

Kanton Zürich Baudirektion **Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft** Abteilung Luft

Sektion Monitoring

Markus Meier Sektionsleiter

PM10-Zusammensetzung und Quellenzuordnung an ausgewählten Standorten im Kanton Zürich 2014 / 2015

7. Juli 2016



Impressum

Kurztitel	Partikelcharakterisierung 2014/2015
Version	1.33
Herausgeber	AWEL, 7. Juli 2016
Autoren	Particle Vision GmbH, Dr. Juanita Rausch Thomas Zünd

Baudirektion
3/78

Inhalt

1. Zusammenfassung		5	
2. E	inleitung		8
3. N	lethodik		9
	3.1.	Übersicht Staubquellen und Partikel-Grössenverteilung	9
	3.2.	Definitionen zur Partikelgrössenklassierung	11
	3.3.	Grössenselektive Probenahme	11
	3.4.	Grobstaub d _g 2.5 – 80 μm	12
	3.4.1.	Passive Probenahme	12
	3.4.2.	Analytik	13
	3.5.	Feinstaub d _{ae} <2.5 μ m	14
	3.5.1.	Aktive Probennanme	14
	3.5.2.	Analytik	15
4. N	lesskonze	ept	17
	4.1.	Messstandorte	17
	4.2.	Messinfrastruktur und Messumfang	19
	4.3.	Datenverfügbarkeit und Datenqualität	20
	4.4.	Meteorologische Verhältnisse während der Messkampagne	21
5. R	Resultate		23
	5.1.	Grobstaubfraktion dae 10 - 80 um	23
	5.1.1.	Standortvergleich der hellen Partikel	23
	5.1.2.	Standortvergleich der dunklen Partikel	23
	5.2.	Grobstaubfraktion d _{ae} 2.5 - 10 µm (Coarse)	25
	5.2.1.	Standortvergleich der hellen Partikel	25
	5.2.2.	Standortvergleich der dunklen Partikel	27
	5.2.3.	Vergleich der zwei Grobstaubfraktionen	29
	5.3.	Feinstaub d _{ae} ≤ 2.5 μm	32
	5.3.1.	Massenkonzentration	32
	5.3.2.	Elementarer Kohlenstoff (EC)	33
	5.3.3.	Organischer Kohlenstoff (OC)	35
	5.3.4.	EC und OC Differenzierung fossil / nichtfossil	37
	5.3.5.	Nitrat, Sulfat, Chlorid und Ammonium	39
	5.4.	Standortspezifische PM10 Zusammensetzung	41
	5.5.	Quelleneinfluss auf die PM10 Belastung	42
	5.5.1.	Wald-Hohenklinik	44
	5.5.2.	Wald-Altersheim	48
	5.5.3.	Zurich Kaserne	51
	5.5.4.	Oplikon Balsberg	55

Baudirektion
4/78

Vergleichs	messungen	64
6.1.	PM10-Vergleichsmessungen HVS, VS-C	64
6.2.	Qualitätssicherung für die PM2.5-Analytik	64
6.3.	Übereinstimmung des Sigma-2 Modells für die PM10 Abschätzung	65
6.4.	Grobstaub-Vergleichsmessungen FIDAS-200, Sigma-2	66
6.5.	EC / BC Vergleichsmessungen	67
6.5.1.	Zürich Kaserne	68
6.5.2.	Opfikon-Balsberg	68
Projekterk	enntnisse	70
7.1.	Verschmutzungspotential durch dunkle Partikel	70
7.2.	PM10 Belastung für Wald-Höhenklinik	70
7.3.	EC und OC am Standort Zürich-Kaserne	70
7.4.	Reifenabrieb	71
7.5.	Probenahmemöglichkeit des Mini VS-C	72
7.6.	Sigma-2 Probennahmenbeeinflussung durch Gischttröpfchen	72
7.7.	Streusalzeinfluss	73
7.8.	Vergleich mit dem PIA Projekt im Kt. AG	74
Ausblick		75
Glossar		76
). Anhar	ıg	77
10.1.	Analysierte Ereignisproben mittels REM/EDS	77
10.2.	Meteoangaben für den Messzeitraum	78
	Vergleichs 6.1. 6.2. 6.3. 6.4. 6.5. 6.5.1. 6.5.2. Projekterko 7.1. 7.2. 7.3. 7.4. 7.5. 7.6. 7.7. 7.8. Ausblick Glossar 0. Anhar 10.1. 10.2.	Vergleichsmessungen 6.1. PM10-Vergleichsmessungen HVS, VS-C 6.2. Qualitätssicherung für die PM2.5-Analytik 6.3. Übereinstimmung des Sigma-2 Modells für die PM10 Abschätzung 6.4. Grobstaub-Vergleichsmessungen FIDAS-200, Sigma-2 6.5. EC / BC Vergleichsmessungen 6.5.1. Zürich Kaserne 6.5.2. Opfikon-Balsberg Projekterkenntnisse 7.1. Verschmutzungspotential durch dunkle Partikel 7.2. PM10 Belastung für Wald-Höhenklinik 7.3. EC und OC am Standort Zürich-Kaserne 7.4. Reifenabrieb 7.5. Probenahmemöglichkeit des Mini VS-C 7.6. Sigma-2 Probennahmenbeeinflussung durch Gischttröpfchen 7.7. Streusalzeinfluss 7.8. Vergleich mit dem PIA Projekt im Kt. AG Ausblick Glossar 0. Anhang 10.1. Analysierte Ereignisproben mittels REM/EDS 10.2. Meteoangaben für den Messzeitraum

Baudirektion
5/78

1. Zusammenfassung

Die vorliegende Messkampagne wurde mit einem Probennahme-Intervall von Zweiwochen durchgeführt. Trotz dieser eingeschränkten zeitlichen Auflösung war es möglich, die Partikelherkunft und die verursachenden Prozesse bei erhöhten Konzentrationsspitzen bestimmen zu können. Es zeigte sich, dass nicht die zeitliche Auflösung, sondern die Wahl der gemessenen Parameter für die Aussagentiefe massgebend ist.

Mit den ermittelten Messdaten lässt sich die morpho-chemische Staubzusammensetzung weitgehend bestimmen. Parallel dazu lassen sich die Messstandorte bezüglich Partikelherkunft beschreiben und klassieren. Mit diesen Ergebnissen können die bestehenden PM10 Messresultate detaillierter interpretiert werden.

Die Messresultate zeigen, dass die beiden Standorte in Wald bezüglich Schadstofftransport speziell reagieren. Konzentrationsanstiege, welche an den beiden Messstandorten Zürich-Kaserne und Opfikon-Balsberg gemessen wurden, konnten erst mit einer Zeitverschiebung an den beiden Standorten in Wald beobachtet werden. Ob dies auf die geografische Lage zurückzuführen ist, oder ob bestimmte meteorologischen Verhältnisse zu diesem Resultat führten, lässt sich mit der zeitlich begrenzten Messkampagne nicht beantworten.

Der Standort Wald-Höhenklinik kann für den beobachteten Zeitraum aus lufthygienischer Sicht tatsächlich als Luftkurort bezeichnet werden. Er profitiert davon, dass lokal wenig Grobstaub-Partikelquellen existieren und er von saubereren Luftmassen über die Hänge des Chatzenstricks belüftet wird. Zudem entsteht der Eindruck, dass der Bachtel als Schadstofftransporthindernis für den Luftaustausch aus Westen wirkt.

An den Messstandorten Zürich-Kaserne und Opfikon-Balsberg konnten massgebliche PM10 Anteile aus dem Schienenverkehr gefunden werden. Während dies am Messstandort Zürich-Kaserne durch die Nähe zum Bahnhof Zürich HB wenig erstaunt, ist dies für Opfikon als Autobahnstandort doch überraschend. Der Anteil an lungengängigen biologischen Partikeln scheint vor allem am Standort Opfikon-Balsberg für die PM10 Belastung mitunter eine grössere Rolle zu spielen.

Es konnte zum zweiten Mal in einer grösseren Messkampagne nachgewiesen werden, dass die helle Partikelfraktion, hauptsächlich aus geogenen und biogenen Partikel bestehend, zwischen 2.5 und 10 µm Durchmesser standortunabhängig über das ganze Jahr in sehr ähnlicher Konzentration auftritt. Im Gegensatz dazu sind die dunklen Partikel (Metalloxide, Strassen- und Eisenbahnabrieb und grobe Verbrennungsrückstände) stark von der Besiedlungs- und Verkehrsdichte abhängig. Diese Erkenntnis kann somit als Indikator für den natürlichen beziehungsweise den anthropogenen Grobstaub-Anteil verwendet werden.

Die aufgetretenen Konzentrationsspitzen (Kap. 5.4), konnten alle aufgrund der morphochemischen Partikelcharakterisierung mittels REM/EDS einem oder mehrerer Verursacher zugeordnet werden. Damit bestehen nun auch neue Erkenntnisse über das Zustandekommen der PM10 Immissionen an den untersuchten Messstandorten. Diese können für zukünftige Immissionsauswertungen, als auch für die Massnahmenplanung und Erfolgskontrolle eingesetzt werden.

Da die Proben archiviert vorliegen, können sie auch nachfolgend analysiert werden, um

eine vollständige Zeitreihe eines oder mehrerer Standorte zu bilden. Damit könnte die Dynamik der PM10 Zusammensetzung und der Quellenabhängigkeit erstmals über ein Jahr hinweg aufgezeichnet werden.

Die mit der Einzelpartikelanalyse gewonnenen Informationen könnten auch wichtig für die Gesundheitsforschung sein, da sie für jedes Partikel die morphologischen und chemischen Eigenschaften beschreiben. Mit diesen Angaben besteht die Möglichkeit die Toxizität der Partikel anhand der chemischen Zusammensetzung am Ort der Abscheidung (Grössenabhängigkeit) zu untersuchen.



Abbildung 1: Partikelklassifikation der Grobstaubpartikel d_p 1 -80 µm der KW06/2015 am Messstandort Zürich-Kaserne, die Beschreibung der Partikelquellen ist nur beispielhaft und umfasst nicht alle Partikel

Für den Reifenabrieb konnten erstmals Informationen gewonnen werden, welche aufzeigen, dass auch messbare Anteile davon in der PM10 Fraktion auftreten. Eine erste Abschätzung zeigt, dass der Anteil bei ca. 2.5 – 20% der Grobstaub-Partikelanzahlkonzentration d_{ae} 1 bis 10 µm liegt. Ob auch Reifenabrieb mit einem Durchmesser < 1 µm existiert kann mit den vorliegenden Messungen nicht beantwortet werden.

Auch die Resultate des Aargauer PIA¹ Projektes (2013/2014) konnten mit den vorliegenden Ergebnissen weitgehend bestätigt werden, obwohl das Messkonzept mit den Messstandorten Wald-Höhenklinik (Hintergrund) und Opfikon-Balsberg (A1 Agglomerations-Autobahnstandort) noch gegensätzlichere Standorte bezüglich der Belastungssituation abbildet. Eine Ausnahme macht die PM2.5 Belastung, welche im Vergleich zu den PIA Standorten grössere Konzentrationsunterschiede aufweist.

Die mikroskopischen Messmethoden lassen sich gut mit den bestehenden Messungen koppeln. Erste Vergleiche zeigen, dass die morpho-chemische Partikelanalyse auch für die PM10 Bestimmung mit optischen Partikelzählern sinnvoll eingesetzt werden können. Im Gegensatz zu den bisherigen Messmethoden (TEOM FDMS, Betameter etc.) basieren die

¹ Partikelcharakterisierung an sechs Immissionsstandorten im Kanton Aargau



Partikelzähler und die mikroskopischen Messmethoden auf den gleichen physikalischen Grundprinzipien und lassen sich deshalb gut miteinander vergleichen.

Die Messresultate zeigen einmal mehr auf, dass eine Senkung der PM10 Konzentration hauptsächlich über die Reduktion der PM2.5 Fraktion möglich ist. Da diese vorwiegend aus sekundären Verbindungen besteht, müssen die gasförmigen Vorläufer-Schadstoffe (VOC, NO_x und NH₃) dieser Komponenten gesenkt werden. Für eine Minimierung des Schädigungspotentials muss zusätzlich die dunkle Partikelfraktion aus dem Strassen- und Eisenbahnverkehr im Grobstaubanteil des PM10, der Russanteil im PM2.5 weitgehend gesenkt werden. Dies bedeutet, dass die Senkung der PM10 resp. PM2.5 Massenkonzentration und die Verminderung des Gesundheits-Gefährdungspotentials durch Partikel nach unterschiedlichen Massnahmen verlangt.

Baudirektion
8/78

2. Einleitung

Bei den Partikeln wird in der Luftreinhalteverordnung zwischen Staubniederschlag und Feinstaub (PM10) unterschieden. Beide Methoden beurteilen die Staubbelastung über die Massenkonzentration resp. der sedimentierten Masse. Sie ergeben keinerlei Informationen zur Partikelgrössenverteilung, der Partikelform (z.B. Fasern, sphärische Partikel etc.) und der chemischen Zusammensetzung der einzelnen Partikel. Natürlich lassen sich die gesammelten Partikel auf ihre chemische Zusammensetzung analysieren. Bei dieser "Bulkanalytik²" gehen jedoch die Strukturdaten der chemischen Verbindungen in den meisten Fällen verloren und die Information besteht aus einem prozentualen Elementverhältnis ohne Zuordnungsmöglichkeiten zur Morphologie. Mit diesen Summenparametern ist es in der Regel unmöglich Rückschlüsse auf Quellen und deren Verursacher zu ziehen. Einen morphologischen Informationsmehrwert ergeben die zunehmend eingesetzten optischen Partikelzähler, welche ausser der Massenkonzentration auch Angaben zur Partikelgrössenverteilung liefern. Aber auch diese Methode liefert keine chemischen Angaben zu den einzelnen Partikeln.

Im Gegensatz zur Bulkanalytik können mit der Einzelpartikelanalyse die Morphologie und die chemische Zusammensetzung von einzelnen Partikeln in einem Analysenschritt bestimmt werden. Mit diesen Daten lassen sich die Partikel sehr gut charakterisieren. Durch die Erhebung von morpho-chemischen Fingerprints von Emissionsproben kann auch die Partikelherkunft in Immissionsproben bestimmt werden.

Das AWEL hat 2014 beschlossen, diese neuen Möglichkeiten zu nutzen und die Staubbelastung an vier Immissionsmessstandorten im Kanton Zürich morpho-chemisch zu charakterisieren. Der vorliegende Bericht enthält die Resultate aus diesem Messprojekt. Zusätzlich sind die methodischen Erkenntnisse und Erfahrungen, welche im Laufe des Projektes entstanden sind, enthalten. Diese können für eigene oder externe Nachfolgeprojekte wertvoll sein.

² Gemeint ist die Analyse eines Stoffes oder eines Elementes ohne darauf einzugehen, in welcher Form resp. Phase dieser vorliegt (z.B. Sulfat Anion, dieses kann als Natrium, Kalium etc. Salz vorliegen)

Baudirektion
9/78

3. Methodik

3.1. Übersicht Staubquellen und Partikel-Grössenverteilung

Partikel können durch viele verschiedene Prozesse entstehen und je nach Quelle unterschiedliche Partikeldurchmesser und chemische Eigenschaften aufweisen. Die Abbildung 2 gibt einen groben Einblick dazu.

Quelle	PM >2.5-≤10 μm und PM>10 – 80 Vorkommen: Quellennah	PM ≤2.5 μm (primär) Vorkommen: Quellen- nah & als Hintergrund	PM ≤2.5 μm (sekundär) Vorkommen: als Hintergrund
	Silikate Mischpartikel (Aufwirbelung) Pneuabrieb, Bremsabrieb Metalle (Korrosion)	EC Schwermetalle (Schmiermittel, Bremsabrieb) Nichtmetalle	$VOC \rightarrow OM$ $NO_2 \rightarrow NO_3$ $SO_2 \rightarrow SO_4$
Ä	Siliziumdioxid Metalle (Korrosion, Abrieb)	Schwermetallabrieb (thermische Prozesse)	VOC → OM
50	Tonmineralien Mineralische Dünger Organische Dünger	EC	$VOC \rightarrow OM$ $NH_3 \rightarrow NH_4$
Š	Flugasche	EC, OM Mineralische Bestandteile Schwermetalle (Abfall- verbrennung)	VOC → OM Schwefel → SO ₄ Stickstoff → NO ₃
	Leichtmetalle Schwermetalle Mineralischer Abrieb Organischer Abrieb	Metalle (thermische Prozesse) Mineralische Bestandteile Nichtmetalle	VOC → OM Schwefel → SO ₄
R.	Tonmineralien Silikate, Karbonate Pneuabrieb Metalle (Korrosion und Bearbeitung)	EC (wenig bei funktionierenden DPF)	$VOC \rightarrow OM$ $NO_2 \rightarrow NO_3$ $SO_2 \rightarrow SO_4$
	Mineralische Bestandteile (Asbest) Organische Bestandteile Metallspuren	Organische Fasern Anorganische Fasern (Asbest)	$NH_3 \rightarrow NH_4$ $SO_2 \rightarrow SO_4$
*	Pollen Pflanzenfragmente	Sporen, Bakterien	∨ос → ом

Abbildung 2: Quellen und ihre morpho-chemischen Partikelbeiträge Quelle Particle Vision GmbH

Baudirektion
10/78

Die Tabelle 1 gibt Auskunft über Umweltpartikel, ihrer Herkunft und Häufigkeit.

Partikelklasse	Herkunft	Typische Grösse	Häufigkeit
Mineralische Partikel (Quarz, Kalzit, Silikate, Dolomit)	Erdkruste	1 – 50 µm	++++
	Bautätigkeit Kiesabbau	1 – 100 µm	++++
Eisenoxid	Erdkruste	>2.5 µm	++++
Gips, Kaliumsalze	Erdkruste Bautätigkeit	< 2 μm 1 – 100 μm	+++ ++
Streusalz (Halit)	Natur / Verkehr	1 - 50 µm	+/+++
Biogene Partikel			
Pollen, Pflanzenreste	Natur	20 – 40 µm	+++ (Marz- Aug.)
Sporen, Bakterien	Natur	< 5 µm	+++
Insektenteile	Natur	10 – 40 µm	+++ (März – Okt.)
Abrieb			
Pneuabrieb	Strassenverkehr	2.5 – 40 µm	+++ (Strassennah)
Metallabrieb (Eisen, Kupferspuren)	Schiene / Oberlei- tung	< 5 µm	+++ (Eisenbahnnah)
Zementabrieb	Strassen, Bauwer- ke	1 – 40 µm	+++ (Stadt)
Verbrennungspartikel			
Russ	Heizungen, Ver- kehr	<2.5 µm	++++
Aschen	Heizungen, Indust- rie	> 2.5 μm	+

Tabelle 1: Partikelklassen, Partikelquellen, Partikelgrössenbereich und Häufigkeit, Quelle VDI2119:2013 und Particle Vision GmbH

++++ massenhaft +++ häufig ++ vereinzelt + selten

3.2. Definitionen zur Partikelgrössenklassierung

Im vorliegenden Projekt werden verschiedene Partikeldefinitionen verwendet. Es ist zu beachten, dass je nach Messmethode der aerodynamische, der optische oder der geometrische Durchmesser zur Anwendung kommt. Beim aerodynamischen Durchmesser ist die Dichte Bestandteil des Durchmessers, währenddessen dies bei den anderen zwei Durchmessern nicht der Fall ist. Deshalb ist für methodische Vergleiche (z.B. zwischen HVS und Sigma-2, oder zwischen FIDAS-200 und TEOM) eine Umrechnung zwingend.

Für die lufthygienische Beurteilung der Luft wird der aerodynamische Partikeldurchmesser verwendet. Die Definition dafür lautet:

Der aerodynamische Durchmesser ist definiert als der Durchmesser eines kugelförmigen Partikels mit der Dichte 1 g/cm³, der dieselbe Sinkgeschwindigkeit aufweist wie das zu betrachtende Partikel mit einer abweichenden Dichte von 1 g/cm³.

Die Beziehung zwischen beiden Durchmesserdefinitionen ist wie folgt definiert:

$$d_{so} = d_g \sqrt{\frac{\rho_p}{\rho_0 \cdot \chi}}$$

Dabei ist:

- ρ_p Partikeldichte
- ρ_0 Einheitsdichte (= 1 g/cm³)
- χ dimensionsloser Formfaktor (= 1 für sphärische Partikel)

Es ist zu beachten, dass Partikel mit einem geometrischen Durchmesser zwischen 2.5 und 10 µm nur dann zur PM10 Fraktion gezählt werden dürfen, wenn dieser Durchmesser nach der Berücksichtigung der Dichte immer noch innerhalb der PM10 Abscheidekurve liegt.

Beispiel: Ein sphärisches Eisenoxidpartikel mit einem geometrischen Durchmesser von 10 μ m und einer angenommenen Dichte von 5.5 g·cm⁻³ hat einen aerodynamischen Durchmesser von 23.5 μ m und gehört deshalb nicht mehr zur PM10 Fraktion.

3.3. Grössenselektive Probenahme

Die Partikelherkunftsbestimmung mittels herkömmlicher Analytik ist nicht oder nur mit hohem analytischem Aufwand möglich. Ein wichtiger Grund dafür stellt die aus Quellensicht unselektive Probenahme dar. Zum Beispiel sind auf einem High Volume Sampler Filter Milliarden von Partikeln von wenigen Nanometern bis zu ca. 15 µm aerodynamischem Durchmesser abgeschieden, welche aus vielen verschiedenen Quellen stammen können. Durch

die hohe Anzahl ist eine morpho-chemische Analyse einzelner Partikel nicht mehr möglich. Im vorliegenden Projekt wurde der Grobstaub und der Feinstaub separat beprobt. Für den Grobstaub wurde der Sigma-2 Passivsammler eingesetzt, mit welchem Partikel zwischen d_g 2.5 und 80 µm gesammelt werden können. Der Feinstaubanteil d_{ae} ≤2.5 µm wurde mit einem Minivolume-Sampler der Firma Leckel (Mini VS-C) beprobt.

Die grössengesplittete Probenahme hat den Vorteil, dass Verbrennungspartikel und sekundär entstehende Partikel getrennt von den Abriebpartikeln erfasst und analysiert werden können. Dies ist für die Partikelcharakterisierung und für die Quellenzuordnung von Vorteil, da dadurch die Komplexität des Partikelgemisches vermindert werden kann.

Dank dem kleinen Durchfluss des Leckel VS-C kann die Probenahme parallel zum Sigma-2 durchgeführt werden. Damit besteht eine identische zeitliche Basis für die Datenauswertung beider Partikelgrössenfraktionen.

3.4. Grobstaub d_g 2.5 – 80 μ m

3.4.1. Passive Probenahme

Die Probenahme des Grobstaubes wurde mit dem Sigma-2 Passivsammler durchgeführt. Die mit der natürlichen Luftströmung transportierten Partikel gelangen ins windberuhigte Innere des Passivsammlers. Dort sedimentieren die Partikel mit einem geometrischen Durchmesser zwischen d_g 1 und 80 µm und setzen sich auf einem Deckgläschen von 768 mm² (32 x 24 mm) Fläche für die Lichtmikroskopie ab³. Dieses ist auf der Oberseite mit einem witterungsbeständigen Kleber von ca. 10 µm beschichtet, damit die Partikel auch beim Transport ins Labor nicht verloren gehen. Zusätzlich zu diesem Substrat wird auch ein Kohlenstoffklebepad exponiert, welches für die Analyse mit dem Rasterelektronenmikroskop (REM) benutzt wird. Die zweiwöchige Probennahme erfolgte über die gesamte Messperiode. Die exponierten Proben wurden per Post an die Forschungsstelle für Umweltbeobachtung AG (FUB) gesendet.



Abbildung 3: Sigma-2 Passivsammler und Standardsubstrat für die Lichtmikroskopie und die Rasterelektronenmikroskopie

³ Gemäss VDI Richtlinie 2119:2013 ist der Sigma-2 Passivsammler für die Probenahme d_g>2.5 μ m zertifiziert. Verschiedene Versuche haben jedoch gezeigt, dass auch Partikel bis d_g> 1 μ m damit gesammelt werden können.

3.4.2. Analytik

Ca. 6 mm² in der Mitte des Deckgläschens werden unter einem Zeiss Auflichtmikroskop gerastert. Die entstehenden 100 Bilder werden entzerrungsfrei zu einem einzigen Bild zusammengesetzt. Dieses Bild stellt die Grundlage für die Bildverarbeitung dar. Diese vermisst die Partikel und berechnet rund ein Dutzend optische und morphologische Parameter. Die morphologischen Parameter beziehen sich immer auf geometrische Aussagen. Aus diesen Daten wird in der Folge die Partikelanzahlsedimentationsrate, die Anzahl- und die Massenkonzentration in 5 Grössenklassen berechnet. Zusätzlich wird noch nach hellen und dunklen Partikelfraktionen differenziert. Die dunklen Partikel können als anthropogen bezeichnet werden und bestehen vor allem aus Russ, Strassen- und Reifenabrieb und Metalloxiden. Die hellen Partikel bestehen hauptsächlich aus mineralischen- und biologischen (Pollen, Sporen, Bakterien, Schimmelpilze etc.) Partikeln.

Proben, welche unter dem Lichtmikroskop (LM) auffällig erscheinen, können im Nachhinein mittels Rasterelektronenmikroskopie (REM) gekoppelt mit energiedispersiver Röntgenspektroskopie (EDS) auf ihre chemische Zusammensetzung analysiert werden. Diese Analytik wird auch auf Einzelpartikeln durchgeführt. Mit den Angaben aus diesem Analytikschritt lassen sich Rückschlüsse auf die Partikelherkunft ziehen.





Baudirektion
14/78

3.5. Feinstaub d_{ae} <2.5 μm

3.5.1. Aktive Probennahme

Für die aktive Probennahme wurde ein Minivolume-Sampler der Firma Leckel, (Berlin) benutzt. Dieser wurde mit einem PM2.5 Impaktor für einen Fluss von 200 I·h⁻¹ betrieben. Damit lassen sich Probenahmen zwischen 1 und 4 Wochen Dauer realisieren, ohne dass die Filterkapazität überschritten wird. Der Vorteil dieser Probenahme besteht darin, dass für PM2.5 und für die nicht poolbare EC und OC Analytik im Gegensatz zu der HVS Probenahme eine stichprobenfreie Zeitreihe vorhanden ist. Nachteilig kann sein, dass dieses Vorgehen keine zeitlich hochaufgelösten Daten ergibt.

Das Gerät braucht ca. 20 W Strom und wiegt rund 13 kg und ist wettertauglich. Da es jedoch über keinen automatischen Probenwechsler verfügt, müssen die Filter für jedes Probennahme-Intervall vor Ort ausgewechselt werden. Die Partikelabscheidung erfolgte auf 47 mm Pall Quarzfaserfilter.

Obwohl bei der Verwendung von Faserfiltern eine quantitative Einzelpartikelanalyse aufgrund der unregelmässigen Oberfläche nicht möglich ist, wurde diese Methode für die Charakterisierung der PM2.5 Grössenfraktion gewählt (Abbildung 5, links). Diese Fraktion besteht hauptsächlich aus sekundären Partikeln aus organischem Material, Sulfaten, Nitraten und Ammonium. Da einzelne Komponenten (z.B. NO₂ zur Bildung von NO₃⁻) aus verschiedenen Quellen wie dem Verkehr, Prozesswärme etc. stammen können, ist eine quantitative Herkunftsbestimmung nicht möglich. Deshalb kann man sich auf die Bulkanalytik der einzelnen Komponenten beschränken, ohne wichtige Informationen zu verlieren.



Abbildung 5: links: Glasfaserfilter mit Umweltpartikeln; rechts: Sigma-2 Substrat mit einzelnen Umweltpartikeln

Der Fluss wurde einerseits über das angezeigte Probenahmevolumen und über die Laufzeit des Gerätes (zweiwöchentlich), und mittels Durchflussmessungen mit einem kalibrierten Massflow-Controller in Zeitabständen von ca. 3 Monaten überwacht. Die Wartung (Prallplatte, Reinigung der Düsen) erfolgte im Zeitabstand von ca. 3 Monate, resp. in Abhängigkeit der Partikelbelastung des Standortes).

Baudirektion
15/78



Abbildung 6: Leckel Minivolume-Sampler VS-C

3.5.2. Analytik

Für die Inhaltstoffanalytik wurde der Quarzfilter mit einem Spezialwerkzeug geviertelt sodass für jede Analytik-Methode ein repräsentatives Filtersegment zur Verfügung stand. Die Verwendung von Filtersegmenten hat den Vorteil, dass unregelmässige Partikelverteilungen aufgrund radialer Partikelabscheidung zu keinen oder nur minimalen Analysenfehlern führt.

Gravimetrie

Das wägen der Filter wurde vom Umwelt und Gesundheitsschutz-Labor der Stadt Winterthur mit einer Mikrowaage des Typs Comparator AT21 von Mettler durchgeführt.

EC OC Analytik

Diese Analytik wurde von der Firma mz partner GmbH, Neudorf mit einem Sunset OC/EC Lab Analyzer mit der thermo-optischen Transmissionsmethode (TOT) unter Verwendung des EUSAAR-2 Protokolls durchgeführt.

Kaliumanalytik

Diese Analytik wurde von der Firma FUB, Forschungsstelle für Umweltbeobachtung, Rapperswil mit einem DIONEX Ion Chromatograph, Modell ICS-1600 durchgeführt.

EC und OC Differenzierung in fossilen und nichtfossilen Anteil

Die Differenzierung des elementaren und organischen Kohlenstoffes aus fossilen und nichtfossilen Quellen wird über Kalium als Tracer für Holz und holzähnliche Brennstoffe durchgeführt. Dazu wird der Umstand ausgenutzt, dass sich das Kalium bei der Verbrennung der Biomasse zum grössten Teil verflüchtigt und zusammen mit den restlichen Schadstoffen an die Umgebung abgegeben wird. Dieses Kalium liegt in der PM2.5 Grössenfraktion vor und ist gut wasserlöslich.

Das Verhältnis zwischen EC resp. OC und Kalium ist nicht konstant. Gemäss Literatur entsteht EC bei hohen Verbrennungstemperaturen unter Luftunterschuss, währenddessen OC vor allem bei tiefen Temperaturen unabhängig vom Sauerstoffanteil (Lambda) entsteht. In der Praxis bedeutet dies, dass bei der Holzverbrennung immer OC (Anfeuerungsprozess mit tiefer Temperatur) entsteht, EC grösstenteils in Abhängigkeit der Verbrennungskonditionen. Eine hohe EC Emission geht dabei auf Kosten der OC Emission, da in diesem Fall ein Teil des OC zu EC pyrolysiert wird. Dieser Sachverhalt wird bei der Differenzierung (Kaliummodell) zwischen Holz- und Verkehrsanteil entsprechend berücksichtigt.

Baudirektion
16/78

Allfällige Interferenzen durch Kaliumgehalte im Streusalz, sowie das Kalium in Mineralien und in biologischen Partikeln werden durch die grössenselektive Probenahme (PM2.5) und die Einschränkung auf das wasserlösliche Kalium minimiert.



Abbildung 7: Korrelation zwischen wasserlöslichem Kalium und EC resp. OC im PM2.5 (Quelle: Daten aus versch. Messprojekten), Quelle: Particle-Vision GmbH

REM/EDS Mikroskopie

Die Kohlenstoffklebepads aus dem Sigma-2 Passivsammler werden mit 40 nm Kohlenstoffbeschichtet, um die elektrische Leitfähigkeit der Partikel zu gewährleisten.

Das Auffinden der Partikel erfolgt in einem ersten Schritt vollautomatisch durch den chemischen Kontrast der Partikel auf dem kohlenstoffhaltigen Substrat. Partikel aus schwereren Elementen als Kohlenstoff erscheinen mit einem hellen Kontrast (Abbildung 8). Dies ist auch der Grund, warum kohlenstoffdominante Partikel mit dieser Methode nicht erkannt werden können. In einem zweiten Schritt werden die Partikel aufgrund der gespeicherten Koordinaten vom EDS Detektor automatisch angefahren und auf ihre chemische Zusammensetzung analysiert. Die Datenplausibilisierung findet im Rahmen der Auswertung mit dem Partikelklassifikator PACLA statt. Zusätzliche Plausibilitätstest werden stichprobenmässig manuell durchgeführt, wobei auch die hochaufgelösten Partikelbilder aufgenommen werden.



Abbildung 8: Sekundärelektronenbild zur Partikelerkennung

Baudirektion
17/78

4. Messkonzept

4.1. Messstandorte



Baudirektion
18/78



Abbildung 9: Beschreibung der Messstandorte

Baudirektion
19/78

4.2. Messinfrastruktur und Messumfang

An allen Standorten wurden die identischen Messgrössen mit identischer Messinfrastruktur erhoben.

Grobstaub d _g 2.5 - 80 µm		
•		
	Zweiwochenauflösung	grössenklassierte Massenkonzentration der hellen Partikel
Sigma-2 Passivsamm- ler	Zweiwochenauflösung	Grössenklassierte Massenkonzentration der dunklen Partikel
	Zweiwochenauflösung	Morpho-chemische Charakterisierung mittels REM/EDS (für einzelne Proben ⁴)
Feinstaub d _{ae} <2.5 μm		
	Zweiwochenauflösung	Massenkonzentration
Minivolume-Sampler VS-C	Zweiwochenauflösung	Elementarer Kohlenstoff (EC)
	Zweiwochenauflösung	Organischer Kohlenstoff (OC)
	Zweiwochenauflösung	Kalium im Winter, und teilweise Herbst und Frühling
	Vierwochenauflösung	Kalium im Sommer

Tabelle 2: Probennahme und zeitliche Auflösung der Analytik

⁴ Es wurden nur Proben analysiert, welche bei der Lichtmikroskopie als auffällig erschienen

Baudirektion
20/78

4.3. Datenverfügbarkeit und Datenqualität

Die Tabelle 3 gibt einen Überblick der Datenverfügbarkeit über das gesamte Projekt hinweg.

	WId-H	WId-A	Zrh-K	Opf-B
	[%]	[%]	[%]	[%]
Grobstaub	100	100	100	100
PM2.5	69	69	69	65
EC; OC	100	100	100	96
Anionen (Sulfat,	100	100	100	96
Chlorid, Nitrat)				
Kationen (Kalium)	100	100	100	100

Bei der PM2.5 Gravimetrie kam es anfänglich zu einem grösseren Messfehler. In der Annahme, dass es für die mechanisch unstabilen Quarzfaserfilter besser sein könnte, diese mit dem Filtergehäuse zu wägen, kam es zu Messartefakten, da die Filterhalter durch das Berühren mit den Händen auch Hautfett aufnahmen. Dies führte dazu, dass das Nettogewicht zu hoch war und damit die PM2.5 Konzentrationen zu hoch ausfielen. Dieser Fehler wurde durch das wägen der Filter ohne Filterhalter für die nachfolgenden Proben eliminiert. Die Werte der ersten acht Messperioden wurden verworfen und ein entsprechendes Modell für den Wertersatz gesucht. Ein solches konnte auch gefunden werden. Damit liessen sich ausser der ersten Messperiode mit ausserordentlich hohen OC Konzentrationen alle fehlenden PM2.5 Werte berechnen. In Opfikon-Balsberg kam es in der letzten Periode zu einem Manipulierfehler am Minivolume-Sampler, was zu einem Filterverlust dieser Messperiode führte.

Für Zürich-Kaserne konnten die PM2.5 Daten aus den NABEL Messungen übernommen werden. Dieselben Inputdaten wurden für ein Regressionsmodell für die restlichen drei Messstandorte benutzt. Die daraus resultierenden Regressionskoeffizienten sind in der Tabelle 4 aufgelistet. Für den Hintergrundstandort Wald-Höhenklinik sind die Modelldaten nicht sehr befriedigend. Da jedoch keine bessere Lösung gefunden werden konnte, wurden sie trotzdem verwendet.

	Modellinputdaten: PM2.5 Zrh-K NABEL
Wld-H (Per. 1-8)	a=0.59 b=+0.3 r ² = 0.65
Wld-A (Per. 1-8)	a=0.75 b=+0.3 r ² = 0.87
Zrh-K (Per. 1-8)	a=0.79 b=-0.7 r ² = 0.98
Opf-B (Per. 1-8 & 26)	a= 0.92, b=2.2, r ² =0.99

 Tabelle 4: Modellqualität zur Berechnung des PM2.5 für die Messperioden 1-8

4.4. Meteorologische Verhältnisse während der Messkampagne

Die Jahresmitteltemperatur 2014 lag im Mittelland 1.0 bis 1.4 Grad über der Norm 1981 – 2010.

Der Jahresniederschlag erreichte in den meisten Regionen normale oder etwas unterdurchschnittliche Mengen. So richtig Sommer wurde es nur während einer rund einwöchigen Hitzewelle in der ersten Junihälfte. Während den Hochsommer-Monaten Juli und August bestimmten häufige und kräftige Regenfälle den Witterungsverlauf. Extrem viel Regen fiel vor allem im Juli. In der westlichen Hälfte der Schweiz wurden an zahlreichen, in der östlichen Hälfte an einzelnen Messstationen neue Juli-Rekordsummen gemessen. Die Sonnenscheindauer bewegte sich verbreitet im Bereich der Norm 1981 – 2010. Gebietsweise wurde allerdings auch eines der sonnenreicheren Jahre aufgezeichnet, so in Zürich mit 111 Prozent.



Abbildung 10: Niederschlaggrafik 2014 für Zürich-Fluntern (Balken = Tagessummen, Ausgezogene Linie = langjährige Monatssummen (1981-2010), gestrichelte Linie = Monatssumme 2014; Quelle Meteoschweiz

Die Wetterbedingungen haben einen direkten Einfluss auf Luftschadstoffe. Der Sommer 2014 war kalt und regnerisch und führte deshalb zu einer im Mehrjahresvergleich tiefen Partikelbelastung. Dies ist bei der Interpretation der nachfolgenden Messresultate und Interpretationen zu beachten.

Meteorologische Bedingun- gen	Einfluss auf Grobstaub (d _g 2.5 – 10 μm)	Einfluss auf Feinstaub (d _{ae} <2.5 μm)
Feuchte Oberflächen	verminderte Aufwirbe- lung	
Regen	Erhöhung des geometri- schen Durchmessers → je nach Partikeldichte kleinerer oder grösserer aerodynamischer	weniger wasserlösliche Salze

Baudirektion
22/78

	Durchmesser	
Gischt (partikelhaltige Tröpf- chen)	Verschiebung der gro- ben Partikel in Richtung kleinere Partikeldurch- messer	

Tabelle 5: Einflussfaktoren auf die verschiedenen Partikelklassen

Baudirektion
23/78

5. Resultate

5.1. Grobstaubfraktion d_{ae} 10 - 80 μm

Grobstaubpartikel mit einem geometrischen Durchmesser grösser als 10 µm treten sehr lokal auf, da die Masse dieser Partikel gross ist und sie deshalb eine hohe Sedimentationsgeschwindigkeit aufweisen. Falls solche Partikel auftreten, ist die Quelle in nächster Umgebung lokalisiert. Gefrorene, schneebedeckte und nasse Oberflächen erschweren die Resuspension durch Wind oder durch anthropogene Aktivitäten, weshalb die Konzentration in der Regel in den Wintermonaten auf ein Minimum absinkt.

Die wichtigsten Vertreter dieser Partikelfraktion sind Mineralstaub und Pollen. Das Maximum der Pollenkonzentration tritt im Frühjahr auf.

5.1.1. Standortvergleich der hellen Partikel

Der Messstandort Opfikon-Balsberg weist die höchste Belastung auf. Die erhöhte Konzentration zwischen KW 16 und 20 ist auf Pollen zurückzuführen. Die Konzentrationsspitzen ab KW52 sind auf Streusalzpartikel zurückzuführen.

Auffällig ist der Verlauf des Messstandortes Zürich-Kaserne, welcher ab KW18 grosse Ähnlichkeiten mit Wald-Höhenklinik, danach einen fast identischen Verlauf wie der Messstandort Opfikon-Balsberg und gegen Jahresende ähnlich wie Wald Altersheim verläuft. Eine Erklärung für dieses Verhalten wurde nicht gefunden und ist sehr wahrscheinlich zufälliger Natur.



Abbildung 11: zeitlicher Massenkonzentrationsverlauf der hellen Partikel d_{ae} 10 – 80 μm

5.1.2. Standortvergleich der dunklen Partikel

Im Gegensatz zu den hellen Partikeln ist bei den dunklen Partikeln kein eindeutiger Jahresgang zu beobachten. Hier spielen die gefrorenen, nassen oder schneebedeckten Oberflächen nur noch eine untergeordnete Rolle, da diese Partikel nicht nur durch Aufwirbelung, sondern auch aus ständig aktiven Quellen wie Strassenverkehr, Industrie und Gewerbe



6.0 dunkel d_{ae} 10 - 80 μm [μg·m⁻³] 5.0 4.0 3.0 2.0 1.0 0.0 tmag twoa thos this twy tn20 tn30 twas twaa twy Opf-B Zrh-K Wld-H Wld-A

stammen. Dies führt zu einem eher flachen zeitlichen Konzentrationsverlauf. Die Konzentrationsminima- und Maxima sind hauptsächlich auf wetterbedingte Effekte zurückzuführen.

Abbildung 12: zeitlicher Massenkonzentrationsverlauf der dunklen Partikel dae 10–80 µm

Der Verkehrseinfluss am Messstandort Opfikon-Balsberg ist sehr deutlich zu erkennen. Die deutlich tiefere Massenkonzentration am Messstandort Zürich-Kaserne zeigt auf, dass bedeutend weniger Strassenverkehr vorhanden ist und dass die abgeschottete Innenhoflage eine Barriere für Partikel grösser als 10 µm aerodynamischem Durchmesser darstellt.

→ Die dunklen Partikel mit einem Durchmesser von 10 – 80 µm sind ein guter Indikator für Strassenverkehrsabrieb (Maximum zwischen 20 – 40 µm), im wesentlichen Reifenabrieb.



Abbildung 13: Standortvergleich der dunklen und hellen Partikel d_{ae} 10 – 80 µm, Jahresmittelwerte

Die Abbildung 13 zeigt auf, dass der Messstandort Wald-Höhenklinik eine tiefere Belastung an hellen Partikeln aufweist, was auf die sehr ländliche Lage zurückzuführen ist. Die Konzentration der hellen Partikel dürfte nahe der natürlichen Hintergrundbelastung für diese

Baudirektion
25/78

Höhenlage liegen. Die Höhenlage und die damit verbundene Vegetation haben einen direkten Einfluss auf die biogenen Partikel. Die restlichen drei Messstandorte liegen konzentrationsmässig mit einem Jahresmittel zwischen 5.1 und 6.0 μg·m⁻³ sehr nahe beieinander. Die Belastung an dunklen Partikeln weist auf einen Zusammenhang zwischen Strassennähe und dem darauf abgewickelten Verkehrsaufkommen auf. Sie variiert zwischen 0.6 (Wald-Höhenklinik) und 3.4 (Opfikon-Balsberg) μg·m⁻³.

5.2. Grobstaubfraktion d_{ae} 2.5 - 10 µm (Coarse)

Diese Grössenfraktion ist Bestandteil des PM10. Im Gegensatz zu den noch gröberen Partikeln sind Partikel dieser Grösse ohne Ereigniseinflüsse räumlich homogener verteilt. Dies weist darauf hin, dass diese Partikel eine höhere Verweilzeit in der Atmosphäre haben und sich über grössere Distanzen ausbreiten können.

Die wichtigsten Vertreter dieser Partikelgruppe sind Mineralstaub, Eisenabrieb, Sporen und Bakterien. Sporen treten im Gegensatz zu den Pollen ganzjährig, mit einem Minimum im Winter, auf. An strassennahen, vielbefahrenen Standorten führt das Streusalz, welches in dieser Grössenfraktion auch vorkommt, zu einem Konzentrationsmaximum wie z.B. in Opfikon-Balsberg.

5.2.1. Standortvergleich der hellen Partikel

Im Vergleich zu den gröberen Partikeln mit d_{ae} 10 – 80 µm, ist bei den hellen Partikeln kein eindeutiger Jahresgang zu erkennen. Sichtbar sind jedoch einzelne standortspezifische Peaks. (Abbildung 14) Der Messstandort Opfikon-Balsberg weicht mit Beginn von KW52 extrem von den restlichen Messstandorten ab.



Abbildung 14: zeitlicher Massenkonzentrationsverlauf der hellen Partikel dae 2.5 - 10 µm

Die erhöhten Konzentrationen an diesem Messstandort sind vorwiegend auf Streusalz und andere helle (mineralisch, biologische) Partikel zurückzuführen (*Abbildung 14* und 15).

Hierbei spielt jedoch auch eine Sammeleigenschaft des Sigma-2 Passivsammlers eine Rolle (Details im Kap. 7.6). Ein weiteres dominantes Ereignis ist am Standort Wald-Höhenklinik in der KW48 zu erkennen. Dabei handelt es sich um die Immissionen mineralischer Partikel, welche durch Strassenunterhaltsarbeiten ausgelöst wurden.

Baudirektion
26/78



Abbildung 15: lichtmikroskopisches Bild von Streusalzkristallen in der Sigma-2 Probe der KW52 von Opfikon-Balsberg (Bildbreite 1.6 mm)

Die Abbildung 16 zeigt, dass die Jahresmittelwerte an hellen Partikeln an den Messstandorten Wald-Höhenklinik, Wald-Altersheim und Zürich-Kaserne ähnlich hoch sind. Eine Ausnahme bildet der verkehrsexponierte Messstandort Opfikon-Balsberg, welcher wie schon erwähnt, durch das Streusalz und die Sigma-2 Sammeleigenschaft, beeinflusst wird.



Abbildung 16: Jahresmittelwerte der hellen Partikel dae 2.5-10 µm

Der Streusalzeinfluss am Messstandort Opfikon-Balsberg ist im 1. Quartal (Winter) gut sichtbar (Abbildung 17). Auch das Quartal 2 (Frühling) ist davon noch leicht beeinflusst. Die grösseren Standortunterschiede im 1. Quartal sind auf die unterschiedlichen Oberflächenverhältnisse zurückzuführen. Am Standort Wald-Höhenklinik ist die Bodenoberfläche öfter und länger schneebedeckt. Damit ist eine Resuspension von Partikeln aus der Erdkruste eingeschränkt. Das 3.Quartal (Sommer) zeigt, dass die Konzentration an allen vier Standorten in einem engen Bereich liegt. Daraus lässt sich schliessen, dass auch der Messstandort Opfikon-Balsberg ohne Streusalzeinfluss eine ähnliche Jahresbelastung wie die anderen drei Standorte aufweisen würde, und die Konzentration der hellen Partikel mit Durchmesser dae 2.5 -10 räumlich sehr homogen ist. Die höhere Konzentration im 4. Quartal (Herbst) am Standort Wald Höhenklinik ist, wie schon erwähnt auf Strassenbauarbeiten zurückzuführen. In der gleichen Periode treten am Messstandort Opfikon-Balsberg, erhöhte Konzentrationen biologischer Partikel auf (Kap. 5.5.4)





Abbildung 17: saisonaler Konzentrationsverlauf der hellen Partikel d_{ae} 2.5-10 µm 1 Q = Dez – Feb; 2 Q = Mar – Mai; 3. Q = Jun – Aug; 4.Q = Sep - Nov

5.2.2. Standortvergleich der dunklen Partikel

Die zwei Messstandorte Wald-Höhenklinik und Wald-Altersheim weisen interessanterweise eine fast identische Belastung auf, obwohl sie eine unterschiedliche Standortcharakteristik aufweisen (Kap. 4.1). Für den Messstandort Wald-Altersheim würde man aufgrund der Siedlungsnähe eine höhere Belastung an dunklen Partikeln erwarten. Eine Erklärung dafür könnte sein, dass der Messstandort durch die erhöhte Lage und die Westexposition zum Dorfkern nicht von den Dorfemissionen beeinflusst wird. Nur ausgeprägte Inversionslagen z.B. ab KW06 lassen auch an diesem Standort die Konzentration merkbar ansteigen.



Abbildung 18: zeitlicher Massenkonzentrationsverlauf der dunklen Partikel d_{ae} 2.5 - 10 μm

Baudirektion
28/78



➔ Die Konzentration dunkler Partikel ist standortabhängig und nimmt mit zunehmendem Verkehr und industrialisierter Lage zu (Abbildung 19).

Abbildung 19: Jahresmittelwerte der dunklen Partikel dae 2.5-10 µm

Im Gegensatz zu den hellen Partikeln reagieren die dunklen Partikel standortspezifischer und haben keinen deutlichen Einbruch im 1. Quartal. Wie schon am Anfang dieses Kapitels erwähnt, hängt dies damit zusammen, dass die verursachenden Quellen permanenter Natur sind (Verkehr, Industrie etc.). Der ausgeprägte Jahresgang am Messstandort Opfikon-Balsberg hängt mit der Zusatzbelastung durch Mischpartikel aus Streusalz und anderen dunkel erscheinenden Komponenten, welche in der lichtmikroskopischen Auswertung zu den dunklen Partikeln mitgezählt werden, zusammen.



Abbildung 20: saisonaler Konzentrationsverlauf der dunklen Partikel d_{ae} 2.5-10 µm 1 Q = Dez – Feb; 2 Q = Mar – Mai; 3. Q = Jun – Aug; 4.Q = Sep - Nov

Baudirektion
29/78

5.2.3. Vergleich der zwei Grobstaubfraktionen

Die Abbildung 21 zeigt, dass die Konzentration der zwei Partikelgrössenklassen d_{ae} 2.5 - 10 µm und d_{ae} 10-80 µm einen ähnlichen Verlauf aufweist. Einerseits ist dies auf den Wettereinfluss zurückzuführen, welcher die Partikel beider Grössenfraktionen identisch beeinflusst, andererseits bedeutet es, dass die Partikel möglicherweise aus Quellen stammen, welche Partikel beider Grössenfraktionen emittieren.

Sehr deutlich ist dieser parallele Verlauf bei den dunklen Partikeln am Standort Wald-Höhenklinik oder bei den hellen Partikeln am Messstandort Zürich-Kaserne zu erkennen. Beispiele dafür sind Wald-Höhenklinik in KW48 und die KW 44 in Zürich Kaserne bei den hellen Partikeln.

Erhöhte Konzentrationen grober Partikel $d_{ae} > 10 \ \mu m$ lassen eher auf eine nahgelegene Quelle schliessen. Falls nur die feinere Fraktion erhöht ist, kann die Quelle in grösserem Abstand als auch in der Nähe liegen. In diesem Falle kann die chemische Zusammensetzung der Partikel zusammen mit den Ortskenntnissen unter Umständen weiterhelfen.





WId-H: zeitlicher Verlauf der **dunklen** Partikelkonzentration d_{ae} 2.5-10 µm und d_{ae} 10-80 µm









Zrh-K: zeitlicher Verlauf der **hellen** Partikelkonzentration d_{ae} 2.5-10 µm und d_{ae} 10-80 µm

Abbildung 21: zeitlicher Verlauf von zwei Partikelgrössenklassen für dunkle und helle Partikel im Standortvergleich

Im Jahresmittelvergleich der beiden Grobstaubfraktionen zeigt sich, dass die Konzentration der hellen Partikel mit einem Durchmesser zwischen 2.5 und 10 µm im Messstandortvergleich weniger differiert als derjenige der gröberen Partikel mit einem Durchmesser zwischen 10 und 80 µm. Dies hat damit zu tun, dass diese Fraktion zu einem grossen Teil natürlicher Herkunft (biogene und geogene Partikel) besteht. Diese Belastung scheint weiträumig sehr homogen zu sein. Dies hängt mit der längeren Verweilzeit resp. der Ausbreitung dieser Partikel zusammen. Die höhere Konzentration an hellen Partikeln in Opfikon-Balsberg steht wie schon erwähnt, mit dem Streusalzeinfluss in Zusammenhang und würde ohne diese auf einem ähnlichen Konzentrationsniveau wie die restlichen Messstandorte liegen (Kap. 5.1.1).

Die Belastung an dunklen Partikel weist einen direkten Zusammenhang mit der Verkehrsmenge und Industrialisierung auf. Im Gegensatz zu den hellen Partikeln weist sie zwischen beiden Grössenklassen ein konstantes Verhältnis zwischen 1.3 und 1.5 (d_{ae} 2.5-10µm / d_{ae}10-80 µm) auf. Eine Ausnahme stellt der Standort Zürich-Kaserne mit 1.8 dar. Dieser Effekt dürfte mit der abgeschotteten Lage im Innenhof des Kasernenareals zu tun haben, welche zu einer tieferen Konzentration der gröberen Partikel führt. Die Konzentration der dunklen Partikel zwischen d_{ae} 2.5 und 10 µm variiert zwischen 0.7 (Wald-Höhenklinik) und 4.4 (Opfikon-Balsberg) µg·m⁻³.



Abbildung 22: Standortvergleich der dunklen und hellen Partikel d_{ae} 2.5 – 10 µm und d_{ae} 10- 80 µm, Jahresmittelwerte

Die Abbildung 23 zeigt den gleichförmigen Verlauf der Partikelgrössenverteilung für die hellen Partikel (Spalte rechts) für die vier Messstandorte. Nur die Konzentrationen schwanken saisonabhängig. Erhöhte Konzentrationen an hellen Partikeln in der Grösse d_g 10 – 80 µm im 2. Quartal (Frühling) weisen auf Pollenvorkommen hin.

Die dunklen Partikel weisen im Vergleich zu den hellen Partikeln unterschiedliche Partikelgrössenverteilungen auf. Die Erklärung dafür liegt bei den unterschiedlichen Quellen und deren saisonalen Verlauf. Bei den dunklen Partikeln ist an den Messstandorten Wald-Altersheim und in Zürich-Kaserne ein deutliches Maximum zwischen dg 10 und 20 µm zu beobachten, welches auf Reifenabrieb hindeutet. Ein identisches aber schwaches Merkmal ist auch im 3. Quartal (Sommer) am Messstandort Wald-Höhenklinik zu erkennen, was auf Mehrverkehr im Sommer hindeutet. In Opfikon-Balsberg ist kein ausgeprägtes Maximum zu verzeichnen, da es viele andere Quellen gibt, welche den Fingerprint verwischen. Ein Maximum der dunklen Partikel zwischen dg 2.5-5 µm ist ein Anzeichen für Eisenbahnabrieb. Da es in diesem Grössenbereich auch noch andere Quellen gibt, ist ein solches Merkmal detaillierter zu überprüfen, z.B. mit REM/EDS.





Abbildung 23: saisonale Partikelgrössenverteilung für die vier Standorte Wld-H, Wld-A, Zrh-K und Opf-B (bitte unterschiedliche Y-Achsenskalierung beachten); X-Achse = geometrischer Durchmesser in µm

Baudirektion
32/78

5.3. Feinstaub d_{ae} ≤ 2.5 μm

5.3.1. Massenkonzentration

Der feine PM10 Anteil (PM2.5) weist an allen Standorten einen weitgehend parallelen Konzentrationsverlauf auf. Agglomerationsstandorte mit einem erheblichen Verkehrseinfluss wie Opfikon-Balsberg und Zürich Kaserne weisen die höchsten Konzentrationen auf. Der Messstandort Wald Altersheim liegt zwischen dem Hintergrundstandort Wald Höhenklinik und den stärker belasteten Messstandorten Zürich-Kaserne und Opfikon-Balsberg.

Der Konzentrationsanstieg in Wald Altersheim in der KW30 ist auf den 1. August und auf eine höhere Belastung durch Holzverbrennungs- resp. Grillaktivitäten mit Holz / Holzkohle zurückzuführen. Die beiden Messstandorte Zürich-Kaserne und Opfikon-Balsberg weisen zur gleichen Zeit keine kurzzeitige Konzentrationserhöhung (Peak) auf.



Abbildung 24: zeitlicher PM2.5 Konzentrationsverlauf in Zweiwochenauflösung an den vier Messstandorten

Auffällig ist die ab KW 42 (14.10.2014) zunehmende Abweichung des Messstandortes Wald-Höhenklinik (Abbildung 24). Dieser Standort profitiert von der erhöhten Lage, und liegt oft oberhalb der Temperatur-Inversionsschicht. In Phasen mit länger andauernden Inversionslagen reagieren alle Standorte mit erhöhten PM2.5 Konzentrationen. Dies betrifft insbesondere die KW44, KW52 (2014), KW6 und KW10 - 12 (2015).

Baudirektion
33/78



Abbildung 25: saisonale PM2.5 Konzentration an verschiedenen Messstandorten, Sommermittelwert = KW16 – KW40 resp. 15.4. – 14.10.2014

Die PM2.5 Winterkonzentrationen an den Standorten Wald-Altersheim, Zürich-Kaserne und Opfikon-Balsberg liegen im Durchschnitt zwischen +63 und +73% oder 5.8 – 7.4 µg·m⁻³ über dem Sommermittelwert. Den kleinsten Unterscheid weist der Messstandort Wald-Höhenklinik mit 3.1 µg·m⁻³ oder +46% auf. Der Unterschied zwischen Winter- und Sommerkonzentration ist durch zwei Faktoren bestimmt. Einerseits ist die Atmosphäre im Sommerhalbjahr turbulent und die standortspezifischen Quellenstärkenunterschiede werden dadurch verwischt, andererseits steigen im Winterhalbjahr die Konzentrationen durch die verminderten Ausbreitungsbedingungen und durch die Zusatzemissionen der Feuerungen an.

5.3.2. Elementarer Kohlenstoff (EC)

Die EC-Konzentration im PM2.5 stammt vorwiegend aus dem Strassenverkehr und den Holzfeuerungen. Interessant ist der EC-Konzentrationsverlauf ab KW32, welcher bis zur KW44 an den Messstandorten Zürich-Kaserne und Wald-Altersheim parallel stark ansteigt und dann abrupt sinkt (Abbildung 26).



Abbildung 26: zeitlicher EC Konzentrationsverlauf an verschiedenen Messstandorten



Eine weitere Besonderheit stellt das standortspezifische verschobene Maximum für die beiden Wald Standorte dar, welche erst eine, beziehungsweise zwei Messperioden später registriert wurden. Eine Erklärung dafür könnte sein, dass die stärker belastete Luft aus dem Mittelland nur langsam gegen die Voralpen vordrang und so zu den verschobenen Konzentrationsmaxima führte.

Die Konzentrationszunahme in KW06 ist auf eine grossräumige Temperaturinversionsphase zurückzuführen. Mit PM10 Tagesmittelwerten zwischen 40 und 50 µg·m⁻³ und Tagesmittelwerttemperaturen um 0°C (Temperaturdaten von Opfikon-Balsberg).

Der Zeitpunkt der Abnahme für Zürich-Kaserne fällt mit einem starken dreitägigen Niederschlagsereignis in KW46 zusammen. Eine minimale Abnahme ist auch am Messstandort Opfikon-Balsberg vorhanden, welche sich aber erst eine Messperiode später in stärkerem Ausmass fortsetzt. Ob die beiden Wald-Messstandorte auch vom Niederschlag betroffen waren, kann nicht beantwortet werden, da dafür keine Messdaten vorliegen.

Die dunklen Partikel d_{ae} 2.5-10 µm weisen einen ähnlichen Verlauf wie die NO_x Konzentration auf. Dieses parallele Verhalten weist darauf hin, dass ein Teil dieser Partikel aus dem Strassenverkehr stammt. (Abbildung 27). Aufgrund ihrer dunklen Farbe und der Morphologie ist es wahrscheinlich, dass sie Abrieb und keine groben Russagglomerate darstellen. Dies ist ein Indiz, dass der Reifenabrieb nicht nur aus Partikeln grösser 10 µm, sondern auch aus lungengängigen Partikeln besteht.



Abbildung 27: Zweiwochenmittelwert- Verlauf für NOx , EC und Grobstaub d_{ae} 2.5-10 μ m an den Messstandorten Zürich-Kaserne und Opfikon-Balsberg

Die Abbildung 28 zeigt einen Vergleich zwischen dem Heizgradtag- und dem EC-Konzentrationsverlauf. Da die zwei Kurven nicht zur selben Zeit ansteigen, ist zu vermuten, dass nicht die Heiztätigkeit für den Anstieg der EC-Konzentration verantwortlich ist, sondern der Strassenverkehr. Unterstützt wird diese Annahme durch den parallelen NO_x Anstieg. (Abbildung 27).

Baudirektion
35/78



Abbildung 28: Zeitlicher Verlauf von EC am Messstandort Zürich Kaserne und den Heizgradtagen von Opfikon-Balsberg

5.3.3. Organischer Kohlenstoff (OC)

Im Gegensatz zum EC-Konzentrationsverlauf weist der OC-Verlauf weniger grosse Schwankungen auf. Alle Messstandorte weisen eine ziemlich konstante Grundkonzentration von knapp 2 µg·m⁻³ auf. Auch bei der OC Belastung zeigt der Messstandort Wald-Höhenklinik die tiefste Belastung.



Abbildung 29: zeitlicher Verlauf der OC Konzentration an verschiedenen Messstandorten

Die hohe OC Konzentration zu Messbeginn an allen Standorten ist vorwiegend auf leichtflüchtige organische Verbindungen zurück zu führen (Abbildung 29). Dieser Effekt wurde im PIA Projekt im Frühling 2013 auch festgestellt und konnte auf die natürlichen Immissionen der Vegetation zurückgeführt werden. Im vorliegenden Fall ist das parallele Auftreten an allen Standorten bemerkenswert, da sich diese auf unterschiedlicher Meereshöhe befinden. Es ist jedoch zu beachten, dass durch die zweiwöchige Probennahmedauer zeitliche Verschiebungen innerhalb der 14 Tage nicht erkannt werden können. Zudem ist der Messstandort Wald-Höhenklinik, stark südexponiert und deshalb vegetationsmässig nicht viel später daran, als die tiefer gelegenen Standorte.

Baudirektion
36/78

Die mit Grill-Aktivitäten verbundenen Ereignisse wie das Caliente-Quartierfest im Kreis 4 am Messstandort Zürich-Kaserne in der KW27 und der 1. August in der KW31 am Messstandort Wald-Altersheim sind selbst als 14 Tagesmittelwerte gut erkennbar.

Die EC Zunahme zwischen Sommer- und Winterperiode beträgt zwischen 0.1 (WId-H) und 0.3 µg·m⁻³. Für den Standort Wald-Altersheim bedeutet dies eine ca. 100-prozentige Zunahme. Diese Erhöhung ist einerseits auf die schlechtere Durchlüftung im Winterhalbjahr und andererseits auf die zusätzlichen Emissionen der Holzfeuerungen zurückzuführen.



Abbildung 30: Sommer und Winter EC Mittelwert im PM2.5 an den vier Messstandorten Sommerperiode = KW16 – KW41 resp. 15.4. - 14.10.2014 Winterperiode = KW42 – KW15 resp. 15.10. 2014 - 14.4.2015

Im Gegensatz zum EC ist der OC-Unterschied zwischen Sommer- und Winterperiode viel geringer (Abbildung 31). Die Differenz bewegt sich zwischen -0.3 (WId-H) und + 0.4 µg·m⁻³ (Zrh-K). Für den Standort Zürich-Kaserne bedeutet dies eine 15-prozentige Zunahme im Vergleich zu der 100-prozentigen Zunahme beim EC. Das OC wird im Sommer und Winter von unterschiedlichen Quellen beeinflusst und liegt je nach Reaktivität der Atmosphäre mehr in der Gas- oder Partikelphase vor. Je nach saisonaler Quellenstärke können sich die Differenzen zwischen Sommer und Winter im Gegensatz zum EC fast ausgleichen resp. umkehren.

Ein Beispiel dafür ist Wald-Höhenklinik, wo die Konzentration in der warmen Periode höher ist als in der kalten Periode. Dies ist darauf zurückzuführen, dass in der warmen Jahreszeit die Natur eine grosse OC-Quelle darstellt, welche im Winter fehlt. Weil an diesem Standort nicht viele Holzfeuerungen vorhanden sind, resultiert für den Winter eine tiefere OC-Konzentration. Zudem liegt der Standort häufig über der Inversionsschicht, was auch zu den tieferen Werten beiträgt.
Baudirektion
37/78



Abbildung 31: Sommer und Winter OC Mittelwerte im PM2.5 an den vier Messstandorten Sommerperiode = KW16 – KW41 resp. 15.4. - 14.10.2014 Winterperiode = KW42 – KW15 resp. 15.10. 2014 - 14.4.2015

5.3.4. EC und OC Differenzierung fossil / nichtfossil

Für die Massnahmenplanung und Erfolgskontrolle ist es wichtig zu wissen, welcher Anteil an EC und OC aus welchen Quellen stammt. Wie im Kap. 3.5.2 beschrieben, wurde die Differenzierung mittels wasserlöslichem Kalium im PM2.5 durchgeführt.

Kaliumwerte	WLD-H	WLD-A	ZRH-K	OPF-B
	µg∙m⁻³	µg∙m⁻³	µg∙m⁻³	µg∙m⁻³
Sommerperiode	0.06	0.06	0.08	0.06
Winterperiode	0.12	0.32	0.25	0.24

Tabelle 6: saisonale Kaliumwerte an verschiedenen Messstandorten in μ g·m⁻³ Winterperiode = KW42 – KW15 resp. 15.10. 2014-14.4.2015 Sommerperiode = KW16 – KW41 resp. 15.4. – 14.10.2014

Die Tabelle 6 zeigt auf, dass der Messstandort Wald-Altersheim die höchste Kaliumkonzentration aufweist und damit die höchste Biomassenverbrennungsrate haben muss. Die Kalium-Konzentrationen in der Sommerperiode liegen für alle Messstandorte nahe beieinander und auf tiefem Niveau. Der Mittelwert liegt jedoch über der Nachweisgrenze von 0.02 µg·m⁻³. Die erhöhte Kaliumkonzentration in der warmen Periode am Messstandort Zürich-Kaserne kann auf die Anlagen >70 kWh mit einer gesamten Feuerungswärmeleistung von 5.9 MW zurückgeführt werden, welche dann für die Warmwasserherstellung in Betrieb sind⁵.

Die 0.06 µg·m⁻³ Kaliumgehalt stellen vermutlich die Hintergrundkonzentration an fein dispersem Kalium dar, welche durch andere Holzfeuerungen (regional, national), Grillaktivitäten und Waldbrandimmissionen (europäisch) zustande kommt.

⁵ Angaben des UGZ (Heinz Jenal) vom 27.8.2015

Baudirektion
38/78

Die Abbildung 32 zeigt die Quellenanteile für die EC-und die OC-Konzentration an den vier Messstandorten auf. Die Erfahrung aus anderen Projekten zeigt, dass die EC-Hintergrundbelastung unterhalb 1500 m bei 0.2 – 0.3 µg·m⁻³ liegt. Dies bedeutet, dass die EC-Belastung des Messstandortes Wald-Höhenklinik nur geringfügig von lokalen EC-Quellen (Biomassenverbrennung und Verkehr) beeinflusst wird. Die EC Belastung durch die Biomassenverbrennung wird auch durch die Anzahl Anlagen beeinflusst, wie aus der Abbildung 32 und aus der Tabelle 7 entnommen werden kann. Es besteht jedoch keine Proportionalität. Die Anlagen in der Stadt Zürich scheinen im Mittel sauberer zu sein.



Abbildung 32: quellendifferenzierte EC und OC Belastung während der Winterperiode

Währenddessen beim EC zwei Hauptquellen existieren, nämlich Verbrennungsmotoren und Holzfeuerungen, gibt es vielmehr OC-Quellen. Die Bezeichnung "Rest" in Abbildung 32 bezieht sich deshalb auf alle anderen Quellen exkl. diejenige der Verbrennung von Biomasse.

Das OC/EC-Verhältnis aus der Biomassenverbrennung variiert (Tabelle 7). Dies ist vom Ablauf des Verbrennungsprozesses abhängig. EC entsteht bei hohen Temperaturen und gleichzeitigem Luftunterschuss, OC hingegen entsteht bei tiefen Verbrennungs-Temperaturen, allenfalls gekoppelt mit einem Luftunterschuss. Deshalb besteht auch keine Gesetzmässigkeit für ein konstantes OC/EC Verhältnis bei der Biomassenverbrennung. Man kann versuchen, das OC/EC Verhältnis mit der Anzahl Anlagen resp. der relativen Beanstandungsquote in Bezug zu setzen. Es zeigt sich jedoch, dass es keinen klaren Zusammenhang zwischen Anzahl beanstandeten Anlagen und dem OC/EC Verhältnis gibt.

	Wld-H	WId-A	Zrh-K	Opf-B
OC/EC Verhältnis (Holz- verbrennungsanteil)	8	5	4	27
Anzahl Holzfeuerungen - bis 40 kW - 40 - 70 kW		558 104	1782 31	41 1
Beanstandete Anlagen - Anzahl kontrolliert - % Beanstandungen		104 8%	14 43%	2 0%

Tabelle 7: OC/EC Verhältnisse des Biomassenanteils während der Winterperiode und Holzfeuerungsangaben 2014, Quelle: AWEL Erfolgsbericht

Der Messstandort Opfikon weist eine hohe Kaliumkonzentration auf, welche auf eine hohe OC-Belastung durch die Biomassenverbrennung hinweist. Da der EC Gehalt aus der Biomassenverbrennung sehr klein ist, resultiert ein hohes OC-EC-Verhältnis. Dazu weist dieser Messstandort die schlechteste K-TC bzw. K-OC Regression aller Messstandorte auf. Deshalb stellt sich die Frage, ob wirklich alles Kalium aus der Biomassenverbrennung stammt, oder ob es von einer anderen Quelle kommt? Die REM/EDS Analyse zeigt zwar kaliumhaltige Partikel im Bereich 1 – 2.5 μ m auf, aber diese sind auch an anderen Standorten vorhanden. Deshalb muss die unbekannte Kaliumquelle eher im Grössenbereich < 1 μ m angesiedelt sein.

Die Abbildung 33 zeigt das OC/EC_{Holz} -Verhältnis für die Messstandorte des AWEL Messprojektes ergänzt mit anderen Messstandorten aus anderen Messprojekten auf. Klar ersichtlich ist, dass das OC/EC-Verhältnis unabhängig von der EC Konzentration variiert. Das Verhältnis zwischen EC und OC scheint zufälliger Natur zu sein und muss mit grösster Wahrscheinlichkeit auf das Feuerungsverhalten der Betreiber zurückzuführt werden.



Abbildung 33: OC/EC Verhältnis aus der Biomassenverbrennung an verschiedenen Standorten während der Heizphase (unterschiedliche zeitliche Messperioden), Datenquellen SVI: ANU Kt. GR 2013/2014; Sta_A und Sta_C: AFU Kt. Aargau 2013/2014; BW, Ostluft 2015; restliche Standorte AWEL Kt. ZH

Lesebeispiel: Der Messstandort Wald- Altersheim (WId-A) weist bei einer vergleichsweisen tiefen EC_{Biomasse} -Konzentration ein tiefes OC/EC_{Biomasse} -Verhältnis auf, währenddessen am Messstandort Zürich-Kaserne das gleich hohe OC/EC_{Biomasse} -Verhältnis eine um 50% höhere EC_{Holz} - Belastung zur Folge hat. Bezogen auf die EC- und die OC-Belastung durch die Biomassenverbrennung lässt sich daraus ableiten, dass der Messstandort Wald-Altersheim die sauberste Verbrennung aufweist. Dieser Standort weist 16% Holzheizungsanlagen zwischen 40 - 70 kW auf, im Vergleich zu Zürich (1.7%).

5.3.5. Nitrat, Sulfat, Chlorid und Ammonium

Der Nitratkonzentrationsverlauf (Abbildung 34) zeigt einen starken Jahresgang auf. Die geringen Standortabweichungen zeigen, dass das Nitrat erst mit zeitlicher Verzögerung gebildet wird und die gasförmigen Vorläuferstoffe sich bis zur Bildung weitgehend homogen verteilt haben. Auffällig verhält sich die Nitratkonzentration am Messstandort Wald-

Höhenklinik, wo die Konzentration im Herbst erst mit grosser zeitlicher Verzögerung ansteigt und sich erst im März den anderen Standorten wieder angleicht. Dieser Effekt ist auch beim Sulfat und Ammonium sichtbar. Es kann deshalb davon ausgegangen werden, dass der Luftaustausch zum Mittelland eingeschränkt ist und der Standort zeitweise durch sauberere Luftpakete aus grösseren Höhen versorgt wird.

Der Sulfatkonzentrationsverlauf ist an allen Messstandorten über das ganze Jahr sehr ähnlich. Die grössten Abweichungen dazu weist wie im Nitratabschnitt schon erwähnt der Messstandort Wald-Höhenklinik auf, welcher im Winterhalbjahr eine minimale Sulfatkonzentration aufweist.

Die Chloridkonzentration liegt an allen Messstandorten über die gesamte Messperiode unter oder im Bereich der Nachweisgrenze von 0.02 µg·m⁻³. Vor allem die Abwesenheit von Chloriden in der Winterperiode am Standort Opfikon-Balsberg ist ein gutes Zeichen, dass das Kalium, welches für die Russdifferenzierung benutzt wird, nicht durch kaliumhaltige Streusalzkomponenten beeinflusst wird, sondern aus der Holzverbrennung stammt.

Interessanterweise reagiert das Ammonium fast identisch zum Nitrat. Dies weist darauf hin, dass der grösste Anteil davon als Ammoniumnitrat vorlag. Da dieser Stoff sehr flüchtig ist, ist auch der flache Konzentrationsverlauf in den Frühling und Sommermonate mit erhöhten Temperaturen und einer Desorption auf den Filtern erklärbar.



Abbildung 34: zeitlicher Nitrat-, Sulfat- und Ammonium Konzentrationsverlauf an den verschiedenen Messstandorten

Der Standort Zürich Kaserne weist die höchste Belastung sekundärer anorganischen Komponenten aller Standorte auf. Dies weist darauf hin, dass ein Teil der sekundären PM10 Konzentration direkt mit der Bevölkerungsdichte gekoppelt ist und damit lokal entstehen muss.

5.4. Standortspezifische PM10 Zusammensetzung

Die vier Messstandorte unterscheiden sich im Jahresmittel wesentlich in ihrer grössenabhängigen Zusammensetzung. Grössere Standortunterschiede im PM2.5 sind beim elementaren Kohlenstoff und beim organischen Material zu beobachten (Abbildung 35). Bei der Grobstaubfraktion d_{ae} 2.5-10 µm weisen die dunklen Partikel (z.B. Pneuabrieb, grosse Russagglomerate, Metalle) die höchste Standortvariabilität auf (Abbildung 36). Die hellen Partikel (geogene und biogene Partikel) treten an allen Standorten in fast identischer Konzentration auf.



Abbildung 35: PM2.5 Zusammensetzung (Jahresmittelwerte)



Abbildung 36: PM10 Zusammensetzung ohne PM2.5 Aufschlüsselung

5.5. Quelleneinfluss auf die PM10 Belastung

Wie die vorherigen Betrachtungen zeigen, wird die PM10-Belastung durch einen räumlich eher konstanten feinen Anteil (PM2.5) und einem räumlich und zeitlich variablen gröberen Anteil (Grobstaubanteil im PM10) bestimmt.

Während die PM2.5 Grössenfraktion nur schwierig einzelnen Quellen zugeordnet werden kann, da sie hauptsächlich aus sekundärer entstandenen Partikeln besteht, kann die Herkunft der Grobstaubpartikel in den meisten Fällen über die Einzelpartikelanalyse bestimmt werden.

In den folgenden Kapiteln werden markante Ereignisproben der vier Messstandorte mittels Einzelpartikelanalyse mit dem Rasterelektronenmikroskop gekoppelt mit energiedispersiver Röntgenspektroskopie (REM/EDS) charakterisiert. Die daraus resultierenden Heatmaps geben Auskunft über die morpho-chemische Zusammensetzung des lungengängigen Grobstaubes. Die Abbildung 37 enthält ein Lesebeispiel einer Heatmap und eine Zuordnungsmöglichkeit zwischen den optischen und chemischen Eigenschaften der Partikel.



Abbildung 37: Lesebeispiel einer Heatmap mit ungefähren optischen Eigenschaften

Die Heatmap enthält die quantitativen Angaben der elementaren Zusammensetzung pro Partikel. Auf der X-Achse sind die Partikel einzeln aufgetragen. Falls ein solches Partikel eine Natrium- und eine Chlorlinie aufweist, besteht es aus Natriumchlorid. Partikel, welche sehr viele Elemente aufweisen werden als Mischpartikel (Agglomerate aus verschiedenen Partikeln) bezeichnet. Es ist zu beachten, dass im vorliegenden Projekt kohlenstoffsauerstoffhaltige Substrate verwendet wurden, weshalb eine Quantifizierung dieser Elemente nicht möglich ist. Deshalb darf die chemische Partikelzusammensetzung nicht alleine aufgrund der angezeigten Elemente beurteilt werden. Particle Vision löst dieses Problem aktuell, indem die wichtigsten Partikelklassen manuell auf den Gehalt der leichten Elemente, wie C, N und O untersucht wurden.

Das Problem lässt sich in Zukunft mit den von Particle Vision entwickelten Borsubstraten lösen, welche frei von Kohlenstoff, Stickstoff und Sauerstoff sind und deshalb die Quantifizierung auch dieser Elemente zulässt.

Baudirektion
43/78

Die Berechnung der Massenkonzentration für die hellen und dunklen Partikel in den Masskonzentrationstabellen (z.B. Tabelle 9 auf Seite 47) basieren auf mittleren Dichten für die hellen und dunklen Partikel und nicht auf der tatsächlichen chemischen Zusammensetzung, da diese nur für einzelne Proben vorliegt.

Die folgenden Balken / Liniengrafiken (Abbildungen 38, 39, 43, 44, 47, 48 sowie 52 und 53) beinhalten folgende Messdaten:

Grafikelement	Parameter	Messgerät	Zeitliche Auflösung
Grüne Balken	PM2.5 Massenkon- zentration	Minivolume-Sampler	Zweiwochenmittelwerte
gelbe Balken	heller Grobstaub d _{ae} 2.5-10 µm	Sigma-2	Zweiwochenmittelwerte
rote Balken	dunkler Grobstaub d _{ae} 2.5-10 μm	Sigma-2	Zweiwochenmittelwerte
schwarze Linie	PM10 Massenkon- zentration	TEOM-FDMS, HVS	Tagesmittelwerte

Tabelle 8: Erklärungen zu den nachfolgenden Balken- und Liniengrafiken





5.5.1. Wald-Höhenklinik

Abbildung 38: zeitlicher Verlauf der PM10 Konzentration; der PM2.5 Konzentration; der hellen und dunklen Grobpartikel (d_{ae} 2.5 -10 μ m) Konzentration, die roten Pfeile markieren die Proben, die mittels REM/EDS analysiert wurden



Baudirektion
45/78



Abbildung 39: zeitlicher Konzentrationsverlauf der hellen und dunklen Partikel Grössenfraktionen (geometrischer Durchmesser) und sowie EC und OC im PM2.5

Der Messstandort Wald-Höhenklinik ist trotz der Nähe zur Strasse nur schwach mit dunklen Partikeln zwischen 2.5 und 80 µm geometrischem Durchmesser belastet. Dies dürfte auf die geringe Verkehrsmenge zurückzuführen sein. Der grösste Teil der dunklen Partikel ist auf Eisenoxid- Pneu- und Bremsabrieb zurückzuführen. Die hellen Partikel sind hauptsächlich mineralischer Natur.

5.5.1.1. KW 26/2014, Wald-Höhenklinik

Eine Besonderheit stellen die K und P enthaltenden Partikel dar, welche höchst wahrscheinlich aus der Landwirtschaft (Kaliphosphatdünger) stammen.



Abbildung 40: chemische Zusammensetzung der Sigma-2 Probe ohne Kohlenstoff-, Sauerstoff- und Stickstoffquantifizierung, (Lesebeispiel auf Seite 42)

Baudirektion
46/78

5.5.1.2. KW 48/2014, Wald-Höhenklinik

Auffällig ist die hohe Anzahl an siliziumreichen Partikeln, welche Quarz und Silikaten entsprechen. Diese machen über 75% der gesamten Partikel aus und stammen aus Strassenbauarbeiten in der Nähe des Messstandortes.



Abbildung 41: chemische Zusammensetzung der Sigma-2 Probe ohne Kohlenstoff, Sauerstoff und Stickstoffquantifizierung, (Lesebeispiel auf Seite 42)

5.5.1.3. KW06/2015, Wald-Höhenklinik

Auffällig, aber plausibel ist das Auftreten von Streusalz. Deutlich zu erkennen ist die Vermischung zwischen Streusalz und anderen Partikeln. Die mineralischen Partikel treten im Vergleich zu der Sommerprobe aus der KW26 geringer auf, was auf die schneebedeckten / nassen Oberflächen und das Fehlen von Strassenbauarbeiten zurückzuführen ist.



Abbildung 42: chemische Zusammensetzung der Sigma-2 Probe ohne Kohlenstoff-, Sauerstoff- und Stickstoffquantifizierung, (Lesebeispiel auf Seite 42)



5.5.1.4. PM10-Zusammensetzung für den Messstandort Wald-Höhenklinik

Aus allen vorliegenden Messresultaten lässt sich folgende semiquantitative Aussage zur PM10 Zusammensetzung machen:

	PM10 Anteile	PM10 Anteile
	im Winter	im Sommer
	[µg∙m⁻³]	[µg∙m⁻³]
Elementarer Kohlenstoff (PM2.5)		
Holzfeuerungen	0.16	0.05
Verkehr	0.15	0.14
Organisches Material (PM2.5)		
Holzfeuerungen	1.36	0.60
andere Quellen	0.78	2.00
Sekundär anorganisches Material (PM2.5)	3.70	1.90
Helle Partikel (dae 2.5-10) mineralisch, biologisch	3.50	4.60
Dunkle Partikel (dae 2.5-10) metallisch, kohlenstoffdominiert	0.70	0.80
Undefiniert	0.85	4.00
(Wasser?)		
PM10 Summe	11.20	14.10

Tabelle 9: semiquantitative PM10-Quellenanteile am Messstandort Wald-Höhenklinik

Baudirektion
48/78

5.5.2. Wald-Altersheim

Der Messstandort Wald-Altersheim ist trotz der Nähe zu stark besiedeltem Gebiet nur geringfügig mehr belastet als der Höhenstandort Wald-Höhenklinik. Dies dürfte einerseits an der Hanglage und dem nahen Tobel (Abwinde mit sauberer Luft) und andererseits mit der schwachen lokalen Verkehrsbelastung zusammenhängen.



Abbildung 43: zeitlicher Verlauf der PM2.5 Konzentration; der hellen und dunklen Grobpartikel (d_{ae} 2.5 -10 µm) Konzentration, die roten Pfeile markieren die Proben, die mittels REM/EDS analysiert wurden



Baudirektion
49/78



Abbildung 44: zeitlicher Konzentrationsverlauf der hellen und dunklen Partikel Grössenfraktionen (geometrischer Durchmesser) und sowie EC und OC im PM2.5

Der Messstandort Wald-Altersheim ist im Vergleich zu Wald-Höhenklinik nur leicht stärker mit dunklen Partikeln zwischen 2.5 und 80 µm geometrischem Durchmesser belastet. Dies hängt mit dem grösseren Strassenabstand zusammen. Die dunklen Partikel bestehen vorwiegend aus Eisenoxid ± Kupfer und komplexen kohlenstoff-, silizium-, kalzium-, aluminiumhaltigen Partikeln mit Spuren von Eisen, Schwefel und Zink. Während die letzteren Pneuabrieb darstellen, können die Eisenoxidpartikel als Bremsabrieb und Strassenverkehrspartikel eingestuft werden. Die Nähe zum Wald und Siedlungsrand führt an diesem Standort zu einer erhöhten Belastung an biologischen Partikel. Der anthropogene Partikeleinfluss aus dem Dorf auf diesen Messstandort scheint eher gering zu sein.

5.5.2.1. KW 46/2014, Wald Altersheim

Die Belastung an biologischen Partikeln (Sporen, Pflanzenfragmente etc.) ist klar erkennbar. Ersichtlich ist auch ein grösserer Anteil an "Strassenstaub"



Abbildung 45: chemische Zusammensetzung der Sigma-2 Probe ohne Kohlenstoff-, Sauerstoff- und Stickstoffquantifizierung, (Lesebeispiel auf Seite 42)

Baudirektion
50/78

5.5.2.2. KW06/2014, Wald Altersheim

Auffällig sind die Streusalzpartikel, welche trotz Strassenabstand vorhanden sind und der hohe Anteil an biologischen Partikeln. Auch die Vermischung von Streusalz mit den restlichen Partikeln ist stark ausgeprägt.



Abbildung 46: chemische Zusammensetzung der Sigma-2 Probe ohne Kohlenstoff-, Sauerstoff- und Stickstoffquantifizierung (Lesebeispiel auf Seite 42)

5.5.2.3. PM10-Zusammensetzung für den Messstandort Wald-Altersheim

Aus allen vorliegenden Messresultaten lässt sich folgende semiquantitative Aussage zur PM10 Zusammensetzung machen:

	PM10 Anteile	PM10 Anteile
	im Winter	im Sommer
	[µg∙m⁻³]	[µg∙m⁻³]
Elementarer Kohlenstoff (PM2.5)		
Holzfeuerungen	0.30	0.05
Verkehr	0.27	0.26
Organisches Material (PM2.5)		
Holzfeuerungen	1.37	0.25
andere Quellen	1.54	2.46
Sekundär anorganisches Material (PM2.5)	5.50	2.00
Helle Partikel (d _{ae} 2.5-10) mineralisch, biologisch	3.70	3.50
Dunkle Partikel (dae 2.5-10) metallisch, kohlenstoffdominiert	1.00	0.70

Tabelle 10: semiquantitative PM10-Quellenanteile am Messstandort Wald-Altersheim, die Angabe der Summer der gemessenen PM10 Anteile ist nicht möglich, da keine PM10 Messung stattgefunden hat.

Baudirektion
51/78

5.5.3. Zürich Kaserne

Dieser Messstandort ist trotz der zentralen Lage in der Stadt Zürich nur mässig belastet. Dies dürfte auf die abgeschottete Innenhoflage zurückzuführen sein. Interessanterweise ist der Einfluss des Eisenbahnverkehrs dominanter als derjenige des Strassenverkehrs.



Abbildung 47: zeitlicher Verlauf der PM10 Konzentration; der PM2.5 Konzentration; der hellen und dunklen Grobpartikel (d_{ae} 2.5 -10 μ m) Konzentration, die roten Pfeile markieren die Proben, die mittels REM/EDS analysiert wurden



Baudirektion
52/78



Abbildung 48: zeitlicher Konzentrationsverlauf der hellen und dunklen Partikel Grössenfraktionen (geometrischer Durchmesser) und sowie EC und OC im PM2.5

Dieser Messstandort wird erheblich vom Schienen- und Strassenverkehr belastet. Zusätzlich trägt die parkähnliche Umgebung zur Belastung an biologischen Partikeln bei. Interessanterweise werden im Winter auch viele Streusalzpartikel aufgefunden. Dies scheint etwas speziell, da die umgebenden Strassen von den Gebäuden abgeschottet sind. Möglicherweise handelt sich beim vorhandenen Streusalz aber auch um in den Innenhof eingeschlepptes Material, welches durch den Wind resuspendiert wird.

Baudirektion
53/78

5.5.3.1. KW 44/2015, Zürich-Kaserne

Dieser Messstandort weist wie erwartet eindeutige Schienenverkehrspartikel auf (Oberleitungsabrieb, Brems-, Schienen- und Schotterabrieb). Zusätzlich sind auch die Strassenverkehrspartikel gut sichtbar. Auch viele chemisch unterschiedlich zusammengesetzte biologische und mineralische Partikel (Quarz, Kalzit, Silikate, Dolomit) sind ersichtlich.



Abbildung 49: chemische Zusammensetzung der Sigma-2 Probe ohne Kohlenstoff-, Sauerstoff- und Stickstoffquantifizierung, (Lesebeispiel auf Seite 42)

5.5.3.2. KW06/2015, Zürich-Kaserne

Zusätzlich zu den Schienen- und Strassenverkehrspartikeln ist in dieser Messperiode auch der Streusalzeinfluss deutlich zu erkennen. Auffällig ist der deutlich kleinere Anteil an mineralischen Partikeln im Vergleich zu der vorherigen Probe (Sommer).



Abbildung 50: chemische Zusammensetzung der Sigma-2 Probe ohne Kohlenstoff-, Sauerstoff- und Stickstoffquantifizierung, (Lesebeispiel auf Seite 42)

Baudirektion
54/78



Abbildung 51: EDS Spektrum eines PM10 Partikels der KW06, das Eisen (Fe) und andere Schwermetalle wie z. Bsp. Chrom (Cr) enthält.

5.5.3.3. PM10-Zusammensetzung für den Messstandort Zürich-Kaserne

Aus allen vorliegenden Messresultaten lässt sich folgende semiquantitative Aussage zur PM10 Zusammensetzung machen:

	PM10 Anteile im Winter [µg⋅m⁻³]	PM10 Anteile im Sommer [µg⋅m⁻³]
Elementarer Kohlenstoff (PM2.5) Holzfeuerungen Verkehr	0.43 0.29	0.17 0.37
Organisches Material (PM2.5) Holzfeuerungen andere Quellen	1.80 1.68	0.57 2.31
Sekundär anorganisches Material (PM2.5)	7.10	2.40
Helle Partikel (dae 2.5-10) mineralisch, biologisch	4.20	4.20
Dunkle Partikel (dae 2.5-10) metallisch, kohlenstoffdominiert	2.50	2.00
Undefiniert (Wasser?)	1.20	0.90
Summe PM10	19.20	12.92

Tabelle 11: semiquantitative PM10-Quellenanteile am Messstandort Zürich-Kaserne

Baudirektion
55/78

5.5.4. Opfikon Balsberg

Dieser Messstandort weist eine hohe Konzentration an dunklen Partikeln <10 µm auf, was typisch für Verkehrsabrieb und Resuspension ist. Entgegen den Erwartungen (Autobahnstandort) handelt es sich nicht hauptsächlich um Strassenverkehrspartikel sondern ausgeprägt auch um Abriebpartikel aus dem nahen Schienenverkehr.

In den Wintermonaten weist der Messstandort aber auch eine hohe Belastung an hellen Partikeln auf. Diese stammen von aufgewirbeltem Strassenstaub, welcher vermischt mit Streusalz vorliegt. In nassen Phasen stammt auch ein relevanter Anteil von der Gischt vom Verkehr auf der A11. Es sind vorwiegend Streusalzpartikel, welche als Wassertröpfchen in den Sigma-2 Passivsammler gelangen. Im Verlauf der Probenahme verdampft das Wasser und hinterlässt die darin gelösten Salze als neugebildete Partikel resp. die nichtlöslichen Partikel als Cluster.

Diese erscheinen unter den Mikroskopen weitgehend als einzelne Partikel und können so morpho-chemisch bestimmt werden.



Abbildung 52: zeitlicher Verlauf der PM10 Konzentration; der PM2.5 Konzentration; der hellen und dunklen Grobpartikel-Konzentration (d_{ae} 2.5 -10 μ m), die roten Pfeile markieren die Proben, die mittels REM/EDS analysiert wurden



Baudirektion
56/78



Abbildung 53: zeitlicher Konzentrationsverlauf der hellen und dunklen Partikel Grössenfraktionen (geometrischer Durchmesser) und sowie EC und OC im PM2.5

Opfikon-Balsberg ist mit wenigen Ausnahmen, der mit dunklen Partikeln höchst belastete Messstandort. Die Hauptursache dafür liegt beim Strassen- und Eisenbahnverkehr als stetige Quellen. Auch ein Teil mit dunklem Material verschmutzten Streusalz dürfte als dunkle Partikel in die Auswertung einfliessen. Eine Besonderheit stellen die Sporen mit einem eher atypisch hohen Kalzium- und Schwefelgehalt dar. Diese traten ca. zwischen KW38 und KW44 auf. Eine weitere Gattung von speziellen Partikeln trat ab KW52 auf und bestehen aus länglichen Partikeln mit der Zusammensetzung **Ca, Na, S, CI**, K, C und O. Die Herkunft dieser Partikel ist im Moment unklar. Es besteht aber der Verdacht, dass diese eine Mischung aus Streusalz und biogenen Partikeln darstellen. Da zu diesem Zeitpunkt auch reine Streusalzpartikel aufgefunden werden, scheint diese Annahme plausibel.

Baudirektion
57/78

5.5.4.1. KW 28/2014, Opfikon-Balsberg

Auffällig ist die tiefe Anzahl an biologischen Partikeln. Der mineralische Anteil ist dagegen hoch. Deutlich ist der Einfluss des Strassen- und des Schienenverkehrs zu erkennen.



Abbildung 54: chemische Zusammensetzung der Sigma-2 Probe ohne Kohlenstoff-, Sauerstoff- und Stickstoffquantifizierung, (Lesebeispiel auf Seite 42)



Abbildung 55: Elektronenmikroskop-Bilder A) eines Strassenverkehrsabriebpartikels mit Quarz agglomeriert und B) eines Reifenabriebpartikels mit den entsprechenden elementaren Spektren

Baudirektion
58/78

5.5.4.2. KW 38/2014, Opfikon-Balsberg

Diese Probe weist einen hohen Anteil an Eisenoxid- und Siliziumdioxid auf. Auch das Vorkommen an biologischen Partikeln ist hoch.



Abbildung 56: chemische Zusammensetzung der Sigma-2 Probe ohne Kohlenstoff-, Sauerstoff- und Stickstoffquantifizierung, (Lesebeispiel auf Seite 42)



Abbildung 57: Elektronenmikroskop-Bilder A) eines biologischen Partikels und B) eines Eisenbahnabriebpartikels mit den entsprechenden elementaren Spektren

Baudirektion
59/78

5.5.4.3. KW 44/2014, Opfikon-Balsberg

Auch diese Probe weist eine sehr ähnliche Belastung auf wie die KW38. Ausserdem zeigt sie einen höheren Anteil an Bremsabrieb.



Abbildung 58: chemische Zusammensetzung der Sigma-2 Probe ohne Kohlenstoff-, Sauerstoff- und Stickstoffquantifizierung, (Lesebeispiel auf Seite 42)

5.5.4.4. KW 52/2014, Opfikon-Balsberg

Diese Probe weist im Vergleich zu den vorhergehenden Proben viel weniger Siliziumdioxid auf. Der Streusalzeinfluss ist jedoch sehr hoch.



Abbildung 59: chemische Zusammensetzung der Sigma-2 Probe ohne Kohlenstoff-, Sauerstoff- und Stickstoffquantifizierung, (Lesebeispiel auf Seite 42)

Baudirektion
60/78



Abbildung 60: Elektronenmikroskopie Übersichtsbild der Probe von KW 52. Die eckigen Partikel entsprechen Salzkristalle. Rechts: Elementarspektrum eines Salzkristalls.

5.5.4.5. KW04/2015, Opfikon-Balsberg

Diese Probe ist sehr stark durch das Vorkommen von Streusalzeinfluss beeinflusst. Mineralische Partikel sind im Vergleich zu den Sommerproben minimal vorhanden. Auch der reine Eisenoxidanteil ist sehr gering. Der hohe Anteil an dunklen Partikeln ist auf das mit kleinen Eisenoxidpartikeln vermischte Streusalz zurückzuführen.



Abbildung 61: chemische Zusammensetzung der Sigma-2 Probe ohne Kohlenstoff-, Sauerstoff- und Stickstoffquantifizierung, (Lesebeispiel auf Seite 42)

Baudirektion
61/78

5.5.4.6. KW06/2015, Opfikon-Balsberg

Der Einfluss des Streusalzes ist in dieser Probe etwas geringer als in der Vorperiode. Auch der Anteil an Eisenoxid aus dem Verkehr ist wieder höher. Dies könnte auf eine Abhängigkeit zwischen Streusalzgehalt und freiem Eisen-(oxid) hinweisen. Interessant ist das Auftreten von biologischen Partikeln, auch in einer Februarprobe.



Abbildung 62: chemische Zusammensetzung der Sigma-2 Probe ohne Kohlenstoff, Sauerstoff und Stickstoffquantifizierung, (Lesebeispiel auf Seite 42)



Abbildung 63: EDS Spektrum eines mit Metall verunreinigten Streusalzpartikels der KW06. Das Partikel besteht aus Natrium (Na), Chlor (Cl), Eisen (Fe) und Spuren von Silizium (Si), Aluminium (Al) und Kupfer (Cu). Das Kohlenstoff (C) und Sauerstoff (O) Signal stammt vom Substrat.

Baudirektion
62/78

5.5.4.7. KW08/2015, Opfikon-Balsberg

Diese Probe hat eine sehr ähnliche Zusammensetzung zur Vorperiode. Die Anzahl biologischer Partikel ist jedoch tiefer. Die Vermischung der Partikel mit Streusalz jedoch höher als in der Vorperiode.



Abbildung 64: chemische Zusammensetzung der Sigma-2 Probe ohne Kohlenstoff-, Sauerstoff- und Stickstoffquantifizierung, (Lesebeispiel auf Seite 42)

Baudirektion
63/78

5.5.4.8. PM10-Zusammensetzung für den Messstandort Opfikon-Balsberg

Aus allen vorliegenden Messresultaten lässt sich folgende semiquantitative Aussage zur PM10 Zusammensetzung machen:

	PM10 Anteile	PM10 Anteile
	im Winter	im Sommer
	[µg∙m⁻³]	[µg∙m⁻³]
Elementarer Kohlenstoff (PM2.5)		
Holzfeuerungen	0.08	0.02
Verkehr	1.16	1.03
Organisches Material (PM2.5)		
Holzfeuerungen	2.05	0.50
andere Quellen	1.50	2.77
Sekundär anorganisches Material (PM2.5)	7.00	2.40
Helle Partikel (dae 2.5-10) mineralisch, biologisch	10.20	5.20
Dunkle Partikel (dae 2.5-10) metallisch, kohlenstoffdominiert	5.40	3.40
Undefiniert	-8.90	-0.90
(Wasser?)		
Summe PM10	18.50	14.40

 Tabelle 12: semiquantitative PM10-Quellenanteile am Messstandort Opfikon-Balsberg

Baudirektion
64/78

6. Vergleichsmessungen

6.1. PM10-Vergleichsmessungen HVS, VS-C

Der Leckel Minivolume-Sampler arbeitet mit einem Fluss von 3.33 I-min⁻¹ im Vergleich zum High Volume Sampler (HVS) mit 500 I-min⁻¹. Zudem werden mit dem HVS Tagesproben und mit dem Mini VS-C 14-Tagesproben erhoben. Es stellt sich deshalb die Frage, ob sich die beiden Probenahmegeräte aufgrund der unterschiedlichen Flüsse und Filterstandzeiten vergleichen lassen. Deshalb wurde an den Standorten Opfikon-Balsberg, Zürich Kaserne und Wald-Höhenklinik Parallelmessungen zwischen dem HVS und dem Minivolume-Sampler durchgeführt. Bei beiden Probenahmegeräten wurden Glasfaserfilter als Sammelmedium eingesetzt.

Im PIA Projekt wies der Mini VS-C einen konstanten Mehrbefund im Vergleich mit dem HVS auf. Deshalb ging man davon aus, dass die Abscheidung der groben Partikel beim Mini VS-C nicht exakt nach EN12341 stattfindet. Eine gute Vergleichbarkeit konnte mittels Abstandverringerung zwischen Prallplatte und Beschleunigungsdüse hergestellt werden. Das identische System wurde deshalb auch im AWEL Vergleich benutzt. Die Resultate zeigen, dass damit der Mini-VS-C im Vergleich zu tief misst. Damit stellt sich die Frage, welche Messgrösse zu den Unterschieden führt. Die Tatsache, dass der Mini-VS-C im PIA Vergleich zuviel und im AWEL Vergleich zu wenig gemessen hat, ist schwierig zu begründen. Es scheint nachträglich, dass die HVS Referenzmessungen (Probenahme oder Gravimetrie) zwischen dem PIA- und dem AWEL Projekt nicht vergleichbar sind.

		Zrh-K		Opf-B		WId-H				
		Mini VS-C	HVS	HVS/Mini-VS-C	Mini VS-C	HVS	HVS/Mini-VS-C	Mini VS-C	HVS	HVS/Mini-VS-C
12.05.2015	19.05.2015	15.06	14.79	0.98	17.80	12.61	0.71	9.16	10.35	1.13
19.05.2015	26.05.2015	10.41	13.46	1.29	9.99	13.57	1.36	4.96	8.53	1.72
26.05.2015	02.06.2015	12.55	14.43	1.15	12.81	14.42	1.13	6.07	9.27	1.53
02.06.2015	09.06.2015	13.07	14.83	1.13	12.30	13.40	1.09	8.42	10.46	1.24
09.06.2015	23.06.2015	12.69	13.71	1.08	12.14	13.13	1.08	7.31	8.60	1.18
23.06.2015	07.07.2015	29.13	30.60	1.05	21.26	20.51	0.96	15.38	16.34	1.06
		100% Daten			1 Tag fehlen	d		2 Tage fehle	nd	

Abbildung 65: PM10 Vergleichsdaten zwischen HVS und Mini VS-C in Wochen resp. Zweiwochenauflösung

6.2. Qualitätssicherung für die PM2.5-Analytik

Zur Qualitätssicherung wurde ein Wäge-Ringversuch zwischen dem Umweltschutzlabor des Kantons Aargau und dem Ostluftlabor in Winterthur durchgeführt. Dazu wurden leere und beprobte 47 mm Quarzfilter in beiden Labors gewogen.

Die Abweichung bei der Wägung der leeren Filter lag zwischen den beiden Labors unter der Abweichung der Doppelbestimmungsunsicherheit von 17 μ g. Diese Resultate ergeben bei einer PM2.5 Konzentration von > 5 μ g·m⁻³ einen Fehler von < 5%.

Der Ringversuch zeigte, dass die grössten Abweichungen nicht von der Wägung selbst, sondern von der Art des Filtertransportes stammten. Belegte Filter, welche in Pall-Filterdosen versendet wurden, wiesen Abweichung bis zu 550 µg auf. Filter welche in Per-gamintüten versendet wurden, wiesen eine Abweichung von max. 230 µg auf. Es zeigte sich, dass die beprobten Filter durch das Einspannen in die Filterhalter vor allem am Filterrand mechanisch so stark belastet werden, dass sie ein mehrfaches Manipulieren und den Versand von Labor zu Labor nicht unbeschädigt überstehen. Deshalb sind die Resultate des Ringversuches mit Vorsicht zu interpretieren.

6.3. Übereinstimmung des Sigma-2 Modells für die PM10 Abschätzung

Mit dem Sigma-2 Passivsammler lässt sich unter anderem die Partikelfraktion $d_g 2.5 - 10 \mu m$ in zwei Partikelfraktionen (helle und /dunkle Partikel) bestimmen. Aufgrund der Standortcharakteristik und weiterer morphologischer Daten kann unter Einbezug der Dichte die Massenkonzentration der Grössenfraktion $d_{ae} 2.5 - 10 \mu m$ bestimmt werden. Diese Fraktion stellt den Grobstaubanteil im PM10 dar. Unter Einbezug der PM2.5 Konzentration kann die PM10 Konzentration abgeschätzt werden.

Da Zürich-Kaserne der einzige Messstandort mit einer ganzjährigen PM10-Datenreihe mit dem PM10-Referenzverfahrens ist, wurde die Überprüfung des Sigma-2 PM10-Modells mit den Daten dieses Messstandortes durchgeführt.

Die Ergebnisse dieser Überprüfung bestätigen die früheren Modell Ergebnisse (Sigma-2 Pilotprojekt 2011/1212 an den Standorten Sisseln und Baden und diejenigen innerhalb des PIA Projektes (2013/2014) vollumfänglich. Auch am Standort Zürich-Kaserne liefert das Modell eine sehr gute Übereinstimmung zu den PM10 Referenz-Messdaten, welche innerhalb des NABEL Messnetzes erhoben wurden (Abbildung 66)



Abbildung 66: Vergleich PM10 Äquivalenzverfahren – Sigma-2 PM10 Modell



Die Abweichung von rund 25% zwischen Modell und Äquivalenzverfahren ist hauptsächlich PM2.5 bedingt, wie die Abbildung 67 zeigt. Möglicherweise verliert der HVS durch die hohe Saugleistung (550 l/min) im Vergleich zum Mini-VS-C (3.33 l/min) einen Teil der leichtflüchtigen sekundären PM2.5 Partikel (organisches Material und Ammoniumnitrat). Weitere Unterschiede könnten durch die verwendeten Filtertypen und bei der Filterkonditionierung auftreten.



Abbildung 67:PM2.5 Korrelation zwischen Leckel Mini VS-C und Digitel HVS

6.4. Grobstaub-Vergleichsmessungen FIDAS-200, Sigma-2

Zusätzlich zu den vier Messstandorten wurde auch eine Parallelmessung mit einem FIDAS200 und dem Sigma-2 Passivsammler am Messstandort Schlieren durchgeführt. Das Ziel bestand darin zu testen, ob die Partikelanzahlkonzentration der Grobstaubfraktion der beiden Messverfahren vergleichbare Resultate ergibt. Dazu wurde zusätzlich zum FIDAS200 eine Probennahme mit einem Sigma-2 Passivsammler über 5 x 14 Tage zwischen dem 17.1. und dem 31.3.2015 durchgeführt. Die Daten beider Messsysteme wurden im Zweiwochenrhythmus gegenübergestellt. In Abbildung 68 ist ersichtlich, dass sich die beiden Konzentrationsverläufe bei 5.5 µm kreuzen und der FIDAS200 in der letzten Grössenklasse eine auffällige Konzentrationserhöhung gegenüber dem Sigma-2 zeigt. Die wahrscheinlichste Erklärung dazu ist in der Koinzidenz zu finden. Dies bedeutet, dass der FIDAS200 mehrere kleinere Partikel als ein grosses interpretiert und somit bei den feineren Partikeln die tatsächliche Konzentration unterschätzt und bei den gröberen Partikeln diese überschätzt. Auch wenn die Partikelüberschätzung über einem geometrischen Durchmesser von grösser 10 µm stattfindet kann sie für die PM10 Berechnung relevant sein, da bei einem Cut-off von 10 µm 50% der Partikel grösser sind. Zudem können Partikel mit einer Dichte unter 1 g·cm⁻³ auch bei 20 µm geometrischem Durchmesser noch einen aerodynamischen Durchmesser von 10 µm aufweisen (Kap. 3.2). Trotz dieser Fehler liegt die Übereinstimmung der beiden Methoden mit 25% Abweichung für die ersten Vergleichsmessungen in einem vernünftigen Bereich.

Baudirektion
67/78



Abbildung 68: Mittelwert über 5 Probenahme-Intervalle zwischen dg 2.5 und 17.5 µm

Die Ergebnisse in Abbildung 69 zeigen, dass die Übereinstimmung mit Ausnahme der ersten Probe mit einem hohen Partikelaufkommen sehr ähnlich ist. Der FIDAS200 weist bei den 4 letzten Proben im Vergleich zum Sigma-2 ein konstantes Partikelanzahlkonzentrationsverhältnis von 75% auf.



Abbildung 69: Sigma-2 / FIDAS200 Verhältnis der Gesamtpartikelanzahlkonzentration zwischen 2.5 und 17.5 µm geometrischem Durchmesser

6.5. EC / BC Vergleichsmessungen

An den Messstandorten Opfikon-Balsberg und Zürich Kaserne fanden neben den EC-Messungen mit dem Referenzverfahren (TOT, EUSAAR2) auch BC (MAAP) Messungen statt. Anhand dieser Daten wurde ein messmethodischer Vergleich durchgeführt.

Baudirektion
68/78

6.5.1. Zürich Kaserne

Das BC-Messverfahren ergibt leicht höhere Konzentrationen als die TOT Analyse (Abbildung 70). Diese Abweichung ist vorallem zwischen KW 36 und KW48 markant. Sie liegt im Bereich, wo der auffällige EC-Konzentrationsanstieg (Kap. 5.3.2) vorhanden war.



Abbildung 70: zeitlicher Vergleich der EC (Sunset) und BC (MAAP) Konzentration am Messstandort Zürich-Kaserne, beide Messverfahren mit PM2.5 Probennahme

6.5.2. Opfikon-Balsberg

An diesem Standort stimmen die zwei Messverfahren weniger gut überein als am Standort Zürich-Kaserne. Die MAAP-Messung überschätzt die EC-Konzentration fast über die ganze Messperiode⁶. Auch der Verlauf der beiden Verfahren ist weniger parallel, als am Standort Zürich-Kaserne (Abbildung 71).



Abbildung 71: zeitlicher Vergleich der EC (Sunset) und BC (MAAP) Konzentration am Messstandort Opfikon-Balsberg, beide Messverfahren mit PM2.5 Probennahme

⁶ Zu beachten ist, dass die Daten des Messstandortes Opfikon-Balsberg bis 31.12. 2014 (KW52) bereinigt vorlagen.



Wie aus den Abbildung 70 und Abbildung 71 ersichtlich ist, weisen die beiden Analysenverfahren Differenzen auf. Am Standort Zürich Kaserne beträgt die Differenz bezogen auf das Referenzverfahren im Jahresmittel +14% und am Messstandort Opfikon-Balsberg +15%.

Da die MAAP Messmethode auf der Lichtabsorption basiert, kann der Mehrbefund auf die viel höhere Konzentration von dunklen Partikeln im Grössenbereich von 2.5 µm und kleiner zurückgeführt werden, welche nicht aus 100% Kohlenstoff bestehen müssen. Diese ergeben je nach Färbung bei der MAAP Analytik eine höhere BC Konzentration als die TOT Methode für EC. Währenddessen sich die Abweichungen am Messstandort Zürich-Kaserne auf die Heizperiode beschränken, sind sie am Messstandort Opfikon-Balsberg über die gesamte Messperiode verteilt. Dies ist ein Indiz, dass in Zürich-Kaserne die Partikel aus den Holzfeuerungen und in Opfikon der Verkehr (Strassenverkehrsabrieb) hauptsächlich zu den Differenzen führen.

Da die alle 12 Tage eingesetzten Quarzfilter im HVS für die EC- und OC-Stichprobenmessung im PM10 verwendet werden, können diese nicht zur Korrektur der BC-Messung mit einem PM2.5-Sondeneinlass gebraucht werden. Eine Alternative könnte die PM2.5-Probenahme mit einem Leckel auf 14-Tagesbasis mit Quarzfiltern darstellen.

Baudirektion
70/78

7. Projekterkenntnisse

7.1. Verschmutzungspotential durch dunkle Partikel

Die Belastung an dunkel erscheinendem Staub ist ein gutes Mass, wenn es um Staubbeschwerden geht. Die Abbildung 72 stellt das Verschmutzungspotential an den vier Messstandorten dar. Dieses ist von der Anzahl Quellen und deren Emissionsstärke abhängig und unterscheidet sich im vorliegenden Fall zwischen einem Hintergrundstandort und einem strassennahen Standort um knapp Faktor 6.



Abbildung 72: Anteile der dunklen Partikel (Jahresmittelwerte)

7.2. PM10 Belastung für Wald-Höhenklinik

Für den Messstandort Wald-Höhenklinik bestand die Frage, ob die Holzschnitzelfeuerung der Höhenklinik einen relevanten Einfluss auf die PM10 Belastung hat. Die Messresultate zeigen, dass die gesamte EC-Konzentration mit 0.25 μg·m⁻³ im Bereich der Hintergrundbelastung liegt und lokale Verbrennungsquellen keine dominante Rolle spielen. Anders sieht es bei der OC-Belastung aus. Hier liegt die Belastung durch die Biomassenverbrennung nur ca. 20% unter den übrigen Messstandorten. Dies liegt wohl an den sekundär gebildeten OC-Partikeln, welche dazu führen, dass die OC-Belastung weiträumig homogen verteilt vorliegt. Die EC und OC-Belastung durch die lokale und regionale Biomassenverbrennung beträgt an diesem Standort im Jahresmittel max. 1 μg·m⁻³ (Abbildung 32).

7.3. EC und OC am Standort Zürich-Kaserne

Die Resultate an diesem Standort zeigen auf, dass auf einem mit Häuserzeilen umgebenen Areal (Innenhof) die Grobstaub-Konzentration mit einem Durchmesser $d_{ae} > 10 \ \mu m$ deutlich



tiefer ist als an frei anströmbaren Messstandorten. Die umgebenden Gebäude stellen eine effiziente Barriere für Grobstaubpartikel dar.

Dieser Messstandort ist durch Eisen-, resp. Eisen/Kupfer- und teilweise Chrom-Partikel belastet. Diese Partikel weisen ein Maximum bei ca. 2.5 μ m geometrischem Durchmesser auf. Im Falle von Eisenoxid entspricht dies einem aerodynamischen Durchmesser von ca. 6 - 7 μ m.

Die mittels TOT Methode analysierten EC-Werte zeigen ein vor allem im Sommer auftretendes stark verminderndes Pyrolyseverhalten auf (Abbildung 73).



Abbildung 73: zeitlicher Konzentrationsverlauf des pyrolysierten Kohlenstoffes (PC) an den vier Messstandorten

Möglicherweise ist dieses Verhalten auf die häufig auftretenden Eisenoxidpartikel zurückzuführen. Vorstellbar ist, dass das Eisenoxid als Katalysator wirkt und die Oxidation des organischen Kohlenstoffes zu CO₂ begünstigt, sodass die normalerweise auftretende Pyrolyse (PC) stark eingeschränkt wird. Warum sich dieser Prozess nur auf den Frühsommer und Sommer beschränkt ist jedoch unklar. Das hohe Vorkommen von Photooxidantien zu dieser Zeit könnte die Oxidation begünstigen.

7.4. Reifenabrieb

Die dunklen Partikel mit einem Durchmesser von 10 – 40 μ m sind ein guter Indikator für Strassenverkehrsabrieb, im wesentlichen Reifenabrieb. Deshalb kann es bei der Partikelherkunftsbetrachtung helfen, auch Grobstaub > 10 μ m Durchmesser in die Auswertung einzubeziehen.

Eine offene Frage in der Luftreinhaltung ist nach wie vor, ob Reifenabrieb in relevanten Mengen im PM10 vorkommt. Zu dieser Frage konnten die Messungen in Opfikon-Balsberg und Zürich-Kaserne erste Resultate liefern. Die Messungen zeigen, dass je nachdem die Spanne zwischen 2.5% und 20% der Partikelanzahl zwischen 2 und 10 µm geometrischem Durchmesser aus Reifenabrieb stammen. Es stellte sich heraus, dass Opfikon-Balsberg von allen analysierten Proben nur in der KW28 eine hohe Belastung an Reifenabrieb aufwies und die restlichen Wochen bedeutend tiefere Konzentrationen zeigten. Der Messstandort Zürich-Kaserne scheint hingegen stärker belastet zu sein. Da die Dichte des Reifenabriebes

Baudirektion
72/78

um 1 g·cm⁻³ liegt, dürfte der grosse dieser Partikelfraktion davon in der PM10-Fraktion vorliegen.

Die Resultate bezüglich Reifenabrieb an Autobahnstandorten im Kanton Aargau konnten in Opfikon Balsberg bestätigt werden. Es zeigt sich, dass an Autobahnstandorten die Partikelgrösse des Reifenabriebes eher kleiner (PM10) und die Konzentration dieser Partikelklasse tiefer ist, als an Innerortsstandorten. Nach wie vor ist jedoch noch unklar, inwiefern die Belagseigenschaften (Qualität-, Temperatur- Feuchte des Belages) die Abriebmenge beeinflussen.

7.5. Probenahmemöglichkeit des Mini VS-C

Die erstmalig durchgeführte, zweiwöchige Mini-VS-C Probennahme hat sich insgesamt bewährt. Es gab weder beim Sigma-2 noch beim Minivolume-Sampler überbelegte Proben. Für die Differenzierung des fossilen und nicht fossilen Kohlenstoffes ist die 2-wöchige Probennahme eher am oberen Limit, da sich Perioden mit hohen Holzfeuerungsimmissionen mit solchen mit wenig Holzfeuerungseinfluss mitteln. Diese Situation tritt vor allem in den Heizübergangszeiten mit einer Woche Heizeinfluss und in der anderen Woche ohne Heizeinfluss auf.

Mit der zweiwöchigen Probenahme lassen sich Ereignisse von 2 bis 3 Tagen Dauer mit einer zweifach erhöhten Konzentration zu vor- / nachher noch gut detektieren. Für eine Detektion kürzerer Ereignisse resp. kleinerer Konzentrationserhöhung müsste eine einwöchige Probennahmedauer in Betracht gezogen werden.

7.6. Sigma-2 Probennahmenbeeinflussung durch Gischttröpfchen

Der Sigma-2 Passivsammler ist gemäss VDI 2119:2013 für das Sammeln von Partikeln zwischen 2.5 und ca. 100 µm geometrischem Durchmesser geeignet. Dabei wird wie bei jeder anderen Sammelmethode nicht zwischen festen und tröpfchenförmigen Partikeln unterschieden. Im Sigma-2 Passivsammler werden die in der Flüssigkeit suspendierten resp. gelösten Partikel durch das langsame Verdampfen der Flüssigkeit freigesetzt und in der entstandenen Form analysiert. Dies kann dazu führen, dass aus einem Tröpfchen viele kleine Partikel resultieren. Dies kann bei Vergleichen mit anderen Methoden allenfalls zu grösseren Differenzen führen, vor allem bei Probenahmen mit einem vorgeschalteten Impaktor, wie dies beim HVS oder TEOM der Fall ist.

Die Sigma-2 Probenahme in Opfikon-Balsberg zeigt, dass die Gischt, welche vom A1 Verkehr verursacht wird, bis zum Probenahmesystem gelangt. Auf dem Sigma-2-Substrat führt dies zur Tröpfchendeposition und ergibt eine Überschätzung der PM10 Konzentration bei der Sigma-2-Passivsammlermessung. Die Messungen in Braunwald zeigten bei ähnlichem Gischtauftreten, dass der High Volume Sampler davon nicht oder nur in kleinerem Ausmass betroffen ist. Einzelne ausgewertete Phasen im vorliegenden Projekt im Winter 2015 legen dar, dass das TEOM in demselben Zeitfenster ebenfalls eine erhöhte Konzentration aufweist. Dies deutet darauf hin, dass die Probenahmesysteme je nach Geometrie und Durch-


fluss mehr oder weniger auf solche Ereignisse reagieren und in diesem Falle nicht mehr vergleichbar sind.



Abbildung 74: Unterschiede in der Interpretation von in Wassertröpfchen gelösten bzw. suspendierten Partikeln für verschiedene Probenahmesysteme

7.7. Streusalzeinfluss

In den Winterproben konnten an allen vier Messstandorten Streusalz-Partikel gefunden werden. Mit der Einzelpartikelanalyse war es möglich, die Grössenverteilung der Streusalzpartikel zu bestimmen. Dazu wurde die Winterprobe des Messstandortes Zürich-Kaserne analysiert, da dieser Standort von Verkehrs-Gischtpartikel abgeschirmt ist und damit Probenahmeartefakte des Sigma-2 Passivsammlers ausgeschlossen werden können. Die Auswertung zeigt, dass die Streusalzpartikel zwischen 2.5 und 40 µm auftreten (Abbildung *75*).



Abbildung 75: Streusalz-Grössenverteilung am Messstandort Zürich-Kaserne in der KW06/2015



Das Konzentrationsmaximum tritt zwischen 2.5 und 10 μ m aerodynamischem Durchmesser auf. Unterhalb von 2.5 μ m wurden keine Streusalz-Partikel aufgefunden. Unterhalb 1.25 μ m kann keine Aussage gemacht werden, da die Sedimentationsgeschwindigkeit zu klein ist.

7.8. Vergleich mit dem PIA Projekt im Kt. AG

Die vorliegenden Messergebnisse für Grobstaub sind weitgehend vergleichbar mit denjenigen des PIA Projektes. Die Konzentrationen und Verhältnisse zwischen den dunkeln und hellen Partikeln sind unter Berücksichtigung der meteorologischen Unterschiede vergleichbar. Beim PM2.5 liegen die Konzentrationen zwischen den einzelnen AWEL Messstandorten weiter auseinander als im PIA Projekt. Dies hängt damit zusammen, dass die Messstandorte Opfikon-Balsberg und Wald-Höhenklinik (910 m ü. M.) von der Immissionsbelastung her bedeutend stärker divergieren als die Messstandorte Suhr und Thalheim. Die Messergebnisse des Messstandortes Wald-Höhenklinik zeigen, dass der Messstandort Thalheim (700 m ü. M.) immer noch massiv von anthropogenen Immissionen betroffen ist und im Vergleich eine um 70% höhere PM2.5 Belastung aufweist.

Baudirektion
75/78

8. Ausblick

Mit der im vorliegenden Bericht verwendeten kohlenstoffhaltigen REM/EDS Substraten lassen sich alle Elemente ab dem Element Chlor quantitativ analysieren. Eines der wichtigsten Elemente in Umweltproben, nämlich Kohlenstoff, lässt sich damit aber nicht automatisch detektieren. In diesem Projekt konnte jedoch aufgezeigt werden, dass die 2015 entwickelten Borsubstrate diese Einschränkung nicht mehr aufweisen und dass es damit möglich ist, Kohlenstoff, Sauerstoff und allenfalls auch Stickstoff automatisch zu analysieren. In Zukunft lassen sich also auch kohlenstoffdominante Partikel im PM10 quantifizieren und deren Quellenherkunft bestimmen.



Abbildung 76: Reifenabriebpartikel auf einem Borsubstrat, EDS Spektrum, chemische Zusammensetzung

Im Rahmen eines KTI Projektes zwischen der Zürcher Hochschule für angewandte Wissenschaften (ZHAW), der Universität Fribourg und Particle Vision GmbH wird zurzeit ein Partikelklassifikator für REM/EDS Daten entwickelt. Mit diesem Werkzeug lassen sich die morpho-chemischen Partikeldaten in naher Zukunft automatisch qualitativ und quantitativ auswerten. Zwingend für eine solche Auswertung ist eine standardisierte REM/EDS Analytik. Die im vorliegenden Projekt erhobenen Daten sind die ersten Proben, welche nach dieser Vorschrift analysiert wurden. Deshalb könnten diese Daten ab 2016 auch quantitativ für alle wichtigen chemischen Partikelklassen ausgewertet werden.

Solche klassierten Daten könnten künftig auch wichtig für die Beurteilung der luftgetragenen Partikel bezüglich ihrer gesundheitliche Auswirkungen sein und ein wichtiges Instrument für die Gesundheitsforschung werden.

Ein weiterer Einsatz der Borsubstrate besteht darin, diese in der PM2.5 Probenahme einzusetzen. Damit kann die Einzelpartikelanalytik sogar unter Berücksichtigung leichter Elemente wie Kohlenstoff, Sauerstoff und Stickstoff auch auf Partikel < 2.5 µm ausgedehnt werden.

Diese Resultate könnten wie die Partikel >2.5 µm mit dem FIDAS200 in Beziehung gesetzt werden. Damit wäre es möglich, die zeitliche Hochauflösung des FIDAS200 mit der morpho-chemischen Auflösung der Elektronenmikroskopie über den ganzen Grössenbereich des FIDAS von ca. 0.18 bis 20 µm zu koppeln.

Baudirektion
76/78

9. Glossar

Abkürzung	Beschreibung		
d _{ae}	Aerodynamischer Durchmesser		
dg	Geometrischer Durchmesser		
EC	Elementarer Kohlenstoff (Russ)		
EDS	Energiedispersive Röntgenspektroskopie		
HVS	High Volume Sampler der Firma Digitel Elektronik AG		
КТІ	Kommission für Technologie und Innovati- on (<u>https://www.kti.admin.ch</u>)		
KW	Kalenderwoche		
NOx	Stickoxide		
OC Organischer Kohlenstoff			
PM2.5 Feinstaub ≤ 2.5 μm aerodynamisc Durchmesser			
PM10	Feinstaub ≤ 10 µm aerodynamischem Durchmesser		
PMC	Particle Matter coarse-mode (Massenkon- zentration der Partikel zwischen 2.5 – 10 µm aerodynamischem Durchmesser)		
REM/EDS	Rasterelektronenmikroskopie gekoppelt mit engergiedispersiver Röntgenspektroskopie		
SVOC	Halbflüchtige organische Kohlenwasser- stoffe		
TC	Gesamtkohlenstoffgehalt (Summe EC und OC aus der TOT Methode)		
OT / EUSAAR2 (EC Protokoll) Thermo-optische Transmission für d stimmung von EC und OC			
VOC	Flüchtige organische Kohlenwasserstoffe		
VS-C	Minivolume-Sampler der Firma Leckel, Berlin mit Fluss von 3.33 Liter pro Minute		

Tabelle 13: Erklärungen zu den Abkürzungen

Baudirektion
77/78

10.Anhang

10.1. Analysierte Ereignisproben mittels REM/EDS

Die mit dem Sigma-2-Passivsammler gesammelten Partikel lassen sich bei Bedarf unter dem Rasterelektronenmikroskop gekoppelt mit energiedispersiver Röntgenspektroskopie (REM/EDS) analysieren. Dies ist vor allem für Ereignisproben interessant und lässt Schlüsse auf die Partikelherkunft zu. Die Tabelle 14 zeigt die Proben getrennt nach hellen und dunklen Partikeln, welche aufgrund der lichtmikroskopisch erfassten Massenkonzentrationen auffällig erschienen und im Rahmen des vorliegenden Projektes noch detaillierter analysiert wurden.

Кар.	Periode	Auffällig viele helle Partikel	Auffällig viele dunkle Parti- kel
4.5.1	KW26	Wld-H	
4.5.2	KW28		Opf-B
4.5.3	KW38	Opf-B	
4.5.4	KW44	Zrh-K, Opf-B	Zrh-K, Opf-B
4.5.5	KW46 – KW48	Wld-A, Wld-H	Wld-A, Wld-H
4.5.6	KW52	Opf-B	
4.5.7	KW04	Opf-B	Opf-B
4.5.8	KW06	Wld-H, Wld-A Zrh-K, Opf-B	Zrh-K
4.5.9	KW08	Opf-B	Opf-B

 Tabelle 14: Sigma-2 Proben, welche unter dem REM/EDS analysiert wurden

Baudirektion
78/78

10.2. Meteoangaben für den Messzeitraum



Abbildung 77: Niederschlagsmengen für den Nov. 2014; Quelle Meteoschweiz



Abbildung 78: Niederschlagsmengen für den Dez. 2014; Quelle Meteoschweiz

Hohe Föhnspitzen am Zürichsee (Wädenswil 107 km/h) am 3. und 4. 11. (KW44).

Eingebettet in die anhaltende November-Wärme floss am 5. und 6.11. Kaltluft zur Alpennordseite. Gleichzeitig transportierte eine kräftige südliche Höhenströmung feuchte Luft über die Alpen, was vor allem in den östlichen Alpen heftige Schneefälle auslöste.