



UNIVERSITÄT FÜR BODENKULTUR WIEN

Masterarbeit

Die Entwicklung der Belastung der bodennahen Luft durch Ozon und Stickstoffdioxid in Europa im Zeitraum 1995-2019

verfasst von

André CONSTABEL, B. Eng.

im Rahmen des Masterstudiums

Umwelt- und Bioressourcenmanagement

zur Erlangung des akademischen Grades

Diplom-Ingenieur

Wien, September 2022

Betreut von:

Univ.Prof. Mag. Dr. Harald Rieder
Institut für Meteorologie und Klimatologie
Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt

Eidesstattliche Erklärung

Ich versichere an Eides statt, dass ich diese Masterarbeit selbstständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet habe. Alle Gedanken, die im Wortlaut oder in grundlegenden Inhalten aus unveröffentlichten Texten oder aus veröffentlichter Literatur übernommen wurden, sind ordnungsgemäß gekennzeichnet, zitiert und mit genauer Quellenangabe versehen.

Die vorliegende Arbeit wurde bisher weder ganz noch teilweise in gleicher oder ähnlicher Form an einer Bildungseinrichtung als Voraussetzung für den Erwerb eines akademischen Grades eingereicht. Sie entspricht vollumfänglich den Leitlinien der Wissenschaftlichen Integrität und den Richtlinien der Guten Wissenschaftlichen Praxis.

Wien, 19.09.2022

André CONSTABEL

[Aus grafischen Gründen freigelassen]

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei all denjenigen bedanken, die mich während der Anfertigung dieser Masterarbeit unterstützt und motiviert haben.

Zuerst gebührt mein Dank Herr Univ.Prof. Mag. Dr. Harald Rieder, der meine Masterarbeit betreut und begutachtet hat. Für die hilfreichen Anregungen und die konstruktive Kritik bei der Erstellung dieser Arbeit möchte ich mich herzlich bedanken.

Ich bedanke mich auch bei Herr Christoph Stähle, MSc. für die hilfreichen Anregungen und Inspirationen die zur Erstellung dieser Arbeit beigetragen haben.

Außerdem möchte ich Jürgen Rieger und Philipp Garz für das Korrekturlesen meiner Masterarbeit danken.

Abschließend möchte ich mich insbesondere bei meinen Eltern, meinen Großeltern und meiner Schwester bedanken, für all die Unterstützung in den ganzen Jahren, ohne die mir mein Studium in dieser Form und dieser Abschluss nicht möglich gewesen wäre. Danke!

Inhaltsverzeichnis

Eidesstattliche Erklärung	I
Danksagung	III
Inhaltsverzeichnis	IV
Abbildungsverzeichnis	VII
Tabellenverzeichnis	IX
Abkürzungsverzeichnis	X
Kurzfassung	XII
Abstract	XIII
1. Einleitung und Motivation	1
2. Stand des Wissens	3
2.1 Luftverschmutzung	3
2.1.1 Historische Entwicklung der Luftverschmutzung in einer Kurzfassung	3
2.1.2 Luftschadstoffe – Eine allgemeine Annäherung	7
2.1.3 Emissionsquellen	10
2.1.3.1 Allgemeine Übersicht zu Emissionsquellen von Luftschadstoffen	10
2.1.3.2 Räumliche Kategorisierung von Emissionsquellen	12
2.1.3.3 Einteilung der Emissionsquellen nach Typ	13
2.1.3.4 Emissionsquellen nach Sektor in Europa in 2017	14
2.1.3.5 Emissionsquellen nach Sektor in Österreich 2020	15
2.1.4 Auswirkungen auf die Luftqualität, den Klimawandel und die Gesundheit	16
2.1.4.1 Gesundheitliche Auswirkungen auf den Menschen	16
2.1.4.2 Auswirkungen auf Umwelt und Klima	23
2.2 Ozon (O ₃) – Ein Luftschadstoff	25
2.2.1 Allgemeine Beschreibung	25
2.2.2 Troposphärisches O ₃	26
2.2.2.1 Vorkommen	26
2.2.2.2 Bildung	26
2.3 Stickstoffdioxid (NO ₂) - Ein Luftschadstoff	28
2.3.1 Allgemeine Beschreibung	28
2.3.2 Entstehung und Vorkommen	29
2.4 Luftqualität	29
2.4.1 Gesetzliche Regelwerke zur Sicherung der Luftqualität	29
2.4.1.1 Historie der Regulierungen zur Sicherung der Luftqualität	30
2.4.1.2 Entwicklung der Regulierungen in der Moderne – Ab Mitte des 20. Jahrhunderts. 30	

2.4.1.3 Legislative Grundlagen für Grenzwerte in Österreich.....	32
2.4.2 Grenzwerte für O ₃ und NO ₂ in Österreich und der EU	32
2.5 Aktuelle Entwicklungen der Belastungen durch O ₃ und NO ₂	34
2.5.1 Entwicklung der Belastung durch O ₃	34
2.5.2 Entwicklung der Belastung durch NO ₂	35
3. Material und Methoden	37
3.1 Datenherkunft und Datenaufbereitung	37
3.2 Verwendete Software	42
3.3 Betrachtungszeitraum.....	42
3.4 Durchschnittliche jährliche Überschreitungstage (DJÜ)	43
3.5 Verwendete Grenzwerte für die Analyse.....	43
3.6 93.2er Quantil der durchschnittlichen Ozonbelastung	43
3.7 Stationsauswahl ab Kapitel 4.3.2	43
3.8 Literaturrecherche	43
4. Ergebnisse	45
4.1 Ergebnisse der Datenanalysen zu Ozon (O ₃).....	45
4.1.1 Durchschnittliche jährliche Überschreitungstage (DJÜ) für O ₃	45
4.1.1.1 DJÜ nach EU AQG im Betrachtungszeitraum 1995-2019.....	45
4.1.1.2 DJÜ nach WHO AQG im Betrachtungszeitraum 1995-2019.....	49
4.1.1.3 Vergleich DJÜ nach EU und WHO AQG	52
4.1.2 Saisonalität der Ozonbelastung	52
4.1.2.1 Saisonale Änderung der Überschreitungstage im Zeitraum Mai – September	54
4.1.3 Jahre mit den meisten Überschreitungstagen pro Station	57
4.1.4 Betrachtung der O ₃ -Entwicklung der einzelnen Stationstypen in ausgewählten Ländern	60
4.1.5 93.2er Quantil der durchschnittlichen Ozonbelastung pro Station	63
4.1.6 Durchschnittliche O ₃ -Konzentration über den Betrachtungszeitraum	65
4.2. Ergebnisse der Datenanalyse zu Stickstoffdioxid (NO ₂)	67
4.2.1 Durchschnittliche NO ₂ -Belastung nach EU AQG	67
4.2.2 Verkehrsnahe und Hintergrundmessstellen NO ₂	70
4.3 Zusammenhang zwischen NO ₂ und O ₃	71
4.3.1 Vergleich der durchschnittlichen O ₃ -und NO ₂ -Belastung in Europa über alle Stationstypen	71
4.3.2 Entwicklung der NO ₂ -und O ₃ -Belastung für die Stationstypen Urban und Rural über den Betrachtungszeitraum.....	73
4.3.3 O ₃ -DJÜ und NO ₂ -Durchschnittsbelastung im Betrachtungszeitraum nach Stationstyp getrennt.....	80

5. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen	85
Literaturverzeichnis	89

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Primär- und Sekundärschadstoffe, Quelle: (vgl. Vallero, 2008, S. 274).....	10
Abbildung 2: Auswirkungen von Luftschadstoffen auf den menschlichen Körper; Quelle: https://www.eea.europa.eu/themes/air/health-impacts-of-air-pollution , abgerufen am 23.03.2022.....	21
Abbildung 3: Radiative Forcing einzelner chemischer Stoffe, Quelle: (vgl. Stocker et al., 2013, S. 54 (Figure TS.6))	24
Abbildung 4: Durchschnittliche SOMO35-Werte pro Stationstyp von 2000 bis 2018, Quelle: (European Environment Agency, 2020, 62, Figure 5.2)	35
Abbildung 5: Durchschnittliche 99.8er Quantil der stündlichen NO ₂ -Konzentrationswerte, Quelle: (European Environment Agency, 2020, 77, Figure 6.4)	36
Abbildung 6: Überblick über die in dieser Arbeit herangezogenen Messstationen für O ₃	40
Abbildung 7: Überblick über die in dieser Arbeit herangezogenen Messstationen für NO ₂	41
Abbildung 8: Boxplot der DJÜ nach EU AQG in den Perioden P1, P2 und P3	47
Abbildung 9: DJÜ in den Perioden nach EU AQG in a) P1, b) P2 und c) P3	48
Abbildung 10: Boxplot der DJÜ nach WHO AQG in den Perioden P1, P2 und P3	50
Abbildung 11: DJÜ in den Perioden nach WHO AQG in a) P1, b) P2 und c) P3	51
Abbildung 12: O ₃ -Durchschnittskonzentrationen der Stationen in den meteorologischen Jahreszeiten sowie über das Gesamtjahr betrachtet.....	53
Abbildung 13: Baselineszenario für die saisonale Veränderung der DJÜ nach EU AQG in den Monaten Mai-September in Periode 1)	54
Abbildung 14: DJÜ Änderungen im Vergleich der Perioden zum Baselineszenario in den Monaten Mai-September, Panel a) P2-P1, Panel b) P3-P1, Panel c) P3-P2	55
Abbildung 15: Übersicht der Jahre mit der Anzahl der Stationen mit den meisten, zwei- oder drittmeisten Überschreitungstagen	57
Abbildung 16: Übersicht über das Jahr mit den meisten Überschreitungstagen pro Station, mit dem häufigsten gesamthaft auftretenden Jahr in roter Farbe	58
Abbildung 17: Übersicht über das Jahr mit den zweitmeisten Überschreitungstagen pro Station, mit dem häufigsten gesamthaft auftretenden Jahr in roter Farbe.....	59
Abbildung 18: Übersicht über das Jahr mit den drittmeisten Überschreitungstagen pro Station, mit dem häufigsten gesamthaft auftretenden Jahr in roter Farbe	60
Abbildung 19: Jährliche durchschnittliche Ozonbelastung nach Stationstyp in Österreich	61
Abbildung 20: Jährliche durchschnittliche Ozonbelastung nach Stationstyp in Deutschland	62
Abbildung 21: Jährliche durchschnittliche Ozonbelastung nach Stationstyp in der Tschechischen Republik.....	62
Abbildung 22: 93.2er Quantil der durchschnittlichen Ozonbelastung µg/m ³ pro Station in den unterschiedlichen Betrachtungszeiträumen a) P1, b) P2 und c) P3.....	64
Abbildung 23: Durchschnittliche O ₃ -Konzentration je Station in µg/m ³ im Betrachtungszeitraum a) P1, b) P2 und c) P3	66
Abbildung 24: Durchschnittliche NO ₂ -Konzentration je Station in µg/m ³ im Betrachtungszeitraum a) P1, b) P2 und c) P3	69
Abbildung 25: Entwicklung der durchschnittlichen NO ₂ -Belastung in µg/m ³ nach Stationstyp in Europa	70
Abbildung 26: Vergleich der durchschnittlichen O ₃ - und NO ₂ -Belastung, in µg/m ³ , in Europa über den Betrachtungszeitraum.....	72
Abbildung 27: Durchschnittliche NO ₂ - und O ₃ -Belastung in Europa im Stationstyp Urban.....	73

Abbildung 28: Maximale NO ₂ -und O ₃ -Belastung im Stationstyp Urban über den Betrachtungszeitraum	74
Abbildung 29: Durchschnittliche NO ₂ -Belastung im Betrachtungszeitraum im Stationstyp Urban.	75
Abbildung 30: Durchschnittliche NO ₂ -und O ₃ -Belastung im Stationstyp Rural über den Betrachtungszeitraum	76
Abbildung 31: Durchschnittliche O ₃ -Belastung im Stationstyp Rural.....	77
Abbildung 32: Durchschnittliche NO ₂ -Belastung im Stationstyp Rural	78
Abbildung 33: Maximale NO ₂ -und O ₃ -Belastung im Stationstyp Rural	78
Abbildung 34: Maximale NO ₂ -Belastung im Stationstyp Rural	79
Abbildung 35: O ₃ -DJÜ nach EU AQG und Stationstyp	81
Abbildung 36: NO ₂ -Durchschnittsbelastung im Betrachtungszeitraum in der verschiedenen Stationstypen	83

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Übersicht über Primärschadstoffe, Quelle: (vgl. EEA/Alberto González Ortiz, S. 18)	8
Tabelle 2: Übersicht über Sekundärschadstoffe, Quelle: (vgl. European Environment Agency, 2019, S. 18).....	9
Tabelle 3: Anteil der verschiedenen Sektoren an den totalen Emissionen von Luftschadstoffen in der EU, Quelle: (vgl. European Environment Agency, 2019, S. 20, S. 24 (Figure 2.4)).....	15
Tabelle 4: Schadstoffe mit zugehörigen Hauptquellen der Emission im Jahr 2020, Quelle: (vgl. Umweltbundesamt, 2021a, S. 4).....	16
Tabelle 5: Exponierung der europäischen Bevölkerung gegenüber PM ₁₀ im Jahr 2018, Quelle: (vgl. European Environment Agency, 2020, S. 98–100).....	17
Tabelle 6: Exponierung der europäischen Bevölkerung gegenüber PM _{2,5} im Jahr 2018, Quellen: (vgl. European Environment Agency, 2020, S. 98–100).....	18
Tabelle 7: Exponierung der europäischen Bevölkerung gegenüber O ₃ im Jahr 2018, Quelle: (vgl. European Environment Agency, 2020, S. 98–100).....	19
Tabelle 8: Exponierung der europäischen Bevölkerung gegenüber NO ₂ im Jahr 2018, Quelle: (vgl. European Environment Agency, 2020, S. 98–100).....	20
Tabelle 9: Vorzeitige Tode im Zusammenhang mit Luftschadstoffen im Jahr 2018, Quelle: (vgl. European Environment Agency, 2020, S. 108).....	21
Tabelle 10: Verlorene Lebensjahre im Zusammenhang mit Luftschadstoffen im Jahr 2018, Quelle: (vgl. Table 10.2, European Environment Agency, 2020, S. 109)	23
Tabelle 11: O ₃ -Grenzwerte	33
Tabelle 12: NO ₂ -Grenzwerte	34
Tabelle 13: Anwendung der Kriterien für die Auswahl der Länder für die O ₃ -Betrachtung	38
Tabelle 14: Anwendung der Kriterien für die Auswahl der Länder für die NO ₂ -Betrachtung.....	39
Tabelle 15: Statistische Werte der DJÜ nach EU AQG in Tagen.....	46
Tabelle 16: Statistische Werte der DJÜ nach WHO AQG in Tagen.....	49
Tabelle 17: Statistische Daten der durchschnittlichen Ozonkonzentration nach meteorologischen Jahreszeiten in µg/m ³	52
Tabelle 18: Statistische Daten der Änderungen der DJÜ in den Perioden im Vergleich zum Baselineszenario in den Monaten Mai-September.....	56
Tabelle 19: Statistische Werte der 93.2er Quantile von O ₃ der einzelnen Stationen in den Betrachtungszeiträumen in µg/m ³	63
Tabelle 20: Statistische Werte der durchschnittlichen O ₃ -Konzentration über den Betrachtungszeitraum pro Station.....	65
Tabelle 21: Statistische Werte durchschnittlichen NO ₂ -Konzentration über den Betrachtungszeitraum pro Station µg/m ³	67
Tabelle 22: Anzahl der Stationen deren durchschnittliche NO ₂ -Konzentration in der jeweiligen Periode über dem Grenzwert von 40 µg/m ³ lag	67
Tabelle 23: Durchschnittliche NO ₂ -Belastung, in µg/m ³ , nach Stationstyp zu ausgewählten Zeitpunkten	71
Tabelle 24: Durchschnittliche O ₃ -und NO ₂ -Belastung, in µg/m ³ , über den Betrachtungszeitraum. 72	
Tabelle 25: Statistische Daten der Anzahl der O ₃ -DJÜ nach EU AQG im Betrachtungszeitraum nach Stationstyp getrennt	80
Tabelle 26: Durchschnittliche NO ₂ -Belastung in µg/m ³ im Betrachtungszeitraum in den Stationstypen Rural und Urban.....	82

Abkürzungsverzeichnis

Abb.	Abbildung
AQG	Air Quality Guide
BC	Black Carbon
CAFE	Clean Air for Europe
CLRTAP	Convention on Long-range Transboundary Air Pollution
CO	Kohlenstoff
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
COPD	Chronic Obstructive Pulmonary Disease
CH ₄	Methan
DDT	Dichlordiphenyltrichlorethan
DJÜ	Durchschnittliche jährliche Überschreitungstage
EEA	European Environment Agency
EU	Europäische Union
EPA	Environmental Protection Agency
Gl.	Gleichung
H ₂ S	Schwefelwasserstoff
H ₂ SO ₄	Schwefelsäure
HNO ₃	Salpetersäure
<i>Hv</i>	Strahlungsenergie
Km	Kilometer
N ₂ O ₅	Distickstoffpentoxid
NAAQS	National Ambient Air Quality Standards
NEC	National Emission Ceilings
NH ₃	Ammoniak
NO	Stickstoff
NO ₂	Stickstoffdioxid

NO ₃	Nitrat
NO _x	Stickoxide
NMVOG	nicht methanhaltige flüchtige organische Verbindungen
O ₃	Ozon
OECD	Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung
OH	Hydroxidion
Pb	Blei
PM	Feinstaub
PM _{2,5}	Feinstaub mit Partikeldurchmesser kleiner als 2,5 Mikrometer
PM ₁₀	Feinstaub mit Partikeldurchmesser kleiner als 10 Mikrometer
Ppm	parts per million
Pptv	parts per million
RF	radiative forcing
SO ₂	Schwefeldioxid
SO _x	Schwefeloxide
v.a.	vor allem
Vgl.	Vergleich
VOC	flüchtige organische Substanzen
WHO	World Health Organization
µg/m ³	Mikrogramm pro Kubikmeter
z.B.	zum Beispiel

Kurzfassung

Diese Masterarbeit untersucht die Veränderung der Luftgüte in ausgewählten europäischen Ländern im Zeitraum 1995-2019. Besonderes Augenmerk wird hierbei auf die Veränderung der Belastung bodennaher Luft durch Ozon (O_3) und Stickstoffdioxid (NO_2), sowie den möglichen Zusammenhang zwischen der Konzentrationsentwicklung von NO_2 und O_3 gelegt. Die Analysen basieren auf Daten von insgesamt 354 O_3 - und 404 NO_2 -Messstationen, welche über die European Environmental Agency verfügbar sind. Um die zeitliche Entwicklung der Luftqualität zu analysieren, wird der Betrachtungszeitraum in drei Perioden unterteilt. Diese Perioden sind wie folgt unterteilt: Periode 1 von 1995 bis 2003, Periode 2 von 2004 bis 2011 und Periode 3 von 2012 bis 2019. Methodisch werden die Datenreihen für diese Perioden bezüglich Veränderungen in ihren Durchschnitts- und Maximalwerten, durchschnittliche Jährliche Überschreitungstagen (DJÜ), das 93.2er Quantil für O_3 -Stationen, die Saisonalität von O_3 und auf die Jahre mit den meisten Überschreitungstagen pro Station für O_3 untersucht. Die Ergebnisse zeigen, dass eine deutliche, jedoch regional differenzierte Reduktion der DJÜ über den Betrachtungszeitraum stattgefunden hat. Es zeigte sich besonders in Bezug auf die DJÜ, dass diese sich, nach einem Rückgang von Periode 1 auf Periode 2, in Periode 3 gleichbleibend entwickeln. Bei den durchschnittlichen NO_2 -Konzentrationen ist ein Trend erkennbar, es sind über den Betrachtungszeitraum immer weniger Stationen geworden, die im Durchschnitt der jeweiligen Periode den Grenzwert überschreiten. Bezüglich des Zusammenhangs in der Konzentrationsentwicklung von O_3 und NO_2 zeigen die Ergebnisse, dass trotz Reduktion in den Spitzenwerten für beide Schadstoffe in den letzten Jahren eine Entkopplung hinsichtlich der Konzentrationsentwicklung stattgefunden hat.

Abstract

This master thesis examines the change in air quality in selected European countries in the period 1995-2019. Particular attention is paid to the change in the pollution of ground-level air by ozone (O₃) and nitrogen dioxide (NO₂), as well as the possible connection between the concentration development of NO₂ and O₃. The analyzes are based on data from a total of 354 O₃ and 404 NO₂ monitoring stations, which are available from the European Environmental Agency. In order to analyze the development of air quality over time, the period under review is divided into three periods. These periods are structured as follows: period 1 from 1995 to 2003, period 2 from 2004 to 2011 and period 3 from 2012 to 2019. Methodologically, the data series for these periods are examined with regard to changes in their average and maximum values, average annual exceedance days (DJÜ), the 93.2 quantile for O₃ monitoring stations, the seasonality of O₃ and the years with the most exceedance days per station for O₃. The results show that there was a clear, regionally differentiated reduction in DJÜ over the period under review. It was particularly evident in relation to the DJÜ that, after a decline from period 1 to period 2, they developed consistently in period 3. A trend can be seen in the average NO₂ concentrations; over the period under review there have been fewer and fewer stations that exceed the limit value on average for the respective period. With regard to the correlation in the concentration development of O₃ and NO₂, the results show that despite a reduction in the peak values for both pollutants in recent years, there has been a decoupling with regard to the concentration development.

1. Einleitung und Motivation

Die Nachrichten begegnen uns fast jeden Sommer, wenn wieder vor hohen Ozon-Werten und der Smog-Gefahr gewarnt wird, dazu kommen Bilder aus Großstädten, in denen der Himmel nicht mehr klar erkennbar ist und durch einen grauen Schleier verhangen ist. Auch die Diskussionen um den Dieselskandal führten zu einer deutlich intensiveren gesellschaftlichen Debatte um Luftverschmutzung und Luftqualität.

Doch gleichzeitig hört man immer wieder von Fahrverboten, Dieselnormen und weiteren Maßnahmen, die für eine bessere Luftqualität und eine Bekämpfung der Luftverschmutzung sorgen sollen. Eine besondere Rolle in dieser Diskussion spielen immer wieder die Ozongrenzwerte, aus diesem Grund beschäftigt sich diese Arbeit mit den folgenden Fragestellungen:

1. Wie hat sich die Luftqualität in ausgewählten Ländern im Zeitraum 1995-2019 in Bezug auf Ozon (O_3) und Stickstoffdioxid (NO_2) entwickelt?
2. Gibt es einen Zusammenhang zwischen der Konzentrationsentwicklung von Stickstoffdioxid und den Messungen des Ozongehalts der Luft?

Die vorliegende Arbeit versucht diese Fragen mithilfe einer umfassenden Datenanalyse zu beantworten.

Die Arbeit beginnt mit dem Kapitel „Stand des Wissens“, in diesem werden die Grundlagen zu den Themen Luftqualität, Luftverschmutzung, Ozon und Stickstoffdioxid herausgearbeitet. Ein besonderes Augenmerk liegt dabei, neben den naturwissenschaftlichen Grundlagen, auf den Implikationen auf Menschen, Natur und Umwelt, die die Luftverschmutzung verursacht hat und weiter verursacht und welche Maßnahmen man bisher dagegen ergriffen hat. Abgerundet wird dies durch einen historischen Rückblick auf die Geschichte der Luftverschmutzung und der Entwicklung des Problembewusstseins darüber. Dem schließt sich das Kapitel „Material und Methoden“ an, in welchem herausgearbeitet wird mit welchen Daten gearbeitet wurde und wie diese analysiert wurden. Darüber hinaus wird hier aufgezeigt welche Daten schlussendlich in die Analyse eingeflossen sind. Dem schließt sich das Kapitel „Ergebnisse“ dieser Arbeit an, darin werden in detaillierter Weise die Ergebnisse der Datenanalyse vorgestellt. Den Ergebnissen folgt das Kapitel „Zusammenfassung und Schlussfolgerungen“, in dem die Ergebnisse diskutiert, zusammengefasst, Limitierungen der Arbeit besprochen werden und es einen Ausblick auf mögliche weiterführende Forschungen gibt.

[Aus grafischen Gründen freigelassen]

2. Stand des Wissens

2.1 Luftverschmutzung

Luftverschmutzung ist ein im Alltag vielfach verwendeter Begriff, aber worüber spricht man wissenschaftlich betrachtet eigentlich, wenn man von „Luftverschmutzung“ spricht?

Die Vereinten Nationen haben 1997 in ihrem „Glossary of Environmental Statistics“ Luftverschmutzung wie folgt definiert:

„Air Pollution: the presence of contaminant or pollutant substances in the air that do not disperse properly and that interfere with human health or welfare or produce other harmful environmental effect“ (United Nations, 1997, S. 4)

Diese Definitionen verwendet auch die Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD) in ihrem „Glossary of Statistical Terms“ (vgl. Organisation for Economic Cooperation and Development, 2007, S. 30), sowie die United States Environmental Protection Agency (EPA) in ihren „Terms of Environment“ (vgl. United States Environmental Protection Agency, 1992, S. 2).

In Übersetzung bedeutet dies, dass Luftverschmutzung die Anwesenheit von Verunreinigungen oder Schadstoffen in der Luft beschreibt, die sich nicht richtig in der Luft zerstreuen und die menschliche Gesundheit oder Wohlstand schädigen können oder zur Entstehung von anderen schädlichen Umwelteinflüssen beitragen (vgl. United Nations, 1997, S. 4).

Hieraus leitet sich eine Reihe von Fragen ab: z.B. Was macht einen Luftschadstoff aus? Wie stellt sich der in der Definition implizierte Idealzustand der Luft dar und wie können wir ihn erreichen, beziehungsweise hindert uns daran diesen zu erreichen (vgl. Vallero, 2008, S. 3).

Doch bevor wir dazu kommen, werfen wir einen Blick auf die historische Entwicklung der Luftverschmutzung, denn diese begann nicht erst mit der Industrialisierung, sondern schon lange vorher.

2.1.1 Historische Entwicklung der Luftverschmutzung in einer Kurzfassung

Luftverschmutzung ist kein Phänomen der Neuzeit, es gibt sie schon seit der Mensch in Gemeinschaften lebt und begonnen hat das Feuer zu nutzen (vgl. Jacobson, 2012, S. 73; vgl. Seigneur, 2019, S. 1).

Beschränkte sich die Belastung der Innen- und Außenluft anfangs noch auf die hauptsächliche Nutzung von Holz als Brennstoff, so begann mit dem Aufkommen der ersten Zivilisationen die Verhüttung von Metall und damit auch weitergefasste Umweltprobleme. Einen Blick in die Zusammensetzung der Atmosphäre aus dieser Zeit bieten z.B. in Eisbohrkernen aus Grönland eingeschlossene Luftbläschen, welche Zeugnis über erhöhte Kupferkonzentrationen in der Atmosphäre, die durch das Schmelzen von Kupfererz zur Münzherstellung im Römischen Reich und im China der Song-Dynastie entstanden, abgeben. Anhand des Nachweises der atmosphärischen Verunreinigung in Proben aus hohen Breiten zeigt sich auch eindrücklich dass die Belastungen der Atmosphäre durch anthropogene Emissionen schon damals nicht lokal begrenzt war (vgl. Jacobson, 2012, S. 73).

Doch nicht nur in physikalischen und chemischen Klimaarchiven lassen sich diese Auswirkungen feststellen, auch in schriftlichen Dokumenten aus vergangener Zeit ist die Umwelt- und Luftverschmutzung dokumentiert. Bezeichnungen wie das römische *gravioris caeli* (schwerer Himmel) und *infamis aer* (berüchtigte Luft) für diese Luftverschmutzungen die hauptsächlich aus dem Verbrennen von Holz und Holzkohle resultierende Luftverschmutzung zeugen von der Bedeutung für die Menschen aus dieser Zeit (vgl. Hughes, 2014, S. 226). Noch sichtbarer wurde es für die Menschen der damaligen Zeit durch die schwarze Färbung von Gebäuden in Rom durch Luftverschmutzung und Seneca erwähnt, dass sich seine Gesundheit immer bessere sobald er die Stadt und ihre Dämpfe verlasse (vgl. Brimblecombe, 2012, S. 5f). An den vielfältigen Referenzen sieht man schon, dass dieses Problem den Menschen schon weit vor dem Anbruch des Industriezeitalters vertraut war.

Auch erste Gegenmaßnahmen gegen diese Verschmutzungen wurden ergriffen, so baute man höhere Schornsteine um den Rauch und die entstehenden Dämpfe nach oben in die Höhe abzuleiten um sie so von den Menschen wegzuhalten (vgl. Hughes, 2014, S. 190).

Während des frühen Mittelalters kehrten die durch den Niedergang des Römischen Reiches drastisch gesunkenen Emission aus der Bleischmelze, durch den technischen und zivilisatorischen Fortschritt, in Mitteleuropa zurück, trotzdem blieben die Hauptquellen weiterhin das Verbrennen von Holz und Holzkohle (vgl. Jacobson, 2012, S. 74). Bis zum Beginn des 18. Jahrhunderts bereitete vor allem die Nutzung von Holzkohle und Steinkohle zur Energiegewinnung, für beispielsweise Glasöfen, Ziegelöfen und Brauereien, Probleme (vgl. Jacobson, 2012, S. 74). Ein illustratives Beispiel hierfür ist, dass es im mittelalterlichen London durch die Herstellung von Kalk zu erheblichen Luftverschmutzungsproblemen kam. Ursache dafür war die Nutzung von Eichenholz zur Energiegewinnung für die Herstellung von Kalk, jedoch musste schon bald aufgrund einer Knappheit an Eichenholz auf Kohle als Energieträger ausgewichen werden (vgl. Jacobson, 2012, S. 74). Kalk war für die Menschen im Mittelalter ein sehr wichtiges Material, dass sowohl als Baumaterial als auch als Dünger seine Verwendung fand, dementsprechend groß waren auch die produzierten

Mengen (vgl. Brimblecombe, 2012, S. 6f). Die Luftverschmutzung durch das Verbrennen von Kohle wurde schließlich so stark, dass King Edward I. 1306 die Nutzung von Kohle in Kalköfen verbot, dieses Verbot hatte jedoch wohl bereits 1329 keinerlei Wirkung mehr (vgl. Jacobson, 2012, S. 74).

Den nächsten großen Einschnitt markierte die Erfindung der Dampfmaschine und das damit aufziehende Zeitalter der Fabriken. Durch die damit einsetzende Industrialisierung wurden bis zum Ende des 19. Jahrhunderts Fertigungsprozesse aus Manufakturen in große, zentral gelegene Fabriken verlagert. Dies führte aufgrund des enormen Energiebedarfs dieser, in urbanen Zentren gelegenen, Fabriken und der Energiegewinnung aus Kohle zu einer stark steigenden Luftverschmutzung. Im Mutterland der Industrialisierung, Großbritannien, soll dies zwischen 1800 – 1900 zu 4 bis 7 Mal mehr Toten durch Luftverschmutzung geführt haben als im Rest der Welt (vgl. Jacobson, 2012, S. 76).

Doch nicht nur in Großbritannien führte das Aufkommen der Dampfmaschine zu einer durch Steinkohle getriebenen Industrialisierung, sondern auch in vielen anderen Ländern, wie u.a. Deutschland, Belgien, den Vereinigten Staaten, Russland und Australien war dies der Fall (vgl. Jacobson, 2012, S. 76).

Im Jahre 1905 wurde erstmals der Begriff Smog durch Harold Antoine Des Veux eingeführt (vgl. Jacobson, 2012, S. 78). Dieser beschrieb damit eine Kombination aus Smoke (Rauch) und Fog (Nebel). Weitere Verbreitung fand der Begriff nach einem Vortrag von Des Veux auf der Manchester Conference of the Smoke Abatement League in Great Britain im Jahr 1911, sowie durch die Beschreibung von tödlichen Smog Ereignissen in Glasgow im Herbst 1909 (vgl. Jacobson, 2012, S. 78). Der Rauch welcher in Kombination mit dem Londoner Nebel zu diesen Smog Ereignissen führte, entstand durch die Verbrennung von Kohle zur Energiegewinnung und Rohmaterialien für die Produktion von Chemikalien (vgl. Jacobson, 2012, S. 78). Diese Art von Smog führte zu mehreren katastrophalen Ereignissen, unter denen vor allem der Smog in London im Dezember 1952 heraussticht, der zu 4000 Toten führte. Auch in anderen Ländern, wie den USA und Belgien, traten solche Smog Ereignisse auf und führten zu zahlreichen Todesfällen (vgl. Jacobson, 2012, S. 78–80).

In der Mitte des 20. Jahrhunderts wurde dann eine neue Form der Luftverschmutzung entdeckt, der sogenannte photochemische Smog. Dieser trat erstmals in der Gegend von Los Angeles, vor allem im Sommer, auf. Die Zusammensetzung des Smogs unterscheidet sich aber grundlegend von jenem durch Des Veux beschriebenen Smog. Bei photochemischem Smog handelt sich um Sekundärschadstoffe, die aus photochemischen Reaktionen von Vorläufersubstanzen, wie Stickoxiden (NO_x) und organischen Verbindungen (VOC), entstehen (vgl. Seigneur, 2019, S. 2–3). Erstmals wurde dieser Prozess von Prof. Haagen-Smit, vom Californian Institute of Technology (Caltech), im Jahr 1952 beschrieben. Hagen-Smit war es auch, der den Zusammenhang zwischen der Sonnenstrahlung und den Vorläufersubstanzen bei der Entstehung von Ozon (O₃) entdeckte (vgl.

Seigneur, 2019, S. 3–4). Der Begriff photochemischer Smog leitet sich aus der Entstehung von O_3 ab, denn zu dessen Bildung ist Sonnenlicht erforderlich. Der zugrunde liegende chemische Prozess wird Photolyse genannt, dabei werden durch Strahlung die Bindungen zwischen Molekülen aufgelöst und eine Reihe von chemischen Reaktionen in Gang gesetzt, die im Endeffekt zur Bildung von Ozon führen (vgl. Seigneur, 2019, S. 3). Genauer wird auf diesen Prozess in Kapitel 2.2, Ozon (O_3) – Ein Luftschadstoff, eingegangen.

Doch nicht nur wissenschaftliche Erkenntnisse, auch die Popkultur nahm ab Beginn der 1960er Jahre Einfluss auf das Umweltbewusstsein der Menschen, beginnend vor allem in den USA. Beispielhaft dafür ist Rachel Carsons Buch „Silent Spring“ aus dem Jahr 1962, in welchem Carson die Auswirkungen von Pestizidbelastungen auf Vögel beschreibt (vgl. Jacobson, 2012, S. 176; vgl. Seigneur, 2019, S. 3). Besonders das Pestizid Dichlordiphenyltrichlorethan (DDT) stand im Zentrum der Aufmerksamkeit, so zeigte sich durch wissenschaftliche Studien dass DDT für das Sterben von Vögeln mitverantwortlich war und sich über die Nahrungskette anreichern konnte und so letztlich, neben den Schäden im Ökosystem, auch im menschlichen Körper Schäden anrichten konnte (vgl. Jacobson, 2012, S. 176; vgl. Seigneur, 2019, S. 3; vgl. Vallero, 2008, S. 177–178).

Eine weitere Umweltbelastung derer sich die Bevölkerung, vor allem in Nordamerika und Europa aufgrund der offensichtlichen Zerstörung von Wäldern, ab den 1970er Jahre bewusst wurden, war der sogenannte Saure Regen (vgl. Seigneur, 2019, S. 3). Doch nicht nur in der Bevölkerung wurde dies zum Thema, auch in der Wissenschaft widmete man sich ab den 1960er Jahren vor allem in Skandinavien diesem Thema. Die ersten Forschungsarbeiten dazu lassen sich aber bis 1692 und Robert Boyles „A General History of the Air“ zurückverfolgen, und auch in den USA erfolgten ab 1923 vereinzelt Untersuchungen zum Thema Saurer Regen (vgl. Grennfelt et al., 2020, S. 850; vgl. Seinfeld et al., S. 874–875). Auch wenn der Begriff Saurer Regen sich mittlerweile im Sprachgebrauch eingebürgert hat, so ist er nicht ganz korrekt. Durch die Emission von Salpetersäure (SO_2) und Stickoxiden (NO_x) findet, in der Atmosphäre, die Bildung von Schwefelsäure (H_2SO_4) und SO_2 statt, welche dann unter anderem durch den Transport im Regen auf die Erdoberfläche kommen und dort für Umweltprobleme sorgen (vgl. Seigneur, 2019, S. 3; vgl. Seinfeld et al., S. 874). Da man dies erkannte und auch die Bevölkerung dieses Problem als eine der größten Gefahren für die Umwelt ansah, kam es mitten im Kalten Krieg, unter Führung der Vereinten Nationen (UN), zu multilateralen Verhandlungen, welche zum Abschluss der „Convention on Long-range Transboundary Air Pollution“ (CLRTAP) 1979 führten (vgl. Grennfelt et al., 2020, S. 849). Dies führte zu einer Verbesserung der Situation durch die massive Reduktion der Emissionen um bis zu 80%. Mittlerweile wurden insgesamt acht Zusatzprotokolle zum CLRTAP verabschiedet, welche sich mit den unterschiedlichsten Luftverschmutzungsproblemen und den dazugehörigen Schadstoffen beschäftigen (vgl. Grennfelt et al., 2020, S. 849).

2.1.2 Luftschadstoffe – Eine allgemeine Annäherung

Auch für den Begriff der Luftschadstoffe gibt es, wie schon bei Luftverschmutzung, eine sehr gute Definition der Vereinten Nationen.

„Air Pollutants: substances in air that could, at high enough concentrations, harm human beings, animals, vegetation or material. Air pollutants may thus include forms of matter of almost any natural or artificial composition capable of being airborne. They may consist of solid particles, liquid droplets or gases, or combinations of these forms“ (United Nations, 1997, S. 3)

Dieser Definition zufolge sind Luftschadstoffe als Substanzen definiert, die, sobald ihre Konzentration in der Luft hoch genug ist, dem Menschen, Tieren, der Vegetation oder anderen Materialien schaden können. Luftschadstoffe können dabei nahezu jeder künstliche oder natürliche Stoff sein der luftgängig ist. Sie können dabei aus festen Partikeln, Tröpfchen oder Gasen, oder aus Kombinationsformen ebendieser bestehen (vgl. United Nations, 1997, S. 3). Von dieser Definition ausgehend kann nun betrachtet werden welche atmosphärischen Stoffe und Verbindungen als Luftschadstoffe in Frage kommen. So schreibt Daniel Vallero unter Bezugnahme auf den Clean Air Act dass in diesem sechs sogenannte „criteria air pollutants“ (Vallero, 2008, S. 58) aufgeführt sind, nach denen die Luftqualität in den USA beurteilt wird. Zu diesen sechs Schadstoffen zählen Feinstaub (PM), Ozon (O₃), Kohlenmonoxid (CO), Schwefeldioxid (SO₂), Stickstoffdioxid (NO₂) und Blei (Pb) (vgl. Vallero, 2008, S. 58).

Etwas anders ist die Situation in Europa gelagert, hier werden im „European Union emission inventory report 1990-2018“ (European Environmental Agency, 2020) aus dem Jahr 2020 folgende Stoffe als Hauptschadstoffe genannt: Stickoxide (NO_x), flüchtige organische Verbindungen (NMVOC), Schwefeloxide (SO_x), Ammoniak (NH₃) und Kohlenmonoxid (CO), jedoch werden auch Feinstaub und Ozon genannt (vgl. European Environmental Agency, 2020, S. 6). Im jüngsten Sachstandsbericht zur Luftgüte in Europa wird v.a. ein Hauptaugenmerk auf Feinstaub, Ozon, Stickstoffdioxid und Benzo[*a*]pyren gelegt (vgl. European Environment Agency, 2019, S. 3–4).

Auf den ersten Blick zeigt sich hier ein scheinbarer Widerspruch in den EU- Berichten. Bei genauer Betrachtung zeigt sich jedoch, dass dem nicht so ist, denn im „Air quality in Europe – 2019 report“ geht es nicht um die Emissionen, wie im „European Union emission inventory report 1990-2018“, sondern darum wie sauber die Luft ist.

Die World Health Organization (WHO) hat in ihrem „Global update 2005“ für ihre „WHO Air quality guidelines“ festgehalten dass von Feinstaub, Ozon, Stickstoffdioxid und Schwefeldioxid Gesundheitsgefahren ausgehen und dass ein Vorgehen gegen diese Luftschadstoffe zur

Gesundheitsvorsorge der Bevölkerung beiträgt (vgl. World Health Organization, 2006b, S. 7–8). Daher ist die leichte Akzentverschiebung zwischen den beiden Berichten der EU nachvollziehbar.

Betrachtet man Luftschadstoffe so ist auch deren Bildung von Relevanz und es wird üblicherweise zwischen Primär- und Sekundärschadstoffen unterschieden.

Primärschadstoffe werden von der WHO und der EEA als Schadstoffe definiert, die direkt in die Atmosphäre emittiert werden (vgl. European Environment Agency, 2019, S. 18; vgl. World Health Organization, 2006a, S. 10). Die WHO führt weiter aus das Primärschadstoffe meist direkt an der Emissionsquelle gemessen werden können, dies kann jedoch bei diffusen Emissionsquellen relativ kompliziert werden (vgl. World Health Organization, 2006a, S. 10).

Tabelle 1 liefert eine Übersicht über Primärschadstoffe basierend auf dem „Air quality in Europe – 2019 report“.

Tabelle 1: Übersicht über Primärschadstoffe, Quelle: (vgl. EEA/Alberto González Ortiz, S. 18)

Primärschadstoffe¹
Feinstaub
Ruß
Schwefeloxide (SO _x)
Stickoxide (NO _x , beinhaltet NO _x und NO ₂)
Ammoniak (NH ₃)
Kohlenstoffmonoxid (CO)
Methan (CH ₄)
Nicht methanhaltige flüchtige organische Verbindungen (NMVOC)
Schwermetalle
Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH, inklusive benzo[<i>a</i>]pyrene (BaP))

Aus Tabelle 1 ist ersichtlich, dass in der Gruppe der Primärschadstoffe schon sehr viele Luftschadstoffe erfasst sind, jedoch fehlen einige der davor genannten, wie zum Beispiel Ozon, welches zu den Sekundärschadstoffen zählt.

Sekundärschadstoffe werden von der WHO und der EEA als Schadstoffe definiert, die sich erst in der Atmosphäre durch chemische Reaktion unter Vorhandensein von Vorläuferstoffen bilden (vgl. European Environment Agency, 2019, S. 18; vgl. World Health Organization, 2006a, S. 10). Dies ist auch der Grund dafür dass Sekundärschadstoffe nicht direkt an einer Emissionsquelle gemessen werden können (vgl. World Health Organization, 2006a, S. 10).

Eine Übersicht über die verschiedenen Sekundärschadstoffe liefert die folgende Tabelle 2:

Tabelle 2: Übersicht über Sekundärschadstoffe, Quelle: (vgl. European Environment Agency, 2019, S. 18)

Sekundärschadstoffe
Feinstaub
Stickstoffdioxid (NO ₂)
Ozon (O ₃)
Oxidierete Flüchtige organische Verbindungen

Aus der Definition der Sekundärschadstoffe geht hervor, dass diese durch chemische Reaktionen in der Atmosphäre gebildet werden. Eine Übersicht über die zur Bildung von Sekundärstoffen führenden chemischen Prozesse, inklusive Beteiligter Vorläufersubstanzen ist in Abbildung 1 gegeben.

Wie man in der Abbildung 1 sehr gut erkennt entstehen die Sekundärschadstoffe durch chemische Reaktion(en) von Primärschadstoffen und natürlichen Stoffen, insbesondere Wasser und Sauerstoff (vgl. World Health Organization, 2006a, S. 10). Diese Primärschadstoffe werden im Zusammenhang mit Luftverschmutzung als Vorläufersubstanzen (engl. „Precursors“) bezeichnet, da ihre Verfügbarkeit eine zwingende Voraussetzung für die Bildung von Sekundärschadstoffen darstellt (vgl. Vallero, 2008, S. 274).

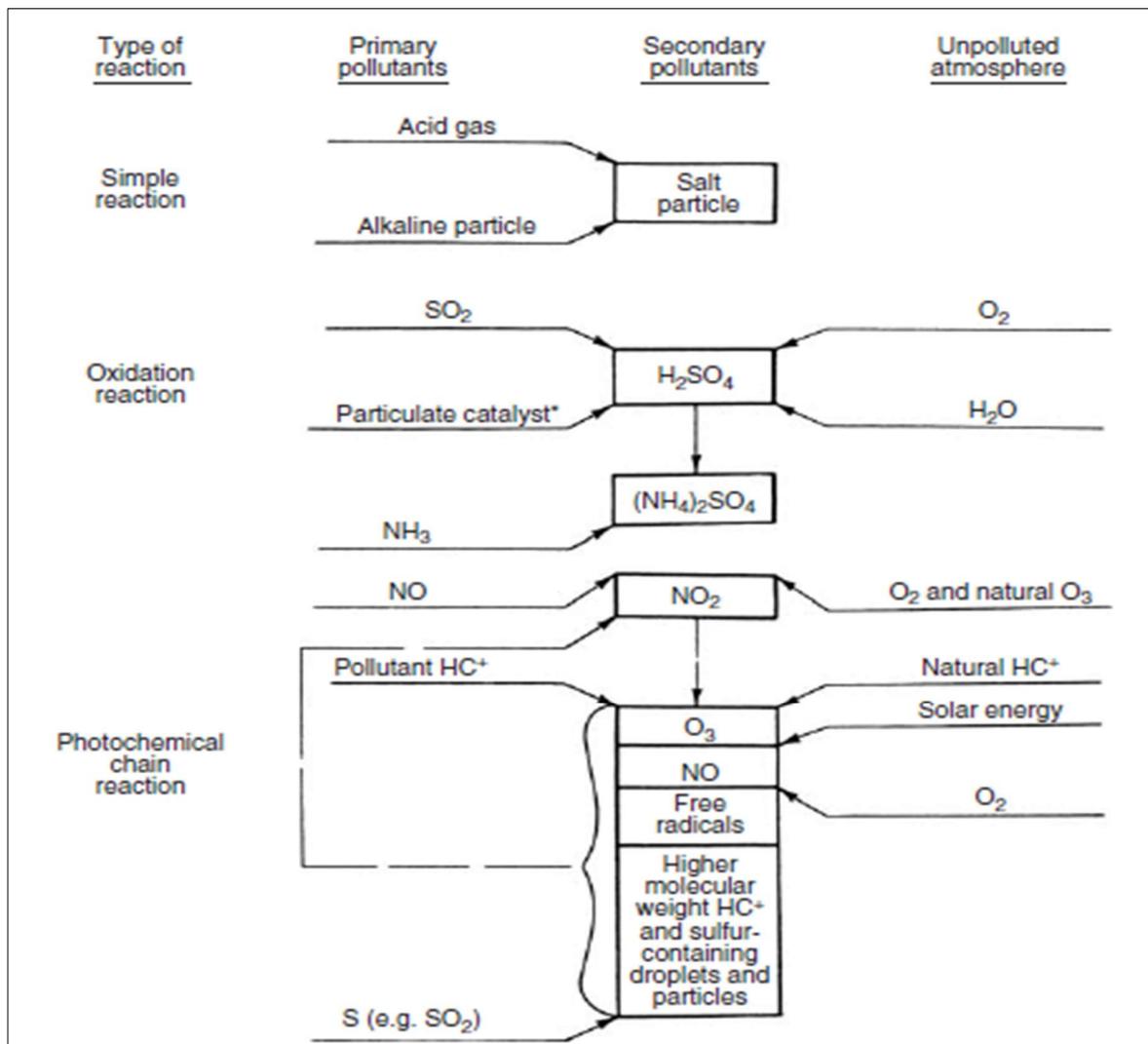


Abbildung 1: Primär- und Sekundärschadstoffe, Quelle: (vgl. Vallero, 2008, S. 274)

2.1.3 Emissionsquellen

2.1.3.1 Allgemeine Übersicht zu Emissionsquellen von Luftschadstoffen

So zahlreich wie die Luftschadstoffe sind auch deren Quellen. Grundsätzlich werden Emissionsquellen in natürliche und anthropogene Quellen unterteilt (vgl. Vallero, 2008, S. 314).

Der bekannteste Mechanismus, in dem natürliche Quellen eine Rolle spielen, ist die Emission von flüchtigen organischen Verbindungen (VOC, engl. volatile organic compounds) durch Bäume und andere Pflanzen. Damit liefern sie die sogenannten Vorläuferstoffe, wie man schon in Kapitel 2.1.2 gesehen hat, die dann durch chemische Reaktionen zur Bildung von Sekundärschadstoffen beitragen. VOCs tragen z.B. maßgeblich zur Bildung von troposphärischem Ozon und sekundärem Feinstaub bei (vgl. World Health Organization, 2006a, S. 18).

Ein weiterer natürlicher Faktor, der große Mengen an Schadstoffen emittiert, sind Vulkanausbrüche. Bei diesen werden vor allem Feinstaub, Schwefeldioxid (SO₂), Schwefelwasserstoff (H₂S) und Methan (CH₄) emittiert (vgl. Vallero, 2008, S. 314). Als prominente Beispiele für solche vulkanischen Aktivitäten können die Eruption des Mt. St. Helens 1980 (vgl. Vallero, 2008, S. 314) oder der Ausbruch des Eyjafjallajökull 2010 auf Island sein. Letzterer ist vor allem in Europa nicht nur aufgrund des Namens, sondern auch aufgrund der zahlreichen Auswirkungen, z.B. auf den Flugverkehr, noch gut in Erinnerung. Neben Vulkanausbrüchen werden Schadstoffe beispielsweise auch durch Sandstürme verbreitet, hierbei wird vor allem (Fein)staub über sehr große Distanzen transportiert (vgl. Vallero, 2008, S. 314–315). Neben den bisher genannten Faktoren spielen auch die Ozeane und Waldbrände eine Rolle als Emittenten von Schadstoffen. So emittieren Ozeane kontinuierlich Salzpartikel, welche für Metalle und Lackierungen korrosiv wirken können (vgl. Vallero, 2008, S. 315). Bei Waldbränden ist es umstritten ob sie zu den natürlichen Quellen für Luftschadstoffe zählen, da sie oft von Menschen verursacht werden, dennoch zählt man sie gewöhnlich zu den natürlichen Quellen da sie große Mengen an Kohlenmonoxid, CO₂, Stickoxide, Asche und Kohlenwasserstoffe freisetzen wenn sie brennen (vgl. Vallero, 2008, S. 314).

Neben den Emissionen aus natürlichen Quellen spielen die anthropogenen, also die menschengemachten, Emissionen eine entscheidende Rolle (vgl. Vallero, 2008, S. 315). Eine wichtige Quelle für die anthropogenen Emissionen ist der Straßenverkehr (vgl. World Health Organization, 2006a, S. 15). Die Emissionen aus dem Straßenverkehr stammen zum Großteil aus den Abgasen der Fahrzeuge, dabei handelt es sich typischerweise um Kohlenmonoxid, Stickoxide und flüchtige organische Verbindungen, jedoch entstehen durch die Reibung der Reifen und die Wirkung der Bremsen Emissionen von Feinstaubpartikeln. Auch die Abnutzung der Straßen und Aufwirbelungen von Material, das auf der Fahrbahn liegt, führt zum Eintrag von Feinstaub in die bodennahe Grenzschicht. Diese Nicht-Abgas Emissionen sind aber wesentlich schwerer zu quantifizieren als die Emissionen aus Verbrennungsprozessen (vgl. World Health Organization, 2006a, S. 15–16). Man kann diese Emissionen aus dem Straßenverkehr aber auch dem privaten Sektor zurechnen, wie es beispielsweise Daniel Vallero in seiner Aufstellung tut (vgl. Vallero, 2008, S. 317).

Neben dem Straßenverkehr gibt es aber noch einige weitere anthropogene Emissionsquellen. Dazu zählen vor allem Quellen die durch Verbrennungsprozesse Emissionen erzeugen z.B. Industrieanlagen, Kraftwerke, Müllverbrennungsanlagen, aber auch die Kamine oder Holzöfen, sowie Grills in Haushalten (vgl. Vallero, 2008, S. 315–318). Bei den aus Verbrennungsprozessen typischen Schadstoffemissionen (vgl. World Health Organization, 2006a, S. 16–17) handelt es sich vor allem um flüchtige organische Verbindungen (VOC), CO, CO₂, Stickoxide und Schwefeloxide, wenn Schwefel im Verbrennungsprozess vorhanden ist. Zu beachten ist bei diesen Emissionen, dass sie verschiedene Auswirkungen haben, wobei Emissionen aus bodennahen Quellen eher lokale

Auswirkungen haben, während Emissionen aus hohen Schornsteinen die Luftqualität in einem viel größeren Bereich beeinflussen können (vgl. World Health Organization, 2006a, S. 16–17).

2.1.3.2 Räumliche Kategorisierung von Emissionsquellen

Die räumliche Einteilung der Emissionsquellen kann in verschiedene Größenordnungen erfolgen, diese können von lokalem, urbanem, regionalem, kontinentalem und globalem Ausmaß sein (vgl. World Health Organization, 2006a, S. 11). Die Einteilung in diese Kategorien erfolgt anhand dessen in welchem räumlichen Rahmen die Schadstoffe wirken, dies ist direkt mit ihrer Halbwertszeit verknüpft (vgl. World Health Organization, 2006a, S. 11).

Bei Quellen von **lokalem Ausmaß** handelt es sich meist um einen großen oder mehrere kleinere Emittenten, auch die Ausbringungshöhe der Emission spielt eine Rolle, denn je niedriger diese ist desto größer ist das Schadpotential des Schadstoffes (vgl. Vallero, 2008, S. 77). Ein typisches Beispiel für Emissionen auf der lokalen Ebene sind Abgase, z. B. CO aus Kraftfahrzeugen (vgl. Vallero, 2008, S. 77) oder Fluorwasserstoff, der eine geringe Konzentration in der Atmosphäre hat aber in höheren Konzentrationen in der Nähe von Industriebetrieben gemessen werden kann (vgl. World Health Organization, 2006a, S. 11–12). Zusätzlich haben diese Schadstoffe meist eine sehr kurze Halbwertszeit und sind nur im direkten Umfeld der Quelle in nennenswerter Konzentration messbar (vgl. World Health Organization, 2006a, S. 11–12).

Auf der nächsten Ebene finden sich die Emissionsquellen von **urbanem Ausmaß**. Die hier auftretenden Schadstoffe sind in der ganzen Stadt in hohen Konzentrationen messbar, in den angrenzenden ländlichen Regionen jedoch nur in deutlich geringerer Konzentration messbar (vgl. World Health Organization, 2006a, S. 12). Ihre Halbwertszeit ist meist kurz, im Rahmen von einigen Stunden, und typische Schadstoffe dieser Kategorie sind NO_x und CO (vgl. World Health Organization, 2006a, S. 12). Typischer Emittent für diese Schadstoffe ist der Straßenverkehr. Aber auch die Bildung von sekundären Schadstoffen, insbesondere von O₃, spielt im urbanen Raum eine wichtige Rolle (vgl. Vallero, 2008, S. 78; vgl. World Health Organization, 2006a, S. 12).

Die Halbwertszeit der Schadstoffe die im **regionalen Ausmaß** eine Rolle spielen ist wesentlich länger, sie reicht von Tagen bis zu Wochen (vgl. World Health Organization, 2006a, S. 12). Typische Beispiele dafür sind NO_x und O₃, sowie Partikel kleiner als 2,5 µm, letztere sind in der Lage mittels atmosphärischem Transport auch lange Distanzen, bis tausende Kilometer zurückzulegen (vgl. World Health Organization, 2006a, S. 12). Vallero führt dazu noch weitere Probleme auf, die bei der Luftverschmutzung im regionalen Rahmen auftreten, zum Beispiel besteht das Problem des Transports von Schadstoffen aus dem urbanen Raum in Umlandregionen (vgl. Vallero, 2008, S. 79).

Ein Beispiel hierfür ist die Verfrachtung von NO₃ in sub-urbane und ländliche Räume das dort in Kombination mit VOCs maßgeblich zur Ozonbildung beitragen.

Im Unterschied zur WHO definiert Vallero noch einen fünften räumlichen Bereich, die **kontinentale Ebene**. So argumentiert er, dass bei größeren Kontinenten als Europa, der ohne Probleme sowohl als regionale Ebene sowie auch als kontinentale Ebene betrachtet werden kann, die Unterschiede zwischen regional und kontinental Skala beträchtlich sein können (vgl. Vallero, 2008, S. 80). Als Beispiele führt Vallero dabei den Sauren Regen in Skandinavien an, der durch Luftverschmutzung in Großbritannien und Westeuropa seinen Ursprung nahm, sowie die Luftverschmutzungsprobleme an der japanischen Westküste, die ihre Ursprünge in Emissionen in China und Korea haben (vgl. Vallero, 2008, S. 80).

Sowohl die WHO als auch Vallero weisen als größte räumliche Kategorie die der **Hemisphäre bzw. globalen Ebene** (vgl. Vallero, 2008, S. 85; vgl. World Health Organization, 2006a, S. 12). Auf dieser Ebene spielen vor allem die Schadstoffe, wie CO₂, NO_x (transportiert als Peroxyacetylnitrat, PAN) und CH₄ eine Rolle, die man mit dem Treibhauseffekt in Verbindung bringt. Diese können sich aufgrund ihrer Halbwertszeit von Monaten bis mehreren Jahren über die ganze Hemisphäre verbreiten und damit global wirken (vgl. World Health Organization, 2006a, S. 12). Ein weiteres Beispiel für die globale Ebene sind Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW), die als Kühlmittel oder auch als Treibgase in Sprühdosen verwendet wurden und maßgeblich zur Schädigung der stratosphärischen Ozonschicht beigetragen haben (vgl. Vallero, 2008, S. 85).

2.1.3.3 Einteilung der Emissionsquellen nach Typ

Nachdem im vorangegangenen Abschnitt die Emissionsquellen im räumlichen Rahmen definiert wurden, wird nun der Blick auf die verschiedenen Typen von Emissionsquellen gerichtet. Bei der Erforschung der Luftverschmutzung ist eine naheliegende Einteilung, z.B. jene in *mobile*, wie beispielsweise Kraftfahrzeuge, und *stationäre*, wie beispielsweise Industriebetriebe und Kraftwerke, Quellen (vgl. World Health Organization, 2006a, S. 14). Doch für die Betrachtung der Luftverschmutzung sind nicht die einzelnen Emissionen wichtig, sondern die aggregierten Effekte so die WHO. Um diese Effekte zu fassen erfolgt die Einteilung der Quellen in folgende Typen einteilt: **Punktquellen**, **Linienquellen** und **Gebietsquellen** (vgl. World Health Organization, 2006a, S. 14–15).

Als **Punktquellen** werden Emissionsquellen bezeichnet, die man in einem Raster auf einen Punkt festlegen kann. Beispielsweise zählen hierzu einzelne Industriebetriebe, wenn die Emission auf einen Punkt zurückgeführt werden kann, bestehen beispielsweise mehrere Schornsteine in

unterschiedlichen Höhen so müssten diese jeweils als einzelne Punktquelle betrachtet werden (vgl. World Health Organization, 2006a, S. 15). Dennoch werden zur Vereinfachung Industrieanlagen meist als eine Punktquelle betrachtet, so die WHO.

Im Gegensatz dazu repräsentieren **Streckenquellen** die aggregierten Emissionen von Fahrzeugen, da Kraftfahrzeuge sich auf Routen bewegen ist es praktikabler die Emissionen auf diese Strecken umzulegen als auf die individuellen Fahrzeuge (vgl. World Health Organization, 2006a, S. 15). Gerade für den Straßenverkehr kann dies noch weiter aufgeschlüsselt werden und Straßennetze in Abschnitte eingeteilt werden, die von Kreuzung zu Kreuzung reichen (vgl. World Health Organization, 2006a, S. 15).

Eine weitere Möglichkeit Emissionsquellen zusammenzufassen besteht in der Beschreibung als **Gebietsquelle**. Darunter fallen alle Emissionsquellen die man weder als Punkt- noch als Streckenquelle gut beschreiben kann. Ein Beispiel dafür sind Thermen in Haushalten einer Stadt, die an und für sich jeweils auch als Punktquelle klassifizierbar wären, aber durch ihr homogenes Emissionsverhalten als eine Gebietsquelle betrachtet werden können (vgl. World Health Organization, 2006a, S. 15).

2.1.3.4 Emissionsquellen nach Sektor in Europa in 2017

Nachdem im vorangegangenen Abschnitt eine Übersicht über die verschiedenen Definitionen von Emissionsquellen gegeben wurde, wendet sich dies Arbeit den Emissionen von Luftschadstoffen in Europa in jüngster Zeit zu, basierend auf Daten der europäischen Umweltagentur aus 2017 (Tabelle 3).

Die Unterteilung findet hierbei nach den verschiedenen Sektoren statt, die Luftschadstoffe emittieren. Aufgezeigt wird hierbei, wie groß der Beitrag einzelner Sektoren an den totalen Emissionen eines Schadstoffes ist.

Wie man erkennen kann, haben einzelne Sektoren einen sehr hohen Anteil an den Emissionen einzelner Schadstoffe. Besonders ins Auge fallen dabei die Landwirtschaft, die der Hauptemittent für NH₃ ist, die Energieproduktion, die für knapp die Hälfte der SO_x-Emissionen verantwortlich ist, Straßenverkehr, der für einen Großteil der NO_x-Emissionen verantwortlich zeigt und industrielle Prozesse auf die ein Großteil der Emissionen an Flüchtigen Organischen Verbindungen zurückzuführen ist (vgl. European Environment Agency, 2019, S. 23).

Tabelle 3: Anteil der verschiedenen Sektoren an den totalen Emissionen von Luftschadstoffen in der EU, Quelle: (vgl. European Environment Agency, 2019, S. 20, S. 24 (Figure 2.4))

Sektor	Anteil des Sektors an den emittierten primären Luftschadstoffen in der EU 2017 (Auswahl)
1. Transport (aufgeteilt in Straßen- und Nicht-Straßentransporte)	Siehe 1.1 und 1.2
1.1 Straßentransporte	NO _x (39%), CO (19%), BC (28%)
1.2 Nicht-Straßentransporte (Bahn, Luft, Wasser)	NO _x (8%), BC (4%), SO _x (3%)
2. Gewerbe, Haushalte und Institutionen	PM _{2,5} (56%), CO (50%), BC (48%), PM ₁₀ (39%)
3. Energieproduktion	SO _x (48%), NO _x (16%), CH ₄ (13%)
4. Industrie	Siehe 4.1 und 4.2
4.1 Energienutzung in der Industrie	SO _x (21%), NO _x (12%), CO (12%)
4.2 Industrielle Prozesse und Produktnutzung	NVMOC (46%), PM ₁₀ (20%), CO (12%)
5. Landwirtschaft	NH ₃ (92%), CH ₄ (54%), NVMOC (16%)
6. Abfallbehandlung	CH ₄ (28%), BC (5%), PM _{2,5} (4%)

2.1.3.5 Emissionsquellen nach Sektor in Österreich 2020

Die Sektoren, die für ausgewählte Schadstoffe die Hauptemissionsquelle in Österreich sind, sieht man in Tabelle 4. Man erkennt, dass sich die Sektoren in Tabelle 4 nicht wirklich von denen in Tabelle 3 unterscheiden. Interessanter ist da schon, dass die Schadstoffemissionen in Österreich im Vergleich von 2020 zu 2019 deutlich rückläufig waren (vgl. Umweltbundesamt, 2021a, S. 4).

Tabelle 4: Schadstoffe mit zugehörigen Hauptquellen der Emission im Jahr 2020, Quelle: (vgl. Umweltbundesamt, 2021a, S. 4)

Schadstoff ¹	Sektor ¹
SO ₂	Eisen/Stahlindustrie
NO _x	Straßenverkehr
NVMOC	Landwirtschaft, Lösemittel, Privathaushalte (Heizung und Warmwasser)
NH ₃	Landwirtschaft

Der einzige Zuwachs war bei den NVMOC zu verzeichnen, sowohl der Rückgang als auch dieser Zuwachs werden mit der Corona-Pandemie erklärbar, da diese zu großen Einbrüchen in Produktion und Verkehr führte (vgl. Umweltbundesamt, 2021a, S. 4).

2.1.4 Auswirkungen auf die Luftqualität, den Klimawandel und die Gesundheit

Bisher wurden in dieser Arbeit grundlegende Aspekte von Luftverschmutzung und Luftschadstoffen behandelt. Dieses Unterkapitel beschäftigt sich nun mit den Auswirkungen von Luftverschmutzung auf die menschliche Gesundheit, auf Ökologie und Klima sowie auf die Wirtschaft.

Dies ist auch wichtig im Hinblick auf die Fragestellung dieser Arbeit, da Veränderungen der Luftqualität keineswegs nur statistische Größen sind, sondern mit vielfältigen negativen Auswirkungen verbunden sind.

2.1.4.1 Gesundheitliche Auswirkungen auf den Menschen

Negative gesundheitliche Auswirkungen von Luftschadstoffen sind schon lange bekannt, so wurden Auswirkungen erhöhter Schadstoffbelastung der Außenluft z.B. in Kapitel 2.1.1 bereits an Beispielen wie dem London Smog im Dezember 1952 der zu mehreren tausend Toten führte (vgl. Jacobson, 2012, S. 78) aufgezeigt. Die Zusammenhänge zwischen Luftverschmutzung und Gesundheitsschäden wurden seitdem in zahlreichen Studien untersucht. Eine Verbindung, die in diesen Arbeiten immer wieder aufscheint ist der Beitrag den Luftschadstoffe auf erhöhte Mortalität und Krankenhauseinweisungen haben (vgl. Kampa & Castanas, 2008, S. 364).

Damit die Luftschadstoffe ihre schadhafte Wirkung auf den menschlichen Körper entfalten können, muss dieser vorher mit ihnen in Kontakt kommen. Dies geschieht durch Inhalation, Hautkontakt oder Aufnahme durch verunreinigte Nahrung und Wasser (vgl. Kampa & Castanas, 2008, S. 363).

Doch in welchem Maße sind die Menschen in Europa gesundheitsschädlichen Luftschadstoffen ausgesetzt? Diese Frage wird im aktuellen „Air quality in Europe – 2020 report“ der EEA ausführlich behandelt. Nachfolgend beschränkt sich die Diskussion auf die für diese Arbeit relevantesten Schadstoffe PM₁₀, PM_{2,5}, NO₂ und O₃.

In Tabelle 5 ist der Grad der Exposition der europäischen Bevölkerung gegenüber PM₁₀ zusammengefasst. Bei Betrachtung der Tabelle sind deutliche Unterschiede im Grad der Exposition ersichtlich, wenn man unterschiedliche Grenzwerte zugrunde legt. Die Betroffenheit unterscheidet sich um ca. einen Faktor 3, vergleicht man die durchschnittliche jährliche Belastung der urbanen und suburbanen Bevölkerung unter Anwendung der WHO AQG von 20 µg/m³ und des EU-Grenzwert von 40 µg/m³, (vgl. European Environment Agency, 2020, S. 99). Die Gründe für diese unterschiedlichen Grenzwerte werden in Kapitel 2.4.2 besprochen.

Tabelle 5: Exponierung der europäischen Bevölkerung gegenüber PM₁₀ im Jahr 2018, Quelle: (vgl. European Environment Agency, 2020, S. 98–100)

PM ₁₀		
Bevölkerung	EU-Grenzwerte	WHO AQG Grenzwerte
Urban+Suburban EU-28	15% PM ₁₀ Belastung über EU-Tageslimit ausgesetzt	48% PM ₁₀ Belastung über WHO AQG Grenzwert ausgesetzt
Total Europa	9% PM ₁₀ Belastung über EU-Grenzwert ausgesetzt	49% PM ₁₀ Belastung über WHO AQG Grenzwert ausgesetzt
Total EU-28	1% PM ₁₀ Belastung über EU-Grenzwert ausgesetzt	42% PM ₁₀ Belastung über WHO AQG Grenzwert ausgesetzt

Interessanterweise liegt das Maximum der Exposition gegenüber PM₁₀ der urbanen und suburbanen Bevölkerung sowohl nach EU-Grenzwert, als auch nach WHO AQG Grenzwert im Jahr 2003 (vgl.

European Environment Agency, 2020, S. 98), welches durch eine Hitzewelle im Sommer bis heute den Menschen in Erinnerung geblieben ist.

Tabelle 6 widmet sich der Belastung durch PM_{2,5}. Hier unterscheidet sich der Anteils der exponierten Bevölkerung je nach Grenzwert stark, teilweise bis zum 25fachen. Dennoch gibt, betrachtet man die zeitliche Entwicklung der Belastungssituation auch positives zu verzeichnen. So hat sich die Exponierung der urbanen und suburbanen Bevölkerung 2018 gegenüber PM_{2,5}, in Bezug auf den EU-Grenzwert, im Vergleich zu 2017 halbiert und ist damit auf dem niedrigsten Stand seit Beginn der Aufzeichnungen 2006 (vgl. European Environment Agency, 2020, S. 98). Auch unter Anwendung des WHO AQG Grenzwert sieht man 2018, dass bei der urbanen und suburbanen Bevölkerung, ein neuer Tiefststand erreicht wurde , wobei man hier von einem viel höheren Niveau kommt, der initiale Wert lag bei Beginn 2006 bei 97% (vgl. European Environment Agency, 2020, S. 98).

Tabelle 6: Exponierung der europäischen Bevölkerung gegenüber PM_{2,5} im Jahr 2018, Quellen: (vgl. European Environment Agency, 2020, S. 98–100)

PM _{2,5}		
Bevölkerung	EU-Grenzwerte	WHO AQG Grenzwerte
Urban+Suburban EU-28	4% PM _{2,5} Belastung über EU-Grenzwert ausgesetzt	74% PM _{2,5} Belastung über WHO AQG Grenzwert ausgesetzt
Total Europa	5% PM _{2,5} Belastung über EU-Grenzwert ausgesetzt	77% PM _{2,5} Belastung über WHO AQG Grenzwert ausgesetzt
Total EU-28	3% PM _{2,5} Belastung über EU-Grenzwert ausgesetzt	76% PM _{2,5} Belastung über WHO AQG Grenzwert ausgesetzt

Die Exposition gegenüber Ozon ist in Tabelle 7 zusammengefasst. Hier zeigt sich in Bezug auf die urbane und suburbane Bevölkerung etwas sehr Interessantes. Nach dem Grenzwert der WHO AQG gehend, sind nahezu alle Menschen in den Beispielregionen O₃ Belastungen ausgesetzt, die über diesem Grenzwert liegen. Bemerkenswert ist dazu, dass dies das dritte Mal in Folge geschieht, und der Wert seit dem Start der Expositionsrechnung im Jahr 2000, damals lag er bei 94% (vgl. European Environment Agency, 2020, S. 98), allgemein wenig Fluktuation aufweist. Auch die Exposition der 34% der urbanen und sub-urbanen Bevölkerung, berechnet nach EU-Zielgrenzwert,

stellen einen neuen Maximalwert seit 2006 dar, und sind der dritthöchste Expositionswert seit 2000 (vgl. European Environment Agency, 2020, S. 98).

Doch im Gegensatz zur Exposition nach WHO AQG Grenzwert gibt es bei der Exponierung nach EU-Zielgrenzwert eine große Fluktuation, so lag das Minimum bei 7% in 2014 und das Maximum bei 55% im Jahr 2003 (vgl. European Environment Agency, 2020, S. 98)

Tabelle 7: Exponierung der europäischen Bevölkerung gegenüber O₃ im Jahr 2018, Quelle: (vgl. European Environment Agency, 2020, S. 98–100)

O ₃		
Bevölkerung	EU-Grenzwerte	WHO AQG Grenzwerte
Urban+Suburban EU-28	34% O ₃ Belastung über EU-Zielgrenzwert ausgesetzt	99% O ₃ Belastung über WHO AQG Grenzwert ausgesetzt
Total Europa	32% O ₃ Belastung über SOMO35 Grenzwert ausgesetzt	32% O ₃ Belastung über SOMO35 Grenzwert ausgesetzt
Total EU-28	31% O ₃ Belastung über SOMO35 Grenzwert ausgesetzt	31% O ₃ Belastung über SOMO35 Grenzwert ausgesetzt

Die Betrachtung ausgewählter Luftschadstoffe im EEA 2020 Bericht wird durch NO₂ abgeschlossen. So kann man in Tabelle 8 eine Auffälligkeit erkennen, es ist der einzige, der in dieser Arbeit betrachteten Luftschadstoffe, bei dem die Exponierungsrate sowohl nach EU-als auch nach WHO-AQG Grenzwert sich auf demselben Level bewegt.

Auch sind diese ca. 4% auch eine Halbierung des Wertes aus 2017 und setzen einen neuen Tiefstwert, auch grundsätzlich hat sich die Exponierung gegenüber NO₂ seit dem Maximalwert von 31% 2003 beständig verringert (vgl. European Environment Agency, 2020, S. 98).

Tabelle 8: Exponierung der europäischen Bevölkerung gegenüber NO₂ im Jahr 2018, Quelle: (vgl. European Environment Agency, 2020, S. 98–100)

NO ₂		
Bevölkerung	EU-Grenzwerte	WHO AQG Grenzwerte
Urban+Suburban EU-28	<4% NO ₂ Belastung über EU-Grenzwert ausgesetzt	<4% NO ₂ Belastung über WHO AQG Grenzwert ausgesetzt
Total Europa	Ca. 4% NO ₂ Belastung über EU-Grenzwert ausgesetzt	Keine Angabe
Total EU-28	Ca. 2 % NO ₂ Belastung über EU-Grenzwert ausgesetzt	Keine Angabe

Wie man sehen kann, unterscheidet sich der Expositionsgrad der Bevölkerung sehr deutlich für verschiedene Luftschadstoffe, und ist weiters maßgeblich vom Grenzwert abhängig den man zu Grunde legt. Dazu kommt auch, dass Menschen gewöhnlich nicht nur einem Luftschadstoff ausgesetzt sind, sondern einem Mix aus verschiedenen Luftschadstoffen die zu verschiedensten Effekten auf die Gesundheit führen können (vgl. Kampa & Castanas, 2008, S. 364).

Doch um welche konkreten Auswirkungen handelt es sich hierbei?

Die Gesundheitsschäden, zu denen es in Folge der kurz- und langfristigen Exposition gegenüber den oben genannten Luftschadstoffen kommen sind zahlreich und decken ein breites Spektrum an Krankheitsbildern ab, wie man in Abbildung 2 sehen kann.

Dazu zählen vor allem Erkrankungen des Herz-Kreislaufsystems (PM_{2,5}, O₃), Atemwegserkrankungen (PM_{2,5}, O₃, NO₂), die Entwicklung von (chronischer) Bronchitis (PM₁₀, NO₂) und erhöhter Sterblichkeit über alle Altersgruppen (vgl. World Health Organization, Regional Office for Europe, 2013, S. 5–11). Doch auch Erkrankungen wie COPD und Bronchus- bzw. Lungenkrebs infolge langfristiger Exposition gegenüber PM_{2,5} können auftreten (vgl. World Health Organization, Regional Office for Europe, 2013, S. 5).

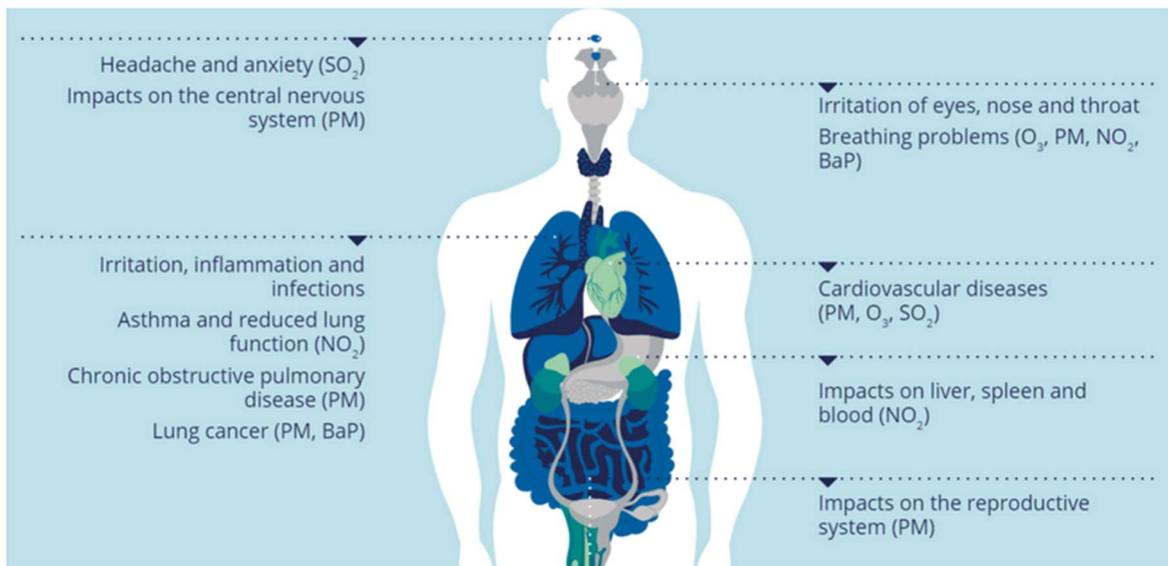


Abbildung 2: Auswirkungen von Luftschadstoffen auf den menschlichen Körper; Quelle: <https://www.eea.europa.eu/themes/air/health-impacts-of-air-pollution>, abgerufen am 23.03.2022

Tabelle 9: Vorzeitige Tode im Zusammenhang mit Luftschadstoffen im Jahr 2018, Quelle: (vgl. Table 10.1 European Environment Agency, 2020, S. 108)

Vorzeitiger Tod im Zusammenhang mit der Exposition gegenüber PM _{2,5} , NO ₂ , O ₃ , 2018 (in den in dieser Arbeit untersuchten Ländern)							
Land	Bevölkerung In Millionen	PM _{2,5}		NO ₂		O ₃	
		Jährlicher Durchschnitt in µg/m ³	Vorzeitige Tode	Jährlicher Durchschnitt in µg/m ³	Vorzeitige Tode	SOMO35 in µg/m ³ *days	Vorzeitige Tode
AT	8,82	13,6	6 100	17,7	790	6 731	420
BE	11,399	12,7	7 400	20,4	1200	4 298	350
CZ	10,61	18,3	10 900	15,5	300	6 946	580
DE	82,79	12,3	63 100	19,1	9200	5 674	4 000
IT	60,48	15,5	52 300	20,1	10400	6 490	3 000
NL	17,18	12	9 900	20,4	1600	3 620	410
EU-28	507,558	13,2	379 000	17,8	54000	4 970	19 400
CH	8,484	9,8	3 500	17,6	270	7 214	350
Alle	539,742	13,5	417 000	17,6	55000	4 962	20 600

In Tabelle 9 ist die Zahl an vorzeitigen Todesfällen, welche durch die Exposition gegenüber Luftschadstoffen verursacht werden, für das Jahr 2018 zusammengefasst. Diese vorzeitigen Todesfälle (Übersterblichkeit) beziffern hierbei die Todesfälle welche vor Erreichen der durchschnittlichen Lebenserwartung eintreten und die man bei Beseitigung der Ursache Luftverschmutzung vermeiden könnte (vgl. Box 10.1, European Environment Agency, 2020, S. 107).

Auffällig ist hier z.B., dass die Tschechische Republik eine doppelt so hohe durchschnittliche jährliche $PM_{2,5}$ Belastung wie die Schweiz aufweist und gleichzeitig die dreifache Anzahl an vorzeitigen Todesfällen welche auf erhöhte Exposition gegenüber $PM_{2,5}$ zurückzuführen sind.

Es ist auch offensichtlich, dass $PM_{2,5}$ unter den betrachteten Luftschadstoffen der schädlichste ist, werden ihm doch 379 000 vorzeitige Todesfälle zugeschrieben, deutlich mehr als die kombinierte Übersterblichkeit durch NO_2 und O_3 .

Dazu ergänzend ist in Tabelle 10 die Anzahl der verlorenen Lebensjahre im Zusammenhang mit der Exposition gegenüber Luftschadstoffen dargestellt. Verlorene Lebensjahre sind jene Jahre, die aufgrund eines vorzeitigen Todes nicht mehr gelebt werden können und entsprechen der Differenz, die aus durchschnittlicher Lebenserwartung und Todeszeitpunkt ermittelt wird (vgl. Box 10.1, European Environment Agency, 2020, S. 107).

Auch hier ist wieder die besonders gesundheitsschädigende Wirkung von $PM_{2,5}$ zu sehen, welches allein in der EU-28 zu rund 4,4 Millionen verlorenen Lebensjahren im Jahr 2018 führte. Aber auch NO_2 und O_3 sind für deutliche Verluste an Lebensjahre verantwortlich.

Betrachtet man die einzelnen Länder so fallen einige interessante Dinge auf, so weist die Tschechische Republik im Zusammenhang mit $PM_{2,5}$ und O_3 sowohl absolut und relativ die meisten verlorenen Lebensjahre auf, unter den Ländern, die in dieser Arbeit betrachtet werden, jedoch zählen die absoluten und relativen verlorenen Lebensjahre im Zusammenhang mit NO_2 in der Tschechischen Republik zu den niedrigsten der hier verglichenen Länder.

Diese gesundheitlichen Auswirkungen verursachen nicht nur zahlreiche vorzeitige Todesfälle bzw. verlorene Lebensjahre, auch die mit ihnen verbundenen ökonomischen Folgen sind beträchtlich. Laut OECD betragen die Wohlstandsverluste durch vorzeitige Todesfälle und verlorene Lebensjahre in Folge von Luftverschmutzung im Jahr 2015 730 Mrd. US-Dollar in den OECD-Mitgliedsländern in Europa. Für das Jahr 2060 sollen sich diese Schätzungsweise auf 1 660 – 1 690 Mrd. US-Dollar belaufen (vgl. OECD, 2016, S. 11).

Doch nicht nur auf die menschliche Gesundheit wirken sich Luftschadstoffe aus, auch unsere Umwelt hat mit ihnen zu kämpfen, wie das nachfolgende Kapitel aufzeigt.

Tabelle 10: Verlorene Lebensjahre im Zusammenhang mit Luftschadstoffen im Jahr 2018, Quelle: (vgl. Table 10.2, European Environment Agency, 2020, S. 109)

Verlorene Lebensjahre im Zusammenhang mit der Exposition gegenüber PM _{2,5} , NO ₂ und O ₃ in 2018 (in den in dieser Arbeit untersuchten Ländern) ¹						
Land	PM _{2,5}		NO ₂		O ₃	
	YLL ¹	YLL/100 000 Einwohner	YLL ¹	YLL/100 000 Einwohner	YLL ¹	YLL/100 000 Einwohner
AT	65 100	738	8 400	95	4 600	52
BE	83 000	728	13 700	120	4 000	35
CZ	125 800	1 186	3 400	32	6 900	65
DE	710 900	859	103 500	125	46 600	56
IT	556 700	920	110 400	183	33 500	55
NL	109 600	638	17 400	101	4 700	27
EU-28	4 381 000	863	610 000	120	232 000	46
CH	38 900	459	3 000	35	4 100	48
Alle	480 600	890	624 000	116	247 000	46

¹ YLL (Years of life lost) = verlorene Lebensjahre

2.1.4.2 Auswirkungen auf Umwelt und Klima

Lange Zeit wurde primär CO₂ für den Klimawandel verantwortlich gemacht. Dessen besondere Bedeutung ist auch heute noch unumstritten, jedoch wird seit einigen Jahrzehnten auch die klimaschädigende Wirkung anderer aus anthropogenen und natürlichen Quellen stammenden (Schad)stoffen, in die Untersuchungen bezüglich des Klimawandels einbezogen (vgl. Ramanathan & Feng, 2009, S. 37–38). Eine wesentliche Rolle spielen dabei auch verschiedene Luftschadstoffe und ihre Vorläufersubstanzen, mit denen sich diese Arbeit beschäftigt. Aufgrund der Komplexität der zugrundeliegenden Wirkmechanismen beschränkt sich dieses Kapitel auf eine Synthese der wesentlichsten Aspekte des Einflusses von Ozon und seinen Vorläufersubstanzen auf das Klima.

Die Vorläufersubstanzen von O₃ spielen nicht nur bei der Bildung von Ozon eine entscheidende Rolle, sondern sind auch ein zentraler Akteur bei der Klimawirkung von CH₄. Der Grund dafür liegt

in chemischen Prozessen in der Atmosphäre, so sorgen steigende Emissionen von CO und NMVOC für eine Konkurrenz für CH₄ um das Hydroxyl-Radikal (OH), was dazu führt dass dieses als klassische CH₄-Senke ausfällt und somit die Halbwertszeit von CH₄ in der Atmosphäre deutlich verlängert wird (vgl. Fiore et al., 2015, S. 652). Steigende NO_x sorgen demgegenüber für eine kürzere Halbwertszeit von CH₄, sie sind damit in der Lage die Auswirkungen der CO- und NMVOC Emissionen mehr als auszugleichen (vgl. Fiore et al., 2015, S. 652). Der dadurch ausgelöste Wettbewerb um OH führt bei steigenden CH₄-Emissionen zu einer deutlich längeren Halbwertszeit von CH₄ von rund 12 Jahren, gegenüber der erwarteten atmosphärischen Halbwertszeit von circa 9,1 Jahren (+0,09 A) (vgl. Fiore et al., 2015, S. 652).

Doch nicht nur die Klimawirkung von CH₄ wird von diesen Stoffen maßgeblich beeinflusst, auch auf O₃ haben sie als Vorläufersubstanzen starken Einfluss. Troposphärisches Ozon weist 0.40 (0.20 to 0.60) W m⁻² den drittstärksten Strahlungsantrieb aller Treibhausgase auf., wie in Abbildung 3 dargestellt (vgl. Fiore et al., 2015, S. 652). Dies liegt an steigenden Emissionen der Vorläufersubstanzen von O₃ und an der kurzen Zeitspanne die zwischen steigenden Emissionen der Vorläufersubstanzen und Auswirkungen auf die troposphärische O₃ Belastung vergeht (vgl. Fiore et al., 2015, S. 652).

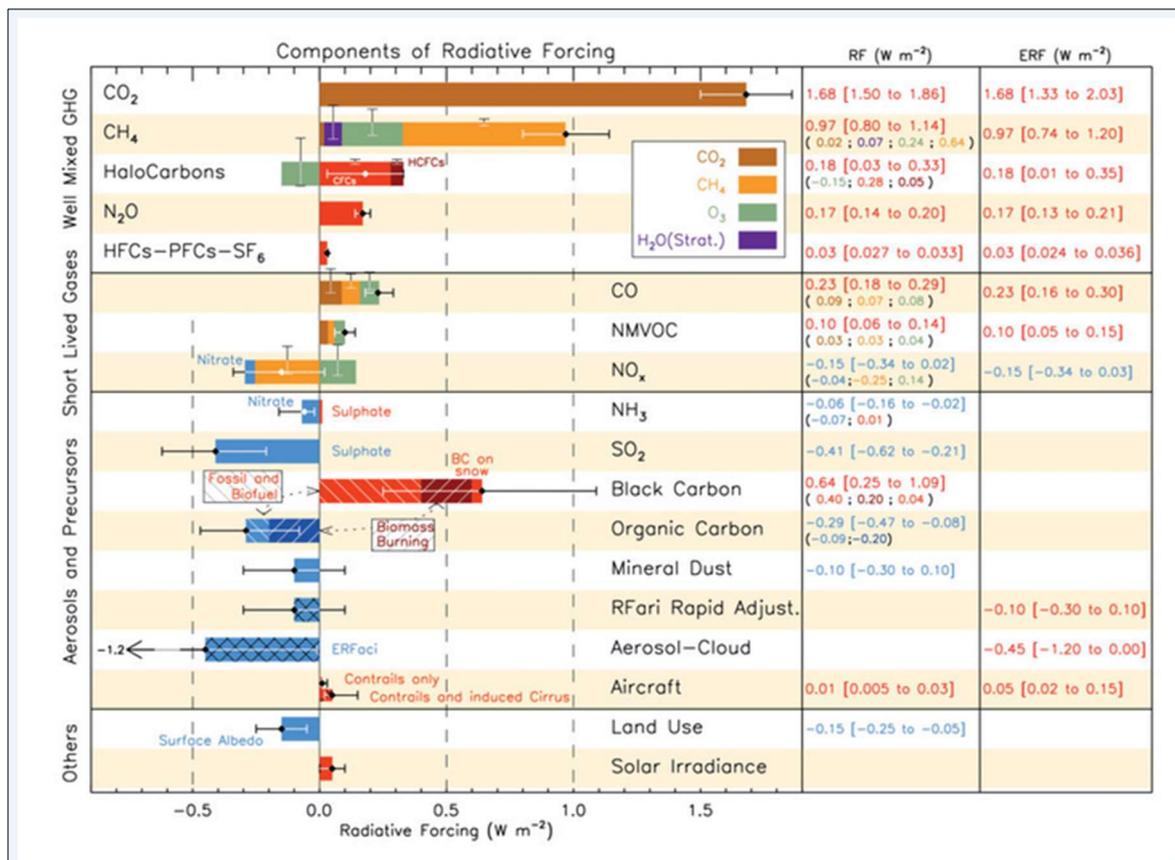


Abbildung 3: Radiative Forcing einzelner chemischer Stoffe, Quelle: (vgl. Stocker et al., 2013, S. 54 (Figure TS.6))

Ein stärkerer Strahlungsantrieb (RF) ist aber nicht die einzige Wirkung, die von steigenden O₃ Konzentrationen ausgeht. Auch in der Umwelt, im speziellen bei Pflanzen kann O₃ Schäden verursachen und dabei Einfluss auf den Kohlenstoffkreislauf und somit auch auf die atmosphärische CO₂-Konzentration nehmen (vgl. Fiore et al., 2015, S. 652). Ainsworth et al. (2012) führen dazu in ihrer Studie aus, dass bei erhöhter O₃-Konzentration unter anderem einer verminderte Aktivität der Stomata der Pflanzen beobachtet werden kann (vgl. Ainsworth et al., 2012, S. 642), und somit eine Abnahme der CO₂ Fixierungskapazität der Pflanzen zu beobachten ist welche durch O₃ ausgelöst wird (vgl. Ainsworth et al., 2012, S. 643). Auch auf die Primärproduktion wirkt sich eine erhöhte O₃ Konzentration negativ aus, so ist z.B. bei Sojabohnen und Weizen eine Abnahme der Erträge zu beobachten (vgl. Ainsworth et al., 2012, S. 644–645).

2.2 Ozon (O₃) – Ein Luftschadstoff

Nachdem bisher Grundlagen der Luftverschmutzung und der Luftqualität im Mittelpunkt standen, beschäftigt sich dieses und das folgende Kapitel mit den Stoffen, deren Konzentrationsentwicklung in dieser Arbeit analysiert werden.

2.2.1 Allgemeine Beschreibung

Bei Ozon [O₃(g)] handelt es sich um ein nahezu farbloses (vgl. Jacobson, 2012, S. 65), reaktives Oxidationsgas (vgl. Seinfeld et al., S. 44). Erstmals wurde es von C.F. Schönbein im Jahr 1840 nachgewiesen (vgl. Table 1.3, Jacobson, 2012, S. 6; vgl. Seinfeld et al., S. 44).

Doch Ozon ist nicht gleichmäßig in der Atmosphäre verteilt, über 90% befinden sich in der Stratosphäre und spielen dort, als Ozonschicht, eine wichtige Rolle in der Absorption von ultravioletter Strahlung, die von der Sonne kommend auf die Atmosphäre der Erde trifft (vgl. Seinfeld et al., S. 44). Oft wird dieses Ozon auch als „gutes“ Ozon bezeichnet, während das Ozon in der Troposphäre, welches die restlichen rund 10-15% ausmacht (vgl. Seinfeld et al., S. 45), der Ruf des „bösen“ Ozon anhaftet, obwohl es sich in beiden Fällen um das gleiche Molekül handelt (vgl. Jacobson, 2012, S. 65).

Der Grund für diese unterschiedliche Betrachtungsweise liegt unter anderem in der schon erwähnten Funktion der Ozonschicht als Schutzschild gegen schädliche Strahlung. Konkret geht es dabei um das biologisch aktive UV-B, welches bei abnehmender Ozonschicht bis zur Erdoberfläche vordringt und dort bei bestimmten Menschen die Wahrscheinlichkeit für eine Hautkrebskrankung erhöhen kann (vgl. Seinfeld et al., S. 44).

Troposphärisches O₃ hingegen ist durch seine Rolle als sekundärer Luftschadstoff bekannt, der beim Menschen Erkrankungen der Atemwege auslösen kann und auch Tieren, Pflanzen und Gegenständen

Schaden zufügen kann (vgl. Jacobson, 2012, S. 65; vgl. Seinfeld et al., S. 47; vgl. World Health Organization, 2006a, S. 307).

Da sich die vorliegende Arbeit auf die Analyse der Luftqualität bezieht und dafür das Troposphärische O₃ maßgeblich und von besonderem Interesse ist, wird im Folgenden detaillierter auf die Prozesse des Troposphärischen O₃ eingegangen, jedoch nicht auf das Stratosphärische O₃.

2.2.2 Troposphärisches O₃

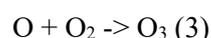
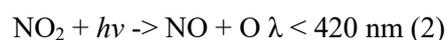
2.2.2.1 Vorkommen

Die Quelle für troposphärisches O₃ sind photochemische Bildungsprozesse, bei denen unter Mitwirkung von flüchtigen organischen Verbindungen, NO_x und ultravioletter Sonnenstrahlung O₃ entsteht (vgl. Jacobson, 2012, S. 65; vgl. Seinfeld et al., S. 47). Die genannten Vorläufersubstanzen haben die verschiedensten Quellen, so können sie aus natürlichen Quellen wie der Vegetation, Waldbränden und Blitzen stammen, sowie aus anthropogenen Quellen wie der Verbrennung von fossilen Energieträgern und der Verbrennung von Biomasse (vgl. Seinfeld et al., S. 47). Neben diesem Vorkommen, bzw. dem Vorkommen der Vorläufersubstanzen gibt es auch Senken für O₃. Dazu zählen chemische Reaktionen, Lösung in Oberflächenwasser sowie unter anderem die Ablagerung in Schnee, Boden und Vegetation (vgl. Jacobson, 2012, S. 65).

Das Ausmaß der natürlichen Konzentration von O₃ lässt sich auf ungefähr 20–45 ppb bemessen, was ca. 39 - 89 µg/m³ entspricht (Umrechnung nach: (vgl. Umweltbundesamt, 2021b, S. 95)), im historischen Rahmen wird für Ende des 19. Jahrhunderts eine Belastung von 20 ppb angenommen (vgl. Seinfeld et al., S. 46).

2.2.2.2 Bildung

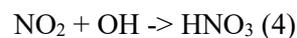
Die Bildung von O₃ erfolgt in der Luft in einem Kreislauf, bei dem sich ein Gleichgewicht einstellt (vgl. Jacobson, 2012, S. 85). Dieser Kreislauf ist in den folgenden Gleichungen (1), (2) und (3) dargestellt:



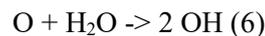
Der Ablauf des Kreislaufes ist hier sehr gut zu erkennen, in Reaktion 1 baut NO das vorhandene O₃ zu NO₂ und O₂ ab, NO₂ wird daraufhin durch Strahlungsenergie $h\nu$, mit einer Wellenlänge von weniger als 420 nm, in NO und O gespalten (Reaktion 2), woraufhin sich aus dem freien O und O₂

wieder O₃ bildet (Reaktion 3). Die Konzentration von O₃ ist in der unverschmutzten Luft mit 20 – 60 ppb deutlich höher als die Konzentration von NO, welche bei 5 – 70 pptv liegt (vgl. Jacobson, 2012, S. 85). Dies führt laut Jacobson dazu, dass durch die Reaktion in Gleichung 1, O₃ niemals durch NO „aufgebraucht“ werden kann. Dies gilt aber nicht für städtische Gebiete, da dort in der Nacht die Reaktion aus Gl. 1 O₃ aufbrauchen kann, da dort mehr NO als O₃ vorhanden ist (vgl. Jacobson, 2012, S. 85). Diese Reaktionen werden also durch das vorhandene NO limitiert.

Es finden tagsüber aber nicht nur Bildungs- sondern auch Abbauprozesse statt, so wird NO₂ durch Gl. 4 aus dem photostatischen Gleichgewicht herausgelöst. Dadurch wird das dabei gebildete HNO₃ zur NO_x-Senke, mit einer Lebensdauer von 15-80 Tagen, es wird aber durch seine Löslichkeit ausgewaschen bevor es wieder zu NO₂ wird (vgl. Jacobson, 2012, S. 85–86).

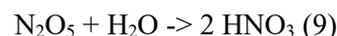
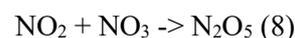


Doch woher kommt das OH-Radikal? Dieses freie Radikal, welches mit genügend Zeit alle organischen und die meisten anorganischen Gase abbaut, hat seine Primärquelle in den folgenden Gl. 5 und 6 (vgl. Jacobson, 2012, S. 86).



Man erkennt in diesen Gleichungen die Bedeutung der Strahlungsenergie für diese Reaktionen, da sie für die Spaltung von O₃ sorgt.

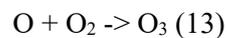
Aber nicht nur tagsüber finden Reaktionen im Zusammenhang mit O₃ statt, auch nachts gibt es ein Reaktionsgeschehen (vgl. Jacobson, 2012, S. 86). Nachts können jedoch, durch den Mangel an Sonnenlicht, keine Reaktionen wie in Gl. 2 ablaufen (vgl. Jacobson, 2012, S. 86). Das bedeutet, dass weder O, NO und O₃ nachts chemisch gebildet werden. NO kann jedoch emittiert werden, was wiederum zu lokalen O₃-Verlusten führen kann, wie durch die Reaktion aus Gl. 1 (vgl. Jacobson, 2012, S. 86). Durch das sprichwörtliche „Ausschalten“ der NO₂ Photolyse in der Nacht, finden andere Reaktionen statt bei denen sich NO₃, N₂O₅ und HNO₃ bilden, so Jacobson.



Das dabei in Gl. 7 entstandene NO₃ wird von der Sonnenstrahlung bei Tagesanbruch binnen Sekunden zerstört, auch das in Gl. 8 gebildete N₂O₅ wird durch hohe Temperaturen wieder schnell zersetzt (vgl. Jacobson, 2012, S. 86). Bei HNO₃ findet das gleiche statt, was schon bei Gl. 4 beschrieben wurde.

Nachdem die Grundlagen des O₃ Bildungsprozesses beschrieben wurden, widmet sich der nächste Teil nun dem Teil der O₃ Entstehung, der für diese Arbeit relevant ist. Für diese typische Variante der Bildung von O₃ braucht es neben NO_x noch einen weiteren Schadstoff, ROG oder auch NMVOC genannt (vgl. Jacobson, 2012, 24, 88-89). Diese beiden Begriffe werden synonym verwendet und bezeichnen flüchtige organische Substanzen ohne Methan (vgl. Jacobson, 2012, S. 24).

Die Reaktion in Gl. 10 von NO und RO₂ sorgt für zusätzliches NO₂, das mit dem in Gl. 11 gebildeten NO₂, für die vermehrte Bildung von O₃ infolge von Gl.12 und 13 sorgt (vgl. Jacobson, 2012, S. 89).



2.3 Stickstoffdioxid (NO₂) - Ein Luftschadstoff

2.3.1 Allgemeine Beschreibung

Stickstoffdioxid, NO₂, ist nicht nur einer der wichtigsten Vorläuferstoffe von O₃, es ist auch der zweite Stoff, auf dem in dieser Arbeit ein Fokus liegt.

Bei NO₂ handelt es sich um ein rötlich-braunes bis braunes Gas, welches einen charakteristischen stechenden Geruch besitzt (vgl. Jacobson, 2012, S. 89; vgl. World Health Organization, 2006a, S. 331). NO₂ ist auch eines der wichtigsten Spurengase in der Atmosphäre und dort an einer Vielzahl von Reaktionen beteiligt, dazu zählen wie schon erwähnt die Schlüsselrolle in den photochemischen Reaktionen zur Entstehung von O₃ in der Troposphäre, bei der Entstehung von Salpetersäure aus NO₂ und bei der Reaktion von Schwefeldioxid zu Schwefelsäure (vgl. Jacobson, 2012, S. 89; vgl. World Health Organization, 2006a, S. 331). So sehr NO₂ in der Troposphäre eine Schlüsselrolle bei der Entstehung von O₃ spielt, so verhält es in der oberen Stratosphäre anders, dort reduzieren natürliches NO und NO₂ O₃ und bauen es ab (vgl. Jacobson, 2012, S. 89).

Durch seine Beteiligung an den verschiedenen Reaktionen bei denen in der Folge auch organische Partikel, Nitrate und Sulfate entstehen die auch unter PM₁₀ und PM_{2,5} fallen, gilt NO₂ als eine der wichtigsten Vorläufersubstanzen für sekundäre Schadstoffe (vgl. World Health Organization, 2006a, S. 331)

Eine weitere Eigenschaft von NO₂ ist die Tatsache dass es sichtbare Strahlung absorbieren kann, hier vor allem die kurzen Wellenlängen, welche vor allem blaues und grünes Licht umfassen, wodurch es durch das durchkommende restliche grüne und das rote Licht zur weiter oben erwähnten Färbung von NO₂ kommt (vgl. Jacobson, 2012, S. 89). Doch diese Absorption hat nicht nur Einfluss auf die

Färbung von NO₂, sondern durch die Absorption von sichtbarer Strahlung bzw. Sonnenstrahlung spielt es potenziell eine direkte Rolle beim Klimawandel (vgl. World Health Organization, 2006a, S. 331).

2.3.2 Entstehung und Vorkommen

Die Hauptquelle der anthropogenen NO₂-Emissionen liegen in unvollständigen Verbrennungsprozessen und in der Oxidation von NO zu NO₂ (vgl. Jacobson, 2012, S. 67; vgl. World Health Organization, 2006a, S. 331–332). Bei den Verbrennungsprozessen haben NO₂ einen Anteil von bis zu 15% an den entstehenden NO_x (vgl. Jacobson, 2012, S. 67). Diese Verbrennungsprozesse umfassen vor allem das Verbrennen von fossilen Energieträgern für das Heizen, die Stromerzeugung und die Verbrennung von Treibstoffen in Vehikeln aller Art (vgl. Jacobson, 2012, S. 67; vgl. World Health Organization, 2006a, S. 331–332).

Neben den anthropogenen NO₂-Emissionen gibt es auch noch natürliche Quellen für NO₂. Dazu zählen unter anderem die NO₂-Emissionen durch vulkanische Aktivitäten und Blitze, im gesamten machen diese NO₂ Emissionen auch einen weitaus größeren Teil als die anthropogenen NO₂-Emissionen aus, sind jedoch im Gegensatz zu diesen über den gesamten Globus verteilt und sorgen somit nur für eine geringe NO₂-Grundbelastung (vgl. World Health Organization, 2006a, S. 331–332).

Senken für NO₂ sind vor allem chemische Reaktionen in der Atmosphäre, die Ablagerung auf der Erdoberfläche und die Lösung in Oberflächengewässern (vgl. World Health Organization, 2006a, S. 67).

Die Grundbelastung an NO₂ variiert aufgrund verschiedener Faktoren, dazu zählen die Jahres- und Tageszeit sowie meteorologische Einflüsse, diese sorgen unter anderem dafür dass die NO_x-Belastung am frühen Morgen ihren Höchstwert erreicht (vgl. Jacobson, 2012, S. 67; vgl. World Health Organization, 2006a, S. 332). Dies liegt unter anderem an der Rush Hour, die zweimal am Tag für hohe NO₂-Emissionen durch die Verbrennung von fossilen Treibstoffen sorgt (vgl. World Health Organization, 2006a, S. 332), gleichzeitig sorgen die Reaktionen aus Gl. 1 und 2 für den Auf- und Abbau von NO₂ (vgl. Jacobson, 2012, S. 67).

2.4 Luftqualität

2.4.1 Gesetzliche Regelwerke zur Sicherung der Luftqualität

Die ersten gesetzlichen Regulierungen zum Schutz der Luftqualität wurden bereits im England des 14. Jahrhunderts erlassen (siehe Kapitel 2.1.1). Doch wie sieht die Situation heutzutage aus und wie

hat sich die Gesetzgebung bezüglich Luftschadstoffen im Zeitverlauf entwickelt? Diesen Fragen widmet sich das nachfolgende Kapitel.

2.4.1.1 Historie der Regulierungen zur Sicherung der Luftqualität

Wie schon aus der Einleitung dieses Kapitels und aus Kapitel 2.1.1 hervorgeht, wurde die erste Regulierung zum Schutz der Luftqualität im Jahre 1306 durch den englischen König Edward I. erlassen, welches die Nutzung von Kohle zur Feuerung von Kalköfen (vgl. Brimblecombe, 2012, S. 9; vgl. Jacobson, 2012, S. 74) verbat. In den folgenden Jahrhunderten fielen den Menschen die Umweltauswirkungen stellenweise auf, jedoch sollte es bis zur Mitte des 19. Jahrhunderts dauern bis es wieder Bemühungen in Richtung der Regulierung von Emissionen gab (vgl. Jacobson, 2012, S. 74–76).

In den Jahren 1843 und 1845 wurden, laut Jacobsen, in Großbritannien die ersten Gesetzesvorschläge ins Parlament eingebracht, um Emissionen aus Öfen und Dampfkesseln zu regulieren, diese wurden jedoch abgelehnt. Die erste erfolgreiche gesetzliche Emissionsregulierung war der im Jahr 1863 vom britischen Parlament beschlossene *British Alkali Act*, der die Emissionen von Chlorwasserstoff regulierte, welches bei der Seifenproduktion entsteht (vgl. Jacobson, 2012, S. 77). Weitere frühe, erfolgreiche gesetzliche Initiativen gegen Luftverschmutzungen sind unter anderem auch die *Sanitary Acts* aus den Jahren 1858 und 1866, die *Public Health Acts* aus den Jahren 1875 und 1891, sowie der *Smoke Abatement Act* 1926 (vgl. Jacobson, 2012, S. 77).

In den USA wiederum wurden die ersten Regulierungen auf kommunaler Ebene ab 1869 erlassen, so unter anderem in den Städten Pittsburgh, Chicago und St. Louis. Auf Ebene der Bundesstaaten wurde die erste Gesetzesinitiative im Jahre 1910 in Massachusetts gesetzt, dabei handelte es sich um ein Gesetz zur Kontrolle von Rauchemissionen in Boston (vgl. Jacobson, 2012, S. 77). Die erste Initiative auf Bundesebene war die Gründung des *Office of Air Pollution* zu Beginn des 20. Jahrhunderts, dieses wurde jedoch aufgrund von Inaktivität nach kurzer Zeit schon wieder geschlossen (vgl. Jacobson, 2012, S. 77).

Jacobson beschreibt diese frühen Regulierungen in den USA und im Vereinigten Königreich als wenig effektiv, sie haben aber zu einer Reihe von technologischen Entwicklungen geführt welche die Kontrolle und Reduktion von Verschmutzungen ermöglichten (vgl. Jacobson, 2012, S. 77).

2.4.1.2 Entwicklung der Regulierungen in der Moderne – Ab Mitte des 20. Jahrhunderts

Die Regulierungen die in der Mitte des 20. Jahrhunderts beschlossen wurden, waren direkte Antworten auf Luftverschmutzungsereignisse, wie den London Smog 1952, und hatten das Ziel diese Probleme durch einfache und effektive Maßnahmen anzugehen (vgl. Jacobson, 2012, S. 175; vgl.

Murray, 2013, S. 2). Aus dem schon genannten London Smog folgte dann, auch durch öffentlichen Druck, die Verabschiedung des *Clean Air Act* 1956 im Vereinigten Königreich (vgl. Jacobson, 2012, S. 175; vgl. Murray, 2013, S. 2). Ein Blick über den Atlantik zeigt einige Parallelen zur Entwicklung im Vereinigten Königreich.

In den USA entwickelte sich beginnend in den 1940ern eine ähnliche Situation wie im Vereinigten Königreich, auch hier ereignete sich eine Reihe einschneidender Luftverschmutzungsereignisse mit teils tausenden Toten (vgl. Jacobson, 2012, S. 175). Die Konsequenzen die daraus gezogen wurden waren denen im Vereinigten Königreich sehr ähnlich, so griff man auch in den USA zu legislativen Maßnahmen und 1955 wurde der *Air Pollution Control Act of 1955* beschlossen (vgl. Jacobson, 2012, S. 175–176). In dieser ersten Phase wurden vor allem Command & Control Instrumente genutzt um die in den Gesetzen formulierten Ziele zu erreichen (vgl. Murray, 2013, S. 1)

In den nächsten Jahrzehnten wuchs durch ein gesteigertes Bewusstsein der Bevölkerung für Ökologie und Umwelt der Druck auf die Regierung(en) immer stärker (vgl. Murray, 2013, S. 2), sodass in den USA mit dem *Clean Air Act of 1963* erstmals ein weitreichendes und wegweisendes Gesetzespaket verabschiedet wurde (vgl. Jacobson, 2012, S. 176). Dieser wurde durch *Amendements*, das sind Ergänzungen des Gesetzes, unter anderem in den Jahren 1970, 1977, 1990 und 1997 erweitert und ausgebaut (vgl. Jacobson, 2012, S. 176–183). Das wichtigste Amendment wurde im Jahre 1970 erlassen. In diesem wurde festgelegt, dass die kurz zuvor gegründete Environmental Protection Agency (EPA) die nationalen Luftgütestandards (National Ambient Air Quality Standards (NAAQS)) evidenzbasiert, d.h. basierend auf dem Stand der wissenschaftlichen Erkenntnis, festzulegen habe, und somit die Grenzwerte für einzelne Schadstoffe aufgrund von Gesundheitsrichtlinien und Daten aus der Luftqualitätsüberwachung abzuleiten sind (vgl. Jacobson, 2012, S. 178).

Doch nicht nur auf nationaler Ebene wurden in dieser Zeit wegweisende Gesetze zur Verbesserung der Luftqualität auf den Weg gebracht, auch auf internationaler Ebene wurde einiges in die Wege geleitet. Dazu zählen die *Convention on Longrange Transboundary Air Pollution (CLRTAP)* aus dem Jahr 1979, welche die grenzüberschreitende Luftverschmutzung behandelt, und das dazugehörige *Gothenburg Protocol* aus dem Jahr 1999 (vgl. Colette et al., 2011, S. 11658; vgl. European Environment Agency, 2019, S. 15)

In der EU begann man in den 1970er Jahren daran zu arbeiten Regulierungen zur Bekämpfung der Luftverschmutzung einzuführen. Hierfür wurden vor allem Direktiven genutzt, welche bindend für alle Mitgliedsländer sind, von den einzelnen Nationalstaaten aber individuell umgesetzt werden (vgl. Jacobson, 2012, S. 190). 1980 begann man mit der Umsetzung der EU-Direktive 80/779/EEC, welche Grenz- und Richtwerte für SO₂ und Schwebstoffe vorsah. Diese Richtlinie wurden in den folgenden Jahren um verschiedene Schadstoffe wie Blei und NO₂ ergänzt (vgl. Murray, 2013, S. 3).

In den folgenden Jahrzehnten wurde durch weitere Direktiven die begonnene Entwicklung bestärkt und vorangetrieben, sei es durch neue, restriktivere Grenzwerte, die Aufnahme neuer Schadstoffe, oder Leitlinien für das Management der Luftverschmutzungskontrolle und Monitoringsysteme (vgl. Gemmer & Xiao, 2013, S. 51; vgl. Murray, 2013, S. 3). Ein Meilenstein in der EU-Luftreinhaltungspolitik war die durch die EU-Kommission 2005 veröffentlichte *Thematic Strategy on Air Pollution*, die Teil des 6th Environmental Action Programme: Clean Air for Europe ist. Hierbei handelt es sich um eine langfristige Strategie welche die vielfältigen negativen Auswirkungen von Luftverschmutzung auf Mensch und Umwelt ins Zentrum rückt und Maßnahmenpakete zur Bekämpfung dieser umfasst (vgl. Colette et al., 2011, S. 11658).

In diese Zeit fällt auch die 2008 beschlossene Richtlinie 2008/50/EC, welche umgangssprachlich als *Air Quality Directive* bekannt ist. Diese Richtlinie gilt weithin als eines der weltweit strengsten Regelwerke hinsichtlich PM₁₀ (vgl. Gemmer & Xiao, 2013, S. 51). Diese Richtlinie gilt zusammen mit der Richtlinie für die *National Emission Ceilings (NEC)*, welche die Mitgliedsstaaten zur Entwicklung nationaler Programme zur Kontrolle der Luftverschmutzung verpflichtet, und den Emissions- und Energieeffizienzstandards für die Hauptverursacher von Luftverschmutzung, als eine der drei Säulen auf der die Clean Air Politik der EU basiert (vgl. European Environment Agency, 2019, S. 16). Eine wichtige Rolle spielen in diesem Kontext auch die *Air Quality Guidelines (AQG)* der WHO, denn die EU ist bestrebt neben ihren eigenen Zielen mittelfristig auch jene der WHO AQGs zu erreichen (vgl. European Environment Agency, 2019, S. 16).

2.4.1.3 Legislative Grundlagen für Grenzwerte in Österreich

Die in Österreich geltenden Grenzwerte für Luftschadstoffe sind in zwei Gesetzen festgehalten, dem *Bundesgesetz zum Schutz vor Immissionen durch Luftschadstoffe (Immissionsschutzgesetz –Luft, IG-L)* und dem *Bundesgesetz über Maßnahmen zur Abwehr der Ozonbelastung und die Information der Bevölkerung über hohe Ozonbelastungen, mit dem das Smogalarmgesetz, BGBl. Nr. 38/1989, geändert wird (Ozongesetz) (Bundesgesetz über Maßnahmen zur Abwehr der Ozonbelastung und die Information der Bevölkerung über hohe Ozonbelastungen, mit dem das Smogalarmgesetz, BGBl. Nr. 38/1989, geändert wird (Ozongesetz)*. Bundesrepublik Österreich; *Bundesgesetz zum Schutz vor Immissionen durch Luftschadstoffe*. Bundesrepublik Österreich).

Diese beiden Gesetze setzen die EU-Direktive 2008/50/EC in nationales Recht um.

2.4.2 Grenzwerte für O₃ und NO₂ in Österreich und der EU

Die Grenzwerte für einzelne Luftschadstoffe, die auf den im vorangegangenen Kapitel benannten, Gesetzen beruhen, werden in den folgenden Tabellen zusammen mit den EU weit gültigen Grenzwerten der EU Ambient Air Quality Directive und den Grenzwerten aus den Air Quality

Guidelines der WHO betrachtet. Der Grund für das Einbeziehen auch der WHO-Grenzwerte liegt darin, dass sich die Werte teils unterscheiden und dies später im Kontext für Auswertung der Messreihen wird, da dies unterschiedliche Interpretationen ermöglicht.

Bei näherer Betrachtung von Tabelle 11 ist ersichtlich, dass sich die Grenzwerte z.B. für O₃ zwischen EU und WHO sehr deutlich unterscheiden. Doch woran liegt das?

Die Luftschadstoff Grenzwerte der EU sind ein Kompromiss zwischen Gesundheitsschutz und technisch/wirtschaftlicher Machbarkeit, man wägt hier die Kosten gegen Nutzen ab. Im Gegensatz dazu sind die WHO-Grenzwerte vollends darauf ausgerichtet die Gesundheitsrisiken bestmöglich zu minimieren und basieren und orientieren sich an den aktuellsten Forschungsergebnissen und der Einschätzung von Experten (vgl. European Environment Agency, 2020, S. 98).

Tabelle 11: O₃-Grenzwerte

	AT ¹	EU ²	WHO ³
8-Stunden Mittelwert in µg/m ³	120	120	100
<p>¹(vgl. Anlage 2 zu § 5 Bundesgesetz über Maßnahmen zur Abwehr der Ozonbelastung und die Information der Bevölkerung über hohe Ozonbelastungen, mit dem das Smogalarmgesetz, BGBl. Nr. 38/1989, geändert wird (Ozongesetz). Bundesrepublik Österreich)</p> <p>²(vgl. Table 1.1 European Environment Agency, 2020, S. 13)</p> <p>³(vgl. Anlage 2 zu § 5 World Health Organization, 2006b, S. 14)</p>			

Betrachtet man hingegen den NO₂ Grenzwert in Tabelle 12 fällt auf, dass hier der Grenzwert in Österreich strenger ist als in der EU Ambient Air Quality Directive und auch, bis 2021, strenger war als der von der WHO in den Air Quality Guidelines empfohlene. Seit 2021 gilt eine neue WHO AQG in der der jährliche Mittelwert für NO₂ auf 10 µg/m³ festgelegt wird (World Health Organization, 2021, S. 115).

Tabelle 12: NO₂-Grenzwerte

	AT ¹	EU ²	WHO ³
Jährlicher Mittelwert in µg/m ³	30 (Toleranzgrenze 35)	40	10 ³ (bis 2021: 40 ⁴)
<p>¹(vgl. Anlage 1a, Bundesgesetz zum Schutz vor Immissionen durch Luftschadstoffe. Bundesrepublik Österreich)</p> <p>² (vgl. Table 1.1, European Environment Agency, 2020, S. 13)</p> <p>³ (World Health Organization, 2021, S. 115)</p> <p>⁴(vgl. World Health Organization, 2006b, S. 16)</p>			

2.5 Aktuelle Entwicklungen der Belastungen durch O₃ und NO₂

2.5.1 Entwicklung der Belastung durch O₃

Die Entwicklung der O₃-Belastungen zeigt in den letzten Jahren einen steigenden Trend in den einzelnen Stationstypen, wie in Abbildung 4 zu erkennen ist (vgl. European Environment Agency, 2020, S. 62). Diese Abbildung, die von der European Environment Agency stammt, zeigt dass es in einigen Jahren deutliche Spitzen der O₃-Belastung gab, besonders in 2003 und 2006 (vgl. European Environment Agency, 2020, S. 62). Auf der anderen Seite gab es eine konstante Entwicklung im Zeitraum 2009 bis 2013, wohingegen in den letzten 5 Jahren eine größere Variabilität in den Messungen beobachtet wurde, so die EEA.

Der steigende Trend lässt sich laut EEA vor allem auf steigende Werte in Zentral- und Südeuropa zurückführen, wo alle der 7% der Stationen die einen ansteigenden Trend aufweisen lokalisiert sind (vgl. European Environment Agency, 2020, S. 62). Einschränkend muss erwähnt werden, dass laut EEA eine Trend Assessment Study aufgezeigt, dass für den Zeitraum 2000-2017 SOMO35 keinen klaren Trend zeigt, außer bei verkehrsnahen Messstellen (Traffic-Stationen), deren Belastungen sich im Schnitt erhöht haben (vgl. European Environment Agency, 2020, S. 67).

Für Österreich gibt das Umweltbundesamt an, dass auf die Jahresmittelwerte bezogen kein „langfristiger Trend“ (Umweltbundesamt, 2021b, S. 22) erkennbar sei. In den letzten Jahren, seit 2014, zeigten die Jahresmittelwerte wechselnde Werte von Jahr zu Jahr, während es davor ansteigende Trends, bis Mitte der 2000er Jahre, beziehungsweise abnehmende Trends, bis 2014, gab (vgl. Umweltbundesamt, 2021b, S. 22). Betrachtet man die meteorologischen Jahreszeiten, so zeigt

sich dass der Herbst und der Winter abnehmende Trends aufweisen, während es im Frühling und Sommer eher steigende Trends gibt (vgl. Umweltbundesamt, 2021b, S. 22).

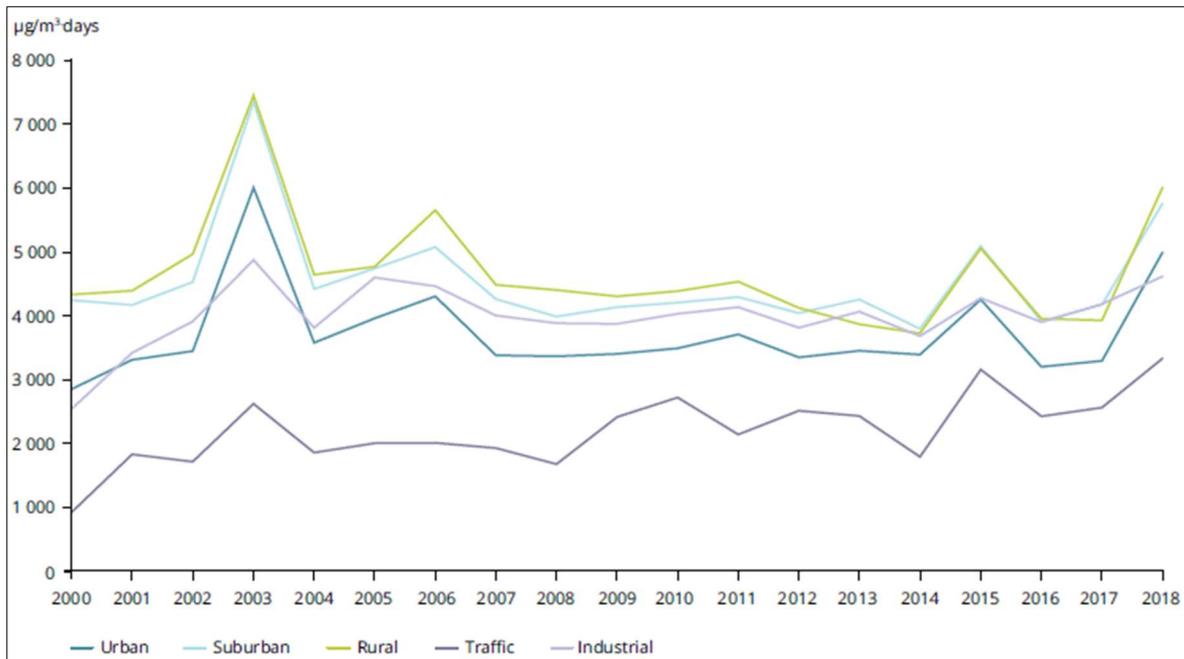


Abbildung 4: Durchschnittliche SOMO35-Werte pro Stationstyp von 2000 bis 2018, Quelle: (European Environment Agency, 2020, 62, Figure 5.2)

Die Anzahl der Tage an denen der Zielwert zum Schutz der menschlichen Gesundheit, welcher bei $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ liegt, überschritten wird zeigen über alle Messtellen in Österreich einen abnehmenden Trend (vgl. Umweltbundesamt, 2021b, S. 20). Laut Messungen des Umweltbundesamtes sind die Jahre mit den meisten Überschreitungen 2000, 2003 und 2018, die wenigsten Überschreitungen wurden in den Jahren 2014, 2016 und 2020 beobachtet (vgl. Umweltbundesamt, 2021b, S. 21).

2.5.2 Entwicklung der Belastung durch NO_2

Die Entwicklungen der NO_2 -Belastung weisen laut einer Trendbewertungsstudie für den Zeitraum 2000 – 2017 abnehmende Konzentrationen aus (vgl. European Environment Agency, 2020, S. 76). Im Bereich der (sub-)urbanen Stationen nahmen die durchschnittlichen jährlichen NO_2 -Konzentrationen um 25% ab, bei Verkehrsstationen waren es 28% und bei den Hintergrundstationen auf dem Land und Industriestationen ein Rückgang um 34% (vgl. European Environment Agency, 2020, S. 76).

Diese Trends lassen sich sehr gut in Abbildung 5 nachvollziehen, auch wenn dort nur der Zeitraum von 2009 – 2018 betrachtet wird. Über diesen sind, laut EEA, die NO_2 -Konzentrationen kontinuierlich gesunken (vgl. European Environment Agency, 2020, S. 76). Die Rückgänge

umfassen ca. 18% bei den Industriestationen, 19% bei den urbanen Hintergrundstationen (urban background stations), 22% bei suburbanen und ländlichen Hintergrundstationen (suburban and rural background stations) und 23% bei verkehrsnahen Messstellen (traffic stations) (vgl. European Environment Agency, 2020, S. 76). Dies ist jedoch weniger als der Rückgang an NO_x-Konzentrationen in den EEA-33, welcher bei 26% liegt, und auch geringer als der Rückgang im Bereich des Transportwesens, dieser liegt bei 34% (vgl. European Environment Agency, 2020, S. 76).

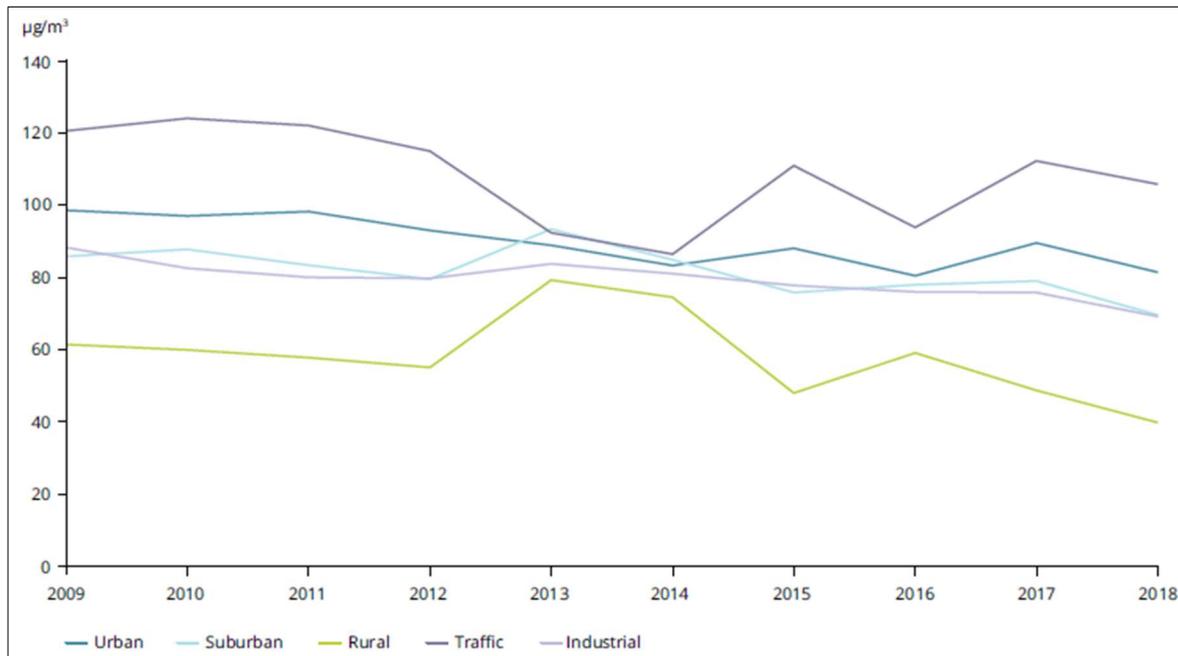


Abbildung 5: Durchschnittliche 99.8er Quantil der stündlichen NO₂-Konzentrationswerte, Quelle: (European Environment Agency, 2020, 77, Figure 6.4)

In Österreich zeigte sich eine ähnliche Entwicklung, so sind laut Umweltbundesamt die gemessenen Werte seit 2010 rückläufig, wenn auch in einem unregelmäßigen Muster (vgl. Umweltbundesamt, 2021b, S. 48). Einfluss darauf haben nicht nur die NO_x-Emissionen, welche im Zeitraum von 2008 – 2019 von 180 kt/Jahr auf 131 kt/Jahr sanken, sondern auch meteorologische Gegebenheiten, so das Umweltbundesamt. So spielten ungünstige Ausbreitungsbedingungen im Winter eine Rolle bei den erhöhten NO_x- und NO₂-Konzentrationen in den Jahren 1996, 2003, 2006 und 2010, während die niedrigeren Konzentrationen um 2008 und 2013 auch auf günstige Westwetterlagen zurückzuführen sind (vgl. Umweltbundesamt, 2021b, S. 49). Der Gesamttrückgang der NO_x-Emissionen beträgt vom Höchststand 2005/07 aus gesehen, 28% bis zum Jahr 2017/19 (vgl. Umweltbundesamt, 2021b, S. 48).

3. Material und Methoden

3.1 Datenherkunft und Datenaufbereitung

Die Daten für diese Arbeit stammen von der European Environment Agency (EEA). Diese umfassen sowohl für Ozon (O₃) als auch Stickoxide (NO₂), Daten von 40 Nationen aus Europa. Darunter befinden sich alle Mitgliedsstaaten der Europäischen Union (EU). Die Daten in diesem Datensatz umfassen Messdaten aus dem Zeitraum vom 01.01.1985 bis zum 31.12.2019. Um einen konsistenten Datensatz für die beabsichtigten Analysen zu schaffen, wurden die Daten anhand verschiedener Kriterien aufbereitet und gefiltert.

Dazu zählen die folgenden:

1. Kriterium: Mindestens 85% Datenverfügbarkeit im Zeitraum 01.01.1995 – 31.12.2019
2. Kriterium: Effektive Anzahl an Stationen = mindestens 15 Stationen/Land und mindestens 3% der ursprünglichen Stationszahl. Ist die Stationszahl unter 15 Stationen /Land, so müssen nach Anwendung des 1. Kriteriums mindestens 50% der ursprünglichen Stationszahl übrigbleiben.

Zusätzlich zu den oben genannten Kriterien wurde entschieden, die Analysen auf Kontinentaleuropa zu beschränken. Aus diesem Grund wurden Großbritannien und die Türkei bei der finalen Länderauswahl nicht berücksichtigt. Ein zusätzlicher Grund für die Nichtberücksichtigung der Türkei war, dass NO₂-Messdaten für die Türkei lediglich ab dem 01.01.2015 vorlagen. Dies hätte bei einer Berücksichtigung zu einer Verzerrung der Ergebnisse geführt, da über 2/3 des Betrachtungszeitraums nicht abgedeckt gewesen wären.

Ausgehend von diesen beiden Kriterien gestaltet sich die Liste der Länder wie nachfolgend in Tabelle 13 und Tabelle 14 zu sehen.

Tabelle 13: Anwendung der Kriterien für die Auswahl der Länder für die O₃-Betrachtung

Land	Anzahl Stationen	Anwendung Kriterium I ¹	Anzahl Stationen	Stationen In %	Anwendung Kriterium II ²
AD	3	Ja	2	66,67	Nein
AL	7	Ja	0	0	Nein
AT	169	Ja	71	42,01	Ja
BA	20	Ja	0	0	Nein
BE	48	Ja	22	45,83	Ja
BG	21	Ja	0	0	Nein
CH	55	Ja	19	34,55	Ja
CY	4	Ja	0	0	Nein
CZ	82	Ja	24	29,27	Ja
DE	645	Ja	171	26,51	Ja
DK	14	Ja	0	0	Nein
EE	10	Ja	1	10,00	Nein
ES	646	Ja	17	2,63	Nein
FI	30	Ja	5	16,67	Nein
FR	729	Ja	0	0	Nein
GB	137	ja	26	18,98	Nein ³
GI	1	Ja	1	100	Nein
GR	31	Ja	3	9,68	Nein
HR	17	Ja	1	5,88	Nein
HU	25	Ja	1	4,00	Nein
IE	23	Ja	3	13,04	Nein
IS	4	Ja	0	0	Nein
IT	641	Ja	26	4,06	Ja
LI	2	Ja	0	0	Nein
LT	18	Ja	2	11,11	Nein
LU	7	Ja	3	42,86	Nein
LV	24	Ja	0	0	Nein
ME	4	Ja	0	0	Nein
MK	16	Ja	0	0	Nein
MT	8	Ja	0	0	Nein
NL	68	Ja	21	30,88	Ja
NO	18	Ja	6	33,33	Nein
PL	168	Ja	7	4,17	Nein
PT	76	Ja	0	0	Nein
RO	117	Ja	0	0	Nein
RS	10	Ja	0	0	Nein
SE	39	Ja	4	10,26	Nein
SI	14	Ja	4	28,57	Nein
SK	32	Ja	2	6,25	Nein
TR	204	Ja	60	29,41	Nein ⁴

¹ – Kriterium I: Mindestens 85% Datenverfügbarkeit im Zeitraum 01.01.1995-31.12.2019. Beobachtungen vor dem 01.01.1995 fallen aus den Datensätzen heraus

² - Kriterium II: Effektive Anzahl an Stationen, dies bedeutet mindestens 15 Stationen/Land und mindestens 3% der anfänglichen Stationszahl.
Ist die Stationszahl unter 15 Stationen/Land, dann müssen mindestens 50% der anfänglichen Stationen nach Anwendung des Kriterium I übrigbleiben

³ – Ausschluss Großbritanniens, da eine Betrachtung Kontinentaleuropas angestrebt wird

⁴ – Ausschluss der Türkei, da eine Betrachtung Kontinentaleuropas angestrebt wird

Tabelle 14: Anwendung der Kriterien für die Auswahl der Länder für die NO₂-Betrachtung

Land	Anzahl Stationen	Anwendung Kriterium I ¹	Anzahl Stationen	Stationen In %	Anwendung Kriterium II ²
AD	1	Ja	1	100	Nein
AL	7	Ja	0	0	Nein
AT	238	Ja	82	34,45	Ja
BA	20	Ja	0	0	Nein
BE	108	Ja	20	18,52	Ja
BG	30	Ja	0	0	Nein
CH	54	Ja	20	37,04	Ja
CY	4	Ja	0	0	Nein
CZ	129	Ja	23	17,83	Ja
DE	960	Ja	199	20,73	Ja
DK	28	Ja	2	7,14	Nein
EE	11	Ja	2	18,18	Nein
ES	761	Ja	15	1,97	Nein
FI	60	Ja	3	5,00	Nein
FR	900	Ja	0	0	Nein
GB	239	ja	22	9,21	Nein ³
GI	3	Ja	3	100	Nein
GR	35	Ja	3	8,57	Nein
HR	19	Ja	3	15,79	Nein
HU	37	Ja	1	2,70	Nein
IE	47	Ja	1	2,13	Nein
IS	21	Ja	0	0	Nein
IT	1077	Ja	36	3,34	Ja
LI	2	Ja	0	0	Nein
LT	23	Ja	0	0	Nein
LU	12	Ja	5	41,67	Nein
LV	27	Ja	0	0	Nein
ME	6	Ja	1	16,67	Nein
MK	19	Ja	0	0	Nein
MT	6	Ja	0	0	Nein
NL	101	Ja	24	23,76	Ja
NO	73	Ja	0	0	Nein
PL	440	Ja	4	0,91	Nein
PT	102	Ja	1	0,98	Nein
RO	172	Ja	0	0	Nein
RS	46	Ja	0	0	Nein
SE	104	Ja	1	0,96	Nein
SI	14	Ja	1	7,14	Nein
SK	55	Ja	2	3,64	Nein
TR	215	Ja	99	46,05	Nein ⁴

¹ – Kriterium I: Mindestens 85% Datenverfügbarkeit im Zeitraum 01.01.1995-31.12.2019. Beobachtungen vor dem 01.01.1995 fallen aus den Datensätzen heraus
² - Kriterium II: Effektive Anzahl an Stationen, dies bedeutet mindestens 15 Stationen/Land und mindestens 3% der anfänglichen Stationszahl.
Ist die Stationszahl unter 15 Stationen/Land, dann müssen mindestens 50% der anfänglichen Stationen nach Anwendung des Kriterium I übrigbleiben
³ – Ausschluss Großbritanniens, da eine Betrachtung Kontinentaleuropas angestrebt wird
⁴ – Ausschluss der Türkei, da erst ab dem 01.01.2015 Daten gemeldet wurden

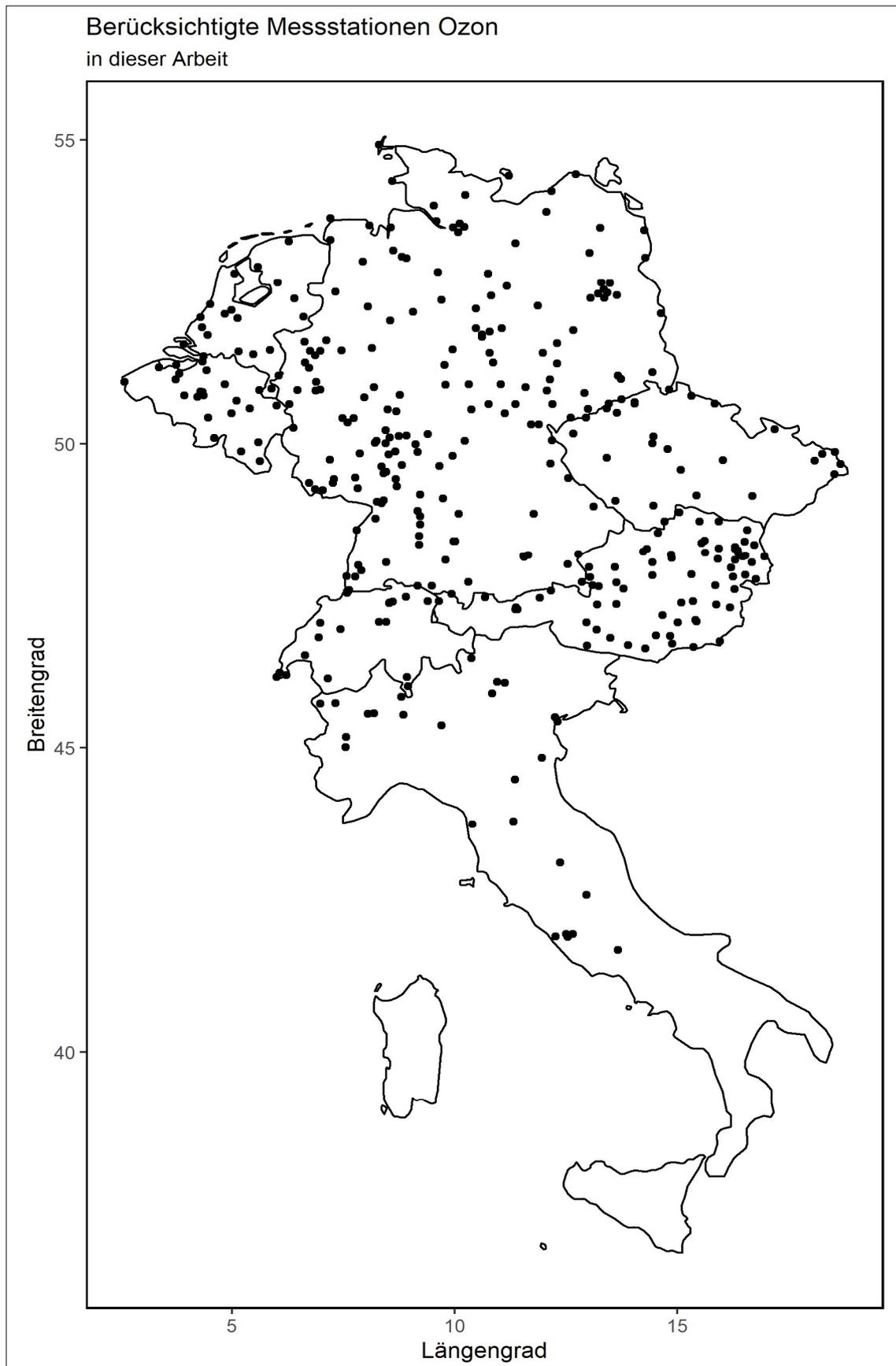


Abbildung 6: Überblick über die in dieser Arbeit herangezogenen Messstationen für O_3

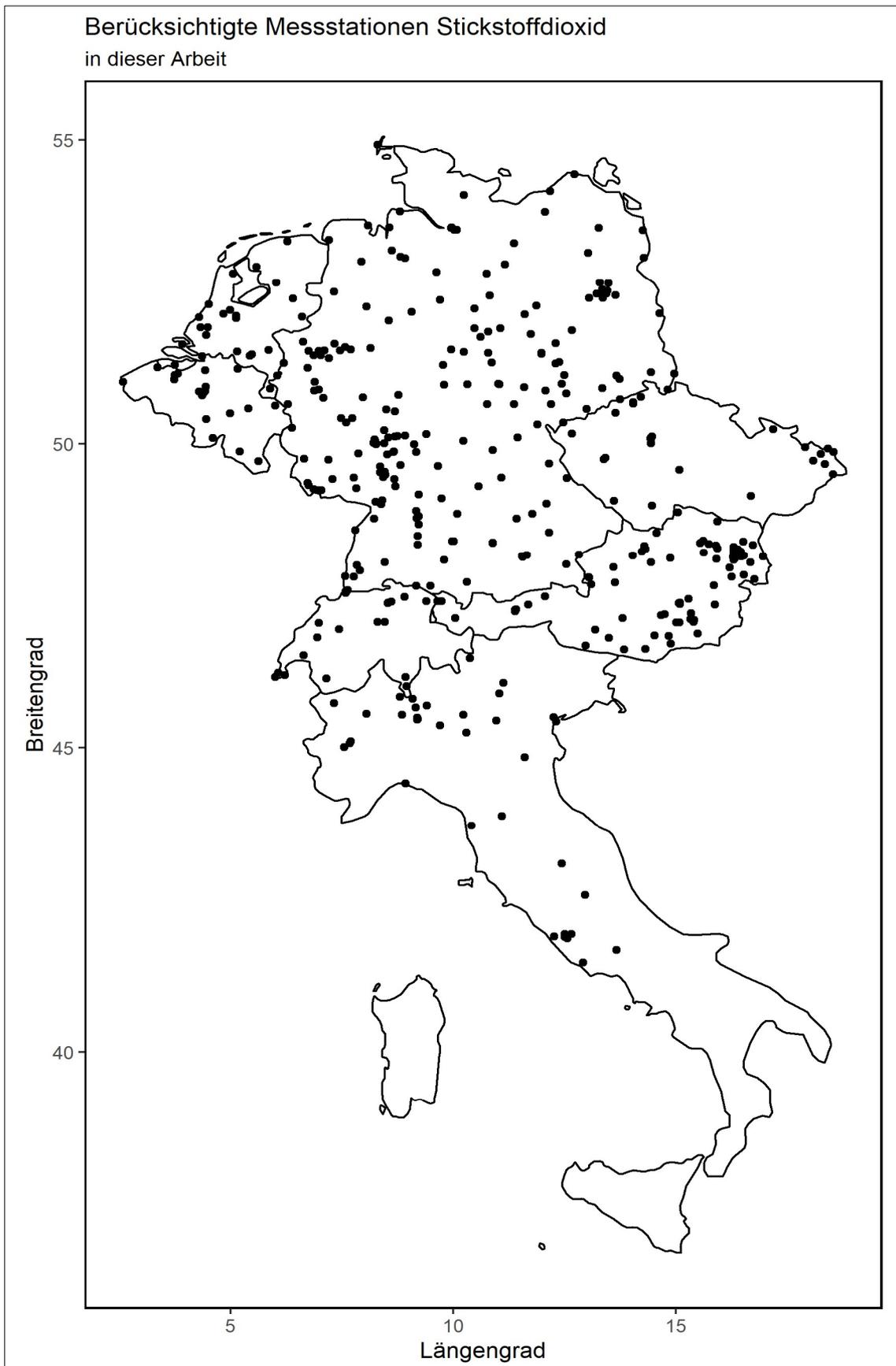


Abbildung 7: Überblick über die in dieser Arbeit herangezogenen Messstationen für NO_2

3.2 Verwendete Software

Die Analyse der Daten wurde mit folgendem Programm durchgeführt:

R version 4.1.0 (2021-05-18)

Platform: x86_64-w64-mingw32/x64 (64-bit)

Packages die verwendet werden:

qpcR_1.4-1, Matrix_1.3-3, robustbase_0.93-8, rgl_0.106.8, minpack.lm_1.2-1, MASS_7.3-54, data.table_1.14.0, readxl_1.3.1, kit_0.0.7, reshape2_1.4.4, extrafontdb_1.0, extrafont_0.17, scales_1.1.1, cairoDevice_2.28.2, Cairo_1.5-12.2, knitr_1.33, markdown_1.1, ggmap_3.0.0, shiny_1.6.0, showtext_0.9-2, showtextdb_3.0, sysfonts_0.8.3, scico_1.2.0, rcartocolor_2.0.0, patchwork_1.1.1, gridExtra_2.3, ggthemes_4.2.4, ggtext_0.1.1, ggsci_2.9, ggribges_0.5.3, ggrepel_0.9.1, ggforce_0.3.3, ggdark_0.2.1, cowplot_1.1.1, corr_0.4.3, colorspace_2.0-1, forcats_0.5.1, stringr_1.4.0, dplyr_1.0.6, purrr_0.3.4, readr_1.4.0, tidyr_1.1.3, tibble_3.1.2, ggplot2_3.3.3, tidyverse_1.3.1

Alle R Packages sind verfügbar unter: <https://cloud.r-project.org/>

3.3 Betrachtungszeitraum

Um eine bestmögliche Vergleichbarkeit der Datensätze zu ermöglichen wurde der eingegrenzte Betrachtungszeitraum, vom 01.01.1995 bis 31.12.2019, in drei gleich lange Perioden eingeteilt. Diese umfassen folgende Zeiträume:

Periode 1: 01.01.1995 – 31.12.2003 (9 Jahre)

Periode 2: 01.01.2004 – 31.12.2011 (8 Jahre)

Periode 3: 01.01.2012 – 31.12.2019 (8 Jahre)

Als Endpunkt des Betrachtungszeitraums für diese Arbeit wurde 2019 gewählt, um die Auswirkungen und Verzerrungen in den Daten durch die Corona-Pandemie auszuschließen und somit eine fundierte Datenbasis für eine Analyse zur Verfügung zu haben (vgl. Faridi et al., 2021; vgl. Gope et al., 2021)

3.4 Durchschnittliche jährliche Überschreitungstage (DJÜ)

Die durchschnittlichen jährlichen Überschreitungstage (DJÜ) dienen dazu, die die Belastung und Grenzwertüberschreitung an unterschiedlichen Messstationen mit einem einheitlichen Parameter vergleichen zu können. Dazu werden die Überschreitungstage einer Station in einer Periode addiert und durch die Anzahl der Jahre der Periode dividiert.

Beispiel:

$$\text{DJÜ Station X in Periode 1} = \frac{\text{Überschreitungstage Station X in Periode 1}}{\text{Anzahl Jahre in Periode 1}}$$

3.5 Verwendete Grenzwerte für die Analyse

Für die Analyse der vorliegenden Daten wurden, in dieser Arbeit, die in der EU aktuell gültigen Grenzwerte verwendet. Siehe: (European Environment Agency, 2020, S. 13)

3.6 93.2er Quantil der durchschnittlichen Ozonbelastung

Das 93.2er Quantil wurde gewählt, da es für den 26. Wert einer vollständigen Datenreihe steht, welche mit dem EU AQG Grenzwert für Ozon korreliert (vgl. European Environment Agency, 2020, S. 67).

3.7 Stationsauswahl ab Kapitel 4.3.2

Im weiteren Verlauf dieser Arbeit wurden für die Analyse nur Stationen berücksichtigt, die sowohl O₃-als auch NO₂-Messungen aufweisen. Dies waren insgesamt 271 Stationen. Davon 176 städtische (urban) und 95 ländliche (rural) Stationen. Aufgrund der ungewöhnlich hohen und unrealistischen O₃-Messwerte für den 31.03.2019 und den 01.04.2019 in der Station CH0050A, Meyrin-Vaudagne, wurden diese Werte für Abb.28 aus dem Datensatz ausgeschlossen.

3.8 Literaturrecherche

Die Literaturrecherche erfolgte sowohl in Bibliotheken als auch im Internet, hierbei wurde vor allem Google Scholar genutzt. Die dabei verwendeten Suchbegriffe waren u.a. „Luftqualität“, „Air pollution“, „impact of air pollution“ etc.

[Aus grafischen Gründen freigelassen]

4. Ergebnisse

Nachdem die theoretischen Grundlagen zum Thema Luftqualität behandelt wurden, und die Methodik der Arbeit erläutert wurde, widmet sich dieses Kapitel den Ergebnissen der Datenauswertung.

Zuerst wird hierbei die raumzeitliche Entwicklung von O_3 und NO_2 getrennt betrachtet. In einem weiteren Analyseschritt wird dann die zentrale Fragestellung dieser Arbeit beantwortet, nämlich ob sich ein Zusammenhang zwischen der Entwicklung der O_3 - und NO_2 -Belastung feststellen lässt.

4.1 Ergebnisse der Datenanalysen zu Ozon (O_3)

4.1.1 Durchschnittliche jährliche Überschreitungstage (DJÜ) für O_3

In einer ersten Analyse wurden die durchschnittlichen jährlichen Überschreitungstage (DJÜ), wie im Kapitel 3.4 beschrieben, ausgewertet und es wurde untersucht, inwiefern sich Unterschiede zwischen der Anzahl der DJÜ feststellen lassen, wenn man die O_3 Grenzwerte nach WHO und EU AQG definiert.

4.1.1.1 DJÜ nach EU AQG im Betrachtungszeitraum 1995-2019

In Abbildung 8 sind die DJÜ pro Station für die verschiedenen Betrachtungszeiträume dargestellt. Auffällig ist, dass für den Großteil der Stationen die DJÜ um die 25 Tage beträgt, also nahe dem Häufigkeitsschwellenwert des 3-Jahresmittels der EU AQG liegt. Generell ist eine abnehmende Tendenz in den DJÜ im Zeitverlauf feststellbar. Dies lässt sich auch anhand der Daten aus Tabelle 15 nachvollziehen. Der Median der DJÜ hat sich im Untersuchungsgebiet von P1 bis P3 um ca. 6 Tage/Jahr verringert, auch die Durchschnittswerte sind um die gleiche Anzahl an Tagen/Jahr gesunken. Ein wenig überraschend ist im Vergleich dazu der Wert für die maximale Anzahl an DJÜ von P1 auf P2 um 18 Tage gestiegen, und dann von P2 auf P3 wieder auf um rund 25 Tage/Jahr zu sinken.

Dies lässt sich auch anhand von Abbildung 9 eindrücklich nachvollziehen. Vergleicht man Abbildung 9b) mit Abbildung 9a) so ist in Norditalien, vor allem in der Poebene, eine deutlich höhere Zahl an DJÜ erkennbar. Der Erklärungsansatz dafür liegt darin, dass viele Stationen in Italien nicht kontinuierlich ab dem 01.01.1995 ihre Daten geliefert haben, sondern teils erst zwei bis drei Jahre später damit begonnen haben. Dadurch ergab sich dann die Verzerrung der Kennwerte, die man in der Karte sehen kann.

Es lässt sich in Tabelle 15 ablesen, dass in P2 ein deutlicher Rückgang des Medians und des Mittelwertes stattgefunden hat, allerdings ist in Abbildung 9b) zu sehen, dass besonders in Norditalien einige Stationen eine höhere Anzahl von DJÜ aufweisen als in Periode 1, Abbildung 9a). Ein weiterer Rückgang der DJÜ ist auch in P3, Abbildung 9c), beobachtbar. Hier liegen nahezu keine Stationen im Bereich von mehr als 100 DJÜ als in früheren Betrachtungszeiträumen die in Abbildung 9a) und b) dargestellt sind.

Tabelle 15: Statistische Werte der DJÜ nach EU AQG in Tagen

Wert	P1	P2	P3
Minimum	2,2	1,4	1,4
Median	25,7	20,6	19,9
Mittelwert	29,8	24,7	23,1
Maximum	103,3	121,5	96,1

Man erkennt sehr deutlich, dass die DJÜ im Durchschnitt im Zeitverlauf im gesamten Beobachtungsgebiet deutlich gesunken sind und auch die Spannweite der Ausreißer abgenommen hat. Die angesprochenen Maximalwerte der einzelnen Perioden sind ebenfalls deutlich zu erkennen und gerade in Periode 2 ist zu erkennen, wie weit dieser Maximalwert von den anderen Ausreißern entfernt ist und gleichzeitig wie gegenläufig die Entwicklung an dieser Station zum allgemeinen Trend ist.

Daneben sieht man, dass nach Periode 2 eine leichte Stagnation bei der Entwicklung der Werte eingesetzt hat. So ist in Periode 3 die Spannweite und Magnitude der Ausreißer im Vergleich zu Periode 2 nochmals deutlich gesunken, der Durchschnittswert der DJÜ hat sich jedoch nur noch minimal geändert, wie man auch in Tabelle 15 sieht.

Wie in Abbildung 8 zu sehen ist, gibt es in jeder Periode markante Ausreißer, die herausstechen. Besonders in Periode 2 und 3 ist dies deutlich zu erkennen.

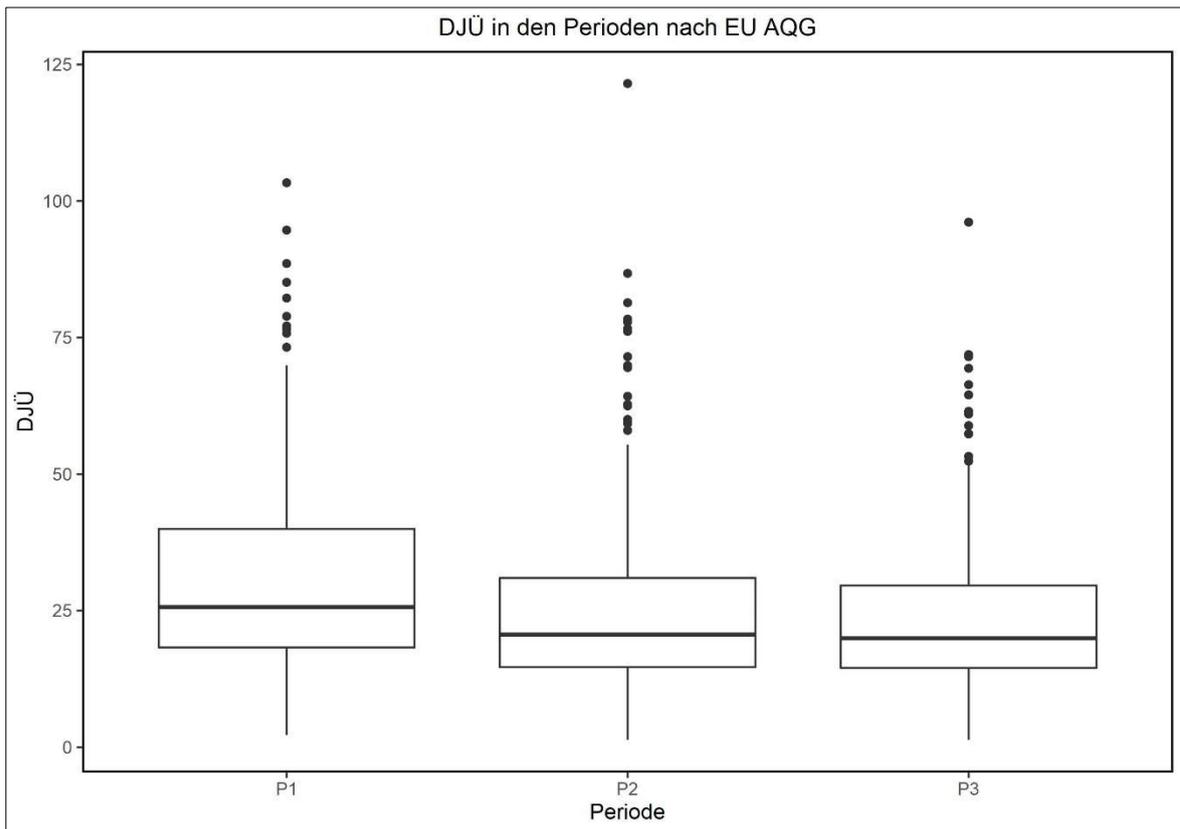


Abbildung 8: Boxplot der DJÜ nach EU AQG in den Perioden P1, P2 und P3

Bei den Stationen, die hinter den Ausreißern liegen, handelt es sich in P1 und P2 um die Station IT0989A Leonessa und in P3 um die Station IT1191A Monte Gaza. Leonessa, welches in der Region Latium in Mittelitalien ca. 110 km nordöstlich von Rom liegt, verzeichnete in der P1 eine DJÜ von 103,3 und in P2 eine DJÜ von 121,5, dies stellt wie in Tabelle 15 zu sehen ist den Maximalwert in diesen Perioden dar. In Periode 3 zeigt sich jedoch ein Rückgang auf eine DJÜ von 31,6, was über dem Mittelwert liegt, aber deutlich unter dem Maximalwert.

Der Maximalwert in P3 fällt hingegen auf die Station IT1191A Monte Gaza, bei ihr handelt es sich genau wie bei Leonessa um eine Rural Background Station. Monte Gaza, welche in der Region Trentino in Norditalien liegt, hat eine DJÜ von 96,1. In der Periode 2 hatte diese Station eine DJÜ von 81,4, damit bewegte sie sich unter dem Niveau von P3. Deutlicher ist hingegen der niedrige Wert in P1 von 44,3, dieser erklärt sich jedoch dadurch, dass die Station Monte Gaza erst am 01.10.1998 mit der Datenaufzeichnung begann.

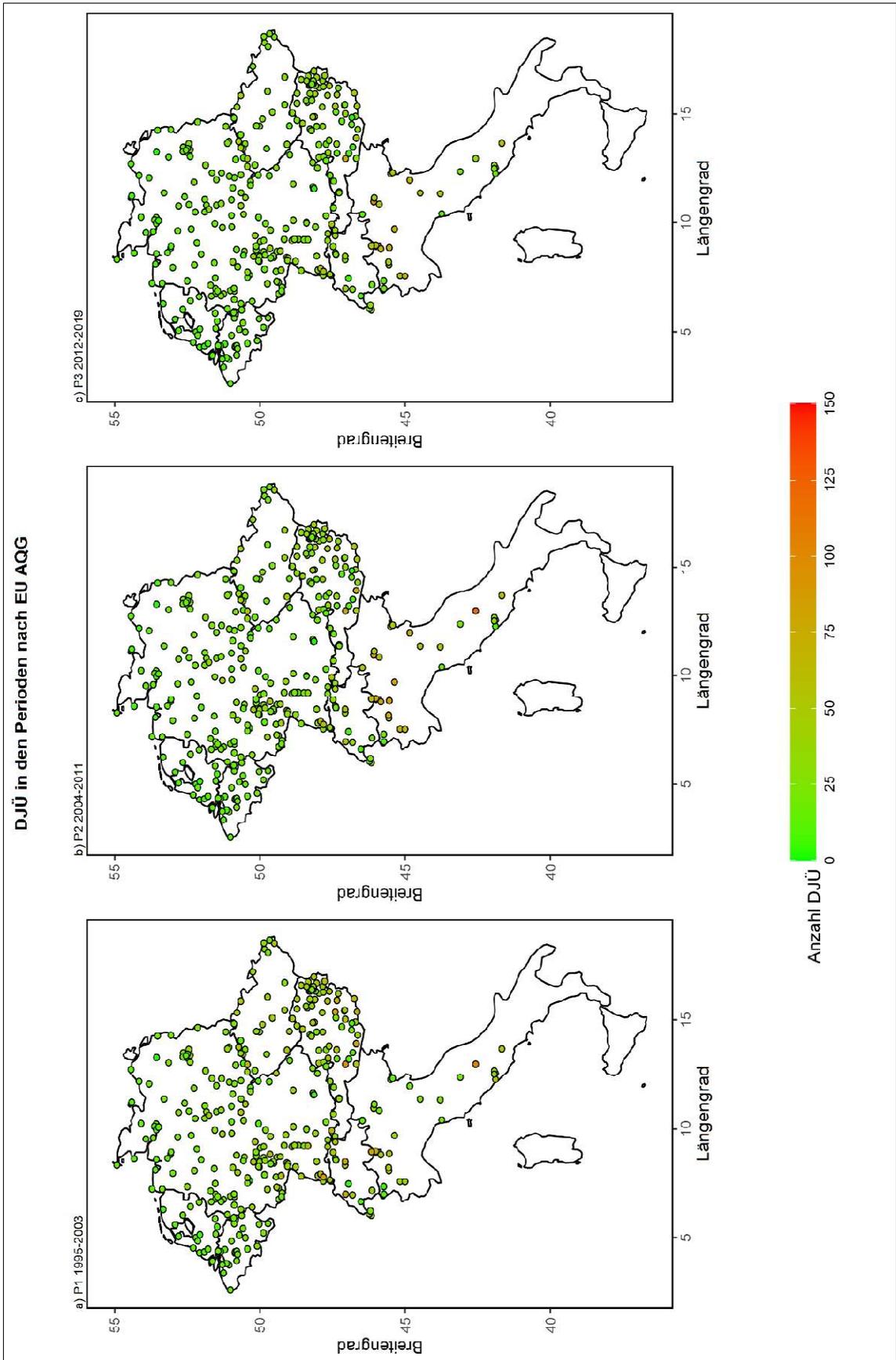


Abbildung 9: DJÜ in den Perioden nach EU AQG in a) P1, b) P2 und c) P3

4.1.1.2 DJÜ nach WHO AQG im Betrachtungszeitraum 1995-2019

Im Gegensatz zur EU AQG liegt der Grenzwert für O₃ in der WHO AQG bei 100 µg/m³, daher ist in dieser Auswertung der Fokus darauf, wie sich die in Kapitel 4.1.1.1 gezeigten Ergebnisse verändern, wenn man statt des Grenzwertes der EU AQG jenen der WHO AQG zugrunde legt.

Wie man in Tabelle 16 sehen kann, sind der Mittelwert und Median relativ konstant, der Mittelwert pendelt um ca. 63 DJÜ, wohingegen der Median bei um die 58 DJÜ liegt. Beim Minimalwert zeigen sich hingegen etwas deutlichere Veränderungen, auch wenn diese gering ausfallen. So fällt der Minimalwert von 11 DJÜ in P1 um ca. 4 Tage auf 7,1 DJÜ in Periode 2, um dann wieder auf 8,9 DJÜ in Periode 3 zu steigen.

Bei den Maximalwerten zeigt sich eine etwas größere Spannweite, so fallen die DJÜ von Periode 1 auf Periode 2 um ca. 15 Tage, um dann in Periode 3 konstant auf dem Niveau von P2 (+0,9 Tage) zu bleiben.

Tabelle 16: Statistische Werte der DJÜ nach WHO AQG in Tagen

Wert	P1	P2	P3
Minimum	11	7,1	8,9
Median	58,2	57,9	57,9
Mittelwert	64,4	62,9	61,6
Maximum	224,2	209,5	210,4

Diese Entwicklung lässt sich auch gut in Abbildung 10 nachvollziehen, die Boxplots von P1, P2 und P3 liegen ungefähr im gleichen DJÜ-Bereich und bestätigen somit die Werte aus Tabelle 16. Hierbei zeigt sich schon ein deutlicher Unterschied zu Abbildung 8, in welcher noch eine deutliche Veränderung über die Perioden ersichtlich war.

Interessant in Abbildung 10 sind hierbei die Ausreißer der jeweiligen Perioden die deutlich über den jeweilig anderen Werten liegen. Im Gegensatz zu Kapitel 4.1.1.1 handelt es sich hier um jeweils die gleiche Station, die für die Höchstwerte sorgt. Dabei handelt es sich um die Station AT0SON1, Sonnblick, in Österreich. Diese Station liegt in den Alpen, zwischen Salzburg und Kärnten, auf einer Höhe von 3106 m. Diese Hochgebirgslage, d.h. die Höhenabhängigkeit der Ozonkonzentration, liefert die Erklärung für die konstant hohen O₃ Werte im Vergleich zu anderen Stationen in der Umgebung.

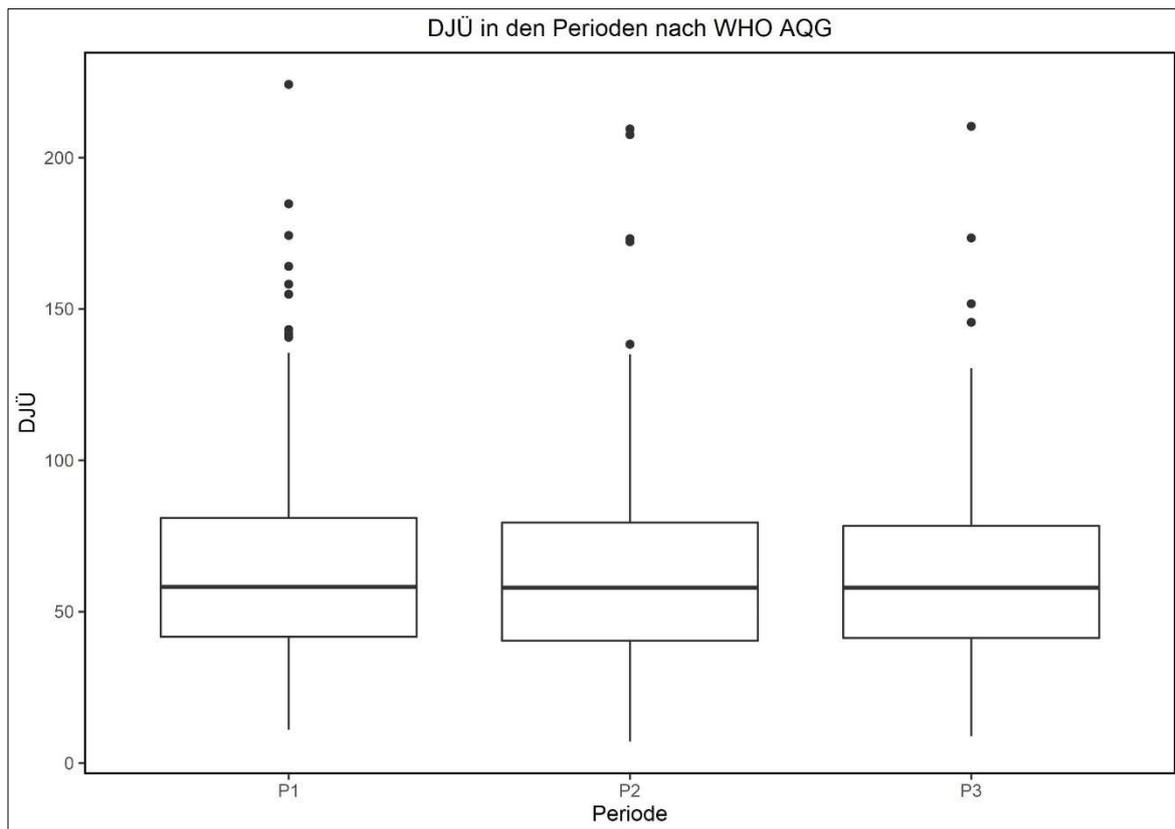


Abbildung 10: Boxplot der DJÜ nach WHO AQG in den Perioden P1, P2 und P3

In Abbildung 11 sieht man die bisher besprochenen Werte in einer grafischen Aufbereitung und es ist deutlich zu erkennen, dass im Vergleich zu Abbildung 9 die Anzahl der DJÜ in den Stationen höher ist. Dies war aber auch zu erwarten, da der Grenzwert für Abbildung 11 niedriger liegt als für die Auswertung in Abbildung 9.

Einige Muster lassen sich dennoch erkennen, so ist in Abb. 11a) zu sehen, dass sich hauptsächlich im Raum Österreich und Schweiz Stationen befinden die mehr als 100 DJÜ aufweisen, wohingegen die Stationen in den anderen Regionen mehrheitlich unter 75 DJÜ bleiben. In Abb. 11b), P2 2004-2011, und Abb. 11c), P3 2012-2019, sieht man hingegen eine deutliche Verschlechterung der Lage in Italien und eine moderate Verbesserung in Österreich und der Schweiz.

Aber genau wie in Abb. 9a), sieht man in Abb. 11a) das gleiche Problem, niedrige DJÜ in Italien. Und die Ursache ist die gleiche wie in Kapitel 4.1.1.1 beschrieben, die Stationen haben teils erst nach dem 01.01.1995 mit dem Reporting der O₃ Daten begonnen, was zu diesen Verzerrungen führt.

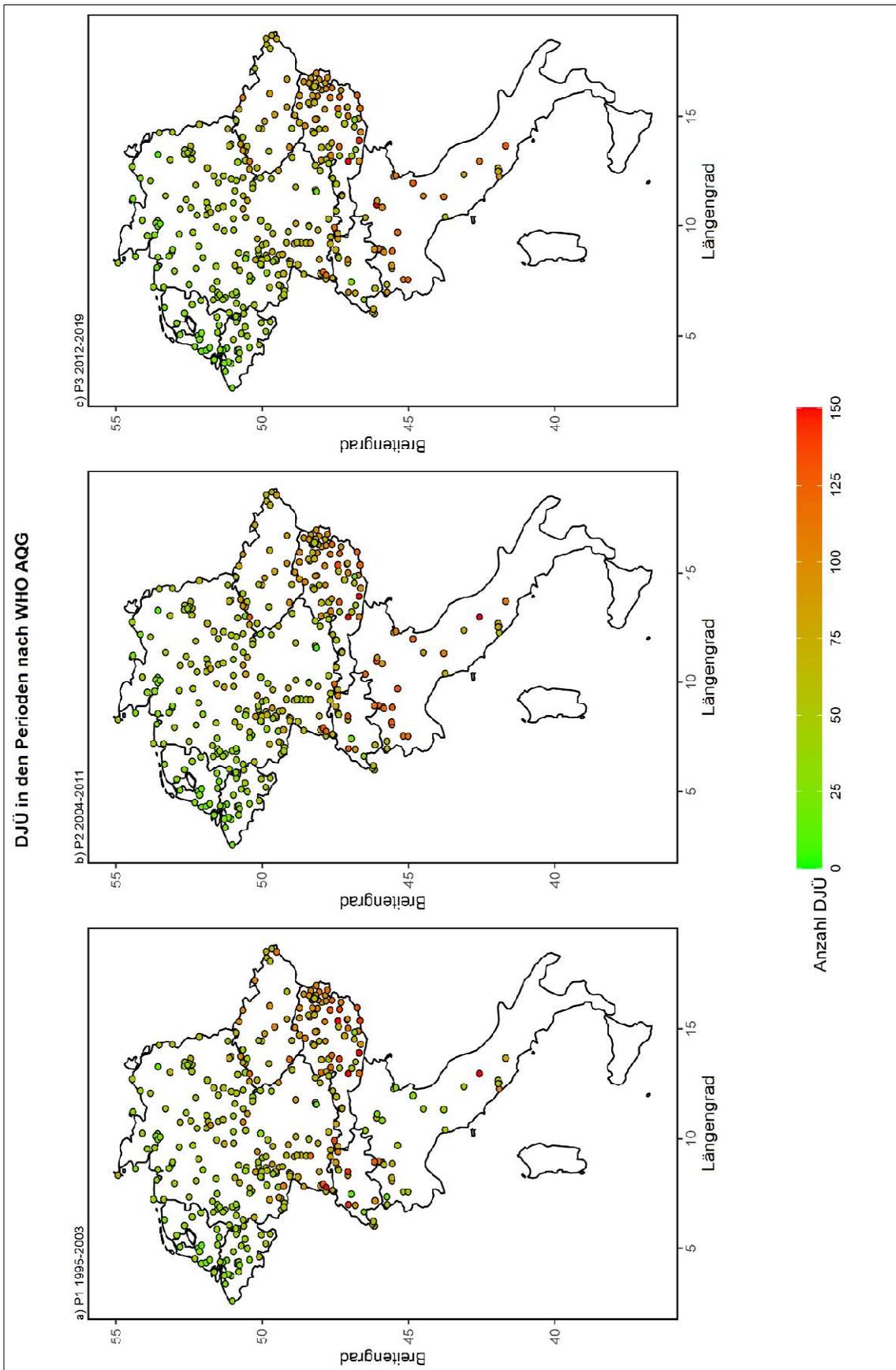


Abbildung 11: DJÜ in den Perioden nach WHO AQG in a) P1, b) P2 und c) P3

4.1.1.3 Vergleich DJÜ nach EU und WHO AQG

Bei der Betrachtung der Tabelle 15 und Tabelle 16 sind einige Werte auffällig. So beträgt der Rückgang des DJÜ-Mittelwerts nach EU AQG von Periode 1 auf Periode 3 ca. 22,5% bzw. 6,7 Tage wie man in Tabelle 15 sehen kann. Im Gegensatz dazu beträgt der Rückgang der Mittelwert DJÜ nach WHO AQG von Periode 1 auf Periode 3 nur ca. 4,4% bzw. 2,8 Tage wie man Tabelle 16 entnehmen kann.

4.1.2 Saisonalität der Ozonbelastung

Eine weitere Fragestellung, die sich aufat, war diejenige, ob sich bei der Auswertung der Daten eine Saisonalität nachweisen lasse. Dabei wurden die Daten unter dem Aspekt der meteorologischen Jahreszeiten aufbereitet.

Wie man in Abbildung 12 sehen kann, ergibt sich ein eindeutiges Bild, liegen doch im Sommer und Frühling die Durchschnittskonzentrationen deutlich über jenen von Herbst und Winter. Dies zeigt sich auch in Tabelle 17, in der man die deutlichen Unterschiede in den Durchschnittskonzentrationen zwischen den einzelnen meteorologischen Jahreszeiten sieht. So ist die Minimalkonzentration im Sommer, mit $55,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$, fast vier Mal so groß wie im Herbst und Winter, in denen die Minimalkonzentration bei rund $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ beträgt. Auch der Frühling hebt sich deutlich von den anderen Jahreszeiten ab, so liegt der Mittelwert des Frühlings mit $86,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ deutlich über denen des Herbstes und des Winters. Aus diesen Daten lässt sich eine Saisonalität der O_3 -Belastung ableiten, die höhere O_3 -Belastungen im Sommerhalbjahr als im Winterhalbjahr zeigt.

Tabelle 17: Statistische Daten der durchschnittlichen Ozonkonzentration nach meteorologischen Jahreszeiten in $\mu\text{g}/\text{m}^3$

	Gesamtjahr	Frühling	Sommer	Herbst	Winter
Minimum	13,9	33,8	55,8	14,4	13,9
Median	70,2	84,1	93,5	50,6	46,7
Mittelwert	70,5	86,1	96,4	52,7	46,3
Maximum	169,1	151,1	169,1	135,8	84,5

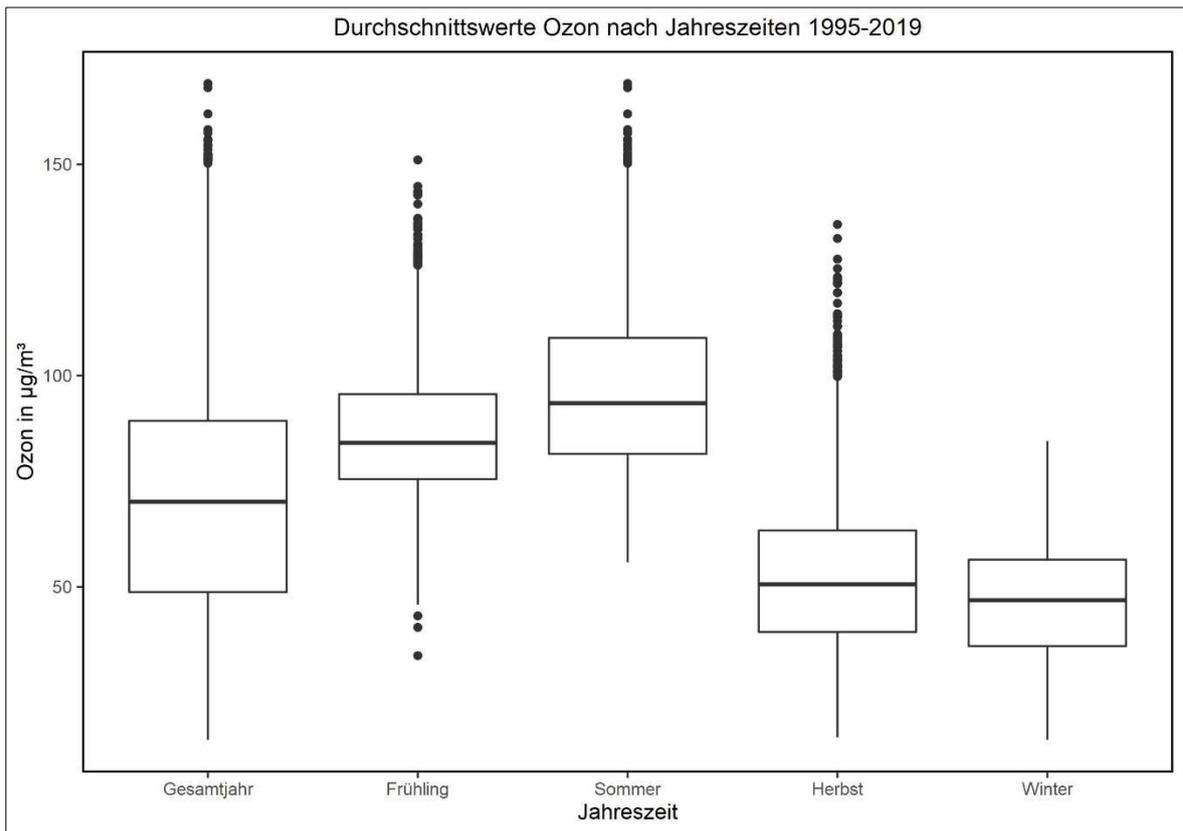


Abbildung 12: O₃-Durchschnittskonzentrationen der Stationen in den meteorologischen Jahreszeiten sowie über das Gesamtjahr betrachtet

4.1.2.1 Saisonale Änderung der Überschreitungstage im Zeitraum Mai – September

Ausgehend vom vorherigen Kapitel, in welchem die Saisonalität der O₃-Belastung deutlich wurde, widmet sich dieses Kapitel der Fragestellung, inwieweit sich über die Betrachtungszeiträume dieser Arbeit in der warmen Jahreszeit eine Änderung der DJÜ feststellen lässt, und wenn ja in welchem Ausmaß. Das Baselineszenario, zu sehen in Abbildung 13, für diese Betrachtung sind die DJÜ des Betrachtungszeitraums P1 von 1995-2003 und in diesem die Monate Mai – September. Grundlage für den Grenzwert ist der EU AQG von 120 µg/m³.

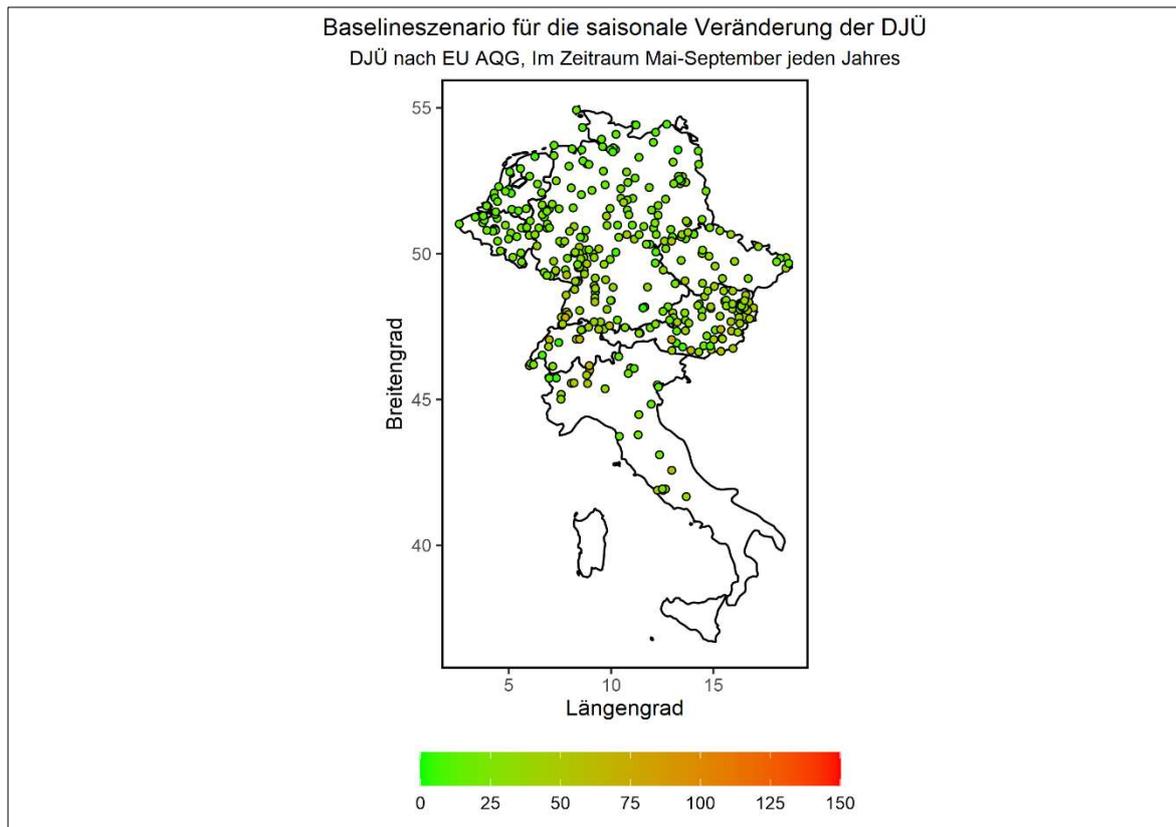


Abbildung 13: Baselineszenario für die saisonale Veränderung der DJÜ nach EU AQG in den Monaten Mai-September in Periode 1)

Man sieht in Abbildung 13 in einigen Regionen, wie etwa im südwestdeutschen Raum, der südlichen Schweiz, Norditalien und im südlichen Österreich, dass es dort eine leicht höhere Anzahl an DJÜ gibt, verglichen zum übrigen Untersuchungsraum. Die Entwicklung ausgehend von diesem Baselineszenario zeigt sich grafisch in Abbildung 14.

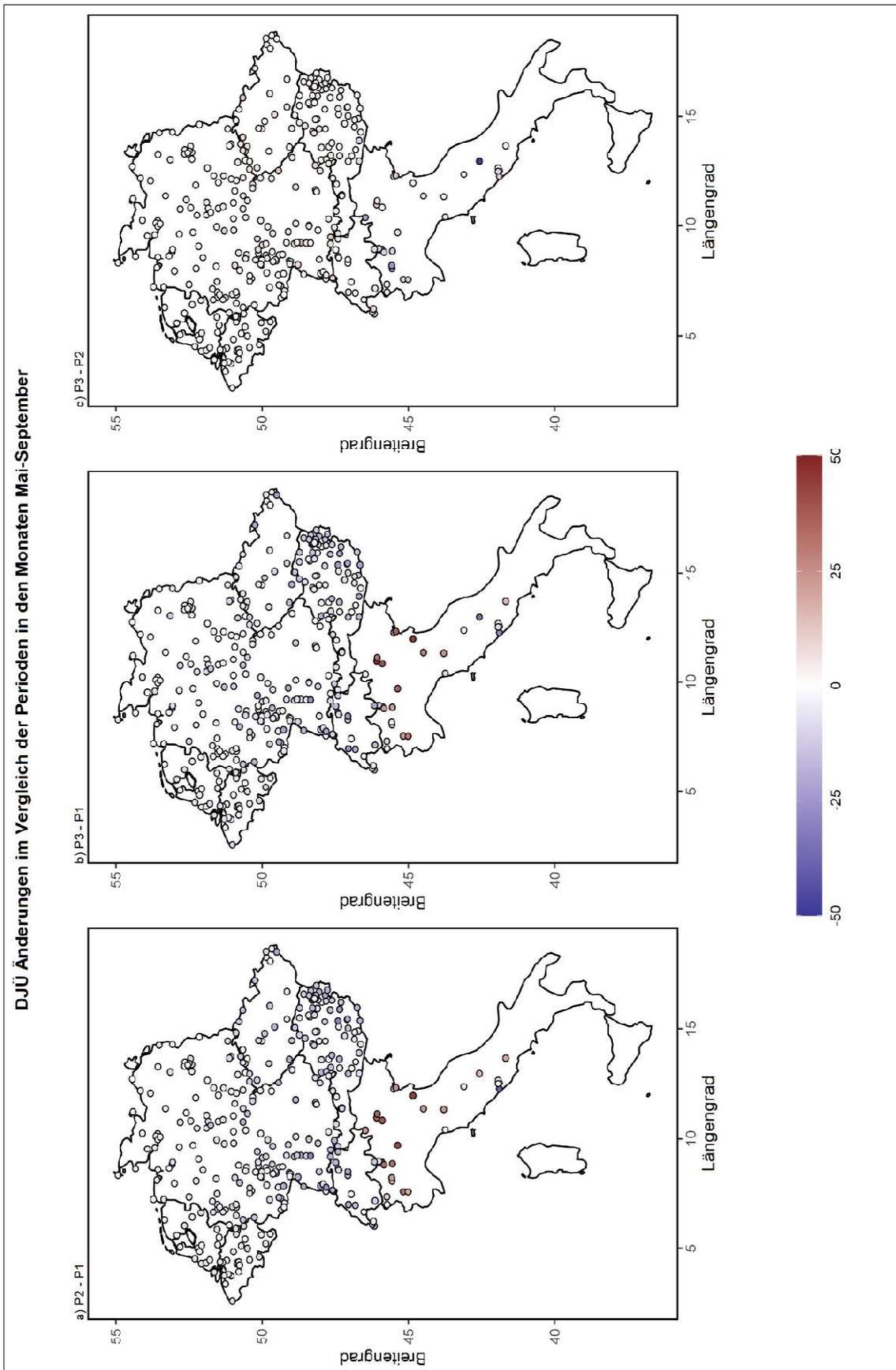


Abbildung 14: DJÜ Änderungen im Vergleich der Perioden zum Baselineszenario in den Monaten Mai-September, Panel a) P2-P1, Panel b) P3-P1, Panel c) P3-P2

Auffällig ist, dass man von Periode 2 auf Periode 1, Abbildung 14a), und von Periode 3 auf Periode 1, Abbildung 14b), vor allem in Italien einen deutlichen Anstieg der DJÜ erkennen kann. Dies deckt sich auch mit den Erkenntnissen aus Kapitel 4.1.1.1.

Ebenso interessant ist die Entwicklung von Periode 2 auf Periode 3 in Abbildung 14c) zu sehen, dort erkennt man nur noch geringe Änderungen der DJÜ im Zeitraum Mai–September, was dafür spricht, dass die DJÜ auf einem Plateau angekommen sind und bei momentanem Emissionsverhalten von Vorläufersubstanzen und chemischem Regimes erstmal wohl eher nicht weiter sinken werden.

Dieser Eindruck aus Abbildung 14 verfestigt sich beim Betrachten der Werte in Tabelle 18. So ist zu erkennen, dass in Periode 2 und Periode 3 im Vergleich zum Baselineszenario der durchschnittliche Rückgang ca. 5 – 6 DJÜ beträgt, sich die Werte aber auch nicht groß unterscheiden und man somit von einer konstanten Entwicklung ausgehen kann. Am deutlichsten kann man noch die steigenden DJÜ sehen, die sich auf italienische Stationen beziehen, wie man auch in Abbildung 14 sehen kann.

Tabelle 18: Statistische Daten der Änderungen der DJÜ in den Perioden im Vergleich zum Baselineszenario in den Monaten Mai-September

	Baselineszenario (P1) in DJÜ	P2 → P1	P3 → P1	P3 → P2
Minimum	1,9	-35,6	-33,6	-48,4
Median	23,5	-5,9	-5,1	+1,1
Mittelwert	26,4	-5,8	-4,9	+0,9
Maximum	73,2	+42,8	+46,9	+15,8

4.1.3 Jahre mit den meisten Überschreitungstagen pro Station

Die Analyse der Daten unter dem Gesichtspunkt in welchem Jahr die meisten, zweit- und drittmeisten Überschreitungstage auftraten ist in Abbildung 15 veranschaulicht. Man erkennt, dass die größte Anzahl an Station ihre meisten Überschreitungstage im Jahr 2003 hatte, in dieses Jahr fiel auch ein Jahrhundertssommer mit Rekordtemperaturen in ganz Europa (vgl. Schär et al., 2004, S. 333). Nur vereinzelte Stationen verzeichneten ihre höchste Anzahl an Überschreitungstagen in anderen Jahren. Dabei sind vor allem die Jahre 1995, 2006 und 2018 zu nennen.

Beim Blick darauf, wann die Stationen ihre zweitmeisten Überschreitungstage hatten, zeigt sich schon ein weit differenziertes Bild. So gibt es keinen extremen Peak, wie das Jahr 2003 bei den meisten Überschreitungstagen, sondern die Stationen verteilen sich hier auf verschiedene Jahre, einzig 2018 sticht noch etwas hervor.

Bei den drittmeisten Überschreitungstagen sieht man schon ein noch weiter differenzierteres Bild, es verteilt sich hier das Ranking auf noch mehr Jahre als noch bei den zweitmeisten Überschreitungstagen.

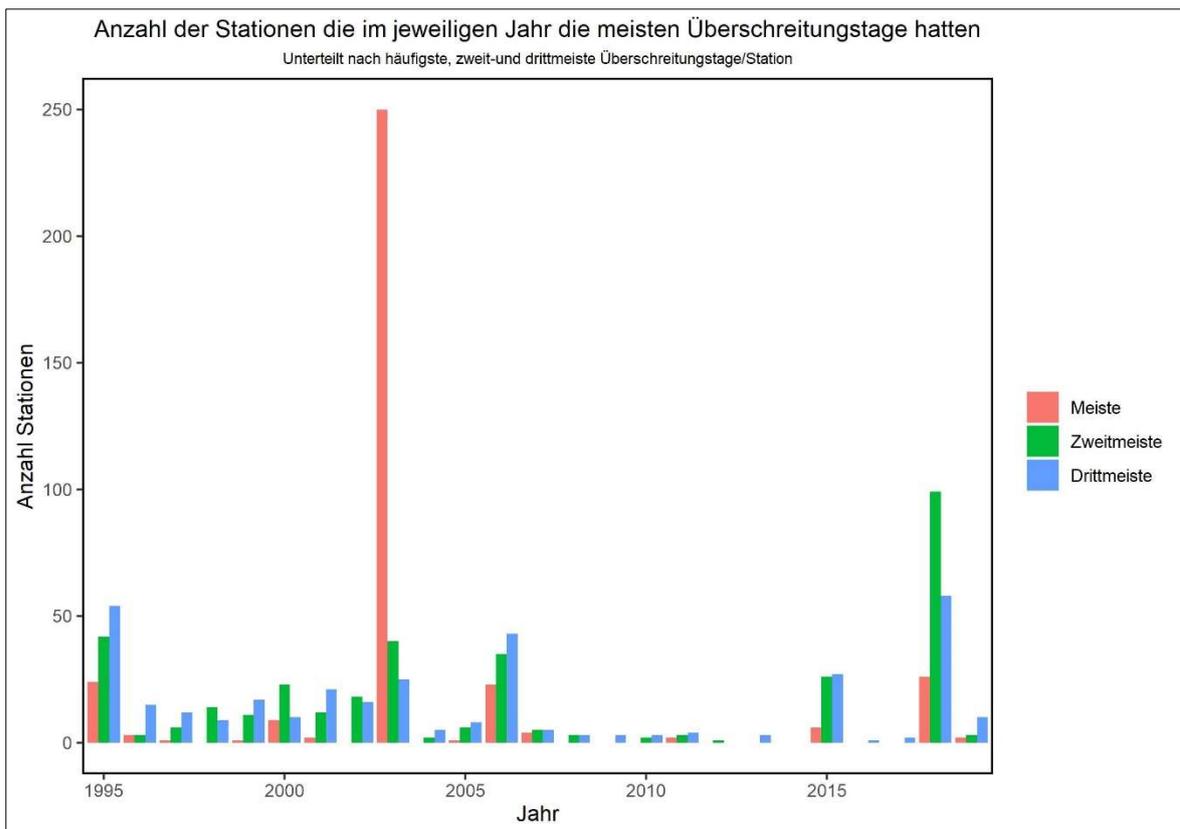


Abbildung 15: Übersicht der Jahre mit der Anzahl der Stationen mit den meisten, zwei- oder drittmeisten Überschreitungstagen

Leichte Spitzen kann man hier noch im Jahr 2018 und 1995 erkennen, der Rest verteilt sich relativ gleichmäßig auf die restlichen Jahre, wobei dabei vor allem die Jahre vor 2007 herausstechen.

Dies ist auch ein allgemeines Bild, dass man aus Abbildung 15 gewinnen kann, nach 2006 finden sich nur noch 2 Jahre (2015 und 2018) in denen eine signifikante Anzahl von Stationen ihre meisten, zweit- oder drittmeisten Überschreitungstage aufweisen.

Die Werte aus Abbildung 15 lassen sich auch grafisch darstellen, in Abbildung 16 sieht man welche Station wann ihre meisten Überschreitungstage hatte. Klar erkennbar ist dabei, dass nahezu im gesamten Bereich der betrachteten Länder das Jahr 2003 das Jahr mit den meisten Überschreitungstagen ist. Lediglich im Nordwesten Belgiens und der Niederlande haben die Stationen ihre meisten Überschreitungstage meist in anderen Jahren gehabt, vor allem 1995 ist hier zu nennen.

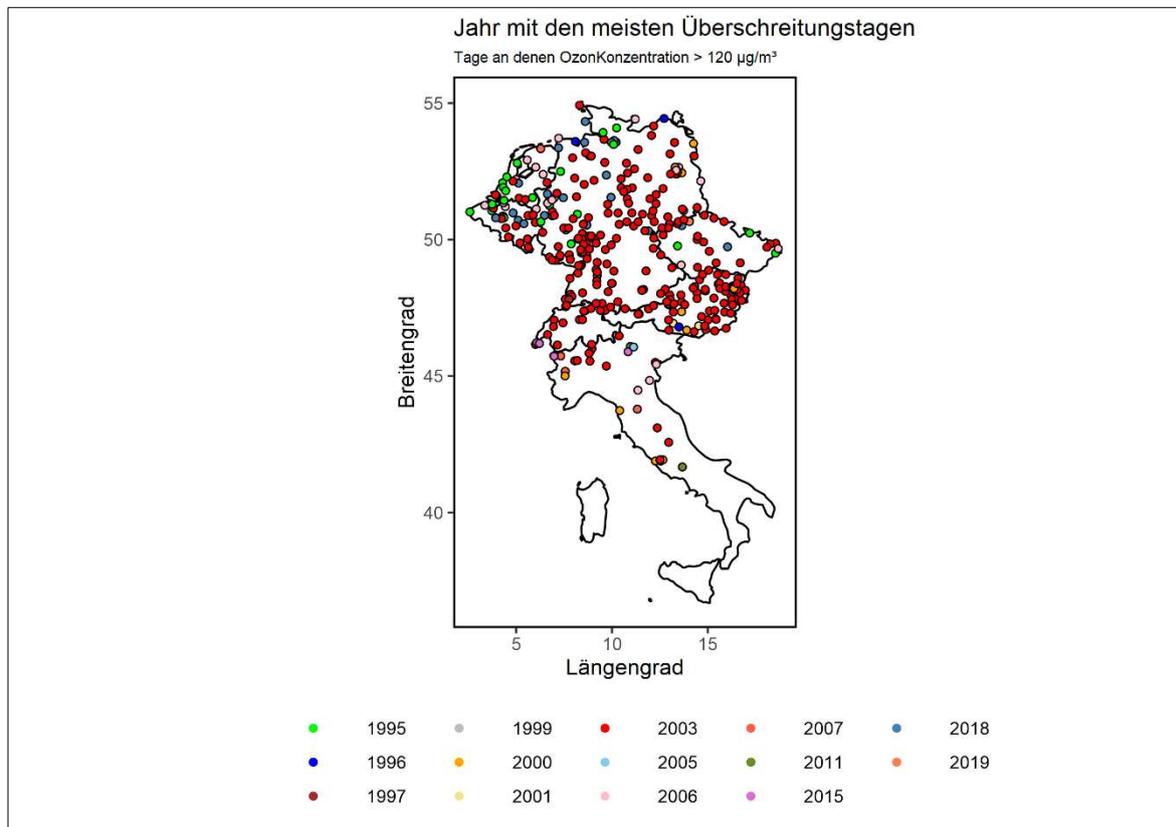


Abbildung 16: Übersicht über das Jahr mit den meisten Überschreitungstagen pro Station, mit dem häufigsten gesamthaft auftretenden Jahr in roter Farbe

Wie man in Abbildung 17 erkennen kann, ändert sich die Landschaft der Karte, wenn man die zweitmeisten Überschreitungstage pro Station betrachtet. Wie schon in Abbildung 15 zu erkennen ist, tritt hier eine deutliche Diversifizierung der Jahre, in denen die Stationen, die zweitmeisten Überschreitungstage haben, ein.

Es lassen sich auch kaum regionalen Muster erkennen, sodass man daraus keine allgemeinen Schlüsse ziehen kann.

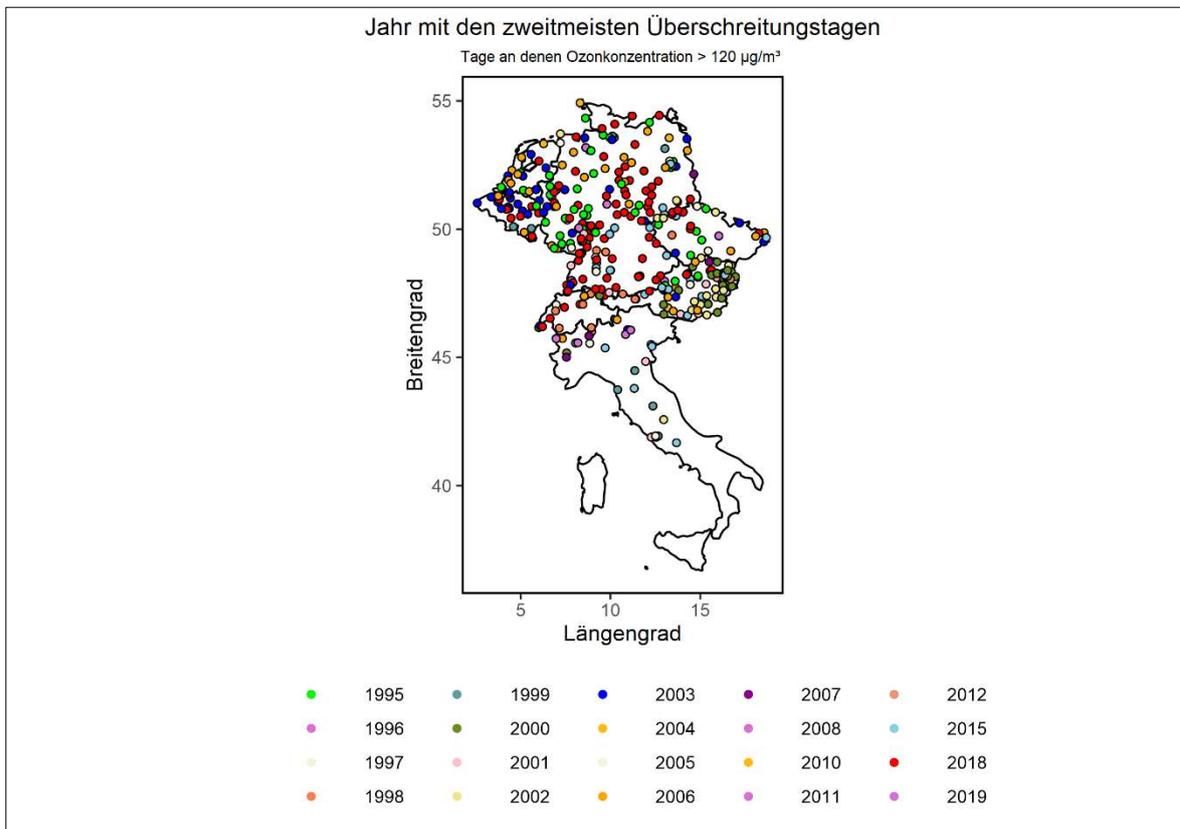


Abbildung 17: Übersicht über das Jahr mit den zweitmeisten Überschreitungstagen pro Station, mit dem häufigsten gesamthaft auftretenden Jahr in roter Farbe

In Abbildung 18 kann man die fortgesetzte Entwicklung von Abbildung 17 erkennen. Die Diversifizierung der Jahre ist hier noch weiter fortgeschritten, sodass deutlich mehr Jahre auf der Abbildung aufscheinen.

Zudem ist interessant, dass die drittmeisten Überschreitungstage die größte Anzahl an verschiedenen Jahren besetzen. So fanden die drittmeisten Überschreitungstage in 23 verschiedenen Jahren statt, während die zweitmeisten Überschreitungstage sich auf 20 Jahre verteilten und die meisten Überschreitungstage in nur 14 verschiedenen Jahren auftraten. Regionale oder gar lokale Effekte lassen sich in Abbildung 18 kaum erkennen, einzig in Belgien und den Niederlanden lässt sich eine leichte Häufung der Jahre 2003 und 2006 feststellen.

Trotz der Erkenntnis aus Abbildung 15, dass die Jahre nach 2006 nur noch sehr schwach vertreten sind, so finden sich doch fast alle folgenden Jahre in den Grafiken wieder. Auch wenn dies nur für jeweils einige Stationen zutrifft, so hatten diese dann doch in jenen Jahren ihre höchsten, bzw. zweit- oder dritthöchsten Maxima an Überschreitungstagen zu verzeichnen.

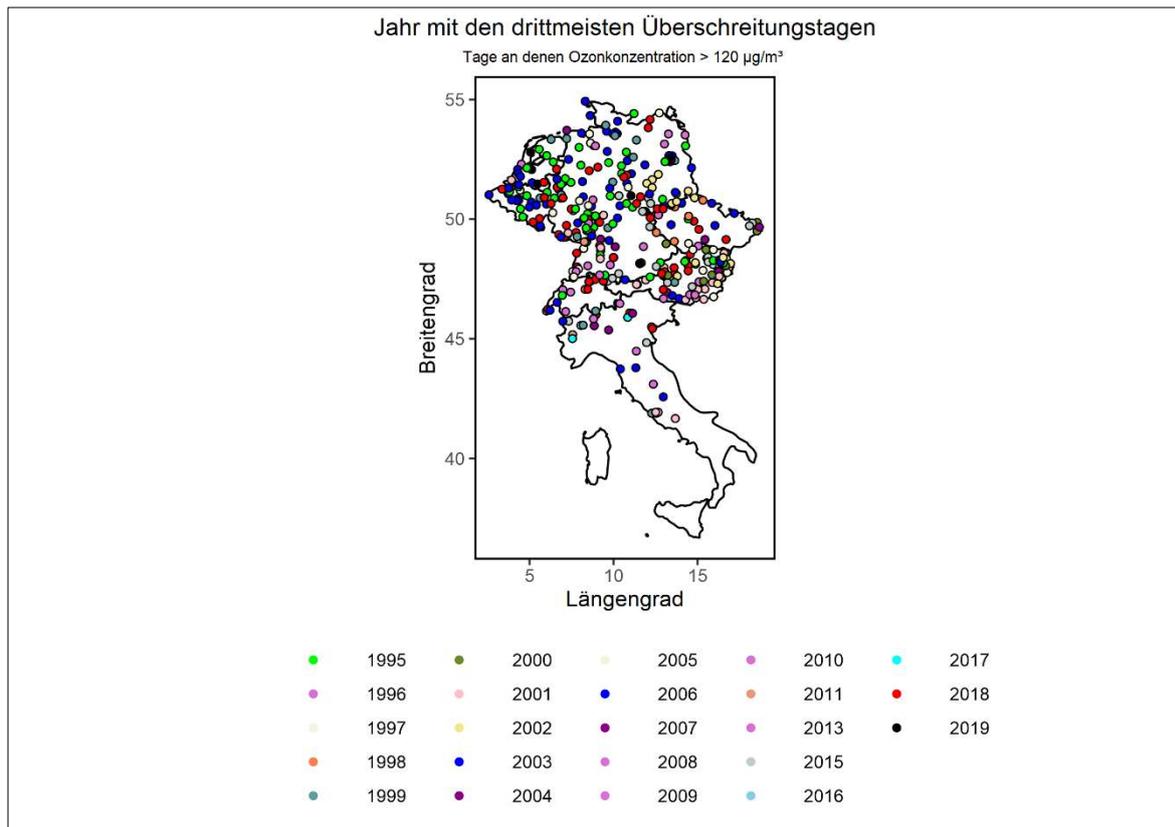


Abbildung 18: Übersicht über das Jahr mit den drittmeisten Überschreitungstagen pro Station, mit dem häufigsten gesamthaft auftretenden Jahr in roter Farbe

4.1.4 Betrachtung der O₃-Entwicklung der einzelnen Stationstypen in ausgewählten Ländern

Eine weitere Analyse schlüsselte die Stationen nach Stationstypen auf, und zwar in die Typen Rural, Rural Background, Suburban und Urban.

Wie in Abbildung 19 für Österreich zu sehen ist, befinden sich die Durchschnittswerte der einzelnen Stationstypen zwischen den Maximal und Minimalwerten, was auch so zu erwarten ist. Interessanter ist hier die Reihung der Stationstypen, weist doch die höchsten Durchschnittswerte der Stationstypen „rural_background“ auf, gefolgt von „rural“, „suburban“ und „urban“. Diese Reihenfolge entspricht auch den Erwartungen, da im ländlichen Raum optimale Bedingungen für die Bildung von O₃ vorherrschen, während es im städtischen Gebiet oft an NMVOC mangelt, um für optimale Bedingungen für die O₃ Entstehung zu sorgen, wie schon in Kapitel 2.2 beschrieben.

Ebenfalls sehr gut zu erkennen sind die Spitzen im Zeitverlauf, diese decken sich mit den Beobachtungen aus Kapitel 4.1.3, in welchen man gesehen hat, welche Jahre herausstechen.

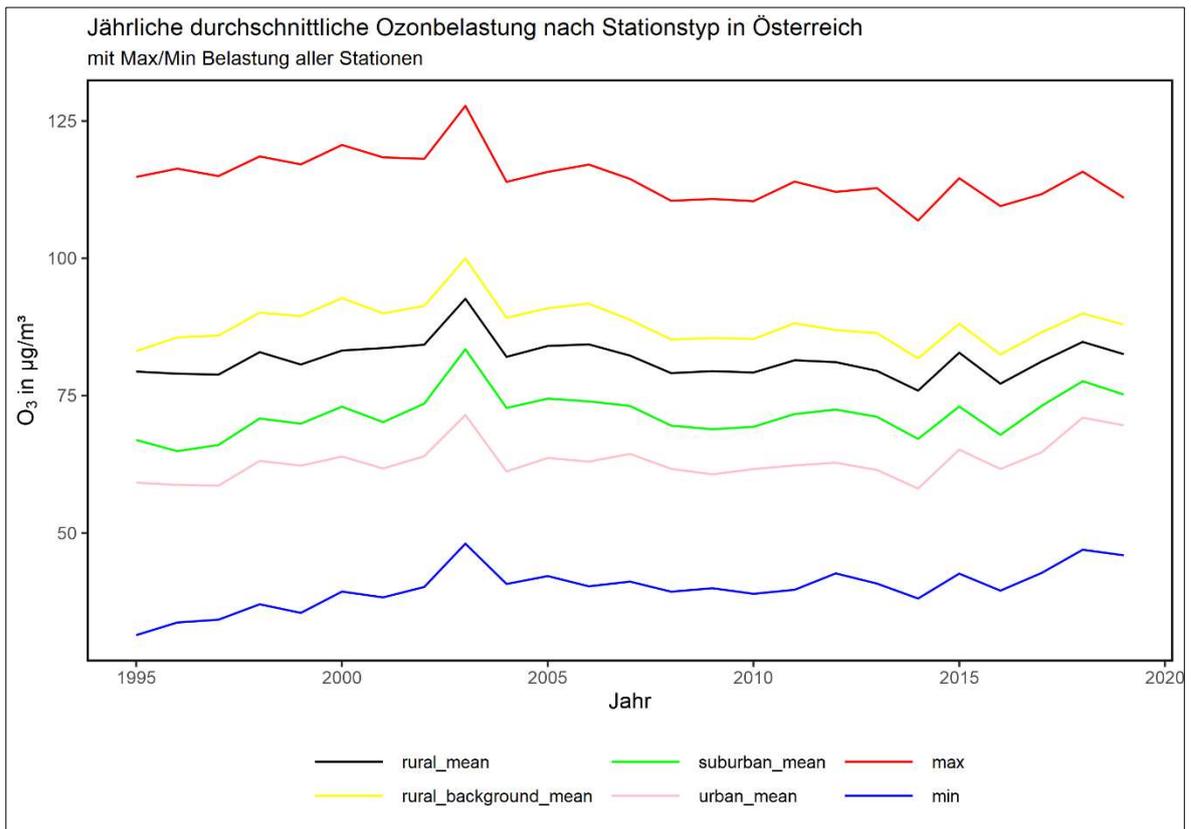


Abbildung 19: Jährliche durchschnittliche Ozonbelastung nach Stationstyp in Österreich

Genau diese Jahre erkennt man jetzt auch in den Spitzen der durchschnittlichen O₃-Belastung wieder. Dies trifft auch auf andere Länder wie beispielsweise Deutschland, dargestellt in Abbildung 20, zu.

In Abbildung 21, welche die Entwicklung der durchschnittlichen O₃-Belastung in der Tschechischen Republik zeigt, sieht man einen wesentlich dynamischeren Verlauf in den Kurven als in Abbildung 19 und Abbildung 20. Eine mögliche Erklärung für diesen Verlauf könnte die geringe Anzahl an Stationen sein, die sich auf die verschiedenen Stationstypen verteilen und somit die Schwankungen auslösen. So erkennt man, dass es vor allem im „rural_background“ im Jahr 2006 einen Peak gibt, der sich in den anderen Stationstypen in der Form nicht wiederfindet, der aber für den Maximalwert deutliche Auswirkungen hatte.

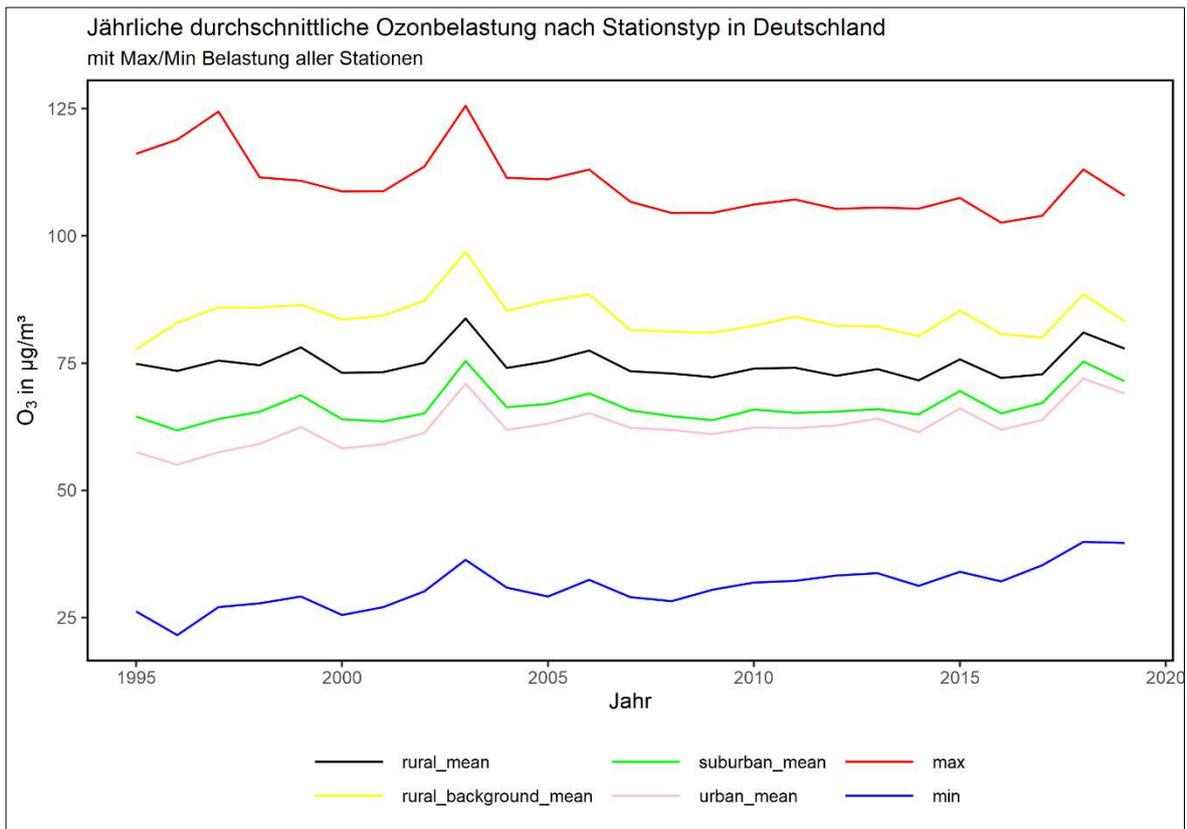


Abbildung 20: Jährliche durchschnittliche Ozonbelastung nach Stationstyp in Deutschland

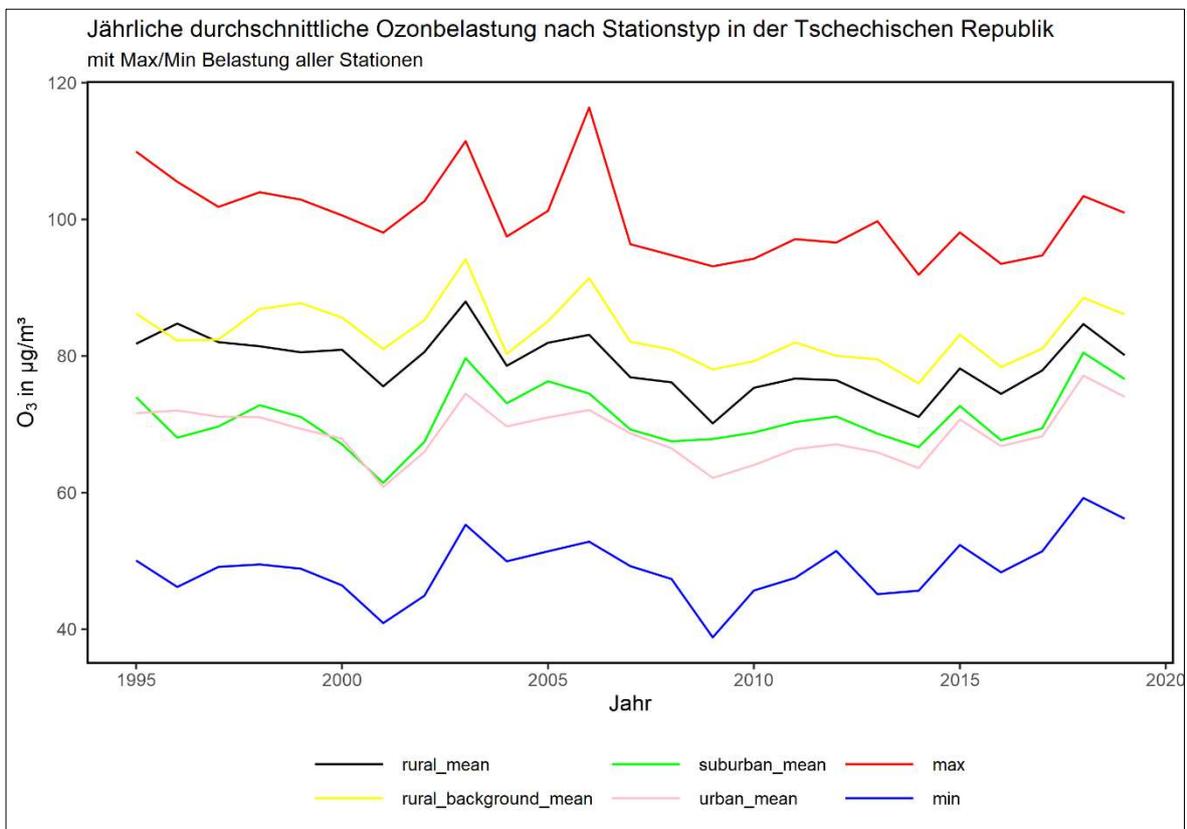


Abbildung 21: Jährliche durchschnittliche Ozonbelastung nach Stationstyp in der Tschechischen Republik

4.1.5 93.2er Quantil der durchschnittlichen Ozonbelastung pro Station

Die Analyse der 93.2er Quantile für Ozon der einzelnen Stationen ergab, dass insbesondere von Periode 1 auf Periode 2 ein Rückgang hinsichtlich des Medians und des Mittelwertes stattgefunden hat, wie in Tabelle 19 zu sehen ist. Ebenfalls ein deutlicher Rückgang kann bei den Maximalwerten festgestellt werden, diese sanken um fast 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Zeitraum von P1 auf P3.

Eine Entwicklung, die schon in anderen Analysen dieser Arbeit aufgefallen ist, lässt sich auch in dieser Analyse nachvollziehen. Die Entwicklung von P2 auf P3 ist sehr konstant, die Werte verändern sich nur noch marginal in Richtung leichter Zu- bzw. Abnahme. So gibt es leichte Entwicklungen bei den Minimal und Maximalwerten, die Mittelwerte und Medianwerte sind demgegenüber nahezu gleichbleibend.

Tabelle 19: Statistische Werte der 93.2er Quantile von O_3 der einzelnen Stationen in den Betrachtungszeiträumen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Wert	P1	P2	P3
Minimum	84,1	84,6	86,9
Median	122,9	117,3	117,2
Mittelwert	124,1	117,5	117,2
Maximum	184,3	159,5	157,1

In Abbildung 22 lässt sich diese Entwicklung grafisch nachvollziehen. Gab es in P1, Abb. 22a), noch über den ganzen Untersuchungsraum Stationen deren 93.2er Quantil die $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ überschritten hat, so waren dies in P2, Abbildung 22b), und P3, Abbildung 22c), immer weniger Stationen. Regionale Schwerpunkte bilden in Abbildung 22b) und c) vor allem Stationen entlang des Rheins in Deutschland, am Bodensee, im Nordosten Österreichs und in der Poebene in Italien. Eine Region, die schon in P1 frei von Überschreitungen war, ist der nördliche und nordwestliche Raum des Untersuchungsgebiets.

93.2er Quantil der einzelnen Stationen über den Betrachtungszeitraum

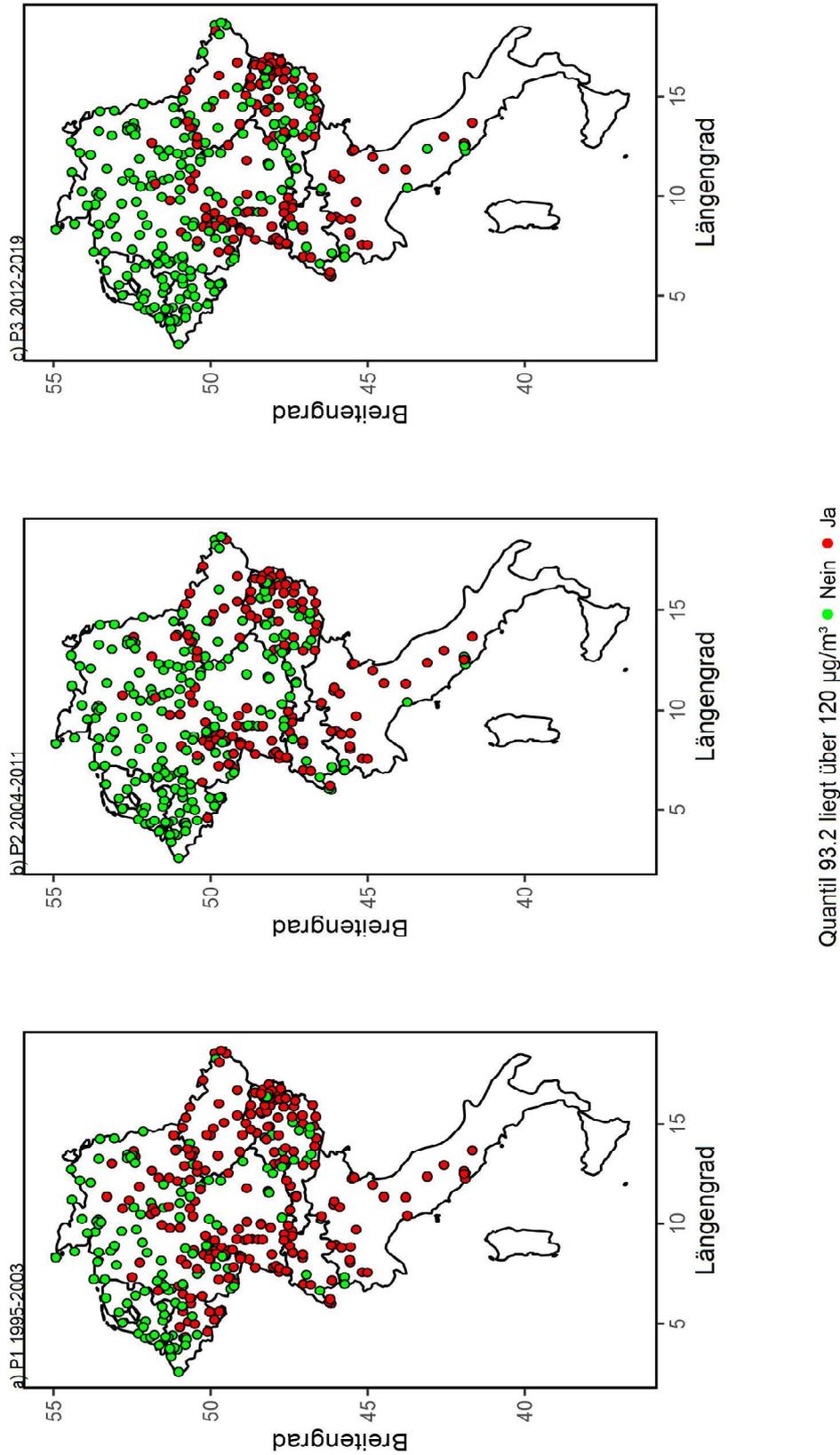


Abbildung 22: 93.2er Quantil der durchschnittlichen Ozonbelastung $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pro Station in den unterschiedlichen Betrachtungszeiträumen a) P1, b) P2 und c) P3

4.1.6 Durchschnittliche O₃-Konzentration über den Betrachtungszeitraum

Auch in der Analyse der durchschnittlichen O₃-Konzentrationen je Station zeigte sich eine Abnahme der Maximalwerte um fast 20 µg/m³, wie in Tabelle 20 zu sehen ist. Dieser Abnahme der Maximalwerte steht eine Zunahme der Minimalwerte um 10 µg/m³ gegenüber. Man kann daraus den Schluss ziehen, dass das Grundrauschen bzw. die Grundbelastung durch O₃ im Untersuchungszeitraum gestiegen ist, es jedoch durch regulatorische Maßnahmen gelang die maximalen Belastungswerte zu drücken. Gleichzeitig ist auffällig, dass sich Median und Mittelwert über den gesamten Betrachtungszeitraum nur marginal verändert haben.

Tabelle 20: Statistische Werte der durchschnittlichen O₃-Konzentration über den Betrachtungszeitraum pro Station

	P1	P2	P3
Minimum	40,0	44,9	50,1
Median	68,3	68,9	70
Mittelwert	70,5	70,2	71,5
Maximum	126,9	108,6	107,6

Diese marginale Veränderung zeigt sich auch in Abbildung 23, in welcher nur ganz geringfügige Änderungen erkennbar sind. Am auffälligsten ist dabei noch die Station IT0989A Leonessa, gelegen nordöstlich von Rom. Dort kann man eine deutliche Verringerung der durchschnittlichen O₃-Konzentration im Verlauf des Beobachtungszeitraums erkennen. In P1, Abb. 23a), liegt diese Station noch deutlich über 125 DJÜ, während sie in P2, Abb. 23b), bereits unter 125 gesunken ist und in P3, Abb. 23c), bewegt sie sich im Bereich von 100 DJÜ.

Generell lässt sich sagen, dass der nördliche Raum unseres Beobachtungsgebietes niedrigere O₃-Durchschnittswerte aufweist, während im mittleren Gebiet höhere Konzentrationen vorliegen. Hierbei vor allem in der Schweiz, Österreich und in Norditalien.

O₃ Durchschnittsbelastung in µg/m³

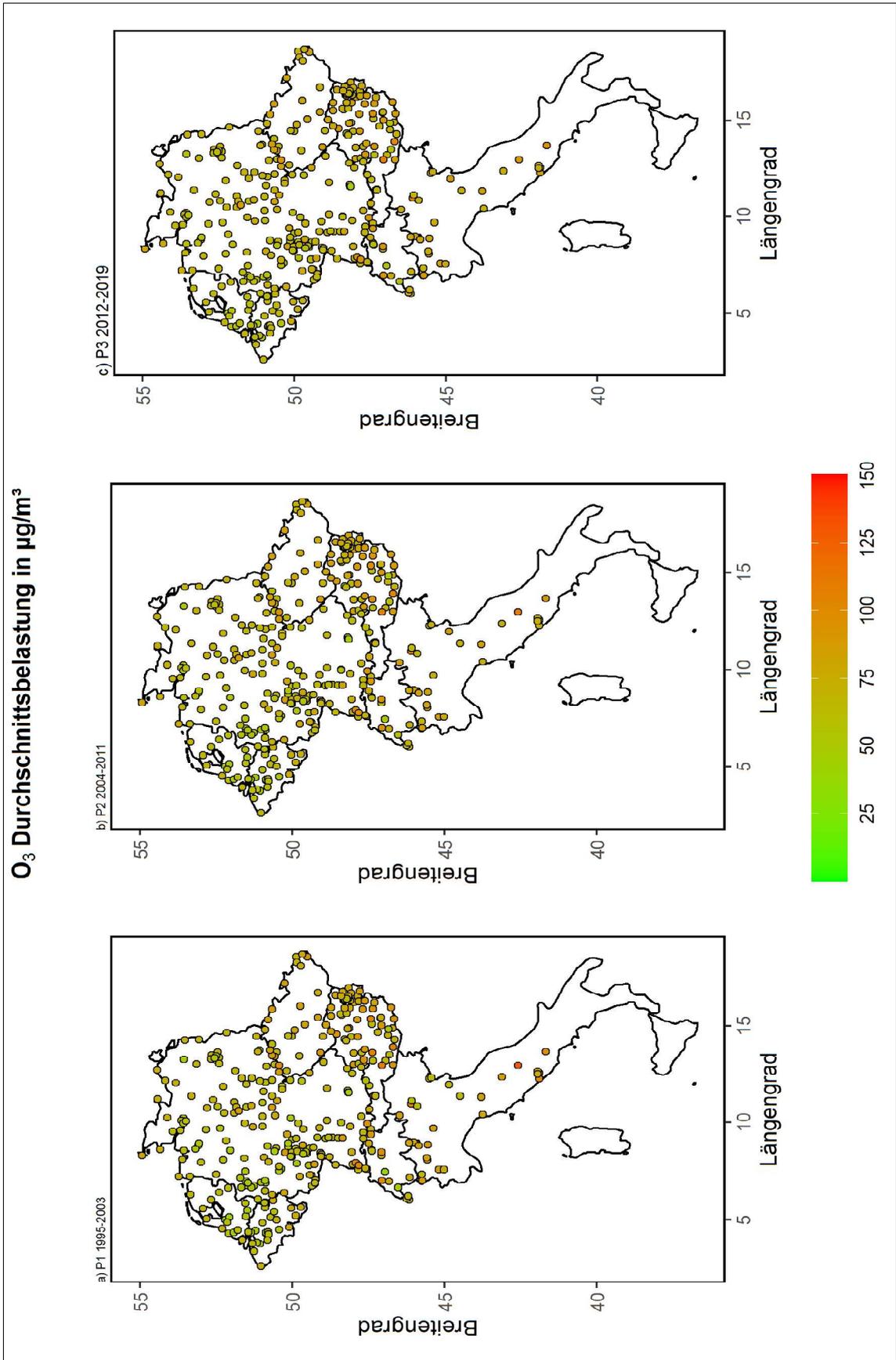


Abbildung 23: Durchschnittliche O₃-Konzentration je Station in µg/m³ im Betrachtungszeitraum a) P1, b) P2 und c) P3

4.2. Ergebnisse der Datenanalyse zu Stickstoffdioxid (NO₂)

4.2.1 Durchschnittliche NO₂-Belastung nach EU AQG

Die Auswertung der durchschnittlichen NO₂-Belastung zeigt auf, dass sich die Belastung über die drei Perioden, die in dieser Arbeit betrachtet werden, deutlich verringert hat. Dies erkennt man zum einen an den Werten in Tabelle 21, als auch an den Karten in Abbildung 24, bei denen eine deutliche Abnahme der Stationen die über dem Grenzwert von 40 µg/m³ zu liegen kommen, zu erkennen ist.

Besonders deutlich ist dies an den Median, Mittelwert und Maximal-Werten in Tabelle 21 zu erkennen. Der Median der NO₂-Konzentration nahm im zeitlichen Verlauf, von Periode 1 auf Periode 3, um ca. 7 µg/m³ ab, dies entspricht einer Verringerung um ca. 25%. Der Mittelwert nahm auch in ungefähr dem gleichen Ausmaß ab, und zwar um ca. 24%. Etwas weniger deutlich war der Rückgang der durchschnittlichen NO₂-Konzentration bei den Maximalwerten, hier betrug der Rückgang ca. 13 µg/m³, was einer Verringerung von ca. 17% entspricht.

Tabelle 21: Statistische Werte durchschnittlichen NO₂-Konzentration über den Betrachtungszeitraum pro Station µg/m³

	P1	P2	P3
Minimum	3,4	3,2	2,3
Median	28,2	24,7	21,1
Mittelwert	29,4	26,8	22,5
Maximum	79,4	78,6	66,1

Die Anzahl der Stationen, die über dem Grenzwert an NO₂ liegen, nahm über den Verlauf des Betrachtungszeitraums dieser Arbeit deutlich ab. So zeigt sich in Tabelle 22 ein Rückgang von fast 60% von Periode 1 auf Periode 3. Auch in absoluten Zahlen ist dies beeindruckend, so sank die Anzahl von 77 auf 32 Stationen, welche über dem Grenzwert lagen.

Bei der Betrachtung von Abbildung 24 fällt auf, dass vor allem im norditalienischen Raum, im Nordwesten Österreichs und im Süden/Südwesten Deutschlands Stationen zu finden sind, die in Period 1 über dem Grenzwert liegen.

Tabelle 22: Anzahl der Stationen deren durchschnittliche NO₂-Konzentration in der jeweiligen Periode über dem Grenzwert von 40 µg/m³ lag

	P1	P2	P3
Anzahl Stationen	77	59	32

Die drei Stationen mit der höchsten durchschnittlichen NO₂-Belastung, in Periode 1 in Abb. 24a), liegen allesamt in Italien, dabei handelt es um Mailand mit der höchsten Belastung von 79,4 µg/m³, Turin und Rom. Die am höchsten belastete Station in Österreich befindet sich am Hietzinger Kai in Wien, mit 63,5 µg/m³, und in Deutschland ist es eine Station aus Stuttgart, mit 71,1 µg/m³, die die höchsten Werte aufweist. Gemein haben diese Stationen, dass sie sich alle in Großstädten befinden, die dementsprechend auch Verkehrsknotenpunkte sind, der wie in den vorangegangenen Kapiteln beschrieben zu einem Großteil zu den NO₂-Emissionen beiträgt.

In der zweiten Periode, Abb. 24b), sieht man immer noch eine recht ähnliche räumliche Verteilung der Stationen, die mit ihren durchschnittlichen NO₂-Belastungen den Grenzwert überschreiten. Mailand bleibt weiter der Spitzenreiter, mit 78,6 µg/m³, gefolgt von Turin. An dritter Stelle jedoch diesmal eine Station aus Deutschland, genauer vom Stachus in München, einer der dortigen Verkehrsknotenpunkte, welche eine durchschnittliche NO₂-Belastung von 74,5 µg/m³ aufweist. In Österreich ist es dieses Mal nicht die Station vom Hietzinger Kai in Wien, welche die höchsten Werte aufweist, sondern die Station in Vomp an der Inntalautobahn, die mit 68,1 µg/m³ durchschnittliche NO₂-Belastung nationaler Spitzenreiter ist.

In Abb. 24c), welches die dritte Periode darstellt, erkennt man eine deutliche Verringerung der NO₂-Belastungen. Jene Regionen die in Abb. 24a) und b) noch relativ viele Stationen über dem Grenzwert aufwiesen, zeigen nun eine deutlich geringere Belastungssituation. Was die Stationen mit den höchsten Belastungen betrifft zeigte sich jedoch keine große Veränderung im Vergleich zu Periode 2, so liegt nun Turin an der Spitze, mit 66,1 µg/m³, gefolgt von Mailand und Rom. Und dann folgen bereits je eine deutsche und österreichische Station mit den höchsten Werten, dies ist wieder die Station am Stachus in München, mit 57,2 µg/m³, sowie in Österreich unverändert die Station in Vomp an der Inntalautobahn mit 55,9 µg/m³. Man erkennt hier aber schon in der Betrachtung der Werte der einzelnen Stationen, dass die Belastungen, obwohl im Vergleich zu anderen Stationen noch hoch, deutlich zurückgegangen sind.

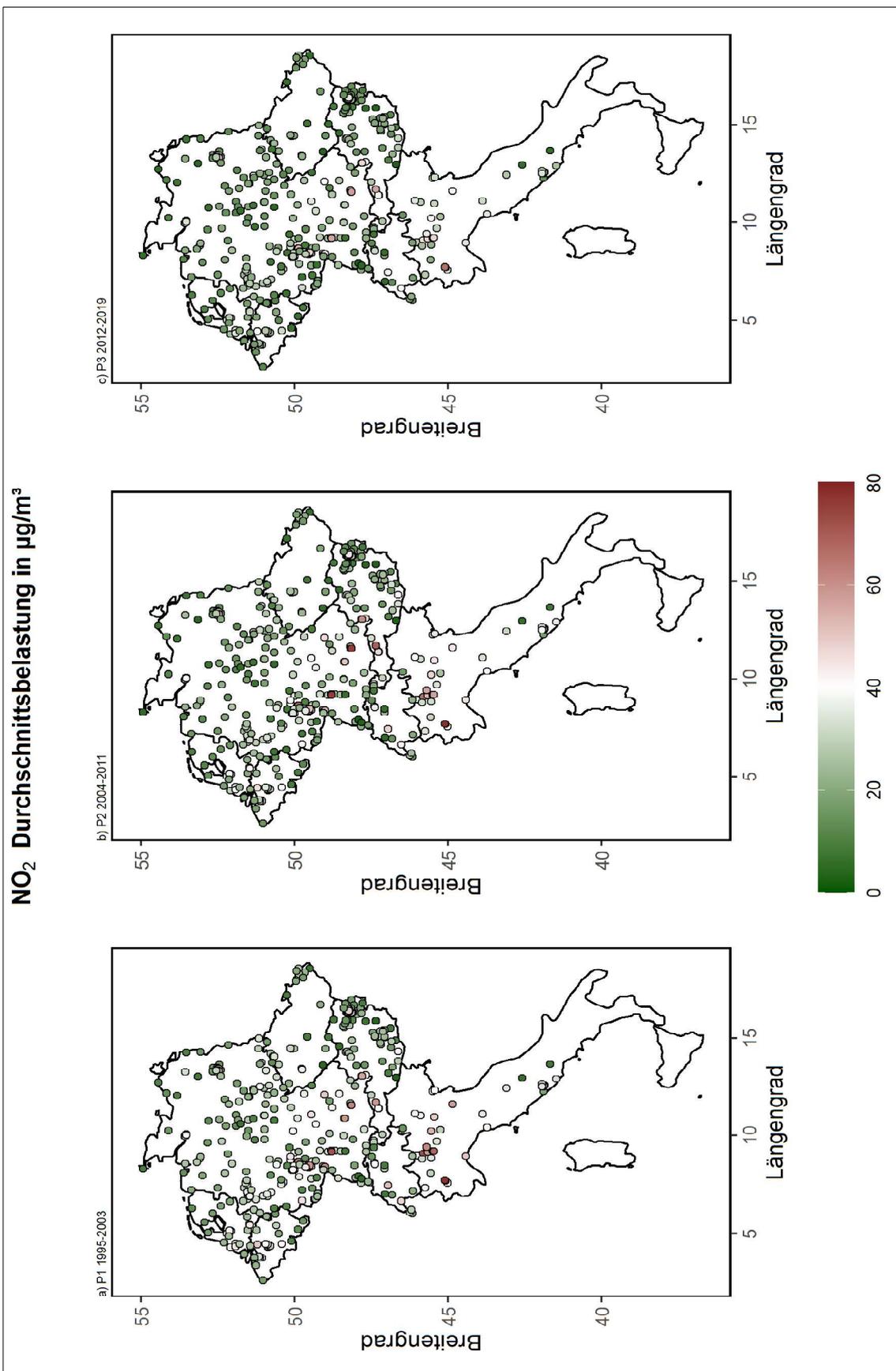


Abbildung 24: Durchschnittliche NO₂-Konzentration je Station in µg/m³ im Betrachtungszeitraum a) P1, b) P2 und c) P3

4.2.2 Verkehrsnahe und Hintergrundmessstellen NO₂

In Abbildung 25 kann man die Entwicklung der durchschnittlichen NO₂-Belastung aufgeteilt nach Stationstypen sehen. Dabei ist zu erkennen, dass die Belastung seit Beginn des Betrachtungszeitraums dieser Arbeit deutlich gesunken ist. Doch dies lässt sich nicht nur visuell erfassen, auch die Datenanalyse weist dies eindeutig nach.

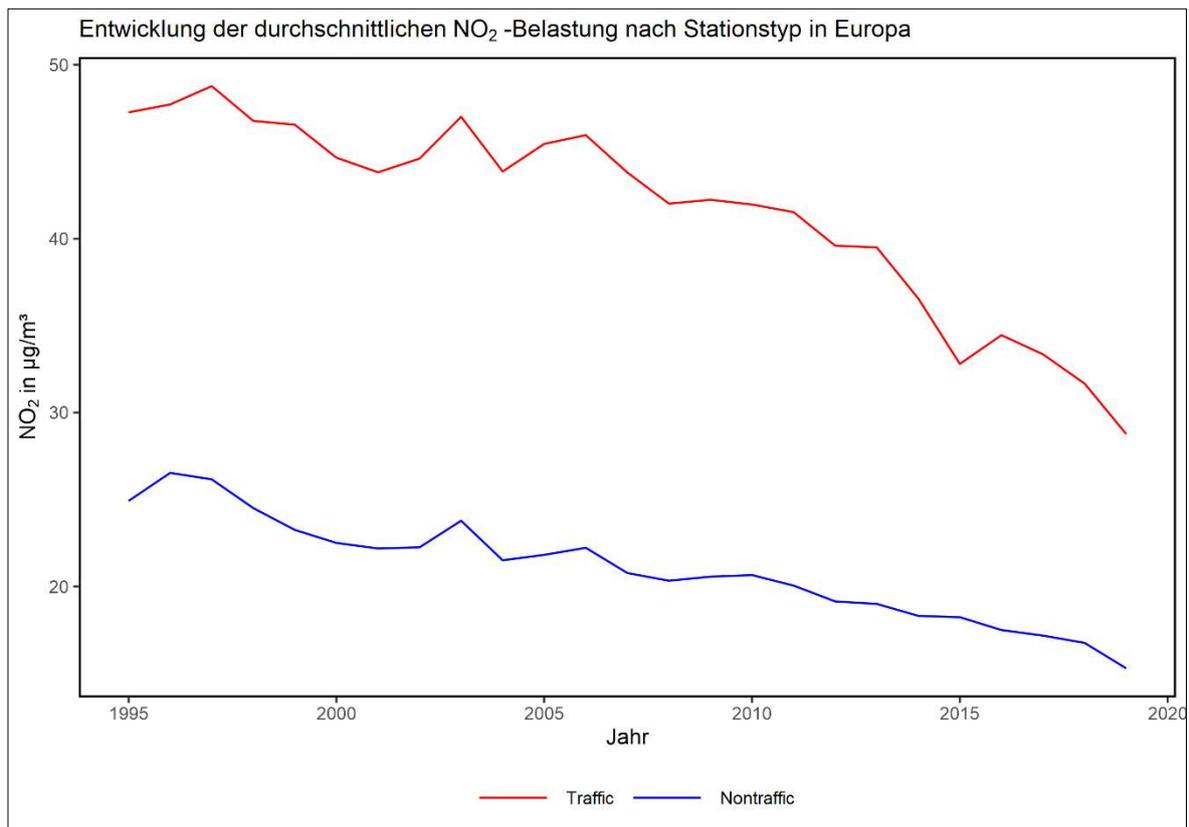


Abbildung 25: Entwicklung der durchschnittlichen NO₂-Belastung in µg/m³ nach Stationstyp in Europa

In Tabelle 23 erkennt man diese Entwicklung auch sehr gut an den durchschnittlichen NO₂-Belastungen je Stationstyp. Zu Beginn des Betrachtungszeitraums liegt die durchschnittliche NO₂-Belastung bei den Stationen, die dem Typ verkehrsnah zugeordnet sind, bei 47,3 µg/m³. Dieser Wert sinkt bis 2005 um rund 4% und liegt dann bei 45,4 µg/m³. Etwas deutlicher ist der Rückgang bei den Hintergrundmessstellen, hier liegt der Rückgang im gleichen Zeitraum bei rund 13%, was zu einer durchschnittlichen NO₂-Belastung von 21,8 µg/m³ führt. Diese Entwicklung kann man auch sehr gut in Abbildung 25 erkennen, so ist an der roten Kurve für die Verkehrsnahen-Stationen ein moderater Abwärtstrend zu erkennen. Im Gegensatz dazu kann man in der blauen Kurve für die Hintergrundmessstellen, schon einen sehr deutlichen Abwärtstrend erkennen.

Tabelle 23: Durchschnittliche NO₂-Belastung, in µg/m³, nach Stationstyp zu ausgewählten Zeitpunkten

Jahr und Stationstyp	1995	2000	2005	2010	2015	2019
Verkehrsnah	47,3	44,7	45,4	41,9	32,8	28,8
Hintergrundmessstelle	24,9	22,5	21,8	20,7	18,2	15,3

Ab 2005 erkennt man in Abbildung 25 dann einen deutlichen Abwärtstrend, was die durchschnittlichen NO₂-Belastungen angeht, sowohl bei den Verkehrsnahen-Stationen als auch bei den Hintergrundmessstellen.

Bei den Verkehrsnahen-Stationen geht die Belastung dabei um rund 37%, auf durchschnittlich 28,8 µg/m³ NO₂, zurück. Dies entspricht einem Rückgang um ca. 18 µg/m³, dieser steile Abwärtstrend lässt sich auch in Abbildung 25 sehr gut erkennen, dort gehen die Werte für die Verkehrsnahen-Stationen seit 2005 konstant nach unten. Der absolute Rückgang bei den Hintergrund-Stationen beträgt im Zeitraum 2005-2019 6,5 µg/m³, dies entspricht einer Reduktion um ca. 30%. Man sieht dies auch gut an der Kurve für Hintergrund-Stationen in Abbildung 25, die einen stetigen Abwärtstrend aufweist und trotz dessen, dass sie auf einem niedrigen Ausgangsniveau begonnen hat, weiter sinkt.

4.3 Zusammenhang zwischen NO₂ und O₃

4.3.1 Vergleich der durchschnittlichen O₃-und NO₂-Belastung in Europa über alle Stationstypen

Bei der vergleichenden Betrachtung des Verlaufs der durchschnittlichen O₃-bzw. NO₂-Belastung in Abbildung 26, sieht man zwei sehr unterschiedliche Kurvenverläufe. Zum einen den Verlauf der durchschnittlichen O₃-Belastung, welche auf relativ gleichbleibendem Niveau verläuft, dabei aber auch immer wieder Ausschläge in hohe Belastungsspitzen aufweist und gerade auch zum Ende des Betrachtungszeitraums eine steigende Tendenz aufzeigt.

Im Gegensatz dazu der Verlauf der durchschnittlichen NO₂-Belastung. Hier ist ein deutlicher, stetiger Abwärtstrend erkennbar. Lagen die beiden Kurven am Beginn des Betrachtungszeitraums nah beieinander, so wuchs dieser Abstand über den Betrachtungszeitraum. Dies ist sowohl in Abbildung 26 als auch in Tabelle 24 gut ersichtlich.

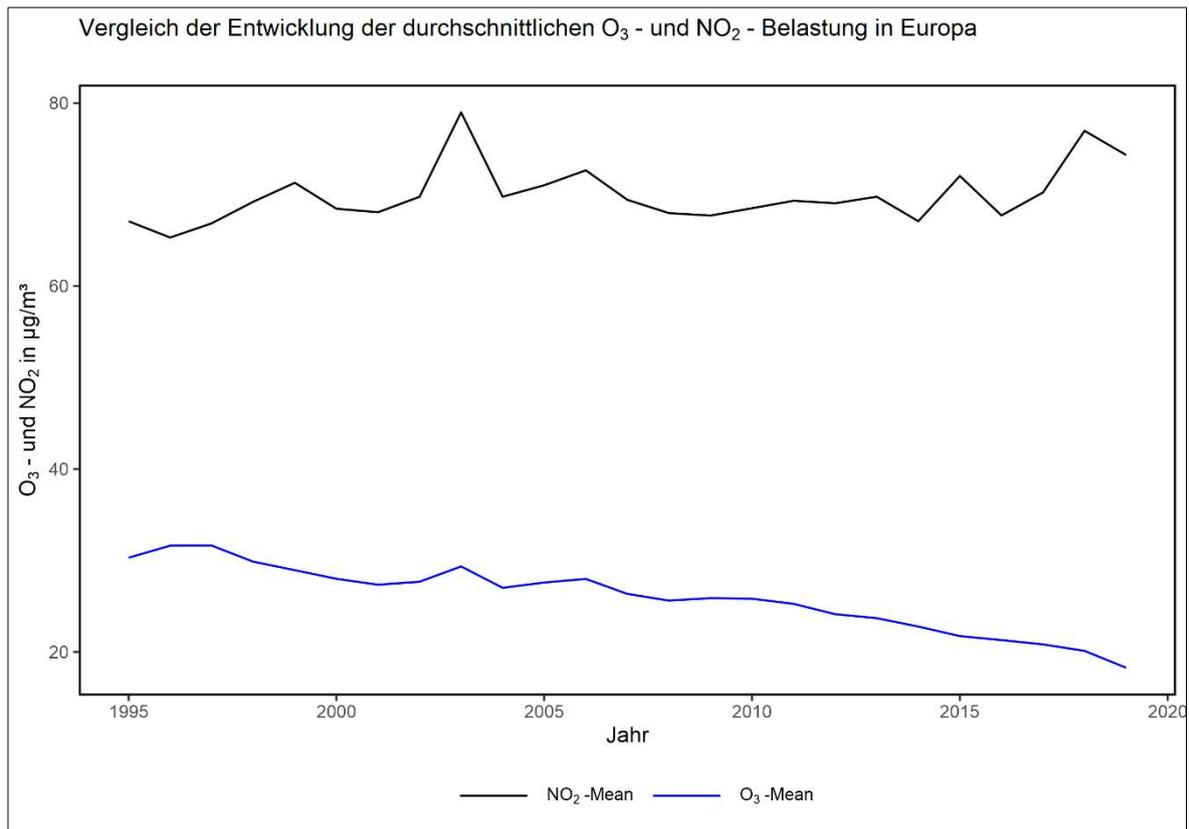


Abbildung 26: Vergleich der durchschnittlichen O₃- und NO₂-Belastung, in µg/m³, in Europa über den Betrachtungszeitraum

Die Ausreißer in der O₃-Kurve treten genau in jenen Jahren auf, in denen es in den hier analysierten Ländern Hitzewellen gab. Dies betrifft die Jahre 2003, 2015, 2018 und 2019. Besonders herausstechen dabei 2003 mit einer durchschnittlichen O₃-Belastung von 78,9 µg/m³ und 2018 mit einer durchschnittlichen O₃-Belastung 76,9 µg/m³.

Die Trends aus den beiden Kurven lassen sich auch in Zahlen ausdrücken. Entsprechend der durchschnittlichen NO₂-Belastung im Jahr 1995 noch 45,2% des Wertes der O₃-Belastung, so sinkt dieser Anteil bis 2019 auf 24,6%. Bei NO₂ fand eine Reduzierung von 1995 auf 2019 um rund 12 µg/m³ statt, während O₃ stetig stieg, bis 2019 um rund 7 µg/m³ ausgehend vom Wert des Jahres 1995. Man sieht also, dass was man in der Abbildung 26 grafisch gesehen hat auch eindeutig in den Zahlen von Tabelle 24.

Tabelle 24: Durchschnittliche O₃- und NO₂-Belastung, in µg/m³, über den Betrachtungszeitraum

Jahr und Schadstoff	1995	2000	2005	2010	2015	2019
O ₃	67,1	68,5	71,0	68,5	72,1	74,3
NO ₂	30,3	27,9	27,6	25,8	21,7	18,3

4.3.2 Entwicklung der NO₂- und O₃-Belastung für die Stationstypen Urban und Rural über den Betrachtungszeitraum

In folgendem Kapitel werden für die Stationstypen Rural und Urban im Fließtext die deutschen Begriffe „ländlich“ und „städtisch“ verwendet.

Nach der Betrachtung der Entwicklung der O₃- und NO₂-Belastungen über alle Stationstypen, folgt nun ein detaillierterer Blick auf die Stationstypen Rural (ländlich) und Urban (städtisch). Anzumerken ist hierbei, dass in die folgenden Analysen nur Stationen einfließen an denen sowohl NO₂ als auch O₃ gemessen werden.

Für den Stationstyp Urban sieht man sowohl in der Entwicklung der durchschnittlichen, Abbildung 27, als auch in der Entwicklung der maximal gemessenen Werte, Abbildung 28, eine Entwicklung, die aus den vorherigen Kapiteln zu erwarten war.

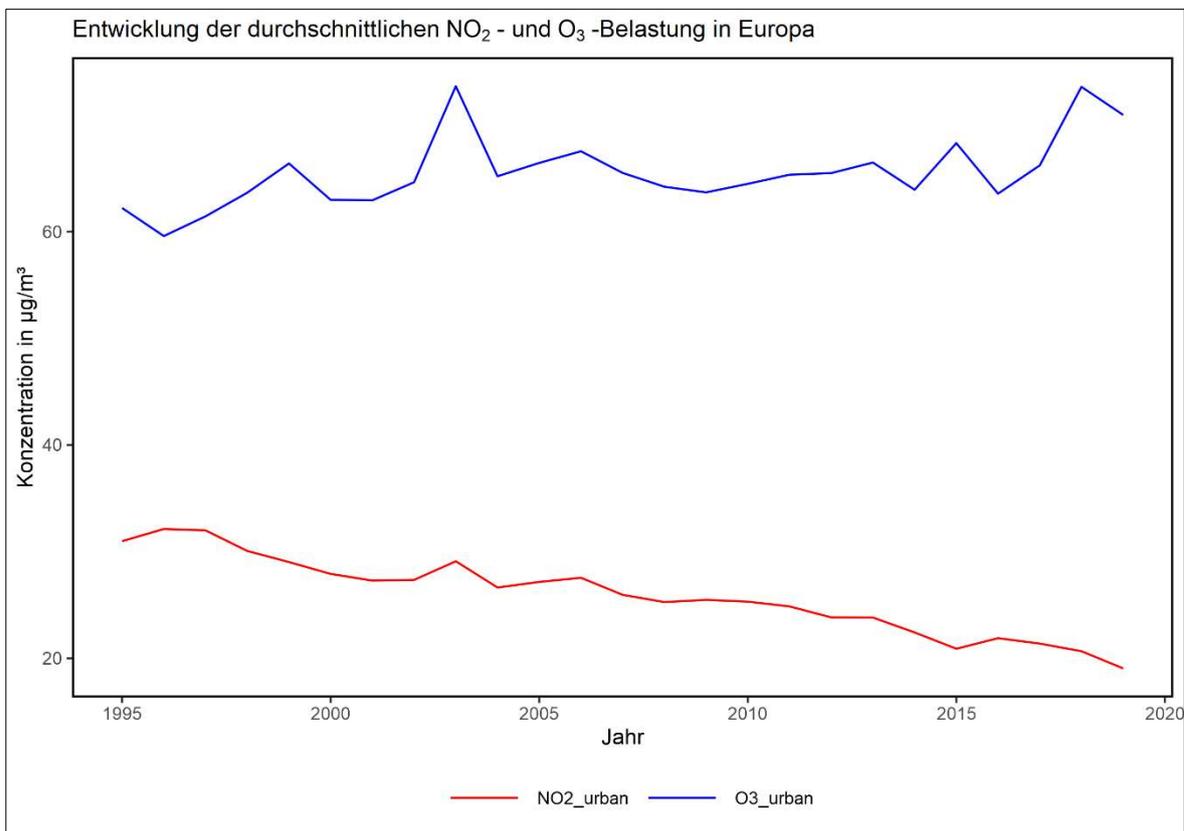


Abbildung 27: Durchschnittliche NO₂- und O₃-Belastung in Europa im Stationstyp Urban

Man erkennt in Abbildung 27, dass gerade die durchschnittliche NO₂-Belastung im Zeitverlauf deutlich zurück ging. Bemerkenswert dabei ist, dass der Rückgang von 1995 bis 2005 nur rund 3 µg/m³ beträgt, von 30,9 µg/m³ im Jahr 1995 auf 27,2 µg/m³ im Jahr 2005. Dafür ist der Rückgang von 2005 bis 2019 umso deutlicher, die durchschnittliche Belastung sinkt in dieser Zeit von 27,2 µg/m³ auf 19 µg/m³, was einem Rückgang von 8 µg/m³ entspricht. Diese Zahlen ähneln sehr stark

jenen aus Tabelle 24. Im Boxplot in Abbildung 29 und in Abbildung 28 erkennt man aber auch, dass es viele Ausreißer in den einzelnen Jahren gegeben hat, besonders auffällig ist dabei das Jahr 1997. In diesem Jahr gab es in den Tagen vom 15.01-19.01.1997 die höchsten durchschnittlichen NO₂-Werte im vorliegenden Datensatz. Den Höhepunkt dabei bilden der 17.01 mit einer durchschnittlichen NO₂-Belastung von 99,1 µg/m³ und der 18.01 mit 98,7 µg/m³.

Dieser Wert lässt sich auch an einer Station exemplarisch feststellen, so ist die Station DEHE005 in Frankfurt-Hoechst, eine verkehrsnahe Station, mit einer gemessenen NO₂-Belastung von 364,6 µg/m³. Warum es zu diesem Rekordwert kam, ließ sich leider im Zuge der Recherchen im Rahmen dieser Arbeit nicht herausfinden.

Diese Beobachtung gilt auch für die durchschnittlichen O₃-Werte. Wurde hier 1995 noch ein Wert von 62,2 µg/m³ gemessen, so stieg dieser bis 2005 auf 66,4 µg/m³ und bis 2019 auf 70,9 µg/m³. Dies ist eine Steigerung um 13,9% und in absoluten Zahlen um 8,7 µg/m³. Diese Entwicklung lässt sich sehr gut am Verlauf der O_{3_urban} Kurve in Abbildung 27 ablesen.

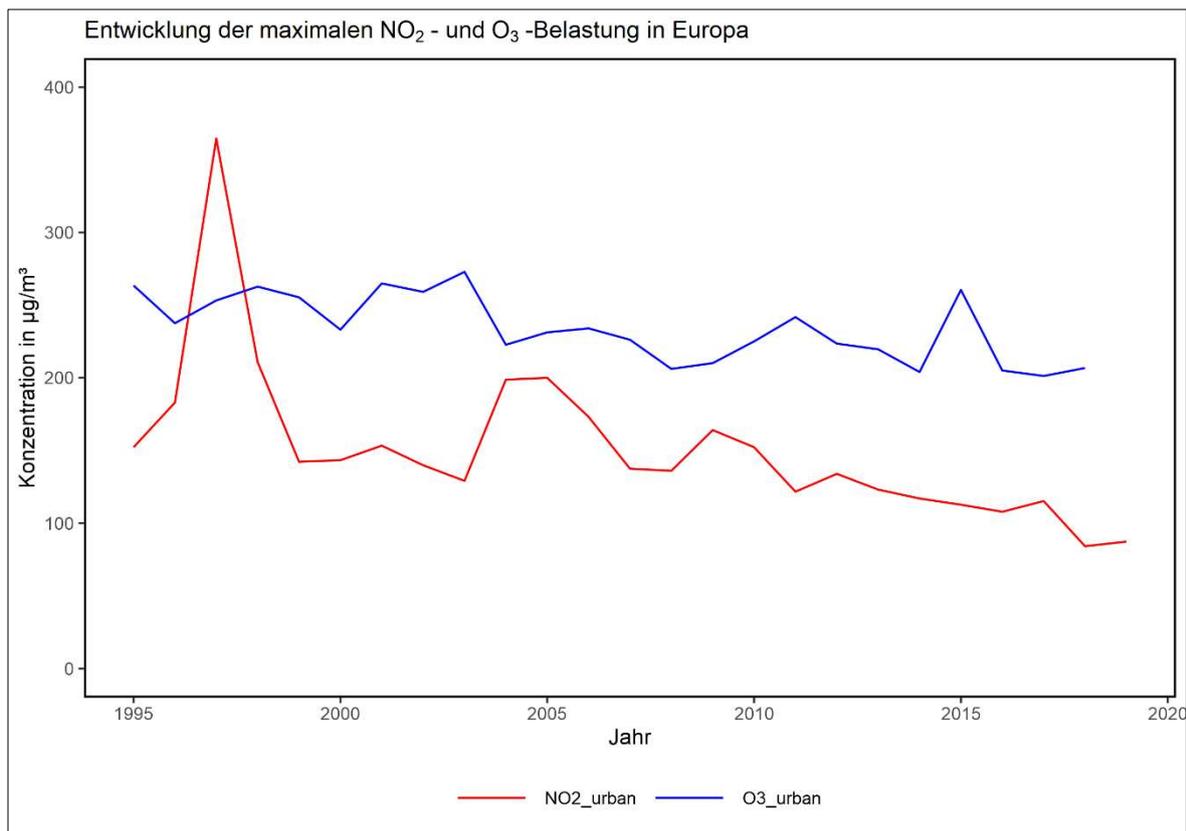


Abbildung 28: Maximale NO₂- und O₃-Belastung im Stationstyp Urban über den Betrachtungszeitraum

Wie auch bei den durchschnittlichen NO₂ und O₃ Belastungen, so ist auch bei den maximalen Werten der Urbanen Stationen in Abbildung 28 ein Rückgang bei NO₂ erkennbar und ein relativ konstantes Niveau bei den O₃-Belastungen. So sanken die maximalen NO₂-Werte von 152,3 µg/m³ im Jahr 1995 auf 87,3 µg/m³ im Jahr 2019. Dies entspricht einem Rückgang von 42,8%. Die gemessene maximale O₃-Belastung entwickelte sich im gleichen Zeitraum hingegen von 263,5 µg/m³ im Jahr 1995 auf

254,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahr 2019. Dies entspricht einem leichten Rückgang um 3,5%. Dazu muss aber gesagt werden, dass der Wert für das Jahr 2019, 254,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, nur den dritthöchsten Wert dieses Jahres widerspiegelt. Die beiden höchsten Werte sind in der Station Meyrin-Vaudagne bei Genf in der Schweiz gemessen wurden. So wurden dort am 31.03.2019 und am 01.04.2019 O_3 -Werte von 1989 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und 2866,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Datensatz verzeichnet. Diese Werte erscheinen jedoch fehlerbehaftet und unrealistisch und es konnte keine schlüssige Erklärung für derart hohe Werte im Rahmen dieser Arbeit gefunden werden. Aus diesem Grund wurde der Datenpunkt für 2019 in der Abbildung 28 aus grafischen Gründen entfernt.

Würde man die Datenreihe nur bis 2018 betrachten, welches einen Maximalwert von 206,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ aufwies, so käme man auf eine Reduktion der gemessenen Maximalen O_3 -Belastung von 21,6%.

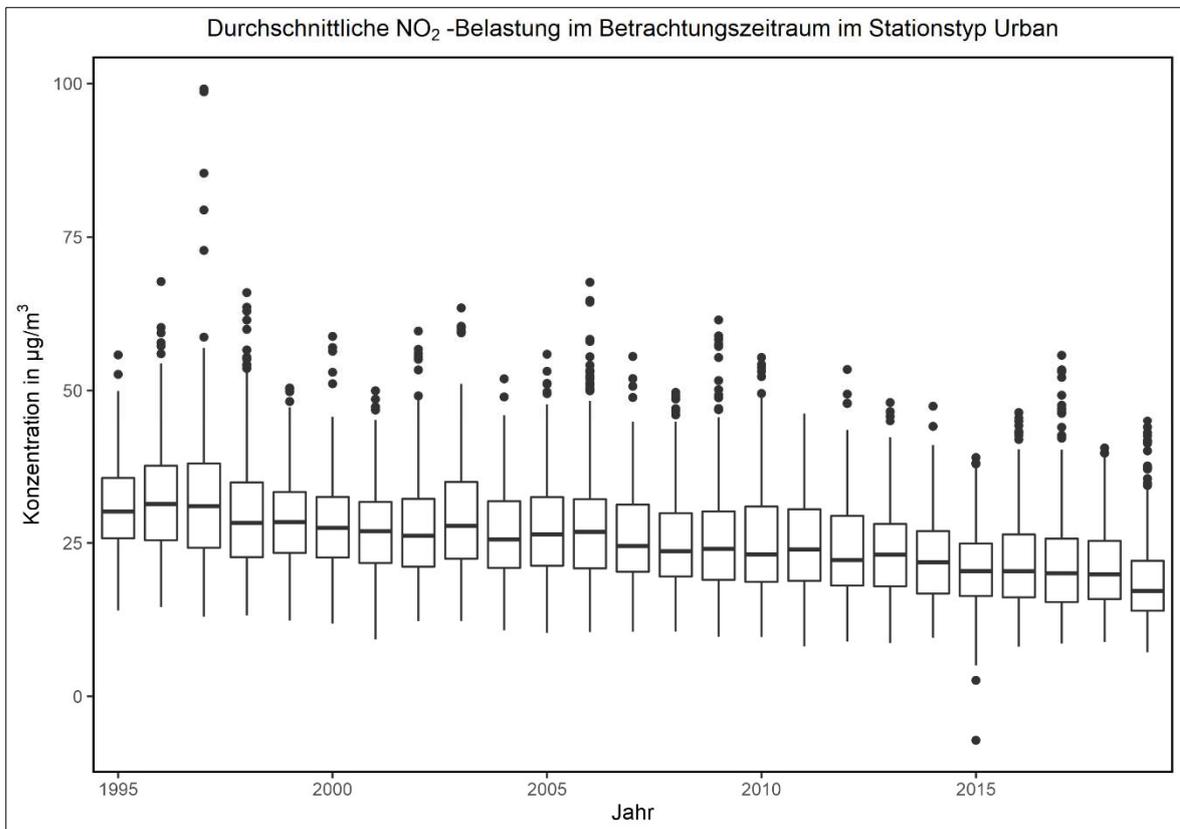


Abbildung 29: Durchschnittliche NO_2 -Belastung im Betrachtungszeitraum im Stationstyp Urban

Man sieht anhand dieser Ergebnisse, dass man in Urbanen Räumen einen deutlichen Rückgang an NO_2 -Konzentrationen verzeichnete, während jedoch gleichzeitig die gemessenen maximalen O_3 -Werte leicht steigen. Somit muss es ein Substitut geben, welches in dieses Regime eingebrochen ist und für die steigenden O_3 -Werte sorgt. Die zur Bildung von O_3 notwendigen VOC kommen hauptsächlich im ländlichen Raum vor und dahin strömt in der Nacht auch das in den urbanen Räumen tagsüber ausgestoßene NO_x .

Bei Betrachtung der durchschnittlichen NO₂- und O₃-Belastungen im ländlichen Raum fällt als erstes auf, dass die beiden Kurven für O₃ und NO₂ in Abbildung 30 auf deutlich anderen Niveaus beginnen als in Abbildung 27. Damit bestätigt sich die Aussage aus dem vorherigen Absatz. Die hohen NO₂-Werte im städtischen Raum führen durch Verfrachtung des NO₂ in das ländliche Umland dort zu höheren O₃-Werten als in der Stadt, da dort, neben dem zusätzlichen NO₂ auch die nötigen VOC im ausreichenden Maße zur Verfügung stehen.

So beginnt die Messreihe in Abbildung 30 mit einer durchschnittlichen O₃-Belastung, im Stationstyp Rural im Jahr 1995 von 75,6 µg/m³. Dies sind rund 13 µg/m³ mehr als in der durchschnittlichen Belastung im gleichen Stationstyp für O₃ ermittelt wurde. Gleichzeitig liegt die NO₂-Belastung bei 15,5 µg/m³ im Jahr 1995, dies ist um die Hälfte niedriger als die durchschnittliche Belastung im Stationstyp Urban. Dort lag die NO₂-Belastung im Jahr 1995 bei rund 30 µg/m³. Im weiteren Verlauf zeigen die Zahlen einen konstanten Verlauf bei der durchschnittlichen O₃-Belastung im Stationstyp Rural, diese liegt bei 76,1 µg/m³ im Jahr 2005 und bei 76,9 µg/m³ im Jahr 2019. Man sieht also nahezu keine Veränderung, sondern einen sehr konstanten Verlauf, siehe dazu auch Abbildung 31.

Ganz gegensätzlich dazu ist die Entwicklung bei der durchschnittlichen NO₂-Belastung. Wie schon die NO₂_rural Kurve in Abbildung 30 erahnen lässt, fand hier ein signifikanter Rückgang der NO₂-Belastung für den Stationstyp Rural statt.

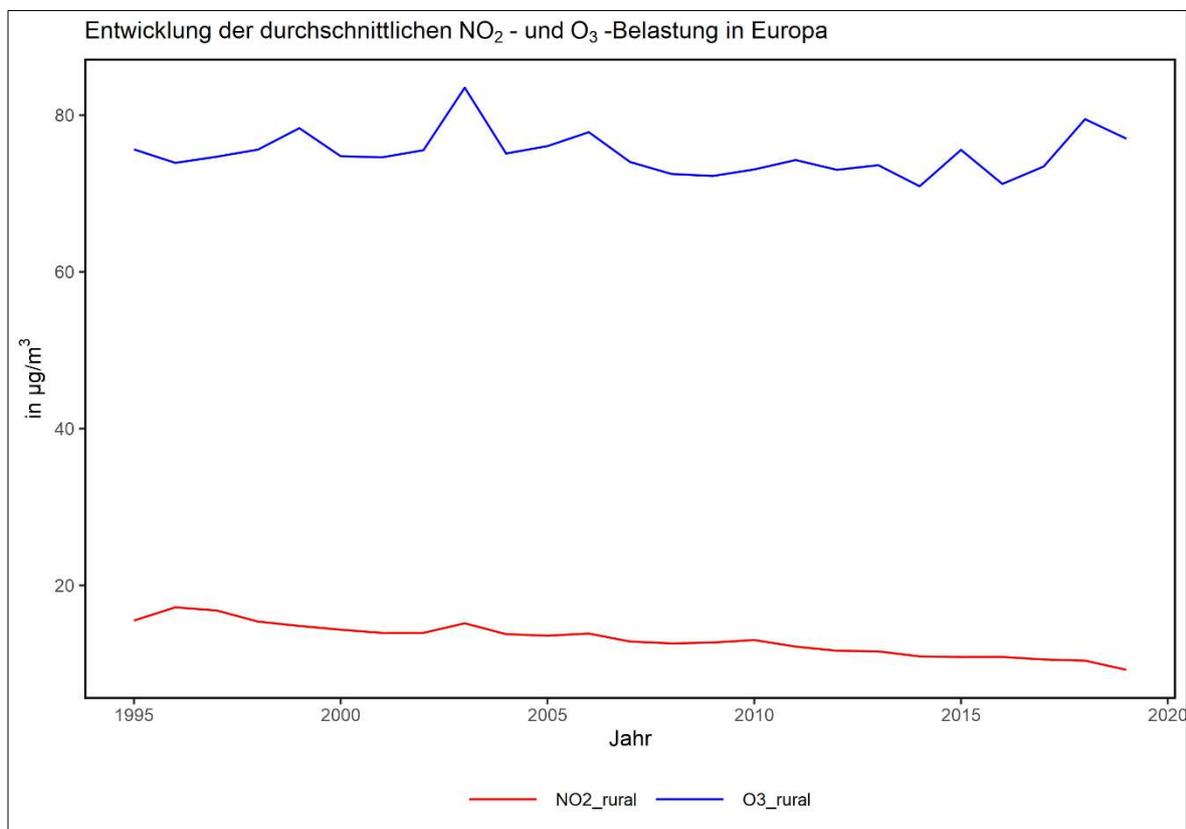


Abbildung 30: Durchschnittliche NO₂- und O₃-Belastung im Stationstyp Rural über den Betrachtungszeitraum

So sinkt diese ausgehend von $15,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahr 1995 über $13,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahr 2005 auf $9,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahr 2019. Dies entspricht einem Rückgang von $6,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oder auch 21,8 %.

Dieser Rückgang ist grafisch auch sehr deutlich in Abbildung 32 nachvollziehbar. Auffällig ist hier auch, dass neben dem Durchschnitt auch die Schwankungsbreite und Amplitude der Werte im Laufe der Jahre deutlich kleiner wird. Dies lässt den Schluss zu, dass die Emissionen an NO_2 im Schnitt deutlich zurückgegangen sind, während weiterhin eine konstante O_3 -Belastung gemessen wird. Dies lässt eine Veränderung des chemischen Produktionsregimes vermuten.

Doch wie schaut es aus, wenn man die maximale NO_2 - und O_3 -Belastung im Stationstyp Rural in Abbildung 33 betrachtet?

Hierbei fällt genau wie bei der maximalen NO_2 - und O_3 -Belastung im Stationstyp Urban (Abbildung 28) auf, dass es einen extremen Ausreißer in der NO_2 _rural Kurve gibt.

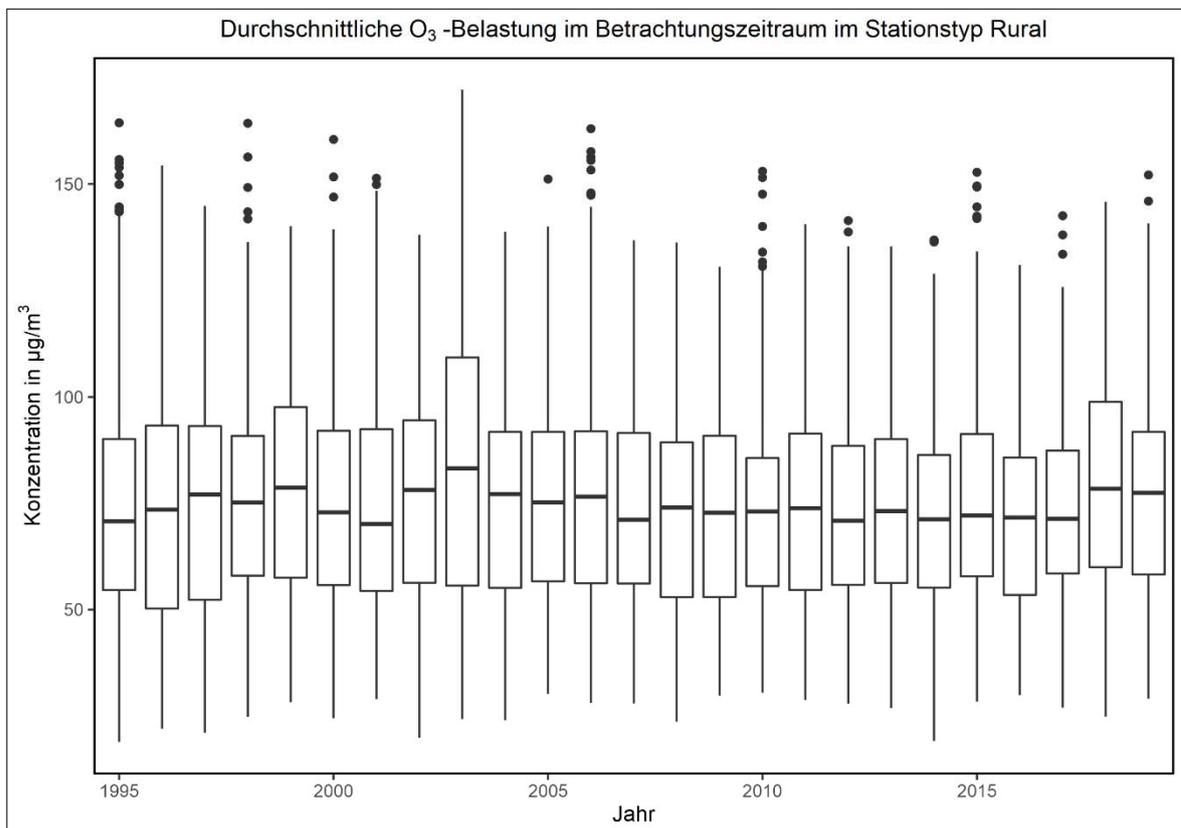


Abbildung 31: Durchschnittliche O_3 -Belastung im Stationstyp Rural

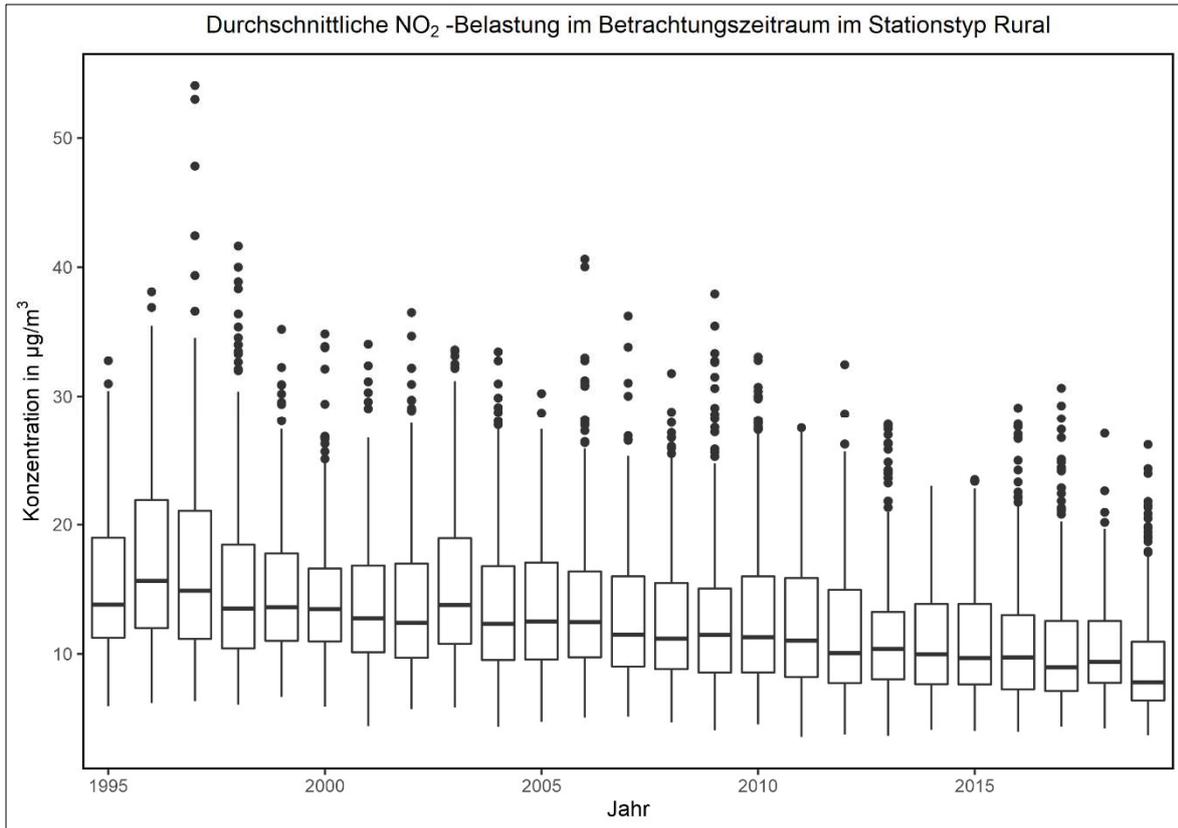


Abbildung 32: Durchschnittliche NO₂-Belastung im Stationstyp Rural

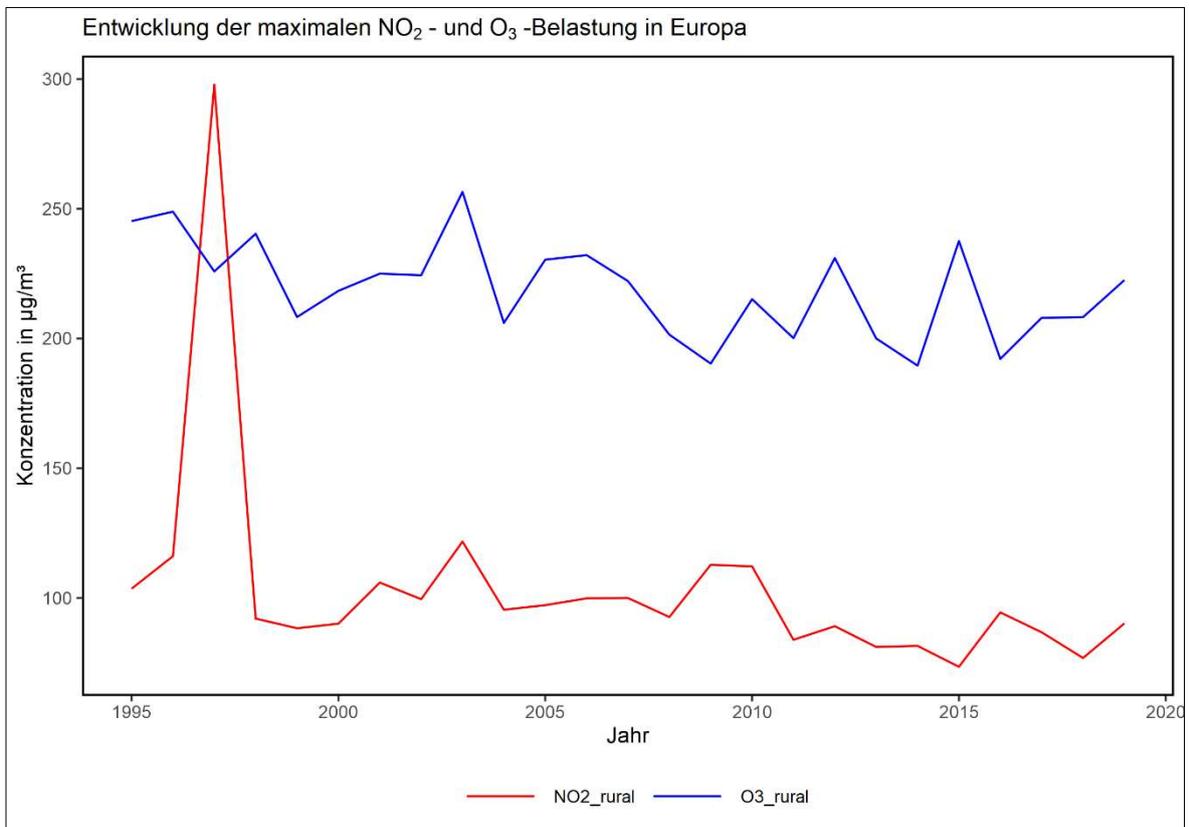


Abbildung 33: Maximale NO₂-und O₃-Belastung im Stationstyp Rural

Und genau wie beim Ausreißer im Stationstyp Urban, handelt es sich bei dieser Station um eine Station in der Nähe von Frankfurt am Main. Sie liegt rund 40 km südwestlich von Frankfurt am Main in Riedstadt. Es wurde dort am 17.01.1997 ein NO_2 -Wert von $297,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen. Es handelt sich somit um das gleiche Datum wie bei der Maximalbelastung in Frankfurt Hoechst. Eine Erklärung dafür ließ sich leider wie vorab beschrieben nicht finden.

Diesen Ausreißer in der NO_2 -Belastung im Stationstyp Rural ist grafisch auch sehr gut in Abbildung 34 zu erkennen. Auffällig dabei ist, dass in diesem Jahr noch drei andere Werte so massiv aus den anderen Daten herausragen. Es zeigt sich nämlich in Abbildung 34 das gleiche Bild wie auch in den vorhergehenden Grafiken, dass eine Entkopplung zwischen der Entwicklung der NO_2 - und O_3 -Belastung vorhanden ist. Die durch zahlreiche Maßnahmen gesunkenen NO_2 -Emissionen führen nicht, wie erwartet, zu deutlich reduzierten O_3 -Werten.

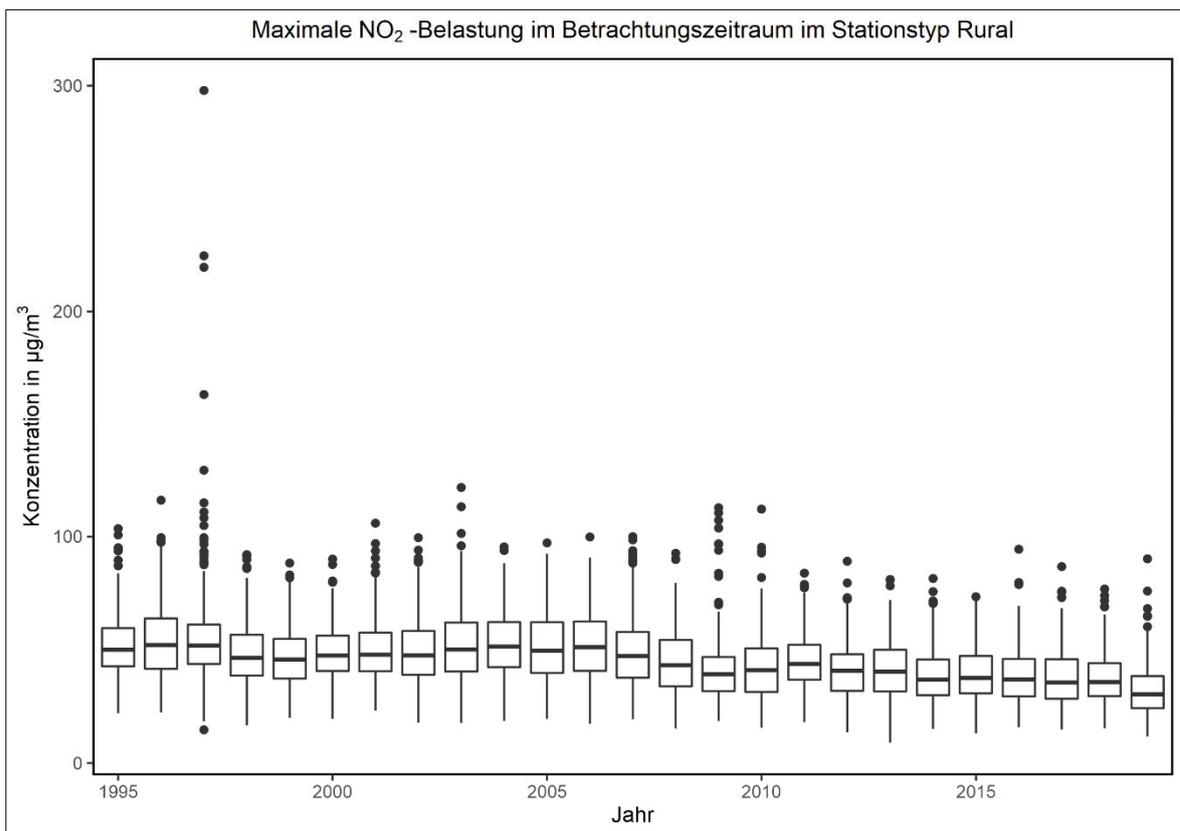


Abbildung 34: Maximale NO_2 -Belastung im Stationstyp Rural

4.3.3 O₃-DJÜ und NO₂-Durchschnittsbelastung im Betrachtungszeitraum nach Stationstyp getrennt

Eine weitere spannende Betrachtung ist die der Entwicklung der DJÜ nach EU AQG in den verschiedenen Stationstypen im Betrachtungszeitraum. Dabei erkennt man, dass in Abbildung 35a) deutlich mehr Stationen zu finden sind, deren DJÜ deutlich über 30 liegen, während in Abbildung 35b) diese nur selten auftreten. Dies bestätigt die Beobachtungen aus den vorherigen Kapiteln.

Tabelle 25: Statistische Daten der Anzahl der O₃-DJÜ nach EU AQG im Betrachtungszeitraum nach Stationstyp getrennt

	Urban	Rural
Minimum	1,7	6,1
Median	20,4	27,9
Mittelwert	22,6	28,9
Maximum	72,6	86,2

Dies ist auch in Tabelle 25 abzulesen. Die Anzahl der maximalen DJÜ liegt in ländlichen Stationen um knapp 14 DJÜ höher als in städtischen Stationen. Auch der Median und der Mittelwert sind für den städtischen Stationstyp deutlich niedriger als den ländlichen Stationstyp. Dies entspricht auch den Erwartungen.

Eine besondere regionale Häufung der Stationen mit hohen DJÜ im Stationstyp ländlich in Abbildung 35a) ist nicht auffällig. Was dazu gesagt werden kann ist, dass diese Stationen geografisch alle in Regionen liegen, in denen Großstädte oder Verkehrsachsen vorhanden sind, was nicht verwunderlich ist da in der Nähe von diesen durch den konstanten Zustrom von NO₂ beste Bedingungen zur Bildung von O₃ herrschen.

Die städtische Station mit den höchsten O₃-DJÜ, 72,6, ist Darmstadt in Deutschland. Dies ist insofern interessant, als auch die Ausreißer in der NO₂-Belastung in Kapitel 4.3.2 in dieser Region lagen.

Im Gegensatz dazu liegt die ländliche Station mit den meisten DJÜ, in Italien. Fontechiari liegt ca. 120 km südöstlich von Rom und ca. 40 km östlich von Frosinone. Die O₃-DJÜ dieser Station liegen mit 86,2 fast 17 Tage über der zweithöchsten Anzahl an DJÜ. Die Station mit dem zweithöchsten Wert, mit einem DJÜ-Wert von 69,3, im Stationstyp Ländlich ist in Eggenstein, welches ca. 10 km nördlich von Karlsruhe liegt. Bei Karlsruhe handelt es sich um eine Großstadt im Südwesten Deutschlands, und auch hier wird in unmittelbarer Umgebung dieser Großstadt eine sehr hohe Anzahl DJÜ registriert.

DJÜ im Betrachtungszeitraum, 1995-2019, nach Stationstyp und EU AQG

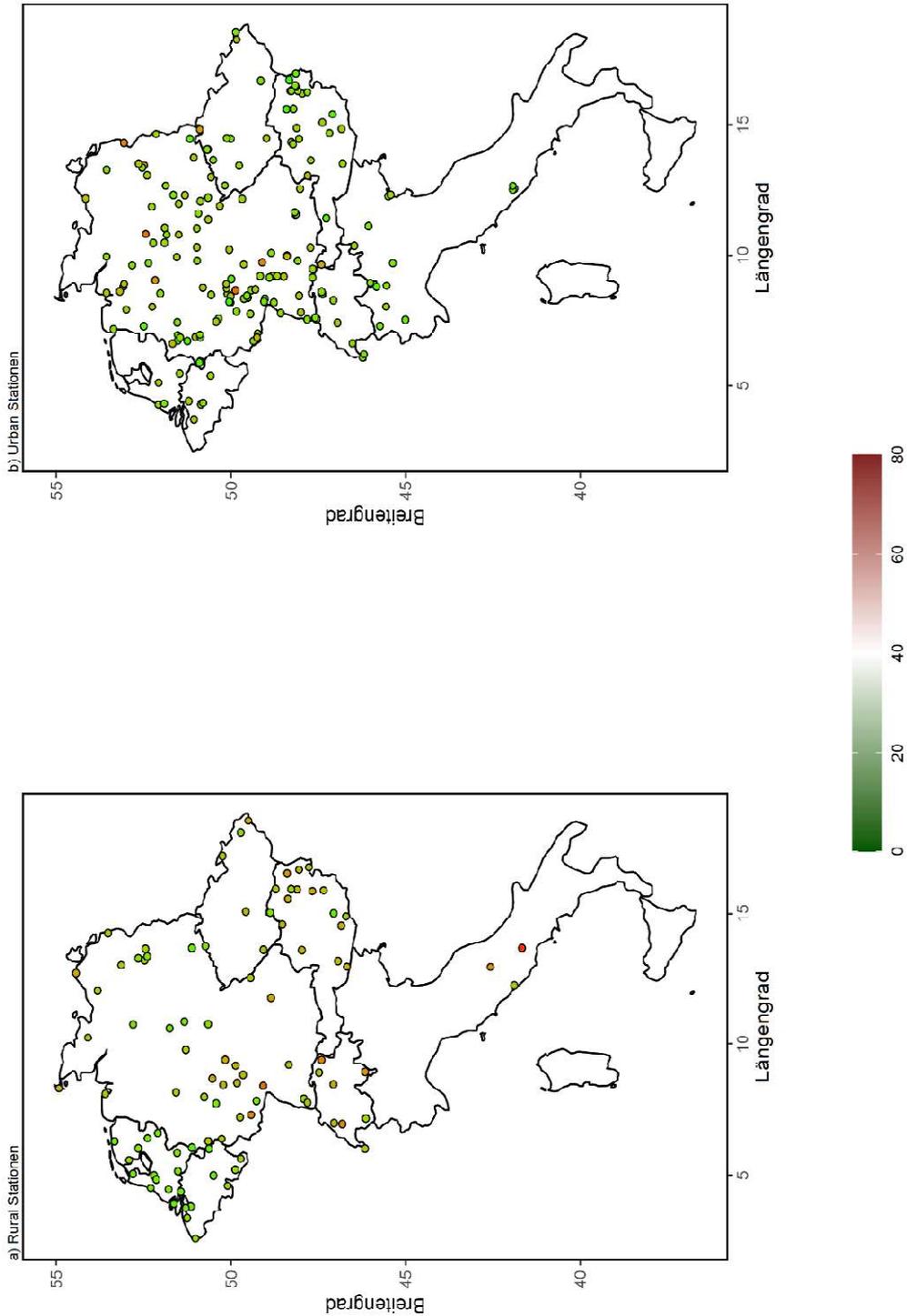


Abbildung 35: O₃-DJÜ nach EU AQG und Stationstyp

Doch nun stellt sich die Frage wie bei den gleichen Stationen, die für die DJÜ betrachtet wurden, die durchschnittliche NO₂-Belastung aussieht? Hierfür lohnt sich ein Blick auf Abbildung 36.

Man erkennt in Abbildung 36b) eindeutig, dass im Stationstyp Städtisch deutlich mehr Stationen eine NO₂-Durchschnittskonzentration aufweisen die bei oder über 40 µg/m³ liegt. Der Gegensatz dazu ist Abbildung 36a), dort liegen alle Stationen unter eben diesen 40 µg/m³.

Tabelle 26: Durchschnittliche NO₂-Belastung in µg/m³ im Betrachtungszeitraum in den Stationstypen Rural und Urban

	Urban	Rural
Minimum	11,5	3,3
Median	25,3	11,7
Mittelwert	26,1	13,1
Maximum	65,0	39,5

Diese Entwicklung lässt sich auch an den Werten in Tabelle 26 ablesen. So ist die durchschnittliche NO₂-Belastung im Stationstyp Städtisch nahezu durchgehend doppelt so hoch wie im Stationstyp Ländlich. Einzig bei den minimalen durchschnittlichen Belastungen liegt eine Station im Stationstyp Städtisch „nur“ um 8,2 µg/m³ über dem Wert des niedrigsten durchschnittlichen Wertes einer Station im Stationstyp Ländlich.

Dies entspricht auch den Erwartungen, da wie schon aus anderen Kapiteln bekannt, die NO₂-Emissionen im städtischen Rahmen deutlich größer sind als auf dem Land.

Die Station mit der höchsten durchschnittlichen NO₂-Belastung im Stationstyp Ländlich ist in Posterholt in den Niederlanden, diese hat eine durchschnittliche NO₂-Belastung von 39,5 µg/m³. Zur Station mit den zweithöchsten Werten, Gent in Belgien, besteht schon eine Differenz von 11 µg/m³.

Bei den Stationen im Stationstyp Städtisch liegt die Station Wiesbaden mit einer durchschnittlichen NO₂-Belastung von 65 µg/m³ an der Spitze. Die Differenz zur Station mit den zweithöchsten Werten liegt hier höher als bei den Stationen des Stationstyps Ländlich. Sie beträgt hier 13 µg/m³. Die Station die mit 46,2 µg/m³ die zweithöchste durchschnittliche NO₂-Belastung aufweist, liegt in Düsseldorf. Auffällig ist, dass auch die Stationen mit den dritt- und vierthöchsten Werten, Wiesloch und Bremen, in Deutschland liegen.

NO₂ Durchschnittsbelastung in µg/m³ im Betrachtungszeitraum, 1995-2019, nach Stationstyp und EU AQG

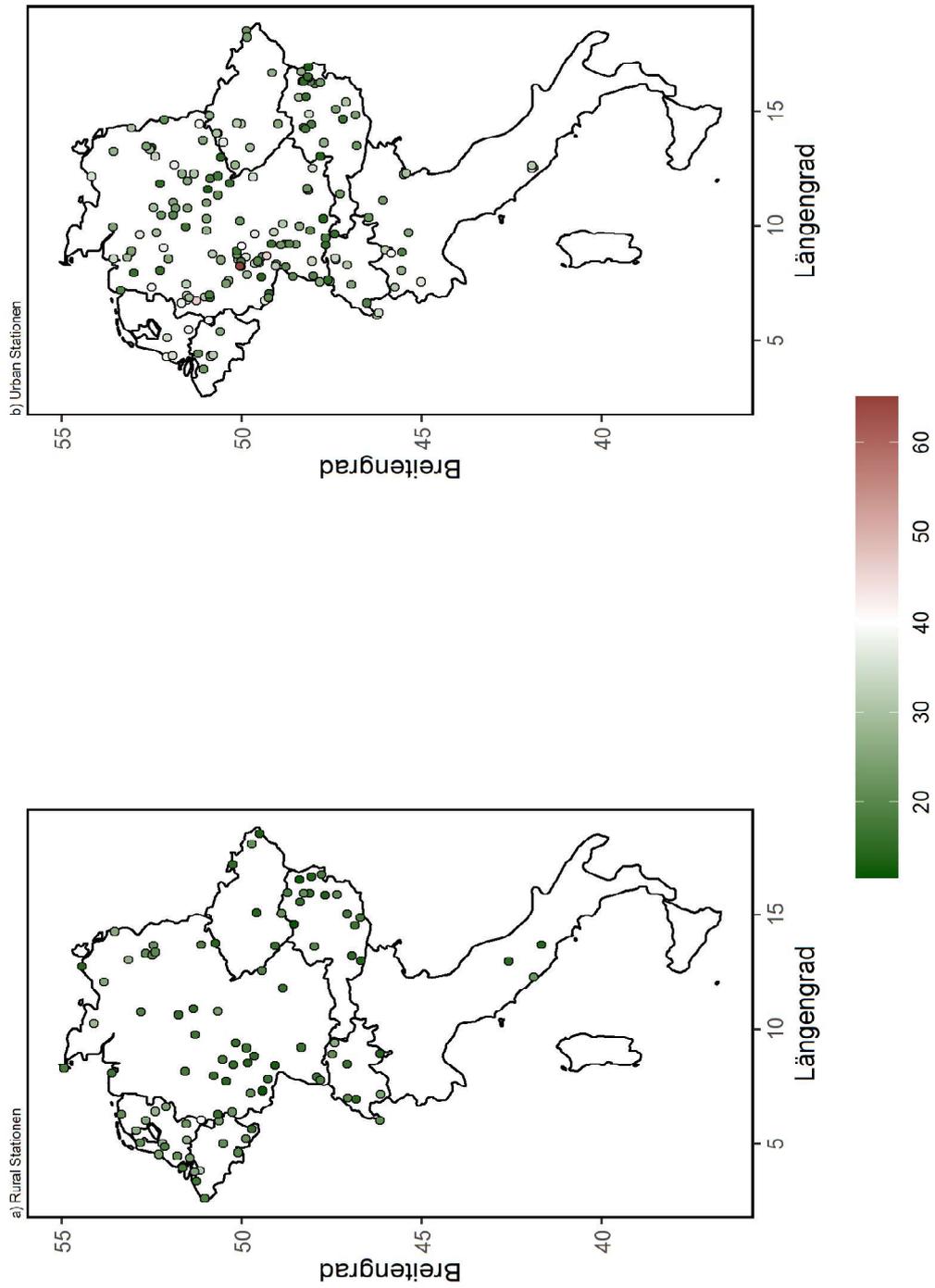


Abbildung 36: NO₂-Durchschnittsbelastung im Betrachtungszeitraum in der verschiedenen Stationstypen

[Aus grafischen Gründen freigelassen]

5. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse der Datenanalyse bringen in Bezug auf die Forschungsfragen einige spannende Antworten. Diese beziehen sich zum einen auf die Entwicklung der Luftqualität in den Ländern dieser Betrachtung, zum anderen wurde untersucht, inwiefern es einen Zusammenhang zwischen der Entwicklung der Emissionen von NO_2 und der Bildung von O_3 gibt.

Im Bereich von O_3 ist über den Betrachtungszeitraum eine deutliche Abnahme der Spitzenwerte der DJÜ, sowohl nach EU AQG als auch nach WHO AQG feststellbar. Doch gleichzeitig fällt auch auf, dass die Reduktion der DJÜ nach WHO AQG nicht ganz so deutlich ausfällt, wie bei der Betrachtung nach EU AQG. Dies wird besonders deutlich beim Median und den Mittelwerten. Zeigte sich dort im Bereich der DJÜ nach EU AQG noch eine große Veränderung der Werte, so sind die Veränderungen bei den DJÜ nach WHO AQG nur noch marginal. Dies lässt die Schlussfolgerung zu, dass es gelungen ist über die Jahre die Maximalwerte zu reduzieren, es in der Breite jedoch nicht gelungen ist, nach WHO AQG, deutliche Verbesserungen zu erreichen. Nach EU AQG sieht das aufgrund eines höher angesetzten Grenzwertes für O_3 besser aus, hier sinken auch im Median und Mittelwert die DJÜ über die einzelnen Perioden deutlich. Bedenken muss man dabei allerdings, dass der EU-Grenzwert um $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ über dem der WHO liegt und somit langfristig selbst das Einhalten des EU-Grenzwertes zu gesundheitlichen Problemen führen kann. Betrachtet man bei den einzelnen Stationen in welchem Jahr diese ihr Maximum an Überschreitungstagen hatten, so fällt auf dass ein Großteil der Stationen sein Jahr mit den meisten Überschreitungstagen vor 2010 aufwies. Dies ist insofern interessant, als nach 2010 einige der wärmsten Sommer Europas waren (vgl. Rousi et al., 2022, S. 2). Das Rekordjahr ist jedoch 2003 in dem es einen Rekordsommer gab (vgl. Schär et al., 2004, S. 333) und erwartungsgemäß verzeichneten in diesem Jahr auch der Großteil der Stationen ihre Rekordwerte an Überschreitungstagen. Dabei fällt auf, dass trotz mehrerer Rekordsommer in der zweiten Hälfte der 2010er Jahre, bis auf 2018 kein Jahr besonders heraussticht hinsichtlich der Anzahl an Stationen, welche in diesem ihre Rekordanzahl an Überschreitungstagen verzeichneten. Die Gründe dafür können im Rahmen dieser Arbeit nicht komplett erfasst werden, es zeigt sich aber, dass es für NO_2 , eine der wichtigsten Vorläufersubstanzen von O_3 , sowohl in städtischen als auch ländlichen Stationen über den Betrachtungszeitraum teils deutliche Rückgänge der gemessenen Konzentrationen verzeichnet werden konnten. Andere Untersuchungen beschreiben vor allem einen Rückgang der Vorläufersubstanzen im ländlichen Raum und einen Anstieg der O_3 Konzentration im städtischen Raum (vgl. Sicard et al., 2021, S. 9). Dies deckt sich zum großen Teil mit den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung, für die Vorläufersubstanzen von O_3 kann dies aber nicht verallgemeinert werden, da in dieser Arbeit nur NO_2 detailliert untersucht wurde.

Dies mag vielleicht auf den ersten Blick den Aussagen zu den DJÜ widersprechen, jedoch zeigte sich, dass die Maximalwerte der durchschnittlichen O_3 -Konzentration über die Perioden deutlich

sanken, der Median und der Mittelwert jedoch nahezu konstant blieb. Auffällig hier ist, die deutliche Steigerung des Minimalwertes. Wo man aber auch eine deutliche Steigerung feststellen konnte ist in der durchschnittlichen O₃-Konzentration im urbanen Raum. Dies deckt sich mit den Aussagen von Sicard et. al. Dennoch bleibt festzuhalten, dass selbst diese Häufung an Rekordsommern nicht zu einer deutlichen Steigerung der Überschreitungstage führte. Genauso zeigt sich, dass die Ozonbelastung weiterhin ein stark saisonales Problem ist, welches vor allem im meteorologischen Sommer und Frühling auftritt.

Ebenfalls bestätigten sich die Erkenntnisse zur Bildung von bodennahem O₃, befinden sich doch die Stationen mit den höchsten O₃-Konzentrationen nicht direkt dort, wo die meisten Sekundärschadstoff emittiert werden, im städtischen Bereich, sondern dort wo zusätzlich noch NMVOC zu NO₂ dazukommen, und dies ist eher der ländliche Bereich. So liegt das durchschnittliche Konzentrationsniveau von O₃ im ländlichen Raum höher als im städtischen Bereich, zumindest in den im Rahmen dieser Arbeit untersuchten Stationen.

Auch im anderen Teilbereich dieser Arbeit zeigen sich erfreuliche Entwicklungen, so ist die Anzahl der Stationen, die über dem Grenzwert für die NO₂-Konzentration liegen über die Jahre deutlich gesunken. Gerade bei den Verkehrsnahen-Stationen sieht man einen ausgeprägten Rückgang der gemessenen NO₂-Konzentration, was auf eine Wirksamkeit der strengeren Regulierungen in ebendiesem Bereich schließen lässt. Ein Beispiel für die Regulierungen in diesem Bereich sind die EURO-Abgasnormen, welche im Laufe der Zeit immer strenger wurden. Interessant ist auch, dass über alle untersuchten Stationen und somit in allen Ländern diese Rückgänge zu verzeichnen sind. Das ist insofern interessant, da gerade Italien in der ersten Periode des Untersuchungszeitraums doch deutliche Probleme in der Einhaltung der Grenzwerte hatte und es auch dort im Zeitverlauf zu massiven Verbesserungen der Belastungssituation gekommen ist. Dies kann aber nicht nur über den Traffic-Bereich gesagt werden, auch im Bereich der Stationen, die im Nontraffic-Bereich verortet werden, sind deutlich sinkende NO₂-Konzentrationen zu beobachten. Der Rückgang im Nontraffic-Bereich lässt sich auch durch bessere Technik und Regulationen erklären, die dafür gesorgt haben, dass bei Verbrennungsprozessen weniger Emissionen entstehen. Auch eine Reduktion der Anzahl an festen Emissionsquellen ist eine mögliche Erklärung für diesen Rückgang. Neben der Entwicklung in den verkehrsnahen Stationen und den Hintergrundmessstellen, zeigten sich auch bei der Kategorisierung nach städtischen und ländlichen Stationen deutlich positive Ergebnisse. So sind für beide Stationstypen die durchschnittlichen NO₂ Konzentrationen im Betrachtungszeitraum deutlich gesunken.

Nach den Einzelbetrachtungen war auch der Zusammenhang zwischen NO₂ und O₃ Teil dieser Arbeit, dabei zeigte sich, dass die Konzentrationsentwicklung von NO₂ und O₃ lange Zeit parallel verlief, jedoch spätestens ab 2010 ist deutlich zu erkennen, dass sich der Verlauf der Belastungssituation (teilweise) entkoppelt hat. Während die O₃-Belastung konstant bis leicht

steigend über den kompletten betrachteten Zeitraum dieser Arbeit verläuft, lässt sich für NO_2 eine stetige Abnahme der Konzentrationen beobachten, die ab 2010 deutlich an Geschwindigkeit aufnimmt. Doch woran kann diese Entkopplung liegen?

NO_2 ist eine Vorläufersubstanz von O_3 , es gibt jedoch auch viele weitere, die an die Stelle von NO_2 treten können und ebenfalls zur O_3 -Bildung führen. Eine andere Erklärung wäre es, dass durch die veränderten meteorologischen Bedingungen (z.B. erhöhte Sonneneinstrahlung und/oder Temperatur) auch geringere NO_2 -Konzentrationen ausreichen, um den gleichen Effekt wie bei höheren NO_2 -Konzentrationen zu erzeugen. Zudem können auch die Gründe, die im vorherigen Kapitel angesprochen wurden, auch hier wieder eine Rolle gespielt haben. So ist es auch möglich, dass selbst bei einer weiteren Senkung der NO_2 -Emissionen die gemessenen O_3 -Werte nicht weiter sinken.

Neben diesen allgemeinen Betrachtungen konnte bei der Analyse der Daten festgestellt werden, dass in den Ländern, die im Rahmen dieser Arbeit betrachtet wurden, die gemessenen O_3 -Belastungen im ländlichen Stationstyp relativ konstant war, während im städtischen Stationstyp zum Ende des Betrachtungszeitraums steigender Trend, der O_3 -Konzentrationen, zu beobachten war. Dies spricht dafür, dass die Voraussetzungen unter denen sich O_3 bilden kann, über den Betrachtungszeitraum großräumig nahezu gleichgeblieben sind. Gleichzeitig sind jedoch die gemessenen NO_2 -Konzentrationen im Betrachtungszeitraum an beiden Stationstypen deutlich gesunken sind. Besonders auffällig sind dabei die Rückgänge im urbanen Raum, aber auch im ländlichen Raum sind die NO_2 -Konzentrationen gesunken. Dennoch muss man sagen, dass durch Lufttransport aus dem urbanen Raum wohl genug NO_2 im ländlichen Raum vorhanden war, um das O_3 -Level konstant zu halten. Nicht zu vergessen sind dabei die NMVOC, welche gerade im ländlichen Raum im erheblichen Maße auftreten und wesentlich zur Entstehung von O_3 beitragen.

Somit ist es zwar möglich zu sagen, ja, es gibt diese Entkopplung zwischen der Entwicklung von NO_2 und O_3 , jedoch kann im Rahmen dieser Arbeit nicht vollends ermittelt werden, woran dies liegt. Ein Grund hierfür ist auch das Fehlen von flächigen NMVOC Messungen, vor allem aus natürlichen Quellen.

Trotz der positiven Ergebnisse, die in dieser Arbeit beobachtet werden konnten, unterliegen diese gewissen Einschränkungen.

So bilden die sieben ausgesuchten Länder, deren Daten analysiert wurden, nur einen kleinen Ausschnitt Europas ab und sind deshalb in ihrer Aussagekraft beschränkt. Mit einer größeren Datenbasis wären dementsprechend bessere Schlussfolgerungen möglich. Dies betrifft nicht nur die Länder, aus denen keine aussagekräftigen Daten vorlagen, sondern auch die näher betrachteten, da auch für jene Länder deren Stationen in die Analysen einfließen, Stationen aus der Betrachtung ausgeschlossen werden mussten da ihre Datenbasis nicht ausreichend war. So könnte es sein, dass mit mehr Stationen eine räumlich detailliertere Analyse möglich gewesen wäre. Jedoch sind

bestimmte Mindestanforderungen an die Daten jeder Station notwendig gewesen, um belastbare Ergebnisse zu erhalten und zu verhindern, dass einzelne Extremereignisse die Aussagekraft der Analyse einschränken.

Neben der Verfügbarkeit von Stationsdaten limitiert auch die Auswahl bzw. die Einschränkung der untersuchten Luftschadstoffe diese Arbeit. So ist zwar NO_2 eine der wichtigsten Vorläufersubstanzen von O_3 , jedoch gibt es weitere bedeutsame Vorläufersubstanzen und es wäre in diesem Zusammenhang interessant, wie deren Entwicklung über den Betrachtungszeitraum verlief.

Für einzelne Stationen oder Räume kam es auch zu gewissen Verzerrungen der Kennwerte durch die gewählte Methodik, da bei der Berechnung der DJÜ mit fixen Zeiträumen gerechnet wurde, einige Stationen jedoch nicht über den gesamten Betrachtungszeitraum Messergebnisse geliefert haben. So besteht in Einzelfällen eine Unterschätzung der DJÜ durch reduzierte Datenverfügbarkeit.

Aus den Ergebnissen und Erkenntnissen dieser Arbeit lassen sich einige interessante Fragestellungen ableiten, die man in zukünftigen Forschungsarbeiten weiter untersuchen könnte. So wäre die räumliche und zeitliche Entwicklung anderer O_3 -Vorläufersubstanzen ein wichtiger Aspekt, um die Veränderung in der Belastung bodennaher Luft durch O_3 besser ein- und zuordnen zu können. Genauso wäre eine Bewertung der Effektivität von Regelwerken auf die Verbesserung der regionalen und lokalen Luftqualität ein lohnendes Forschungsfeld. Auch die Untersuchung der Effekte der Coronapandemie auf die Luftqualität, welche im Rahmen dieser Arbeit bewusst ausgeblendet wurden, würden ein spannendes Forschungsfeld für zukünftige Arbeiten darstellen.

Literaturverzeichnis

- Ainsworth, E. A., Yendrek, C. R., Sitch, S., Collins, W. J. & Emberson, L. D. (2012) „The effects of tropospheric ozone on net primary productivity and implications for climate change“, *Annual review of plant biology*, Vol. 63, S. 637–661.
- Brimblecombe, P. (2012) *The Big Smoke (Routledge Revivals): A History of Air Pollution in London Since Medieval Times*, London, Taylor & Francis.
- Bundesrepublik Österreich *Bundesgesetz über Maßnahmen zur Abwehr der Ozonbelastung und die Information der Bevölkerung über hohe Ozonbelastungen, mit dem das Smogalarmgesetz, BGBl. Nr. 38/1989, geändert wird (Ozongesetz) (Ozongesetz)*.
- Bundesrepublik Österreich *Bundesgesetz zum Schutz vor Immissionen durch Luftschadstoffe (Immissionsschutzgesetz –Luft, IG-L)*.
- Colette, A., Granier, C., Hodnebrog, Ø., Jakobs, H., Maurizi, A., Nyiri, A., Bessagnet, B., D’Angiola, A., Isidoro, M., Gauss, M., Meleux, F., Memmesheimer, M., Mieville, A., Rouïl, L., Russo, F., Solberg, S., Stordal, F. & Tampieri, F. (2011) „Air quality trends in Europe over the past decade: a first multi-model assessment“, *Atmospheric Chemistry and Physics*, Vol. 11, No. 22, S. 11657–11678.
- European Environment Agency (Hg.) (2019) *Air quality in Europe — 2019 report*.
- European Environment Agency (Hg.) (2020) *Air quality in Europe - 2020 report*.
- European Environmental Agency (Hg.) (2020) *European Union emission inventory report 1990-2018 (LRTAP)*.
- Faridi, S., Yousefian, F., Janjani, H., Niazi, S., Azimi, F., Naddafi, K. & Hassanvand, M. S. (2021) „The effect of COVID-19 pandemic on human mobility and ambient air quality around the world: A systematic review“, *Urban Climate*, Vol. 38, S. 100888.
- Fiore, A. M., Naik, V. & Leibensperger, E. M. (2015) „Air quality and climate connections“, *Journal of the Air & Waste Management Association (1995)*, Vol. 65, No. 6, S. 645–685.
- Gemmer, M. & Xiao, B. (2013) „Air Quality Legislation and Standards in the European Union: Background, Status and Public Participation“, *Advances in Climate Change Research*, Vol. 4, No. 1, S. 50–59.
- Gope, S., Dawn, S. & Das, S. S. (2021) „Effect of COVID-19 pandemic on air quality: a study based on Air Quality Index“, *Environmental science and pollution research international*, Vol. 28, No. 27, S. 35564–35583.
- Grennfelt, P., Engleryd, A., Forsius, M., Hov, Ø., Rodhe, H. & Cowling, E. (2020) „Acid rain and air pollution: 50 years of progress in environmental science and policy“, *Ambio*, Vol. 49, No. 4, S. 849–864.
- Hughes, J. D. (2014) *Environmental problems of the Greeks and Romans: Ecology in the ancient mediterranean*, Baltimore, Johns Hopkins University Press.

- Jacobson, M. Z. (2012) *Air Pollution and Global Warming*, 2. Aufl., Cambridge University Press.
- Kampa, M. & Castanas, E. (2008) „Human health effects of air pollution“, *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)*, Vol. 151, No. 2, S. 362–367.
- Murray, F. (2013) „The changing winds of atmospheric environment policy“, *Environmental Science & Policy*, Vol. 29, S. 115–123.
- OECD (2016) *The economic consequences of outdoor air pollution: Policy Highlights*.
- Organisation for Economic Cooperation and Development (2007) *OECD glossary of statistical terms*.
- Ramanathan, V. & Feng, Y. (2009) „Air pollution, greenhouse gases and climate change: Global and regional perspectives“, *Atmospheric Environment*, Vol. 43, No. 1, S. 37–50.
- Rousi, E., Kornhuber, K., Beobide-Arsuaga, G., Luo, F. & Coumou, D. (2022) „Accelerated western European heatwave trends linked to more-persistent double jets over Eurasia“, *Nature communications*, Vol. 13, No. 1, S. 3851.
- Schär, C., Vidale, P. L., Lüthi, D., Frei, C., Häberli, C., Liniger, M. A. & Appenzeller, C. (2004) „The role of increasing temperature variability in European summer heatwaves“, *Nature*, Vol. 427, S. 332–336.
- Seigneur, C. (2019) *Air Pollution*, Cambridge University Press.
- Seinfeld, J. H., Pandis & S. N. „Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change“.
- Sicard, P., Agathokleous, E., Marco, A. de, Paoletti, E. & Calatayud, V. (2021) „Urban population exposure to air pollution in Europe over the last decades“, *Environmental sciences Europe*, Vol. 33, No. 1, S. 28.
- Stocker, T. F., Qin, D., Plattner, G.-K., Alexander, L. V., Allen, S. K., Bindoff, N. L., F.-M. Bréon, J.A. Church, U. Cubasch, S. Emori, P. Forster, P. Friedlingstein, N. Gillett, J.M. Gregory, D.L. Hartmann, E. Jansen, B. Kirtman, R. Knutti, K. Krishna Kumar, P. Lemke, J. Marotzke, V. Masson-Delmotte, G.A. Meehl, I.I. Mokhov, S. Piao, V. Ramaswamy, D. Randall, M. Rhein, M. Rojas, C. Sabine, D. Shindell, L.D. Talley, D. V. & S.-P. Xie (2013) *Technical Summary. : In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press.
- Umweltbundesamt (2021a) *AUSTRIA'S ANNUAL AIR EMISSION INVENTORY 1990–2020: Emissions of SO₂, NO_x, NMVOC, NH₃ and PM_{2.5}*, Wien.
- Umweltbundesamt (2021b) *Luftgütemessungen Umweltbundesamt: Jahresbericht 2020*, Wien.
- United Nations (1997) *Glossary of Environment Statistics: Studies in Methods, Series F, No. 67*, New York, United Nations.

- United States Environmental Protection Agency (1992) *Terms of Environment: Glossary, Abbreviations And Acronyms*.
- Vallero, D. A. (2008) *Fundamentals of air pollution*, 4. Aufl., Amsterdam, Boston, Elsevier.
- World Health Organization (2006a) *Air Quality Guidelines: Global Update 2005* (Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide).
- World Health Organization (2006b) *WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide: Global update 2005* (Summary of risk assesment).
- World Health Organization (2021) *WHO global air quality guidelines: Particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide*, Bonn, Germany, WHO European Centre for Environment and Health.
- World Health Organization, Regional Office for Europe (2013) „Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project, Recommendations for concentration–response functions for cost–benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide“.