

TEXTE

70/2015

Anwendung und Überprüfung neuer Methoden zur flächenhaften Bewertung der Auswirkung von bodennahem Ozon auf die Biodiversität terrestrischer Ökosysteme

Teil I

TEXTE 70/2015

Umweltforschungsplan des
Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

Forschungskennzahl 3711 63 235
UBA-FB 002142/1

Anwendung und Überprüfung neuer Methoden zur flächenhaften Bewertung der Auswirkung von bodennahem Ozon auf die Biodiversität terrestrischer Ökosysteme

Teil I

von

Jürgen Bender, Elke Bergmann, Hans-Joachim Weigel
Thünen-Institut für Biodiversität, Braunschweig

Ludger Grünhage, Matthias Schröder
Institut für Pflanzenökologie der Justus-Liebig Universität, Gießen

Peter Bultjes, Martijn Schaap, Richard Kranenburg, Roy Wichink Kruit
Netherlands Organisation of Applied Scientific Research (TNO), Utrecht

Rainer Stern
Institut für Meteorologie der Freien Universität, Berlin


Manuela Baumgarten, Rainer Matyssek
Lehrstuhl für Ökophysiologie der Pflanzen der Technischen Universität,
München

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber:

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
info@umweltbundesamt.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt

Durchführung der Studie:

Thünen-Institut für Biodiversität
Bundesallee 50
38116 Braunschweig

Abschlussdatum:

Dezember 2014

Redaktion:

Fachgebiet II 4.3 Luftreinhaltung und terrestrische Ökosysteme
Gudrun Schütze

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/anwendung-ueberpruefung-neuer-methoden-zur>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, August 2015

Das diesem Bericht zu Grunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit unter der Forschungskennzahl 3711 63 235 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung

Unter den Spurengasen in der Atmosphäre ist O₃ ein hoch phytotoxischer Luftschadstoff, dessen Konzentration weiter ansteigt. Die potenziell schädigende Wirkung des bodennahen O₃ bei höheren Pflanzen ist vielfach belegt. Während die Schadensbewertung bisher meist unter Aspekten der nutzbaren Leistungen der Pflanzen erfolgte, sind weitergehende Folgen für die Biodiversität insgesamt und für die von ihr abhängigen Ökosystemfunktionen und –dienstleistungen derzeit schwer abzuschätzen. Ziel des vorliegenden Berichts ist eine Bewertung des Risikos von O₃-Belastungen für die Vegetation und die Biodiversität terrestrischer Ökosysteme in Deutschland mit Hilfe von Modellierungs- und Kartierungsansätzen und in Form einer Literaturstudie.

Konzentrations- und flussbasierte Ansätze zur Beurteilung des O₃-Risikos für Gefäßpflanzen (Critical Levels, kritische Belastungswerte) bezüglich ihrer Anwendbarkeit und Aussagekraft werden verglichen und bestehende Unsicherheiten in den Modellen analysiert. In Ergänzung dazu werden Validierungen der verschiedenen Modellansätze vorgenommen. Sowohl flächenhafte Modellierungen der Risikoverteilung als auch lokale Beurteilungen des O₃-Risikos für einzelne Vegetationstypen zeigen Unterschiede zwischen den konzentrations- und flussbasierten Ansätzen auf, mit bedeutenden Implikationen für die Risikoabschätzung. Flussbasierte Ansätze wie POD (Phytotoxische Ozon-Dosis) beruhen auf der tatsächlich von der Pflanze über die Spaltöffnungen aufgenommenen Menge von O₃ und bilden damit die physiologischen und toxikologischen Wirkungen des O₃ wesentlich besser ab als konzentrationsbasierte Ansätze wie AOT40 (accumulated exposure over a threshold of 40 ppb). Auf der Grundlage des Fluss-Ansatzes werden Vorschläge für die Praxistauglichkeit auf lokaler Ebene aufgezeigt und Empfehlungen für die zukünftige Anwendung von O₃-Risikoabschätzungen für die Vegetation abgeleitet. Für die Anwendung in den lufthygienischen Messnetzen wird ein vereinfachter POD-Ansatz vorgeschlagen.

Abstract

Tropospheric ozone is considered as the most significant phytotoxic pollutant in the atmosphere. While it has been shown that ozone concentrations have significant adverse effects on crop yields, forest growth and species composition, the impacts of ozone on biodiversity are uncertain. The project aims to assess the impacts of O₃ on vegetation and biodiversity in Germany. For this purpose, the present study provides (i) a synthesis of current knowledge on the effects of O₃ on biodiversity and ecosystem services through a comprehensive literature study and (ii) an analysis of methods and uncertainties in concentration-based and flux-based approaches in O₃ risk assessments (critical levels), including validation studies for different vegetation types. Modelling and mapping approaches are used to evaluate the O₃ risk for vegetation in Germany at both local and regional scale. The differences between a concentration-based approach such as AOT40 (accumulated exposure over a threshold of 40 ppb) and a flux-based approach such as POD (Phytotoxic Ozone Dose) can have very important implications for risk assessments. While AOT40 is based on the concentration of O₃ in the atmosphere, the real impact of O₃ depend on the amount of the pollutant taken up through the stomata, i.e. exclusively, risk analyses based on the stomatal flux approach POD are toxicologically relevant. Based on the flux approach POD a simplified concept is developed to evaluate the O₃ risk at local scale and recommendations are derived for the future applicability of the POD approach in O₃ risk assessments.

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	5
Abbildungsverzeichnis	11
Tabellenverzeichnis.....	24
Abkürzungsverzeichnis wichtiger Begriffe	26
Zusammenfassung	28
Summary	38
1 Einleitung.....	47
2 Literaturstudie zum gegenwärtigen Kenntnisstand zu Wirkungen von Ozon auf die Biodiversität terrestrischer Ökosysteme.....	49
3 Flächenhafte Modellierung der Schadwirkung von Ozon auf terrestrische Ökosysteme mit konzentrations- und flussbasierten Ansätzen	50
3.1 Einleitung	50
3.2 Behandlung der trockenen Deposition im LOTOS-EUROS-Modell.....	51
3.3 Beurteilungswerte für Ozon: Critical levels	53
3.4 Beurteilungswerte basierend auf stomatärer Ozonaufnahme	54
3.4.1 Überblick	54
3.4.2 Bestimmung des Akkumulationszeitraums	54
3.4.2.1 Landwirtschaftliche Nutzpflanzen repräsentiert durch Weizen	54
3.4.2.2 Laubbäume repräsentiert durch Buchen	55
3.4.2.3 Nadelbäume repräsentiert durch Fichten	56
3.4.2.4 Grünland repräsentiert durch Klee	56
3.4.3 Berechnung des stomatären Blattleitwertes	56
3.4.3.1 Überblick	56
3.4.3.2 Bestimmung von f_{phen}	57
3.4.3.3 Bestimmung von f_{O_3}	58
3.4.3.4 Bestimmung von f_{light}	58
3.4.3.5 Bestimmung von f_{temp}	58
3.4.3.6 Bestimmung von f_{VPD}	59
3.4.3.7 Bestimmung von f_{sw}	60
3.5 Konzentrations- und flussbezogene Ergebnisse	62
3.5.1 Überblick	62
3.5.2 Vergleich mit Ozonbeobachtungen	62
3.5.3 AOT40 Modellergebnisse auf Bestandhöhe, 2006 und 2010.....	64
3.5.4 POD_{γ} Modellergebnisse.....	74

3.5.5	Risikobewertung	84
3.5.6	Ertrags- bzw. Biomassenverluste im Ampelfarbensystem.....	95
3.6	Vergleich mit Ergebnissen des EMEP-Modells: 2006	100
3.6.1	Verfügbare EMEP Modellergebnisse.....	100
3.6.2	EMEP AOT40 und AFst _y Definitionen	100
3.6.3	EMEP Datenverfügbarkeit.....	101
3.6.4	Vergleichbarkeit der EMEP-Ergebnisse mit LOTOS-EUROS-Ergebnissen	101
3.6.5	Konzentrationsbezogener Vergleich: AOT40	102
3.6.6	Flussbezogener Vergleich: POD _y und AFst _y	104
3.7	Zusammenfassung	105
3.8	Literatur.....	108
4	Lokale Beurteilung und Kartierung des Ozonrisikos für unterschiedliche Vegetationstypen.....	109
4.1	Konzentrationsbezogene (AOT40) und flussbasierte (POD _y) Modellansätze für die lokale Risikobewertung	109
4.1.1	Einführung.....	109
4.1.2	Bestimmung der stomatären O ₃ -Aufnahme der Sonnenblätter an der Bestandesoberfläche und der Phytotoxischen O ₃ -Dosis	111
4.1.2.1	Phytotoxisch wirksame O ₃ -Expositionskonzentration und -dosis	115
4.1.3	Dosis-Wirkung-Funktionen	119
4.1.4	Validierung von Modellannahmen und -ansätzen	121
4.1.4.1	Maximaler stomatärer Leitwert	121
4.1.4.2	Wichtungsfunktionen zur Berücksichtigung des Einflusses interner und externer Faktoren auf die Stomataöffnungsweite	123
4.1.4.3	Akkumulationszeiträume	125
4.1.4.4	Dosis-Wirkung-Funktionen	128
4.2	Transformationsverfahren für O ₃ -Konzentration und meteorologische Modelleingangsgrößen von Mess- zur Bestandeshöhe	131
4.2.1	Rezeptor "Winterweizen"	132
4.2.2	Rezeptorengruppe "Wald"	134
4.2.2.1	Meteorologische Eingangsgrößen	135
4.2.2.2	O ₃ -Konzentration	139
4.2.3	Rezeptor "Klee"	142
4.3	Abschätzung des pflanzenverfügbaren Bodenwassergehalts im durchwurzelten Bodenraum	144
4.3.1	Methodik zur Abschätzung des pflanzenverfügbaren Bodenwassergehalts.....	144
4.3.2	Rezeptor "Winterweizen"	145

4.3.2.1	Entwicklung und Validierung eines vereinfachten Modells zur Schätzung des pflanzenverfügbaren Bodenwassergehalts	146
4.3.3	Rezeptoren "Buche" und "Fichte"	148
4.3.3.1	Vergleich des <i>plant-available-water</i> -Ansatzes mit dem <i>soil-water-potential</i> -Ansatz für Buche	148
4.3.3.2	Entwicklung und Validierung eines vereinfachten Modells zur Schätzung des pflanzenverfügbaren Bodenwassergehalts	150
4.3.3.2.1	Im Modell FO ₃ REST implementiertes Gleichungssystem für Buche und Fichte	150
4.3.3.2.2	Methodik zur Modellableitung	151
4.3.3.2.3	Modellentwicklung und Validierung für Buchenstandorte	153
4.3.3.2.4	Modellentwicklung und Validierung für Fichte	155
4.3.4	Rezeptor "Klee"	161
4.3.5	Einfluss der Bodenart auf die stomatäre O ₃ -Aufnahme	161
4.4	Referenzstationen für die lokale Risikobeurteilung	164
4.4.1	Räumliche Repräsentativität der standortbezogenen Eingangsgrößen für die lokale Risikobeurteilung.....	171
4.4.2	Vergleich der mit LOTOS-EUROS modellierten O ₃ -Konzentrationen und der in LOTOS-EUROS verwendeten Meteorologie mit den an Referenzstationen gemessenen Daten.....	173
4.5	Einfluss der Messgenauigkeit der Eingangsgrößen auf die stomatäre O ₃ -Aufnahme und AOT ₄₀ -Werte und Identifizierung der Eingangsgrößen, die mit besonderer Sorgfalt erhoben werden müssen.....	176
4.6	Vereinfachte flussbasierte Ansätze	177
4.6.1	Rezeptor "Winterweizen" – Annahme einer neutral geschichteten Atmosphäre	177
4.6.2	Rezeptor "Winterweizen" – Transformation der in einer Referenzhöhe gemessenen O ₃ -Konzentrationen zur Bestandeshöhe mittels eines Regressionsansatzes.....	179
4.6.3	Rezeptor "Winterweizen" – Transformation der in einer Referenzhöhe gemessenen O ₃ -Konzentrationen zur Bestandeshöhe und Abschätzung des pflanzenverfügbaren Bodenwassergehalts mittels Regressionsansätzen	180
4.6.4	Zeitfenster bzw. maximal mögliche Globalstrahlung (wolkenfreier Himmel) anstelle gemessener Globalstrahlung.....	181
4.6.5	aPOD _γ – approximative Phytotoxische O ₃ -Dosis	183
4.7	Prüfung und Bewertung von Modifikationen des AOT ₄₀ -Ansatzes, die dem POD _γ -Ansatz vergleichbare Ergebnisse liefern sollen.....	186
4.8	Kritische Belastungswerte (<i>critical level</i>) und Zielwerte (<i>target value</i>) für O ₃ zur Gewährleistung des Schutzes der Vegetation	188
4.9	Deutschlandweite Beurteilung des O ₃ -Risikos für die Vegetation in 2010 mittels Referenzstationen	194

4.9.1	Rezeptor-spezifische Risikobeurteilung	195
4.9.1.1	Rezeptor "Winterweizen"	195
4.9.1.2	Rezeptoren "Buche" und "Fichte"	197
4.9.1.3	Rezeptor "Klee"	198
4.9.2	Vergleich der <i>AOT40</i> - und <i>POD_y</i> -Ergebnisse der lokalen mit den flächenhaften Modellierungen	201
4.10	Abschätzung der notwendigen Reduktion der bodennahen O ₃ -Konzentrationen zur Gewährleistung des Schutzes der Vegetation.....	205
4.10.1	Rückgang der Hintergrundkonzentration um x ppb.....	205
4.10.2	Prozentuale Reduktion der O ₃ -Hintergrundbelastung	208
4.11	Bestimmung des Einflusses des sich ändernden Klimas auf die <i>AOT40</i> -Werte und die stomatäre O ₃ -Aufnahme und damit des Schadensrisikos für die Vegetation	212
4.11.1	Potentieller Einfluss einer Erhöhung bzw. Erniedrigung der O ₃ -Hintergrundkonzentration auf die <i>AOT40</i> - und <i>POD_y</i> -Werte bei gegenwärtigem Klima	214
4.11.2	Potentieller Einfluss des Klimawandels auf die Bestandesentwicklung und die stomatäre O ₃ -Aufnahme	218
4.12	Bestimmung der stomatären O ₃ -Aufnahme für Waldbäume über Xylemsaftflussmessungen	222
4.12.1	Empirische Messungen der O ₃ -Dosis (<i>POD_{Baum,y}</i>) an Waldbäumen im Kranzberger Forst.....	222
4.12.1.1	Methodik zur Bestimmung der Transpiration und der der phytotoxischen O ₃ -Dosis (<i>POD_{Baum,y}</i>) mit der Xylemsaftfluss-Messung an Waldbäumen	222
4.12.2	Phytotoxische O ₃ -Dosis (<i>POD_{Baum,y}</i>) im Kranzberger Forst im Jahr 2006 (Rezeptorstandort für Wald)	223
4.12.3	Einfluss der Messgenauigkeit bei der Bestimmung der <i>POD_{Baum,y}</i> für Waldbäume mittels Xylemsaftflussmessung	228
4.12.3.1	Einfluss der Messgenauigkeit bei der Ermittlung der Eingangsdaten und deren Quelle	228
4.12.3.2	Einschätzung des Genauigkeitspotentials bei der Xylemsaftfluss-Messung für die Bestimmung der O ₃ -Aufnahme	234
4.12.3.3	Minimalanforderung an die Genauigkeit bei der Erfassung der benötigten Eingangsgrößen für die Bestimmung der O ₃ -Aufnahme (<i>POD_{Baum,y}</i>) mittels der Xylemsaftfluss-Messungen an Waldbäumen	235
4.12.4	Skalierung der stomatären O ₃ -Aufnahmen von Blatt-Nadelebene zur Baumebene	236
4.12.4.1	Hintergrund zur Entwicklung und Validierung von Ansätzen zur Skalierung der <i>POD</i> von Blatt- über Baumebene und vica versa u.a. mit Hilfe von Xylemfluss-Daten (auf Grundlage der Messungen der Studie im Kranzberger Forst).	236

4.12.4.2	Skalierung der $POD_{Baum,Y}$ vom Gesamtbaum auf die Ebene des sonnenexponiertes Laub (POD_Y)	237
4.13	Diskussion und Bewertung der im Rahmen von standortbezogenen Risikoabschätzungen prognostizierten Biomassezuwachseinbußen von Waldbeständen gegenüber beobachteten Trends der Zuwachssteigerung	239
4.13.1	Übersicht zu den aktuellen Zuwachstrends und deren Entwicklung im Fokus zukünftiger Kombinationswirkungen verschiedener Klimawandel-Faktoren	239
4.13.2	Übersicht über die Prognosen zur Entwicklung der O_3 -Belastung.....	241
4.13.3	Vorschlag für die Risikoabschätzung mittels POD_Y -Modellansatz für zukünftige O_3 -Belastungsszenarien am Beispiel der Buche	241
4.14	Schlussfolgerungen für die Praxis.....	242
4.15	Quellenverzeichnis	244
5	Synthese	252
5.1	Motivation	252
5.1.1	Entwicklung der O_3 -Belastung.....	252
5.1.2	Risiken durch die O_3 -Belastung für die Vegetation.....	252
5.1.3	Derzeitiger Kenntnisstand zur O_3 -Wirkung auf Biodiversität, Ökosystemfunktionen und-dienstleistungen	254
5.1.4	EU-Richtlinien zum Schutz der Vegetation - Hintergrunde und Neubearbeitung	254
5.1.5	Ziel der Studie.....	255
5.2	Beurteilung der derzeitigen Bewertungsansätze zur Risikoabschätzung der O_3 -Wirkung	255
5.2.1	Die <i>critical level</i> - Ansätze $AOTX$ und POD_Y zur Risikoabschätzung der O_3 -Wirkung.....	255
5.2.2	Beurteilung des $AOTX$ -Ansatzes	257
5.2.3	Beurteilung des POD -Ansatzes	258
5.3	Lokale und regionale Risikoabschätzung.....	259
5.3.1	Beurteilung der verwendeten Methoden zur lokalen O_3 -Risiko-Beurteilung	259
5.3.2	Beurteilung der verwendeten Methoden zur regionalen O_3 -Risiko-Beurteilung.....	261
5.3.2.1	Vergleich des LOTOS-EUROS mit dem EMEP-Modell	261
5.3.2.2	Indikationen für das O_3 -Risiko in Deutschland – Vergleich der Ergebnisse der regionalen und lokalen Modellierung	261
5.3.2.3	Empfehlung zur Anwendung der regionalen Modelle	262
5.3.3	Vorschläge zur zukünftigen Durchführung von Risikobewertungen auf unterschiedlichen räumlichen Skalen	262
5.3.4	Vorschläge für Zielwerte.....	264

5.3.5	Prognosen zur Risikoentwicklung der zukünftigen O ₃ -Belastung im Klimawandel und Ableitung zum Schutz der Vegetation	265
5.4	Folgerungen, Perspektiven, Empfehlungen	267
5.4.1	Sind Ozon-Wirkungen vorhersagbar?	267
5.4.2	Perspektiven	268
5.4.3	Empfehlungen	270
5.4.4	Mittelfristige Ziele für die kommenden fünf Jahre:	270
5.4.5	Ziele für die nächsten 10 Jahre:	271
5.5	Quellenverzeichnis	273
6	Anhang	282
6.1	Berechnungsschema für die Bestimmung der Kronentranspiration und der Ozonaufnahme (zu Kapitel 4.12)	282

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Beginn und das Ende des Akkumulationszeitraums für Weizen in 2006.	55
Abbildung 2:	Beginn und das Ende des Akkumulationszeitraums für Buchen in 2006.	55
Abbildung 3:	Abhängigkeit von g_{sto} von Globalstrahlung ($f_{phen} = 1, f_{sw} = 1, T = 15^\circ C, RH = 80\%$)	58
Abbildung 4:	Temperatur-Abhängigkeit von g_{sto} ($f_{phen} = 1, f_{sw} = 1, Globalstrahlung = 958 W/m^2, RH = 80\%$)	59
Abbildung 5:	Abhängigkeit von g_{sto} von relative Feuchte ($f_{phen} = 1, f_{sw} = 1, T = 15^\circ C, Globalstrahlung = 958 W/m^2$).....	60
Abbildung 6:	Im ECMWF Model verwendete Bodentypen in Deutschland und den Nachbarländern (verwendet ab 6. November 2007).	61
Abbildung 7:	Abhängigkeit des stomatären Blattleitwerts g_{sto} von Bodenfeuchteindex SMI ($f_{phen} = 1, T = 15^\circ C, Globalstrahlung = 958 W/m^2, RH = 80\%$).....	62
Abbildung 8:	Modellierte (rot) und beobachtete (schwarz) stündliche Ozonkonzentrationen in Neuglobsow in 2006.	63
Abbildung 9:	Scatter Diagramm (links) und gemittelter Tagesgang (rechts) der modellierten und beobachteten stündlichen Ozonkonzentrationen in Neuglobsow in 2006.	63
Abbildung 10:	Scatter Diagramm (links) der modellierten und beobachteten Ozonjahresmittelwerte. 163 Stationen in Deutschland und den Nachbarländern. Die Lage der Stationen kann der Graphik rechts entnommen werden.....	64
Abbildung 11:	AOT40 für Weizen berechnet mit der F_{sw} -Funktion (oben) und ohne F_{sw} -Funktion ($F_{sw} = 1$) (unten). 2006	65
Abbildung 12:	AOT40 für Weizen berechnet mit der F_{sw} -Funktion (oben) und ohne F_{sw} -Funktion ($F_{sw} = 1$) (unten). 2010	66
Abbildung 13:	AOT40 für Buche berechnet mit der F_{sw} -Funktion (oben) und ohne F_{sw} -Funktion ($F_{sw} = 1$) (unten). 2006	67
Abbildung 14:	AOT40 für Buche berechnet mit der F_{sw} -Funktion (oben) und ohne F_{sw} -Funktion ($F_{sw} = 1$) (unten). 2010	68
Abbildung 15:	AOT40 für Fichte berechnet mit der F_{sw} -Funktion (oben) und ohne F_{sw} -Funktion ($F_{sw} = 1$) (unten). 2006	69
Abbildung 16:	AOT40 für Fichte berechnet mit der F_{sw} -Funktion (oben) und ohne F_{sw} -Funktion ($F_{sw} = 1$) (unten). 2010	70
Abbildung 17:	AOT40 für Klee berechnet mit der F_{sw} -Funktion (oben) und ohne F_{sw} -Funktion ($F_{sw} = 1$) (unten). 2006	71
Abbildung 18:	AOT40 für Klee berechnet mit der F_{sw} -Funktion (oben) und ohne F_{sw} -Funktion ($F_{sw} = 1$) (unten). 2010	72

Abbildung 19:	Mittlere (Säule), minimale und maximale (Balken) AOT40-Werte in Deutschland.....	73
Abbildung 20:	POD6 für Weizen berechnet mit der F _{SW} -Funktion (oben) und ohne die F _{SW} -Funktion (F _{SW} = 1) (unten). 2006.....	75
Abbildung 21:	POD6 für Weizen berechnet mit der F _{SW} -Funktion (oben) und ohne die F _{SW} -Funktion (F _{SW} = 1) (unten). 2010.....	76
Abbildung 22:	POD1 für Buche berechnet mit der F _{SW} -Funktion (oben) und ohne die F _{SW} -Funktion (F _{SW} = 1) (unten). 2006.....	77
Abbildung 23:	POD1 für Buche berechnet mit der F _{SW} -Funktion (oben) und ohne die F _{SW} -Funktion (F _{SW} = 1) (unten). 2010.....	78
Abbildung 24:	POD1 für Fichte berechnet mit der F _{SW} -Funktion (oben) und ohne die F _{SW} -Funktion (F _{SW} = 1) (unten). 2006.....	79
Abbildung 25:	POD1 für Fichte berechnet mit der F _{SW} -Funktion (oben) und ohne die F _{SW} -Funktion (F _{SW} = 1) (unten). 2010.....	80
Abbildung 26:	POD1 für Klee berechnet mit der F _{SW} -Funktion (oben) und ohne die F _{SW} -Funktion (F _{SW} = 1) (unten). 2006.....	81
Abbildung 27:	POD1 für Klee berechnet mit der F _{SW} -Funktion (oben) und ohne die F _{SW} -Funktion (F _{SW} = 1) (unten). 2010.....	82
Abbildung 28:	Mittlere (Säule), minimale und maximale (Balken) POD _Y -Werte in Deutschland.	83
Abbildung 29:	POD6 für Weizen über Europa berechnet mit der F _{SW} -Funktion (Links) und ohne die F _{SW} -Funktion (F _{SW} = 1) (rechts) für 2010.....	84
Abbildung 30:	Potenzielle Ertragsverluste (%) von Weizen in 2010. LOTOS-EUROS-Berechnung mit Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte. Oben: Ertragsverluste abgeleitet aus den AOT40-Werten. Unten: Ertragsverluste abgeleitet aus dem POD6-Fluss.	87
Abbildung 31:	Mittlere (Säule), minimale und maximale (Balken) potenzielle Ertragsverluste (%) von Weizen in Deutschland für 2010. LOTOS-EUROS-Berechnung mit Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte. Ertragsverluste abgeleitet aus den AOT40-Werten und Ertragsverluste abgeleitet aus dem POD6-Fluss.	88
Abbildung 32:	Potenzielle Biomassenverluste (%) von Buchen in 2010. LOTOS-EUROS-Berechnung mit Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte. Oben: Ertragsverluste abgeleitet aus den AOT40-Werten. Unten: Ertragsverluste abgeleitet aus dem POD1-Fluss.	89
Abbildung 33:	Mittlere (Säule), minimale und maximale (Balken) potenzielle Biomassenverluste (%) von Buchen in Deutschland für 2010. LOTOS-EUROS-Berechnung mit Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte. Ertragsverluste abgeleitet aus den AOT40-Werten und Ertragsverluste abgeleitet aus dem POD1-Fluss.	90
Abbildung 34:	Potenzielle Biomassenverluste (%) von Fichten in 2010. LOTOS-EUROS-Berechnung mit Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte. Oben: Ertragsverluste abgeleitet aus den AOT40-Werten. Unten: Ertragsverluste abgeleitet aus dem POD1-Fluss.	91

Abbildung 35:	Mittlere (Säule), minimale und maximale (Balken) potenzielle Biomassenverluste (%) von Fichten in Deutschland für 2010. LOTOS-EUROS-Berechnung mit Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte. Ertragsverluste abgeleitet aus den AOT40-Werten und Ertragsverluste abgeleitet aus dem POD1-Fluss.	92
Abbildung 36:	Potenzielle Biomassenverluste (%) von Klee in 2010. LOTOS-EUROS-Berechnung mit Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte. Oben: Ertragsverluste abgeleitet aus den AOT40-Werten. Unten: Ertragsverluste abgeleitet aus dem POD1-Fluss.	93
Abbildung 37:	Mittlere (Säule), minimale und maximale (Balken) potenzielle Biomassenverluste (%) von Klee in Deutschland für 2010. LOTOS-EUROS-Berechnung mit Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte. Ertragsverluste abgeleitet aus den AOT40-Werten und Ertragsverluste abgeleitet aus dem POD1-Fluss.	94
Abbildung 38:	POD6 Weizen (mmol O ₃ /m ² PLA) im Ampelsystem: Grün: Unterschreitung des „critical levels“, kein Risiko für Ertragsverluste. Gelb: Geringes Risiko für Ertragsverluste, Rot: Überschreitung des Zielwerts, hohes Risiko für Ertragsverluste. Berechnungsjahr 2010 mit Berücksichtigung (obere Abbildung) und ohne Berücksichtigung (untere Abbildung) des Einflusses der Bodenfeuchte. Weitere Erläuterungen im Text.....	96
Abbildung 39:	POD1 Buche (mmol O ₃ /m ² PLA) im Ampelsystem: Grün: Unterschreitung des „critical levels“, kein Risiko für Biomassenverluste Gelb: Geringes Risiko für Biomassenverluste, Rot: Überschreitung des Zielwerts, hohes Risiko für Biomassenverluste. Berechnungsjahr 2010 mit Berücksichtigung (obere Abbildung) und ohne Berücksichtigung (untere Abbildung) des Einflusses der Bodenfeuchte. Weitere Erläuterungen im Text.....	97
Abbildung 40:	POD1 Fichte (mmol O ₃ /m ² PLA) im Ampelsystem: Grün: Unterschreitung des „critical levels“, kein Risiko für Biomassenverluste Gelb: Geringes Risiko für Biomassenverluste, Rot: Überschreitung des Zielwerts, hohes Risiko für Biomassenverluste. Berechnungsjahr 2010 mit Berücksichtigung (obere Abbildung) und ohne Berücksichtigung (untere Abbildung) des Einflusses der Bodenfeuchte. Weitere Erläuterungen im Text.....	98
Abbildung 41:	POD1 Klee (mmol O ₃ /m ² PLA) im Ampelsystem: Grün: Unterschreitung des Zielwertes. Rot: Überschreitung des Zielwerts, hohes Risiko für Biomassenverluste. Berechnungsjahr 2010 mit Berücksichtigung (obere Abbildung) und ohne Berücksichtigung (untere Abbildung) des Einflusses der Bodenfeuchte. Weitere Erläuterungen im Text.	99
Abbildung 42:	AOT40 für Weizen im Jahr 2006 nach EMEP (links) und nachberechnet in 2012 (rechts).....	103
Abbildung 43:	AOT40 für Laubwälder im Jahre 2006 nach EMEP (links) und nachberechnet in 2012 (rechts).....	104

Abbildung 44:	AFst _V für typisierte Nutzpflanzen (links, Einheit wahrscheinlich mmol/m ²) und für Laubbäume (rechts) wie berichtet von EMEP.....	105
Abbildung 45:	<i>POD</i> ₆ -Wirkung-Beziehung für Kornertrag, 1000-Korngewicht und Proteinertrag ($D_{O_3}/D_{H_2O} = 0,663$).....	119
Abbildung 46:	<i>POD</i> ₁ -Wirkung-Beziehungen für Buche (links) und Fichte (rechts; $D_{O_3}/D_{H_2O} = 0,613$).....	120
Abbildung 47:	<i>POD</i> ₁ -Wirkung-Beziehung für Klee als gegenüber O ₃ sensitiv reagierenden Vertreter der Grünlandvegetation ($D_{O_3}/D_{H_2O} = 0,613$).....	120
Abbildung 48:	Maximale stomatare O ₃ -Leitwerte ($D_{O_3}/D_{H_2O} = 0,663$) für verschiedene Weizensorten.....	122
Abbildung 49:	Jarvis-Stewart-Funktion für Temperatur (f_{temp}) nach LRTAP Convention (2010) und Nunn et al. (2005).....	124
Abbildung 50:	Prozentuale Abweichung der <i>POD</i> ₁ -Werte für Buche berechnet mit der Jarvis-Stewart-Funktion für Temperatur (f_{temp}) nach LRTAP Convention (2010) bzw. Nunn et al. (2005).....	124
Abbildung 51:	Differenzen im Eintrittstag des Entwicklungsstadiums "Mitte der Anthese" berechnet nach dem Temperatursummenmodell (1024 Gradtage nach Jahrestag 60) bzw. dem Breitengradmodell für 19 Stationen in Deutschland.....	126
Abbildung 52:	Differenz zwischen dem Eintritt der Blattentfaltung der Buche abgeschätzt nach dem Breitengradmodell des <i>Modelling and Mapping Manual</i> (LRTAP Convention 2010) und dem mittleren beobachteten Eintritt der Blattentfaltung auf Grundlage beobachteter Daten des Deutschen Phänologischen Beobachtungsnetzes im Zeitraum 2001 – 2010 in Abhängigkeit vom Breitengrad.....	126
Abbildung 53:	Differenz zwischen dem Eintritt der Blattverfärbung der Buche abgeschätzt nach dem Breitengradmodell des <i>Modelling and Mapping Manual</i> (LRTAP Convention 2010) und dem mittleren beobachteten Eintritt der Blattverfärbung auf Grundlage beobachteter Daten des Deutschen Phänologischen Beobachtungsnetzes im Zeitraum 2001 – 2010 in Abhängigkeit vom Breitengrad.....	127
Abbildung 54:	Differenz zwischen der Länge der Buchenvegetationszeit abgeschätzt nach dem Breitengradmodell des <i>Modelling and Mapping Manual</i> (LRTAP Convention 2010) und der Länge der Buchenvegetationszeit auf Grundlage beobachteter Daten des Deutschen Phänologischen Beobachtungsnetzes im Zeitraum 2001 – 2010 in Abhängigkeit vom Breitengrad.....	127
Abbildung 55:	Relativer Verlust im jährlichen Radialzuwachs in Brusthöhe (1,3 m) für Buche (links) und Fichte (rechts) unter zweifach erhöhtem O ₃ -Regime (2xO ₃) relativ zum jährlichen Radialzuwachs unter dem O ₃ -Regime der Umgebungsluft (= 0 %).....	129

Abbildung 56:	Relativer Stamm-Jahreszuwachsverlust für Buche (links) und Fichte (rechts) unter zweifach erhöhtem O ₃ -Regime (2xO ₃) relativ zum Stamm-Jahreszuwachs unter dem O ₃ -Regime der Umgebungsluft (= 0 %).....	130
Abbildung 57:	POD ₁ -Werte und potentieller jährlicher Gesamtbaum-Biomassezuwachsverlust (<i>whole-tree biomass</i>) für Buche (links) und Fichte (rechts) gegenüber "vorindustrieller" O ₃ -Belastungssituation unter 1xO ₃ und 2xO ₃	130
Abbildung 58:	Beobachteter Stamm-Jahreszuwachsverlust und modellierter potentieller jährlicher Gesamtbaum-Biomassezuwachsverlust (<i>whole-tree biomass</i>) für Buche (links) und Fichte (rechts) unter zweifach erhöhtem O ₃ -Regime (2xO ₃) relativ zum jährlichen Biomasse-/Stammzuwachs unter dem O ₃ -Regime der Umgebungsluft (= 0 %).....	131
Abbildung 59:	Flowchart für die Bewertung des lokalen O ₃ -Risikos für Winterweizen.....	132
Abbildung 60:	POD ₀ - (links) und POD ₆ -Werte (rechts) für Winterweizen bei optimalem pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalt PAW (<i>worst-case-Szenario</i> , $f_{PAW} = 1$; oben) bzw. "aktuellem" pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalt PAW ($f_{PAW} \neq 1$, Bodenart Su2; unten) berechnet mit Transformation der in $z = 3,5$ m Höhe über Grund gemessenen O ₃ -Konzentrationen mittels eines konstanten Faktors nach LRTAP Convention (2010) vs. den Werten mit Transformation auf mikrometeorologischer Basis mit dem Modell CRO ₃ PS_SVAT.....	133
Abbildung 61:	Regressionsmodell zur Transformation der in $z = 3,5$ m Höhe gemessenen O ₃ -Konzentration ($[O_3]_{z=3,5m}$) zur Bestandeshöhe ($[O_3]_{z=h}$) in Abhängigkeit vom Verhältnis des Blattflächenindex (LAI) der nicht-seneszenten Blattfraktion zum Blattflächenindex des Gesamtbestandes im Beurteilungszeitraum.....	134
Abbildung 62:	Ansicht des Grenzschicht-Messfeldes Falkenberg des Meteorologischen Observatoriums Lindenberg des Deutschen Wetterdienstes.....	135
Abbildung 63:	Modellierte vs. gemessene horizontale Windgeschwindigkeit in $z = 20$ m über Grund.....	136
Abbildung 64:	Modellierte vs. gemessene Lufttemperatur in $z = 20$ m über Grund.....	137
Abbildung 65:	Modellierte vs. gemessene rel. Luftfeuchte in $z = 20$ m über Grund.....	138
Abbildung 66:	Mittlerer Tagesgang des Transformationsfaktors $_{2,5m \rightarrow 25m}$ für 2006.....	139
Abbildung 67:	Mittlerer Tagesgang des LOTOS-EUROS-basierten Transformationsfaktors für die Berechnung der O ₃ -Konzentration über Waldbestand (Mischbestände) aus Daten in Messhöhe (2,5 m über Grund) jeweils für das gesamte Jahr und die Vegetationsperiode (Mai – Sep) an den Standorten Kranzberger	

	Forst (KRB), Hohenpeißenberg (HOH) und Forellenbach-Bayerischer Wald (FOR) im Jahr 2006, Transformationsfaktor: Quotient der LOTOS-EUROS modellierten O ₃ -Konzentrationen über Bestand (25 m über Grund) und der LOTOS-EUROS modellierten O ₃ -Konzentration auf Messhöhe (2,5 m über Grund).....	140
Abbildung 68:	Korrelation (a, b) gemessener O ₃ -Konzentrationen (Stundenwerte) über Waldbestand (ca. 25 m über Grund) und auf Messhöhe (4 m über Grund) an den jeweiligen Luftmessstationen und mittlerer Tagesgang der O ₃ -Konzentration (c, d) jeweils für das gesamte Jahr und die Vegetationsperiode (Mai – Sep) für die Wald-Standorte Forellenbach-Bayerischer Wald (FOR), Höglwald (HOE) und Riedenburg (RIE) und die jeweiligen Luftmessstationen (Regen, Neustadt, Augsburg) im Jahr 2011	141
Abbildung 69:	Mittlerer Tagesgang (a, c) bzw. mittlerer Tagesgang der Lichtstunden 9 – 18 Uhr (b, d) des Messdaten-basierten Transformationsfaktors für die Berechnung der O ₃ -Konzentration über Waldbestand aus gemessenen Daten in Messhöhe jeweils für das gesamte Jahr und die Vegetationsperiode (Mai – Sep) bzw. an den Standorten Forellenbach-Bayerischer Wald (FOR), Höglwald (HOE) und Riedenburg (RIE) im Jahr 2011, Transformationsfaktor: Quotient der gemessenen O ₃ -Konzentration über Bestand (ca. 25 m über Grund) und der gemessenen O ₃ -Konzentration auf Messhöhe (4 m über Grund) an den jeweiligen Luftmessstationen (Regen, Neustadt und Augsburg).....	142
Abbildung 70:	Pflanzenverfügbare Bodenwassergehalt [%] und Evapotranspirationsrate [mm] eines unberegneten und eines beregneten Winterweizenfeldes im Jahr 2003 in Braunschweig	147
Abbildung 71:	Pflanzenverfügbare Bodenwassergehalt [%] abgeschätzt mit dem Regressionsansatz vs. pflanzenverfügbare Bodenwassergehalt berechnet mit CRO ₃ PS_SVAT	148
Abbildung 72:	<i>POD</i> ₀ - und <i>POD</i> ₆ -Werte für Winterweizen bei "aktuellem" pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalt (Bodenart Su2) abgeschätzt mit dem Regressionsansatz vs. den Werten berechnet mit CRO ₃ PS_SVAT	148
Abbildung 73:	Prozentualer Unterschied in den kumulierten stomatären O ₃ -Aufnahmen der Buchen des Kranzberger Forst (ΔPOD_1) berechnet nach dem <i>soil-water-potential</i> - bzw. dem <i>plant-available-water</i> -Ansatz.....	149
Abbildung 74:	<i>POD</i> ₁ -Werte für Buchen des Kranzberger Forst berechnet mit pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalt <i>PAW</i> abgeschätzt mit dem Regressionsansatz vs. den Werten berechnet mit pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalt nach BROOK90	151
Abbildung 75:	Korrelation von nFK _{max} -Werten mit den jeweiligen PAW-Schwellenwerten (in % PAW von nFK _{max}), welche an trockenheitsgefährdeten Standorten (% PAW von nFK _{max} <30%) im	

	Extremtrockenjahr 2003 auftraten. Die resultierende Funktion geht als Faktor in die Modellierung des PAW ein	153
Abbildung 76:	Vergleich des pflanzenverfügbaren Bodenwassers in Buchenbeständen aus dem Modell „pawmet“ (PAWpawmet) mit BROOK90-LWF-modellierten verfügbarem Bodenwasser (PAWbrook90) und mit gemessenen Daten des pflanzenverfügbaren Bodenwassers (PAWmess) an den Standorten zur Validierung (Standortsinformationen siehe Tabelle 6)	158
Abbildung 77:	Vergleich des pflanzenverfügbaren Bodenwassers in Fichtenbeständen aus dem Modell "pawmet" (PAWpawmet) mit BROOK90-LWF-modellierten verfügbarem Bodenwasser (PAWbrook90) an den Standorten zur Validierung (Standortsinformationen siehe Tabelle 7)	159
Abbildung 78:	Buchenstandorte: (links) Korrelation des mit „pawmet“ modellierten pflanzenverfügbaren Bodenwassers (PAWpawmet) und der BROOK90-LWF-modellierten Bodenwasserhalte (PAWbrook90) an den Standorten zur Validierung; (rechts) Korrelation des mit „pawmet“ modellierten pflanzenverfügbaren Bodenwassers (PAWpawmet) und des gemessenen pflanzenverfügbaren Bodenwassers (PAWmess) an den Standorten zur Validierung.	160
Abbildung 79:	Fichtenstandorte: Korrelation des mit "pawmet" modellierten pflanzenverfügbaren Bodenwassers (PAWpawmet) und der BROOK90-LWF-modellierten Bodenwasserhalte (PAWbrook90) an den Standorten zur Validierung.	161
Abbildung 80:	<i>Box-and-Whisker-Plots</i> der stomatären O ₃ -Aufnahme von Weizen (links: <i>POD₀</i> , rechts: <i>POD₆</i>)	162
Abbildung 81:	<i>Box-and-Whisker-Plots</i> der stomatären O ₃ -Aufnahme von Buche (links: <i>POD₀</i> , rechts: <i>POD₆</i>)	163
Abbildung 82:	<i>Box-and-Whisker-Plots</i> der stomatären O ₃ -Aufnahme von Fichte (links: <i>POD₀</i> , rechts: <i>POD₆</i>)	163
Abbildung 83:	Räumliche Verteilung der Luftmessstationen im ländlichen Raum im Jahre 2010 sowie der Nationalparke, Naturparke und Biosphärenreservate	165
Abbildung 84:	Luftmessstationen im ländlichen Raum mit durchgehend aktiver O ₃ -Konzentrationsmessung im Bezugsjahr 2010	166
Abbildung 85:	Luftmessstationen im ländlichen Raum mit vollständigem O ₃ -Konzentrations-datensatz im Jahr 2010	167
Abbildung 86:	Umgebung der Luftmessstation Riedstadt (HE)	171
Abbildung 87:	Luftmessstation Grebenau (Waldmessstation, HE)	172
Abbildung 88:	<i>POD₆</i> -Werte für Winterweizen berechnet mit der Meteorologie der Luftmessstation bzw. der benachbarten DWD-Station	172

Abbildung 89:	<i>POD</i> ₆ -Werte für Winterweizen berechnet mit der Meteorologie der Luftmessstation bzw. der benachbarten DWD-Station	173
Abbildung 90:	Mittlere Tagesgänge von LOTOS-EUROS-modellierten und gemessenen Ozonkonzentrationen (Stundenwerte) über Waldbestand jeweils für das gesamte Jahr und die Vegetationsperiode (Mai – Sep) an den Wald-Standorten Kranzberg (KRB), Hohenpeißenberg (HOH) und Forellenbach-Bayerischer Wald (FOR) im Jahr 2006	174
Abbildung 91:	Vergleich der mittleren Tagesgänge der Globalstrahlung, horiz. Windgeschwindigkeit, Lufttemperatur und rel. Luftfeuchte der LOTOS-EUROS- bzw. gemessenen Meteorologie für 2006	175
Abbildung 92:	<i>POD</i> ₀ - und <i>POD</i> ₆ -Werte für Winterweizen berechnet unter Annahme einer neutral geschichteten Atmosphäre vs. <i>POD</i> ₀ - und <i>POD</i> ₆ -Werten berechnet unter voller Berücksichtigung der atmosphärischen Schichtungsverhältnisse bei optimaler (oben) und "aktueller" Bodenwasserversorgung (unten).....	178
Abbildung 93:	<i>POD</i> ₀ - und <i>POD</i> ₆ -Werte für Winterweizen mit Transformation der O ₃ -Konzentrationen in Mess- zur Bestandeshöhe über Regressionsansatz vs. <i>POD</i> ₀ - und <i>POD</i> ₆ -Werte mit Transformation der O ₃ -Konzentrationen in Mess- zur Bestandeshöhe über Depositionsmodell unter voller Berücksichtigung der atmosphärischen Schichtungsverhältnisse bei optimaler (oben) und "aktueller" Bodenwasserversorgung (Bodenart Su2, unten).....	179
Abbildung 94:	<i>POD</i> ₀ - und <i>POD</i> ₆ -Werte für Winterweizen abgeschätzt über Regressionsansätze für O ₃ -Konzentration in Bestandeshöhe und PAW vs. <i>POD</i> ₀ - und <i>POD</i> ₆ -Werten berechnet mit CRO ₃ PS_SVAT bei optimaler (oben) und "aktueller" Bodenwasserversorgung (unten)	180
Abbildung 95:	Prozentuale Unterschiede in den kumulierten stomatären O ₃ -Aufnahmen der Buchen des Kranzberger Forst (ΔPOD_1) berechnet unter Verwendung des Zeitfensters nach EU (2008) und mit der Definition über Tageslichtstunden nach LRTAP Convention (2010)	181
Abbildung 96:	<i>POD</i> ₀ - und <i>POD</i> ₆ -Werte für Winterweizen abgeschätzt über Regressionsansätze für O ₃ -Konzentration in Bestandeshöhe und PAW sowie der maximal möglichen Globalstrahlung <i>GS</i> _{max} (Annahme: wolkenfreier Himmel) vs. <i>POD</i> ₀ - und <i>POD</i> ₆ -Werten berechnet mit CRO ₃ PS_SVAT bei optimaler (oben) und "aktueller" Bodenwasserversorgung (unten).....	182
Abbildung 97:	<i>POD</i> ₀ - und <i>POD</i> ₁ -Werte abgeschätzt über Regressionsansätze für O ₃ -Konzentration in Bestandeshöhe und PAW sowie der maximal möglichen Globalstrahlung <i>GS</i> _{max} (Annahme: wolkenfreier Himmel) vs. <i>POD</i> ₀ - und <i>POD</i> ₆ -Werten berechnet mit FO ₃ REST bei optimaler Bodenwasserversorgung (<i>worst-case</i> -Szenario) für Buche (oben) und Fichte (unten)	183
Abbildung 98:	<i>POD</i> _γ -Werte für Winterweizen, Buche und Fichte abgeschätzt über Regressionsansätze für O ₃ -Konzentration in Bestandeshöhe und	

	<i>PAW</i> berechnet mit einem konstanten Konversionsfaktor $_{\text{mmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1} \rightarrow \text{m s}^{-1}}$ von 41000 mmol m^{-3} vs. den <i>POD_γ</i> -Werten berechnet mit einem Konversionsfaktor $_{\text{mmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1} \rightarrow \text{m s}^{-1}}$ unter Berücksichtigung der Temperatur- und Luftdruckabhängigkeit.....	184
Abbildung 99:	<i>POD_γ</i> -Werte für Winterweizen, Buche, Fichte und Klee im <i>worst-case</i> -Szenario berechnet mit einem konstanten Konversionsfaktor $_{\text{mmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1} \rightarrow \text{m s}^{-1}}$ von 41000 mmol m^{-3} sowie einem konstanten laminaren Grenzschichtwiderstand vs. den <i>POD_γ</i> -Werten berechnet mit einem Konversionsfaktor $_{\text{mmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1} \rightarrow \text{m s}^{-1}}$ unter Berücksichtigung der Temperatur- und Luftdruckabhängigkeit sowie gemessener horiz. Windgeschwindigkeit	185
Abbildung 100:	<i>POD_γ</i> -Werte für Winterweizen, Buche, Fichte und Klee im <i>worst-case</i> -Szenario berechnet mit der Meteorologie der benachbarten DWD-Station aber mit der Lufttemperatur der jeweiligen Luftmessstation vs. den <i>POD_γ</i> -Werten berechnet mit der DWD-Meteorologie	185
Abbildung 101:	<i>aPOD_γ</i> -Werte für die Rezeptoren Winterweizen, Buche, Fichte und Klee vs. den zugehörigen <i>POD_γ</i> -Werten	186
Abbildung 102:	Relativer Beitrag der O ₃ -Konzentrationsbereiche zu AOT ₄₀ , <i>POD₀</i> , <i>POD₆</i> (Winterweizen) bzw. <i>POD₁</i> (Buche)	187
Abbildung 103:	Phytotoxische O ₃ -Dosis (<i>POD₆</i>) und potentieller Kornertragsverlust bei Winterweizen für die Luftmessstation Linden (HE) – <i>worst-case</i> -Risikoanalyse	188
Abbildung 104:	Entwicklung der O ₃ -Konzentrationen an der Luftmessstation Radebeul-Wahnsdorf (SN) sowie den Messtationen Deuselbach (RP), Simmerath (NW), Waldhof (NI) und Hohenpeißenberg (BY).....	189
Abbildung 105:	Phytotoxische O ₃ -Dosis (<i>POD₆</i>) und potentieller Kornertragsverlust bei Winterweizen für die Luftmessstation Radebeul-Wahnsdorf (SN) – <i>worst-case</i> -Risikoanalyse.....	190
Abbildung 106:	Rezeptor-spezifische relative phytotoxische O ₃ -Dosen (<i>POD_γ</i>) für die Luftmessstation Radebeul-Wahnsdorf (SN) – <i>worst-case</i> -Risikoanalyse	190
Abbildung 107:	Phytotoxische O ₃ -Dosis (<i>POD₆</i>) und potentieller Biomasseverlust bei Buche für die Luftmessstation Radebeul-Wahnsdorf (SN) – <i>worst-case</i> -Risikoanalyse	191
Abbildung 108:	Phytotoxische O ₃ -Dosis (<i>POD₁</i>) und potentieller Biomasseverlust bei Fichte für die Luftmessstation Radebeul-Wahnsdorf (SN) – <i>worst-case</i> -Risikoanalyse	192
Abbildung 109:	Phytotoxische O ₃ -Dosis (<i>POD₁</i>) für Klee als gegenüber O ₃ sensitiv reagierender Vertreter der Grünlandvegetation für die Luftmessstation Radebeul-Wahnsdorf (SN) – <i>worst-case</i> -Risikoanalyse	192

Abbildung 110:	<i>AOT</i> ₄₀ -Expositionsindex für die Luftmessstation Radebeul-Wahnsdorf (SN) oben: berechnet nach LRTAP Convention (2010); unten: nach EU (2008)	193
Abbildung 111:	Räumliche Verteilung der Luftmessstationen für die lokale Bewertung des O ₃ -Risikos für die Vegetation (Jahr 2010).....	195
Abbildung 112:	<i>AOT</i> ₄₀ -Expositionsindex nach EU (2008).....	196
Abbildung 113:	<i>POD</i> ₆ -Werte und potentielle Kornertragsverluste für Winterweizen.....	196
Abbildung 114:	Kartierung des O ₃ -Risikos für Winterweizen auf lokaler Basis	197
Abbildung 115:	<i>POD</i> ₁ -Werte und potentielle Gesamtbaum-Biomasseverluste für Buche.....	198
Abbildung 116:	<i>POD</i> ₁ -Werte und potentielle Gesamtbaum-Biomasseverluste für Fichte	198
Abbildung 117:	Kartierung des O ₃ -Risikos für Buche (links) und Fichte (rechts) auf lokaler Basis.....	199
Abbildung 118:	<i>POD</i> ₁ -Werte für Klee als gegenüber O ₃ sensitiv reagierender Vertreter der Grünlandvegetation – <i>worst-case</i> -Risikoanalyse	199
Abbildung 119:	Kartierung des O ₃ -Risikos für Klee als gegenüber O ₃ sensitiv reagierender Vertreter der Grünlandvegetation auf lokaler Basis (<i>worst-case</i> -Szenario; links) sowie räumliche Verteilung der in der Roten Liste als gefährdet geführten Arten, die im Teil II dieser Studie als O ₃ -sensitiv eingestuft wurden.....	200
Abbildung 120:	Vergleich der <i>AOT</i> ₄₀ -Werte nach LOTOS-EUROS mit "lokalen" <i>AOT</i> ₄₀ -Werten.....	202
Abbildung 121:	Vergleich <i>POD</i> ₆ -Werte nach LOTOS-EUROS mit "lokalen" <i>POD</i> ₆ -Werten (<i>worst-case</i> -Risikoanalyse)	203
Abbildung 122:	<i>POD</i> ₆ -Werte berechnet mit "lokaler" Meteorologie und O ₃ -Konzentrationen nach LOTOS-EUROS (<i>worst-case</i> -Risikoanalyse)	203
Abbildung 123:	<i>POD</i> ₆ -Werte mit Meteorologie nach LOTOS-EUROS und "lokalen" O ₃ -Konzentrationen (<i>worst-case</i> -Risikoanalyse).....	204
Abbildung 124:	Vergleich <i>POD</i> ₁ -Werte nach LOTOS-EUROS mit "lokalen" <i>POD</i> ₁ -Werten (<i>worst-case</i> -Risikoanalyse) für Buche (links) und Fichte (rechts)	205
Abbildung 125:	<i>POD</i> ₁ -Werte berechnet mit "lokaler" Meteorologie und O ₃ -Konzentrationen nach LOTOS-EUROS (<i>worst-case</i> -Risikoanalyse) für Buche (links) und Fichte (rechts).....	205
Abbildung 126:	Auswirkung sinkender O ₃ -Hintergrundkonzentration auf die <i>AOT</i> ₄₀ -Werte berechnet nach LRTAP (2010; links) bzw. EU (2008; rechts).....	206
Abbildung 127:	Auswirkung sinkender O ₃ -Hintergrundkonzentration auf die Anzahl der Überschreitungen der Luftgütekriterien zum Schutz der menschlichen Gesundheit nach EU (2008; links) bzw. WHO (2006) und VDI 2310 Bl. 15 (2001; rechts)	207

Abbildung 128:	Auswirkung sinkender O ₃ -Hintergrundkonzentration auf die <i>POD</i> ₆ -Werte für Winterweizen – <i>worst-case</i> -Risikoanalyse	207
Abbildung 129:	Auswirkung sinkender O ₃ -Hintergrundkonzentration auf die <i>POD</i> ₁ -Werte für Buche (links) und Fichte (rechts) – <i>worst-case</i> -Risikoanalyse	208
Abbildung 130:	Auswirkung sinkender O ₃ -Hintergrundkonzentration auf die <i>POD</i> ₁ -Werte für Klee als gegenüber O ₃ sensitiv reagierender Vertreter der Grünlandvegetation – <i>worst-case</i> -Risikoanalyse	208
Abbildung 131:	Auswirkung prozentual sinkender O ₃ -Hintergrundkonzentration auf die <i>AOT</i> ₄₀ -Werte berechnet nach LRTAP (2010; links) bzw. EU (2008; rechts).....	209
Abbildung 132:	Auswirkung prozentual sinkender O ₃ -Hintergrundkonzentration auf die Anzahl der Überschreitungen der Luftgütekriterien zum Schutz der menschlichen Gesundheit nach EU (2008; links) bzw. WHO (2006) und VDI 2310 Bl. 15 (2001; rechts)	209
Abbildung 133:	Auswirkung prozentual sinkender O ₃ -Hintergrundkonzentration auf die <i>POD</i> ₆ -Werte für Winterweizen – <i>worst-case</i> -Risikoanalyse	210
Abbildung 134:	Auswirkung prozentual sinkender O ₃ -Hintergrundkonzentration auf die <i>POD</i> ₁ -Werte für Buche (links) und Fichte (rechts) – <i>worst-case</i> -Risikoanalyse.....	210
Abbildung 135:	Auswirkung prozentual sinkender O ₃ -Hintergrundkonzentration auf die <i>POD</i> ₁ -Werte für Klee als gegenüber O ₃ sensitiv reagierender Vertreter der Grünlandvegetation – <i>worst-case</i> -Risikoanalyse	211
Abbildung 136:	Änderungssignale (Hessenmittel) für das Szenario A1B auf Basis von 13 Klimaprojektionen.....	213
Abbildung 137:	Änderungssignale (Hessenmittel) für das Szenario E1 auf Basis von 3 Klimaprojektionen.....	214
Abbildung 138:	Auswirkung steigender O ₃ -Hintergrundkonzentration auf die <i>AOT</i> ₄₀ -Werte berechnet nach LRTAP (2010; links) bzw. EU (2008; rechts).....	215
Abbildung 139:	Auswirkung sinkender O ₃ -Hintergrundkonzentration auf die <i>AOT</i> ₄₀ -Werte berechnet nach LRTAP (2010; links) bzw. EU (2008; rechts).....	215
Abbildung 140:	Auswirkung steigender O ₃ -Hintergrundkonzentration auf die Anzahl der Überschreitungen der Luftgütekriterien zum Schutz der menschlichen Gesundheit nach EU (2008; links) bzw. WHO (2006) und VDI (2001; rechts)	216
Abbildung 141:	Auswirkung steigender (links) bzw. sinkender (rechts) O ₃ -Hintergrundkonzentration auf die <i>POD</i> ₆ -Werte für Winterweizen bei optimalem Bodenwassergehalt – <i>worst-case</i> -Risikoanalyse.....	216
Abbildung 142:	Auswirkung steigender (links) bzw. sinkender O ₃ -Hintergrundkonzentration (rechts) auf die <i>POD</i> ₁ -Werte für Buche (oben) und Fichte (unten) – <i>worst-case</i> -Risikoanalyse	217

Abbildung 143:	Auswirkung steigender (links) bzw. sinkender (rechts) O ₃ -Hintergrundkonzentration auf die <i>POD</i> ₁ -Werte für Klee als gegenüber O ₃ sensitiv reagierender Vertreter der Grünlandvegetation bei optimalem Bodenwassergehalt – <i>worst-case</i> -Risikoanalyse.....	218
Abbildung 144:	Auswirkung des Klimawandels auf das Eintreten des Entwicklungsstadiums "Mitte Anthese" des Winterweizens (links) und der Dauer der Kornfüllungsperiode (rechts)	219
Abbildung 145:	Auswirkung des Klimawandels auf den Beginn der Blattentfaltung und die Dauer der Wachstumsperiode für Buche.....	219
Abbildung 146:	Auswirkung des Klimawandels auf die stomatäre O ₃ -Aufnahme des Winterweizens bei optimalem (links) bzw. "aktuellem" pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalt (rechts)	220
Abbildung 147:	Auswirkung des Klimawandels auf die stomatäre O ₃ -Aufnahme der Buche bei optimalem (links) bzw. "aktuellem" pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalt (rechts) mit Berechnung des Beginns der Wachstumsperiode nach dem Breitengradmodell (oben) bzw. dem Temperatursummenmodell (unten)	220
Abbildung 148:	Auswirkung des Klimawandels auf die stomatäre O ₃ -Aufnahme der Fichte bei optimalem (links) bzw. "aktuellem" Bodenwassergehalt (rechts).....	221
Abbildung 149:	O ₃ -Konzentration (A, B), Globalstrahlung (C, D) und Luftdruck-korrigierte Leitfähigkeit für Wasserdampf (E, F) über der Bestandeskrone, Transpiration <i>E</i> _c (G, H), stomatäre Leitfähigkeit für Wasserdampf <i>G</i> _c (I, J) und stomatärer O ₃ -Fluss <i>FO</i> ₃ (K, L) von Buchen im Kranzberger Forst während der Vegetationsperiode 2006 bei unverändertem (1xO ₃ , links) und erhöhtem (2xO ₃ , rechts) O ₃ -Regime; <i>E</i> _c , <i>G</i> _c , <i>FO</i> ₃ aus Feld-Messungen mit Xylemsaftfluss-Sensoren, Gesamtbaum, Mittelwerte (n=5)	225
Abbildung 150:	O ₃ -Konzentration (A, B), Globalstrahlung (C, D) und Luftdruck-korrigierte Leitfähigkeit für Wasserdampf (E, F) über der Bestandeskrone, Transpiration <i>E</i> _c (G, H), stomatäre Leitfähigkeit für Wasserdampf <i>G</i> _c (I, J) und stomatärer O ₃ -Fluss <i>FO</i> ₃ (K, L) von Fichten im Kranzberger Forst während der Vegetationsperiode 2006 bei unverändertem (1xO ₃ , links) und erhöhtem (2xO ₃ , rechts) O ₃ -Regime; <i>E</i> _c , <i>G</i> _c , <i>FO</i> ₃ aus Feld-Messungen mit Xylemsaftfluss-Sensoren, Gesamtbaum, Mittelwerte (n=5)	226
Abbildung 151:	Phytotoxische O ₃ -Dosis (<i>POD</i> _{Baum,0} , <i>POD</i> _{Baum,0,25} ; mmol m ⁻² <i>PLA</i> bzw. <i>LA</i>) für Buchen (links) und Fichten (rechts) im Kranzberger Forst während der Vegetationsperiode 2006 bei unveränderter (1xO ₃) und erhöhter (2xO ₃) O ₃ -Konzentration; aus Feld-Messungen mit Xylemsaftfluss-Sensoren, Gesamtbaum, jeweils Mittelwerte; n=5; Bu bzw. Fi = Buchen bzw. Fichten bei unveränderter (1xO ₃) O ₃ -Konzentration, BuO bzw. FiO: Buchen bzw. Fichten bei erhöhter (2xO ₃) O ₃ -Konzentration.....	227

Abbildung 152: Dosis-Wirkungs-Beziehungen für Nadel- und Laubbäume. Beziehung zwischen der relative Gesamtbiomasse und dem POD_1 für sonnenexponiertes Laub von a) Fichte (*Picea abies*) basierend auf Daten aus Frankreich, Schweden und der Schweiz, und b) Birke (*Betula pendula* und Buche (*Fagus sylvatica* L.) basierend auf Daten aus Finnland, Schweden und der Schweiz. Gestrichelte Linien zeigen die 95 %- Vertrauens-Intervalle; abweichende Skalierung der Abszisse bei Fichte (LRTAP Convention 2010)..... 237

Abbildung 153: (links) PAR-Stundenmittelwerte und Standardabweichung für die mittleren Tagesstunden auf 3 m über Grund unter Buchen im Kranzberger Forst im Jahr 2005 (10 Sensoren, Hauptwachstumsperiode); (rechts) PAR-Stundenmittelwerte und Standardabweichung für die mittleren Tagesstunden auf 3 m über Grund unter Fichten im Kranzberger Forst im Jahr 2005 (8 Sensoren, gesamtes Jahr); Daten vom Lehrstuhl Klimatologie, TUM 238

Abbildung 154: PAR-Interzeption (%) auf 3 m über Grund unter der Krone gegenüber dem Kronendach für die Buchen (links) bzw. Fichten(rechts) im Kranzberger Forst (Untersuchungsbäume für Xylemfluss-Messung) im Juli 2006; $PAR_{intercept}$: PAR-Interzeption; PAR_z : 3 m über Grund; PAR_0 : über der Krone..... 238

Abbildung 155: Die globale O_3 -Problematik basiert auf zwei Schwerpunktbereichen: (links) Risiken bei der Ernährung im Agrarökosystemen und (rechts) Risiken bei der C-Senkenstärke in natürlichen und naturnahen Waldökosystemen. In beiden Fällen ist die Bedeutung der Biodiversität nicht verstanden, wobei eine potentielle Verarmung der Biodiversität im Agrarbereich und eine potentiell hohe Biodiversität in manchen Waldökosystemen zu erwarten ist. Graslandökosysteme nehmen in der Gesamtproblematik eine vermittelnde Position ein. Daraus folgt, dass die globale O_3 -Problematik als Kontinuum aus Agrar-, Wald und Grasland-Ökosystemen zu betrachten ist. 269

Abbildung 156: Zielführende künftige Klärung der O_3 -Problematik muss sich auf integrierend Forschungsansätze stützen, basierend auf drei interagierende Arbeitsschwerpunkte: (i) lokale „Free-Air“ O_3 -Begasung auf Ökosystemebene zur Klärung der aktuellen und effektiven O_3 -Dosis sowie der Wirkungen, (ii) regionales Monitoring der aktuellen O_3 -Dosen und Wachstumsreaktionen von Ökosystemen, (iii) abgestimmte Entwicklung numerischer Modelle zum quantitativen Prozessverständnis und für ableitbare Ursache-Wirkungs-basierte Risiken. Dies erlaubt langfristig die Etablierung vereinfachter Modelle für die Praxis zur routinemäßigen Ermittlung quantitativer O_3 -Risiken auf Ökosystemebene. 272

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Critical levels für AOT40.....	53
Tabelle 2:	Critical levels für POD.	53
Tabelle 3:	Wurzeltiefe für verschiedene Vegetationstypen	61
Tabelle 4:	Bodentypen mit zugehörigem Welkepunkt und Feldkapazität	61
Tabelle 5:	Flussbezogene und konzentrationsbezogene Wirkungsbeziehungen	85
Tabelle 6:	Charakteristika der für die Modellerstellung (pawmet) für Buche verwendeten Standorte; Art: Datensätze des Standorts verwendet für: M zur Erstellung des Modell-Algorithmus; V- zur Validierung des Modells mit BROOK90-LWF-Daten bzw. V _{+m} - zur Validierung des Modells mit gemessenen Bodenwassergehaltsdaten; BROOK90-LWF-Modellierung Zeitraum 1990-2012, Daten aus Forschungsprojekt KLIP15, Bay. StMELF	154
Tabelle 7:	Charakteristika der für die Modellerstellung (pawmet) für Fichte verwendeten Standorte; Art: Datensätze des Standorts verwendet für: M zur Erstellung des Modell-Algorithmus; V- zur Validierung des Modells mit BROOK90-LWF-Daten; BROOK90- LWF-Modellierung Zeitraum 1997-2012, Daten aus Forschungsprojekt KLIP15, Bay. StMELF.....	157
Tabelle 8:	Luftmessstationen im ländlichen Raum mit vollständigem O ₃ - Konzentrations-datensatz im Jahr 2010	168
Tabelle 9:	Luftgütekriterien zum Schutz der menschlichen Gesundheit.....	206
Tabelle 10:	Phytotoxische Ozondosis ($POD_{Baum,0}$, $POD_{Baum,0,25}$; $mmol\ m^{-2}\ PLA$ bzw. LA) für Buchen und Fichten im Kranzberger Forst während der Vegetationsperiode 2006 bei unveränderter ($1xO_3$) und erhöhter ($2xO_3$) Ozonkonzentration; Feld-Messungen mit Xylemsaftfluss-Sensoren am Gesamtbaum, Einzelbäume und Mittelwerte mit Standardabweichung und Standardfehler, Bu bzw. Fi: Probebaum Buche bzw. Fichte bei unverändertem Ozon- Regime ($1xO_3$), BuO bzw. FiO: Probebaum Buche bzw. Fichte bei verdoppeltem Ozonregime ($2xO_3$).....	227
Tabelle 11:	Sensitivitätsstudie zur Ergebnissicherheit bei der Bestimmung des $POD_{Baum,0}$ [$mmol\ m^{-2}\ PLA$] mittels Xylemsaftfluss-Messung abhängig von der gerätespezifischen Messgenauigkeit der meteorologischen Eingangsgrößen und der O ₃ -Konzentration (kombiniert) für einzelne Probebäume (Buche) im Kranzberger Forst für die Vegetationszeit 2006 ; KombiMG: Kombination der gerätespezifischen Messgenauigkeit; % AW: % Abweichung vom Messwert; mitt %: mittlere % Abweichung vom Messwert.	231
Tabelle 12:	Sensitivitätsstudie zum Einfluss der Messgenauigkeit der meteorologischen Eingangsparameter und der O ₃ -Konzentration (Bestandshöhe) auf die Ergebnissicherheit bei der Bestimmung	

des $POD_{Baum,0}$ [$mmol\ m^{-2}\ PLA$] mittels Xylemsaftflussmessung an Buchen bei Feldmessungen im Kranzberger Forst während der Vegetationsperiode 2006, Mittelwert aus $n=5$; % Abweichung jeweils von Feldmesswert; PLA: projizierte Blattfläche; Art MG: Art der verwendeten Messgenauigkeit; gs MG: gerätespezifische Messgenauigkeit; rAMG: rechnerische Annahmen über potenziell geringer gerätetechnische Messgenauigkeiten begingt durch Standortbedingungen; KombiMG: Kombination der gerätespezifischen Messgenauigkeit; % AW: % Abweichung vom Messwert; mitt %: mittlere % Abweichung vom Messwert. 231

Tabelle 13: Sensitivitätsstudie zum Einfluss der Quelle der meteorologischen Eingangsgrößen und der O_3 -Konzentration (Bestandshöhe) auf die Ergebnissicherheit bei der Bestimmung des AOT0 [$\mu l^{-1}\ h$] sowie des $POD_{Baum,0}$ [$mmol\ m^{-2}\ PLA$] mittels Xylemsaftflussmessungen für Buchen im Kranzberger Forst während der Vegetationsperiode 2006 (KRB06, $n=5$); Quelle der Datensätze der Eingangsgrößen: meteorologische/lufthygienische Messstationen (MEAS); Level II-Waldklimastation (WKS); aus LOTOS-EUROS modelliert für sonnenexponiertes Buchenlaub (MOD1) oder modelliert aus der O_3 -Konzentration (MOD2); % AW: % Abweichung vom Messwert; VI: agrarmeteorologische Station Viehhausen der Bayer. Landesanstalt für Landwirtschaft LfL; LFU7.8: lufthygienische Messstation des Bayer. Landesamtes für Umwelt LfU; TUM_ÖK: O_3 -Messungen an der TUM in Freising Weihenstephan (LS Ökoklimatologie, TUM); PLA: projizierte Blattfläche. 233

Tabelle 14: Sensitivitätsstudie zum Einfluss der Quelle der meteorologischen Eingangsgrößen und der O_3 -Konzentration (Bestandshöhe) auf die Ergebnissicherheit bei der Bestimmung des SUM0 [$\mu l^{-1}\ h$] sowie des $POD_{Baum,0}$ [$mmol\ m^{-2}\ PLA$] mittels Xylemsaftflussmessungen für verschiedene Buchenbestände während der Vegetationsperiode 2010 (KRB10: Kranzberger Forst 2010, FRE10: Freising 2010, FOR10: Forellenbach/Bay. Wald 2010; jeweils $n=5$); Quelle der Datensätze der Eingangsgrößen: nächstgelegene meteorologische und/oder lufthygienische Messstation (MEAS); nächstgelegenen Level II-Waldklimastation (WKS); % AW: % Abweichung vom Messwert; zu SUM0: O_3 -Konzentrationen jeweils von verfügbaren lufthygienischen Messstation oder anderer Stationen; für Feld-Messung KRB10: O_3 -Messungen von LS Ökoklimatologie TUM in Freising Weihenstephan, LS Ökoklimatologie); PLA: projizierte Blattfläche; Infos zu Waldbeständen siehe Tabelle 6..... 234

Abkürzungsverzeichnis wichtiger Begriffe

A1, A2, E1, ...	Emissionsszenario-Simulationen des Weltklimarates (IPCC)
AFst_Y	accumulated stomatal ozone flux over a threshold Y nmol m ⁻² s ⁻¹
AOT40	accumulated exposure of ozone over the threshold value of 40 ppb
AOTX	accumulated exposure of ozone over the threshold value of X ppb
aPOD_Y	approximate phytotoxic ozone dose / approximative phytotoxische O ₃ -Dosen
CL	critical leAnkürvel / kritische Belastungswerte
CRO₃PS	O ₃ -Depositionsmodell für Kulturpflanzen
CTM	chemical transport model / Chemisches Transport Modell
CUO	cumulative uptake of ozone / kumulierte Dosis der O ₃ -Aufnahme
DWD	Deutscher Wetterdienst
EMEP	The European Monitoring and Evaluation Programme under the Convention of LRTAP
FACE	Free Air Carbondioxide Enrichment (Expositionsanlage)
FO₃REST	O ₃ -Depositionsmodell für Waldbäume
F_{sw}	Stomataleitfähigkeit
GRASSO₃	O ₃ -Depositionsmodell für Grünland
LA	leaf area / Laubfläche (beidseitig)
LAI	leaf area index / Blattflächenindex
LRTAP	Long-range Transboundary Air Pollution
MM	Modelling and Mapping Manual (LRTAP Convention)
NEC	National Emission Ceilings
OTC	open top chamber (Expositionskammer)
PAW	plant available water / pflanzenverfügbarer Bodenwassergehalt
pawmet	plant available water modelled from meteorological data / Vereinfachtes Modell zur Bestimmung des Bodenwassergehaltes
PLA	projected leaf area / projizierte, einseitige Blattfläche
POD	phytotoxic ozone dose / phytotoxische Ozondosis
POD_Y	POD oberhalb eines Schwellenwertes der stomatären O ₃ -Aufnahme Y
POEC	phytotoxic effective ozone exposure concentration / phytotoxisch-wirksame O ₃ -Expositionskonzentration
POED	phytotoxic effective ozone exposure dose / phytotoxisch-wirksame O ₃ -Expositionsdosis
ppb	part per billion
ppm	parts per million
SUM0	the sum of all daytime ozone concentrations > 0
SVAT	soil-vegetation-atmosphere transfer

TV	target value / Zielwert
UNECE	United Nations Economic Commission for Europe
VOC	volatile organic compounds / flüchtige organische Kohlenwasserstoffe

Zusammenfassung

Die aktuellen Kenntnisse zu den Risiken der steigenden Belastung durch bodennahes Ozon (O_3) für die Vegetation implizieren für die Zukunft eine sinkende Produktionsleistung in land- und forstwirtschaftlichen sowie in natürlichen Ökosystemen mit zurzeit schwer abzuschätzenden negativen Auswirkungen auf die biologische Vielfalt. Eine Beeinflussung der Ökosystemfunktionen und –dienstleistungen ist auf nationaler und globaler Ebene zu erwarten. Innerhalb der EU wurde die Dringlichkeit zur Verringerung von O_3 -Vorläufer-Emissionen und zum Schutz der Vegetation sowie der Biodiversität erkannt, entsprechende Strategien und Richtlinien werden derzeit diskutiert.

Ziel der vorliegenden Studie ist

- ▶ die Darstellung und Bewertung des aktuellen Kenntnisstandes zu Schadwirkungen von troposphärischem O_3 auf die biologische Vielfalt mittels einer umfassenden Literaturstudie,
- ▶ die Beurteilung der Anwendbarkeit und Aussagekraft der derzeit verfügbaren, O_3 -konzentrations (AOT_{40}) und flussbasierten (POD_Y) Ansätze zur Einschätzung des O_3 -Risikos für die unterschiedlichen Vegetationstypen (AOT_{40} : accumulated ozone exposure above a threshold of 40 ppb O_3 ; bzw. POD_Y : phytotoxic ozone dose above a receptor specific threshold for detoxification Y),
- ▶ die Bearbeitung verschiedener Modelle (soil-vegetation-atmosphere transfer SVAT; chemical transport CT) für die Berechnung der stomatären O_3 -Aufnahme (flussbasierter Ansatz, phytotoxic ozone dose POD_Y) zur Einschätzung des O_3 -Risikos für die Vegetationstypen Getreide, Wald, Grasland auf lokaler und regionaler Ebene
- ▶ die Berechnung des stomatären O_3 -Flusses und die Evaluierung der Ergebnissicherheit der O_3 -Risikobewertung ,
- ▶ die Analyse der O_3 -flussbasierten lokalen und regionalen Modelle hinsichtlich ihrer Aussagekraft auch für die zukünftige Entwicklung im Hinblick auf den Klimawandel,
- ▶ die Ableitung von Empfehlungen für die Praxistauglichkeit und Umsetzung gesetzlicher Regelungen sowie
- ▶ die Darstellung künftig notwendiger Forschungsaktivitäten.

Darstellung und Bewertung des Kenntnisstandes zur Schadwirkungen von troposphärischem O_3 auf die Biodiversität – Literaturstudie

Motivation:

Biodiversität ist die Vielfalt des Lebens auf unserer Erde und beinhaltet die Variabilität aller lebender Organismen und der ökologischen Komplexe, zu denen sie gehören. Biodiversität umfasst drei Ebenen, (i) die Vielfalt der Ökosysteme (dazu gehören Lebensgemeinschaften und Lebensräume), (ii) die Artenvielfalt und (iii) die genetische Vielfalt innerhalb der Arten.

Die potentiell schädigende Wirkung von O_3 bei höheren Pflanzen ist vielfach belegt. Während die Schadensbewertung hierzu bisher meist unter Aspekten der nutzbaren Leistungen der Pflanzen erfolgte, sind weitergehende Folgen für die genetische und organismische Vielfalt der pflanzlichen Systeme selbst und insbesondere die daraus folgenden Wirkungen für andere Organismen im Ökosystem weitgehend unbekannt. Dazu bedarf es zunächst einer fundierten Analyse der tatsächlichen Gefährdungssituation der Biodiversität durch Ozon. Dies umfasste

- ▶ die Prüfung, welche Organismen unterschiedlicher Vegetationstypen auf der Basis bisherigen Wissens als ozonempfindlich einzustufen sind und für welche anderen Organismen bisher keine Informationen vorliegen sowie
- ▶ die Bewertung, inwieweit die Beeinflussung der genetischen bzw. der Arten-Diversität durch O_3 -Konsequenzen für die funktionale Rolle von Biodiversität in Ökosystemen hat.

Hierzu wurde in der Literaturstudie (mehr als 1000 Publikationen; Zeitraum 1980 -2014)

- ▶ der derzeitige Kenntnisstand zur Beurteilung der O₃-Wirkung auf die Biodiversität terrestrischer Ökosysteme anhand verschiedener Schwerpunkte aufgezeigt, die sowohl unterschiedliche Landnutzungsformen sowie Komplexitätsstufen einbeziehen.
- ▶ eine umfassende Darstellung der inter- und intraspezifischen Variationsbreite der O₃-Empfindlichkeit von Einzelarten erarbeitet, die Kenntnisse über die Auswirkungen auf die Funktion von Ökosystemen unter Berücksichtigung verschiedener biotischer Wechselwirkungen zusammenfasst und schließlich jene Veränderungen aufzeigt, die im Rahmen von Feldstudien der Wirkung erhöhter O₃-Exponierungen zugeschrieben werden sowie
- ▶ die Kenntnisse über die Auswirkungen der O₃-Belastung auf ein Ökosystem als Ganzes sowie auf seine Funktionen und Dienstleistungen recherchiert und bewertet.

Ergebnisse:

- ▶ Der Begriff Biodiversität wird im Rahmen der O₃-Wirkungsforschung sehr unterschiedlich verwendet und nur eine geringe Zahl an Studien wurde direkt mit dem Ziel, Auswirkungen auf die Biodiversität zu untersuchen, konzipiert. Der Einsatz von aufwändigen Versuchsanordnungen, die eingeschränkte Verfügbarkeit geeigneter Versuchsfelder und die Notwendigkeit der Berücksichtigung sehr langer Zeiträume erklären den Mangel an geeigneten Studien.
- ▶ Die verfügbare Literatur weist zahlreiche Daten über die O₃-Empfindlichkeit pflanzlicher Rezeptoren auf (weltweit 343 Sorten von 53 Kulturpflanzen-, 298 krautige Wildpflanzen-, 164 Holzpflanzen-, aber nur 12 Moos- und 2 Farnarten). Dennoch decken die O₃-Studien nur einen kleinen Bruchteil der Flora ab (ca. 6,5 % der Arten in Deutschland). Vergleichbare, insbesondere experimentelle Studien mit nicht-pflanzlichen Rezeptoren fehlen jedoch.
- ▶ Inter- und intraspezifische Variationen der O₃-Empfindlichkeit von Gefäßpflanzen sind vielfach untersucht worden. Ungefähr die Hälfte aller untersuchten krautigen und nahezu drei Viertel der Holzpflanzen zeigten sensitive O₃-Reaktionen. Es wurden vielfach Pflanzenfamilien identifiziert, die einen erhöhten Anteil sensitiver Arten oder Genotypen beinhalten, allerdings führten Bemühungen, bestimmte ökologische Merkmale mit der O₃-Empfindlichkeit in Zusammenhang zu bringen, zu keinen eindeutigen Ergebnissen.
- ▶ Die in der Literatur dokumentierten Auswirkungen erhöhter O₃-Belastungen auf wirbellose Tiere und Mikroorganismen sind immer die Folge veränderter Wechselbeziehungen mit den durch O₃ gestörten Pflanzen.
- ▶ Parameter wie die Struktur des Lebensraumes und die Artenzusammensetzung von Gemeinschaften sowie die Abundanz verschiedener Arten oder funktioneller Gruppen wurden unterschiedlich für Gemeinschaften von Pflanzen, Insekten, Bodenlebewesen und Mikroorganismen erhoben und zeigten in vielen Fällen eine Beeinflussung durch die Belastung des Ökosystems mit O₃. Dies gilt insbesondere auch für Waldökosysteme.
- ▶ Es gibt Hinweise dafür, dass zurückliegende O₃-Belastungen bereits einen Selektionsdruck für Pflanzen dargestellt haben und durch die Verdrängung sensitiver Genotypen eine Veränderung des Genpools herbeigeführt haben.
- ▶ Ein Trend zu einer verminderten Fortpflanzungsrate bei Pflanzen unter O₃-Belastung wurde nachgewiesen. Eine verminderte Samenproduktion kann beispielsweise auf einer verminderten Fertilität durch Störung der Assimilatverteilung oder auch auf einer gestörten Befruchtung beruhen.
- ▶ Erhöhte pflanzenbürtige VOC-Emissionen (flüchtige organische Kohlenwasserstoffe) unter O₃-Stress führen als O₃-Vorläufersubstanzen zu einer weiteren Erhöhung der O₃-Belastung. In ihrer Rolle auch als Signalsubstanzen für Insekten kann eine Störung der pflanzlichen VOC-

Emissionen bisher unabsehbare Konsequenzen für die Pflanzen- und Tierpopulationen eines Ökosystems haben.

- ▶ Eine O₃-Belastung führte bei der Mehrzahl der untersuchten Bäume, Grünland- und Kulturpflanzen zu einer Reduzierung der stomatären Leitfähigkeit verbunden mit einer verminderten Transpiration. Jedoch kann die O₃-Belastungssituation auch zu unkontrolliertem Wasserverlust und zu einer erhöhten Anfälligkeit für Trockenstress führen, was in beiden Fällen eine Störung der Wasserbilanz ganzer Bestände nach sich ziehen kann.
- ▶ Eine O₃-Belastung führte bei einer Vielzahl von Pflanzenarten zu Produktionseinbußen. Die Einschränkung der C-Fixierung in der Photosynthese und die damit verbundene Verminderung der Kohlenstoffbindung im Boden können zu einer weiteren Erhöhung der Kohlendioxid-Konzentration in der Atmosphäre beitragen.
- ▶ Fallstudien, in denen Auswirkungen tatsächlicher Belastungen zumeist entlang eines O₃-Gradienten gemessen und bewertet wurden, liegen für verschiedene Teile Nordamerikas und Europas vor. Um eine Kausalität zur O₃-Exposition herzustellen, wurden zahlreiche Auswertungsansätze verfolgt. Eindeutig, aber mit geringerer Bedeutung für das Ökosystem, lässt sich bei 258 Arten der krautigen Vegetation dieser Zusammenhang anhand des Parameters „O₃-spezifische sichtbare Blattschädigung“ herstellen.

Folgerungen:

- ▶ Nach dem derzeitigen Kenntnisstand sind die Auswirkungen von O₃ auf die strukturelle und funktionelle Biodiversität in terrestrischen Ökosystemen komplex und lassen sich nur qualitativ beschreiben. Dosis-Wirkungs-Ansätze sind derzeit noch nicht ausreichend auf Ökosysteme und deren interagierende biotische und abiotische Komponenten anwendbar, was insbesondere für flussorientierte Bewertungen gilt.
- ▶ Die O₃-Belastung verändert vielfach die CO₂-Fixierung, den Wasserhaushalt der Pflanzen und die Kohlenstoff-Bindung im Boden. O₃-Stress trägt damit durch eine Reduktion der Primärproduktion in terrestrischen Ökosystemen indirekt auch zum Klimawandel bei.
- ▶ Die O₃-Belastung kann die Ressourcen-Allokation und die Reproduktionsfähigkeit pflanzlicher Individuen beeinträchtigen, was bedeutende Implikationen für die Produktivität, Struktur und Funktionen der gesamten Lebensgemeinschaft und damit der strukturellen und funktionellen Biodiversität hat.
- ▶ Alle Auswirkungen, die sich in Veränderungen von räumlicher Struktur und genetischer Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften äußern, bedürfen einer Langzeitbeobachtung und können nicht anhand von Beobachtungen einzelner Jahre abgeschätzt werden.
- ▶ Zum Verständnis der Auswirkung der O₃-Belastung auf Ökosystemebene sind Versuchsansätze notwendig, welche die mannigfaltigen ökophysiologischen Einflussfaktoren und deren Zusammenwirken in einem Ökosystem untersuchen.

Bewertung des konzentrationsbasierten AOT40- und flussbasierten PODY-Ansatzes mittels lokaler SVAT-Modelle – Validierung der Modelle und Eingrenzung der Unsicherheiten

Motivation:

Im vom Deutschen Bundesrat zugestimmten Richtlinienentwurf zur Aktualisierung der NEC-Richtlinie wird als Leitindikator zur Beurteilung der Schädigung des Pflanzenwachstums und der Biodiversität durch O₃ die Überschreitung flussbasierter kritischer Belastungswerte festgesetzt. Die Überwachung des O₃-Risikos für die Vegetation wird voraussichtlich somit zukünftig über den flussbasierter PODY-Ansatz in einem Netz repräsentativer Überwachungsstellen für die jeweiligen Ökosystemtypen erfolgen müssen.

Daher wurden in der Studie die O₃-flussbasierten lokalen Modelle für die Vegetationstypen weiterentwickelt und geprüft:

- ▶ Parametrisierung, Kalibrierung und Validierung der SVAT-Modelle CRO₃PS_SVAT und CRO₃PS_SVATneutral sowie der Modelle auf Basis von Regressionsansätzen CRO₃PS, FO₃REST_beech_leaf, FO₃REST_spruce_leaf und GRASSO₃ zur Bewertung des lokalen flussbasierten O₃-Risikos für Getreide, Wald bzw. Grünland an geeigneten Referenz-Standorten
- ▶ Entwicklung eines vereinfachten *POD_v*-Ansatzes zur orientierenden Beurteilung des O₃-Risikos für die Vegetation
- ▶ Bewertung der Anwendbarkeit, Datenverfügbarkeit und –qualität für den routinemäßigen Einsatz der O₃-flussbasierten Modellierung
- ▶ Beurteilung der Eignung des *AOT40*- und *POD_v*-Ansatzes für die Risikobewertung
- ▶ Beurteilung der *critical levels* und Ableitung von Zielwerten (*target values*)
- ▶ Projektion für die zukünftige Risikoentwicklung im Klimawandel
- ▶ Vergleich und Bewertung lokaler und regionaler (0 Modellergebnisse)

Ergebnisse und Folgerungen:

- ▶ Ausschließlich Risikoanalysen auf Basis stomatärer O₃-Aufnahmen (flussbasierter *POD_v*-Ansatz) sind toxikologisch relevant und spiegeln unter Freilandbedingungen das Gefährdungspotential realistisch wider. Empfohlen wird daher die rechtlich verbindliche Implementierung des *POD_v*-Konzepts und endgültige Abschaffung des *AOTX*-Ansatzes.
- ▶ Die Ableitung sowohl des *AOT40*- als auch des *POD_v*-Ansatzes zur Beurteilung des O₃-Risikos für die Vegetation beruht auf Experimenten vornehmlich in *open-top*-Kammern. Diese Experimente spiegeln die realen Feldbedingungen z.T. nur unzureichend wider.
- ▶ Die Europäische Luftreinhaltepolitik erfordert die Überwachung der Auswirkungen von Schadstoffen in der Umwelt an Hand repräsentativer, ortsfester Messstationen (vgl. RL 2008/50/EG, EU 2008). Quantitative Risikoanalysen zum Schutz der Vegetation erfordern die Messung qualitativ hochwertiger Eingangsgrößen (O₃-Konzentration, meteorologische Größen). Eine Ausweitung des derzeitigen Messnetzes durch flächenrepräsentativen Messstationen im ländlichen Raum mit standardisierten meteorologischen Messungen inklusive des Niederschlags ist dringend erforderlich.
- ▶ Die Berechnung der stomatären O₃-Aufnahme (*POD_v*) erfordert die Bereitstellung der erforderlichen Eingangsgrößen in Bestandshöhe. Die Transformation der Eingangsgrößen von Mess- zur Bestandeshöhe erfordert mikrometeorologische Verfahren und geeignete, repräsentative Messstandorte. Transformationsverfahren für die Rezeptorgruppen wurden für den routinemäßigen Einsatz entwickelt und validiert.
- ▶ Zum Schutz der Vegetation sind „*worst-case*“-Risikobeurteilungen auf Grundlage stomatärer O₃-Aufnahmen (*POD_v*) erforderlich. Diese haben bei nicht limitierender Bodenwasserversorgung zu erfolgen. Die Berücksichtigung der aktuellen Bodenwasserversorgung bei der Abschätzung der stomatären O₃-Aufnahme (*POD_v*) führt i.d.R. zu geringeren potentiellen Schadwirkungen durch O₃ als bei Annahme nicht limitierter Bodenwasserversorgung.
- ▶ Die Modellierung des pflanzenverfügbaren Bodenwassers (*PAW*) über Regressionsansätze liefert gute Übereinstimmungen mit komplexen hydrologischen Modellen. Es werden keine zusätzlichen Daten benötigt, die über den notwendigen Eingangsdatensatz für die Modellierung der stomatären O₃-Aufnahmen (*POD_v*) hinausgehen. Zur Anwendung in den Überwachungsnetzen steht damit für die Rezeptoren Winterweizen, Buche und Fichte ein zuverlässiges Modellmodul zur Verfügung.

- ▶ Ein vereinfachter flussbasierte Ansatz ohne Qualitäts- und Informationsverlust wird mit dem $POED_x$ -Ansatz vorgestellt. Während im $AOTX$ -Ansatz die O_3 -Expositions-konzentration in Bestandeshöhe ohne Berücksichtigung der Senkenstärke des Rezeptors verrechnet wird, beruhen die POD_Y -Werte auf dem Anteil der O_3 -Expositions-konzentration in Bestandeshöhe, der tatsächlich über die Stomata aufgenommen wird. Eine weitere Vereinfachung ohne nennenswerte Qualitätseinbuße wird mit dem $aPOD_Y$ –Ansatz (approximative Phytotoxische O_3 -Dosis) vorgestellt, welcher zur O_3 -Risikobeurteilung neben der O_3 -Konzentration lediglich die Lufttemperatur als Eingangsparameter in räumlich repräsentativer und hinreichend guter Qualität von den Überwachungsnetzen benötigt.
- ▶ SVAT- und Regressions-Modelle zur quantitativen lokalen O_3 -Risikoanalyse für einzelne Rezeptoren, wie Winterweizen als O_3 -sensitiver Vertreter der Rezeptorgruppe Getreide, sowie für Buche und Fichte als Vertreter der Rezeptorgruppe Wald stehen somit für den routinemäßigen Einsatz zur Verfügung. Bei den gegebenen Unsicherheiten in der Wirkungsbeziehung für Klee als O_3 -sensitiver Vertreter der Rezeptorgruppe "Grünland" wurde ein alternativer Modellansatz auf qualitativer Basis erarbeitet.
Es ist zu beachten:
 - Validierungsexperimente zur Absicherung der Dosis-Wirkung-Funktionen für die Rezeptoren Weizen und Klee fehlen derzeit.
 - Nur für Buche und Fichte konnten die Dosis-Wirkung-Funktionen über die Ergebnisse des „Free-Air“- O_3 -Begasungsexperiments im Kranzberger bestätigt werden. Jedoch fehlen für die Rezeptorarten Buche und Fichte Validierungsexperimente zur O_3 -Aufnahme.
- ▶ Für Grünland und den Rezeptor Klee ist die Datenlage insgesamt ungenügend. Ohne Erweiterung der experimentellen Basis sind realistische Abschätzungen des Einflusses von O_3 im Hinblick auf eine Gefährdung der Biodiversität nicht möglich.
- ▶ Es muss betont werden,
 - dass sich die POD_Y -Wirkungs-Beziehungen für die einzelnen Rezeptoren auf die gemittelte maximale stomatare Leitfähigkeit verschiedener Experimente beziehen. Die Dosis-Wirkung-Beziehungen können deshalb nicht auf einzelne Genotypen am spezifischen Standort übertragen werden.
 - dass deshalb der POD_Y -Ansatz lediglich als ein Indikator für *potentielle* Ertrags-/Biomasse-verluste "standardisierter" Rezeptoren angesehen werden muss.
- ▶ Eine Modifikation des AOT_{40} -Ansatzes, die dem POD_Y -Ansatz vergleichbare Ergebnisse liefern würde, ist prinzipiell nicht möglich, da für die Berechnung des AOT_{40} nicht die gleichen O_3 -Konzentrationsbereiche ausgefiltert werden wie für den POD_Y -Ansatz. Die kritischen Belastungswerte (*critical level CL*) auf Basis von AOT_{40} bzw. POD_Y beurteilen zudem unterschiedliche Akkumulationszeiträume.
- ▶ Die flussbasierten *critical level* (CL_{POD_Y}) beziehen sich auf eine vorindustrielle O_3 -Belastungssituation. Darauf basierende Ertragsverluste konnten in den vergangenen Jahren aus der landwirtschaftlichen Praxis nicht bestätigt werden. Im Gegensatz zum *critical level* CL_{POD_Y} , bei dem es um den Schutz des empfindlichsten Rezeptors geht, wird mit dem Zielwert (*target value TV*) (TV_{POD_Y}) ein Wert festgelegt, welcher schädliche Auswirkungen auf die Umwelt weitestgehend vermeiden oder verringern soll, und der soweit wie möglich in einem bestimmten Zeitraum eingehalten werden sollte. In Anlehnung an RL 2008/50/EG werden deshalb solche Zielwerte (TV_{POD_Y}) für die Rezeptoren Winterweizen, Buche, Fichte und Klee vorgeschlagen, die der O_3 -Belastungssituation zu Anfang der 1980er Jahre angepasst sind. Mögliche genetisch bedingte Veränderungen der O_3 -Empfindlichkeit der aktuell verwendeten Kulturen bleiben jedoch unberücksichtigt.
- ▶ Die lokale POD_Y -Modellierung ("worst case"-Szenario mit nicht limitiertem Bodenwasser) an 43 Stationen für die Einschätzung des deutschlandweiten O_3 -Risikos ergab eine

Überschreitung der *critical levels* CL_{PODY} wie auch der neu vorgeschlagenen Zielwerte (*target value* TV_{PODY}) für Weizen, Buche, Fichte und Klee. An Stationen, an denen Niederschlagsdaten zur Verfügung stehen, liegen die $PODY$ -Werte auf Basis des pflanzenverfügbaren Bodenwassers in der Regel etwas unterhalb jener Werte des „worst-case“-Szenarios.

- ▶ Die deutlichen Überschreitungen der *critical levels* CL_{PODY} für Grasland lassen eine besondere Gefährdung der (halb)-natürlichen Vegetation in Deutschland erwarten. Für 298 krautige und 164 Gehölzarten der entsprechenden Vegetation liegen Aussagen (vgl. Literaturstudie) über die O_3 -Empfindlichkeit vor. Insgesamt 267 Arten davon sind in Deutschland heimisch, 14 davon sind stark gefährdet. Die Datenlage für die Risikomodellierung von Grasland ist insgesamt als unzureichend zu bewerten.
- ▶ Die Spannbreite der Änderung der bodennahen O_3 -Konzentrationen bis 2100 infolge des globalen Klimawandels beträgt nach dem IPCC-Report (2013) $-13,4$ bis $+15,1$ ppb (IPCC 2013). Zur Unterschreitung des langfristigen Ziels der Europäischen Luftqualitätsrichtlinie (EU 2008) ist ein Rückgang der O_3 -Hintergrundkonzentration um mehr als 20 ppb erforderlich, was einer linearen Reduktion der derzeitigen O_3 -Belastung um 20–30 % entspräche. Während steigende O_3 -Hintergrundbelastungen positiv mit einem Risiko für die Vegetation korreliert sind, werden die flussorientierten *critical level* CL_{PODY} selbst dann überschritten, wenn die vom IPCC (2013) vorgeschlagene Reduktion der Hintergrundbelastung erreicht würde.
- ▶ In Konflikt stehen die prognostizierten Einbußen durch die O_3 -Belastung zu den beobachteten Trends der Zuwachssteigerung in Wäldern. Die mittelfristig resultierende Reaktion dieser gegenläufigen Trends ist derzeit nicht prognostizierbar. Hierzu sind Ausmaß und Ursachen der Zuwachsentwicklung unter dem Einfluss der verschiedenen, zum Teil gegenläufig wirksamen, Klimawandelfaktoren nicht ausreichend verstanden.
- ▶ Eine fundierte Abschätzung des O_3 -Risikos für die Vegetation erfordert die Etablierung neu zu konzipierender Experimente unter Freilandbedingungen. Anzustreben ist die Etablierung von Dosis-Wirkung-Beziehungen auf Bestandesebene. Die stomatären O_3 -Aufnahmen können hierfür über Eddy-Kovarianz-Messungen oder für Waldbestände zusätzlich über Xylemsaftfluss-Messungen validiert werden.
- ▶ Für eine realistische, quantitative O_3 -Risikobeurteilung sind demnach Validierungsexperimente für die stomatären O_3 -Aufnahmen von Blatt- bis zur Bestandesebene sowie Freiland- O_3 -Anreicherungsexperimente erforderlich. Nur auf dieser Basis sind realistische Dosis-Wirkung-Beziehungen ableitbar.
- ▶ Flächenhafte Modellierung der stomatären O_3 -Aufnahme kann im Sinne der Europäischen Luftreinhaltepolitik ergänzende Informationen liefern, jedoch die vorgeschriebenen lokalen Modellierungen nicht ersetzen.

Regionale Modellierung und Kartierung des O_3 -Risikos mit dem CT-Modell LOTOS-EUROS-konzentrationsbasierter AOT40 vs. flussbasierter $PODY$ -Ansatz

Motivation:

Langfristiges Ziel der O_3 -Risikobewertung ist die regionale flächenhafte Modellierung des stomatären O_3 -Flusses. Mit dem chemischen Transport Modell (CT) LOTOS-EUROS wurden flächendeckende O_3 -Ausbreitungsrechnungen (für ca. 7×8 km² -Gitterzelle) für die Jahre 2006 und 2010 (trocken bzw. feucht) durchgeführt. Diese Berechnungen ermöglichen eine regionale Kartierung der konzentrationsbasierten und flussbasierten *critical levels* des O_3 für Winterweizen, produktives und artenreiches Grasland und Waldbäume in Deutschland. Die Aussagekraft der Berechnungen wurde analysiert und vergleichend (AOTX vs. $PODY$; regional vs. lokal) bewertet und mit dem für europaweite Kartierungen verwendete EMEP-Modell (European Monitoring and Evaluation Programme) verglichen.

Ergebnisse:

- ▶ Ein Vergleich modellierter O₃-Konzentrationen mit Messungen an ländlichen Hintergrundstationen erfolgte für die Jahre 2006 und 2010. Insgesamt wurde der saisonale Verlauf der gemessenen O₃-Konzentrationen vom LOTOS-EUROS-Modell gut nachvollzogen. Das Modell überschätzte jedoch tendenziell die niedrigen, aber unterschätzte die hohen O₃-Konzentrationen. Entsprechendes wurde für den modellierten AOT₄₀ festgestellt.
- ▶ Die potenziellen Ertragsverluste für Buche, Fichte und Klee fallen auf Basis des konzentrationsbezogenen AOT₄₀-Ansatzes jeweils sehr viel niedriger aus als auf Basis des POD_Y-Ansatzes.
- ▶ Ein auf Basis des flussbasierten Ansatzes mit dem EMEP-Modell berechnetes O₃-Gefährdungspotenzial in Deutschland ist vor allem für Weizen sehr viel größer als das durch LOTOS-EUROS ermittelte. Zu beachten ist, dass das routinemäßig in der europäischen Praxis verwendete EMEP-Modell nicht in der gleichen Art und Weise wie LOTOS-EUROS den Vorgaben des Modelling and Mapping Manuals (LRTAP Convention 2010) folgt.
- ▶ Im Jahr 2006 macht sich die Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte in Deutschland sowohl bei den konzentrationsbasierten als auch bei den flussbasierten Ansätzen nur geringfügig bemerkbar. Im Jahre 2010 ist der Einfluss der Bodenfeuchte deutlich in den Feldverteilungen der O₃-Flüsse zu erkennen. Die POD_Y-Werte für alle Rezeptorarten sinken in den trockeneren Regionen im Vergleich zu einer Berechnung bei nicht limitierender Bodenfeuchte.
- ▶ Die *critical levels* CL_{PODY} wie auch die neu vorgeschlagenen Zielwerte (*target value* TV_{PODY}) für Buche, Fichte und Klee wurden nach den Berechnungen mit LOTOS-EUROS in Deutschland nahezu flächendeckend, für Weizen in Teilen Deutschlands überschritten.
- ▶ Der Vergleich der lokalen (43 Stationen) mit der regionalen Modellierung des O₃-Risikos für Deutschland ergab, dass auf lokaler Ebene das Risiko für Winterweizen nach LOTOS-EUROS unterschätzt und für Buche und Fichte überschätzt wird. Auf Grund der Unsicherheiten in den O₃-Konzentrationen und erforderlichen meteorologischen Größen kann die regionale Modellierung und Kartierung nicht als Ersatz für die Messung an repräsentativen Überwachungsstellen herangezogen werden. Mit LOTOS-EUROS modellierte Datensätze sind für die qualitative Ableitung von Gebieten mit erhöhtem Risiko geeignet, quantitative Verlustrechnungen sollten nicht angestellt werden.

Folgerungen:

- ▶ Eine regionale flächendeckende Kartierung der O₃-Belastung mit dem LOTOS-EUROS-Modell oder dem EMEP-Modell kann nur entsprechend der räumlichen Auflösung der Eingangsdaten erfolgen und liefert somit mittlere Werte für alle Vegetationstypen einer Gridnetz-Fläche. Für eine lokale Beurteilung des O₃-Risikos können nur Ergebnisse eines punktbezogenen Modells verwendet werden.
- ▶ Das LOTOS-EUROS-Modell arbeitet im Vergleich zum EMEP-Modell mit einer höheren räumlichen Auflösung, wodurch eine größere Differenzierung der Kartierung erreicht wird. Weiterhin entsprechen die im LOTOS-EUROS-Modell verwendeten Ansätze zur Berechnung des O₃-Flusses den Vorschriften des Mapping Manuals, was das EMEP-Modell gegenwärtig nur ansatzweise leistet. Das LOTOS-EUROS-Modell wird inzwischen vom Umweltbundesamt für die kontinuierliche Kartierung der N-Deposition verwendet. Da N-Deposition und O₃-Belastung physikalisch-chemisch interagieren, ist es aus Konsistenzgründen angebracht beide Größen mit demselben Modell zu bestimmen. Es wird daher empfohlen, auch für zukünftige Kartierungen in Deutschland das LOTOS-EUROS-Modell zu verwenden.
- ▶ Änderungen der Standortbedingungen, die sich auf die toxikologisch wirksame O₃-Dosis im pflanzlichen Organismus auswirken, können mit dem AOT₄₀-Ansatz nicht widerspiegelt

werden. Es zeigt sich in den Berechnungen insbesondere, dass nur der POD_V Sensitivität bezüglich des Einflusses der Bodenfeuchte anzeigt. Der AOT_{40} -Wert tendiert zu einer Zunahme bei abnehmender Bodenfeuchte, der POD_V -Wert nimmt dagegen realistischere ab wenn der Boden trockener wird. Eine auf dem AOT_{40} beruhende Beurteilung des O_3 -Risikos kann daher nicht als Ersatz für eine flussbasierte Bewertung herangezogen werden.

- ▶ Der gegenwärtige Stand der flächendeckenden Modellierung erlaubt es, bereits jetzt Aussagen zu regionalen Unterschieden des O_3 -Risikos für die verschiedenen Rezeptorarten zu treffen und zu visualisieren. Für belastbare quantitative Aussagen zur O_3 -Belastung oder zu deren Auswirkungen werden gemäß NEC-Richtlinie (EU 2001) jedoch ortsfeste Messstationen als Datenbasis für die Überwachung verlangt. Daher sollen Chemische Transportmodelle wie das LOTOS-EUROS-Modell als ergänzende Instrumentarien für die flächendeckende Risiko-Einschätzung eingesetzt werden.
- ▶ Es wird empfohlen, in Zukunft eine höhere räumliche Auflösung als die hier verwendete anzustreben, was eine präzisere Modellierung der O_3 -Verteilung und auch eine präzisere Berücksichtigung des Einflusses der Boden- und Bewuchs-Eigenschaften auf den O_3 -Fluss erlauben würde. Ebenso sollten die den O_3 -Flussberechnungen zugrundeliegenden Parametrisierungsansätze weiter experimentell validiert werden. Zudem sollen zur Absicherung der Ergebnisse entsprechend dem Ansatz in der EU-Luftqualitätsrichtlinie größere Zeiträume (3-5 Jahre) betrachtet werden. Es muss festgehalten werden, dass die bisher zur Verfügung stehenden flächendeckenden Datenbasen für die Bodenfeuchte nur bedingt den Modellierungsansprüchen genügen. Zur Erfassung des maximalen Schadenspotenzials („worst case“) sollten daher auch immer Berechnungen für nicht limitierende Bodenfeuchte als Referenz durchgeführt werden.
- ▶ Datenassimilation wie optimale Interpolierung und eine verbesserte räumlichen Auflösung sind empfohlene Ansätze, um eine größere Vergleichbarkeit der flächenhaften und lokalen O_3 Risikoanalysen zu erzielen.

Zusammengefasste Schlussfolgerungen

- ▶ Ausschließlich Risikoanalysen auf Basis stomatärer O_3 -Aufnahmen (flussbasierter POD_V -Ansatz) sind toxikologisch relevant und spiegeln unter Freilandbedingungen das Gefährdungspotential realistisch wider. Empfohlen wird daher die rechtlich verbindliche Implementierung des POD_V -Konzepts und endgültige Abschaffung des AOT_X -Ansatzes.
- ▶ Quantitative Risikoanalysen zum Schutz der Vegetation erfordern die Messung qualitativ hochwertiger Eingangsgrößen (O_3 -Konzentration, meteorologische Größen). Eine Ausweitung des derzeitigen Messnetzes durch flächenrepräsentativen Messstationen im ländlichen Raum mit standardisierten meteorologischen Messungen inklusive des Niederschlags ist erforderlich (vgl. RL 2008/50/EG, EU 2008).
- ▶ Modelle zur quantitativen lokalen O_3 -Risikoanalyse für einzelne Rezeptoren, wie Winterweizen als O_3 -sensitiver Vertreter der Rezeptorgruppe Getreide, sowie für Buche und Fichte als Vertreter der Rezeptorgruppe Wald stehen für den routinemäßigen Einsatz zur Verfügung. Bei den gegebenen Unsicherheiten in der Wirkungsbeziehung für Klee als O_3 -sensitiver Vertreter der Rezeptorgruppe "Grünland" wurde ein alternativer Modellansatz auf qualitativer Basis erarbeitet.

Es ist zu beachten: (i) Validierungsexperimente zur Absicherung der Dosis-Wirkung-Funktionen für die Rezeptoren Weizen und Klee fehlen derzeit. (ii) Nur für Buche und Fichte konnten die Dosis-Wirkung-Funktionen über die Ergebnisse des „Free-Air“- O_3 -Begasungsexperiments im Kranzberger bestätigt werden. Jedoch fehlen für die Rezeptorarten Buche und Fichte Validierungsexperimente zur O_3 -Aufnahme. (iii) Für Grünland und Klee ist die Datenlage insgesamt ungenügend. (iv) Die POD_V -Wirkungs-Beziehungen für die einzelnen Rezeptoren beziehen sich auf die gemittelte maximale stomatäre Leitfähigkeit. Die Dosis-

Wirkung-Beziehungen können deshalb nicht auf einzelne Genotypen am spezifischen Standort übertragen werden. Der POD_Y -Ansatz muss daher als ein Indikator für potentielle Ertrags-/Biomasseverluste "standardisierter" Rezeptoren angesehen werden.

- ▶ Für eine einfachere und breitere Anwendbarkeit des POD_Y -Ansatzes wurde der $POED_X$ -Ansatz abgeleitet. Der $POED_X$ -Ansatz erlaubt eine praxisrelevante Vereinfachung des Flussansatzes für die Überwachung in den lufthygienischen Messnetzen. Eine weitere Vereinfachung ohne nennenswerte Qualitätseinbuße wird mit dem $aPOD_Y$ -Ansatz (approximative Phytotoxische O_3 -Dosis) vorgestellt, welcher zur O_3 -Risikobeurteilung neben der O_3 -Konzentration lediglich die Lufttemperatur als Eingangsparameter in räumlich repräsentativer und hinreichend guter Qualität von den Überwachungsnetzen benötigt.
- ▶ Die lokalen (43 Stationen) und regionalen Modellierung des O_3 -Risikos für Weizen, Buche, Fichte und Klee für Deutschland ergaben eine nahezu flächendeckende Überschreitung der *critical levels* CL_{POD_Y} wie auch der neu vorgeschlagenen Zielwerte (*target value* TV_{POD_Y}), wobei die regionale Modellierung die Gefährdung für Weizen gegenüber der lokalen Modellierung etwas unterschätzte. Die Datenlage für die Risikomodellierung von Grasland ist insgesamt als unzureichend zu bewerten.
- ▶ Der gegenwärtige Stand der flächendeckenden Modellierung erlaubt es bereits jetzt Aussagen zu regionalen Unterschieden des O_3 -Risikos für die verschiedenen Rezeptorarten zu treffen und zu visualisieren. Für belastbare quantitative Aussagen zur O_3 -Belastung oder zu deren Auswirkungen werden gemäß NEC-Richtlinie (EU 2001) jedoch ortsfeste Messstationen als Datenbasis für die Überwachung verlangt. Daher sollen Chemische Transportmodelle wie das LOTOS-EUROS-Modell als ergänzende Instrumentarien für die flächendeckende Risiko-Einschätzung eingesetzt werden.
- ▶ Mittelfristig wird die Verwendung der vorgestellten SVAT-Modelle und Regressionsansätze für die lokale Risikoabschätzung empfohlen, wobei die Verbesserungen bei der Parametrisierung und die notwendigen Validierungen vorangetrieben werden sollen. Die Anwendung des regionalen CT-Modells LOTOS-EUROS sollte ergänzend erfolgen. Hierbei sollen die Erfassungsauflösung auf regionaler Skala erhöht, Modellsicherheit durch „Datenassimilation“ (z.B. optimale Interpolierung) verbessert, und Schnittstellen zu den SVAT-Modellen etabliert werden. Flächenhafte Modellierungen der stomatären O_3 -Aufnahme können im Sinne der Europäischen Luftreinhaltepolitik ergänzende Informationen liefern, die Beurteilung des Gefährdungspotentials der Vegetation durch O_3 -Belastung jedoch nicht ersetzen.
- ▶ Die Spannbreite der Änderung der bodennahen O_3 -Konzentrationen bis 2100 infolge des globalen Wandels beträgt nach dem aktuellen IPCC-Report $-13,4$ bis $+15,1$ ppb (IPCC 2013). Zur Unterschreitung des langfristigen Ziels der Europäischen Luftqualitätsrichtlinie (EU 2008) ist ein Rückgang der O_3 -Hintergrundkonzentration um mehr als 20 ppb bzw. eine lineare Reduktion der derzeitigen O_3 -Belastung um 20–30 % erforderlich. Während steigende O_3 -Hintergrundbelastungen mit einem steigenden Risiko für die Vegetation verbunden sind, werden die flussorientierten *critical level* CL_{POD_Y} auch bei der in IPCC (2013) angeführten möglichen Höhe der Reduktion der Hintergrundbelastung noch überschritten.
- ▶ In Konflikt stehen die prognostizierten Einbußen durch die O_3 -Belastung zu den beobachteten Trends der Zuwachssteigerung in Wäldern. Die mittelfristig resultierende Reaktion dieser gegenläufigen Trends ist derzeit nicht prognostizierbar. Hierzu sind Ausmaß und Ursachen der Zuwachsentwicklung unter dem Einfluss der verschiedenen gegenläufig wirksamen Klimawandelfaktoren nicht ausreichend verstanden.
- ▶ Nach dem derzeitigen Kenntnisstand sind die Auswirkungen von O_3 auf Ökosysteme komplex und lassen sich nur qualitativ beschreiben. Ungefähr die Hälfte aller in der Literaturstudie vorkommenden krautigen und nahezu drei Viertel der Holzpflanzen zeigten O_3 -sensitive

Reaktionen. Flussorientierte Dosis-Wirkungsansätze sind derzeit noch nicht ausreichend auf Ökosysteme und deren interagierende Komponenten anwendbar.

- ▶ Die O₃-Belastung kann neben einer Produktionssenkung, Veränderungen in der Hydrologie und bei der Ressourcen-Allokation u.a., auch die Reproduktionsfähigkeit des Individuums beeinträchtigen, was bedeutende Implikationen für die Produktivität, Struktur und Funktionen der gesamten Lebensgemeinschaft hat.
- ▶ Die deutlichen Überschreitungen der *critical levels* CL_{PODY} für Grasland lassen eine besondere Gefährdung von Arten der (halb)-natürlichen Vegetation und damit insbesondere von gefährdeten Arten in Deutschland erwarten.
- ▶ Die O₃-Belastung trägt mit einer globalen Reduktion der Primärproduktion in terrestrischen Ökosystemen indirekt zur globalen Erwärmung und zum Klimawandel bei. Langfristig sind zum Verständnis der Auswirkung der O₃-Belastung auf Ökosystem-ebene Versuchsansätze notwendig, welche die mannigfaltigen ökophysiologischen Einflussfaktoren und deren Zusammenwirken in einem Ökosystem untersuchen.
- ▶ Eine fundierte Abschätzung des O₃-Risikos für die Vegetation erfordert die Etablierung neu zu konzipierender Experimente unter Freilandbedingungen. Anzustreben ist die Etablierung von Dosis-Wirkung-Beziehungen auf Bestandsebene. Die stomatären O₃-Aufnahmen können hierfür über Eddy-Kovarianz-Messungen oder für Waldbestände zusätzlich über Xylemsaftfluss-Messungen validiert werden.
- ▶ Für eine realistische, quantitative O₃-Risikobeurteilung sind demnach Validierungsexperimente für die stomatären O₃-Aufnahmen von Blatt- bis zur Bestandsebene sowie Freiland-O₃-Anreicherungsexperimente erforderlich. Nur auf dieser Basis sind realistische Dosis-Wirkung-Beziehungen ableitbar.

Summary

The current knowledge on the risks of increasing exposure to ground-level ozone for vegetation in the future implies a reduction in agricultural and forestry production as well as in natural ecosystems with uncertain effects on biological diversity. Influence on ecosystem functions and services are to be expected at national and global scales. Within the EU, the urgency to reduce emissions and protect the vegetation and biodiversity is recognized, appropriate strategies and policies are currently under discussion.

The aim of the present study is

- ▶ the presentation and evaluation of current information on adverse effects of tropospheric O₃ on biodiversity through a comprehensive literature study.
- ▶ the evaluation of the applicability and relevance of currently available, O₃ concentration-(AOT40) and flux-based (POD_Y) approaches for the assessment of O₃ risks for the different vegetation types (AOT40: accumulated ozone exposure above a threshold of 40 ppb O₃; POD_Y: phytotoxic ozone dose, expressed as the accumulated stomatal O₃ flux above a O₃ flux threshold for detoxification capacity of Y nmol O₃ m⁻² projected leaf area, PLA s⁻¹).
- ▶ the processing of different models (soil-vegetation-atmosphere transfer SVAT; chemical transport CT) for the determination of stomatal O₃-uptake (POD_Y) to assess the O₃ risks for crops, forests, and grasslands at local and regional level.
- ▶ the determination of the stomatal O₃ flux and the evaluation of the reliability for O₃ risk assessment.
- ▶ the analysis of local and regional O₃ flux-based models with respect to their significance for future climate change.
- ▶ the derivation of recommendations for practice and for implementation of legally mandatory regulations.
- ▶ the suggestions of research activities required in the future.

Presentation and evaluation of the state of knowledge on harmful effects of tropospheric O₃ on biodiversity - Literature review

Motivation

Biodiversity is the variety of life on Earth and includes the functional interactions amongst organisms as being integrated in their respective ecological compartment. Biodiversity includes three levels: (i) the diversity of ecosystems (including communities and habitats), (ii) species diversity and (iii) genetic diversity within species.

The potentially harmful effects of O₃ on higher plants are comprehensively documented. While the negative effects have mostly been assessed under the aspect of productive loss, further implications for genetic and organismic diversity of plant systems and their related effects on ecosystem performance are largely unknown. To overcome such deficits extensive analyses of O₃ impacts on biodiversity are needed. The analyses must include

- ▶ exploring those organisms of different vegetation types which are presumed to be O₃ sensitive, and clarifying organisms with unknown ozone sensitivity.
- ▶ assessing the consequences of O₃-induced impacts on the genetic, structural and functional grounds of biodiversity.

Such kind of analyses was done through a literature research (covering the period of 1980 -2014, by more than 1000 publications).

- ▶ The current state of knowledge demonstrates that the assessment of O₃ effects on biodiversity in terrestrial ecosystems must comprise multiple levels of structural and functional complexity without neglecting land use.

- ▶ Inter- and intra-specific variation of O₃ sensitivity was shown within and across individual species, as embedded into the various biotic interactions of ecosystems. On such grounds effects attributed to O₃ impact were identified under field conditions.
- ▶ The literature research compiled the available knowledge on ecosystem level O₃ effects, highlighting affected ecosystem functions and services that have been investigated and evaluated.

Results

- ▶ Among the available dataset the term biodiversity was used in different ways. Only a small number of studies were designed specifically with the aim of clarifying O₃ impacts on biodiversity. The use of complex experimental setups, the limited availability of suitable experimental plots and the need to consider prolonged periods of observation appear as causes of the lack of reliable data bases.
- ▶ The available knowledge is based on extensive data bases about the O₃ sensitivity of plant receptors (worldwide 343 varieties in total across 53 crop plant species, plus 298 herbaceous wild plant species, 164 woody plant species, but only 12 species of mosses and 2 of ferns). Nevertheless, the O₃ studies have only covered a small fraction of the entire flora to date (approximately 6.5 % of the plant species in Germany). On the other hand, experimental studies with non-plant receptors are still lacking.
- ▶ Inter- and intra-specific variations of O₃ sensitivity of vascular plants have been frequently studied. About half of all investigated herbaceous and almost three-quarters of woody plant species showed O₃-sensitive reactions. Several plant families have been identified which showed an increased proportion of sensitive species or genotypes, however, no relationship between ecological traits and the O₃-sensitivity could be found.
- ▶ Documented effects of elevated O₃ on invertebrates and microorganisms were consistently shown to be the result of changes in the interactions with O₃ affected plants.
- ▶ Parameters such as the habitat structure and species composition of communities and the abundance of different species or functional groups were differently assessed for plants, insects, soil organisms and microorganisms. In many cases the influence of O₃ stress on different ecosystem compartments could be shown. This applies in particular to forest ecosystems.
- ▶ There is evidence that O₃ pollution in the past already has affected plant selection and modified the genetic pool of O₃ sensitive genotypes.
- ▶ A tendency of diminished reproduction caused by an O₃ exposure was detected. Reduced seed production may be either related to disturbance in assimilate transport or interference of insemination.
- ▶ Increased VOCs emissions (volatile organic compounds) under O₃ stress by plants were repeatedly observed which led to production of O₃ precursors and, as a consequence, to a further increase of O₃ exposure. Disturbance of plant emissions can have unforeseeable consequences for signaling amongst insects and animal population structure of ecosystems.
- ▶ O₃ stress caused a reduction in stomatal conductance and consequently reduced transpiration within the majority of the investigated crop, tree, and grassland species. However, O₃ pollution can also lead to uncontrolled water loss and increased susceptibility to drought, which may result in a disturbed stand level-water balance.
- ▶ O₃ exposure induced production loss in a variety of plant species. The restriction of photosynthetic carbon fixation and the resulting reduction in soil carbon storage may lead to an increase of the atmospheric CO₂ concentration.
- ▶ Case studies conducted along O₃ gradients to assess ecosystem effects of O₃ were mostly conducted at locations in North America and Europe.

- ▶ In establishing cause-effect relationships associated with O₃ stress numerous assessment approaches have been employed. O₃-specific visible macroscopic leaf injury was identified in 258 herbaceous species, although such findings have little importance for ecosystem functionality.

Conclusions

- ▶ As O₃ effects on ecosystems are complex current knowledge only allows qualitative assessment. Dose-response approaches of O₃ effects are not yet applicable to ecosystems and their interacting components which is particularly true for O₃ flux-based assessments.
- ▶ O₃ exposure can change the stomatal conductance and CO₂ fixation, the water balance of the plant and the carbon sequestration in soils. Generally it is accepted, that O₃ stress contributes to climate change by indirectly reducing the primary productivity of terrestrial ecosystems.
- ▶ O₃ exposure can induce production loss, change resource allocation within plants and affect ecosystem hydrology, as well as the reproductive capacity of individual plants, which has important implications for structure and functions of the entire species community.
- ▶ Detection of O₃ induced changes in spatial structure and genetic composition of ecosystems require multi-year assessments.
- ▶ To understand ecosystem level O₃ impacts, research approaches are needed which cope with the multifactorial interaction networks intrinsic to ecosystems.

Evaluation of the concentration-based (AOT40) and flux-based (PODY) approach using SVAT models at local scale - Validation and uncertainties

Motivation

Only risk analyses based on stomatal O₃ uptake (flux-based approach, *POD_v*) are toxicologically relevant for vegetation. The concentration-based *AOT40* approach does not represent the physiologically relevant O₃ dose as depending on physico-chemical and biochemical factors and therefore is inadequate for risk assessment in an eco-toxicological sense. Recently the Deutscher Bundesrat approved an updated draft of the NEC Directive which determines the exceedance of the flux-based *critical level CL_{PODY}* as a means for assessing O₃ related plant injury of relevance for plant growth and biodiversity. To this end, monitoring of O₃ risk is to be executed at field monitoring stations representative for respective vegetation types, using the *POD_v* approach in the future.

Therefore, in the present study SVAT- and regression models using the *POD_v* approach at local scale were developed and tested for different vegetation types:

- ▶ SVAT models (CRO₃PS_SVAT and CRO₃PS_SVATneutral) and models based on regression approaches (CRO₃PS, FO₃REST_beech, FO₃REST_spruce and GRASSO₃) were developed, parameterized, calibrated and validated to assess the flux-based O₃ risk for crops, forests and grasslands.
- ▶ Models were evaluated for data availability and quality as well as applicability for routine use.
- ▶ The *POD_v* approach was evaluated for suitability in risk assessment versus *AOT40*.
- ▶ Based on both types of models *critical levels* were assessed and *target values* were derived.
- ▶ On such grounds projections were elaborated for future risk by ozone impact and climate change for vegetation.
- ▶ Outcome from local scale models was compared with such from regional modelling (c).

Results and conclusions

- ▶ Exclusively, risk analysis based on stomatal O₃ uptake (flux-based *POD_v* approach) are toxicologically relevant and appropriate to estimate the O₃ risk potential for vegetation. We

therefore recommend the legally binding implementation of the POD_V approach and the final rejection of the $AOTX$ approach.

- ▶ Both the derivation of the AOT_{40} and the POD_V approach for assessing O_3 risk for vegetation has mainly been based on experiments in open-top chambers. Such experiments in general do not adequately reflect field conditions.
- ▶ The European clean air policy requests monitoring of the environmental pollution effects at representative, permanently measuring stations (Directive 2008/50 / EC, EU 2008). Quantitative risk assessment for the protection of vegetation requires the measurement of high-quality input data (O_3 concentration, meteorological parameters). An extension of the current monitoring network by representative rural background stations is urgently needed, based on standard meteorological measurements including the precipitation.
- ▶ The assessment of stomatal O_3 uptake (POD_V) requires the provision of the necessary input data at canopy height. The transformation of the input variables from ground near measurement height to canopy height requires suitable and representative measuring stations and micrometeorological methods. Vegetation specific transformation methods have been developed and validated for routine use.
- ▶ *Worst-case* risk assessments based on stomatal O_3 uptake (POD_V) are required to protect vegetation to be carried out under non-limiting soil water supply. The consideration of the actual, often reduced soil water supply typically leads to lowered O_3 risk (POD_V) because of stomatal narrowing.
- ▶ Modeling of plant-available soil water (PAW) through regression approach was in agreement with outcome from complex hydrological models. No additional data are needed beyond the necessary input data for modeling POD_V . In such terms, a modelling module suitable for practice is available for assessing PAW for wheat, beech and spruce within monitoring networks.
- ▶ SVAT- and regression based models for quantitative local O_3 risk assessment on individual O_3 -sensitive receptors, such as winter wheat (representative for crops), as well as beech and spruce (representative for forest trees) are now available for routine use. Uncertainties about the dose-response relationship of clover (representative O_3 sensitive receptor for grassland) required the development of an alternative modelling approach on a qualitative basis.
- ▶ It should be noted:
 - ▶ (i) Validation experiments for the dose-response functions of wheat and clover are currently lacking. (ii) Only for beech and spruce, the dose-response relationship was confirmed regarding growth reductions by means of the “Free-Air” O_3 -fumigation experiment at Kranzberg Forest. However, regarding beech and spruce, validation experiments of O_3 uptake are still required.
- ▶ A simplified O_3 flux-based approach without loss of quality is presented in terms of the $POED_x$ approach. While in the $AOTX$ approach O_3 exposure in canopy height is calculated without considering the sink strength of the receptor, the POD_V approach, representing the phytotoxically relevant O_3 dose, is based on the proportion of the O_3 exposure which is actually absorbed into the leaves through the stomata. For the routine use, monitoring of ozone effects on vegetation by the $POED_x$ approach allows a simplification for practice of the flux based POD_V approach. A further simplification without significant loss of quality is presented with the $aPOD_V$ approach (approximate phytotoxic O_3 dose), which only requires the O_3 concentration and air temperature as input parameters for O_3 risk modelling.
- ▶ Dose-response relationships and databases for grassland and the receptor species clover are inadequate. The impact of O_3 on biodiversity in natural/semi-natural vegetation such as grassland cannot be assessed without the experimental base.
- ▶ It must be emphasized that
 - the POD_V response relationships for the individual receptor species is related to the mean

maximum stomatal conductance across different experiments. Therefore, dose-response relationships cannot be transferred to individual genotypes at specific sites.

- As a consequence, the POD_Y approach must be considered as a tool for identifying potential productivity losses for "standardized" receptor species.
- ▶ Principally, a modification of the AOT40 approach that would provide comparable results to those of the POD_Y approach is not possible, because differing O_3 concentrations are used. In addition, *critical levels CL* for AOT40 and POD_Y each are based on different accumulation periods.
- ▶ The flux based *critical level* (CL_{POD_Y}) refers to pre-industrial O_3 exposure. In agricultural practice productivity losses based on the CL_{POD_Y} was not confirmed during recent years. Contrasting with the *critical level* CL_{POD_Y} which was established to protect the most sensitive receptor species, the *target value* (TV_{POD_Y}) was defined to avoid or reduce harmful effects on the environment as a whole. The TV is to be reached and complied over a given period of time as specified by EU (2008). Therefore, in accordance with the Directive 2008/50 /EC *target values* (TV_{POD_Y}) that are adapted to the O_3 pollution situation during the early 1980s are proposed for the receptor species winter wheat, beech, spruce and clover. However, the extent to which genetic changes in O_3 sensitivity of the currently used crops has occurred in comparison to the formerly used receptors is not assessable.
- ▶ The local POD_Y modelling ("worst-case" scenario in the absence of water limitation) for assessing maximum O_3 risk revealed exceedance of the *critical levels* CL_{POD_Y} as well as of the newly proposed *target value* TV_{POD_Y} for wheat, beech, spruce and clover across 43 sites in Germany. Regional modelling tended to underestimate risk for wheat. At sites where precipitation data and therefore site-specific plant-available soil water were available, POD_Y was usually reduced to some extent compared to the "worst-case" scenario.
- ▶ The significant exceedances of *critical levels* CL_{POD_Y} for grassland may be a particular risk to the (semi)-natural vegetation in Germany. Ozone sensitivity has been confirmed for 298 herbaceous and 164 woody species of the surveyed (semi)-natural vegetation (literature study). 267 species are native in Germany, and 14 out of them are registered to the Red List of Threatened Species to be endangered. Overall, it has to be noted, that the database for O_3 risk modelling of grassland is largely insufficient.
- ▶ According to the IPCC report (2013) ground-level O_3 concentrations will change as a result of change in global climate within a range of -13.4 to +15.1 ppb by 2100. To reach the long-term objective of the European Air Quality Directive (EU 2008), decrease of O_3 background concentration by more than 20 ppb is required, which would correspond to a linear reduction of the current O_3 exposure by 20-30 %. While increase of O_3 background concentration is positively correlated with risk for vegetation, the *critical level* CL_{POD_Y} would be exceeded even in the case of reductions quoted by IPCC (2013).
- ▶ The predicted production losses under O_3 stress conflict with observed trends of growth increase in forests during recent decades. Currently, the medium-term effects of such opposing trends cannot be predicted due to limitations in cause-effect based knowledge.
- ▶ In the long term, understanding of the O_3 impact at the ecosystem level requires experimental approaches that clarify the multifactorial interactions underlying the eco-physiological response.
- ▶ To this end new experimental concepts are required under field conditions. Main objective should be the establishment of dose response-relationships at the canopy level. The stomatal O_3 uptake can be validated by eddy covariance measurements or in forest stands additionally on the bases of xylem sap-flow measurements. Therefore, reliable, quantitative O_3 risk requires validation experiments of the modelled stomatal O_3 uptake at the leaf and the canopy level. To this end Free Air O_3 -fumigation experiments generating different (e.g. more than two) O_3 regimes are needed.

- ▶ Regional modelling of stomatal O₃ uptake (*POD_y*) can provide additional information to the European air pollution control policy, beyond the indispensable local risk modelling.

Regional modelling and mapping of the O₃-risk by the chemical transport (CT) model LOTOS-EUROS - concentration based AOT40 vs. flux-based POD_y approach

Motivation

The long term objective of O₃ risk assessment is the regional modeling of stomatal O₃ flux. Regional O₃ dispersion was calculated using the chemical transport model (CT) LOTOS-EUROS for the years 2006 and 2010 (dry resp. wet) based on spatial averages within a 7x8 km² grid net. Such calculations provide regional mapping of the concentration- and flux-based *critical levels* (CL_{AOT40} and CL_{POD_y}, respectively) for winter wheat, productive and species-rich grasslands and forest trees in Germany. The significance of the modelling outcome was analyzed, comparing AOTX vs. *POD_y*, and regional vs. local scales. A comparison was also made with the EMEP model (European Monitoring and Evaluation Program) that is used for European-wide mapping of ozone risks.

Results

- ▶ A comparison of modeled O₃ concentrations with measurements at rural background stations was performed for the years 2006 and 2010. Overall, the seasonal course of the measured O₃ concentrations was successfully simulated with the LOTOS-EUROS model. However, O₃ modelling tended to overestimate low, but to underestimate high O₃ concentrations. A similar tendency was found for modelled AOT40.
- ▶ Potential productive losses in beech, spruce and clover were lower when using the AOT40 versus the *POD_y* approach.
- ▶ O₃ risk was higher when derived from the flux based EMEP model in relation to the LOTOS-EUROS, which was the case in particular for wheat. It is cautioned that the EMEP model routinely used at European scale does not follow the guidelines of the Modelling and Mapping Manual (LRTAP Convention 2010) in the same way as LOTOS-EUROS does.
- ▶ In 2006, the inclusion of soil moisture in LOTOS-EUROS yielded slight influence only on both AOT40 and *POD_y* as compared to the “*worst case*” scenarios with non-limiting soil water supply. In 2010, inclusion of soil moisture caused distinct changes of model-led O₃ fluxes. As a consequence, the *POD_y* of all receptor species decreased in the edaphically dry regions as compared with predictions for non-limiting soil water supply.
- ▶ Regional O₃ risk modelling by LOTOS-EUROS for Germany resulted in the exceedance of both the *critical levels* CL_{POD_y} as well as the newly proposed *target values* TV_{POD_y} in beech, spruce and clover across almost all regions, whereas TV_{POD_y} was uncut in wheat only at a few locations.
- ▶ The comparison of local modelling at 43 stations (SVAT/regression models) with regional modeling of O₃ risk across Germany (LOTOS-EUROS) showed underestimation of the risk for winter wheat and overestimation for beech and spruce. Given such outcome regional modelling should not be used for providing quantitative statements on productive loss. Regional modeling and mapping of O₃ exposure and meteorological parameters cannot be used as a substitute for measurements at representative monitoring stations and for local O₃ risk modelling. Regional O₃ modelling e.g. with LOTOS-EUROS is suitable for qualitative evaluation of high-risk areas, although productive loss must not be assessed quantitatively.

Conclusions

- ▶ Regional mapping of O₃ exposure with the LOTOS-EUROS or the EMEP model must comply with the respective spatial resolution of input data. If so, regional modelling can provide

average risk irrespective of the vegetation types within respective grid areas. For local assessment of O₃ risk of given vegetation types only modelling based on representative input data is meaningful.

- ▶ The LOTOS-EUROS model is based on higher spatial resolution and thus increased differentiation of mapping compared to the EMEP model. Furthermore, contrasting with the EMEP model the approaches for calculating O₃ flux used in the LOTOS-EUROS model follow the guidelines of the Mapping Manual. The LOTOS-EUROS model is already being used by the Umweltbundesamt for continuous mapping of N deposition. Because of interactions between N deposition and O₃ exposure and for reasons of consistency both parameters should be simulated by the same model. Therefore, for future mapping of O₃ risk in Germany the LOTOS-EUROS model is recommended.
- ▶ Productive loss in beech, spruce and clover as modelled by LOTOS-EUROS based on the *POD_V* approach, was higher than compared to AOT40 assessment. Changes in site conditions which affect the toxicologically relevant O₃ dose in the plant cannot be reflected by the AOT40 approach. Only the *POD_V* approach is able to indicate the sensitivity of O₃ flux to soil moisture. AOT40 tends to increase with decreasing soil moisture, whereas in contrast, *POD_V* increases with limiting soil water. Therefore, AOT40 is inappropriate for O₃ risk assessment and cannot be recommended as a substitute for the *POD_V* approach.
- ▶ Currently, regional modelling provides spatial differences of O₃ concentrations and O₃ risk for different types of receptors including visualisation. However, robust quantitative O₃ risk assessment requires representative measurement stations as a starting point for modelling according to the implications of the NEC Directive (EU 2001). Therefore, chemical transport models such as LOTOS-EUROS are recommended as additional tools for use in parallel to the local O₃ risk modelling in future.
- ▶ For the future it is recommended to improve spatial resolution of regional modeling, which would allow a more accurate simulation of O₃ distribution and a more precise assessment of influences by soil, soil water and vegetation properties on the O₃ fluxes. Moreover, parameterization of O₃ flux calculations for the vegetation types are highly recommended to be experimentally validated. In addition, according to the recommendations of the EU Air Quality Directive, improved modelling should be performed over 3- to 5-year periods. It is mandatory to improve currently available regional data bases in Germany regarding soil moisture information as a basis for regional modelling. “*Worst case*” scenario modelling under non-limiting soil supply is recommended for detecting maximum injury potential.
- ▶ Data assimilation like Optimal Interpolation and improved spatial resolution are suggested to achieve enhanced comparability between regional and local O₃ risk assessments.

Summary Conclusions

- ▶ Risk analyses based on stomatal O₃ uptake (flux-based *POD_V* approach) are toxicologically relevant and exclusively appropriate to assess the O₃ risk for vegetation. We therefore recommend the legally mandatory implementation of the *POD_V* approach and the final rejection of the AOTX approach.
- ▶ The European clean air policy requests monitoring of the environmental pollution effects at representative, permanently measuring stations (Directive 2008/50 / EC, EU 2008). Quantitative risk assessment for the protection of vegetation requires the measurement of high-quality input data (O₃ concentration, meteorological parameters). An extension of the current monitoring network by representative rural background stations is urgently needed, based on standard meteorological measurements including the precipitation.
- ▶ SVAT- and regression based models for quantitative local O₃ risk assessment on individual O₃-sensitive receptors, such as winter wheat (representative for crops), as well as beech and spruce (representative for forest trees) are now available for routine use. Uncertainties about

the dose-response relationship of clover (representative O₃ sensitive receptor for grassland) required the development of an alternative modelling approach on a qualitative basis.

- ▶ It should be noted:
- ▶ (i) Validation experiments for the dose-response functions of wheat and clover are currently lacking. (ii) Only for beech and spruce, the dose-response relationship was confirmed regarding growth reductions by means of the “Free-Air” O₃-fumigation experiment at Kranzberg Forest. However, regarding beech and spruce, validation experiments of O₃ uptake are still required.
- ▶ A simplified O₃ flux-based approach without loss of quality is presented in terms of the *POED_x* approach. While in the *AOTX* approach O₃ exposure in canopy height is calculated without considering the sink strength of the receptor, the *POD_y* approach, representing the phytotoxicity relevant O₃ dose, is based on the proportion of the O₃ exposure which is actually absorbed into the leaves through the stomata. For the routine use, monitoring of ozone effects on vegetation by the *POED_x* approach allows a simplification for practice of the flux based *POD_y* approach. A further simplification without significant loss of quality is presented with the *aPOD_y* approach (approximate phytotoxic O₃ dose), which only requires the O₃ concentration and air temperature as input parameters for O₃ risk modelling.
- ▶ The local *POD_y* modelling (“worst case” scenario in the absence of water limitation) for assessing maximum O₃ risk revealed exceedance of the *critical levels* CL_{POD_y} as well as of the newly proposed *target value* TV_{POD_y} for wheat, beech, spruce and clover across 43 sites in Germany. At sites where precipitation data and therefore site-specific plant-available soil water were available, both, local and regional modelling results for *POD_y* were reduced to some extent compared to the “worst-case” scenario.
- ▶ Currently, regional modelling provides spatial differences of O₃ concentrations and O₃ risk for different types of receptors including visualisation. However, robust quantitative O₃ risk assessment requires representative measurement stations as a starting point for modelling according to the implications of the NEC Directive (EU 2001). Therefore, chemical transport models such as LOTOS-EUROS are recommended as additional tools for use in parallel to the local O₃ risk modelling in future.
- ▶ In the medium term, the use of the presented SVAT and regression approaches is recommended for local O₃ risk assessment. In parallel the necessary improvements of model parameterization and validations should be promoted. Further advancement in model parameterisation, including spatial resolution and data assimilation need to be fostered to enhance model consistency with empirical data bases and to establish interfaces to the SVAT models at the local and regional scale. In accordance with the European clean air policy regional modelling of stomatal O₃ uptake (*POD_y*) can provide supplementary information in relation to local assessment, although regional *POD* modelling cannot replace local risk assessment.
- ▶ According to the IPCC report (2013) ground-level O₃ concentrations will change as a result of change in global climate within a range of -13.4 to +15.1 ppb by 2100. To reach the long-term objective of the European Air Quality Directive (EU 2008), decrease of O₃ background concentration by more than 20 ppb is required, which would correspond to a linear reduction of the current O₃ exposure by 20-30 %. While increase of O₃ background concentration is positively correlated with risk for vegetation, the *critical level* CL_{POD_y} would be exceeded even in the case of reductions quoted by IPCC (2013).
- ▶ The predicted production losses under O₃ stress conflict with observed trends of growth increase in forests during recent decades. Currently, the medium-term effects of such opposing trends cannot be predicted due to limitations in cause-effect based knowledge.
- ▶ As O₃ effects on ecosystems are complex current knowledge only allows qualitative assessment. Inter- and intra-specific variations of O₃ sensitivity in vascular plants have been

studied frequently. About half of all investigated herbaceous and almost three-quarters of woody-plant species showed O₃-sensitive reactions. O₃ flux-based dose-response approaches are not yet applicable to ecosystems and their interacting components.

- ▶ Literature survey showed that O₃ exposure can induce production loss, change resource allocation within plants and affect ecosystem hydrology, as well as the reproductive capacity of individual plants, which has important implications for structure and functions of the entire species community.
- ▶ The significant exceedances of *critical levels* CL_{PODY} of grassland, being representative for (semi)-natural vegetation, indicate a particular risk for respective species in Germany. Thus, O₃ impacts for endangered grassland species registered within the Red List of Threatened Species are likely. Overall, it has to be noted, that the database for O₃ risk modelling of grassland is largely insufficient.
- ▶ Generally it is accepted, that O₃ stress contributes to global warming and hence, climate change by indirectly reducing the primary productivity of terrestrial ecosystems.
- ▶ In the long term, understanding of the O₃ impact at the ecosystem level requires experimental approaches that clarify the multifactorial interactions underlying the eco-physiological response.
- ▶ To this end new experimental concepts are required under field conditions. Main objective should be the establishment of dose response-relationships at the canopy level. The stomatal O₃ uptake can be validated by eddy covariance measurements or in forest stands additionally on the bases of xylem sap-flow measurements. Therefore, reliable, quantitative O₃ risk requires validation experiments of the modelled the stomatal O₃ uptake at the leaf and the canopy level. To this end Free Air O₃-fumigation experiments generating different (e.g. more than two) O₃ regimes are needed.
- ▶ Regional modelling of stomatal O₃ uptake (*PODY*) can provide additional information to the European air pollution control policy, beyond the indispensable local risk modelling.

1 Einleitung

Ozon als Hauptbestandteil des photochemischen „Sommersmogs“ ist neben seinem Einfluss auf die menschliche Gesundheit gegenwärtig der wichtigste phytotoxische Luftschadstoff. Bodennahes O₃ in erhöhten Konzentrationen entsteht unter dem Einfluss von Sonnenlicht aus Vorläufersubstanzen (im Wesentlichen Stickstoffoxide und flüchtige organische Verbindungen, VOCs), die aus Industrie- und Verkehrsemissionen sowie aus natürlichen Quellen stammen. Die resultierenden O₃-Konzentrationen unterliegen jahres- und tageszeitlichen Schwankungen mit hohen Konzentrationswerten im Frühjahr und Sommer. Im Laufe des letzten Jahrhunderts haben die O₃-Konzentrationen weltweit stark zugenommen. Sowohl für große Teile Europas und Nordamerikas, als auch insbesondere für die Regionen der Erde mit hoher Bevölkerung, hoher Industrialisierungsrate und hohem Nahrungsmittelbedarf sagen Atmosphären- bzw. Klimamodelle eine weitere Zunahme der O₃-Hintergrundbelastungen voraus.

Die potenziell schädigende Wirkung des O₃ bei höheren Pflanzen ist seit mehr als 50 Jahren bekannt und vielfach belegt. Vegetationsschäden an Kultur- und Wildpflanzen sowie an Waldbäumen werden seit den letzten Jahrzehnten des vorigen Jahrhunderts in den USA sowie in großen Teilen Europas einschließlich Deutschlands immer wieder nachgewiesen. Während die Schadensbewertung bisher meist unter Aspekten der nutzbaren Leistungen der Pflanzen erfolgte, sind weitergehende Folgen für die genetische und organismische Vielfalt der pflanzlichen Systeme selbst und insbesondere die daraus folgenden Wirkungen für andere Organismen sowie für die Biodiversität insgesamt und für die von ihr abhängigen Ökosystemfunktionen und –dienstleistungen derzeit schwer abzuschätzen.

Gesetzliche Regelungen zum Schutz der Vegetation gibt es in der EU-Richtlinie 2008/50/EG, die in der 39. BImSchV vom 2. August 2010 umgesetzt ist. Die Beurteilungswerte stützen sich auf Ergebnisse der Wirkungsforschung, die für Europa im International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops (ICP Vegetation) der Genfer Luftreinhaltekonvention (Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, LRTAP) erarbeitet und fortlaufend überprüft werden. Die Ableitung von kritischen Belastungswerten (sog. Critical Levels) für die Vegetation basiert auf langjähriger Forschung zu Transportprozessen des Ozons in die Pflanzen und deren physiologische Reaktionen sowie auf Experimenten, in denen Pflanzen unterschiedlich hohen Ozonbelastungen ausgesetzt werden. Für Auswirkungen auf die Vegetation sind Critical Levels folgendermaßen definiert:

„Critical Levels (kritische Belastungswerte) für die Vegetation sind definiert als Expositionskonzentrationen, kumulierte Expositionskonzentrationen oder kumulierte stomatäre Flüsse von Luftschadstoffen, bei deren Überschreitung direkte Schadefekte an sensitiven Rezeptoren der Vegetation nach den aktuellen wissenschaftlichen Erkenntnissen auftreten, „

Grundsätzlich gibt es für O₃ derzeit zwei Ansätze zur Ableitung von Critical Levels: einen auf Expositionskonzentrationen bezogenen und einen, der auf der kumulierten stomatären O₃-Aufnahme beruht. Grundlage der derzeitigen Zielwerte der EU-Richtlinie 2008/50/EG sind die Critical Levels auf der Basis der Expositionskonzentrationen, ausgedrückt als AOT40 (Accumulated exposure over a threshold of 40 ppb). In Deutschland wird die Überschreitung dieser konzentrationsbasierten AOT40-Werte an den Messstationen der Bundesländer und des Umweltbundesamtes erfasst und als Indikator für die Luftqualität in Deutschland verwendet.

Entscheidend für die Wirkung von O₃ auf Pflanzen ist jedoch nicht die extern auftretende Expositionskonzentration, sondern die O₃-Aufnahme bzw. der O₃-Fluss in die Pflanze über die Spaltöffnungen. Flussbasierte Critical Levels bilden daher die physiologischen Wirkungen des O₃ wesentlich besser ab als die konzentrationsbasierten Critical Levels. Dabei wird der modellierte O₃-Fluss durch die Spaltöffnungen in die Pflanze über bestimmte Zeiträume aufsummiert, sobald er einen Schwellenwert Y übersteigt (die sogenannte Phytotoxische Ozon-Dosis, POD_Y).

Ziel des vorliegenden Berichts ist eine Abschätzung des Risikos von O₃-Belastungen für die Vegetation und die Biodiversität terrestrischer Ökosysteme in Deutschland und die Quantifizierung und Bewertung von Unsicherheiten der gegenwärtig vorhandenen Bewertungsmethoden. Dazu wird zunächst in Form einer Literaturstudie der derzeitige Kenntnisstand zu Schadwirkungen von Ozon auf die Biodiversität analysiert und im Hinblick auf mögliche Folgen für Ökosystemfunktionen und –dienstleistungen bewertet. Die Ergebnisse der Literaturstudie sind in einem separaten Berichtsteil (Teil II dieses Berichtsbandes) zusammengestellt. Eine zentrale Frage und grundlegender Bestandteil dieses Projektes war, ob die derzeitigen Bewertungsmethoden (konzentrations- und flussbasierte Ansätze) tatsächlich geeignet sind eine lokale und flächenhafte Beurteilung des Risikos von O₃-Belastungen für Ökosysteme in Deutschland vorzunehmen. Beide Ansätze werden eingehend vergleichend analysiert, mit dem Ziel die jeweiligen Unsicherheiten bei der Wirkungsbewertung darzustellen. In Ergänzung dazu werden Validierungen der verschiedenen Modellansätze vorgenommen. Sowohl flächenhafte Modellierungen der Risikoverteilung als auch lokale Beurteilungen des Ozonrisikos für einzelne Vegetationstypen zeigen die Unterschiede zwischen den konzentrations- und flussbasierten Ansätzen auf. Ein gesondertes Kapitel befasst sich mit dem Einfluss des Klimawandels auf die Risikobewertung von O₃-Belastungen für die Vegetation. Abschließend werden Empfehlungen für die Praxistauglichkeit und für die zukünftige Anwendung von O₃-Risikoabschätzungen für die Vegetation auf der Grundlage des Fluss-Wirkungsansatzes aufgezeigt.

2 Literaturstudie zum gegenwärtigen Kenntnisstand zu Wirkungen von Ozon auf die Biodiversität terrestrischer Ökosysteme

Die Berichterstattung über die Literaturstudie erfolgt in englischer Sprache in einem separaten Dokument (Teil II) dieses Berichtes.

3 Flächenhafte Modellierung der Schadwirkung von Ozon auf terrestrische Ökosysteme mit konzentrations- und flussbasierten Ansätzen

3.1 Einleitung

In diesem Teil des Vorhabens sollten flächendeckende Ausbreitungsrechnungen durchgeführt werden, die eine Kartierung der kritischen Ozon-Belastungswerte für Waldbäume, Winterweizen sowie für produktives und artenreiches Grasland ermöglichen.

Die Modellrechnungen wurden von der TNO mit dem chemischen Transportmodell LOTOS-EUROS durchgeführt. Die Beurteilungswerte für Ozon zum Schutz der Vegetation wurden sowohl mit konzentrations- als auch mit flussbasierten Ansätzen ermittelt. Die Berechnungen werden entsprechend der von der UNECE Working Group on Effects im „Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends“, Chapter 3 “Mapping Critical Levels for Vegetation” beschriebenen Methodik durchgeführt.

Die kritischen Ozonbelastungsgrößen wurden flächendeckend für Deutschland in einer räumlichen Auflösung von circa 7x8 km² ermittelt. Die zeitliche Auflösung beträgt 1 Stunde. Alle zu den Berechnungen verwendeten meteorologischen Daten einschließlich der Bodenfeuchte wurden aus den zur Verfügung stehenden Datensätzen des ECMWF-Modells abgeleitet. Die Ozonbelastungswerte wurden durch Aggregation der Stundenwerte über die verlangten Akkumulationszeiträume berechnet. Die Ergebnisse präsentieren räumliche Mittelwerte in jeder 7x8 km²-Gitterzelle. Sie sind damit repräsentativ für einen regionalen Hintergrund. Für eine lokale Beurteilung oder den direkten Vergleich mit Punktmessungen sind sie nur bedingt zu verwenden.

Insgesamt wurden 4 Modellergebnisse ausgewertet, die alle mit der aktuellen Modellversion des LOTOS-EUROS-Modells durchgeführt wurden (LE v1.10.001). Diese Version ist identisch mit der in den UBA-Projekten zur N-Deposition (PINETI I und II) verwendeten Version. Es wurde berechnet:

- Jahr 2006 ohne Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte auf den Ozonfluss
- Jahr 2006 mit Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte auf den Ozonfluss
- Jahr 2010 ohne Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte auf den Ozonfluss
- Jahr 2010 mit Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte auf den Ozonfluss

Für das Jahr 2006 wurde ein Vergleich mit vorliegenden EMEP-Berechnungen durchgeführt.

3.2 Behandlung der trockenen Deposition im LOTOS-EUROS-Modell

Die Entfernung von Schadstoffen aus der Atmosphäre wird in chemischen Transportmodellen über die Prozesse der trockenen und nassen Deposition behandelt. Betrachtet wird das Auswaschen mit dem Regenniederschlag (nasse Deposition) und die trockene Ablagerung von Partikeln und Gasen auf Pflanzen und anderen Oberflächen (trockene Deposition).

Das LOTOS-EUROS-Modell (LE-Modell) enthält ein detailliertes Modul zur Berechnung der Entfernung von Schadstoffen aus der Atmosphäre durch trockene Deposition. Die trockene Ablagerung von Gasen und Partikeln erfolgt durch Transport aus der atmosphärischen Grenzschicht zur Oberfläche, wo die Schadstoffe aufgenommen werden. Die Entfernung der Luftbeimengungen aus der Atmosphäre wird mit Hilfe der so genannten Depositionsgeschwindigkeit v_d beschrieben, die als das Verhältnis des in Bodennähe höhenkonstanten Flusses der Luftbeimengung zu deren Konzentration definiert ist:

$$v_d(z) = F_i / c_i(z)$$

mit: F_i Fluss der Luftbeimengung i zum Boden;

v_d Depositionsgeschwindigkeit

$c_i(z)$ Konzentration der Luftbeimengung i in der Referenzhöhe z

Konzeptionell wird die trockene Ablagerung damit analog zum Stromfluss durch einen elektrischen Schaltkreis über Widerstandsgesetze behandelt. Der Transport von Gasen durch die bodennahe Atmosphäre zu einer Oberfläche wird danach durch einen "atmosphärischen Widerstand" und einen "Oberflächenwiderstand" bestimmt. Der atmosphärische Widerstand setzt sich zusammen aus dem turbulenten Widerstand, der vom Turbulenzzustand der bodennahen Atmosphäre abhängt, und dem quasi-laminaren oder viskosen Widerstand, der eine Funktion des Zustandes der Oberfläche und der molekularen Diffusivität der Luftbeimengung ist. Der Oberflächenwiderstand charakterisiert den Transfer durch die Oberfläche von Pflanzen, Böden oder Wasser und wird durch Größen wie dem Öffnungszustand der Stomata, Reifegrad der Pflanzen und der Feuchtigkeit der Unterlage gekennzeichnet. Die Summe dieser Widerstände ist gleich dem Reziprokwert der Depositionsgeschwindigkeit:

$$R = R_a + R_b + R_c = 1 / v_d$$

mit

R_a turbulenter Transferwiderstand,

R_b quasi-laminarer Transferwiderstand,

R_c Oberflächenwiderstand

R_a beschreibt den turbulenten Transport des Stoffes in der Atmosphäre und ist dementsprechend abhängig von der Höhe. Der Einfluss der Oberfläche auf das Windprofil (und damit auf den turbulenten Transport) wird über die sogenannte Rauigkeitslänge z_0 beschrieben. R_b und R_c hängen nur vom Schadstoff und von der Oberflächenbeschaffenheit ab, nicht aber von der Höhe.

Alle zur Berechnung der Widerstände notwendigen Oberflächendaten wie Rauigkeitslänge (über Land) z_0 oder der Blattflächenindex LAI werden als Funktion einer Anzahl von Landnutzungsklassen und der Wachstumsphasen für das gesamte Modellgebiet vorgegeben. Die mittlere Depositionsgeschwindigkeit in einer Gitterfläche ergibt sich dann aus der Berechnung der Depositionsgeschwindigkeit für jede auftretende Landnutzungs-kategorie und anschließender anteilsgewichteter Mittelung.

Die mittlere Depositionsgeschwindigkeit multipliziert mit der Konzentration in Referenzhöhe ergibt den trockenen Konzentrationsfluss zur Untergrenze des Modells und damit die pro Zeiteinheit und Gitterfläche aus dem System entfernte Masse. Die Referenzhöhe entspricht der Obergrenze der ersten Modellschicht („surface layer“). Diese Schicht hat eine vertikale Ausdehnung von 25 m. Die Untergrenze dieser Schicht liegt im Niveau der so genannten Verdrängungshöhe d , die derjenigen Höhe über dem Erdboden entspricht, in der die Windgeschwindigkeit auf null zurückgeht. Die Höhe der "surface layer" entspricht somit in der wirklichen Atmosphäre der Verdrängungshöhe $d + 25$ m (über dem realen Boden). In dieser "surface layer" ist der Depositionsfluss konstant mit der Höhe ("constant flux layer"). Im LE-Modell wird der Depositionsfluss demnach über die Multiplikation der Depositionsgeschwindigkeit mit der Konzentration in 25 m Höhe ($Z = d + 25$) berechnet.

LOTOS-EUROS benutzt für gasförmige Substanzen, und damit auch für das hier betrachtete Ozon, den Depositionsansatz von Emberson et al. (2000a, 2000b, 2000c, 2007), der auch die Grundlage der im Mapping Manual beschriebenen Vorgehensweise bildet. Der im LOTOS-Depositionsmodul benutzte Emberson-Ansatz zur Berechnung des stomatären O_3 -Widerstands unterscheidet sich von dem im Mapping Manual beschriebenen Ansatz nur in Details.

3.3 Beurteilungswerte für Ozon: Critical levels

Kritische Ozon-Belastungswerte werden ermittelt für:

- ▶ Laubbäume (repräsentativ: Buche (beech im MM))
- ▶ Nadelbäume (repräsentativ: Fichte (spruce im MM))
- ▶ Landwirtschaftliche Nutzpflanzen (repräsentativ: Winterweizen (wheat im MM))
- ▶ produktives und artenreiches Grasland (repräsentativ: Klee, Trifolium spp. (clover im MM))

Es werden jeweils konzentrations- und flussbasierte critical levels betrachtet:

- ▶ Konzentrationsbasiert: AOT40
- ▶ Flussbasiert: POD_y

Konzentrationsbasierte Critical levels werden berechnet für:

Tabelle 1: Critical levels für AOT40.

Rezeptor	Wirkung	Parameter	Critical level in ppb h
Landwirtschaftliche Nutzpflanzen	Ertragsverlust	AOT40	3000
Waldbäume	Wachstumsreduktion	AOT40	5000

Flussbasierte Critical levels werden berechnet für:

Tabelle 2: Critical levels für POD.

Rezeptor	Wirkung in % Reduktion	Parameter	Critical level in mmol/m ² PLA
Weizen	Kornertrag (5%)	POD6	1
Weizen	Kornmasse (5%)	POD6	2
Weizen	Proteinertrag (5%)	POD6	2
Buche	Biomasse (4%)	POD1	4
Fichte	Biomasse (2%)	POD1	8
Grünland	Biomasse (10%)	POD1	2

Die Randbedingungen zur Berechnung der Critical levels sind im Detail im Mapping Manual festgelegt (siehe auch Kap. 4.1). Die Umsetzung dieser Festlegungen im Rahmen eines chemischen Transportmodells wird in den folgenden Kapiteln diskutiert.

3.4 Beurteilungswerte basierend auf stomatärer Ozonaufnahme

3.4.1 Überblick

Die Berechnung der POD_{γ} -Werte und phytotoxischen Dosis erfolgt rezeptorspezifisch nach folgendem Schema:

- a) Bestimmung des Akkumulationszeitraums (Wachstumsperiode)
- b) Berechnung der stündlichen O_3 -Konzentration in Bestandhöhe
- c) Berechnung des mittleren stündlichen stomatären Blattleitwerts
- d) Berechnung der mittleren stündlichen stomatären O_3 -Aufnahme

Die Schritte b) bis d) werden während des normalen Modellablaufs für jede Stunde innerhalb des Akkumulationszeitraums ausgeführt. Die Ergebnisse werden stündlich abgespeichert und dem eigentlichen Modelllauf nachgeschaltet folgendermaßen ausgewertet:

- e) Berechnung der toxikologisch wirksamen stomatären O_3 -Aufnahme im Akkumulationszeitraum
- f) Berechnung der phytotoxischen O_3 -Dosis im Akkumulationszeitraum

3.4.2 Bestimmung des Akkumulationszeitraums

Der Akkumulationszeitraum ist rezeptorspezifisch und wird für die einzelnen Rezeptoren unterschiedlich festgelegt.

3.4.2.1 Landwirtschaftliche Nutzpflanzen repräsentiert durch Weizen

Der Beginn und das Ende des Akkumulationszeitraums für Weizen wird über einen sogenannten Temperatursummenansatz bestimmt. Ausgangspunkt ist der Tag im Jahr, der den Zeitpunkt des Entwicklungsstadiums „Mitte der Blüte“ (mid-anthesis) definiert. Dieser Tag wird mit einem Breitenmodell folgendermaßen festgelegt:

$$\text{Mid-anthesis} = 2.57 * \text{Breite (in } ^\circ) + 40 \quad (\text{MM Gl. 3.22, Page III-35})$$

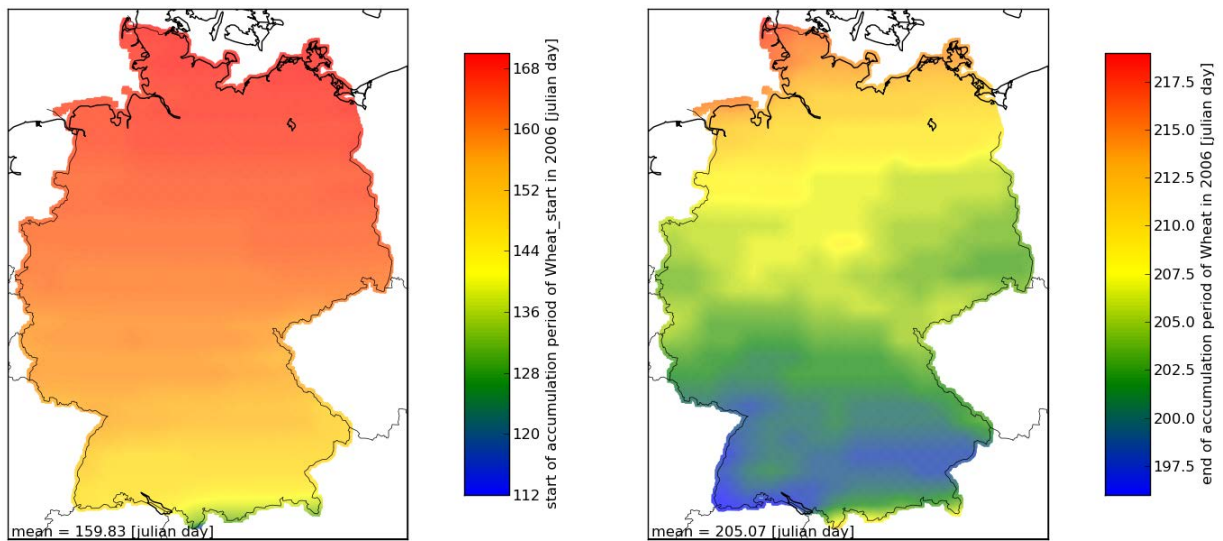
Ausgehend von diesem Tag werden rückwärts und vorwärts zählend aus den Temperaturtages-Mittelwerten über 0°C die Temperatursummen bestimmt (MM, Page III-33).

Der Beginn des Akkumulationszeitraums wird definiert als der Tag, an dem die vom Tag der Blütenmitte rückwärts aufsummierten Tagesmitteltemperaturen in Bestandhöhe den Wert 200 überschreiten.

Das Ende des Akkumulationszeitraums wird definiert als der Tag, an dem die vom Tag der Blütenmitte vorwärts aufsummierten Tagesmitteltemperaturen in Bestandhöhe den Wert 700 überschreiten.

In Abbildung 1 wird der Beginn und das Ende des Akkumulationszeitraums für Weizen in 2006 gezeigt.

Abbildung 1: Beginn und das Ende des Akkumulationszeitraums für Weizen in 2006.



3.4.2.2 Laubbäume repräsentiert durch Buchen

Der Akkumulationszeitraum für Laubbäume wird über ein Breitenmodell bestimmt, das am 50. Breitengrad Nord aufgehängt ist (MM, Page III-51):

Beginn des Akkumulationszeitraums: Julianischer Tag 105

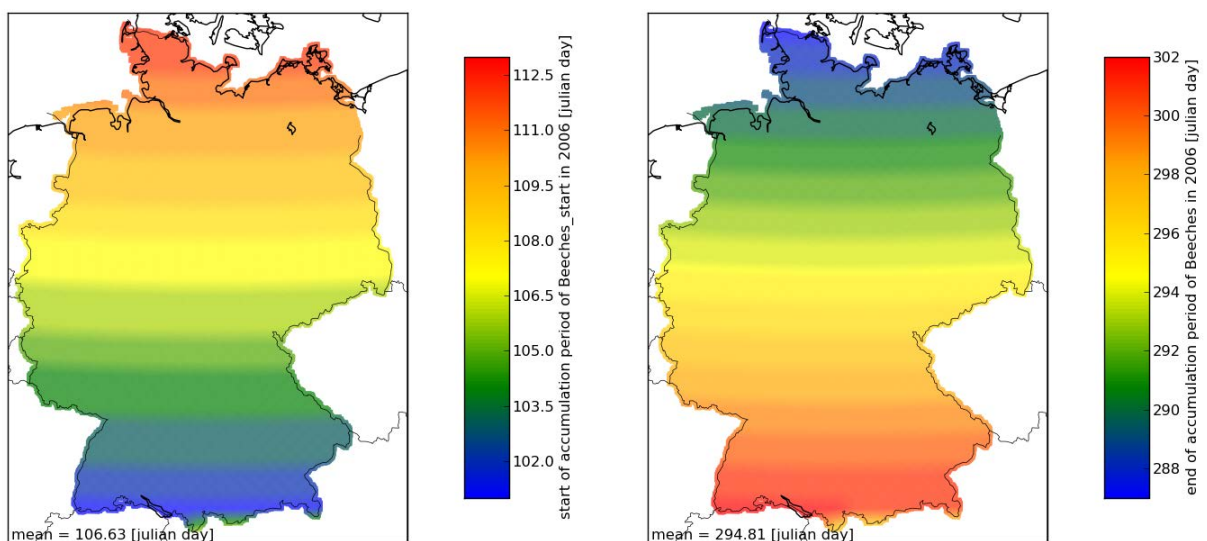
Ende des Akkumulationszeitraums: Julianischer Tag 297

Nach Süden beginnt der Akkumulationszeitraum um 1.5 Tage pro Breitengrad früher, nach Norden um 1.5 Tage pro Breitengrad später.

Nach Süden endet der Akkumulationszeitraum um 2.0 Tage pro Breitengrad später, nach Norden um 2.0 Tage pro Breitengrad früher.

Diese Termine gelten bis zu einer Höhe über NN von 1000 m. Für größere Höhen beginnt die Akkumulationsperiode pro 1000 Höhenmeter 10 Tage später und endet 10 Tage früher.

Abbildung 2: Beginn und das Ende des Akkumulationszeitraums für Buchen in 2006.



3.4.2.3 Nadelbäume repräsentiert durch Fichten

Für Nadelbäume in der klimatischen Region CCE (Continental Central Europe) wird die Akkumulationsperiode in Abhängigkeit von der Umgebungstemperatur bestimmt. Es wird akkumuliert sobald die Temperatur sich innerhalb der folgenden Grenzen bewegt (MM, Page III-52):

$$0^{\circ} \text{C} < T < 35^{\circ} \text{C}$$

Diese Beziehung gilt nur für die klimatische Region CCE. Es wird angenommen, dass Deutschland komplett in dieser Region liegt.

3.4.2.4 Grünland repräsentiert durch Klee

Die Akkumulationsperiode für Grünland beträgt 90 Tage. Sie beginnt am Julianischen Tag 105 und endet am Julianischen Tag 195 (MM, Page III-64).

3.4.3 Berechnung des stomatären Blattleitwertes

3.4.3.1 Überblick

Der stomatäre Blattleitwert g_{sto} wird aus dem rezeptorspezifischen maximalen stomatären Blattleitwert g_{max} (in $\text{mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) und den sogenannten Jarvis-Stewart-Gewichtungsfunktionen berechnet:

$$g_{\text{sto}} = g_{\text{max}} * [\min (f_{\text{phen}}, f_{\text{O}_3})] * f_{\text{light}} * \max \{f_{\text{min}}, (f_{\text{temp}} * f_{\text{VPD}} * f_{\text{SW}})\}$$

Die verwendeten g_{max} -Werte sind:

Weizen: $500 \text{ mmol O}_3 \text{ m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$ (Tab. 3.10, MM Page III-32)

Buche: $162 \text{ mmol O}_3 \text{ m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$ (Tab. 3.16, MM Page III-49 mit Korrektur für O_3 Diffusivität)

Fichte: $135 \text{ mmol O}_3 \text{ m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$ (Tab. 3.10, MM Page III-32 mit Korrektur für O_3 Diffusivität)

Grünland: $422 \text{ mmol O}_3 \text{ m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$ (Tab. 3.23, MM Page III-63 mit Korrektur für O_3 Diffusivität)

Die verwendeten f_{min} -Werte sind:

Weizen: 0.01 (Tab. 3.10, MM Page III-32)

Buche: 0.13 (Tab. 3.16, MM Page III-49)

Fichte: 0.16 (Tab. 3.10, MM Page III-32)

Grünland: 0.04 (Tab. 3.23, MM Page III-63)

Die Wichtungsfunktionen haben Werte zwischen 0 und 1 und charakterisieren den Einfluss

- ▶ des phänologischen Entwicklungszustandes, f_{phen} ,
- ▶ der Ozonkonzentration, f_{O_3} ,
- ▶ der Lichtintensität, f_{light}
- ▶ der Lufttemperatur, f_{temp} ,
- ▶ des Wasserdampfsättigungsdefizits, f_{VPD} ,
- ▶ des Bodenwassergehalts, f_{SW} .

Diese Wichtungsfunktionen sind rezeptorspezifisch.

Die Berechnung der stomatären O_3 -Aufnahme F_{st} der sonnenbeschienenen Blätter in Bestandshöhe erfolgt entsprechend der im MM, Page III-18, Gl. 3.6 – 3.9 beschriebenen Vorgehensweise.

Zur Umrechnung des Blattleitwerts in die notwendige Einheit m/s wird die folgende Beziehung verwendet:

$$g_{sto} \text{ (m/s)} = g_{sto} \text{ (mmole/m}^2\text{/s)} * R * T / P * 0.001$$

mit: Gaskonstante $R = 8.3144 \text{ N m/(mole K)}$

Temperatur T in K

Druck P in N/m^2

Die Ozonkonzentration liegt vor in ppb. Die mittlere stündliche stomatäre Ozonaufnahme wird in $\text{nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ verlangt. Die notwendige Umwandlung der Ozonkonzentration in nmoles/m^3 erfolgt durch Multiplikation mit dem Faktor $1./28969. * 0.001 * 1.e9$ und der Luftdichte (in kg/m^3).

Die Ozonaufnahme wird berechnet nach:

$$F_{st} = c(h) * g_{sto} * \frac{R_c}{R_b + R_c}$$

Mit $c(h)$ der Ozonkonzentration in nmoles/m^3 in Bestandshöhe. Zur Berechnung des quasi-laminaren Widerstandes R_b und des Blattwiderstandes R_c siehe MM, Page III-18.

Die zur Bestimmung des quasi-laminaren Widerstandes R_b notwendige charakteristische Blattdimension L ist:

Weizen: 0.02 m (Tab. 3.10, MM Page III-32)

Buche: 0.07 m (Tab. 3.16, MM Page III-49)

Fichte: 0.008 m (Tab. 3.16, MM Page III-49)

Grünland: 0.05 m (Tab. 3.23, MM Page III-63)

3.4.3.2 Bestimmung von f_{phen}

Weizen

Die Bestimmung des Akkumulationszeitraums erfolgt gemäß Kap.3.4.2.1. Der phänologische Entwicklungszustand, f_{phen} , wird gemäß den Gleichungen 3.7a_wheat bis 3.7c_wheat, MM Page III-33, berechnet.

Die dazu notwendigen Parameter f_{phen_b} bis f_{phen_i} sind in Tabelle 3.10, MM Page III-32, zusammengestellt.

Buche

Die Bestimmung des Akkumulationszeitraums für Laubbäume (Buchen) erfolgt gemäß Kap.3.4.2.2. Der phänologische Entwicklungszustand, f_{phen} , wird gemäß den im MM, Page III-50 zusammengestellten Gleichungen berechnet. Die dazu notwendigen Parameter SGS (start of growing season) und EGS (end of growing season) bezeichnen Anfang und Ende des Akkumulationszeitraumes. Die Parameter f_{phen_a} bis f_{phen_f} , f_{phen_1} bis f_{phen_4} , sowie f_{phen_limA} und f_{phen_limB} sind in Tabelle 3.16, MM Page III-49, Spalte Beech and Birch, zusammengestellt.

Fichte

Die Bestimmung des Akkumulationszeitraums für Nadelbäume (Fichten) erfolgt gemäß Kap. 4.1.1.1. Innerhalb des Akkumulationszeitraums wird $f_{phen} = 1$ gesetzt.

Grünland

Die Bestimmung des Akkumulationszeitraums für Grünland (Klee) erfolgt gemäß Kap.3.4.2.4. Innerhalb des Akkumulationszeitraums wird $f_{phen} = 1$ gesetzt.

3.4.3.3 Bestimmung von f_{O_3}

Der Parameter f_{O_3} beschreibt den Einfluss der Ozonkonzentrationen auf die Blattalterung. Der Parameter f_{O_3} für Bäume, Weizen und Grünland wird auf 1 eingesetzt. Für Weizen ist die Berechnung von f_{O_3} nach Gleichung 3.20 im MM, Page III-34

3.4.3.4 Bestimmung von f_{light}

Dieser Parameter wird nach Gleichung 3.13 im MM, Page III-21 berechnet.

Der dazu benötigte Konstante $light_a$ hat den Wert:

Weizen: 0.015 (Tab. 3.10, MM Page III-32)

Buche: 0.006 (Tab. 3.16, MM Page III-49)

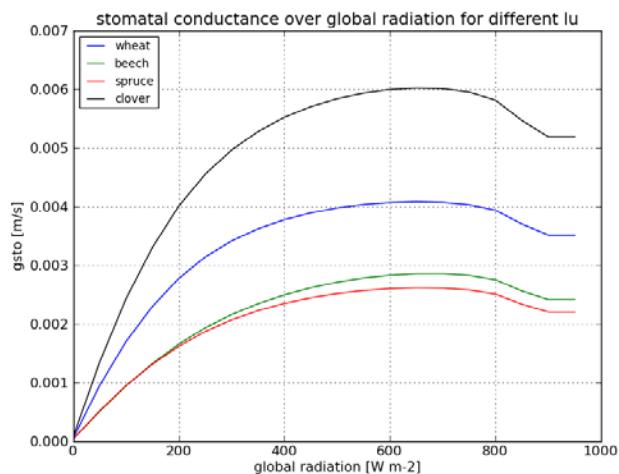
Fichte: 0.01 (Tab. 3.16, MM Page III-49)

Grünland: 0.008 (Tab. 3.23, MM Page III-63)

Weiterhin wird benötigt die photosynthetisch wirksame Strahlungsflussdichte PFD an der sonnenbeschienenden Blattoberfläche in der Einheit $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. PFD wird aus der Globalstrahlung abgeleitet.

Abbildung 3 zeigt die Abhängigkeit von g_{sto} von der Globalstrahlung.

Abbildung 3: Abhängigkeit von g_{sto} von Globalstrahlung ($f_{phen} = 1$, $f_{sw.} = 1$, $T = 15^\circ\text{C}$, $RH = 80\%$)



3.4.3.5 Bestimmung von f_{temp}

f_{temp} wird berechnet entsprechend den Gleichungen 3.14 und 3.15 im MM, Page III-21. Die dazu notwendigen Temperaturangaben für T_{min} , T_{max} , T_{opt} finden sich in folgenden Tabellen:

Weizen: Tab. 3.10, MM Page III-32

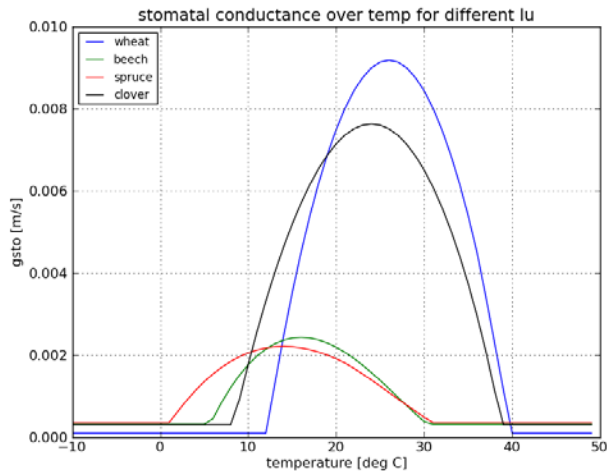
Buche: Tab. 3.16, MM Page III-49

Fichte: Tab. 3.16, MM Page III-49

Grünland: Tab. 3.23, MM Page III-63

Abbildung 4 zeigt die Abhängigkeit von g_{sto} von Temperatur.

Abbildung 4: Temperatur-Abhängigkeit von g_{sto} ($f_{phen} = 1$, $f_{sw} = 1$, Globalstrahlung = 958 W/m^2 , $RH = 80\%$)



3.4.3.6 Bestimmung von f_{VPD}

Die Wichtungsfunktion für die Auswirkungen des Wasserdampfsättigungsdefizits, f_{VPD} , auf die Stomataöffnungen wird berechnet nach Gl. 3.16, MM Page III-21. Die in den Gleichungen auftretenden Faktoren VPD_{min} und VPD_{max} finden sich in den folgenden Tabellen:

Weizen: Tab. 3.10, MM Page III-32

Buche: Tab. 3.16, MM Page III-49

Fichte: Tab. 3.16, MM Page III-49

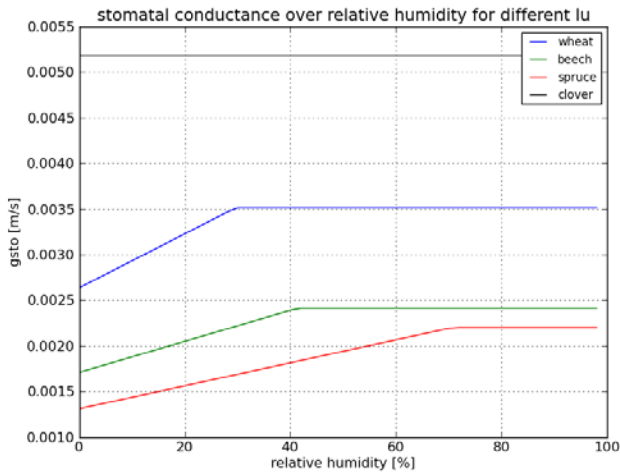
Grünland: Tab. 3.23, MM Page III-63

Das Wasserdampfsättigungsdefizit VPD wird aus der relativen Feuchte der 1. Modellschicht abgeleitet.

Die Gl. 3.16 beschreibt nur die unmittelbaren Auswirkungen des Wasserdampfdefizits auf die Stomataöffnungen und berücksichtigt nicht, dass die Stomataöffnungen bei hohen Verdunstungsraten selbst bei abnehmenden Wasserdampfdefizit geschlossen bleiben können. Nach Gl. 3.16 kommt es bei abnehmenden Wasserdampfdefiziten zu einer Wiederöffnung der Stomata, falls sie vorher geschlossen war. Zur Abschätzung der Auswirkungen eines Wasserverlusts von Pflanzen durch Verdunstung im Verlauf des Tages wird für Weizen daher zusätzlich ein VPD -Summenansatz verwendet. Je nach Größe der VPD -Summe wird dann eine Wiederöffnung der Stomata zugelassen oder nicht. Dazu wird das über die Tagesstunden akkumulierte Wasserdampfdefizit $\sum VPD$ mit einem kritischen Summenwert $\sum VPD_{crit}$ verglichen. Der für Weizen zu verwendende Summenwert $\sum VPD_{crit}$ findet sich in Tab. 3.10, MM Page III-32. Eine Beschreibung zur Anwendung des Summenwertansatzes findet sich auf Page-III-22 MM.

Abbildung 5 zeigt die Abhängigkeit von g_{sto} von der relativen Feuchte.

Abbildung 5: Abhängigkeit von g_{sto} von relative Feuchte ($f_{phen} = 1$, $f_{sw} = 1$, $T = 15^\circ C$, Globalstrahlung = $958 W/m^2$)



3.4.3.7 Bestimmung von f_{sw}

Die Berechnung von f_{sw} wird in der gleichen Weise durchgeführt wie die Berechnung von f_{PAW} im MM (Gl. 3.18b, MM Page III-22/23). Bei einer Verfügbarkeit von 100% ist der Boden mit Wasser gesättigt, die Feldkapazität ist erreicht. Bei einer Verfügbarkeit von 0% ist der Welkepunkt erreicht. Für einen Verfügbarkeit über einem Schwellenwert von 50% wird maximal Stomata-Leitfähigkeit angenommen, d.h. $f_{sw} = 1$ (Gl. 3.18b1, MM Page III-22). Für einen Verfügbarkeit unter dem Schwellenwert von 50% wird interpoliert (Gl. 3.18b2, MM Page III-23).

$$f_{sw} = 1 \quad , \text{ für } SMI > 0.5$$

$$f_{sw} = 2 * SMI \quad , \text{ für } SMI < 0.5$$

mit:

$$SMI = \text{Bodenfeuchteindex (soil moisture index)} = (SW - SW_{min}) / (SW_{max} - SW_{min})$$

mit: SW_{min} = permanenter Welkepunkt = PWP

SW_{max} = Feldkapazität = FC

SW = Bodenwassergehalt

Der Bodenwassergehalt wird aus den Daten des Europäischen Zentrums für mittelfristige Wettervorhersage (ECMWF) übernommen. Der volumetrische Bodenwassergehalt [$m^3 m^{-3}$] ist in diesen Daten für 4 unterschiedliche Bodenschichten erhältlich:

- 0-7 cm,
- 7-28 cm,
- 28-100 cm,
- 100-289 cm

Der Bodenwassergehalt im LE-Modell wird in Abhängigkeit vom Vegetationstyp als mittlerer volumetrischer Bodenwassergehalt der Wurzeltiefe berechnet (Tabelle 3).

Tabelle 3: Wurzeltiefe für verschiedene Vegetationstypen

Land use class in Ozon Project	rooting depth (ECMWF layer)
Wheat	0-100 cm (1 bis 3)
Beech	0-100 cm (1 bis 3)
Spruce	0-100 cm (1 bis 3)
Clover	0-28 cm (1 bis 2)

Der permanente Welkepunkt ($PWP=SW_{min}$) und die Feldkapazität ($FC=SW_{max}$) hängen ab von den im ECMWF-Modell benutzten Bodentypen. Das Modell benutzt 6 unterschiedliche Bodenklassen mit klassenspezifischen Werten für Welkepunkt und Feldkapazität. In den älteren ECMWF-Berechnungen (vor dem 6. November 2007) wird nur ein Bodentyp benutzt. In Tabelle 4 sind die den Bodentypen zugeordneten Werte für Welkepunkt und Feldkapazität zusammengestellt.

Tabelle 4: Bodentypen mit zugehörigem Welkepunkt und Feldkapazität

Type	Soil	PWP [m^3/m^3]	FC [m^3/m^3]
1	Coarse	0.059	0.242
2	Medium	0.151	0.346
3	Medium-fine	0.133	0.382
4	Fine	0.279	0.448
5	Very fine	0.335	0.541
6	Organic	0.267	0.662
old (before 6th November 2007)	~medium	0.171	0.323

Abbildung 6 zeigt die nach dem 6. November 2007 verwendete Verteilung der Bodentypen des ECMWF-Modells in Deutschland und den benachbarten Ländern.

Abbildung 6: Im ECMWF Model verwendete Bodentypen in Deutschland und den Nachbarländern (verwendet ab 6. November 2007).

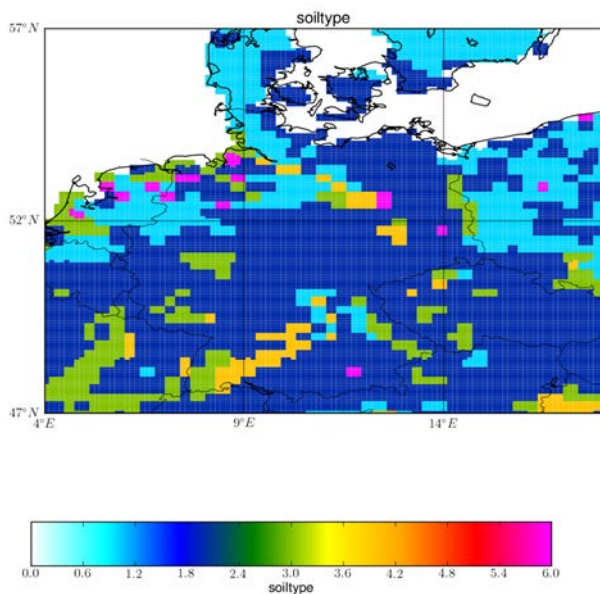
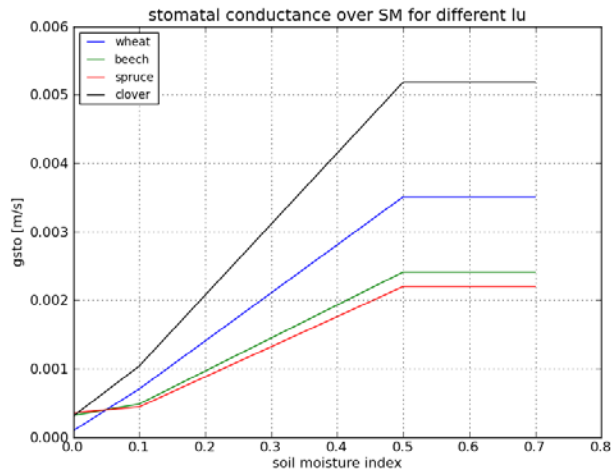


Abbildung 7 zeigt die Abhängigkeit des stomatären Blattleitwerts g_{sto} vom Bodenfeuchteindex SMI.

Abbildung 7: Abhängigkeit des stomatären Blattleitwerts g_{sto} von Bodenfeuchteindex SMI ($f_{phen} = 1$, $T = 15^\circ\text{C}$, Globalstrahlung = 958 W/m^2 , $\text{RH} = 80\%$)



3.5 Konzentrations- und flussbezogene Ergebnisse

3.5.1 Überblick

Insgesamt wurden mit LOTOS-EUROS vier Modellläufe durchgeführt (siehe Kap. 3.1):

- ▶ Jahr 2006 ohne Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte auf den Ozonfluss
- ▶ Jahr 2006 mit Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte auf den Ozonfluss
- ▶ Jahr 2010 ohne Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte auf den Ozonfluss
- ▶ Jahr 2010 mit Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte auf den Ozonfluss

Zur Einschätzung der Modellgüte wurden die Ergebnisse zuerst mit vorliegenden Ozonmessungen verglichen. Für diesen Vergleich wurden die Ozonberechnungen von LOTOS-EUROS in $z_0 + 2.5 \text{ m}$ Höhe verwendet.

Die rezeptorspezifische Auswertung für Weizen, Buche, Fichte und Klee erfolgte für den AOT40-Ansatz und POD_Y -Ansatz mit den auf Bestandeshöhe transformierten LOTOS-EUROS-Ergebnissen.

Folgende Bestandeshöhen wurden verwendet:

- ▶ Weizen 1 m
- ▶ Buche 20 m
- ▶ Fichte 20 m
- ▶ Klee 0.2 m

3.5.2 Vergleich mit Ozonbeobachtungen

Die mit LOTOS-EUROS modellierten Ozonkonzentrationen werden mit Ozonmessungen aus den deutschen Messnetzen und den Messnetzen der Nachbarländer verglichen. Diese Daten werden der AIRBASE-Datenbank der europäischen Umweltbehörde entnommen (European Topic Centre on Air Pollution and Climate Change Mitigation).

Abbildung 8 bis Abbildung 10 zeigen LOTOS-EUROS-Ergebnisse für Ozon im Vergleich mit beobachteten Konzentrationen. Die Simulationen beruhen auf einem Raster mit einer Maschenweite von 0.125° Länge und 0.0625° Breite (circa $8 \times 7 \text{ km}^2$). An der Station Neuglobsow (Abbildung 8) folgt die Simulation der Beobachtung insbesondere in der 2. Jahreshälfte relativ gut. Die Gründe für die Unterschätzung im Frühjahr sind unklar, können aber mit zu geringem Ozontransport über die

Ränder des Modellgebiets oder auch mit den großen Unsicherheiten bei der Berechnung der biogenen Kohlenwasserstoffe zusammenhängen. Insgesamt wird der saisonale Verlauf der beobachteten Ozonkonzentrationen vom Modell gut nachvollzogen.

Abbildung 8: Modellierte (rot) und beobachtete (schwarz) stündliche Ozonkonzentrationen in Neuglobsow in 2006.

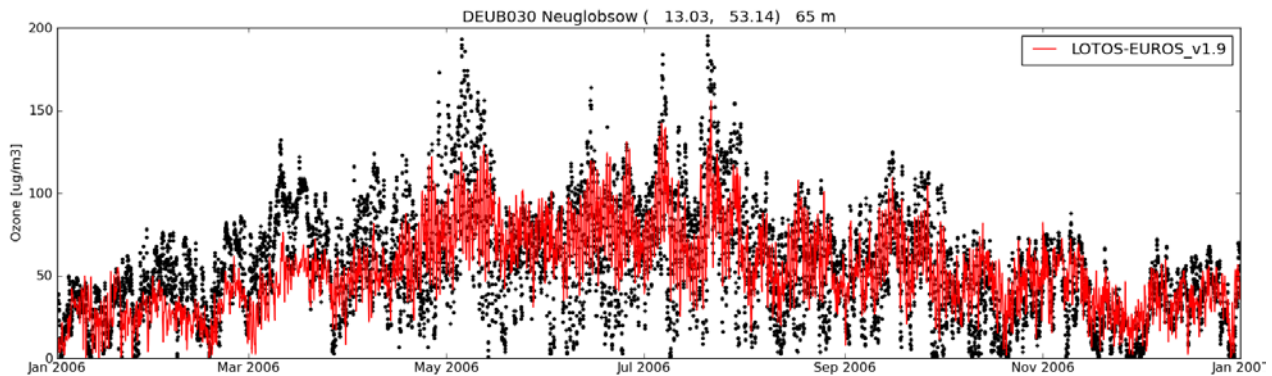
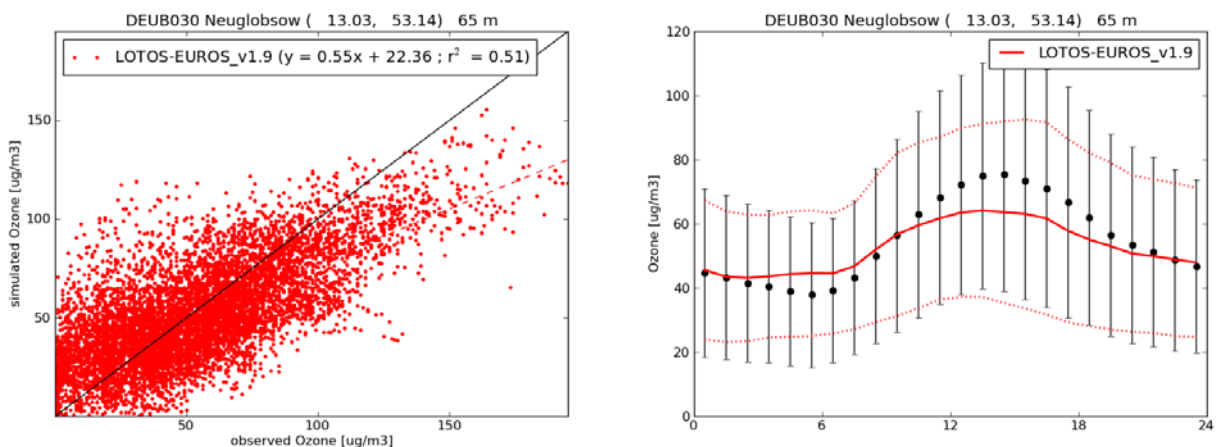


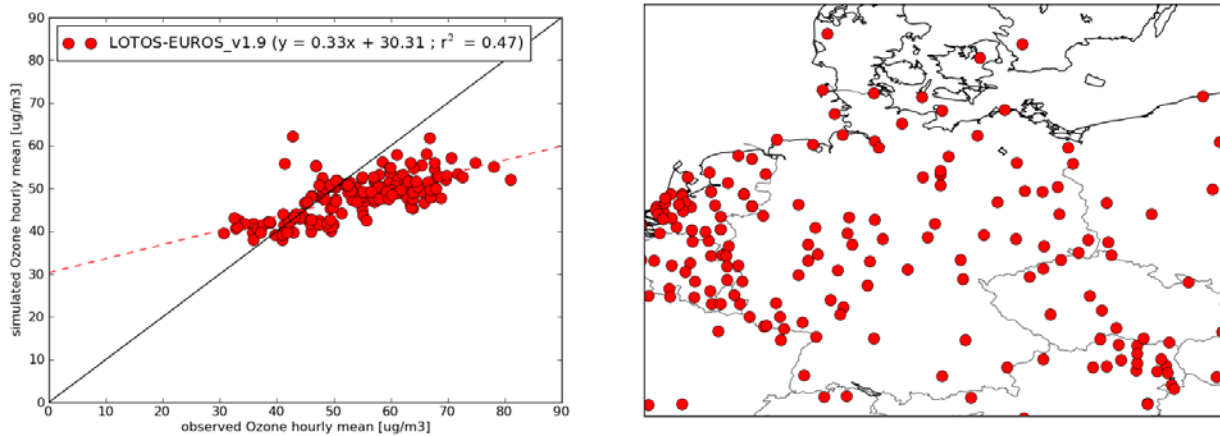
Abbildung 9 zeigt links das Scatterdiagramm der stündlichen beobachteten und berechneten Ozonkonzentrationen in Neuglobsow. Es ist offensichtlich, dass das Modell tendenziell die niedrigen Ozonkonzentrationen überschätzt und die hohen Ozonkonzentrationen unterschätzt. Die rechte Abbildung zeigt dementsprechend, dass die berechnete Ozonamplitude kleiner ist als die beobachtete Amplitude. Insbesondere das nachmittägliche Ozonmaximum wird in dieser mittleren Auswertung unterschätzt. Die Überschätzung der niedrigeren Ozonkonzentrationen zeigt sich in den frühen Morgenstunden und am frühen Vormittag.

Abbildung 9: Scatter Diagramm (links) und gemittelter Tagesgang (rechts) der modellierten und beobachteten stündlichen Ozonkonzentrationen in Neuglobsow in 2006.



Die linke Graphik in Abbildung 10 zeigt die räumliche Korrelation zwischen modellierten und beobachteten Ozonjahresmittelwerten an Stationen in Deutschland und den Nachbarländern. Die rechte Graphik zeigt die Lage der verwendeten Stationen. Insgesamt tendiert die Simulation zu anwachsender Unterschätzung mit zunehmender Konzentrationshöhe.

Abbildung 10: Scatter Diagramm (links) der modellierten und beobachteten Ozonjahresmittelwerte. 163 Stationen in Deutschland und den Nachbarländern. Die Lage der Stationen kann der Graphik rechts entnommen werden.



3.5.3 AOT40 Modellergebnisse auf Bestandhöhe, 2006 und 2010

In Abbildung 11 bis Abbildung 18 sind die mit dem LOTOS-EUROS-Modell berechneten AOT-Verteilungen auf Bestandeshöhe für Weizen, Buche, Fichte und Klee über Deutschland dargestellt. Die jeweils obere Graphik zeigt die AOT40-Werte, die unter Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte auf den Ozonfluss berechnet wurden. In den der unteren Graphik zugrunde liegenden Berechnungen wurde jeweils eine maximale Stomataleitfähigkeit ($F_{sw}=1$) angenommen. Alle Verteilungen zeigen einen deutlichen Nord-Süd-Gradienten, der durch die höheren Ozonkonzentrationen im Süden Deutschlands hervorgerufen wird. Die AOT40-Werte für Weizen und Klee sind deutlich niedriger als diejenigen für Buche und Fichte was mit den kürzeren Akkumulationszeiträumen, den höheren maximalen stomatären Blattleitwerten und den im Vergleich zu den Bäumen sehr viel niedrigen Bestandshöhen von Weizen und Klee zusammenhängt.

Die Abbildung 19 zeigt für die verschiedenen Rezeptoren den mittleren, minimalen und maximalen AOT40-Wert in Deutschland. Aus der mittleren Auswertung wird ersichtlich, dass die Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte auf den Ozonfluss in allen Fällen zu einer geringfügigen Erhöhung der AOT40-Werte führt.

Abbildung 11: AOT40 für Weizen berechnet mit der F_{sw} -Funktion (oben) und ohne F_{sw} -Funktion ($F_{sw} = 1$) (unten). 2006

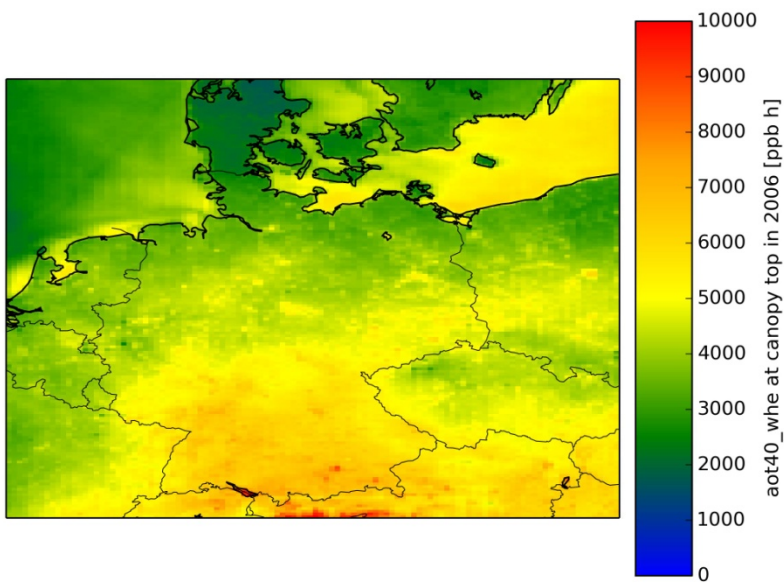
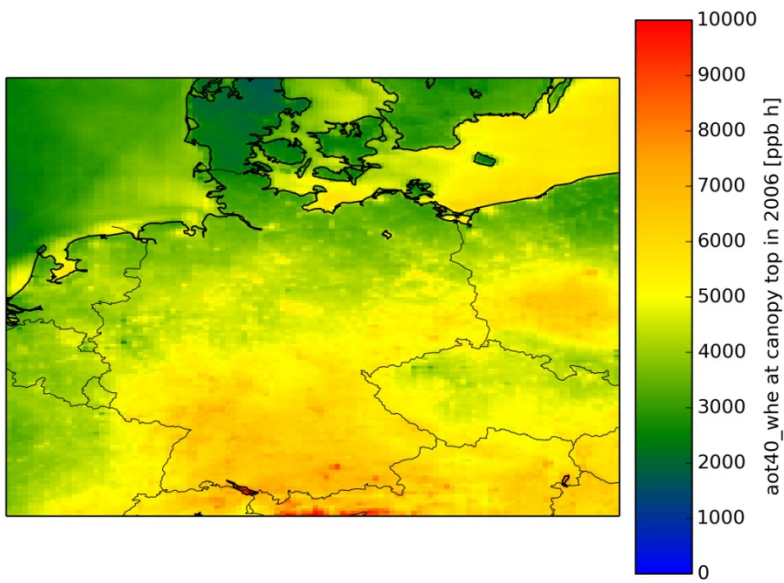


Abbildung 12: AOT40 für Weizen berechnet mit der F_{sw} -Funktion (oben) und ohne F_{sw} -Funktion ($F_{sw} = 1$) (unten). 2010

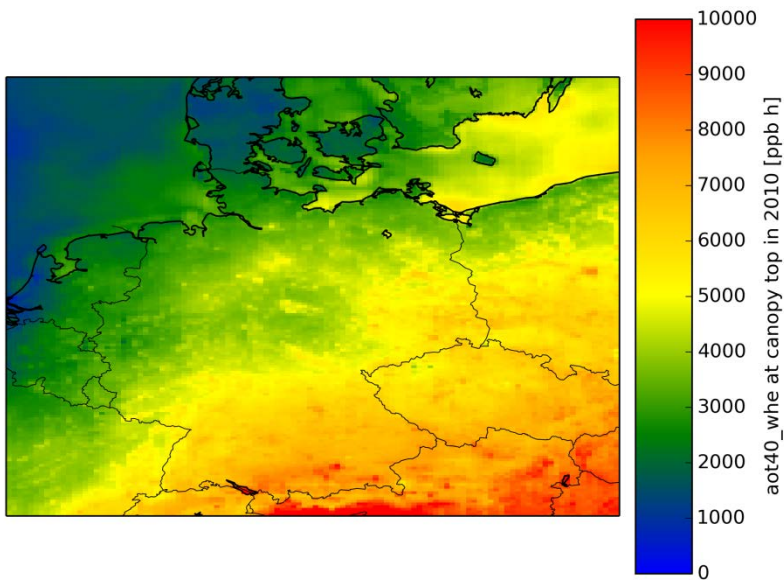
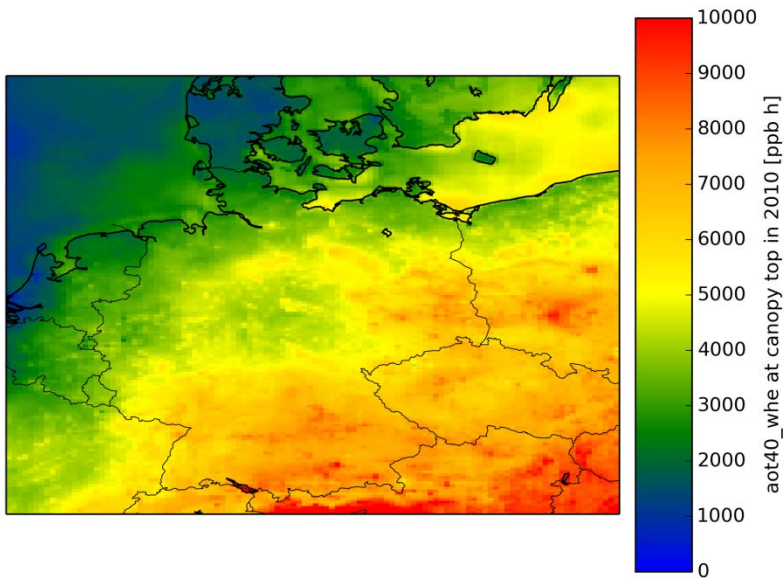


Abbildung 13: AOT40 für Buche berechnet mit der F_{sw} -Funktion (oben) und ohne F_{sw} -Funktion ($F_{sw} = 1$) (unten). 2006

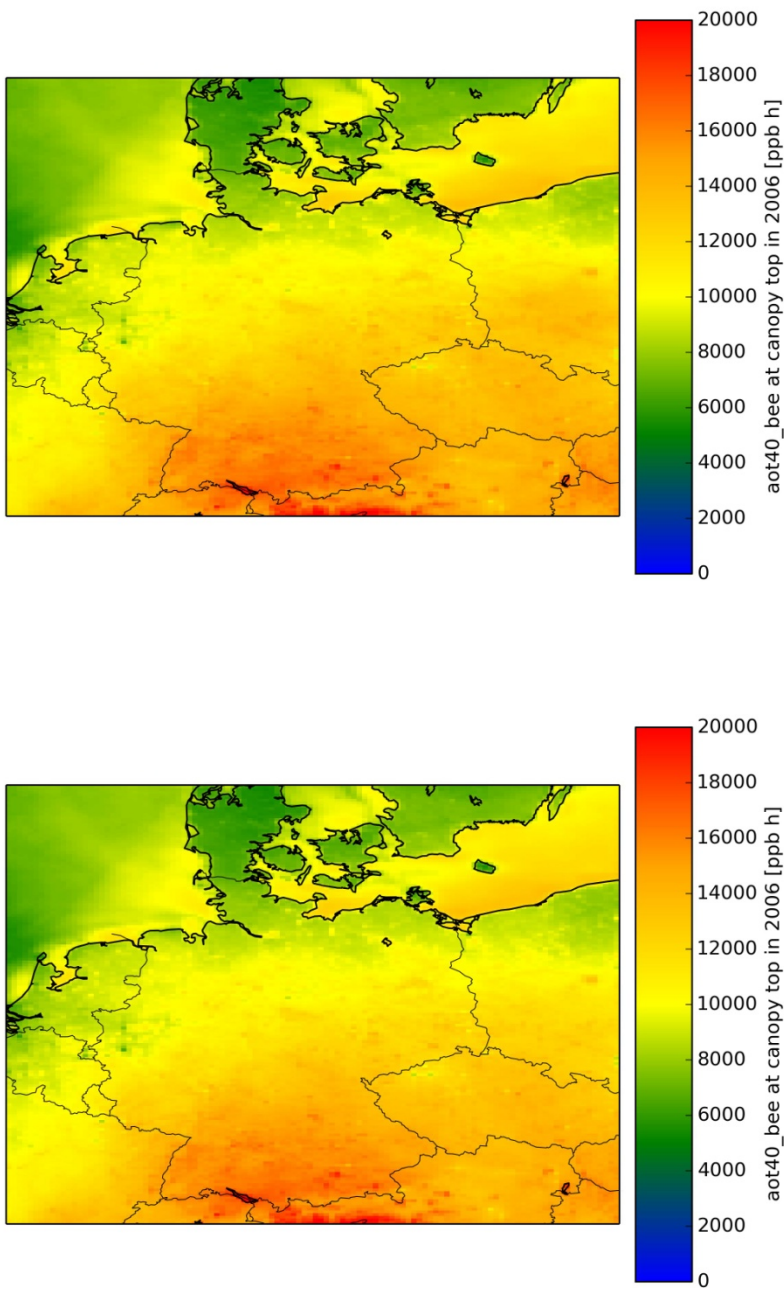


Abbildung 14: AOT40 für Buche berechnet mit der F_{sw} -Funktion (oben) und ohne F_{sw} -Funktion ($F_{sw} = 1$) (unten). 2010

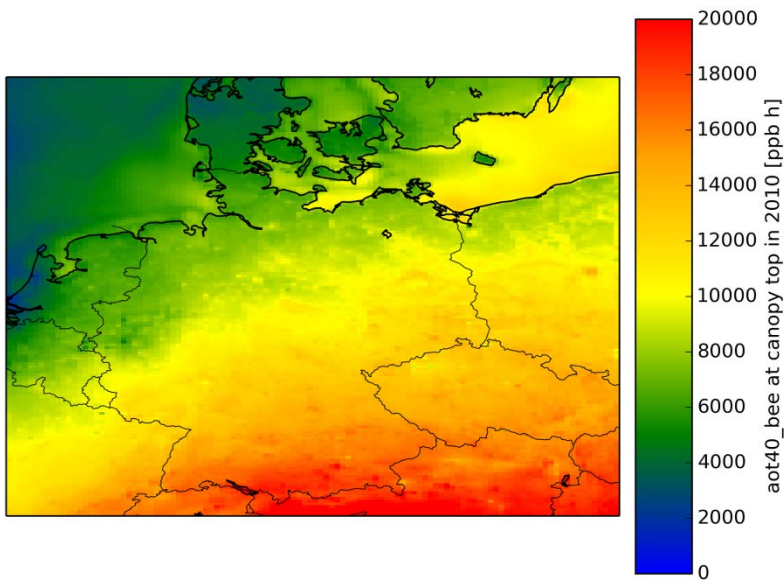
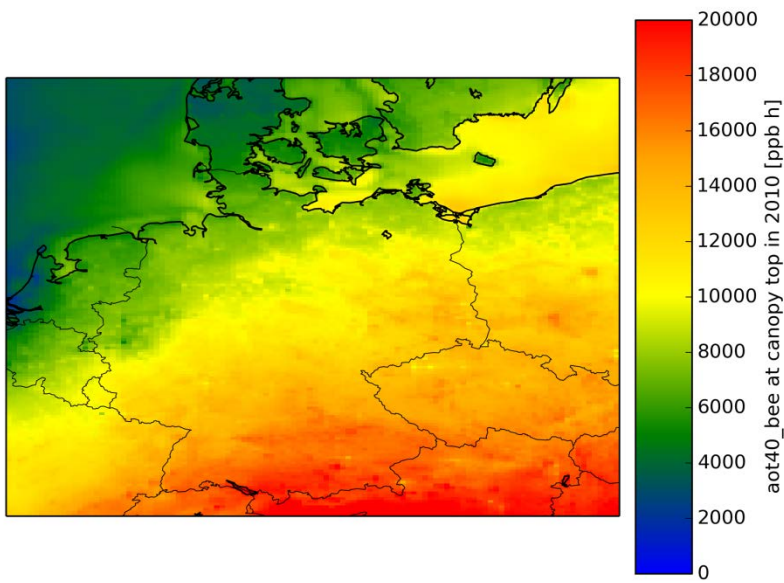


Abbildung 15: AOT40 für Fichte berechnet mit der F_{sw} -Funktion (oben) und ohne F_{sw} -Funktion ($F_{sw} = 1$) (unten). 2006

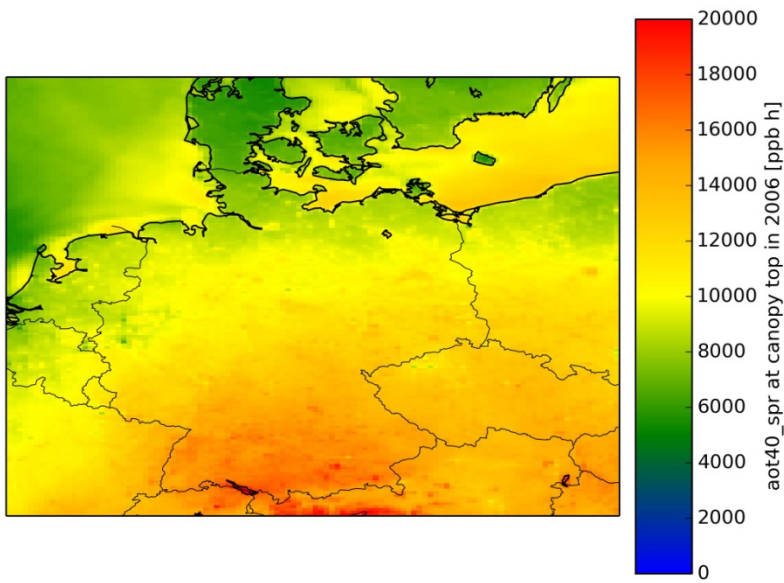
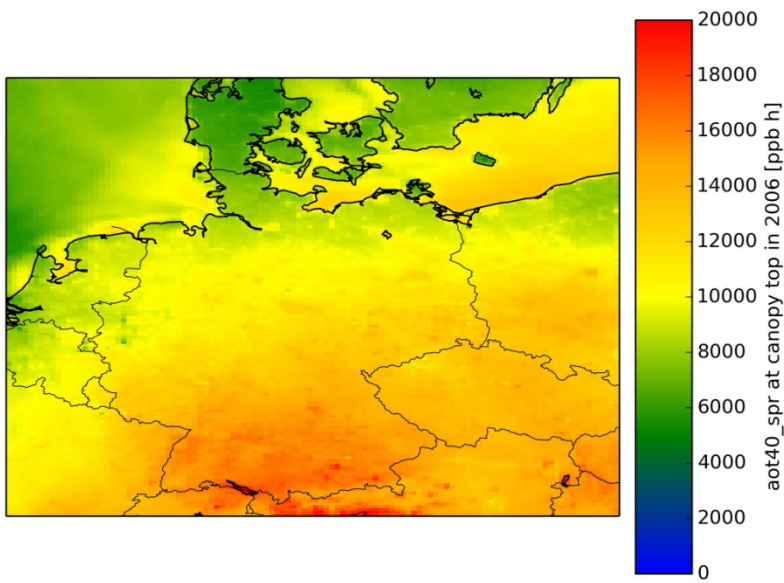


Abbildung 16: AOT40 für Fichte berechnet mit der F_{sw} -Funktion (oben) und ohne F_{sw} -Funktion ($F_{sw} = 1$) (unten). 2010

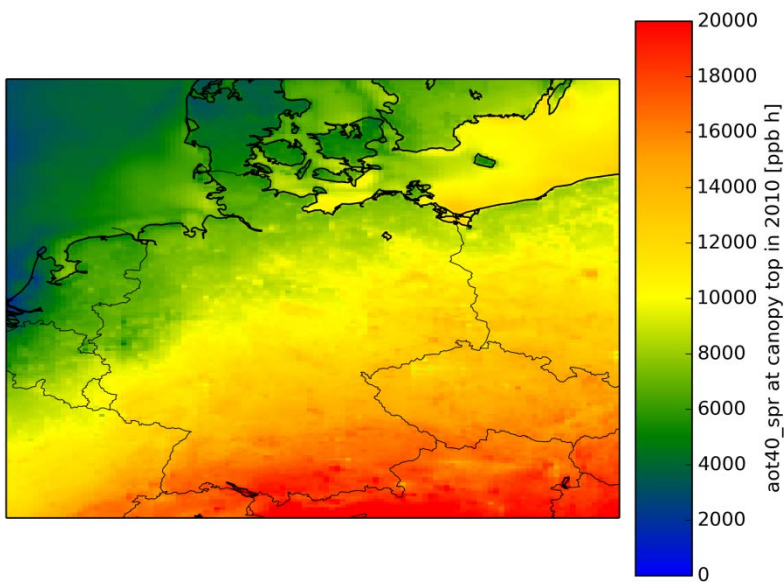
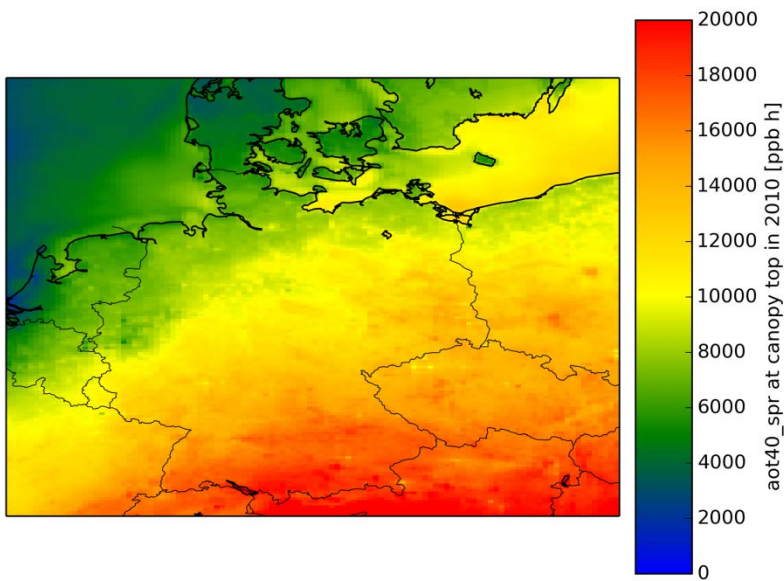


Abbildung 17: AOT40 für Klee berechnet mit der F_{sw} -Funktion (oben) und ohne F_{sw} -Funktion ($F_{sw} = 1$) (unten). 2006

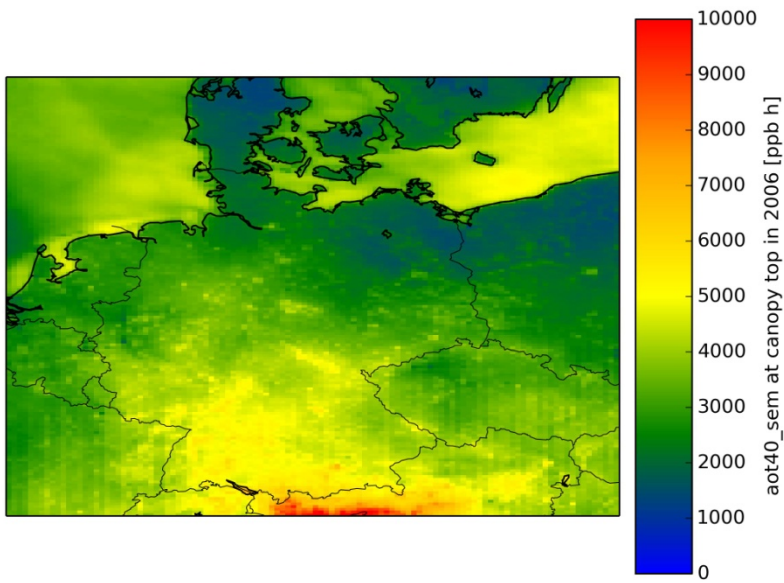
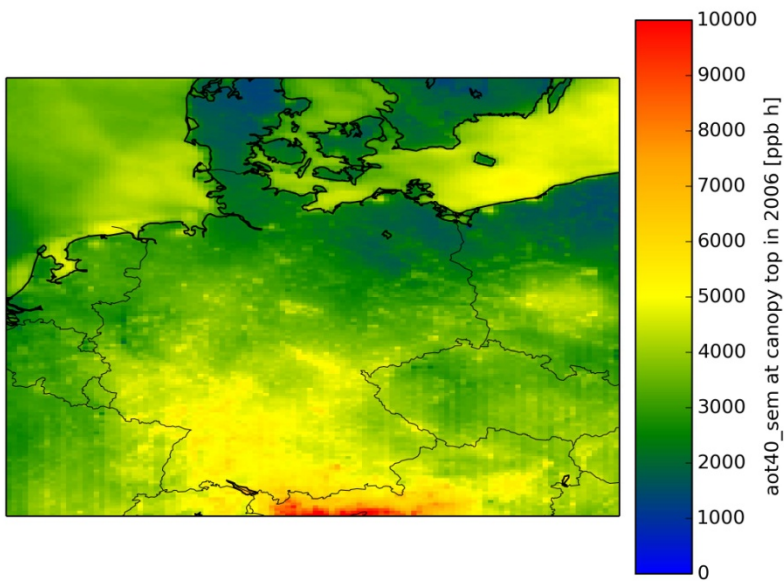


Abbildung 18: AOT40 für Klee berechnet mit der F_{sw} -Funktion (oben) und ohne F_{sw} -Funktion ($F_{sw} = 1$) (unten). 2010

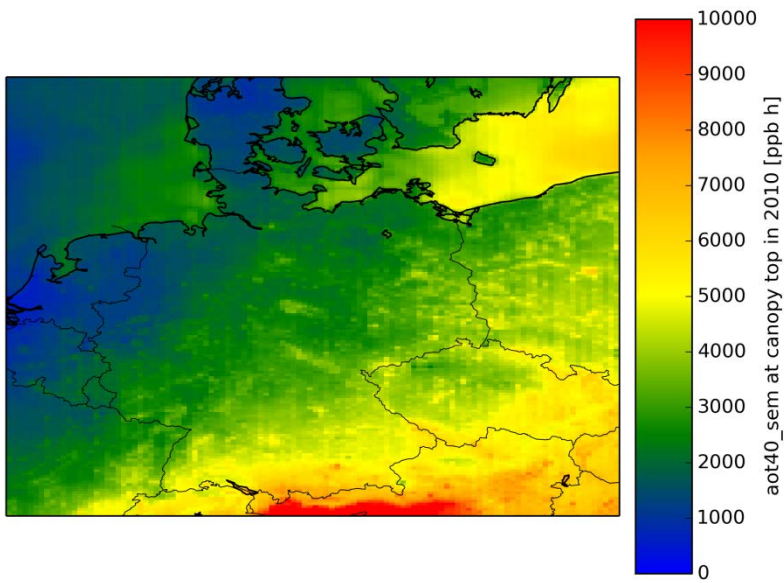
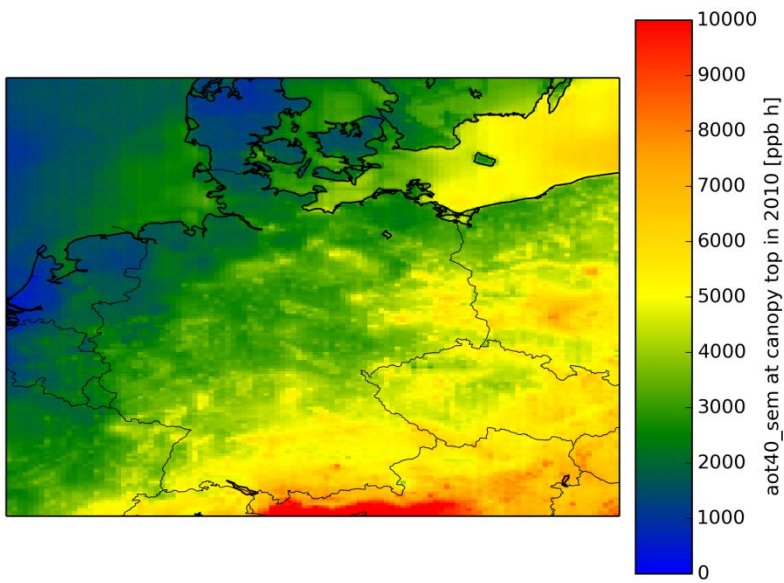
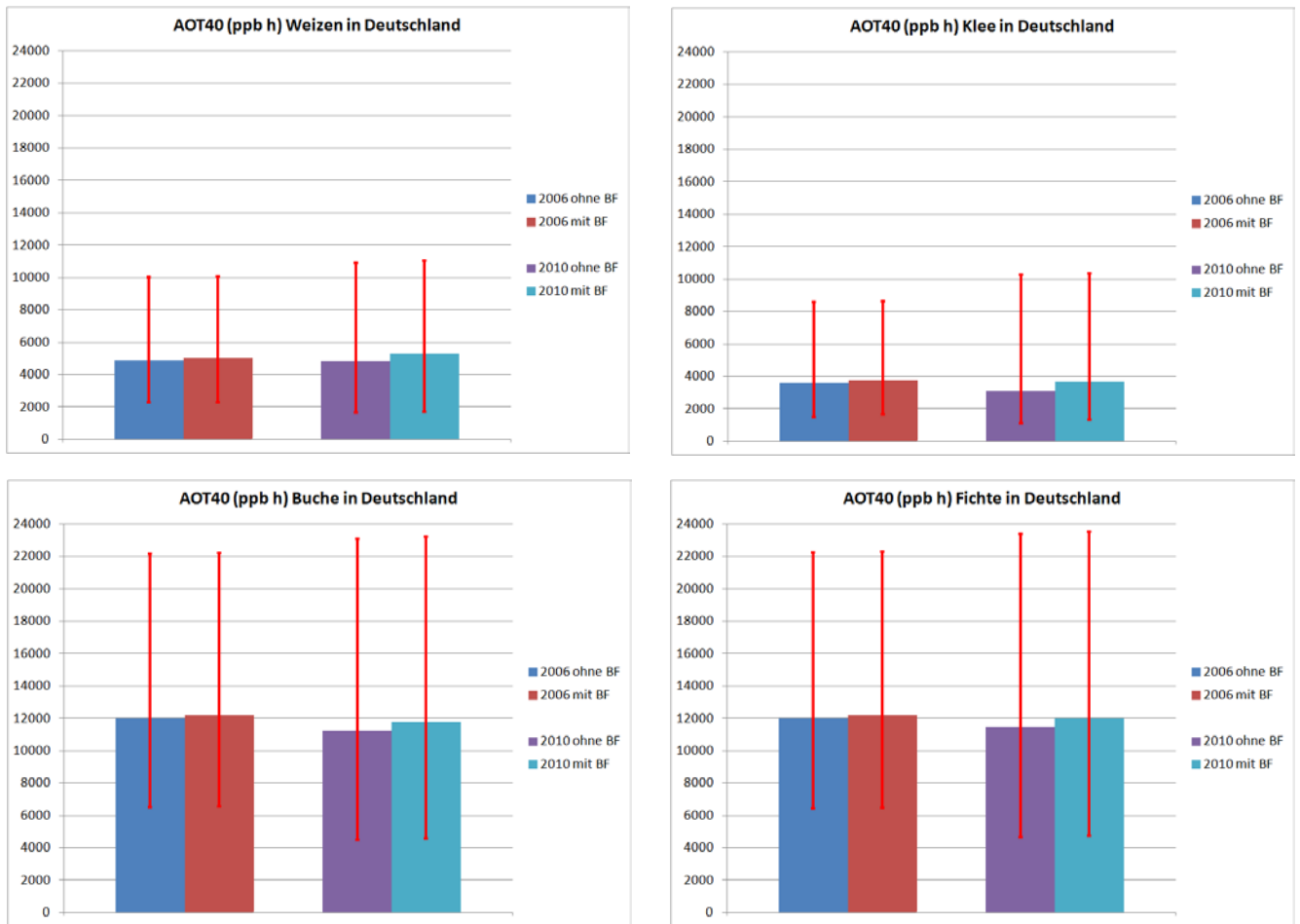


Abbildung 19: Mittlere (Säule), minimale und maximale (Balken) AOT40-Werte in Deutschland.



3.5.4 POD_γ Modellergebnisse

In Abbildung 20 bis Abbildung 26 werden die berechneten POD_γ Verteilungen für Weizen, Buche, Fichte und Klee für das Jahr 2006 und das Jahr 2010 gezeigt. Die jeweils linke Graphik zeigt wieder die Ergebnisse unter Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte auf den Ozonfluss. Der jeweils rechten Graphik liegen wieder die Berechnungen unter der Annahme maximaler Stomataleitfähigkeit ($F_{sw}=1$) zugrunde. Auch bei den Ozonflüssen macht sich die Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte im Jahre 2006 kaum bemerkbar. Lediglich in den künstlich "ausgetrockneten" Gebieten in Küstennähe kommt es zu einer Erniedrigung des POD_γ-Wertes. Im Jahre 2010 ist der Einfluss der Bodenfeuchte klar in den Feldverteilungen der Ozon-Flüsse zu erkennen. Die POD_γ-Werte für alle Rezeptorarten sinken im Vergleich zu der Rechnung ohne den Einfluss der Bodenfeuchte in den trockeneren Regionen. Es muss hinzugefügt werden, dass dies nicht unbedingt ein Hinweis auf ein trockeneres Jahr 2010 ist, da die Berechnung der Bodenfeuchte im ECWMF-Modell ab 2007 deutlich verbessert wurde.

Die POD₆-Werte für Weizen sind wegen des relativ kurzen Akkumulationszeitraumes und des hohen Schwellenwertes von $6 \text{ nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ relativ niedrig. Die Unterschiede der POD₁-Werte zwischen Buche und Fichte sind deutlich größer als die entsprechenden Unterschiede in den AOT₄₀-Werten.

Die POD₁-Werte für Klee sind relativ hoch, was wahrscheinlich auf den hohen Blattleitwert zu zurückzuführen ist.

Die Abbildung 28 zeigt für die verschiedenen Rezeptoren den mittleren, minimalen und maximalen POD_γ-Wert in Deutschland. Aus der mittleren Auswertung wird ersichtlich, dass die Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte auf den Ozonfluss lokal zu einer Erniedrigung der POD_γ-Werte führt. Diese lokale Verminderung des POD_γ-Wertes ist 2010 deutlich stärker ausgeprägt als 2006.

Im Deutschlandmittel werden für Weizen POD₆-Werte je nach Jahr und Einfluss der Bodenfeuchte zwischen 2 und 3 mmol m^{-2} , berechnet. Die Schwankungsbreite reicht von 0 in Gebieten mit einem hohen Bodenfeuchtedefizit bis circa 4.5 mmol m^{-2} .

Im Mittel über Deutschland ergeben sich in 2006 und 2010 für Buche POD₁-Werte von circa 26 bis 28 mmol m^{-2} , für Fichte von Werten von 18 bis 19 mmol m^{-2} . Die Schwankungsbreite reicht bei der Buche von 10 bis 38 mmol m^{-2} , bei der Fichte von 10 bis 30 mmol m^{-2} .

Die über Deutschland gemittelten POD₁-Werte für Klee liegen in den beiden betrachteten Jahren bei 16 bis 18 mmol m^{-2} mit Schwankungsbreiten zwischen 10 und 25 mmol m^{-2} .

Abbildung 20: POD6 für Weizen berechnet mit der FSW-Funktion (oben) und ohne die F_{sw} -Funktion ($F_{sw} = 1$) (unten). 2006

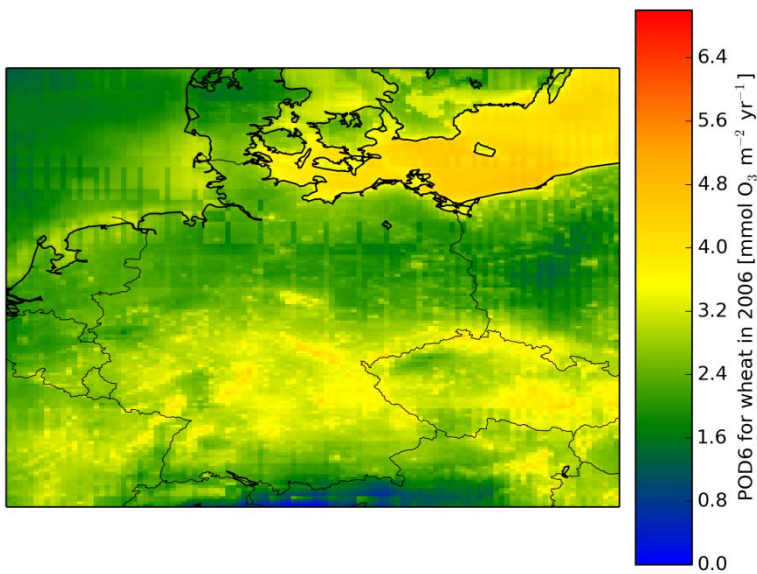
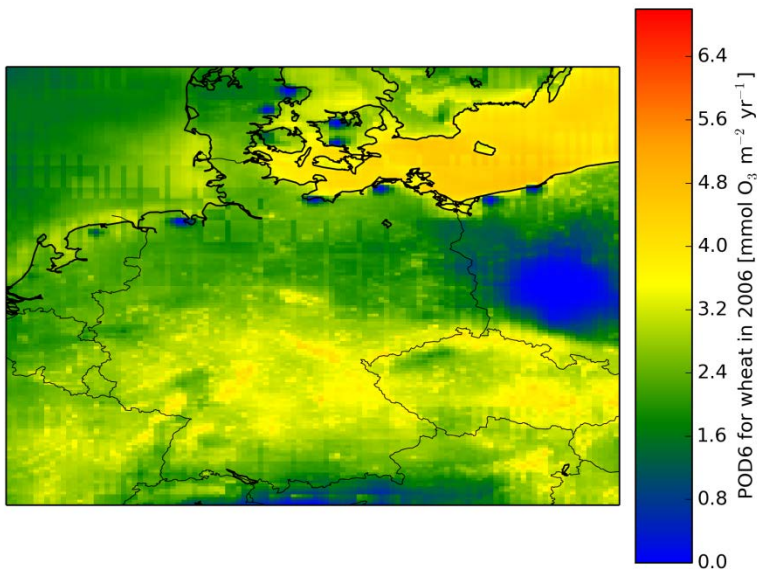


Abbildung 21: POD6 für Weizen berechnet mit der F_{sw} -Funktion (oben) und ohne die FSW - Funktion ($F_{sw} = 1$) (unten). 2010

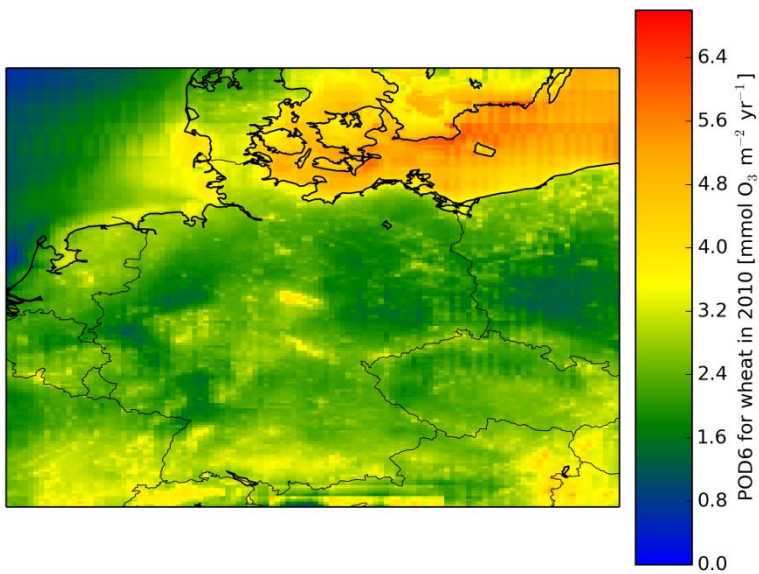
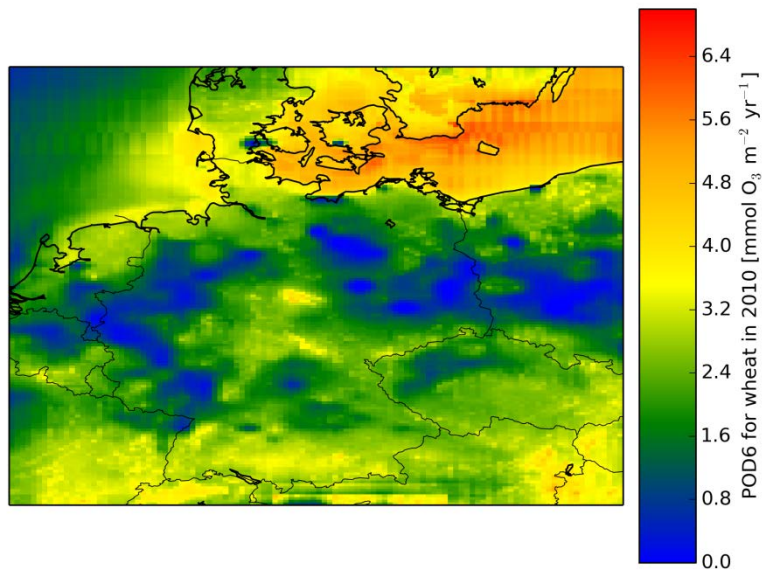


Abbildung 22: POD1 für Buche berechnet mit der F_{sw} -Funktion (oben) und ohne die F_{sw} -Funktion ($F_{sw} = 1$) (unten). 2006

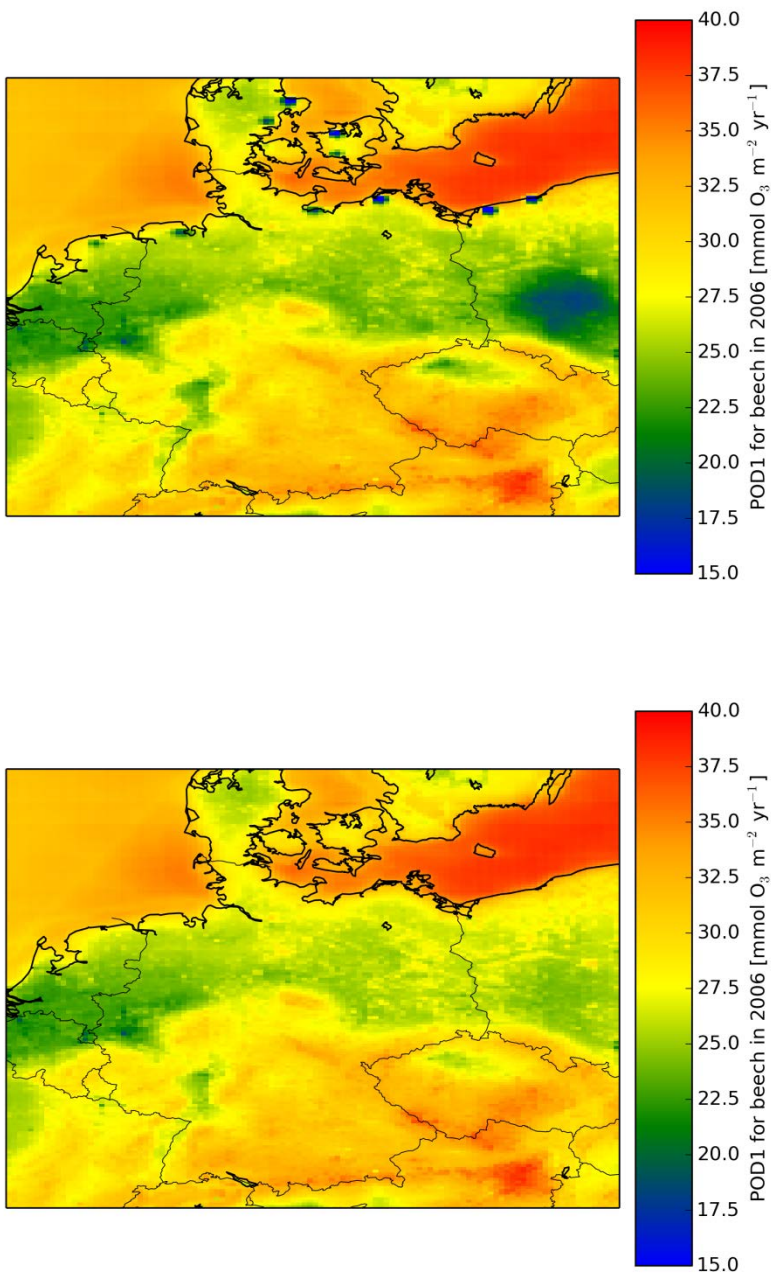


Abbildung 23: POD1 für Buche berechnet mit der F_{sw} -Funktion (oben) und ohne die F_{sw} -Funktion ($F_{sw} = 1$) (unten). 2010

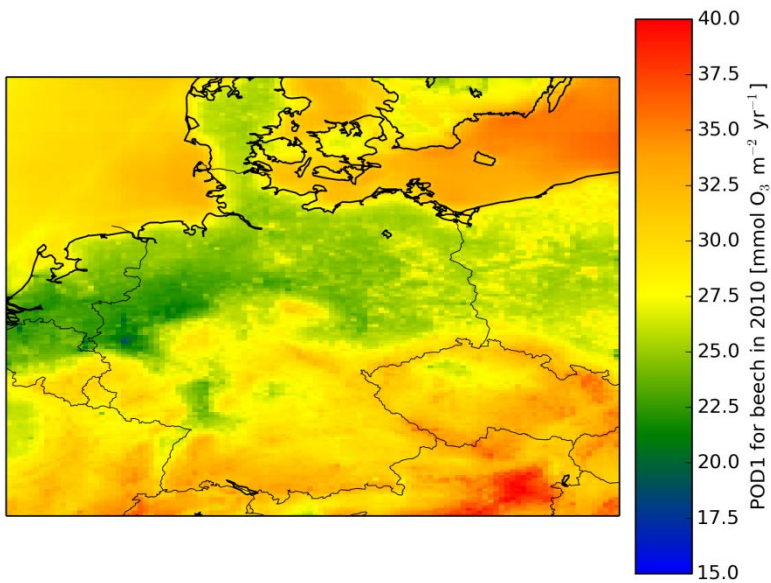
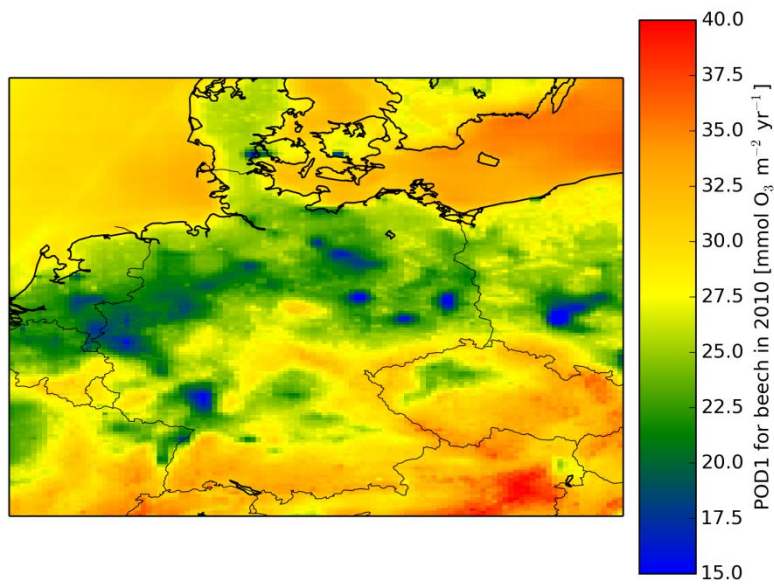


Abbildung 24: POD1 für Fichte berechnet mit der F_{sw} -Funktion (oben) und ohne die F_{sw} -Funktion ($F_{sw} = 1$) (unten). 2006

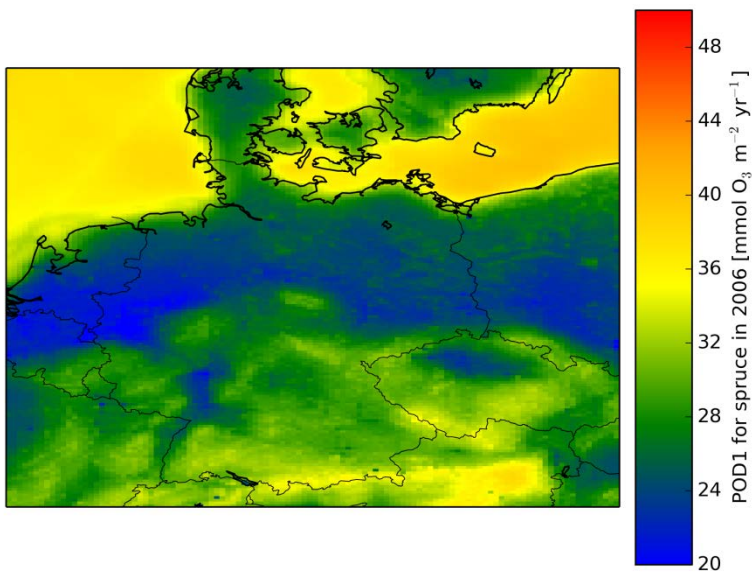
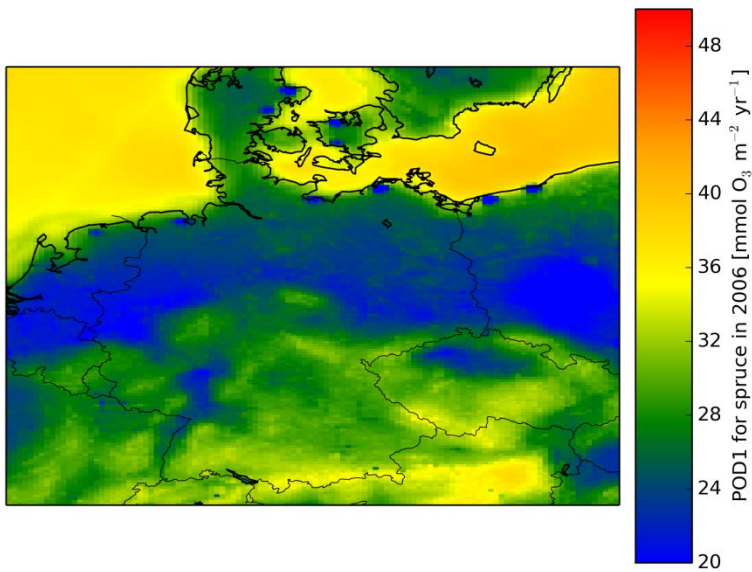


Abbildung 25: POD1 für Fichte berechnet mit der F_{sw} -Funktion (oben) und ohne die F_{sw} -Funktion ($F_{sw} = 1$) (unten). 2010

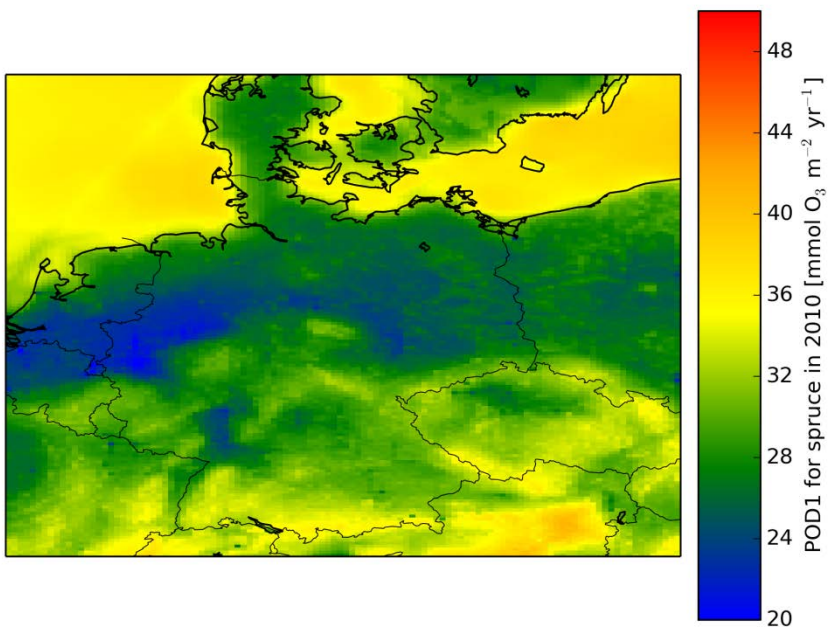
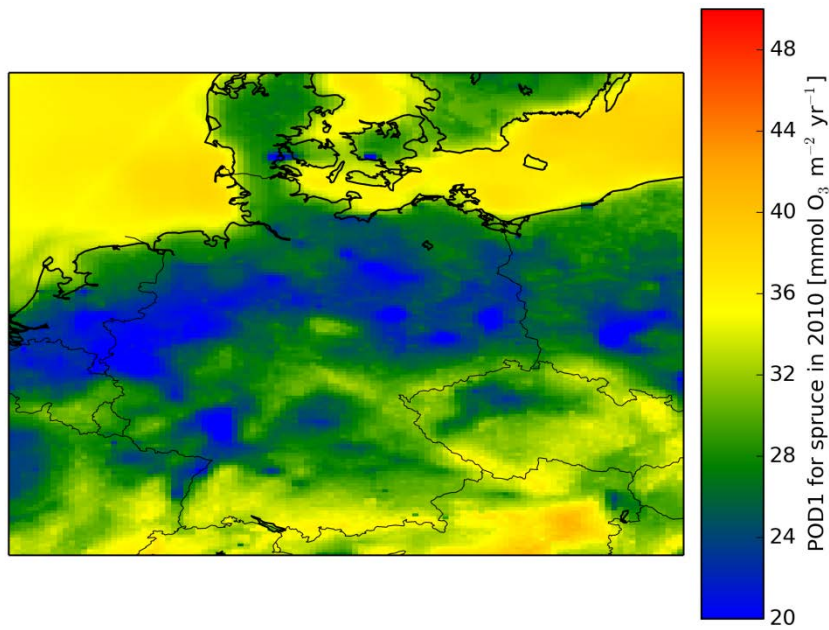


Abbildung 26: POD1 für Klee berechnet mit der F_{sw} -Funktion (oben) und ohne die F_{sw} -Funktion ($F_{sw} = 1$) (unten). 2006

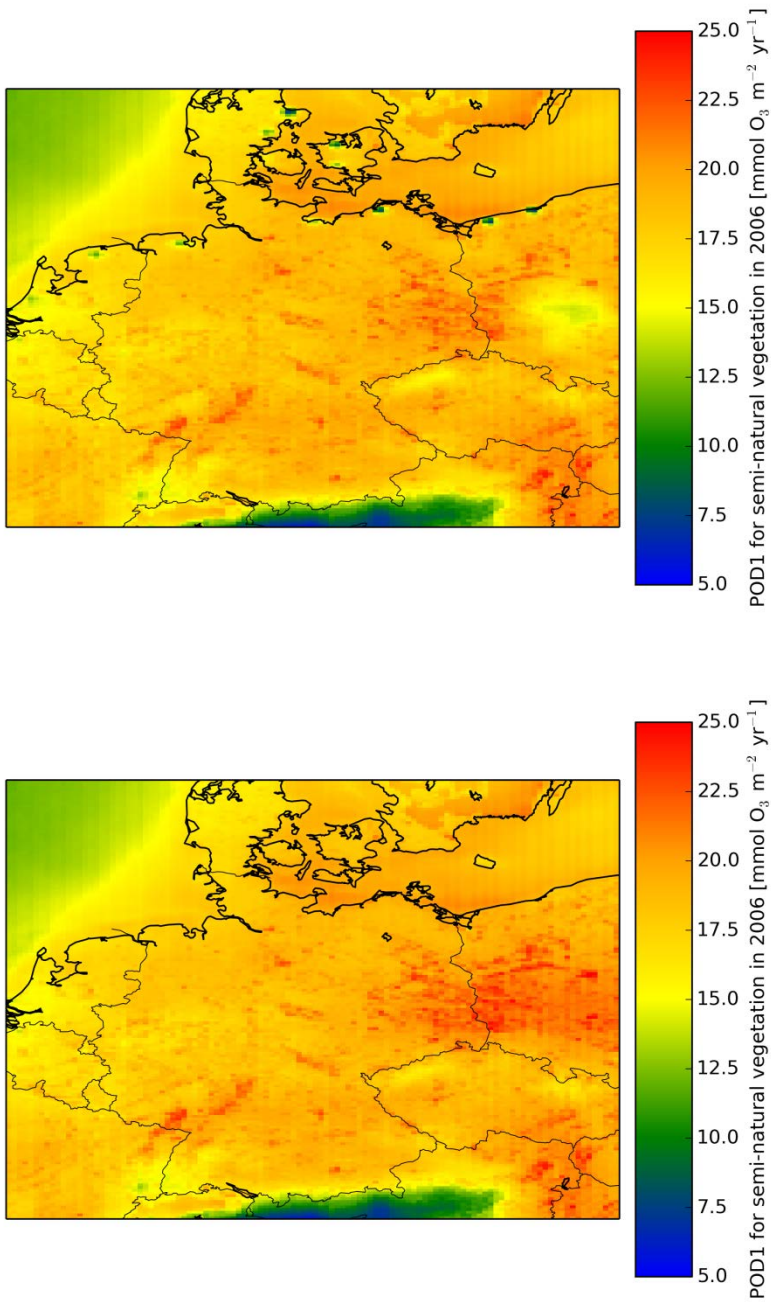


Abbildung 27: POD1 für Klee berechnet mit der F_{sw} -Funktion (oben) und ohne die F_{sw} -Funktion ($F_{sw} = 1$) (unten). 2010

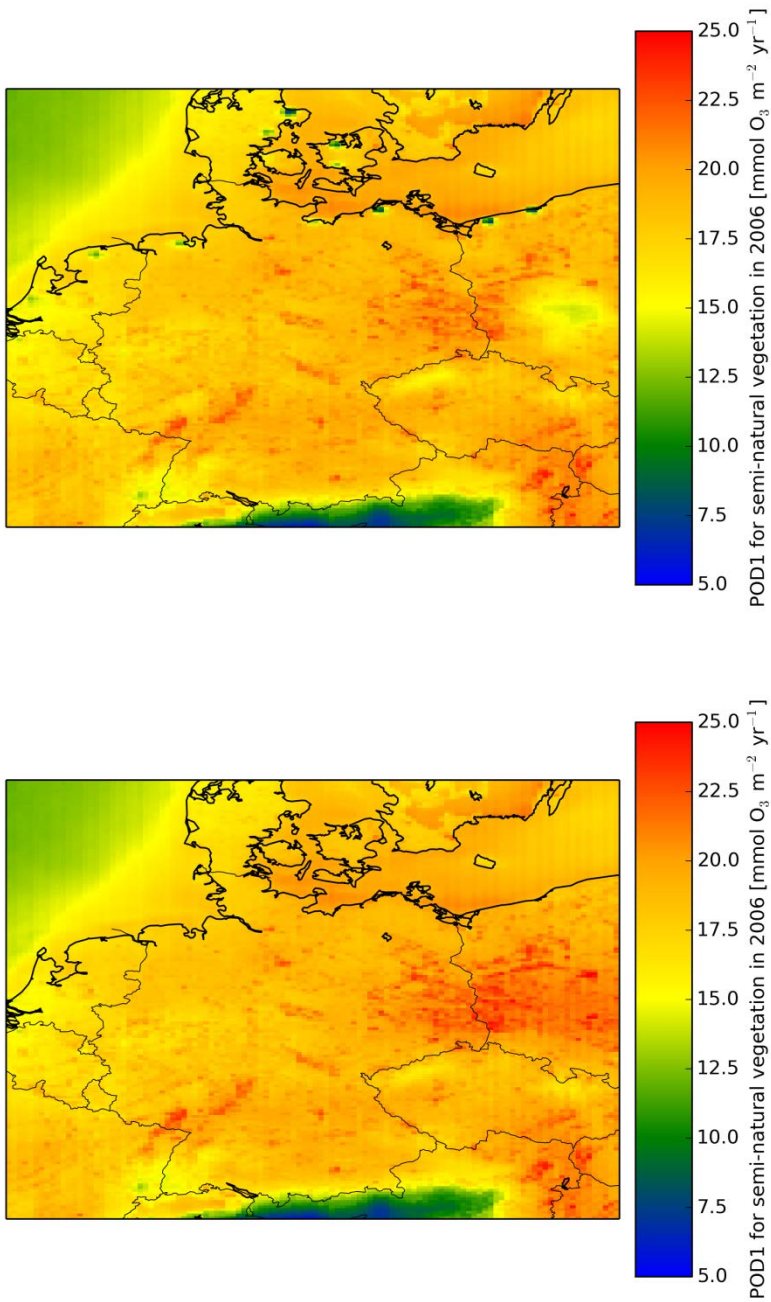
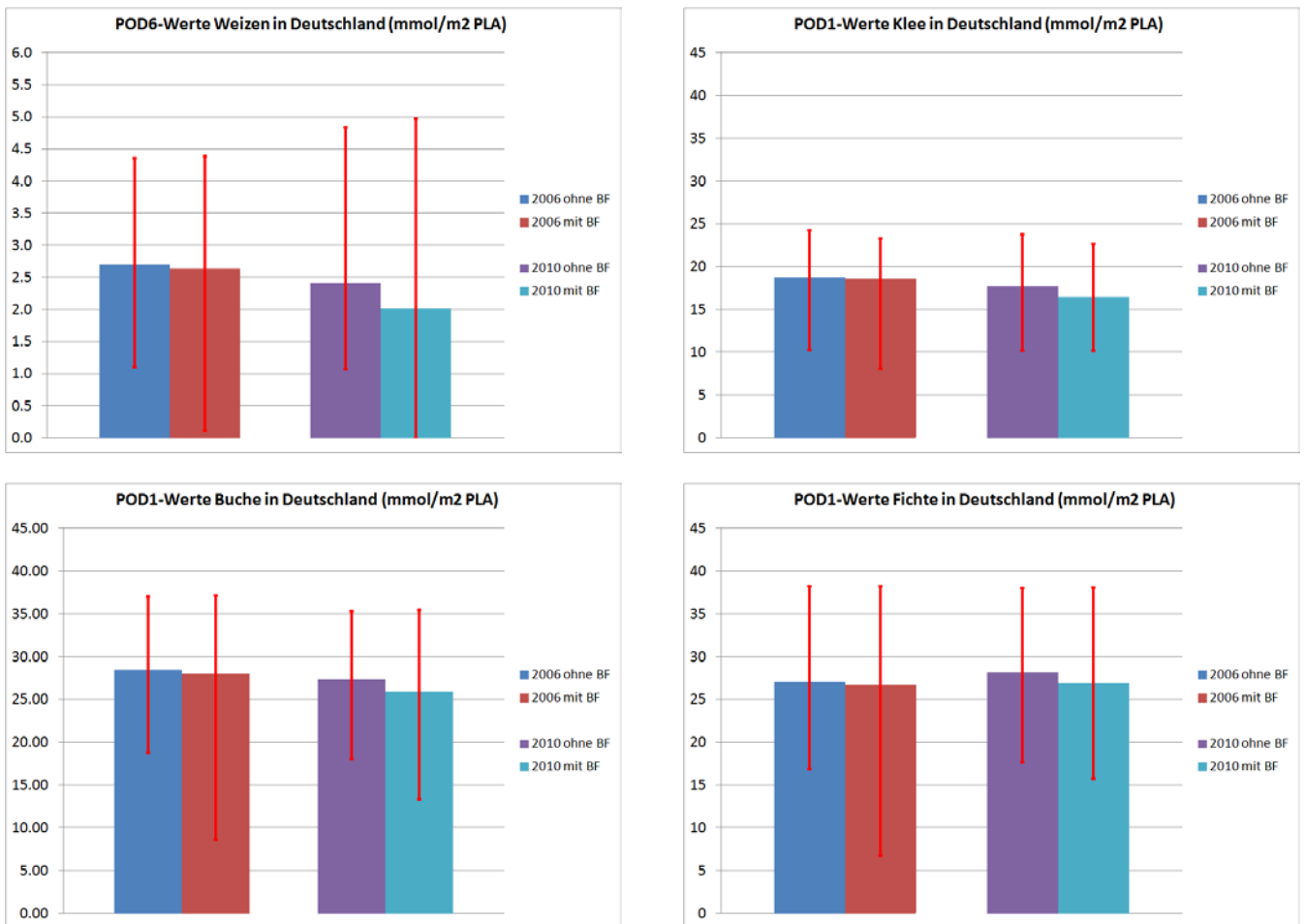
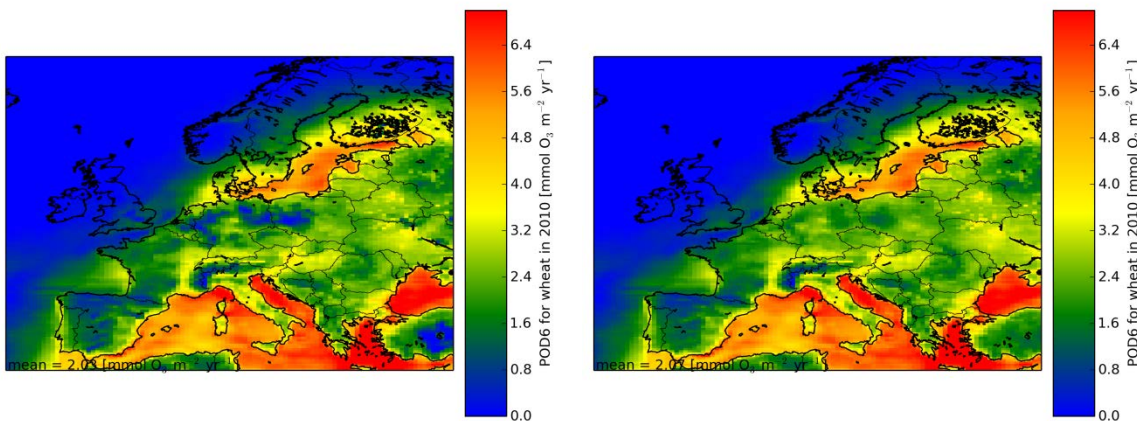


Abbildung 28: Mittlere (Säule), minimale und maximale (Balken) POD_{γ} -Werte in Deutschland.



Die Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte hat nicht nur in Deutschland Effekte. In Abbildung 29 werden die berechneten POD6 Verteilungen über Europa für Weizen in 2010 gezeigt. Die linke Graphik zeigt wieder die Ergebnisse unter Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte auf den Ozonfluss. Die rechte Graphik liegen wieder die Berechnungen unter der Annahme maximaler Stomataleitfähigkeit ($F_{sw}=1$) zugrunde. Die Europäischen Karten sind auf eine räumliche Auflösung von etwa $28 \times 28 \text{ km}^2$ ermittelt worden. In Deutschland erkennen wir die räumlichen Gradienten wieder, wo die Bodenfeuchte den Ozonfluss limitiert. Außerhalb Deutschland sind auch klare Einflüsse der Bodenfeuchte in den Feldverteilungen der Ozon-Flüsse zu erkennen. In großen Teilen der Türkei, der Niederlande und Polens sind starke Reduktionen durch trockene Konditionen zu sehen. Auch im Innenland von Spanien sind Regionen mit reduzierte Ozon-Flüsse zu erkennen. Die Reduktionen in Südeuropa sind vielleicht nicht so hoch wie auf erste Sicht erwartet wurde. Das lässt sich erklären durch die schon hohe Temperaturen die auch die stomatären O_3 -Aufnahme tagsüber reduzieren.

Abbildung 29: POD6 für Weizen über Europa berechnet mit der F_{sw} -Funktion (Links) und ohne die F_{sw} -Funktion ($F_{sw} = 1$) (rechts) für 2010



3.5.5 Risikobewertung

Die flächenhafte Risikobewertung wurde mit Hilfe der im Mapping Manual aufgestellten Dosis-Wirkung Beziehungen durchgeführt. Die dazu aus Experimenten abgeleiteten Wirkungsfunktionen sind in der Tabelle 5 zusammengestellt. Wegen der unsicheren Datenlage sollten die aus den Beziehungen der Tabelle abgeleiteten Ertrags- bzw. Biomassenverluste nur als potenzielle Verluste betrachtet werden.

Anhand der Abbildung 30 bis Abbildung 37 werden für Deutschland exemplarisch die potenziellen Verluste aus der LOTOS-EUROS-Berechnung mit Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte für das Jahr 2010 diskutiert.

Die potenziellen Ertragsverluste von Weizen in Deutschland betragen nach dem konzentrationsbezogenen AOT40-Ansatz im Mittel über Deutschland 8 bis 10 % (Abbildung 30 links). Die Spannweite der Verlustwerte in Deutschland umfasst den Bereich von circa 4% bis 19% (Abbildung 30 und Abbildung 31). Der flussbezogene Ansatz ergibt vergleichbare große mittlere Ertragsverluste von 7% bis 9% (Abbildung 31 rechts) mit einer Spannweite von 0% bis 19% (Abbildung 30 und Abbildung 31). Die Berücksichtigung der Bodenfeuchte führt bei dem AOT40-Ansatz zu einer Erhöhung der Ertragsverluste, da wegen der Verringerung des Ozonflusses in trockeneren Regionen mehr Ozon in der Atmosphäre verbleibt. Bei dem flussbezogenen Ansatz ist es genau umgekehrt: Die Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte erniedrigt lokal die

Ertragsverluste, da in trockeneren Regionen weniger Ozon durch die sich schließenden Stomataöffnungen in die Pflanze kommt.

Tabelle 5: Flussbezogene und konzentrationsbezogene Wirkungsbeziehungen

(a) Flux-based critical levels					
Receptor	Effect (percent reduction)	Parameter	Critical level (mmol m ⁻² PLA)	Scientific basis in Section of MM	response function
Birch and beech	Biomass (4%)	POD1	4	3.6.2.1	$RY=1.00 - 0.011*POD1$
Productive and conservation grasslands (clover)	Biomass (10%)	POD1	2	3.7.2.1	$RY=0.97 - 0.035*POD1$
Norway spruce	Biomass (2%)	POD1	8	3.6.2.1	$RY=1.00 - 0.0024*POD1$
Wheat	Grain yield (5%)	POD6	1	3.5.2.1	$RY=1.00 - 0.038*POD6$
(b) Concentration-based critical levels					
Receptor	Effect	Parameter	Critical level (ppm h)	Scientific basis in Section	
Beech trees	Growth reduction	AOT40	5	3.6.3.1	$RY=1.00 - 0.00732*AOT40$
(Semi-)natural vegetation communities dominated by annuals	Growth reduction and/or seed production	AOT40	3	3.7.3.1	$RY=1.00 - 0.0333*AOT40$
Spruce trees	Growth reduction	AOT40	5	3.6.3.1	$RY=1.00 - 0.00154*AOT40$
Agricultural crops	Yield reduction	AOT40	3	3.5.3.1	$RY=0.99 - 0.0161*AOT40$

Die potenziellen Biomassenverluste von Buchen in Deutschland sind nach dem konzentrationsbezogenen AOT40-Ansatz im Mittel über Deutschland sehr viel niedriger als nach dem Flussansatz (Abbildung 32 und Abbildung 33). Der AOT40-Ansatz liefert Biomassenverluste um die 9% mit einer Spannweite der Verlustwerte in Deutschland von circa 4% bis 17%. Der flussbezogene Ansatz ergibt mittlere Ertragsverluste von 28% bis 30% mit einer Spannweite von 15% bis 40%. Die Berücksichtigung der Bodenfeuchte führt bei dem AOT40-Ansatz wie schon beim Weizen zu einer Erhöhung der Verluste, während es beim flussbezogenen Ansatz wieder zu einer Erniedrigung der Verlustrate kommt.

Ähnliches gilt für die Fichte: Auch hier führt der AOT40-Ansatz zu sehr viel niedrigeren Biomassenverlusten (im Deutschlandmittel um die 2%, Abbildung 35) als der flussbezogene Ansatz (im Deutschlandmittel zwischen 7% und 8%, Abbildung 35). Für den Einfluss der Bodenfeuchte gilt dasselbe wie bei der Buche.

Beim Klee ist der Biomassenverlust berechnet nach dem flussbezogenen Ansatz im Mittel circa 6mal größer als nach dem konzentrationsbezogenen AOT40-Ansatz (10 bis 12% für AOT40, 60 bis 75% für den Flussansatz, Abbildung 37). Wie bei allen anderen Rezeptoren auch zeigt sich in den Berechnungen wieder die für AOT40 und POD_V unterschiedliche Sensitivität bezüglich des Einflusses der Bodenfeuchte. Der Biomassenverlust nach dem AOT40-Ansatz tendiert zu einer Zunahme bei abnehmender Bodenfeuchte, der Biomassenverlust nach dem POD_V -Ansatz nimmt dagegen ab wenn der Boden trockener wird.

Der hier durchgeführte Vergleich der Risikobewertung nach dem konzentrationsbezogenen AOT40-Ansatz und nach dem flussbezogene Ansatz dient ausschließlich zum Aufzeigen der Ergebnisunterschiede zwischen diesen beiden methodisch unterschiedlichen Ansätzen und zur Einordnung der hier durchgeführten AOT40-Berechnungen in die Vielzahl der vorhandenen AOT40-Berechnungen aus anderen Studien. Es soll damit nicht impliziert werden, dass eine auf dem AOT40 beruhende Beurteilung des Ozonrisikos als Ersatz für eine Fluss-basierte Bewertung herangezogen werden kann.

Abbildung 30: Potenzielle Ertragsverluste (%) von Weizen in 2010. LOTOS-EUROS-Berechnung mit Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte. Oben: Ertragsverluste abgeleitet aus den AOT40-Werten. Unten: Ertragsverluste abgeleitet aus dem POD6-Fluss.

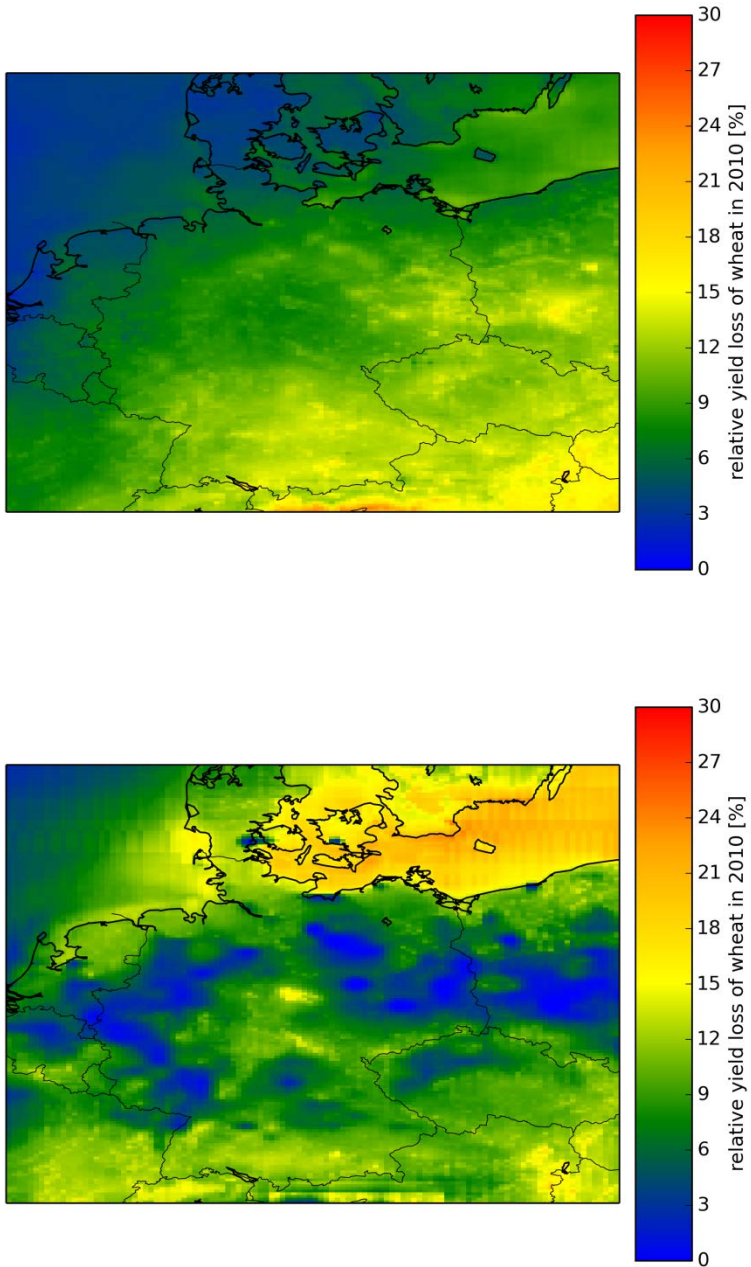


Abbildung 31: Mittlere (Säule), minimale und maximale (Balken) potenzielle Ertragsverluste (%) von Weizen in Deutschland für 2010. LOTOS-EUROS-Berechnung mit Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte. Ertragsverluste abgeleitet aus den AOT40-Werten und Ertragsverluste abgeleitet aus dem POD6-Fluss.

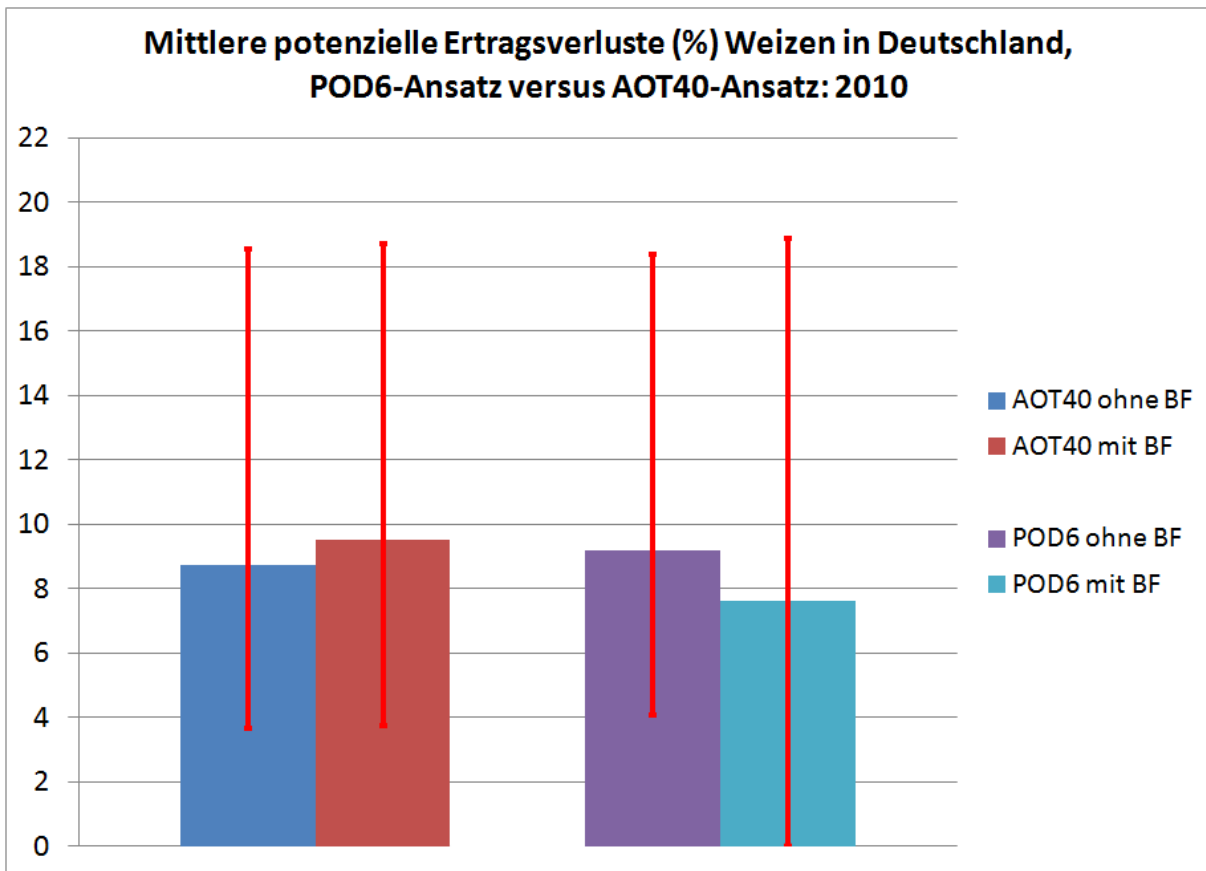


Abbildung 32: Potenzielle Biomassenverluste (%) von Buchen in 2010. LOTOS-EUROS-Berechnung mit Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte. Oben: Ertragsverluste abgeleitet aus den AOT40-Werten. Unten: Ertragsverluste abgeleitet aus dem POD1-Fluss.

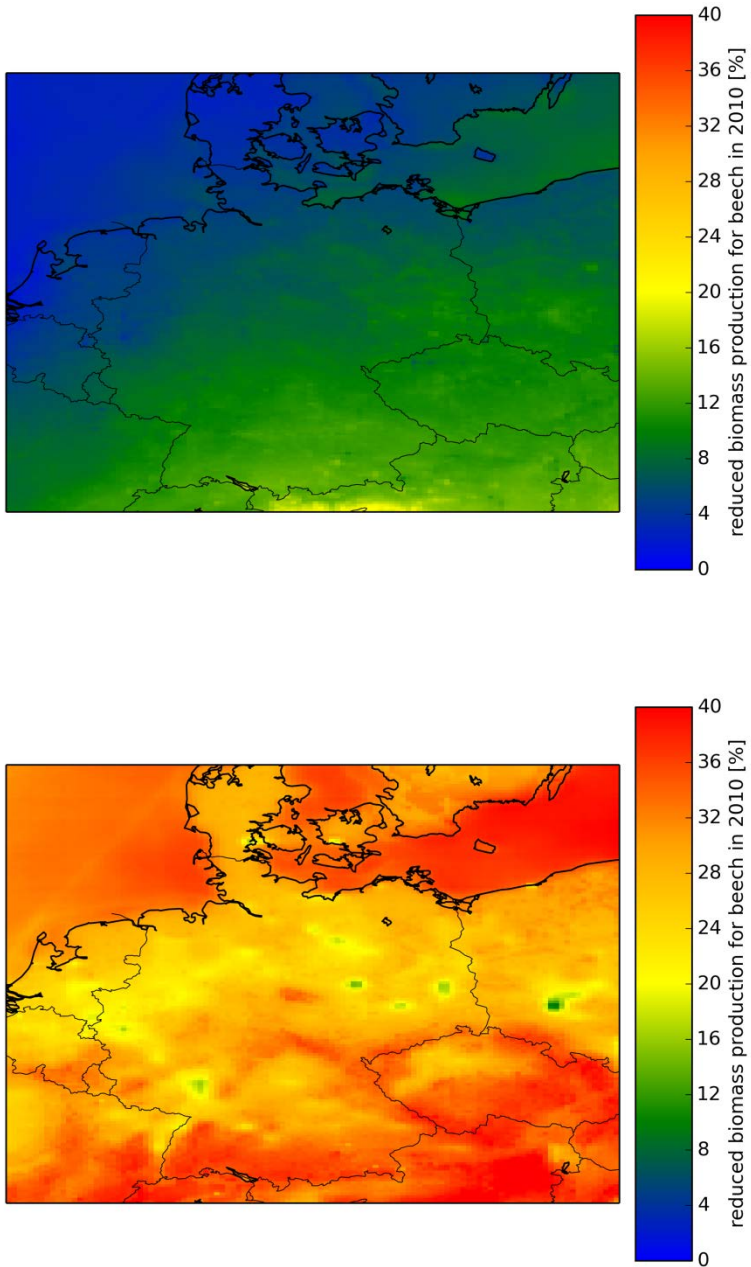


Abbildung 33: Mittlere (Säule), minimale und maximale (Balken) potenzielle Biomassenverluste (%) von Buchen in Deutschland für 2010. LOTOS-EUROS-Berechnung mit Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte. Ertragsverluste abgeleitet aus den AOT40-Werten und Ertragsverluste abgeleitet aus dem POD1-Fluss.

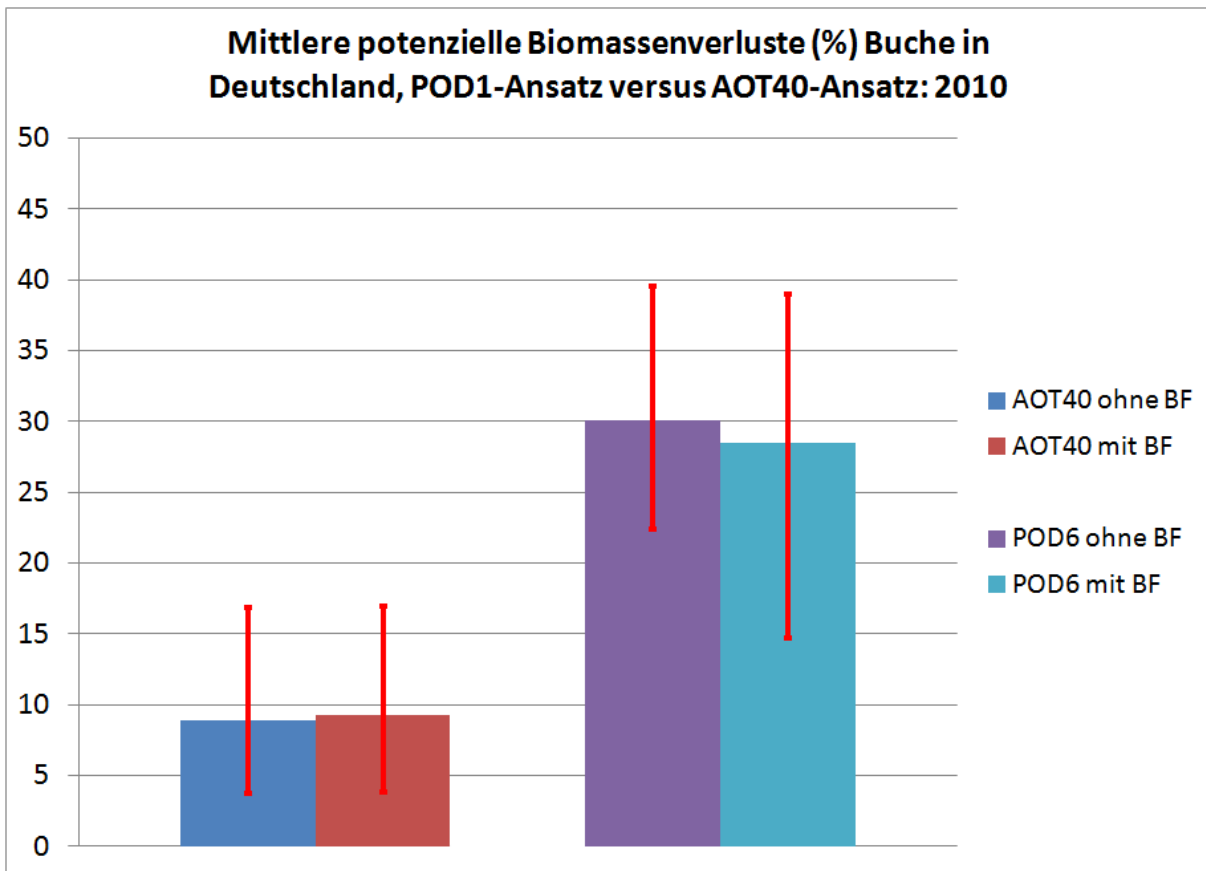


Abbildung 34: Potenzielle Biomassenverluste (%) von Fichten in 2010. LOTOS-EUROS-Berechnung mit Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte. Oben: Ertragsverluste abgeleitet aus den AOT40-Werten. Unten: Ertragsverluste abgeleitet aus dem POD1-Fluss.

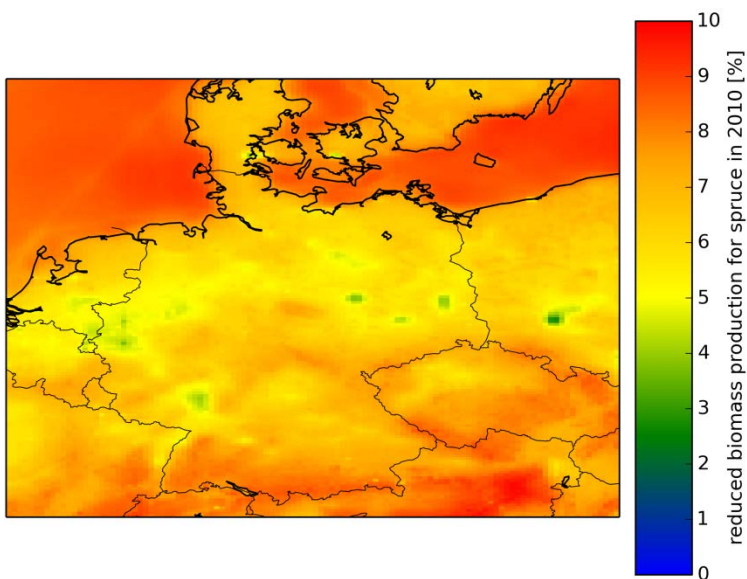
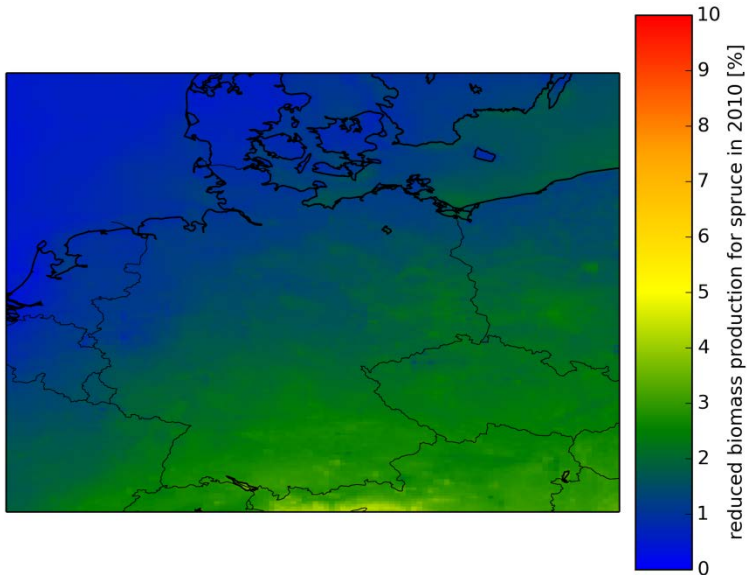


Abbildung 35: Mittlere (Säule), minimale und maximale (Balken) potenzielle Biomassenverluste (%) von Fichten in Deutschland für 2010. LOTOS-EUROS-Berechnung mit Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte. Ertragsverluste abgeleitet aus den AOT40-Werten und Ertragsverluste abgeleitet aus dem POD1-Fluss.

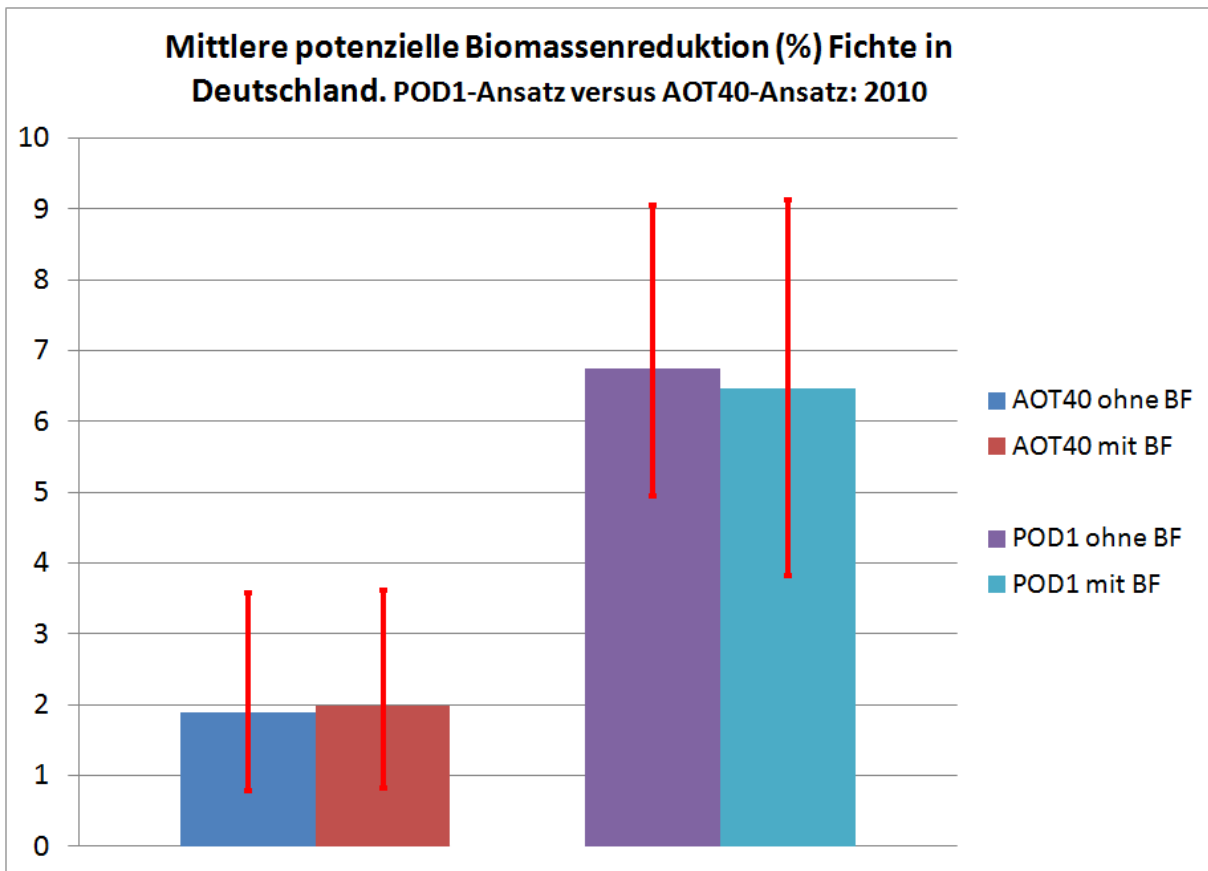


Abbildung 36: Potenzielle Biomassenverluste (%) von Klee in 2010. LOTOS-EUROS-Berechnung mit Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte. Oben: Ertragsverluste abgeleitet aus den AOT40-Werten. Unten: Ertragsverluste abgeleitet aus dem POD1-Fluss.

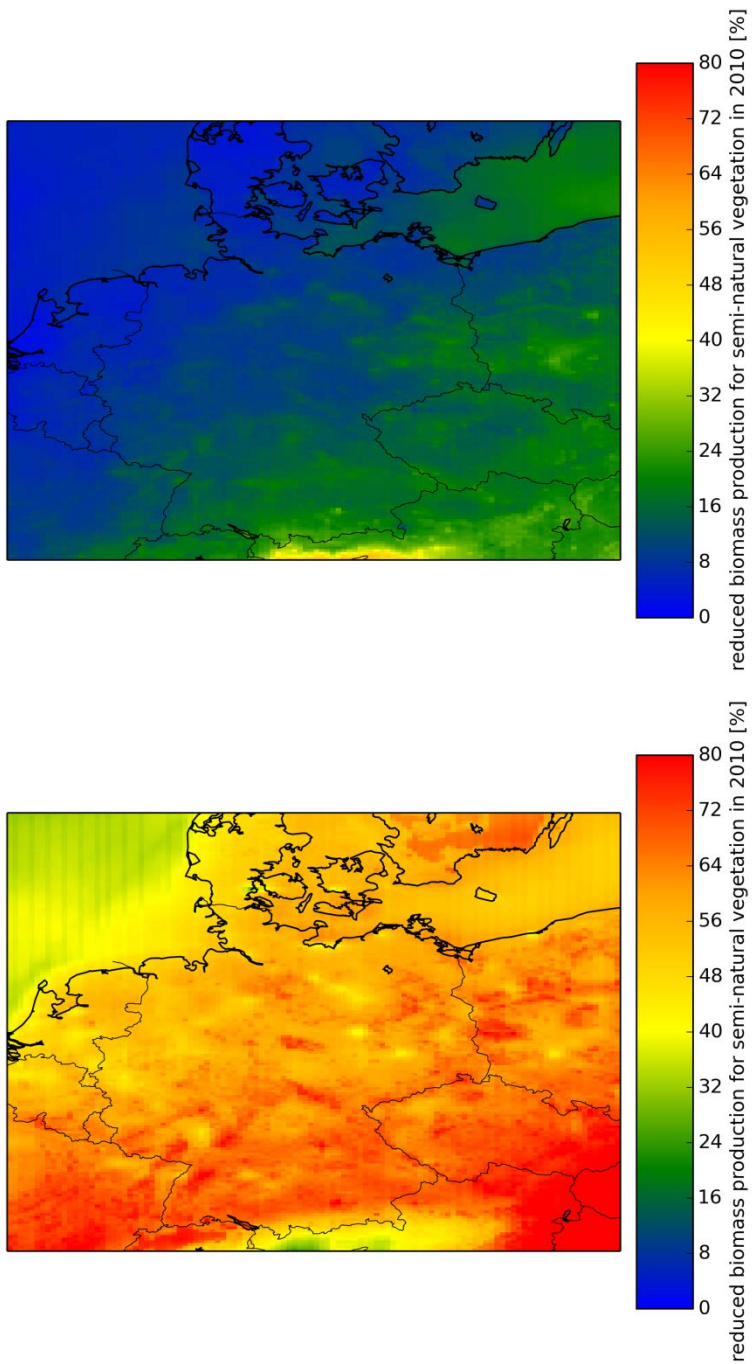
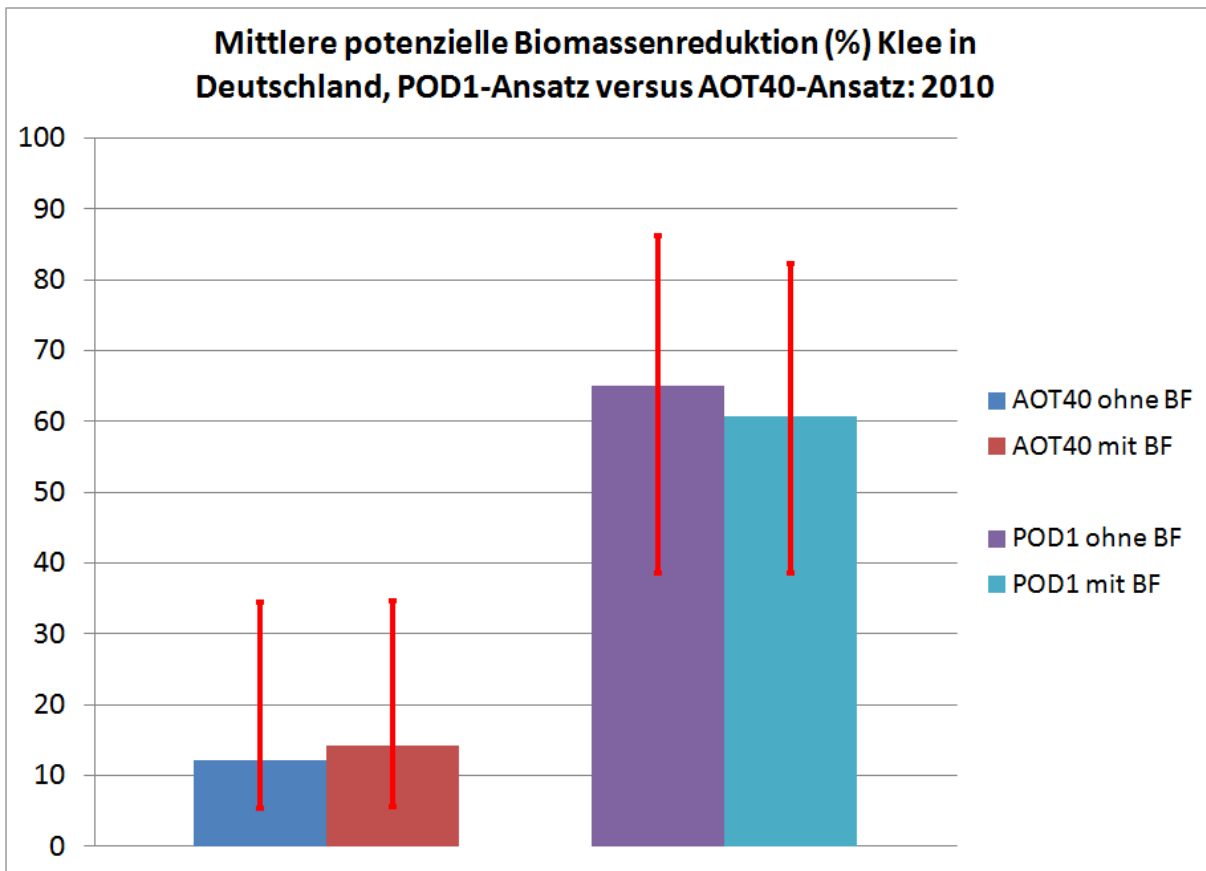


Abbildung 37: Mittlere (Säule), minimale und maximale (Balken) potenzielle Biomassenverluste (%) von Klee in Deutschland für 2010. LOTOS-EUROS-Berechnung mit Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte. Ertragsverluste abgeleitet aus den AOT40-Werten und Ertragsverluste abgeleitet aus dem POD1-Fluss.



3.5.6 Ertrags- bzw. Biomassenverluste im Ampelfarbensystem

Relative Ertrags- oder Biomassenverluste in der Größenordnung wie mit LOTOS-EUROS berechnet, wurden in der Landwirtschaft noch nicht beobachtet. In Kapitel 4 wird dieser Umstand detailliert untersucht und es wird ausgeführt, dass die berechneten Verluste relativ zu der vorindustriellen Ozonbelastungssituation betrachtet werden müssen. Es wird vorgeschlagen, zur Beurteilung des Ozonrisikos nicht allein die im Mapping Manual festgeschriebenen "critical levels" heranzuziehen, sondern ein abgestuftes Beurteilungssystem zu verwenden.

Dieses System umfasst 3 Stufen, die folgendermaßen definiert sind:

- ▶ Unterschreitung des critical levels (CL_{POD6} für Kornertrag, CL_{POD1} für Biomassenverluste)
- ▶ Überschreitung des critical level
- ▶ Überschreitung eines Zielwertes (target value) für Kornertrag- oder Biomassenverluste

Dabei wird das O₃-Risiko visualisiert über das Ampelfarben-System: "Grün" bedeutet die Unterschreitung des *critical level*, d.h. kein Risiko für Ertragsverluste oder Biomassenverluste, "rot" die Überschreitung des Zielwertes, d.h. hohes Risiko für Verluste, und "gelb" als Zwischenstufe bedeutet ein geringes Risiko für Ertrags- oder Biomassenverluste.

Wie in Kapitel 4 ausgeführt wird, können in diesem System folgende, in sich konsistente Zielwerte definiert werden (*target value*, TV_{POD_y}), die nachstehend den jeweiligen *critical level* (CL_{POD_y})

Weizen	CL _{POD6} = 1 mmol m ⁻² PLA	TV _{POD6} = 3 mmol m ⁻² PLA
Buche	CL _{POD1} = 4 mmol m ⁻² PLA	TV _{POD6} = 15 mmol m ⁻² PLA
Fichte	CL _{POD1} = 8 mmol m ⁻² PLA	TV _{POD6} = 16,5 mmol m ⁻² PLA
Klee		TV _{POD6} = 8,5 mmol m ⁻² PLA

Die mit LOTOS-EUROS berechneten POD_y-Werte wurden für 2010 in diesem System ausgewertet. Abbildung 38 bis Abbildung 41 zeigen die Verteilung der berechneten POD_y-Werte in Deutschland für Weizen, Buche, Fichte und Klee im Ampelfarbensystem.

Es ist offensichtlich, dass die POD₁-Werte für Buche, Fichte und Klee in ganz Deutschland in dem kritischen roten Bereich liegen, unabhängig davon, ob der Einfluss der Bodenfeuchte auf den Ozonfluss berücksichtigt wird oder nicht. Lediglich bei Weizen liegt der überwiegende Teil Deutschlands im gelben Bereich, d.h. das Ertragsverlustrisiko ist nach den Berechnungen von LOTOS-EUROS gering. Hier macht sich auch der Einfluss der Bodenfeuchte auf den Ozonfluss bemerkbar. Die Berücksichtigung der Bodenfeuchte senkt den POD₆-Wert lokal, so dass im Gegensatz zu der "worst case" Rechnung ohne die Berücksichtigung der Bodenfeuchte in einigen Regionen in Deutschland keine Gefährdung (grüner Bereich) durch die Ozonbelastung berechnet wird.

Abbildung 38: POD6 Weizen (mmol O₃/m² PLA) im Ampelsystem: Grün: Unterschreitung des „critical levels“, kein Risiko für Ertragsverluste. Gelb: Geringes Risiko für Ertragsverluste, Rot: Überschreitung des Zielwerts, hohes Risiko für Ertragsverluste. Berechnungsjahr 2010 mit Berücksichtigung (obere Abbildung) und ohne Berücksichtigung (untere Abbildung) des Einflusses der Bodenfeuchte. Weitere Erläuterungen im Text.

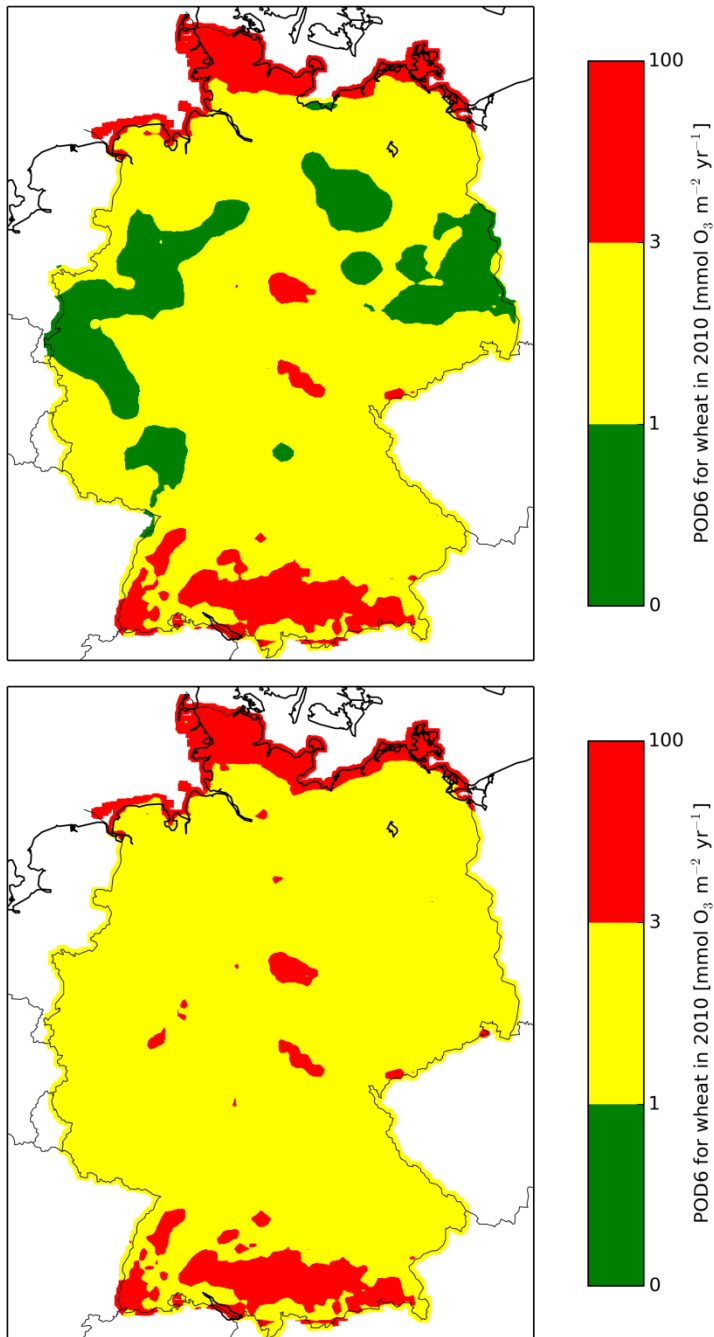


Abbildung 39: POD1 Buche ($\text{mmol O}_3/\text{m}^2 \text{ PLA}$) im Ampelsystem: Grün: Unterschreitung des „critical levels“, kein Risiko für Biomassenverluste Gelb: Geringes Risiko für Biomassenverluste, Rot: Überschreitung des Zielwerts, hohes Risiko für Biomassenverluste. Berechnungsjahr 2010 mit Berücksichtigung (obere Abbildung) und ohne Berücksichtigung (untere Abbildung) des Einflusses der Bodenfeuchte. Weitere Erläuterungen im Text.

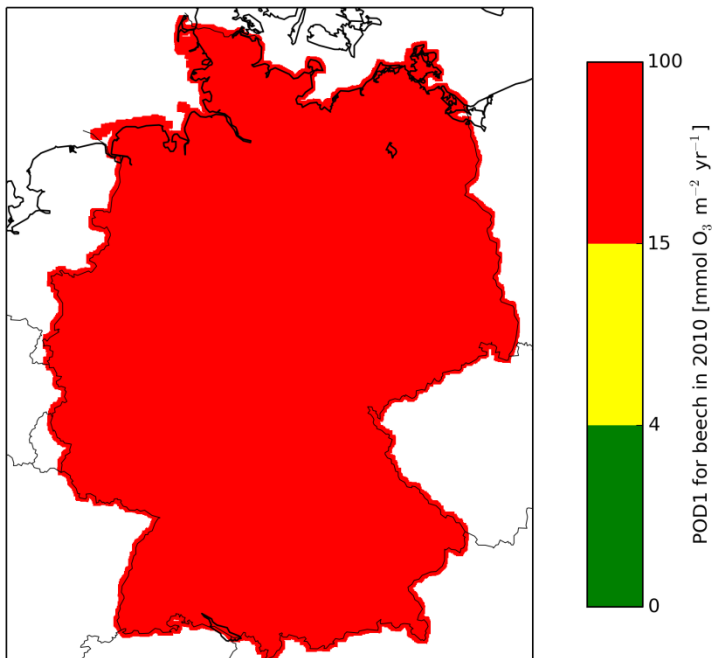
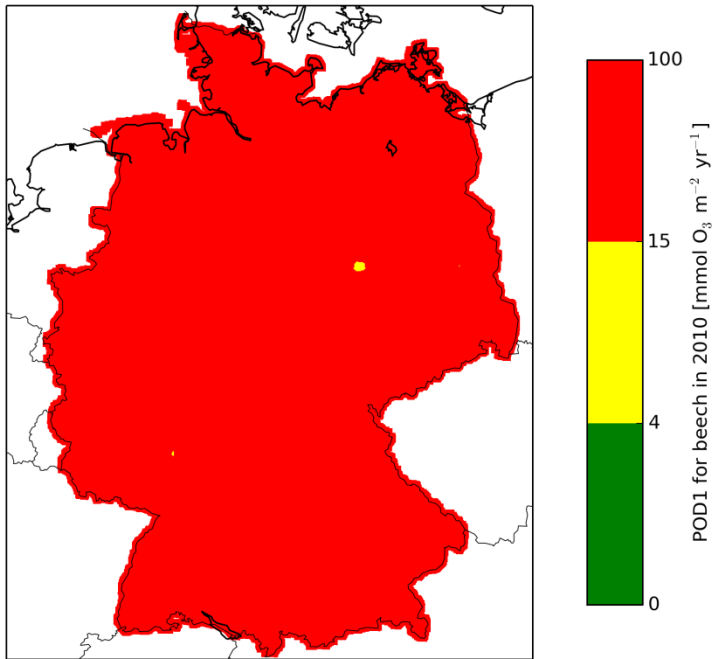


Abbildung 40: POD1 Fichte (mmol O₃/m² PLA) im Ampelsystem: Grün: Unterschreitung des „critical levels“, kein Risiko für Biomassenverluste Gelb: Geringes Risiko für Biomassenverluste, Rot: Überschreitung des Zielwerts, hohes Risiko für Biomassenverluste. Berechnungsjahr 2010 mit Berücksichtigung (obere Abbildung) und ohne Berücksichtigung (untere Abbildung) des Einflusses der Bodenfeuchte. Weitere Erläuterungen im Text.

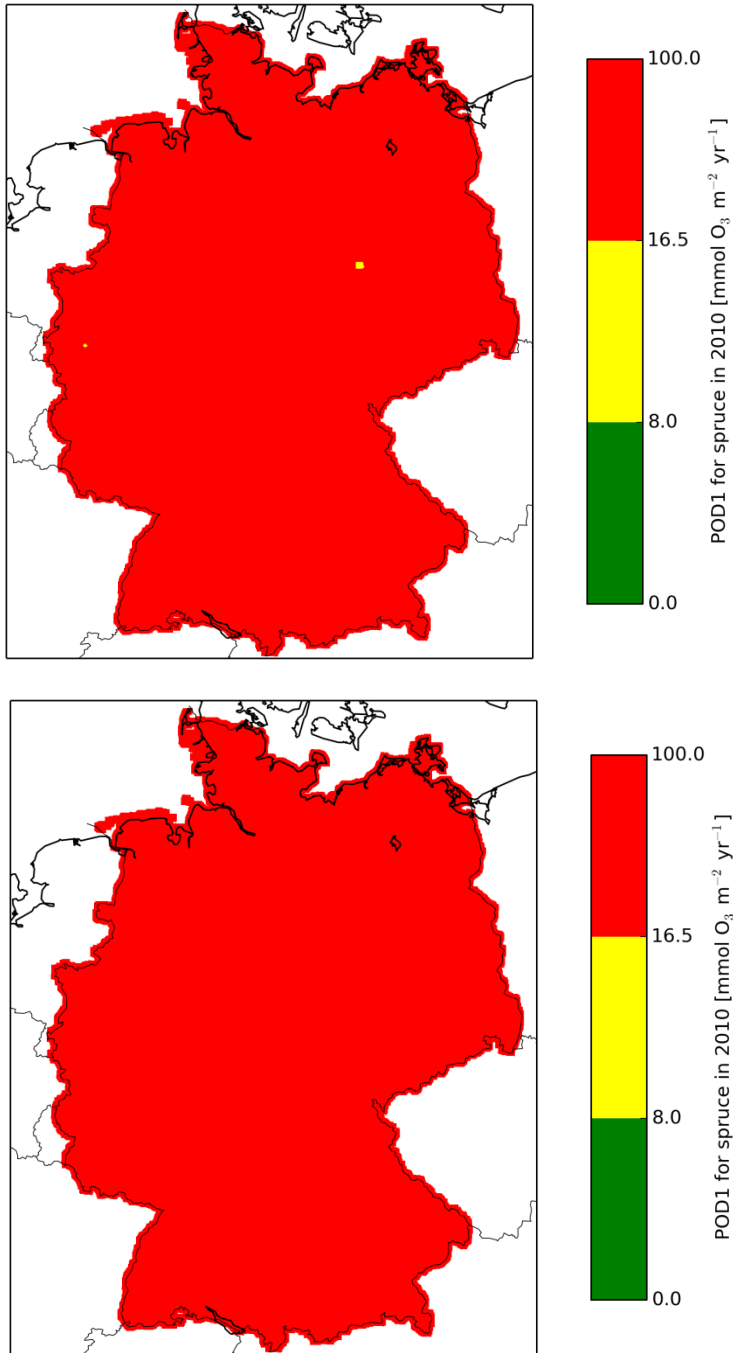
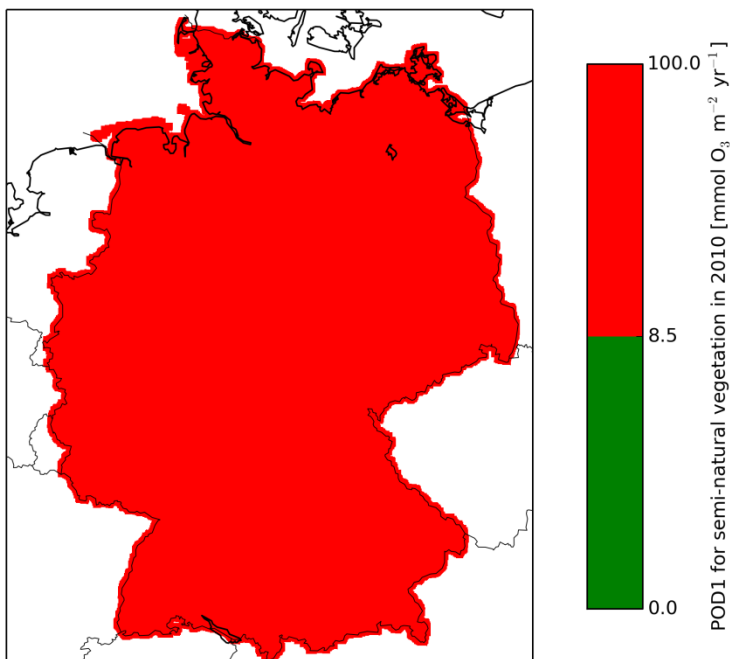
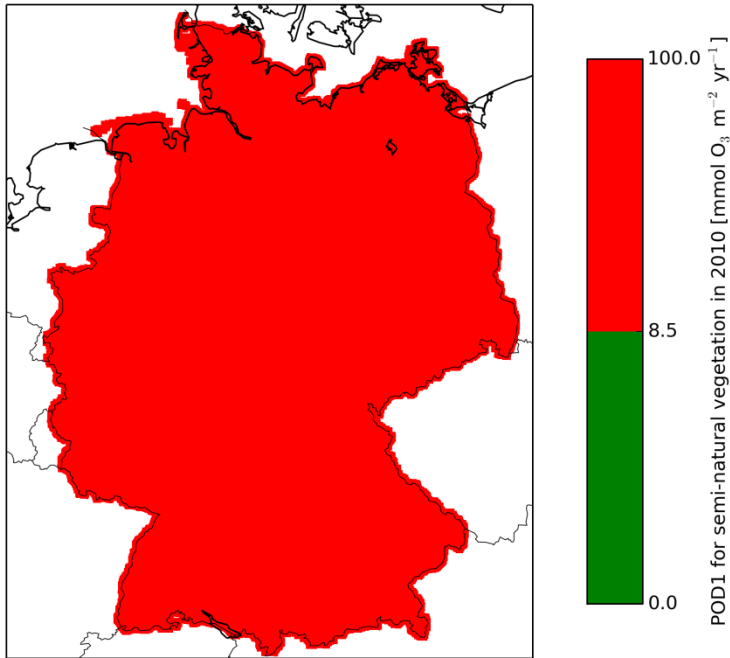


Abbildung 41: POD1 Klee (mmol O₃/m² PLA) im Ampelsystem: Grün: Unterschreitung des Zielwertes. Rot: Überschreitung des Zielwertes, hohes Risiko für Biomassenverluste. Berechnungsjahr 2010 mit Berücksichtigung (obere Abbildung) und ohne Berücksichtigung (untere Abbildung) des Einflusses der Bodenfeuchte. Weitere Erläuterungen im Text.



3.6 Vergleich mit Ergebnissen des EMEP-Modells: 2006

Die LOTOS-EUROS Modellergebnisse wurden mit vorliegenden Modellergebnissen des EMEP-Modells verglichen.

3.6.1 Verfügbare EMEP Modellergebnisse

Die jährlichen EMEP MSC-W Modellergebnisse für Konzentrationen und Deposition sind als Rasterdaten (im EMEP-Modellgitter) und als nationale Mittelwerte erhältlich für die Jahre 1980, 1985, 1990 und für die Jahre 1995 bis 2010.

Das EMEP MSC-W Modellsystem ist kein festgeschriebenes System sondern ändert sich mit der Zeit als Folge von Modelländerungen und auch Fortschreibungen bzw. Revisionen der Emissionsdaten sowie der meteorologischen Eingangsdaten.

Grob gesprochen können 2 Arten von Modellergebnissen unterschieden werden:

Typ 1) Modellergebnisse, die offiziell in den jährlichen EMEP Statusberichten berichtet werden. Diese Ergebnisse basieren auf den zur Zeit der Simulation verfügbaren Emissionsdaten und meteorologischen Daten.

Typ 2) Modellergebnisse von späteren Nachberechnungen, die auf fortgeschriebenen Daten beruhen, die zur Zeit der Berichterstattung noch nicht zur Verfügung standen (verbesserte Emissionsabschätzungen, verfeinerte meteorologische Eingangsdaten, etc.)

Modellergebnisse des Typs 1 sind gekennzeichnet durch das Simulationsjahr (z.B. '2000', '2008', etc.). Modellergebnisse des Typs 2 erhalten einen Zusatz, der das Jahr angibt, in dem die Nachberechnung durchgeführt wurde. Ein Datensatz der mit '2008_rec2012' gekennzeichnet ist, bezeichnet damit eine Simulation für das Jahr 2008 mit Eingangsdaten, die dem Wissenstand von 2012 entsprechen. Für Trendanalysen sollten soweit wie möglich Daten des Typs 2 verwendet werden.

3.6.2 EMEP AOT40 und AFst_v Definitionen

Im EMEP-Modell wird folgende Definition des AOT40-Werts benutzt (englische Originalformulierung):

AOT40 - the accumulated amount of ozone over the threshold value of 40 ppb, i.e.:

$$\text{AOT40} = \int \max(\text{O}_3 - 40 \text{ ppb}, 0.0) dt$$

Gemäß der Definition gehen nur Ozonwerte größer 40 ppb in die Summation ein. Das Zeitintegral bezeichnet die Zeitspanne, in der der AOT40-Wert ermittelt wird, d.h. die Wachstumsphase für die unterschiedlichen Vegetationstypen. Es werden nur Werte für die Tageslichtstunden akkumuliert. Die Einheit des AOT40-Werts ist ppb·Stunden (ppb·h).

Die länderspezifischen EMEP-Statusberichte enthalten für jedes Land folgende AOT40-Berechnungen:

AOT40_{ucf} - AOT40 berechnet für Wälder auf der Basis von Ozonkonzentrationen, die in Kronenhöhe ermittelt wurden (uc: upper-canopy). Diese AOT40-Definition entspricht der Definition des UNECE Mapping Manual, allerdings für eine Standard-Wachstumsphase von April bis September.

AOT40_{ucc} - AOT40 berechnet für Nutzpflanzen auf der Basis von Ozonkonzentrationen, die in Pflanzenhöhe ermittelt wurden. Auch diese AOT40-Definition entspricht weitgehend der Definition des UNECE Mapping Manual, allerdings für eine Standard-Wachstumsphase von Mai bis Juli und eine konstante Pflanzenhöhe von 1m.

Im EMEP-Modell wird folgende Definition des AFst_v-Werts benutzt (englische Originalformulierung):

AF_{stY} - the accumulated stomatal ozone flux over a threshold Y nmol m⁻² s⁻¹, i.e.:

$$AF_{stYgen} = \int \max(F_{st} - Y, 0) dt$$

mit dem stomatalen Ozonfluss F_{st} und dem Schwellenwert Y in $\text{nmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Nur Werte größer als der Schwellenwert gehen in die Summation ein. Das Zeitintegral umfasst wieder die angesetzte Wachstumsphase.

Wird der Ozonfluss für typisierte Pflanzen oder Bäume berechnet, erhält der akkumulierte Fluss das suffix 'gen'. AF_{st1.6gen-DF} bezeichnet z.B. den akkumulierten Ozonfluss über einem Schwellenwert von $1.6 \text{ nmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ für Laubbäume (DF: deciduous forests).

3.6.3 EMEP Datenverfügbarkeit

Bei EMEP liegen zum Vergleich mit den großräumigen LOTOS-EUROS-Ausbreitungsrechnungen folgende Datensätze vor:

- Vor 2004 nur AOT₄₀ für Pflanzen (CL = 3000 ppb h) und Wälder (CL = 5000 ppb h)
- Ab 2004 stehen zusätzlich die AF_{stY}-Werte zur Verfügung (AF_{st3} für Pflanzen und AF_{st1.6} für Laubwälder)
- Ab 2009 stehen die POD-Werte für Pflanzen und Wälder zur Verfügung (POD_{3.0} für Pflanzen, POD_{1.0} für Wälder)

Dies bedeutet, dass ein Vergleich der in diesem Vorhaben auf Basis des Mapping Manuals berechneten POD-Werte mit entsprechenden EMEP-Berechnungen nur für das Jahr 2009 oder noch jüngere Jahre gemacht werden kann.

3.6.4 Vergleichbarkeit der EMEP-Ergebnisse mit LOTOS-EUROS-Ergebnissen

An erster Stelle muss betont werden, dass die EMEP-Berechnungen der Ozonflüsse nur zum Teil dem im UNECE Mapping Manual festgeschriebenen Vorgehen, das in den LOTOS-EUROS-Berechnungen umgesetzt wird, entsprechen.

In EMEP erfolgt die Akkumulation des Ozonflusses für Weizen im Zeitraum Mai bis Juli, für Laubbäume im Zeitraum von April bis September.

In LOTOS-EUROS dagegen werden direkt die Wachstumsphasendefinitionen des Mapping Manuals benutzt (siehe Kap. 3.4.2).

Für Weizen ergibt sich nach dem Mapping Manual für 2006 eine Akkumulationsperiode, die mit räumlichen Abweichungen um den 9. Juni (Julianischer Tag 160) beginnt und um den 24. Juli (Julianischer Tag 205) endet (siehe Abbildung 1). Für Buchen beginnt die Akkumulationsperiode um den 17. April (Julianischer Tag 107) und endet um den 22. Oktober (Julianischer Tag 295, siehe Abbildung 2). Insbesondere für Weizen ist die in LOTOS-EUROS verwendete Akkumulationsperiode sehr viel kürzer als die im EMEP-Modell verwendete Zeitspanne. Diese unterschiedliche Festlegung des Akkumulationszeitraums hat natürlich beträchtliche Auswirkungen auf den akkumulierten Ozonfluss und auch auf den AOT₄₀-Wert. Es ist zu erwarten, dass die mit LOTOS-EUROS berechneten Werte für Weizen allein aufgrund der geringeren Akumulationszeit niedriger ausfallen werden als die entsprechenden EMEP-Werte. Für Buchen, die als repräsentativ für Laubbäume angesehen werden, ist die im LOTOS-EUROS-Modell verwendete Länge des Akkumulationszeitraumes ähnlich der im EMEP-Modell verwendeten Länge. Allerdings beginnt und endet der Akkumulationszeitraum im LOTOS-EUROS-Modell später als im EMEP-Modell.

Darüber hinaus ist die Definition der AF_{stY} des EMEP-Modells verschieden von der Definition der POD_Y-Werte des Mapping Manuals. Für Weizen benutzt das EMEP-Modell einen Schwellenwert von $3 \text{ nmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$, während das Mapping Manual einen Schwellenwert von $6 \text{ nmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$ zugrunde legt. Der höhere Schwellenwert des Mapping Manuals wird zu kleineren POD_Y-Werten

führen was dann in Verbindung mit dem kürzeren Akkumulationszeitraum im Vergleich zu EMEP zu noch niedrigeren Flüssen führen wird.

Für Wälder setzt das Mapping Manual einen Schwellenwert von $1 \text{ nmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$ an während im EMEP-Modell bis zum Jahre 2008 der Schwellenwert $1,6 \text{ nmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$ benutzt wird. Damit würden sich nach dem Mapping Manual bei gleichem Akkumulationszeitraum höhere akkumulierte Ozonflüsse ergeben als beim EMEP-Modell.

Es muss festgehalten werden, dass infolge der oben skizzierten Unterschiede ein direkter Vergleich der LOTOS-EUROS-Ergebnisse mit denjenigen des EMEP-Modells nur unter Einschränkungen möglich sein wird. Für das Jahr 2006 kann daher nur ein qualitativer Vergleich durchgeführt werden.

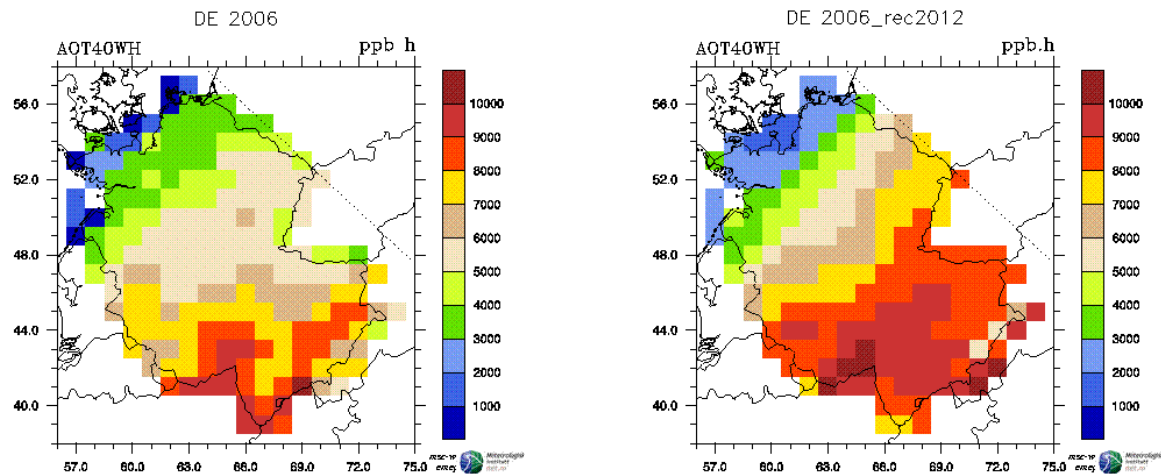
3.6.5 Konzentrationsbezogener Vergleich: AOT40

Ein quantitativer Vergleich der EUROS-Ergebnisse mit den entsprechenden EMEP-Ergebnissen ist nicht möglich. Deshalb wird hier ein eher qualitativer Vergleich durchgeführt.

In Abbildung 42 und Abbildung 43 werden die mit dem EMEP-Modell für das Jahr 2006 berechneten AOT40 Verteilungen für Weizen und Laubwald gezeigt (Gauss et al. 2008). Die linke Graphik zeigt die mit der Modellversion 2006 berechneten Verteilungen, die rechte Graphik die mit der gegenwärtigen Modellversion (2012) nachberechneten Verteilungen.

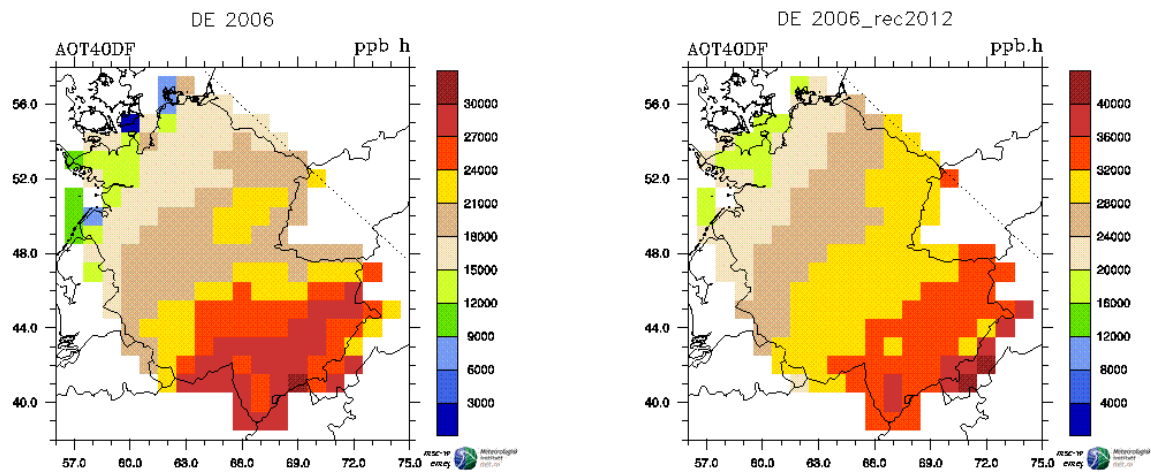
Die mit dem EMEP-Modell berechneten AOT40-Werte für Weizen reichen von weniger als 3000 ppb h in Norden bis zu 10000 ppb h im Süden von Deutschland. Die entsprechenden AOT40-Werte berechnet mit dem LOTOS-EUROS-Modell haben eine Spannbreite von circa 1500 ppb h im Norden bis zu circa 10000 ppb h im Süden Deutschlands (Abbildung 11 und Abbildung 42). Für Weizen werden mit dem EMEP-Modell in Deutschland also in der Höhe mit dem LOTOS-EUROS-Modell vergleichbare AOT40-Werte berechnet. Beide Modelle berechnen ansteigende AOT40-Werte von Nord nach Süd. Die in der Höhe für Weizen vergleichbaren AOT40-Werte deuten auf höhere Ozonkonzentrationen im EMEP-Modell hin, von denen nicht bekannt ist, ob sie auf Bewuchshöhe transformiert wurden.

Abbildung 42: AOT40 für Weizen im Jahr 2006 nach EMEP (links) und nachberechnet in 2012 (rechts)



In Abbildung 43 werden die AOT40-Ergebnisse des EMEP-Modells für Laubbäume gezeigt. Mit dem EMEP-Modell wird wie schon beim Weizen ein starker Nord-Süd-Gradient mit Werten um die 12000 ppb h im Norden und Werten um die 40000 ppb h im Süden Deutschlands berechnet. Die entsprechenden LOTOS-EUROS-Ergebnisse liegen bei 3000 ppb h im Norden und 20000 ppb h im Süden (Abbildung 13 und Abbildung 19). Wie schon ausgeführt sind die Unterschiede in der Zeitdauer der Akkumulationsperiode bei den Laubbäumen gering. Die Akkumulationsperiode beginnt bei LOTOS-Euros allerdings später. Ein Grund für die niedrigeren Werte des LOTOS-EUROS-Modells kann in der Unterschätzung der beobachteten Ozonspitzenwerte liegen. Allerdings ist auch hier unklar, ob EMEP die schichtgemittelten Ozonkonzentrationen auf Bestandeshöhe korrigiert hat. Wurde eine solche Korrektur nicht durchgeführt, wäre dies eine Erklärung für die hohen AOT-Werte des EMEP-Modells.

Abbildung 43: AOT40 für Laubwälder im Jahre 2006 nach EMEP (links) und nachberechnet in 2012 (rechts)

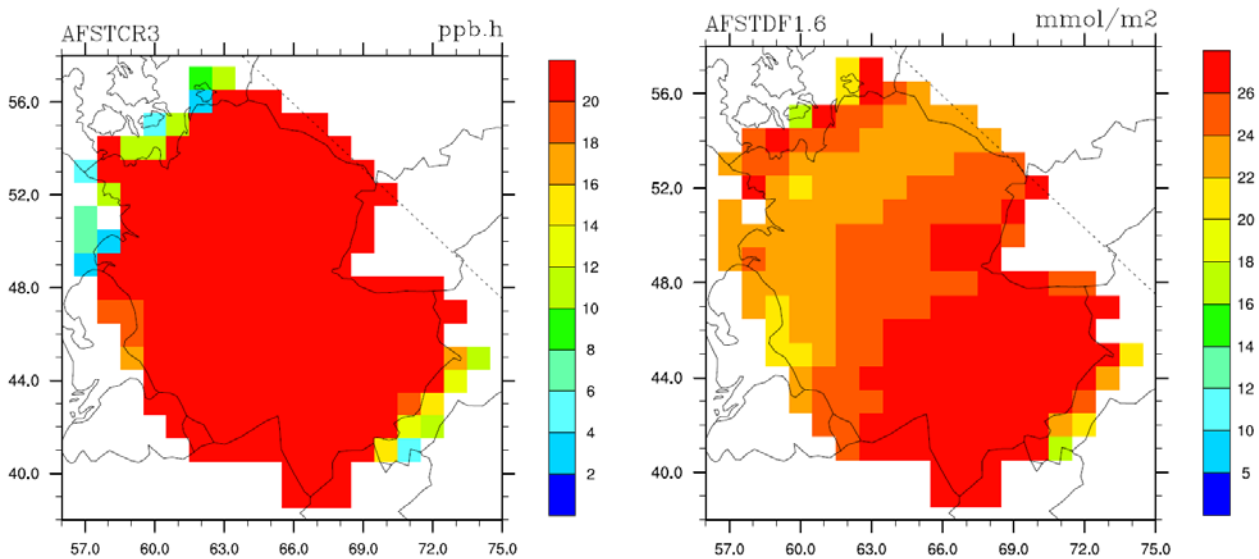


3.6.6 Flussbezogener Vergleich: POD_V und $AFSt_V$

In Abbildung 44 werden die Ergebnisse der $AFSt_V$ Berechnungen von EMEP für typisierte Nutzpflanzen (links) und Laubwald (rechts) für Deutschland im Jahr 2006 gezeigt (Gauss et al. 2008). Für die Nutzpflanzen wurde ein Schwellenwert von $3 \text{ nmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$ benutzt, für Laubwald ein Schwellenwert von $1.6 \text{ nmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$. Diese Werte unterscheiden sich von den im Mapping Manual festgeschriebenen und dementsprechend im LOTOS-EUROS-Modell benutzten Schwellenwerten (6 beziehungsweise $1 \text{ nmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$).

Für Nutzpflanzen ergeben sich nach EMEP für ganz Deutschland $AFSt_V$ -Werte von über 20 mmol/m^2 . Die mit LOTOS-EUROS berechneten POD_6 -Werte reichen von circa 1 bis 5 mmol/m^2 (Abbildung 20 und Abbildung 28). Die niedrigen Werte von LOTOS-EUROS sind zum Teil ein Resultat des höheren Schwellenwerts von $6 \text{ nmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$ anstatt $3 \text{ nmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$ wie von EMEP benutzt. Auch die kürzere Akkumulationsperiode trägt zu den niedrigen Werten bei. Für Laubbäume berechnet EMEP für Deutschland $AFSt_V$ -Werte von 20 bis 26 mmol/m^2 . Die mit LOTOS-EUROS berechneten POD_1 -Werte umfassen trotz des etwas höheren Schwellenwerts die Spannweite von 20 bis 38 mmol/m^2 (Abbildung 22 und Abbildung 28) und liegen damit in etwa in derselben Größenordnung wie die EMEP-Werte.

Abbildung 44: AFSt_v für typisierte Nutzpflanzen (links, Einheit wahrscheinlich mmol/m²) und für Laubbäume (rechts) wie berichtet von EMEP.



3.7 Zusammenfassung

Ziel des Arbeitspakets 2 war die Durchführung flächendeckender Ausbreitungsrechnungen mit dem chemischen Transport-Modell LOTOS-EUROS für die Jahre 2006 und 2010, die eine regionale Kartierung der kritischen Ozon-Belastungswerte für Vegetation in Deutschland ermöglichen. Die Ausbreitungsrechnungen mit dem LOTOS-EUROS-Modell wurden für die Rezeptorarten Waldbäume, Winterweizen sowie für produktives und artenreiches Grasland durchgeführt. Die Beurteilungswerte wurden sowohl mit konzentrations- als auch mit flussbasierten Ansätzen für die Beurteilung des Ozonrisikos ermittelt.

Dazu wurde folgende Vorgehensweise eingeschlagen:

- ▶ Die Berechnungen mit dem LOTOS-EUROS-Modell wurden entsprechend der von der UNECE working group on effects im „Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends“, Chapter 3 “Mapping Critical Levels for Vegetation” (LRTAP Convention 2010) beschriebenen Methodik durchgeführt.
- ▶ Die kritischen Ozonbelastungsgrößen wurden flächendeckend für Deutschland in einer räumlichen Auflösung von circa 7 x 8 km ermittelt. Die zeitliche Auflösung beträgt 1 Stunde. Alle zu den Berechnungen verwendeten meteorologischen Daten einschließlich der Bodenfeuchte wurden aus den zur Verfügung stehen Datensätzen des ECMWF-Modells (European Centre for Medium-Range Weather Forecast) abgeleitet. Die Ozonbelastungswerte wurden gemäß des AOT40- und des POD_v-Ansatzes durch Aggregation der Stundenwerte über die verlangten Akkumulationszeiträume berechnet. Die Ergebnisse präsentieren räumliche Mittelwerte in jeder 7 km x 8 km - Gitterzelle. Sie sind damit repräsentativ für einen regionalen Hintergrund. Für eine lokale Beurteilung oder den direkten Vergleich mit Punktmessungen sind sie nur bedingt zu verwenden.
- ▶ Insgesamt wurden 4 Modellszenarien ausgewertet, die alle mit der aktuellen Modellversion des LOTOS-EUROS-Modells durchgeführt wurden (LE v1.10.001). Diese Version ist identisch mit der in den UBA-Projekten zur N-Deposition (PINETI I und II) verwendeten Version. Es wurde berechnet:
 - Jahr 2006 und 2010 ohne Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte auf den Ozonfluss

- Jahr 2006 und 2010 mit Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte auf den Ozonfluss

Die Ergebnisse können folgendermaßen zusammengefasst werden:

1. Ein Vergleich der berechneten Ozonkonzentrationen mit Messungen an ländlichen Hintergrundstationen wurde für die Jahre 2006 und 2010 durchgeführt. Insgesamt wird der saisonale Verlauf der beobachteten Ozonkonzentrationen vom LOTOS-EUROS-Modell gut nachvollzogen. Das Modell überschätzt tendenziell die niedrigen Ozonkonzentrationen aber unterschätzt die hohen Ozonkonzentrationen. Ähnliches gilt für die berechneten AOT40-Werte.
2. Ein für das Jahr 2006 durchgeführter Vergleich mit EMEP-Berechnungen zeigt, dass mit dem EMEP-Modell in Deutschland für Weizen in der Höhe mit dem LOTOS-EUROS-Modell vergleichbare AOT40-Werte berechnet werden. Die AOT40-Werte für Laubbäume sind bei EMEP höher als bei LOTOS-EUROS. Beide Modelle berechnen ansteigende AOT40-Werte von Nord nach Süd. Allerdings wurden die EMEP-Berechnungen im Gegensatz zu LOTOS-EUROS nicht strikt nach den Vorgaben des Mapping Manuals durchgeführt und sind daher nicht direkt vergleichbar mit den LOTOS-EUROS-Ergebnissen. Insbesondere die im EMEP-Modell verwendeten Akkumulationszeiträume für Weizen sind deutlich kürzer als im Mapping Manual. Die trotzdem in der Höhe für Weizen vergleichbaren AOT40-Werte deuten auf höhere Ozonkonzentrationen im EMEP-Modell hin, von denen nicht bekannt ist, ob sie auf Bestandeshöhe transformiert wurden. Auch die flussbasierten Feldverteilungen sind nur bedingt vergleichbar, da im EMEP-Modell zum Einen nicht die im Mapping Manual vorgegebenen Schwellenwerte für die Akkumulation verwendet wurden und zum Anderen andere Werte für einige Parameter im PODY-Ansatzes benutzt werden. Für Nutzpflanzen sind die mit dem EMEP-Modell berechneten Ozon-Flüsse wegen des niedrigen Schwellenwerts (3 nmol m⁻² PLA s⁻¹ im Gegensatz zu 6 nmol m⁻² PLA s⁻¹ des Mapping Manuals) deutlich höher als diejenigen des LOTOS-EUROS-Modells, für Laubbäume sind die Flüsse in etwa vergleichbar.
3. Insgesamt ist das auf Basis des flussbezogenen Ansatzes mit dem EMEP-Modell berechnete Ozon-Gefährdungspotenzial in Deutschland vor allem für Weizen sehr viel größer als das mit LOTOS-EUROS berechnete Gefährdungspotenzial.
4. Im Jahr 2006 macht sich die Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte in Deutschland sowohl bei den konzentrations-basierten als auch bei den Fluss-basierten Ansätzen nur gering bemerkbar. Im Jahre 2010 ist der Einfluss der Bodenfeuchte klar in den Feldverteilungen der Ozon-Flüsse zu erkennen. Die POD_γ-Werte für alle Rezeptorarten sinken im Vergleich zu der Rechnung ohne den Einfluss der Bodenfeuchte in den trockeneren Regionen. Es muss hinzugefügt werden, dass dies nicht unbedingt ein Hinweis auf ein trockeneres Jahr 2010 ist, da die Berechnung der Bodenfeuchte im ECWMF-Modell ab 2007 deutlich verbessert wurde.
5. Der Zielwert für Buche (15 mmol/m² PLA), Fichte (16.5 mmol/m² PLA) und Klee (8.5 mmol/m² PLA) wird nach den Berechnungen mit LOTOS-EUROS in Deutschland nahezu flächendeckend überschritten. Der Zielwert für Weizen (3 mmol/m² PLA) wird dagegen nur in Teilen von Deutschland überschritten. Der Großteil von Deutschland liegt nach dem Ampelsystem für Weizen im gelben Bereich (geringes Risiko für Ertragsverluste im Bereich von 1 bis 3 mmol/m² PLA). Der Einfluss der Bodenfeuchte als flussreduzierender Parameter in trockenen Regionen macht sich in dem dreistufigen Ampelsystem nur bei Weizen bemerkbar.
6. Die auf Basis der AOT40-Werte in Deutschland für 2006 und 2010 ermittelten potenziellen Kornertragsverluste sind mit circa 4 bis 19 % in etwa vergleichbar mit den entsprechenden

flussbasierten (POD₆)-Ertragsverlusten (0 bis 21 %). Die Berücksichtigung der Bodenfeuchte bei der Bestimmung des POD₆-Wertes führt aber zu einer in der Fläche differenzierten Betrachtung mit einer größeren Ergebnisbandbreite.

7. Die potenziellen Ertragsverluste für Buche, Fichte und Klee fallen auf Basis des konzentrationsbezogenen AOT₄₀-Ansatzes sehr viel niedriger aus als auf Basis des Fluss-Ansatzes. Für Buche ergeben sich für den AOT-Ansatz potenzielle Biomassenverluste im Bereich von 4 bis 17%. Legt man den Fluss-Ansatz zugrunde, liegen die Verluste zwischen 9 und 42%. Bei der Fichte ergeben sich Verluste von 1 bis 4% (AOT₄₀-Ansatz) und 2 bis 10% (flussbasierter Ansatz). Die entsprechenden Bereiche für Klee sind 4 bis 19% (AOT₄₀-Ansatz) und 31 bis 90% (Fluss-basierter Ansatz).

Aus den Ergebnissen können als Folgerungen abgeleitet werden:

1. Eine flächendeckende Kartierung der Ozonbelastung mit dem LOTOS-EUROS-Modell oder dem EMEP-Modell liefert Mittelwerte über die den Berechnungen zugrundeliegende räumliche Auflösung. Daher können diese Ergebnisse grundsätzlich auch nur zur Abschätzung der Luftqualität im regionalen Hintergrund benutzt werden. Für eine lokale Beurteilung des Ozonrisikos oder den direkten Vergleich mit Punktmessungen sollten bevorzugt die Ergebnisse eines punktbezogenen Modells verwendet werden, insbesondere wenn der betrachtete Standort nicht repräsentativ für die in der Modellanwendung benutzte Gitterauflösung ist, sondern durch lokale Besonderheiten bzgl. der Meteorologie (z.B. Tal- oder Berg-Lage), der Emissionsbedingungen (z.B. Beeinflussung durch lokale Quellen) oder der Bodenbedingungen (z.B. Landnutzung) geprägt wird.
2. Im Vergleich zu dem EMEP-Modell arbeitet das LOTOS-EUROS-Modell mit einer höheren räumlichen Auflösung, wodurch eine größere räumliche Differenzierung der Kartierung erreicht wird. Weiterhin entsprechen die im LOTOS-EUROS-Modell verwendeten Ansätze zur Berechnung des Ozonflusses den Vorschriften des Mapping Manuals, was im EMEP-Modell nach dem gegenwärtigen Stand nur zum Teil der Fall ist. Das LOTOS-EUROS-Modell wird inzwischen vom Umweltbundesamt für die kontinuierliche Kartierung der N-Deposition verwendet. Da N-Deposition und Ozonbelastung physikalisch-chemisch zusammenhängen, ist es aus Konsistenzgründen angebracht, beide Größen mit demselben Modell zu bestimmen. Es wird daher empfohlen, auch für zukünftige Kartierungen in Deutschland das LOTOS-EUROS-Modell zu verwenden.
3. Die modellierten Ertragsverluste basierend auf dem POD_γ-Ansatz fallen vor allem für Buche, Fichte und Klee höher aus als mit dem AOT₄₀-Ansatz. Änderungen der Standortbedingungen (Boden- und Bewuchs-Eigenschaften), die sich auf die toxikologisch wirksame O₃-Dosis im pflanzlichen Organismus auswirken, können mit dem AOT₄₀-Ansatz nicht realistisch widerspiegelt werden. Dies zeigt sich in den Berechnungen insbesondere in der für AOT₄₀ und POD unterschiedlichen Sensitivität bezüglich des Einflusses der Bodenfeuchte. Der AOT₄₀-Wert tendiert zu einer Zunahme bei abnehmender Bodenfeuchte, der POD_γ-Wert nimmt dagegen ab wenn der Boden trockener wird. Eine auf dem AOT₄₀ beruhende Beurteilung des Ozonrisikos kann daher nicht als Ersatz für eine Fluss-basierte Bewertung herangezogen werden. Deshalb werden gemäß eines Änderungsvorschlags zur EU-Regelung zur jährlichen Begrenzung der nationalen Luftschadstoffemissionen (Richtlinie 2001/81/EG; kurz auch „NEC-Richtlinie“; EU 2001) auch flussbasierte kritische Belastungswerte als Leitindikatoren für die Beurteilung der Schädigung des Pflanzenwachstums und der Biodiversität durch Ozon verlangt.

4. Der gegenwärtige Stand der flächendeckenden Modellierung erlaubt es, bereits jetzt Aussagen zu regionalen Unterschieden des Ozonrisikos für die verschiedenen Rezeptorarten zu treffen und diese zu visualisieren. Für belastbare quantitative Aussagen zur Ozonbelastung oder zu deren Auswirkungen werden gemäß NEC-Richtlinie“ (EU 2001) aber ortsfeste Messstationen als Datenbasis für die Überwachung verlangt. Chemische Transportmodelle wie das LOTOS-EUROS-Modell sollten aber als ergänzende Instrumentarien für die Risiko-Einschätzung eingesetzt werden. Insbesondere ist es die Anwendung solcher Modelle die einzige Methode, die eine flächendeckende Beurteilung ermöglicht. Es wird empfohlen, in Zukunft eine höhere räumliche Auflösung als die hier verwendete anzustreben, was eine bessere Modellierung der Ozonverteilung und auch eine bessere Berücksichtigung des Einflusses der Boden- und Bewuchseigenschaften auf den Ozonfluss erlauben würde. Es muss festgehalten werden, dass die bisher zur Verfügung stehenden flächendeckenden Datenbasen für die Bodenfeuchte nur bedingt den Modellierungsansprüchen genügen. Zur Erfassung des maximalen Schadenpotenzials sollten daher auch immer Berechnungen ohne den Einfluss der Bodenfeuchte durchgeführt werden. Ebenso sollten die den Flussberechnungen zugrundeliegenden Parametrisierungsansätze weiter experimentell abgesichert werden.

5. Es sollte auch untersucht werden, wie weit die Methoden der Datenassimilation für eine Flussbasierte Modellierung verwendet werden können. Die Datenassimilation, z. B. beruhend auf einer Optimalen Interpolation, verknüpft die Ergebnisse von Modellrechnungen mit Messungen und erstellt daraus konsistente Felder, in denen in Regionen mit Messungen vorrangig die Messwerte die Feldstruktur bestimmen. Rechenergebnisse fließen dort ein, wo wenige oder keine Messungen vorhanden sind. Dadurch können die immer vorhandenen Unsicherheiten einer Modellrechnung minimiert werden. So erstellte Ozonfelder können dann als Ausgangsbasis für die eigentlichen Flussberechnungen verwendet werden.

3.8 Literatur

- Büker, P., Morrissey, T., Briolat, A., Falk, R., Simpson, D., Tuovinen, J. P., Alonso, R., Barth, S., Baumgarten, M., Grulke, N., Karlsson, P. E., King, J., Lagergren, F., Matyssek, R., Nunn, A., Ogaya, R., Penuelas, J., Rhea, L., Schaub, M., Uddling, J., Werner, W. & Emberson, L. D. (2012): DO3SE modelling of soil moisture to determine ozone flux to forest trees. *Atmospheric Chemistry and Physics* 12, 5537-5562.
- Emberson, L. D., Ashmore, M. R., Cambridge, H. M., Simpson, D. & Tuovinen, J.-P. (2000a.): Modelling stomatal ozone flux across Europe, *Environmental Pollution* 109, 403–413.
- Emberson, L. D., Simpson, D., Tuovinen, J.-P., Ashmore, M. R. & Cambridge, H. M. (2000b): Modelling and Mapping ozone deposition in Europe, *Water Air and Soil Pollution* 130, 577–582.
- Emberson, L. D., Simpson, D., Tuovinen, J.-P., Ashmore, M. R. & Cambridge, H. M. (2000c): Towards a model of ozone deposition and stomatal uptake over Europe, Norwegian Meteorological Institute, Oslo, EMEP MSC-W Note 6/2000, 57 pp.
- Emberson, L. D., Büker, P. & Ashmore, M. R. (2007): Assessing the risk caused by ground level ozone to European forest trees: A case study in pine, beech and oak across different climate regions, *Environmental Pollution* 147, 454–466.
- Gauss, M., Nyiri, A. & Klein, H. (2008): Transboundary air pollution by main pollutants (S, N, O₃) and PM. MSC-W Data Note 1/2008, Norwegian Meteorological Institute, 25 pp.
- LRTAP Convention (2011): Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. Chapter 3: Mapping Critical Levels for Vegetation, <http://icpvegetation.ceh.ac.uk/manuals/mappingmanual.html>.

4 Lokale Beurteilung und Kartierung des Ozonrisikos für unterschiedliche Vegetationstypen

4.1 Konzentrationsbezogene (AOT40) und flussbasierte (POD_Y) Modellansätze für die lokale Risikobewertung

4.1.1 Einführung

Nach Richtlinie 2008/50/EG über Luftqualität und saubere Luft für Europa (EU 2008) sind O₃-Konzentrationsmessungen ortsfester Messstationen "zur Vermeidung, Verhütung oder Verringerung schädlicher Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt insgesamt" zu beurteilen (Artikel 1). Im sog. *Modelling and Mapping Manual* des Genfer Übereinkommens über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigungen (*Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution*; LRTAP Convention 2010) werden zwei Dosismaße für eine Abschätzung der Vegetationsgefährdung durch O₃-Konzentrationen in Bestandeshöhe beschrieben.

Der konzentrationsbasierte AOTX-Ansatz

$$AOTX = \sum_{i=1}^n [\max(\varphi_{O_3}(z_h) - X, 0) \cdot \Delta t]_i \quad (4.1.1)$$

mit	AOTX	Accumulated exposure Over a Threshold of X ppb [ppb.h]
	$\varphi_{O_3}(z_h)$	Expositions-konzentration: O ₃ -Volumenmischungsverhältnis in Bestandeshöhe <i>h</i> [ppb] (Symbol nach Thompson & Taylor (2008))
	X	Schwellenkonzentration [ppb]
	n	Anzahl der Stunden im Beurteilungszeitraum
	$\Delta t = 1 \text{ h}$	

wird als Indikator zur Abschätzung eines ökologischen Risikos angesehen. Ökonomische Verlustrechnungen auf Basis der AOTX-basierten kritischen Belastungswerte (*critical level*, CL_{AOTX}) und den zugehörigen AOTX-Wirkung-Funktionen sollten nicht erfolgen (LRTAP Convention 2010). Die derzeitigen auf O₃-Konzentrationen in Bestandeshöhe basierten kritischen Belastungswerte für die verschiedenen Rezeptorgruppen beziehen sich alle auf einen Schwellenwert X von 40 ppb (AOT40).

Der flussbasierte POD_Y-Ansatz nach LRTAP Convention (2010) beruht auf der Kalkulation der stomatären O₃-Aufnahme der Sonnenblätter an der Bestandesoberfläche $F_{\text{Sonnenblatt, stom, O}_3}$ akkumuliert über einen bestimmten Zeitraum abzüglich eines Schwellenwertes der stomatären O₃-Aufnahme Y:

$$POD_Y = \sum_{i=1}^n [\max(F_{\text{Sonnenblatt, stom, O}_3} - Y, 0) \cdot \Delta t]_i \quad (4.1.2)$$

mit	POD	Phytotoxic Ozone Dose bzw. Phytotoxische Ozon-Dosis [mmol m ⁻² PLA]
		(PLA = <i>projected leaf area</i> , projizierte, einseitige Blattfläche; Gesamtfläche z.B. eines Buchenblattes = 2 · PLA)
	$F_{\text{Sonnenblatt, stom, O}_3}$	stomatäre O ₃ -Aufnahme der Sonnenblätter an der Bestandesoberfläche [nmol m ⁻² PLA s ⁻¹]
	Y	Schwellenwert der stomatären O ₃ -Aufnahme [nmol m ⁻² PLA s ⁻¹]
	n	Anzahl der Stunden im Beurteilungszeitraum
	$\Delta t = 1 \text{ h}$	

Die stomatäre O₃-Aufnahme der Sonnenblätter an der Bestandesoberfläche wird über eine Wichtung der Stoffmengenkonzentration berechnet (LRTAP Convention 2010). Der Schwellenwert *Y* hat zwar einen biologisch begründeten Hintergrund (Detoxifizierungskapazität), ist aber rein statistisch (besserer *fit*) bzw. auf Basis von Expertenwissen abgeleitet. Im Gegensatz zum AOT₄₀-Ansatz wird der *POD_Y*-Ansatz auch als geeignet angesehen, um quantitative Ertragsverlustabschätzungen vorzunehmen (LRTAP Convention 2010).

Sowohl der AOT₄₀- als auch der *POD_Y*-Index werden für Tageslichtstunden (Globalstrahlung >50 W m⁻²) berechnet.

Auf Grundlage der in Kapitel 4.1.3 beschriebenen Dosis-Wirkung-Funktionen wurden nachstehende kritische Belastungswerte (*critical level*, *CL_{POD_Y}*) abgeleitet, die zur Einschätzung des O₃-Risikos für die Vegetation dienen (LRTAP Convention 2010; Mills et al. 2011):

- Weizen – Kornertag:
 $CL_{POD6} = 1 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA}$ mit $Y = 6 \text{ nmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$
 koinzidierender potentieller Ertragsverlust = 5 %
- Weizen – 1000-Korngewicht:
 $CL_{POD6} = 2 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA}$ mit $Y = 6 \text{ nmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$
 koinzidierender potentieller Ertragsverlust = 5 %
- Weizen – Proteinertrag:
 $CL_{POD6} = 2 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA}$ mit $Y = 6 \text{ nmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$
 koinzidierender potentieller Ertragsverlust = 5 %
- Buche – Gesamt-Baumbiomasse:
 $CL_{POD1} = 4 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA}$ mit $Y = 1 \text{ nmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$
 koinzidierender potentieller Biomasseverlust = 4 %
- Fichte – Gesamt-Baumbiomasse:
 $CL_{POD1} = 8 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA}$ mit $Y = 1 \text{ nmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$
 koinzidierender potentieller Biomasseverlust = 2 %
- Grünland (Klee als gegenüber O₃ sensitiv reagierender Vertreter der Grünlandvegetation):
 $CL_{POD1} = 2 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA}$ mit $Y = 1 \text{ nmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$
 koinzidierender potentieller Biomasseverlust = 10 %

Im Anhang V "Überwachung der Auswirkungen von Schadstoffen in der Umwelt" des Vorschlages der Europäischen Kommission für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über die Verringerung der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe (sog. NEC-Richtlinie) und zur Änderung der Richtlinie 2003/35/EG (COM(2013) 920 final; siehe Drucksache 819/13 des Deutschen Bundesrates vom 20. Dezember 2013) heißt es:

1. Die Mitgliedstaaten sorgen dafür, dass ihr Netz von Überwachungsstellen für ihre jeweiligen Ökosystemarten (Süßwasserökosysteme, natürliche und naturnahe Ökosysteme, Waldökosysteme) repräsentativ sind.
2. Die Mitgliedstaaten stellen sicher, dass die Überwachung an allen in Absatz 1 genannten Netzwerkstellen anhand der folgenden obligatorischen Indikatoren erfolgt:

...

(c) Landökosysteme: Beurteilung der Schädigung des Pflanzenwachstums und der Biodiversität durch Ozon:

...

- ii) Leitindikator Überschreitung flussbasierter kritischer Belastungswerte jährlich in der Wachstumssaison.

In seiner 920. Sitzung hat der Bundesrat am 14. März 2014 den Empfehlungen der Ausschüsse zum Kommissionsvorschlag (Bundesrat, Drucksache 819/1/13, 03.03.14) mehrheitlich zugestimmt (Bundesrat, Plenarprotokoll 920, 14.03.14). Eine Empfehlung zur Änderung von Anhang V lag nicht vor.

Falls der Kommissionsvorschlag einschließlich Anhang V rechtswirksam werden sollte, wird eine Abschätzung der Vegetationsgefährdung durch bodennahe O₃-Konzentrationen auch über flussbasierte kritische Belastungswerte im Rahmen eines Netzes repräsentativer Überwachungsstellen für die

Rezeptorgruppe Getreide mit (Winter)weizen als spezifischen Rezeptor,
 Rezeptorgruppe Wald mit Rotbuche und Fichte als spezifische Rezeptoren
 und
 Rezeptorgruppe Grünland mit Klee als spezifischen Rezeptor
 erfolgen müssen.

Da sich die kritischen Belastungswerte (*critical level, CL_{PODy}*) auf die Bedingungen in Bestandeshöhe beziehen, sind Rechnungen zur Transformation der erforderlichen Eingangsgrößen (O₃-Konzentration, meteorologische Inputgrößen) von Mess- zur Bestandeshöhe erforderlich (siehe Kapitel 4.2). Nach WMO (2011) sollen klimatologische Stationen über kurzem Gras etabliert werden. Die Messung - und damit auch die Modellierung - von Flüssen mit mikrometeorologischen Verfahren erfordert nach VDI 3786 Blatt 13 (2006) "spezielle Standortanforderungen, zu denen einheitliche Unterlageneigenschaften für die Windwirklänge (bzw. *footprint*-Bereich) in der Größe der 100-fachen Messhöhe gehören".

Kernaussage

Die Europäische Luftreinhaltepolitik erfordert die Überwachung der Auswirkungen von Schadstoffen in der Umwelt an Hand repräsentativer, ortsfester Messstationen. Im vom Deutschen Bundesrat zugestimmten Richtlinienentwurf zur Aktualisierung der NEC-Richtlinie wird als Leitindikator zur Beurteilung der Schädigung des Pflanzenwachstums und der Biodiversität durch O₃ die Überschreitung flussbasierter kritischer Belastungswerte festgesetzt. Die für die verschiedenen Ökosystemtypen geforderten repräsentativen Messstationen sollten aus mikrometeorologischen Gründen über kurzem Gras etabliert werden; auf eine ausreichende Windwirklänge ist zu achten. Zur Beurteilung des O₃-Risikos für Waldökosysteme sollten darüber hinaus repräsentative Stationen mit Messungen in Bestandeshöhe etabliert werden.

4.1.2 Bestimmung der stomatären O₃-Aufnahme der Sonnenblätter an der Bestandesoberfläche und der Phytotoxischen O₃-Dosis

Die stomatäre O₃-Aufnahme $F_{\text{Sonnenblatt, stom, O}_3}$ [nmol m⁻² PLA s⁻¹] wird nach LRTAP Convention (2010) abgeschätzt über:

$$F_{\text{Sonnenblatt, stom, O}_3} = c_{\text{O}_3}(z_h) \cdot g_{\text{Sonnenblatt, stom, O}_3} \cdot \frac{R_{\text{Sonnenblatt, gesamt, O}_3}}{R_{\text{Sonnenblatt, laminare Schicht, O}_3} + R_{\text{Sonnenblatt, gesamt, O}_3}} \quad (4.1.3)$$

mit $c_{\text{O}_3}(z_h)$ O₃-Stoffmengenkonzentration in Bestandeshöhe h [nmol m⁻³]
 (Symbol nach Thompson & Taylor (2008))
 $g_{\text{Sonnenblatt, stom, O}_3}$ stomatärer Blattleitwert der Sonnenblätter an der Bestandesoberfläche für O₃ [m s⁻¹]

$R_{\text{Sonnenblatt, gesamt, O}_3}$	Gesamt-Blattwiderstand der Sonnenblätter an der Bestandesoberfläche für O_3 [s m^{-1}]
$R_{\text{Sonnenblatt, laminare Schicht, O}_3}$	Widerstand der laminaren Schicht der Sonnenblätter an der Bestandesoberfläche für O_3 [s m^{-1}]

sowie

$$R_{\text{Sonnenblatt, gesamt, O}_3} = \frac{1}{g_{\text{Sonnenblatt, stom, O}_3} + g_{\text{Sonnenblatt, ext, O}_3}} \quad (4.1.4)$$

mit $g_{\text{Sonnenblatt, ext, O}_3}$ Leitwert der externen Blattoberfläche für O_3 [m s^{-1}]

Erforderliche Modelleingangsgrößen sind:

- O_3 -Konzentration in Bestandeshöhe
- horizontale Windgeschwindigkeit in Bestandeshöhe
- Lufttemperatur in "Blattnähe"
- relative Luftfeuchte in "Blattnähe"
- photosynthetisch-aktive Strahlung (gemessen bzw. abgeschätzt über Globalstrahlung; Haenel & Grünhage 2008, Appendix L)
- Luftdruck
- Niederschlag (falls der Einfluss des Bodenwassergehalts auf das Stomataverhalten berücksichtigt werden soll)

Nach LRTAP Convention (2010) wird angenommen, dass die O_3 -Konzentration in Bestandeshöhe hinreichend genau die O_3 -Konzentration an der oberen Grenzfläche der laminaren Schicht der Sonnenblätter widerspiegelt, sofern die sog. *surface-roughness-layer* nicht berücksichtigt wird. Vernachlässigt wird hierbei der atmosphärische Transportwiderstand R_{ah} zwischen Bestandeshöhe h und der laminaren Grenzschicht, die im sog. *big-leaf*-Modell konzeptionell im Impulsenkenniveau $d+z_{0m}$ liegt (d : Verschiebungshöhe, z_{0m} : Rauigkeitslänge; vgl. Grünhage et al. 2000).

Da von den lufthygienischen Messnetzen die O_3 -Konzentrationen nicht in Bestandeshöhe der einzelnen Rezeptoren (Weizen, Buche, Fichte und Grünland/Klee) gemessen werden, ist eine Transformation der in Messhöhe ermittelten O_3 -Konzentrationen zur Bestandeshöhe erforderlich (siehe Kapitel 4.2). Das *Modelling and Mapping Manual* (LRTAP Convention 2010) schlägt hierzu drei Ansätze vor:

- Depositionsmodell (*Soil-Vegetation-Atmosphere-Transfer-Model*, SVAT) mit Berücksichtigung der atmosphärischen Schichtungsverhältnisse (implementiert in CRO₃PS_SVAT)
- Depositionsmodell und Annahme einer neutral geschichteten Atmosphäre (implementiert in CRO₃PS_SVATneutral)
- tabulierte Gradienten für die O_3 -Konzentrationen bzw. in folgerichtiger Konsequenz eine Transformation der relevanten Größen über Regressionsansätze (implementiert in CRO₃PS, FO₃REST und GRASSO₃ sowie in den Modellen sCRO₃PS, sFO₃REST und sGRASSO₃, die als Eingangsgrößen lediglich die O_3 -Konzentration und die Lufttemperatur benötigen)

Hierbei spiegelt das Depositionsmodell mit Berücksichtigung der atmosphärischen Schichtungsverhältnisse die Realität am besten wider, während die Abschätzung der stomatären O_3 -Aufnahme unter Einbeziehung der Transformation der relevanten Größen über Regressionsansätze

als ein vereinfachter Ansatz interpretiert werden muss. Die o.a. Modelle sind in Matlab programmiert. Die Matlab-Programme mit den zugehörigen Input-Output-Exceldateien sowie die Quellcodes stehen auf Anfrage zur Verfügung (Kontaktadresse: Ludger.Gruenhage@bio.uni-giessen.de).

Des Weiteren wird bei der Berechnung der stomatären O₃-Aufnahme ein konstanter Leitwert der externen Blattoberfläche für O₃

$$g_{\text{Sonnenblatt, ext, O}_3} = 0,0004 \text{ m s}^{-1} \quad (4.1.5)$$

angesetzt. Eine Reihe von Untersuchungen weist allerdings darauf hin, dass z.B. mit steigender Blattemperatur $g_{\text{Sonnenblatt, ext, O}_3}$ ansteigt (vgl. z.B. Fowler et al. 2009).

Der Widerstand der laminaren Schicht für O₃ [s m⁻¹] berechnet sich über:

$$R_{\text{Sonnenblatt, laminare Schicht, O}_3} = 1,3 \cdot 150 \cdot \sqrt{\frac{L_{\text{Sonnenblatt}}}{u(z_h)}} \quad (4.1.6)$$

mit $L_{\text{Sonnenblatt}}$ Rezeptor-spezifische charakteristische Blattdimension [m]
 $u(z_h)$ horizontale Windgeschwindigkeit in Bestandeshöhe h [m s⁻¹]

Die Konstante 150 hat dabei die Einheit s^{0,5} m⁻¹. Mit dem dimensionslosen Faktor 1,3 wird der Unterschied in der Diffusivität von fühlbarer Wärme und O₃ berücksichtigt.

Der aktuelle stomatäre Leitwert für O₃ wird als Produkt des Rezeptor-spezifischen maximalen stomatären Blatteleitwertes für O₃ $g_{\text{Sonnenblatt, stom, max, O}_3}$ und verschiedener Jarvis-Stewart-Wichtungsfunktionen f_i berechnet:

$$g_{\text{Sonnenblatt, stom, O}_3} = g_{\text{Sonnenblatt, stom, max, O}_3} \cdot \left[\min(f_{\text{Phen}}, f_{\text{O}_3}) \right] \cdot f_{\text{Strahlung}} \cdot \max\{f_{\text{min}}, (f_{\text{Temp}} \cdot f_{\text{VPD}} \cdot f_{\text{PAW}})\} \quad (4.1.7)$$

Die Wichtungsfunktionen f_i ($0 \leq f_i \leq 1$) spiegeln den Einfluss von phänologischen Entwicklungszustand ($i = \text{Phen}$), O₃-Belastung ($i = \text{O}_3$), Lichtintensität ($i = \text{Strahlung}$), Lufttemperatur ($i = \text{Temp}$), Wasserdampfsättigungsdefizit der Atmosphäre ($i = \text{VPD}$) und pflanzenverfügbaren Bodenwassergehalt ($i = \text{PAW}$) auf die Stomataöffnungsweite wider. Der Einfluss der O₃-Belastung auf das Stomataverhalten wird derzeit nur für den Rezeptor Weizen berücksichtigt ($f_{\text{O}_3} \neq 0$); bei der Berechnung der stomatären O₃-Aufnahme für die Rezeptoren Buche, Fichte und Klee wird f_{O_3} mit eins ($f_{\text{O}_3} = 1$) angesetzt. Der experimentell aufgezeigten beschleunigten Seneszenz des Fahnenblattes des Weizens durch hohe O₃-Belastung und der dadurch bedingten verkürzten Kornfüllungsphase und damit verminderten Ertragsleistung (siehe z.B. Gelang et al. 2000) wird derzeit nicht Rechnung getragen. Die einzelnen Wichtungsfunktionen mit ihren Rezeptor-spezifischen Parametern sind detailliert in LRTAP Convention (2010) beschrieben.

Bodentrockenheit resultiert auf Grund der derzeitigen Parametrisierung im *Modelling and Mapping Manual* stets in einer geringeren O₃-Aufnahme und damit in einem geringeren Gefährdungsrisiko infolge der O₃-Belastung. Eine realistische Berücksichtigung des "aktuellen" Bodenwassergehalts auf die stomatäre O₃-Aufnahme erfordert die Berechnung des Bodenwassergehalts über ein mehrschichtiges Modell. Mit einem sog. *bucket*-Modell, d.h. einem einschichtigen Bodenwassermodell (siehe Grünhage et al. 2011a), kann der Einfluss des Bodenwassergehalts auf die O₃-Aufnahme folgerichtig nur näherungsweise berücksichtigt werden. Die Abschätzung des Einflusses des "aktuellen" Bodenwassergehalts auf die O₃-Aufnahme über Regressionsansätze (siehe Kapitel 4.3) kann lediglich einen Hinweis auf den möglichen Einfluss des Bodenwassergehalts auf die O₃-Aufnahme liefern, kann die realen Verhältnisse aber nur ungenügend beschreiben.

Nach LRTAP Convention (2010) liegt $g_{\text{Sonnenblatt, stom, O}_3}$ in der Einheit $\text{mmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$ vor und wird durch Division mit $41000 \text{ mmol m}^{-3}$ (unter Vernachlässigung von Temperatur- und Luftdruckabhängigkeit, vgl. Appendix M in Grünhage & Haenel 2008) in die Einheit m s^{-1} konvertiert. Folglich wird die von den ortsfesten Messstationen in der Einheit ppb gemessene O_3 -Konzentration durch Multiplikation mit $41 \text{ nmol m}^{-3} \text{ ppb}^{-1}$ in die Einheit nmol m^{-3} konvertiert (vgl. LRTAP 2010; Gl. 3.10c). Im Rahmen dieser Studie werden Temperatur- und Luftdruckabhängigkeit bei der Konversion der Einheiten berücksichtigt.

Zur Berechnung der Phytotoxischen O_3 -Dosis nach Gl. (4.1.2) wird ein Rezeptor-spezifischer Schwellenwert ($Y_{\text{Weizen}} = 6 \text{ nmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$; $Y_{\text{Buche}} = Y_{\text{Fichte}} = Y_{\text{Klee}} = 1 \text{ nmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$) von der stomatären O_3 -Aufnahme der Sonnenblätter an der Bestandesoberfläche abgezogen und über einen Rezeptor-spezifischen Zeitraum akkumuliert (siehe Kapitel 4.1.4.3). Anzumerken ist, dass diese Schwellenwerte Y statistisch bzw. auf Grund von Expertenwissen abgeleitet wurden.

Da das reale O_3 -Gefährdungsrisiko für die Vegetation in einem spezifischen Jahr und an einem spezifischen Standort vom kulturspezifischen maximalen stomatären Leitwert (siehe Kapitel 4.1.4.1), von der Bodenart des Standortes (siehe Kapitel 4.3.5) sowie von Intensität und Verteilung der standörtlichen Niederschläge abhängt, muss betont werden, dass (i) die abgeschätzten stomatären O_3 -Aufnahmen nicht als die realen, standortspezifischen stomatären O_3 -Aufnahmen interpretiert werden können und dass deshalb (ii) der POD_Y -Ansatz als ein Indikator für potentielle Ertrags-/Biomasseverluste angesehen werden muss.

Kernaussage

Da zur Berechnung der stomatären O_3 -Aufnahme die O_3 -Konzentration in Bestandeshöhe erforderlich ist und in den lufthygienischen Messnetzen die O_3 -Konzentrationen derzeit nicht in Bestandeshöhe gemessen werden, ist eine Transformation von Mess- zur Bestandeshöhe erforderlich. Während die Anwendung eines Depositionsmodells mit Berücksichtigung der atmosphärischen Schichtungsverhältnisse die realen Verhältnisse am besten widerspiegelt, ist die Berechnung der stomatären O_3 -Aufnahme unter Einbeziehung der Transformation der relevanten Größen über Regressionsansätze als ein vereinfachter Ansatz zu interpretieren (Kapitel 4.2). Der Einfluss des "aktuellen" Bodenwassergehalts auf die stomatäre O_3 -Aufnahme wird durch Applikation eines einfachen, einschichtigen Bodenwassermodells i.d.R. nur näherungsweise berücksichtigt. Die Abschätzung des Einflusses des "aktuellen" Bodenwassergehalts auf die O_3 -Aufnahme über Regressionsansätze kann lediglich einen Hinweis auf den möglichen Einfluss des Bodenwassergehalts auf die O_3 -Aufnahme liefern, kann die realen Verhältnisse aber nur näherungsweise beschreiben (Kapitel 4.3).

Es muss betont werden, dass (i) die abgeschätzten stomatären O_3 -Aufnahmen nicht als die realen, standortspezifischen stomatären O_3 -Aufnahmen interpretiert werden können und dass deshalb (ii) der POD_Y -Ansatz als ein Indikator für potentielle Ertrags-/Biomasseverluste "standardisierter" Rezeptoren angesehen werden muss (Kapitel 4.1.4).

4.1.2.1 Phytotoxisch wirksame O₃-Expositions-konzentration und -dosis

Unter Berücksichtigung der Konversionsfaktoren "ppb → nmol m⁻³" und "mmol m⁻² PLA s⁻¹ → m s⁻¹" lässt sich Gleichung (4.1.3) zur Berechnung der stomatären O₃-Aufnahme umformen zu:

$$F_{\text{Sonnenblatt, stom, O}_3 [\text{nmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}]} = \varphi_{\text{O}_3 [\text{ppb}]}(z_h) \cdot \text{Konversionsfaktor}_{\text{ppb} \rightarrow \text{nmol m}^{-3}} \cdot \frac{g_{\text{Sonnenblatt, stom, O}_3 [\text{mmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}]} \cdot \text{Konversionsfaktor}_{\text{mmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1} \rightarrow \text{m s}^{-1}}}{R_{\text{Sonnenblatt, gesamt, O}_3 [\text{s m}^{-1}]} + R_{\text{Sonnenblatt, laminare Schicht, O}_3 [\text{s m}^{-1}]}} \quad (4.1.8)$$

mit	$F_{\text{Sonnenblatt, stom, O}_3}$	stomatäre O ₃ -Aufnahme der Sonnenblätter an der Bestandesoberfläche [nmol m ⁻² PLA s ⁻¹]
	$\varphi_{\text{O}_3}(z_h)$	Expositions-konzentration in Bestandeshöhe h [ppb]
	$g_{\text{Sonnenblatt, stom, O}_3}$	stomatärer Blattleitwert für O ₃ [mmol m ⁻² ·PLA s ⁻¹]
	$R_{\text{Sonnenblatt, gesamt, O}_3}$	Gesamt-Blattwiderstand für O ₃ [s m ⁻¹]
	$R_{\text{Sonnenblatt, laminare Schicht, O}_3}$	Widerstand der laminaren Schicht des Blattes für O ₃ [s m ⁻¹]

Zur besseren Verständlichkeit wurden den einzelnen Größen in Gl. (4.1.8) die entsprechende Einheit als Subskript angefügt.

Die Konversionsfaktoren "ppb → nmol m⁻³" und "mmol m⁻² PLA s⁻¹ → m s⁻¹" unterscheiden sich im Betrag um den Faktor 1000. Daraus folgt rechnerisch:

$$F_{\text{Sonnenblatt, stom, O}_3 [\text{nmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}]} = \varphi_{\text{O}_3 [\text{ppb}]}(z_h) \cdot g_{\text{Sonnenblatt, stom, O}_3 [\text{mmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}]} \cdot \frac{1}{1000} [\text{nmol ppb}^{-1} \text{ mmol}^{-1}] \cdot \frac{R_{\text{Sonnenblatt, gesamt, O}_3 [\text{s m}^{-1}]} + R_{\text{Sonnenblatt, laminare Schicht, O}_3 [\text{s m}^{-1}]}}{R_{\text{Sonnenblatt, gesamt, O}_3 [\text{s m}^{-1}]} + R_{\text{Sonnenblatt, gesamt, O}_3 [\text{s m}^{-1}]}} \quad (4.1.9)$$

(vgl. LRTAP 2010, eq. 3.10c).

Mit

$$g_{\text{Sonnenblatt, stom, O}_3 [\text{mmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}]} = g_{\text{Sonnenblatt, stom, max, O}_3 [\text{mmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}]} \cdot f_{\text{Jarvis}} \quad (4.1.10)$$

gilt:

$$F_{\text{Sonnenblatt, stom, O}_3 [\text{nmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}]} = \varphi_{\text{O}_3 [\text{ppb}]}(z_h) \cdot f_{\text{Jarvis}} \cdot g_{\text{Sonnenblatt, stom, max, O}_3 [\text{mmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}]} \cdot \frac{1}{1000} [\text{nmol ppb}^{-1} \text{ mmol}^{-1}] \cdot \frac{R_{\text{Sonnenblatt, gesamt, O}_3 [\text{s m}^{-1}]} + R_{\text{Sonnenblatt, laminare Schicht, O}_3 [\text{s m}^{-1}]}}{R_{\text{Sonnenblatt, gesamt, O}_3 [\text{s m}^{-1}]} + R_{\text{Sonnenblatt, gesamt, O}_3 [\text{s m}^{-1}]}} \quad (4.1.11)$$

Die stomatäre O₃-Aufnahme kann demnach über eine Wichtung des Volumenmischungsverhältnisses in Bestandeshöhe berechnet werden:

$$F_{\text{Sonnenblatt, stom, O}_3 [\text{nmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}]} = \varphi_{\text{O}_3 [\text{ppb}]}(z_h) \cdot f_{\text{Jarvis}} \cdot f_{\text{stomatärer max. Leitwert, O}_3 [\text{mmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}]} \cdot f_{\text{Konversion} [\text{nmol ppb}^{-1} \text{ mmol}^{-1}]} \cdot f_{\text{Widerstandsverhältnis}} \quad (4.1.12)$$

- Der Wichtungsterm " f_{Jarvis} " [dimensionslos] beschreibt die relative Öffnungsweite der Stomata (siehe Gl. (4.1.7)).
- Der Wichtungsterm " $f_{\text{stomatärer max. Leitwert, O}_3} = g_{\text{Sonnenblatt, stom, max, O}_3}$ " [mmol m⁻² PLA s⁻¹] ist ein Rezeptor-spezifischer, konstanter Wert und bestimmt die absolute Größenordnung der stomatären O₃-Aufnahme (siehe Gl. (4.1.7)).
- Der Wichtungsterm " $f_{\text{Konversion}} = 1/1000$ " [nmol ppb⁻¹ mmol⁻¹] resultiert aus der Verrechnung der Konversionsfaktoren "ppb → nmol m⁻³" und "mmol m⁻² PLA s⁻¹ → m s⁻¹".
- Mit dem letzten Term, dem Widerstandsterm

$$f_{\text{Widerstandsverhältnis}} = R_{\text{Sonnenblatt, gesamt, O}_3} \cdot (R_{\text{Sonnenblatt, laminare Schicht, O}_3} + R_{\text{Sonnenblatt, gesamt, O}_3})^{-1}$$

[dimensionslos], wird der Einfluss des Transportwiderstandes der laminaren Grenzschicht auf die O₃-Deposition sowie der Anteil der stomatären O₃-Aufnahme an der Gesamt-Blattdeposition (stomatäre Aufnahme und nicht-stomatäre Deposition auf die externen Blattoberflächen) berücksichtigt.

Normiert man durch Division mit dem Rezeptor-spezifisch konstanten Wichtungsfaktor

$$f'_{\text{Normierung} [\text{nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1} \text{ ppb}^{-1}]} = f_{\text{stomatärer max. Leitwert, O}_3 [\text{mmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}]} \cdot f_{\text{Konversion} [\text{nmol ppb}^{-1} \text{ mmol}^{-1}]} \quad (4.1.13)$$

und fast f_{Jarvis} und $f_{\text{Widerstandsverhältnis}}$ zusammen zum dimensionslosen Wichtungsfaktor

$$f_{\text{relative stomatäre Aufnahme}} = f_{\text{Jarvis}} \cdot f_{\text{Widerstandsverhältnis}} \quad (4.1.14)$$

resultiert die Phytotoxisch-wirksame O₃-Expositionskonzentration [ppb]:

$$POEC = \varphi_{\text{O}_3}(z_h) \cdot f_{\text{relative stomatäre O}_3\text{-Aufnahme}} \quad (4.1.15)$$

POEC (Phytotoxic effective Ozone Exposure Concentration) ist demnach der Anteil der O₃-Expositionskonzentration in Bestandeshöhe, der im Rezeptor wirksam ist.

Da der wirkungsbestimmende Schwellenwert der stomatären O₃-Aufnahme Y unabhängig ist von der Öffnungsweite der Stomata, ist f_{Jarvis} als auch der Widerstandsterm mit 1 anzusetzen. Damit errechnet sich die für Y zugehörige Schwellenkonzentration X in h gemäß:

$$X_{[\text{ppb}]} = \frac{Y_{[\text{nmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}]}}{f_{\text{stomatärer max. Leitwert, O}_3 [\text{mmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}]} \cdot f_{\text{Konversion} [\text{nmol ppb}^{-1} \text{ mmol}^{-1}]} \quad (4.1.16)$$

Die für Y zugehörigen Schwellenkonzentrationen X in Bestandeshöhe für die einzelnen Rezeptoren berechnen sich zu:

Rezeptor "Winterweizen"	: $Y = 6 \text{ nmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1} \rightarrow X = 12 \text{ ppb}$
Rezeptor "Buche"	: $Y = 1 \text{ nmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1} \rightarrow X = 6,2 \text{ ppb}$
Rezeptor "Fichte"	: $Y = 1 \text{ nmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1} \rightarrow X = 7,4 \text{ ppb}$
Rezeptor "Klee"	: $Y = 1 \text{ nmol m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1} \rightarrow X = 2,4 \text{ ppb}$

Wird die Phytotoxisch-wirksame O₃-Epositionskonzentration *POEC* abzüglich des Rezeptorspezifischen Schwellenwertes *X* über den Rezeptor-spezifischen Beurteilungszeitraum akkumuliert, resultiert die Phytotoxisch-wirksame O₃-Expositions-dosis (***Phytotoxic effective Ozone Exposure Dose***):

$$POED_X = \sum_{i=1}^n [\max(\varphi_{O_3}(z_h) \cdot f_{\text{relative stomatäre O}_3\text{-Aufnahme}} - X, 0) \cdot \Delta t]_i \quad (4.1.17)$$

Das Dosismaß *POED_x* [ppb.h] beschreibt demnach dem im Rezeptor wirksamen akkumulierten Anteil der Expositions-konzentration, d.h. des O₃-Volumenmischungsverhältnisses in Bestandeshöhe $\varphi_{O_3}(z_h)$, oberhalb einer Rezeptorspezifischen Schwellenkonzentration *X*.

Dabei gilt:

$$POD_Y = POED_X \cdot f_{\text{Normierung}} \quad (4.1.18)$$

$f_{\text{Normierung}}$ [mmol m⁻² h⁻¹ ppb⁻¹] ist ein Rezeptor-spezifischer konstanter Faktor, der vom Betrag her dem maximalen stomatären Leitwert [mmol m⁻² PLA h⁻¹] dividiert durch 10⁹ entspricht (mit $f_{\text{Normierung}} = f^{\text{Normierung}} \cdot 3600 \cdot 10^{-6}$). Zu betonen ist, dass die Schwellenkonzentrationen *X* im AOTX- und *POED_x*-Ansatz nicht identisch sind.

Mit diesen Ausführungen wird der grundlegende Unterschied zwischen dem AOTX- und *POD_y*-Ansatz deutlich: Während im AOTX-Ansatz die O₃-Expositions-konzentration in Bestandeshöhe ohne Berücksichtigung der Senkenstärke des Rezeptors verrechnet wird, beruhen die *POD_y*-Werte lediglich auf dem Anteil der O₃-Expositions-konzentration in Bestandeshöhe, der tatsächlich über die Stomata aufgenommen wird.

Von Stakeholdern wird angeführt, dass der *POD_y*-Ansatz "zu kompliziert" für die praktische Umsetzung sei. Zudem wird er als schwer verständlich angesehen. Wie aufgezeigt, kann der *POD_y*-Ansatz durch Normierung ohne Qualitäts- und Informationsverlust so umformuliert werden (Gl. (4.1.17)), dass er sich in seiner Schreibweise nur durch einen zusätzlichen Wichtungsfaktor von der Formulierung des AOT40-Index (Gl. (4.1.1)) unterscheidet und somit zur Verständlichkeit der flussorientierten Abschätzung des O₃-Risikos für die Vegetation beiträgt.

Der *POED_x*-Ansatz erlaubt darüber hinaus eine praxisrelevante Vereinfachung des Flussansatzes (siehe Kapitel 4.6.5). Einen ähnlichen – aber nicht identischen Ansatz – haben Karlsson et al. (2013, 2014) vorgeschlagen.

Analog zur Umrechnung des wirkungsbestimmenden Schwellenwertes der stomatären O₃-Aufnahme *Y* in zugehörige Schwellenkonzentration *X* in Bestandeshöhe lassen sich die kritischen Belastungswerte (*critical level*) *CL_{POD_y}* (LRTAP Convention 2010; Mills et al. 2011) in zugehörige *CL_{POED_x}*-Werte umrechnen:

Rezeptor "Weizen"

Kornertrag	: $CL_{POD_6} = 1 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA} \rightarrow CL_{POED_{12}} = 556 \text{ ppb.h}$
1000-Korngewicht	: $CL_{POD_6} = 2 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA} \rightarrow CL_{POED_{12}} = 1111 \text{ ppb.h}$
Proteinertag	: $CL_{POD_6} = 2 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA} \rightarrow CL_{POED_{12}} = 1111 \text{ ppb.h}$

Rezeptor "Buche"

Gesamt-Baumbiomasse	: $CL_{POD_1} = 4 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA} \rightarrow CL_{POED_{6.2}} = 6859 \text{ ppb.h}$
---------------------	---

Rezeptor "Fichte"

Gesamt-Baumbiomasse	: $CL_{POD_1} = 8 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA} \rightarrow CL_{POED_{7.4}} = 16461 \text{ ppb.h}$
---------------------	--

Rezeptor "Grünland"

oberirdische Klee-Biomasse	: $CL_{POD_1} = 2 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA} \rightarrow CL_{POED_{2.4}} = 1316 \text{ ppb.h}$
----------------------------	---

Nachstehend sind die mittleren Anteile der $POED_0$ - bzw. $POED_x$ -Werte an den AOT_0 -Werten in Bestandeshöhe für die Zeiträume 1997 – 2010 der Referenzstandorte Linden (Hessen) und Radebeul-Wahnsdorf (Sachsen) für die einzelnen Rezeptoren zusammengestellt. Die prozentualen Angaben beziehen sich auf Rechnungen unter Annahme optimaler Bodenwasserversorgung (Feldkapazität), d.h. auf sog. *worst-case*-Risikoanalysen.

Winterweizen:

Linden (HE)	$POED_0$: $36,6 \pm 2,1$ %	$POED_{12}$: $11,6 \pm 1,8$ %
Radebeul-Wahnsdorf (SN)	$POED_0$: $34,0 \pm 2,1$ %	$POED_{12}$: $10,1 \pm 0,6$ %

Buche:

Linden (HE)	$POED_0$: $58,9 \pm 2,6$ %	$POED_{6,2}$: $43,6 \pm 2,5$ %
Radebeul-Wahnsdorf (SN)	$POED_0$: $55,6 \pm 2,6$ %	$POED_{6,2}$: $41,3 \pm 2,1$ %

Fichte:

Linden (HE)	$POED_0$: $62,5 \pm 3,2$ %	$POED_{7,4}$: $42,2 \pm 2,6$ %
Radebeul-Wahnsdorf (SN)	$POED_0$: $59,9 \pm 3,4$ %	$POED_{7,4}$: $41,3 \pm 2,5$ %

Klee:

Linden (HE)	$POED_0$: $53,2 \pm 1,7$ %	$POED_{2,4}$: $47,0 \pm 1,5$ %
Radebeul-Wahnsdorf (SN)	$POED_0$: $54,5 \pm 2,4$ %	$POED_{2,4}$: $48,4 \pm 2,2$ %

Während für Buche und Fichte der über die Stomata absorbierte Anteil ($POED_0$) an der akkumulierten Expositionsdosis AOT_0 in Bestandeshöhe ca. 60 % beträgt, liegt dieser Anteil für Winterweizen nur bei ca. 35 %. Der phytotoxisch-wirksame Anteil ($POED_x$) an der akkumulierten Expositionsdosis beträgt für Winterweizen lediglich ca. 11 %, während er bei Buche und Fichte bei ca. 42 % und bei Klee bei ca. 48 % liegt. Diese grundsätzliche Diskrepanz ist über die Berücksichtigung (Winterweizen) bzw. Nicht-Berücksichtigung (Buche, Fichte, Klee) des Rückkoppelungseffektes höherer stomatärer O_3 -Aufnahmen auf das Stomataöffnungsverhalten über die Jarvis-Stewart-Wichtungsfunktion f_{O_3} zu erklären. Dieser Rückkoppelungseffekt wird derzeit nur beim Rezeptor Weizen berücksichtigt. Messungen des stomatären Leitwertes im Rahmen des Kranzberger Freiland- O_3 -Anreicherungs-experimentes (siehe Kapitel 4.1.4.4) weisen darauf hin, dass eine Berücksichtigung dieses O_3 -Effektes auch für Buche (Löw et al. 2006; Kitao et al. 2009; und damit wahrscheinlich auch für Fichte) erforderlich ist. Hier scheint dringender Forschungsbedarf zu bestehen, um zu realistischeren Ansätzen zu kommen.

Kernaussage

Durch Normierung kann die Rezeptor-spezifische stomatäre O_3 -Aufnahme der Sonnenblätter $F_{\text{Sonnenblatt, stom, } O_3}$ in die Phytotoxisch-wirksame O_3 -Expositionskonzentration $POEC$ umgerechnet werden, d.h. in den Anteil der O_3 -Expositionskonzentration in Bestandeshöhe, der im Rezeptor real wirksam ist.

Die Phytotoxisch-wirksame O_3 -Expositionskonzentration $POEC$ abzüglich einer Rezeptor-spezifischen Schwellenkonzentration X akkumuliert über den Rezeptor-spezifischen Beurteilungszeitraum ergibt die Phytotoxisch-wirksame O_3 -Expositionsdosis $POED_x$, die proportional POD_y ist.

Der $POED_x$ -Ansatz unterscheidet sich in seiner Formulierung vom AOT_x -Ansatz lediglich durch einen Wichtungsfaktor und kann zur Verständlichkeit des Flussansatzes bei den verschiedenen Stakeholdern beitragen.

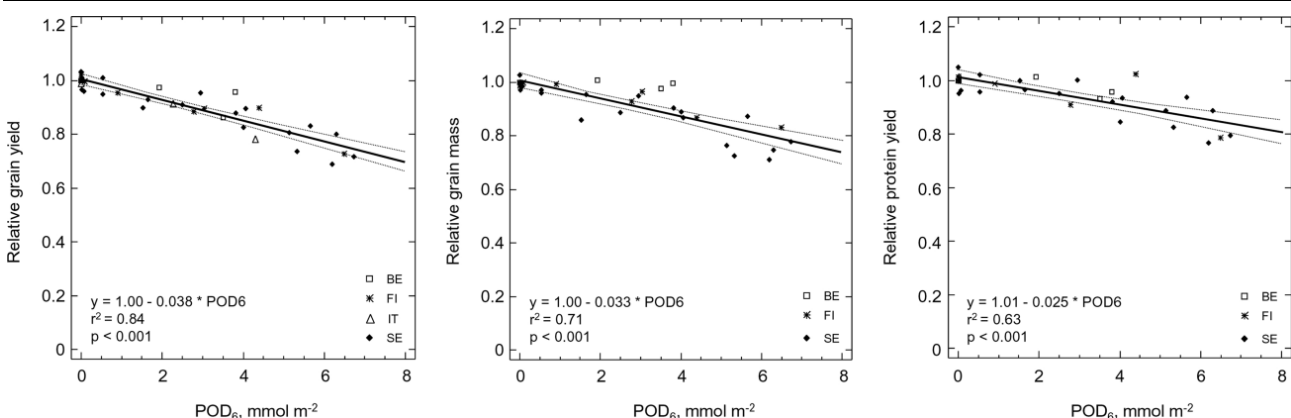
Kernaussage

Der phytotoxisch-wirksame Anteil der Expositionskonzentration in Bestandeshöhe beträgt beim Rezeptor Winterweizen auf Grund der Berücksichtigung des Rückkoppelungseffekts hoher O_3 -Aufnahmen auf das Stomataverhalten ca. 11 %, bei den Rezeptoren Buche und Fichte dagegen ca. 42 % bzw. beim Rezeptor Klee als gegenüber O_3 sensitiv reagierender Vertreter der Grünlandvegetation ca. 48 % (Einfluss hoher O_3 -Aufnahmen auf das Stomataverhalten wird nicht berücksichtigt). Grundsätzlich besteht damit ein dringender Forschungsbedarf zur Ableitung realistischer Ansätze zur Abschätzung der im Stoffwechsel toxikologisch wirksamen O_3 -Dosen.

4.1.3 Dosis-Wirkung-Funktionen

Weizen wird als eine der gegenüber O_3 am stärksten reagierenden Getreidearten angesehen. Die nachstehend dargestellten flussbasierten Dosis-Wirkung-Funktionen für Kornertrag, 1000-Korngewicht und Proteinерtrag (Abbildung 45) beruhen auf Berechnungen der stomatären Aufnahme des sog. Fahnenblattes der Weizenpflanzen mit einem maximalen stomatären Leitwert von $500 \text{ mmol } O_3 \text{ m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$.

Abbildung 45: POD_6 -Wirkungs-Beziehung für Kornertrag, 1000-Korngewicht und Proteinерtrag ($D_{O_3}/D_{H_2O} = 0,663$)



Quelle: LRTAP Convention (2010), Grünhage et al. (2012a)

Die in Abbildung 45 dargestellten POD_6 -Weizenерtrag-Beziehungen zugrunde liegenden Experimente wurden in den 1980/1990er Jahren in Finnland, Schweden, Belgien und Italien durchgeführt. Kritisch anzumerken ist, dass die in den Experimenten verwendeten Weizensorten nicht mehr im Anbau sind (vgl. Grünhage et al. 2012a). Validierungsexperimente zur Bestätigung der Funktionen für aktuell angebaute Weizensorten fehlen. Auch beruhen die Beziehungen auf Experimenten mit Sommer- und Hartweizensorten, während in Deutschland vor allem Winterweizen angebaut wird.

Die in Abbildung 46 dargestellten Dosis-Wirkungs-Beziehungen für Buche und Fichte basieren auf *open-top*-Kammerexperimenten mit jungen Bäumen mit einem Alter bis max. 10 Jahre.

Während die Weizenfunktionen auf stomatären Aufnahmeraten beruhen, die ein Verhältnis der Diffusionskonstanten für O_3 und Wasserdampf D_{O_3}/D_{H_2O} von 0,663 berücksichtigen, basieren die in Abbildung 46 dargestellten Funktionen auf ein Verhältnis D_{O_3}/D_{H_2O} von 0,613 (siehe Abschnitt 3.1 in Grünhage et al. 2012a). Im *Modelling and Mapping Manual* (LRTAP Conventionen 2010) wird allerdings betont, dass für die Abschätzung der stomatären Aufnahmeraten von Buche und Fichte

das Verhältnis von 0,663 zu verwenden ist. Die Wirkungsfunktionen wurden deshalb auf das neue Verhältnis der Diffusionskonstanten umgestellt (siehe Grünhage et al. 2013):

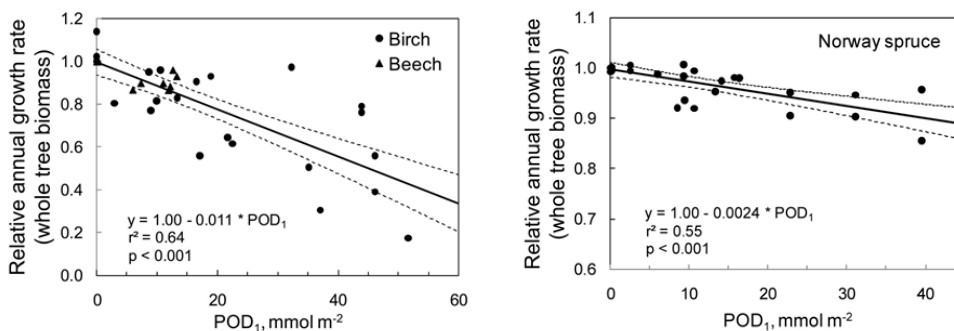
Buche:

$$\begin{aligned} & \text{relativer Gesamt-Baumbiomasse-Verlust (Verlust in der jährlichen Wachstumsrate)} \\ & = 1,00 - 0,0102 \cdot \text{POD}_1 \end{aligned}$$

Fichte:

$$\begin{aligned} & \text{relativer Gesamt-Baumbiomasse-Verlust (Verlust in der jährlichen Wachstumsrate)} \\ & = 1,00 - 0,0022 \cdot \text{POD}_1 \end{aligned}$$

Abbildung 46: POD_1 -Wirkung-Beziehungen für Buche (links) und Fichte (rechts; $D_{O_3}/D_{H_2O} = 0,613$)

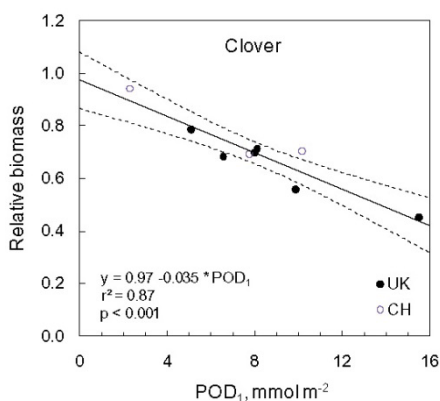


Quelle: LRTAP Convention (2010), modifiziert (Grünhage et al. 2013)

Im Gegensatz zu den Weizenfunktionen konnten die Buchen-/Fichtenfunktionen mit Daten des Freiland-O₃-Anreicherungs-experiments im Kranzberger Forst (Bayern) für ca. 60jährige Bäume näherungsweise validiert werden (siehe Kapitel 4.1.4.4; Grünhage et al. 2013).

Extensiv bewirtschaftete Grünlandökosysteme zeichnen sich durch eine hohe Biodiversität aus. Klee gilt als eine der gegenüber O₃ am sensitivsten reagierenden Grünlandarten. Die in Abbildung 47 dargestellte Dosis-Wirkung-Funktion beruht auf lediglich 9 Datenpunkten aus 3 Experimenten, die in Großbritannien bzw. in der Schweiz durchgeführt wurden. Die Dauer der Experimente betrug dabei 4 bzw. 6 Wochen (vgl. Nussbaum et al. 1995; Gonzáles-Fernández et al. 2008; Hayes et al. 2009).

Abbildung 47: POD_1 -Wirkung-Beziehung für Klee als gegenüber O₃ sensitiv reagierenden Vertreter der Grünlandvegetation ($D_{O_3}/D_{H_2O} = 0,613$)



Quelle: LRTAP Convention (2010)

Nach Umstellung auf das Verhältnis der Diffusionskonstanten D_{O_3}/D_{H_2O} von 0,663 lautet die angepasste Wirkungsfunktion:

$$\text{relativer Verlust oberirdischer Biomasse} = 0,97 - 0,0324 \cdot POD_1$$

Kernaussage

Die POD_6 -Wirkung-Funktionen zur Abschätzung des O_3 -Einflusses auf die Ertragsleistung von Weizen basieren auf Experimenten in den 1980/1990er Jahren mit Weizensorten, die nicht mehr im Anbau sind. Validierungsstudien fehlen.

Die POD_1 -Wirkung-Funktionen für Buche, Fichte und Klee wurden auf das empfohlene Verhältnis der Diffusionskonstanten D_{O_3}/D_{H_2O} von 0,663 angepasst, so dass die Wirkung-Funktionen hinsichtlich der Berechnung der stomatären O_3 -Aufnahmeraten in sich konsistent sind.

Während die POD_Y -Wirkung-Funktionen für Weizen, Buche und Fichte auf einer relativ breiten Datenbasis beruhen, ist dies für Klee nicht der Fall. Es stellt sich hier die Frage nach der Repräsentativität der Funktion.

Eine Erweiterung der experimentellen Datengrundlage erscheint zwingend erforderlich.

Für alle Rezeptoren sind zur Validierung der POD_Y -Wirkung-Funktionen Freiland- O_3 -Anreicherungsexperimente erforderlich, die für die zu bearbeitende Fragestellung der Validierung von flussbasierten Dosis-Wirkung-Beziehungen angelegt sind.

4.1.4 Validierung von Modellannahmen und -ansätzen

4.1.4.1 Maximaler stomatärer Leitwert

Die Größenordnung der in Kapitel 4.1.2 beschriebenen Abschätzung der stomatären O_3 -Aufnahme ist abhängig vom maximalen stomatären Leitwert für O_3 auf Blattebene, der nicht direkt gemessen werden kann. Grundsätzlich wird $g_{\text{Sonnenblatt, stom, max, } O_3}$ aus Messungen der Leitwerte für Wasserdampf oder CO_2 und Berücksichtigung der unterschiedlichen Diffusivitäten in Luft abgeleitet. Dabei gilt:

$$g_{\text{Sonnenblatt, stom, max, } O_3} = g_{\text{Sonnenblatt, stom, max, stom, H}_2\text{O}} \cdot \frac{D_{O_3}}{D_{H_2O}} \quad (4.1.19)$$

bzw.

$$g_{\text{Sonnenblatt, stom, max, stom, } O_3} = g_{\text{Sonnenblatt, stom, max, stom, CO}_2} \cdot \frac{D_{O_3}}{D_{CO_2}}$$

Für die aktuelle Version des *Modelling and Mapping Manual* (LRTAP Convention 2010) wurden der in der Vorgängerversion des *Modelling and Mapping Manual* beschriebene maximale stomatäre O_3 -Leitwert für das Fahnenblatt des Weizens über Messungen an 9 Winterweizensorten in Linden, Braunschweig und Grignon bei Paris validiert und angepasst (Abbildung 48).

Das Mittel aller $g_{\text{Fahnenblatt, stom, max, } O_3}$ -Werte beträgt $497 \pm 76 \text{ mmol } O_3 \text{ m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$ (Median = $492 \text{ mmol } O_3 \text{ m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$; $n = 17$). Für Modellierungszwecke wird $g_{\text{Fahnenblatt, stom, max, } O_3}$ mit $500 \text{ mmol } O_3 \text{ m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$ angesetzt.

Nachstehend sind die mittleren Kornertragsverluste auf Grundlage von Rechnungen mit Inputdaten der Zeitreihe 1997 – 2010 der Luftmessstation Linden (HE) und $g_{\text{Fahnenblatt, stom, max, } O_3}$ -Werten von 500, 425 bzw. 575 $\text{mmol } O_3 \text{ m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$ bei für das Stomataverhalten nicht-limitierenden Bodenwasserverhältnissen vergleichend zusammengestellt:

$$g_{\text{Fahnenblatt, stom, max, } O_3} = 425 \text{ mmol } O_3 \text{ m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}: \text{Kornertragsverlust} = 15,3 \pm 3,4 \% \quad (81 \%)$$

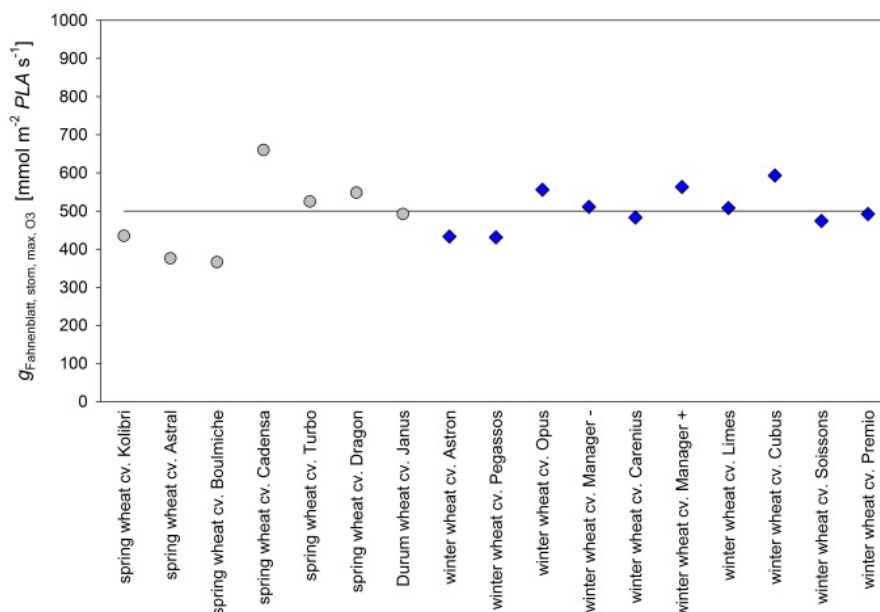
$g_{\text{Fahnenblatt, stom, max, O}_3} = 500 \text{ mmol O}_3 \text{ m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$: Korntragsverlust = $18,8 \pm 3,3 \%$ (100 %)

$g_{\text{Fahnenblatt, stom, max, O}_3} = 575 \text{ mmol O}_3 \text{ m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$: Korntragsverlust = $21,6 \pm 3,1 \%$ (115 %)

Es wird deutlich, dass das Ergebnis der Abschätzung des O₃-Risikos für die Ertragssicherheit des Winterweizens stark vom angesetzten maximalen stomatären Leitwert bestimmt wird. Die Spannweite der angesetzten maximalen stomatären Leitwerte führt zu einer Ergebnisunsicherheit für die mittleren Korntragsverluste (Zeitraum 1997 – 2010) in der Größenordnung von 15 – 20 %.

Ertragsverlustabschätzungen nach LRTAP Convention (2010) an einem spezifischen Standort können deshalb nicht als reale sondern lediglich als potentielle interpretiert werden. Da sich die Dosis-Wirkung-Funktionen auf $g_{\text{Fahnenblatt, stom, max, O}_3} = 500 \text{ mmol O}_3 \text{ m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$ beziehen, sind reale Verlustrechnungen derzeit prinzipiell nicht möglich.

Abbildung 48: Maximale stomatäre O₃-Leitwerte ($D_{\text{O}_3}/D_{\text{H}_2\text{O}} = 0,663$) für verschiedene Weizensorten



graue Kreise: maximale stomatäre Leitwerte publiziert in der Vorgängerversion des derzeitigen *Modelling and Mapping Manual* (LRTAP Convention 2010); blaue Rauten: maximale stomatäre Leitwerte abgeleitet aus Messungen an derzeit angebauten Winterweizensorten

Quelle: Grünhage et al. (2012a), modifiziert

Die Datenbasis für die Ableitung mittlerer maximaler stomatärer O₃-Leitwerte ist für die Rezeptoren Buche (n = 7), Fichte (n = 4) und Klee (n = 1) deutlich geringer als für Weizen. Nachstehend sind die auf ein Diffusionsverhältnis $D_{\text{O}_3}/D_{\text{H}_2\text{O}}$ von 0,663 adjustierten mittleren $g_{\text{Sonnenblatt, stom, max, O}_3}$ -Werte angeführt:

Buche: $g_{\text{Sonnenblatt, stom, max, O}_3} = 162 \text{ mmol O}_3 \text{ m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$

Fichte: $g_{\text{Sonnenblatt, stom, max, O}_3} = 135 \text{ mmol O}_3 \text{ m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$

Klee: $g_{\text{Sonnenblatt, stom, max, O}_3} = 422 \text{ mmol O}_3 \text{ m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$

Die Standardabweichung der Einzelwerte beträgt für Buche 63 und für Fichte 25 $\text{mmol O}_3 \text{ m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$. Der in LRTAP Convention (2010) empfohlene $g_{\text{Sonnenblatt, stom, max, O}_3}$ für Buche wurde aus Messungen im Rahmen des Kranzberger Freiland-O₃-Anreicherungs-experiments (siehe Kapitel 4.1.4.4) abgeleitet (Nunn et al. 2005).

Die Spannbreite der angesetzten maximalen stomatären Leitwerte führt zu einer Ergebnisunsicherheit für die mittleren Gesamtbaum-Biomasseverluste (Luftmessstation Linden (HE), Zeitraum 1997 – 2010) in der Größenordnung von 50 % bei Buche

$g_{\text{Buchenblatt, stom, max, O}_3} = 100 \text{ mmol O}_3 \text{ m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$: Biomasseverlust = $10,9 \pm 1,1 \%$ (53 %)

$g_{\text{Buchenblatt, stom, max, O}_3} = 162 \text{ mmol O}_3 \text{ m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$: Biomasseverlust = $20,7 \pm 1,7 \%$ (100 %)

$g_{\text{Buchenblatt, stom, max, O}_3} = 225 \text{ mmol O}_3 \text{ m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$: Biomasseverlust = $30,2 \pm 2,4 \%$ (146 %)

und von 25 % bei Fichte:

$g_{\text{Fichtennadel, stom, max, O}_3} = 110 \text{ mmol O}_3 \text{ m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$: Biomasseverlust = $3,6 \pm 0,3 \%$ (74 %)

$g_{\text{Fichtennadel, stom, max, O}_3} = 135 \text{ mmol O}_3 \text{ m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$: Biomasseverlust = $4,8 \pm 0,3 \%$ (100 %)

$g_{\text{Fichtennadel, stom, max, O}_3} = 160 \text{ mmol O}_3 \text{ m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$: Biomasseverlust = $6,1 \pm 0,4 \%$ (126 %)

Vergleichbare Rechnungen für Klee sind wegen der Datenbasis ($n = 1$) nicht möglich.

Kernaussage

Die maximalen stomatären Leitwerte für O_3 sind mittlere Werte für die Rezeptoren Weizen, Buche und Fichte, die z.T. aus der Literatur abgeleitet bzw. vor allem durch Messungen der Gießener, Braunschweiger und Freisinger Arbeitsgruppen abgeleitet/validiert wurden.

Die POD_y -Wirkung-Beziehungen für die einzelnen Rezeptoren beziehen sich auf diese mittleren Werte. Die Dosis-Wirkung-Beziehungen können deshalb nicht auf Genotypen mit anderen maximalen stomatären O_3 -Leitwerten übertragen werden.

Die Spannbreite der Ertrags-/Biomasseverluste bei Berücksichtigung der Spannbreite der möglichen maximalen stomatären Leitwerte weist entschieden darauf hin, dass "reale" Verlustrechnungen auf Grundlage des derzeitigen POD_y -Ansatzes nicht möglich sind. Die O_3 -Risikorechnungen erlauben deshalb nur relative Vergleiche (Variabilität von Jahr zu Jahr, standörtliche Unterschiede).

Vollständig ungenügend ist die Datenlage für den Rezeptor Klee als einer der gegenüber O_3 am sensitivsten reagierenden Pflanzenarten des Grünlands. Ohne Erweiterung der experimentellen Basis sind realistische Abschätzungen des Einflusses von O_3 im Hinblick auf eine Gefährdung der Biodiversität nicht möglich.

4.1.4.2 Wichtungsfunktionen zur Berücksichtigung des Einflusses interner und externer Faktoren auf die Stomataöffnungsweite

Im Rahmen der Überarbeitung des *Modelling and Mapping Manual* (LRTAP Convention 2010) wurden die Jarvis-Stewart-Wichtungsfunktionen (siehe Gl. (4.1.7)) validiert bzw. für "moderne" Winterweizensorten angepasst (Grünhage et al. 2012a).

Desgleichen konnten die Wichtungsfunktionen für Buche im Rahmen des Freiland- O_3 -Anreicherungsexperiments im Kranzberger Forst (siehe Kapitel 4.1.4.4) validiert werden. Lediglich für die Wichtungsfunktion f_{Temp} zur Berücksichtigung der Temperatur auf die Stomataöffnungsweite gibt es eine Diskrepanz zwischen den Angaben im LRTAP Convention (2010) für Buche in *Continental Central Europe*

$$T_{\min} = 5 \text{ °C} \qquad T_{\text{opt}} = 16 \text{ °C} \qquad T_{\max} = 33 \text{ °C}$$

und den Messungen im Kranzberger Forst

$$T_{\min} = 8 \text{ °C} \qquad T_{\text{opt}} = 21 \text{ °C} \qquad T_{\max} = 34 \text{ °C}$$

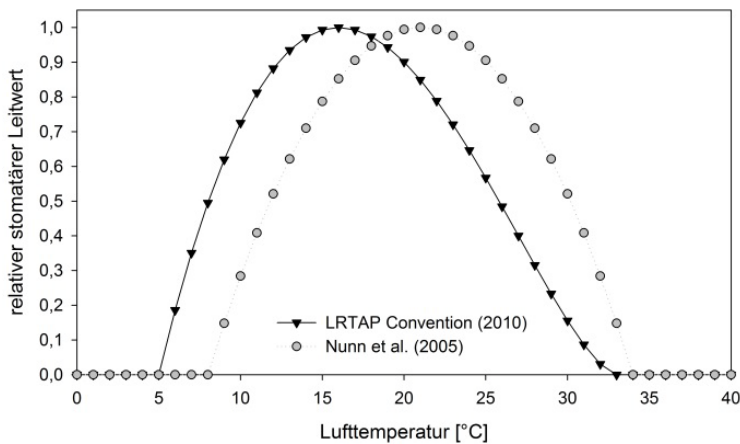
(Abbildung 49).

Für die Abschätzung des O₃-Risikos für Buche in Deutschland wird die Anwendung der Parameter nach Nunn et al. (2005) empfohlen.

Abbildung 50 weist drauf hin, dass die Verwendung des Parametersatzes nach LRTAP Convention (2010) in der f_{Temp} -Funktion i.d.R. in etwas geringen stomatären O₃-Aufnahmeraten resultiert im Vergleich zur Verwendung des für Deutschland relevanteren Parametersatzes nach Nunn et al. (2005).

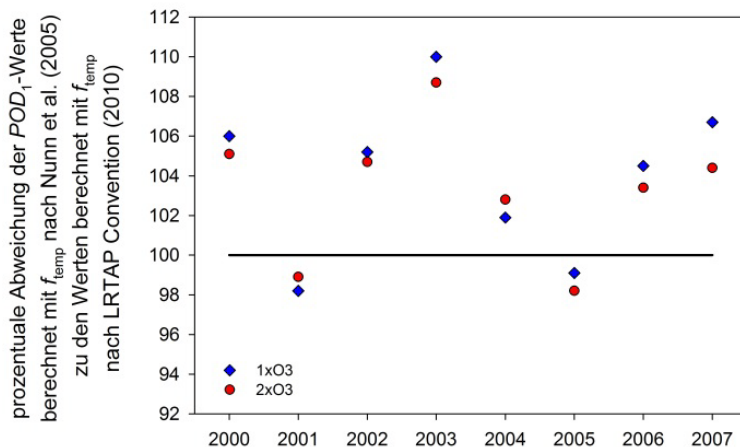
Eine Datenbasis zur Validierung der Jarvis-Stewart-Wichtungsfunktionen für Fichte und Klee existiert derzeit nicht.

Abbildung 49: Jarvis-Stewart-Funktion für Temperatur (f_{Temp}) nach LRTAP Convention (2010) und Nunn et al. (2005)



Quelle: Grünhage et al. (2012b), modifiziert

Abbildung 50: Prozentuale Abweichung der POD_1 -Werte für Buche berechnet mit der Jarvis-Stewart-Funktion für Temperatur (f_{Temp}) nach LRTAP Convention (2010) bzw. Nunn et al. (2005)



Datengrundlage: Freiland-O₃-Anreicherungs experiment im Kranzberger Forst (BY); siehe Kapitel 4.1.4.4

Kernaussage

Die Rezeptor-spezifischen Parameter für die Jarvis-Stewart-Wichtungsfunktionen zur Berücksichtigung des Einflusses interner und externer Faktoren auf die Stomataöffnungsweite wurden für Weizen und Buche validiert.

Für Buche wird zur Berücksichtigung des Einflusses der Temperatur auf die Stomataöffnungsweite für die Anwendung in Deutschland empfohlen, den Parametersatz von Nunn et al. (2005) anzusetzen.

Validierungsexperimente für Fichte und insbesondere für Klee sind erforderlich.

4.1.4.3 Akkumulationszeiträume

Der toxikologisch relevante Akkumulationszeitraum für Weizen wurde für LRTAP Convention (2010) auf Grundlage von Messungen des stomatären Leitwertes des Fahnenblattes aktueller Winterweizensorten in Abhängigkeit vom phänologischen Entwicklungszustand des Bestandes (Grünhage et al. 2012a) auf 200 Gradtage vor bis 700 Gradtage nach dem Eintreten des Phänostadiums "Mitte der Anthese/Blüte" justiert.

Zwei Verfahren werden im *Modelling and Mapping Manual* zur Bestimmung des phänologischen Entwicklungsstadiums "Mitte der Anthese" angeführt:

- phänologische Modelle
- Breitengradmodell

Für Winterweizen in *Central Europe* wird in Anlehnung an das Agrarmeteorologische Modell zur Berechnung der aktuellen Verdunstung (AMBAV) des Deutschen Wetterdienstes angenommen, das mit dem 60. Jahrestag die Winterruhe beendet ist. Das Eintreten des Phänostadiums "Mitte der Anthese" wird über die Temperatursumme von 1024 Gradtagen berechnet (siehe Grünhage et al. 2011a).

Das Breitengradmodell

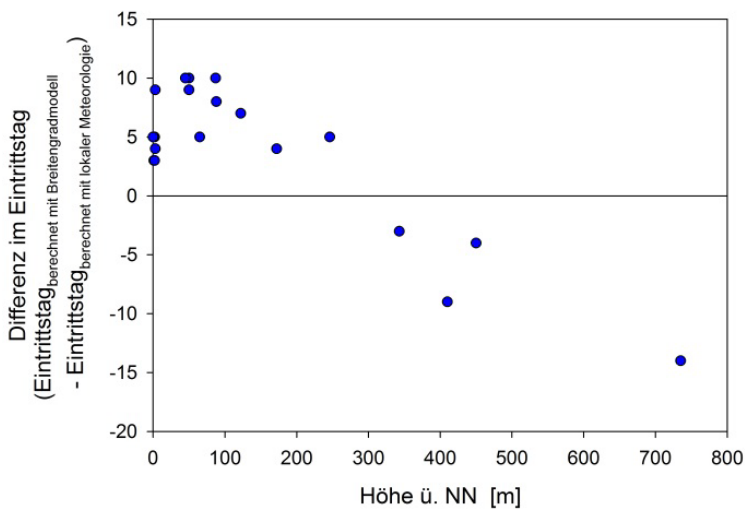
$$\text{Eintrittstag "Mitte der Anthese"} = 2,57 \cdot \text{Breitengrad} + 40 \quad (4.1.20)$$

berücksichtigt derzeit nicht den Einfluss der Höhenlage auf die Temperatur und damit die Pflanzenentwicklung. Abbildung 51 verdeutlicht, dass das derzeitige Breitengradmodell wenig geeignet ist, den Eintrittstag "Mitte der Anthese" realistisch abzuschätzen.

Im Gegensatz zum Breitengradmodell zur Abschätzung des Eintretens des Weizen-Entwicklungsstadiums "Mitte der Anthese" berücksichtigt das Breitengradmodell zur Berechnung von Beginn und Ende der Wachstumsperiode der Buche die Höhenlage. Der Beginn der Wachstumsperiode für Buche wird für den 50. Breitengrad auf den 105. Jahrestag festgesetzt. Pro Breitengrad südlich verfrüht sich der Eintrittstag um 1,5 Tage und verzögert sich nach Norden hin um 1,5 Tage. Das Ende der Wachstumsperiode tritt für den 50. Breitengrad mit dem 297. Jahrestag ein. Pro Breitengrad nördlich verfrüht sich der Eintrittstag um 2 Tage und verzögert sich um 2 Tage nach Süden hin. Pro 1000-Höhenmeter verzögert sich der Beginn der Wachstumsperiode bzw. verfrüht sich das Eintreten der Dormanz um 10 Tage.

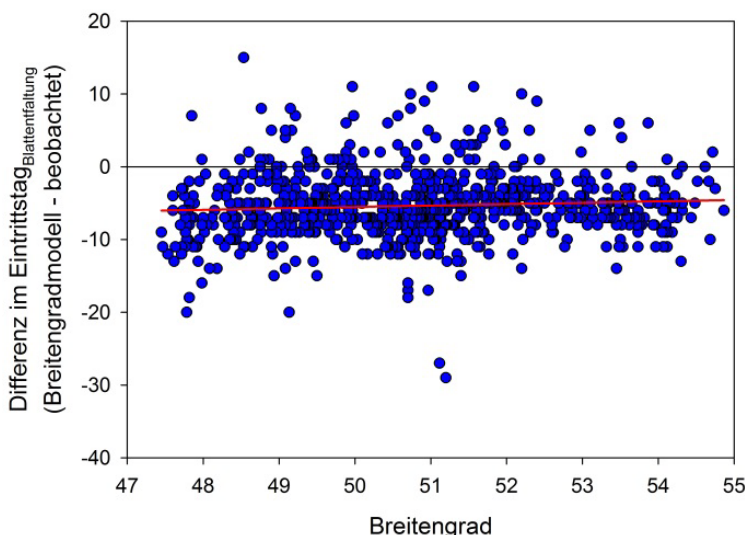
Der modellierte Beginn der Wachstumsperiode spiegelt hierbei das Phänostadium "Blattentfaltung" und das modellierte Ende der Wachstumsperiode das Eintreten der Dormanz wider. Das Eintreten des Phänostadiums "Blattverfärbung" wird nach LRTAP Convention (2010) 20 Tage früher angesetzt.

Abbildung 51: Differenzen im Eintrittstag des Entwicklungsstadiums "Mitte der Anthese" berechnet nach dem Temperatursummenmodell (1024 Gradtage nach Jahrestag 60) bzw. dem Breitengradmodell für 19 Stationen in Deutschland



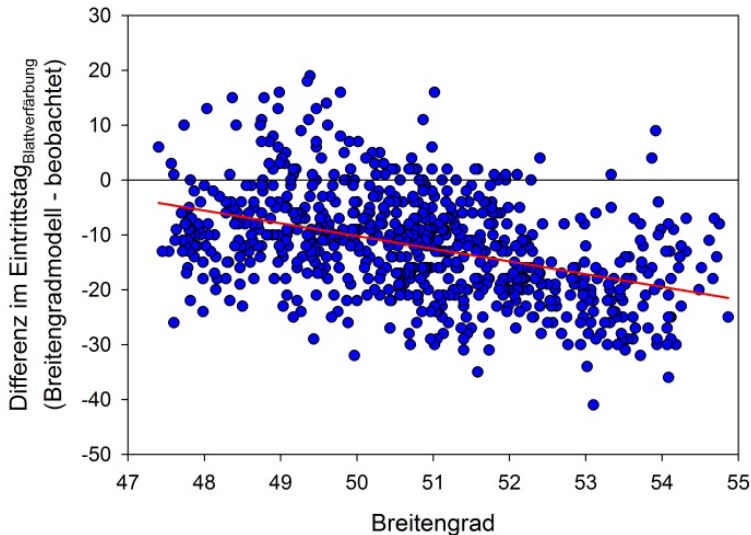
In Abbildung 52 wird der modellierte Beginn der Wachstumsperiode für Buche mit dem beobachteten Eintreten der Blattentfaltung in Deutschland verglichen. Danach setzt die Blattentfaltung der Buche nach dem Breitengradmodell im Mittel 5 Tage früher ein im Vergleich zum mittleren beobachteten Eintritt der Blattentfaltung. Eine starke Breitengradabhängigkeit ist dabei nicht ersichtlich.

Abbildung 52: Differenz zwischen dem Eintritt der Blattentfaltung der Buche abgeschätzt nach dem Breitengradmodell des *Modelling and Mapping Manual* (LRTAP Convention 2010) und dem mittleren beobachteten Eintritt der Blattentfaltung auf Grundlage beobachteter Daten des Deutschen Phänologischen Beobachtungsnetzes im Zeitraum 2001 – 2010 in Abhängigkeit vom Breitengrad



Für das Eintreten der Blattverfärbung ist dagegen eine deutliche Breitengradabhängigkeit zwischen den modellierten und den mittleren beobachteten Eintrittstagen zu verzeichnen. Im Mittel setzt nach dem Breitengradmodell die Blattverfärbung 12 Tage früher ein (Abbildung 53).

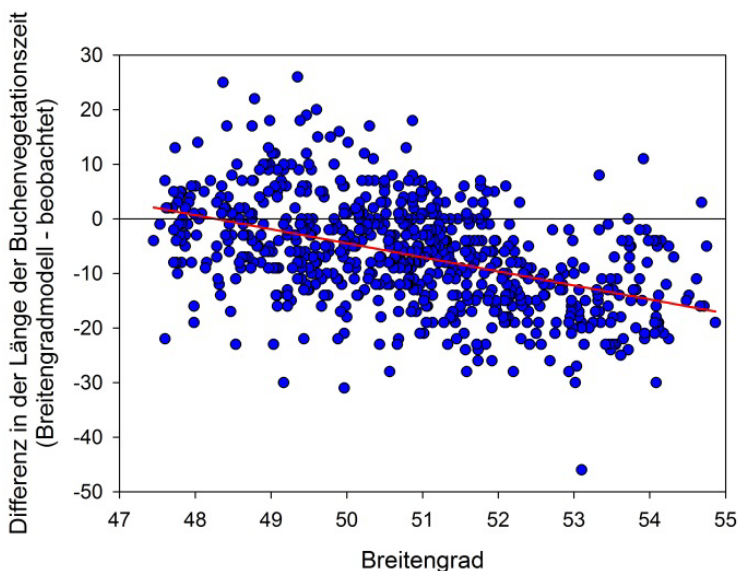
Abbildung 53: Differenz zwischen dem Eintritt der Blattverfärbung der Buche abgeschätzt nach dem Breitengradmodell des *Modelling and Mapping Manual* (LRTAP Convention 2010) und dem mittleren beobachteten Eintritt der Blattverfärbung auf Grundlage beobachteter Daten des Deutschen Phänologischen Beobachtungsnetzes im Zeitraum 2001 – 2010 in Abhängigkeit vom Breitengrad



Die Buchenvegetationszeit ist nach dem Breitengradmodell 7 Tage kürzer, wobei in Analogie zur Blattverfärbung eine deutliche Breitengradabhängigkeit zu verzeichnen ist (Abbildung 54).

Es wird deutlich, dass die Abschätzung der Buchenvegetationszeit nach dem Breitengradmodell des *Modelling and Mapping Manual* verbesserungswürdig ist. Bei einer Etablierung eines Überwachungsnetzes nach Anhang V des Vorschlags der Europäischen Kommission zur Aktualisierung der NEC-Richtlinie (siehe Kapitel 4.1.1) sollte deshalb darauf geachtet werden, dass repräsentative phänologische Beobachtungsdaten zur Verfügung stehen.

Abbildung 54: Differenz zwischen der Länge der Buchenvegetationszeit abgeschätzt nach dem Breitengradmodell des *Modelling and Mapping Manual* (LRTAP Convention 2010) und der Länge der Buchenvegetationszeit auf Grundlage beobachteter Daten des Deutschen Phänologischen Beobachtungsnetzes im Zeitraum 2001 – 2010 in Abhängigkeit vom Breitengrad



Für Fichte wird angenommen, dass die Fichtennadeln oberhalb einer Lufttemperatur von 0 °C physiologisch aktiv sind.

Für Klee wird im *Modelling and Mapping Manual* ein Akkumulationszeitraum von drei Monaten angesetzt (Jahrestag 105 (Mitte April) bis Jahrestag 195 (Mitte Juli)).

Diese dreimonatige Akkumulationsperiode ist nicht konsistent mit der Dauer der Experimente, die die Grundlage der Dosis-Wirkung-Beziehung darstellen (siehe Kapitel 4.1.3; Nussbaum et al. 1995; Gonzáles-Fernández et al. 2008; Hayes et al. 2009). Es können deshalb Biomasseverluste resultieren, die 100 % übersteigen.

Wegen dieser Diskrepanz wird empfohlen, die POD_1 -Werte über 28 Tage gleitend zu berechnen und den höchsten Wert im Zeitraum 1. April bis 30. September zur Abschätzung des potentiellen O_3 -Risikos für Grünland bzw. für dessen Biodiversität heranzuziehen. f_{phen} , f_{O_3} und f_{PAW} werden hierbei mit eins angesetzt.

Kernaussage

Der Akkumulationszeitraum für Weizen wird über den phänologischen Entwicklungszustand "Mitte der Blüte (Anthese)", d.h. der Vollblüte bestimmt. Da dieses Entwicklungsstadium in Deutschland nicht routinemäßig beobachtet wird, ist eine Abschätzung des Eintritts über ein Temperatursummenmodell erforderlich. Für den in Deutschland ökonomisch bedeutenden Winterweizen ist eine entsprechende Rechenvorschrift im *Modelling and Mapping Manual* (LRTAP Convention 2010) beschrieben. Da auch der maximale stomatäre Leitwert und die Jarvis-Stewart-Wichtungsfunktionen für Winterweizen validiert wurden, existiert damit für Winterweizen eine in sich konsistente Parametrisierung.

Der Akkumulationszeitraum für Buche kann über ein sog. Breitengradmodell bestimmt werden. Vergleiche mit phänologischen Beobachtungsdaten zeigen allerdings einige z.T. Breitengrad-abhängige Diskrepanzen. Für die routinemäßige Anwendung wird derzeit die Nutzung des Breitengradmodells empfohlen. Anzustreben ist allerdings, dass in der Umgebung der repräsentativen Messstationen zur Abschätzung des O_3 -Risikos für Buche phänologische Beobachtungsstationen etabliert bzw. derzeitig bereits existierende Beobachtungsstationen in ihrem weiteren Bestehen gesichert werden.

Für den Rezeptor Fichte wird angenommen, dass die Nadeln oberhalb einer Temperatur von 0 °C physiologisch aktiv sind.

Der im *Modelling and Mapping Manual* (LRTAP Convention 2010) beschriebene Akkumulationszeitraum für den Rezeptor Klee steht im Widerspruch zur Dauer der Experimente, die die Datengrundlage für die Dosis-Wirkung-Beziehung bilden. Deshalb wird die Berechnung der POD_1 -Werte über einen Zeitraum von 28 Tagen empfohlen; der höchste POD_1 -Wert im Zeitraum 1. April bis 30. September wird zur Abschätzung des potentiellen O_3 -Risikos für Grünland herangezogen.

4.1.4.4 Dosis-Wirkung-Funktionen

Wie in Kapitel 4.1.3 bereits angeführt, fehlen derzeit Validierungsexperimente für die Rezeptoren Weizen und Klee.

Die POD_V -Wirkung-Beziehungen für Buche und Fichte basieren auf *open-top*-Kammerexperimenten mit jungen Bäumen mit einem Alter bis max. 10 Jahre. Das über acht Jahre (2000 – 2007) laufende Freiland- O_3 -Anreicherungsexperiment im Kranzberger Forst (BY) ist weltweit das einzige Begasungsexperiment mit adulten Buchen und Fichten, welches zur Validierung der im *Modelling*

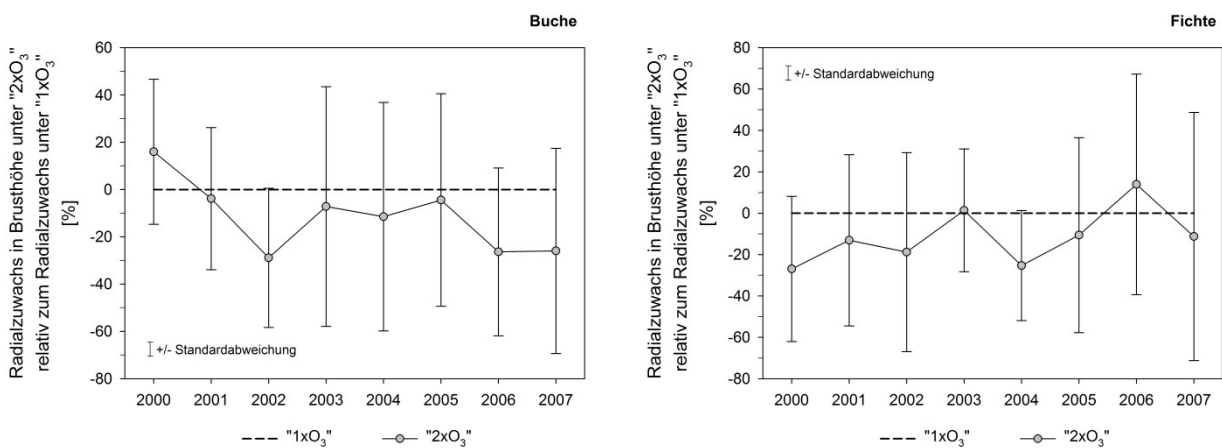
and Mapping Manual (LRTAP Convention 2010) beschriebenen Dosis-Wirkung-Funktionen herangezogen werden kann.

Die Bäume im Kranzberger Forst waren bei geschlossenem Kronendach ca. 60 Jahre alt und bis zu 28 m hoch. Das Volumen von 2000 m³, das die Kronenräume von jeweils fünf benachbarten Buchen- bzw. Fichtenstämmen einschloss, wurde mit einem zweifach erhöhten O₃-Regime begast (2xO₃). Jeweils fünf weitere Buchen und Fichten dienten als Kontrolle (1xO₃, unverändertes O₃-Regime der Umgebungsluft). Jeder Einzelbaum wurde als eigene Fallstudie betrachtet. Zu Details siehe Nunn et al. (2002), Werner & Fabian (2002), Karnosky et al. (2007), Pretzsch et al. (2010) und Matyssek et al. (2007, 2010).

Basierend auf Messungen des Radialzuwachses der Stämme in Brusthöhe (1,3 m) wurde ein mittlerer, statistisch nicht signifikanter Verlust im jährlichen Radialzuwachs von 11,4 % für Fichte und 11,5 % für Buche unter 2xO₃ relativ zum jährlichen Radialzuwachs der Kontrollbäume (1xO₃) beobachtet (Abbildung 55).

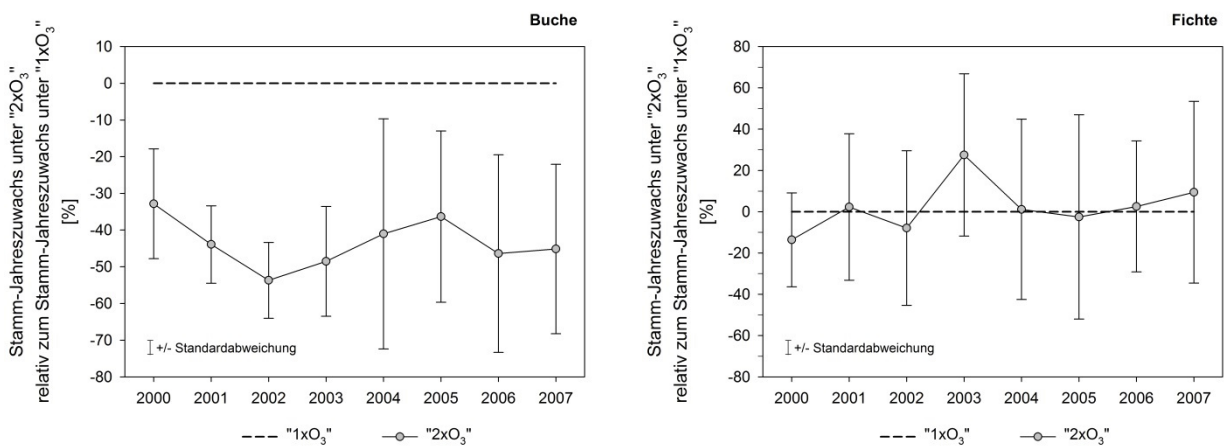
Basierend auf einem allometrischen Ansatz, dem die Stammhöhen-Durchmesserbeziehungen entlang der gesamten Stammlänge und damit die individuelle Stammform zugrunde liegt, ergab sich für Buche ein mittlerer, statistisch signifikanter Stamm-Jahreszuwachsverlust von 43,5 % unter 2xO₃ relativ zum Stamm-Jahreszuwachs unter 1xO₃ (Abbildung 56, links). Ein derartiger Zuwachsverlust war für Fichte nicht beobachtbar, da die durch 2xO₃ veränderte Allometrie im Oberstamm die Reduktion des Radialzuwachses auf Brusthöhe kompensierte. Diese Kompensation führte zu einem mittleren, statistisch nicht signifikanten Stamm-Jahreszuwachs von 2,4 % unter 2xO₃ im Vergleich zum Stammzuwachs der Fichten unter 1xO₃ (Abbildung 56, rechts).

Abbildung 55: Relativer Verlust im jährlichen Radialzuwachs in Brusthöhe (1,3 m) für Buche (links) und Fichte (rechts) unter zweifach erhöhtem O₃-Regime (2xO₃) relativ zum jährlichen Radialzuwachs unter dem O₃-Regime der Umgebungsluft (= 0 %)



Quelle: Grünhage et al. (2013), modifiziert

Abbildung 56: Relativer Stamm-Jahreszuwachsverlust für Buche (links) und Fichte (rechts) unter zweifach erhöhtem O₃-Regime (2xO₃) relativ zum Stamm-Jahreszuwachs unter dem O₃-Regime der Umgebungsluft (= 0 %)

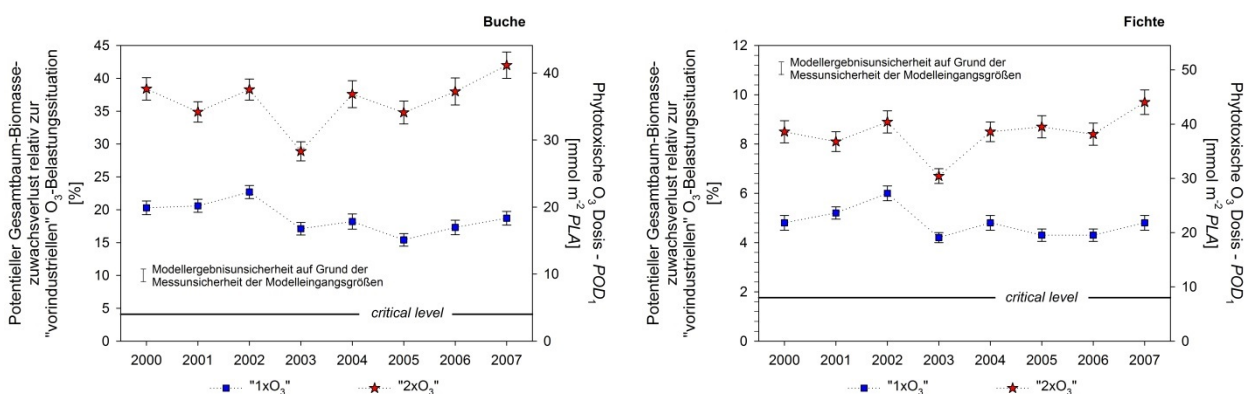


Quelle: Grünhage et al. (2013), modifiziert

Die nach LRTAP Convention (2010) abgeschätzten Phytotoxischen O₃-Dosen und die potentiellen Verluste im jährlichen Biomassezuwachs für Buche und Fichte sind in Abbildung 57 dargestellt. In Abbildung 58 sind die modellierten potentiellen jährlichen Gesamtbaum-Biomassezuwachsverluste (*whole-tree biomass*) und der beobachtete Stamm-Jahreszuwachsverlust für Fichte und Buche unter zweifach erhöhtem O₃-Regime (2xO₃) relativ zum jährlichen Biomasse-/Stammzuwachs unter dem O₃-Regime der Umgebungsluft (1xO₃) zusammengestellt.

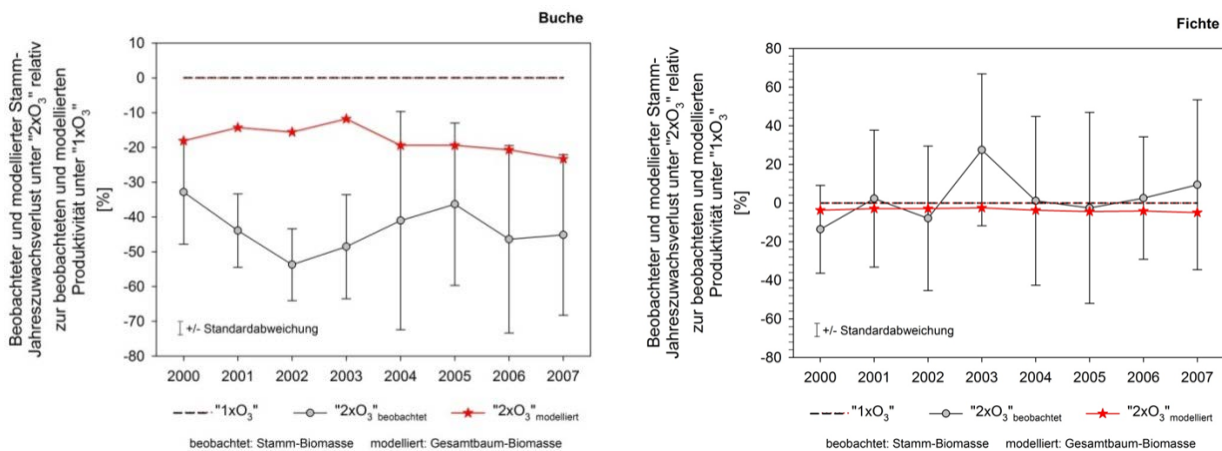
Der Vergleich der beobachteten und modellierten Zuwachsverluste für Fichte unter dem 2xO₃-Regime gegenüber dem Umgebungsluftregime im Kranzberger Forst scheint den im *Modelling and Mapping Manual* beschriebenen stomatären Flussansatz und die assoziierte Wirkungsfunktion zu bestätigen. Für Buche muss hervorgehoben werden, dass der im *Modelling and Mapping Manual* beschriebene Ansatz die Verluste im Stamm-Jahreszuwachs möglicherweise unterschätzt. Berücksichtigt man, dass mit den oberirdischen Zuwachsverlusten unter 2xO₃ eine Steigerung der unterirdischen Biomasseproduktion einherging, so wird der in Abbildung 58 zu verzeichnende Abstand zwischen den Mittelwerten der beobachteten Stamm-Jahreszuwachsverluste und den modellierten Gesamtbaum-Biomassezuwachsverlusten (*whole tree biomass*) geringer.

Abbildung 57: *POD*₁-Werte und potentieller jährlicher Gesamtbaum-Biomassezuwachsverlust (*whole-tree biomass*) für Buche (links) und Fichte (rechts) gegenüber "vorindustrieller" O₃-Belastungssituation unter 1xO₃ und 2xO₃



Quelle: Grünhage et al. (2013), modifiziert

Abbildung 58: Beobachteter Stamm-Jahreszuwachsverlust und modellierter potentieller jährlicher Gesamtbaum-Biomassezuwachsverlust (*whole-tree biomass*) für Buche (links) und Fichte (rechts) unter zweifach erhöhtem O₃-Regime (2xO₃) relativ zum jährlichen Biomasse-/Stammzuwachs unter dem O₃-Regime der Umgebungsluft (= 0 %)



Quelle: Grünhage et al. (2013), modifiziert

Kernaussage

Validierungsexperimente zur Absicherung der Dosis-Wirkung-Funktionen für die Rezeptoren Weizen und Klee fehlen derzeit.

Die *POD*₁-Wirkung-Funktionen für Buche und Fichte konnten über die Ergebnisse des Freiland-O₃-Anreicherungs-experiments im Kranzberger Forst weitgehend bestätigt werden: eine Überschätzung des potentiellen O₃-Risikos konnte ausgeschlossen werden.

Eine fundierte Abschätzung des O₃-Risikos für die Vegetation erfordert die Etablierung neuer und für diese Fragestellung konzipierter Experimente unter Freilandbedingungen. Anzustreben ist die Etablierung von *POD*_γ-Wirkung-Beziehungen auf Bestandesebene.

Messdaten sind die Voraussetzung für die Kalibrierung und Validierung bei der Modellentwicklung.

Die stomatären O₃-Aufnahmen können dabei auf Bestandesebene über Eddy-Kovarianz-Messungen bzw. für Waldbestände über Xylemsaftfluss-Messungen (siehe Kapitel 4.12) validiert werden.

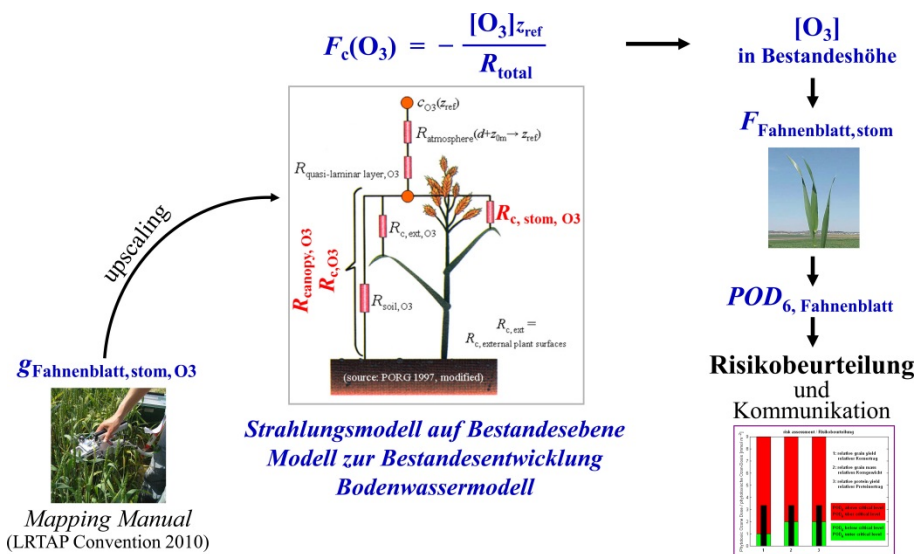
4.2 Transformationsverfahren für O₃-Konzentration und meteorologische Modelleingangsgrößen von Mess- zur Bestandeshöhe

Grundlage der Berechnung der *AOT*₄₀- und *POD*_γ-Indizes sind nach dem 2010er *Modelling and Mapping Manual* (LRTAP Convention 2010) die O₃-Konzentrationen in Bestandeshöhe. Dies erfordert eine Transformation der in einer Referenzhöhe gemessenen O₃-Konzentrationen (und der erforderlichen meteorologischen Inputgrößen) zur Bestandesoberfläche hin. Eine realistische Berechnung der Profile von O₃-Konzentration, Lufttemperatur, Luftfeuchte und horizontaler Windgeschwindigkeit erfordert die Kenntnis der aktuellen Senken-/Quellstärke des Systems Pflanze/Boden sowie die aktuellen atmosphärischen Schichtungsverhältnisse. Die Annahme neutraler Schichtungsverhältnisse führt i.d.R. zur Unterschätzung (tagsüber, während instabiler Schichtungsverhältnisse) bzw. Überschätzung (nachts, während stabiler Schichtungsverhältnisse) der O₃-Konzentration in Bestandeshöhe.

4.2.1 Rezeptor "Winterweizen"

Die Transformation erfolgt für den Rezeptor Winterweizen mit Hilfe eines validierten Bestandes- und Depositionsmodells unter Berücksichtigung der atmosphärischen Schichtungsverhältnisse. Hierzu sowie zur Abschätzung potentieller Ertragsverluste durch O₃ bei Winterweizen wurde in Zusammenarbeit u.a. mit Dr. Braden – Abteilung Agrarmeteorologie, Zentrum für Agrarmeteorologische Forschung Braunschweig, Deutscher Wetterdienst (DWD) – das Modell CRO₃PS_SVAT entwickelt und in Matlab programmiert (vgl. Grünhage et al. 2011a). Abbildung 59 illustriert die vier Schritte der flussbasierten Beurteilung des O₃-Risikos für die Ertragsleistung des Winterweizens auf lokaler Ebene.

Abbildung 59: Flowchart für die Bewertung des lokalen O₃-Risikos für Winterweizen

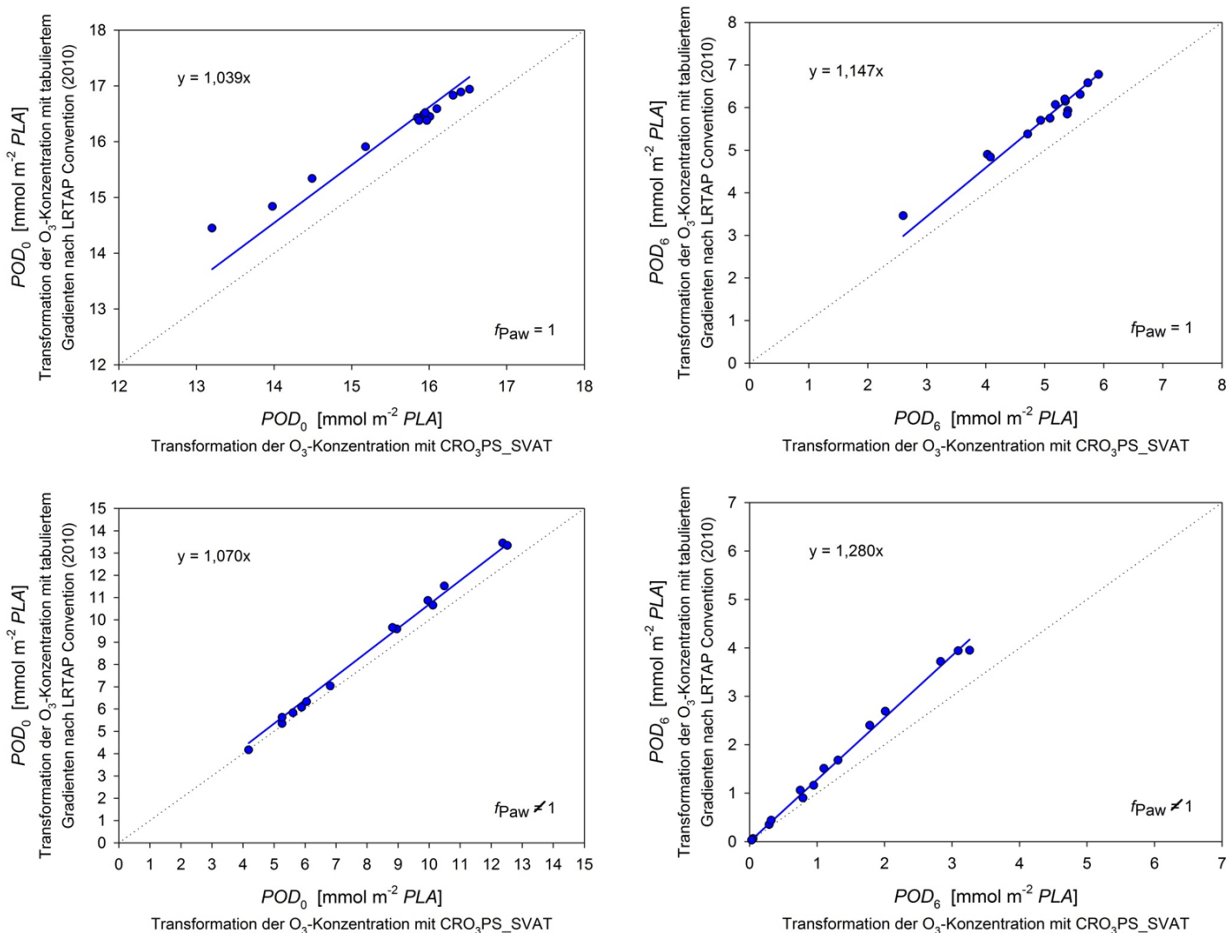


Quelle: Grünhage et al. (2011a), modifiziert

Im ersten Schritt erfolgt ein *upscaling* des stomatären Leitwertes von der Fahnenblatt- zur Bestandesebene mittels validierter Modelle für Bestandesentwicklung und Strahlungshaushalt (zu Einzelheiten siehe Grünhage et al. 2011a). Im zweiten Schritt erfolgt die mikrometeorologische Berechnung des Gesamt-O₃-Flusses (stomatäre O₃-Aufnahme, Deposition auf Boden und externe Pflanzenoberflächen) sowie der O₃-Konzentration in Bestandeshöhe. Zur Berücksichtigung des Einflusses des Bodenwasserhaushalts auf den Stoff- und Energieaustausch wurde ein einschichtiges Bodenwassermodell parametrisiert und validiert (vgl. Kapitel 4.3.2). Im Schritt drei wird die O₃-Aufnahme des Fahnenblattes sowie die Phytotoxische O₃-Dosis POD_6 berechnet. Im Schritt vier werden schließlich auf Grundlage der POD_6 -Wirkungs-Beziehungen die potentiellen Ertragsverluste berechnet und der POD_6 -Wert mit den *critical level* für Kornertrag, 1000-Korngewicht und Proteinertrag in Beziehung gesetzt.

Der Modellansatz vereinfacht sich, wenn der Einfluss der atmosphärischen Schichtungsverhältnisse auf den ökosystemaren Stoff- und Energieaustausch vernachlässigt wird, d.h. eine neutral geschichtete Atmosphäre angenommen wird. Eine vergleichende Beurteilung der Modellansätze anhand der POD_6 -Werte findet sich in Kapitel 4.6.1. Die im *Modelling and Mapping Manual* vorgeschlagene vereinfachte Transformation der O₃-Konzentration mittels tabulierter Gradienten (LRTAP Convention 2010) führt zu signifikant höheren stomatären O₃-Aufnahmeraten im Vergleich zu den mit dem Depositionsmodell CRO₃PS_SVAT berechneten POD_6 -Werten. Abbildung 60 verdeutlicht, dass ein konstanter Transformationsfaktor nicht zielführend ist.

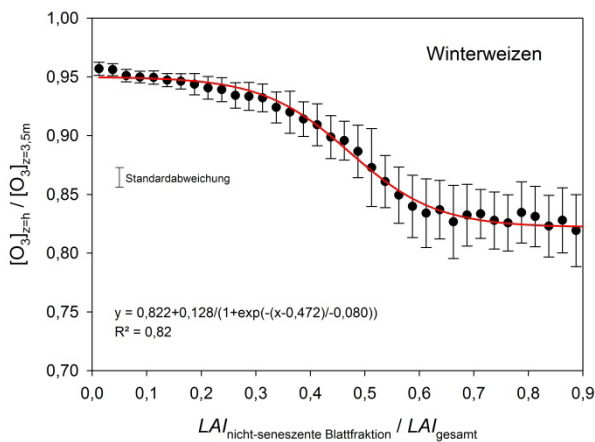
Abbildung 60: POD_0 - (links) und POD_6 -Werte (rechts) für Winterweizen bei optimalem pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalt PAW (*worst-case*-Szenario, $f_{PAW} = 1$; oben) bzw. "aktuellem" pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalt PAW ($f_{PAW} \neq 1$, Bodenart Su2; unten) berechnet mit Transformation der in $z = 3,5$ m Höhe über Grund gemessenen O_3 -Konzentrationen mittels eines konstanten Faktors nach LRTAP Convention (2010) vs. den Werten mit Transformation auf mikrometeorologischer Basis mit dem Modell CRO_3PS_SVAT



Referenzstation Linden (HE), Datengrundlage: 1997 – 2010

Abbildung 61 illustriert, dass das Verhältnis zwischen den O_3 -Konzentrationen in Bestandes- und Messhöhe eine Abhängigkeit vom physiologischen Entwicklungszustand des Winterweizenbestandes aufweist: das Verhältnis steigt mit sinkender Blattfläche der nicht-seneszenten, d.h. stoffwechselaktiven Blattfraktion. Eine vergleichende Beurteilung anhand der POD_6 -Werte bei Verwendung des Depositions- bzw. des Regressionsmodells zur Transformation der O_3 -Konzentrationen findet sich in Kapitel 4.6.2.

Abbildung 61: Regressionsmodell zur Transformation der in $z = 3,5$ m Höhe gemessenen O_3 -Konzentration ($[O_3]_{z=3,5m}$) zur Bestandeshöhe ($[O_3]_{z=h}$) in Abhängigkeit vom Verhältnis des Blattflächenindex (LA) der nicht-seneszenten Blattfraktion zum Blattflächenindex des Gesamtbestandes im Beurteilungszeitraum



Referenzstation Linden (HE), Datengrundlage: 1997 – 2010; Globalstrahlung $>400 \text{ W m}^{-2}$

4.2.2 Rezeptorengruppe "Wald"

Die Transformation der O_3 -Konzentrationen und meteorologischen Größen aus Messhöhe zur Bestandeshöhe von Waldbeständen erfordert aus mikrometeorologischer Sicht zunächst eine Transformation der Größen aus Messhöhe in eine Höhe von 50 m und von dort zurück zur Bestandeshöhe der Waldbestände. Neben der Berücksichtigung der atmosphärischen Schichtungsverhältnisse sind für die Transformation die Kenntnis der aktuellen Senken-/Quelleneigenschaften der Vegetation des Messstationstandortes und deren aerodynamischen Eigenschaften (Rauigkeitslänge, Nullebenenverschiebung) erforderlich. Parallel wird die Kenntnis der Senken-/Quellstärke des Waldbestandes und seiner aerodynamischen Eigenschaften benötigt. Bei der Transformation unter stabilen atmosphärischen Schichtungsverhältnissen ist zu berücksichtigen, dass der sog. *constant-flux-layer* auf wenige Meter über Bestandesobergrenze begrenzt ist und die Luft darüber im sog. *z-less-state* ist (vgl. Grünhage & Haenel 2008, Appendix K).

Demzufolge existieren zumindest drei Problembereiche, die zu erhöhten Ergebnisunsicherheiten für die Risikoabschätzung für Buche und Fichte führen:

- Eigenschaften der Vegetation der Umgebung der Messstation
- Beschränkung der Monin-Obukhov-Theorie bei stabilen Schichtungsverhältnissen auf Bestandesnähe (vgl. Grünhage & Haenel 2008, Appendix K)
- Eigenschaften des Waldbestandes

Die Eigenschaften des Waldbestandes und damit z.B. auch die O_3 -Konzentration in Bestandeshöhe hängen von der Artenzusammensetzung und der Anzahl der Bäume pro Hektar ab. Die Risikoabschätzung nach dem *Modelling and Mapping Manual* (LRTAP Convention 2010) erfolgt allerdings nicht für Waldbestände, sondern für Buche oder Fichte als Einzelbäume innerhalb des Bestandes. Eine Validierung des Transformationsverfahrens würde deshalb mikrometeorologische Messungen über einem Reinbestand erfordern.

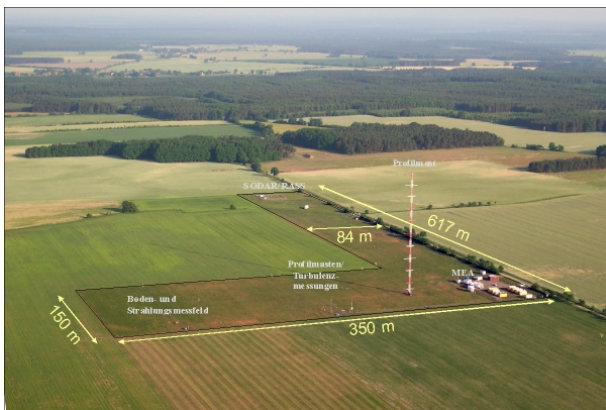
Da derartige Daten nicht zur Verfügung stehen, erscheint es angebracht, die relevanten Profile (O_3 , meteorologische Parameter) nicht bis in 50 m Höhe zu berechnen sondern lediglich bis für die im *Modelling and Mapping Manual* angegebenen Baumhöhen (Buche_{CCE} = 25 m, Fichte_{CCE} = 20 m; CCE:

Continental Central Europe) und diese Werte dann als Grundlage für die Berechnung der stomatären O₃-Aufnahme zu verwenden.

4.2.2.1 Meteorologische Eingangsgrößen

Die Transformation von horizontaler Windgeschwindigkeit, Lufttemperatur und rel. Luftfeuchte erfolgt deshalb nach einem vereinfachten Ansatz über Regressionen auf Basis der Daten des Meteorologischen Observatoriums Lindenberg des Deutschen Wetterdienstes, einer Station, die in idealer Weise die Anforderungen an eine mikrometeorologische Messstation erfüllt (Abbildung 62).

Abbildung 62: Ansicht des Grenzschicht-Messfeldes Falkenberg des Meteorologischen Observatoriums Lindenberg des Deutschen Wetterdienstes



Quelle: www.dwd.de/mol

Die Ableitung der Regressionsgleichungen erfolgte auf Basis der Daten von 2006, die Validierung mit den Daten von 2003. Dabei werden jeweils drei Fälle unterschieden:

- Fall 1: Globalstrahlung = 0 W m⁻²
- Fall 2: 0 W m⁻² < Globalstrahlung ≤ 200 W m⁻²
- Fall 3: Globalstrahlung > 200 W m⁻²

Mit diesen drei Fällen wird dem Tagesgang der atmosphärischen Schichtungsverhältnisse Rechnung getragen.

(1) horizontale Windgeschwindigkeit u

Fall 1: Globalstrahlung = 0 W m⁻²

$$\begin{aligned} u_{20\text{m}} &= 1,026 \cdot u_{10\text{m}} + (0,0415 \cdot 20 - 0,4046) \\ u_{25\text{m}} &= 1,026 \cdot u_{10\text{m}} + (0,0415 \cdot 25 - 0,4046) \end{aligned} \quad (4.2.1)$$

$$\begin{aligned} 2006 \quad u_{20\text{m, nach Regression}} \text{ vs. } u_{20\text{m, gemessen}} : \\ u_{20\text{m, nach Regression}} &= 0,9892 \cdot u_{20\text{m, gemessen}} \quad R^2 = 0,98 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} 2003 \quad \text{Validierung :} \\ u_{20\text{m, nach Regression}} &= 0,9809 \cdot u_{20\text{m, gemessen}} \quad R^2 = 0,99 \end{aligned}$$

Fall 2: 0 W m⁻² < Globalstrahlung ≤ 200 W m⁻²

$$\begin{aligned} u_{20\text{m}} &= u_{10\text{m}} \cdot (0,1702 \cdot \ln(20) + 0,6043) \\ u_{25\text{m}} &= u_{10\text{m}} \cdot (0,1702 \cdot \ln(25) + 0,6043) \end{aligned} \quad (4.2.2)$$

2006 $u_{20\text{ m, nach Regression}}$ vs. $u_{20\text{ m, gemessen}}$:

$$u_{20\text{ m, nach Regression}} = 1,0037 \cdot u_{20\text{ m, gemessen}} \quad R^2 = 0,99$$

2003 Validierung :

$$u_{20\text{ m, nach Regression}} = 0,9965 \cdot u_{20\text{ m, gemessen}} \quad R^2 = 0,98$$

Fall 3: Globalstrahlung > 200 W m⁻² (siehe Abbildung 63)

$$u_{20\text{ m}} = u_{10\text{ m}} \cdot (0,1053 \cdot \ln(20) + 0,7584) \quad (4.2.3)$$

$$u_{25\text{ m}} = u_{10\text{ m}} \cdot (0,1053 \cdot \ln(25) + 0,7584)$$

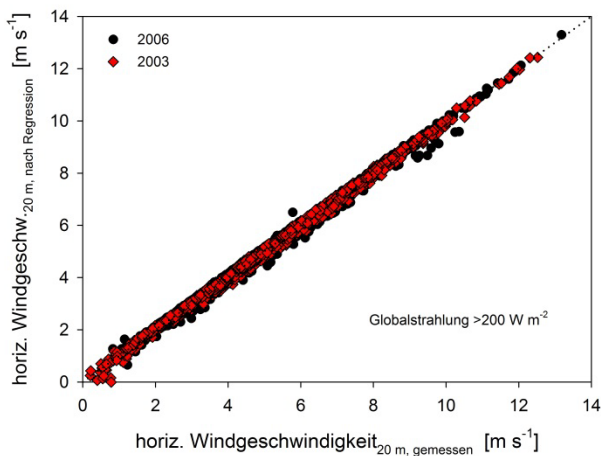
2006 $u_{20\text{ m, nach Regression}}$ vs. $u_{20\text{ m, gemessen}}$:

$$u_{20\text{ m, nach Regression}} = 0,9975 \cdot u_{20\text{ m, gemessen}} \quad R^2 = 0,99$$

2003 Validierung :

$$u_{20\text{ m, nach Regression}} = 1,0000 \cdot u_{20\text{ m, gemessen}} \quad R^2 = 0,99$$

Abbildung 63: Modellierte vs. gemessene horizontale Windgeschwindigkeit in z = 20 m über Grund



(2) Lufttemperatur t_{Luft}

Fall 1: Globalstrahlung = 0 W m^{-2}

$$t_{\text{Luft}, 20 \text{ m}} = t_{\text{Luft}, 2 \text{ m}} \cdot (0,0342215 \cdot \ln(20) + 0,977781) \quad (4.2.4)$$

$$t_{\text{Luft}, 25 \text{ m}} = t_{\text{Luft}, 2 \text{ m}} \cdot (0,0342215 \cdot \ln(25) + 0,977781)$$

2006 $t_{\text{Luft}, 20 \text{ m, nach Regression}}$ vs. $t_{\text{Luft}, 20 \text{ m, gemessen}}$:

$$t_{\text{Luft}, 20 \text{ m, nach Regression}} = 0,9909 \cdot t_{\text{Luft}, 20 \text{ m, gemessen}} \quad R^2 = 0,98$$

2003 Validierung :

$$t_{\text{Luft}, 20 \text{ m, nach Regression}} = 0,9809 \cdot t_{\text{Luft}, 20 \text{ m, gemessen}} \quad R^2 = 0,99$$

Fall 2: $0 \text{ W m}^{-2} < \text{Globalstrahlung} \leq 200 \text{ W m}^{-2}$

$$t_{\text{Luft}, 20 \text{ m}} = t_{\text{Luft}, 2 \text{ m}} \cdot (0,013848 \cdot \ln(20) + 0,991433) \quad (4.2.5)$$

$$t_{\text{Luft}, 25 \text{ m}} = t_{\text{Luft}, 2 \text{ m}} \cdot (0,013848 \cdot \ln(25) + 0,991433)$$

2006 $t_{\text{Luft}, 20 \text{ m, nach Regression}}$ vs. $t_{\text{Luft}, 20 \text{ m, gemessen}}$:

$$t_{\text{Luft}, 20 \text{ m, nach Regression}} = 0,9969 \cdot t_{\text{Luft}, 20 \text{ m, gemessen}} \quad R^2 = 0,99$$

2003 Validierung :

$$t_{\text{Luft}, 20 \text{ m, nach Regression}} = 0,9958 \cdot t_{\text{Luft}, 20 \text{ m, gemessen}} \quad R^2 = 0,99$$

Fall 3: Globalstrahlung $> 200 \text{ W m}^{-2}$ (siehe Abbildung 64)

$$t_{\text{Luft}, 20 \text{ m}} = t_{\text{Luft}, 2 \text{ m}} \cdot (1,0096 - 0,0127877 \cdot \ln(20)) \quad (4.2.6)$$

$$t_{\text{Luft}, 25 \text{ m}} = t_{\text{Luft}, 2 \text{ m}} \cdot (1,0096 - 0,0127877 \cdot \ln(25))$$

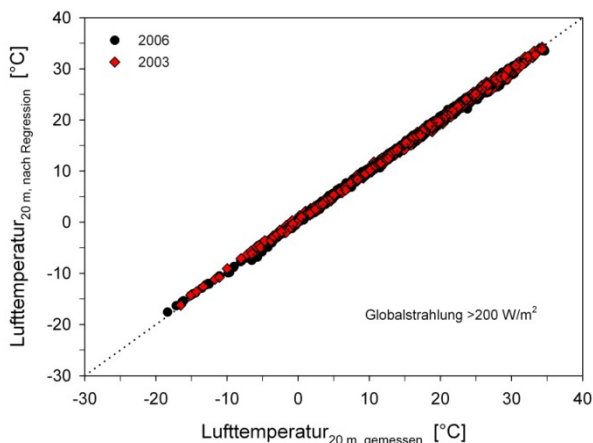
2006 $t_{\text{Luft}, 20 \text{ m, nach Regression}}$ vs. $t_{\text{Luft}, 20 \text{ m, gemessen}}$:

$$t_{\text{Luft}, 20 \text{ m, nach Regression}} = 0,9969 \cdot t_{\text{Luft}, 20 \text{ m, gemessen}} \quad R^2 = 0,99$$

2003 Validierung :

$$t_{\text{Luft}, 20 \text{ m, nach Regression}} = 1,0000 \cdot t_{\text{Luft}, 20 \text{ m, gemessen}} \quad R^2 = 0,99$$

Abbildung 64: Modellierte vs. gemessene Lufttemperatur in $z = 20 \text{ m}$ über Grund



(3) rel. Luftfeuchte rH

Fall 1: Globalstrahlung = 0 W m^{-2}

$$\begin{aligned} rH_{\text{Luft}, 20 \text{ m}} &= (4,699 - 8,34422 \cdot \ln(20)) + rH_{\text{Luft}, 2 \text{ m}} \cdot (0,962134 + 0,0746416 \cdot \ln(20)) \\ rH_{\text{Luft}, 25 \text{ m}} &= (4,699 - 8,34422 \cdot \ln(25)) + rH_{\text{Luft}, 2 \text{ m}} \cdot (0,962134 + 0,0746416 \cdot \ln(25)) \end{aligned} \quad (4.2.7)$$

2006 $rH_{\text{Luft}, 20 \text{ m, nach Regression}}$ vs. $rH_{\text{Luft}, 20 \text{ m, gemessen}}$:

$$rH_{\text{Luft}, 20 \text{ m, nach Regression}} = 0,9979 \cdot rH_{\text{Luft}, 20 \text{ m, gemessen}} \quad R^2 = 0,91$$

2003 Validierung :

$$rH_{\text{Luft}, 20 \text{ m, nach Regression}} = 1,0212 \cdot rH_{\text{Luft}, 20 \text{ m, gemessen}} \quad R^2 = 0,90$$

Fall 2: $0 \text{ W m}^{-2} < \text{Globalstrahlung} \leq 200 \text{ W m}^{-2}$

$$\begin{aligned} rH_{\text{Luft}, 20 \text{ m}} &= (2,3288 - 3,86806 \cdot \ln(20)) + rH_{\text{Luft}, 2 \text{ m}} \cdot (0,986155 + 0,027964 \cdot \ln(20)) \\ rH_{\text{Luft}, 25 \text{ m}} &= (2,3288 - 3,86806 \cdot \ln(25)) + rH_{\text{Luft}, 2 \text{ m}} \cdot (0,986155 + 0,027964 \cdot \ln(25)) \end{aligned} \quad (4.2.8)$$

2006 $rH_{\text{Luft}, 20 \text{ m, nach Regression}}$ vs. $rH_{\text{Luft}, 20 \text{ m, gemessen}}$:

$$rH_{\text{Luft}, 20 \text{ m, nach Regression}} = 0,9879 \cdot rH_{\text{Luft}, 20 \text{ m, gemessen}} \quad R^2 = 0,95$$

2003 Validierung :

$$rH_{\text{Luft}, 20 \text{ m, nach Regression}} = 1,0091 \cdot rH_{\text{Luft}, 20 \text{ m, gemessen}} \quad R^2 = 0,95$$

Fall 3: Globalstrahlung $> 200 \text{ W m}^{-2}$ (siehe Abbildung 65)

$$\begin{aligned} rH_{\text{Luft}, 20 \text{ m}} &= rH_{\text{Luft}, 2 \text{ m}} \cdot (1,0096 - 0,0127877 \cdot \ln(20)) \\ rH_{\text{Luft}, 25 \text{ m}} &= rH_{\text{Luft}, 2 \text{ m}} \cdot (1,0096 - 0,0127877 \cdot \ln(25)) \end{aligned} \quad (4.2.9)$$

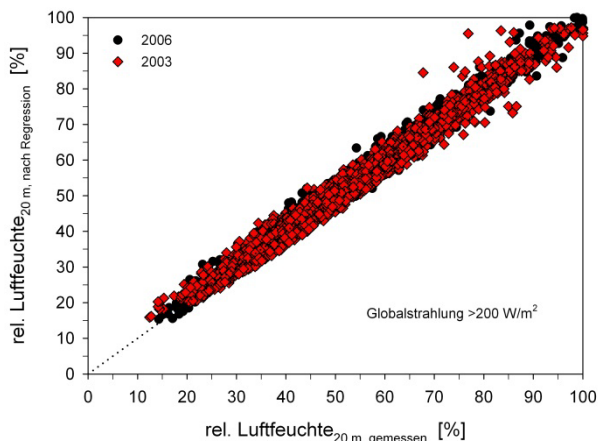
2006 $rH_{\text{Luft}, 20 \text{ m, nach Regression}}$ vs. $rH_{\text{Luft}, 20 \text{ m, gemessen}}$:

$$rH_{\text{Luft}, 20 \text{ m, nach Regression}} = 1,0006 \cdot rH_{\text{Luft}, 20 \text{ m, gemessen}} \quad R^2 = 0,99$$

2003 Validierung :

$$rH_{\text{Luft}, 20 \text{ m, nach Regression}} = 0,9922 \cdot rH_{\text{Luft}, 20 \text{ m, gemessen}} \quad R^2 = 0,98$$

Abbildung 65: Modellierte vs. gemessene rel. Luftfeuchte in $z = 20 \text{ m}$ über Grund



4.2.2.2 O₃-Konzentration

Folgende Informationen stehen für die Ableitung eines Transformationsverfahrens für die O₃-Konzentration von Mess- ($[O_3]_{z=z_{ref}}$) auf Bestandeshöhe ($[O_3]_{z=h}$) zur Verfügung:

- (a) Transformationsfaktor_{Messhöhe → Bestandeshöhe} = 1,1 nach Krause et al. (2002)
- (b) Transformationsfaktor_{Messhöhe → Bestandeshöhe} nach tabuliertem Gradienten in LRTAP Convention (2010)

Da die Messhöhen der O₃-Konzentration in den lufthygienischen Messnetzen variieren (siehe Kapitel 4.4), wurde auf Grundlage des tabulierten Gradienten für Waldbäume im *Modelling and Mapping Manual* folgende Transformationsfunktion abgeleitet (gerundet wird auf zwei Stellen nach dem Komma):

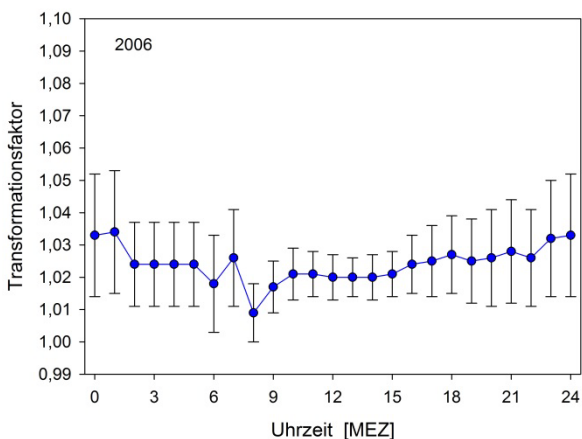
$$\frac{[O_3]_{z=h}}{[O_3]_{z=z_{ref}}} = \frac{1}{\{0,96834 + 0,0110781 \cdot \ln([O_3]_{z=z_{ref}})\}^2} \quad (4.2.10)$$

Für die Standardmesshöhe der O₃-Konzentration von $z = 3,5$ m über Grund errechnet sich ein Transformationsfaktor von 1,04.

- (c) Transformationsfaktor_{Messhöhe → Bestandeshöhe} nach Angaben aus LOTOS-EUROS

Grundlage dieser Auswertung sind die in LOTOS-EUROS modellierten O₃-Konzentrationen. Aus dem Quotienten O₃-Konzentration der Modellierung für Bestandeshöhe *versus* Messhöhe ergibt sich ein Modelldaten-basierter Transformationsfaktor. Die Auswertung beruht auf den Daten für die zugehörigen Raster der Luftmessstationen Linden (He) und Riedstadt (He) sowie der Forschungsstation im Kranzberger Forst (Abbildung 66).

Abbildung 66: Mittlerer Tagesgang des Transformationsfaktors_{2,5m → 25m} für 2006



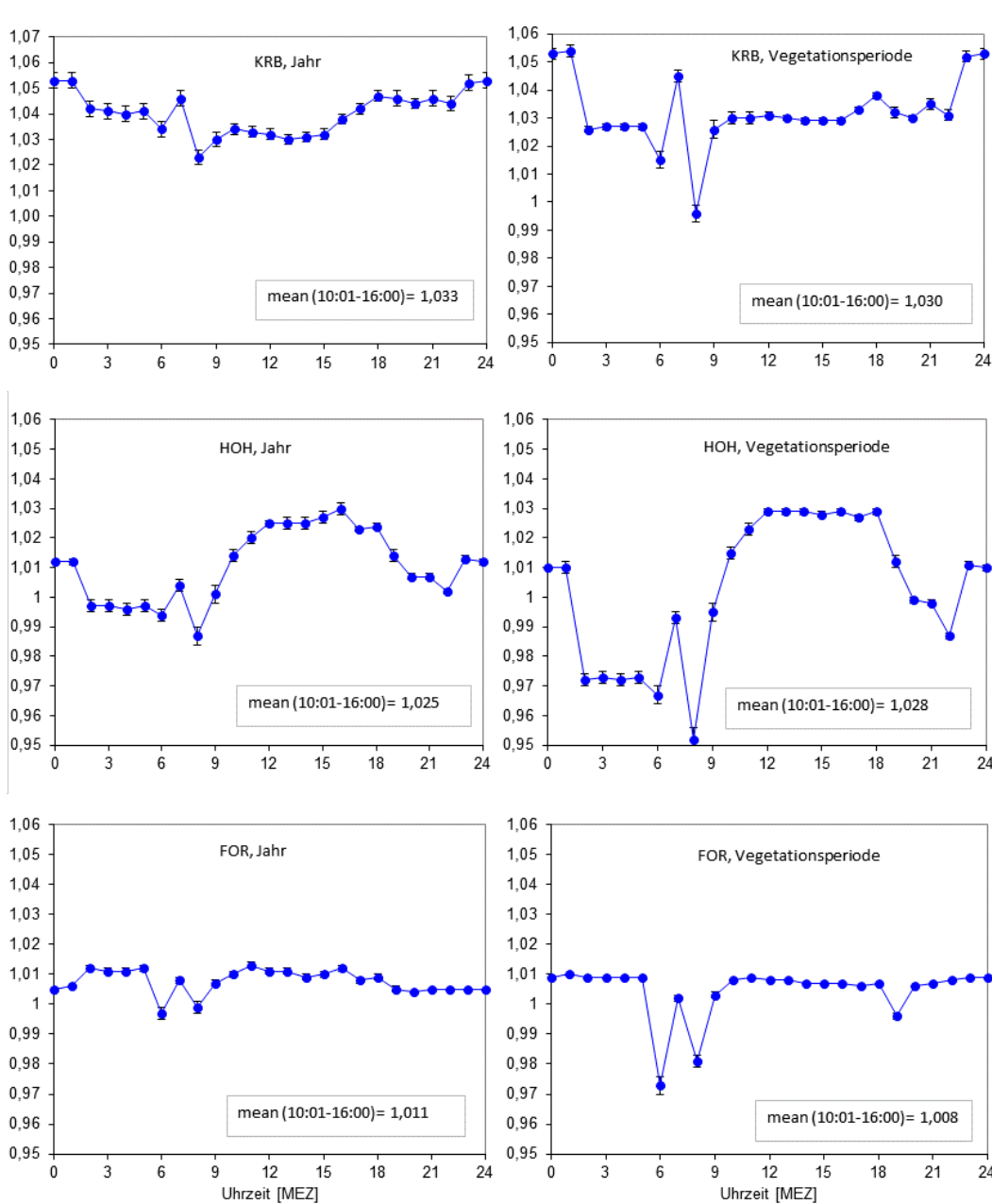
Der mittlere Transformationsfaktor zwischen 9 und 18 Uhr ist $1,022 \pm 0,003$.

Außerdem wurde der Transformationsfaktor für LOTOS-EUROS-modellierte O₃-Konzentrationen als mittlerer Tagesgang sowohl für das gesamte Jahr als auch die Vegetationsperiode 2006 für die Rasterausschnitte über den Waldbeständen Kranzberger Forst KRB, Hohenpeißenberg HOH, Forellenbach FOR bestimmt (Abbildung 67).

Der Transformationsfaktor war während der Hauptlichtstunden von ca. 11 – 16 Uhr am stabilsten. Für die Verwendung für Laubbestände wurden die Daten innerhalb der Vegetationszeit (Mai – Sep) zusammengefasst. Somit ergibt sich für die LOTOS-EUROS-modellierten O₃-Konzentrationen während der Vegetationszeit (Mai – Sep) und die Haupt-Tageslichtstunden (11 – 16 Uhr) ein

Modelldaten-basierter Transformationsfaktor von 1,030, 1,028 bzw. 1,008 (Mittel: 1,022 ± 0,01) für KRB, HOH bzw. FOR.

Abbildung 67: Mittlerer Tagesgang des LOTOS-EUROS-basierten Transformationsfaktors für die Berechnung der O₃-Konzentration über Waldbestand (Mischbestände) aus Daten in Messhöhe (2,5 m über Grund) jeweils für das gesamte Jahr und die Vegetationsperiode (Mai – Sep) an den Standorten Kranzberger Forst (KRB), Hohenpeißenberg (HOH) und Forellenbach-Bayerischer Wald (FOR) im Jahr 2006, Transformationsfaktor: Quotient der LOTOS-EUROS modellierten O₃-Konzentrationen über Bestand (25 m über Grund) und der LOTOS-EUROS modellierten O₃-Konzentration auf Messhöhe (2,5 m über Grund)



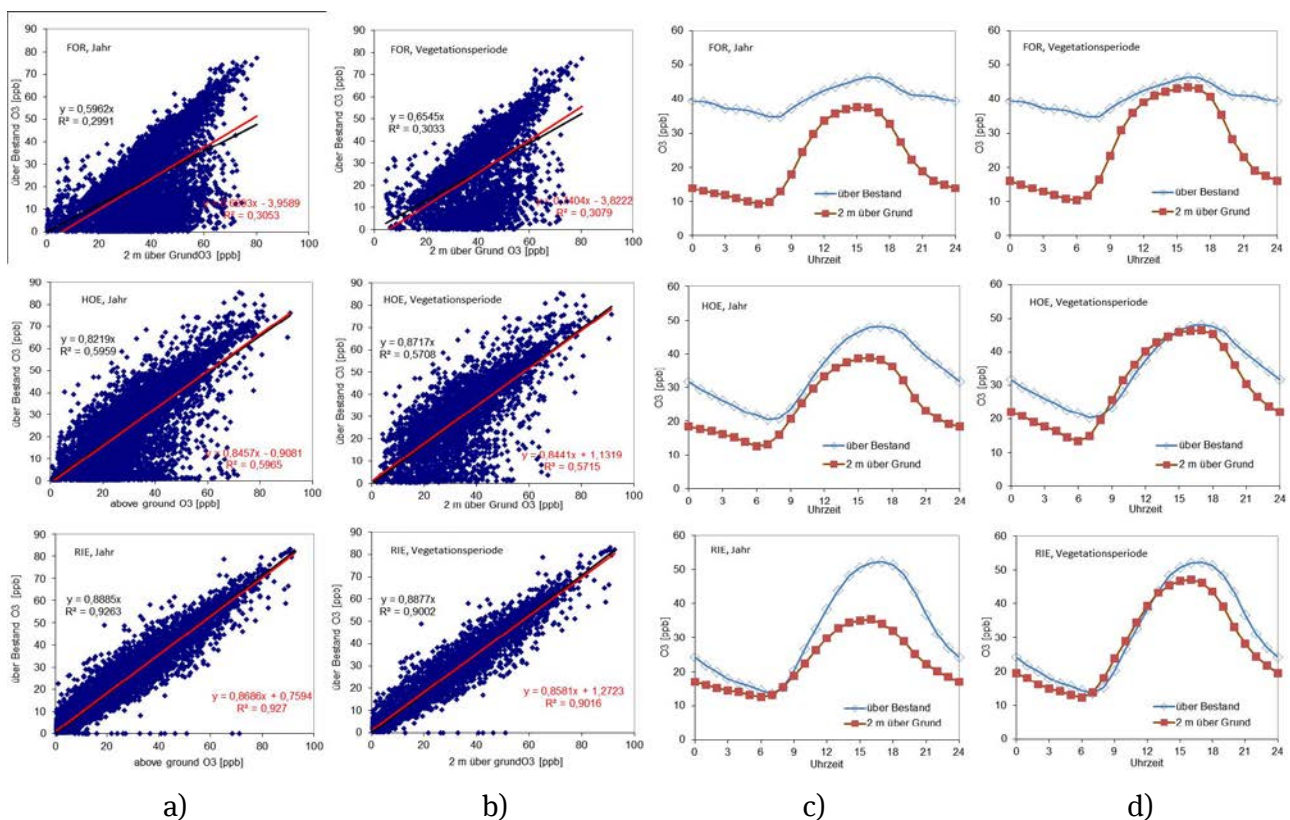
(d) Transformationsfaktor_{Messhöhe → Bestandeshöhe} abgeleitet aus Messungen an Waldbeständen

Zusätzlich wurden die Transformationsfaktoren der O₃-Konzentration von Messhöhe (4 m über Grund) auf Bestandeshöhe (ca. 25 m über Grund) exemplarisch für Waldbestände (Buche-Fichte- bzw.

Eiche-Buche-Mischbestände oder Fichtennaturverjüngung) erstellt, in denen auch gemessene O₃-Konzentrationen vorlagen. Messdaten über Bestand für adulte Reinbestände liegen nicht vor.

Zur Übersicht sind die Korrelationen und mittleren Tagesgänge für die gemessenen Ozonkonzentrationen über Bestand für das Jahr 2011 (Jahr, Vegetationsperiode) und die Wald-Messtandorte Forellenbach (FOR), Höglwald (HOE) und Riedenburg (RIE) dargestellt sowie an den jeweiligen Luftmessstationen die O₃-Konzentrationen in Messhöhe (4 m über Grund; Abbildung 68).

Abbildung 68: Korrelation (a, b) gemessener O₃-Konzentrationen (Stundenwerte) über Waldbestand (ca. 25 m über Grund) und auf Messhöhe (4 m über Grund) an den jeweiligen Luftmessstationen und mittlerer Tagesgang der O₃-Konzentration (c, d) jeweils für das gesamte Jahr und die Vegetationsperiode (Mai – Sep) für die Wald-Standorte Forellenbach-Bayerischer Wald (FOR), Höglwald (HOE) und Riedenburg (RIE) und die jeweiligen Luftmessstationen (Regen, Neustadt, Augsburg) im Jahr 2011

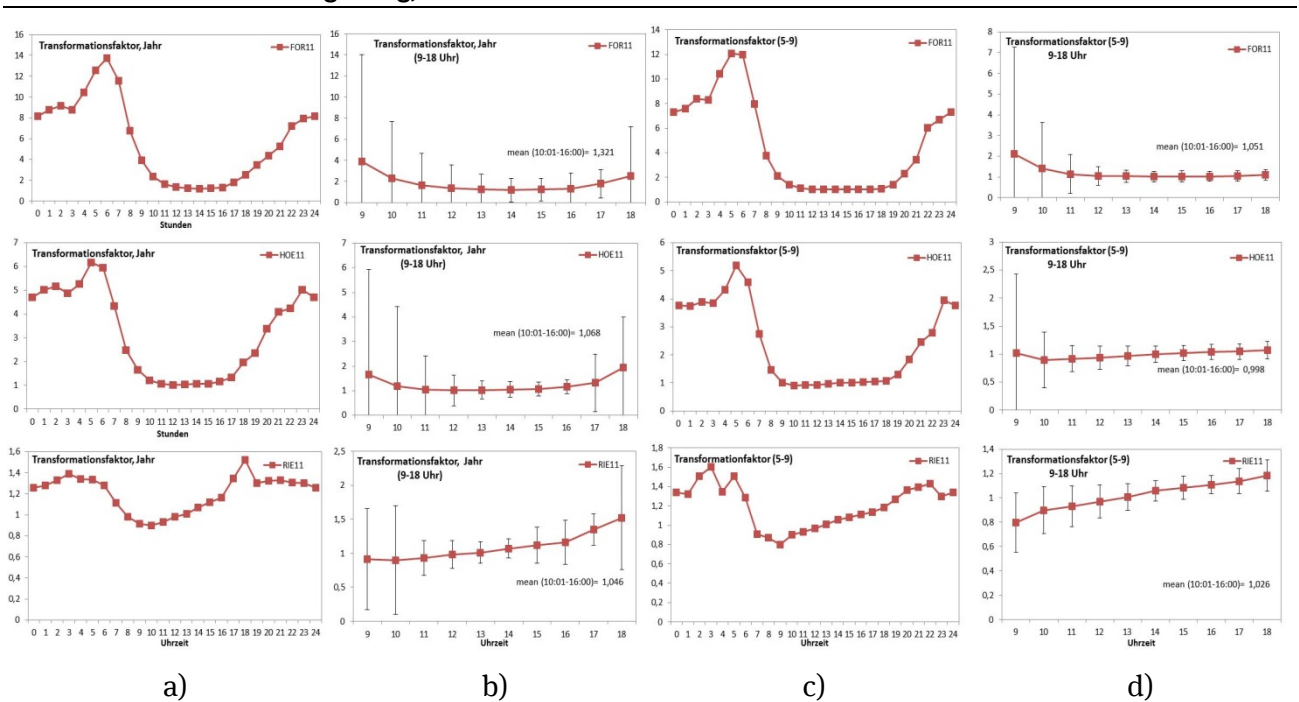


Die Luftmessstationen liegen in unterschiedlicher Höhenlage und Distanz vom Waldstandort: Regen (DEBY062; siehe auch <http://www.lfu.bayern.de/luft/immissionsmessungen/index.htm>) befindet sich in ca. 25 km Entfernung und –300 m Höhenunterschied zu FOR, Neustadt a. d. Donau (DEBY049) in ca. 10 km Entfernung und –110 m Höhenunterschied zu RIE, Augsburg (DEBY099) in ca. 18 km Entfernung und –45 m Höhenunterschied zu HOE. Die Korrelationskoeffizienten für gemessene Daten über Bestand und auf Messhöhe (4 m über Grund) lagen jeweils für das gesamte Jahr und die Vegetationszeit (Mai – Sep) bei einem R² von 0,3 für FOR, 0,6 für HOE, und 0,9 für RIE (Abbildung 68). Die mittleren Tagesgänge für gemessene Ozonkonzentrationen in Bestandes- und Messhöhe während der Vegetationsperiode zeigten bei Tageslichtstunden (ca. 9 – 18 Uhr) geringere Konzentrationen auf Messhöhe als auf Bestandeshöhe, während die Unterschiede während der Nachtstunden und für das gesamte Jahr beträchtlich waren. Somit schwankte auch der Transformationsfaktor für die gemessenen O₃-Konzentrationen während des Tagesgangs sehr stark (Jahr, Vegetationsperiode). Die unterschiedliche Güte der Bestimmtheitsmaße ist über das Umfeld der

einzelnen Luftmessstationen zu erklären: Während die Station Augsburg und Regen als vorstädtisch klassifiziert sind und damit die O₃-Konzentrationen stark von lokalen Emittenten geprägt werden, ist die Station Neustadt als ländlich (regionaler Hintergrund) klassifiziert.

Während der Tageslichtstunden (ca. 9 – 18 Uhr) waren die Schwankungen des Transformationsfaktors gering (Abbildung 69). Da der Transformationsfaktor nur während Vegetationsperiode und Tageslichtstunden relativ stabil ist (Standardfehler um 1 – 2 %), ist die Transformation für Buchenbestände sinnvoll. Für Fichtenbestände muss bei der Bestimmung des Transformationsfaktors das gesamte Jahr einbezogen werden. Hierbei zeigte sich ein Standardfehler um 2 – 9 %. Daher ist das Verfahren für Nadelbestände nur bedingt geeignet. Die Transformationsfaktoren für die Vegetationszeit (Mai – Sep) und die Haupt-Tageslichtstunden (11 – 16 Uhr) lagen bei 1,051, 0,998 bzw. 1,026 (Mittel: 1,025 ± 0,02) für FOR, HOE bzw. RIE.

Abbildung 69: Mittlerer Tagesgang (a, c) bzw. mittlerer Tagesgang der Lichtstunden 9 – 18 Uhr (b, d) des Messdaten-basierten Transformationsfaktors für die Berechnung der O₃-Konzentration über Waldbestand aus gemessenen Daten in Messhöhe jeweils für das gesamte Jahr und die Vegetationsperiode (Mai – Sep) bzw. an den Standorten Forellenbach-Bayerischer Wald (FOR), Höglwald (HOE) und Riedenburg (RIE) im Jahr 2011, Transformationsfaktor: Quotient der gemessenen O₃-Konzentration über Bestand (ca. 25 m über Grund) und der gemessenen O₃-Konzentration auf Messhöhe (4 m über Grund) an den jeweiligen Luftmessstationen (Regen, Neustadt und Augsburg)



Auf Grundlage aller beschriebenen Befunde erfolgt die Transformation nach Gleichung (4.2.10). Für die Standardmesshöhe der O₃-Konzentration von z = 3,5 m über Grund errechnet sich ein Transformationsfaktor von 1,04.

4.2.3 Rezeptor "Klee"

Auf Grund der in Kapitel 4.1.4 angeführten Unsicherheiten wird auf die Anwendung eines Depositionsmodells zur Transformation der erforderlichen Inputgrößen bewusst verzichtet. Ein derartiges Modell würde eine Genauigkeit vortäuschen, die auf Grund der geschilderten

Unsicherheiten unangemessen ist. Auch existiert keine Datengrundlage für die Validierung eines solchen Modellansatzes.

Die Transformation der gemessenen O_3 -Konzentrationen zur Bestandeshöhe des Klees ($h = 0,2 \text{ m}$) erfolgt deshalb mittels des tabulierten Gradienten nach LRTAP Convention (2010). Die Transformation der horizontalen Windgeschwindigkeit erfolgt unter Annahme einer neutral geschichteten Atmosphäre.

Kernaussage

Grundlage der Berechnung der AOT_{40} - und POD_{γ} -Indizes sind die O_3 -Konzentrationen in Bestandeshöhe. Dies erfordert eine Transformation der in einer Referenzhöhe gemessenen O_3 -Konzentrationen (und der erforderlichen meteorologischen Inputgrößen) zur Bestandesoberfläche hin.

Rezeptorgruppe Getreide

Zur Transformation der O_3 -Konzentrationen zur Bestandesoberfläche des Rezeptors Winterweizen wurden unterschiedlich komplexe Ansätze entwickelt und validiert.

Im komplexesten Ansatz (CRO_3PS_SVAT) wird der stomatäre O_3 -Leitwert des Fahnenblattes auf Bestandesebene skaliert und die O_3 -Bestandesdeposition nach mikrometeorologischen Grundsätzen inkl. Berücksichtigung des pflanzenverfügbaren Bodenwassers modelliert. Mit der Gesamt- O_3 -Deposition kann dann nach der Monin-Obukhov-Theorie die O_3 -Konzentration in Bestandeshöhe berechnet werden. Diese bildet die Grundlage für die Abschätzung des O_3 -Risikos für die Ertragsbildung des Winterweizens.

Der Modellansatz vereinfacht sich, wenn der Einfluss der atmosphärischen Schichtungsverhältnisse auf das Austauschgeschehen zwischen bodennaher Atmosphäre und System Pflanze/Boden vernachlässigt wird (Annahme: neutral geschichtete Atmosphäre). Die geringste Komplexität weist das Modell auf Grundlage von Regressionsansätzen auf. Dieses vereinfachte Modell ist vom Ansatz identisch mit den Transformationsverfahren für die Rezeptoren Buche, Fichte und Klee.

Rezeptorgruppe Wald

Die Transformation von horizontaler Windgeschwindigkeit, Lufttemperatur und relativer Luftfeuchte kann über Regressionen auf Basis der Daten des Meteorologischen Observatoriums Lindenberg des Deutschen Wetterdienstes erfolgen, eine Station, die in idealer Weise die Anforderungen an eine mikrometeorologische Messstation erfüllt.

Der Transformationsfaktor aus LOTOS-EUROS-modellierten O_3 -Konzentrationen liegt für die untersuchten Waldstandorte in Bayern bei $1,022 \pm 0,01$. Die Unterschiede von gemessenen zu modellierten O_3 -Konzentrationen für den gesamten Tages- und Jahresgang sind jedoch teilweise beträchtlich.

Der Transformationsfaktor aus gemessenen O_3 -Konzentrationen in Bestandeshöhe und an benachbarten Luftmessstationen in $z = 4 \text{ m}$ über Grund liegt für die untersuchten Waldstandorte bei $1,025 \pm 0,02$. Die Unterschiede zwischen gemessenen O_3 -Konzentrationen in Bestandeshöhe und in Messhöhe an der nächstgelegenen Luftmessstation sind abhängig von der Distanz, vom Höhenunterschied zwischen Waldstandort und Luftmessstation sowie vom Umfeld der Luftmessstation (vorstädtisch, ländlich). Zum Teil ergaben sich große Unsicherheiten bei der Übertragung der O_3 -Konzentration vom Messort an der Luftmessstation auf die Messhöhe des Waldstandortes mit starken Schwankungen des Transformationsfaktors. Insgesamt ist auch die Verwendung von O_3 -Konzentrationen "nächst gelegener" Luftmessstationen nur eingeschränkt geeignet für die waldbezogene Transformation.

Unter Einbeziehung aller Erkenntnisse wird ein Transformationsfaktor für die O_3 -Konzentration eingesetzt, der in Abhängigkeit von der O_3 -Konzentrationsmesshöhe der Luftmessstation auf

Kernaussage

Grundlage des in LRTAP Convention (2010) tabulierten Gradienten errechnet wird. Eine Transformation für die Nachtstunden ist nicht erforderlich, da die stomatäre O₃-Aufnahme nur für Tageslichtstunden (Globalstrahlung >50 W m⁻²) berechnet wird.

Die Ausstattung der Luftmessstationen mit zusätzlichen Messpositionen in 20 bzw. 25 m Höhe (inklusive der nötigen meteorologischen Parameter) würde eine Transformation erübrigen. Anzustreben sind routinemäßige Messungen über Waldbeständen.

Rezeptorgruppe Grünland

Auf Grund der unsicheren Datenlage und Modellannahmen erfolgt die Transformation der gemessenen O₃-Konzentrationen zur Bestandeshöhe des Klees ($h = 0,2$ m) mittels des tabulierten Gradienten nach LRTAP Convention (2010). Die Transformation der horizontalen Windgeschwindigkeit erfolgt unter Annahme einer neutral geschichteten Atmosphäre.

4.3 Abschätzung des pflanzenverfügbaren Bodenwassergehalts im durchwurzelten Bodenraum

Das pflanzenverfügbare Bodenwasser (*plant available water content, PAW*) bzw. das Bodenwasserpotential (*soil water potential, SWP*) sind wesentliche Einflussgrößen für die Stomataregulation der Pflanzen und somit für die Modellierung der O₃-Aufnahme und Bestimmung der Phytotoxischen O₃-Dosis *POD_y*.

Geht man von Bodenwasserverhältnissen aus, die das Stomataverhalten nicht limitieren (Feldkapazität), wird das O₃-Risiko der Vegetation für ein sog. *worst-case*-Szenario ermittelt. Dieses Szenario spiegelt die potentiell maximale Auswirkung der O₃-Belastung wider.

Die Implementierung eines Modellmoduls zur Berücksichtigung der "aktuellen" Bodenwasserverhältnisse resultiert stets in einem geringeren O₃-Risiko für die Vegetation, da der Einfluss von Bodentrockenheit auf die Ertrags-/Biomasseproduktion in den derzeitigen Modellen nicht berücksichtigt wird.

Da das pflanzenverfügbare Bodenwasser i.d.R. nicht an den Messstellen der Monitoringnetze gemessen wird, muss es über geeignete Bodenwassermodelle abgeschätzt werden. Mehrschichtige Bodenwassermodelle spiegeln dabei die realen Verhältnisse am besten wider. Für die Anwendung im Rahmen der im *Modelling and Mapping Manual* beschriebenen O₃-Gefährdungsabschätzung für die Vegetation sind sie jedoch zu komplex. Das pflanzenverfügbare Bodenwasser wird deshalb über ein einschichtiges sog. *bucket*-Modell bestimmt.

4.3.1 Methodik zur Abschätzung des pflanzenverfügbaren Bodenwassergehalts

Der aktuelle pflanzenverfügbare Bodenwassergehalt im durchwurzelten Bodenraum *PAW* [%] wird nach

$$PAW = \min \left\{ \max \left(0, \frac{SW - SW_w}{SW_c - SW_w} \cdot 100 \right), 100 \right\} \quad (4.3.1)$$

- mit
- SW aktueller Bodenwassergehalt im durchwurzelten Bodenraum [mm]
 - SW_c Bodenwassergehalt im durchwurzelten Bodenraum bei Feldkapazität [mm]
 - SW_w Bodenwassergehalt im durchwurzelten Bodenraum beim permanenten Welkepunkt [mm]

berechnet. Aus Feldstudien mit Getreide (Burkart et al. 2004; Grünhage et al. 2010, 2011a) und Modellrechnungen von Büker et al. (2012) für den Forst kann geschlossen werden, dass für die Rezeptoren Weizen, Buche und Fichte die Stomata hinsichtlich ihres Öffnungsverhalten ab einem PAW-Schwellenwert (PAW_t) von 50 % beginnen zu reagieren.

Die Stewart-Jarvis-Wichtungsfunktion f_{PAW} (siehe Kapitel 4.1.2) wird nach Sadras & Milroy (1996) gemäß Gleichung (4.3.2) parametrisiert (LRTAP Convention 2010; Grünhage et al. 2012a):

$$f_{PAW} = 1 \quad \text{wenn } PAW_t \leq PAW \leq 100 \%$$

$$f_{PAW} = \max\left(0, 1 + \frac{PAW - PAW_t}{PAW_t}\right) \quad \text{wenn } PAW < PAW_t \quad (4.3.2)$$

Die Änderung im Bodenwassergehalt der durchwurzelteten Bodenzone SW [mm] über die Zeit wird über eine einfache Massenbilanzgleichung abgeschätzt:

$$SW_i = \min(SW_c, SW_{i-1} - E_{i-1} + W_{in,i} + CR_i) \quad (4.3.3)$$

- mit
- E Evapotranspiration [mm]
 - W_{in} Niederschlagsmenge, die die Bodenoberfläche erreicht [mm]
 - CR kapillare Aufstiegsrate
 - i Zeitschritt (Stunde)

Die kapillare Aufstiegsrate wird hier nicht berücksichtigt, d.h. es werden grundwasserunbeeinflusste Bodenverhältnisse angenommen.

4.3.2 Rezeptor "Winterweizen"

Das Bodenwassermodul in CRO3PS_SVAT wurde in Zusammenarbeit mit dem Zentrum für Agrarmeteorologische Forschung (ZAMF) in Braunschweig entwickelt. Auf Grund des Expertenwissen des Agrarmeteorologischen Dienstes des DWD wird PAW für die obersten 0,6 m berechnet und eine effektive Durchwurzelungstiefe von 0,8 m angesetzt (im Entwicklungszustand BBCH 31 "1-Knoten-Stadium: 1. Knoten dicht über der Bodenoberfläche" erreichen die Wurzeln eine Tiefe von 0,7 m, im Entwicklungszustand BBCH 39 "Ligula (Blatthütchen)-Stadium: Blatthütchen des Fahnenblattes gerade sichtbar, Fahnenblatt voll entwickelt" eine Tiefe von 0,8 m). Da das Bodenwassermodul für die obersten 0,6 m parametrisiert ist, wird Gl. (4.3.3) ab Entwicklungsstadium BBCH 31 modifiziert (effektive Wurzelzone überschreitet eine Tiefe von 0,6 m):

$$SW_i = \min(SW_c, SW_{i-1} - \text{evapofactor} \cdot E_{i-1} + W_{in,i} + CR_i) \quad (4.3.4)$$

Für den Zeitraum zwischen den Entwicklungsstadien BBCH 31 und BBCH 39 gilt:

$$\text{evapofactor} = 1 \quad \text{wenn } PAW \geq PAW_t$$

$$\text{evapofactor} = 0,95 \quad \text{wenn } PAW < PAW_t$$

Für den Zeitraum nach dem Entwicklungsstadium BBCH 39 gilt:

$$\text{evapofactor} = 1 \quad \text{wenn } PAW \geq PAW_t$$

$$\text{evapofactor} = 0,95 \quad \text{wenn } PAW_t - 10 \leq PAW < PAW_t$$

$$\text{evapofactor} = 0,9 \quad \text{wenn } PAW < PAW_t - 10$$

Da die Bodenschicht "0 – 0,3 m" schneller austrocknet als die darunter liegende Schicht "0,3 – 0,6 m", wurde die Jarvis-Stewart-Wichtungsfunktion f_{PAW} (Gl. (4.3.2)) durch einen zusätzlichen Faktor (PAW_{factor}) erweitert:

$$f_{PAW} = 1 \quad \text{wenn } PAW_t \leq PAW \leq 100 \%$$

$$f_{PAW} = \max\left(0, \left\{1 + \left[(PAW - PAW_t) \cdot \frac{PAW_{\text{factor}}}{PAW_t} \right] \right\}\right) \quad \text{wenn } PAW < PAW_t \quad (4.3.5)$$

mit $PAW_{\text{factor}} = 1,25$.

Das Bodenwassermodul wurde gegen AMBAV (Agrarmeteorologisches Modell zur Berechnung der aktuellen Verdunstung, DWD) mit dem 2003er Datensatz eines unberegneten Winterweizenfeldes in Braunschweig kalibriert und mit dem 2003er Datensatz eines beregneten Winterweizenfeldes validiert. Abbildung 70 illustriert, dass mit CRO₃PS_SVAT sowohl das pflanzenverfügbare Bodenwasser als auch die Evapotranspirationsraten realistisch wiedergegeben werden.

Im mikrometeorologischen Modell CRO₃PS_SVAT wird die Evapotranspiration über die iterative Lösung der Energiebilanz ermittelt (zu Einzelheiten siehe Grünhage & Haenel (2008)). Zu weiteren Einzelheiten siehe Grünhage et al. (2011a).

4.3.2.1 Entwicklung und Validierung eines vereinfachten Modells zur Schätzung des pflanzenverfügbaren Bodenwassergehalts

Im Zuge der Entwicklung vereinfachter Verfahren für die Anwendung in den Überwachungsnetzen zur Luftqualität und ihren Auswirkungen wurden Regressionsansätze auf Grundlage der Daten der Zeitreihe 1997 – 2010 der Luftmessstation Linden (HE) für den Niederschlag, der den Boden erreicht, W_{in} [mm]

$$W_{\text{in},i} = 0 \quad \text{wenn } Precip_i = 0 \quad R^2 = 0,99 \quad (4.3.6)$$

$$W_{\text{in},i} = \min(0, Precip_i - 0,3 \cdot LAI_{\text{total},i}) \quad \text{wenn } Precip_i > 0$$

mit $Precip$ Niederschlag [mm]

LAI_{total} Blattflächenindex (einseitige Blattfläche) des Weizenbestandes [$\text{m}^2 \text{m}^{-2}$]

i Zeitschritt (Tag)

und die Evapotranspirationsrate E [mm]

$$E_i = \min\left(0; \begin{matrix} -0,0238166 \cdot rH_i + 0,0196767 \cdot PAW_{i-1} \\ + 0,0876859 \cdot GS_i + 0,440215 \cdot LAI_{\text{grün},i} \end{matrix}\right) \quad R^2 = 0,91 \quad (4.3.7)$$

mit rH relative Luftfeuchte [%]

PAW pflanzenverfügbares Bodenwasser [%]

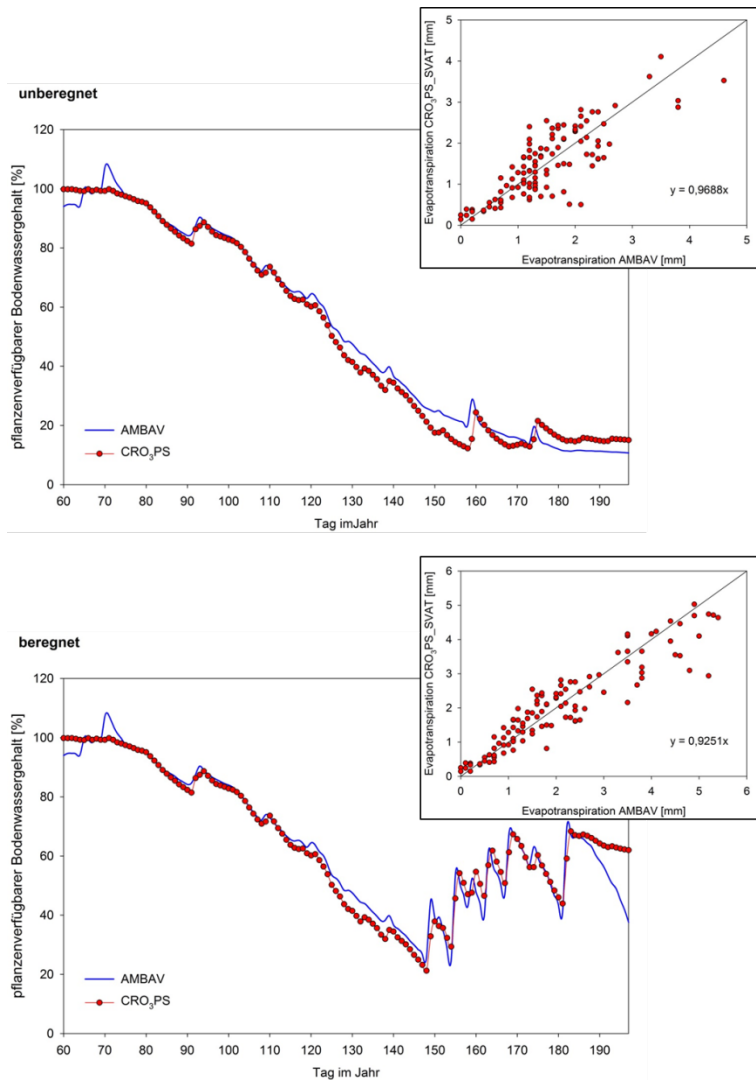
GS Globalstrahlung [MJ m^{-2}]

$LAI_{\text{grün}}$ Blattflächenindex (einseitige Blattfläche) der nicht-seneszenten Blattfraktion des Weizenbestandes [$\text{m}^2 \text{m}^{-2}$]

i Zeitschritt (Tag)

auf Tagesbasis entwickelt.

Abbildung 70: Pflanzenverfügbare Bodenwassergehalt [%] und Evapotranspirationsrate [mm] eines unberechneten und eines berechneten Winterweizenfeldes im Jahr 2003 in Braunschweig



Quelle: Grünhage et al. (2011a), modifiziert

Das pflanzenverfügbare Bodenwasser PAW' [mm] zum Zeitschritt i wird abgeschätzt gemäß:

$$PAW'_i = \min(PAW'_{i-1} + W_{in,i} - E_i, SW_c - SW_w) \quad (4.3.8)$$

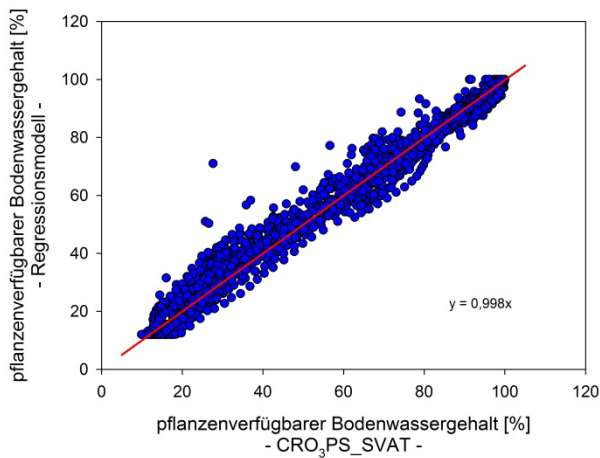
mit SW_c Bodenwassergehalt im durchwurzelten Bodenraum bei Feldkapazität [mm]
 SW_w Bodenwassergehalt im durchwurzelten Bodenraum beim permanenten Welkepunkt [mm]

Als Startwert zum Zeitpunkt $i = 1$ wird Feldkapazität angesetzt. PAW' wird nach unten begrenzt auf 12 % der nutzbaren Feldkapazität und in PAW [%] umgerechnet:

$$PAW = \frac{PAW'}{SW_c - SW_w} \cdot 100 \quad (4.3.9)$$

In Abbildung 71 sind die PAW -Werte, die mit dem Regressionsansatz ermittelt wurden, denen gegenübergestellt, die mit dem Depositionsmodell CRO_3PS_SVAT kalkuliert wurden.

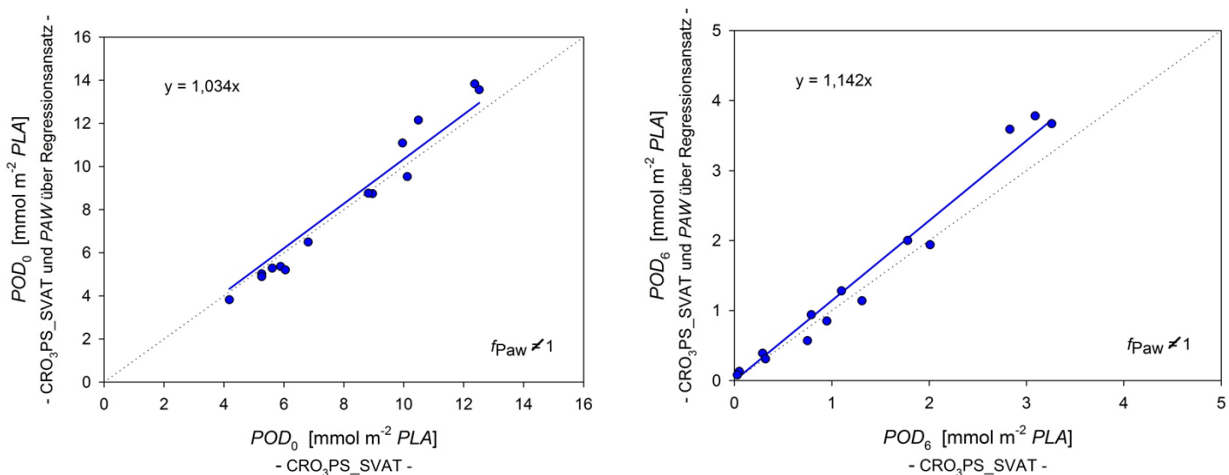
Abbildung 71: Pflanzenverfügbare Bodenwassergehalt [%] abgeschätzt mit dem Regressionsansatz vs. pflanzenverfügbare Bodenwassergehalt berechnet mit CRO₃PS_SVAT



Referenzstation Linden (HE), Datengrundlage: 1997 – 2010

Trotz dieser guten Übereinstimmung muss festgehalten werden, dass die *POD*₀- und *POD*₆-Werte, die mit dem PAW-Regressionsansatz ermittelt werden, von denen, die auf mikrometeorologischer Basis ermittelt werden, abweichen (Abbildung 72). Dies zeigt die Sensitivität der Modellergebnisse gegenüber leichten Veränderungen im pflanzenverfügbaren Bodenwassergehalt.

Abbildung 72: *POD*₀- und *POD*₆-Werte für Winterweizen bei "aktuellem" pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalt (Bodenart Su2) abgeschätzt mit dem Regressionsansatz vs. den Werten berechnet mit CRO₃PS_SVAT



Referenzstation Linden (HE), Datengrundlage: 1997 – 2010

4.3.3 Rezeptoren "Buche" und "Fichte"

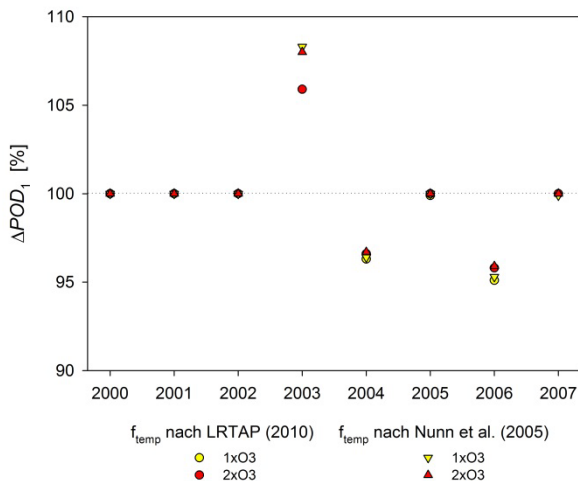
4.3.3.1 Vergleich des *plant-available-water*-Ansatzes mit dem *soil-water-potential*-Ansatz für Buche

Während im *Modelling and Mapping Manual* (LRTAP 2010) für Weizen auf den *plant-available-water*-Ansatz umgestellt wurde (vgl. Grünhage et al. 2012a), wird der Einfluss der "aktuellen" Bodenwasserversorgung auf das Stomataverhalten über den *soil-water-potential*-Ansatz

parametrisiert. Büker et al. (2012) konnten zeigen, dass der *plant-available-water*-Ansatz auch für Buche und Fichte dem *soil-water-potential*-Ansatz vergleichbare Ergebnisse liefert.

In Abbildung 73 sind die prozentualen Unterschiede der POD_1 -Werte für Buche im Kranzberger Forst bei Berücksichtigung der aktuellen Bodenwasserversorgung nach dem *soil-water-potential*- bzw. dem *plant-available-water*-Ansatz dargestellt.

Abbildung 73: Prozentualer Unterschied in den kumulierten stomatären O_3 -Aufnahmen der Buchen des Kranzberger Forst (ΔPOD_1) berechnet nach dem *soil-water-potential*- bzw. dem *plant-available-water*-Ansatz



Unterschiede in den stomatären O_3 -Aufnahmen ergaben sich lediglich in den Jahren 2003, 2004 und 2006. Die etwas höheren POD_1 -Werte im Trockenjahr 2003 können über die unterschiedliche Berücksichtigung des Bodenvolumens in beiden Ansätzen erklärt werden. Während im *soil-water-potential*-Ansatz der Einfluss der aktuellen Bodenwasserversorgung auf das Stomataverhalten über das Wasserpotential der obersten Bodenschicht parametrisiert wird, erfolgt die Berücksichtigung des aktuellen Bodenwasserstatus auf das Stomataverhalten im *plant-available-water*-Ansatz über den pflanzenverfügbaren Wassergehalt des durchwurzelten Bodenraumes (hier: bis 1 m Tiefe). Da der Oberboden natürlicherweise etwas stärker austrocknet als der gesamte durchwurzelte Bodenraum sind die etwas höheren POD_1 -Werte für 2003 im *plant-available-water*-Ansatz in sich schlüssig. Die etwas geringeren POD_1 -Werte im *plant-available-water*-Ansatz in 2004 und 2006 sind ebenfalls mit der unterschiedlichen Berücksichtigung des Bodenvolumens in den beiden Ansätzen erklärbar: Niederschläge führen insb. in den Sommermonaten zu erhöhten Bodenfeuchtwerten in der obersten Bodenschicht. Deshalb wird nach Niederschlägen der Schwellenwert, ab dem in den zwei Modellansätzen ein Einfluss des Bodenwassergehaltes auf das Stomataverhalten erfolgt, eher im *soil-water-potential*-Ansatz nach oben überschritten (d.h. kein Einfluss des Bodenwassergehaltes auf das Stomataverhalten) als im *plant-available-water*-Ansatz.

Insgesamt gesehen können die Rechnungen für den Kranzberger Forst als Bestätigung der Aussagen von Büker et al. (2012) angesehen werden. Die Abschätzung des Einflusses der "aktuellen" Bodenwasserversorgung auf die stomatären O_3 -Aufnahmen von Fichte und Buche erfolgt deshalb in FO₃REST nach dem *plant-available-water*-Ansatz.

4.3.3.2 Entwicklung und Validierung eines vereinfachten Modells zur Schätzung des pflanzenverfügbaren Bodenwassergehalts

4.3.3.2.1 Im Modell FO₃REST implementiertes Gleichungssystem für Buche und Fichte

Die Vorgehensweise der Ableitung eines vereinfachten Modells zur Schätzung des pflanzenverfügbaren Bodenwassergehalts für Buche und Fichte wird in den Kapiteln 4.3.3.2.2 bis 4.3.3.2.4 detailliert beschrieben.

Der Niederschlag, der den Boden erreicht, W_{in} [mm] wird für Buche und Fichte parametrisiert gemäß Gleichung (4.3.10):

$$\begin{aligned} W_{in,i} &= 0 && \text{wenn } Precip_i = 0 \\ W_{in,i} &= Precip_i \cdot 0,75 && \text{wenn } Precip_i > 0 \end{aligned} \quad (4.3.10)$$

mit $Precip$ Niederschlag [mm]
 i Zeitschritt (Tag)

Die zur Berechnung des pflanzenverfügbaren Bodenwassergehalts PAW' [mm] zum Zeitschritt i nach Gleichung (4.3.11)

$$PAW'_i = \min(PAW'_{i-1} + W_{in,i} - E_i, SW_c - SW_w) \quad (4.3.11)$$

mit E Evapotranspiration [mm]
 SW_c Bodenwassergehalt im durchwurzelten Bodenraum bei Feldkapazität [mm]
 SW_w Bodenwassergehalt im durchwurzelten Bodenraum beim permanenten Welkepunkt [mm]

erforderliche Abschätzung der Evaporationsrate E [mm] auf Tagesbasis wird für Buche parametrisiert gemäß:

$$E_i = 0,071 \cdot Temp_i + 0,087 \cdot GS_i + 0,061 \cdot Precip_i + 0,557 \cdot VPD_i - 0,141 \cdot u_i \quad (4.3.12)$$

mit $Temp$ Lufttemperatur [°C]
 GS Globalstrahlung [MJ m⁻²]
 $Precip$ Niederschlag [mm]
 VPD Wasserdampf sättigungsdefizit der Atmosphäre [kPa]
 u horizontale Windgeschwindigkeit [m s⁻¹]
 i Zeitschritt (Tag)

Außerhalb des Akkumulationszeitraumes wird E auf 0,05 mm gesetzt.

Die tägliche Evapotranspirationsrate E [mm] für Fichte wird abgeschätzt gemäß:

$$E_i = \min \left(0,5; 0,05 \cdot Temp_i + 0,041 \cdot GS_i + 0,064 \cdot Precip_i + 0,884 \cdot VPD_i + 0,11 \cdot u_i \right) \quad (4.3.13)$$

Liegt die Lufttemperatur unter 4 °C wird E auf 0,5 mm gesetzt.

Sowohl für Buche als auch für Fichte wird PAW' nach unten begrenzt in Abhängigkeit von der Höhe der nutzbaren Feldkapazität

$$PAW'_{\min} = (SW_c - SW_w) \cdot \left((SW_c - SW_w) \cdot \frac{0,0536}{100} \right) \quad (4.3.14)$$

und in PAW [%] umgerechnet:

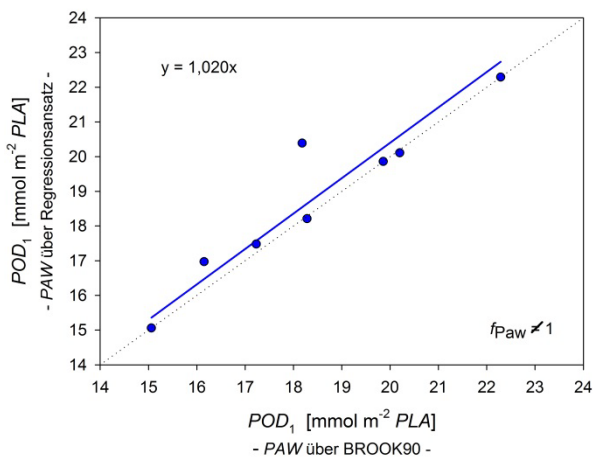
$$PAW = \frac{PAW'}{SW_c - SW_w} \cdot 100 \quad (4.3.15)$$

Der pflanzenverfügbare Wassergehalt zum 1. Januar muss sowohl für Buche als auch für Fichte vorgegeben werden. Als *default*-Wert wird der Wert der nutzbaren Feldkapazität angesetzt.

Im Gegensatz zum Regressionsansatz für Winterweizen (Kapitel 4.3.2.1) wird derzeit bei Buche und Fichte die Höhe des pflanzenverfügbaren Bodenwassergehalts des Vortages in der Abschätzung der Evapotranspirationsraten nicht berücksichtigt.

Abbildung 74 zeigt das Ergebnis einer Validierung des Regressionsansatzes für Buchen des Kranzberger Freiland-O₃-Anreicherungs-experiments. Der stark abweichende Punkt ist der POD_1 -Wert des Trockenjahres 2003; die Punkte auf der Winkelhalbierenden sind die POD_1 -Werte der Jahre ohne Beeinflussung der Stomataöffnungsweite durch das pflanzenverfügbare Bodenwasser (vgl. Abbildung 73). Wie schon für Weizen beschrieben, zeigt auch diese Rechnung, dass die Abschätzung des pflanzenverfügbaren Bodenwassergehalts realistische, aber nicht identische Ergebnisse im Vergleich zu komplexeren Bodenwassermodellen (BROOK90; Hammel & Kennel 2001) liefert.

Abbildung 74: POD_1 -Werte für Buchen des Kranzberger Forst berechnet mit pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalt PAW abgeschätzt mit dem Regressionsansatz vs. den Werten berechnet mit pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalt nach BROOK90



4.3.3.2 Methodik zur Modellableitung

Ausgehend von BROOK90-LWF, einem prozessorientierten, forsthydrologischen Modell zur dynamischen Simulation von Kenngrößen des Bestandwasserhaushaltes, wurde ein vereinfachter Modellansatz zur Ableitung des pflanzenverfügbaren Bodenwassers erstellt (**p**lant **a**vailable **w**ater modelled from **m**eteorological data – **pawmet**; zu BROOK90 siehe Federer 1995; Federer et al. 2003; Hammel & Kennel 2001; Raspe 2012). Hierzu wurde mittels eines Regressionsmodells aus meteorologischen Daten und BROOK90-LWF-generierter Evapotranspiration ein Algorithmus zur Bestimmung von PAW auf Tagesbasis hergeleitet.

"Test"-Standorte:

Für die Herleitung von **pawmet** wurden BROOK90-LWF-modellierte Datensätze aus dem Kranzberger Forst (KRB, Referenz-Standort für Rezeptorart Buche und Fichte), des ECE-Monitoring-Standorts

Forellenbach-Bay. Wald (FOR, nur Buche) und von weiteren Buchen- und Fichtenbeständen an bayerischen Waldklimastationen für den Zeitraum 1990 – 2012 herangezogen (siehe Tabelle 6 und Tabelle 7, Daten z.T. aus Forschungsprojekt KLIP15, Bay. StMELF, Baumgarten et al. 2012, 2014). Die BROOK90-LWF-Modellierung für Fichtenbestände wurde freundlicherweise von W. Weis, S. Raspe (LWF) zur Verfügung gestellt.

Eingangsdaten:

- Meteorologische Daten (nach DWD Standard) wurden an Freilandmessstationen in der Nähe der Waldbestände (s.o.) erhoben (LWF 1993).
- Die maximale nutzbare Feldkapazität nFK_{max} (100 cm Bodentiefe) wurde für die jeweiligen Standorte bestimmt (HYPROP, UMS bzw. BROOK90-LWF).
Die meteorologischen Daten und die nFK_{max} wurden von den jeweiligen Institutionen, welche die Untersuchungsstandorte betreuten zur Verfügung gestellt. Falls nFK_{max} -Angaben für den jeweiligen Standort nicht verfügbar sind, wird empfohlen die Angaben zum Buchen- bzw. Fichten-Referenzstandort KRB oder zum Standardboden Su2 zu verwenden.

Annahmen bei Wasserlimitierung:

- Für wasserlimitierende Bedingungen wurde ein charakteristischer PAW-Schwellenwert für trockenheitsgefährdete Standorte (mit % PAW von $nFK_{max} < 30\%$) aus der Beziehung verschiedener nFK_{max} -Werte und aus den jeweiligen PAW-Schwellenwerten im Extremtrockenjahr 2003 abgeleitet (Abbildung 75).

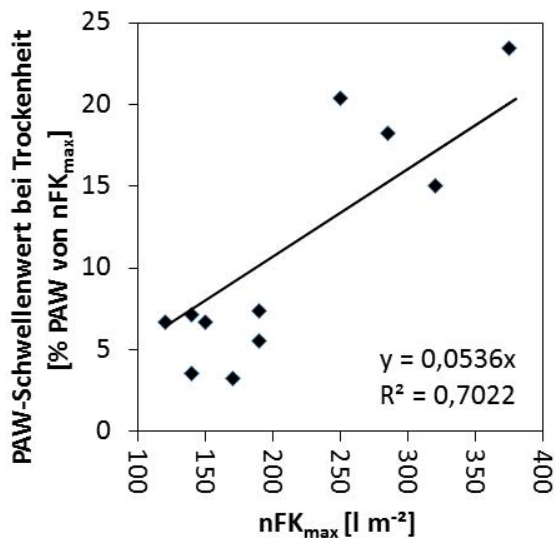
Annahmen für die Laubentwicklung zu Beginn der Vegetationszeit:

- Die Blattentwicklung zu Beginn der Vegetationszeit blieb unberücksichtigt, da deren Einfluss auf PAW bei der Modellierung unbedeutend war.

Annahmen für die Evapotranspiration außerhalb der Vegetationszeit:

- Für Buche wird eine Evaporation von $0,3 \text{ l m}^{-2}$ pro Tag außerhalb der Vegetationszeit angenommen (abgeleitet aus dem Mittelwert für EVAP $0,304 \pm 0,002 \text{ SE l m}^{-2}$ pro Tag der Monate Jan bis März und Nov, Dez aus den Jahren 1990 – 2012 an 10 Buchenbeständen).
- Für Fichte wird eine Evapotranspiration von $0,5 \text{ l m}^{-2}$ pro Tag bei Temperaturen unter $0 \text{ }^\circ\text{C}$ angenommen (abgeleitet aus dem Mittelwert für EVAPT $0,504 \pm 0,006 \text{ SE l m}^{-2}$ pro Tag bei Tagesmitteltemperaturen $< 0 \text{ }^\circ\text{C}$ aus den Jahren 2000 – 2011 an 9 Fichtenbeständen).

Abbildung 75: Korrelation von nFK_{\max} -Werten mit den jeweiligen PAW-Schwellenwerten (in % PAW von nFK_{\max}), welche an trockenheitsgefährdeten Standorten (% PAW von $nFK_{\max} < 30\%$) im Extremtrockenjahr 2003 auftraten. Die resultierende Funktion geht als Faktor in die Modellierung des PAW ein



4.3.3.2.3 Modellentwicklung und Validierung für Buchenstandorte

Die BROOK90-LWF-Modellläufe wurden für alle verwendeten Standorte als Buchenreinbestände parametrisiert. Bei Standorten mit Buche als Nebenbaumart (Tabelle 6) wurde eine "virtuelle Bestockung" als Buchenreinbestand angenommen. Bestockungs-Hochrechnung erfolgten über die Extrapolation der BHD-Verteilung ausgehend von jeweils 10 Probekreisauflagen mit reiner Buchenbestockung; an Standorten ohne repräsentative Probekreisauflagen wurde die Hochrechnung zur Ermittlung einer Buchenreinbestands-Bestockung mittels einer Gewichtung mit Vergleichsdaten aus den Forstlichen Ertragstafeln durchgeführt (Hilfstafeln für die Forsteinrichtung, Bay. StMELF 1990). Details zur BROOK90-Modellierung siehe z.B. Federer et al. (1996, 2003), Federer (2002), Hammel und Kennel (2001), Raspe (2012).

Eingangsdaten Buche:

- Die meteorologischen Parameter (Wasserdampfdruckdefizit der Luft v_{pd} [kPa], Lufttemperatur T_m [°C], Globalstrahlung GS [$MJ\ m^{-2}$], horizontale Windgeschwindigkeit U_h [$m\ s^{-1}$], Niederschlag N_s [mm]) als Einflussgrößen des Wasserhaushalts wurden für eine multiple Regressionsanalyse (SPSS) zur Bestimmung der Evapotranspiration (EVAPT) herangezogen. Hierzu wurden die meteorologischen Daten und BROOK90-LWF-modellierte Datensätze von Buchenbeständen (M) auf Tagesbasis für den Zeitraum 1990 – 2012 und jeweils für die Vegetationsperiode (Mai bis September) verwendet.
- nutzbare Feldkapazität nFK (100 cm Bodentiefe)

Tabelle 6: Charakteristika der für die Modellerstellung (pawmet) für Buche verwendeten Standorte; Art: Datensätze des Standorts verwendet für: M zur Erstellung des Modell-Algorithmus; V- zur Validierung des Modells mit BROOK90-LWF-Daten bzw. V_{+m} - zur Validierung des Modells mit gemessenen Bodenwassergehaltsdaten; BROOK90-LWF-Modellierung Zeitraum 1990-2012, Daten aus Forschungsprojekt KLIP15, Bay. StMELF

Art	Fläche	Abk.	Höhe [m]	Baumart	andere Arten	Anteil Bu %	Bodentyp	Waldgesellschaft	Position
V	Bad Brückenau	BBR	812	Bu	-	100	eutrophe Braunerde	Hordelymo-Fagetum	9°90'E, 50°37'N
M	Forellenbach	FOR	820	Bu	-	100	podsolige Braunerde	Dryopteris-Fagetum	13°25'E, 48°56'N
V _{+m}	Freising	FRE	508	Bu	StEi	64,9	Parabraunerde/ Braunerde	Galio odorati-Fagetum	11°39'E, 48°24'N
M	Kranzberg	KRB	485	Bu	-	100	Parabraunerde/ Braunerde	Galio odorati-Fagetum	11°39'E, 5°25'N
V	Kreuth	KRE	1075	Fi	Ta, Bu	30	Braunerde-Hanggley	Galio odorati-Fagetum	11°49'E, 47°44'N
V _{+m}	Mitterfels	MIT	1025	Bu	Fi	93,3	podsolige Braunerde	Dryopteris-Fagetum	12°53'E, 48°59'N
V	Riedenburg	RIE	475	TrEi	Bu,SpAh	14,5	pseudovergleyte Parabraunerde	Galio odorati-Fagetum	11°44'E, 48°55'N
M	Riedenburg1	RIE1	480	Bu	-	100	pseudovergleyte Parabraunerde	Galio odorati-Fagetum	11°46'E, 48°54'N
M	Würzburg	WUE	330	TrEi	Bu,Hbu	11,3	Parabraunerde/ Pelosol	Luzulo-Fagetum	9°52'E, 49°43'N

Annahmen und Gleichungen im Modell "pawmet" für Buchenbestände:

- Die aus der Regressionsanalyse resultierende Beziehung wurde zur Bestimmung der Evapotranspiration (EVAPT) aus Klimadaten (für Buche) verwendet.
- Buche: $EVAPT = 0,071 \cdot T_m + 0,087 \cdot GS + 0,061 \cdot N_s + 0,557 \cdot vpd - 0,141 \cdot U_h$
- Am 1. Tag des Jahres (DOY) wird für PAW die maximale nutzbare Feldkapazität nFK_{max} angenommen. Falls keine Messungen vom Standort vorliegen kann die Bestimmung der Vegetationszeit analog zu FO_3REST über ein Temperatursummenmodell erfolgen. Als Vegetationsende wird der Tag 295 des Jahres bestimmt.
- Ab Beginn der Vegetationszeit wurde PAW aus der Differenz des PAW-Wertes des Vortages ($n-1$) und Evapotranspiration EVAPT plus des Bestandsniederschlags N_{SB} (Faktor 0,75 des Freilandniederschlags N_s) des aktuellen Tages (n) berechnet
- für DOY1: $PAW(n) = nFK_{max}$, (n): 1.1 bis 31.12
- $PAW = nFK_{max}(n-1) - EVAPT(n) + N_{SB}(n)$
- Für wasserlimitierende Bedingungen wurde ein standortscharakteristischer Schwellenwert für PAW eingesetzt (abgeleitet aus der Beziehung von verschiedenen nFK_{max} -Werten und den jeweiligen prozentualen Anteilen des PAW von nFK_{max} bei Trockenheit, siehe Abbildung 75).
- Für den Zeitraum außerhalb der Vegetationsperiode wurde $EVAPT = 0,05 \text{ l m}^{-2}$ pro Tag angenommen; (das entspricht 10 % der EVAPT von Fichte bei Temperaturen unter 4°C)
- für Tage außerhalb der Vegetationszeit: $EVAPT = 0,05 \text{ l m}^{-2}$ pro Tag
- für wasserlimitierende Bedingungen: $PAW < y \% PAW \text{ von } nFK_{max} \Rightarrow PAW = y \% PAW \text{ von } nFK_{max}$
- Für PAW-Werte des Vortages $> nFK_{max}$ (z.B. bei starkem bzw. langanhaltendem Niederschlag) wurde der aktuelle Bestandsniederschlag N_{SB} nicht addiert, da angenommen wird, dass unter derartigen Bedingungen N_{SB} nicht zu einer Erhöhung des nFK beitragen kann.
- für $PAW(n-1) > nFK_{max} \Rightarrow PAW = nFK_{max}(n-1) - EVAPT(n)$

Validierung von pawmet für Buchenstandorte

Die Validierung von pawmet erfolgte anhand von BROOK90-LWF-modellierten PAW-Datensätzen und anhand von gemessenen Daten des Bodenwassergehalts für Buchenstandorte, die nicht in die Regressionsanalyse einbezogen wurden.

pawmet zeigt hohe Übereinstimmung mit BROOK90-LWF-modellierten Daten und gemessenen Bodenwassergehalten (Abbildung 76). R^2 für PAW auf Basis von pawmet und auf BROOK90-LWF bzw. gemessene Daten belief sich auf jeweils 0,7 – 0,9 und 0,7 – 0,8 (Zeitraum 2000 – 2012; Abbildung 78).

4.3.3.2.4 Modellentwicklung und Validierung für Fichte

Die BROOK90-LWF-Modellläufe wurden für Waldklimastationen mit Fichtenbestockung durchgeführt (Tabelle 7). Für KRB (Fichte/Buche-Mischbestand) wurde eine "virtuelle Bestockung" als Fichtenreinbestand angenommen – mittels Gewichtung mit Vergleichsdaten aus den Forstlichen Ertragstafeln (Hilfstafeln für die Forsteinrichtung, 1990).

Eingangsdaten Fichte:

- Die Klimaparameter (Wasserdampfdruckdefizit der Luft vpd , Lufttemperatur T_m , Globalstrahlung GS , horizontale Windgeschwindigkeit U_h , Niederschlag N_s) als Einflussgrößen des Wasserhaushalts wurden für eine multiple Regressionsanalyse (SPSS) zur Bestimmung der Evapotranspiration (EVAPT) herangezogen. Hierzu wurden die Klimadaten und BROOK90-LWF-modellierte Datensätze von Fichtenbeständen (M) auf Tagesbasis für den Zeitraum 1997 – 2011 und jeweils für das gesamte Jahr verwendet
- Nutzbare Feldkapazität nFK (Hauptwurzelzone bis 100 cm)

Annahmen und Gleichungen zur Modellierung des PAW für Fichtenbestände:

- Die aus der Regressionsanalyse resultierende Beziehung wurde zur Bestimmung der Evapotranspiration (EVAPT) aus Klimadatensätzen (für Fichte) verwendet.
- Fichte: $EVAPT = 0,050 \cdot T_m + 0,041 \cdot GS + 0,064 \cdot N_s + 0,884 \cdot vpd + 0,11 \cdot U_h$
- Am 1. Tag des Jahres (DOY) wird für PAW die maximale nutzbare Feldkapazität nFK_{max} angenommen.
- Ab Temperaturen $> 0 \text{ °C}$ wurde PAW auf Tagesbasis aus der Differenz des Wertes PAW-Wertes des Vortages (n-1) und der Evapotranspiration EVAPT plus des Bestandsniederschlags N_{sB} (Faktor 0,75 des Freilandniederschlags N_s) des aktuellen Tages (n) berechnet.
- für DOY1: $PAW(n) = nFK_{max}$, (n): 1.1 bis 31.12
- für Temperaturen $> 0 \text{ °C}$: $PAW = nFK_{max}(n-1) - EVAPT(n) + N_{sB}(n)$
- Für wasserlimitierende Bedingungen wurde ein standortscharakteristischer Schwellenwert für PAW eingesetzt (abgeleitet aus der Beziehung von verschiedenen nFK_{max} -Werten und den jeweiligen prozentualen Anteilen des PAW von nFK_{max} bei Trockenheit, siehe Abbildung 75).
- Für Tage mit Temperaturen unter 4 °C wurde eine EVAPT von $0,5 \text{ l m}^{-2}$ pro Tag angenommen (Mittelwert von EVAPT aus 10 Jahren und von 9 Fichtenbeständen; dies entspricht etwa 5 % des EVAPT-Mittelwertes an Tagen über 10 °C und 20 % des EVAPT-Mittelwertes der Maximalwerte ($n=20$)) (Gl. 2).
- für Tage mit Temperaturen $< 4 \text{ °C}$: $EVAPT = 0,5 \text{ l m}^{-2}$ pro Tag
- für wasserlimitierende Bedingungen: $PAW < y \% \text{ PAW von } nFK_{max} \Rightarrow PAW = y \% \text{ PAW von } nFK_{max}$
- Für PAW-Werte des Vortages $> nFK$ (z.B. bei starkem bzw. langanhaltendem Niederschlag) wurde der aktuelle Bestandsniederschlag N_{sB} nicht addiert da angenommen wird, dass unter derartigen Bedingungen N_{sB} nicht zu einer Erhöhung des nFK beitragen kann.
- für $PAW(n-1) > nFK_{max} \Rightarrow PAW = nFK_{max}(n-1) - EVAPT(n)$

Validierung von pawmet für Fichtenstandorte

Die Validierung von pawmet erfolgte anhand von BROOK90-LWF-modellierten Datensätzen zum pflanzenverfügbaren Bodenwasser.

pawmet zeigte für Fichtenbestände gute Übereinstimmung mit BROOK90-LWF-modellierten PAW-Daten (Abbildung 77). Zwischen pawmet- und BROOK90-LWF90-Modellierung ergab sich ein R^2 von 0,6 – 0,9 (0,3; feuchter Standort; Abbildung 79).

Tabelle 7: Charakteristika der für die Modellerstellung (pawmet) für Fichte verwendeten Standorte; Art: Datensätze des Standorts verwendet für: M zur Erstellung des Modell-Algorithmus; V- zur Validierung des Modells mit BROOK90-LWF-Daten; BROOK90-LWF-Modellierung Zeitraum 1997-2012, Daten aus Forschungsprojekt KLIP15, Bay. StMELF

Art	Fläche	Abk.	Höhe [m]	Baumart	andere Arten	%Anteil Fi	Bodentyp	Waldgesellschaft	Position
M	Altötting	AOE	415	Fi	-	100	schwach podsolige Braunerde	Luzulo-Fagetum	112°45'E, 8°13'N
V	Ebersberg	EBE	540	Fi	-	100	Parabraunerde	Luzulo-Fagetum	13°55'E, 48°07'N
V	Flossenbürg	FLO	840	Fi	-	100	Braunerde-Podsol	Dryopteris-Fagetum	12°24'E, 49°56'N
M	Goldkronach	GOL	800	Fi		100	Braunerde-Podsol	Dryopteris-Fagetum	11°48'E, 49°58'N
M	Höglwald	HOE	540	Fi		100	Braunerde Parabraunerde	Luzulo-Fagetum	11°04'E, 48°17'N
M	Kranzberg	KRB	485	Bu/Fi		100	Braunerde Parabraunerde	Galio odorati-Fagetum	11°39'E, 45°25'N
V	Rothenkirchen	ROK	670	Fi		100	schwach podsolige Braunerde	Luzulo-Fagetum	11° 21, 50° 27'N
M	Sonthofen	SON	1170	Fi		100	pseudoverglyte Braunerde	Galio-Abietum	10°23'E, 47°34'N
V	Zusmarshausen	ZUS	515	Fi		100	Braunerde-Pseudogly	Luzulo-Fagetum	10°32'E, 48°25'N

Abbildung 76: Vergleich des pflanzenverfügbaren Bodenwassers in Buchenbeständen aus dem Modell „pawmet“ (PAWpawmet) mit BROOK90-LWF-modellierten verfügbarem Bodenwasser (PAWbrook90) und mit gemessenen Daten des pflanzenverfügbaren Bodenwassers (PAWmess) an den Standorten zur Validierung (Standortsinformationen siehe Tabelle 6)

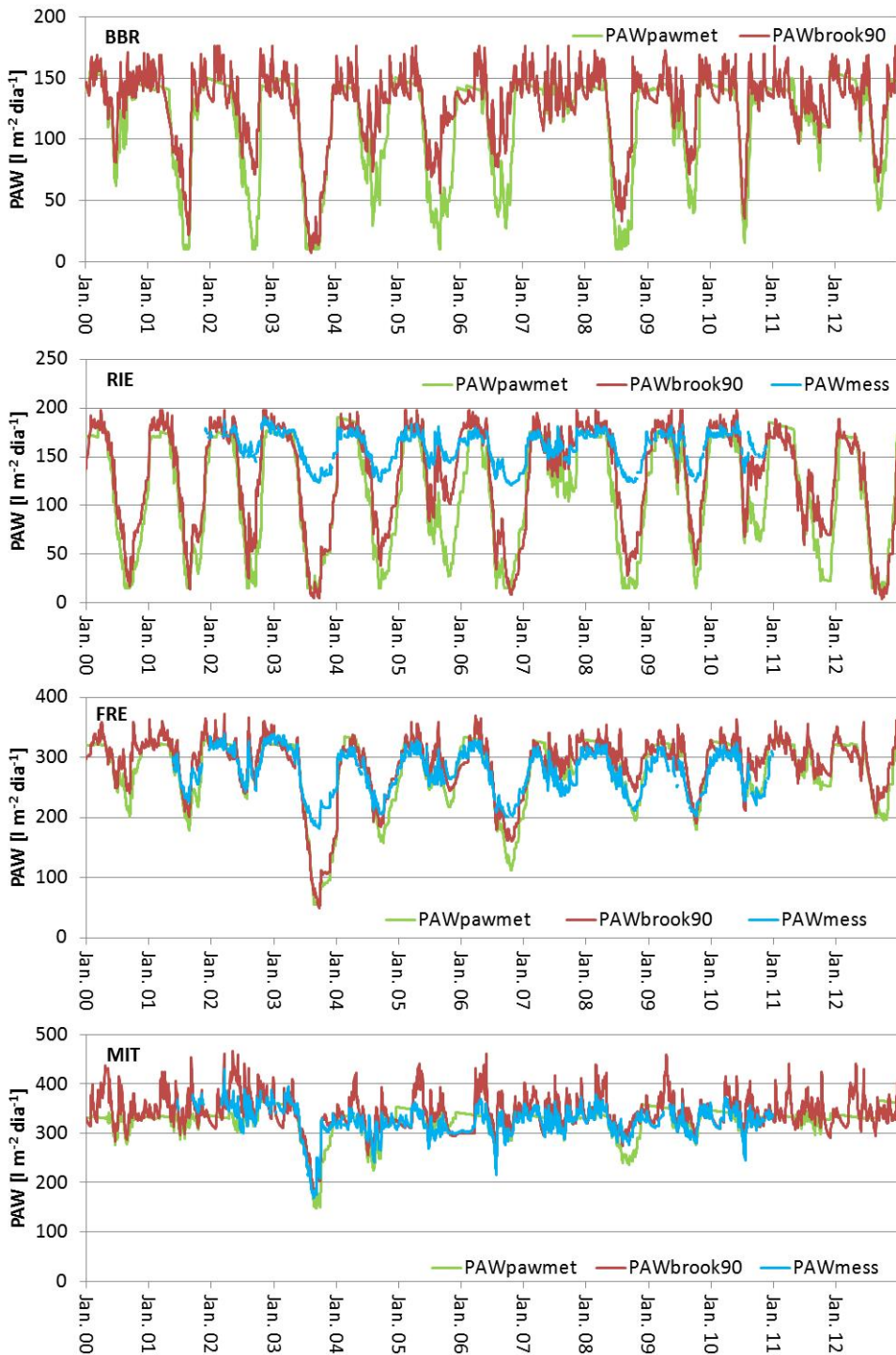


Abbildung 77: Vergleich des pflanzenverfügbaren Bodenwassers in Fichtenbeständen aus dem Modell "pawmet" (PAWpawmet) mit BROOK90-LWF-modellierten verfügbarem Bodenwasser (PAWbrook90) an den Standorten zur Validierung (Standortsinformationen siehe Tabelle 7)

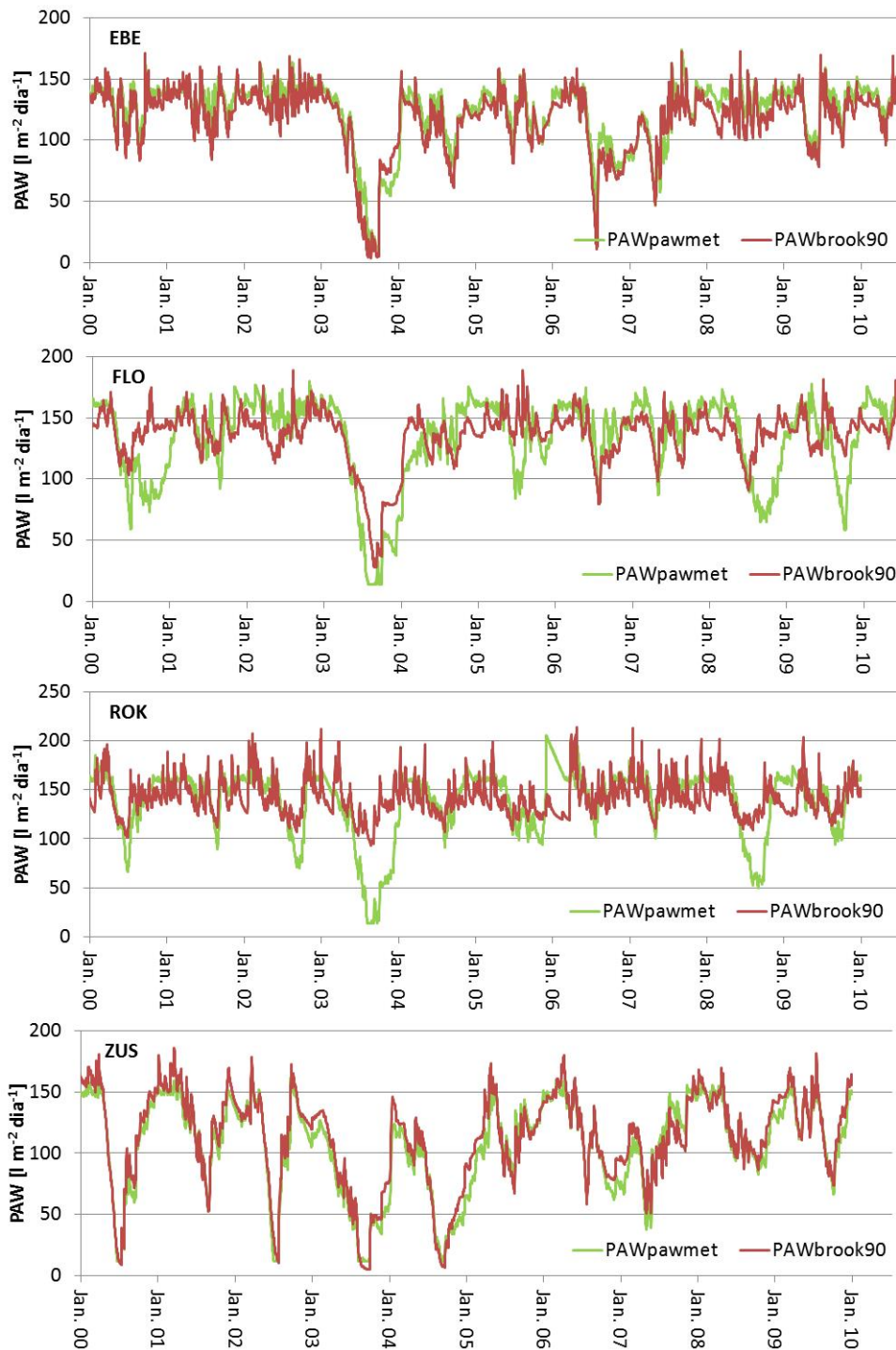


Abbildung 78: Buchenstandorte: (links) Korrelation des mit „pawmet“ modellierten pflanzenverfügbaren Bodenwassers (PAWpawmet) und der BROOK90-LWF-modellierten Bodenwasserhalte (PAWbrook90) an den Standorten zur Validierung; (rechts) Korrelation des mit „pawmet“ modellierten pflanzenverfügbaren Bodenwassers (PAWpawmet) und des gemessenen pflanzenverfügbaren Bodenwassers (PAWmess) an den Standorten zur Validierung.

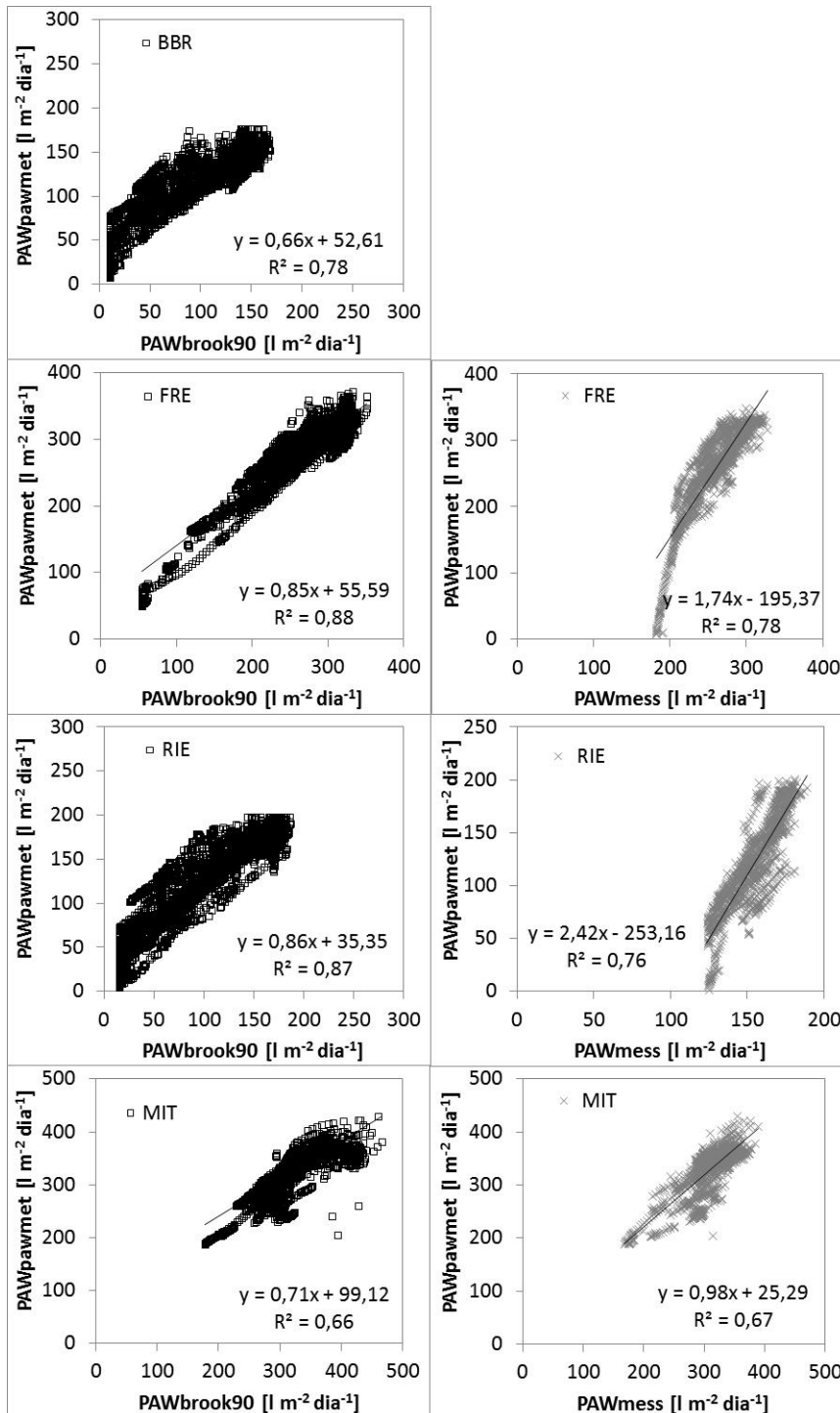
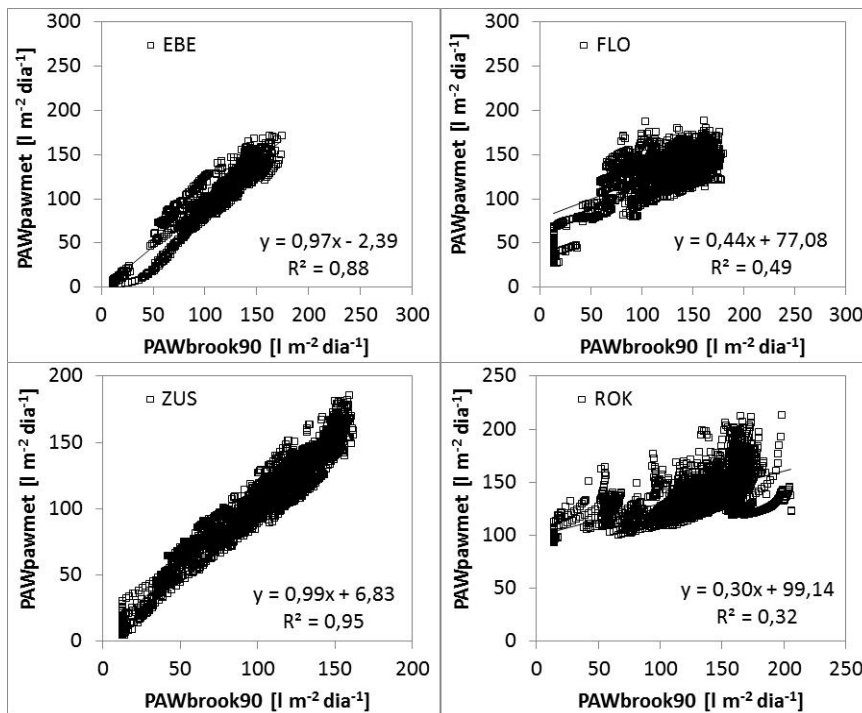


Abbildung 79: Fichtenstandorte: Korrelation des mit "pawmet" modellierten pflanzenverfügbaren Bodenwassers (PAWpawmet) und der BROOK90-LWF-modellierten Bodenwasserhalte (PAWbrook90) an den Standorten zur Validierung.



4.3.4 Rezeptor "Klee"

Auf Grund der in Kapitel 4.1.4 beschriebenen unsicheren Datenlage, wird für Grünland auf die Entwicklung eines Bodenwassermoduls verzichtet. Für den Rezeptor Klee werden ausschließlich *worst-case*-Risikoanalysen empfohlen.

Kernaussage

Die Modellierung des pflanzenverfügbaren Bodenwassers (PAW) über Regressionsansätze liefert gute Übereinstimmungen mit komplexeren Bodenwassermodellen.

Es werden keine über den notwendigen Eingangsdatensatz für die Modellierung der stomatären O₃-Aufnahmen hinausgehende Daten zur PAW-Abschätzung benötigt.

Der Rückkopplungseffekt hoher stomatärer O₃-Aufnahmeraten auf das Spaltöffnungsverhalten und damit den Evapotranspirationsraten und Bodenwassergehalten wird in den Regressionsansätzen nicht berücksichtigt.

Für die Anwendung in den Überwachungsnetzen steht damit für die Rezeptoren Winterweizen, Buche und Fichte ein zuverlässiges Modellmodul zur Verfügung.

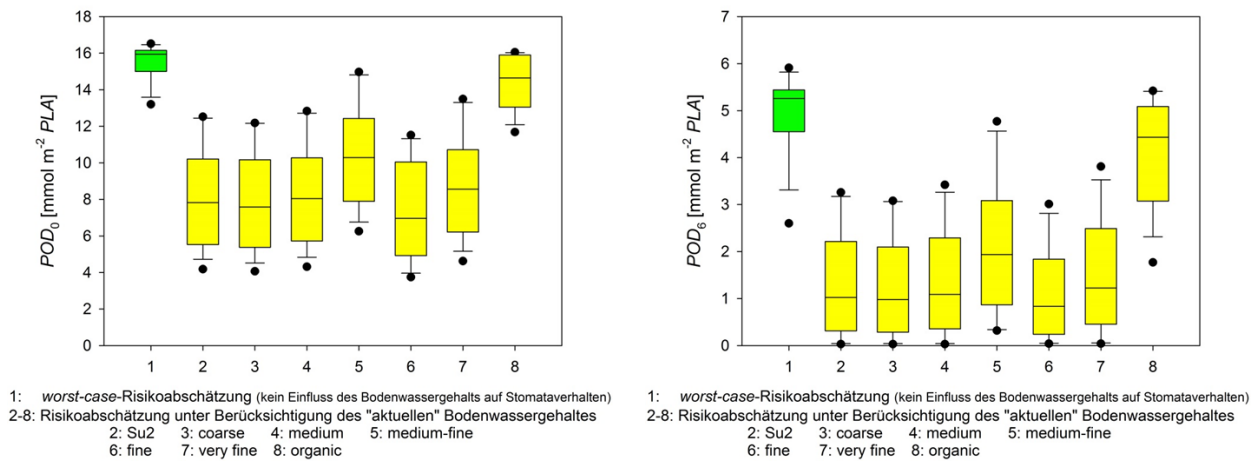
4.3.5 Einfluss der Bodenart auf die stomatäre O₃-Aufnahme

Der Einfluss der Wasserversorgung der Pflanzen über den Boden wird über das pflanzenverfügbare Bodenwasser parametrisiert. Generell kann gesagt werden, dass Pflanzen auf Böden mit einer hohen nutzbaren Feldkapazität im durchwurzelten Bodenraum weniger sensitiv auf Trockenperioden reagieren als Pflanzen auf Böden mit einer geringen nutzbaren Feldkapazität.

Am Beispiel der Luftmessstation Linden (HE) wird zunächst der Einfluss verschiedener Bodenarten auf die stomatäre O₃-Aufnahme von Winterweizen für die Jahre 1997 – 2010 betrachtet.

Aus Abbildung 80 wird deutlich, dass die Berücksichtigung des "aktuellen" Bodenwassergehaltes im durchwurzelten Bodenraum bei allen untersuchten Bodenarten zu verminderten POD_6 -Werten führt.

Abbildung 80: *Box-and-Whisker-Plots* der stomatären O_3 -Aufnahme von Weizen (links: POD_0 , rechts: POD_6)



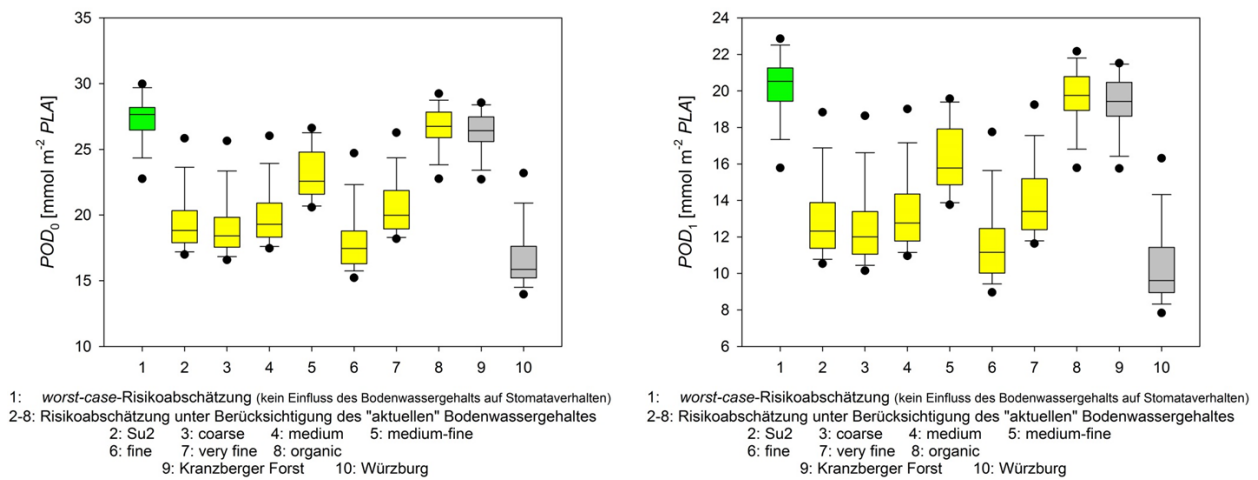
Referenzstation Linden (HE), Datengrundlage: 1997 – 2010

nutzbare Feldkapazität (0 – 60 cm): Su2 = 114 mm, coarse = 111 mm, medium = 117 mm, medium-fine = 150 mm, fine = 102 mm, very fine = 124 mm, organic = 238 mm

Der Effekt von Wasserstress ist beim Boden "organic" mit einer sehr hohen nutzbaren Feldkapazität am geringsten ausgeprägt. Der "Standardboden" Su2 (schwach schluffiger Sand) ist offensichtlich sehr gut geeignet, die untere Grenze der Spannweite des Einflusses optimaler bzw. suboptimaler Wasserversorgung auf die stomatäre O_3 -Aufnahme abzuschätzen. Da für diese Bodenart CRO₃PS_SVAT validiert wurde (vgl. Grünhage et al. 2011a), wird Su2 routinemäßig eingesetzt, um die Spannweite des potentiellen Einflusses suboptimaler Wasserversorgung auf die stomatäre O_3 -Aufnahme abzuschätzen.

In Abbildung 81 und Abbildung 82 ist der Einfluss der Bodenart auf die stomatären O_3 -Aufnahmeraten für Buche und Fichte dargestellt. Ergänzt wurden die Abbildungen über *Box-and-Whisker-Plots* für Böden, die die Spannweite der nutzbaren Feldkapazitäten repräsentieren, die zur Ableitung des Bodenwassermodells für Buche bzw. Fichte dienen (siehe Kapitel 4.3.3.2). Es wird deutlich, dass die zur Ableitung des Bodenwassermodells für Buche und Fichte gewählten Waldstandorte die Spannweite der in Deutschland auftretenden nutzbaren Feldkapazitäten gut repräsentieren.

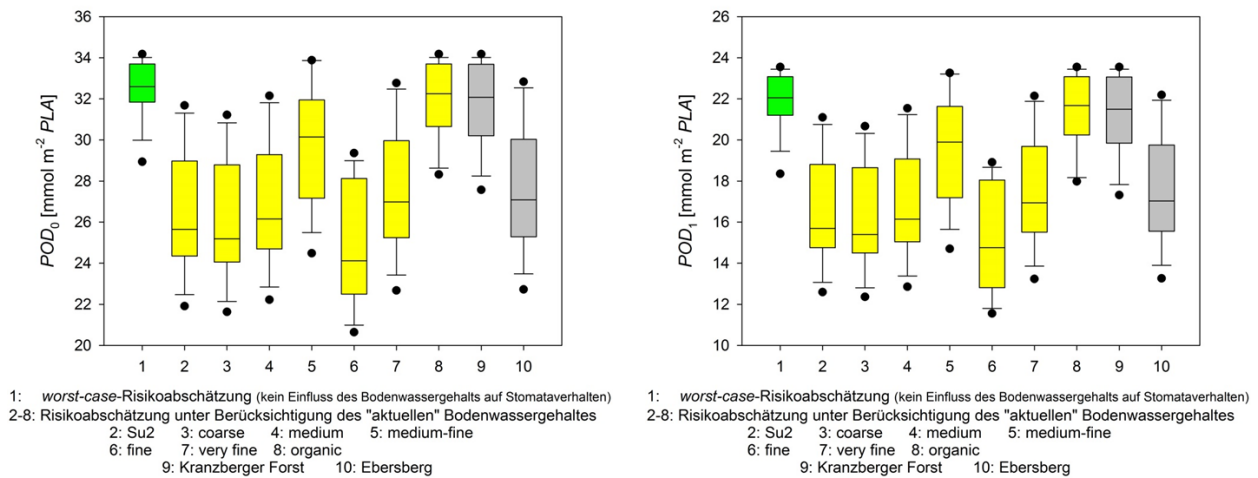
Abbildung 81: *Box-and-Whisker-Plots* der stomatären O₃-Aufnahme von Buche (links: *POD₀*, rechts: *POD₆*)



Referenzstation Linden (HE), Datengrundlage: 1997 – 2010

nutzbare Feldkapazität (0 – 100 cm): Su2 = 190 mm, coarse = 185 mm, medium = 196 mm, medium-fine = 250 mm, fine = 169 mm, very fine = 206 mm, organic = 396 mm, Kranzberger Forst = 365 mm, Würzburg = 152 mm

Abbildung 82: *Box-and-Whisker-Plots* der stomatären O₃-Aufnahme von Fichte (links: *POD₀*, rechts: *POD₆*)



Referenzstation Linden (HE), Datengrundlage: 1997 – 2010

nutzbare Feldkapazität (0 – 100 cm): Su2 = 190 mm, coarse = 185 mm, medium = 196 mm, medium-fine = 250 mm, fine = 169 mm, very fine = 206 mm, organic = 396 mm, Kranzberger Forst = 365 mm, Ebersberg = 207 mm

Kernaussage

Der Einfluss der "aktuellen" Bodenwasserversorgung hängt stark von der Bodenart ab. Die Spannweite des potentiellen Einflusses suboptimaler Bodenwasserversorgung auf die stomatäre O₃-Aufnahme kann durch den Vergleich von *worst-case*-Rechnungen, d.h. Rechnungen unter Annahme optimaler Bodenwasserversorgung, und Rechnungen z.B. mit dem "Standardboden" Su2 abgeschätzt werden.

4.4 Referenzstationen für die lokale Risikobeurteilung

Nach Richtlinie 2008/50/EG (EU 2008) werden Luftmessstationen in die Kategorien

- (a) städtisch
- (b) vorstädtisch
- (c) ländlich
- (d) ländlicher Hintergrund

eingeteilt. Ziel der O₃-Konzentrationsmessungen an städtischen Messstationen ist ausschließlich die Beurteilung der O₃-Exposition der städtischen Bevölkerung, während insbesondere an den Stationen im ländlichen Raum die Beurteilung der O₃-Exposition von Nutzpflanzen und natürlichen Ökosystemen hinzutritt.

Kriterien für die großräumige Standortbestimmung sind (nach Anhang VIII in EU (2008)):

- (a) vorstädtisch:

Orte, an denen die Bevölkerung, empfindliche Nutzpflanzen und natürliche Ökosysteme in der Randzone eines Ballungsraumes hohen O₃-Konzentrationen ausgesetzt sind.

- (b) ländlich:

Die Stationen können sich in kleinen Siedlungen und/oder Gebieten mit natürlichen Ökosystemen, Wäldern oder Nutzpflanzenkulturen befinden;

repräsentative Gebiete für O₃ außerhalb des Einflussbereichs örtlicher Emittenten wie Industrieanlagen und Straßen;

in offenem Gelände, jedoch nicht auf Berggipfeln.

- (c) ländlicher Hintergrund:

Stationen in Gebieten mit niedriger Bevölkerungsdichte, z.B. mit natürlichen Ökosystemen (wie Wälder), mindestens 20 km entfernt von Stadt- und Industriegebieten und entfernt von örtlichen Emissionsquellen;

zu vermeiden sind Standorte mit örtlich verstärkter Bildung bodennaher Temperaturinversionen sowie Gipfel höherer Berge.

Vorstädtische Stationen werden stark durch lokale Emissionen geprägt und sind deshalb für großräumigere O₃-Gefährdungsabschätzungen wenig geeignet. Sie erfüllen nicht die Voraussetzungen für das im Anhang V des Entwurfs zur Aktualisierung der NEC-Richtlinie (siehe Kapitel 4.1.1) geforderte Netz von Überwachungsstellen; diese müssen repräsentativ für die jeweiligen Ökosystemarten (Süßwasserökosysteme, natürliche und naturnahe Ökosysteme, Waldökosysteme) sein.

Abbildung 83: Räumliche Verteilung der Luftmessstationen im ländlichen Raum im Jahre 2010 sowie der Nationalparke, Naturparke und Biosphärenreservate

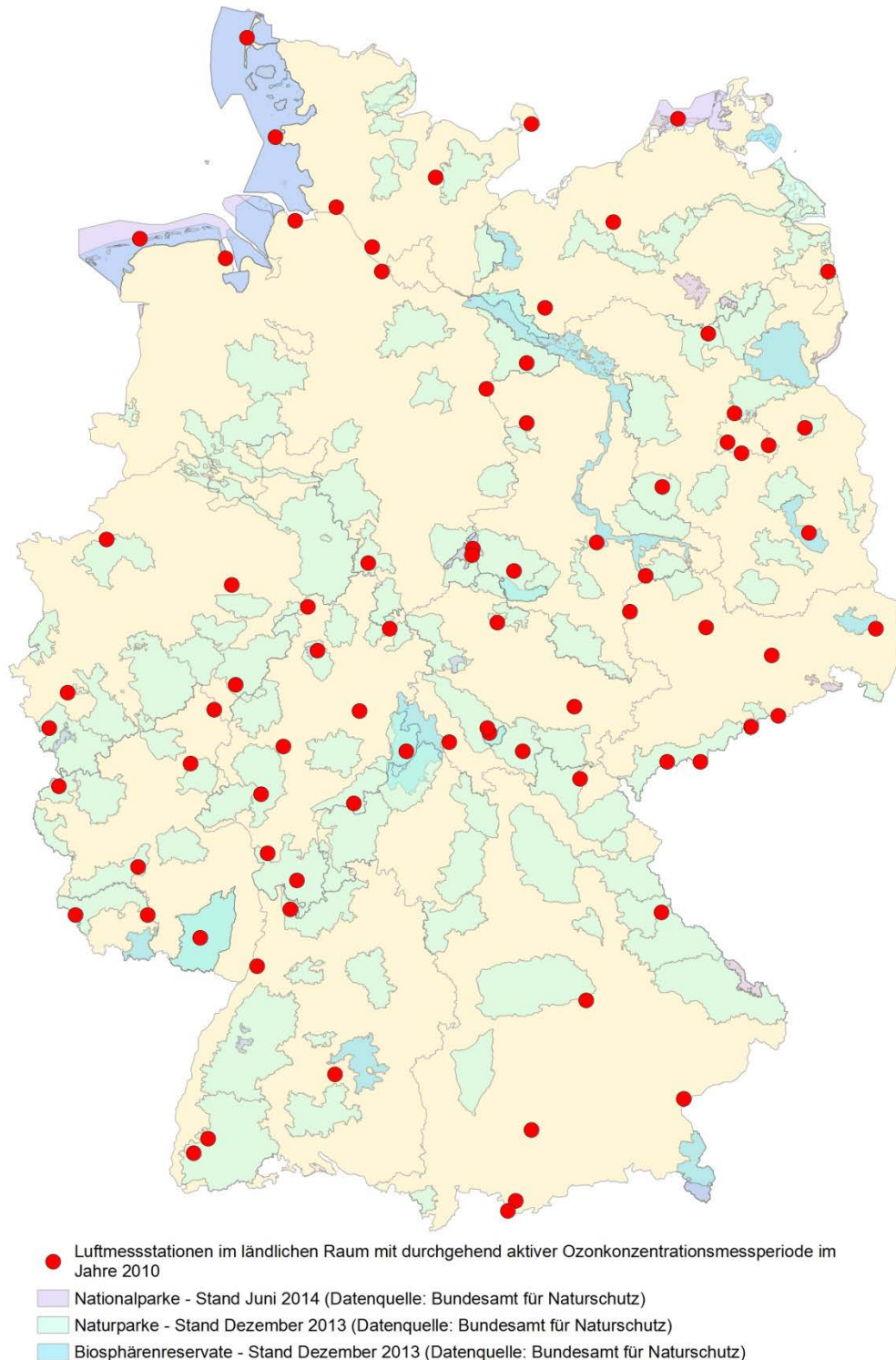
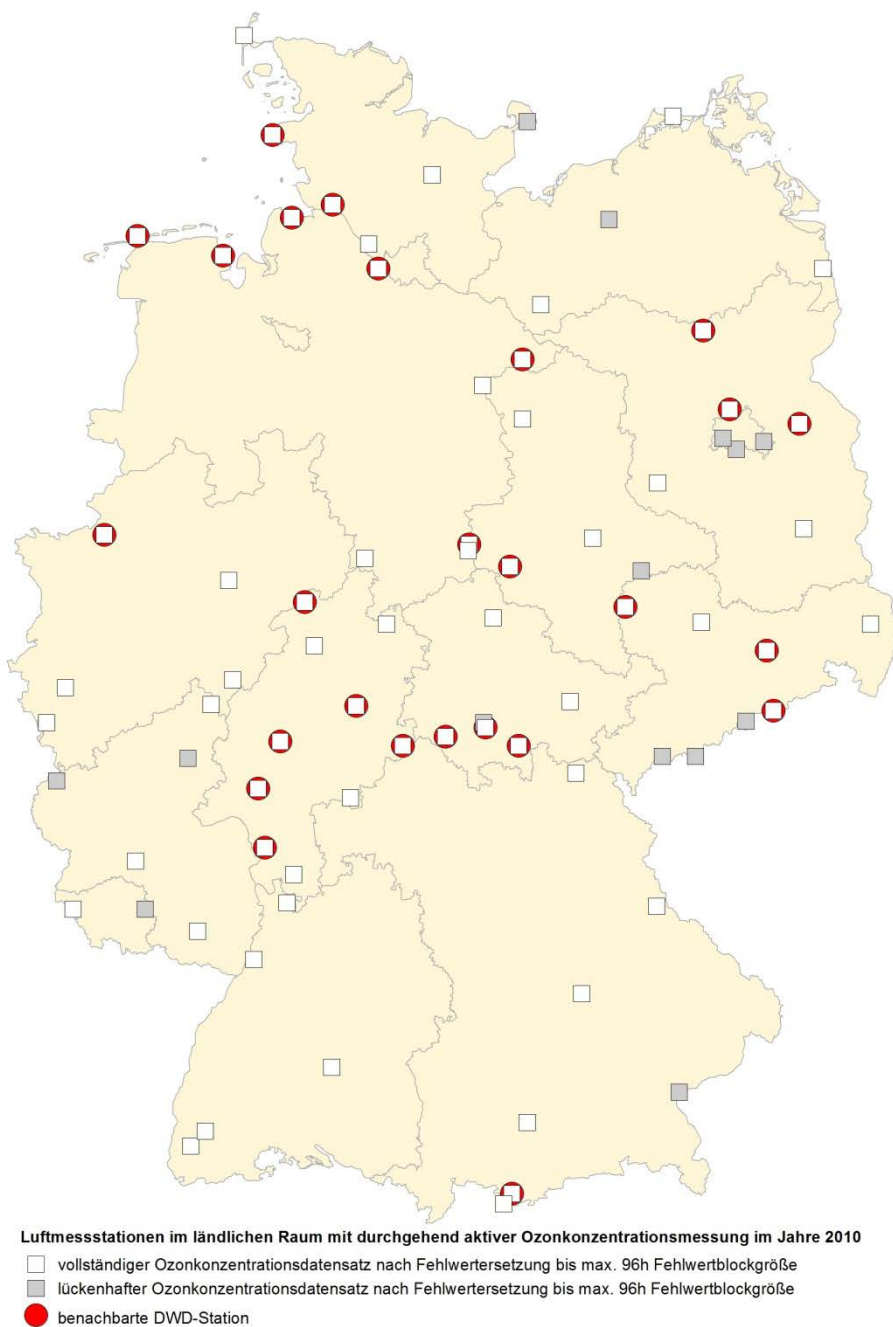


Abbildung 83 zeigt die räumliche Verteilung der 79 in 2010 aktiven Luftmessstationen im ländlichen Raum sowie die Verteilung der Nationalparke, Naturparke und Biosphärenreservate. Es wird deutlich, dass erstens in einigen Bundesländern die Verteilung der Luftmessstationen im ländlichen Raum nicht flächenrepräsentativ ist und dass zweitens im Hinblick auf das im Rahmen der Aktualisierung der NEC-Richtlinie (siehe Kapitel 4.1.1) geforderte repräsentative Überwachungsnetz

zur Gewährleistung des Schutzes der Vegetation und Sicherung der Biodiversität das Netz der Luftmessstationen im ländlichen Raum ausgebaut werden müsste.

In Abbildung 84 sind die 26 Stationen gekennzeichnet, die eine hauptamtliche meteorologische Messstation des Deutschen Wetterdienstes (DWD) in max. 10 km Entfernung und mit einer Höhendifferenz von max. 100 m aufweisen. Die DWD-Daten wurden vom Zentrum für Agrarmeteorologische Forschung (ZAMF) in Braunschweig, die Daten der Luftmessstationen vom Umweltbundesamt zur Verfügung gestellt.

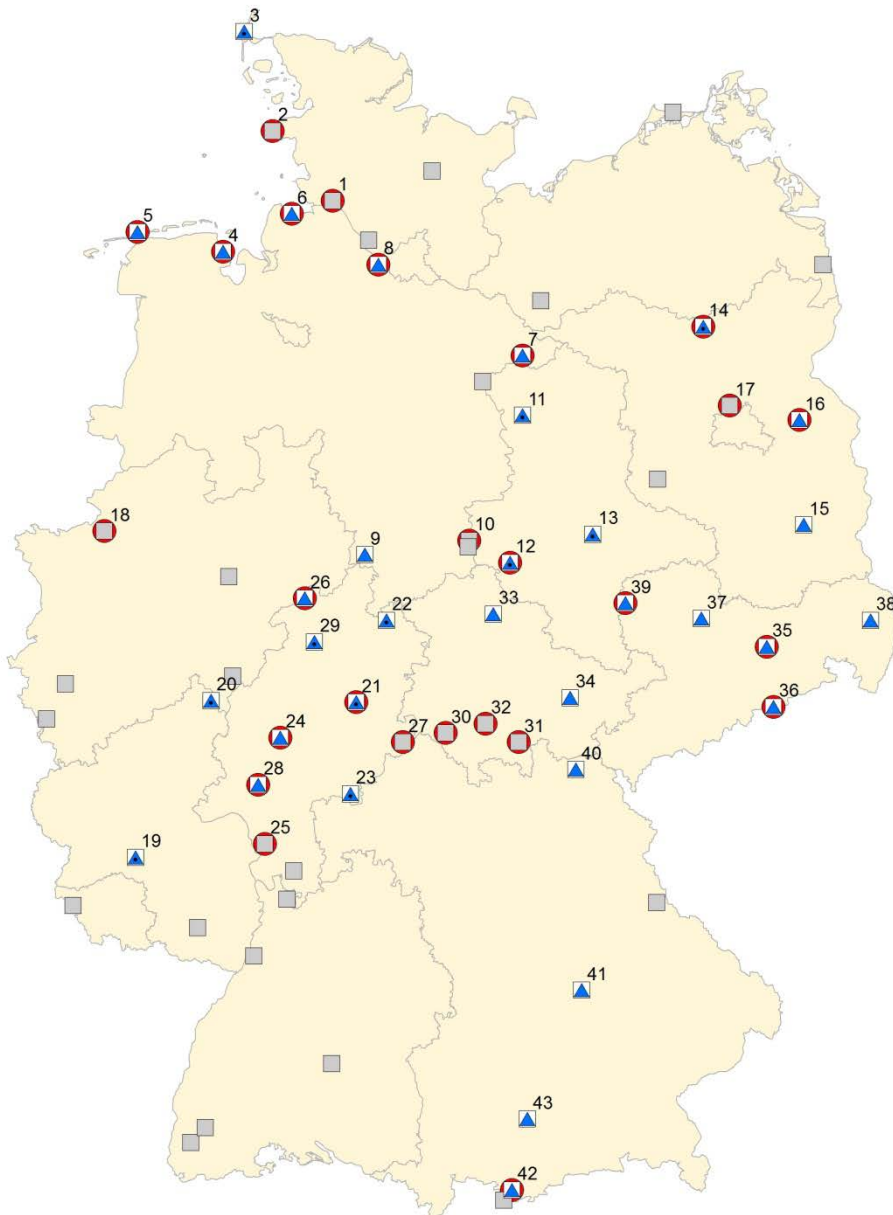
Abbildung 84: Luftmessstationen im ländlichen Raum mit durchgehend aktiver O₃-Konzentrationsmessung im Bezugsjahr 2010



In Abbildung 85 sind die 65 Luftmessstationen dargestellt und hinsichtlich der Verfügbarkeit meteorologischer Datensätze charakterisiert, die in 2010 einen vollständigen O₃-

Konzentrationsdatensatz aufweisen. 43 Stationen besitzen dabei einen vollständigen Eingangsdatsatz (O_3 -Konzentration, Meteorologie) für die Modellierung (siehe auch Tabelle 8).

Abbildung 85: Luftmessstationen im ländlichen Raum mit vollständigem O_3 -Konzentrationsdatensatz im Jahr 2010



- Luftmessstationen im ländlichen Raum mit durchgehend aktiver Ozonkonzentrationsmessung im Jahre 2010**
-  vollständige Datensätze für Luftfeuchte, Lufttemperatur, Windgeschwindigkeit, Globalstrahlung und Niederschlag
 -  vollständige Datensätze für Luftfeuchte, Lufttemperatur, Windgeschwindigkeit und Globalstrahlung
 -  vollständiger Ozonkonzentrationsdatensatz nach Fehlwertersetzung bis max. 96h Fehlwertblockgröße
 -  benachbarte DWD-Station

Tabelle 8: Luftmessstationen im ländlichen Raum mit vollständigem O₃-Konzentrationsdatensatz im Jahr 2010

Codierung nach Abbildung 85	Stationscode	Stationsname	Höhe ü. NN [m]	Breitengrad	Längengrad
1	DESH011	Brunsbüttel	0	53°54'31"	9°13'25"
benachbarte DWD-Station: Freiburg/Elbe					
2	DESH014	St.-Peter-Ording	2	54°19'40"	8°36'12"
benachbarte DWD-Station: St.-Peter-Ording					
3	DEUB001	Westerland	12	54°55'29"	8°18'29"
benachbarte DWD-Station: –					
4	DENI031	Jadebusen	2	53°35'46"	8°5'26"
benachbarte DWD-Station: Wangerland-Hooksiel					
5	DENI058	Ostfriesische Inseln	1	53°42'55"	7°12'50"
benachbarte DWD-Station: Norderney					
6	DENI059	Elbmündung	3	53°49'48"	8°48'4"
benachbarte DWD-Station: Cuxhaven					
7	DENI060	Wendland	50	52°57'25"	11°10'1"
benachbarte DWD-Station: Lüchow					
8	DENI063	Altes Land	3	53°31'27"	9°41'6"
benachbarte DWD-Station: Mittelnkirchen-Hohenfelde					
9	DENI077	Solling-Süd	290	51°42'31"	9°33'16"
benachbarte DWD-Station: –					
10	DEST039	Brocken	1142	51°47'55"	10°37'5"
benachbarte DWD-Station: Brocken					
11	DEST089	Zartau/Waldstation	95	52°35'35"	11°10'20"
benachbarte DWD-Station: –					
12	DEST098	Unterharz/Friedrichsbrunn	410	51°39'44"	11°2'36"
benachbarte DWD-Station: Harzgerode					
13	DEST104	Domäne Bobbe	71	51°50'14"	11°53'29"
benachbarte DWD-Station: –					
14	DEUB030	Neuglobsow	65	53°8'28"	13°1'53"
benachbarte DWD-Station: Menz					
15	DEBB066	Spreewald	52	51°53'51"	14°3'25"
benachbarte DWD-Station: –					
16	DEBB053	Hasenholz	88	52°33'49"	14°0'54"
benachbarte DWD-Station: Müncheberg					

Codierung nach Abbildung 85	Stations-code	Stationsname	Höhe ü. NN [m]	Breiten-grad	Längen-grad
17	DEBE062	B Frohnau, Funkturm (3.5 m)	50	52°39'11"	13°17'46"
benachbarte DWD-Station: Berlin-Tegel					
18	DENW081	Borken-Gemen	45	51°51'43"	6°52'28"
benachbarte DWD-Station: Borken in Westfalen					
19	DERP014	Hunsrück-Leisel	650	49°44'27"	7°11'36"
benachbarte DWD-Station: –					
20	DERP016	Westerwald-Herdorf	480	50°46'0"	7°58'21"
benachbarte DWD-Station: –					
21	DEHE023	Grebenau	373	50°45'34"	9°27'52"
benachbarte DWD-Station: Alsfeld-Eifa					
22	DEHE024	Witzenhausen/Wald	610	51°17'30"	9°46'28"
benachbarte DWD-Station: –					
23	DEHE026	Spessart	502	50°9'51"	9°23'57"
benachbarte DWD-Station: –					
24	DEHE042	Linden/Leihgestern	172	50°31'58"	8°41'3"
benachbarte DWD-Station: Wettenberg bei Gießen					
25	DEHE043	Riedstadt	87	49°49'30"	8°31'0"
benachbarte DWD-Station: Allmendfeld					
26	DEHE046	Bad Arolsen	343	51°25'51"	8°55'41"
benachbarte DWD-Station: Vasbeck					
27	DEHE051	Wasserkuppe	931	50°29'51"	9°56'9"
benachbarte DWD-Station: Wasserkuppe					
28	DEHE052	Kleiner Feldberg	811	50°13'18"	8°26'45"
benachbarte DWD-Station: Kleiner Feldberg/Taunus					
29	DEHE060	Kellerwald	483	51°9'17"	9°1'54"
benachbarte DWD-Station: –					
30	DETH026	Dreißigacker	450	50°33'42"	10°22'31"
benachbarte DWD-Station: Meiningen					
31	DETH027	Neuhaus	840	50°29'59"	11°8'4"
benachbarte DWD-Station: Neuhaus am Rennweg					
32	DETH040	Großer Eisenberg	907	50°37'9"	10°47'13"
benachbarte DWD-Station: Schmücke					
33	DETH042	Possen	420	51°19'59"	10°52'1"
benachbarte DWD-Station: –					
34	DETH061	Hummelshain	357	50°47'29"	11°39'40"

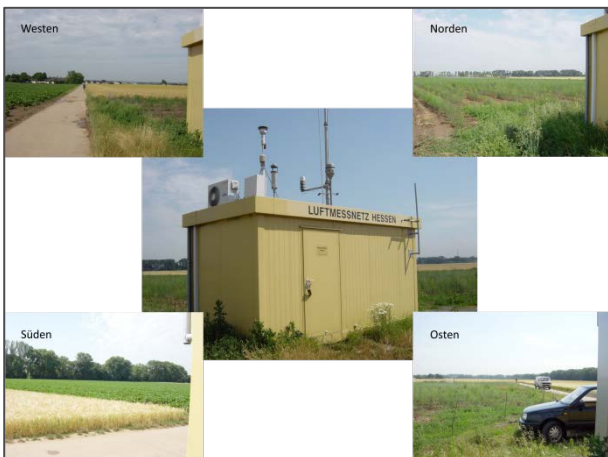
Codierung nach Abbildung 85	Stations-code	Stationsname	Höhe ü. NN [m]	Breiten-grad	Längen-grad
benachbarte DWD-Station: –					
35	DESN051	Radebeul-Wahnsdorf	246	51°7'10"	13°40'30"
benachbarte DWD-Station: Dresden-Klotzsche					
36	DESN052	Zinnwald	877	50°43'53"	13°45'5"
benachbarte DWD-Station: Zinnwald-Georgenfeld					
37	DESN076	Collmberg	313	51°18'13"	13°0'33"
benachbarte DWD-Station: –					
38	DESN079	Niesky	148	51°17'7"	14°44'59"
benachbarte DWD-Station: –					
39	DESN080	Schkeuditz	122	51°23'45"	12°14'2"
benachbarte DWD-Station: Schkeuditz bei Leipzig					
40	DEBY047	Naila/Selbiter Berg	534	50°19'23"	11°43'17"
benachbarte DWD-Station: –					
41	DEBY049	Neustadt a.d. Donau/Eining	359	48°51'11"	11°46'40"
benachbarte DWD-Station: –					
42	DEBY081	Garmisch-Partenkirchen/ Kreuzeckbahnstraße	735	47°28'35"	11°3'47"
benachbarte DWD-Station: Garmisch-Partenkirchen					
43	DEBY109	Andechs/Rothenfeld	700	47°58'7"	11°13'12"
benachbarte DWD-Station: –					

Fehlwertersetzung bis max. 96 Stunden

Die Messhöhen der O₃-Konzentration liegen zwischen 3,1 und 16,5 m über Grund, der horizontalen Windgeschwindigkeit zwischen 5 und 34,5 m über Grund, für Lufttemperatur und relative Luftfeuchte zwischen 2 und 15 m über Grund. Nach Aussage verschiedener Messstellenverantwortlicher entsprechen die meteorologischen Messungen an den Luftmessstationen nicht unbedingt den Standards für meteorologische Messstationen. Eine Standardisierung insbesondere auch auf einheitliche Messhöhen ist zwingend erforderlich. Die Überwachungsstellen sollten hinsichtlich ihrer Repräsentativität für die verschiedenen Vegetationstypen (landwirtschaftliche Nutzpflanzen (Getreide), Buchen- und Fichtenwälder, Grünland) charakterisiert werden (tabellarisch, Foto; siehe Abbildung 86).

Angaben zur räumlich repräsentativen Bodenart im Hinblick auf Feldkapazität und permanenten Welkepunkt (nutzbare Feldkapazität = Feldkapazität – permanenter Welkepunkt) im durchwurzelten Bodenraum sind erforderlich, falls der Einfluss der Bodenwasserversorgung im *POD_v*-Ansatz berücksichtigt werden soll.

Abbildung 86: Umgebung der Luftmessstation Riedstadt (HE)



Kernaussage

Das derzeitige Netz lufthygienischer Messstationen im ländlichen Raum ist nicht flächenrepräsentativ.

Es erfüllt nicht die Voraussetzungen für das im Anhang V des Entwurfs zur Aktualisierung der NEC-Richtlinie geforderte repräsentative Netz von Überwachungsstellen für die zu beurteilenden Ökosystemarten und für die Sicherstellung der Biodiversität.

Der POD_{γ} -Ansatz erfordert vollständige Datensätze für O_3 -Konzentration, Lufttemperatur, Luftfeuchte, horizontale Windgeschwindigkeit und Globalstrahlung. Soll der Einfluss suboptimaler Bodenwasserversorgung berücksichtigt werden, ist zudem ein vollständiger Niederschlag-Datensatz erforderlich. Diese Vollständigkeit der Datensätze kann derzeit von den lufthygienischen Messnetzen nicht gewährleistet werden. Erforderlich ist die Entwicklung geeigneter Fehlwertersetzungsverfahren.

Eine Standardisierung der meteorologischen Messungen und insbesondere auch die Einhaltung von Standards für die Messhöhen sind erforderlich.

4.4.1 Räumliche Repräsentativität der standortbezogenen Eingangsgrößen für die lokale Risikobeurteilung

Die Verfahren zur Transformation der erforderlichen Eingangsgrößen für Buche und Fichte mittels Regressionsansätzen (siehe Kapitel 4.2.2) erfordern ausreichende Windweglängen. Freiflächen für Waldmessstationen müssen deshalb entsprechend dimensioniert sein. Der Vergleich der POD_1 -Werte für Buche mit Daten der Luftmessstation Grebenau (Hessen; Abbildung 87) und der zugehörigen DWD-Station

- Meteorologie der Luftmessstation Grebenau: $POD_1 = 10,7 \text{ mmol m}^{-2}$

- Meteorologie der DWD-Station Alsfeld-Eifa: $POD_1 = 15,9 \text{ mmol m}^{-2}$

weisen auf diese Problematik hin.

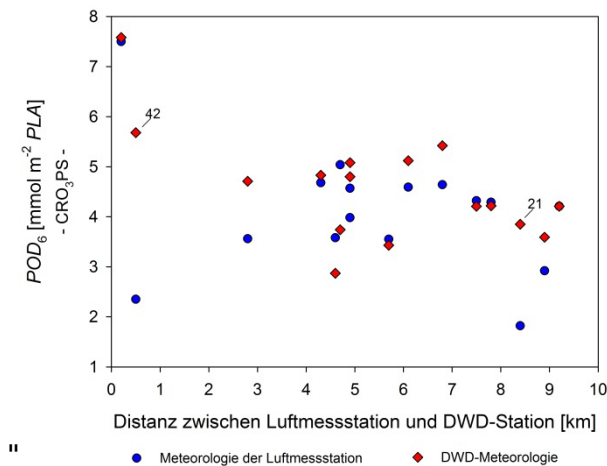
Zurückzuführen ist diese Diskrepanz vor allem auf deutlich geringere Windgeschwindigkeits- und etwas geringere Globalstrahlungswerte am Standort der Luftmessstation. Auch die nach LRTAP Convention (2010) berechneten AOT_{40} -Werte differieren, da die Anzahl der Stunden mit Globalstrahlungswerten $>50 \text{ W m}^{-2}$ am Standort der Luftmessstation deutlich geringer ist als an der benachbarten DWD-Station.

Abbildung 87: Luftmessstation Grebenau (Waldmessstation, HE)



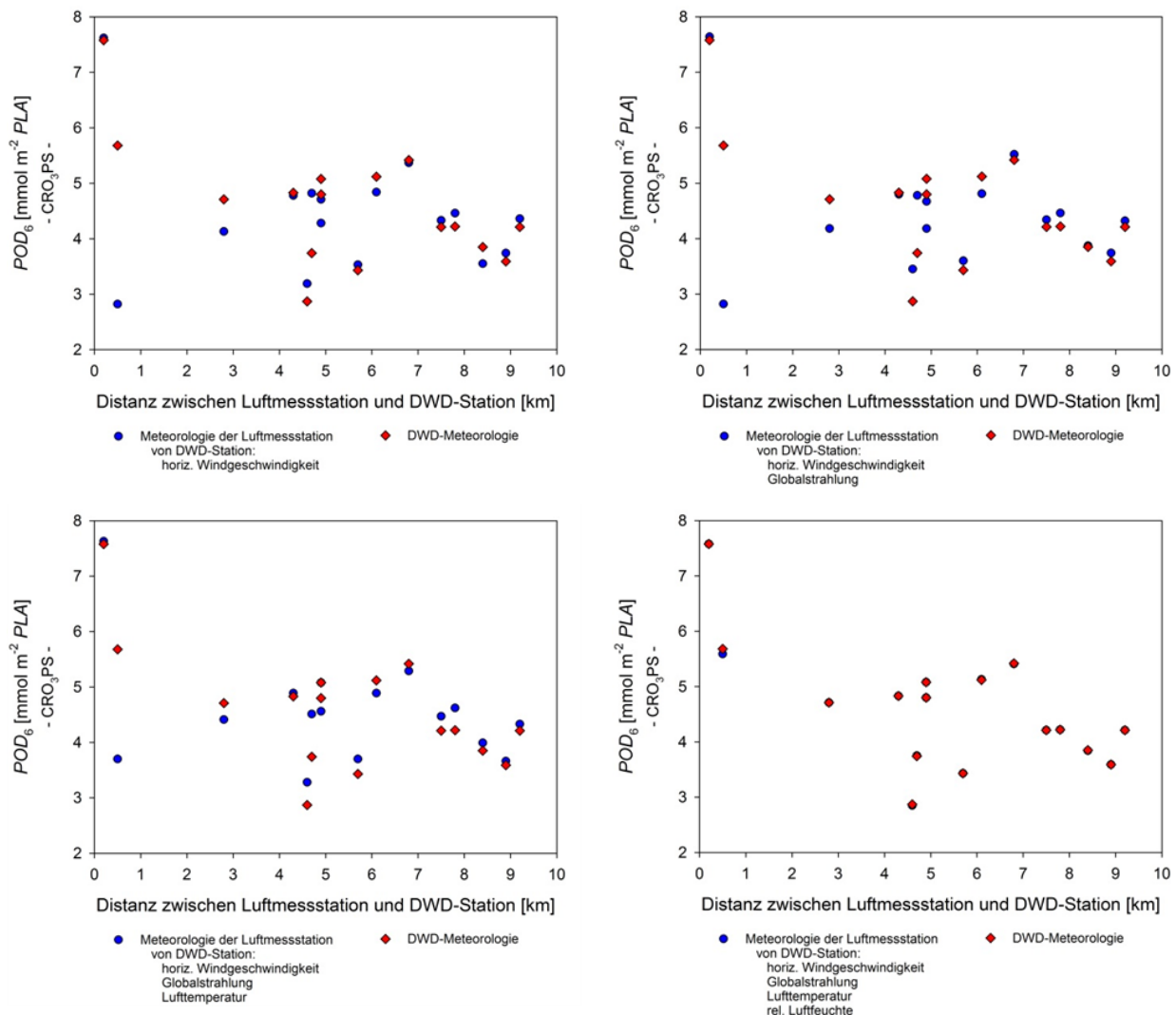
In Abbildung 88 sind die POD_6 -Werte für Winterweizen berechnet mit der Meteorologie der Luftmessstation den Werten gegenübergestellt, die mit der Meteorologie der benachbarten DWD-Station kalkuliert wurden. Die zum Teil erheblichen Unterschiede in den POD_6 -Werten sind nicht auf die Entfernung zwischen Luftmessstation und DWD-Station zurückzuführen. Um zu prüfen, welche meteorologischen Eingangsgrößen für die Differenzen verantwortlich sind, wurden die meteorologischen Eingangsgrößen der Luftmessstation schrittweise durch die der benachbarten DWD-Station ersetzt.

Abbildung 88: POD_6 -Werte für Winterweizen berechnet mit der Meteorologie der Luftmessstation bzw. der benachbarten DWD-Station



Aus Abbildung 89 wird deutlich, dass ein Großteil der Diskrepanzen auf Unterschiede in der horizontalen Windgeschwindigkeit zurückzuführen ist. Dies wird insb. deutlich bei der in Abbildung 88 mit "21" gekennzeichneten Luftmessstation Grebenau (HE). Bei einigen anderen Luftmessstationen spielen weitere Größen eine Rolle. Bei der in Abbildung 88 mit "42" gekennzeichnete Station Garmisch-Partenkirchen gibt es eine generelle Diskrepanz zwischen der Meteorologie der Luftmessstation und der benachbarten DWD-Station, obwohl die Distanz zwischen den Stationen nur 0,5 km beträgt.

Abbildung 89: POD_6 -Werte für Winterweizen berechnet mit der Meteorologie der Luftmesstation bzw. der benachbarten DWD-Station



Kernaussage

Die räumliche Repräsentativität der an den Luftmesstationen erhobenen meteorologischen Messgrößen ist derzeit nicht gesichert.

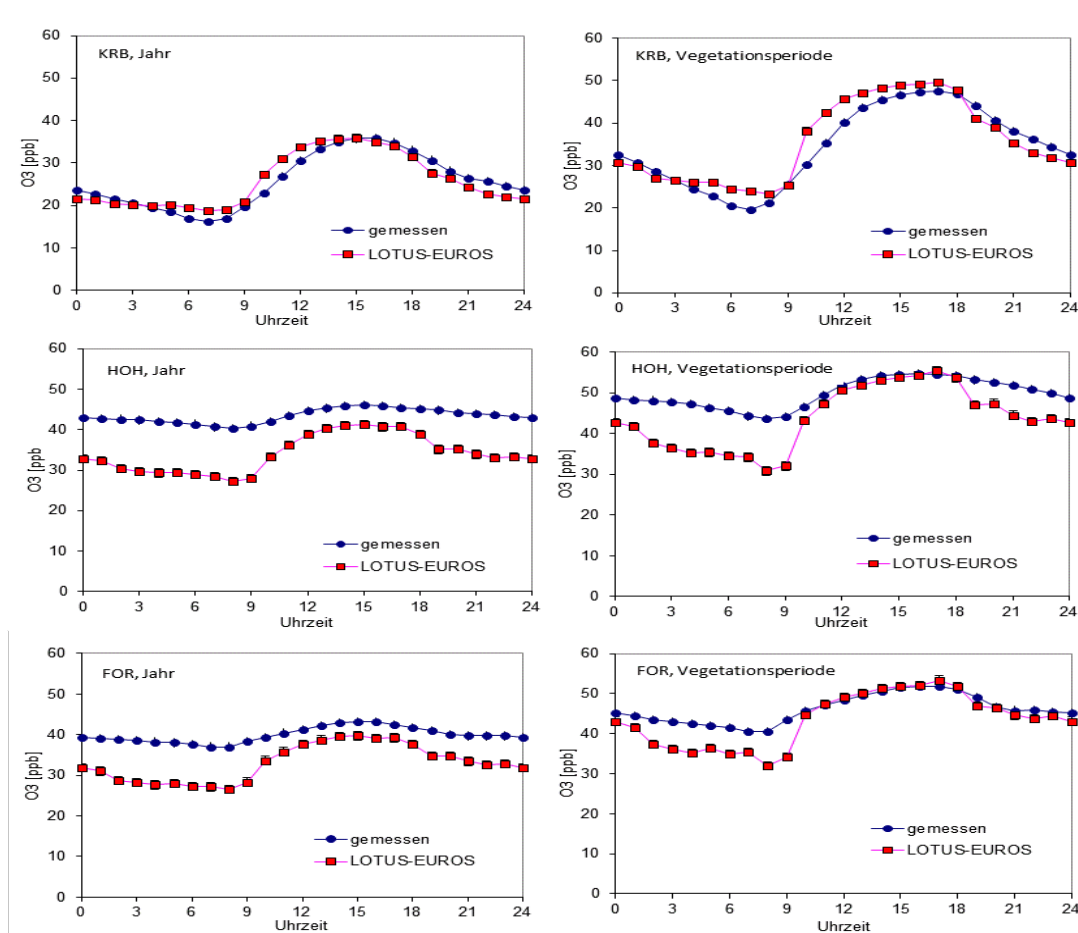
Die Anwendung der Verfahren zur Transformation der Eingangsgrößen von Mess- zur Bestandeshöhe erfordern ausreichende Windweglängen. Insbesondere bei der Etablierung von Waldmessstellen ist auf diese Grundvoraussetzung zu achten.

4.4.2 Vergleich der mit LOTOS-EUROS modellierten O_3 -Konzentrationen und der in LOTOS-EUROS verwendeten Meteorologie mit den an Referenzstationen gemessenen Daten

Für den Vergleich von modellierten und gemessenen O_3 -Konzentrationen wurden die mit LOTOS-EUROS-modellierten O_3 -Konzentrationen an den Rasterausschnitten der Waldstandorte Kranzberger Forst (KRB), Hohenpeißenberg (HOH) und Forellenbach (FOR) für das Jahr 2006 ausgewählt. Die O_3 -Konzentrationsmessungen wurden über Mischwald (HOH, KRB) und über Fichtenverjüngung (FOR) durchgeführt. Die mittleren Tagesgänge gemessener und modellierter O_3 -Konzentrationen sind jeweils für das gesamte Jahr und die Vegetationszeit (Mai – Sep) dargestellt (Abbildung 90).

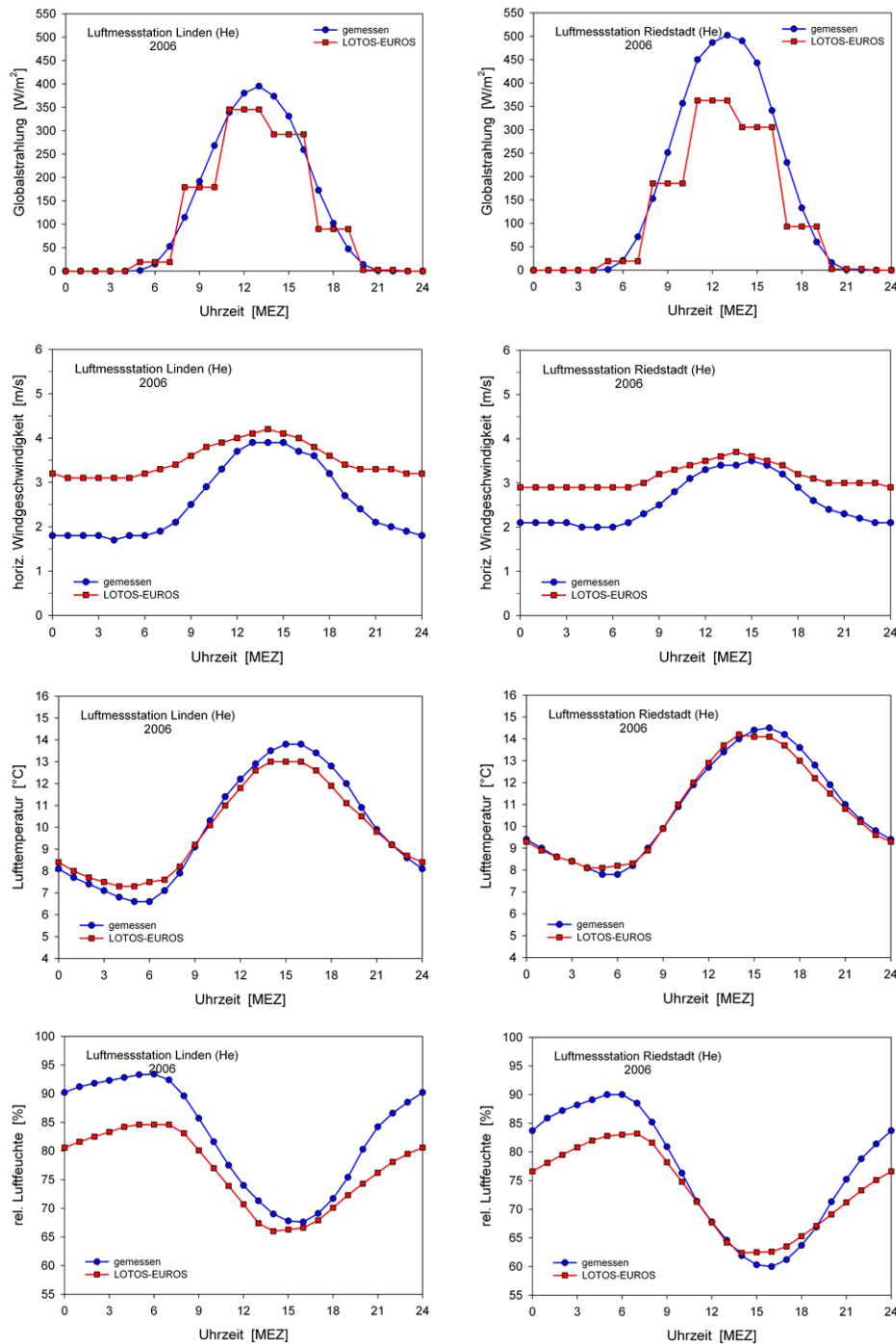
Erkennbar wird für KRB eine Überschätzung der Modellierung in den Vormittags- und Mittagsstunden gegenüber den gemessenen Daten (gesamtes Jahr, Vegetationsperiode). Die mittleren Tagesgänge für FOR und HOE dagegen wurden durch die modellierten O₃-Konzentrationen durchgehend unterschätzt. Die Korrelationskoeffizienten für modellierte und gemessene Daten lagen für das gesamte Jahr und die Vegetationszeit (Mai – Sep) bei R² von 0,4 bis 0,5. Für die Vegetationsperiode waren die Korrelationen zwischen modellierten und gemessenen O₃-Konzentrationen während der Tageslichtstunden erhöht (R²: 0,6 (KRB), 0,6 (HOH), 0,5 (FOR)). Die Unterschiede zwischen Messung und Modellierung auf Tagesbasis sind z.T. groß, sanken jedoch bei Beschränkung der Vergleiche auf Tageslichtstunden während der Vegetationsperiode.

Abbildung 90: Mittlere Tagesgänge von LOTOS-EUROS-modellierten und gemessenen Ozonkonzentrationen (Stundenwerte) über Waldbestand jeweils für das gesamte Jahr und die Vegetationsperiode (Mai – Sep) an den Wald-Standorten Kranzberg (KRB), Hohenpeißenberg (HOH) und Forellenbach-Bayerischer Wald (FOR) im Jahr 2006



Beispielhaft werden in Abbildung 91 für zwei Stationen in Hessen die mittleren Tagesgänge gemessener meteorologischer Modelleingangsgrößen mit den in LOTOS-EUROS verwendeten flächenhaften meteorologischen Größen verglichen. Die z.T. deutlichen Unterschiede zeigen eindrücklich, dass flächenbezogene Eingangsgrößen gemessene in Überwachungsnetzen nicht ersetzen können.

Abbildung 91: Vergleich der mittleren Tagesgänge der Globalstrahlung, horiz. Windgeschwindigkeit, Lufttemperatur und rel. Luftfeuchte der LOTOS-EUROS- bzw. gemessenen Meteorologie für 2006



Kernaussage

Für die lokale Beurteilung des O₃-Risikos für die Vegetation mit dem *POD_v*-Ansatz spiegeln die mit LOTOS-EUROS modellierten O₃-Konzentrationen im Hinblick auf Tages- und Jahrgang die realen Verhältnisse nicht hinreichend genau wider. (vgl. Abb. 120). Gleiches gilt für die meteorologischen Modelleingangsgrößen.

Modellierte O₃-Konzentrationen und gerasterte meteorologische Eingangsgrößen können deshalb die Messung an repräsentativen Überwachungsstellen nicht ersetzen.

4.5 Einfluss der Messgenauigkeit der Eingangsgrößen auf die stomatäre O₃-Aufnahme und AOT40-Werte und Identifizierung der Eingangsgrößen, die mit besonderer Sorgfalt erhoben werden müssen

Auf Grundlage der beim Deutschen Wetterdienst und im hessischen Luftmessnetz eingesetzten Messgeräte erfolgte zunächst eine Zusammenstellung der typischen Messunsicherheiten:

- | | |
|-----------------------------------|---|
| • O ₃ -Konzentration | max. ± 2 % |
| • Globalstrahlung | max. ± 3 % (für Stundenwerte) |
| • Lufttemperatur | max. ± 0,15 K bzw. ± 0,1·(0,0016·t) |
| • relative Luftfeuchtigkeit | max. ± 3 % |
| • Luftdruck | max. ± 2 hPa |
| • horizontale Windgeschwindigkeit | max. ± 0,1 m s ⁻¹ bei 0...5 m s ⁻¹ bzw. ± 2 % |
| • Niederschlag | max. ± 3 % bzw. ± 5 % |

Die tatsächliche Messunsicherheit der aufgeführten Größen an einem Standort hängt zudem von der Effektivität der Wartung/Kalibrierung der Messsysteme vor Ort ab, d.h. die reale Messunsicherheit einzelner Größen kann über den angegebenen liegen.

Der Einfluss der Messgenauigkeit der externen Eingangsparameter in Referenzhöhe wird routinemäßig für alle Rezeptorgruppen in den Modellen CRO₃PS_SVAT, CRO₃PS_SVAT neutral, CRO₃PS und FO₃REST berechnet. Der im *Modelling and Mapping Manual* beschriebene Ansatz zur Abschätzung des O₃-Gefährdungsrisikos für Grünland (LRTAP Convention 2010) ist mit solchen Unsicherheiten behaftet, dass die Berücksichtigung des Einflusses der Messgenauigkeit der externen Eingangsparameter eine Genauigkeit "vortäuschen" würde, die unangemessen ist. Auf die Implementierung der Abschätzung der Messgenauigkeit der Eingangsgrößen in GRASSO₃ wurde deshalb bewusst verzichtet.

Am Beispiel der Luftmessstation Linden (HE) wird der Einfluss der Messgenauigkeit der externen Eingangsparameter im Gesamtmodell auf die *POD_γ*-Werte für die Rezeptoren Winterweizen, Buche und Fichte für die Jahre 1997 – 2010 dargestellt. Die Größenordnung der Gesamt-Ergebnisunsicherheit für *worst-case*-Rechnungen, d.h. unter Annahme optimaler Bodenwasserversorgung, infolge der Messunsicherheit aller Eingangsgrößen beträgt:

Rezeptor "Winterweizen"	<i>POD</i> ₀ : 2,5 ± 0,9 % <i>POD</i> ₆ : 8,0 ± 3,1 %
Rezeptor "Buche"	<i>POD</i> ₀ : 3,6 ± 0,2 % <i>POD</i> ₁ : 4,8 ± 0,3 %
Rezeptor "Fichte"	<i>POD</i> ₀ : 3,8 ± 0,1 % <i>POD</i> ₁ : 5,5 ± 0,2 %
Rezeptor "Klee"	Es werden wegen der generellen Modellunsicherheit keine Messunsicherheiten berücksichtigt.

Die Angaben für Winterweizen berücksichtigen auch den Einfluss der Messunsicherheit meteorologischer Eingangsgrößen auf Submodule in CRO₃PS_SVAT wie Bestandesentwicklung und Strahlungshaushalt.

Der Einfluss der Messunsicherheit "guter" Systeme für die O₃-Konzentration auf die Ergebnisunsicherheit der AOT40-Werte ist ungleich höher

AOT40 nach EU (2008) : $8,3 \pm 1,3 \%$

und liegt in der Größenordnung der POD₆-Ergebnisunsicherheit und deutlich über den POD₀- und POD₁-Ergebnisunsicherheiten.

Auf Grundlage der durchgeführten Untersuchungen lässt sich für die Parametrisierung der stomatären O₃-Aufnahme auf Blattebene nachstehende Rangordnung nach Höhe des Einflusses der Messunsicherheit auf die Ergebnisunsicherheit aufstellen:

- I. Bodenwassergehalt
- II. O₃-Konzentration und meteorologische Inputvariablen
 1. O₃-Konzentration
 2. Lufttemperatur und rel. Luftfeuchtigkeit
 3. horizontale Windgeschwindigkeit und Globalstrahlung
 4. Luftdruck

Im Rahmen von CRO₃PS_SVAT, CRO₃PS_SVATneutral, CRO₃PS und FO₃REST gewinnt die Messung der Globalstrahlung an Bedeutung, wenn der Einfluss des "aktuellen" pflanzenverfügbaren Bodenwassergehaltes auf die stomatären O₃-Aufnahmen berücksichtigt werden soll; die Höhe der Evaporationsrate, die neben dem zeitlichen Muster und der Höhe der Niederschläge den Bodenwassergehalt im durchwurzelteten Bodenraum bestimmt, ist abhängig von der für die Verdunstung zur Verfügung stehenden Energie.

Kernaussage

Die Größenordnung des Einflusses der Messunsicherheit "guter" Sensoren/Geräte für O₃-Konzentration und meteorologische Einflussgrößen (und interner Modellparameter) auf die POD_γ-Werte ist stark abhängig vom angesetzten Schwellenwert der stomatären O₃-Aufnahme Y.

4.6 Vereinfachte flussbasierte Ansätze

Die Transformation der erforderlichen Eingangsgrößen und die Abschätzung des pflanzenverfügbaren Bodenwassergehalts in den Modellen FO₃REST_beech_leaf und FO₃REST_spruce_leaf erfolgt auf Grundlage von Regressionsansätzen. Im Vergleich zum Depositionsmodell CRO₃PS_SVAT sind die FO₃REST-Modelle bereits als vereinfachte flussbasierte Ansätze zu bezeichnen. Im Folgenden wird schrittweise das Depositionsmodell CRO₃PS_SVAT hin zu einem Ansatz auf Basis von Regressionsansätzen vereinfacht.

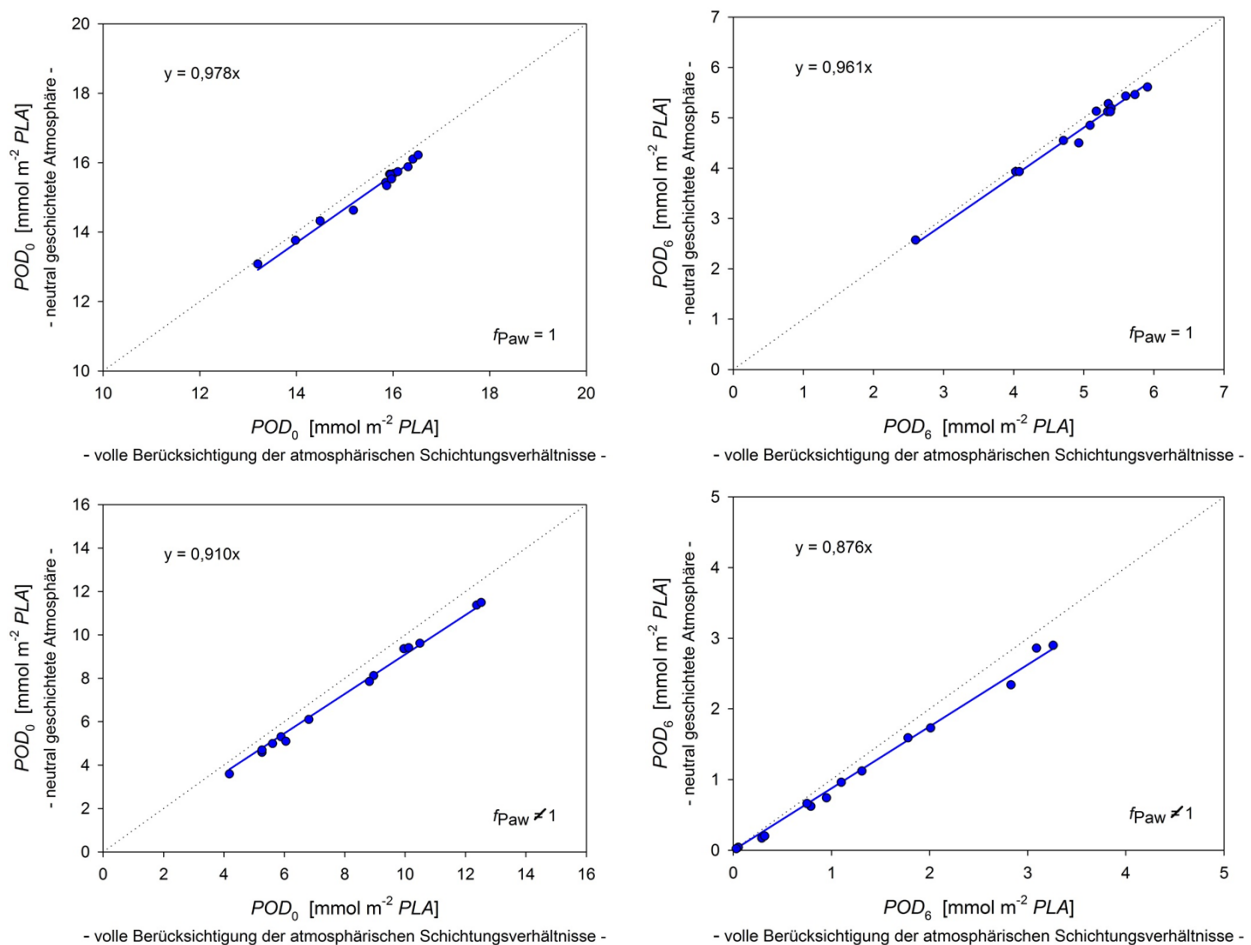
4.6.1 Rezeptor "Winterweizen" – Annahme einer neutral geschichteten Atmosphäre

Die Transformation der in einer Referenzhöhe gemessenen O₃-Konzentrationen zu denen in Bestandeshöhe in CRO₃PS_SVAT beinhaltet die iterative Berechnung der Energiebilanz mit Berücksichtigung der "realen" atmosphärischen Schichtungsverhältnisse. Im Vergleich zur Annahme einer neutral geschichteten Atmosphäre bedeutet dies eine deutlich höhere Rechenzeit. Am Beispiel

der Luftmessstation Linden (HE) wurde deshalb geprüft, ob die Annahme einer neutral geschichteten Atmosphäre vergleichbare Ergebnisse zu Rechnungen mit voller Berücksichtigung der atmosphärischen Schichtungsverhältnisse liefert. Abbildung 92 zeigt, dass für *worst-case*-Rechnungen, d.h. bei Annahme optimaler Bodenwasserversorgung, der vereinfachte Modellansatz mit Annahme einer neutral geschichteten Atmosphäre etwas geringere POD_0 - und POD_6 -Werte liefert. Bei suboptimaler Bodenwasserversorgung unterschätzt dagegen der vereinfachte Modellansatz mit Annahme einer neutral geschichteten Atmosphäre die stomatären O_3 -Aufnahmeraten deutlich.

Die Unterschätzung der stomatären O_3 -Aufnahme bei Annahme einer neutral geschichteten Atmosphäre ist darauf zurückzuführen, dass tagsüber während Zeiten der Aufheizung (instabile atmosphärische Schichtungsverhältnisse) die durch dynamische Turbulenzanregung bewirkten Transporteigenschaften der Atmosphäre durch Turbulenzanregung durch Auftriebskräfte verstärkt werden (Grünhage & Jäger 2001). Dadurch können sich unter instabilen Schichtungsverhältnissen keine großen Konzentrationsgradienten in der Atmosphäre über einem Pflanzenbestand ausbilden, da die von den Pflanzen absorbierten bzw. auf externen Oberflächen deponierten O_3 -Moleküle effektiv durch Moleküle aus größeren Höhen ersetzt werden; höhere Konzentrationen in Bestandeshöhe führen zwangsläufig zu höheren stomatären Aufnahmeraten.

Abbildung 92: POD_0 - und POD_6 -Werte für Winterweizen berechnet unter Annahme einer neutral geschichteten Atmosphäre vs. POD_0 - und POD_6 -Werten berechnet unter voller Berücksichtigung der atmosphärischen Schichtungsverhältnisse bei optimaler (oben) und "aktueller" Bodenwasserversorgung (unten)

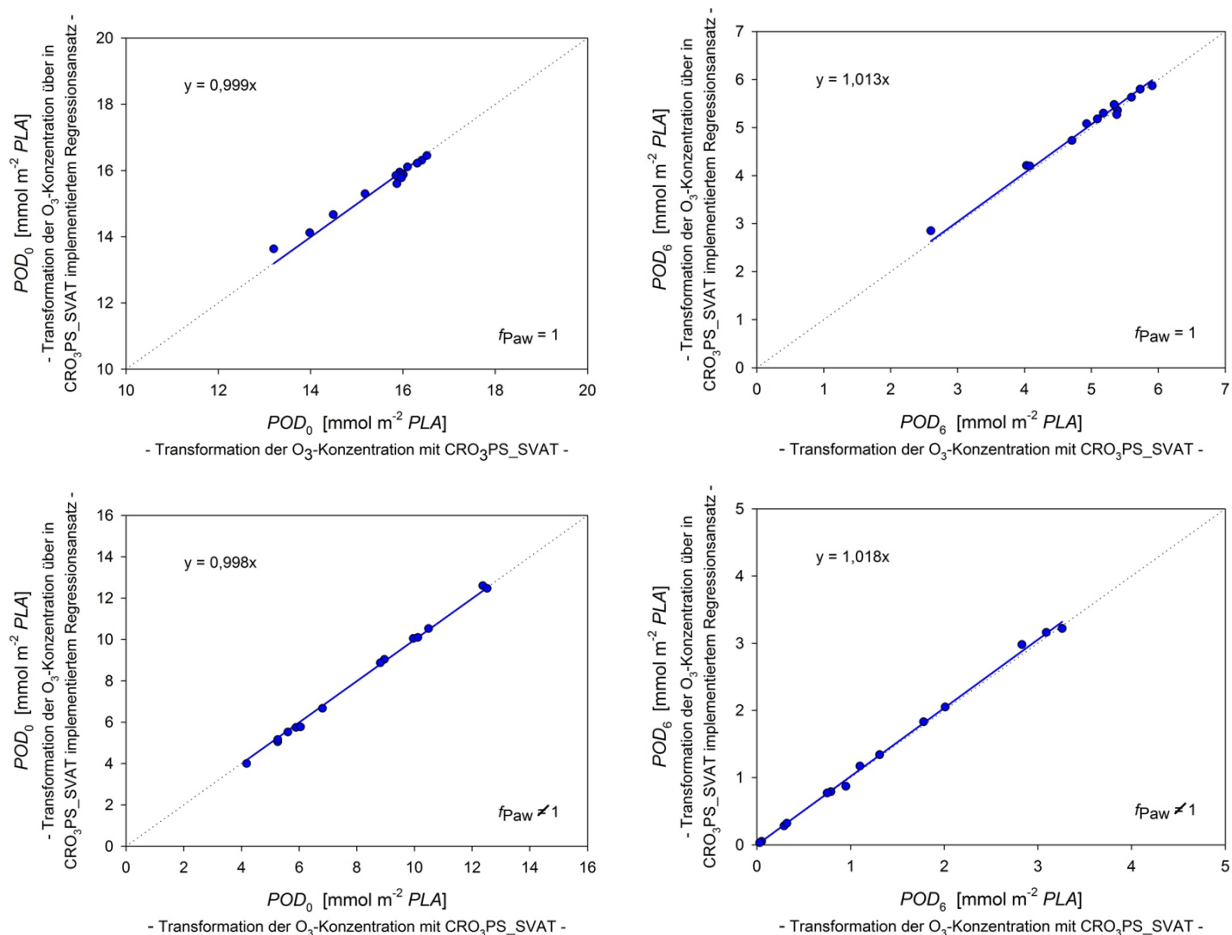


Referenzstation Linden (HE), Datengrundlage: 1997 - 2010

4.6.2 Rezeptor "Winterweizen" – Transformation der in einer Referenzhöhe gemessenen O₃-Konzentrationen zur Bestandeshöhe mittels eines Regressionsansatzes

In Abbildung 93 sind die mit dem in Kapitel 4.2.1 beschriebenen Regressionsansatz zur O₃-Konzentrationstransformation_{Messhöhe → Bestandeshöhe} berechneten *POD*₀- und *POD*₆-Werte denen mit dem Depositionsmodell mit voller Berücksichtigung der atmosphärischen Schichtungsverhältnisse gegenübergestellt. Hierbei wurde der Regressionsansatz in das Modell CRO₃PS_SVAT im Submodul der Berechnung der stomatären O₃-Aufnahme auf Blattebene implementiert. Sowohl im *worst-case*-Fall als auch bei Berücksichtigung der "aktuellen" Bodenwasserversorgung werden die stomatären O₃-Aufnahmen sehr gut wiedergegeben. Die Transformation der O₃-Konzentrationen aus Mess- zur Bestandeshöhe über den Regressionsansatz ist deshalb ein erster Schritt zur Ableitung vereinfachter Modelle ohne nennenswerte Qualitätseinbuße.

Abbildung 93: *POD*₀- und *POD*₆-Werte für Winterweizen mit Transformation der O₃-Konzentrationen in Mess- zur Bestandeshöhe über Regressionsansatz vs. *POD*₀- und *POD*₆-Werte mit Transformation der O₃-Konzentrationen in Mess- zur Bestandeshöhe über Depositionsmodell unter voller Berücksichtigung der atmosphärischen Schichtungsverhältnisse bei optimaler (oben) und "aktueller" Bodenwasserversorgung (Bodenart Su2, unten)

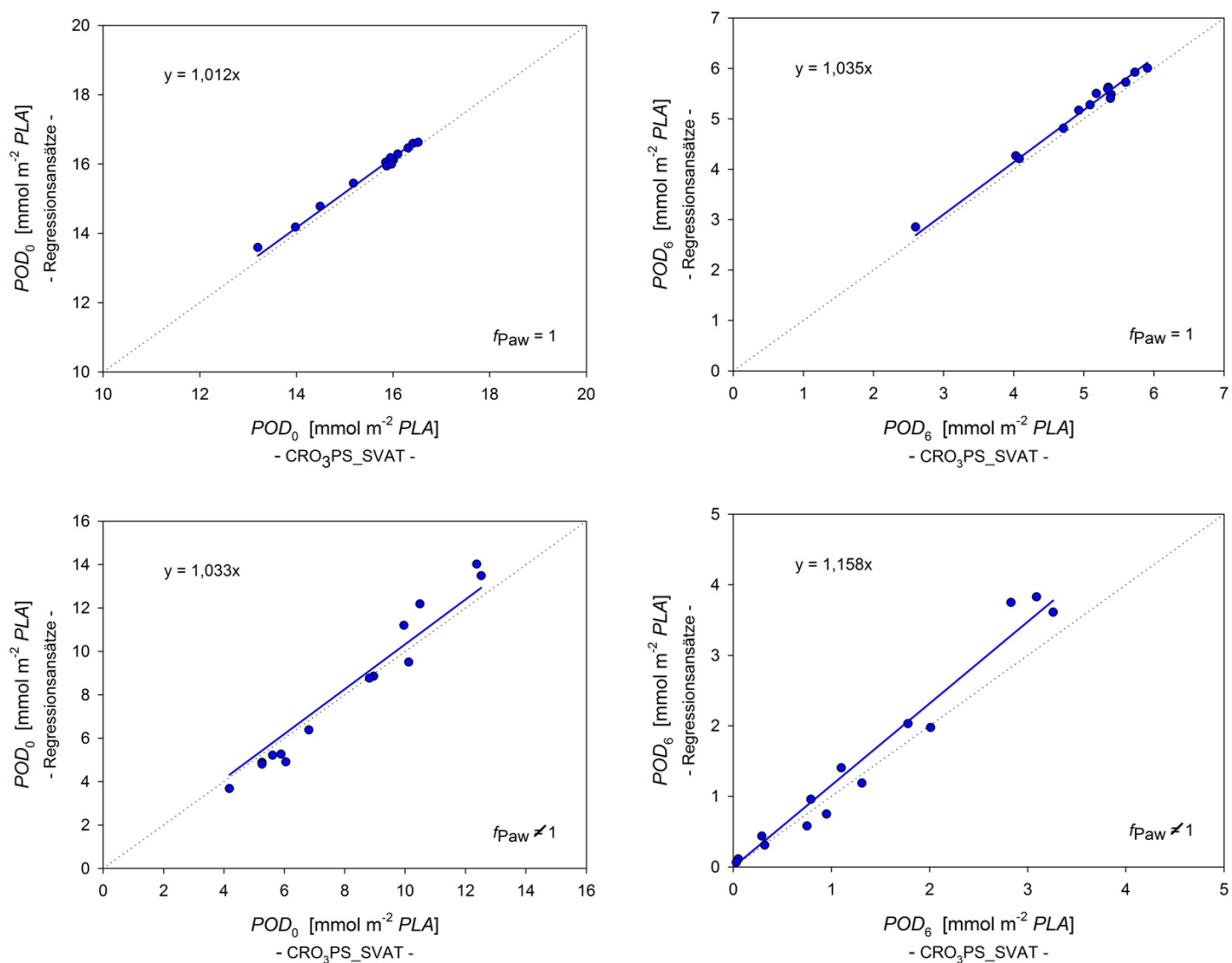


Referenzstation Linden (HE), Datengrundlage: 1997 - 2010

4.6.3 Rezeptor "Winterweizen" – Transformation der in einer Referenzhöhe gemessenen O₃-Konzentrationen zur Bestandeshöhe und Abschätzung des pflanzenverfügbaren Bodenwassergehalts mittels Regressionsansätzen

Zusätzlich zur Transformation der O₃-Konzentrationen von Mess- zur Bestandeshöhe über den Regressionsansatz werden in Abbildung 94 die Ergebnisse der Rechnungen unter Abschätzung des pflanzenverfügbaren Bodenwassergehalts über den Regressionsansatz (siehe Kapitel 4.3.2.1) dargestellt.

Abbildung 94: *POD*₀- und *POD*₆-Werte für Winterweizen abgeschätzt über Regressionsansätze für O₃-Konzentration in Bestandeshöhe und *PAW* vs. *POD*₀- und *POD*₆-Werten berechnet mit *CRO*₃*PS_SVAT* bei optimaler (oben) und "aktueller" Bodenwasserversorgung (unten)



Referenzstation Linden (HE), Datengrundlage: 1997 - 2010

Die geringen Unterschiede zwischen den in Abbildung 93 bzw. Abbildung 94 angeführten Steigungswerten in den Grafen der *worst-case*-Rechnungen sind darauf zurückzuführen, dass in den Rechnungen für Abbildung 93 der Einfluss der atmosphärischen Schichtungsverhältnisse auf den Gradienten der horizontalen Windgeschwindigkeit noch berücksichtigt wird (höhere Windgeschwindigkeiten in Bestandeshöhe bei instabilen atmosphärischen Schichtungsverhältnissen, geringere Windgeschwindigkeiten bei stabilen Schichtungsverhältnissen im Vergleich zu neutralen Schichtungsverhältnissen). Das die Unterschiede für *POD*₆ etwas höher als für *POD*₀ sind, liegt an der sog. Schwellenwertproblematik.

Die Differenzen in den Rechnungen mit und ohne Regressionsansätze im Falle der Berücksichtigung des "aktuellen" pflanzenverfügbaren Bodenwassers sind auf den PAW-Regressionsansatz (siehe Abbildung 72) zurückzuführen.

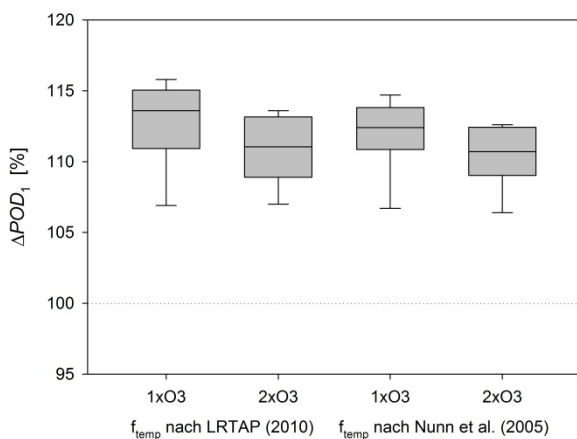
Die Güte des Modells auf Basis von Regressionsansätzen kann als Bestätigung für die Ansätze für Buche und Fichte interpretiert werden (Transformation ebenfalls auf Basis von Regressionsansätzen).

4.6.4 Zeitfenster bzw. maximal mögliche Globalstrahlung (wolkenfreier Himmel) anstelle gemessener Globalstrahlung

Nach der Richtlinie 2008/50/EG über Luftqualität und saubere Luft für Europa (EU 2008) wird der AOT40-Expositionsindex im Zeitfenster von 8 Uhr morgens bis 20 Uhr abends Mitteleuropäischer Zeit (MEZ) berechnet. Nach dem *Modelling and Mapping Manual* (LRTAP Convention 2010) werden der AOT40-Expositionsindex und die stomatären O₃-Aufnahmen für Tageslichtstunden, d.h. für Stunden mit einer Globalstrahlung >50 W m⁻², berechnet.

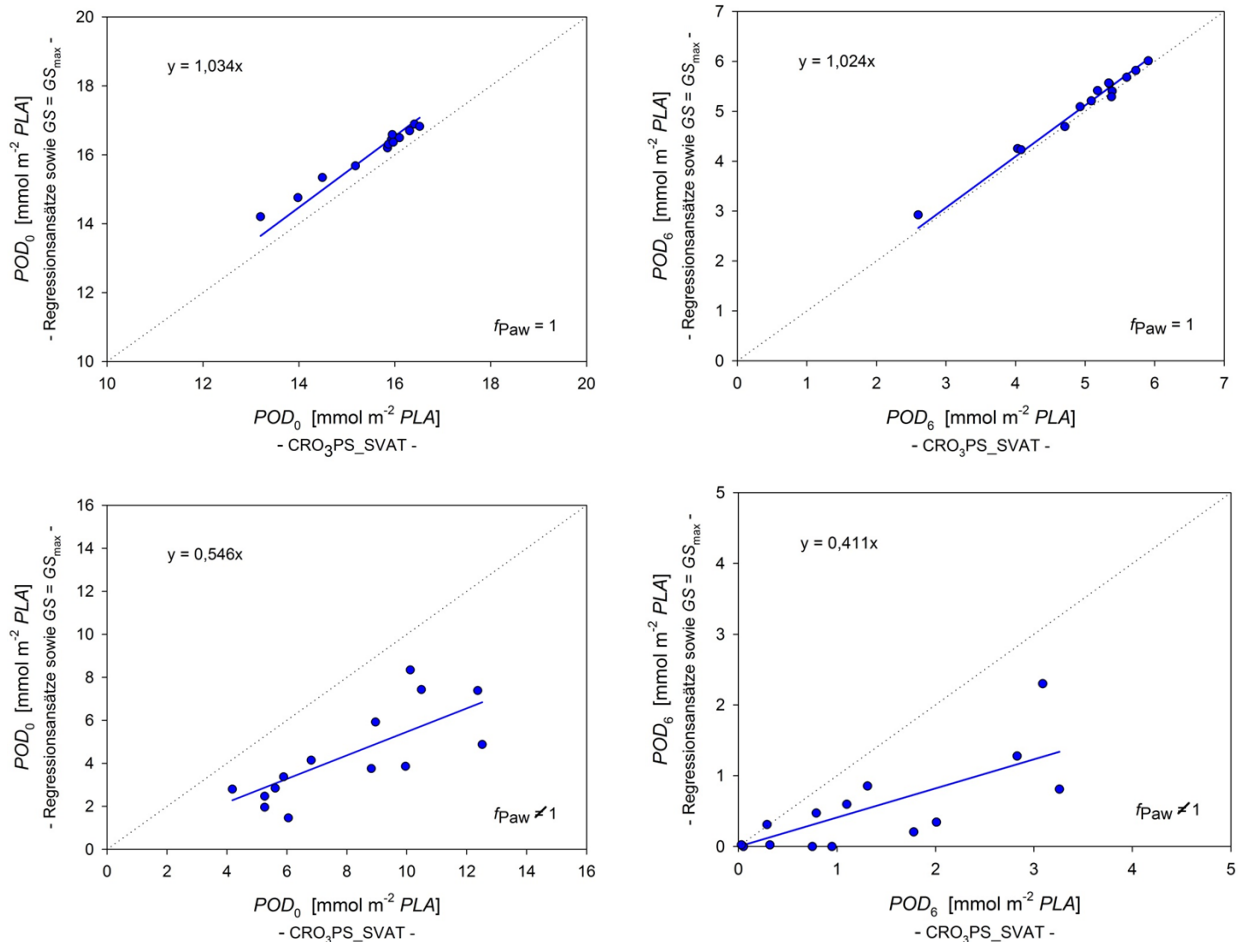
Es stellt sich zwangsläufig die Frage, ob bei der Berechnung der stomatären O₃-Aufnahmen die Verwendung des Zeitfensters mit $f_{\text{Strahlung}} = 1$ anstelle der Definition über Tageslichtstunden mit $0 \leq f_{\text{Strahlung}} \leq 1$ vergleichbare Ergebnisse liefert. Diese Fragestellung wurde mit dem Datensatz für Buche des Freiland-O₃-Anreicherungs-experiments im Kranzberger Forst bearbeitet. Wie Abbildung 95 aufzeigt, führt die Verwendung des Zeitfensters von 8 Uhr morgens und 20 Uhr abends MEZ bei $f_{\text{Strahlung}} = 1$ rechnerisch zu signifikant gesteigerten O₃-Aufnahmeraten. Zum einen werden dadurch die stomatären O₃-Aufnahmeraten morgens und nachmittags bei niedrigen Globalstrahlungswerten überschätzt, zum anderen ist der tägliche Akkumulationszeitraum zum Beginn und zum Ende der Wachstumsperiode länger.

Abbildung 95: Prozentuale Unterschiede in den kumulierten stomatären O₃-Aufnahmen der Buchen des Kranzberger Forst (ΔPOD_1) berechnet unter Verwendung des Zeitfensters nach EU (2008) und mit der Definition über Tageslichtstunden nach LRTAP Convention (2010)



Alternativ wurde getestet, ob die gemessene Globalstrahlung durch die maximal mögliche Strahlungsintensität, d.h. unter Annahme eines wolkenfreien Himmels, ersetzt werden kann. Die maximal mögliche Globalstrahlung wird dabei nach Grünhage & Haenel (2008, Appendix) berechnet. Die Ergebnisse sind in Abbildung 96 und Abbildung 97 zusammengefasst.

Abbildung 96: POD_0 - und POD_6 -Werte für Winterweizen abgeschätzt über Regressionsansätze für O_3 -Konzentration in Bestandeshöhe und PAW sowie der maximal möglichen Globalstrahlung GS_{max} (Annahme: wolkenfreier Himmel) vs. POD_0 - und POD_6 -Werten berechnet mit CRO_3PS_SVAT bei optimaler (oben) und "aktueller" Bodenwasserversorgung (unten)



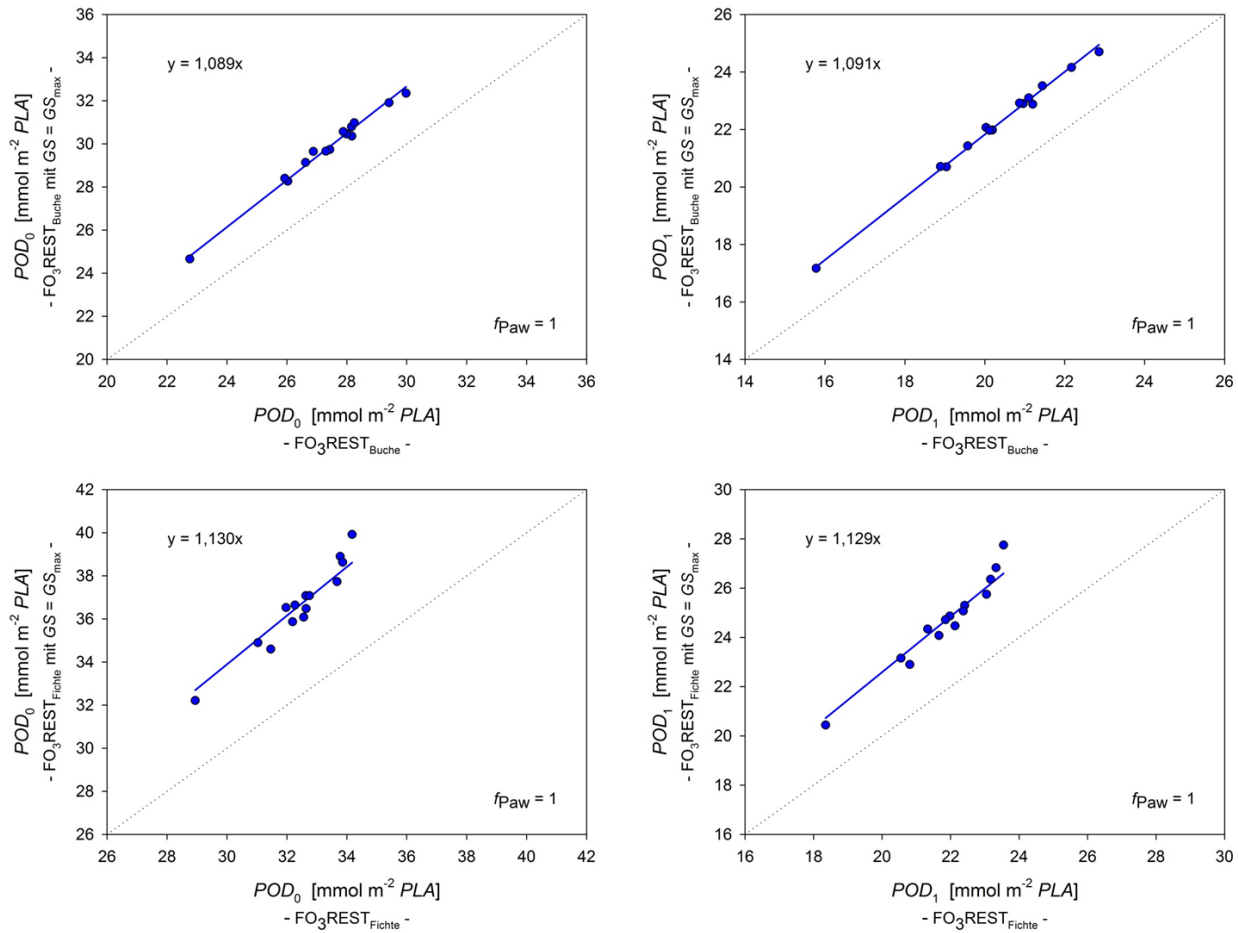
Referenzstation Linden (HE), Datengrundlage: 1997 – 2010

Die stomatären O_3 -Aufnahmen werden im *worst-case*-Szenario generell überschätzt. Der Grad der Überschätzung steigt dabei mit der Dauer der Akkumulationsperiode (Fichte > Buche > Winterweizen).

Die Ergebnisse zeigen, dass die Anwendung des Zeitfensters nach EU (2008) und die Annahme maximal möglicher Globalstrahlung anstelle der realen nicht sinnvoll ist. Die Beurteilung des O_3 -Gefährdungsrisikos für Weizen mit CRO_3PS_SVAT beinhaltet die Berechnung der Energiebilanz. Damit ist die Globalstrahlung ein unumgänglicher Eingangsparameter, was den Ansatz des Zeitfensters nach EU (2008) obsolet macht.

Bei den Modellansätzen auf Basis von Regressionen (CRO_3PS , FO_3REST) im *worst-case*-Szenario geht die Strahlung nur in $f_{Strahlung}$ ein, bei Berücksichtigung der "aktuellen" Bodenfeuchte auch in die Abschätzung der Evapotranspirationsrate. Die Überschätzung im *worst-case*-Szenario ist z.T. darauf zurückzuführen, dass mehr Stunden mit Globalstrahlung $>50 \text{ W m}^{-2}$ berücksichtigt werden. Da die Höhe der Verdunstung abhängig ist von der zur Verfügung stehenden Energie, resultiert eine deutliche Unterschätzung des pflanzenverfügbaren Bodenwassers PAW . Dies resultiert in geringeren POD_Y -Werten (Abbildung 96, unten) und belegt eindrücklich, wie sensitiv der POD_Y -Modellansatz bei Berücksichtigung der "aktuellen" Bodenwasserversorgung auf Globalstrahlungsänderungen reagiert.

Abbildung 97: POD_0 - und POD_1 -Werte abgeschätzt über Regressionsansätze für O_3 -Konzentration in Bestandeshöhe und PAW sowie der maximal möglichen Globalstrahlung GS_{max} (Annahme: wolkenfreier Himmel) vs. POD_0 - und POD_6 -Werten berechnet mit FO_3REST bei optimaler Bodenwasserversorgung (*worst-case-Szenario*) für Buche (oben) und Fichte (unten)



Referenzstation Linden (HE), Datengrundlage: 1997 - 2010

4.6.5 $aPOD_V$ – approximative Phytotoxische O_3 -Dosis

Für die Praxis, d.h. in den Überwachungsnetzen, sollte gelten:

Je einfacher die Modellansätze, je besser; aber bitte ohne Qualitätseinbußen!

Die Modelle CRO_3PS für Winterweizen, FO_3REST für Buche und Fichte und $GRASSO_3$ für Klee können auf Basis des $POED_x$ -Ansatzes (siehe Kapitel 0) im Hinblick auf die Berechnung des Widerstandsterms in Gleichung (4.1.3) ohne nennenswerte Qualitätseinbuße deutlich vereinfacht werden.

Die Größenordnung des Widerstandsterms

$$f_{\text{Widerstandverhältnis}} = R_{\text{Sonnenblatt, gesamt, } O_3} \cdot (R_{\text{Sonnenblatt, laminare Schicht, } O_3} + R_{\text{Sonnenblatt, gesamt, } O_3})^{-1}$$

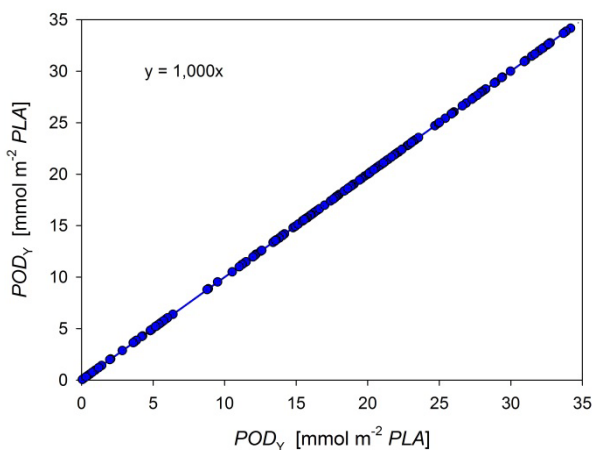
[dimensionslos], ist abhängig von der horizontalen Windgeschwindigkeit in Bestandeshöhe (Gl. (4.1.6)), dem stomatären Widerstand für O_3 (Gl. (4.1.7)) sowie dem derzeit als konstant angesetzten Widerstand der externen Blattoberfläche (Gl. (4.1.5)).

Der stomatäre Widerstand für O_3 errechnet sich dabei aus dem Rezeptor-spezifischen maximalen stomatären Widerstand für O_3 in der Einheit $s \cdot m^{-1}$ und den Jarvis-Stewart-Wichtungsfunktionen. Die

Umrechnung des maximalen stomatären O_3 -Leitwertes in der Einheit $mmol\ m^{-2}\ PLA\ s^{-1}$ in die Einheit $s\ m^{-1}$ bzw. $m\ s^{-1}$ erfolgt durch eine Temperatur- und Luftdruck-abhängige Konversion. Nach LRTAP Convention (2010) erfolgt die Konversion der Einheit $mmol\ m^{-2}\ PLA\ s^{-1}$ in die Einheit $m\ s^{-1}$ durch Division mit $41000\ mmol\ m^{-3}$ unter Vernachlässigung von Temperatur- und Luftdruckabhängigkeit (siehe Kapitel 4.1.2).

Abbildung 98 illustriert, dass in den Modellen auf Basis des *POED*_x-Ansatzes der konstante Konversionsfaktor genutzt und auf eine Temperatur- und Luftdruck-abhängige Konversion und damit auf die Messung des Luftdrucks als Modelleingangsparameter verzichtet werden kann.

Abbildung 98: *POD*_Y-Werte für Winterweizen, Buche und Fichte abgeschätzt über Regressionsansätze für O_3 -Konzentration in Bestandeshöhe und *PAW* berechnet mit einem konstanten Konversionsfaktor $_{mmol\ m^{-2}\ PLA\ s^{-1} \rightarrow m\ s^{-1}}$ von $41000\ mmol\ m^{-3}$ vs. den *POD*_Y-Werten berechnet mit einem Konversionsfaktor $_{mmol\ m^{-2}\ PLA\ s^{-1} \rightarrow m\ s^{-1}}$ unter Berücksichtigung der Temperatur- und Luftdruckabhängigkeit



Referenzstation Linden (HE), Datengrundlage: 1997 – 2010

Die weiteren Schritte zur Modellvereinfachung beruhen auf den Daten der 26 Luftmessstationen, für die eine hauptamtliche meteorologische Messstation des DWD in max. 10 km Entfernung und mit einer Höhendifferenz von max. 100 m ausgewiesen werden konnte (siehe Kapitel 4.4). Damit ist die deutschlandweite Repräsentativität gewährleistet.

Die in Kapitel 4.4.1 zusammengefassten Auswertungen zur räumlichen Repräsentativität der meteorologischen Modelleingangsgrößen zeigen, dass ein Großteil der Unterschiede in den *POD*_Y-Werten, die mit der Meteorologie benachbart liegender DWD-Stationen bzw. mit der an den Luftmessstationen gemessenen Meteorologie berechnet wurden, auf die horizontale Windgeschwindigkeit zurückgeführt werden kann.

In den Modellen auf Basis von Regressionsansätzen geht die Windgeschwindigkeit in Bestandeshöhe lediglich in die Berechnung des Widerstands der laminaren Schicht für O_3 (Gleichung (4.1.6)) ein. Im zweiten Schritt der Vereinfachung wurde deshalb zusätzlich der Rezeptor-spezifische laminare Grenzschichtwiderstand über die Windgeschwindigkeit $u = 2,5\ m\ s^{-1}$ in $Z_{ref} = 10\ m$ konstant gesetzt. Aus Abbildung 99 wird deutlich, dass durch diese Vereinfachung der Modellansätze keine nennenswerte Qualitätseinbuße hinsichtlich der Aussagen zum O_3 -Risiko für die Vegetation resultiert.

Abbildung 100 belegt, dass die Lufttemperatur diejenige meteorologische Modelleingangsgröße ist, die bereits derzeit räumlich hinreichend repräsentativ an den Luftmessstationen gemessen wird.

Abbildung 99: POD_Y -Werte für Winterweizen, Buche, Fichte und Klee im *worst-case*-Szenario berechnet mit einem konstanten Konversionsfaktor $mmol\ m^{-2}\ PLA\ s^{-1} \rightarrow m\ s^{-1}$ von 41000 $mmol\ m^{-3}$ sowie einem konstanten laminaren Grenschichtwiderstand vs. den POD_Y -Werten berechnet einem Konversionsfaktor $mmol\ m^{-2}\ PLA\ s^{-1} \rightarrow m\ s^{-1}$ unter Berücksichtigung der Temperatur- und Luftdruckabhängigkeit sowie gemessener horiz. Windgeschwindigkeit

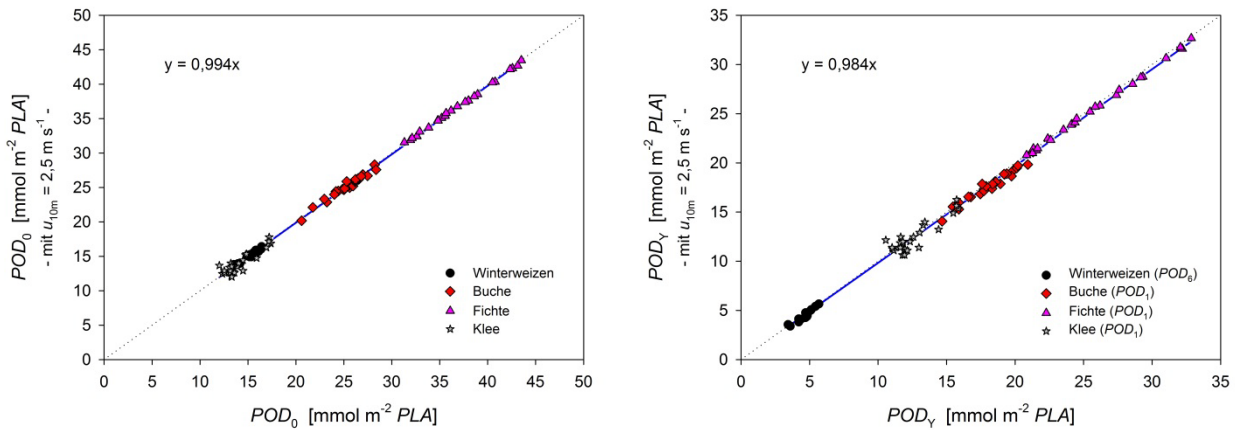
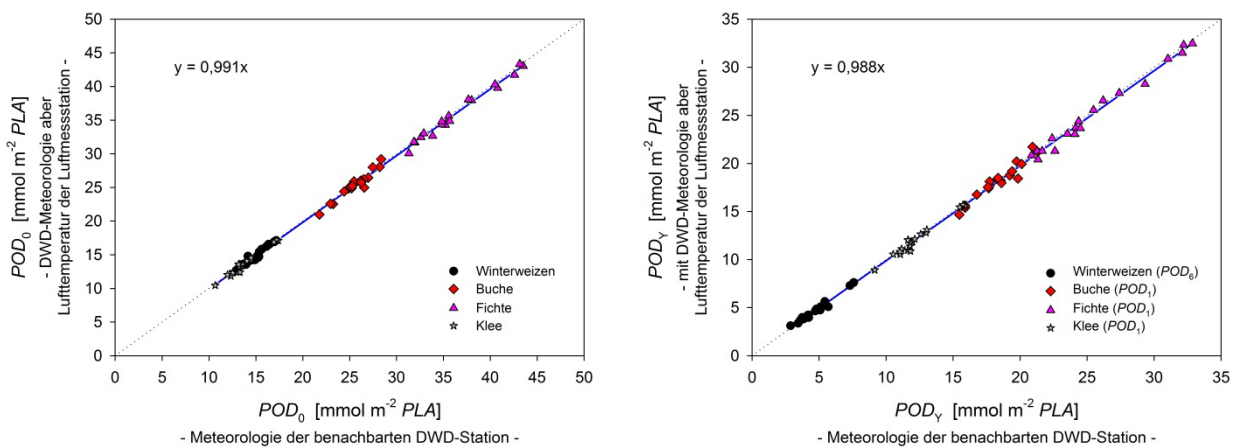


Abbildung 100: POD_Y -Werte für Winterweizen, Buche, Fichte und Klee im *worst-case*-Szenario berechnet mit der Meteorologie der benachbarten DWD-Station aber mit der Lufttemperatur der jeweiligen Luftmessstation vs. den POD_Y -Werten berechnet mit der DWD-Meteorologie



Im letzten Schritt zur Vereinfachung der Modellansätze zur Abschätzung des O_3 -Risikos für die Vegetation werden Globalstrahlung und relative Luftfeuchte durch Approximationen ersetzt. Die Globalstrahlung wird derzeit als Funktion der maximal möglichen Einstrahlung, der Lufttemperatur und der rel. Luftfeuchte abgeschätzt. Die Regressionen wurden dabei separat für jede Tageslichtstunde für die Zeiträume Mai – September sowie für die restliche Zeit des Jahres abgeleitet. Die rel. Luftfeuchte wird als Funktion der Globalstrahlung und der Lufttemperatur abgeschätzt. Das Gleichungssystem wird über acht Iterationsschritte gelöst.

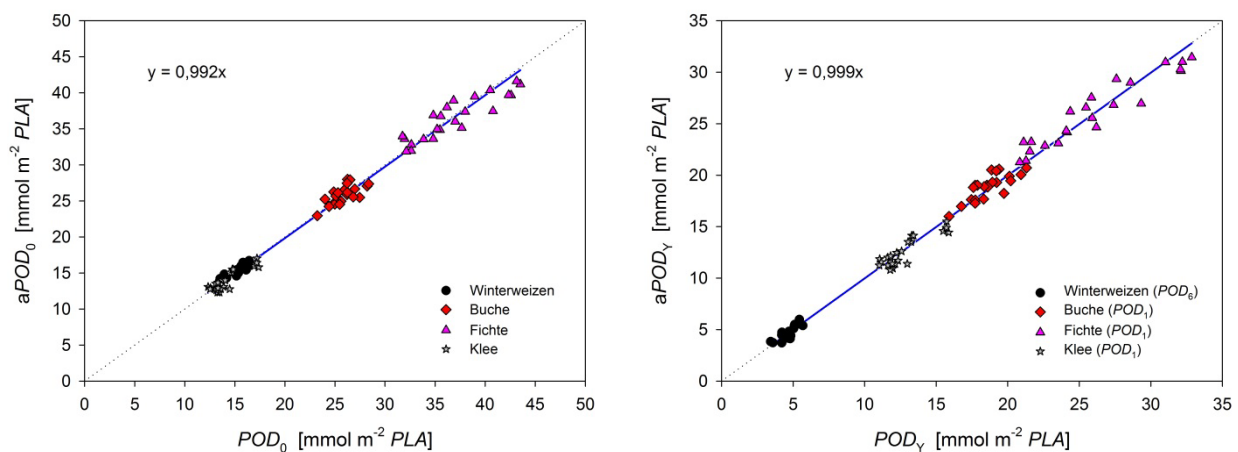
Die so vereinfachten Modelle werden als $sCRO_3PS$, sFO_3REST bzw. $sGRASSO_3$ bezeichnet. "s" steht hierbei für "simplified". Neben der O_3 -Konzentration wird von den Überwachungsnetzen damit lediglich die Lufttemperatur in räumlich repräsentativer und hinreichend guter Qualität zur O_3 -Risikobeurteilung benötigt.

Die resultierenden stomatären O₃-Aufnahmen werden als "approximativ" interpretiert und die akkumulierten Dosen als **approximative Phytotoxische O₃-Dosen**, $aPOD_Y$, bezeichnet. $aPOD_Y$ -Werte können für eine erste orientierende Beurteilung des O₃-Risikos im Hinblick auf eine Überschreitung der *critical level* bzw. der Zielwerte für die Vegetation herangezogen werden. Eine realistische Beurteilung der O₃-Gefährdung der Vegetation erfordert die Anwendung der komplexeren Modellansätze CRO₃PS_SVAT, CRO₃PS, FO₃REST bzw. GRASSO₃.

Der Vergleich der $aPOD_Y$ -Werte mit den zugehörigen POD_Y -Werten erlaubt darüber hinaus eine Validitätsprüfung der meteorologischen Modelleingangsgrößen. Weichen die POD_Y - und $aPOD_Y$ -Werte stark voneinander ab (>10 % für POD_0 - und POD_1 -Werte, >20 % für POD_6 -Werte), kann dies dahingehend interpretiert werden, dass die Meteorologie durch die Messortumgebung beeinflusst wird bzw. in sich nicht stimmig ist.

Die so abgeschätzten $aPOD_Y$ -Werte für die einzelnen Rezeptoren sind in Abbildung 101 den zugehörigen POD_Y -Werten gegenübergestellt. Die geringen Abweichungen der $aPOD_Y$ -Werte von der Winkelhalbierenden zeigen, dass mit dem $aPOD_Y$ -Ansatz ein hinreichend genaues, aber einfaches Verfahren für eine erste Einschätzung des O₃-Risikos für die Vegetation zur Verfügung steht.

Abbildung 101: $aPOD_Y$ -Werte für die Rezeptoren Winterweizen, Buche, Fichte und Klee vs. den zugehörigen POD_Y -Werten



Kernaussage

Ein vereinfachter Ansatz zur Anwendung in den Überwachungsnetzen steht zur Verfügung. Die Rezeptor-spezifischen Modelle erfordern neben der O₃-Konzentration lediglich die Lufttemperatur als meteorologische Eingangsgröße.

Die stomatären O₃-Aufnahmen werden als approximativ interpretiert.

Die kumulierten stomatären O₃-Dosen werden als **approximative Phytotoxische O₃-Dosen**, $aPOD_Y$, bezeichnet und können für eine erste Beurteilung des O₃-Risikos für die Vegetation herangezogen werden.

4.7 Prüfung und Bewertung von Modifikationen des AOT40-Ansatzes, die dem POD_Y -Ansatz vergleichbare Ergebnisse liefern sollen

Das *default*-Zeitfenster des AOT40-Ansatzes für Wälder ist im 2010er *Modelling and Mapping Manual* mit 1. April bis 30. September angesetzt (LRTAP Convention 2010). Für Getreide (Weizen) gilt für Deutschland der Zeitraum vom 15. April bis 15. Juli, sowie nach der Richtlinie 2008/50/EG über

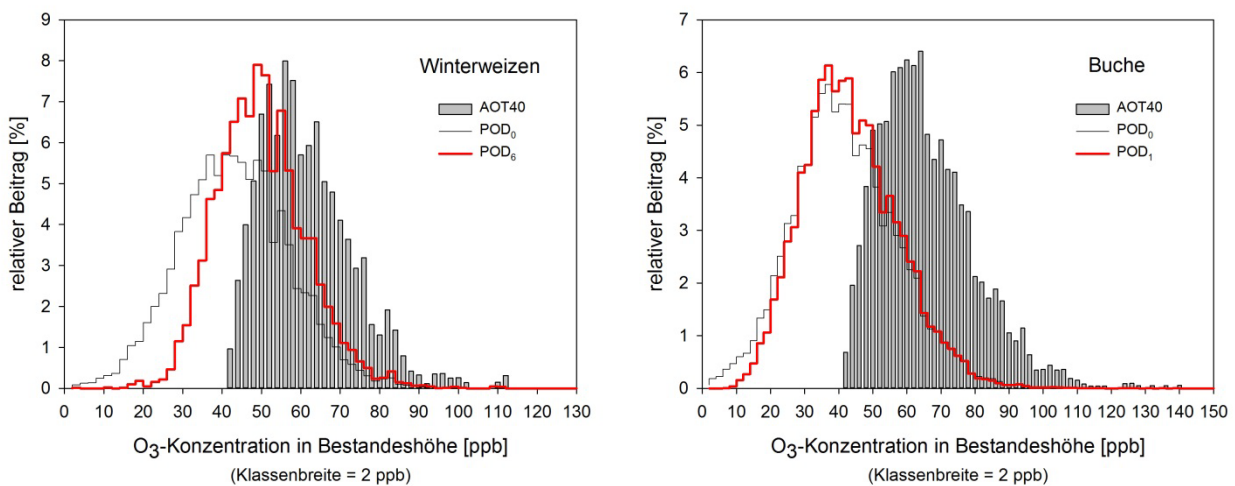
Luftqualität und saubere Luft für Europa (EU 2008) der Zeitraum 1. Mai bis 31. Juli. Für durch Annuelle dominierte Grünlandökosysteme ist für Deutschland der Beurteilungszeitraum 1. April bis 30. Juni dokumentiert, für durch Perennierende dominierte Grünlandökosysteme wird der AOT40 für den Zeitraum 1. April bis 30. September berechnet (LRTAP Convention 2010).

Nach dem *Modelling and Mapping Manual* ist der AOT40-Expositionsindex mit den O₃-Konzentrationen in Bestandeshöhe zu berechnen und erfordert eine Transformation der in Referenzhöhe gemessenen O₃-Konzentrationen zur Bestandeshöhe. Diese Definition ist in der Richtlinie 2008/50/EG (EU 2008) nicht übernommen worden.

Routinemäßig werden in CRO₃PS, FO₃REST und GRASSO₃ die entsprechenden Expositionsindizes berechnet. Die Transformation erfolgt mit den im 2010er *Modelling and Mapping Manual* beschriebenen Gradienten (LRTAP Convention 2010).

Während die Risikobeurteilung im AOT40-Ansatz auf Grundlage fixer Beurteilungszeiträume erfolgt, werden diese im POD_Y-Ansatz errechnet. In Abbildung 102 sind die relativen Beiträge der O₃-Konzentrationen zum AOT40-Index bzw. zu den verschiedenen POD_Y-Indizes für Winterweizen und Buche dargestellt. Es wird deutlich, dass der AOT40-Index und die POD_Y-Indizes unterschiedliche Konzentrationsbereiche berücksichtigen (vgl. Tuovinen et al. 2007). Eine Modifikation des AOT40-Ansatzes (siehe z.B. Grünhage et al. 1999), der nicht nur rechnerisch mit vergleichbaren potentiellen Ertragsverlusten koinzidiert, ist deshalb prinzipiell nicht möglich.

Abbildung 102: Relativer Beitrag der O₃-Konzentrationsbereiche zu AOT40, POD₀, POD₆ (Winterweizen) bzw. POD₁ (Buche)



Referenzstation Linden (HE), Datengrundlage: 1997 – 2010

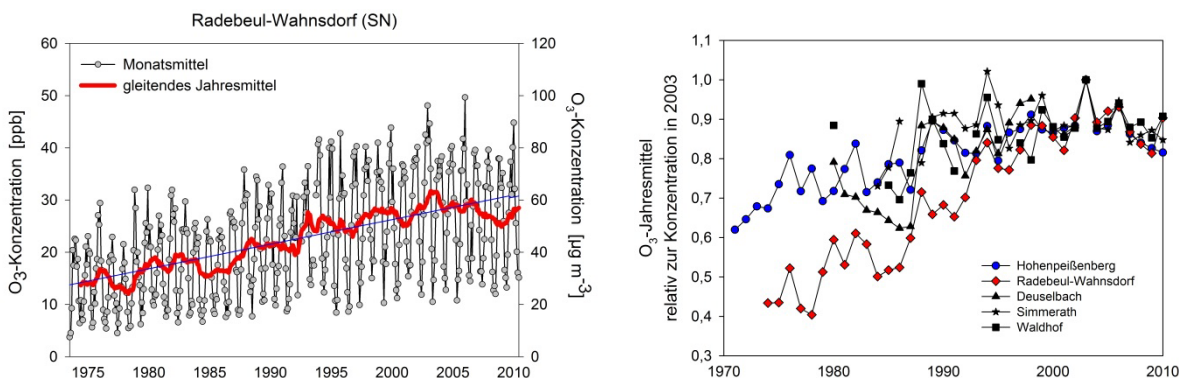
Kernaussage

Da die kritischen Belastungswerte (*critical level*) auf Basis des AOT40- bzw. POD_Y-Ansatzes unterschiedliche O₃-Konzentrationsbereiche berücksichtigen, ist eine Modifikation des AOT40-Index, die dem POD_Y-Ansatz vergleichbare Ergebnisse liefert, prinzipiell nicht möglich. Die kritischen Belastungswerte (*critical level*) auf Basis von AOT40 bzw. POD_Y beurteilen zudem unterschiedliche Akkumulationszeiträume.

Staaten erfolgten die Experimente unter Einbeziehung einer Variante mit ungefilterter Umgebungsluft (NF). Die POD_6 -Werte in den NF-Kammern lagen dabei bei den Experimenten in Skandinavien unterhalb von $3 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA}$, bei zwei der drei Experimente in Belgien zwischen 3 und $4 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA}$. Eine Phytotoxische Ozon-Dosis von $3 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA}$ koinzidiert mit Kornertragsverlusten in Höhe von 11,4 % bzw. Ertragsverlusten bezogen auf die Kornmasse (1000-Korngewicht) in Höhe von 9,9 % gegenüber "vorindustrieller" O_3 -Belastungssituation. Die Arbeitsgruppe NA 134-03-03-02 hat deshalb für den Rezeptor Weizen einen POD_6 -Zielwert von $3 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA}$ vorgeschlagen (Grünhage et al. 2011b).

Abbildung 104 zeigt eine Auswertung langer Zeitreihen der O_3 -Konzentrationen in Deutschland, die den Anstieg der O_3 -Belastung in den letzten 30 Jahren verdeutlicht. Radebeul-Wahnsdorf in Sachsen liegt dabei im ländlichen Raum in 246 m Höhe ü. NN, Hohenpeißenberg in Bayern auf 1000 m Höhe ü. NN. Die relative Auswertung (Abbildung 104, rechts) weist darauf hin, dass die örtlichen O_3 -Konzentrationen in den 1970er und 1980er Jahren stark von der regionalen Immissionsituation geprägt waren. Zudem kann nicht ausgeschlossen werden, dass der Trend für Radebeul-Wahnsdorf durch die negative Interferenz des nasschemischen Kaliumiodidverfahrens, das in Ost-Deutschland angewendet wurde, zur Quantifizierung der O_3 -Konzentration gegenüber Schwefeldioxid mitbestimmt wird.

Abbildung 104: Entwicklung der O_3 -Konzentrationen an der Luftmessstation Radebeul-Wahnsdorf (SN) sowie den Messstationen Deuselbach (RP), Simmerath (NW), Waldhof (NI) und Hohenpeißenberg (BY)



Quellen: Luftmessnetz Sachsen, Umweltbundesamt, Meteorologisches Observatorium Hohenpeißenberg

Unter Berücksichtigung des Zeitraumes, in dem die Experimente zur Ableitung der POD_6 -Wirkungs-Beziehungen für Weizen durchgeführt wurden und der Entwicklung der O_3 -Belastung in Deutschland, wird die mit dem POD_6 -Zielwert von $3 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA}$ koinzidierende O_3 -Belastungssituation als Obergrenze der Belastungssituation vor 1980 interpretiert.

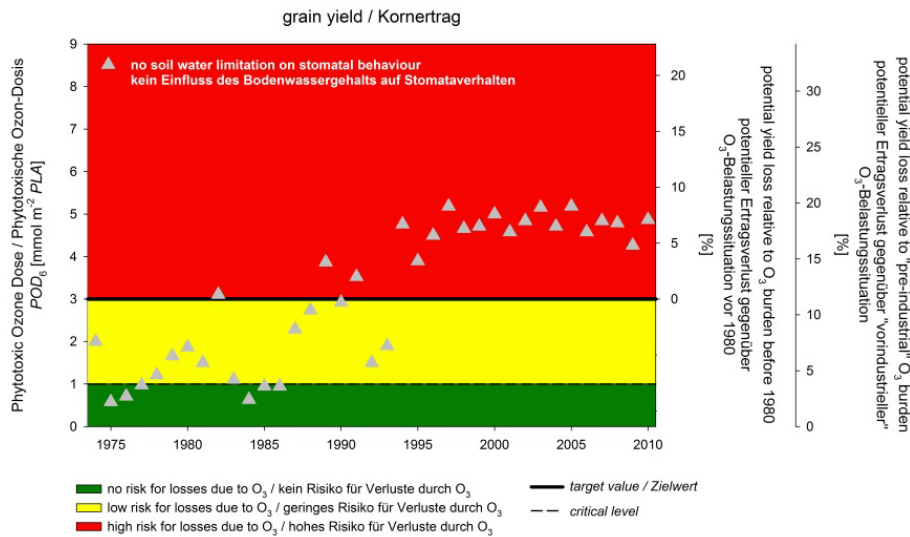
Zur Beurteilung des lokalen O_3 -Risikos werden folgende Kenngrößen vorgeschlagen:

- Überschreitung des *critical level* (CL_{POD_6}) für Kornertrag
- Überschreitung des Zielwertes (*target value*, TV_{POD_6}) für Kornertrag
- potentielle Kornertragsverluste gegenüber "vorindustrieller" O_3 -Belastungssituation
- potentielle Kornertragsverluste gegenüber O_3 -Belastungssituation vor 1980

Dabei wird das O_3 -Risiko visualisiert über das Ampelfarben-System: Hierbei bedeutet "grün" die Unterschreitung des *critical level* (CL_{POD_6}), d.h. kein Risiko für Ertragsverluste, "rot" die Überschreitung des Zielwertes, d.h. hohes Risiko für Ertragsverluste, und "gelb" ein geringes Risiko für Ertragsverluste. Zu beachten ist, dass mit steigenden POD_6 -Werten das O_3 -Risiko ansteigt.

Abbildung 105 zeigt die Entwicklung der POD_6 -Werte über die Zeit und die Beurteilung des O_3 -Risikos für den Referenzstandort Radebeul-Wahnsdorf, der Luftmessstation mit der längsten Zeitreihe im ländlichen Raum in Deutschland. Es wird deutlich, dass der empfohlene Zielwert TV_{POD6} ab den 1990er Jahren nachhaltig überschritten wird.

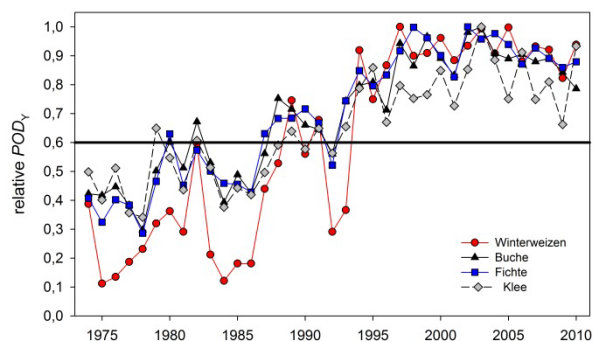
Abbildung 105: Phytotoxische O_3 -Dosis (POD_6) und potentieller Korntragsverlust bei Winterweizen für die Luftmessstation Radebeul-Wahnsdorf (SN) – *worst-case*-Risikoanalyse



critical level für Korntrags: $CL_{POD6} = 1 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA}$
target value für Korntrags: $TV_{POD6} = 3 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA}$

Zur Ableitung von Zielwerten für die Rezeptoren Buche, Fichte und Klee wurden ebenfalls die den Dosis-Wirkung-Beziehungen zu Grunde liegenden Daten analysiert. Sinnvoll erscheint es, Zielwerte für die einzelnen Rezeptoren zu definieren, die in sich konsistent sind. Hierzu wurden die POD_Y -Werte für Winterweizen, Buche, Fichte und Klee der langen Zeitreihe Radebeul-Wahnsdorf relativ zum jeweils höchsten POD_Y -Wert gesetzt (Abbildung 106).

Abbildung 106: Rezeptor-spezifische relative phytotoxische O_3 -Dosen (POD_Y) für die Luftmessstation Radebeul-Wahnsdorf (SN) – *worst-case*-Risikoanalyse



Der relative POD_Y -Wert von 0,6, der ab den 1990er Jahren nachhaltig überschritten wird, entspricht dabei nachstehenden Absolutwerten:

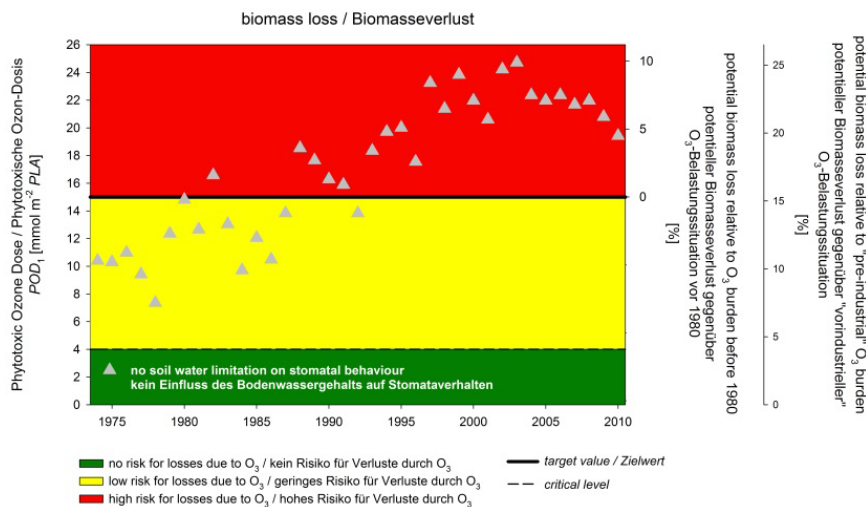
Weizen	3,1 mmol m ⁻² PLA
Buche	14,8 mmol m ⁻² PLA
Fichte	16,6 mmol m ⁻² PLA
Klee	8,5 mmol m ⁻² PLA

Gerundet ergeben sich folgende, in sich konsistente Zielwerte (*target value*, TV_{PODy}), die nachstehend den jeweiligen *critical level* (CL_{PODy}) zugeordnet sind:

Weizen	$CL_{POD6} = 1 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA}$	$TV_{POD6} = 3 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA}$
Buche	$CL_{POD1} = 4 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA}$	$TV_{POD6} = 15 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA}$
Fichte	$CL_{POD1} = 8 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA}$	$TV_{POD6} = 16,5 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA}$
Klee		$TV_{POD6} = 8,5 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA}$

Abbildung 107 und Abbildung 108 visualisieren das O₃-Risiko für potentielle Biomasseverluste bei Buche und Fichte. Im Gegensatz zu Winterweizen werden die *critical level* deutlich stärker überschritten. O₃-bedingte Verluste vor den 1980er Jahren können nicht ausgeschlossen werden.

Abbildung 107: Phytotoxische O₃-Dosis (POD_6) und potentieller Biomasseverlust bei Buche für die Luftmessstation Radebeul-Wahnsdorf (SN) – *worst-case*-Risikoanalyse



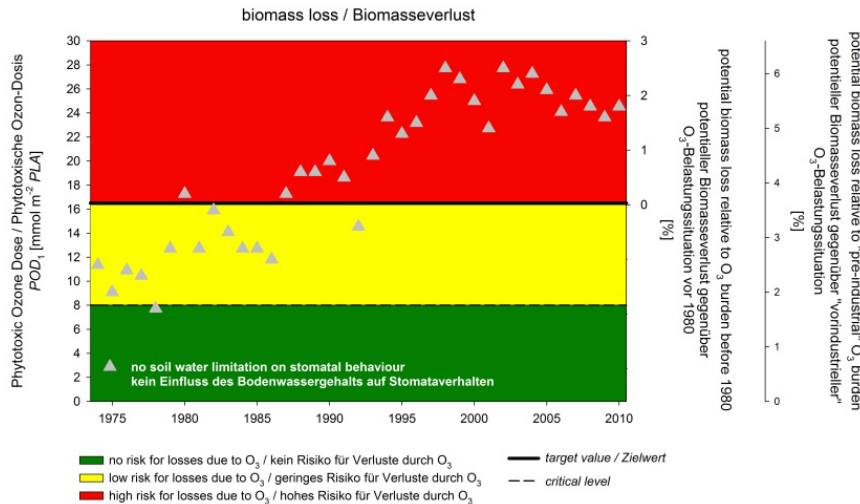
critical level: $CL_{POD1} = 4 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA}$
target value: $TV_{POD1} = 15 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA}$

Auf Grund der geringen Validität der Datenbasis der Dosis-Wirkung-Beziehung für den Rezeptor Klee als gegenüber O₃ sensitiv reagierender Repräsentant der Pflanzenarten der Grünländer wird von einer quantitativen Beurteilung des O₃-Risikos abgesehen und lediglich eine Wahrscheinlichkeit für negative Auswirkungen auf Grünlandökosysteme und die Biodiversität angezeigt.

Das Modell GRASSO₃ berechnet zur Beurteilung des O₃-Risikos den höchsten POD_y -Wert akkumuliert über 28 Tage des jeweiligen Untersuchungsjahres. Diese Werte werden in Bezug zum Zielwert gesetzt. Eine Unterschreitung des Zielwertes wird dahingehend interpretiert, dass negative Auswirkungen der O₃-Belastung wenig wahrscheinlich sind; eine Überschreitung des Zielwertes wird dahingehend interpretiert, dass negative Auswirkungen der O₃-Belastung wahrscheinlich sind, d.h. nicht ausgeschlossen werden können. Abbildung 109 belegt anschaulich, dass eine hohe

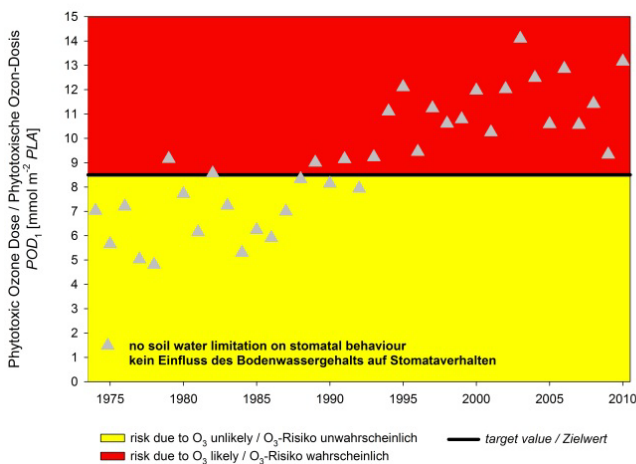
Wahrscheinlichkeit für negative Auswirkungen auf die Biodiversität der Grünlandvegetation existiert.

Abbildung 108: Phytotoxische O₃-Dosis (POD₁) und potentieller Biomasseverlust bei Fichte für die Luftmessstation Radebeul-Wahnsdorf (SN) – *worst-case*-Risikoanalyse



critical level: $CL_{POD1} = 8 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA}$
target value: $TV_{POD1} = 16,5 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA}$

Abbildung 109: Phytotoxische O₃-Dosis (POD₁) für Klee als gegenüber O₃ sensitiv reagierender Vertreter der Grünlandvegetation für die Luftmessstation Radebeul-Wahnsdorf (SN) – *worst-case*-Risikoanalyse



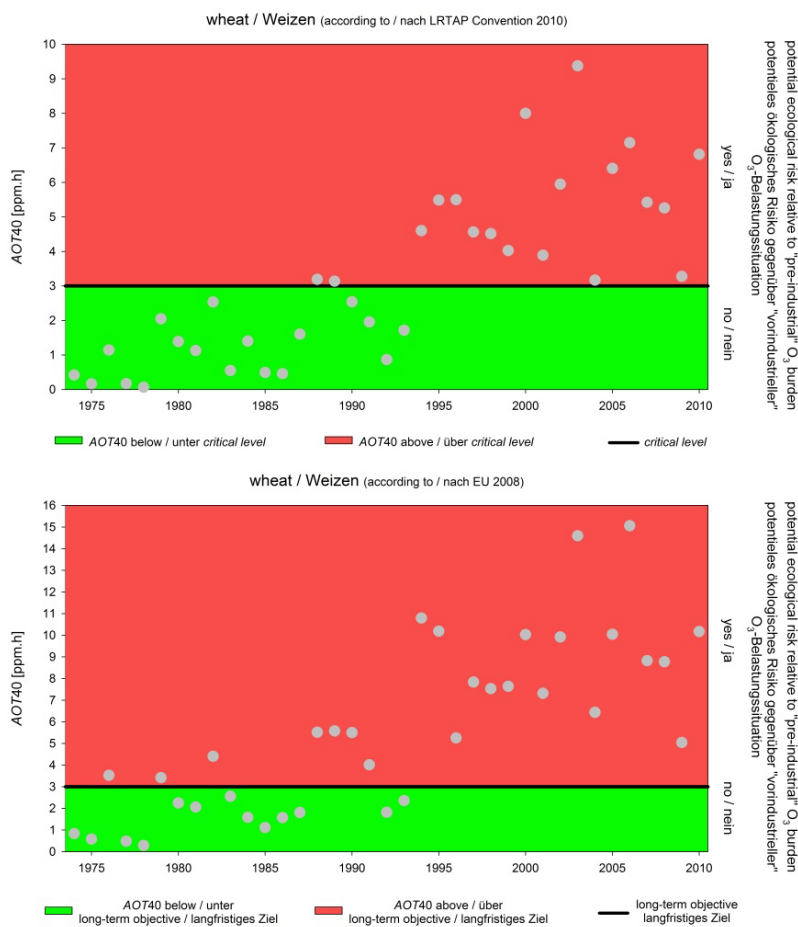
target value: $TV_{POD1} = 8,5 \text{ mmol m}^{-2}$

Gemäß den Angaben im *Modelling and Mapping Manual* (LRTAP Convention 2010) sind Ertragsverlustabschätzungen auf Basis des AOT₄₀-Expositionsindex nicht zulässig. Die Überschreitung des konzentrationsbasierten *critical level* CL_{AOT40} kann lediglich als Hinweis für das Vorliegen eines potentiellen ökologischen Risikos interpretiert werden. Nach LRTAP Convention (2010) sollte eine Risikobeurteilung mit dem AOT₄₀-Expositionsindex nur dann erfolgen, wenn meteorologische Daten oder geeignete Modelle zur Abschätzung der stomatären O₃-Aufnahmen nicht vorliegen.

In Abbildung 110 ist die Entwicklung der AOT40-Werte für die Zeitreihe 1974 – 2010 der Luftmessstation Radebeul-Wahnsdorf dargestellt. Die unterschiedliche Größenordnung der Werte bei Berechnung der AOT40-Werte nach LRTAP Convention (2010) und EU (2008) sowie die unterschiedliche Risikobeurteilung einzelner Jahre hat dabei drei Ursachen:

- unterschiedliche Beurteilungszeiträume:
15. April – 15. Juli vs. 1. Mai – 31. Juli
- unterschiedliche Definition von Tageslichtstunden:
Globalstrahlung >50 W m⁻² vs. 8 – 20 Uhr
- Berechnung der O₃-Konzentration an der Bestandesoberfläche:
berücksichtigt vs. nicht berücksichtigt

Abbildung 110: AOT40-Expositionsindex für die Luftmessstation Radebeul-Wahnsdorf (SN)
oben: berechnet nach LRTAP Convention (2010); unten: nach EU (2008)



Kernaussage

Kritische Belastungswerte (*critical level, CL_{POD_y}*) beziehen sich auf "vorindustrielle" O_3 -Belastungssituationen.

Deshalb erscheint es sinnvoll, Zielwerte (*target value, TV_{POD_y}*) zu definieren. Die vorgeschlagenen Zielwerte für die Rezeptoren

Winterweizen	$TV_{\text{POD}_6} = 3 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA}$
--------------	---

Buche	$TV_{\text{POD}_1} = 15 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA}$
-------	--

Fichte	$TV_{\text{POD}_1} = 16,5 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA}$
--------	--

und

Klee	$TV_{\text{POD}_1} = 8,5 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA}$
------	---

spiegeln die O_3 -Belastungssituation vor den 1980er Jahren wider.

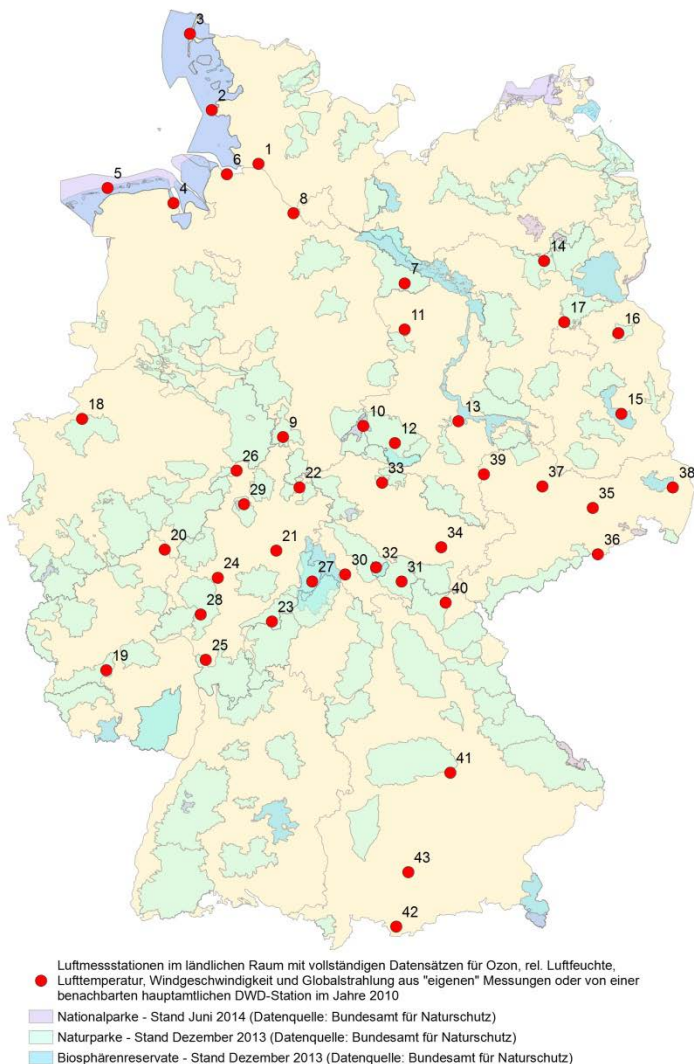
4.9 Deutschlandweite Beurteilung des O_3 -Risikos für die Vegetation in 2010 mittels Referenzstationen

Voraussetzungen für Beurteilung des O_3 -Risikos auf lokaler Ebene sind:

- (1) Die O_3 -Konzentrationen müssen regional repräsentativ sein.
- (2) Die Meteorologie darf nicht durch lokale Besonderheiten geprägt sein.

Die räumliche Verteilung der prinzipiell zur Beurteilung des O_3 -Risikos geeigneten Luftmessstationen ist in Abbildung 111 dargestellt. In den Rezeptor-spezifischen Beurteilungen gehen stets die für den entsprechenden Rezeptor geeigneten Stationen ein (vgl. Kapitel 4.6.5).

Abbildung 111: Räumliche Verteilung der Luftmessstationen für die lokale Bewertung des O₃-Risikos für die Vegetation (Jahr 2010)



Zur Codierung der Stationen siehe Tabelle 8

4.9.1 Rezeptor-spezifische Risikobeurteilung

4.9.1.1 Rezeptor "Winterweizen"

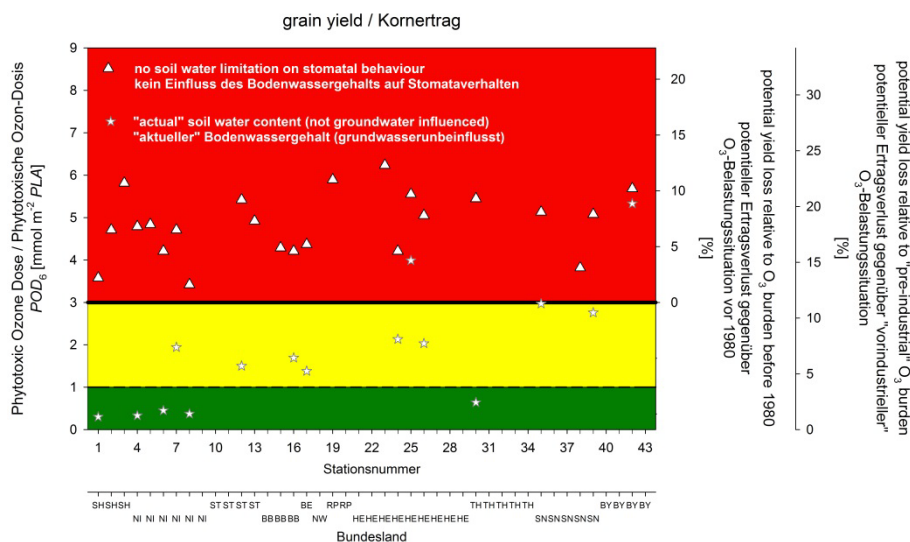
Das langfristige Ziel der EU, d.h. der konzentrationsbasierte *critical level* CL_{AOT40} von 3000 ppb.h (6000 $\mu\text{g m}^{-3} \text{h}$), wird an den untersuchten Luftmessstationen generell überschritten (Abbildung 112). Demnach besteht auf Grundlage der Richtlinie 2008/50/EG (EU 2008) ein grundsätzlicher Handlungsbedarf.

Abbildung 112: AOT40-Expositionsindex nach EU (2008)



Die POD_6 -Werte im *worst-case*-Szenario, d.h. bei Annahme optimaler Bodenwasserversorgung, liegen generell oberhalb des *critical level* CL_{POD_6} für Kornertragsverluste (Abbildung 113). Auch der Zielwert TV_{POD_6} wird überschritten. An Stationen, an denen Niederschlagsdaten zur Verfügung stehen, liegen die POD_6 -Werte bei Berücksichtigung des "aktuellen" pflanzenverfügbaren Bodenwassers unterhalb der Werte des *worst-case*-Szenarios. In Abhängigkeit von den Niederschlagsverhältnissen und von der Bodenart wird der *critical level* CL_{POD_6} für Kornertrag teilweise unterschritten.

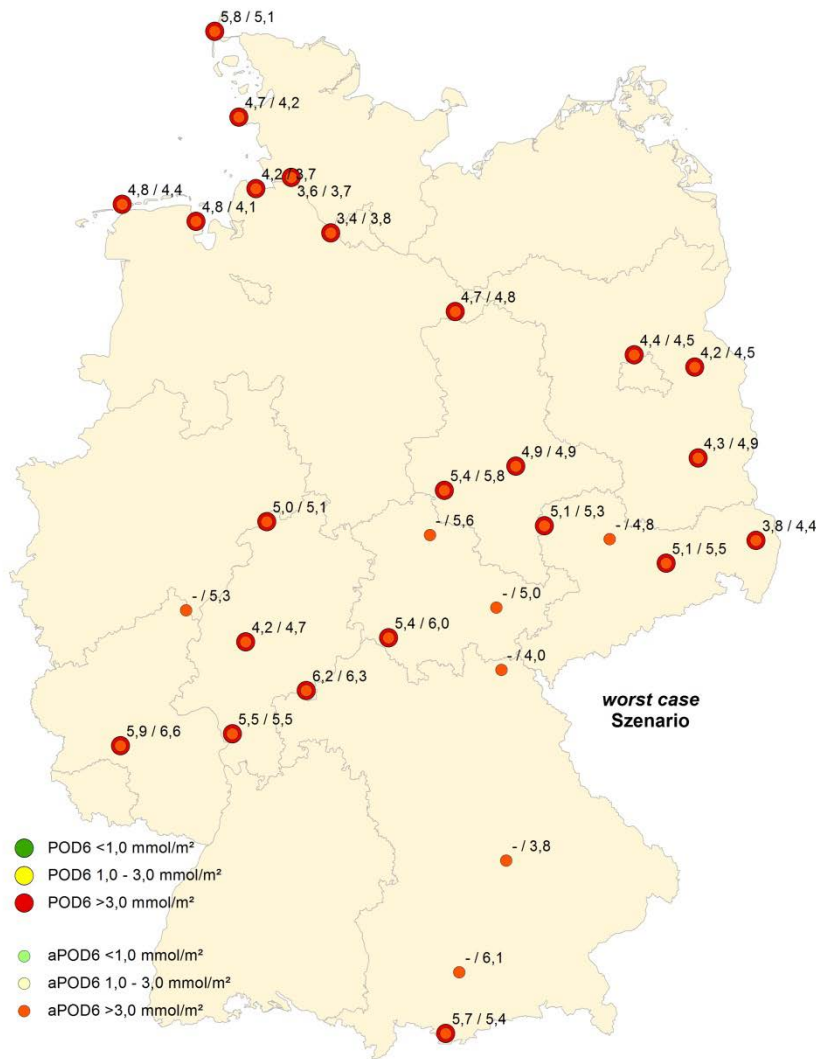
Abbildung 113: POD_6 -Werte und potentielle Kornertragsverluste für Winterweizen



Daten auf Basis der Modellierung mit CRO₃PS

In Abbildung 114 ist das O₃-Risiko für Winterweizen sowohl an Hand der POD_6 - als auch der $aPOD_6$ -Werte kartiert. Beide Beurteilungsgrößen weisen auf ein hohes Risiko für Ertragseinbußen hin.

Abbildung 114: Kartierung des O₃-Risikos für Winterweizen auf lokaler Basis



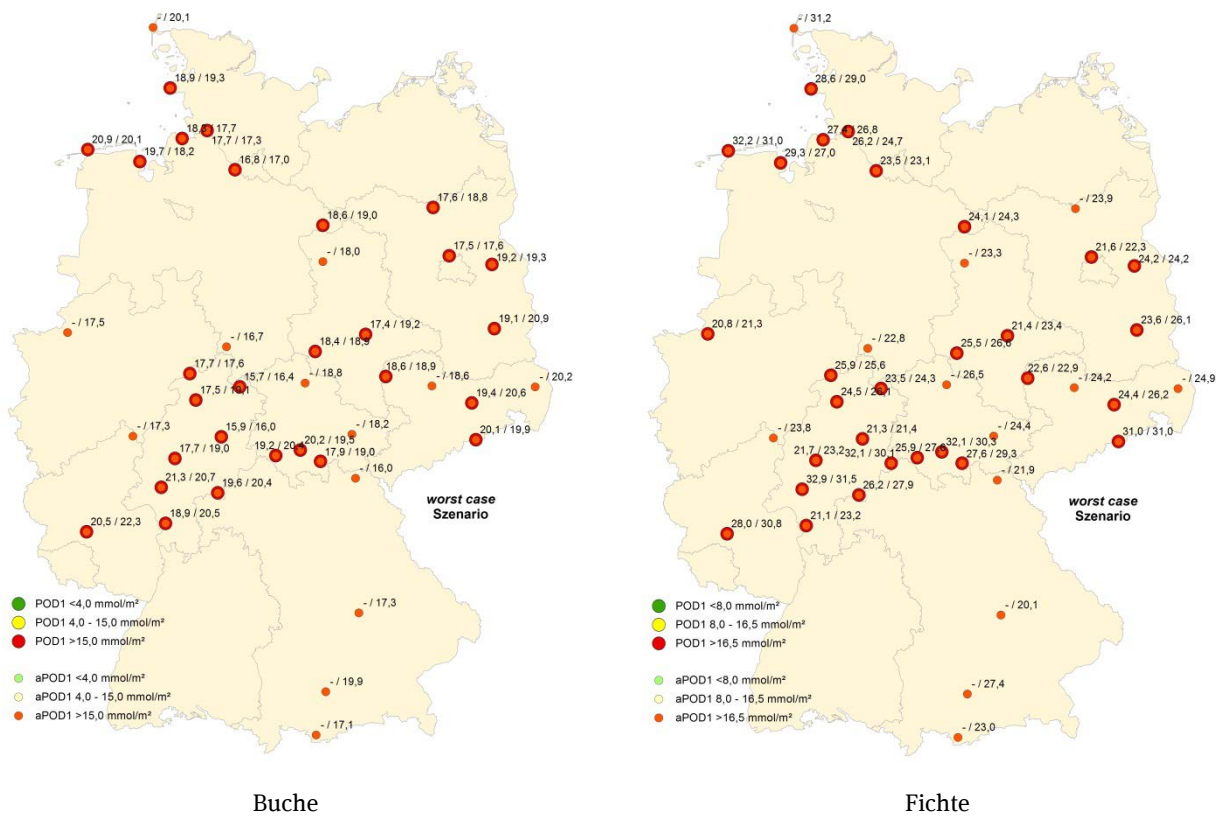
Daten auf Basis der Modellierung mit CRO₃PS (*POD*₆) bzw. sCRO₃PS (*aPOD*₆)

4.9.1.2 Rezeptoren "Buche" und "Fichte"

Die Rezeptor-spezifischen *critical level* CL_{POD1} für Gesamtbaum-Biomasseverluste werden sowohl im *worst-case*-Szenario als auch unter Berücksichtigung des "aktuellen" pflanzenverfügbaren Bodenwassers überschritten (Abbildung 115, Abbildung 116). Die Rezeptor-spezifischen Zielwerte TV_{POD1} werden ebenfalls im *worst-case*-Szenario überschritten. An Stationen, an denen Niederschlagsdaten zur Verfügung stehen, liegen die *POD*₁-Werte bei Berücksichtigung des "aktuellen" pflanzenverfügbaren Bodenwassers unterhalb der Werte des *worst-case*-Szenarios. Im Gegensatz zu Winterweizen werden die *critical level* auch bei Berücksichtigung der "aktuellen" Bodenwasserversorgung nicht unterschritten.

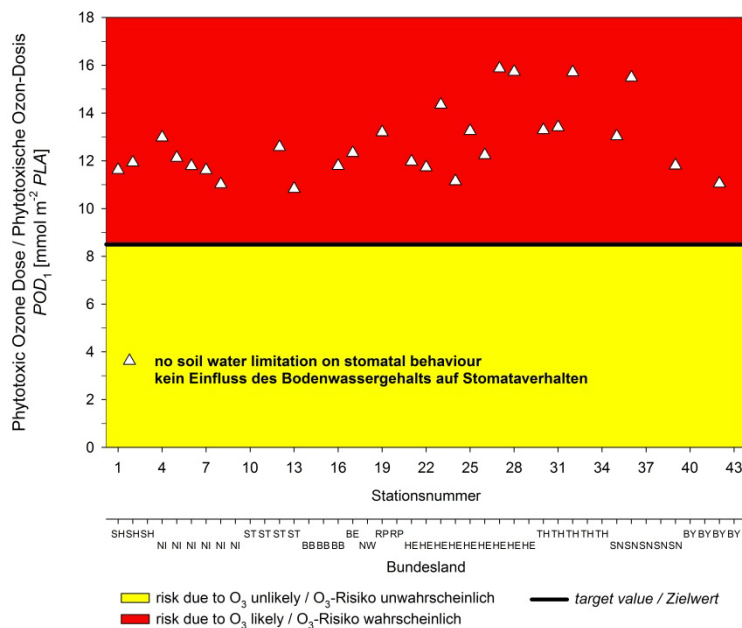
Das in Abbildung 117 kartierte O₃-Risiko an Hand der *POD*₁- als auch der *aPOD*₁-Werte für Buche und Fichte illustriert das hohe Risiko für Gesamtbaum-Biomasseverluste in unseren Wäldern durch die gegenwärtige O₃-Belastung. Im Hinblick auf die C-Sequestrierungskapazität der Wälder und anderen Ökosystemdienstleistungen besteht deshalb Handlungsbedarf.

Abbildung 117: Kartierung des O₃-Risikos für Buche (links) und Fichte (rechts) auf lokaler Basis



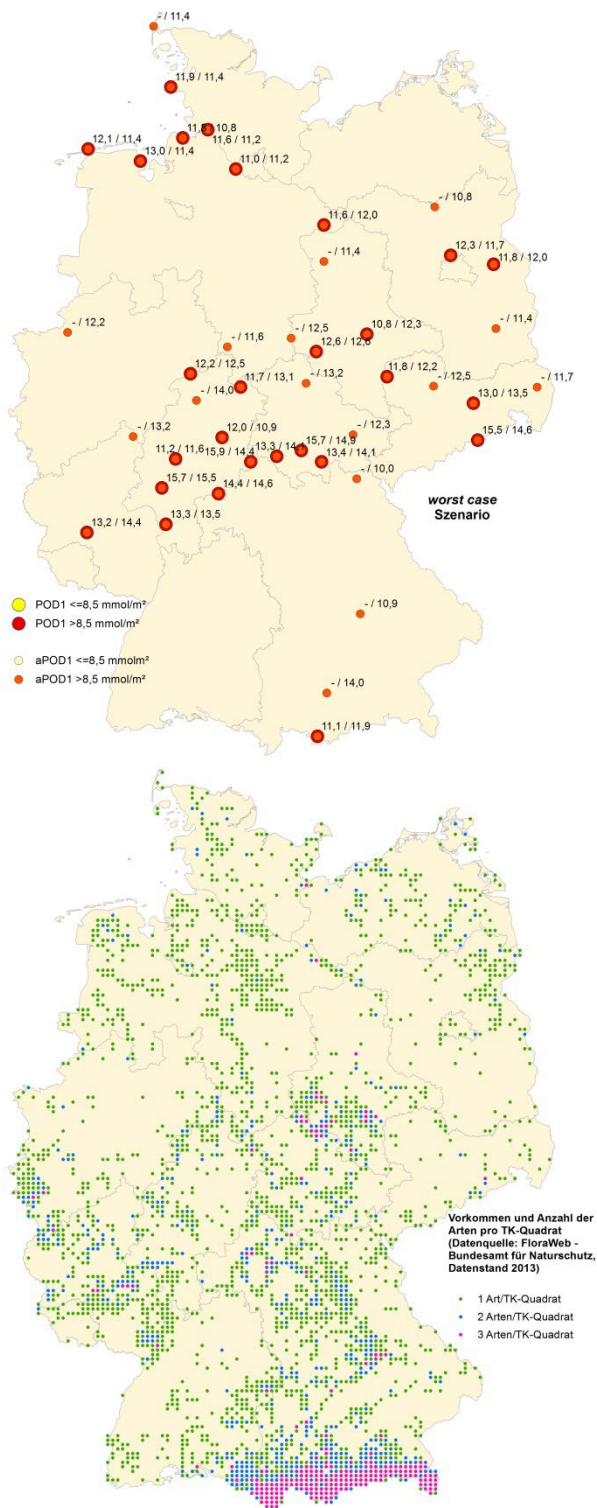
Daten auf Basis der Modellierung mit den FO₃REST- (POD₁) bzw. sFO₃REST-Modellen (aPOD₁)

Abbildung 118: POD₁-Werte für Klee als gegenüber O₃ sensitiv reagierender Vertreter der Grünlandvegetation – worst-case-Risikoanalyse



Daten auf Basis der Modellierung mit GRASSO₃

Abbildung 119: Kartierung des O₃-Risikos für Klee als gegenüber O₃ sensitiv reagierender Vertreter der Grünlandvegetation auf lokaler Basis (*worst-case*-Szenario; links) sowie räumliche Verteilung der in der Roten Liste als gefährdet geführten Arten, die im Teil II dieser Studie als O₃-sensitiv eingestuft wurden



Daten auf Basis der Modellierung mit GRASSO₃ bzw. sGRASSO₃ gegenüber O₃ als sensitiv eingestufte Arten der Roten Liste: *Antennaria dioica* (Gew. Katzenpfötchen), *Carex laevigata* (Glatte Segge), *Cirsium dissectum* (Englische Kratzdistel), *Gentiana asclepiadea* (Schwalbenwurz-Enzian), *Medicago minima* (Zwerg-Schneckenklee), *Narthecium ossifragum* (Moor-Ährenlilie), *Primula farinosa*

(Mehl-Primel), *Rubus chamaemorus* (Moltebeere), *Scrophularia auriculata* (Wasser-Braunwurz), *Senecio sarracenicus* (Fluss-Greiskraut), *Trifolium striatum* (Streifen-Klee)

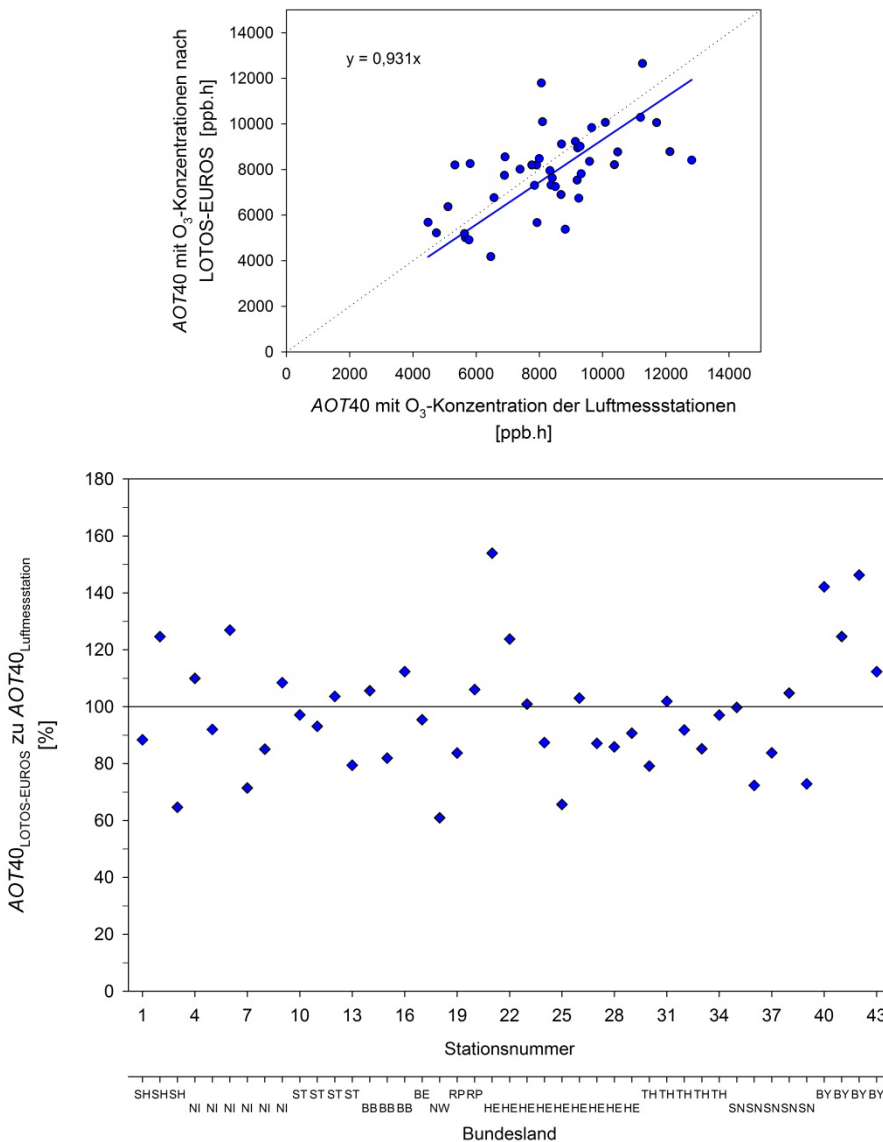
Kernaussage

Die deutschlandweite Beurteilung des O₃-Risikos für die Vegetation weist für alle untersuchten Rezeptoren auf ein hohes Gefährdungspotential der derzeitigen O₃-Belastung hin. Im Hinblick auf die Gewährleistung der Ernährungssicherheit der Weltbevölkerung, der Sicherung des C-Sequestrierungspotentials der Wälder und der Biodiversität besteht Handlungsbedarf.

4.9.2 Vergleich der AOT40- und POD_y-Ergebnisse der lokalen mit den flächenhaften Modellierungen

In Abbildung 120 sind die AOT40-Werte – derzeitige Beurteilungsgröße nach EU (2008) -nach LOTOS-EUROS denen der Luftmessstationen gegenübergestellt. Die Berechnung erfolgte jeweils nach EU (2008). Die AOT40-Werte nach LOTOS-EUROS differieren zum Teil deutlich von denen der Luftmessstationen. Eine Abhängigkeit von der Lage der Messstation in Deutschland ist dabei nicht ersichtlich.

Abbildung 120: Vergleich der AOT40-Werte nach LOTOS-EUROS mit "lokalen" AOT40-Werten



Berechnung der AOT40-Werte nach EU (2008)

Die POD_6 -Werte nach LOTOS-EUROS unterschätzen das O₃-Risiko für Winterweizen im Vergleich zur "lokalen" Beurteilung des O₃-Risikos (Abbildung 121). Der Vergleich von Rechnungen mit "lokaler" Meteorologie und O₃-Konzentrationen nach LOTOS-EUROS (Abbildung 122) als auch von Rechnungen mit "lokalen" O₃-Konzentrationen und LOTOS-EUROS-Meteorologie (Abbildung 123) weisen darauf hin, dass weder die simulierten O₃-Konzentrationen noch die flächenhafte Meteorologie für die Unterschätzungen hauptverantwortlich sind. Vielmehr scheint die Ursache im vereinfachten Verfahren zur Berechnung des Akkumulationszeitraumes (siehe Kapitel 4.1.4.3) zu suchen zu sein. Der "Ausreißer" in Abbildung 123 ist die Station Garmisch-Partenkirchen. Hier ist die flächenbezogene Lufttemperatur im Vergleich zur lokalen deutlich zu niedrig. Dies ist als Hinweis zu werten, dass flächenbezogene Größen in "schwierigem" Gelände zu signifikant unterschiedlichen Ergebnissen im Hinblick auf die Bewertung des O₃-Risikos führen können.

Abbildung 121: Vergleich POD_6 -Werte nach LOTOS-EUROS mit "lokalen" POD_6 -Werten (*worst-case-Risikoanalyse*)

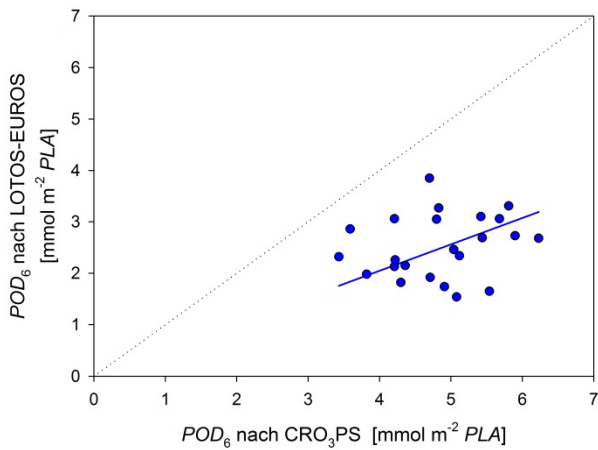


Abbildung 122: POD_6 -Werte berechnet mit "lokaler" Meteorologie und O_3 -Konzentrationen nach LOTOS-EUROS (*worst-case-Risikoanalyse*)

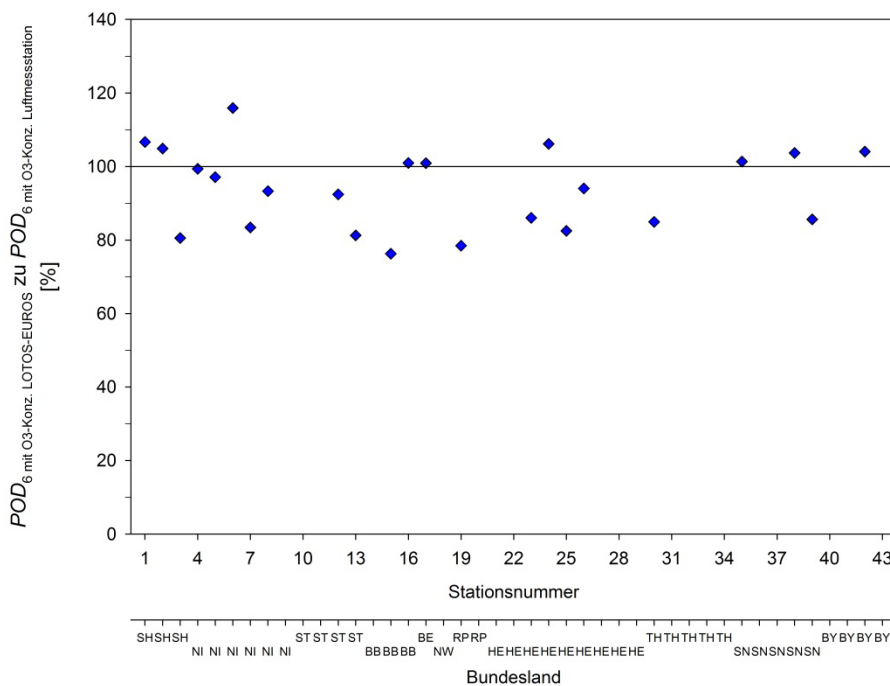
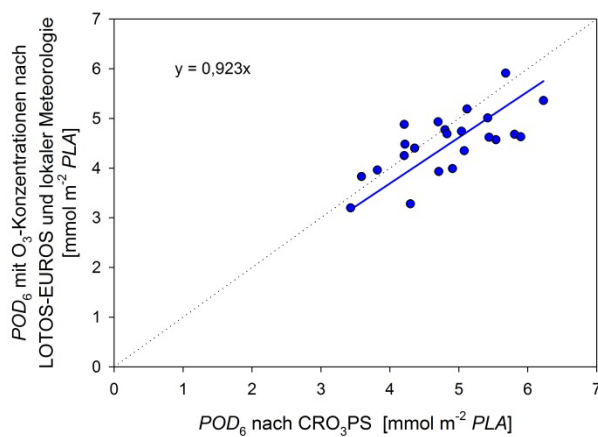
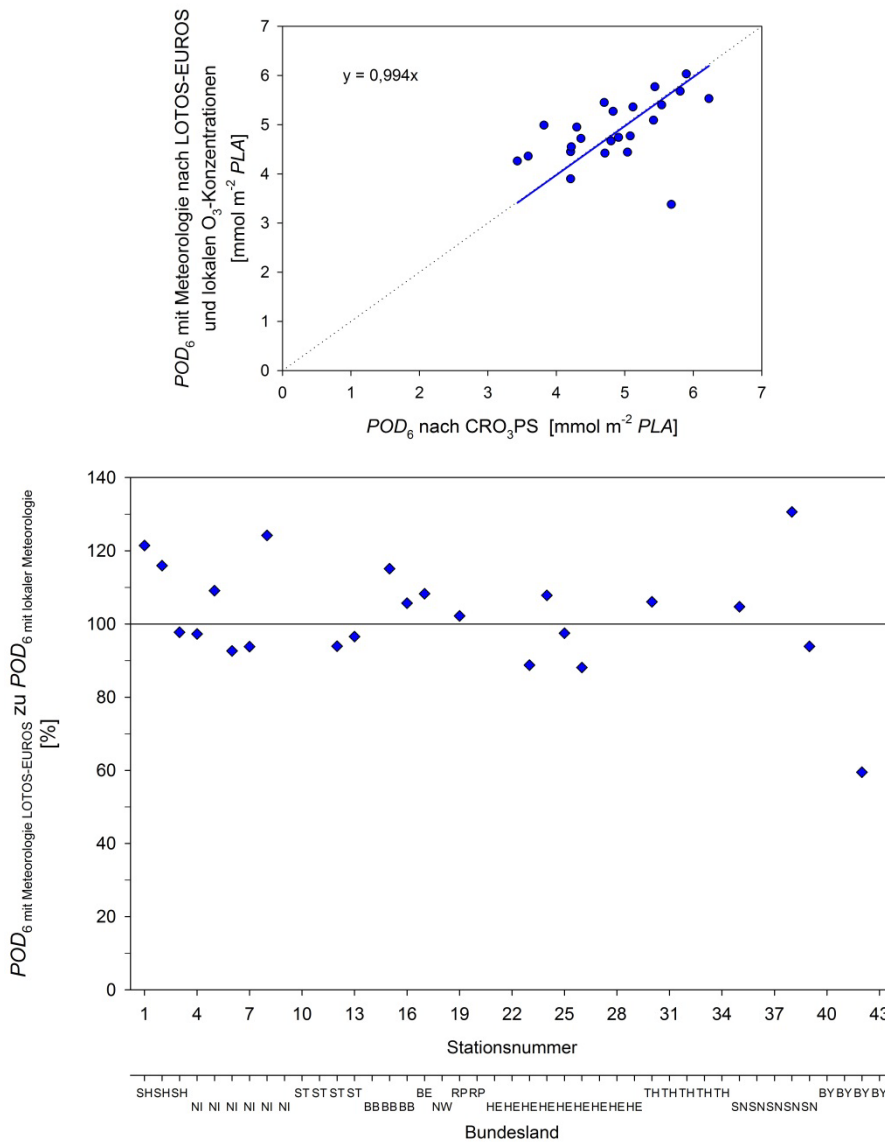


Abbildung 123: POD_6 -Werte mit Meteorologie nach LOTOS-EUROS und "lokalen" O_3 -Konzentrationen (*worst-case-Risikoanalyse*)



Im Gegensatz zu den POD_6 -Werten für Winterweizen werden die POD_1 -Werte nach LOTOS-EUROS für Buche und Fichte überschätzt (Abbildung 124). Die Überschätzung der POD_1 -Werte nach LOTOS-EUROS ist dabei zum Teil auf die simulierten O_3 -Konzentrationen zurückzuführen (Abbildung 125).

Kernaussage

Die Abschätzung des O_3 -Risikos nach LOTOS-EUROS unterschätzt das Risiko für Winterweizen und überschätzt es für Buche und Fichte im Vergleich zur Risikobeurteilung auf lokaler Ebene. Die Unterschätzung für Winterweizen ist vermutlich z.T. auf das derzeit in LOTOS-EUROS implementierte vereinfachte Verfahren der Bestimmung des Akkumulationszeitraums zurückzuführen.

Quantitative Aussagen zu Ertrags-/Biomasseverlusten sollten deshalb vermieden werden. Datenassimilation (siehe Kapitel 3) und eine verbesserte räumliche Auflösung sind mögliche Ansätze, um eine größere Vergleichbarkeit der flächenhaften und lokalen Risikoanalysen zu erzielen.

Abbildung 124: Vergleich POD_1 -Werte nach LOTOS-EUROS mit "lokalen" POD_1 -Werten (*worst-case-Risikoanalyse*) für Buche (links) und Fichte (rechts)

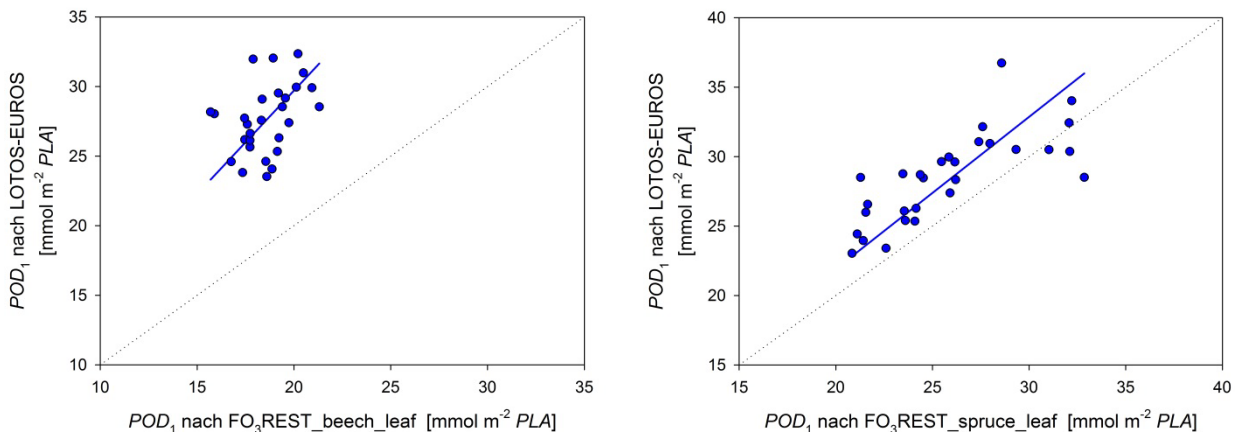
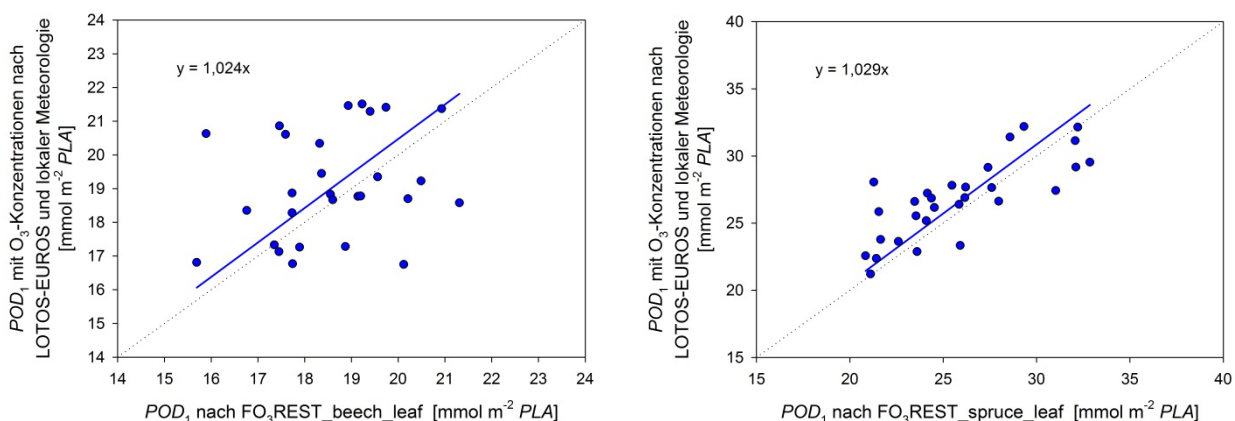


Abbildung 125: POD_1 -Werte berechnet mit "lokaler" Meteorologie und O_3 -Konzentrationen nach LOTOS-EUROS (*worst-case-Risikoanalyse*) für Buche (links) und Fichte (rechts)



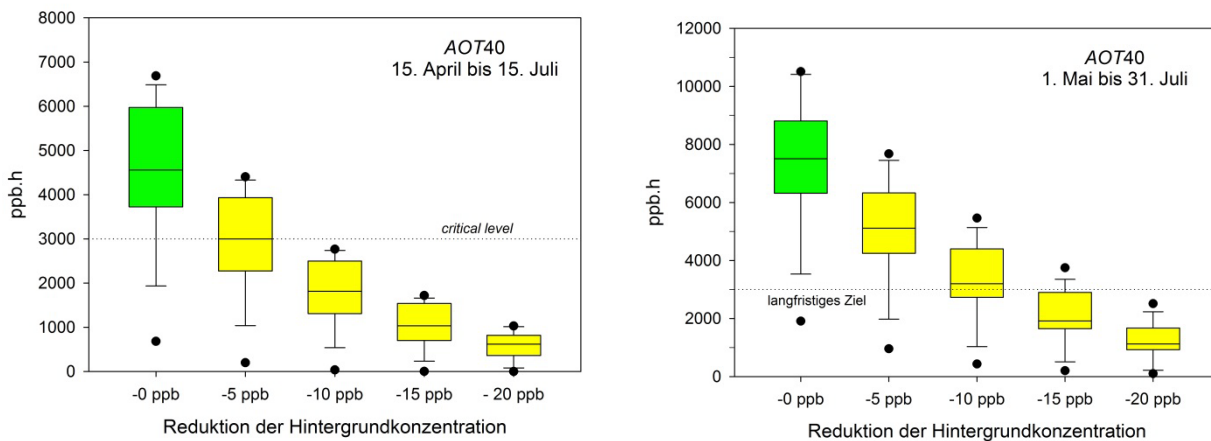
4.10 Abschätzung der notwendigen Reduktion der bodennahen O_3 -Konzentrationen zur Gewährleistung des Schutzes der Vegetation

Die in Kapitel 4.9 beschriebenen Befunde belegen, dass eine Gefährdung der Vegetation durch die heutige und wohl auch zukünftige O_3 -Belastung gegeben ist. In der Richtlinie 2008/50/EG über Luftqualität und saubere Luft für Europa wird als langfristiges Ziel ein AOT_{40} von 6000 $\mu\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{h}$ (= 3000 ppb.h) im Zeitraum 1. Mai – 31. Juli angestrebt (EU 2008). Am Beispiel der Zeitreihe der Station Linden des hessischen Luftmessnetzes wird zum einen die notwendige Reduktion der O_3 -Konzentration zum Erreichen des langfristigen Zieles der EU zum Schutz der Vegetation und zur Einhaltung der verschiedenen Luftgütekriterien zum Schutz der menschlichen Gesundheit abgeschätzt und zum anderen die Auswirkungen dieser Reduktion auf die stomatäre O_3 -Aufnahme der Rezeptoren Weizen, Buche, Fichte und Klee untersucht.

4.10.1 Rückgang der Hintergrundkonzentration um x ppb

Die AOT_{40} -Werte wurden mit Transformation zur *default*-Bestandeshöhe und ohne Transformation für die vorgegebenen Zeiträume berechnet. Sinkende O_3 -Hintergrundbelastungen führen folgerichtig zu sinkenden AOT_{40} -Werten (Abbildung 126).

Abbildung 126: Auswirkung sinkender O₃-Hintergrundkonzentration auf die AOT40-Werte berechnet nach LRTAP (2010; links) bzw. EU (2008; rechts)



Referenzstation Linden (HE), Datengrundlage: 1997 – 2010

Während es rechnerisch zur generellen Unterschreitung des konzentrationsbezogenen kritischen Belastungswertes (*critical level*, CL_{AOT40}) in den Jahren 1997 – 2010 in Linden (HE) einer Reduktion der gemessenen O₃-Konzentrationen von ca. 10 ppb bedarf, ist für eine generelle Unterschreitung des langfristigen Zieles der EU bei Ansatz der Rechenvorschrift nach EU (2008) eine Reduktion der gemessenen O₃-Konzentrationen von über 15 ppb erforderlich. Die Nicht-Berücksichtigung der Definitionen im *Modelling and Mapping Manual* (1996, 2004, 2010) und dem Göteborg-Protokoll (UNECE 2013) zur Berechnung und Anwendung des AOT40-Expositionsindex führt zu unterschiedlichen Aussagen hinsichtlich des potentiellen ökologischen Risikos durch O₃. Deshalb erscheint es sinnvoll, die Rechenvorschrift der Richtlinie 2008/50/EG über Luftqualität und saubere Luft für Europa (EU 2008) mit einem Transformationsfaktor nach LRTAP Convention (2010) zu ergänzen.

In Tabelle 9 sind die derzeit gültigen Luftgütekriterien zum Schutz der menschlichen Gesundheit zusammengestellt. Langfristig sollten nach EU (2008) 60 ppb als höchstes 8-h-Mittel pro Tag nicht überschritten werden. Derzeit sind 25 Überschreitungen pro Jahr (gemittelt über drei Jahre) zulässig. Das Luftgütekriterium nach WHO (2006) und VDI (2001) ist deutlich schärfer. Danach sind lediglich maximale 8-h-Mittel von 50 ppb ohne Überschreitung zulässig.

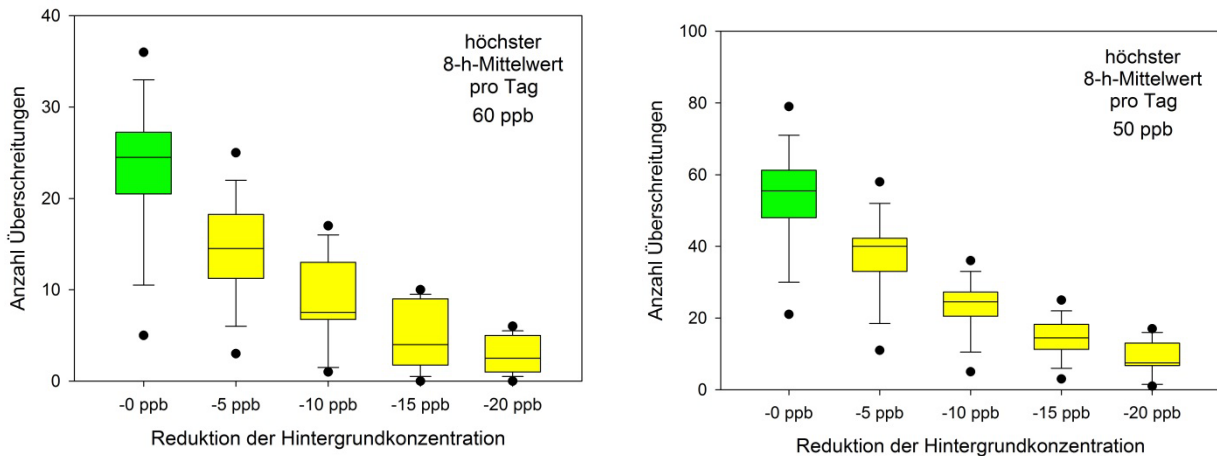
Tabelle 9: Luftgütekriterien zum Schutz der menschlichen Gesundheit

Quelle	Luftgütekriterium
EU (2008)	<i>seit 2010</i> höchster 8-h-Mittelwert pro Tag: 120 µg m ⁻³ (60 ppb) 25 Überschreitungen pro Jahr, gemittelt über drei Jahre langfristiges Ziel
	höchster 8-h-Mittelwert pro Tag: 120 µg m ⁻³ (60 ppb) keine Überschreitungen zulässig
WHO (2006)	höchster 8-h-Mittelwert pro Tag: 100 µg m ⁻³ (50 ppb)
VDI 2310 Bl. 15 (2001)	höchster 8-h-Mittelwert pro Tag: 100 µg m ⁻³ (50 ppb)

In Abbildung 127 ist der Einfluss sinkender O₃-Hintergrundkonzentrationen auf die Anzahl der Überschreitungen der Luftgütekriterien nach Tabelle 9 dargestellt. Danach würde selbst ein

Rückgang der Hintergrundkonzentration um 20 ppb noch zur Überschreitung der aus medizinischer Sicht formulierten Luftgütekriterien führen.

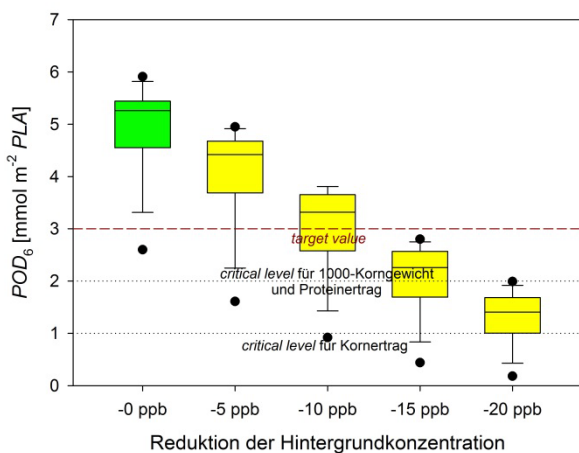
Abbildung 127: Auswirkung sinkender O₃-Hintergrundkonzentration auf die Anzahl der Überschreitungen der Luftgütekriterien zum Schutz der menschlichen Gesundheit nach EU (2008; links) bzw. WHO (2006) und VDI 2310 Bl. 15 (2001; rechts)



Referenzstation Linden (HE), Datengrundlage: 1997 – 2010

Auch der *critical level* (CL_{POD6}) zur Sicherung der Kornertagslage des Winterweizens wird noch bei einem Rückgang der O₃-Hintergrundkonzentration um 20 ppb überschritten (Abbildung 128). Zum Unterschreiten des Zielwertes TV_{POD6} ist ein Rückgang der O₃-Hintergrundkonzentration in der Größenordnung von 15 ppb erforderlich.

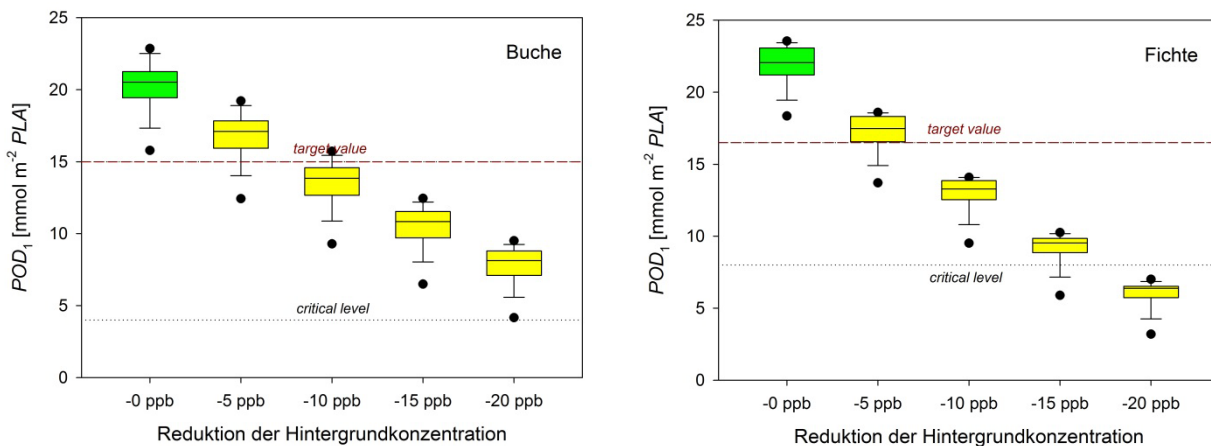
Abbildung 128: Auswirkung sinkender O₃-Hintergrundkonzentration auf die POD_6 -Werte für Winterweizen – *worst-case*-Risikoanalyse



Referenzstation Linden (HE), Datengrundlage: 1997 – 2010

Buche und Fichte unterscheiden sich in ihrer Empfindlichkeit O₃ (vgl. *critical level*) als auch in ihrer Reaktion auf eine sinkende Hintergrundbelastung. So wird der Zielwert TV_{POD1} bei Fichte bereits bei einem Rückgang der O₃-Hintergrundkonzentration um 10 ppb unterschritten, während bei Buche ein etwas stärkerer Rückgang erforderlich ist.

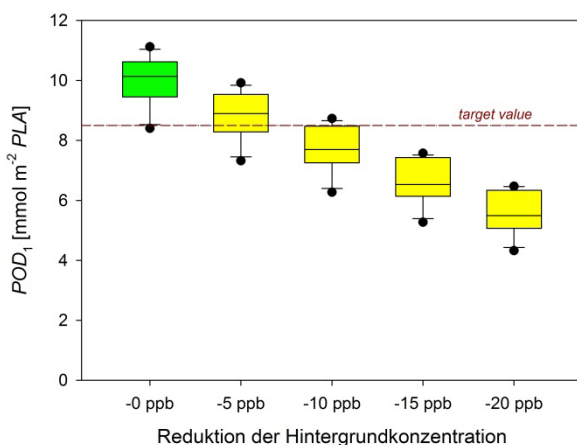
Abbildung 129: Auswirkung sinkender O₃-Hintergrundkonzentration auf die *POD*₁-Werte für Buche (links) und Fichte (rechts) – *worst-case*-Risikoanalyse



Referenzstation Linden (HE), Datengrundlage: 1997 – 2010

Wie in Kapitel 4.1.4.3 beschrieben, erfolgt wegen der unsicheren Datenlage die O₃-Risikoanalyse für Klee als gegenüber O₃ sensitiv reagierender Vertreter der Grünlandvegetation in einer vom Ansatz des *Modelling and Mapping Manual* (LRTAP 2010) abweichenden Form. Beurteilt wird der höchste *POD*₁-Wert akkumuliert über 28 Tage im Zeitraum 1. April bis 30. September und in Vergleich gesetzt zum Zielwert *TV*_{*POD*₁}. Aus Abbildung 130 wird deutlich, dass auch für Klee ein Rückgang der O₃-Hintergrundkonzentration um 10 – 15 ppb zur Gewährleistung der nachhaltigen Unterschreitung des Zielwertes erforderlich ist.

Abbildung 130: Auswirkung sinkender O₃-Hintergrundkonzentration auf die *POD*₁-Werte für Klee als gegenüber O₃ sensitiv reagierender Vertreter der Grünlandvegetation – *worst-case*-Risikoanalyse

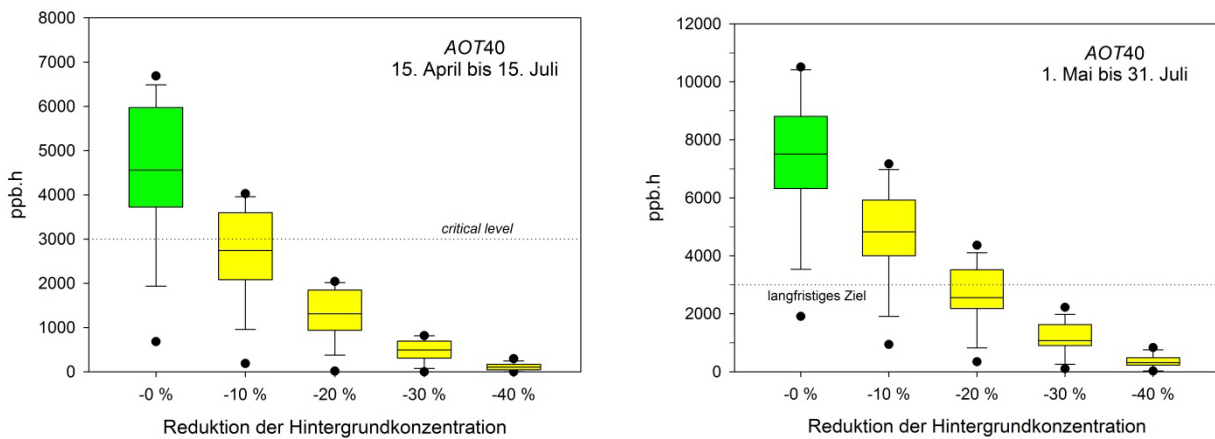


Referenzstation Linden (HE), Datengrundlage: 1997 – 2010

4.10.2 Prozentuale Reduktion der O₃-Hintergrundbelastung

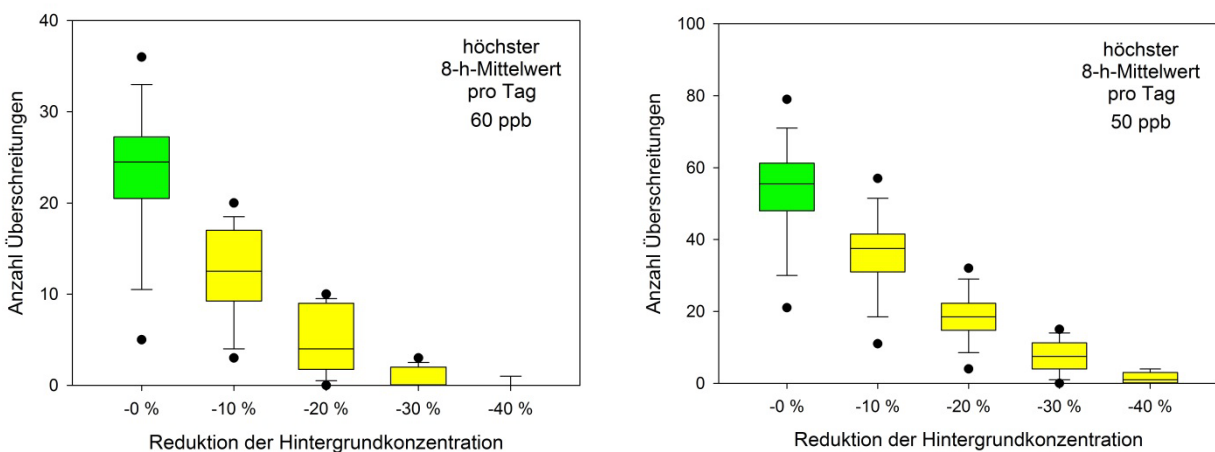
Analog zur Darstellung der Ergebnisse in Kapitel 4.10.1 sind in Abbildung 131 bis Abbildung 135 die Befunde für Rechnungen unter Annahme prozentualer Rückgänge der O₃-Hintergrundkonzentration im Bereich bis 40 % dargestellt.

Abbildung 131: Auswirkung prozentual sinkender O₃-Hintergrundkonzentration auf die AOT40-Werte berechnet nach LRTAP (2010; links) bzw. EU (2008; rechts)



Referenzstation Linden (HE), Datengrundlage: 1997 – 2010

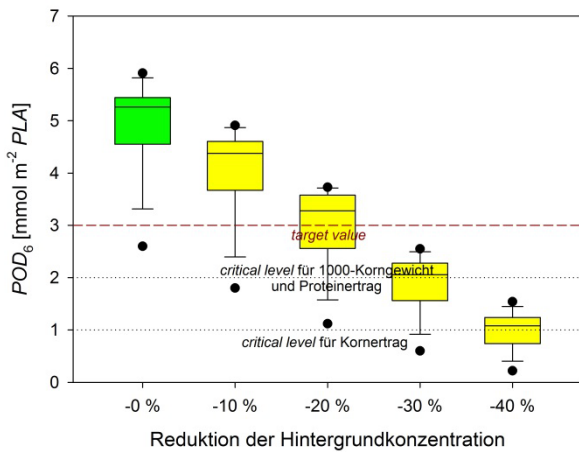
Abbildung 132: Auswirkung prozentual sinkender O₃-Hintergrundkonzentration auf die Anzahl der Überschreitungen der Luftgütekriterien zum Schutz der menschlichen Gesundheit nach EU (2008; links) bzw. WHO (2006) und VDI 2310 Bl. 15 (2001; rechts)



Referenzstation Linden (HE), Datengrundlage: 1997 – 2010

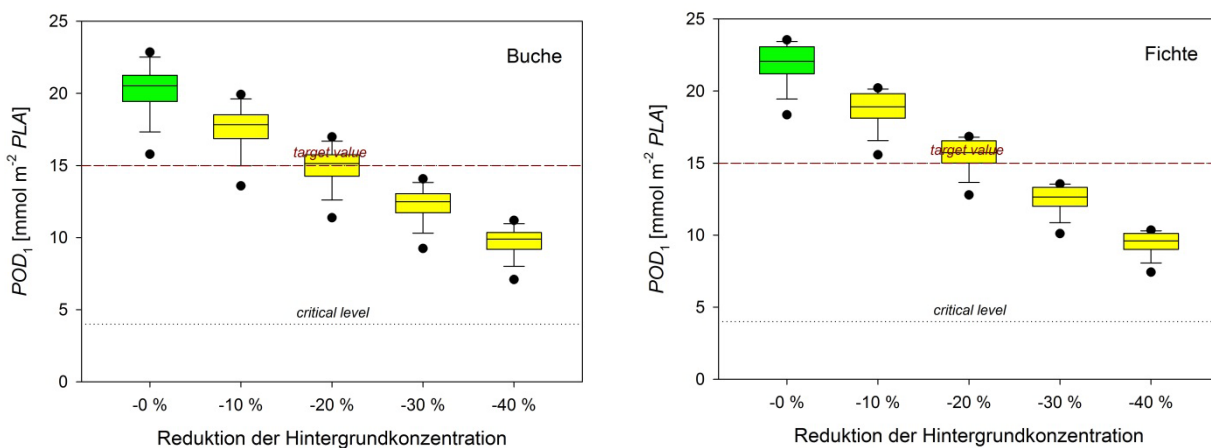
Zur Unterschreitung des konzentrationsbezogenen *critical level* CL_{AOT40} bzw. des langfristigen Ziels der europäischen Luftqualitätsrichtlinie ist ein Rückgang der O₃-Hintergrundkonzentration von 20 – 30 % erforderlich. Selbst bei einem 40 %igen Rückgang der O₃-Hintergrundkonzentration wird das WHO-Luftgütekriterium zum Schutz der menschlichen Gesundheit noch geringfügig überschritten. Zur Gewährleistung der Ertragssicherheit des Winterweizens, d.h. für ein nachhaltiges Unterschreiten des Zielwertes TV_{POD6} von 3 mmol m⁻² PLA, wäre ein Rückgang der O₃-Hintergrundkonzentration um 20 – 30 % erforderlich. Die gleiche Größenordnung des prozentualen Rückgangs ist für die Unterschreitung der Zielwerte für Buche, Fichte und Klee erforderlich.

Abbildung 133: Auswirkung prozentual sinkender O₃-Hintergrundkonzentration auf die *POD*₆-Werte für Winterweizen – *worst-case*-Risikoanalyse



Referenzstation Linden (HE), Datengrundlage: 1997 – 2010

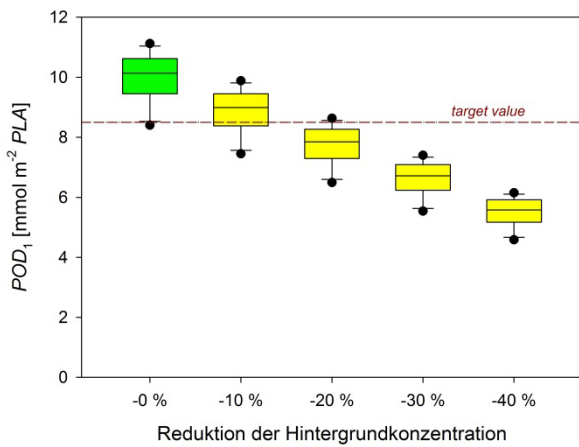
Abbildung 134: Auswirkung prozentual sinkender O₃-Hintergrundkonzentration auf die *POD*₁-Werte für Buche (links) und Fichte (rechts) – *worst-case*-Risikoanalyse



Referenzstation Linden (HE), Datengrundlage: 1997 – 2010

Die unterschiedliche Sensitivität der Beurteilungsindizes *AOT*₄₀ und *POD*_V auf sinkende O₃-Konzentrationen wird auch bei Klingberg et al. (2014) beschrieben. Danach wird das langfristige Ziel der europäischen Luftqualitätsrichtlinie (EU 2008) Mitte des Jahrhunderts bei Annahme der Entwicklung der Emissionen der O₃-Vorläufersubstanzen in Europa nach dem RCP4.5 Szenario und der Klimaänderung nach dem IPCC A1B Szenario unterschritten. Klingberg et al. (2014) untersuchten darüber hinaus die Entwicklung der *POD*₁-Werte für Fichte. Danach wird Mitte des Jahrhunderts der *critical level* *CL*_{*POD*1} nicht unterschritten. Auch der in dieser Studie definierte Zielwert *TV*_{*POD*1} für Fichte wird Mitte des Jahrhunderts noch an fast allen untersuchten Stationen in Europa überschritten.

Abbildung 135: Auswirkung prozentual sinkender O₃-Hintergrundkonzentration auf die *POD*₁-Werte für Klee als gegenüber O₃ sensitiv reagierender Vertreter der Grünlandvegetation – *worst-case*-Risikoanalyse



Referenzstation Linden (HE), Datengrundlage: 1997 – 2010

Kernaussage

AOT₄₀-Werte berechnet nach LRTAP Convention (2010) bzw. EU (2008) sind hinsichtlich der Akkumulationszeiträume nicht konsistent.

Die Berechnung des AOT₄₀ nach EU (2008) überschätzt das ökologische Risiko infolge hoher O₃-Exposition in Deutschland.

Während ein Rückgang der O₃-Hintergrundkonzentration um 10 ppb bzw. eine prozentuale Reduktion der derzeitigen O₃-Belastung um 10 – 20 % zur Unterschreitung des *critical level* *CL*_{AOT40} nach LRTAP Convention (2010) erforderlich ist, bedarf es zur Unterschreitung des langfristigen Ziels der Europäischen Luftqualitätsrichtlinie (EU 2008) eines Rückgangs der O₃-Hintergrundkonzentration um mehr als 15 ppb bzw. einer prozentualen Reduktion der derzeitigen O₃-Belastung um 20 – 30 %.

Zur Gewährleistung des Schutzes der menschlichen Gesundheit müsste die O₃-Hintergrundkonzentration um mehr als 20 ppb sinken bzw. um deutlich mehr als 20 % abnehmen.

Rezeptor Winterweizen

Zur nachhaltigen Unterschreitung des Zielwertes (*target value*, *TV*_{POD6}) ist ein Rückgang der O₃-Hintergrundkonzentration um 15 ppb bzw. eine prozentuale Reduktion der derzeitigen O₃-Belastung um 20 – 30 % erforderlich.

Der *critical level* für Kornenertrag *CL*_{POD6} wird selbst bei einem Rückgang der Hintergrundkonzentration um 20 ppb bzw. einer prozentualen Reduktion der derzeitigen O₃-Belastung um 40 % nicht nachhaltig unterschritten.

Rezeptoren Buche

Zur Unterschreitung des Zielwertes *TV*_{POD1} ist ein Rückgang der O₃-Hintergrundkonzentration um 10 – 15 ppb bzw. um ca. 30 % erforderlich. Der *critical level* *CL*_{POD1} wird bei der untersuchten Spannweite des Rückgangs der O₃-Hintergrundkonzentration stets überschritten.

Rezeptor Fichte

Zur Unterschreitung des Zielwertes *TV*_{POD1} bedarf es einer Reduktion der O₃-Konzentration um 10 ppb bzw. ca. 30 %. Der *critical level* *CL*_{POD1} wird erst ab einem Rückgang der O₃-Hintergrundkonzentration um 20 ppb unterschritten.

Kernaussage**Rezeptor Klee als gegenüber O₃ sensitiv reagierender Vertreter der Grünlandvegetation**

Zur nachhaltigen Unterschreitung des Zielwertes TV_{POD1} bedarf es einer Reduktion der O₃-Konzentration um 10 – 15 ppb bzw. ca. 20 – 25 %.

4.11 Bestimmung des Einflusses des sich ändernden Klimas auf die AOT40-Werte und die stomatäre O₃-Aufnahme und damit des Schadensrisikos für die Vegetation

Es liegen derzeit keine Projektionen für die O₃-Konzentration und die meteorologischen Inputgrößen auf Stundenbasis für die Regionen der Luftmessstationen in Deutschland vor. Hinsichtlich der Entwicklung der bodennahen O₃-Konzentrationen wird davon ausgegangen, dass sich die Hintergrundbelastung in Europa in Abhängigkeit vom angesetzten Szenario sowohl erhöhen als auch erniedrigen könnte. Im aktuellen Report des Weltklimarates (IPCC 2013) wird für 2100 eine Spannweite der möglichen Entwicklung von –13,4 ppb (RCP2.6) bis +15,1 ppb (A2) beschrieben.

Am Beispiel der Zeitreihe 1997 – 2010 des Standortes der hessischen Luftmessstation Linden wird deshalb der Einfluss eines Anstiegs bzw. Rückgangs der O₃-Hintergrundbelastung um 5, 10 und 15 ppb auf die AOT40- und POD_V -Werte und damit auf das Schadensrisiko untersucht. Die Reduktion der O₃-Hintergrundkonzentration um 10 ppb führt dabei zu mittleren O₃-Belastungsverhältnissen, wie sie in etwa vor 1980 in Deutschland herrschten.

Der Einfluss steigender Temperaturen und sich ändernder Niederschlagsverhältnisse auf die POD_V -Werte und damit auf das Schadensrisiko erfolgt über die Verrechnung der monatlichen Hessenmittel der Änderungssignale für die zwei Größen für die Zeiträume 2031 – 2060 und 2071 – 2100 jeweils im Vergleich zu 1971 – 2000 mit den stündlichen Lufttemperatur- und Niederschlagswerten der Zeitreihe 1997 – 2010 der hessischen Luftmessstation Linden. Die Ermittlung der Änderungssignale erfolgte mit IDP 3.4 (<http://www.cec-potsdam.de/Produkte/Klima/WettReg/wettreg.html>) auf Grundlage von 13 für das A1B- und 3 für das E1-Szenario mit WETTREG2010 nachregionalisierten Global- und Regionalmodellläufen aus dem EU-Projekt ENSEMBLES (Kreienkamp 2013).

Nachstehend sind die sich durch die Nutzung von Modellkombinationen ergebenden unterschiedlichen Kaskaden für das Downscaling zusammengestellt:

Szenario A1B:

ECHAM5/OM Lauf 1	→	WETTREG	
ECHAM5/OM Lauf 2	→	WETTREG	
ECHAM5/OM Lauf 3	→	WETTREG	
ECHAM5/OM Lauf 1	→	CCLM v2.4.11	→ WETTREG
ECHAM5/OM Lauf 2	→	CCLM v2.4.11	→ WETTREG
ECHAM5/OM Lauf 3	→	RACMO v2.1	→ WETTREG
ECHAM5/OM Lauf 3	→	REMO v5.7	→ WETTREG
CNRM	→	WETTREG	
HadCM3	→	CCLM v2.4.11	→ WETTREG
HadCM3	→	REMO v5.7	→ WETTREG
ECHAM5C Lauf 1	→	WETTREG	
HadGEM2	→	WETTREG	

HadCM3C	→	WETTREG
Szenario E1:		
ECHAM5C Lauf 1	→	WETTREG
HadGEM2	→	WETTREG
HadCM3C	→	WETTREG

Eine Auswertung der Änderungssignale für das meteorologische Jahr ergibt für 2031 – 2060 einen mittleren Temperaturanstieg von $1,9 \pm 0,5$ K für das A1B- und $1,7 \pm 0,6$ K für das E1-Szenario sowie eine mittlere Niederschlagsänderung von $-4,4 \pm 2,0$ % für das A1B- und $-5,6 \pm 1,3$ % für das E1-Szenario. Für 2071 – 2100 errechnet sich ein mittlerer Temperaturanstieg von $3,3 \pm 0,5$ K für das A1B- und $2,1 \pm 0,3$ K für das E1-Szenario sowie eine mittlere Niederschlagsänderung von $-7,3 \pm 2,0$ % für das A1B- und $-6,5 \pm 0,7$ % für das E1-Szenario.

In Abbildung 136 und Abbildung 137 sind die Änderungssignale (Hessenmittel) für die Szenarien A1B und E1 zusammenfassend dargestellt. Unabhängig vom Szenario und vom betrachteten Zeitraum ist davon auszugehen, dass es in Hessen zukünftig im ersten Quartal zu erhöhten Niederschlägen und insb. im zweiten und dritten Quartal zu einer Niederschlagsabnahme kommen wird.

Abbildung 136: Änderungssignale (Hessenmittel) für das Szenario A1B auf Basis von 13 Klimaprojektionen

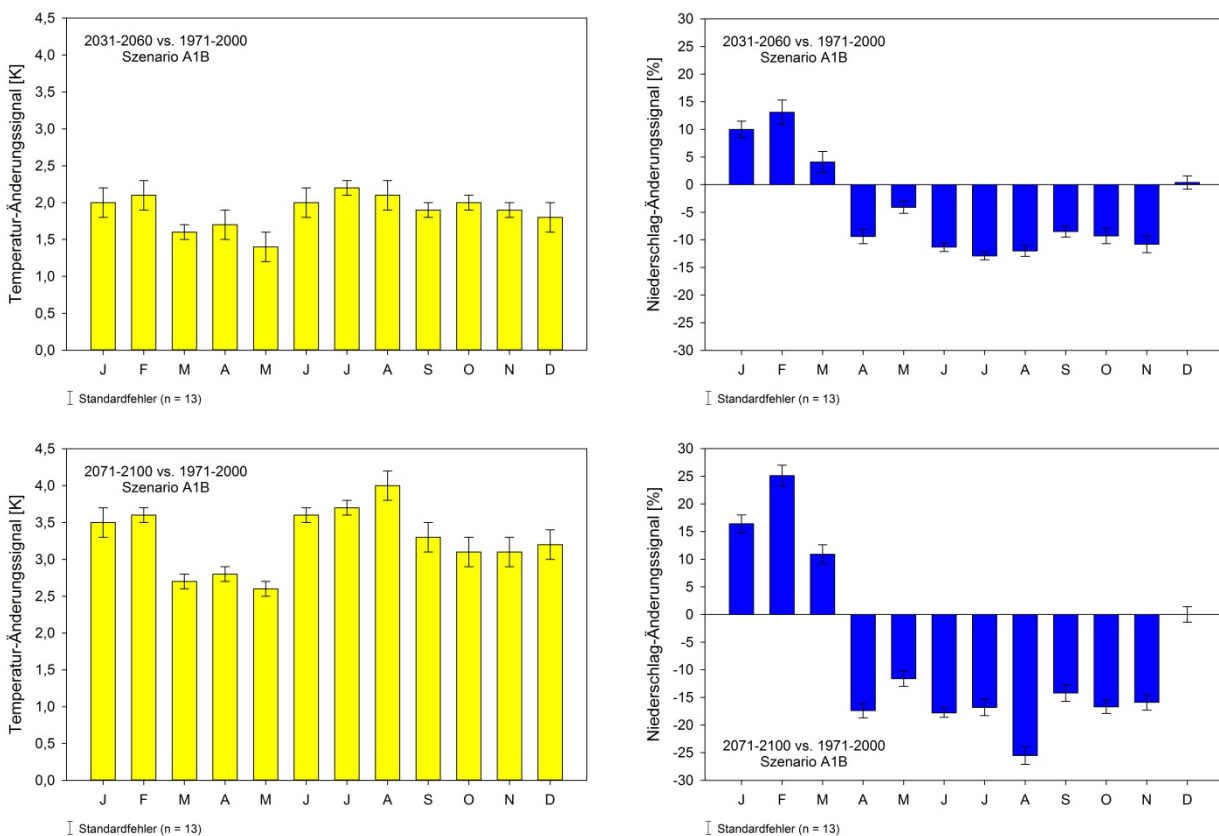
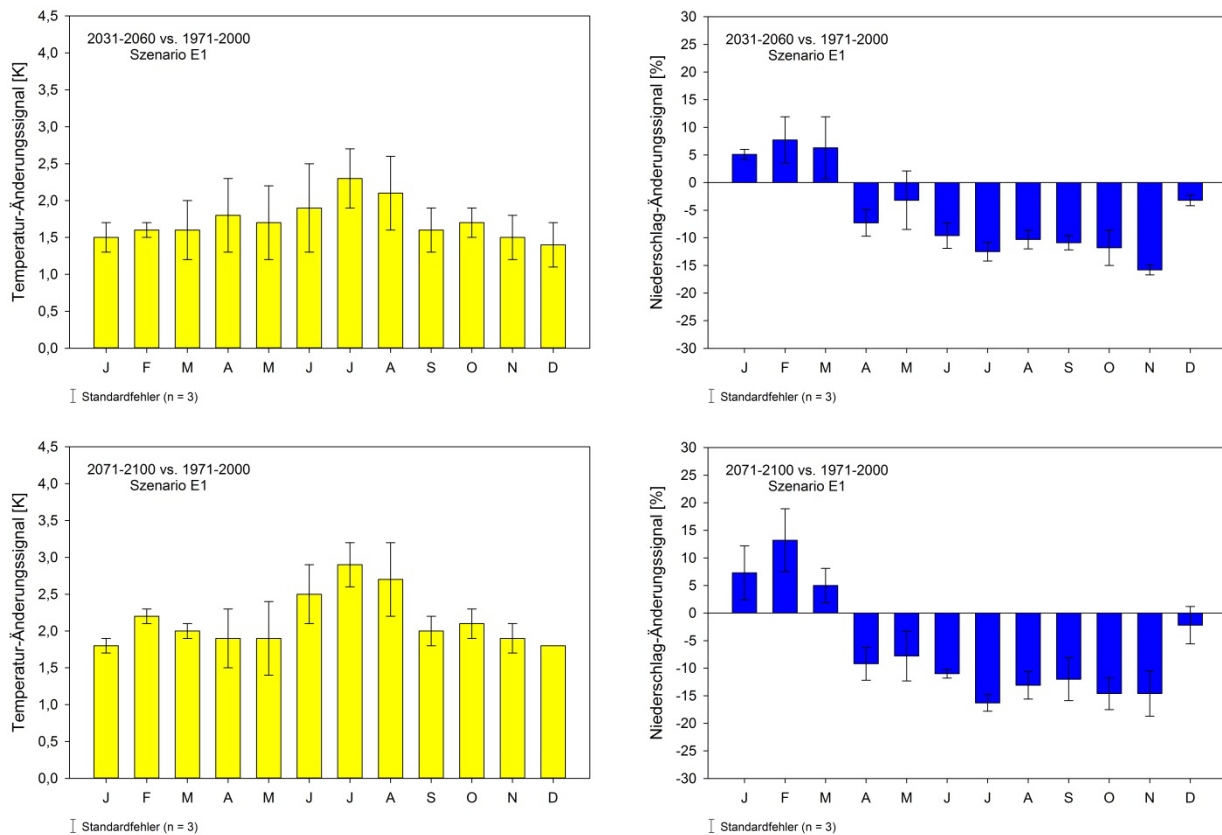


Abbildung 137: Änderungssignale (Hessenmittel) für das Szenario E1 auf Basis von 3 Klimaprojektionen



4.11.1 Potentieller Einfluss einer Erhöhung bzw. Erniedrigung der O₃-Hintergrundkonzentration auf die AOT₄₀- und POD_γ-Werte bei gegenwärtigem Klima

Die AOT₄₀-Werte wurden mit Transformation zur *default*-Bestandeshöhe nach dem *Modelling and Mapping Manual* (LRTAP Convention 2010) und ohne Transformation nach der Richtlinie 2008/50/EG über Luftqualität und saubere Luft für Europa (EU 2008) für die Luftmessstation Linden (HE) und den Messdaten der Jahre 1997 – 2010 berechnet. Es ist festzuhalten, dass nach EU (2008) ein etwas zum Sommer hin verschobener Akkumulationszeitraum angesetzt wird. Wie in Abbildung 138 und Abbildung 139 deutlich wird, hat dies gravierende Auswirkungen auf die Höhe der AOT₄₀-Werte.

Steigende O₃-Hintergrundkonzentrationen führen zu signifikant steigenden AOT₄₀-Werten (Abbildung 138). Die mittleren Steigerungen nach LRTAP Convention (2010) betragen

149 % (+5 ppb), 213 % (+10 ppb) bzw. 291 % (+15 ppb)

und nach EU (2008)

142 % (+5 ppb), 193 % (+10 ppb) bzw. 254 % (+15 ppb).

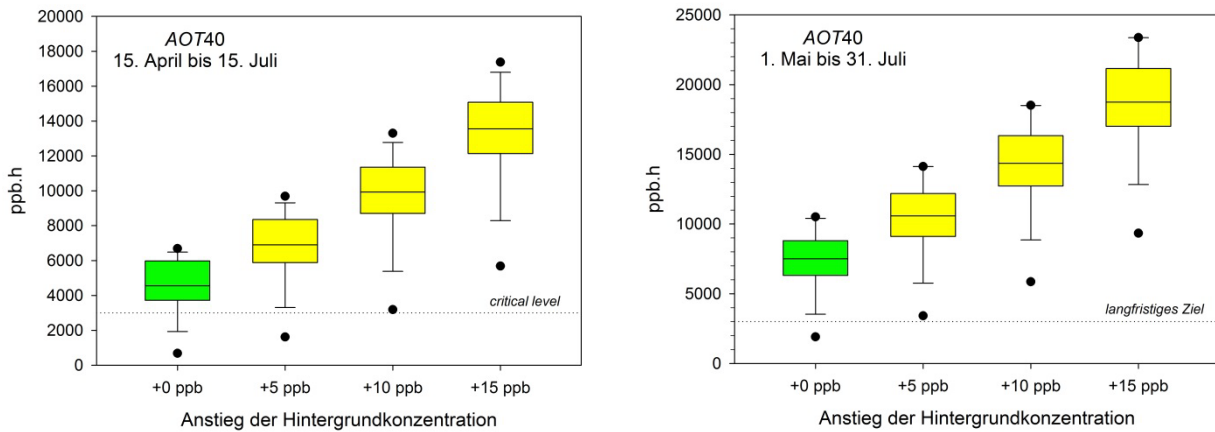
Sinkende O₃-Hintergrundbelastungen führen folgerichtig zu sinkenden AOT₄₀-Werten (Abbildung 139). Die mittleren O₃-Konzentrationen im Vergleich zur gegenwärtigen Belastungssituation nach LRTAP Convention (2010) liegen in der Größenordnung von

64 % (–5 ppb), 40 % (–10 ppb) bzw. 23 % (–15 ppb)

und nach EU (2008) in der Größenordnung von

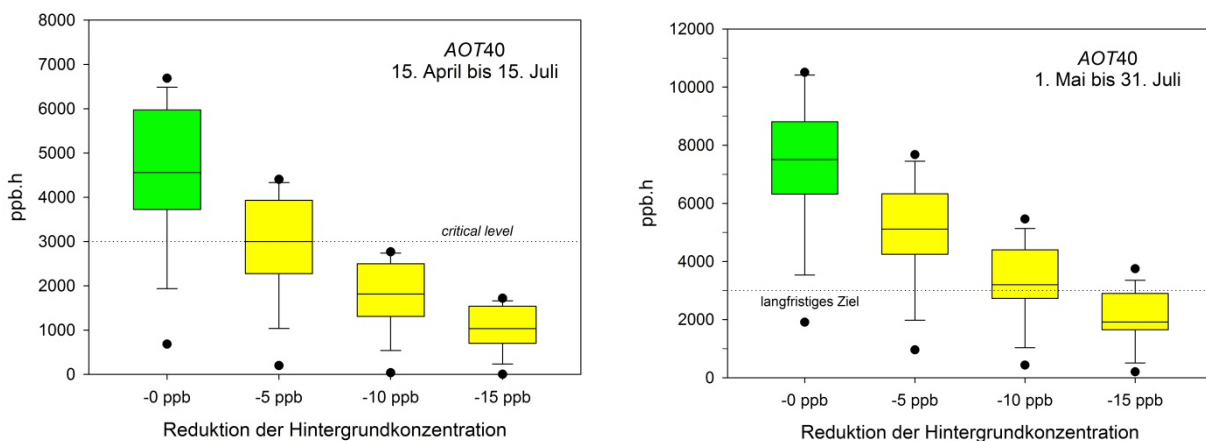
68 % (–5 ppb), 45 % (–10 ppb) bzw. 28 % (–15 ppb).

Abbildung 138: Auswirkung steigender O₃-Hintergrundkonzentration auf die AOT₄₀-Werte berechnet nach LRTAP (2010; links) bzw. EU (2008; rechts)



Referenzstation Linden (HE), Datengrundlage: 1997 – 2010

Abbildung 139: Auswirkung sinkender O₃-Hintergrundkonzentration auf die AOT₄₀-Werte berechnet nach LRTAP (2010; links) bzw. EU (2008; rechts)

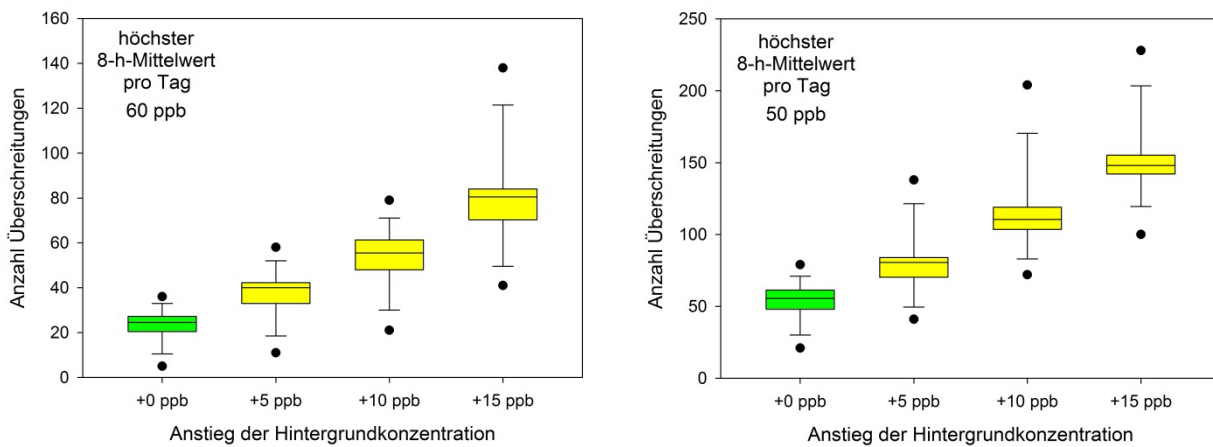


Referenzstation Linden (HE), Datengrundlage: 1997 – 2010

Während es rechnerisch zur generellen Unterschreitung des konzentrationsbezogenen kritischen Belastungswertes (*critical level*, CL_{AOT40}) in den Jahren 1997 – 2010 in Linden (HE) einer Reduktion der gemessenen O₃-Konzentrationen von ca. 10 ppb bedarf, ist für eine generelle Unterschreitung des langfristigen Zieles der EU bei Ansatz der Rechenvorschrift nach EU (2008) eine Reduktion der gemessenen O₃-Konzentrationen von über 15 ppb erforderlich (siehe Kapitel 4.10.1).

Bereits geringfügig steigende O₃-Hintergrundkonzentrationen führen zu einer deutlichen Steigerung der Anzahl der Überschreitungen der Luftgütekriterien nach EU (2008) bzw. WHO (2006) zum Schutz der menschlichen Gesundheit (Abbildung 140).

Abbildung 140: Auswirkung steigender O₃-Hintergrundkonzentration auf die Anzahl der Überschreitungen der Luftgütekriterien zum Schutz der menschlichen Gesundheit nach EU (2008; links) bzw. WHO (2006) und VDI (2001; rechts)



Referenzstation Linden (HE), Datengrundlage: 1997 – 2010

In Abbildung 141 sind die Auswirkungen steigender bzw. sinkender O₃-Hintergrundbelastung auf die *POD*₆-Werte bei optimaler Bodenwasserversorgung dargestellt. Die *POD*₆-Werte und potentiellen Kornertragverluste steigen bei Erhöhung der O₃-Hintergrundbelastung um 5, 10 bzw. 15 ppb und optimaler Bodenwasserversorgung im Vergleich zur gegenwärtigen O₃-Belastungssituation im Mittel aller Jahre auf Werte von

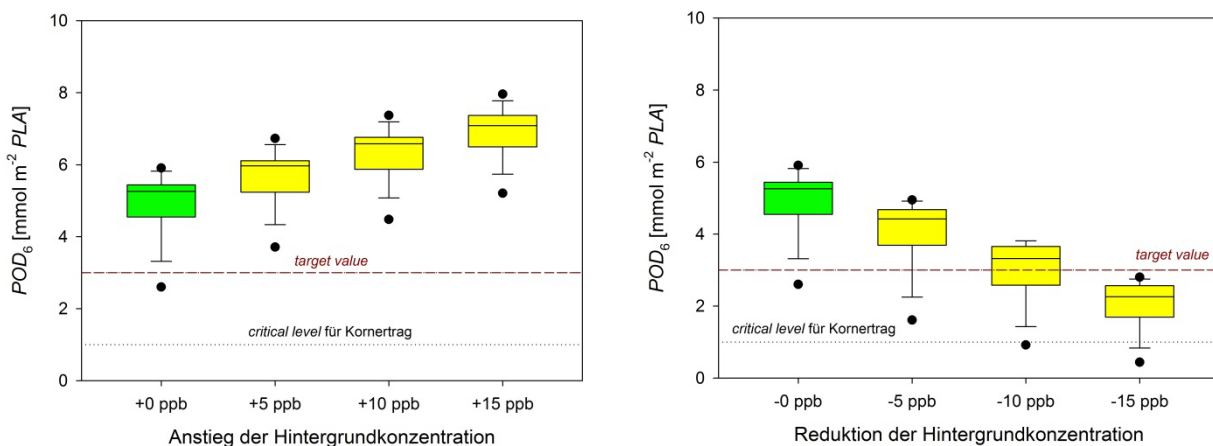
115 %, 128 % bzw. 140 %

und sinken bei Reduktion der O₃-Hintergrundkonzentration um 5, 10 bzw. 15 ppb auf Werte von

82 %, 61 % bzw. 42 %.

Die Beurteilung der Auswirkungen steigender bzw. sinkender O₃-Hintergrundbelastung mit dem toxikologisch realistischen Flussansatz (*POD*₆) führt demnach zu signifikant geringeren Steigerungen bzw. Rückgängen des O₃-Gefährdungsrisikos für Getreide im Vergleich zur Beurteilung mit dem toxikologisch wenig realistischen *AOT*₄₀-Ansatz.

Abbildung 141: Auswirkung steigender (links) bzw. sinkender (rechts) O₃-Hintergrundkonzentration auf die *POD*₆-Werte für Winterweizen bei optimalem Bodenwassergehalt – *worst-case*-Risikoanalyse



Referenzstation Linden (HE), Datengrundlage: 1997 – 2010

Analog zu Winterweizen steigt bzw. sinkt das O₃-Risiko für Buche und Fichte (Abbildung 142) bzw. Klee (Abbildung 143) bei steigender bzw. sinkender O₃-Hintergrundkonzentration. Die prozentualen Änderungen in den POD₁-Werten betragen beim Anstieg der O₃-Belastung um 5, 10 bzw. 15 % bei Buche

118 %, 136 % bzw. 154 %,

bei Fichte

123 %, 147 % bzw. 172 %

und bei Klee als gegenüber O₃ sensitiv reagierender Vertreter der Grünlandvegetation

112 %, 124 % bzw. 136 %.

Die Änderungen bei sinkenden O₃-Belastungen liegen für Buche bei

83 %, 67 % bzw. 52 %,

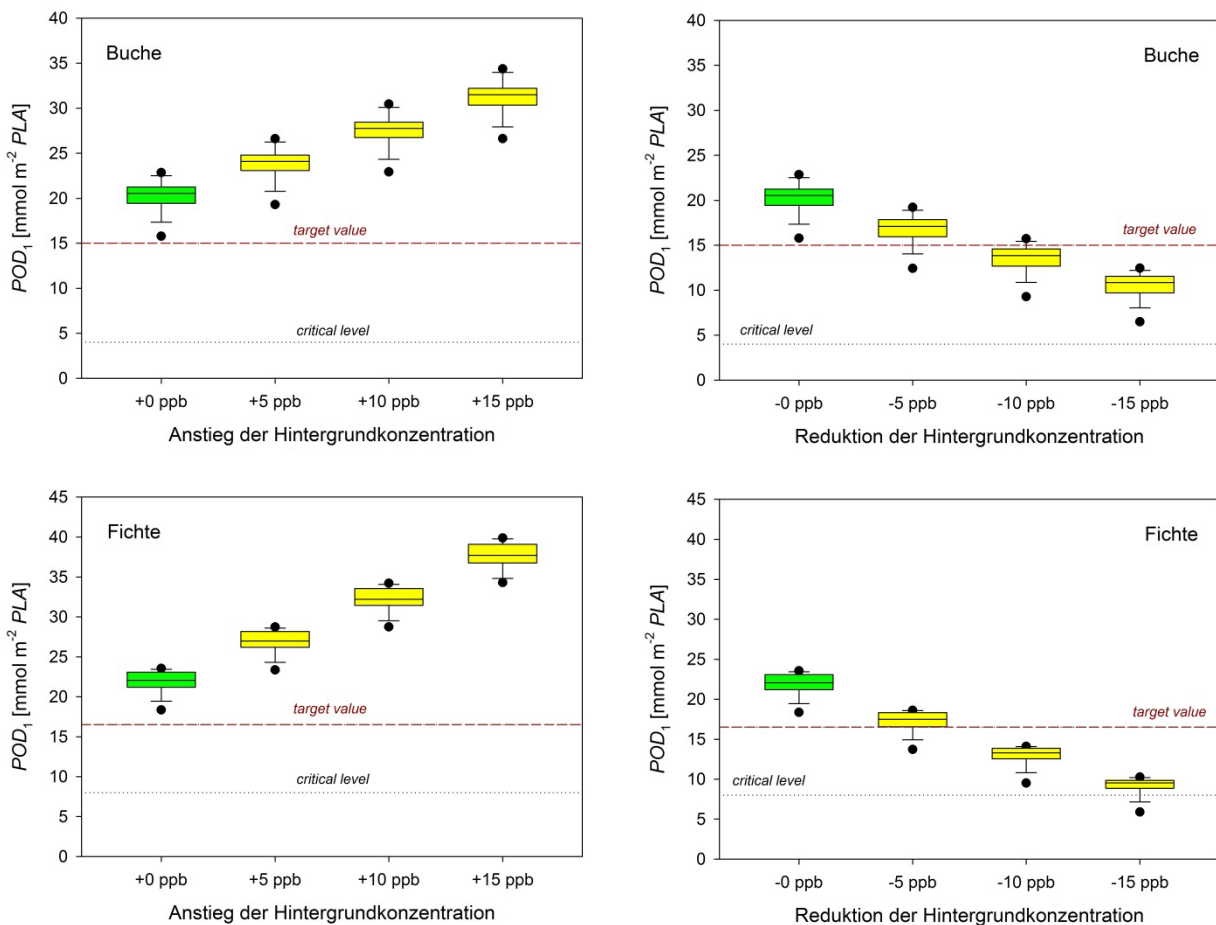
für Fichte bei

79 %, 59 % bzw. 42 %

und für Klee bei

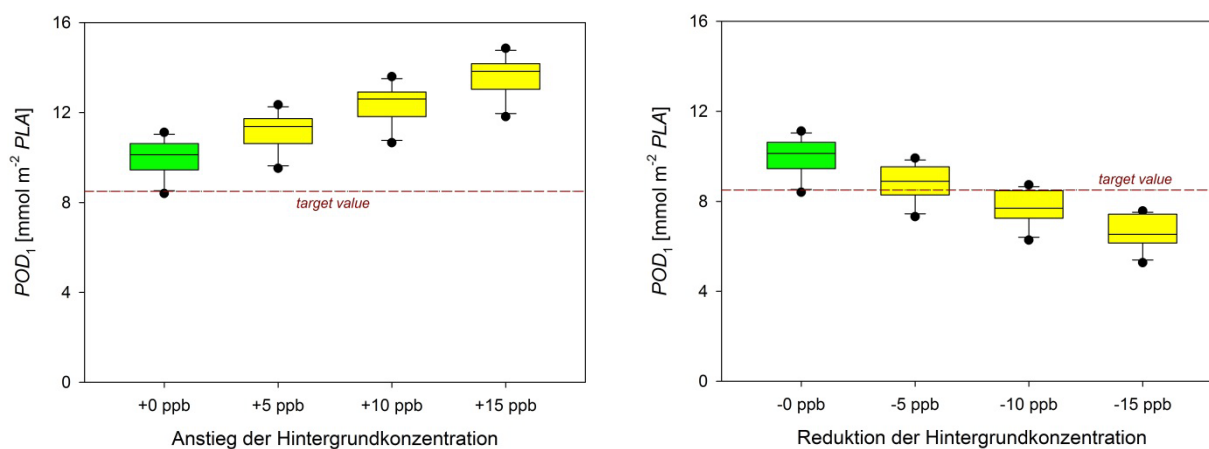
88 %, 77 % bzw. 66 %.

Abbildung 142: Auswirkung steigender (links) bzw. sinkender O₃-Hintergrundkonzentration (rechts) auf die POD₁-Werte für Buche (oben) und Fichte (unten) – *worst-case*-Risikoanalyse



Referenzstation Linden (HE), Datengrundlage: 1997 – 2010

Abbildung 143: Auswirkung steigender (links) bzw. sinkender (rechts) O_3 -Hintergrundkonzentration auf die POD_1 -Werte für Klee als gegenüber O_3 sensitiv reagierender Vertreter der Grünlandvegetation bei optimalem Bodenwassergehalt – *worst-case*-Risikoanalyse



Referenzstation Linden (HE), Datengrundlage: 1997 – 2010

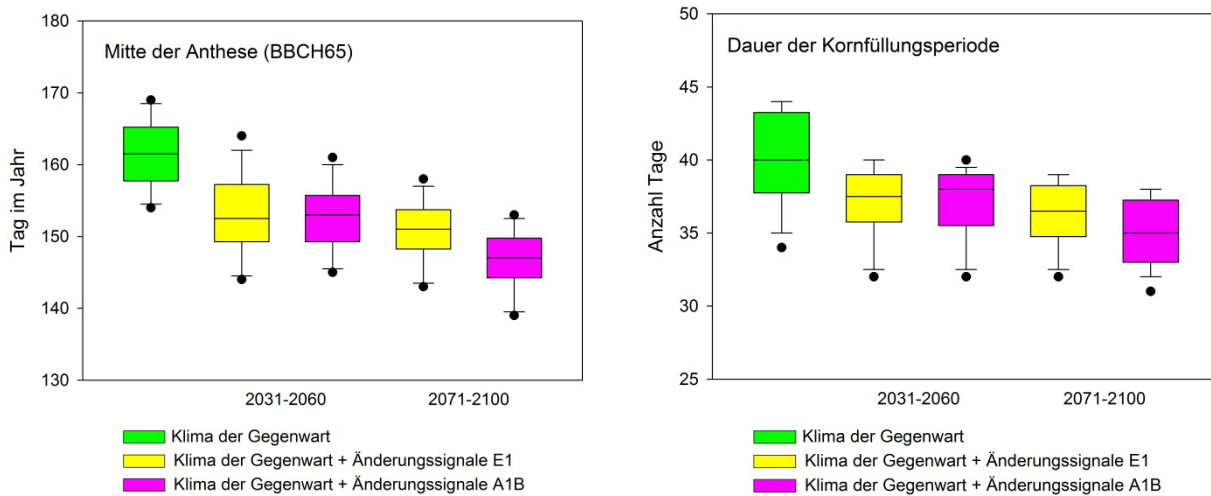
4.11.2 Potentieller Einfluss des Klimawandels auf die Bestandesentwicklung und die stomatare O_3 -Aufnahme

Steigende Temperaturen führen generell zu einem früheren Vegetationsbeginn und zu einer Verlängerung der Wachstumsperiode (vgl. Menzel et al. 2006).

Steigende Lufttemperaturen führen zu einer beschleunigten Entwicklung des Winterweizens und damit zu einem früheren Eintreten des Entwicklungsstadiums "Mitte Anthese" (BBCH65) zwischen 9 und 15 Tagen (Abbildung 144, links). Die Erwärmung führt darüber hinaus zu einer kürzeren Dauer der Kornfüllungsperiode (BBCH87 – BBCH65) von 3 bis 5 Tagen (Abbildung 144, rechts). Damit setzt sich das bereits heute zu beobachtende Phänomen einer kürzeren Kornfüllungsphase (siehe Bild 4 in Streiffert & Grünhage 2010) fort. Negative Auswirkungen für die Ertragslage sind deshalb nicht auszuschließen.

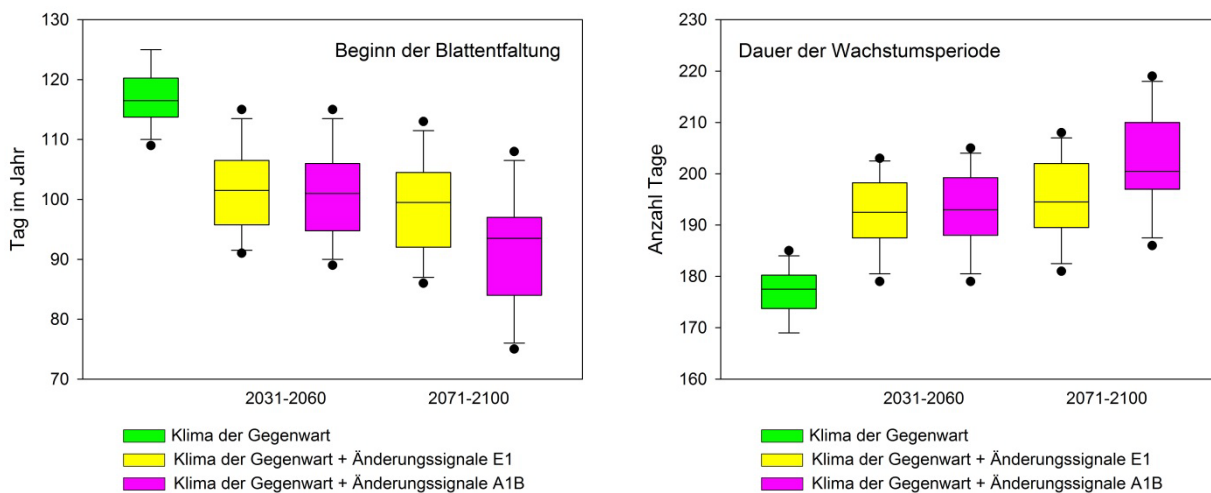
Nach LRTAP Convention (2010) wird die Dauer der Wachstumsperiode für Buche über ein Breitengradmodell abgeschätzt. Auswirkungen der Witterung im untersuchten Jahr auf Beginn und Ende der Wachstumsperiode werden deshalb nicht berücksichtigt. Phänologische Beobachtungen zeigen, dass Blattaustrieb und Blattentfaltung heute signifikant früher eintreten als in der Klimareferenzperiode 1961 – 1990. Für die Entwicklungsstadien Blattverfärbung und Blattfall gibt es dagegen keine eindeutigen Tendenzen; sowohl früheres als auch späteres Eintreten wird beobachtet (siehe Menzel 2006). Zur Abschätzung der Auswirkung steigender Lufttemperaturen auf das O_3 -Risiko für Buche wird zusätzlich zu den fixen Eintrittstagen nach dem Breitengradmodell der Beginn der Wachstumsperiode über ein einfaches Temperatursummenmodell nach Kramer (1994) abgeschätzt. Als Starttag für die Temperaturakkumulation wird der 1. Februar angesetzt. Es wird dabei vereinfachend davon ausgegangen, dass zu diesem Zeitpunkt auch zukünftig das Kältebedürfnis zum Brechen der Dormanz erfüllt sein wird. Das Ende der Wachstumsperiode wird weiterhin über das Breitengradmodell abgeschätzt. Nach diesem vereinfachten Ansatz setzt der Beginn der Blattentfaltung der Buche zwischen 15 und 26 Tage früher ein. Entsprechend verlängert sich die Wachstumsperiode (Abbildung 145).

Abbildung 144: Auswirkung des Klimawandels auf das Eintreten des Entwicklungsstadiums "Mitte Anthese" des Winterweizens (links) und der Dauer der Kornfüllungsperiode (rechts)



Referenzstation Linden (HE), Datengrundlage: 1997 – 2010

Abbildung 145: Auswirkung des Klimawandels auf den Beginn der Blattentfaltung und die Dauer der Wachstumsperiode für Buche



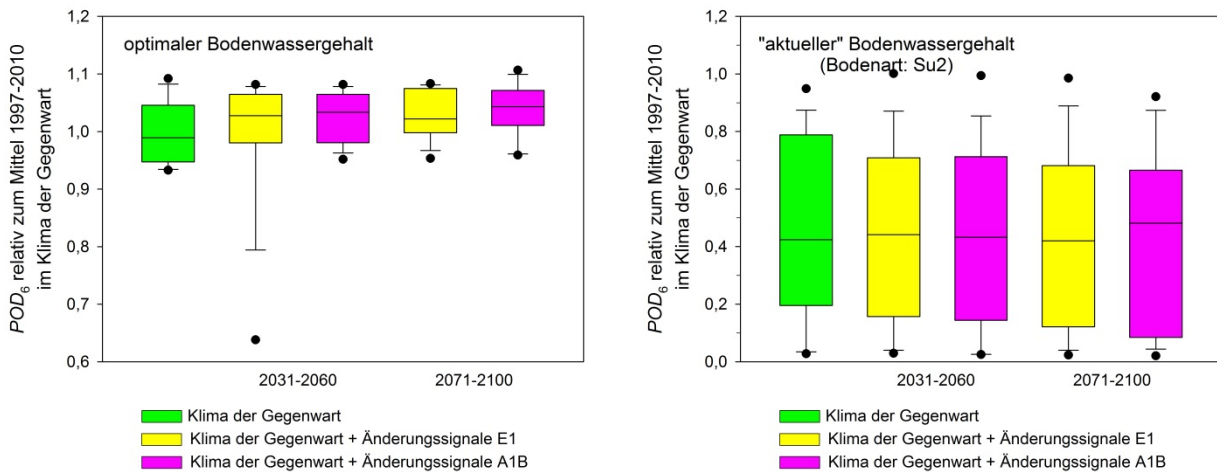
Referenzstation Linden (HE), Datengrundlage: 1997 – 2010

Zur Beurteilung des potentiellen Einflusses des sich ändernden Klimas auf die stomatären O₃-Aufnahmeraten wurden die O₃-Konzentrationen auf konstant 60 ppb festgesetzt und Änderungen infolge steigender Temperaturen bzw. geänderten Niederschlagsverhältnissen relativ zu den Werten gesetzt, die für das gegenwärtige Klima berechnet wurden.

In Abbildung 146 bis Abbildung 148 sind die Auswirkungen steigender Temperaturen und sich ändernder Niederschlagsverhältnisse auf die *POD_V*-Werte von Winterweizen, Buche und Fichte dargestellt. Bei allen Rezeptoren führen die abnehmenden Niederschlagsmengen in den Sommermonaten zu verringerten stomatären O₃-Aufnahmen im Vergleich zu den Werten im Klima der Gegenwart (Winterweizen: ca. 5 %, Buche und Fichte: ca. 20 %).

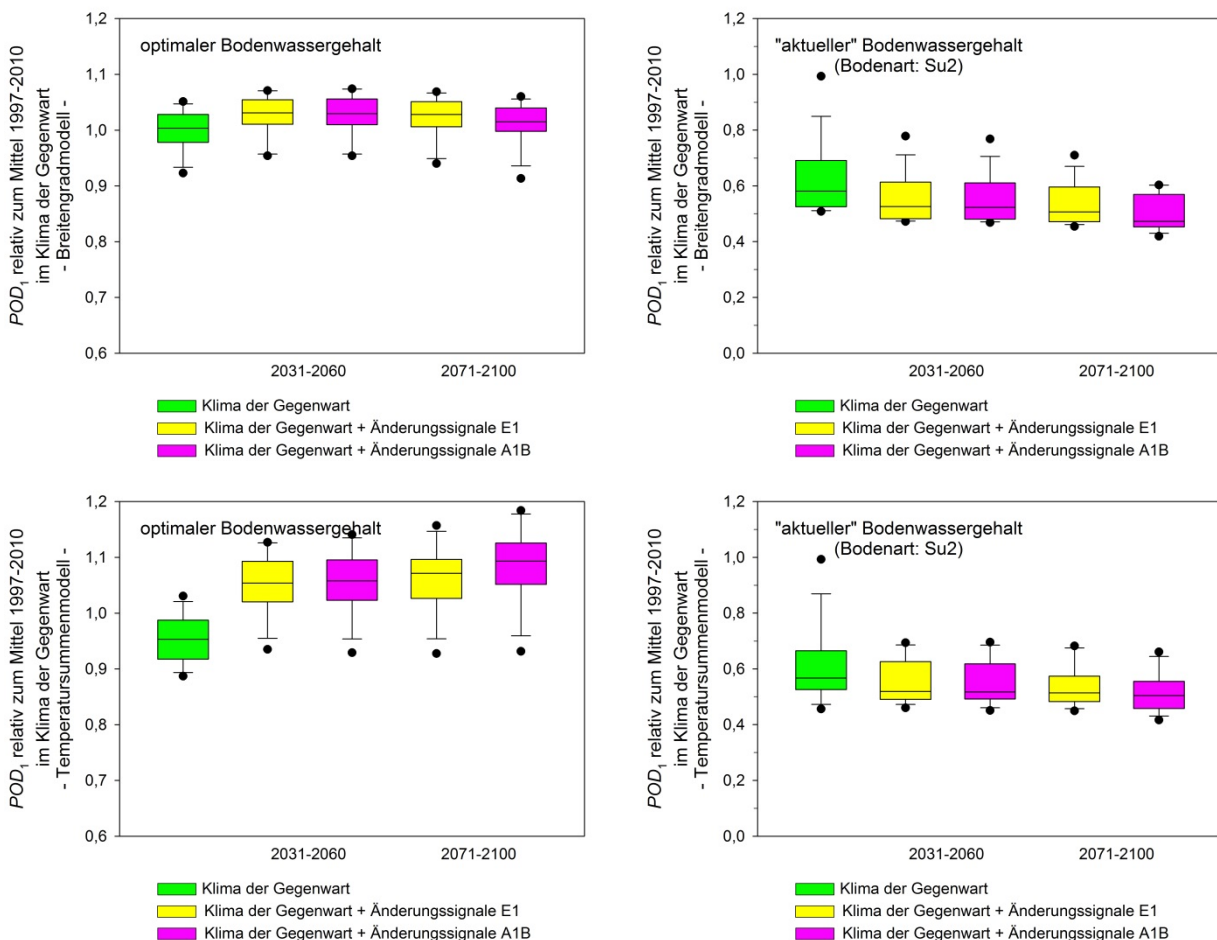
Im *worst-case*-Szenario führen steigende Temperaturen zu unterschiedlichen Auswirkungen auf das O₃-Risiko. Beim Winterweizen erhöhen sich die *POD₆*-Werte um bis zu 4 % (Abbildung 146), bei gleichzeitig sich verkürzender Akkumulationszeit (Abbildung 144).

Abbildung 146: Auswirkung des Klimawandels auf die stomatäre O₃-Aufnahme des Winterweizens bei optimalem (links) bzw. "aktuellem" pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalt (rechts)



Referenzstation Linden (HE), Datengrundlage: 1997 – 2010; Modell: CRO3PS_SVAT

Abbildung 147: Auswirkung des Klimawandels auf die stomatäre O₃-Aufnahme der Buche bei optimalem (links) bzw. "aktuellem" pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalt (rechts) mit Berechnung des Beginns der Wachstumsperiode nach dem Breitengradmodell (oben) bzw. dem Temperatursummenmodell (unten)



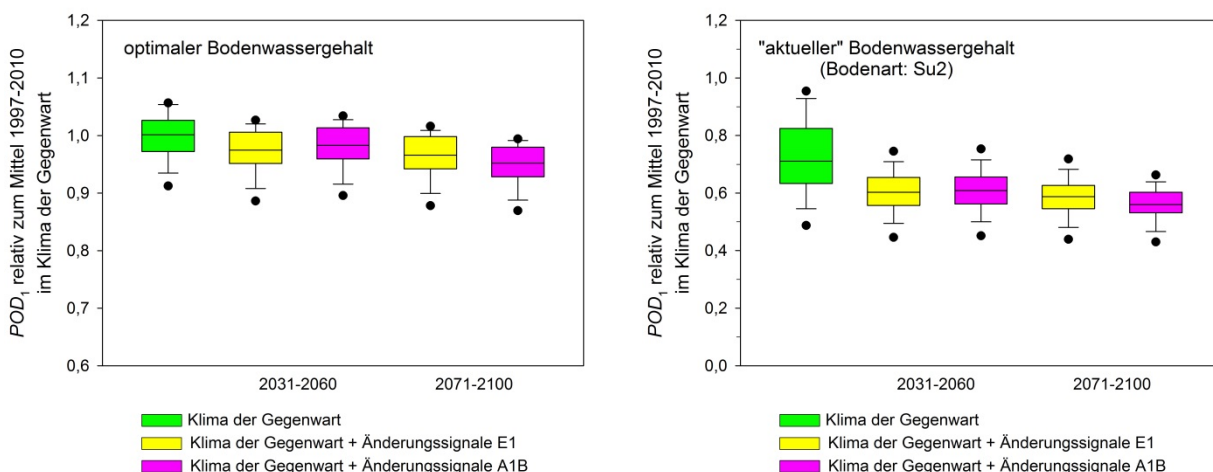
Referenzstation Linden (HE), Datengrundlage: 1997 – 2010

Unter Annahme einer sich nicht ändernden Wachstumsperiode (Breitengradmodell) führen die steigenden Lufttemperaturen zu gesteigerten POD_1 -Werten bis zu 4 % (Abbildung 147). Berücksichtigt man den Einfluss steigender Temperaturen auf die Dauer der Wachstumsperiode der Buche (Abbildung 145), resultiert die sich verlängernde Wachstumsperiode in einer Erhöhung der stomatären O_3 -Aufnahme von bis zu 15 % im Vergleich zu den Verhältnissen im Klima der Gegenwart.

Wie in Kapitel 4.1.4.3 angeführt, wird für Fichte nach LRTAP Convention (2010) physiologische Aktivität angenommen, wenn die Temperaturen oberhalb von 0 °C liegen. Ein direkter Einfluss der Temperatur auf Vegetationsbeginn und Wachstumsperiode kann deshalb nicht abgeschätzt werden. Der Einfluss spiegelt sich vielmehr in den stomatären Aufnahmeraten wider.

Die Fichte reagiert insgesamt mit leicht sinkenden POD_1 -Werten von bis zu 5 % auf die zu erwartende Temperatursteigerung. Erklärbar ist diese grundsätzlich andere Reaktionsweise auf die Parametrisierung des Einflusses der Temperatur auf die Stomataöffnungsweite. Für Fichte beträgt nach LRTAP Convention (2010) das Temperaturoptimum der Jarvis-Stewart-Funktion 14 °C. Das bedeutet, dass Temperaturen oberhalb von 14 °C zu einer geringeren relativen Stomataöffnungsweite führen. Im Zuge des Klimawandels erhöht sich die Anzahl der Tageslichtstunden mit Temperaturen in diesem, das Stomataverhalten limitierenden Temperaturbereich.

Abbildung 148: Auswirkung des Klimawandels auf die stomatäre O_3 -Aufnahme der Fichte bei optimalem (links) bzw. "aktuellem" Bodenwassergehalt (rechts)



Referenzstation Linden (HE), Datengrundlage: 1997 – 2010

Kernaussage

Nach dem aktuellen Report des Weltklimarates kann die O_3 -Hintergrundkonzentration in Europa in Abhängigkeit vom angenommenen Emissionsszenario sowohl sinken als auch steigen (Spannweite: -13,4 ppb bis +15 ppb).

Der AOT_{40} -Expositionsindex reagiert sehr viel stärker auf sinkende bzw. steigende O_3 -Konzentrationen als die stomatären O_3 -Aufnahmeraten. Die flussbasierten *critical level* CL_{POD_y} für Weizen, Buche und Fichte werden auch zukünftig überschritten. Eine Unterschreitung der Zielwerte TV_{POD_y} erfordert ein Sinken der O_3 -Hintergrundkonzentration um mindestens 10 ppb.

Steigende O_3 -Hintergrundkonzentrationen resultieren in einer Erhöhung der Anzahl der Überschreitungen, der zum Schutz der menschlichen Gesundheit angesetzten Luftgütekriterien der WHO bzw. der EU.

Die sich erhöhenden Lufttemperaturen führen zu einer beschleunigten Vegetationsentwicklung.

Kernaussage

Der Zeitpunkt des Eintretens des Entwicklungszustands "Mitte der Anthese" beim Winterweizen verfrüht sich um bis zu zwei Wochen und die Buchenvegetationszeit verlängert sich um bis zu drei/vier Wochen.

Die abnehmenden Niederschläge in den Sommermonaten verringern das O₃-Risiko, erhöhen aber im Umkehrschluss das Risiko durch Trockenheit.

Bei Annahme optimaler Bodenwasserverhältnisse führen steigende Temperaturen bei Winterweizen zu einer geringen Erhöhung des O₃-Risikos.

Berücksichtigt man die Verlängerung der Wachstumsperiode für Buche resultiert allein die Temperaturerhöhung in 15 % höheren *POD*₁-Werten. Der Effekt sinkender O₃-Hintergrundkonzentrationen für das Wachstum der Buche kann demnach durch die Verlängerung der Wachstumsperiode zumindest zum Teil kompensiert werden. Ein geringer Anstieg der O₃-Hintergrundkonzentration und gleichzeitig sich erhöhende Lufttemperaturen führen zu einer deutlichen Steigerung des O₃-Risikos für Buche.

Als Folge des Temperaturoptimums von 14 °C für das Stomataverhalten der Fichte führen steigende Temperaturen zu einer geringfügigen Verringerung des O₃-Risikos aufgrund leicht sinkender *POD*₁-Werte (bis zu 5%).

4.12 Bestimmung der stomatären O₃-Aufnahme für Waldbäume über Xylemsaftflussmessungen

4.12.1 Empirische Messungen der O₃-Dosis (*POD*_{Baum,y}) an Waldbäumen im Kranzberger Forst

Am Forschungsstandort Kranzberger Forst wurden im Rahmen eines Free-Air-O₃-Begasungs-Experiments während der Jahre 2000-2008 (Sonderforschungsbereich SFB 607) Xylemsaftfluss-Messungen zur Bestimmung der Transpiration und der stomatären O₃-Aufnahme (*POD*_{Baum,y}) an adulten Buchen und Fichten im gegebenen Waldbestand unter unverändert vorherrschendem O₃-Regime und bei 2-facher Erhöhung der O₃-Konzentrationen (1xO₃ bzw. 2xO₃) durchgeführt (Daten z.T. im Rahmen der Dissertation von U. Metzger 2011, TUM; Details zu Experiment und Methoden in Nunn et al. 2002, 2005, 2007, 2010; Pretzsch et al. 2010, 2014; Matyssek et al. 2004, 2010, 2013; Wipfler, et al. 2005, 2009). Die Datensätze zur Meteorologie, O₃-Konzentration, Transpiration, phytotoxischen O₃-Dosis (*POD*_{Baum,0}, *POD*_{Baum,0,25}), Bodenwasserhaushalt für das Jahr 2006 sowie zur Zuwachsentwicklung während des Experiments werden zur Kalibrierung von FO₃REST sowie zur Validierung der Modellergebnisse herangezogen.

4.12.1.1 Methodik zur Bestimmung der Transpiration und der der phytotoxischen O₃-Dosis (*POD*_{Baum,y}) mit der Xylemsaftfluss-Messung an Waldbäumen

Die *POD*_{Baum,y} kann auf Blattebene über die Bestimmung der Transpirationsrate pro Blattflächeneinheit, der entsprechenden stomatären Leitfähigkeit für Ozon (Blatt-Leitfähigkeit, falls Luftgrenzschicht nicht vernachlässigbar) und der O₃-Konzentration ermittelt werden (Berechnung siehe Anhang). Entsprechendes gilt auf Kronenebene für die Kronentranspirationsrate *E_c*, die Laubfläche und, bei der gegebenen Präsenz der Luftgrenzschicht, für die O₃-Kronenleitfähigkeit.

Die Xylemsaftfluss-Messungen wurden entsprechend der „heat balance“-Methode nach Granier (1985) durchgeführt und dienten zur Bestimmung der Baumtranspiration. Dabei wurden an 5 Buchen und 5 Fichten unter unverändert vorherrschendem O₃-Regime und bei 2-facher Erhöhung der O₃-Konzentrationen (1xO₃ bzw. 2xO₃) nahe Stamm-Brusthöhe (1,3 m) Messmodule bestehend aus Temperatur-Sensoren (Durchmesser: 2 mm, LS Ökophysiologie, TUM) installiert: jeweils zwei Module

in Nord- und Südexposition vertikal übereinander, 2 cm tief im Xylem. Je Modul wurde der obere Sensor durch konstante Stromzufuhr beheizt (0,2 W), während der untere der Messung der Referenztemperatur diente. Die durch variierende Xylemsaftflussrate erfolgende Kühlung des oberen Sensors und damit fluktuierende Temperaturdifferenz zum unteren wurde als Spannungssignal aufgezeichnet. Maximale Temperaturdifferenzen ergaben sich bei Abwesenheit von Xylemfluss, z.B. nachts, und bei feuchter Witterung. Die Umrechnung der Temperaturdifferenzen in Xylemflussdichte (pro Splintholz-Querschnittflächeneinheit) erfolgte nach Granier (1985) auf Basis der spezifischen Wärme von Wasser.

Xylemfluss-Messungen in den äußeren 2 cm des Splintholzes wurden kontinuierlich an allen Versuchsbäumen durchgeführt. An jeweils zwei Bäumen pro Behandlung wurde exemplarisch zusätzlich die Xylemflussdichte in den Xylemtiefen 2 bis 4 cm, sowie 4 bis 6 cm erfasst, um die Abnahme der Xylemflussdichte mit der Splinttiefe berücksichtigen zu können. Die Abnahme der Flussdichte ab 8 cm Splintholztiefe wurde linear gegen „Null“ bis hin zur Außengrenze der Reifholzzone interpoliert. Die somit bestimmte gesamte Xylemflussrate durch den Stammquerschnitt ergab über den Tagesgang integriert die täglich vom Baum transpirierte Wassermenge. Die Messungen erfolgten während der Vegetationsperiode (Mai-Oktober) in 10 sekundlicher Auflösung und wurden als 10 min-Mittelwerte aufgezeichnet.

Die projizierte Blattoberfläche der Messbäume wurde über eine allometrische Beziehung aus dem Brusthöhendurchmesser (BHD) errechnet (Matyssek et al. 2009). Die Transpiration (E_c) wurde im Folgenden pro projizierte Blattflächeneinheit (PLA) für Buchen und pro Nadeloberflächeneinheit (LA) bei Fichte angegeben (Faktor 2,6; nach Oren et al. 1986). Die morgendliche Verzögerung des Beginns des Xylemflusses im Stamm bezogen auf das Einsetzen der Transpirationsrate der Blätter/Nadeln in der Krone und wurde tageweise für jeden Messbaum kompensiert (durch mathematische Synchronisierung des Xylemflusses mit der Strahlung ab Sonnenaufgang (Matyssek et al. 2004, 2008) und der relativen Luftfeuchte (Kühn et al. 2014).

Unter Einbezug des aus relativer Luftfeuchte, Lufttemperatur und Luftdruck im Kronenraum abgeleiteten Δw -Quotienten (Δw : durch Luftdruck korrigiertes Wasserdampfdruckdefizit der Luft) wurde aus der Transpiration die Kronenleitfähigkeit (G_c) berechnet, die bei gegebener Luftgrenzschicht durch die Öffnungsweite der Stomata bestimmt ist. Anhand G_c konnten mit der O_3 -Konzentration der Luft in Kronenhöhe und dem Umrechnungsfaktor des Diffusionskoeffizienten von Wasserdampf in jenen von Ozon (0,633) der stomatäre O_3 -Fluss und somit die phytotoxische O_3 -Dosis ($POD_{Baum,0}$) berechnet werden. Da der POD_1 für Buche/Birke und Fichte gemäß „Mapping Manual“ (LRTAP Convention 2010) nur für sonnenexponiertes Laub gilt, muss für die Bestimmung des $POD_{Baum,Y}$ für das gesamte Laub eine Skalierung von „sonnenexponierten“ nach „gesamten Laub“ vorgenommen werden. Aus eigenen Versuchen und Literaturangaben konnte als näherungsweise Schätzung ein Faktor von 0,25 bzw. 4 für die Skalierung von „sonnenexponiertem“ zu „gesamtem Laub“ bzw. vom „gesamten“ zu „sonnenexponiertem Laub“ abgeleitet werden. Daraus ergibt sich für Y, als den geschätzten Schwellenwert für die Entgiftung von Ozon durch die Pflanzen, für das gesamte Laub bei Buche/Birke und Fichte ein Wert von 0,25 nmol O_3 m⁻² Laubfläche s⁻¹ (der $POD_{Baum,0,25}$ für das gesamte Laub entspricht somit näherungsweise dem POD_1 für sonnenexponiertes Laub).

4.12.2 Phytotoxische O_3 -Dosis ($POD_{Baum,Y}$) im Kranzberger Forst im Jahr 2006 (Rezeptorstandort für Wald)

Zur Kalibrierung der Modellergebnisse für Waldbäume wurden die über die Xylemfluss-Messung ermittelten $POD_{Baum,Y}$ herangezogen. Im Folgenden (Abbildung 149, Abbildung 150). sind im Zeitverlauf die Standortparameter (O_3 -Konzentration, Globalstrahlung, Wasserdampfdruckdefizit der Luft als luftdruckkorrigiertes Δw), sowie die Kronentranspirationsrate E_c , die Kronenleitfähigkeit für Wasserdampf G_c , und der stomatäre Fluss von Ozon F_{O_3} für die beiden

Untersuchungsvarianten „1xO₃“ und „2xO₃“ jeweils für Buche und Fichte zusammengestellt (jeweils n=5). Zusammenfassend zeigte sich bei erhöhter O₃-Konzentration eine verringerte Kronentranspirationsrate und Kronenleitfähigkeit bei erhöhtem stomatären O₃-Fluss im Vergleich zum unverändert vorherrschendem O₃-Regime „1xO₃“ (Matyssek et al. 2014). Bei fast doppelter O₃-Exposition (2xO₃) ist die mittlere kumulative phytotoxische O₃-Dosis *POD*₀ während der Vegetationsperiode 2006 bei Buche und Fichte rund 40 % höher als bei der Behandlung „1xO₃“ (Abbildung 151; Tabelle 10). *POD*_{Baum,0,25} als kumulierte phytotoxische Dosis der O₃-Aufnahme oberhalb eines stomatären Flussschwellenwerts von 0,25 nmol O₃ m⁻² PLA s⁻¹, ist unter „2xO₃“ in Buche etwa 50 % höher und bei Fichte sogar um fast 90 % höher verglichen mit unveränderter O₃-Exposition „1xO₃“ (Abbildung 151; Tabelle 10).

Der *POD*_{Baum,0} bzw. *POD*_{Baum,1} der einzelnen Probestämme liegt für Buche bei der Behandlung „1xO₃“ zwischen 5,5 und 11 mmol m⁻² PLA bzw. 1 und 5 mmol m⁻² PLA und bei Fichten zwischen 2,3 und 4,1 mmol m⁻² LA bzw. 0,1 und 0,3 mmol m⁻² LA. Bei verdoppelter O₃-Konzentration (2xO₃) liegt der *POD*_{Baum,0} bzw. *POD*_{Baum,0,25} für Buchen zwischen 6 und 14 mmol m⁻² PLA bzw. 1 und 7 mmol m⁻² PLA und für Fichten zwischen 4 und 7 mmol m⁻² LA bzw. 0,4 und 1,3 mmol m⁻² LA für Fichten. Der Mittelwert für Buche bei „1xO₃“ beträgt für *POD*₀ 7,6±2,1 (SE ±0,94) und *POD*_{Baum,0,25} 5,25±1,9 (SE ±0,86) und bei verdoppelter (2xO₃) O₃-Konzentration für *POD*₀ 10,6±2,8 (SE ±1,27) und für *POD*_{Baum,0,25} 7,9±2,7 (SE ±1,2). Der Mittelwert für Fichte bei „1xO₃“ beträgt für *POD*₀ 3,3±0,6 (SE ±0,3) und *POD*_{Baum,0,25} 1,4±0,52 (SE ±0,23) und bei verdoppelter (2xO₃) O₃-Konzentration für *POD*₀ 4,7±1,0 (SE ±0,5) und für *POD*_{Baum,0,25} 2,5±0,99 (SE ±0,44). Die Buche nimmt sowohl bei einfacher als auch verdoppelter O₃-Belastung (1xO₃ und 2xO₃) im selben Zeitraum die ca. 2,3 fache O₃-Dosis (*POD*_{Baum,0}) gegenüber der Fichte auf. Bei Betrachtung des *POD*_{Baum,0,25} ist die Aufnahme von Buche gegenüber Fichte etwa um den Faktor 3-4 erhöht. Nach Nunn (2005) sind ca. 20 % der Fichtennadeln älter als 5 Jahre und weisen bei zunehmendem Alter einer geringeren stomatären Leitfähigkeit und niedrigere O₃-Aufnahme auf. Die O₃-Aufnahme bei der Fichte wird im Hochwinter auf ca. 5 % und während des Winterhalbjahrs auf ca. 20 % der jährlichen O₃-Aufnahme geschätzt (Körner & Peterer 1988; Nunn 2005). Die verringerte O₃-Aufnahme bei Fichten im Winterhalbjahr wird hauptsächlich durch niedrige O₃-Exposition (ca. 65 % gegenüber der Vegetationszeit Mai-Oktober 2006 im Kranzberger Forst) sowie niedrige Luft- und Bodentemperaturen bestimmt (Körner & Peterer 1988). Insgesamt ist somit auch für das gesamte Jahr von einer im Vergleich zur Buche geringeren O₃-Aufnahme der Fichte auf der Ebene des Gesamtbaums auszugehen (z.B. Sandermann 1996).

Abbildung 149: O₃-Konzentration (A, B), Globalstrahlung (C, D) und Luftdruck-korrigierte Leitfähigkeit für Wasserdampf (E, F) über der Bestandeskrone, Transpiration Ec (G, H), stomatäre Leitfähigkeit für Wasserdampf Gc (I, J) und stomatärer O₃-Fluss FO₃ (K, L) von Buchen im Kranzberger Forst während der Vegetationsperiode 2006 bei unverändertem (1xO₃, links) und erhöhtem (2xO₃, rechts) O₃-Regime; Ec, Gc, FO₃ aus Feld-Messungen mit Xylemsaftfluss-Sensoren, Gesamtbaum, Mittelwerte (n=5)

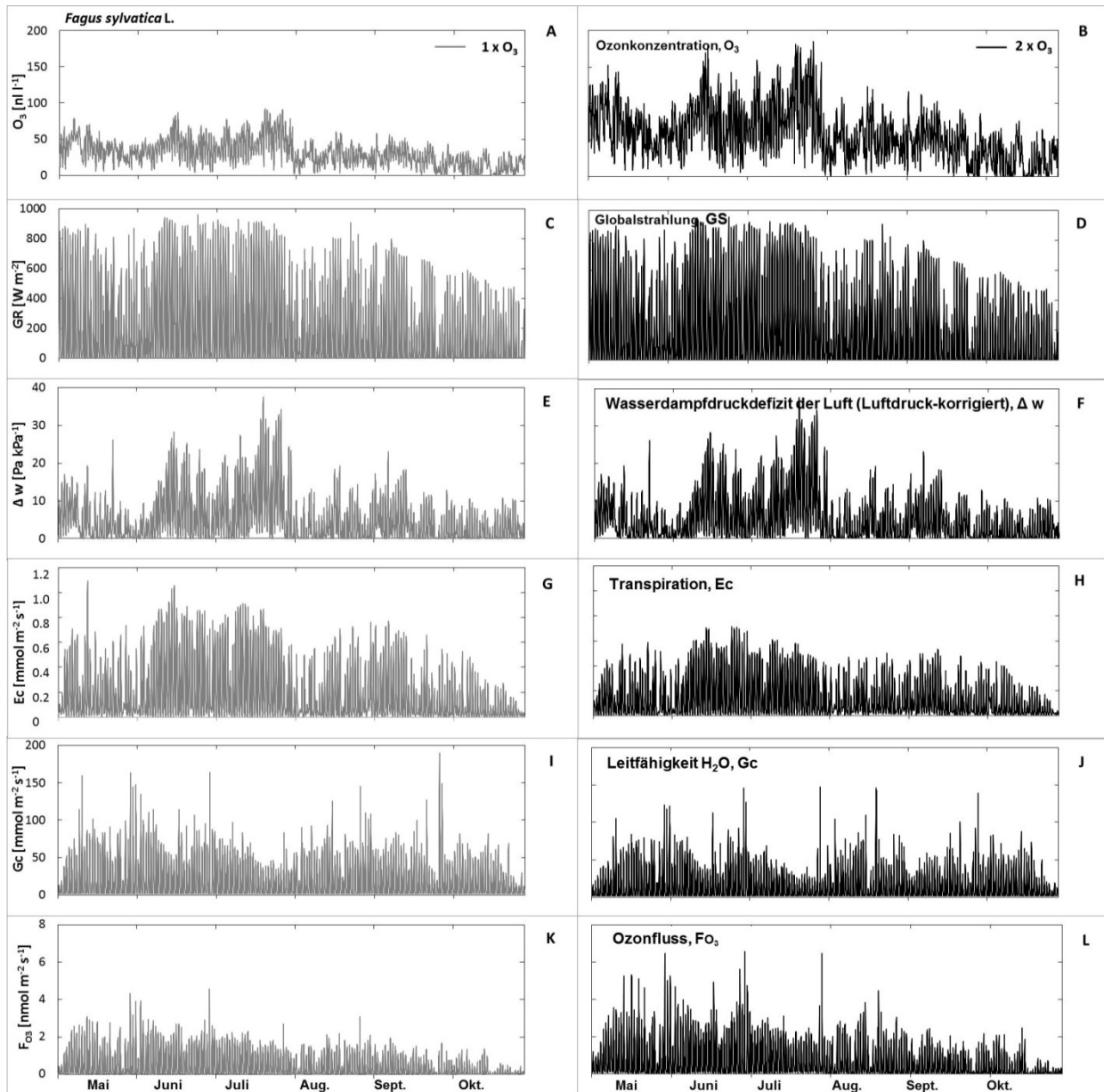


Abbildung 150: O₃-Konzentration (A, B), Globalstrahlung (C, D) und Luftdruck-korrigierte Leitfähigkeit für Wasserdampf (E, F) über der Bestandeskrone, Transpiration E_c (G, H), stomatäre Leitfähigkeit für Wasserdampf G_c (I, J) und stomatärer O₃-Fluss FO₃ (K, L) von Fichten im Kranzberger Forst während der Vegetationsperiode 2006 bei unverändertem (1xO₃, links) und erhöhtem (2xO₃, rechts) O₃-Regime; E_c, G_c, FO₃ aus Feld-Messungen mit Xylemsaftfluss-Sensoren, Gesamtbaum, Mittelwerte (n=5)

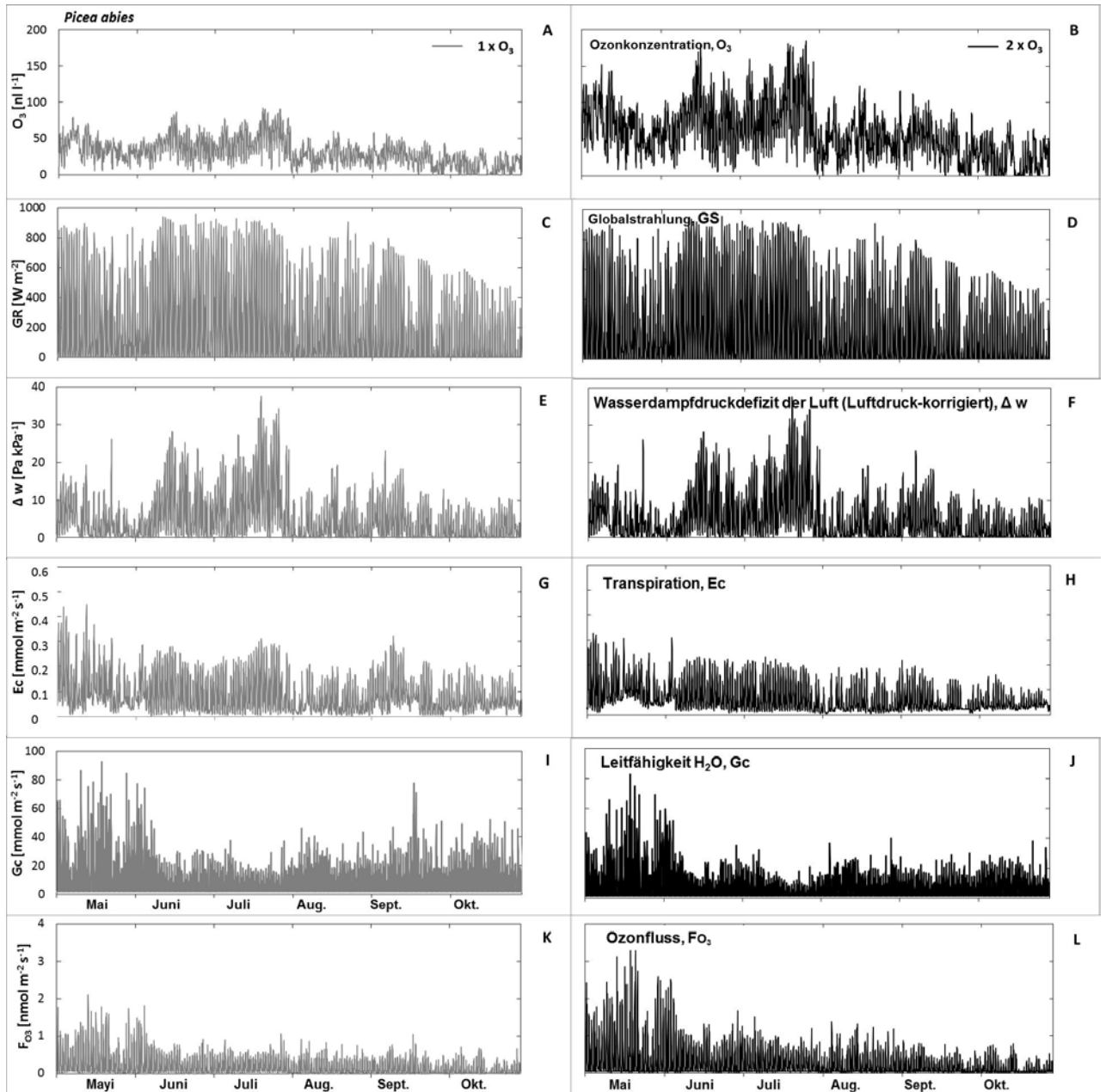


Abbildung 151: Phytotoxische O₃-Dosis ($POD_{Baum,0}$, $POD_{Baum,0,25}$; mmol m⁻² PLA bzw. LA) für Buchen (links) und Fichten (rechts) im Kranzberger Forst während der Vegetationsperiode 2006 bei unveränderter (1xO₃) und erhöhter (2xO₃) O₃-Konzentration; aus Feld-Messungen mit Xylemsaftfluss-Sensoren, Gesamtbaum, jeweils Mittelwerte; n=5; Bu bzw. Fi = Buchen bzw. Fichten bei unveränderter (1xO₃) O₃-Konzentration, BuO bzw. FiO: Buchen bzw. Fichten bei erhöhter (2xO₃) O₃-Konzentration

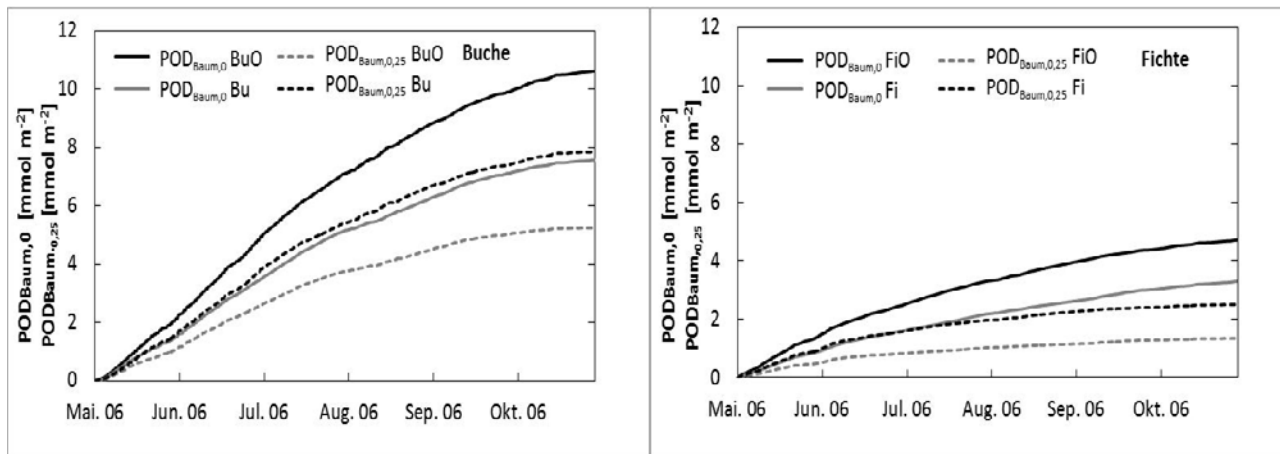


Tabelle 10: Phytotoxische Ozondosis ($POD_{Baum,0}$, $POD_{Baum,0,25}$; mmol m⁻² PLA bzw. LA) für Buchen und Fichten im Kranzberger Forst während der Vegetationsperiode 2006 bei unveränderter (1xO₃) und erhöhter (2xO₃) Ozonkonzentration; Feld-Messungen mit Xylemsaftfluss-Sensoren am Gesamtbaum, Einzelbäume und Mittelwerte mit Standardabweichung und Standardfehler, Bu bzw. Fi: Probebaum Buche bzw. Fichte bei unverändertem Ozon-Regime (1xO₃), BuO bzw. FiO: Probebaum Buche bzw. Fichte bei verdoppeltem Ozonregime (2xO₃)

Behandlung 1xO ₃	$POD_{Baum,0}$	$POD_{Baum,0,25}$	Behandlung 2xO ₃	$POD_{Baum,0}$	$POD_{Baum,0,25}$
Bu1	6,0	3,8	BuO1	13,7	10,7
Bu2	10,9	8,2	BuO2	5,7	3,1
Bu3	5,5	3,3	BuO3	9,4	6,9
Bu4	9,2	6,8	BuO4	11,8	8,9
Bu5	6,3	4,1	BuO5	12,5	9,6
Mittel Bu	7,6±2,1 SE ±0,94	5,3±1,9 SE ±0,86	Mittel BuO	10,6±2,8 SE ±1,27	7,9±2,7 SE ±1,2
Fi1	-	-	FiO1	3,8	1,7
Fi2	4,1	2,0	FiO2	6,9	4,4
Fi3	2,9	1,1	FiO3	4,1	1,9
Fi4	3,8	1,7	FiO4	4,6	2,4
Fi5	2,3	0,7	FiO5	4,2	2,0
Mittel Fi	3,3±0,6 SE ±0,3	1,4±0,52 SE ±0,23	Mittel FiO	4,7±1,0 SE ±0,5	2,5±0,99 SE ±0,44

Fazit

Die Xylemsaftfluss-Messungen an adulten Buchen und Fichten am Referenzstandort Kranzberger Forst liefern die Grundlage zur Kalibrierung und Validierung der Modellierung der phytotoxischen O₃-Dosis (POD_{Baum,0}, POD_{Baum,0,25}) sowie der Risikobewertung (Wachstumsreduktionen) mit FO₃REST. Die Bestimmung des POD im Kranzberger Forst erfolgte auf Gesamtbaum-Ebene. Die POD_Y-Modellierung mit FO₃REST bezieht sich jedoch auf sonnenexponiertes Laub. Somit ist zur POD_Y-Validierung die Skalierung von POD_{Baum,Y} auf sonnenexponiertes Laub erforderlich (siehe hierzu, Kap. 4.12.4).

4.12.3 Einfluss der Messgenauigkeit bei der Bestimmung der *POD*_{Baum,y} für Waldbäume mittels Xylemsaftflussmessung

4.12.3.1 Einfluss der Messgenauigkeit bei der Ermittlung der Eingangsdaten und deren Quelle

Um die Bedeutung der Genauigkeit der Messgeräte zur Ermittlung der meteorologischen Daten und der O₃-Konzentration auf die Bestimmung des *POD*_{Baum,Y} für Waldbäume mittels Xylemsaftflussmessungen bewerten zu können, wurden Sensitivitätsstudien durchgeführt. Zusätzlich zu den auf Grundlage der beim DWD und im hessischen Luftmessnetz zusammengestellten Angaben zu gerätespezifischen Messgenauigkeiten (siehe unten) wurden Sensitivitätsstudien auch mit niedrigeren Messgenauigkeiten durchgeführt (basierend auf Annahmen, welche die Messgenauigkeit beeinflussende Standortseigenschaften berücksichtigen).

Ein Einfluss auf die Ergebnissicherheit bei der Bestimmung des *POD*_{Baum,Y} ergibt sich auch in Abhängigkeit von der Quelle der Eingangsdaten (Modelldaten; Ort der Messung). So stehen beispielsweise für die meteorologische Eingangsdaten Messdaten von lufthygienischen, meteorologischen oder agrarmeteorologischen Messstationen (z.B. DWD, UBA, LfU), von EU-Level-II-Waldmonitoring-Dauerbeobachtungsflächen (WKS) oder auch von regionalen oder großräumigen Modellen zur Verfügung.

Bestimmung des Einflusses der gerätetechnischen Messgenauigkeit

Sensitivitätsstudien wurden mit unterschiedlichen Messgenauigkeiten einzeln sowie einer Kombination der gerätespezifischen Messgenauigkeiten der Messgrößen durchgeführt.

Mit folgernden Messgenauigkeiten wurden die Sensitivitätsstudien gerechnet:

O₃-Konzentration O₃: gerätespezifische Messgenauigkeit: ± 2 % ; Annahme1: ± 5 %; Annahme2: ± 10 %

Globalstrahlung GR: ± 2 %; 5 %; 10 %

Lufttemperatur LT: ± 0,15 K; ± 0,5K; ± 1 K

Luftfeuchtigkeit RH: ± 3 %; ± 5 %; ± 10 %

Luftdruck LD: ± 2 hPa; ± 10 hPa; ± 20 hPa

Niederschlag Ns: ± 3 %; ± 5 %; ± 10 %

Kombination gerätespezifischer Messgenauigkeit:

+2% O₃, +3% GR, -0,15K Tm, +3% RH, +2 hPa LD, +0,1m/s Uh, +3% Ns

-2% O₃, -3% GR, +0,15K Tm, -3% RH, -2 hPa LD, -0,1m/s Uh, +3% Ns

Bestimmung des Einflusses der Quelle der Eingangsdaten

Sensitivitätsstudien für die Bestimmung des AOTO sowie des $POD_{Baum,Y}$ wurden für die Verwendung von Eingangs-Datensätzen zur Meteorologie und der O_3 -Konzentration von geeigneten meteorologischen oder lufthygienischen Messstationen (MEAS), von Level II-Waldmonitoringflächen (WKS) sowie mit durch Modellierung durch LOTOS-EUROS generierten Datensätze (MOD) durchgeführt.

Die Ergebnissicherheit wurde für die Bestimmung der O_3 -Aufnahme mit Xylemsaftfluss-Sensoren an Buchen im Kranzberger Forst im Jahr 2006 sowie für weitere Buchenbestände im Jahr 2010 (Details zu Waldbeständen siehe Tabelle 6 bestimmt).

Sensitivitätsstudien wurden durchgeführt

1. für einzelne Probebäume und die Kombination gerätespezifischer Messgenauigkeit (Tabelle 11)
2. für die Mittelwerte der Probebäume für einzelne Messgenauigkeiten & für die Kombination gerätespezifischer Messgenauigkeit (Tabelle 12)
3. für die Quelle der Eingangsdaten und für die Mittelwerte der Probebäume
 - a. für den Kranzberger Forst (2006) (Tabelle 13)
 - b. für verschiedene Buchenbestände (Tabelle 14)

1., 2., 3a.: mit Datensätzen aus dem Experiment am Referenzstandort Kranzberger Forst aus dem Jahr 2006 für Buchen mit der Behandlung einfache O_3 -Konzentration „ $1 \times O_3$ “

3a.: mit Datensätzen aus dem Experiment am Referenzstandort Kranzberger Forst aus dem Jahr 2006 für Buchen mit der Behandlung einfache O_3 -Konzentration „ $1 \times O_3$ “ & Eingangsdaten aus verschiedenen Quellen (Lotos Euros modelliert (MOD); von WKS, von agrarmeteorologischen Messstation oder von LfU-Messstandorten (MEAS))

3b.: mit Datensätzen aus dem Jahr 2010 von den Buchenbeständen im Kranzberger Forst, an der WKS Freising, und dem Buchenbestand am Forellenbach/Bayerischer Wald aus dem ECE-Monitoring Projekt & Eingangsdaten aus verschiedenen Quellen (von WKS, von LfU-Messstandorten (MEAS); Details zu Waldbeständen siehe Tabelle 6)

Ergebnis – Einfluss der gerätetechnischen Messgenauigkeit auf die Ergebnissicherheit für einzelne Probebäume (Tabelle 11)

Die Standardabweichung vom Mittelwert und der Standardfehler für die Bestimmung des $POD_{Baum,0}$ durch Xylemfluss-Messung an Einzelbäumen betrug ca. $\pm 2,1$ bzw. $0,93 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA}$ für $POD_{Baum,0}$. Die mittleren %-Abweichungen durch die Kombination gerätespezifischer Messgenauigkeiten bei der Bestimmung des $POD_{Baum,0}$ durch die Saftfluss-Messung an Einzelbäumen lag zwischen 7,3 und 7,6 % (Mittelwert $7,4 \pm 0,16$ %). Die Abweichungen durch die Kombination gerätespezifischer Messgenauigkeiten der Eingangsparameter bei der Bestimmung des $POD_{Baum,0}$ durch die Saftfluss-Messung an Einzelbäumen waren somit nicht baumspezifisch. Die Standardfehler der mittleren %-Abweichungen an Einzelbäumen betrug für $POD_{Baum,0}$ ca. $0,07 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA}$.

Ergebnis – Einfluss der gerätetechnischen Messgenauigkeit auf die Ergebnissicherheit für den Mittelwert der Probebäume (Tabelle 12)

Der Einfluss der kombinierten Messgenauigkeit der Eingangsparameter auf den mittleren $POD_{Baum,0}$ bei Buchen aus dem Kranzberger Forst wies im Mittel eine Abweichung von $\pm 5,7$ vom Messwert auf.

Den größten Einfluss auf die Berechnung des $POD_{Baum,0}$ wies die Messgenauigkeit des Eingangsparameters relative Feuchte auf (6-40 % gefolgt von der O_3 -Konzentration (3-13 %). Die Eingangsparameter Lufttemperatur und Luftdruck zeigten einen geringfügigen Einfluss auf die

$POD_{\text{Baum},0}$ -Ergebnisse (1-2 % bzw. 0-3 %). Keine Bedeutung auf die Berechnung der O_3 -Aufnahme hatten die Messunsicherheiten zur Globalstrahlung sowie zum Niederschlag.

Ergebnis – Einfluss der Quelle der Eingangsdaten auf die Ergebnissicherheit (Tabelle 11 und Tabelle 143)

Die Analyse für den Kranzberger Forst im Jahr 2006 zeigte für die Bestimmung von $POD_{\text{Baum},0}$ an Buchen die jeweils geringsten Abweichungen vom Messwert bei Verwendung von Eingangs-Datensätzen von Level II-Waldklimastationen (WKS; -6,8 %). Die Verwendung von Eingangsdaten von meteorologischen und/oder lufthygienischen Messstationen (MEAS) führte zu Abweichungen von 11-12 % für die Bestimmung von $POD_{\text{Baum},0}$. Die höchsten Abweichungen vom Messwert ergaben sich mit 21-26 % bei Verwendung der LOTOS-EUROS modellierten Eingangsdatensätzen.

Auch die Analyse für verschiedenen Waldbestände für das Jahr 2010 (Tab. 6) zeigte, dass die Ergebnissicherheiten für $POD_{\text{Baum},0}$ bei Verwendung von Eingangs-Datensätzen von Level II-Waldklimastationen (WKS) mit 6-21 % Abweichung vom Messwert deutlich geringer war als bei Verwendung von geeigneten meteorologischen oder lufthygienischen Messstationen (MEAS, 22-42 %).

Für SUMO war die Ergebnissicherheit abhängig von der Quelle der O_3 -Konzentration bei -4 % Abweichung vom Messwert für den Bestand im Kranzberger Forst in 2006, und zwischen 0 und -7 % bei den drei Waldbeständen Kranzberg, Freising, und Forellenbach in 2010. Bei den modellierten O_3 -Datensätzen ergab sich die größte Abweichung für SUMO vom Messwert (18-37 %).

Fazit

Die Ergebnisunsicherheit auf Einzelbaumbasis lagen für $POD_{\text{Baum},0}$ **im Mittel bei $7,4 \pm 0,16\%$ Abweichung vom Messwert. Die geringen Standardabweichungen zeigten, dass die Ergebnisunsicherheit somit nicht baum- sondern messspezifisch bedingt war.**

Die Sensitivitätsstudien für den mittleren $POD_{\text{Baum},0}$ zeigten, dass bei der Bestimmung der O_3 -Aufnahme mittels der Xylemfluss-Messung mit einer Abweichung von $\pm 5,7\%$ vom Messwert durch die gerätespezifische Messgenauigkeiten bei den meteorologischen Eingangsgrößen und der O_3 -Konzentration ausgegangen werden kann. Den größten Einfluss auf die Ergebnisunsicherheit wiesen die Parameter relative Luftfeuchte und die O_3 -Konzentration auf.

Die Quelle der Eingangsdaten (meteorologischen Daten, O_3 -Konzentration) bei der Bestimmung des $POD_{\text{Baum},y}$ mittels Xylemsaftfluss-Messung für Waldbäume zeigte einen deutlichen Einfluss. Die Verwendung von Eingangsdaten von nächstgelegenen Level II-Waldklimastation (WKS) wies die geringsten Abweichungen von der Feldmessung auf. Die höchsten Unsicherheiten ergaben sich bei Verwendung modellierter Eingangsdaten.

Tabelle 11: Sensitivitätsstudie zur Ergebnissicherheit bei der Bestimmung des $POD_{Baum,0}$ [$mmol\ m^{-2}\ PLA$] mittels Xylemsaftfluss-Messung abhängig von der gerätespezifischen Messgenauigkeit der meteorologischen Eingangsgrößen und der O_3 -Konzentration (kombiniert) für einzelne Probebäume (Buche) im Kranzberger Forst für die Vegetationszeit 2006 ; KombiMG: Kombination der gerätespezifischen Messgenauigkeit; % AW: % Abweichung vom Messwert; mitt %: mittlere % Abweichung vom Messwert.

	Einzel-Baum	Feld-Messung	KombiMG + %	+ % AW	KombiMG - %	- % AW	mitt %
$POD_{Baum,0}$	B1	6,0	6,4	7,4	5,6	-7,2	7,3
	B2	10,9	11,7	7,6	10,1	-7,4	7,5
	B3	5,5	5,9	7,6	5,1	-6,9	7,2
	B4	9,2	9,9	7,6	8,6	-7,2	7,4
	B5	6,3	6,8	7,8	5,9	-7,5	7,6
	Mittel B	$7,6 \pm 2,09$	$8,2 \pm 2,25$	$7,6 \pm 0,14$	$7,0 \pm 1,93$	$-7,3 \pm 0,22$	$7,4 \pm 0,16$

Tabelle 12: Sensitivitätsstudie zum Einfluss der Messgenauigkeit der meteorologischen Eingangsparameter und der O_3 -Konzentration (Bestandshöhe) auf die Ergebnissicherheit bei der Bestimmung des $POD_{Baum,0}$ [$mmol\ m^{-2}\ PLA$] mittels Xylemsaftflussmessung an Buchen bei Feldmessungen im Kranzberger Forst während der Vegetationsperiode 2006, Mittelwert aus $n=5$; % Abweichung jeweils von Feldmesswert; PLA: projizierte Blattfläche; Art MG: Art der verwendeten Messgenauigkeit; gs MG: gerätespezifische Messgenauigkeit; rAMG: rechnerische Annahmen über potenziell geringer gerätetechnische Messgenauigkeiten begingt durch Standortbedingungen; KombiMG: Kombination der gerätespezifischen Messgenauigkeit; % AW: % Abweichung vom Messwert; mitt %: mittlere % Abweichung vom Messwert.

Messparameter	Art MG	MG	$POD_{Baum,0}$	% AW	mitt %
Feld-Messung		-	7,59	-	-
Eingangsgröße:	KombiMG	+%	8,03	5,8	5,7
(Meteo & O_3)	KombiMG	- %	7,16	-5,7	
Ozon [ppb]	gsMG	+2%	7,73	1,8	2,0
	gsMG	-2%	7,42	-2,2	
	rAMG	+5%	7,95	4,7	4,9
	rAMG	-5%	7,20	-5,1	
	rAMG	+10%	8,33	9,7	9,9
	rAMG	-10%	6,82	-10,1	

Messparameter	Art MG	MG	$POD_{Baum,0}$	% AW	mitt %
Lufttemperatur [°C]	gsMG	+0,15 K	7,52	-0,9	0,8
	gsMG	-0,15 K	7,64	0,7	
	rAMG	+0,5 K	7,37	-2,9	3,0
	rAMG	-0,5 K	7,82	3,0	
	rAMG	+1 K	7,17	-5,5	5,9
	rAMG	-1 K	8,06	6,2	
Rel. Luftfeuchte [%]	gsMG	+3%	7,93	4,5	4,4
	gsMG	-3%	7,26	-4,3	
	rAMG	+5%	8,18	7,8	7,3
	rAMG	-5%	7,07	-6,9	
	rAMG	+10%	10,36	36,5	31,4
	rAMG	-10%	5,6	-26,2	
Luftdruck [hPa]	gsMG	+2 hPa	7,61	0,3	0,3
	gsMG	-2 hPa	7,57	-0,3	
	rAMG	+10 hPa	7,67	1,1	1,1
	rAMG	-10 hPa	7,51	-1,1	
	rAMG	+20 hPa	7,74	2,0	2,0
	rAMG	-20 hPa	7,43	-2,1	
Niederschlag [mm]	gsMG	+3%	7,59	0,0	0,0
	gsMG	-3%	7,59	0,0	
	rAMG	+5%	7,59	0,0	0,0
	rAMG	-5%	7,59	0,0	
	rAMG	+10%	7,59	0,0	0,0
	rAMG	-10%	7,59	0,0	
Globalstrahlung [W m ⁻²]	gsMG	+2%	7,59	0,0	0,0
	gsMG	-2%	7,59	0,0	
	rAMG	+5%	7,59	0,0	0,0
	rAMG	-5%	7,59	0,0	
	rAMG	+10%	7,59	0,0	0,0
	rAMG	-10%	7,59	0,0	

Tabelle 13: Sensitivitätsstudie zum Einfluss der Quelle der meteorologischen Eingangsgrößen und der O₃-Konzentration (Bestandshöhe) auf die Ergebnissicherheit bei der Bestimmung des AOT0 [$\mu\text{l l}^{-1} \cdot \text{h}$] sowie des $POD_{\text{Baum},0}$ [$\text{mmol m}^{-2} \text{PLA}$] mittels Xylemsaftflussmessungen für Buchen im Kranzberger Forst während der Vegetationsperiode 2006 (KRB06, n=5); Quelle der Datensätze der Eingangsgrößen: meteorologische/lufthygienische Messstationen (MEAS); Level II-Waldklimastation (WKS); aus LOTOS-EUROS modelliert für sonnenexponiertes Buchenlaub (MOD1) oder modelliert aus der O₃-Konzentration (MOD2); % AW: % Abweichung vom Messwert; VIE: agrarmeteorologische Station Viehhausen der Bayer. Landesanstalt für Landwirtschaft LfL; LFU7.8: lufthygienische Messstation des Bayer. Landesamtes für Umwelt LfU; TUM_ÖK: O₃-Messungen an der TUM in Freising Weihenstephan (LS Ökoklimatologie, TUM); PLA: projizierte Blattfläche.

Quelle der Eingangsgrößen	AOT0	SUM0 % AW	$POD_{\text{Baum},0}$	$POD_{\text{Baum},0}$ % AW
Feld-Messung KRB06	137	-	7,6	-
Meteo-Station VIE (MEAS) (mit O ₃ von TUM_ÖK)	131	-4,4	8,4	+10,5
Meteo-Station VIE (MEAS) (mit O ₃ von LFU7.8)	131	-4,4	8,5	+12,2
WKS FRE (WKS) (mit O ₃ TUM_ÖK)	131	-4,4	7,1	-6,8
WKS FRE (WKS) (mit O ₃ LFU7.8)	131	-4,4	7,2	-5,5
LOTOS-EUROS (MOD1)	162	+18,2	9,2	+21,1
LOTOS-EUROS (MOD2)	170	+24,0	9,6	+26,3

Tabelle 14: Sensitivitätsstudie zum Einfluss der Quelle der meteorologischen Eingangsgrößen und der O₃-Konzentration (Bestandshöhe) auf die Ergebnissicherheit bei der Bestimmung des SUMO [µl l⁻¹ h] sowie des *POD*_{Baum,0} [mmol m⁻² PLA] mittels Xylemsaftflussmessungen für verschiedene Buchenbestände während der Vegetationsperiode 2010 (KRB10: Kranzberger Forst 2010, FRE10: Freising 2010, FOR10: Forellenbach/Bay. Wald 2010; jeweils n=5); Quelle der Datensätze der Eingangsgrößen: nächstgelegene meteorologische und/oder lufthygienische Messstation (MEAS); nächstgelegenen Level II-Waldklimastation (WKS); % AW: % Abweichung vom Messwert; zu SUMO: O₃-Konzentrationen jeweils von verfügbaren lufthygienischen Messstation oder anderer Stationen; für Feld-Messung KRB10: O₃-Messungen von LS Ökoklimatologie TUM in Freising Weihenstephan, LS Ökoklimatologie); PLA: projizierte Blattfläche; Infos zu Waldbeständen siehe Tabelle 6

Quelle der Eingangsgrößen	SUMO	SUMO % AW	<i>POD</i> _{Baum,0}	<i>POD</i> _{Baum,0} % AW
Feld-Messung KRB10	116,7	-	2,77	-
MEAS_KRB10	108,6	-6,9	3,11	+15,3
WKS_KRB10	108,6		2,87	+6,2
Feld-Messung FRE10	113,6	-	5,74	-
MEAS_FRE10	105,4	-7,2	6,41	+11,7
WKS_FRE10	105,4		5,82	+1,4
Feld-Messung FOR10	103,5	-	4,72	-
MEAS_FOR10	103,8	0,3	3,76	-20,4
WKS_FOR10	103,8		4,92	+4,3

4.12.3.2 Einschätzung des Genauigkeitspotentials bei der Xylemsaftfluss-Messung für die Bestimmung der O₃-Aufnahme

Die Messgenauigkeit bei der *POD*-Bestimmung mittels der Xylemsaftfluss-Messung kann von einer Reihe messtechnischer und methodischer Faktoren beeinflusst werden. Für die Xylemsaftfluss-Messung nach Granier werden folgende Quellen zusammengestellt, welche die Ergebnissicherheit bei der Bestimmung der O₃-Aufnahme (*POD*_{Baum,Y}) beeinflussen:

Messtechnisch bedingte Einflüsse auf die Messgenauigkeit

- Messung der Temperaturunterschiede an den Sensoren (Thermoelement bei 400-800 µV, 0,1 µV Abweichung; Heizleistung 0,5 Ohm Schwankungsbereich)
- unregelmäßige radiale Aufheizung des Stammes bzw. der Sensoren durch natürliche tagesrhythmische Temperaturschwankungen (natural temperature gradient, Cermak & Kucera 1981)

Methodisch bedingte Einflüsse auf die Messgenauigkeit

- bei der Auswahl der Probestämme

- bei der Installation der Sensoren in Stammhöhe von 1,3 m; Installation der Sensoren in definiertem horizontalen Abstand parallel übereinander; Einbautiefe der Sensoren im Splintholz
- bei der Messung des BHD mit Baumumfang-Maßband
- bei der Korrektur des zeitlichen Versatzes zwischen Sonnenaufgang und Beginn des Xylemflusses im Stamm durch Synchronisierung mit der Strahlung und Δw
- bei der Verwendung der O_3 -Konzentration aus über Kronen –Höhe und der meteorologischen Daten von Freilandmessstation für die Bestimmung der O_3 -Aufnahme des Gesamtbaumes
- bei der Verwendung von meteorologischen Daten von Freilandmessstation für die Bestimmung des Δw
- bei der Bestimmung des Δw (Luftdruck, relative Luftfeuchte, Lufttemperatur) zur Berechnung der Kronenleitfähigkeit; Messunsicherheiten bei der Bestimmung der O_3 -Konzentration über der Baumkrone; siehe 4.12.3.1, „typische Messunsicherheiten“ der Messgeräte
- Dem Anteil der Transpiration bzw. O_3 -Aufnahme in der Nacht wird unterschiedliche Bedeutung zugemessen

Baumspezifisch bedingte Einflüsse auf die Messung zeigen sich beispielsweise

- bei der Bestimmung des vertikalen Flussprofils der Flussdichten innerhalb der Splintholzfläche des Baumes über die Messung in 2 cm, 4 cm und 6 cm und linearen Extrapolation ab 8 cm Splintholztiefe zur Bestimmung des Xylem-Wasserflusses im gesamten Stamm
- bei der Annahme von konzentrischer Anordnung der Jahrringe trotz tatsächlich ungleichmäßiger Form der Jahrringe im Stammquerschnitt (Mittelwertbildung von Messung in Nord- und Süd-Exposition des Stammes)
- bei der Verwendung allometrischer Funktionen zur Bestimmung der Laubfläche des Probestaumes unter Verwendung des BHD (Datenmaterial aus Burger 1950, Matyssek et al. 2009)
- bei der Bestimmung der maximalen Kronenleitfähigkeit an Messbäumen (optional Verwendung von Werten aus verschiedenen Literaturquellen, aus Gaswechselexperimenten bestimmte Werte, oder baumindividuelle Werte).

Fazit

Individuelle Unterschiede im Probenkollektiv liegen in der Natur der ökologischen Feldmessung. Die Signifikanz der in der Untersuchung gefundenen Zusammenhänge wird in der statistischen Auswertung überprüft.

4.12.3.3 Minimalanforderung an die Genauigkeit bei der Erfassung der benötigten Eingangsgrößen für die Bestimmung der O_3 -Aufnahme ($POD_{\text{Baum},Y}$) mittels der Xylemsaftfluss-Messungen an Waldbäumen

Auf der Basis der oben beschriebenen Untersuchungen lässt sich für die meteorologischen Eingangsgrößen und die O_3 -Konzentration nachstehende Rangordnung nach Höhe des Einfluss der gerätespezifischen Messgenauigkeit und der Quelle der Eingangsdaten auf die Ergebnissicherheit aufstellen. (in Klammern: mittlere \pm %-Abweichung vom $POD_{\text{Baum},Y}$ -Messwert, Kapitel 4.12.3):

I. Einfluss der gerätespezifischen Genauigkeit der Eingangsgrößen auf die Ergebnissicherheit:

1. relative Luftfeuchte (5,5 %)

2. O₃-Konzentration (2,6 %)
3. Lufttemperatur und Luftdruck (1,2 bzw. 0,2 %)
4. Niederschlag und Globalstrahlung (0,0 %)

II. Einfluss der Quelle der Eingangsgrößen auf die Ergebnissicherheit:

5. Modellierete Eingangsdaten (33 %)
6. Eingangsdaten von standardisierten Luft-Messstationen (3 m ü. G., über kurzem Gras, in ländlicher Region (20 %)
7. Eingangsdaten von geeigneten Level-II-Waldklimastationen (5 %)

Fazit

Bei der Bestimmung des $POD_{Baum,Y}$ mit der Xylemsaftfluss-Messung wiesen die Messunsicherheiten bei der Messung von O₃ und der rel. Luftfeuchte die höchste Ergebnisunsicherheit auf. Die Quelle der Eingangsdaten zeigte einen erheblichen Einfluss auf die Ergebnissicherheit. So betrug die Ergebnisunsicherheit bei Verwendung modellierter Eingangsdaten mehr als 30 % und bei Verwendung von Eingangsdaten von Luft-Messstationen 20%. Es erscheint als zwingend, dass Eingangsdaten von nahe gelegenen Waldstandorten verwendet werden.

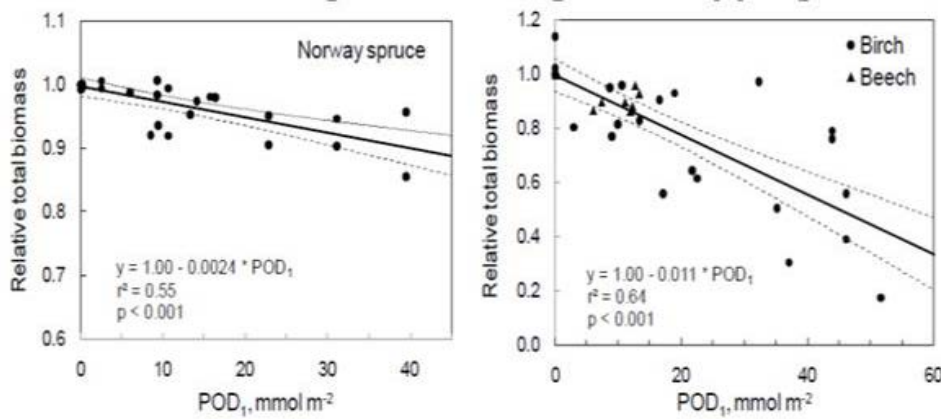
4.12.4 Skalierung der stomatären O₃-Aufnahmen von Blatt-Nadelebene zur Baumebene

4.12.4.1 Hintergrund zur Entwicklung und Validierung von Ansätzen zur Skalierung der POD von Blatt- über Baumebene und vica versa u.a. mit Hilfe von Xylemfluss-Daten (auf Grundlage der Messungen der Studie im Kranzberger Forst).

Die Grundlage für die Risikoabschätzung durch O₃-Einwirkung auf Wälder bilden die Dosis-Wirkungs-Beziehungen für Nadel- und Laubbäume, welche sich aus verschiedenen Kammer-Experimenten mit jungen Fichten, Buchen und Birken aus der Beziehung zwischen Biomasse-Entwicklung und POD_1 für sonnenexponiertes Laub ableiten ließen (LRTAP Convention 2010; Abbildung 152).

Dementsprechend erfolgt die Modellierung des POD_Y für Bäume mit FO₃REST für sonnenexponiertes Laub als Bezugsgröße. Die Bestimmung des $POD_{Baum,Y}$ an Bäumen durch Xylemsaftfluss-Messung umfasst jedoch die gesamte Kronenbelaubung. Für die Validierung der mit FO₃REST modellierten POD_Y mit den $POD_{Baum,Y}$ aus Xylemsaftflussmessungen ist somit eine Skalierung vom Gesamtbaum auf die Ebene des sonnenexponierten Laubes notwendig.

Abbildung 152: Dosis-Wirkungs-Beziehungen für Nadel- und Laubbäume. Beziehung zwischen der relative Gesamtbiomasse und dem POD_1 für sonnenexponiertes Laub von a) Fichte (*Picea abies*) basierend auf Daten aus Frankreich, Schweden und der Schweiz, und b) Birke (*Betula pendula*) und Buche (*Fagus sylvatica* L.) basierend auf Daten aus Finnland, Schweden und der Schweiz. Gestrichelte Linien zeigen die 95 %-Vertrauens-Intervalle; abweichende Skalierung der Abszisse bei Fichte (LRTAP Convention 2010)



4.12.4.2 Skalierung der $POD_{\text{Baum},Y}$ vom Gesamtbaum auf die Ebene des sonnenexponiertes Laub (POD_Y)

Folgende Methoden zur Skalierung der $POD_{\text{Baum},Y}$ vom Gesamtbaum auf die Ebene des sonnenexponierten Laubs POD_Y stehen derzeit zur Verfügung:

- Analyse der Anteile von Sonnen- und Schattenlaub, der jeweiligen Photosyntheseleistung sowie der O_3 -Konzentrationen im vertikalen Bestandsprofil eines Baumes bzw. Bestands
- Anwendung des in FO₃REST integrierten Strahlungsmodells (nach de Pury & Farquar 1997) unter Verwendung der PAR-Interzeption für den Einzelbaum

zu a) Die notwendigen Informationen stehen derzeit nur teilweise aus dem Kranzberger Forst oder aus verschiedenen Fallstudien aus der Literatur zur Verfügung. Eine derartige Skalierung ist daher als Schätzung zu bewerten (näherungsweise Faktor 4 für die Skalierung des $POD_{\text{Baum},0}$ des Gesamtbaumes auf die Ebene des sonnenexponierten Laubs POD_0 ; Daten nicht gezeigt). Für eine Validierung sind diese näherungsweisen Angaben jedoch ungeeignet.

zu b) Eine weitere Möglichkeit der Skalierung bietet die Anwendung des in FO₃REST integrierten Strahlungsmodells für den Einzelbaum (de Pury & Farquar 1997, 1999). Informationen zur vertikalen Lichtabschwächung der Baumkronen (Buche, Fichte) liegen für den Kranzberger Forst vor. Im Jahr 2005 wurde die vertikale Lichtverteilung im Bestand hochaufgelöst in einem dreidimensionalen Gitternetz aufgezeichnet (Leuchner et al. 2011, LS Klimatologie, TUM; Abbildung 153). Die vertikal installierten PAR-Sensoren (d.h. für Photosynthetic Active Radiation) lassen sich einem Teil der Untersuchungsbäume mit Xylemsaftfluss-Messung zuordnen. So kann die prozentuale Strahlungsabschwächung $PAR_{\text{intercept}}$ (PAR_z/PAR_0) für den jeweiligen Baum bestimmt werden.

Für die Übertragung auf andere Jahre wurden die prozentualen Anteile des ankommenden PAR unter der Krone (3 m über Grund) von der PAR-Einstrahlung über der Krone für die mittleren Tagesstunden der Vegetationszeit 2005 berechnet. Auf diese Weise konnte die prozentuale Strahlungsabschwächung $PAR_{\text{intercept}}$ jeweils für drei Buchen und vier Fichten mit Xylemsaftflussmessung für das Jahr 2006 bestimmt werden (Abbildung 154).

Die Berechnung der projizierten Laubfläche (PLA) erfolgte über eine Funktion, welche aus Datensätzen von Burger (1950) aus der Beziehung zwischen BHD (Brusthöhendurchmesser des Stammes) und der Laubfläche abgeleitet wurde (Matyssek et al. 2009). Für die Bestimmung des LAI (Leaf Area Index) der jeweiligen Untersuchungsbäume wurde die projizierten Kronenfläche gemessen (LS Waldwachstumskunde, TUM). Aus der Überlappung benachbarter Kronen und der Baumhöhen, der Kronenansatzhöhe, der typischen dreidimensionalen Kronenform (nach Reiter et al. 2005) und den resultierenden Kronenbildern wurde der LAI für den Einzelbaum abgeleitet. Die jeweilige $G_{\text{stom,max}}$ liegt für jeden Einzelbaum vor und kann in FO₃REST verwendet werden.

Abbildung 153: (links) PAR-Stundenmittelwerte und Standardabweichung für die mittleren Tagesstunden auf 3 m über Grund unter Buchen im Kranzberger Forst im Jahr 2005 (10 Sensoren, Hauptwachstumsperiode); (rechts) PAR-Stundenmittelwerte und Standardabweichung für die mittleren Tagesstunden auf 3 m über Grund unter Fichten im Kranzberger Forst im Jahr 2005 (8 Sensoren, gesamtes Jahr); Daten vom Lehrstuhl Klimatologie, TUM

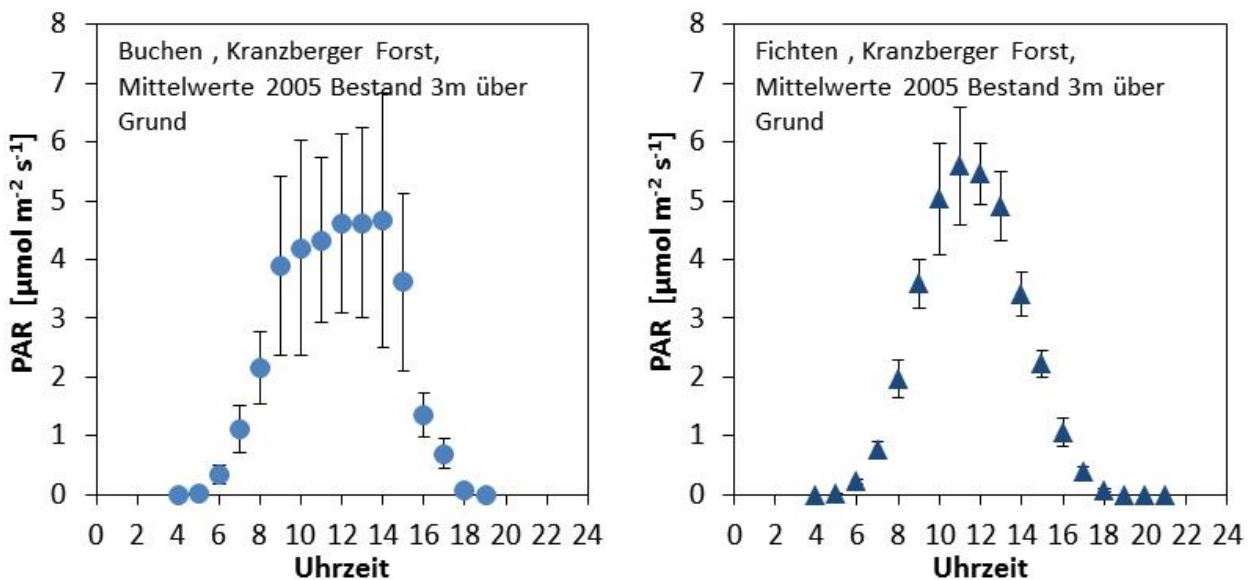
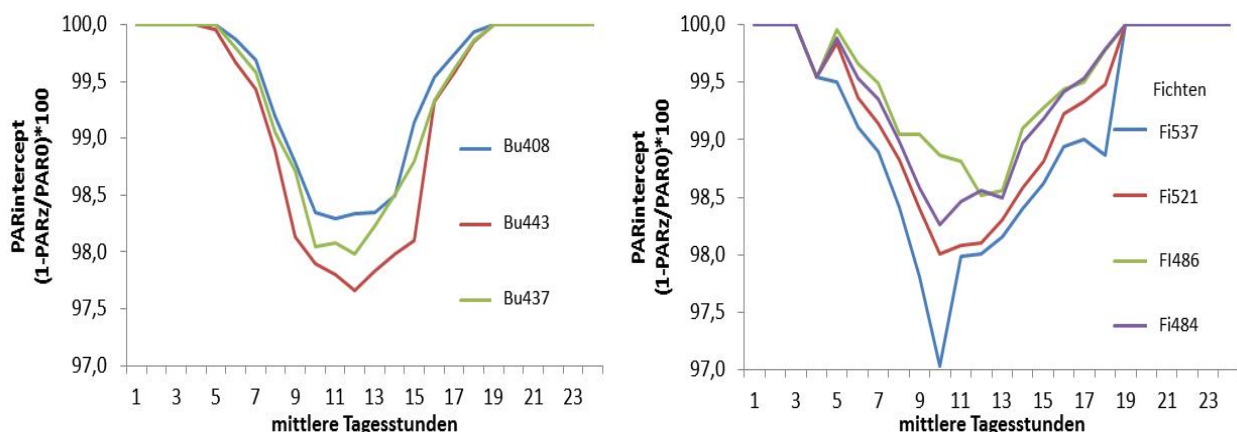


Abbildung 154: PAR-Interzeption (%) auf 3 m über Grund unter der Krone gegenüber dem Kronendach für die Buchen (links) bzw. Fichten(rechts) im Kranzberger Forst (Untersuchungsbäume für Xylemfluss-Messung) im Juli 2006; $PAR_{\text{intercept}}$: PAR-Interzeption; PAR_z : 3 m über Grund; PAR_0 : über der Krone



Fazit

Eine Modellierung der phytotoxischen O₃-Dosis ($POD_{\text{Baum},0}$, $POD_{\text{Baum},0,25}$) für den Gesamtbaum (Sonnen – und Schattenkrone) an Einzelbäumen mit FO₃REST war im Rahmen dieser Studie aufgrund fehlender Daten (reflektierte PAR für den Einzelbaum) nicht mehr möglich. Somit konnte keine Skalierung von der Ebene der sonnenexponierten Belaubung auf die gesamte Belaubung erfolgen. Eine Validierung der mit FO₃REST modellierten phytotoxischen O₃-Aufnahme POD_0 und POD_1 für Waldbäumen ist somit bis auf weiteres nicht möglich

4.13 Diskussion und Bewertung der im Rahmen von standortbezogenen Risikoabschätzungen prognostizierten Biomassezuwachseinbußen von Waldbeständen gegenüber beobachteten Trends der Zuwachssteigerung

4.13.1 Übersicht zu den aktuellen Zuwachstrends und deren Entwicklung im Fokus zukünftiger Kombinationswirkungen verschiedener Klimawandel-Faktoren

Zuwachsanalysen von Wäldern sind ein geeignetes Instrument sowohl zur Einschätzung von langfristigen großregionalen Wachstumstrends als auch zur qualitativen und quantitativen Bio-Indikation von anthropogenen und natürlichen Umwelteinflüssen (Pretzsch 1996, 1999; Pretzsch et al. 2014; Spiecker et al. 1996; Spiecker 1999). Schon seit den 1960er Jahren werden Abweichungen des Zuwachsverhaltens in deutschen Wäldern von den bisher gültigen Ertragstafeln festgestellt und diskutiert (Kenk 1991; Kahn 1994; Pretzsch 1999). Die Auswertung von langfristig bestehenden Wald-Monitoringflächen in Bayern zeigte seit mehreren Jahrzehnten großregional steigende Zuwächse von 12-43 % gegenüber Prognosen auf Grundlage der Ertragstafeln (Pretzsch 1999). Inventurdaten ergaben regional unterschiedliche Zuwachstrends, z.B. Zuwachseinbußen bei Fichte in den Hochlagen Nordostbayerns (vermutlich aufgrund zunehmender Bodenversauerung und Magnesiummangels) gegenüber deutlichen Zuwachssteigerungen in südlicheren Teilen Deutschland (vermutlich aufgrund steigender Temperaturen und erhöhter Stickstoffeinträge; aus Pretzsch 1999). Zu Beginn der 1990er Jahre wurde in zahlreichen Studien zur Zuwachsentwicklung für zahlreiche Waldregionen in Mitteleuropa insgesamt ein deutlich positiver Zuwachstrend gegenüber früherer Prognosen festgestellt. Dagegen traten in Ost- und Südeuropa eher Zuwachsdepressionen auf (Spiecker et al. 1996; Pretzsch 1999).

Die überwiegend positive Zuwachsentwicklung in Waldbeständen wird neben veränderten waldbaulichen Kultivierungs- und Pflegemaßnahmen auf die steigenden Temperaturen und verlängerten Vegetationszeiten im Rahmen der globalen Klimaveränderungen sowie den Anstieg des Kohlendioxidgehalts der Atmosphäre und die erhöhten Stickstoffeinträge zurückgeführt (Pretzsch et al. 2014; Menzel & Fabian 1999; Pretzsch 1999; Spiecker 1999; IPCC 2007; Briffa et al. 2008). Die zuwachsfördernden Effekte erhöhter Temperatur und Kohlendioxid (CO₂)-Konzentration sowie steigender Stickstoffeinträge wurden experimentell in zahlreichen kontrollierten Feld- und Laborstudien mit jungen Bäumen nachgewiesen. Sowohl positive als auch negative Wachstumsreaktionen wurden bei verschiedenen Arten für Interaktionen zwischen den zuwachsfördernden Faktoren und zuwachshemmenden Einflüssen wie z.B. Trockenheit, O₃-Belastung oder Krankheits- oder Schädlingsbefall gezeigt. Die kausalen Zusammenhänge und Interaktionen zwischen sich ändernden Standortparametern sind für reale Waldbestände und die verschiedenen Baumarten jedoch noch weitgehend ungeklärt (Calfapietra et al. 2010). So konnte zum Beispiel in langfristig angelegten FACE (Free Air Carbon dioxide Enrichment) Experimenten mit adulten Laubbäumen der zuwachssteigernde Einfluss von erhöhtem CO₂ nicht bestätigt werden (Bader et al. 2013; Körner et al. 2005; Kubiske et al. 2006). Einhergehend mit Temperaturerhöhung und steigender CO₂-Konzentration treten zumeist temporäre Trockenheitsereignisse und erhöhte O₃-

Belastung auf. Im AspenFACE-Projekt wurde gezeigt, dass erhöhte O₃-Belastung die positiven Zuwachseffekte durch erhöhtes CO₂ kompensieren können (Karnosky et al. 2005; Kubiske et al. 2006). Auch Mclaughlin et al. (2007) gehen davon aus, dass die prognostizierten positiven Erträge bei Laubbäumen durch Zuwachseinbußen bei ansteigender O₃-Belastung kompensieren werden. Der Stomata verengende Effekt erhöhten CO₂-Angebots oder von Trockenheit kann die O₃-Aufnahme reduzieren, zusätzlich können erhöhte Blatttemperaturen oder O₃-Schädigung die Stomataregulation stören und Trockenheitseffekte noch verstärken.

Reaktionsmuster gegenüber den Komponenten des Klimawandels können sich langfristig verändern. Zugleich hängen die Reaktionsmuster von den Wechselwirkungen und Rückkopplungen zwischen anthropogenen Emissionen sowie dem Genotyp der Bäume, den Konkurrenzszenarien, potentiellen Schaderregern und abiotischen Standortfaktoren ab (Matyssek et al. 2013). Auch die Intensität der Stressfaktoren ist bedeutsam. Insgesamt sind die Kenntnisse zur Wirkung der einzelnen Faktoren des Klimawandels und deren Kombinationswirkung noch sehr beschränkt, da bislang Erkenntnisse nur von wenigen relevanten land- und forstwirtschaftlichen sowie natürlichen Artensystemen vorliegen.

Unter Einbezug eines zukünftigen Klimawandelszenarios (für sog. A1b-Szenario) simulierten Rötzer et al. (2013) per Modellierung für Buchenbestände in Westdeutschland deutliche Biomasseeinbußen, mit einem Rückgang der Nettoprimärproduktion (NPP) um 30 % und einer Reduktion der Wassernutzungseffizienz um 13 % bis zum Ende des 21. Jahrhundert. Für das Trockenjahr 2003 berechneten Ciais et al. (2005) bereits Produktionseinbußen für europäische Wälder von durchschnittlich 16 %. Verschiedene Modellansätze simulieren auf großregionaler bis globaler Ebene Produktionseinbußen durch die gegenüber vorindustrieller Zeit erhöhten O₃-Konzentrationen. So wurden für den Zeitraum 1987-1992 Einbußen von 3- 16 % in der Nettoprimärproduktion für Waldbestände im Nordosten der USA modelliert (Ollinger et al. 1997). Simulationen basierend auf historischen Datenmaterial (1860-1995) gehen von ähnlichen Rückgängen der NPP um ca. 3-20% aus (Felzer et al. 2004, 2005; Ren et al. 2007). Eine Metaanalyse von Wittig et al. (2009) zeigte eine Reduktion der Biomasseproduktion bei Waldbäumen von 7 % bei der derzeit vorherrschenden mittleren O₃-Konzentration (40 ppb) gegenüber vorindustriellen Bedingungen und von 17 % bei einer Erhöhung auf 97 ppb.

Szenariosimulationen berechnen für „wenig“ und „stark“ sensitive Pflanzen unter derzeit herrschenden O₃-Konzentrationen unter Berücksichtigung der erhöhten CO₂-Konzentrationen Einbußen in der NPP von 5-30 % (für Teile N- und S Amerikas, Europas, Asiens und Afrikas, 2002) gegenüber vorindustrieller Verhältnisse (Ainsworth et al. 2012).

Huntingford et al. (2011) zeigten in globalen Simulationen, dass der prognostizierte Klimawandel die NPP und den Oberflächenabfluss senkt und der terrestrische Kohlenstoffgehalt (Vegetation und Boden) um 7 % abnimmt. Für eine Erhöhung der CO₂-Konzentration (426 ppm) prognostizierten die Autoren eine Steigerung des NPP einhergehend mit einem Anstieg des terrestrische Kohlenstoffgehalt um 12,8 %, während die erhöhte O₃-Belastung (äquivalent zu +1 W m⁻²) die NPP senkt, den Oberflächenabfluss erhöht und der terrestrische Kohlenstoffgehalt um 15,4 % abnimmt. Für Prognosen ist somit die Kenntnis der Kombinationswirkung der zukünftigen Einflussfaktoren unabdingbar. Hierzu liegen nur wenige empirische Studien vor (cf. Calfapietra et al. 2010).

Nach Prognosen von Sitch et al. (2007) werden potentielle Zugewinne bei der globalen Bruttoprimärproduktion GPP (von 18-24 %, 1901-2100) aufgrund steigender CO₂-Konzentrationen durch Einbußen aufgrund zukünftig erhöhter O₃-Belastung aufgehoben (Sitch et al. 2007 zitiert in Ainsworth et al. 2012). So kompensiert der CO₂-induzierte Stomataschluss die durch O₃-Belastung prognostizierten globalen GPP-Verluste von durchschnittlich 14-23 % (ohne CO₂-Erhöhung) in 2100 gegenüber 1901 um ca. ein Drittel. Ausgehend von diesem „Kompensations“- Szenario wird eine Reduktion der GPP aufgrund der O₃-Belastung um 8 bis 15 % prognostiziert (Sitch et al. 2007). Insgesamt wird somit ein Rückgang der terrestrischen Kohlenstoffspeicherung von 17-31 % bis zur

Jahrhundertwende berechnet (Sitch et al. 2007). Neben den Auswirkungen der Klimawandelkomponenten auf die landwirtschaftlichen Erträge, die Produktivität und Stabilität der Wälder und anderer Ökosysteme und deren Funktion als Kohlenstoffsенke, wird auch ein globaler Rückgang der GPP in Schutz- und Naturschutzgebieten sowie Regionen mit hoher Biodiversität erwartet (zitiert aus Royal Society 2008; Anav et al. 2011). Demnach wird beispielsweise für die Alpenregion eine Abnahme der GPP von 10-20% bis zum Ende des 21. Jahrhunderts prognostiziert.

Trotz der bestehenden Wissenslücken und der Beschränkungen der Modelle wird derzeit ein deutlich negativer Einfluss der steigenden O₃-Belastung auf terrestrische Ökosysteme erwartet (Ainsworth et al. 2012).

4.13.2 Übersicht über die Prognosen zur Entwicklung der O₃-Belastung

Seit der Industrialisierung sind die O₃-Hintergrundkonzentrationen von ca. 10 ppb um das ca. 4 fache angestiegen (Volz & Kley 1988, Fowler et al. 2001, 2008, 2009; Ehhalt et al. 2001a,b). Im Zeitraum 1950 bis 2000 stiegen die O₃-Konzentrationen im Mittel um 1% pro Jahr (Stevenson et al. 2013). Derzeit liegen die monatlichen Durchschnittswerte in der Nordhemisphäre bei ca. 35 bis 65 ppb (Vingarzan 2004; Oltmans et al. 2006), mit höheren Konzentration in den Sommermonaten und Spitzenkonzentrationen in den Ballungsräumen in Europa und Nordamerika. In Reinluftgebieten sind die O₃-Konzentrationen kontinuierlich erhöht (z.B. Gregg et al. 2003; Oltmans et al. 2006). In Europa haben nationale Anstrengungen zur Senkung der O₃-Vorläufersubstanzen ab den 1990er Jahren zu einer Reduktion der Spitzenkonzentrationen geführt. Prognosen zur Entwicklung der O₃-Belastung sind weitgehend abhängig von nationalen Maßnahmen zur Luftreinhaltung und global wirksamen Regelungen zur Abschwächung des fortschreitenden Klimawandels (Gregg et al. 2003; Oltmans et al. 2006). Abhängig vom angenommenen Szenario (2000 bis 2030) wird global von einer Abnahme um 2 ppb bis zu einer Zunahme um 4 ppb, mit großen regionalen Unterschieden, ausgegangen (Dentener et al. 2006, 2010; Stevenson et al. 2013; Royal Society 2008; Oltmans et al. 2012). Die Prognosen im IPCC-Bericht für 2001 (Ehhalt et al. 2001a,b) gingen von einem durchschnittlichen Anstieg der globalen Hintergrundkonzentrationen auf rund 68 ppb bis 2050 und einem weiteren Anstieg auf 85 ppb bis 2100 in den Regionen der nördlichen mittleren Breitengraden aus. Sitch et al. (2007) prognostizieren bis 2100 für Mittel- und Südeuropa einen Anstieg der O₃-Konzentration auf 75-90 ppb. Der aktuelle IPCC-Bericht von 2013 geht, unter Verwendung verschiedener Modelle und Szenarien, im günstigsten Fall von einer Abnahme von ca. 5 ppb bzw. im ungünstigsten Fall von einer Zunahme um ca. 7 ppb gegenüber der derzeitigen durchschnittlichen O₃-Belastung (1986-2005) bis 2030 bzw. -13 ppb bis +15 ppb bis 2100 für Europa aus (IPCC 2013; Kirtman et al. 2013; Fiore et al. 2012). Demnach nimmt die Hintergrundbelastung durch Ozon mit steigenden Temperaturen in Regionen mit hohen Emissionen deutlich zu, während sie in emissionsfernen Regionen aufgrund des O₃-Abbaus bei hoher Luftfeuchte eher abnimmt. Eine weitere Erhöhung der Methanemission würde insgesamt zu einer weiter steigenden O₃-Belastung führen. Prognosen zur zukünftigen Entwicklung des Ferntransports von bodennahem Ozon oder zu dessen hemisphärischer Verlagerung sind derzeit noch schwierig (Kirtman et al. 2013).

4.13.3 Vorschlag für die Risikoabschätzung mittels *POD_v*-Modellansatz für zukünftige O₃-Belastungsszenarien am Beispiel der Buche

Um das Risiko für Biomasseeinbußen mit dem *POD_v*-Modellansatz für zukünftige Bedingungen abschätzen zu können, wird ausgehend von den aktuellen Prognosen für die zukünftige O₃-Belastung (Kap. 4.13.2) vorgeschlagen, von Änderungen der derzeit herrschenden O₃-Konzentrationen zwischen -13 ppb bis +15 ppb zu verwenden (nach IPCC 2013).

Für Deutschland wird nach Sitch et al. (2007) bei zukünftig steigenden O₃-Konzentrationen (aber unter Annahme vorindustrieller CO₂-Gehalte) ein Rückgang der GPP von 5-30 % für wenig sensitive Arten und 10-40 % für sensitive Arten bis zum Ende des 21. Jahrhunderts prognostiziert.

Verschiedene Fallstudien in Waldbeständen und Baumplantagen mit einer Manipulation der O₃-Konzentration belegen eine Reduktion der Biomasseproduktion unter dem Einfluss erhöhter O₃-Belastung. So fanden zum Beispiel King et al. (2005) eine signifikante Produktionsabnahme bei Pappel, Birke und Zuckerahorn unter Erhöhung der O₃-Belastung um ca. 50 % gegenüber dem heutigen, unveränderten O₃-Regime, Kubiske et al. (2006) fanden Hinweise zu hoch-sensitiven Pappelarten die im Verlauf des O₃-Begasungsexperimentes abstarben, und in dem free-air O₃-Begasungsexperiment im Kranzberger Forst wurde bei Buche ein Rückgang der oberirdischen Biomasseproduktion von 44 % im erhöhten gegenüber dem heutigen O₃-Regime gezeigt (Matyssek et al. 2010; Pretzsch et al. 2010).

Die meisten Waldökosysteme fungieren weltweit noch als Kohlenstoff-Senken (Luysaert et al. 2008; Pan et al. 2011). Somit verschärfen O₃-bedingte Produktionseinbußen die Risiken des Klimawandels. Für die meisten Regionen und natürlichen Vegetationstypen in Mitteleuropa wird aufgrund der erhöhten Stickstoff-Einträge von einer Zuwachssteigerung durch die steigende CO₂-Konzentration ausgegangen. Hierdurch wird eine Kompensation der O₃-induzierten Produktionseinbußen um 30 % vorgeschlagen (Sitch et al. 2007). Demgegenüber gehen Rötzer et al. (2013) von einem durch Klimawandel bedingten Zuwachsrückgang bei Buche in Deutschland von 30 % aus (unter Einbezug von Temperaturanstieg und Zunahme von Trockenheit).

Auf der Grundlage des derzeitigen Kenntnisstands zu Ausmaß und Ursachen eines positiven Wachstumstrends in Wäldern ist es nicht möglich belastbare Aussagen für die zukünftige Zuwachsentwicklung unter dem Einfluss der verschiedenen Faktoren des Klimawandels zu machen (Scholes et al. 2014; Porter et al. 2014). Aufgrund der hohen Unsicherheiten zu Kombinations- und Rückkoppelungswirkungen zwischen den einzelnen Faktoren des Klimawandels und auch mit der Vegetation (z.B. Sousanna et al. 2010) erscheint die Berücksichtigung des beobachteten Trends der Zuwachssteigerungen in Wäldern bei der Simulation zukünftiger Biomassezuwachseinbußen mit dem *POD_V*-Ansatz nicht sinnvoll.

Fazit

Eine Berücksichtigung des beobachteten Trends der Zuwachssteigerungen in Wäldern bei FO₃REST -modellierten Prognosen zu O₃-bedingten Biomassezuwachseinbußen ist nachzeitigem Kenntnisstand nicht möglich. Erhöhte Temperaturen, CO₂-Konzentrationen und Stickstoffeinträge können regional die Zuwachsreduktionen durch O₃-Belastung kompensieren oder auch verstärken. Hierzu sind Ausmaß und Ursachen der Zuwachsentwicklung unter dem Einfluss der verschiedenen Klimawandelfaktoren und deren Wechselwirkungen nicht ausreichend verstanden.

4.14 Schlussfolgerungen für die Praxis

Die Ergebnisse auf lokaler Basis lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Nach der Europäischen Luftreinhaltepolitik ist die Luftqualität und ihre Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit sowie die Vegetation mit Daten ortsfester Messstationen zu beurteilen.
- Der konzentrationsbasierte *AOT40*-Ansatz spiegelt das toxikologische O₃-Risiko für die Vegetation nicht wider. Im Vergleich zum phytotoxikologischen *POD_V*-Ansatz werden grundsätzlich andere O₃-Konzentrationsbereiche berücksichtigt und andere Akkumulationszeiträume beurteilt.
- Mit Inkrafttreten des vom Deutschen Bundesrat zugestimmten Richtlinienentwurfs zur Aktualisierung der NEC-Richtlinie wird zukünftig die "Beurteilung der Schädigung des Pflanzenwachstums und der Biodiversität durch Ozon" auf lokaler Ebene über den flussbasierten *POD_V*-Ansatz an repräsentativen Standorten eines Ökosystemtyps erfolgen.

- Die im *Modelling and Mapping Manual* (LRTAP Convention 2010) beschriebenen Parametrisierungen zur Abschätzung der stomatären O₃-Aufnahme für Weizen, Buche, Fichte und Klee (als gegenüber O₃ sensitiv reagierender Vertreter der Grünlandvegetation) konnten zum Teil bestätigt werden. Grundsätzlich besteht experimenteller Forschungsbedarf im Hinblick auf die Validierung der stomatären O₃-Aufnahmen auf Blatt- und Bestandesebene unter Freilandbedingungen sowie der den O₃-Risikoanalysen zugrunde liegenden *POD_y*-Wirkungsbeziehungen. Auf Grund der derzeitigen Datenlage kann lediglich ein potentielles O₃-Risiko abgeschätzt werden.
- Zur Beurteilung des O₃-Risikos auf lokaler Basis können die als Messstationen im ländlichen Raum klassifizierten Stationen der lufthygienischen Messnetze des Bundes und der Länder herangezogen werden. Die derzeitige räumliche Verteilung erfüllt allerdings nicht die Voraussetzungen für das im Anhang V des Entwurfs der neuen NEC-Richtlinie geforderte repräsentative Netz von Überwachungsstellen für die zu beurteilenden Ökosystemarten und für die Sicherstellung der Biodiversität. Auch im Hinblick auf die Frage der Gewährleistung der Ertragssicherheit beim Winterweizen ist die räumliche Verteilung der derzeitigen Luftmessstationen im ländlichen Raum unbefriedigend.
- Der im *POD_y*-Ansatz erforderliche vollständige Datensatz für O₃-Konzentration und die erforderlichen meteorologischen Inputdaten kann derzeit von den lufthygienischen Messnetzen nicht bereitgestellt werden. Erforderlich sind die Einhaltung der Standards (z.B. Untergrund, Messhöhen etc.) sowie die Bereitstellung geeigneter Fehlwertersetzungsprogramme.
- Auf Basis der Rezeptor-spezifischen flussbasierten *critical level CL_{POD_y}* nach LRTAP Convention (2010) besteht in Deutschland ein generell hohes Gefährdungspotential für die Vegetation im Vergleich zu "vorindustriellen" O₃-Belastungsverhältnissen bei Annahme optimalem pflanzenverfügbarem Bodenwassergehalts (*worst-case*-Szenario). Die Quelle der meteorologischen Inputgrößen bestimmt dabei deutlich das Überschreitungsmaß. Qualitätssichernde Maßnahmen sind unumgänglich.
- Die flussbasierten *critical level (CL_{POD_y)}* sowie die vorgeschlagenen Zielwerte (*TV_{POD_y}*), die die O₃-Belastungssituation vor 1980 widerspiegeln, werden im *worst-case*-Szenario i.d.R. deutlich überschritten.
- Die Berücksichtigung des pflanzenverfügbaren Bodenwassers in Abhängigkeit von den Niederschlagsverhältnissen und der Bodenart führt zu geringeren *POD_y*-Werten. Zum sicheren Schutz der Vegetation sollten deshalb O₃-Risikoanalysen auf Rechnungen im *worst-case*-Szenario beruhen.
- Zur orientierenden Beurteilung der O₃-Gefährdung der Vegetation kann der vereinfachte *aPOD_y*-Ansatz (*aPOD_y*, approximative Phytotoxische O₃-Dosis) herangezogen werden. Dieser Ansatz benötigt als Modelleingangsgrößen lediglich O₃-Konzentration und Lufttemperatur.
- Nach den Projektionen des Weltklimarates kann die O₃-Hintergrundkonzentration in Europa zukünftig steigen oder fallen. Steigende Konzentrationen bedeuten sowohl eine Erhöhung der Gefährdung der menschlichen Gesundheit als auch gesteigerte Biomasseverluste. Letztere sind im Hinblick auf die Ernährungssicherheit der wachsenden Weltbevölkerung als auch im Hinblick auf das C-Sequestrierungspotential der Wälder kritisch zu beurteilen. Eine generelle Unterschreitung der Rezeptor-spezifischen Zielwerte erfordert einen Rückgang der O₃-Hintergrundkonzentration um 10 – 15 ppb bzw. eine prozentuale Reduktion um 20 – 30 %.
- Steigende Temperaturen verkürzen die Kornfüllungsphase bei Winterweizen und verlängern die Buchenvegetationszeit. Diese Verlängerung der Buchenvegetationszeit führt bei konstant bleibenden O₃-Belastungsverhältnissen zu erhöhten *POD₁*-Werten und damit Gesamtbaum-

Biomasseverlusten. Bei der an niedrigere Temperaturbereiche angepassten Fichte führen steigende Temperaturen zu einer geringfügigen Verringerung des O₃-Risikos.

4.15 Quellenverzeichnis

- Ainsworth, E. A., Yendrek, C. R., Sitch, S., Collins, W. J., Emberson, L. D. (2012): The Effects of Tropospheric Ozone on Net Primary Productivity and Implications for Climate Change. *Annual Review of Plant Biology* 63, 637-661.
- Anav, A., Menut, L., Khvorostyanov, D., Viovy, N. (2011): Impact of tropospheric ozone on the Euro-Mediterranean vegetation. *Global Change Biology* 17, 2342-2359.
- Bader, M. K., Leuzinger, S., Keel, S.G., Siegwolf, R.T.W., Hagedorn, F., Schleppei, P. & Körner C. (2013): Rolf Central European hardwood trees in a high-CO₂ future: Synthesis of an 8-year forest canopy CO₂ enrichment project. *Journal of Ecology* 101, 1509–1519.
- Baumgarten, M., Kühn, A., Dietrich, H.-P. & Matussek, R. (2012): Ozonaufnahme als Preis der Transpiration? Neues Forschungsvorhaben untersucht das Leistungspotential der Buche bei vermehrten Trockenperioden und zunehmender Ozonbelastung. *LWF-aktuell*, 87.
- Baumgarten, M., Weis, W. Kühn, A.R., May, K. & Matussek, R. (2014): Forest transpiration – targeted through xylem sap flow assessment versus hydrological modeling. *European Journal of Forest Research*, 133(4), 677-690.
- Bay. StMELF (1990) Hilfstafeln für die Forsteinrichtung, Zusammenge stellt für den Gebrauch in der Bayerischen Staatsforstverwaltung, Auflage 1990, Hrsg. Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Bay StMELF)
- Briffa, K.R., Shishov, V.V., Melvin, T.M., Vaganov, E.A., Grudd, H., Hantemirov, R.M., Eronen, M. & Naurzbaev, M.M. (2008): Trends in recent temperature and radial tree growth spanning 2000 years across northwest Eurasia. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 363(1501), 2271-2284.
- Büker, P., Morrissey, T., Briolat, A., Falk, R., Simpson, D., Tuovinen, J.-P., Alonso, R., Barth, S., Baumgarten, M., Grulke, N., Karlsson, P.E., King, J., Lagergren, F., Matussek, R., Nunn, A., Ogaya, R., Peñuelas, J., Rhea, L., Schaub, M., Uddling, J., Werner, W. & Emberson, L.D. (2012): DO₃SE modelling of soil moisture to determine ozone flux to forest trees. *Atmospheric Chemistry and Physics* 12, 5537-5562.
- Burger, H. (1950): Holz, Blattmenge und Zuwachs - Die Buche. In: Burger H. (Hrsg.) *Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das Forstliche Versuchswesen*. Kommissionsverlag von Beer & CIE, Zürich; Band 26, 2. Heft, pp. 419-468.
- Burkart, S., Manderscheid, R. & Weigel, H.-J. (2004): Interactive effects of elevated atmospheric CO₂ concentrations and plant available water content on canopy evapotranspiration and conductance of spring wheat. *European Journal of Agronomy* 21, 401-417.
- Calfapietra, C., Ainsworth, Beier, C., De Angelis, P., Ellsworth, D.S., Godbold, D.L., Hendry, G.R., Hockerl, T., Hoosbeeck, M., Karnosky, D.F., King, J., Körner, C., Leakey, A.D.B., Lewin, K.F., Liberloo, M., Long, S.P., Lukac, M., Matussek, R., Miglietta, F., Nagy, J., Norby, R.J., Oren, R., Percy, K.E., Rogers, A., Scarascia Mugnozza, G.E., Stitt, M., Taylor, G. & Ceulemans, R. (2010): New challenges and priorities in the next generation of elevated CO₂ experiments on forest ecosystems and plantations. *Trends in Plant Science* 15, 5-10.
- Cermak, J., & Kucera, J. (1981): The compensation of natural temperature gradient at the measuring point during the sap flow rate determination in trees. *Biologia Plantarum* 23, 469-471.
- Ciais, P., Reichstein, M., Viovy, N., Granier, A., Ogee, J., Allard, V., Aubinet, M., Buchmann, N., Bernhofer, C., Carrara, A., Chevallier, F., De Noblet, N., Friend, A.D., Friedlingstein, P., Grunwald, T., Heinesch, B., Keronen, P., Knohl, A., Krinner, G., Loustau, D., Manca, G., Matteucci, G., Miglietta, F., Ourcival, J.M., Papale, D., Pilegaard, K., Rambal, S., Seufert, G., Soussana, J.F., Sanz, M.J., Schulze, E.D., Vesala, T. & Valentini, R. (2005): Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Nature* 437, 529–533.
- De Pury, D.G.G., & Farquhar, G.D. (1997): Simple scaling of photosynthesis from leaves to canopies without the errors of big-leaf models. *Plant Cell and Environment* 20, 537-557.
- De Pury, G.D.D. & Farquhar, G.D. (1999): A commentary on the use of a sun/shade model to scale from the leaf to a canopy. *Agricultural and Forest Meteorology* 95, 257-260.

Dentener, F., Keating, T., Akimoto, H., eds. (2010): Hemispheric Transport of Air Pollution 2010: Part A: Ozone and Particulate Matter. New York: UN. 278 pp.

Dentener, F., Stevenson, D., Ellingsen, K., Van Noije, T., Schultz, M., et al. (2006): The global atmospheric environment for the next generation. *Environmental Science & Technology* 40, 3586–94.

Deutscher Bundesrat - Drucksache 819/1/13, 03.03.14. Empfehlungen der Ausschüsse. Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über die Verringerung der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe und zur Änderung der Richtlinie 2003/35/EG (COM(2013) 920 final. Bundesanzeiger Verlagsgesellschaft mbH, Köln.

Deutscher Bundesrat - Drucksache 819/13 vom 20. Dezember 2013. Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über die Verringerung der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe und zur Änderung der Richtlinie 2003/35/EG (COM(2013) 920 final. Bundesanzeiger Verlagsgesellschaft mbH, Köln.

Deutscher Bundesrat – Plenarprotokoll 920, 14.03.14. Empfehlungen der Ausschüsse. Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über die Verringerung der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe und zur Änderung der Richtlinie 2003/35/EG. Bundesanzeiger Verlagsgesellschaft mbH, Köln.

Ehhalt D, Prather M, Dentener F et al. (2001a): Atmospheric chemistry and greenhouse gases. In: *Climate Change 2001: The Scientific Basis* (eds Houghton JT, Ding Y, Griggs DJ et al.), pp. 239–287. Cambridge University Press, Cambridge, UK

Ehhalt, D., M. Prather, M., Dentener, F. J., Derwent, R., Dlugokencky, E., Holland, E., Isaksen, I., Katima, J., Kirchhoff, V., Matson, P., Midgley, P. & Wang, M. (2001b), in *Climate Change 2001: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, ed. Y. Ding, D. J. Griggs, M. Noguer, P. J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell and C. A. Johnson, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2001

EU (2008): Richtlinie 2008/50/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa. *Amtsblatt der Europäischen Union*, L 152, 1-44.

Federer C.A. (2002): BROOK 90: A simulation model for evaporation, soil water, and streamflow. <http://www.ecoshift.net/brook/brook90.htm>.

Federer C.A., Vörösmarty C. & Fekete B. (2003): Sensitivity of annual evaporation to soil and root properties in two models of contrasting complexity. *Journal of Hydrometeorology* 4, 1276-1290.

Federer C.A., Vörösmarty, C. & Fekete, B. (1996): Intercomparison of methods for calculating potential evaporation in regional and global water balance models. *Water Resources Research* 32, 2315-2321.

Felzer, B., Kicklighter, D., Melillo, J., Wang, C., Zhuang, Q., & Prinn, R. (2004): Effects of ozone on net primary production and carbon sequestration in the conterminous United States using a biogeochemistry model, *Tellus B* 56, 230–248, doi:10.1111/j.1600-0889.2004.00097.x.

Felzer, B., Reilly, J., Melillo, J., Kicklighter, D., Sarofim, M., Wang, C., Prinn, R. & Zhuang, Q. (2005): Future effects of ozone on carbon sequestration and climate change policy using a global biogeochemical model. *Climatic Change*, 73, 345-373.

Fiore, A. M., Naik, V., Spracklen, D. V., Steiner, A., Unger, N., Prather, M., Bergmann, D., Cameron-Smith, P. J., Cionni, I., Collins, W. J., Dalsoren, S., Eyring, V., Folberth, G. A., Ginoux, P., Horowitz, L. W., Josse, B., Lamarque, J. F., MacKenzie, I. A., Nagashima, T., O'Connor, F. M., Righi, M., Rumbold, S. T., Shindell, D. T., Skeie, R. B., Sudo, K., Szopa, S., Takemura, T. & Zeng, G. (2012): Global air quality and climate, *Chemical Society Reviews* 41, 6663, doi:10.1039/c2cs35095e.

Fowler, D., Amann, M., Anderson, R., Ashmore, M., Cox, P., Depledge, M., Derwent, D., Grennfelt, P., Hewitt, N., Hov, O., Jenkin, M., Kelly, F., Liss, P., Pilling, M., Pyle, J., Slingo, J. & Steffenson, D. (2008): Ground-level Ozone in the 21st Century: Future Trends, Impacts and Policy Implications. The Royal Society Policy Document. p. 132.

Fowler, D., Flechard, C., Cape, J.N., Storeton-West, R.L. & Coyle, M. (2001): Measurements of ozone deposition to vegetation quantifying the flux, the stomatal and non-stomatal components. *Water, Air and Soil Pollution* 130, 63–74.

Fowler, D., Pilegaard, K., Sutton, M.A., Ambus, P., Raivonen, M., Duyzer, J., Simpson, D., Fagerli, H., Fuzzi, S., Schjoerring, J.K., Granier, C., Neftel, A., Isaksen, I.S.A., Laj, P., Maione, M., Monks, P.S., Burkhardt, J., Daemmgen, U., Neiryck, J., Personne, E., Wichink-Kruit, R., Butterbach-Bahl, K., Flechard, C., Tuovinen, J.P., Coyle, M., Gerosa, G., Loubet, B., Altimir, N., Gruenhage, L., Ammann, C., Cieslik, S., Paoletti, E., Mikkelsen, T.N., Ro-Poulsen, H., Cellier, P., Cape, J.N., Horváth, L.,

- Loreto, F., Niinemets, Ü., Palmer, P.I., Rinne, J., Misztal, P., Nemitz, E., Nilsson, D., Pryor, S., Gallagher, M.W., Vesala, T., Skiba, U., Brüggemann, N., Zechmeister-Boltenstern, S., Williams, J., O'Dowd, C., Facchini, M.C., de Leeuw, G., Flossman, A., Chaumerliac, N. & Erisman, J.W. (2009): Atmospheric composition change: Ecosystem-Atmosphere interactions. *Atmospheric Environment* 43, 5193-5267.
- Gelang, J., Pleijel, H., Sild, E., Danielsson, H., Younis, S. & Selldén, G. (2000): Rate and duration of grain filling in relation to flag leaf senescence and grain yield in spring wheat (*Triticum aestivum*) exposed to different concentrations of ozone. *Physiologia Plantarum* 110, 366-375.
- González-Fernández, I., Bass, D., Muntifering, R., Mills, G. & Barnes, J. (2008): Impacts of ozone pollution on productivity and forage quality of grass/clover swards. *Atmospheric Environment* 42, 8755-8769.
- Granier, A. (1985): Une nouvelle methode pour la mesure du flux de seve brute dans le tronc des arbres. *Ann. Sci. For.* 42:81-88.
- Gregg, J.W., Jones, C.G. & Dawson, T.E. (2003): Urbanization effects on tree growth in the vicinity of New York City. *Nature*, 424, 183–187.
- Grünhage, L. & Haenel, H.-D. (2008): Detailed documentation of the PLATIN (PLant-ATmosphere INTERaction) model. *Landbauforschung Völkenrode Sonderheft* 319, 1-85.
- Grünhage, L. & Jäger, H.-J. (2001): Austausch von Stoffen zwischen Atmosphäre und Biosphäre. In: Guderian, R. (Ed.), *Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie. Band 2a: Terrestrische Ökosysteme: Immissionsökologische Grundlagen - Wirkungen auf Boden - Wirkungen auf Pflanzen*. Springer, Berlin, pp. 227-271.
- Grünhage, L., Bender, J., Jäger, H.-J., Matyssek, R. & Weigel, H.-J. (2011b): Beurteilungswerte für Ozon zum Schutz der Vegetation. *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft* 71, 79-89.
- Grünhage, L., Braden, H., Bender, J., Burkart, S., Lehmann, Y. & Schröder, M. (2011a): Evaluation of the ozone-related risk for winter wheat at local scale with the CRO₃PS model. *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft* 71, 90-97.
- Grünhage, L., Haenel, H.-D. & Jäger, H.-J. (2000): The exchange of ozone between vegetation and atmosphere: micrometeorological measurement techniques and models. *Environmental Pollution* 109, 373-392.
- Grünhage, L., Jäger, H.-J., Haenel, H.-D., Löpmeier, F.-J. & Hanewald, K. (1999): The European critical levels for ozone: improving their usage. *Environmental Pollution* ,105, 163-173.
- Grünhage, L., Lehmann, Y., Schröder, M., Braden, H., Bender, J., Burkart, S. & Hanewald, K. (2010): CRO₃PS - an ozone risk evaluation model for winter wheat at local scale. In: Wuyts, K., Samson, R., de Maerschalck, B., Kardel, F., Janssen, S. & Engelen, M. (Eds.), *Proceedings of the international conference on Local Air Quality and its Interactions with Vegetation. January 21-22, 2010, Antwerp, Belgium. Antwerp: VITO & University of Antwerp, within the framework of the CLIMAQS project (IWT-SBO)*, 43-48.
- Grünhage, L., Matyssek, R., Häberle, K.-H., Wieser, G., Metzger, U., Leuchner, M., Menzel, A., Dieler, J., Pretzsch, H., Grimmeisen, W., Zimmermann, L. & Raspe, S. (2012b): Flux-based ozone risk assessment for adult beech forests. *Trees* 26, 1713-1721.
- Grünhage, L., Matyssek, R., Wieser, G., Häberle, K.-H., Leuchner, M., Menzel, A., Dieler, J., Pretzsch, H., Grimmeisen, W., Zimmermann, L., Raspe, S. & Schröder, M. (2013): Flux-based ozone risk assessment for adult beech and spruce forests. In: Matyssek, R., Clarke, N., Cudlin, P., Mikkelsen, T.N., Tuovinen, J.-P., Wieser, G. & Paoletti, E. (Eds.), *Climate change, air pollution and global challenges: Understanding and perspectives from forest research. Developments in Environmental Science, Vol. 13*. Amsterdam: Elsevier, pp. 251-266.
- Grünhage, L., Pleijel, H., Mills, G., Bender, J., Danielsson, H., Lehmann, Y., Castell, J.-F. & Bethenod, O. (2012a): Updated stomatal flux and flux-effect models for wheat for quantifying effects of ozone on grain yield, grain mass and protein yield. *Environmental Pollution* 165, 147-157.
- Hammel, K. and Kennel, M. (2001): Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90. *Forstliche Forschungsberichte No. 185*, München.
- Hayes, F., Mills, G. & Ashmore, M. (2009): Effects of ozone on inter- and intra-species competition and photosynthesis in mesocosms of *Lolium perenne* and *Trifolium repens*. *Environmental Pollution* 157, 208-214.

- Huntingford, C., Cox, P.M., Mercado, L.M., Sitch, S., Bellouin, N., et al. (2011): Highly contrasting effects of different climate forcing agents on ecosystem services. *Philosophical Transactions of the Royal Society A* 369, 2026–37.
- IPCC (2007): Fourth Assessment Report: Climate Change 2007. Working Group I Report. The Physical Science Basis. Geneva, Switzerland, p. 104.
- IPCC (2013) Annex II: Climate System Scenario Tables [Prather, M., G. Flato, P. Friedlingstein, C. Jones, J.-F. Lamarque, H. Liao and P. Rasch (eds.)]. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- IPCC (2013): Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., et al. (eds.)]. Cambridge University Press, 3-29.
- Kahn, M. (1994): Modellierung der Höhenentwicklung ausgewählter Baumarten in Abhängigkeit vom Standort. *Forstl. Forschungsberichte München*, Nr. 141, 221 S.
- Karlsson, P.E., Danielsson, H., Pleijel, H., Phil Karlsson, G. & Simpson, D. (2013): S-POD - a simplified ozone index to assess negative ozone impacts on vegetation at the national level. Book of abstracts, 26th Task Force Meeting of ICP Vegetation, http://icpvegetation.ceh.ac.uk/events/tf_meetings.html.
- Karlsson, P.E., Danielsson, H., Pleijel, H., Simpson, D., Uddling, J. & Phil Karlsson, G. (2014): Further developments of the concept of the simplified phytotoxic ozone dose, S-POD, to assess the risk for ozone impacts on trees on the regional scale. Book of abstracts, 27th Task Force Meeting of ICP Vegetation, http://icpvegetation.ceh.ac.uk/events/tf_meetings.html.
- Karnosky, D.F., Pregitzer, K.S., Zak, D.R., Kubiske, M.E., Hendry, G.R., Weinstein, D., Nosal, M. & Percy K.E. (2005): Scaling ozone responses of forest trees to the ecosystem level in a changing climate. *Plant, Cell and Environment* 28, 965–981.
- Karnosky, D.F., Werner, H., Holopainen, T., Percy, K., Oksanen, T., Oksanen, E., Heerd, C., Fabian, P., Nagy, J., Heilman, W., Cox, R., Nelson, N. & Matyssek, R. (2007): Free-air exposure systems to scale up ozone research to mature trees. *Plant Biology* 9, 181–190.
- Kenk, G., Spiecker, H., Diener, G. (1991): Referenzdaten zum Waldwachstum. Kernforschungszentrum Karlsruhe. KfK-PEF 82, 59.
- King, J., Kubiske, M.E., Pregitzer, K.S., Hendry, G.R., McDonald, E.P., et al. (2005): Tropospheric O₃ compromises net primary production in young stands of trembling aspen, paper birch and sugar maple in response to elevated atmospheric CO₂. *New Phytologist* 168, 623-636.
- Kirtman, B., Power, S.B., Adedoyin, J.A., Boer, G.J., Bojariu, R., Camilloni, I., Doblas-Reyes, F.J., Fiore, A.M., Kimoto, M., Meehl, G.A., Prather, M., Sarr, A., Schär, C., Sutton, R., G., van Oldenborgh, J., Vecchi, G. & Wang, H.J. (2013): Near-term Climate Change: Projections and Predictability. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Kitao, M., Löw, M., Heerd, C., Grams, T.E.E., Häberle, K.-H. & Matyssek, R. (2009): Effects of chronic elevated ozone exposure on gas exchange responses of adult beech trees (*Fagus sylvatica*) as related to the within-canopy light gradient. *Environmental Pollution* 157, 537-544.
- Klingberg, J., Engardt, M., Karlsson, P.E., Langner, J. & Pleijel, H. (2014): Declining ozone exposure of European vegetation under climate change and reduced precursor emissions. *Biogeosciences* 11, 5269-5283.
- Körner, C. & Perterer, J. (1988): Nehmen immergrüne Waldbäume im Winter Schadgase auf? *Berichte der Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung (GSP) Neuherrberg/München, ARGE-ALP Symp Garmisch*, pp 1-15.
- Körner, C., Asshoff, R., Bignucolo, O., Hättenschwiler, S., Keel, S.G., Pelaez-Riedl, S., Pepin, S., Siegwolf, R.T.W. & Zotz, G. (2005): Carbon flux and growth in mature deciduous forest trees exposed to elevated CO₂. *Science* 309, 1360–1362.

- Kramer, K. (1994): Selecting a model to predict the onset of growth of *Fagus sylvatica*. *Journal of Applied Ecology* 31, 172-181.
- Krause, G.H.M., Köllner, B. & Grünhage, L. (2002): Effects of Ozone on European Forest Tree Species – A Concept of Local Risk Evaluation within ICP-Forests. *In: Background Document, UNECE Workshop "Establishing Ozone Critical Levels II"*, Göteborg, Sweden, 19-22 November.
- Kreienkamp, F., Climate & Environment Consulting, Potsdam (2013): Weiterentwicklung von WETTREG zur Erstellung von regionalisierten Szenarios auf der Basis der Ergebnisse des ENSEMBLES-Projektes.
http://klimawandel.hlug.de/fileadmin/dokumente/klima/inklim_a/hlug_ensembles.pdf
- Kubiske, M.E., Quinn, V.S., Heilman, W.E., McDonald, E.P., Marquardt, P.E., Teclaw, R.M., Friend, A.L. & Karnosky D.F. (2006): Interannual climatic variation mediates elevated CO₂ and O₃ effects on forest growth. *Global Change Biology* 12, 1054–1068.
- Kühn, A.R., Grill, S., Baumgarten, M., Ankerst, D., M. & Matyssek, R. (2014): Impacts of short-term drought and ozone on the growth of European beech (*Fagus sylvatica* L.) along a meteorological gradient – a linear mixed model analysis. In Bearbeitung
- Leuchner, M., Hertel, C. & Menzel, A. (2011): Spatial variability of photosynthetically active radiation in European beech and Norway spruce *Agricultural and Forest Meteorology* 151(9), 1226–1232.
- Löw, M., Herbinger, K., Nunn, A.J., Häberle, K.-H., Leuchner, M., Heerdt, C., Werner, H., Wipfler, P., Pretzsch, H., Tausz, M. & Matyssek, R. (2006): Extraordinary drought of 2003 overrules ozone impact on adult beech trees (*Fagus sylvatica*). *Trees* 20, 539-548.
- LRTAP Convention (2010): Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads & levels and air pollution effects, risk and trends. Chapter 3: Mapping critical levels for vegetation. 2010 revision, minor text changes made in June 2011. <http://icpvegetation.ceh.ac.uk>, aufgerufen am 05.03.2012.
- Luyssaert, S., Schulze, E.D., Börner, A., Knohl, A., Hessenmöller, D., Law, B.E., Ciais, P. & Grace, J. (2008): Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature* 455, 213-215, DOI: 10.1038/nature07276.
- LWF (Hrsg.) (1993): Bayerische Waldklimastationen Jahrbuch 1993. Kap. 4.3 Klimatologie S.72-74.
- Matyssek, R., Bahnweg, G., Ceulemans, R., Fabian, P., Grill, D., Hanke, D.E., Kraigher, H., Oßwald, W., Rennenberg, H., Sandermann, H., Tausz, M. & Wieser, G. (2007): Synopsis of the CASIROZ case study: Carbon Sink strength of *Fagus sylvatica* L. in a changing environment - Experimental Risk assessment of mitigation by chronic Ozone impact. *Plant Biology* 9, 163-180.
- Matyssek, R., Baumgarten, M., Hummel, U., Häberle, K.H., Kitao, M. & Wieser, G. (2014): Canopy-level stomatal narrowing in adult *Fagus sylvatica* under O₃ stress – means of preventing enhanced O₃ uptake under high O₃ exposure ? *Environmental Pollution* 196, 518–526.
- Matyssek, R., Karnosky, D.F., Wieser, G., Percy, K., Oksanen, E., Grams, T.E.E., Kubiske, E. M., Hanke, D. & Pretzsch, H. (2010): Advances in understanding ozone impact on forest trees: Messages from novel phytotron and free-air fumigation studies. *Environmental Pollution Spec. Issue* 158(6), 1990-2006.
- Matyssek, R., Sandermann, H., Wieser, G., Booker, F., Cieslek, S., Musselman, R. & Ernst, D. (2008): The challenge of making ozone risk assessment for forest trees more mechanistic. *Environmental Pollution* 156 (3), 567-582.
- Matyssek, R., Wieser, G., Ceulemans, R., Rennenberg, H., Pretzsch, H., Haberer, K., Löw, M., Nunn, A.J., Werner, H., Wipfler, P., Oßwald, W., Nikolova, P., Hanke, D.E., Kraigher, H., Tausz, M., Bahnweg, G., Kitao, M., Dieler, J., Sandermann, H., Herbinger, K., Grebenc, T., Blumenröther, M., Deckmyn, G., Grams, T.E.E., Heerdt, C., Leuchner, M., Fabian, P. & Häberle, K.-H. (2010): Enhanced ozone strongly reduces carbon sink strength of adult beech (*Fagus sylvatica*) - Resume from the free-air fumigation study at Kranzberg Forest. *Environmental Pollution* 158, 2527-2532.
- Matyssek, R., Wieser, G., Fleischmann, F. & Grünhage, L. (2013): Ozone research, quo vadis? Lessons from the free-air canopy fumigation experiment at Kranzberg forest. in: Matyssek, R., Clarke, N., Cudlin, P., Mikkelsen, T.N., Tuovinen, J.-P., Wieser, G. & Paoletti, E. (eds.): *Climate change, air pollution and global challenges: Understanding and perspectives from forest research. Developments in Environmental Science, Vol. 13.* Amsterdam: Elsevier, 103-129

- Matyssek, R., Wieser, G., Nunn, A.J., Kozovits, A.R., Reiter, I.M., Heerdt, C., Winkler, J.B., Baumgarten, M., Häberle, K.-H., Grams, T.E.E., Werner, H., Fabian, P. & Havranek, W.M. (2004): Comparison between AOT40 and ozone uptake in forest trees of different species, age and site conditions. *Atmospheric Environment* 38(15), 2271-2281.
- Matyssek, R., Wieser, G., Patzner, K., Blaschke, H. & Häberle, K.-H. (2009): Transpiration of forest trees and stands at different altitude: consistencies rather than contrasts? *European Journal of Forest research* 128 (6), 579-596.
- McLaughlin, S.B., Wullschleger, S.D., Sun, G. & Nosal M. (2007): Interactive effects of ozone and climate on water use, soil moisture content and streamflow in a southern Appalachian forest in the USA. *New Phytologist* 174, 125–136.
- Menzel, A. & Fabian, P. (1999): Growing season: extended in Europe. *Nature* 397, 659.
- Menzel, A. (2006): Zeitliche Verschiebungen von Austrieb, Blüte, Fruchtreife und Blattverfärbung im Zuge der rezenten Klimaerwärmung. *Forum für Wissen*, 47-53.
- Menzel, A., Sparks, T.H., Estrella, N., Koch, E., Aasa, A., Ahas, R., Alm-kübler, K., Bissolli, P., Braslavská, O., Briede, A., Chmielewski, F.M., Crepinsek, Z., Curnel, Y., Dahl, Å., Defila, C., Donnelly, A., Filella, Y., Jatzcak, K., Mäge, F., Mestre, A., Nordli, Ø., Peñuelas, J., Pirinen, P., Remoňová, V., Scheffinger, H., Striz, M., Susnik, A., van Vliet, A.J.H., Wielgolaski, F.-E., Zach, S. & Züst, A. (2006): European phenological response to climate change. *Global Change Biology* 12, 1969-1976.
- Metzger U. I. (2011): Ozonaufnahme als Funktion der Kronentranspiration in Bestandesbäumen (*Fagus sylvatica* L. und *Picea abies* (L.) Karst.): Integrative Koppelung durch den Stamm-Xylemfluss. Dissertation, Technische Universität München.
- Mills, G., Pleijel, H., Braun, S., Büker, P., Bermejo, V., Calvo, E., Danielsson, H., Emberson, L., Gonzáles Fernández, I., Grünhage, L., Harmens, H., Hayes, F., Karlsson, P.-E. & Simpson, D. (2011): New stomatal flux-based critical levels for ozone effects on vegetation. *Atmospheric Environment* 45, 5064-5068.
- Nunn, A.J. (2005): Risiko-Einschätzung der chronisch erhöhten Ozonbelastung mittels "Free-Air"-Begasung von Buchen (*Fagus sylvatica*) und Fichten (*Picea abies*) eines forstlich begründeten Mischbestandes. Dissertation, München, Technische Universität.
- Nunn, A.J., Cieslik, S., Metzger, U., Wieser, G. & Matyssek, R. (2010): Combining sap flow and eddy covariance approaches to derive stomatal and non-stomatal O₃ fluxes in a forest stand. *Environmental Pollution* 185, 2014–2022.
- Nunn, A.J., Kozovits, A.R., Reiter, I.M., Heerdt, C., Leuchner, M., Lütz, C., Liu, X., Löw, M., Winkler, J.B., Grams, T.E.E., Häberle, K.-H., Werner, H., Fabian, P., Rennenberg, H. & Matyssek, R. (2005): Comparison of ozone uptake and sensitivity between a phytotron study with young beech and a field experiment with adult beech (*Fagus sylvatica*). *Environmental Pollution* 137, 494-506.
- Nunn, A.J., Reiter, I.M., Häberle, K.-H., Werner, H., Langebartels, C., Sandermann, H., Heerdt, C., Fabian, P. & Matyssek, R. (2002): "Free-air" ozone canopy fumigation in an old-growth mixed forest: concept and observations in beech. *Phyton (Austria)*, Special issue: "Global change" 42, 105-119.
- Nunn, A.J., Wieser, G., Metzger, U., Löw, M., Wipfler, P., Häberle, K.-H. & Matyssek, R. (2007): Exemplifying whole-plant ozone uptake in adult forest trees of contrasting species and site conditions. *Environmental Pollution* 146, 629-639
- Nussbaum, S., Geissmann, M. & Fuhrer, J. (1995): Ozone exposure-response relationships for mixtures of perennial ryegrass and white clover depend on ozone exposure patterns. *Atmospheric Environment* 29, 989-995.
- Ollinger, S. V., Aber, J. D. & Reich, P. B. (1997): Simulating ozone effects on forest productivity: Interactions among leaf-, canopy-, and stand-level processes. *Ecological Applications*, 7, 1237-1251.
- Oltmans, S. J., Lefohn, A. S., Shadwick, D., Harris, J. M., Scheel, H. E., Galbally, I., Tarasick, D. W., Johnson, B. J., Brunke, E.-G., Claude, H., Zeng, G., Nichol, S., Schmidlin, F., Davies, J., Cuevas, E., Redondas, A., Naoe, H., Nakano, T. & Kawasato, T. (2012): Recent tropospheric ozone changes - A pattern dominated by slow or no growth, *Atmospheric Environment* 67, 331–351, doi:10.1016/j.atmosenv.2012.10.057.
- Oltmans, S.J., Lefohn, A.S., Harris, J.M., Galbally, I., Scheel, H.E., Bodeker, G., Brunke, E., Claude, H., Tarasick, D., Johnson, B.J., Simmonds, P., Shadwick, D., Anlauf, K., Hayden, K., Schmidlin, F., Fujimoto, T., Akagi, K., Meyer, C., Nichol, S., Davies, J., Redondas, A. & Cuevas, E. (2006): Long-term changes in tropospheric ozone. *Atmospheric Environment* 40, 3156-3173, <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.01.029>.

- Oren, R., Werk, K.S. & Schulze, E. D. (1986): Relationships between foliage and conducting xylem in *Picea abies* (L.) Karst. *Trees-structure and function* 1 (1), 61-69.
- Pan, Y., Birdsey, R.A., Fang, J., Houghton, Kauppi, P.E., Kurz, W.A., Phillips, O.L., Shvidenko, A., Lewis S.L., Canadell, J.G., Ciais, P., Jackson, R.B., Pacala, S.W., McGuire, A.D., Piao, S., Rautiainen, A., Sitch, S. & Hayes, D. (2011): A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science* 333, 988, DOI: 10.1126/science.1201609
- Porter, J.R., Xie, L. & Challinor, A., et al. (2014): Food security and food production systems. in *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, & L.L. White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Pretzsch, H. (1996): Growth trends in forests in southern Germany. In: Spiecker, H., Mielikäinen, K., Köhl, M., Skovsgaard, J.P. (Eds.), *Growth Trends in European Forests*. Springer-Verlag, pp. 107–131.
- Pretzsch, H. (1999): Waldwachstum im Wandel, Konsequenzen für Forstwissenschaft und Forstwirtschaft. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 118, 228–250.
- Pretzsch, H., Biber P., Schütze, G. & Bielak K. (2014): Changes of forest stand dynamics in Europe. Facts from long-term observational plots and their relevance for forest ecology and management. *Forest Ecology and Management* 316, 65–77.
- Pretzsch, H., Dieler, J., Matyssek, R. and Wipfler, P. (2010): Tree and stand growth of mature Norway spruce and European beech under long-term ozone fumigation. *Environmental Pollution* 158, 1061-1070.
- Raspe, S. (2012): QA-Met-11: Report on soil moisture on D3 plots, Action C1-Met-29(BY), FUTMON, Bavarian State Institute of Forestry.
- Reiter, I.M., Häberle, K.H., Nunn, A.J., Heerdt, C., Reitnayer, H., Grote, R. & Matyssek, R. (2005): Competitive strategies in adult beech and spruce: space-related foliar carbon investment versus carbon gain. *Oecologia* 146, 337–349, DOI 10.1007/s00442-005-0146-9.
- Ren, W., Tian, H. Q., Liu, M. L., Zhang, C., Chen, G. S., Pan, S. F., Felzer, B., Xu, X. F. (2007): Effects of tropospheric ozone pollution on net primary productivity and carbon storage in terrestrial ecosystems of China. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 112, D22S09.
- Rötzer, T., Liao, Y., Goergen, K., Schüle, G. & Pretzsch, H. (2013): Modelling the impact of climate change on the productivity and water-use efficiency of a central European beech forest. *Climate Research* 58 (1), 81-95, doi:10.3354/cr01179.
- Royal Society (2008): Ground-level ozone in the 21st century: future trends, impacts and policy implications. *Science Policy Report 15/08*, Royal Society, London.
- Sadras, V.O. & Milroy, S.P. (1996): Soil-water thresholds for the responses of leaf expansion and gas exchange: A review. *Field Crops Research* 47, 253-266.
- Sandermann, H. Jr. (1996): Ozone and plant health. *Annual Review of Phytopathology* 34, 347-366.
- Scholes, R., Settele, J., Betts, R., et al. (2014): Terrestrial and water inland systems. in *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, & L.L. White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Sitch, S., Cox, P.M., Collins, W.J. & Huntingford, C. (2007): Indirect radiative forcing of climate change through ozone effects on the land-carbon sink. *Nature* 448, 791–794, doi:10.1038/nature06059.
- Soussana, J., Graux, A. & Tubiello, F.N. (2010): Improving the Use of Modelling for Projections of Climate Change Impacts on Crops and Pastures. *Journal of Experimental Botany* 61, 2217-2228.
- Spiecker, H. (1999): Overview of recent growth trends in European forests. *Water Air and Soil Pollution* 116, 33-46.
- Spiecker, H., Mielikäinen, K., Köhl, M. & Skovsgaard, J.P. (1996): Growth trends in European forests. Springer-Verlag, Heidelberg, p. 372.

- Stevenson, D.S., Young, P.J., Naik, V., Lamarque, J.F., Shindell, D.T., Voulgarakis, A., Skeie, R.B., Dalsoren, S.B., Myhre, B., Berntsen, T.K., Folberth, G.A., Rumbold, S.T., Collins, W.J., MacKenzie, I.A., Doherty, R.M., Zeng, G., van Noije, T.P.C., Strunk, A., Bergmann, D., Cameron-Smith P., Plummer, D.A., Strode, S.A., Horowitz, L., Lee, Y.H., Szopa, S., Sudo, K., Nagashima, T., Josse, B., Cionni, I., Righi, M., Eyring, V., Conley, A., Bowman, K.W., Wild O. & Archibald, A. (2013): Tropospheric ozone changes, radiative forcing and attribution to emissions in the Atmospheric Chemistry and Climate Model Intercomparison Project (ACCMIP). *Atmospheric Chemistry and Physics* 13, 3063–3085, 2013, doi:10.5194/acp-13-3063-2013.
- Streitfert, A. & Grünhage, L. (2010): Klimawandel und Pflanzenphänologie in Hessen. *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft* 70, 129-134.
- Thompson, A. & Taylor, B.N. (2008): Guide for the use of the International System of Units (SI). NIST Special Publication 811. National Institute of Standards and Technology, Gaithersburg, MD, USA.
- Tuovinen, J.-P., Simpson, D., Emberson, L., Ashmore, M. & Gerosa, G. (2007): Robustness of modelled ozone exposures and doses. *Environmental Pollution*, 146, 578-586.
- UNECE (2013): 1999 Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone to the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, as amended on 4 May 2012.
www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2013/air/eb/ECE.EB.AIR.114_ENG.pdf.
- VDI 2310 Bl. 15 (2001): Maximale Immissions-Werte zum Schutz des Menschen. Maximale Immissions-Konzentrationen für Ozon. Beuth, Berlin.
- VDI 3786 Blatt 13 (2006): Umweltmeteorologie. Meteorologische Messungen. Messstation. Beuth, Berlin.
- Vingarzan, R. (2004): A review of surface ozone background levels and trends. *Atmospheric Environment* 38, 3431 E 3442
- Volz, A. & Kley, D. (1988): Evaluation of the Montsouris series of ozone measurements made in the nineteenth century, *Nature* 332, 240–242, doi:10.1038/332240a0.
- Werner, H. & Fabian, P. (2002): Free-air fumigation of mature trees. A novel system for the controlled ozone enrichment in grown-up beech and spruce canopies. *Environmental Science and Pollution Research* 9, 117-121.
- WHO (2006): Air quality guidelines. Global update 2005. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. World Health Organization WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark.
- Wipfler, P., Seifert T., Biber P. & Pretzsch H. (2009): Intra-annual growth response of adult Norway spruce (*Picea abies* L Karst.) and European Beech (*Fagus sylvatica* L.) to an experimentally enhanced, free-air ozone regime. *European Journal of Forest Research* 128,135-144.
- Wipfler, P., Seifert T., Heerd C., Werner H. & Pretzsch H. (2005): Growth of adult Norway spruce (*Picea abies* L Karst.) and European Beech (*Fagus sylvatica* L.) under free-air ozone fumigation. *Plant Biology* 7,611-618.
- Wittig, V. E., Ainsworth, E. A., Naidu, S. L., Karnosky, D. F. & Long, S. P. (2009): Quantifying the impact of current and future tropospheric ozone on tree biomass, growth, physiology and biochemistry: a quantitative meta-analysis. *Global Change Biology* 15, 396-424.
- WMO (2011): Guide to Climatological Practices. WMO-No. 100. World Meteorological Organization, Geneva.

5 Synthese

5.1 Motivation

5.1.1 Entwicklung der O₃-Belastung

Seit der Industrialisierung sind die troposphärischen O₃-Hintergrund-Konzentrationen in Europa um das rund 3 bis 4-fache auf derzeit etwa 40 ppb gestiegen. Frühere Modellannahmen prognostizierten einen weiteren Anstieg der globalen O₃-Konzentration weltweit durchschnittlich um 20 ppb bis zum Jahr 2100 (z.B. Prather et al. 2003). Einige Studien belegen bereits einen Anstieg der O₃-Konzentrationen bei immer häufiger auftretenden Hitzeereignissen in vielen europäischen Ländern (Meleux et al. 2007; Solberg et al. 2008). Nach dem aktuellen IPCC-Bericht (IPCC 2013) sind abhängig vom zukünftigen Emissions-Szenario und dem verwendeten Modellansatz für Europa Veränderungen der O₃-Konzentrationen von -13 ppb bis +15 ppb möglich, mit Abnahmen der O₃-Konzentration in Regionen mit geringer Luftschadstoffbelastung, oder sofern global Emissionseinschränkung von Luftschadstoffen zeitnah durchsetzbar sind. Generell starke Zunahmen werden besonders in Ballungsräumen bei ansteigenden Emissionen angenommen (Kirtmann et al. 2013). Insgesamt sind die Aussagen verschiedener Modellprojektionen für die zukünftigen O₃-Hintergrundbelastungen für Europa inkonsistent (Kovats et al. 2014).

5.1.2 Risiken durch die O₃-Belastung für die Vegetation

Die schädigende Wirkung von erhöhten Konzentrationen bodennahen Ozons auf Pflanzen ist in zahlreichen Untersuchungen nachgewiesen (siehe Mills et al. 2011a,b; Pleijel et al. 2007; Zhu et al. 2011; Feng et al. 2012; Bender et al. 2006; Hayes et al. 2007a,b; Matyssek & Sandermann 2003; King et al. 2005; Musselman et al. 1997). Auf Grund der zellschädigenden Wirkung des Ozons kommt es zur Senkung der Photosyntheseleistung, sobald pflanzliche Entgiftungsreaktionen überfordert sind. Hierbei ist heute bodennahes Ozon in erhöhter Konzentration als eine inhärente Komponente des Global Change erkannt (Matyssek et al. 2013a,b, 2014a). Es trägt neben den „klassischen Treibhausgasen“ Kohlendioxid und Methan sowie Wasserdampf nicht nur unmittelbar zu einer Erhöhung des Strahlungsantriebes in der Atmosphäre und damit zur Klimaerwärmung bei, sondern es beeinflusst auch indirekt den Kohlenstoff-Kreislauf zwischen den Landoberflächen und der Atmosphäre durch Einschränkung der pflanzlichen Kohlenstoff-Fixierung und -speicherung (vgl. Teil II des vorliegenden Berichtes, 6.2.3). Die Bildung von bodennahem Ozon ist zudem eine Folge der Landnutzungsänderung durch Brandrodung, die mit der Freisetzung von Vorläufersubstanzen einhergeht (z.B. Hodzic et al. 2007; Matyssek et al. 2013a,b).

Negative Effekte von steigenden O₃-Konzentrationen auf landwirtschaftliche Erträge werden auf globaler und regionaler Ebene bestätigt (Weigel & Bender 2012). Der aktuelle Kenntnisstand legt nahe, dass die weltweiten Ernteerträge aufgrund der erhöhten O₃-Konzentrationen deutlich geringer ausfallen als sie unter vorindustrieller O₃-Belastungen wären (Morgan et al. 2006; Mills et al. 2007; Hayes et al. 2007a). Die Verluste für Weizen und Sojabohnen werden auf rund 10 % und für Mais und Reis auf 3-5 % gegenüber unbelasteter Luft geschätzt, wobei die Auswirkungen nicht nur in der EU (Mills & Harmens 2011), sondern insbesondere in Indien und China sowie in den USA bedeutend sind (Van Dingenen et al. 2009; Avnery et al. 2011a). Modellschätzungen bilanzieren wirtschaftliche Einbußen bei Mais, Weizen und Sojabohnen von 11-18 Milliarden \$ für das Jahr 2000 (Avnery et al. 2011a). Für Europa gehen Schätzungen für 23 Arten in 47 Ländern basierend auf den Emissionen von 2000 von Ernteaufschlägen in Höhe von 9,6 Mil. \$ jährlich aus (Hollande et al. 2006). In den USA werden gegenwärtig O₃-bedingte Ernteverluste von 5-15 % mit wirtschaftlichen Kosten von 3-5 Mil. \$ jährlich geschätzt (Fiscus et al. 2005; Feng et al. 2009). Schon moderate Erhöhungen der O₃-Konzentration führten in FACE Experimenten zu signifikanten und gleichbleibend reduzierten Erträgen bei Sojabohnen, Weizen und Reis (Morgan et al. 2006; Zhu et al. 2011; Shi et al. 2009). A2-

IPCC-Emissionsszenario-Simulationen bis 2030, ausgehend von konzentrationenbasierten Schwellenwerten, prognostizieren global Ernteverluste um 5,4-26 %, 15-19 % und 4,4-8,7 % für Weizen, Sojabohnen und Mais mit ökonomischen Einbußen von 17-35 Mil. \$ im Vergleich zu Erträgen bei unbelasteter Luft (Avnery et al. 2011a,b). Konzentrationsbasierte Schwellenwert-Konzepte wie zum Beispiel *AOT40* sind gemäß dem Modelling and Mapping Manual (LRTAP Convention 2010) jedoch nicht für quantitative Abschätzungen von Ertragsverlusten definiert und zulässig (Mills et al. 2011c). O_3 -flussbasierte Schätzungen zu den Weizenenerträgen in Europa für 2020 gehen von einem wirtschaftlichen Verlust von rund 2 Mil. jährlich aus (Harmens et al. 2011; Mills et al. 2011b). Die Prognosen für Getreide, abgeleitet mit dem konzentrationenbasierten *AOT40*-Ansatz, unterschätzten die Ertragsverluste gegenüber dem flussbasierten *POD γ* -Ansatz deutlich (Harmens et al. 2011; Mills et al. 2011b).

Für die Agrargesellschaften Afrikas und Asiens sind O_3 -bedingte Ernterückgänge von zentraler Bedeutung für die Nahrungssicherheit, wobei Schätzungen zu Art und Umfang der Verluste aufgrund der unzureichenden Datenlage sehr unsicher sind (Emberson et al. 2009; Dentener et al. 2010; Bender & Weigel 2011). Nicht kalkulierbar sind derzeit auch die Auswirkungen einer Intensivierung der Landwirtschaft auf ozon- und klimawandelbedingte Ertragsverluste, welche das prognostizierte Bevölkerungswachstum von 6 auf ca. 8 Mil. (bis 2030) mit einer Erhöhung der Produktion um 50 % (ab 2010) erfordern wird.

Die Möglichkeiten den Ertragsverlusten aufgrund der O_3 -Belastung entgegenzuwirken beschränken sich auf die Ausnutzung der genotypischen Unterschiede der Pflanzen hinsichtlich ihrer O_3 -Sensitivität (Ainsworth et al. 2012; vgl. Teil II dieses Berichtes, 4.1). Als kompensierende Maßnahmen stehen derzeit nur eine veränderte Arten- oder Sortenwahl (weniger O_3 -sensitiv), die Züchtung resistenter Varietäten, oder die Applikation chemische Schutzstoffe sowie veränderte Anbautechniken (z.B. Agro-Forestry) zur Verfügung (Wilkinson & Davies 2010; Teixeira et al. 2011; Ainsworth et al. 2012; Avnery et al. 2013).

Eine Meta-Analyse zur O_3 -Wirkung auf Wälder zeigte, dass schon gegenwärtige O_3 -Konzentrationen Wachstumsreduktionen von ca. 7 % gegenüber vorindustriellen Bedingungen verursachen (Wittig et al. 2009). Modellstudien zur Wirkung zukünftiger O_3 -Belastung (basierend auf O_3 -flussbasierten *critical levels*,) gehen von einem 14-23 %igen, regional sogar bis zu 30 %igen Verlust der Bruttoprimary-Produktion weltweit (Sitch et al. 2007) und einem bis zu 16 %igen Verlust der Nettoprimary-Produktion von Wäldern der gemäßigten Klimazone gegenüber vorindustriellen Bedingungen aus (zitiert aus Ainsworth et al. 2012). In dem „Free-Air“ O_3 -Begasungsexperiment im Kranzberger Forst wurde bei Buche ein Rückgang der oberirdischen Biomasseproduktion von 44 % im erhöhten gegenüber dem heutigen O_3 -Regime gezeigt (Matyssek et al. 2010; Pretzsch et al. 2010). Zunehmende Zuwächse aufgrund zukünftig weiter steigender CO_2 -Konzentration können die O_3 -induzierten Zuwachseinbußen nur zu 17-31 % kompensieren (Sitch et al. 2007), wobei die Interaktionen zwischen O_3 und CO_2 und weiterer Klimawandelfaktoren noch weitgehend ungeklärt sind (R. Soc. 2008; Sousanna et al. 2010; Piao et al. 2010; Scholes et al. 2014).

Die Wirkung erhöhter O_3 -Belastung auf natürliche Vegetationstypen ist weltweit nur in wenigen Fallstudien untersucht (Hayes et al. 2007b; Ainsworth et al. 2012). Trotz der bestehenden Wissenslücken und der Beschränkungen der Modelle wird derzeit ein deutlich negativer Einfluss der steigenden O_3 -Belastung auf terrestrische Ökosysteme erwartet (Avnery et al. 2011a,b; Ainsworth et al. 2012; Scholes et al. 2014; Weigel et al. 2015; Teil II des Berichtes).

5.1.3 Derzeitiger Kenntnisstand zur O₃-Wirkung auf Biodiversität, Ökosystemfunktionen und -dienstleistungen

Die internationale Konvention über die Biologische Vielfalt (CBD) ruft zur Untersuchung der Wirkung des troposphärischen Ozons auf die Biodiversität auf. In diesem Zusammenhang wird innerhalb der vorliegenden Studie der aktuelle Kenntnisstand zur Schädigung von troposphärischem Ozon auf die Biodiversität und Ökosystemfunktionen und -dienstleistungen analysiert und bewertet. In einer umfassenden Literaturliteraturauswertung (Teil II dieses Berichtes) werden die Variationsbreite der O₃-Empfindlichkeit von Arten bei intra- und interspezifischer Konkurrenz erarbeitet, Auswirkungen auf die Funktion von Ökosystemen unter Berücksichtigung verschiedener biotischer Wechselwirkungen zusammengefasst und schließlich jene Veränderungen aufgezeigt, die im Rahmen von Feldstudien der Wirkung erhöhter O₃-Exposition zugeschrieben werden. Die verfügbare Literatur weist die O₃-Empfindlichkeit diverser pflanzlicher Rezeptoren nach. Ungefähr die Hälfte der untersuchten krautigen sowie nahezu drei Viertel der untersuchten Holzpflanzen zeigten sensitive Reaktionen. Dennoch decken die O₃-Studien nur einen kleinen Bruchteil der Flora ab (ca. 6,5 % der Arten in Deutschland). Bei gegenwärtigen Ozonbelastungen wurden weitverbreitet in Europa vielfältige O₃-Effekte an der Vegetation nachgewiesen (Teil II des Berichtes; Hayes et al. 2007a; Mills et al. 2011a). Die O₃-Belastung verändert die stomatare Leitfähigkeit und damit die CO₂-Fixierung und den Wasserhaushalt der Pflanzen sowie die Kohlenstoff-Bindung im Boden (Matyssek et al. 2010a,b; 2014b). Eine Vielzahl von Studien belegen eine Beeinträchtigung der Ressourcen-Allokation (Matyssek & Sandermann 2003; Matyssek et al. 2014b) und der individuellen Reproduktionsfähigkeit, was bedeutende Implikationen für die Nachkommenschaft und somit für die Produktivität, Struktur und Funktionen der gesamten Gemeinschaft hat. Alle Auswirkungen, die sich in Veränderungen von Struktur und genetischer Zusammensetzung der Gesellschaften äußern, bedürfen einer Langzeitbeobachtung und können nicht anhand der Belastungssituation eines Jahres abgeschätzt werden. Nach dem derzeitigen Kenntnisstand lassen sich komplexe Auswirkungen von Ozon auf Ökosysteme nur qualitativ beschreiben. O₃-flussorientierte Dosis-Wirkungsansätze sind derzeit noch nicht ausreichend anwendbar auf Ökosysteme und deren wechselwirkende Komponenten. Insgesamt besteht breiter Konsens darüber, dass die O₃-Belastung als Climate-Change-Faktor mit einer globalen Reduktion der Primär-Produktion in terrestrischen Ökosystemen indirekt zur globalen Erwärmung beiträgt (Sitch et al. 2007).

5.1.4 EU-Richtlinien zum Schutz der Vegetation - Hintergründe und Neubearbeitung

Die Neubearbeitung der EU-Richtlinie 2003/35/EG/KOM(2013)920 zur Verringerung nationaler Emissionen fordert eine enge Abstimmung der Bereiche Emissionsreduktion und Luftqualität sowie Klimawandel und Schutz der Biodiversität (EU 2013). Neue strategische Ziele bis 2030 werden vorgegeben, um das langfristige EU-Ziel mit einer Luftqualität zu erreichen, das frei ist von Schädigungen und Risiken für Mensch und Umwelt. Hierdurch soll die derzeitige EU-Regelung zur jährlichen Begrenzung der nationalen Luftschadstoffemissionen ersetzt werden (Richtlinie 2001/81/EG; kurz auch „NEC-Richtlinie“; EU 2001). Zur Beurteilung der Schädigung des Pflanzenwachstums und der Biodiversität wird die Überwachung mittels O₃-flussbasierter kritischer Belastungswerte (*critical levels CL_{PODY}*) vorgeschlagen (EU 2013 Anhang V). Bei Überschreiten des jeweils für den Vegetationstyp anhand einer Dosis-Wirkungs-Beziehung festgelegten *critical levels* sollen Wachstumseinbußen prognostiziert werden.

Die gesetzliche Regelung zum Schutz der Vegetation vor O₃-Belastung (EU-Richtlinie 2008/50/EG, umgesetzt 39.SchV vom 2. August 2010 (BImSchV 2004); EU 2008) stützt sich derzeit noch auf Bewertungsmethoden nach dem *critical level*-Konzept *CL_{AOT40}*, welchem konzentrationsbasierte (d.h. auf externe Exponierung bezogene) O₃-Schwellenwerte zugrunde liegen. Dieser sogenannte AOTX-Ansatz (AOTX „accumulated ozone exposure over a threshold of X ppb [O₃]“) basiert auf akkumulierten O₃-Konzentrationen der Umgebungsluft und der Annahme, dass bis zu einer Höhe

von X ppb [O₃] keine Schädwirkungen an der Vegetation in Europa auftreten. Entscheidend für die O₃-Wirkung auf die Pflanze ist jedoch nicht die extern auftretende O₃-Exposition, sondern insbesondere die O₃-Aufnahme in die Pflanze über die Spaltöffnungen. Die Menge an Ozon, welche als Fluss pro Zeit- und Flächeneinheit ins Blattinnere gelangt (= O₃-Dosis), ist relevant für die pflanzliche Stressreaktion. Es besteht inzwischen wissenschaftlicher Konsens, dass der stomatäre O₃-Fluss und somit die tatsächliche O₃-Aufnahme (O₃-Dosis) in die Pflanze über definierte Zeiträume als Grundlage eines *critical level*-Konzepts zum Schutz der Vegetation dienen sollte. Die phytotoxische O₃-Dosis (*POD_v*) ergibt sich aus dem akkumulierten stomatären O₃-Fluss oberhalb eines für den Vegetationstyp definierten, statistisch abgeleiteten Wirkungsschwellenwertes. Dieser spiegelt die Entgiftungskapazität von $v \text{ nmol [O}_3\text{] m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$ für eine bestimmte Zeit wider. Die Bestimmung der *POD_v* integriert die stomatäre Regulation unter dem Einfluss relevanter Umweltfaktoren.

5.1.5 Ziel der Studie

Die aktuellen Kenntnisse zu den Risiken der steigenden Belastung durch bodennahes Ozons für die Vegetation implizieren für die Zukunft eine sinkende Produktionsleistung in land- und forstwirtschaftlichen sowie in natürlichen Ökosystemen mit unsicheren Auswirkungen auf die biologische Vielfalt. Dies führt voraussichtlich zu wirtschaftlichen Einbußen bei den Ertragspflanzen, Veränderungen im Artenspektrum sowie einer Gefährdung der Wälder als langfristige Kohlenstoffspeicher. Eine Beeinflussung der Ökosystemfunktionen und –dienstleistungen ist auf nationaler und globaler Ebene zu erwarten (Field et al. 2014). Innerhalb der EU wurde die Dringlichkeit zur Verringerung von Emissionen und zum Schutz der Vegetation und der Biodiversität erkannt, entsprechende Strategien und Richtlinien werden derzeit diskutiert.

Zunächst wird in der vorliegenden Studie der aktuelle Kenntnisstand zu Schädwirkungen von troposphärischem O₃ auf die biologische Vielfalt und die Wirkung auf Ökosystemfunktionen mittels einer umfassenden Literaturstudie dargestellt und bewertet (Teil II des Berichtes). In Teil I ist die Anwendbarkeit und Aussagekraft der derzeit verfügbaren O₃-konzentrations- und flussbasierten Ansätze (*AOT40* bzw. *POD_v*) zur Beurteilung des O₃-Risikos für die unterschiedlichen Vegetationstypen dargestellt. Das O₃-Risiko durch die stomatäre O₃-Aufnahme (flussbasierter Ansatz) wird anhand verschiedener Modelle (SVAT; CT) auf lokaler und regionaler Ebene bestimmt und die Modelle werden hinsichtlich ihrer räumlich-zeitlichen Aussagekraft analysiert. Die Ergebnissicherheit der Risikobewertung wird evaluiert, um daraus Empfehlungen für die Praxistauglichkeit und Umsetzung gesetzlicher Regelungen abzuleiten.

5.2 Beurteilung der derzeitigen Bewertungsansätze zur Risikoabschätzung der O₃-Wirkung

5.2.1 Die *critical level*- Ansätze *AOTX* und *POD_v* zur Risikoabschätzung der O₃-Wirkung

Bis zum Anfang der 1990er Jahre waren in Deutschland durchschnittliche Immissionskonzentrationen als Grundlage für die Einhaltung immissionsschutzrechtlicher Normen zum Schutz von Menschen und Vegetation gesetzlich verankert (Richtlinie 92/72/EWG über die Luftverschmutzung durch Ozon, EU 1992). Mit der Verabschiedung der Luftqualitätsrahmenrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft 96/62/EG im Jahr 1996 (EU 1996) wurden für die Beurteilung und Überwachung der Luftqualität neue Maßstäbe für einheitliche Methoden und Kriterien geschaffen, welche in den folgenden Tochterrichtlinien konkretisiert wurden. In der 3. Tochterrichtlinie 2002/3/EG (EU 2002; umgesetzt im 33. BImSchV vom 13. Juli 2004, BImSchV 2004) werden als Luftqualitätsziele für Ozon erstmals die konzentrationsbasierten *critical levels* *CL_{AOT40}* zum Schutz der Vegetation festgelegt, welche in leicht veränderter Form immer noch gelten (EU 2008). Das *critical level*-Konzept wurde für ökologische Belastungsgrenzen gegenüber verschiedenen Luftschadstoffen entwickelt und impliziert bei deren Überschreitung potentiell Schäden am Rezeptor (LRTAP Convention 2010). Wie im Vorschlag zur Änderung der

„NEC“-Richtlinie (EU 2008) für die Neubearbeitung der Richtlinie 2003/35/EG vorgesehen (EU 2003), sollen zukünftig zur Beurteilung der Schädigung des Pflanzenwachstums und der Biodiversität durch Ozon die Überschreitung flussbasierter *critical levels* CL_{PODY} als Leitindikatoren gelten.

Derzeit stehen somit zur Risikobeurteilung der O_3 -Wirkung nach dem *critical level*-Konzept zwei Bewertungsansätze zur Verfügung (siehe Fuhrer und Achermann 1999; Fuhrer et al. 1997, 2003; Mills et al. 2011b; LRTAP Convention 2010; Grünhage et al. 2011):

- der konzentrationsbasierte AOTX-Ansatz. Diesem liegt oberhalb eines festgelegten Schwellenwert X für „vorindustrielle“ O_3 -Belastung eine akkumulierte O_3 -Exponierung zugrunde, errechnet über einen definierten Zeitraum aus Stundenmittelwerten der O_3 -Konzentration, und
- der O_3 -flussbasierte $PODY$ -Ansatz. Dieser stellt die akkumulierte stomatare O_3 -Aufnahme in die Pflanze (d.h. die phytotoxisch relevante O_3 -Dosis) oberhalb eines festgelegten Fluss-Wirksamkeitsschwellenwerts γ (die Stressabwehr-Kapazität widerspiegelnd) über einen definierten Zeitraum dar.

Der konzentrationsbasierte *critical level* CL_{AOT40} -Ansatz ist ausschließlich für qualitative Risikoschätzungen als Indikator potentieller Schäden an sensibler Vegetation konzipiert und nicht um quantitativ Biomassereduktionen oder wirtschaftliche Einbußen zu prognostizieren (Fuhrer und Achermann 1999; Fuhrer et al. 1997; LRTAP Convention 2010). Für den flussbasierten *critical level* CL_{PODY} -Ansatz sind quantitative Risikoeinschätzungen (als % Biomassereduktion) oberhalb des für die Indikatorpflanze definierten Schwellenwertes möglich.

Die Grundlage der Dosis-Wirkungs-Beziehungen für die Indikatorarten zur Ableitung der *critical levels* bilden in beiden Bewertungsansätzen bis heute Experimente zumeist in Klima- oder „Open-Top“-Kammern aus den 1980/90er Jahren mit verschiedenen O_3 -Regimen unter artifiziellen Wachstumsbedingungen (Manning 2005; Mills et al. 2007; Pleijel et al. 2007; Hayes et al. 2007a; siehe auch Teil II dieses Berichtes, 1.3). In „Kammer“-Experimenten erfolgt die Anzucht der Versuchspflanzen in den Bodenraum beschränkenden Töpfen oder Containern zumeist in artifiziellen Substraten bei nicht-limitierender Nährstoff- und Wasserversorgung. Typischerweise waren Schädlingsbefall und pflanzliche Konkurrenz ausgeschlossen, während technisch bedingt auch mikroklimatische Unterschiede (v.a. hohe Luftzirkulation; hohe rel. Luftfeuchte) zur Freilandsituation unvermeidbar waren (Kolb & Matyssek 2001). „Kammer“-Experimente zur O_3 -Wirkung auf Waldbäume wurden darüber hinaus mit Sämlingen oder Jungpflanzen durchgeführt, was eine Extrapolation auf adulte Bäume im realen Waldbestand unmöglich macht (Matyssek & Sandermann 2003; Manning 2005). Eine Validierung der Dosis-Wirkungs-Beziehungen zur Ableitung der *critical levels* für die O_3 -Belastung durch experimentelle Feldstudien steht immer noch aus (zusammengefasst in Paoletti und Manning 2007). Das „Free Air“- O_3 -Begasungsexperiment im Kranzberger Forst ist bislang die einzige Feldstudie an adulten Waldbäumen (exemplarisch Buche und Fichte) zur Risikoeinschätzung der O_3 -Belastung (Nunn et al. 2002; Matyssek et al. 2010a,b; Pretzsch et al. 2010). Das Experiment diente der Validierung der o.g. Dosis-Wirkungs-Beziehungen und prognostizierten Biomasseverluste (nach Modelling and Mapping Manual, LRTAP Convention 2010) mit Bestätigung hoher Verluste bei Buche, und Bestätigung ausbleibender Verluste bei Fichte (Grünhage et al. 2012; 2013).

Für beide *critical level*-Ansätze (CL_{AOT40} , CL_{PODY}) wurden in der vorliegenden Studie lokale Risikoabschätzungen mit gemessenen O_3 -Konzentrationen und meteorologischen Eingangsdaten durchgeführt. Die *critical levels* CL_{PODY} für die Rezeptorarten Winterweizen, Buche/ Fichte, und Klee wurden mit SVAT-oder Regressions-Modellen (CRO_3PS , FO_3REST , $GRASSO_3$) errechnet und mittels Xylemfluss-Messung (cf. Matyssek et al. 2004, 2008, 2014a,b) für Buche und Fichte am

Referenzstandort Kranzberger Forst zusätzlich abgeleitet. Die regionalen Risikoabschätzungen wurden mit modellierten O_3 -Konzentrationen und meteorologischen Eingangsdaten (Raster ca. 8 km x 7 km) durchgeführt und die *critical levels* CL_{PODY} für die Rezeptorarten mit dem CT-Modell LOTOS-EUROS errechnet. Im Folgenden werden die beiden *critical level*-Ansätze hinsichtlich ihrer Aussagekraft und Praktikabilität basierend auf den Ergebnissen der vorliegenden Studie für die lokale und regionale Risikoabschätzung zusammenfassend beurteilt.

5.2.2 Beurteilung des AOTX-Ansatzes

Das Gefährdungspotential (Risiko) eines Stoffes für einen Organismus resultiert toxikologisch aus der inkorporierten Dosis (d.h. Aufnahme über einen Zeitraum) und dem resultierenden Ausmaß an Schädigung („effektive Dosis“; Dämmgen & Grünhge 1998; Musselman et al. 2006; Matyssek et al. 2008). Voraussetzung einer Dosis-Wirkungs-Beziehung ist die Kenntnis der aufgenommenen Dosis, woraus sich die effektive Dosis (=Sensitivität pro aufgenommener Dosis) ermitteln lässt (z.B. Dämmgen et al. 1993). Da die schädigende Wirkung bodennahen Ozons durch die Einwirkung auf innere Blattgewebe (Mesophyll) verbunden ist, stellt die O_3 -Konzentration der die Pflanze umgebenden Luft kein geeignetes Maß für die Risikobeurteilung der Vegetation dar (z.B. Grünhage und Jäger 1996; Massman et al. 2000; Skärby et al. 2004; Musselman et al. 2006; Matyssek et al. 2008). Die Beurteilung des O_3 -Risikos mittels des konzentrationsbasierten AOTX-Ansatzes berücksichtigt weder meteorologische, physikalisch-chemische, biochemische noch standorts- oder pflanzenspezifische Gegebenheiten und kann daher kein toxikologisches Gefährdungspotential widerspiegeln – der Ansatz basiert nicht auf der physiologisch relevanten, in die Pflanze aufgenommenen O_3 -Dosis.

Die derzeitige O_3 -Belastung in Deutschland führt zu deutlichen Überschreitungen der im Modelling and Mapping Manual (LRTAP Convention 2010) angeführten konzentrations- und flussbasierten *critical levels* (CL; siehe Kapitel 4.9.1). Für die Ableitung von Zielwerten für Schadstoffe, zur Vermeidung wesentlicher Auswirkungen und Gefahren für Mensch und Umwelt, ist es notwendig realistische Prognosen zur Schadstoffbelastung zu machen. Die Beurteilung der Auswirkungen linear steigender O_3 -Hintergrundbelastung mit dem AOT40-Ansatz führte zu einer signifikant höheren Steigerung des O_3 -Gefährdungsrisikos am Beispiel für Getreide im Vergleich zum POD_6 -Ansatz mit CRO_3PS (siehe Kapitel 4.11.1). Dagegen führte eine lineare Reduktion der O_3 -Hintergrundkonzentrationen um 10 ppb zu einer generellen Unterschreitung des konzentrationsbezogenen *critical level* CL_{AOT40} für landwirtschaftliche Kulturpflanzen (siehe Kapitel 4.10). Jedoch wurden die flussbasierten *critical levels* CL_{POD6} am Beispiel für Korn- und Proteintrag sowie 1000-Korngewicht selbst bei linearer Reduktion der O_3 -Konzentration um 15 ppb i.d.R. noch überschritten. Um die potentiellen Ertragsverluste von 10 % nicht zu übersteigen, müssten die O_3 -Konzentrationen gemäß des flussbasierten *critical level* CL_{PODY} -Konzeptes um ca. 25 - 30 % linear reduziert werden. Der konzentrationsbasierte AOTX-Ansatz eignet sich somit nicht für eine zuverlässige Abschätzung der notwendigen Reduktion der bodennahen O_3 -Konzentrationen zur Gewährleistung des Schutzes der Vegetation.

Messspezifische Unsicherheiten bei der Bestimmung der O_3 -Konzentration liegen üblicherweise im Bereich zwischen 2-5 % (siehe Kapitel 4.5). Ein Vergleich mit in Bestandshöhe gemessenen O_3 -Konzentrationen im Kranzberger Forst zeigte, dass bereits schon die Unschärfe durch die Messgenauigkeit bei der O_3 -Messung (ca. 2 %) bei der Berechnung der AOT40-Werte zu einer Ergebnisunsicherheit führt, die etwa der Gesamt-Ergebnisunsicherheit bei der POD_1 -Bestimmung für Buche entspricht.

Für nicht-wasserlimitierende Bedingungen wurde die potentielle Biomasseeinbuße durch die O_3 -Belastung bei Verwendung des AOTX-Ansatzes gegenüber dem $PODY$ -Ansatz generell z.T. deutlich unterschätzt. AOTX und $PODY$ zeigten gegensätzliche Sensitivität bezüglich des

Einflusses der Bodenfeuchte. Der *AOTX* tendierte zu einer Zunahme bei abnehmender Bodenfeuchte, wogegen *POD_Y* eher abnahm. Somit spiegelt *POD_Y* im Gegensatz zu *AOTX* die physiologische Reaktion der Pflanze realistisch wider – vermittelt durch das Schließen der Stomata bei eingeschränkter Wasserversorgung.

Insgesamt erwies sich *AOTX* für die Risikoabschätzung der O₃-Wirkung auf Vegetation und als Instrument für die Festsetzung langfristiger Zielwerte für bodennahes Ozon als unzureichend.

Eine Fortführung des *AOTX*-Ansatzes würde zunächst eine Änderung der Richtlinie 2008/50/EG zum Schutz der Vegetation vor O₃-Belastung erfordern (EU 2008). Nach den darin fixierten Vorschriften (LRTAP Convention 2010) wird der *AOT40-critical level* (CL_{AOT40}) mit den O₃-Konzentrationen in Bestandshöhe berechnet, was eine Transformation der in Referenzhöhe gemessenen O₃-Konzentrationen zur Bestandshöhe nötig macht. Ebenso sind die Vorschriften für die Akkumulationszeiträume zur Bestimmung des *critical-level* z.B. für Getreide anzupassen.

Eine Modifikation des *AOTX*-Ansatzes, die den *POD_Y*-Ansatz ersetzen könnte, ist wegen der grundlegenden konzeptionellen Unterschiede prinzipiell nicht möglich (siehe Kapitel 4.7),

- (i) da die *critical levels* CL_{AOT40} und CL_{PODY} unterschiedliche O₃-Konzentrationsbereiche und Akkumulationszeiträume berücksichtigen, und
- (ii) da *AOTX* als pflanzenexterne Konzentrationsakkumulation des Ozons sich von der tatsächlich aufgenommenen und stomatabeeinflussten, pflanzeninternen O₃-Dosis grundsätzlich unterscheidet.

5.2.3 Beurteilung des *POD*-Ansatzes

Der flussbasierte *POD_Y*-Ansatz berücksichtigt physikalisch-chemische, standortsspezifische (inkl. meteorologischer) sowie biochemisch-physiologische Pflanzenparameter, und gibt die aufgenommenen O₃-Dosis am potentiellen Wirkungsort (Membrane/Interzellularen der Stomata) an. Dies erlaubt nach den grundlegenden Regeln der Toxikologie die Herstellung eines Zusammenhangs zwischen Dosis und Wirkung (vgl. z.B. Grünhage & Jäger 1996; Dämmgen & Grünhage 1998).

Die *critical levels* CL_{PODY} basieren auf denselben, in Kap. 5.2.2 genannten artifiziellen „Kammer“-Experimenten unter kontrollierten Bedingungen aus den 1980/90er Jahren, welche derzeit immer noch die dominierende Grundlage für die Dosis-Wirkungs-Beziehungen der Indikatorarten sind. Die Dosis-Wirkungs-Beziehung hinsichtlich Produktionseinbußen ist für Getreide generell, insbesondere für die heute genutzten Weizensorten, nicht validiert (die in den früheren Experimenten der 1980/90er Jahre verwendeten Weizensorten sind heute zumeist nicht mehr im Anbau). Hinzu kommt, dass moderne Sorten durchaus empfindlicher auf O₃ reagieren können, als ältere Sorten. Für Grünland sind die Dosis-Wirkungs-Beziehung sowie zentrale Modellparameter nicht validiert. Die vielfältige Artenzusammensetzung von Grünland resultiert in sehr unterschiedlichen Bestandscharakteristika, was die Modellparametrisierung und die Vorschriften für die Modellanwendung erschwert.

Für Buche und Fichte konnte kürzlich eine Validierung der mittels *critical level* CL_{PODY} prognostizierten Produktionseinbußen auf der Basis der Zuwachs-Messungen im „Free-Air“-O₃-Begasungsexperiment im Kranzberger Forst erfolgen (Grünhage et al. 2012, 2013; Kapitel 4.1.4.4).

Eine Validierung der modellierten stomatären O₃-Aufnahme steht jedoch noch aus. Eine direkte Bestimmung der O₃-Aufnahme für die gesamte Belaubung ist mit der Methode der Xylemfluss-Messung an Bäumen möglich (Matyssek et al. 2004, 2008, 2015), wie Ergebnisse zu verschiedenen Waldstandorten bereits demonstrieren (Kühn et al. 2015). Die Bezugsgröße für die Modellierung des *POD_Y* und die Ableitung der *critical levels* aus den Dosis-Wirkungs-Beziehungen ist jedoch die sonnenexponierte Belaubung. Eine einheitliche Skalierung der stomatären O₃-Aufnahme für

Waldbäume von sonnenexponierter zu gesamter Belaubung, wie es die Validierung erfordern würde, ist derzeit aufgrund von Modelllimitierungen und fehlender Messdaten nicht möglich.

Zahlreiche Studien an verschiedenen Pflanzenarten während der letzten 10 Jahre haben gezeigt, dass der flussbasierte POD_Y deutlich belastbarere Beziehungen zwischen aufgenommener O_3 -Dosis und beobachteten Schädigungen hervorbrachte als der $AOTX$ -Ansatz (Mills et al. 2011b,c). 2010 wurden die critical levels zum Schutz sensitiver Vegetation von der LRTAP Convention überarbeitet und für Indikatorarten unterschiedlicher Vegetationstypen flussbasierte Belastungsgrenzen festgelegt (Mills et al. 2011a,b; LRTAP Convention 2010).

Für Vegetationstypen und Arten charakteristische O_3 -Flüsse wurden statistisch abgeleitet, die nach Aufnahme noch eine Entgiftung des aufgenommenen Ozons im Apoplasten zulassen (LRTAP Convention 2010). Abschätzungen der effektiven O_3 -Dosis, also der Sensitivität der Pflanze pro Einheit aufgenommener Dosis, liegen derzeit mangels geeigneter Datensätze noch nicht vor (Matyssek 2012; Matyssek 2013a,b; Matyssek et al. 2013a,b,c; Matyssek et al. 2015).

Fallstudien mit verschiedenen O_3 -Belastungen an Rezeptorarten dienen der Erweiterung der Kenntnisse zu den mechanistischen Abläufen und schließlich der Verbesserung von Modellen. Zudem ist die Validierung des flussbasierten POD_Y -Ansatzes für verschiedene Vegetationstypen eine grundlegende Voraussetzung für die Anwendungsempfehlung. Ableitung und Festlegung nationaler und internationaler Richtlinien zum Schutz der Vegetation richten sich stets nach den neuesten wissenschaftlichen Erkenntnissen und werden fortlaufend aktualisiert.

5.3 Lokale und regionale Risikoabschätzung

5.3.1 Beurteilung der verwendeten Methoden zur lokalen O_3 -Risiko-Beurteilung

Für die lokale Risikoabschätzung der O_3 -Belastung verschiedener Rezeptorgruppen der Vegetation anhand des POD_Y -Ansatzes wurden die SVAT- oder Regressions-Modelle CRO_3PS , FO_3REST und $GRASSO_3$ in unserer Studie teilweise validiert und für den behördlichen Einsatz weiterentwickelt. Hinsichtlich routinemäßiger Anwendung wurde der $POED_X$ -Ansatz als Modifikation des bisher in den SVAT- oder Regressions-Modellen verwendeten POD_Y -Ansatzes erstellt (Kapitel 4.1.2.1). Durch Normierung kann die rezeptorspezifische stomatare O_3 -Aufnahme der Sonnenblätter in die phytotoxisch relevante O_3 -Expositions-konzentration $POEC$ umgerechnet werden, d.h. in den Anteil der O_3 -Expositions-konzentration in Bestandshöhe, der im Rezeptor wirksam ist. Die phytotoxisch wirksame O_3 -Expositions-konzentration $POEC$ abzüglich einer rezeptorspezifischen Schwellenkonzentration und integriert (akkumuliert) über den Beurteilungszeitraum ergibt $POED_X$, die proportional zu POD_Y ist. Während im $AOTX$ -Ansatz die O_3 -Expositions-konzentration in Bestandshöhe ohne Berücksichtigung der Senkenstärke des Rezeptors verrechnet wird, beruhen POD_Y und $POED_X$ auf dem Anteil der O_3 -Expositions-konzentration in Bestandshöhe, der über die Stomata aufgenommen wird. Eine Vereinfachung ohne nennenswerte Qualitätseinbuße wird mit dem $aPOD_Y$ -Ansatz (approximative Phytotoxische O_3 -Dosis) vorgestellt (Kapitel 4.6.5), welcher zur O_3 -Risikobeurteilung neben der O_3 -Konzentration lediglich die Lufttemperatur als Eingangsparameter in räumlich repräsentativer und hinreichend guter Qualität von den Überwachungsnetzen benötigt. Die so vereinfachten Modelle werden als $sCRO_3PS$, sFO_3REST bzw. $sGRASSO_3$ bezeichnet ("s" steht hierbei für "simplified"). Die resultierenden stomataren O_3 -Aufnahmen werden als "approximativ" interpretiert und die akkumulierten Dosen als approximative Phytotoxische O_3 -Dosen, $aPOD_Y$, bezeichnet. $aPOD_Y$ -Werte können für eine erste orientierende Beurteilung des O_3 -Risikos im Hinblick auf Überschreitung der *critical level* bzw. der Zielwerte für die Vegetation herangezogen werden. Eine realistische Beurteilung der O_3 -Gefährdung der Vegetation erfordert die Anwendung der komplexeren Modellansätze CRO_3PS_{SVAT} , CRO_3PS , FO_3REST bzw. $GRASSO_3$. Neben der O_3 -Konzentration wird von den Überwachungsnetzen damit lediglich die Lufttemperatur in räumlich repräsentativer und hinreichend guter Qualität zur O_3 -Risikobeurteilung benötigt.

Da der konzentrationsbasierte *AOT40*-Ansatz die meteorologischen, physikalisch-chemischen und biochemischen Umgebungsbedingungen nicht berücksichtigen kann, ist dieser aus ökotoxikologischer Sicht unzureichend. Der flussbasierte *POD_Y*-Ansatz spiegelt die stomatäre O₃-Aufnahme wider und ist daher ein toxikologisch relevantes Instrument zur Einschätzung des Gefährdungspotentials. Auch im vom Deutschen Bundesrat zugestimmten Richtlinienentwurf zur Aktualisierung der NEC-Richtlinie wird als Leitindikator zur Beurteilung der Schädigung des Pflanzenwachstums und der Biodiversität durch Ozon die Überschreitung flussbasierter kritischer Belastungswerte festgesetzt (EU 2013). Die Überwachung des O₃-Risikos für die Vegetation wird somit zukünftig voraussichtlich über den flussbasierten *POD_Y*-Ansatz (*CL_{POD_Y}*) erfolgen müssen.

Für die lokale Risikoabschätzung der O₃-Belastung wird daher die Anwendung der SVAT- oder Regressions-Modelle *CRO₃PS* und *FO₃REST* zur Bestimmung des *POD_Y* für die Rezeptorgruppen Getreide und Wald empfohlen. Für Grünland kann aufgrund der Unsicherheiten bei der Wahl einer geeigneten Rezeptorart und der Parametrisierung und damit der Gültigkeit der Dosis-Wirkungs-Beziehung (siehe Kapitel 4.1.4) derzeit nur ein qualitatives Risiko abgeschätzt werden.

Die Europäische Luftreinhaltepolitik erfordert die Überwachung der Auswirkungen von Schadstoffen in der Umwelt anhand repräsentativer, ortsfester Messstationen (EU 2008). Für quantitative Risikoanalysen zum Schutz der Vegetation vor O₃-Belastung ist eine qualitativ hochwertige Messung der Eingangsgrößen (O₃-Konzentration, meteorologische Größen) an regional repräsentativen Messstationen im ländlichen Raum erforderlich. Lückenlose Datensätze sind mit routinemäßiger geeigneter Fehlwertersetzung sicherzustellen. Als Eingangsdaten für die Modellierung sollten die Messung der O₃-Konzentration und der meteorologischen Daten idealerweise von derselben Messstation stammen. Die Auswertungen (Kapitel 4.4) im Rahmen dieser Studie ergaben, dass von den rund 80 Luftmessstationen (mit Erfassung der O₃-Konzentration) im ländlichen Raum mehr als die Hälfte nicht über die für den *POD_Y*-Ansatz erforderlichen meteorologische Messungen verfügen, für ca. ein Drittel meteorologische Messungen in 5 km Entfernung und für ca. 60 % in 10 km Entfernung existieren. Nur rund ein Viertel der Luftmessstationen verfügt über meteorologische Messungen inklusive der Niederschlagsmengen. Insgesamt ist daher eine Ausweitung des derzeitigen Messnetzes im ländlichen Raum notwendig. Aus mikrometeorologischen Gründen sind die Messstationen über kurzem Gras etabliert. Da zur Berechnung der stomatären O₃-Aufnahme die O₃-Konzentration in Bestandshöhe erforderlich ist, in den lufthygienischen Messnetzen die O₃-Konzentrationen aber nicht dort gemessen wird, wurden Transformationsverfahren zur Umrechnung von Mess- auf Bestandshöhe für die Praxis entwickelt und validiert (Kapitel 4.2). Während die Anwendung eines Depositionsmodells mit Berücksichtigung der atmosphärischen Schichtungsverhältnisse die Realität am besten widerspiegelt, ist die Transformation der relevanten Größen über Regressionsansätze als ein vereinfachter Ansatz zur Berechnung der stomatären O₃-Aufnahme zu interpretieren. Besonders für die Rezeptorgruppe Wald ist die Messung der Eingangsdaten in Bestandshöhe oder direkt darüber zu fordern.

Die gegebenen Messgenauigkeiten der Eingangsgrößen führten für Getreide, Buche und Fichte zu einer mittleren prozentualen Streuung des *POD₀* von 2,5 %, 3,6 % und 3,8 % vom Messwert (*POD₆*: 8,0 %, *POD₁* Bu: 4,8 %, *POD₁* Fi: 5,5 %; Kapitel 4.5). Neben dem Einfluss des Bodenwassergehalts werden die *POD*-Werte vor allem durch die Messgenauigkeit der O₃-Konzentration sowie der Luftfeuchte bestimmt. Die Messgenauigkeit der O₃-Konzentration führt für den *AOTX*-Ansatz zu einer Streuung von 8,3 % gegenüber dem „gemessenen“ Wert.

Der Einfluss des Bodenwassergehalts auf die stomatäre O₃-Aufnahme erfolgt durch die Implementierung eines entsprechenden Modulmoduls innerhalb der SVAT- oder Regressionsmodelle (Kapitel 4.3). Für die Berücksichtigung des Bodenwassergehalts bei Weizen und Waldbäumen wurden einfache, einschichtige Bodenwassermodelle in *CRO₃PS* und *FO₃REST* implementiert. Die Abschätzung mittels Regressionsansätzen spiegelt näherungsweise den Einfluss des

Bodenwassergehalts auf die O₃-Aufnahme wider. Hierzu sind standortsspezifische Informationen zur maximalen nutzbaren Feldkapazität oder zur Bodenart und Horizontierung notwendig. Setzt man homogene Bodenprofile für die zu bewertenden Standorte voraus, können die realen Verhältnisse nur ungenügend beschrieben werden. Die *critical levels* wurden zum Schutz des sensitivsten Elements in einem Ökosystem etabliert (LRTAP Convention 2010). Damit ist der Schutz der Vegetation mit „*worst-case*“-Risikostudien unter der Annahme uneingeschränkter Bodenwasserversorgung und damit nicht-limitierter O₃-Aufnahme durch die Stomata gewährleistet.

5.3.2 Beurteilung der verwendeten Methoden zur regionalen O₃-Risiko-Beurteilung

5.3.2.1 Vergleich des LOTOS-EUROS mit dem EMEP-Modell

Ein Vergleich der in unserer Studie verwendeten regionalen Modelle zeigte, dass mit dem EMEP-Modell (European Monitoring and Evaluation Programme) für Weizen deutlich höhere AOT40-Werte berechnet werden wie mit dem LOTOS-EUROS-Modell. Auch die AOT40-Werte für Laubbäume sind bei EMEP höher als bei LOTOS-EUROS. Beide Modelle berechnen für Deutschland ansteigende AOT40-Werte von Nord nach Süd. Die routinemäßig berechneten, zur Verfügung gestellten digitalen EMEP-Karten folgen nicht strikt den Vorgaben des Mapping Manuals (LRTAP Convention 2010) und sind daher nur eingeschränkt vergleichbar mit den LOTOS-EUROS-Ergebnissen. Insbesondere die im EMEP-Modell verwendeten Akkumulationszeiträume für Weizen sind deutlich kürzer als im Mapping Manual. Vor allem die durch das EMEP-Modell modellierten höheren O₃-Konzentrationen, von denen nicht bekannt ist, ob sie auf Bewuchshöhe transformiert wurden, führen zu den höheren AOT40-Werten. Auch die flussbasierten Ergebnisse sind nur bedingt vergleichbar, da im EMEP-Modell zum einen nicht die im Mapping Manual vorgegebenen Schwellenwerte für die Akkumulation verwendet wurden und zum anderen unterschiedliche Werte bei der Parametrisierung des *PODY*-Ansatzes benutzt wurden. Für Nutzpflanzen sind die mit dem EMEP-Modell berechneten O₃-Flüsse wegen des niedrigen *critical level* CL_{PODY} (3 nmol m⁻² PLA s⁻¹ im Gegensatz zu 6 nmol m⁻² PLA s⁻¹ des Mapping Manuals; LRTAP Convention 2010) deutlich höher als diejenigen des LOTOS-EUROS-Modells, für Laubbäume sind die Flüsse in etwa vergleichbar.

Insgesamt ist das mit dem EMEP-Modell berechnete O₃-Gefährdungspotenzial in Deutschland vor allem für Weizen sowohl auf Basis des konzentrationsbezogenen AOT40-Ansatzes wie auch auf Basis des Fluss-bezogenen Ansatzes *PODY* deutlich größer als das mit LOTOS-EUROS auf Basis des nach dem Mapping Manuals berechneten Gefährdungspotenzials.

5.3.2.2 Indikationen für das O₃-Risiko in Deutschland – Vergleich der Ergebnisse der regionalen und lokalen Modellierung

Der *PODY*-Zielwert (*target value* TV_{PODY}) für Buche, Fichte und Klee wird nach den Berechnungen mit LOTOS-EUROS in Deutschland nahezu flächendeckend überschritten (roter Bereich; potentielle Ertragsverluste). Der *PODY*-Zielwert TV_{PODY} für Weizen wird dagegen nur in Teilen von Deutschland überschritten. Der Großteil von Deutschland liegt nach dem Ampelsystem für Weizen im gelben Bereich (geringes Risiko für Ertragsverluste). Für Buche liegen die prognostizierten potentiellen Ertragsverluste zwischen 9 und 42 %, bei der Fichte zwischen 2 bis 10 %. Die potentiellen Ertragsverluste für Klee liegen zwischen und 31 bis 90 %. Im Jahr 2006 macht sich die Berücksichtigung des Einflusses der Bodenfeuchte in Deutschland nur geringfügig bemerkbar. Im Jahre 2010 ist der Einfluss der Bodenfeuchte deutlich in den Feldverteilungen der O₃-Flüsse zu erkennen. Der Einfluss der Bodenfeuchte als O₃-flussreduzierender Parameter in trockenen Regionen macht sich in dem dreistufigen Ampelsystem nur bei Weizen bemerkbar.

An 43 Luftmess-Stationen wurde für die Rezeptortypen das lokale O₃-Risiko unter Verwendung der SVAT-/Regressions-Modelle analysiert (Kapitel 4.9). Die Risikoindikation (unter Berücksichtigung des aktuellen Bodenwassers) für Weizen, Klee, Buche und Fichte sind bei Verwendung des Ampelsystems weitgehend konsistent mit den regional modellierten Werten (s.o.). Für die „*worst*

case“- Bedingungen (nicht limitiertes Bodenwasser) wird der POD_Y -Zielwert (*target value* TV_{PODY}) für Weizen größtenteils deutlich überschritten, was entgegen der Prognosen der regionalen Modellierung ein hohes Risiko für potentielle Ertragsverluste indiziert.

Die konkreten ortsbezogenen POD_Y -Werte, welche gemäß der NEC-Richtlinie und deren voraussichtlichen Änderungen gefordert sind, differieren zum Teil beträchtlich von den flächenintegrierenden ($8 \times 7 \text{ km}^2$) POD_Y -Werten der regionalen Modellierung.

5.3.2.3 Empfehlung zur Anwendung der regionalen Modelle

Im Vergleich zum EMEP-Modell arbeitet das LOTOS-EUROS-Modell mit einer höheren räumlichen Auflösung, wodurch eine größere Differenzierung der Kartierung erreicht wird. Weiterhin entsprechen die im LOTOS-EUROS-Modell verwendeten Ansätze zur Berechnung des O_3 -Flusses den Vorschriften des Mapping Manuals, was im EMEP-Modell nach dem gegenwärtigen Stand nur zum Teil der Fall ist.

Das LOTOS-EUROS-Modell wird inzwischen vom Umweltbundesamt für die kontinuierliche Kartierung der N-Deposition verwendet. Da N-Deposition und O_3 -Belastung interagieren, ist es aus Konsistenzgründen angebracht, beide Größen mit demselben Modell zu bestimmen. Unsere Empfehlung ist daher, für zukünftige O_3 -Risiko-Kartierungen in Deutschland das LOTOS-EUROS-Modell zu verwenden. Eine Erhöhung der räumlichen Auflösung der Eingangsdaten (meteorologische, bodenkundliche, hydrologische Daten) würde die Modellierung der O_3 -Verteilung und Berücksichtigung des Einflusses der Boden- und Bewuchs-Eigenschaften auf den O_3 -Fluss deutlich verbessern können. Zur Erhöhung der Modellsicherheit sollte die Methode der Datenassimilation, d.h. eine Verknüpfung von Modell- mit Messergebnissen, z.B. beruhend auf einer optimalen Interpolation, herangezogen werden.

Für eine lokale Beurteilung des O_3 -Risikos oder den direkten Vergleich mit örtlichen Punktmessungen sollten bevorzugt die Ergebnisse eines kleinräumigen, ortsbezogenen Modells verwendet werden.

5.3.3 Vorschläge zur zukünftigen Durchführung von Risikobewertungen auf unterschiedlichen räumlichen Skalen

Ausschließlich Risikoanalysen auf Basis stomatärer O_3 -Aufnahmen (flussbasierter POD_Y -Ansatz) sind toxikologisch relevant und spiegeln das Gefährdungspotential realistisch wider. Der konzentrationsbasierte ATO40-Ansatz berücksichtigt die meteorologische, physikalisch-chemische und biochemische Realität nicht und ist demnach aus ökotoxikologischer Sicht unzureichend. Im kürzlich vom Deutschen Bundesrat zugestimmten Richtlinienentwurf zur Aktualisierung der NEC-Richtlinie wird als Leitindikator zur Beurteilung der Schädigung des Pflanzenwachstums und der Biodiversität durch Ozon die Überschreitung flussbasierter kritischer Belastungswerte festgesetzt (EU 2013). Die Europäische Luftreinhaltepolitik fordert die Überwachung der Auswirkungen von Schadstoffen in der Umwelt an Hand repräsentativer, ortsfester Messstationen (vgl. RL 2008/50/EG, EU 2008). Eine Richtlinien-konforme Überwachung des O_3 -Risikos für die Vegetation muss somit künftig auf lokaler Ebene über den flussbasierten POD_Y -Ansatz an repräsentativen Standorten von Ökosystemen erfolgen. Die derzeitige räumliche Verteilung der als Messstationen im ländlichen Raum klassifizierten Stationen der lufthygienischen Messnetze des Bundes und der Länder erfüllt derzeit noch nicht die Voraussetzungen für das im Entwurf der neuen NEC-Richtlinie geforderte repräsentative Netz von Überwachungsstellen für die zu beurteilenden und zu schützenden Ökosystemausschnitte.

Ziel der O_3 -flussbasierten *critical levels* ist es, den Schutz der Vegetation, d.h. der verschiedenen terrestrischen Ökosysteme, zu gewährleisten. Berücksichtigt man die Datengrundlage für die im Modelling and Mapping Manual (LRTAP Convention 2010) beschriebenen Fluss-Wirkungs-

Beziehungen wird deutlich, dass konkrete standortbezogene, realistische Ertrags-/Biomasseverlustabschätzung in Folge der O₃-Belastung nicht möglich sind. Die nach dem im Modelling and Mapping Manual beschriebenen Verfahren ermittelten Ertrags-/Biomasseverluste müssen demnach als potentielle Verluste interpretiert werden. Da Weizen, Grünland und Buchen-/Fichtenwälder *per se* jeweils in ihren Eigenschaften sehr variieren, wird empfohlen, Referenzsysteme für die Risikobeurteilung zu definieren und gegenüber diesen Risikobeurteilungen durchzuführen.

Die in der vorliegenden Studie geprüften SVAT- (CRO₃PS_SVAT, CRO₃PS_SVATneutral) und Regressions-Modelle (CRO₃PS, FO₃REST_beech, FO₃REST_spruce, GRASSO₃) sind bisher nur teilweise (CRO₃PS, FO₃REST) oder nicht validierbar (GRASSO₃). Die im Mapping Manual vorgeschriebene Parametrisierung für Dosis-Wirkungs-Beziehungen orientiert sich an Durchschnittswerten verschiedener Arten aus der Literatur oder nicht mehr verwendeten Sorten. Die experimentelle Datengrundlage für eine zuverlässige Parametrisierung sowie Validierung anhand von Freilanduntersuchungen an erforderlichen Arten und Ökosystemen existiert derzeit nicht. Eine Validierung der Biomasseverluste war bislang nur für Buche/Fichte möglich (Grünhage et al. 2012, 2013), die Datenbasis für die Validierung der O₃-Aufnahme ist gegenwärtig jedoch nicht ausreichend. Validierungsexperimente zur Absicherung der Dosis-Wirkung-Funktionen (d.h. Validierung für Biomasseverluste und O₃-Aufnahme) für Weizen und Klee, als die am sensitivsten auf O₃-Belastung reagierende Grünlandart, fehlen derzeit ebenso. Insbesondere für extensiv bewirtschaftete Grünlandökosysteme, welche sich durch hohe Biodiversität auszeichnen, ist die Datenlage insgesamt ungenügend.

Ohne Erweiterung der experimentellen Basis durch entsprechende Feldstudien sind realistische Abschätzungen des O₃-Einflusses auf die Biodiversität nicht möglich.

Momentan wird von uns die Anwendung der SVAT- (CRO₃PS_SVAT, CRO₃PS_SVATneutral) und Regressionsmodelle (CRO₃PS, FO₃REST_beech_leaf, FO₃REST_spruce_leaf, GRASSO₃) für die lokale O₃-Risikobewertung **mittelfristig** als geeignetes Instrument empfohlen (d.h. für einen Übergangszeitraum bis zur Schaffung einer gesicherten Datengrundlage zur Beurteilung des O₃-Gefährdungspotentials). Zeitnah müssen zur Gewährleistung der erforderlichen Eingangsdaten ausreichend und geeignete Messstationen im ländlichen Raum etabliert werden.

Gleichzeitig sollten die oben genannten **mittelfristig** empfohlenen Modelle anhand der geforderten experimentellen Datenbasis validiert und für weitere Rezeptorarten, die Relevanz für zu schützende Ökosysteme besitzen, angepasst werden. Nur auf diese Weise sind realistische quantitative Risikobeurteilungen zu gewährleisten.

Regionale Risikoabschätzungen der O₃-Belastung mit LOTOS-EUROS werden als ergänzendes Instrument empfohlen, um Aussagen über relative regionale Unterschiede des O₃-Risikos für die verschiedenen Rezeptorarten zu treffen und zu visualisieren. Für belastbare quantitative Aussagen zur O₃-Belastung auf lokaler Ebene ist dieser Ansatz derzeit noch nicht geeignet. Die Schnittstellen zwischen klein- und großräumigen Modellen der O₃-Risikobestimmung sind funktionell quantitativ auszuarbeiten.

Langfristig müssen regionale und lokale O₃-Risiko-Modelle eingesetzt werden, basierend auf räumlich hochaufgelöster meteorologischer Datenbasis zur Bestimmung der O₃-Konzentration, mechanistischer Kenntnis ökosystemarer Prozesse sowie experimentell validierter Parametrisierung. Derartige Instrumente sind Voraussetzung für eine im gesamten europäischen Raum harmonisierte Überwachung und Risikobeurteilung der O₃-Belastung. Die Überwachung an ortsfesten Stationen ist aber dennoch unerlässlich für die Beurteilung des konkreten Risikos, und sollte nach Etablierung und Einführung der oben genannten regionalen Modelle an repräsentativen Rezeptorsystemen weitergeführt werden.

5.3.4 Vorschläge für Zielwerte

Gemäß derzeit geltender Schwellenwerte für die O₃-Belastung zum Schutz der Vegetation stellt sowohl die heutige und wohl auch die zu erwartende zukünftige O₃-Belastung eine Gefährdung dar. In der Richtlinie 2008/50/EG über Luftqualität und saubere Luft für Europa wird als langfristiges Ziel ein AOT₄₀ von 6000 µg m⁻³•h (= 3000 ppb.h) im Zeitraum 1. Mai bis 31. Juli angestrebt (EU 2008). Am Beispiel der Zeitreihe der Station Linden des hessischen Luftmessnetzes wurde in dieser Studie gezeigt, dass zur Unterschreitung dieses regelmäßig überschrittenen Zielwertes die O₃-Konzentration um rund 15 ppb abnehmen müsste (Kapitel 4.10).

Die erforderliche Reduktion der O₃-Konzentration zum Erreichen des *critical level* CL_{POD6} für den Rezeptor Weizen müsste mehr als 20 ppb betragen, um den potentiellen Kornertragsverlust bei Weizen zu vermeiden (Kapitel 4.10). Die *critical level* CL_{POD1} für Buche und Fichte werden selbst bei einer 40 %igen Reduktion der O₃-Konzentration noch überschritten.

Obwohl die derzeit geltenden *critical levels* für die O₃-Belastung in den vergangenen Jahren für alle Vegetationstypen zum größten Teil weit überschritten wurden, wurden entgegen der Prognosen aus der land- und forstwirtschaftlichen Praxis keine O₃-bedingten Ertragsverluste gemeldet, während Ertragsverluste in der Literatur vielfach belegt sind (siehe z.B. Mills & Harmens 2011). Natürlich spielen neue Sorten und verbesserte Anbaumethoden eine entscheidende Rolle für die Ertragsentwicklung. Es stellt sich deshalb aber auch die Frage nach der Referenz, auf die sich die prognostizierten potentiellen Ertragsverluste beziehen könnten.

Die Arbeitsgruppe NA 134-03-03-02 "Wirkungen von Luftverunreinigungen auf die Vegetation" der Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN - Normenausschuss KRdL hat vorgeschlagen (Grünhage et al. 2011), die nach den Vorschriften des Modelling and Mapping Manuals (LRTAP Convention 2010) ermittelten Ertragsverluste als relativ zu jenen unter vorindustrieller O₃-Belastung anzusehen. In Anlehnung an die Richtlinie 2008/50/EG (EU 2008) werden nun anstelle der ursprünglich definierten *critical levels* Zielwerte (*target values TV*) vorgeschlagen (Kapitel 4.8), die an die O₃-Belastungssituation zu Anfang der 1980er Jahre angepasst sind. Mögliche genetisch bedingte Veränderungen der O₃-Empfindlichkeit der relevanten pflanzlichen Ökotypen im zeitlichen Verlauf bleiben dabei jedoch unberücksichtigt (Grünhage et al. 2011).

Folgende *POD_γ*-Zielwerte für Ozon werden daher gemäß Artikel 2 der Richtlinie über Luftqualität und saubere Luft in Europa (EU 2008) vorgeschlagen, um die Rezeptorgruppen vor potentiellen Wachstums- und Ertragsverlusten relativ zur Situation in den 1980er Jahren zu schützen:

- Der Dosis-Wirkungs-Beziehung (*POD₆* - Kornertrag) für den Rezeptortyp Getreide liegen Experimente aus den 1980/1990er Jahren in Finnland, Schweden, Belgien und Italien zugrunde (Pleijel et al. 2007; Piikki et al. 2008). Demnach koinzidiert ein *POD₆ critical level* von ca. 3 mmol m⁻² PLA mit Kornertragsverlusten in Höhe von 11 % bzw. Ertragsverlusten bezogen auf das 1000-Korngewicht in Höhe von 10 % gegenüber vorindustrieller Zeit. Die Arbeitsgruppe NA 134-03-03-02 hat deshalb bereits für den Rezeptor Weizen einen *POD₆*-Zielwert von 3 mmol m⁻² PLA vorgeschlagen, welcher als Obergrenze der O₃-Belastungssituation vor 1980 interpretiert wird (Grünhage et al. 2011).
- Für Buche wird auf Basis der Dosis-Wirkungs-Beziehung (*POD₁*-Biomasseverlust) ein Zielwert von 15 mmol m⁻² PLA empfohlen, der mit einem Produktivitätsverlust von ca. 15 % gegenüber vorindustrieller O₃-Belastungssituation korrespondiert.
- Für Fichte wird auf Basis der Dosis-Wirkungs-Beziehung (*POD₁*-Biomasseverlust) ein Zielwert von 16,5 mmol m⁻² LA empfohlen, der mit einem Produktivitätsverlust von 3,6 % korrespondiert.
- Für Klee wird ein Zielwert von 8,5 mmol m⁻² PLA ableitgeleitet. Auf Grund der geringen Validität der Datenbasis für die Dosis-Wirkungs-Beziehung des Rezeptors Klee wird von einer

quantitativen Beurteilung des O₃-Risikos abgesehen. Für den vorgeschlagenen Zielwert sind negative Auswirkungen auf die Biodiversität von Grünlandökosystemen nicht auszuschließen.

5.3.5 Prognosen zur Risikoentwicklung der zukünftigen O₃-Belastung im Klimawandel und Ableitung zum Schutz der Vegetation

Zahlreiche Studien belegen Ertragsverluste und wirtschaftliche Einbußen aufgrund der gegenwärtigen O₃-Belastung gegenüber der O₃-Belastungssituation in den 1980er Jahren oder in vorindustrieller Zeit (Vandermeiren et al. 2009; Hayes et al. 2007a,b; Mills et al. 2011a; Harmens et al. 2011; Avnery et al. 2011a,b). Die Spannbreite der Änderung der bodennahen O₃-Konzentration bis 2100 infolge des globalen Wandels liegt nach dem aktuellen IPCC-Report zwischen -13 und +15 ppb (IPCC 2013). Fallstudien, Analysen und Modellprognosen gehen von einer weiterhin negativen Wirkung der prognostizierten O₃-Belastung im Klimawandel auf terrestrische Ökosysteme aus (Avnery et al. 2011a,b; Ainsworth et al. 2012; Scholes et al. 2014). Eine Kompensationswirkung zukünftig steigender, wachstumsfördernder CO₂-Konzentrationen gegenüber O₃-bedingten Wachstumsreduktionen ist unwahrscheinlich (Sitch et al. 2007; Ainsworth et al. 2013; Scholes et al. 2014).

Für den AOT-Ansatz führen rein rechnerisch sinkende O₃-Konzentration zu linear sinkenden und steigende O₃-Konzentrationen zu linear steigenden AOT₄₀-Werten (Kapitel 4.11.1). Während ein Rückgang der O₃-Hintergrundkonzentration um 10 ppb, d.h. eine lineare Reduktion der derzeitigen O₃-Belastung um rund 10 %, zur Unterschreitung des AOT-critical level nach LRTAP Convention (2010) führt, ist zur Unterschreitung des langfristigen Ziels der Europäischen Luftqualitätsrichtlinie EU2008/50/EG (EU 2008) ein Rückgang der O₃-Hintergrundkonzentration um mehr als 15 ppb erforderlich (entsprechend linearer Reduktion der derzeitigen O₃-Belastung um rund 20 %). Diese unterschiedlichen Aussagen hinsichtlich des potentiellen ökologischen O₃-Risikos ergeben sich aufgrund der uneinheitlichen Definitionen zur Berechnung und Anwendung des CL_{AOT40} (LRTAP Convention 2010, EU 2008). Zur Gewährleistung des Schutzes der menschlichen Gesundheit müsste die O₃-Hintergrundkonzentration sogar um mehr als 20 ppb sinken (d.h. um deutlich mehr als 20 % linear abnehmen (EU 2008; Kapitel 4.10).

Simulationen mit den SVAT- und Regressions-Modellen unter Verwendung des POD_Y-Ansatzes zeigten bei steigenden O₃-Hintergrundbelastungen ein steigendes Risiko für die Vegetation (*critical level* CL_{PODY}, „worst-case“-Annahme bei nicht-limitierter Wasserversorgung; Kapitel 4.11.1). Eine Reduktion der O₃-Hintergrundbelastung in der im aktuellen IPCC-Bericht (IPCC 2013) angeführten Höhe führte jedoch weiterhin zu einer Überschreitung der flussbasierten *critical levels* (CL_{PODY}; Kapitel 4.10). Simulationsrechnungen mit CRO₃PS und FO₃REST ergaben, dass bereits die gegenwärtigen O₃-Konzentrationen um ca. 25 - 30 % linear reduziert werden müssten, damit die Zielwerte (*target value*) nicht überschritten werden („worst-case“-Beurteilung). Der *critical level* CL_{POD6} für Korntrag wird selbst bei einem Rückgang der Hintergrundkonzentration um 20 ppb nicht nachhaltig unterschritten (entsprechend linearer Reduktion der derzeitigen O₃-Belastung um 40 %).

Eine kürzlich erschienene Prognosestudie von Klingberg et al. (2014) zeigte dass bei moderatem IPCC-Klimawandel-/Emissions-Szenario die POD₁-Werte (20 Jahre-Durchschnitt 2040-2059, Fichte) in Europa rückläufig sein sollte, jedoch immer noch über den definierten *critical level* CL_{PODY} zum Schutz der Vegetation lägen, während die AOTX-Werte (20 Jahre-Durchschnitt 2040-2059) deutlich unter die *critical level* CL_{AOT40} sinken sollten. Jedoch sind solche Prognosen ihrerseits von vielen faktoriellen, nicht einschätzbaren Unsicherheiten behaftet, so dass rückläufige O₃-Belastung mittelfristig eher fragwürdig ist.

Wie schon im Kapitel 5.2.2 beschrieben eignet sich der konzentrationsbezogene AOT₄₀ weder für eine zuverlässige Abschätzung der notwendigen Reduktion der gegenwärtigen O₃-Konzentrationen

noch für Prognosen der zukünftigen Risikoentwicklung im Klimawandel hinsichtlich des Schutzes der Vegetation. In der vorliegenden Studie wurde am Beispiel Getreide gezeigt, dass der *AOT40*-Ansatz bei linear steigenden O_3 -Hintergrundbelastungen zu einer signifikant höheren Steigerung des O_3 -Gefährdungsrisikos führte als bei Anwendung des *POD*-Ansatzes, während eine lineare Reduktion der O_3 -Hintergrundkonzentrationen zu einer generellen Unterschreitung des *AOT40* führte. Zudem sind *critical level* CL_{AOT40} gemäß dem Modelling and Mapping Manual (LRTAP Convention 2010) für quantitative Abschätzungen zu Erträgen und wirtschaftlichen Verlusten nicht zulässig. Eine Berücksichtigung des beobachteten Trends der Zuwachssteigerungen in Wäldern bei FO_3 REST-modellierten Prognosen zu O_3 -bedingten Biomassezuwachseinbußen ist nach derzeitigem Kenntnisstand nicht möglich. (Pretzsch et al. 2014a). Erhöhte Temperaturen, CO_2 -Konzentrationen und Stickstoffeinträge könnten regional die Zuwachsreduktionen durch O_3 -Belastung kompensieren aber auch verstärken (Ainsworth et al. 2012). Hierzu sind Ausmaß und Ursachen der Zuwachsentwicklung unter dem Einfluss der verschiedenen Faktoren des Klimawandels und deren Wechselwirkungen nicht ausreichend verstanden (Matyssek et al. 2012a,b,c; Matyssek et al. 2013b,c, 2014a; Rötzer et al. 2013).

Insgesamt lässt sich schlussfolgern, dass zur nachhaltigen Unterschreitung des *POD_v*-Zielwertes (*target value* TV_{PODv}) zukünftig ein Rückgang der O_3 -Hintergrundkonzentration um mindestens 15 ppb erforderlich ist, entsprechend einer linearen Reduktion der derzeitigen O_3 -Belastung um 20–30 %.

5.4 Folgerungen, Perspektiven, Empfehlungen

5.4.1 Sind Ozon-Wirkungen vorhersagbar?

Was ist aus den im Projekt erarbeiteten Erkenntnissen zu folgern? Letztlich geht es um die ursache-wirkungsbezogene Risiko-Ermittlung durch anthropogen erhöhte, troposphärische O₃-Belastung für krautige und holzige Kultur- und Wildpflanzen, mit Bedarf an quantitativen Aussagen. Jedoch gilt für Ozon wie für jeden anderen Stressor, dass die in Pflanzen erzeugte Stressreaktion durch Interaktion mit weiteren einwirkenden Faktoren geprägt wird. Dies gilt nicht nur für abiotische und grundlegende wie Wasser, Nährelemente, Licht oder auch CO₂, sondern insbesondere für biotische, gegeben durch z.B. Konkurrenz mit Nachbarpflanzen, Mykorrhizierung, Boden-Mikroorganismen, Pathogene und den Genotyp der betrachteten Pflanze selbst (Matyssek et al. 2013a; siehe auch Teil II des vorliegenden Berichtes, Kapitel 5.3 und 5.5). Genotypen der gleichen Art können offensichtlich gegensätzlich auf erhöhte O₃- und CO₂-Regime reagieren (Kubiske et al. 2007), und eher das Konkurrenzzenario kann für die Reaktion bestimmend sein als das Gasregime (Navas et al. 1999; Poorter et al. 2001; Kozovits et al. 2005; Grams et al. 2012). Die Stressabwehr-Kapazität der Pflanzen variiert jahreszeitlich, altersbedingt und art-/genotypspezifisch mit teilweise gegensätzlichen Ergebnissen (Gayler et al. 2012), so dass Ozon als ein oxidativer Stressor gegenüber weiteren (z.B. Pathogene) abhärten kann (Bahnweg et al. 2005; Luedemann et al. 2005, 2009; Olbrich et al. 2010). Demgegenüber kann Trockenheit, ebenfalls oxidativen Stress erzeugend, O₃-Effekte auf Spaltöffnungsweiten überspielen (Löw et al. 2006) und in Fichte, nicht aber in Buche, unter O₃-Stress einen Dormanz-Zustand des Wurzelsystems hervorrufen (Nikolova et al. 2010). Auch noch im Jahr nach dem Trockenstress kann dieser in Fichte Wachstumshemmung bewirken (Pretzsch 2004), so dass atypische Interaktion mit O₃-Stress zu erwarten ist. Trotz vorherrschender, anthropogen erhöhter O₃-Belastung ist jedoch bemerkenswert, dass derzeit die Produktivität von Waldbeständen oftmals höher als mittels forstlicher Ertragstabellen zu erwarten ist (Pretzsch et al. 2014a,b). Ursachen hierfür können mannigfaltig sein. Vielleicht kompensieren erhöhte N-Deposition und steigende atmosphärische CO₂-Konzentration sowie Klimaerwärmung und zunehmende Vegetationsperioden den O₃-Stress, vielleicht erholen sich Wälder immer noch von früheren Übernutzungen. Auch sind die Ertragstabellen zu hinterfragen, die durch die „kleine Eiszeit“ und zeitlich begrenzte Datensätze geprägt sind (Spieker et al. 1996; Pretzsch et al. 2014a). Wahrscheinlich ist aber, dass die derzeit erhöht erscheinenden Walderträge ohne die Präsenz des anthropogenen O₃-Stress noch höher sein könnten.

Was ist also zu folgern für quantitative Prognosen von O₃-Risiken? Zunächst ist die große Plastizität des pflanzlichen Reaktionsverhaltens gegenüber O₃-Stress zu akzeptieren. Plastizität ist ein Kennzeichen des genetischen Potentials der Organismen und Grundlage der Evolution, und damit der Überlebensfähigkeit (Matyssek et al. 2012d; 2013d). Somit ist Plastizität auch Komponente der Reaktion auf O₃-Stress. Da aber bislang Mechanismen der Plastizität generell nur ansatzweise geklärt sind, ist zu konstatieren, dass (i) quantitative Vorhersagbarkeit und Bewertung von Risiken durch O₃-Stress als Komponente des Klimawandels derzeit nicht möglich sind. Dies beruht zudem (ii) auf dem unzureichenden Verständnis multi-faktorieller Interaktionen auf ökologisch repräsentativen Standorten für das Zustandekommen von O₃-Risiken.

Gibt es dennoch Orientierung für quantitative O₃-Risikobewertung? Wenngleich an gegebenen Feld-Standorten Kontroll-O₃-Regime fehlen, sind O₃-Wirkungen experimentell quantifizierbar und reproduzierbar. Ein experimenteller „Klassiker“ wurde von Vanderheyden et al. (2001) berichtet, die im Süd-Tessin/Schweiz Abkömmlinge von O₃-symptomatischen und asymptomatischen Genotypen der semi-natürlichen Holzpflanzen-Vegetation in Open-Top Kammern gefilterter oder ungefilterter Außenluft aussetzen. In Kammern mit ungefilterter Luft entwickelten nur die Abkömmlinge der symptomatischen Genotypen bei ähnlichem phänologischen Status O₃-Schädigung, wodurch zudem die „Koch’schen Postulate“ zum Nachweis des Ozons als Schaderreger erfüllt wurden. Auch für semi-

natürliche Grasland-Vegetation wurden an beispielhaften Arten O₃-dosisbezogene Produktionseinbußen experimentell quantifiziert (Mills et al. 2011; Hayes et al. 2012). Solche Nachweise erfolgten auch mittels ökologisch relevanter „Free-Air“ O₃-Begasungstechnologie auf Graslandebene (Volk et al. 2006; Bassin et al. 2007). Erheblich sind durch anthropogenes Ozon verursachte Ertragseinbußen im agrarischen Bereich (Mills & Harmens 2011), am Beispiel Weizen jährlich ca. 20 Mio. t europaweit, mit entsprechend finanziellen Verlusten von 2 bis 3 Mrd. Euro. Bedeutsam ist hierbei die verminderte Ertragsqualität, gegeben durch sinkenden Proteinertrag und Ernteindex (H. Pleijel, in Mills & Harmens 2011). Am meisten betroffen sind Frankreich, Deutschland und Bulgarien. Für ca. 16 weitere agrarische Arten wurden anthropogen O₃-bezogene Ertragsverluste von bis zu 30 % berichtet, mit teilweisem Verlust des Marktwerts durch makroskopische O₃-Symptome. Erkenntnisse im agrarischen Bereich beruhen teilweise auch auf ökologisch relevanter „Free-Air“ O₃-Begasungstechnologie (Long et al. 2004, 2005; Ainsworth et al. 2012; Tang et al. 2011). Besorgniserregend sind die agrarischen Einbußen im Kontext der Ernährungssicherheit angesichts der globalen Überbevölkerung von derzeit mehr als 7 Mrd. und bis 2050 wahrscheinlich 9 Mrd. Menschen, gegenüber weniger als 1 Mrd. vor ca. 1840 (Matyssek et al. 2013b, Matyssek und Lüttge 2013).

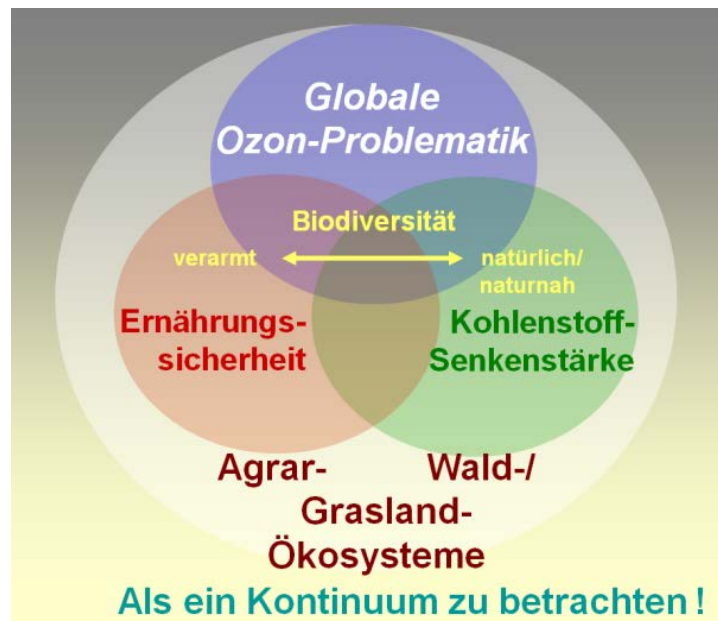
Für reale Waldbestände mit adulten Bäumen ist die experimentell gesicherte, quantitative Erkenntnisgrundlage zum O₃-Risiko extrem begrenzt – beschränkt auf den ca. 60 bis 70 Jahre alten Buchen-/Fichten-Mischbestand „Kranzberger Forst“ bei Freising (Matyssek et al. 2007, 2010a). Hier entwickelte Buche unter erhöhter O₃-Belastung gemittelt über acht Jahre einen Verlust an jährlicher Stammproduktivität von 44 % (Pretzsch et al. 2010). Die Stammproduktivität der Fichte verhielt sich neutral, wenngleich verzögerte O₃-verursachte Limitierung nicht auszuschließen war (Matyssek et al. 2010a). In beiden Baumarten führte O₃-Stress zu erhöhter Bodenatmung (Nikolova et al. 2010), und ließ sich die Stammproduktivität mit der stomatären O₃-Aufnahme (d.h. O₃-Dosis) in Beziehung setzen (Grünhage et al. 2012, 2013; Matyssek et al. 2015). Im Kranzberger Forst genauso wie im AspenFACE-Experiment und in einer Versuchsanlage in Finnland mit jeweils bis zu 10 Jahre alten Baumpflanzungen kam ökologisch relevante „Free-Air“ O₃-Begasungstechnologie zum Einsatz (Karnosky et al. 2001, 2007; Nunn et al. 2002; Werner & Fabian 2002). Auch die in den beiden anderen Anlagen ermittelten O₃-bedingten Befunde waren vielfältig, einschließlich quantifizierter Produktionseinbußen (Kubiske et al. 2007; Matyssek et al. 2010b; King et al. 2013; Talhelm et al. 2012; Lindroth 2010). Die aus der vorliegenden Studie hervorgehenden deutlichen Überschreitungen der *critical levels* CL_{PODY} für Grasland, als Repräsentant für Arten der (halb)-natürlichen Vegetation, lassen eine besondere Gefährdung von „Rote Liste-Arten“ in Deutschland erwarten. Zudem ist die Datenlage für die Risikomodellierung von Grasland insgesamt als unzureichend zu bewerten

5.4.2 Perspektiven

Abgesehen von der bereits oben angesprochenen, gefährdeten Ernährungssicherheit, welche weiteren globalen Aspekte der O₃-Problematik lassen sich ableiten? Die im Projekt dargestellten Wirkungen anthropogen erhöhter O₃-Regime auf die funktionelle Biodiversität (Schulze et al. 2002) haben globale Bedeutung sowohl für agrarische Ökosysteme (typischerweise verarmt an Biodiversität und potentiell stressanfällig) als auch für (semi-natürliche) Wald- und Graslandökosysteme (Abbildung 155) mit ihrer Bedeutung für C-Senkenbildung und C-Speicherung (Luysart et al. 2008; Pan et al. 2011). In letzteren Systemen, je naturnäher diese sind, kann die Biodiversität sehr hoch sein, mit derzeit nicht einschätzbarer Bedeutung für O₃-Toleranz (Kozovits & Bustamante 2013; Matyssek et al. 2014b). Dies gilt vor allem für tropisch-subtropische Ökosysteme. Auffällig ist die Kongruenz zwischen Regionen der (Sub-)Tropen mit hoher Biodiversität (Myers 1991) und den dort erwarteten neuen „Hot Spots“ erhöhter O₃-Belastung für den weiteren Verlauf des 21. Jahrhunderts (Sitch et al. 2007). Das Verständnis der funktionellen Biodiversität wird daher zum Schlüssel für ein

quantitatives Verständnis der globalen O₃-Problematik, Ernährungssicherheit und C-Speicherung integrierend. Agrar- und (semi-natürliche) Wald- und Grünlandökosysteme sind daher im Kontinuum der globalen O₃-Problematik zu betrachten (Abbildung 155).

Abbildung 155: Die globale O₃-Problematik basiert auf zwei Schwerpunktbereichen: (links) Risiken bei der Ernährung im Agrarökosystemen und (rechts) Risiken bei der C-Senkenstärke in natürlichen und naturnahen Waldökosystemen. In beiden Fällen ist die Bedeutung der Biodiversität nicht verstanden, wobei eine potentielle Verarmung der Biodiversität im Agrarbereich und eine potentiell hohe Biodiversität in manchen Waldökosystemen zu erwarten ist. Graslandökosysteme nehmen in der Gesamtprobatik eine vermittelnde Position ein. Daraus folgt, dass die globale O₃-Problematik als Kontinuum aus Agrar-, Wald und Grasland-Ökosystemen zu betrachten ist.



Eine Schlüsselstellung im besagten Kontinuum haben Landnutzungsänderungen (Knoke et al. 2013). Denn Vorläufersubstanzen der anthropogenen O₃-Bildung entstehen nicht nur aus Verbrennung fossiler Energie in Industrie und Straßenverkehr, sondern auch in global erheblichem Ausmaß durch Brandrodung vor allem tropisch-subtropischer sowie borealer Waldökosysteme (Monks et al. 2009). Somit trägt Brandrodung auf zwei Wegen zur Limitierung der globalen C-Senkenstärke bei – über CO₂-Freisetzung im Übermaß, Klimaerwärmung und induzierte Trockenperioden, und über O₃-Bildung. Anthropogenes Ozon ist daher eine intrinsische Komponente der Klimawandels und des Global Change (Matyssek et al. 2013a; 2014a). Globale Bedeutung ergibt sich auch aus Trajektorienrechnungen, die transkontinentale und hemisphärische O₃-Verbreitung in der Troposphäre innerhalb weniger Tage nachvollziehen (Newell & Evans 2000; Zheng et al. 2009). Modellrechnungen konstatieren seit dem Jahr 1900 eine in der Atmosphäre verbliebene C-Menge von 50 bis 100 Gt, die aufgrund der gestiegenen O₃-Belastung vom „Ökosystem Erde“ (vor allem den Wäldern) nicht gebunden werden konnte und klimawirksam ist (Sitch et al. 2007). Wenngleich solche Modelle unzureichend parametrisiert und validiert sind, scheinen sie zumindest von der O₃-verursachten Produktionseinbuße der Buche in der bisher einzigen, geeigneten Fallstudie „Kranzberger Forst“ bestätigt (Matyssek et al. 2010a). Eine solche C-Beladung der Atmosphäre ist gravierend gegenüber den jährlich 1 bis 2 Gt des „missing carbon“, der sich aus der globalen C-Bilanz errechnet und als zusätzliche C-Fixierung des „Ökosystems Erde“ unter der steigenden CO₂-Konzentration der Luft gedeutet wird (IPCC 2013). Begleitet werden die O₃-bedingten Veränderungen im globalen C-Fluss von solchen im Wasserfluss, ausgelöst durch die oft unter O₃-Stress beobachtete

Verengung der Spaltöffnungen, so auch in der europäischen und japanischen Buche (Löw et al. 2006; Kitao et al. 2009; Hoshika et al. 2013). Aufgrund der resultierend gesenkten Transpiration errechnen Huntingford et al. (2011) in einem globalen Ansatz Erhöhungen des terrestrischen Wasserabflusses von regional mehr als $0.1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, was komplexe Folgen für Klima und Erosion erwarten lässt. Die globale Relevanz der O_3 -Problematik ist also offenkundig und vielfältig, vermittelt durch ungeklärte Einflüsse der funktionellen Biodiversität und gleichermaßen existent in genutzten und ungenutzten Vegetationstypen.

5.4.3 Empfehlungen

Abschließend ist die Frage zu stellen – O_3 -Risikobewertung, quo vadis? Erste Schritte auf politischer Ebene sind bereits in Richtung der Ablösung des *AOTX*- durch das *POD_v*-Konzept getan (EU 2013). Man bewegt sich also weg vom „external exposure“ Ansatz (d.h. *AOTX*), der keine kausal gesicherten und quantitativen Aussagen über O_3 -Schädigung in der Risikobewertung geben kann, hin zum phyto-toxikologisch relevanten, stomatären O_3 -Flussansatz, welcher die aufgenommene O_3 -Dosis repräsentiert und damit ursache-wirkungsbasiert Schädigung und finanziellen Verlust quantifizierbar macht (Matyssek et al. 2007, 2008; Musselman et al. 2006; Fuhrer et al. 1997; Grünhage et al. 1999). Die Zweckmäßigkeit des Konzeptwechsels wird durch die vorliegende Studie bestätigt. ***Empfohlen wird daher die rechtlich verbindliche Implementierung des *POD*-Konzepts und der endgültige Verzicht auf die Anwendung *AOTX*-Ansatzes.***

In der gegenwärtigen Diskussion der Bewertung, inwieweit O_3 auch weiterhin ein Umweltproblem darstellt, müssen in diesem Zusammenhang vereinzelt veröffentlichte Veröffentlichungen in der Fachliteratur als kritisch betrachtet werden. Zum Beispiel behaupten Klingberg et al. (2014) im Titel ihrer Publikation ein sich künftig erledigendes O_3 -Problem, wobei sie sich in ihren Ausführungen tatsächlich weit weniger sicher zur künftigen Entwicklung geben. Obwohl die Autoren sich eigentlich für den *POD_v*-Ansatz aussprechen, stützen sie ihre Argumentation auf *AOTX* und akzeptieren den Widerspruch, dass *AOT40* ab ca. 2030 unter dessen CL von 7 ppm h fallen soll, während *POD₁* langfristig immer noch weit über dem entsprechenden CL von 8 mmol m^{-2} verbleiben wird. Eine solche Argumentation ist geeignet, im Verlauf der *AOTX/POD_v*-Umstellung Verwirrung zu stiften, steht aber auch im Gegensatz zu anderen eindeutigen Aussagen, die anthropogen erhöhte O_3 -Regime als ein dauerhaftes Problem erachten (Simpson et al. 2014).

5.4.4 Mittelfristige Ziele für die kommenden fünf Jahre:

Als Ergebnis der vorliegenden Studie ergeben sich folgende mittelfristige Ziele für die Etablierung von Methoden zur flächenhaften Bewertung der Auswirkung von bodennahem Ozon auf die Biodiversität terrestrischer Ökosysteme:

- rechtlich verbindliche Implementierung des *POD_v*-Konzepts und endgültige Abschaffung des *AOTX*-Ansatzes
- Etablierung repräsentativer Messnetze
- Definition und Etablierung geeigneter Rezeptor-Systeme
- Verwendung der vorgestellten SVAT-Modelle und Regressionsansätze für die lokale Risikoabschätzung
- Parametrisierung der notwendigen fehlenden oder unsicheren physiologischen Parameter für die Modellierung
- Validierung der vorgestellten SVAT-Modelle und Regressionsansätze für die lokale Risikoabschätzung hinsichtlich Biomassezuwachs & O_3 -Fluss. Hierzu sind empirische Ansätze erforderlich.
- Ergänzende Anwendung des regionalen CT-Modells LOTOS-EUROS. Hierbei sollen die Erfassungsauflösung auf regionaler Skala erhöht werden bis zur lokalen Skala, Unsicherheiten bei der Modellrechnung durch Nutzung von Messergebnissen z.B. durch

„Optimale Interpolation“ minimiert, und Schnittstellen zu den SVAT-Modellen etabliert werden.

5.4.5 Ziele für die nächsten 10 Jahre:

Umstellung auf POD_V bedeutet zugleich die Erkenntnis, dass O_3 -Risiko eine Funktion der aktuellen, stomatär aufgenommenen O_3 -Dosis, aber auch der effektiven Dosis ist (Musselman et al. 2006; Matyssek et al. 2008). Letztere quantifiziert die Empfindlichkeit des biologischen Rezeptors pro aufgenommener O_3 -Menge (also aktueller O_3 -Dosis) und spiegelt die Stressabwehr-Kapazität wider. Die effektive O_3 -Dosis ist bekanntermaßen aber sehr variabel, abhängig vom Genotyp, dem Standortzenario und saisonalen und ontogenetischen Entwicklungsverläufen als Ausdruck der Plastizität pflanzlicher Stressreaktionen (Gayler et al. 2012; Matyssek et al. 2012b; Abbildung 155). Klärungen hierzu bedürfen langfristig experimenteller Ansätze unter gegebenen Standortsszenarien, wofür sich „Free-Air“ O_3 Begasungstechnologien als zielführend anbieten (Karnosky et al. 2001, 2007). Da die effektive O_3 -Dosis als Bewertungsgrundlage die Kenntnis der aktuellen O_3 -Dosis erfordert, muss auch letztere quantitativ erfasst werden. Die aktuelle O_3 -Dosis lässt sich für gesamte Pflanzen aus der Messung des Xylem-Saftstromes ableiten, mit einem Verfahren, das sich insbesondere für adulte Bäume eignet („Sapflow-Ansatz“, Wieser et al. 2003; Matyssek et al. 2004, 2008, 2014a; Nunn et al. 2007, 2010; Matyssek und Mohren 2012). Für andere Vegetationstypen bietet sich nach wie vor alternativ die „Eddy-Kovarianz“-Methode an (Grünhage et al. 2000; Gerosa et al. 2003); Lamaud et al. 2009; Cieslek 2009, 2013; Zhu et al. 2014). Somit erfordert die experimentelle Konsolidierung der POD_V -basierten, quantitativen Risikoermittlung die Kombination aus „Free-Air“ O_3 -Begasungs- und Sapflow- oder Eddy-Kovarianz-Ansätzen.

Die bisherige Forschungserfahrung lehrt, dass quantitative O_3 -Risikoermittlungen auf der Ebene einzelner Pflanzenarten und sogar Genotypen aufgrund der großen Plastizität der Stressreaktionen (Abbildung 155) wenig aussagekräftig sind. Vielmehr bestimmt das ökosystemare Umfeld mit seinen Interaktionen, gegeben durch die funktionelle Biodiversität, die Stressantwort. Es fehlt an systemischen Kenntnissen, da letztlich Stresstoleranz und Persistenz des Ökosystems (Resilienz) entscheidend sind. Das quantitative O_3 -Risiko ist daher regional auf konkrete, ökologisch und/oder ökonomisch relevante Ökosysteme zu beziehen, validiert durch entsprechende experimentelle Fallstudien. Es ist nicht zu erwarten, dass O_3 -Risiken über verschiedene Ökosystemtypen hinweg groß-regional (kontinental, hemisphärisch) generalisiert werden können. Der „Top-down“ Ansatz der O_3 -Risikoforschung muss daher forciert werden. Dieser sollte

- mit der Quantifizierung unter O_3 -Stress gestörter Stoff- und Energieflüsse auf Ökosystemebene beginnen. Sodann wäre zu ermitteln,
- welche Pflanzenarten/Genotypen, aber auch nicht-pflanzliche Organismen, hauptsächlich verantwortlich sind. Dies ist zugleich auch zielführend in Szenarien mit hoher Biodiversität, wie etwa in (sub-)tropischen Ökosystemen oftmals gegeben. Und erst auf dieser Basis ist
- die Aufdeckung zugrundeliegender Mechanismen anzustreben („Bottom-up“ Ansatz).

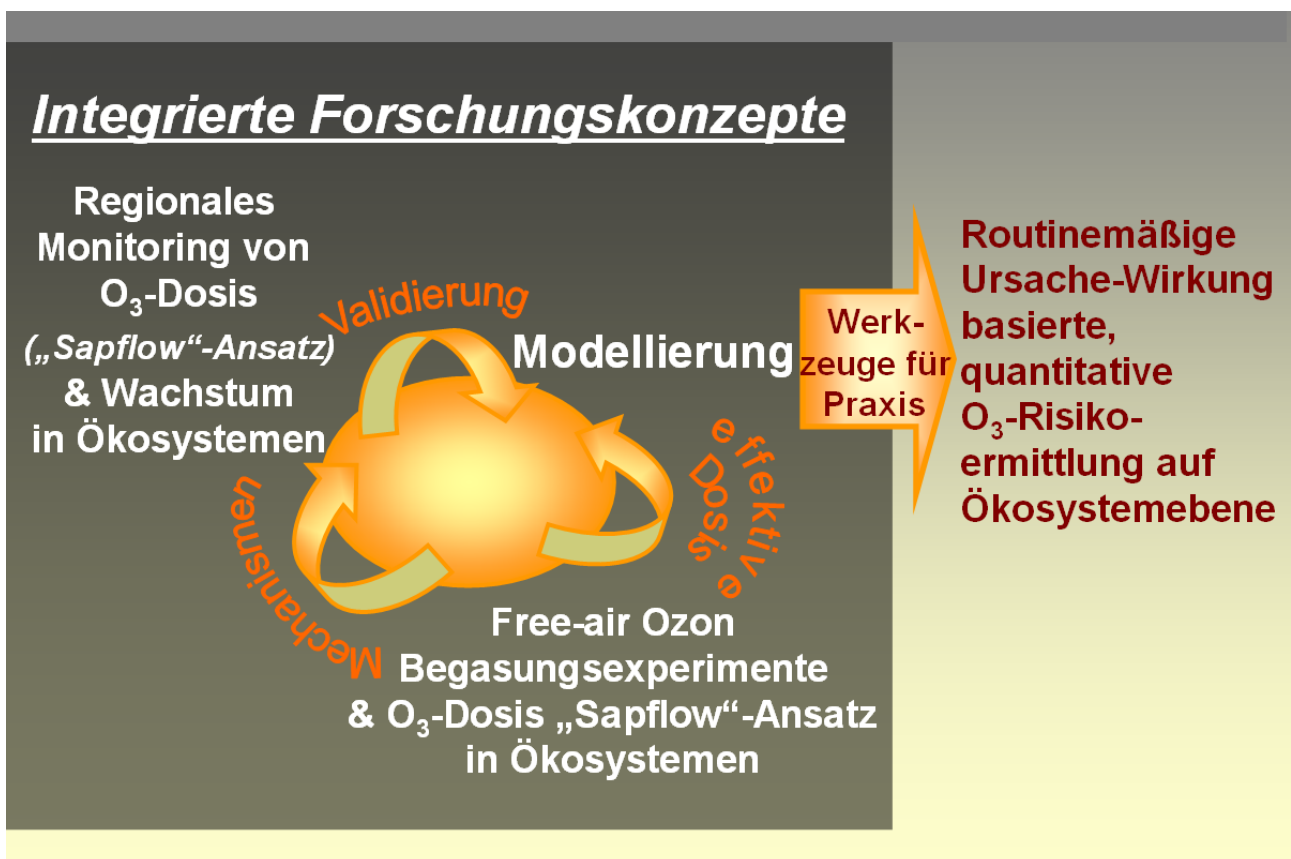
Die mechanistisch-reduktionistische Klärung und Generalisierung ist also nicht ein Ziel *per se*, wie so oft angestrebt – vielmehr kommt es auf die effektive Verknüpfung der „Top-down“ und „Bottom-up“ Perspektive an. Ein solcher Bedarf erfordert zwingend neue Datenbasen aus integrierter Forschung. Wiederholte Neu-Auswertung alter vorhandener Datenbasen, die unter deutlich anderen Prämissen und Anforderungen erarbeitet wurden, kann nicht zu jenem benötigten Erkenntnisgewinn führen, der heute als zielführend erkannt wird.

Offensichtlich muss die als weiterführend erkannte, künftige Forschung größtenteils auf Ökosystemebene stattfinden, was auch eine Anforderung an die Kombination aus „Free-Air“ O_3 -Begasungs- und Sapflow-Ansätzen bildet (s.o.). Die Anforderung ist für beide Methoden umsetzbar,

insbesondere wenn für die „Free-Air“ O₃-Begasungstechnologie das im Kranzberger Forst entwickelte Prinzip gewählt wird (Werner & Fabian 2002; Nunn et al. 2002), welches eine Abdeckung auf Hektar-Ebene ermöglicht (einschließlich der Gewährleistung von mehr als zwei O₃-Regimen für Grenzwert-Ermittlungen).

Wie muss also integrierte O₃-Risikoforschung gestaltet werden? Ein Beispiel zu „quo vadis“ gibt Abbildung 156.

Abbildung 156: Zielführende künftige Klärung der O₃-Problematik muss sich auf integrierend Forschungsansätze stützen, basierend auf drei interagierende Arbeitsschwerpunkte: (i) lokale „Free-Air“ O₃-Begasung auf Ökosystemebene zur Klärung der aktuellen und effektiven O₃-Dosis sowie der Wirkungen, (ii) regionales Monitoring der aktuellen O₃-Dosen und Wachstumsreaktionen von Ökosystemen, (iii) abgestimmte Entwicklung numerischer Modelle zum quantitativen Prozessverständnis und für ableitbare Ursache-Wirkungs-basierte Risiken. Dies erlaubt langfristig die Etablierung vereinfachter Modelle für die Praxis zur routinemäßigen Ermittlung quantitativer O₃-Risiken auf Ökosystemebene.



Im Forschungsablauf müssen Experiment/Empirie und Modellierung in einem zyklischen Prozess interagieren, was von Beginn an zu konzipieren ist (und dürfen nicht isoliert nebeneinander oder nacheinander ablaufen, mit erfahrungsgemäß unbefriedigenden Ergebnissen). Modelle sind stets im Sinne der Wissenschaftstheorie als Hypothesen zu begreifen, die durch Integration vorhandenen Wissens zu Neu-Bewertungen führen und empirische Validierung erfordern. Weiteres Experimentieren befördert die Modellentwicklung mit präzisierten Hypothesen, die erneut zu validieren sind. Hieraus erwächst Erkenntnis-Konsolidierung.

5.5 Quellenverzeichnis

- Ainsworth, E. A., Bernacchi, C. J., Leakey, A. D., Long, S. P., Nelson, R. L. & Ort, D. R. (2013): How Will the Two Major Midwest Crops Respond to Global Climate Change? Results From Ten Years of Investigation At Soyface. In ASA-CSSA-SSSA Annual Meeting Abstracts.
- Ainsworth, E.A., Yendrek, C.R., Sitch, S., Collins, W.J. & Emberson, L.D. (2012): The effects of tropospheric ozone on net primary productivity and implications for climate change. *Annual Review of Plant Biology* 63(1), 637-661.
- Avnery, S., Mauzerall, D.L., Liu, J. & Horowitz, L.W. (2011a): Global crop yield reductions due to surface ozone exposure: 1. Year 2000 Crop Production losses and Economic damage. *Atmospheric Environment* 45, 13, 2284-2296.
- Avnery, S., Mauzerall, D.L., Liu, J. & Horowitz, L.W. (2011b): Global crop yield reductions due to surface ozone exposure: 2. Year 2030 potential crop production losses and economic damage under two scenarios of O₃ pollution. *Atmospheric Environment* 45 (13), 2296-2309.
- Avnery, S., Mauzerall, D.L. & Fiore, A.M. (2013): Increasing global agricultural production by reducing ozone damages via methane emission controls and ozone-resistant cultivar selection. *Global Change Biology* 19, 1285–1299.
- Bahnweg, G., Heller, W., Stich, S., Knappe, C., Betz, G., Heerdt, C., Kehr, R.D., Ernst, D., Langebartels, C., Nunn, A.J., Rothenburger, J., Schubert, R., Wallis, P., Müller-Starck, G., Werner, H., Matyssek, R. & Sandermann, H. (2005): Beech leaf colonization by the endophyte *Apiognomonia errabunda* dramatically depends on light exposure and climatic conditions. *Plant Biology* 7, 659-669.
- Bassin, S., Volk, M. & Fuhrer, J. (2007): Factors affecting the ozone sensitivity of temperate European grasslands. *Environmental Pollution* 146, 678-691.
- Bender J., Muntiferung R.B., Lin J.C. & Weigel H.J. (2006): Growth and nutritive quality of *Poa pratensis* as influenced by ozone and competition. *Environmental Pollution* 142, 109-115.
- Bender, J. & Weigel, H.J. (2011): Changes in atmospheric chemistry and crop health: A review. *Agronomy for Sustainable Development* 31, 81-89.
- BImSchV (2004): Dreiunddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundesimmissionsschutzgesetzes (Verordnung zur Minderung von Sommersmog, Versauerung und Nährstoffeinträgen (33. BImSchV), vom 20.07.2004, BGBl. Teil 1 Nr. 36 S.16 12, 33.BImSchV.internet.doc,13.09.2005.
- Cieslik, S. (2009): Ozone flux over various ecosystems in Italy. *Environmental Pollution* 157, 1487-1496.
- Cieslik, S., Tuovinen, J.-P., Baumgarten, M., Matyssek, R., Brito, P. & Wieser, G. (2013): Gaseous exchange between forests and the atmosphere. *Developments in Environmental Science* 13, 19-36.
- Dämmgen, U. & Grünhage, L. (1998): Response of a grassland ecosystem to air pollutants. V. A toxicological model for the assessment of dose-response relationships for air pollutants and ecosystems. *Environmental Pollution* 101, 375-380.
- Dämmgen U., Grünhage L., Haenel H.D. & Jäger H.J. (1993): Climate and stress in ecotoxicology. A coherent system of definitions and terms. *Angewandte Botanik* 67, 157-162.
- Dentener, F., Keating, T. & Akimoto, H. (eds.) (2010): Hemispheric Transport of Air Pollution 2010: Part A: Ozone and Particulate Matter. New York: UN. 278 pp.
- Emberson, L.D., Buker, P., Ashmore, M.R., Mills, G., Jackson, L.S. & et al. (2009): A comparison of North American and Asian exposure-response data for ozone effects on crop yields. *Atmospheric Environment* 43, 1945-1953.
- EU (1992): RICHTLINIE 92/72/EWG DES RATES vom 21. September 1992 über die Luftverschmutzung durch Ozon. Amtsblatt Der Europäischen Gemeinschaften Nr.L297/1-7.
- EU (1996): RICHTLINIE 96/62/EG DES RATES vom 27. September 1996 über die Beurteilung und die Kontrolle der Luftqualität. Amtsblatt Der Europäischen Gemeinschaften Nr.L296/55-63.
- EU (2001): RICHTLINIE 2001/81/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 23. Oktober 2001 über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe. Amtsblatt der Europäischen Union. L 309/22-30

EU (2002): RICHTLINIE 2002/3/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 12. Februar 2002 über den Ozongehalt der Luft. Amtsblatt der Europäischen Union. L67/14-30-

EU (2003): RICHTLINIE 2003/35/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 26. Mai 2003 über die Beteiligung der Öffentlichkeit bei der Ausarbeitung bestimmter umweltbezogener Pläne und Programme und zur Änderung der Richtlinien 85/337/EWG und 96/61/EG des Rates in Bezug auf die Öffentlichkeitsbeteiligung und den Zugang zu Gerichten. Amtsblatt der Europäischen Union. L 156/17-24-

EU (2008): RICHTLINIE 2008/50/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa. Amtsblatt der Europäischen Union. L152:1–44.

EU (2013): Vorschlag für eine RICHTLINIE DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES über die Verringerung der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe und zur Änderung der Richtlinie 2003/35/EG. COM(2013) 920 final 2013/0443 (COD).

Feng Z., Tang H., Uddling J., Plejfel H., Zhu J., Oue H. & Guo W. (2012): A stomatal ozone flux response relationship to assess ozone-induced yield loss of winter wheat in subtropical China. *Environmental Pollution* 164, 16-23.

Feng, Z.Z. & Kobayashi, K. (2009): Assessing the impacts of current and future concentrations of surface ozone on crop yield with meta-analysis. *Atmospheric Environment* 43, 1510-1519.

Field, C.B., V.R. Barros, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, M. van Aalst, W.N. Adger, D.J. Arent, J. Barnett, R. Betts, T.E. Bilir, J. Birkmann, J. Carmin, D.D. Chadee, A.J. Challinor, M. Chatterjee, W. Cramer, D.J. Davidson, Y.O. Estrada, J.-P. Gattuso, Y., Hijioka, O. Hoegh-Guldberg, H.-Q. Huang, G.E. Insarov, R.N. Jones, R.S. Kovats, P. Romero Lankao, J.N. Larsen, I.J. Losada, J.A. Marengo, R.F. McLean, L.O. Mearns, R. Mechler, J.F. Morton, I. Niang, T. Oki, J.M. Olwoch, M. Opondo, E.S. Poloczanska, H.-O. Pörtner, M.H. Redsteer, A. Reisinger, A. Revi, D.N. Schmidt, M.R. Shaw, W. Solecki, D.A. Stone, J.M.R. Stone, K.M. Strzepek, A.G. Suarez, P. Tschakert, R. Valentini, S. Vicuña, A. Villamizar, K.E. Vincent, R. Warren, L.L. White, T.J. Wilbanks, P.P. Wong & Yohe, G.W. (2014): Technical Summary. In: *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Fiscus, E.L., Booker, F.L. & Burkey, K.O. (2005): Crop responses to ozone: uptake, modes of action, carbon assimilation and partitioning. *Plant Cell and Environment* 28, 997-1011.

Fuhrer, J. & Achermann, B., (Eds). (1999): *Critical Levels for Ozone – Level II*. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape, Berne. Environmental Documentation No. 115.

Fuhrer, J., Ashmore, M.R., Mills, G., Hayes, F. & Davison, A.W. (2003): Critical levels for semi-natural vegetation. In: *Establishing Ozone Critical Levels II*, Karlsson, P.E., Selldén, G. & Pleijel, H., (Eds). pp. 183–198. IVL, Stockholm, Sweden.

Fuhrer, J., Skärby, L. & Ashmore, M.R. (1997): Critical levels for ozone effects on vegetation in Europe. *Environmental Pollution* 97, 91-106.

Gayler, S., Priesack, E., Fleischmann, F., Heller, W., Rötzer, T., Seifert, T. & Matyssek, R. (2012): Modelling the Defensive Potential of Plants. In: Matyssek, R., Schnyder, H., Osswald, W., Ernst, D., Munch, J. C., Pretzsch H (eds.): *Growth and Defence in Plants – Resource Allocation at Multiple Scales*. Ecological Studies 220, Springer, 375-399.

Gerosa, G., Cieslik, S. & Ballarin-Denti, A. (2003): Micrometeorological determination of time-integrated stomatal ozone fluxes over wheat: a case study in Northern Italy. *Atmospheric Environment* 37 (6), 777-778.

Grams, T.E.E., Daigo, M.J., Winkler, J.B., Gayler, S. & Matyssek, R. (2012): Growth and space use in competitive interactions between juvenile trees. *Ecological Studies* 220, Springer, 273-286.

Grünhage, L., Bender, J., Jäger, H.-J., Matyssek, R. & Weigel, H.-J. (2011): Beurteilungswerte für Ozon zum Schutz der Vegetation. *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft* 71, 79-89.

Grünhage, L., Haenel, H.-D. & Jäger, H.-J. (2000): The exchange of ozone between vegetation and atmosphere: micrometeorological measurement techniques and models. *Environmental Pollution* 109 (3), 373-392.

- Grünhage, L. & Jäger, H.J. (1996): Critical levels for ozone, ozone exposure potentials of the atmosphere or critical absorbed doses for ozone: a general discussion. In: Kärenlampi L, Skärby L (eds.) Critical levels for ozone in Europe: testing and finalizing the concepts. UN-ECE workshop report. University of Kuopio, Department of Ecology and Environmental Science, Kuopio, pp. 151-168.
- Grünhage, L., Jäger, H.-J., Haenel, H.-D., Löpmeier, F.-J. & Hanewald, K. (1999): The European critical levels for ozone: improving their usage. *Environmental Pollution* 105, 163-173.
- Grünhage, L., Matyssek, R., Häberle, K.-H., Wieser, G., Metzger, U., Leuchner, M., Menzel, A., Dieler, J., Pretzsch, H., Grimmeisen, W., Zimmermann, L. & Raspe, S. (2012): Flux-based ozone risk assessment for adult beech forests. *Trees* 26, 1713-1721.
- Grünhage, L., Matyssek, R., Wieser, G., Häberle, K.-H., Leuchner, M., Menzel, A., Dieler, J., Pretzsch, H., Grimmeisen, W., Zimmermann, L., Raspe, S. & Schröder, M. (2013): Flux-based ozone risk assessment for adult beech and spruce forests. In: Matyssek R, N. Clarke, P. Cudlin, T.N. Mikkelsen, J.-P. Tuovinen G. Wieser, & E. Paoletti (eds.): Climate change, air pollution and global challenges: Understanding and perspectives from forest research. *Developments in Environmental Science*, Vol. 13. Amsterdam: Elsevier, pp. 251-266.
- Harmens, H., Mills, G., Hayes, F., Norris, D. & et al. (2011): Air pollution and vegetation: ICP Vegetation annual report 010/2011. Bangor, UK, NERC/Centre for Ecology & Hydrology, 50 pp. (CEH Project Numbers: C04062 and C04325).
- Hayes, F., G. Mills, H. Harmens & Norri, D. (2007a): Evidence of widespread ozone damage to vegetation in Europe (1990-2006). Centre for Ecology and Hydrology, Natural Environment Research Council, Bangor, Wales, UK, pp. 1-58.
- Hayes, F., Jones, M.L.M., Mills, G. & Ashmore, M. (2007b): Meta-analysis of the relative sensitivity of semi-natural vegetation species to ozone. *Environmental Pollution* 146, 754-762.
- Hayes, F., Wagg, S., Mills, G., Wilkinson, S. & Davies W. (2012): Ozone effects in a drier climate: implications for stomatal fluxes of reduced stomatal sensitivity to soil drying in a typical grassland species. *Global Change Biology* 18, 948-959.
- Hodzic, A., S. Madronich, B. Bohn, S. Massie, L. Menuet & Wiedinmyer, C. (2007): Wildfire particulate matter in Europe during summer 2003: meso-scale modeling of smoke emissions, transport and radiative effects. *Atmospheric Chemistry and Physics* 7, 4043-4064.
- Holland, M., Kinghorn, S., Emberson, L., Cinderby, S., Ashmore, M. & et al. (2006): Development of a framework for a probabilistic assessment of the economic losses caused by ozone damage to crops in Europe. CEH Proj. Rep. C02309, Cent. Ecol. Hydrol., Bangor, UK.
- Hoshika, Y., Watanabe, M., Inada, N. & Koike, T. (2013): Model-based analysis of avoidance of ozone stress by stomatal closure in Siebold's beech (*Fagus crenata*). *Annals of Botany* 112, 1149-1158.
- Huntingford, C., Cox, P.M., Mercado, L.M., Sitch, S., Bellouin, N. & et al. (2011): Highly contrasting effects of different climate forcing agents on ecosystem services. *Philosophical Transactions of the Royal Society A* 369, 2026-3037.
- IPCC (2013): Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., et al. (eds.)]. Cambridge University Press, 3-29.
- Kärenlampi, L. & Skärby, L. (1996): Critical Levels or ozone in Europe: testing and finalizing the cocepts. UN-ECE Workshop report, Dep. Of Ecology and Environmental Science, University of Kuopio, Kuopio, Sweden.
- Karnosky, D.F., Gielen, B., Ceulemans, R., Schlesinger, W.H., Norby, R.J., Oksanen, E., Matyssek, R. & Hendrey, G.R. (2001): FACE systems for studying the impacts of greenhouse gases on forest ecosystems. In: Karnosky, D.F., Scarascia-Mugnozza, G., Ceulemans, R., Innes, J.L. (eds.), *The Impacts of Carbon dioxide and Other Greenhouse Gases on Forest Ecosystems*. CABI Press, New York, pp. 297-324.
- Karnosky, D.F., Werner, H., Holopainen, T., Percy, K., Oksanen, T., Oksanen, E., Heerdt, C., Fabian, P., Nagy, J., Heilman, W., Cox, R., Nelson, N. & Matyssek, R. (2007): Free-air exposure systems to scale up ozone research to mature trees. *Plant Biology* 9, 181-190.
- King, J., Liu, L. & Aspinwall, M. (2013): Tree and Forest Responses to Interacting Elevated Atmospheric CO₂ and Tropospheric O₃: A Synthesis of Experimental Evidence. In: Matyssek R., Clarke N., Cudlin P., Mikkelsen T.N., Tuovinen J.-P.,

- Wieser G., Paoletti E. (eds.). *Climate Change, Air Pollution and Global Challenges: Understanding and Perspectives from Forest Research. Developments in Environmental Science 13*, Elsevier, pp. 180-207.
- King, J.S., Pregitzer, K.S., Kubiske, M.E., Hendrey, G.R., Giardina, C.P., McDonald, E.P. & Karnosky, D.F. (2005): Tropospheric O₃ compromises net primary production in young stands of trembling aspen, paper birch, and sugar maple in response to elevated atmospheric CO₂. *New Phytologist* 168, 623-636.
- Kirtman, B., Power, S.B., Adedoyin, J.A., Boer, G.J., Bojariu, R., Camilloni, I., Doblas-Reyes, F.J., Fiore, A.M., Kimoto, M., Meehl, G.A., Prather, M., Sarr, A., Schär, C., Sutton, R., van Oldenborgh, G.J., Vecchi, G. & Wang, H.J. (2013): Near-term Climate Change: Projections and Predictability. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Kitao, M., Löw, M., Heerd, C., Grams, T.E.E., Häberle, K.H. & Matyssek, R. (2009): Effects of chronic elevated ozone exposure on gas exchange responses of adult beech trees (*Fagus sylvatica*) as related to the within-canopy light gradient. *Environmental Pollution* 157, 537-544.
- Klingberg, J., Enghardt, M., Karlsson, P.E., Langner, J. & Pleijel, H. (2014): Declining ozone exposure of European vegetation under climate change and reduced precursor emissions. *Biogeosciences*, 11, 5269-5283. doi:10.5194/bg-11-5269-2014
- Knoke, T. & Hahn, A. (2013): Global Change and the Role of Forests in Future Land-Use Systems. In: Matyssek R., Clarke N., Cudlin P., Mikkelsen T.N., Tuovinen J.-P., Wieser G., Paoletti E. (eds). *Climate Change, Air Pollution and Global Challenges: Understanding and Perspectives from Forest Research. Developments in Environmental Science 13*, Elsevier, pp. 569-588.
- Kolb, T.E. & Matyssek, R. (2001): Limitations and perspectives about scaling ozone impact in trees. *Environmental Pollution* 115, 373-393.
- Kovats, R.S., Valentini, R., Bouwer, L.M., Georgopoulou, E., Jacob, D., Martin, E., Rounsevell, M. & Soussana J.-F. (2014): Europe. In: *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Barros, V.R., C.B. Field, D.J. Dokken, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Kozovits, A.R. & Bustamante, M.C. (2013): Land Use Change, Air Pollution and Climate Change—Vegetation Response in Latin America. In: Matyssek R., Clarke N., Cudlin P., Mikkelsen T.N., Tuovinen J.-P., Wieser G., Paoletti E. (eds). *Climate Change, Air Pollution and Global Challenges: Understanding and Perspectives from Forest Research. Developments in Environmental Science 13*, Elsevier, pp. 411-427.
- Kozovits, A.R., Matyssek, R., Blaschke, H., Göttlein, A. & Grams, T.E.E. (2005): Competition increasingly dominates the responsiveness of juvenile beech and spruce to elevated CO₂ and/or O₃ concentrations throughout two subsequent growing seasons. *Global Change Biology* 11, 1387-1401.
- Kubiske, M.E., Quinn, V.S., Marquardt, P.E. & Karnosky, D.F. (2007): Effects of elevated atmospheric CO₂ and/or O₃ on intra- and interspecific competitive ability of aspen. *Plant Biology* 9, 342-355.
- Kühn, A.R., Grill, S., Baumgarten, M., Ankerst, D., M. & Matyssek, R. (2015): Impacts of short-term drought and ozone on the growth of European beech (*Fagus sylvatica* L.) along a meteorological gradient – a linear mixed model analysis. Submitted to *Global Change Biology*.
- Lamaud, E., Loubet, B., Irvine, M., Stella, P., Personne, E. & Cellier, P. (2009): Partitioning of ozone deposition over a developed maize crop between stomatal and non-stomatal uptakes, using eddy-covariance flux measurements and modelling. *Agricultural and Forest Meteorology* 149(9), 1385-1386.
- Lindroth, R.L. (2010): Impacts of elevated atmospheric CO₂ and O₃ on forests: phytochemistry, trophic interactions, and ecosystem dynamics. *Journal of Chemical Ecology* 36, 2-21.

- Long, S.P., Ainsworth, E.A., Leakey, A.D.B. & Morgan, P.B. (2005): Global food insecurity. Treatment of major food crops with elevated carbon dioxide or ozone under large-scale fully open-air conditions suggests recent models may have overestimated future yields. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 360, 2011-2020.
- Long, S.P., Ainsworth, E.A., Rogers, A. & et al. (2004): Rising carbon dioxide: plants FACE the future. *Annual Review of Plant Biology* 55, 591-628.
- Löw, M., Herbinger, K., Nunn, A.J., Häberle, K.-H., Leuchner, M., Heerdt, C., Werner, H., Wipfler, P., Pretzsch, H., Tausz, M. & Matyssek, R. (2006): Extraordinary drought of 2003 overrules ozone impact on adult beech trees (*Fagus sylvatica*). *Trees* 20, 539-548.
- LRTAP Convention (2010): Mapping Manual, UNECE Convention for Long-Range Trans-boundary Air Pollution, Chapter 3 Mapping Manuel 2004. Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. Mapping critical level for vegetation. 2010 revision, minor text changes made June 2011, (http://icpvegetation.org/Mapping_Manuel).
- Luedemann, G., Matyssek, R., Fleischmann, F. & Grams, T.E.E. (2005): Acclimation to ozone affects host/pathogen interaction and competitiveness for nitrogen on juvenile *Fagus sylvatica* and *Picea abies* trees infected with *Phytophthora citricola*. *Plant Biology* 7, 640-649.
- Luedemann, G., Matyssek, R., Winkler, J. B. & et al. (2009): Contrasting ozone x pathogen interaction as mediated through competition between juvenile European beech (*Fagus sylvatica*) and Norway spruce (*Picea abies*). *Plant and Soil* 323 (1-2), 47-60.
- Luysaert, S., Schulze, E.D., Börner, A., Knohl, A., Hessenmöller, D., Law, B.E., Ciais, P. & Grace, J. (2008): Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature* 455, 213-215.
- Manning, W.J. (2005): Establishing a cause and effect relationship for ambient ozone exposure and tree growth in the forest: progress and an experimental approach. *Environmental Pollution* 137, 443-454.
- Massman, W.J., Musselman, R.C. & Lefohn, A.S. (2000): A conceptual ozone dose-response model to develop a standard to protect vegetation. *Atmospheric Environment* 34, 745-759.
- Matyssek R (2013b): Synthesis of Section II: The Processes – Competition versus Facilitation. In Matyssek R., Lüttge U., Rennenberg, H. (eds.) *The Alternatives Growth and Defence: Resource Allocation at Multiple Scales in Plants*. Nova Acta Leopoldina 114, 175-180.
- Matyssek, R. (2012): Conclusions and Perspectives. In: Matyssek, R., Schnyder, H., Osswald, W., Ernst, D., Munch, J. C., Pretzsch, H. (eds.): *Growth and Defence in Plants – Resource Allocation at Multiple Scales*. Ecological Studies 220, Springer, pp. 453-457.
- Matyssek, R. (2013a): Preface. In: Matyssek, R., Clarke, N., Cudlin, P., Mikkelsen, T.N., Tuovinen, J.-P., Wieser, G., Paoletti, E. (eds). *Climate Change, Air Pollution and Global Challenges: Understanding and Perspectives from Forest Research*. Developments in Environmental Science 13, Elsevier, pp. xxiii – xxiv.
- Matyssek, R., Baumgarten, M., Hummel, U., Häberle, K.-H., Kitao, M. & Wieser, G. (2015): Canopy-level stomatal narrowing in adult *Fagus sylvatica* under O₃ stress – means of preventing enhanced O₃ uptake under high O₃ exposure? *Environmental Pollution* 196, 518-526. DOI: 10.1016/j.envpol.2014.06.029
- Matyssek, R., Bytnerowicz, A., Karlsson, P.E., Paoletti, E., Sanz, M., Schaub, M. & Wieser, G. (2007): Promoting the O₃ flux concept for European forest trees. *Environmental Pollution* 146, 587-607.
- Matyssek, R., Clarke, N., Cudlin, P., Mikkelsen, T.N., Tuovinen, J.-P., Wieser, G. & Paoletti, E. (2013a): Climate Change, Air Pollution and Global Challenges: Knowledge, Understanding and Perspectives from Forest Research (Chapter 1, Introduction). In: Matyssek R., Clarke N., Cudlin P., Mikkelsen T.N., Tuovinen J.-P., Wieser G., Paoletti E. (eds). *Climate Change, Air Pollution and Global Challenges: Understanding and Perspectives from Forest Research*. Developments in Environmental Science 13, Elsevier, pp. 3-16.
- Matyssek, R., Gayle, S., zu Castell, W., Oßwald, W., Ernst, D., Pretzsch, H., Schnyder, H. & Munch, J. C. (2012a): Predictability of Plant Resource Allocation: New Theory Needed? In: Matyssek R., Schnyder H., Osswald W., Ernst D., Munch

J. C., Pretzsch H. (eds.): Growth and Defence in Plants – Resource Allocation at Multiple Scales. Ecological Studies 220, Springer, pp. 433-449.

Matyssek, R., Karnosky, D.F., Wieser, G., Percy, K., Oksanen, E., Grams, T.E.E., Kubiske, M., Hanke, D. & Pretzsch, H. (2010a): Advances in understanding ozone impact on forest trees: messages from novel phytotron and free-air fumigation studies. *Environmental Pollution* 158 (6), 1990-2006.

Matyssek, R., Knoke, T., Clarke, N., Cudlin, P., Mikkelsen, T. N., Tuovinen, J.-P., Wieser, G. & Paoletti, E. (2013b): Conclusions and perspectives. In: Matyssek R., Clarke N., Cudlin P., Mikkelsen T.N., Tuovinen J.-P., Wieser G., Paoletti E. (eds). *Climate Change, Air Pollution and Global Challenges: Understanding and Perspectives from Forest Research. Developments in Environmental Science* 13, Elsevier, pp. 591-607.

Matyssek, R., Koricheva, J., Schnyder, H., Ernst, D., Munch, J.C., Osswald, W. & Pretzsch, H. (2012b): The Balance Between Resource Sequestration and Retention: A Challenge in Plant Science. In: Matyssek R., Schnyder H., Osswald W., Ernst D., Munch J. C., Pretzsch H. (eds.): Growth and Defence in Plants – Resource Allocation at Multiple Scales. Ecological Studies 220, Springer, pp. 3-24.

Matyssek, R., Kozovits, A. R., Wieser, G., Augustaitiene, I. & Augustaitis, A. (2014b): Biological reactions of forests to climate change and air pollution. *European Journal of Forest Research* 133, 671-673.

Matyssek, R., Kozovits, A.R., Schnitzler, J., Pretzsch, H., Dieler, J. & Wieser, G. (2014a): Forest trees under air pollution as a factor of climate change. In: Tausz M, Grulke N. (Eds.) *Trees in a Changing Environment. Springer, Plant Ecophysiology* 9, pp. 117-163.

Matyssek, R. & Lüttge, U. (2013): Gaia: The Planet Holobiont. In Matyssek R, Lüttge U, Rennenberg H (eds) *The Alternatives Growth and Defense: Resource Allocation at Multiple Scales in Plants. Nova Acta Leopoldina* 114, 325-344.

Matyssek, R., Lüttge, U. & Rennenberg, H. (2012d): Symposium Growth and Defense in Plants: Resource Allocation at Multiple Scales. *Nova Acta Leopoldina - Jahrbuch* 2011, 549-557.

Matyssek, R., Lüttge, U. & Rennenberg, H. (2013d): The Alternatives Growth and Defence: Resource Allocation at Multiple Scales in Plants - Introduction to the symposium. In Matyssek R., Lüttge U., Rennenberg H. (eds.), *The Alternatives Growth and Defence: Resource Allocation at Multiple Scales in Plants. Nova Acta Leopoldina* 114, 13-20.

Matyssek, R. & Mohren, G. M. J. (2012): Special topic: integrating modelling and experimentation. *Trees* 26,1679-1682.

Matyssek, R. & Sandermann, H. (2003): Impact of Ozone on Trees: An Ecophysiological Perspective. In: *Progress in Botany*, Vol. 64. Springer Verlag, Heidelberg, pp. 49–404.

Matyssek, R., Sandermann, H., Wieser, G., Booker, F., Cieslik, S., Musselman, R. & Ernst, D. (2008): The challenge of making ozone risk assessment for forest trees more mechanistic. *Environmental Pollution* 156, 567-582.

Matyssek, R., Wieser, G., Calfapietra, C., de Vries, W., Dizengremel, P., Ernst, D., Jolivet, Y., Mikkelsen, T.N, Mohren, G.M.J, le Thiec, D., Tuovinen, J.-P., Weatherall, A. & Paoletti, E. (2012c): Forests under climate change and air pollution: Gaps in understanding and future directions for research. *Environmental Pollution* 160, 57-65.

Matyssek, R., Wieser, G., Ceulemans, R., Rennenberg, H., Pretzsch, K., Häberle, K.H., Löw, M., Nunn, A.J., Werner, H., Wipfler, P., Oßwald, W., Nikolova, P., Hanke, D.E., Kraigher, H., Tausz, M., Bahnweg, G., Kitao, M., Dieler, J., Sandermann, H., Herbinger, K., Grebenc, T., Blumenröther, M., Deckmyn, G., Grams, T.E.E., Heerdt, C., Leuchner, M., Fabian, P. & Häberle, K.H. (2010b): Enhanced ozone strongly reduces carbon sink strength of adult beech (*Fagus sylvatica*)—resume from the free-air fumigation study at Kranzberg Forest. *Environmental Pollution* 158, 2527-2532.

Matyssek, R., Wieser, G., Fleischmann, F. & Grünhage, L. (2013c): Ozone Research, quo vadis? Lessons from the free-air canopy fumigation experiment at Kranzberg Forest. In: Matyssek R., Clarke N., Cudlin P., Mikkelsen T.N., Tuovinen J.-P., Wieser G., Paoletti E. (eds). *Climate Change, Air Pollution and Global Challenges: Understanding and Perspectives from Forest Research. Developments in Environmental Science* 13, Elsevier, pp. 103-129.

Matyssek, R., Wieser, G., Nunn, A.J., Kozovits, A.R., Reiter, I.M., Heerdt, C., Winkler, J.B., Baumgarten, M., Häberle, K.-H., Grams, T.E.E., Werner, H., Fabian, P. & Havranek, W.M. (2004): Comparison between AOT40 and ozone uptake in forest trees of different species, age and site conditions. *Atmospheric Environment* 38(15), 2271-2281.

- Meleux, F., Solmon, F. & Giorgi, F. (2007): Increase in summer European ozone amounts due to climate change. *Atmospheric Environment* 41(35), 7577-7587.
- Mills, G., Buse, A., Gimeno, B., Bermejo, V., Holland, M., Emberson, L. & Pleijel, H. (2007): A synthesis of AOT40-based response functions and critical levels of ozone for agricultural and horticultural crops. *Atmospheric Environment* 41, 2630-2643.
- Mills, G. & Harmens, H. (Eds.) (2011): *Ozone Pollution: A Hidden Threat to Food Security*. Programme Coordination Centre for the ICP Vegetation, Centre for Ecology and Hydrology, Bangor, UK, ISBN 978-1-906698-27-0. Available at: <http://icpvegetation.ceh.ac.uk>.
- Mills, G., Hayes, F., Simpson, D., Emberson, L., Norris, D., Harmens, H. & Büker, P. (2011a) Evidence of widespread effects of ozone on crops and (semi-)natural vegetation in Europe (1990 e 2006) in relation to AOT40- and flux-based risk maps. *Global Change Biology* 17, 592-613.
- Mills, G., Norris, D., Simpson, D., Harmens, H., Cinderby, S. & Cambridge, H. (2011c): Quantification of economic losses due to ozone impacts on crop yield in Europe. Report of the ICP-Vegetation, In: Mills, G., Harmens, H. (Eds.), *Ozone Pollution: A Hidden Threat to Food Security*. CEH, Bangor, pp. 29-42.
- Mills, G., Pleijel, H., Braun S., Büker P., Bermejo V., Calvo, E., Danielsson H., Emberson L., González Fernández I., Grünhage L., Harmens H., Hayes F., Karlsson P.-E. & Simpson D. (2011b): New stomatal flux-based critical levels for ozone effects on vegetation. *Atmospheric Environment* 45, 5064-5068.
- Monks, P.S., Granier, C., Fuzzi, S., Stohl, A. & et al. (2009): Atmospheric composition change – global and regional air quality. *Atmospheric Environment* 43, 5268-5350.
- Morgan, P.B., Mies, T.A., Bollero, G.A., Nelson, T.L. & Long, S.P. (2006): Season-long elevated of ozone concentration to projected 2050 levels under fully open-air conditions substantially decreases the growth and production of soybean. *New Phytologist* 170, 333–343.
- Musselman, R.C. & Hale, B.A. (1997): Methods for controlled and field ozone exposures of forest tree species in North America. In: Sandermann Jr., H., Wellburn, A.R., Heath, R.L. (Eds.), *Forest Decline and Ozone: A Comparison of Controlled Chamber and Field Experiments*. Ecological Studies, Vol.127, Springer, Berlin, pp. 277–315.
- Musselman, R.C., Lefohn, A.S., Massman, W.J. & Heath, R.L. (2006): A critical review and analysis of the use to exposure- and flux-based ozone indices for predicting vegetation effects. *Atmospheric Environment* 40, 1869-1888.
- Myers, N. (1991): The biodiversity challenge: Expanded hotspots analysis. *Environmentalist* 10, 243-256.
- Navas, M.L., Garnier, E., Austin, M.P. & et al. (1999): Effect of competition on the responses of grasses and legumes to elevated atmospheric CO₂ along a nitrogen gradient: differences between isolated plants, monocultures and multi-species mixtures. *New Phytologist* 143(2), 323-331.
- Newell, R.E. & Evans, M.J. (2000): Seasonal changes in pollutant transport to the North Pacific: the relative importance of Asian and European sources. *Geophysical Research Letters* 27, 2509-2512.
- Nikolova, P.S., Andersen, C.P., Blaschke, H., Matyssek, R. & Häberle, K.H., 2010. Below-ground effects of enhanced tropospheric ozone and drought in a beech/spruce forest (*Fagus sylvatica* L./*Picea abies* [L.] Karst). *Environmental Pollution* 158 (4), 1071-1078.
- Nunn, A.J., Cieslik, S., Metzger, U., Wieser, G. & Matyssek, R. (2010): Combining sap flow and eddy covariance approaches to derive stomatal and non-stomatal O₃ fluxes in a forest stand. *Environmental Pollution* 185, 2014-2022.
- Nunn, A.J., Reiter, I.M., Häberle, K.-H., Werner, H., Langebartels, C., Sandermann, H., Heerdt, C., Fabian, P. & Matyssek, R. (2002): “Free air” ozone canopy fumigation in an old-growth mixed forest: concept and observations in beech. *Phyton* 42, 105-119.
- Nunn, A.J., Wieser, G., Metzger, U., Löw, M., Wipfler, P., Häberle, K.-H., Matyssek, R. (2007): Exemplifying whole-plant ozone uptake in adult forest trees of contrasting species and site conditions. *Environmental Pollution* 146, 629-639.
- Olbrich, M., Knappe, C., Wenig, M., Gerstner, E., Häberle, K.-H., Kitao, M., Matyssek, R., Stich, S., Leuchner, M., Werner, H., Schlink, K., Muller-Starck, G., Welzl, G., Scherb, H., Ernst, D., Heller, W. & Bahnweg, G. (2010): Ozone fumigation (twice

- ambient) reduces leaf infestation following natural and artificial inoculation by the endophytic fungus *Apiognomonia errabunda* of adult European beech trees. *Environmental Pollution* 158, 1043-1050.
- Pan, Y., Birdsey, R.A., Fang, J., Houghton, Kauppi, P.E., Kurz, W.A., Phillips, O.L., Shvidenko, A., Lewis S.L., Canadell, J.G., Ciais, P., Jackson, R.B., Pacala, S.W., McGuire, A.D., Piao, S., Rautiainen, A., Sitch, S. & Hayes, D. (2011): A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science* 333, 988, DOI: 10.1126/science.1201609.
- Paoletti, E. & Manning, W.J. (2007): Toward a biologically significant and usable standard for ozone that will also protect plants. *Environmental Pollution* 150(1), 85-95, DOI: 10.1016/j.envpol.2007.06.037.
- Piao, S., P. Ciais, Y. Huang, Z. Shen, S. Peng, J. Li, L. Zhou, H. Liu, Y. Ma, Y. Ding, P. Friedlingstein, C. Liu, K. Tan, Y. Yu, T. Zhang, & Fang, J. (2010): The impacts of climate change on water resources and agriculture in China. *Nature*, 467, 43-51.
- Piikki, K., De Temmerman, L., Ojanpää, K., Danielsson, H. & Pleijel, H. (2008): The grain quality of spring wheat (*Triticum aestivum* L.) in relation to elevated ozone and carbon dioxide exposure. *European Journal of Agronomy* 28, 245-254.
- Pleijel, H., Danielsson, H., Emberson, L., Ashmore, M.R. & Mills, G. (2007): Ozone risk assessment for agricultural crops in Europe: further development of stomatal flux and flux-response relationships for European wheat and potato. *Atmospheric Environment* 41, 3022-3040.
- Prather, M., Gauss, M., Bernsten, T. & et al. (2003): Fresh air in the 21st century? *Geophysical Research Letters* 30 (2), 1100, pp., DOI: 10.1029/2002GL016285.
- Pretzsch, H. (2004): Diversity and Productivity in Forests: Evidence from Long-Term Experimental Plots. In: Scherer-Lorenzen M., Körner C., Schulze E.-D. (eds), *Forest diversity and function*. Ecological Studies 176, Springer, Berlin, 41-64.
- Pretzsch, H., Biber, P., Schütze, G. & Bielak, K. (2014b): Changes of forest stand dynamics in Europe. Facts from long-term observational plots and their relevance for forest ecology and management. *Forest Ecology and Management* 316, 65-77.
- Pretzsch, H., Biber, P., Schütze, G., Uhl E. & Rötzer T. (2014a): Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. *Nature Communication* 5, 4967, DOI: 10.1038/ncomms5967.
- Pretzsch, H., Dieler, J., Matyssek, R. & Wipfler, P. (2010): Tree and stand growth of mature Norway spruce and European beech under long-term ozone fumigation. *Environmental Pollution* 158 (4), 1061-1070.
- R. Soc. (The Royal Society) (2008): Ground-level Ozone in the 21st Century: Future Trends, Impacts and Policy Implications. *Science Policy Series Report 15/08*, London, 132 pp.
- Rötzer, T., Liao, Y., Goergen, K., Schüle, G. & Pretzsch, H. (2013): Modelling the impact of climate change on the productivity and water-use efficiency of a central European beech forest. *Climate Research* 58 (1), 81-95, doi:10.3354/cr01179.
- Scholes, R., Settele, J., Betts, R. & et al. (2014): Terrestrial and water inland systems. in *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Schulze E.-D., Valentini R. & Sanz M.-J. (2002): The long way from Kyoto to Marrakesh: Implications of the Kyoto protocol negotiations for global ecology. *Global Change Biology* 8, 505-518.
- Shi, G.Y., Yang, L.X., Wang, Y.X., Kobayashi, K., Zhu, J.G. & et al. (2009) Impact of elevated ozone concentration of yield of four Chinese rice cultivars under fully open-air field conditions. *Agriculture, Ecosystem & Environment* 131, 178-84.
- Simpson, D., Arneth, A., Mills, G., Solberg, S. & Uddling, J. (2014): Ozone – the persistent menace: interactions with the N cycle and climate change. *Current opinion in Environmental Sustainability* 9-10, 9-19.
- Sitch, S., Cox, P.M., Collins, W.J. & Huntingford, C. (2007): Indirect radiative forcing of climate change through ozone effects on the land-carbon sink. *Nature* 448, 791-794, doi:10.1038/nature06059.
- Skärby, L., Ottosson, S., Karlsson, P.E., Wallin, G., Selldén, G., Medin, E.L. & Pleijel, H. (2004): Growth of Norway spruce (*Picea abies*) in relation to different ozone exposure indices: a synthesis. *Atmospheric Environment* 38(15), 2225-2236

- Solberg, S. Ø., Hov, A. Søvde, I.S.A. Isaksen, P. Coddeville, H. De Backer, C. Forster, Orsolini Y. & Uhse K. (2008): European surface ozone in the extreme summer 2003. *Journal of Geophysical Research* 113(7), Article number D07307, (doi:10.1029/2007JD009098).
- Soussana, J., Graux, A. & Tubiello, F.N. (2010): Improving the Use of Modelling for Projections of Climate Change Impacts on Crops and Pastures. *Journal of Experimental Botany* 61, 2217-2228.
- Spiecker, H., Mielikäinen, K., Köhl, M. & Skovsgaard, J.P. (1996): Growth trends in European forests. Springer-Verlag, Heidelberg, p. 372.
- Talhelm, A.F., Pregitzer, K.S. & Giardina, C.P. (2012): Long-term leaf production response to elevated atmospheric carbon dioxide and tropospheric ozone. *Ecosystems* 15, 71-82.
- Tang, H.Y., Liu, G., Han, Y., Zhu, J.G. & Kobayashi, K. (2011): A system for free-air ozone concentration elevation with rice and wheat: Control performance and ozone exposure regime. *Atmospheric Environment* 45(35), 6276-6282.
- Teixiera, E., Fischer, G., van Veldhuizen, H., van Dingenen, R., Dentener, F., Mills, G., Walter, C. & Ewert, F. (2011): Limited potential of crop management for mitigating surface impacts on global food supply. *Atmospheric Environment* 45(15), 2569-2576.
- Van Dingenen, R., Dentener, F.J., Raes, F., Krol, M.C., Emberson, L. & Cofala, J. (2009): The global impact of ozone on agricultural crop yields under current and future air quality legislation. *Atmospheric Environment* 43, 604-618.
- Vanderheyden, D., Skelly, J., Innes, J., Hug, C., Zhang, J., Landolt, W. & Bleuler, P. (2001): Ozone exposure thresholds and foliar injury on forest plants in Switzerland. *Environmental Pollution* 111 (2), 321-331.
- Vandermeiren, K., H. Harmens, G. Mills & De Temmerman, L. (2009): Impacts of ground-level ozone on crop production in changing climate. In: *Climate Change and Crops*. [Singh, S.N. (Ed.)]. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Germany, pp. 213-243.
- Volk, M., Bungener, P.K., Contat, F., Montana, M. & Fuhrer, J. (2006): Grassland yield declined by a quarter in 5 years of free-air ozone fumigation. *Global Change Biology* 12, 74-83.
- Weigel, H.J. & Bender, J. (2012): Bodennahes Ozon – ein Problem für Kulturpflanzen und Ernährungssicherheit? *Gesunde Pflanzen* 64, 79-84.
- Weigel, H.J., Bergmann, E. & Bender, J. (2015): Plant-mediated ecosystem effects of tropospheric ozone. *Progress in Botany* 76, 395-438.
- Werner, H. & Fabian, P. (2002): Free-air fumigation of mature trees. *Environmental Science & Pollution Research* 9, 117-121.
- Wieser, G., Matyssek, R., Köstner, B. & Oberhuber, W. (2003): Quantifying ozone uptake at the canopy level of spruce, pine and larch trees at the alpine timberline: an approach based on sap flow measurements. *Environmental Pollution* 126, 5-8.
- Wilkinson, S. & Davies, W.J. (2010): Drought, ozone, ABA and ethylene: new insights from cell to plant to community. *Plant Cell and Environment*, 33(4), 510-525.
- Wittig, V.E., Ainsworth, E.A., Naidu, S.L., Karnosky, D.F. & Long, S.P. (2009): Quantifying the impact of current and future tropospheric ozone on tree biomass, growth, physiology and biochemistry: a quantitative meta-analysis. *Global Change Biology* 15, 396-424. doi: 10.1111/j.1365-2486.2008.01774.x.
- Zheng, J.Y., Shao, M., Che, W., Zhang, L., Zhong, L.J., Zhang, Y.H. & Streets, D. (2009): Speciated VOC Emission Inventory and Spatial Patterns of Ozone Formation Potential in the Pearl River Delta, China. *Environmental Science & Technology* 43 (22), 8580-8586.
- Zhu, Z.L., Sun, X.M., Dong, Y.S., Zhao, F.H. & Meixner, F.X. (2014): Diurnal variation of ozone flux over corn field in NorthWestern Shandong Plain of China. *Science China- Earth Science* 57(3), 503-511.
- Zhu, X.K., Feng, Z.Z., Sun, T.F., Liu, X.C., Tang, H.Y. & et al. (2011) Effects of elevated ozone concentration on yield of four Chinese cultivars of winter wheat under fully open-air field conditions. *Global Change Biology* 17, 2697-706.

6 Anhang

6.1 Berechnungsschema für die Bestimmung der Kronentranspiration und der Ozonaufnahme (zu Kapitel 4.12)

Bestimmung der Kronentranspiration E_c :

Messsignal MS [mV], D = Diameter [cm]

Temperaturdifferenz ΔT :

$$\Delta T [^{\circ}C] = \Delta T [K] = MS * 1000 / 40$$

Flusskennziffer K :

$$K = (T_{\text{Tages-Max}} - T) / T = 25 * (\text{max.Tag}(MS) - MS) / MS$$

Xylemflussdichte FD :

$$FD = 0.714 * K^{1.231} = 37,54589 * ((\text{max.day}(MS) - sMS) / MS)^{1,231} \text{ [ml cm}^{-2} \text{ wasserleitende Splintfläche LF min}^{-1}]$$

Wasserleitende Splintfläche des Stammes LF [cm²]:

$$LF = \text{Summe}(2\text{cm}/8 + \text{cm}) = \text{Summe} FD \% * \pi * (D/2 - 6)^2$$

$$FD \% = FD \text{ in } x \text{ cm} / FD \text{ in } 2 \text{ cm}$$

Fluss F [ml min⁻¹]:

$$F = \text{Xylemflussdichte } FD * \text{wasserleitende Splintfläche } LF = 37,54589 * ((\text{max.day}(MS) - MS) / MS)^{1.231} * \text{Summe } FD \% * \pi * (D/2 - 6)^2$$

Xylemsaftfluss pro Blattfläche (\triangleq Transpiration des Gesamtbaums) SF [ml min⁻¹ m⁻² pla bzw. la]:

Projizierte Blattfläche bzw. beidseitige Laubfläche (nach Burger 1950, Matyssek et al. 2009) pla [m²]:

für Buche: $D < 42 \text{ cm}$: $pla = 0,1748 * D^2 + 0,1037 * D$ [m²]; $D > 42 \text{ cm}$: $pla = 4,78 e^{1,009 * D}$

für Fichte: $la = 0,0438 * D^2 + 0,42 * D$ [m²]

$$SF = F / pla \text{ bzw. } la = 37,54589 * ((\text{max.day}(MS) - MS) / MS)^{1,231} * \text{Summe } FD \% * \pi * (D/2 - 6)^2 / pla \text{ bzw. } la$$

Eingangsdaten für die Bestimmung der POD:

ggf. Korrektur Luftdruck LD auf Höhe [hPa]:

$$LD [hPa] - \text{Höhe [m ü. NN]} * 1.2 / 10$$

ggfs. Höhenkorrektur der Ozonkonzentration: siehe LRTAP Convention 2010

Wasserdampfdruckdefizit der Luft vpd [hPa]:

$$vpd = e_0 - e_a$$

Sättigungsdampfdruck e_0 nach Goff-Gratch über Wasser in flüssiger Phase [hPa]:

$$e_0 = \text{POWER}(10, -7.90298 * (373.16 / \text{Temp} - 1) + 5.02808 * \text{LOG}10(373.16 / \text{Temp}) - 1.3816 * 10^{-7} * ((10^{(11.344 * (1 - \text{Temp} / 373.16)) - 1)}) + 8.1328 * 10^{-3} * (10^{(-3.49149 * (373.16 / \text{Temp} - 1)) - 1}) + \text{LOG}10(1013.246))$$

Dampfdruck e_a [hPa]: $e_a = \text{rel. Feuchte [\%]} * e_0 / 100$

durch Luftdruck korrigiertes Wasserdampfdruckdefizit der Luft Δw [Pa kPa⁻¹]:

$$\Delta w = vpd \cdot 1000 / LD = (e_0 - e_a) \cdot 1000 / LD = (e_0 - \text{rel. Feuchte [\%]} \cdot e_0 / 100) \cdot 1000 / LD$$

Bestimmung des stomatären Ozonflusses FO₃:

Umrechnung von SF [ml min⁻¹ m⁻² pla] in Kronentranspiration Ec [μmol H₂O m⁻² pla bzw. la s⁻¹):

$$E_c = SF / 18 / 60 \cdot 1000 \cdot 1000$$

Stomatäre Leitfähigkeit für Wasserdampf G_{c H₂O} [mmol H₂O m⁻² pla s⁻¹):

$$G_c = E_c / \Delta w$$

Stomärer Ozonfluss FO₃ [nmol O₃ m⁻² pla s⁻¹):

$$FO_3 = G_c \text{ H}_2\text{O} \cdot [O_3] \cdot 0,663$$

Konstanter Faktor zur Umrechnung der Diffusionskoeffizienten O₃/H₂O=0,663 (Mapping Manual 2004)

Bestimmung der kumulativen phytotoxischen Ozonaufnahme

$$POD: \text{POD}_0 = (\sum_{i=1}^n [FO_3 \cdot \Delta T]_i) / 1000, [\text{mmol m}^{-2} \text{ pla bzw. la}] \text{ für Vegetationsperiode}$$

n: Anzahl der Stunden, ΔT ≅ 1 h

$$PODY = (\sum_{i=1}^n [\max(FO_3 - Y) \cdot \Delta T]_i) / 1000, [\text{mmol m}^{-2} \text{ pla bzw. la}] \text{ für Vegetationsperiode}$$

n: Anzahl der Stunden, ΔT ≅ 1 h, Y: geschätzter Schwellenwert für die Entgiftung von Ozon durch die Pflanze (es wird angenommen dass unterhalb von Y alle aufgenommenen Ozonmoleküle im Apoplasten entgiftet werden); POD₁ für Buche/Birke und Fichte für sonnenexponiertes Laub Y=1 nmol m⁻² pla bzw. la s⁻¹ (Mills et al. 2011; „Mapping Manual“ LRTAP Convention 2010); für das gesamte Laub für Buche/Birke und Fichte entsprechend einem näherungsweise geschätzten Faktor („sonnenexponiert“ pla bzw. la) Faktor ca. 0,25 (siehe Kap. 4.13.1.1)

$$\text{Für Einzelbaum: } \text{PODY}_{\text{Mittel-Baum}} = (\text{PODY}_{\text{Exposition-N}} + \text{PODY}_{\text{Exposition-S}}) / 2$$

$$\text{Für Bestand: } \text{PODY}_{\text{Mittel-Bestand}} = (\text{PODY}_{\text{Mittel-Baum1}} + \text{PODY}_{\text{Mittel-Baum2}} + \dots + \text{PODY}_{\text{Mittel-Baumn}}) / n; n=5$$