 (2009/11)]

C-Abnahmerate von ca. 250 kg pro Hektar und Jahr, hingegen besteht in Rothemühl eine jährliche Zunahme in etwa der gleichen Höhe (ca. 245 kg pro Hektar und Jahr). Auf der östlich gelegenen Versuchsfläche wird die beschriebene C-Akkumulation wahrscheinlich durch die schlechteren Mineralisationsbedingungen und die erhöhte Biomasseproduktion aufgrund hoher Stickstofffrachten bedingt. Die dargestellte Tendenz der Kohlenstoffentwicklung für den Gesamtboden bis 160 cm der Rothemühler Fläche (Abb. 2.4d) muss nicht zwangsläufig den realen Trend widerspiegeln, da

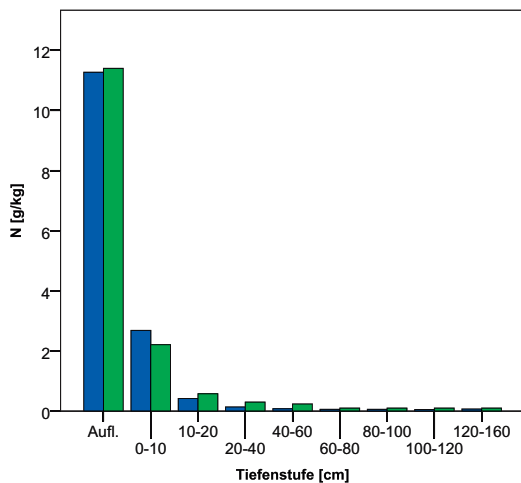
zum Zeitpunkt der Erstaufnahme die C-Bestimmungsmethode wesentlich ungenauer war und unterhalb von 80 cm Bodentiefe nur sehr geringe Konzentrationen vorhanden sind.

2.3.4 Stickstoff

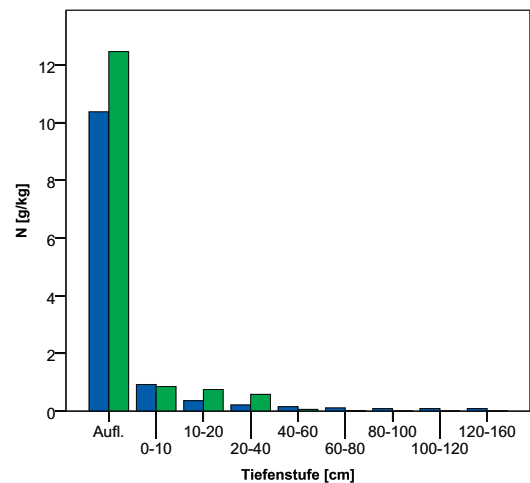
Stickstoff ist ein essentielles Nährelement und damit ein Grundbaustein aller Lebewesen. Bei einer übermäßigen Versorgung geht die Stickstoffwirkung vom Nährstoff zum Schadstoff über und führt zu weitreichenden nachteiligen Veränderungen in den Ökosystemen. In diesem Falle

werden die Natürlichkeit und Stabilität der Ökosysteme ebenfalls negativ beeinflusst. Eine direkte, schädliche Stickstoffwirkung auf die menschliche Gesundheit ergibt sich ggf. bei einer stärkeren Verlagerung von Stickstoffverbindungen in das Grund- bzw. Trinkwasser.

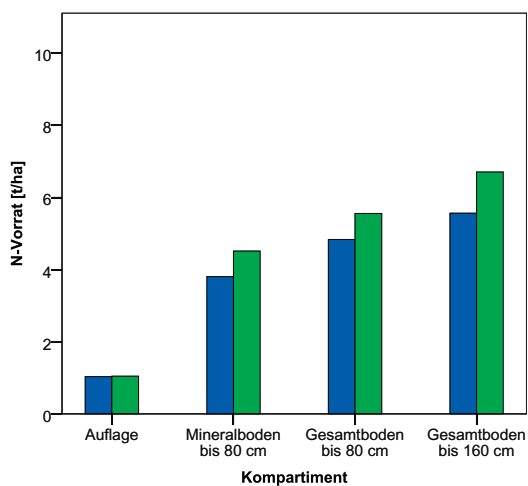
Anthropogener Stickstoff gelangt über die Produktion von Kunstdünger, die Nutztierhaltung und die Verbrennung fossiler Rohstoffe in die Umwelt und reichert sich kontinuierlich im Stickstoffkreislauf der Ökosysteme an. In den letzten 40-50 Jahren gelangten



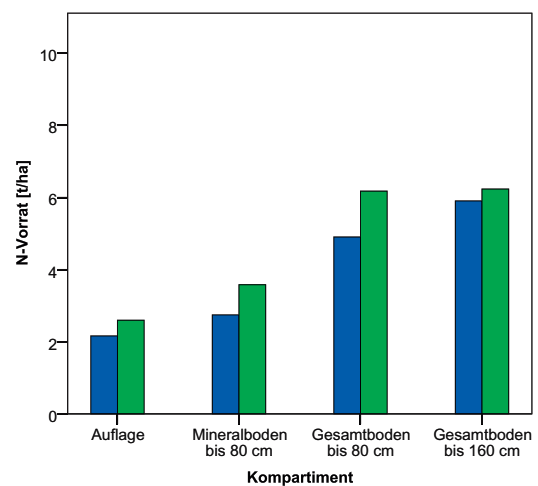
(a) Stickstoff-Gehalte, Sandhof (1302)



(b) Stickstoff-Gehalte, Rothemühl (1303)



(c) Stickstoff-Vorräte, Sandhof (1302)



(d) Stickstoff-Vorräte, Rothemühl (1303)

Abb. 2.5: Stickstoffgehalte und -vorräte der Böden [blau = BDF-1 (1987/89) und grün = BDF-4 (2009/11)]

so erhebliche Stickstoffmengen in die Wälder. Selbst innerhalb des recht kurzen Messzeitraumes der Level II-Flächen können negative Wirkungen in den untersuchten Waldökosystemen exemplarisch nachgewiesen werden.

Die Stickstoffkonzentrationen der Humusauflagen sind trotz der uneinheitlichen Trends beim Kohlenstoff in diesem Bodenkompartment sehr ähnlich (Abb. 2.5a und 2.5b). In der ersten Tiefenstufe des Mineralbodens sind in Sandhof wesentlich höhere Stickstoffgehalte bestimmt worden

als in Rothemühl. Umgekehrte Verhältnisse ergeben sich in den drei darunterliegenden Tiefenstufen des Rothemühler Bodens. Verantwortlich für diesen Unterschied könnten u. a. die Humus- und damit auch Stickstoffverlagerung aus dem Oberboden in den Unterboden aufgrund vorherrschender Podsolierungsprozesse sein.

Die berechneten Stickstoffvorräte für die Sandhofer Fläche entsprechen in der Humusauflage mittleren Verhältnissen für Braunerden in Mecklenburg-Vorpommern, im Mineralboden sind jedoch vergleichsweise hohe

Mengen vorhanden. In Rothemühl sind sowohl in der Humusauflage als auch im Mineralboden bis 80 cm für mecklenburg-vorpommersche Podsole sehr hohe Werte (DIECKMANN, 2004) festgestellt worden.

Im Gegensatz zur uneinheitlichen Entwicklung der Kohlenstoffvorräte sind die Stickstoffvorräte auf beiden Flächen in allen Kompartimenten angestiegen (Abb. 2.5c und 2.5d). Für den Sandhofer Gesamtboden bis 80 cm beträgt der mittlere jährliche Anstieg 32,8 kg je Hektar und Jahr und in Rothemühl bei 57,8 kg je Hektar

und Jahr. Diese N-Akkumulationen an beiden Flächen passen von der grundlegenden Tendenz und vom Unterschied zwischen den Versuchsflächen zu den ermittelten Bilanzen der Ein- und Austräge von anorganischem Stickstoff (Abb. 7.6). Allerdings werden die berechneten mittleren jährlichen Stickstoffeinträge des Zeitraumes von 1996 bis 2013 bei weitem überschritten, wobei wahrscheinlich von einer Unterschätzung der Stickstoffeinträge mittels Kronenraumbilanzen auszugehen ist (vgl. Kap. 6.4, 6.5). Weiterhin können kleinräumige Varianzen der Bodeneigenschaften und frühere Schwierigkeiten bei der genauen analytischen Bestimmung kleiner N-Konzentrationen für einen Teil der recht hohen Vorratsdifferenzen verantwortlich sein.

2.3.5 Aktuelle Austauscherbelegung und Basensättigung

Ein Standardanalyseverfahren der ostdeutschen forstlichen Standortskartierung nach KOPP & SCHULZE (2009) ist die Bestimmung der Kationenaustauschkapazität nach Behm. Eine methodische Beschreibung des Analyseverfahrens dieses wichtigen Bodenparameters kann dem Handbuch für Forstliche Analytik (GAFA, 2005), Abschnitt A.3.2.1.8 entnommen werden. Nachfolgend werden die nach dieser Methode bestimmten Bodenaustauschkapazitäten diskutiert.

Zur Beurteilung des vorliegenden Säure-Basenzustandes ist es unerlässlich die Belegung der Bodenaustauscher zu betrachten. Dieses Vorgehen ist wesentlich sensibler als eine alleinige Bewertung anhand der Bodenreaktion. Böden vermögen Säureeinträge durch Ionenaustausch zu puffern, ohne dass ein Absinken des pH-Wertes auftritt. Versauerungsvorgänge sind somit anhand der Kationenbelegung der Bodenaustauscher wesentlich sicherer und genauer nachzuweisen. Die prozentualen

Kationenanteile an der Austauschkapazität der Bodenfestphase stehen im Gleichgewicht zur Bodenlösung. Beim Schluss von der Bodenfest- auf die Bodenlösungsphase sind die prozentualen Anteile (Elementsättigungen) von wesentlich größerer Bedeutung als die absolut extrahierbaren Mengen (ULRICH, 1988). Zusätzlich kann der Versauerungsfortschritt anhand der Kationenvorräte eingeschätzt werden.

In Abbildung 2.6 sind die Kationenaustauschverhältnisse beider Level II-Standorte tiefenstufenweise für die jüngste BDF-Erhebung dargestellt. Auf eine Abbildung der zeitlichen Entwicklung wurde verzichtet, da die austauschbaren Ionenkonzentrationen in Sandhof im Rahmen der BDF-Ersterhebung nicht vollständig analysiert wurden.

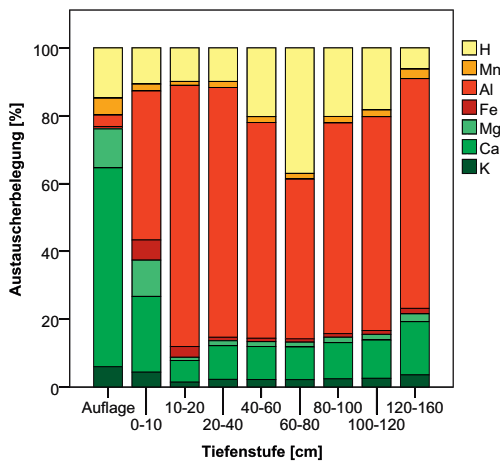
Grundsätzlich ist die Austauscherbelegung der untersuchten Mineralböden stark von den sauer wirkenden Kationen, vor allem von Aluminium- und schon deutlich weniger von Wasserstoffionen, dominiert. Die Mangansättigung ist generell gering. Demgegenüber sind in den oberen Mineralböden höhere Eisenanteile an den Austauschern vorhanden. Für beide Flächen kann daher von einer fortgeschrittenen Versauerung für diese Bodenbereiche ausgegangen werden.

Bezüglich der basisch wirkenden Kationen sind vor allem eintauschstarke Calciumionen an den Bodenaustauschern gebunden, während die Kalium- und Magnesiumsättigungen meist sehr gering sind. Die summarischen Anteile der basisch wirkenden Kationen an der Kationenaustauschkapazität werden als Basensättigung bezeichnet und sind ein Weiser für die Elastizität gegenüber Säurebelastung. Die periglaziäre Deckschicht in Sandhof besitzt entsprechend AK STANDORTSKARTIERUNG (2003) oberflächlich bis 10 cm eine mäßige Basenansättigung und ist darunter basenarm,

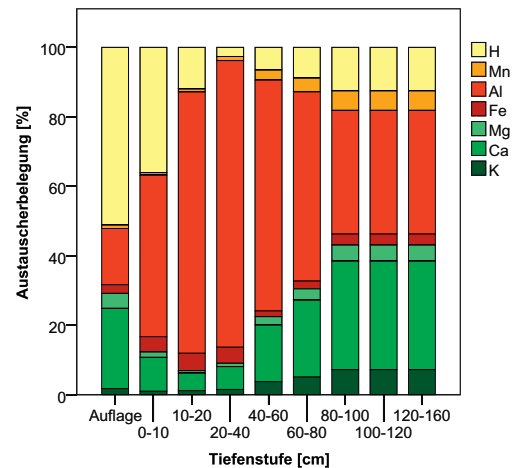
während in Rothemühl basenarme Verhältnisse bis in eine Bodentiefe von 60 cm vorherrschen.

Bei Werten unter 15 % nimmt der Anteil phytotoxischer Al-Ionen in der Bodenlösung signifikant zu und die Elastizität gegenüber Säureeinträgen kann nur noch als gering bewertet werden (VEERHOFF et al., 1996). Kritische Basensättigungen konnten in Sandhof in einer Mineralbodentiefe zwischen 10 bis 100 cm und in Rothemühl zwischen 0 bis 40 cm nachgewiesen werden. Im Untergrund der Profile sind die Basenverhältnisse dann wieder etwas günstiger. Luxuriöse Basenverhältnisse sind im Sandhofer Bodenprofil ab 165 cm Bodentiefe vorzufinden, da hier ein carbonathaltiger Horizont einsetzt (ohne Abbildung).

Am Tiefenverlauf der Austauscherbelegung des Sandhofer Bodenprofils (Abb. 2.6a) ist die ökologische Bedeutung des Humusumsatzes für die Bodennährkraft klar erkennbar. Gegenüber den Kiefernadeln sind die Buchenblätter deutlich nährstoffreicher (Kap. 8.1 sowie Tabellenanhang A.3, A.4) und leichter zersetzbar. Außerdem sind hier die Lebensbedingungen für Bodenorganismen günstiger, so dass die bodenbiologische Aktivität höher ist. Die Zersetzung, Einarbeitung und Mineralisierung der Humusaufgabe wird im Verhältnis zur Rothemühler Fläche beschleunigt ablaufen. Weiterhin ist von einer Nährstoffverlagerung aus tieferen Bodenschichten, insbesondere aus dem carbonathaltigen Horizont, in den Oberboden über die Laubstreu auszugehen, welche im allgemeinen als „Basenpumpenwirkung“ des aufstokkenden Bestandes bezeichnet wird. Als Folge dieser Bedingungen und Prozesse sowie geringerer atmosphärischer Säureeinträge vor Ort treten in Sandhof wesentlich günstigere Basenverhältnisse in der Humusaufgabe und der obersten Mineralbodentiefenstufe (0-10 cm) auf, während in Rothemühl in diesen Bodenspannen sauer wir-



(a) BDF-4, Sandhof (1302)



(b) BDF-4, Rothemühl (1303)

Abb. 2.6: Austauscherbelegung der Böden zum Zeitpunkt der BDF-4 (2009 / 2011)

kende Kationen vorherrschen.

2.3.6 Kationenaustauschkapazität und Entwicklung der Basensättigung

Die effektive Kationenaustauschkapazität gibt das maximale Speichervermögen für austauschbare Kationen beim jeweiligen vorherrschenden pH-Wert des Bodens an. Sie ist abhängig vom Gehalt des Bodens an Tonmineralen und Humus. Besitzen Böden nur eine geringe effektive Austauschkapazität sind sie empfindlicher gegenüber Säureeinträgen, da ihr Puffervermögen eingeschränkt ist.

Die vorgefundenen Austauschkapazitäten (Abb. 2.7 a, 2.7 b) entsprechen sowohl in der Humusaufgabe, als auch im Mineralboden mittleren Verhältnissen von Braunerden bzw. Podsolen in Mecklenburg-Vorpommern (DIECKMANN, 2004). Bei Anwendung des Bewertungsrahmens nach AK STANDORTSKARTIERUNG (2003) sind durchweg geringe Speicherkapazitäten in den Mineralböden beider Flächen vorhanden.

Im zeitlichen Verlauf hat die Kationenaustauschkapazität der Humusaufgabe von Fläche Sandhof deutlich

und die des Mineralbodens bis 40 cm geringfügig abgenommen. Für den darunter befindlichen Bodenbereich können keine Aussagen getroffen werden, da die BDF-1-Daten hier unvollständig sind. Die beschriebene Kapazitätsabnahme könnte durch den gleichzeitigen Rückgang der Kohlenstoffgehalte dieser Bodenproben bedingt sein. Auch Tonmineralzerstörungen würden eine solche Entwicklung unterstützen, da bei niedrigen pH-Werten in der Bodenlösung (unterhalb 4,2) vermehrt Al-Hydroxokationen in die Tonmineralzwischenräumen eingelagert werden. In Rothemühl ist in den verschiedenen Tiefen eine uneinheitliche Entwicklungsrichtung feststellbar, die schwer interpretierbar ist.

Sehr differenziert stellen sich die zeitlichen Veränderungen der Basensättigung dar (Abb. 2.7 c, 2.7 d). So kann in Sandhof für einige Tiefenstufen eine eher zunehmende Tendenz beschrieben werden, währenddessen in Rothemühl meist deutlich abnehmende Verläufe sichtbar sind. Zu beachten ist, dass sich die Bedeutung höherer Basensättigungen bei sehr geringen Austauschkapazitäten relativiert, da die gebundenen Basenvorräte dann nur gering sind. Solche Ver-

hältnisse weist z. B. der Rothemühler Untergrundhorizont auf.

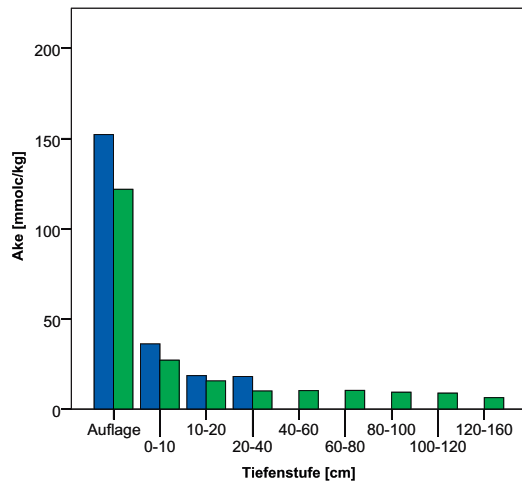
Grundsätzlich erscheint die Basenversorgung für das Pflanzenwachstum in Sandhof eher gleichbleibend bis sich geringfügig verbessernd; in Rothemühl muss indes offenkundig von einer Verschlechterung ausgegangen werden.

2.3.7 Basengehalte und -vorräte

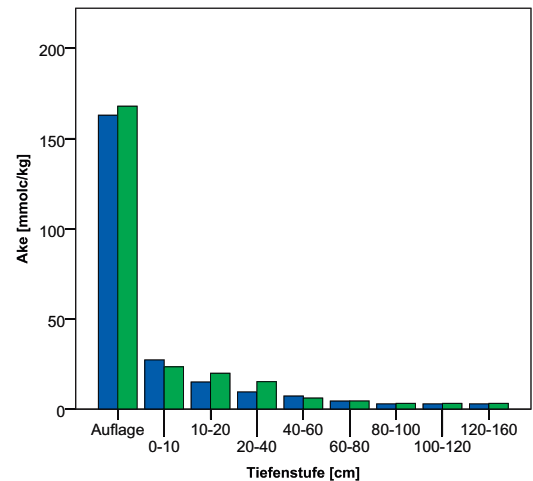
Die basisch wirkenden Kationen im Boden gehören neben Stickstoff, Phosphor und Schwefel zu den wichtigen Hauptnährelementen für das Pflanzenwachstum. Ihre quantitative Verfügbarkeit bestimmt maßgeblich die Bodenfruchtbarkeit, die Lebensbedingungen der Bodenorganismen und die Pufferfähigkeit gegenüber Säureeinträgen. Nachfolgend sollen die analysierten Gehalte und Vorräte der Bodenfestphase diskutiert werden.

Austauschbares Calcium

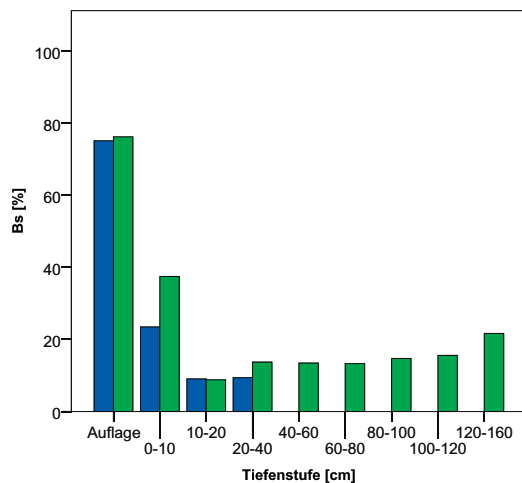
Calcium ist aufgrund seiner Ionenladung und -größe das eintauschstärkste basische Kation. Geringe Calciumgehalte und -vorräte sind da-



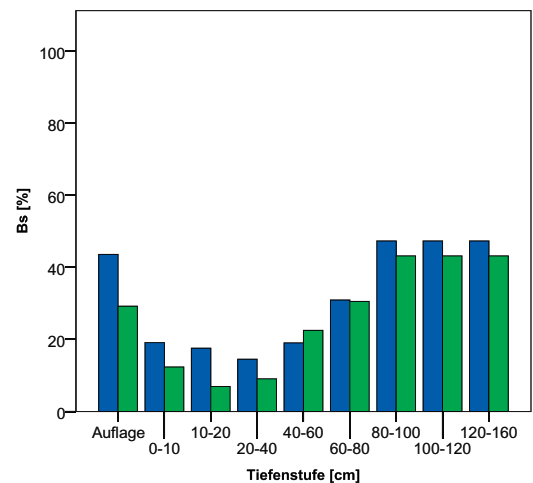
(a) Austauschkapazität, Sandhof (1302)



(b) Austauschkapazität, Rothemühl (1303)



(c) Basensättigung, Sandhof (1302)



(d) Basensättigung, Rothemühl (1303)

Abb. 2.7: Austauschkapazität und Basensättigung der Böden [blau = BDF-1 (1987/89) und grün = BDF-4 (2009/11)]

her ein Weiser für eine stark vorangeschrittene Bodenversauerung. Nach DIECKMANN (2004) sind die im BDF-Programm gemessenen Calciumwerte methodisch vergleichbar, wobei seit 1994 aufgrund neuer Messmethoden eine größere Streuung der Einzelwerte auftritt.

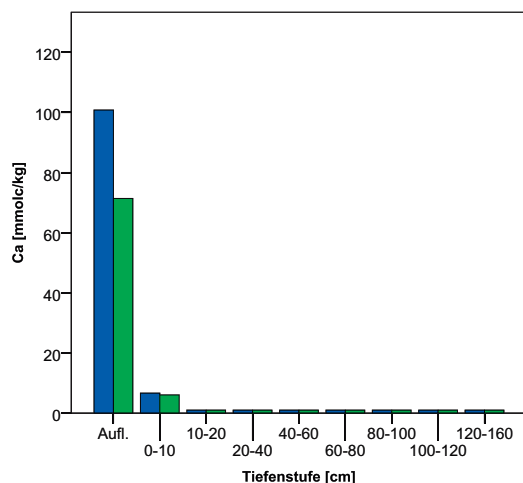
Pflanzenverfügbares Calcium ist in beiden Böden vor allem in der Auflage und in der Bodentiefe bis 10 cm zu finden (Abb. 2.8). In der Mineralbodenspanne von 10-160 cm sind nur noch sehr geringe Ca-Gehalte vorhanden, welche in Sandhof ab

10 cm und in Rothemühl ab 20 cm durchgehend der halben Bestimmungsgrenze und somit der festgelegten Messwertsuntergrenze entsprechen. Bezüglich der Sandhofer Braunerde ist jedoch zu berücksichtigen, dass ab einer Bodentiefe von 165 cm große Calciumvorräte innerhalb des hier vorkommenden Carbonathorizontes verfügbar sind.

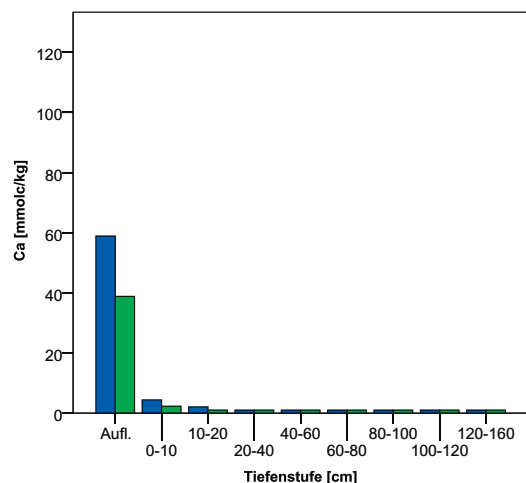
Die gespeicherten Calciumvorräte der Humusauflagen sind im Vergleich zum Landesdurchschnitt der Braunerden bzw. Podsole recht hoch. Die Werte in den Mineral-

böden bis 80 cm befinden sich hingegen im mittleren Bereich für mecklenburg-vorpommersche Verhältnisse (DIECKMANN, 2004). Verwendet man den Bewertungsansatz nach AK STANDORTSKARTIERUNG (2003), so sind die bis 80 cm vorzufindenden Vorräte an Calcium als gering zu bezeichnen.

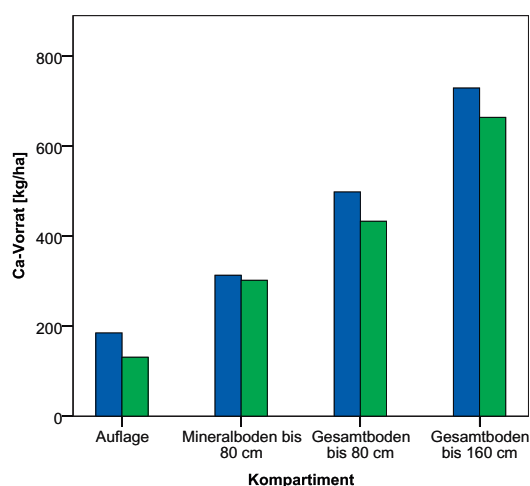
Beide Versuchsflächen weisen einen tendenziellen Rückgang der Calcium-Gehalte und -Vorräte auf, wobei die größten Differenzen für die Humusauflagen berechnet wurden. Diese grundsätzliche Entwicklung



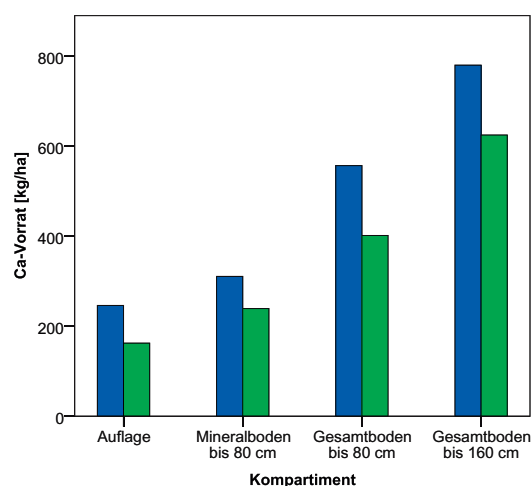
(a) Calcium-Gehalte, Sandhof (1302)



(b) Calcium-Gehalte, Rothemühl (1303)



(c) Calcium-Vorräte, Sandhof (1302)



(d) Calcium-Vorräte, Rothemühl (1303)

Abb. 2.8: Austauschbare Ca-Gehalte und -Vorräte der Böden [blau = BDF-1 (1987/89) und grün = BDF-4 (2009/11)]

des Bodenparameters entspricht dem Verlauf der mittleren jährlichen Depositionen und Bodenlösungskonzentrationen für Calcium im Zeitraum von 1996 bis 2013 (Abb. 6.8 e - h; 7.7 e, f).

Austauschbares Magnesium

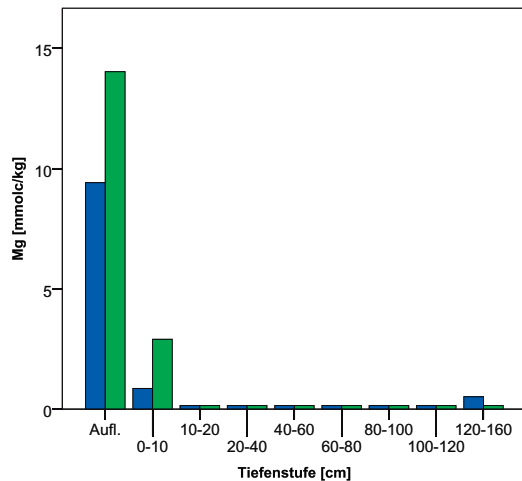
Laut DIECKMANN (2004) erfolgte 1994 eine Umstellung der Extraktions- und Messmethode für die Bestimmung der austauschbaren Magnesiumgehalte in Bodenproben. Die Neuwerte sollen dabei im Mittel ca. 50 % über den Altwerten liegen. Diese Analyseum-

stellung erschwert die Bewertung der vorliegenden Ergebnisse für dieses wichtige Bodennährelement stark.

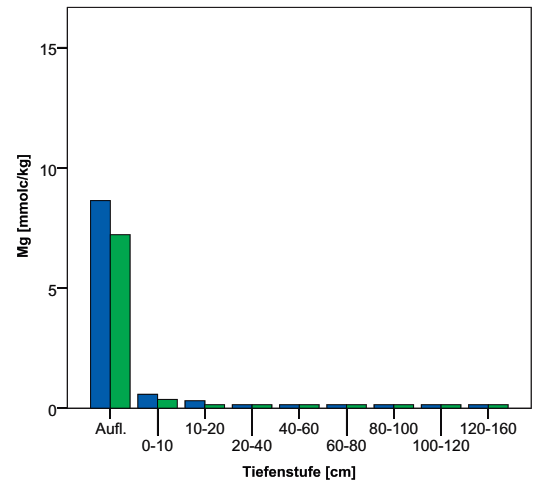
Wie beim austauschbaren Calcium ist auch das Magnesium vornehmlich in der Humusaufgabe und der obersten Mineralbodentiefe gespeichert. In größeren Mineralbodentiefen (Sandhof: ab 10 cm, Rothemühl: ab 20 cm) sind nur sehr geringe Magnesiumkonzentrationen vorhanden, die in allen Fällen der halben Bestimmungsgrenze entsprechen. Bei den in der Abbildung 2.9 gezeigten Magnesiumwerten der

BDF-1 wurde keine Niveauekorrektur der Messwerte (wie z. B. eine Verdopplung dieser Originalwerte) vorgenommen.

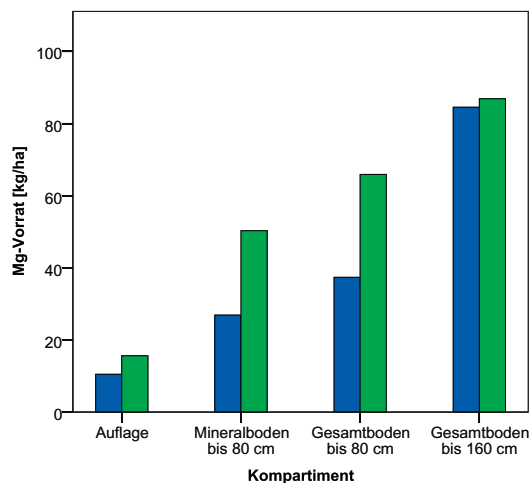
Ohne Berücksichtigung der Analyseumstellung sind in Sandhof die Mg-Gehalte und -Vorräte angestiegen und in Rothemühl gesunken. Die nachgewiesenen abnehmenden Magnesium-Depositionsmengen und -Bodenlösungskonzentrationen begründen auf beiden Flächen eher eine Verschlechterung der Mg-Bodengehalte (Abb. 6.8 a - d; 7.7 c, d). Andererseits handelt es sich beim Sandhofer Baumb-



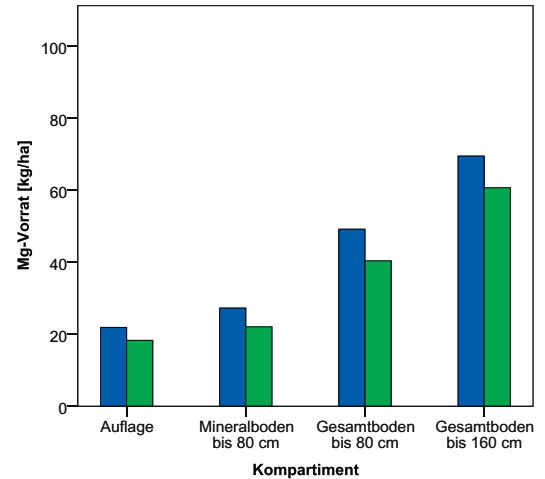
(a) Magnesium-Gehalte, Sandhof (1302)



(b) Magnesium-Gehalte, Rothemühl (1303)



(c) Magnesium-Vorräte, Sandhof (1302)



(d) Magnesium-Vorräte, Rothemühl (1303)

Abb. 2.9: Austauschbare Magnesiumgehalte und -vorräte der Böden [blau = BDF-1 (1987/89) und grün = BDF-4 (2009/11)]

stand um die zweite Waldgeneration bzw. die erste Laubholzbestockung nach einer Ackernutzung. Möglich wäre, dass die hohen Nährstoffentzüge dieser historischen Landnutzung bis heute nachwirken und die verursachten Nährstoffdefizite bis jetzt nicht ausgeglichen wurden. Dieser Sachverhalt würde die gegenwärtige Basen- und Magnesiumakkumulation in Sandhof erklären. Beachtet man den beschriebenen Messfehler aufgrund der Analyseumstellung und verdoppelt (aufgrund der Abweichungen der Altmesswerte, s. oben.) die BDF-1-Magnesiumkonzentrationen, so wären auf beiden Intensivmessflä-

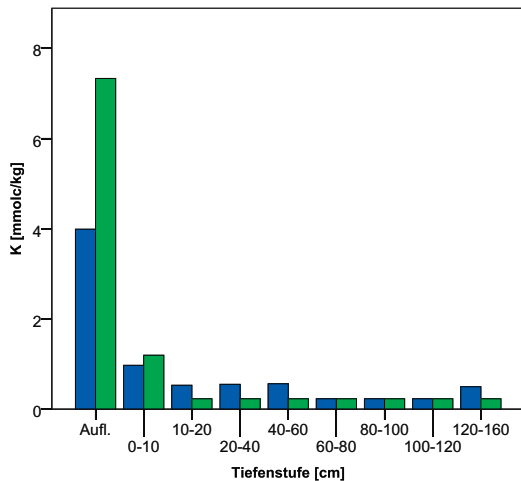
chen die Vorräte gesunken.

Die aktuellen (unkorrigierten) Magnesiumvorräte der Humusauflagen sind im Vergleich zu den Landeswerten der zugehörigen Hauptbodentypen unauffällig. Für den Mineralboden bis 80 cm wurde in Sandhof eine für mecklenburg-vorpommersche Braunerden erhöhte Menge je Hektar festgestellt. Im Rothemühler Podsol entsprechen die Werte fast genau dem Landesmedian (DIECKMANN, 2004). Bewertet man die vorkommenden Mg-Vorräte nach AK STANDORTSKARTIERUNG (2003), so sind diese in Sandhof gering und in Rothemühl sehr gering.

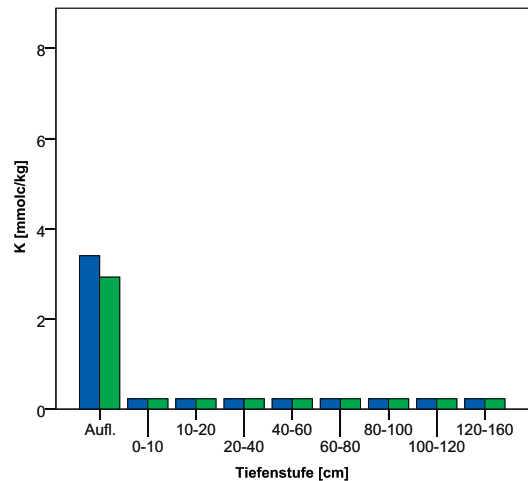
Austauschbares Kalium

Pflanzenverfügbare Kaliumionen sind im Boden vor allem an Tonminerale gebunden und weisen eine wesentlich schwächere Bindungsstärke als Calcium- oder Magnesiumionen auf. Bei Säureeinträgen kann daher von einer bevorzugten Kalium-Auswaschung ausgegangen werden.

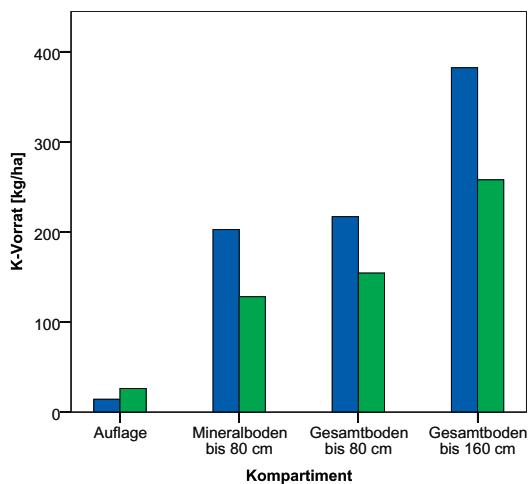
Laut DIECKMANN (2004) gibt es im Rahmen der BDF-Analysen für Kalium im Gegensatz zum Magnesium keine signifikanten Abweichungen der Messergebnisse aufgrund des



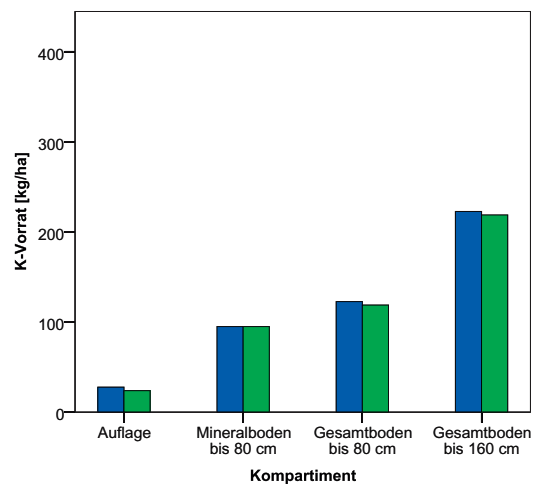
(a) Kalium-Gehalte, Sandhof (1302)



(b) Kalium-Gehalte, Rothemühl (1303)



(c) Kalium-Vorräte, Sandhof (1302)



(d) Kalium-Vorräte, Rothemühl (1303)

Abb. 2.10: Austauschbare Kaliumgehalte und -vorräte der Böden [blau = BDF-1 (1987/89) und grün = BDF-4 (2009/11)]

Messverfahrens. Alle Auswertungsergebnisse sind demzufolge direkt miteinander vergleichbar.

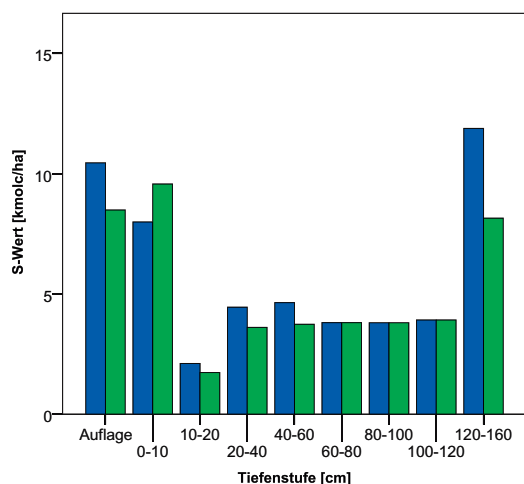
Innerhalb der untersuchten Bodenprofile entspricht die vertikale Verteilung von Kalium weitgehend der von Calcium und Magnesium (Abb. 2.10). Höhere Konzentrationen sind nur in den Humusaufträgen und in Sandhof in der oberen Tiefenstufe des Mineralbodens erfasst worden. In Sandhof weist die jüngste BDF-Aufnahme ab 10 cm die halbe Kalium-Bestimmungsgrenze, also den festgelegten Kalium-Minimalwert, auf. In Rothemühl ist dies grundsätzlich innerhalb

des Mineralbodens der Fall.

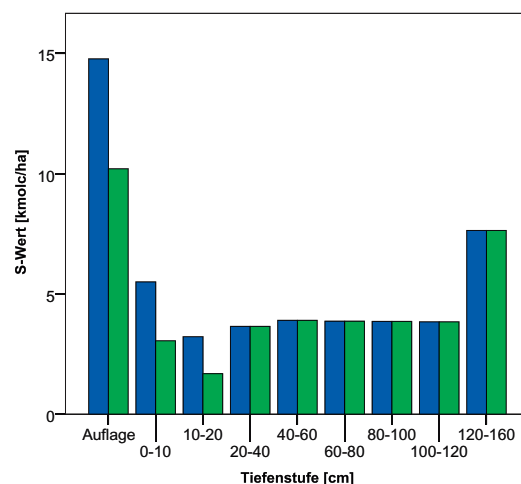
Im zeitlichen Verlauf entwickelten sich die Konzentrationen in Sandhof relativ uneinheitlich, in der Humusauftrag und in der Tiefenstufe von 0-10 cm konnte ein Anstieg und darunter, bis 60 cm Tiefe, ein Absinken identifiziert werden. In Rothemühl haben sich die Kaliumgehalte der Humusauftrag tendenziell verringert, blieben im Mineralboden jedoch konstant.

Die pflanzenverfügbaren Kaliummengen beider Böden entsprechen nach DIECKMANN (2004) den Landes-

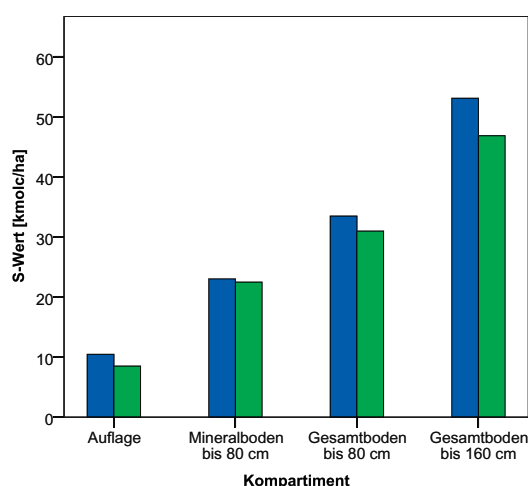
durchschnittswerten der jeweiligen Bodentypengruppen. Laut AK STANDORTSKARTIERUNG (2003) sind die Kaliumvorräte beider Standorte jedoch als sehr gering zu beurteilen. Für größere Bodenblöcke ergibt sich auf der Sandhofer Messfläche ein Rückgang der löslichen Kaliumvorräte, während in Rothemühl eine Konstanz festgestellt wird. Aufgrund der sehr geringen K-Konzentrationen sind Trendaussagen jedoch stets mit Unsicherheiten behaftet. Die im Untersuchungszeitraum erhobenen Kalium-Depositionen und -Bodenlösungskonzentrationen haben auf beiden Intensivmessflächen



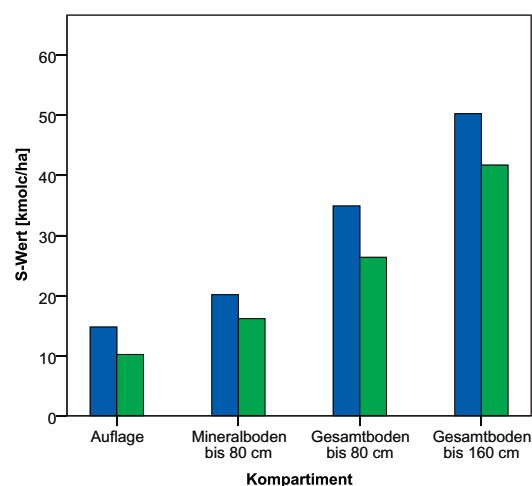
(a) S-Werte (Tiefenstufen), Sandhof (1302)



(b) S-Werte (Tiefenstufen), Rothemühl (1303)



(c) S-Werte (Kompartimente), Sandhof (1302)



(d) S-Werte (Kompartimente), Rothemühl (1303)

Abb. 2.11: Vorräte austauschbarer "basischer" Kationen (S-Werte) in den Böden [blau = BDF-1 (1987/89) und grün = BDF-4 (2009/11)]

abgenommen (Abb. 6.7; 7.7 a, b) und passen damit, besonders im Falle der Rothemühler Fläche, nicht zur Entwicklung der Kaliumwerte in der Bodenfestphase. Gegensätzliche Tendenzen der Humusauflage und der obersten Mineralbodentiefe des Sandhofer Bodens, können ggf. mit der historischen Landnutzung der heutigen Waldversuchsfläche erklärt werden.

Austauschbare Basenvorräte (S-Werte)

Die Veränderungen der austauschbaren Vorräte basisch wirkender Katio-

nen können für beide Bodenprofile bis 20 cm bewertet werden. In den tiefer liegenden Bodenschichten erreichen die Ionenvorräte von Calcium, Magnesium und Kalium meist nur maximal die Bestimmungsgrenzen, so dass der Nachweis von Vorratsänderungen kaum möglich ist. Ferner sind bei der Bewertung der zeitlichen Entwicklung dieses sehr bedeutsamen Bodenparameters die in Kap. 2.3.7 beschriebenen Unsicherheiten bezüglich des austauschbaren Magnesiums zu beachten.

Die Basenvorräte der Humusauflagen zeigen auf beiden Flächen

einen abnehmenden Trend (Abb. 2.11). Während in Sandhof in den obersten beiden Tiefenstufen von einer uneinheitlichen Basenvorratsentwicklung ausgegangen werden muss (Anstieg in 0-10 cm und Abnahme in 10-20 cm), so hat diese in Rothemühl einheitlich abgenommen. Der Basenvorrat des Gesamtbodens bis 80 cm Bodentiefe ist in Sandhof nur geringfügig gesunken, demgegenüber wurde in Rothemühl eine deutliche Verarmung an basisch wirkenden Nährstoffen ermittelt.

Die jüngste Bodenaufnahme weist für die Böden einen S-Wert von ca. 31 bzw. ca. 26 kmol_c je Hektar im Gesamtboden bis 80 cm aus. Bewertet man diese „Basen“-Vorräte nach BLOCK et al. (2000), so sind diese als niedrig einzustufen. Das Puffervermögen gegenüber Säureinträgen ist somit an beiden Standorten, bezogen auf den genannten Bodenblock, als gering zu beurteilen.

2.3.8 Gesamtnährstoffvorräte

Im Rahmen der ÖWK/BDF-Ersterhebung wurden (1987/1989) Gesamtnährstoffgehalte im Flusssäureaufschluss bestimmt (Tab. 2.2). Bei diesem Bestimmungsverfahren wird das Silikatgitter der Minerale durch die Flusssäure komplett zerstört und die organische Substanz aufgeschlossen, so dass der gesamte Nährstoffgehalt des Bodens gemessen werden kann. Die Gesamtnährstoffgehalte können zur Beurteilung der nachschaffenden Kraft des Bodens herangezogen werden, welche in sehr langen Zeiträumen über die Mineralverwitterung freigesetzt wird. Im Ostdeutschen Standortskartierverfahren (KOPP & SCHULZE, 2009) werden Gesamtgehaltsanalysen der C-Horizonte zur Zuordnung zu sogenannten Nährstoffserien verwendet und bilden eine wichtige Grundlage für die Ableitung der Stamm-Nährkraftstufen.

Verglichen mit den durchschnittlichen Vorräten mecklenburg-vorpom-

merscher Hauptbodentypen bis 80 cm Bodentiefe (DIECKMANN, 2004) sind in Sandhof für Calcium, Magnesium und Kalium mittlere Verhältnisse gegeben, währenddessen Phosphor nur unterdurchschnittlich vorhanden ist. In Rothemühl sind die Nährstoffmengen außer beim Phosphor deutlich geringer. Für einen Podsol sind im Rothemühler Boden geringe Mengen an Calcium und Kalium enthalten, aber mäßige Vorräte an Magnesium und mäßige bis hohe Mengen an Phosphor.

2.3.9 Schwermetallgehalte

Schwermetalle können Mensch, Tier und Pflanze in Abhängigkeit von den jeweiligen stofflichen Konzentrationen schädigen, wobei Chrom, Kupfer, Mangan und Zink in geringen Mengen zugleich essentielle Spurenelemente für Pflanzen darstellen. Schwermetalle sind in der Erdkruste natürlich vorkommend, wurden aber seit dem 19. Jahrhundert zusätzlich aus anthropogenen Quellen eingetragen. Diese Depositionen führen je nach Bindungsstärke zu einer Anreicherung dieser Schadstoffe in den Böden.

Nachfolgend sollen die Schwermetallgehalte der beiden Level II-Flächen in Mecklenburg-Vorpommern kurz diskutiert werden. Die in Tabelle 2.3 abgebildeten, tiefenstufenweisen Konzentrationen wurden im Rahmen der ersten Bodenuntersuchung des

Level II-Programms erhoben. Hierbei handelt es sich um Messwerte im Königswasser-Extrakt, welche eine direkte Bewertung mit den gültigen gesetzlichen Grenzwerten zulassen. Die Umweltbehörden verwenden hierzu die Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmenwerte der Bundesbodenschutzverordnung (BBODSCHV, 2015) für die Identifikation schädlicher Bodenveränderungen und zur Bestimmung notwendiger weiterer Handlungen. Insbesondere die geringste Schwelle, der Vorsorgewert, erscheint für die Bewertung der Schwermetallkonzentrationen der Level II-Standorte sinnvoll und ist in der letzten Tabellenzeile aufgeführt. Die Vorsorgewerte geben die Bodenwerte an, bei denen die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung besteht. Für die Untersuchungsflächen liegen die Konzentrationen von Cadmium, Chrom, Kupfer, Quecksilber, Nickel, Blei und Zink jeweils für die Humusstoffschicht der Humusaufgabe und für fünf Mineralbodentiefenstufen bis 80 cm vor. Eine Überschreitung der Vorsorgewerte tritt nur für Quecksilber² in den H-Lagen beider Flächen und in der Tiefenstufe 0-5 cm in Rothemühl sowie für Blei in der Rothemühler H-Lage auf.

² Streng genommen liegt für Quecksilber laut BBODSCHV 4.3 d keine Überschreitung vor, da der aufgeführte Vorsorgewert für Böden und Bodenhorizonte mit einem Humusgehalt von mehr als 8 Prozent nicht gilt. Für diese Böden können die zuständigen Behörden ggf. gebietsbezogene Festsetzungen treffen.

Tab. 2.2.: Gesamtnährstoffvorräte (HF-Aufschluss) der Böden an den Level II-Standorten

Messort	Kompartiment	Ca-Vor. [t/ha]	Mg-Vor. [t/ha]	K-Vor. [t/ha]	P-Vor. [t/ha]
Sandhof (1302)	Auflage	0,38	0,06	0,54	0,05
Sandhof (1302)	Mineralboden bis 80 cm	18,30	9,56	110,37	1,31
Sandhof (1302)	Gesamtboden bis 80 cm	18,69	9,62	110,91	1,36
Sandhof (1302)	Gesamtboden bis 160 cm	40,68	19,44	249,47	2,60
Rothemühl (1303)	Auflage	0,42	0,09	0,77	0,10
Rothemühl (1303)	Mineralboden bis 80 cm	10,83	5,55	69,83	2,68
Rothemühl (1303)	Gesamtboden bis 80 cm	11,25	5,65	70,60	2,78
Rothemühl (1303)	Gesamtboden bis 160 cm	25,45	11,54	138,27	4,41

Für die toxische Wirkung der Schwermetalle ist neben den vorzufindenden Bodengehalten die Bindungsstärke dieser Stoffe ausschlaggebend. Nach DVWK (1988) weisen Quecksilber und Blei eine sehr hohe Bindungsstärke an die organische Substanz, selbst unter sauren Verhältnissen, auf. Höhere Bodenlösungskonzentrationen würden sich demnach erst bei einer starken Mineralisation ergeben.

Die erhöhten Quecksilber- und Blei-gehalte in der Humusauflage bzw. im oberen Mineralboden sind nicht auf hohe Stoffdepositionen zum gleichen Zeitpunkt zurückzuführen. In den Anfangsjahren der Messungen auf den Intensivmessflächen (1996/1997) wurden eher geringe Schwermetalleinträge erfasst, welche die Schwellenwerte der BBodSchV (2015) bzw. der TA Luft (2002) meist deutlich unterschritten. Die Ermittlung früherer Emissionsquellen ist für Blei wesentlich einfacher als für Quecksilber. Wie im Depositionskapitel (Kap. 6.5) erläutert wird, war die Hauptquelle der Bleiemission in Mecklenburg-Vorpommern die Nutzung von verbleitem Benzin für den Betrieb von Kraftfahrzeugen bis zum

Jahr 1996. Der erhöhte Bleigehalt in der Humusauflage des Rothemühler Podsoles kann durch die Nähe zur stark frequentierten Bundesstraße (B 109) begründet sein, welche sich in einer Entfernung von ca. 125 Metern in östlicher Richtung befindet. Ebenfalls nur in Rothemühl sind in den Jahren 1998 und 1999 Grenzwertüberschreitungen der gesetzlichen Vorgaben für die Bleikonzentrationen im Sickerwasser beobachtet worden. Zudem wurde festgestellt, dass hohe Anteile der eingetragenen Bleimengen im Boden, besonders im Humus, gespeichert werden und nur geringe Mengen über das Sickerwasser verfrachtet werden. Die Quecksilbereinträge an den Messflächen stammen wahrscheinlich überwiegend aus dem Ferntransport, da keine größeren Emittenten in unmittelbarer Nähe bekannt sind.

Zu Beginn des Level II-Messzeitraumes, im Jahr 1996, sind an beiden Standorten recht hohe Cadmiumeinträge (über dem Grenzwert laut BBodSchV) in der Gesamtdeposition registriert worden (Abb. 6.11 c, d). Trotz dieser im Messzeitraum sehr hohen Schadstoffeinträge konnten

weder in der Bodenfestphase noch in der Bodenlösung (Abb. 7.10 e, f) Grenzwertüberschreitungen festgestellt werden. Vermutlich wird Cadmium im Boden aufgrund der geringen Bindungsstärke unter sauren Bedingungen schnell in den Untergrund verlagert und ggf. dort gebunden. Möglich ist aber auch, dass der tatsächliche Cadmium-Eintrag durch die Kronenraumbilanzmethode überschätzt wurde.

Im Gegensatz zu den relativ hohen, grenzwertüberschreitenden Zinkeinträgen der Kronenraumbilanzen in den ersten Messjahren bis ca. 2000/2001 (Abb. 6.10 g, h), konnten im Boden und in der Bodenlösung (Abb. 7.9 e, f) zumeist keine erhöhten Zn-Konzentrationen nachgewiesen werden.

Tab. 2.3.: Schwermetallgehalte im Boden der Level II-Flächen in MV (Level II-Analyseprogramm)

Messort	Probenahme [Datum]	Tiefenstufe [cm]	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
[mg/kg]									
Sandhof (1302)	15.05.1997	H	0,3	15	11	0,30	2	14	54
Sandhof (1302)	15.05.1997	0-5	0,1	8	5	0,10	3	33	12
Sandhof (1302)	15.05.1997	5-10	0,1	5	3	0,10	2	20	13
Sandhof (1302)	15.05.1997	10-20	0,1	8	3	0,10	3	13	14
Sandhof (1302)	15.05.1997	20-40	0,1	8	3	0,10	5	11	18
Sandhof (1302)	15.05.1997	40-80	0,1	8	3	0,10	4	8	8
Rothemühl (1303)	15.05.1997	H	0,3	25	10	0,42	5	56	38
Rothemühl (1303)	15.05.1997	0-5	0,1	6	3	0,20	3	31	13
Rothemühl (1303)	15.05.1997	5-10	0,1	11	1	0,04	4	9	8
Rothemühl (1303)	15.05.1997	10-20	0,1	7	1	0,04	4	10	8
Rothemühl (1303)	15.05.1997	20-40	0,1	7	1	0,01	4	7	10
Rothemühl (1303)	15.05.1997	40-80	0,1	4	1	0,01	2	4	8
Vorsorgewert*			0,4	30	20	0,10	15	40	60

*nach der Bundesbodenschutzverordnung (Sand)

3 Klima und Meteorologie

Das Wachstum und die Disposition von Pflanzen, einschließlich unserer Waldbäume, wird entscheidend von meteorologischen Einflüssen bestimmt. Eine kontinuierliche, zeitlich hochauflösende Erfassung meteorologischer Parameter ist zur Bewertung und Prognose von Wachstumsbedingungen ausgewählter Waldökosysteme, zur Abschätzung von Risiken und zur Ermittlung möglicher Schadensursachen essentiell. Aus diesen Gründen wurde das meteorologische Messprogramm bereits frühzeitig in die Level II-Untersuchungen integriert. In Mecklenburg-Vorpommern sind mit der Einrichtung der beiden Level II-Flächen zwei vollautomatische Wetterstationen mit Datenfernabfrage installiert worden, die seit 1996 meteorologische Daten liefern.

Eine besondere Bedeutung erfährt die Erfassung meteorologischer Parameter vor dem Hintergrund des prognostizierten Klimawandels. Auch an den forstlichen Wetterstationen können erste Veränderungen meteorologischer Messgrößen beobachtet werden, die nachfolgend näher beschrieben werden sollen. Die Abschätzung der Wirkungen auf die Wälder ist besonders schwierig, da unsere Waldökosysteme sehr vielgestaltig sind und ihre ökologischen Ansprüche sowie ihre Anpassungsfähigkeiten zwischen- und innerartlich stark variieren. Hinzu kommt, dass weitere Standortsfaktoren, wie zum Beispiel die Boden- und Wasserhältnisse, die pflanzenphysiologische Wirkung des Klimas beeinflussen und diese Faktoren häufig kleinräumig wechseln. Hieraus kann geschlussfolgert werden, dass die zu erwartenden Auswirkungen neuer Klimabedingungen komplex und örtlich differenziert sein werden.

Die Methodik des Forstlichen Intensivmonitorings ist in der Lage, sowohl veränderte Einflüsse als auch deren Wirkungen auf typische Waldökosysteme nachzuweisen. Physiologische

Wirkungen auf unsere Waldbestände können sich einerseits durch geänderte langfristige Klimabedingungen und/oder andererseits durch ein häufigeres Auftreten von Witterungsextremen ergeben.

Vor der Auswertung ist der vorhandene Datenbestand einer eingehenden Plausibilitätsprüfung auf Tageswertebasis unterzogen worden. Außerdem war es notwendig, die aufgrund unterschiedlicher Ursachen bestehenden Datenlücken einzelner Parameter aufzufüllen. Zur Validierung, Korrektur und Ergänzung der Level II-Messdaten wurden mittels multipler linearer Regressionen Schätzwerte aus den aufgefüllten Datenzeitreihen mecklenburg-vorpommerscher DWD¹-Stationen für die beiden Level II-Flächen berechnet und mit den Messdaten verglichen. Mit der Einbeziehung weiterer Level II-Messgrößen in die Prüfroutinen konnte die Fehlerprüfung für einzelne Parameter weiter verbessert werden. Anschließend wurden bestehende Datenlücken mit den berechneten Werten aufgefüllt und Fehler in den Originaldaten (z. B. infolge eines Sensordefektes oder -austausches) über verschiedene Korrekturverfahren bereinigt, um eine vollständige Datenkontinuität und -homogenität zu erreichen.

Für den Zeitraum von 1890 bis 1996 wurden retrospektive Klimakennwerte auf der Grundlage festgestellter Beziehungen aus den vervollständigten DWD-Zeitreihen für die geographischen Standorte der Level II-Wetterstationen berechnet. Die Güte dieser kalkulierten Daten ist vom Bestimmtheitsmaß der verwendeten Regressionen, aber auch von der Anzahl der Messtationen mit Originaldaten und deren räumlicher Verteilung abhängig. Für die meisten DWD-Klimastationen auf dem Gebiet Mecklenburg-Vorpommerns liegen vollständige Messzeitreihen erst nach dem 2. Weltkrieg, überwiegend ab 1947-50, vor.

3.1 Datengrundlagen und Aufbereitung der Messwerte

Zum Antreiben der eindimensionalen Wasserhaushaltsmodelle werden die meteorologischen Kennwerte Globalstrahlung, aktueller Dampfdruck, Minimum der Lufttemperatur, Maximum der Lufttemperatur, Niederschlagsmenge und Windgeschwindigkeit, jeweils auf Tagesbasis benötigt. Für eine kontinuierliche Beschreibung des Wasserhaushalts der Level II-Standorte über den gesamten Messzeitraum mit den eingesetzten Modellen ist somit ein vorausgehender vollständiger Ersatz fehlender Werte notwendig.

Für die Generierung meteorologischer Kennwerte für Perioden mit Messausfällen an den meteorologischen Freiflächen-Stationen konnten Daten von 38 Stationen des Deutschen Wetterdienstes (DWD) in Mecklenburg-Vorpommern sowie die Daten der Klimastation Gülzow von der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern (LFA) verwendet werden. Die Daten dieser Stationen wurden zugleich für die Plausibilitätskontrolle der meteorologischen Messungen an den Freiflächen in den Perioden mit vorliegenden Messwerten genutzt.

3.1.1 Ersatz von Fehlwerten

Für Perioden mit Messausfällen wurden die entsprechenden meteorologischen Kennwerte mit Hilfe multipler schrittweiser linearer Regressionsanalysen ermittelt. Gegenüber der Anwendung räumlicher Interpolationsverfahren bietet dieses Vorgehen den Vorteil, dass die an den Level II-Stationen vorliegenden Messungen für die Schätzung direkt mit einbezogen werden. Zugleich können so stationspezifische Unterschiede zwischen den Level II-Stationen und den

¹ DWD - Deutscher Wetterdienst

verwendeten Proxy-Stationen, wie sie sich aus unterschiedlichen umgebungsbedingten kleinklimatischen Situationen der einzelnen Stationen ergeben, unmittelbar bei der Schätzung mit den Modellen berücksichtigt werden. Auch durch einfache Faktoren beschreibbare systematische Unterschiede durch abweichende Instrumentierungen, wie beispielsweise Messungen zur Windgeschwindigkeit in unterschiedlichen Höhen (vgl. ALLEN et al., 1998, Gl.47) konnten dadurch sehr einfach umgesetzt werden.

Die Anwendung linearer Regressionsmodelle für die Schätzung meteorologischer Zeitreihen kann gegebenenfalls mit Problemen hinsichtlich der mit dem linearen Regressionsmodell verbundenen Modellprämissen verbunden sein. Besonders relevant erscheinen in diesem Zusammenhang Autokorrelationen sowie Multikollinearität zwischen den Messwerten der einzelnen Stationen (vgl. BACKHAUS et al., 2011, S. 84-96).

Ein gewisses Maß an Multikollinearität wurde gegenüber den oben beschriebenen Vorteilen bei der Verwendung der Regressionsanalyse bewusst in Kauf genommen. Das Problem der Multikollinearität konnte zudem weitgehend vernachlässigt werden, da die Stärke des Einflusses einzelner Stationen auf die Schätzwerte nicht primäres Ziel der Auswertung war und auch beim Vorliegen von Multikollinearität die lineare Regressionsanalyse geeignete Schätzwerte liefert (BACKHAUS et al., 2011, S. 93-94). Extreme Multikollinearität wurde zudem durch Verwendung der schrittweisen Variablenauswahl sowie der Verwendung des Toleranzkriteriums bei der Aufnahme neuer Variablen begegnet.

Um Autokorrelationen möglichst entgegen zu wirken, wurde versucht, meteorologische Kennwerte, welche deutlichen periodischen und funktional erklärbaren Schwankungen unterliegen, durch geeignete Trans-

formationen um saisonale Effekte zu bereinigen. So wurde die Globalstrahlung bzw. die für die DWD-Stationen vorliegende Sonnenscheindauer für die Schätzung mit den Modellen in die relative Sonnenscheindauer umgerechnet und anstatt des stark temperaturabhängigen aktuellen Dampfdrucks die relative Luftfeuchte verwendet. Die Verwendung der relativen Luftfeuchte ist gegenüber dem aktuellen Dampfdruck zudem auch aufgrund der nicht linearen Steigung der Sättigungsdampfdruckkurve bei der Schätzung mittels linearer Regressionsmodelle günstiger (vgl. DVWK, 1996, S. 54).

Für alle Berechnungen im Zusammenhang mit Globalstrahlung wie die Ableitung der Globalstrahlung aus der Sonnenscheindauer für die DWD-Stationen und die einheitliche Ableitung der relativen Sonnenscheindauer wurde auf die von ALLEN et al. (1998) vorgeschlagenen Gleichungen zurückgegriffen. Die für einige Berechnungen erforderlichen Parameter der linearen Ångström-Gleichung konnten monatspezifisch, basierend auf 42 deutschen Wetterstationen KLÄMT (2008, S. 30) entnommen werden.

Um eine möglichst einheitliche Datengrundlage für die Entwicklung der Regressionsmodelle zur Vorhersage der meteorologischen Kennwerte an den Level II-Stationen zu erhalten und zugleich auch räumlich günstig gelegene Stationen mit teilweise jedoch relativ kurzen Zeitreihen für den Ersatz von Fehlwerten nutzen zu können, wurden in einem ersten Schritt bestehende Lücken in den Stationsdaten der DWD-Stationen und der LFA-Station geschlossen. Zu diesem Zweck wurden für jeden meteorologischen Kennwert auf Grundlage aller Stationen, an denen für den jeweiligen Kennwert Messwerte vorlagen, inkrementelle schrittweise Regressionsanalysen der folgenden Form durchgeführt:

1. Ermittlung der Stationen, an denen der jeweilige Kennwert gemessen wurde
2. Bestimmung der entsprechenden Zeitreihenlänge für jede Station
3. Vervollständigen der Station mit der längsten vorliegenden Zeitreihe
 - a. Schätzung eines multiplen linearen Trendmodells mit schrittweiser Auswahl der Komponenten für die Station mit der längsten Zeitreihe auf Grundlage der Trendkomponenten extraterrestrische Strahlung, Jahr sowie zwölf Dummy-Variablen für monatspezifische Unterschiede beziehungsweise jahreszeitlich bedingte Trends
 - b. Schließen bestehender Lücken in den Messreihen dieser Station mit den Vorhersagewerten des Trendmodells
4. Vervollständigen der Station mit der zweitlängsten Zeitreihe
 - a. Schätzung eines multiplen linearen Trendmodells mit schrittweiser Auswahl der Komponenten für die Station der zweitlängsten Zeitreihe mit den Werten für den jeweiligen meteorologischen Kennwert der zuvor vervollständigten Station als zusätzliche Trendkomponente
 - b. Schließen bestehender Lücken in den Messreihen der Station mit den Vorhersagewerten des Trendmodells
5. Inkrementelles Wiederholen von Punkt 4 für alle Stationen mit abnehmender Zeitreihenlänge, sodass mit jedem Schritt auch die Anzahl der potentiell als Trendkomponenten in die Modelle aufzunehmenden Stationen um eins ansteigt. (Für die Station mit der kürzesten Zeitreihe können somit potentiell bis zu maximal 38 Stationen aufgenommen werden)

Insgesamt wurden im Rahmen dieser Prozedur somit 210² multiple lineare Regressionsmodelle erstellt. Als Schwellenwerte für die schrittweise Auswahl der Trendkomponenten wurde ein Signifikanzniveau von 0,05 für die Variablenaufnahme und 0,1 für den Ausschluss von Variablen festgelegt.

Die so vervollständigten Zeitreihen der DWD- und LFA-Stationen konnten dann für die Durchführung der schrittweisen linearen Regressionsanalysen zum Schätzen der meteorologischen Kennwerte an den Level II-Stationen verwendet werden. Für diese Analyse wurde die Anzahl der berücksichtigten Stationen jedoch auf die gegenwärtig noch betriebenen Stationen eingeschränkt. Dadurch wurde zum einen erreicht, dass die erstellten Modelle fortlaufend im Fall von Messausfällen eingesetzt werden können und zum anderen konnte somit der Einfluss bereits geschätzter Kennwerte auf den Lückenersatz an den Level II-Flächen reduziert werden.

In Abhängigkeit vom zu schätzenden meteorologischen Kennwert wurden die Regressionsgleichungen mit den Regressionskoeffizienten b sowohl mit absolutem Glied b_0 (Gleichung 3.1) als auch als Modelle ohne Konstante (Gleichung 3.2) formuliert.

$$\hat{Y} = b_0 + b_1X_1 + b_2X_2 + \dots b_nX_n \quad (3.1)$$

$$\hat{Y} = b_1X_1 + b_2X_2 + \dots b_nX_n \quad (3.2)$$

So wurden die meteorologischen Kennwerte Niederschlag, relative Sonnenscheindauer und Windgeschwindigkeit an den Level II-Stationen $\hat{Y}$ in Form optimal gewichteter arithmetischer Mittelwerte (Modelle ohne Konstante) aus den Messwerten der umliegenden Stationen X geschätzt. Dies war notwendig um artifizielle Niederschläge an regenfreien Tagen, Luftströmungen an

windstillen Tagen oder Sonnenschein an vollständig bedeckten Tagen zu vermeiden. Für die anderen meteorologischen Kennwerte (Temperaturen, relative Luftfeuchte) konnten herkömmliche Modelle mit absolutem Glied eingesetzt werden.

Stationen, welche mit negativen Regressionskoeffizienten in die Modelle eingingen wurden, beginnend mit der jeweils zuerst aufgenommenen Station, sukzessiv solange aus den Modellen entfernt, bis keine Stationen mit negativen Regressionskoeffizienten in die Modelle aufgenommen wurden. Als Kriterien für die Variablenaufnahme und den Variablenausschluss wurden wieder Signifikanzniveaus von 0,05 bzw. 0,1 festgelegt.

Die jeweiligen Regressionsmodelle wurden zudem zweimal erstellt. So wurden zuerst Modelle auf Grundlage aller vorliegenden Messwerte an den beiden Level II-Stationen erstellt, welche vorrangig für die Identifikation unplausibler Messwerte und Homogenisierung der Messungen (Kap. 3.1.2) Verwendung fanden. Anschließend wurden auf Grundlage der homogenisierten und um Messfehler bereinigten Datensätze erneute Regressionsanalysen durchgeführt, deren Ergebnisse dann für den Ersatz von Fehlerten und retrospektive Auswertungen eingesetzt wurden.

Einen Überblick über die 24 Modelle zur Schätzung der jeweils sechs meteorologischen Parameter für die beiden mecklenburg-vorpommerschen Level II-Stationen Sandhof und Rothemühl geben die Tabellen 3.1, 3.2 und 3.3, 3.4.

Demnach lassen sich für beide Flächen die Lufttemperaturen mit durchweg hohen Bestimmtheitsmaßen von allen meteorologischen Kennwerten stets am besten aus den umliegenden Stationen schätzen. Dabei muss jedoch beachtet werden, dass die Lufttemperaturen, bedingt durch die Natur des Kennwertes, zugleich der

stärksten Autokorrelation unterliegen. Die Standardabweichungen der Residuen erscheinen für die Flächen Sandhof und Rothemühl für eine gute praktische Anwendbarkeit der Modelle jedoch ebenfalls hinreichend niedrig.

Ebenfalls sehr gute Schätzwerte liefern an beiden Flächen die Regressionsmodelle für die relative Luftfeuchte sowie die relative Sonnenscheindauer mit ebenfalls sehr hohen Bestimmtheitsmaßen. Wie bei der Schätzung der Lufttemperatur können für beide Kennwerte, wahrscheinlich bedingt durch günstiger gelegene Stationen im Bereich der Level II-Station Sandhof, für diese Station etwas genauere Modelle erstellt werden. Hinsichtlich der Erklärungswerte für die relative Sonnenscheindauer muss berücksichtigt werden, dass sich bei Umrechnung in die zum Antreiben der Wasserhaushaltsmodelle benötigte Globalstrahlung aufgrund der funktionalen Abhängigkeiten zur extraterrestrischen Strahlung, deutlich höhere Bestimmtheitsmaße ergeben. Vergleichbares gilt für die relative Luftfeuchte nach Umrechnung in den entsprechenden Dampfdruck aufgrund der funktionalen Beziehung des Sättigungsdampfdrucks zur Lufttemperatur.

Von den anderen Kennwerten etwas abweichende Ergebnisse zeigen sich bei den Modellen zur Schätzung der Windgeschwindigkeit. So zeigen sich zum einen deutliche Unterschiede in der Prognosegüte zwischen beiden Stationen und zugleich lässt sich eine gewisse Umkehr der Prognosegüte zwischen beiden Flächen feststellen. So kann die Windgeschwindigkeit für die Fläche Rothemühl mit teils hohen Bestimmtheitsmaßen noch gut geschätzt werden, während sich für die Fläche Sandhof eine eher geringe

² Anzahl der Modelle nach Kennwerten: relative Sonnenscheindauer: 36, maximal Temperatur: 39, minimal Temperatur: 39, relative Luftfeuchte: 38, Niederschlag: 37, Windgeschwindigkeit: 21

bis mittlere Prognosegüte abzeichnet. Wahrscheinlich lässt sich dies auf die abweichende Netzdichte der DWD-Stationen mit Messwerten zur Windgeschwindigkeit sowie größere Unterschiede im Vorhersagepotential einzelner Stationen in Abhängigkeit von einer möglichst vergleichbaren Exponiertheit im Gelände zurückführen.

Hinsichtlich der Niederschlagsmenge zeigt sich für beide Flächen wieder eine vergleichbare, erwartungsgemäß jedoch leider eher geringe Güte der Regressionsmodelle. Wenngleich die Standardabweichung der Residuen mit Werten im Bereich von 2,7 mm ...2,9 mm eine für die praktische Anwendung noch akzeptable Höhe nicht

überschreitet, ergeben sich aufgrund der „Sprunghaftigkeit“ des Kennwertes jedoch immer wieder problematische Abweichungen im zweistelligen Bereich (vgl. Abbildung A.5, A.7 im Anhang).

Tab. 3.1.: Modelle zur Schätzung meteorologischer Kennwerte aus umliegenden Stationen des DWD für die Level II-Fläche Sandhof im Rahmen der Plausibilitätskontrolle

Sandhof (1302) – relative Sonnenscheindauer [0...1]					
N = 5323		$R^2 = 0,8226$		$s_{\text{Res}} = 0,1399$	
Station	Koeffizient	std. Fehler	std. Koeffizient	t	Signifikanz
s1694	0,501	0,025	0,447	19,045	0,000
s5097	0,176	0,010	0,174	16,143	0,000
s3196	0,164	0,019	0,146	8,089	0,000
s596	0,103	0,013	0,094	7,675	0,000
s5009	0,135	0,019	0,120	6,751	0,000
Sandhof (1302) - Maximum der Lufttemperatur [°C]					
N = 5185		$R^2 = 0,9841$		$s_{\text{Res}} = 1,1414$	
Station	Koeffizient	std. Fehler	std. Koeffizient	t	Signifikanz
b_0	0,387	0,030		12,874	0,000
s1694	0,353	0,031	0,345	11,412	0,000
s4625	0,203	0,026	0,193	7,810	0,000
s5009	0,272	0,020	0,269	13,409	0,000
s3196	0,149	0,025	0,149	5,866	0,000
s591	0,038	0,018	0,037	2,105	0,035
Sandhof (1302) - Minimum der Lufttemperatur [°C]					
N = 5185		$R^2 = 0,9683$		$s_{\text{Res}} = 1,1540$	
Station	Koeffizient	std. Fehler	std. Koeffizient	t	Signifikanz
b_0	0,438	0,023		18,828	0,000
s1694	0,343	0,021	0,343	16,152	0,000
s5097	0,143	0,017	0,141	8,222	0,000
s3196	0,213	0,019	0,212	11,488	0,000
s1803	0,151	0,018	0,146	8,297	0,000
s6109	0,040	0,011	0,043	3,745	0,000
s5009	0,077	0,022	0,076	3,581	0,000
s591	0,033	0,015	0,032	2,209	0,027
Sandhof (1302) - relative Luftfeuchte [%]					
N = 5337		$R^2 = 0,8354$		$s_{\text{Res}} = 5,0249$	
Station	Koeffizient	std. Fehler	std. Koeffizient	t	Signifikanz
b_0	-4,734	0,553		-8,560	0,000
s1694	0,456	0,021	0,395	21,235	0,000
s3196	0,291	0,017	0,272	16,937	0,000
s2796	0,214	0,018	0,185	11,998	0,000
s4625	0,095	0,019	0,091	4,930	0,000
Sandhof (1302) - Niederschlag [mm]					
N = 5106		$R^2 = 0,4706$		$s_{\text{Res}} = 2,7396$	
Station	Koeffizient	std. Fehler	std. Koeffizient	t	Signifikanz
s1694	0,360	0,021	0,284	13,454	0,000
s2796	0,286	0,021	0,215	10,753	0,000
s5009	0,164	0,020	0,121	6,343	0,000
s3196	0,106	0,018	0,087	4,667	0,000
s7351	0,087	0,014	0,069	4,915	0,000
s4625	0,053	0,015	0,046	2,728	0,006

Fortsetzung von Tabelle 3.1

Sandhof (1302) - Windgeschwindigkeit [m/s]					
N = 5336		$R^2 = 0,4173$		$s_{\text{Res}} = 1,4513$	
Station	Koeffizient	std. Fehler	std. Koeffizient	t	Signifikanz
s591	0,760	0,005	0,905	155,778	0,000
Sandhof (1302) - Windspitzen [m/s]					
N = 5336		$R^2 = 0,3272$		$s_{\text{Res}} = 3,4381$	
Station	Koeffizient	std. Fehler	std. Koeffizient	t	Signifikanz
s3196	0,433	0,035	0,506	12,254	0,000
s5009	0,261	0,030	0,343	8,602	0,000
s591	0,068	0,029	0,082	2,282	0,023

Tab. 3.2.: Modelle zur Schätzung meteorologischer Kennwerte aus umliegenden Stationen des DWD für die Level II-Fläche Sandhof für Lückenersatz und retrospektive Auswertungen

Sandhof (1302) - relative Sonnenscheindauer [0. . . 1]					
N = 4868		$R^2 = 0,9158$		$s_{\text{Res}} = 0,0924$	
Station	Koeffizient	std. Fehler	std. Koeffizient	t	Signifikanz
s1694	0,481	0,019	0,459	24,110	0,000
s5097	0,107	0,007	0,113	14,873	0,000
s4625	0,150	0,013	0,144	11,173	0,000
s5009	0,124	0,017	0,117	6,996	0,000
s3196	0,100	0,015	0,095	6,378	0,000
s5349	0,071	0,020	0,069	3,507	0,000
Sandhof (1302) - Maximum der Lufttemperatur [°C]					
N = 4894		$R^2 = 0,9960$		$s_{\text{Res}} = 0,6161$	
Station	Koeffizient	std. Fehler	std. Koeffizient	t	Signifikanz
b0	0,491	0,016		29,744	0,000
s1694	0,475	0,017	0,466	27,176	0,000
s4625	0,197	0,012	0,188	16,529	0,000
s5009	0,162	0,013	0,161	12,115	0,000
s5349	0,101	0,014	0,101	7,325	0,000
s3196	0,084	0,014	0,084	5,823	0,000
Sandhof (1302) - Minimum der Lufttemperatur [°C]					
N = 4894		$R^2 = 0,9860$		$s_{\text{Res}} = 0,7678$	
Station	Koeffizient	std. Fehler	std. Koeffizient	t	Signifikanz
b0	0,250	0,016		15,728	0,000
s1694	0,301	0,016	0,304	18,437	0,000
s5009	0,222	0,015	0,221	14,731	0,000
s3196	0,203	0,013	0,204	15,924	0,000
s1803	0,096	0,012	0,094	7,836	0,000
s5097	0,089	0,012	0,088	7,693	0,000
s591	0,038	0,010	0,037	3,757	0,000
s5349	0,051	0,014	0,052	3,684	0,000
Sandhof (1302) - relative Luftfeuchte [%]					
N = 5337		$R^2 = 0,9506$		$s_{\text{Res}} = 2,4229$	
Station	Koeffizient	std. Fehler	std. Koeffizient	t	Signifikanz
b0	1,007	0,291		3,463	0,001
s1694	0,314	0,011	0,308	28,375	0,000
s2796	0,223	0,010	0,219	22,675	0,000
s3196	0,236	0,009	0,250	26,158	0,000
s5349	0,040	0,012	0,045	3,421	0,001
s4625	0,086	0,009	0,094	9,069	0,000
s5009	0,050	0,010	0,049	4,858	0,000
s7351	0,043	0,011	0,045	4,027	0,000

Fortsetzung von Tabelle 3.2

Sandhof (1302) - Niederschlag [mm]					
N = 5106		$R^2 = 0,4706$		$s_{\text{Res}} = 2,7396$	
Station	Koeffizient	std. Fehler	std. Koeffizient	t	Signifikanz
s1694	0,360	0,021	0,284	13,454	0,000
s2796	0,286	0,021	0,215	10,753	0,000
s5009	0,164	0,020	0,121	6,343	0,000
s3196	0,106	0,018	0,087	4,667	0,000
s7351	0,087	0,014	0,069	4,915	0,000
s4625	0,053	0,015	0,046	2,728	0,006
Sandhof (1302) - Windgeschwindigkeit [m/s]					
N = 5211		$R^2 = 0,5344$		$s_{\text{Res}} = 0,9732$	
Station	Koeffizient	std. Fehler	std. Koeffizient	t	Signifikanz
s591	0,607	0,019	0,830	32,253	0,000
s5009	0,070	0,016	0,116	4,501	0,000
Sandhof (1302) - Windspitzen [m/s]					
N = 5211		$R^2 = 0,487$		$s_{\text{Res}} = 2,2383$	
Station	Koeffizient	std. Fehler	std. Koeffizient	t	Signifikanz
s5009	0,320	0,022	0,464	14,135	0,000
s3196	0,235	0,025	0,303	9,439	0,000
s591	0,077	0,019	0,102	3,983	0,000
s5349	0,074	0,022	0,098	3,264	0,001

Tab. 3.3.: Modelle zur Schätzung meteorologischer Kennwerte aus umliegenden Stationen des DWD für die Level II-Fläche Rothemühl im Rahmen der Plausibilitätskontrolle

Rothemühl (1303) - relative Sonnenscheindauer [0. . . 1]					
N = 5644		$R^2 = 0,7762$		$s_{\text{Res}} = 0,1473$	
Station	Koeffizient	std. Fehler	std. Koeffizient	t	Signifikanz
s167	0,105	0,029	0,098	3,345	0,001
s6109	0,319	0,020	0,304	14,964	0,000
s5097	0,198	0,010	0,206	18,627	0,000
s5142	0,292	0,027	0,275	9,975	0,000
s7351	0,099	0,021	0,093	4,488	0,000
Rothemühl (1303) - Maximum der Lufttemperatur [°C]					
N = 5454		$R^2 = 0,9526$		$s_{\text{Res}} = 2,088$	
Station	Koeffizient	std. Fehler	std. Koeffizient	t	Signifikanz
s167	0,396	0,035	0,356	11,267	0,000
s6109	0,397	0,025	0,359	15,644	0,000
s5349	0,242	0,027	0,221	8,802	0,000
s5109	0,064	0,028	0,058	2,265	0,024
Rothemühl (1303) - Minimum der Lufttemperatur [°C]					
N = 5454		$R^2 = 0,9235$		$s_{\text{Res}} = 1,9653$	
Station	Koeffizient	std. Fehler	std. Koeffizient	t	Signifikanz
s6109	0,377	0,024	0,376	15,653	0,000
s5142	0,304	0,026	0,308	11,498	0,000
s5009	0,210	0,021	0,202	10,112	0,000
s167	0,092	0,029	0,092	3,166	0,002
Rothemühl (1303) - relative Luftfeuchte [%]					
N = 5644		$R^2 = 0,7992$		$s_{\text{Res}} = 5,7225$	
Station	Koeffizient	std. Fehler	std. Koeffizient	t	Signifikanz
s167	0,285	0,033	0,284	8,530	0,000
s6109	0,301	0,020	0,302	15,424	0,000
s5109	0,207	0,026	0,204	8,102	0,000
s5349	0,116	0,018	0,118	6,324	0,000
s2796	0,048	0,021	0,048	2,300	0,021
s5142	0,041	0,019	0,042	2,130	0,033

Fortsetzung von Tabelle 3.3

Rothemühl (1303) - Niederschlag [mm]					
N = 5578		$R^2 = 0,4122$		$s_{\text{Res}} = 2,7404$	
Station	Koeffizient	std. Fehler	std. Koeffizient	t	Signifikanz
s167	0,143	0,025	0,123	5,182	0,000
s6109	0,174	0,016	0,158	9,864	0,000
s5009	0,092	0,020	0,080	4,116	0,000
s5142	0,191	0,019	0,185	9,238	0,000
s1803	0,081	0,014	0,081	5,294	0,000
s6310	0,085	0,018	0,084	4,257	0,000
s5349	0,050	0,018	0,048	2,452	0,014
s7351	0,045	0,019	0,043	2,198	0,028
Rothemühl (1303) - Windgeschwindigkeit [m/s]					
N = 5652		$R^2 = 0,6545$		$s_{\text{Res}} = 0,5563$	
Station	Koeffizient	std. Fehler	std. Koeffizient	t	Signifikanz
s5142	0,232	0,010	0,573	24,370	0,000
s7351	0,155	0,010	0,379	16,128	0,000
Rothemühl (1303) - Windspitzen [m/s]					
N = 5652		$R^2 = 0,4516$		$s_{\text{Res}} = 2,122$	
Station	Koeffizient	std. Fehler	std. Koeffizient	t	Signifikanz
s7351	0,111	0,025	0,199	4,430	0,000
s298	0,168	0,013	0,324	12,791	0,000
s5142	0,117	0,018	0,211	6,510	0,000
s3196	0,082	0,021	0,142	3,820	0,000
s4625	0,039	0,018	0,073	2,175	0,030

Tab. 3.4.: Modelle zur Schätzung meteorologischer Kennwerte aus umliegenden Stationen des DWD für die Level II-Fläche Rothemühl für Lückenersatz und retrospektive Auswertungen

Rothemühl (1303) - relative Sonnenscheindauer [0. . . 1]					
N = 5644		$R^2 = 0,8299$		$s_{\text{Res}} = 0,1285$	
Station	Koeffizient	std. Fehler	std. Koeffizient	t	Signifikanz
s5142	0,308	0,024	0,293	12,147	0,000
s7351	0,153	0,018	0,144	7,969	0,000
s5097	0,135	0,009	0,142	14,647	0,000
s6109	0,270	0,017	0,260	14,626	0,000
s167	0,152	0,025	0,144	5,625	0,000
Rothemühl (1303) - Maximum der Lufttemperatur [°C]					
N = 5257		$R^2 = 0,9880$		$s_{\text{Res}} = 1,0195$	
Station	Koeffizient	std. Fehler	std. Koeffizient	t	Signifikanz
b_0	0,859	0,029	29,644	0,000	
s7351	0,077	0,031	0,074	2,528	0,012
s167	0,290	0,015	0,272	18,892	0,000
s6109	0,422	0,019	0,411	22,558	0,000
s5349	0,253	0,019	0,241	13,088	0,000
Rothemühl (1303) - Minimum der Lufttemperatur [°C]					
N = 5257		$R^2 = 0,9565$		$s_{\text{Res}} = 1,4097$	
Station	Koeffizient	std. Fehler	std. Koeffizient	t	Signifikanz
b_0	-0,422	0,027	-15,454	0,000	
s5142	0,281	0,021	0,287	13,569	0,000
s5097	0,227	0,016	0,215	14,027	0,000
s6109	0,221	0,019	0,226	11,693	0,000
s3196	0,144	0,014	0,139	10,332	0,000
s6310	0,054	0,017	0,052	3,084	0,002
s167	0,071	0,025	0,070	2,839	0,005

Fortsetzung von Tabelle 3.4

Rothemühl (1303) - relative Luftfeuchte [%]					
N = 5644		R ² = 0,9101		s _{Res} = 3,5296	
Station	Koeffizient	std. Fehler	std. Koeffizient	t	Signifikanz
b ₀	-2,829	0,365	-7,747	0,000	
s167	0,286	0,019	0,256	14,714	0,000
s6109	0,260	0,014	0,255	18,433	0,000
s5109	0,241	0,016	0,234	15,379	0,000
s5142	0,144	0,012	0,135	12,224	0,000
s7351	0,104	0,016	0,103	6,360	0,000
Rothemühl (1303) - Niederschlag [mm]					
N = 5578		R ² = 0,4225		s _{Res} = 2,9155	
Station	Koeffizient	std. Fehler	std. Koeffizient	t	Signifikanz
s5142	0,255	0,020	0,218	11,099	0,000
s5349	0,048	0,019	0,041	2,134	0,033
s6109	0,201	0,017	0,163	10,320	0,000
s167	0,150	0,026	0,115	4,919	0,000
s1803	0,094	0,014	0,084	5,559	0,000
s5009	0,094	0,021	0,073	3,825	0,000
s6310	0,085	0,019	0,075	3,841	0,000
s7351	0,052	0,020	0,044	2,293	0,022
Rothemühl (1303) - Windgeschwindigkeit [m/s]					
N = 5511		R ² = 0,8337		s _{Res} = 0,3501	
Station	Koeffizient	std. Fehler	std. Koeffizient	t	Signifikanz
s1694	0,281	0,005	0,653	53,006	0,000
s5142	0,131	0,005	0,331	26,853	0,000
Rothemühl (1303) - Windspitzen [m/s]					
N 5448		R ² = 0,7259		s _{Res} = 1,0846	
Station	Koeffizient	std. Fehler	std. Koeffizient	t	Signifikanz
s7351	0,119	0,013	0,252	9,038	0,000
s5142	0,180	0,009	0,385	19,295	0,000
s1803	0,057	0,013	0,128	4,339	0,000
s298	0,054	0,008	0,123	7,107	0,000
s1694	0,047	0,011	0,096	4,102	0,000

3.1.2 Plausibilitätskontrolle und Homogenisierung der Messwerte

Zur Identifikation potentiell unplausibler und gegebenenfalls fehlerhafter meteorologischer Messwerte konnten zunächst unmittelbar die für den Ersatz von Fehlwerten erstellten Modelle eingesetzt werden. Dafür wurden die Residuen für jede Station und jeden meteorologischen Kennwert mit der Standardabweichung standardisiert und diese über der Zeit aufgetragen.

Konventionell können Residuen die im Betrag die dreifache Standardabweichung überschreiten als poten-

tielle Ausreißer betrachtet werden, wobei jedoch hohe Beträge der standardisierten Residuen in Abhängigkeit vom meteorologischen Kennwert durchaus unterschiedlich zu bewerten sind. Die grafische Darstellung der Residuen erlaubt neben dem Festlegen von Schwellenwerten für potentiell unplausible Werte zudem das Auffinden von Zeiträumen mit systematischen Sprüngen oder Driften in den Messwerten der Level II-Station im Vergleich zu den umliegenden DWD-Stationen. Zur besseren Identifikation von Sprüngen und Driften in den Messwerten wurden neben den standardisierten Residuen zusätzlich die kumulativen standardisierten Residuen betrachtet.

In Anlehnung an ALLEN et al. (1998) können Datensätze, deren Beträge der kumulativen standardisierten Residuen den Schwellenwert β überschre-

$$\beta = \frac{n}{\sqrt{n-1}} 0,84 \quad (3.3)$$

an keinem Tag überschreiten, als homogen angenommen werden. Für den Beobachtungszeitraum der Level II-Stationen von 1996 bis 2013 ($n \approx 6200$) ergibt sich somit eine maximale Spanne der kumulativen standardisierten Residuen von -66,15... 66,15.

Diese wurde in der Mehrzahl der Fälle (einzige Ausnahme war der Kennwert Niederschlag an der Fläche Sandhof) zunächst für alle Kennwerte an beiden Stationen deutlich überschritten. Mit Ausnahme des Niederschlags wurden zur Homogenisierung der Messreihen zunächst die Varianzen mit Hilfe von aus den Standardabweichungen von Mess- und Vorhersagewerten abgeleiteten Faktoren vereinheitlicht. Anschließend wurden dann die Mittelwerte der Messreihen mit Hilfe von aus den Residuen abgeleiteten Konstanten homogenisiert. Wenn sich im Bereich eines Wendepunktes der kumulativen Residuen zugleich ein Messausfall zeigte, wurde dem Tag des Messausfalls gegenüber dem konkreten Wendepunkt zur Abgrenzung homogener Bereiche der Vorzug gegeben.

Besonders schwierig gestaltet sich die Identifikation von Messfehlern bei den aufgezeichneten Niederschlagsmengen, da hier aufgrund der hohen kleinräumigen Heterogenität des Kennwertes nur relativ geringe Erklärungswerte in den Regressionsmodellen erreicht wurden. Daher wurden für diesen Kennwert auch Plausibilitätstests anhand der für ca. vierzehntägige Messintervalle vorliegenden Niederschlagsmengen aus Bulksammlern sowie den in der Regel für wöchentliche Intervalle vorliegenden Messwerten aus Hellmann-Regenmessern durchgeführt.

Um im Fall der Bulksammler die Messungen einheitlich mit den von der Kippwaage gemessenen Tageswerten vergleichen zu können, wurden zunächst die erst seit 2007 vorliegenden Datumswerte für den genauen Messzeitpunkt, ausgehend von ca. 14-tägigen Intervallen, für den gesamten Messzeitraum abgeschätzt. Anschließend konnten dann für diese 14-tägigen Intervalle die Niederschlagssummen der Kippwaage berechnet werden. Um Verzerrungen aufgrund des Fehlens einzelner Tageswerte bei der Summenbildung zu

vermeiden, wurden diese Fehlwerte zuvor mit den Vorhersagewerten der Regressionsmodelle ergänzt. Da gerade für den Zeitraum vor 2007 gewisse Differenzen aufgrund zeitlicher Ungenauigkeiten beim Vergleich der Bulksammler-Werte mit denen der Kippwaage nicht auszuschließen waren, wurden die entsprechenden Differenzen aus beiden Messungen nur kumulativ über der Zeit betrachtet (vgl. Abbildung A.6, A.8 im Anhang).

Dabei zeigt sich, dass die Messungen mit Ausnahme der Fläche Rothemühl im Zeitraum 1996 bis 2003 gut übereinstimmen.

An der Fläche Rothemühl wurde für den Zeitraum 1996 bis 2003 angenommen, dass die Niederschlagsmessungen der Kippwaage zur systematischen Unterschätzung der realen Niederschläge neigen. Zur Korrektur dieses Fehlers wurden die Niederschlagsmessungen der Kippwaage für diesen Zeiträumen mit den in Bulksammlern und Hellmann-Regenmessern erfassten Niederschlagsmengen abgeglichen. Dafür wurden zunächst die Jahresniederschlagsmengen der Hellmann-Regenmesser mit Hilfe von Korrekturfaktoren an die Jahresniederschlagssummen der Bulksammler angeglichen. Anschließend wurden die wöchentlichen Niederschlagsmengen der Hellmannsammler auf Grundlage der täglichen „Ausschläge“ der Kippwaagemessungen aufgeteilt. Wenn für einzelne Wochen die Summe aller Kippwaagemessungen null war, wurden alternativ die mit den Regressionsmodellen prognostizierten Niederschlagsmengen genutzt, um die wöchentlichen Niederschlagsmengen der Hellmann-Regenmesser aufzuteilen.

3.1.3 Generierung retrospektiver Klimakennwerte

Für die Generierung retrospektiver Klimakennwerte konnten abermals die bereits für den Lückenersatz erstellten Regressionsmodelle verwen-

det werden. Technisch lassen sich mit diesen Modellen alle klimatischen Kennwerte mit Ausnahme der Windgeschwindigkeit bis zum Beginn der längsten Zeitreihe (Station Schwerin, seit 1890) schätzen. Dabei ist jedoch zwingend zu beachten, dass die entsprechenden Vorhersagewerte mit zurückschreitender Zeit und entsprechend abnehmender Anzahl der betriebenen Wetterstationen immer größeren Prognosefehlern unterliegen.

Dies gilt besonders für den gesamten Zeitraum vor der Wiederaufnahme der meteorologischen Messungen nach dem zweiten Weltkrieg, für welchen lediglich Daten der Station Schwerin vorliegen. Besonders problematisch sind die Schätzwerte für den langen Zeitraum des zweiten Weltkrieges³, für welchen auch an der Station Schwerin keine meteorologischen Messungen vorliegen. In diesen Perioden basieren die Schätzwerte ausschließlich auf den aus dem Kalender ableitbaren Trendkomponenten extraterrestrische Strahlung, Jahr sowie den zwölf Dummy-Variablen für monatspezifische Unterschiede. Die für diese Perioden erzeugten Kennwerte gewährleisteten somit lediglich die kontinuierliche technische Ausführbarkeit von Wasserhaushaltsmodellen, sollten jedoch keinesfalls inhaltlich interpretiert werden.

Besonders problematisch ist die Datenlage hinsichtlich der Windgeschwindigkeit, welche vor der Wiederaufnahme der meteorologischen Messungen auch an der Station Schwerin nicht gemessen wurde. Für die vor diesem Zeitpunkt liegenden Zeitabschnitte ist die Beschreibung des Wasserhaushalts somit nur mit einfacheren Verfahren zur Ermittlung der Verdunstung möglich, welche unabhängig von der Windgeschwindigkeit berechnet werden können. Diese einfachen Referenz-

³ Entsprechende Probleme bestehen auch in einzelnen kürzeren Zeitabschnitten in der Periode 1890...1940.

verdunstungen können dann beispielsweise zum Antreiben des Wasserhaushaltsmodells SWAP 3.2.36 verwendet werden.

3.2 Meteorologische Indikatoren und Klimabeschreibung

Zuverlässige meteorologische Schätz- bzw. Messwerte für die Level II-Standorte ergeben sich erst seit Ende der 40er Jahre des letzten Jahrhunderts (vgl. Kap. 3.1). Die nachfolgenden Auswertungen nehmen somit überwiegend auf den Zeitabschnitt ab 1950 Bezug. Die Auswahl der klimatischen Kennwerte orientiert sich unter anderem an der von (RIEK et al., 2013) zusammengestellten, ökologisch begründeten Indikatorenliste zur Charakterisierung des Wärmehaushalts. Letzterer hat einen maßgeblichen Einfluss auf die Wachstums- und Entwicklungsprozesse der Pflanzen im Jahresablauf und bestimmt die jährliche Vegetationszeitlänge.

3.2.1 Temperatur- und Niederschlagsentwicklung

Die für viele Auswertungen benötigte Tagesmitteltemperatur wurde abweichend zur akuten Berechnungsmethodik des Deutschen Wetterdienstes nicht direkt aus den stündlichen Temperaturmesswerten eines Tages abgeleitet, sondern entsprechend ALLEN et al. (1998) aus der Tagesmaximal- ($T_{\max}$) und der Tagesminimaltemperatur ($T_{\min}$) wie folgt ermittelt:

$$t_{\text{mean}} = \frac{T_{\max} + T_{\min}}{2} \quad (3.4)$$

Beide Intensivmessflächen des Landes befinden sich ungefähr auf gleicher geographischer Breite, wobei sich ihre Lage um 123 km in West-Ost-Richtung unterscheidet. In Richtung Osten geht der Einfluss des Meeres auf das Klima – die Ozeanität – zurück und die Kontinentalität steigt. Anhand der langjährigen Mittel der Jahrestemperatur bzw. der Jahresniederschlagssummen, bspw. im Zeitraum von 1961-90 (Tab. 3.5), ist diese Tendenz sichtbar.

Die langjährigen Jahrestemperaturmittelwerte differieren allerdings nur um 0,22 K. Eine wesentlich höhere Temperaturdifferenz von 0,9 K besteht zwischen den mittleren Temperaturdifferenzen des wärmsten (Juli) und des kältesten Monats (Januar) des Jahres zwischen den Messorten. Diese Temperaturamplitude spielt für die Beurteilung der Kontinentalität die größere Rolle. Der in der Tabelle aufgeführte vereinfachte Kontinentalitätsindex nach ИБАХОВ (1959) verwendet diese Eingangsgröße und berechnet sich, unter zusätzlicher Berücksichtigung der geographischen Breite φ wie folgt:

$$K = 303 * \frac{T_{\text{Juli}} - T_{\text{Januar}}}{\varphi} \quad (3.5)$$

Deutliche Unterschiede bestehen hinsichtlich der durchschnittlichen, langjährigen Jahresniederschlagssummen, die mit 72,4 mm eine erhebliche Differenz aufweisen. Auf

der Grundlage dieser meteorologischen Größen ist festzustellen, dass an der westlichen Sandhofer Station (1302) ein mäßig maritimes Klima vorherrscht, während die östliche Rothemühler Station (1303) nur noch schwach maritim beeinflusst ist.

Der Verlauf der mittleren Jahrestemperaturen (Abb. 3.1) an beiden Standorten ist seit 1950 sehr ähnlich. Ab dem Ende der 1980er Jahre ist an beiden Stationen ein augenscheinlich höheres Jahrestemperaturniveau erreicht worden. Eine signifikante Mittelwertsänderung des langjährigen Temperaturmittels konnte zwischen den Jahren 1961-90 und den Jahren 1991-2010 mittels t-Test für unabhängige Stichproben bestätigt werden (Irrtumswahrscheinlichkeit: 1302: 0,1 % bzw. 1303: 0,2 %). Stärkere Temperaturschwankungen um das Mittel der genannten Perioden können nicht bestätigt werden, da eine Varianzgleichheit für die Grundgesamtheit laut Levene-Test vorliegt.

Anders ist die Jahresniederschlagsentwicklung zu beurteilen. Die jährlichen Differenzen der Jahresniederschlagssummen zwischen den beiden Orten streuen stark. Veränderte mittlere Messniveaus oder stärkere Varianzen sind nicht festzustellen. Auf der Rothemühler Versuchsfläche sind aber erhöhte Schwankungen einzelner Jahre ersichtlich. Sehr hohe Werte, von über 700 mm, wurden hier in den Jahren 2002, 2007 und 2011 gemessen. Eine Häufung trockener Jahre mit weniger als 450 mm Niederschlag ist in den Jahren 2003-06 zu verzeichnen.

Tab. 3.5.: Langjährige Jahresmittel ausgewählter Klimakennwerte der Periode 1961-90

Kenngrößen	Einheit	Sandhof (1302)	Rothemühl (1303)
Mitteltemperatur	[°C]	8,81	8,69
Niederschlagssumme	[mm]	616,1	543,8
Temperaturdifferenz Juli-Januar	[K]	18,0	18,9
Kontinentalitätsindex		101,7	106,9

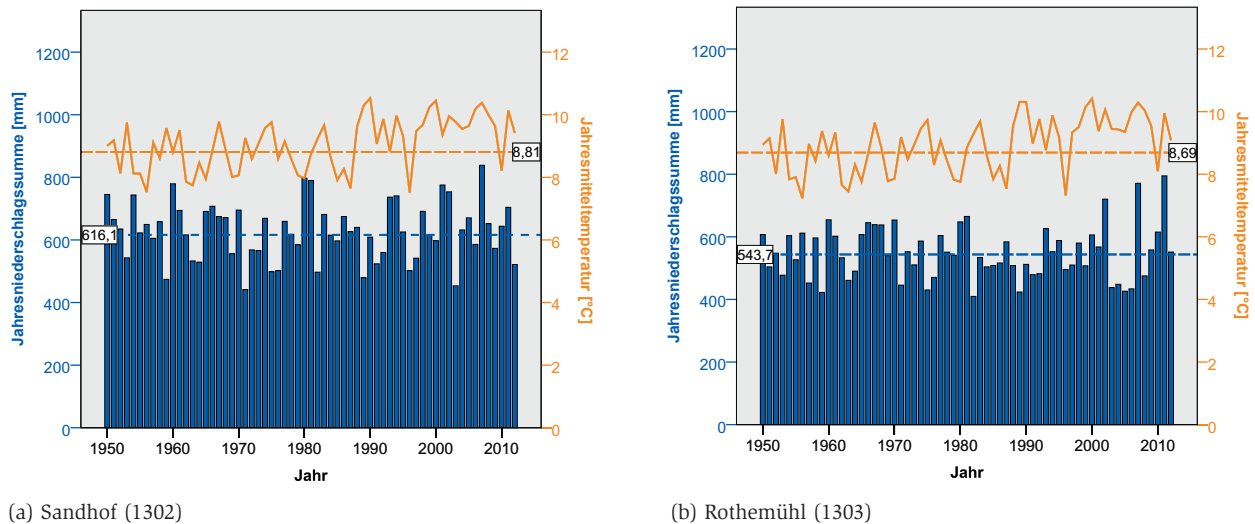


Abb. 3.1: Jahresmitteltemperaturen und -niederschlagssummen (Linien: Langjährige Mittel (1961-90))

Die Zeitreihe der Temperaturmittel in den Nichtvegetationszeiten hat einen ähnlichen generellen Verlauf wie die der Jahrestemperatur – hier ist wiederum Ende der 1980er Jahre ein Niveausprung erkennbar (Abb. 3.2). Signifikante Mittelwertunterschiede zwischen den Perioden 1961-90 und 1991-2010 konnten mittels t-Test aber nicht nachgewiesen werden. Die Temperaturmittel in den Vegetationszeiten haben keinen so sprunghaften Verlauf. Diese steigen ab dem zuvor genannten Zeitpunkt allmählich an. Die langjährigen Temperaturmittel der Vegetationszeiten unterscheiden sich signifikant (t-Test für unabhängige Stichproben; Irrtumswahrscheinlichkeit: 1302, 1303: $< 0,01\%$), wobei die Varianzen gleich geblieben sind. Außerhalb der Vegetationszeiten konnte somit kein Nachweis der Erwärmung erbracht werden, in den Vegetationszeiten ist es demgegenüber nachweislich wärmer geworden. Die Abweichungen der langjährigen Mittelwerte (im Zeitraum 1961-1990) zwischen den beiden Intensivmessflächen ist für die Nichtvegetationszeit mit 0,38 K recht deutlich, hingegen in der Vegetationszeit mit 0,13 K relativ gering.

Die langjährigen mittleren Niederschlagssummen der Nichtvegetati-

onszeiten veränderten sich zwischen den beiden zuvor benannten langjährigen Perioden nur auf der Sandhofer Fläche signifikant (t-Test für unabhängige Stichproben; Irrtumswahrscheinlichkeit: 1302: 2,9 %; abs. Erhöhung um: 37,7 mm). Für die Vegetationszeit gab es zwischen den Perioden keine Änderung. Die Varianzen blieben ebenfalls gleich (Levene-Test). Auf der Rothemühler Fläche traten im letzten Jahrzehnt teilweise hohe jährliche Schwankungen der Niederschlagssummen innerhalb der Vegetationszeit auf. Die Abweichung des langjährigen Niederschlagsmittels (der Jahre 1961-90) zwischen den beiden Messorten beträgt außerhalb der Vegetationszeit 37,5 mm und innerhalb der Vegetationszeit 34,8 mm.

3.2.2 Windgeschwindigkeiten und -richtungen

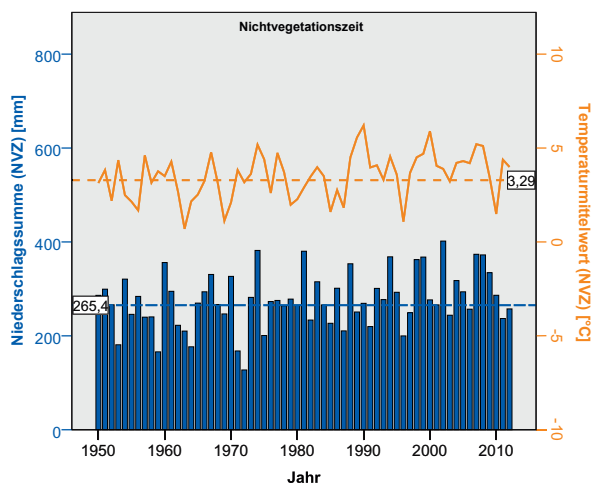
Für die Waldbestände ergibt sich insbesondere bei hohen Windgeschwindigkeiten eine steigende Windwurf- und Windbruchgefahr. Die Bewertung der abgeleiteten bzw. gemessenen Windgeschwindigkeiten für die Level II-Flächen erschien daher bedeutsam und erfolgte auf Basis von Tagesmittelwerten. Winde mit Geschwindigkeiten ab 20,8 m/s werden als Sturm bezeichnet, wobei ab 32,7

m/s die Orkanstärke erreicht wird. Die Tagesanzahl dieser extremen Windstärken wurde für beide Intensivmessflächen jahrgangsweise kalkuliert. Während auf der Sandhofer Versuchsfläche in einzelnen Jahren max. an drei Tagen pro Jahr im Tagesmittel Sturmwindstärken zu verzeichnen waren, traten diese an der Rothemühler Fläche in keinem Jahr auf. Die hier vorzufindenden niedrigeren Windgeschwindigkeiten werden auf die relativ windgeschützte Lage der angelegten Freifläche (Standort der Wetterstation) innerhalb von Kiefernbeständen zurückgeführt. Orkanwindstärken im Tagesdurchschnitt wurden nicht festgestellt.

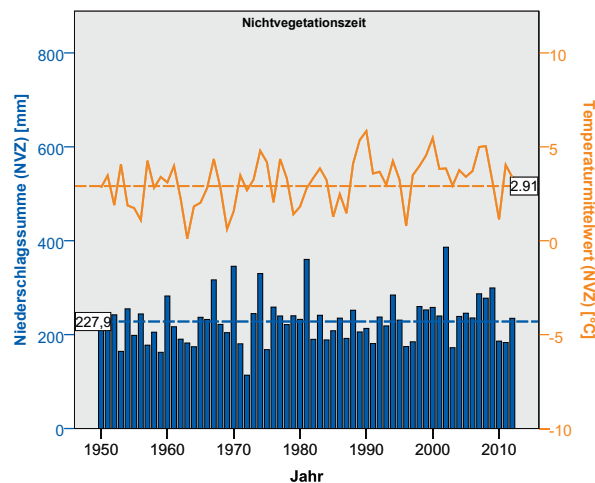
An beiden Messorten weht der Wind an ca. 40 % der Tage überwiegend aus westlichen Richtungen (W, WSW und SW). Ebenfalls sehr häufig sind Ostwinde (E, ESE und SE) mit einem Anteil von ca. 30 % für 1302 (Sandhof) bzw. ca. 34 % für 1303 (Rothemühl). Recht selten wurden Windrichtungen aus nördlichen Richtungen registriert.

3.2.3 Weitere Klimaindikatoren

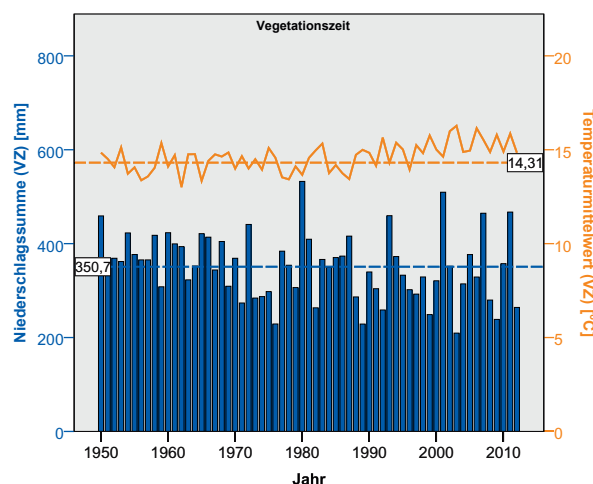
Ein wichtiger Kennwert des Wärmehaushaltes ist die jährliche Wärmehaushalt.



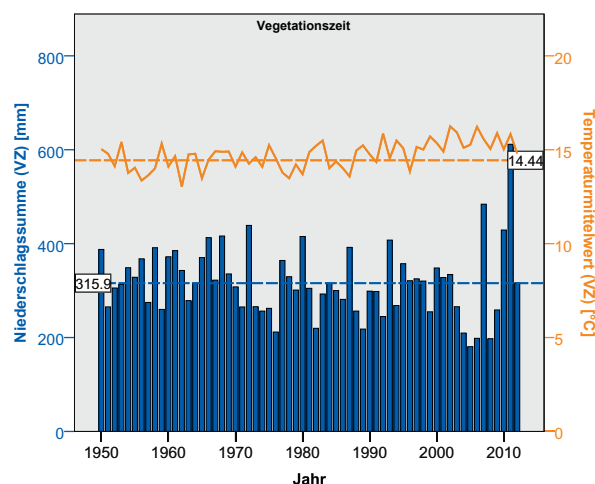
(a) Nichtvegetationszeit, Sandhof (1302)



(b) Nichtvegetationszeit, Rothemühl (1303)



(c) Vegetationszeit, Sandhof (1302)



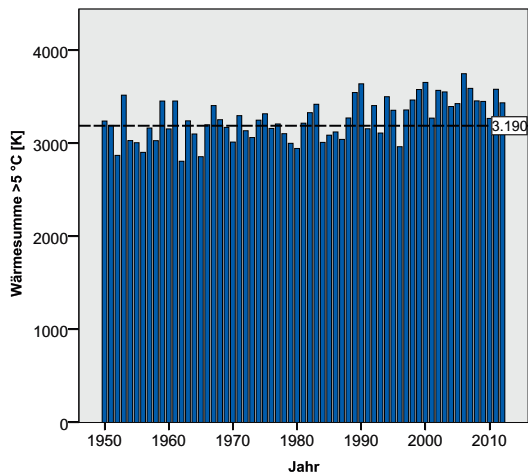
(d) Vegetationszeit, Rothemühl (1303)

Abb. 3.2: Jährliche Temperaturmittel und Niederschlagssummen in und außerhalb der Vegetationszeit (Linien: Langjährige Mittel (1961-90))

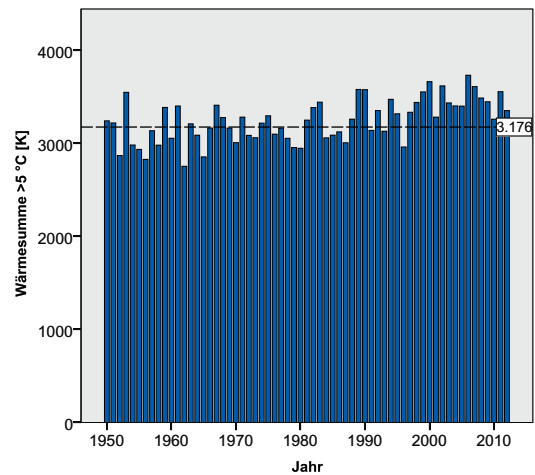
mesumme $> 5^{\circ}\text{C}$. Höhere Wärmesummen können sowohl positive als auch negative Auswirkungen auf das Pflanzenwachstum haben. Steigende Temperatursummen bewirken vielfach verlängerte Vegetationsperioden, können aber andererseits auch zu einem höheren Trockenstress führen. Für die mecklenburg-vorpommerschen Intensivmessflächen liegen die langjährigen mittleren Wärmesummen auf einem ähnlichen Niveau (Abb. 3.3a und 3.3b). Die langjährige Differenz (1961-90) zwischen den Flächen beträgt lediglich 14 K, wobei für Rothemühl der nied-

rigere Wert berechnet wurde. Für die beiden Versuchsflächen ist über die Jahre ein mäßig signifikanter Anstieg dieses Parameters festzustellen (Pearson Korrelation, 1302, 1303: $r = 0,56$ (0,01-Niveau)). Weiterhin unterscheiden sich die Mittelwerte der Jahrestemperatursummen zwischen den Jahren 1961-90 und 1991-2010 bei gleichen Varianzen signifikant (t-Test für unabhängige Stichproben, Irrtumswahrscheinlichkeit: 1302, 1303: $< 0,01\%$). Das arithmetische Mittel ist dabei in Sandhof um 225 K und in Rothemühl um 226 K angestiegen.

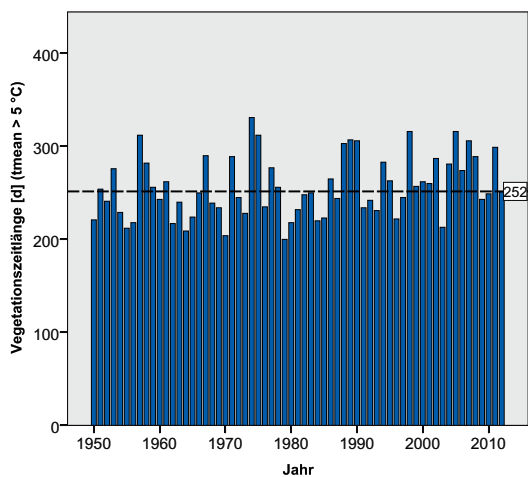
Die mittlere Vegetationszeitlänge, bei einer Tagesmitteltemperatur über 5°C , beträgt für den Zeitraum von 1961-90 in Sandhof 252 Tage und in Rothemühl 246 Tage (Abb. 3.3c und 3.3d). Trotz der bestehenden Zusammenhänge zwischen der Wärmesummenentwicklung und der Vegetationszeitlänge, konnten keine signifikanten Mittelwertsunterschiede zwischen den Perioden 1961-90 und 1991-2010 nachgewiesen werden. Zwischen den Jahren und der Vegetationszeitlänge gibt es eine schwache bis mäßige Korrelation (Pearson Korrelation, 1302: $r =$



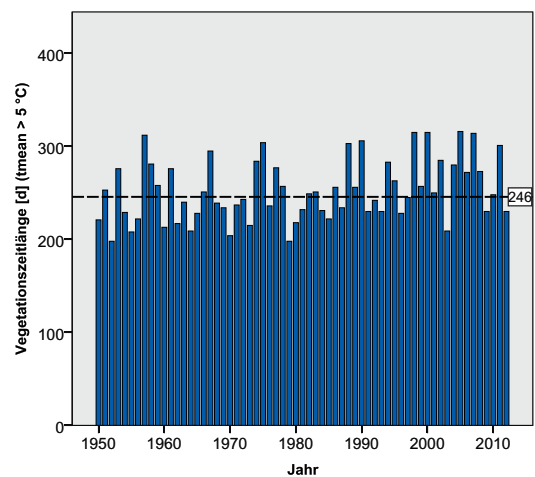
(a) Wärmesummen, Sandhof (1302)



(b) Wärmesummen, Rothemühl (1303)



(c) Vegetationszeitlängen, Sandhof (1302)



(d) Vegetationszeitlängen, Rothemühl (1303)

Abb. 3.3: Jährliche Wärmesummen und Vegetationszeitlängen (tmean > 5 °C) (Linien: Langjährige Mittel (1961-90))

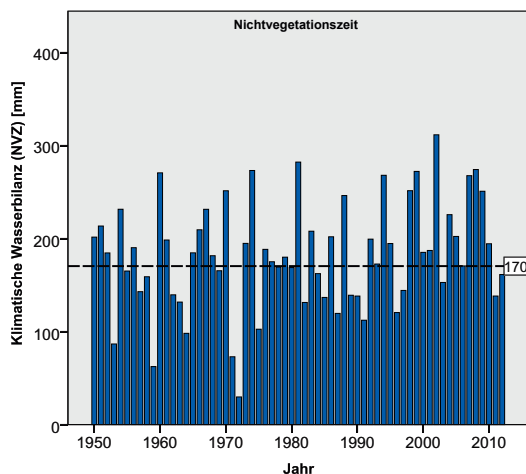
0,355 und 1303: $r = 0,433$ (0,01-Niveau)).

Ein weiterer bedeutsamer Klimaparameter ist die klimatische Wasserbilanz, welche über die tagesbezogene Differenz zwischen dem gefallenen Niederschlag und der ermittelten aktuellen FAO-Grasreferenzverdunstung nach der Penman-Monteith-Gleichung ALLEN et al. (1998) berechnet wurde. Sie gibt an, ob der Wasserbedarf für das Pflanzenwachstum bereits aus dem fallenden Niederschlag gedeckt werden kann oder nicht. Häufig wird die klimatische

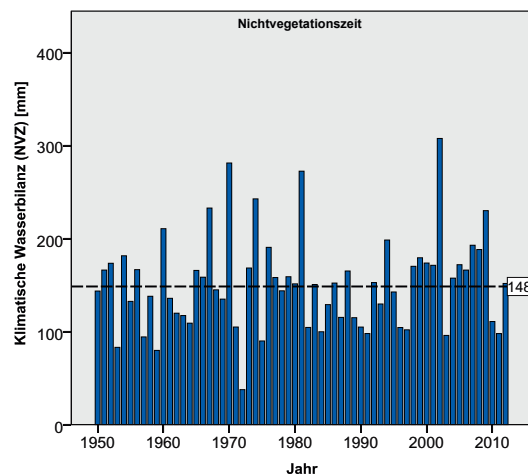
Wasserbilanz nachfolgend auf längere Zeiträume bilanziert, um zeitliche und räumliche Vergleiche bezüglich der klimatischen Wasserversorgung durchführen zu können.

Für die Sandhofer Fläche ergibt sich im Zeitraum 1961-90 eine mittlere jährliche klimatische Wasserbilanz von +19,4 mm und für die Rothemühler Fläche von -20,0 mm. In der Abbildung 3.4 sind die Werte in und außerhalb der Vegetationszeit dargestellt. Aufgrund der hohen Verdunstung in der Vegetationsperiode ist die klimatische Wasserbilanz hier im

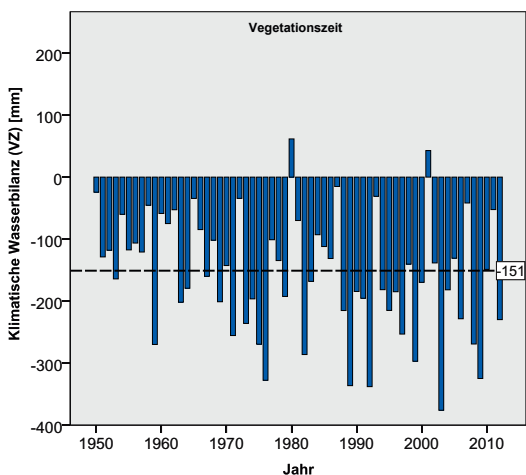
Mittel deutlich negativ (arith. Mittel: 1302: -151 mm, 1303: -168 mm in 1961-90) und in der Nichtvegetationszeit trotz geringerer Niederschläge immer positiv (arith. Mittel: 1302: 170 mm, 1303: 148 mm in 1961-90). Die jährlichen Schwankungen dieses klimatischen Parameters sind sehr groß, was in der Standardabweichung des langjährigen Mittels zum Ausdruck kommt (in der Nichtvegetationszeit: $s \approx 53$ bzw. 57 mm, in der Vegetationszeit: $s \approx 95$ bzw. 82 mm). Außergewöhnliche positive Bilanzen ergaben sich aufgrund hoher Niederschläge in den Vegetationszeiten der



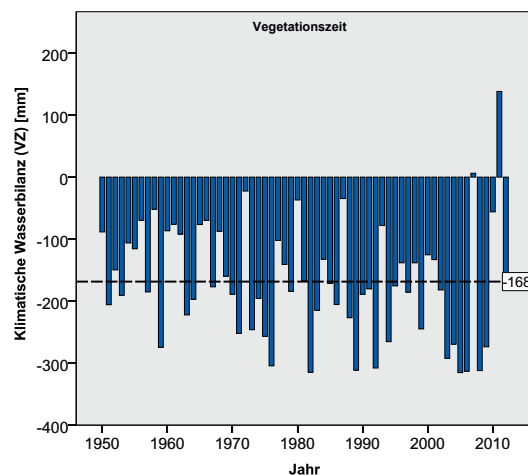
(a) Nichtvegetationszeit, Sandhof (1302)



(b) Nichtvegetationszeit, Rothemühl (1303)



(1303) (c) Vegetationszeit, Sandhof (1302)



(d) Vegetationszeit, Rothemühl (1303)

Abb. 3.4: Entwicklung der klimatischen Wasserbilanzen in und außerhalb der Vegetationszeit (Linien: Langjährige Mittel (1961-90))

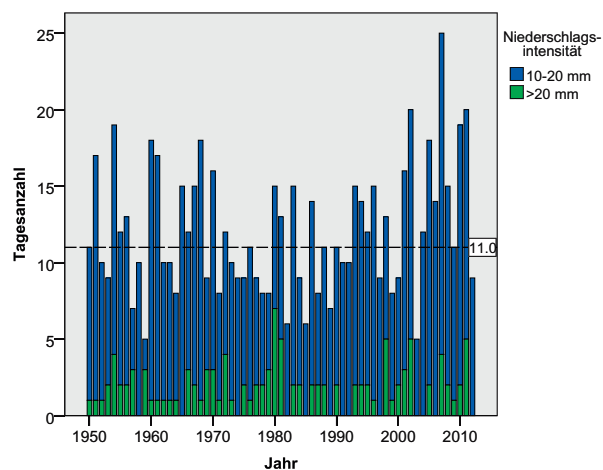
Jahre 1980 und 2001 für Sandhof und in 2007 und 2011 für Rothemühl. Negative Bilanzen weit unterhalb des Mittels treten an beiden Standorten in regelmäßig vorkommenden trockenen Vegetationsperioden auf.

Extreme Witterungsbedingungen können vermehrt Schäden in unseren Wäldern hinterlassen. Zu den besonders bedeutsamen witterungsbedingten Risiken gehören neben dem Trockenstress auch Starkniederschläge und Frostereignisse zu ungewöhnlichen Zeiten. In den Abbildungen 3.5a und 3.5b sind die Starkniederschläge größer 10 mm als

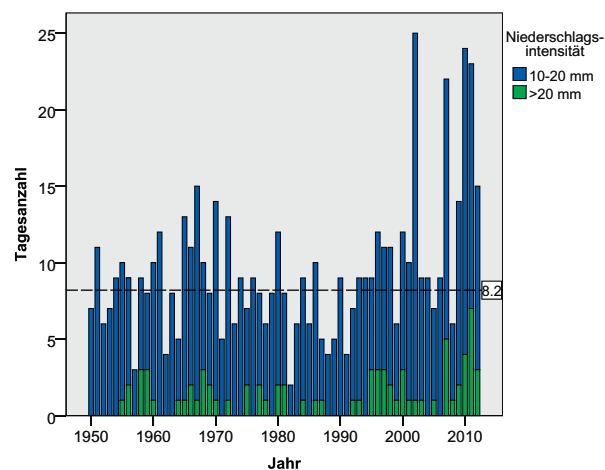
Tagesanzahl pro Jahr dargestellt. Augenscheinlich nahm auf beiden Intensivmessflächen die Anzahl von Starkniederschlägen zu. Zwischen dem langjährigen Mittel von 1961-90 und dem von 1991-2010 konnte ein signifikanter Anstieg nachgewiesen werden (t-Test für unabhängige Stichproben, Irrtumswahrscheinlichkeit: 1302: 3,0 %, 1303: 2,4 %). Die absolute Tagesanzahl veränderte sich in Sandhof von durchschnittlich 11 auf 14 Tage bzw. in Rothemühl von ca. 8 auf 11 Tage.

Die mittleren Spätfrostsummen für das dreißigjährige Mittel (1961-1990)

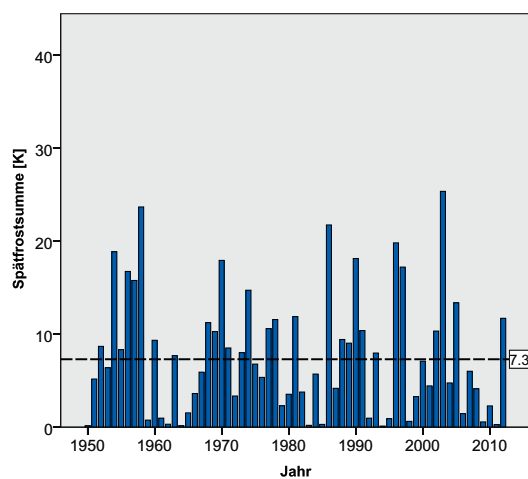
betragen in Sandhof 7,3 °C und in Rothemühl 12,2 °C (Abb. 3.5c und 3.5d). Erwartungsgemäß sind die Spätfrostgefahren in den östlichen Landesteilen höher als in den westlichen. Diese Verhältnisse ergeben sich aufgrund der steigenden Kontinentalität in östlicher Richtung. Gesicherte Mittelwertsänderungen für die beiden zuvor genannten langjährigen Perioden ergeben sich für keinen der beiden Messstandorte. Auf der Rothemühler Fläche erhöhten sich aber die Varianzen der Grundgesamtheiten (Levene-Test).



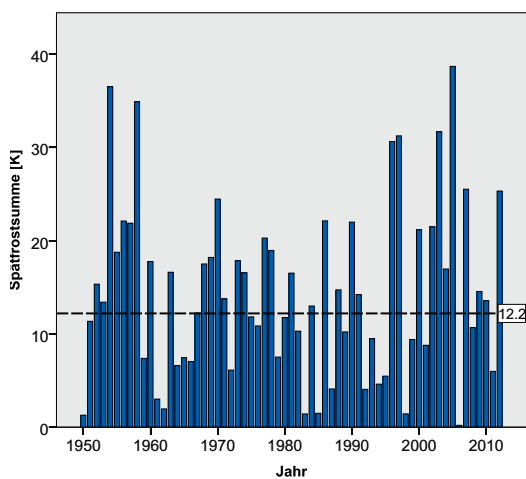
(a) Starkniederschläge, Sandhof (1302)



(b) Starkniederschläge, Rothemühl (1303)



(c) Spätfrostsumme, Sandhof (1302)



(d) Spätfrostsumme, Rothemühl (1303)

Abb. 3.5: Jährliche Starkniederschlagstage und Spätfrosttemperatursummen (Linien: Langjährige Mittel (1961-1990))

Weitere ausgewählte meteorologische Daten und Klimakennwerte der Level II-Standorte sind im Tabellenanhang aufgeführt.

4 Wasserhaushaltsmodellierung und Messung

Für die Modellierung des Bodenwasserhaushalts wurde das Wasserhaushaltsmodell SWAP 3.2.36 (VAN DAM, 2000; KROES et al., 2009) eingesetzt. SWAP ist ein eindimensionales Wasserhaushaltsmodell, welches die Wasserbewegung im Boden auf Grundlage der Richards-Gleichung (RICHARDS, 1931) beschreibt und eine Vielzahl weiterer Optionen zur Berücksichtigung von Makroporenfluss bietet. Für die Berechnung der Evapotranspiration nutzt SWAP die Penman-Monteith-Gleichung. Die Interzeption von Waldbeständen wird in SWAP auf Grundlage des etablierten Gash-Modells (GASH & MORTON, 1978; GASH et al., 1995) beschrieben. Für die Steuerung der Wurzelwasseraufnahme können die Trapez-Funktionen nach (z.B. FEDDES et al., 2001) eingesetzt werden.

Zum Parametrisieren der Modelle wurden, soweit es möglich war, direkt an den Flächen erfasste Messwerte, wie etwa der Blattflächenindex, die Bestandeshöhe, die Profilschichtung oder die Wurzelverteilung herangezogen. Zudem wurden vorliegende Zeitreihen zur phänologischen Entwicklung sowie zum Stammabfluss und Bestandesniederschlag genutzt, um die jeweiligen Teilmodelle zur Phänologie und zum Interzeptionsverlust zu kalibrieren. Einige nicht oder nur schwer messbare Parameter wurden der Literatur entnommen BREUER et al. (2003). So wurden beispielsweise die pflanzenspezifischen Widerstände der Penman-Monteith-Gleichung in Anlehnung an BREUER et al. (2003) gewählt und die Parameter der Feddes-Trapez-Funktionen aus GREIFFENHAGEN (2005) übernommen.

4.1 Parametrisierung der Profilschichtung

Die für die Wasserhaushaltsmodellierung zugrunde gelegten Mächtig-

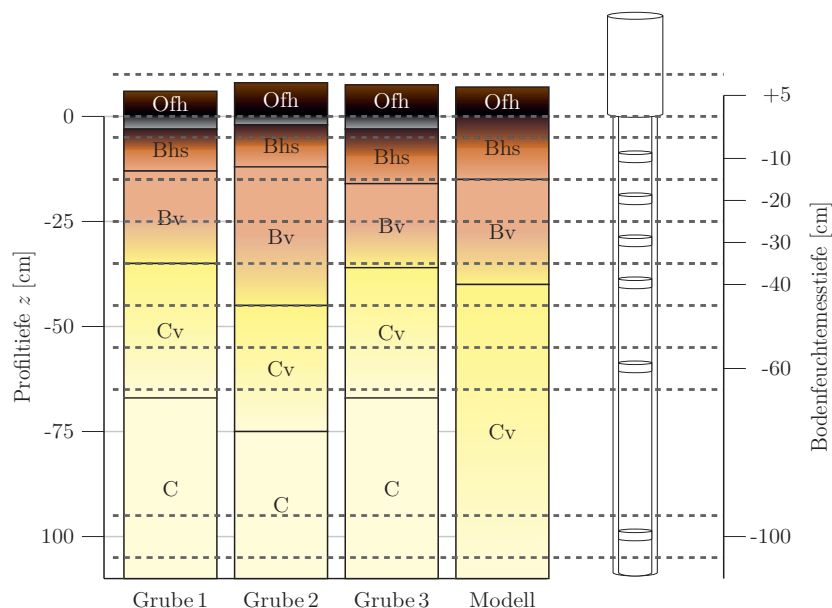


Abb. 4.1: Beobachteter Profilaufbau an den drei Profilgruben der Fläche 1302, abgeleitetes ideales Bodenprofil für die Wasserhaushaltsmodellierung und Zuordnung der Tiefen für den Vergleich gemessener mit modellierten Wassergehalten (Erläuterungen im Text)

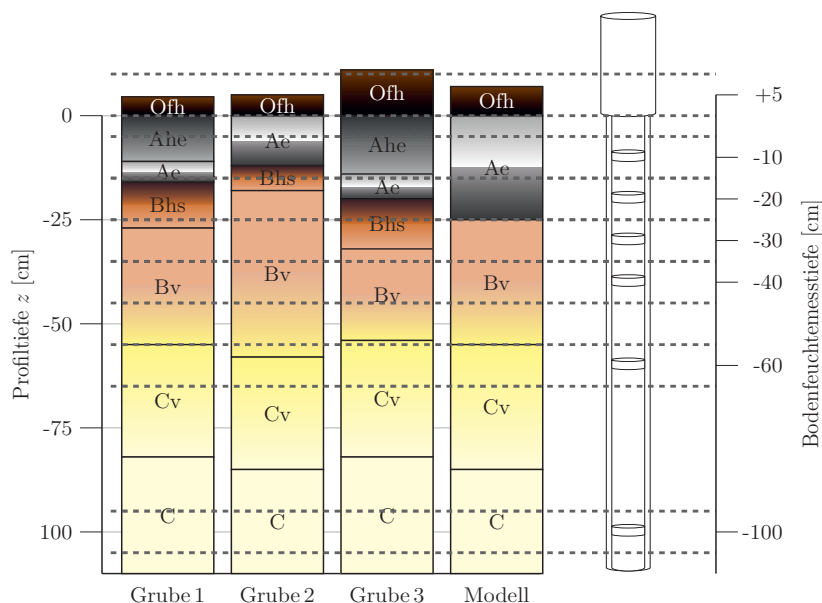


Abb. 4.2: Beobachteter Profilaufbau an den drei Profilgruben der Fläche 1303, abgeleitetes ideales Bodenprofil für die Wasserhaushaltsmodellierung und Zuordnung der Tiefen für den Vergleich gemessener mit modellierten Wassergehalten (Erläuterungen im Text)

keiten und Abfolgen der einzelnen Horizonte orientieren sich an den bei der Probenentnahme für die Bestimmung der Labor-pF-Kurven angesprochenen Bodenprofile. Insgesamt wurden an jeder Fläche drei Bodenprofile

angelegt und an den gewonnenen Proben die Bestimmung von Wasserretentionskurven vorgenommen. Die Horizontabfolgen der jeweiligen Profile (Gruben 1...3) sind in den Abbildungen 4.1 und 4.2 dargestellt.

Ausgehend von diesen beobachteten Horizontmächtigkeiten und den für diese Horizonte vorliegenden Wasserretentionskurven (vgl. Kap. 4.2) wurden für die jeweiligen Flächen idealisierte Profile gebildet, welche ebenfalls in den Abbildungen 4.1 und 4.2 (Model) dargestellt sind.

Für die Gegenüberstellung von gemessenen und modellierten Wassergehalten (Kap. 4.6) wurden in Anlehnung an die Spezifikationen des Herstellers zur räumlichen Erfassung der Wassergehalte durch die installierten Messsonden, jeweils Schichtmächtigkeiten von ± 5 cm um eine Messstelle zugrunde gelegt (DELTA-T DEVICES, 2008, S. 26). Die von den Wasserhaushaltsmodellen für vertikal wesentlich feiner aufgelöste Schichten modellierten Wassergehalte, wurden für diesen Vergleich eigens zusammen gefasst. Im Fall des Wasserhaushaltsmodells SWAP konnte diese Aggregation bereits komfortabel mit den integrierten optionalen Output-Dateien erreicht werden. Die Messtiefen der Sonden und die für den Vergleich mit den Messwerten zugrunde gelegten Tiefenbereiche sind für beide Flächen in den Abbildungen 4.1 und 4.2 durch die mit gestrichelten Linien abgegrenzten Bereiche gekennzeichnet.

4.2 Bestimmung von Parametern zur Beschreibung der Wasserretentionsfunktion und hydraulischen Leitfähigkeit

Zur funktionalen Beschreibung des Zusammenhangs zwischen Wasserspannung h und Wassergehalt θ in den einzelnen Horizonten wurde das etablierte Modell nach VAN GENUCHTEN (1980) (Gleichung 4.1) gewählt. Die Parameter Sättigungswassergehalt θ_s , Residualwassergehalt θ_r sowie die beiden Formparameter α und n dieses Ansatzes können zugleich in der Mehrzahl der gegenwärtig vorliegenden Wasserhaushaltsmodelle eingesetzt werden.

$$\theta(h) = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{[1 + (\alpha h)^n]^m}$$

wobei: $m = 1 - \frac{1}{n}$

(4.1)

Zum Anpassen dieses intrinsisch nichtlinearen Modells konnte das auf VAN GENUCHTEN et al. (1991) zurückgehende FORTRAN-Programm RETC in der gegenwärtig vorliegenden Version 6.02¹ verwendet werden. Die jeweils erreichten Kurvenanpassungen sind in den Abbildungen 4.3 und 4.4 wiedergegeben. Prinzipiell wurden im Rahmen der Kurvenanpassung zunächst alle vier Parameter (θ_s , θ_r , α , n) als freie Parameter gewählt und anschließend das erzielte Ergebnis hinsichtlich einer plausiblen Anpassung eingeschätzt. Wenn auch mit variierenden Startwerten keine befriedigende Anpassung erreicht werden konnte, wurden einzelne Parameter fest vorgegeben. Im Wesentlichen betrifft dies jedoch nur den Parameter θ_r , welcher in Fällen, in denen der frei geschätzte Parameterwert oberhalb des permanenten Welkepunktes (PWP) lag, mit dem gemessenen Wassergehalt beim (PWP) fest gewählt wurde.

Zur Berücksichtigung von Hysteresiseffekten mit dem in SWAP implementierten Ansatz der „main and scanning curves“ nach SCOTT et al. (1983) wurde der von KOOL & PARKER (1987) vorgeschlagene Ansatz aufgegriffen und die Retentionskurve für die Auf-sättigung aus der Trocknungskurve durch Erhöhen des Parameters α geschätzt. In Anlehnung an die Ergebnisse von ŠIMŮNEK et al. (1999) wurde der Formparameter für die Auf-sättigung (α_w) aus dem für die gemessene Trocknungskurve bestimmten Parameter α mit $\alpha_w = 1,5\alpha$ ermittelt.

Da keine Messwerte für Stützpunkte der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit vorlagen und bei Verwendung der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit als Schätzwert für K_0 und der entsprechenden Annahme

des Porenkonnektivitätsparameters l mit 0,5 mit deutlich höheren Fehlern zu rechnen ist, als bei der Schätzung mittels Pedotransferfunktion aus den angepassten Parametern der Retentionskurve (SCHAAP et al., 2001, S. 169-170), wurden die entsprechenden Parameter zur Beschreibung der hydraulischen Leitfähigkeit geschätzt. Für die Mineralbodenhorizonte konnte dafür die von SCHAAP et al. (2001) entwickelte Pedotransferfunktion (PTF) Rosetta² eingesetzt werden. Das C2-Modell dieser PTF erlaubt dabei die Schätzung der beiden Parameter K_0 und l aus den mittels RETC ermittelten Parametern der Wasserretentionsfunktion entsprechend der von VAN GENUCHTEN et al. (1991) formulierten Beziehung (Gl. 4.2).

$$K(h) = \frac{K_0 \{1 - (\alpha h)^{n-1} [1 + (\alpha h)^n]^{-m}\}^2}{[1 + (\alpha h)^n]^{ml}}$$
(4.2)

K_0 entspricht dabei dem Funktionswert von $K(h)$ bei Sättigung und l einem empirischen Parameter. Der Parameter K_0 entspricht somit nicht uneingeschränkt der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit K_s (vgl. SCHAAP et al., 2001, S. 165). Für die beiden Auflagehorizonte der Flächen 1302 und 1303 wurden die Parameter der hydraulischen Leitfähigkeit GREIFFENHAGEN (2005) entnommen. Die mit der PTF ermittelten Werte für K_0 und l sind in Tabelle 4.1 zusammen mit den zur Schätzung verwendeten Parametern der Wasserretentionsfunktion wiedergegeben.

4.3 Parametrisierung der Wurzelverteilung

Zur Beschreibung der relativen Wurzelverteilungen in den Wasserhaushaltsmodellen wurde der von GALE & GRIGAL (1987) vorgeschlagene Ansatz verwendet, welcher den kumulativen Verlauf der Durchwurzelung über der

¹ <http://www.hydrus3d.com>

² <http://www.ars.usda.gov/services/docs.htm?docid=8953>

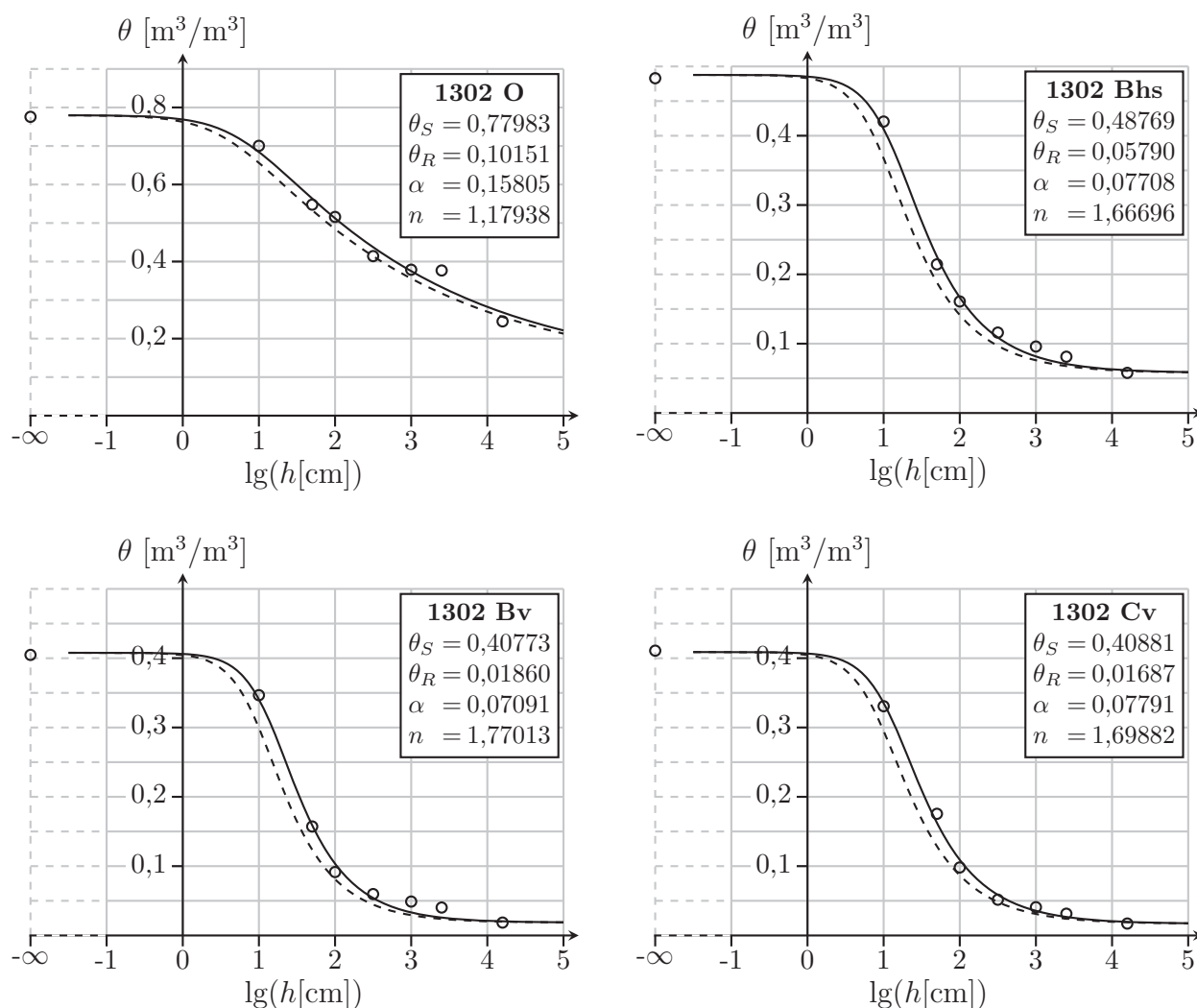


Abb. 4.3: Anpassung der Wasserretentionsfunktionen nach VAN GENUCHTEN (1980) für die Level II-Fläche Sandhof. Durchgezogenen Linien entsprechend der gemessenen Trocknungskurve, die gestrichelte Linie dem geschätzten Verlauf bei Aufsättigung (vergleiche Text)

Tiefe mittels einer Exponentialfunktion beschreibt (Gl. 4.3). Dieses Vorgehen wurde später auch von JACKSON et al. (1996) zur Beschreibung globaler Durchwurzelungsmuster unterschiedlichster Ökosysteme aufgegriffen und zudem bereits vielfach für forstliche Fragestellungen eingesetzt (z.B. HÖRMANN et al., 2003, S. 21). Neben einer für alle Profilgruben homogenisierten und über alle Horizonte kontinuierlichen Beschreibung des Tiefenverlaufs der Durchwurzelungsintensität erlaubt die Verwendung dieser Funktion nicht zuletzt auch die Extrapolation der Durchwurzelungsintensität

für die Humusaufgabe, für welche keine Geländeansprüche vorlagen. Die Durchwurzelungsintensität in den größeren Bodentiefen bis 2,0 m Tiefe, für welche leider auch keine Beobachtungswerte vorlagen, wurde dagegen mit einer einfachen linearen Funktion beschrieben. Dabei wurde unterstellt, dass die Durchwurzelungsintensität von der letzten beobachteten Durchwurzelung bis zum Erreichen vom 2,0 m Bodentiefe linear nach 0 verläuft. Die maximale Durchwurzelungstiefe von 2,0 m wurde in Anlehnung an die Beobachtungen verschiedener Autoren für Altbestände auf grundwas-

serfreien Lockersubstraten gewählt (z.B. RAISSI et al., 2009; LEHNARDT & BRECHTEL, 1980; TÖLLE & TÖLLE, 2009)

Zur Anpassung der Funktion von GALE & GRIGAL (1987) an die in den 1,0 m tiefen Profilgruben beobachteten Durchwurzelungsintensitäten wurde in die ursprüngliche Gleichung zunächst ein zusätzlicher Parameter ω zur Kennzeichnung der gesamten Wurzelmasse eingefügt und diese Funktion anschließend nach der Tiefe differenziert (Gl. 4.4). Die beiden Parameter konnten dann sehr einfach mit Hilfe der auf einem Levenberg-Marquardt-Algorithmus basierenden

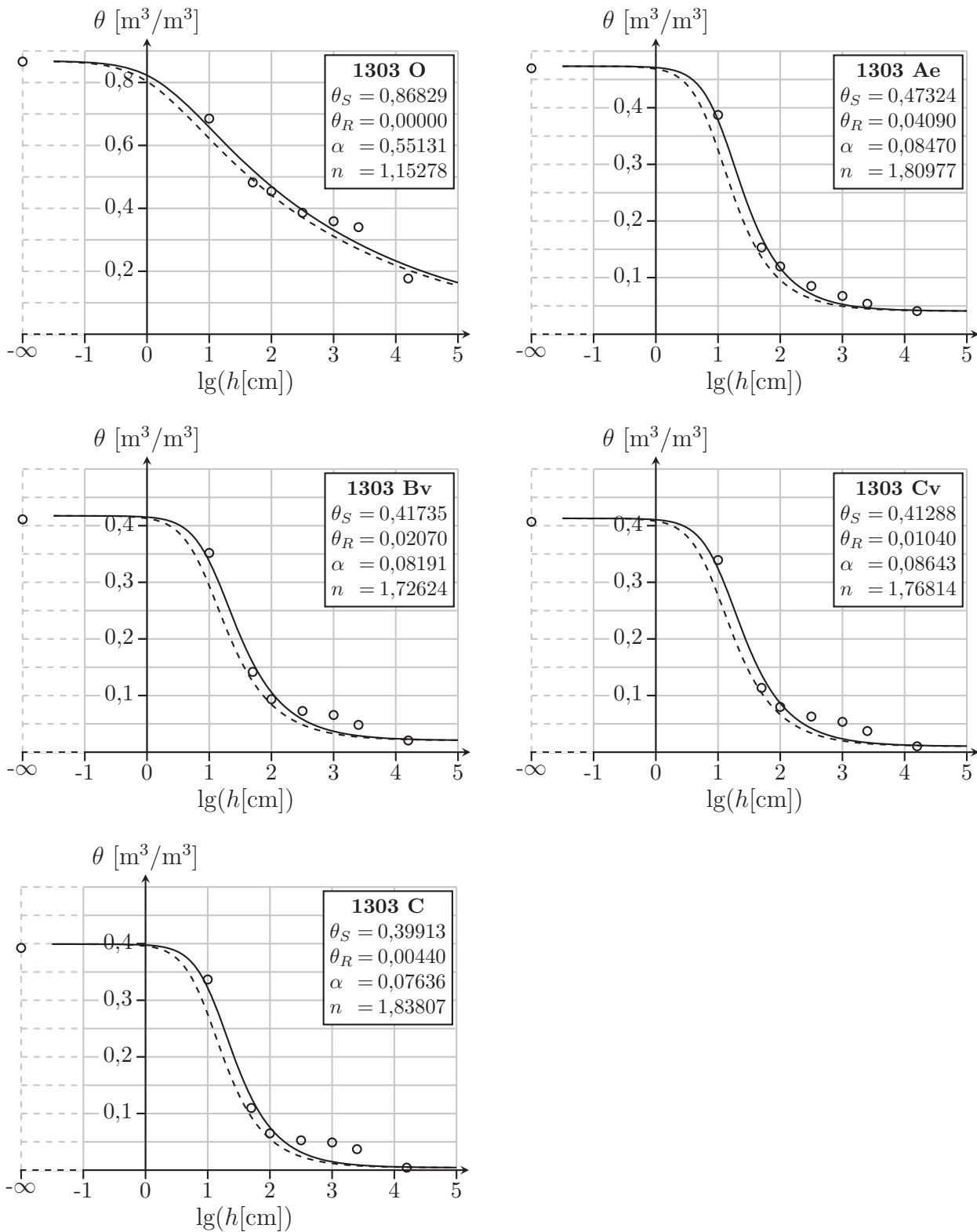


Abb. 4.4: Anpassung der Wasserretentionsfunktion nach VAN GENUCHTEN (1980) für die Level II-Fläche Rothemühl. Die durchgezogenen Linien entsprechend der gemessenen Trocknungskurve, die gestrichelte Linie dem geschätzten Verlauf bei Aufsättigung (vergleiche Text)

Tab. 4.1: Durch Funktionsanpassung mit RETC ermittelte Parameter der Wasserretentionsfunktion, mittels der PTF Rosetta geschätzte Parameter der hydraulischen Leitfähigkeit und gemessene gesättigte Ks

Fläche	Horiz.	R [m ³ /m ³]	S [m ³ /m ³]	n [1/cm]	n [-]	K0 [cm/d]	l [-]	KS [cm/d]
1302	O	0,10151	0,77983	0,15805	1,17938	629,37338	-7,28952	1540,683
1302	Bhs	0,05790	0,48769	0,07708	1,66696	133,49001	-1,14311	773,708
1302	Bv	0,01860	0,40773	0,07091	1,77013	107,21572	-0,88130	599,674
1302	Cv	0,01687	0,40881	0,07791	1,69882	118,13128	-0,93554	381,224
1303	O	0,00000	0,86829	0,55131	1,15278	2768,46068	-15,50507	3118,059
1303	Ae	0,04090	0,47324	0,08470	1,80977	175,97243	-1,00892	1324,569
1303	Bv	0,02070	0,41735	0,08191	1,72627	130,96668	-0,95968	975,972
1303	Cv	0,01040	0,41288	0,08643	1,76814	155,62103	-0,88616	1086,372
1303	C	0,00440	0,39913	0,07636	1,83807	92,13256	-1,09392	970,205

mit: (θ_s) = Sättigungswassergehalt, θ_r = Residualwassergehalt, α und n = Formparameter der Retentionskurve, K_0 = Funktionswert der Mualem-Gleichung bei Sättigung, l = Porenkonnektivitätsparameter der Mualem-Gleichung, K_s = gemessene gesättigte hydraulische Leitfähigkeit

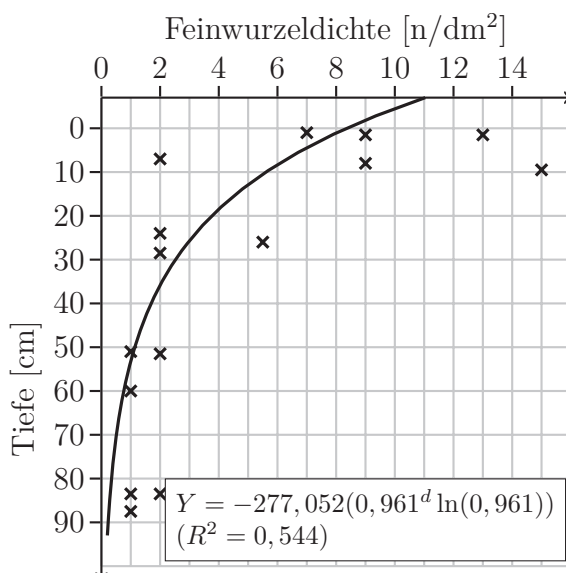
NLR-Prozedur in SPSS geschätzt werden. Die beobachteten Durchwurzelungsintensitäten, die ermittelten Parameter sowie der Tiefenverlauf der entsprechenden Ausgleichsfunktion sind in Abbildung 4.5 wiedergegeben. Im Vergleich zwischen beiden Flächen lässt sich für die Fläche Rothemühl eine deutlich stärkere Konzentration der Feinwurzeln in den

oberen Bodenschichten erkennen ($\beta = 0,934$), während die Durchwurzelung an der Buchenfläche über die Tiefe gleichmäßiger erfolgt ($\beta = 0,961$). Diese Beobachtungen stehen in hoher Übereinstimmung zu den Ergebnissen von JACKSON et al. (1996, S. 391), welche für boreale Nadelwälder ($\beta = 0,943$) ebenfalls eher flachere und für temperate Laubwälder ($\beta =$

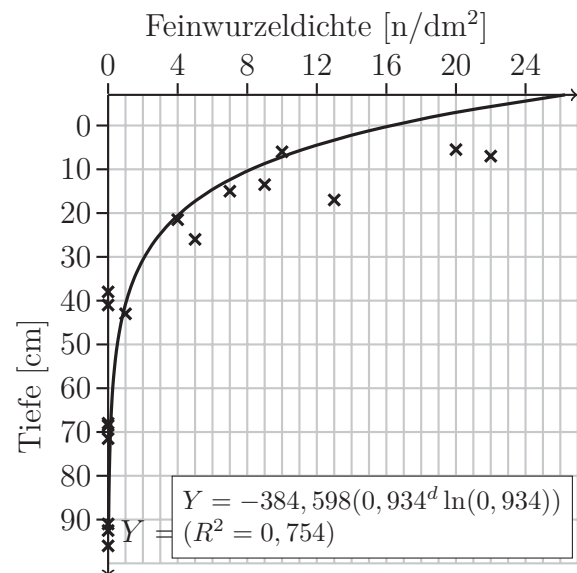
0,966) tiefer verlaufende Durchwurzelungen beobachteten.

$$Y = 1 - \beta^d \quad (4.3)$$

$$\frac{\delta Y}{\delta d} = -w(\beta^d \ln \beta) \quad (4.4)$$



(a) Sandhof 1302



(b) Rothemühl 1303

 Abb. 4.5: Anpassung der vertikalen Feinwurzelveilung für die Level II-Flächen Sandhof und Rothemühl. Die Tiefe d entspricht der Summe aus Mineralbodentiefe und Mächtigkeit der Humusauflage.

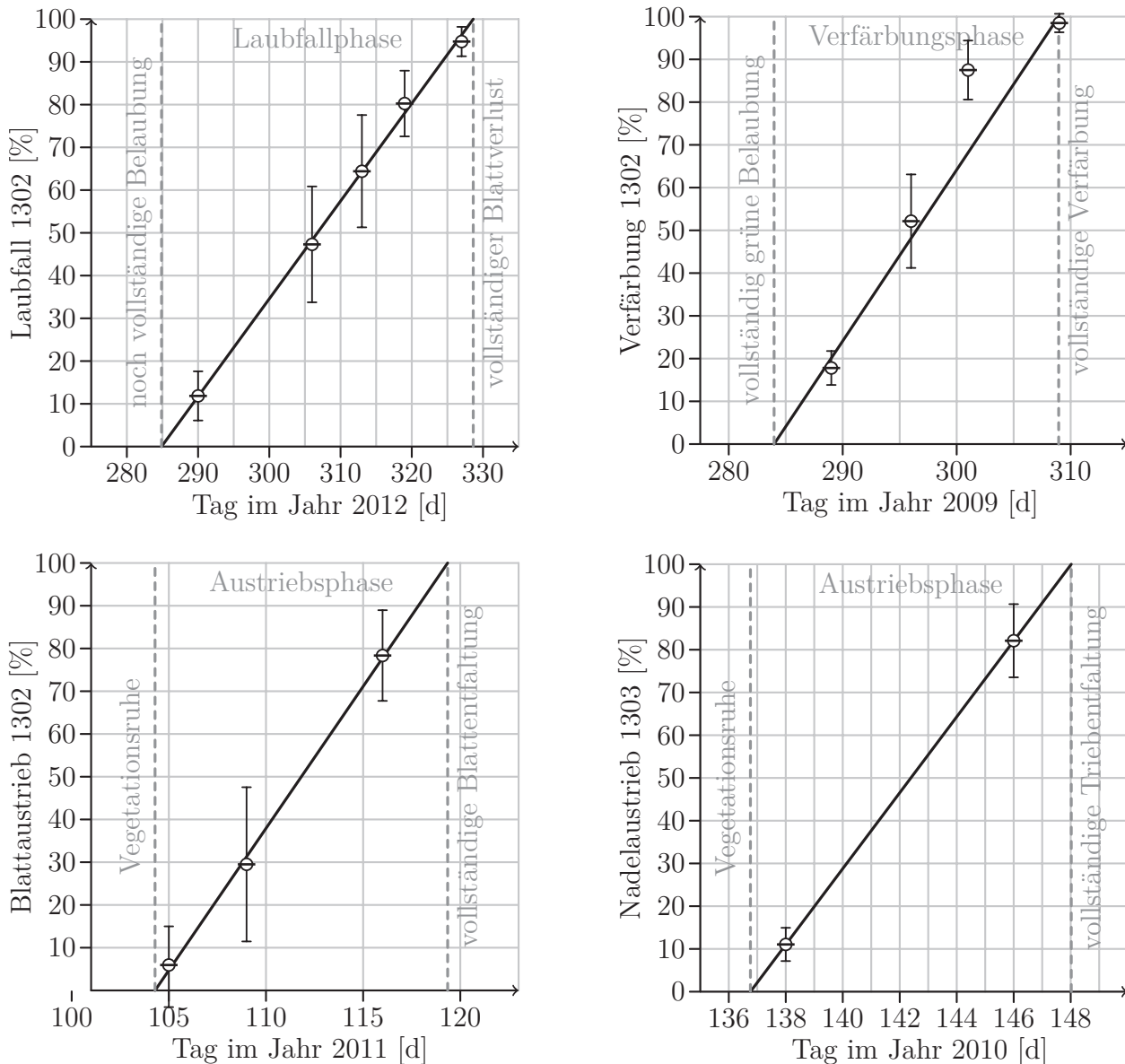


Abb. 4.6: Ausgewählte Beispiele zur Bestimmung konkreter phänologischer Zeitpunkte aus phänologischen Beobachtungsdaten (Mittelwerte mit 95 %-Konfidenzintervallen)

4.4 Beschreibung der annuellen Vegetationsentwicklung

Die Beschreibung des frühjährlichen Blatt- bzw. Nadelaustriebs sowie des Laub- und Nadelfalls zum Ende der Vegetationsperiode erfolgte analog zum Vorgehen von HAMMEL & KENNEL (2001, S. 34) mit den Modellen von MENZEL (1997); MENZEL & FABIAN (1999)

sowie v.WILPERT (1990, S. 108). Für die Schätzung des Endes der Vegetationsperiode mit dem Ansatz von v.WILPERT (1990, S. 108) wurde analog zu HAMMEL & KENNEL (2001, S. 34) auf die Berücksichtigung des Trockenheitskriteriums verzichtet. Dies erleichterte die Modellierung erheblich, da somit keine modellierten Matrixpotentiale für die Beschreibung des Laubfalls benötigt wurden, welche wiederum von der

Entwicklung der Belaubung/Benadelung abhängig sind.

Die an beiden Level II-Flächen vorliegenden phänologischen Beobachtungsdaten wurden genutzt, um die Modelle zu überprüfen und ggf. anzupassen. Dazu mussten die unmittelbaren Beobachtungsdaten jedoch zunächst aufbereitet werden, um eindeutige Termine für die vier Ereignisse

Tab. 4.2.: Beobachtete und mit unterschiedlichen Parametrisierungen berechnete Termine (Kalendertage der jeweiligen Jahre) für den Beginn des Buchenaustriebs

Jahr	Beobachtung (Sandhof)	Klon 221 (Hardeggen)	Klon 222 (Düdelshelm)	Klon 223 (Trippstadt)	Klon 224 (Dänemark)	Mittel (-)
2009	98	99	102	102	102	103
2010	114	105	111	113	111	114
2011	104	97	101	101	102	102
2012	111	102	105	106	105	106
Σ Abweichungen:		26	16	13	15	12

1. Beginn des Laub- / Nadelaustriebs,
2. vollständige Blatt- / Nadelentfaltung,
3. Beginn des Laub- / Nadelfalls,
4. Ende des Blatt- / Nadelfalls

zu ermitteln.

Dafür wurden zunächst für jeden Beobachtungszeitpunkt bestandesweise Mittelwerte aus den jeweiligen phänologischen Entwicklungsgraden der 20 beobachteten Einzelbäume berechnet. Im Anschluss wurde die lineare Regressionsanalyse genutzt, um die beobachteten Belaubungs- und Benadelungsgrade während der phänologischen Phasen Austrieb und Laub- / Nadelfall für jedes Jahr separat zu inter- / extrapolieren. Für die Anpassung dieser linearen Ausgleichsgeraden wurden nur Beobachtungen berücksichtigt, in denen die jeweilige Phase bereits begonnen hatte und zugleich noch nicht vollständig abgeschlossen war. Da bei außerhalb dieses Bereichs liegenden Beobachtungen nicht bekannt war, für welchen Zeitraum die phänologische Entwicklung noch bei 0 % stagnierte bzw. bereits 100 % der phänologischen Entwicklung erreicht worden waren.

Abbildung 4.6 veranschaulicht das gewählte Vorgehen an den vier phänologischen Phasen Verfärbung, Laubfall, Blatt- und Nadelaustrieb in ausgewählten Jahren. Anhand jener Beobachtungszeiträume, in denen mehr als 2 Beobachtungen vorliegen, wird deutlich, dass das lineare Mo-

dell in allen phänologischen Phasen gut geeignet ist, die phänologische Entwicklung über der Zeit zu beschreiben. Des Weiteren wird deutlich, dass einige Phasen insgesamt deutlich kürzer erscheinen, als dies zunächst aufgrund von Angaben in der Literatur angenommen wurde (vgl. HAMMEL & KENNEL, 2001, S. 34). Auf Grundlage der Mittelwerte für alle vorliegenden Beobachtungen wurden für die Dauer des Blattaustriebs der Buche 17 Tage, für den Austrieb der Kiefer 12 Tage, für die Blattverfärbung der Buche 26 Tage und für den Laubfall der Buche 44 Tage ermittelt. Diese kürzeren Phasen stehen auch in besserer Übereinstimmung zu Beobachtungen von VASELLA & BRÜGGER (1997, S. 24) im Kanton Bern (Schweiz), welche für die Dauer des Blattaustriebs der Buche im Mittel ein bis zwei, maximal 3 Wochen angeben. Die zeitliche Differenz zwischen der beginnenden Blattverfärbung und dem beginnenden Laubfall wurde in Anlehnung an die Beobachtungswerte im Jahr 2012 für alle Jahre pauschal mit 10 Tagen angenommen. Für die Verfärbung und das Abfallen der Kiefernadeln, für welche keine eigenen phänologischen Beobachtungen vorlagen, wurden entsprechend HAMMEL & KENNEL (2001, S. 34) 31 und 61 Tage angenommen.

Für die Modellierung des Laubaustriebs der Buche mit dem Modell von MENZEL (1997) wurden alle Parametrisierungen für die von MENZEL (1997, S. A7) betrachteten Buchenklone/Herkünfte getestet. Zusätzlich wurden die Termine auch für die gemit-

telten Parameter über alle Herkünfte berechnet. Die für die jeweiligen Klone berechneten Termine (hier jeweils Beginn der Austriebsphase) sind in Tabelle 4.2 den beobachteten Werten gegenübergestellt. Dabei zeigt sich, dass mit Ausnahme des aus Hardeggen stammenden Klons 221 für alle Parametrisierungen der Termin des Austriebs stets mit Abweichungen von maximal einer Woche geschätzt werden kann. Die geringsten Abweichungen ergaben sich bei Verwendung der über alle Klone gemittelten Parameter. Da es sich bei den einzelnen Buchen auf der Fläche Sandhof nicht um einheitliche Klone handelt, erscheint die Verwendung einer, ein möglichst breites genetisches Spektrum berücksichtigenden, Parametrisierung auch aus fachlicher Sicht vorteilhaft.

4.5 Einschätzung des Interzeptionsverlustes

Im Wasserhaushaltsmodell SWAP wird für die Ermittlung des Interzeptionsverlustes von Waldbeständen der Ansatz von GASH et al. (1995) verwendet. Dieses etablierte Modell wurde bereits weltweit in verschiedensten Studien angewendet und gehört zu den am häufigsten eingesetzten Modellen überhaupt (MUZYLO et al., 2009). Die durchgehend physikalisch basierten Parameter des GASH-Modells können in der Regel einfach in Parameter für alle anderen auf dem RUTTER-Modell (RUTTER et al., 1971) basierenden Ansätze (z.B. BROOK90, FEDERER et al., 2003) überführt werden. Zur Schätzung der

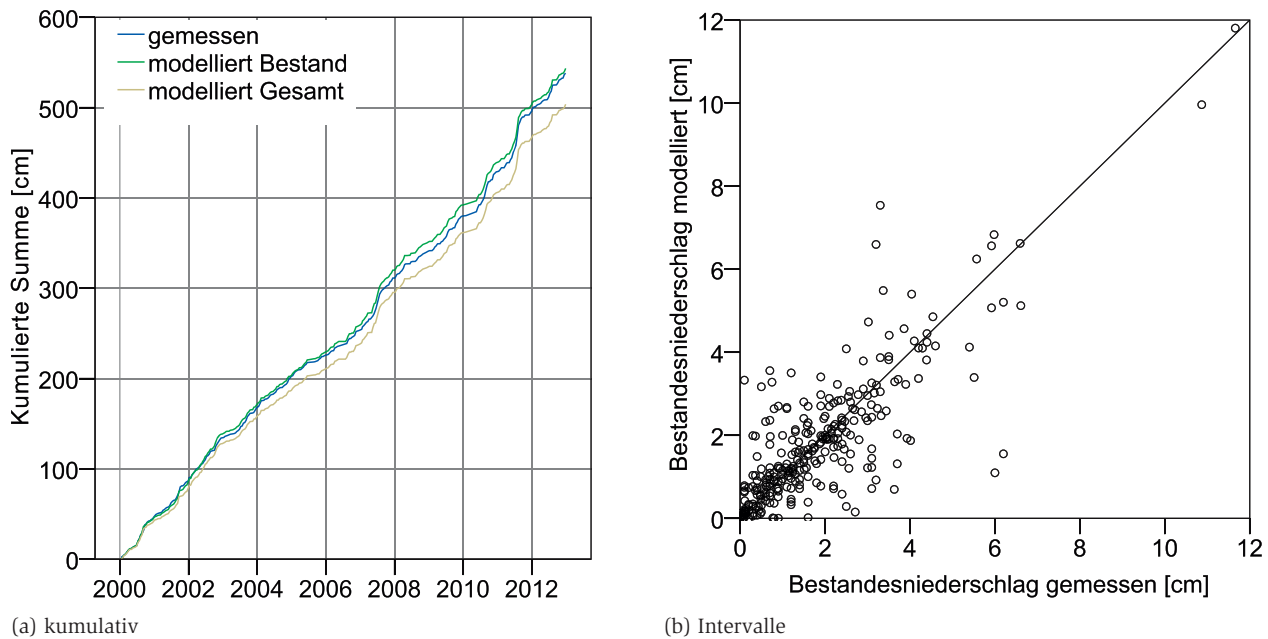


Abb. 4.7: Vergleich des modellierten Bestandesniederschlags mit gemessenen Werten für ca. zweiwöchige Intervalle an der Fläche Rothemühl. In der kumulativen Darstellung ist ergänzend der modellierte Bestandesniederschlag bei zusätzlicher Berücksichtigung der Bodenvegetation dargestellt

Interzeption, des Bestandesniederschlags und der Stammabflussmengen müssen für das GASH-Modell die folgenden fünf Parameter vorgegeben werden:

- c Kronenschirmgrad (canopy cover),
- p_i Stammabfluss-Koeffizient,
- S Volumen des Interzeptionsspeichers,
- E mittlere Verdunstung des im Interzeptionsspeicher aufgefangenen Niederschlags während eines Niederschlagsereignisses,
- R mittlere Niederschlagsintensität.

Die Höhe des Freilandniederschlags zum vollständigen Füllen des Interzeptionsspeichers P'_G ergibt sich in diesem Ansatz entsprechend:

$$P'_G = -\frac{\bar{R}S}{\bar{E}} \ln \left(1 - \frac{\bar{E}}{c\bar{R}} \right) \quad (4.5)$$

Die Höhe des täglichen Interzeptionsverlustes I in Abhängigkeit vom täglichen Freilandniederschlag P_G für Niederschlagsmengen $P_G \leq P'_G$ entspricht dann:

$$I = cP_G \quad (4.6)$$

und im Fall größerer Niederschlagsmengen ($P_G > P'_G$) ergibt sich der Interzeptionsverlust als:

$$I = c \left[P'_G + \frac{\bar{E}}{\bar{R}} (P_G - P'_G) \right] \quad (4.7)$$

Stammabfluss P_t tritt in diesem Modell erst auf, nachdem der Interzeptionsspeicher vollständig gefüllt ist und ergibt sich somit in Abhängigkeit von der Höhe des Niederschlags aus:

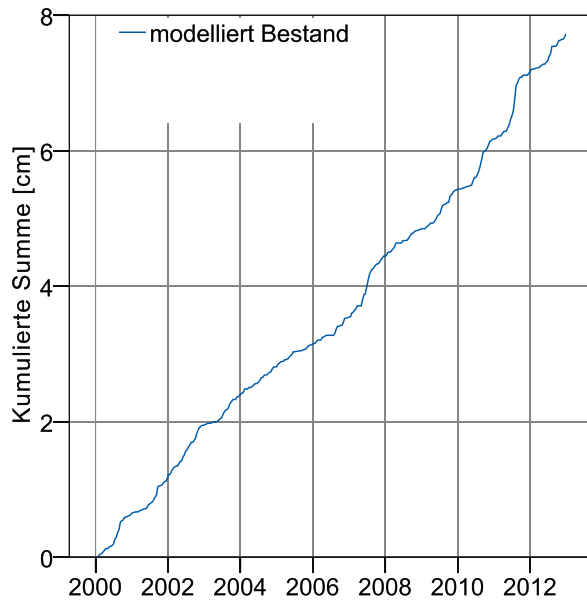
$$\begin{aligned} P_G \leq P'_G &\Rightarrow P_t = 0 \\ P_G > P'_G &\Rightarrow P_t = p_i(P_G - P'_G) \end{aligned} \quad (4.8)$$

Die Höhe des Bestandesniederschlags ergibt sich schließlich aus:

$$P_f = P_G - I - P_t \quad (4.9)$$

Für den Kiefernbestand wurde das Volumen des Interzeptionsspeichers S entsprechend GASH & MORTON (1978, S. 53) und der Stammabfluss-Koeffizient p_i entsprechend GASH & MORTON (1978, S. 55) angenommen. Die

mittlere Niederschlagsintensität $\bar{R}$ und Verdunstungsrate $\bar{E}$ wurden aus GASH et al. (1995, S. 83) übernommen. In der Folge musste nur noch der Kronenschirmgrad c als freier Parameter bestimmt werden. Dafür wurde c getrennt für die Zeit der Vegetationsruhe und Vegetationszeit in mehreren Iterationen solange variiert, bis die Mediane der Differenz aus modellierten und in Bulksammlern im Bestand aufgefangenen Bestandesniederschläge gleich null waren. Zuvor wurden einzelne Messwerte der in ca. zweiwöchigen Intervallen beobachteten Bestandesniederschläge ausgeschlossen, wenn sich diese nicht in Übereinstimmung mit den entsprechenden Summen der auf Tagesbasis beobachteten Freiflächenniederschläge bringen ließen. Dies war insbesondere dann der Fall, wenn die Bestandesniederschläge die Freiflächenniederschläge deutlich übertrafen und diese Differenzen auch nicht in der darauffolgenden Messperiode ausgeglichen wurden. Im Ergebnis konnten durch dieses Vorgehen mit einem r^2 von 0,66 akzeptable Schätzungen



(a) kumulativ

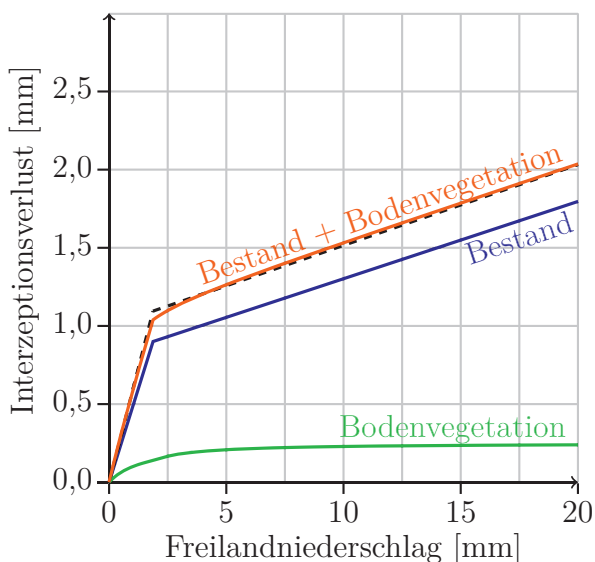
Abb. 4.8: Modellierter Stammabfluss für ca. zweiwöchige Intervalle an der Fläche Rothemühl

der Bestandesniederschläge erreicht werden. Die modellierten Bestandesniederschläge sind in Abbildung 4.7 den in Bulksammlern beobachteten Niederschlagsmengen gegenübergestellt.

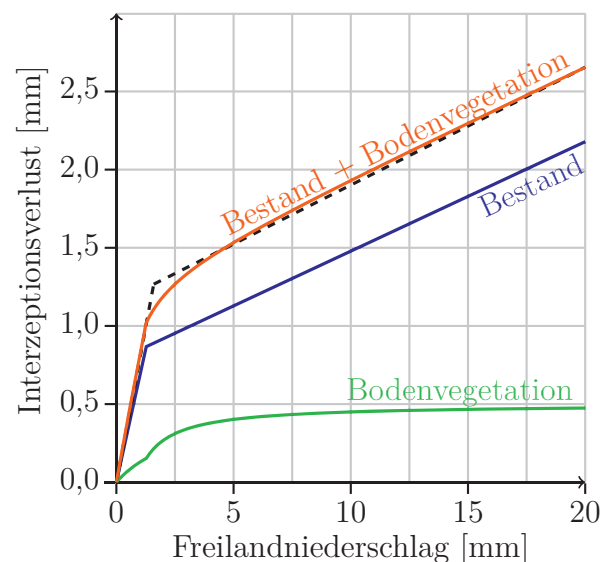
Neben den Interzeptionsverlusten der Baumschicht ist an der Fläche Rothemühl zudem mit nicht zu vernachlässigenden Interzeptionsverlusten durch die üppige von Blaubeeren dominierte Bodenvegetation auszugehen. Diese werden in der

Differenz aus Freilandniederschlag und dem in Bulksammlern aufgefangenen Bestandesniederschlag jedoch nicht erfasst.

Um diesen zusätzlichen Interzeptionsverlust abzuschätzen, wurde der



(a) Vegetationsruhe



(b) Vegetationszeit

Abb. 4.9: Höhe des Interzeptionsverlustes der einzelnen Interzeptionsspeicher in Abhängigkeit vom Freilandniederschlag (Tageswerte) für die Level II-Fläche Rothemühl. Die gestrichelten Linien entsprechen den rekalierten Gash-Modellen für den gesamten Interzeptionsverlust

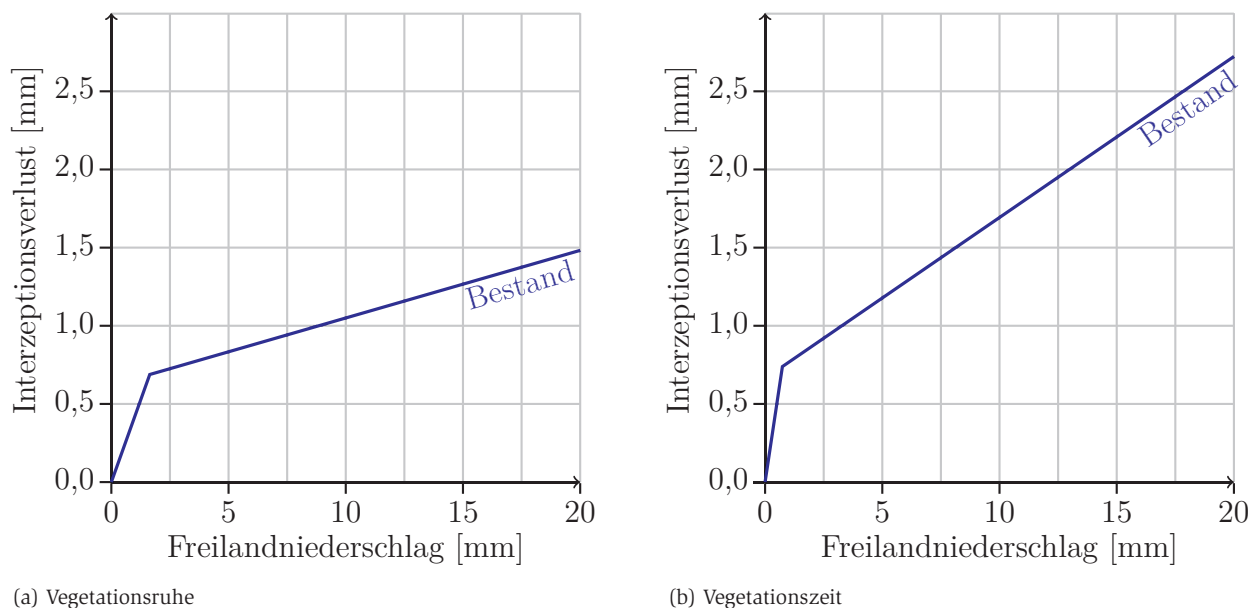


Abb. 4.10: Höhe des Interzeptionsverlustes der einzelnen Interzeptionsspeicher in Abhängigkeit vom Freilandniederschlag (Tageswerte) für die Level II-Fläche Sandhof

einfache Ansatz von BRADEN (1985) aufgegriffen. Ausgehend von der Annahme, dass der Stammabfluss ungehindert die Bodenvegetation passiert, wurde ausschließlich der zuvor mit dem Gash-Modell ermittelte Bestandesniederschlag an die Bodenvegetation weitergeleitet. Die Höhe und der zeitliche Verlauf des modellierten Stammabflusses ist in Abbildung 4.8 wiedergegeben. Entsprechend dem aus der Literatur übernommenen Stammabfluss-Koeffizienten, sind die berechneten Stammabflüsse mit ≈ 6 mm im Jahr auf der Kiefernfläche insgesamt nur

von untergeordneter Bedeutung.

Der für den Ansatz von BRADEN (1985) benötigte LAI wurde für die von Blaubeeren dominierte Bodenvegetation in Anlehnung an BREUER et al. (2003) innerhalb der Vegetationsperiode mit 2,0 und während der Vegetationsruhe mit 1,0 angenommen. Der pflanzen-spezifische Sättigungsinterzeptionswert a wurde entsprechend der Empfehlung von KROES et al. (2009, S. 54) für landwirtschaftliche Kulturen mit $0,025 \text{ cm d}^{-1}$ gewählt und der Bodenbedeckungsgrad b entsprechend $b = 1 - \exp(-k_{\text{gr}} \text{ LAI})$ aus dem Blattflächen-

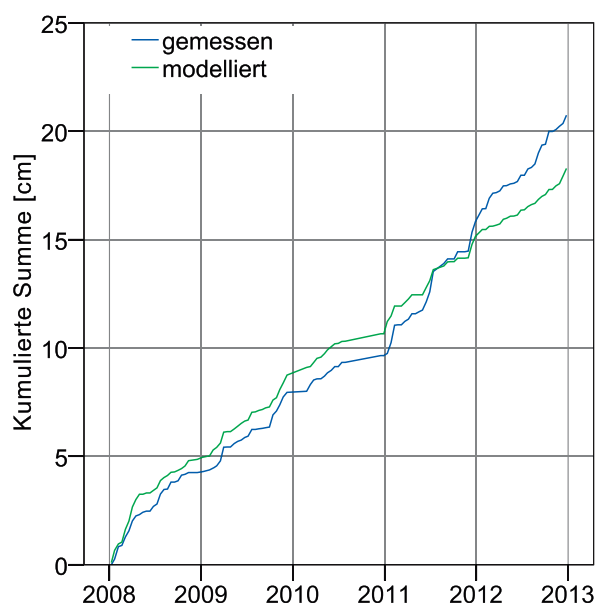
index geschätzt. Der Extinktionskoeffizient k_{gr} der Bodenvegetation wurde ebenfalls in Anlehnung an landwirtschaftliche Kulturen mit 0,39 gewählt (KROES et al., 2009, S. 60).

Um die Summe der Interzeptionsverluste von Bestand und Bodenvegetation zweckmäßig in SWAP schätzen zu können, wurde das Gash-Modell abschließend rekaliert, wobei mit Ausnahme des Stammabfluss-Koeffizienten p_i alle Parameter neu angepasst wurden. Die Rekaliertung des Modells konnte sehr praktikabel durch Sequentielle Quadratische Op-

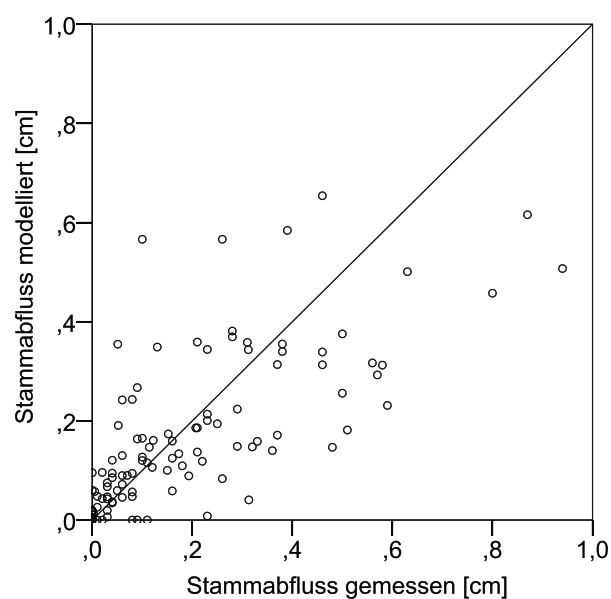
Tab. 4. 3.: Parameter für die Beschreibung des Interzeptionsverlustes mit dem Modell nach GASH et al. (1995)

Fläche	Phänologie	Speicher	S [cm]	$\bar{E}$ [mm · h ⁻¹]	$\bar{R}$ [mm · h ⁻¹]	c [m ² · m ⁻²]	p_i [-]	P'_G [cm]
1302	Vegetationsruhe	Bestand	0,060	0,170	1,650	0,420	0,190	0,1639
1302	Vegetationszeit	Bestand	0,070	0,170	1,650	1,000	0,060	0,0739
1303	Vegetationsruhe	Bestand	0,080	0,170	1,650	0,480	0,016	0,1876
1303	Vegetationszeit	Bestand	0,080	0,170	1,650	0,680	0,016	0,1276
1303	Vegetationsruhe	Bestand + Bodenvegetation	0,101	0,141	1,594	0,585	-	0,1872
1303	Vegetationszeit	Bestand + Bodenvegetation	0,119	0,151	1,591	0,795	-	0,1594

mit: c = Kronenschirmgrad, p_i = Stammabfluss-Koeffizient, S = Volumen des Interzeptionsspeichers, $\bar{E}$ = mittlere Verdunstung des im Interzeptionsspeicher aufgefangenen Niederschlages während eines Niederschlagsereignisses, $\bar{R}$ = mittlere Niederschlagsintensität.

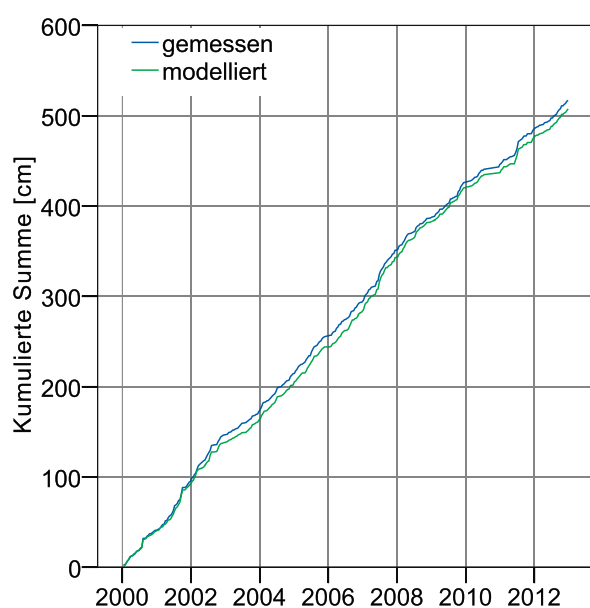


(a) kumulativ

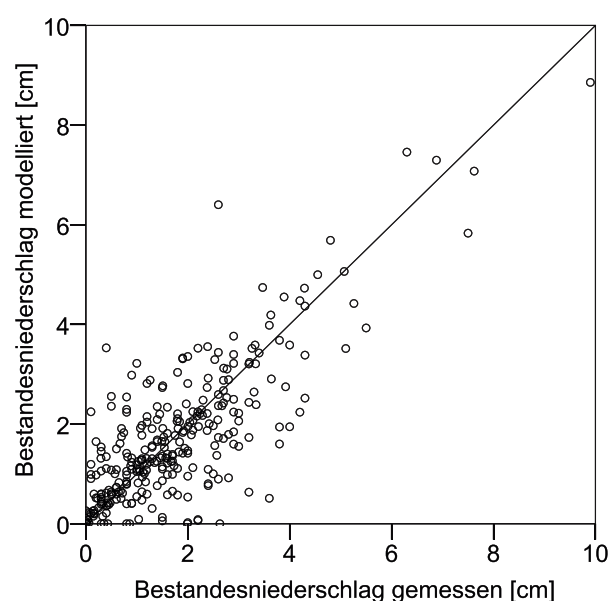


(b) Intervalle

Abb. 4.11: Vergleich des modellierten Stammabflusses mit gemessenen Werten für ca. zweiwöchige Intervalle an der Fläche Sandhof



(a) kumulativ



(b) Intervalle

Abb. 4.12: Vergleich des modellierten Bestandesniederschlages mit gemessenen Werten für ca. zweiwöchige Intervalle an der Fläche Sandhof

timierung mit Hilfe der CNLR-Prozedur in SPSS vorgenommen werden. Als geeignete Startwerte konnten jeweils die für die Baumschicht ermittelten Parameter eingesetzt werden. Größere methodisch bedingte Unterschiede zwischen der Summe beider Teilmodelle und dem rekalierten GASH-Modell zeigten sich dabei le-

diglich in einem engen Bereich mit eintretender Sättigung des Interzeptionspeichers. Die in den einzelnen Schritten für den Kiefernbestand in den jeweiligen phänologischen Phasen an der Fläche Rothemühl ermittelten Parameter sind in der Tabelle 4.3 wiedergegeben. Der Verlauf des modellierten Interzeptionsverlusts in

Abhängigkeit von der Niederschlags-höhe ist für die einzelnen Teilmodelle und phänologischen Phasen in Abbildung 4.9 dargestellt. Der für die finale Verwendung im Wasserhaushaltsmodell zugrunde gelegte modellierte Verlauf des Bestandesniederschlages bei zusätzlicher Berücksichtigung der Bodenvegetation ist in Abbildung 4.7

dargestellt. Über die Beobachtungsperiode von 2000 bis 2013 wird der jährliche Bestandesniederschlag bei Berücksichtigung der Bodenvegetation im Mittel somit um weitere ≈ 35 mm reduziert.

Im Gegensatz zur Kiefernfläche nimmt der Stammabfluss auf der Buchenfläche einen deutlich größeren Anteil ein, sodass dieser hier auch messtechnisch erfasst wurde. Infolge dessen wurde zusätzlich zum Kronenschirmgrad c für die Beschreibung des Interzeptionsverlustes auch der Stammabfluss-Koeffizient p_i als freier Parameter mit dem GASH-Modell angepasst. Analog zum für den Kiefernbestand beschriebenen Vorgehen wurden die beiden Parameter in mehreren Iterationen solange variiert, bis sowohl die Mediane der Differenz aus modelliertem und beobachtetem Bestandesniederschlag, als auch die Mediane der Differenz aus modellierten und gemessenen Stammabflüssen gleich null waren. Die Größe des Interzeptionsspeichers wurde nach BREUER et al. (2003, S. 244) mit 0,6 mm angenommen und in Anlehnung an BREUER et al. (2003, S. 246) in Abhängigkeit von der phänologischen Entwicklung lediglich um 15 % vari-

iert. Die Höhe des mit diesen beiden Modellen berechneten Interzeptionsverlustes, in Abhängigkeit von der Höhe des Freilandniederschlages, ist in Abbildung 4.10 wiedergegeben. Die ermittelten Parameter finden sich in Tabelle 4.3.

Auch für den Buchenbestand können die Bestandesniederschläge akzeptabel ($r^2 = 0,639$, mittlerer Fehler = 8,4 mm) mit Hilfe des GASH-Modells geschätzt werden (vgl. auch Abbildung 4.12). Insgesamt etwas größere Abweichungen zeigen sich bei der Modellierung des Stammabflusses (Abb. 4.11). So wird hier nur ein r^2 von 0,525 erreicht. Neben der ggf. schlechteren Beschreibung des Stammabflusses durch das Modell, können die größeren Abweichungen im Vergleich zum Bestandesniederschlag teilweise jedoch auch in der schwierigeren messtechnischen Erfassung des Stammabflusses bedingt sein.

4.6 Bodenfeuchten und Komponenten des Wasserhaushalts

Zur Validierung der Wasserhaushaltssimulationen wurden die mo-

dellierten Bodenwassergehalte den im Gelände mit drei FDR-Sonden („Profile Probe PR2/6“, DELTA-T DEVICES, 2008) erfassten Bodenfeuchten gegenübergestellt (Abb. 4.15, 4.16). Der Vergleich der drei unabhängigen Messungen verdeutlicht zunächst an beiden Flächen die insgesamt hohe räumliche Variabilität der Bodenfeuchten mit teils gravierenden Unterschieden zwischen den einzelnen Sonden. Diese Beobachtung deckt sich gut mit den Auswertungen zur Heterogenität von Matrixpotentialen von v. WILPERT (1990) mittels 600 Tensiometern, welcher ebenfalls auf kleinem Raum eine hohe räumliche Variabilität beobachtete. Insbesondere an der Fläche in Rothemühl lässt sich wahrscheinlich ein großer Teil der beobachteten Variabilität zwischen den einzelnen Sonden auf durch Hydrophobie ausgelöstes präferenzielles Fließen und die Ausbildung schwer benetzbarer Bereiche im Boden zurückführen (GREIFFENHAGEN, 2005). Berücksichtigt man zudem die Messfehler der installierten Sonden von $\pm 0,04 \dots \pm 0,06 \text{ m}^3/\text{m}^3$ (DELTA-T DEVICES, 2008), kann insgesamt von einer guten Wiedergabe der Bodenfeuchtedynamik durch die Wasserhaushaltsmodelle ausgegangen wer-

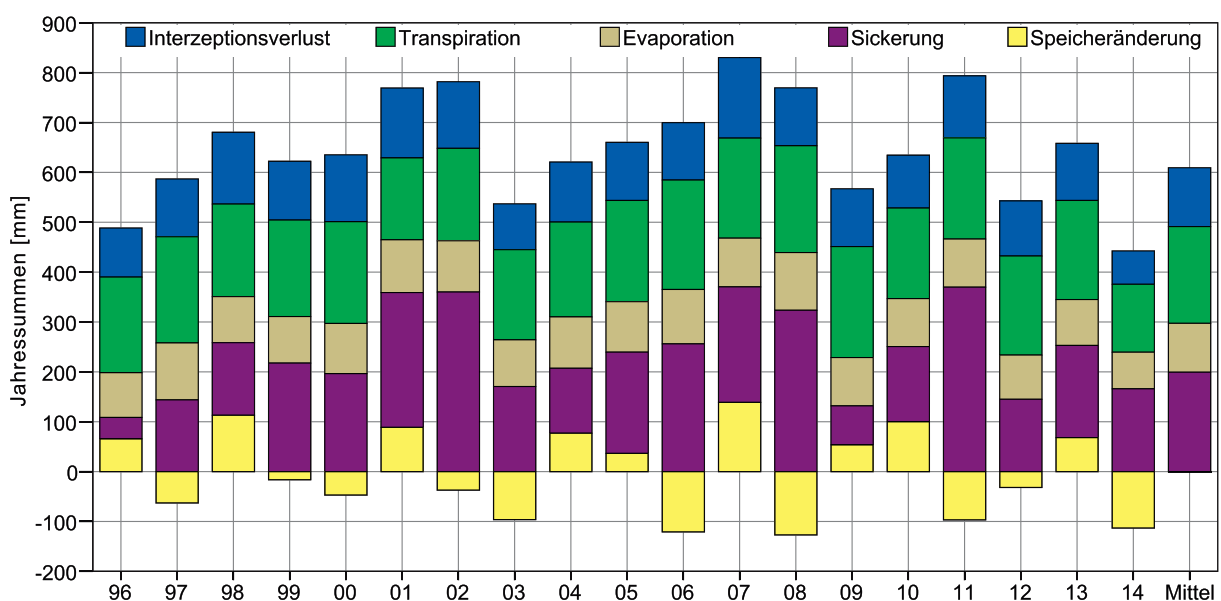


Abb. 4.13: Jahressummen der berechneten Wasserhaushaltskomponenten an der Fläche Sandhof

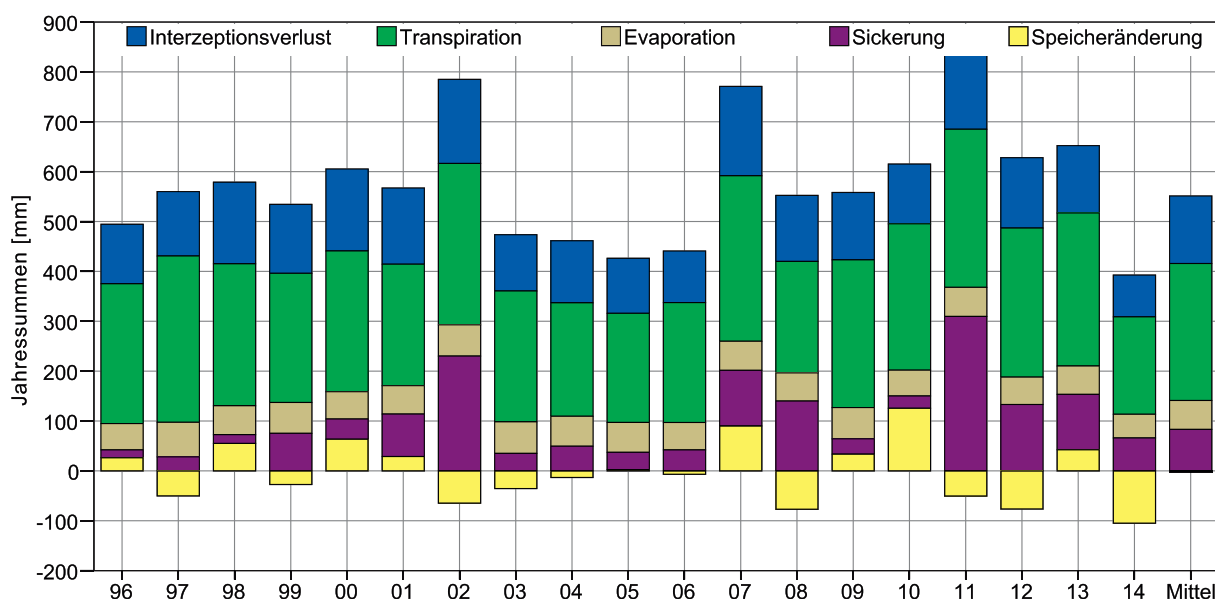


Abb. 4.14: Jahressummen der berechneten Wasserhaushaltskomponenten an der Fläche Rothemühl

den. Interessant ist, dass sich in Abhängigkeit von der betrachteten Schicht sowie von der Messperiode die Ähnlichkeiten zwischen den modellierten Bodenfeuchten und den Messwerten der einzelnen Sonden teilweise verändern. So zeigt sich beispielsweise an der Fläche in Rothemühl eine hohe Übereinstimmung des Modells mit der Sonde „C“, während zum Ende der Periode eher die Messwerte der Sonde „A“ vom Modell wiedergegeben werden. Dies deutet darauf hin, dass die Feuchteverhältnisse im Boden nicht nur deutlich räumlich variieren, sondern auch die räumlichen Unterschiede einer relativ kurzfristigen Veränderung unterliegen. Neben Variationen in der kleinräumigen Verteilung der Bestandesniederschläge sind diese Beobachtungen wahrscheinlich auch wieder im Zusammenhang mit der Ausbildung schwer benetzbarer Bereiche im Boden zu sehen. Bei den teilweise sehr deutlichen Ausschlägen der gemessenen Bodenfeuchten an einzelnen Sonden nach Niederschlagsereignissen in größeren Bodentiefen (vgl. hierzu auch Abb. A.1 bis A.4 im Anhang), welche vom Modell in dieser Form kaum oder nur mit deutlicher zeitlicher Ver-

zögerung wiedergegeben werden, sind wahrscheinlich auch systematische Effekte im Zusammenhang mit dem vertikalen Einbau der Sonden und der Ausbildung entsprechender Fließbahnen in Erwägung zu ziehen. So sind die beobachtbaren Ausschläge an den einzelnen Sonden auch sehr unterschiedlich ausgeprägt. Tendenziell kann ein mit der Tiefe zunehmender zeitlicher Versatz zwischen modellierten und gemessenen Bodenfeuchten aber auch auf eine Unterschätzung der Infiltration in den Boden in Folge unterschätzter Bodenwassergehalte und hydraulischer Leitfähigkeiten im Modell hindeuten.

In den Abbildungen 4.13 und 4.14 sind die mit SWAP berechneten Wasserhaushaltskomponenten dargestellt. Die Summe der einzelnen Wasserhaushaltskomponenten und der Speicheränderung entspricht stets den in der jeweiligen Periode gefallen Freilandniederschlägen. Dabei ist jedoch zu beachten, dass der Freilandniederschlag nur in Jahren mit ausgeglichener oder positiver Speicheränderung unmittelbar im Diagramm abgelesen werden kann.

Im zeitlichen Verlauf zeigen sich an beiden Flächen deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Jahren. Die größte Variabilität besitzt dabei die Höhe der Sickerwasserraten, während sich beispielsweise für die Evaporation nur sehr kleine Unterschiede zwischen den einzelnen Jahren zeigen. Die Höhe der in einzelnen Jahren berechneten Sickerwasserraten wird dabei maßgeblich von der Höhe der Niederschläge gesteuert, während die Evapotranspiration zwischen den Jahren nur verhältnismäßig wenig variiert. So tritt an der Fläche Rothemühl in sehr trockenen Jahren kaum noch Grundwasserneubildung auf. In feuchten Jahren, insbesondere bei hohen Niederschlägen im Winterhalbjahr, können jedoch Sickerwasserraten von über 200 mm erreicht werden. Vergleichbare Schwankungen der Sickerwasserraten, jedoch auf einem insgesamt höheren Niveau, werden auch für die Fläche in Sandhof berechnet. An der Fläche in Rothemühl wird deutlich, dass hier auch die Höhe der realen Transpiration in der Mehrzahl der Jahre maßgeblich durch das verfügbare Bodenwasser limitiert wird. So lassen sich in Jahren mit hohen Niederschlägen im Vergleich zu trocke-

nen Jahren deutlich höhere Transpirationsraten beobachten.

Die im Vergleich zwischen beiden Flächen deutlich höheren Sickerwasserraten in Sandhof, welche im langjährigen Mittel 201 mm betragen, ergeben sich zunächst aufgrund der dort um durchschnittlich 50 mm höheren Jahresniederschläge. Zu einem großen Teil sind die Unterschiede jedoch auch durch die baumartenspezifische Parametrisierung der Modelle bedingt, was insbesondere anhand der in Rothemühl deutlich höheren Transpirationsraten deutlich wird. Prinzipiell sind die pflanzenspezifischen Widerstände der Transpiration im Buchenbestand geringer als für Kiefern angenommen wurde BREUER et al. (2003), sodass eigentlich im Buchenbestand höhere Transpirationsraten zu erwarten wären. Aufgrund der im Kiefernbestand über den gesamten Jahresverlauf vorhandenen Benadelung und dem, zusammen mit der durch Blaubeeren dominierten Bodenvegetation, auch im Sommer deutlich höheren Blattflächenindex ergeben sich über ein gesamtes Jahr betrachtet jedoch genau umgekehrte Verhältnisse und entsprechend geringe Sickerwasserraten von durchschnittlich 84 mm im Jahr. Der im Jahresmittel deutlich geringere Blattflächenindex an der Buchenfläche spiegelt sich auch in der in Sandhof gegenüber Rothemühl tendenziell erhöhten Evaporation wider. Tendenziell tragen auch die während der Vegetationsruhe im Buchenbestand etwas geringeren Interzeptionsverluste zur Erhöhung der Sickerwasserraten in Sandhof bei.

Die mit SWAP berechneten Wasserhaushaltskomponenten liegen in einem mit anderen Arbeiten zu Waldstandorten des Nordostdeutschen Tieflands vergleichbaren Wertebereich. So berechneten JOCHHEIM et al. (2004) mit dem Modell FOREST-BGC in einem bewaldeten Einzugsgebiet im Nordosten Brandenburgs bei durchschnittlichen Niederschlägen

von 560 mm Sickerwasserraten von 59 mm für Kiefernbestände und 159 mm im Fall von Laubbaumarten in der Bestockung. Auch die von JOCHHEIM et al. (2004) ermittelten bestandespezifischen Unterschiede mit höheren Interzeptionsverlusten und Transpirationsraten von Kiefernbeständen gegenüber Laubbaumarten decken sich gut mit den anhand der beiden mecklenburg-vorpommerschen Level II-Flächen beobachteten Unterschieden. Sehr ähnliche Ergebnisse berichten auch RIEK & MÜLLER (2007) für die Modellierung von Buchen- und Kiefernbeständen im Bereich der Schorfheide mit dem Speichermodell VERMO-Wald. So ermittelten RIEK & MÜLLER (2007) ausgehend von 620 mm Jahresniederschlag für Buchenbestände durchschnittliche Sickerwasserraten von 140 mm, für Kiefernbestände dagegen nur Tiefsickerungen von 47 mm. Die für den Buchenbestand modellierten Wasserhaushaltskomponenten decken sich auch mit den Befunden von JOCHHEIM et al. (2007), welche den Wasserhaushalt eines Buchenbestandes auf Sandsubstrat im Norden Brandenburgs mit dem eindimensionalen Richardsmodell BROOK 90 modellierten und Transpirationsmessungen mittels Xylemfluss-Methode vornahmen. Bei einem mittleren Freiland-Niederschlag von 674 mm ermittelten JOCHHEIM et al. (2007) die Transpiration des Baumbestandes mittels Xylemfluss-Messung mit 228 mm und geben eine modellierte Sickerwasserspende von 188 mm an. Insgesamt lassen sich die ermittelten Unterschiede zwischen beiden Flächen auch gut in die Ergebnisse von Lysimeter-Studien einordnen. So konnte in verschiedenen Untersuchungen für Buchenbestockungen gegenüber Kiefern deutlich höhere Tiefsickerungen beobachtet werden (z.B. MÜLLER, 2011, 2013). Auch der deutliche Beitrag der Bodenvegetation zum Interzeptionsverlust und der Transpiration stimmt gut mit Lysimeter-Untersuchungen überein (z.B. MÜLLER, 2011).

4.7 Wassermangelindikatoren

Die Mehrzahl der in der Literatur beschriebenen Ansätze zur Kennzeichnung von Wassermangel mit Hilfe von Indexwerten lassen sich entsprechend der zugrunde liegenden Kennwerte grob in zwei Gruppen einteilen. So finden sich zunächst Indices, welche Trockenstress anhand potentieller und aktueller Kennwerte der Verdunstung beschreiben, wie beispielsweise der Drought Index nach PALMER (1965) oder der Evapotranspiration Deficit Index nach NARASIMHAN & SRINIVASAN (2005). In Anlehnung an diese Kennwerte wurde hier der einfache Quotient aus aktueller Verdunstung AT und potentieller Verdunstung PT berechnet.³ Für das Auftreten von „Transpirationsstress“ wurde in Anlehnung an SCHWÄRZEL et al. (2009) ein Schwellenwert von 0,7 angenommen. Dieser Schwellenwert geht auf Beobachtungen zum Einfluss des Transpirationsstresses auf das Zuwachsverhalten von RIEK & WESSOLEK (1994, S. 59) und RIEK ET AL. (1995, S. 142) zurück. So wird der Durchmesserzuwachs im Bereich zwischen optimaler Wasserversorgung ($AT/PT = 1$) und 0,7 lediglich um 15 % reduziert, während im Bereich ab 0,7 das Durchmesserwachstum deutlich abnimmt (für $AT/PT < 0,25$ findet kein Durchmesserwachstum mehr statt).

In den anderen Ansätzen wird Trockenstress unmittelbar anhand von Indices und entsprechenden Schwellenwerten der Bodenfeuchte beschrieben. Der mit Abstand sicherlich am häufigsten verwendete Index dieser Gruppe ist der auf BRÉDA & GRANIER (1996, S. 525) zurückgehende relative Gehalt an pflanzenverfügbarem

³ Im Gegensatz zur von NARASIMHAN & SRINIVASAN (2005, S. 74) verwendeten water stress ratio WS ($(PET - AET)/PET$) beschreibt dieser Kennwert ausschließlich das Transpirationsdefizit der Pflanzen. Zudem können hohe und niedrige Indexwerte analog zum etablierten Wassermangelindikator REW interpretiert werden.

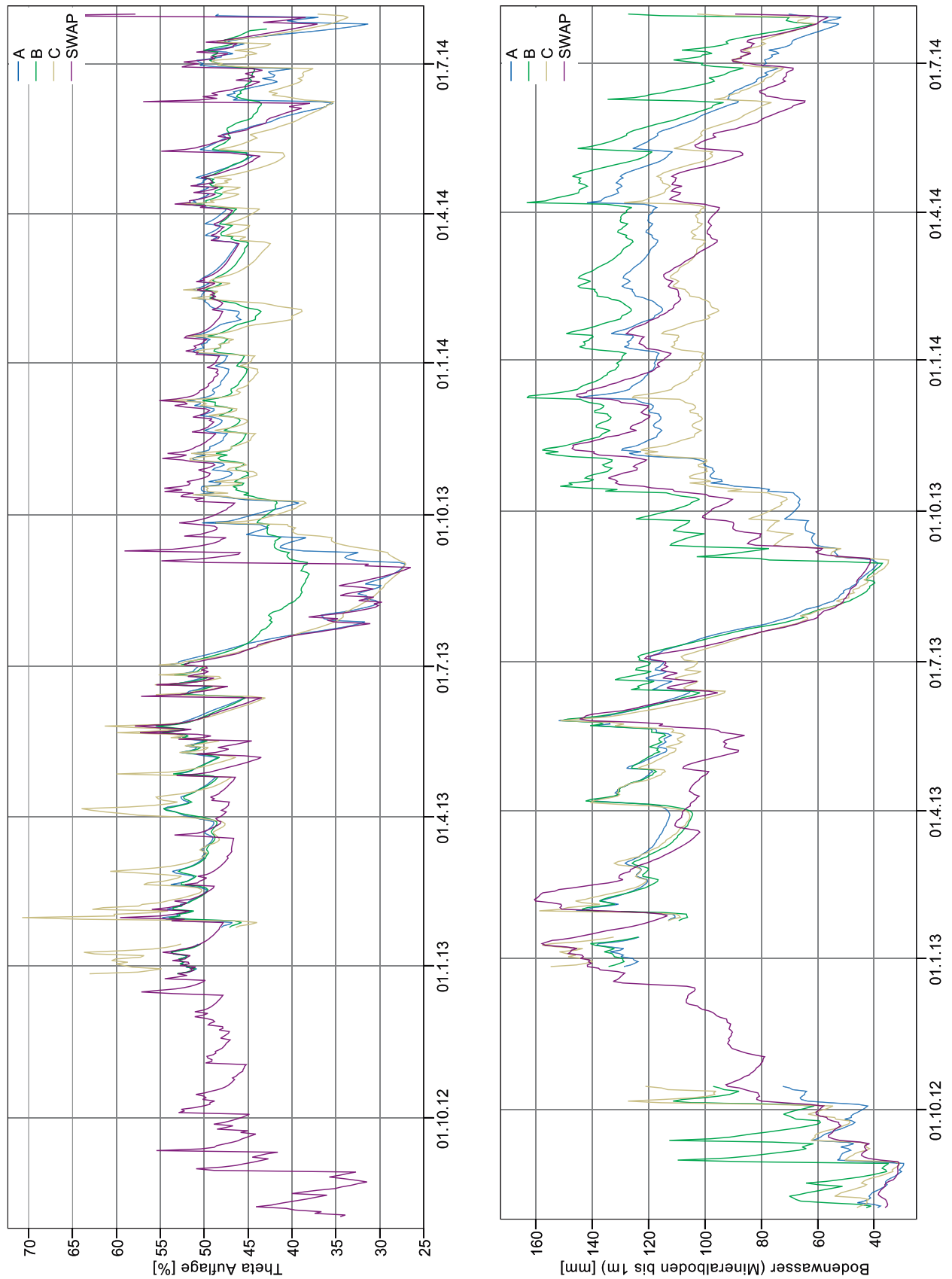


Abb. 4.15: Gemessene und modellierte Bodenfeuchten in der Humusauflage und im Mineralboden auf der Fläche Sandhof

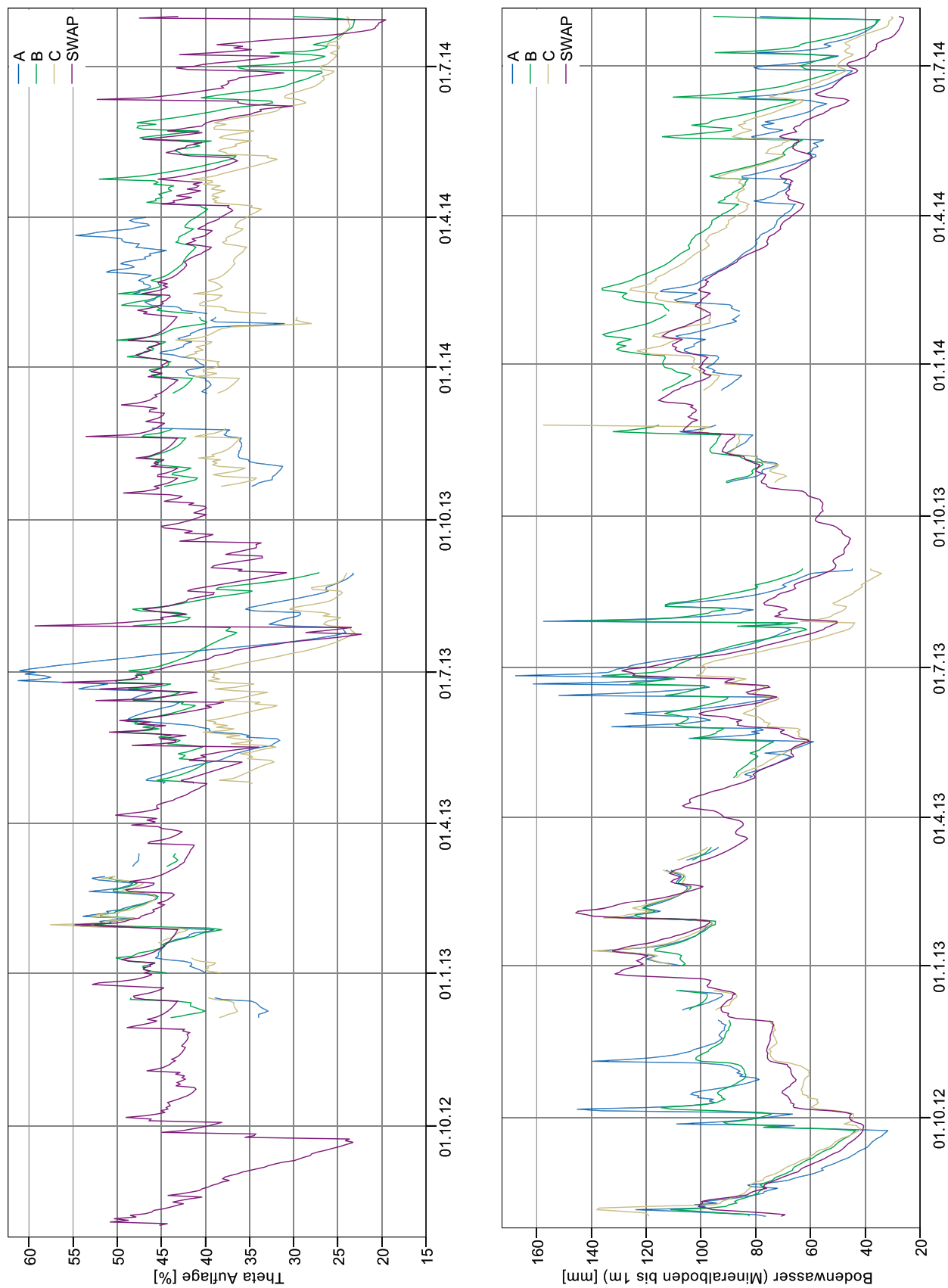


Abb. 4.16: Gemessene und modellierte Bodenfeuchten in der Humusauflage und im Mineralboden auf der Fläche Rothemühl

Wasser im effektiven Wurzelraum REW (relative extractable water). Für eine einzelne Schicht lässt sich dieser sehr einfach aus dem aktuellen Wassergehalt θ und den Wassergehalten beim permanenten Welkepunkt $\theta(4,2)$ sowie bei Feldkapazität $\theta(1,8)$ berechnen (vgl. auch BRÉDA et al., 2006, S. 629).

$$REW = \frac{\theta - \theta(4,2)}{\theta(1,8) - \theta(4,2)}$$

$$\text{mit: } REW \in 0 \dots 1 \quad (4.10)$$

Unterschreitet REW den von BRÉDA & GRANIER (1996, S. 529) erstmalig beschriebenen Schwellenwert 0,4, kann für den jeweiligen Standort Trockenstress unterstellt werden. Bei $REW < 0,1$ liegt bereits schwerer Trockenstress vor (vgl. BRÉDA et al., 2006, S. 629). Der Schwellenwert von 40 % der nutzbaren Feldkapazität findet sich zudem bereits in älteren Arbeiten zur Bewässerung landwirtschaftlicher Kulturen zur Vermeidung trockenheitsbedingter Ertragsverluste (z.B. RINGER & STREBEL, 1980) und kann somit als weitgehend universell einsetzbar angesehen werden.

Um REW berechnen zu können, müssen somit zunächst $\theta(1,8)$ und $\theta(4,2)$ für die jeweiligen Tiefen an den Versuchsflächen bestimmt werden. Wenn sich bei Berechnung von REW_i für einen Bereich unter sehr trockenen oder sehr feuchten Bedingungen für REW_i Werte außerhalb des Bereichs 0...1 ergaben, wurden die Werte jeweils auf 0 bzw. 1 begrenzt.

$REW_{1...i}$ für Bodenblöcke mit unterschiedlicher Profiltiefe z (unterschiedliche effektive Wurzelräume) wurde anschließend als arithmetischer Mittelwert aus den REW_i der einzelnen Bereiche berechnet. Die REW -Werte der einzelnen Bereiche wurden dabei jeweils mit der nutzbaren Wasserspeicherkapazität $nWSK_i$ des entsprechenden Bereichs gewichtet (Gleichungen 4.11, 4.12).

$$nWSK_i = (\theta(1,8)_i - \theta(4,2)_i)(z_i - z_{i-1}) \quad (4.11)$$

$$REW_{1...i} = \frac{\sum nWSK_i REW_i}{\sum nWSK_i} \quad (4.12)$$

Eine interessante Alternative zu REW für die Einschätzung von Trockenstress ist die Bewertung anhand der im Boden vorliegenden Wasserspannungen. So werden diese auch für die Ableitung von Reduktionsfaktoren der Wurzelwasseraufnahme bei der Modellierung der aktuellen Transpiration verwendet. Ein typischer Ansatz ist die etablierte FEDDES-Funktion (vgl. FEDDES et al., 2001, S. 2799-2800), welche auch im Wasserhaushaltsmodell SWAP (KROES et al., 2009, S. 61-62) verwendet wird.

Prinzipiell lässt sich die Wasserspannung h durch Umformung von Gleichung 4.1 entsprechend Gleichung 4.13 sehr einfach anhand gemessener Wassergehalte berechnen oder unmittelbar aus den Wasserhaushaltssimulationen entnehmen.

$$h = \frac{1}{\alpha} \left[\left(\frac{\theta_s - \theta_r}{\theta - \theta_r} \right)^{\frac{1}{m}} - 1 \right]^{\frac{1}{n}} \quad (4.13)$$

wobei: $m = 1 - \frac{1}{n}$

Bei der Zusammenfassung der Wasserspannungen h_i zu aggregierten Kennwerten $h_{1...i}$ für unterschiedliche Bodentiefen wurde h_i zunächst um das der jeweiligen Profiltiefe z_i entsprechende Gravitationspotential erweitert. Ausgehend von der Annahme, dass Bäume in der Lage sind, ihre Wurzelwasseraufnahme auf die Bereiche mit den jeweils günstigsten Bedingungen zu fokussieren, wurde nicht der Mittelwert, sondern immer das Minimum innerhalb des Bodenblocks berechnet (Gleichung 4.14).

$$h_{1...i} = \min(h_i + z_i) \quad (4.14)$$

Bei der Abgrenzung von potentiell Trockenstress hervorrufoenden Werten

der Wasserspannung h können zur Orientierung zunächst die Parameter der FEDDES-Gleichung verwendet werden. So setzt nach GREIFFENHAGEN (2005, S. 131) in Abhängigkeit vom Verdunstungsanspruch der Atmosphäre in Kiefernbeständen ab Wasserspannungen von 600 hPa bzw. 800 hPa (pF 2,78 / 2,90) eine Reduktion der Wurzelwasseraufnahme ein. Eine differenziertere Bewertung hinsichtlich der mit den jeweiligen Wasserspannungsverhältnissen verbundenen Stressintensitäten entwickelte v. WILPERT (1990, S. 157) für Fichtenbestände. Diese sind in Tabelle 4.4 wiedergegeben.

Der zeitliche Verlauf der drei auf Tagesbasis berechneten Wassermangelindikatoren ist in den Abbildungen 4.18, 4.19 dargestellt. Dabei wurden $h_{1...i}$ sowie REW an beiden Beständen auf eine einheitliche Bodentiefe von 1,0 m bezogen und für $h_{1...i}$ eine logarithmische Darstellung gewählt. Im zeitlichen Verlauf zeigen sich an beiden Flächen für alle drei Kennwerte typische saisonale Schwankungen mit gehäuft kritischeren Werten im Sommerhalbjahr. Langfristige Trends zu kritischeren oder günstigeren Wasserhaushaltssituationen der Bestände lassen sich anhand der vergleichsweise kurzen Zeitreihe und insgesamt sehr stark variierenden Werte nicht erkennen.

Im Vergleich zu den beiden anderen Kennwerten zeichnet sich der REW durch einen kontinuierlicheren Verlauf aus, während bei AT/PT und $h_{1...i}$ teils relativ abrupte Schwankungen auftreten. So sind Füllung und Entleerung des Bodenwasserspeichers bis 1,0 m Tiefe mit Ausnahme von Starkregen-Ereignissen relativ träge Vorgänge. Dagegen können die Transpirationsraten (in Folge der großen Durchwurzelungsanteile im Oberboden) und das minimale Matrixpotential im Boden auch durch kleinere Niederschlagsereignisse relativ schnell „zurückgesetzt“ werden. Im Fall erneuter Trockenperioden

Tab. 4. 4.: Schwellenwerte der Wasserspannung im Boden zur Abgrenzung unterschiedlicher Trockenstressintensitäten nach v. WILPERT (1990)

Matrixpotential Bodenwasser [hPa]	Xylemwasserpotential [MPa]	Stressintensität	Physiologischer Zustand
> -900	-0,2...-1,0	schwach	Xylemspeicher entleert
-900 ...-1100	-1,0...-1,5	mäßig	Stomatareaktion
-1100 ...-1300	-1,5 ...-2,5	mittel	Tugorverlust
< 1300	< -2,5	hoch	Plasmolyse

ergeben sich für diese Kennwerte dann jedoch auch wieder schneller kritische Verhältnisse. Auffällig ist zudem, dass auch im Winterhalbjahr an beiden Flächen kaum eine vollständige Auffüllung des bei der Berechnung von *REW* unterstellten Bodenwasserspeichers erreicht wird. Die ist jedoch weniger auf kumulatives Wasserdefizit infolge unzureichender Winterniederschläge zurückzuführen. Vielmehr kommen hierin die beim Matrixpotential von 60 cm (Feldkapazität) bereits recht hohen hydraulischen Leitfähigkeiten und im Bereich der Feldkapazität sehr steil verlaufenden Retentionskurven (Kap. 4.2) beider Standorte zum Ausdruck. Dementsprechend nimmt die Versickerung kurz vor „Füllung“ des unterstellten Speichers rapide zu, sodass *REW* = 1, selbst nach intensiven Niederschlägen nur sehr kurzfristig erreicht werden kann. In der Folge ist denkbar, dass sich auch hinsichtlich der Bewertung von *REW* mit entsprechenden Schwellenwerten leichte Verschiebungen zu weniger kritischen Verhältnissen ergeben könnten.

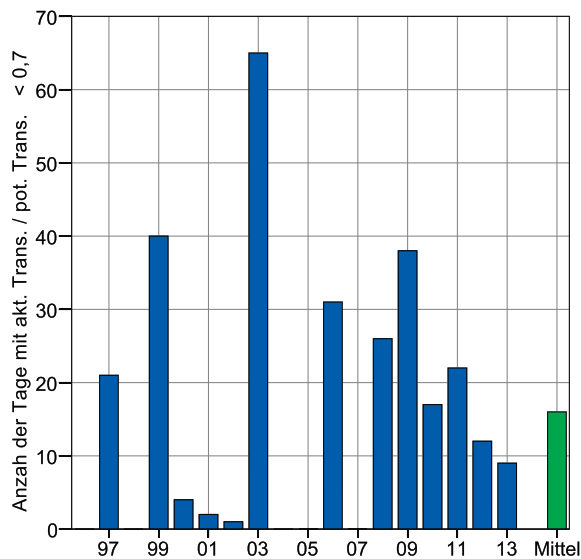
Geht man davon aus, dass ab 50 aufeinander folgenden Tagen mit Wassermangel erste Stresssymptome

auftreten können, ist insbesondere auf der Kiefernfläche, in Abhängigkeit vom betrachteten Kennwert, in den trockeneren Jahren das Auftreten von Trockenstress wahrscheinlich. Die mit Abstand längsten zusammenhängenden Perioden mit kritischen Verhältnissen ergeben sich für den Kennwert *REW*, für welchen auch an der Buchenfläche in Sandhof vergleichsweise lange Perioden mit Wassermangel (*REW* < 0,4) zu beobachten sind. Dagegen ist die Länge der Perioden mit kritischen Werten für *AT/PT* und *h_{1...i}* in der Regel deutlich kürzer. Mit Ausnahme des extremen Trockenjahres 2003 ergeben sich für *h_{1...i}* nur an der Kiefernfläche in Rothemühl längere Abschnitte mit Wassermangel.

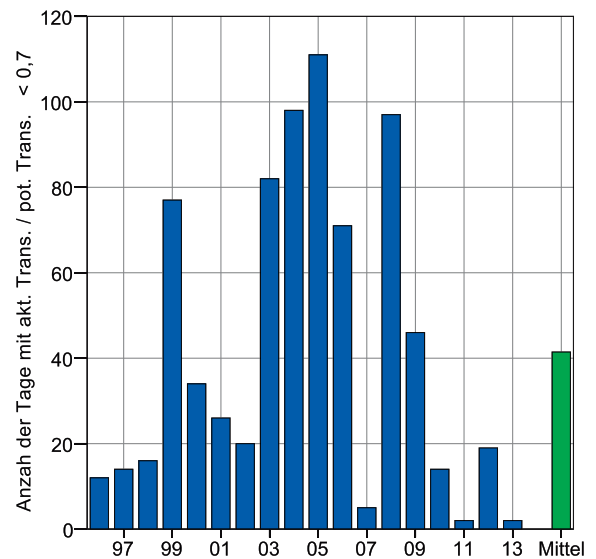
Dies wird auch anhand der Häufigkeiten der Tage, an denen kritische Schwellenwerte der Wassermangelindikatoren in den zurückliegenden Jahren unterschritten wurden, deutlich (Abb. 4.17e und 4.17f). So ergibt sich für *REW* an beiden Flächen im Mittel die höchste Anzahl an Tagen mit kritischen Bedingungen. Auch im Vergleich zur Länge der forstlichen Vegetationsperiode mit 153 Tagen kann die Anzahl der Tage mit *REW* < 0,4 als sehr hoch eingestuft wer-

den. Dabei ist jedoch zu beachten, dass aufgrund der verzögerten Aufsättigung zum Ende der Vegetationszeit ein Teil der Tage mit *REW* < 0,4 bereits in die Zeit der Vegetationsruhe fallen. Langfristige Trends lassen sich an beiden Flächen auch anhand der Anzahl der Tage mit Schwellenwertüberschreitungen für keinen der ausgewerteten Indikatoren erkennen.

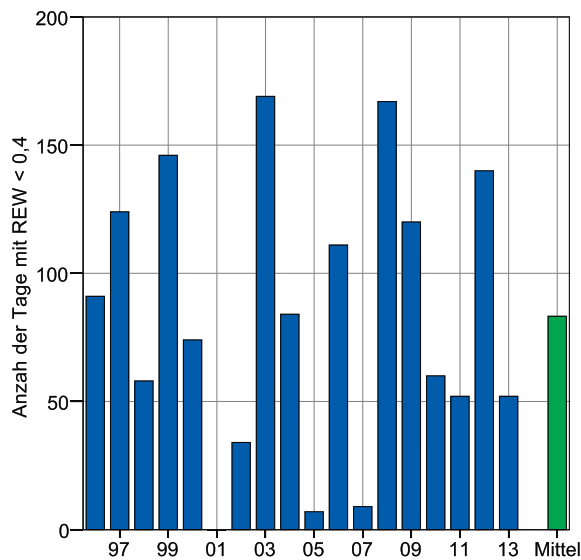
Vorrangig aufgrund der deutlich höheren Transpirationsraten und tendenziell niedrigeren Niederschläge ergibt sich für alle betrachteten Indikatoren in Rothemühl im Vergleich zu Sandhof im Mittel stets eine deutlich höhere Anzahl an Tagen mit kritischen Bodenwasserverhältnissen. Während in Rothemühl mit Ausnahme von *h_{1...i}* in allen Jahren stets einige Tage mit Wassermangel auftreten, finden sich in Sandhof auch Jahre, an denen durchgehend von einer guten Wasserversorgung des Bestandes ausgegangen werden kann.



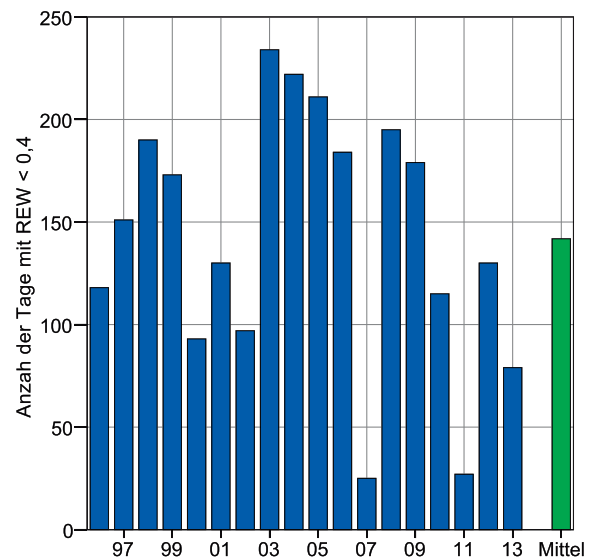
(a) AT/PT 1302



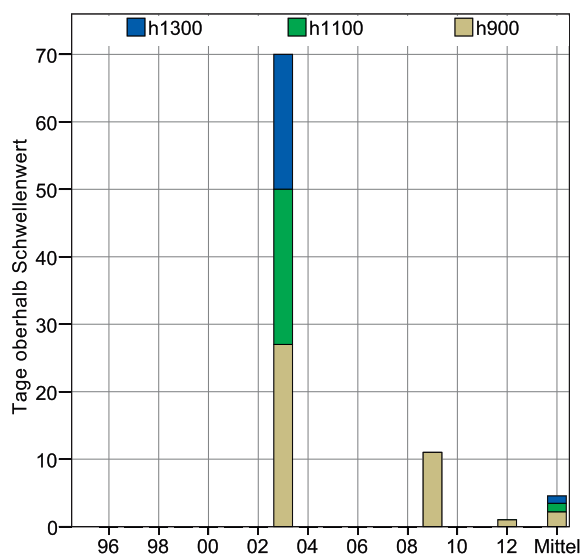
(b) AT/PT 1303



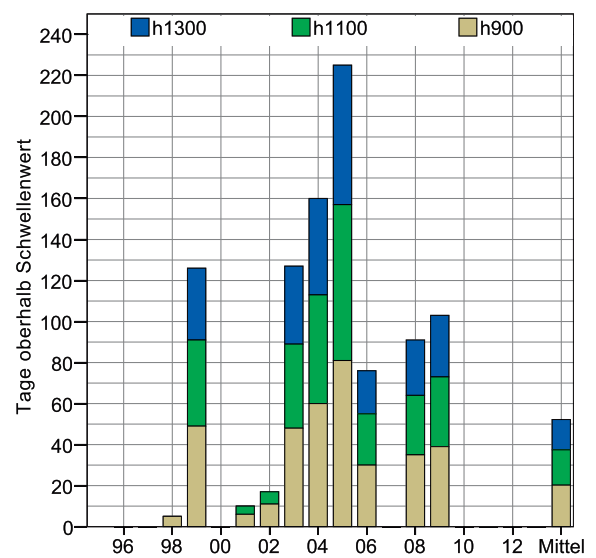
(c) REW 1302



(d) REW 1303



(e) Potential 1302



(f) Potential 1303

Abb. 4.17: Anzahl der Tage an denen Schwellenwerte etablierter Wassermangel-Kennwerte unterschritten werden

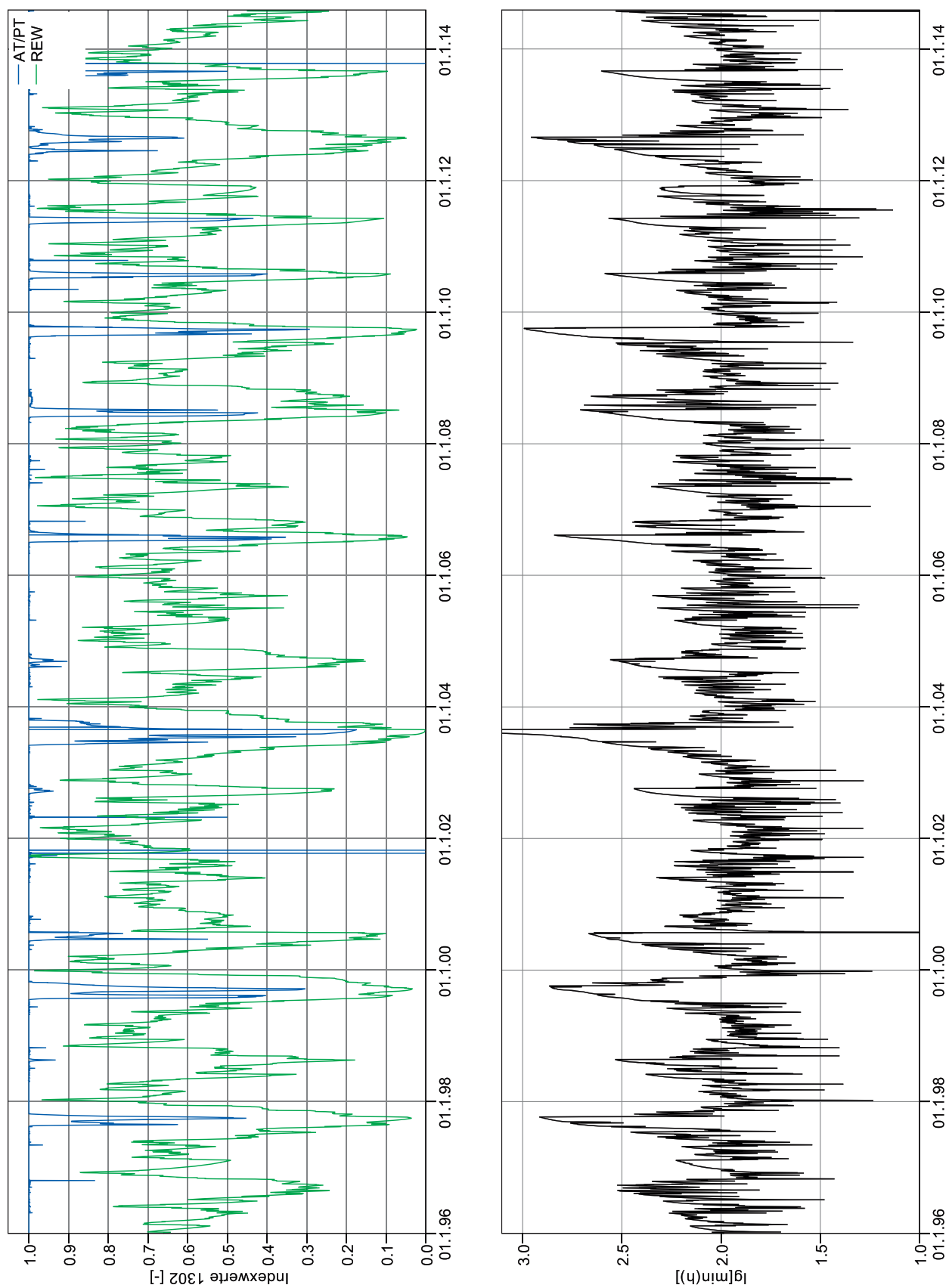


Abb. 4.18: Verlauf der Wassermangel-Kennwerte *REW* und *AT/PT* und minimale Wasserspannung im gesamten Beobachtungszeitraum an der Fläche Sandhof

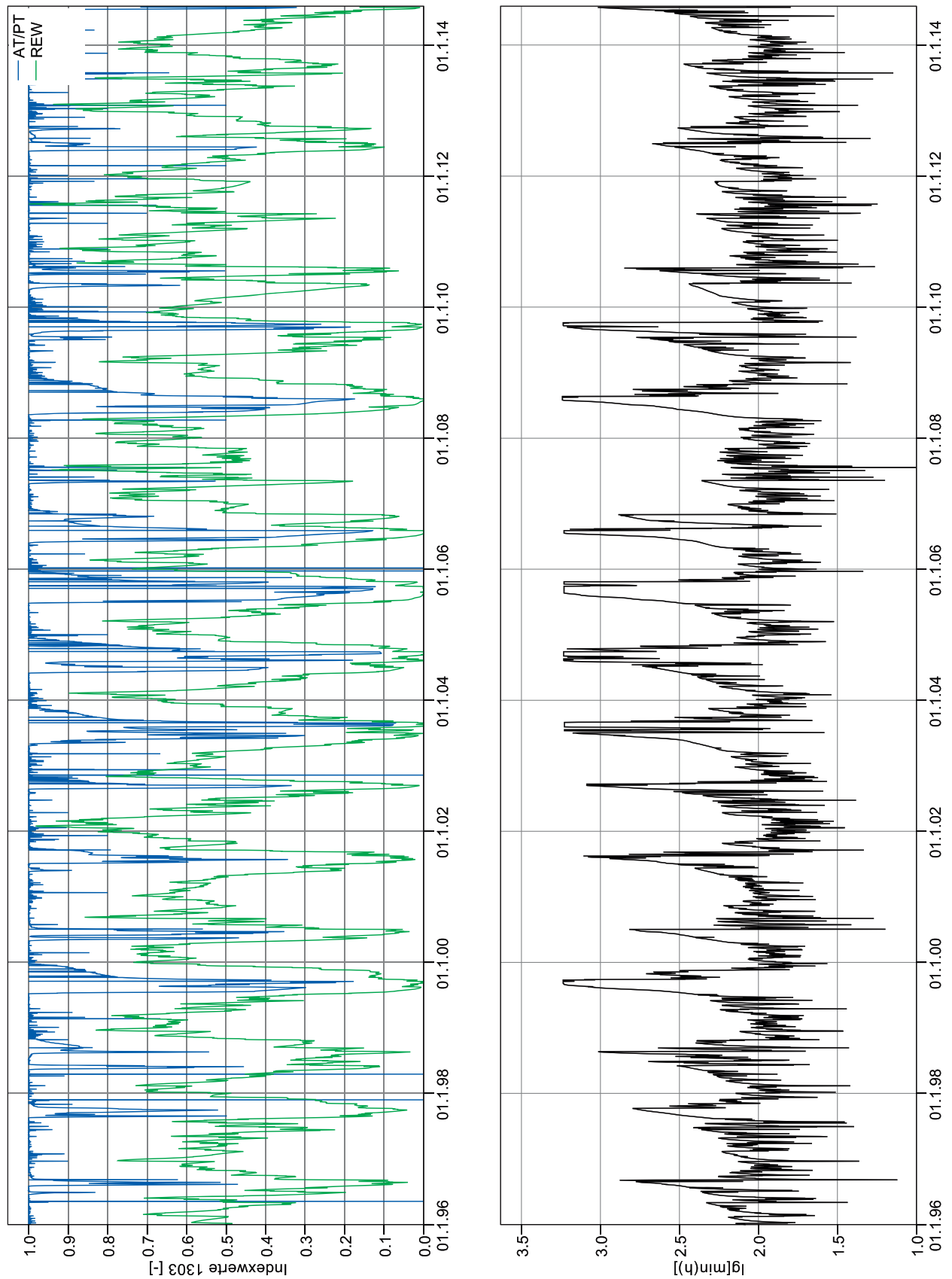


Abb. 4.19: Verlauf der Wassermangel-Kennwerte REW und AT/PT und minimale Wasserspannung im gesamten Beobachtungszeitraum an der Fläche Rothemühl

5 Gasförmige Luftschadstoffe

5.1 Datenerhebung und -aufbereitung

Die Umweltbehörden der BRD unterhalten Luftgütemessnetze, die umfangreiche Daten zur Luftschadstoffbelastung besonders der urbanen Räume liefern. Diese sollen Gefahren für die menschliche Gesundheit frühzeitig erfassen und vermeiden helfen. Für ländliche Räume bzw. Wälder sind meist weniger Informationen vorhanden, obwohl diese für die Abschätzung der Waldgefährdungen und ggf. zur Ermittlung von Waldschadensursachen von Bedeutung sind.

Zur genauen Beurteilung der Immissionsituation an den mecklenburg-vorpommerschen Intensivmessflächen wurden seit 2001 ausgewählte bodennahe Luftschadstoffkonzentrationen mittels Passivsammlern (PASAM) gemessen. Diese Messmethode ermöglicht eine kostengünstige Erfassung mittlerer Luftschadstoffkonzentrationen für den gewählten Expositionszeitraum (meist zwei- bis vierwöchig). Sie ist daher nicht geeignet, zeitlich hochauflösende Zeitreihen bereitzustellen oder kurzzeitige Maximalbelastungen zu ermitteln. An den Level II-Standorten in Mecklenburg-Vorpommern werden seit Messbeginn die Schadstoffe Stickstoffdioxid, Ammoniak und Ozon in einer Höhe von zwei Metern über dem Erdboden an den Wetterstationen der Freiflächen gemessen. Das genaue Messprogramm ist in Tabelle 5.1 dargestellt, wobei seit Mai 2010

eine intensivere Erfassung stattfindet. Die wichtigsten diesbezüglichen Änderungen sind die parallele Bestimmung der Schadstoffkonzentrationen je Plot und Zeiteinheit und die im kürzeren Turnus, auf die Vegetationszeit beschränkte Ozonmessung. Diese Maßnahmen sollen zu einer höheren Messgenauigkeit beitragen und wurden innerhalb des FutMon¹-Programms eingeführt.

Für die Auswertungen sind die Werte der zeitgleichen Parallelmessungen je Stoffverbindung arithmetisch gemittelt worden. Außerdem sind nur die Ozonwerte der Vegetationsperiode, von April bis September, verwendet worden, um Verzerrungen aufgrund veränderter Messzeiträume innerhalb des Auswertungszeitraumes zu vermeiden.

5.2 Quellen und Wirkungen von Stickstoffdioxid und Ammoniak

„Stickstoffdioxid ist ein braunrotes, charakteristisch riechendes, sehr korrosives und stark giftiges Gas, welches sich leicht verflüchtigen lässt. Stickstoffdioxid ist ein starkes Oxidationsmittel (Endprodukt Nitrat), gegenüber starken Oxidationsmitteln (z. B. Ozon, Wasserstoffperoxid) kann es als Reduktionsmittel wirken. Mit Laugen bildet es Nitrit und Nitrat, in wässriger Lösung Salpetrige Säure und Salpetersäure. Unter dem Begriff Stickoxide (NO_x) werden Stickstoffdioxid und Stickstoffmonoxid zusammengefasst. Da Stickstoffmonoxid

luftchemisch rasch zu Stickstoffdioxid oxidiert, werden die Emissionen im allgemeinen als Stickstoffdioxid-Äquivalente angegeben.“ – (BAUMGARTEN et al., 2006). Stickoxide entstehen bei Verbrennungsprozessen mit hohen Temperaturen. Die Hauptquellen sind der Straßenverkehr, Kraftwerke, Haushalte und die Industrie, wobei der gegenwärtige Anteil des Straßenverkehrs ca. die Hälfte beträgt.

„Ammoniak ist ein farbloses Gas von charakteristisch stechendem Geruch. Abhängig von Konzentration und Expositionsdauer kann das Reizgas toxisch wirken. In Wasser ist Ammoniak sehr leicht löslich. Die wässrige Lösung ist leicht basisch, dabei reagiert ein Teil des Ammoniaks zu Ammonium. Als Base reagiert Ammoniak mit sauren Luftschadstoffen schnell zu Ammoniumsalzen, welche z. T. als Aerosole in Regen, Tau oder Nebel nachweisbar sind.“ – (BAUMGARTEN et al., 2006) Die Hauptemissionsquelle von Ammoniak stellt die Landwirtschaft (Tierhaltung und Verwendung ammoniakhaltiger Düngemittel) dar.

Ammoniak wie Stickstoffdioxid können Pflanzen bei hohen Konzentrationen direkt schädigen. Schädigungen dieser Art treten erst bei hohen Luftkonzentrationen auf, die meist

¹ Forest Monitoring for the future - gefördertes EU-Programm zur Weiterentwicklung des internationalen Forstlichen Umweltmonitorings (2009-11)

Tab. 5.1.: Level II-Messprogramm von Luftschadstoffkonzentrationen in MV

Schadstoff	Messhistorie	Samplereexposition		
		Wechselturnus	Anzahl pro Plot	Zeitraum
NO_2	02/01-04/10	28 d	1	ganzjährig
	05/10-heute	28 d	2	ganzjährig
NH_3	02/01-04/10	28 d	1	ganzjährig
	05/10-heute	28 d	2	ganzjährig
O_3	02/01-04/10	28 d	1	ganzjährig
	05/10-heute	14 d	2	Apr-Sep

Tab. 5. 2.: Critical Levels für die Ammoniak- und Stickstoffdioxidkonzentration

Schadstoff	Grenzwertbezeichnung	Jahreswert ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Quelle
NO_2	Grenzwert zum Schutz der Vegetation	30	39. BImSchV (2010)
	Grenzwert zum Schutz der menschlichen Gesundheit	40	39. BImSchV (2010)
NH_3	Grenzwert zum Schutz der Vegetation	8	WHO (2000)

nur in unmittelbarer Emittentennähe auftreten. Die beiden Stickstoffverbindungen gelangen über die Spaltöffnungen in die Pflanzen und können dann zu Zellschäden führen. Da Ammoniak bedeutend schneller als Stickstoffdioxid assimiliert und ein Großteil der Ammoniakemission emittentennah (innerhalb weniger Kilometer) deponiert wird, sind direkte Schäden durch Ammoniak häufiger. Laut UNECE (1992) sind akut toxische Ammoniakschäden bei Konzentrationen über $3300 \mu\text{g m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ wahrscheinlich.

Häufiger als sichtbare direkte Schädigungen durch N-Verbindungen sind indirekte Schäden an den Waldökosystemen einschließlich ihrer Böden. Früher stickstofflimitierte Ökosysteme erhalten über Jahrzehnte unnatürlich hohe Stickstoffzuschüsse, welche die Ökosystemzustände sukzessive verschlechtern und die Grundwasserqualität beeinträchtigen.

Bekannte Folgen des Eintrages sind die Bodenversauerung und die Eutrophierung, welche vor allem durch den Ferntransport von Nitratpartikeln, aber auch von Ammoniumverbindungen großflächig ablaufen. Der in den Boden eingetragene Stickstoff führt zur Überversorgung der Pflanzen bzw. der Ökosysteme und zur Auswaschung anderer essentieller Makronährstoffe von den Bodenaustauschern sowie zu einer Protonenanreicherung (Bodenversauerung/Neutralkationenverarmung). Die Bodennährstoffvorräte verringern sich und Nährstoffungleichgewichte in den Pflanzen sowie Artenverluste ergeben sich. Besonders stickstoffarme Ökosysteme, wie Hochmoore oder Flechten-Kiefernwälder können vollständig verschwinden.

Einige Stickstoffverbindungen, wie z. B. Lachgas, sind außerdem als sogenannte Treibhausgase klimatisch wirksam oder sie zählen, wie die

Stickoxide, zu den Vorläufersubstanzen für die Ozonbildung. Auch hieraus ergeben sich negative Wirkungen für unsere Umwelt.

Einige kritischen Grenzwerte zum Schutz der Vegetation und der menschlichen Gesundheit sind für die diskutierten Stickstoffverbindungen in Tabelle 5.2 aufgenommen worden. Die aufgeführten Jahresmittelwerte können mit den nachfolgend berechneten Jahreswerten gut verglichen werden.

5.3 Messergebnisse von Stickstoffdioxid

Die gemessenen mittleren Stickstoffdioxidkonzentrationen beider Intensivmessflächen weisen eine ähnliche Größenordnung und jährliche Streuung in den Jahren auf (Abb. 5.1). Zeitliche Trends der Jahreswerte des Luftschadstoffes sind im Messzeitraum nicht festzustellen. Das arith-

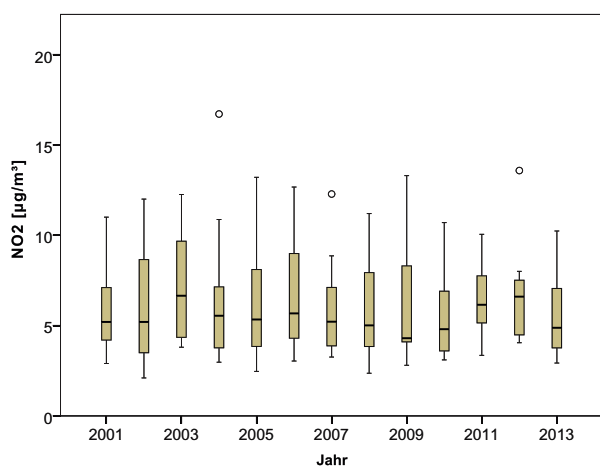
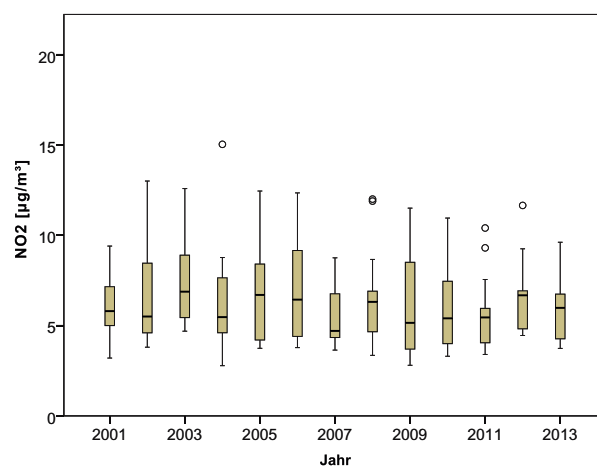
(a) NO_2 -Jahresmittel, Sandhof (1302)(b) NO_2 -Jahresmittel, Rothemühl (1303)

Abb. 5.1: Stickstoffdioxid-Luftkonzentrationsmittelwerte der Jahre

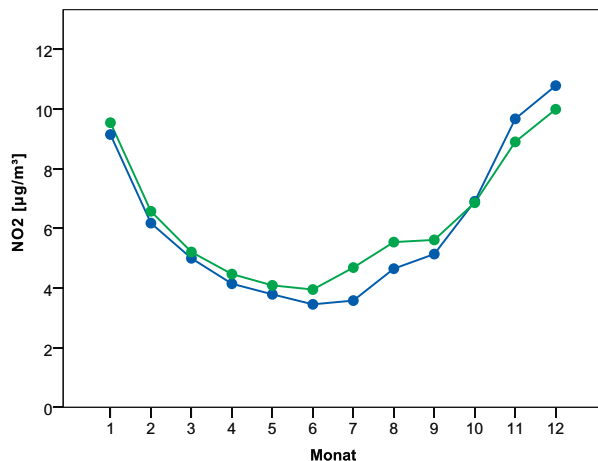


Abb. 5.2: Stickstoffdioxid-Luftkonzentrationsmittelwerte der Monate (blau = Sandhof (1302), grün = Rothemühl (1303))

metische Mittel über den gesamten Messzeitraum beträgt in Sandhof $6,21 \mu\text{g m}^{-3}$ und in Rothemühl $6,40 \mu\text{g m}^{-3}$. Der Grenzwert zum Schutz der Vegetation (Jahresmittel = $30 \mu\text{g m}^{-3}$) wird bei weitem nicht erreicht. Die gemessenen Höchstwerte der Jahre erreichen meist nur rund die Hälfte dieses Grenzwertes.

An den sechs ländlich gelegenen Luftgütemessstationen des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG MV) wurden etwas höhere NO_2 -Konzentrationen gemessen (NO_2 -Jahresmittelwerte $\approx 10 \mu\text{g m}^{-3}$), welche im Luftgüte-Messzeitraum der Level II-Flächen (2001-2013) über die Jahre ebenfalls recht stabile Werte aufweisen (DRAHEIM & NEUBAUER, 2013).

Im Vergleich zu den deutschen Level II-Durchschnittswerten der Jahre 2002 und 2003 (BAUMGARTEN et al., 2006) sind die mecklenburg-vorpommerschen Werte selbst für ländliche Räume recht niedrig. Höchste mittlere Messwerte ($> 10 \mu\text{g m}^{-3}$) treten in Ballungsgebieten und verkehrsreichen Räumen des Bundesgebietes auf. Diese Größenordnung wird an den beiden Stationen nur von einigen monatlichen Maximalwerten erreicht.

Die Stickstoffdioxidmesswerte weisen ausgeprägte Jahresverläufe auf,

welche sich an beiden Messorten sehr ähneln (Abb. 5.2). Zunehmende NO_2 -Konzentrationen in den Wintermonaten können mit dem maßgeblichen Einfluss des Hausbrandes erklärt werden. Ferner treten im Juli und August teils etwas höhere Werte auf, die ggf. mit der Zunahme des Straßenverkehrs in der Haupturlaubszeit zusammenhängen können.

5.4 Messergebnisse von Ammoniak

Die mittleren Ammoniakkonzentrationen der Luft sind in Sandhof durchweg etwas niedriger als in Rothemühl (Abb. 5.3a und 5.3b). Über alle Jahre ergibt sich für die Sandhofer Fläche ein Mittelwert von $2,66$ und für die Rothemühler Fläche von $3,98 \mu\text{g m}^{-3}$. Dieser Unterschied ist mit sehr großer Wahrscheinlichkeit durch die örtlich unterschiedliche Emissionssituation begründet, da sich im näheren Umfeld mehrere Großviehanlagen, so bspw. in nordwestlicher bzw. nördlicher Richtung der Rothemühler Fläche zwei große Rindermast bzw. -aufzuchtanlagen mit ca. 18000 Rindern bzw. 9000 Kälbern, befinden. Der kritische Ammoniakgrenzwert (Tab. 5.2) wird von den Jahresmittelwerten nie überschritten, was positiv zu beurteilen ist. Wie die mittleren NO_2 -Werte sind auch die mittleren NH_3 -Konzentrationen

über die Jahre relativ gleichbleibend. Auffällig ist eine gehäufte Anzahl an Ausreißern und Extremwerten innerhalb der Jahre in Sandhof, welche in Rothemühl nur selten auftreten. Als Ursache für die Häufung in Sandhof wird eine an die Freifläche angrenzende Ackerfläche angesehen, auf der regelmäßig Dünger und Gülle ausgebracht werden. Diese gemessenen Spitzenwerte (hohe vierwöchige Durchschnittskonzentrationen) überschreiten teilweise den angegebenen kritischen Jahresgrenzwert von $8 \mu\text{g m}^{-3}$. Dies geschah in Sandhof in den Jahren 2005 und 2009 bis 2013 und in Rothemühl in 2011 und 2012.

Die gemessenen Ammoniakkonzentrationen liegen deutlich über dem nach IBROM et al. (1995) angegebenen Wert von $1 \mu\text{g m}^{-3}$ für unbelastete Gebiete. Nach BAUMGARTEN et al. (2006) wiesen die meisten deutschen Level II-Flächen in 2002 und 2003 NH_3 -Jahreswerte von unter $2 \mu\text{g m}^{-3}$ auf, die an den beiden untersuchten Versuchsflächen in den meisten Jahren überschritten werden.

Die landwirtschaftlichen Aktivitäten in Flächennähe werden auch am Jahresgang der Ammoniakkonzentration besonders deutlich. An beiden Plots sind im Frühjahr die höchsten durchschnittlichen Monatsmittel des Messzeitraumes feststellbar (Abb. 5.4).

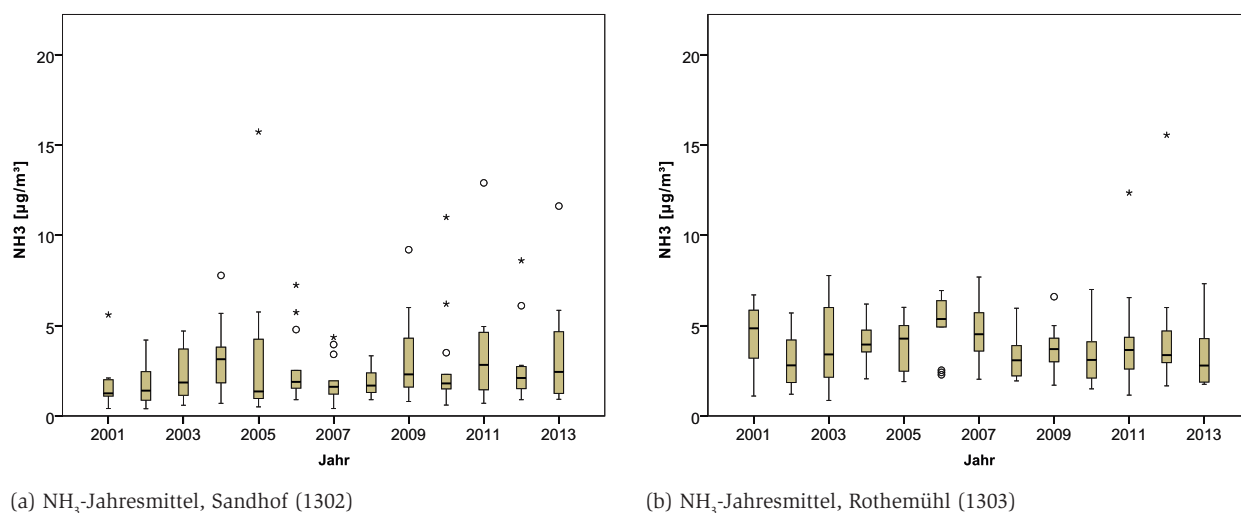


Abb. 5.3: Ammoniak-Luftkonzentrationsmittelwerte der Jahre

Diese Frühjahrspeaks sind typisch für ländliche Regionen mit einer ausgeprägten Feld- und Weidewirtschaft. In Sandhof tritt ein zweiter Peak von Juli bis September auf. Diese Spitzenwerte der Monate können mit den Zeitpunkten der Gülleausbringung erklärt werden. In Rothemühl sind von Mai bis September meist relativ hohe Konzentrationen feststellbar, die mit großer Wahrscheinlichkeit auf die gleichmäßigen Ammoniakemissionen aus den nahe gelegenen Tierhaltungsstätten zurückgeführt werden können.

5.5 Messergebnisse von Ozon

Ozon kommt überwiegend in der Stratosphäre in Höhen zwischen 20 bis 25 km natürlich vor. Hier bildet es eine Schutzschicht, welche die für Lebewesen gefährliche UVB-Strahlung ungefähr zur Hälfte absorbiert. Seine Wirkung ist jedoch nicht nur positiv, ganz im Gegenteil: In den hochindustrialisierten Ländern gilt speziell das Ozon als einer der bedeutendsten Luftschadstoffe. Das Spurengas Ozon ist ein Zellgift, das auf alle Lebewesen aufgrund seiner Reaktivität sehr toxisch wirkt. Die Ozonanteile in Erdnähe sind überwiegend

menschlich bedingt. Ozon bildet sich infolge starker Sonneneinstrahlung aus Luftverunreinigungen, wie zum Beispiel Kohlenwasserstoffen und Stickoxiden, welche aus Kraftwerken, Heizungen, der Industrie, dem Straßenverkehr und weiteren Quellen stammen. Der Luftschadstoff kann sowohl den Menschen als auch Tiere und Pflanzen schon bei geringen Konzentrationen schädigen, wobei die Schadensschwelle für Pflanzen häufig am geringsten ist.

Aufgrund der phytotoxischen Ozonwirkung und dem weit verbreiteten Auftreten erhöhter Ozonkonzentrationen sind schädigende Rückwirkun-

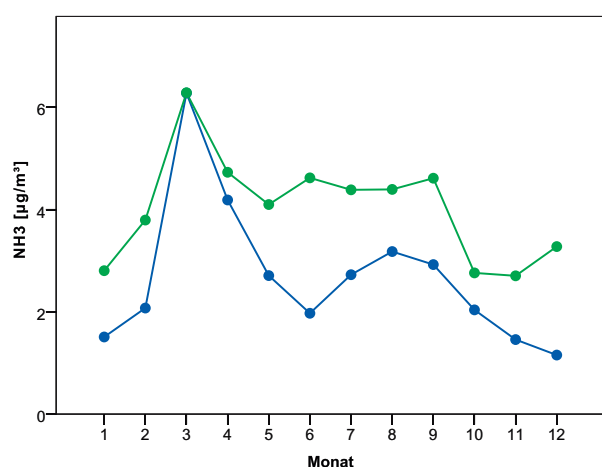


Abb. 5.4: Ammoniak-Luftkonzentrationsmittelwerte der Monate (blau = Sandhof (1302), grün = Rothemühl (1303))

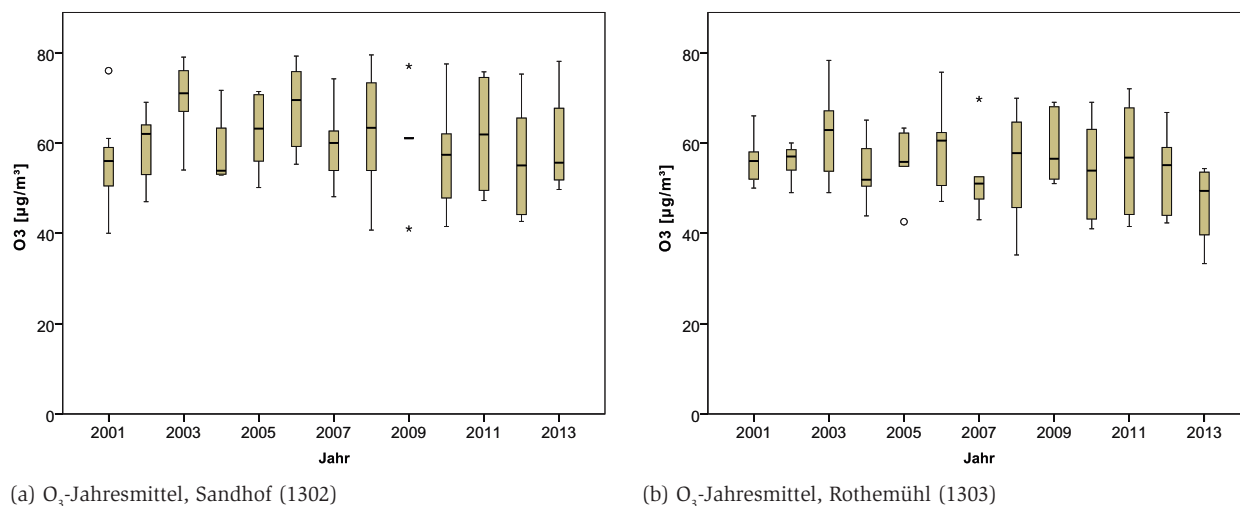


Abb. 5.5: Ozon-Luftkonzentrationsmittelwerte der Vegetationszeiten (April-September)

gen auf unsere Wälder möglich und in Teilen Deutschlands sowie Europas nachgewiesen. Höchste Ozonwerte werden aufgrund komplexer photochemischer Vorgänge gerade in den ländlichen Regionen vorgefunden. Der Überwachung des bodennahen Ozons und der Erfassung tatsächlich vorkommender Ozonschäden an Waldbäumen und -sträuchern kommt somit eine wichtige Forschungs- und Überwachungsaufgabe innerhalb des internationalen Forstlichen Umweltmonitorings zu, die dem vorsorgenden Schutz der Wälder dient.

Seit 2001 werden an den Wetterstationen der Level II-Flächen in Mecklen-

burg-Vorpommern Ozonmessungen (durch Passivsammler) vorgenommen, die Konzentrationsmittelwerte liefern. Ab 2010 wurde die Ozon-Messintensität an den Level II-Flächen durch kürzere Messzeiträume (von vier- auf zweiwöchige), Wiederholungsmessungen und zusätzliche Ozonschadaufnahmen weiter erhöht. Die nachfolgenden Auswertungen der Ozonmessungen wurden stets für die gleichen Zeiträume (Monatswerte) und nur für die Vegetationszeit (April bis September) vorgenommen. Hierzu wurden die zweiwöchigen Werte auf Monatswerte durch Mittelwertbildung umgerechnet.

Die Ozon-Daten der Level II-Messzeitreihe weisen überwiegend einen gleichbleibenden Level auf (Abb. 5.5). Nur in einzelnen Jahren, wie in 2003 und 2006 sind an beiden Flächen etwas höhere Mittel- und Maximalwerte erkennbar. Genau für diese Zeiträume wurden höchste durchschnittliche Lufttemperaturen verzeichnet, was den Konzentrationsanstieg des sekundär gebildeten Schadgases in diesen Jahren erklärt. Im Durchschnitt beträgt die Ozonkonzentration von 2001 bis 2013 60,58 µg m⁻³ in Sandhof und 55,07 µg m⁻³ in Rothemühl. Die kalkulierten Jahresmittel und die maximalen Monatsdurchschnittswerte verletzen den derzeit

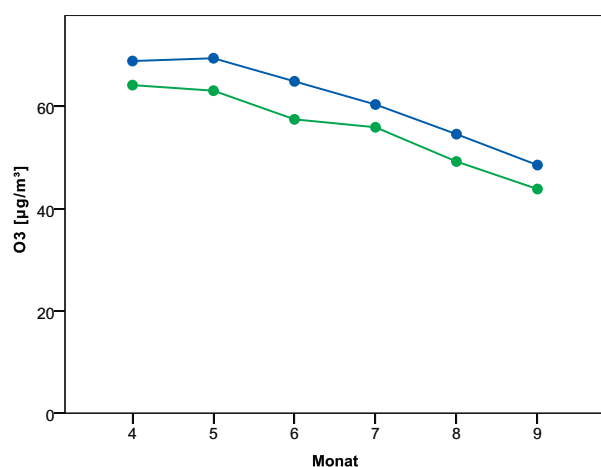


Abb. 5.6: Ozon-Luftkonzentrationsmittelwerte der Monate (blau = Sandhof (1302), grün = Rothemühl (1303))

angenommenen O_3 -Schadschwellenwert des AOT40-Bewertungskonzeptes von ca. $80 \mu g m^{-3}$ nie. Hierbei ist zu beachten, dass die Ozonkonzentration innerhalb kurzer Zeiträume (z. B. für Zwei-Wochen-, Tages- oder Stundenwerte) diese Schwelle teilweise deutlich überschreiten. Fast in allen Jahren liegen auf der Sandhofer Fläche durchschnittlich höhere Ozonwerte vor. Verantwortlich für diese geringfügigen Unterschiede könnte der an der Sandhofer Wettermessstation stärker ausgeprägte Freiflächencharakter sein.

Im Vergleich zum Bundesgebiet besitzen die Mittelwerte der Vegetationszeiten ein überwiegend mittleres Niveau. Deutlich höhere Ozonwerte werden in Süddeutschland und den deutschen Gebirgen gemessen, so dass die Bedeutung dieses Luftschadstoffes hier erheblich höher zu bewerten ist.

Die Graphen der mittleren monatlichen Ozonwerte innerhalb der Vegetationszeit (über alle Jahre) verlaufen recht gleichmäßig (Abb. 5.6). Im Mittel aller Jahre nehmen die Konzentrationen von Mai bis September an beiden Flächen ab. Dies erscheint zunächst ungewöhnlich, da man höchste Konzentrationen in den Sommermonaten erwartet. Bei der Betrachtung einzelner Jahre sind die

se Spitzen in Jahren mit hohen Sommertemperaturen feststellbar.

5.6 Ozon-Schadenserfassung an Pflanzen

An beiden Level II-Flächen werden seit 2010 jährlich Ozonschadaufnahmen nach einheitlicher ICP-Forests-Methodik an Waldbäumen oder -sträuchern durchgeführt. Diese finden entlang eines sonnenexponierten Waldrandes in der Nähe der Wetterstation (Freifläche) im LESS-Verfahren² statt. Bei einem unklaren Befund (Verdachtsfall eines Ozonschadens) werden Blattproben entnommen und deren Blattgewebe wird von Fachexperten mikroskopisch auf ozonbedingte Schäden eingehend untersucht. Bisher konnten im Rahmen dieser Level II-Erhebung keine Ozonschäden diagnostiziert werden. Offensichtlich reichen die bisher vorhandenen Ozonkonzentrationen nicht aus, um sichtbare Schäden zu verursachen. Hierbei muss allerdings berücksichtigt werden, dass im bisherigen Untersuchungszeitraum der Schadaufnahme keine ozonreichen Jahre, wie beispielsweise 2003 und 2006, vorkamen.

Auch ohne sichtbare Ozonschäden sind negative Ozonwirkungen möglich. In einer aktuellen Forschungsarbeit des Umweltbundesamtes (BENDER

et al., 2015) geht man gegenwärtig von einer deutlich reduzierten Biomassenproduktion für einige Baum- und Getreidearten aufgrund der berechneten phytotoxisch wirksamen Ozondosis (POD³) aus. Nach Meinung der Autoren sind mit diesem flussbezogenen Bewertungsansatz zur Zeit die sichersten Ozonrisikoprognosen möglich. Zukünftig sollten die an den Intensivmonitoringflächen gemessenen Ozonkonzentrationen nach dieser Methode bewertet werden, sofern für die entsprechende Baumart alle notwendigen Eingangsgrößen vorhanden sind und die Ergebnisse anhand von Feldexperimenten ausreichend verifiziert wurden.

Der prognostizierte Klimawandel und ein möglicherweise steigender Ferntransport von Ozon könnte zukünftig die bodennahen Ozonwerte und ozonbedingten Schäden in Deutschland weiter ansteigen lassen. Die Messung von Ozonkonzentrationen und die Erfassung von Folgewirkungen auf unsere Wälder wird daher fortgeführt werden.

² Light Exposed Sampling Site

³ Phytotoxic Ozone Dose

6 Deposition

6.1 Messsysteme und Analytik

Die Deposition wird an den Level II-Flächen im Bestand (Bestandesniederschlag) sowie auf der jeweils zugehörigen Freifläche (Freilandniederschlag) mittels Bulksammlern erfasst. Seit der Flächeneinrichtung wird hierfür der Sammlertyp „Münden 100“ mit einer Eintrittsöffnung von 100 cm² verwendet. Die Anzahl der verwendeten Sammler wurde über die Jahre an die veränderten ICP-Vorschriften angepasst (Tab. 6.1), um die Fehlerhöhe bei der Erfassung der Bestandesdeposition zu verringern. Die Depositionssammler der Bestände sind auf der gesamten Messfläche systematisch, in mehreren Reihen angeordnet, während diese auf den Freiflächen einreihig installiert wurden.

Auf der mit Buchen bestockten Fläche 1302 wird mittels Stammabflussmessern (an 8 Bäumen) zusätzlich die Deposition im Stammabfluss erfasst, da diese bei Laubhölzern einen erheblichen Beitrag zur Gesamtdeposition leistet.

Um die Datenqualität der Depositionsmessung zu verbessern, wurde im April 2012 die Probenahme- und Analysemethodik stark verändert. Bis zu diesem Zeitpunkt wurde im 14-tägigen Turnus jeweils eine Mischprobe je Plot und Flächenart (Freifläche oder Bestand) gebildet und im Labor der LUFA Rostock analysiert. Nur nach Sichtprüfung offensichtlich kontaminierte Proben wurden verworfen.

Nach neuer Methodik werden im 14-tägigen Turnus je Plot und Flächenart jeweils 3 Parallelproben gebildet, welche nach der Tiefkühlung und Mischung mit der Folgeprobe als Monatsprobe chemisch analysiert werden. Einzig die pH-Werte werden 14-tägig an einer Teilmenge der Parallelproben gemessen. Mit dem neuen Probenahmedesign war es nun möglich, die Ergebnisse von analytisch verifizierten kontaminierten Proben aufgrund der Parallelbeprobung zu verwerfen. Ferner wurden mit den Analyseergebnissen seither die Ergebnisse der Qualitätstests (KÖNIG et al., 2010) mitgeliefert. Das durch die Landesforst Mecklenburg-Vorpommern beauftragte Labor nimmt regelmäßig erfolgreich an den geforderten Ringtests für die Depositionsanalyse teil. Die im Rahmen von Level II getätigte Depositionsmessung in Mecklenburg-Vorpommern entspricht daher grundsätzlich der aktuellen ICP-Anleitung nach CLARKE et al. (2010).

6.2 Datenprüfung

Die einzelnen Ergebnisse der Wasseranalysen wurden entsprechend der von KÖNIG et al. (2010) vorgeschlagenen Qualitätskriterien geprüft: Ionenbilanz, Leitfähigkeit, Na/Cl-Verhältnis, Stickstoffbilanz, Linearitätstest und Phosphatkonzentration. Die Auswertungen zu den einzelnen Kennwerten werden im Folgenden kurz beschrieben.

Bei der Berechnung der Ionenbilanz wurde für Proben des Stammab-

flusses und Bestandesniederschlags der Beitrag schwacher organischer Säuren anhand der Menge gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) entsprechend KÖNIG et al. (2010, S. 17), MOSELLO et al. (2008, S. 9) geschätzt. Für den Zeitraum vor 1999 sowie die Jahre 2008 und 2009 konnte die Ionenbilanz zur Beurteilung der Bestandesniederschläge und Stammabflüsse leider nicht herangezogen werden, da DOC erst ab 1999 in das Analysenprogramm aufgenommen wurde. Die Konzentration von Hydrogencarbonat-Ionen wurde für den auftretenden pH-Bereich vereinfachend der gemessenen Alkalinität gleichgesetzt.

Für die Stickstoffbilanz wurde, ausgehend von den Bestimmungsgrenzen für Gesamtstickstoff, Ammoniumstickstoff und Nitratstickstoff ein Schwellenwert von -0,15 mg/l verwendet, ab dessen Unterschreiten von einer fehlerbehafteten Analyse ausgegangen wurde.

Während kleinere Kontaminationen durch Vogelexkremente bei der Probenentnahme visuell nicht immer erkannt werden können, lassen sich entsprechend verunreinigte Proben prinzipiell anhand hoher PO₄-Konzentrationen detektieren (DÄMMGEN et al., 2005, S. 543). Als Schwellenwert für die Verunreinigung durch Vogelkot wurde eine PO₄-P-Konzentration von 0,25 mg/l verwendet (KÖNIG et al., 2010). Im Zeitraum 2008...2011 war Phosphat zeitweilig kein Bestandteil des Analysenprogramms, sodass für diese Jahre der Test nicht durchgeführt werden konnte.

Für den Test auf Linearität zwischen gemessener (um den Beitrag der H-Ionen korrigierter) Leitfähigkeit und den gemessenen Anionen- und Kationenkonzentrationen wurde eine einfache lineare Regression für alle vorliegenden Analysen berechnet. Die Analysen wurden akzeptiert, solange der Betrag der standardisierten

Tab. 6. 1.: Anzahl der auf den Level II-Flächen installierten Depositionssammler

Fläche	Zeitraum	Freifläche	Bestand
1302	31.01.1996 ... 09.02.2011	5	15
1302	09.02.2011 ... 24.01.2012	5	25
1302	24.01.2012 ... heute	6	24
1303	31.01.1996 ... 15.02.2011	5	15
1303	15.02.2011 ... 29.02.2012	5	20
1303	29.02.2011 ... heute	6	21

Tab. 6. 2.: Jährliche prozentuale Anteile an Wasseranalysen, welche die jeweils prüfbaren Qualitätskriterien nach KÖNIG et al. (2010) erfüllen

Sandhof (1302)																	
Freilandniederschlag									Bestandesniederschlag								
Jahr	PD	CD	Na	ON	L _K	L _A	PO ₄	∩	Jahr	PD	CD	Na	ON	L _K	L _A	PO ₄	∩
1996	13	13	86	95	100	93	95	32	1996		5	88	100	100		58	8
1997	11	42	95	100	100	95	77	0	1997		38	86	100	95		50	23
1998	39	30	88	100	96	96	84	20	1998		58	92	100	100		62	46
1999	17	29	84	100	100	92	88	4	1999	38	38	88	100	100	85	54	8
2000	24	43	74	100	100	100	87	4	2000	22	39	74	96	91	83	52	9
2001	33	33	88	100	100	100	96	20	2001	46	27	73	100	96	96	65	12
2002	38	33	82	100	100	100	100	23	2002	41	50	91	100	96	95	70	22
2003	35	30	77	100	100	100	95	18	2003	38	33	83	92	96	100	71	13
2004	36	59	67	100	100	100	100	21	2004	48	48	75	100	96	90	71	25
2005	36	36	79	92	100	100	96	29	2005	36	50	92	100	100	100	72	36
2006	21	37	79	100	100	100	92	17	2006	25	50	92	100	80	94	60	28
2007	29	53	59	100	95	100	86	23	2007	45	30	91	100	100	100	73	23
2008	30	40	54	100	96	100		21	2008		55	88	100	100			54
2009	18	55	96	100	100	100		13	2009		61	84	100	100			56
2010	19	57	68	100	96	100		16	2010	29	71	84	100	100	100		12
2011	13	56	74	100	100	100		16	2011	22	67	85	100	100	100		15
2012	60	44	100	100	100	100	92	24	2012	64	48	100	100	100	100	84	24
2013	84	76	92	100	100	100	88	52	2013	84	84	92	100	100	100	92	68
Ges.	32	43	80	99	99	99	91	20	Ges.	43	47	87	99	97	97	67	27

Rothenmühl (1303)																	
Freilandniederschlag									Bestandesniederschlag								
Jahr	PD	CD	Na	ON	L _K	L _A	PO ₄	∩	Jahr	PD	CD	Na	ON	L _K	L _A	PO ₄	∩
1996	14	21	64	100	95	86	77	14	1996		14	92	100	100		91	17
1997	25	50	87	100	100	95	83	13	1997		18	100	100	95		91	18
1998	33	46	76	100	100	100	76	4	1998		50	96	100	100		88	44
1999	28	36	88	100	96	92	80	8	1999	20	36	92	100	100	88	85	8
2000	11	21	72	100	100	100	100	20	2000	26	48	88	100	96	96	96	16
2001	56	60	72	100	100	96	80	20	2001	48	64	96	96	96	96	92	28
2002	21	42	65	95	100	100	90	0	2002	22	50	90	95	100	100	95	15
2003	30	35	65	100	100	100	91	9	2003	47	58	96	100	96	95	87	30
2004	33	33	48	90	100	100	100	13	2004	21	58	87	100	100	95	100	30
2005	47	47	61	100	100	94	91	30	2005	36	36	96	100	100	100	96	52
2006	47	47	78	100	100	100	87	26	2006	8	46	87	100	96	92	100	35
2007	39	28	52	100	100	100	100	9	2007	29	10	96	100	100	95	100	9
2008	30	25	70	100	100	100		4	2008		47	100	100	100			57
2009	44	31	87	100	100	100		30	2009		70	100	100	100			76
2010	9	64	76	100	100	100		12	2010	27	64	92	100	96	100		23
2011	20	40	65	94	100	100		15	2011	29	71	91	100	100	94		32
2012	76	68	92	100	100	100	92	50	2012	64	60	100	100	96	88	100	52
2013	100	84	76	100	100	100	100	72	2013	80	84	100	100	100	100	100	68
Ges.	39	45	72	99	100	100	89	20	Ges.	37	50	94	100	98	98	94	34

PD = Ionenbilanz-Test, CD = Leitfähigkeitstest, Na = Na/Cl-Test, ON = Stickstoffbilanz-Test, L... = Linearitätstest für Anionen und Kationen, PO₄ = PO₄-Test, ∩ = alle Kriterien erfüllt

Residuen ≤ 3 (d.h. der dreifachen Standardabweichung) war. Analog zur Ionenbilanz konnte dieser Test für einige Jahre aufgrund fehlender DOC-Analysen für die Anionen nicht durchgeführt werden.

Die Ergebnisse der einzelnen Tests sind getrennt nach Untersuchungsflächen und Flüssen für jährliche Messperioden in den Tabellen 6.2 und 6.3 dargestellt. Die dargestellten relativen Häufigkeiten beziehen sich jeweils auf die Anzahl mit dem jeweiligen Test prüfbarer Proben, welche insbesondere in Abhängigkeit von vorliegenden Messwerten zu Alkalinität, Phosphatkonzentration und DOC-Gehalt zwischen den Jahren und Tests variieren. Der Anteil an Proben, welche alle Qualitätskriterien erfüllen (letzte Spalte), bezieht sich nur auf die in Abhängigkeit von der Datengrundlage durchführbaren Tests. Somit ist es möglich, dass diese Schnittmenge vereinzelt größer ist, als der kleinste Anteil eines einzelnen Kriteriums.

Anhand der Tabellen 6.2 und 6.3 wird zunächst deutlich, dass nie von allen Proben eines Jahres alle Kriterien erfüllt werden. Die Problematik „unzureichender“ Analysenqualität stellt somit, wie auch von anderen Autoren berichtet (DE VRIES et al., 2001, 2007) den Normalfall dar. Insgesamt ist die Ionenbilanz das am häufigsten nicht erfüllte Qualitätskriterium, welches auch bei bundesweiten Auswertungen (GEHRMANN et al., 2001, S. 26) nur selten erfüllt wurde. Mit einer vergleichbaren Häufigkeit stimmen die berechneten Leitfähigkeiten nicht im zulässigen Toleranzbereich mit den gemessenen Leitfähigkeiten überein. Die Kontamination von Proben durch Vogelexkrementen scheint in der Vergangenheit vor allem an der Bestandesfläche in Sandhof von größerer Bedeutung zu sein, während überhöhte Phosphatkonzentrationen an der zugehörigen Freifläche sowie an den Flächen in Rothemühl eher selten auftreten. Zumindest auf den Freiflächen kommt dem Na^+/Cl^- -

Quotienten eine gewisse Bedeutung als Indikator für fehlerbehaftete Analysen zu. Auf den Bestandesflächen tritt er wie die Stickstoffbilanz und der Linearitätstest nur sehr selten als Ausschlusskriterium hervor.

Zeitliche Trends in der Erfüllung der Qualitätskriterien lassen sich vorrangig für die Ionenbilanz erkennen, welche in den letzten Jahren deutlich häufiger ausgeglichen war, als in den davor liegenden Messperioden. Etwas abgeschwächt gilt dies auch für den Vergleich zwischen gemessenen und berechneten Leitfähigkeiten. Bei allen anderen Tests, welche allerdings ohnehin deutlich seltener zum Ausschluss von Analysen führten, lassen sich keine vergleichbaren Trends beobachten.

Die deutlichen Verbesserungen in der Analysenqualität lassen sich mit ho-

her Wahrscheinlichkeit auf die seitdem simultan durchgeführte Qualitätskontrolle im Labor sowie die von einem zwei- auf einen vierwöchigen Modus verlängerten Messintervalle zurückführen. Nicht zuletzt kann auch die seitdem größere Anzahl parallel analysierter Proben, welche beispielsweise im Fall von Kontaminationen herangezogen werden können, zur Steigerung beigetragen haben.

Hervorzuheben ist, dass insbesondere bei den Flüssen Bestandesniederschlag und Stammabfluss auch in den Jahren seit 2012 die Ionenbilanz sowie der Leitfähigkeitstest trotz durchgeführter Wiederholungsanalysen nicht von allen Proben erfüllt werden. Dies könnte darauf hindeuten, dass auch bei den Analysen früherer Messperioden in vielen Fällen nicht unbedingt Analysenfehler für

Tab. 6.3.: Jährliche prozentuale Anteile an Wasseranalysen des Stammabflusses, welche die Qualitätskriterien nach KÖNIG et al. (2010) erfüllen

Sandhof (1302)								
Stammabfluss								
Jahr	PD	CD	Na	ON	L _K	L _A	PO ₄	∩
1996		29	69	100	100		88	31
1997		41	86	100	91		64	18
1998		36	88	100	100		88	29
1999	9	43	91	100	100	96	87	0
2000	21	87	90	100	95	100	71	24
2001	35	75	87	95	96	100	87	17
2002	29	52	86	100	100	95	90	29
2003	63	63	87	100	100	100	83	48
2004	38	52	82	100	91	100	82	18
2005	53	47	91	100	95	93	86	36
2006	42	75	86	100	86	100	81	32
2007	43	43	77	100	100	95	91	23
2008		59	86	100	100			59
2009		71	83	100	100			57
2010	28	83	77	100	95	100		18
2011	13	63	74	100	94	94		5
2012	52	48	82	100	95	95	100	14
2013	59	73	82	100	95	95	95	27
Ges.	37	57	84	100	96	96	85	27

PD = Ionenbilanz-Test, CD = Leitfähigkeitstest, Na = Na/Cl-Test, ON = Stickstoffbilanz-Test, L... = Linearitätstest für Anionen und Kationen, PO₄ = PO₄-Test, ∩ = alle Qualitätskriterien erfüllt

die oft nicht ausreichend ausgeglichenen Ionenbilanzen verantwortlich sind. Vielmehr könnten oft die schwierig zu schätzenden Anteile schwacher organischer Säuren für die nicht ausreichend ausgeglichenen Ionenbilanzen verantwortlich sein.

6.3 Ersatz von Fehlwerten

Der Ersatz von Fehlwerten war für alle Perioden notwendig, in denen die Proben aufgrund von Kontamination oder Beschädigung verloren gegangen waren. Für den Zeitraum vor 2012 wurden auch Proben, welche die geforderten Qualitätskriterien nicht erfüllten, wie fehlende Werte gehandhabt (DÄMMGEN et al., 2005, S. 545). Seit 2012 wurden die aufgeführten Tests zur Validierung der Analysenergebnisse bereits im Labor durchgeführt. Bei Verletzungen der Qualitätskriterien sind die Analysenergebnisse seitdem durch entsprechende Wiederholungsanalysen bestätigt. Das Verwerfen von Messwerten aus dem Zeitraum vor 2012 wurde in Anlehnung an die tolerierbare Anzahl fehlender Werte nach CLARKE et al. (2010, S. 30) jedoch auf maximal vier zweiwöchige Werte je Jahr beschränkt. In Jahren, in denen mehr als vier Analysen die Qualitätskriterien nicht erfüllten, wurden dann jene Proben verworfen, welche die in Summe höchste prozentuale Grenzwertüberschreitung aller Test aufwiesen. Durch dieses Vorgehen sollten die verwendeten Daten zum einen von potentiell fehlerbehafteten Extremwerten bereinigt werden, zum anderen sollten trotzdem noch ausreichend viele Messwerte für die Einschätzung der jährlichen Depositionsraten erhalten bleiben.

Für die Handhabung von Datenlücken in Depositionsmessreihen werden in der Literatur verschiedene Vorgehensweisen vorgeschlagen. So schlagen DÄMMGEN et al. (2005, S. 545) beim Vorliegen von Datenlücken für die Ermittlung von Jahreswerten vor, die mittlere Depositionsrate

anhand des vorliegenden Messzeitraums auf das gesamte Jahr zu skalieren, da die Berechnung der Fehlwerte anhand mittlerer Konzentrationen und gemessener Niederschlagsmengen nach ihren Beobachtungen zu schlechteren Ergebnissen führt. Weitere von DÄMMGEN et al. (2005) beschriebene Möglichkeiten, wie die Verwendung von Messwerten aus dem vorausgegangenen Jahr oder die Übernahme von Messwerten einer nahe gelegenen weiteren Messstelle erschienen für die Anwendung an den mecklenburgischen Level II-Flächen nicht anwendbar. Abweichend von DÄMMGEN et al. (2005) schlagen CLARKE et al. (2010) explizit die Berücksichtigung der realen Niederschlagsmengen und eine Berechnung der jährlichen Depositionsrates als Produkt aus dem Mittelwert aller vorliegenden Konzentrationen und der gemessenen jährlichen Niederschlagsmenge vor. Die an den mecklenburg-vorpommerschen Level II-Flächen beobachteten Depositionsraten lassen innerhalb der einzelnen (zwei- bzw. vierwöchigen) Messperioden in der Regel eine deutliche Abhängigkeit zur beobachteten Niederschlagsmenge erkennen. Dagegen sind Verdünnungseffekte bei hohen Niederschlägen, wie sie beispielsweise ANDERSON & DOWNING (2006, S. 369) beobachteten, weniger deutlich ausgeprägt. Somit wurde für den Ersatz der Fehlwerte dem von CLARKE et al. (2010) beschriebenen Vorgehen der Vorzug gegeben.

6.4 Kronenraumbilanzen zur Berechnung der Gesamtd deposition

Für viele mit dem Niederschlag und in Form von Partikeln und Gasen eingetragene Stoffe lässt sich der reale Eintrag in die Waldbestände nicht unmittelbar anhand der gemessenen Ionenflüsse im Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag und Stammabfluss ableiten. So wird der gesamte Eintrag aufgrund der auskämmenden Wirkung der Bestände für Partikel und Gase anhand des Freilandnie-

derschlags in der Regel unterschätzt. Zusätzlich können die im Bestandesniederschlag und Stammabfluss ermittelten Mengen im Vergleich zur Gesamtd deposition für viele Elemente dagegen sowohl durch Anreicherung im Kronenraum (Auswaschung von Elementen aus Blättern und Nadeln) erhöht, als auch aufgrund der Aufnahme von Elementen durch Blätter und Nadeln abgereichert sein. Konventionell spricht man dann von positiver Kronenraumbilanz (canopy leaching) beziehungsweise negativer Kronenraumbilanz (canopy uptake).

Zur Ermittlung der realen Deposition aus den gemessenen Flüssen in Freiland und Bestand wurden verschiedene Modelle entwickelt, welche sich vor allem in den erforderlichen Eingangsdaten (Messkonzepten, Sammlertypen, ...), den Annahmen zu Eintragungspfad der einzelnen Stoffe und deren Beteiligung an Austauschprozessen im Kronenraum unterscheiden. Über prinzipiell für Level II-Daten verwendbare Modelle gibt DRAAIJERS (2010) einen Überblick. Für Depositionssituationen mit höheren Stickstoffeinträgen ($> 1 \text{ kmol}_\text{c}$) wie sie an den beiden mecklenburg-vorpommerschen Level II-Flächen vorliegen, empfiehlt DRAAIJERS (2010) den Einsatz der auf ULRICH (1983) zurückgehenden „Kronenraumbilanzen / Filter-Ansätze“. Diese Modelle verwenden in der Regel Natrium, für welches keine Austauschprozesse im Kronenraum unterstellt werden, als Indikatorelement für den Umfang der Auskämmung von Partikeln und Gasen durch die Bestände. Die verschiedenen Varianten und Weiterentwicklungen dieser Modellgruppe unterscheiden sich im Wesentlichen nur in den betrachteten Verbindungen und Depositionspfaden sowie den Annahmen zu Austauschprozessen von Stickstoffverbindungen und Protonen. Ferner werden teilweise neben Natrium auch unterschiedliche Ionen als Indikator verwendet (z. B. Cl^- , SO_4^{2-}). Die verschiedenen Varianten dieser Modelle werden von

STAELENS et al. (2008) ausführlich dargestellt und die jeweils getroffenen Modellannahmen kritisch diskutiert. Demnach kann Natrium prinzipiell als am besten geeignetes Indikatorelement angesehen werden, insbesondere weil es wahrscheinlich nicht an Austauschprozessen im Kronenraum beteiligt ist und zugleich keine gasförmigen Eintragspfade aufweist. Die höchsten methodischen Unsicherheiten in den Modellen bestehen dagegen bei Protonen und Stickstoff. So sind die verschiedenen Annahmen und Ansätze zur Schätzung dieser Flüsse weiterhin Gegenstand aktueller Untersuchungen (z.B. ADRIAENSSENS et al., 2013; BEUDERT & BREIT, 2014) und führen zu teils signifikant unterschiedlichen Einschätzungen der Deposition.

Für die Berechnung der Kronenraumbilanzen an den mecklenburg-vorpommerschen Level II-Flächen wurde für die Ionen: Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Mn^{2+} , Al^{3+} , Fe^{2+} , SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- das Modell von ULRICH (1991) verwendet, während für die Ionen NH_4^+ und H^+ das in DRAAIJERS & ERISMAN (1995) wiedergegebene Modell von VAN DER MAAS & PAPE (1991) verwendet wurde.

Zur Schätzung der Flüsse schwacher Säuren im Freiland- und Bestandesniederschlag wurde die Differenz in der Ionenbilanz (ohne HCO_3^- und DOC-Korrektur) genutzt, wie sie auch von DRAAIJERS & ERISMAN (1995) vorgeschlagen wird. Dieses Vorgehen hat den großen Vorteil, dass der Gehalt schwacher Säuren für alle Messperioden einheitlich berechnet werden konnte. So lagen für die von DE VRIES et al. (2001, S. 147) empfohlene alternative Abschätzung der schwachen Säuren aus pH-Wert und DOC-Konzentration entsprechend der etablierten Gleichungen von Henry (HENRY, 1803) und Oliver (OLIVER et al., 1983) nicht für alle Jahre geeignete Daten vor. Die Schätzung der schwachen Säuren auf Grundlage der gemessenen Alkalinität und

des pH-Wertes wird dagegen von DE VRIES et al. (2001, S. 149) explizit nicht empfohlen, da sie mit vergleichsweise hohen Werten von den beiden anderen Verfahren abweicht. Die Ergebnisse der drei Ansätze zur Schätzung schwacher Säuren und die jeweiligen Auswirkungen auf die berechnete Interzeptionsdeposition von H^+ und NH_4^+ sind in den Tabellen A.1 und A.2 im Anhang gegenübergestellt. Als Nachteil bei der Verwendung der Ionenbilanz als Schätzer für den Gehalt schwacher Säuren müssen die tendenziell stets bestehenden Unsicherheiten bei der Bestimmung der einzelnen Ionen und der daraus resultierenden Fehler in der Ionenbilanz gesehen werden. Diese Probleme sind wahrscheinlich auch in den mecklenburg-vorpommerschen Level II-Daten die Ursache für teilweise unplausible Schätzung der schwachen Säuren (negative Konzentrationen). In Anlehnung an DE VRIES et al. (2001, S. 153) wurden negative Werte gleich null gesetzt.

Bei der Berechnung der Auswaschung schwacher Säuren aus dem Kronenraum ergaben sich teilweise negative Werte. Diese Aufnahme schwacher Säuren würde einer Abgabe von CO_2 aus dem Kronenraum entsprechen, obwohl diese Raten gemeinhin als eher gering angenommen werden (DE VRIES et al., 2001, S. 153). Neben den diskutierten Unsicherheiten bei der Messung der Ionenkonzentrationen könnte dies nach DE VRIES et al. (2001, S. 153) auch auf die vereinfachte Gleichsetzung von nasser und trockener Deposition im Modell zurückzuführen sein. Diese Problembereiche können auch als Ursache für die teils größeren Kronenraumbilanzen schwacher Säuren als die Summe der Kronenraumbilanzen von K^+ , Mg^{2+} und Ca^{2+} angesehen werden. Beim Auftreten beider Effekte wurde die berechnete Auswaschung schwacher Säuren für die weiteren Berechnungen jeweils auf null bzw. die Summe der drei basischen Kationen begrenzt.

Der Anteil nicht meeresbürtiger SO_4^{2-} , Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} und K^+ -Einträge wurde mittels Seesalzkorrektur errechnet. Diese wurde entsprechend WERNER & SPRINGER (1996) auf Grundlage der jeweiligen Konzentrationsverhältnisse von Natrium und den jeweiligen Ionen im Meerwasser und der beobachteten Natriumdeposition durchgeführt. Dabei wird unterstellt, dass meeresbürtige Einträge die alleinige Quelle der Natriumeinträge sind, wovon insbesondere in den relativ küstennah gelegenen Flächen Mecklenburg-Vorpommerns mit hoher Wahrscheinlichkeit ausgegangen werden kann.

Neben den jährlichen Depositionsraten wurden, um einen Eindruck von der jahreszeitlichen Variation des Depositionsgeschehens zu erhalten, die Kronenraumbilanzen auch für mittlere monatliche Depositionen über die gesamte Beobachtungsperiode berechnet. Dabei wurde angenommen, dass sich die einzelnen Flüsse analog zur Berechnung für Jahreswerte durch die hohe Anzahl von 18 Beobachtungsjahren ausgleichen. Für die Berechnung wurden, ausgehend von der Anzahl an Tagen einer Messperiode in den jeweiligen Monaten, die erfassten Stoffflüsse den monatlichen Raten zugeordnet.

6.5 Niveau und Entwicklung der Deposition

Protonen

Der zeitliche Verlauf, wie auch das absolute Niveau des Protoneneintrags stimmt an beiden Flächen weitgehend überein (Abb. 6.1). Zu Beginn der Messperiode zeigt sich ein leichtes Absinken der Einträge, welches sich gut in die anhand längerer Messreihen beschriebenen Abnahmen einordnet (EINERT & BARTH, 2001, S. 83; MARQUARDT et al., 1996, S. 370). Ab 2004 steigen die Protoneneinträge allerdings wieder auf ein mit den in 1980er und frühen 1990er Jahren vergleichba-

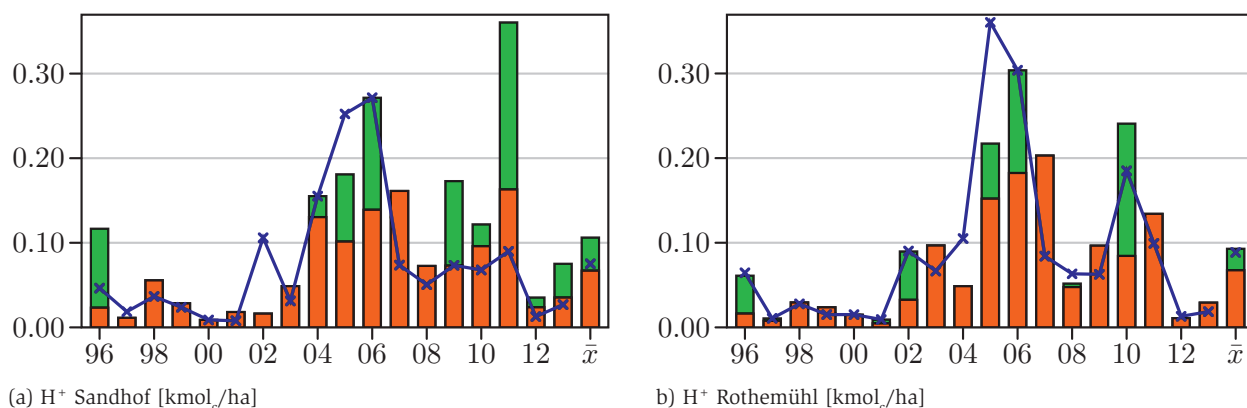


Abb. 6.1: Niederschlags- (■), Interzeptions- (■) und Bestandesdeposition (■) von Protonen

res Niveau an, und es zeigen sich wesentlich ausgeprägtere Schwankungen zwischen den einzelnen Jahren. Auffällig ist, dass in Jahren mit geringen Einträgen der Anteil der trockenen Deposition auf null zurückgeht. Die Kronenraumbilanz¹ ist an beiden Flächen in der Mehrzahl der Jahre negativ, wie es aufgrund der H⁺-Pufferung im Kronenraum für Protonen gewöhnlich zu erwarten ist (ULRICH, 1991, S. 207). Neben einzelnen Ausreißern sticht hier das Jahr 2005 hervor, in welchem sich an beiden Flächen deutlich positive Bilanzen zeigen.

Stickstoff

Über die gesamte Beobachtungsperiode gemittelt befinden sich die Einträge an anorganischem Stickstoff an beiden Flächen auf einem vergleichbaren Niveau (Abb. 6.2). Während in Sandhof Stickstoff überwiegend als Nitrat eingetragen wird, dominiert an der Fläche Rothemühl Ammonium. Sowohl für Nitrat- als auch für Ammoniumstickstoff lassen sich an beiden Flächen kaum zeitliche Trends feststellen. Dies deckt sich mit europäischen Trendanalysen von WALDNER et al. (2014), welche für die überwiegende Mehrzahl der ausgewerteten Standorte keine signifikanten Veränderungen in der Periode 2001...2010 feststellten. Im Vergleich zur Entwicklung der nationalen Emissionen (nationale Trendtabellen, UMWELTBUNDESAMT, 2015b) wäre zumindest für

Nitratstickstoff mit einem tendenziellen Rückgang zu rechnen. Gegebenenfalls deutet diese Diskrepanz auf die Bedeutung grenzüberschreitender Quellen für die Deposition von Nitrat hin, welches im Vergleich zudem mehr aus lokalen Quellen stammenden Ammonium länger in der Atmosphäre verbleibt und dort über weitere Strecken transportiert wird (vgl. BEYN et al., 2014, S. 7). Auch FOWLER et al. (2007, S. 45) beobachteten im Vergleich zur Reduktion der Emissionen nur gering rückläufige Nitratdepositionen, welche auf Unterschiede zwischen Quell- und Senkengebieten und die schnellere Oxidation in Verbindung mit der Bildung von Ozon zurückgeführt werden.

Der jahreszeitliche Verlauf der Ammoniumdeposition zeigt im langjährigen Mittel an beiden Flächen in den Sommermonaten deutlich erhöhte Eintragsraten. Dieser Verlauf entspricht der höheren Mineraldünger- und Gülleausbringung auf Äckern und Wiesen in den Sommermonaten, welche eine wesentliche Quelle für NH₄⁺ darstellt. Vergleichbare jahreszeitliche Entwicklungen wurden auch von ANDERSON & DOWNING (2006, S. 365) beobachtet und ebenfalls auf landwirtschaftliche Aktivitäten zurückgeführt. Während an der Fläche Rothemühl der Anteil der Interzeptionsdeposition in den Wintermonaten, wahrscheinlich aufgrund der vermehrten Fixierung von NH₃ auf den feuchten Akzeptoroberflächen bei

kühleren Temperaturen (vgl. PLASS-DÜLMER & FRICKE, 2007), zunimmt, ist die Interzeptionsdeposition an der Fläche Sandhof in den Wintermonaten bei fehlender Belaubung und insgesamt geringerer Bedeutung landwirtschaftlicher Einträge sehr gering. Die jahreszeitliche Variabilität der Nitratreinträge ist verhältnismäßig gering, da die anteilmäßig bedeutenden Einträge aus dem Straßenverkehr und der Schifffahrt kaum jahreszeitlichen Schwankungen unterliegen (UMWELTBUNDESAMT, 2015b). Tendenziell lassen sich an beiden Flächen leicht erhöhte Werte in den Sommer- und Wintermonaten beobachten, wobei in Sandhof der Anstieg in den Wintermonaten und in Rothemühl die Erhöhung der Einträge in den Sommermonaten deutlicher ausgeprägt ist. Dies deutet darauf hin, dass in Sandhof wahrscheinlich NO₃-Depositionen aus der im Winter gesteigerten Energieerzeugung eine größere Bedeutung besitzen. Dagegen könnten in den warmen Sommermonaten eventuell Lachgasemissionen aus landwirtschaftlichen Böden im Bereich der Fläche Rothemühl deutlicher ausgeprägt sein. Gegebenenfalls trägt an der Fläche Rothemühl auch der Sommerreiseverkehr nach Usedom, entlang der nahe gelegenen Bundesstraße 109, zu den erhöhten NO₃-Depositionen während der Sommermonate bei.

¹ Kronenraumbilanz = Bestandesdeposition - Gesamtdosition

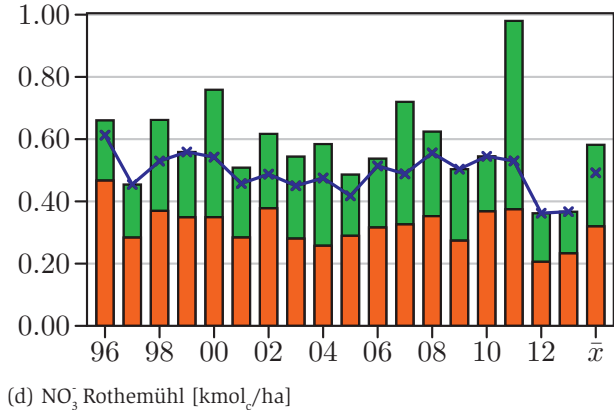
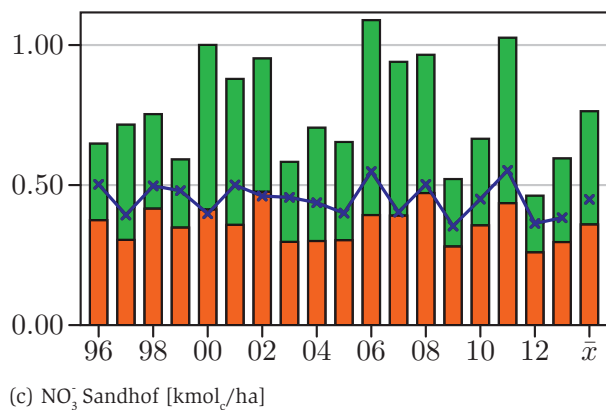
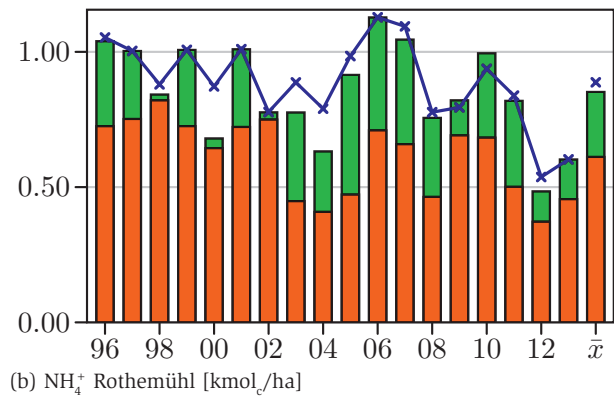
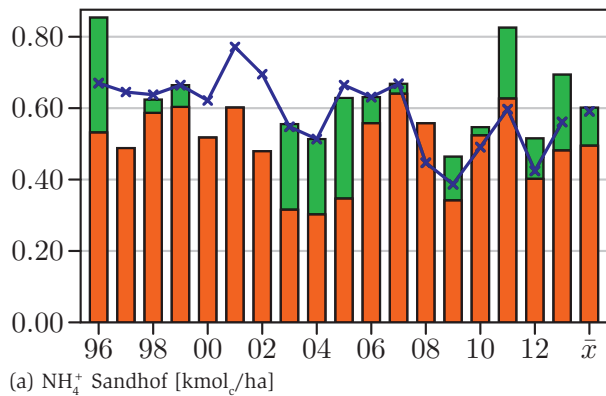


Abb. 6.2: Niederschlags- (■), Interzeptions- (■) und Bestandesdeposition (■) von NH_4^+ und NO_3^-

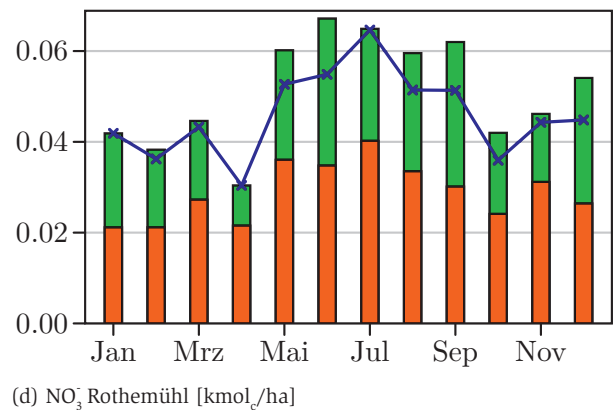
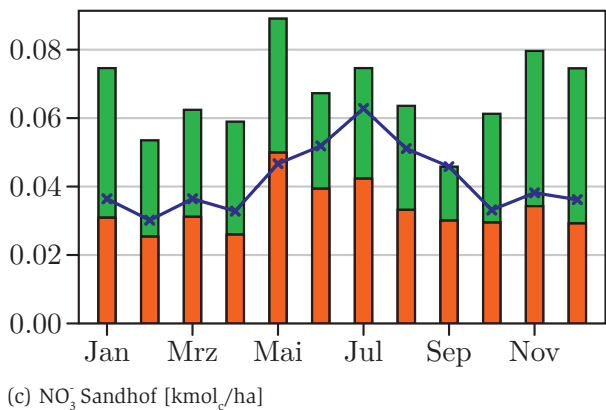
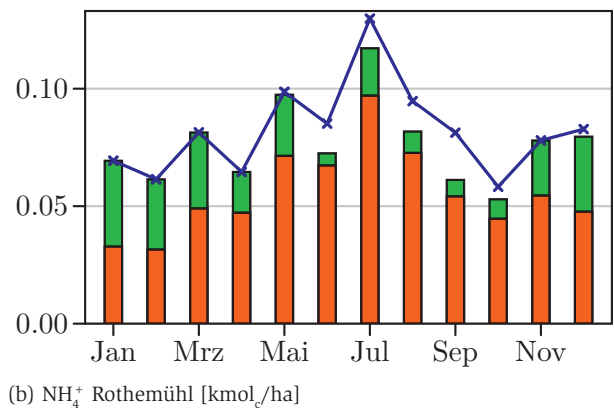
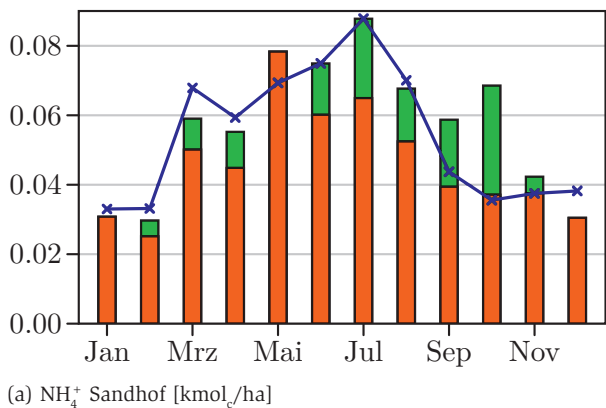


Abb. 6.3: Mittlere monatliche Niederschlags- (■), Interzeptions- (■) und Bestandesdeposition (■) von NH_4^+ und NO_3^-

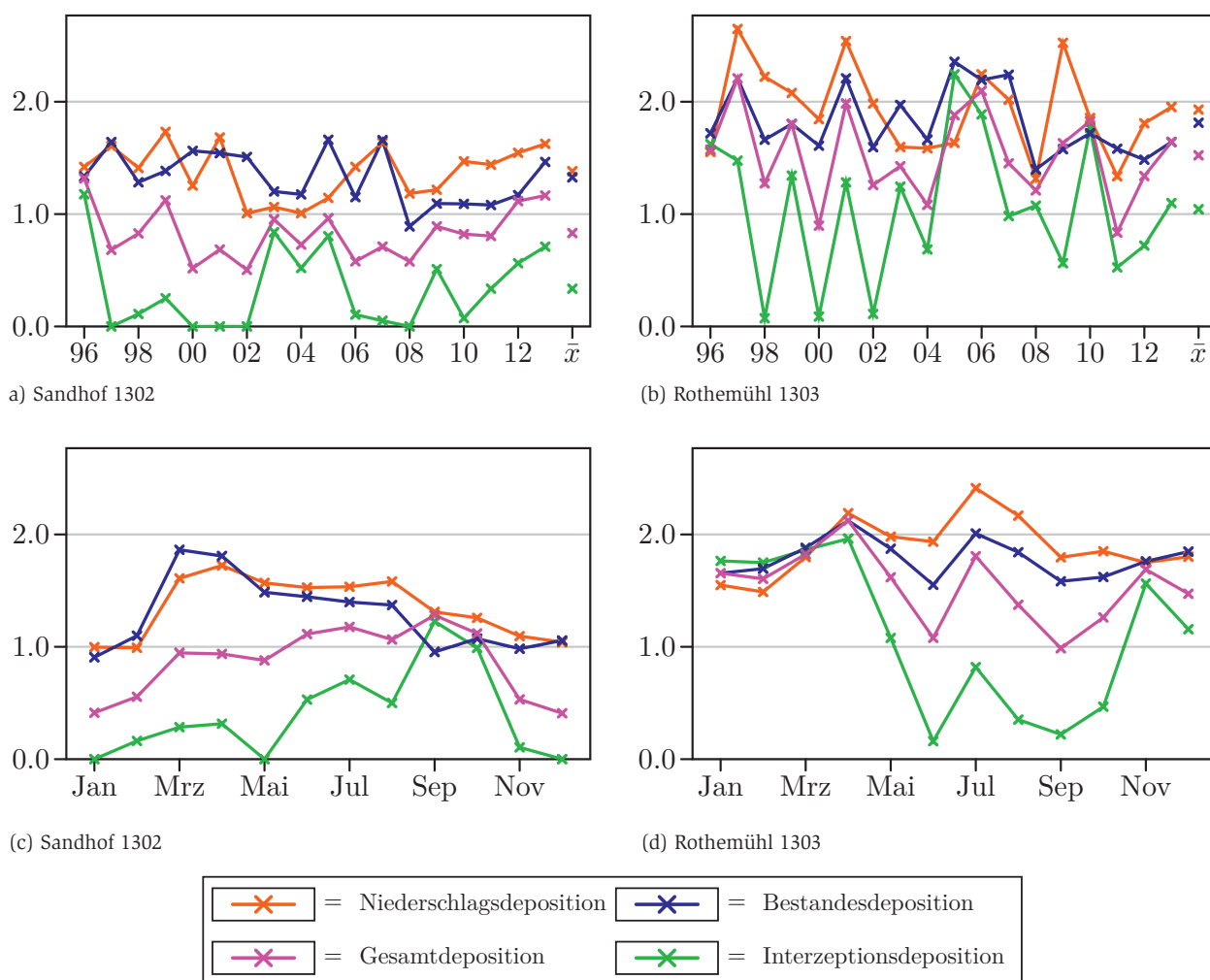


Abb. 6.4: Langjährige Entwicklung und mittlerer jahreszeitlicher Verlauf des molaren $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ -Quotienten an den Level II-Flächen 1302 und 1303

Während bei den von BUILTJES et al. (2011) modellierten Daten der Anteil der trockenen Ammoniumdeposition an der Gesamtdeposition überwiegt, zeigen sich an beiden Flächen genau umgekehrte Verhältnisse. Wahrscheinlich ist dies auf die Erfassung der Niederschlagsdeposition mit Bulksammlern auf den Freiflächen zu erklären, welche bereits einen Teil der trockenen Deposition mit erfassen. Eventuell könnte dies auch auf eine Tendenz zur Unterschätzung der Ammoniumdeposition auf Grundlage des verwendeten Kronenraummodells hindeuten und müsste dann im Zusammenhang mit den bestehenden methodischen Unsicherheiten bei

Stickstoff interpretiert werden (siehe Kap. 6.4). Das Niveau der gesamten Nitratreinträge liegt an der Fläche Sandhof leicht über den von BUILTJES et al. (2011) für Mecklenburg-Vorpommern modellierten Werten. Das Niveau der Ammoniumdeposition ist dagegen an der Fläche Sandhof leicht unter dem von BUILTJES et al. (2011) angegebenen Mittelwert von $0,83 \text{ kmol}_e$.

Ein sehr ähnliches Bild zeigt sich bei Einordnung der nassen Deposition in die seit den 1980er Jahren erfassten Zeitreihen von MARQUARDT & BRÜGGMANN (1995); MARQUARDT et al. (1996) für die Station Greifswald. So liegen

hier die Ammoniumdeposition der Station Rothemühl und die Nitratreinträge in Sandhof über den Mittelwerten der 1980er Jahre, während die anderen Werte im Mittel gut mit den von MARQUARDT et al. (1996) angegebenen Werten (NO_3^- um $0,25$, NH_4^+ um $0,40$) übereinstimmen.

Während an der Fläche Sandhof zumindest in einigen Jahren deutlich negative Kronenraumbilanzen für Ammonium auftreten, sind die Bilanzen an der Fläche Rothemühl stets ausgeglichen oder schwach positiv. Eine ähnliches Verhältnis zeigt sich bei den Kronenraumbilanzen für Nitrastickstoff, welche an der Fläche

Sandhof deutlich negativer ausgeprägt sind. Gegebenenfalls können diese Unterschiede bei sonst sehr ähnlichem Depositionsniveau auf den größeren Stickstoffbedarf der Buche gegenüber der mit Kiefern bestockten Fläche Rothemühl zurückgeführt werden. Im Vergleich zu den Modellannahmen von DRAAIJERS & ERISMAN (1995) ist die Kronenraumbilanz von Nitrat aufgrund der Verwendung des Ansatzes nach ULRICH (1991) nicht null. So gehen auch DE VRIES et al. (2001) davon aus, dass Nitrat an Austauschprozessen im Kronenraum beteiligt ist. Im Gegensatz zu den hier berechneten Werten nehmen sie jedoch an, dass Nitrat im Vergleich zu Ammonium deutlich weniger in die Krone aufgenommen wird (DE VRIES et al., 2001, S. 80). Die mit dem Ansatz nach ULRICH (1991) berechneten Anteile der Nass- und Trockendeposition von ca. 50 % zeigen eine sehr gute Übereinstimmung mit den von BUILTJES et al. (2011) auf Grundlage von Chemie-Transportmodellen modellierten Verhältnissen. Die hinsichtlich des Kronenraumaustausches von Nitrat getroffenen Annahmen werden somit unterstützt.

Zur Einschätzung der an den Flächen lokal dominierenden Stickstoffemittenten wurde der molare Quotient aus NH_4^+ - und NO_3^- -bürtigem Stickstoff berechnet (Abb. 6.4). Bezogen auf die Niederschlagsdeposition kann der $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ -Quotient nach ANDERSON & DOWNING (2006) als Indikator für den Einsatz ammoniumhaltiger Düngemittel interpretiert werden. Ausgehend von den gegenwärtig eingesetzten Stickstoffdüngern und dominierenden Nitratquellen lässt sich der Quotient verallgemeinert auch hinsichtlich der Anteile industrieller (einschließlich Verkehr) beziehungsweise landwirtschaftlicher Stickstoffquellen interpretieren (BEYN et al., 2014, S. 5). Dabei sind Quotienten <1 typisch für Gebiete mit hohen Einträgen aus der Industrie und Werte >4 typisch für Gebiete mit vorwiegend aus der

Landwirtschaft stammenden Stickstoffeinträgen (BEYN et al., 2014). Demnach dominieren an der Fläche Rothemühl landwirtschaftliche Stickstoffquellen, während in Sandhof beinahe vorrangig industriell geprägte Depositionsverhältnisse herrschen. Der höhere Anteil von Ammonium an der Fläche Rothemühl ist wahrscheinlich auch im Zusammenhang mit der räumlichen Nähe zur Rindermastanlage Ferdinandshof und weiteren Viehhaltungsbetrieben zu sehen, in deren Umfeld bereits von EINERT & REICHELT (1998) erhöhte Ammoniumeinträge im Vergleich zu wenig belasteten Gebieten beobachtet wurden. Ein langjähriger Trend zur Verschiebung von landwirtschaftlichen und industriellen Stickstoffquellen lässt sich an keiner der beiden Stationen erkennen. Dagegen beobachteten BEYN et al. (2014, S. 6) aufgrund des Rückgangs von NO_3^- -Einträgen an drei deutschen Stationen einen Trend zu mehr landwirtschaftlichen Quellen. Allerdings war das Depositionsgeschehen an den beiden mecklenburg-vorpommerschen Stationen mit Quotienten von ca. 1,4 bzw. 2,0 schon zu Beginn der Periode entsprechend landwirtschaftlich dominiert. Vergleichbar hohe Quotienten (1,31...1,57) werden an den von BEYN et al. (2014) ausgewerteten Stationen erst gegen Ende der Periode erreicht.

Der jahreszeitliche Verlauf der $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ -Quotienten zeichnet im Wesentlichen die für Ammonium und Nitrat beschriebenen Einflüsse nach. So zeigen sich analog zu den Beobachtungen von BEYN et al. (2014, S. 5) an beiden Flächen mit zunehmenden landwirtschaftlichen Einträgen im Sommer höhere Quotienten, während in den Wintermonaten bei größeren Einträgen aus der Energieerzeugung kleinere Quotienten beobachtet werden können.

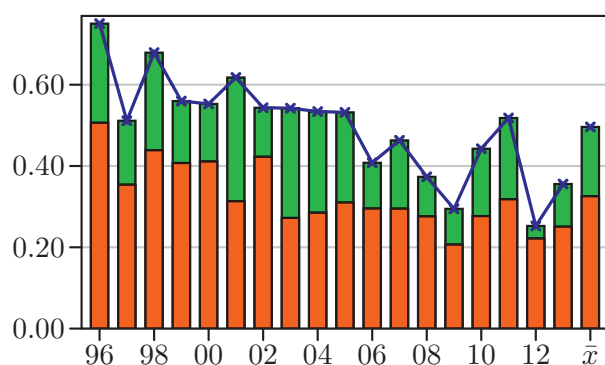
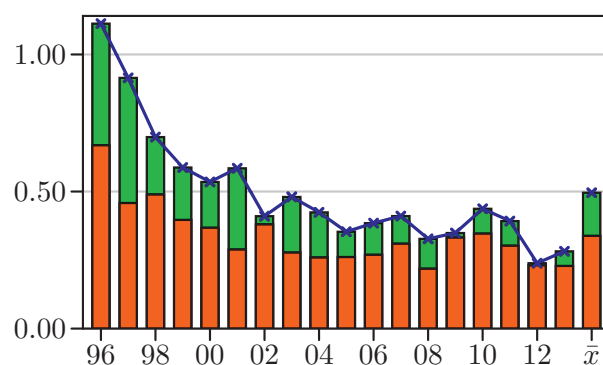
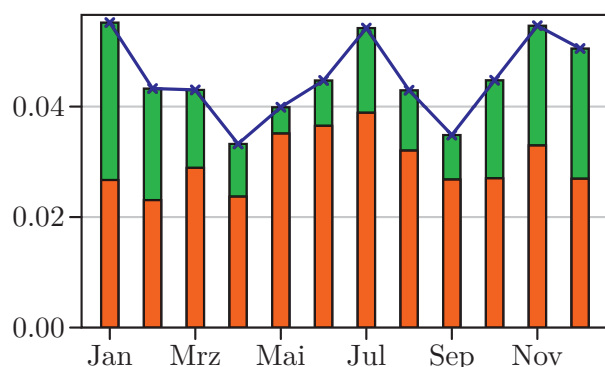
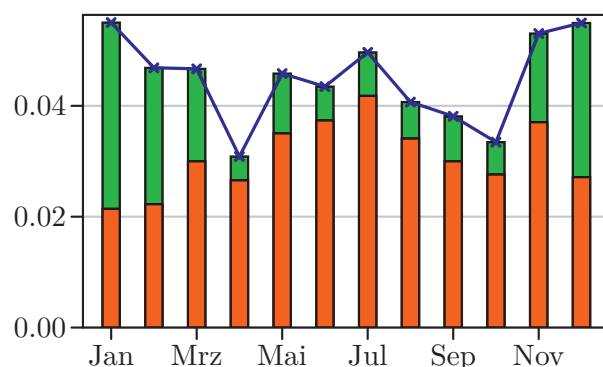
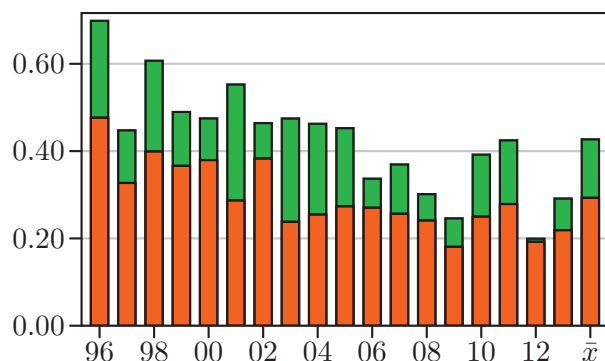
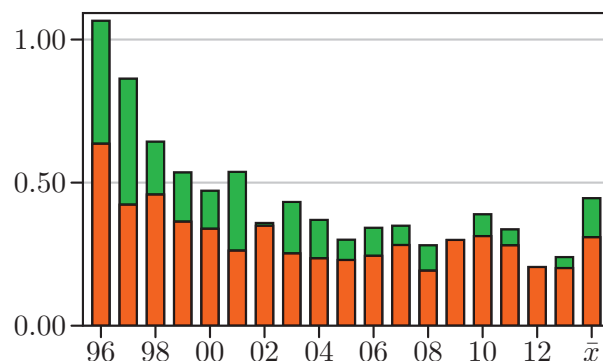
Die sich auf Grundlage der Trockendeposition ergebenden Quotienten sind insgesamt schwierig zu interpretieren (BEYN et al., 2014). Die oft sehr

geringen Quotienten in einzelnen Jahren sind im Zusammenhang mit dem häufigen Fehlen von als Partikel eingetragenen Ammonium und den oben beschriebenen methodischen Problemen bei der Bestimmung der Ammonium- und Protonenflüsse zu sehen. Etwas abgeschwächt gilt dies auch für die anhand der Gesamtdeposition berechneten Quotienten. Der jahreszeitliche Verlauf der anhand der Trockendeposition berechneten Quotienten lässt sich wahrscheinlich wieder im Zusammenhang mit der vermehrten Fixierung von NH_3 auf den feuchten Akzeptoroberflächen bei kühleren Temperaturen und der fehlenden Belaubung an der Fläche Sandhof in der Wintermonaten interpretieren (vgl. BEYN et al., 2014, S. 5).

Schwefel

In der Zeit von 1996 bis zur Mitte der 2000er Jahre sind die Sulfatdepositionen an beiden Stationen zurückgegangen (Abb. 6.5). Besonders deutlich ausgeprägt ist dieser Trend an der östlicher gelegenen Fläche Rothemühl, an welcher zu Beginn der Messperiode noch deutlich höhere Einträge zu verzeichnen waren. Seitdem befinden sich die Sulfateinträge auf einem relativ konstanten und an beiden Flächen vergleichbar hohem Niveau. Ebenso ist der um den Seesalzanteil korrigierte Sulfateintrag an beiden Flächen nahezu auf dem gleichen Niveau wie die nicht korrigierten Einträge. Da Seesalz die dominierende natürliche Quelle für Sulfat darstellt (z.B. JANSSEN-SCHMIDT et al., 1981, S. 20), scheint der überwiegende Anteil der beobachteten Depositionen somit anthropogenen Quellen zu entstammen.

Im Jahresverlauf zeigen sich an beiden Flächen zweigipfelige Verläufe mit den höchsten Einträgen im Winter und ebenfalls erhöhten Werten im Sommer, während in den Frühjahrs- und Herbstmonaten deutlich geringere Depositionen beobachtet werden. Die erwartungsgemäß besonders ho-

(a) SO_4^{2-} Sandhof [kmol_c/ha](b) SO_4^{2-} Rothemühl [kmol_c/ha](c) SO_4^{2-} Sandhof [kmol_c/ha](d) SO_4^{2-} Rothemühl [kmol_c/ha](e) SO_4^{2-} seesalzkorrigiert Sandhof [kmol_c/ha](f) SO_4^{2-} seesalzkorrigiert Rothemühl [kmol_c/ha]Abb. 6.5: Niederschlags- (■), Interzeptions- (■) und Bestandesdeposition (■) von SO_4^{2-}

hen Einträge in den Wintermonaten, welche an der Fläche Rothemühl etwas deutlicher ausgeprägt sind, lassen sich auf die im Winter allgemein höheren Emissionen aus der Beheizung von Gebäuden und Energieerzeugung zurückführen. Ferner ist in den Wintermonaten von einer leichten Erhöhung der natürlichen meer-

salzbürtigen Einträge auszugehen (vgl. Kap. 6.5, Natrium). Die erhöhten Einträge in den Sommermonaten lassen sich nur unzureichend auf die Emissionen zurückführen, welche im Sommer ggf. durch die Ausbringung sulfathaltiger Stickstoffdünger in der Landwirtschaft erhöht werden können. Wahrscheinlich ist die Zunahme

der Sulfateinträge in den Sommermonaten im Zusammenhang mit der vermehrten Bildung von Ammoniumsulfat bei höheren Temperaturen zu sehen, während bei niedrigeren Temperaturen vermehrt Ammoniumnitrat gebildet wird (PLASS-DÜLMER & FRICKE, 2007; BEYN et al., 2014). Zudem steht in den Sommermonaten

aufgrund erhöhter Einträge aus der Landwirtschaft auch mehr Ammonium für die Bildung von $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Aerosolen zur Verfügung (vgl. Kap. 6.5, NH_4^+).

Insbesondere der langfristige Trend an der Fläche Rothemühl spiegelt die Entwicklung der Emissionen sehr gut wieder, welche von 1995 bis 2000 um 62 % und von 2000 bis 2005 nochmals um 27 % zurückgegangen sind und sich seitdem ebenfalls auf einem relativ konstanten Niveau befinden (UMWELTBUNDESAMT, 2015b). Dieser Rückgang ist ganz wesentlich auf rückläufige Emissionen aus Kraftwerken (Rauchgasentschwefelung) und den zurückgegangenen Anteilen von Kohle in der Hausfeuerung zurückzuführen (UMWELTBUNDESAMT, 2015b). Die weniger deutliche Ausprägung dieses Trends an der Fläche Sandhof kann wahrscheinlich durch das längere Bestehen von Kohlefeuerung und älteren Kraftwerken in östlichen Gebieten erklärt werden. Aufgrund der westlicheren Lage der Fläche Sandhof lagen hier bereits zu Beginn der Messperiode vergleichsweise Reinluftbedingungen vor. Eventuell könnte auch die geringere Auskämmung von Sulfat durch die Buchenkronen zu den unterschiedlich stark ausgeprägten Trends beigetragen haben. Der Trend zu signifikant rückläufigen Sulfatdepositionen konnte für die Periode 2001...2010 auch an der Mehrzahl weiterer europäischer Stationen beobachtet werden (WALDNER et al., 2014, S. 369). Für den Zeitraum von 1980 bis 2000 zeigen sich anhand modellierter Depositionsdaten mit ≈ 75 % noch deutlichere Abnahmen der Sulfateinträge in ganz Europa (FOWLER et al., 2007, S. 43).

Rückläufige Trends ergeben sich auch bei der Einordnung der beobachteten Werte in die langfristigen Messreihen. So berichten MARQUARDT et al. (1996) für die Station Greifswald in den 1980er Jahren von Niederschlagsdepositionen im Bereich 0,62...0,93. Besonders drastische Abnahmen er-

geben sich im Vergleich zu den für den Norden Brandenburgs vorliegenden Messreihen der Gesamtdeposition in den 1980er Jahren (EINERT & BARTH, 2001, S. 84). Mit $\approx 3 \text{ kmol}_e \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ waren die Sulfateinträge damals noch dreimal so hoch wie an der Fläche Rothemühl zu Beginn der Messperiode 1996.

Das gegenwärtige Niveau der nicht seesalzbürtigen Sulfateinträge stimmt gut mit dem von BUILTJES et al. (2011) für Mecklenburg-Vorpommern angegebenen Mittelwert im Zeitraum 2004...2007 von $0,4 \text{ kmol}_e \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ überein. Allerdings ist der Anteil der Interzeptionsdeposition an beiden Flächen wesentlich geringer, was ggf. teilweise im Zusammenhang mit der Verwendung von Bulk-Sammlern zur Erfassung der Niederschlagsdeposition gesehen werden kann.

Die stets exakt ausgeglichenen Kronenraumbilanzen ergeben sich aufgrund der Gleichsetzung von Gesamtdeposition und Bestandesniederschlag im Kronenraumbilanzmodell (keine Austauschprozesse im Kronenraum bei SO_4^{2-}).

Natrium und Chlor

Die Depositionen von Natrium und Chlor stammen in Deutschland nahezu vollständig aus meeresbürtigen Einträgen. Beide werden gemeinsam als Seesalz (NaCl) aus dem Meer verfrachtet. Die Höhe der Deposition wird wesentlich vom Auftreten von Stürmen in der Nordsee, dem Transport des aufgenommenen Seesalzes in das Binnenland sowie dem Abstand der jeweiligen Station zum Meer bestimmt (z.B. BUILTJES et al., 2011, S. 7). Die Abhängigkeit der Natrium-Deposition von der erhöhten Meersalzaufnahme der Luft bei stürmischeren Bedingungen lässt sich auch anhand der langjährigen monatlichen Mittelwerte nachvollziehen, welche im Herbst die höchsten Werte annehmen. Dagegen ist die Verfrachtung von Seesalz im Sommerhalbjahr

aufgrund der bei höheren Temperaturen geringeren Aerosolverfrachtung gegenüber dem Winterhalbjahr insgesamt deutlich niedriger.

Dementsprechend lassen sich für Chlor und Natrium an den beiden Stationen keine gerichteten Trends erkennen (Abb. 6.6). Bei Chlor weisen auch die um den Seesalzanteil korrigierten Anteile keinen deutlichen Trend auf. Im Vergleich zu älteren Messungen der Niederschlagsdeposition (MARQUARDT et al., 1996) lassen sich ebenfalls keine deutlichen Trends erkennen. An der Fläche in Sandhof befinden sich die Natrium- und Chlor-Depositionen wahrscheinlich aufgrund der größeren Nähe zur Deutschen Bucht im Gegensatz zur Station in Rothemühl auf einem durchgehend höheren Niveau. So sind in Sandhof auch die jahreszeitlichen Schwankungen der Natriumdeposition mit hohen Einträgen im Herbst und geringen Einträgen im Sommer besonders deutlich ausgeprägt. Das Niveau der seesalzkorrigierten Chlорideinträge ist an der Fläche Sandhof allerdings ebenfalls erhöht und weist deutlich höhere Anteile der trockenen Deposition auf. Dies könnte ggf. auf eine an dieser Station höhere Bedeutung lokaler HCl-Immissionen hindeuten. Dabei sollten jedoch auch die methodischen Grenzen der durchgeführten Seesalzkorrektur in Betracht gezogen werden. Insgesamt ist der Anteil des aus anthropogenen Quellen (BUILTJES et al., 2011, S. 7) wie der Verbrennung von Müll und salzhaltiger Braunkohlen (Salzkohle) oder Verarbeitung von Kalisalzen (MARQUARDT et al., 1996, S. 366) stammenden nicht seesalzbürtigen Chlors jedoch gering.

Im Vergleich zu den von BUILTJES et al. (2011) für Mecklenburg-Vorpommern modellierten mittleren Natriumdepositionen ($0,46 \text{ kmol}_e$) befindet sich das Depositionsniveau an den beiden Stationen in Abhängigkeit von ihrer räumlichen Lage jeweils etwas ober- bzw. unterhalb. Während

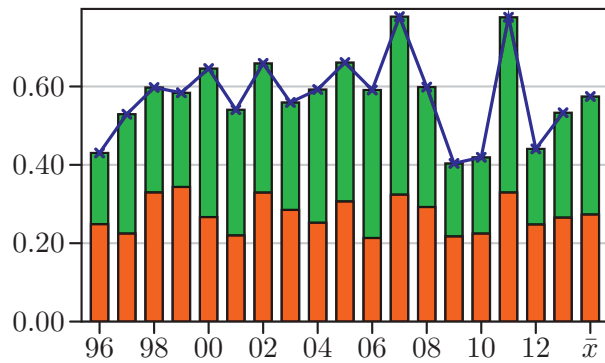
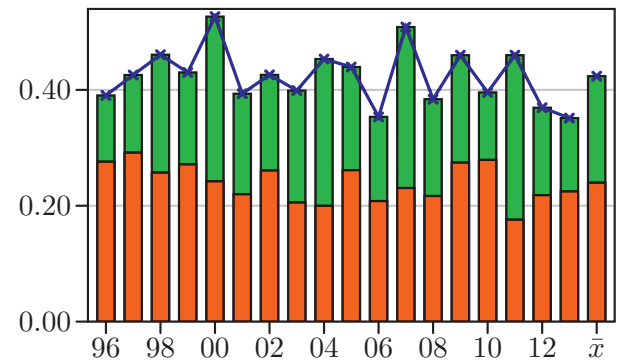
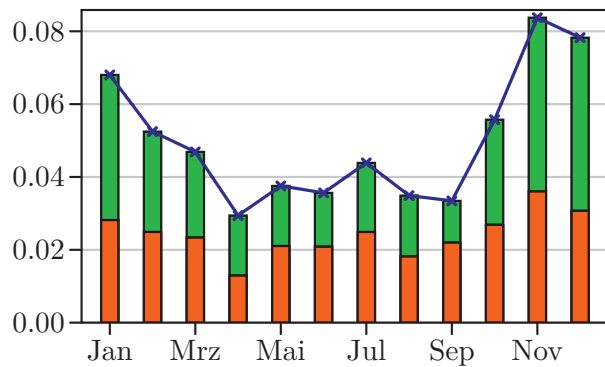
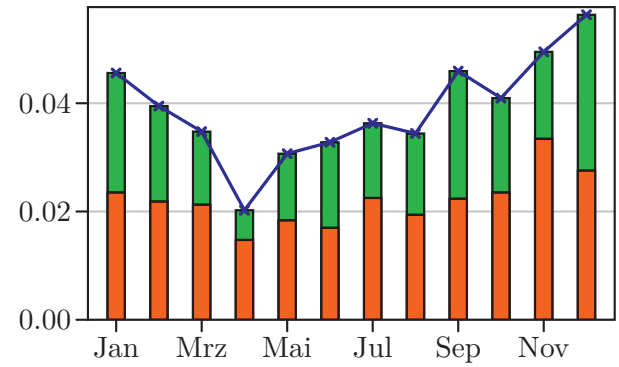
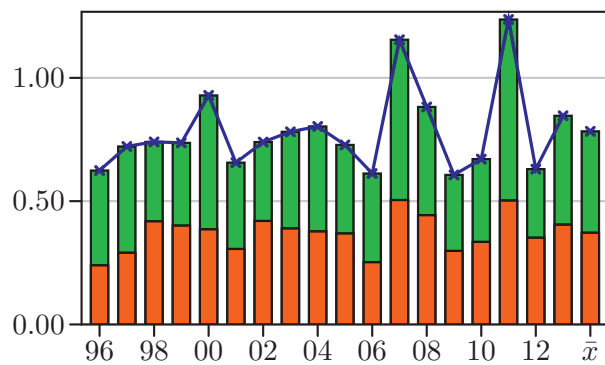
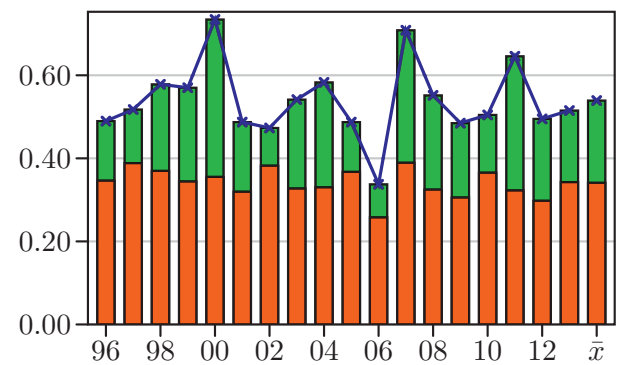
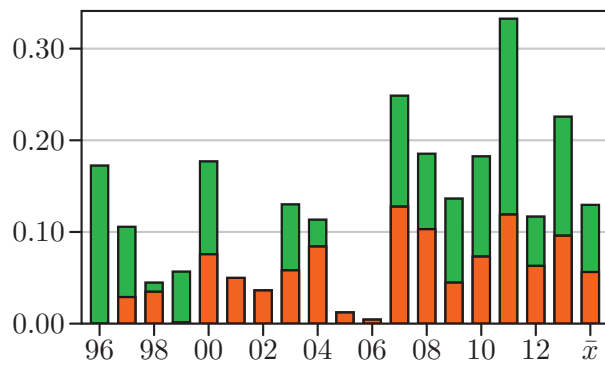
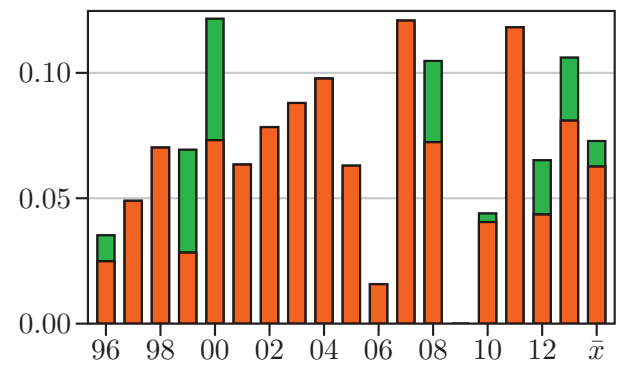

 (a) Na^+ Sandhof [kmol/ha]

 (b) Na^+ Rothemühl [kmol/ha]

 (c) Na^+ Sandhof [kmol/ha]

 (d) Na^+ Rothemühl [kmol/ha]

 (e) Cl^- Sandhof [kmol/ha]

 (f) Cl^- Rothemühl [kmol/ha]

 (g) Cl^- seesalzkorrigiert Sandhof [kmol/ha]

 (h) Cl^- seesalzkorrigiert Rothemühl [kmol/ha]

 Abb. 6.6: Niederschlags- (■), Interzeptions- (■) und Bestandesdeposition (■) von Na^+ und Cl^-

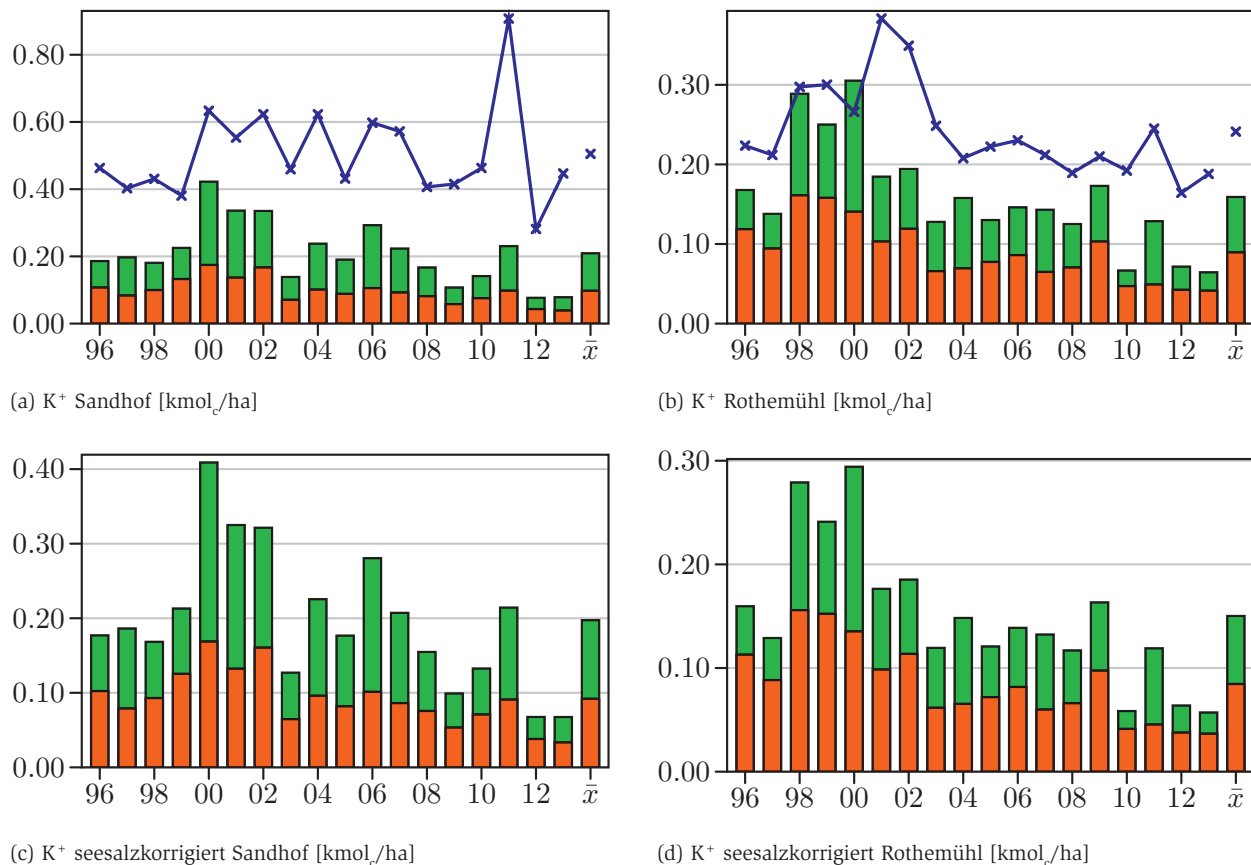


Abb. 6.7: Niederschlags- (■), Interzeptions- (■) und Bestandesdeposition (■) von K⁺

BUILTJES et al. (2011, S. 16) davon ausgehen, dass der Eintrag von Chlor in Form von Gasen und Partikeln zu vernachlässigen ist, ergeben die berechneten Kronenraumbilanzen an beiden Flächen einen relativ hohen Anteil der Trockendeposition. Diese trägt an der Fläche Sandhof sogar zu 50 % zur Gesamtd deposition bei. Die Kronenraumbilanzen sind aufgrund der Annahmen im Kronenraumbilanzmodell (kein Kronenraumaustausch) bei beiden Ionen stets exakt ausgeglichen.

Kalium, Magnesium und Calcium

Die zeitliche Entwicklung des Depositionsgeschehens an den beiden Flächen gleicht sich mit einem deutlichen Peak Anfang der 2000er Jahre bei allen drei basischen Kationen (Abb. 6.7, 6.8). Während bei Magnesium die Höhe der Deposition

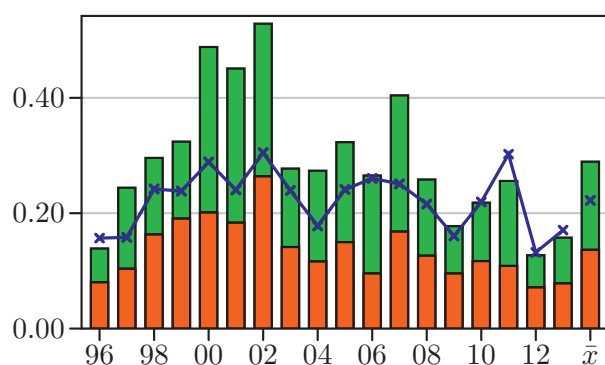
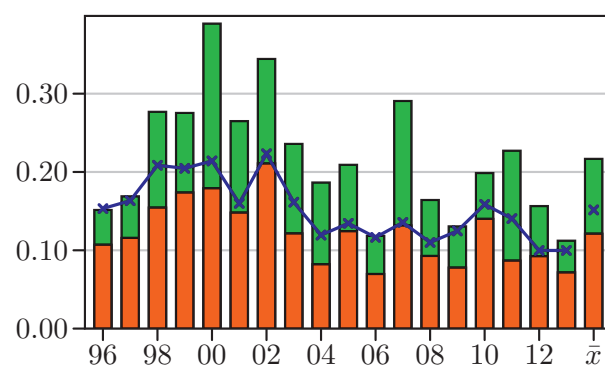
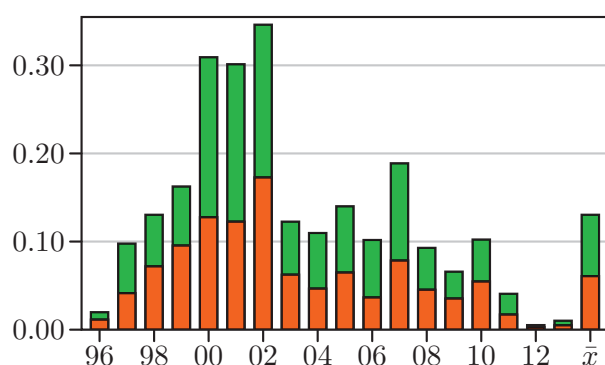
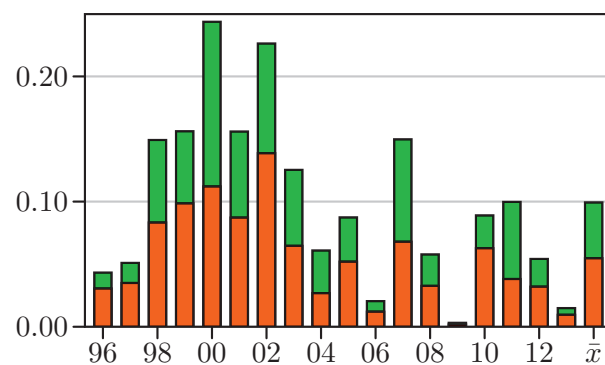
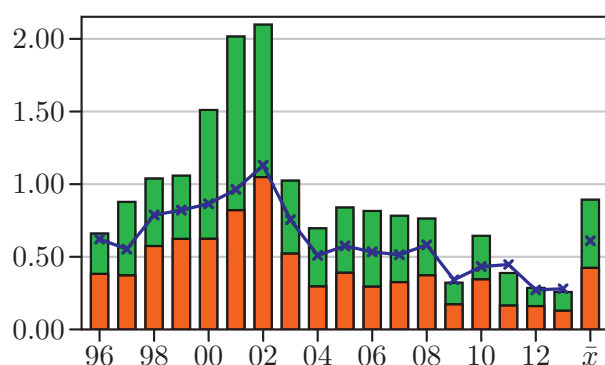
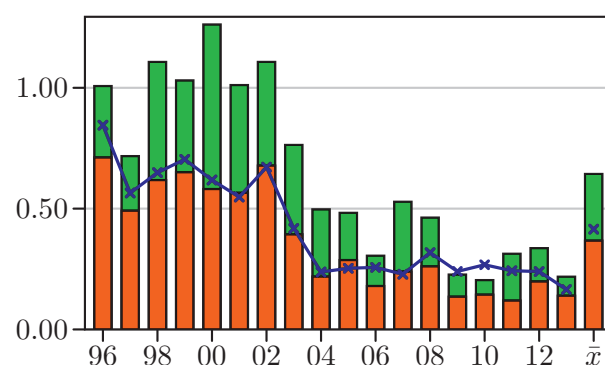
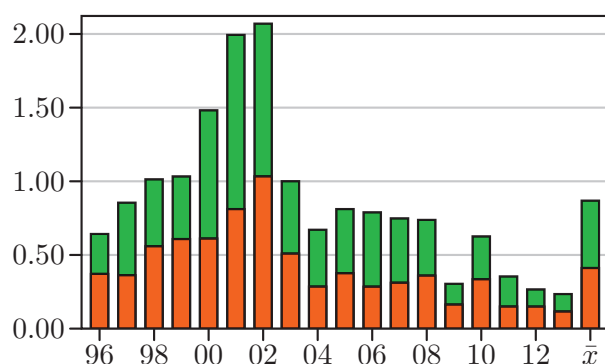
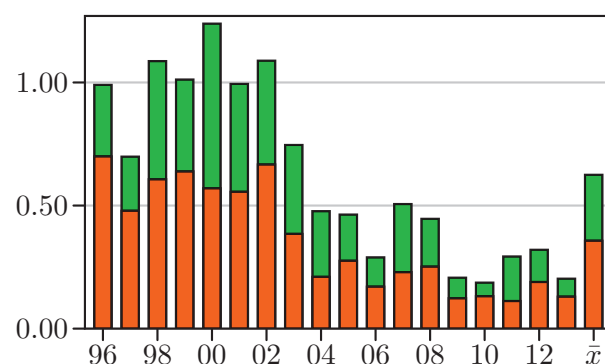
nen zu Beginn der Messungen etwa dem gegenwärtigen Niveau gleicht, lassen sich bei Kalium und insbesondere Calcium insgesamt abnehmende Trends beobachten.

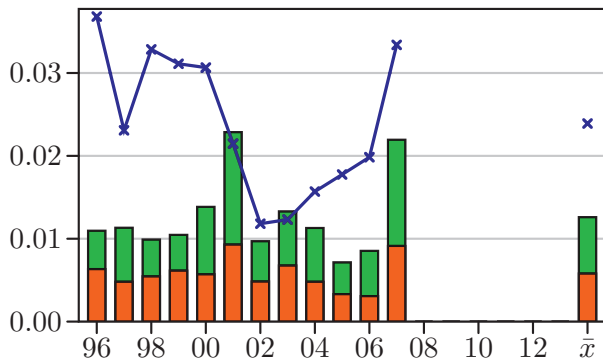
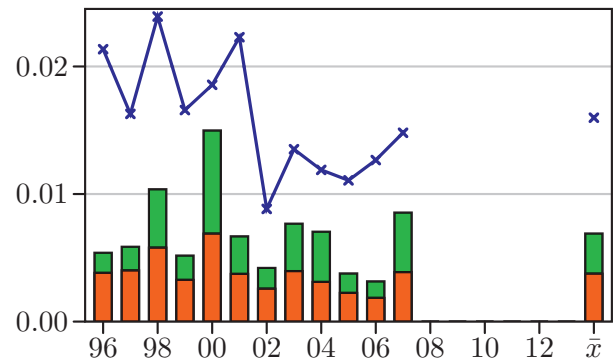
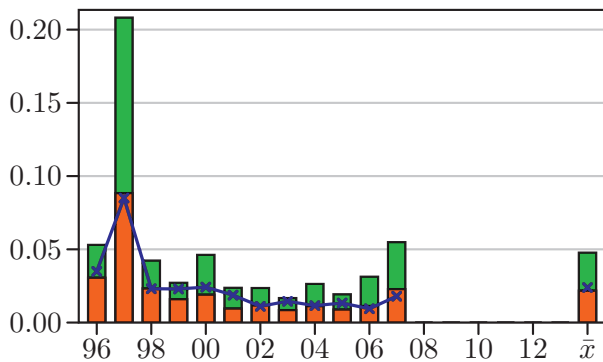
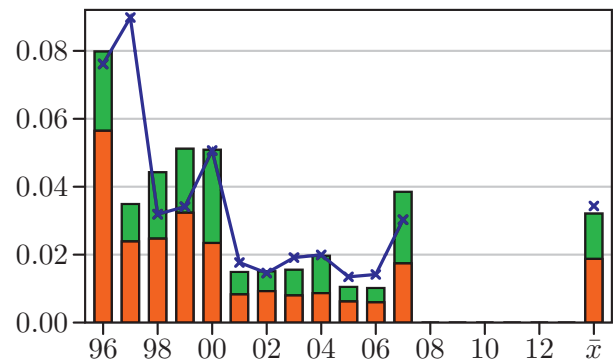
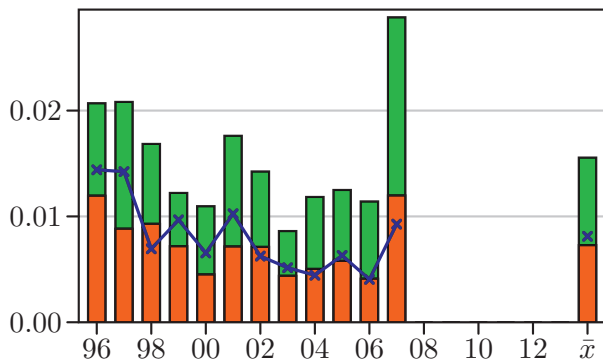
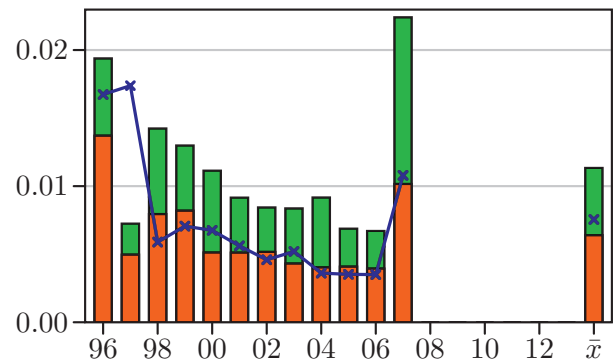
Im Vergleich zur Fläche in Rothemühl wurden in Sandhof etwas erhöhte Kaliumeinträge und deutlich höhere Calciumdepositionen erfasst. Das aktuelle Depositionsniveau von Mg und Ca hat sich jedoch weitgehend angeglichen. Hinsichtlich der Magnesiumeinträge zeigt sich über den gesamten Zeitraum eine gute Übereinstimmung zwischen beiden Flächen.

Die seesalzbürtigen Anteile an der Deposition sind mit Ausnahme von Magnesium sehr gering, sodass Niveau und Entwicklung der seesalzkorrigierten Depositionen weitgehend den nicht korrigierten Werten entsprechen. So geben auch BUILTJES

et al. (2011) mit $\approx 10\%$ bei Ca und $\approx 5\%$ bei K relativ geringe seesalzbürtige Anteile der Gesamtd deposition in Mecklenburg-Vorpommern an. Der mittlere Anteil seesalzbürtigen Magnesiums an der Gesamtd deposition liegt mit $\approx 55\%$ an beiden Flächen deutlich unter dem durchschnittlichen Anteil von 80% in Mecklenburg-Vorpommern (BUILTJES et al., 2011).

Der Rückgang der Ca-Frachten kann im Zusammenhang mit dem Rückgang von Flugascheinträgen aus der Kohleverfeuerung gesehen werden und wurde in wesentlich ausgeprägter Form auch anhand langfristiger Messungen in Brandenburg beobachtet (EINERT & BARTH, 2001, S. 86). Die von MARQUARDT et al. (1996) angegebenen Werte der Niederschlagsdeposition für die Station Greifswald befanden sich dagegen bereits in den

(a) Mg^{2+} Sandhof [kmol/ha](b) Mg^{2+} Rothemühl [kmol/ha](c) Mg^{2+} seesalzkorrigiert Sandhof [kmol/ha](d) Mg^{2+} seesalzkorrigiert Rothemühl [kmol/ha](e) Ca^{2+} Sandhof [kmol/ha](f) Ca^{2+} Rothemühl [kmol/ha](g) Ca^{2+} seesalzkorrigiert Sandhof [kmol/ha](h) Ca^{2+} seesalzkorrigiert Rothemühl [kmol/ha]Abb. 6.8: Niederschlags- (■), Interzeptions- (■) und Bestandesdeposition (■) von Mg^{2+} und Ca^{2+}

(a) Mn^{2+} Sandhof [kmol/ha](b) Mn^{2+} Rothemühl [kmol/ha](c) Al^{3+} Sandhof [kmol/ha](d) Al^{3+} Rothemühl [kmol/ha](e) Fe^{2+} Sandhof [kmol/ha](f) Fe^{2+} Rothemühl [kmol/ha]Abb. 6.9: Niederschlags- (■), Interzeptions- (■) und Bestandesdeposition (■) von Mn^{2+} , Al^{3+} und Fe^{2+}

1980er Jahren auf einem vergleichbar niedrigem Niveau, wie es jetzt an den Level II-Stationen erfasst wird. Wahrscheinlich ist dies auf die seit jeher geringe Bedeutung von Flugascheeinträgen an der sehr küstennah gelegenen Station Greifswald zurückzuführen.

Die gegenwärtig beobachteten Einträge fügen sich etwas oberhalb der von

BULTJES et al. (2011) für Mecklenburg-Vorpommern angegebenen Werte ($\text{Ca} = 0,18$, $\text{K} = 0,1$, $\text{Mg} = 0,09$) ein. Die Anteile der trockenen Deposition sind im Vergleich zu den modellierten Werten bei Kalium niedriger, bei Magnesium dagegen etwas höher ausgeprägt.

Die Kronenraumbilanzen sind im

Mittel bei Kalium deutlich positiv, während Magnesium und Calcium negative Werte aufweisen. Die Blattauswaschung von Kalium ist an der Buchenfläche in Sandhof deutlich stärker ausgeprägt. Die negativen Bilanzen bei Mg und Ca stehen in einem gewissen Widerspruch zu den von ULRICH (1991) beschriebenen Quell- und Senkenfunktionen sowie

den von MARSCHNER (1990, S. 54) gefundenen, stets deutlich positiven Werten. Auch EINERT & BARTH (2001, S. 95) ermittelten für brandenburgische Kiefernbestände bei Magnesium stets positive und für Calcium tendenziell ausgeglichene Bilanzen. MARSCHNER (1990, S. 59) beschreiben im Gegensatz zu Kalium für Ca und Mg eine enge Abhängigkeit der Auswaschungsraten von den Säureeinträgen. Die hier beobachteten negativen Kronenraumbilanzen für Mg und Ca könnten somit ggf. auch im Zusammenhang mit den vergleichsweise geringen Säureeinträgen gesehen werden. Schließlich sind auch methodische Probleme bei der Berechnung der trockenen Deposition mit Natrium als Indikatorelement für die Schätzung der Partikeldeposition von Mg und Ca denkbar.

Mangan, Aluminium und Eisen

Die Konzentrationen der drei Metalle wurden nicht über den gesamten Beobachtungszeitraum erfasst, sodass die dargestellten Zeitreihen im Jahr 2007 enden (Abb. 6.9). Insgesamt ist der Beitrag dieser sauer wirkenden Depositionen gering. Die beiden Schwermetalle Eisen und Mangan sind als Spurennährelemente von physiologischer Bedeutung, während für Aluminium bei entsprechend hohen Konzentrationen im Wurzelraum vorwiegend toxische Wirkungen beschrieben sind. Bei der Interpretation der Ergebnisse muss zumindest für Eisen berücksichtigt werden, dass gerade gegen Ende der Beobachtungsperiode die beobachteten Konzentrationen oft die analytischen Bestimmungsgrenzen unterschreiten (Tab. 6.4). Die tatsächlichen Flüsse sind gegenüber den dargestellten Raten somit wahrscheinlich oft etwas geringer. Zudem ist mit Verzerrungen bei den berechneten Kronenraumbilanzen zu rechnen.

Für Mangan sind an beiden Flächen keine Trends zu beobachten. Für Aluminium und Eisen lassen sich, abge-

sehen von schwer interpretierbaren Ausreißern in einzelnen Jahren, für den Zeitraum 1996 bis ca. 2002 abnehmende Depositionen erkennen, welche auf abgenommene Bodestaubeinträge und ggf. rückläufige Emissionen aus der Braunkohlenverbrennung und Stahlindustrie hindeuten (vgl. VEERHOFF et al., 1996, S. 19). Im Vergleich zu den von SCHMIDT (1987) mit Hilfe von Küvetten, Abwaschexperimenten und Streufallflüssen ermittelten Verhältnisse sind die Anteile der trockenen Deposition bei Eisen und Mangan wesentlich geringer. Eventuell könnte dies auf eine Unterschätzung der Partikel-Deposition von Fe und Mn auf Grundlage des Natrium-Quotienten hindeuten. Die Kronenraumbilanzen sind bei Mangan aufgrund von Blattauswaschung (ULRICH, 1991) positiv, bei Eisen allerdings an beiden Flächen stets negativ. Negative Kronenraumbilanzen für Eisen und Mangan wurden dagegen von SCHMIDT (1987, S. 118,142) beobachtet, wobei sich ausgeglichene bis positive Bilanzen erst bei zusätzlicher Berücksichtigung des Streufalls ergaben. Interessant sind die Unterschiede der Bilanzen bei Aluminium, welche an der Buchenfläche stets negativ und an der Kiefernfläche ausgeglichen und tendenziell positiv sind. Ggf. könnte dieser Unterschied durch das basischere bodenchemische Milieu an der Buchenfläche und die entsprechend geringere Aluminiumaufnahme über die Wurzeln erklärt werden. Nach MARSCHNER (1990, S. 59) ist für die Kronenraumbilanzen von Fe und Al weniger die Auswaschung aus den Nadeln und Blättern, als der Eintrag von Bodestäuben verantwortlich. Die im Vergleich zur Literatur und zwischen den beiden Flächen unterschiedlichen Ausprägungen könnten somit auch auf lokal variierende Bodestaubeinträge zurückgeführt werden.

Schwermetalle

Die Auswertung der Schwermetalldepositionen in den Beständen ist

mit verschiedenen methodischen Problemen verbunden. So können für Schwermetalle die verwendeten Kronenraumbilanzmodelle (Kap. 6.4) nur noch sehr eingeschränkt angewendet werden. Die Annahme, dass diese Elemente gemeinsam mit den vorrangig Natrium enthaltenden oder mit diesen vergleichbaren Partikeln deponiert werden, ist mit hoher Wahrscheinlichkeit nur wenig zutreffend. Ferner müsste für Quecksilber theoretisch auch eine gasförmige Deposition in Betracht gezogen werden.

Eine Möglichkeit zur Schätzung der Gesamtdosition von Schwermetallen wurde bereits von SCHMIDT (1987) aufgezeigt. Dieser Ansatz stützt sich neben der Erfassung von Freiland- und Bestandesniederschlägen zusätzlich auf Flüsse im Streufall sowie Küvetten- und Abwaschversuche. Entsprechend umfangreiche Experimente sind im Rahmen des Level II-Programms nicht möglich, jedoch liegen teilweise Daten zu den Elementflüssen im Streufall vor. Zumindest für die nicht essentiellen Schwermetalle wie Blei, Chrom und etwas eingeschränkt auch Cadmium, für welche eine vernachlässigbare Aufnahme aus dem Boden unterstellt werden kann (SCHMIDT, 1987), lässt sich die Summe aus Bestandesniederschlag und Streufall als guter Schätzer für den Mindestwert der Gesamtdosition interpretieren. Die reale Gesamtdosition dürfte aufgrund der dauerhaften Aufnahme von Schwermetallen in die Borke und verholzte Teile des Kronenraumes stets etwas höher sein (vgl. SCHMIDT, 1987). In den graphischen Darstellungen der Schwermetalldepositionen (Abb., 6.10, 6.11) wurden neben dem Bestandes- und Freilandniederschlag sowie der für Vergleichszwecke mit dem Kronenraumbilanzmodell berechneten Gesamtdosition somit zusätzlich die vorliegenden Streufallflüsse angegeben. Leider lagen entsprechend vollständige Daten nur für Blei und das essentielle Spurenelement Zink vor.

Tab. 6.4: Prozentuale Anteile an Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze für ausgewählte Elemente

Sandhof (1302)																		
Freilandniederschlag										Bestandesniederschlag								
Jahr	PO ₄	Al	Mn	Fe	Co	Mo	Hg	Pb	Cd	PO ₄	Al	Mn	Fe	Co	Mo	Hg	Pb	Cd
1996	59	41	95	64	23		5	95	91	75	58	92	67	21		13	92	58
1997	77	65	80	40	9		27	82	82	91	86	95	48	9		32	73	45
1998	52	68	80	44	8	87	8	88	76	54	92	96	38	8	88	8	85	46
1999	40	92	84	32	12	100	20	92	84	77	100	96	65	4	100	27	96	35
2000	39	95	86	50	5	86	0	91	45	83	100	91	57	0	96	0	96	22
2001	16	24	56	28	4	100	0	48	8	50	65	77	38	4	96	0	62	8
2002	9	5	57	14	0	76	0	43	19	48	39	65	35	0	74	0	48	13
2003	45	55	91	27	9	91	0	82	50	71	83	71	63	0	92	0	79	25
2004	13	38	79	17	0	79	0	79	13	67	83	63	21	4	75	0	67	13
2005	13	25	92	17	0	71	0	75	8	48	44	80	16	4	80	0	88	8
2006	21	33	79	21	0	58	0	50	21	64	64	84	24	0	68	0	84	12
2007	18	95	95	64	0	59	0	100		36	86	95	77	0	68	0	100	
Ges.	34	53	81	35	6	81	5	77	45	63	75	84	46	4	84	7	81	26

Rothemühl (1303)																		
Freilandniederschlag										Bestandesniederschlag								
Jahr	PO ₄	Al	Mn	Fe	Co	Mo	Hg	Pb	Cd	PO ₄	Al	Mn	Fe	Co	Mo	Hg	Pb	Cd
1996	59	32	86	64	36		14	82	95	35	57	100	65	43		17	100	96
1997	78	57	90	29	13		23	65	52	50	91	86	64	14		38	91	55
1998	48	72	80	32	12	92	0	92	76	48	92	96	36	12	83	4	88	68
1999	52	92	92	52	4	100	20	96	68	54	100	100	69	4	100	19	96	69
2000	20	92	88	36	8	84	0	100	72	44	100	96	80	8	92	0	100	48
2001	56	52	76	36	0	92	0	68	20	44	100	88	60	4	88	0	88	32
2002	25	20	40	15	0	60	0	50	50	15	90	80	40	0	70	0	75	45
2003	39	45	73	41	0	82	0	68	73	52	96	91	61	4	91	0	87	52
2004	0	65	74	22	0	70	0	70	13	4	100	87	30	0	70	0	96	17
2005	22	27	73	9	0	73	0	68	9	4	74	91	22	0	70	0	96	0
2006	17	26	74	30	4	74	0	74	4	9	91	100	30	4	61	0	91	13
2007	0	87	87	70	0	65	0	96		0	100	91	78	0	70	0	96	
Ges.	35	56	78	36	6	79	5	77	48	29	91	92	53	8	79	7	92	45

Zusätzlich zu den beschriebenen konzeptionellen methodischen Problemen bei der Bestimmung der Gesamtdosition ergeben sich bei den nur als ausgesprochene Spurenelemente auftretenden Elementen Quecksilber, Cobalt und Nickel auch Schwierigkeiten im analytischen Bereich. So liegen die im Freiland- und Bestandesniederschlag beobachteten Konzentrationen oftmals unterhalb der im Labor messbaren Bestimmungsgrenze (Tab. 6.4). Bei den

Schwermetallen Cu und Zn (nicht dargestellt) hat das Unterschreiten der Bestimmungsgrenze dagegen keine praktische Bedeutung.

Das Niveau der berechneten Flüsse für Co, Hg und Ni wird dann maßgeblich von der festgelegten Bestimmungsgrenze dominiert, sodass weitgehende Interpretationen und Bewertungen der Einträge problematisch sind. Auch die zeitliche Dynamik der Flüsse über den Messzeit-

raum wird dann entscheidend von den jährlichen Niederschlagsmengen überprägt. Eine Alternative zur Abschätzung von Trends besteht hier in der Betrachtung der prozentualen Anteile von Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze (Tab. 6.4). So zeigt sich für das vorrangig als Bodestaub eingetragene Element Cobalt (VEERHOFF et al., 1996, S. 19) ein deutlicher Trend zur Abnahme in den 1990er Jahren. Seitdem werden nur noch sehr selten Konzentratio-

Tab. 6.5: Schwellenwerte zur Beurteilung von Schwermetalldepositionen und Konzentrationen im Sickerwasser, Erläuterungen im Text

	Deposition [g/ha/a]		Sicker- und Trinkwasserqualität [µg/l]		
	BBodSchV	TA Luft	BBodSchV	TrinkwV	WHO (2011)
Cobalt	-	-	50	-	-
Nickel	100	55	50	20	70
Kupfer	360	-	50	2000	2000
Zink	1200	-	500	-	3000 ^a
Molybdän	-	-	50	-	70 ^a
Cadmium	6	7	5	3	3
Quecksilber	1,5	3,5	1	1	6
Blei	400	365	25	10	10

^a: kein formeller Richtwert aufgrund fehlender Relevanz kritischer Konzentrationen in Trinkwässern

nen oberhalb der Bestimmungsgrenze erfasst. Ein sehr ähnlicher Trend besteht auch bei Quecksilber, wobei seit dem Jahr 2000 sehr abrupt alle Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen. Eventuell müssen als Ursache für diesen Effekt auch Veränderungen in den angewendeten Laborverfahren gesucht werden. Insgesamt ist die häufige Unterschreitung der Bestimmungsgrenzen bei diesen Elementen als Beleg für eine eher geringe Belastungssituation positiv zu beurteilen. In der Regel dürften die tatsächlichen Flüsse sogar deutlich niedriger als die in den Abbildungen 6.10, 6.11 dargestellten Raten ausfallen. Damit werden auch die bestehenden Probleme bei der Depositionsmessung dieser Schwermetalle hinsichtlich ihrer praktischen Bedeutung relativiert.

Zur Beurteilung der erfassten Schwermetalldepositionen können zunächst die in der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV, A2 (5)) angegebenen zulässigen zusätzlichen jährlichen Frachten sowie die Schwellenwerte der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft, 4.5.1) zum Schutz vor schädlichen Umweltveränderungen herangezogen werden (Tab. 6.5). Eine weitere Möglichkeit zur Beurteilung besteht im Vergleich der mittleren Konzentrationen mit Grenz- und Richtwerten zur Trinkwassergüte (TrinkwV, WHO (2011a)) sowie den Prüfwerten zum Wirkungspfad Boden-Grundwasser der BBodSchV (Tab. 6.5). Für die Einordnung in

Schwellenwerte zur Trinkwassergüte ist zudem eine Umrechnung in theoretische Konzentrationen im Sickerwasser interessant, wie sie auch zur Abschätzung von Critical Loads für Blei und Cadmium durchgeführt wird (SPRANGER et al., 2004). So ist aufgrund des Wasserentzugs aus dem Boden durch Transpiration und Evaporation mit einer entsprechenden Konzentrationserhöhung im Sickerwasser gegenüber den Konzentrationen im Niederschlag zu rechnen (vgl. SPRANGER et al., 2004, S. V47). Bei dieser Umrechnung müssten zudem Ernteentzüge der jeweiligen Elemente berücksichtigt werden (vgl. SPRANGER et al., 2004, S. V44), welche dann zu entsprechend geringeren Sickerwasserkonzentrationen führen würden. Dabei ist die Einschätzung der Spurenelemententnahme durch Holzernte gegenwärtig jedoch mit relativ hohen Unsicherheiten belastet (vgl. SPRANGER et al., 2004, S. V46). Zudem ist bei der Interpretation der Werte zu beachten, dass sich die mit diesem Ansatz berechneten Sickerwasserkonzentrationen in der Regel erst bei einer sehr langfristigen Betrachtung einstellen werden, da große Teile der Schwermetalle zunächst im Boden fixiert werden.

Bei stark vereinfachter Betrachtung und Vernachlässigung von Ernteentzügen entsprechen die in g/ha dargestellten jährlichen Raten, bei einer mittleren jährlichen Sickerwasserrate von 100 mm (vgl. Kap. 4.6), den Sickerwasserkonzentrationen in µg/l. Die unmittelbar in der Deposition be-

obachteten Konzentrationen entsprechen dagegen etwa nur einem Sechstel dieser Konzentration (ausgehend von 600 mm Jahresniederschlag).

Die dominierende Quelle von **Bleieinträgen** war früher mit Abstand die Verbrennung verbleiteter Ottokraftstoffe, während Einträge aus Erzhütten und Blei verarbeitenden Industriebetrieben eine geringere Bedeutung besaßen. Seit der schrittweisen Abschaffung mit Tetraethylblei versetzter Kraftstoffe ab den 1970er-Jahren hat ein deutlicher Rückgang der nationalen Bleiemissionen stattgefunden (UMWELTBUNDESAMT, 2015a; VEERHOFF et al., 1996, S. 19). So ist auch das abrupte Absinken der beobachteten Bleieinträge (Abb. 6.11) nach dem Jahr 1996 mit hoher Wahrscheinlichkeit im Zusammenhang mit der 1996 erfolgten Einstellung des Verkaufs von verbleitem Superbenzin in Deutschland zu sehen. Während die nationale Entwicklung der Emissionen (UMWELTBUNDESAMT 2015a) auch für den Zeitraum nach 1996 einen kontinuierlichen (allerdings wesentlich geringeren) Rückgang aufzeigt, lässt sich dieser Trend anhand der an den Stationen erfassten Bleieinträge nicht erkennen. Diese Diskrepanz verdeutlicht die geringere Bedeutung von Einträgen aus der Metallindustrie in Mecklenburg-Vorpommern, welche nach dem Wegfall von verbleitem Benzin einen großen Anteil an den Gesamtemissionen einnahmen und die weitere Entwicklung der nationalen Emissionen wesentlich steuerten (UMWELTBUNDESAMT, 2015a).

Wahrscheinlich wird das Depositionsgeschehen in Mecklenburg-Vorpommern gegenwärtig vorrangig von Bleieinträgen aus dem Bremsabrieb im Straßenverkehr geprägt (UMWELTBUNDESAMT, 2015a; HILLENBRAND et al., 2005, S. 107).

Deutliche Unterschiede zwischen beiden Flächen lassen sich kaum erkennen, tendenziell ist das Niveau der Niederschlagsdepositionen an der Fläche Sandhof gegenüber Rothemühl etwas erhöht, während es sich mit den Flüssen im Bestandesniederschlag genau umgekehrt verhält. Die erfassten Niederschlagsdepositionen ordnen sich in den Jahren 2005 und 2007 sehr gut in die von BUILTJES et al. (2011) für Mecklenburg-Vorpommern modellierten Werte ($15...17 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) ein. Der Anteil der trockenen Deposition an der Gesamtdosition liegt bei BUILTJES et al. (2011) im Bereich von ca. 30 %. In Abhängigkeit von der Schätzung der Gesamtdosition (Kronenraumbilanzmodell oder Summe aus Bestandesniederschlag und Streufall) liegen die Anteile an den Level II-Stationen in einem vergleichbaren Bereich. Auffällig ist, dass die beiden Ansätze zur Schätzung der Gesamtdosition an beiden Flächen zu unterschiedlichen Ergebnissen führen. So liegt die mittels Kronenraumbilanzmodell berechnete Bleideposition an der Fläche Sandhof meist deutlich über der Summe aus Bestandesniederschlag und Streufall, während sich in Rothemühl ein tendenziell umgekehrtes Bild zeigt. Ob dies auf eine höhere Aufnahme von Blei in den verholzten Kronenraum bei der Buche gegenüber der Kiefer, oder auf unterschiedliche Eintragssituationen (insbesondere unterschiedliche Partikelgrößen) an beiden Flächen zurückzuführen ist, lässt sich anhand der vorliegenden Daten nur schwer klären.

Kritische Depositionsraten entsprechend der BBodSchV und TA Luft werden in keinem Jahr erreicht und seit 1997 regelmäßig um den Fak-

tor 10 unterschritten. Ebenso unterschreiten die mittleren Konzentrationen im Niederschlag deutlich die Grenz- und Richtwerte für Trinkwasser. Ein wesentlich kritischeres Bild ergibt sich bei der Beurteilung anhand der langfristigen Auswirkungen auf die Sickerwasserqualität. So bewegen sich auch die nach dem Jahr 1996 beobachteten Einträge noch im Bereich des Prüfwertes der BBodSchV und überschreiten die Grenzwerte der TRINKWV (2013) sowie den identischen Richtwert nach WHO (2011a) um durchschnittlich 100 %. Auch wenn aufgrund der auch bei niedrigen pH-Werten guten Fixierung von Blei im Boden zunächst keine Probleme mit der tatsächlichen Sickerwasserqualität zu erwarten sind, wäre eine weitere Reduzierung der Depositionsbelastung prinzipiell anzustreben. Nicht zuletzt ist in Abhängigkeit von pH-Wert und DOC-Konzentration der Bodenlösung teilweise bereits bei noch geringeren Bleikonzentrationen im Bodenwasser mit nachteiligen Auswirkungen auf Bodenorganismen zu rechnen (SPRANGER et al., 2004, S. V53).

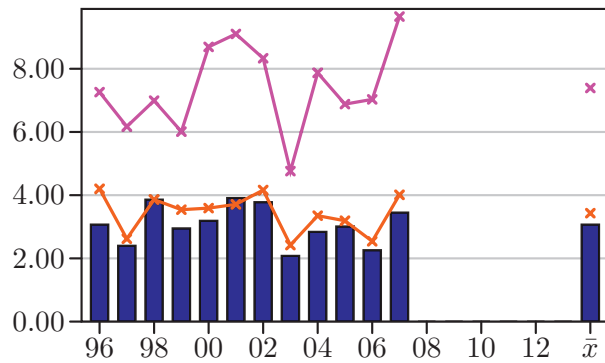
Das besonders giftige Schwermetall **Cadmium** gelangt vorrangig aus der Verfeuerung fossiler Energieträger, Anlagen zur Cadmium-Herstellung sowie Galvanisierungsbetrieben in die Atmosphäre. Während in den 1980er Jahren die deutschlandweiten Cadmium-Emissionen noch auf 80 t a^{-1} geschätzt wurden, lagen die Emissionen im Jahr 1990 bereits nur noch bei 20 t a^{-1} . In den folgenden Jahren fanden weitere deutliche Reduktionen statt, sodass die jährlichen Cd-Emissionen seit 2008 konstant bei $7,5 \text{ t a}^{-1}$ liegen. (UMWELTBUNDESAMT, 2015a; VEERHOFF et al., 1996, S. 20)

Die Entwicklungen der Depositionen an beiden Level II-Flächen zeichnet den Trend der nationalen Emissionen prinzipiell nach. Ein besonders deutlicher Trend zur Abnahme zeigt sich an der östlicher gelegenen Fläche Rothemühl. So lagen an dieser Fläche in

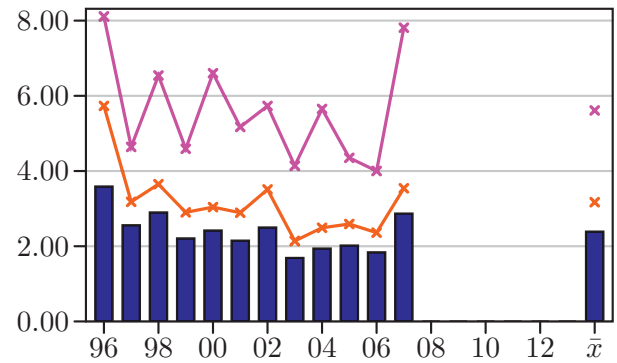
den ersten Jahren noch deutlich höhere Einträge vor, welche dann rasch abnahmen und gegen Ende der Beobachtungsperiode denen an der Fläche Sandhof glichen. Wahrscheinlich lassen sich diese Unterschiede, ähnlich wie bei den Beobachtungen für Schwefel, auf das längere Bestehen veralteter Kraftwerks- und Industrieanlagen im Bereich des ehemaligen Ostblocks zurückführen.

Die Höhe der beobachteten Niederschlagsdepositionen fügt sich für die Jahre 2005 und 2007 gut in die von BUILTJES et al. (2011) modellierten Werte im Bereich von $0,6...1,2 \text{ g/ha}$ ein. Da für Cadmium keine gemessenen Streufallflüsse vorlagen, liegen für die Gesamtdosition nur die mit Hilfe des Kronenraumbilanzmodells berechneten Schätzwerte vor. Im Vergleich zu den Berechnungen von BUILTJES et al. (2011), welche Anteile der Trockendosition von 30 % an der Gesamtdosition ausweisen, ergeben sich insbesondere an der Fläche Sandhof deutlich höhere Anteile. Dies deutet tendenziell auf eine Überschätzung der Cd-Deposition durch das Kronenraumbilanzmodell hin.

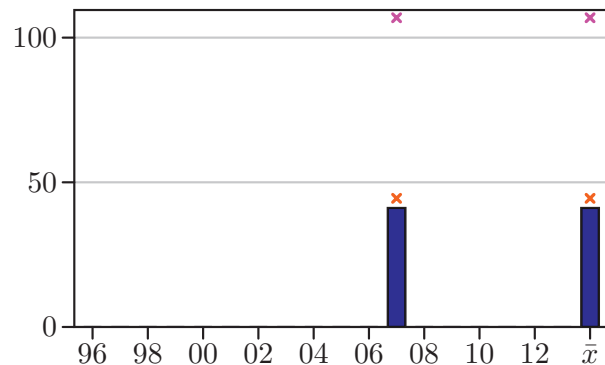
Während 1996 zumindest an der Fläche Rothemühl noch kritische Depositionsraten entsprechend der BBodSchV und TA Luft erreicht wurden, liegen die Depositionsraten seitdem deutlich unterhalb dieser Schwellenwerte. Die Grenz- und Richtwerte zur Trinkwasserqualität wurden im Niederschlagswasser, bezogen auf das Jahresmittel, sogar in allen Jahren deutlich unterschritten. Die potentiellen Konzentrationen im Sickerwasser unterschreiten mit Ausnahme einzelner ungewöhnlich hoher Gesamtdositionen aus dem Kronenraummodell seit 1999 ebenfalls deutlich den gemeinsamen Grenz- und Richtwert entsprechend TRINKWV und WHO (2011a) von 3 µg/l . Allerdings sind analog zu Blei auch für Cadmium in Abhängigkeit von DOC-Konzentration und pH-Wert der Bodenlösung bereits bei teilweise



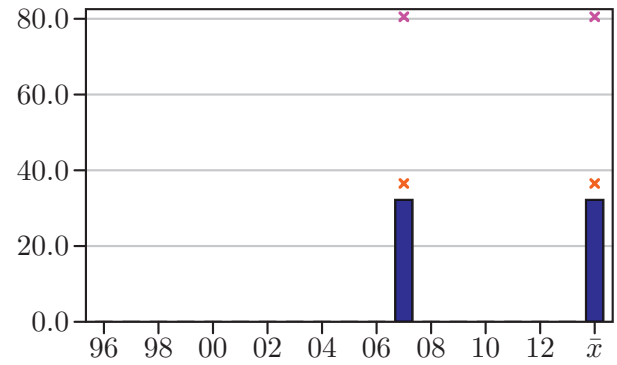
(a) Cobalt Sandhof [g/ha]



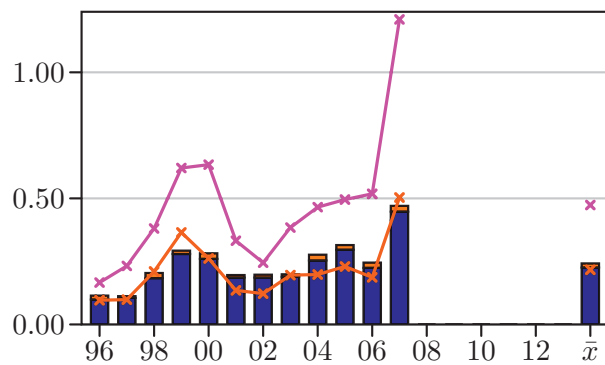
(b) Cobalt Rothemühl [g/ha]



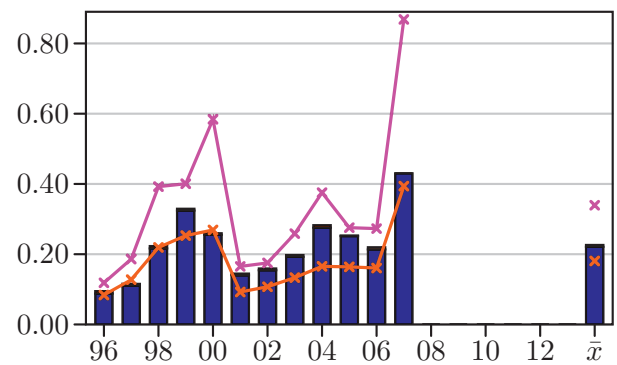
(c) Nickel Sandhof [g/ha]



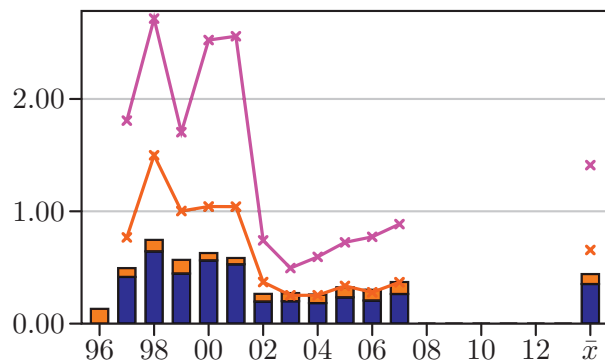
(d) Nickel Rothemühl [g/ha]



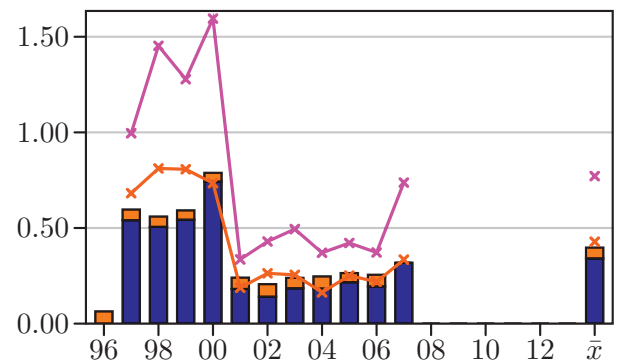
(e) Kupfer Sandhof [kg/ha]



(f) Kupfer Rothemühl [kg/ha]

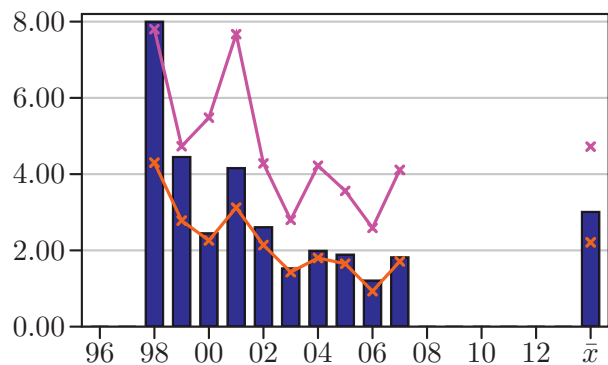


(g) Zink Sandhof [kg/ha]

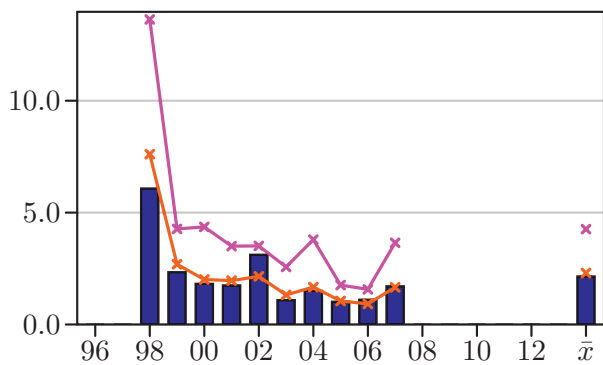


(h) Zink Rothemühl [kg/ha]

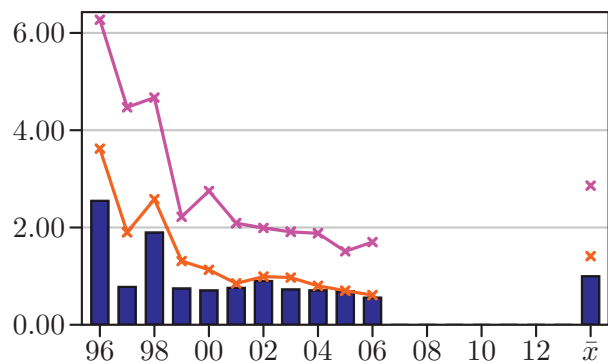
Abb. 6.10: Niederschlags- (■), Bestandes- (■) und Gesamtd deposition (■) sowie Streuallfluss (■) der Schwermetalle Co, Ni, Cu, Zn



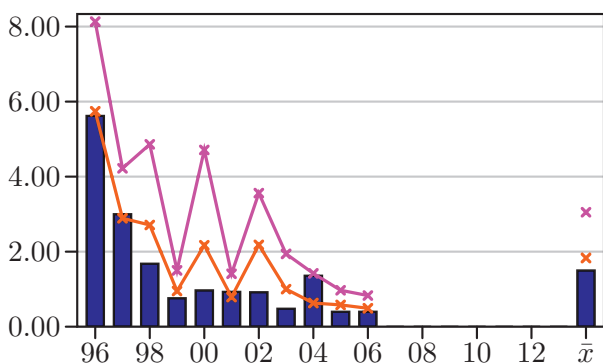
(a) Molybdän Sandhof [g/ha]



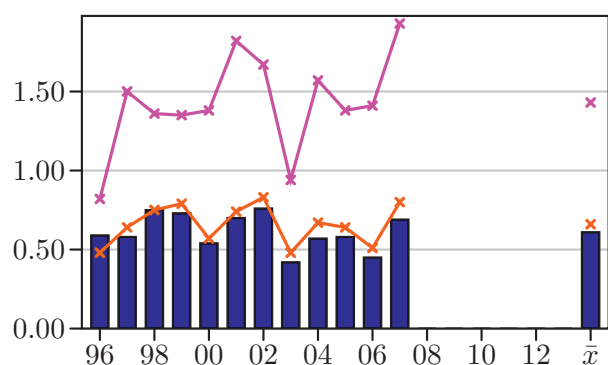
(b) Molybdän Rothemühl [g/ha]



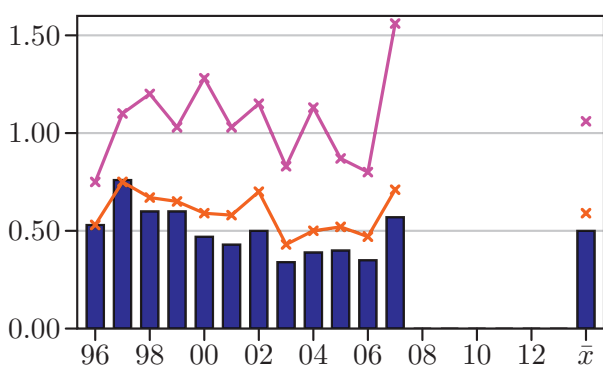
(c) Cadmium Sandhof [g/ha]



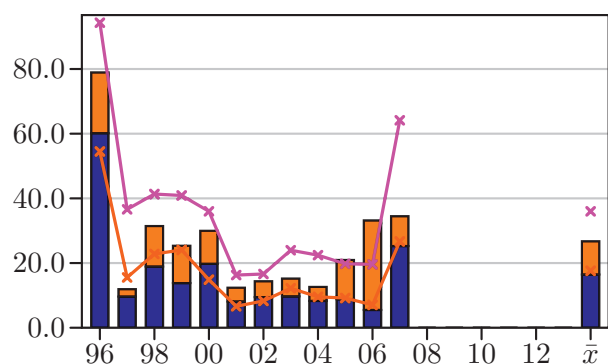
(d) Cadmium Rothemühl [g/ha]



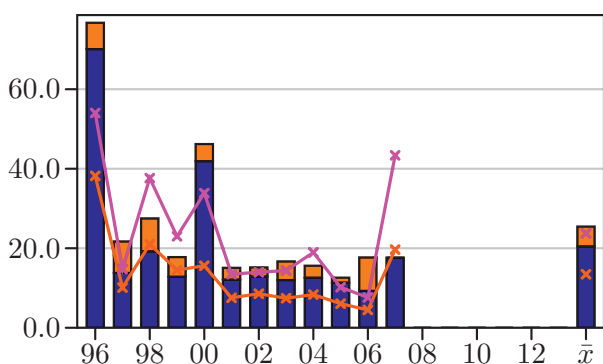
(e) Quecksilber Sandhof [g/ha]



(f) Quecksilber Rothemühl [g/ha]



(g) Blei Sandhof [g/ha]



(h) Blei Rothemühl [g/ha]

Abb. 6.11: Niederschlags- (■), Bestandes- (■) und Gesamtdeposition (■) sowie Streufallfluss (■) der Schwermetalle Mo, Cd, Hg, Pb

geringen Cd-Konzentrationen (0,5...4 µg/l) nachteilige Auswirkungen auf Bodenorganismen zu erwarten (vgl. SPRANGER et al., 2004, S. V52). Da sich die zuletzt beobachteten Depositionen noch in diesem Bereich bewegen, wäre auch für Cadmium eine weitere Reduzierung der Einträge wünschenswert.

Molybdän findet in vielen technischen Anwendungen sowie in der Landwirtschaft zur Vermeidung von Molybdänmangel Anwendung (WHO, 2011b, S. 1). Der Schwerpunkt bei der Verwendung liegt in der Metallindustrie, welche neben der Kohleverfeuerung wahrscheinlich mit zu den bedeutendsten Emittenten zählt (vgl. FIEDLER & RÖSLER, 1993, S. 158,163). An beiden Flächen zeigt sich in der ersten Hälfte der Beobachtungsperiode analog zu den Beobachtungen bei Cadmium eine Abnahme der Depositionen, welche jedoch an beiden Flächen sehr ähnlich ausgeprägt ist. Die wesentliche Ursache für den Rückgang der Einträge ist wahrscheinlich auch in den veränderten Einträgen aus der Kohleverfeuerung zu suchen. Insgesamt ist auch das Niveau der Einträge an beiden Flächen vergleichbar. Ausgehend von den für Blei und Cadmium vorliegenden Ergebnissen und Literaturwerten ist von einer sehr hohen Abschätzung der Gesamtdosition durch das Kronenraumbilanzmodell auszugehen, welches hier Anteile der Trockendeposition von ca. 50 % unterstellt.

Molybdän gilt allgemein als relativ ungiftig und ist zudem ein essentielles Spurenelement, welches nur sehr selten in kritischen Konzentrationen auftritt (vgl. WHO, 2011a, S. 394). So finden sich weder in der BBodSchV noch in der TA Luft Schwellenwerte zur Molybdän-Deposition. Auch die WHO verzichtet aufgrund der geringen Relevanz dieses Elements bei der Trinkwasserbelastung auf die Definition eines formellen Richtwertes und gibt stattdessen ledig-

lich einen Orientierungswert von 70 µg/l vor (WHO, 2011a, S. 394). Die BBodSchV gibt für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser einen etwas strenger gefassten Prüfwert von 50 µg/l an. Beide Schwellenwerte wurden an beiden Level II-Flächen weder im Niederschlagswasser noch bei Zugrundelegen der theoretisch höheren Konzentrationen im Sickerwasser überschritten. Auch beim vollständigen Passieren der gesamten Molybdänfracht in das Sickerwasser werden die Prüf- und Orientierungswerte von den aktuellen Einträgen um das Zehnbis Zwanzigfache unterschritten. Zudem wurden in bisher vorliegenden Studien nachteilige Auswirkungen auf höhere Organismen, welche vor allem im Zusammenhang mit durch Molybdän ausgelöstem sekundären Kupfermangel bei Wiederkäuern zu erwarten sind, erst ab deutlich höheren Molybdänkonzentrationen beobachtet (WHO, 2011b; FIEDLER & RÖSLER, 1993, S. 229).

Das essentielle Spurenelement **Kupfer** gelangt im nationalen Maßstab nahezu ausschließlich aus Emissionen des Straßenverkehrs in die Atmosphäre, wobei seit 1990 ein kontinuierlicher Anstieg dieser vorrangig aus dem Bremsabrieb stammenden Einträge stattfindet (UMWELTBUNDESAMT, 2015a; HILLENBRAND et al., 2005, S. 105). In der Vergangenheit wurden zudem mit der Kohleverfeuerung größere Mengen Kupfer in die Atmosphäre emittiert (UMWELTBUNDESAMT, 2015a; FIEDLER & RÖSLER, 1993, S. 168). Als weitere anthropogene Quellen von Kupfer in der Umwelt werden die Gewinnung und Verarbeitung des Metalls sowie der Einsatz von Kupfer-Chemikalien in der Landwirtschaft beschrieben (ALLOWAY & AYRES, 1996, S. 183). Der für die Emissionen beschriebene Anstieg zeigt sich auch in den an den Level II-Flächen beobachteten Cu-Depositionen. Die Höhe der beobachteten Kupfereinträge war an beiden Flächen über den gesamten Zeitraum stets auf dem gleichen Niveau.

In einzelnen Jahren überschreitet die Höhe der Niederschlagsdeposition an der Fläche Sandhof die Summe aus Streufall und Bestandesniederschlag. Dies deutet darauf hin, dass zumindest im Buchenbestand die Speicherung von Kupfer aus der Deposition im Kronenraum gegenüber der Anreicherung des Bestandesniederschlags mit über die Bodenlösung aufgenommenen Kupfers überwiegt. Ausgehend von einer eher geringen dauerhaften Speicherung von Kupfer im verholzten Kronenraum entsprechend SCHMIDT (1987, S. 133) von 5 % erscheint die Differenz aus der berechneten Gesamtdosition und den im Bestand beobachteten Flüssen im Mittel zu hoch.

Die gemessenen Kupferflüsse unterschreiten, gemittelt über die Beobachtungsperiode, die zulässigen zusätzlichen jährlichen Frachten der BBodSchV nur knapp. Die wahrscheinlich etwas zu hoch abgeschätzten Gesamtdositionen des Kronenraummodells erreichen an der Fläche Rothemühl die zulässige Deposition der BBodSchV von 360 g/ha, während dieser Wert in Sandhof sogar deutlich überschritten wird. Unabhängig von den Unsicherheiten bei der Abschätzung der Gesamtdosition werden in einzelnen Jahren auch im Freilandniederschlag Depositionen nahe dem Grenzwert erreicht.

Die Beurteilung des Depositionsniveaus anhand der potentiellen Auswirkungen auf das Trinkwasser führt bei Zugrundelegen des gemeinsamen Grenzwertes nach TRINKwV und WHO (2011a) zu einer wesentlich günstigeren Bewertung. So wird dieser Schwellenwert selbst bei Annahme der berechneten Gesamtdosition im Sickerwasser um den Faktor 4 und im Niederschlagswasser um den Faktor 60 unterschritten. Dagegen wird der gravierend von dem Wert nach TRINKwV abweichende Prüfwert der BBodSchV von den theoretischen Sickerwasserkonzentrationen in allen Beobachtungsjahren überschritten,

von den Konzentrationen im Niederschlagswasser mit Ausnahme des Jahres 2007 jedoch stets knapp eingehalten.

Zink ist ebenfalls ein essentielles Spurenelement, welches in Deutschland überwiegend aus dem Reifenabrieb im Straßenverkehr in die Atmosphäre gelangt (UMWELTBUNDESAMT, 2015a; HILLENBRAND et al., 2005, S. 105). Vergleichbar mit Kupfer, wurden bis Anfang der 1990er Jahre zudem mit der Kohleverfeuerung größere Mengen Zink in die Atmosphäre emittiert (UMWELTBUNDESAMT, 2015a; FIEDLER & RÖSLER, 1993, S. 168). Im Gegensatz zu Kupfer lässt sich der kontinuierliche Anstieg der nationalen Zinkemissionen UMWELTBUNDESAMT (2015a) anhand der beobachteten Depositionen weniger gut nachvollziehen. An beiden Flächen zeigt sich zudem ein etwas ungewöhnlicher Einbruch des Depositionsniveaus in den Jahren 2002 (Sandhof) und 2001 (Rothemühl). Im Mittel sind die in Sandhof beobachteten Zinkdepositionen im Freiland- sowie im Bestandesniederschlag gegenüber der Fläche Rothemühl etwas erhöht.

In der ersten Hälfte der Beobachtungsperiode ist die Niederschlagsdeposition an der Fläche Sandhof stets höher als die Summe aus Streufall und Bestandesniederschlag, während sie sich in der zweiten Hälfte stets exakt gleichen. Analog zu Kupfer scheint die Speicherung von Zink im verholzten Kronenraum gegenüber der Anreicherung des Bestandesniederschlags mit aus der Wurzelaufnahme stammenden Zinks somit zu überwiegen. Im Vergleich zu den Beobachtungen von SCHMIDT (1987, S. 108) scheinen die Gesamtdepositionen bei Anwendung des Kronenraumbilanzmodells überschätzt zu werden.

Die im Freilandniederschlag beobachteten Zinkeinträge unterschreiten in der ersten Hälfte der Beobachtungsperiode an der Fläche Sandhof die zuläs-

sigen zusätzlichen jährlichen Frachten der BBodSchV oft nur sehr knapp. Die wahrscheinlich zu hoch veranschlagten Gesamtdepositionen des Kronenraummodells überschreiten in diesem Zeitraum sogar an beiden Flächen die zulässige Deposition der BBodSchV von 1200 g/ha. Seit dem abrupten Absinken der beobachteten Depositionen in den Jahren 2001 und 2002 werden mit Abstand keine kritischen Depositionsraten mehr erreicht.

Problematische Auswirkungen auf die langfristige Sickerwasserqualität sind, ausgehend vom Orientierungswert der WHO (2011a), nicht zu erwarten. Auch bei Annahme der berechneten Gesamtdeposition wird der Orientierungswert in den letzten Jahren mindestens um den Faktor 3 unterschritten. Der strenger gefasste Prüfwert der BBodSchV für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser wird von den neueren Messungen stets eingehalten und nur noch bei Annahme der berechneten Gesamtdepositionen an der Fläche Sandhof unterschritten. Insgesamt zählt Zink zu den weniger giftigen Schwermetallen. So liegt Zink häufiger sogar eher im Mangel als im Überschuss vor. Die Gefahr von Zinkvergiftungen für höhere Tiere ist sehr begrenzt (FIEDLER & RÖSLER, 1993, S. 236). So ist auch der nicht formelle Orientierungswert der WHO eher an geschmacklichen Kriterien orientiert und unterschreitet dabei deutlich den empfohlenen Tagesbedarf an Zink, welcher eher über die Nahrung aufgenommen wird (WHO, 2003).

Phosphat

Natürliche Quellen für atmosphärische Phosphordepositionen sind meeresbürtige Aerosole, Pollen, Vulkanaktivität und Bodestäube. Daneben gibt es zahlreiche anthropogene Quellen wie Verfeuerung von Kohle und Biomasse, Stäube aus der Landwirtschaft und Einträge aus dem Verkehr und der Dün-

gemittelproduktion. (z.B. ELLIS et al., 2015)

Das Niveau der Phosphatdeposition ist an beiden Flächen in etwa vergleichbar (Abb. 6.12). Zudem zeigt sich an beiden Flächen nach einem kleinen Peak in den Jahren 1996 bis 2000 ein leichter Trend zu rückläufigen Depositionen. Mögliche Ursachen für die leicht rückläufigen Depositionen sind aufgrund der vielfältigen, oft sehr lokal dominierten Quellen, nur schwer zu ermitteln. Neben rückläufiger Verfeuerung von Kohle könnten Landnutzungsänderungen im Umfeld der Stationen oder auch die Abnahme unbefestigter Wege beigetragen haben.

Durch die Verwendung von Phosphat zur Identifikation von Verunreinigungen durch Vogelkot sind zudem auch Verzerrungen aufgrund des Ausscheidens von Proben mit hohen lokalen Staubeinträgen möglich. Ebenso sind Effekte aufgrund der relativ häufig unterschrittenen Bestimmungsgrenzen (vgl. Tabelle 6.4) denkbar.

Die jahreszeitlichen Verläufe der Phosphatdepositionen decken sich gut mit den von ANDERSON & DOWNING (2006, S. 365) beobachteten Verhältnissen, welche sie auf landwirtschaftliche Aktivitäten wie Düngung, Ernte und Bodenbearbeitung zurückführen. Ferner ist in den trockenen Sommermonaten tendenziell auch vermehrt mit Bodestaubeinträgen von unbefestigten Wegen zu rechnen. Beeinflussungen durch Vogelexkremente sind während des Sommerhalbjahrs ebenfalls wahrscheinlicher.

Die berechneten Kronenraumbilanzen sind mit häufig positiven Bilanzen in Sandhof und durchgehend kleineren Bestandes- als Freilanddepositionen an der Fläche Rothemühl sehr unterschiedlich. Neben baumartenspezifischen Besonderheiten können für diese Unterschiede wahrscheinlich unterschiedliche Intensitäten lokaler

Staubeinträge an den Freiflächen- und Bestandesplots der beiden Stationen verantwortlich gemacht werden.

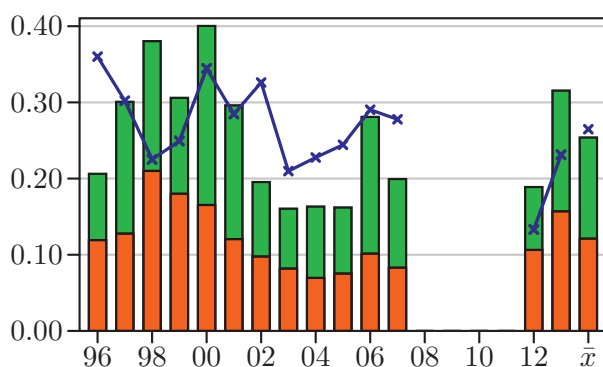
Gesamtsäureeinträge und potentielle Gesamtsäure

Bei der Berechnung der Gesamtsäure-

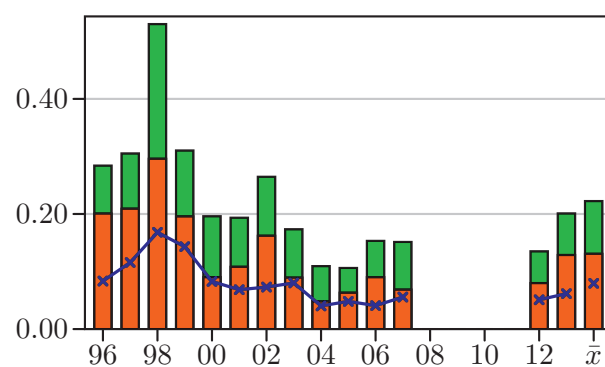
reeinträge entsprechend der Definition nach ULRICH (1991) wurde für eine einheitliche Berechnung über den gesamten Messzeitraum auf die Berücksichtigung der Metallionen Mn^{2+} , Al^{3+} und Fe^{2+} verzichtet. Insgesamt ist deren Beitrag im Vergleich zu H^+ und NH_4^+ eher gering. Zugleich entspricht

die Berechnung somit den von anderen Autoren berücksichtigten Ionen (z.B. HUG et al., 2005).

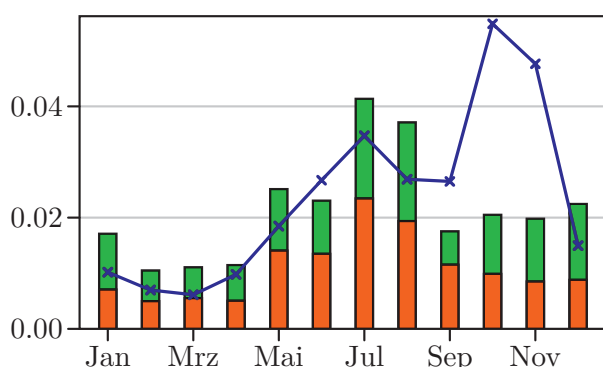
Niveau und zeitliche Entwicklung der Gesamtsäureeinträge (Abb. 6.13) entsprechen somit der Summe der für Protonen und Ammonium beschrie-



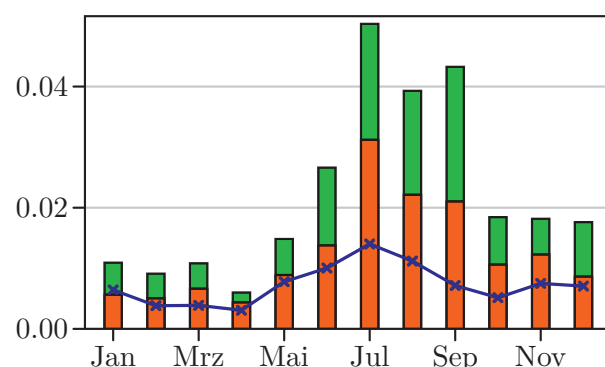
(a) PO_4^{3-} Sandhof [kmol/ha]



(b) PO_4^{3-} Rothemühl [kmol/ha]

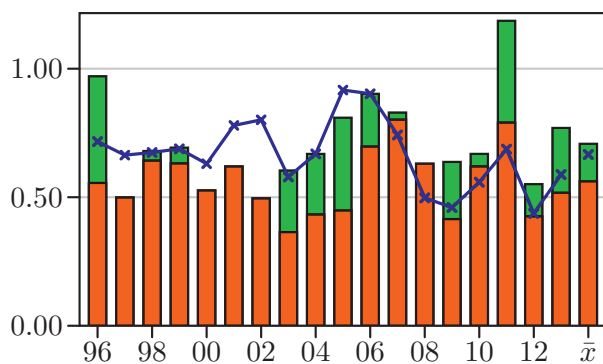


(c) PO_4^{3-} Sandhof [kmol/ha]

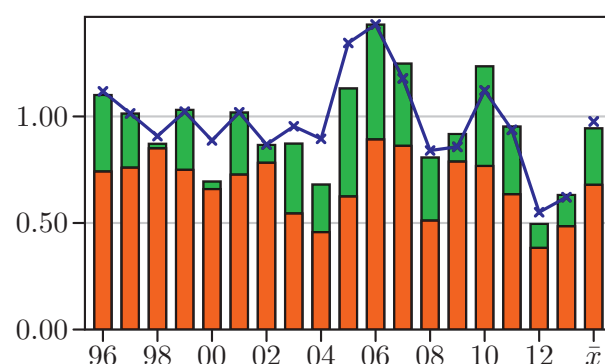


(d) PO_4^{3-} Rothemühl [kmol/ha]

Abb. 6.12: Niederschlags- (■), Interzeptions- (■) und Bestandesdeposition (■) von PO_4^{3-}

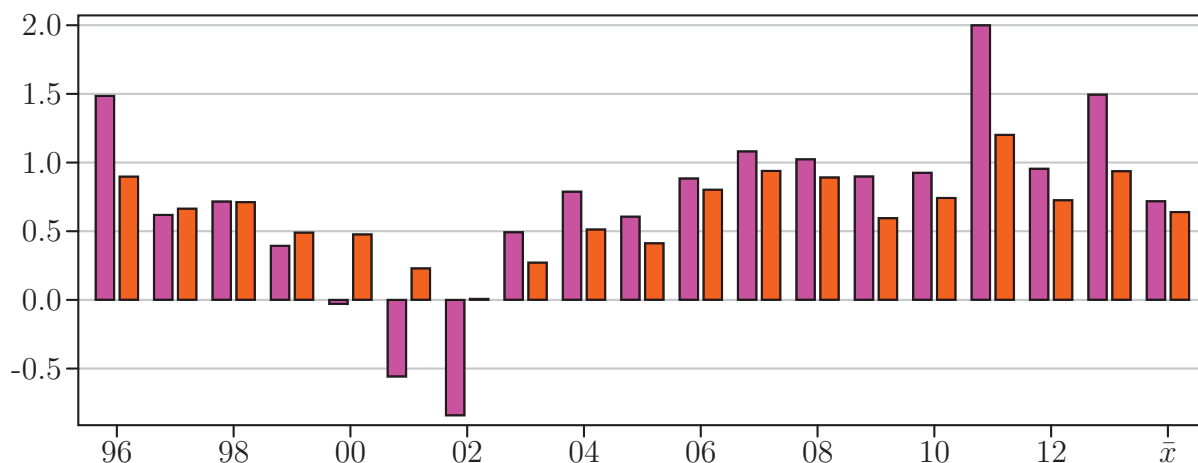


(a) Gesamtsäure nach Ulrich Sandhof [kmol/ha]

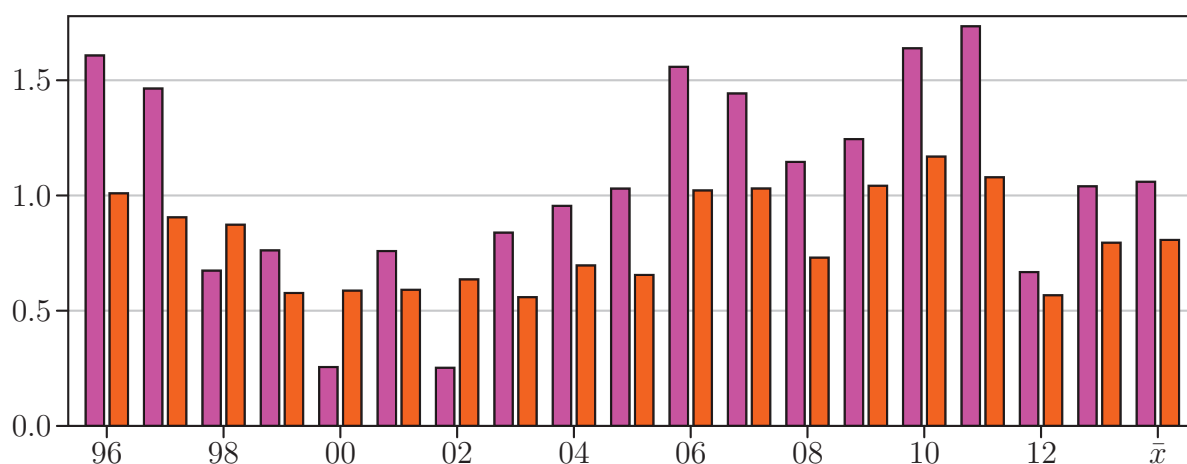


(b) Gesamtsäure nach Ulrich Rothemühl [kmol/ha]

Abb. 6.13: Niederschlags- (■), Interzeptions- (■) und Bestandesdeposition (■) von Gesamtsäure nach ULRICH (1991)



(a) potentielle Gesamtsäure an der Fläche Sandhof [kmol/ha]



(b) potentielle Gesamtsäure an der Fläche Rothemühl [kmol/ha]

Abb. 6.14: Entwicklung der Gesamt- (■) und Niederschlagsdeposition (■) potentieller Gesamtsäure an den Level II-Flächen 1302 und 1303

benen Verhältnisse. An der Fläche Rothemühl zeigen sich etwas höhere Säureeinträge, wobei ein deutlicher Trend an keiner der beiden Stationen zu erkennen ist.

Die Einträge potentieller Gesamtsäure wurden entsprechend der internationalen Definition aus der Summe der seesalzkorrigierten Chlorid-, Sulfat-,

Nitrat- und Ammonium-Einträge abzüglich der Einträge basischer Kationen (Ca, Mg, K) berechnet (SPRANGER et al., 2004, S. II16).

An beiden Flächen zeigt sich ein sehr ähnlicher Verlauf des potentiellen Gesamtsäureeintrags, wobei die Einträge an der Fläche Sandhof im Mittel etwas geringer waren (Abb. 6.14).

Der deutliche Einbruch der potentiellen Gesamtsäureeinträge im Bereich um das Jahr 2000 ist im Zusammenhang mit dem enormen Anstieg von Ca-, Mg- und K-Depositionen in diesem Zeitraum zu sehen und führt an der Fläche Sandhof teilweise sogar zu negativen Depositionen potentieller Gesamtsäure.

7 Bodenlösungschemie und Stoffflüsse

Die Zusammensetzung der Bodenlösung wird an beiden Level II-Flächen seit 1996 untersucht, sodass mittlerweile umfangreiche Zeitreihen zur Auswirkung des Depositionsgeschehens auf Bodenlösungs- und Sickerwasserchemie vorliegen. Die Gewinnung der Bodenlösung erfolgte mittels keramischer Saugkerzen (UGT, Münchenberg), welche über eine geregelte Vakuumpumpe der Firma KNF Neuberger GmbH Freiburg mit einem konstanten Unterdruck von 60 kPa versorgt werden. Die Bodenlösung wird in den Tiefen 20 cm, 40 cm, 80 cm und 160 cm gewonnen, wofür entsprechend den Empfehlungen von NIEMINEN (2011, S. 6) in jeder Tiefe vier Saugkerzen installiert wurden. Sofern Bodenlösung abgesaugt werden konnte, wurden die gewonnenen Proben in einem zweiwöchentlichen Zyklus entnommen und im Labor der LUFA Rostock entsprechend den Empfehlungen und Standards von NIEMINEN (2011, S. 15-17) analysiert. Während der Probengewinnung wurde die abgesaugte Bodenlösung bei 4 °C gekühlt und dunkel gelagert. Chemische Zusätze zur Vermeidung biologischer Umsetzungsprozesse wurden nicht eingesetzt (vgl. NIEMINEN, 2011, S. 13).

7.1 Datenaufbereitung und Berechnung von Sickerwasserfrachten

Aufgrund der im Vergleich zur Depositionsmessung großen Bedeutung von DOC, Metallen und metallorganischen Komplexen (insbesondere mit Aluminium) lassen sich für Proben der Bodenlösung kaum einfach anwendbare Tests zur Analysenqualität durchführen. Lediglich der N-Test (vgl. Kap.6.2) ist uneingeschränkt anwendbar (KÖNIG et al., 2010, S. 15). Aufgrund der vergleichsweise kurzen Zeitreihe, für welche neben Nitrat- und Ammonium-Stickstoff auch der gesamte Stickstoff bestimmt wurde, ließ sich auch dieses Kriterium nur sehr eingeschränkt prüfen.

Um Verzerrungen durch potentiell fehlerhafte Messwerte zu reduzieren, wurden in Anlehnung an NIEMINEN (2011, S. 19) die Messwerte mit den in Europa zu erwartenden Wertebereichen verglichen. Proben, welche bei einem Parameter Analysenergebnisse außerhalb dieser Plausibilitätsbereiche aufwiesen, wurden bei den weiteren Auswertungen nicht mehr berücksichtigt, wobei dieser Ausschluss für die Spurenelemente (Zn, Cu, Ni, Pb, Cd) separat durchgeführt wurde.

Da in vielen Perioden aufgrund von Bodentrockenheit, Lufteintritt und technischen Ausfällen keine Bodenlösung gewonnen werden konnte und zudem durch den Ausschluss potentiell fehlerhafter Analysenergebnisse weitere Datenlücken entstanden, mussten für zahlreiche Perioden entsprechende Schätzungen erfolgen. In Anlehnung an BRUMME & KHANNA (2009, S. 306) wurden diese Werte durch lineare Interpolation zwischen Perioden mit vorliegenden Messwerten berechnet. Zur Kompensation von Verdünnungs- und Konzentrationseffekten im Zusammenhang mit unterschiedlichen Bodenwassergehalten wurden die vorliegenden Konzentrationen zuvor mit den aus der Wasserhaushaltsmodellierung (Kap. 4) vorliegenden mittleren Bodenwassergehalten der jeweiligen Periode multipliziert. Im Anschluss an die lineare Interpolation wurden alle Konzentrationen durch Division mit den Bodenwassergehalten wieder in die realen Konzentrationen beim jeweils aktuellen Bodenwassergehalt zurückgerechnet. Durch dieses Vorgehen sollten insbesondere systematische Verzerrungen in Richtung geringerer Konzentrationen vermieden werden, da Bodenlösung in der Regel bevorzugt bei höheren Bodenwassergehalten gewonnen werden konnte.

Die Stoffausträge mit dem Sickerwasser konnten dann für jede Periode

durch einfache Multiplikation mit den modellierten Sickerwasserraten (Kap. 4) berechnet werden.

Als jährliche Mittelwerte wurden für alle Kennwerte der Bodenlösungschemie die mit den Längen der einzelnen Perioden gewichteten arithmetischen Mittel berechnet. Dadurch sollten insbesondere potentielle Auswirkungen auf das Pflanzenwachstum von den berechneten Mittelwerten gut wiedergegeben werden. Dagegen wurde für die Berechnung der mittleren Stoffkonzentrationen im Sickerwasser nicht die Dauer der Perioden, sondern die in den Perioden modellierten Sickerwasserraten als Gewichte bei der Mittelwertbildung herangezogen. Die für die einzelnen Jahre dargestellten Werte entsprechen somit dem Quotienten aus jährlichem Stoffaustrag und jährlicher Sickerwasserspende. Sie geben die tatsächlichen Konzentrationen in der Grundwasserspende tendenziell unverzerrt wieder, als mit der Zeit gewichtete Mittelwerte der Konzentrationen in 160 cm Tiefe.

7.2 Niveau und Trends von Bodenlösungs- und Sickerwasserchemie

Natrium und Chlor

Analog zu den Depositionen lassen sich für Natrium und Chlor aufgrund der vorwiegend meeresbürtigen Einträge an beiden Flächen kaum ausgeprägte Trends in der Bodenlösung beobachten (Abb. 7.1). Lediglich an der Fläche Rothemühl zeigen sich in den letzten Jahren tendenziell leicht abnehmende Konzentrationen, welche wahrscheinlich zu großen Teilen auf Verdünnungseffekte in Jahren mit vergleichsweise hohen Bodenfeuchten zurückgeführt werden können. So sind auch die Austräge mit dem Sickerwasser in diesen Jahren auf einem relativ hohen Niveau. Tendenziell zeigen sich in Sandhof analog zu den Depositionsverhältnissen etwas

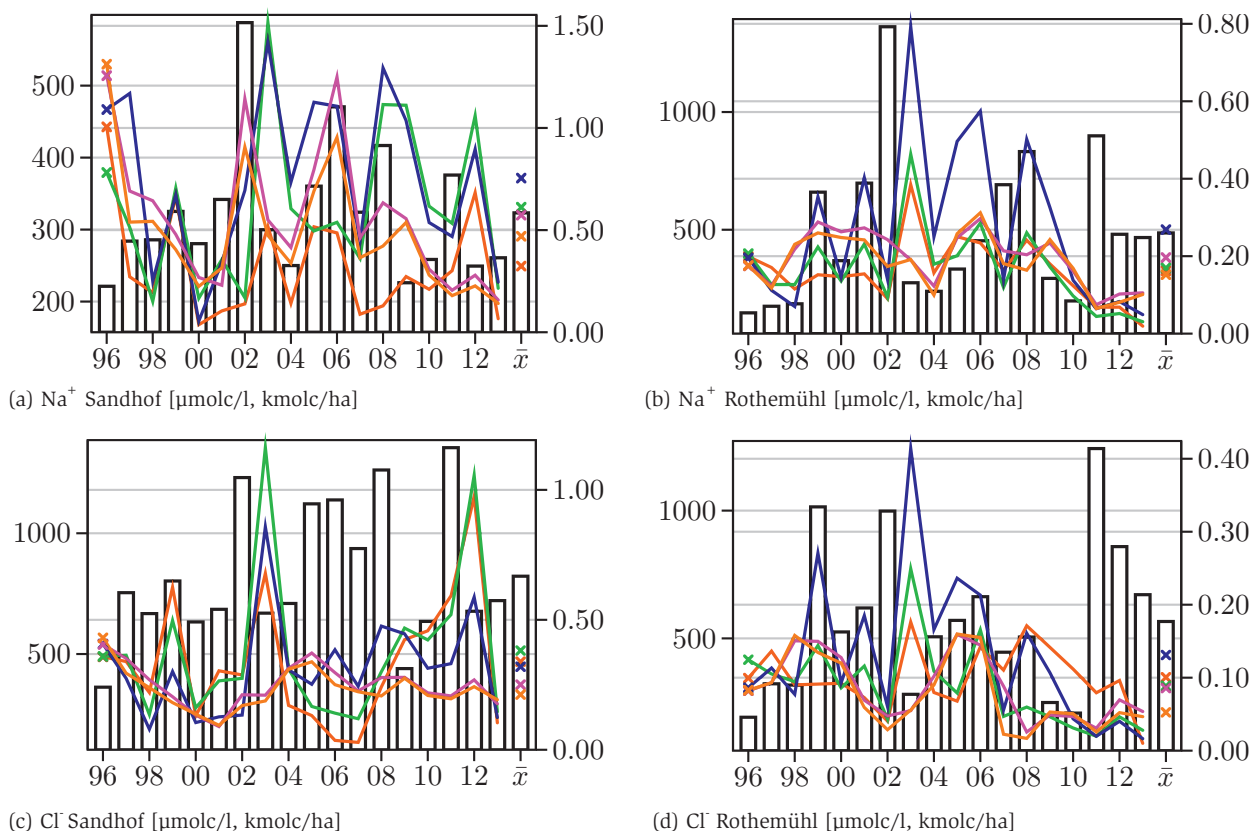


Abb. 7.1: Trends der Na^+ und Cl^- -Konzentrationen in der Bodenlösung (Tiefen 20 cm ■, 40 cm ■, 80 cm ■, 160 cm ■), im Sickerwasser (■), sowie Frachten im Sickerwasser (Balken)

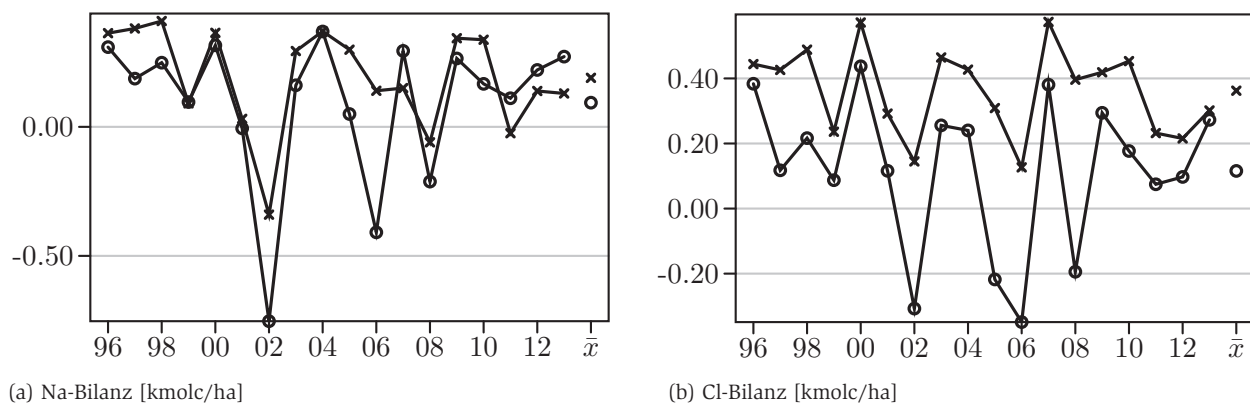


Abb. 7.2: Bilanzen der Ein- und Austräge von Na und Cl an den Flächen Sandhof (o) und Rothemühl (x)

höhere Cl^- -Konzentrationen. Dagegen spiegeln sich die Depositionsverhältnisse in den beobachteten Natriumkonzentrationen nicht wieder. Auch die abgeschätzte Natrium-Freisetzung aus der Verwitterung liegt an der Fläche Sandhof über der für Rothemühl geschätzten Rate. Neben einer stärkeren Fixierung im Boden und eventuell höheren Natrium-Aufnahmen durch

den Buchenbestand, könnten Verdünnungseffekte aufgrund der durchschnittlich höheren Bodenfeuchten an der Fläche in Sandhof zu diesen Unterschieden beitragen. So liegen die berechneten Sickerwasserausträge an der Fläche in Sandhof, analog zu den Depositionsverhältnissen und der berechneten Natriumfreisetzung aus der Verwitterung, deutlich über

den in Rothemühl beobachteten Raten.

Chlorid unterliegt im Boden nur einer geringen Retention und wird nur als Spurenelement von den Pflanzen benötigt. Auf grundwasserfernen Standorten sollten die Einträge von Chlorid mit der Deposition somit den Austrägen über den Sickerwasserstrom

gleichen. Die Verhältnisse der Konzentrationen und Wasserflüsse im Bestandesniederschlag und Sickerwasser können dann auch zur Schätzung der Sickerwasserraten herangezogen werden. (HÖRMANN et al., 2003, S. 6)

Für den Tiefengradienten der Cl-Konzentration müssten sich unter grundwasserfernen Bedingungen somit über der Tiefe ansteigende Konzentrationen beobachten lassen. Dies ist an beiden Flächen jedoch nur sehr eingeschränkt erkennbar, was darauf hindeuten könnte, dass Chlorid doch einer Retention im Boden unterliegt, oder die Bodenlösung nicht ausreichend repräsentativ erfasst wurde (vgl. HÖRMANN et al., 2003, S. 6). Bei unterstellter Anwendbarkeit der Chlorid-Bilanz zur Schätzung der Sickerwasserrate an den beiden Flächen zeigt sich in Sandhof mit einer im langjährigen Mittel weitgehend ausgeglichenen Bilanz (Abb. 7.2) eine gute Übereinstimmung zu den mit SWAP modellierten Sickerwasserraten. In Rothemühl sind die berechneten Chloridausträge mit dem Sickerwasser mit einer in allen Beobachtungsjahren stets positiven Bilanz dagegen deutlich niedriger als die atmosphärischen Einträge. Dies würde im Vergleich zur Chlorid-Bilanz auf eine Unterschätzung der Sickerwasserraten durch das Wasserhaushaltsmodell hindeuten.

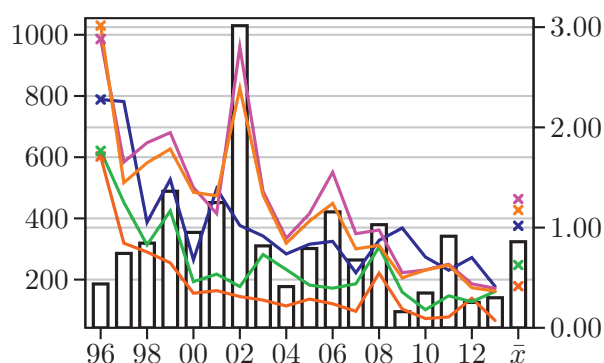
Erwartungsgemäß werden die eher an geschmacklichen und technischen Aspekten ausgerichteten Orientierungswerte der WHO (2011a) sowie analogen Indikatorparameter der TRINKWV (2013) von 200 mg/l für Natrium bzw. 250 mg/l für Chlorid von den beobachteten Konzentrationen im Sickerwasser stets um über das Zehnfache unterschritten. Sogar der Grenzwert von 20 mg/l der MIN/TAFELWV (2014), welcher gleichsam als Bedingung für die gewerbsmäßige Inverkehrbringung von Mineralwässern zur natriumarmen Ernährung und Zubereitung von Säuglingsnahrung gilt, wird von den beobachteten Konzentrationen im Sickerwasser an beiden Flächen unterschritten.

Schwefel

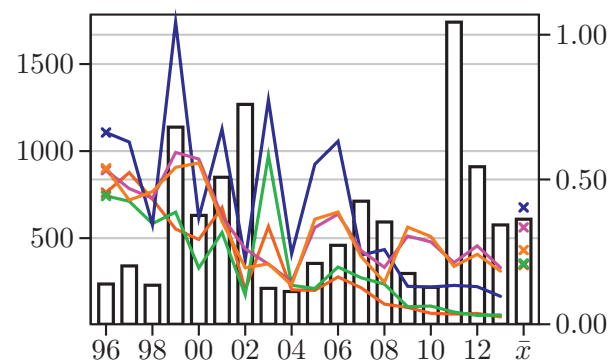
Aufgrund der zumindest historisch hohen atmosphärischen Schwefel-einträge ist Sulfat zusammen mit Chlorid das häufigste Anion in der Bodenlösung. Die Entwicklung der Sulfatkonzentrationen in der Bodenlösung zeichnet sehr deutlich den für die Depositionen beobachteten Trend zur Abnahme nach (Abb. 7.3). Auch die Unterschiede zwischen beiden Flächen gleichen weitgehend den Beobachtungen zur Deposition. So zeigen sich insbesondere Ende der 1990er Jahre im Vergleich zur Fläche

Sandhof in Rothemühl erhöhte SO_4^{2-} -Konzentrationen.

Deutliche Unterschiede in der beobachteten Trendstärke zeigen sich dagegen in den verschiedenen Saugkerzentiefen. Während im Oberboden analog zur Depositionsentwicklung eine rasche Abnahme der SO_4^{2-} -Konzentrationen erfolgt, verharren die Konzentrationen im Unterboden länger auf einem vergleichsweise hohen Niveau. Ähnlich wie Chlorid wird auch SO_4^{2-} kaum von den Pflanzenwurzeln aufgenommen, wodurch sich gewöhnlich mit der Tiefe ansteigende SO_4^{2-} -Konzentrationen einstellen (BRUMME & KHANNA, 2009, S. 308). Entsprechende Tiefengradienten der SO_4^{2-} -Konzentrationen lassen sich insbesondere an der Fläche Sandhof auch anhand der vorliegenden Messwerte beobachten. Im Gegensatz zu Chlorid kann Sulfat unter sauren Bedingungen jedoch im größeren Ausmaß durch Bildung von Aluminiumhydroxisulfaten mit Aluminium sowie Adsorption auf den Mineraloberflächen im Boden fixiert werden. Bei ansteigenden pH-Werten ist dann mit einer vermehrten Freisetzung von Aluminium und Sulfat aus der Auflösung der gebildeten Aluminiumhydroxisulfate zu rechnen. (BRUMME & KHANNA, 2009, S. 311; KLINCK et al., 2013, S. 97).



(a) SO_4^{2-} Sandhof [$\mu\text{mol}_c/\text{l}$, kmol_c/ha]



(b) SO_4^{2-} Rothemühl [$\mu\text{mol}_c/\text{l}$, kmol_c/ha]

Abb. 7.3: Trends der SO_4^{2-} -Konzentrationen in der Bodenlösung (Tiefen 20 cm ■, 40 cm ■, 80 cm ■, 160 cm ■), im Sickerwasser (■), sowie Frachten im Sickerwasser (Balken)

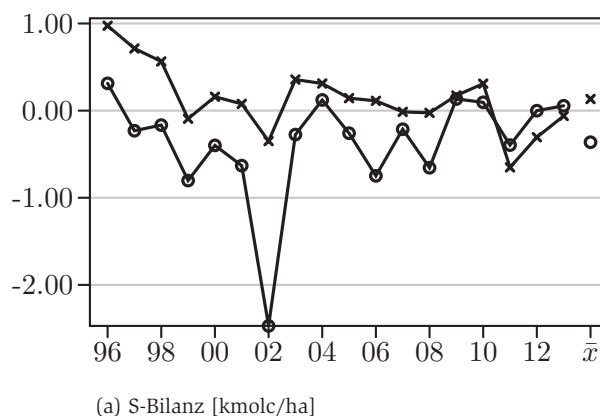


Abb. 7.4: Bilanzen der Ein- und Austräge von SO_4^{2-} an den Flächen Sandhof (o) und Rothemühl (x)

Besonders deutlich ist der Effekt an der Fläche Rothemühl zu beobachten, wo die SO_4^{2-} -Konzentrationen im Unterboden bei gleichzeitigem Anstieg der pH-Werte zunächst auf einem konstant hohen Niveau verweilen. Aufgrund dieser zusätzlichen, nicht aus dem abwärts gerichteten Bodenwasserstrom stammenden, SO_4^{2-} -Quelle, lassen sich an der Fläche Rothemühl auch keine nach unten ansteigenden Tiefengradienten der SO_4^{2-} -Konzentrationen beobachten.

Während bis kurz vor der Jahrtausendwende in Rothemühl noch Sulfat im Boden angereichert wurde, entsprechen im langjährigen Mittel die berechneten SO_4^{2-} -Austräge mit dem Sickerwasser mittlerweile den atmosphärischen Einträgen. An der Fläche in Sandhof werden dagegen bereits seit Beginn der Messungen deutlich höhere Austräge erfasst. Bei zugleich geringeren Einträgen aus der Deposition ergeben sich durchgehend negative Bilanzen (Abb. 7.4). Demnach wird in Sandhof gegenwärtig noch aus historischen Einträgen stammendes Sulfat in die Bodenlösung abgegeben. Dies unterstreicht die Annahmen zu den Depositionstrends, wonach sich die Einträge an der westlicher gelegenen Fläche Sandhof bereits zeitiger in Richtung sulfatarmerer Verhältnisse entwickelt haben.

Der sehr markante Peak der Sulfatausträge bei einer zugleich deutlich

negativen Sulfatbilanz im Jahr 2002 an der Fläche Sandhof verdeutlicht die Zusammenhänge zwischen Sulfatfreisetzung und basischen Einträgen, wie sie auch als Wirkungen von forstlichen Bodenschutzkalkungen beschrieben werden. So bewirkt das in Folge von Kalkungen vermehrt in der Bodenlösung auftretende Hydrogencarbonat als „Säurefänger“ eine vermehrte Pufferung gespeicherter Säure-Altlasten und sorgt bei der weiteren Verlagerung mit dem Sickerwasser zugleich für eine Neutralisierung der freigesetzten Austausch-Säure (LEUBE, 2000, S. 12). Die hohen Sulfatausträge und Sickerwasserkonzentrationen sind somit vorrangig im Zusammenhang mit den in den Jahren 2000 bis 2002 außergewöhnlich hohen Depositionen basischer Kationen, insbesondere des Calciums zu sehen. Aufgrund der weniger markanten Depositionsentwicklung zwar deutlich abgeschwächt, jedoch durchaus erkennbar, zeigt sich dieser Effekt im gleichen Zeitraum auch an der Fläche Rothemühl.

Erwartungsgemäß wird der eher an geschmacklichen und technischen Aspekten ausgerichtete Orientierungswert der WHO (2011a) sowie auch der strenger gefasste Indikatorparameter der TRINKWV (2013) von 500 mg/l bzw. 250 mg/l von den beobachteten Konzentrationen im Sickerwasser stets deutlich und in den letzten Jahren mindestens um

das Fünffache unterschritten. Analog wird auch der sehr ähnliche Grenzwert von 240 mg/l der MIN/TAFEL-WV (2014) eingehalten, welcher für die gewerbsmäßige Inverkehrbringung von als für die Zubereitung von Säuglingsnahrung geeignet ausgewiesener Mineralwässer gilt.

Stickstoff

Analog zu den beobachteten Depositionen lassen sich für die anorganischen Stickstoffgehalte der Bodenlösung kaum zeitliche Trends erkennen (Abb. 7.5). Die vergleichsweise hohen Nitratkonzentrationen im Jahr 1996 sind wahrscheinlich noch auf Störungen im Zusammenhang mit dem Einbau der Saugkerzen zurückzuführen. Im Mittel lassen sich insbesondere für Nitrat an der Fläche Rothemühl im Vergleich zu Sandhof höhere Konzentrationen in der Bodenlösung beobachten. Dies deckt sich gut mit den dort tendenziell etwas höheren Stickstoffeinträgen aus der Deposition und der für den dort stockenden Kiefernbestand unterstellten geringeren langfristigen Stickstofffixierung in der Biomasse.

Die Tiefengradienten der mittleren Nitratgehalte entsprechen an der Fläche Rothemühl mit nach unten abnehmenden Konzentrationen dem aufgrund der Wurzelaufnahme durch die Vegetation zu erwartenden Verlauf. In Sandhof lässt sich im lang-

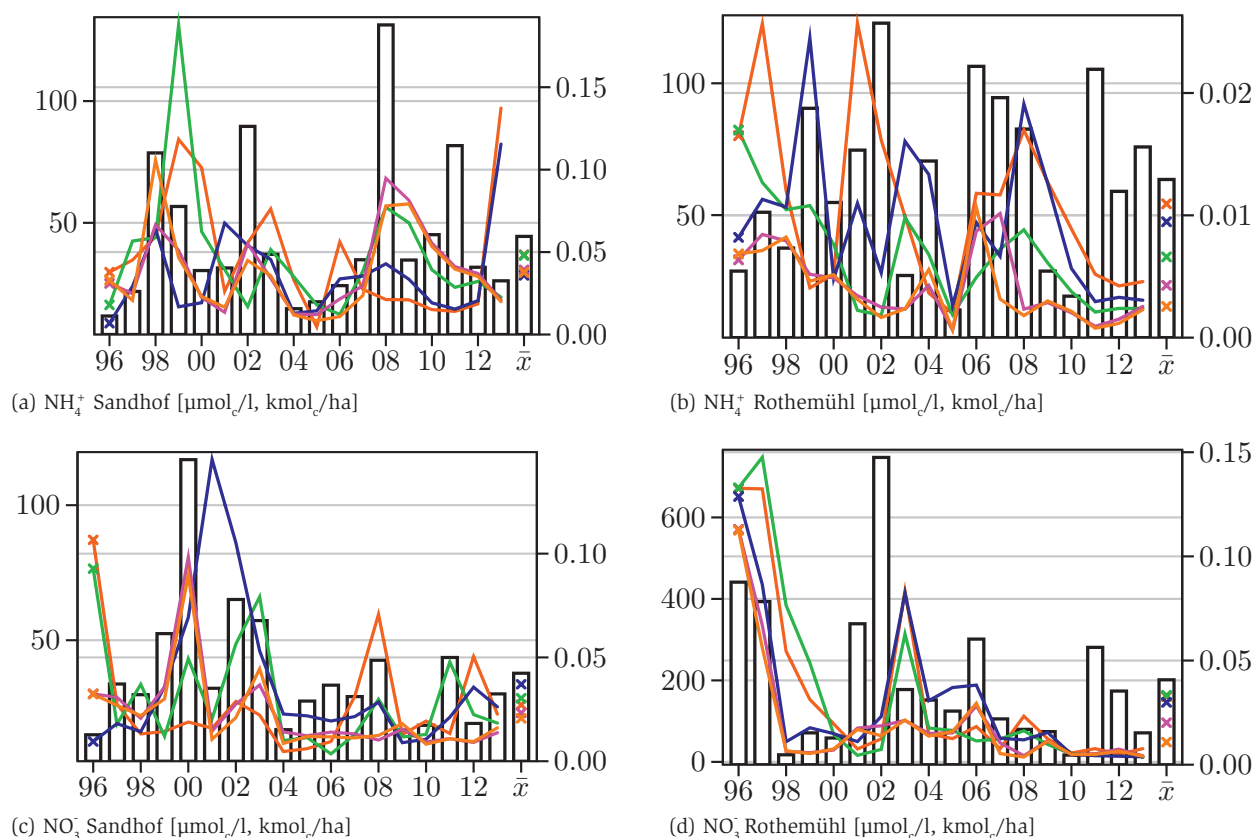


Abb. 7.5: Trends der NH_4^+ und NO_3^- -Konzentrationen in der Bodenlösung (Tiefen 20 cm $\square$, 40 cm $\blacksquare$, 80 cm $\blacksquare$, 160 cm $\blacksquare$), im Sickerwasser ($\blacksquare$), sowie Frachten im Sickerwasser (Balken)

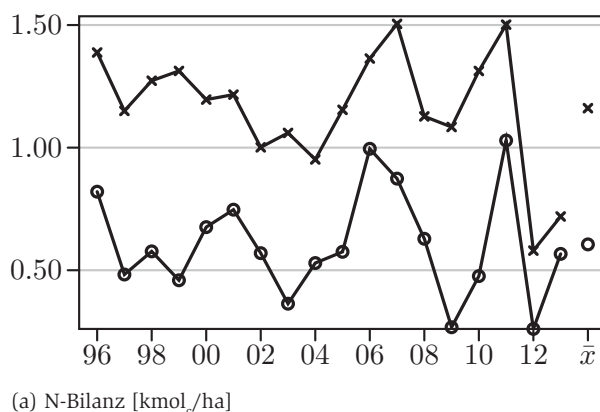


Abb. 7.6: Bilanzen der Ein- und Austräge von anorganischem Stickstoff an den Flächen Sandhof (o) und Rothemühl ($\times$)

jährigen Mittel kein ausgeprägter Tiefengradient der NO_3^- -Konzentrationen erkennen.

Die in größeren Bodentiefen beobachteten, vergleichsweise hohen Ammoniumgehalte in der Bodenlösung lassen sich nicht unmittelbar mit herkömmlichen Annahmen zu Stickstoff-Umsetzungsprozessen in Übereinstimmung bringen. So

werden in der Regel auch für saurere Böden Nitrifikationsraten angenommen, welche zu Nitratanteilen von 50...90 % am mineralisierten Stickstoff der Bodenlösung führen (z.B. NAGEL & GREGOR, 1999, S. 84). Insbesondere an der weniger sauren Fläche in Sandhof wären tendenziell geringere NH_4^+ -Anteile zu erwarten. Neben der gewöhnlich mit der Tiefe zunehmenden Nitrifikation ist auch

aufgrund der gegenüber NO_3^- bevorzugten Aufnahme von NH_4^+ durch die Wurzeln (wie sie beispielsweise auch im Stoffhaushaltsmodell PROFILE unterstellt wird) mit stark abfallenden Tiefengradienten von NH_4^+ zu rechnen, welche in den vorliegenden Messdaten jedoch kaum beobachtet werden können (vgl. Abb. 8.1, 8.2). Allerdings ermittelten beispielsweise auch BRUMME & KHANNA (2009, S. 311)

an saureren Standorten im Durchschnitt vergleichbar hohe NH_4^+ -Gehalte der Bodenlösung und führen dies auf das Fehlen von nitrifizierenden Bakterien zurück. Die auch noch in größeren Bodentiefen beobachteten vergleichsweise hohen Ammoniumgehalte in der Bodenlösung können eventuell auch im Zusammenhang mit der Ammonifikation gelöster organischer Substanz während der Probenlagerung/-gewinnung erklärt werden.

Die Summe aus langfristiger Stickstoffaufnahme in die Vegetation und den berechneten Sickerwasserausträgen unterschreitet im gesamten Beobachtungszeitraum an beiden Flächen deutlich die Einträge aus der Deposition (Abb. 7.6). An der Fläche Rothemühl ist die Differenz im langjährigen Mittel besonders deutlich ausgeprägt. Wahrscheinlich deuten diese großen Differenzen auf eine gegenwärtig hohe Stickstoffretention im Boden, insbesondere in der organischen Humusaufgabe hin. An der Fläche in Rothemühl scheinen die dort vorherrschenden rothumusartigen Humusaufgaben gegenwärtig ein entsprechend größeres Retentionsvermögen aufzuweisen. Eventuell könnte auch eine etwas unterschätzte N-Aufnahme der Vegetation durch die verwendeten Schätzfunktionen (HEINSDORF & KRAUSS, 1990) an der Fläche Rothemühl in Erwägung gezogen werden. So weisen Angaben anderer Autoren zu Stickstoffgehalten in der Holzmasse für Kiefern tendenziell höhere Werte aus (vgl. z.B. ÖKO-DATA, 2002; JACOBSEN et al., 2002). Des Weiteren ist anzunehmen, dass der Gesamtaustrag von Stickstoff mit dem Sickerwasser durch die Summe der Nitrat- und Ammoniumausträge unterschätzt wird, worauf auch die relativ hohen Gehalte an DOC im Sickerwasser hindeuten. Einen weiteren Beitrag zu den beobachteten Differenzen könnten gasförmige Stickstoffausträge in Form von Lachgas und molekularem Stickstoff darstellen. Mit in der Regel zu erwarten-

den jährlichen Werten im Bereich von 0,036...0,25 kmol/ha ist der Anteil gasförmiger Austräge wahrscheinlich jedoch eher zu vernachlässigen (vgl. KLINCK et al., 2013, S. 100).

Die beobachteten NH_4^+ -Konzentrationen im Sickerwasser überschreiten in einzelnen Jahren an beiden Flächen den Indikatorparameter der TRINKWV (2013) von 0,5 mg/l, während die WHO (2011a) aufgrund der geringen Toxizität der in Trinkwässern auftretenden Gehalte auf die Festlegung eines Grenzwertes verzichtet, als Obergrenze für die gewöhnlich im Grund- und Oberflächenwasser auftretenden Konzentrationen jedoch 0,2 mg/l angibt. Im langjährigen Mittel wird der Indikatorparameter der TRINKWV (2013) in Rothemühl jedoch deutlich, in Sandhof dagegen nur knapp unterschritten.

Der gemeinsame Richtwert für Nitrat von 50 mg/l entsprechend WHO (2011a) und TRINKWV (2013) wird an beiden Flächen stets sehr deutlich unterschritten. Der Schwellenwert für die gewerbsmäßige Inverkehrbringung von als für die Zubereitung von Säuglingsnahrung geeignet ausgewiesener Mineralwässer von 10 mg/l entsprechend MIN/TAFELWV (2014) wird in Sandhof stets, an der Fläche Rothemühl in der Mehrzahl der Jahre eingehalten. So liegen die mittleren Konzentrationen im Sickerwasser an der Fläche in Sandhof bei lediglich 1,3 mg/l und in Rothemühl bei 3,0 mg/l.

Insgesamt ist hinsichtlich der potentiellen Nitratbelastung des Sickerwassers jedoch insbesondere an der Fläche Rothemühl zu beachten, dass obwohl gegenwärtig nur unbedenkliche Konzentrationen und keine ansteigenden Trends in der Bodenlösung beobachtet werden können, sich aufgrund der langfristig positiven Stickstoffbilanz ein zunehmend großes Potential zur Nitratfreisetzung aufbaut. Insbesondere nach Mineralisierungsschüben in der Humusauf-

lage, welche durch starke Belichtung des Bodens beispielsweise nach Kalamitäten oder großflächigen Kahlschlägen auftreten können, sind deutlich höhere Nitratausträge denkbar. Durch kleinere Kahlhiebe, welche nur zu einer vergleichsweise geringen Besonnung und somit Erwärmung des Waldbodens führen, sind jedoch eher keine gravierenden Mineralisierungsschübe zu erwarten (vgl. KLINCK et al., 2014). Zugleich ist nach entsprechenden Eingriffen mit einer stärkeren „Verdünnung“ in Folge höherer Sickerwasserraten zu rechnen sowie von einer geringeren Gesamtdeposition aufgrund des zeitweise fehlenden Baumbestands auszugehen.

Kalium, Magnesium und Calcium

Die beobachtete Entwicklung der Bodenlösungskonzentrationen und Austragsraten mit dem Sickerwasser in den einzelnen Jahren zeigen für alle drei Elemente eine hohe Übereinstimmung mit den erfassten Depositionsraten (Abb. 7.7). Insgesamt lässt sich somit für Calcium und Kalium ein deutlicher Trend zu abnehmenden Bodenlösungskonzentrationen beobachten, während der Trend zur Abnahme für Mg weniger deutlich ausgeprägt ist. Stattdessen lässt sich für Mg analog zur Deposition ein deutlicher Peak im Bereich der Jahrtausendwende beobachten.

Die anhand der Deposition konstatierten Unterschiede zwischen beiden Flächen lassen sich anhand der Bodenlösungskonzentrationen nicht unmittelbar nachvollziehen. So liegen insbesondere die langjährigen Mittelwerte der Ca-Konzentrationen an der Fläche Rothemühl tendenziell sogar leicht über den in Sandhof erfassten Werten. Diese Verhältnisse wären auch unter Berücksichtigung der deutlich geringeren Freisetzung von Ca und Mg aus der Verwitterung in Rothemühl nicht zu erwarten. Vielmehr können diese Unterschiede wahrscheinlich auf die geringere Festlegung im Be-

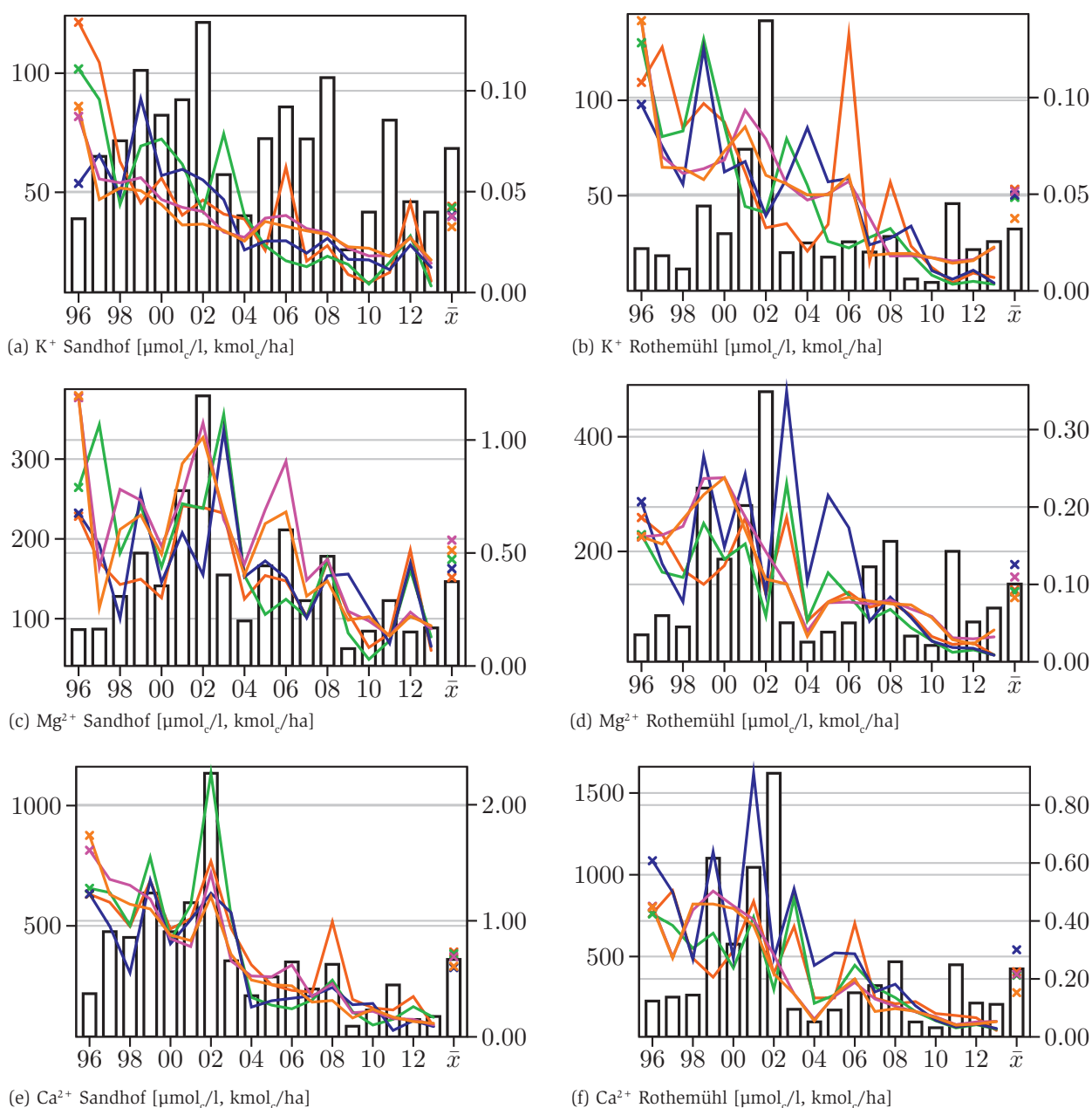


Abb. 7.7: Trends der K^+ , Mg^{2+} und Ca^{2+} -Konzentrationen in der Bodenlösung (Tiefen 20 cm ■, 40 cm ■, 80 cm ■, 160 cm ■), im Sickerwasser (■), sowie Frachten im Sickerwasser (Balken)

stand und die im langjährigen Mittel geringeren Bodenfeuchten und damit erhöhten Konzentrationen in Rothemühl zurückgeführt werden. So zeigen sich bei Betrachtung der Austragsraten in Sandhof sowohl bei Magnesium, als auch bei Calcium deutlich höhere Werte, wobei die hohen Ca und Mg-Konzentrationen im Sickerwasser an der Fläche Sandhof auch im Zusammenhang mit dem Auftreten von Carbonaten

im Untergrund dieser Fläche gesehen werden müssen.

Bei Gegenüberstellung der berechneten Sickerwasserausträge mit den atmosphärischen Einträgen, der Elementfreisetzung aus der Verwitterung sowie der Aufnahme in den Bestand ergeben sich für Ca und Mg in Sandhof nahezu über den gesamten Beobachtungszeitraum negative Bilanzen (Abb. 7.8). Dies

deutet, wie auch der abnehmende Trend der Konzentrationen, auf eine Abnahme der Elementvorräte im Boden hin. Während bezogen auf das Ökosystem (bei Vernachlässigung von Elementexporten durch Holzernte) für Ca in allen Jahren eine entsprechende Anreicherung festgestellt werden kann, ergeben sich für Mg auch hier bereits vorwiegend negative bis knapp ausgeglichene Bilanzen.

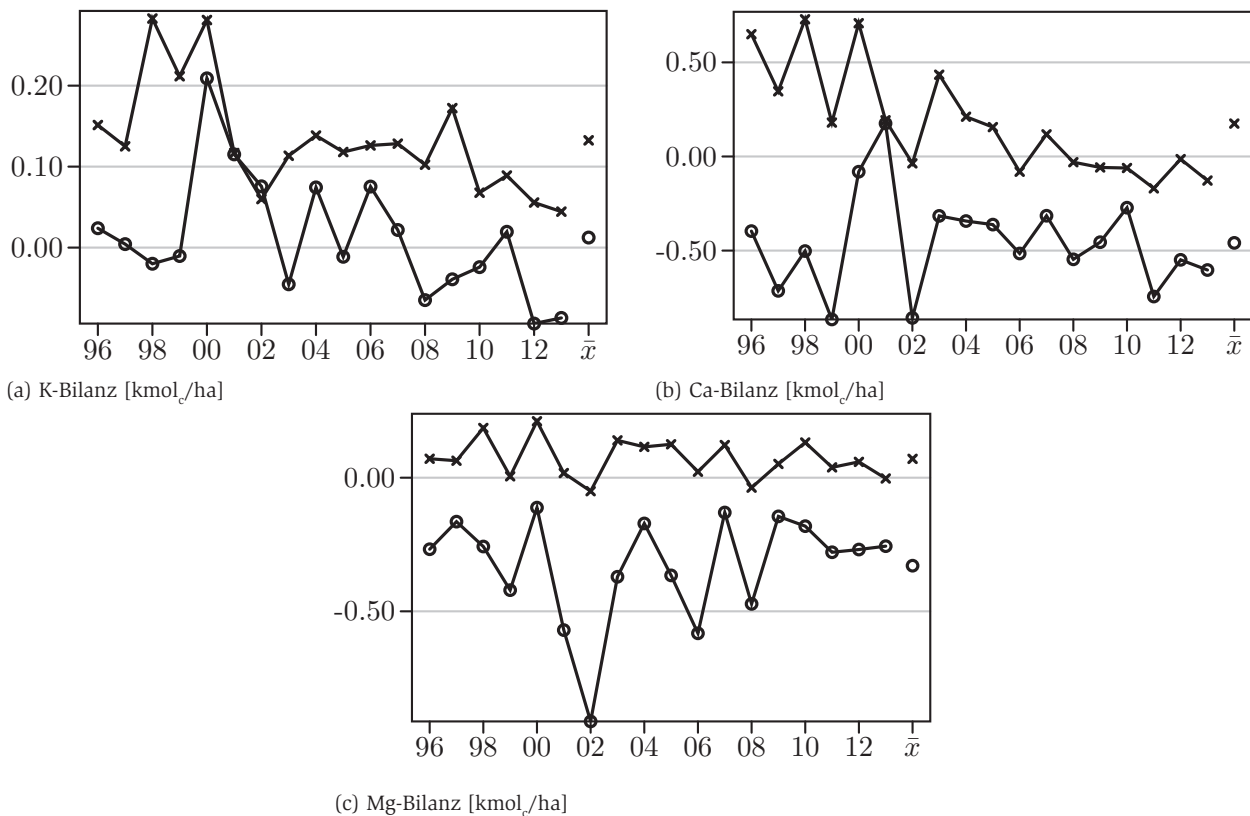


Abb. 7.8: Bilanzen der Ein- und Austräge von K, Ca und Mg an den Flächen Sandhof (o) und Rothemühl (x)

An beiden Flächen lassen sich allerdings kaum ausgeprägte Tiefengradienten der Bodenlösungskonzentrationen erkennen. Tendenziell zeigen sich für Mg an beiden Flächen mit der Tiefe sogar eher zunehmende Gehalte. Vorbehaltlich der insgesamt komplexen Wechselwirkungen von Wurzelaufnahme, der über die Tiefe unterschiedlichen Elementfreisetzung aus der Verwitterung, Austausch- und Pufferprozesse sowie Auswirkungen von Aluminiumtoxizität, deuteten diese Befunde zunächst auf eine ausreichende Basenversorgung der Bestände hin. So wären bei Elementverknappung und entsprechend vorwiegender Ernährung der Bestände über den „kleinen Stoffkreislauf“ mit der Tiefe abnehmende Konzentrationen in der Bodenlösung zu erwarten.

Schwermetalle

Neben zunehmenden analytischen Unsicherheiten bei Spurenelemen-

ten im Allgemeinen treten bei den Schwermetallen zusätzliche methodische Probleme durch Wechselwirkungen, insbesondere Austauschereffekte mit porösen Materialien der keramischen Saugkerzen hinzu (vgl. NIEMEN, 2011, S. 11). Bei den vergleichsweise sauren Verhältnissen an beiden Flächen ist mit entsprechenden Effekten jedoch vorrangig nur bei Blei zu rechnen, während bei Cadmium, Kupfer und Zink erst bei höheren pH-Werten deutliche Sorptionen in den Saugkerzen zu erwarten sind (GROSSMANN et al., 1990). Bei Mangan und Nickel sind Austauschprozesse in den Saugkerzen wahrscheinlich generell zu vernachlässigen (GROSSMANN et al., 1990). Betrachtungen zur An- bzw. Abreicherung im Boden sind zudem aufgrund der hohen Unsicherheiten hinsichtlich der Aufnahme in den Bestand (vgl. JACOBSEN et al., 2002, S. 39; SPRANGER et al., 2004, S. V46) sowie zur Freisetzung durch die Verwitterung für Spurenelemente kaum möglich.

Eisen gelangt im Wesentlichen aus der Mineralverwitterung in die Bodenlösung, wodurch Zusammenhänge zur Deposition kaum zu erwarten sind. Mangan tritt dagegen als Nebenbestandteil eisenhaltiger Silikate meist nur in geringen Gehalten im Boden auf (ULRICH, 1981, S. 295). Für beide Elemente lassen sich an der Fläche Sandhof kaum ausgeprägte Trends in der Bodenlösung beobachten (Abb. 7.9). Dagegen zeigt sich an der Fläche Rothemühl in den letzten Jahren tendenziell eine Abnahme der Mangan- bei gleichzeitiger Zunahme der Eisengehalte. Gewöhnlich können solche Verschiebungen der Konzentrationsverhältnisse im Zusammenhang mit den von ULRICH (1981, 1986) beschriebenen Pufferbereichen interpretiert werden. Allerdings haben sich die pH-Werte an der Fläche Rothemühl im gleichen Zeitraum tendenziell eher erhöht, was einen zunehmenden Übergang in den Aluminium-Eisen-Pufferbereich eher unwahrscheinlich erscheinen lässt.

So ist auch anhand der beobachteten Al-Konzentrationen in der Bodenlösung kein entsprechender Trend zu erkennen. Eventuell kann der beobachtete Rückgang der Mn-Konzentrationen auch auf eine mit den leicht gestiegenen pH-Werten wieder einsetzende Retention im Boden zurückgeführt werden. So lässt nach ULRICH (1981, S. 295) die Fähigkeit des Bodens Mn^{2+} zu binden im pH-Bereich 5...4 stark nach und verschwindet bei pH-Werten < 4 völlig.

Inwieweit auch eine veränderte Depositionssituation den beobachteten Rückgang der Mangankonzentration ausgelöst haben könnte, lässt sich aufgrund fehlender Depositionsdaten für den entsprechenden Zeitraum nur schwer einschätzen. Die an beiden Flächen beobachteten Tiefengradienten der Eisenkonzentrationen zeichnen mit hohen Konzentrationen im sauren Oberboden und zunehmend geringen Konzentrationen in größerer Tiefe bei entsprechend höheren pH-Werten sehr anschaulich die abnehmende Bedeutung von Eisenhydroxiden an den Pufferprozessen nach.

Die beobachteten Mangangehalte im Sickerwasser liegen deutlich über dem Indikatorparameter der TRINKWV (2013) von $50 \mu\text{g/l}$, während der aufgrund insgesamt geringen Bedeutung kritischer Mangankonzentrationen im Trinkwasser nicht formelle Richtwert der WHO (2011a) von $400 \mu\text{g/l}$ im langjährigen Mittel an beiden Flächen knapp eingehalten wird. Die beobachteten Eisengehalte im Sickerwasser unterschreiten im langjährigen Mittel an beiden Flächen knapp den Indikatorparameter der TRINKWV (2013) von $200 \mu\text{g/l}$. Der deutlich höhere, nicht formelle Orientierungswert der WHO (2011a) von $2000 \mu\text{g/l}$ wird dementsprechend im Mittel um über das Zehnfache unterschritten.

Für das essentielle Spurenelement Zink lassen sich kaum deutliche Trends in den beobachteten Boden-

lösungskonzentrationen feststellen. Tendenziell zeigen sich in Rothemühl höhere Konzentrationen in der Bodenlösung, was sich anhand der vorliegenden Messzeitreihe nicht direkt auf Unterschiede in der Deposition zurückführen lässt. Eventuell wird Zink, welches eine vergleichsweise geringe Bindungsstärke an die organische Substanz aufweist, im insgesamt etwas basischeren und tonmineralreicheren Boden in Sandhof stärker fixiert (vgl. DVWK, 1988). Darauf deutet auch der deutlich abfallende Tiefengradient der erfassten Konzentrationen hin, welcher sich bei einer tendenziell geringeren Zinkaufnahme durch Buchen gegenüber Kiefern (vgl. JACOBSEN et al., 2002, S. 38) kaum auf eine vermehrte Zinkaufnahme durch die Pflanzenwurzeln zurückführen lässt. Effekte unterschiedlicher geogener Grundgehalte in den jeweiligen Schichten beider Flächen müssen ebenfalls in Betracht gezogen werden. Die beobachteten Konzentrationen im Sickerwasser unterschreiten an beiden Flächen stets den Prüfwert zum Wirkungspfad Boden-Grundwasser der BBodSchV (2015) von $500 \mu\text{g/l}$ sowie den nicht formellen Richtwert der WHO (2011a) von $3000 \mu\text{g/l}$.

Die erfassten Kupferkonzentrationen in der Bodenlösung lassen tendenziell die anhand der Depositionen beobachteten Trends wiedererkennen. Die Höhe der beobachteten Konzentrationen ist an beiden Flächen etwa vergleichbar. Die beobachteten Konzentrationen zeigen an beiden Flächen keinen kontinuierlichen Tiefengradienten. Insgesamt zeigen sich an beiden Flächen in 20 cm Tiefe jedoch die höchsten und in 160 cm Tiefe die mit Abstand geringsten Konzentrationen. Kupfer, welches erst bei einem pH-Wert von 5,5 seine maximale Bindungsstärke erreicht (DVWK, 1988, S. 4), wird somit wahrscheinlich erst in den tieferen Bodenschichten verstärkt im Boden festgelegt. Die Grenzwerte der TRINKWV (2013) von $2000 \mu\text{g/l}$, der analoge Orientie-

rungswert der WHO (2011a) sowie der Höchstgehalt entsprechend MIN/TAFELWV (2014) von $2000 \mu\text{g/l}$ werden von den Konzentrationen im Sickerwasser an beiden Flächen stets deutlich unterschritten. Der deutlich strenger gefasste Prüfwert zum Wirkungspfad Boden-Grundwasser der BBodSchV (2015) von $50 \mu\text{g/l}$ wird in einzelnen Jahren überschritten, im langjährigen Mittel an beiden Flächen jedoch eingehalten.

Die Nickelkonzentrationen in der Bodenlösung lassen an beiden Flächen keinen deutlichen Trend erkennen (Abb. 7.10). Tendenziell zeigen sich in Rothemühl etwas höhere Konzentrationen. Ein Vergleich mit dem Niveau und der Entwicklung der Depositionen ist aufgrund der sehr kurzen Beobachtungsdauer für den atmosphärischen Nickeleintrag kaum möglich. Das nicht essentielle Schwermetall Nickel wird wahrscheinlich kaum von den Pflanzenwurzeln aufgenommen und zugleich erst bei hohen pH-Werten (6,5) maximal im Boden zurückgehalten (DVWK, 1988, S. 4). So zeigt sich in Rothemühl aufgrund der Diskriminierung durch die Pflanzenwurzeln zunächst eine deutliche Anreicherung von Nickel mit zunehmender Tiefe und erst im Übergang zu 160 cm Tiefe ein gewisser Abfall der Konzentrationen. Der gemeinsame Grenzwert der TRINKWV (2013) und MIN/TAFELWV (2014) von $20 \mu\text{g/l}$ wird im langjährigen Mittel an beiden Flächen von den Konzentrationen im Sickerwasser knapp erreicht. Dagegen wird der Prüfwert zum Wirkungspfad Boden-Grundwasser der BBodSchV (2015) von $50 \mu\text{g/l}$ sowie der Orientierungswert der WHO (2011a) von $70 \mu\text{g/l}$ an beiden Flächen in allen beobachteten Jahren stets unterschritten.

Die an beiden Flächen beobachteten Bleigehalte in der Bodenlösung lassen kaum deutliche Trends erkennen. Insbesondere ist im Vergleich zu den Beobachtungen bei der Depositionsentwicklung kein

markantes Abfallen der Konzentrationen nach dem Jahr 1996 beobachtbar. Dies unterstreicht die auch bei geringen pH-Werten allgemein hohe Bindung von Blei im Boden und an die organische Substanz (DVWK, 1988). Während sich in Sandhof ein sehr deutlich ausgeprägter Tiefengradient mit nach unten abnehmenden Konzentrationen zeigt, ist in Rothemühl erst in der Tiefe 160 cm ein leichtes Abfallen der bereits im Oberboden relativ geringen Konzentrationen feststellbar. Wahrscheinlich lassen sich diese Unterschiede auf eine zunächst größere Bleiretention in der stärker humifizierten organischen Auflage in Rothemühl zurückführen, während an der Fläche in Sandhof bei insgesamt leicht basischeren Verhältnisse mit zunehmender Bodentiefe und ansteigenden pH-Werten zunehmend Blei im Boden zurückgehalten wird (vgl. DVWK, 1988, S. 4). Für das nicht essentielle Schwermetall ist eine stärkere Aufnahme durch die Buchenwurzeln als Ursache für den deutlicher ausgeprägten Tiefengradienten dagegen eher unwahrscheinlich. Die im langjährigen Mittel beobachteten Konzentrationen im Sickerwasser liegen mit $\approx 6 \mu\text{g/l}$ deutlich unter den bei vollständigem Passieren der Frachten aus der Deposition zu erwartenden Werten, was das bisher noch nicht erschöpfte Retentionsvermögen an beiden Flächen unterstreicht. Bei vollständiger Vernachlässigung der Wurzelaufnahme, analog zu den Beobachtungen von SCHMIDT (1987, S. 84), ergibt der überschlägige Vergleich der berechneten Sickerwasserausträge mit den Flüssen im Bestandesniederschlag und Streufall an beiden Flächen im langjährigen Mittel eine Anreicherung im Boden von 20 g/ha/a.

Die beobachteten Sickerwasserkonzentrationen unterschreiten somit auch den gemeinsamen Grenzwert der WHO (2011a) und TRINKWV (2013) von $10 \mu\text{g/l}$ sowie den Prüfwert zum

Wirkungspfad Boden-Grundwasser der BBodSchV (2015) von $25 \mu\text{g/l}$. Lediglich in den Jahren 1998 und 1999 wurden an der Fläche Rothemühl deutliche Grenzwertüberschreitungen im Sickerwasser beobachtet, welche sich in den Messwerten der oberhalb installierten Saugkerzen jedoch nicht bestätigen lassen. Die Beurteilung der beobachteten Bodenlösungskonzentrationen anhand der kritischen Konzentrationen entsprechend SPRANGER et al. (2004, S. V53) führt zu einer ungünstigeren Bewertung. Die auf Grundlage potentiell nachteiliger Wirkungen auf Invertebraten, Mikroorganismen und Pflanzen abgeleiteten Schwellenwerte variieren in Abhängigkeit vom Humusgehalt des Bodens sowie dem pH-Wert und DOC-Gehalt der Bodenlösung. Für die Fläche in Sandhof ergeben sich demnach kritische Konzentrationen von $\approx 13 \dots 16 \mu\text{g/l}$ im Oberboden sowie $6 \dots 10 \mu\text{g/l}$ in den Tiefen 40 cm und 80 cm, während in Rothemühl bei entsprechend höheren DOC-Gehalten und niedrigeren pH-Werten von etwas höheren Werten im Bereich von $14 \dots 17 \mu\text{g/l}$ im Oberboden und $13 \dots 16 \mu\text{g/l}$ in den tieferen Schichten ausgegangen werden kann. Deutliche Überschreitungen dieser Grenzwerte treten an der Fläche Sandhof in der Tiefe 20 cm auf, während die Konzentrationen in den anderen Bodentiefen sowie an der Fläche in Rothemühl sich im langjährigen Mittel etwa im Bereich der kritischen Konzentrationen befinden.

Die an beiden mecklenburg-vorpommerschen Level II-Flächen erfassten Cadmiumkonzentrationen lassen analog zu den beobachteten Depositionen zumindest in den Bodentiefen 20 und 40 cm einen Trend zu abnehmenden Konzentrationen erkennen. Zugleich zeigen sich kaum deutliche Tiefengradienten in den erfassten Konzentrationen. Lediglich beim Übergang zwischen 80 und 160 cm Bodentiefe zeigt sich ein deutliches Abfallen der erfassten Konzentrationen, welches in Sandhof besonders

deutlich ausgeprägt ist. Diese Beobachtungen decken sich gut mit der bei Cadmium unter saureren Bedingungen nur schwach ausgeprägten Fixierung an Tonmineraloberflächen und organischer Substanz. Dies führt dazu, dass das nicht essentielle Schwermetall Cadmium zunächst weitgehend vollständig den Mineralboden passiert. Das besonders markante Abfallen an der Fläche in Sandhof im Untergrund lässt sich wahrscheinlich auf den Übergang zu den calcithaltigen Schichten zurückführen, in welchen Cadmium dann einer zunehmenden Retention unterliegt. Etwas eingeschränkt zeigt sich dieser Retentionseffekt auch beim Übergang zu ebenfalls leicht erhöhten pH-Werten an der Fläche Rothemühl, wobei sich an dieser Fläche zuvor eine besonders deutliche Anreicherung der Konzentrationen bis 80 cm Bodentiefe aufgrund der selektiven Wurzelwasseraufnahme zeigt. Die bei tendenziell erhöhten Depositionsraten im Oberboden zunächst geringeren Cadmiumkonzentration in Rothemühl sind analog zu Blei mit der erhöhten Retention in der dort deutlicher ausgeprägten Humusaufgabe zu sehen. Aufgrund der Diskriminierung durch die Pflanzenwurzeln bei der Wasseraufnahme zeigt sich an dieser Fläche bis zur Tiefe 80 dann ein deutlicher Anstieg der beobachteten Konzentrationen mit der Tiefe. Der überschlägige Vergleich der geschätzten Sickerwasserausträge mit den geschätzten Depositionsraten deutet im langjährigen Mittel über die Beobachtungsperiode insbesondere an der Fläche Rothemühl auf eine Anreicherung im Boden hin, welche sich in Abhängigkeit von den unterstellten Gesamtdositionen auch an der Fläche Sandhof abzeichnet. Die erfassten Konzentrationen im Sickerwasser unterschreiten in allen beobachteten Jahren den Grenzwert von $3 \mu\text{g/l}$ entsprechend TRINKWV (2013), WHO (2011a) und MIN/TAFELWV (2014). Der Prüfwert der BBodSchV (2015) von $3 \mu\text{g/l}$ wird weder im Sickerwasser noch in

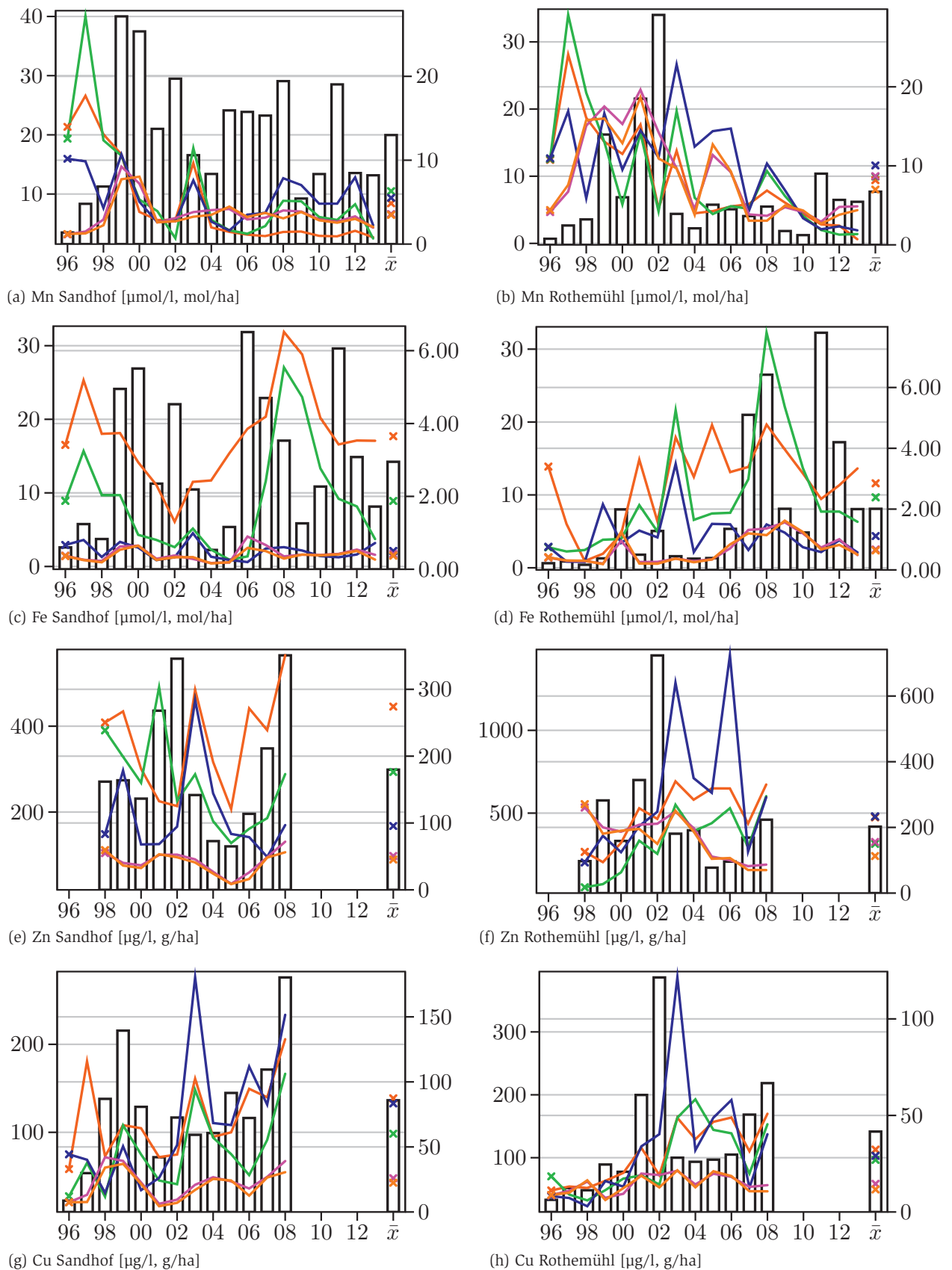


Abb. 7.9: Trends der Mn, Fe, Zn und Cu-Konzentrationen in der Bodenlösung (Tiefen 20 cm ■, 40 cm ■, 80 cm ■, 160 cm ■), im Sickerwasser (■), sowie Frachten im Sickerwasser (Balken)

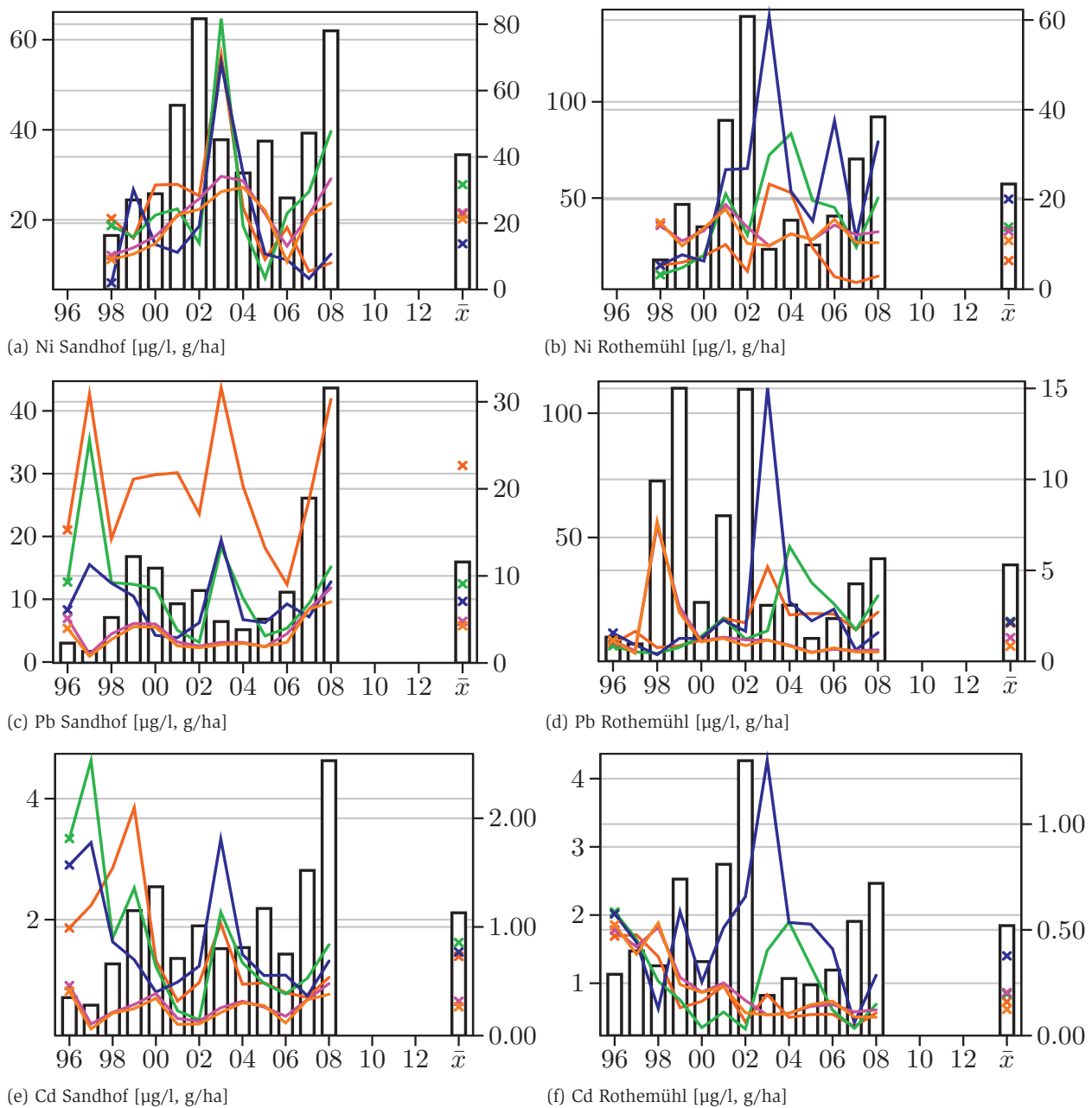


Abb. 7.10: Trends der Ni, Pb, Cd-Konzentrationen in der Bodenlösung (Tiefen 20 cm ■, 40 cm ■, 80 cm ■, 160 cm ■), im Sickerwasser (■), sowie Frachten im Sickerwasser (Balken)

den Bodenlösungen im Oberboden in keinem Jahr überschritten. Auch die vorrangig von den DOC-Gehalten und pH-Werten abhängigen kritischen Konzentrationen zur Beurteilung potentiell negativer Auswirkungen auf Invertebraten, Mikroorganismen und Pflanzen entsprechend SPRANGER et al. (2004, S. V52) von $\approx 3 \mu\text{g/l}$ im Oberboden und $\approx 2 \mu\text{g/l}$ im Unterboden werden mit Ausnahme einzelner

Beobachtungsjahre im langjährigen Mittel und analog zu den tendenziell abnehmenden Depositionen insbesondere gegen Ende der vorliegenden Messwerte stets eingehalten.

Aluminium, Alkalinität, pH-Wert und BC/Al-Verhältnis

Die Kennwerte Aluminiumkonzentration, Alkalinität, pH-Wert und

BC/Al-Verhältnis in der Bodenlösung werden konventionell für die Definition kritischer Werte und der darauf aufbauenden Ableitung kritischer Eintragsraten (Critical Loads) für versauernd wirkende atmosphärische Einträge herangezogen (z.B. HETTELINGH et al., 1991; NAGEL & GREGOR, 1999; SPRANGER et al., 2004). Mit dem Unter- bzw. Überschreiten der entsprechenden Schwellenwerte

wird die Destabilisierung von Bodenprozessen sowie die Schädigung der Vegetation verbunden (NAGEL & GREGOR, 1999, S. 55).

Aluminium ist mit Ausnahme von Quarz und Carbonaten wichtiger Bestandteil aller häufigeren Minerale und gelangt somit vorrangig aus der Verwitterung in die Bodenlösung. So sind auch die mittleren berechneten Austragsraten mit dem Sickerwasser für das nicht essentielle Spurenelement deutlich größer als die erfassten Depositionsraten (Abb. 7.11). Im pH-Bereich 4,2...2,8 gelangt entsprechend den von ULRICH (1981, S. 295) beschriebenen Pufferreaktionen vermehrt Aluminium in die Bodenlösung. Entsprechend der beobachteten Tiefengradienten der Al-Konzentrationen zeichnet sich ab, dass sich in Sandhof der Boden bis 40 cm Tiefe bereits im Al-Pufferbereich befindet, während der Al-Pufferbereich in Rothemühl nahezu im gesamten Profil vorherrscht. Dementsprechend sind die beobachteten Konzentrationen in Relation zu den kritischen Werten auch als vergleichsweise hoch zu bewerten. So wird für Waldböden konventionell ab 200 µmol/l von einer kritischen Al-Konzentration in der Bodenlösung ausgegangen (NAGEL & GREGOR, 1999, S. 55). Dieser Wert wird im langjährigen Mittel an beiden Flächen erreicht und in einzelnen Jahren sogar deutlich überschritten. Zudem verweisen SPRANGER et al. (2004, S. V19) auf die Möglichkeit, für die Ableitung kritischer Werte zur Aluminiumkonzentration ursprünglich auf die Beurteilung der Trinkwassergüte zurückgehende Schwellenwerte heranzuziehen. Entsprechend dem Indikatorparameter der TRINKWV (2013) von 200 µg/l ergeben sich dann in den beobachteten Sickerwasserkonzentrationen sogar deutlichere Grenzwertüberschreitungen, welche in einigen Jahren über das Zehnfache betragen. Allerdings sollte dabei berücksichtigt werden, dass aufgrund der bei herkömmlicher Förderung und Wasseraufbereitung gewöhnlich

geringen Relevanz von Aluminium im Trinkwasser die WHO (2011a) auf die Ausweisung eines formellen Richtwertes verzichtet.

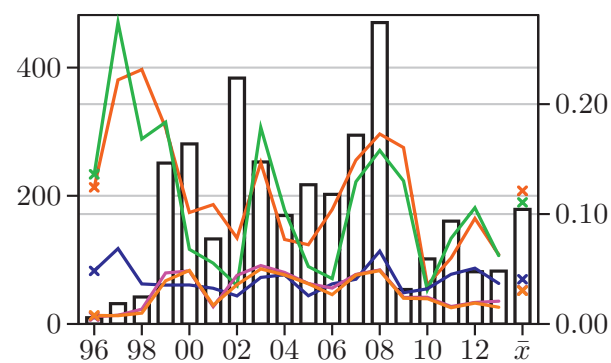
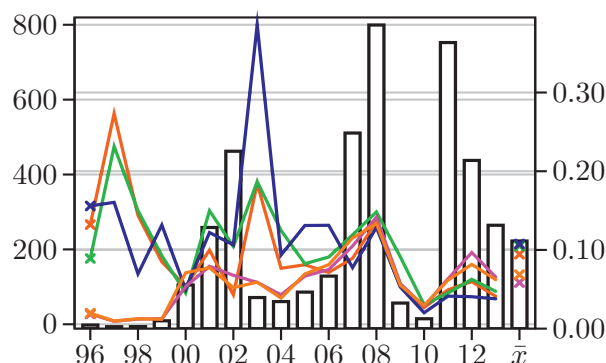
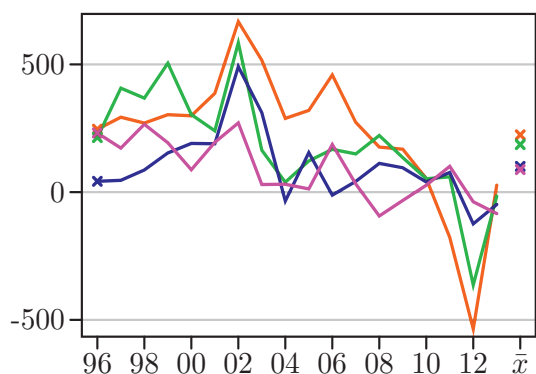
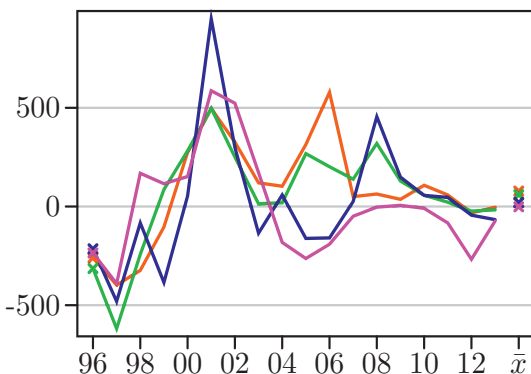
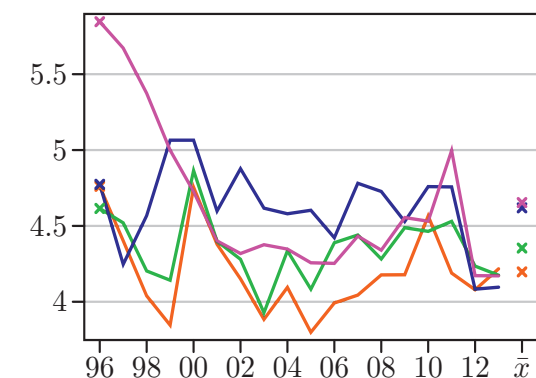
Die dargestellten Verläufe zur Alkalinität (Abb. 7.11) basieren im positiven Bereich in der Mehrzahl der Fälle auf Messungen mittels Gran-Titration. Die negativen Werte ergeben sich aus der Schätzung der Alkalinität entsprechend WARFVINGE & SVERDRUP (1995, S. 22) über die Ladungsbilanz der gemessenen Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} sowie NO_3^- , Cl^- und SO_4^{2-} -Ionen. Diese Schätzung der Alkalinität wurde zudem für alle Bodenlösungsproben genutzt, für welche die Alkalinität nicht mittels Titration bestimmt wurde. Insbesondere im negativen Bereich sind in den dargestellten Werten somit potentiell auch alle „Analysenfehler“ enthalten. Der an den korrespondierenden pH-Werten und entsprechenden Aluminiumtoxizitäten orientierte Schwellenwert von -300 µmol/l (HETTELINGH et al., 1991) wird im langjährigen Mittel an beiden Fläche eingehalten. Lediglich in einzelnen Jahren zeigen sich geringere Werte. Insgesamt ist die Alkalinität in Sandhof aufgrund der dort höheren Freisetzung von Basen aus der Verwitterung sowie insgesamt etwas geringeren atmosphärischen Säureeinträge gegenüber Rothemühl erhöht.

Die niedrigsten pH-Werte werden an beiden Flächen erwartungsgemäß im Oberboden beobachtet (Abb. 7.11). Ebenso zeigen sich an beiden Flächen danach mit der Tiefe ansteigende pH-Werte. Bei der Berechnung von Critical Loads für Säureeinträge wird für den pH-Wert in der Bodenlösung konventionell ein Schwellenwert von 4,0 angenommen (z.B. NAGEL & GREGOR, 1999, S. 54; SPRANGER et al., 2004, S. V20). Wird dieser Wert in einer Schicht innerhalb des Wurzelraums unterschritten, muss von einer Überschreitung der Critical Loads für Säureeinträge ausgegangen werden. Der Schwellenwert von pH 4,0 geht

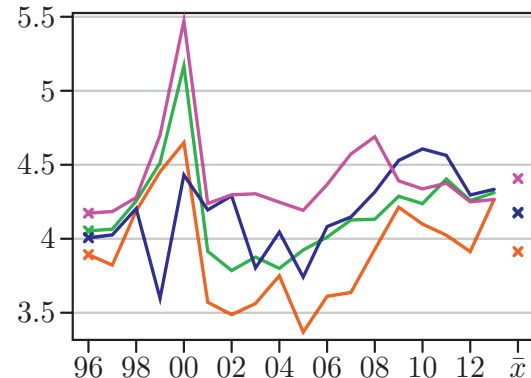
dabei ursprünglich auf kritische Al-Konzentrationen in der Bodenlösung zurück, ab deren Überschreiten mit schädlichen Effekten zu rechnen ist (vgl. HETTELINGH et al., 1991, S. 34). An der Fläche in Sandhof wird dieser Wert nur sehr selten im Oberboden unterschritten und im langjährigen Mittel eingehalten. An der Fläche in Rothemühl unterschreiten die beobachteten pH-Werte in 20 cm regelmäßig den Schwellenwert von 4,0. Allerdings zeichnet sich seit ca. 2005 ein Trend zu insgesamt steigenden pH-Werten ab, wodurch Grenzwertüberschreitungen tendenziell seltener auftreten.

Das BC/Al-Verhältnis ist ein etablierter Kennwert zur Abschätzung auf Pflanzen potentiell toxisch wirkender Aluminiumgehalte in der Bodenlösung. Mit zunehmend geringen BC/Al-Quotienten behindert Aluminium in der Bodenlösung, mit entsprechend nachteiligen Auswirkungen auf das Pflanzenwachstum, die Nährstoffaufnahme durch die Wurzeln (SVERDRUP & WARFVINGE, 1993b, S. 8). Potentiell toxische Wirkungen auf die Pflanzenwurzeln gehen dabei in Abhängigkeit von der jeweiligen Ladung nur von gelösten anorganischen Aluminiumverbindungen aus, während metallorganische Aluminiumkomplexe die Nährstoffaufnahme durch die Pflanzenwurzeln nicht beeinträchtigen (vgl. SVERDRUP & WARFVINGE, 1993b, S. 28; BLUME et al., 2002, S. 147)

Für die Berechnung des BC/Al-Verhältnisses wurden, in Anlehnung an die Berechnung der Bodenlösungsgleichgewichte in PROFILE, die entsprechenden organischen und anorganischen Aluminiumspezies geschätzt. Für die Berechnung der einzelnen Spezies konnten die für jede Periode aus den Messwerten zur Bodenlösung ermittelten Gleichgewichtskonstanten für Gibbsit (vgl. Kap. 8), die auf den CO_2 -Partialdruck im Boden bezogenen pH-Werte sowie die gemessenen DOC-Gehalte der Bodenlösung herangezogen


 (a) Al Sandhof [$\mu\text{mol/l}$, kmol/ha]

 (b) Al Rothemühl [$\mu\text{mol/l}$, kmol/ha]

 (c) Alkalinität Sandhof [$\mu\text{molc/l}$]

 (d) Alkalinität Rothemühl [$\mu\text{molc/l}$]


(e) pH-Wert Sandhof [-]



(f) pH-Wert Rothemühl [-]

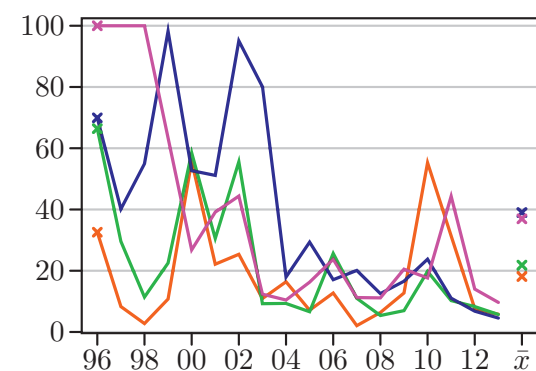
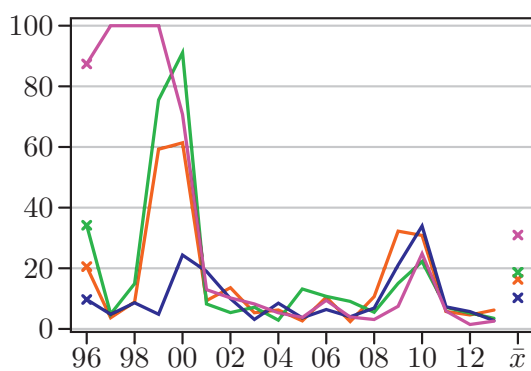

 (g) BC/Al Sandhof [mol/mol]

 (h) BC/Al Rothemühl [mol/mol]

Abb. 7.11: Trends von Al-Konzentration, pH-Wert, Alkalinität und BC/Al-Verhältnis in der Bodenlösung (Tiefen 20 cm ■, 40 cm ■, 80 cm ■, 160 cm ■), im Sickerwasser (■), sowie Frachten im Sickerwasser (Balken)

werden. Mittels der Gleichgewichtskonstanten entsprechend PEARSON et al. (1992) konnten dann die Anteile von $Al(OH)_2^{2+}$ und $Al(OH)_2^+$ berechnet werden. Die organischen Aluminiumspezies wurden auf Grundlage des empirischen logarithmischen Modells von BACKES & TIPPING (1987) aus der Al^{3+} -Konzentration, pH-Wert und DOC-Gehalt geschätzt. Das BC/Al-Verhältnis ergibt sich entsprechend WARFVINGE & SVERDRUP (1995, S. 29) dann aus den Stoffmengenkonzentrationen von Ca, Mg, K sowie den anorganischen Aluminiumspezies entsprechend:

$$BC/Al = \frac{[Ca^{2+}] + [Mg^{2+}] + \frac{1}{2}[K^+]}{\frac{2}{3}[Al^{3+}] + \frac{2}{3}[Al(OH)_2^{2+}] + \frac{1}{3}[Al(OH)_2^+]}$$

(7.1)

Aus Gründen der technischen Handhabbarkeit und zur Vermeidung extremer Verzerrungen bei der Berechnung von jährlichen Mittelwerten im Fall sehr kleiner Aluminiumkonzentrationen, wurden die für jede Periode berechneten Werte auf 100 begrenzt. Konventionell wird ein allgemeiner Schwellenwert von 1,0 für das BC/Al-Verhältnis verwendet (HETTELINGH et al., 1991; NAGEL & GREGOR, 1999; SPRANGER et al., 2004, z.B.). WARFVINGE & SVERDRUP (1995, S. 11) geben differenziert nach Baumarten unterschiedlich kritisch zu bewertende Schwellenwertbereiche an. So gehen

WARFVINGE & SVERDRUP (1995, S. 11) für die Baumart Buche ab 1,5 bereits von einem geringen, unterhalb 0,8 von einem mittleren und für Quotienten $< 0,6$ von einer hohen Gefährdung aus. Für Kiefern werden die Schwellenwerte 1,5 (gering), 0,6 (mittel) sowie 0,1 (hoch) beschrieben.

Insgesamt zeigen sich in den beobachteten Zeitreihen kaum kritische Verhältnisse (Abb. 7.11). Lediglich im Jahr 2012 wird im Untergrund der Schwellenwert für geringes Risiko (1,47) erreicht. In allen anderen Jahren zeigen sich durchgehend wesentlich höhere Quotienten. Insbesondere in Sandhof kann aufgrund der dort insgesamt sehr hohen Verhältnisse eine infolge von

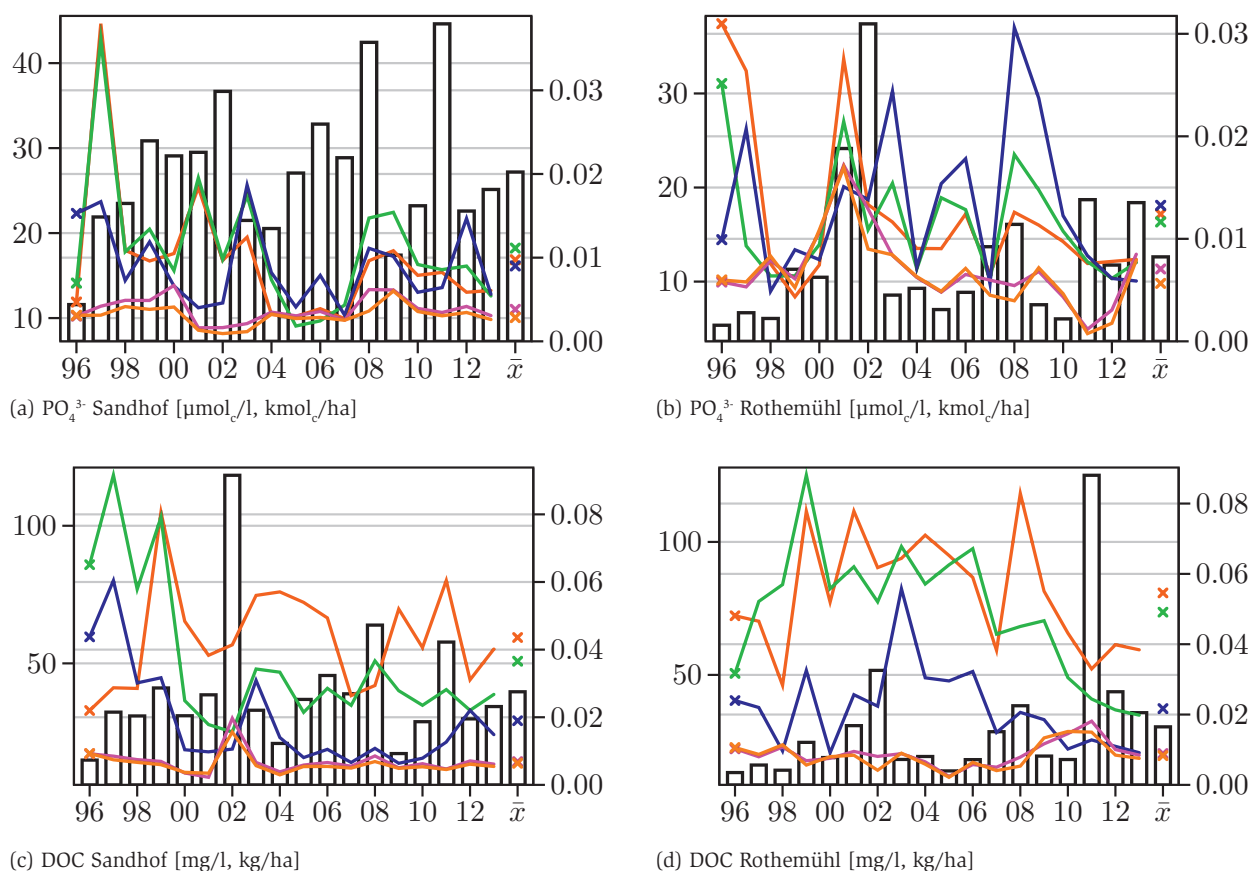


Abb. 7.12: Trends PO_4^{3-} - und DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung (Tiefen 20 cm, 40 cm, 80 cm, 160 cm), im Sickerwasser (■), sowie Frachten im Sickerwasser (Balken)

Aluminiumtoxizität beeinträchtigte Nährstoffaufnahme durch die Wurzeln weitgehend ausgeschlossen werden.

Phosphat und gelöster organischer Kohlenstoff

Der Verlauf der DOC-Konzentrationen lässt kaum deutliche Trends erkennen (Abb. 7.12). Lediglich an der Fläche Rothemühl zeigen sich in den letzten Jahren tendenziell abnehmende DOC-Konzentrationen im Oberboden. Analog zur organischen Substanz in Böden sind auch für den gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) gewöhnlich mit der Tiefe abnehmende Konzentrationen zu erwarten. Entsprechend deutliche Tiefengradienten der DOC-Konzentrationen lassen sich an beiden Flächen beobachten. Insbesondere im Oberboden können in Rothemühl gegenüber Sandhof deutlich höhere DOC-Konzentrationen der Bodenlösung beobachtet werden, während sich in den tieferen Schichten nur leicht erhöhte Gehalte zeigen. Die erhöhten Konzentrationen in Ro-

themühl resultieren wahrscheinlich aus der vermehrten Bildung niedermolekularer organischer Säuren in der rohhumusartigen Humusaufgabe. Mit der Anreicherung von Metallen in den gebildeten metallorganischen Komplexen werden diese mit zunehmender Tiefe wieder ausgefällt. Die Unterschiede zeigen sich auch in den pedogenen Merkmalen der Standorte. So weist der morphologische Profilaufbau in Rothemühl deutlich ausgeprägtere Merkmale der Podsolierung auf. Im Vergleich zu in der Literatur genannten Durchschnittswerten für Waldböden (WARFVINGE & SVERDRUP, 1995, S. 58; SPRANGER et al., 2004, S. V54), ordnen sich die an beiden Flächen erfassten DOC-Konzentrationen auf einem relativ hohen Niveau ein.

Deutliche Trends der Phosphatkonzentrationen in der Bodenlösung lassen sich an beiden Flächen kaum ausmachen (Abb. 7.12). In Grundzügen sind an der Fläche Rothemühl und im Oberboden der Fläche Sandhof die für die Deposition beobachteten Verläufe mit einem leichten Peak im Bereich

der Jahrtausendwende wiederzuerkennen. Die Auswaschung mit dem Sickerwasser ist bei Vernachlässigung der Aufnahme durch die Vegetation im Vergleich zur Deposition sehr gering, sodass zumindest bezogen auf das Ökosystem tendenziell von einer Anreicherung von Phosphat ausgegangen werden kann. Deutliche Unterschiede in den beobachteten Tiefen zeigen sich an beiden Flächen nur in der Tiefe 160 cm, welche deutlich niedrigere Konzentrationen aufweist. Wahrscheinlich unterliegen die in der Bodenlösung auftretenden Phosphatspezies im Untergrund dann einer stärkeren Sorption an den Mineralboden. Insgesamt ist die Interpretation der Phosphatkonzentrationen in der Bodenlösung aufgrund der Vielzahl unterschiedlicher Formen mit entsprechend unterschiedlichem Lösungs- und Sorptionsverhalten schwierig (vgl. BLUME et al., 2002, S. 296).

8 Ökosystemspezifische Belastungsgrenzen (Critical Loads)

Für die Modellierung der Bodenlösungsschemie und die Berechnung der an kritischen Kennwerten der Bodenlösung orientierten kritischen Eintragsraten für versauernd wirkende Einträge (Critical Loads) wurde das etablierte geochemische Modell **PROFILE** (SVERDRUP & WARFVINGE, 1993a; WARFVINGE & SVERDRUP, 1995) verwendet. Bei der Modellierung mit **PROFILE** werden Fließgleichgewichtsbedingungen („steady-state“) unterstellt. Die ermittelten Bodenlösungsverhältnisse gelten somit nur für konstante Randbedingungen. Vor allem für langfristige Betrachtungen ist die Annahme von Fließgleichgewichtsbedingungen jedoch eine zweckmäßige Vereinfachung zur Bewertung atmosphärischer Stoffeinträge und szenarischer Bewirtschaftungskonzepte.

Neben der Modellierung auf Grundlage der im Beobachtungszeitraum tatsächlich erfassten Nährstofffixierung in der Biomasse wurden noch drei weitere Varianten berechnet. In diesen wurde von den mittleren, über eine gesamte Umtriebszeit zu erwartenden Biomasseentzügen ausgegangen (Tab. 8.1).

Die Berechnungen wurden zunächst anhand langjähriger Mittelwerte von Deposition und Witterung in der Beobachtungsperiode durchgeführt. Zur besseren Abschätzung der Unsicherheiten in Folge variierender Witterungs- und Depositionsverhältnisse wurden jeweils 18 weitere Modellläufe auf Grundlage der in den Einzeljahren beobachteten Werte durch-

geführt. Insgesamt wurden somit für jeden Standort 76 einzelne Modelle berechnet.

8.1 Eingangsdaten und Parametrisierung

Das mit kleineren Modifikationen in der Version 4.3 vorliegende Modell (ÖKO-DATA, 2002) wird durch eine hohe Anzahl an Parametern gesteuert. Soweit sich die entsprechenden Kennwerte aus vorliegenden Messwerten an den Level II-Flächen ableiten ließen, wurden diese verwendet. Nur im Fall sehr aufwendig zu erfassender Kennwerte wurde auf Schätzfunktionen und Standardwerte aus der Literatur zurückgegriffen. Einen Überblick über wichtige, schichtweise gewählte Parameter gibt Tabelle 8.2.

So konnten die Gesamtdositionen unmittelbar aus den Ergebnissen der Kronenraumbilanzmodelle übernommen werden (Kap. 6). Kronenraumprozesse wurden nicht berücksichtigt, sodass im Modell die gesamten Depositionsfrachten über die Bodenoberfläche in den Boden gelangen. Ebenso wurden, entsprechend der langfristig unterstellten Fließgleichgewichte, die Fixierungs- bzw. Freisetzungsraten aus der Humusaufgabe bei allen Modellläufen mit null angenommen.

Die hydrologischen Kennwerte: Bestandesniederschlag, Sickerwasser- rate sowie die chemisch wirksamen Wassergehalte und ausströmenden Wasserflüsse der einzelnen Schichten wurden aus den Ergebnissen der

Wasserhaushaltsmodellierung mit **SWAP** (Kap. 4) übernommen. Ferner konnten auch die mittleren Temperaturen im Boden aus der Modellierung mit **SWAP** abgeleitet werden. Die mittels **SWAP** ermittelten Anteile der Wurzelwasseraufnahme in einer Schicht wurden auch für die Wurzel- aufnahme von Basen übernommen. Dagegen wurden die tiefenbezogenen Anteile der Stickstoffaufnahme für beide Flächen mit Hilfe der Tiefenfunktionen zur Beschreibung der Feinwurzelverteilung nach GALE & GRIGAL (1987) (vgl. Kap. 4.3) geschätzt. Für den ausschließlich über die Bodenoberfläche eingetragenen Stickstoff ergeben sich im Vergleich zur Wurzelwasseraufnahme dadurch wesentlich schneller mit der Tiefe abfallende Gradienten mit entsprechend hohen Aufnahmeraten im Oberboden (vgl. WARFVINGE & SVERDRUP, 1995, S. 54).

Die Netto-Nährstoffaufnahme durch die Bestände (einschließlich der Stoffentzüge durch Holzernte) wurde auf Grundlage der periodisch durchgeführten ertragskundlichen Aufnahmen und unter Zuhilfenahme der Schätzfunktionen von HEINSDORF & KRAUSS (1990) (Kiefer) sowie KRAUSS & HEINSDORF (2008) (Buche) ermittelt. Eine Übersicht zu den im Rahmen der ertragskundlichen Aufnahmen erhobenen Kennwerte findet sich für beide Flächen im Kapitel 10. Für die zusätzlich durchgeführten szenarischen Modellläufe wurden zudem die im Nordostdeutschen Tiefland etablierten Ertragstafeln (LEMBCKE et al., 2000) (Buche) DITTMAR et al. (1986) (Kiefer)

Tab.8.1.: Varianten der Nährstofffixierung in der Biomasse für die Modellierung mit **PROFILE**

real	in der Beobachtungsperiode beobachtet
S1	ausschließlich Nutzung des entrindeten Schaftholzes, Holznutzung ab 15 m Bestandeshöhe, teilweiser Verzicht auf Nutzung von Bäumen im Endbestand (5 Bäume/ha)
S2	Nutzung des Schaftholzes mit Rinde, Holznutzung ab 12 m Bestandeshöhe
S3	Vollbaumnutzung, Export aller im Wachstumsmodell vorgesehenen Nutzungen

Tab.8.2: Parameter für die Modellierung mit PROFILE

	A_w	P_{CO_2}	Q_e	Q_a	$Uptake_{BC}$	$Uptake_N$	DOC	$pK_{Gibbsit}$
Sandhof (1302)								
Auflage	-	5	100,00	88,15	19,60	24	65,00	6,50
0-5	1150869	5	88,15	81,76	10,58	14	63,13	6,97
5-10	1150869	5	81,76	77,43	7,16	11	61,27	7,44
10-30	1323888	10	77,43	65,31	20,06	28	59,40	7,92
30-60	994685	20	65,31	56,81	14,07	16	50,78	8,20
60-90	801248	30	56,81	50,96	9,67	5	29,17	8,37
90-140	801248	30	50,96	44,96	9,93	2	19,27	8,35
140-200	801248	30	44,96	39,56	8,94	0	14,31	8,34
Rothemühl (1303)								
Auflage	-	5	100.00	78.99	25.77	38	90.00	6.50
0-5	688629	5	78.99	69.89	11.17	18	86.94	6.71
5-10	688629	5	69.89	64.77	6.28	13	83.89	6.92
10-30	713868	10	64.77	52.36	15.23	23	80.83	7.13
30-60	791174	20	52.36	45.35	8.60	7	73.59	7.75
60-90	804164	30	45.35	39.59	7.07	1	37.33	8.01
90-140	829353	30	39.59	30.13	11.61	0	26.06	8.16
140-200	829353	30	30.13	18.49	14.27	0	20.43	8.23
A_w = verwitterungswirksame Oberfläche [m^2/m^3], P_{CO_2} = CO_2 -Partialdruck [atm], Q_e = Anteil des einströmenden Bestandesniederschlags [%], Q_a = Anteil des ausströmenden Bestandesniederschlags [%], $Uptake_{BC}$ = Anteil an der Basenaufnahme [%], $Uptake_N$ = Anteil an der Stickstoffaufnahme [%], DOC = DOC-Gehalt [mg/l], $pK_{Gibbsit}$ = Gleichgewichtskonstante für die Löslichkeit von Gibbsit [-]								

für die Einschätzung der Wuchsleistung genutzt. Die für die Einordnung der Bestände in die Ertragstafelmodelle erforderliche Bonitierung konnte ebenfalls auf Grundlage der ertragskundlichen Aufnahmen erfolgen. So wurde für beide Bestände eine 1,5 Ertragsklasse angenommen, wobei die Bonitierung des Buchenbestandes an der Oberhöhe orientiert wurde.

Die Nährstofffrachten im Streufall konnten für die Beobachtungsperiode unmittelbar aus den vorliegenden Streufallmessungen übernommen werden. Dagegen wurde für die szenarischen Modellläufe analog zur Schätzung der Netto-Nährstoffaufnahme ebenfalls auf die Regres-

sionsgleichungen von HEINSDORF & KRAUSS (1990); KRAUSS & HEINSDORF (2008) zurückgegriffen. Die sich aus den Regressionsgleichungen ergebenden Elementgehalte in Nadeln und Blättern wurden jedoch zusätzlich entsprechend der von ÖKO-DATA (2002) für Streufall angegebenen baumartenspezifischen Wertespannen skaliert. Die jeweils verwendeten Raten der Nährstofffixierung sowie Lageparameter zu den erfassten Streufallflüssen sind in Tabelle 8.3 wiedergegeben. In den szenarischen Modellläufen

wurden bewirtschaftungsbedingte Unterschiede in den Streufallraten vernachlässigt und somit stets konstante Raten angenommen.

Die Reduktion der Nährstoffaufnahme durch Aluminiumtoxizität in Folge geringer BC/Al-Verhältnisse und niedriger Basengehalte der Bodenlösung wurde entsprechend SVERDRUP & WARFVINGE (1993b) für den Kiefern- und Buchenbestand mit Hilfe der Vanselow-Funktion beschrieben.

$$f(BC/Al) = \frac{([Ca^{2+}] + [Mg^{2+}] + 0.5[K^+]) \times (BC/Al)^2}{([Ca^{2+}] + [Mg^{2+}] + 0.5[K^+]) \times (BC/Al)^2 + K_v} \quad (8.1)$$

Tab. 8.3: Beobachtete und szenarische Netto-Aufnahme in den Bestand sowie beobachtete und szenarische Streufallflüsse

Netto-Aufnahme [kmol _c /ha/a]					Streufall [kmol _c /ha/a]			
real	S ₁	S ₂	S ₃		P ₁₀	$\bar{x}$	P ₉₀	S _{1...3}
Sandhof (1302)								
Ca	0,858	0,399	0,426	0,574	1,476	2,205	3,874	1,219
Mg	0,283	0,143	0,151	0,178	0,287	0,487	0,940	0,278
K	0,225	0,117	0,125	0,159	0,146	0,433	1,037	0,239
N	0,659	0,352	0,383	0,572	2,922	5,635	9,236	3,100
Rothemühl (1303)								
Ca	0,247	0,111	0,190	0,263	0,471	0,622	0,841	0,644
Mg	0,049	0,038	0,048	0,067	0,076	0,116	0,153	0,118
K	0,024	0,025	0,036	0,061	0,043	0,079	0,122	0,081
N	0,219	0,110	0,167	0,364	1,508	1,990	2,531	2,088

real = mittlere Stoffaufnahme in der Beobachtungsperiode, S = szenarische Stoffaufnahmen (1 = Entrindung, 2 = Stammholz, 3 = Vollbaum), P = Perzentile der beobachteten jährlichen Streufallflüsse, $\bar{x}$ = mittlere beobachtete Streufallflüsse, S_{1...3} = langfristiger mittlerer szenarischer Streufallfluss

Zum Parametrisieren der Reduktionsfunktion wurden die baumartenspezifischen Koeffizienten K_v für Kiefer mit 2×10^{-5} sowie für Buche mit 4×10^{-6} entsprechend SVERDRUP & WARFVINGE (1993b) gewählt.

Die für die Modellierung der Nitrifikation benötigten Parameter der Michaelis-Menten-Gleichung wurden mit einer Michaeliskonstante von $0,0005 \text{ mmol}_c \text{ m}^{-3}$ (WARFVINGE & SVERDRUP, 1995) und einer maximalen Reaktionsgeschwindigkeit von $0,01 \text{ mmol}_c \text{ m}^{-3} \text{ s}^{-1}$ gewählt. Entsprechend ÖKO-DATA (2002) entsprechen diese Parameter einer „mittleren“ Nitrifikationsrate, wobei die Reaktionsgeschwindigkeit im Vergleich zu WARFVINGE & SVERDRUP (1995, S. 58) bereits relativ klein gewählt ist.

Die tiefenstufenweisen Mineralgehalte wurden aus den quantitativen Mineralanalysen von BUTZ-BRAUN (2012) übernommen, welche für die Verwendung in PROFILE 4.3 entsprechend der dort verwendeten Mineralgruppen zusammengefasst und ggf. aufgeteilt wurden. Für Schichten, in denen keine Mineralanalysen durchgeführt wurden, wurden die Ergeb-

nisse aus den jeweils angrenzenden Schichten übernommen. An der Fläche Sandhof wurde zudem in den tieferen Bodenschichten auf Grundlage von Geländebefunden zum Carbonatgehalt der Calcit- und Dolomitanteil geschätzt. Einen Überblick zu den für die Modellierung mit Profile in den einzelnen Schichten unterstellten Mineralgehalte gibt Tabelle 8.4. Die Stöchiometrie der einzelnen Minerale sowie deren reaktionsspezifische Verwitterungs-Koeffizienten, Reaktionsordnungen, Parameter der Arrhenius-Gleichung und Referenz-Bodenlösungskonzentrationen zur Begrenzung der Löslichkeit der Minerale wurden vollständig entsprechend der Standardwerte aus PROFILE 4.3 ÖKO-DATA (2002) übernommen. Diese stimmen für die primären Minerale weitgehend mit den in WARFVINGE & SVERDRUP (1995, S. 84) und SVERDRUP et al. (1992) angegebenen Werten überein. Die verwitterungswirksame Oberfläche der Minerale in den einzelnen Tiefenstufen wurde in Anlehnung an WARFVINGE & SVERDRUP (1995, S. 56) anhand der aus Korngrößenanalysen vorliegenden Grobboden-, Sand-, Schluff- und Tongehalte, der Trockenrohdichte so-

wie unter zusätzlicher Berücksichtigung des Humusgehaltes geschätzt.

Die DOC-Konzentration in der Bodenlösung wurde aus langjährigen Mittelwerten der an den Level II-Flächen erfassten Werte abgeleitet (Kap. 7.2). In den Tiefenbereichen zwischen den installierten Saugkerzen wurden die Konzentrationen jeweils linear interpoliert. Für die Humusaufgabe und den oberen Mineralboden wurden die Werte unter Berücksichtigung von Standardwerten aus der Literatur extrapoliert. Für den CO_2 -Partialdruck wurden in Abhängigkeit von der Bodentiefe die Standardwerte aus ÖKO-DATA (2002) übernommen, welche gut mit den in SPRANGER et al. (2004, S. V26) wiedergegebenen Werten übereinstimmen.

Die Gleichgewichtskonstanten für die Löslichkeit von Gibbsit ($\text{pK}_{\text{Gibbsit}}$) wurden aus den erfassten Bodenlösungskonzentrationen (Kap. 7) geschätzt. Aus den vorliegenden pH-Werten, DOC-Konzentration und Al-Gesamtgehalten wurde im ersten Schritt $\text{pK}_{\text{Gibbsit}}$ auf Grundlage der Gleichgewichtsreaktionen für $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ und $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ entsprechend PEARSON et

Tab. 8.4: Prozentuale Mineralanteile in Anlehnung an Butz-Braun (2012) für die Abschätzung der Verwitterungsraten mit PROFILE

Sandhof (1302)										
	K-Fsp.	Plagio.	Calcit	Dolomit	Kaolinit	Illit	Ca-Ver.	Mg-Ver.	Al-Ver.	Chlorit
0...5	8,00	4,00	0,00	0,00	0,18	0,15	0,23	0,23	2,22	0,00
5...10	8,00	4,00	0,00	0,00	0,18	0,15	0,23	0,23	2,22	0,00
10...30	7,00	4,00	0,00	0,00	1,20	1,98	0,54	0,54	1,53	0,21
30...60	7,00	4,00	0,00	0,00	1,20	1,98	0,54	0,54	1,53	0,21
60...90	4,00	6,00	0,00	0,00	1,44	6,00	0,60	0,60	0,18	0,13
90...140	4,00	6,00	0,00	0,00	1,44	6,00	0,60	0,60	0,18	0,14
140...200	4,00	6,00	0,15	0,15	1,44	6,00	0,60	0,60	0,18	0,14
Rothemühl (1303)										
	K-Fsp.	Plagio	Kaolinit	Illit	Ca-Sm.	Mg-Sm.	Ca-Ver.	Mg-Ver.	Al-Ver.	Chlorit
0...5	5,00	2,00	0,09	0,05	0,30	0,30	0,25	0,25	0,76	0,00
5...10	5,00	2,00	0,09	0,05	0,30	0,30	0,25	0,25	0,76	0,00
10...30	6,00	3,00	0,74	0,77	0,00	0,00	0,09	0,09	1,58	0,25
30...60	6,00	3,00	0,73	0,77	0,00	0,00	0,09	0,09	1,57	0,24
60...90	3,00	3,00	0,75	3,60	0,00	0,00	0,15	0,15	0,20	0,20
90...140	3,00	3,00	0,75	3,60	0,00	0,00	0,15	0,15	0,20	0,20
140...200	3,00	3,00	0,75	3,60	0,00	0,00	0,15	0,15	0,20	0,20

Fsp. = Feldspäte, Plagio = Plagioklase (Anorthit $\approx 20\%$), Chlorit = Fe-Mg-Chlorite, Ver. = Vermiculite, Sm. = Smektite, Chlorit = Fe-Mg-Chlorite

al. (1992) sowie des empirischen Modells von BACKES & TIPPING (1987) für die organischen Aluminiumspezies geschätzt. Für die sich ergebenden Gleichungssysteme konnten mittels Newton-Raphson Iterationen stets geeignete Lösungen gefunden werden. In einem zweiten Schritt wurden die für pK_{Gibbsit} gefundenen Werte genutzt, um mittels Newton-Raphson Iterationen unter Berücksichtigung der in PROFILE verwendeten Gleichgewichtsreaktionen zur Berechnung der Säurenneutralisationskapazität (WARFVINGE & SVERDRUP, 1992, S. 126) die beim unterstellten CO_2 -Partialdruck im Boden zu erwartenden pH-Verhältnisse zu schätzen. Für $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ und $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ wurden wieder die Gleichgewichtskonstanten entsprechend PEARSON et al. (1992) verwendet. Für die Schätzung schwacher organischer Säuren mit der Oliver-Gleichung (OLIVER et al., 1983) wurde analog zu BACKES & TIPPING (1987, S. 213) ein Gehalt von Carbonylgruppen in der gelösten

organischen Substanz von 0,0035 mol/g angenommen. Abschließend ließ sich pK_{Gibbsit} auf Grundlage der erhaltenen pH-Werte analog zum oben beschriebenen Vorgehen erneut schätzen. Insgesamt ergab sich aus dem Einfluss unterschiedlicher CO_2 Partialdrücke bei den insgesamt eher sauren Bodenlösungsverhältnissen erwartungsgemäß kein großer Einfluss auf die ermittelten Werte. Analog zum Vorgehen beim DOC-Gehalt wurden die in den Saugkerzentiefen ermittelten Koeffizienten linear für die Tiefenbereiche interpoliert und für die Humusaufgabe sowie den oberen Mineralboden unter Berücksichtigung von Standardwerten aus der Literatur extrapoliert (Tab. 8.2).

8.2 Bodenlösung und Elementfreisetzung aus der Mineralverwitterung

In den Abbildungen 8.1 und 8.2 sind die beobachteten und mit den verschiedenen Annahmen modellierten

Eigenschaften der Bodenlösung anhand der Mittelwerte sowie des 10- und 90-Perzentils dargestellt. Bei den modellierten Werten entspricht der dargestellte Mittelwert dabei stets der Modellierung auf Grundlage der langjährigen Mittelwerte von Deposition und Witterung. Die dargestellten Perzentile wurden dagegen ausschließlich auf Grundlage der Modellierung mit den Daten der Einzeljahre (je Fläche 18 Beobachtungen) ermittelt.

Bei der Interpretation der Abbildungen 8.1 und 8.2 ist zunächst zu berücksichtigen, dass für Sulfat und Chlorid in PROFILE weder Aufnahme in die Vegetation noch Verwitterung aus dem Substrat betrachtet wird, sodass die Werte für alle Varianten szenarischer Stoffaufnahmen durch die Vegetation konstant sind. Aber auch bei den anderen Kennwerten der Bodenlösung zeigen sich im Vergleich zu dem depositions- und witterungsbedingten Schwankungsbereich in der Regel nur vergleichsweise

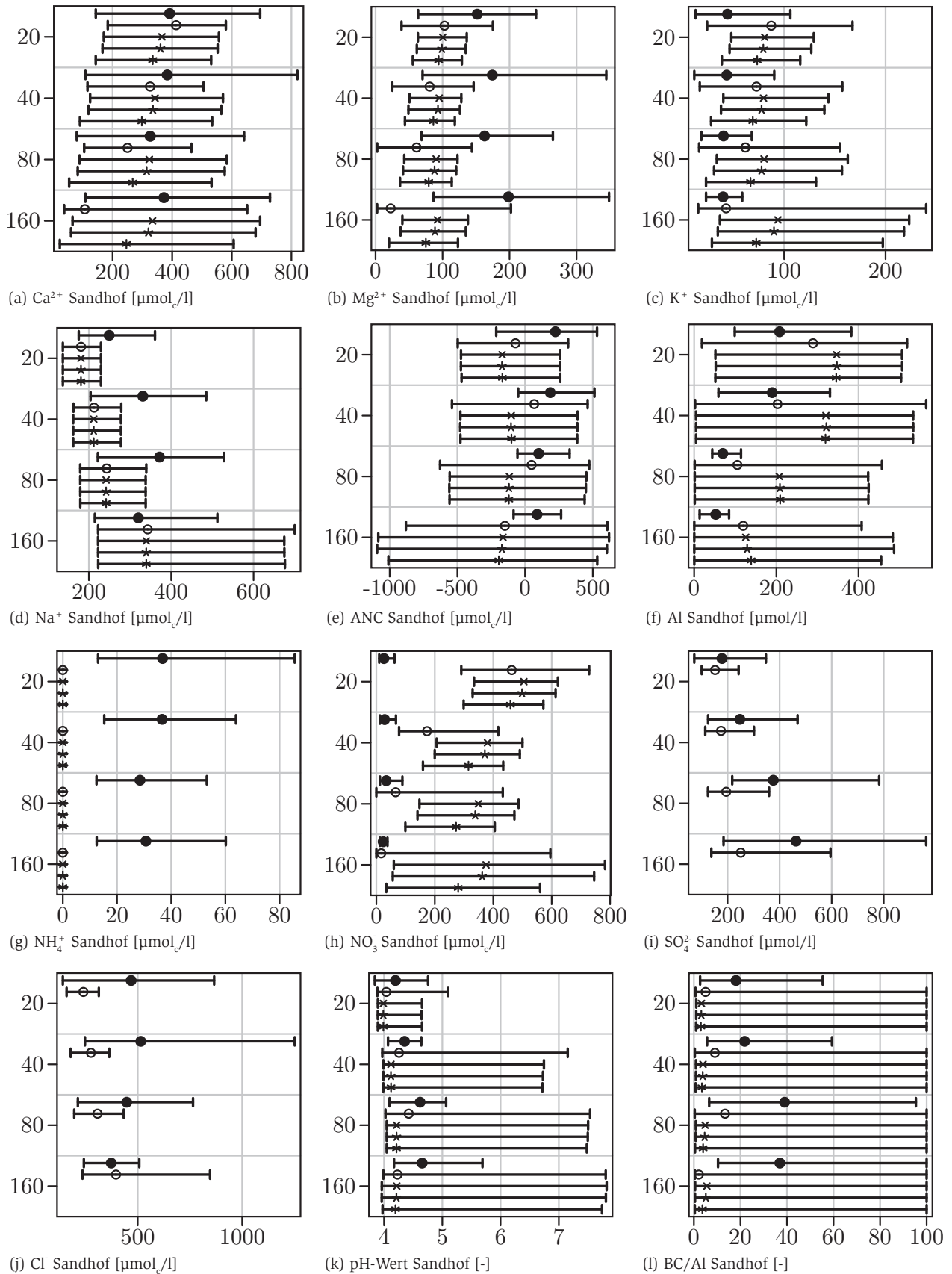


Abb. 8.1: Chemische Kennwerte der Bodenlösung in den Entnahmetiefen (gemessen •, modelliert o, Entrindung ×, Stammholz *, Ganzbaumernte *, vgl. Text) an der Fläche Sandhof (1302)

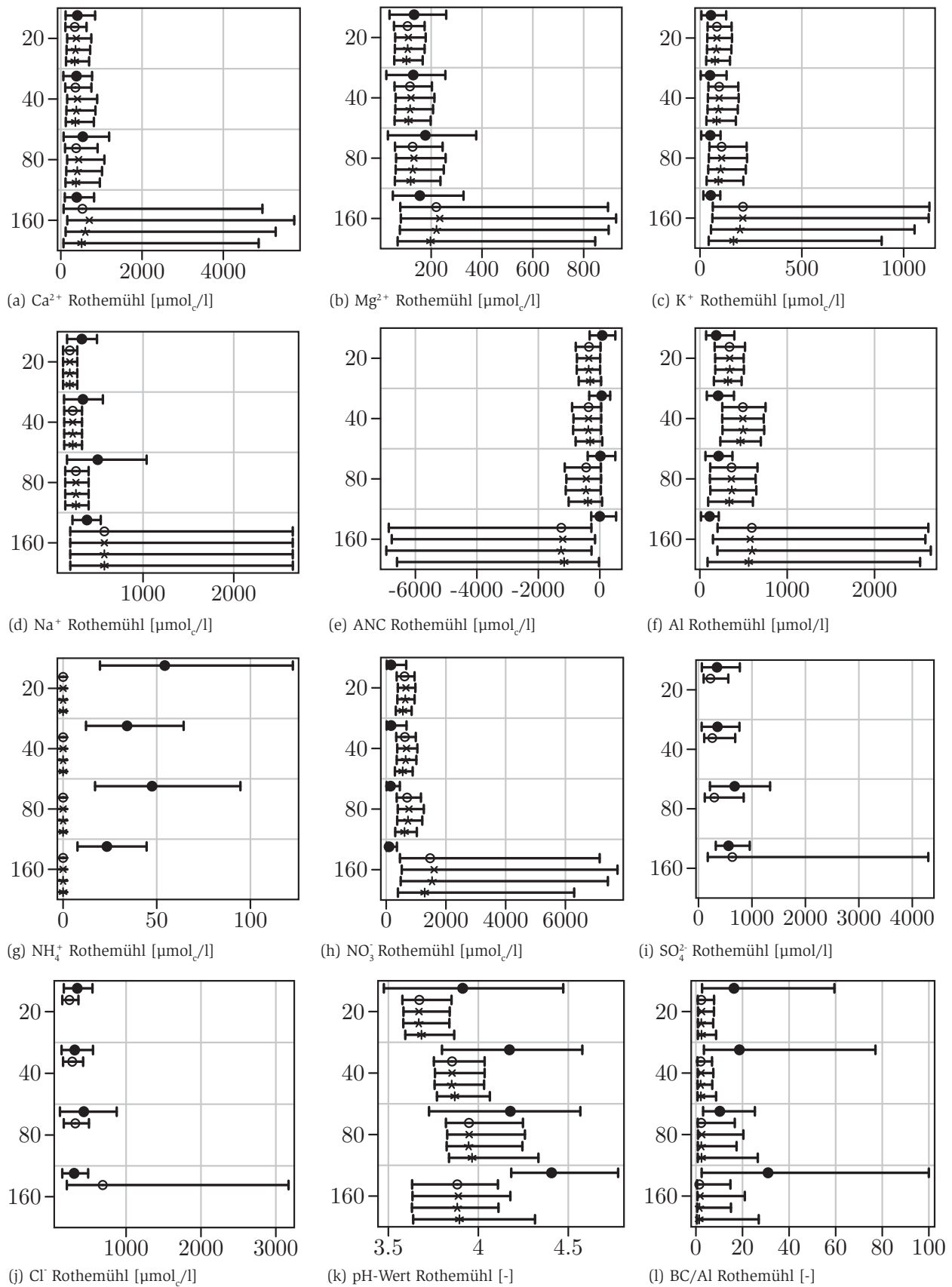


Abb. 8.2: Chemische Kennwerte der Bodenlösung in den Entnahmestiefen (gemessen •, modelliert o, Entrindung ×, Stammholz *, Ganzbaumernte *, vgl. Text) an der Fläche Rothemühl (1303)

kleine Unterschiede zwischen den einzelnen Szenarien der Elementfixierung im Bestand. Die deutlichsten Unterschiede zeigen sich zwischen den Modellen auf Grundlage der tatsächlich beobachteten Zuwächse im Beobachtungszeitraum und den drei auf die Umtriebszeit bezogenen Varianten an der mit Buchen bestockten Fläche in Sandhof. Dies ist vorrangig darauf zurückzuführen, dass der mittlere Zuwachs der Buche über die gesamte Umtriebszeit entsprechend dem verwendeten Wachstumsmodell im Vergleich zu den tatsächlich in der Untersuchungsperiode beobachteten Zuwächsen niedrig ist. Dies deckt sich auch mit dem im Wachstumsmodell beschriebenen, im mittleren Altersbereich besonders hohen Zuwachsraten der Buche (vgl. DITTMAR et al., 1986). Ebenso weichen die modellierten Werte an der Fläche Sandhof für die mit dem Streufall transportierten Elemente in der Tiefe 20 cm oftmals entgegen den in größeren Tiefen beobachteten Differenzen zu den szenarischen Modellläufen ab. Diese Besonderheit ergibt sich aus den im Beobachtungszeitraum, im Vergleich zur Berechnung anhand von Literaturwerten über die gesamte Umtriebszeit, deutlich höheren Streufallflüssen (vgl. Kap. 8.1, Tab. 8.3). Zumindest in Teilen können diese Differenzen auf das gehäufte Auftreten von Mastjahren der Buche im Beobachtungszeitraum zurückgeführt werden (vgl. Kap. 9.2). Bei einigen Kennwerten der Bodenlösung (vornehmlich NO_3^- , K^+ , Ca^{2+}) zeichnen sich noch etwas größere Effekte der Ganzbaumernte (S3) ab, während die Unterschiede zwischen den Varianten Entrindung (S1) und der klassischen Nutzung von Stammholz (S2) sehr gering sind.

Beim Vergleich der gemessenen mit den modellierten Chloridkonzentrationen der Bodenlösung zeigen sich in Sandhof in den oberen Bodenschichten zu geringe und in der Tiefe 160 cm an der Fläche Rothemühl zu hohe Schätzwerte. Aufgrund der geringen

Retention von Chlorid im Boden und des dominierenden Eintrags über die Deposition können die beobachteten Abweichungen auf Fehler bei den angenommenen Wasserflüssen zwischen und Wassergehalten in den einzelnen Bodenschichten hindeuten (vgl. Kap. 7.2). Entsprechende Abweichungen würden sich dann auch systematisch auf die Konzentrationen der anderen Ionen in der Bodenlösung auswirken, für welche sich insgesamt aber keine deutlich gerichteten Abweichungen zu höheren/niedrigeren Gehalten feststellen lassen. Zudem weisen, wie bereits für die Bodenlösungsverhältnisse (Kap. 7.2) beschrieben, die beobachteten Cl-Tiefengradienten nicht die unter grundwasserfernen Verhältnissen zu erwartenden, mit der Tiefe ansteigenden Gradienten auf, während die modellierten Konzentrationen entsprechend der getroffenen Modellannahmen nach unten ansteigen. Insgesamt ist das Niveau der modellierten Chloridkonzentrationen, welches sich meist innerhalb der beobachteten jährlichen Schwankungen befindet, jedoch gut mit den gemessenen Werten vergleichbar.

Bereits etwas größere, den für Cl- beschriebenen insgesamt jedoch sehr ähnliche Modellabweichungen können für Natrium beobachtet werden. Da für Natrium in PROFILE keine Aufnahme in die Vegetation berechnet wird, ergeben sich die sehr geringen Unterschiede zwischen den einzelnen Varianten zur Nährstofffixierung im Bestand lediglich aus den im unterschiedlichen bodenchemischen Milieu variierenden Verwitterungsraten. Insbesondere in Relation zu den Depositionsraten sind die daraus resultierenden Unterschiede der Na-Verwitterung (Tab. 8.5) jedoch nur sehr gering.

Beim Vergleich der modellierten mit den gemessenen Werten der Bodenlösung zeigen sich für Calcium an beiden Flächen gute Übereinstimmungen in allen Bodentiefen. Lediglich

an der Fläche Sandhof zeigt sich in der Tiefe 160 cm eine größere Tendenz zur Unterschätzung der Ca^{2+} -Konzentrationen. Da Calcium sowohl aus der Mineralverwitterung als auch über die Deposition in die Bodenlösung gelangt und zudem noch von den Pflanzen aufgenommen wird, ist die Zuordnung möglicher Fehlerquellen zu den beobachteten Unterschieden nur sehr eingeschränkt möglich. Abweichungen von Fließgleichgewichtszuständen mit entsprechender Freisetzung von Ca aus der Humusaufgabe würden den Beobachtungen für Stickstoff entgegenstehen. Da sich die größten Abweichungen im Unterboden zeigen, erscheint eine Unterschätzung der Ca-Freisetzung aus der Verwitterung der dort auftretenden Carbonate am wahrscheinlichsten. In diesem Fall würde sich auch die für den Standort beobachtete gegenwärtig negative Ca-Bilanz (Kap. 7.2) ausgeglichener darstellen.

Wesentlich deutlicher, als für Ca zu beobachten, unterschätzen die modellierten Mg-Konzentrationen an der Fläche Sandhof in den tieferen Schichten die gemessenen Konzentrationen. In Rothemühl stimmen die modellierten Mg-Konzentrationen dagegen in allen Tiefen gut mit den Messwerten überein. Wahrscheinlich können die bestehenden Differenzen in Sandhof wieder mit unterschätzten Freisetzungsraten aus der Verwitterung von Carbonaten in Verbindung gebracht werden. Analog zu Ca müssen aber auch Unsicherheiten hinsichtlich der atmosphärischen Einträge sowie der Fixierung im Bestand in Betracht gezogen werden.

Kalium wird an beiden Flächen leicht überschätzt, wobei sich die Abweichungen in der Regel innerhalb der zwischen einzelnen Jahren beobachteten Schwankungen befinden. Lediglich in den tieferen Schichten an der Fläche in Rothemühl zeigen sich etwas höhere Differenzen. Analog zu Ca und Mg lassen sich für das Hauptnährelement Kalium kaum genaue

Ursachen für die beobachteten Unterschiede abschätzen. Aufgrund der an der Fläche Rothemühl verhältnismäßig geringen unterstellten Raten von Netto-Aufnahme in die Vegetation und Verwitterung, könnten Unsicherheiten in den deutlich höheren Depositionsraten eventuell am meisten zu den beobachteten Abweichungen beitragen.

Die modellierten Sulfatkonzentrationen sind mit den gemessenen Werten größenordnungsmäßig vergleichbar. In Sandhof liegen die modellierten Konzentrationen jedoch stets etwas unterhalb der modellierten Werte, was sich gut mit der für Sandhof im Beobachtungszeitraum festgestellten negativen Sulfatbilanz in Übereinstimmung bringen lässt (Kap. 7.2). So ist nach dem Erreichen von Fließgleichgewichten mit der gegenwärtigen Eintragungssituation von Sulfat und entsprechendem vollständigen Austrag von „Sulfataltlasten“ zukünftig wahrscheinlich nur noch mit geringeren Sulfatkonzentrationen in der Bodenlösung zu rechnen. In Rothemühl, wo sich bereits seit der Jahrtausendwende eine ausgeglichene Sulfatbilanz eingestellt hat (Kap. 7.2), zeigen sich beim Vergleich modellierter und gemessener Sulfatkonzentrationen dagegen kaum Unterschiede.

Zunächst extrem erscheinende Unterschiede ergeben sich bei Betrachtung der Ammoniumkonzentrationen. Wie bereits in Kapitel 7.2 dargestellt, lassen sich die beobachteten Ammoniumkonzentrationen nicht mit den in PROFILE getroffenen Modellannahmen zur Nitrifizierung und insbesondere zur Stickstoffaufnahme durch die Vegetation in Übereinstimmung bringen. So sind die Ammoniumkonzentrationen in größeren Bodentiefen auch bei extremer Parametrisierung in PROFILE stets null. Aufgrund der insgesamt geringen erfassten NH_4^+ -Konzentrationen sind die absoluten Abweichungen jedoch ebenfalls niedrig.

Genau entgegengesetzte Verhältnisse zeigen sich dagegen beim Vergleich der NO_3^- -Konzentrationen. Hier werden stets deutlich höhere NO_3^- -Konzentrationen modelliert, als insbesondere an der Fläche in Rothemühl beobachtet werden konnten. Analog zu den im Beobachtungszeitraum deutlich positiven Stickstoffbilanzen (Kap. 7.2) können die beobachteten Differenzen wahrscheinlich auf ein noch nicht erreichtes Fließgleichgewicht, entsprechende Stickstoffakkumulation in der Humusaufgabe und ggf. unterschätzte N-Austräge über die Vegetation oder im Modell nicht berücksichtigte gasförmige Stickstoffverluste zurückgeführt werden. So sind die Differenzen in Rothemühl analog zur besonders positiven Stickstoffbilanz ebenfalls deutlicher ausgeprägt. An der Fläche Sandhof sind zudem unterschätzte Anteile der Wurzelaufnahme im Oberboden denkbar. Führt man die beobachteten Differenzen vorrangig auf noch nicht erreichte Fließgleichgewichtszustände zurück, wären bei unveränderter Depositionsentwicklung an der Fläche Rothemühl langfristig NO_3^- -Konzentrationen im Sickerwasser zu erwarten, welche den Grenzwert der TRINKWV (2013) erreichen.

Die Säurenneutralisationskapazität (ANC) wird an beiden Flächen und in allen Tiefen unterschätzt. Während die Differenzen an der Fläche Sandhof noch im Schwankungsbereich der langjährigen Beobachtungen liegen, sind in Rothemühl darüber hinausgehende Abweichungen zu verzeichnen. Da die ANC in PROFILE der Ionenbilanz von Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} sowie NO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} entspricht, ergeben sich die jeweiligen Abweichungen analog zu den für die einzelnen Ionen diskutierten Differenzen. Der größte Beitrag zu den beobachteten Abweichungen geht somit von den hohen modellierten Nitratkonzentrationen aus. Somit könnten bei sich langfristig einstellenden Fließgleichgewichten für Stickstoff durchaus den modellierten Werten

entsprechende niedrige Alkalinitäten erreicht werden. Des Weiteren müssen auch Abweichungen aufgrund der Unterschiede bei der Bestimmung der „Messwerte“ zur ANC in Betracht gezogen werden (vgl. Kap. 7.2). Die modellierten pH-Werte liegen stets etwas unterhalb der in den Bodenlösungen erfassten Werte, befinden sich jedoch stets noch im Schwankungsbereich der langjährigen Beobachtungen. Analog zur ANC ist dies primär eine Folge der für die einzelnen Ionen, insbesondere Nitrat, beobachteten Differenzen. Gegenüber der ANC müssen zusätzlich noch die Unsicherheiten in den von PROFILE berücksichtigten Pufferprozessen und gewählten Gleichgewichtskonstanten in Betracht gezogen werden.

Die modellierten Al-Konzentrationen sind an beiden Flächen höher als die in den Bodenlösungen beobachteten Werte. Besonders große Unterschiede zeigen sich dabei an der Fläche Rothemühl. Die von PROFILE ausgegebenen Al-Konzentrationen in der Bodenlösung werden vom pH-Wert, dem DOC-Gehalt sowie den verwendeten Gleichgewichtskonstanten für die Löslichkeit von Gibbsit gesteuert. Da $\text{pK}_{\text{Gibbsit}}$ aus den vorliegenden Bodenlösungsdaten auf Grundlage mit den auch in PROFILE verwendeten Gleichgewichtsreaktionen (Kap. 8.1) abgeleitet wurde und auch die DOC-Konzentrationen entsprechend den Messdaten zur Bodenlösung parametrisiert wurden, ergeben sich die beobachteten Unterschiede ausschließlich aus den Abweichungen der modellierten pH-Werte.

Die an beiden Level-II Flächen mit PROFILE berechneten Verwitterungsraten sind in Tabelle 8.5 wiedergegeben. Insbesondere in Rothemühl sind die Verwitterungsraten basischer Kationen im Vergleich zu den atmosphärischen Einträgen sehr gering. Dagegen wird Aluminium nahezu ausschließlich aus der Mineralverwitterung freigesetzt. Dabei ist zu beachten, dass die atmosphärischen

Tab. 8.5: Verwitterungsraten für langjährig mittlere Depositions- und Witterungsverhältnisse mit Schwankungsbereichen sowie Auswirkungen unterschiedlicher szenarischer Stoffentzüge auf die Gesamtverwitterungsraten [mol/ha/a]

Sandhof (1302)																					
	Ca			Mg			K			Na			Al			Si			P		
	P ₁₀	$\bar{x}$	P ₉₀	P ₁₀	$\bar{x}$	P ₉₀	P ₁₀	$\bar{x}$	P ₉₀	P ₁₀	$\bar{x}$	P ₉₀	P ₁₀	$\bar{x}$	P ₉₀	P ₁₀	$\bar{x}$	P ₉₀	P ₁₀	$\bar{x}$	P ₉₀
0-5	1,3	1,6	2,2	0,1	0,1	0,1	3,2	3,8	6,6	2,7	3,5	4,8	27	31	47	86	100	154	0,0	0,0	0,0
5-10	1,1	1,4	1,9	0,1	0,1	0,1	2,6	4,0	4,8	2,3	3,1	4,1	22	31	37	68	98	121	0,0	0,0	0,0
10-30	4,2	5,2	8,5	1,1	1,4	1,7	9,2	12,1	22,1	8,1	10,0	17,2	100	127	202	275	349	581	0,0	0,0	0,0
30-60	4,8	6,5	9,1	1,3	1,6	1,9	9,4	14,0	19,4	9,0	12,3	17,9	109	153	202	296	418	573	0,0	0,0	0,0
60-90	6,1	8,6	11,3	1,0	1,3	1,5	9,3	14,4	16,7	11,3	16,1	21,4	138	202	241	349	515	628	0,0	0,0	0,0
90-140	11,5	14,5	19,0	1,8	2,3	2,5	17,5	23,5	27,8	21,2	26,9	35,9	260	336	403	658	855	1051	0,0	0,0	0,0
140-200	109,4	134,4	154,9	24,4	31,0	35,8	21,3	27,2	33,5	26,1	31,6	42,8	320	393	482	811	999	1256	4,9	6,1	7,0
Ges,	145,1	172,2	199,8	30,3	37,7	43,1	72,9	99,1	126,9	80,6	103,5	142,8	976	1273	1593	2544	3334	4300	4,9	6,1	7,0
Ges _{S1}	140,7	163,8	196,6	31,0	36,0	42,2	72,7	93,0	131,2	78,8	96,6	142,2	963	1199	1608	2510	3131	4349	5,1	5,9	6,9
Ges _{S2}	141,0	164,1	196,9	31,1	36,1	42,3	72,6	92,8	131,4	78,9	96,5	142,4	964	1197	1610	2512	3126	4354	5,1	5,9	6,9
Ges _{S3}	142,5	165,5	198,1	31,5	36,5	42,6	72,9	92,3	132,0	79,9	96,8	143,3	972	1196	1618	2534	3123	4378	5,2	5,9	7,0
Rothenmühl (1303)																					
	Ca			Mg			K			Na			Al			Si			P		
	P ₁₀	$\bar{x}$	P ₉₀	P ₁₀	$\bar{x}$	P ₉₀	P ₁₀	$\bar{x}$	P ₉₀	P ₁₀	$\bar{x}$	P ₉₀	P ₁₀	$\bar{x}$	P ₉₀	P ₁₀	$\bar{x}$	P ₉₀	P ₁₀	$\bar{x}$	P ₉₀
0-5	0,3	0,4	0,5	0,1	0,1	0,2	0,7	0,9	1,2	0,5	0,6	0,8	7	9	12	22	28	37	0,0	0,0	0,0
5-10	0,3	0,3	0,4	0,1	0,1	0,1	0,6	0,8	1,0	0,4	0,5	0,7	6	8	11	20	25	33	0,0	0,0	0,0
10-30	1,2	1,5	2,0	0,3	0,4	0,5	3,1	4,0	5,3	2,5	3,2	4,3	27	34	45	81	103	133	0,0	0,0	0,0
30-60	1,8	2,4	3,4	0,5	0,6	0,9	4,3	5,7	7,8	3,9	5,3	7,3	40	54	74	118	158	218	0,0	0,0	0,0
60-90	1,5	2,0	3,0	0,3	0,5	0,7	3,2	4,5	6,9	2,9	4,0	6,0	39	54	81	100	139	209	0,0	0,0	0,0
90-140	2,1	3,0	4,6	0,5	0,7	1,0	4,8	6,5	10,6	4,2	5,9	9,2	58	79	125	148	203	323	0,0	0,0	0,0
140-200	2,1	3,3	5,3	0,4	0,8	1,1	4,6	7,2	12,3	4,1	6,6	10,5	56	88	142	143	225	369	0,0	0,0	0,0
Ges,	9,6	13,0	19,3	2,3	3,2	4,3	22,1	29,5	44,6	19,4	26,1	39,1	243	326	497	656	881	1345	0,0	0,0	0,0
Ges _{S1}	9,6	12,9	19,3	2,3	3,1	4,3	22,2	29,6	44,9	19,3	26,0	39,3	243	325	500	657	880	1349	,0	,0	,0
Ges _{S2}	9,6	13,0	19,2	2,3	3,2	4,3	22,2	29,5	44,7	19,4	26,1	39,0	243	325	495	657	880	1344	,0	,0	,0
Ges _{S3}	9,7	13,1	19,8	2,3	3,2	4,3	22,5	29,9	45,1	19,6	26,4	40,2	246	329	503	665	890	1358	,0	,0	,0

$\bar{x}$ = Anhand langjähriger Mittelwerte von Deposition und Witterung modellierte Raten, P_{xx} = Aus Beobachtungen der Einzeldjahre abgeleitete Perzentilwerte, $S1$ = szenarische Entrindung, $S2$ = szenarische Stammholznutzung mit Rinde, $S3$ = szenarische Ganzbaumnutzung

$\bar{x}$ = Anhand langjähriger Mittelwerte von Deposition und Witterung modellierte Raten, P_{xx} = Aus Beobachtungen der Einzeljahre abgeleitete Perzentilwerte, S1 = szenarische Entrindung, S2 = szenarische Stammholznutzung mit Rinde, S3 = szenarische Ganzbaumnutzung

Aluminiumeinträge wahrscheinlich selbst zu größeren Anteilen aus Bodestäuben stammen (Kap. 6.5). Die insgesamt höheren Verwitterungsraten in Sandhof gegenüber der Fläche Rothemühl ergeben sich vor allem aus der besseren Mineralausstattung (Tab. 8.4), den in Folge höherer Feinanteile in der Korngrößenzusammensetzung größeren verwitterungswirksamen Oberflächen (Tab. 8.2) sowie den im langjährigen Mittel höheren Bodenfeuchten. Ein besonders deutlicher Unterschied infolge der Mineralausstattung wird im Unterboden der Fläche Sandhof deutlich. Im Vergleich zu den anderen Schichten zeigen sich in der Tiefe 140...200 cm hohe Freisetzungsraten von Ca und Mg aus der Verwitterung von Calcit und Dolomit, welche bereits bei geringen Anteilen am gesamten Mineralbestand beträchtlich zur gesamten Verwitterungsrate beitragen können.

Die Auswirkungen variierender bodenchemischer Milieus in Folge unterschiedlich intensiver forstwirtschaftlicher Nutzung auf die Mineralverwitterung erscheinen für alle Elemente vernachlässigbar. Etwas größere Unterschiede können sich dagegen aus variierenden Witterungs- und Depositionsverhältnissen ergeben. So schwanken die Perzentile (P10, P90) aus den Modellierungen für die einzelnen Beobachtungsjahre teilweise im höheren zweistelligen Prozentbereich um die anhand langjähriger Mittelwerte berechneten Verwitterungsraten.

8.3 Potentielle Wachstumsreaktionen und Critical Loads-Überschreitungen

Die Berechnung von Critical Loads für Säureeinträge basiert auf ausgewählten chemischen Kennwerten der Bodenlösung. Gewöhnlich werden die Bodenlösungskennwerte Konzentration des gesamten gelösten Aluminiums, Alkalinität, pH-Wert und BC/Al-Verhältnis für die Charakterisierung der Auswirkungen versauernd

wirkender Einträge herangezogen (z.B. HETTELINGH et al., 1991; NAGEL & GREGOR, 1999; SPRANGER et al., 2004). Für diese Kennwerte werden dann Schwellenwerte definiert, mit deren Unter- bzw. Überschreiten entsprechend dem gegenwärtigen Kenntnisstand mit Destabilisierung von Bodenprozessen sowie der Schädigung der Vegetation gerechnet werden muss (NAGEL & GREGOR, 1999, S. 55). In der Regel wird von einer Überschreitung der Critical Loads für Säureeinträge ausgegangen, sobald in einer Schicht innerhalb des Wurzelraums die jeweiligen Kriterien verletzt werden. Eine Ausnahme davon bilden Schwellenwerte, welche sich an der Gefährdung des Grundwassers und vom Sickerwasser gespeisten Gewässern orientieren. In diesem Fall wären für die Berechnung der Critical Loads die Konzentrationen im Sickerwasser zweckmäßiger.

Als Schwellenwert für die Al-Konzentration wird konventionell ab 200 $\mu\text{mol/l}$ eine kritische Al-Konzentration in der Bodenlösung unterstellt (NAGEL & GREGOR, 1999, S. 55). Ferner können auch Schwellenwerte der Sickerwasserkonzentrationen in Anlehnung an Schwellenwerte zur Beurteilung von Trinkwässern (SPRANGER et al., 2004, S. V19) für die Ableitung kritischer Werte in Betracht gezogen werden. Da aufgrund der bei herkömmlicher Förderung und Wasseraufbereitung gewöhnlich geringen Relevanz von Aluminium im Trinkwasser auch die WHO (2011a) auf die Ausweisung eines formellen Richtwertes verzichtet, wurde für die Berechnung der Critical Loads mittels PROFILE weiterhin der konventionelle, deutlich höher gefasste Schwellenwert von 200 $\mu\text{mol/l}$ verwendet.

Die Säurenneutralisationskapazität ist vor allem für Gewässer und die Schädigung von Fischen von großer Bedeutung. Als etablierter Schwellenwert für aquatische Ökosysteme wird konventionell ein nicht zu unterschreitender Schwellenwert von

20 $\mu\text{mol/l}$ verwendet (vgl. SPRANGER et al., 2004, S. V32). Für Waldböden findet sich der an den korrespondierenden pH-Werten und entsprechender Aluminiumtoxizität orientierte Schwellenwert von -300 $\mu\text{mol/l}$ (HETTELINGH et al., 1991) in der Literatur, welcher auch für die Berechnung der Critical Loads an den mecklenburg-vorpommerschen Level II-Flächen zugrunde gelegt wurde.

Für den pH-Wert in der Bodenlösung wird konventionell als kritischer Wert pH 4,0 angenommen, welcher in Folge versauernd wirkender Einträge nicht unterschritten werden sollte (NAGEL & GREGOR, 1999, S. 54; SPRANGER et al., 2004, S. V20). Der Schwellenwert von pH 4,0 geht dabei ursprünglich auf kritische Al-Konzentrationen in der Bodenlösung zurück, ab deren Überschreiten mit schädlichen Effekten zu rechnen ist (vgl. HETTELINGH et al., 1991, S. 34). Des Weiteren werden mit geringen pH-Werten in der Bodenlösung in Folge von geminderter Aktivität der Bodenorganismen zunehmend entkoppelte Nährstoffkreisläufe durch mangelhafte Bioturbation und verminderte Mineralisierung erwartet (NAGEL & GREGOR, 1999, S. 54).

Das BC/Al-Verhältnis ist ein etablierter Kennwert zur Abschätzung auf Pflanzen potentiell toxisch wirkender anorganischer Aluminiumspezies in der Bodenlösung. Mit zunehmenden geringen BC/Al-Quotienten behindert Aluminium in der Bodenlösung, mit entsprechend nachteiligen Auswirkungen auf das Pflanzenwachstum, die Nährstoffaufnahme durch die Wurzeln (SVERDRUP & WARFVINGE, 1993b, S. 8). Gewöhnlich wird ein allgemeiner Schwellenwert von 1,0 für das BC/Al-Verhältnis verwendet (HETTELINGH et al., 1991; NAGEL & GREGOR, 1999; SPRANGER et al., 2004, z.B.). Für einzelne Pflanzenarten werden in der Literatur auch in Abhängigkeit von der jeweiligen Empfindlichkeit differenzierte Schwellenwerte benannt (z.B. WARFVINGE & SVERDRUP, 1995, S. 11). Um für beide

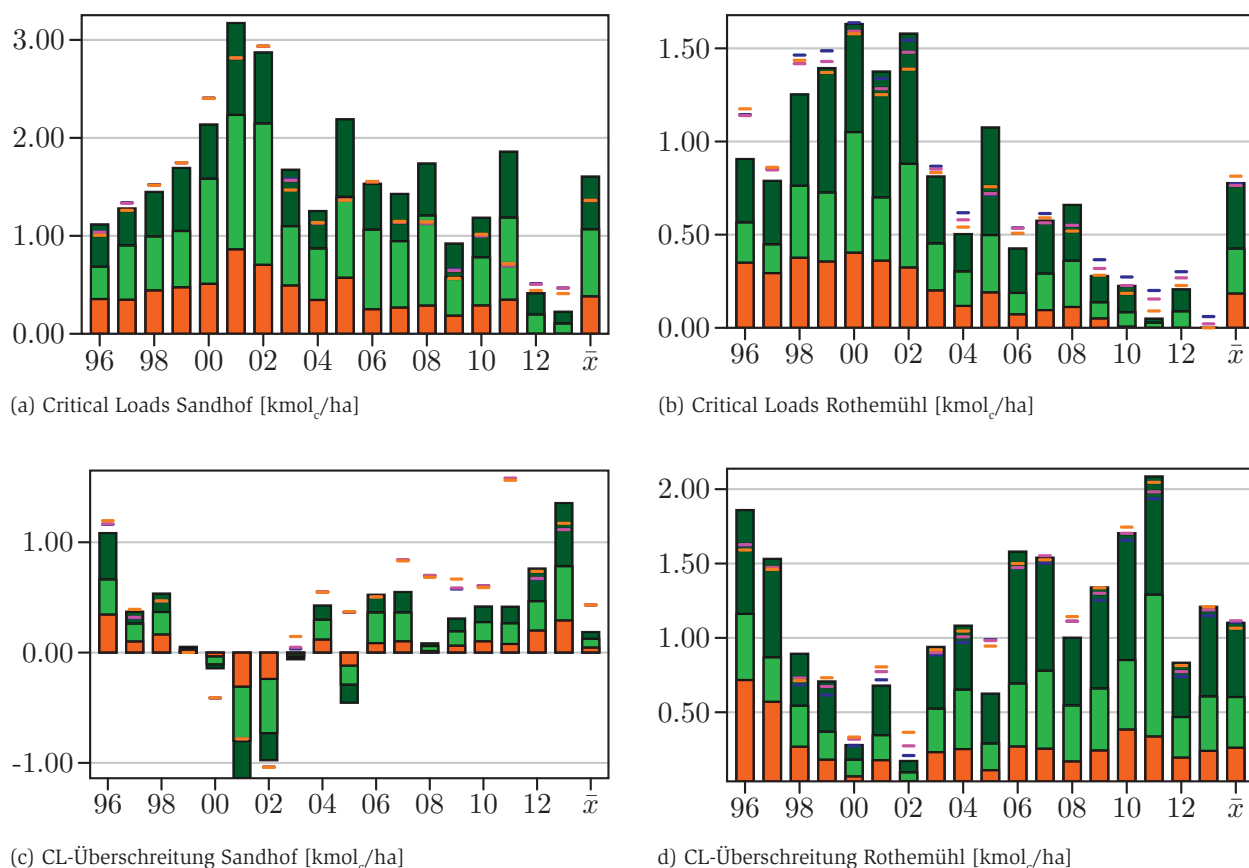


Abb. 8.3: Critical Loads und Critical Loads-Überschreitungen für SO_x , NO_y , NH_x sowie zugehörige Gesamtwerte bei szenarischer Stoffaufnahme durch die Vegetation (S_1 , S_2 , S_3)

Flächen möglichst vergleichbare, von der aktuellen Bestockung weniger abhängige Critical Loads zu berechnen, wurde für beide Flächen der allgemeine Schwellenwert von 1,0 verwendet.

Bei stark vereinfachter Darstellung werden für die Berechnung der Critical Loads mittels PROFILE die Raten versauernd wirkender atmosphärischer Einträge inkrementell so lange erhöht, bis in einer Schicht der Schwellenwert für einen der betrachteten Bodenlösungskennwerte verletzt wird. Werden bereits durch die beobachteten Depositionen kritische Schwellenwerte in der Bodenlösung überschritten, werden die Einträge solange gemindert, bis in allen Schichten keine Kriterien verletzt werden. Die Aufteilung der Säureeinträge auf die SO_4 , NO_3 und NH_4 -Depositionen ist dabei vor allem von Annahmen zu Steuerungsmöglichkeiten im Rahmen

von Maßnahmen zur Luftreinhaltung abhängig. So gehen beispielsweise WARFVINGE & SVERDRUP (1995, S. 28) vorrangig von einer Variabilität der Sulfatdeposition aus. Veränderte Stickstoffeinträge werden bei diesen Annahmen nur im Fall von Critical Loads-Überschreitungen, sowie erst nach vollständiger Reduktion der Sulfateinträge inkrementell verringert. Dagegen wird in der eingesetzten PROFILE-Version (ÖKO-DATA, 2002, S. 40) zunächst von einer Veränderung der SO_4 , NO_3 und NH_4 -Depositionen entsprechend ihrer Verhältnisse in den beobachteten Depositionen ausgegangen und diese im Rahmen der Critical Loads Berechnung entsprechend inkrementell erhöht bzw. reduziert. Werden im Fall von Critical Loads-Überschreitungen im Rahmen der inkrementellen Reduktion der Einträge für Stickstoff die Raten der Netto-Fixierung in der Vegetation

erreicht, wird zunächst analog zu WARFVINGE & SVERDRUP (1995, S. 28) nur noch der Sulfateintrag inkrementell reduziert. Erst wenn auch nach vollständiger Reduktion der nicht seesalzbürtigen Sulfateinträge weiterhin kritische Werte in der Bodenlösung erreicht werden, wird auch der Stickstoffeintrag weiter reduziert, womit, übertragen auf den Baumbestand, eine entsprechende Reduktion der Wuchsleistungen in Folge mangelhafter Stickstoffversorgung verbunden ist. (ÖKO-DATA, 2002, S. 40)

Die jeweils berechneten Critical Loads und zugehörigen Überschreitungen sind in Abbildung 8.3 dargestellt. Entsprechend den unterstellten Fließgleichgewichtsbedingungen muss bei der Interpretation der Abbildungen zunächst beachtet werden, dass die für die einzelnen Beobachtungsjahre

dargestellten Werte nicht unmittelbar als tatsächliche Überschreitungen in diesen Jahren aufgefasst werden können. So entsprechen die jeweiligen Werte jener Critical Loads-Überschreitung, welche sich bei dauerhafter Wiederholung der in diesem Jahr beobachteten Depositions- und Witterungsverhältnisse ergeben würde. Vielmehr können die dargestellten Einzeljahre somit zur Abschätzung der sich bei unterschiedlicher Depositionsentwicklung einstellenden Verhältnisse und zur Abschätzung der witterungsbedingten Variabilität herangezogen werden. Des Weiteren lassen sich bei Vernachlässigung der absoluten Werte aus den dargestellten Einzeljahren auch gegenwärtige Trends abschätzen. Die anhand der langjährigen Mittelwerte modellierten Critical Loads-Überschreitungen ($\bar{x}$) erscheinen dagegen als Indikator für die gegenwärtige Belastungssituation am geeignetsten.

Im langjährigen Mittel sind die Critical Loads an der Fläche Rothemühl deutlich niedriger als in Sandhof. In der Folge sind auch die Critical Loads-Überschreitungen an der Fläche Rothemühl deutlich höher als in Sandhof, wo die Critical Loads im langjährigen Mittel praktisch eingehalten werden. Allerdings sind auch die Critical Loads-Überschreitungen in Rothemühl als vergleichsweise moderat einzuschätzen. So entspricht die berechnete mittlere jährliche Überschreitung, bezogen auf einen Hektar, einer Säuremenge, welche sich durch die Ausbringung von ca. 50 kg kohlensauren Kalks kompensieren lassen würde. Für die konventionelle Ausbringung von 3 t/ha CaCO_3 im Rahmen von Bodenschutzkalkungen würde sich ein Intervall von 60 Jahren ergeben.

Die zwischen beiden Flächen beobachteten Unterschiede resultieren im Wesentlichen aus den in Sandhof geringeren atmosphärischen Säureeinträgen (Kap. 6.5) sowie den dort höheren Verwitterungsraten. Die

Verringerung der Critical Loads in Folge höherer Basenfestlegung im Bestand an der Fläche Sandhof im Vergleich zu der Kiefernfläche in Rothemühl wird dagegen aufgrund der zugleich deutlich höheren Festlegung von Stickstoff abgemildert. Vielmehr wirken sich die in Sandhof höheren Streufallfrachten positiv auf das Einhalten der Critical Loads Kriterien im Oberboden aus. So werden die Critical Loads an der Fläche Sandhof in der Mehrzahl der Fälle durch die Al-Konzentration im Hauptwurzelraum begrenzt, während an der Fläche Rothemühl mit ihren deutlich geringeren Streufallflüssen stets der pH-Wert im Oberboden das zuerst limitierende Kriterium für versauernd wirkende atmosphärische Stoffeinträge darstellt. Die für einzelne Jahre relativ großen Differenzen zwischen den szenarischen Modellläufen und den Berechnungen auf Grundlage der beobachteten Zuwächse und Streufallraten ist ebenfalls vorrangig auf die in den szenarischen Varianten als deutlich geringer angenommenen Streufallflüsse zurückzuführen. Beim Vergleich der einzelnen szenarischen Nutzungsintensitäten wird deutlich, dass sich eine gesteigerte Fixierung von Basen im Bestand in Relation zu dem depositions- und witterungsbedingten Schwankungsbereich kaum auf die Höhe der Critical Loads auswirkt. Neben der insbesondere für den Kiefernbestand in Rothemühl im Vergleich zu den Säureeinträgen geringen Bedeutung der Basenexporte über die Biomasse (Tab. 8.3), ergeben sich bei den durch Stickstoffverbindungen dominierten Depositionsverhältnissen, in Folge der bei intensivierter Nutzung ebenfalls erhöhten Stickstofffixierung zudem entsprechende Kompensationseffekte. So lassen sich bei szenarischer Betrachtung der für einzelne Jahre berechneten Critical Loads in Jahren mit hohen Stickstoffeinträgen für die Varianten mit intensiver Holznutzung vereinzelt sogar höhere Critical Loads beobachten als in den extensiven Szenarien.

Aus forstwirtschaftlicher Sicht erscheinen neben den an Ökosystemfunktionen orientierten Critical Loads-Überschreitungen auch die in Folge der versauernd wirkenden Einträge langfristigen Auswirkungen auf das Baumwachstum interessant. So ist bei hohen Critical Loads-Überschreitungen auch mit zunehmender Reduktion der Nährstoffaufnahme durch Aluminiumtoxizität zu rechnen. Die damit verbundenen Auswirkungen auf das Baumwachstum (Al-Response) können mit Hilfe der Vanselow-Funktion anhand der BC/Al-Verhältnisse und Basengehalte der Bodenlösung abgeschätzt werden (Kap. 8.1). Die Werte für den gesamten Bestand entsprechen den mit den Anteilen an der Stickstoffaufnahme gewichteten Mittelwerten der einzelnen Schichten. Für die Berechnung der bestandesweisen Al-Response anhand der gemessenen Bodenlösungsverhältnisse, wurden die in PROFILE angenommenen Anteile der Stickstoffaufnahme für die jeweiligen Messtiefen übernommen und im Oberboden entsprechend zusammengefasst.

Analog zu den Critical Loads-Überschreitungen muss bei Interpretation der modellierten Al-Response für die einzelnen Jahre (Abb. 8.4) wieder berücksichtigt werden, dass diese keine Zeitreihe im engeren Sinn darstellen und sich erst beim Erreichen der jeweiligen Fließgleichgewichte einstellen würden. Dagegen können die anhand der Bodenlösungsdaten abgeleiteten Werte der Response-Funktion natürlich ohne Einschränkungen als Zeitreihe aufgefasst werden. Ferner sollten bei der Interpretation der Abbildungen auch Unsicherheiten der zugrunde gelegten Response-Funktionen beachtet werden. So konnten die prinzipiellen Wirkungsmechanismen der vorrangig unter Laborbedingungen an Sämlingen abgeleiteten Funktionen für einige Baumarten zwar auch unter Feldbedingungen nachvollzogen werden; in Folge im Labor nicht darstellbarer Effekte wie Mycorrhizie-

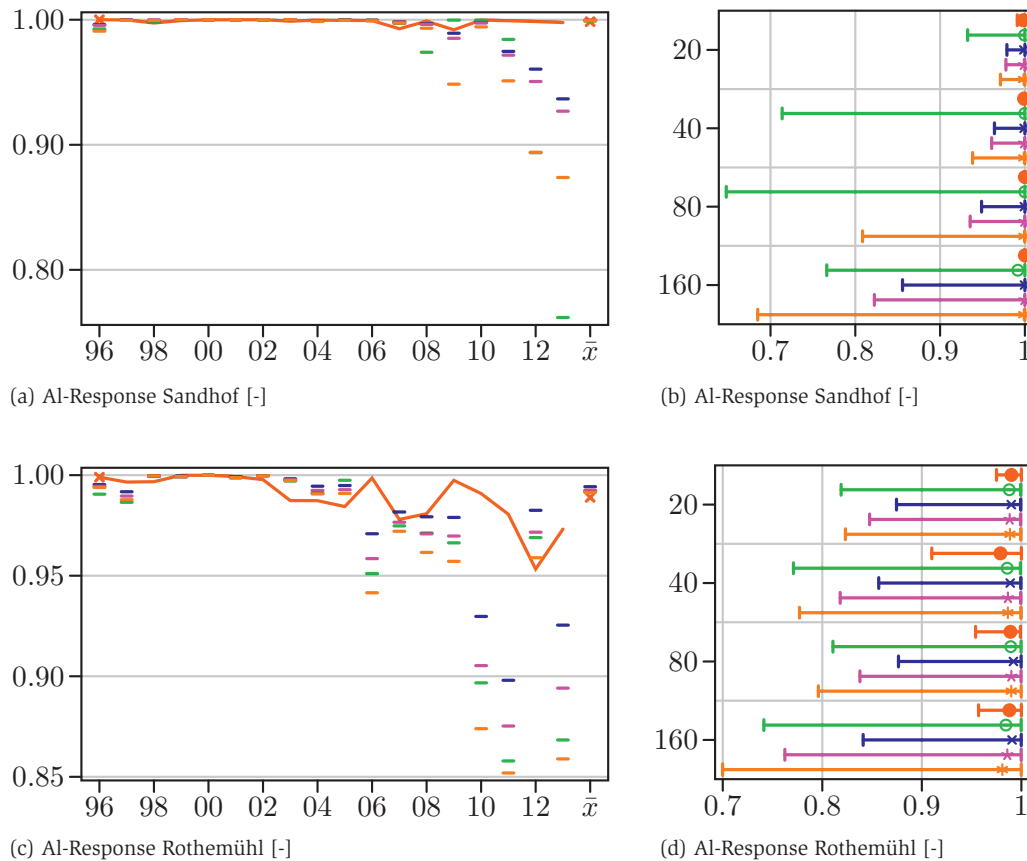


Abb. 8.4: Trends der Al-Response und Ausprägung der Tiefengradienten anhand Messwerten zur Bodenlösung und modellierter Bodenlösungsgehalte (gemessen ■, modelliert ■, S 1 ■, S 2 ■, S 3 ■)

rung und Relokalisierung der Nährstoffaufnahme im Wurzelraum ist jedoch mit verbleibenden Restunsicherheiten zu rechnen (vgl. SVERDRUP & WARFVINGE, 1993b, S. 66).

Demnach sind an der Fläche in Sandhof sowohl anhand der Messwerte zur Bodenlösung als auch auf Grundlage aller Modellvarianten keine registrierbaren Wachstumsreaktionen in Folge von Aluminiumtoxizität zu erwarten. Lediglich mit dem Einstellen von Fließgleichgewichtsbedingungen entsprechend der in einzelnen Jahren beobachteten Randbedingungen wären Wachstumsreduktionen im ein- bis geringen zweistelligen Prozentbereich denkbar. Potentiell könnten vor allem im Tiefenbereich 60...90 cm bzw. 140...200 cm bei den szenari-schen Varianten die Nährstoffaufnahme beeinträchtigende Al-Toxizitäten

auftreten. Kommt es in den szenari-schen Modellläufen zu erhöhter Al-Response, zeichnet sich anhand der Unterschiede zwischen den verschiedenen Nutzungsintensitäten ein insgesamt eher geringes, mit Unterschieden von bis zu 5 % zwischen den Varianten S 1 (Entrindung) und S 3 (Ganzbaumernte), jedoch durchaus nutzbares Steuerungspotential durch angepasste Nährstoffentzüge ab. Zu vergleichbaren Ergebnissen kommen auch mittels dynamischen Stoffhaushaltmodellen durchgeführte Studien, welche langfristig nur vergleichsweise moderate Auswirkungen intensiver Holzernte auf Säurenneutralisationskapazität (ZANCHI et al., 2014) und Basensättigung (AHNER et al., 2013, S. 187) beschreiben.

Anhand der für Rothemühl berechneten Al-Response zeichnen sich

insgesamt etwas kritischere Verhältnisse ab. Diese Unterschiede lassen sich vorrangig auf die für die bereits für die Critical Loads-Überschreitung und Bodenlösungsverhältnisse (Kap. 7.2, 8.2) diskutierten Zusammenhänge zurückführen. Des Weiteren trägt auch die größere Sensitivität der Kiefer gegenüber Aluminiumtoxizität und ein entsprechend höherer baumartenspezifischer Koeffizient der Vanselow-Funktion zu den höheren Zuwachsreduktionen bei. Interessant ist, dass sich gewisse Ähnlichkeiten zwischen der auf Bodenlösungsdaten basierenden Zeitreihe und den mit PROFILE für Fließgleichgewichtsbedingungen modellierten Werte der einzelnen Beobachtungsjahre zeigen.

Anhand der modellierten Al-Response zeichnet sich, bei über die Tiefe insgesamt sehr homogenen Verhält-

nissen, kaum eine Schicht mit besonders hoher Al-Toxizität für die Kiefernwurzeln ab. Tendenziell sind im Untergrund etwas höhere Werte zu erwarten. Die Bodenlösungsdaten weisen dagegen auf erhöhte Al-Toxizität im Bereich des B-Horizonts hin. Die szenarischen Modellläufe deuten analog zu den Beobachtungen für Sandhof ein bei erhöhter Al-Toxizität mit bis zu 5 % zwar begrenztes, aber durchaus interessantes Steuerungspotential durch angepasste forstliche Nutzung an.

8.4 Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff

Zur Einschätzung der Überschreitung der Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff wurden verschiedene Konzepte vorgeschlagen (z.B. KOPP et al., 1995; NAGEL et al., 2004; SCHLUTOW & HUEBENER, 2004; ACHERMANN & BOBBINK, 2003). Während für die Mehrzahl der existierenden Ansätze unterschiedlich aufwendige Berechnungen erforderlich sind, lassen sich mit Hilfe der von ACHERMANN & BOBBINK (2003) für verschiedene Ökosystemgruppen vorgeschlagenen Schwellenwerte potentielle Critical Loads-Überschreitungen sehr einfach detektieren. In Abhängigkeit vom betrachteten Kriterium (Tab. 8.6) ist somit ab jährlichen Einträgen von mehr als 10 kg/ha, spätestens jedoch ab anorganischen Stickstoffeinträgen von 20 kg/ha von einer Überschreitung der Cri-

tical Loads auszugehen. Zumindest für Buchenbestände führen auch die von BOBBINK & HETTELINGH (2011, S. 15-16) überarbeiteten empirischen Critical Loads Tabellen, welche eine genauere Differenzierung zwischen unterschiedlichen Waldökosystemen erlauben, zu einer vergleichbaren Bewertung. So wird für Buchenwälder ab dem Bereich von 10...20 kg/ha von Veränderungen in der Bodenvegetation, der Mycorrhizierung und Bodenfauna sowie dem Auftreten von Nährstoffungleichgewichten ausgegangen. Bei Kiefernbeständen wird entsprechend BOBBINK & HETTELINGH (2011) bereits ab jährlichen Stickstoffeinträgen von 5...15 kg/ha von Veränderungen in der Bodenvegetation und Mycorrhizierung sowie dem Auftreten von Nährstoffungleichgewichten und erhöhten Emissionen von Lachgas und Stickstoffmonoxid ausgegangen.

Mit mittleren jährlichen Stickstoffdepositionen von 19 kg/ha an der Fläche Sandhof und 20 kg/ha an der Fläche Rothemühl muss somit zumindest an der Kiefernfläche in Rothemühl eine Überschreitung der Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff unterstellt werden. Die Buchenfläche in Sandhof befindet sich noch im Toleranzbereich. Zumindest hinsichtlich einzelner der von ACHERMANN & BOBBINK (2003) beschriebenen Kriterien ist jedoch auch hier von einer ungünstigen Höhe der bestehenden Stickstoffeinträge auszugehen.

Eine weitere Möglichkeit zur Abschätzung von Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff besteht in der Bewertung der sich potentiell einstellenden Stickstoffkonzentrationen im Sickerwasser (SPRANGER et al., 2004, S. V11-14). Die Critical Loads entsprechen dann den Stickstoffdepositionen, welche (potentiell und bei sehr langfristiger Betrachtung) zum Erreichen der jeweiligen kritischen Konzentration in der Bodenlösung erforderlich sind. Die Stickstoffkonzentrationen im Sickerwasser können zum einen als Indikatoren für Nährstoffungleichgewichte bei der Baumernährung sowie als Auslöser für Verschiebungen in der Artenzusammensetzung der Bodenvegetation interpretiert werden. Zum anderen ist anhand von Grenzwerten aus dem Trinkwassergütebereich auch eine direkte Bewertung der Sickerwasserkonzentrationen möglich.

Zur Berechnung der den jeweiligen Sickerwasserkonzentrationen entsprechenden Critical Loads sind neben dem langjährigen Mittel der Sickerwasserrate (Kap. 4) auch Abschätzungen zum langfristigen Stickstoffentzug durch Holzernte, der dauerhaft tolerierbaren Fixierungsrate im Boden sowie zur Denitrifikation erforderlich, da die entsprechenden Anteile nicht mehr ins Sickerwasser gelangen. Die dauerhaft tolerierbare (ohne Verengung der C/N-Verhältnisse) Stickstofffixierung im Boden wurde

Tab. 8.6: Critical Loads für Stickstoff nach ACHERMANN & BOBBINK (2003)

Kriterien	CL
erhöhte Stickstoffmineralisierung und Nitrifikation	10...15
erhöhte Nitratauswaschung	10...15
Disharmonischer Ernährungsstatus der Bäume, mit im Vergleich zu P, K und Mg von Stickstoff dominierten Nährelementquotienten im Blattgewebe	15...20
Zunehmende Anfälligkeit gegenüber Pathogenen und Krankheiten, Veränderung der das Pilzwachstum hemmenden Phenole in den Bäumen	15...20
Reduzierte Sporenproduktion der Mykorrhiza und veränderte Artenzusammensetzung im Boden	10...20
Veränderte Zusammensetzung der Bodenvegetation mit Zunahme nitrophiler Arten und Anfälligkeit gegenüber Parasiten	10...15
Zunehmende Dominanz von Algen bei gleichzeitigem Rückgang von Flechtenarten	10...15
mit: CL = Critical Load für anorganischen Stickstoff (NO_3 , NH_4) [$\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]	

entsprechend SPRANGER et al. (2004, S. V13) mit 1 kg/(ha × a) angenommen. Der Anteil der Denitrifikation wurde für die beiden gut gedrähten sandigen Standorte ebenfalls in Anlehnung an SPRANGER et al. (2004, S. V14) mit 10 % gewählt. Da die Stickstoffentzüge in Abhängigkeit von unterschiedlich intensiver Holzernte variieren, wurden die Critical Loads für einige exemplarische Szenarien sowie die während der Beobachtungsperiode erfassten Aufnahmen durch den Baumbestand berechnet (siehe Kapitel 8.1).

Anhand der in Tabelle 8.7 wiedergegebenen Critical Loads wird deutlich, dass die an ökosystemaren Auswirkungen orientierten Schwellenwerte im Vergleich zum am Grenzwert der TRINKWV (2013) orientierten Schwellenwert zu deutlich niedrigeren Critical Loads führen. Die im Vergleich zu Sandhof insgesamt deutlich geringeren Critical Loads an der Fläche Rothemühl ergeben sich maßgeblich aufgrund der dort deutlich niedrigeren Sickerwasserspende und entsprechend erhöhten Konzentrationen bei gleichen Frachten in der Deposition. Zudem wird mit Ausnahme des Szenarios S0 durch den Kiefernbestand

an der Fläche Rothemühl im Vergleich zum Buchenbestand in Sandhof auch weniger Stickstoff mit der Holzernte abgeführt. Insbesondere im Vergleich zum totalen Nutzungsverzicht lassen sich die Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff durch intensivierte Holzernte im nicht zu vernachlässigenden Umfang positiv beeinflussen.

Stellt man die berechneten Critical Loads (Tab. 8.7) den beobachteten mittleren Stickstoffdepositionen von 1,36 kmol_e/ha/a in Sandhof bzw. 1,43 kmol_e/ha/a in Rothemühl gegenüber (Kap. 6.5), so werden die dem Auftreten von Nährstoffungleichgewichten zugeordneten Schwellenwerte an beiden Flächen sehr deutlich überschritten. Während die Kriterien zum Florenwandel für den Buchenbestand in Sandhof aufgrund der dort natürlicherweise mehr von Kräutern dominierten Bodenvegetation vernachlässigt werden können, deuten die Überschreitungen in Rothemühl langfristig auf eine mögliche Zunahme von Gräsern und Kräutern in der gegenwärtig noch von Blaubeeren dominierten Bodenvegetation hin. Der an der Trinkwassergüte orientierte Critical Load wird in Sandhof bei allen Nutzungsintensitäten unter-

schritten, während sich für die Kiefernfläche auch für diesen Schwellenwert Überschreitungen ergeben.

Im Vergleich zu den empirischen Critical Loads führt die Bewertung anhand der potentiellen Konzentrationen im Sickerwasser somit zu einer insbesondere für die Fläche Rothemühl kritischeren Bewertung. Bei der Interpretation der teilweise sehr deutlichen Critical Loads-Überschreitungen sollte jedoch berücksichtigt werden, dass einerseits die unterstellten kritischen Konzentrationen vorrangig auf Annahmen basieren (SPRANGER et al., 2004, S. V12) und andererseits auch bei den Schätzungen zur Stickstofffixierung Unsicherheiten bestehen. Werden Fließgleichgewichtsbedingungen unterstellt, deuten auch die im Sickerwasser zu beobachtenden Stickstoffkonzentrationen auf eine ggf. tendenziell zu konservative Berechnung der Critical Loads hin. So zeigen diese gegenwärtig (noch) ein wesentlich geringeres Niveau als bei einer langfristig andauernden Überschreitung der Critical-Loads zu erwarten wäre (vgl. Kap. 7.2).

Tab. 8.7: An Stickstoffkonzentrationen im Sickerwasseraustrag orientierte Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff in Abhängigkeit von CL-Kriterien und Nutzungsintensität

CL-Kriterien und zugrundegelegte N _{swr}		Critical Loads [kmol _e /ha/a]									
		Sandhof 1302					Rothemühl 1303				
		S0	S1	S2	S3	real	S0	S1	S2	S3	real
Nährstoffungleichgewichte	,2	,103	,455	,486	,675	,762	,085	,195	,252	,449	,304
	,4	,133	,485	,516	,705	,792	,097	,207	,264	,461	,316
Florenwandel	1,0	,231	,583	,614	,803	,890	,138	,248	,305	,502	,357
Blaubeere -> Gras	2,0	,391	,743	,774	,963	1,050	,205	,315	,372	,569	,424
Florenwandel	3,0	,550	,902	,933	1,122	1,209	,272	,382	,439	,636	,491
Gras -> Kräuter	5,0	,869	1,221	1,252	1,441	1,528	,405	,515	,572	,769	,624
Trinkwasser	11,3	1,874	2,226	2,257	2,446	2,533	,825	,935	,992	1,189	1,044

mit: real = mittlere Stoffaufnahme in der Beobachtungsperiode, S = szenarische Stoffaufnahmen (0 = keine Holzernte, 1 = Entrindung, 2 = Stammholz, 3 = Vollbaum), N_{swr} = kritische Stickstoffkonzentrationen in der Sickerwasserspende [mg/l]. **CL-Kriterien** und Schwellenwerte in Anlehnung an Spranger et al. (2004, S. V12)

9 Baumernährung und Kronenzustand

9.1 Baumernährung

Die aktuelle Ernährungssituation eines Waldbestandes lässt sich am zuverlässigsten mittels Nadel- bzw. Blattanalysen feststellen. Sie sind im besonderen Maße geeignet, kritische Bodenzustände zu erkennen und Gegenmaßnahmen, wie z. B. Baumartenwechsel, Nutzungseinschränkungen oder Bodenschutzkalculungen, zu begründen (AK STANDORTSKARTIERUNG, 2016). Die für die Level II-Flächen vorliegenden langen Zeitreihen erlauben außerdem eine Einschätzung der mittelfristigen Veränderungen der Baumernährung und Schadstoffbelastung. Zu beachten ist, dass Nährelementgehalte von Jahr zu Jahr erheblich schwanken können, da sie sensitiv auf eine veränderte Nährstoffverfügbarkeit reagieren. Einen besonders großen Einfluss haben klimatische Extremjahre auf die Nährstoffverfügbarkeit (GÖTTLEIN et al., 2008) und damit auf die Nährstoffgehalte in den Assimilationsorganen.

9.1.1 Datenerhebung und -aufbereitung

Aus dem ÖWK/BDF-F-Programm sind neben den Daten zu Kronen- und Bodenzustand auch Daten zur Baumernährung (Nadel- und Blattspiegelwerte) der Level II-Bestände aus den Jahren vor 1990 vorhanden, welche ebenfalls in die vorliegende Auswertung einfließen sollen. Hierbei handelt es sich um zwei Aufnahmen, zum einen um die ÖWK-Ersterhebung

von 1987/89 und zum anderen um die erste Wiederholungsaufnahme der Jahre 1994/95. Mit dem Beginn der Level II-Untersuchungen fand eine intensivere Beprobung der Nadeln und Blätter statt, deren zeitlicher Abstand mit maximal drei Jahren angesetzt wurde. Wie im Allgemeinen üblich und in der entsprechenden ICP-Anleitung (RAUTIO et al., 2016) vorgeschrieben, erfolgte stets eine Trennung des ersten und zweiten Nadeljahrganges bei der Baumart Kiefer. Für jede Probenahme liegen somit immer zwei Messwerte vor.

Untersucht wurden vor allem die Makronährstoffe (N: seit 1998 im Elementaranalysator und zuvor im Kjeldahlverfahren; S, P, Ca, Mg, K: im HNO_3 -Druckaufschluss) sowie ausgewählte Schwermetalle und Spurenelemente. Letztere Analysen sind aus Kostengründen allerdings nur bis zum Jahr 2006 in Auftrag gegeben worden.

Aufgrund der geringen Anzahl an Messwerten verschiedener Jahre (1302: max. 20 und 1303: max. 18) wird auf die Untersuchung von Abhängigkeiten zu Parametern anderer Ökosystemkomponenten, z. B. der Bodenlösung, der Bodenfestphase, des Bodenwasserhaushaltes oder der Meteorologie verzichtet.

9.1.2 Makronährelemente (N, S, P, Ca, Mg, K)

Stickstoff Beide Intensivmessflächen weisen über den gesamten Level II-Messzeitraum hohe jährliche Stick-

stoffdepositionen auf, welche die Critical Loads-Grenzen für die eutrophierende Wirkung erreichen bzw. übersteigen. Rückwirkungen auf die Baumernährung sind daher zu erwarten (Kap. 8.4).

Die Nadel- bzw. Blattspiegelwerte der Bestände zeigen an beiden Messflächen eine hohe Versorgung mit dem Hauptnährelement Stickstoff. Die mittleren Stickstoffgehalte beider Waldbestände können dem oberen Normalbereich bzw. dem Luxusbereich zugeordnet werden (Tab. 9.1). Im über 20-jährigen Untersuchungszeitraum liegen in Sandhof 25 % ($n=5$) und in Rothemühl 50 % der Messwerte ($n=9$) oberhalb des Normalbereiches. Werden Pflanzen mit Stickstoff überversorgt können Prädispositionen gegenüber Frost und Insekten auftreten. Zusätzlich besteht die Gefahr einer Unterversorgung mit anderen Makronährstoffen infolge der wachstumsfördernden Stickstoffwirkung. Etablierte Weiser für eine harmonische Nährstoffversorgung sind die Stickstoffquotienten, welche sich aus dem Verhältnis von Stickstoff zu den übrigen Makronährelementen ergeben. In der Tabelle 9.2 werden die N-Quotienten aller Messwerte und die Nährstoffgehalte von Phosphor, Calcium, Magnesium und Kalium bewertet. Weit überwiegend sind auf beiden Level II-Flächen keine Nährstoffmängel bezüglich der vorzufindenden Nadel-/Blattgehalte bei Verwendung des Bewertungsrahmens von GÖTTLEIN (2015) vorhanden. Gleiches gilt für die Verhältnisse von

Tab. 9.1: Mittlere Makronährstoffgehalte in den Assimilationsorganen der Level II-Bestände im Zeitraum von 1987/89 bis 2013 und deren Bewertung

Plot	Probe	Mediane der Nährstoffgehalte (Bewertung)					
		N [mg/g]	S [mg/g]	P [mg/g]	Ca [mg/g]	Mg [mg/g]	K [mg/g]
1302	Laubblätter	24,74 (N)	1,65 (N)	1,58 (N)	7,45 (N)	1,35 (N)	6,85 (N)
1303	1. Nadel-Jg.	17,77 (L)	1,17 (N)	1,62 (N)	2,70 (N)	0,94 (N)	4,56 (N)
	2. Nadel-Jg.	18,10	1,25	1,45	3,83	0,71	4,37

(L) = Luxus; (N) = Normalbereich - Bewertung nach GÖTTLEIN (2015)

Tab. 9.2: Anzahl der Über- bzw. Unterschreitung kritischer Stickstoffquotienten und Nährelementgehalte für die Level II-Bestände Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum von 1987/89 bis 2013 (1. Nadeljahrgang bzw. Laubblätter)

Plot	Element	Bewertung der N-Quotienten	Bewertung der Elementgehalte	
			kein Mangel	Mangel
Sandhof (1302)	P	unkritisch	17	0
		kritisch	3	0
	Ca	unkritisch	14	0
		kritisch	6	0
	Mg	unkritisch	18	0
		kritisch	1	1
	K	unkritisch	16	1
		kritisch	2	1
Rothemühl (1303)	P	unkritisch	18	0
		kritisch	0	0
	Ca	unkritisch	18	0
		kritisch	0	0
	Mg	unkritisch	15	0
		kritisch	0	3
	K	unkritisch	12	1
		kritisch	2	3
Bewertung der Stickstoffquotienten nach MELLERT & GÖTTLEIN (2012)				
Bewertung der Elementgehalte gemäß Untergrenze des Normalbereiches nach GÖTTLEIN (2015)				

Stickstoff zu anderen Makronährstoffen; auch hier wurden kaum kritische Werte laut MELLERT & GÖTTLEIN (2012) nachgewiesen. Ausnahmen hiervon sind häufiger auf der Sandhofer Rotbuchenfläche anzutreffen, wo in einzelnen Jahren für alle betrachteten Makronährstoffe (P, Ca, Mg und K) kritische N-Quotienten nachgewiesen werden konnten. Demgegenüber war dies auf der Kiefernfläche ausschließlich für Magnesium und Kalium der Fall. Dieser Befund widerspricht nur scheinbar den konstatierten unterschiedlichen Bodenverhältnissen der Untersuchungsflächen, da zu berücksichtigen ist, dass sich die Nährstoffansprüche der Baumarten und entsprechend die baumartenspezifischen Schwellenwerte in den Bewertungsrahmen unterscheiden. Nach einem visuellen Vergleich von Jahren mit gehäuften Ernährungsmangel (inklusive kritischer N-Quotienten) mit Zeitreihen der Jahrestemperatur,

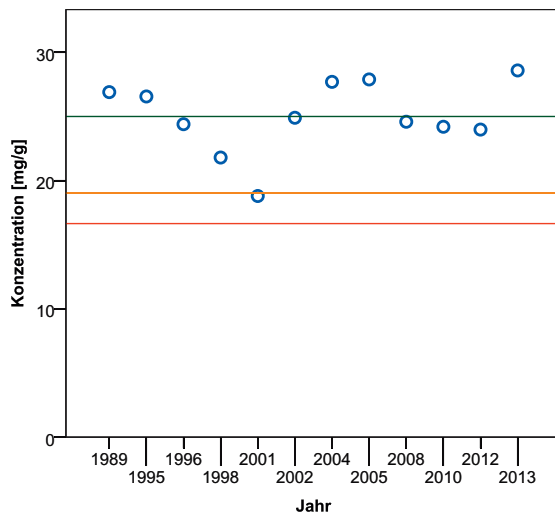
der Jahresniederschlagssumme, verschiedenen Wassermangelindikatoren sowie der Fruktifikation lassen sich keine signifikanten Kohärenzen identifizieren.

Betrachtet man die Stickstoffspiegelwerte im zeitlichen Verlauf, so bewegen sich diese in Sandhof entlang der oberen Grenze des Normalbereichs und in Rothemühl überwiegend knapp im Luxusbereich (Abb. 9.1). Nur an der Sandhofer Versuchsfläche sind größere Varianzen, besonders in den Jahren 1998, 2001 und 2013 feststellbar. Auf der Fläche 1303 in Rothemühl sind die Stickstoffgehalte beider Nadeljahrgänge mehr oder weniger identisch und über die Jahre relativ gleichbleibend. Von N-Retranslokationen aus dem älteren Nadeljahrgang ist somit nicht auszugehen. Aufgrund der fehlenden Stoffverlagerung ist eine größere Limitierung des Wachstums durch das Stickstoffangebot unwahrscheinlich.

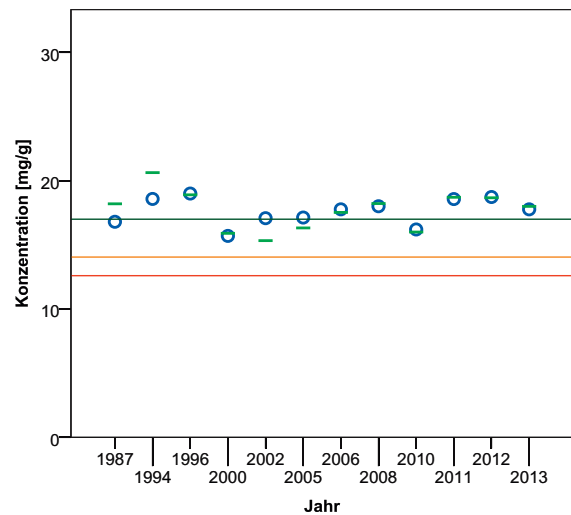
Calcium, Magnesium und Kalium

Die Mittelwerte dieser Makronährelemente befinden sich ausnahmslos im Normalbereich (Tab. 9.1). Somit kann, im Durchschnitt aller untersuchten Jahre, beiderorts von einer guten Basernährung ausgegangen werden. Dennoch können auf beiden Flächen in einigen Jahren, geringe Magnesium- und Kaliumgehalte innerhalb des Mangelbereichs (meist oberhalb der Symptommengrenze, latenter Mangelbereich) belegt werden (Tab. 9.2).

In den Abbildungen 9.2a und 9.2b sind die Calciumgehalte im zeitlichen Verlauf dargestellt. Keine gemessene Calciumkonzentration der untersuchten Bestände befindet sich im Mangelbereich. Auf der Buchenfläche erscheint die Calciumernährung in den Anfangsjahren des Untersuchungszeitraumes etwas schlechter gewesen zu sein, da insbesondere in den Jahren 1989 und 1996 Werte im unteren



(a) Stickstoff, Sandhof (1302)



(b) Stickstoff, Rothemühl (1303)

Abb. 9.1: Stickstoffgehalte der Assimilationsorgane und Bewertung nach GÖTTLEIN (2015) (Mangel, latenter Mangel, Normalbereich, Luxus) [blau = 1. Nadeljahrgang oder Laubblätter und grün = 2. Nadeljahrgang]

Normalbereich bestimmt wurden. In den folgenden Jahren kann ein leicht abnehmender bis gleichbleibender Trend angenommen werden, wobei sich die Messwerte meist in der oberen Hälfte des Normalbereiches bewegen. Im Jahr 2005 sind auf beiden Flächen sehr häufig deutlich erhöhte Messwerte für die Elemente Calcium, Magnesium, Kalium und Phosphor im Vergleich zu allen übrigen Jahren ermittelt worden. Diese Werte sind auch unter Zuhilfenahme weiterer Messdaten der Level II-Stationen nicht erklärbar. Auf der östlichen Versuchsfläche sind die Calciumgehalte über die Jahre, mit Ausnahme von 2005 und 2008, recht konstant. Im zweiten Nadeljahrgang der Rothemühler Kiefern sind sehr häufig höhere, seltener ungefähr identische bzw. vereinzelt geringere Calcium-Spiegelwerte als im ersten Nadeljahrgang analysiert worden. Diese Verhältnisse sind durch die Immobilität von Calcium in der Pflanze erklärbar, wodurch eine Translokation in die jüngeren Nadeln ausbleibt.

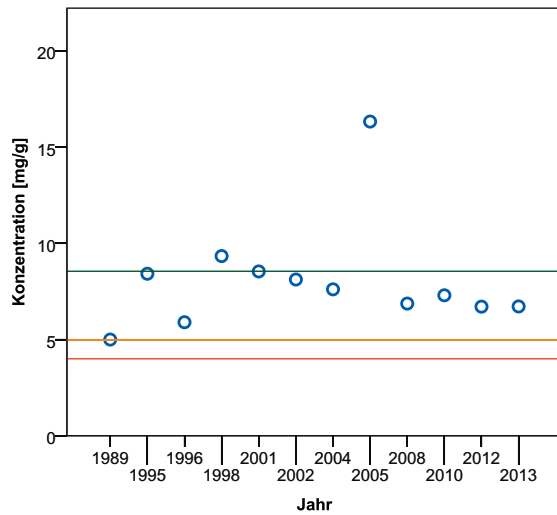
Zusammenhänge zwischen den vorgefundenen Ca-Gehalten der Assimilationsorgane und den atmosphärischen Ca-Einträgen sind nicht sichtbar. Hö-

here Calciumdepositionen wurden um das Jahr 2000 registriert, währenddessen die Calciumernährung der Bäume nicht erkennbar verbessert erscheint. Zusätzlich müsste in den Folgejahren die Calciumernährung schlechter werden, was ebenfalls nicht der Fall ist. Verringerte Calciumeinträge führten demnach nicht zu einer schlechteren Calciumernährung der Bäume. Es muss davon ausgegangen werden, dass die Nährelementversorgung über den kleinen Stoffkreislauf und die Verwitterung für das Baumwachstum ausreichend ist. Ferner lassen die vorliegenden Zeitreihen keine prägnanten Abhängigkeiten der Ca-Ernährung vom Wasserhaushalt oder von meteorologischen Kennwerten erkennen.

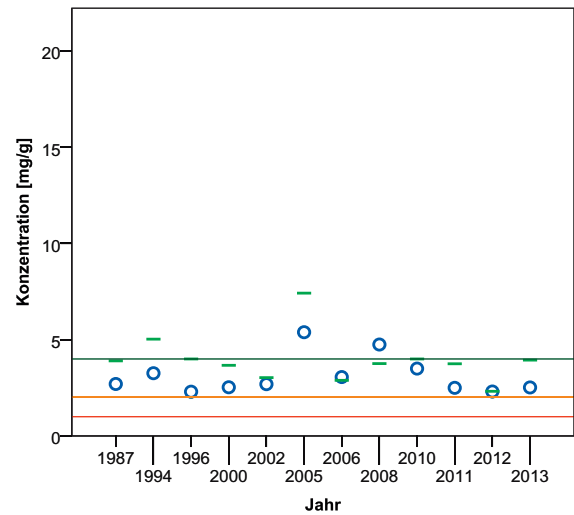
Die Magnesiumverteilung (Abb. 9.2c und 9.2d) streut auf beiden Flächen stärker über die verschiedenen Bewertungsbereiche als das Makronährelement Calcium. In Sandhof bewegen sich die Analysewerte ungefähr hälftig im Normalbereich bzw. im Luxusbereich, wobei kein zeitliches Muster erkennbar ist. Nur für das Jahr 1989 kann von einer latent mangelhaften Magnesiumernährung der Buchen ausgegangen werden. Eine Verschlechterung der Blattspiegel-

werte aufgrund verringerter Magnesiumdepositionen kann nicht eindeutig belegt werden. Die Magnesiumernährung der Kiefern (Fläche 1303) befindet sich überwiegend im Normalbereich, nur für die Jahre 1994, 1996 und 2010 sind die Magnesiumgehalte als latent mangelhaft bzw. mangelhaft (unterhalb der Symptommengrenze) zu bezeichnen. Im Jahr 2005 sind an beiden Orten besonders hohe Messwerte (Ausreißer/Extremwerte) vorhanden, die aufgrund eines möglicherweise vorliegenden Analysefehlers nicht in die Bewertung einbezogen werden sollten. Sehr häufig sind Gehalte im zweiten Nadeljahrgang wesentlich niedriger als im ersten Nadeljahrgang. Grundsätzlich kann von einer Magnesium-Rückverlagerung aus den älteren Nadeln ausgegangen werden, was auf eine nicht optimale Mg-Versorgung hinweist. Zusammenhänge zu weiteren Erhebungsdaten (Klima, Deposition, u.a.) bestehen wie beim Calcium kaum.

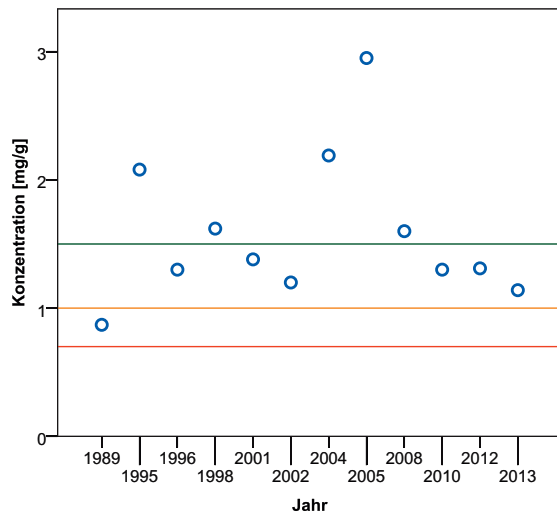
Die Kaliumverteilung der Sandhofer Level II-Fläche streut innerhalb des Normalbereiches, aber es treten in 2001 und 2002 auch Werte innerhalb des latenten Mangelbereichs auf. Grundsätzlich kann wie beim Calci-



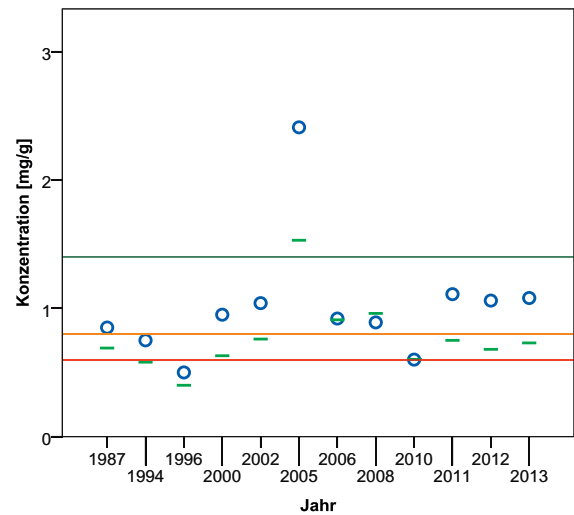
(a) Calcium, Sandhof (1302)



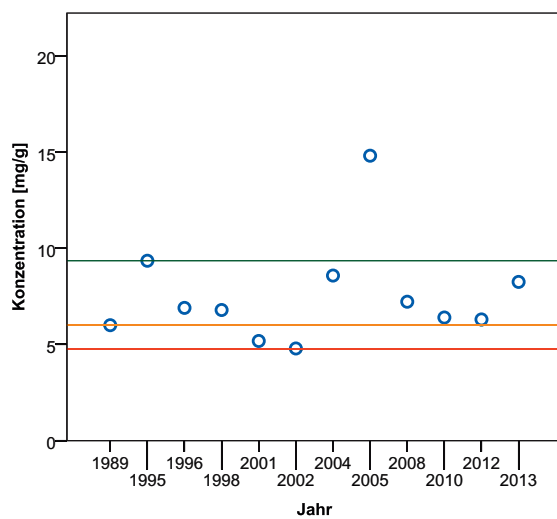
(b) Calcium, Rothemühl (1303)



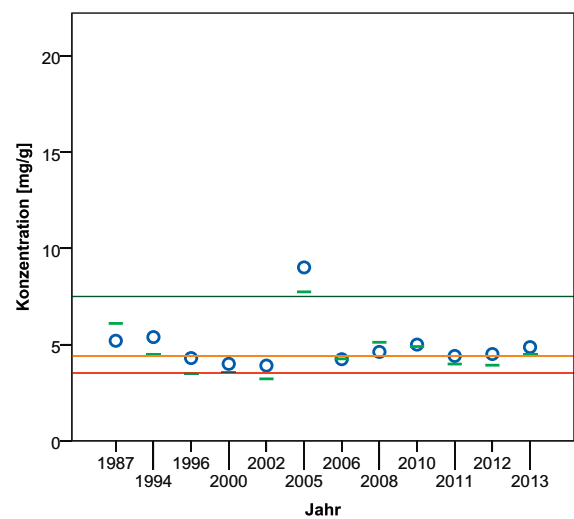
(c) Magnesium, Sandhof (1302)



(d) Magnesium, Rothemühl (1303)



(e) Kalium, Sandhof (1302)



(f) Kalium, Rothemühl (1303)

Abb. 9.2: Basengehalte der Assimilationsorgane und Bewertung nach GÖTTLEIN (2015) (Mangel, latenter Mangel, Normalbereich, Luxus) [blau = 1. Nadeljahrgang oder Laubblätter und grün = 2. Nadeljahrgang]

um und Magnesium auch für Kalium von einer guten Ernährung der aufstockenden Rotbuchen ausgegangen werden. Wesentlich kritischer müssen jedoch die Rothemühler Kaliumwerte interpretiert werden. Diese sind im unteren Normalbereich und teils im latenten Mangelbereich gelegen. Zumeist sind die Kaliumgehalte des zweiten Nadeljahrganges geringfügig kleiner als die des ersten. Im Mittel kann jedoch von einer normalen Kaliumversorgung der Kiefern ausgegangen werden. Auch für die Kaliumernährung sind Abhängigkeiten zu den Depositionsdaten und meteorologischen Daten nicht nachzuweisen.

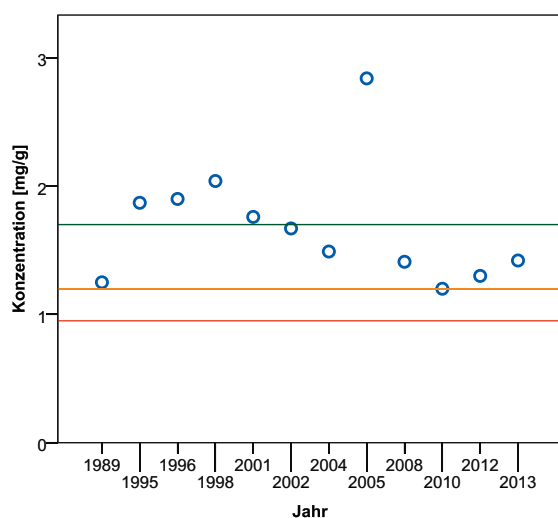
Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die Basenernährung beider Bestände überwiegend als gut bezeichnet werden kann und über den Untersuchungszeitraum relativ gleichbleibend war, was in Anbetracht der zwischenzeitlich gesunkenen basischen Stoffeinträge und Bodenlösungskonzentrationen nicht unbedingt zu erwarten war. Reaktionen der Basengehalte in den Assimilationsorganen auf extreme meteorologische Bedingungen bzw. Trockenjahre sind augenscheinlich bisher ebenfalls kaum vorhanden.

Offensichtlich kommen die untersuchten Waldökosysteme mit den registrierten Veränderungen bisher recht gut zurecht, da kaum Auswirkungen auf deren Ernährungssituation registriert werden konnten. Diese ausbleibenden Reaktionen sind gegebenenfalls mit der Trägheit ablaufender ökosystemarer Prozesse begründbar, wodurch ein gewisser zeitlicher Nachlauf möglich wäre. Zukünftige Auswirkungen sind aber durchaus denkbar. In Sandhof besteht schon jetzt in einzelnen Jahren eine niedrige Kaliumversorgung, während in Rothemühl die Kalium- und Magnesiumversorgung teils Mängel aufweist. Die weitere Entwicklung dieser Ernährungsparameter sollte aus den genannten Gründen weiterhin sorgfältig beobachtet werden.

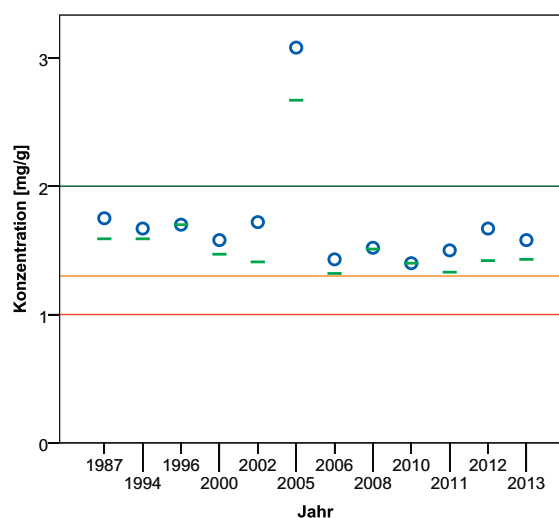
Phosphor Der Level II-Buchenbestand war im Jahr 1989 zunächst gerade noch normal, dann mit den Folgeerhebungen, von 1995 bis 2001, luxuriös und nachfolgend wiederum normal phosphorversorgt (Abb. 9.3a). Für das Jahr 2005 liegt wie bei den Basen- auch bei den Phosphorgehalten ein Ausreißerwert vor, der nicht interpretiert werden sollte. Im Gegensatz zu den basisch wirkenden

Kationen können für die Phosphorgehalte der Buchenblätter Trends beschrieben werden. Am gravierendsten ist die stetige Abnahme der Phosphorkonzentrationen von 1998 bis 2010, vom Luxusbereich bis an die Mangelgrenze. Danach gibt es in den Jahren 2012 und 2013 einen leichten Anstieg der P-Spiegelwerte.

Die Phosphorwerte in den Rothemühler Kiefernadeln sind über die Jahre relativ konstant geblieben und befinden sich überwiegend im mittleren Normalbereich (Abb. 9.3b; 2005 bleibt wiederum unberücksichtigt). Diese P-Ernährung ist für den vorhandenen Standort als sehr gut zu bezeichnen, da hier aufgrund der geringen bodenbiologischen Aktivität von einer gehemmten Mineralisierung auszugehen ist. In den Jahren 2006, 2008 und 2010 ist ein Abschwung der Konzentrationen in den unteren Normalbereich, bis in die Nähe der Mangelgrenze feststellbar. Die P-Spiegelwerte des zweiten Nadeljahrganges entsprechen maximal denen des ersten Nadeljahrganges, unterschreiten diese aber meistens. Eine Verlagerung von Phosphor aus den älteren Nadeln ist in geringem Umfang somit nicht ausgeschlossen.



(a) Phosphor, Sandhof (1302)



(b) Phosphor, Rothemühl (1303)

Abb. 9.3: Phosphorgehalte der Assimilationsorgane und Bewertung nach GÖTTLEIN (2015) (Mangel, latenter Mangel, Normalbereich, Luxus) [blau = 1. Nadeljahrgang oder Laubblätter und grün = 2. Nadeljahrgang]

Schwefel Die Schwefelgehalte der Assimilationsorgane zeigen an beiden Versuchsflächen den stärksten zeitlichen Trend (Abb. 9.4a und 9.4b). Dies ist nicht überraschend, da gerade die Schwefelemissionen Deutschlands und damit auch die atmosphärischen Schwefeleinträge in die heimischen Wälder massiv zurückgegangen sind. Die Schwefelkonzentrationen in den Blättern und Nadeln der Level II-Flächen zeigen einen sehr ähnlichen Verlauf zu den registrierten SO_4 -Jahresdepositionsmengen und den SO_4 -Gehalten der Bodenlösung. Nähere Erläuterungen zur Entwicklung der Schwefelemission und -deposition können dem Kapitel 6.5 entnommen werden.

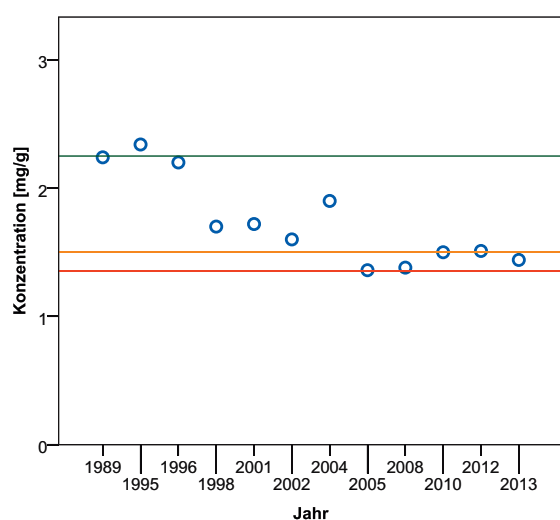
Für die Bewertung der vorgefundenen Schwefelkonzentrationen muss der Bewertungsrahmen nach GÖTTLEIN (2015), vor allem die Mangelernährungsgrenzen, vorsichtig interpretiert werden, da dieser aus historischen Daten zu Zeiten einer weiträumigen Schwefelübersorgung abgeleitet wurde. Trotz dieser Schwierigkeit soll die Schwefelernährung der untersuchten Waldbestände nachfolgend diskutiert werden.

Sowohl die Schwefelwerte in Sandhof als auch die in Rothemühl befanden sich zu Beginn der Untersuchungen noch im Luxusbereich bzw. im unmittelbaren Grenzbereich zum Luxusbereich. In Sandhof sanken die Werte von 1995 bis 2005/2008 auf das Niveau der zur Zeit gültigen Symptommarge (Mangel), eines Bereiches bei dem laut Definition sichtbare Mangelsymptome erwartet werden. Innerhalb dieses Zeitraumes bildet nur das Jahr 2004 eine Ausnahme, in dem eine positive Abweichung vom Trend auftrat. Nach 2008 erreichten die S-Gehalte der Buchenblätter ein geringfügig höheres Level, an der Grenze zum Normalbereich. In 2013 sanken die Werte dann wieder deutlich in den latenten Mangelbereich.

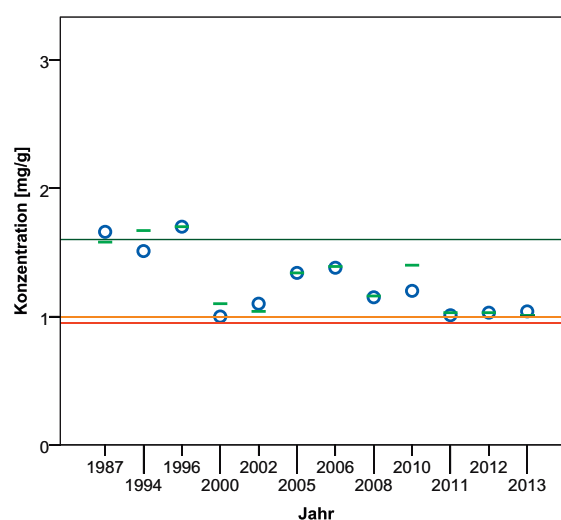
Auf der Rothemühler Intensivmessfläche fand eine sehr ähnliche Entwicklung statt. Für den aufstockenden Kiefernbestand kann ein noch kurzfristiger Rückgang der Schwefelwerte bis zum Jahr 2000/2002 beschrieben werden. Hier wandelte sich eine luxuriöse Schwefelernährung zu einer (wahrscheinlich) latent mangelhaften Schwefelversorgung der Bäume. In den Jahren 2005, 2006 und

2008 sowie 2010 entspannte sich die S-Versorgung etwas. Ab 2011 muss von einer ungefähr konstanten, gerade noch normalen Schwefelernährung an der Grenze zum S-Mangel ausgegangen werden. Weder in Sandhof noch in Rothemühl konnten in den Jahren mit geringen S-Gehalten sichtbare Schäden an den Blättern bzw. Nadeln erfasst werden. Die Schwefelkonzentrationen des zweiten Nadeljahrgangs sind in den meisten Fällen kleiner als die Werte der jüngsten Nadeln.

Für die Sandhofer Level II-Fläche besteht ein mittlerer Zusammenhang der Spiegelwerte zu den jährlichen S-Gesamtdepositionen bzw. den mittleren S-Konzentrationen der Bodenlösung (bis 80 cm Tiefe), welche mittels Korrelationsanalyse bestätigt wurden (Spearman-Rho, $R=0,71$ bzw. $R=0,50$). Demgegenüber wurden auf der Rothemühler Fläche nur schwache Zusammenhänge zu den jährlichen S-Gesamtdepositionen vorgefunden (Spearman-Rho, $R=0,19$), aber ebenfalls mittlere Korrelationen zu den mittleren jährlichen Bodenlösungskonzentrationen nachgewiesen (Spearman-Rho, $R=0,58$).



(a) Schwefel, Sandhof (1302)



(b) Schwefel, Rothemühl (1303)

Abb. 9.4: Schwefelgehalte der Assimilationsorgane und Bewertung nach GÖTTLEIN (2015) (Mangel, latenter Mangel, Normalbereich, Luxus) [blau = 1. Nadeljahrgang oder Laubblätter und grün = 2. Nadeljahrgang]

9.1.3 Spurenelemente und Schwermetalle

Eisen, Mangan, Zink, Kupfer, Bor und Blei Die Festlegung von Bewertungsrahmen für Mikronährelemente wie Zink und Kupfer ist nach GÖTTLEIN (2015) aufgrund der eingeschränkten Datenlage deutlich schwieriger als für die Makronährelemente. Diese Aussage trifft nach Aussage des Autors unter anderem für die festgelegten Laubholz-Ernährungsgrenzen im besonderen Maße zu. Gleichzeitig empfiehlt er eine zurückhaltende Interpretation dieser Bewertungsbereiche.

Auf beiden Intensivmessflächen treten im Durchschnitt aller Jahre Eisen-, Mangan-, Zink-, Kupfer-, und Borgehalte auf, die nach GÖTTLEIN (2015) als normal versorgt zu bezeichnen sind (Tab. 9.3). Nur sehr vereinzelt existieren Jahreswerte außerhalb der Normalbereiche. Diese abweichenden Einzelwerte sind für die Elemente Kupfer und Zink in den Abbildungen 9.5a, 9.5b, 9.5c und 9.5d dargestellt. Recht hohe Werte – im Luxusbereich – sind in den Sandhofer Buchenblättern für Zink und Kupfer im Jahr 1995 gemessen worden. Kupfer-Konzentrationen im (latenten) Mangel bestehen für Sandhof in den Jahren 1996 und 2002 sowie für Rothemühl 1987. Insgesamt kann die Versorgung mit Zink, Kupfer, Eisen und Bor sehr wahrscheinlich als unkritisch angesehen werden. Zu den örtlichen

Stoffeinträgen und Bodenlösungskonzentrationen dieser Mikronährelemente bestehen meist keine oder nur partielle Übereinstimmungen.

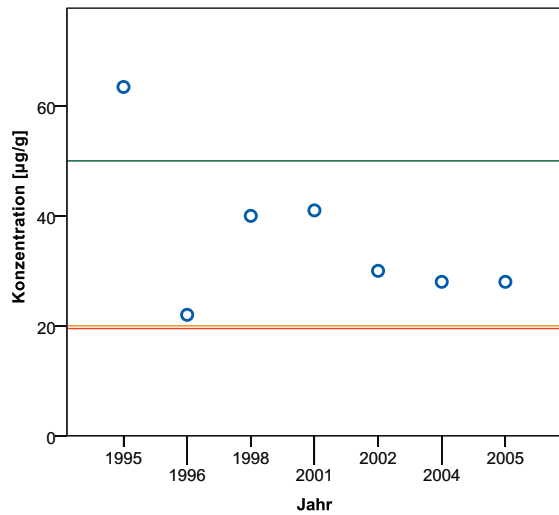
Die mittleren Bleigehalte in den Assimilationsorganen (9.5e und 9.5f) befinden sich beiderorts im Vergleich zum bundesweiten Mittelwert der BZE-1 (WOLFF & RIEK, 1997) im mittleren Bereich (Tab. 9.3). Es muss jedoch erwähnt werden, dass in einzelnen Jahren sehr hohe Werte (1302: in den Jahren 2001 und 2002, 1303: im Jahr 2000) erfasst wurden, die sich in der Nähe der 90-Perzentile der oben genannten Erhebung bewegen bzw. diese überschreiten. Stets wurden die Nadel-/Blattproben durch Nutzung eines Gewehres gewonnen, weshalb Bleikontaminationen in einzelnen Jahren nicht ausgeschlossen werden können. In diesen Fällen befanden sich möglicherweise durch Schrotkugeln getroffene Nadeln in der Analyseprobe. Berücksichtigt man diese einzelnen hohen Werte nicht, so ergeben sich gleichbleibende Tendenzen innerhalb des Untersuchungszeitraumes für beiden Flächen. Die Bleigehalte der Assimilationsorgane zeigen im Gegensatz zu den vorliegenden Depositionsraten nicht den Zeitpunkt der Abschaffung von verbleiten Ottokraftstoffen (ab dem Jahr 1996) an. Ferner sind starke Zusammenhänge zur Deposition und zu den Bodenlösungskonzentrationen für Pb unwahrscheinlich.

9.2 Kronenzustand

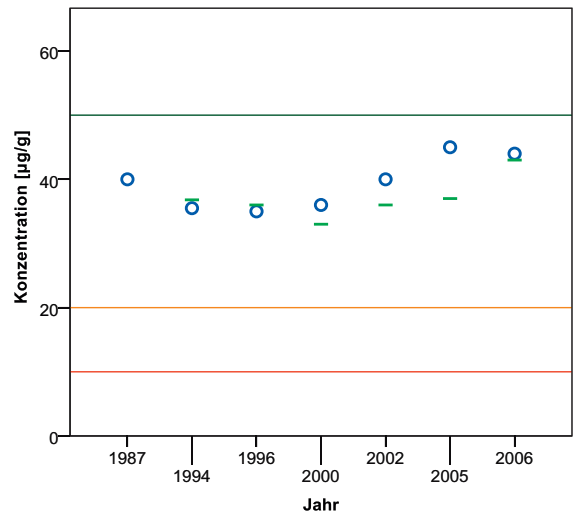
Die Kronenzustand gilt als ein einfach zu erhebender Weiser der Waldvitalität, der es erlaubt, baumartenspezifische Aussagen zur Waldgesundheit und ihrer Entwicklung zu treffen. Aufgrund des relativ geringen Aufwandes werden seit dem Beginn des Forstlichen Umweltmonitorings jährliche Kronenzustandserhebungen auf den flächendeckenden Rasternetzen (Großrauminventuren), beispielsweise der früheren Ökologischen Waldzustandskontrolle (ÖWK, heute: BDF-F) bzw. der bundesweiten Waldzustandserhebung (WZE), durchgeführt. Im Ergebnis können einerseits die großflächige Vitalitätsentwicklung der Wälder beschrieben werden und andererseits Waldschadensschwerpunkte räumlich abgegrenzt werden. Als nachteilig erweist sich jedoch die relativ unspezifische Reaktion der Kronenzustandsparameter auf Stressoren (z. B. Witterungsextreme, Schadinsekten oder Schadstoffeinträge usw.), so dass Rückschlüsse auf die Schadensursachen allein über diese Erhebung nicht möglich sind. Dieses erklärt sich aus der gegenseitigen Beeinflussung und Überlagerung der unterschiedlichen Stressfaktoren, durch die sich Einzelwirkungen aufheben oder verstärken können. Um das Wissen über derartige Effekte zu verbessern, sind mit der Einrichtung der Intensivmonitoringflächen (Level II) in Deutschland jährliche Kronenzustandsansprachen in das Untersuchungsprogramm integriert worden.

Tab. 9.3: Mittlere Spurenelement- und Schwermetallgehalte der Assimilationsorgane im Zeitraum von 1987/89-2006

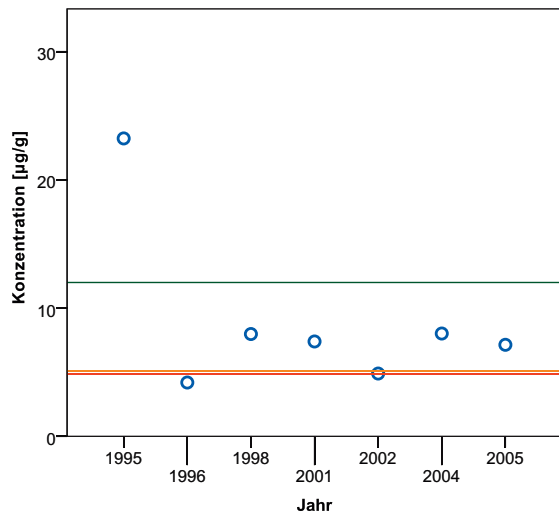
Plot	Probe	Mediane der Gehalte (Bewertung)					
		Fe	Mn	Zn	Cu	B	Pb
		[µg/g]	[µg/g]	[µg/g]	[µg/g]	[µg/g]	[µg/g]
1302	Laubblätter	75,0 (N)	1189,0 (N)	30,0 (N)	7,4 (N)	28,0 (N)	2,2
1303	1. Nadel-Jg.	62,0 (N)	569,0 (N)	40,0 (N)	4,6 (N)	21,0 (N)	1,5
	2. Nadel-Jg.	79,5	747,0	36,4	4,6	21,0	1,8
(N) = Normalbereich - Bewertung nach GÖTTLEIN (2015)							



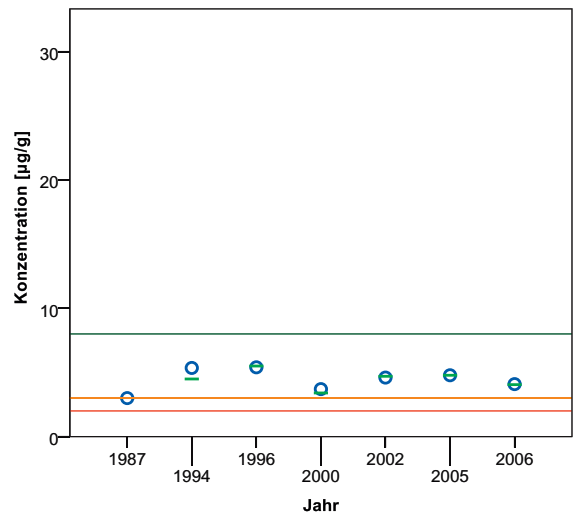
(a) Zink, Sandhof (1302)



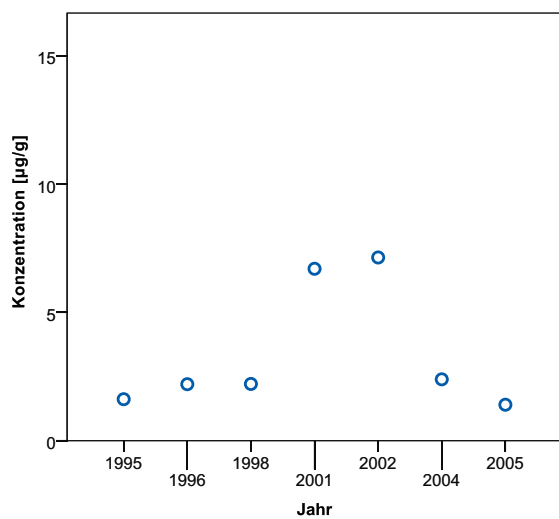
(b) Zink, Rothemühl (1303)



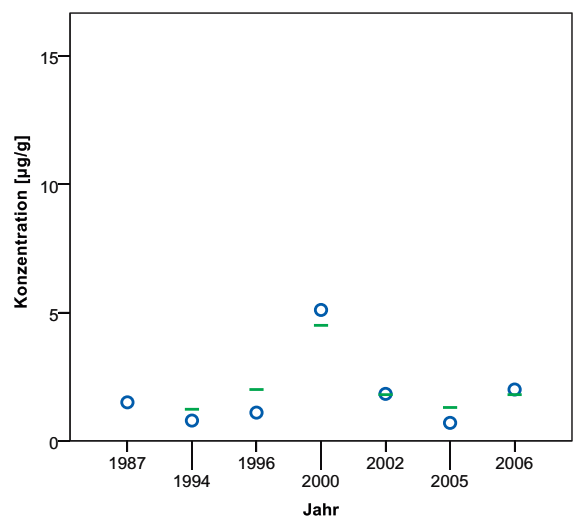
(c) Kupfer, Sandhof (1302)



(d) Kupfer, Rothemühl (1303)



(e) Blei, Sandhof (1302)



(f) Blei, Rothemühl (1303)

Abb. 9.5: Schwermetallgehalte der Assimilationsorgane [blau = 1. Nadeljahrgang oder Laubblätter und grün = 2. Nadeljahrgang]

9.2.1 Datenerhebung und -aufbereitung

Daten zum Kronenzustand stehen von beiden Versuchsflächen bereits ab Beginn des ÖWK-Untersuchungszeitraumes, seit 1986/1987, zur Verfügung. Für die Rotbuchen wurde jedoch auf deren Darstellung in den ersten Aufnahmejahren (1986-1988) verzichtet, da die Datenqualität in diesem Zeitraum nur schwer beurteilbar ist. So erscheinen die mittleren Rotbuchen-Blattverluste ($< 10\%$) in den Jahren 1986 und 1987 für das ÖWK-Netz (bzw. BDF-F) einschließlich der späteren Sandhofer Intensivmessfläche fraglich, da das Minimum aller Folgejahre deutlich unterschritten wird. Ferner ist zu beachten, dass es sich bei den dargestellten BDF-Kronenzustandsdaten für die Baumart Gemeine Kiefer bis 1999 überwiegend um Ansprachen im Winterhalbjahr handelt, wodurch Trendaussagen erschwert werden.

Ab 1996 erfolgten die Kronenzustandsaufnahmen im Rahmen des

Level II-Untersuchungsprogramms. Im Vergleich zu den Ansprachen auf den Großrauminventurnetzen wird auf den Level II-Flächen die gleiche Methodik angewandt, jedoch ein erweiterter Parameterumfang erhoben. Von 1986 bis 1994 wurden jeweils 30 herrschende Bäume im Juli/August begutachtet, während ab dem Folgejahr deren Zahl auf 40 erhöht wurde. Nähere Informationen zur Aufnahmemethodik und zu den erhobenen Daten können dem ICP-Manual (EICHORN et al., 2010) entnommen werden. Die folgenden Auswertungen konzentrieren sich auf einige ausgewählte Parameter, wie z. B. den mittleren Nadel-/Blattverlust, die Fruktifikation und die Vergilbung.

9.2.2 Kronenzustand der Level II-Fläche Sandhof

Die mittleren jährlichen Blattverluste der Level II-Fläche Sandhof und die Ergebnisse beider Kronenzustandsinventuren des Bundeslandes (BDF und WZE) sind der Abbildung 9.6 zu ent-

nehmen. Grundsätzlich sind nur die Daten der älteren Buchen (Alter > 60 Jahre) beider landesweiten Stichproben dargestellt, so dass ein Vergleich der Kronenzustände ohne stärkere altersbedingte Varianzen möglich ist.

Die mittleren Blattverluste der Sandhofer Rotbuchen verlaufen sehr ähnlich zu den Ergebnissen der beiden Großrauminventuren in Mecklenburg-Vorpommern, wobei in den zuletzt untersuchten Jahren ein geringfügig niedrigeres Niveau erkennbar ist. Im gesamten Untersuchungszeitraum ist für die beiden Kronenzustandsinventuren des Bundeslandes ein leicht ansteigender Trend feststellbar, hingegen ist für die untersuchte Buchenfläche ein ungefähr konstantes bis leicht sinkendes Niveau erkennbar. Außerdem besteht grundsätzlich ein für diese Baumart typischer Verlauf der Blattverluste mit häufigen stärkeren Schwankungen zwischen den Jahren. Diese deutlichen Amplituden werden sehr wahrscheinlich am stärksten vom Grad der Fruktifikation der Bäume beeinflusst,

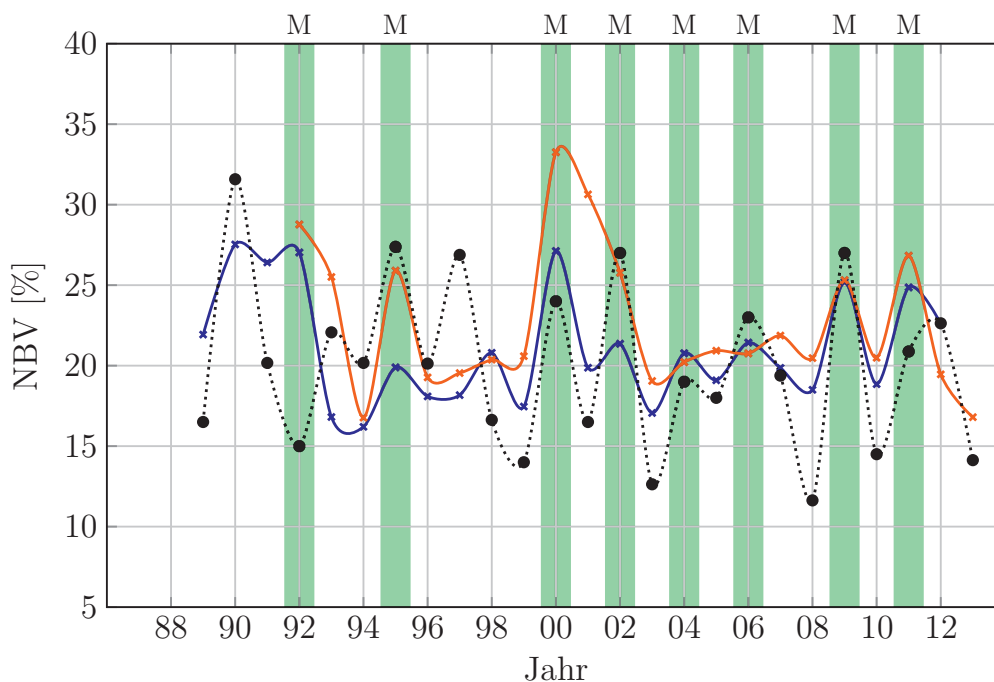


Abb. 9.6: Mittlere Blattverluste der Level II-Fläche Sandhof (schwarz) im Vergleich zu den Rotbuchen-Kronenzustandsansprachen der BDF-F (blau) und der WZE (rot, Baumalter > 60) sowie den Mastjahren dieser Baumart in Mecklenburg-Vorpommern (grüne Markierung)

da für die Fruchtbildung erhebliche Energie- und Nährstoffmengen aufgebracht werden müssen.

Ähnlich wie die zeitlichen Verläufe der mittleren Blattverluste gleichen sich auch die Anteile fruktifizierender Rotbuchen der Erhebungen (Level II, WZE, BDF) recht eindrucksvoll (Abb. 9.7). In den Abbildungen 9.6 und 9.7 ist die hohe Frequenz von Mastjahren im Zeitraum von 1991 bis 2013 ersichtlich, dessen rechnerischer Turnus 3,1 Jahre beträgt. Die Mastjahre wurden dabei auf Grundlage der WZE-Daten (Baumalter > 60 Jahre) berechnet. Als Mastjahre sind Jahre angenommen worden, in denen mehr als 50 % der Bäume mindestens mit geringer Intensität fruktifiziert haben. Außer im Jahr 2002 ergeben sich prozentuale Anteile der mittel und stark fruktifizierenden Bäume von mindestens 30 % (ohne Abbildung). Die berechneten Mastjahre in Mecklenburg-Vorpommern stimmen sehr gut mit den nach PAAR et al. (2011) für Hessen ermittelten Mastjahren überein. Unter Berücksichtigung der vom vorgenannten Autor verwendeten Literaturrecherche zur Rotbu-

chenfruktifikation in Deutschland, kann die festgestellte Zunahme der Häufigkeit starker Masten auch für Mecklenburg-Vorpommern bestätigt werden. Möglicherweise führt die höhere Fruktifikationsfrequenz zu einer nachlassenden Vitalität der Rotbuchen. Als eine Ursache für diese Entwicklung könnten u. a. veränderte Witterungsbedingungen und -extreme gelten. In diesem Zusammenhang sei auf das Kapitel 3 (Meteorologie) hingewiesen. Abhängigkeiten könnten aber auch zu weiteren Einflüssen, wie z. B. den lang andauernden, hohen Stickstoffeinträgen oder dem Auftreten von Schäden biotischer Schaderreger bestehen.

Bezüglich des Anteils von Rotbuchen mit sichtbarer Vergilbung sind zwischen den Zeitabschnitten von 1991 bis 1998 und 1999 bis 2013 erhebliche Unterschiede festzustellen (Abb. 9.8). Im erstgenannten Zeitraum waren auf dem BDF-Netz häufig über die Hälfte, jahrgangsweise sogar alle Ansprachebäume betroffen, während danach für die Großrauminventuren überwiegend sogar weniger als 20 % der Bäume entsprechende Symptome

aufwiesen. Die Buchen der Intensivmessfläche hatten laut Datenlage bis 1992 noch relativ geringe Vergilbungsanteile, zeigten aber im späteren Verlauf nach dem Jahr 2000 meist höhere Werte als die BDF und WZE. Das hohe Schadenniveau in den anfänglichen Untersuchungsjahren korrespondiert nicht besonders deutlich mit den Ergebnissen des mittleren Nadelblattverlustes. Ggf. kann der hohe Vergilbungsanteil Anfang der 1990er Jahre durch die vorherrschende warme und trockene Witterung der Vegetationszeiten und durch die vorangegangenen, höchsten historischen Stickstoff- und Schwefeleinträge erklärt werden.

In den letzten Jahren wurden ein wiederkehrender Blattfraß des Buchenspringgrüßlers und teilweise Blattnekrosen unbekannter Schadursache erfasst. Abgängige Bäume innerhalb des Kollektives der Ansprachebäume sind im gesamten Zeitraum kaum feststellbar gewesen. Nur vereinzelt mussten Bäume aufgrund von regulären Durchforstungen ausgetauscht werden.

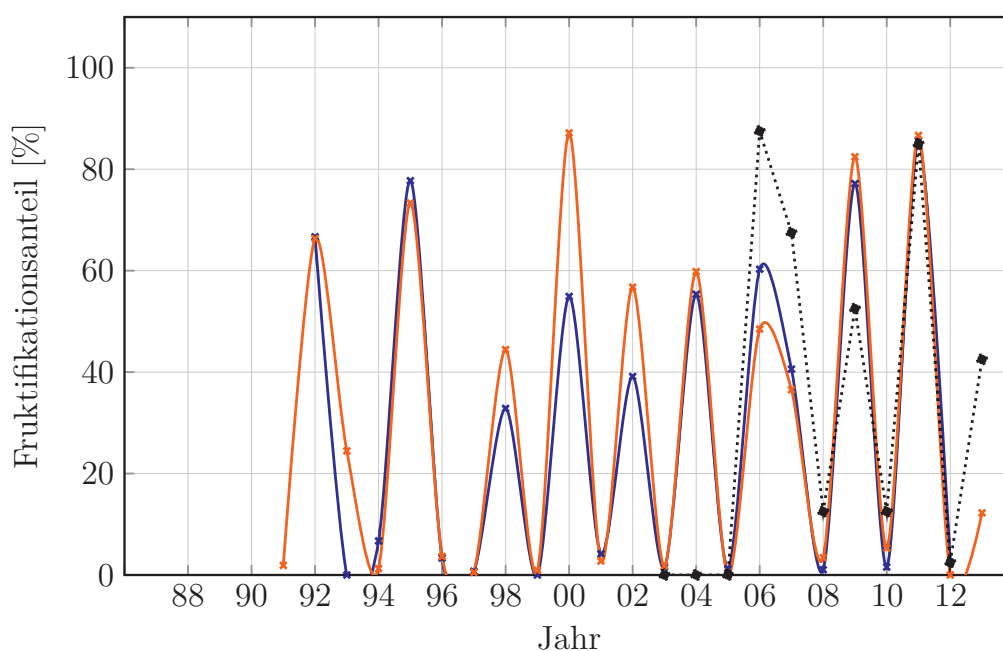


Abb. 9.7: Prozentualer Anteil fruktifizierender Bäume der Level II-Fläche Sandhof (schwarz) im Vergleich zu den Rotbuchen-Kronenzustandsansprachen der BDF-F (blau) und der WZE (rot)

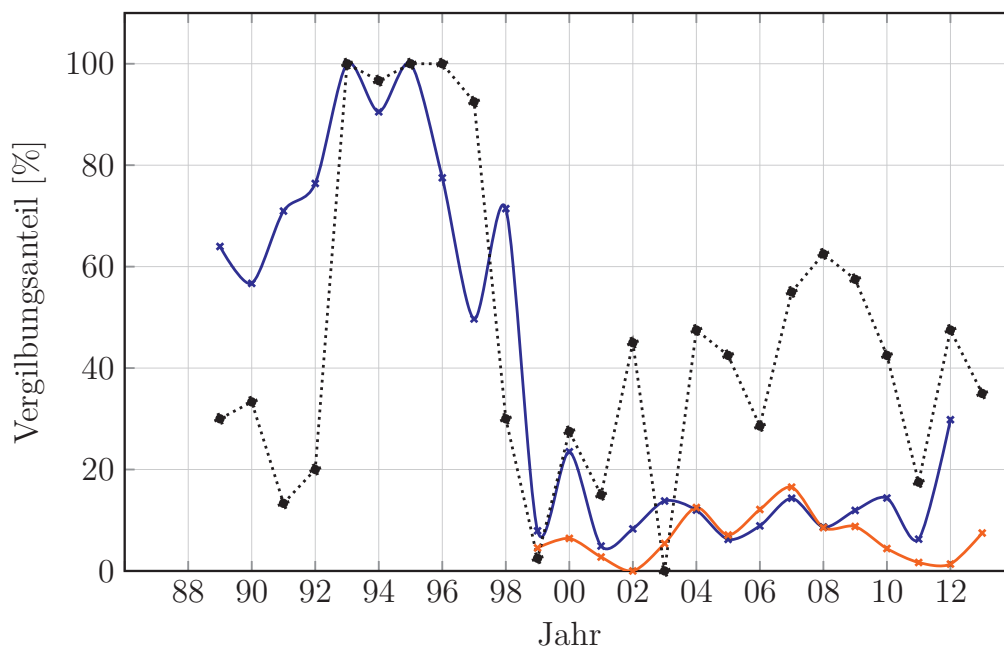


Abb. 9.8: Prozentualer Anteil von Bäumen mit sichtbaren Vergilbungserscheinungen auf der Level II-Fläche Sandhof (schwarz) im Vergleich zu den Rotbuchen-Kronenzustandsansprachen der BDF-F (blau) und der WZE (rot)

9.2.3 Kronenzustand der Level II-Fläche Rothemühl

Die mittleren Nadelverluste der Kiefern auf der Level II-Fläche Rothemühl sowie des BDF- bzw. WZE-

Netzes sind in Abbildung 9.9 dargestellt.

Betrachtet man die Daten der mecklenburg-vorpommerschen älteren Kiefern (> 60 Jahre), so war ein deutlicher Höhepunkt des Nadelverlustes

zu Beginn der 1990er Jahre vorhanden. Erst ungefähr ab 1995 wird wieder das langfristige „Normalniveau“ erreicht. Im weiteren Verlauf wurde um die Jahrtausendwende die beste Benadelung der Kiefernbestände im Land registriert, die sich im nachfol-

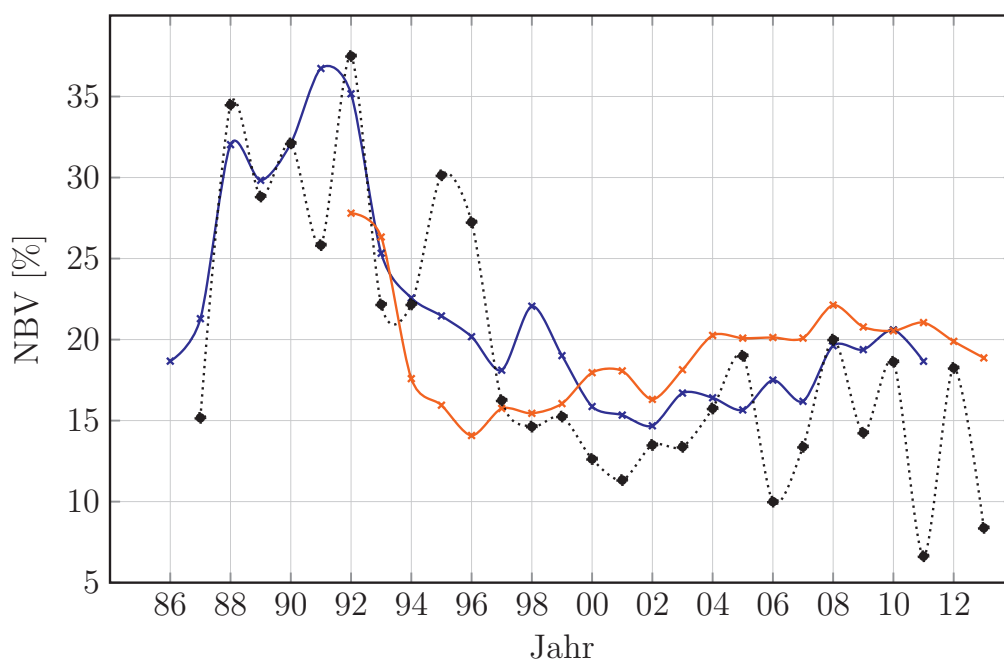


Abb. 9.9: Mittlerer Nadelblattverlust der Level II-Fläche Rothemühl (schwarz) im Vergleich zu den Kiefern-Kronenzustandsansprachen der BDF-F (blau) und der WZE (rot)

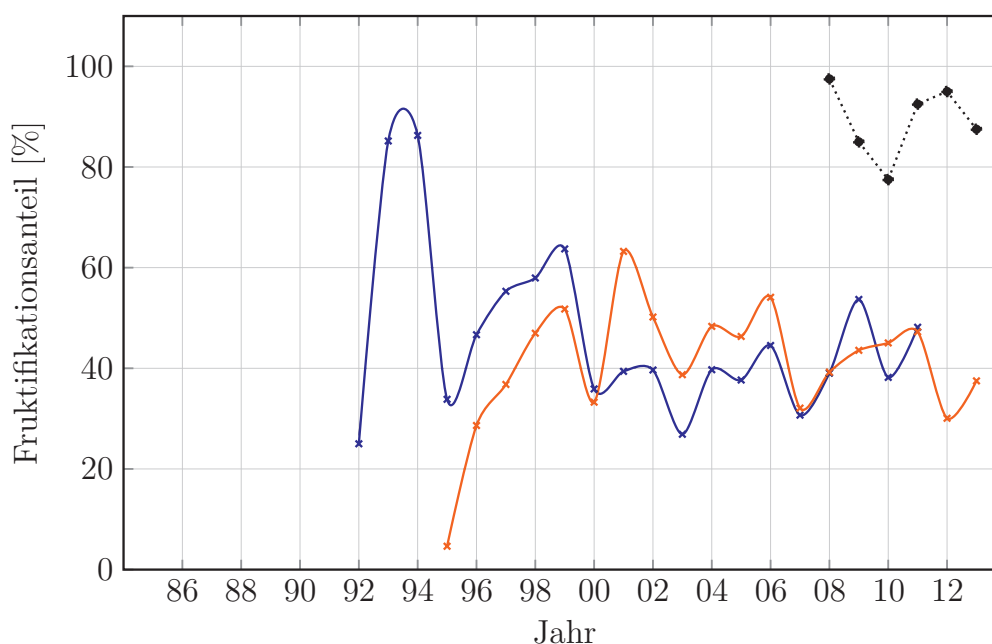


Abb. 9.10: Prozentualer Anteil fruktifizierender Bäume der Level II-Fläche Rothemühl (schwarz) im Vergleich zu den Kiefern-Kronenzustandsansprachen der BDF-F (blau) und der WZE (rot)

genden Zeitabschnitt bis 2008 für die WZE bzw. 2010 für die BDF wieder etwas verschlechterte. Danach trat wieder eine geringfügige Verbesserung ein. Die Nadelverluste der Rothemühler Intensivmessfläche haben innerhalb des Untersuchungszeitraumes einen ähnlichen Verlauf, wichen aber in einzelnen Jahren stärker von den Landeswerten ab, was in den letzten Erhebungsjahren häufiger geschah. So wurde hier ab dem Jahr 2000 eine überwiegend bessere Benadelung als im Landesdurchschnitt vorgefunden.

Die grundlegenden zeitlichen Trends der Kiefern-Fruktifikation auf den BDF-Flächen (Abb. 9.10) folgen in etwa der Entwicklung des Kiefern-Nadelverlustes (Abb. 9.9) im Bundesland (BDF und WZE). Die erfasste Zapfenbildung in 1995 fällt auf den WZE-Flächen im Vergleich zur BDF sehr gering aus. Im Gegensatz zur Kronenzustandsentwicklung der Rotbuchen scheint die Reaktion der Kiefern auf die Fruktifikation deutlich weniger stark ausgeprägt und teils nur in den Jahren vor der Fruktifikation zum Zeitpunkt der Blüte/Fruchtausbildung zu bestehen. Lei-

der ist für die Level II-Fläche 1303 erst ab 2008 eine lückenlose Zeitreihe zur Fruktifikation und zum Blühgeschehen vorhanden. Für die Baumartengruppe Kiefer werden im Rahmen der WZE-Ansprache die baumbezogenen Anteile grüner Zapfen beurteilt, da diese im Jahr der Kronenansprache gebildet werden. Die auf der Level II-Fläche erfassten Anteile fruktifizierender Kiefern sind im Vergleich zu den landesweiten Erhebungen deutlich erhöht. Ggf. könnte diese, teilweise stärkere Fruktifikation eine Stressreaktion des untersuchten Reinbestandes darstellen, die u. a. durch die überdurchschnittlich hohen Stickstoffeinträge in Verbindung mit weiteren Faktoren z. B. Wassermangel hervorgerufen wird.

Hohe Vergilbungsanteile mit starken jährlichen Schwankungen wiesen die Kiefern des BDF-Netzes bis 1998 auf. Sehr wahrscheinlich haben auch die unterschiedlichen Anprachezeitpunkte (bis 1999 erfolgte eine Winteransprache) einen gerichteten Einfluss auf die Höhe der Vergilbungsanteile, beispielsweise aufgrund des Auftretens von Winterchlorosen (z.B. GER-

HOLD, 1959; LINDER, 1972; BARONIUS et al., 1991). Eine im Vergleich zur BDF und WZE ähnliche Entwicklung bestand für die Intensivmessfläche, wobei die Jahreswerte zum Teil stärker differieren. Ab dem Jahr 2000 sind sowohl auf der Kiefern-Intensivmessfläche, als auch auf den Großrauminventurnetzen nur noch geringe Vergilbungsanteile vorhanden.

Die grundsätzlichen Verläufe des mittleren Nadelverlustes, der Fruktifikation und der Vergilbung in Mecklenburg-Vorpommern lassen den Schluss zu, dass sich innerhalb des Beobachtungszeitraumes ein deutlich verbesserter Kiefern-Kronenzustand einstellte, der sich in den letzten 10-12 Jahren des Untersuchungszeitraumes nur geringfügig verschlechterte. Im Vergleich dazu weist die Rothemühler Intensivmessfläche in den letzten Jahren unterdurchschnittliche Nadelverluste, stärker schwankende Anteile an Bäumen mit Vergilbung, aber höhere Anteile fruktifizierender Bäume auf.

Im Rahmen der Kronenzustandsstation sind auf der Versuchsfläche

vereinzelt abiotisch bedingte Waldschäden wie Fäll-, Rücke, Sturm- und Schneebruchschäden sowie biotische Schäden, vor allem Pilzschäden wie

z. B. Kienzopf erfasst worden. Abgängige Bäume waren nur in einem geringen Umfang vorhanden, wesentlich häufiger wurden Bäume im Rah-

men von regulären Durchforstung entnommen.

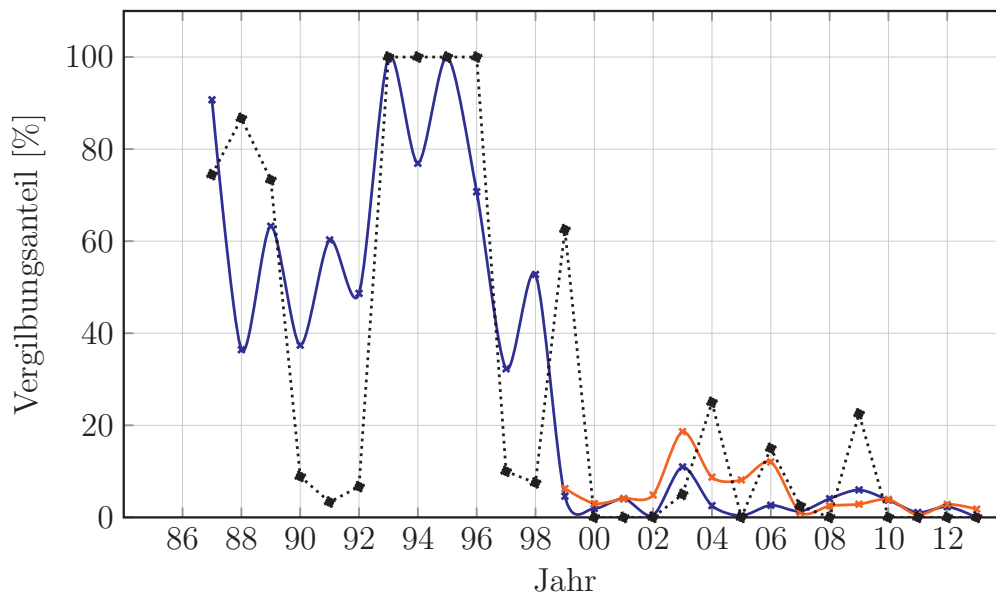


Abb. 9.11: Prozentualer Anteil an Bäumen mit Vergilbung der Level II-Fläche Rothemühl (schwarz) im Vergleich zu den Kiefern-Kronenzustandsansprachen der BDF-F (blau) und der WZE (rot)

10 Baumbestand und Zuwachsentwicklung

10.1 Jahrringanalysen und ertragskundliche Erhebungen

An beiden Flächen wurden seit 1995 bisher viermal umfangreiche ertragskundliche Bestandesaufnahmen durchgeführt. Dabei wurden die Baumhöhen und zugehörigen Brusthöhendurchmesser auf 1800 m² (Sandhof) und 2500 m² großen Aufnahmeflächen erfasst. Die aus den jeweiligen Aufnahmen abgeleiteten ertragskundlichen Kennwerte sind in Tabelle 10.1 wiedergegeben. Insgesamt handelt es sich bei beiden Flächen um für die jeweilige Baumart typische Reinbestände mittlerer Bonität, deren ertragskundliche Kennwerte sich sehr gut in die etablierten Ertragstafeln von DITTMAR et al. (1986) (Buche) und LEMBCKE et al. (2000) einfügen. Insbesondere die an beiden Flächen aus der Vorratsentwicklung ermittelten Holzzuwächse stimmen sehr gut mit den in den Ertragstafeln unterstellten Zuwächsen überein. Entsprechend der typischen Unterschiede zwischen Schatt- und Lichtbaumarten zeigt sich an der Fläche 1302 ein breites Durchmesser- und Baumhöhenpektrum, während die Kiefern in Rothemühl ein deutlich engeres Spektrum aufweisen. Die besonders an der Fläche 1302 auffällige Verbesserung der relativen Bonität zwischen den einzelnen Aufnahmen ist vorrangig auf Verschiebungen der Grundflächenmittelhöhe im Zusammenhang mit den durchgeführten Durchforschungen zurückzuführen (vorrangige Entnahme geringwüchsiger Bestandesmitglieder).

Die Entwicklung des Dickenwachstums wurde an der Fläche Sandhof von insgesamt 35 Einzelbäumen ausgewertet, wobei 21 der am Thünen-Institut für Waldökosysteme untersuchten Stammscheiben bereits im Jahr 2005 entnommen wurden. An der Fläche in Rothemühl wurde

das Dickenwachstum von 21 Kiefern untersucht. Die aufbereiteten, teilweise bis in die 1930er Jahre zurückreichenden, Jahrringzeitreihen wurden vom Thünen-Institut für Waldökosysteme für die hier vorgestellten Auswertungen zur Verfügung gestellt.

Wichtige Kennwerte des Dickenwachstums für die Einzelbäume beider Flächen sind in Abbildung 10.1 dargestellt. An beiden Flächen zeigt sich ein über dem Alter abnehmender Trend zu geringeren Jahrringbreiten, welcher an der Fläche in Rothemühl besonders deutlich ausgeprägt ist. Diese Unterschiede lassen sich wahrscheinlich vorrangig auf baumartenspezifische Unterschiede zurückführen. So kulminieren die Zuwächse von Lichtbaumarten wie der Kiefer zeitig und fallen dann rasch und deutlich ab, während der Zuwachsgang der Schattbaumart Buche wesentlich gleichmäßiger ist und zugleich deutlich später kulminiert (z.B. ASSMANN, 1961, S. 51). Eventuell erklären sich die unterschiedlichen Trends teilweise auch aus Unterschieden in der Bestandesgeschichte mit Begründung der Kiefern auf einer Freifläche und Verjüngung der Buchen unter einer Schirmbaumart. Zudem lässt sich der deutlichere Trend des Kiefernbestandes wahrscheinlich auch auf das etwas geringere Alter der Kiefern zurückführen. So entfällt ein längerer Abschnitt der betrachteten Periode auf das Wachstum in der Kulturphase. Dies zeigt sich auch in den Kurven der Durchmesserentwicklung, welche mit zunehmendem Alter in Rothemühl deutlicher abflachen. Dagegen ergibt sich für den einzelbaumbezogenen Grundflächenzuwachs aufgrund der quadratischen Zunahme mit dem Durchmesser an beiden Flächen ein deutlicher Anstieg mit dem Bestandesalter, welcher sich auch in entsprechend ansteigenden Verläufen der einzelbaumbezogenen Grundflächenentwicklung widerspiegelt.

10.2 Reaktionen des Dickenwachstums auf Wassermangel

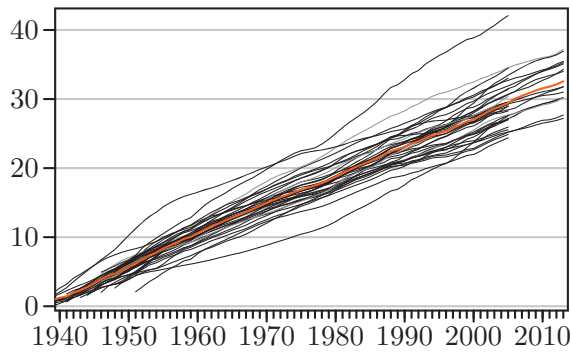
Dendrochronologische Methoden gehören zu den etabliertesten Möglichkeiten zur Beurteilung der Auswirkungen von Wassermangelsituationen auf das Wachstum der Bäume. So stellte bereits der Begründer der modernen Dendrochronologie A.E. Douglass Zusammenhänge zwischen Dürreperioden und Jahrringmustern her (vgl. DOUGLASS, 1929). Die Kombination dendrochronologischer Methoden mit Methoden der Wasserhaushaltsmodellierung wird beispielsweise von RIEK & WESSOLEK (1994) und BAUWE et al. (2013) eingesetzt. So konnten RIEK & WESSOLEK (1994) mit Hilfe multivariater statistischer Verfahren Abhängigkeiten zwischen dem Dickenwachstum von Kiefern und der Intensität von Wassermangel innerhalb der Vegetationsperiode aufzeigen. Für die Abschätzung des Wassermangels in der Vegetationsperiode und Berechnung entsprechender Kennwerte nutzten RIEK & WESSOLEK (1994) die Wasserhaushaltsmodellierung.

Das von RIEK & WESSOLEK (1994) gewählte Vorgehen wird auch hier zur Beschreibung der Reaktionen des Baumwachstums auf Wassermangel aufgegriffen. So konnten zur Ableitung von Wassermangelkennwerten an beiden Standorten die parametrisierten Wasserhaushaltsmodelle verwendet werden (Kap. 4). Während seit Einrichtung der Untersuchungsflächen unmittelbar an beiden Flächen erfasste meteorologische Messwerte vorliegen, wurden für den Zeitraum vor 1996 die aus DWD-Daten abgeleiteten retrospektiven Klimadaten (Kap. 3.1.3) zum Antreiben der Wasserhaushaltsmodelle genutzt.

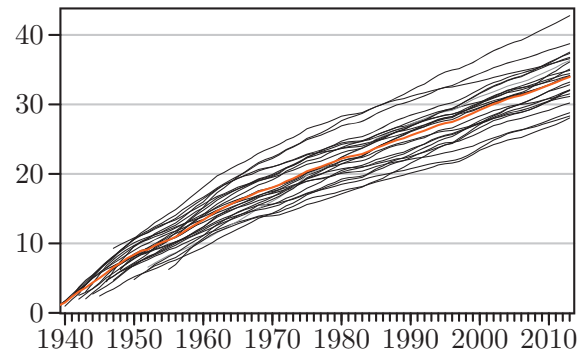
Mit Blick auf eine möglichst homogene und valide Datengrundlage wurden die Auswertungen zu Zu-

Tab. 10.1: Ertragskundliche Kennwerte an den Flächen Sandhof (1302) und Rothemühl aus vier Aufnahmenintervallen

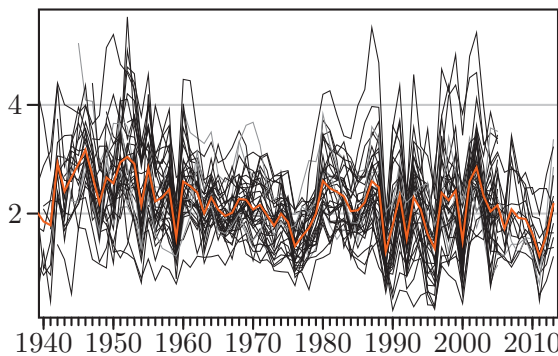
	Sandhof 1302 (Buche)						Rothemühl 1303 (Kiefer)					
	1995		2002		2007		2002		2007		2009	
	V	A	V	A	V	A	V	A	V	A	V	A
Alter	69	69	76	76	81	81	62	62	74	74	76	76
Stammzahl [n/ha]	1317	0	991	406	656	256	792	0	556	236	548	8
minimaler BHD [cm]	5.3	-	5.2	5.4	6.8	5.2	12.9	-	14.0	12.6	14.2	18.4
arithmetischer Mittelwert des BHD [cm]	15.7	-	17.8	13.8	21.6	11.3	21.9	-	26.1	20.2	26.6	21.0
Standardabweichung des BHD [cm]	6.9	-	8.4	6.5	9.1	4.9	4.3	-	5.0	3.3	5.1	3.0
Grundflächenmittelstamm [cm]	17.1	-	19.7	15.2	23.5	12.3	22.3	-	26.5	20.5	27.1	21.2
BHD der 100 stärksten Bäume [cm]	31.1	-	34.6	-	37.6	-	29.6	-	33.8	-	34.4	-
maximaler BHD [cm]	37.0	-	41.2	35.8	44.4	26.5	37.7	-	41.7	-	45.0	24.2
Höhe des schwächsten Baumes	7.5	-	9.2	9.4	8.1	5.6	15.6	-	16.5	-	16.1	20.6
Höhe des Grundflächenmittelstamms [m]	16.9	-	21.0	-	24.2	-	18.7	-	23.0	-	24.3	-
Lorey-Höhe [m]	18.1	-	22.3	20.1	24.6	18.2	18.8	-	23.3	21.1	24.2	22.3
Oberhöhe (der 100 stärksten Bäume) [m]	21.4	-	25.5	-	26.9	-	20.0	-	25.0	-	25.4	-
Höhe des stärksten Baumes	21.2	-	25.0	25.5	27.4	25.2	20.9	-	25.1	-	26.2	23.5
Grundfläche [m²]	30.4	.0	27.8	7.4	28.3	3.0	31.0	.0	35.5	.0	31.6	.3
Dettholzvolumen [Vfm/ha]	262.7	-	300.9	69.7	343.6	24.7	269.6	-	337.8	-	342.8	2.8
Baumholzvolumen [Vfm/ha]	32.0	-	356.3	85.8	397.3	32.1	272.4	-	340.7	-	345.4	2.9
laufender Derbholzzuwachs [Vfm/ha/a]	-	-	15.4	-	13.5	-	-	-	9.7	11.7	11.6	-
laufender Baumholzzuwachs [Vfm/ha/a]	-	-	16.2	-	14.6	-	-	-	9.8	11.9	11.9	-
relative Bonität [-]	2.8	-	2.1	-	1.8	-	1.8	-	1.6	-	1.0	-
Bestockungsgrad	1.3	-	1.1	-	1.1	-	.9	-	1.0	-	.8	-
mit: V = verbleibender Bestand, A = ausscheidender Bestand, BHD = Brusthöhendurchmesser												



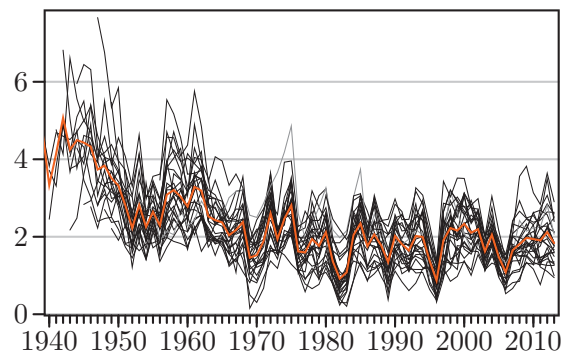
(a) Durchmesserentwicklung Sandhof [cm]



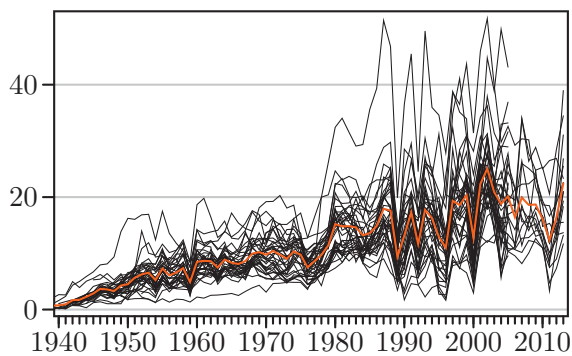
(b) Durchmesserentwicklung Rothemühl [cm]



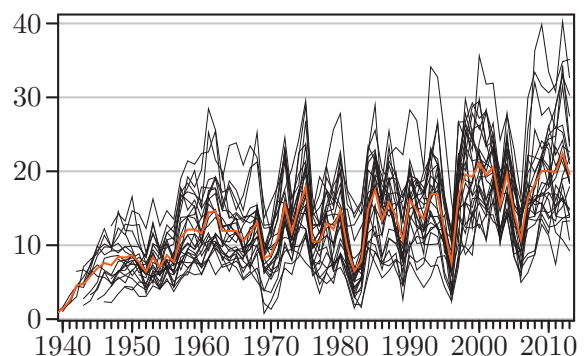
(c) Jahrringbreiten Sandhof [mm]



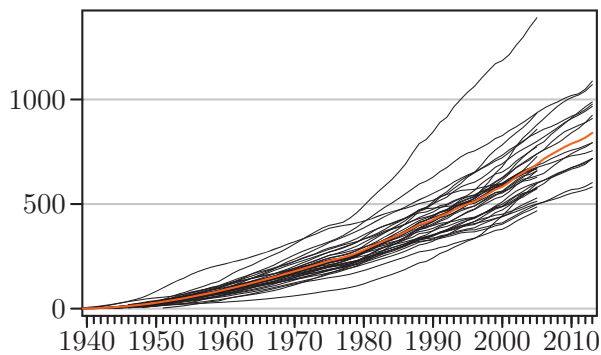
(d) Jahrringbreiten Rothemühl [mm]



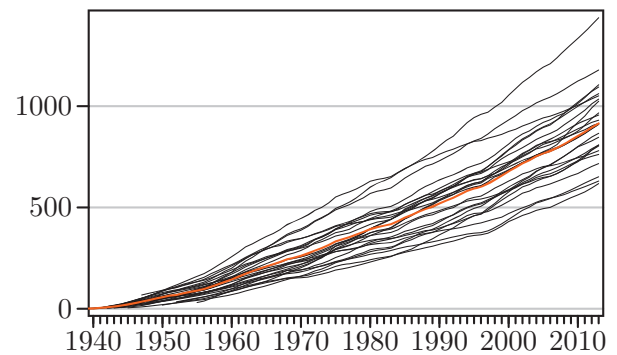
(e) Grundflächenzuwachs Sandhof [cm²/a]



(f) Grundflächenzuwachs Rothemühl [cm²/a]



(g) Grundflächen Sandhof [cm²]



(h) Grundflächen Rothemühl [cm²]

Abb. 10.1: Kennwerte des Dickenwachstums von Einzelbäumen (■) und zugehörigen Mittelwerten (■) an den Flächen Sandhof und Rothemühl

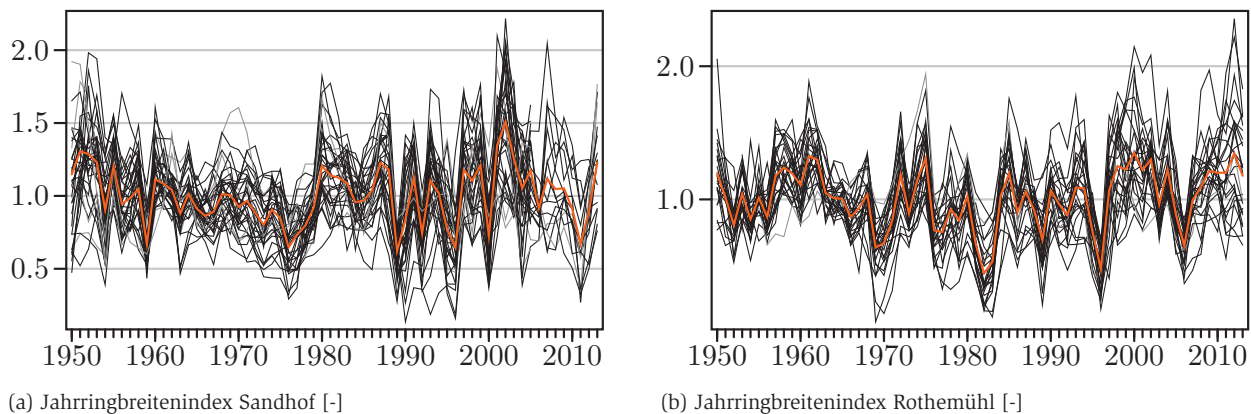


Abb. 10.2: Entwicklung der indizierten Durchmesserzuwächse von Einzelbäumen (■) (ausgeschlossene Individuen ■) und zugehörigen Mittelwerten (■) an den Flächen Sandhof und Rothemühl

sammenhängen zwischen Dickenwachstum und Wassermangel auf den Zeitraum 1950 bis 2013 begrenzt. So liegen seit 1950 Jahrringanalysen für die Mehrzahl der untersuchten Einzelbäume vor. Zudem ist ab den 1950er Jahren mit einer deutlich gesteigerten Validität der generierten retrospektiven Klimadaten zu rechnen (vgl. Kap. 3.1.3).

Insgesamt ist davon auszugehen, dass von den potentiell das Dickenwachstum steuernden Faktoren stets jene Einflüsse die größten Zusammenhänge zu den Jahrringmustern aufweisen, welche zum einen nach dem Prinzip des auf Sprengel und Liebig zurückgehenden „Gesetzes vom Minimum“ am kritischsten ausgeprägt sind und, zum anderen eine ausgeprägte zeitliche (vor allem annuelle) Variabilität aufweisen. So ist auf sehr nährstoffreichen Böden unter warm-trockenen Klimabedingungen mit besonders deutlich ausgeprägten Abhängigkeiten der Jahrringmuster von den Niederschlagsmengen zu rechnen. Unter den insgesamt mäßiger ausgeprägten Verhältnissen der mecklenburg-vorpommerschen Level II-Flächen ist dagegen von einer größeren Heterogenität der das Dickenwachstum steuernden Faktoren auszugehen, welche hier mit einfachen multivariat-statistischen Ansätzen beschrieben werden. Auswirkungen variierender Nährstoffausstattung

der Standorte auf das Dickenwachstum wurden vernachlässigt. So liegen zum einen für den längsten Abschnitt der betrachteten Zeitreihe kaum geeignete Daten vor und zum anderen ist davon auszugehen, dass entsprechende Veränderungen lediglich in vergleichsweise langen Zeiträumen wirksam werden und somit nur einen vergleichsweise geringen Einfluss auf die Jahrringmuster nehmen. Zudem können sehr langfristige Schwankungen wahrscheinlich gemeinsam mit dem unterstellten Alterstrend (s. u.) geschätzt werden.

Um den Einfluss der einzelnen Wärme- und Wasserhaushaltskennwerte auf das Dickenwachstum besser abschätzen zu können, wurden die beobachteten Jahrringbreiten zunächst in vom Alter unabhängige Indexwerte überführt. Dazu wurden nach Vorversuchen zu möglichst geeigneten Ausgleichsfunktionen auf der Buchenfläche für jeden Baum eine lineare Trendgerade und in Rothemühl für jede Kiefer eine separate logarithmische Ausgleichskurve angepasst. Diese Ausgleichsfunktionen können dann als der Verlauf der („witterungsunabhängigen“) mittleren erwarteten Jahrringbreite über dem Alter aufgefasst werden. Der alterbereinigte Jahrringbreitenindex lässt sich dann einfach als Quotient aus beobachteter Jahrringbreite und dem Erwartungswert berechnen. In den entsprechend

transformierten Jahrringbreiten (Abb. 10.2) lassen sich kaum noch langfristige Trends erkennen. In Sandhof deutet sich im Zeitraum 1950...1975 weiterhin eine leichte Tendenz zu abnehmenden Indexwerten an, was neben den jeweils aktuellen Standortverhältnissen gegebenenfalls auch auf mit dem Alter ansteigende Konkurrenzverhältnisse im Bestand bis zum Einsetzen regelmäßiger Durchforstungen zurückgeführt werden kann. An beiden Flächen lassen sich typische kurz- bis mittelfristige zyklische Schwankungen in den Zeitreihen erkennen. So folgen oft mehrere Jahre mit vergleichsweise hohen bzw. niedrigen Jahrringbreiten aufeinander, bis eine Trendumkehr einsetzt.

Für Bäume, deren Dickenwachstum stark vom restlichen Bestandeskollektiv abweicht, wurde ein überproportionaler Einfluss von Störgrößen, wie sie etwa in Form wirtschaftlicher Eingriffe denkbar sind, unterstellt. In der Folge sollten solche Einzelbäume als „Ausreißer“ aufgefasst und von Auswertungen zum Einfluss des Wasser- und Wärmehaushaltes ausgeschlossen werden. Um entsprechende Einzelbäume zu identifizieren, wurde mit den berechneten Jahrringindexzahlen eine hierarchische Clusteranalyse mit Single-Linkage-Fusionierung durchgeführt. Zur Bestimmung der Ähnlichkeit zwischen den einzelnen Bäumen im Rahmen der Clusterana-

lyse wurde kein Distanzmaß, sondern der Q-Korrelationskoeffizient verwendet, um bei der Clusterung einen besonderen Schwerpunkt auf den Gleichlauf der Jahrringbreiten zu legen (BACKHAUS et al., 2011, S. 414). Als Ausreißer wurden dann jene Bäume aufgefasst, welche im Verlauf der Clusterung erst nach dem Zusammenfassen der beiden großen Cluster „Rothemühl“ und „Sandhof“ zu einem gemeinsamen Cluster fusioniert werden. Dabei zeigte sich, dass ausschließlich auf der Buchenfläche in Sandhof Ausreißer identifiziert werden konnten. Wahrscheinlich lässt sich diese Beobachtung vorrangig auf die größere Flexibilität der Buche gegenüber variierenden Lichtgenuss zurückführen. So kann die Schattbaumart Buche zum einen längere Perioden der Beschattung überdauern und zum anderen auch im hohen Alter noch rasch und stark mit Lichtungszuwachs auf Freistellung durch Durchforstungseingriffe reagieren (z.B. SCHÜTT et al., 2002).

Insgesamt zeigen sich nach dem Entfernen der Ausreißer (Abb. 10.2)

an beiden Flächen relativ synchrone Verläufe für die betrachteten Einzelbäume, sodass davon auszugehen ist, dass die aus den Einzelbaumdaten abgeleiteten Mittelwerte die dominierenden Verhältnisse auf beiden Flächen gut wiedergeben.

Um einen Überblick über die Abhängigkeiten zwischen Kennwerten des Wärme- und Wasserhaushaltes sowie dem Dickenwachstum zu erhalten, wurden für ein Spektrum potentiell interessanter Kennwerte Spearman-sche Rangkorrelationskoeffizienten berechnet (Tab. 10.2). Dabei wurde zunächst zwischen Vegetationsperiode und Vegetationsruhe unterschieden. Zudem wurden auch die Korrelationen der jeweils aktuellen Jahrringbreiten zu den entsprechenden Kennwerten der Vorjahre berechnet.

Insgesamt ergeben sich für keinen der betrachteten Kennwerte sehr hohe Korrelationen zu den indizierten Jahrringbreiten, wobei sich in Sandhof tendenziell etwas engere

Zusammenhänge beobachten lassen. In guter Übereinstimmung mit den Ergebnissen von BAUWE et al. (2015, S. 5) für Kiefern und Buchenbestände Nordostdeutschlands, nehmen die Beträge der Korrelationskoeffizienten im Jahr, in dem der Jahrring gebildet wurde, die höchsten Werte an, während sich die Vorjahre nur im geringeren Maße auf die Ausbildung der Jahrringe auswirken. So werden signifikante Korrelationen nur bis zum Vorjahr berechnet, während zwischen dem Dickenwachstum und allen Indikatoren des vorvorigen Jahres keine statisch absicherbaren Zusammenhänge bestehen.

Für die Buchenfläche in Sandhof ergeben sich in der aktuellen Vegetationsperiode nur zu den Wassermangelkennwerten signifikante Korrelationen, während sich für das Wärme- und Strahlungsangebot kein signifikanter Einfluss ergibt. Die signifikante Korrelation mit der Globalstrahlung in der Vegetationsperiode des Vorjahres kann wahrscheinlich im Zusammenhang mit dem Auftre-

Tab. 10.2: Korrelation der indizierten Jahrringbreiten mit Klimakennwerten und Wassermangelindikatoren

Kennwert	Sandhof (1302)						Rothemühl (1303)					
	R ₋₂	V ₋₂	R ₋₁	V ₋₁	R ₀	V ₀	R ₋₂	V ₋₂	R ₋₁	V ₋₁	R ₀	V ₀
T_{akt}/T_{pot}	.207	.124	.049	.200	.058	.312	.077	.028	-.001	.094	.163	.256
$T_{akt}/T_{pot} > 0,7$	.043	.078	.083	.208	-.133	.302	-.073	-.010	-.080	.066	.014	.234
REW ₁₀₀	.100	.127	-.153	.150	.324	.380	-.068	.129	-.098	.063	.134	.165
REW ₁₀₀ > 0,4	.076	.186	-.052	.161	.190	.379	-.006	.134	-.064	.104	.105	.161
REW ₁₄₀	.126	.137	-.127	.163	.318	.396	-.062	.138	-.087	.070	.165	.168
REW ₁₄₀ > 0,4	.075	.200	-.010	.180	.202	.412	-.045	.154	-.083	.088	.140	.139
REW ₂₀₀	.135	.136	-.113	.151	.288	.391	-.047	.135	-.060	.060	.181	.181
REW ₂₀₀ > 0,4	.058	.177	.014	.143	.139	.444	.007	.142	-.022	-.025	.157	.115
REW ₄₀	.040	.128	-.182	.135	.318	.360	-.109	.090	-.134	.091	.107	.195
REW ₄₀ > 0,4	.113	.166	-.050	.163	.215	.365	-.085	.178	-.090	.095	.101	.160
Rs	.003	-.084	.121	-.283	.168	-.170	-.038	-.076	.110	-.288	.116	-.329
$\Sigma(T_{>5^{\circ}C})$	.108	.182	.273	-.064	.034	.051	.195	.174	.218	.028	.332	.021
$\bar{T}$	-.044	.181	.023	-.062	.000	.050	.149	.175	.213	.029	.361	.020

R.../V... = Vegetationsruhe/-periode (-2 = Vorvorjahr, -1 = Vorjahr, 0 = aktuelles Jahr,). T_{akt}/T_{pot} = Quotient aus aktueller und potentieller Transpiration, $T_{akt}/T_{pot} < 0,7$ = Anzahl der Tage mit $T_{akt}/T_{pot} < 0,7$
REW... = relativer Gehalt an pflanzenverfügbarem Bodenwasser bis...cm Bodentiefe, **REW**... < 0,4 = Anzahl der Tage mit **REW**... < 0,4, Rs = Globalstrahlung, $\Sigma(T_{>5^{\circ}C})$ = Summe der Tagesmitteltemperaturen höher als 5°C, $\bar{T}$ = Mitteltemperatur. Signifikante Korrelationen ($\alpha < 0,05$) im **Fettdruck**

ten von Mastjahren und entsprechend reduziertem Dickenwachstum interpretiert werden (z.B. MAYER, 1977, S. 336). So ist in der Literatur ein gehäuftes Auftreten von Mastjahren nach vorhergehenden „Trockenjahren“ beschrieben (z.B. PAAR et al., 2011, S. 29), welches hier durch die negative Korrelation mit der Globalstrahlung zum Ausdruck kommt. Eventuell wäre auch ein Einfluss der Temperatur während der Vegetationsruhe auf die Fruktifikation denkbar, sodass wahrscheinlich auch die positive Korrelation mit der Temperatursumme im Winter des Vorjahres im Zusammenhang mit dem Auftreten von Mastjahren gesehen werden kann.

Für die am relativen Gehalt an pflanzenverfügbarem Bodenwasser orientierten Kennwerte ergeben sich innerhalb der aktuellen Vegetationsperiode gegenüber den aus realer und potentieller Verdunstung abgeleiteten Indikatoren tendenziell höhere Korrelationen, welche für alle Indikatoren signifikant sind. Die höchsten Korrelationskoeffizienten werden erreicht, wenn bei der Berechnung von REW vergleichsweise mächtige Wurzelräume (140, 200 cm) unterstellt werden. Bei zusätzlicher Berücksichtigung des Schwellenwertes von 0,4 nach BRÉDA & GRANIER (1996) zeigt sich nochmals eine leichte Erhöhung der Korrelationskoeffizienten. Die ebenfalls teilweise signifikanten Korrelationen zur Bodenfeuchte in der Vegetationsruhe unmittelbar vor Ausbildung des jeweiligen Jahrringes sind wahrscheinlich auf den Zusammenhang zwischen Auffüllung des Bodenwasserspeichers im Winter und anschließender Wasserverfügbarkeit in der folgenden Vegetationsperiode zu sehen.

An der Kiefernfläche in Rothemühl bestehen zwischen der Jahrringbreite und dem Wärmeangebot in der vorhergehenden Vegetationsruhe die mit Abstand engsten Verhältnisse. So werden mit zunehmender Temperatur

breitere Jahrringe ausgebildet, was darauf hindeutet, dass die Kiefern in Rothemühl wahrscheinlich aufgrund einer früher einsetzenden somit länger andauernden Wachstumsphase von milden Wintertemperaturen profitieren (siehe Abschnitt 3.2). So beobachteten auch BAUWE et al. (2013, S. 220) für Kiefernbestände in Brandenburg bei höheren Februartemperaturen ein größeres Dickenwachstum und diskutieren dies im Zusammenhang mit einer zeitigeren Wiederaufnahme der Kambiumaktivität.

Überraschend ist, dass sich sowohl für die aktuelle Vegetationsperiode als auch für das Vorjahr eine signifikant negative Korrelation mit der Globalstrahlung ergibt. Zum einen könnten sich hier analog zur Buchenfläche Zusammenhänge mit der bei Kiefern über mehrere Jahre verlaufenden Blüte und Samenreife andeuten, zum anderen wäre auch eine direkte Beeinträchtigung des Kiefernwachstums bei hohen Globalstrahlungen und damit korrespondierender geringer klimatischer Feuchte (hohes Dampfdruckdefizit der Luft) denkbar. Für die verschiedenen Wassermangelindikatoren ergibt sich nur für das Verhältnis aus aktueller und potentieller Verdunstung ein signifikanter Zusammenhang. Im Vergleich zur Buchenfläche deuten die weniger straffen Zusammenhänge daraufhin, dass das Dickenwachstum der Kiefern nur im geringeren Ausmaß durch die Bodenfeuchte limitiert wird. Ebenso sind stärkere Wechselwirkungen zwischen den verschiedenen standörtlichen Einflüssen denkbar. Des Weiteren kann auch eine stärkere Fokussierung des Durchmesserwachstums auf von der forstlichen Vegetationsperiode abweichende Zeiträume zum Verdecken der erwarteten Abhängigkeiten beitragen.

In Anlehnung an RIEK & WESSOLEK (1994) wurden zusätzlich zu den Korrelationen in den Vegetationsperioden auch die Korrelationskoeffizienten einzelner Monate sowie

unterschiedlich langer Perioden aufeinander folgender Monate berechnet (Tab. 10.3). Auch bei Betrachtung einzelner Monate und variierender Perioden zeigen sich für die Fläche in Sandhof deutlich engere Korrelationen zu den Wassermangelindikatoren. Die höchsten Korrelationskoeffizienten ergeben sich für die Monate Juni und Juli. Folglich zeigen sich auch für Perioden, welche diese Monate umfassen, vergleichsweise enge Zusammenhänge. Ein großer Einfluss des Wasserangebots in den Monaten Juni und Juli auf die Jahrringbreite von Buchen zeigt sich auch in den Ergebnissen von BAUWE et al. (2015, S. 7) anhand mehrerer Standorte in Nordostdeutschland. Die vereinzelt signifikant negativen Korrelationen mit der Globalstrahlung sind wahrscheinlich eher auf die Bodenfeuchteverhältnisse zurückzuführen, welche mit der Globalstrahlung korreliert sind. So treten höhere Korrelationskoeffizienten vor allem in Bereichen mit zugleich engen Beziehungen zum Bodenwasser auf. Analog zu den Korrelationen in der gesamten Vegetationsperiode lässt sich auch für die einzelnen Monate an der Fläche in Sandhof kein signifikanter Einfluss des Wärmehaushaltes auf das Dickenwachstum feststellen. Tendenziell deutet sich eine Zunahme der Jahrringbreite bei wärmerer Witterung zu Beginn und am Ende der Vegetationsperiode an, was plausibel im Zusammenhang mit der Länge der Vegetationsperiode interpretiert werden kann. Die negativen Korrelationen mit dem Wärmeangebot im Juni gehen wahrscheinlich auf die Kollinearitätseffekte mit der Wasserverfügbarkeit zurück, welche in diesem Monat den größten Einfluss auf das Dickenwachstum ausübt.

An der Fläche in Rothemühl zeigen sich im Monat August die höchsten Korrelationskoeffizienten für die Wassermangelindikatoren, wobei sich die engste Korrelation für den Quotienten aus aktueller und potentieller Transpiration ergibt. Eine

Tab. 10.3: Korrelation des Jahringbreitenindex mit Klimakennwerten und Wassermangelindikatoren der aktuellen Vegetationsperiode

Kennwert	Sandhof (1302)																			
	4 - 4	4 - 5	4 - 6	4 - 7	4 - 8	4 - 9	5 - 5	5 - 6	5 - 7	5 - 8	5 - 9	6 - 6	6 - 7	6 - 8	6 - 9	7 - 7	7 - 8	7 - 9	8 - 8	8 - 9
T_{akt}/T_{pot}	.290	.480	.453	.393	.312	.290	.480	.453	.393	.312	.477	.455	.394	.307	.439	.354	.274	.203	.130	.053
$T_{akt}/T_{pot} > 0,7$	.188	.307	.395	.345	.302	.188	.307	.395	.345	.302	.305	.390	.333	.289	.273	.240	.212	.071	.076	-.142
REW_{100}	.000	.121	.361	.454	.430	.378	.178	.446	.485	.443	.380	.500	.411	.351	.434	.341	.298	.193	.181	.135
$REW_{100} > 0,4$	.125	.154	.402	.463	.450	.381	.153	.399	.462	.445	.379	.491	.487	.450	.376	.398	.326	.288	.186	.166
REW_{140}	.013	.107	.326	.448	.421	.382	.149	.417	.481	.446	.396	.496	.519	.436	.362	.460	.363	.324	.239	.231
$REW_{140} > 0,4$	.092	.268	.492	.493	.482	.412	.268	.492	.493	.482	.412	.515	.509	.474	.399	.464	.375	.329	.266	.223
REW_{200}	.031	.090	.285	.420	.416	.391	.134	.361	.461	.446	.391	.468	.500	.441	.377	.456	.379	.339	.272	.257
$REW_{200} > 0,4$	.031	.291	.483	.489	.484	.444	.291	.483	.489	.484	.444	.486	.481	.470	.425	.485	.427	.379	.287	.261
REW_{40}	-.014	.123	.424	.465	.425	.369	.236	.489	.500	.442	.360	.500	.481	.396	.336	.377	.267	.249	.105	.107
$REW_{40} > 0,4$	.057	.212	.465	.482	.431	.364	.224	.472	.486	.436	.365	.517	.487	.413	.334	.345	.255	.217	.135	.101
R_s	.121	-.087	-.229	-.176	-.167	-.133	-.275	-.346	-.239	-.222	-.170	-.247	-.146	-.138	-.123	-.017	-.065	-.027	-.090	-.037
$(T_{> 5^{\circ}C})$	.129	.143	.051	.037	.058	.077	.054	-.054	-.026	.025	.051	-.140	-.033	.028	.075	.079	.101	.145	.096	.144
$\bar{T}$	.138	.157	.041	.043	.081	.099	.057	-.054	-.028	.024	.050	-.140	-.033	.028	.075	.079	.101	.145	.096	.144
Rothenmühl (1303)																				
T_{akt}/T_{pot}	.001	-.131	.050	.137	.297	.258	-.177	.049	.136	.299	.256	.112	.183	.328	.291	.211	.377	.311	.383	.284
$T_{akt}/T_{pot} > 0,7$	.001	-.191	.042	.110	.275	.234	-.191	.042	.110	.275	.234	.130	.167	.303	.258	.214	.374	.297	.382	.258
REW_{100}	-.116	-.071	-.074	.022	.131	.147	-.093	-.046	.056	.152	.165	.033	.138	.224	.221	.209	.280	.252	.310	.270
$REW_{100} > 0,4$	-.006	-.050	-.016	.048	.110	.140	-.039	.010	.085	.141	.161	.019	.103	.151	.169	.261	.277	.278	.238	.271
REW_{140}	-.111	-.081	-.066	-.002	.108	.148	-.087	-.055	.043	.144	.168	.022	.126	.200	.201	.202	.257	.255	.277	.258
$REW_{140} > 0,4$	-.043	-.037	-.009	.027	.057	.134	-.022	.037	.058	.075	.139	.037	.032	.032	.131	.168	.149	.258	.146	.261
REW_{200}	-.032	-.058	-.063	.009	.112	.150	-.066	-.030	.037	.144	.181	.021	.127	.190	.201	.188	.240	.249	.263	.251
$REW_{200} > 0,4$	-.025	-.009	.002	.022	.053	.111	-.044	-.011	.012	.031	.115	-.026	-.007	.000	.076	.063	.149	.209	.203	.239
REW_{40}	-.092	-.104	-.061	.071	.151	.158	-.101	-.025	.115	.183	.195	.044	.184	.284	.256	.281	.341	.288	.364	.266
$REW_{40} > 0,4$	-.083	-.069	-.051	.055	.134	.140	-.089	-.033	.081	.130	.160	.008	.168	.188	.227	.283	.275	.276	.255	.226
R_s	.099	-.081	-.153	-.247	-.312	-.289	-.158	-.217	-.316	-.353	-.329	-.115	-.255	-.289	-.264	-.231	-.274	-.274	-.246	-.210
$\Sigma(T_{> 5^{\circ}C})$	.307	.160	.065	.081	.126	.127	.016	-.134	-.054	.018	.021	-.138	-.061	-.005	.017	-.012	.024	.076	.059	.094
$\bar{T}$	.326	.171	.090	.109	.141	.131	.016	-.134	-.053	.016	.020	-.138	-.061	-.005	.017	-.012	.024	.076	.059	.094

4-4 = April, 4-5 = April...Mai, 4-6 = April...Juni, ...Signifikante Korrelationen im **Fettdruck**

4-4 = April, 4-5 = April....Mai, 4-6 = April....Juni,Signifikante Korrelationen im **Fettdruck**

sehr ähnliche Beobachtung machten RIEK & WESSOLEK (1994), die für Kiefernbestände ebenfalls die engsten Korrelationen der Jahrringbreite zum Wassermangel im August feststellten. Diese Befunde könnten darauf hindeuten, dass das Dickenwachstum der Kiefern bis zum August nur wenig durch das Bodenwasser limitiert wird. Je nach Witterungsverlauf in der Vegetationsperiode kommt es im August dann zum Aufbrauch des Bodenwasserspeichers und einer entsprechend vorzeitigen Einstellung oder Reduktion des Dickenwachstums. Auch v. WILPERT (1990, S. 107) beschreibt für Fichtenbestände eine Einstellung des Jahrringwachstums infolge spätsommerlicher Trockenheit ab Mitte Juli, wenn das Matrixpotential im Boden längere Zeit einen kritischen Schwellenwert unterschreitet. Zu einem gewissen Teil ist zudem denkbar, dass in den Bodenwasserverhältnissen im Monat August auch die Witterungsverhältnisse der Vormonate subsumiert werden. So ermittelten BAUWE et al. (2013, S. 217) vor allem für die Bodenwasserverfügbarkeit der Monate Juni bis August einen Einfluss auf das Dickenwachstum von Kiefern.

Ein direkter Einfluss der Witterungsverhältnisse deutet sich in den mit Ausnahme der Monate April und September stets negativen Korrelationen des Dickenwachstums mit der Globalstrahlung an. Während bei sonst optimalen Wuchsbedingungen mit zunehmendem Lichtgenuss prinzipiell eine Zunahme des Dickenwachstums zu erwarten wäre, ist bei der Kiefernfläche vermehrt davon auszugehen, dass auch bei noch günstigen Bodenfeuchteverhältnissen, jedoch trockenen Witterungsverhältnissen (hohe Globalstrahlung, hohes Dampfdruckdefizit der Luft), nur noch ein reduziertes Dickenwachstum stattfindet.

Analog zur Buchenfläche zeigt sich auch für die Kiefern eine Zunahme der Jahrringbreiten bei warmer Witterung zum Beginn der Vegetationsperiode. Wahrscheinlich aufgrund der permanent vorhandenen Benadelung der Kiefern können diese noch stärker von einem größeren Wärmeangebot im Frühjahr profitieren. Diese Beobachtung deckt sich auch mit der positiven Korrelation der Jahrringbreiten mit den Wintertemperaturen (s. o.). Zum Ende der Vegetationsperiode zeigt sich dagegen kein signifikanter Einfluss der Temperaturkennwer-

te. Wahrscheinlich kann dies darauf zurückgeführt werden, dass die Kiefern im Vergleich zur Buche infolge der steten Benadelung am Ende der Vegetationsperiode weniger sensitiv auf niedrige Temperaturen reagieren. Des Weiteren ist auch denkbar, dass die Einstellung des Dickenwachstums in der Mehrzahl der Jahre vorrangig durch das Bodenwasser terminiert wird.

Aufbauend auf die unikausalen Betrachtungen wurde versucht, die das Dickenwachstum steuernden Faktoren mittels multipler linearer Regressionsmodelle zu ermitteln. Neben den bereits bei der unikausalen Auswertung berücksichtigten Faktoren, wurden bei der Modellentwicklung durch Multiplikation ausgewählter Variablen auch Wechselwirkungen zwischen dem Wärme- und Wasserangebot sowie nichtlineare Zusammenhänge durch entsprechende Transformationen getestet. Als Kriterien für die Aufnahme von Variablen in die Regressionmodelle im Rahmen der schrittweisen Variablenauswahl wurden ein Signifikanzniveau von 0,05 sowie eine Toleranz von 0,5 festgelegt. Für den Ausschluss bereits aufgenommener Prädiktoren aus den

Tab. 10.4: Multiple lineare Regressionsmodelle des mittleren Durchmesserzuwachses

X_j	Sandhof 1302 (Buche)						
	b_j	s_{b_j}	$\hat{b}_j$	α_j	$b_j - t_{95sb_j}$	$b_j + t_{95sb_j}$	T_j
b_0	-61.725	72.160		.396	-206.067	82.616	
REW_{40} (April...Juli)	184.757	25.984	.626	.000	132.781	236.733	.992
$REW_{200} > 0,4$ (August des Vorjahres)	1.060	.266	.353	.000	.528	1.592	.977
$T_{akt}/T_{pot} > 0,7$ (Mai)	5.857	2.317	.223	.014	1.221	10.492	.985
	Rothemühl 1303 (Kiefer)						
	b_j	s_{b_j}	$\hat{b}_j$	α_j	$b_j - t_{95sb_j}$	$b_j + t_{95sb_j}$	T_j
b_0	317.349	54.616		.000	208.063	426.635	
$\ln(\text{Alter})$	-70.700	11.573	-.549	.000	-93.857	-47.542	.788
T_{akt}/T_{pot} (August)	82.284	20.269	.338	.000	41.726	122.841	.917
$\bar{T}$ (Vegetationsruhe)	12.920	3.824	.284	.001	5.268	20.573	.903
T_{akt}/T_{pot} (August des Vorjahres)	54.836	20.582	.224	.010	13.650	96.021	.901

mit: X_j = Prädiktoren, b_j = Koeffizienten, s_{b_j} = Standardfehler der Koeffizienten, $\hat{b}_j$ = standardisierte Koeffizienten α_j = Signifikanz, $b_j + t_{95sb_j} \dots b_j - t_{95sb_j}$ = 95 %-Konfidenzintervalle T_j = Toleranz

Modellen wurde ein Signifikanzniveau von 0,1 verwendet. Bei der Modellentwicklung wurde auf Plausibilität der ins Modell aufgenommenen Variablen geachtet. Wenn im Rahmen der schrittweisen Variablenauswahl nicht mit physiologischen Modellvorstellungen interpretierbare Einflüsse ermittelt wurden, wurden die entsprechenden Variablen entfernt und die Modellbildung wiederholt. Des Weiteren wurde darauf geachtet, dass sich die Wirkungsrichtung der aufgenommenen Einflussgrößen möglichst nicht innerhalb der 95%-Vertrauensbereiche der geschätzten Koeffizienten umkehrt.

Die ermittelten linearen Regressionsmodelle sind in Tabelle 10.4 wiedergegeben. Mit insbesondere bei der Fläche in Sandhof sehr hohen Toleranzen und entsprechend geringer Bedeutung von Multikollinearität sowie durchgehend hohen Signifikanzen der geschätzten Regressionskoeffizienten können die ermittelten Einflüsse als statistisch gut abgesichert aufgefasst werden.

Anhand der standardisierten Regressionskoeffizienten wird deutlich, dass sich an der Fläche in Sandhof der größte Einfluss auf die Jahrringbreite der Buchen für das mittlere, von April bis Ende Juli pflanzenverfügbare Bodenwasser im oberen Hauptwurzelraum ergibt. Der Zeitraum April bis Juli deckt sich gut mit der Zeit kurz vor dem Austrieb der Buchen bis zur Abflachung des Durchmesserwachstums im Herbst. So werden von Buchen nach ASSMANN (1961, S. 49) über zwei Drittel des jährlichen Dickenwachstums bis Ende Juli erreicht. Die vergleichsweise geringe Mächtigkeit des berücksichtigten Bodenblocks steht zunächst in einem gewissen Widerspruch zu den beobachteten Durchwurzelungstiefen (vgl. 4.3). Wahrscheinlich lässt sich der hohe Einfluss des Oberbodens bei dem hinsichtlich der Nährstoffversorgung vergleichsweise anspruchsvollen Buchenbestand im Zusammenhang mit

der Nährstoffaufnahme über die Bodenlösung erklären. So ist davon auszugehen, dass bei günstigen Bodenfeuchten im humoserem und tonmineralreicheren Oberboden auch eine deutlich günstigere Nährstoffversorgung der Buchen erreicht wird. Die Anzahl der Tage mit unkritischen Bodenfeuchteverhältnissen im gesamten Wurzelraum zum Ende der vorhergehenden Vegetationsperiode kann zunächst im Zusammenhang mit allgemeinen autoregressiven Effekten interpretiert werden, wonach geringes Wachstum im Vorjahr auch einen negativen Effekt auf das Wachstum im folgenden Jahr ausübt (vgl. RIEK & WESSOLEK, 1994, S. 51). Mögliche physiologische Ursachen für diesen Effekt können eine geringere Einlagerung von Reservestoffen im Vorjahr oder auch unmittelbar in Folge des geringeren Dickenwachstums verringerte Wasser- und Assimilatleitfähigkeiten darstellen. Insbesondere bei der Buche können trockene Verhältnisse gegen Ende der vorhergehenden Vegetationsperiode aber auch mit intensiverer Fruktifikation zu Lasten des Dickenwachstums im Folgejahr interpretiert werden (s. o.). Zuletzt wurde die Anzahl der Tage mit unkritischen Transpirationsverhältnissen im Mai in das Modell aufgenommen. Zu Beginn der Vegetationsperiode befinden sich die Rotbuchen noch in der sensiblen Phase des Austriebs. Folglich ist davon auszugehen, dass bereits in dieser Periode auftretender Wassermangel, im Vergleich zu späteren Engpässen der Wasserversorgung, besonders nachteilige Auswirkungen auf das Dickenwachstum hat.

Neben den im Modell aufgenommenen Einflüssen ist interessant, dass, analog zur unikausalen Auswertung, in der sich für den Wärmehaushalt kaum signifikante Einflüsse ergaben, auch bei multivariater Auswertung keine entsprechenden Kennwerte in die Modelle aufgenommen wurden. So ließ sich auch bei Berücksichtigung von Wechselwirkungen mit

den Bodenfeuchteverhältnissen keine entsprechende Steigerung der Erklärungswerte erreichen. Dies deutet darauf hin, dass zumindest während der Vegetationsperiode das Wachstum der Buchen kaum durch Wärme limitiert wird. Des Weiteren konnte das Bestandesalter im Rahmen der schrittweisen Variablenauswahl nicht mehr in das Modell aufgenommen werden. Für den ausgewerteten Zeitraum seit 1950 können die beobachteten Trends abnehmender Jahrringbreiten somit wahrscheinlich eher unmittelbar auf Trends im verfügbaren Bodenwasser und Transpirationsstress zurückgeführt werden. Das Absterben der Buchen (keine Jahrringbildung) in Folge von Wassermangel lässt sich mit dem erstellten Regressionsmodell auch bei Annahme extremer Bedingungen kaum prognostizieren.

Dagegen besitzt das Bestandesalter an der Fläche in Rothemühl für den betrachteten Zeitraum von 1950...2013 noch einen deutlichen Einfluss auf die Jahrringbreiten der Kiefern. Entsprechend der standardisierten Korrelationskoeffizienten (Tab. 10.4) trägt das Alter sogar am meisten zur Erklärung der beobachteten Radialzuwächse bei, was vorrangig dem oben beschriebenen baumartenspezifischen Zuwachsgang von Kiefern zugeordnet werden kann. Von den getesteten Standortsfaktoren wird das Verhältnis aus aktueller und potentieller Verdunstung im Monat August als dominierende Steuergröße ermittelt. Dies deckt sich exakt mit den unikausalen Auswertungen (s. o.). Allerdings lässt sich auch mittels der multivariaten Betrachtung nicht abschließend klären, warum das Verhältnis aus aktueller und potentieller Transpiration im August im Vergleich zu anderen Monaten und Perioden so hervorsticht, obwohl auch bei Kiefern der überwiegende Teil der Jahrringausbildung zu diesem Zeitpunkt bereits abgeschlossen ist (z.B. ASSMANN, 1961, S. 49). Die Aufnahme des Transpirationsver-

hältnisses im August des Vorjahres kann dagegen plausibel mit autoregressiven Effekten, insbesondere der Einlagerung von Reservestoffen zum Ende der Vegetationsperiode in Verbindung gebracht werden. Der sich bereits bei der unikausalen Betrachtung andeutende Einfluss der Temperatur während der Vegetationsruhe, ergibt sich auch im Rahmen der multiplen linearen Regressionsanalyse, wodurch das Profitieren der Kiefern von eher milden Wintertemperaturen bestätigt wird. Ähnlich wie beim Buchenbestand, ergibt sich innerhalb eines waldbaulich relevanten Altersbereiches auch mit dem Regressionsmodell für den Kiefernbestand selbst bei Annahme extremer Wassermangelsituationen stets noch ein Dickenwachstum.

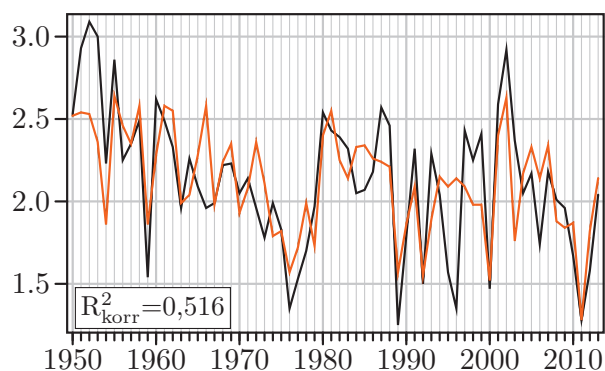
Nochmals besonders hervorzuheben ist, dass im Rahmen der schrittweisen Variablenselektion aus mehreren hundert Prädiktoren gleich zweimal das Transpirationsverhältnis im August in das Modell aufgenommen wurde und sich dieser Befund mit den Ergebnissen von RIEK & WESSOLEK (1994) deckt. Die exakte Wiederholung dieses Ergebnisses, obwohl

eine andere Wuchsregion sowie abweichende Zeitreihen ausgewertet wurden und die Mangelindikatoren zudem mit einem anderen Wasserhaushaltsmodell berechnet wurden, unterstreicht die besondere Bedeutung dieses Kennwertes auf das Dickenwachstum der Kiefern.

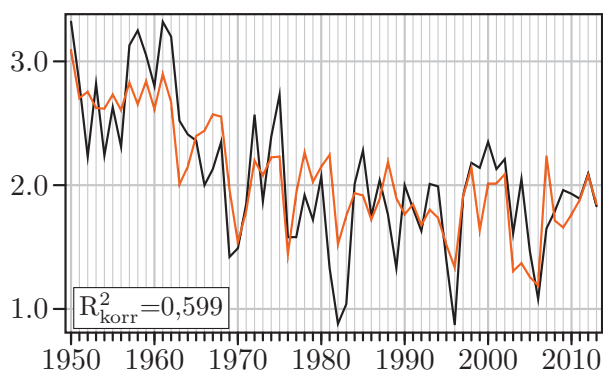
In Abbildung 10.3 sind die gemessenen mittleren Jahrringbreiten den modellierten Werten im zeitlichen Verlauf gegenübergestellt. An beiden Flächen werden mit mittleren Bestimmtheitsmaßen und Standardabweichungen der Residuen im Bereich von 0,3 mm insgesamt akzeptable Vorhersagegenauigkeiten erreicht. Allerdings lassen sich an beiden Flächen auch Einzeljahre und kurze Perioden beobachten, in denen die Vorhersagewerte gravierend von den tatsächlichen Jahrringbreiten abweichen. Teilweise zeigen sich sogar deutlich entgegengesetzte Trends von Mess- und Vorhersagewerten. Wesentliche Ursache für diese Ausreißer sind wahrscheinlich die vielen, aus pragmatischen Gründen nicht im Modell berücksichtigten Störgrößen wie: Durchforstungen, Blatt- und Nadelfraß durch Insekten, Beeinträchti-

gung des Austriebs durch Spätfröste im Frühjahr und ggf. auch Schwankungen in der Nährstoffversorgung, welche teils drastische Auswirkungen auf das Dickenwachstum aufweisen können.

Obwohl an der Fläche in Rothemühl ein etwas höheres Bestimmtheitsmaß erreicht wird, werden die jährlichen Schwankungen für den Buchenbestand in Sandhof tendenziell etwas besser vom Modell wiedergegeben, da ein Großteil der Varianz für den Kiefernbestand allein auf das Alter zurückgeführt wird. Über ähnliche Verhältnisse berichten auch BAUWE et al. (2015, S. 5), welche bei der Modellierung des Dickenwachstums von Kiefern und Buchen Nordostdeutschlands hohe Bestimmtheitsmaße für Buchen und nur geringere Werte für Kiefern erreichen. Auch BAUWE et al. (2015, S. 7) führen dies auf den vergleichsweise geringen Einfluss der Witterung auf das Dickenwachstum der gut an Trockenheit angepassten Kiefern zurück.



(a) Jahrringbreiten Sandhof [mm]



(b) Jahrringbreiten Rothemühl [mm]

Abb. 10.3: Gemessene (■) und modellierte (■) mittlere Jahrringbreiten an den Flächen Sandhof und Rothemühl

Zusammenfassung

Im Rahmen des Level II-Programms wurden in Mecklenburg-Vorpommern seit 1996 an zwei Stationen in Sandhof und Rothemühl umfangreiche forstökologische Aufnahmen und Messungen zur Fremdstoffbelastung durchgeführt. Wesentliche Eckpfeiler des Messprogramms sind zeitlich hochauflösende forstmeteorologische Beobachtungen, die Analyse gasförmiger Luftschadstoffe, die kontinuierliche Beobachtung von Fremdstoffeinträgen in die Waldökosysteme, die Beobachtung bodenchemischer Trends in Fest- und Lösungsphase, mineralogische Untersuchungen, phänologische Beobachtungen und Messungen zum Blattflächenindex, umfangreiche ertragskundliche Aufnahmen, Messungen zum Bodenwasserhaushalt, vegetationskundliche Aufnahmen sowie die Erfassung ökosysteminterner Stoffflüsse mit dem Streufall.

Die mecklenburg-vorpommerschen Level II-Flächen wurden auf Standorten der ehemaligen Ökologischen Waldzustandskontrolle (ÖWK, heute BDF-F) angelegt, deren Messnetz trophisch schwache Standorte der Hauptbaumarten umfasst. Für die Auswertung der **Bodenfestphase** wurden überwiegend die Daten dieses landesweiten Bodenmonitoringprogramms der Jahre 1987/89 und 2009/11 aufgrund ihrer Vergleichbarkeit und Vollständigkeit verwandt.

Der Rotbuchenbestand der westlichen Level II-Versuchsfläche stockt auf einem weichseleiszeitlichen, moränenahen Sandersand mit einem carbonatführenden sandigen Untergrund, auf dem sich eine mesotrophe Sand-Braunerde entwickelte. Der Kiefernbestand der östlichen Level II-Fläche befindet sich in einem weichseleiszeitlichen Beckensandgebiet mit einem oligothrophen Braunerde-Podsol. In beiden Fällen handelt es sich um grundwasserferne Waldböden, die eine stark bis sehr

stark saure Bodenreaktion ($\text{pH H}_2\text{O}$) aufweisen. Während in Sandhof die pH-Werte im Untersuchungszeitraum angestiegen sind, sanken die Rothemühler Werte bis in eine Bodentiefe von 40 cm, trotz des bereits zu Beginn der Messungen schlechteren Ausgangszustandes.

Der Kohlenstoffvorrat des Bodens der Sandhofer Fläche (bis 80 cm Tiefe) entspricht durchschnittlichen Verhältnissen von Braunerden in Mecklenburg-Vorpommern und zeigt eine jährliche C-Abnahmerate von ca. 250 kg pro Hektar und Jahr. In Rothemühl ist ein stark gehemmter Humusumsatz am hohen Kohlenstoffvorrat der Humusaufgabe erkennbar, so dass im Gesamtboden Vorratssummen nahe des Maximums für Podsole des Bundeslandes bestätigt wurden. Im Gegensatz zu Sandhof wurde hier eine jährliche C-Akkumulationsrate von ca. 245 kg pro Hektar und Jahr registriert, welche sich möglicherweise aus der höheren lokalen Säuredeposition und den gleichzeitig schlechteren Bodenverhältnissen erklärt.

Die Stickstoffvorräte der Sandhofer Braunerde können für mecklenburg-vorpommersche Verhältnisse dieses Hauptbodentyps als leicht erhöht und die des Rothemühler Podsoles als sehr hoch beschrieben werden. Im zeitlichen Verlauf wurden an beiden Messflächen Anstiege der Vorräte festgestellt, die zu den beiderorts stetigen Stickstoffeinträgen tendenziell passen.

Die untersuchten Böden weisen bis 160 cm entsprechend AK STANDORTSKARTIERUNG (2003) nur geringe Kationenaustauschkapazitäten auf und sind basenarm. Auf der Buchenfläche in Sandhof ist die Basenausstattung in der Humusaufgabe und der obersten Mineralbodentiefe im Vergleich zum östlichen Versuchsflächenstandort besser. Kritische Basensättigungen (unter 15 %) sind

in Sandhof zwischen 10 bis 100 cm und in Rothemühl im Mineralboden bis 40 cm ermittelt worden. Eine positive Wirkung auf die Calcium- und Magnesiumversorgung des Sandhofer Waldökosystems ist durch die hier vorhandenen carbonathaltigen Bodenhorizonte im tieferen Untergrund zu erwarten.

Nennenswerte pflanzenverfügbare Calcium-, Magnesium- und Kaliumvorräte sind bis zu einer Bodentiefe von 160 cm ausschließlich in den Humusaufgaben und den oberen beiden Mineralbodentiefeinstufen der beiden Waldstandorte zu finden. Die Vorräte austauschbarer „basischer“ Kationen innerhalb der Bodenblöcke bis 80 cm sind mit 31 bzw. 26 $\text{kmol}_\text{c}/\text{ha}$ laut BLOCK et al. (2000) als niedrig einzustufen – ihr Puffervermögen gegenüber Säureeinträgen ist daher als gering zu bewerten. Zusätzlich muss für den Rothemühler Podsol von einer deutlichen Basenverarmung innerhalb des über 20-jährigen Messzeitraums ausgegangen werden.

Die Gesamtnährstoffvorräte für Calcium, Magnesium und Kalium sind im Boden der Fläche Sandhof bis 80 cm als mittelmäßig und für Phosphor als unterdurchschnittlich für mecklenburg-vorpommersche Braunerden zu beurteilen. Für die Fläche Rothemühl wurden noch geringere Gesamtnährstoffmengen mit Ausnahme von Phosphor berechnet.

In den Humusaufgaben beider Versuchsflächen sind leicht erhöhte Schwermetallgehalte für Quecksilber und an der Rothemühler Fläche zusätzlich auch für Blei vorgefunden worden, wobei von hohen Bindungsstärken an die organische Substanz ausgegangen werden muss. Ursache für den Bleibefund könnte der Straßenverkehr auf der nahegelegenen Bundesstraße 109 sein (Verbrennung von verbleitem Benzin in Kraftfahrzeugen bis 1996).

Die seit 1996 durchgeführten **meteorologischen Messungen** wurden mittels Daten des Deutschen Wetterdienstes validiert. Mit den im Rahmen der Validierung entwickelten Regressionsmodellen wurden bestehende Datenlücken (im Fall von Messausfällen) gefüllt und retrospektive Klimakennwerte für den Zeitraum vor 1996 generiert. Entsprechend der geografischen Lage konnte für die westlicher gelegene Fläche in Sandhof ein deutlich ozeanischer geprägtes Klima mit geringeren innerjährlichen Temperaturschwankungen und höheren Niederschlägen beobachtet werden. Insgesamt zeichnet sich das Klima in Sandhof gegenüber der Station in Rothemühl auch durch etwas wärmere Verhältnisse mit höheren mittleren Lufttemperaturen, größeren Temperatursummen sowie geringerer Wahrscheinlichkeit von Spätfrösten aus. An beiden Flächen zeigte sich in den letzten Jahrzehnten, insbesondere seit den 1980er Jahren, eine signifikante Erwärmung mit höheren mittleren Lufttemperaturen und Temperatursummen, wobei vorrangig die Lufttemperaturen während der Vegetationszeit angestiegen sind. Dagegen lässt sich für die jährlichen Niederschlagsmengen bisher kein signifikanter Rückgang beobachten. Allerdings deuten sich mit der Zunahme von Starkregenereignissen Veränderungen in der innerjährlichen Verteilung der Niederschläge an.

Der **Bodenwasserhaushalt** wurde an beiden Flächen mit dem eindimensionalen Richards-Modell SWAP 3.2.36 modelliert. Das Modell konnte anhand horizontweise bestimmter bodenhydraulischer Kennwerte, Aufnahmen zur Wurzelverteilung, phänologischer Beobachtungen und Messungen zum Blattflächenindex sowie Zeitreihen zu Stammabfluss und Bestandesniederschlag flächenspezifisch für beide Standorte parametrisiert werden. Die Gegenüberstellung gemessener und modellierter Bestandesniederschläge ergab eine gute Anpassung des Interzeptions-Modells

für beide Standorte. Auch die mittels SWAP modellierten Bodenfeuchten zeigen, bei Berücksichtigung der hohen räumlichen und zeitlichen Heterogenität der im Gelände erfassten Wassergehalte, eine gute Übereinstimmung mit den mittels FDR-Sonden durchgeführten Feldmessungen. Die Höhe der modellierten jährlichen Wasserhaushaltskomponenten, insbesondere der Sickerwasserraten, variiert zwischen den einzelnen Jahren sehr stark und wird maßgeblich von den Niederschlägen gesteuert. Aufgrund der im Kiefernbestand über den gesamten Jahresverlauf vorhandenen Benadelung und dem, zusammen mit der üppigeren Bodenvegetation, auch während der Vegetationsperiode deutlich höheren Blattflächenindex sind die Transpirationsraten und Interzeptionsverluste an der Fläche in Rothemühl höher als an der mit Buche bestockten Fläche in Sandhof. Dies spiegelt sich auch in den modellierten durchschnittlichen jährlichen Sickerwasserraten mit 201 mm in Sandhof und 84 mm in Rothemühl wieder. Die modellierten Bodenwassergehalte, Matrixpotentiale und Transpirationsraten deuteten insbesondere für den Kiefernbestand in Rothemühl auf regelmäßiges Auftreten von Wassermangelsituationen hin, während in Sandhof, je nach zugrundegelegtem Indikator, in einigen Jahren auch von einer weitgehend optimalen Wasserversorgung des Bestandes ausgegangen werden kann. Anhand von Jahrringanalysen konnten signifikante Abhängigkeiten zwischen dem jährlichen **Dickenwachstum** und modellierten Wassermangelindikatoren identifiziert werden. Im Vergleich zur Kiefernfläche lässt sich für den Buchenbestand ein größerer Teil der beobachteten Varianz der Jahrringbreiten auf Wassermangelsituationen zurückführen. Neben dem Wasserangebot im Jahr der eigentlichen Jahrringbildung zeigt sich auch für die Wasserhaushaltssituation des Vorjahres ein signifikanter Effekt auf die Jahrringbreiten. Für den Kiefernbestand korrelieren die

für den Monat August berechneten Wassermangelindikatoren besonders eng mit der Jahrringbreite. Neben den Effekten der Wasserversorgung deuten sich für den Kiefernbestand in Rothemühl zudem gesteigerte Durchmesserzuwächse nach milderen Temperaturverhältnissen im Winter an.

Die **Deposition** von Fremdstoffen wird seit 1996 mittels Depositionssammlern und Stammabflussmessern im Bestand sowie auf den zugehörigen Freiflächen erfasst. Mit Ausnahme der Gruppe der Schwermetalle wurden Gesamtdositionen mittels verschiedener Kronenraumbilanzmodelle abgeschätzt. Zudem wird die Zusammensetzung mittels Saugkerzen im Tiefenbereich von 20 cm bis 160 cm gewonnener **Bodenlösung** analysiert. Zusammen mit den modellierten Sickerwasserraten können somit auch Stoffausträge mit dem Sickerwasser und bei zusätzlicher Berücksichtigung der Mineralverwitterung und Fixierung durch die Vegetation auch Trends der An- und Abreicherung im Boden abgeschätzt werden.

Für die Höhe der **Stickstoffeinträge** lassen sich keine Trends beobachten. An der Fläche Rothemühl besitzen landwirtschaftliche Stickstoffquellen eine größere Bedeutung für die beobachteten Stickstoffdepositionen, während in Sandhof Einträge aus industriellen Quellen überwiegen. Die empirischen Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff werden im langjährigem Mittel in Sandhof erreicht und an der Fläche Rothemühl knapp überschritten. Die Bewertung der Stickstoffdepositionen anhand der potentiellen Austragsraten deutet an beiden Flächen eine depositionsbedingte Begünstigung von Nährstoffungleichgewichten in der Baumernährung an. An der Fläche in Rothemühl könnte das gegenwärtig beobachtete Depositionsniveau langfristig zum Erreichen von Grenzwerten zur Trinkwasserqualität im Sickerwasser führen.

Analog zu den beobachteten Depositionen bestehen keine Trends der Bodenlösungskonzentrationen, wobei im Mittel an der Fläche Rothemühl höhere Konzentrationen gemessen werden. An beiden Flächen ist das Retentionsvermögen der Böden für Stickstoff noch hoch. So liegen auch die gegenwärtig beobachteten Nitratkonzentrationen noch deutlich unterhalb des Richtwerts der Trinkwasserverordnung.

Seit 1996 sind die **Sulfatdepositionen** an beiden Stationen zurückgegangen und befinden sich seit Mitte der 2000er Jahre auf einem konstanten Niveau. Der überwiegende Teil der Sulfateinträge entstammt anthropogenen Quellen, während meeresbürtige Einträge nur von sehr geringer Bedeutung sind. Im Jahresverlauf wird Sulfat aufgrund der höheren Emission aus Wärme- und Energieerzeugung vermehrt im Winter deponiert. Analog zu den Depositionen haben auch die Sulfatkonzentrationen in der Bodenlösung deutlich abgenommen. Während Schwefel bis kurz vor der Jahrtausendwende in Rothemühl noch als Aluminiumhydroxisulfate im Boden angereichert wurde, entsprechen die Sulfatausträge mit dem Sickerwasser mittlerweile den atmosphärischen Einträgen. In Sandhof wird dagegen seit Beginn der Messungen mehr Sulfat in die Bodenlösung abgegeben, als über die Deposition eingetragen wird. Grenzwerte der Trinkwasserqualität werden von den beobachteten Bodenlösungskonzentrationen stets deutlich unterschritten.

Die Depositionen von **Natrium und Chlor** stammen nahezu vollständig aus meeresbürtigen Einträgen. Dementsprechend sind die Natrium- und Chlor-Depositionen in Sandhof aufgrund der größeren Nähe zur Deutschen Bucht im Vergleich zu Rothemühl durchgehend erhöht. Die in der Bodenlösung beobachteten Konzentrationen liegen weit unterhalb der Indikatorparameter der Trinkwasser-

verordnung. An der Fläche in Rothemühl deutet sich gegenwärtig die Tendenz zur Anreicherung von Natrium und Chlor im Boden an.

Die Entwicklung der **Calcium-, Magnesium- und Kalium-Depositionen** zeigt an beiden Flächen deutlich erhöhte Einträge Anfang der 2000er Jahre. Seitdem werden besonders für Calcium und Kalium abnehmende Eintragsraten beobachtet, was insbesondere bei Calcium auf den Rückgang von Flugascheeinträgen aus der Kohleverfeuerung zurückgeht. Während Magnesium zum überwiegenden Teil als Seesalz eingetragen wird, ist der Anteil meeresbürtiger Depositionen bei Kalium und Calcium sehr gering. Die beobachteten Trends der Deposition spiegeln sich auch in den erfassten Konzentrationen der Bodenlösung wieder. Während in Rothemühl im langjährigen Mittel tendenziell ausgeglichene Bilanzen berechnet werden, deutet sich in Sandhof gegenwärtig eine Abreicherung von Calcium und Magnesium im Boden an.

Der atmosphärische Eintrag von **Mangan** ist über die vorliegende Zeitreihe sehr konstant, während sich für **Aluminium und Eisen** abnehmende Depositionen erkennen lassen. Insbesondere für Eisen liegen die Konzentrationen im Freiland- und Bestandesniederschlag allerdings oft unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenzen. Eisen und Aluminium gelangen vorrangig aus der Mineralverwitterung in die Bodenlösung, wodurch sich kaum Zusammenhänge zu den entsprechenden Depositionsraten ergeben. In Abhängigkeit vom herangezogenen Grenzwert deuten sich kritische Mangangehalte im Sickerwasser an, während die Eisengehalte im Sickerwasser ein insgesamt unproblematisches Niveau aufweisen. Die beobachteten Aluminiumkonzentrationen in der Bodenlösung erreichen den im Rahmen der Berechnung von Critical Loads konventionell angenommenen Schwellenwert. Allerdings sind toxische Wirkungen von

Aluminium auf die Pflanzenwurzeln aufgrund der in der Bodenlösung beobachteten weiten BC/Al-Verhältnisse nicht zu erwarten.

Die Abschätzung der Deposition von **Schwermetallen** ist aufgrund der nur noch sehr eingeschränkten Anwendbarkeit von Kronenraumbilanzmodellen mit hohen methodischen Unsicherheiten verbunden. Zudem werden für die Spurenelemente Quecksilber, Cobalt und Nickel in den Niederschlägen oftmals nur Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenzen erfasst.

In Folge der Einstellung mit Tetraethylblei versetzten Superbenzins in Deutschland im Jahr 1996 sind die beobachteten **Bleieinträge** abrupt zurückgegangen. Kritische Depositionsraten entsprechend der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung sowie der TA Luft werden seit 1997 um das Zehnfache unterschritten. Die Beurteilung anhand der langfristigen Auswirkungen auf die Sickerwasserqualität deutet dagegen gegenwärtig immer noch auf zu hohe Depositionsraten hin. Auch bei geringen pH-Werten kann Blei noch im hohen Maße im Boden gebunden werden, wodurch sich zunächst keine unmittelbaren Auswirkungen der Depositionen auf die Konzentrationen in der Bodenlösung zeigen. Aufgrund des bisher noch nicht erschöpften Retentionsvermögens unterschreiten die beobachteten Konzentrationen im Sickerwasser auch den Grenzwert der Trinkwasserverordnung, allerdings werden für Invertebraten, Mikroorganismen und Pflanzen potentiell nachteilig wirkende Konzentrationen in der Bodenlösung teilweise erreicht.

Die Eintragsraten des besonders giftigen Schwermetalls **Cadmium** haben seit 1996 deutlich abgenommen. Seitdem liegen die beobachteten Einträge deutlich unterhalb kritischer Frachten. Auch die potentiellen Konzentrationen im Sickerwasser un-

terschreiten deutlich den Grenzwert der Trinkwasserverordnung. Analog zu den Depositionen zeigen auch die Konzentrationen in Bodenlösung und Sickerwasser einen abnehmenden Trend. Abgesehen von wenigen Ausreißern werden alle Grenzwerte zur Beurteilung von Bodenlösung und Sickerwasser unterschritten.

Seit 1998 sind die beobachteten **Molybdändepositionen** deutlich zurückgegangen. Der Eintrag des essentiellen Spurenelements liegt in der gesamten Beobachtungsperiode deutlich unterhalb von Prüf- und Orientierungswerten.

Die Depositionen des vorrangig aus dem Bremsabrieb eingetragenen essentiellen Spurenelements **Kupfer** haben seit 1996 zugenommen. Zumindest in einzelnen Jahren erreichen die beobachteten Einträge die zusätzlichen zulässigen jährlichen Frachten der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. Die Beurteilung der potentiellen Auswirkungen auf das Sickerwasser anhand des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung zeigt dagegen gegenwärtig unkritische Depositionsverhältnisse an. Die erfassten Kupferkonzentrationen in der Bodenlösung lassen tendenziell die anhand der Depositionen beobachteten Trends wiedererkennen. Im langjährigen Mittel werden sämtliche Grenzwerte zur Trinkwasserqualität unterschritten.

Die Depositionsraten des essentiellen Spurenelements **Zink** unterschreiten seit dem deutlichen Rückgang der Einträge Anfang der 2000er Jahre stets die zulässigen zusätzlichen jährlichen Frachten. Problematische Auswirkungen auf die langfristige Sickerwasserqualität sind für das beobachtete Eintragsniveau nicht zu erwarten. So unterschreiten auch die in der Bodenlösung beobachteten Zinkgehalte stets den Prüfwert der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung.

Die atmosphärischen **Phosphatdepositionen** sind tendenziell rückläufig, während sich anhand der Konzentrationen in der Bodenlösung keine Trends erkennen lassen. Die vorrangig aus landwirtschaftlichen Aktivitäten und Bodestäuben stammenden Einträge werden zu großen Anteilen im Spätsommer deponiert.

Die beobachteten **Gesamtsäureeinträge** zeigen keine deutlichen Trends und sind in Rothemühl tendenziell höher als in Sandhof. Der Eintrag **potentieller Gesamtsäure** ist an der Fläche Rothemühl ebenfalls etwas höher als an der Fläche in Sandhof.

Für die **Modellierung der Bodenlösungsschemie**, Abschätzung von **Verwitterungsraten** sowie die Berechnung von **Critical Loads** für versauernd wirkende Einträge wurde das geochemische steady-state Modell PROFILE verwendet. Entsprechend den in PROFILE unterstellten Fließgleichgewichtsbedingungen erfolgt die Berechnung vorrangig anhand langjähriger Mittelwerte von Deposition und Witterung. Für die standortspezifische Parametrisierung des Modells konnten detaillierte Mineral- und Korngrößenanalysen, ertragskundliche Aufnahmen, Messungen zu Elementflüssen im Streufall, Zeitreihen der Bodenlösungszusammensetzung sowie die Ergebnisse der Wasserhaushaltsmodellierung genutzt werden. Insgesamt können die beobachteten Bodenlösungsverhältnisse mit PROFILE akzeptabel abgebildet werden. Größere Unterschiede bei einigen Kennwerten lassen sich vorrangig auf noch nicht erreichte Fließgleichgewichte zurückführen. Mit Ausnahme der carbonathaltigen Schichten an der Fläche Sandhof sind die berechneten Verwitterungsraten basischer Kationen im Vergleich zu den atmosphärischen Einträgen sehr gering.

Im langjährigen Mittel werden die Critical Loads in Sandhof knapp eingehalten, während sich in Rothemühl aufgrund der größeren atmosphä-

rischen Säureeinträge sowie geringeren Verwitterungs- und Streufallraten tendenziell bereits moderate Überschreitungen ergeben. Der Vergleich szenarischer Nutzungsintensitäten macht deutlich, dass sich eine gesteigerte Fixierung von Basen im Bestand im Vergleich zur Depositions- und Witterungsdynamik nur begrenzt auf die Critical Loads auswirkt. Bei den durch Stickstoffverbindungen dominierten Depositionsverhältnissen ergeben sich in Folge der bei intensiver Nutzung ebenfalls erhöhten Stickstofffixierung Kompensationseffekte, welche vereinzelt sogar in einer Erhöhung der Critical Loads resultieren können.

Langfristige Auswirkungen auf das Baumwachstum in Folge von Aluminiumtoxizität sind an der Fläche in Sandhof sowohl anhand der Messwerte zur Bodenlösung als auch auf Grundlage der Modellierungen und szenarischen Modellläufe im Mittel nicht zu erwarten. Etwas kritischere Verhältnisse zeichnen sich an der Fläche Rothemühl ab. Anhand der szenarischen Betrachtung von Einzeljahren wird deutlich, dass die Möglichkeiten der waldbaulichen Einflussnahme durch unterschiedliche Holzernteintensitäten auf die Ausprägung durch Aluminiumtoxizität bedingter Wuchsstockungen insgesamt eher gering sind.

Zur Beurteilung der **Immissionssituation** wurden seit 2001 ausgewählte bodennahe Luftschadstoffkonzentrationen mittels an den Freiflächen installierter Passivsammler im vierwöchigen Turnus erfasst. Seit 2010 wurde deren Erfassung zusätzlich durch Parallelmessungen abgesichert und die Messung von Ozon mit einem zweiwöchigen Messzeitraum intensiviert.

Zeitliche Trends der mittleren jährlichen **Stickstoffdioxidkonzentrationen** sind im Messzeitraum an beiden Flächen nicht festzustellen. Insgesamt ist das mittlere Niveau der Stick-

stoffdioxidkonzentrationen an beiden Flächen größenordnungsmäßig gut vergleichbar, wobei in Rothemühl tendenziell etwas höhere Konzentrationen erfasst werden. Der Grenzwert zum Schutz der Vegetation entsprechend Bundes-Immissionsschutzverordnung wird von den jährlichen Mittelwerten deutlich unterschritten und auch von den monatlich erfassten Konzentrationen nie erreicht. Im Vergleich zu den deutschen Level II-Durchschnittswerten sind die Werte selbst für ländliche Räume recht niedrig. Die Stickstoffdioxidkonzentrationen weisen an beiden Flächen einen ausgeprägten Jahresverlauf mit hohen Werten während der Heizperiode auf. Tendenziell deuten sich im Zusammenhang mit zunehmenden Emissionen aus dem Straßenverkehr während der Haupturlaubszeit auch im Juli und August erhöhte Werte an. Die mittleren **Ammoniakkonzentrationen** der Luft sind in Rothemühl, aufgrund der im Umfeld befindlichen Tierhaltungsanlagen durchweg etwas höher als in Sandhof, wobei sich an beiden Flächen keine Trends der mittleren jährlichen Konzentrationen abzeichnen. Der Grenzwert zum Schutz der Vegetation der Weltgesundheitsorganisation wird von den Jahresmittelwerten nie überschritten. Lediglich einzelne, vorrangig in Sandhof aufgrund der unmittelbaren Nähe zu einer Ackerfläche beobachtete, monatliche Spitzenwerte überschreiten teilweise den angegebenen kritischen Jahresgrenzwert. Allerdings liegen die gemessenen Konzentrationen an beiden Flächen deutlich oberhalb von den für unbelastete Gebiete beschriebenen Werten und sind auch im Vergleich zu der Mehrzahl der deutschen Level II-Flächen erhöht. An beiden Plots treten die höchsten Ammoniakkonzentrationen, wie für Regionen mit ausgeprägter Feld- und Weidewirtschaft typisch, im Frühjahr auf. Während in Rothemühl, aufgrund der gleichmäßigen Ammoniakemissionen aus den Tierhaltungsstätten, über das gesamte Sommerhalbjahr relativ hohe Konzentrationen beobachtet

werden, zeigt sich vor allem in Sandhof ein zweiter Peak zum Zeitpunkt der Gülleausbringung im zeitigen Frühjahr. Die **Ozonkonzentrationen** weisen einen gleichbleibenden Level mit nur in einzelnen Jahren etwas höheren Jahres- und Monatswerten auf, wobei die höchsten Werte in Perioden mit überdurchschnittlichen Lufttemperaturen auftraten. Im Vergleich zum Bundesgebiet besitzen die Mittelwerte der Vegetationszeiten ein mittleres Niveau. Der AOT40-Schwellenwert, ab dem eine zunehmende Schädigung an Waldbäumen zu erwarten ist, wird von den Jahresmitteln und mittleren Monatswerten nie erreicht. Allerdings können die Ozonkonzentrationen kürzerer Zeiträume den AOT40-Schwellenwert fallweise deutlich überschreiten. Im Rahmen der seit 2010 durchgeführten Ozonschadaufnahmen konnten bisher keine sichtbaren Ozonschäden an Blättern festgestellt werden.

Bei Beurteilung der **Baumernährung** über die Nadel-/Blattspiegelwerte ist eine sehr gute bis luxuriöse Stickstoffversorgung an beiden Untersuchungsstellen bestätigt worden, was aufgrund des langjährigen N-Eintragsgeschehens zu erwarten war. Die berechneten Stickstoffquotienten (N/P, N/Ca, N/Mg, N/K) weisen recht selten kritische Werte auf, so dass kaum Nährstoffungleichgewichte aufgrund der gesteigerten Stickstoffaufnahme bestehen. Als Folge der hohen N-Versorgung der Bestände kann sowohl von einer wachstumsfördernden Stickstoffwirkung, als auch potenziell höheren Prädispositionen gegenüber Insekten und Frost ausgegangen werden. Die Basenernährung (Ca, Mg und K) beider Versuchsflächenbestände kann als gut bezeichnet werden und befindet sich im Durchschnitt aller untersuchten Jahre, auf einem recht einheitlichen Niveau im Normalbereich. Reaktionen der Baumernährung auf die gesunkenen Depositionsmengen und Bodenlösungskonzentrationen dieser Nährstoffe bestehen damit kaum.

Nur vereinzelt sind Messwerte im oder am Mangelbereich feststellbar. Besonders für die Kaliumgehalte des Sandhofer Buchenbestandes sowie die Kalium- und Magnesiumgehalte des Rothemühler Kiefernbestandes ist dies zutreffend. Reaktionen auf meteorologische Extreme sind augenscheinlich nicht vorhanden. Die Schwefelgehalte der Nadeln und Blätter erreichten bzw. unterschritten in den letzten Untersuchungsjahren den Mangelbereich und wiesen insgesamt eine abnehmende Tendenz auf, die der S-Depositionsentwicklung entspricht. Demgegenüber befanden sich die Phosphorspiegelwerte vorwiegend im Normalbereich. Aufgrund der allgemeinen Depositionstrends und der zeitlichen Entwicklung der Nährstoffverfügbarkeit in der Bodenlösung wird die weitere Überwachung von Stickstoff und den Makronährstoffen in den Assimilationsorganen empfohlen. Die Versorgung der Baumbestände mit den Spurenelementen (Fe, Mn, Zn, Cu und B) und die Belastung mit dem Schwermetall Blei können als unkritisch bezeichnet werden.

Die Entwicklungen der **Kronenzustände** auf den Intensivmessflächen ist mit den im Bundesland vorgefundenen mittleren Verhältnissen recht gut vergleichbar, was im besonderen Maße für die Zeitreihen der mittleren Nadelblattverluste und die Fruktifikation des Sandhofer Bestandes zutrifft. Auf der Rotbuchen-Intensivmessfläche ist seit 1989 ein gleichbleibendes bis leicht sinkendes Niveau des mittleren Blattverlustes vorgefunden worden, welches vor allem in den Mastjahren regelmäßige Anstiege aufweist. In den letzten beiden Jahrzehnten hat die Frequenz der Rotbuchenfruktifikation im Bundesland wahrscheinlich zugenommen und erreicht einen mittleren rechnerischen Turnus von 3,1 Jahren. Außer in den Anfangsjahren ist hier der Anteil von Bäumen mit sichtbarer Vergilbung meist höher als bei den für die Baumart ermittelten Werte

im Land. Die mittleren Nadelverluste der Rothemühler Versuchsfläche zeigen entsprechend der Landeswerte zu Beginn der 1990er Jahre einen markanten Höhepunkt, wobei nachfolgend eine wesentliche Verbesserung (Halbierung des Verlustpro-

zentes) eintrat und ab 1997 in etwa das aktuelle Schadniveau erreicht wurde. Seit 2000 sind die berechneten Nadelverluste im Vergleich zu den Landeswerten als überwiegend unterdurchschnittlich zu bezeichnen. Die Anteile von Bäumen mit

vergilbten Nadeln war in den letzten zehn Jahren des Untersuchungszeitraumes recht gering, ähnlich der landesweiten Durchschnittswerte (meist < 20 %). Gleichzeitig wurde aber eine deutlich stärkere Fruktifikation festgestellt.

Literaturverzeichnis

- ACHERMANN, B., BOBBINK, R. (2003): Empirical Critical Loads for Nitrogen - Expert Workshop Berne, 11-13 November 2002, Environmental Documentation, Bd. 164, Kap. Workshop Summary. Swiss Agency for the Environment, Forest and Landscape (SAEFL), Berne, S 11-18.
- ADRIAENSSENS, S., STAELENS, J., BAETEN, L., VERSTRAETEN, A., BOECKX, P., SAMSON, R., VERHEYEN, K. (2013): Influence of canopy budget model approaches on atmospheric deposition estimates to forests. *Biogeochemistry* **116** (1-3): 215-229. URL <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-013-9846-0>.
- AHNER, J., AHREND, B., ENGEL, F., JAN HANSEN, J., HENTSCHEL, S., HURLING, R., MEESENBURG, H., MESTEMACHER, U., MEYER, P., MÖHRING, B., NAGEL, R., JÜRGEN NAGEL, PAPE, B., ROHDE, M., RUMPF, H., SCHMIDT, M., SCHMIDT, M., SPELLMANN, H., SUTMÖLLER, J. (2013): Waldentwicklungsszenarien für das Hessische Ried, Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, Bd. 10. Universitätsverlag Göttingen. URL http://webdoc.sub.gwdg.de/univerlag/2013/NWFVA10_HessischesRied.pdf.
- AK STANDORTSKARTIERUNG (2003): Forstliche Standortaufnahme - Begriffe, Definitionen, Einteilung, Kennzeichnungen, Erläuterungen. 6. Aufl. IHW-Verlag, Eiching bei München, 352 S.
- AK STANDORTSKARTIERUNG (2016): Forstliche Standortaufnahme - Begriffe, Definitionen, Einteilung, Kennzeichnungen, Erläuterungen. 7. Aufl. IHW-Verlag, Eiching bei München.
- ALLEN, R. G., PEREIRA, L. S., RAES, D., SMITH, M. (1998): Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements, FAO Irrigation and drainage paper, Bd. 56. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rom, 300 S. URL <http://www.fao.org/docrep/x0490e/x0490e00.htm#Contents>.
- ALLOWAY, B. J., AYRES, D. C. (1996): Schadstoffe in der Umwelt - Chemische Grundlagen zur Beurteilung von Luft-, Wasser- und Bodenverschmutzungen. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, [u. a.], 382 S.
- ANDERSON, K. A., DOWNING, J. A. (2006): Dry and wet atmospheric deposition of nitrogen, phosphorus and silicon in an agricultural region. *Water. Air. Soil Pollut.* **176** (1-4): 351-374. URL <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-006-9172-4>.
- ASSMANN, E. (1961): Waldertragskunde - Organische Produktion, Struktur, Zuwachs und Ertrag von Waldbeständen. BLV Verlagsgesellschaft, München, [u. a.], 490 S.
- BACKES, C., TIPPING, E. (1987): Aluminium complexation by an aquatic humic fraction under acidic conditions. *Water Research* **21** (2): 211 - 216. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0043135487900510>.
- BACKHAUS, K., ERICHSON, B., PLINKE, W., WEIBER, R. (2011): Multivariate Analysemethoden - Eine anwendungsorientierte Einführung. 13. Aufl. Springer-Verlag, Berlin, [u. a.], 583 S.
- BARONIUS, G., FIEDLER, H. J., MONTAG, H. G. (1991): Vergleichende Untersuchungen mit Hilfe von Munsell-Farbtafeln und des CIELAB-Farbsystems zur Winterchlorose von *Pinus sylvestris* L. im Immissionsgebiet Diibener Heide. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* **110** (1): 263-277. URL <http://dx.doi.org/10.1007/BF02741261>.
- BAUMGARTEN, M., BEUDERT, B., DIETRICH, H., EINERT, P., KÖLLNER, B., KRAUSE, G., LUX, W. (2006): Belastungen der Wälder mit gasförmigen Luftschadstoffen - Studie zur Beurteilung der Luftqualität an Waldstandorten des forstlichen Umweltmonitorings in den Jahren 2002 und 2003. Bericht im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV).
- BAUWE, A., JURASINSKI, G., SCHARNWEBER, T., SCHRÖDER, C., LENNARTZ, B. (2015): Impact of climate change on tree-ring growth of Scots pine, common beech and pedunculate oak in northeastern Germany. *iForest - Biogeosciences and Forestry* **9**: 1-11. <http://www.sisef.it/forest/pdf/?id=ifor1421-008>, URL <http://www.sisef.it/forest/contents/?id=ifor1421-008>.
- BAUWE, A., KOCH, M., KALLWEIT, R., KONOPATZKY, A., STROHBACH, B., LENNARTZ, B. (2013): Tree-ring Growth Response of Scots Pine (*Pinus sylvestris* L.) to Climate and Soil Water Availability in the Lowlands of North-Eastern Germany. *Baltic Forestry* **19** (2): 212-225.
- BBODSCHV (2015): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554), die zuletzt durch Artikel 16 des Gesetzes vom 31. August 2015 (BGBl. I S. 1474) geändert worden ist.
- BENDER, J., BERGMANN, E., WIEGEL, H.-J., GRÜNHAGE, L., SCHRÖDER, M., BUILTJES, P., SCHAAP, M., KRANENBURG, R., WICHINIK KRUIT, R., STERN, R., BAUMGARTEN, M., MATYSSEK, R. (2015): Anwendung und Überprüfung neuer Methoden zur flächen-

- haften Bewertung der Auswirkungen von bodennahen Ozon auf die Biodiversität terrestrischer Ökosysteme, Teil I. erstellt im Auftrag des UBA., UBA-Texte, Bd. 70/2015. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. URL <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/anwendung-ueberpruefung-neuer-methoden-zur>.
- BEUDERT, B., BREIT, W. (2014): Kronenraumbilanzen zur Abschätzung der Stickstoffgesamtd deposition in Waldökosysteme des Nationalparks Bayerischer Wald. Umweltbundesamt, 46 S.
- BEYN, F., MATTHIAS, V., DÄHNKE, K. (2014): Changes in atmospheric nitrate deposition in Germany – An isotopic perspective. *Environmental Pollution* **194** (0): 1 – 10. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2014.06.043>.
- BImSchV (2010): Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (39. BImSchV) vom 02.08.2010. BGBl. I S. 1065.
- BLOCK, J., EICHBORN, J., GEHRMANN, J., KÖLLING, C., MATZNER, E., MEIWES, K., WILPERT, K., WOLFF, B. (2000): Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoff an Level II-Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 167 S.
- BLUME, H.-P., BRÜMMER, G. W., SCHWERTMANN, U., HORN, R., KÖGEL-KNABNER, I., STAHR, K., AUERSWALD, K., BEYER, L., HARTMANN, A., LITZ, N., SCHEINOST, A., STANJEK, H., WELP, G., WILKE, B.-M. (2002): Scheffer / Schachtschabel - Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Aufl. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 593 S.
- BOBBINK, R., HETTELINGH, J.-P. (Hrsg.) (2011): Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships - Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010, RIVM report, Bd. 680359002. National Institute for Public Health and the Environment.
- BRADEN, H. (1985): Ein Energiehaushalts- und Verdunstungsmodell für Wasser- und Stoffhaushaltsuntersuchungen landwirtschaftlich genutzter Einzugsgebiete. *Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges.* **42**: 294–299.
- BRÉDA, N., GRANIER, A. (1996): Intra- and interannual variations of transpiration, leaf area index and radial growth of a sessile oak stand (*Quercus petraea*). *Ann. For. Sci.* **53** (2-3): 521–536. URL <http://dx.doi.org/10.1051/forest:19960232>.
- BRÉDA, N., HUC, R., GRANIER, A., DREYER, E. (2006): Temperate forest trees and stands under severe drought: a review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences. *Ann. For. Sci.* **63** (6): 625–644. URL <http://dx.doi.org/10.1051/forest:2006042>.
- BREUER, L., ECKHARDT, K., FREDE, H.-G. (2003): Plant parameter values for models in temperate climates. *Ecological Modelling* **169** (2-3): 237 – 293. URL [http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800\(03\)00274-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(03)00274-6).
- BRUMME, R., KHANNA, K., PARTAP (Hrsg.) (2009): Functioning and management of European beech ecosystems, *Ecological Studies*, Bd. 208. Springer, Berlin, [u. a.], 501 S.
- BUILTJES, P., HENDRIKS, E., KOENEN, M., SCHAAP, M., BANZHAF, S., KERSCHBAUMER, A., GAUGER, T., NAGEL, H.-D., SCHLEUSCHNER, T., SCHLUTOW, A. (2011): Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland - Anhang XI: Textteil und Ergebnis-Statistik, UBA-Texte, Bd. 42:2011. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. URL <http://www.uba.de/uba-info-medien/4141.html>.
- BUTZ-BRAUN, R. (2012): Quantitative Mineralanalysen an je drei Proben der Level-II-Flächen 1302 (FoA. Sandhof) und 1303 (FoA. Torgelow – Rothemühl). Unveröffentlichter Bericht, 3 S.
- CLARKE, N., ZLINDRA, D., ULRICH, E., MOSELLO, R., DEROME, J., DEROME, K., KÖNIG, N., LÖVBLAD, G., DRAAIJERS, G. P., HANSEN, K., THIMONIER, A., WALDNER, P. (2010): Sampling and analysis of deposition, Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests, Bd. XIV. UNECE, ICP Forests, 66 S. URL <http://www.icp-forests.org/Manual.htm>.
- DÄMMGEN, U., ERISMAN, J. W., CAPE, J. N., GRÜNHAGE, L., FOWLER, D. (2005): Practical considerations for addressing uncertainties in monitoring bulk deposition. *Environmental Pollution* **134** (3): 535 – 548. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2004.08.013>.
- DE VRIES, W., REINDS, G., VAN DER SALM, C., DRAAIJERS, G. J., BLEEKER, A., ERISMAN, J., AUÉE, J., GUNDERSEN, P., KRISTENSEN, H., VAN DOBBEN, H., DE ZWART, D., DEROME, J., VOOGD, J., VEL, E. (2001): Intensive monitoring of forest ecosystems in europe. Forest Intensive Monitoring Coordinating Institute, 177 S.
- DE VRIES, W., VAN DER SALM, C., REINDS, G., ERISMAN, J. (2007): Element fluxes through European forest ecosystems and their relationships with stand and site characteristics. *Environmental Pol-*

- lution **148** (2): 501 – 513. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2006.12.001>.
- DELTA-T DEVICES (2008): User manual for the profile probe type PR2. Delta-T Devices Ltd., Cambridge. URL www.delta-t.co.uk.
- DIECKMANN, O. (2004): Waldbodenbericht der Forstverwaltung Mecklenburg-Vorpommern – Zustand und Entwicklung der Waldböden auf den Bodendauerbeobachtungsflächen-Forst im Zeitraum 1986 bis 2001 und Folgen für die Bestandesernährung und Baumvitalität, Mitteilungen aus dem Forstlichen Versuchswesen Mecklenburg-Vorpommern, Bd. 5. Landesamt für Forsten und Großschutzgebiete Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin, 186 S.
- DITTMAR, O., KNAPP, E., LEMBCKE, G. (1986): DDR-Buchen-ertragstafel 1983, IFE-Berichte aus Forschung und Entwicklung, Bd. 4. Institut für Forstwissenschaften Eberswalde, 59 S.
- DOUGLASS, A. (1929): The secret of the Southwest solved by talkative tree rings. National Geographic Magazine **56** (6): 736–770.
- DRAAIJERS, G., ERISMAN, J. (1995): A canopy budget model to assess atmospheric deposition from throughfall measurements. Water, Air, & Soil Pollution **85**: 2253–2258.
- DRAAIJERS, G. P. (2010): Canopy budget models applicable for use within the intensive monitoring program. In: CLARKE, N., ZLINDRA, D., ULRICH, E., MOSELLO, R., DEROME, J., DEROME, K., KÖNIG, N., LÖVBLAD, G., DRAAIJERS, G. P., HANSEN, K., THIMONIER, A., WALDNER, P. (Hrsg.) Sampling and Analysis of Deposition, Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests, Bd. 14. UNECE, ICP Forests, S 34–44. URL <http://www.icp-forests.org/Manual.htm>.
- DRAHEIM, T., NEUBAUER, S. (2013): Jahresbericht zur Luftgüte. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Güstrow.
- DVWK (1988): Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen – Teil I: Beurteilung der Fähigkeit von Böden, zugeführte Schwermetalle zu immobilisieren. Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Bd. 212. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V., Paul Parey, Berlin, S. 8 S.
- DVWK (Hrsg.) (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen, DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Bd. 238. Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn, 135 S.
- EICHHORN, J., ROSKOMAS, P., FERETTI, M., MUES, V., SZEPESI, A., DURRANT, D. (2010): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests, Part IV - Visual assessment of crown condition and damaging agents. Updated 05/2010, URL http://www.icp-forests.org/pdf/FINAL_Crown.pdf.
- EINERT, P., BARTH, R. (2001): Deposition von Luftschadstoffen in Waldbeständen Brandenburgs. In: Forstliche Umweltkontrolle - Ergebnisse aus zehnjährigen Untersuchungen zur Wirkung von Luftverunreinigungen in Brandenburgs Wäldern. Landesforstanstalt Eberswalde, S 79–96.
- EINERT, P., REICHEL, L. (1998): Erfassung und Untersuchung von atmosphärischen Einträgen in der Umgebung der Rindermastanlage Ferdinandshof unter besonderer Berücksichtigung des Stickstoffinputs. Beitr. Forstwirtschaft. u. Landsch.ökol. **32** (1): 7–11.
- ELLIS, B. K., CRAFT, J. A., STANFORD, J. A. (2015): Long-term atmospheric deposition of nitrogen, phosphorus and sulfate in a large oligotrophic lake. PeerJ **3**: e841. URL <https://dx.doi.org/10.7717/peerj.841>.
- FEDDES, R. A., HOFF, H., BRUEN, M., DAWSON, T., DE ROSNAY, P., DIRMEYER, P., JACKSON, R. B., KABAT, P., KLEIDON, A., LILLY, A., PITMAN, A. J. (2001): Modeling root water uptake in hydrological and climate models. Bull. Amer. Meteor. Soc. **82** (12): 2797–2809. URL [http://dx.doi.org/10.1175/1520-0477\(2001\)082<2797:MRWUIH>2.3.CO;2](http://dx.doi.org/10.1175/1520-0477(2001)082<2797:MRWUIH>2.3.CO;2).
- FEDERER, C. A., VÖRÖSMARTY, C., FEKETE, B. (2003): Sensitivity of annual evaporation to soil and root properties in two models of contrasting complexity. J. Hydrometeor. **4** (6): 1276–1290. URL [http://dx.doi.org/10.1175/1525-7541\(2003\)004<1276:SOAETS>2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1175/1525-7541(2003)004<1276:SOAETS>2.0.CO;2).
- FIEDLER, H. J., RÖSLER, H. J. (Hrsg.) (1993): Spurenelemente in der Umwelt. 2. Aufl. Gustav Fischer Verlag, Jena, [u. a.], 385 S.
- FORUMV-AG (2016): Forstliches Umweltmonitoring in Deutschland - Durchführungskonzept Forstliches Umweltmonitoring. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL). URL www.bmel.de/publikationen.
- FOWLER, D., SMITH, R., MULLER, J., CAPE, J., SUTTON, M., ERISMAN, J., FAGERLI, H. (2007): Long term trends in sulphur and nitrogen deposition in Europe and the cause of non-linearities. Water, Air, & Soil

- Pollution: Focus **7** (1-3): 41–47. URL <http://dx.doi.org/10.1007/s11267-006-9102-x>.
- GAFA (2005): Gutachterausschuss Forstliche Analytik (Hrsg.): Handbuch Forstliche Analytik - Eine Loseblatt-Sammlung der Analysemethoden im Forstbereich. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft, Bonn. (Ergänzungen 1 bis 5, Stand: Oktober 2014).
- GALE, M. R., GRIGAL, D. F. (1987): Vertical root distributions of northern tree species in relation to successional status. *Can. J. For. Res.* **17** (8): 829–834. URL <http://dx.doi.org/10.1139/x87-131>, URL <http://dx.doi.org/10.1139/x87-131>.
- GASH, J., LLOYD, C., LACHAUD, G. (1995): Estimating sparse forest rainfall interception with an analytical model. *J. Hydrol.* **170**: 79–86. URL [http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694\(95\)02697-N](http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694(95)02697-N).
- GASH, J., MORTON, A. (1978): An application of the Rutter model to the estimation of the interception loss from Thetford Forest. *J. Hydrol.* **38** (1-2): 49 – 58. URL [http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694\(78\)90131-2](http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694(78)90131-2).
- GEHRMANN, J., ANDREAE, H., FISCHER, U., SPRANGER, T. (2001): Luftqualität und atmosphärische Stoffeinträge an Level II-Dauerbeobachtungsflächen in Deutschland. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft, 94 S.
- GERHOLD, H. D. (1959): Seasonal discoloration of Scotch pine in relation to microclimatic factors. *Forest Science* **5** (4): 333–343.
- GÖTTLEIN, A. (2015): Grenzwertbereiche für die ernährungsdiagnostische Einwertung der Hauptbaumarten Fichte, Kiefer, Eiche, Buche. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* **186** (5/6): 110–115.
- GREIFFENHAGEN, A. (2005): Einfluss der Humusaufgabe auf das Benetzungsverhalten und den Wasserhaushalt von Kiefernstandorten, Bodenökologie und Bodengenese, Bd. 37. Selbstverlag Technische Universität Berlin, 132 S.
- GROSSMANN, J., BREDEMEIER, M., UDLUFT, P. (1990): Sorption of trace metals by suction cups of aluminium oxide, ceramic and plastics. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **153** (5): 359–364. URL <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.19901530512>.
- GÖTTLEIN, A., RODENKIRCHEN, H., HÄBERLE, K. H., MATYSSEK, R. (2008): Nutritional effects triggered by the extreme summer 2003 in the free air ozone fumigation experiment at the Kranzberger Forst. *European Journal of Forest Research* **128** (2): 129–134.
- HAMMEL, K., KENNEL, M. (2001): Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90, Forstliche Forschungsberichte München, Bd. 185. 148 S.
- HEINSDORF, D., KRAUSS, H. H. (1990): Schätztafeln für Trockenmasse und Nährstoffspeicherung von Kiefernbeständen. *IFE-Berichte aus Forschung und Entwicklung* **18**: 77 S.
- HENRY, W. (1803): Experiments on the quantity of gases absorbed by water, at different temperatures, and under different pressures. *Philos. Trans. Roy. Soc. London* **93**: 29–43, 274–276. URL <http://rstl.royalsocietypublishing.org/content/93/29.short>.
- HETTELINGH, J. P., DOWNING, R. J., DE SMET, P. A. (1991): Mapping critical loads for europe, RVIM Report, Bd. 259101001. Coordination Center for Effects, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, 86 S.
- HILLENBRAND, T., TOUSSAINT, D., BÖHM, E., FUCHS, S., SCHERER, U., RUDOLPHI, A., HOFFMANN, M., KREISSIG, J., KOTZ, C. (2005): Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden - Analyse der Emissionspfade und möglicher Emissionsminderungsmaßnahmen, UBA-Texte, Bd. 19:05. Umweltbundesamt.
- HÖRMANN, G., SCHERZER, J., SUCKOW, F., MÜLLER, J., WEGEHENKEL, M., LUKES, M., HAMMEL, K., KNISS, A., MEESENBURG, H. (2003): Wasserhaushalt von Waldökosystemen: Methodenleitfaden zur Bestimmung der Wasserhaushaltskomponenten auf Level II-Flächen. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft.
- HUG, R., HEPP, R., VON WILPERT, K. (2005): 18 Jahre Depositionsmessnetz der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Berichte Freiburger Forstliche Forschung, Bd. 59. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg.
- IBROM, A., OLTCEV, A., CONSTANTIN, J., MARQUES, M., GRAVENHORST, G. (1995): Die Stickstoffimmission und -deposition in Wäldern. In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) Wirkungskomplex Stickstoff und Wald, Umweltbundesamt Texte, Bd. 28/95. S 20–29.
- ИВАНОВ, Н.Н. (1959): Пояса континентальности земного шара. *исвестия всесоюзного географического общества (Академия Наук СССР)*

- Ленинград) 91 (5): 410–423.
- JACKSON, R., CANADELL, J., EHLENGER, J., MOONEY, H., SALA, O., SCHULZE, E. (1996): A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia* **108** (3): 389–411. URL <http://dx.doi.org/10.1007/BF00333714>.
- JACOBSEN, C., RADEMACHER, P., MEESENBURG, H., MEIWES, K. J. (2002): Gehalte chemischer Elemente in Baumkompartimenten - Literaturstudie und Datensammlung. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft.
- JANSSEN-SCHMIDT, T., RÖTH, E. P., VARHELYI, G., GRAVENHORST, G. (1981): Anthropogene Anteile am atmosphärischen Schwefel- und Stickstoffkreislauf und mögliche globale Auswirkungen auf chemische Umsetzungen in der Atmosphäre, Berichte der Kernforschungsanlage Jülich, Bd. 1722. Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, 79 S. URL <http://hdl.handle.net/2128/4337>.
- JOCHHEIM, H., EINERT, P., ENDE, H.-P., KALLWEIT, R., LÜTTSCHWAGER, D., SCHINDLER, U. (2007): Wasser- und Stoffhaushalt eines Buchen-Altbestandes im Nordostdeutschen Tiefland - Ergebnisse einer 4jährigen Messperiode. *Arch. f. Forstwes. u. Landsch.ökol.* **41**: 1–14.
- JOCHHEIM, H., LÜTTSCHWAGER, D., WEGHENKEL, M. (2004): Simulation of the water and nitrogen balances of forests within a catchment in the northeastern German lowlands. *Eur. J. Forest Res.* **123** (1): 53–61. URL <http://dx.doi.org/10.1007/s10342-004-0015-9>.
- KLÄMT, A. (2008): Langzeitverhalten von Sonnenscheindauer und Globalstrahlung sowie von Verdunstung und Klimatischer Wasserbilanz in Baden-Württemberg und Bayern. KLIWA-Berichte, Bd. 12. S. 147. URL <http://www.kliwa.de/download/KLIWA-Heft12.pdf>.
- KLINCK, U., AHREND, B., MEESENBURG, H., TALKNER, U. (2014): Bodenvorrat, Nährstoffentzugsindex, Stoffbilanz, Spiegelwert von Ca, K, Mg. Vergleich verschiedener Indikatoren bei der Beurteilung der Nachhaltigkeit der Waldnutzung. In: FowiTa - Forstwissenschaftliche Tagung 2014. Wälder der Zukunft: Lebensraum, Ressourcenschutz und Rohstoffversorgung. Tagungsband. Tharandt, S. 29.
- KLINCK, U., FRÖHLICH, D., MEIWES, K. J., BEESE, F. (2013): Entwicklung der Stoffein- und -austräge nach einem Fichten-Kleinkahlschlag. *Forstarchiv* **84**: 93–101.
- ÖKO-DATA (Hrsg.) (2002): Critical Load-PROFILE 4.2 Dokumentation. Gesellschaft für Ökolsystemanalyse und Umweltdatenmanagement, Strausberg, 48 S.
- KÖNIG, N., KOWALSKA, A., BRUNIALTI, G., FERRETTI, M., CLARKE, N., COOLS, N., DEROME, J., DEROME, K., DE VOS, B., FUERST, A., JAKOVljevi, T., MARCHETTO, A., MOSELLO, R., O'DEA, P., TARTARI, G., E., U. (2010): Quality assurance and control in laboratories, Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analyses of the effects of air pollution on forests, Bd. XVI. UNECE, ICP Forests, 53 S.
- KOOL, J. B., PARKER, J. C. (1987): Development and evaluation of closed-form expressions for hysteretic soil hydraulic properties. *Water Resour. Res.* **23** (1): 105–114. URL <http://dx.doi.org/10.1029/WR023i001p00105>.
- KOPP, D., NAGEL, H.-D., HENZE, C.-H. (1995): Ökologische Belastungsgrenzen (Critical Loads) der Waldnaturräume in Beispielgebieten des nordostdeutschen Tieflandes gegenüber Stickstoff-, Säure- und Basendeposition. *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol.* **29** (2): 64–75.
- KOPP, D., SCHULZE, G. (2009): Anleitung für die forstliche Standortserkundung im nordostdeutschen Tiefland (Standortserkundungsanleitung) - SEA 95. Tewswos. 3. Änderung der SEA 95.
- KRAUSS, H., HEINSDORF, D. (2008): Herleitung von Trockenmassen und Nährstoffspeicherungen in Buchenbeständen., Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 38. 71 S. URL <http://forst.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.4595.de/efs38.pdf>.
- KROES, J., VAN DAM, J., GROENENDIJK, R., C.M.J., J. (2009): SWAP version 3.2 Theory description and user manual, Alterra Report, Bd. 1649(02). Alterra, Wageningen, 284 S. URL <http://www.alterra.wur.nl/>.
- LEHNARDT, F., BRECHTEL, H.-M. (1980): Durchwurzelungs- und Schopftiefen von Waldbeständen verschiedener Baumarten und Altersklassen bei unterschiedlichen Standortverhältnissen. *Allg. Forst- u. J.-Ztg.* **141**: 120–127.
- LEMBCKE, G., KNAPP, E., DITTMAR, O. (2000): Ertragstafel für die Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) im nordostdeutschen Tiefland. 2. Aufl. Vieht + Vieht, Eberswalde, 107 S.
- LEUBE, F. (2000): Leitfaden Forstliche Bodenschutzkalkung in Sachsen, Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten, Bd. 21. Graupa, 58 S.
- LINDER, S. (1972): Seasonal variation of pigments in needles - A study

- of Scots pine and Norway spruce seedlings grown under different nursery conditions, *Studia Forestalia Suecica*, Bd. 100. Royal College of Forestry, Stockholm, 37 S.
- MARQUARDT, W., BRÜGGEMANN, E. (1995): Long-term trends in chemistry of precipitation after longscale transport – Effects of atmospheric rehabilitation in East-Germany. *Water. Air. Soil Pollut.* **85** (2): 665–670. URL <http://dx.doi.org/10.1007/BF00476905>.
- MARQUARDT, W., BRÜGGEMANN, E., IHLE, P. (1996): Trends in the composition of wet deposition: effects of the atmospheric rehabilitation in East-Germany. *Tellus B* **48** (3). URL <http://www.tellusb.net/index.php/tellusb/article/view/15913>.
- MARSCHNER, B. (1990): Elementumsätze in einem Kiefernforstökosystem auf Rostbraunerde unter dem Einfluß einer Kalkung/Düngung, *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme Reihe A*, Bd. 60. Forschungszentrum Waldökosysteme der Universität Göttingen, 192 S.
- MAYER, H. (1977): Waldbau auf soziologisch-ökologischer Grundlage. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, [u. a.], 483 S.
- MELLERT, K. H., GÖTTLEIN, A. (2012): Comparison of new foliar nutrient thresholds derived from von den Burg's literature compilation with established central European references. *Eur. J. Forest Res.* **131** (5): 1461–1472.
- MENZEL, A. (1997): Phänologie von Waldbäumen unter sich ändernden Klimabedingungen - Auswertung der Beobachtungen in den Internationalen Phänologischen Gärten und Möglichkeiten der Modellierung von Phänodaten, *Forstliche Forschungsberichte*, Bd. 164. München.
- MENZEL, A., FABIAN, P. (1999): Growing season extended in Europe. *Nature* **397**: 659. URL <http://dx.doi.org/10.1038/17709>.
- MIN/TAFELWV (2014): Mineral- und Tafelwasser-Verordnung vom 1. August 1984 (BGBl. I S. 1036), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 22. Oktober 2014 (BGBl. I S. 1633) geändert worden ist.
- MOSIELLO, R., AMORIELLO, T., BENHAM, S., CLARKE, N., DEROME, J., DEROME, K., GENOUW, G., KÖNIG, N., ORRÜ, A., THIMONIER, A., ULRICH, E., LINDROOS, A.-J. (2008): Validation of chemical analyses of atmospheric deposition on forested sites in Europe: 2. DOC concentrations as an estimator of the organic ion charge. *Journal of Limnology* **67** (1): 1–14. URL <http://dx.doi.org/10.4081/jlimnol.2008.1>.
- MÜLLER, J. (2011): Die Anwendung von Lysimetern zur Ermittlung des Wasserhaushaltes in Wäldern des nordostdeutschen Tieflands. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **12** (12): 37–46. URL <http://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:0041-afsv-01254>.
- MÜLLER, J. (2013): Die Bedeutung der Baumarten für den Landschaftswasserhaushalt. In: 15. Gumpensteiner Lysimetertagung Lysimeterforschung als Bestandteil der Entscheidungsfindung. Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, Irnding, S 49–56.
- MUZYLO, A., LLORENS, P., VALENTE, F., KEIZER, J., DOMINGO, F., GASH, J. (2009): A review of rainfall interception modelling. *J. Hydrol.* **370**: 191 – 206. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhy>-drol.2009.02.058.
- NAGEL, H.-D., BECKER, R., EITNER, H., HÜBENER, P., KUNZE, F., SCHLUTOW, A., SCHÜTZE, G., WEIGELT-KIRCHNER, R. (2004): Critical Loads für Säure und eutrophierenden Stickstoff - Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Bericht, Gesellschaft für Ökosystemanalyse und Umweltdatenmanagement (mbH) im Auftrag des Umweltbundesamtes.
- NAGEL, H.-D., GREGOR, H.-D. (Hrsg.) (1999): Ökologische Belastungsgrenzen Critical Loads & Levels - Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltspolitik. Springer, Berlin, [u. a.], 259 S.
- NARASIMHAN, B., SRINIVASAN, R. (2005): Development and evaluation of Soil Moisture Deficit Index (SMDI) and Evapotranspiration Deficit Index (ETDI) for agricultural drought monitoring. *Agricultural and Forest Meteorology* **133** (1-4): 69–88. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrfor.2005.07.012>.
- NIEMINEN, T. (Hrsg.) (2011): Soil solution collection and analysis, Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests, Bd. XI. UNECE, ICP Forests, 30 S. URL <http://www.icp-forests.org/Manual.htm>.
- OLIVER, B. G., THURMAN, E. M., MALCOLM, R. L. (1983): The contribution of humic substances to the acidity of colored natural waters. *Geochimica et Cosmochimica Acta* **47** (11): 2031 – 2035. URL [http://dx.doi.org/10.1016/0016-7037\(83\)90218-1](http://dx.doi.org/10.1016/0016-7037(83)90218-1).
- PAAR, U., GUCKLAND, A., DAMMANN, I., ALBRECHT, M., EICHORN, J. (2011): Häufigkeit und Intensität der

- Fruktifikation der Buche. *AFZ-Der Wald* **66** (6): 26–29.
- PALMER, C., WAYNE (1965): Meteorological Drought. U.S. Department of Commerce, Washington D.C., 58 S. URL <http://www.ncdc.noaa.gov/temp-and-precip/drought/docs/palmer.pdf>.
- PEARSON, F., JR., BERNER, U., HUMMEL, W. (1992): NAGRA thermochemical data base - II. supplemental data 05/92, NAGRA Technical Report, Bd. 91-18. Nagra, Wettingen, 294 S. URL <http://www.nagra.ch/de/cat/publikationen/technischeberichte-ntbs/ntbs-1991-1993/downloadcenter.htm>.
- PLASS-DÜLMER, C., FRICKE, M. (2007): Frühjahrsmaximum im Aerosol - Woher? *GAW-Briefe* **40**: 2.
- RAISSI, F., MÜLLER, U., MEESENBERG, H. (2009): Ermittlung der effektiven Durchwurzelungstiefe von Forstandorten, *Geofakten*, Bd. 9. 4. Aufl. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), Hannover, 7 S. URL <http://www.lbeg.niedersachsen.de>.
- RAUTIO, P., FÜRST, C., RAITIO, H., BARTELS, U. (2016): Sampling and analysis of needles and leaves, Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests, Bd. XII. UNECE, ICP Forests, 19 S. URL <http://www.icp-forests.org/Manual.htm>.
- RENGER, M., STREBEL, O. (1980): Beregnungsbedarf landwirtschaftlicher Kulturen in Abhängigkeit vom Boden. *Wasser und Boden* **32** (12): 572–575.
- RICHARDS, L. A. (1931): Capillary conduction of liquids through porous mediums. *J. Appl. Phys.* **1** (5): 318–333. URL <http://scitation.aip.org/content/aip/journal/jap/1/5/10.1063/1.1745010>.
- RIEK, W., KALLWEIT, R., RUSS, A. (2013): Analyse der Hauptkomponenten des Wärmehaushalts brandenburgischer Wälder auf der Grundlage von regionalen Klimaszenarien. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* **13**: 17–32. URL <http://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:0041-afsv-01350>.
- RIEK, W., MÜLLER, J. (2007): Modellierung von Wasserhaushaltskennwerten unter dem Aspekt der Bewertung der wasserwirtschaftlichen Leistung der Wälder und Auswirkungen von Klimaänderungen. In: *Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland - Ökologie und Bewirtschaftung*, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 32. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg, S. 238–244. URL <http://www.mil.brandenburg.de/sixcms/media.php/4055/efs32.pdf>.
- RIEK, W., WESSOLEK, G. (1994): Wasserhaushalt - Zuwachsverhalten von Kiefern und Eichen im Raum Berlin, *Bodenökologie und Bodengenese*, Bd. 14. Technische Universität Berlin (Selbstverlag), Berlin, 83 S.
- RIEK, W., WESSOLEK, G., v. LÜHRTE, A. (1995): Wasserhaushalt und Dickenwachstum von Kiefern (*Pinus sylvestris*) im Raum Berlin. *Allg. Forst- u. J.-Ztg.* **166** (7): 138–144.
- RUTTER, A., KERSHAW, K., ROBINS, P., MORTON, A. (1971): A predictive model of rainfall interception in forests, 1. Derivation of the model from observations in a plantation of Corsican pine. *Agricultural Meteorology* **9** (0): 367 – 384. URL [http://dx.doi.org/10.1016/0002-1571\(71\)90034-3](http://dx.doi.org/10.1016/0002-1571(71)90034-3).
- SCHAAP, M. G., LEIJ, F. J., VAN GENUCHTEN, M. T. (2001): Rosetta: a computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. *J. Hydrol.* **251** (3-4): 163 – 176. URL [http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00466-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00466-8).
- SCHLUTOW, A., HUEBENER, P. (2004): The Bern Model: Bioindication for ecosystem regeneration towards natural conditions. *Umweltbundesamt, Berlin*, 50 S. URL <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/2784.pdf>.
- SCHMIDT, M. (1987): Atmosphärischer Eintrag und interner Umsatz von Schwermetallen in Waldökosystemen, *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben*, Reihe A, Bd. 34. Forschungszentrum Waldökosysteme / Waldsterben der Universität Göttingen, 174 S.
- SCHÜTT, P., SCHUCK, H., STIMM, B. (Hrsg.) (2002): *Lexikon der Baum- und Straucharten*. Nikol Verlagsgesellschaft, Hamburg, 581 S.
- SCHWÄRZEL, K., FEGER, K.-H., HÄNTZSCHEL, J., MENZER, A., SPANK, U., CLAUSNITZER, F., KÖSTNER, B., BERNHOFER, C. (2009): A novel approach in model-based mapping of soil water conditions at forest sites. *Forest Ecology and Management* **258** (10): 2163 – 2174. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2009.03.033>.
- SCOTT, P. S., FARQUHAR, G. J., KOUWEN, N. (1983): Hysteretic effects on net infiltration. In: *Advances in*

- Infiltration - Proceedings of the National Conference on Advances in Infiltration December 12-13, 1983 Chicago, Illinois, ASAE Publication, Bd. 11-83. American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, Michigan, S 163-170.
- ŠIMŮNEK, J., KODEŠOVÁ, R., GRIBB, M. M., VAN GENUCHTEN, M. T. (1999): Estimating hysteresis in the soil water retention function from cone permeameter experiments. *Water Resour. Res.* **35** (5): 1329-1345.
- SPRANGER, T., LORENZ, U., GREGOR, H.-D. (Hrsg.) (2004): Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads & levels and air pollution effects, risks and trends, UBA-Texte, Bd. 52:04. Umweltbundesamt, Berlin, 261 S.
- STAELENS, J., HOULE, D., DE SCHRIJVER, A., NEIRYNCK, J., VERHEYEN, K. (2008): Calculating dry deposition and canopy exchange with the canopy budget model: Review of assumptions and application to two deciduous forests. *Water. Air. Soil Pollut.* **191** (1-4): 149-169. URL <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-008-9614-2>.
- SVERDRUP, H., WARFVINGE, P. (1993a): Calculating field weathering rates using a mechanistic geochemical model PROFILE. *Appl. Geochem.* **8** (3): 273-283. URL [http://dx.doi.org/10.1016/0883-2927\(93\)90042-F](http://dx.doi.org/10.1016/0883-2927(93)90042-F).
- SVERDRUP, H., WARFVINGE, P. (1993b): The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca + Mg + K)/Al ratio, Reports in Ecology and Environmental Engineering, Bd. 1993:2. Lund University, Department of Chemical Engineering II, Lund, Sweden.
- SVERDRUP, H., WARFVINGE, P., ROSÉN, K. (1992): A model for the impact of soil solution Ca: Al ratio, soil moisture and temperature on tree base cation uptake. *Water. Air. Soil Pollut.* **61** (3-4): 365-383. URL <http://dx.doi.org/10.1007/BF00482616>.
- TA LUFT (2002): Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft vom 24. Juli 2002.
- TÖLLE, H., TÖLLE, R. (2009): Feinwurzeln mittelalter Kiefern -Wurzelatlas, Bodenökologie und Bodengeneese, Bd. 21. 2. Aufl. Selbstverlag TU Berlin.
- TRINKWV (2013): Trinkwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 2. August 2013 (BGBl. I S. 2977), die durch Artikel 4 Absatz 22 des Gesetzes vom 7. August 2013 (BGBl. I S. 3154) geändert worden ist.
- ULRICH, B. (1981): Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **144** (3): 289-305. URL <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.19811440308>.
- ULRICH, B. (1983): Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: SO₂, alkali and earth alkali cations and chloride. In: ULRICH, B., PANKRATH, J. (Hrsg.) *Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems*. D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, [u. a], S 33-45.
- ULRICH, B. (1986): Natural and anthropogenic components of soil acidification. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **149** (6): 702-717. URL <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.19861490607>.
- ULRICH, B. (1988): Ökochemische Kennwerte des Bodens. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **151** (3): 171-176. URL <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.19881510304>.
- ULRICH, B. (1991): XVIII Rechenweg zur Schätzung der Flüsse in Waldökosystemen Identifizierung der sie bedingenden Prozesse. In: ULRICH, B. (Hrsg.) *Beiträge zur Methodik der Waldökosystemforschung*, Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, Bd. 24. S 204-210.
- UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (2015a): Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen (Schwermetalle) 1990 - 2013 Endstand: 03.02.2015. Umweltbundesamt. URL <http://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/emissionen-von-luftschadstoffen>.
- UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (2015b): Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen 1990 - 2013 Endstand: 27.04.2015. Umweltbundesamt. URL <http://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/emissionen-von-luftschadstoffen>.
- UNECE (1992): Critical loads for nitrogen. Report of the critical load workshop at Löheberg, Sweden, 6-10 April 2010. UNECE, Nordic Council of Ministers.
- VAN DAM, J. C. (2000): Field-scale water flow and solute transport - SWAP model concepts, parameter estimation and case studies. Universität Wageningen, Dissertation.
- VAN DER MAAS, M., PAPE, T. (1991): Hydrochemistry of two Douglas fir ecosystems and a heather ecosystem in the Veluwe, The Netherlands (2nd phase)., Dutch Priority Programme on Acidification, Bd. 102.1-01. RIVM, Bilthoven.
- VAN GENUCHTEN, M. T. (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity

- of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **44** (5): 892–898. URL <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400050002x>.
- VAN GENUCHTEN, M. T., LEIJ, F. J., YATES, S. R. (1991): The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. EPA-Bericht: EPA/600/2-91/065, U.S. Environmental Protection Agency, 83 S. URL http://www.ars.usda.gov/sp2UserFiles/Place/53102000/pdf_pubs/P1228.pdf.
- VASSELLA, A., BRÜGGER, R. (1997): Phänologie von Waldbäumen – Historische und aktuelle Beobachtungen, *Umwelt-Materialien*, Bd. 73. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, 149 S.
- VEERHOFF, M., ROSCHER, S., BRÜMMER, G. (1996): Ausmaß und ökologische Gefahren der Versauerung von Böden unter Wald, *Berichte des Umweltbundesamtes*, Bd. 1:96. Erich Schmidt Verlag, 364 S.
- V. WILPERT, K. (1990): Die Jahrsringstruktur von Fichten in Abhängigkeit vom Bodenwasserhaushalt auf Pseudogley und Parabraunerde - Ein Methodenkonzept zur Erfassung standortspezifischer Wasserstressdisposition, *Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen*, Bd. 24. Selbstverlag Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br., 184 S.
- WALDNER, P., MARCHETTO, A., THIMONIER, A., SCHMITT, M., ROGORA, M., GRANKE, O., MUES, V., HANSEN, K., KARLSSON, G. P., ŽLINDRA, D., CLARKE, N., VERSTRAETEN, A., LAZDINS, A., SCHIMMING, C., IACOBAN, C., LINDROOS, A.-J., VANGUELOVA, E., BENHAM, S., MEESENBURG, H., NICOLAS, M., KOWALSKA, A., APUHTIN, V., NAPA, U., LACHMANOVÁ, Z., KRISTOEFEL, F., BLEEKER, A., INGERSLEV, M., VESTERDAL, L., MOLINA, J., FISCHER, U., SEIDLING, W., JONARD, M., O'DEA, P., JOHNSON, J., FISCHER, R., LORENZ, M. (2014): Detection of temporal trends in atmospheric deposition of inorganic nitrogen and sulphate to forests in Europe. *Atmospheric Environment* **95**: 363 – 374. URL <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.06.054>.
- WARFVINGE, P., SVERDRUP, H. (1992): Calculating critical loads of acid deposition with PROFILE - A steady-state soil chemistry model. *Water. Air. Soil Pollut.* **63** (1-2): 119–143. URL <http://dx.doi.org/10.1007/BF00475626>.
- WARFVINGE, P., SVERDRUP, H. (1995): Critical loads of acidity to Swedish forest soils - Methods, data results, *Reports in ecology and environmental engineering*, Bd. 1995:5. Lund University, Department of Chemical Engineering II.
- WERNER, B., SPRANGER, T. (Hrsg.) (1996): Manual on methodologies and criteria for mapping Critical Levels/Loads and geographical areas where they are exceeded, *UBA-Texte*, Bd. 71:96. Umweltbundesamt, Berlin, 204 S.
- WHO (Hrsg.) (2000): Air quality guidelines for Europe, *WHO Regional Publications, European Series*, Bd. 91. 2. Aufl. World Health Organization, Regional Office for Europe, 273 S.
- WHO (Hrsg.) (2003): Zinc in drinking-water - Background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality. *World Health Organization*, Genf, 5 S.
- WHO (Hrsg.) (2011a): Guidelines for drinking-water quality. *World Health Organization*, Genf, 541 S.
- WHO (Hrsg.) (2011b): Molybdenum in drinking-water - Background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality. *World Health Organization*, Genf, 10 S.
- WOLFF, B., RIEK, W. (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996 – Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von 1987–1993 (BZE), Bd. 1. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BMELF), Bonn, 142 S.
- ZANCHI, G., BELYAZID, S., AKSELSSON, C., YU, L. (2014): Modelling the effects of management intensification on multiple forest services: a Swedish case study. *Ecol. Model.* **284**: 48–59.

Anhang

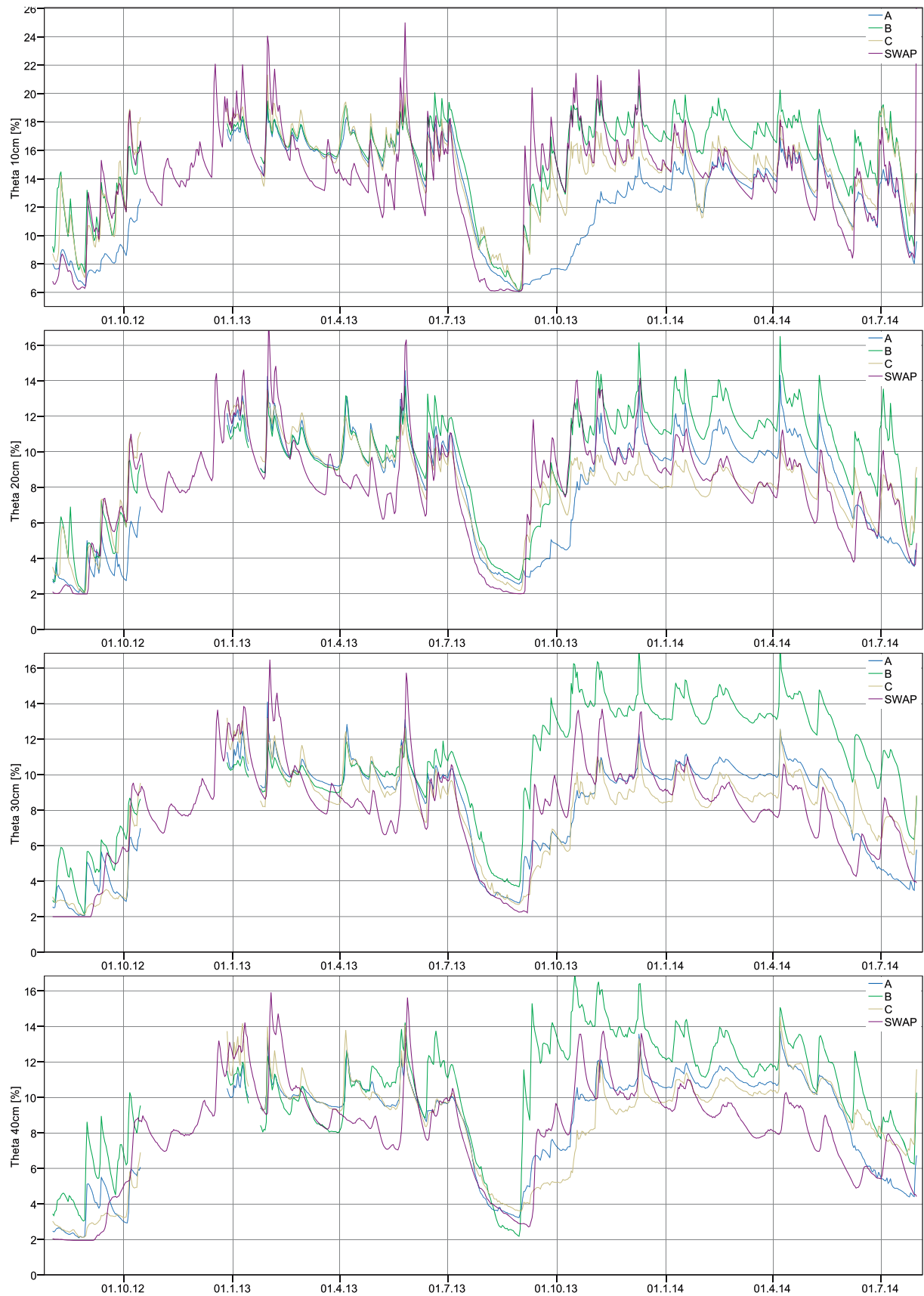


Abb. A.1: Gemessene und modellierte Bodenfeuchten in 10 cm, 20 cm, 30 cm und 40 cm Bodentiefe auf der Fläche Sandhof

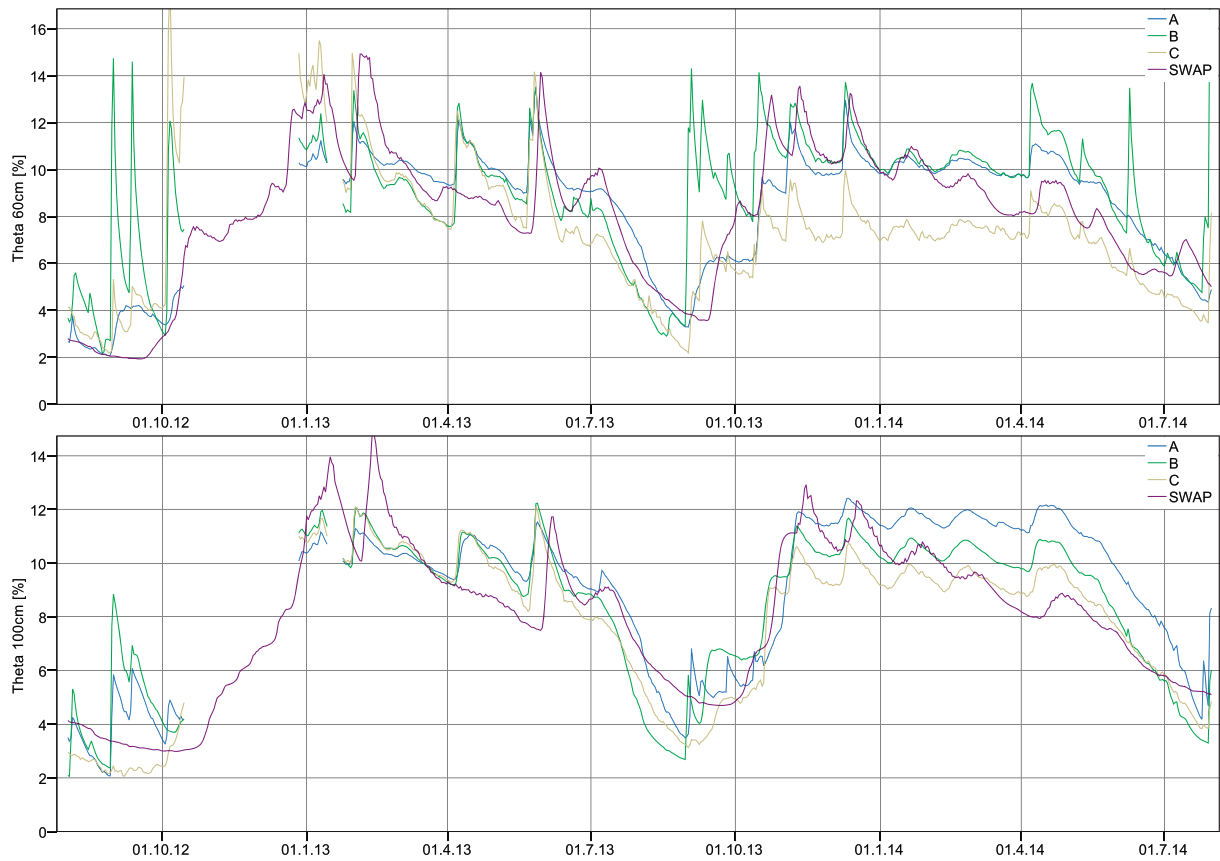


Abb. A.2: Gemessene und modellierte Bodenfeuchten in 60 cm und 100 cm Bodentiefe auf der Fläche Sandhof

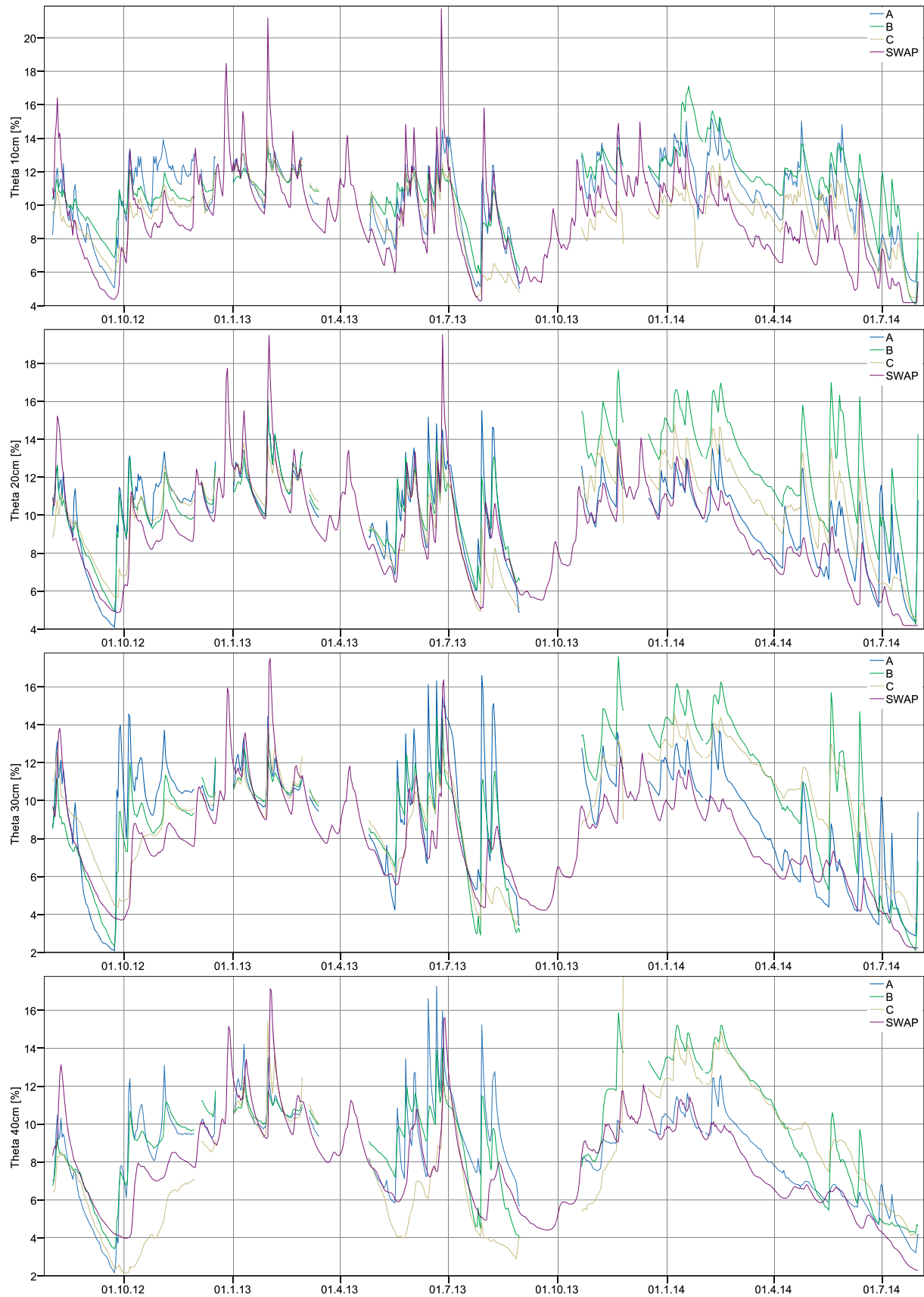


Abb. A.3: Gemessene und modellierte Bodenfeuchten in 10 cm, 20 cm, 30 cm und 40 cm Bodentiefe auf der Fläche Rothemühl

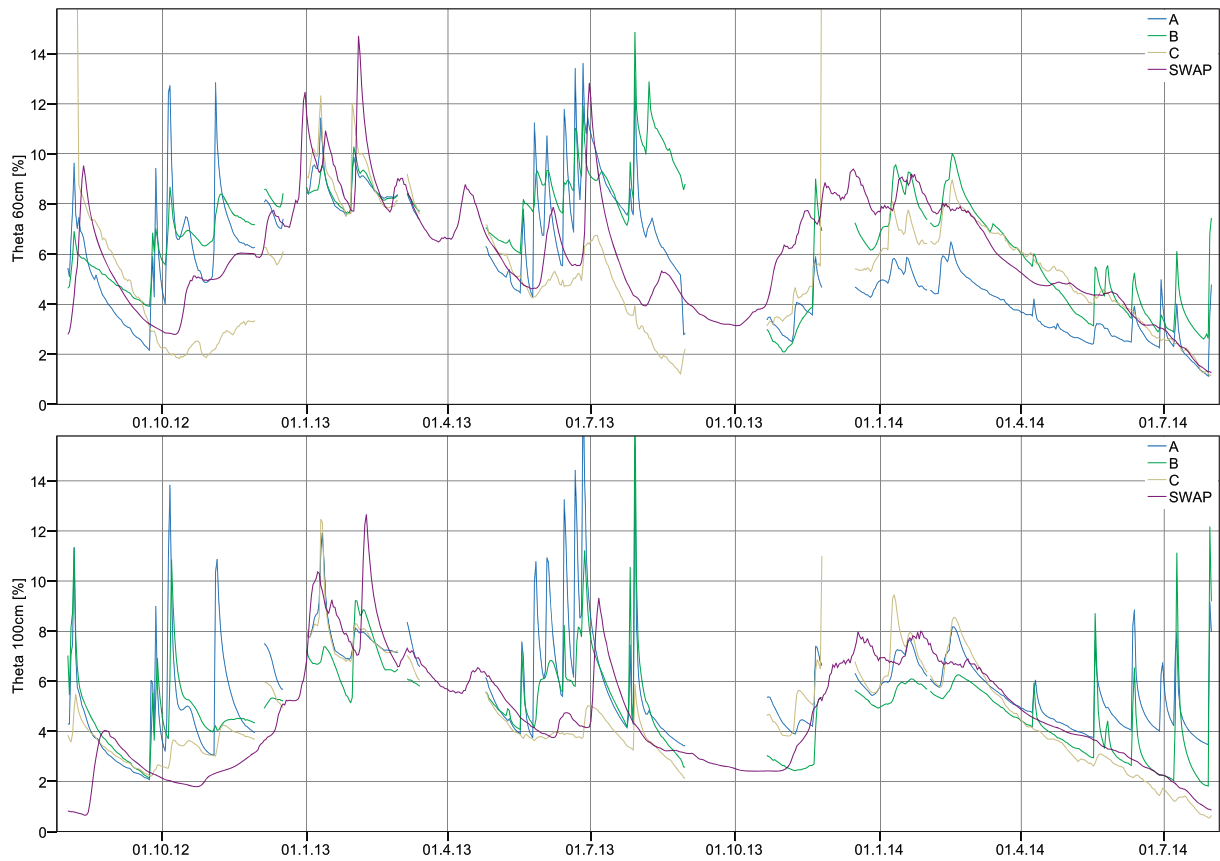


Abb. A.4: Gemessene und modellierte Bodenfeuchten in 60 cm und 100 cm Bodentiefe auf der Fläche Rothemühl

Tab. A. 1: Gegenüberstellung verschiedener Schätzverfahren für schwache Säuren in Kronenraumbilanzmodellen an der Fläche Sandhof 1302 (Berechnung nach De Vries et al. (2001))

Jahr	Schwache Säuren [kmol/ha]						H^+ [kmol/ha]						NH_4^+ [kmol/ha]					
	Nass			Trocken			Bestand			Trocken			Trocken			Trocken		
	PD	DOC	Alk	PD	DOC	Alk	PD	DOC	Alk	PD	DOC	Alk	PD	DOC	Alk	PD	DOC	Alk
1996	,1514		,6576	,1514		,6576	,2323		3,2151	,0933		,0230	,3222		,0000			,0000
1997	,2132		,5764	,2132		,5764	,4347		1,1821	,0000		,0000	,0000		,0000			,0000
1998	,3433		1,0498	,3433		1,0498	,6478		1,5652	,0000		,0000	,0375		,0000			,0000
1999	,5911	,0356	,9946	,5911	,0356	,9946	,7188	,0433	1,1639	,0000	,0000	,0000	,0612	,0000	,0000			,0000
2000	,4230	,1180	,7985	,4230	,1180	,7985	,8762	,2401	1,3514	,0000	,0000	,0000	,0000	,0000	,0000			,0000
2001	,8964	,0525	,8240	,8964	,0525	,8240	1,0451	,1074	1,1066	,0000	,0000	,0000	,0000	,0000	,0000			,0000
2002	,8944	,0511	,6506	,8944	,0511	,6506	1,4594	,1312	1,1234	,0000	,0000	,0000	,0000	,0000	,0000			,0000
2003	,3556	,0164	,3391	,3556	,0164	,3391	,6403	,0354	5,695	,0000	,0000	,0000	,2399	,2373	,2373			,2373
2004	,2308	,0264	,4835	,2308	,0264	,4835	,6278	,1256	,7584	,0248	,0446	,0955	,2108	,1684	,1684			,1684
2005	,3444	,0268	,3820	,3444	,0268	,3820	,9504	,0402	,8581	,0794	,0883	,0794	,2815	,2949	,2949			,2949
2006	,3777	,0117	,4303	,3777	,0117	,4303	1,0796	,0162	,6911	,1324	,1440	,1440	,0731	,0787	,0787			,0787
2007	,4478	,0187	,6807	,4478	,0187	,6807	,6118	,0542	,7161	,0000	,0000	,0000	,0281	,0000	,0000			,0000
2008	,3145		,5103	,3145		,5103	,5667		,3711	,0000		,0000	,0000		,0000			,0000
2009	,1975		,3479	,1975		,3479	,5271		5,566	,0998		,1740	,1227		,0000			,0000
2010	,4339	,0074	,4917	,4339	,0074	,4917	,5397	,0148	5,084	,0258	,0258	,0258	,0230	,0230	,0230			,0230
2011	,2786	,0131	,5372	,2786	,0131	,5372	,8389	,0381	1,1285	,1973	,3436	,3207	,1988	,3454	,3454			,3454
2012	,0826	,0511	,2061	,0826	,0511	,2061	,2463	,0412	,2836	,0115	,0276	,0276	,1138	,1788	,1788			,1788
2013	,0541	,0147	,1799	,0541	,0147	,1799	,3293	,0222	4,214	,0398	,0987	,0823	,2126	,3913	,3913			,3913
Ges.	,3683	,0341	,5633	,3683	,0341	,5633	,6873	,0700	,9761	,0391	,0594	,0540	,1070	,1321	,0954			,0954

Flüsse: Nass = Niederschlagsdeposition, Trocken = trockene Deposition, Bestand = Bestandesdeposition, **Schätzverfahren:** PD = Ionenbilanz, DOC = DOC-Gehalt und pH-Wert (Oliver-Gleichung, Henry), Alk = Alkalinität und pH-Wert

Tab. A.2: Gegenüberstellung von Schätzverfahren für schwache Säuren in Kronenraumbilanzmodellen an der Fläche Rothemühl 1303 (Berechnung nach De Vries et al. (2001))

Jahr	Schwache Säuren [kmolc/ha]						H^+ [kmolc/ha]						NH_4^+ [kmolc/ha]					
	Nass			Trocken			Trocken			Trocken			Trocken			Trocken		
	PD	DOC	Alk	PD	DOC	Alk	PD	DOC	Alk	PD	DOC	Alk	PD	DOC	Alk	PD	DOC	Alk
1996	,2791		,8353	,2791		,8353	,4702		2,5007	,0447		,0270	,3141		,0000			,0000
1997	,4184		,6644	,4184		,6644	,4033		1,5300	,0029		,0000	,2515		,0000			,0000
1998	,5231		,8993	,5231		,8993	,5729		1,2172	,0000		,0000	,0213		,0000			,0000
1999	,7211	,0291	,9205	,7211	,0291	,9205	,8323	,0257	1,1401	,0000		,0000	,2817		,0000			,0000
2000	,6467	,0251	,9543	,6467	,0251	,9543	,6501	,0676	1,0961	,0000		,0000	,0360		,0000			,0000
2001	,7669	,0834	,7678	,7669	,0834	,7678	,9279	,0442	,7034	,0044		,0000	,2875		,0401			,0401
2002	,7517	,0603	,7674	,7517	,0603	,7674	1,1029	,0579	,6749	,0572		,0000	,0267		,0000			,0000
2003	,3668	,0220	,4650	,3668	,0220	,4650	,6418	,0293	,5737	,0000		,0000	,3279		,1538			,1538
2004	,1723	,0387	,3533	,1723	,0387	,3533	,4073	,0350	,5359	,0000		,0000	,2239		,1928			,1928
2005	,4028	,0239	,4452	,4028	,0239	,4452	1,0984	,0262	1,0317	,0651		,0797	,4422		,4638			,4638
2006	,5041	,0136	,4957	,5041	,0136	,4957	1,1240	,0168	,6971	,1215		,1420	,4173		,4303			,4303
2007	,4481	,0200	,5648	,4481	,0200	,5648	,6145	,0316	,5569	,0000		,0000	,3866		,0572			,0572
2008	,2731		,2988	,2731		,2988	,4429		,3096	,0042		,0156	,2923		,0000			,0000
2009	,4680		,5129	,4680		,5129	,5547		,4462	,0000		,0000	,1294		,0000			,0000
2010	,3148	,0103	,5881	,3148	,0103	,5881	,6644	,0283	,7482	,1564		,1697	,3119		,3219			,3219
2011	,0964	,0198	,5545	,0964	,0198	,5545	,4736	,0228	,5232	,0000		,0000	,3180		,3127			,3127
2012	,1330	,0413	,2395	,1330	,0413	,2395	,2878	,0315	,3016	,0000		,0007	,1125		,1551			,1551
2013	,0634	,0142	,1944	,0634	,0142	,1944	,2234	,0207	,1748	,0000		,0021	,1467		,1917			,1917
Ges.	,4083	,0309	,5845	,4083	,0309	,5845	,6385	,0337	,8201	,0254		,0303	,2404		,1784			,1289

Flüsse: Nass = Niederschlagsdeposition, Trocken = trockene Deposition, Bestand = Bestandesdeposition, **Schätzverfahren:** PD = Ionenbilanz, DOC = DOC-Gehalt und pH-Wert (Oliver-Gleichung, Henry), Alk = Alkalinität und pH-Wert

Tab. A.3: Jährliche Trockenmasse (TM) und Elementflüsse im Streufall an der Fläche Sandhof

Streufallflüsse Sandhof (1302) [kg/ha/a]																
Jahr	TM*	C	N	P	S	Na	Mg	K	Ca	B	Al	Mn	Fe	Cu	Zn	Pb
1996	4716		61	6,1	6,6	,94	4,7	5,7	37,7	,085	,938	8,30	,608	,023	,189	,027
1997	4716		77	7,7	6,6	,97	3,5	7,3	38,2	,094	,745	7,78	,575	,010	,113	,003
1998	4716		70	7,2	6,1	1,00	3,9	8,7	33,1	,099	2,400	6,85	1,104	,029	,146	,018
1999	4716		68	5,9	6,4	,58	4,2	5,9	34,6	,094	2,745	7,22	1,335	,019	,174	,017
2000	4716		85	7,9	6,1	1,08	5,9	15,7	29,9	,042	2,037	7,07	1,019	,032	,094	,015
2001	4716		50	7,4	7,3	,85	5,0	5,8	51,4	,108	,613	9,10	,599	,015	,080	,006
2002	4716		73	7,4	5,6	,51	4,6	8,1	46,5	,085	,707	10,57	,943	,017	,099	,007
2003	4716		66	5,4	5,0	1,48	5,9	12,3	37,4	,085	2,386	8,42	,755	,015	,104	,008
2004	4716		76	6,3	6,2	,78	6,7	14,9	36,3	,075	1,052	,83	1,132	,033	,108	,006
2005	4716		132	13,4	6,4	1,24	13,9	69,8	77,0	,066	2,499	3,99	1,052	,027	,127	,017
2006	4716		129	6,9	7,8	,46	6,9	30,8	37,8	,137	,552	4,98	,391	,030	,137	,040
2007	4716	2353	78	6,1	6,1		5,9	13,6	47,4	,100		9,28	1,734	,033	,153	,013
2008	4716		46	4,0	3,9		5,9	17,8	45,5							
2009	4810	2494	101	8,8	6,8		8,0	23,0	44,7							
2010	4880	2443	105	6,7	7,5		4,0	9,3	55,6							
2011	8236	4148	123	13,0	9,1		11,4	40,6	83,4							
2012	2988	1530	40	2,6	2,8		2,7	5,7	32,5							
2013	2666	1371	41	3,2	2,7		3,5	9,7	26,2							
Ges.	4716	2390	79	7,0	6,1	,90	5,9	16,9	44,2	,089	1,516	7,03	,937	,024	,127	,015

*Trockenmassen vor 2009 entsprechen dem Mittelwert der Messungen seit 2009

Tab. A.4: Jährliche Trockenmasse (TM) und Elementflüsse im Streufall an der Fläche Rothemühl

Streufallflüsse Rothemühl (1303) [kg/ha/a]																
Jahr	TM*	C	N	P	S	Na	Mg	K	Ca	B	Al	Mn	Fe	Cu	Zn	Pb
1996	2746		32	2,5	3,3	,27	,8	2,7	6,9	,030	1,562	,71	,739	,012	,107	,011
1997	2746		27	2,7	3,2	,46	1,3	2,2	10,1	,047	1,332	1,36	1,425	,009	,093	,013
1998	2746		33	2,6	3,0	,57	1,2	2,2	10,1	,044	3,300	1,23	,983	,011	,091	,014
1999	2746		29	2,1	2,9	,24	1,6	1,8	13,0	,063	2,276	1,94	1,068	,009	,082	,008
2000	2746		21	1,7	1,9	,65	1,7	2,9	10,5	,016	1,326	1,67	,395	,007	,077	,007
2001	2746		20	1,8	2,5	,36	1,7	1,6	12,2	,044	1,290	2,07	,491	,008	,099	,005
2002	2746		21	1,9	1,8	,34	1,6	1,7	13,1	,041	,659	2,43	,415	,009	,110	,004
2003	2746		30	1,7	2,4	,57	1,4	2,6	11,7	,041	2,575	1,69	,708	,009	,091	,008
2004	2746		30	1,4	2,5	,37	1,3	3,4	11,2	,030	1,279	1,67	,744	,012	,107	,005
2005	2746		23	2,1	1,7	,75	2,5	5,2	27,2	,041	,780	2,23	,242	,003	,080	,002
2006	2746		35	1,7	2,8	,50	1,4	3,0	11,9	,066	2,188	1,73	,456	,011	,102	,014
2007	2746															
2008	2746		25	1,1	2,0		1,5	4,0	14,3							
2009	2960	1591	31	1,5	2,3		1,5	3,9	12,2							
2010	2870	1557	25	1,6	2,0		1,1	3,9	12,1							
2011	2541	1368	30	1,8	2,1		1,0	3,6	11,5							
2012	2945	1604	37	2,1	2,3		1,1	4,6	13,5							
2013	2412	1338	26	1,2	1,6		1,3	3,5	10,3							
Ges.	2746	1492	28	1,8	2,4	,46	1,4	3,1	12,5	,042	1,688	1,70	,697	,009	,094	,008

*Trockenmassen vor 2009 entsprechen dem Mittelwert der Messungen seit 2009

Tab. A.5: Fraktionierte Trockenmasse (TM) und Elementflüsse im Streufall an der Fläche Sandhof

Fraktionierte Streufallflüsse Sandhof (1302) [kg/ha/a]									
Jahr	Fraktion	TM	C	N	P	S	Mg	K	Ca
2009	Blätter	3340	1699,39	63,56	5,812	4,676	5,511	16,399	34,235
2009	Früchte	370	214,19	12,61	1,251	,740	,810	2,209	2,475
2009	Schalen	400	214,60	8,51	,664	,436	,596	2,732	2,124
2009	Zweige	220	117,37	2,64	,141	,174	,165	,469	1,885
2009	Sonstige	480	248,93	13,55	,955	,806	,878	1,176	3,970
2010	Blätter	4100	2046,72	90,20	5,740	6,560	3,280	7,790	50,430
2010	Früchte	10	5,44	,25	,020	,017	,019	,017	,089
2010	Schalen	330	166,55	3,17	,198	,231	,198	,462	1,287
2010	Zweige	100	53,47	1,17	,060	,080	,050	,120	,850
2010	Sonstige	340	171,26	9,86	,646	,612	,442	,918	2,924
2011	Blätter	4172	2025,51	47,56	4,881	4,214	5,382	9,929	59,660
2011	Früchte	1390	802,17	47,57	5,338	2,836	3,517	12,885	9,424
2011	Schalen	1995	980,74	13,09	1,616	,978	1,416	14,843	7,661
2011	Zweige	181	96,29	2,26	,127	,141	,127	,418	1,605
2011	Sonstige	498	243,32	12,75	1,021	,956	,976	2,490	5,040
2012	Blätter	2617	1337,03	34,57	2,251	2,486	2,434	5,155	30,174
2012	Früchte	10	5,63	,17	,016	,015	,015	,008	,114
2012	Schalen	147	74,75	1,71	,094	,107	,106	,204	,756
2012	Zweige	65	34,96	,73	,038	,040	,036	,075	,484
2012	Sonstige	149	77,85	3,03	,201	,198	,124	,265	,986
2013	Blätter	2266	1163,13	34,91	2,696	2,288	3,058	8,088	23,176
2013	Früchte	22	11,86	,50	,050	,025	,040	,113	,154
2013	Schalen	143	73,06	1,39	,134	,082	,146	,755	,714
2013	Zweige	92	49,98	,91	,054	,052	,063	,259	,644
2013	Sonstige	143	73,10	3,30	,261	,241	,219	,499	1,549
Ges.	Blätter	3299	1654,35	54,16	4,276	4,045	3,933	9,472	39,535
Ges.	Früchte	360	207,86	12,22	1,335	,726	,880	3,046	2,451
Ges.	Schalen	603	301,94	5,57	,541	,367	,492	3,799	2,508
Ges.	Zweige	132	70,41	1,54	,084	,098	,088	,268	1,094
Ges.	Sonstige	322	162,89	8,50	,617	,563	,528	1,070	2,894

Tab. A.6: Fraktionierte Trockenmasse (TM) und Elementflüsse im Streufall an der Fläche Rothemühl

Fraktionierte Streufallflüsse Rothemühl (1303) [kg/ha/a]									
Jahr	Fraktion	TM	C	N	P	S	Mg	K	Ca
2009	Nadeln	1740	943,03	18,81	,945	1,409	,878	2,614	7,895
2009	Früchte	310	162,47	2,10	,090	,155	,118	,350	,205
2009	Zweige	80	43,76	1,02	,046	,094	,060	,112	,378
2009	Sonstige	830	441,64	8,83	,440	,623	,432	,789	3,677
2010	Nadeln	1800	990,46	14,73	,850	1,210	,695	2,475	10,030
2010	Früchte	490	252,79	1,42	,098	,098	,049	,539	,049
2010	Zweige	90	49,25	,95	,045	,072	,045	,135	,387
2010	Sonstige	490	264,31	7,74	,588	,588	,343	,784	1,666
2011	Nadeln	1503	810,64	16,51	,991	1,153	,560	2,382	7,536
2011	Früchte	111	59,60	,80	,056	,052	,030	,196	,064
2011	Zweige	343	187,11	2,98	,120	,233	,117	,233	1,609
2011	Sonstige	584	311,04	9,27	,625	,637	,245	,759	2,301
2012	Nadeln	2293	1253,02	29,74	1,554	1,816	,873	3,717	11,772
2012	Früchte	263	140,47	1,75	,129	,105	,071	,463	,153
2012	Zweige	70	38,32	,94	,024	,071	,023	,047	,323
2012	Sonstige	319	172,00	5,03	,345	,332	,137	,421	1,273
2013	Nadeln	1494	838,94	15,49	,639	,908	,761	1,873	7,575
2013	Früchte	398	214,60	3,46	,187	,191	,215	,871	,446
2013	Zweige	167	92,21	1,47	,050	,102	,095	,167	,844
2013	Sonstige	353	192,45	5,48	,311	,349	,222	,589	1,387
Ges.	Früchte	314	165,98	1,91	,112	,120	,097	,484	,183
Ges.	Nadeln	1766	967,22	19,06	,996	1,299	,753	2,612	8,962
Ges.	Zweige	150	82,13	1,47	,057	,114	,068	,139	,708
Ges.	Sonstige	515	276,29	7,27	,462	,506	,276	,668	2,061

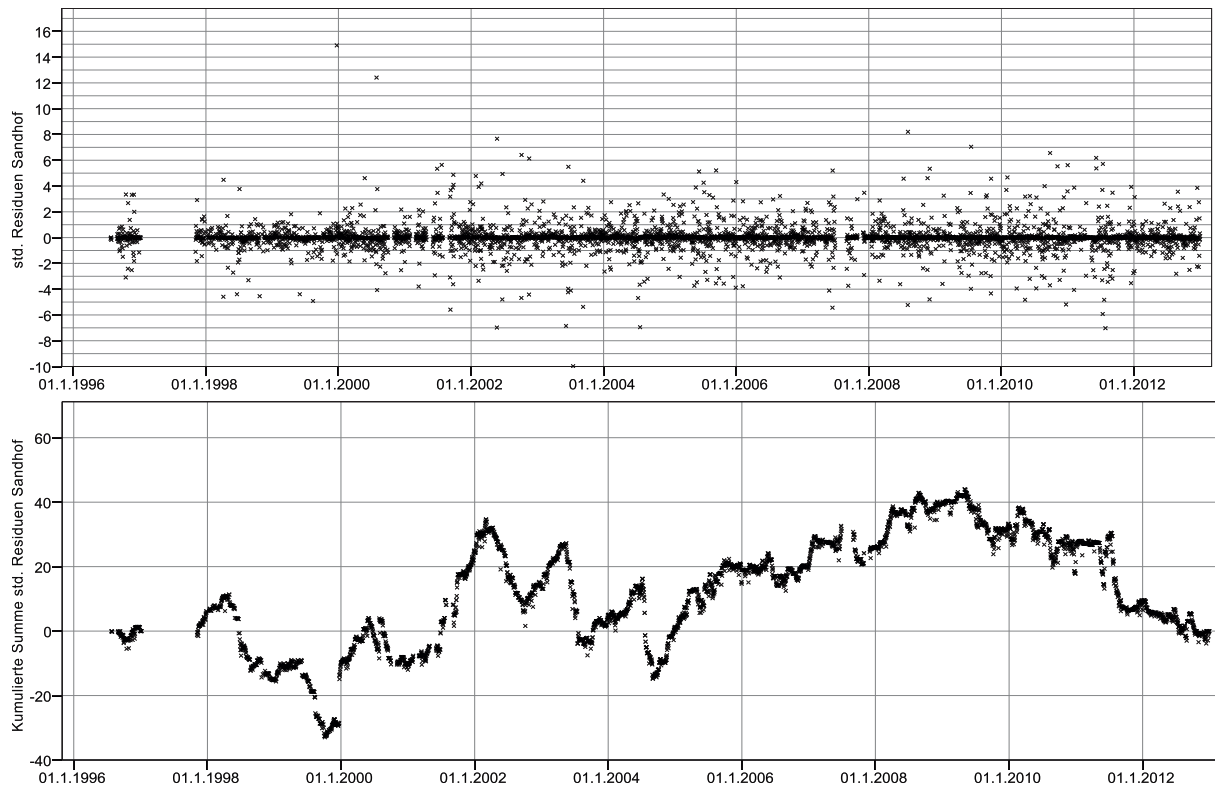


Abb. A.5: Standardisierte und kumulative Residuen der Regressionsmodelle zur Vorhersage der Niederschlagsmenge auf der Fläche Sandhof

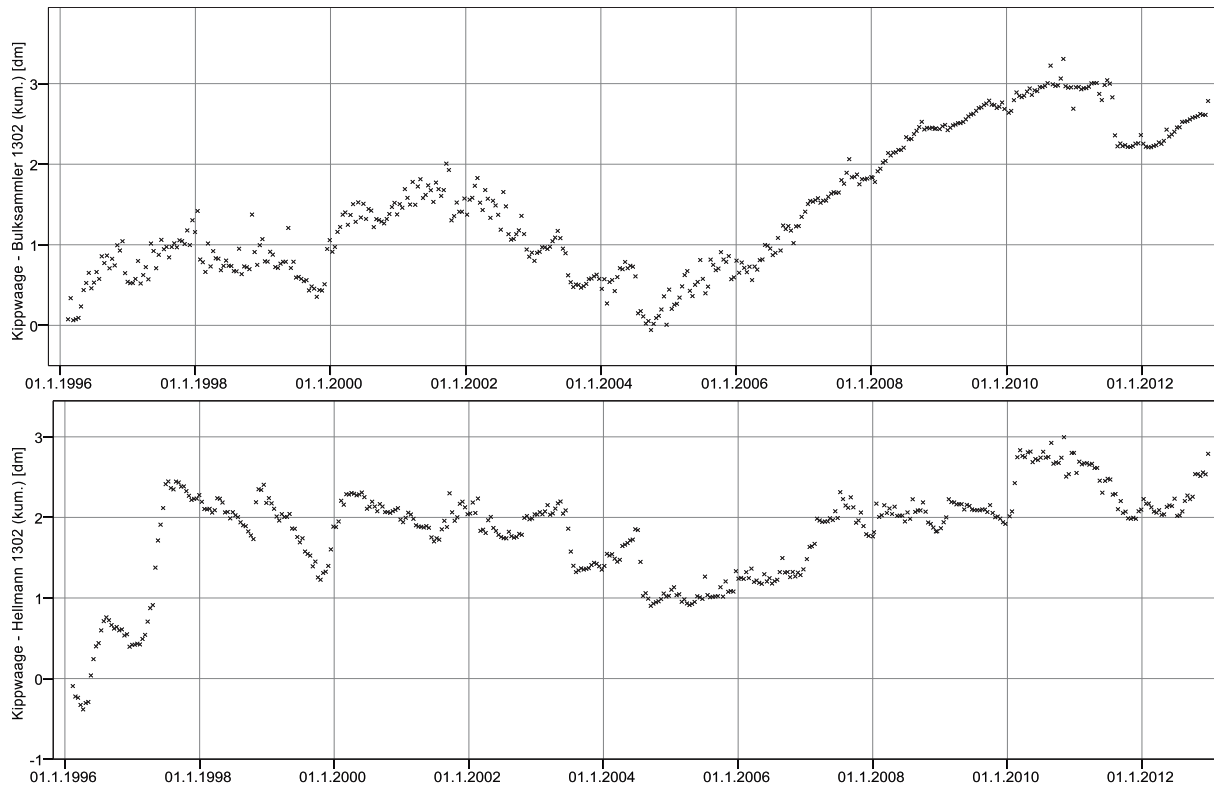


Abb. A.6: Kumulative Differenz aus Niederschlagsmengen der Kippwaagen und in Bulk- sowie Hellmann-Sammlern erfassten Niederschlägen an der Fläche Sandhof

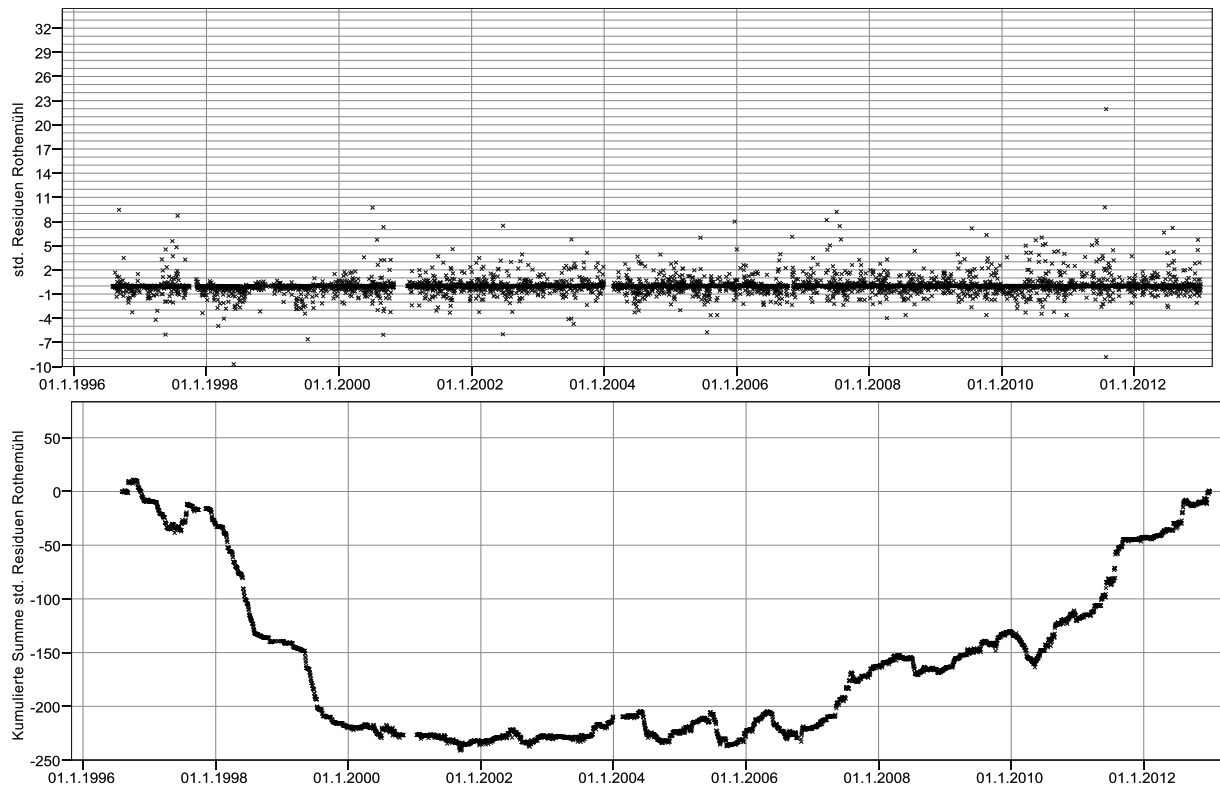


Abb. A.7: Standardisierte und kumulative Residuen der Regressionsmodelle zur Vorhersage der Niederschlagsmenge auf der Fläche Rothemühl

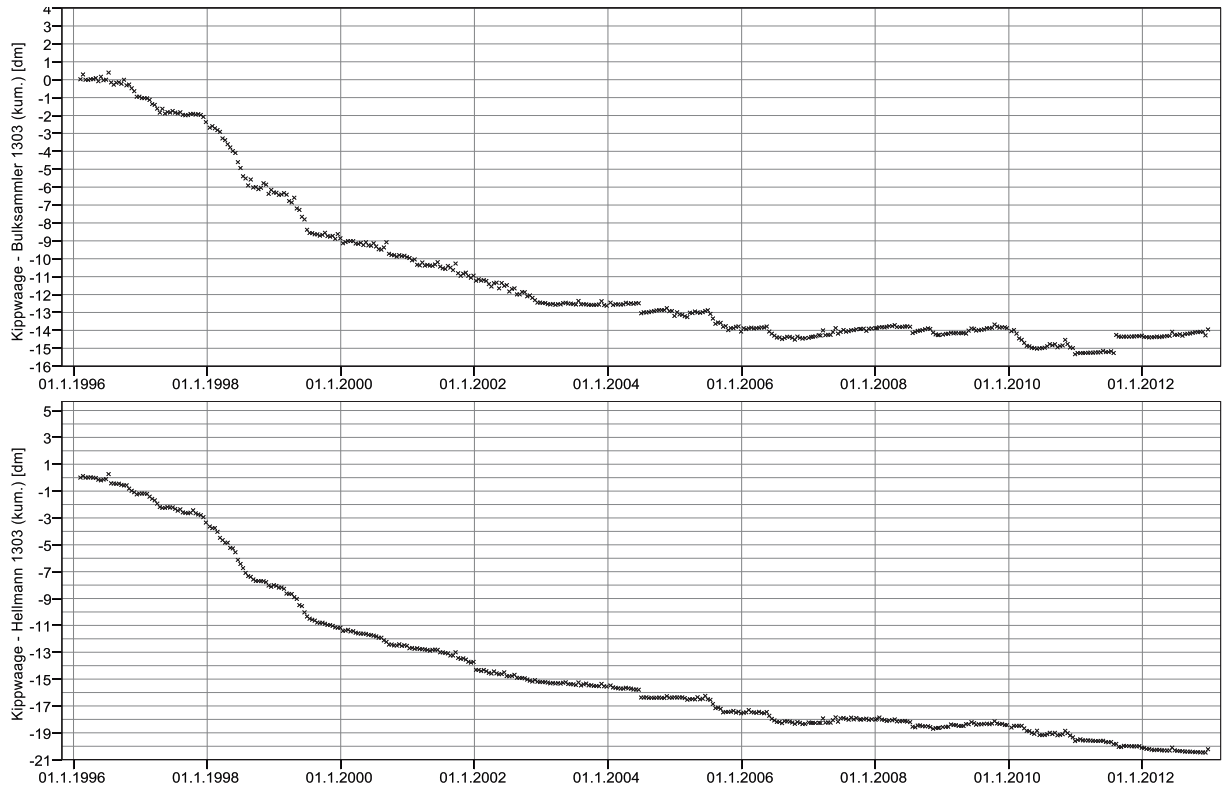


Abb. A.8: Kumulative Differenz aus Niederschlagsmengen der Kippwaagen und in Bulk- sowie Hellmann-Sammlern erfassten Niederschlägen an der Fläche Rothemühl

Meteorologische Daten und klimatologische Kennwerte der Level II-Flächen Mecklenburg-Vorpommerns

Hinweis:

Die nachfolgend dargestellten Daten für die Level II-Standorte wurden für den Zeitraum 1895-1995 aus den Messdaten ausgewählter Stationen des Deutschen Wetterdienstes abgeleitet. Erst mit der Anlage der Level II-Flächen im Jahr 1996 liegen vor Ort erhobene meteorologische Daten der hier installierten Wetterstationen vor.

Tab. A.7

Jahr	Messwerte				Langjährige Mittel 1961-1990				Abweichungen vom langjährigen Mittel			
	tmean	tmean	niedsum	niedsum	tmean	tmean	niedsum	niedsum	tmabw	tmabw	niedabw	niedabw
	1302	1303	1302	1303	1302	1303	1302	1303	1302	1303	1302	1303
1890	8,07	7,98	587,36	518,22	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,74	-0,71	-28,74	-25,55
1891	8,12	8,03	578,83	513,14	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,69	-0,66	-37,27	-30,63
1892	7,59	7,51	469,61	448,32	8,81	8,69	616,10	543,77	-1,22	-1,18	-146,49	-95,45
1893	8,25	8,15	499,74	465,99	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,56	-0,54	-116,36	-77,78
1894	8,85	8,73	572,20	509,19	8,81	8,69	616,10	543,77	0,04	0,04	-43,90	-34,58
1895	7,99	7,90	557,44	500,39	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,82	-0,79	-58,66	-43,38
1896	8,46	8,36	567,24	506,52	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,34	-0,33	-48,86	-37,25
1897	8,49	8,38	535,20	487,13	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,32	-0,31	-80,90	-56,64
1898	8,91	8,79	565,71	505,32	8,81	8,69	616,10	543,77	0,10	0,10	-50,39	-38,45
1899	8,83	8,72	590,20	519,92	8,81	8,69	616,10	543,77	0,02	0,03	-25,89	-23,85
1900	9,03	8,91	582,90	515,56	8,81	8,69	616,10	543,77	0,22	0,22	-33,20	-28,21
1901	8,22	8,12	608,09	530,58	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,59	-0,57	-8,01	-13,19
1902	7,07	7,01	624,50	540,36	8,81	8,69	616,10	543,77	-1,74	-1,68	8,40	-3,41
1903	8,81	8,70	685,25	576,58	8,81	8,69	616,10	543,77	0,01	0,01	69,15	32,81
1904	8,56	8,45	534,11	486,77	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,25	-0,24	-81,99	-57,00
1905	8,57	8,46	583,09	515,68	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,24	-0,23	-33,00	-28,09
1906	9,02	8,90	554,62	498,71	8,81	8,69	616,10	543,77	0,21	0,21	-61,48	-45,07
1907	8,17	8,08	540,51	490,30	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,63	-0,61	-75,59	-53,47
1908	8,26	8,16	525,77	481,80	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,55	-0,53	-90,33	-61,97
1909	7,81	7,73	628,89	542,98	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,99	-0,96	12,79	-0,79
1910	9,24	9,12	652,51	557,06	8,81	8,69	616,10	543,77	0,44	0,43	36,41	13,29
1911	9,72	9,58	502,46	467,61	8,81	8,69	616,10	543,77	0,91	0,89	-113,64	-76,16
1912	8,34	8,24	694,59	582,44	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,47	-0,45	78,49	38,67
1913	9,45	9,32	550,22	496,09	8,81	8,69	616,10	543,77	0,64	0,63	-65,87	-47,69
1914	9,73	9,59	686,56	577,36	8,81	8,69	616,10	543,77	0,92	0,90	70,46	33,59
1915	8,13	8,03	650,28	555,73	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,68	-0,66	34,18	11,96
1916	8,93	8,81	681,73	574,78	8,81	8,69	616,10	543,77	0,12	0,12	65,63	31,00
1917	8,32	8,23	605,53	529,06	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,48	-0,46	-10,56	-14,71
1918	9,10	8,98	702,57	586,91	8,81	8,69	616,10	543,77	0,29	0,29	86,47	43,14
1919	7,73	7,65	611,90	532,85	8,81	8,69	616,10	543,77	-1,08	-1,04	-4,20	-10,92
1920	9,20	9,07	601,36	526,86	8,81	8,69	616,10	543,77	0,39	0,38	-14,74	-16,91
1921	9,82	9,69	605,73	529,18	8,81	8,69	616,10	543,77	1,01	1,00	-10,37	-14,60

Fortsetzung auf der nächsten Seite

Jahr	Messwerte				Langjährige Mittel 1961-1990				Abweichungen vom langjährigen Mittel			
	tmean	niedsum	niedsum	tmean	tmean	niedsum	niedsum	niedsum	tmabw	tmabw	niedabw	niedabw
	1302	1303	1302	1303	1302	1303	1302	1303	1302	1303	1302	1303
1922	7,71	7,63	665,90	565,04	8,81	8,69	616,10	543,77	-1,09	-1,06	49,80	21,27
1923	8,27	8,17	612,09	532,97	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,54	-0,52	-4,00	-10,80
1924	8,15	8,06	615,79	535,47	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,65	-0,63	-0,31	-8,30
1925	9,14	9,02	627,64	542,24	8,81	8,69	616,10	543,77	0,33	0,33	11,55	-1,53
1926	9,41	9,28	725,80	600,75	8,81	8,69	616,10	543,77	0,60	0,59	109,70	56,98
1927	8,59	8,48	715,89	594,85	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,22	-0,21	99,79	51,08
1928	8,72	8,61	678,97	573,13	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,08	-0,08	62,88	29,36
1929	7,66	7,58	560,66	502,31	8,81	8,69	616,10	543,77	-1,15	-1,11	-55,44	-41,47
1930	9,08	8,96	606,06	529,37	8,81	8,69	616,10	543,77	0,27	0,27	-10,04	-14,40
1931	7,92	7,83	637,09	547,87	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,89	-0,86	20,99	4,10
1932	8,86	8,75	564,02	504,61	8,81	8,69	616,10	543,77	0,06	0,06	-52,07	-39,16
1933	8,35	8,25	537,23	488,34	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,46	-0,44	-78,87	-55,43
1934	10,14	9,99	532,18	485,33	8,81	8,69	616,10	543,77	1,34	1,30	-83,92	-58,44
1935	8,89	8,77	604,41	528,39	8,81	8,69	616,10	543,77	0,08	0,08	-11,68	-15,38
1936	8,85	8,73	679,76	573,60	8,81	8,69	616,10	543,77	0,04	0,04	63,66	29,83
1937	8,84	8,72	619,77	537,55	8,81	8,69	616,10	543,77	0,03	0,03	3,67	-6,23
1938	9,34	9,21	523,65	480,25	8,81	8,69	616,10	543,77	0,53	0,52	-92,45	-63,53
1939	8,96	8,85	635,39	546,86	8,81	8,69	616,10	543,77	0,15	0,16	19,29	3,08
1940	6,44	6,39	659,88	561,75	8,81	8,69	616,10	543,77	-2,37	-2,30	43,78	17,98
1941	7,19	7,13	603,32	527,74	8,81	8,69	616,10	543,77	-1,61	-1,56	-12,77	-16,03
1942	8,76	8,65	611,41	532,56	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,04	-0,04	-4,69	-11,21
1943	8,77	8,66	611,92	532,87	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,04	-0,03	-4,17	-10,90
1944	8,75	8,64	613,70	534,22	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,06	-0,05	-2,39	-9,55
1945	8,79	8,68	612,96	533,48	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,02	-0,01	-3,14	-10,29
1946	8,43	8,33	634,97	546,61	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,38	-0,36	18,87	2,83
1947	8,30	8,41	593,77	498,75	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,51	-0,28	-22,33	-45,02
1948	9,50	9,39	647,05	521,10	8,81	8,69	616,10	543,77	0,69	0,70	30,95	-22,67
1949	9,82	9,81	683,41	566,22	8,81	8,69	616,10	543,77	1,01	1,12	67,31	22,45
1950	9,01	8,94	745,27	607,03	8,81	8,69	616,10	543,77	0,20	0,25	129,17	63,26
1951	9,18	9,15	665,21	503,93	8,81	8,69	616,10	543,77	0,37	0,46	49,11	-39,85
1952	8,13	8,01	634,99	547,72	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,68	-0,68	18,89	3,94
1953	9,75	9,76	542,88	477,37	8,81	8,69	616,10	543,77	0,95	1,07	-73,22	-66,40
1954	8,12	7,84	743,62	603,74	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,69	-0,85	127,52	59,97
1955	8,12	7,91	622,55	526,73	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,69	-0,78	6,45	-17,04

Fortsetzung auf der nächsten Seite

Jahr	Messwerte				Langjährige Mittel 1961-1990				Abweichungen vom langjährigen Mittel			
	tmean	tmean	niedsum	niedsum	tmean	tmean	niedsum	niedsum	tmabw	tmabw	niedabw	niedabw
	1302	1303	1302	1303	1302	1303	1302	1303	1302	1303	1302	1303
1956	7,53	7,23	649,37	611,80	8,81	8,69	616,10	543,77	-1,28	-1,46	33,27	68,03
1957	9,11	8,97	605,12	452,33	8,81	8,69	616,10	543,77	0,30	0,28	-10,97	-91,44
1958	8,61	8,43	658,10	596,48	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,20	-0,26	42,00	52,71
1959	9,57	9,38	474,06	422,17	8,81	8,69	616,10	543,77	0,77	0,69	-142,04	-121,60
1960	8,81	8,60	779,33	654,35	8,81	8,69	616,10	543,77	0,00	-0,09	163,24	110,58
1961	9,51	9,33	694,31	602,02	8,81	8,69	616,10	543,77	0,70	0,64	78,21	58,25
1962	7,86	7,65	616,14	533,07	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,95	-1,04	0,04	-10,70
1963	7,75	7,45	532,97	460,86	8,81	8,69	616,10	543,77	-1,06	-1,24	-83,13	-82,91
1964	8,46	8,30	529,09	490,29	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,34	-0,39	-87,01	-53,48
1965	7,95	7,77	691,01	607,22	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,86	-0,92	74,91	63,45
1966	8,84	8,66	707,59	645,14	8,81	8,69	616,10	543,77	0,03	-0,03	91,49	101,37
1967	9,78	9,65	674,58	638,87	8,81	8,69	616,10	543,77	0,97	0,96	58,48	95,10
1968	8,89	8,85	671,22	638,00	8,81	8,69	616,10	543,77	0,08	0,16	55,12	94,23
1969	8,01	7,78	555,94	539,72	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,80	-0,91	-60,16	-4,06
1970	8,06	7,85	695,42	653,56	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,74	-0,84	79,32	109,79
1971	9,26	9,18	441,34	445,61	8,81	8,69	616,10	543,77	0,45	0,49	-174,75	-98,16
1972	8,59	8,47	568,19	552,40	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,22	-0,22	-47,91	8,63
1973	9,07	8,95	565,99	510,50	8,81	8,69	616,10	543,77	0,26	0,26	-50,10	-33,27
1974	9,57	9,45	669,12	586,39	8,81	8,69	616,10	543,77	0,76	0,76	53,02	42,62
1975	9,76	9,73	498,53	430,21	8,81	8,69	616,10	543,77	0,95	1,04	-117,57	-113,56
1976	8,59	8,30	501,92	470,32	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,22	-0,39	-114,18	-73,45
1977	9,15	9,08	659,34	603,84	8,81	8,69	616,10	543,77	0,34	0,39	43,24	60,07
1978	8,58	8,42	617,92	550,95	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,23	-0,27	1,82	7,18
1979	8,06	7,83	584,68	541,30	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,74	-0,86	-31,42	-2,47
1980	7,97	7,76	797,59	647,66	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,84	-0,93	181,49	103,88
1981	8,75	8,85	789,58	665,03	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,06	0,16	173,48	121,26
1982	9,24	9,29	496,97	409,61	8,81	8,69	616,10	543,77	0,43	0,60	-119,13	-134,16
1983	9,67	9,69	681,45	533,97	8,81	8,69	616,10	543,77	0,86	1,00	65,35	-9,80
1984	8,63	8,62	615,26	504,05	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,18	-0,07	-0,84	-39,72
1985	7,91	7,84	597,07	508,31	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,90	-0,85	-19,03	-35,46
1986	8,27	8,27	674,84	516,35	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,54	-0,42	58,74	-27,42
1987	7,65	7,54	626,50	583,98	8,81	8,69	616,10	543,77	-1,16	-1,15	10,41	40,20
1988	9,61	9,53	640,02	508,30	8,81	8,69	616,10	543,77	0,81	0,84	23,93	-35,48
1989	10,29	13,31	479,49	423,67	8,81	8,69	616,10	543,77	1,48	1,62	-136,61	120,10

Fortsetzung auf der nächsten Seite

Jahr	Messwerte				Langjährige Mittel 1961-1990				Abweichungen vom langjährigen Mittel			
	tmean	tmean	niedsum	niedsum	tmean	niedsum	niedsum	niedsum	tmbw	tmbw	niedabw	niedabw
	1302	1303	1302	1303	1302	1303	1302	1303	1302	1303	1302	1303
1990	10,53	10,31	608,89	511,94	8,81	8,69	616,10	543,77	1,72	1,62	-7,21	-31,83
1991	9,07	8,98	523,74	479,02	8,81	8,69	616,10	543,77	0,26	0,29	-92,35	-64,76
1992	9,86	9,76	559,75	482,19	8,81	8,69	616,10	543,77	1,06	1,07	-56,35	-61,59
1993	8,82	8,77	736,71	626,16	8,81	8,69	616,10	543,77	0,02	0,08	120,62	82,38
1994	9,98	9,88	740,80	552,50	8,81	8,69	616,10	543,77	1,17	1,19	124,70	8,73
1995	9,31	9,18	625,54	588,21	8,81	8,69	616,10	543,77	0,51	0,49	9,44	44,44
1996	7,51	7,32	501,80	495,71	8,81	8,69	616,10	543,77	-1,30	-1,37	-114,30	-48,06
1997	9,48	9,34	541,75	509,86	8,81	8,69	616,10	543,77	0,67	0,65	-74,35	-33,91
1998	9,68	9,51	691,34	580,08	8,81	8,69	616,10	543,77	0,87	0,82	75,24	36,30
1999	10,24	10,14	616,68	507,45	8,81	8,69	616,10	543,77	1,43	1,45	0,58	-36,32
2000	10,45	10,42	597,50	606,08	8,81	8,69	616,10	543,77	1,64	1,73	-18,60	62,31
2001	9,36	9,38	775,45	567,56	8,81	8,69	616,10	543,77	0,55	0,69	159,35	23,79
2002	9,96	10,06	753,72	720,34	8,81	8,69	616,10	543,77	1,15	1,37	137,63	176,57
2003	9,77	9,45	453,34	437,86	8,81	8,69	616,10	543,77	0,96	0,76	-162,76	-105,91
2004	9,54	9,43	631,99	448,22	8,81	8,69	616,10	543,77	0,74	0,74	15,89	-95,55
2005	9,64	9,35	670,51	426,13	8,81	8,69	616,10	543,77	0,84	0,66	54,41	-117,64
2006	10,19	9,98	585,68	433,81	8,81	8,69	616,10	543,77	1,38	1,29	-30,42	-109,97
2007	10,38	10,29	838,44	771,00	8,81	8,69	616,10	543,77	1,57	1,60	222,34	227,22
2008	9,99	10,04	652,17	475,18	8,81	8,69	616,10	543,77	1,19	1,35	36,07	-68,59
2009	9,64	9,54	573,09	558,17	8,81	8,69	616,10	543,77	0,83	0,85	-43,01	14,40
2010	8,21	8,10	643,82	615,13	8,81	8,69	616,10	543,77	-0,59	-0,59	27,72	71,36
2011	10,14	9,95	704,09	794,78	8,81	8,69	616,10	543,77	1,33	1,26	87,99	251,00
2012	9,42	9,08	521,48	551,32	8,81	8,69	616,10	543,77	0,61	0,39	-94,62	7,55

Tab. A.8

Plot	Jahre	Eis- tage	Frost- tage	Kalt- tage	Sehr kalte Tage	Extrem- frosttage	Frost- schock	Sommer- tage	Hitze- tage	Extrem- hitzetage	Tropen- nächte	Wärme- tage	Hitze- summe	Spät- frost- summe	Spät- frost- tage
		[Tage]	[Tage]	[Tage]	[Tage]	[Tage]	[Tage]	[Tage]	[Tage]	[Tage]	[Tage]	[Tage]	Mittel	[K]	[Tage]
1302	1950	24	89	0	0	0	0	28	6	0	0	59	0,00	-0,1	1
1302	1951	10	74	0	0	0	1	27	3	0	0	75	0,00	-5,2	5
1302	1952	12	106	0	0	0	0	24	2	0	0	39	0,00	-8,7	3
1302	1953	14	85	2	0	0	1	41	7	0	0	83	0,00	-6,4	5
1302	1954	31	92	9	0	0	0	17	4	0	0	66	0,00	-18,9	12
1302	1955	29	113	0	0	0	1	32	0	0	0	56	0,00	-8,3	8
1302	1956	38	100	16	2	0	0	15	1	0	0	61	0,00	-16,7	6
1302	1957	7	74	1	0	0	0	27	5	0	0	82	0,00	-15,8	8
1302	1958	15	97	0	0	0	1	18	0	0	0	55	0,00	-23,7	12
1302	1959	22	74	0	0	0	0	38	5	1	1	78	,38	-0,8	2
1302	1960	19	74	0	0	0	0	13	0	0	0	75	0,00	-9,3	6
1302	1961	18	62	6	0	0	0	20	2	0	0	85	0,00	-1,0	1
1302	1962	25	86	0	0	0	0	8	0	0	0	53	0,00	-0,3	1
1302	1963	64	109	12	1	0	1	29	6	1	1	66	,55	-7,7	7
1302	1964	28	97	2	0	0	0	32	5	0	0	54	0,00	-0,1	1
1302	1965	21	96	0	0	0	1	12	0	0	0	50	0,00	-1,5	3
1302	1966	31	79	1	0	0	0	29	3	0	0	64	0,00	-3,6	4
1302	1967	10	64	0	0	0	0	26	2	0	0	86	0,00	-5,9	7
1302	1968	24	84	3	0	0	0	33	4	0	0	64	0,00	-11,2	6
1302	1969	53	122	7	1	0	2	41	10	0	0	51	0,00	-10,3	6
1302	1970	40	105	2	0	0	0	31	3	0	0	55	0,00	-17,9	11
1302	1971	17	74	4	0	0	0	41	7	0	0	73	0,00	-8,5	7
1302	1972	21	76	5	0	0	1	27	5	0	0	73	0,00	-3,3	1
1302	1973	8	78	0	0	0	0	35	10	0	0	56	0,00	-8,0	8
1302	1974	1	44	0	0	0	1	15	2	0	0	99	0,00	-14,7	8
1302	1975	3	61	0	0	0	0	47	9	0	0	78	0,00	-6,8	6
1302	1976	26	100	0	0	0	0	41	8	0	0	63	0,00	-5,4	9
1302	1977	8	65	0	0	0	0	16	2	0	0	89	0,00	-10,6	8
1302	1978	22	82	2	0	0	0	24	4	0	0	74	0,00	-11,6	8
1302	1979	37	95	4	0	0	0	23	4	0	0	50	0,00	-2,3	4
1302	1980	31	114	1	0	0	0	16	1	0	0	56	0,00	-3,5	8

Fortsetzung auf der nächsten Seite

Plot	Jahre	Eis- -tage	Frost- tage	Kalt- tage	Sehr kalte Tage	Extrem- frosttage	Frost- schock	Sommer- tage	Hitze- tage	Extrem- hitzetage	Tropen- nächte	Wärme- tage	Hitze- summe	Spät- frost- summe	Spät- frost- tage
		[Tage]	[Tage]	[Tage]	[Tage]	[Tage]	[Tage]	[Tage]	[Tage]	[Tage]	[Tage]	[Tage]	Mittel	[K]	[Tage]
1302	1981	31	82	3	0	0	0	25	2	0	0	68	0,00	-11,9	7
1302	1982	22	75	5	0	0	0	38	9	0	0	70	0,00	-3,8	3
1302	1983	16	71	0	0	0	0	49	7	0	0	76	0,00	-0,2	2
1302	1984	13	87	0	0	0	0	19	2	0	0	55	0,00	-5,7	6
1302	1985	48	95	10	0	0	0	22	1	0	0	57	0,00	-0,3	2
1302	1986	37	78	6	0	0	2	26	7	0	1	77	0,00	-21,7	8
1302	1987	41	95	11	1	0	0	13	1	0	0	68	0,00	-4,2	2
1302	1988	6	65	0	0	0	0	24	0	0	0	75	0,00	-9,4	6
1302	1989	6	60	0	0	0	0	42	9	0	0	93	0,00	-9,0	4
1302	1990	3	40	0	0	0	1	28	5	0	0	106	0,00	-18,1	6
1302	1991	15	72	1	0	0	0	28	4	0	0	68	0,00	-10,4	6
1302	1992	11	52	0	0	0	0	52	11	2	0	78	4,92	-1,0	2
1302	1993	19	84	0	0	0	0	25	0	0	0	58	0,00	-8,0	7
1302	1994	10	47	0	0	0	0	37	20	3	0	89	4,23	-0,1	1
1302	1995	24	90	3	0	0	0	48	16	0	0	66	0,00	-0,9	3
1302	1996	48	126	9	0	0	0	27	5	0	0	46	0,00	-19,8	8
1302	1997	18	87	3	0	0	0	52	12	0	0	72	0,00	-17,2	10
1302	1998	15	66	0	0	0	1	20	3	0	0	93	0,00	-0,6	3
1302	1999	8	69	0	0	0	0	46	7	0	0	82	0,00	-3,3	3
1302	2000	8	46	0	0	0	0	24	8	2	0	107	2,54	-7,1	4
1302	2001	14	88	0	0	0	0	35	8	0	0	61	0,00	-4,4	4
1302	2002	19	78	0	0	0	1	53	12	0	0	83	0,00	-10,3	5
1302	2003	20	97	3	0	0	2	60	16	0	0	77	0,00	-25,4	9
1302	2004	12	78	0	0	0	0	30	6	0	0	76	0,00	-4,8	5
1302	2005	9	89	0	0	0	3	38	9	0	0	71	0,00	-13,4	5
1302	2006	17	75	1	0	0	3	61	20	3	1	83	3,43	-1,4	1
1302	2007	4	41	0	0	0	0	39	5	1	0	95	,14	-6,0	3
1302	2008	4	50	0	0	0	0	35	9	0	0	93	0,00	-4,1	4
1302	2009	15	74	2	0	0	0	43	8	0	0	71	0,00	-0,6	1
1302	2010	55	110	4	0	0	0	40	13	3	3	62	5,08	-2,3	3
1302	2011	11	73	0	0	0	0	43	3	0	0	80	0,00	-0,3	1
1302	2012	21	75	5	0	0	1	33	6	1	0	86	,82	-11,7	7
1303	1950	23	103	0	0	0	1	40	9	0	0	55	0,00	-1,3	3

Fortsetzung auf der nächsten Seite

Plot	Jahre	Eis- tage	Frost- tage	Kalt- tage	Sehr kalte Tage	Extrem- frosttage	Frost- schock	Sommer- tage	Hitze- tage	Extrem- hitzetage	Tropen- nächte	Wärme- tage	Hitze- summe	Spät-f rost- summe	Spät- frost- tage
		[Tage]	[Tage]	[Tage]	[Tage]	[Tage]	[Tage]	[Tage]	[Tage]	[Tage]	[Tage]	[Tage]	Mittel	[K]	[Tage]
1303	1951	14	99	0	0	0	1	49	5	0	0	73	0,00	-11,4	7
1303	1952	10	127	0	0	0	0	36	4	0	0	37	0,00	-15,3	3
1303	1953	16	107	2	0	0	3	51	16	0	0	81	0,00	-13,4	8
1303	1954	35	119	11	2	0	3	18	5	0	0	59	0,00	-36,5	15
1303	1955	27	134	0	0	0	2	42	1	0	0	50	0,00	-18,8	14
1303	1956	37	125	17	8	1	1	18	1	0	0	54	0,00	-22,1	11
1303	1957	7	100	0	0	0	2	39	6	0	0	78	0,00	-21,9	12
1303	1958	10	118	0	0	0	2	24	2	0	0	54	0,00	-34,9	16
1303	1959	20	96	0	0	0	0	47	10	1	0	74	4,07	-7,4	5
1303	1960	19	97	0	0	0	0	23	3	0	0	64	0,00	-17,8	10
1303	1961	20	82	7	0	0	0	29	5	0	0	80	0,00	-3,0	5
1303	1962	25	105	1	0	0	0	14	2	0	0	47	0,00	-2,0	2
1303	1963	65	127	18	1	0	2	37	9	2	0	62	3,55	-16,6	13
1303	1964	29	117	3	0	0	1	37	11	1	0	53	,05	-6,6	7
1303	1965	23	119	0	0	0	3	20	0	0	0	49	0,00	-7,5	6
1303	1966	31	107	1	0	0	0	39	5	0	0	59	0,00	-7,0	7
1303	1967	9	87	0	0	0	0	40	4	0	0	80	0,00	-12,2	9
1303	1968	26	106	2	0	0	0	45	7	0	0	60	0,00	-17,5	9
1303	1969	49	133	9	1	0	3	55	13	0	0	49	0,00	-18,2	9
1303	1970	40	125	4	0	0	1	51	6	0	0	54	0,00	-24,5	14
1303	1971	16	90	6	0	0	0	48	18	1	0	66	,74	-13,8	9
1303	1972	22	102	5	0	0	2	37	10	0	0	61	0,00	-6,1	5
1303	1973	8	108	0	0	0	2	50	15	0	0	54	0,00	-17,8	11
1303	1974	1	60	0	0	0	3	21	3	0	0	93	0,00	-16,6	8
1303	1975	2	80	0	0	0	0	64	17	1	0	72	,45	-11,8	8
1303	1976	25	114	0	0	0	0	47	13	1	0	58	,07	-10,9	10
1303	1977	6	83	0	0	0	0	20	4	0	0	78	0,00	-20,3	11
1303	1978	26	101	3	1	0	0	28	8	0	0	71	0,00	-18,9	12
1303	1979	43	118	5	1	0	0	35	5	0	0	43	0,00	-7,5	7
1303	1980	35	126	1	0	0	0	18	1	0	0	56	0,00	-11,8	10
1303	1981	28	92	1	0	0	0	35	4	0	0	62	0,00	-16,5	8
1303	1982	24	89	5	0	0	1	54	12	0	0	72	0,00	-10,3	8
1303	1983	12	88	0	0	0	0	56	8	1	0	77	1,59	-1,4	4

Fortsetzung auf der nächsten Seite

Plot	Jahre	Eis- tage	Frost- tage	Kalt- tage	Sehr kalte Tage	Extrem- frosttage	Frost- schock	Sommer- tage	Hitze- tage	Extrem- hitzetage	Tropen- nächte	Wärme- tage	Hitze- summe	Spät- frost- summe	Spät- frost- tage
		[Tage]	[Tage]	[Tage]	[Tage]	[Tage]	[Tage]	[Tage]	[Tage]	[Tage]	[Tage]	[Tage]	Mittel	[K]	[Tage]
1303	1984	15	109	0	0	0	0	28	4	0	0	57	0,00	-13,0	7
1303	1985	48	108	17	2	0	0	32	4	0	0	51	0,00	-1,5	4
1303	1986	37	94	8	0	0	1	40	8	1	0	69	,72	-22,1	9
1303	1987	38	103	13	3	0	0	19	2	0	0	59	0,00	-4,1	2
1303	1988	5	85	0	0	0	0	34	2	0	0	66	0,00	-14,7	7
1303	1989	6	66	0	0	0	0	51	13	1	0	93	,23	-10,2	5
1303	1990	4	52	0	0	0	2	33	2	0	0	102	0,00	-22,0	7
1303	1991	17	90	1	0	0	0	39	8	0	0	61	0,00	-14,2	6
1303	1992	10	89	0	0	0	0	63	15	4	0	66	8,51	-4,1	5
1303	1993	18	104	2	0	0	0	37	6	0	0	55	0,00	-9,5	7
1303	1994	11	75	0	0	0	0	46	19	8	1	84	13,26	-4,6	4
1303	1995	23	111	3	0	0	0	55	18	0	0	61	0,00	-5,5	6
1303	1996	45	142	12	0	0	0	36	8	0	0	46	0,00	-30,6	14
1303	1997	18	104	3	1	0	0	60	14	0	0	70	0,00	-31,2	17
1303	1998	19	78	0	0	0	2	28	6	1	0	86	2,58	-1,4	2
1303	1999	7	79	0	0	0	0	63	13	0	0	78	0,00	-9,4	9
1303	2000	7	60	0	0	0	3	40	10	2	0	103	5,86	-21,2	8
1303	2001	6	101	0	0	0	0	45	10	1	0	59	,58	-8,8	5
1303	2002	18	87	2	0	0	4	67	19	1	0	80	,52	-21,5	6
1303	2003	16	123	3	0	0	7	70	18	1	0	70	,11	-31,7	17
1303	2004	12	103	0	0	0	2	45	10	0	0	70	0,00	-17,0	11
1303	2005	14	114	0	0	0	8	58	21	0	0	67	0,00	-38,7	17
1303	2006	18	79	3	1	0	4	71	27	2	0	79	2,60	-0,2	1
1303	2007	5	76	0	0	0	5	53	14	1	0	97	2,68	-25,5	12
1303	2008	4	71	0	0	0	1	50	16	1	0	90	,51	-10,7	10
1303	2009	11	99	3	0	0	1	53	16	0	0	69	0,00	-14,6	7
1303	2010	55	129	9	0	0	2	53	15	3	0	58	5,18	-13,6	11
1303	2011	11	92	1	0	0	4	56	6	0	0	77	0,00	-6,0	4
1303	2012	26	97	7	2	1	5	38	10	0	0	77	0,00	-25,3	11

Tab. A.9

Plot	Jahre	Früh- frost- tage	Frost- wechsel- tage	Frost- trocknis	Winter- tage	Januar- tempe- ratur	Juli- tempe- ratur	Differenz	Wärme- summe > 0 °C	Wärme- summe > 5 °C	Wärme- summe > 7 °C	Wärme- summe > 10 °C	VZ-Beginn > 0 °C	VZ-Ende > 0 °C
		[Tage]	[Tage]	[K]	[Tage]	[°C]	[°C]	[K]	[K]	[K]	[K]	[K]	[Datum]	[Datum]
1302	1950	0	65	0	49	-1	18	19	3440	3241	3031	2781	17-JAN-50	30-DEC-50
1302	1951	1	64	16	30	1	17	17	3420	3193	2951	2478	08-JAN-51	31-DEC-51
1302	1952	2	94	0	53	1	17	16	3071	2872	2739	2445	05-JAN-52	29-NOV-52
1302	1953	0	71	15	38	0	19	18	3664	3519	3311	2950	25-JAN-53	31-DEC-53
1302	1954	2	61	0	55	-2	16	18	3248	3031	2811	2471	17-JAN-54	31-DEC-54
1302	1955	0	84	0	69	-2	19	20	3191	3008	2827	2544	01-FEB-55	22-DEC-55
1302	1956	2	62	0	60	0	18	17	3102	2904	2684	2434	16-JAN-56	27-DEC-56
1302	1957	2	67	0	28	2	19	17	3393	3166	2964	2438	08-JAN-57	19-DEC-57
1302	1958	3	82	15	50	0	18	18	3257	3030	2860	2657	13-JAN-58	31-DEC-58
1302	1959	0	52	0	40	0	20	20	3619	3456	3279	2848	05-JAN-59	10-DEC-59
1302	1960	1	55	0	33	0	17	16	3353	3156	2875	2536	05-JAN-60	31-DEC-60
1302	1961	0	44	0	31	-1	16	17	3638	3456	3302	2885	05-JAN-61	18-DEC-61
1302	1962	0	61	0	58	3	15	13	3035	2809	2657	2353	10-JAN-62	22-DEC-62
1302	1963	0	45	0	87	-7	18	25	3332	3243	3060	2650	10-MAR-63	12-DEC-63
1302	1964	0	69	0	62	-1	18	19	3299	3102	2964	2615	26-JAN-64	24-DEC-64
1302	1965	0	75	0	57	1	15	14	3048	2858	2681	2345	12-JAN-65	17-NOV-65
1302	1966	0	48	0	48	-2	17	19	3405	3201	3054	2762	01-FEB-66	31-DEC-66
1302	1967	0	54	0	26	1	19	18	3635	3407	3170	2828	15-JAN-67	12-DEC-67
1302	1968	0	60	0	54	-1	16	17	3441	3255	3140	2860	19-JAN-68	13-DEC-68
1302	1969	1	69	0	89	-1	19	20	3297	3173	3084	2730	26-JAN-69	08-DEC-69
1302	1970	1	65	0	68	-4	17	22	3196	3015	2884	2583	20-MAR-70	26-DEC-70
1302	1971	0	57	0	34	-1	18	19	3531	3299	3077	2744	21-JAN-71	31-DEC-71
1302	1972	1	55	0	41	-4	19	23	3314	3137	2926	2344	11-FEB-72	31-DEC-72
1302	1973	0	70	0	26	1	19	18	3375	3063	2869	2553	08-JAN-73	30-NOV-73
1302	1974	2	43	29	5	3	16	12	3498	3250	2941	2343	07-JAN-74	31-DEC-74
1302	1975	0	58	0	20	5	19	14	3606	3319	3041	2641	05-JAN-75	26-NOV-75
1302	1976	0	74	0	55	0	19	19	3334	3161	2951	2604	05-JAN-76	18-DEC-76
1302	1977	1	57	0	32	0	17	17	3394	3210	2979	2531	27-JAN-77	31-DEC-77
1302	1978	1	60	0	45	1	16	15	3286	3105	2905	2489	14-JAN-78	08-DEC-78
1302	1979	0	58	0	65	-5	15	20	3203	3001	2816	2508	06-MAR-79	31-DEC-79
1302	1980	0	83	0	57	-4	17	21	3128	2946	2783	2462	11-FEB-80	04-DEC-80

Fortsetzung auf der nächsten Seite

Plot	Jahre	Früh- frost- tage	Frö- st- wech- sel- tage	Frost- tro- ck- nis	Winter- tage	Januar- tempe- ratur	Juli- tempe- ratur	Differenz Juli- Januar	Wärme- summe > 0°C	Wärme- summe > 5°C	Wärme- summe > 7°C	Wärme- summe > 10°C	VZ-Beginn > 0°C	VZ-Ende > 0°C
		[Tage]	[Tage]	[K]	[Tage]	[°C]	[°C]	[K]	[K]	[K]	[K]	[K]	[Datum]	[Datum]
1302	1981	2	51	0	51	17	-1	18	3378	3218	2993	2707	01-FEB-81	12-DEC-81
1302	1982	0	53	0	43	19	-4	22	3567	3331	3173	2766	05-JAN-82	31-DEC-82
1302	1983	0	55	0	35	20	5	15	3629	3421	3203	2868	05-JAN-83	15-DEC-83
1302	1984	0	74	0	40	16	2	15	3233	3011	2848	2624	05-JAN-84	19-NOV-84
1302	1985	0	47	0	65	18	-6	24	3254	3089	2917	2647	26-JAN-85	19-NOV-85
1302	1986	3	41	0	55	18	0	18	3291	3124	2937	2495	16-JAN-86	25-DEC-86
1302	1987	0	54	0	70	17	-7	24	3154	3043	2881	2309	09-FEB-87	16-DEC-87
1302	1988	0	59	0	15	18	4	14	3549	3274	3050	2749	05-JAN-88	04-DEC-88
1302	1989	1	54	0	16	18	4	14	3784	3547	3317	2904	05-JAN-89	03-DEC-89
1302	1990	3	37	30	13	18	4	13	3855	3641	3398	3023	12-JAN-90	31-DEC-90
1302	1991	0	57	0	32	19	3	17	3424	3158	2937	2547	05-JAN-91	31-DEC-91
1302	1992	0	41	0	21	20	2	18	3671	3407	3126	2695	05-JAN-92	26-DEC-92
1302	1993	0	65	0	38	17	2	14	3353	3112	2936	2645	10-JAN-93	23-NOV-93
1302	1994	0	37	0	21	22	4	18	3711	3502	3224	2804	05-JAN-94	31-DEC-94
1302	1995	0	66	0	45	20	1	20	3569	3357	3161	2783	24-JAN-95	04-DEC-95
1302	1996	3	78	0	79	16	-4	20	3091	2965	2883	2534	12-JAN-96	24-DEC-96
1302	1997	0	69	0	35	19	-2	21	3595	3360	3157	2748	22-JAN-97	19-DEC-97
1302	1998	0	51	0	30	17	4	13	3633	3467	3198	2757	05-JAN-98	23-NOV-98
1302	1999	0	61	0	23	20	3	17	3792	3580	3373	3026	07-JAN-99	31-DEC-99
1302	2000	0	38	0	17	16	2	14	3861	3656	3377	2975	05-JAN-00	24-DEC-00
1302	2001	0	74	0	38	19	1	18	3501	3272	3155	2921	06-JAN-01	31-DEC-01
1302	2002	1	59	30	36	19	3	16	3737	3571	3362	2893	21-JAN-02	10-DEC-02
1302	2003	3	77	33	38	20	-1	21	3725	3554	3301	2995	16-JAN-03	31-DEC-03
1302	2004	0	66	0	38	17	-1	18	3575	3397	3242	2813	11-JAN-04	31-DEC-04
1302	2005	2	80	50	44	19	3	16	3607	3428	3296	2919	05-JAN-05	30-DEC-05
1302	2006	0	58	0	48	22	-2	25	3866	3750	3575	3242	19-FEB-06	31-DEC-06
1302	2007	0	37	0	17	18	5	13	3826	3592	3382	2853	05-JAN-07	31-DEC-07
1302	2008	0	46	0	12	19	3	15	3682	3458	3162	2730	10-JAN-08	31-DEC-08
1302	2009	0	59	0	37	19	-1	20	3637	3452	3253	2980	16-JAN-09	20-DEC-09
1302	2010	0	55	0	87	22	-5	26	3351	3269	3100	2658	01-MAR-10	29-NOV-10
1302	2011	0	62	0	31	18	1	16	3764	3582	3364	3031	16-JAN-11	31-DEC-11
1302	2012	2	54	16	37	18	2	17	3623	3437	3201	2803	05-JAN-12	09-DEC-12
1303	1950	0	80	0,0	49	17,9	-2,2	20,1	3448	3243	3070	2815	17-JAN-50	28-DEC-50

Fortsetzung auf der nächsten Seite

Plot	Jahre	Früh- frost- tage	Frost- wechsel- tage	Frost- troch- nis	Winter- tage	Januar- tempe- ratur	Juli- tempe- ratur	Differenz	Wärme- summe > 0°C	Wärme- summe > 5°C	Wärme- summe > 7°C	Wärme- summe > 10°C	VZ-Beginn > 0°C	VZ-Ende > 0°C
		[Tag]	[Tag]	[K]	[Tag]	[°C]	[°C]	[K]	[K]	[K]	[K]	[K]	[Datum]	[Datum]
1303	1951	1	85	17,3	36	-0,2	18,0	18,1	3428	3220	2941	2505	08-JAN-51	31-DEC-51
1303	1952	3	117	14,0	65	0,8	17,4	16,6	3046	2870	2753	2456	05-JAN-52	29-NOV-52
1303	1953	2	91	50,2	46	0,0	19,1	19,2	3685	3550	3370	3014	31-JAN-53	19-DEC-53
1303	1954	5	84	49,4	58	-3,5	15,7	19,2	3202	2983	2801	2464	17-JAN-54	25-NOV-54
1303	1955	1	107	0,0	73	-2,1	18,6	20,7	3141	2936	2793	2510	02-FEB-55	22-DEC-55
1303	1956	3	88	18,0	65	0,0	17,9	17,9	3046	2829	2631	2430	16-JAN-56	27-DEC-56
1303	1957	2	93	48,0	31	1,0	19,0	18,0	3347	3137	2901	2439	08-JAN-57	19-DEC-57
1303	1958	5	108	33,1	57	-0,4	18,2	18,6	3204	2982	2821	2621	13-JAN-58	31-DEC-58
1303	1959	0	76	0,0	44	0,1	20,0	19,9	3558	3387	3181	2756	05-JAN-59	10-DEC-59
1303	1960	1	78	0,0	36	-0,2	16,9	17,1	3300	3056	2832	2526	05-JAN-60	31-DEC-60
1303	1961	0	62	0,0	34	-1,3	16,6	17,9	3591	3403	3254	2854	05-JAN-61	17-DEC-61
1303	1962	0	80	0,0	59	1,9	15,6	13,7	2986	2755	2604	2293	10-JAN-62	25-NOV-62
1303	1963	1	62	0,0	89	-8,3	18,4	26,7	3296	3211	3048	2649	10-MAR-63	12-DEC-63
1303	1964	0	88	0,0	65	-1,7	18,3	20,0	3263	3089	2934	2612	26-JAN-64	25-DEC-64
1303	1965	0	96	47,0	69	0,9	15,5	14,5	3018	2856	2653	2285	16-JAN-65	17-NOV-65
1303	1966	0	76	0,0	57	-3,0	17,6	20,5	3364	3166	3004	2769	02-FEB-66	31-DEC-66
1303	1967	0	78	0,0	36	-0,3	19,3	19,6	3614	3411	3181	2851	16-JAN-67	12-DEC-67
1303	1968	2	80	0,0	61	-1,2	16,9	18,2	3450	3278	3151	2891	19-JAN-68	13-DEC-68
1303	1969	2	84	0,0	93	-2,5	19,4	21,9	3284	3165	3079	2682	31-JAN-69	08-DEC-69
1303	1970	3	85	14,1	74	-5,2	17,6	22,8	3183	3008	2875	2528	20-MAR-70	26-DEC-70
1303	1971	1	74	0,0	39	-1,3	18,7	20,0	3524	3283	3091	2750	23-JAN-71	23-NOV-71
1303	1972	0	80	0,0	45	-4,2	19,6	23,8	3296	3087	2919	2352	11-FEB-72	25-DEC-72
1303	1973	3	100	45,7	33	-0,1	19,1	19,3	3346	3062	2877	2527	08-JAN-73	30-NOV-73
1303	1974	3	59	55,1	14	2,7	16,3	13,6	3463	3218	2932	2320	16-JAN-74	31-DEC-74
1303	1975	1	78	0,0	22	4,9	19,7	14,8	3593	3298	3031	2679	05-JAN-75	26-NOV-75
1303	1976	1	89	13,9	63	-0,3	19,3	19,6	3261	3100	2854	2627	12-JAN-76	18-DEC-76
1303	1977	2	77	0,0	35	-0,6	17,0	17,6	3375	3164	2969	2537	27-JAN-77	31-DEC-77
1303	1978	2	75	14,2	49	1,1	16,4	15,3	3245	3055	2860	2435	14-JAN-78	08-DEC-78
1303	1979	0	75	0,0	70	-5,2	15,3	20,5	3165	2956	2801	2509	11-MAR-79	31-DEC-79
1303	1980	0	91	0,0	65	-5,4	17,1	22,4	3094	2948	2779	2430	12-FEB-80	05-DEC-80
1303	1981	3	64	0,0	59	-1,1	17,8	18,8	3425	3251	3075	2751	01-FEB-81	12-DEC-81
1303	1982	1	65	32,1	44	-3,9	18,9	22,8	3596	3386	3207	2825	05-JAN-82	31-DEC-82
1303	1983	0	76	0,0	38	4,6	19,8	15,2	3639	3444	3225	2894	05-JAN-83	15-DEC-83
Fortsetzung auf der nächsten Seite														

Plot	Jahre	Früh- frost- tage	Früh- wechsel- tage	Frost- troeknis	Winter- tage	Januar- tempe- ratur	Juli- tempe- ratur	Differenz	Wärme- summe > 0 °C	Wärme- summe > 5 °C	Wärme- summe > 7 °C	Wärme- summe > 10 °C	VZ-Beginn > 0 °C	VZ-Ende > 0 °C
		[Tage]	[Tage]	[K]	[Tage]	[°C]	[°C]	[K]	[K]	[K]	[K]	[K]	[Datum]	[Datum]
1303	1984	1	94	0,0	44	1,2	16,7	15,5	3251	3060	2868	2666	05-JAN-84	19-NOV-84
1303	1985	0	60	0,0	63	-6,7	18,0	24,7	3279	3089	2933	2695	03-FEB-85	20-NOV-85
1303	1986	3	57	0,0	56	-0,6	18,3	18,8	3323	3125	2968	2561	23-JAN-86	25-DEC-86
1303	1987	0	65	0,0	72	-7,3	17,5	24,7	3147	3007	2874	2311	13-FEB-87	16-DEC-87
1303	1988	2	80	14,7	20	3,4	18,8	15,4	3523	3261	3074	2798	05-JAN-88	04-DEC-88
1303	1989	1	60	0,0	22	3,7	18,7	15,0	3797	3581	3381	2953	05-JAN-89	03-DEC-89
1303	1990	4	48	47,1	15	3,8	17,6	13,8	3780	3578	3334	2936	12-JAN-90	31-DEC-90
1303	1991	1	73	14,9	34	2,0	19,6	17,5	3405	3140	2940	2586	05-JAN-91	31-DEC-91
1303	1992	0	79	14,2	25	1,2	20,2	18,9	3647	3354	3115	2730	05-JAN-92	26-DEC-92
1303	1993	1	86	29,4	42	1,6	16,9	15,3	3349	3131	2964	2695	10-JAN-93	24-NOV-93
1303	1994	0	64	0,0	24	3,1	21,9	18,7	3680	3474	3207	2808	05-JAN-94	31-DEC-94
1303	1995	0	88	14,1	49	0,3	20,4	20,1	3539	3319	3107	2796	25-JAN-95	04-DEC-95
1303	1996	4	97	0,0	89	-3,9	16,3	20,2	3068	2962	2866	2564	12-JAN-96	10-DEC-96
1303	1997	4	86	29,1	37	-2,4	18,6	21,0	3565	3335	3099	2758	23-JAN-97	19-DEC-97
1303	1998	0	59	13,5	38	2,9	17,3	14,4	3603	3441	3192	2822	05-JAN-98	22-NOV-98
1303	1999	0	72	0,0	31	2,8	20,1	17,2	3761	3554	3399	2974	07-JAN-99	31-DEC-99
1303	2000	3	53	49,4	21	1,6	16,6	15,0	3861	3665	3379	3005	05-JAN-00	24-DEC-00
1303	2001	0	95	0,0	40	1,3	19,8	18,5	3497	3283	3144	2909	06-JAN-01	24-DEC-01
1303	2002	3	69	71,0	38	2,5	19,5	17,0	3802	3619	3414	2987	10-JAN-02	09-DEC-02
1303	2003	3	107	54,4	49	-0,6	20,0	20,6	3621	3436	3218	2872	16-JAN-03	31-DEC-03
1303	2004	1	91	34,5	46	-1,9	17,9	19,8	3566	3404	3247	2885	15-JAN-04	31-DEC-04
1303	2005	4	100	127,3	59	2,8	20,0	17,2	3556	3401	3241	2809	05-JAN-05	22-NOV-05
1303	2006	0	61	0,0	55	-4,1	22,5	26,5	3853	3733	3582	3256	05-JAN-06	31-DEC-06
1303	2007	3	71	114,7	21	4,8	18,0	13,2	3805	3611	3360	2917	05-JAN-07	24-DEC-07
1303	2008	0	67	16,9	15	3,1	18,9	15,8	3710	3489	3233	2762	10-JAN-08	31-DEC-08
1303	2009	1	88	36,3	46	-1,1	19,9	21,0	3612	3448	3258	2904	06-FEB-09	19-DEC-09
1303	2010	1	74	35,6	87	-5,4	21,7	27,1	3355	3261	3066	2714	27-FEB-10	29-NOV-10
1303	2011	0	81	0,0	38	1,0	17,7	16,7	3727	3557	3372	3023	16-JAN-11	31-DEC-11
1303	2012	3	71	103,9	44	1,7	18,5	16,8	3554	3353	3216	2792	05-JAN-12	09-DEC-12

Tab. A.10

Plot	Jahre	VZ-Beginn > 5 °C [Datum]	VZ-Ende > 5 °C [Datum]	VZ-Beginn > 7 °C [Datum]	VZ-Ende > 7 °C [Datum]	VZ-Beginn > 10 °C [Datum]	VZ-Ende > 10 °C [Datum]	VZ-Länge > 0 °C [Tage]	VZ-Länge > 5 °C [Tage]	VZ-Länge > 7 °C [Tage]	VZ-Länge > 10 °C [Tage]
1302	1950	20-MAR-50	27-OCT-50	21-MAR-50	26-OCT-50	21-MAR-50	25-OCT-50	347	221	219	218
1302	1951	04-APR-51	14-DEC-51	09-APR-51	07-NOV-51	21-MAY-51	10-OCT-51	357	254	212	142
1302	1952	25-FEB-52	23-OCT-52	09-APR-52	15-OCT-52	14-APR-52	07-OCT-52	329	241	189	176
1302	1953	25-FEB-53	28-NOV-53	06-APR-53	06-NOV-53	01-MAY-53	04-NOV-53	340	276	214	187
1302	1954	04-APR-54	19-NOV-54	04-MAY-54	18-NOV-54	05-MAY-54	01-OCT-54	348	229	198	149
1302	1955	06-APR-55	04-NOV-55	01-MAY-55	31-OCT-55	02-MAY-55	26-OCT-55	324	212	183	177
1302	1956	30-MAR-56	03-NOV-56	07-MAY-56	02-NOV-56	08-MAY-56	09-OCT-56	346	218	179	154
1302	1957	09-JAN-57	17-NOV-57	06-APR-57	16-NOV-57	15-MAY-57	03-OCT-57	345	312	224	141
1302	1958	14-FEB-58	23-NOV-58	03-MAY-58	05-NOV-58	09-MAY-58	20-OCT-58	352	282	186	164
1302	1959	28-FEB-59	11-NOV-59	02-MAR-59	08-NOV-59	17-APR-59	14-OCT-59	339	256	251	180
1302	1960	11-APR-60	10-DEC-60	14-APR-60	22-OCT-60	08-MAY-60	16-OCT-60	361	243	191	161
1302	1961	06-MAR-61	23-NOV-61	10-MAR-61	12-NOV-61	16-APR-61	20-OCT-61	347	262	247	187
1302	1962	11-APR-62	14-NOV-62	20-APR-62	14-NOV-62	10-MAY-62	15-OCT-62	346	217	208	158
1302	1963	08-APR-63	04-DEC-63	19-APR-63	01-DEC-63	12-MAY-63	27-OCT-63	277	240	226	168
1302	1964	13-APR-64	08-NOV-64	13-APR-64	24-OCT-64	20-APR-64	13-OCT-64	333	209	194	176
1302	1965	05-APR-65	15-NOV-65	25-APR-65	26-OCT-65	15-MAY-65	13-OCT-65	309	224	184	151
1302	1966	25-FEB-66	02-NOV-66	27-APR-66	02-NOV-66	28-APR-66	28-OCT-66	333	250	189	183
1302	1967	05-FEB-67	22-NOV-67	10-MAR-67	11-NOV-67	11-MAY-67	08-NOV-67	331	290	246	181
1302	1968	23-MAR-68	17-NOV-68	28-MAR-68	09-NOV-68	21-APR-68	20-OCT-68	329	239	226	182
1302	1969	08-APR-69	28-NOV-69	09-APR-69	09-NOV-69	29-APR-69	21-OCT-69	316	234	214	175
1302	1970	20-APR-70	10-NOV-70	20-APR-70	10-NOV-70	09-MAY-70	22-OCT-70	281	204	204	166
1302	1971	28-JAN-71	13-NOV-71	05-APR-71	30-OCT-71	09-MAY-71	30-OCT-71	344	289	208	174
1302	1972	18-MAR-72	18-NOV-72	19-MAR-72	21-OCT-72	04-MAY-72	02-OCT-72	324	245	216	151
1302	1973	21-MAR-73	04-NOV-73	25-MAR-73	22-OCT-73	07-MAY-73	14-OCT-73	326	228	211	160
1302	1974	18-JAN-74	15-DEC-74	21-MAR-74	30-OCT-74	03-MAY-74	04-OCT-74	358	331	223	154
1302	1975	05-JAN-75	13-NOV-75	23-APR-75	14-OCT-75	10-MAY-75	13-OCT-75	325	312	174	156
1302	1976	30-MAR-76	20-NOV-76	16-APR-76	29-OCT-76	09-MAY-76	20-OCT-76	348	235	196	164
1302	1977	25-FEB-77	29-NOV-77	12-MAR-77	17-NOV-77	06-MAY-77	28-SEP-77	338	277	250	145
1302	1978	01-MAR-78	12-NOV-78	04-MAY-78	12-NOV-78	08-MAY-78	05-OCT-78	328	256	192	150
1302	1979	12-APR-79	29-OCT-79	14-APR-79	26-OCT-79	16-MAY-79	04-OCT-79	300	200	195	141
1302	1980	31-MAR-80	04-NOV-80	15-APR-80	04-NOV-80	28-MAY-80	12-OCT-80	297	218	203	137
1302	1981	24-MAR-81	11-NOV-81	24-MAR-81	17-OCT-81	11-MAY-81	15-OCT-81	314	232	207	157

Fortsetzung auf der nächsten Seite

Plot	Jahre	VZ-Beginn > 5 °C [Datum]	VZ-Ende > 5 °C [Datum]	VZ-Beginn > 7 °C [Datum]	VZ-Ende > 7 °C [Datum]	VZ-Beginn > 10 °C [Datum]	VZ-Ende > 10 °C [Datum]	VZ-Länge > 0 °C [Tage]	VZ-Länge > 5 °C [Tage]	VZ-Länge > 7 °C [Tage]	VZ-Länge > 10 °C [Tage]
1302	1982	29-MAR-82	02-DEC-82	06-APR-82	18-NOV-82	17-MAY-82	01-NOV-82	360	248	226	168
1302	1983	10-MAR-83	15-NOV-83	20-APR-83	14-NOV-83	29-APR-83	24-OCT-83	344	250	208	178
1302	1984	10-APR-84	16-NOV-84	23-APR-84	09-NOV-84	25-APR-84	05-NOV-84	319	220	200	194
1302	1985	26-MAR-85	04-NOV-85	04-APR-85	27-OCT-85	10-MAY-85	23-OCT-85	297	223	206	166
1302	1986	21-MAR-86	11-DEC-86	25-APR-86	02-DEC-86	05-MAY-86	21-OCT-86	343	265	221	169
1302	1987	29-MAR-87	28-NOV-87	11-APR-87	25-NOV-87	02-MAY-87	01-OCT-87	310	244	228	152
1302	1988	05-JAN-88	03-NOV-88	19-APR-88	03-NOV-88	20-APR-88	25-OCT-88	334	303	198	188
1302	1989	17-JAN-89	20-NOV-89	31-MAR-89	20-NOV-89	15-APR-89	12-OCT-89	332	307	234	180
1302	1990	24-JAN-90	26-NOV-90	24-FEB-90	25-OCT-90	20-MAR-90	25-OCT-90	353	306	243	219
1302	1991	10-MAR-91	30-OCT-91	14-MAR-91	24-OCT-91	15-APR-91	22-OCT-91	360	234	224	190
1302	1992	03-MAR-92	31-OCT-92	08-MAR-92	25-OCT-92	17-MAY-92	11-OCT-92	356	242	231	147
1302	1993	17-MAR-93	03-NOV-93	17-MAR-93	19-OCT-93	25-APR-93	19-OCT-93	317	231	216	177
1302	1994	10-MAR-94	18-DEC-94	24-APR-94	21-OCT-94	25-APR-94	06-OCT-94	360	283	180	164
1302	1995	16-FEB-95	06-NOV-95	25-APR-95	06-NOV-95	26-APR-95	02-NOV-95	314	263	195	190
1302	1996	10-APR-96	18-NOV-96	20-APR-96	17-NOV-96	21-APR-96	24-OCT-96	347	222	211	186
1302	1997	25-FEB-97	28-OCT-97	01-MAY-97	28-OCT-97	05-MAY-97	16-OCT-97	331	245	180	164
1302	1998	05-JAN-98	17-NOV-98	15-FEB-98	06-OCT-98	27-APR-98	05-OCT-98	322	316	233	161
1302	1999	03-MAR-99	15-NOV-99	03-APR-99	20-OCT-99	04-APR-99	18-OCT-99	358	257	200	197
1302	2000	02-APR-00	20-DEC-00	20-APR-00	19-NOV-00	21-APR-00	04-NOV-00	354	262	213	197
1302	2001	12-MAR-01	27-NOV-01	04-APR-01	11-NOV-01	29-APR-01	08-NOV-01	359	260	221	193
1302	2002	24-JAN-02	07-NOV-02	31-JAN-02	14-OCT-02	25-APR-02	10-OCT-02	323	287	256	168
1302	2003	27-MAR-03	26-OCT-03	16-APR-03	18-OCT-03	24-APR-03	16-OCT-03	349	213	185	175
1302	2004	05-FEB-04	12-NOV-04	18-MAR-04	11-NOV-04	19-APR-04	13-OCT-04	355	281	238	177
1302	2005	08-JAN-05	20-NOV-05	27-MAR-05	17-NOV-05	15-APR-05	19-OCT-05	359	316	235	187
1302	2006	30-MAR-06	29-DEC-06	18-APR-06	23-NOV-06	06-MAY-06	05-NOV-06	315	274	219	183
1302	2007	12-JAN-07	14-NOV-07	14-MAR-07	23-OCT-07	13-APR-07	22-OCT-07	360	306	223	192
1302	2008	10-FEB-08	25-NOV-08	24-APR-08	01-NOV-08	27-APR-08	07-OCT-08	356	289	191	163
1302	2009	05-MAR-09	03-NOV-09	06-APR-09	16-OCT-09	11-APR-09	13-OCT-09	338	243	193	185
1302	2010	22-MAR-10	26-NOV-10	22-MAR-10	10-NOV-10	29-APR-10	14-OCT-10	273	249	233	168
1302	2011	18-JAN-11	13-NOV-11	04-APR-11	10-NOV-11	04-APR-11	17-OCT-11	349	299	220	196
1302	2012	13-MAR-12	19-NOV-12	24-MAR-12	30-OCT-12	28-APR-12	29-OCT-12	339	251	220	184
1303	1950	20-MAR-50	27-OCT-50	21-MAR-50	26-OCT-50	21-MAR-50	25-OCT-50	345	221	219	218
1303	1951	05-APR-51	14-DEC-51	09-APR-51	28-OCT-51	05-MAY-51	09-OCT-51	357	253	202	157
1303	1952	08-APR-52	23-OCT-52	09-APR-52	16-OCT-52	15-APR-52	08-OCT-52	329	198	190	176

Fortsetzung auf der nächsten Seite

Plot	Jahre	VZ-Beginn > 5 °C	VZ-Ende > 5 °C	VZ-Beginn > 7 °C	VZ-Ende > 7 °C	VZ-Beginn > 10 °C	VZ-Ende > 10 °C	VZ-Länge > 0 °C [Tage]	VZ-Länge > 5 °C [Tage]	VZ-Länge > 7 °C [Tage]	VZ-Länge > 10 °C [Tage]
1303	1953	25-FEB-53	28-NOV-53	21-MAR-53	05-NOV-53	01-MAY-53	04-NOV-53	322	276	229	187
1303	1954	04-APR-54	19-NOV-54	04-MAY-54	18-NOV-54	06-MAY-54	01-OCT-54	312	229	198	148
1303	1955	07-APR-55	01-NOV-55	01-MAY-55	31-OCT-55	02-MAY-55	20-OCT-55	323	208	183	171
1303	1956	26-MAR-56	03-NOV-56	07-MAY-56	02-NOV-56	08-MAY-56	09-OCT-56	346	222	179	154
1303	1957	09-JAN-57	17-NOV-57	06-APR-57	16-NOV-57	15-MAY-57	03-OCT-57	345	312	224	141
1303	1958	15-FEB-58	23-NOV-58	04-MAY-58	07-NOV-58	10-MAY-58	20-OCT-58	352	281	187	163
1303	1959	28-FEB-59	13-NOV-59	06-MAR-59	03-NOV-59	18-APR-59	08-OCT-59	339	258	242	173
1303	1960	13-APR-60	12-NOV-60	15-APR-60	22-OCT-60	08-MAY-60	16-OCT-60	361	213	190	161
1303	1961	19-FEB-61	22-NOV-61	13-MAR-61	17-NOV-61	26-APR-61	23-OCT-61	346	276	249	180
1303	1962	11-APR-62	14-NOV-62	20-APR-62	01-NOV-62	25-APR-62	15-OCT-62	319	217	195	173
1303	1963	08-APR-63	04-DEC-63	19-APR-63	01-DEC-63	10-MAY-63	26-OCT-63	277	240	226	169
1303	1964	13-APR-64	08-NOV-64	14-APR-64	28-OCT-64	20-APR-64	13-OCT-64	334	209	197	176
1303	1965	01-APR-65	15-NOV-65	25-APR-65	25-OCT-65	16-MAY-65	12-OCT-65	305	228	183	149
1303	1966	25-FEB-66	03-NOV-66	27-APR-66	02-NOV-66	28-APR-66	28-OCT-66	332	251	189	183
1303	1967	06-FEB-67	28-NOV-67	08-MAR-67	11-NOV-67	11-MAY-67	08-NOV-67	330	295	248	181
1303	1968	23-MAR-68	17-NOV-68	28-MAR-68	09-NOV-68	21-APR-68	20-OCT-68	329	239	226	182
1303	1969	08-APR-69	28-NOV-69	11-APR-69	25-NOV-69	07-MAY-69	25-OCT-69	311	234	228	171
1303	1970	20-APR-70	10-NOV-70	26-APR-70	10-NOV-70	09-MAY-70	30-SEP-70	281	204	198	144
1303	1971	21-MAR-71	13-NOV-71	05-APR-71	30-OCT-71	10-MAY-71	28-OCT-71	304	237	208	171
1303	1972	18-MAR-72	16-NOV-72	19-MAR-72	23-OCT-72	04-MAY-72	02-OCT-72	318	243	218	151
1303	1973	21-MAR-73	22-OCT-73	25-MAR-73	22-OCT-73	07-MAY-73	14-OCT-73	326	215	211	160
1303	1974	13-FEB-74	24-NOV-74	30-MAR-74	30-OCT-74	15-MAY-74	04-OCT-74	349	284	214	142
1303	1975	14-JAN-75	14-NOV-75	07-MAR-75	30-OCT-75	10-MAY-75	13-OCT-75	325	304	237	156
1303	1976	30-MAR-76	21-NOV-76	17-APR-76	28-OCT-76	06-MAY-76	20-OCT-76	341	236	194	167
1303	1977	25-FEB-77	29-NOV-77	12-MAR-77	17-NOV-77	06-MAY-77	28-SEP-77	338	277	250	145
1303	1978	01-MAR-78	13-NOV-78	04-MAY-78	12-NOV-78	22-MAY-78	03-OCT-78	328	257	192	134
1303	1979	12-APR-79	27-OCT-79	14-APR-79	26-OCT-79	16-MAY-79	02-OCT-79	295	198	195	139
1303	1980	31-MAR-80	04-NOV-80	18-APR-80	04-NOV-80	28-MAY-80	13-OCT-80	297	218	200	138
1303	1981	24-MAR-81	11-NOV-81	24-MAR-81	17-OCT-81	11-MAY-81	15-OCT-81	314	232	207	157
1303	1982	29-MAR-82	03-DEC-82	29-MAR-82	18-NOV-82	17-MAY-82	29-OCT-82	360	249	234	165
1303	1983	10-MAR-83	16-NOV-83	20-APR-83	14-NOV-83	25-APR-83	24-OCT-83	344	251	208	182
1303	1984	30-MAR-84	16-NOV-84	24-APR-84	09-NOV-84	04-MAY-84	05-NOV-84	319	231	199	185
1303	1985	26-MAR-85	03-NOV-85	04-APR-85	27-OCT-85	09-MAY-85	23-OCT-85	290	222	206	167
1303	1986	30-MAR-86	11-DEC-86	25-APR-86	02-DEC-86	02-MAY-86	21-OCT-86	336	256	221	172

Fortsetzung auf der nächsten Seite

Plot	Jahre	VZ-Beginn > 5 °C [Datum]	VZ-Ende > 5 °C [Datum]	VZ-Beginn > 7 °C [Datum]	VZ-Ende > 7 °C [Datum]	VZ-Beginn > 10 °C [Datum]	VZ-Ende > 10 °C [Datum]	VZ-Länge > 0 °C [Tage]	VZ-Länge > 5 °C [Tage]	VZ-Länge > 7 °C [Tage]	VZ-Länge > 10 °C [Tage]
1303	1987	07-APR-87	27-NOV-87	11-APR-87	30-OCT-87	02-MAY-87	01-OCT-87	306	234	202	152
1303	1988	05-JAN-88	03-NOV-88	19-APR-88	03-NOV-88	20-APR-88	23-OCT-88	334	303	198	186
1303	1989	09-MAR-89	20-NOV-89	30-MAR-89	20-NOV-89	15-APR-89	12-OCT-89	332	256	235	180
1303	1990	24-JAN-90	26-NOV-90	24-FEB-90	26-OCT-90	20-MAR-90	25-OCT-90	353	306	244	219
1303	1991	14-MAR-91	30-OCT-91	15-MAR-91	24-OCT-91	15-APR-91	21-OCT-91	360	230	223	189
1303	1992	03-MAR-92	31-OCT-92	08-MAR-92	20-OCT-92	29-APR-92	11-OCT-92	356	242	226	165
1303	1993	17-MAR-93	02-NOV-93	18-MAR-93	20-OCT-93	25-APR-93	19-OCT-93	318	230	216	177
1303	1994	10-MAR-94	18-DEC-94	24-APR-94	21-OCT-94	25-APR-94	06-OCT-94	360	283	180	164
1303	1995	16-FEB-95	06-NOV-95	26-APR-95	06-NOV-95	07-MAY-95	02-NOV-95	313	263	194	179
1303	1996	10-APR-96	24-NOV-96	21-APR-96	16-NOV-96	22-APR-96	27-OCT-96	333	228	209	188
1303	1997	25-FEB-97	28-OCT-97	25-FEB-97	25-OCT-97	06-MAY-97	16-OCT-97	330	245	242	163
1303	1998	05-JAN-98	16-NOV-98	16-FEB-98	06-OCT-98	25-APR-98	05-OCT-98	321	315	232	163
1303	1999	03-MAR-99	15-NOV-99	02-APR-99	20-OCT-99	26-APR-99	18-OCT-99	358	257	201	175
1303	2000	09-FEB-00	20-DEC-00	18-APR-00	20-NOV-00	21-APR-00	04-NOV-00	354	315	216	197
1303	2001	12-MAR-01	17-NOV-01	04-APR-01	09-NOV-01	03-MAY-01	08-NOV-01	352	250	219	189
1303	2002	25-JAN-02	06-NOV-02	31-JAN-02	13-OCT-02	03-MAY-02	10-OCT-02	333	285	255	160
1303	2003	27-MAR-03	22-OCT-03	17-APR-03	21-OCT-03	30-APR-03	17-OCT-03	349	209	187	170
1303	2004	05-FEB-04	11-NOV-04	07-FEB-04	11-NOV-04	18-MAR-04	12-OCT-04	351	280	278	208
1303	2005	08-JAN-05	20-NOV-05	07-APR-05	17-NOV-05	16-APR-05	03-NOV-05	321	316	224	201
1303	2006	01-APR-06	29-DEC-06	17-APR-06	23-NOV-06	06-MAY-06	05-NOV-06	360	272	220	183
1303	2007	12-JAN-07	22-NOV-07	13-MAR-07	23-OCT-07	13-APR-07	22-OCT-07	353	314	224	192
1303	2008	26-FEB-08	25-NOV-08	03-APR-08	01-NOV-08	29-APR-08	07-OCT-08	356	273	212	161
1303	2009	18-MAR-09	03-NOV-09	05-APR-09	16-OCT-09	11-APR-09	13-OCT-09	316	230	194	185
1303	2010	22-MAR-10	25-NOV-10	22-MAR-10	10-NOV-10	30-APR-10	13-OCT-10	275	248	233	166
1303	2011	18-JAN-11	15-NOV-11	04-APR-11	11-NOV-11	21-APR-11	17-OCT-11	349	301	221	179
1303	2012	14-MAR-12	30-OCT-12	14-MAR-12	30-OCT-12	28-APR-12	29-OCT-12	339	230	230	184

Mittlere jährliche Luftschadstoffkonzentrationen der Level II-Flächen Mecklenburg-Vorpommerns

Hinweis:

Nachfolgend sind die Jahresmittelwerte für NO₂ und NH₃ berechnet aus den monatlichen Passivsammlermessungen aufgeführt. Die Ozonmessung erfolgte ebenfalls über Passivsammler. In der Tabelle sind die Ozonmittelwerte der Vegetationszeiten dargestellt.

Tab. A.11: Mittlere jährliche Luftschadstoffkonzentrationen der Level II-Flächen Mecklenburg-Vorpommerns

Schadstoff	Plot	Jahr	N (gültig)	N (fehlend)	Mittelwert	s	Min	Max	Perz. 25	Perz. 75
NO ₂	1302	2001	12	0	5,91	2,36	2,90	11,00	4,10	7,10
NO ₂	1302	2002	12	0	6,06	3,40	2,10	12,00	3,45	9,83
NO ₂	1302	2003	12	0	7,17	3,10	3,80	12,25	4,33	10,10
NO ₂	1302	2004	13	0	6,47	3,85	2,97	16,71	3,64	7,90
NO ₂	1302	2005	12	1	6,27	3,21	2,46	13,21	3,78	8,20
NO ₂	1302	2006	13	0	6,78	3,23	3,04	12,67	4,25	9,94
NO ₂	1302	2007	14	0	5,88	2,48	3,26	12,28	3,83	7,16
NO ₂	1302	2008	13	0	5,91	2,88	2,36	11,20	3,57	8,02
NO ₂	1302	2009	13	0	6,29	3,50	2,80	13,30	3,70	9,20
NO ₂	1302	2010	13	0	5,71	2,57	3,10	10,70	3,60	7,73
NO ₂	1302	2011	13	0	6,34	1,89	3,35	10,05	4,93	7,80
NO ₂	1302	2012	11	1	6,60	2,75	4,05	13,58	4,31	7,72
NO ₂	1302	2013	12	0	5,41	2,16	2,92	10,24	3,50	7,07
NO ₂	1303	2001	12	0	6,08	1,83	3,20	9,40	4,95	7,23
NO ₂	1303	2002	12	0	6,85	3,04	3,80	13,00	4,55	8,83
NO ₂	1303	2003	13	0	7,45	2,62	4,69	12,58	5,29	9,53
NO ₂	1303	2004	13	0	6,43	3,20	2,78	15,03	4,21	8,16
NO ₂	1303	2005	11	2	6,94	3,11	3,74	12,45	4,10	8,90
NO ₂	1303	2006	14	0	7,04	2,69	3,78	12,34	4,38	9,39
NO ₂	1303	2007	12	0	5,46	1,60	3,64	8,75	4,31	6,89
NO ₂	1303	2008	13	0	6,65	2,75	3,35	12,00	4,36	7,78
NO ₂	1303	2009	14	0	6,06	2,68	2,80	11,50	3,70	8,60
NO ₂	1303	2010	13	0	6,05	2,44	3,30	10,95	3,95	7,93
NO ₂	1303	2011	13	0	5,71	2,19	3,40	10,40	3,88	6,75
NO ₂	1303	2012	11	1	6,58	2,22	4,45	11,65	4,75	7,00
NO ₂	1303	2013	12	0	5,87	1,74	3,74	9,61	4,07	6,78
NH ₃	1302	2001	12	0	1,70	1,32	0,41	5,60	1,10	2,00
NH ₃	1302	2002	11	1	1,79	1,29	0,40	4,20	0,74	3,40
NH ₃	1302	2003	12	0	2,30	1,47	0,59	4,70	1,08	3,90
NH ₃	1302	2004	13	0	3,26	2,05	0,70	7,78	1,44	4,45
NH ₃	1302	2005	11	2	3,39	4,47	0,50	15,73	0,90	5,09

Fortsetzung auf der nächsten Seite

Schad- stoff	Plot	Jahr	N (gültig)	N (fehlend)	Mittel- wert	s	Min	Max	Perz. 25	Perz. 75
NH3	1302	2006	13	0	2,67	1,96	0,90	7,24	1,53	3,65
NH3	1302	2007	14	0	1,86	1,23	0,41	4,36	1,06	2,31
NH3	1302	2008	13	0	1,91	0,77	0,90	3,33	1,30	2,54
NH3	1302	2009	13	0	3,22	2,43	0,80	9,20	1,45	4,80
NH3	1302	2010	13	0	2,78	2,86	0,60	11,00	1,30	2,90
NH3	1302	2011	12	1	3,55	3,30	0,70	12,90	1,25	4,79
NH3	1302	2012	12	0	2,83	2,25	0,90	8,60	1,51	2,77
NH3	1302	2013	12	0	3,38	3,11	0,92	11,62	1,19	5,22
NH3	1303	2001	12	0	4,36	1,82	1,10	6,70	2,95	5,93
NH3	1303	2002	12	0	3,07	1,51	1,20	5,70	1,68	4,55
NH3	1303	2003	13	0	3,97	2,44	0,86	7,77	1,74	6,51
NH3	1303	2004	13	0	4,17	1,13	2,06	6,19	3,37	4,80
NH3	1303	2005	10	3	3,96	1,46	1,90	6,01	2,36	5,08
NH3	1303	2006	14	0	5,08	1,58	2,28	6,94	4,33	6,42
NH3	1303	2007	12	0	4,63	1,55	2,03	7,69	3,56	5,71
NH3	1303	2008	13	0	3,31	1,17	1,94	5,96	2,22	3,95
NH3	1303	2009	14	0	3,69	1,28	1,70	6,60	2,83	4,33
NH3	1303	2010	13	0	3,45	1,77	1,50	7,00	2,05	4,60
NH3	1303	2011	13	0	4,10	2,84	1,15	12,35	2,53	4,48
NH3	1303	2012	12	0	4,57	3,64	1,67	15,55	2,93	4,75
NH3	1303	2013	12	0	3,40	1,88	1,75	7,32	1,84	4,54
O3	1302	2001	7	0	55,86	11,31	40,00	76,00	47,00	61,00
O3	1302	2002	6	0	59,50	8,04	47,00	69,00	51,50	65,24
O3	1302	2003	6	0	69,67	8,78	54,00	79,00	63,75	76,75
O3	1302	2004	6	0	58,10	7,73	52,89	71,65	53,04	65,37
O3	1302	2005	5	1	62,27	9,24	50,13	71,39	53,05	71,03
O3	1302	2006	6	0	68,09	9,30	55,28	79,23	58,25	76,65
O3	1302	2007	6	0	59,80	8,83	48,10	74,20	52,45	65,52
O3	1302	2008	6	0	62,35	13,97	40,70	79,50	50,60	74,85
O3	1302	2009	5	1	60,20	12,77	41,00	77,00	51,00	69,00
O3	1302	2010	6	0	57,26	12,41	41,50	77,50	46,25	65,88
O3	1302	2011	6	0	61,79	12,13	47,25	75,75	48,94	74,81
O3	1302	2012	6	0	56,26	13,11	42,63	75,25	43,77	67,94
O3	1302	2013	4	0	59,75	12,60	49,70	78,07	50,76	72,87
O3	1303	2001	5	1	56,40	6,23	50,00	66,00	51,00	62,00
O3	1303	2002	7	0	55,86	3,98	49,00	60,00	52,00	59,00
O3	1303	2003	6	0	62,31	10,45	49,00	78,28	52,57	69,90
O3	1303	2004	6	0	53,63	7,34	43,86	65,05	48,79	60,31
O3	1303	2005	5	1	55,73	8,26	42,56	63,29	48,70	62,73
O3	1303	2006	6	0	59,44	10,06	47,05	75,66	49,70	65,64
O3	1303	2007	6	0	52,47	9,11	43,00	69,70	46,45	56,80
O3	1303	2008	6	0	55,15	12,85	35,20	69,90	43,08	65,93
O3	1303	2009	6	0	58,83	7,88	51,00	69,00	51,75	68,25
O3	1303	2010	6	0	53,99	10,90	41,00	69,00	42,63	64,50
O3	1303	2011	6	0	56,49	12,82	41,50	72,00	43,50	68,81
O3	1303	2012	6	0	53,70	9,45	42,30	66,75	43,56	60,94
O3	1303	2013	4	0	46,59	9,57	33,29	54,33	36,48	53,92

