

TEXTE

114/2018

**Erarbeitung von
Vorschlägen für ein
repräsentatives Messnetz
zur Überwachung der
Wirkungen bodennahen
Ozons in Umsetzung der
Richtlinie (EU)
2016/2284, Artikel 9 und
Anhang V**

Abschlussbericht

TEXTE 114/2018

Projektnummer 88285

UBA-FB 002763

**Erarbeitung von Vorschlägen für ein
repräsentatives Messnetz zur Überwachung
der Wirkungen bodennahen Ozons in
Umsetzung der Richtlinie (EU) 2016/2284,
Artikel 9 und Anhang V**

Abschlussbericht

von

Tobias Schad, Tanja Sanders
Thünen-Institut für Waldökosysteme, Eberswalde

Willy Werner, Hanieh Eghdami
Universität Trier, Fachbereich Raum und Umweltwissenschaften, Geobotanik

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 Waldökosysteme
Alfred-Möller-Str. 1, Haus 41/42
16225 Eberswalde

Abschlussdatum:

August 2018

Redaktion:

Fachgebiet II 4.3 Luftreinhaltung und terrestrische Ökosysteme
Gudrun Schütze

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4359

Dessau-Roßlau, Dezember 2018

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung

Ozon ist ein hoch phytotoxischer Luftschadstoff, dessen schädliche Wirkung auf höhere Pflanzen vielfach belegt ist. Die neue NEC-Richtlinie der Europäischen Union schreibt die Überwachung der Auswirkungen bodennahen Ozons auf Ökosysteme vor. Dies umfasst einerseits die Erfassung visueller Schäden an Pflanzen. Andererseits soll die Beurteilung des Ozonrisikos mit Hilfe eines flussbasierten Ansatzes, also dem tatsächlichen Ozonfluss über die Stomata, erfasst werden (kritische Belastungsgrenzen). Dies soll mit Hilfe eines (möglichst bestehendem) Messnetzes durchgeführt werden. Ziel dieses Berichts ist die bestehenden Überwachungsstationen des lufthygienischen Messnetzes und die Level-II-Flächen des intensiven Forstmonitorings dahingehend zu prüfen inwieweit die flussbasierten kritischen Belastungsgrenzen an den einzelnen Überwachungsstationen berechnet werden können. Weiter werden die bestehenden Messnetze bzw. die verbliebenen Überwachungsstationen auf Repräsentativität hinsichtlich verschiedener Landnutzungsklassen geprüft. Zudem wird mit Hilfe eines einfachen Modells zur Berechnung der kritischen Belastungsgrenzen die räumliche Repräsentativität des lufthygienischen Messnetzes überprüft. Ein kurzer Einblick auf den Zusammenhang von Ozon und Zuwachs wird auch gegeben.

Abstract

Ozone is a highly phytotoxic air pollutant, whose harmful impact on plants is proven in many cases. The new NEC-Directive of the European Union instructs to monitor the impacts of ground-level ozone on ecosystems. This includes the survey of visible damage to plants and the evaluation of ozone risk due to flux-based approaches, which describes the actual flux of ozone into the stomata (critical levels). To achieve this goal a monitoring network (in best case already existing) is needed. The project aims to review the already existing monitoring sites of the air pollution control network and the Level-II-Plots of the intensive forest monitoring (ICP-Forests) according to their usability to calculate the flux-based critical levels. Additionally the monitoring sites are checked according to their representativeness of land use classifications. With the aid of a simple model to calculate critical levels the spatial representativeness of the monitoring stations of the air pollution control network is checked. A short insight into the relation of ozone and growth is given.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	7
Tabellenverzeichnis	12
Abkürzungsverzeichnis	12
1 Hintergrund	13
1.1 Ozon in der Umwelt	18
1.2 Die NEC-Richtlinie	19
1.3 Ziele und Aufgaben des Projektes	20
2 Aufstellung der Ozonmessnetze	22
3 Grundlage der Flussberechnungen	24
3.1 Modelle und deren Beschreibung	24
3.2 Allgemeine Datenverfügbarkeit	26
3.3 Verwendung von O ₃ Konzentrationen aus Passivsammlern	33
3.3.1 Vorgehensweise zur Disaggregation von Passivsammlerdaten und bereits vorliegende Erfahrungen	34
3.3.2 Disaggregation von Passivsammlerdaten auf ausgewählten Level-II-Flächen	35
3.4 Vergleich der Modelle zur Berechnung der POD _y	39
3.5 Lückenschließung am Beispiel von Ozon und der Temperatur	40
4 Repräsentativität	43
4.1 Ökosystemtypen	47
4.1.1 Waldökosysteme	47
4.1.2 Grünland	50
4.1.3 Ackerland	51
4.2 Zuordnung der Messflächen	52
4.2.1 Abdeckung der im Leitfaden zum Ökosystemmonitoring unter der NEC-Richtlinie vorgeschlagenen Klassifizierungen für Ökosystemtypen	53
4.2.2 Natura 2000 Gebiete	77
4.2.3 Diskussion ausgewählter Messpunkte	78
4.2.3.1 Gesonderte Betrachtung möglicher Dopplung von Messpunkten	78
4.2.3.2 Einordnung küstennaher Messpunkte	80
4.2.4 Umweltgradienten	80
4.2.5 Abdeckung Umweltgradienten (Temperatur, Niederschlag)	82
5 Flussberechnungen der Phytotoxic Ozone Dose (POD)	97
5.1 Vergleich DO ₃ SE und rFO ₃ REST	97
5.2 Flussberechnungen an ausgewählten Stationen mit rFO ₃ REST	98

5.3	Flussberechnungen durch EMEP	109
6	Wirkung	118
6.1	Ökophysiologisch	118
6.2	Schäden an Nadeln und Blättern	119
6.3	Zuwachs	123
7	Empfehlung/ Schlussfolgerungen	125
8	Quellenverzeichnis.....	127
9	Anhang.....	130
9.1	Übersicht über die verfügbaren Eingabeparameter an den Stationen aus der UBA Datenbank.....	130
9.1.1	rFO ₃ REST	130
9.1.2	FO ₃ REST.....	132
9.1.3	DO ₃ SE	134
9.2	Übersicht der Level-II-Flächen	137

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Übersicht über Aktiv- und Passivsammler auf den Level-II-Flächen in Deutschland	23
Abbildung 2: Beispiel der RADOLAN des DWD, aus dem stündliche Niederschlagswerte für Messpunkte abgeleitet werden könnten, die keine bzw. fehlerhafte Niederschlagsmessungen aufweisen.....	30
Abbildung 3: Verteilung der nutzbaren Feldkapazität (nFK) in Deutschland nach BGR.....	32
Abbildung 4: Ermittelte nFK an allen für diese Studie verfügbaren Messpunkten.....	33
Abbildung 5: O ₃ aus Aktiv- und Passivmessung (a), sowie Rekonstruktion stündlicher Werte aus den Daten des Passivsammlers (b). Vergleich Aktivmessung mit rekonstruierten Werten (c) und zweiwöchentlicher Ausschnitt (d) an der Level-II-Fläche 604 (Spessart). Sowie ein Scatter-Diagram der Daten aus Passiv- und Aktivsammlung (e).....	36
Abbildung 6: O ₃ aus Aktiv- und Passivmessung (a), sowie Rekonstruktion stündlicher Werte aus den Daten des Passivsammlers (b). Vergleich Aktivmessung mit rekonstruierten Werten (c) und zweiwöchentlicher Ausschnitt (d) an der Level-II-Fläche 1501. Sowie ein Scatter-Diagram der Daten aus Passiv- und Aktivsammlung (e).	37
Abbildung 7: Lückenhafte Zeitreihe an der Station DEBE062 - Frohnau (blau) und der Zeitreihe aus Rasterdaten des DWD (rot). Unterer Teil der Abbildung zeigt die Differenz der Zeitreihen.	41
Abbildung 8: Korrigierte Zeitreihe an der Station DEBE062 - Frohnau (blau) und der Zeitreihe aus Rasterdaten des DWD (rot). Unterer Teil der Abbildung zeigt die Differenz der Zeitreihen.	42
Abbildung 9: Einteilung Europas in die verschiedenen Biogeographischen Regionen.	43
Abbildung 10: Unterteilung Deutschland in die verschiedenen Biogeographischen Regionen.....	44
Abbildung 11: Übersicht über die Baumartgruppen und deren Flächenverteilung in Deutschland (ALH = „Andere Laubbäume mit hoher Lebensdauer“, ALN = „Andere Laubbäume mit niedriger Lebensdauer“).	47
Abbildung 12: Mischung der Baumarten.....	48
Abbildung 13: Aufteilung nach Laub-, Nadel- und Mischwald nach CLC.....	49
Abbildung 14: Aufteilung nach Laub-, Nadel- und Mischwald nach EUNIS.....	49
Abbildung 15: Aufteilung nach Laub-, Nadel- und Mischwald nach BWI.....	50
Abbildung 16: Verteilung von Grünland (landwirtschaftlich genutzte Fläche) in Deutschland (nach Thünen Atlas, https://gdi.thuenen.de/lr/agraratlas/indexMap.htm?LP=1)	51
Abbildung 17: Verteilung von Ackerland (pro landwirtschaftlich genutzte Fläche) in Deutschland (nach Thünen Atlas, https://gdi.thuenen.de/lr/agraratlas/indexMap.htm?LP=1)	52
Abbildung 18: Punktgenaue Aufteilung der Messpunkte entsprechend des CLC.....	55

Abbildung 19: Satellitenbilder für die Station DEHE051 (Wasserkuppe) zur visuellen Überprüfung (Quelle: Google Maps, 20.11.2017).	56
Abbildung 20: Beispiel für einen Kreis mit 10km Radius um zwei benachbarte Stationen (lufthyg. Messstation und Level-II-Fläche), innerhalb dessen die Gesamtfläche der Landnutzung bestimmt wurde.	57
Abbildung 21: Größter Anteil der Landnutzung nach CLC innerhalb eines 10km Radius.	58
Abbildung 22: Zweitgrößter Anteil der Landnutzung nach CLC innerhalb eines 10km Radius.	58
Abbildung 23: Drittgrößter Anteil der Landnutzung nach CLC innerhalb eines 10km Radius.	59
Abbildung 24: Übersicht über alle Stationen des lufthygienischen Messnetzes, die als „Hintergrund“ gelistet sind mit ihrem größten Landnutzungsanteil nach CLC.	60
Abbildung 25: Übersicht über die Level-II-Flächen mit ihrem größten Landnutzungsanteil nach CLC.	61
Abbildung 26: Übersicht über die meteorologischen Eingabeparameter von DO ₃ SE und die Anzahl der Stationen, an denen diese fehlen (nur Stationen des lufthygienischen Messnetzes).	62
Abbildung 27: Übersicht über alle 70 Stationen des lufthygienischen Messnetzes, die als „Hintergrundstation“ gelistet sind, mit ihrem größten Landnutzungsanteil nach CLC und an denen eine Risikobewertung mit Hilfe des Modells rFO ₃ REST möglich ist.	63
Abbildung 28: Übersicht über alle 27 Stationen des lufthygienischen Messnetzes, die als „Hintergrundstation“ gelistet sind, mit ihrem größten Landnutzungsanteil nach CLC und an denen die Risikobewertung mit Hilfe des Modells FO ₃ REST möglich ist.	64
Abbildung 29: Übersicht über alle 25 Stationen des lufthygienischen Messnetzes, die als „Hintergrundstation“ gelistet sind, mit ihrem größten Landnutzungsanteil nach CLC, und an denen die Risikobewertung mit Hilfe des Modells DO ₃ SE möglich ist.	65
Abbildung 30: Übersicht über alle 54 Level-II-Flächen mit ihrem größten Landnutzungsanteil nach CLC, an denen die Risikobewertung mit Hilfe der Modelle rFO ₃ REST, FO ₃ REST und prinzipiell auch DO ₃ SE möglich ist.	67
Abbildung 31: Übersicht aller 33 Level-II-Flächen, aber ohne die Flächen die nur Passivsammler betreiben, mit ihrem größten Landnutzungsanteil nach CLC und an denen die Risikobewertung mit Hilfe der Modelle rFO ₃ REST, FO ₃ REST und prinzipiell auch DO ₃ SE möglich ist.	68
Abbildung 32: Übersicht über alle 83 Messpunkte mit ihrem größten Landnutzungsanteil nach CLC und an denen die Risikobewertung mit Hilfe des Modells rFO ₃ REST möglich ist.	69
Abbildung 33: Übersicht über aller 48 Messpunkte mit ihrem größten Landnutzungsanteil nach CLC und an denen die Risikobewertung mit Hilfe der Modelle FO ₃ REST und prinzipiell auch DO ₃ SE möglich ist.	71

Abbildung 34: Häufigkeit der Landnutzung nach CLC an den Messpunkten innerhalb eines 10 km Radius. Berücksichtigt sind nur Messpunkte an denen eine Risikobewertung nach rFO ₃ REST möglich ist.....	72
Abbildung 35: Häufigkeit der Landnutzung nach CLC an den Messpunkten innerhalb eines 10km Radius. Berücksichtigt sind nur Messpunkte, an denen eine Risikobewertung nach FO ₃ REST möglich ist.	73
Abbildung 36: Häufigkeit der Landnutzung nach CLC an den Messpunkten innerhalb eines 10km Radius. Berücksichtigt sind nur Messpunkte, an denen eine Risikobewertung nach DO ₃ SE möglich ist.....	74
Abbildung 37: Prozentualer Anteil der Landnutzung nach CLC für Deutschland und für die Messpunkte, an denen für rFO ₃ REST bereits alle Parameter verfügbar sind.....	75
Abbildung 38: Verteilung der Waldarten (Laub-, Nadel-, Mischwald) nach CORINE Land Cover.....	76
Abbildung 39: Ausgewiesene Natura 2000 Gebiete innerhalb Deutschlands.....	77
Abbildung 40: Prozentualer Flächenanteil der Natura 2000 Gebiete innerhalb Deutschlands und der Natura 2000 Gebiete innerhalb eines 10km Radius um die Messpunkte, unterschieden nach den Modellen, für die Messpunkte die Eingabeparameter liefern können.	78
Abbildung 41: Hauptkomponentenanalyse für Stationen über ganz Deutschland und mit Hilfe des Modells DO ₃ SE.....	82
Abbildung 42: Verteilung der Temperaturen in Deutschland und an allen 128 theoretisch verfügbaren Messpunkten	84
Abbildung 43: Verteilung der Temperaturen in Deutschland und an den 106 Messpunkten, an denen rFO ₃ REST berechnet werden kann	85
Abbildung 44: Verteilung der Temperaturen in Deutschland und an den 83 Messpunkten, an denen rFO ₃ REST berechnet werden kann, ohne Berücksichtigung der Level-II-Flächen, die nur Passivsammler betreiben	86
Abbildung 45: Verteilung der Temperaturen in Deutschland und an den 70 Messpunkten, an denen FO ₃ REST/DO ₃ SE angewandt werden kann.....	87
Abbildung 46: Verteilung der Temperaturen in Deutschland und an den 48 Messpunkten, an denen FO ₃ REST/DO ₃ SE angewandt werden kann, ohne Berücksichtigung der Level-II-Flächen die nur Passivsammler betreiben	88
Abbildung 47: Verteilung des Niederschlags in Deutschland und an allen 128 theoretisch verfügbaren Messpunkten.	89
Abbildung 48: Verteilung des Niederschlags in Deutschland und an den 70 Messpunkten, an denen rFO ₃ REST angewandt werden kann.	90
Abbildung 49: Verteilung des Niederschlags in Deutschland und an den 48 Messpunkten, an denen rFO ₃ REST angewandt werden kann, ohne Berücksichtigung der Level-II-Flächen an denen nur Passiv-Sammler eingesetzt werden.....	91

Abbildung 50: Verteilung des Niederschlags in Deutschland und an den 70 Messpunkten, an denen FO ₃ REST/DO ₃ SE angewandt werden kann.....	92
Abbildung 51: Verteilung des Niederschlags in Deutschland und an den 48 Messpunkten, an denen FO ₃ REST/DO ₃ SE angewandt werden kann, ohne Berücksichtigung der Level-II-Flächen an denen nur Passiv-Sammler eingesetzt werden.	93
Abbildung 52: Änderung der Temperatur in den Monaten April – September in den Jahren 2026-2036 bezüglich 2006 - 2016 als Referenz. Zusätzlich abgebildet sind die Messpunkte für das Model FO ₃ REST/DO ₃ SE.	94
Abbildung 53: Änderung der Summe des Niederschlags April - September in den Jahren 2026-2036 bezüglich 2006 - 2016 als Referenz. Zusätzlich abgebildet sind die Messpunkte für das Modell FO ₃ REST/DO ₃ SE.	95
Abbildung 54: Vergleich der aPOD ₁ [mmol O ₃ m ⁻² PLA] berechnet mit rFO ₃ REST (alle Einzeljahre, 2002 - 2005) und POD ₁ [mmol O ₃ m ⁻² PLA] berechnet mit DO ₃ SE, beide ohne Bodenwassermodul.	97
Abbildung 55: Mittlerer aPOD ₁ und dessen Abhängigkeit bezüglich der Höhenlage der Messstation.	98
Abbildung 56: Lage und Verteilung der 41 für die Ozon-Flussabschätzung verwendeten Messstationen.	100
Abbildung 57: Mittlere Jahrestemperatur (in °C) der Jahre 2002-2005, 2010 – 2015 (links) und der Standardfehler (in °C) der gemittelten Zeitreihe (rechts).....	101
Abbildung 58: Jahresmittelwert der Temperatur (°C) eines besonders warmen und trockenen Jahres (2003) und eines feuchten, kühlen Jahres (2010).....	102
Abbildung 59: Mittlere Jahressumme der bodennahen Ozonkonzentration der Jahre 2002-2005, 2010 – 2015 (links) und der Standardfehler der gemittelten Zeitreihe (rechts).	103
Abbildung 60: Jahressumme der bodennahen Ozonkonzentration eines besonders warmen und trockenen Jahres (2003) und eines feuchten, kühlen Jahres (2010).....	104
Abbildung 61: Verteilung der aPOD ₁ (mmol O ₃ m ⁻² PLA) für die Rezeptorart Buche. Mittelwert der Jahre 2002-2005, 2010 – 2015 (links), Standardfehler der gemittelten Zeitreihe (rechts).	105
Abbildung 62: Verteilung der aPOD ₁ (mmol O ₃ m ⁻² PLA) für die Rezeptorart Buche eines besonders warmen, trockenen Jahres (2003) und eines feuchten, kühlen Jahres (2010).....	106
Abbildung 63: Verteilung der aPOD ₁ (mmol O ₃ m ⁻² PLA) für die Rezeptorart Fichte. Mittelwert der Jahre 2002-2005, 2010 – 2015 (links) und der Standardfehler der gemittelten Zeitreihe (rechts).	107
Abbildung 64: Verteilung der aPOD ₁ (mmol O ₃ m ⁻² PLA) für die Rezeptorart Fichte eines besonders warmen, trockenen Jahres (2003) und eines feuchten, kühlen Jahres (2010).....	108
Abbildung 65: POD ₁ Berechnung durch EMEP (50km Auflösung) für Europa.	109

Abbildung 66: POD ₁ Berechnung durch EMEP (0.1° Auflösung) für Europa.....	110
Abbildung 67: POD ₁ Berechnung durch EMEP (50km Auflösung) für Deutschland mit Lage aller Messpunkte.....	111
Abbildung 68: Verteilung der POD ₁ aus EMEP Daten für ganz Deutschland und an den Messpunkten extrahierten Daten (EMEP) für die Jahre 2000 – 2015, N = 106.	112
Abbildung 69: Verteilung der POD ₁ aus EMEP Daten für ganz Deutschland und an den Messpunkten an denen Berechnungen mit rFO ₃ REST möglich ist (aus EMEP Daten) für die Jahre 2000 – 2015, N = 83.....	113
Abbildung 70: Verteilung der POD ₁ aus EMEP Daten für ganz Deutschland und an den Messpunkten an denen Berechnungen mit FO ₃ REST /DO ₃ SE möglich ist (aus EMEP Daten) für die Jahre 2000 – 2015, N = 48.	114
Abbildung 71: Verteilung der POD ₃ aus EMEP Daten für ganz Deutschland und an allen Messpunkten extrahierten Daten (EMEP) für die Jahre 2000 – 2015, N = 106.	115
Abbildung 72: Verteilung der POD ₃ aus EMEP Daten für ganz Deutschland und an den Messpunkten an denen Berechnungen mit rCRO ₃ PS möglich ist für die Jahre 2000 – 2015, N = 83.	116
Abbildung 73: Verteilung der POD ₃ aus EMEP Daten für ganz Deutschland und an den Messpunkten an denen Berechnungen mit CRO ₃ PS/DO ₃ SE möglich ist für die Jahre 2000 – 2015, N = 48.....	117
Abbildung 74: Hauptkomponentenanalyse für Zuwachs von Fichte und Einflussfaktoren an der Level-II-Fläche Hermeskeil.....	119
Abbildung 75: Häufigkeit der Jahre (Zeitraum von 2009 bis 2015) in denen Ozonschäden aufgenommen wurden. Die Größe der Punkte spiegeln die Anzahl der Jahre wider, in denen Daten vorlagen.....	120
Abbildung 76: Anzahl der Flächen pro Jahr, an denen sichtbare Ozonschäden ermittelt wurden (Symptome an mindestens einem Rechteck des Probestreifens). Aufgeschlüsselt nach Arten.....	121
Abbildung 77: Häufigkeit der Intensitätsstufen (siehe Legende: Prozentanteil an Rechtecken, die Symptome aufweisen an der Gesamtzahl der Rechtecke der Probenahmestreifen,) innerhalb des betrachteten Zeitraum (2009-2015). Aufgeschlüsselt nach Spezies.	122
Abbildung 78: Probenahmestreifen, auf denen Rotbuche (<i>Fagus sylvatica</i>) erfasst wurde.....	123
Abbildung 79: Baumringanalyse und Korrelation mit POD ₁ . Auswertung des Einflusses der POD ₁ bezüglich signifikanter Zeitintervalle im aktuellen Jahr und Vorjahr.	124

Abkürzungsverzeichnis

aPOD	Approximierte phytotoxische Ozondosis
AOT_x	Akkumulierte Konzentration an Ozon über einen bestimmten Grenzwert X
CO	Kohlenmonooxid
CLC	Corine Land Cover
CRO₃PS	O ₃ -Depositionsmodell für Kulturpflanzen
DHM	Digitales Höhenmodell
DWD	Deutscher Wetterdienst
EMEP	The European Monitoring and Evaluation Programme under the Convention of LRTAP
FK	Feldkapazität
FO₃REST	O ₃ -Depositionsmodell für Waldbäume
GRASSO₃	O ₃ -Depositionsmodell für Grassland
IAM	Integrated Assessment Models
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change/ Zwischenstaatlicher Ausschuss für Klimaänderungen
LAI	Leaf Area Index / Blattflächenindex
LRTAP	Long-range Transboundary Air Pollution
LWP	Leaf Water Potential / Blattwasserpotential
NEC	National Emissions Ceilings
nFK	Nutzbare Feldkapazität
NMVOCs	nicht-methanhaltige flüchtige organische Verbindungen
NO_x	Stickstoffoxide
O₃	Ozon
PAW	Plant Available Water / Pflanzenverfügbares Wasser
PLA	Plant Leaf Area / Blattfläche
POD	Phytotoxic ozone dose / phytotoxische Ozondosis
POD_y	POD oberhalb eines Schwellenwertes Y der stomatären O ₃ -Aufnahme
PWP	Permanenter Welkepunkt
ppb	parts per billion
ppm	parts per million
rFO₃REST	Vereinfachtes O ₃ -Depositionsmodell für Waldbäume
SWP	Soil Water Potenzial / Bodenwasserpotenzial

Zusammenfassung

Der negative Effekt auf Vegetation durch Ozon (O_3) ist hinreichend bekannt. Daher ist eine Reduktion der O_3 -Vorläufersubstanzen notwendig. Durch die neue NEC-Richtlinie der Europäischen Union wird die Überwachung natürlicher und naturnaher Habitats und Waldökosysteme gefordert. Hierfür sind Überwachungsstellen notwendig, um mit Hilfe von flussbasierten Ansätzen (phytotoxische Ozondosis über einem Grenzwert $y = POD_y$) eine Risikobewertung durchführen zu können. Dabei soll ein kosten-effizienter Ansatz gewählt werden, der bestehende Strukturen nutzt. Hierfür stehen prinzipiell zwei Messnetze zur Verfügung: das lufthygienesche Messnetz und die Level-II-Flächen des intensiven Forstmonitorings.

Ziel des vorliegenden Berichts:

- ▶ Spezifizieren der Überwachungsstationen, die bereits genug Parameter für die Berechnung flussbasierter Belastungsgrenzen zur Verfügung stellen
- ▶ Bestimmung der Repräsentativität des gesamten Messnetzes basierend auf bestehenden Netzwerken (lufthygienesche Messnetz + Level-II-Flächen). Dies schließt die Repräsentativität in Bezug auf naturnahe Ökosystemtypen und Waldökosysteme mit ein, sowie die Repräsentanz in Bezug auf bestimmte Umweltfaktoren (Temperatur und Niederschlag)
- ▶ Überprüfung der Möglichkeit zur Disaggregation von Passivsammlerdaten, da für den flussbasierten Ansatz stündliche Werte zur Verfügung stehen müssen
- ▶ Vergleich der Berechnung der POD_y mit Hilfe eines komplexen Modells (DO_3SE) und eines vereinfachten Modells (rFO_3REST)
- ▶ Überprüfung der räumlichen Repräsentativität der lufthygieneschen Messstationen mit Hilfe der Ergebnisse von rFO_3REST und eines geostatistischen Verfahrens
- ▶ Kurzer Einblick in die Wirkung von Ozon auf Waldbäume

Um eine Risikobewertung bezüglich des Einflusses von Ozon auf Vegetation durchführen zu können, wird in der NEC-Richtlinie ein flussbasierte Ansatz (POD_y) gefordert. Damit kann die Überschreitung sogenannter kritischer Belastungsgrenzen ermittelt werden. Die POD_y berechnet den tatsächlichen Ozonfluss in die Stomata, anders als zum Beispiel bei einem konzentrationsbasierenden Ansatz. Letzterer würde nur die Ozonkonzentration an einem Überwachungspunkt benötigen. Die Berechnung der POD_y hingegen benötigt neben der O_3 -Konzentration weitere Eingabeparameter. Diese Eingabeparameter werden benötigt, um mit Hilfe komplexer Modelle (DO_3SE) die POD_y berechnen zu können. Sowohl die O_3 -Konzentration, als auch die meteorologischen Eingabeparameter müssen in stündlicher Frequenz vorliegen. Weitere Parameter sind zwar nötig, diese müssen aber nicht in stündlicher Frequenz vorliegen.

Es wurden die an den Überwachungspunkten (lufthygienesche Messnetz & Level-II-Flächen) gemessenen Parameter dahingehend geprüft, inwieweit diese für die Berechnung der POD_y ausreichend sind. Letztendlich sind es 25 von 80 Stationen des lufthygieneschen Messnetzes, die alle notwendigen Parameter liefern. Wobei überwiegend ein oder mehrere meteorologische Parameter an den Stationen fehlen. Zudem sind es 33 von 68 Level-II-Flächen, die alle notwendigen Eingabeparameter liefern. Hier liegt das Problem eher an fehlenden stündlichen O_3 -Konzentrationen, da auf einigen Level-II-Flächen nur Passivsammler für Ozon zum Einsatz kommen. Passivsammler liefern nur aggregierte Werte. Auch ein Verfahren zur Disaggregation der Passivsammlerdaten auf stündliche Frequenz zeigte im Vergleich zur Aktivmessung kein zufriedenstellendes Ergebnis, da Bestimmtheitsmaße meist kleiner 0,3 erreicht wurden. Würden diese Level-II-Flächen aktiv Ozon messen oder ein verlässliches Verfahren zur Disaggregation vorliegen, wären es 54 von 68 Flächen.

Visuelle Schäden durch Ozon an der Vegetation werden prinzipiell an jeder Level-II-Fläche erfasst.

Mit Hilfe der Abschätzung der Überwachungsstationen, die bereits genug Eingabeparameter für das Modell DO₃SE liefern, kann auch eine Abschätzung darüber getroffen werden, wie repräsentativ die Überwachungspunkte in Bezug auf Landnutzungsklassen sind. Mit Hilfe des Corine Land Covers (CLC) wurde eine Abschätzung getroffen, inwieweit die verbliebenen Überwachungsstellen die Landnutzungsklassen innerhalb Deutschlands repräsentieren. Dafür wurde der prozentuale Anteil der Landnutzungsklassen innerhalb eines 10 km Radius um die Überwachungsstellen bestimmt, um diese dann anschließend mit der Verteilung in ganz Deutschland zu vergleichen. Es zeigt sich, dass die verbliebenen Überwachungsstationen eine recht gute Repräsentanz in Bezug auf die Landnutzungsklassen bzw. naturnahen Ökosystemtypen aufweisen. Allein Waldökosysteme werden etwas überrepräsentiert. Dies liegt einerseits an den Level-II-Flächen des intensiven Forstmonitorings. Andererseits liegt auch eine Vielzahl der 25 Stationen des lufthygienischen Messnetzes in den Mittelgebirgsregionen, wo auch ein Großteil des Waldes in Deutschland liegt. Weiter decken alle Überwachungspunkte ein Natura2000 Gebiet ab.

Durch eine Hauptkomponentenanalyse erfolgte eine Einschätzung, inwieweit einzelne Umweltfaktoren die POD_y beeinflussen können. Für die Repräsentativität der Überwachungspunkte in Bezug auf Umweltfaktoren wurden zwei meteorologischen Größen (Temperatur und Niederschlag) näher betrachtet. Gegenden in Deutschland mit hohen Temperaturen werden durch die Überwachungspunkte etwas unterrepräsentiert, Gegenden mit hohem Niederschlag etwas überrepräsentiert.

Nicht immer sind alle Parameter vorhanden. In rFO₃REST werden einzelne Parameter entweder vorgeschrieben oder aus anderen Größen abgeleitet, weswegen dieses Modell nur zwei Eingabeparameter benötigt, nämlich die Temperatur und die Ozonkonzentration. Das Modell liefert eine approximierete POD_y (aPOD_y). Letztendlich kann eine zu starke Vereinfachung zu unbefriedigenden Ergebnissen führen. Deswegen wurde das einfache (weniger Eingabeparameter) Modell rFO₃REST mit den Ergebnissen des komplexeren Modells (mehr Eingabeparameter) DO₃SE verglichen. Der Vergleich der durch DO₃SE und rFO₃REST berechneten Flüsse zeigt, dass rFO₃REST, trotz der Vereinfachungen, immer noch zufriedenstellende Ergebnisse liefert. Wobei tendenziell der Ozonfluss in rFO₃REST im Vergleich zu DO₃SE etwas überschätzt wird.

Mit Hilfe von Ergebnissen der aPOD₁ an ausgewählten Stationen des lufthygienischen Messnetzes konnte die räumliche Repräsentanz der Stationen ermittelt werden. Aufgrund von Datenlücken, sofern diese nicht geschlossen werden konnten, wurden nicht alle Stationen in der Auswertung der Repräsentanz berücksichtigt. Mit Hilfe des Kriging Verfahrens wurden die Ergebnisse der aPOD₁ der Jahre 2002 bis 2005 und 2010 bis 2015 genutzt, um die räumliche Repräsentanz der Stationen zu ermitteln. Da die Hauptbaumarten nahe der Stationen des lufthygienischen Messnetzes nicht bekannt waren, wurde die aPOD₁ sowohl für die Rezeptorart Buche, als auch Fichte berechnet. Es zeigt sich, dass in den Mittelgebirgsregionen bereits eine angemessene Anzahl an Stationen vorhanden ist. Allerdings ist in den nördlichen und südlichen Gegenden Deutschlands die Stationsdichte zu niedrig, um räumlich die POD_y ausreichend zu erfassen. Mit Hilfe des Verfahrens lässt sich auch eine Höchstdistanz zwischen den Überwachungsstationen ermitteln. Diese sollte nicht mehr als 150km betragen.

Die schädliche Wirkung durch Ozon auf Vegetation ist hinreichend bekannt. Allerdings ermöglichte der kurze Zeitrahmen des Berichts nicht eine umfassende Einschätzung der Ozonschäden unter realen Bedingungen. Daher wurden unter anderem die visuellen Schäden an den Level-II-Flächen ausgewertet. Im betrachteten Zeitraum von 2009 bis 2015 konnten an fünf Arten visuelle Ozonschäden nachgewiesen werden. Dabei stellte sich Rotbuche (*Fagus sylvatica*) als Baumart mit den häufigsten Symptomen heraus. Dies entspricht auch der gängigen Literatur, da Rotbuche als sehr empfindlich gegenüber Ozon zählt.

In kontrollierten Experimenten kann ein negativer Effekt durch Ozon auf das Wachstum von Pflanzen nachgewiesen werden. Allerdings ist dieser Effekt unter realen Bedingungen deutlich schwieriger nachzuweisen. Trockenheit hat ebenfalls einen negativen Einfluss auf das Wachstum von Pflanzen.

Nicht selten treten Trockenheit und hohe Ozonkonzentrationen zur selben Zeit auf. Da sich die Stomata unter Trockenstress schließen und damit weniger O_3 aufnehmen, ist ein direkter Zusammenhang zwischen der Wachstumsminderung verursacht durch Ozon und der durch Trockenheit verursachten Wachstumsminderung schwer zu trennen. Deswegen ist es unter realen Bedingungen, durch den Einfluss mehrerer Umwelteinflüsse, schwieriger einen Effekt einer einzelnen Größe nachzuweisen. Dies war in der Kürze der Zeit nicht möglich. Daher wurde nur der Zusammenhang von Ozon und Wachstum, ohne Berücksichtigung anderer Umwelteinflüsse, beispielhaft auf einer Level-II-Fläche untersucht. Hier konnte ein negativer Effekt von Ozon auf das Wachstum nachgewiesen werden. Allerdings sind diese Ergebnisse mit Vorsicht zu betrachten, da andere Einflussfaktoren, wie Umwelteinflüsse oder Mastjahre, außer Acht gelassen wurden. Diese müssen unbedingt bei einer realistischen Abschätzung mit berücksichtigt werden.

Summary

Ozone (O_3) and its negative effects on vegetation are well-known. Because of that the reduction of precursor substances of O_3 is necessary. The new NEC-Directive of the European Union aims to monitor negative impacts of air pollution upon ecosystems based on a network of monitoring sites that is representative of their non-forest natural and semi-natural habitats and forest ecosystems. Monitoring sites are necessary for risk assessment with the help of flux-based approaches (phytotoxic ozone dose over a threshold $y = POD_y$). A cost-effective approach is favoured, which uses already existing structures. In principle there are two networks available: that of the national air pollution control network and the Level-II-Plots of the intensive forest monitoring.

Aims of the report are

- ▶ Specify monitoring sites, which already deliver enough parameters to use the flux-based approaches
- ▶ Identification of the representativeness of the whole monitoring network consisting of already existing networks (air pollution control network and Level-II-Plots). This includes the representativeness in relation to natural, semi-natural habitats and forest ecosystems, as well as environmental factors (temperature and precipitation)
- ▶ Examination of the possibility to disaggregate data of passive samplers, since flux-based approaches need hourly input data
- ▶ Comparison of the POD_y calculated with a complex model (DO_3SE) and simplified model (rFO_3REST)
- ▶ Examination of the spatial representativeness of the air pollution control sites with the help of the results of rFO_3REST and a geostatistical method
- ▶ Short Overview of the impact of ozone on forest trees

To conduct a risk assessment of the impacts of ozone on vegetation, the NEC-Directive demands a flux-based approach (phytotoxic ozone dose over a threshold $y = POD_y$). With the POD_y it is possible to calculate the exceedance of critical levels. The POD_y calculates the actual ozone flux into the stomata, other than concentration based approaches. The latter only needs the ozone concentration at the monitoring site. To calculate the POD_y not only the O_3 concentration is needed, also several additional input parameters are needed. The input parameters can be used together with a complex model (DO_3SE) to calculate the POD_y . Both, the O_3 -concentration and the meteorological input parameters must be available in hourly frequency. All monitoring sites are checked according to their measured parameters and if there are enough input parameters to calculate the POD_y . At the end 25 of 80 monitoring sites of the air pollution control network are delivering enough input parameters. Predominantly one or more meteorological parameters are missing. 33 out of 68 Level-II-Plots are delivering enough input parameters. In case of the Level-II-Plots it is rather a problem of missing hourly O_3 data, due to the use of passive samplers at the monitoring sites. Passive samplers are only delivering aggregated data. A method to disaggregate the passive sampler data into hourly data did not show satisfactory results

because the coefficient of determination was lower than 0.3. If these Level-II-Plots would use active samplers or a reliable method to disaggregate data of passive samplers the number of plots would increase to 54 out of 68.

Visible ozone injuries on vegetation are in principle captured at every Level-II-Plot.

With all the monitoring sites which are already delivering enough data to conduct the model DO₃SE, it is possible to estimate if the remaining monitoring sites are still representative related to the land use classifications. With the help of the Corine Land Cover (CLC) it was estimated in which way the remaining monitoring sites are representing the land use classifications within Germany. For that the percentage of the land use classifications was specified within a radius of 10km to compare it with the distribution of the land use classifications in Germany. The remaining monitoring sites are representing the land use classifications quite well. Only forest ecosystems are slightly overrepresented. This is due to the Level-II-Plots of the intensive forest monitoring and the plurality of the 25 air pollution monitoring sites are located at the Mittelgebirge (low mountain range), where the majority of German forest is located. Additionally all monitoring sites are covering a Natura 2000 habitat.

A principle component analysis showed in which ways environmental factors are influencing the POD_y. Therefore two meteorological parameters (temperature and precipitation) were used to classify the representativeness of the monitoring sites towards those two parameters. Areas in Germany with higher temperatures are slightly underrepresented by the remaining monitoring sites, while areas with higher precipitation sums are slightly overrepresented.

Not always all parameters are available. Within rFO₃REST parameters are either prescribed or are deviated by using other parameters. Therefore only two input parameters are needed (temperature and ozone concentration). This results in an approximated POD_y (aPOD_y). An oversimplification can lead to unsatisfactory results. Therefore the results of the more simplified model rFO₃REST were compared to the results of the more complex model DO₃SE. The comparison of the fluxes calculated with rFO₃REST and DO₃SE showed, besides the simplifications of rFO₃REST, satisfactory results. The ozone flux calculated by rFO₃REST is rather overestimated compared to the flux calculated by DO₃SE.

The aPOD₁ calculated at selected monitoring sites of the air pollution control network were used to estimate the spatial representativeness of the monitoring sites. Due to data gaps, if they could not be closed, not all monitoring sites were considered in the estimation of the representativeness. To estimate the spatial representativeness a Kriging method was used with the results of the aPOD₁ of the years 2002 to 2005 and 2010 to 2015. Because the main tree species was not available at the monitoring sites of the air pollution control network, the aPOD₁ was calculated for the receptors beech and spruce. The results show that already sufficient monitoring sites are located in the low mountain range regions. However within the northern and southern regions of Germany the site density is too low to spatially capture the POD_y in a sufficient way. With the method it is possible to determine the maximum distance between the monitoring sites. The maximum distance should not be greater than 150km.

The negative impacts of ozone on vegetation are commonly known. However it was not possible to determine the impacts of ozone injury under real conditions in the short time period of the report. Therefore the visible ozone injuries at the Level-II-Plots were evaluated. In the considered time period from 2009 to 2015 visible ozone injuries are detected at five species. The tree species which showed the most symptoms was common beech (*Fagus sylvatica*). This is in accordance with literature, because common beech is one of the most sensitive species regarding ozone.

Controlled experiments showed a negative impact of ozone on the growth of plants. However it is more difficult to detect this effect under realistic conditions. Dry conditions also have negative impacts on the growth of plants. Dry conditions and high ozone concentrations are not uncommonly occurring at the same time. Because stomata are closing under drought stress the uptake of O₃ is lowered. Therefore a direct correlation of lower growth caused by ozone is not easy distinguishable by the impact of drought. Because of that it is difficult to distil the impact of one parameter, here O₃, since several environmental parameters impact the growth of plants in different or the same ways. This was not possible in the short time. Therefore only the relation of ozone and growth, neglecting other environmental

factors, was investigated exemplary at one Level-II-Plot. A negative effect of ozone on growth was found. However the results must be handled with care, because other factors, including environmental factors or mast years, were neglected. Those factors have to be taken into account in a realistic assessment.

1 Hintergrund

Die schädliche Wirkung von bodennahem Ozon (O_3) auf Pflanzen ist vielfach belegt. Eine hohe Exposition kann zu Ertragsverlusten sowohl in der Land- als auch in der Forstwirtschaft führen. Im Rahmen der europäischen NEC-Richtlinie (EU, 2016/2284), Artikel IX Überwachung der Auswirkungen der Luftverschmutzung, werden im Anhang V unter c) zwei Leitindikatoren zur Bewertung der Risiken durch bodennahes Ozon vorgeschlagen:

- (i) Schädigung von Blättern und Pflanzen,
- (ii) Überschreitung flussbasierter kritischer Belastungsgrenzen.

Zur Erfassung der sichtbaren Schäden und zur Berechnung der Leitindikatoren und der damit verbundenen Überwachung der europäischen Emissionsreduktionsverpflichtungen, sollen Überwachungsstellen eingesetzt werden. Zum Leitindikator (i) finden Beobachtungen im Rahmen des forstlichen Umweltmonitoring statt (siehe Kapitel 6). Voraussetzung für die Überwachung der Ozonwirkungen mit Hilfe des Leitindikators (ii) sind Messungen der bodennahen Ozonkonzentration, sowie die Messung einiger meteorologischer Parameter. Messnetzwerke dafür sind in Deutschland bereits vorhanden und die Daten werden vom Bund und den Ländern regelmäßig erhoben. Allerdings befindet sich ein Großteil der Messpunkte der Länder in Städten oder stadtnahen Gebieten. Diese sind für die geforderte Übermittlung von repräsentativen Daten für naturnahe terrestrische Ökosysteme nicht geeignet. Ziele des vorliegenden Projektes sind die Erarbeitung von Vorschlägen für ein repräsentatives Netzwerk für die Ökosystemtypen Deutschlands, die Festlegung von Anforderungen an die Erhebung der (Mess-)Parameter für die Berechnung der flussbasierten Belastungsgrenzen und die Erstellung einer Übersicht von Zusammenhängen zwischen den beiden Leitindikatoren.

1.1 Ozon in der Umwelt

Ozon tritt in der Atmosphäre sowohl in höheren als auch in unteren Luftschichten auf. In der Stratosphäre (zwischen 20 und 25 km über der Erdoberfläche) wird bei der Bildung von Ozon, aber auch von Ozon selbst, hochenergetische UV-Strahlung absorbiert und stellt damit einen wichtigen Schutzfaktor für die Lebewesen auf der Erde dar. Auf die Bildung und Auswirkungen stratosphärischen Ozons soll im Weiteren verzichtet werden, da nur bodennahes Ozon für die Studie relevant ist. Aus diesem Grund ist, sofern nicht anders beschrieben, in dieser Studie immer bodennahes Ozon gemeint.

Innerhalb der Troposphäre (bis 10 km über der Erdoberfläche) und im Besonderen innerhalb der planetarischen Grenzschicht (bis 2 km über der Erdoberfläche) gehört bodennahes Ozon zu den bedeutendsten human- und phytotoxischen Luftschadstoffen. Seine schädliche Wirkung auf die menschliche Gesundheit und Organismen ist vielfach belegt. In der Land- und Forstwirtschaft können die phytotoxischen Wirkungen zu Ertragsverlusten, sowie zu Verlusten in der Artenvielfalt führen. Für Getreide ist dies besonders gut untersucht (Ainsworth, 2016; CLRTAP, 2017). Im weiteren Verlauf befasst sich der Bericht ausschließlich mit den Wirkungen von Ozon auf Vegetation.

Ozon wird nicht direkt in die Atmosphäre emittiert, sondern entsteht erst durch fotochemische Reaktionen von Vorläufersubstanzen. Diese können sowohl anthropogener als auch natürlicher Herkunft sein. Hohe Konzentrationen von Ozon entstehen nicht nur durch das Vorhandensein von Vorläufersubstanzen, wie Stickstoffoxiden (NO_x) und flüchtigen organischen Verbindungen (VOCs). Zusätzlich sind meteorologische Bedingungen entscheidend, die zu hohen Ozonkonzentrationen und deren Anreicherung beitragen können. Besonders meteorologische Bedingungen mit hoher Strahlungsbelastung und einhergehender hoher Temperaturen sind förderlich für die Bildung hoher Ozonkonzentrationen. Dies ist vor allem in Schönwetterperioden im Frühling und Sommer der Fall (Fabian, 1992).

Weiter ist die Bilanz der Stickstoffoxide (NO_x) der bestimmende Faktor, ob O_3 produziert oder abgebaut wird. Die bedeutendsten Vorläufersubstanzen durch menschliche Aktivitäten sind NO_x , nicht-methanhaltige flüchtige organische Verbindungen (NMVOCs) und Kohlenmonoxid (CO) (EEA, 2009). Allerdings ist das Ozonbildungspotenzial von NO_x und NMVOCs etwa zehnmal höher als das von CO . Der größte Anteil (ca. 50%) der NO_x Emissionen stammen aus Verkehrsemissionen. Etwa die Hälfte der NMVOCs entstammt Lösemitteln, welche in der Industrie verwendet und freigesetzt werden. Ein weiteres Viertel der NMVOCs resultiert aus dem Straßenverkehr. Natürliche Quellen für Stickstoffoxide und Kohlenwasserstoffe sind Gewitter und mikrobielle Umwandlungen, bzw. die Ausscheidung flüchtiger Terpene und Isoprene durch die Vegetation, insbesondere durch Wälder.

Der Ferntransport von Ozon kann einen wesentlichen Beitrag zur Ozonkonzentration sogar in sogenannten „Reinluftgebieten“ haben (Stockwell, et al., 1997). Oberhalb der planetaren Grenzschicht (typisch zwischen 500 – 2000 m und abhängig von Bodenrauigkeit, Windgeschwindigkeit und vertikalem Temperaturgradienten) hat Ozon eine Lebensdauer von mehreren Wochen. Die Hintergrundkonzentrationen von Ozon in „Reinluftgebieten“ sind eine Mischung aus durch Emissionen ferner Kontinente entstandenem Ozon, und Ozon welches seinen Ursprung in der Stratosphäre besitzt. Dadurch entsteht ein zusätzlicher Beitrag zum lokal entstandenem Ozon. Allerdings ist der Beitrag regional erzeugter Ozonkonzentrationen in den Sommermonaten am höchsten und überwiegt den des Ferntransportes, da im Winter die Strahlungsenergie zur Ozonbildung nicht ausreicht (EEA, 2009).

Ozon ist ein äußerst reaktives Gas mit hohem Oxidationspotenzial, welches anorganische und organische Moleküle zerstören kann. In ausreichend hohen Konzentrationen wirkt es toxisch und stellt ein Zellgift dar (Holleman, et al., 1985). Entscheidend für die Wirkung auf Pflanzen ist die Aufnahme von Ozon über die Spaltöffnungen (Stomata) der Blätter (Kerstiens, et al., 1989). Der Transport in das Blattinnere erfolgt durch molekulare Diffusion, wobei das Blattinnere als perfekte Senke gilt. Der eigentliche Ozonfluss in die Pflanze wird durch die atmosphärische Leitfähigkeit und die stomatäre Leitfähigkeit (Heath, 1980; Guderian, 1985) bestimmt. Diese ist im Wesentlichen von Umgebungsbedingungen wie Wasserstatus, Wasserdampfdruck, Lufttemperatur, Wind und Strahlung abhängig (Jarvis, 1976).

Nach Eindringen über die Stomata schädigen das Ozon und seine oxidierenden Zerfallsprodukte zunächst Zellwände und Zellmembranen (Heath, et al., 1997). Akute Schädigungen zeigen sich vor allem durch Chlorosen und Nekrosen (Stipplings) in den Interkostalfeldern der Belaubung auf der Blattoberseite. Im weiteren Verlauf können auch größere Nekrosen entstehen. Dies kann zu Störungen in den Atmungs- und Fotosyntheseprozessen führen und kann bis zum vollständigen Zellkollaps führen. Längerfristige Schädigungen können zu Funktionsstörungen, zum Beispiel bei der Fotosyntheseleistung und zu verfrühter Seneszenz führen (Pell, et al., 1997). Langfristig kann dies zu einem Rückgang in der Biomasseproduktion bzw. zu Ernteausfällen führen.

1.2 Die NEC-Richtlinie

Die NEC-Richtlinie 2016/2284 der Europäischen Union (EU) ist eine Richtlinie zur Reduktion nationaler Emissionen bestimmter Luftschadstoffe. In ihr bilden Artikel 9 (Überwachung der Auswirkungen der Luftverschmutzung) und Artikel 10 (Berichterstattung durch die Mitgliedstaaten) die Eckpfeiler der erstmalig aufgenommenen Regelung zur Beobachtung der Wirkungen von Luftverunreinigungen. Artikel 9 beauftragt die Mitgliedstaaten der EU mit Hilfe von Überwachungsstationen, die für Süßwasserökosysteme, natürliche und naturnahe Ökosysteme sowie Waldökosysteme repräsentativ sind, negative Auswirkungen von Luftschadstoffen auf Ökosysteme zu überwachen. Hierbei soll ein kosteneffizienter und risikobasierter Ansatz gewählt werden. Artikel 10 regelt im Wesentlichen die Berichterstattung durch die Mitgliedsstaaten. Relevant für diese Studie ist die Vorschrift, bis zum 1. Juli 2018 (und danach alle vier Jahre) die Standorte der Überwachungsstellen und die jeweiligen für die Über-

wachung der Auswirkungen der Luftverschmutzung verwendeten Indikatoren zu übermitteln. Bis zum 1. Juli 2019 (und danach alle vier Jahre) werden die Überwachungsdaten gemäß Artikel 9 übermittelt.

Grundsätzlich kann eine Risikobewertung durch bodennahes O₃ mit Hilfe von zwei Ansätzen für die Bestimmung der kritischen Belastungsgrenzen durchgeführt werden. Der erste Ansatz ist ein konzentrationsbasierender Ansatz (accumulated exposure of ozone over the threshold value X = AOT_X). Der zweite Ansatz ist ein kumulierter, stomatärer O₃-Flussansatz (POD_y = Phytotoxic Ozone Dose over a threshold y) und spiegelt die tatsächlich aufgenommene O₃-Dosis wider. Dabei steht der Wert y für das angenommene Entgiftungspotenzial der betrachteten Pflanzenart. Der Schwellenwert y der Phytotoxischen Ozon-Dosen (POD_{y Species}), der Widerstandsfähigkeit der Pflanzenart charakterisieren soll, ist für Waldbäume zurzeit auf 1 ngO₃/h festgelegt. Für Kulturpflanzen ist der Wert auf 6 ngO₃/h festgelegt (CLRTAP, 2017). Dadurch wird eine Dosis-wirkungsbasierte Schädigung quantifizierbar.

Momentan sind auf Basis des AOT_X-Ansatzes keine kausal gesicherten und quantitativen Aussagen über O₃-Schäden in der Risikobewertung möglich (Matyssek, et al., 2007; Matyssek, et al., 2008). Da auch die NEC-Richtlinie eine Beurteilung mit einem flussbasierten Ansatz (POD_y) fordert, wird im Weiteren auf die Bewertung des AOT_X-Ansatzes verzichtet.

Mit Hilfe von Begasungsversuchen (meistens in Open Top Chambers, Fuhrer, 1994; Fuhrer, et al., 1997; ICP Vegetation, 2017) werden kritische Belastungsgrenzen festgelegt. Dies sind Schwellenwerte, bei deren Überschreitung schädliche Effekte auf Rezeptoren (Pflanzen) zu erwarten sind. Kritische Belastungsgrenzen wurden für verschiedene Rezeptorarten (wie z.B. Buche, Fichte, Winterweizen und Klee) ermittelt.

Ausgehend vom Indikatorvorschlag der NEC-Richtlinie, wird in diesem Bericht nur eine Auswertung aufgrund der POD_y stattfinden. Falls nicht explizit angegeben, werden deshalb im Folgenden und im ganzen Bericht nur die auf POD_y bezogenen kritischen Belastungsgrenzen betrachtet.

Da Pflanzenarten unterschiedlich auf bodennahes O₃ reagieren, gibt es für die verschiedenen Rezeptoren unterschiedliche kritische Belastungsgrenzen (im Englischen Critical Levels). Diese sind in Tabelle 1 aufgelistet.

Tabelle 1: Kritische Belastungsgrenzen für POD_y (CLRTAP, 2017). PLA = Plant Leaf Area.

Rezeptor	Wirkung (Reduktion in %)	Parameter	Kritische Belastungsgrenzen in mmol /m ² PLA.
Weizen	Kornenertrag (5%)	POD ₆	1,3
Weizen	Kornmasse(5%)	POD ₆	1,5
Weizen	Proteinertrag(5%)	POD ₆	2
Buche	Biomasse(4%)	POD ₁	5,2
Fichte	Biomasse(2%)	POD ₁	9,2
Grünland	Biomasse(10%)	POD ₁	16,2

1.3 Ziele und Aufgaben des Projektes

Zur Einschätzung der beiden bereits genannten Leitindikatoren (Schädigung von Blättern und Pflanzen, Überschreitung kritischer Belastungsgrenzen) und folglich zur Überwachung der Wirkung der verpflichtenden Emissionsreduktionen sind Überwachungsstellen notwendig. In Deutschland sind bereits Netzwerke für die Messung der Ozonkonzentration in bodennahen Luftschichten vorhanden. Die Daten werden vom Bund und den Ländern regelmäßig erhoben. Das von den einzelnen Ländern

betriebene lufthygienische Messnetz deckt eine große Fläche Deutschlands ab. Allerdings befindet sich ein Großteil der Messpunkte in Städten oder stadtnahen Gebieten. Diese sind für die geforderte Übermittlung von repräsentativen Daten für naturnahe terrestrische Ökosysteme nicht geeignet. Da verschiedene Eingangsparameter zur Berechnung der POD_y notwendig sind, werden die Stationen des lufthygienischen Messnetzes auf Vollständigkeit der notwendigen Parameter geprüft. Zur Ergänzung werden die Level-II-Flächen des intensiven forstlichen Monitorings geprüft, ob diese als zusätzliche Messpunkte eingesetzt werden können. Eine Kombination aus beiden Messnetzen ergäbe eine Verdichtung des Messnetzes.

Ziel dieses Vorhabens ist in einem ersten Arbeitspaket die Beantwortung der Fragen, inwieweit das bestehende Messnetz die für die flussbasierende Risikobewertung erforderlichen Daten in ausreichender Quantität und Qualität liefert, und inwieweit die Messstellen repräsentativ für die einzelnen Ökosystemtypen sind. Grundlage bildet der Leitfaden zur Wirkungsbeobachtung unter der NEC-Richtlinie „Ecosystem monitoring under Article 9 and Annex V of Directive 2016/2284 (NECD)“. Der Leitfaden schlägt bestehende Klassifizierungssysteme für Ökosystemtypen vor. In Kapitel 4 wird hierauf näher eingegangen. Zudem soll eine flussbasierte Risikobewertung anhand bereits existierender Daten erfolgen, um anschließend eine weitere Aussage darüber treffen zu können, inwieweit das Messnetz eine räumliche Repräsentanz ermöglicht (vgl. Kapitel 5.2).

Auf einigen Flächen des intensiven forstlichen Monitorings kommen ausschließlich Passivsammler zum Einsatz. Dadurch steht an diesen Flächen nur eine mittlere Ozonkonzentration über einen längeren Zeitraum (z.B. 2 Wochen) zur Verfügung. Zur Berechnung der flussbasierten Belastungsgrenzen sind allerdings lückenlose Zeitreihen mit stündlichen Werten bodennahen Ozons nötig. Deshalb ist eine weitere Fragestellung dieses Arbeitspaketes die Einschätzung, inwieweit es möglich ist, aus Daten von Passivsammlern stündliche Werte für O_3 -Konzentrationen abzuleiten. Da an einigen Flächen des intensiven forstlichen Monitorings sowohl Passiv- als auch Aktivsammler zum Einsatz kommen, kann das dort überprüft werden. In Kapitel 3.3 wird dies näher beleuchtet.

In einem zweiten Arbeitspaket soll mit Hilfe eines Modellvergleichs geprüft werden, inwieweit vereinfachte Modelle (z.B. rFO_3REST) im Vergleich zu komplexeren Modellen (z.B. FO_3REST oder DO_3SE) zur Berechnung der POD_y ausreichend für eine Risikobewertung sind. In einem dritten Arbeitspaket soll eine exemplarische Betrachtung an Flächen mit bekanntermaßen hohen Ozonkonzentrationen durchgeführt werden. Eine umfangreiche Analyse wird im gegebenen zeitlichen Rahmen des Projektes allerdings nicht möglich sein.

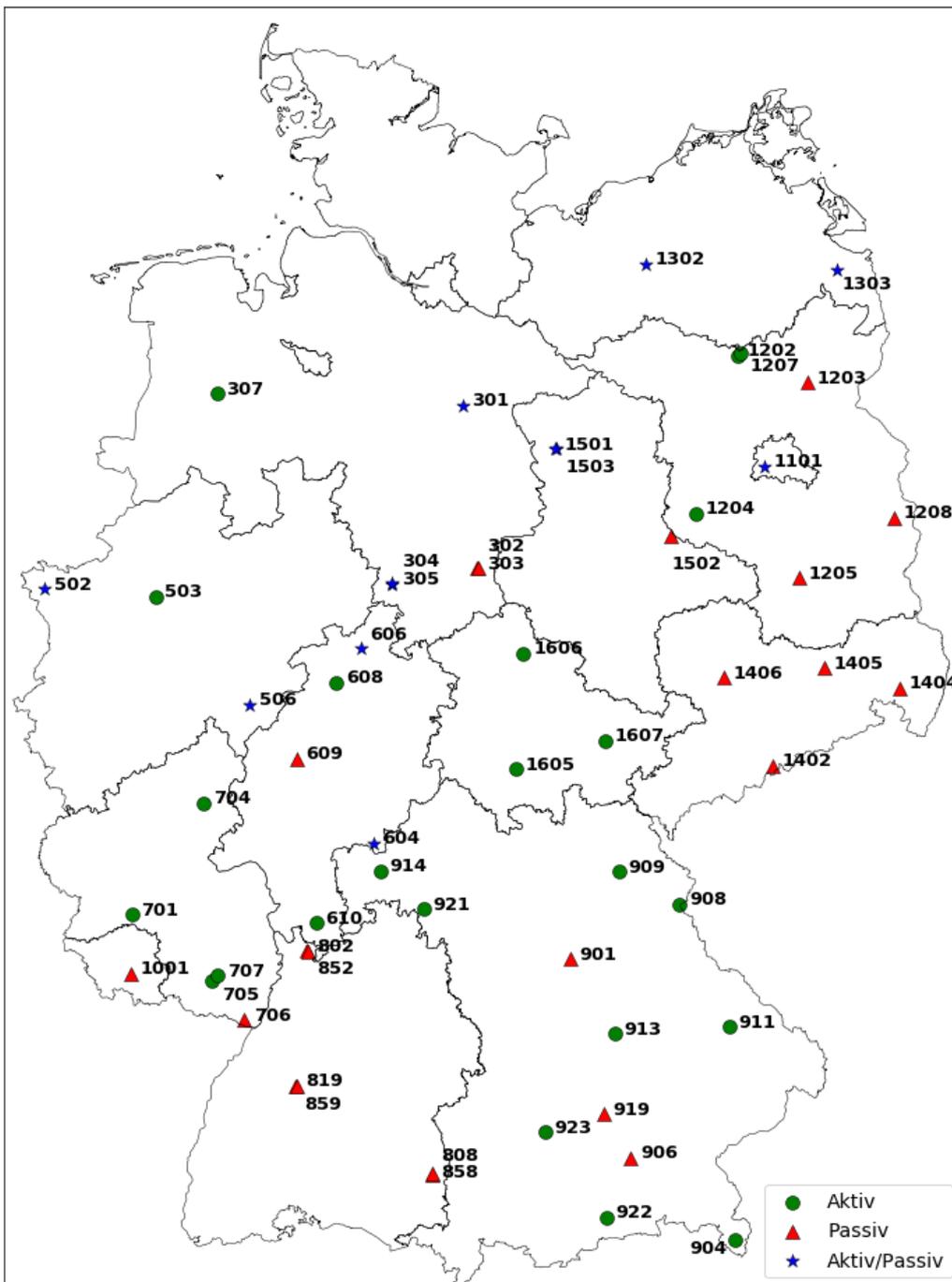
2 Aufstellung der Ozonmessnetze

Dieses Kapitel bezieht sich ausschließlich auf die Erhebung der Daten zur Berechnung der flussbasierten Risikobewertung. Die Erfassung der sichtbaren Schäden an Nadeln und Blättern findet nur an den Level-II-Flächen statt und wird in Kapitel 6 näher vorgestellt und diskutiert.

In Deutschland gibt es aktuell zwei Messnetze für Ozon, welche nicht immer strikt voneinander trennbar sind, aber zur Erläuterung zunächst getrennt behandelt werden:

- 1) Auf den Flächen des intensiven forstlichen Monitorings (Level-II-Flächen) werden Daten zu bodennahen Ozonkonzentrationen erhoben. Dies erfolgt sowohl mit Aktiv-, als auch mit Passiv-Sammlern in unterschiedlicher zeitlicher Auflösung. Während zwölf Bundesländer seit 2009 Passiv-Sammler installiert haben, liegen aktive Messungen nur von fünf Ländern vor (vgl. Abbildung 1). Allerdings gibt es einzelne Flächen, die mit beiden Messsystemen ausgestattet sind oder waren. Indes befinden sich die Aktiv-Sammler nicht immer auf der Level-II-Freifläche direkt, sondern es werden hierfür Daten aus einer nahegelegenen Luftmessstation verwendet. Dies wird im Kapitel 4.2 und den dazugehörigen Unterkapiteln näher diskutiert. Dennoch ermöglicht das Vorhandensein von gleichzeitiger Aktiv- und Passivmessung einen Vergleich der Daten der Aktiv- und Passiv-Sammler zur Berechnung von flussbasierten, kritischen Belastungsgrenzen. Aktuell wurde ein Ansatz zur Ableitung von stündlichen Werten aus Daten von Passivsammlern von (Calatayud et al. 2016) geprüft und die entsprechenden Fehler benannt. Ob diese Fehler für das angestrebte Überwachungsmessnetz akzeptabel sind, wurde innerhalb des Projekts abgeschätzt.
- 2) Von den einzelnen Bundesländern werden einige weitere Messnetze betrieben. Diese liefern Daten, die für die Berichterstattung zur EU-Richtlinie 2008/50/EG benötigt werden. Daten des Lufthygiene-Messnetzes können zur Berechnung der flussbasierten Belastungsgrenzen verwendet werden. Die Daten werden von den einzelnen Bundesländern an das UBA geliefert und dort in einer zentralen Datenbank zusammengefasst. Die Ozonmessung erfolgt in diesem Messnetz grundsätzlich aktiv und die Daten der Ozonkonzentrationen liegen damit in einer stündlichen Auflösung vor. Weiter werden an Stationen des lufthygienischen Messnetzes meteorologische Parameter erfasst. Die erhobenen Daten eignen sich deshalb besonders gut zur Ermittlung der Überschreitung flussbasierter Belastungsgrenzen. Dennoch müssen alle vorliegenden Daten auf Homogenität bzw. Vergleichbarkeit und Lückenhaftigkeit qualitätsgeprüft werden.

Abbildung 1: Übersicht über Aktiv- und Passivsammler auf den Level-II-Flächen in Deutschland



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

3 Grundlage der Flussberechnungen

3.1 Modelle und deren Beschreibung

Um flussbasierte Belastungsgrenzen zu berechnen, existieren verschiedene Modelle für verschiedene Vegetationstypen. Grünhage, et al., 2018 hat die im Manual CLRTAP, 2017 beschriebene flussbasierte Methode zur Risikobewertung für verschiedene Rezeptoren umgesetzt (liegen als Excel-Programmdateien beim UBA vor). So wird zum Beispiel das Modell CRO₃PS für Kulturpflanzen verwendet. Das Modell GRASSO₃ wird zur Berechnung der flussbasierten Belastungsgrenzen von Grünland verwendet und FO₃REST für Waldbäume. Das Modell DO₃SE (Emberson, et al., 2000a; Emberson, et al., 2000b; Büker, et al., 2012) deckt mehrere Vegetationstypen gleichzeitig ab, wie zum Beispiel Kulturpflanzen und Waldbäume. Die hier genannten Modelltypen entsprechen der im ICP Vegetation entwickelten Berechnungsmethodik für flussbasierte Critical Levels (CLRTAP, 2017).

Die genannten Modelle sind von ihrem Ansatz her artspezifisch, da sie ökophysiologisch abgeleitet sind. Auch die kritischen Belastungsgrenzen sind artspezifisch abgeleitet. Ein natürliches Artengefüge mit Kombination verschiedenster Arten ist bislang noch nicht korrekt abgebildet worden. Die Vegetationstypen werden deshalb durch bestimmte Indikatorarten, für die Critical Levels abgeleitet werden konnten, repräsentiert.

Da die kritischen Belastungsgrenzen artspezifisch sind, ist es schwierig, das Gefährdungsrisiko für naturnahe Phytozoosen anzugeben, es sei denn sie werden von einer Rezeptorart dominiert. Lediglich das Modell DO₃SE bietet folgende Varianten: „Broadleaf Deciduous (Forests)“ und „Temperate Perennial Grassland“. Diese erlauben die Abschätzung von Ozonflüssen für Artenmischungen und den Vergleich mit den kritischen Belastungsgrenzen. Jedoch werden für Waldökosysteme keine Mischungen von Laub- und Nadelbäumen sowie ungleiche Schichtungen (1. und 2. Baumschicht) berücksichtigt. Für eine Risikoabschätzung ist es dennoch sinnvoll, die kritischen Belastungsgrenzen, sofern möglich, für die empfindlichste Art zu berechnen. Sollten die kritischen Belastungsgrenzen für diese Art nicht überschritten werden, kann davon ausgegangen werden, dass die kritischen Belastungsgrenzen der anderen unempfindlicheren Arten ebenfalls nicht überschritten wurden („Vorsorgeprinzip“).

In dieser Arbeit werden hauptsächlich die Modelle berücksichtigt, die für Waldbäume angewandt werden. Diese sind DO₃SE, FO₃REST und rFO₃REST. Die Modelle CRO₃PS/rCRO₃PS (für landwirtschaftliche Kulturpflanzen) und GRASSO₃/rGRASSO₃ (für Grasland) sind allerdings von den Anforderungen an die Eingabeparameter identisch zu FO₃REST/rFO₃REST und unterscheiden sich nur durch ihre rezeptorspezifische Parametrisierung. Von daher ist die Abdeckung von Landnutzungsklassen bzw. Ökosystemtypen mit Messstationen, die die Daten für diese Modelle liefern können, dieselbe. Die nachfolgenden Aussagen zu FO₃REST/rFO₃REST stehen deshalb (um nicht immer alle Modellnamen nennen zu müssen) als Modelltyp stellvertretend auch für CRO₃PS/rCRO₃PS und GRASSO₃/rGRASSO₃, wobei diese sich aber auf Ackerfrüchte bzw. Graslandarten beziehen. Soweit erforderlich, werden Besonderheiten der Berechnung für diese Rezeptoren genannt bzw. diskutiert.

Das Modell DO₃SE (Deposition of Ozone for Stomatal Exchange) ist ein O₃-Depositionsmodell, mit dem die gesamte und die stomatare Deposition (bzw. der Fluss) von Ozon für ausgewählte europäische Vegetationstypen und Pflanzenarten abgeschätzt werden kann¹. DO₃SE stellt zudem das Modell mit den meisten Eingabeparametern dar.

¹ <https://www.sei-international.org/do3se>

FO₃REST ist ein O₃-Depositionsmodell, welches für Waldbäume verwendet wird und ist nach DO₃SE das Modell mit den zweitmeisten Eingabeparametern. Beide Modelle beruhen auf der Jarvis-Gleichung und sind über ökophysiologische Porometer-Messungen parametrisiert. Die stomatare Blattleitfähigkeit (g_{sto}) wird durch ein multiplikatives Modell und über Gewichtungsfaktoren berechnet. Die Gewichtungsfaktoren werden berechnet für die Phänologie (f_{phen}), Licht (f_{light}), Temperatur (f_T), Wassersättigungsdefizit der Luft (f_D), und optional für die Bodenwasserversorgung (f_{sw}). Die Gewichtungsfaktoren liegen in einem Intervall zwischen 0 und 1. Diese Faktoren werden mit der maximalen Blattleitfähigkeit g_{max} multipliziert und so die Blattleitfähigkeit für Ozon in Stundenschritten berechnet. Damit ergibt sich g_{sto} zu:

$$g_{sto} = g_{max} f_{phen} f_{light} \max\{f_{min}, f_T f_D f_{sw}\} \quad (1)$$

Die Modelle DO₃SE und FO₃REST unterscheiden sich unter anderem hinsichtlich der Ausführung des Bodenwasser-Moduls. Für beide Modelle kann der Einfluss des Bodenwassers berücksichtigt werden. Hierfür wird der Gewichtungsfaktor für das Bodenwasser berechnet. Dies kann auf mehrere Arten erfolgen. In FO₃REST beruht die Berechnung des Gewichtungsfaktors auf dem Konzept des pflanzenverfügbaren Wassers. Dafür sind Angaben zur Feldkapazität und des Permanenten Welkepunktes (PWP) des Bodens sowie detaillierte meteorologische Daten zur Globalstrahlung, zur Niederschlagsmenge, Temperatur, der Luftfeuchte und der Windgeschwindigkeit notwendig. Sinkt der Wasservorrat des Bodens unter 50% seiner maximalen Speicherkapazität (effektive Feldkapazität), wirkt sich dies im Modell als mindernder Einfluss auf die Blattleitfähigkeit aus. Der daraus resultierende Gewichtungsfaktor ist zu berechnen und kann für FO₃REST verwendet werden.

DO₃SE bietet mehrere Möglichkeiten, den Einfluss des Bodenwasserhaushalts auf die Blattleitfähigkeit zu charakterisieren. Neben der bereits bei FO₃REST beschriebenen Möglichkeit den Einfluss des Bodenwassers über das pflanzenverfügbare Wasser zu parametrieren, ist auch eine Parametrisierung über das Bodenwasserpotenzial möglich. Letzteres wird entweder linear oder exponentiell parametrisiert. Zudem gibt es die Möglichkeit der Berechnung über das Blattwasserpotenzial (abgeleitet aus den Bodenwasservorräten).

Das dritte Kapitel des ICP Vegetation Mapping Manuals unterscheidet zwischen art- bzw. artengruppen bezogenen Flussmodellen (für Buche, Fichte, Weizen, halbnatürliche Vegetation; gemeint sind hier Grünland-Artengemeinschaften) und sogenannten IAM-Modellen (Integrated Assessment Models) mit einer geringeren Anzahl an Eingabeparametern, die für großräumige übersichtsartige Analysen (laubwerfende Wälder, Getreide, Grünland) geeignet sind. Die IAM-Modelle berücksichtigen prinzipiell weder die Phänologie noch die Bodenwasserversorgung der Pflanzen. Allerdings wird in wenigen chemischen Transport- und Ausbreitungsmodellen, wie zum Beispiel dem von EMEP verwendeten Modell, eine vereinfachte Metrik angewandt, um den Einfluss des Bodenwassers nicht zu vernachlässigen. Um den Einfluss von Bodenwasser zu berücksichtigen, wird die in numerischen Wettermodellen berechnete Bodenfeuchte verwendet. Diese unterscheidet sich aber je nach verwendetem numerischem Wettermodell. Um dies zu vereinheitlichen, wird zum Beispiel im EMEP Modell der soil moisture index angewandt. Dieser dient als Ersatz für ein Bodenwassermodul. Allerdings besteht momentan weiterhin Forschungsbedarf, inwieweit der soil moisture index ein ausreichender Ersatz ist (CLRTAP, 2017).

Im Falle einer Nichtberücksichtigung von Phänologie und Bodenwasserversorgung eignen sich IAM-Modelle nur für eine indikative Untersuchung der Überschreitung der kritischen Belastungsgrenzen, weil mit ihnen zu hohe Flussraten errechnet werden (unter Annahme der besten Wasserversorgung, also ein worst case scenario). Jedoch erhält man dadurch großräumig interpretierbare und mit geosta-

tistischen Methoden analysierbare Resultate (Grundsatz der Stationarität² bleibt erhalten) über die räumliche und zeitliche Verteilung von Ozonflüssen.

Die Modelle vom Typ rFO₃REST sind eine Kombination beider Kategorien, da diese einerseits geringere Anforderungen an die Anzahl der Eingabeparameter besitzen (nur Ozon und Temperatur), aber andererseits trotzdem artspezifisch parametrisiert sind. Momentan ist rFO₃REST nur für die wichtigen Hauptbaumarten Buche und Fichte anwendbar. Die Phänologie wird bei der Buche durch ein Latitude-Modell berücksichtigt. Außerdem kann auch der Einfluss des Bodenwasserhaushalts über ein optionales Bodenwasserhaushaltsmodul berücksichtigt werden. Die Verwendung des Bodenwasserhaushaltsmoduls beeinflusst jedoch die Stationarität der Ergebnisse, da die Böden nicht homogen verteilt sind und zwischen den Bodentypen scharfe Grenzen auftreten können. Dadurch verschwindet die für geostatistische Verfahren notwendige Voraussetzung der Stationarität (gleiches gilt für alle Modelle, sobald ein Bodenwassermodul berücksichtigt wird).

Das Modell rFO₃REST ist prinzipiell ein vereinfachtes FO₃REST, da Parameter, die keine Eingabe verlangen, abgeschätzt (Globalstrahlung, relative Feuchte) bzw. als konstant angenommen werden (Windgeschwindigkeit und Bestandshöhe). Der Niederschlag wird nur dann benötigt, falls das optionale Bodenwasserhaushaltsmodul verwendet wird. Die Globalstrahlung wird als Funktion der maximal möglichen Einstrahlung in Abhängigkeit der geografischen Lage des Standorts (Breiten- und Längengrad) und der Lufttemperatur abgeschätzt. Die Regressionen wurden von (Bender et al. 2015) separat für jede Tageslichtstunde abgeleitet. Die relative Feuchte wird als Funktion der Globalstrahlung und der Lufttemperatur abgeschätzt. Die Windgeschwindigkeit wird auf 2,5 m/s und die Referenzhöhe als konstant festgesetzt (Bender et al. 2015). Die Abschätzung und Festlegung einiger Parameter bedeuten einerseits einen Qualitätsverlust für den errechneten Fluss. Andererseits erlaubt dies eine Vergleichbarkeit potenzieller Flüsse und die Möglichkeit geostatistische Verfahren anzuwenden, da die Kriterien der Stationarität erfüllt sind. Die einzigen Parameter, die bei rFO₃REST über die Zeit variieren, sind die O₃-Konzentration und die Temperatur T.

Daraus ergibt sich, dass für die Berechnung der flussbasierten Belastungsgrenzen selbst mit dem einfachsten Modell rFO₃REST als minimale Voraussetzung zwei Eingabeparameter zur Verfügung stehen müssen, und zwar in stündlicher Frequenz. Die daraus resultierende stomatare O₃-Aufnahme wird dann als „approximativ“ interpretiert. Dementsprechend wird die aufgenommene Dosis als approximative Phytotoxische O₃-Dosis, aPOD_y, bezeichnet. Der ermittelte Wert der aPOD_y kann als erste Orientierung zur Beurteilung des O₃-Risikos im Hinblick auf eine Überschreitung der kritischen Belastungsgrenzen dienen. Damit bietet die aPOD_y die Möglichkeit eines ersten Überblicks des O₃-Risikos ohne gravierende Qualitätseinbußen (Bender et al. 2015). Für eine realistischere Beurteilung müssen allerdings die komplexeren Modelle herangezogen werden.

3.2 Allgemeine Datenverfügbarkeit

Tabelle 2 gibt einen Überblick über die notwendigen Eingabeparameter der drei Modelle DO₃SE, FO₃REST und rFO₃REST. Die Eingabeparameter der Modelle GRASSO₃/rGRASSO₃ und CRO₃PS/rCRO₃PS sind analog zu denen von FO₃REST und rFO₃REST und werden deswegen nicht gesondert ausgewiesen.

² Stationarität bedeutet, dass der räumliche Zusammenhang nur vom Abstand abhängig ist und nicht von der tatsächlichen Lage im Raum. Bei Annahme optimaler Wasserversorgung geht die zum Teil sehr hohe räumliche Heterogenität der Böden, die zu unterschiedlicher Wasserversorgung der Pflanzen führt, nicht ins Modell ein.

Tabelle 2: Übersicht über die Modelle, die zur Flussberechnung zur Verfügung stehen und deren benötigten Eingabeparameter. Eingabeparameter von GRASSO₃/rGRASSO₃ und CRO₃PS/rCRO₃PS sind analog zu FO₃REST/rFO₃REST. T = Temperatur, GR = Globale Strahlung, rh = relative Feuchte, ws = Windgeschwindigkeit, precip = Niederschlag, p = atmosphärischer Druck, SGS = Beginn der Vegetationsperiode, EGS = Ende der Vegetationsperiode.

	DO ₃ SE	FO ₃ REST	rFO ₃ REST
Hochfrequent:			
Stündlich	O3,T,GR,rh,ws,precip,p	O3,T,GR,rh,ws,precip	O3,T
Messhöhen	O3, T,GR,rh,ws,precip,p	O3, T,GR,rh,ws,precip	O3,T
Niederfrequent:			
Bestandsstrukturelle Parameter	Bestandshöhe Bestandskoordinaten LAI Durchwurzelungstiefe	Bestandshöhe Bestandskoordinaten	Bestandskoordinaten
Boden	Bodentextur (fünf unterschiedliche Bodenfeuchtemodelle)	Feldkapazität PWP	Feldkapazität PWP
Phänologie	SGS, EGS oder Latitude Model	Latitude Model	Latitude Model

Die Eingabeparameter können prinzipiell in verschiedene Gruppen aufgeteilt werden. Die Daten der ersten Gruppierung müssen in stündlicher Frequenz zur Verfügung stehen, und werden in diesem Zusammenhang auch als hochfrequent³ bezeichnet. Dieser Gruppe gehören hauptsächlich meteorologische Größen sowie die bodennahe Ozonkonzentration an. Auf der anderen Seite gibt es Eingabeparameter, die vom Ort des Messpunktes abhängen und in einer deutlich niedrigeren Frequenz aufgenommen werden können. Deswegen werden diese hier als niederfrequent bezeichnet.

Je nachdem welches Modell verwendet wird, ist eine unterschiedliche Anzahl an Eingabeparametern notwendig. Hierbei sind die Bestandskoordinaten obligatorisch durch die Metadaten des Messpunktes vorhanden. Andere Parameter müssen an den Messpunkten gemessen bzw. ermittelt werden.

Die zu erhebenden Daten sind unter anderem die Temperatur und die O₃-Konzentration in stündlicher Frequenz. Damit wäre zumindest eine Risikobewertung mit dem einfachsten Model rFO₃REST und der daraus resultierenden aPOD_y gewährleistet.

Die Verwendung eines Bodenwasserhaushaltsmodells ist zwar nicht zwingend notwendig, verbessert aber die modellierte, flussbasierte Abschätzung der Überschreitung von Belastungsgrenzen.

Für eine realistischere Modellierung der stomatären O₃-Aufnahme ist die Verwendung der komplexeren Modelle notwendig. Dies ist allerdings mit einer Erhöhung der Anzahl der zu messenden Eingangsparameter verbunden. Dies betrifft folgende meteorologischen Größen: die Globalstrahlung (GR), die relative Feuchte (rh), die Windgeschwindigkeit (ws), den Luftdruck (p) und den Niederschlag (precip).

³ Die hier verwendete Bezeichnung hochfrequent hat nichts mit hochfrequenten Schallwellen zu tun und sollte nicht mit diesen verwechselt werden.

Bestandsstrukturelle Parameter, die aufgenommen werden müssen, sind die Bestandshöhe, der Blattflächenindex (LAI) und die Durchwurzelungstiefe.

Im Falle von DO₃SE ist es notwendig, die Textur des Bodens zu kennen (sandiger Lehm, Schlufflehm, Lehm, Tonlehm). Im Falle von FO₃REST werden die Feldkapazität und der permanente Welkepunkt (PWP) benötigt.

Um die Phänologie zu beschreiben, wird ein Breitengradabhängiges Modell verwendet, um den Start und das Ende der Wachstumsperiode zu bestimmen (CLRTAP, 2017). Allerdings können diese auch durch Beobachtungen, wie sie zum Beispiel auf den Level-II-Flächen erfolgen, übernommen werden.

Nicht immer sind Daten an einem Messpunkt vollständig vorhanden, zum Beispiel durch Ausfall eines Messgerätes. Werden an einem Punkt Daten nur unvollständig erhoben, muss die Zeitreihe geschlossen werden. Für O₃ kann dies im Falle einer größeren zeitlichen Lücke (> 3h) mit Hilfe einer Regression mit einer benachbarten Messstation erfolgen. Bei einer geringeren zeitlichen Lücke (< 3h) kann das gleitende Mittel der Zeitreihe verwendet werden (vgl. Kapitel 5.2). Sollte die Zeitreihe der Temperatur Lücken aufweisen, können diese mit demselben Verfahren geschlossen werden. Noch einfacher kann ein naher benachbarter Messpunkt (zum Beispiel eine Station des Deutschen Wetterdienstes) herangezogen werden, an dem die Daten zur Verfügung stehen. So lässt sich zum Beispiel mit einem einfachen Höhenkorrekturfaktor die Temperatur bestimmen und Lücken schließen. Allerdings stößt diese Methode im komplexen Terrain auf seine Grenzen, vor allem wenn große Höhenunterschiede vorliegen. Die Temperatur muss mit dem trockenadiabatischen Temperaturgradienten ($dT / dh = -0,976 \text{ K} / 100\text{m}$) korrigiert werden. Ist allerdings der Höhenunterschied zu groß, kann z.B. Wolkenbildung ab einer gewissen Höhe nicht mehr ausgeschlossen werden und der trockenadiabatische Temperaturgradient verliert seine Gültigkeit. Bender et. al (2015) schlagen hierfür eine maximale Distanz von 10 km und eine maximale Höhendifferenz von 100 m vor. Eine größere Höhendifferenz sollte nur verwendet werden, wenn nachgewiesen werden kann, dass immer noch gute Ergebnisse erzielt werden. Eine Korrektur muss daher zumindest stichprobenartig auf Plausibilität geprüft werden.

Andere meteorologische Größen sind weniger einfach zu ermitteln, sollten diese nicht vorliegen. So sind zum Beispiel Windgeschwindigkeiten unter anderem abhängig vom umliegenden Terrain und weniger einfach durch eine naheliegende Station oder durch ein geostatistisches Verfahren zu ermitteln.

Ähnliches gilt für die Globalstrahlung, die räumlich stark variieren kann. Eine einfache Interpolation durch ein geostatistisches Verfahren oder das Heranziehen einer nahegelegenen Station birgt Fehlerpotenzial, ist generell aber nicht unmöglich. Fehlerpotenzial bilden Wolken, die räumlich sehr begrenzt auftreten können, wodurch sich eine horizontal sehr heterogene Verteilung der Globalstrahlung ergeben kann. Sollten die fehlenden Daten mit Hilfe einer Regression ermittelt werden, sollte eine Plausibilitätsprüfung stattfinden.

Kaum Möglichkeiten zur Lückenfüllung durch Regression mit benachbarten Stationen gibt es im Falle des Niederschlags und der relativen Feuchte, da diese räumlich stark variieren können. Dies ist besonders der Fall, wenn es sich um konvektive Niederschlagsereignisse handelt. Diese treten gerade im Frühling und Sommer, wenn auch meist höhere Ozonkonzentrationen herrschen können, vermehrt auf. Hier kann es regional zu sehr hohen Unterschieden in der Niederschlagssumme kommen. Dies erschwert eine räumliche Interpolation auf Stundenbasis und ist anfällig für Fehler.

Deswegen müssen andere Möglichkeiten in Betracht gezogen werden, um die fehlenden Eingabeparameter zu ermitteln bzw. um eine Zeitreihe zu schließen. Eine Möglichkeit bieten Simulationen mit numerischen meteorologischen Modellen. Damit könnten die räumlich stark variierenden meteorologischen Parameter ermittelt werden. Hierfür sollten sogenannte Reanalysen verwendet werden. In der numerischen Wettervorhersage werden Millionen von Beobachtungsdaten assimiliert. Das Ergebnis, die resultierenden Analysen, sind eine konsistente Beschreibung der dreidimensionalen Atmosphäre.

Da sich numerische Wettermodelle aufgrund ihrer Weiterentwicklung über die Zeit ändern, ergeben sich keine zeitlich konsistenten Felder, wenn man nur die Analysen der jeweiligen Jahre verwenden würde. Reanalysen berechnen mit Hilfe von bis zum aktuellen Zeitpunkt vorhandenen Beobachtungsdaten diese Felder über Jahre bis Jahrzehnte in der Vergangenheit nochmal neu. Damit ergeben sich über die Zeit konsistente Felder (DWD, 2018).

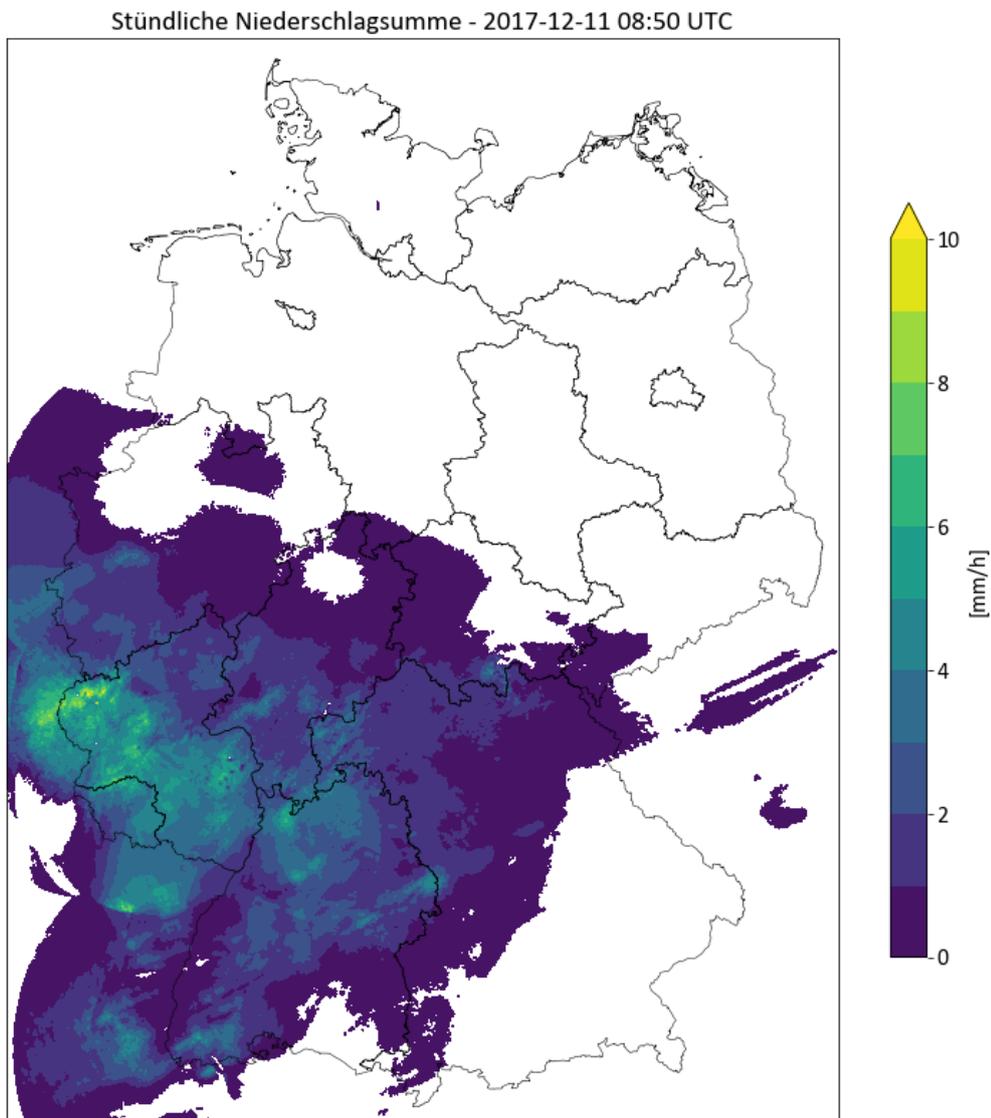
Sollten daher Daten eines numerischen Wettermodelles zur Lückenschließung verwendet werden, sind aufgrund der längeren Vergleichbarkeit und Konsistenz Daten aus Reanalysen denen einer aktuellen Analyse vorzuziehen.

Um fehlende Eingabeparameter zu ersetzen, könnten ERA-Interim Daten des ECMWFs verwendet werden. Diese Daten sind nahezu in Realzeit verfügbar. Auch der DWD bietet eine Reanalyse für Europa mit einer Auflösung von 6 km an. Allerdings umschließt der Zeitraum der Daten bisher nur eine Periode von 1995 bis 2015. Ein zeitliches Nachführen zur Erweiterung der Periode auf den aktuellen Stand ist zwar für die nähere Zukunft geplant, aber bisher ist noch kein genaues Datum bekannt⁴. Auch hier sollte im Falle einer Lückenfüllung eine Plausibilitätsprüfung vorgenommen werden.

Eine Ausnahme bildet hier wieder der Niederschlag, der in numerischen Wettermodellen teilweise noch immer eine gewisse Unsicherheit darstellt. Dies gilt besonders für konvektive Ereignisse. Als Alternative zu den Modelldaten können Daten des Radarverbundes des DWD verwendet werden. Aus den Daten der ermittelten Reflektivität können Niederschlagssummen abgeleitet werden und mit Hilfe von Bodenniederschlagsstationen angeeicht werden (Radar Online Aneichung - RADOLAN). Diese könnten dann dafür genutzt werden, um an den Koordinaten der Stationen den stündlichen Niederschlag zu ermitteln. Abbildung 2 zeigt beispielhaft ein RADOLAN Produkt für den 11. Dezember 2017. Dies zeigt vor allem den flächenhaften Charakter der Daten und den damit verbundenen Vorteil einer großräumigen Abdeckung.

⁴ ftp://ftp-cdc.dwd.de/pub/REA/Liesmich_intro_REA-FTP.pdf

Abbildung 2: Beispiel der RADOLAN des DWD, aus dem stündliche Niederschlagswerte für Messpunkte abgeleitet werden könnten, die keine bzw. fehlerhafte Niederschlagsmessungen aufweisen.



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Allerdings ersetzt die Messung aus Radardaten nicht die klassische In-Situ Messung. Von daher sollte wo möglich, bzw. bereits vorhanden, eine direkte Messung des Niederschlags weiterhin Anwendung finden und nur dort durch Radardaten gestützt werden, wo keine direkte Messung vorhanden ist, oder um Lücken in den Zeitreihen zu füllen.

Eine weitere Möglichkeit zur Datengewinnung bietet die Verwendung sogenannter Testreferenzjahre (TRY) des DWD⁵. In diesem Fall wird auf stündlicher Basis ein Rasterfeld für eine Vielzahl von meteorologischen Größen erstellt. Es wäre möglich, aufgrund der Stationskoordinaten spezifische Daten aus diesen Rasterdaten (1x1km) abzuleiten. Bisher stehen frei verfügbare stündliche Daten als zusammenhängender Datensatz nur für die Jahre 1995 bis 2012 zur Verfügung. Allerdings soll in naher Zu-

⁵ https://www.dwd.de/DE/klimaumwelt/klimaforschung/spez_themen/try/try_node.html

kunft die TRY operationell erstellt werden (persönliche Kommunikation, Imbery 2017). Ausgenommen davon ist Ozon, da es in diesem Datensatz nicht vorhanden ist.

Ozonmessungen an Level-II-Flächen werden überwiegend durch Passiv-Sammler erhoben. Dadurch ergibt sich die Schwierigkeit, dass es sich hier um aggregierte Daten handelt. Für die Modelle müssen allerdings stündliche Werte verfügbar sein. Es sind zwar Studien (Loibl and Smidt 1996; Calatayud et al. 2016) vorhanden, in denen gezeigt wird, wie man mit Hilfe einer Funktion aus aggregierten Daten stündliche Werte ableiten kann. Allerdings ist dies mit Unsicherheiten verbunden (De Marco et al. 2014). Kapitel 3.3 gibt eine kurze Auswertung zur Disaggregation stündlicher O₃-Konzentrationen aus Daten von Passivsammlern der Level-II-Flächen.

Da für die Bodenwassermodelle die Feldkapazität (FK) und der PWP notwendig sind, müssen diese für jeden Messpunkt ermittelt werden. Dies ist durch Daten der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR)⁶ möglich, wenn diese nicht direkt vor Ort ermittelt werden können. Die BGR stellt zum Beispiel die nutzbare Feldkapazität (nFK) und die FK zur Verfügung. Der PWP lässt sich dann durch die Beziehung:

$$\text{PWP} = \text{FK} - \text{nFK} \quad (2)$$

ableiten. Beispielhaft ist die Verteilung der nFK innerhalb Deutschlands in Abbildung 3 dargestellt.

Anhand dieser Daten konnte nun für jeden Messpunkt in Deutschland die nFK ermittelt werden. Hierfür wurden die Metadaten der Messpunkte herangezogen und aus den Daten der BGE abgeleitet. Es wurde geprüft, ob an den Stationskoordinaten ein Wert für die nFK vorliegt oder nicht. Lag kein Wert direkt am Punkt vor, wurde ein Radius von 10 km um die Koordinaten gelegt und ein Mittel aus den Werten innerhalb des Kreises gewonnen.

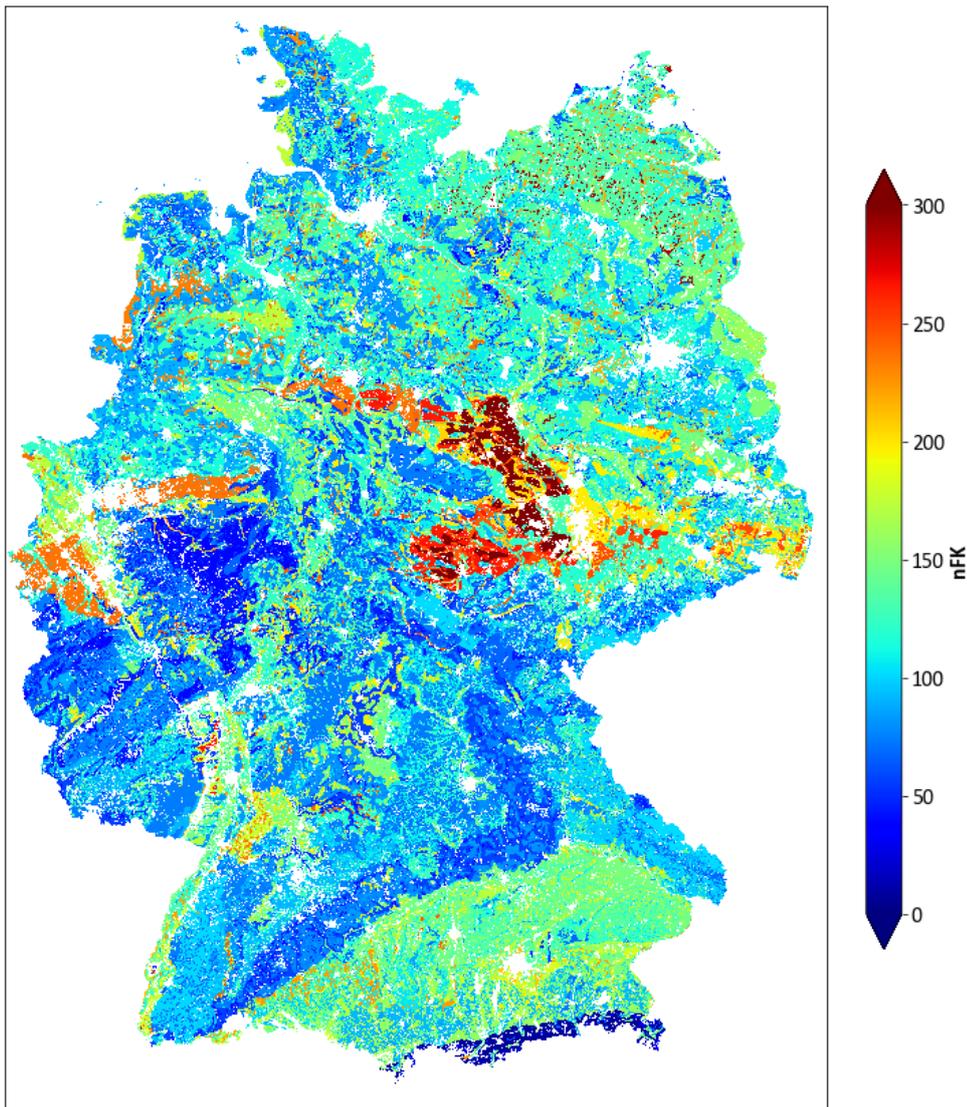
Daher ergibt sich für die UBA-Stationen die Verteilung wie in Abbildung 4 dargestellt. Analog ist die Feldkapazität (FK) verfügbar. Der PWP lässt sich entsprechend Gleichung 2 ableiten.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass neben den üblichen Stationsmetadaten für die Berechnung der flussbasierten Belastungsgrenzen die Größen Temperatur und O₃-Konzentration obligatorisch an den Messpunkten erhoben werden müssen, damit zumindest eine Risikobewertung mit dem einfachen Model rFO₃REST durchgeführt werden kann. Die Daten müssen in stündlicher Frequenz aufgenommen werden⁷. Weiter sollten in gewissen zeitlichen Abständen die Bestandshöhe, der Blattflächenindex (LAI) und die Durchwurzelungstiefe erfasst werden. Gleiches gilt für die Beschaffenheit des Bodens, wenn mit den erweiterten Modellen (FO₃REST, DO₃SE) die Risikobewertung durchgeführt werden soll. Hierfür müssen dann auch die meteorologischen Größen wie die Globalstrahlung (GR), die relative Feuchte (rh), die Windgeschwindigkeit (ws), den Luftdruck (p) und Niederschlag (precip) erhoben werden.

⁶ https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Produkte/produktkatalog_node.html

⁷ Eine Übersicht der meteorologischen verfügbaren Parameter der Level-II-Flächen und der Stationen des lufthygienischen Messnetzes befindet sich im Anhang.

Abbildung 3: Verteilung der nutzbaren Feldkapazität (nFK) in Deutschland nach BGR.



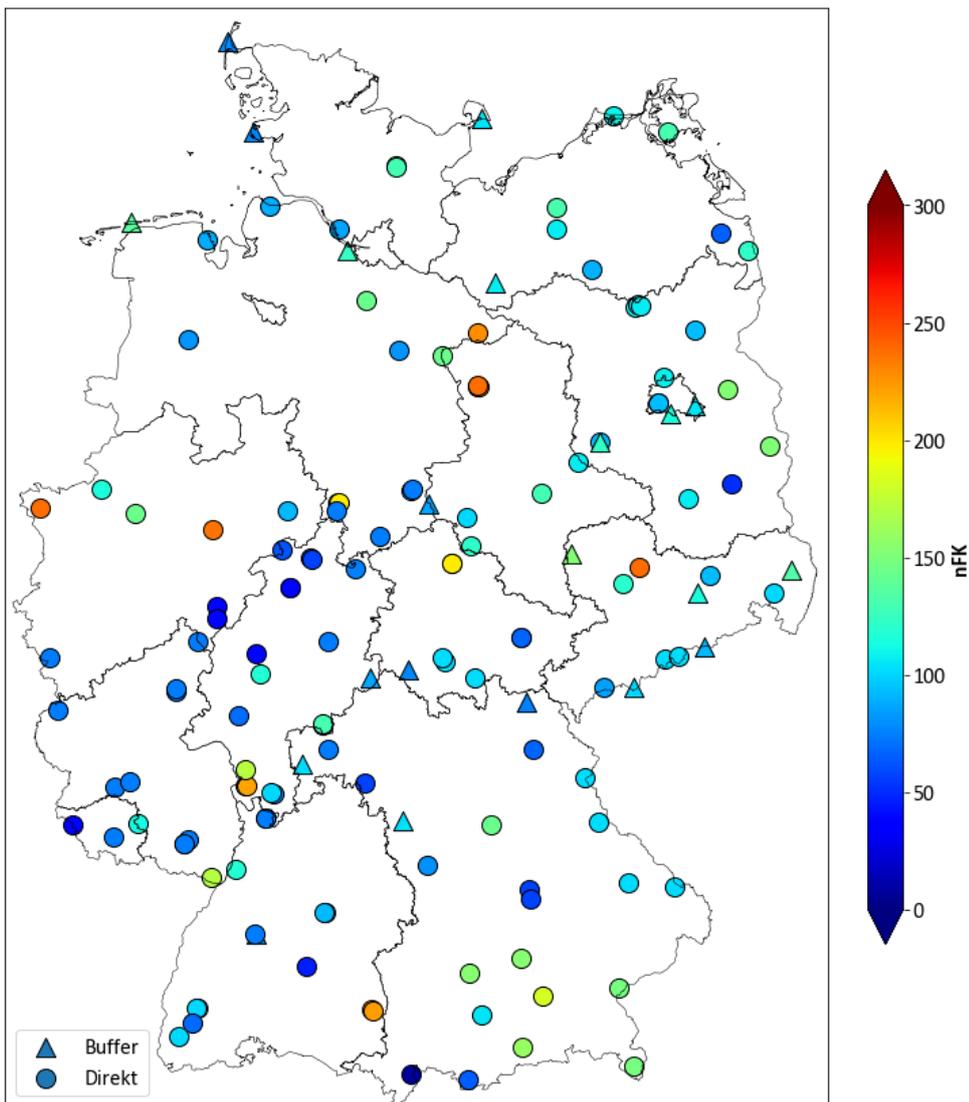
Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Durch die Erhebung der Temperatur und der O_3 -Konzentration können bereits an einer Vielzahl von Messpunkten die reduzierten Modelle zur Risikobewertung angewandt werden. Die erweiterten Modelle können erst an einer höheren Anzahl an Messpunkten angewandt werden, wenn dort die fehlenden Größen erhoben werden. Fehlende Daten können durch Rasterdaten des DWD (RADOLAN, TRY) oder naheliegenden Stationen des DWD ergänzt werden. Dies stellt eine kosteneffiziente Methode zur Schließung von Datenlücken dar, kann aber die klassische In-Situ Messung vor Ort nicht ersetzen.

Datenreihen sollten soweit wie möglich langjährig und vollständig sein. Da ein Ausfall der Messinstrumente nie ausgeschlossen werden kann, sollte darauf geachtet werden, dass die maximale Ausfallrate aller Eingabeparameter zusammengenommen⁸ von 10% im betrachteten Zeitraum nicht überschritten wird. Datenlücken sollten wo möglich gefüllt werden.

⁸Ausfall eines oder mehrerer Messgeräte gleichzeitig, sodass die PODy nicht mehr berechnet werden kann.

Abbildung 4: Ermittelte nFK an allen für diese Studie verfügbaren Messpunkten.



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

3.3 Verwendung von O₃ Konzentrationen aus Passivsammlern

Daten aus Passivsammlern liegen meist in wöchentlichen oder monatlichen Konzentrationen vor. Auf den Level-II-Flächen sollen die Daten im 14-tägigen Rhythmus erhoben werden. Für die Berechnung der flussbasierten Belastungsgrenzen sind allerdings stündliche O₃-Konzentrationswerte notwendig.

Da auf einigen Level-II-Flächen Passivsammler für die Messung von Ozonkonzentrationen verwendet werden, ist eine Abschätzung der Berechnung der kritischen Belastungsgrenzen durch Daten aus Passivsammlern wünschenswert. Allerdings müssen die aus Passivsammlern gewonnenen Daten hierfür disaggregiert werden.

Dies ist ein bereits bekanntes Problem und anschließend soll kurz eine Methode vorgestellt werden, die zur Disaggregation von Passivsammlerdaten verwendet werden kann (vgl. Kapitel 3.3.1). Anschließend wird diese Methode auf die Daten von Level-II-Flächen angewandt (vgl. Kapitel 3.3.2).

3.3.1 Vorgehensweise zur Disaggregation von Passivsammlerdaten und bereits vorliegende Erfahrungen

Mit Hilfe von existierenden Ansätzen wird im Allgemeinen versucht, vorliegende aggregierten Konzentrationen von Passivsammlern durch modellierte/disaggregierte stündliche Werte zu ersetzen. Oft wird hierfür die sogenannte Loibl-Funktion verwendet. Hierbei wird ein idealer Tagesgang für Ozon angenommen (Loibl, et al., 1994). Dieser ideale Tagesgang hängt im Wesentlichen nur von der Tageszeit und der sogenannten relativen Höhe ab. Letztere ist definiert als der Höhenunterschied zwischen der Höhe des Punktes, an dem die O_3 -Konzentration bestimmt werden soll, und dem niedrigsten Punkt innerhalb eines 5km Radiuses, ausgehend vom Punkt des Interesses. Die relative Höhe kann mit Hilfe eines digitalen Landschaftsmodells oder digitalen Höhenmodells (DHM) bestimmt werden. Anhand dieses Tagesganges können mit Hilfe der mittleren Werte der Passivsammler stündliche Werte für Ozon generiert werden. Diese wiederum können für die Berechnung der flussbasierten Belastungsgrenzen verwendet werden.

Loibl, et al., 1994 verwendete zur Herleitung der Loibl-Funktion 99 Messstationen in Österreich, wovon sich die meisten in der Nähe von Siedlungen befanden. Stationen in nächster Nähe zu verkehrsreichen Straßen und innerhalb von Stadtzentren wurden vernachlässigt.

Anzumerken ist, dass die Loibl-Funktion lediglich für einen kurzen Zeitraum von neun Tagen im Sommer für Österreich abgeleitet wurde. Zudem ist die abgeleitete Funktion für den Tagesgang von Ozon nur von der Tageszeit abhängig und spiegelt gleichzeitig einen mittleren, idealen Tagesgang wider. Dadurch werden andere Einflüsse wie Advektion von O_3 aus Gegenden mit hoher photochemischer Produktion oder die Auswirkung nahegelegender NO_x Emissionen auf die Bildung/Abbau von O_3 nicht berücksichtigt. Durch die immer gleich bleibende Amplitude können Episoden mit besonders hohen O_3 -Konzentrationen unterschätzt werden. Episoden mit geringerer O_3 -Konzentration hingegen können überschätzt werden.

Um die Güte der Berechnung der POD_y mit Hilfe von stündlich gemessenen und disaggregierten Ozonwerten festzustellen führten Calatayud, et al., (2016) die Berechnung der POD_y an 24 spanischen Luftqualitätsstationen durch.

Die prinzipielle Vorgehensweise von Calatayud, et al., 2016 bei der Modellierung stündlicher O_3 -Werte aus Werten der Passivsammler ist die Verschneidung der Loibl-Funktion mit den mittleren Werten der Passivsammlern. Und zwar wird dies für den jeweils gemittelten Zeitraum durchgeführt. Auf wöchentlich gemittelte Daten wurde die Loibl-Funktion auf die jeweilige Woche angewandt. Auf zweiwöchentlich gemittelte Daten wurde die Loibl-Funktion auf den zweiwöchentlichen Mittelwert angewandt, usw. Da die Loibl-Funktion einem idealen Tagesgang entspricht, besitzt der Tagesgang der O_3 -Konzentrationen für den betrachteten Zeitraum keine wesentliche Änderung der Amplitude. Das heißt, innerhalb des angewandten Zeitraums (Messfrequenz der Passivsammler) bleibt der Tagesgang konstant. Der Tagesgang wird zudem so angepasst, dass das Tagesmittel der modellierten stündlichen Werte wieder dem Mittel aus den Daten der Passivsammlern entspricht.

Um Daten zu disaggregieren wurde in der Studie von Calatayud et al. (2016) aus Aktivsammlern O_3 -Konzentrationen aggregiert, um Passivsammler zu imitieren. Daher wurde ein „perfekter“ Datensatz aus Passivdaten erzeugt, um anschließend die POD_y zu ermitteln. Dadurch wurde die Qualität von Passivsammlern gegenüber Aktivsammlern in der Evaluation nicht berücksichtigt.

Die POD_y wurde mit unterschiedlich aggregierten O_3 -Konzentrationen berechnet, und zwar mit jeweils wöchentlich, 14-tägig und monatlich aggregierten Daten. Die aggregierten O_3 -Konzentrationen wurden wiederum mit Hilfe der Loibl-Funktion disaggregiert und anschließend verwendet, um die

POD_y zu berechnen. Danach wurde ein Vergleich mit der aus Aktivmessungen berechneten POD_y vorgenommen, wobei drei Schwellenwerte ausgewählt wurden (POD₀, POD₁, POD₃)⁹. Prinzipiell schnitten die wöchentlich aggregierten Daten am besten ab. Danach folgten die 14-tägigen Daten und dann die monatlichen. Es zeigte sich zudem, dass je höher der Schwellenwert Y für die POD_y gewählt wurde, umso schlechter wurden die Ergebnisse der aggregierten Daten. Die POD_y wurde zudem mit den disaggregierten O₃-Konzentrationen für alle Schwellenwerte überschätzt. Der Median des prozentualen Fehlers (MPE) lag bei den wöchentlich aggregierten Konzentrationen für die POD₀ bei 8.1 %, für die POD₁ bei 11.6% und bei der POD₃ bei 21.1%. Die Ergebnisse mit 14-tägig und monatlich aggregierten Konzentrationen wiesen eine sehr ähnliche Größenordnung auf. Für alle Schwellenwerte der POD_y wurde ein R² > 0.98 gefunden (Calatayud, et al., 2016).

Calatayud, et al., 2016 führte zusätzlich Berechnungen durch, bei denen die POD_y direkt mit den wöchentlich, 14-tägig und monatlich aggregierten O₃-Konzentrationen berechnet wurde. Dabei zeigte sich eine deutliche Unterschätzung der POD_y. Dies ist nicht weiter wunderlich, da die während eines Tages entstehenden, sehr hohen O₃-Konzentrationen durch die gemittelten Daten der Passivsammler nicht wiedergegeben werden können. Auch hier zeigte sich wieder eine Fehlersteigerung zu höheren POD_y Schwellenwerten.

3.3.2 Disaggregation von Passivsammlerdaten auf ausgewählten Level-II-Flächen

Durch die Verfügbarkeit von sowohl Aktiv- als auch Passivmessungen von O₃ auf wenigen Level-II-Flächen konnte eine Auswertung von disaggregierten O₃-Konzentrationen aus Passivmessungen vorgenommen werden. Hierfür wurde die Loibl-Funktion (Loibl, et al., 1994), die einen typischen Tagesganges für O₃ darstellt, angewandt.

Weiter wurde angenommen, dass das Tagesmittel (O_{3day}) dem aus den Passivmessungen bestimmten Mittel (O_{3mean}) entspricht. Anschließend wurde für jeden Tag mit Hilfe der Loibl-Funktion der Tagesgang der O₃-Konzentration bestimmt. Anschließend wurde iterativ der disaggregierte Tagesgang angepasst, damit dessen Tagesmittel maximal mit ε = 0,1 parts per billion (ppb) vom Mittel des Passivsammlers abweicht:

$$|O_{3day} - O_{3mean}| \leq \varepsilon \quad (3)$$

Eine Auswertung wurde an vier Flächen durchgeführt, an denen sowohl Passiv- als auch Aktivmessungen über einen Zeitraum von mindestens zwei Jahren zur Verfügung standen, auch wenn diese Datensätze Lücken aufweisen. Allerdings konnten nur maximal drei Jahre an überlappenden Aktiv- und Passivmessungen festgestellt werden.

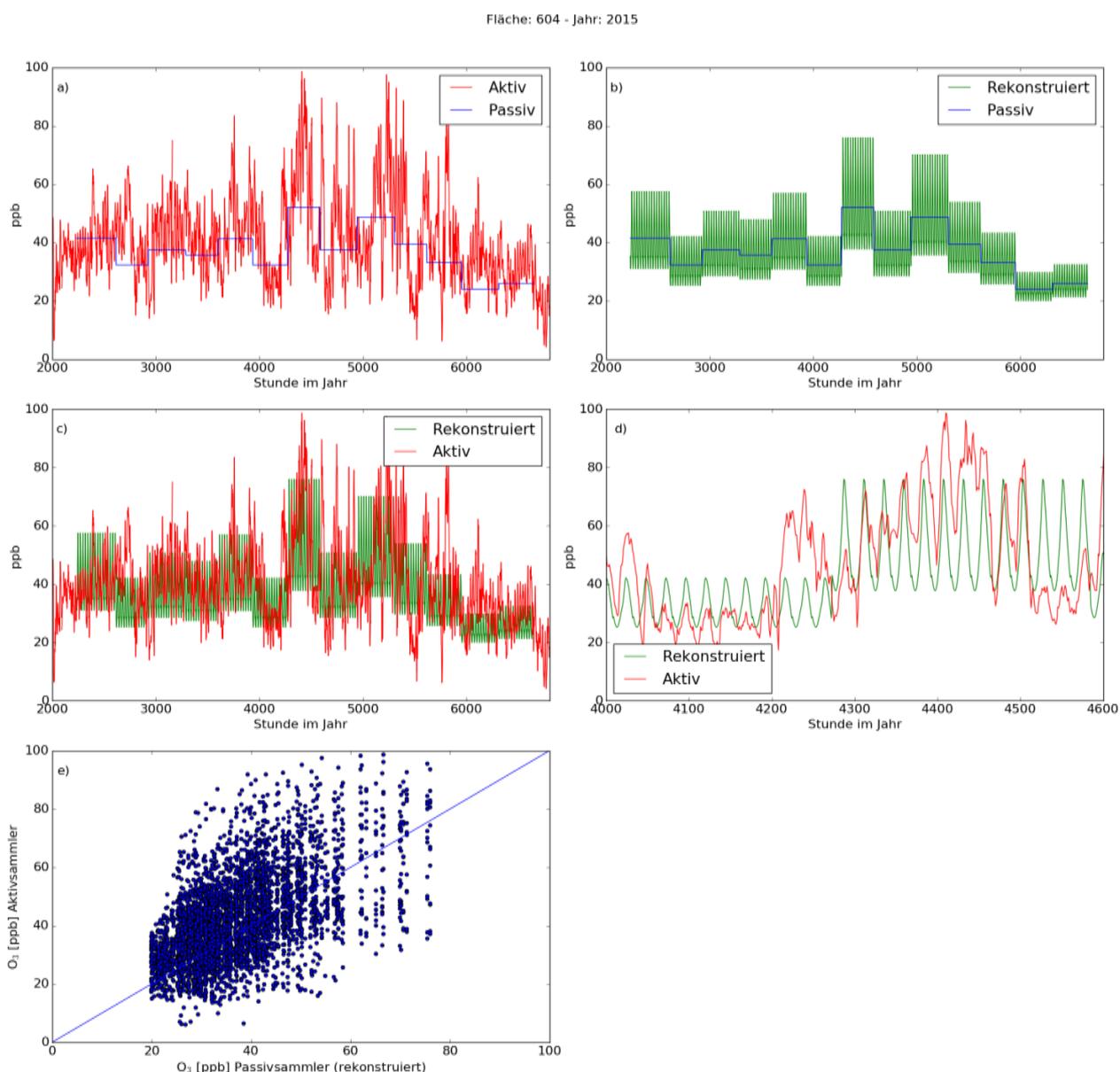
Für die Fläche 604 (Spessart) wurde die O₃-Konzentrationen aus Daten eines Passivsammlers für die Jahre 2013 – 2015 disaggregiert. In Abbildung 5 a) sind für das Jahr 2015 die Zeitreihen aus Aktivmessung (rot) und Passivmessung (blau) der Fläche 604 dargestellt. Die disaggregierten Werte (grün) sind mit den Werten der Passivmessung in Abbildung 5 b) abgebildet. Zur Verdeutlichung wurde die Aktivmessung den disaggregierten Daten gegenüber gestellt c) und eine zweiwöchentliche Episode hervorgehoben d). Der typische Tagesgang der disaggregierten Daten ist gut zu erkennen.

Da die Loibl-Funktion nur von der relativen Höhe und der Tageszeit abhängt, ergibt das Zeitintervall, in der die Passivmessung erhoben wird, nur einen homogenen Tagesgang. Eine Abbildung täglicher Variationen ist deswegen nicht möglich (vgl. Abbildung 5 d)).

⁹ Von Calatayud, et al., 2016 zur Auswertung festgelegt.

Die Analyse zeigt, dass die Ergebnisse nicht von hoher Güte sind. Die Wurzel der mittleren Fehlerquadratsumme (RMSE) ergibt über den Zeitraum von 2013 – 2015 einen Wert von 12,6 ppb. Das Bestimmtheitsmaß (R^2) liegt gerade einmal bei 0,28. Eine mögliche Erklärung für das schlechte Abschneiden ist die Annahme eines idealisierten Tagesganges. Die Loibl-Funktion nimmt einen typischen Strahlungstag an, bei dem die O_3 -Konzentration im Laufe des Tages ansteigt und in der Nacht stark abnimmt. Dadurch werden Episoden, deren Tagesgang eine geringe Amplitude aufweisen (z.B. geringer Rückgang von O_3 auch in der Nacht), nicht ausreichend wiedergegeben (vgl. Abbildung 5 d)). Ein weiterer Faktor, der hier aber nicht weiter berücksichtigt wird, ist die Qualität der Passivmessung selbst.

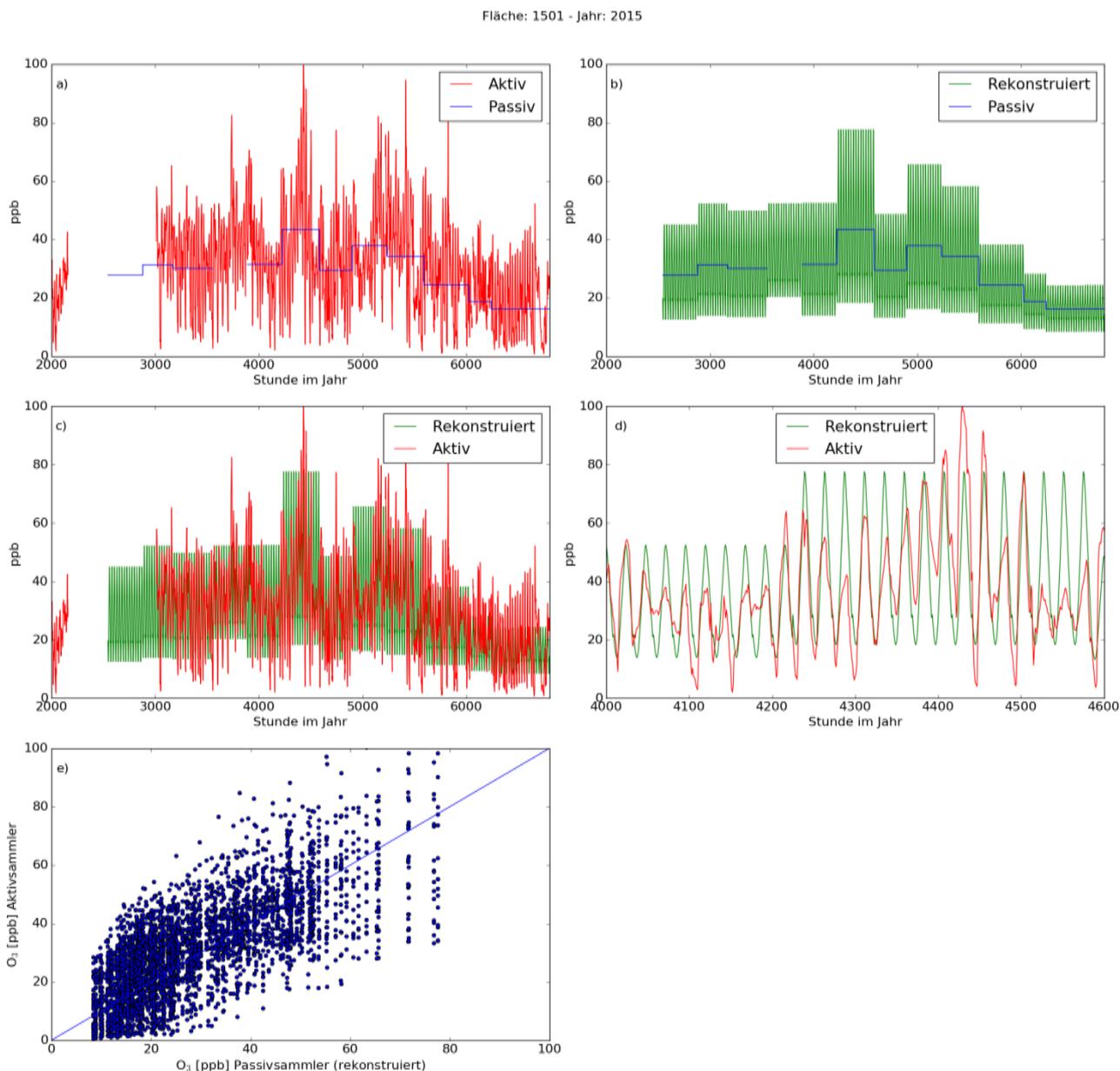
Abbildung 5: O_3 aus Aktiv- und Passivmessung (a), sowie Rekonstruktion stündlicher Werte aus den Daten des Passivsammlers (b). Vergleich Aktivmessung mit rekonstruierten Werten (c) und zweiwöchentlicher Ausschnitt (d) an der Level-II-Fläche 604 (Spessart). Sowie ein Scatter-Diagramm der Daten aus Passiv- und Aktivsammlung (e).



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Für die Fläche 1501 (Klötze) wurden ebenfalls die stündlichen O₃-Konzentrationen aus Daten von Passivsammlern abgeleitet. In Abbildung 6 ist dies für das Jahr 2015 abgebildet. Für die fehlenden Daten aus Passivsammlern wurde ein mittlerer Tagesgang angenommen. Prinzipiell wird der Tagesgang gut getroffen (vgl. Abbildung 6 d), allerdings wird er wieder über- oder unterschätzt. Für die statistische Auswertung flossen nur dann Werte ein, wenn bei der Aktivmessung Werte vorlagen. Daraus ergeben sich für die Jahre 2013 – 2015 für die Fläche 1501 ein RMSE von 11,86 und ein R² von 0,45. Dies ist ein gering besserer Wert im Vergleich zu Fläche 604.

Abbildung 6: O₃ aus Aktiv- und Passivmessung (a), sowie Rekonstruktion stündlicher Werte aus den Daten des Passivsammlers (b). Vergleich Aktivmessung mit rekonstruierten Werten (c) und zweiwöchentlicher Ausschnitt (d) an der Level-II-Fläche 1501. Sowie ein Scatter-Diagramm der Daten aus Passiv- und Aktivsammlung (e).



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Die O₃-Konzentration aus Passivsammlern wurde für zwei weitere Flächen, Fläche 1606 (Possen) und 1607 (Holzland), abgeleitet. Allerdings lagen für diese zwei Flächen nur für zwei Jahre gleichzeitig

Daten von Aktiv- und Passivsammlern vor (vgl. Tabelle 3). Auch hier zeigt sich ein sehr geringes Bestimmtheitsmaß von 0,3 (Fläche 1606) und 0,1 (Fläche 1607). Auch der RMSE liegt mit 11,53 ppb (Fläche 1606) und 14,6 ppb (Fläche 1607) sehr hoch.

Tabelle 3: Wurzel der mittleren Fehlerquadratsumme (RMSE) und Bestimmtheitsmaß (R^2) disaggregierter O_3 -Konzentrationen aus Passivsammlern und Aktivsammlern an ausgewählten Level-II-Flächen.

Fläche	Anzahl Jahre	RMSE	R^2
604	3	12,6	0,28
1501	3	11,73	0,48
1606	2	11,53	0,3
1607	2	14,6	0,1

Es ist noch darauf hinzuweisen, dass im vorangegangenen Teil das Bestimmtheitsmaß R^2 für die O_3 -Konzentration der Aktiv- und Passivsammlern der Flächen 604, 1501, 1606 und 1607 berechnet wurde. Calatayud, et al. (2016) haben allerdings R^2 für die POD_y ermittelt. Über- und Unterschätzungen der O_3 -Konzentration können sich theoretisch bei der Berechnung der POD_y ausgleichen. Das heißt, Fehler können sich gegenseitig kompensieren, sodass am Ende ein ähnliches, aber prinzipiell unlogisches Ergebnis erzielt wird. Außerdem fließen neben der O_3 -Konzentration weitere Größen in die Berechnung der POD_y ein. Zudem ergibt sich bei Calatayud, et al. (2016) ein etwas anderer Versuchsaufbau, da die Passivsammler nur emuliert wurden. Dies ist durch Aggregation der Aktivmessungen der O_3 -Konzentrationen geschehen. Dies setzt indirekt einen perfekten Passivsammler im Vergleich zu einem Aktivsammler voraus. Allerdings ist je nach Hersteller die Leistung von Passivsammlern gegenüber Aktivsammlern unterschiedlich gut. Das heißt, es sind Passivsammler anzuwenden, die möglichst genaue Daten liefern können. Weiter setzt dies eine strikte Qualitätskontrolle voraus, um die Methode anzuwenden (Calatayud, et al., 2013; Calatayud, et al., 2016).

Generell ist es zwar möglich, stündliche O_3 -Konzentrationen aus Passivsammlern abzuleiten, allerdings ist dieser Ansatz mit Unsicherheiten verbunden. Der Vergleich der O_3 -Konzentration von Aktivsammlern und abgeleiteten stündlichen Daten aus mittleren O_3 -Konzentrationen von Passivsammlern hat gezeigt, dass die oft verwendete Methode nach Loibl, et al., (1994) die O_3 -Konzentration und deren tägliche Variabilität nur unzureichend abbilden kann. Besonders die Peaks können nicht adäquat abgebildet werden. Die Loibl-Funktion ist nur für Österreich und in einem recht kurzen Zeitraum abgeleitet worden. Eine Garantie, dass diese Funktion für andere Länder ad hoc angewandt werden kann, gibt es nicht. So konnte nachgewiesen werden, dass für Italien die Loibl-Funktion nicht hinreichend ist (Marco, et al., 2014). Weiter weist Calatayud, et al. (2013) darauf hin, dass je nach Hersteller der Passivsammler eine hohe Unsicherheit aufgrund der Messungenauigkeit und des Nichtverwendens einer Abdeckung besteht.

Es wird daher eine Risikobewertung durch flussbasierte Belastungsgrenzen mit Hilfe von Aktivsammlern empfohlen. Dennoch kann es nicht ausgeschlossen werden, dass eine Aktivmessung grundsätzlich möglich ist. Dies ist zum Beispiel der Fall, wenn die Stromversorgung zu aufwendig wird. Möchte man für diese Standorte dennoch die flussbasierten Belastungsgrenzen berechnen, ist die Entwicklung einer besseren Methode zur Disaggregation der aus Passivsammlern gewonnenen Daten notwendig.

3.4 Vergleich der Modelle zur Berechnung der POD_y

Die in Kapitel 3.1 genannten Modelle unterscheiden sich entsprechend ihrer Komplexität und folgendermaßen auch anhand ihrer Eingabeparameter. DO_3SE zum Beispiel benötigt die meisten Eingabeparameter (vgl. Tabelle 2), während FO_3REST und vor allem rFO_3REST ¹⁰ deutlich weniger Eingabeparameter benötigen. Dies liegt vor allem daran, dass rFO_3REST einige Parameter aus wenigen Eingabeparametern ableitet. Somit wird mit rFO_3REST ein angenäherter Ozonfluss und eine approximierte POD_y ($aPOD_y$) berechnet. Ein Vergleich der beiden Modelle DO_3SE und rFO_3REST (vgl. Kapitel 5.2, Abbildung 54) zeigt trotz der Vereinfachungen ein gutes Ergebnis (ohne Berücksichtigung des Bodenwassers).

Die Eingabeparameter können prinzipiell in zwei Kategorien eingeteilt werden: hochfrequent und niederfrequent (vgl. Kapitel 3.2). Tabelle 4 gibt ein Überblick über die Anzahl der benötigten hochfrequenten und niederfrequenten Eingabeparameter.

Tabelle 4: Übersicht über die Anzahl der Eingabeparameter der einzelnen Modelle.

	DO_3SE	FO_3REST	rFO_3REST
Hochfrequent	7	6	2
Niederfrequent	5	4	3

Weiter unterscheiden sich die Modelle bezüglich der verwendeten Bodenwassermodelle. DO_3SE besitzt die Möglichkeit vier verschiedenen Bodenwasserhaushaltsmodelle zu verwenden: Soil Water Potenzial (SWP), Plant Available Water (PAW), sowie die Blattwasserpotenzial-Module LWP-Steady-State Method (SS) und LWP-Non-Steady-State Method (NSS).

Ozonflussmodelle, bei denen der Bodenwasserhaushalt überhaupt nicht berücksichtigt wird, überschätzen den Ozonfluss. Eine Einschätzung ohne Bodenwassermodelle ist allerdings nicht nutzlos. Hier wird die Annahme getroffen, dass die Verfügbarkeit von Bodenwasser kein limitierender Faktor ist, also immer beste Bedingungen vorherrschen. Dies stellt ein maximal mögliches potenzielles Risiko für den entsprechenden Rezeptor dar. Sollte zum Beispiel die empfindlichste, auf bodennahe Ozon reagierende Art bei optimalen Bedingungen nicht beeinträchtigt werden, so kann davon ausgegangen werden, dass der Schutz auch für weniger empfindliche Rezeptoren gewährleistet ist.

Das reale O_3 -Risiko an einem Standort kann in Abhängigkeit von Niederschlag und den Bodenverhältnissen deutlich geringer sein. Denn die stomatare Aufnahme von bodennahem O_3 und damit das O_3 -Risiko hängen auch von der nutzbaren Feldkapazität des durchwurzelten Bodenraums ab. So haben zum Beispiel Standorte mit geringer nutzbarer Feldkapazität bei Trockenperioden ein reduziertes Gefährdungspotenzial. Allerdings erhöht dies die Möglichkeit eines reduzierten Biomassezuwachses durch unzureichende Wasserversorgung.

Eine reelle Einschätzung des O_3 -Risikos erfolgt demnach nur mit Hilfe von Bodenwassermodellen (außer der Bodenwassergehalt wird direkt gemessen). Einfache Bodenwassermodelle mit dem PAW oder dem SWP als Ausgangsgröße ergeben einen höheren Ozonfluss als Modelle, die mit dem LWP arbeiten. PAW und SWP basieren auf täglichen Änderungen des Bodenwassers und simulieren daher keinen Tagesgang. Die auf dem LWP basierenden Bodenwassermodelle sind stündlich parametrisiert und liefern daher auch Tagesgänge. Deshalb sind hier auch die POD_y -Werte signifikant geringer. Der LWP-Ansatz ist wesentlich realistischer als der PAW bzw. SWP Ansatz.

¹⁰ Entsprechendes gilt für $CRO_3PS/rCRO_3PS$, sowie $GRASSO_3/rGRASSO_3$

SWP und PAW unterscheiden sich darin, dass im Falle des SWP der Einfluss der aktuellen Bodenwasserversorgung auf das Verhalten der Stomata über das Wasserpotenzial der obersten Bodenschicht parametrisiert wird, während der PAW-Ansatz über den pflanzenverfügbaren Wassergehalt des durchwurzelten Bodenraumes erfolgt. Dies kann zum Beispiel in besonders trockenen oder besonders feuchten Jahren zu Unterschieden in der POD_y führen (Bender et al. 2015). Da der PAW-Ansatz den gesamten durchwurzelten Bodenraum betrachtet, ist mindestens eine Verwendung des PAW-Ansatzes zu empfehlen. Noch besser wäre die Anwendung des LWP-Ansatzes, allerdings ist dieser nur mit wenigen Messungen zwischen LWP der Rezeptorarten und des Bodenwasserhaushalts parametrisiert. Hier besteht noch erheblicher Mess- und Forschungsbedarf, um diesen realistischen ökophysiologischen Ansatz überzeugend zu gestalten.

Für eine Einschätzung des maximal potenziellen Risikos durch bodennahes O_3 sind die vereinfachten Modelle rFO_3REST , $rGRASSO_3$ und $rCRO_3PS$ zu empfehlen, da sie auf schnelle Weise eine Übersicht über das potenzielle O_3 -Risiko liefern können. Für eine reelle Abschätzung des O_3 -Risikos an einem Messpunkt sind allerdings die aufwendigeren Modelle nötig.

3.5 Lückenschließung am Beispiel von Ozon und der Temperatur

Dieses Kapitel ist ein kurzer Vorgriff auf das Kapitel 5.2. Um zumindest eine erste Berechnung flussbasierter kritischer Belastungsgrenzen an vorhandenen Stationen vorzunehmen, soll mit Hilfe von rFO_3REST eine erste Abschätzung vorgenommen werden. Weiterhin wird rFO_3REST für die Einschätzung der Repräsentativität der Messstationen des lufthygienischen Messnetzes verwendet, da das Modell nur zwei stündliche Eingabeparameter benötigt.

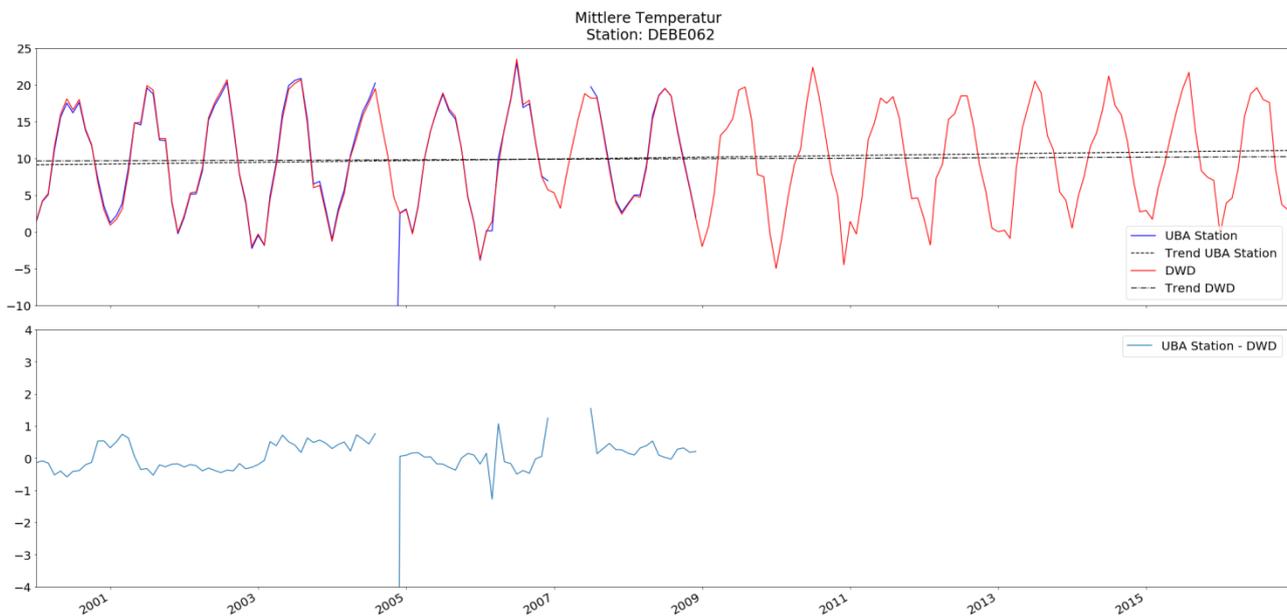
Um eine Abschätzung des Ozonflusses vorzunehmen, müssen diese Lücken geschlossen werden. Um Datenlücken zur Ozonkonzentration zu schließen werden folgende Schritte angewandt:

- Bei Lücken von bis zu drei Stunden werden die fehlenden Werte als gleitendes Mittel der vorangehenden und der folgenden Werte ersetzt.
- Ist der Zeitraum länger als drei Stunden, wird die Zeitreihe mit Hilfe einer Regressionsgleichung geschlossen. Hierzu werden die Regressionen der Ozonkonzentrationen zwischen den benachbarten Stationen berechnet. Anschließend wird die Beziehung mit den höchsten Korrelationskoeffizienten zwischen den in Frage kommenden Stationen zur Abschätzung der Lücken herangezogen.

Lücken im Falle der Temperatur können mit Hilfe von naheliegenden Messstationen des Deutschen Wetterdienstes (DWD) geschlossen werden. Hierbei wird zunächst die jeweils nächste DWD Station ermittelt und anschließend die Temperatur um einen einfachen Höhenfaktor korrigiert. Dieser leitet sich aus dem trockenadiabatischen Temperaturgradienten ab, der mit $-0,98 \text{ K}/100 \text{ m}$ definiert ist.

Dies ist beispielhaft für die vorliegenden Daten (ein durch das UBA bereitgestellter Datensatz zu Temperatur und Ozon) der Messstationen angewandt worden, da diese Lücken in den Zeitreihen aufweisen.

Abbildung 7: Lückenhafte Zeitreihe an der Station DEBE062 - Frohnau (blau) und der Zeitreihe aus Rasterdaten des DWD (rot). Unterer Teil der Abbildung zeigt die Differenz der Zeitreihen.



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Im Fall der Temperatur wurde überprüft, ob diese Methode Bestand hat. Hierfür wurde die an die Stationen extrapolierte Temperatur mit bereits bestehenden Temperaturdaten des DWD verglichen. Der DWD erstellt monatliche Mittelwerte der Temperaturverteilung in Deutschland und stellt diese als Rasterdaten zur Verfügung. Da diese Daten allerdings nur im Monatsmittel vorliegen, wurde auch das Monatsmittel der extrapolierten Temperatur gebildet. Mit Hilfe der Koordinaten der Station wurde die Zeitreihe am Punkt extrahiert. Diese Mittelung dient nur dem Vergleich der Temperaturen und fließt später nicht in die Berechnung der POD_y ein.

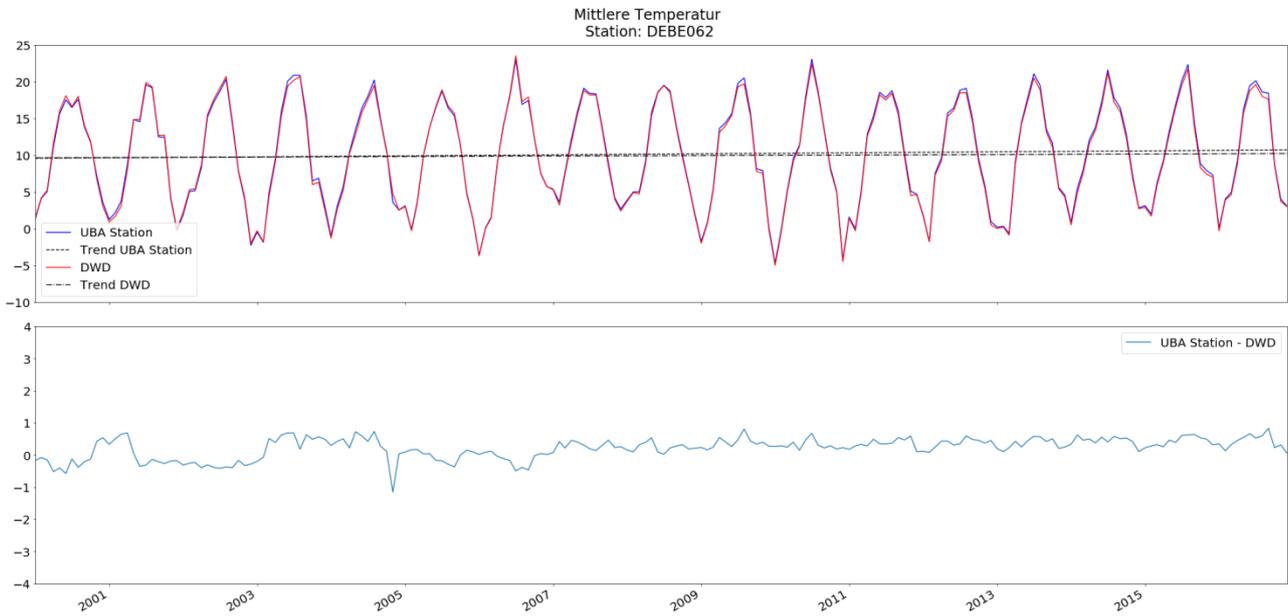
Der obere Teil der Abbildung 7 zeigt beispielhaft die Zeitreihe der Temperatur an der Station DEBE062 - Frohnau (blau), die vor 2009 stellenweise Lücken aufweist und ab 2009 keine Daten mehr liefert. Die Daten des DWD (rot) zeigen eine vollständige Zeitreihe. Dies zeigt sich auch in der Differenz der beiden Zeitreihen (Abbildung 7 unten). Die Abweichung ist zunächst nicht sehr groß, zeigt dann Lücken und ab 2009 fehlen die Daten gänzlich.

Für alle vom UBA übermittelten Stationen wurde die Vollständigkeit der Zeitreihe überprüft. Sofern Lücken aufgetreten sind, wurden diese mit dem oben genannten Ansatz geschlossen.

Abbildung 8 zeigt nun die Zeitreihe der Monatsmittel des DWD (rot) und der korrigierten Zeitreihe der Temperatur (blau). Die lückenhafte Zeitreihe der Station wurde geschlossen und die mittlere Abweichung der Zeitreihen zeigt, dass die einfache Methode gut funktioniert.

Dennoch konnten nicht für alle Stationen die Zeitreihen geschlossen werden, da auch die jeweils nächste DWD Station keine vollständige Zeitreihe aufweisen. Außerdem funktioniert dieser Ansatz nicht, wenn die Stationen einen zu hohen Höhenunterschied aufweisen. Als Beispiel sei hier die Station DEUB004 (Schauinsland nahe Freiburg) genannt. Hier liegt der Höhenunterschied zwischen der Station und der nächstgelegenen DWD Station bei 700m. Der einfache oben beschriebene Ansatz kann hier keine Anwendung mehr finden, da die korrigierte Zeitreihe einen negativen Trend aufweist, der so nicht in den Rasterdaten des DWD sichtbar ist (hier nicht gezeigt). Hierfür sind komplexere Interpolationsmaßnahmen notwendig, um auch die Temperatur in komplexem Terrain zu interpolieren. Dies geht allerdings weit über das Ausmaß dieser Studie hinaus. Alternativ könnten hierfür Daten meteorologischer Modelle herangezogen werden, sofern diese verfügbar sind (siehe Kapitel 3.2).

Abbildung 8: Korrigierte Zeitreihe an der Station DEBE062 - Frohnau (blau) und der Zeitreihe aus Rasterdaten des DWD (rot). Unterer Teil der Abbildung zeigt die Differenz der Zeitreihen.



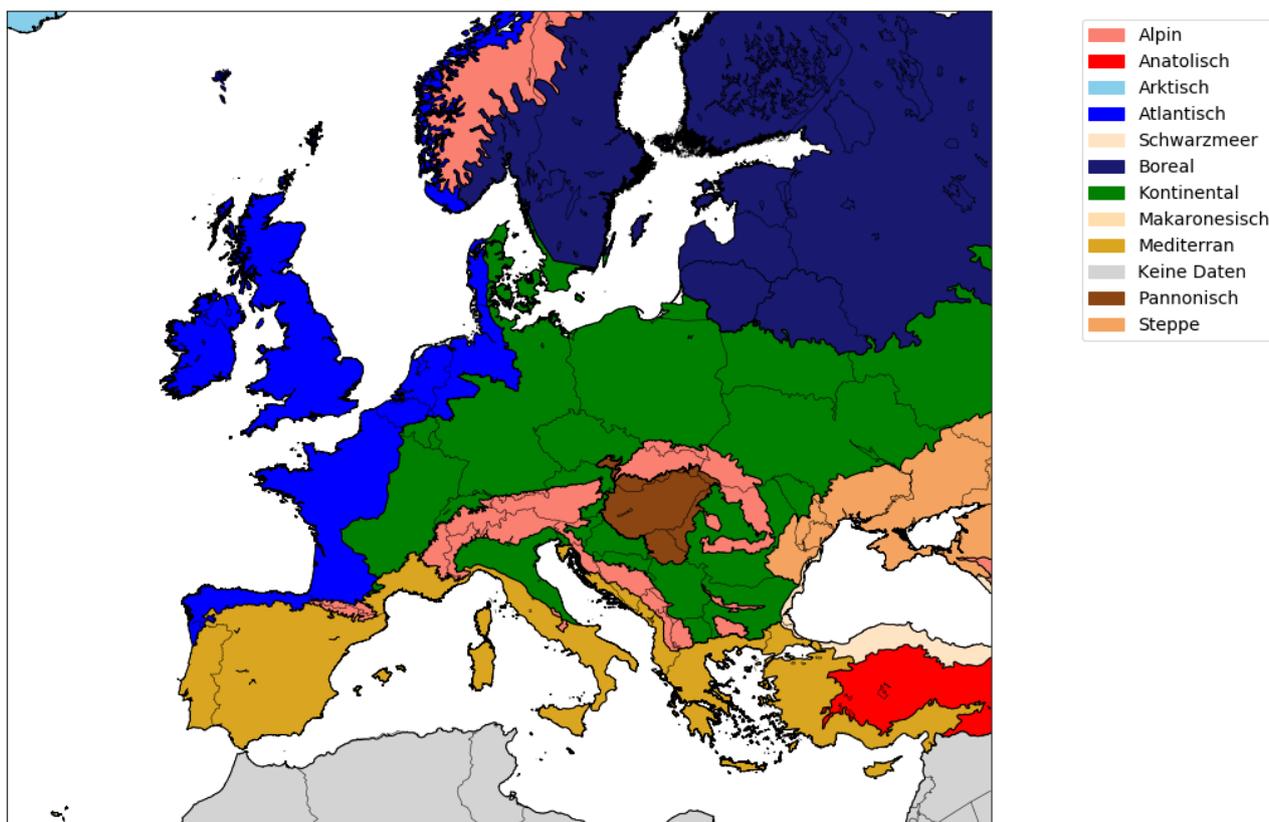
Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

4 Repräsentativität

Der Leitfaden zur NEC-Richtlinie (Ecosystem monitoring under Article 9 and Annex V of Directive 2016/2284) gibt Anhaltspunkte bezüglich der erforderlichen Repräsentativität des Messnetzes. Der Fokus liegt auf einem Messnetz, welches verschiedene Ökosystemtypen gleichermaßen abbildet.

Zunächst wird als Ausgangspunkt die Einteilung in biogeographische Regionen (EEA-Bioregions) vorgeschlagen, die repräsentativ abgedeckt werden sollen. Diese Regionen unterteilen sich für ganz Europa in eine Alpine Region, Atlantische Region, Schwarzmeerregion, Boreale Region, Kontinentale Region, Makaronesische Region, Mediterrane Region, Pannonische Region, Steppenregion, Anatolische Region und Arktische Region (vgl. Abbildung 9).

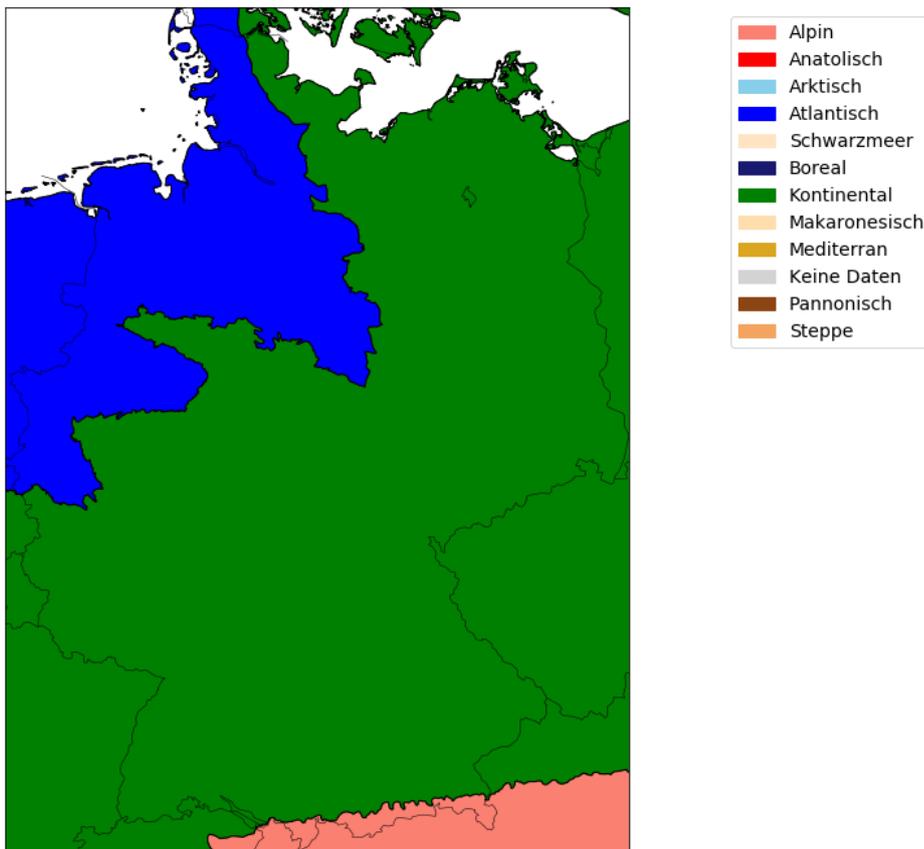
Abbildung 9: Einteilung Europas in die verschiedenen Biogeographischen Regionen.



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Die für Deutschland relevanten Regionen sind die Kontinentale Region, die Atlantische Region und die Alpine Region (vgl. Abbildung 10). Flächenmäßig nimmt die Kontinentale Region den größten Teil ein, gefolgt von der Atlantischen Region und der Alpenen Region. Dies stellt allerdings eine eher grobe Einteilung dar.

Abbildung 10: Unterteilung Deutschland in die verschiedenen Biogeographischen Regionen.



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Innerhalb der biogeographischen Regionen können die Ökosystemtypen wiederum anhand verschiedener Landnutzungs- und Habitatkategorien eingeteilt werden. Grundlage bildet die Einteilung anhand der Klassifikation nach MAES, EUNIS (Level 1 und Level 2) und Corine Land Cover (CLC). Tabelle 5 gibt einen Überblick über die verschiedenen Klassifikationen. Der Leitfaden weist darauf hin, dass die Kategorisierung nach EUNIS sich gerade in der Überarbeitung befindet und so schnell wie möglich von der European Environment Agency (EEA) verfügbar gemacht wird. Dies zieht möglicherweise eine Neueinordnung der Klassen nach sich, die hauptsächlich die Codierung der Klassen und Bezeichnung der Klassen betrifft. Unklar ist zum momentanen Zeitpunkt, wie sich diese Neueinteilung auf die Repräsentanz des Messnetzes auswirkt. Dies kann erst abschließend geklärt werden, wenn eine aktualisierte Version der EUNIS-Klassen vorliegt.

Tabelle 5: Gliederung der Ökosystemtypen der im Leitfaden zur Umsetzung der NEC-Richtlinie.

MAES Ökosystemtyp	EUNIS Habitat Klassen (Level 1)	EUNIS Habitat Klassen (Level 2)	Corine Land Cover (CLC) Klassen (Level 3)
Ackerland	I Regelmäßig oder kürzlich kultivierte Habitate	I1 Kultiviertes Land und Gartenanlagen (*) I2 Landschaftsgarten und Parks (*)	2.1.1 Nicht bewässertes Ackerland 2.1.2 Dauerhaft bewässertes Ackerland (*) 2.1.3 Reisfelder (*) 2.2.1 Weinbauflächen 2.2.2 Obst- und Beerenobstbestände

MAES Ökosystemtyp	EUNIS Habitat Klassen (Level 1)	EUNIS Habitat Klassen (Level 2)	Corine Land Cover (CLC) Klassen (Level 3)
			2.2.3 Olivenhaine (*) 2.4.1 Jährliches Getreide verbunden mit Dauerkultur (*) 2.4.2 Komplexe Parzellenstruktur 2.4.3 Landwirtschaftlich genutztes Land mit Flächen natürlicher Bodenbedeckung von signifikanter Größe 2.4.4 Waldfeldbau (*)
Grünland	E Grünland und Land dominiert von Stauden, Moosen oder Flechten	E1 Trockenes Grünland E2 Flaches Grasland (*) E3 Saisonales nasses und nasses Grünland (*) E4 Alpines und subalpines Grünland (*) E5 Waldrand, Lichtungen und Hochstauden (*)	2.3.1 Wiesen und Weiden 3.2.1 Natürliches Grünland
Waldgebiet	G Waldgebiete, Wald und bewaldetes Land	G1 Sommergrüne Laubwälder G2 Immergrüne Laubwälder (*) G3 Nadelwälder G4 Mischwälder G5 Linien von Bäumen, kleine Waldgebiete, kürzlich gefällttes Waldgebiet und Unterholz (*)	3.1.1 Laubwälder 3.1.2 Nadelwälder 3.1.3 Mischwälder 3.2.4 Wald-Strauch-Übergangsstadien
Sträucher und Weideland	F Sträucher, Weide und Tundra	F1 Tundra (*) F2 Arktische, Alpine und subalpine Sträucher (*) F3 Gemäßigte und mediterrane Gebirgssträucher (*) F4 Gemäßigte Sträucher und Heide (*) F5 Macchien, baumartige Büsche und thermomediterranes Unterholz (*) F6 Garigue (*) F7 Dornige mediterrane Heide (*) F8 Thermoatlantische Trockensträucher (*) F9 Sträucher an Flüssen	3.2.2 Heiden und Moorheiden 3.2.3 Hartlaubvegetation (*)

MAES Ökosystemtyp	EUNIS Habitat Klassen (Level 1)	EUNIS Habitat Klassen (Level 2)	Corine Land Cover (CLC) Klassen (Level 3)
		und Mooren (*) FA Hecken(*) FB Sträucherplantagen (*)	
Feuchtgebiete	D Sumpf, Moor und Marsch	D1 Regen- und Hochmoore D2 Talmoore, Niedermoo- re und Übergangsmoo- re D3 Aapa, Torfhügel (*) D4 Basen- und Kalk- Zwischenmoore (*) D5 Riedgras und Röhricht, normalerweise ohne frei- stehendem Wasser (*) D6 salzhaltige und bracki- sche Inlandmoore und Röhricht (*)	4.1.1 Sümpfe 4.1.2 Torfmoore
Flüsse und Seen	C Inland Oberflächen- wasser	C1 Stehendes Oberflä- chenwasser (*) C2 Fließendes Oberflä- chenwasser (*) C3 Uferzone von Oberflä- chenwasserkörpern (*)	5.1.1 Gewässerläufe 5.1.2 Wasserflächen

EUNIS (Level 2) und CLC mit (*) markierte Landnutzungsklassen werden nicht berücksichtigt, oder sind in Deutschland nicht vorhanden.

Eine Aufteilung von sehr grob bis sehr fein strukturiert (MAES zu CLC, Level 3) ist erkennbar. Die Einteilung in übergeordnete Kategorien (MAES und EUNIS Level 1) ermöglicht bei einem vorhandenen Messnetz eine höhere Anzahl von Stationen pro Ökosystemtyp. Allerdings erlaubt eine feinere Aufteilung, die bessere Charakterisierung des Risikos für Ökosystemtypen bzw. Landnutzungsklassen, die mit Messstationen ausgestattet sind.

Es ist darauf hinzuweisen, dass nicht alle im CLC und EUNIS (Level 2) beschriebenen Klassen in Deutschland auch auftreten, bzw. im Datensatz für Deutschland vorlagen oder berücksichtigt werden. Diese sind in Tabelle 5 mit (*) markiert. So ist zum Beispiel die CLC Kategorie „Reisfelder und Olivenhaine“ in Deutschland nicht vertreten. Der vom UBA zur Verfügung gestellte, georeferenzierte EUNIS Datensatz beinhaltet zum Beispiel nur naturnahe Habitate. Da die gelieferte Datei nicht alle Landnutzungsklassen berücksichtigt und aufgrund technischer Schwierigkeiten des gelieferten Datensatzes, fand nur eine Einteilung bezüglich des CLC statt.

Der Leitfaden gibt vor, dass das Messnetzwerk als Ganzes, soweit möglich, wenig gestörte Standorte beinhaltet, welche eine hohe Anzahl an Spezies widerspiegeln. Dabei muss ein einzelner Messpunkt nicht zwingend eine hohe Biodiversität aufweisen. Der Messpunkt soll so gewählt werden, dass der Einfluss von Stressoren von anderen Einflüssen unterschieden werden kann. Weiter soll der Messpunkt sensitiv bezüglich des in Frage kommenden Stressors sein und die Einflüsse leicht erkennbar sein. Und der Messpunkt sollte kennzeichnend für den Ökosystemtyp und das Habitat sein, welches überwacht wird.

Deswegen soll sich die Anzahl und Dichte der Messpunkte nach der Sensitivität des Ökosystems, der betroffenen Fläche des Ökosystems, der Anzahl der betroffenen Habitate und der Intensität der Belastung durch Luftverschmutzung richten.

Das Netzwerk an sich sollte eine Analyse räumlicher Gradienten, ein Verständnis von Ursache und Wirkungsketten, sowie Verfügbarkeit von Daten zur Zuordnung und Modellierung von kritischen Belastungs- und Grenzwerten und deren Überschreitungen ermöglichen.

Dabei ist es wichtiger, Messpunkte in mehreren Regionen zu haben, als einige Stationen in jeder Region. Eher unberührte oder Referenzgebiete benötigen weniger Messpunkte, da keine größeren Änderungen erwartet werden. Dennoch sollten diese nicht komplett unberücksichtigt bleiben. Zudem sollten die wichtigsten Umweltgradienten abgedeckt werden.

Im Folgenden soll nur noch von Messpunkten die Rede sein. Eine Unterscheidung zwischen Level-II-Fläche und Messstationen des lufthygienischen Messnetzes erfolgt nur noch nach expliziter Nennung.

Bezogen auf Ozon sollten Messpunkte ausgewählt werden, die hoher Ozonbelastung ausgesetzt sind. Für Langzeiterhebungen sollten auch Messpunkte mit geringer Belastung ausgesucht werden.

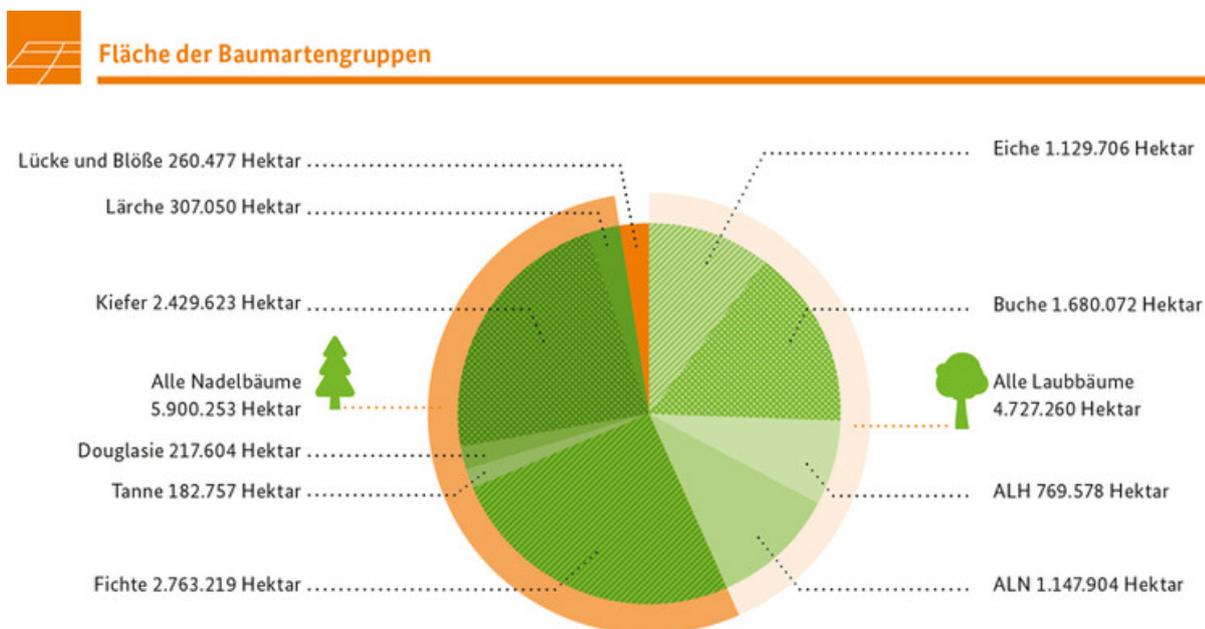
4.1 Ökosystemtypen

Waldökosysteme haben in Deutschland einen Flächenanteil von rund 32%. Damit repräsentieren sie den größten Anteil an naturnaher Ökosystemfläche in Deutschland, gefolgt von Dauergrünland und Weiden. Den geringsten Anteil haben Moore und Heiden.

4.1.1 Waldökosysteme

Für den Wald bietet die Bundeswaldinventur (BWI) eine verlässliche Datengrundlage. Die rund 60.000 Traktecken sind in einem regelmäßigen Raster über ganz Deutschland verteilt. Aus diesen ergibt sich eine Waldfläche von 11,4 Millionen Hektar. Diese sind zu 43% mit Laubbäumen bestockt.

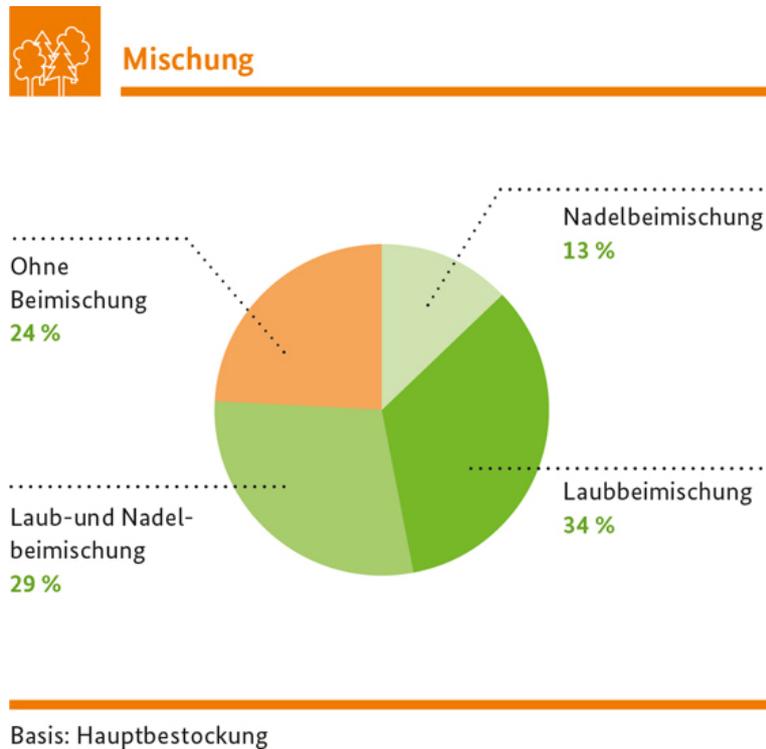
Abbildung 11: Übersicht über die Baumartgruppen und deren Flächenverteilung in Deutschland (ALH = „Andere Laubbäume mit hoher Lebensdauer“, ALN = „Andere Laubbäume mit niedriger Lebensdauer“).



Basis: Holzboden 10.887.990 Hektar, rechnerischer Reinbestand

Quelle: BWI (<https://www.bundeswaldinventur.de/index.php?id=709>)

Abbildung 12: Mischung der Baumarten.



Quelle: BWI (<https://www.bundeswaldinventur.de/index.php?id=705>)

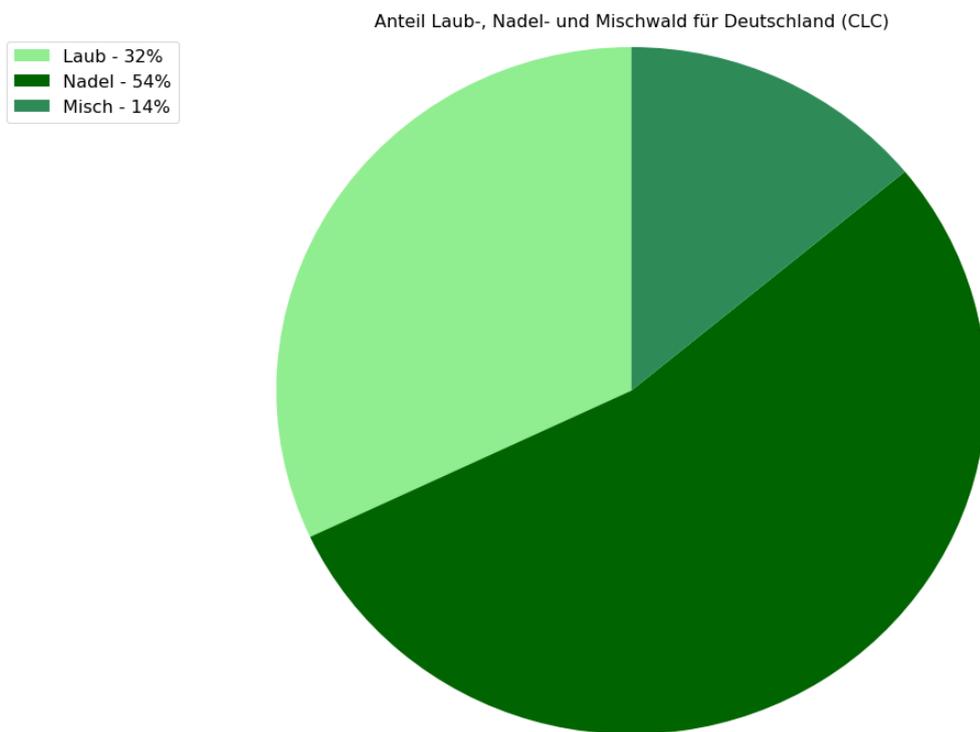
Die Einordnung in Laub-, Nadel- und Mischwald hängt stark von der Definition ab. Dies kann bei der Einordnung der Repräsentanz innerhalb der einzelnen Datensätze eine nicht unwesentliche Diskrepanz ergeben. Die Einordnung nach Laub-, Nadel- und Mischwald erfolgt unter unterschiedlichen Annahmen. So wird im Falle von EUNIS¹¹ und CLC¹² Mischwald als solcher erkannt, wenn der Anteil an Laub- und Nadelbäumen zwischen 25% und 75% liegen. Die BWI klassifiziert einen Mischwald, wenn zwei verschiedene Baumarten innerhalb eines Bestandes vorkommen. Das heißt, ein Wald kann rein aus Laubbäumen oder Nadelbäumen bestehen, aber sobald zum Beispiel in einem Eichenwald Buchen vorkommen oder in einem Fichtenbestand Douglasien, ist dies laut BWI- Definition ein Mischwald. Dies führt dazu, dass laut BWI 76% des Waldes aus Mischwald besteht.

Mit Hilfe des CLC Datensatzes wurde eine Abschätzung über den Flächenanteil von Laub-, Nadel- und Mischwäldern durchgeführt. Das Ergebnis zeigt eine Aufteilung von 32% Laub-, 54% Nadel- und 14% Mischwäldern (vgl. Abbildung 13). Eine Auswertung anhand der EUNIS Klassifikation ergibt eine ähnliche Aufteilung wie zuvor: 33% Laub-, 53% Nadel und 14% Mischwald (vgl. Abbildung 14). Definiert man Mischwald als Mischwald der nur zwischen Laub- und Nadelbäumen definiert ist, so ergibt sich durch die BWI ein Anteil von 22% Laub-, 27% Nadel- und 51% Mischwälder (vgl. Abbildung 15).

¹¹ <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eunis-habitat-classification>

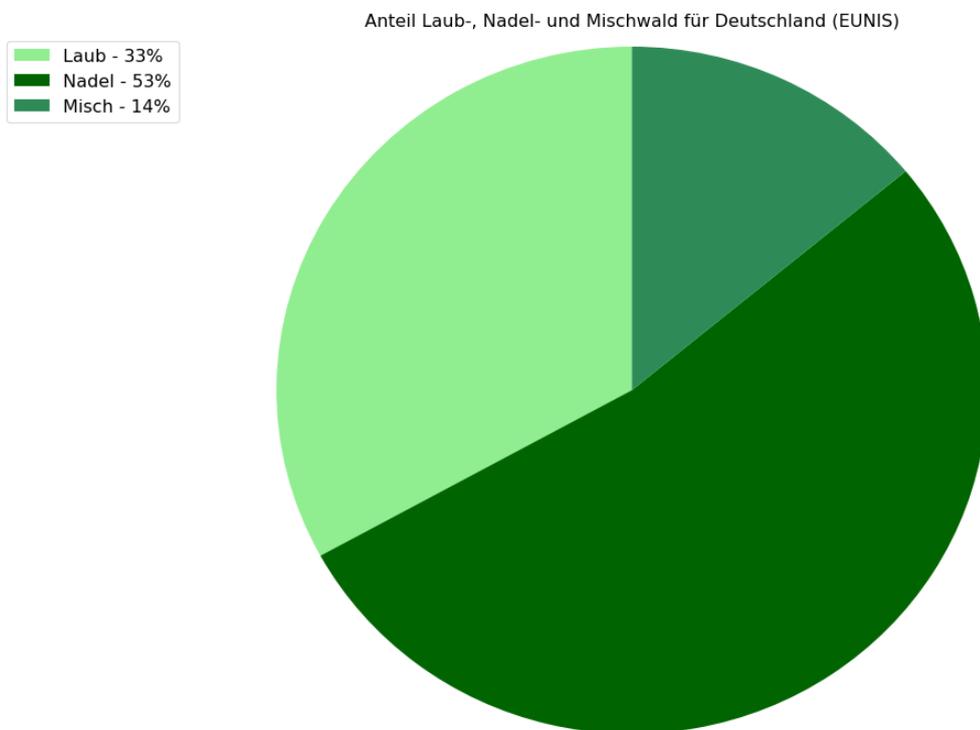
¹² <http://land.copernicus.eu/user-corner/technical-library/corine-land-cover-nomenclature-guidelines/html/index-clc-313.html>

Abbildung 13: Aufteilung nach Laub-, Nadel- und Mischwald nach CLC.



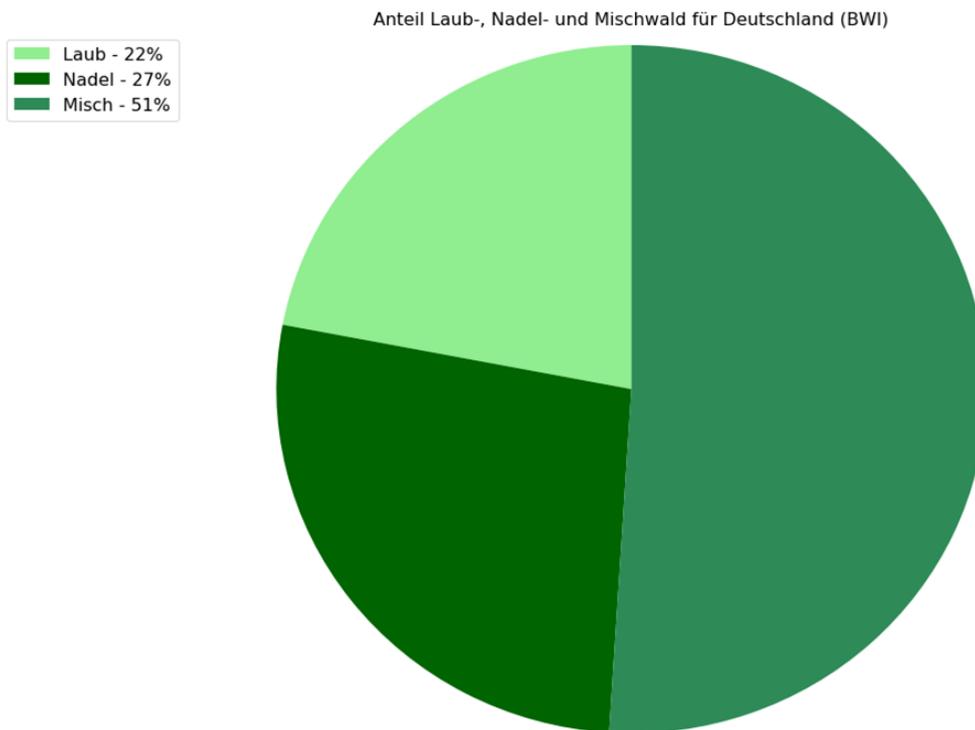
Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Abbildung 14: Aufteilung nach Laub-, Nadel- und Mischwald nach EUNIS.



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Abbildung 15: Aufteilung nach Laub-, Nadel- und Mischwald nach BWI.



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Solange keine kritischen Belastungsgrenzen für weitere Hauptbaumarten bekannt sind, ist bei der Abschätzung der kritischen Belastungsgrenzen eine Aufteilung in Laub- und Nadelbäume ausreichend. Kritische Belastungsgrenzen können daher momentan für Laubbäume repräsentativ durch die rezeptorspezifische Belastungsgrenze der Buche berechnet werden. Während die Belastungsgrenze der Fichte repräsentativ für Nadelbäume berechnet werden kann. Im Falle von Mischwäldern (Definition nach CLC) besteht noch erheblicher Forschungsbedarf, da keine Parametrisierung für Mischbestände vorliegen und sich Mischwälder durch Reinbestände zweier Rezeptorarten nicht charakterisieren lassen.

4.1.2 Grünland

Grünland umfasst Pflanzengemeinschaften aus Kräutern und Gräsern, die entweder natürlich oder vorwiegend durch menschliche Nutzung entstanden sind. Dies beinhaltet vor allem verschiedene Typen wie gedüngte und ungedüngte Wiesen und Weiden zur Futtergewinnung und deren Mischformen.

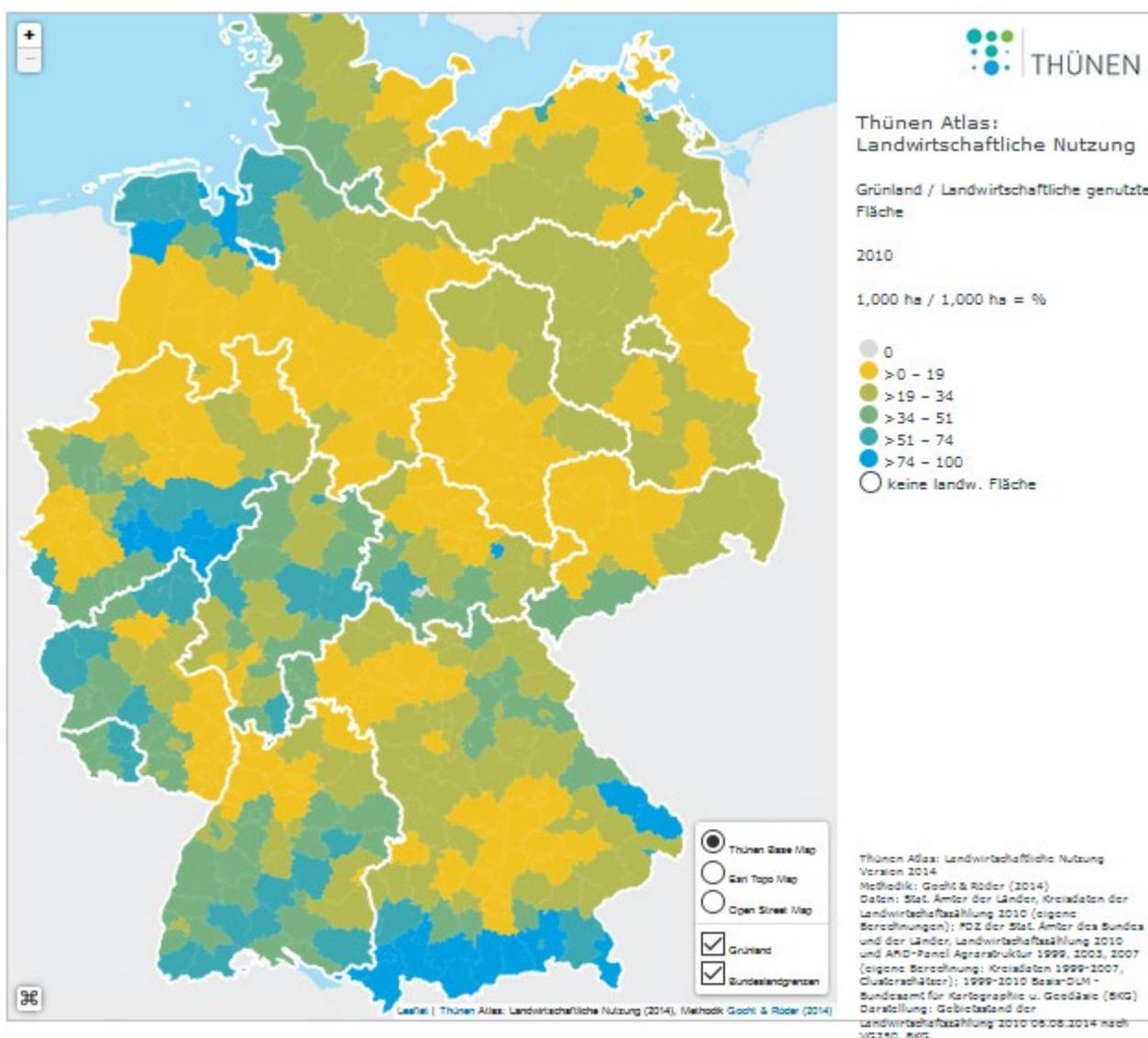
Grünlandstandorte sind zum einen geprägt durch nutzungsbedingte Schnitthäufigkeit, dem Schnittzeitpunkt und der Intensität und Frequenz ihrer Düngung. Weitere Faktoren sind örtlichen Bedingungen wie Geologie, Morphologie, Klima, Boden und Wasserhaushalt, sowie die vorhandene Samenbank im Boden.

Dabei hängt die Artenvielfalt des Grünlands von dessen Nutzungsintensität ab. Wiesen und Weiden mit geringer Nutzungsintensität (einmaliger Schnitt pro Jahr und keine oder nur sehr geringe Düngung, sog. Extensivgrünland) weisen meist eine artenreichere Grünlandgesellschaft auf. Werden hingegen Wiesen und Weiden intensiv genutzt, besteht also eine hohe Schnitthäufigkeit und/oder hohe Düngergabe, so entwickeln sich Pflanzengesellschaften mit einer vergleichsweise artenarmen Zusammensetzung. Stark vereinfacht kann man sagen, dass je intensiver eine Fläche gemäht/beweidet und

gedüngt wird, desto geringer ist in der Regel die Artenvielfalt. Fehlt jegliche anthropogene Nutzung, stellt sich in den meisten Fällen zunächst eine Verbuschung und im weiteren Zeitverlauf eine Wiederbewaldung der Fläche ein. Neben dem anthropogenen Grünland (z.B. durch menschliche Nutzung entstanden) gibt es auch natürliches Grünland. Auf diesem wachsen aufgrund natürlicher Gegebenheiten keine Bäume oder Sträucher. Dies findet sich beispielsweise in häufig überschwemmten Bereichen von Flussniederungen, Hochmooren, auf besonders trockenen Standorten und oberhalb der Baumgrenze, wie z.B. in den Alpen (BfN, 2014).

Grünland macht rund ein Drittel der landwirtschaftlich genutzten Fläche in Deutschland aus und besitzt eine große Bedeutung für Ökologie, Klimaschutz, Auen und Hochwasserschutz. Abbildung 16 zeigt Grünland in Deutschland und dessen landwirtschaftlich genutzte Fläche.

Abbildung 16: Verteilung von Grünland (landwirtschaftlich genutzte Fläche) in Deutschland (nach Thünen Atlas, <https://gdi.thuenen.de/lr/agraratlas/indexMap.htm?LP=1>)



Quelle: TI

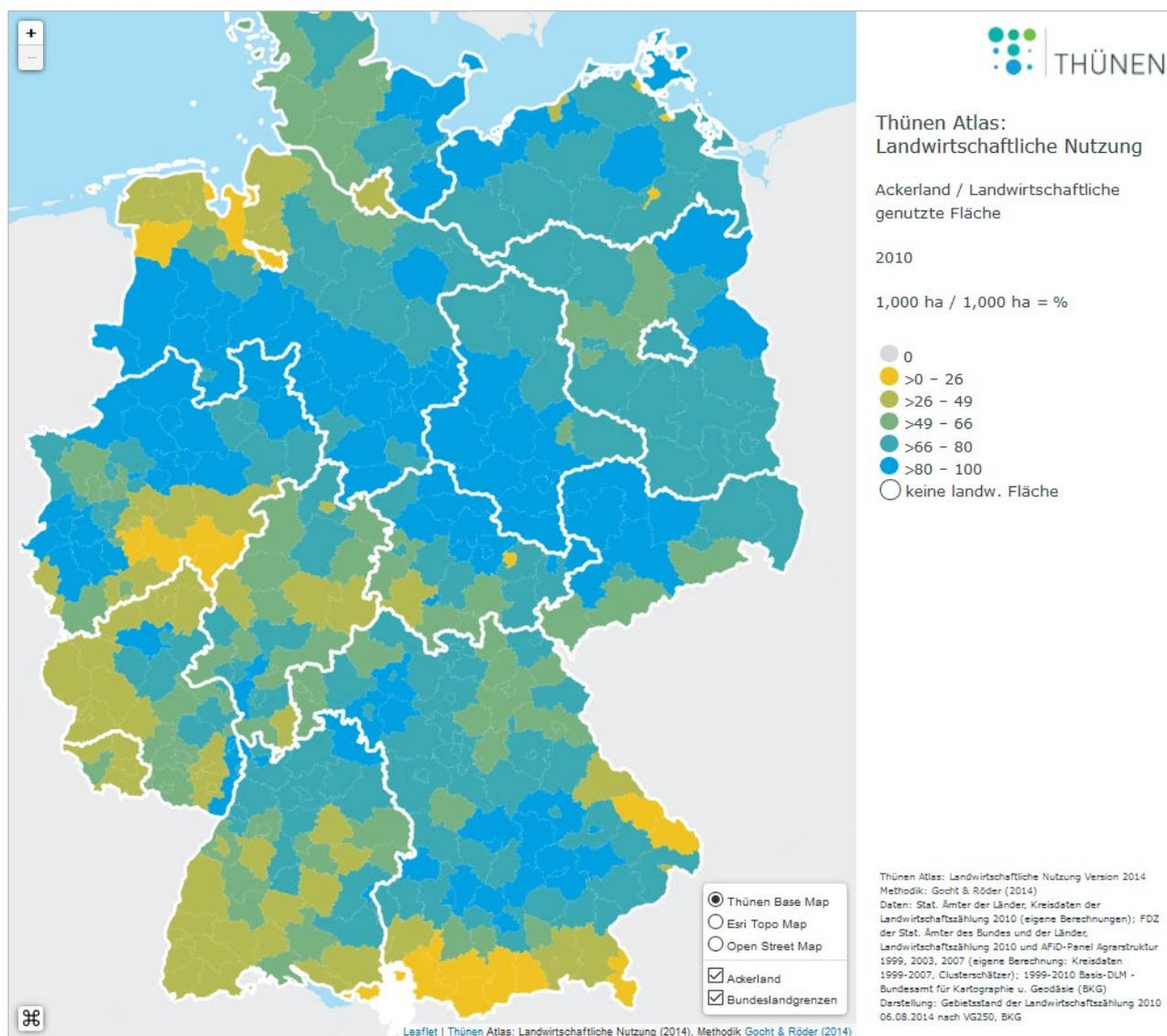
4.1.3 Ackerland

Ackerland ist Land, das regelmäßig bearbeitet (gepflügt oder bestellt) wird und im Allgemeinen einer Fruchtfolge unterliegt. Dies bedeutet eine zeitliche Abfolge des Anbaus unterschiedlicher Kulturpflanzen.

zen. Normalerweise wechseln die Kulturen jährlich, aber auch eine mehrjährige Fruchtfolge ist möglich. Wird auf einem Acker länger als fünf Jahre die gleiche Kulturpflanze angebaut, ohne dass in dieser Zeit die vorangegangene Kultur entfernt wurde und eine neue Kulturpflanze angebaut wurde, so gilt die Fläche nicht mehr als Acker, sondern als Dauergrünland. Dies ist allerdings nicht notwendig identisch mit Grünland, da es ein Begriff aus der Landwirtschaft ist.

Abbildung 17 zeigt die Verteilung von Ackerland innerhalb Deutschlands, mit besonders hohem Flächenanteil in Gegenden wie zum Beispiel im südlichen Bayern, nördlichen Nordrhein-Westfalen, südlichen Niedersachsen, südlichen Sachsen-Anhalt und nördlichen Sachsen.

Abbildung 17: Verteilung von Ackerland (pro landwirtschaftlich genutzte Fläche) in Deutschland (nach Thünen Atlas, <https://gdi.thuenen.de/lr/agraratlas/indexMap.htm?LP=1>)



Quelle: TI

4.2 Zuordnung der Messflächen

Da die einzelnen Modelle verschiedene Eingabeparameter benötigen, kann nicht jeder Messpunkt für jedes Modell in Frage kommen. Denn je nach Instrumentierung des Messpunktes fehlen Eingabeparameter, die für die Berechnung der Ozonflüsse notwendig sind. Aus diesem Grund wurde vorab jeder

Messpunkt (Level-II-Flächen und Messstationen des lufthygienischen Messnetzes) dahingehend geprüft, welches Modell an welchem Messpunkt aufgrund der Instrumentierung einsetzbar ist. Hierfür wurden die Metadaten der Stationen verwendet, da die eigentlichen Daten nicht vollständig (im Fall der Messstationen des lufthygienischen Messnetzes nur Temperatur und Ozonkonzentration) verfügbar waren. Die Einteilung der Messpunkte anhand ihrer verfügbaren Eingabeparameter (und Modelle) wurde für die in den folgenden Kapiteln angewandte Evaluation durchgehend verwendet.

4.2.1 Abdeckung der im Leitfaden zum Ökosystemmonitoring unter der NEC-Richtlinie vorgeschlagenen Klassifizierungen für Ökosystemtypen

Der Leitfaden schlägt basierend auf den Datensätzen MAES, EUNIS und Corine Land Cover (CLC) eine Einordnung der Ökosystemtypen vor, die durch das Messnetz abgedeckt werden sollen.

Anhand der Stationskoordinaten der Messpunkte konnten diese den Klassifizierungen zugeordnet werden. Zunächst wurden die einzelnen Messpunkte ihrer vorherrschenden biogeographischen Region zugeordnet. Abbildung 10 zeigt die räumliche Verteilung der biogeographischen Regionen in Deutschland. Die Einordnung aller theoretisch verfügbaren Messpunkte in ihre biogeographischen Regionen wird in Tabelle 6 als Ausgangsgröße aufgelistet.

Allerdings muss zunächst noch berücksichtigt werden, dass nicht auf jeder Level-II-Fläche direkt Ozon gemessen wird. Oftmals werden Daten von Stationen des lufthygienischen Messnetzes verwendet. Von daher soll, wenn von allen Messpunkten die Rede ist, eine Dopplung vermieden werden. Das heißt, Messstationen des lufthygienischen Messnetzes, deren Daten für Ozon auf Level-II-Flächen verwendet werden, wurden mit der Level-II-Fläche in der Auswertung, welche die Landnutzungsklassen betrifft, fusioniert. Dadurch reduziert sich die Anzahl der Messpunkte. Allerdings kann im Einzelfall eine Level-II-Fläche nicht zwingend einer lufthygienischen Messstation vorgezogen werden. Deswegen findet eine gesonderte Diskussion dieser Messpaare in Kapitel 4.2.3 statt. Weiter wurden nur Stationen des lufthygienischen Messnetzes berücksichtigt, welche Ozonmessungen besitzen und als Hintergrundstation ausgewiesen sind.

Nicht berücksichtigt wurden außerdem Messstationen des lufthygienischen Messnetzes, die höher als 1300m liegen. Dies beschreibt in etwa die theoretische Waldgrenze in Deutschland. Ausnahme ist die Station auf dem Brocken. Dort befindet sich die Waldgrenze schon bei ca. 1100m. Aus diesem Grund wurde die Station auf dem Brocken ebenfalls ausgeschlossen.

Zunächst beinhaltete der Datensatz insgesamt 149 Messpunkte (Stationen des lufthygienischen Messnetzwerkes und Level-II-Flächen). Berücksichtigt man den oben genannten Fakt der möglichen Dopp-lung, reduzierte sich die Anzahl der Messpunkte auf insgesamt 128. Diese Zahl diente als Ausgangsgröße für die weitere Auswertung.

Der größte Anteil der Messpunkte (110) befindet sich in der kontinentalen Region, welche auch den größten Anteil innerhalb Deutschlands ausmacht (vgl. Abbildung 10). Ein weitaus kleinerer Anteil befindet sich im atlantischen Regime, nämlich 14 Messpunkten. 4 Messpunkte sind dem alpinen Regime zugeordnet. Da die kontinentale Region die größte Fläche darstellt, ist es nicht außergewöhnlich, dass dort auch die meisten Messpunkte zu finden sind.

Da für die Modelle zur Berechnung flusskritischer Belastungsgrenzen stündliche Daten nötig sind, wurden in einem weiteren Schritt all jene Level-II-Flächen ausgeschlossen, auf denen nur Passiv-Sammler eingesetzt werden. Dies betrifft nur Messpunkte, die dem kontinentalen Regime zugeordnet werden, wobei insgesamt 106 Messpunkte übrig bleiben.

Die verschiedenen Modelle zur Berechnung der flussbasierten Belastungsgrenzen benötigen eine unterschiedliche Anzahl an meteorologischen Eingabeparametern. Obligatorisch für alle drei in diesem Bericht vorgestellten Modelle sind die Lufttemperatur und die bodennahe O₃-Konzentration als Eingabeparameter. Da die Messpunkte mit einer unterschiedlichen Anzahl an Messgeräten ausgestattet

sind, musste eine weitere Eingrenzung vorgenommen werden. Hierbei wurden nur noch die Messpunkte berücksichtigt, an denen die einzelnen Modelle bereits aufgrund der Instrumentierung der einzelnen Messpunkte einsetzbar sind.

Die Anzahl der Messpunkte, an denen FO₃REST (auch hier stellvertretend für die Grünhage-Modelle) und DO₃SE bereits einsetzbar sind, wurde gleichgesetzt, obwohl DO₃SE eine weitere meteorologische Größe als Eingabeparameter im Vergleich zu FO₃REST benötigt. Da es sich hier aber um den atmosphärischen Druck handelt und dieser sich prinzipiell leicht von einer benachbarten Station ableiten lässt, ist die Gleichzeitung der Messpunkte für FO₃REST und DO₃SE möglich.

Berücksichtigt man die Messpunkte, an denen bereits rFO₃REST eingesetzt werden kann, reduziert sich die Gesamtanzahl der Messpunkte auf 83. Die Reduktion betrifft in diesem Fall alle Regionen. Es verbleiben 69 Messpunkte in der kontinentalen Region, 11 in der atlantischen und 3 in der alpinen Region. Wieder stellt die kontinentale Region die größte Anzahl.

Für die Modelle FO₃REST/DO₃SE reduziert sich die Anzahl der Messpunkte weiter auf 48 Messpunkte. Wieder sind alle biogeographischen Regionen davon betroffen, und die kontinentale Region ist mit 41 Messpunkten am stärksten vertreten, gefolgt von 5 in der atlantischen Region und 2 in der alpinen Region.

Tabelle 6: Einordnung bestehender Messpunkte (lufthyg. Messnetz und Level-II-Flächen) in die biogeographischen Regionen und nach Eignung für die Berechnung der Überschreitung flussbasierter kritischer Belastungsgrenzen mit unterschiedlichen Modellen. Der Ausschluss von Messpunkten erfolgt von links nach rechts mit den Kriterien Passivmessung und Datenverfügbarkeit. Die Zahl unter den Ausschlusskriterien gibt die neue Anzahl an Messpunkten wider.

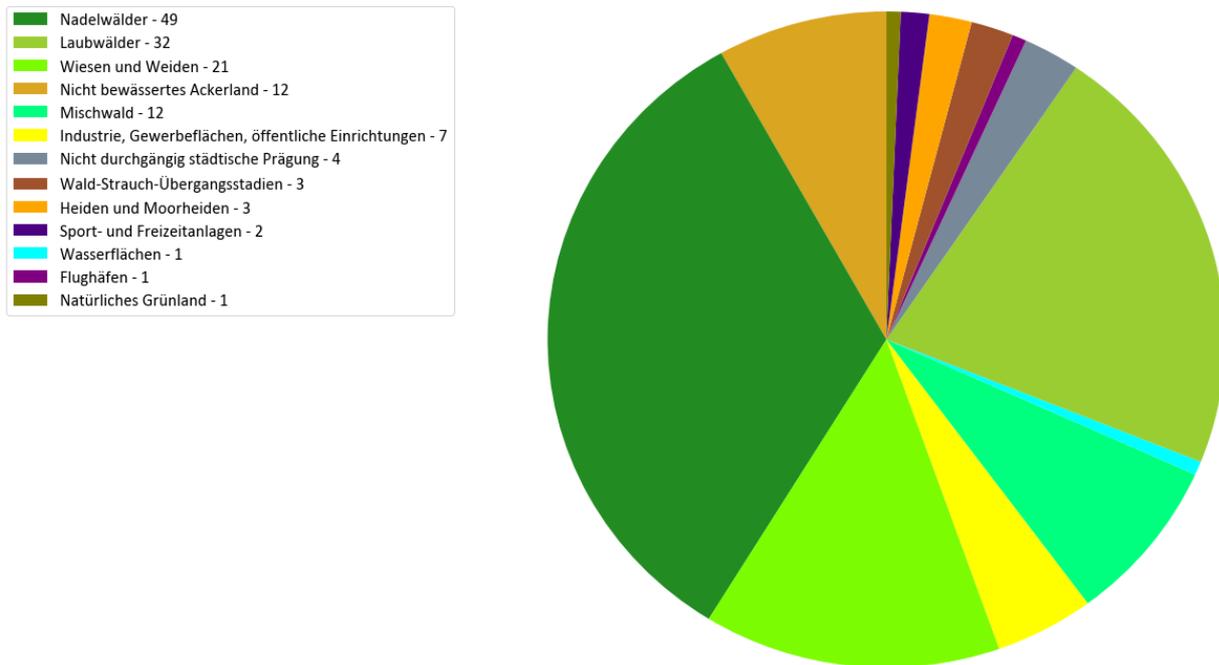
Bioregion	Ausgangsgröße	Ohne Passiv-Sammler	rFO ₃ REST	FO ₃ REST/DO ₃ SE
Kontinental	110	88	69	41
Atlantisch	14	14	11	5
Alpin	4	4	3	2
Gesamt	128	106	83	48

Anhand der Koordinaten der Messpunkte erfolgte eine Einteilung gemäß der Kategorisierung des CLC (Abbildung 18). Das Referenzjahr für den Datensatz des CLC ist das Jahr 2012. Da der CLC einen hohen Detailgrad aufweist, ergibt sich auch eine spezifischere Aufteilung. Den größten Anteil bilden die Waldflächen mit insgesamt 80 Messpunkten. Dieser unterteilt sich wiederum in 44 Messpunkten mit Nadelwäldern, 27 Messpunkten mit Laubwäldern und 9 Messpunkten mit Mischwald als Klassifizierung.

„Wiesen und Weiden“ stellen mit 20 Messpunkten neben den Wäldern den größten Anteil. Die Klassifizierung „Nicht bewässertes Ackerland“ (2.1.1) stellt insgesamt die fünftgrößte Landnutzungsklasse dar. Andere Klassifikationen, die in den Oberbegriff Ackerland passen würden, werden vom Messnetz so nicht abgedeckt bzw. sind nicht Bestandteil des CLC-Datensatzes für Deutschland (vgl. Tabelle 5).

Betrachtet man die Landnutzungsklasse direkt an den Messpunkten, so werden folgende Klassifizierungen nach CLC nicht abgedeckt: 2.2.1, 2.2.2, 2.4.1, 2.4.4, 4.1.1, 4.1.2.

Abbildung 18: Punktgenaue Aufteilung der Messpunkte entsprechend des CLC.



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Eine Besonderheit stellt der Messpunkt mit der CLC Klassifizierung Flughafen dar. Da der CLC durch Fernerkundung gewonnen wird, sind Fehler bei einer durch einen Algorithmus erfolgten Zuordnung einer Klassifizierung nicht auszuschließen.

Nach visueller Überprüfung ergibt sich für den Messpunkt der als Flughafen klassifiziert wurde, dass dieser nicht etwa an bzw. auf einem Flughafen liegt, sondern auf der Wasserkuppe im hessischen Landkreis Fulda (vgl. Abbildung 19). Vor allem in der höchsten Auflösungsstufe der Satellitenbilder lässt sich erkennen, dass dort das Radom Wasserkuppe sichtbar wird, welches der CLC Algorithmus vermutlich fälschlicherweise als Flughafeninfrastruktur klassifiziert hat.

Das Beispiel zeigt, dass eine direkte Klassifizierung an den Stationskoordinaten in manchen Situationen schwierig ist. Man sieht beim Betrachten der Satellitenbilder der Station auf der Wasserkuppe (Abbildung 19), dass sich an den Koordinaten der Station Infrastruktur (fälschlicherweise Flughafen) befindet und allein deswegen nicht repräsentativ wäre. Betrachtet man hingegen den Umkreis der Station, weist diese Vegetation auf und könnte dennoch für das Messnetz geeignet sein.

Um diesem Umstand beizukommen sollte die Einordnung in die Klassifizierung nicht nur direkt an der Station erfolgen, sondern auch der Umkreis der Station mit einbezogen werden.

Man kann nun die Annahme treffen, dass das Umfeld innerhalb von 10 km um die Messpunkte von den gleichen Umwelteinflüssen betroffen ist. Daraus folgt, dass auch eine Klassifizierung entsprechend des CLC innerhalb dieses Radius vorgenommen werden kann.

Abbildung 19: Satellitenbilder für die Station DEHE051 (Wasserkuppe) zur visuellen Überprüfung (Quelle: Google Maps, 20.11.2017).



Quelle: Google Maps

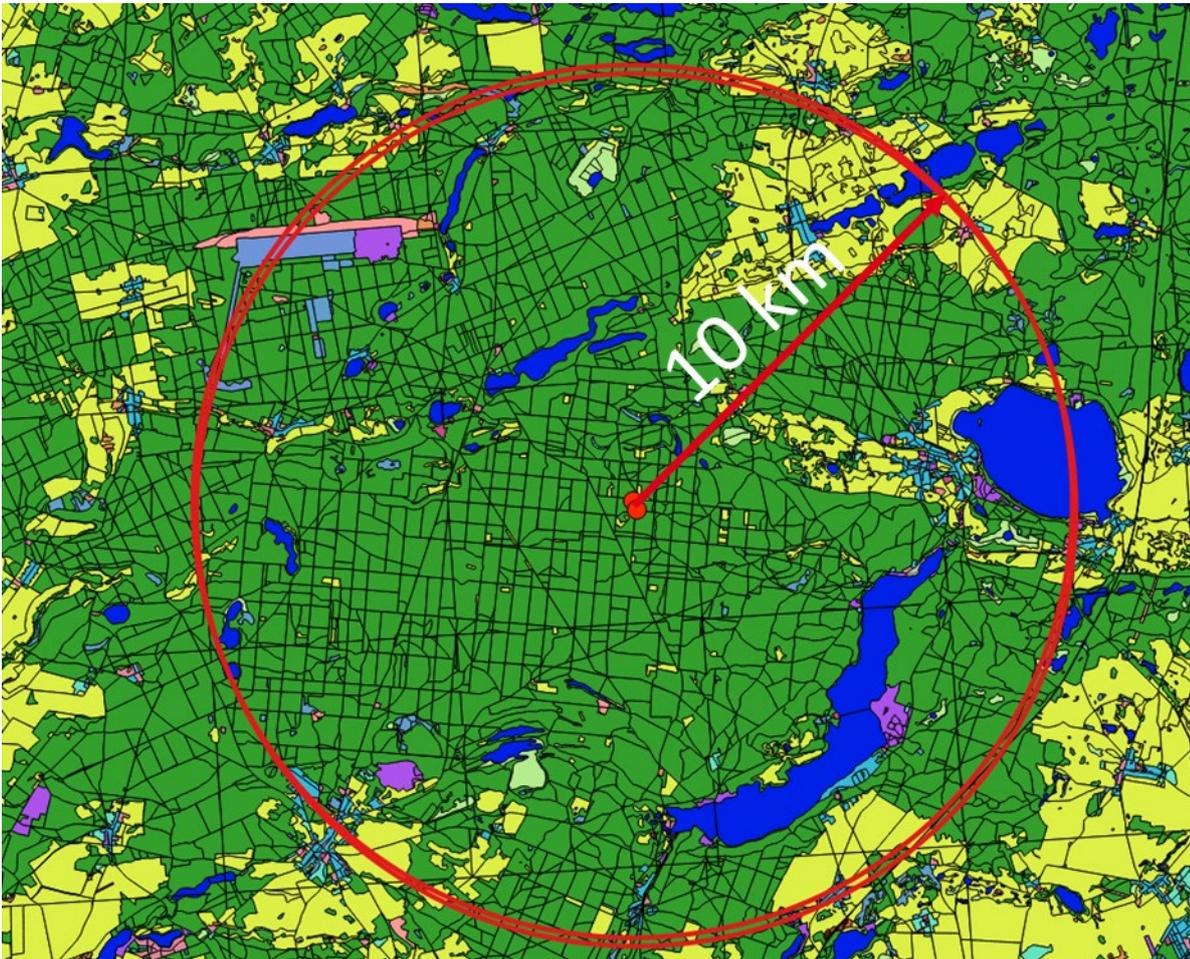
Um die Landnutzung im Umkreis eines Messpunktes zu bestimmen, wurde um die Koordinaten der Messpunkte ein Kreis mit dem Radius 10km gelegt (vgl. Abbildung 20). Anschließend wurde die Fläche innerhalb dieses Kreises für die einzelnen Landnutzungsklassen bestimmt.

Nachdem für jeden Messpunkt die Landnutzungsklassen innerhalb des 10km-Radius bestimmt wurden, wurde zur groben Übersicht eine Einteilung nach dem größten, zweit- und drittgrößten Anteil der vorhandenen Landnutzungsarten vorgenommen. Dadurch kann ermittelt werden, ob ein Messpunkt auch mehrere Ökosystemtypen abdeckt. Dies birgt den Vorteil, dass eine insgesamt heterogen verteilte Landnutzung von weniger Messpunkten abgedeckt werden kann.

Allerdings ist darauf hinzuweisen, dass der Leitindikator zur Erfassung von Schädigung an Blättern und Pflanzen, bisher nur an Level-II-Flächen erfasst wird. Das heißt, die Erfassung dieses Leitindikators erfolgt nur an Messpunkten, die überwiegend Wald repräsentieren.

Dahingegen sind die flussbasierten Belastungsgrenzen eine berechenbare Größe und es ist deshalb möglich, soweit die Eingabeparameter vorhanden sind, diese an allen Messpunkten zu erfassen. Dies ist dann auch auf alle Landnutzungen bzw. Ökosystemtypen innerhalb des 10km Radius unter der Annahme anwendbar, dass die aufgenommenen Parameter am Messpunkt für einen Radius von 10km repräsentativ sind.

Abbildung 20: Beispiel für einen Kreis mit 10km Radius um zwei benachbarte Stationen (lufthyg. Messstation und Level-II-Fläche), innerhalb dessen die Gesamtfläche der Landnutzung bestimmt wurde.



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

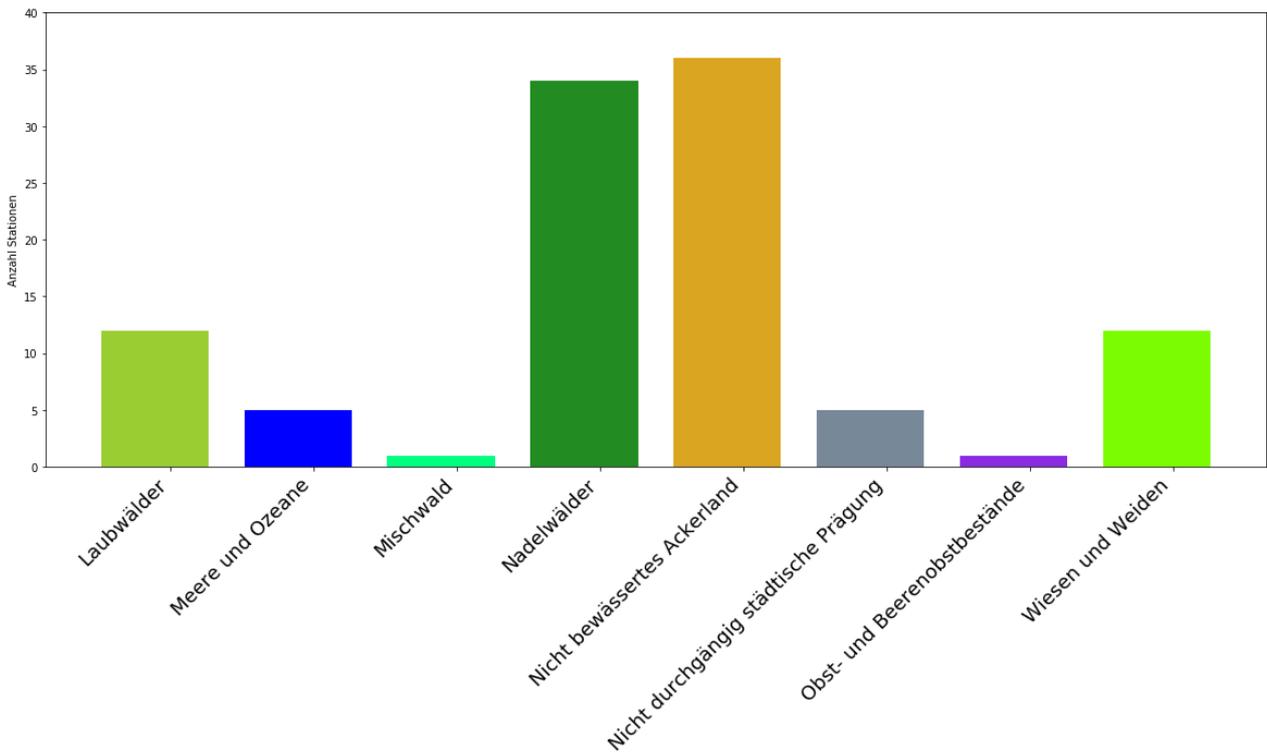
Für eine erste Einteilung der Landnutzungsklassen an den Messpunkten werden zunächst alle 106 Messpunkte mit einbezogen. Damit erfolgt ein grober Überblick. Eine detailliertere Aufteilung erfolgt später. Abbildung 21 zeigt die Anzahl der 106 Messpunkte mit der jeweils an dem Messpunkt flächenmäßig größten Landnutzungsklasse innerhalb des 10km Radius.

Es zeigt sich, dass an den meisten Messpunkten Wald den höchsten Anteil besitzt, gefolgt von Ackerland. Rund 33% aller Messpunkte besitzen Ackerland und rund 44% aller Messpunkte besitzen Wald (Laub-/Nadel-/Mischwald) als größten Anteil innerhalb eines Radius von 10km.

Entsprechend ergibt sich für die Anzahl der Messpunkte eine andere Verteilung als im Falle der Einordnung direkt an den Koordinaten des Messpunktes. So ändert sich die Anzahl der Messpunkte mit Nadelwald von 44 auf 35 Messpunkte. Stark erhöht sich die Anzahl der Messpunkte mit Ackerland von 8 auf 36. Laubwald verringert sich von 27 auf 12. Mischwald verringert sich von 9 auf einen Messpunkt. Entsprechend ergibt sich eine andere Verteilung bezüglich der zweitgrößten Landnutzungsklasse, usw. Analog zeigen Abbildung 22 und Abbildung 23 die Einteilung nach dem zweit- bzw. drittgrößten Anteil innerhalb des 10km Radius.

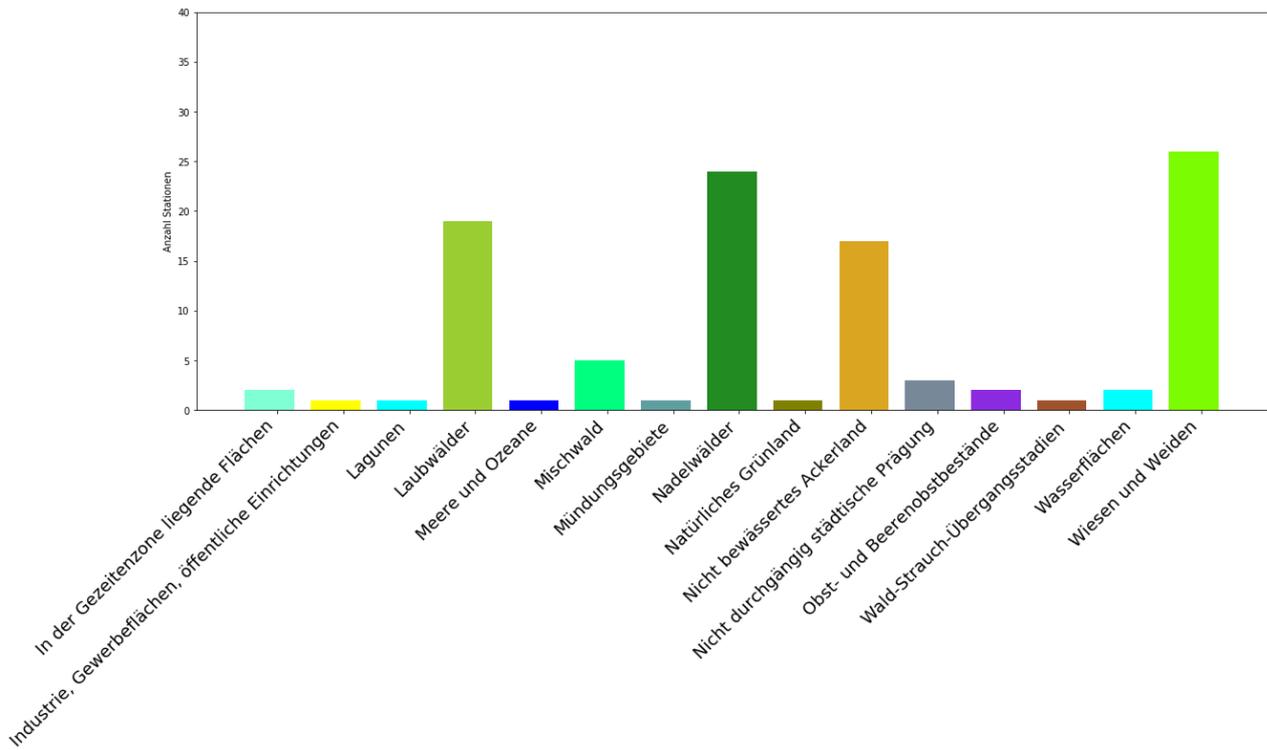
Gerade der Unterschied zwischen dem größten und zweitgrößten Anteil der Landnutzungsklasse (Abbildung 21 und Abbildung 22) zeigt eine Steigerung der abgedeckten Landnutzungsklassen insgesamt.

Abbildung 21: Größter Anteil der Landnutzung nach CLC innerhalb eines 10km Radius.



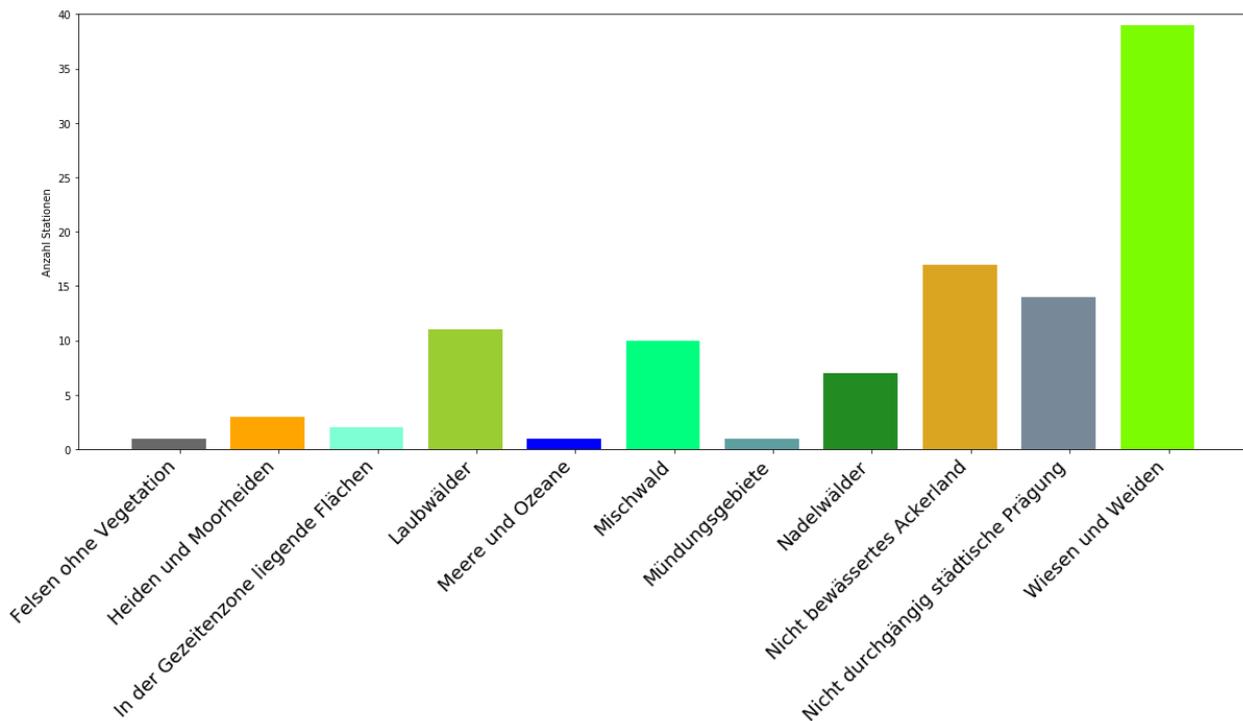
Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Abbildung 22: Zweitgrößter Anteil der Landnutzung nach CLC innerhalb eines 10km Radius.



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Abbildung 23: Drittgrößter Anteil der Landnutzung nach CLC innerhalb eines 10km Radius.



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Berücksichtigt man die Landnutzung innerhalb des 10 km Radius zeigt sich, dass insgesamt mehr Klassifizierungen berücksichtigt werden. So kommt die Klassifizierung 2.2.2 (Obst- und Beerenobstbestände), die zuvor nicht erfasst wurde, sogar bei einer Station als größter Anteil vor (Abbildung 21). An zwei Messpunkten stellt diese Klassifizierung zudem den zweitgrößten Anteil (Abbildung 22).

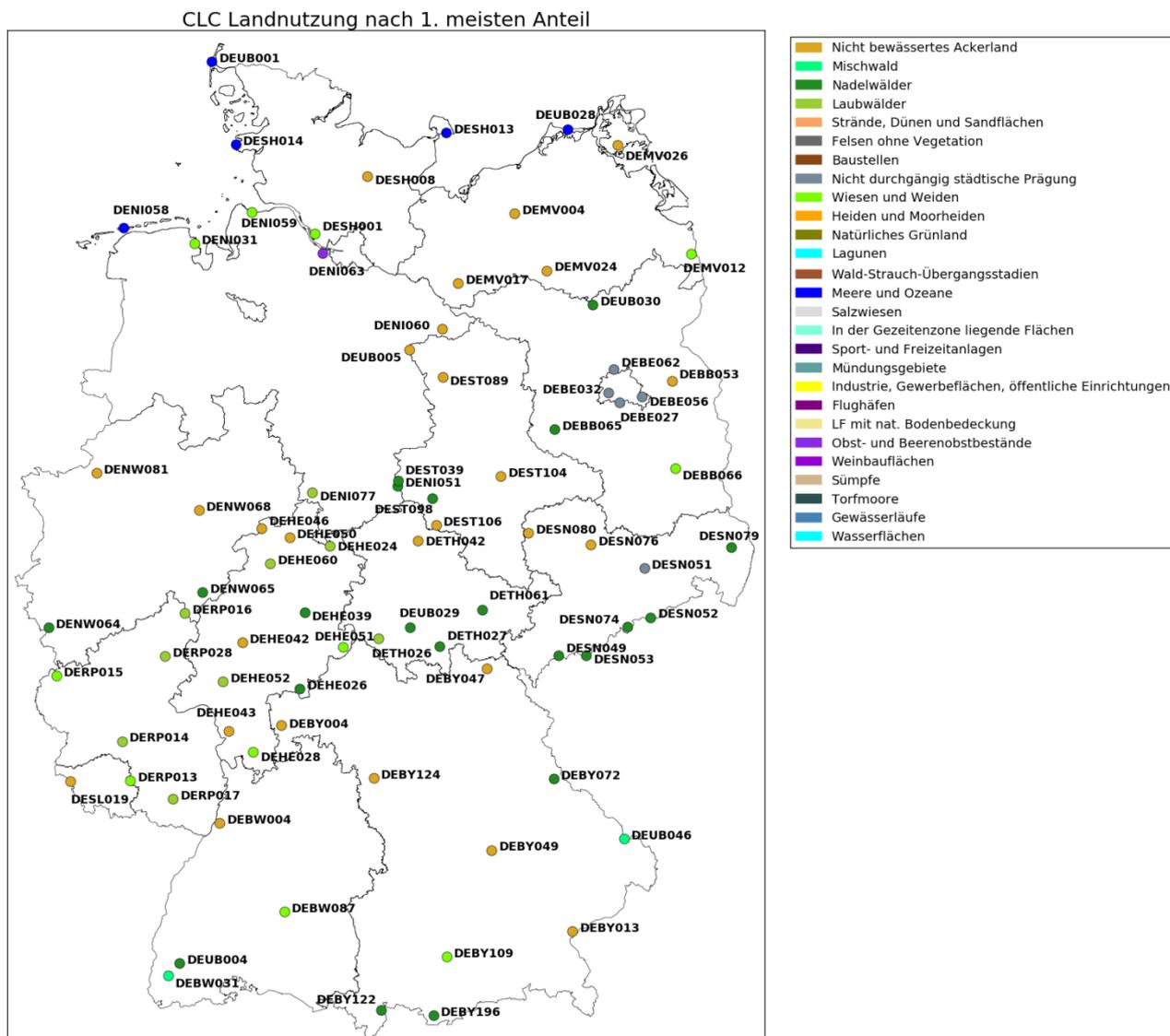
Die Aufteilung bis zur drittgrößten Klassifizierung zeigt zwar, dass die Kategorien 2.2.1, 2.4.3, 4.1.1 und 4.1.2 nicht in Erscheinung treten. Allerdings ergibt es sich dennoch, dass alle in Deutschland vorhandenen Klassifizierungen nach CLC an den Messpunkten vorhanden sind, wenn man einen 10 km Radius um den Messpunkt berücksichtigt - wenn auch nur mit kleinem flächenmäßigem Anteil.

Einen räumlichen Überblick der Stationen des lufthygienischen Messnetzes zeigt Abbildung 24, während Abbildung 25 einen Überblick über die Level-II-Flächen gibt. Dargestellt wird jeweils der größte Anteil an der Landnutzung. Die Darstellung beinhaltet noch die Stationen, die bei der Auswertung mit den Level-II-Flächen fusioniert werden.

Die räumliche Verteilung der Stationen des lufthygienischen Messnetzes zeigt eine höhere Messnetzdichte im mitteldeutschen Bereich. Die hohe Stationsdichte erstreckt sich von Rheinland-Pfalz, über Hessen, Thüringen, Sachsen-Anhalt und Sachsen. Die anderen Bundesländer weisen eine geringere Dichte auf, wobei Niedersachsen dabei eine besonders geringe Dichte im Landesinneren aufweist.

Gut sichtbar ist ebenfalls, dass der größte Anteil der Stationen entweder Ackerland oder Wald (Laub-, Nadel-, oder Mischwald) als größte Landnutzungsklasse ausweist. Im mitteldeutschen Bereich überwiegen die Stationen mit Wald als größtem Anteil, während Bayern, Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen und Schleswig-Holstein eine hohe Anzahl an Stationen mit Ackerland als größtem Anteil besitzen. Die Stationen um Berlin weisen eine städtische Prägung als größten Anteil aus. Die Level-II-Flächen zeigen eine ähnliche Verteilung, wobei die gesamte Stationsdichte aufgrund der geringeren Anzahl etwas geringer ausfällt.

Abbildung 24: Übersicht über alle Stationen des lufthygienischen Messnetzes, die als „Hintergrund“ gelistet sind mit ihrem größten Landnutzungsanteil nach CLC.



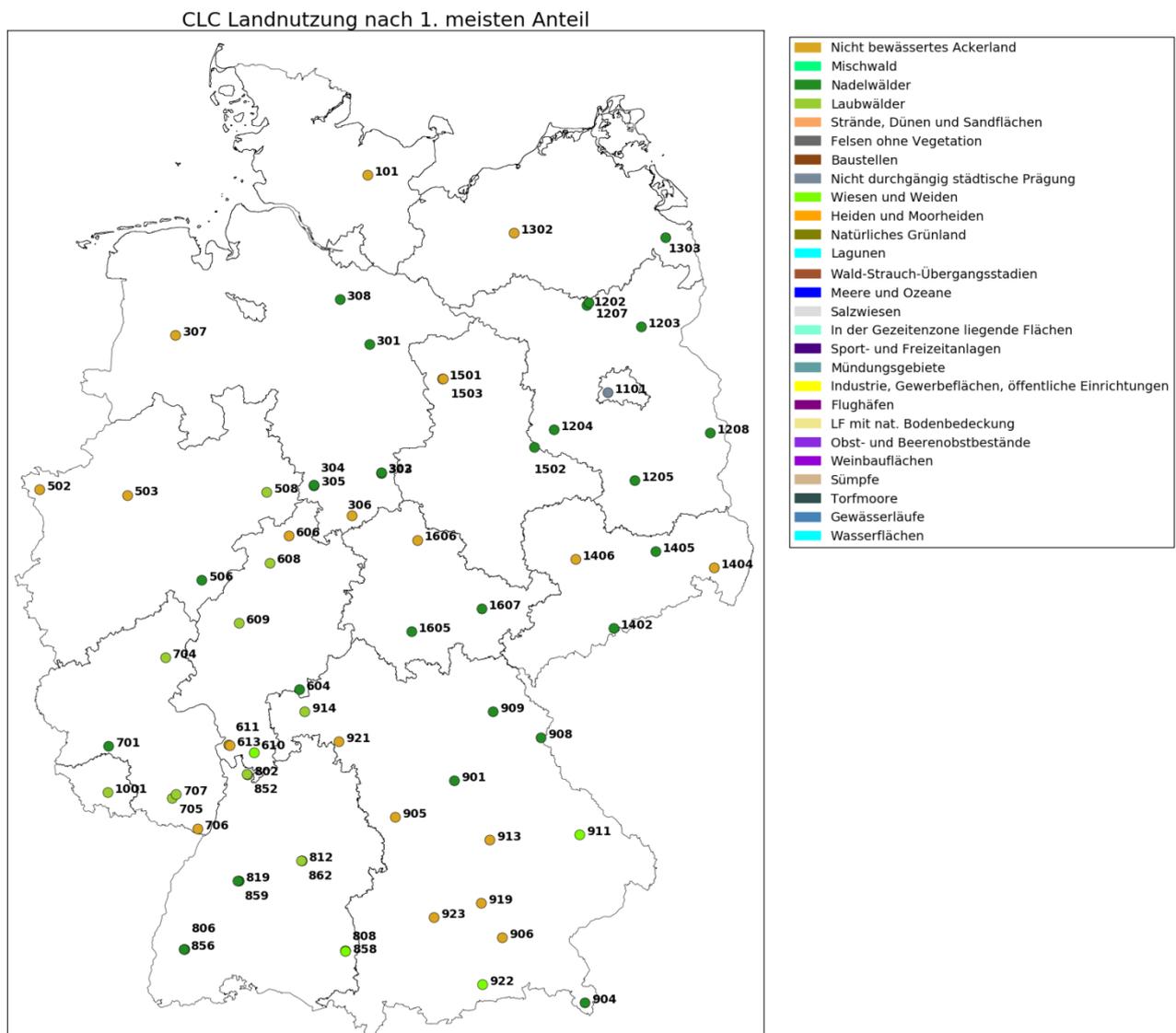
Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Eine weitere Einteilung der Messpunkte ist allerdings nötig, da die einzelnen Modelle zur Berechnung der kritischen Belastungsgrenzen eine verschiedene Anzahl an Parametern benötigen. Hierfür wurde für jeden Messpunkt geprüft, ob dieser bereits alle Daten der jeweiligen Modelle zur Flussberechnungen liefern kann. Aufgrund ihrer unterschiedlichen Komplexität benötigen die Modelle unterschiedlich viele Eingabeparameter. Dadurch ergibt sich ein entsprechend differenziertes Bild.

Zunächst werden die Stationen des lufthygienischen Messnetzes betrachtet. Da hier das lufthygienische Messnetz allein betrachtet wird, beinhaltet diese Auswertung auch die Stationen, deren Messwerte für eine Level-II-Fläche verwendet werden. Erst bei der Zusammenführung der Messnetze wird dies berücksichtigt und eine mögliche Dopplung von Messpunkten beider Messnetze verhindert.

Ausgangspunkt sind zunächst die 80 Stationen des lufthygienischen Messnetzes. Wie bereits erwähnt, bleiben Stationen über 1300m (inklusive der Station auf dem Brocken) unberücksichtigt.

Abbildung 25: Übersicht über die Level-II-Flächen mit ihrem größten Landnutzungsanteil nach CLC.



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Zunächst wird die Datenverfügbarkeit für das Modell rFO_3REST gezeigt. Da es sich hier um das Modell mit den wenigsten Eingabeparametern handelt, wird erwartungsgemäß die höchste Anzahl an Stationen erreicht. Allerdings werden an nur 69 der 80 Stationen des lufthygienischen Messnetzes genug Daten erhoben, um die kritischen Belastungsgrenzen mit Hilfe des Modells rFO_3REST zu berechnen. Tabelle 11 im Anhang liefert einen Überblick aller Stationen und der für rFO_3REST notwendigen Parameter Temperatur und Ozon. Damit ist es an rund 86% der Stationen des lufthygienischen Messnetzes möglich, die flussbasierten Belastungsgrenzen mit Hilfe des einfachsten Modelles rFO_3REST zu berechnen.

Zur Berechnung der flussbasierten Belastungsgrenzen mit Hilfe der anderen Modelle (FO_3REST , DO_3SE) sind weitere Eingabeparameter notwendig. Dadurch reduziert sich die Anzahl der Stationen, die bereits alle Eingabeparameter zur Verfügung haben.

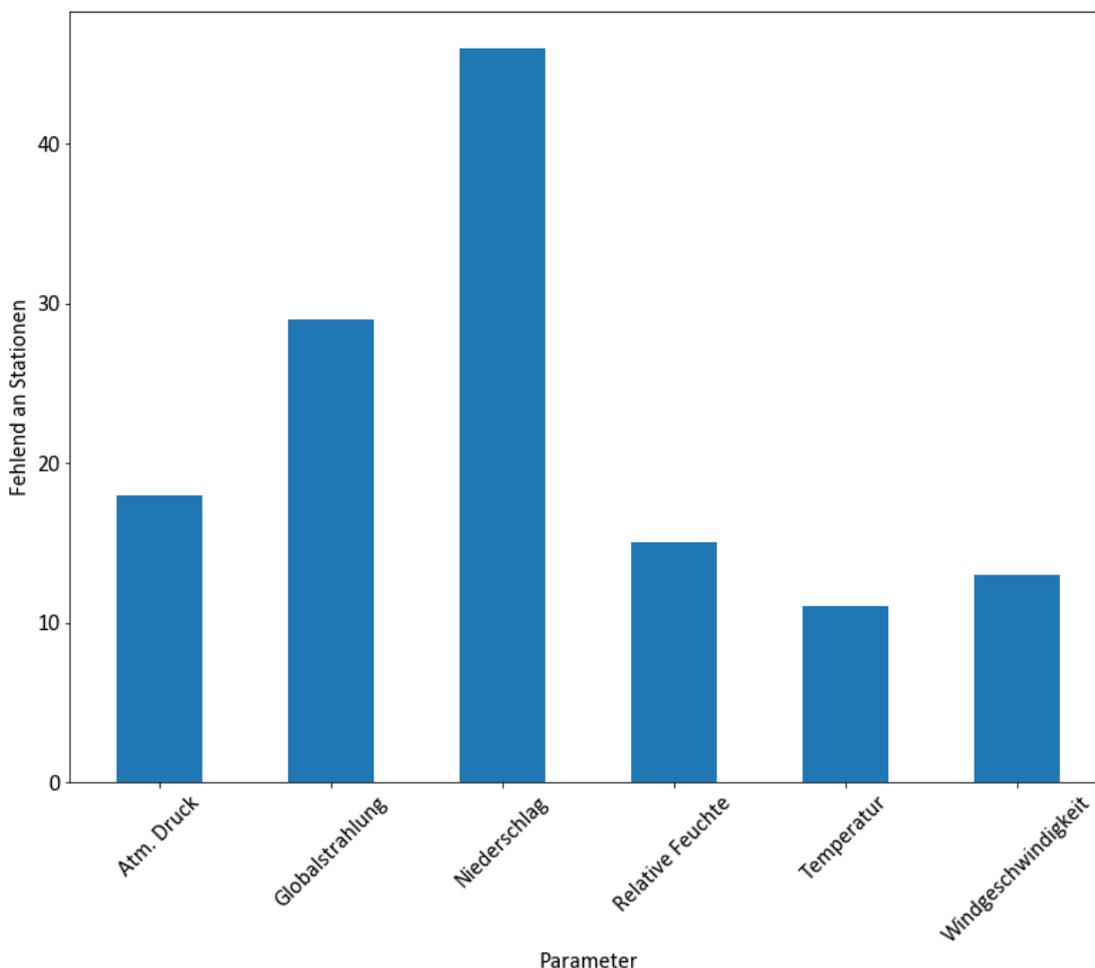
An den 80 Stationen des lufthygienischen Messnetzes werden an 27 Stationen (33%) bereits alle für FO_3REST benötigten Eingabeparameter ermittelt. Für DO_3SE werden an 25 Stationen (31%) alle notwendigen Parameter erfasst. Dadurch reduziert sich die Anzahl der Stationen erheblich. Allerdings ist anzumerken, dass sich FO_3REST und DO_3SE nur in einem meteorologischen Eingabeparameter unter-

scheiden – dem atmosphärischen Druck. Dieser lässt sich prinzipiell einfach anhand einer nahegelegenen Station (z.B. Station des DWD) oder durch Modelldaten ableiten. Unter dieser Annahme ergibt sich prinzipiell eine gleiche Verteilung für FO₃REST und DO₃SE.

Tabelle 7: Übersicht der Stationen des lufthygienischen Messnetzes, die bereits genug Eingabeparameter für die einzelnen flussbasierten Modelle liefern.

Model	Stationen Gesamt	Stationen mit verfügbaren (notwendigen) Parametern (absolut)	Stationen mit verfügbaren (notwendigen) Parametern (in %)
rFO ₃ REST	80	69	86%
FO ₃ REST	80	27	33%
DO ₃ SE	80	25	31%

Abbildung 26: Übersicht über die meteorologischen Eingabeparameter von DO₃SE und die Anzahl der Stationen, an denen diese fehlen (nur Stationen des lufthygienischen Messnetzes).

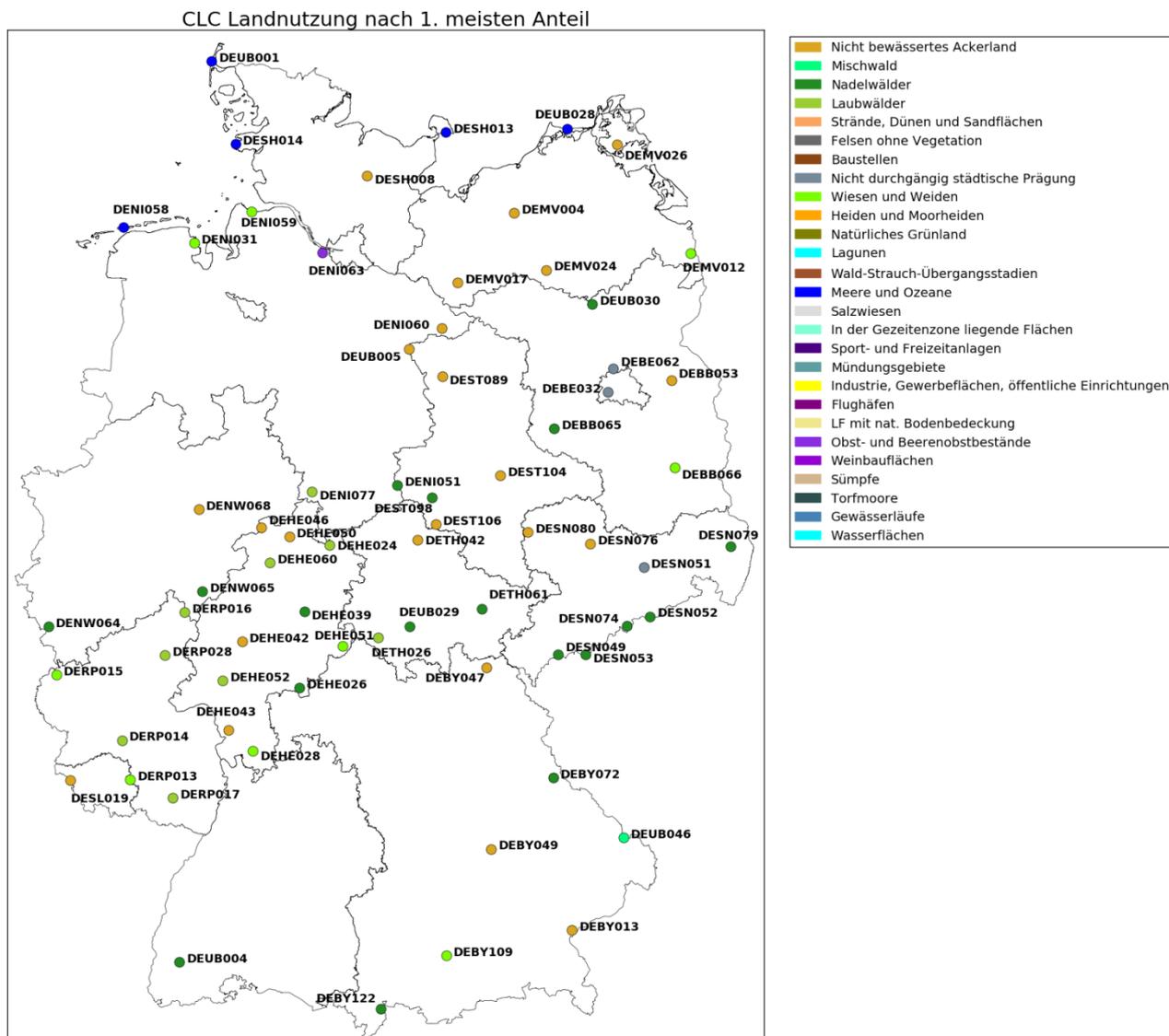


Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Abbildung 26 gibt einen Überblick, an wie vielen Stationen des lufthygienischen Messnetzes die einzelnen Eingabeparameter fehlen. Zudem wurden all die Parameter ausgewertet, die für das komplexeste Modell (DO₃SE) zur Verfügung stehen müssen, da sich die Anzahl bei den anderen Modellen re-

duziert. Weiter sind im Folgenden immer die Stationen des lufthygienischen Messnetzes gemeint, wenn von Stationen die Rede ist, außer es wird ausdrücklich darauf hingewiesen.

Abbildung 27: Übersicht über alle 70 Stationen des lufthygienischen Messnetzes, die als „Hintergrundstation“ gelistet sind, mit ihrem größten Landnutzungsanteil nach CLC und an denen eine Risikobewertung mit Hilfe des Modells rFO₃REST möglich ist.

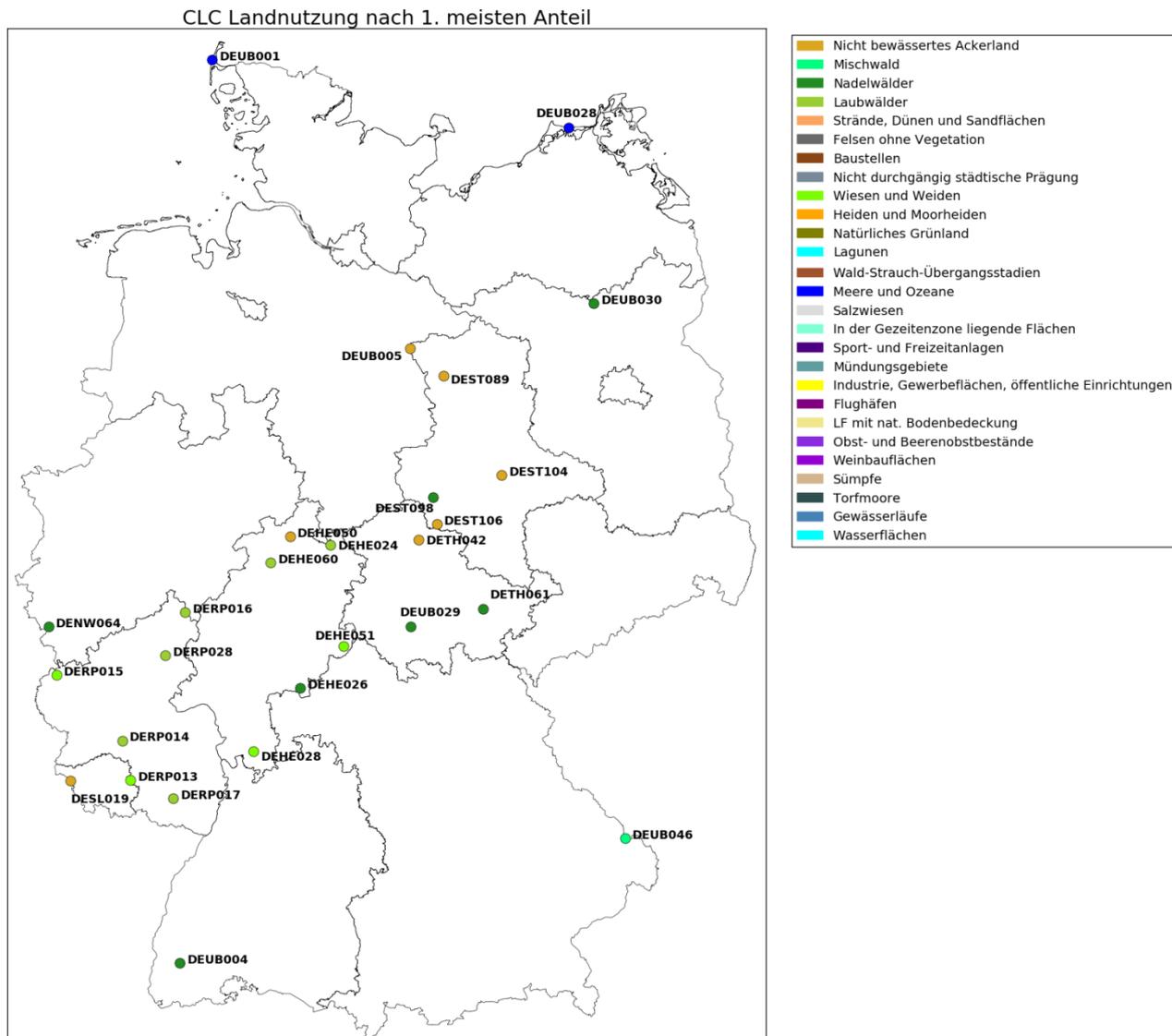


Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Die Temperatur und der Wind stehen an den meisten Stationen zur Verfügung und fehlen nur an 11 bzw. 13 Stationen. Die relative Feuchte fehlt nur an 15 Stationen. Der atmosphärische Druck wird an 18 Stationen und die Globalstrahlung an 29 Stationen nicht erfasst. Am wenigsten wird der Niederschlag aufgezeichnet und fehlt an 46 Stationen (vgl. Abbildung 26).

Um die fehlenden meteorologischen Parameter abzuleiten, können neben einer Erweiterung des Messprogramms der Station auch andere Möglichkeiten in Betracht gezogen werden. Hierfür sei auf die Möglichkeiten verwiesen, die bereits in Kapitel 3.2 genannt wurden.

Abbildung 28: Übersicht über alle 27 Stationen des lufthygienischen Messnetzes, die als „Hintergrundstation“ gelistet sind, mit ihrem größten Landnutzungsanteil nach CLC und an denen die Risikobewertung mit Hilfe des Modells FO₃REST möglich ist.

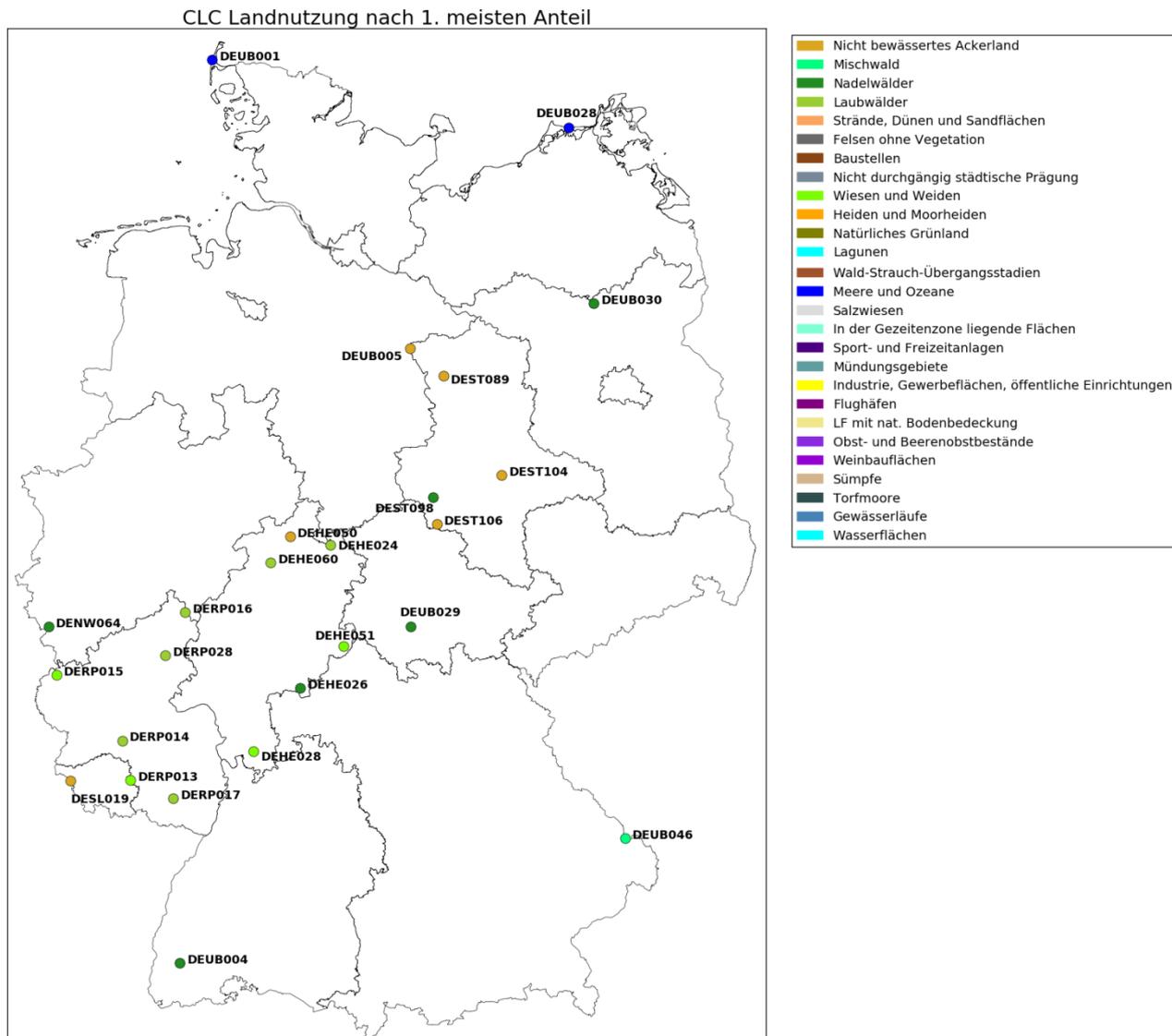


Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Betrachtet man nun die Verteilung der verbleibenden Stationen bezüglich ihrer Landnutzungsklassen nach CLC, ergibt sich eine neue räumliche Abdeckung der Stationen. Einen Überblick gibt Abbildung 27, die die Stationen des lufthygienischen Messnetzes zeigt, an denen im Moment eine Risikobewertung anhand des Modells rFO₃REST erfolgen kann. Der Einfachheit wegen wird nur der größte Landnutzungsanteil innerhalb des 10 km Radius gezeigt. Eine etwas detailliertere Auswertung erfolgt später im Text.

Da an 86% der Stationen eine Berechnung mit Hilfe von rFO₃REST möglich ist, fallen auch nicht sehr viele Stationen weg. Auffällig ist nur der Bereich im Süden Deutschlands, wo mit jeweils drei Stationen in Baden-Württemberg und Bayern insgesamt sechs Stationen entfallen. Allerdings zeigt sich hier bereits eine geringere Messnetzdicke im mittleren Bereich Bayerns, sowie mittleren Bereichs Baden-Württemberg. Auch zeigt sich eine große Lücke in den nördlichen Bereichen Nordrhein-Westfalens und den südlichen Bereichen Niedersachsens.

Abbildung 29: Übersicht über alle 25 Stationen des lufthygienischen Messnetzes, die als „Hintergrundstation“ gelistet sind, mit ihrem größten Landnutzungsanteil nach CLC, und an denen die Risikobewertung mit Hilfe des Modells DO₃SE möglich ist.



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Eine räumliche Übersicht der 27 Stationen, die für eine Risikobewertung auf Basis des Modells FO₃REST geeignet sind, ist in Abbildung 28 dargestellt. Hier zeigt sich, dass überwiegend nur noch Stationen in der Mitte Deutschlands dafür geeignet sind. Im Süden Deutschlands verbleibt nur noch eine Station im östlichen Teil Bayerns, sowie eine im westlichen Teil Baden-Württembergs. In einigen Bundesländern ist hiermit eine flussbasierte Risikobewertung mit den Stationen des lufthygienischen Messnetzes in Kombination mit dem Modell FO₃REST nicht möglich.

Die räumliche Verteilung der Stationen für die Risikobewertung mit Hilfe des Modells DO₃SE ist in Abbildung 29 dargestellt. Eine größere Ausdünnung findet nicht statt, da es nur zwei Stationen weniger gegenüber FO₃REST sind. Wobei dies hauptsächlich Thüringen betrifft.

Um die Stationen des lufthygienischen Messnetzes zu ergänzen, können Messungen, die auf den Level-II-Flächen des Waldmonitorings durchgeführt werden, hinzugezogen werden. Da für die Modelle die Konzentration des bodennahen Ozons in stündlicher Frequenz vorliegen muss und an einigen Level-II-Flächen nur Passivsammler zum Einsatz kommen, war eine Kondensierung der Anzahl der Level-II-

Flächen nötig. Deshalb werden im Folgenden einmal alle Level-II-Flächen diskutiert und anschließend eine reduzierte Flächenanzahl. Die reduzierte Flächenanzahl entsteht durch Ausschluss der Level-II-Flächen, die nur mit Hilfe von Passivsammlern die Konzentration bodennahen Ozons erfassen. Da auch eine Disaggregation auf stündliche Werte (vgl. Kapitel 3.3) mit momentanen Mitteln nicht vielversprechend ist, wird die Verwendung von stündlichen Werten aus Aktivmessungen empfohlen. Weiter sei darauf hingewiesen, dass nicht alle Aktivmessungen auf den Level-II-Flächen direkt an der Fläche erhoben werden. Bei der Mehrzahl der Flächen werden Messungen von benachbarten Messstationen verwendet. Hierbei werden Messungen möglichst nahegelegener Stationen des lufthygienischen Messnetzes verwendet und den Level-II-Flächen zugeordnet. Bei der Fusionierung beider Messnetze wird dies berücksichtigt und eine Dopplung vermieden. In Kapitel 4.2.3.1 wird darauf nochmals eingegangen, da zum Beispiel nicht alle den Level-II-Flächen zugeordneten Stationen des lufthygienischen Messnetzes innerhalb eines 10km Radius liegen.

Als Ausgangspunkt dienen 68 Level-II-Flächen des forstlichen Intensivmonitorings. Werden zunächst alle berücksichtigt, so könnte an 79% der Flächen (vgl. Tabelle 8) eine Risikobewertung mit Hilfe der Modelle rFO₃REST und FO₃REST durchgeführt werden. Das Model DO₃SE kann an keiner Fläche verwendet werden. Der Grund hierfür ist die fehlenden Daten für den atmosphärischen Druck, welcher von DO₃SE als weiterer Eingabeparameter gegenüber FO₃REST benötigt wird. Da der atmosphärische Druck aus benachbarten Stationen (mit Höhenkorrektur) oder aus Modelldaten numerischer Wettermodelle leicht abgeleitet werden kann, ist prinzipiell eine Risikobewertung mit Hilfe von DO₃SE auch an denselben Flächen möglich, an denen FO₃REST verwendet werden kann. Weiter sollte nochmals in Rücksprache mit den Ländern geprüft werden, ob der atmosphärische Druck tatsächlich nicht gemessen, oder nur nicht übermittelt wird.

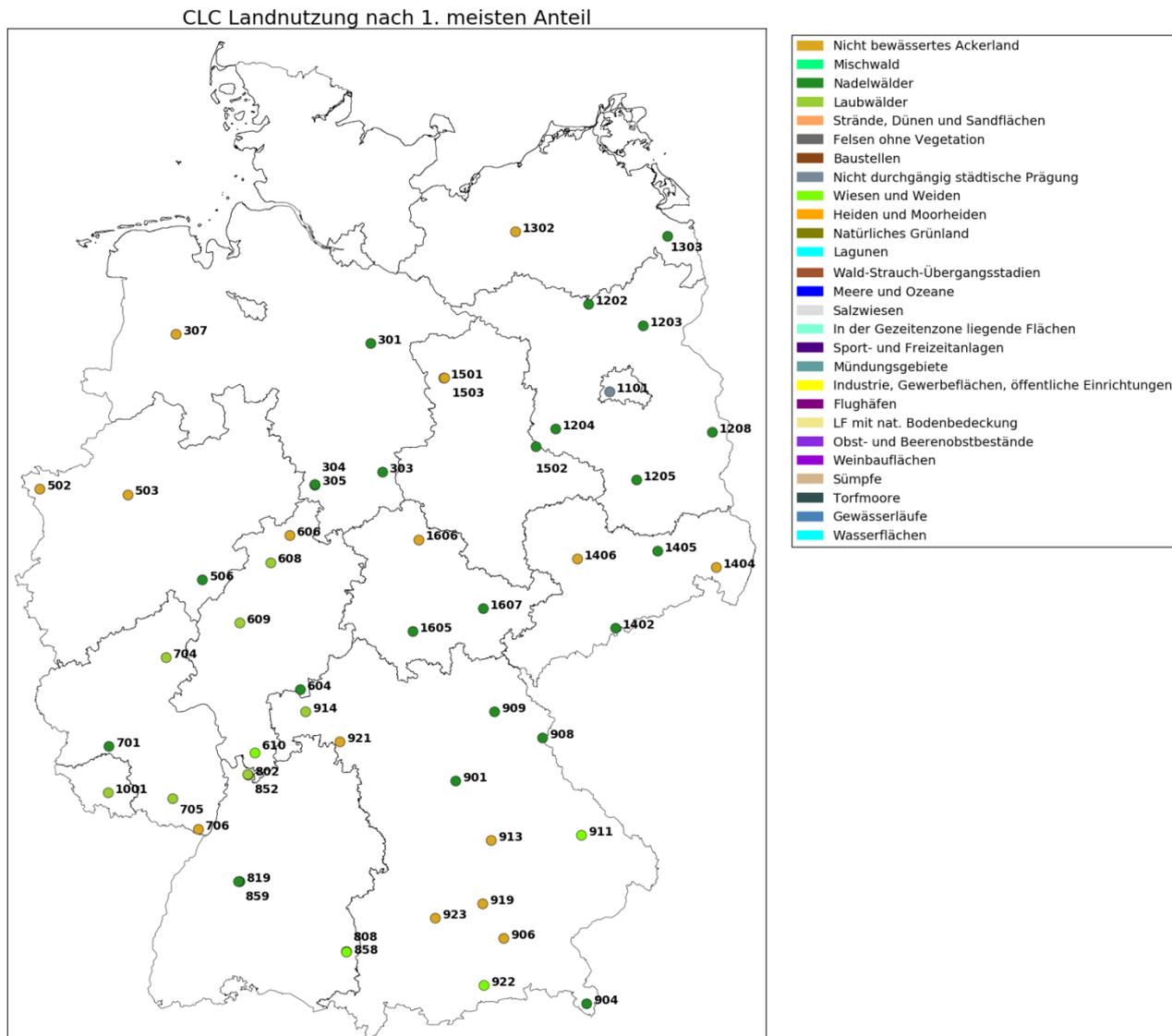
Schließt man allerdings die Flächen aus, an denen bodennahes Ozon nur mit Hilfe von Passivsammlern erhoben wird, reduziert sich die Ausgangszahl der Level-II-Flächen auf 46. Ausgehend davon könnte an 33 Flächen von 46, also rund 71%, eine Risikobewertung auf Basis von rFO₃REST, FO₃REST und DO₃SE erfolgen.

Die räumliche Verteilung der 54 Level-II-Flächen (siehe Abbildung 30) mit ihrem größten Landnutzungsanteil nach der Klassifikation durch CLC zeigt, das vor allem in den Bundesländern, in denen FO₃REST und DO₃SE mit Hilfe der lufthygienischen Messstationen bis jetzt nicht angewandt werden kann, die Level-II-Flächen ausgleichend fungieren können.

Tabelle 8: Übersicht der Level-II-Flächen, die bereits ausreichend Eingabeparameter für die einzelnen flussbasierten Modelle liefern. Es wird jeweils die Anzahl aller Level-II-Flächen berücksichtigt, aber auch die Anzahl um die Flächen verringert, die nur mit Passivsammlern ausgestattet sind.

Model	Flächen Gesamt (mit/ohne Passivsammlern)	Flächen mit verfügbaren (notwendigen) Parametern (mit/ohne Passivsammlern)	Flächen mit verfügbaren (notwendigen) Parametern (%) (mit/ohne Passivsammlern)
rFO ₃ REST	68/46	54/33	79%/71%
FO ₃ REST	68/46	54/33	79%/71%
DO ₃ SE	68/46	0/0	0%/0%

Abbildung 30: Übersicht über alle 54 Level-II-Flächen mit ihrem größten Landnutzungsanteil nach CLC, an denen die Risikobewertung mit Hilfe der Modelle rFO₃REST, FO₃REST und prinzipiell auch DO₃SE möglich ist.



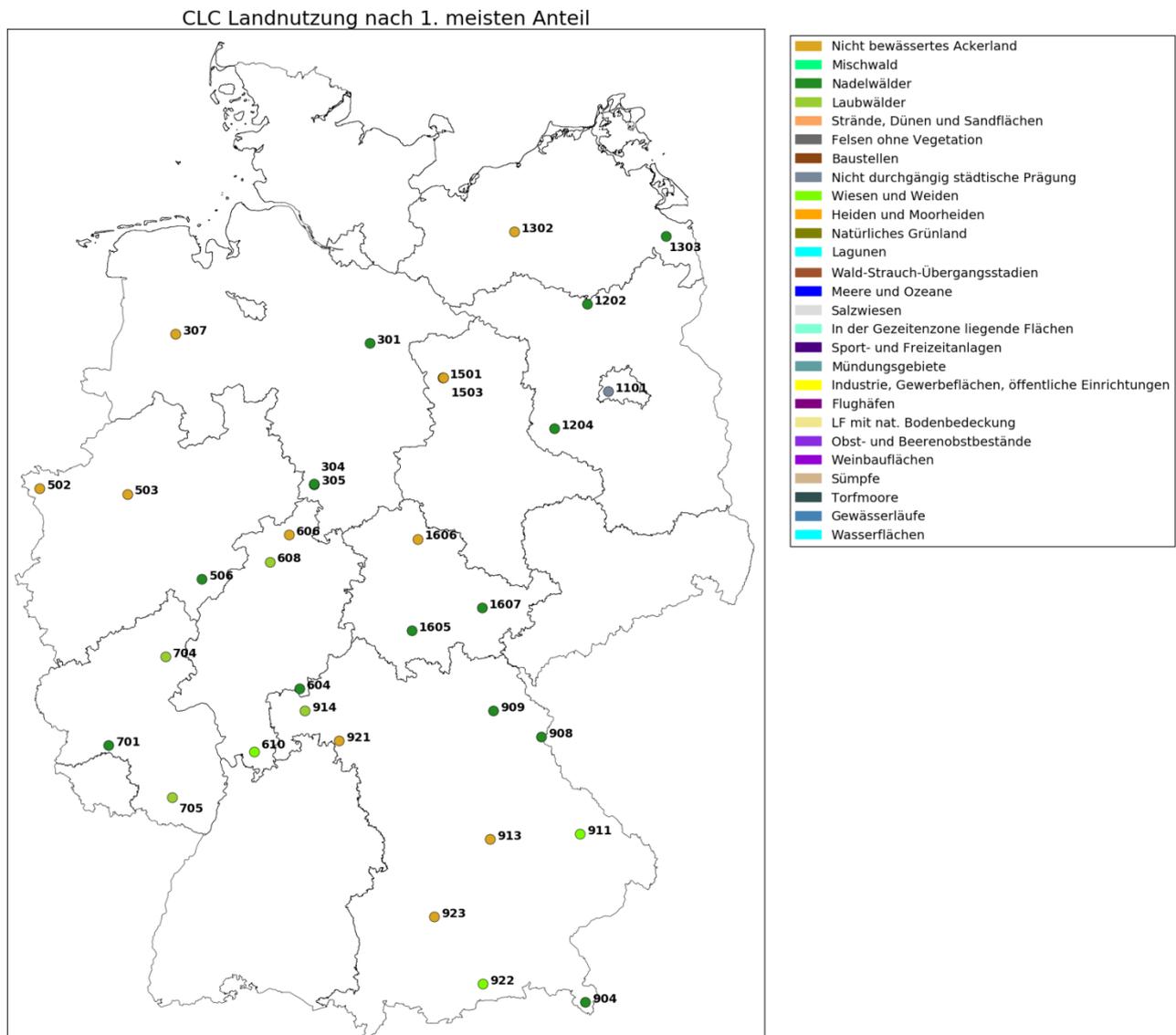
Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Da, wie schon erwähnt, eine Risikobewertung stündliche Ozonkonzentrationen benötigt, zeigt die Abbildung 31 eine Übersicht der 33 Level-II-Flächen, an denen stündliche Werte für bodennahe Ozon vorhanden sind. Auffällig ist hier, dass in den Bundesländern Sachsen und Baden-Württemberg keine flussbasierte Risikobewertung möglich ist, da auf diesen Flächen nur Passivsammler zum Einsatz kommen. Hier ist eine Aufrüstung der Sammler empfehlenswert (dies schließt eine verlässliche Disaggregation von Passivsammlerdaten mit ein), zumindest aber die Verwendung stündlicher bodennaher Ozonkonzentration einer benachbarten Luftqualitätsstation. Diese sollte aber innerhalb einer angemessener Entfernung liegen (bestenfalls innerhalb 10km Entfernung).

Da sich durch die Kombination beider Messnetze die Stationsdichte vergrößert, ist es sinnvoll beide Messnetze zu kombinieren. Im Folgenden werden nun, wenn nicht explizit darauf hingewiesen wird, beide Datensätze zusammen betrachtet und nur noch als Messpunkte bezeichnet. Kombiniert man die

reduzierte Anzahl an Stationen des lufthygienischen Messnetzes und die Level-II-Flächen¹³ kommt man zu einer neuen Verteilung der Messpunkte für Deutschland. Dies erfolgt wieder für die einzelnen Modelle.

Abbildung 31: Übersicht aller 33 Level-II-Flächen, aber ohne die Flächen die nur Passivsammler betreiben, mit ihrem größten Landnutzungsanteil nach CLC und an denen die Risikobewertung mit Hilfe der Modelle rFO₃REST, FO₃REST und prinzipiell auch DO₃SE möglich ist.



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

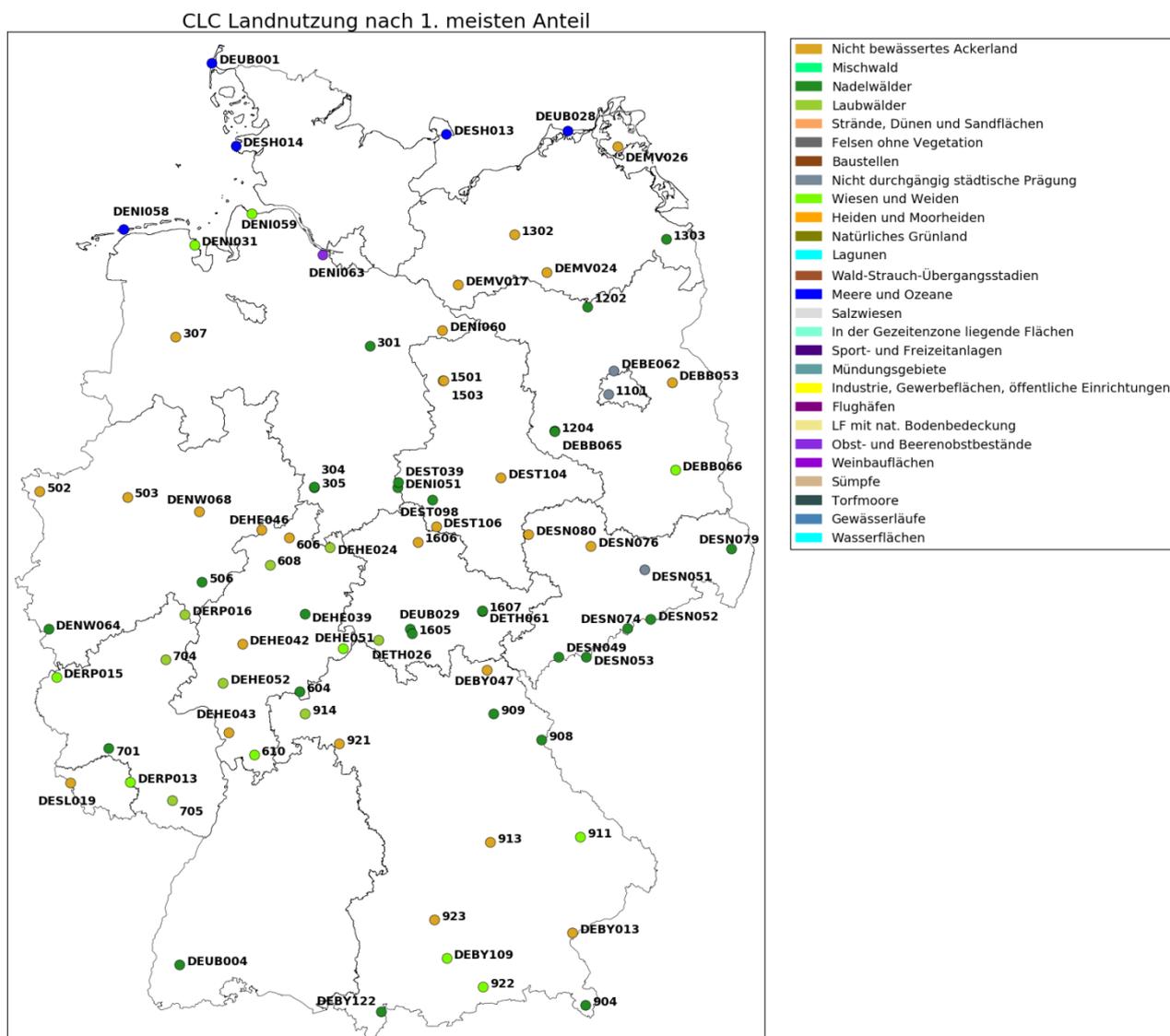
Wie bereits erwähnt, werden Stationen des lufthygienischen Messnetzes über 1300m (einschließlich der Station auf dem Brocken) und die Level-II-Flächen, die nur Passivsammler betreiben, ausgeschlossen. Weiter werden zunächst die Stationen des lufthygienischen Messnetzes nicht mit einbezogen, deren Ozonmessung einer Level-II-Fläche zugeordnet wird. Dadurch ergibt sich eine von der ursprünglichen Anzahl der Stationen und Flächen abweichende Gesamtanzahl von 107 Messpunkten in

¹³ Reduziert bedeutet in diesem Fall die reduzierte Anzahl der Messpunkte, an welchen die verschiedenen Modelle bereits verwendet werden können.

Deutschland. Würden die Level-II-Flächen, an denen nur Passivsammler betrieben werden, entsprechend ausgerüstet, würde sich die Anzahl der Messpunkte auf 129 erhöhen.

Die Ausgangszahl der Messpunkte reduziert sich entsprechend der anwendbaren Modelle rFO_3REST , FO_3REST , DO_3SE . Es wurde geprüft, ob an zu einer Level-II-Fläche korrespondierender Station des luftthygienischen Messnetzes ebenfalls das entsprechende Modell bereits anwendbar ist. Daraufhin wird eine Dopplung von sehr nahen Messpunkten aus luftthygienischem Messnetz und Level-II-Flächen verhindert, da die entsprechende Station des luftthygienischen Messnetzes nicht berücksichtigt wird. Für rFO_3REST stehen demnach 83 Messpunkte (78%) zur Verfügung. Für FO_3REST stehen 48 Messpunkte (45%) und für DO_3SE zunächst nur 25 Messpunkte (23%) zur Verfügung. Für DO_3SE ergeben sich entsprechend die 25 Stationen des luftthygienischen Messnetzes. Da DO_3SE gegenüber FO_3REST nur den atmosphärischen Druck als weiteren Eingabeparameter benötigt und dieser leicht ableitbar ist, steht prinzipiell für DO_3SE die gleiche Anzahl an Messpunkten zur Verfügung wie für FO_3REST (vgl. Tabelle 9).

Abbildung 32: Übersicht über alle 83 Messpunkte mit ihrem größten Landnutzungsanteil nach CLC und an denen die Risikobewertung mit Hilfe des Modells rFO_3REST möglich ist.



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

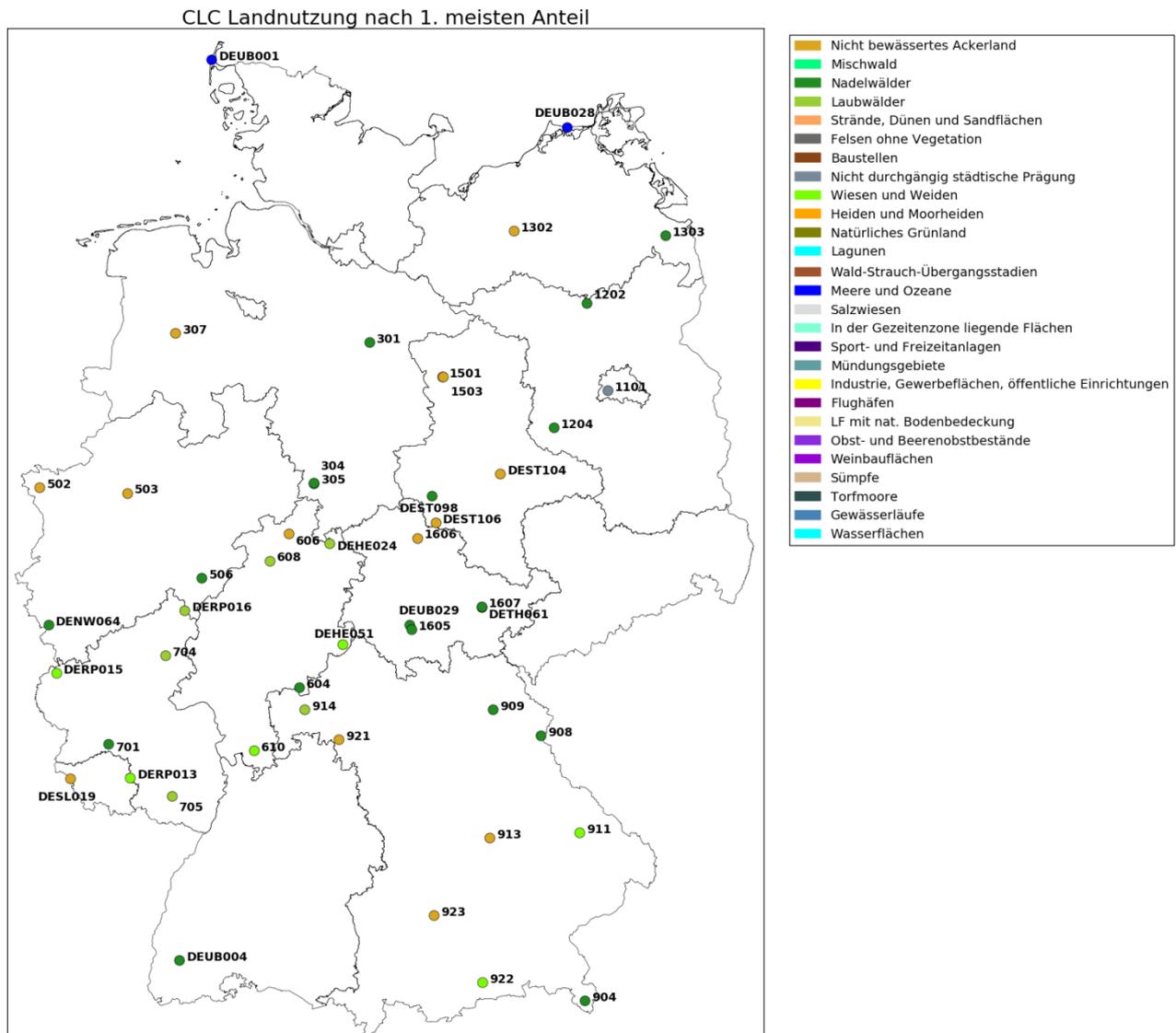
Daraus folgt dann auch eine entsprechende Verteilung der Landnutzungsklassen über den gesamten kombinierten Datensatz. Eine räumliche Übersicht für das Model rFO₃REST liefert Abbildung 32. Auffällig ist Baden-Württemberg mit nur einem Messpunkt, der aus dem lufthygienischen Messnetz stammt. Da auf allen Level-II-Flächen in Baden-Württemberg nur Passivsammler zur Messung bodennahen Ozons verwendet werden, treten diese hier nicht in Erscheinung. Weiter ist hier auffällig, dass die Rheintal-Ebene keinerlei Messpunkte aufweist. Aber auch in der Mitte Bayerns gibt es eine Lücke. Andererseits zeigt sich wieder eine Verdichtung in der Mitte Deutschlands. Die Messpunkte an den Küsten sind Messstationen des lufthygienischen Messnetzes. Obwohl diese als größte Landnutzungsklasse Meer in einem Umkreis von 10km besitzen, besitzen diese einen kleinen Anteil anderer Landnutzungsklassen, die in der NEC-Richtlinie vorgeschlagen werden. Dies betrifft zum Beispiel Wiesen und Weiden sowie Heiden. Im Kapitel 4.2.3.2 wird erneut kurz darauf eingegangen.

Eine räumliche Übersicht der Messpunkte für die Modelle FO₃REST und DO₃SE zeigt die Abbildung 33. Die Anzahl der Messpunkte reduziert sich entsprechend der Modellanforderungen. In den Bundesländern Baden-Württemberg, Sachsen und Schleswig-Holstein sind nun keine Messpunkte mehr vorhanden. Hier kann also keine Risikoabschätzung anhand von FO₃REST und DO₃SE stattfinden. Aber auch die Anzahl der Stationen in den Bundesländern Nordrhein-Westfalen, Brandenburg, Niedersachsen und Mecklenburg-Vorpommern sind deutlich reduziert.

Tabelle 9: Übersicht aller Messpunkte, die bereits genug Eingabeparameter für die einzelnen flussbasierten Modelle liefern. Da für DO₃SE nur der atmosphärische Druck als zusätzlicher Parameter gegenüber FO₃REST fehlt, können für DO₃SE und FO₃REST die gleiche Anzahl an Messpunkten verwendet werden (dies wird durch die zwei Zahlen in der Zeile für DO₃SE verdeutlicht).

Modell	Messpunkte Gesamt	Messpunkte mit verfügbaren (notwendigen) Parametern (absolut)	Messpunkte mit verfügbaren (notwendigen) Parametern (%)
rFO ₃ REST	106	83	78%
FO ₃ REST	106	48	45%
DO ₃ SE	106	25/48	23%/45%

Abbildung 33: Übersicht über aller 48 Messpunkte mit ihrem größten Landnutzungsanteil nach CLC und an denen die Risikobewertung mit Hilfe der Modelle FO₃REST und prinzipiell auch DO₃SE möglich ist.



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

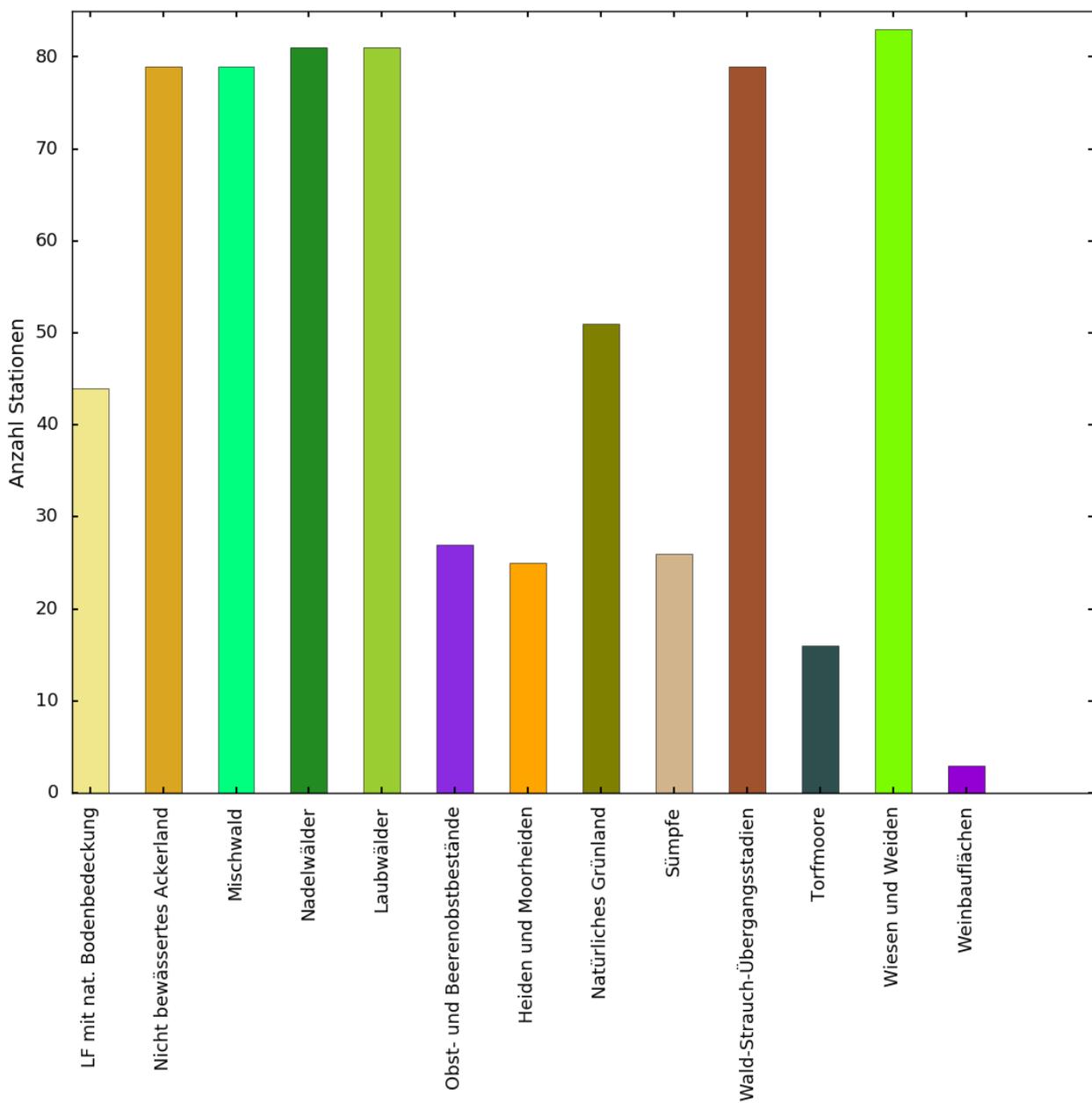
Da der Leitfaden verschiedene Landnutzungsklassen des CLC Datensatzes für die Risikobewertung von O₃ vorschlägt, wurde eine Repräsentativitätsprüfung anhand der je nach jeweiligem Modell verfügbaren Messpunkte durchgeführt. Hierfür wurde der oben beschriebene Ansatz des 10km Radius um den Messpunkt gewählt, um die Landnutzungsverteilung aus dem Datensatz nach CLC zu bestimmen. Anzumerken ist, dass nicht alle Landnutzungsklassen des CLC die im Leitfaden zur NEC-Richtlinie vorgeschlagen werden auch im Datensatz für Deutschland vorkommen¹⁴. Deswegen wurde eine Einordnung nur nach den in Deutschland vorhandenen und aus dem Leitfaden vorgeschlagenen Landnutzungsklassen vorgenommen.

¹⁴ Dies betrifft 2.4.1 und 2.4.4

Zur Einordnung wurden die Messpunkte gezählt, an denen die vom Leitfaden vorgeschlagenen Landnutzungsklassen vorkommen. Da innerhalb des gewählten 10km Radius mehrere Landnutzungsklassen gleichzeitig auftreten können, kann ein Messpunkt mehrere Landnutzungsklassen repräsentieren.

Für die Risikobewertung mit rFO₃REST ergibt sich, dass die Landnutzungsklassen für Wälder (Nadel-, Laub- und Mischwald), Ackerland, Wald-Strauch-Übergangsstadien sowie Wiesen und Weiden am häufigsten vertreten sind. Am wenigsten sind die Landnutzungsklassen Torfmoore und Weinbauflächen vertreten, wobei letztere nur an sieben Messpunkten vorhanden ist (vgl. Abbildung 34). Damit zeigt sich aber auch, dass alle Landnutzungsklassen, unabhängig ihrer flächigen Ausdehnung, an mindestens einem Messpunkt vorkommen.

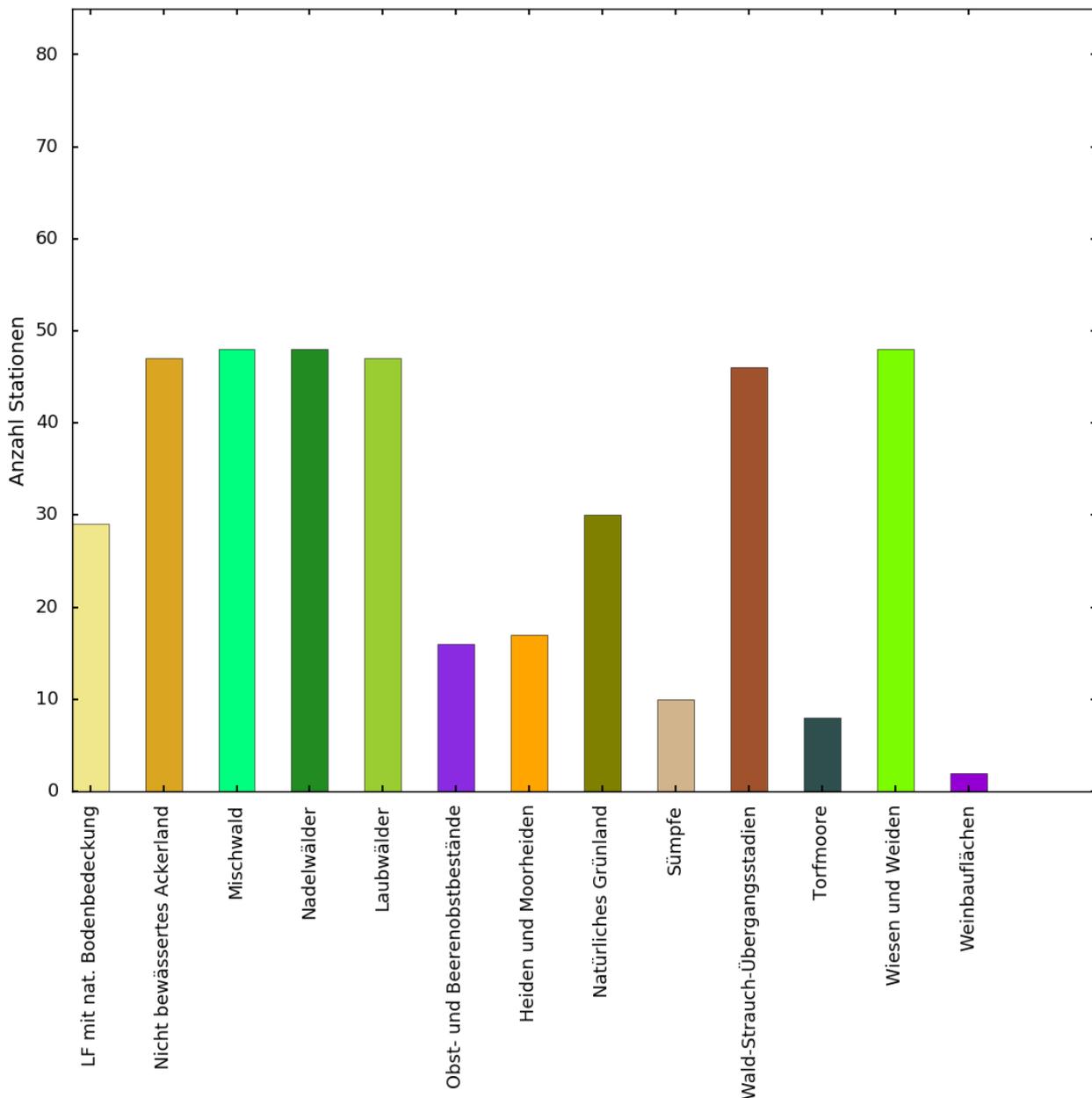
Abbildung 34: Häufigkeit der Landnutzung nach CLC an den Messpunkten innerhalb eines 10 km Radius. Berücksichtigt sind nur Messpunkte an denen eine Risikobewertung nach rFO₃REST möglich ist.



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Für FO₃REST ergibt sich eine ähnliche Verteilung, allerdings mit insgesamt weniger zur Verfügung stehenden Messpunkten. So sind zwar immer noch die Landnutzungsklassen für Wälder (Nadel-, Laub- und Mischwald), Ackerland, Wald-Strauch-Übergangsstadien und Wiesen und Weiden am häufigsten vertreten, allerdings reduziert sich deren Gesamtzahl gegenüber rFO₃REST. Gleiches gilt für fast alle anderen Landnutzungsklassen. Auch die Anzahl der Messpunkte, an denen die Landnutzungsklasse Weinbauflächen vertreten ist, sinkt auf einen Messpunkt (vgl. Abbildung 35).

Abbildung 35: Häufigkeit der Landnutzung nach CLC an den Messpunkten innerhalb eines 10km Radius. Berücksichtigt sind nur Messpunkte, an denen eine Risikobewertung nach FO₃REST möglich ist.

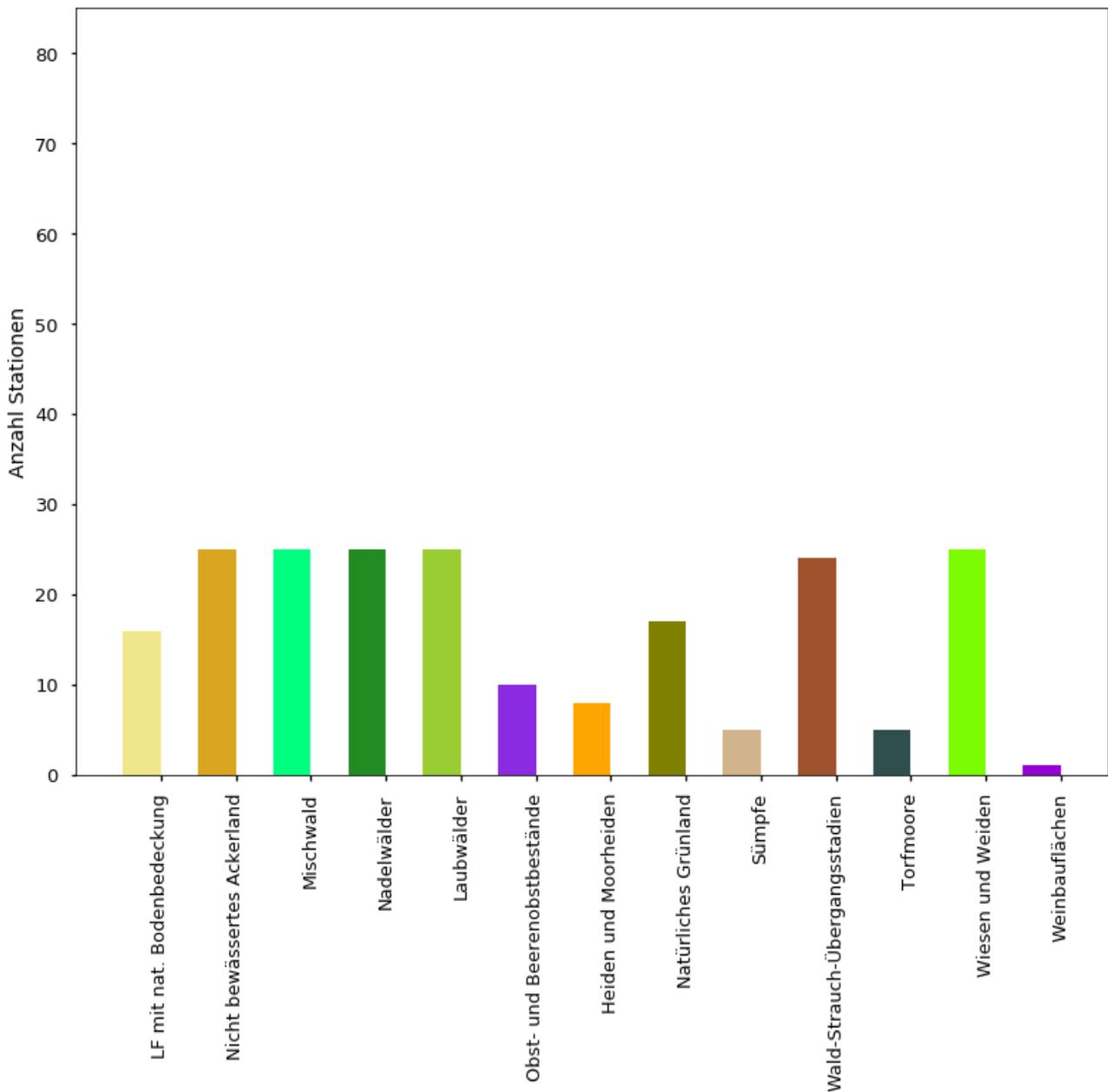


Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Der Vollständigkeit halber sollen noch kurz die Landnutzungsklassen für das Model DO₃SE behandelt werden, die eine ähnliche Verteilung aufweisen. Ausnahme ist die Landnutzungsklasse Weinbauflächen, die gar nicht mehr vertreten ist. Entsprechend der geringen Gesamtzahl der Messpunkte, an de-

nen DO₃SE bereits eingesetzt werden könnte, ist auch die Anzahl der Messpunkte, an denen die geforderten Landnutzungsklassen in Erscheinung treten, gering. Wie schon zuvor begründet, kann prinzipiell die Verteilung von FO₃REST auch für DO₃SE angenommen werden.

Abbildung 36: Häufigkeit der Landnutzung nach CLC an den Messpunkten innerhalb eines 10km Radius. Berücksichtigt sind nur Messpunkte, an denen eine Risikobewertung nach DO₃SE möglich ist.



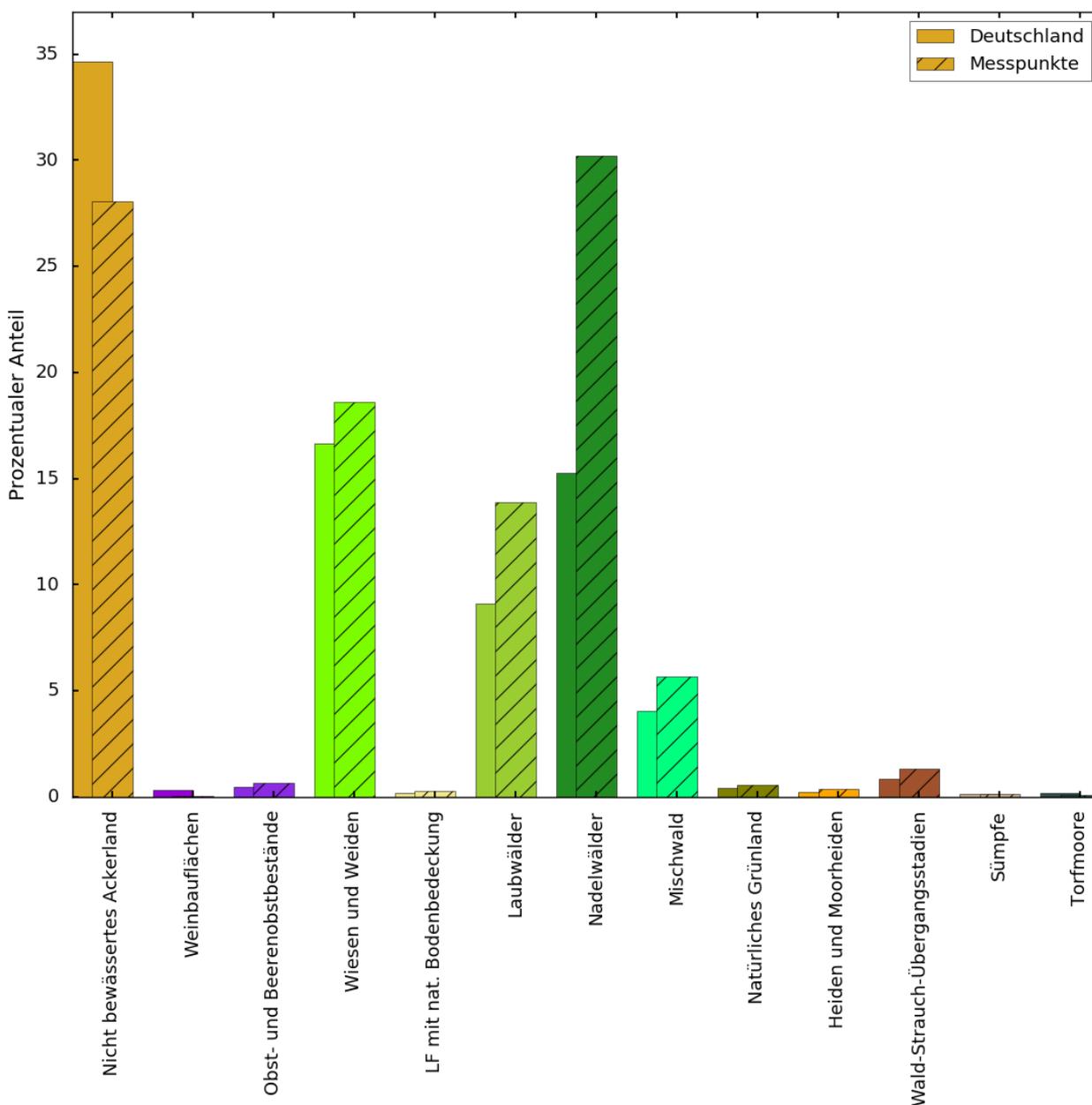
Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Damit ergibt sich eine hohe Anzahl an Messpunkten für die Ökosysteme Wald (Laub-, Nadel- und Mischwald), sowie Ackerland (schließt die Kategorie landwirtschaftlich genutztes Land mit Flächen natürlicher Bodenbedeckung von signifikanter Größe mit ein). Eine sehr geringe Anzahl an Messpunk-

ten fällt in die Landnutzungsklassen Weinbauflächen, Torfmoore und Sümpfe. Eine Erhöhung der diese Landnutzungsklassen abdeckenden Stationszahl sollte in Erwägung gezogen werden.

Allerdings zeigt die bisherige Darstellung allein eine zahlenmäßige Einordnung der verfügbaren Messpunkte innerhalb der Landnutzungsklassen. Es soll zusätzlich eine flächenmäßige Einordnung erfolgen. Hierfür wurde zunächst der prozentuale Anteil jeder im Leitfaden vorgeschlagene CLC Landnutzungsklasse bezüglich der Gesamtfläche der Landnutzungsklassen innerhalb Deutschlands berechnet. Anschließend wurde der prozentuale Anteil der Landnutzungsklassen innerhalb des 10km Radius eines jeden Messpunkts bezüglich der Gesamtfläche aller Landnutzungsklassen innerhalb des 10km Radius bestimmt. Damit kann das Verhältnis zwischen der prozentualen Verteilung für ganz Deutschland und für die Messpunkte abgeschätzt werden. Dies wurde wiederum für jedes Modell durchgeführt.

Abbildung 37: Prozentualer Anteil der Landnutzung nach CLC für Deutschland und für die Messpunkte, an denen für rFO₃REST bereits alle Parameter verfügbar sind.

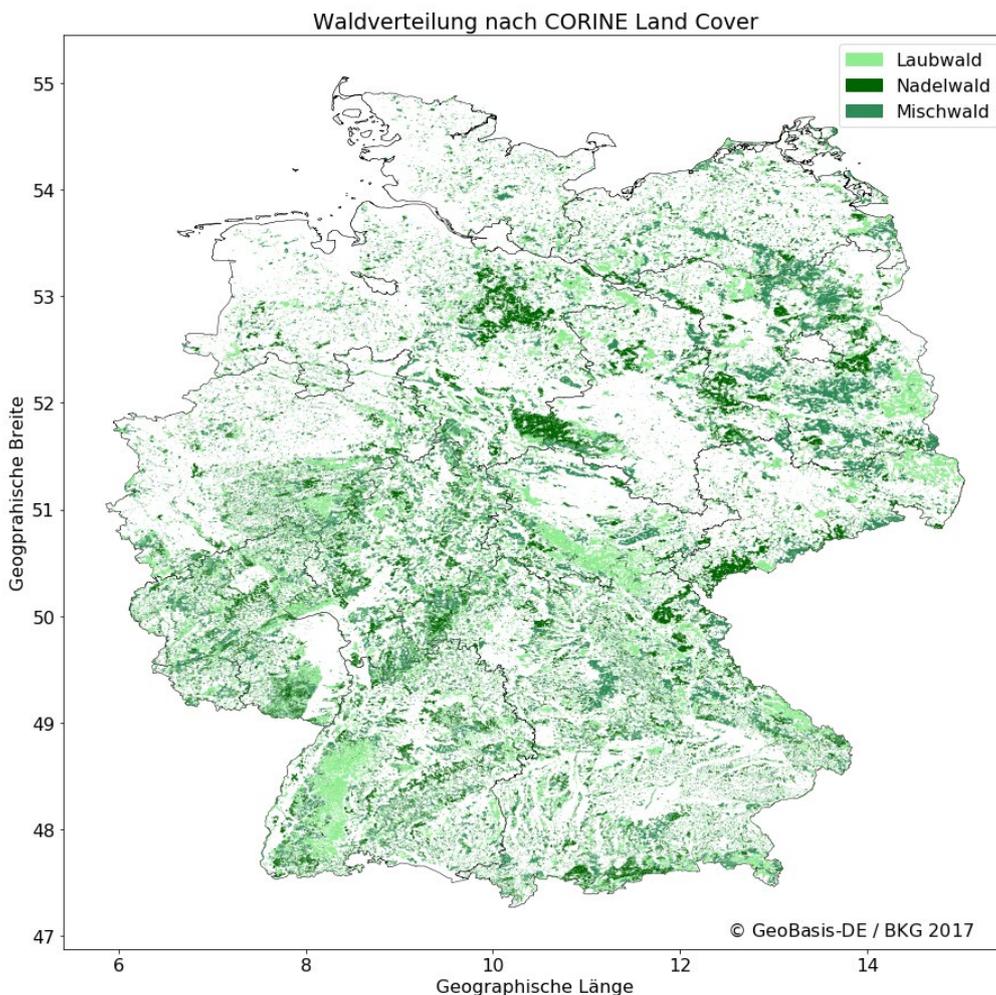


Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Abbildung 37 zeigt die prozentuale Verteilung der Landnutzungsklassen für Deutschland und für die Messpunkte (10km Radius) für das Modell rFO₃REST. Für Deutschland bilden die Landnutzungsklassen Acker, Wälder (Laub-, Nadel- und Mischwald), sowie Wiesen und Weiden den größten Anteil. Die anderen Landnutzungsklassen bilden einen eher kleineren Anteil. An den Messpunkten sind die Ergebnisse ähnlich, wobei hier der Wald die dominierende Landnutzungsklasse ist.

Es zeigt sich, dass der prozentuale Anteil der Messpunkte für einige Landnutzungsklassen sehr nahe an dem prozentualen Anteil für ganz Deutschland liegt. Abweichungen betreffen vor allem die Landnutzungsklassen mit den höchsten Anteilen. So hat die Landnutzungsklasse „Nicht bewässertes Ackerland“ an den Messpunkten einen geringeren Anteil, als zum Beispiel in ganz Deutschland. Diese ist dadurch etwas unterrepräsentiert. Wiesen und Weiden auf der anderen Seite haben in etwa den gleichen prozentualen Anteil an den Messpunkten wie in Deutschland. Einen höheren Anteil an den Messpunkten besitzen die Landnutzungsklassen für Wald, wobei Nadelwälder einen deutlich höheren Anteil an den Messpunkten als in Deutschland haben. Dadurch sind diese etwas überrepräsentiert. Der hohe Anteil stammt vor allem von den Level-II-Flächen, ist aber auch durch die hohe Stationsdichte in der Mitte Deutschlands begründet, wo sich ein Großteil des Waldes in Deutschland befindet (vgl. Abbildung 38).

Abbildung 38: Verteilung der Waldarten (Laub-, Nadel-, Mischwald) nach CORINE Land Cover



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

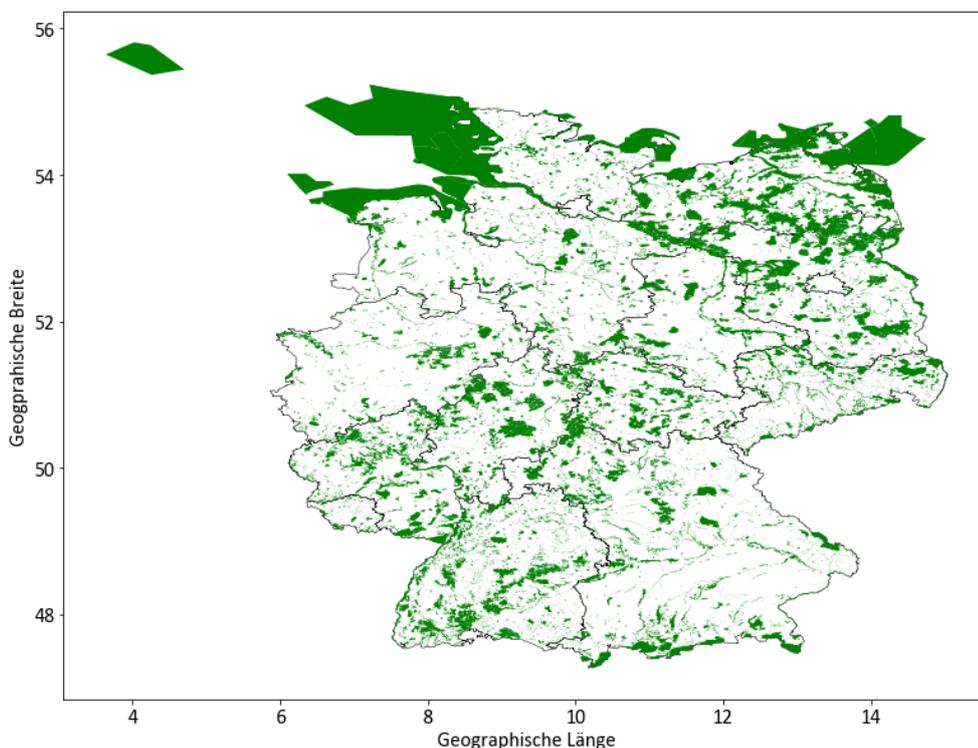
Eine fast identische Verteilung ergibt sich für die Messpunkte, an denen die anderen Modelle betrieben werden können. Dies wird im Folgenden aber aufgrund der fast identischen Verteilung nicht weiter diskutiert.

4.2.2 Natura 2000 Gebiete

Natura 2000 ist ein zusammenhängendes Netz von Schutzgebieten innerhalb der Europäischen Union, das basierend auf den Maßgaben der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FHH-Richtlinie) und der Vogelschutzrichtlinie errichtet wird. Das Ziel der FHH-Richtlinie ist die Sicherung von Artenvielfalt durch die Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wild lebenden Tiere und Pflanzen im Gebiet der europäischen der Mitgliedstaaten. Abbildung 39 zeigt die Verteilung des Schutzgebietssystems „Natura 2000“ innerhalb Deutschlands.

Mit Hilfe der Koordinaten der Messpunkte konnte eine Verschneidung der Daten vorgenommen werden um zu überprüfen, wie viele Messpunkte „Natura 2000“ Gebiete abdecken.

Abbildung 39: Ausgewiesene Natura 2000 Gebiete innerhalb Deutschlands¹⁵.



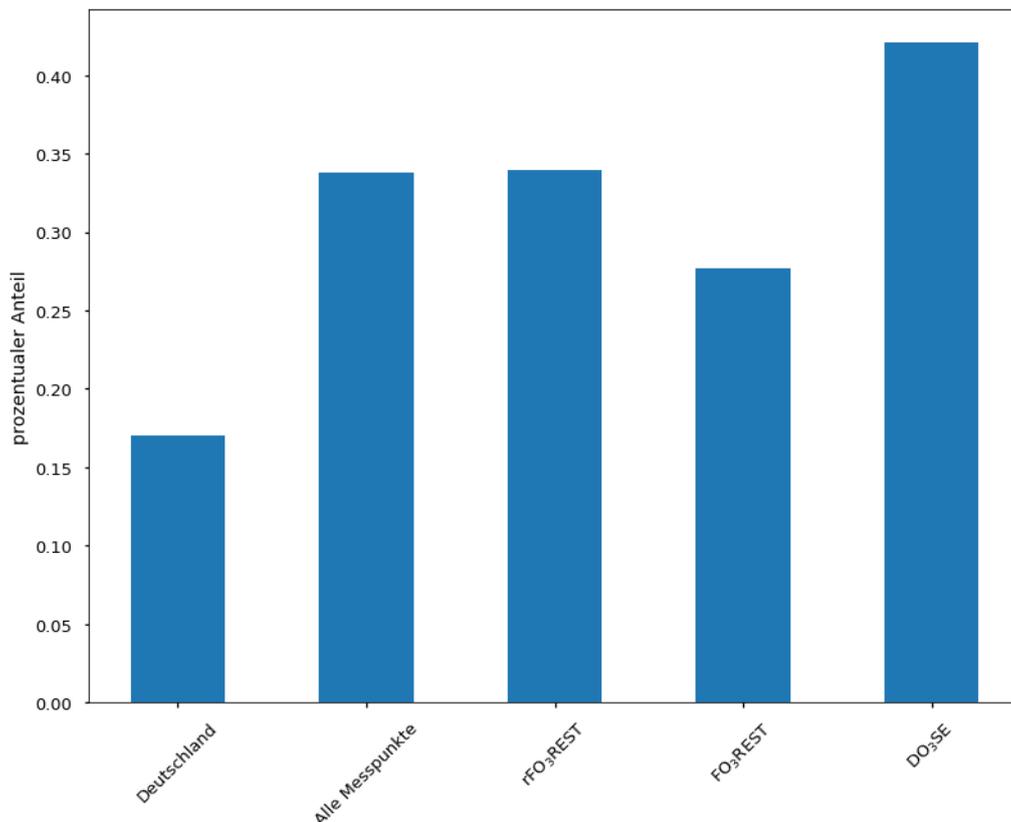
Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Abbildung 40 zeigt, dass die Natura 2000 Gebiete einen prozentualen Anteil von etwa 17% an der terrestrischen Fläche Deutschlands besitzen (Stand 2017). Natürlich werden vom hier diskutierten Messnetz nicht alle ausgewiesenen Natura 2000 Gebiete erfasst. Um dennoch eine Einschätzung zu treffen, wurde wie bei der Einteilung der Landnutzungsklassen vorgegangen. Hierfür wurde an jedem Messpunkt innerhalb eines 10km Radius der prozentuale flächige Anteil der Natura 2000 Gebiete bestimmt. Gleiches wurde für Deutschland gemacht, um dann anschließend die Messpunkte als Ganzes vergleichen zu können. Es erfolgt wieder eine Aufteilung nach den einzelnen Modellen.

¹⁵ Quelle: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/natura-9/natura-2000-spatial-data>

Es ergibt sich für alle Modelle ein Anteil von etwa 30% (Abbildung 40). Nur die Messpunkte für das Modell DO₃SE zeigen einen höheren Anteil von etwas über 40%. Allerdings variiert die betrachtete Gesamtfläche je nach Anzahl der einfließenden Messpunkte. Das Ergebnis zeigt, dass gerade beim Modell DO₃SE die Messpunkte so liegen, dass Natura 2000 Gebiete mit einem hohen Flächenanteil eingeschlossen werden. Allerdings handelt es sich hier auch nur um einen prozentualen Anteil, der absolute Anteil ist aufgrund der geringeren Anzahl der Messpunkte niedriger.

Abbildung 40: Prozentualer Flächenanteil der Natura 2000 Gebiete innerhalb Deutschlands und der Natura 2000 Gebiete innerhalb eines 10km Radius um die Messpunkte, unterschieden nach den Modellen, für die Messpunkte die Eingabeparameter liefern können.



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Zudem zeigt sich, dass jeder einzelner Messpunkt mindestens ein ausgewiesenes Natura 2000 Gebiet innerhalb des 10km Radius beinhaltet.

4.2.3 Diskussion ausgewählter Messpunkte

Abschließend werden einzelne Messpunkte kurz diskutiert, die in gewisser Weise einen Sonderfall darstellen. Dies betrifft zum Beispiel die mögliche Dopplung von Messpunkten und eine Einschätzung küstennaher Messpunkte. Diskutiert werden abschließend nur Messpunkte an denen FO₃REST/DO₃SE bereits Anwendung finden kann, da diese für eine realistische Abschätzung der flussbasierten Belastungsgrenzen in Frage kommen.

4.2.3.1 Gesonderte Betrachtung möglicher Dopplung von Messpunkten

Da eine Vielzahl der Level-II-Flächen keine Aktivmessung auf der Freifläche besitzen, werden oft nahegelegene Stationen des lufthygienischen Messnetzes für die Messung von bodennahem Ozon ver-

wendet. Das heißt, Messungen einer lufthygienischen Messstation werden einer Level-II-Fläche zugeordnet. Somit kann potenziell eine Dopplung von Messpunkten entstehen. Dies wurde bei der Verschneidung beider Messnetze in den vorherigen Kapiteln berücksichtigt, indem die jeweils zu einer Level-II-Fläche zugeordnete Station des lufthygienischen Messnetzes nicht weiter berücksichtigt wurde. Dies betrifft allerdings nur die meteorologischen Eingangsparameter, da die Daten aus der Aktivmessung der lufthygienischen Messstation der Level-II-Fläche zugeordnet werden. Das heißt, die Ozondaten der lufthygienischen Messstation müssen auf jeden Fall berücksichtigt werden.

Generell ist keine Bevorzugung einer Level-II-Fläche vor einer Station des lufthygienischen Messnetzes gegeben. Deswegen wird kurz vorgeschlagen, was in diesen Fällen machbar wäre.

In dieser Studie wurde in Übereinstimmung mit Bender et al. (2015) angenommen, dass die Ozonmessung an einem bestimmten Ort für einen Umkreis mit einem Radius von 10km Radius und innerhalb einer Höhendifferenz von 100 m repräsentativ ist bzw. noch Gültigkeit besitzt. Nach Prüfung der Distanz zwischen Level-II-Flächen und der zugehörigen Station des lufthygienischen Messnetzes hat sich ergeben, dass die meisten Stationspaare sich in einer Entfernung kleiner als 10km befinden. Da die einfache Aussage die Level-II-Fläche sei der lufthygienischen Messstation vorzuziehen nicht gegeben ist, ist eine Vorgehensweise in zwei Schritten für die Stationspaare mit einer Entfernung kleiner 10km denkbar:

- Prüfung der Fusionierung der Stationspaare: Voraussetzung ist, dass die Level-II-Fläche und die Station des lufthygienischen Messnetzes die gleiche Landnutzungs-kategorie als größten Anteil innerhalb des 10 km Radius besitzen. Dann kann das Stationspaar zu einem Messpunkt fusioniert werden. Hier kann der Messpunkt von zwei Messreihen für den jeweiligen Eingabeparameter profitieren. So kann theoretisch ein Messausfall eines Messgerätes einer Station des lufthygienischen Messnetzes durch die Level-II-Fläche ausgeglichen werden oder umgekehrt. Sollte bei beiden eine komplette Zeitreihe vorliegen, sollte man sich mit Hilfe einer Qualitätskontrolle für eine Messreihe entscheiden. Dies schließt aber auch mit ein, dass zum Beispiel bei der Landnutzungs-kategorie Wald die Level-II-Fläche aufgrund ihrer Nähe zum Wald eher vorzuziehen ist, da die Messungen im bzw. in der nächsten Nähe zum Wald erfolgen. Dies sollte auch entsprechend für die Stationen des lufthygienischen Messnetzes geprüft werden (z.B. bei Nähe zu Wald, Acker usw.).
- Prüfung der Separation der Stationspaare: Hier sollte geprüft werden, ob die Stationspaare, trotz ihrer Nähe, eine unterschiedliche Landnutzungs-kategorie (größter Anteil innerhalb von 10km) besitzen. Sollte dies der Fall sein, können beide Messpunkte separat behandelt werden.

Die Prüfung der Distanz der Level-II-Fläche zur zugehörigen Station des lufthygienischen Messnetzes hat allerdings auch ergeben, dass wenige Stationspaare eine höhere Entfernung als 10km aufweisen. Dies konnte bei drei von 25 Stationen¹⁶ des lufthygienischen festgestellt werden.

Dies betrifft die Station DERP014 „Hunsrück-Leisel“, deren Ozonmessung der Level-II-Fläche 701 zugeordnet wird. Die Distanz zwischen beiden ist ca. 12,9km. Dies liegt nicht sehr deutlich über den angenommenen 10 km. Allerdings kann hier auch in Betracht gezogen werden, beide Messpunkte jeweils einzeln zu verwenden, da die Station DERP014 Laubwald als größte Landnutzungs-kategorie besitzt und die Level-II-Fläche Nadelwald.

Anders ist dies bei der Station DEUB005 „Waldhof“, deren Ozonmessung der Level-II-Fläche 301 zugeordnet ist. Diese liegen ca. 33,2 km weit auseinander, deutlich weiter als die angenommenen 10 km. Hier sollte in Erwägung gezogen werden, die POD_y eher für die Station DEUB005 zu berechnen als für die Level-II-Fläche. Allerdings kann auch hier in Erwägung gezogen werden, beide Punkte gleichzeitig zu

¹⁶ Ausgangspunkt sind die 25 Stationen, an denen FO₃REST/DO₃SE bereits Anwendung finden kann.

verwenden. Denn die lufthygienische Station hat als höchsten Landnutzungsanteil Ackerland, während die Level-II-Fläche Nadelwald als höchsten Anteil besitzt. Dadurch würde die Station eher Ackerland repräsentieren, während die Level-II-Fläche eher repräsentativ für Nadelwald ist.

Gleiches gilt auch für die Station DEUB046 „Forellenbach“, deren Ozonmessung der Level-II-Fläche 911 zugeordnet wird. Dieses Paar liegt ca. 39,5 km weit auseinander. Auch hier sollte in Erwägung gezogen werden eher die POD_y für die Station DEUB046 zu berechnen als für die Level-II-Fläche. Allerdings gilt auch hier die Erwägung, beide Punkte mit in die Berechnung aufzunehmen, da die Station des lufthygienischen Messnetzes Mischwald als größte Landnutzungsklasse besitzt, die Level-II-Fläche als größte Landnutzung Wiesen und Weiden besitzt¹⁷.

Des Weiteren würde ein Vergleich der Ozondaten an den Standorten der beiden zuvor genannten Messpaare Aufschluss bringen, wie weit die Ozonmessung an der lufthygienischen Messstation auch Gültigkeit für die Level-II-Fläche besitzt. Sollte sich herausstellen, dass die entfernte Messung ebenso repräsentativ ist wie eine direkt vor Ort, dann könnte die schon genannte Erwägung der Berechnung der POD_y an den jeweils beiden Standorten (lufthygienische Messstation und Level-II-Fläche) durchgeführt werden. Sollte sich allerdings herausstellen, dass die entfernte Messung nicht repräsentativ ist, sollte die POD_y nur für die Station des lufthygienischen Messnetzes verwendet werden und eine Installation eines Ozonmessgerätes für die Level-II-Fläche in Betracht gezogen werden.

4.2.3.2 Einordnung küstennaher Messpunkte

Die Auswertung im Hinblick auf die Landnutzung (Kapitel 4.2.1) hat ergeben, dass zwei Messpunkte marine Wasserflächen als größten Landnutzungsanteil innerhalb des 10 km Radius besitzen. Dies betrifft zwei Stationen des lufthygienischen Messnetzes. Diese sind DEUB001 „Westerland“ und DEUB028 „Zingst“. Dennoch sind diese Stationen nicht unbrauchbar, da der Landanteil innerhalb des 10 km Radius vom Leitfaden vorgeschlagene Landnutzungsklassen beinhaltet. In beiden Fällen ist der größte Anteil (hinter dem Wasseranteil) „Wiesen und Weiden“, gefolgt von der Landnutzungsklasse „Heiden“ im Falle der Station DEUB001 und „Ackerland“ im Falle der Station DEUB028.

Soweit die Parametrisierungen der einzelnen Rezeptoren vorhanden sind, kann die POD_y auch an diesen Stationen berechnet werden. Allerdings gibt es für Heide weder eine Parametrisierung zur O_3 -Aufnahme, noch eine kritische Belastungsgrenze. Von daher ist eine Risikoabschätzung für zum Beispiel Heide nicht möglich. Es könnte eruiert werden, ob der maximale stomatare Leitwert von Heide dem Wert von Grünland ähnlich ist. Sollte dies der Fall sein, könnte man evtl. die stomatare O_3 -Aufnahme als Proxy berechnen.

4.2.4 Umweltgradienten

Für das Monitoring ist zu beachten, dass für herausragende Fragestellungen wichtige Umweltgradienten möglichst maximal repräsentiert sein sollen. Als deutschlandweit und insbesondere unter der Einbeziehung des Klimawandels als relevant anzusehen sind folgende beeinflussende Standorts- und Umweltfaktoren:

- Wasserhaushaltsbezogene Parameter, z. B. nFK
- Klimabezogene Parameter, z. B. Temperatur, Niederschlag
- Ozonbelastung

¹⁷ Die Gesamtwaldfläche (Laub-/Nadel-/Mischwald) der Fläche 911 ist dennoch größer als die Fläche von Wiesen und Weiden.

- Hauptbaumart

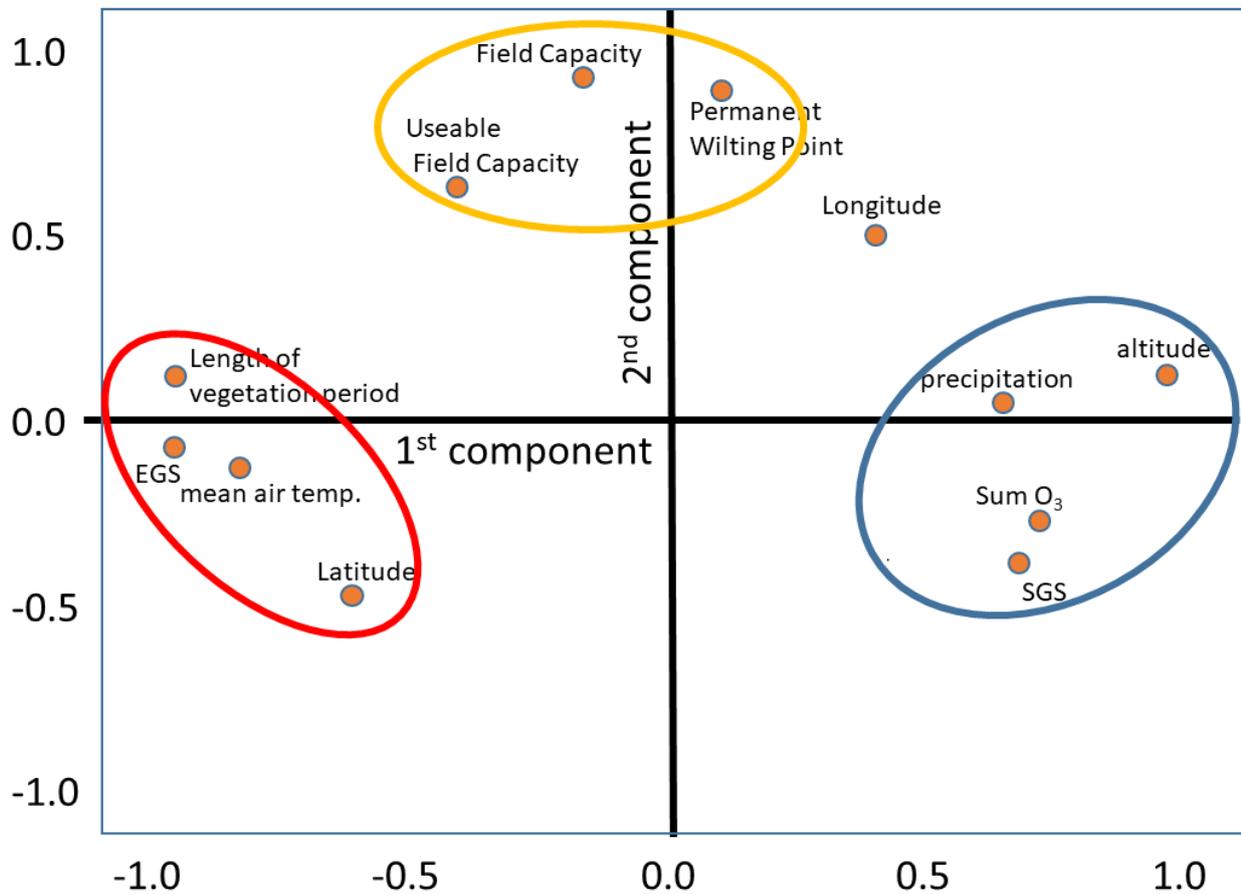
Für die in dieser Studie verwendeten Messpunkte (Level-II-Flächen und Messstationen des lufthygienischen Messnetzwerkes) wurde eine Überprüfung ihrer Repräsentanz bezüglich ihrer Umweltgradienten vorgenommen.

Mit Hilfe einer Hauptkomponentenanalyse der POD_1 , welche mit dem Flussmodell DO_3SE für 31 ausgewählte Level-II-Flächen berechnet wurde, konnten wichtige, die POD_y maßgeblich beeinflussende Umweltfaktoren bestimmt werden. Da für diese Analyse Daten von Level-II-Flächen verwendet wurden, bezieht sich diese Hauptkomponentenanalyse auf Waldrezeptoren. Für andere Rezeptoren, wie Kulturpflanzen oder Grünland kann sich eine leicht andere Hauptkomponentenanalyse ergeben. Da allerdings dieselben Gleichungen zugrunde liegen, sollte die Hauptkomponentenanalyse nicht grundverschieden sein.

Für die erste Komponente (vgl. Abbildung 41) zeigt sich, dass die Parameter Niederschlag (precipitation), Höhe (altitude), die Summe der O_3 -Konzentration (Sum O_3) innerhalb der Vegetationsperiode und der Beginn der Vegetationsperiode (SGS) eine positive Wirkung auf die POD_y haben, diese also prinzipiell erhöhen. Hingegen haben eine niedrige Lufttemperatur (mean air temp) während der Vegetationsperiode, eine kurze Vegetationsperiode (length of vegetation period), meist ausgelöst durch ein frühes Ende der Vegetationsperiode (EGS) einen negativen Effekt auf die POD_y , halten diese also prinzipiell niedrig. Die zweite Hauptkomponente, welche unabhängig von der ersten Variablenkombination ist, wird hauptsächlich durch Faktoren des Bodenwasserhaushalts bestimmt. Dies sind die Feldkapazität (field capacity), nutzbare Feldkapazität (useable field capacity) und der permanente Welkepunkt (permanent wilting point). Die geografischen Koordinaten (longitude und latitude) weisen die größte Unabhängigkeit zum Ozonfluss auf.

Die Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse konnten für eine Abschätzung der Repräsentativität herangezogen werden. Hierfür wurden die Eingabeparameter bestimmt, die wichtig für die Flussberechnung z.B. mit den Modellen rFO_3REST , FO_3REST und DO_3SE sind. Die einzelnen Modelle unterscheiden sich zwar aufgrund ihrer Komplexität in der Anzahl ihrer Eingabeparameter, allerdings muss bei allen Modellen die Temperatur und die O_3 -Konzentration als stündlicher Eingabewert vorliegen. Diese bestimmen maßgeblich die POD_y (vgl. Abbildung 41). Deswegen kann für die Umweltgradienten eine Abschätzung der Repräsentativität über die Temperatur erfolgen. Da der Niederschlag ebenfalls einen hohen Einfluss auf die POD_y besitzt, wurde auch eine Abschätzung anhand des Niederschlags vorgenommen. Da für Ozon keine ähnlich flächendeckenden Daten wie für die Temperatur und Niederschlag (vgl. Kapitel 4.2.5), wurde dies für Ozon nicht durchgeführt.

Abbildung 41: Hauptkomponentenanalyse für Stationen über ganz Deutschland und mit Hilfe des Modells DO₃SE.



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

4.2.5 Abdeckung Umweltgradienten (Temperatur, Niederschlag)

In Kapitel 4.2.4 wurden die Eingabeparameter der verschiedenen Modelle zur Berechnung der flussbasierten Belastungsgrenzen mit Hilfe einer Hauptkomponentenanalyse analysiert. Daraus folgend konnte eine Abschätzung anhand der wichtigsten Komponenten zur Repräsentativität getroffen werden. Als meteorologische Größen sind vor allem die Lufttemperatur und der Niederschlag relevant. Daneben spielen die Ozonkonzentration und die Länge der Vegetationsperiode ebenfalls eine große Rolle. Diese wurden aber nicht näher betrachtet.

Es wurde nur eine Abschätzung anhand der Verteilung der Lufttemperatur und des Niederschlags innerhalb Deutschland und an den Messpunkten vorgenommen.

Der DWD stellt Rasterdaten verschiedenster meteorologischer Größen für ganz Deutschland zur Verfügung¹⁸. Diese werden als Monatsmittel räumlich abgebildet. Für den Zeitraum April bis September der Jahre 2000 bis 2012 wurde eine Verteilung der mittleren monatlichen Maximaltemperaturen erstellt. Es wurden nur die Monate April bis September einbezogen, da diese ungefähr den Monaten der

¹⁸ ftp://ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC/grids_germany/monthly/

Vegetationsperiode und den Monaten mit sehr hohen Maximaltemperaturen entsprechen. In diesem Zeitraum des Jahres treten meist auch höhere Ozonkonzentrationen auf.

Auch für die vorhandenen Messpunkte wurde eine Verteilung erstellt. Hierzu wurden ebenfalls nur Daten zwischen 2000 und 2012 und für die Monate April bis September berücksichtigt. An Stationen des lufthygienischen Messnetzes, die Lücken in der Temperaturzeitreihe zeigten, wurden diese soweit verfügbar mit Hilfe von Daten der nächstliegenden DWD-Station (vgl. Kapitel 3.5) geschlossen. Für die Level-II-Flächen lagen bereits geschlossene, homogenisierte Zeitreihen vor, allerdings nur als Tagesmittel, -minimum und -maximum (Ziche, et al., 2010).

Für die vorliegenden Zeitreihen wurden die Maximaltemperaturen für jeden Tag ermittelt und diese über den Monat gemittelt, damit diese vergleichbar mit den Rasterdaten des DWDs sind. Denn die verwendeten Rasterdaten des DWD lagen nur im monatlichen Mittel vor. Anschließend wurde aus den gemittelten Daten eine Verteilung erstellt. Durch den Vergleich beider Verteilungen (Deutschland und Messpunkte) kann eine Abschätzung getroffen werden, inwieweit die Messpunkte repräsentativ für Deutschland sind.

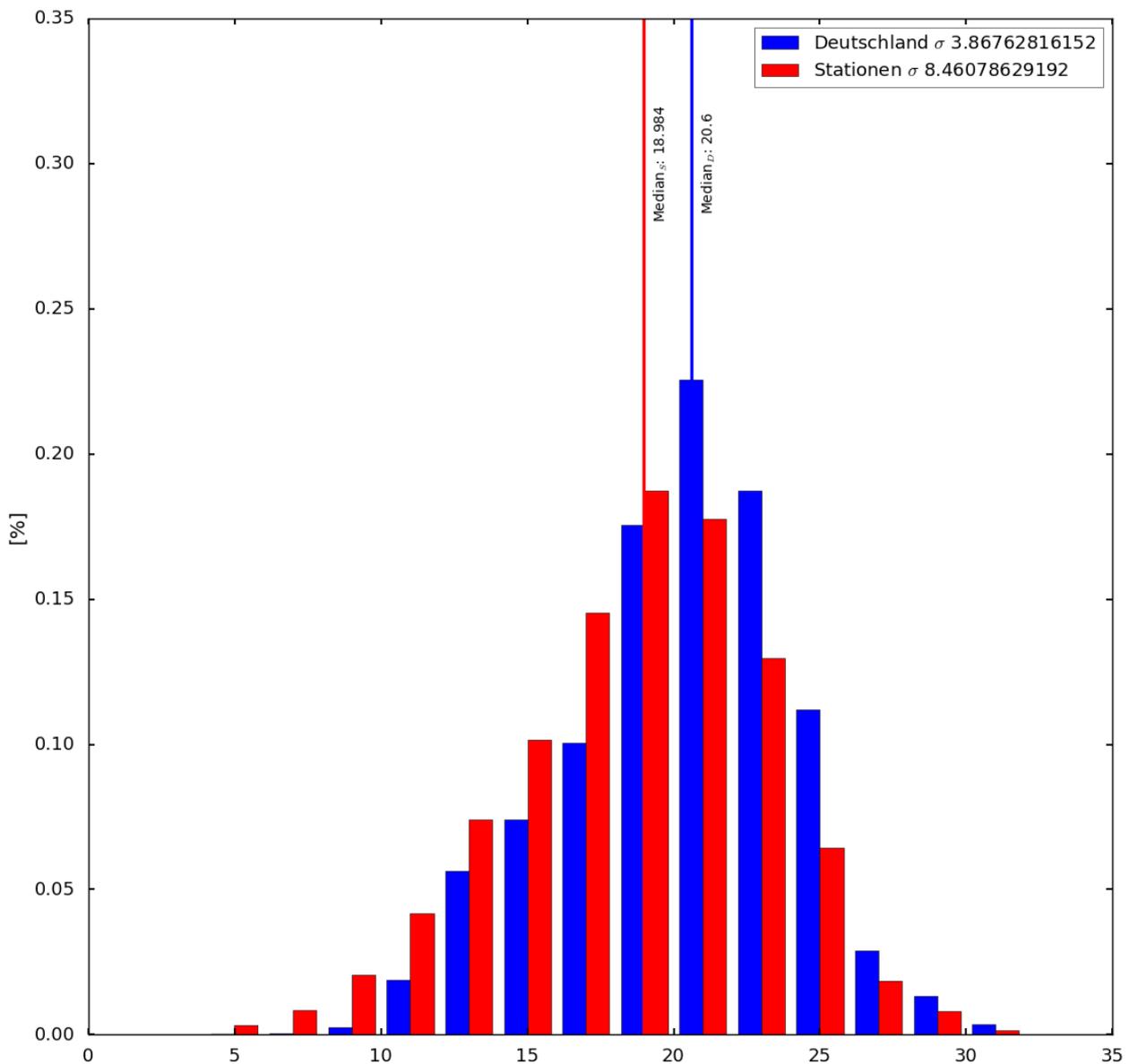
Der Vollständigkeit wegen wird auch die Verteilung aller 128 theoretisch verfügbaren Messpunkte (vgl. Kapitel 4.2.1) gezeigt (siehe Abbildung 42), allerdings soll hier nicht weiter darauf eingegangen werden.

Da die Messpunkte mit einer unterschiedlichen Anzahl an Messgeräten ausgestattet sind, können nicht alle Modelle zur Berechnung flussbasierter Belastungsgrenzen an allen Messpunkten angewandt werden. Aus diesem Grund wurden die einzelnen Temperaturverteilungen jeder möglichen Anzahl von Messpunkten (abhängig vom angewandten Modell) mit der deutschlandweiten Temperaturverteilung verglichen. Damit ergibt sich eine jeweils unterschiedliche Verteilung der betrachteten Größe für die Messpunkte an denen $r\text{FO}_3\text{REST}$, FO_3REST und DO_3SE berechnet werden können. Da eine stündliche Auflösung der Konzentrationen von bodennahem O_3 benötigt wird, aber an manchen Level-II-Flächen nur Passiv-Sammler zur Verfügung stehen, wurden in drei weiteren Verteilungen diese nicht berücksichtigt. Daraus ergeben sich insgesamt sechs Verteilungen für die drei Modelle. Dargestellt werden auch die Verteilungen mit den Level-II-Flächen, an denen Passiv-Sammler stehen, da diese potenziell aufgerüstet werden könnten. Aufgerüstet bedeutet hier auch die Entwicklung einer Möglichkeit, die Daten der Passivsammler erfolgreicher als bisher zu disaggregieren. Des Weiteren werden nur die Verteilungen für $r\text{FO}_3\text{REST}$ und FO_3REST gezeigt. Wie schon erwähnt, unterscheiden sich FO_3REST und DO_3SE nur in einer meteorologischen Größe und zwar dem atmosphärischen Druck. Da sich dieser leicht aus benachbarten Stationen oder meteorologischen Vorhersagemodellen für den Messpunkt ableiten lässt, werden die Verteilungen für FO_3REST und DO_3SE gleichgesetzt.

Für die Verteilung der Maximaltemperatur in Deutschland ergibt sich ein Median von $20,6^\circ\text{C}$, ein Mittel von $20,21^\circ\text{C}$ und eine Standardabweichung von 3,88. Am hohen Mittelwert bzw. Median der Maximaltemperaturen lassen sich schon die hohen Temperaturen von April bis September erkennen, die in diesen Monaten auftreten können.

Betrachtet man nun all die Messpunkte, an denen $r\text{FO}_3\text{REST}$ bereits verwendet werden kann (vgl. Abbildung 43), erreichen diese ein Mittel von $18,0^\circ\text{C}$, ein Median von $18,96^\circ\text{C}$ und eine Standardabweichung von 8,175.

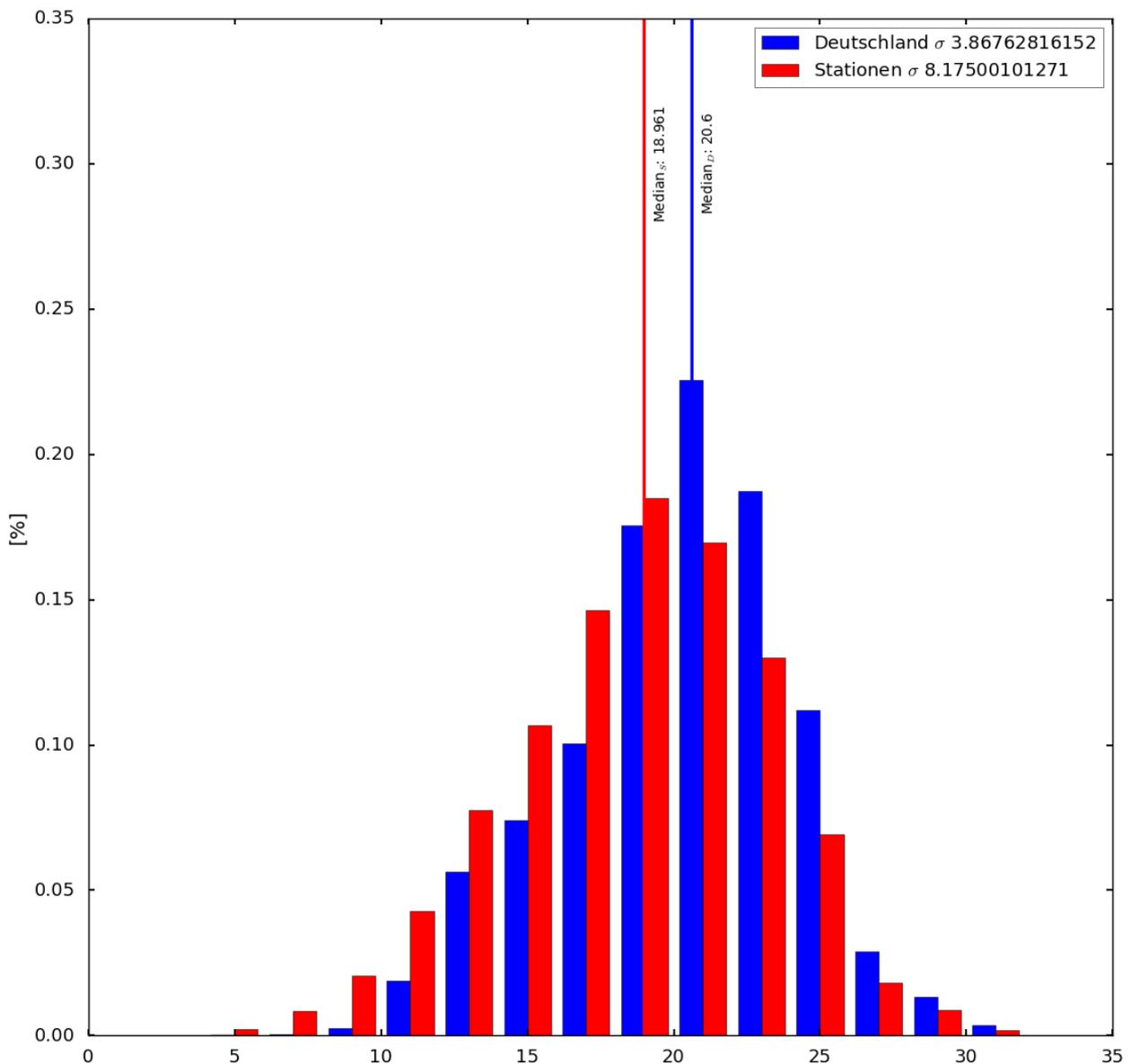
Abbildung 42: Verteilung der Temperaturen in Deutschland und an allen 128 theoretisch verfügbaren Messpunkten



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Vor allem das Mittel und der Median der Verteilung zeigt, dass die Messpunkte die Maximaltemperaturen innerhalb Deutschlands unterschätzen. Zudem zeigt sich, dass in Deutschland deutlich öfters höhere Temperaturen erreicht werden als an den Messpunkten. Dies ist vor allem bei hohen Maximaltemperaturen (> 20°C) sichtbar. Die Verteilung für Deutschland zeigt hier einen höheren Anteil an hohen Temperaturen als die Verteilung der Stationen. Es zeigt sich sogar, dass die Verteilung der Messpunkte einen höheren Anteil an niedrigeren Maximaltemperaturen besitzt als die Verteilung für Deutschland. Dies bedeutet, dass durch die Messpunkte Regionen mit niedrigen Maximaltemperaturen überrepräsentiert sind, während Regionen mit hohen Maximaltemperaturen unterrepräsentiert sind.

Abbildung 43: Verteilung der Temperaturen in Deutschland und an den 106 Messpunkten, an denen rFO₃REST berechnet werden kann

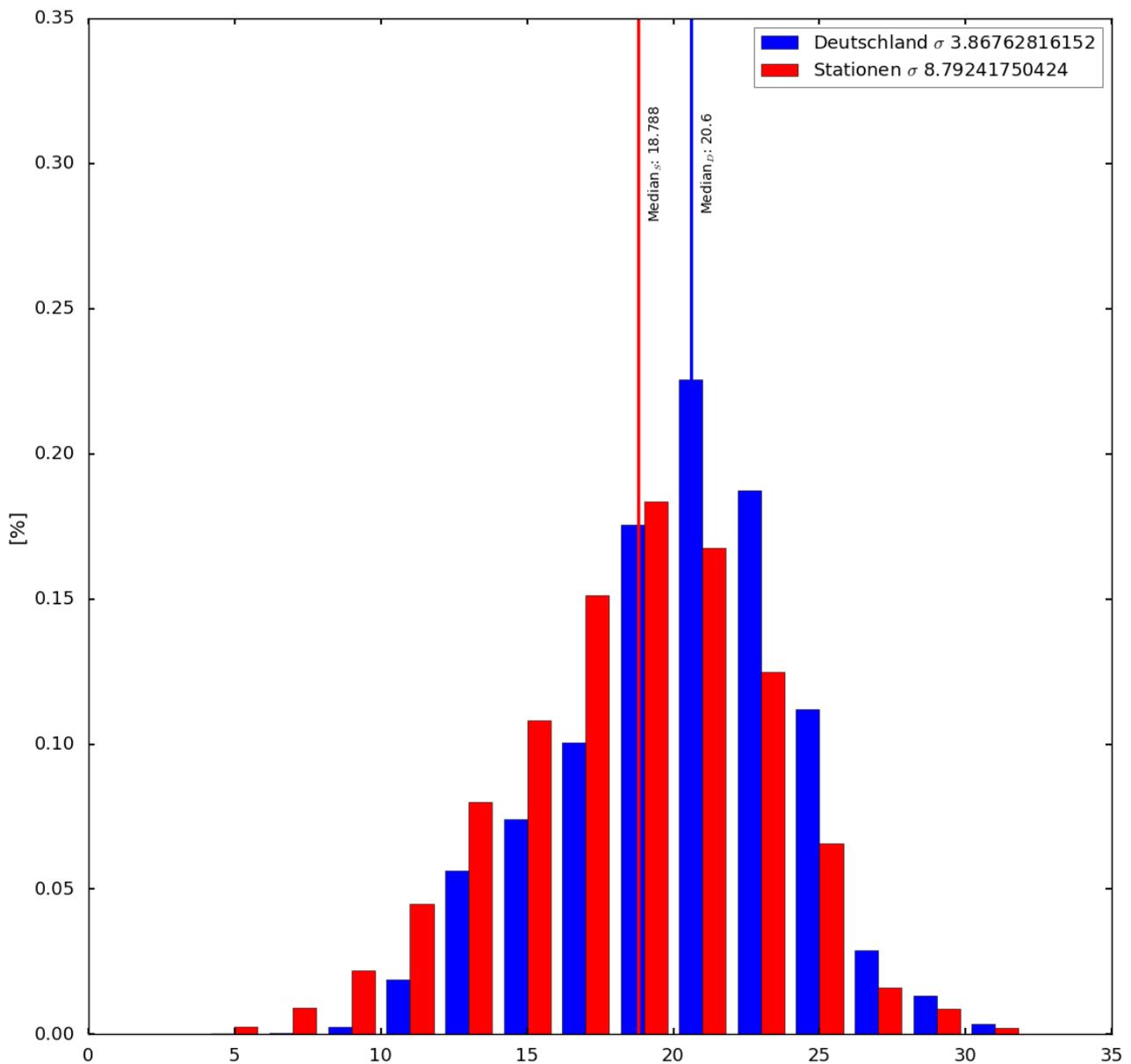


Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Schließt man die Level-II-Flächen, die nur Passivsammler verwenden, aus, reduziert sich der Median auf 18,79°C und das Mittel auf 17,72 °C (vgl. Abbildung 44). Damit liegen sowohl der Median, als auch das Mittel noch unter der vorherigen Verteilung, woraus sich auch hier eine Unterrepräsentierung hoher Maximaltemperaturen und eine Überrepräsentierung niedriger Maximaltemperaturen ergibt.

Es zeigt sich aber auch, dass die Level-II-Flächen, auf denen nur Passivsammler zum Einsatz kommen, einen deutlichen Mehrwert bezüglich der Repräsentativität der Temperatur widerspiegeln. Von daher sollte es angestrebt werden, diese Flächen für die Berechnung der kritischen Belastungsgrenzen aufzuwerten. Dies schließt die verlässliche Disaggregation von Passivsammlerdaten mit ein.

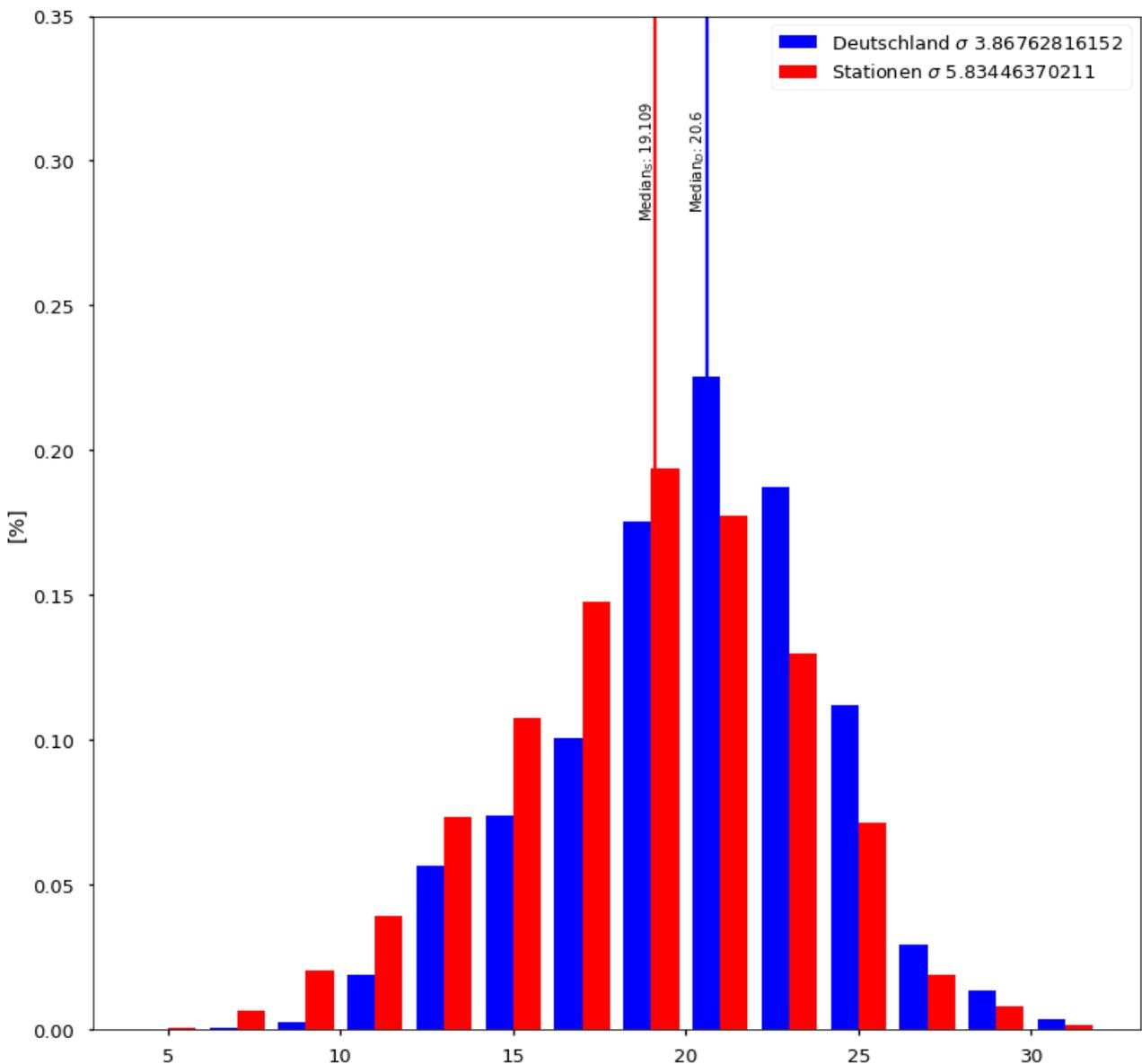
Abbildung 44: Verteilung der Temperaturen in Deutschland und an den 83 Messpunkten, an denen rFO₃REST berechnet werden kann, ohne Berücksichtigung der Level-II-Flächen, die nur Passivsammler betreiben



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Eine sehr ähnliche Verteilung zeigt sich für die Messpunkte, an denen FO₃REST/DO₃SE bereits angewandt werden kann (siehe Abbildung 45). Hier liegt das Mittel der Messpunkte bei 18,56°C, der Median bei 19,1°C und die Standardabweichung bei 5,83. Auch hier zeigen die Messpunkte eine Unterschätzung hoher Temperaturen und eine Überschätzung niedriger Temperaturen.

Abbildung 45: Verteilung der Temperaturen in Deutschland und an den 70 Messpunkten, an denen FO₃REST/DO₃SE angewandt werden kann



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

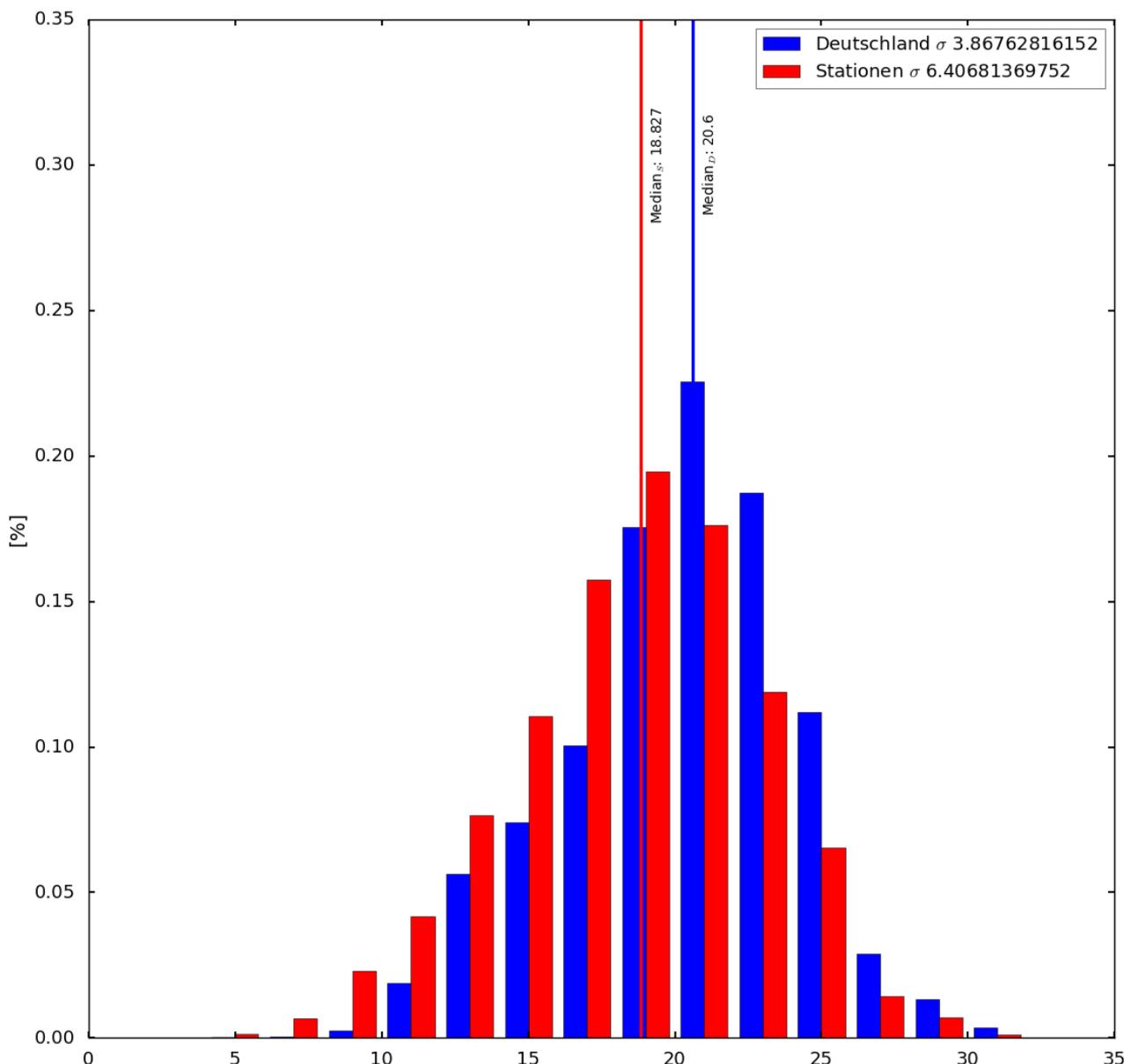
Werden abermals die Level-II-Flächen nicht berücksichtigt, an denen nur Passivsammler zum Einsatz kommen, ergibt sich für die Messpunkte an denen FO₃REST/DO₃SE betrieben werden kann ein Median von 18,83°C und ein Mittel von 18,24°C. Dies weicht nicht sehr von der Verteilung mit den Passivsammlern ab. Aber wie zuvor zeigt sich die Unterschätzung sehr hoher Maximaltemperaturen.

Damit ergibt sich für die Temperatur, dass die aktuelle Verteilung der Messpunkte in Deutschland Regionen mit sehr hoher Temperaturbelastung unterschätzt. Dies betrifft zum Beispiel die Rheintalebene, in der oftmals sehr hohe Temperaturen auftreten können, ebenso wie Gebiete im Rhein-Main-Gebiet. Deswegen sollte in diesem Bereich die Etablierung einer oder mehrerer Stationen in Erwägung gezogen werden, da hohe Temperaturwerte zu hohen O₃-Konzentrationen und daher auch zu einem hohen Ozonfluss führen können.

Die gleiche Methode wurde für den Niederschlag angewandt. Wieder wurden monatliche Rasterdaten des DWD für ganz Deutschland verwendet, diesmal die Monatssumme der jeweiligen Monate April bis

September. Allerdings wurden in diesem Fall keine direkten Messungen an den Messpunkten der Stationen verwendet. Da der Niederschlag über wenige Kilometer höchst variabel ausfallen kann und um Messfehler oder lückenhafte Datenreihen zu vermeiden, wurde die Verteilung für die Messpunkte aus den Rasterdaten des DWD abgeleitet. Wieder wurde ein Radius von 10 km um die Koordinaten des einzelnen Messpunkts gewählt. Innerhalb dieses Radius wurde der Niederschlag für den Messpunkt gemittelt. Dies wurde gewählt, da die Daten durch geostatistische Verfahren ermittelt wurden und mögliche Unsicherheiten, die während es Verfahren entstehen können, minimiert werden.

Abbildung 46: Verteilung der Temperaturen in Deutschland und an den 48 Messpunkten, an denen FO₃REST/DO₃SE angewandt werden kann, ohne Berücksichtigung der Level-II-Flächen die nur Passivsammler betreiben

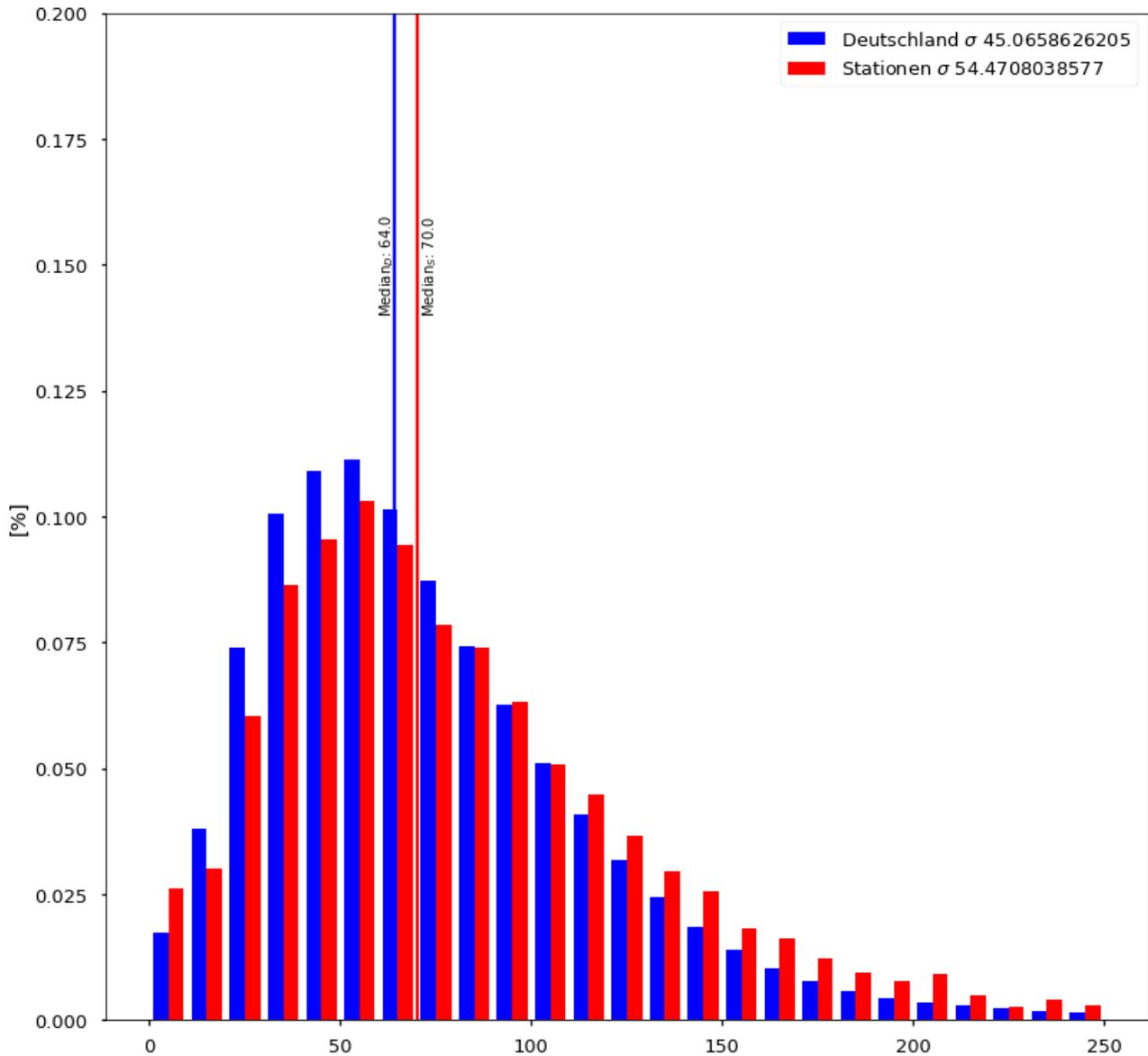


Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Der Vollständigkeit wegen wurde auch die Verteilung aller 128 theoretisch verfügbaren Messpunkte ermittelt (vgl. Abbildung 47), auf die aber im Weiteren nicht eingegangen werden soll.

Das Mittel für Deutschland liegt im betrachteten Zeitraum bei 73,06 mm, der Median bei 64,0 mm und die Standardabweichung bei 45,1.

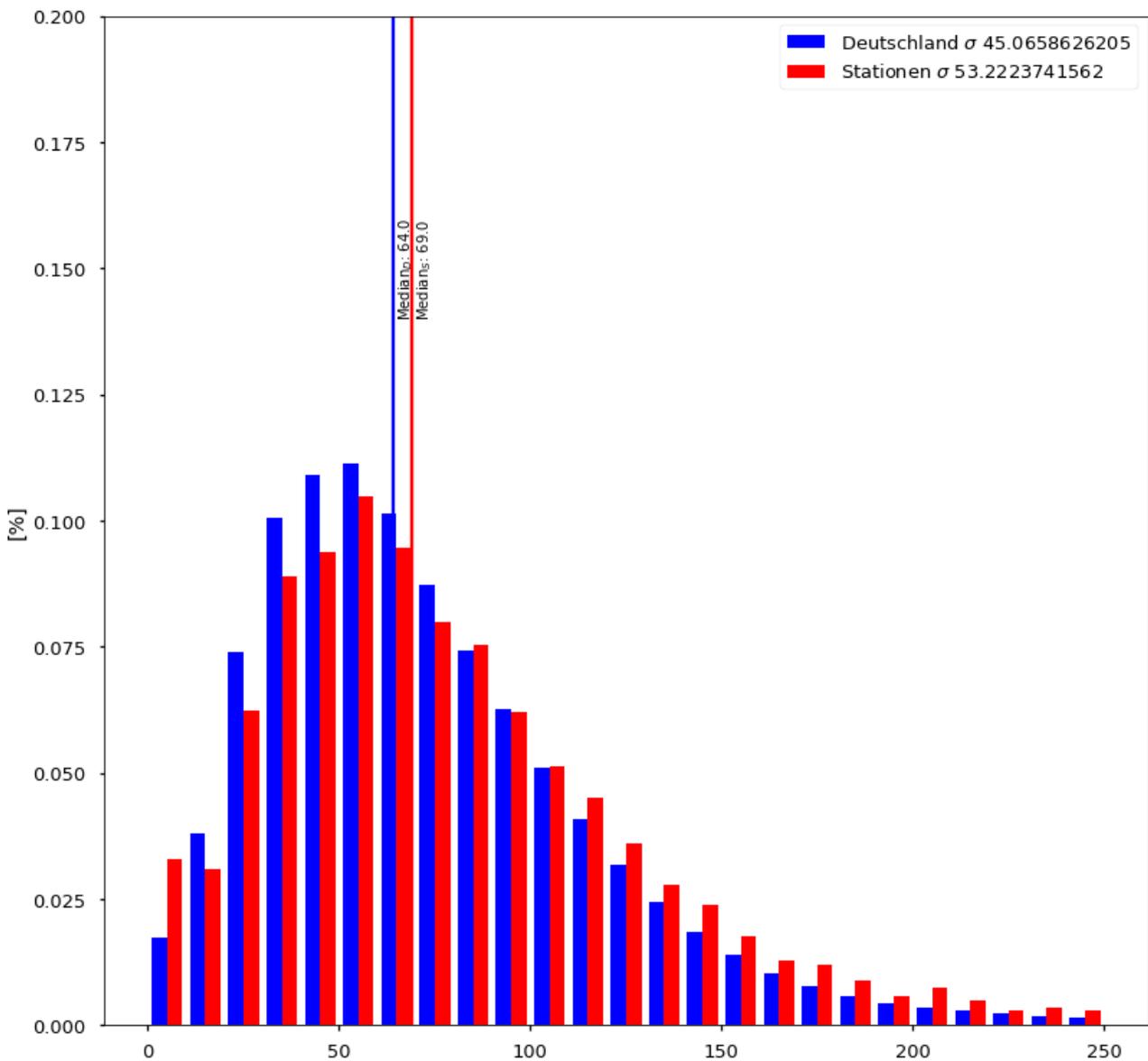
Abbildung 47: Verteilung des Niederschlags in Deutschland und an allen 128 theoretisch verfügbaren Messpunkten.



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Für die Verteilung der Messpunkte in Hinblick auf das Model rFO₃REST liegt der Median bei 69,0 mm, das Mittel bei 79,5 mm und die Standardabweichung bei 53,22 (vgl. Abbildung 48). Es zeigt, dass Regionen mit höherem Niederschlag etwas überrepräsentiert werden. Gegenden mit niedrigerem Niederschlag werden etwas unterschätzt.

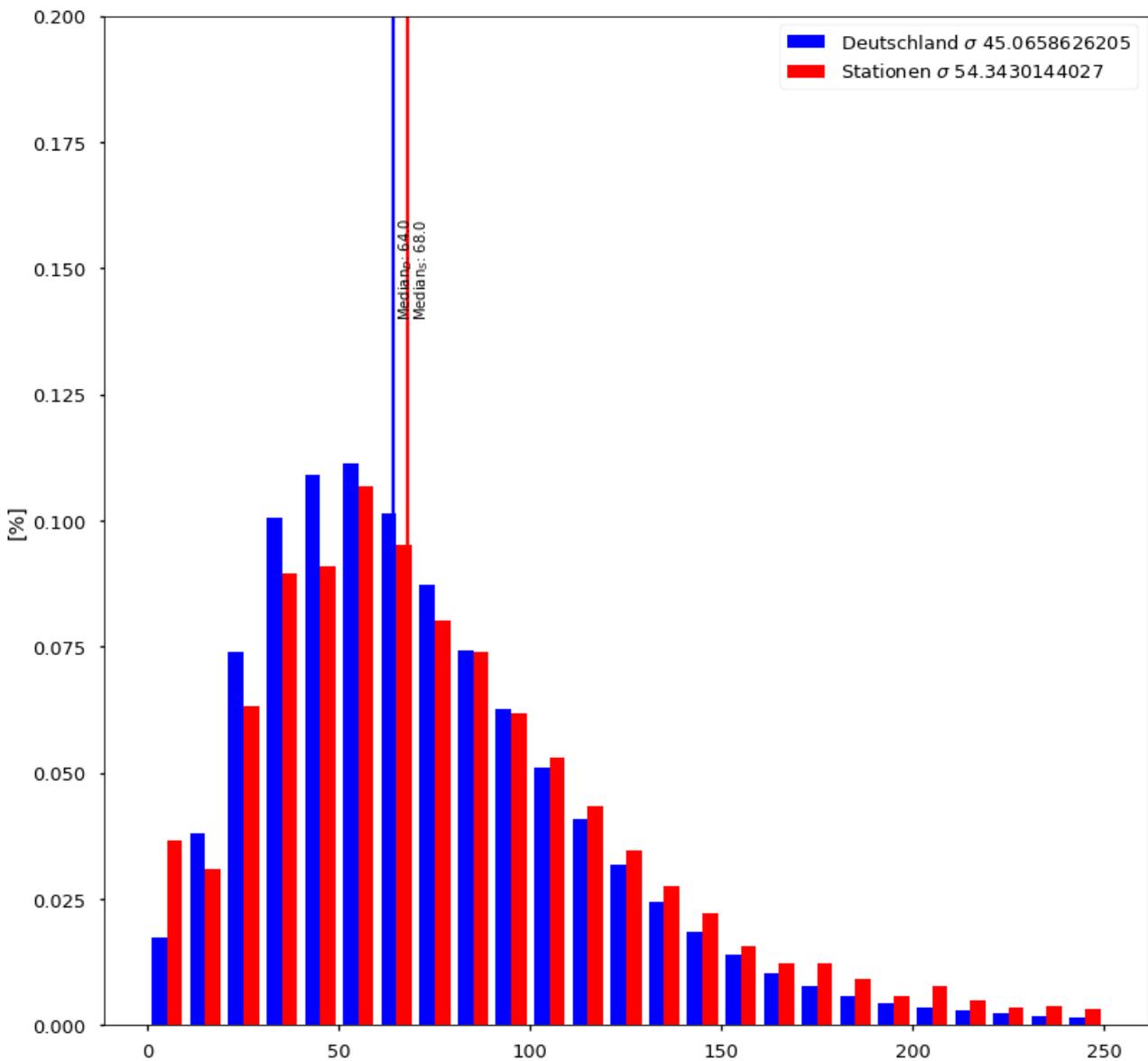
Abbildung 48: Verteilung des Niederschlags in Deutschland und an den 70 Messpunkten, an denen rFO₃REST angewandt werden kann.



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Werden die Level-II-Flächen ausgeschlossen, welche nur Passivsammler besitzen, ergibt sich für rFO₃REST eine ähnliche Verteilung wie zuvor. In diesem Fall liegt der Median bei 68,0 mm, das Mittel bei 79,3 mm und die Standardabweichung bei 54,34. Wie im Fall zuvor zeigt sich eine leichte Überschätzung von Regionen mit höherem Niederschlag und eine leichte Unterschätzung von Regionen mit niedrigem Niederschlag.

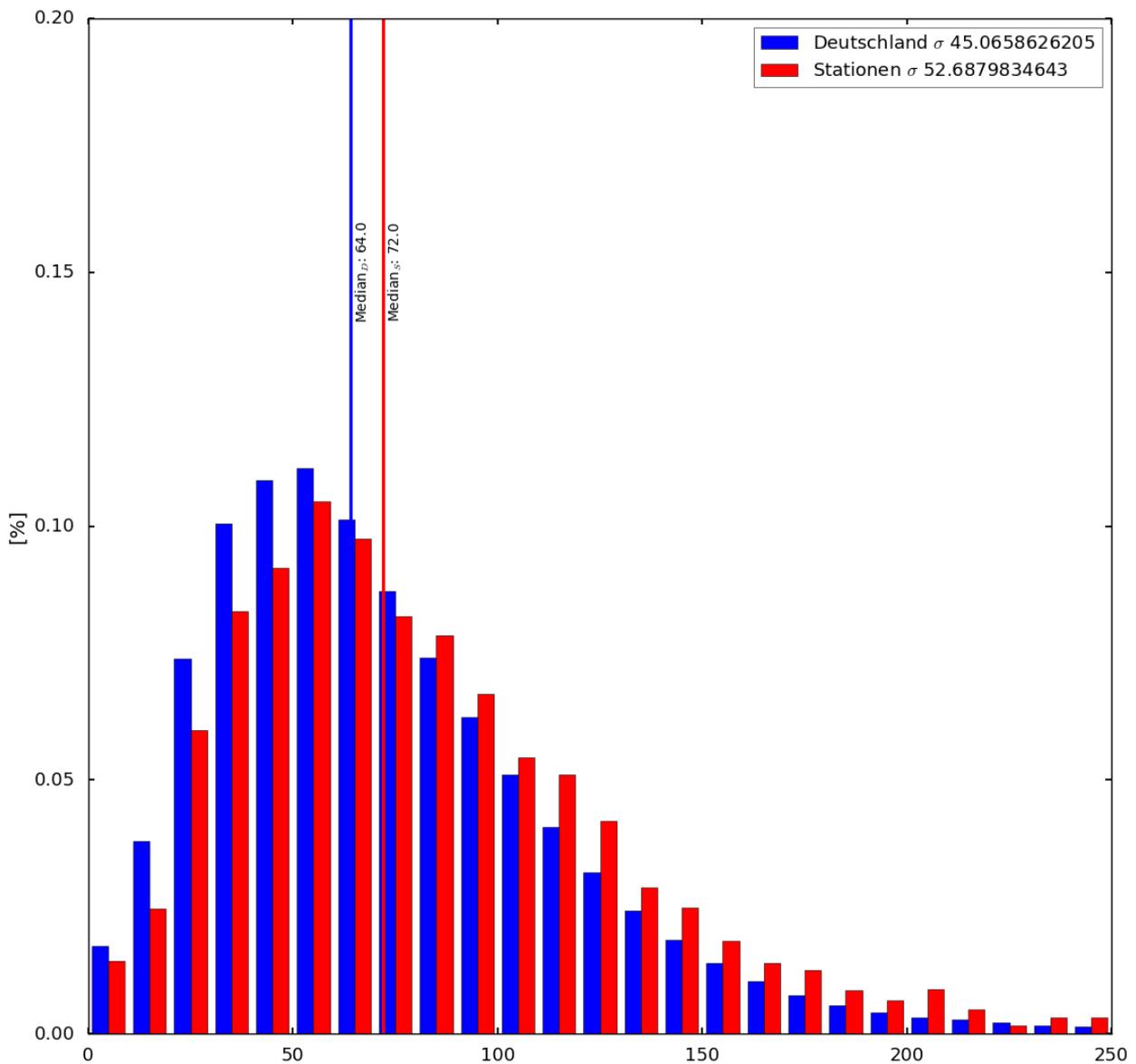
Abbildung 49: Verteilung des Niederschlags in Deutschland und an den 48 Messpunkten, an denen rFO₃REST angewandt werden kann, ohne Berücksichtigung der Level-II-Flächen an denen nur Passiv-Sammler eingesetzt werden.



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Für die Verteilung an den Messpunkten, an denen FO₃REST/DO₃SE berechnet werden kann, ergibt sich ein Mittel von 83,14 mm, ein Median von 72,0 mm und eine Standardabweichung von 52,68 (vgl. Abbildung 50). Auch hier zeigt sich, dass Regionen mit hohem Niederschlag etwas überrepräsentiert werden, wohingegen Regionen mit niedrigem Niederschlag unterrepräsentiert werden. Der größere Median und das größere Mittel gegenüber den Messpunkten von rFO₃REST zeigt an, dass im Fall von FO₃REST/DO₃SE deutlich mehr Messpunkte in Regionen mit hohem Niederschlag liegen.

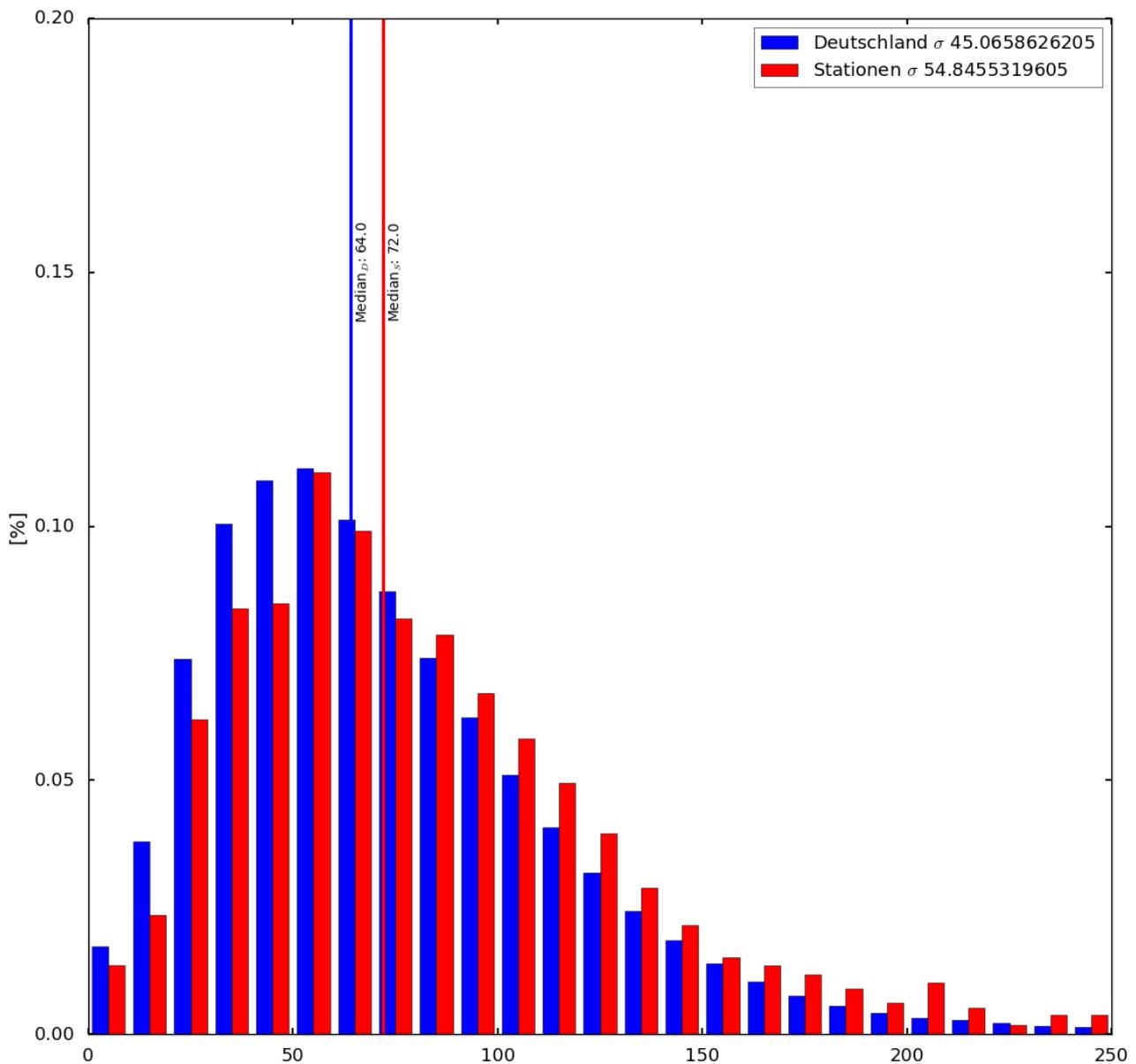
Abbildung 50: Verteilung des Niederschlags in Deutschland und an den 70 Messpunkten, an denen FO₃REST/DO₃SE angewandt werden kann.



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Werden wieder die Level-II-Flächen vernachlässigt, die nur Passivsammler betreiben, ergibt sich ein für FO₃REST/DO₃SE eine nahezu identische Verteilung wie zuvor (vgl. Abbildung 51). Allein die Standardabweichung weicht mit 54,84 etwas von der vorherigen Verteilung ab. Daher ergibt sich auch hier, dass deutlich mehr Messpunkte in Regionen mit hohem Niederschlag liegen.

Abbildung 51: Verteilung des Niederschlags in Deutschland und an den 48 Messpunkten, an denen FO3REST/DO₃SE angewandt werden kann, ohne Berücksichtigung der Level-II-Flächen an denen nur Passiv-Sammler eingesetzt werden.



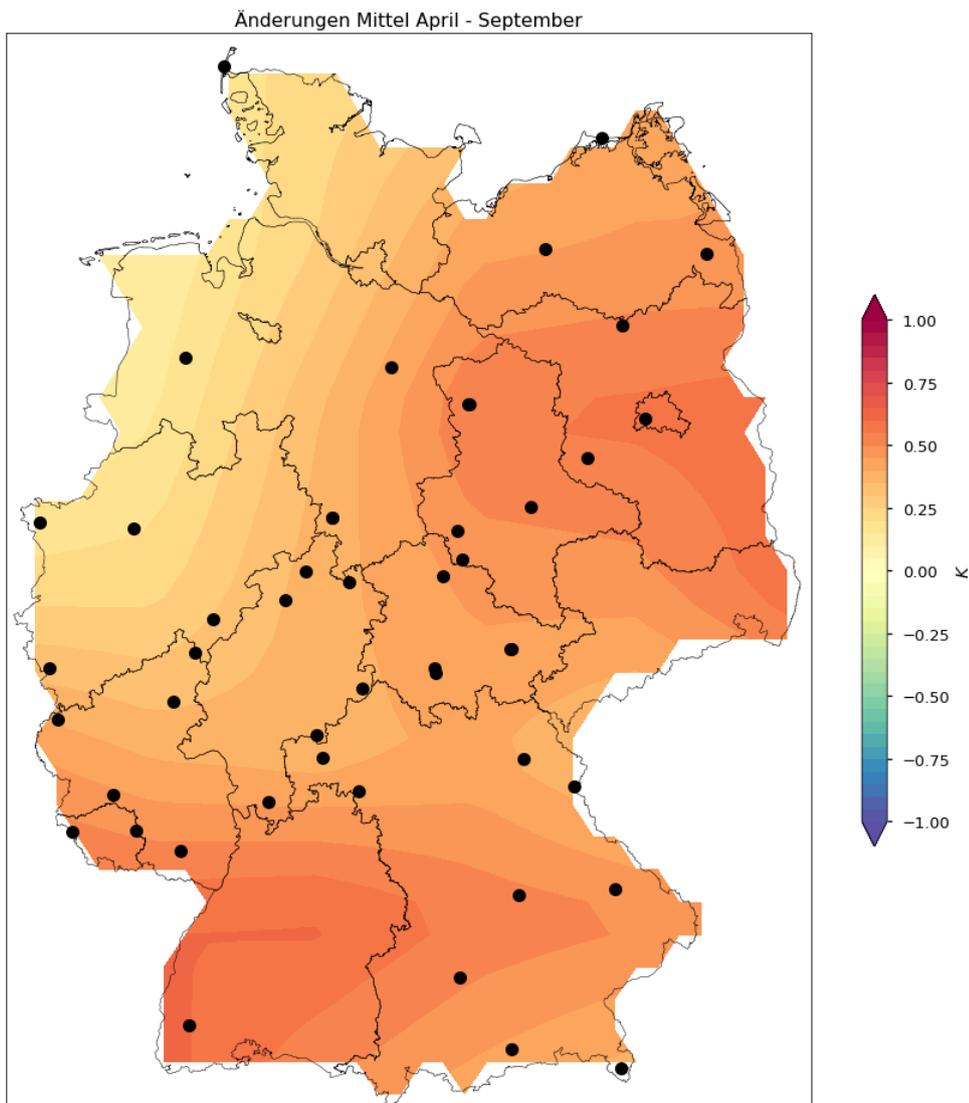
Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Aufgrund des anthropogen verursachten Klimawandels wird es auch in Deutschland zu einem Anstieg der Temperaturen kommen. Da die Temperatur einen wichtigen Faktor bei der flussbasierten Risikobewertung spielt, ist ein kurzer Ausblick auf die zukünftige Temperaturverteilung in Deutschland angebracht. Datengrundlagen für die Berechnungen sind ein durch die NASA¹⁹ berechnetes Ensemblemittel. Die Projektionen wurden unter Berücksichtigung des Emissionsszenario RCP4.5 des IPCC berechnet.

¹⁹ <https://cds.nccs.nasa.gov/nex-gddp/>

Als Referenz wurde die mittlere Maximaltemperatur der Monate April bis September der Jahre 2006 bis 2016 gewählt. Anschließend wurde die Änderung der mittleren Maximaltemperatur der Monate April bis September der Jahre 2026 bis 2036 berechnet.

Abbildung 52: Änderung der Temperatur in den Monaten April – September in den Jahren 2026-2036 bezüglich 2006 - 2016 als Referenz. Zusätzlich abgebildet sind die Messpunkte für das Modell FO₃REST/DO₃SE.



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

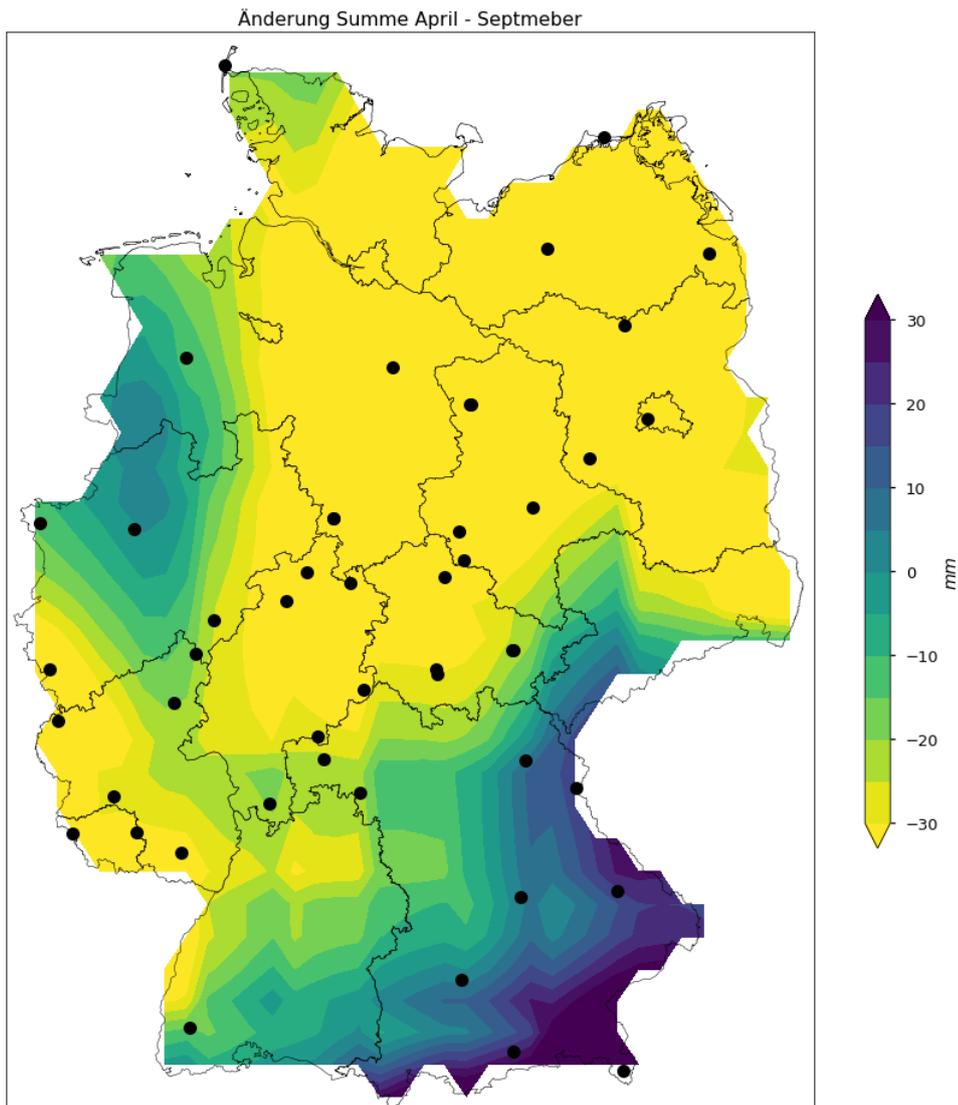
Das Szenario zeigt insgesamt einen Temperaturanstieg für Deutschland, allerdings mit regionalen Unterschieden. So stechen zum Beispiel einzelne Regionen heraus, die einen höheren Temperaturanstieg aufweisen als andere Gegenden. Dies betrifft vor allem Regionen in Baden-Württemberg, Brandenburg und Sachsen-Anhalt. In Baden-Württemberg sind dies vor allem die Rheinebene und der südliche Teil des Landes.

Abbildung 52 zeigt zusätzlich die Messpunkte für das Modell FO₃REST/DO₃SE. Gerade in Baden-Württemberg, wo ein deutlicher Anstieg der mittleren Temperatur zu erwarten ist, sind wenige Messpunkte zur Berechnung der POD_y verfügbar. Auch im südlichen Teil von Brandenburg fehlen Messpunkte. Sachsen auf der anderen Seite ist gar nicht vertreten, obwohl hier ein moderater Anstieg der

Temperatur zu erwarten ist. Daher ist eine Aufstockung der Messpunkte zu empfehlen, oder auch die Errichtung neuer Messpunkte innerhalb dieser Regionen (z.B. Rheinebene).

Ebenfalls wurde die Änderung der Niederschlagssumme zwischen April und September bestimmt. Hierfür wurden wieder die Jahre 2006 – 2016 als Referenz angenommen und anschließend die Änderung der Niederschlagssumme für die Jahre 2026 – 2036 berechnet.

Abbildung 53: Änderung der Summe des Niederschlags April - September in den Jahren 2026-2036 bezüglich 2006 - 2016 als Referenz. Zusätzlich abgebildet sind die Messpunkte für das Modell FO₃REST/DO₃SE.



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Die Änderung der Niederschlagssumme ist in Abbildung 53 dargestellt. Weite Teile Deutschlands zeigen einen Rückgang der Niederschlagssumme, vor allem im Bereich Mitteldeutschlands, im Norden und Nordosten. Ein leichter Anstieg ist im äußersten Westen zu verzeichnen. Ein deutlicher Anstieg der Niederschlagssumme in den Monaten April bis September ist vor allem im südlichen Bereich Bayerns zu erkennen. Ein weiterer Anstieg ist im südlichen Baden-Württemberg zu sehen. Da sich dies auch positiv auf den Bodenwasserhaushalt auswirken kann, wird sich zusammen mit der höheren Temperatur noch zeigen wie sich dies letztendlich auf die POD_y auswirken wird. Eine höhere Temperatur wirkt sich zwar negativ auf die POD_y aus, allerdings wirkt sich eine bessere Bodenwasserversor-

gung positiv auf die POD_y aus. Eine quantitative Aussage ist hier schwer, selbst eine qualitative ohne größeren Rechenaufwand ist schwer. Dabei sollte man auch noch die Unsicherheiten bei der Prognose der Änderung der Niederschlagssummen mit betrachten. Diese sind bei Klimaprognosen höher als zum Beispiel die der Temperaturen. Dennoch bleibt zu sagen, dass gerade im südlichen Bereich Baden-Württembergs die Stationsdichte eine mehr oder weniger große Lücke aufweist. Ebenfalls ist in Sachsen kein Messpunkt vorhanden. Weiter betroffen ist das südliche Brandenburg, auch Teile Niedersachsens weisen größere Lücken auf. Daher ist eine Ausweitung der Stationsdichte in diesen Bereichen empfehlenswert.

5 Flussberechnungen der Phytotoxic Ozone Dose (POD)

5.1 Vergleich DO₃SE und rFO₃REST

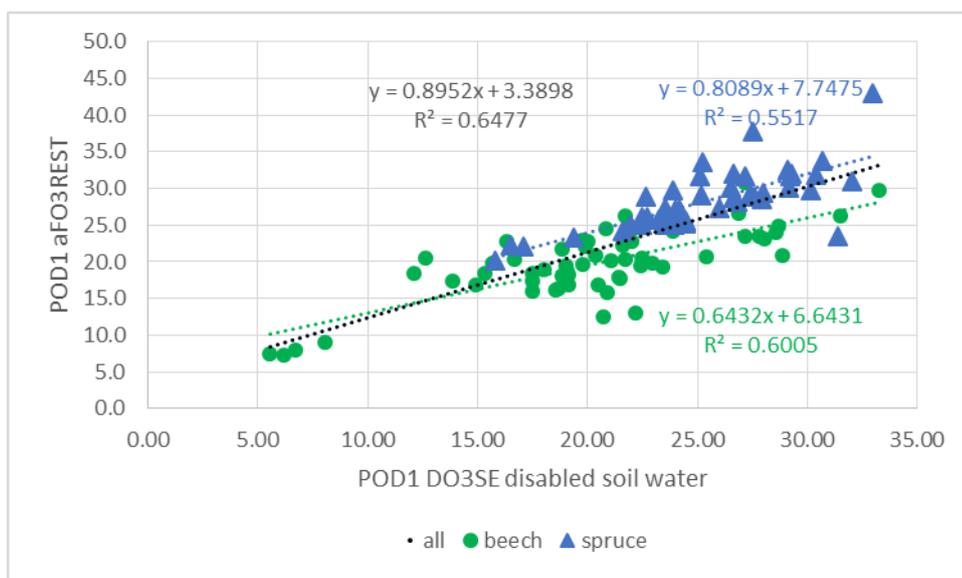
Das Modell rFO₃REST benötigt deutlich weniger Eingabeparameter gegenüber DO₃SE, da einige Parameter, die zur Berechnung der POD_y notwendig sind, aus den Eingabeparametern und der Tageslichtstunde abgeleitet oder als konstant gesetzt werden (Bender, et al., 2015). Daraus ergibt sich die Berechnung einer approximierten POD_y (aPOD_y). Werden Modelle zu stark vereinfacht, kann dies zu Qualitätseinbußen führen. Deswegen wurde ein Vergleich der POD₁, berechnet mit DO₃SE, mit der aPOD₁, berechnet mit rFO₃REST, durchgeführt.

Um eine Abschätzung zwischen rFO₃REST und DO₃SE treffen zu können, wurde exemplarisch für die Jahre 2002 bis 2005 an 31 Level-II-Flächen der Ozonfluss mit Hilfe beider Modellen ohne Bodenwassermodul berechnet.

Generell erhält man einen zu hohen Ozonfluss, wenn eine optimale Bodenwasserversorgung angenommen wird. Wird bei den Modellen der Bodenwasserhaushalt berücksichtigt, vermindern sich die Ozonflüsse je nach Trockenheit. Dies bedeutet aber auch, dass eine zuverlässige Risikoanalyse (Überschreitung der kritischen Belastungsgrenze) derzeit nur an Messstationen, also punktförmig, durchgeführt werden kann. Für geostatistische Verfahren wie das Kriging ist die Stationarität, sobald eine realistische Wasserversorgung angenommen wird, nicht mehr gegeben. Da die Böden eine hohe Heterogenität aufweisen können, ist die Abhängigkeit des räumlichen Zusammenhanges, nur vom Abstand und nicht der tatsächlichen Lage im Raum, nicht mehr gegeben.

Nach Berechnung der Flusswerte durch die einzelnen Modelle wurde eine Regression der Ergebnisse erstellt. Die Regression der Flusswerte weist hohe Bestimmtheitsmaße auf (vgl. Abbildung 54), womit keine großen Qualitätseinbußen, trotz Vereinfachung, zu verbuchen sind. Dennoch zeigt es sich, dass die approximierte Variante im Vergleich zum komplexeren Modell DO₃SE, in die alle notwendigen Eingabeparameter als Messwerte einfließen, überwiegend höhere Flussraten anzeigt.

Abbildung 54: Vergleich der aPOD₁ [mmol O₃ m⁻² PLA] berechnet mit rFO₃REST (alle Einzeljahre, 2002 - 2005) und POD₁ [mmol O₃ m⁻² PLA] berechnet mit DO₃SE, beide ohne Bodenwassermodul.

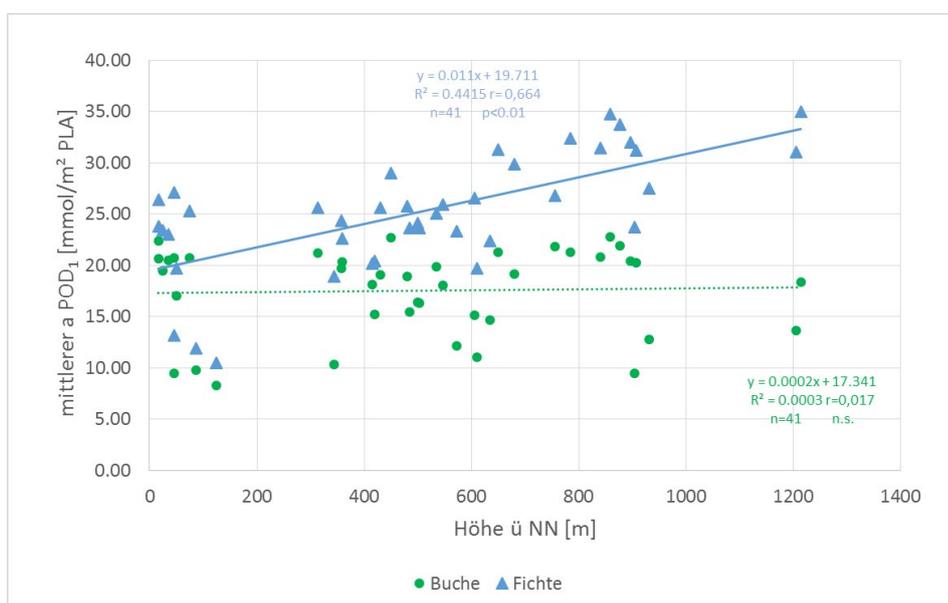


Quelle: Eigene Darstellung, Universität Trier

Weiter ergibt sich für die Fichte eine signifikante Korrelation des Flusses mit der Höhenlage der Messstation (Abbildung 55). Je höher die Messstation gelegen ist, desto höher wird auch der Ozonfluss. Es zeigt sich ein Anstieg des Ozonflusses um $0.011 \text{ mmol m}^{-2} \text{ PLA}^{-1}$ pro Höhenmeter.

Für die Buche hingegen ist dies nicht festzustellen. Der Grund ist vermutlich die unterschiedliche Phänologie beider Arten. Während bei der Fichte als immergrüne Art das gesamte Jahr in die Berechnung eingeht und vor allem die Temperatur die Blattleitfähigkeit in den Wintermonaten bestimmt, ist für die Buche eine klare Vegetationsperiode anhand des Latitude-Modells (ICP Vegetation 2017) vorgegeben. Es wird vermutet, dass durch die Berücksichtigung der ohnehin wärmeren Monate bei der Buche der Höhengradient nivelliert wird, da es zwar mit zunehmender Höhe kälter wird und damit eigentlich die Blattleitfähigkeit abnehmen sollte, aber auch gleichzeitig die Ozonkonzentration mit zunehmender Höhe ansteigt.

Abbildung 55: Mittlerer $a\text{POD}_1$ und dessen Abhängigkeit bezüglich der Höhenlage der Messstation.



Quelle: Eigene Darstellung, Universität Trier

5.2 Flussberechnungen an ausgewählten Stationen mit $r\text{FO}_3\text{REST}$ und Ermittlung der Repräsentativität

An einer Auswahl der Messstationen des lufthygienischen Messnetzes wurde eine Berechnung der $a\text{POD}_1$ mit Hilfe des Modells $r\text{FO}_3\text{REST}$ durchgeführt. Mit Hilfe der Berechnung konnte eine erste Bewertung der kritischen Belastungsgrenzen nach dem Vorsorgeprinzip (worst case Berechnung unter Annahme optimaler Wasserversorgung) vorgenommen werden. Mit Hilfe eines geostatistischen Verfahrens (Kriging) wurde ermittelt, inwieweit eine Messnetzoptimierung des lufthygienischen Messnetzes hinsichtlich einer ausreichend genauen Darstellung der Risiken für Wälder nötig wäre.

Der Vorteil der Anwendung des $a\text{POD}_1$ ergibt sich aus der geringen Anzahl an Eingabeparametern. Es werden lediglich die Lagekoordinaten inklusive Höhenlage (m ü. NN), sowie die Temperatur in $^{\circ}\text{C}$ und die Ozonkonzentration in ppb in stündlicher Auflösung zur Berechnung benötigt. Mit der $a\text{POD}_1$ kann eine räumliche Abschätzung der Veränderung des Ozonflusses vorgenommen werden. Jedoch sind diese Werte für eine Abschätzung von Ertragseinbußen ungeeignet, da der Einfluss der Wassernachlieferung aus dem Boden (Wasserversorgung) bei der durchgeführten Berechnung der $a\text{POD}_1$ unberücksichtigt bleibt. Auch die Leitfähigkeitsminderung durch atmosphärische Trockenheit (hohes Wasser-

sättigungsdefizit der Luft) bleibt bei der Abschätzung der relativen Luftfeuchte und Globalstrahlung sowie der Vereinheitlichung der Windgeschwindigkeit im Vergleich zu Modellrechnungen, die auf Messwerten dieser Parameter beruhen, unpräzise.

Für dieses Projekt wurden durch das UBA stündliche Temperatur- und Ozondaten von 126 Messstationen des lufthygienischen Messnetzes in einer Zeitreihe von 2000 bis 2015 zur Verfügung gestellt. Von den ausgehenden Datensätzen kamen nur diese in Frage, welche im Sinne der erforderlichen Eingabeparameter (Lage, Ozonkonzentration und Temperatur), sowie der stündlichen Frequenz von Ozon- und Temperaturmessung vollständig sind. Vollständigkeit bedeutet hier eine geschlossene Zeitreihe, sowie korrespondierende Temperaturwerte und Ozonkonzentrationen an den Stationen. Dies war aber bei keinem Datensatz der Fall, da Datenlücken im zeitlichen Verlauf, durch Ausfall oder Wartungsarbeiten regelmäßig, aufgetreten sind. Ebenfalls korrespondieren Temperatur und Ozonkonzentrationen nicht an allen Stationen, da entweder nur Daten zu Ozon oder nur Daten zur Temperatur vorliegen. Ebenfalls gibt es eine Reihe von Stationen, die nicht eindeutig einem Rezeptor zuzuordnen sind. Aus diesem Grund wurden folgende hierarchische Auswahlkriterien getroffen:

- Vorliegen einer möglichst langen Zeitreihe
- Existenz von stündlichen O₃- und Temperaturmitteln
- Möglichst zeitlich geringe Datenlücken, die durch verschiedene zu definierende Verfahren ergänzt werden können
- Hauptsächlich Landnutzung ist Wald
- Möglichst geringe Beeinflussung der Ozonkonzentration durch verkehrstechnische und industrielle Einflüsse (bevorzugt Hintergrundstation)

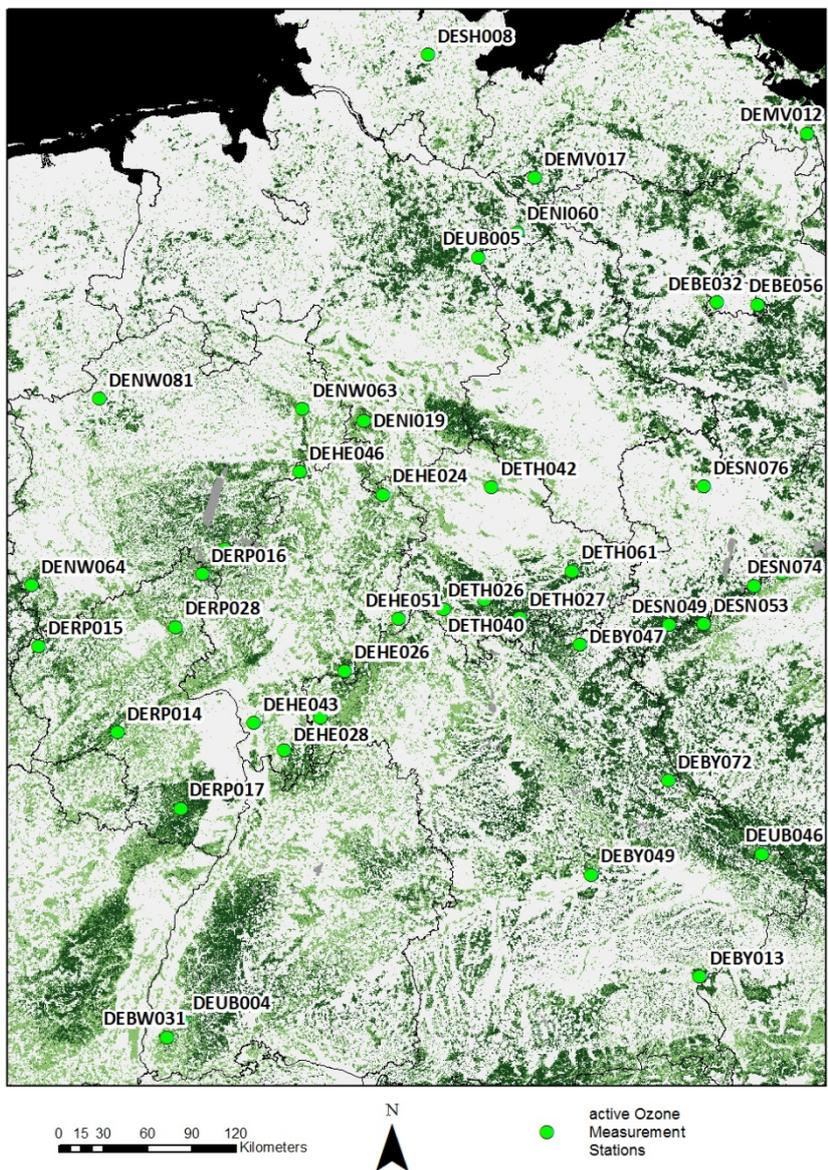
Bevor die Berechnungen der aPOD₁ erfolgen konnten, wurden die Zeitreihen der Stationen auf Vollständigkeit geprüft. Traten Lücken in den Zeitreihen auf, wurden die in Kapitel 3.5 genannten Kriterien und Verfahren zur Lückenschließung verwendet. Lücken in den Datenreihen der Temperatur wurden mit Hilfe von nahegelegenen Stationen des DWD geschlossen, während Lücken in den Zeitreihen der Ozonkonzentrationen entweder durch das gleitende Mittel oder durch Korrelation mit einer nahegelegenen lufthygienischen Station geschlossen wurden. Dennoch konnten nicht für alle Stationen die Zeitreihen geschlossen werden. Andere benötigte Eingabeparameter, wie die Bestandskoordinaten, waren obligatorisch durch die Metadaten der Stationen verfügbar. Nach Prüfung der oben genannten Auswahlkriterien blieben insgesamt 41 Messstationen übrig, die in die Auswertung einfließen.

Andere Daten hätten jedoch vor Ort erhoben werden müssen. Dabei handelt es sich einerseits um die Benennung des Rezeptors (Baumart), sowie die Messhöhen der stündlichen Eingangsparameter und die Bestandshöhen. Da diese nicht vorlagen, wurde eine Berechnung für zwei Rezeptoren (Buche und Fichte) durchgeführt. Die Referenzhöhe der Messhöhe wurde mit 3,5m angenommen und die Bestandshöhe festgelegt. Für Buche wurde die Bestandshöhe mit 25 m und für Fichte mit 30m als konstant über den betrachteten Zeitraum angenommen (vgl. Kapitel 3.1). Weitere benötigte meteorologische Parameter sind in rFO₃REST modellintern ebenfalls als konstant gesetzt. Hierzu zählt die Windgeschwindigkeit, welche mit $u = 2,5 \text{ ms}^{-1}$ in der Referenzhöhe $z_{\text{ref}} = 10 \text{ m}$ konstant gehalten wurde. Die Globalstrahlung und die relative Luftfeuchte werden aus den Tageslichtstunden und der Temperatur abgeschätzt (vgl. Kapitel 3.1). Die räumliche Verteilung der verwendeten 41 Messstationen ist in der Abbildung 56 dargestellt. Die Eingabedaten (Temperatur und Ozon), sowie die berechneten Werte der aPOD₁ für Buche und Fichte wurden in ArcMap eingelesen und einem Ordinary Kriging unterzogen.

Um eine räumliche Repräsentanz des Messnetzes erreichen zu können, müssen vor allem die räumliche und zeitliche Varianz der Flüsse, also die gesamte mögliche Bandbreite, berücksichtigt werden. Gleichfalls darf die Distanz zwischen den Messstationen nicht zu groß sein, damit räumliche Veränderungen der Flüsse nicht unentdeckt bleiben.

Die Messpunkte müssen deshalb so benachbart sein, dass von einem Cluster an Werten auf die Nachbarschaft geschlossen werden kann (Variogram Analyse). Mit Hilfe der Variogram Analyse kann eine Entfernung (range) ermittelt werden bei der die Variablen zueinander als unabhängig gelten. Die Werte für den Range in den ermittelten Semivariogrammen gliedern sich in den Major- und Minor Range, wobei dies die längste und kürzeste Ausdehnung einer Ellipse ist, in der Nachbarschaftspunkte zur Schätzung des Ellipsenzentrums herangezogen werden.

Abbildung 56: Lage und Verteilung der 41 für die Ozon-Flussabschätzung verwendeten Messstationen.



Quelle: Eigene Darstellung, Universität Trier

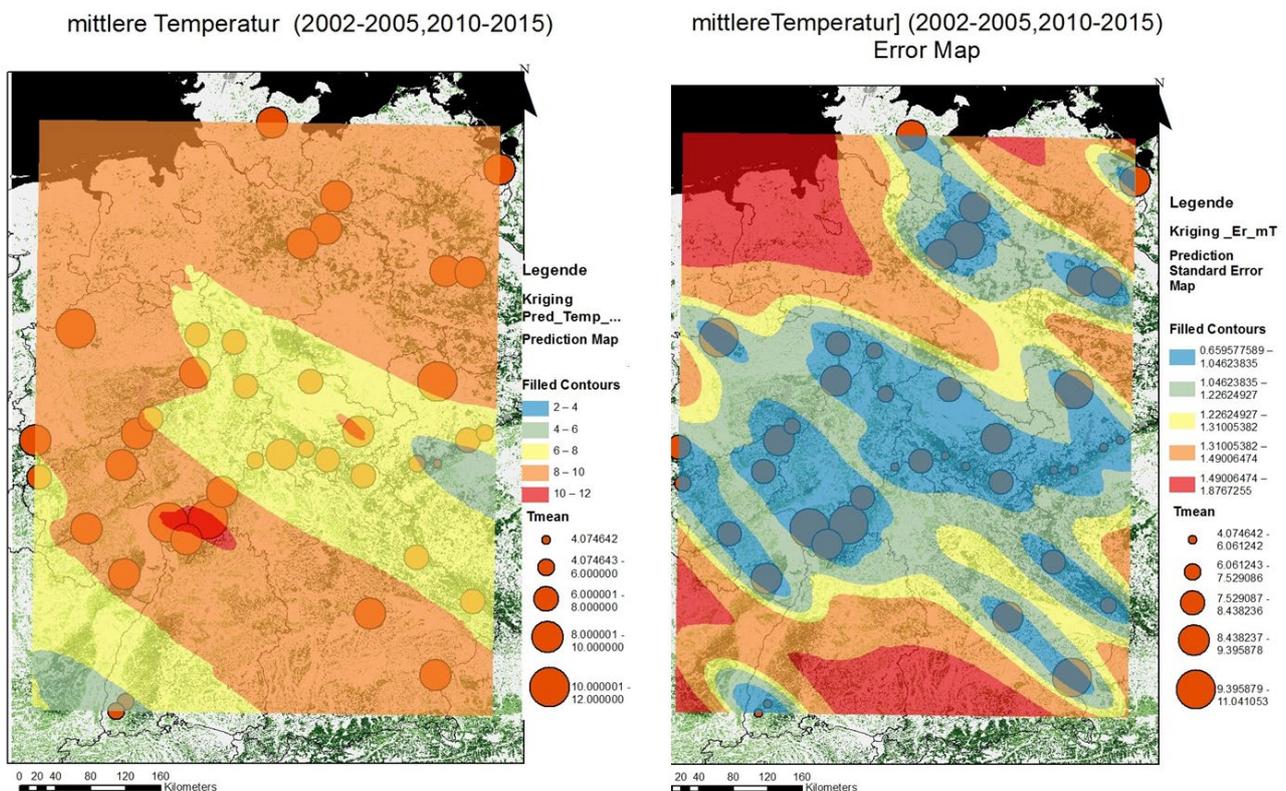
Die anhand der Variogram Analyse ermittelte Entfernung (range) wird auch Aussageweite genannt. Dies kann dafür genutzt werden, um eine Aussage treffen zu können, inwieweit ein Messnetz als optimal gilt. Bei Kenntnis der Entfernung, kann dann ein optimales Messnetz, das auch in Extremjahren die Repräsentativität gewährleistet, ermittelt werden. Deswegen sollte die Entfernung der Messpunkte unterhalb der ermittelten Entfernung liegen.

Deshalb ist die Kenntnis und Berücksichtigung möglichst langer Zeitreihen in denen solche Extremjahre in Erscheinung treten erforderlich. Allerdings erfordert die Berechnung und Plausibilitäts- bzw. Qualitätskontrolle langer Zeitreihen einen hohen Zeitaufwand. Aufgrund der Kürze des Projekts fand eine Beschränkung auf die Jahre 2002 bis 2005, welche extreme Jahre einschließen, sowie auf die Jahre 2010 bis 2015, welche aktuelle Jahre einschließen, statt.

Die Berechnung des Ozon-Flusses mit Hilfe von rFO₃REST wird an allen Messstationen mit Buche und Fichte als Rezeptor durchgeführt, womit das Problem der fehlenden Hauptbaumart umgangen wird. Dies erklärt sich daraus, dass sich die verfügbaren approximierten Flussmodelle auf diskrete Rezeptorarten (Buche oder Fichte) beziehen. Damit wird der Fluss für beide Rezeptorarten berechnet, um eine räumliche Differenzierung der jeweiligen rezeptorspezifischen aPOD₁ zu charakterisieren. Dadurch ergeben sich pro Messstation zwei Angaben der aPOD₁, jeweils einmal für Fichte und einmal für Buche.

Abbildung 57 zeigt die mittlere Jahrestemperatur der zugrunde liegenden Zeitreihe für die Messstationen und die daraus abgeleitete Interpolation auf die Fläche mittels Kriging. Die eingeflossenen Daten sind die Mittelwerte aus den Jahren 2002 bis 2005 und 2010 bis 2015 pro Station. Es ist deutlich, dass die niedrigsten Jahrestemperaturen bedingt durch ihre Höhenlage an einigen der sächsischen Messstationen auftreten. Ansonsten ergibt sich ein eher homogenes Bild für den Zeitraum der Zeitreihe. Allerdings sticht das Rhein-Main-Gebiet durch seine höhere mittlere Temperatur hervor. Es sei aber darauf verwiesen, dass, aufgrund der wenigen Stationen, dies nicht die tatsächliche Temperaturverteilung in Deutschland widerspiegelt. Hierfür wären deutlich mehr Stationen notwendig. Für diese Studie ist dies aber nicht relevant, da hier nur das lufthygienische Messnetz untersucht wird.

Abbildung 57: Mittlere Jahrestemperatur (in °C) der Jahre 2002-2005, 2010 – 2015 (links) und der Standardfehler (in °C) der gemittelten Zeitreihe (rechts).



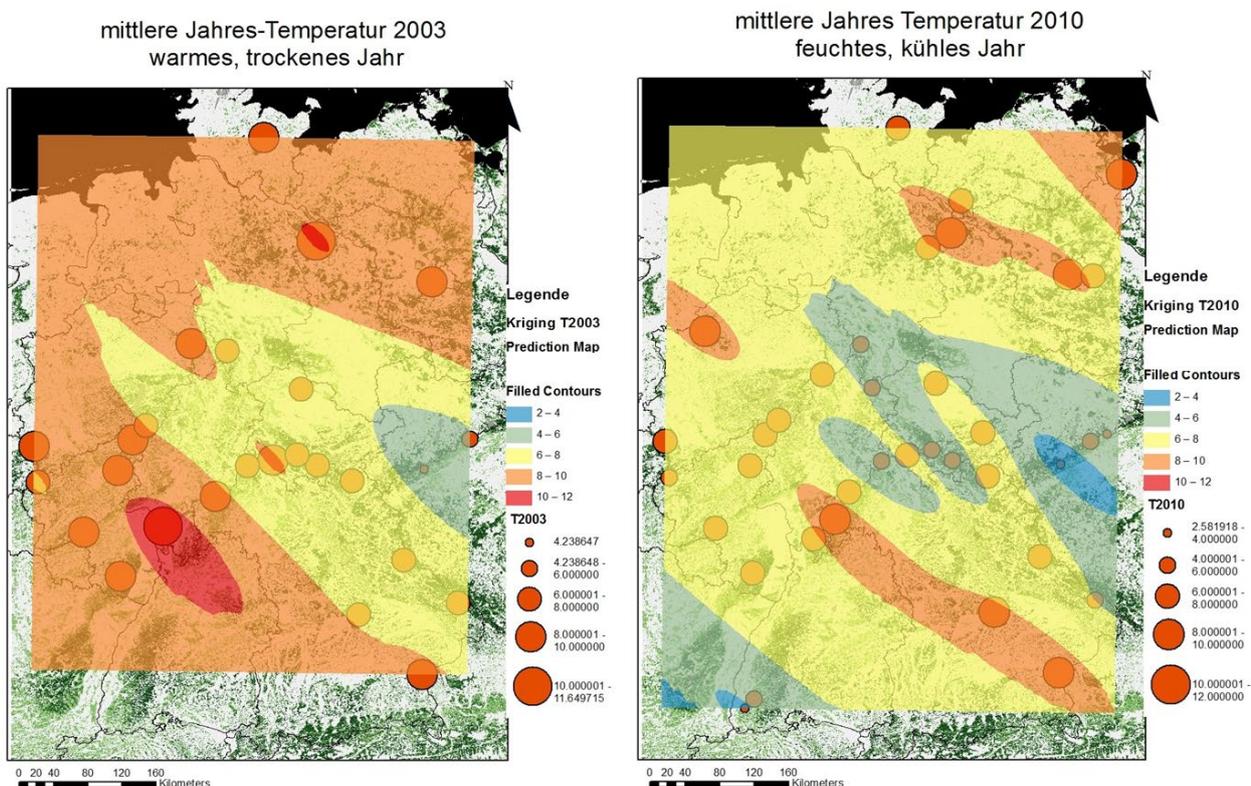
Quelle: Eigene Darstellung, Universität Trier

Abbildung 58 zeigt auf der linken Seite beispielhaft das Jahr 2003 als besonders warmes und trockenes Jahr. Auf der rechten Seite ist das Jahr 2010 als ein beispielhaft feuchtes und kühles Jahr abgebildet. Leider beruhen die jeweils drei vergleichbaren Karten für 2003, 2010 und dem Mittel der Zeitreihe von 2002 – 2005 und 2010 – 2015 auf unterschiedlich vielen Messstationen (vgl. Tabelle 10).

Dennoch lassen sich die Charakteristika der Jahre in Bezug auf das Mittel des gesamten betrachteten Zeitraums erkennen. So sticht der Bereich um das Rhein-Main-Gebiet mit seiner höheren mittleren Jahrestemperatur deutlicher heraus, sowie ein kleines Gebiet im Bereich Niedersachsen/Sachsen-Anhalt. Das Jahr 2010 weicht als kühles Jahr deutlich vom Mittel ab. So zeigt sich eine flächenmäßig niedrigere Temperatur im Jahr 2010 als im Mittel des betrachteten Zeitraumes.

Aus der Zeitreihe lässt sich auch der Standardfehler berechnen (Funktion in ArcMap). Dieser ergibt sich aus dem mittleren Fehler des Mittelwerts und gibt an, wo nur wenige Daten vorliegen. Die dazugehörige Fehlerkarte (Abbildung 57 rechts) zeigt, dass die Fehler der Flächenschätzung proportional zur zunehmenden Distanz der Messstationen ansteigen. Die Bereiche $>1^{\circ}\text{C}$ zeigen an wo Daten bzw. Messpunkte fehlen. Nur Bereiche mit $<1^{\circ}\text{C}$ (blaue Bereiche) zeigen an, wo genügend Messpunkte vorhanden sind. Die höchsten Fehler sind in Nordwestdeutschland und im Süden Deutschlands zu verzeichnen. Dort konnten leider weniger Messstationen berücksichtigt werden. Hierbei handelt es sich um Gebiete, in denen Waldnutzung flächenmäßig niedriger ist, als in den Mittelgebirgslagen (insbesondere die flächige Ausdehnung einzelner Bestände ist geringer als in den Mittelgebirgen). Dort ist, aufgrund einer höheren Anzahl an Stationen, der Standardfehler geringer. Es zeigt sich in den Bereichen Nordwestdeutschland, Süddeutschland also eine Unterrepräsentierung bezüglich der Temperatur, bezogen auf Stationen des lufthygienischen Messnetzes mit Wald als größtem Anteil.

Abbildung 58: Jahresmittelwert der Temperatur ($^{\circ}\text{C}$) eines besonders warmen und trockenen Jahres (2003) und eines feuchten, kühlen Jahres (2010).



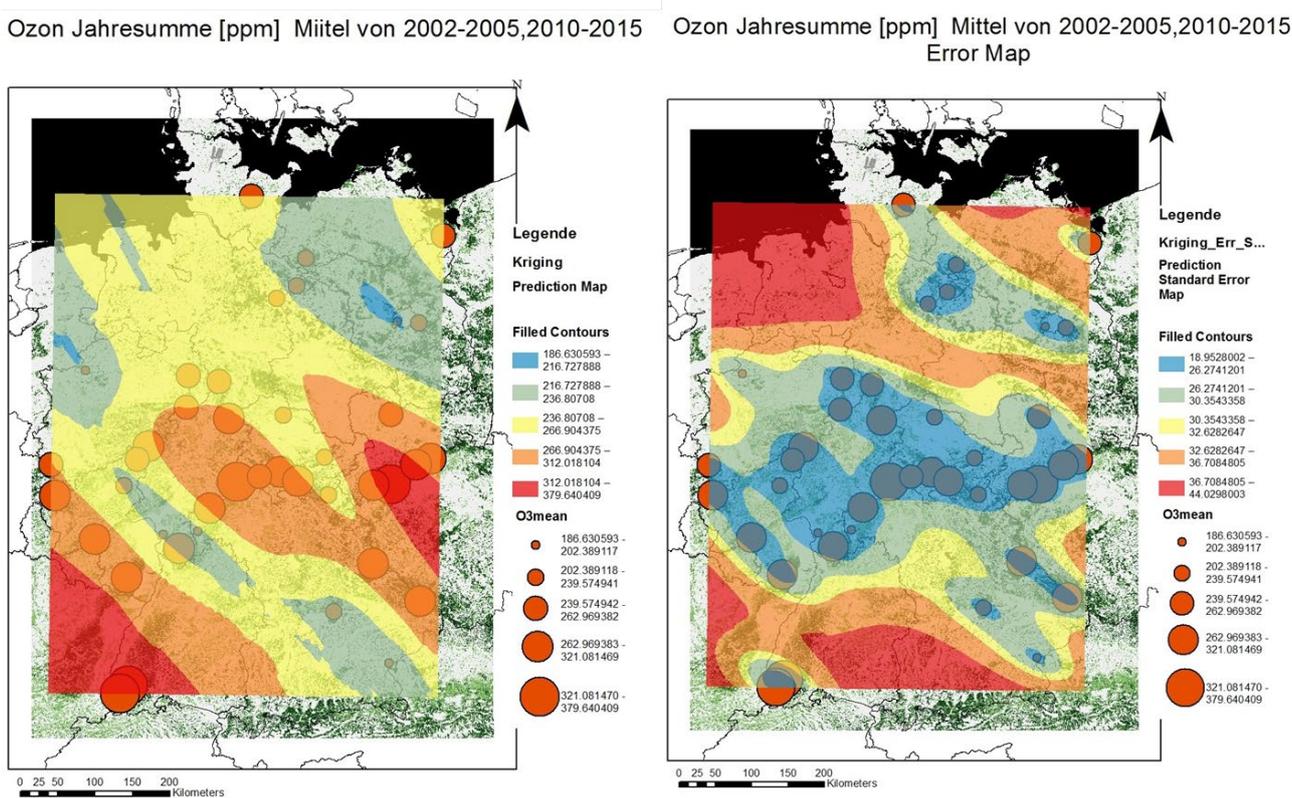
Quelle: Eigene Darstellung, Universität Trier

Abbildung 59 zeigt die Verteilung der mittleren jährlichen Summe der bodennahen Ozonkonzentration für den zugrunde liegenden Zeitraum von 2002 bis 2005 und 2010 bis 2015. Abbildung 60 zeigt beispielhaft das Jahr 2003 (links) als warmes, trockenes Jahr und das Jahr 2010 als ein kühles, feuchtes Jahr (rechts).

Es wurde hier die Jahressumme der bodennahen Ozonkonzentration gewählt, da sich hier die besten Zusammenhänge zu den Werten der aPOD₁ ergaben. Kein guter Zusammenhang zeigte sich zum Beispiel zwischen der mittleren Ozonkonzentration oder der maximalen Ozonkonzentration. Dies ist nicht weiter verwunderlich, da die aPOD₁ ebenfalls eine Summe der stündlichen Ozonflüsse über die Vegetationsperiode des Rezeptors darstellt.

Die horizontale Verteilung der Jahressumme von Ozon unterscheidet sich in ihrer Differenziertheit ein wenig von den Temperaturen. Niedrigere Werte sind im Nordosten und in kühlen Jahren auch im Nordwesten zu finden. Das Jahr 2003 zeigt vor allem im nördlichen Teil Bayerns, sowie Baden-Württembergs erhöhte Jahressummen im Vergleich zum Mittel. In Mitteldeutschland zeigt sich ein Hotspot hoher Ozon Jahressummen. Norddeutschland hingegen hat im Jahr 2003 eine eher geringere Jahressumme, als im langjährigen Mittel.

Abbildung 59: Mittlere Jahressumme der bodennahen Ozonkonzentration der Jahre 2002-2005, 2010 – 2015 (links) und der Standardfehler der gemittelten Zeitreihe (rechts).



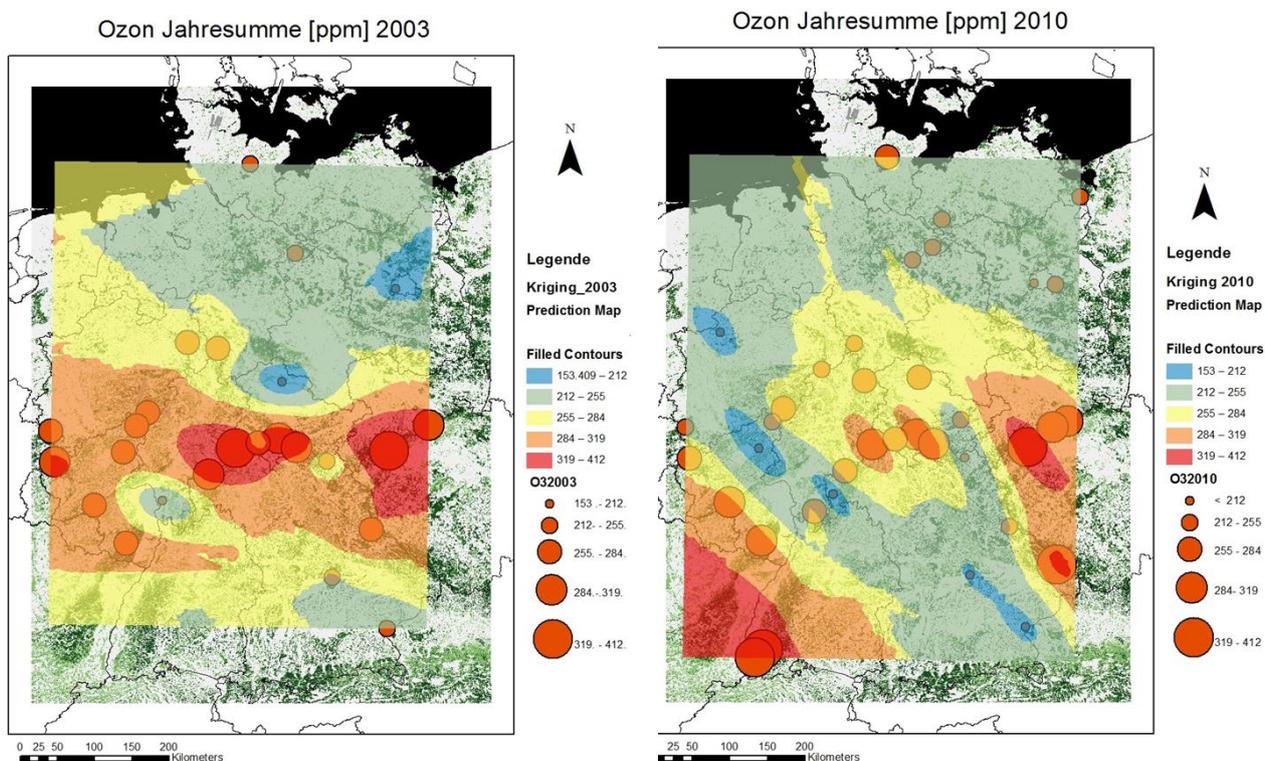
Quelle: Eigene Darstellung, Universität Trier

Das kühlere Jahr 2010 weist hingegen deutlich niedrigere Jahressummen auf, als das langjährige Mittel. Hier lässt sich in etwa dieselbe räumliche Verteilung wie im langjährigen Mittel feststellen. Die Auswirkung der unterschiedlichen Jahre 2003 und 2010 auf die aPOD₁ wird später noch näher diskutiert.

Die Fehlerkarte bezüglich der Ozonsumme (Abbildung 59) ergibt ein fast identisches Muster zur Fehlerkarte der Temperatur (Abbildung 57) und ist von der Entfernung der Messstationen voneinander

abhängig. Auch hier macht sich wieder das Fehlen von Daten (Messpunkten) im Nordwesten und Süden Deutschlands mit hohen Fehlern bemerkbar.

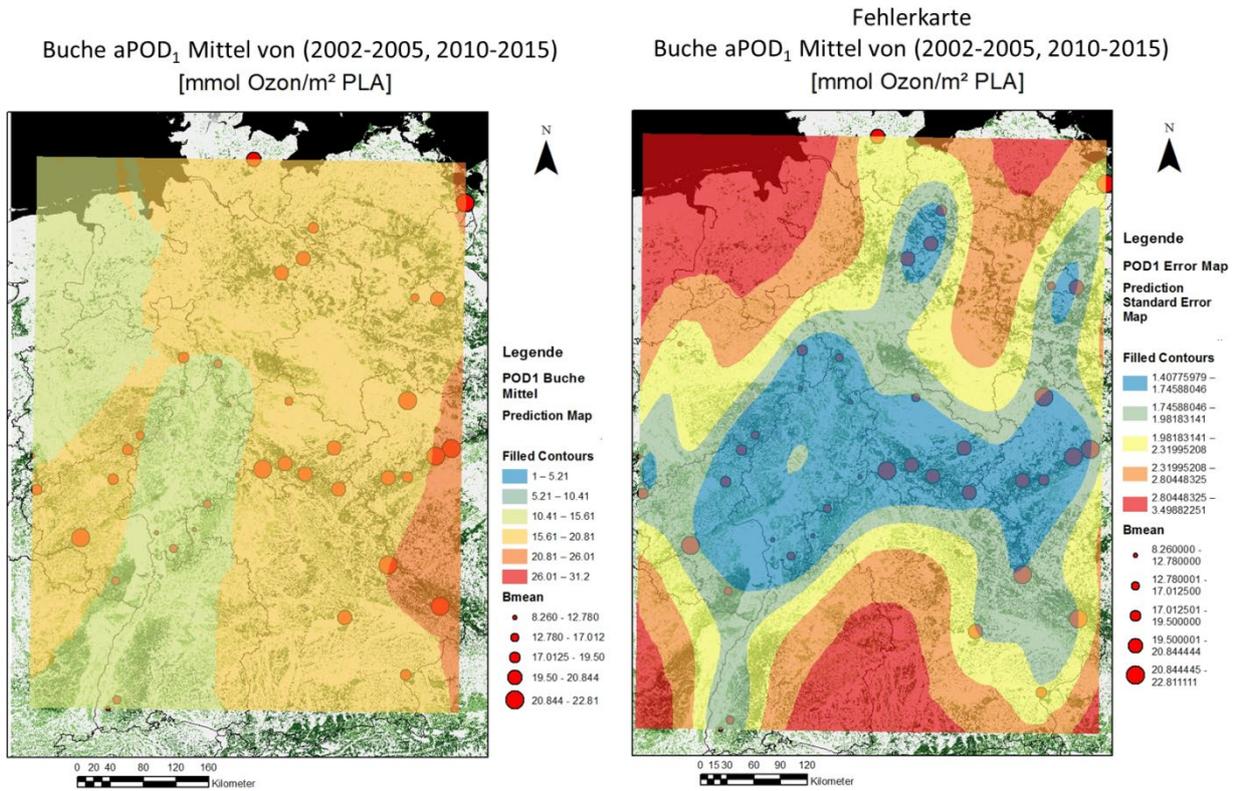
Abbildung 60: Jahressumme der bodennahen Ozonkonzentration eines besonders warmen und trockenen Jahres (2003) und eines feuchten, kühlen Jahres (2010).



Quelle: Eigene Darstellung, Universität Trier

Mit Hilfe der Eingabeparameter (Temperatur und Ozon) wurde für die verfügbaren Jahre die $aPOD_1$ berechnet. Die mittlere Verteilung der $aPOD_1$ für Buche (Abbildung 61) zeigt niedrige $aPOD_1$ -Werte im Oberrheintal, in den Ballungsgebieten Rhein-Main und Köln bis zum Ruhrgebiet in Nordrhein-Westfalen. Grund hierfür könnten niedrigere Ozonkonzentrationen in diesen Gegenden sein. Denn auch die mittlere Jahressumme von Ozon zeigt in diesen Gebieten geringere Werte als in den umliegenden Mittelgebirgsregionen (Abbildung 57). Denkbar wäre, dass verkehrsbedingte hohe NO_x -Emissionen (insbesondere NO), die in den dortigen Ballungsgebieten höher sind als in den umgebenden Mittelgebirgen, Ozon reduzieren. Im Westen der Ballungsgebiete und nach Osten sind mit steigender Höhenlage in den Mittelgebirgen und abnehmender NO_x -Konzentrationen aufgrund geringerer Verkehrsdichte die $aPOD_1$ höher, dies zeigt sich auch in den höheren Ozonsummen. Neben der Ozonkonzentration spielt auch das montanere Klima (höhere Luftfeuchte und niedrigere Temperaturen) eine Rolle. Unter diesen Bedingungen ist die Blattleitfähigkeit höher als unter lufttrockeneren, warmen Witterungsbedingungen. Im Jahr mit den höchsten Ozonjahressummen 2003 weist nur das Rhein-Main-Gebiet auffällig niedrigere Flüsse auf, als die Umgebung. Die höchsten Flüsse sind in den Höhenlagen mit montanem Klima zu verzeichnen.

Abbildung 61: Verteilung der aPOD₁ (mmol O₃ m⁻² PLA) für die Rezeptorart Buche. Mittelwert der Jahre 2002-2005, 2010 – 2015 (links), Standardfehler der gemittelten Zeitreihe (rechts).

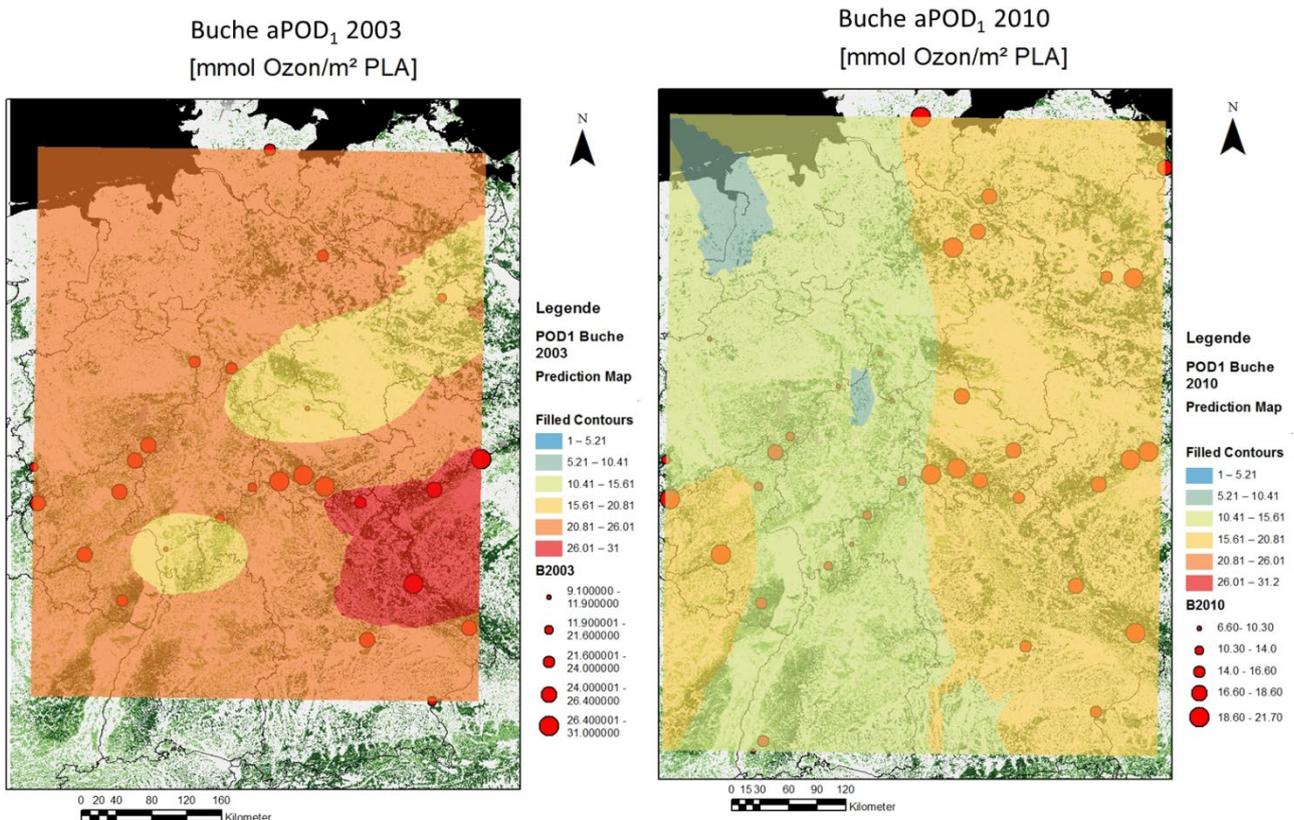


Quelle: Eigene Darstellung, Universität Trier

Blaue Bereiche der aPOD₁ zeigen die Bereiche an, in denen die kritische Belastungsgrenze nicht überschritten wird. Dies ist allenfalls in kleinen Bereichen im Jahr 2010 (vgl. Abbildung 62) der Fall. Sowohl im Jahr 2003 (vgl. Abbildung 62), als auch im Mittel der aPOD₁ (vgl. Abbildung 61) ist dies für Buche nicht der Fall. Die Fehlerkarte (vgl. Abbildung 61) zeigt erneut, dass die geringsten Fehler dort aufzufinden sind, wo die Ballung von Messstationen am höchsten ist. Dies betrifft hauptsächlich die Mittelgebirgsregion (mit Ausnahme des Harzes). Es zeigen sich wieder dieselben Bereiche wie zuvor bei der Temperatur und der Ozonsumme. Gerade der Nordwesten und der Süden besitzen hohe Fehlerwerte (> 2 mmol O₃ m⁻² PLA, rote Bereiche). Da dort sehr wenige bis gar keine Messpunkte vorhanden sind, ist der Standardfehler entsprechend hoch. Dies bedeutet einerseits, dass dort die mittels Kriging ermittelten Daten nicht mehr zuverlässig genug sind, aber auch, dass dort die Stationsdichte zu gering ist.

Die aPOD₁-Werte für Fichte sind in der Regel höher als für Buche (vgl. Abbildung 63 und Abbildung 64). Auch hier spiegeln blaue Farbbereiche die Unterschreitung des kritischen Belastungswertes wider. Dieser wird nur in zwei Bereichen (südliches Rhein-Main-Gebiet und der Bereich des Nordrheins) nicht überschritten. Für die Fichte bildet sich das Muster der Mittelgebirgslagen noch deutlicher ab, als für die Buche. Für diesen Bereich ist aufgrund der größeren Dichte der Messstationen wiederum der Fehler der räumlichen Schätzung geringer (Abbildung 62 rechts).

Abbildung 62: Verteilung der aPOD₁ (mmol O₃ m⁻² PLA) für die Rezeptorart Buche eines besonders warmen, trockenen Jahres (2003) und eines feuchten, kühlen Jahres (2010).



Quelle: Eigene Darstellung, Universität Trier

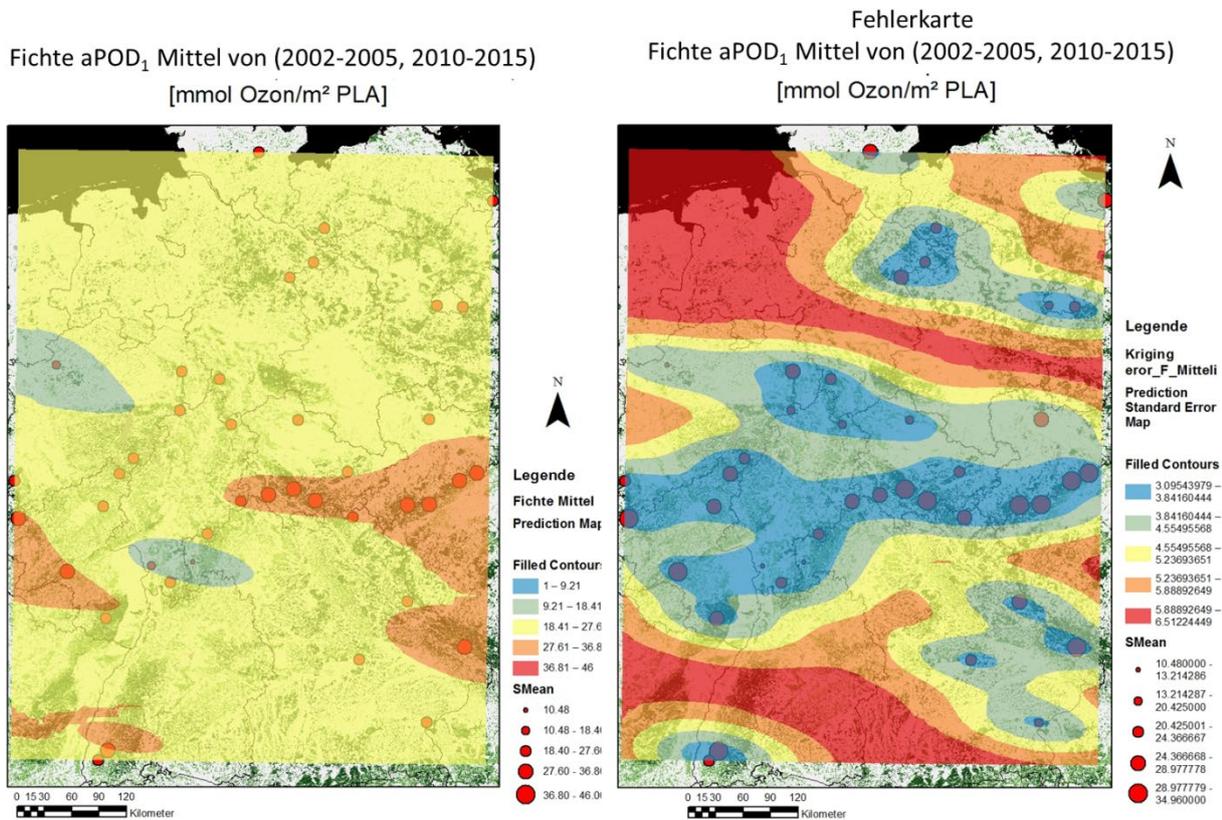
Betrachtet man die Karten, die den Standardfehler des Kriging darstellen (Abbildung 57, Abbildung 59, Abbildung 61 und Abbildung 63), treten immer wieder Bereiche auf, die einen hohen Standardfehler zeigen. Dies betrifft Gebiete, in denen keine oder nur vereinzelt Messpunkte mit hoher Distanz zu den jeweiligen Nachbarn vorhanden sind. Dies führt letztendlich zu einem erheblichen Anwachsen des Standardfehlers. Umgekehrt ist der Standardfehler in Gegenden mit einer hohen Dichte und nicht weit voneinander entfernten Messpunkten am geringsten. Damit lässt sich klar belegen, dass weitere Messstationen, die Ozon und Temperatur gleichzeitig messen, vor allem in Baden-Württemberg, Bayern sowie im Nordwesten bzw. Nordosten Deutschlands hinzugezogen werden müssen (rote Bereiche), um eine exaktere räumliche Verteilung der aPOD₁ in Deutschland zu ermitteln.

Daraus folgt, dass nach aktuellem Stand die Dichte im Mittelgebirgsraum ausreichend zu sein scheint, während in den Gebieten mit geringerem Stationsanteil eine Verdichtung der Stationen stattfinden müsste.

Betrachtet man die Werte für den Range in den ermittelten Semivariogrammen (Tabelle 10), ist, um eine bessere flächendeckende Abschätzung der aPOD₁ zu bekommen, eine maximale Distanz der Messstation von schätzungsweise 100 bis 150km notwendig.

Dies müsste vor allem in Bayern, Baden-Württemberg, Sachsen-Anhalt, Niedersachsen und Schleswig-Holstein (eventuell auch nördliches Nordrhein-Westfalen) zu Neuanlage bzw. Verlegung und somit einer Verdichtung von Messstationen führen.

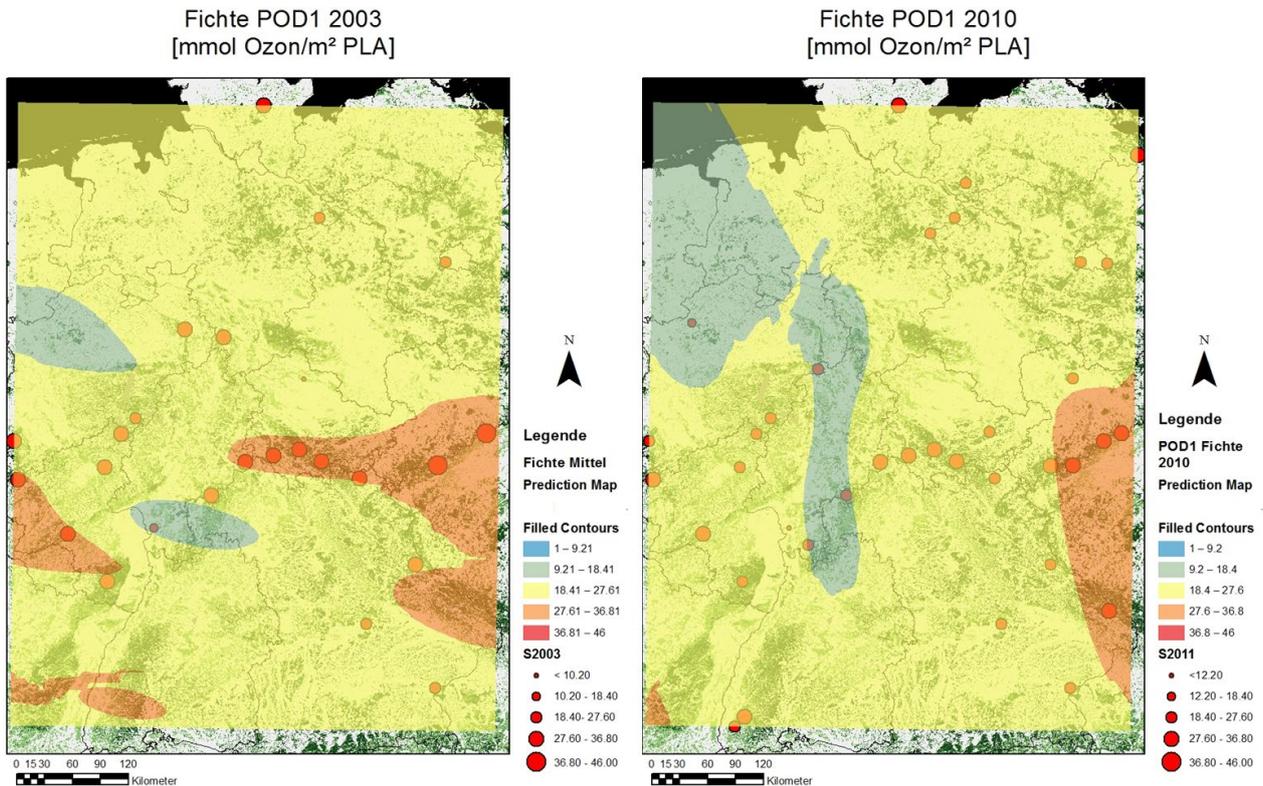
Abbildung 63: Verteilung der aPOD₁ (mmol O₃ m⁻² PLA) für die Rezeptorart Fichte. Mittelwert der Jahre 2002-2005, 2010 – 2015 (links) und der Standardfehler der gemittelten Zeitreihe (rechts).



Quelle: Eigene Darstellung, Universität Trier

Eine exaktere räumliche Verteilung der aPOD₁ und damit die Einschätzung eines Risikos durch Ozonbelastung sind also nur mit einer Verdichtung des Messnetzes zu erreichen. Dies betrifft die Einschätzung des Ökosystemtyps Wald (im speziellen Buche und Fichte), da nur Messstationen einbezogen wurden, die Wald als höchsten Anteil innerhalb eines 10 km Radius besitzen. Für die anderen Rezeptoren (Acker/Grünland) sollte in zukünftigen Studien eine ähnliche Betrachtung durchgeführt werden.

Abbildung 64: Verteilung der aPOD₁ (mmol O₃ m⁻² PLA) für die Rezeptorart Fichte eines besonders warmen, trockenen Jahres (2003) und eines feuchten, kühlen Jahres (2010).



Quelle: Eigene Darstellung, Universität Trier

Tabelle 10: Angaben zu den dem Kriging zu Grunde liegenden Semivariogrammen, entsprechend den Karten in den Abbildungen Abbildung 57 bis Abbildung 64.

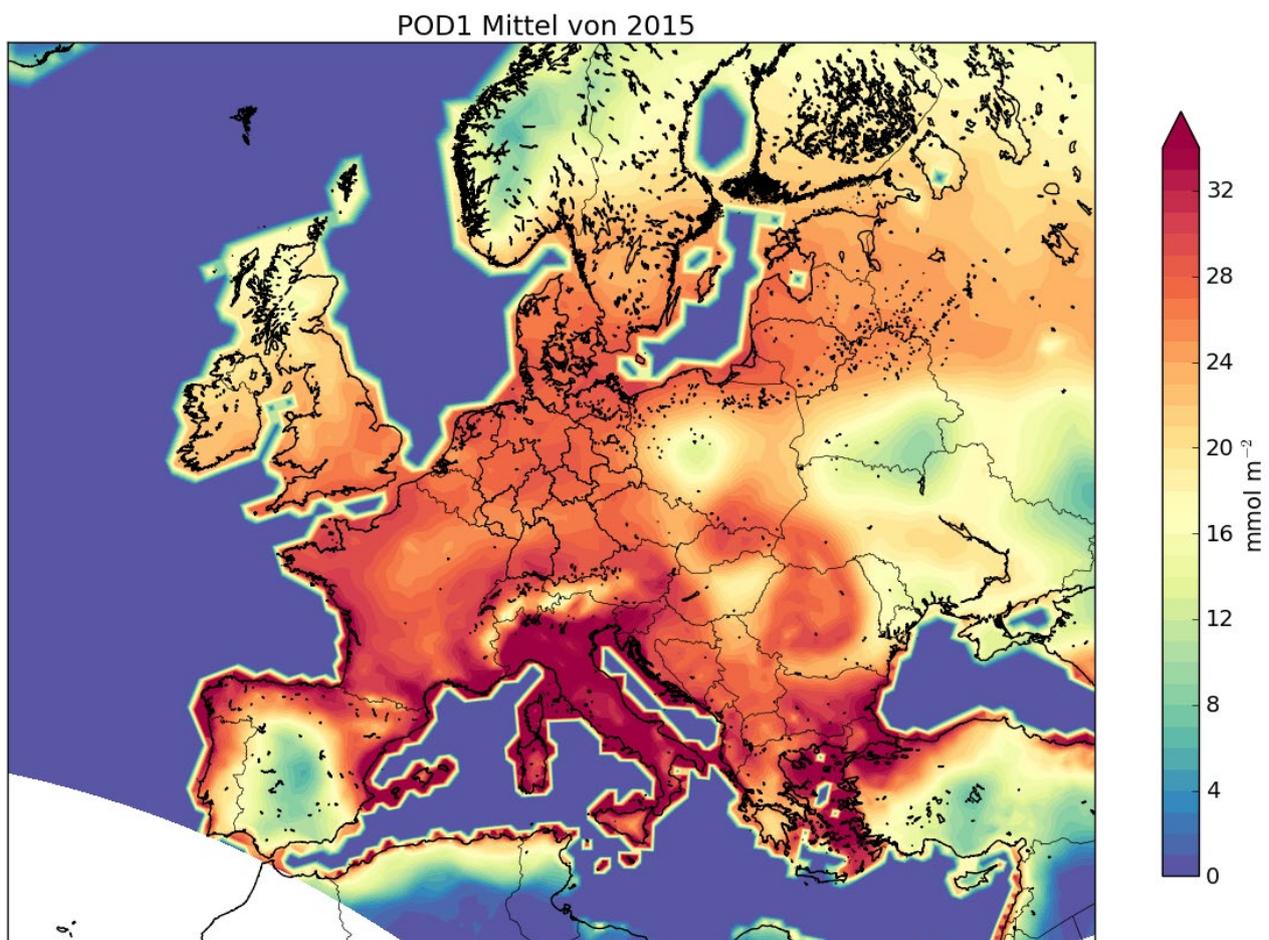
	Modell Typ	Anzahl der Lags	Nugget	Partial Sill	Major Range [km]	Minor Range [km]	Winkel [°]	Anzahl der Messstationen
Mittlere Jahrestemperatur [°C]								
Mittel	Spherical	10	0,72	2,39	250	127,79	127,8	41
2003	Spherical	10	1,08	1,27	250	145,90	145,9	22
2010	Spherical	10	0,74	2,51	250	146,95	147,0	37
Jährliche Ozonsumme (sum O₃) [ppb]								
Mittel	Exponentiell	10	415	1679	250	98,70	143,8	41
2003	Exponentiell	10	149	4196	250	153,24	98,3	22
2010	Exponentiell	10	0	2265	250	98,8	141,6	37
POD₁ Buche								
Mittel	Gauß	10	8,63	7,06	250	128,78	12,7	41
2003	Gauß	10	14,61	18,35	250	153,24	88,9	22

2010	Gauß	10	9,05	4,32	250	118,43	3,3	37
POD₁ Fichte								
Mittel	Gauß	10	9,47	24,98	234	86,44	98,8	41
2003	Gauß	10	9,37	67,73	250	153,24	93,0	22
2010	Gauß	10	13,97	16,48	250	115,78	173,5	37

5.3 Flussberechnungen durch EMEP

Um eine weitere Einschätzung der Repräsentanz der Messpunkte vorzunehmen, können Ergebnisse der Auswertung des POD₁ und POD₃ durch numerische Simulationen eines atmosphärischen Ausbreitungsmodells verwendet werden. Hierzu können Daten, die durch EMEP²⁰ bereitgestellt werden, herangezogen werden. Allerdings liegen diese erst ab 2015 in einer höheren Auflösung von 0,1° (entspricht ungefähr 10 km) vor (vgl. Abbildung 66). Davor liegen die Daten nur in einer Maschenweite von 50 km vor (vgl. Abbildung 65 für das Jahr 2015).

Abbildung 65: POD₁ Berechnung durch EMEP (50km Auflösung) für Europa.

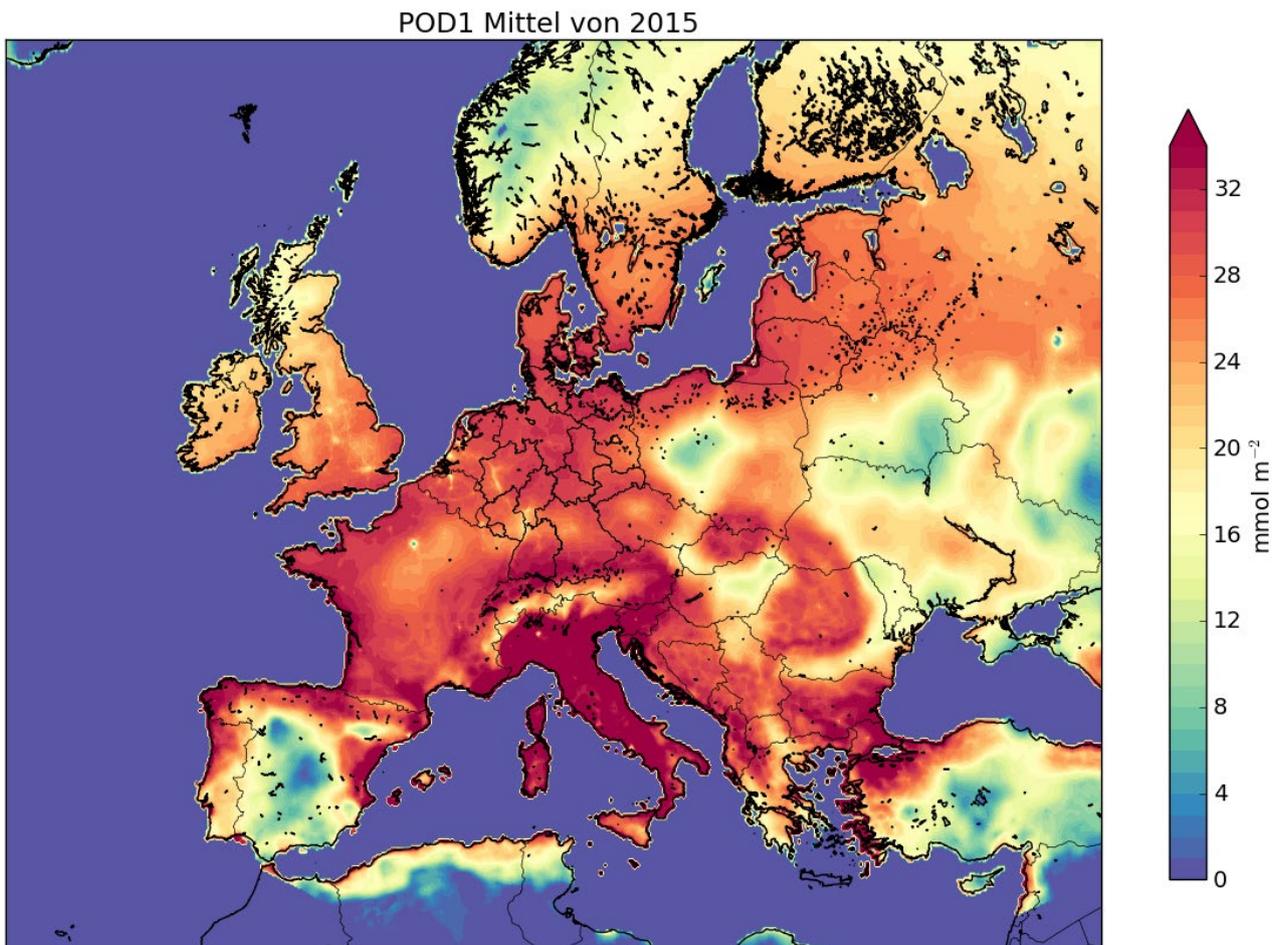


Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

²⁰ <http://www.emep.int/>

Die geringere Auflösung ist gleichbedeutend mit einem geringeren Detailgrad. Kleinräumige Gegebenheiten können von einer geringeren Auflösung nicht adäquat wiedergegeben werden. Gut sichtbar ist dies zum Beispiel an den Küsten Deutschlands. Da die POD_y eigentlich nicht über Wasser berechnet wird, sieht man den Nachteil der geringeren Auflösung sehr gut. Die Ostsee im Bereich Deutschland, Dänemark und Skandinavien wird teilweise noch als Land angesehen, was bei der höheren Auflösung nicht der Fall ist (vgl. Abbildung 65 und Abbildung 66).

Abbildung 66: POD_1 Berechnung durch EMEP (0.1° Auflösung) für Europa.



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

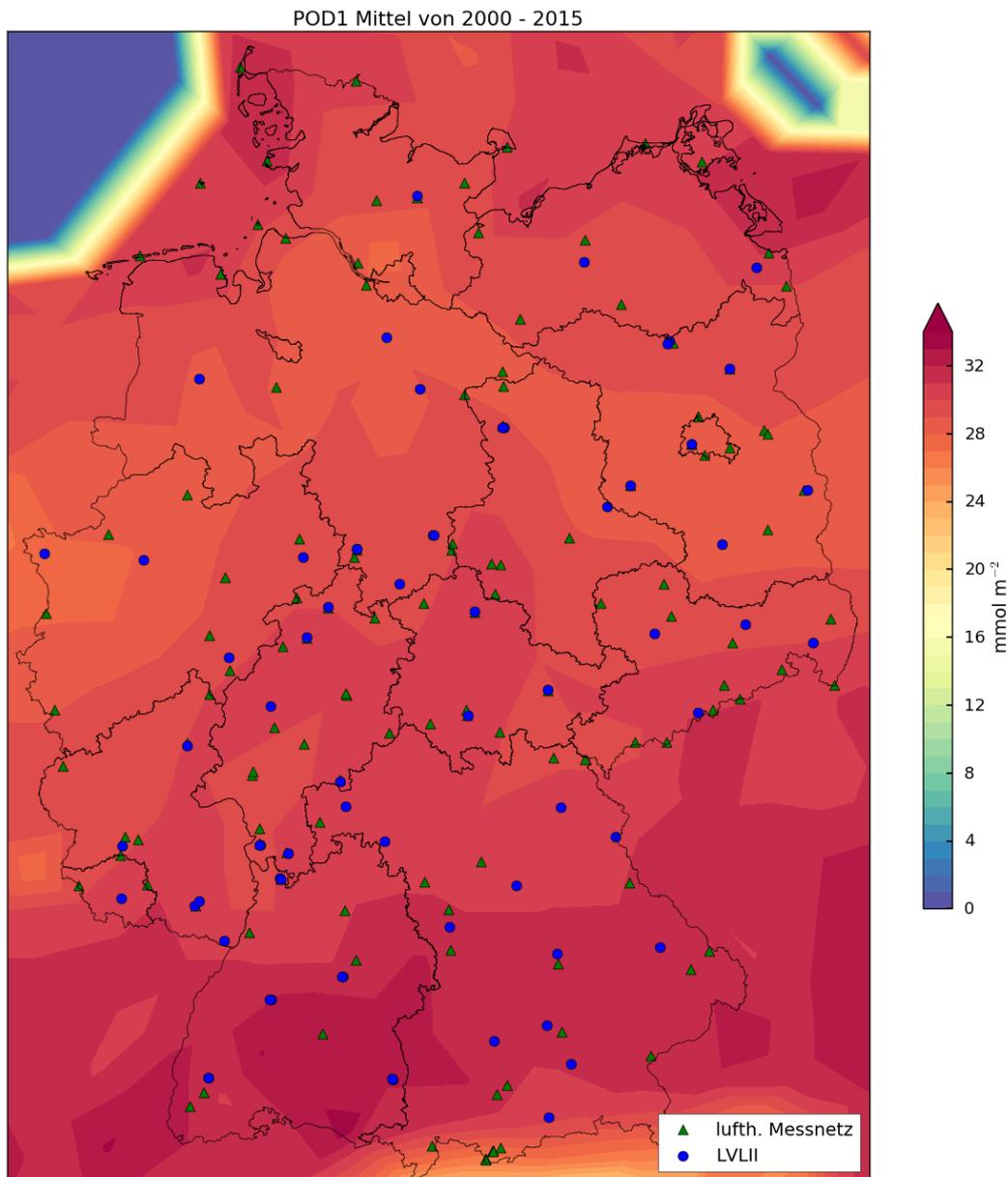
EMEP berechnet die POD_y mit Hilfe von DO_3SE , wobei die simulierten Größen (Meteorologie, Luftchemie, etc.) als Eingangsgrößen dienen. Aus den Ergebnissen der numerischen Simulationen können mit Hilfe der Koordinaten der Messpunkte für diese die POD_y -Werte ermittelt werden.

Zur Evaluation wurde die POD_1 (als Referenz für Wald) und POD_3 (als Referenz für Kulturpflanzen) für die Jahre 2000 – 2015 an den jeweiligen Messpunkten aus den EMEP Daten extrahiert. Anschließend wurden die Verteilungen der POD_1 und POD_3 für ganz Deutschland²¹ und der für die jeweiligen Flussmodelle verfügbaren Messpunkte gegenübergestellt. Damit kann eine Abschätzung getroffen werden, wie repräsentativ die einzelnen Messpunkte für ganz Deutschland sind. Allerdings hat sich das Problem ergeben, dass zwar die Simulation mit $0,1^\circ$ Auflösung einen höheren Detailgrad aufweist

²¹ Die EMEP Daten wurden entsprechend aufbereitet, sodass nur Punkte innerhalb Deutschlands berücksichtigt wurden.

und somit kleinräumige Gegebenheiten besser wiedergeben würde, aber ein Jahr keine hinreichende Aussagekraft bezüglich einer mehrjährigen Evaluation bietet. Die EMEP Daten mit einer Auflösung von 50km hingegen lagen für einen Zeitraum von 2000-2015 vor, wodurch prinzipiell eine höhere Aussagekraft besteht. Deswegen wurden die gröber aufgelösten Daten zur Auswertung verwendet und die präsentierten Ergebnisse beziehen sich ab hier, wenn nicht explizit erwähnt, immer auf die Daten der EMEP Simulationen mit einer Auflösung von 50km.

Abbildung 67: POD_1 Berechnung durch EMEP (50km Auflösung) für Deutschland mit Lage aller Messpunkte.



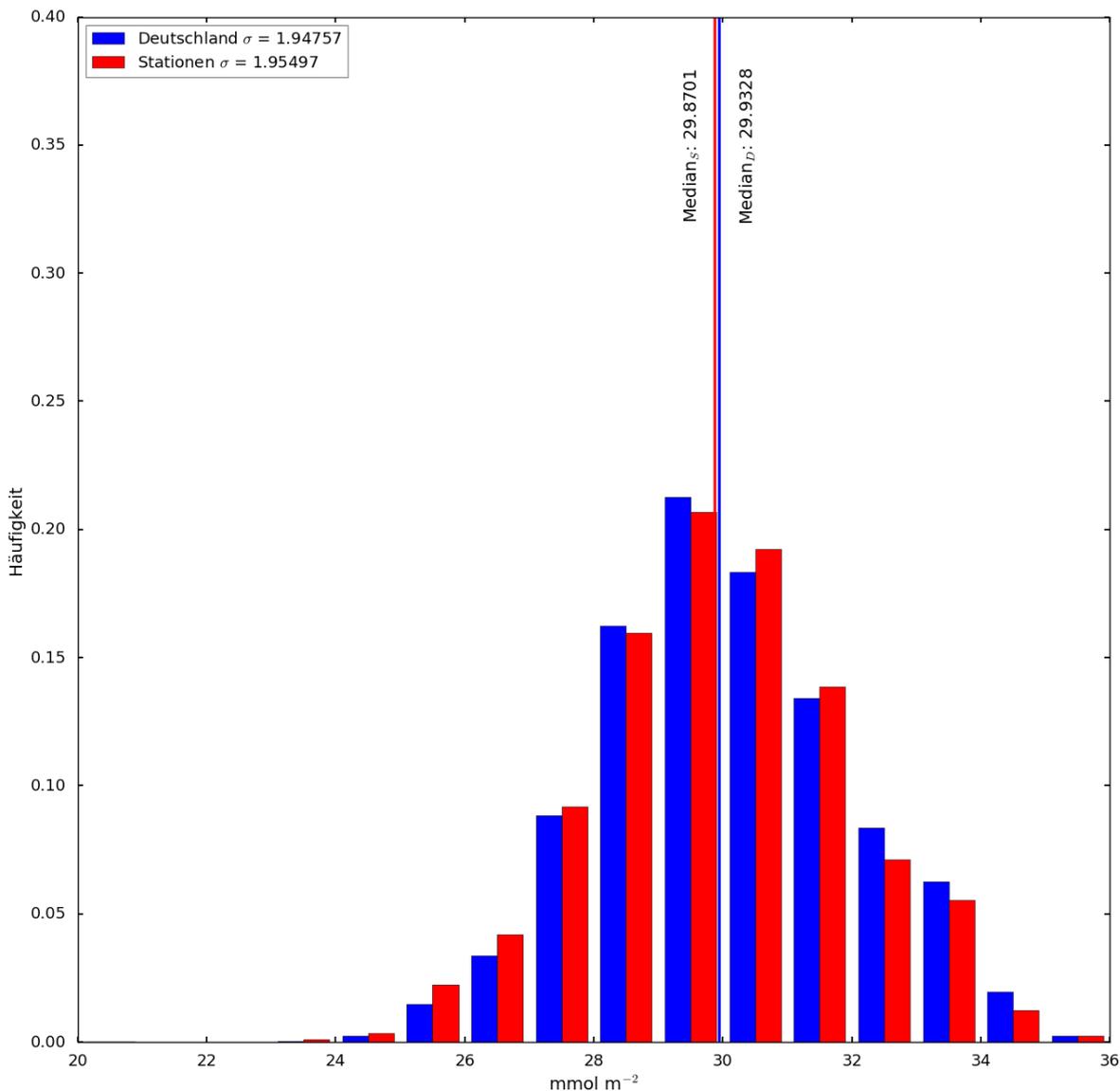
Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Abbildung 68 zeigt die Verteilung für ganz Deutschland und die Verteilung an allen theoretisch verfügbaren Messpunkten²² extrahierten Daten als Histogramme. Der Median für Deutschland und für die eingeflossenen Stationen ist jeweils als vertikaler Balken gekennzeichnet. Es ist ersichtlich, dass die

²² Dies schließt alle 106 Messpunkte (Flächen mit Passivsammlern bleiben unberücksichtigt) ein.

Verteilung der POD_1 an den Messpunkten der Verteilung in ganz Deutschland ähnelt. Das Mittel der Verteilung für Deutschland liegt bei etwa $30,05 \text{ mmol m}^{-2}$, der Median bei $29,93 \text{ mmol m}^{-2}$ und die Standardabweichung bei $1,95$. Das Mittel der Messpunkte liegt bei etwa $29,91 \text{ mmol m}^{-2}$, der Median bei $29,87 \text{ mmol m}^{-2}$ und die Standardabweichung bei $1,95$. Allein sehr hohe Werte der POD_1 (ab 32 mmol m^{-2}) sind, im Vergleich zu den deutschlandweiten Werten, leicht unterrepräsentiert. Geringere Werte (kleiner als 27 mmol m^{-2}) sind hingegen leicht überrepräsentiert.

Abbildung 68: Verteilung der POD_1 aus EMEP Daten für ganz Deutschland und an den Messpunkten extrahierten Daten (EMEP) für die Jahre 2000 – 2015, N = 106.

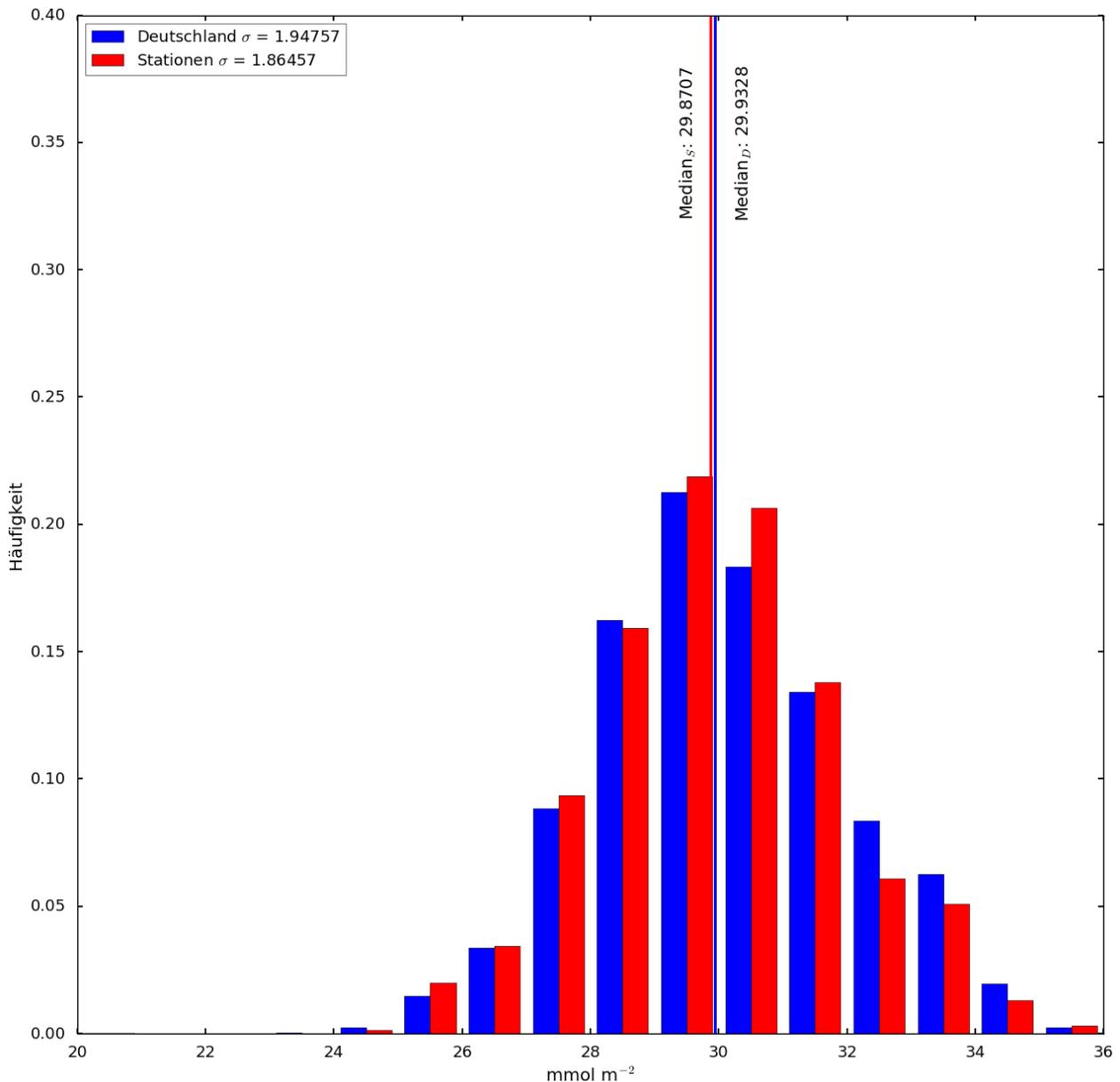


Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Betrachtet man die Verteilung für jene Messpunkte an denen nur das Flussmodell rFO_3REST betrieben werden kann (vgl. Abbildung 69), ergibt sich für das Mittel der Stationen $29,93 \text{ mmol m}^{-2}$, für den Median $29,87 \text{ mmol m}^{-2}$ und für die Standardabweichung $1,86$. Die Verteilung für die Messpunkte an denen FO_3REST/DO_3SE betrieben werden kann, ergibt ein Mittel von $29,97 \text{ mmol m}^{-2}$, einem Median von $29,97 \text{ mmol m}^{-2}$ und eine Standardabweichung von $1,87$. Auch hierfür ergibt sich eine gute Repräsentanz der Stationen für ganz Deutschland.

Weiter ist darauf hinzuweisen, dass die POD_1 an jeder Station, aber auch für ganz Deutschland, über dem angegebenen kritischen Belastungsgrenzen von 4, 8 und 2 $mmol\ m^{-2}$ für Buche und Fichte liegt (vgl. Tabelle 1).

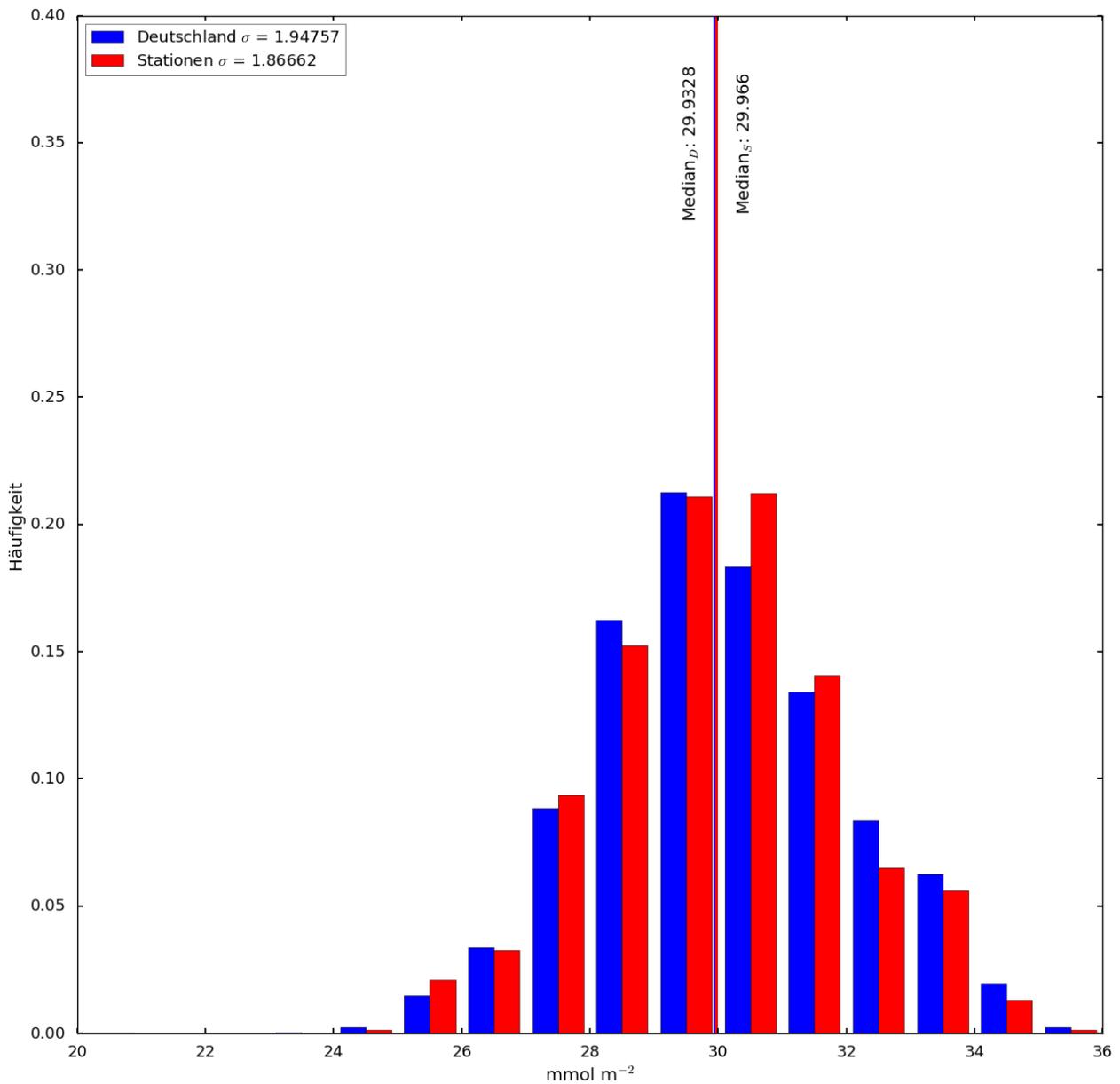
Abbildung 69: Verteilung der POD_1 aus EMEP Daten für ganz Deutschland und an den Messpunkten an denen Berechnungen mit rFO_3REST möglich ist (aus EMEP Daten) für die Jahre 2000 – 2015, $N = 83$.



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Für die Einschätzung für Nutzpflanzen verwendet EMEP die POD_3 für die IAM-gerechte Modellierung (vgl. Abschnitt 3.1), nicht die POD_6 , die nur bei der pflanzenart- und standortspezifischen Berechnung zur Anwendung kommt. Hier ergibt sich eine Verteilung im Falle aller theoretisch verfügbaren Messpunkte mit einem Mittel von 14,85 $mmol\ m^{-2}$, einem Median von 15,07 $mmol\ m^{-2}$ und eine Standardabweichung von 3,47. Die Verteilung für Deutschland ergibt ein Mittel von 15,21, einem Median von 15,34 und eine Standardabweichung von 3,06 (vgl. Abbildung 71).

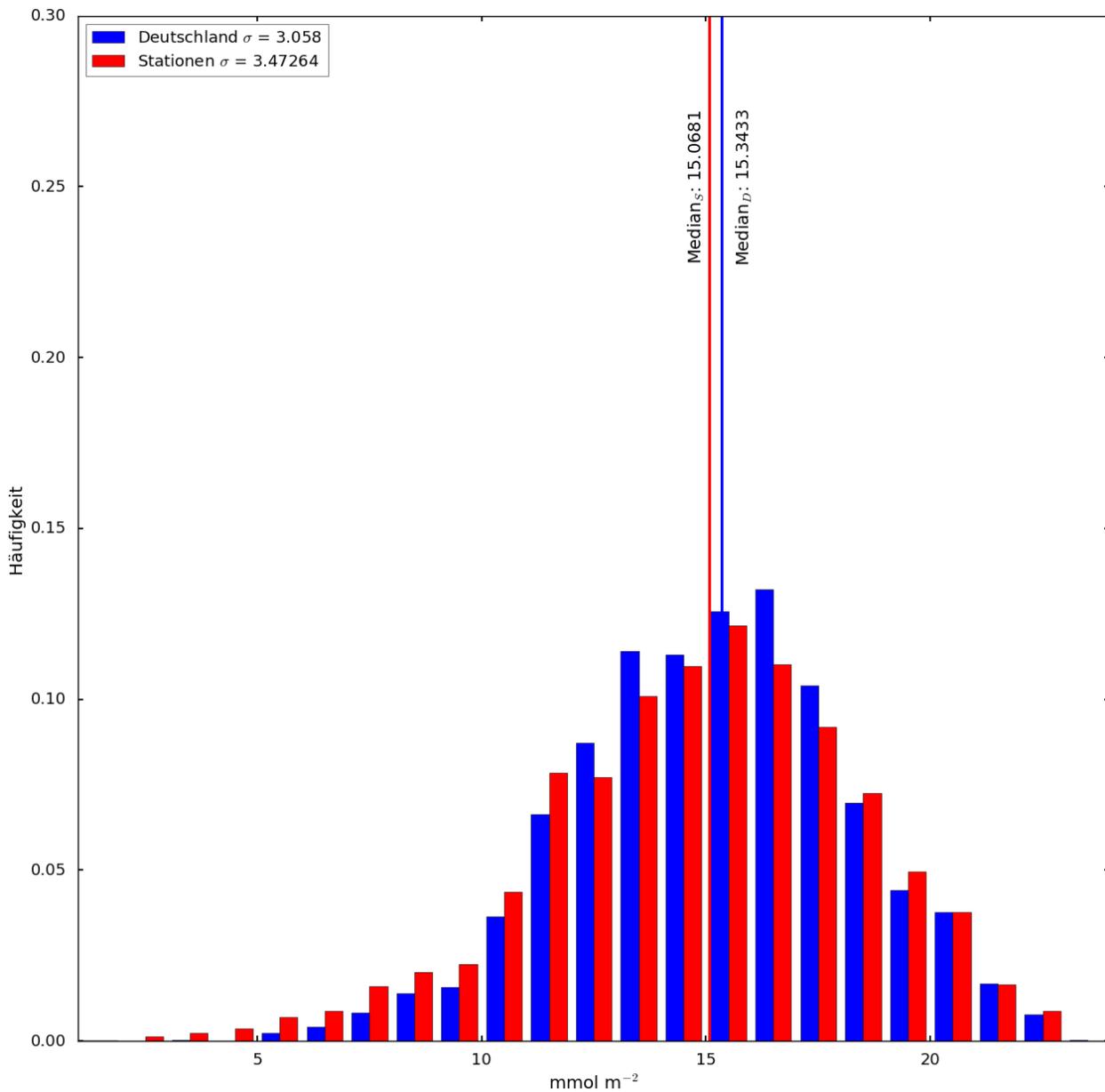
Abbildung 70: Verteilung der POD_1 aus EMEP Daten für ganz Deutschland und an den Messpunkten an denen Berechnungen mit FO_3REST / DO_3SE möglich ist (aus EMEP Daten) für die Jahre 2000 – 2015, $N = 48$.



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Eine Verteilung der Messpunkte an denen $rCRO_3PS$ (Pendant zu rFO_3REST , nur für Kulturpflanzen) angewandt werden kann, ergibt ein Mittel von $14,85 \text{ mmol m}^{-2}$, einem Median von $15,03 \text{ mmol m}^{-2}$ und eine Standardabweichung von $3,35$ (vgl. Abbildung 72).

Abbildung 71: Verteilung der POD_3 aus EMEP Daten für ganz Deutschland und an allen Messpunkten extrahierten Daten (EMEP) für die Jahre 2000 – 2015, N = 106.

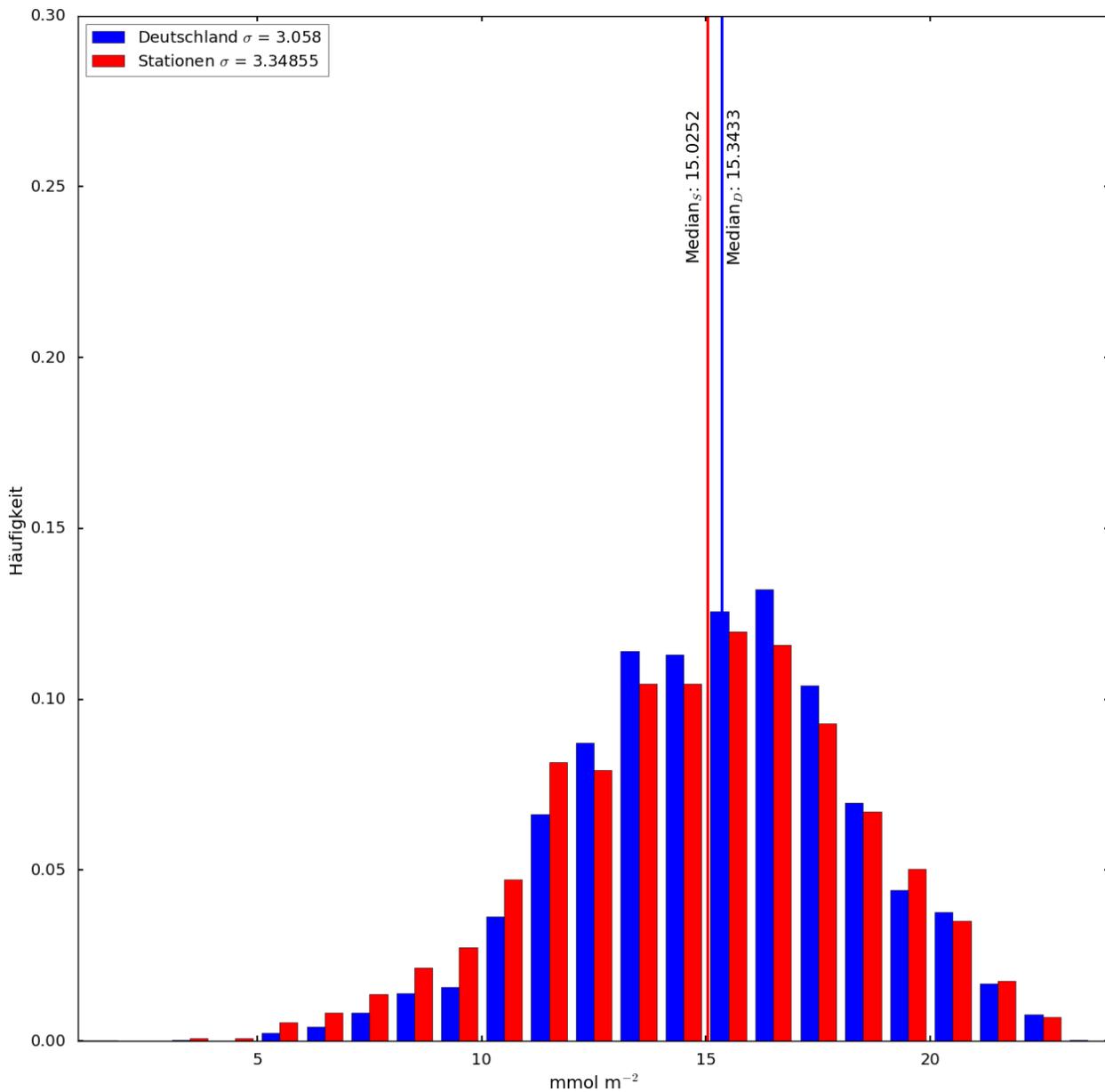


Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Betrachtet man die Verteilung für CRO_3PS (Pendant zu FO_3REST , nur für Kulturpflanzen) ergibt sich eine ähnliche Verteilung (vgl. Abbildung 73) mit einem Mittel von $14,92\ mmol\ m^{-2}$, eine Median von $15,01\ mmol\ m^{-2}$ und eine Standardabweichung von $3,16$.

Für alle drei Verteilungen ergibt sich somit eine recht gute Repräsentanz für Deutschland für die POD_3 aus den EMEP Daten.

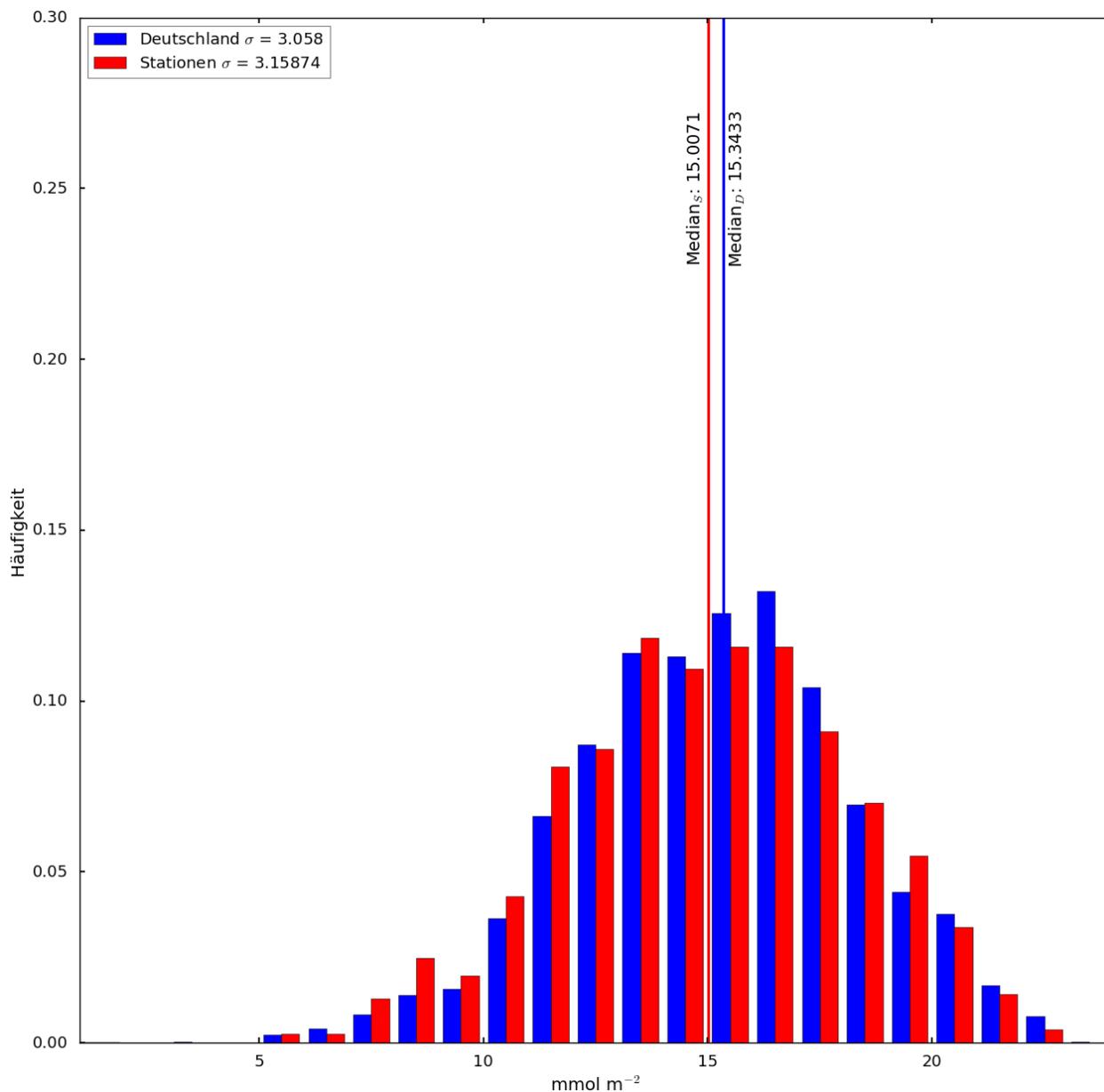
Abbildung 72: Verteilung der POD_3 aus EMEP Daten für ganz Deutschland und an den Messpunkten an denen Berechnungen mit $rCRO_3PS$ möglich ist für die Jahre 2000 – 2015, $N = 83$.



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Es sei allerdings darauf hingewiesen, dass es sich sowohl bei der POD_1 , als auch der POD_3 um eine Risikobewertung aus modellierten Daten mit einer recht hohen Maschenweite von 50 km handelt. Sehr kleine räumliche Differenzen können nicht durch eine derartige Maschenweite abgedeckt werden.

Abbildung 73: Verteilung der POD_3 aus EMEP Daten für ganz Deutschland und an den Messpunkten an denen Berechnungen mit CR_3PS/DO_3SE möglich ist für die Jahre 2000 – 2015, N = 48.



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

6 Wirkung

6.1 Ökophysiologisch

Der Einfluss troposphärischen Ozons auf zelluläre und molekulare Prozesse ist weitestgehend bekannt (Jolivet, et al., 2016). Ozon dringt über die Stomata in das Blattgewebe ein. Innerhalb des Blattes kann dies zu einer Reihe von chemischen Reaktionen führen, welche Schäden an den Zellmembranen zur Folge haben können. Daraus folgen negative Einflüsse auf den Metabolismus (insbesondere dePhotosynthese) der Pflanzen. Als starkes Oxidationsmittel führt Ozon zu verschiedenen Arten von sichtbaren Schäden wie Chlorosen und Nekrosen. Diese Symptome werden sowohl in kontrollierten Experimenten, als auch in ländlichen bzw. bewaldeten Gebieten, sowie Gebirgswäldern leewärts von Städten beobachtet. Zusätzlich kann Ozon zu vorzeitigem Altern der Blätter führen. Obwohl sichtbare Schäden sinnvoll bei der Ermittlung eines Einflusses von O_3 sind, zeigen sie nicht immer einen Zusammenhang mit einem Rückgang des Wachstums (de Vries, et al., 2014).

Zur Wirkung von bodennahem Ozon auf die Vitalität und Funktionen (z.B. Zuwachs) von Bäumen liegen noch keine verlässlichen Ergebnisse vor. Während manche aktuelle Arbeiten keine Korrelation zwischen Zuwachs und Ozon (Etzold et al. in Vorbereitung) nachweisen können, stellen andere Zuwachs- bzw. Vitalitätsverluste dar (Matyssek, et al., 1997; Kolb, et al., 2001; Matyssek, et al., 2003; Matyssek, et al., 2004; Braun, et al., 2014; Braun, et al., 2017).

Obwohl durch Ozon in kontrollierten Experimenten ein negativer Effekt auf das Wachstum von Pflanzen nachgewiesen werden konnte, ist der Einfluss von Ozon auf das Wachstum von Wäldern unter realen Bedingungen schwer zu erfassen. Dies liegt vor allem daran, dass nicht nur Ozon zu einem reduzierten Wachstum führt, sondern noch weitere Einflussfaktoren dazu beitragen können. Neben Ozon ist zum Beispiel Trockenheit mit Wachstumseinschränkungen verbunden. Nicht selten korrelieren Trockenheit und hohe Ozonkonzentrationen in den Frühjahrs- und Sommermonaten miteinander. Lange Perioden mit Hochdruckeinfluss können durch Ausbleiben von Niederschlagsereignissen zu Trockenheit führen. Nicht selten ist dies mit hohen Temperaturen und Ozonkonzentrationen verbunden. Wasserstress durch Trockenheit führt letztendlich dazu, dass die stomatare Leitfähigkeit verringert wird, um die Transpiration zu mindern. Dies führt gleichzeitig dazu, dass die Aufnahme von CO_2 und anderen Schadgasen, wie z.B. Ozon, verringert wird (Löw, et al., 2006; Cailleret, et al., 2018).

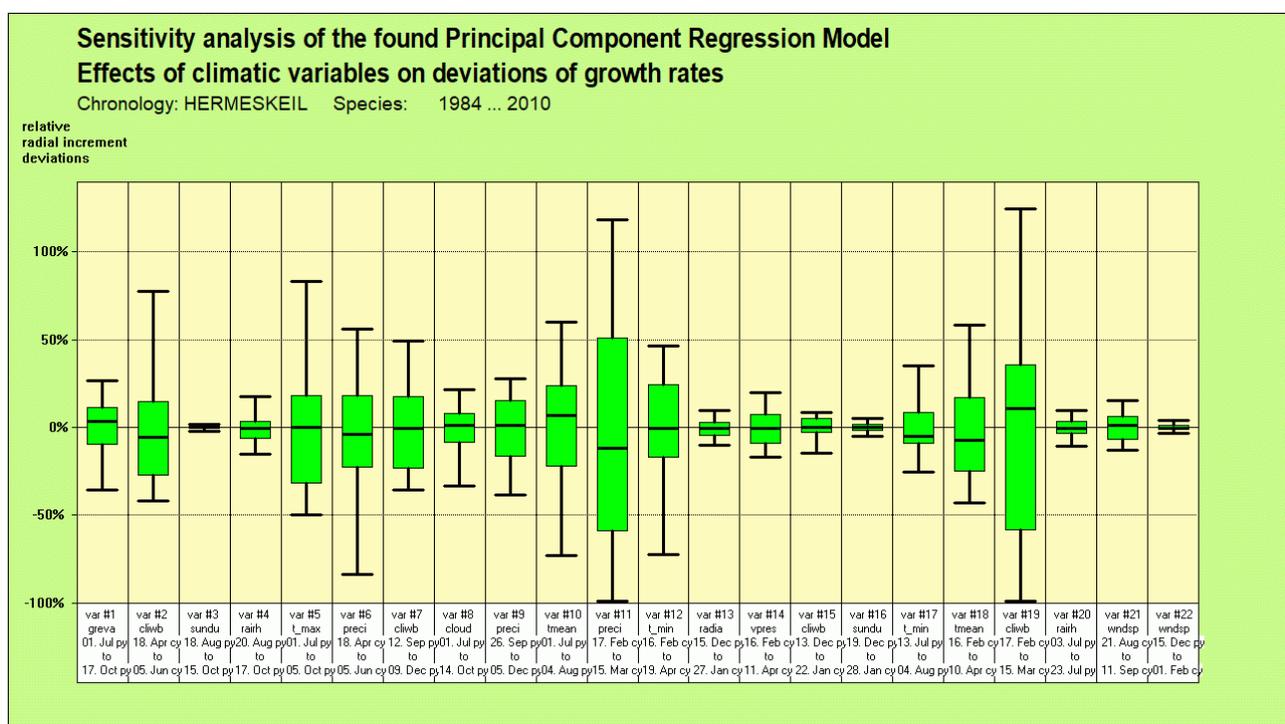
Die kontrollierten Experimente sind nützlich und wertvoll, um eine Dosis-Wirkungs-Beziehung herzustellen. Allerdings stellen diese Experimente immer einen Idealfall einer erhöhten Exposition dar. Selbst bei der Freiland-Begasung im Kranzberger Forst ist dies der Fall, da zwar für alle Bäume die meteorologischen Bedingungen gleich sind, jedoch nicht die Ozonkonzentration. Dies bedeutet in gewisser Weise eine erzwungene Aufnahme von Ozon, weil im Realfall (hier die Kontrollbäume) eine niedrigere Ozonkonzentration vorherrscht. Diese Experimente setzen die Bäume einer erhöhten Ozonkonzentration aus, obwohl die Umweltbedingungen dies nicht zulassen würden. So führt zum Beispiel eine gute Wasserversorgung und eine niedrige Temperatur zwar zu einer besseren Leitfähigkeit der Stomata, allerdings sind dies auch Bedingungen in denen eine eher niedrige Ozonkonzentration zu erwarten wäre. Im Falle der begasteten Individuen ist dies eine erzwungene Aufnahme von Ozon. Im realen Fall würde per se weniger Ozon aufgenommen werden. Deswegen ist es viel schwieriger, in einem realen Fall eine Dosis-Wirkungs-Beziehung herzustellen.

Als Beispiel soll hier eine Auswertung zum radialen Zuwachs und dem Einfluss verschiedener meteorologischer Parameter gezeigt werden, die vor dieser Studie an einer Level-II-Fläche (Hermeskeil) durchgeführt wurde. Hierfür wurde für einen Zeitraum von 1984 bis 2010 eine Hauptkomponentenanalyse durchgeführt (vgl. Abbildung 74). Es wurden verschiedene Größen und ihr Einfluss auf den Zuwachs ermittelt, allerdings wurde Ozon nicht berücksichtigt. Die Variablen wurden nicht als Jahresmittel oder als Jahressumme berücksichtigt, sondern in feinere Zeitschritte (Monate) unterteilt. Es zeigt sich, dass die einzelnen Einflussfaktoren bestimmte „Zeitfenster“ haben, in denen ihr Einfluss

sich am größten auf das Wachstum auswirkt. Zum Beispiel zeigt sich für den Niederschlag („preci“), dass dessen Einfluss auf das Wachstum am größten zum Anfang des Jahres ist (in der Auswertung 17. Feb bis 15. März). Gleiches gilt für die Klimatische Wasserbilanz („clwb“). Diese beiden Variablen tragen einen hohen Anteil zur Varianz des Zuwachses bei und zwar jeweils zum Anfang des Jahres. Das heißt der Zuwachs wird ausschlaggebend durch diese beiden Variablen zum Jahresbeginn beeinflusst. Zum gleichen Zeitpunkt, wenn auch mit einem geringeren Einfluss, beeinflusst die Temperatur („t_min“ und „tmean“) den Zuwachs. Damit zeigt sich, dass die Weichen des Zuwachses schon früh im Jahr gestellt werden. Und zwar zu einem Zeitpunkt in dem hohe Ozonwerte meist noch keine Rolle spielen.

Später im Jahr hat auch die maximale Temperatur („t_max“) einen größeren Einfluss auf den Zuwachs. Gleichzeitig zeigt sich auch, dass der Niederschlag immer noch einen recht großen Einfluss auf das Wachstum besitzt. Hier können allerdings höhere Ozonwerte auftreten, wodurch ein Einbezug von Ozonwerten bzw. der POD_y nötig wäre, um eine abschließende Aussage treffen zu können.

Abbildung 74: Hauptkomponentenanalyse für Zuwachs von Fichte und Einflussfaktoren an der Level-II-Fläche Hermeskeil.



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

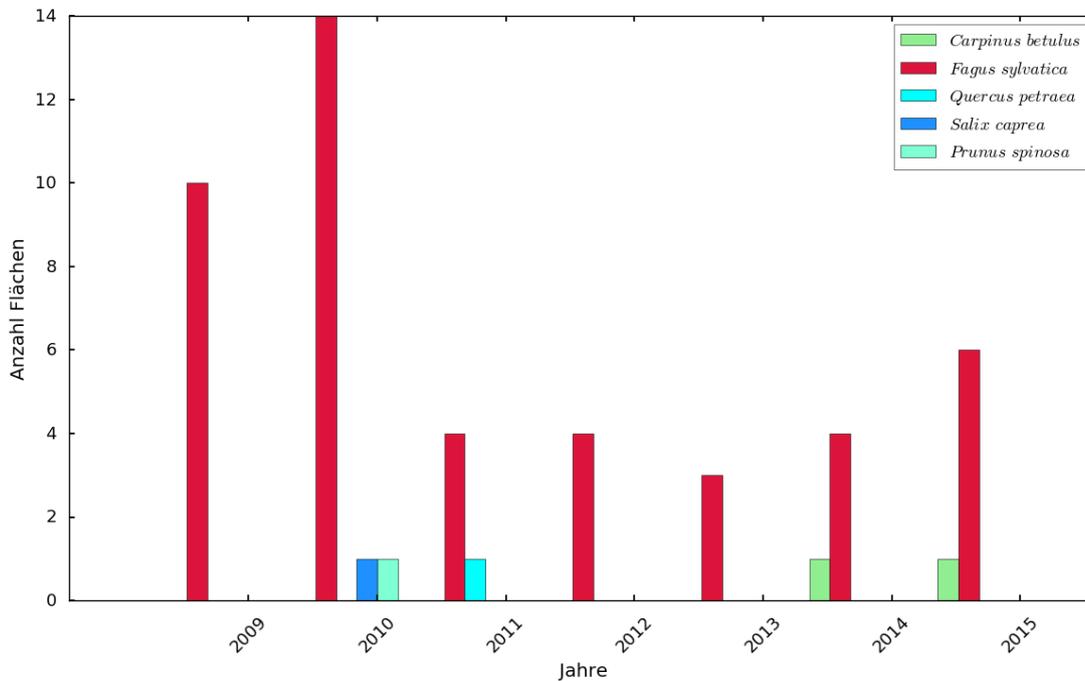
Dies zeigt, es muss eine Vielzahl von Einflussfaktoren berücksichtigt werden, um letztendlich den Einfluss von Ozon auf das Wachstum von Bäumen im realen Fall zu quantifizieren. Dies ist in der Kürze der Zeit dieses Projektes nicht möglich gewesen. Deswegen wurde nur eine Auswertung bezüglich visueller Schäden an Level-II-Flächen in Deutschland vorgenommen. Die Ergebnisse werden im nächsten Kapitel dargelegt.

6.2 Schäden an Nadeln und Blättern

Im Folgenden soll kurz ein Überblick über die an Level-II-Flächen aufgenommenen Ozonschäden gegeben werden. In Deutschland wurden in den Jahren 2009 und 2015 an insgesamt 29 Level-II-Flächen Daten zu visuellen Schäden an Pflanzen erhoben. Die visuellen Schäden werden einmal im Jahr (vor

Die hier vorgenommene Auswertung konzentriert sich auf einen Zeitraum von 2009 bis 2015. In diesem Zeitraum wurden an mindestens 11 Flächen kontinuierlich sichtbare Schäden erhoben, wobei das Jahr 2010 mit 25 Flächen die meisten Erhebungen darstellt.

Abbildung 76: Anzahl der Flächen pro Jahr, an denen sichtbare Ozonschäden ermittelt wurden (Symptome an mindestens einem Rechteck des Probestreifens). Aufgeschlüsselt nach Arten.



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

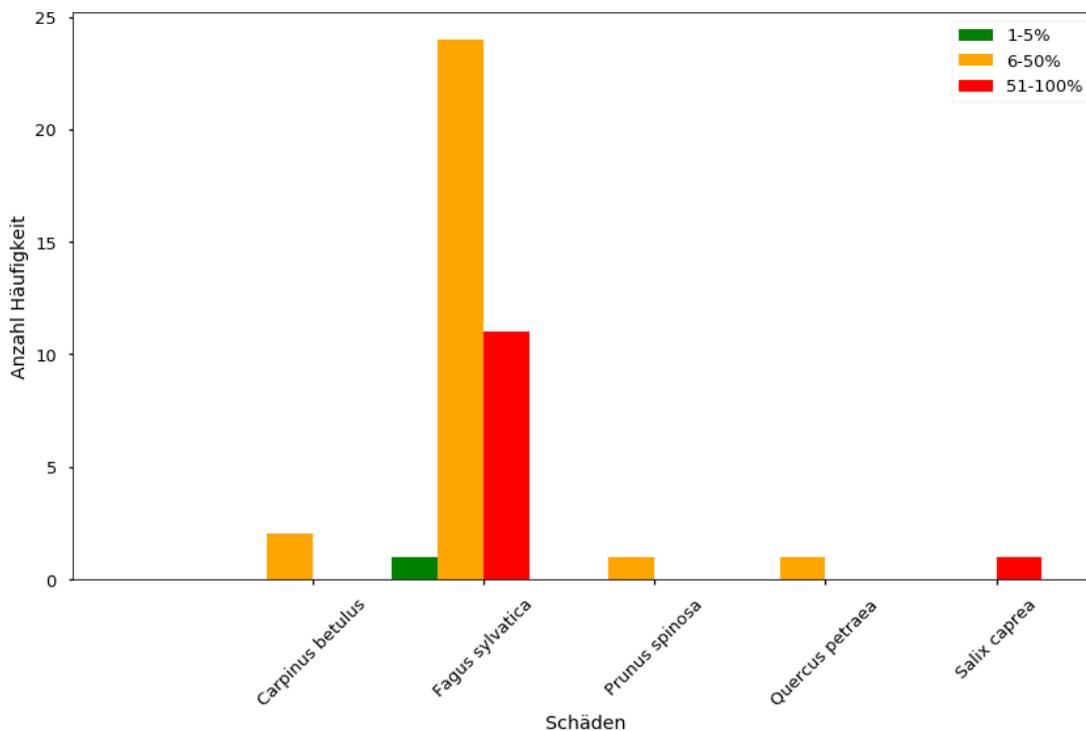
Die Auswertung erfolgte in mehreren Schritten. In einem ersten Schritt wurde die Häufigkeit von Ozonschäden, bezogen auf den betrachteten Zeitraum für jede Fläche ermittelt. Sobald an einer der beobachteten Spezies ein Symptom für Ozonschäden nachgewiesen werden konnte (es reicht eine Spezies eines Rechtecks des Probenahmestreifens), gilt dieses Jahr als ein Jahr mit aufgetretenen Symptomen (vgl. Abbildung 75).

Im zweiten Schritt wurden die nachgewiesenen visuellen Schäden pro Baumart bestimmt. In einem weiteren Schritt wurde die Häufigkeit pro Rechteck der Probenahmestreifen und pro Baumart bestimmt und in die oben bereits genannten Intensitätsstufen eingeteilt.

Dabei ergibt sich, dass an den Flächen in Nordrhein-Westfalen und in Baden-Württemberg an allen Flächen Symptome in mehr als 50% der Jahre des betrachteten Zeitraums gemeldet wurden. Für eine Fläche in Rheinland-Pfalz wurde in einem gemeldeten Jahr Symptome nachgewiesen. Die einzige Fläche im Saarland zeigte an bis zu 50% der Jahre Schäden durch Ozon. In Thüringen, wo lange Zeitreihen für drei Flächen vorliegen, wurden hingegen keinerlei Symptome im betrachteten Zeitraum nachgewiesen. Gleiches gilt für Mecklenburg-Vorpommern. Auch auf den Flächen in Brandenburg zeigten sich keine Symptome, auch wenn die Zeitreihe hier sehr kurz ist.

Anscheinend ist hierbei der westliche Teil häufiger betroffen, als der östliche Teil. Dies wird später allerdings noch kurz erläutert. Die geringe Anzahl verfügbarer Daten, wie zum Beispiel Brandenburg (nur ein Jahr), oder das Fehlen der Angaben in einigen Bundesländern erschwert es allerdings, eine Aussage über ein längerfristiges, räumliches Muster zu treffen.

Abbildung 77: Häufigkeit der Intensitätsstufen (siehe Legende: Prozentanteil an Rechtecken, die Symptome aufweisen an der Gesamtzahl der Rechtecke der Probenahmestreifen,) innerhalb des betrachteten Zeitraum (2009-2015). Aufgeschlüsselt nach Spezies.



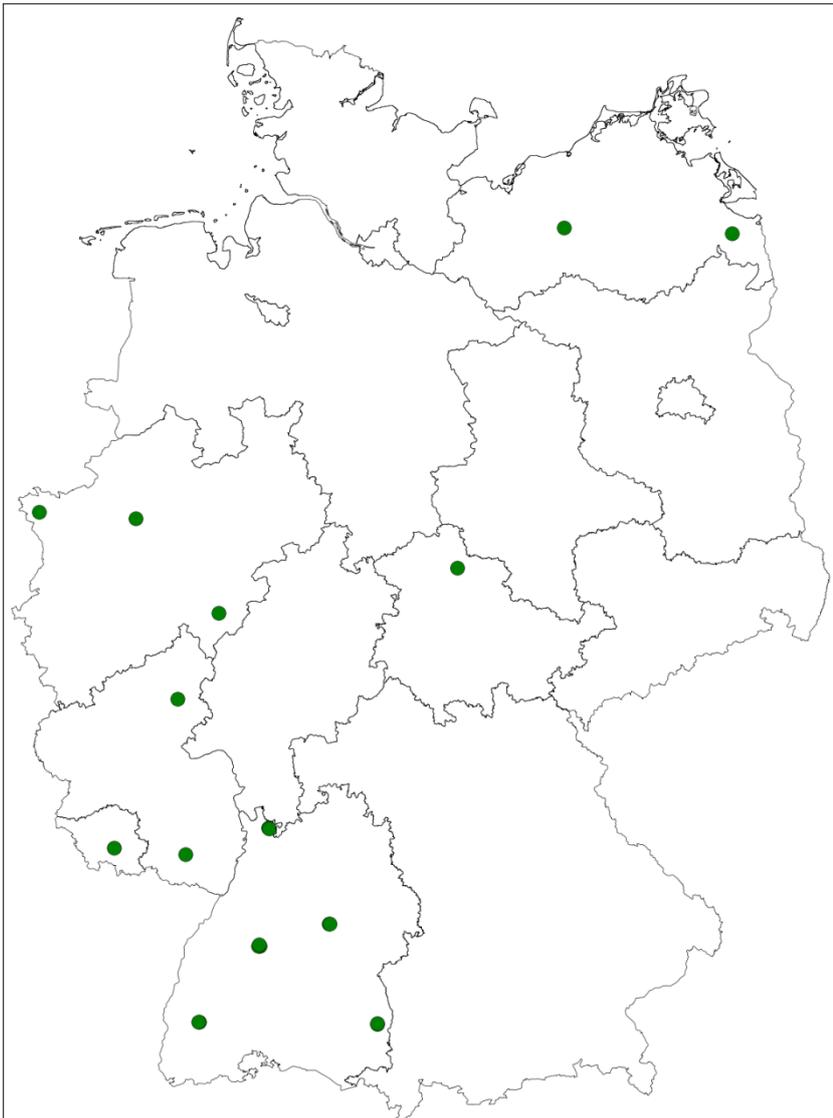
Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

Anschließend wurde die Häufigkeit der Intensitätsstufen (1-5%, 6 – 50%, 51 – 100%) der Ozonschäden auf den lichtexponierten Probenahmestreifen pro Art ausgewertet. Dies schließt alle Probenahmestreifen im betrachteten Zeitraum ein. Auf das Intervall 0% wurde verzichtet, da nur Ozonschäden ausgewertet werden sollten. Damit konnte festgestellt werden, wie häufig und in welcher Intensität Schäden einer bestimmten Art auftreten. Die Aufschlüsselung nach Arten ergibt, dass von allen erfassten Arten die Rotbuche (*Fagus sylvatica*) die größte Häufigkeit an Ozonsymptomen aufweist (vgl. Abbildung 76). Weiter zeigt sich, dass am häufigsten 6-50% der Probenahmestreifen Ozonschäden aufweisen, gefolgt von 51-100% (vgl. Abbildung 77).

Betrachtet man nun die räumliche Verteilung von *Fagus sylvatica* auf den Probenahmestreifen (vgl. Abbildung 78) zeigt sich, dass diese Art häufiger im Westen auf den Probenahmestreifen auftritt. *Fagus sylvatica* gilt zudem als die empfindlichste Baumart gegenüber Ozon in Mitteleuropa. Dies passt gut zu den gefundenen Häufigkeiten (vgl. Abbildung 76 und Abbildung 77).

Die zweithäufigsten Symptome weist die Hainbuche (*Carpinus betulus*) auf. Allerdings wurde dies nur in zwei Fällen in den Jahren 2014 und 2015 auf der Level-II-Fläche im Saarland erfasst. Sichtbare Ozonschäden an der Traubeneiche (*Quercus petraea*) wurden nur im Jahr 2011, auf der Fläche im Saarland, detektiert. Der Schlehdorn (*Prunus spinosa*) und die Sal-Weide (*Salix caprea*) zeigen jeweils im Jahr 2010 auf den Flächen in Nordrhein-Westfalen, an der Grenze zu Hessen bzw. Niedersachsen, Symptome von Ozonschäden.

Abbildung 78: Probenahmestreifen, auf denen Rotbuche (*Fagus sylvatica*) erfasst wurde.



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

6.3 Zuwachs

Mit Hilfe einer Jahrringchronologie wurde für den Standort 802 (Heidelberg) eine Korrelation zwischen der POD_1 und dem Zuwachs zwischen 2000 und 2015 vorgenommen. Die Analyse erfolgte ohne Einbezug von weiteren Klimawerten, da diese den Einfluss von Ozon überschreiben. Vielmehr sollte festgestellt werden, ob und wann der Einfluss von Ozon vorhanden ist. Es zeigt sich ein signifikant negativer Einfluss im August des Vorjahres und vom Anfang Mai bis Ende August des aktuellen Jahres (vgl. Abbildung 79) auf den Zuwachs.

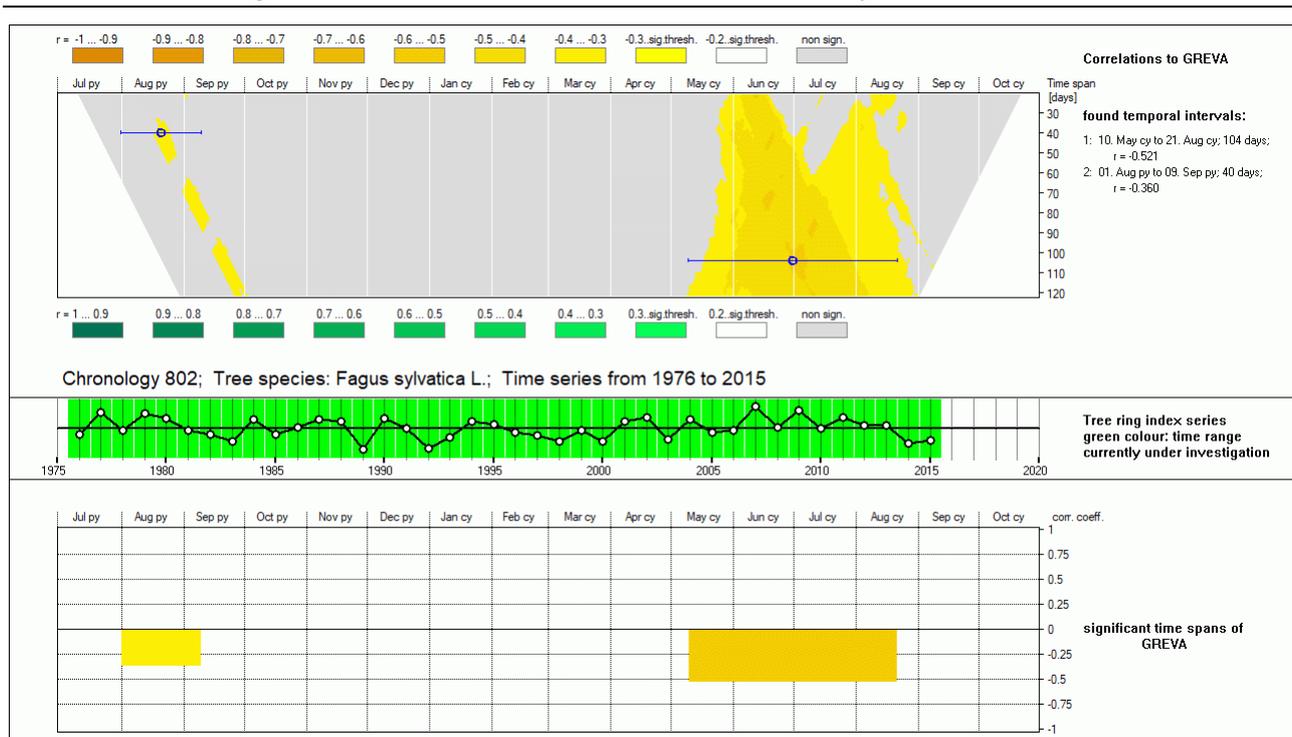
Grundsätzlich bietet diese Form der Analyse das Potenzial, die Ozonwirkung auf das Baumwachstum zu erfassen, jedoch ist durch die gegengerichtete Wirkung von Niederschlag und Ozon eine Analyse immer unter dem Aspekt der Wechselwirkungen zu sehen.

Auf lange Sicht ist es auch nicht ausgeschlossen, dass der Einfluss von Ozon auf das Wachstum von Wäldern durch das Auftreten O_3 -toleranter Genotypen potenziell durch Anpassungsprozesse reduziert werden kann (Zak, et al., 2011). Diese gegenseitige Abhängigkeit von Umwelteinflüssen führt zu synergetischen und antagonistischen Einflüssen, die schwer zu entwirren sind (Cailleret, et al., 2018).

Als weiterer Einflussfaktor auf das Wachstum sind Mastjahre zu nennen. So haben zum Beispiel Mastjahre von Buche und Fichte eine Verringerung des Zuwachses zur Folge. Mit Hilfe von Zeitreihen konnte eine negative Korrelation zwischen Samenbildung und radialem Zuwachs gefunden werden (Dittmar, et al., 2003; Selås, 2002). Von daher muss eine Korrelation von Zuwachs und Ozonfluss zusammen unter der Kovarianz der Fruktifikation erfolgen.

Bei einem Freiland-O₃-Anreicherungsexperiment im Kranzberger Forst (Bayern) wurden adulte Buchen und Fichten begast, um eine POD_y-Wirkung-Beziehung herzustellen. Hierfür wurden die Buchen und Fichten mit einem erhöhten O₃-Regime (2-fache O₃-Dosis) begast. Fünf weitere Buchen und Fichten dienten als Kontrolle (unverändertes O₃-Regime der Umgebungsluft). Hierbei wurde ein mittlerer, nicht statistisch signifikanter Verlust im jährlichen Radialzuwachs von 11,4% für Fichte und 11,5% für Buche gefunden (relativ zum jährlichen Radialzuwachs der Kontrollbäume). Weiter konnte für Buche ein Stamm-Jahreszuwachsverlust von 43,5% gefunden werden, während ein derartiger Zuwachsverlust für Fichte nicht beobachtet wurde. Die veränderte Allometrie im Oberstamm der begasteten Bäume führte zu einer Kompensation der Reduktion des Radialzuwachses. Im Falle der Fichte führte dies zu einem mittleren, nicht signifikanten Stamm-Jahreszuwachs von 2,4% im Falle der begasteten Bäume (Matyssek, et al., 2010; Bender, et al., 2015).

Abbildung 79: Baumringanalyse und Korrelation mit POD₁. Auswertung des Einflusses der POD₁ bezüglich signifikanter Zeitintervalle im aktuellen Jahr und Vorjahr.



Quelle: Eigene Darstellung, TI-WO

7 Empfehlung/ Schlussfolgerungen

Um festzustellen, an wie vielen Messorten in Deutschland bereits die erforderlichen Daten zur Berechnung der Überschreitung flussbasierter Critical Levels für Ozon (entsprechend Anhang V zur Richtlinie (EU) 2016/2284) erhoben werden, wurden Informationen zum lufthygienisches Messnetz sowie zu den Level-II-Stationen des forstlichen Umweltmonitorings ausgewertet. Die in ausreichender zeitlicher Auflösung vorhandenen Ozonmessungen und meteorologischen Daten ermöglichen die Anwendung der vereinfachten Modelle für die POD_y -Berechnung (rFO_3REST , $rCRO_3PS$ und $rGRASSO_3$) an 83 und die Anwendung komplexer Modelle (FO_3REST , CRO_3PS und $GRASSO_3$ bzw. DO_3SE) an 48 bzw. 25 Messpunkten.

An den 25 Messstationen, an denen mit DO_3SE gerechnet werden kann, können auch sämtliche anderen Modelle zum Einsatz kommen. Die Zahl dieser Stationen lässt sich auf 48 erhöhen, wenn man den Luftdruck (der nur für 25 Stationen zur Verfügung steht) von benachbarten meteorologischen Stationen übernimmt. Das wäre bei diesem Parameter mit relativ geringen Unsicherheiten verbunden.

Dies betrifft allerdings nur die Einschätzung anhand der kritischen Belastungsgrenzen. Visuelle Schäden werden bisher nur an den Level-II-Flächen routinemäßig aufgenommen und sollten nicht unberücksichtigt bleiben.

Nach Auswertung des untersuchten Messnetzes konnte festgestellt werden, dass das zwar eine annehmbare Repräsentativität bezüglich der einzelnen Landnutzungsklassen sowie der Abdeckung der Klimaparameter und der Natura 2000 Gebiete besteht. Allerdings ist anzumerken, dass für eine räumliche Repräsentanz weitere Ozonmessstationen ergänzt werden sollten. Dies betrifft zum einen den Norden und Nordwesten Deutschlands, sowie Teile von Sachsen, des Saarlands, Baden-Württemberg und Bayern. Die maximale Distanz zwischen den Stationen sollte ungefähr 150 km betragen (vgl. Kapitel 5.2).

Zudem konnte festgestellt werden, dass sich das bestehende Messnetz deutlich verbessern ließe, wenn bereits bestehende Messpunkte mit entsprechenden Messgeräten für meteorologische Parameter ausgerüstet würden. Dies betrifft die Globalstrahlung, die Temperatur, die relative Feuchte, die Windgeschwindigkeit, den Luftdruck, sowie den Niederschlag. So ist zum Beispiel letzterer die meteorologische Größe, die am häufigsten fehlt. Hier könnte mit einer Ausstattung der Messstationen schnell eine Verdichtung des Messnetzes vorgenommen werden.

Da die Daten der Level-II-Flächen den atmosphärischen Druck nicht enthalten haben, sollte eine Rückfrage mit den Ländern erfolgen, ob dieser überhaupt nicht gemessen wird, oder ob dieser nicht in die Datenbank von ICP Forests übertragen wird. Weiter ist eine erneute Überprüfung der Verfügbarkeit der Daten an den lufthygienischen Messstationen zu empfehlen. Für beide Messnetze sollte eine turnusmäßige Überprüfung Verfügbarkeit der Eingabeparameter vorgenommen werden.

Level-II-Flächen, für die Messwerte von Luftschadstoffen von nahegelegenen lufthygienischen Messstationen verwendet werden, können bei gleicher größter Landnutzung für die Auswertung mit diesen fusioniert werden, mit dem Vorteil, dass Ausfälle von Messinstrumenten kompensiert werden können. Sollte sich trotz der Nähe die größte Landnutzungs-kategorie innerhalb eines Radius von 10 km unterscheiden, sollte das Messpaar separat behandelt werden. Bei großer Distanz gilt es zu untersuchen, inwieweit die Messung der Luftschadstoffe überhaupt repräsentativ für die Level-II-Fläche ist und das Messpaar sollte separat behandelt werden (vgl. Kapitel 4.2.3).

Weiter wäre es empfehlenswert, eine Rasterkarte, ähnlich der meteorologischen Rasterdaten (1x1km), für Ozonkonzentration auf stündlicher Basis zu erstellen, soweit dies möglich ist. Dies muss erst mit all seinen Unsicherheiten bewertet werden. Dennoch könnte damit unter Verwendung der meteorologischen Rasterdaten und Verschneidung einer Karte mit Bodendaten hochaufgelöste Rasterdaten der POD_y erzeugt werden. Dies könnte einen deutschlandweiten Überblick gewähren und mit

Daten der Messstationen zur Verifikation verglichen werden. Vor allem die hochaufgelöste Übersicht über Deutschland wäre von großem Mehrwert, um zum Beispiel regionale Unterschiede besser spezifizieren zu können. Dennoch sei darauf verwiesen, dass ein derartiges Verfahren eine klassische In-Situ Messung nicht ersetzen kann.

Da auf einigen Level-II-Flächen noch Passiv-Sammler verwendet werden, wurden diese in der Auswertung der Repräsentativität nicht berücksichtigt. Diese Flächen könnten hinzugefügt werden, wenn es eine verlässliche Disaggregation der Passivsammlerdaten auf stündlicher Basis geben würde. Die Auswertung zeigte, dass dies im Moment nicht der Fall ist. Von daher ist eine Intensivierung der Entwicklung einer Funktion zur stundenweisen Rekonstruktion von Daten aus Passivsammlern zu empfehlen. Wo immer mit vertretbarem Aufwand möglich, sollten Aktivsammler nachgerüstet werden.

Weiter zeigte die Auswertung, dass an einigen Messpunkten Mischwald als häufigste Landnutzungs-kategorie vorkommt. Dies stellt allerdings momentan in der Bewertung der POD_y durch die beschriebenen Modelle ein Problem dar, da es noch keine Parametrisierung für Mischwälder gibt. Im Hinblick auf das Vorsorgeprinzip kann es als Übergangslösung in Betracht gezogen werden, die jeweils empfindlichste Baumart als Rezeptor zu verwenden (vgl. Kapitel 3.1). Dennoch ist eine Entwicklung einer Parametrisierung für Mischwälder empfehlenswert. Dies schließt Laubgehölze untereinander, Laubgehölze und Nadelgehölze, sowie Nadelgehölze untereinander mit ein. Zudem ist es notwendig, für die Baumarten bereits bestehende kritische Belastungswerte zu bestätigen (z.B. Kiefer in Grünhage-Modellen), sowie für Baumarten kritischen Belastungswert und eine Dosis-Wirkung-Beziehung zu bestimmen, für die es diese noch nicht gibt (z.B. Eiche).

Weiter ist eine epidemiologische Studie zwischen der POD_y und dem Zuwachs unter Anwendung langer Zeitreihen notwendig, um die Angaben existierender kritischer Belastungsgrenzen vertrauenswürdiger zu gestalten und zu vervollkommen.

Zudem sind zuverlässigere, regelmäßige (jährliche) Untersuchungen an den lichtexponierten Probenahmestreifen oder die Aufnahme von sichtbaren Ozonschäden an den Rezeptorarten (auch Grünland und Feldfrüchte) in der Nähe von Ozonmessstationen notwendig, um eine bessere Abschätzung der sichtbaren Ozonschäden zu erhalten. Sollten Daten zum Zuwachs parallel existieren, kann damit die Untersuchung des Zusammenhangs sichtbarer Schäden und Ertragseinbußen vorangetrieben werden.

8 Quellenverzeichnis

- Ainsworth, Elizabeth A. 2016.** Understanding and improving global crop response to ozone pollution. *The Plant Journal*. 2016, Bd. 90, 5, S. 886-897.
- Bender, Jürgen, et al. 2015.** *Anwendung und Überprüfung neuer Methoden zur flächenhaften Bewertung der Auswirkung von bodennahem Ozon auf die Biodiversität terrestrischer Ökosysteme*. Dessau-Roßlau : Umweltbundesamt, 2015. ISSN 1862-4804.
- BfN Grünland-Report: Alles im Grünen Bereich?* **BfN. 2014.** Bonn : Bundesamt für Naturschutz, 2014.
- BGR.** BGR - Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. [Online] BGR. [Zitat vom: 18. 12 2017.] https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Produkte/produktkatalog_node.html.
- Braun, Sabine, et al. 2017.** Epidemiological analysis of ozone and nitrogen impacts on vegetation--Critical evaluation and recommendations. *Science of the Total Environment*. 2017, Bd. 603, S. 785-792.
- Braun, Sabine, Schindler, Christian und Rihm, Beat. 2014.** Growth losses in Swiss forests caused by ozone: Epidemiological data analysis of stem increment of *Fagus sylvatica* L. and *Picea abies* Karst. *Environmental pollution*. 2014, Bd. 192, S. 129-138.
- . **2017.** Growth trends of beech and Norway spruce in Switzerland: the role of nitrogen deposition, ozone, mineral nutrition and climate. *Science of the Total Environment*. 2017, Bd. 599, S. 637-646.
- Büker, P., et al. 2012.** DO3SE modelling of soil moisture to determine ozone flux to forest trees. *Atmos. Chem. Phys.* 2012, Bd. 12, 12, S. 5537–5562.
- Cailleret, Maxime, et al. 2018.** Ozone effects on European forest growth—Towards an integrative approach. *Journal of Ecology*. 2018.
- Calatayud, Vicent und Schaub, Marcus. 2013.** Methods for Measuring Gaseous air. In *Marco Ferretti and Richard Fischer, editors: Developments in Environmental Science*. Oxford, UK, 2013, 12, S. 375-384.
- Calatayud, Vicent, et al. 2016.** Testing approaches for calculating stomatal ozone fluxes from passive samplers. *Science of the Total Environment*. 2016, S. 56–67.
- CLRTAP. 2017.** *Mapping Critical Levels for Vegetation, Chapter 3 of Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends*. s.l. : UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, 2017. accessed on 20-08-2018 at www.icpmapping.org.
- De Marco, Alessandra, et al. 2016.** Assessing the role of soil water limitation in determining the Phytotoxic Ozone Dose (PODY) thresholds. *Atmospheric Environment*. 2016, Bd. 147, S. 88-97.
- de Vries, W., et al. 2014.** Impacts of acid deposition, ozone exposure and weather. *Plant Soil*. 2014, Bd. 380, S. 1-45.
- Dittmar, Christoph, Zech, Wolfgang und Elling, Wolfram. 2003.** Growth variations of common beech (*Fagus sylvatica* L.) under different climatic and environmental conditions in Europe—a dendroecological study. *Forest Ecology and Management*. 2003, Bd. 173, 1-3, S. 63-78.
- Dohrenbusch, Achim, et al. 2002.** Growth and fructification of a Norway spruce (*Picea abies* L. Karst) forest ecosystem under changed nutrient and water input. *Annals of forest science*. 2002, Bd. 59, 4, S. 359-368.
- DWD. 2018.** DWD - Wetterlexikon. [Online] 2018. [Zitat vom: 17. 04 2018.] <https://www.dwd.de/DE/service/lexikon/begriffe/R/Reanalyse.html?lsblid=491204>.
- EEA. 2009.** *Assesment of ground-level ozon in EEA member countries, with a focus on long-term trends*. Luxembourg : s.n., 2009.
- EEA-Bioregions.** EEA Biogeographical Regions. [Online] [Zitat vom: 17. 12 2017.] <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/biogeographical-regions-europe-3>.
- Emberson, L.D., et al. 2000.** Modelling stomatal ozone flux across Europe. *Environmental Pollution*. 2000, Bd. 109, 3, S. 403-413.
- Emberson, L.D., Wieser, G. und Ashmore, M.R. 2000.** Modelling of stomatal conductance and ozone flux of Norway spruce: comparison with field data. *Environmental Pollution*. 2000, Bd. 109, 3, S. 393-402.
- Fabian, Peter. 1992.** *Atmosphäre und Umwelt*. Berlin Heidelberg New York : Springer-Verlag, 1992. 3642776930.

- Fuhrer, J. 1994.** The critical level for ozone to protect agricultural crops – An assessment of data from European open-top chamber experiments. [Buchverf.] J. Fuhrer und B. Achermann. *Critical Levels for Ozone*. s.l. : UNECE Workshop Report, Schriftenreihe der FAC Berne-Liebefeld, 1994, S. 42-57.
- Fuhrer, J., Skärby, L. und Ashmore, M.R. 1997.** Critical levels for ozone effects on vegetation in Europe. *Environmental pollution*. 1997, Bd. 97, 1-2, S. 91-106.
- Grünhage, Ludger, et al. 2018.** Kritische Dosis-Kenngrößen für Ozon zum Schutz der Vegetation. *Gefahrstoffe, Reinhaltung der Luft : air quality control*. 2018, Bd. 78, 4, S. 173-180.
- Guderian, Robert. 1985.** *Guderian, Robert, ed. Air pollution by photochemical oxidants: formation, transport, control, and effects on plants*. Berlin : Springer-Verlag, 1985.
- Heath, R.L. und Taylor, G.E. 1997.** Physiological processes and plant responses to ozone exposure. *Forest decline and ozone*. s.l. : Springer, 1997, S. 317-368.
- Heath, Robert L. 1980.** Initial events in injury to plants by air pollutants. *Annual review of plant physiology*. 1980, Bd. 31, 1, S. 395 - 431.
- Holleman, A.F. und Wiberg, E. 1985.** *Lehrbuch der anorganischen Chemie*. s.l. : Walter de Gruyter-Berlin-NewYork, 1985.
- Jarvis, P.G. 1976.** The interpretation of the variations in leaf water potential and stomatal conductance found in canopies in the field. [Hrsg.] The Royal Society. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*. 1976, Bd. 273, 927, S. 593-610.
- Jolivet, Yves, et al. 2016.** Deciphering the ozone-induced changes in cellular processes: a prerequisite for ozone risk assessment at the tree and forest levels. *Annals of forest science*. 2016, Bd. 73, 4, S. 923-943.
- Kerstiens, Gerhard und Lenzian, Klaus. 1989.** Interactions between ozone and plant cuticles. *New Phytologist*. 1989, Bd. 112, 1, S. 21 - 27.
- Kolb, T.E. und Matyssek, R. 2001.** Limitations and perspectives about scaling ozone impacts in trees. *Environmental Pollution*. 2001, Bd. 115, 3, S. 373-393.
- Loibl, W., et al. 1994.** Estimating the spatial distribution of ozone concentrations in complex terrain. *Atmospheric Environment*. 1994, Bd. 28, 16, S. 2557–2566.
- Loibl, Wolfgang und Smidt, Stefan. 1996.** Ozone Exposure. *Environmental Science and Pollution Research*. 1996, Bd. 3, 4, S. 213–217.
- Löw, M., et al. 2006.** Extraordinary drought of 2003 overrules ozone impact on adult beech trees (*Fagus sylvatica*). *Trees*. 2006, Bd. 20, 5, S. 539--548.
- Marco, Alessandra de, et al. 2014.** New functions for estimating AOT40 from ozone passive sampling. *Atmospheric Environment*. 2014, 95, S. 82–88.
- Matyssek, R. und Sandermann, H. 2003.** Impact of ozone on trees: an ecophysiological perspective. *Progress in botany*. 2003, S. 349-404.
- Matyssek, R., et al. 2004.** Comparison between AOT40 and ozone uptake in forest trees of different species, age and site conditions. *Atmospheric Environment*. 2004, Bd. 38, 15, S. 2271--2281.
- Matyssek, R., et al. 1997.** Ozone and the forests in Austria and Switzerland. *Forest Decline and Ozone*. s.l. : Springer, Berlin, Heidelberg, 1997, S. 95-134.
- Matyssek, R., et al. 2007.** Promoting the O₃ flux concept for European forest trees. *Environmental pollution*. 2007, Bd. 146, 3, S. 587-607.
- Matyssek, R., et al. 2008.** The challenge of making ozone risk assessment for forest trees more mechanistic. *Environmental Pollution*. 2008, Bd. 156, 3, S. 567-582.
- Matyssek, Rainer, et al. 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*. 2010, Bd. 158, 8, S. 2527--2532.
- Matyssek, Rainer, et al. 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*. 2007, Bd. 9, 2, S. 163-180.

- Mills, Gina, et al. 2016.** Ozone impacts on vegetation in a nitrogen enriched and changing climate. *Environmental Pollution*. 2016, Bd. 208, S. 898-908.
- Mund, M., et al. 2010.** The influence of climate and fructification on the inter-annual variability of stem growth and net primary productivity in an old-growth, mixed beech forest. *Tree physiology*. 2010, Bd. 30, 6, S. 689-704.
- Pell, Eva J., Schlaghauser, Carl D. und Arteca, Richard N. 1997.** Ozone-induced oxidative stress: mechanisms of action and reaction. *Physiologia Plantarum*. 1997, Bd. 100, 2, S. 264-273.
- RADOLAN. 2004.** Projekt RADOLAN - Routineverfahren zur Online-Aneicherung der Radarniederschlagsdaten mit Hilfe von automatischen Bodenniederschlagsstationen. [Online] 2004.
https://www.dwd.de/DE/leistungen/radolan/radolan_info/abschlussbericht_pdf.pdf?__blob=publicationFile&v=2.
- Schaub, Marcus, et al. 2016.** Monitoring of Ozone Injury. Manual Part VIII . *Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests*. 2016.
- Schulze, Ernst-Detlef und Lange, Otto Ludwig. 1990.** Die Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Waldökosysteme. *Chemie in unserer Zeit*. 1990, Bd. 24, 3, S. 117-130.
- Selås, Vidar and Piovesan, Gianluca and Adams, Jonathan M and Bernabei, Mauro. 2002.** Climatic factors controlling reproduction and growth of Norway spruce in southern Norway. *Canadian Journal of Forest Research*. 2002, Bd. 32, 2, S. 217-225.
- Simpson, David, et al. 2012.** The EMEP MSC-W chemical transport model--technical description. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 2012, Bd. 12, 16, S. 7825-7865.
- Stockwell, W. R., et al. 1997.** Ozone formation, destruction and exposure in Europe and the United States. [Buchverf.] Wellburn A.R., Heath R.L. Sandermann H. *Forest decline and ozone*. Berlin Heidelberg : Springer, 1997.
- Tingey, David T. und Reinert, Richard A. 1975.** The effect of ozone and sulphur dioxide singly and in combination on plant growth. *Environmental Pollution (1970)*. 1975, Bd. 9, 2, S. 117-125.
- Welfare, Karen, et al. 1996.** Additive and antagonistic effects of ozone and salinity on the growth, ion contents and gas exchange of five varieties of rice (*Oryza sativa* L.). *Environmental Pollution*. 1996, Bd. 92, 3, S. 257-266.
- Zak, Donald R., et al. 2011.** Forest productivity under elevated CO₂ and O₃: positive feedbacks to soil N cycling sustain decade-long net primary productivity enhancement by CO₂. *Ecology letters*. 2011, Bd. 14, 12, S. 1220-1226.
- Ziche, Daniel und Seidling, Walter. 2010.** Homogenisation of climate time series from ICP Forests Level II monitoring sites in Germany based on interpolated climate data. *Annals of forest science*. 2010, Bd. 67, 8, S. 804.

9 Anhang

9.1 Übersicht über die verfügbaren Eingabeparameter an den Stationen aus der UBA Datenbank

In der Übersicht werden nur die meteorologischen Parameter gelistet, da die Ozonmessung an den Stationen vorausgesetzt wurde.

9.1.1 rFO₃REST

Tabelle 11: Zusammenfassung aller aus der Datenbank des UBA stammenden Stationen („Hintergrund“) für die Ozonflussberechnung mit rFO₃REST. („x“: verfügbar, „-“: nicht verfügbar). Mit * markierte Stationen werden aufgrund ihrer Höhenlage nicht berücksichtigt.

Stations ID	Temperatur	Alle Parameter verfügbar
DEBB053	X	X
DEBB065	X	X
DEBB066	X	X
DEBE027	-	-
DEBE032	X	X
DEBE056	-	-
DEBE062	X	X
DEBW004	-	-
DEBW031	-	-
DEBW087	-	-
DEBY004	-	-
DEBY013	X	X
DEBY047	X	X
DEBY049	X	X
DEBY072	X	X
DEBY109	X	X
DEBY122	X	X
DEBY124	-	-
DEBY196	-	-
DEHE024	X	X
DEHE026	X	X
DEHE028	X	X
DEHE039	X	X
DEHE042	X	X
DEHE043	X	X
DEHE046	X	X
DEHE050	X	X
DEHE051	X	X

DEHE052	X	X
DEHE060	X	X
DEMV004	X	X
DEMV012	X	X
DEMV017	X	X
DEMV024	X	X
DEMV026	X	X
DENI031	X	X
DENI051	X	X
DENI058	X	X
DENI059	X	X
DENI060	X	X
DENI063	X	X
DENI077	X	X
DENW064	X	X
DENW065	X	X
DENW068	X	X
DENW081	-	-
DERP013	X	X
DERP014	X	X
DERP015	X	X
DERP016	X	X
DERP017	X	X
DERP028	X	X
DESH001	-	-
DESH008	X	X
DESH013	X	X
DESH014	X	X
DESL019	X	X
DESN049	X	X
DESN051	X	X
DESN052	X	X
DESN053	X	X
DESN074	X	X
DESN076	X	X
DESN079	X	X
DESN080	X	X
DEST039*	X	X

DEST089	X	X
DEST098	X	X
DEST104	X	X
DEST106	X	X
DETH026	X	X
DETH027	-	-
DETH042	X	X
DETH061	X	X
DEUB001	X	X
DEUB004	X	X
DEUB005	X	X
DEUB028	X	X
DEUB029	X	X
DEUB030	X	X
DEUB046	X	X

9.1.2 FO₃REST

Tabelle 12: Zusammenfassung aller aus der Datenbank des UBA stammenden Stationen („Hintergrund“) für die Ozonflussberechnung mit FO₃REST. („x“: verfügbar, „-“: nicht verfügbar)

Stations ID	Temperatur	Globalstrahlung	Relative Feuchte	Windgeschw.	Niederschlag	alles verfügbar
DEBB053	X	X	X	X	-	-
DEBB065	X	-	X	-	-	-
DEBB066	X	X	X	X	-	-
DEBE027	-	-	-	-	-	-
DEBE032	X	-	X	X	-	-
DEBE056	-	-	-	-	-	-
DEBE062	X	-	X	-	-	-
DEBW004	-	-	-	-	-	-
DEBW031	-	-	-	-	-	-
DEBW087	-	-	-	-	-	-
DEBY004	-	-	-	-	-	-
DEBY013	X	-	X	X	-	-
DEBY047	X	X	X	X	-	-
DEBY049	X	X	X	X	-	-
DEBY072	X	X	X	X	-	-
DEBY109	X	X	X	X	-	-
DEBY122	X	-	X	X	-	-

DEBY124	-	-	-	-	-	-
DEBY196	-	-	-	-	-	-
DEHE024	X	X	X	X	X	X
DEHE026	X	X	X	X	X	X
DEHE028	X	X	X	X	X	X
DEHE039	X	-	X	X	X	-
DEHE042	X	X	X	X	-	-
DEHE043	X	X	X	X	-	-
DEHE046	X	X	X	X	-	-
DEHE050	X	X	X	X	X	X
DEHE051	X	X	X	X	X	X
DEHE052	X	X	X	X	-	-
DEHE060	X	X	X	X	X	X
DEMV004	X	-	X	X	X	-
DEMV012	X	-	X	X	X	-
DEMV017	X	-	X	X	X	-
DEMV024	X	-	X	X	X	-
DEMV026	X	-	X	X	X	-
DENI031	X	X	X	X	-	-
DENI051	X	X	X	X	-	-
DENI058	X	X	X	X	-	-
DENI059	X	X	X	X	-	-
DENI060	X	X	X	X	-	-
DENI063	X	X	X	X	-	-
DENI077	X	X	X	X	-	-
DENW064	X	X	X	X	X	X
DENW065	X	-	X	X	X	-
DENW068	X	-	X	X	-	-
DENW081	-	-	-	-	-	-
DERP013	X	X	X	X	X	X
DERP014	X	X	X	X	X	X
DERP015	X	X	X	X	X	X
DERP016	X	X	X	X	X	X
DERP017	X	X	X	X	X	X
DERP028	X	X	X	X	X	X
DESH001	-	-	-	X	-	-
DESH008	X	-	-	X	-	-
DESH013	X	-	-	X	-	-

DESH014	X	-	-	X	X	-
DESL019	X	X	X	X	X	X
DESN049	X	X	X	X	-	-
DESN051	X	X	X	X	-	-
DESN052	X	X	X	X	-	-
DESN053	X	X	X	X	-	-
DESN074	X	X	X	X	-	-
DESN076	X	X	X	X	-	-
DESN079	X	X	X	X	-	-
DESN080	X	X	X	X	-	-
DEST039*	X	-	X	X	-	-
DEST089	X	X	X	X	X	X
DEST098	X	X	X	X	X	X
DEST104	X	X	X	X	X	X
DEST106	X	X	X	X	X	X
DETH026	X	-	-	-	-	-
DETH027	-	-	-	-	-	-
DETH042	X	X	X	X	X	X
DETH061	X	X	X	X	X	X
DEUB001	X	X	X	X	X	X
DEUB004	X	X	X	X	X	X
DEUB005	X	X	X	X	X	X
DEUB028	X	X	X	X	X	X
DEUB029	X	X	X	X	X	X
DEUB030	X	X	X	X	X	X
DEUB046	X	X	X	X	X	X

9.1.3 DO₃SE

Tabelle 13: Zusammenfassung der Stationen („Hintergrund“) des lufthygienischen Messnetzes für die Ozonflussberechnung mit DO₃SE. („x“: verfügbar, „-“: nicht verfügbar)

Stations ID	Temperatur	Globalstrahlung	Relative Feuchte	Windschw.	Niederschlag	Luftdruck	alles verfügbar
DEBB053	X	X	X	X	-	X	-
DEBB065	X	-	X	-	-	X	-
DEBB066	X	X	X	X	-	X	-

DEBE027	-	-	-	-	-	-	-
DEBE032	X	-	X	X	-	X	-
DEBE056	-	-	-	-	-	-	-
DEBE062	X	-	X	-	-	-	-
DEBW004	-	-	-	-	-	-	-
DEBW031	-	-	-	-	-	-	-
DEBW087	-	-	-	-	-	-	-
DEBY004	-	-	-	-	-	-	-
DEBY013	X	-	X	X	-	-	-
DEBY047	X	X	X	X	-	X	-
DEBY049	X	X	X	X	-	X	-
DEBY072	X	X	X	X	-	-	-
DEBY109	X	X	X	X	-	X	-
DEBY122	X	-	X	X	-	X	-
DEBY124	-	-	-	-	-	-	-
DEBY196	-	-	-	-	-	-	-
DEHE024	X	X	X	X	X	X	X
DEHE026	X	X	X	X	X	X	X
DEHE028	X	X	X	X	X	X	X
DEHE039	X	-	X	X	X	X	-
DEHE042	X	X	X	X	-	X	-
DEHE043	X	X	X	X	-	X	-
DEHE046	X	X	X	X	-	X	-
DEHE050	X	X	X	X	X	X	X
DEHE051	X	X	X	X	X	X	X
DEHE052	X	X	X	X	-	-	-
DEHE060	X	X	X	X	X	X	X
DEMV004	X	-	X	X	X	X	-
DEMV012	X	-	X	X	X	X	-
DEMV017	X	-	X	X	X	X	-
DEMV024	X	-	X	X	X	X	-
DEMV026	X	-	X	X	X	X	-
DENI031	X	X	X	X	-	X	-
DENI051	X	X	X	X	-	X	-
DENI058	X	X	X	X	-	X	-
DENI059	X	X	X	X	-	X	-
DENI060	X	X	X	X	-	X	-
DENI063	X	X	X	X	-	X	-

DENI077	X	X	X	X	-	X	-
DENW064	X	X	X	X	X	X	X
DENW065	X	-	X	X	X	X	-
DENW068	X	-	X	X	-	X	-
DENW081	-	-	-	-	-	-	-
DERP013	X	X	X	X	X	X	X
DERP014	X	X	X	X	X	X	X
DERP015	X	X	X	X	X	X	X
DERP016	X	X	X	X	X	X	X
DERP017	X	X	X	X	X	X	X
DERP028	X	X	X	X	X	X	X
DESH001	-	-	-	X	-	X	-
DESH008	X	-	-	X	-	X	-
DESH013	X	-	-	X	-	X	-
DESH014	X	-	-	X	X	X	-
DESL019	X	X	X	X	X	X	X
DESN049	X	X	X	X	-	X	-
DESN051	X	X	X	X	-	X	-
DESN052	X	X	X	X	-	X	-
DESN053	X	X	X	X	-	X	-
DESN074	X	X	X	X	-	X	-
DESN076	X	X	X	X	-	X	-
DESN079	X	X	X	X	-	X	-
DESN080	X	X	X	X	-	X	-
DEST039*	X	-	X	X	-	-	-
DEST089	X	X	X	X	X	X	X
DEST098	X	X	X	X	X	X	X
DEST104	X	X	X	X	X	X	X
DEST106	X	X	X	X	X	X	X
DETH026	X	-	-	-	-	-	-
DETH027	-	-	-	-	-	-	-
DETH042	X	X	X	X	X	-	-
DETH061	X	X	X	X	X	-	-
DEUB001	X	X	X	X	X	X	X
DEUB004	X	X	X	X	X	X	X
DEUB005	X	X	X	X	X	X	X
DEUB028	X	X	X	X	X	X	X
DEUB029	X	X	X	X	X	X	X

DEUB030	X	X	X	X	X	X	X
DEUB046	X	X	X	X	X	X	X

9.2 Übersicht der Level-II-Flächen

Tabelle 14: Übersicht über die Level-II-Flächen. Bedeutung in der Spalte Ozonmessung: A = Aktiv, P = Passiv, B = Beides. Erfolgt die Aktivmessung nicht direkt auf der Level-II-Freifläche, erfolgt die Messung an einer entsprechenden Station des lufthygienischen Messnetzes. Dies ist durch die Nennung der Station in der Spalte „zugeordnete Station“ gekennzeichnet. Die Spalte „POD-Berechnung“ zeigt an, ob eine Berechnung nach FO₃REST/DO₃SE möglich ist.

ID	Bundesland	Name	Aktiv /Passiv	zugeordnete Station	POD-Berechnung
101	SH	Bornhöved	B	DESH008	
301	NI	Lüss	B	DEUB005	X
302	NI	Lange Bramke Südhang	P		
303	NI	Lange Bramke Kamm	P		
304	NI	Solling Buche	B		X
305	NI	Solling Fichte	B	DENI077	X
306	NI	Göttinger Wald	nV		
307	NI	Augustendorf	A	DENI053	X
308	NI	Ehrhorn	nV		
502	NW	Tannenbusch	B	DENW030	X
503	NW	Haard	A	DENW015	X
506	NW	Elberndorf	B	DENW065	X
508	NW	Schwaney	nV		
604	HE	Spessart	B	DEHE026	X
606	HE	Zierenberg	B	DEHE050	X
608	HE	Kellerwald	A	DEHE060	X
609	HE	Krofdorf	P		
610	HE	Fürth Fichte	A	DEHE028	X
611	HE	Hessisches Ried Eiche	nV		
613	HE	Hessisches Ried Buche	nV		

701	RP	Hermeskeil	A	DERP014	X
704	RP	Neuhäusel	A	DERP028	X
705	RP	Merzalben	A	DERP017	X
706	RP	Schaidt	P		
707	RP	Johanniskreuz	A	DERP017	
802/ 852	BW	Heidelberg	P		
806/ 856	BW	St. Märgen Conventwald	nV		
808/ 858	BW	Ochsenhausen	P		
812/ 862	BW	Esslingen	nV		
819/ 859	BW	Altensteig	P		
901	BY	Altdorf	P		
904	BY	Berchtesgaden	A	DEBY082	X
905	BY	Dinkelsbühl	nV		
906	BY	Ebersberg	P		
908	BY	Flossenbürg	A	DEBY072	X
909	BY	Goldkronach	A	DEBY002	X
911	BY	Mitterfels	B	DEUB046	X
913	BY	Riedenburg	B	DEBY049	X
914	BY	Rothenbuch	A	DEBY005	X
919	BY	Freising	P		
921	BY	Würzburg	B	DEBY077	X
922	BY	Kreuth	B	DEBY192	X
923	BY	Höglwald	A	DEBY007	X
1001	SL	Fischbach	P		
1101	BE	Grunewald	B	DEBE032	X
1202	BB	Beerenbusch Kiefer	A	DEUB030	X
1207	BB	Beerenbusch Buche	A	DEUB030	
1203	BB	Kienhorst	P	DEUB040	
1204	BB	Weitzgrund	A	DEBB055	X
1205	BB	Neusorgefeld	P		
1208	BB	Fünfeichen	P		
1302	MV	Sandhof	B	DEM004	X
1303	MV	Rothemühl /Torgelow	B	DEM012	X
1402	SN	Olbernhau	P		
1404	SN	Bautzen	P		

1405	SN	Laußnitz	P		
1406	SN	Colditz	P		
1501	ST	Klötze Kiefer Zartau	B	DEST089	X
1503	ST	Klötze Douglasie	B	DEST089	X
1502	ST	Nedlitz	P		
1605	TH	Großer Eisenberg	A	DETH040	X
1606	TH	Possen	A	DETH042	X
1607	TH	Holzland	A	DETH060	X

Tabelle 15: Zusammenfassung der Level-II-Flächen und der zur Flussberechnung benötigten Messdaten bezüglich rFO₃REST / FO₃REST. („x“: verfügbar, „-“: nicht verfügbar, „*“: wird nicht mehr erhoben). Prinzipiell sind an den Level-II-Flächen an denen FO₃REST anwendbar ist, auch rFO₃REST und DO₃SE (atm. Druck muss abgeleitet werden) anwendbar.

ID	Temperatur	Globalstrahlung	Relative Feuchte	Windgeschwindigkeit	Niederschlag	Ozon	alles verfügbar
101	x	x	x	x	x	-	Nein
301	x	x	x	x	x	x	Ja
302	*	*	*	-	-	x	Nein
303	x	x	x	x	x	x	Ja
304	x	x	x	x	x	x	Ja
305	x	x	x	x	x	x	Ja
306	-	-	-	-	x	*	Nein
307	x	x	x	x	x	x	Ja
308	x	x	x	x	x	*	Nein
502	x	x	x	x	x	x	Ja
503	x	x	x	x	x	x	Ja
506	x	x	x	x	x	x	Ja
508	x	x	x	x	x	-	Nein
604	x	x	x	x	x	x	Ja
606	x	x	x	x	x	x	Ja
608	x	x	x	x	x	x	Ja
609	x	x	x	x	x	x	Ja
610	x	x	x	x	x	x	Ja
611	x	x	x	x	x	-	Nein

613	x	x	x	x	x	-	Nein
701	x	x	x	x	x	x	Ja
704	x	x	x	x	x	x	Ja
705	x	x	x	x	x	x	Ja
706	x	x	x	x	x	x	Ja
707	*	*	*	*	*	x	Nein
802	x	x	x	x	x	x	Ja
806	x	x	x	x	x	-	Nein
808	x	x	x	x	x	x	Ja
812	x	x	x	x	x	-	Nein
819	x	x	x	x	x	x	Ja
852	x	x	x	x	x	x	Ja
856	x	x	x	x	x	-	Nein
858	x	x	x	x	x	x	Ja
859	x	x	x	x	x	x	Ja
862	x	x	x	x	x	-	Nein
901	x	x	x	x	x	x	Ja
904	x	x	x	x	x	x	Ja
905	x	x	x	x	x	*	Nein
906	x	x	x	x	x	x	Ja
908	x	x	x	x	x	x	Ja
909	x	x	x	x	x	x	Ja
911	x	x	x	x	x	x	Ja
913	x	x	x	x	x	x	Ja
914	x	x	x	x	x	x	Ja
919	x	x	x	x	x	x	Ja
921	x	x	x	x	x	x	Ja
922	x	x	x	x	x	x	Ja
923	x	x	x	x	x	x	Ja
1001	x	x	x	x	x	x	Ja
1101	x	x	x	x	x	x	Ja
1202	x	x	x	x	x	x	Ja
1203	x	x	x	x	x	x	Ja
1204	x	x	x	x	x	x	Ja
1205	x	x	x	x	x	x	Ja
1207	-	-	-	-	-	x	Nein
1208	x	x	x	x	x	x	Ja
1302	x	x	x	x	x	x	Ja

1303	x	x	x	x	x	x	Ja
1402	x	x	x	x	x	x	Ja
1404	x	x	x	x	x	x	Ja
1405	x	x	x	x	x	x	Ja
1406	x	x	x	x	x	x	Ja
1501	x	x	x	x	x	x	Ja
1502	x	x	x	x	x	x	Ja
1503	x	x	x	x	x	x	Ja
1605	x	x	x	x	x	x	Ja
1606	x	x	x	x	x	x	Ja
1607	x	x	x	x	x	x	Ja