

Technischer Bericht zum Nationalen Beobachtungsnetz für Luftfremdstoffe (NABEL) 2010

Report

Publication date:

2010

Permanent link:

<https://doi.org/10.3929/ethz-a-006173107>

Rights / license:

[In Copyright - Non-Commercial Use Permitted](#)

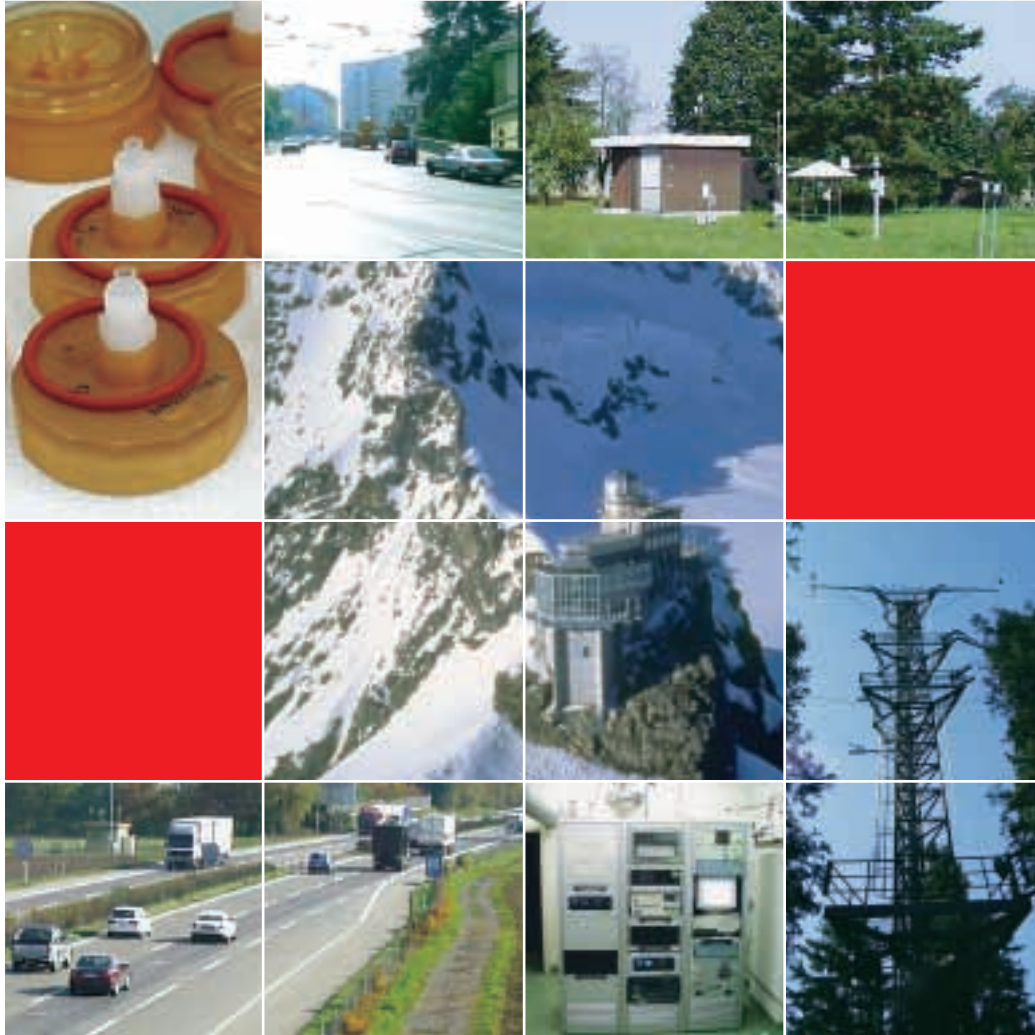


Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra



Bundesamt für Umwelt BAFU

Materials Science & Technology



Technischer Bericht zum Nationalen Beobachtungsnetz für Luftfremdstoffe (NABEL)

2010

Impressum:

Empa Dübendorf
Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt
Abteilung Luftfremdstoffe/Umwelttechnik
Überlandstrasse 129
CH-8600 Dübendorf
Tel: +41-44-823 55 11
Fax: +41-44-821 62 44
Internet: <http://www.empa.ch>

BAFU
Bundesamt für Umwelt
Abteilung Luftreinhaltung und NIS
Sektion Luftqualität
CH-3003 Bern
Tel: +41-31-322 93 12
Fax: +41-31-324 01 37
Internet: <http://www.umwelt-schweiz.ch/luft>

Dieser Bericht wurde unter Mitwirkung der im Projekt NABEL engagierten Mitarbeiter erstellt:

Ballaman, Richard Dr.
Bruggisser, Nicole
Bruggisser, Thomas
Buchmann, Brigitte Dr.
Bugmann, Stefan
Fischer, Andrea Dr.
Gehrig, Robert Dr.
Graf, Peter
Hill, Matthias
Hüglin, Christoph Dr.
Reimann, Stefan Dr.
Schwarzenbach, Beat
Seitz, Thomas Dr.
Steinbacher, Martin Dr.
Weber, Rudolf Dr.
Wettstein, Elisabeth
Zellweger, Claudia

VORWORT

Die Abteilung Luftfremdstoffe/Umwelttechnik der Empa ist seit Beginn für den Betrieb und die messtechnische Entwicklung des **Nationalen Beobachtungsmessnetzes für Luftfremdstoffe (NABEL)** verantwortlich. Durch neue Ergebnisse der Wirkungsforschung sowie infolge Veränderungen der umweltpolitischen Randbedingungen wird das NABEL laufend mit neuen Anforderungen in Bezug auf Messparameter und Messtechnik konfrontiert. Gemeinsam mit dem BAFU (Bundesamt für Umwelt), dem Auftraggeber dieses Projektes werden deshalb periodisch Massnahmen ergriffen um diesen Ansprüchen gerecht zu werden und dennoch an repräsentativen Standorten wertvolle, langjährige Messreihen, welche die Entwicklung der Luftqualität aufzeigen, weiterführen zu können.

Durch die Abnahme der Konzentrationen der Luftfremdstoffe und die Einführung von immer komplexeren Messgrössen sind die Anforderungen an die Messtechnik und den Messnetzbetrieb stetig gestiegen. Ebenso hat auch aufgrund der vermehrt grenzüberschreitenden, gesamtheitlichen Betrachtung der Luftverfrachtung und der damit einhergehenden Forderung nach weltweit vergleichbaren Messresultaten der Bedarf an Methodenharmonisierung sowie die Rückführung der Messgrössen auf internationale Normale, stark zugenommen.

Der vorliegende technische Bericht zum NABEL dokumentiert das **Messnetz** und alle für die Messung der Luftfremdstoffe relevanten Informationen der **Messtechnik** wie Messmethoden, Kalibrationen, Rückverfolgbarkeit und Datenkontrolle. Im Anhang dokumentieren aktuelle Berichte aus laufenden Untersuchungen in den Bereichen Messmethoden, Laboranalytik sowie Vergleichsmessungen den hohen Standard des Messnetzes.

Die Messdaten des NABEL werden jährlich als Erfolgskontrolle der schweizerischen Luftreinhaltepolitik vom Bundesamt für Umwelt (BAFU) im Band NABEL - Luftbelastung^[1] der Schriftenreihe Umwelt-Zustand publiziert.

Die Messreihen des NABEL, dienen nicht nur als Grundlage für die Schweizerische Luftreinhaltepolitik, sondern stehen auch interessierten Kreisen (Hochschulen, Universitäten) für wissenschaftliche Arbeiten zur Verfügung. Aufgrund der Datenqualität des NABEL-Messnetzes wird so ein wesentlicher Beitrag zum Verständnis atmosphärenchemischer Prozesse wie auch des globalen Klimas geleistet. Darüber hinaus dienen NABEL-Messstationen wegen den kontinuierlich gemessenen luftchemischen und meteorologischen Parametern häufig als Plattformen für ergänzende Forschungsarbeiten (z.B. Witterungsversuche von verschiedenen Materialien, Quellenzuordnung von Feinstaub und VOC).

Durch eine problemorientierte Parameterwahl und eine adäquate Datenqualität soll das NABEL-Messnetz all diesen Bedürfnissen auch in Zukunft Rechnung tragen.

Dübendorf, Mai 2010

Der Projektleiter



Dr. Chr. Hüglin

Abteilung Luftfremdstoffe/Umwelttechnik
Die Abteilungsvorsteherin



Dr. B. Buchmann

INHALTSVERZEICHNIS

1. Einleitung	1
2. Messnetz	2
2.1. Messstandorte	2
2.1.1. Anforderungen an einen Standort	2
2.1.2. Lage der Standorte	3
2.1.3. Belastungstypen	3
2.1.4. Charakterisierung der Standorte	4
2.2. Messstationen	36
2.2.1. Anforderungen an eine Messstation	36
2.2.2. Aufbau der Messstation	36
2.3. Messprogramm	38
2.3.1. Luftfremdstoffe	38
2.3.2. Meteoparameter	39
2.3.3. Verkehrsdaten	39
2.3.4. Detailliertes NABEL-Messprogramm (Übersichtstabelle)	40
3. Messverfahren	41
3.1. Schwefeldioxid	41
3.2. Stickoxide	43
3.2.1. Geräte mit Molybdänkonverter	44
3.2.2. Gerät mit Photolysekonverter (CRANOX)	47
3.2.3. Gerät mit Photolysekonverter (Blue Light Converter BLC)	48
3.2.4. Gesamtsumme der reaktiven Stickstoffverbindungen (NO _y)	49
3.3. Ozon	50
3.4. Kohlenmonoxid	52
3.5. Kohlendioxid	53
3.5.1. CO ₂ -Messung mit CO ₂ /H ₂ O Gas Analysator LI 7000	53
3.5.2. CO ₂ -Messung mit Picarro G1301	53
3.6. Kohlenwasserstoffe	56
3.6.1. Summenmessung der Nichtkohlenwasserstoffe	56
3.6.2. Flüchtige Kohlenwasserstoffe (VOC)	57
3.6.3. Methan	59
3.7. Ammoniak	61
3.8. Lachgas	63
3.9. Feinstaub	64
3.9.1. Gravimetrische Feinstaubmessung	64
3.9.2. Metalle im Feinstaub	66
3.9.3. Schwefel im Schwebstaub, partikelgebunden	69
3.9.4. Mineralische Kationen im Schwebstaub	72
3.9.5. Radiometrische Feinstaubmessung (Betameter)	73
3.9.6. Feinstaubmessung (TEOM FDMS)	74
3.9.7. Partikelanzahl	76
3.9.8. Partikelgrößenverteilung	77
3.9.9. OC/EC	78

3.9.10. BC (Black Carbon)	78
3.10. Staubbiederschlag	82
3.10.1. Metalle im Staubbiederschlag	83
3.11. Regeninhaltsstoffe	86
3.11.1. Bestimmung des pH-Wertes	87
3.11.2. Bestimmung der Leitfähigkeit	88
3.11.3. Bestimmung der Anionen und Kationen	88
3.11.4. Ionenbilanz	91
3.12. Stickstoffhaltige Gas- und Aerosolkomponenten	92
3.12.1. Bestimmung von ($\text{HNO}_3 + \text{NO}_3^-$)	92
3.12.2. Bestimmung von ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$)	94
3.12.3. Bestimmung von HNO_3 , NH_3 , NO_3^- , NH_4^+ (MD - System)	96
3.13. Meteomessverfahren	100
3.14. Übersicht der Messverfahren	103
3.15. Übersicht der Messgeräte	104
4. Qualitätssicherung	105
4.1. Grundlagen	105
4.2. Primärnormale	105
4.2.1. Primärnormal für Ozon	106
4.2.2. Primärnormal für den Volumenstrom	108
4.3. Transfornormale	109
4.3.1. Transfornormal für Ozon (THERMO 49C-PS)	109
4.3.2. Transfornormal für den Volumenstrom	110
4.4. Rückverfolgbarkeit (Traceability)	112
4.4.1. Ozon	112
4.4.2. Schwefeldioxid, Stickstoffmonoxid, Kohlenmonoxid und Methan	112
4.4.3. Volumenstrom	113
4.5. Kalibrationen	114
4.6. Gerätetests	117
4.6.1. Übersicht über die Geräteprozeduren	117
4.7. Bestimmung der Verfahrenskenngrößen	118
4.7.1. Kalibrierfunktion	119
4.7.2. Drift (Stabilität)	120
4.7.3. Signalrauschen	121
4.7.4. Zeitabhängiges Verhalten	122
4.7.5. Nachweisgrenze/Bestimmungsgrenze	123
4.7.6. Wiederholbarkeit oder Wiederholungsgrenze r	125
4.7.7. Querempfindlichkeit/Selektivität	126
4.8. Wartung	127
4.9. Ringversuche	130
5. Messunsicherheiten	132
5.1. Allgemeines	132
5.2. Berechnung der Messunsicherheiten am Beispiel O_3	133
5.2.1. Unsicherheit des Primärnormals für Ozon	134
5.2.2. Unsicherheit des Empa-Transfornormals (TN)	135
5.2.3. Messunsicherheit des Ozonmessgerätes	135
5.2.4. Kombinierte Messunsicherheit der Ozonmessungen	136

5.3.	Bestimmung der Messunsicherheiten von SO ₂ , CO, NO und NO ₂ für Tagesmittelwerte	137
5.4.	Zusammenfassung der Messunsicherheiten der automatischen Messverfahren	141
6.	Daten	142
6.1.	Datenfluss	142
6.2.	Datenverwaltung	143
6.3.	Datenkontrolle	143
6.4.	Datenpublikation	144
7.	Literaturverzeichnis	145
8.	Verzeichnis der Abkürzungen	147
Anhang A:	Spezielle Untersuchungen	148
A1	Vergleich von TSP-, PM10- und PM2.5-Feinstaubmessung im NABEL	148
A2	Vergleich der Nasschemischen Absorptionsmethode mit der UV-Fluoreszenzmethode zur Bestimmung von SO ₂ am Standort Jungfrauoch	152
A3	Vergleich von Quarzfaserfiltern (Whatman, Pall) und Glasfaserfiltern (Binzer-Ederol) für die gravimetrische PM10-Messung mit HIVOL-Sammlern	154
A4	Parallelvergleich BC-(optische Messverfahren) mit EC-Messungen (thermochemisches Messverfahren)	158
A5	Aerosol- und gasförmige Stickstoffverbindungen an den NABEL-Stationen Weiterentwicklung und Validierung der Minidenermethode	162
A6	Homogenisierung von Messreihen der Station Bern	170
Anhang B:	Wartungstool und Arbeitsanweisungen	171
B1	Wartungstool	171
B2	Anleitung für HIVOL-Kalibrationen mit einem zweiten Rotameter im NABEL-Messnetz	174
B3	Rechnungsvorschrift zur Bestimmung kontinuierlicher PM10-Werte	183
Anhang C:	Diverse Tabellen	184
C1	Umrechnungsfaktoren von ppb in µg/m ³	184
C2	Zusammenfassung der geographischen Daten der Station	185
C3	Standortswechsel im NABEL	186
C4	Stationshöhen, Höhen Messgeräte und Anlagen	187
C5	Geräteübersicht SO ₂ -Monitore	188
	Geräteübersicht NO/NO _x - Monitore	189
	Geräteübersicht O ₃ -Monitore	190
	Geräteübersicht CO-Monitore	191
	Geräteübersicht CH ₄ /THC-Monitore	192
	Geräteübersicht NH ₃ -Monitore	193
	Geräteübersicht Feinstaub PM1 und PM2.5	194
	Geräteübersicht Feinstaub PM10 und TSP	195
	Geräteübersicht BC-Monitore	196
	Geräteübersicht Partikelanzahl	197
	VOC Messprogramm	198

1. EINLEITUNG

Die Aufgabe des Nationalen Beobachtungsnetzes für Luftfremdstoffe (NABEL) ist es, die aktuelle Situation sowie die Entwicklung der Luftqualität in der Schweiz zu erfassen und langfristig zu verfolgen. Messungen dieser Art tragen wesentlich zur objektiven Beurteilung der Immissionssituation in der Schweiz bei und leisten einen wichtigen Beitrag zur Luftreinhaltepolitik.

Beim NABEL stehen grundsätzlich gesamtschweizerische Bedürfnisse im Vordergrund. Es sind dies vor allem Schadstoffe, die von einer Vielzahl von Emittenten verursacht und in der ganzen Schweiz in beträchtlichen Mengen in die Luft ausgestossen werden. Sie gelten deshalb als Leitschadstoffe. Es wird an repräsentativen Standorten gemessen, welche für die Schweiz typische Belastungssituationen aufweisen. Das NABEL ist ausdrücklich als Beobachtungs- und nicht als Überwachungsnetz oder Alarmsystem konzipiert.

Entstehung und Entwicklung des Messnetzes

- | | |
|-----------|---|
| 1968 | Beginn der Messung von Luftfremdstoffen an 4 Stationen im Rahmen einer internationalen Zusammenarbeit von 11 Ländern. |
| 1972-77 | In den folgenden Jahren werden diese Messungen im OECD-Basisprogramm fortgeführt. |
| 1978 | Aufbau des nationalen Messnetzes NABEL mit 8 Stationen. |
| 1979 | Die Schadstoffmessungen des European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP) werden basierend auf der Unterzeichnung der UN/ECE - Konvention: Convention on Long Range Transboundary Air Pollution ins NABEL integriert. |
| 1985-89 | Im Rahmen des Forschungsprogramms "Waldschäden und Luftverschmutzung in der Schweiz" (NFP14) wird an 3 Waldstationen gemessen. |
| 1990/1991 | Erweiterung des NABEL auf 16 Standorte. |

2. MESSNETZ

2.1. Messstandorte

Die Immissionsbelastung in der Schweiz variiert aufgrund von charakteristischen topographischen Gegebenheiten sowie verschiedenartigen Siedlungsformen stark. Unterschiedliche Immissionsbelastungen stehen somit in engem Zusammenhang mit der Lage des Messstandortes und den Emissionsquellen in der Umgebung der Messstation. Die Standorte der 16 NABEL-Messstationen sind räumlich über die ganze Schweiz verteilt. Sie wurden so gewählt, dass sie die wichtigsten Belastungsstufen repräsentieren. Jeder dieser Belastungstypen wird durch mehrere Stationen vertreten. Einzig die Hintergrundsituation, welche über die grossräumige Belastung Aufschluss gibt, wird nur von der Station Jungfrauoch repräsentiert.

2.1.1. Anforderungen an einen Standort

Die Wahl eines Standortes ist von grosser Wichtigkeit und muss aus diesem Grund mit äusserster Sorgfalt erfolgen. Für einen **repräsentativen Standort** ist es entscheidend, dass er weder geographische noch andere Besonderheiten wie die unmittelbare Nähe einer untypischen Emissionsquelle aufweist. Neben den schon erwähnten, spezifischen Anforderungen an die Standortwahl sind für eine qualitativ hochstehende und vollständige Messreihe über einen langen Zeitraum weitere Kriterien zu berücksichtigen:

- freie **Anströmbarkeit** der Probenahmesysteme (wenn möglich keine Hindernisse im Umkreis von 10 m). Das Windfeld im Bereich der Messstation kann die Repräsentativität der Messdaten stark beeinflussen.
- keine emittentenseitigen **Störeinflüsse** in unmittelbarer Umgebung
- geeigneter Standort für **Meteomessungen** (Wind)
- Zugänglichkeit der Messstation (Zufahrt im Winter)
- Stromversorgung und Telefonanschluss
- lokale Helfer bei abgelegenen Stationen
- langjähriger Vertrag mit Bodeneigentümer, evtl. Baubewilligungen
- Schutz vor Vandalismus

2.1.2. Lage der Standorte

Die folgende Karte gibt einen Überblick über die Standorte der NABEL-Stationen sowie deren Zuordnung zu den Belastungstypen (Farbcodierung siehe 2.1.3.).

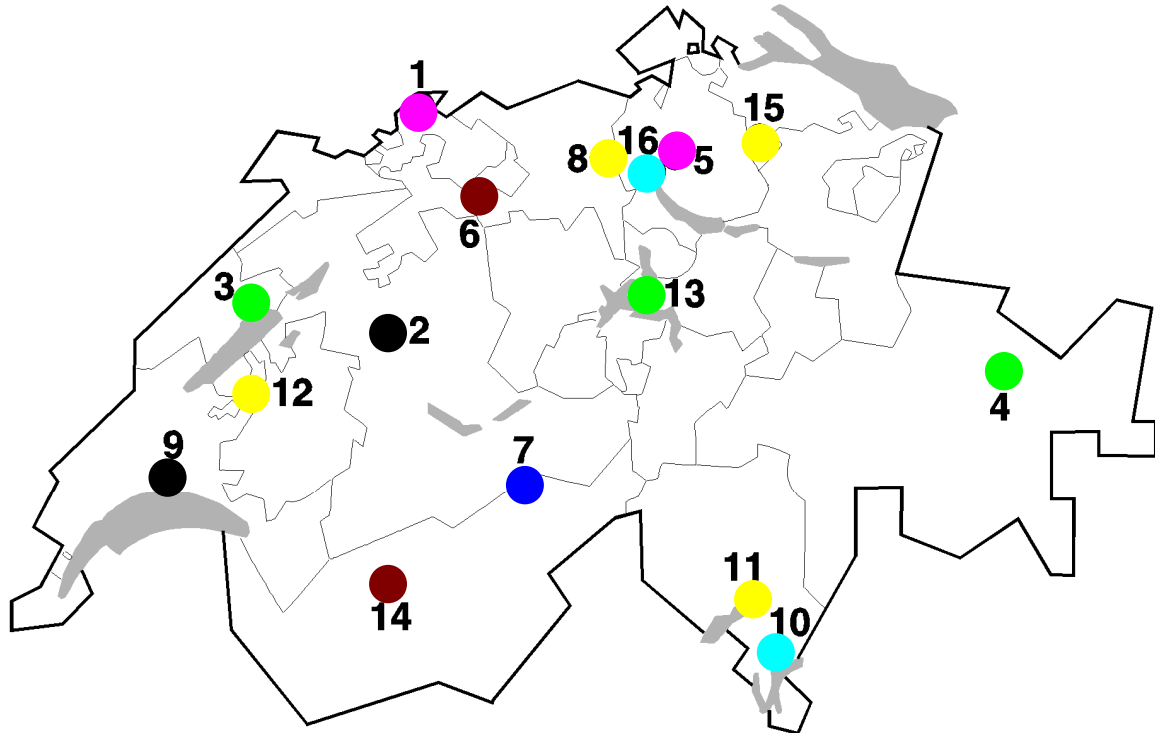


Abb. 2-1: Übersichtskarte der Standorte

2.1.3. Belastungstypen

Die 16 NABEL-Stationen werden auf Grund ihrer unterschiedlichen Immissionsbelastung in 7 Belastungstypen eingeteilt:

	Belastungstyp	Station	Abk.	Nummer
●	Stadtzentrum, an Hauptverkehrsstrasse	Bern-Bollwerk	BER	2
		Lausanne-César-Roux	LAU	9
●	Stadtzentrum, in Parkanlage	Lugano-Universita	LUG	10
		Zürich-Kaserne	ZUE	16
●	Vorstädtisch	Basel-Binningen	BAS	1
		Dübendorf-Empa	DUE	5
●	Ländlich, an Autobahn	Härkingen-A1	HAE	6
		Sion-Aéroport-A9	SIO	14
●	Ländlich, unterhalb 1000 m ü.M.	Lägeren	LAE	8
		Payerne	PAY	12
		Tänikon	TAE	15
		Magadino-Cadenazzo	MAG	11
●	Ländlich, oberhalb 1000 m ü.M.	Chaumont	CHA	3
		Davos-Seehornwald	DAV	4
		Rigi-Seebodenalp	RIG	13
●	Hochgebirge	Jungfrauoch	JUN	7

2.1.4. Charakterisierung der Standorte

Die Lage sowie die charakteristischen Eigenschaften der näheren Umgebung der 16 Messstandorte werden detailliert beschrieben. Neben dem Stationsnamen werden die Standortkoordinaten (in Klammer) und die Höhe über Meer angegeben.

Die 16 Kartenausschnitte mit den Standorten der NABEL-Stationen sind 1:1 Kopien der Landeskarte der Schweiz (Massstab: 1/50'000) herausgegeben von der Eidgenössischen Landestopographie in Bern. Die Kartenausschnitte werden **reproduziert mit Bewilligung des Bundesamtes für Landestopographie vom 6.10.1999.**

1 BASEL-BINNINGEN (610890 / 265605) 317 m

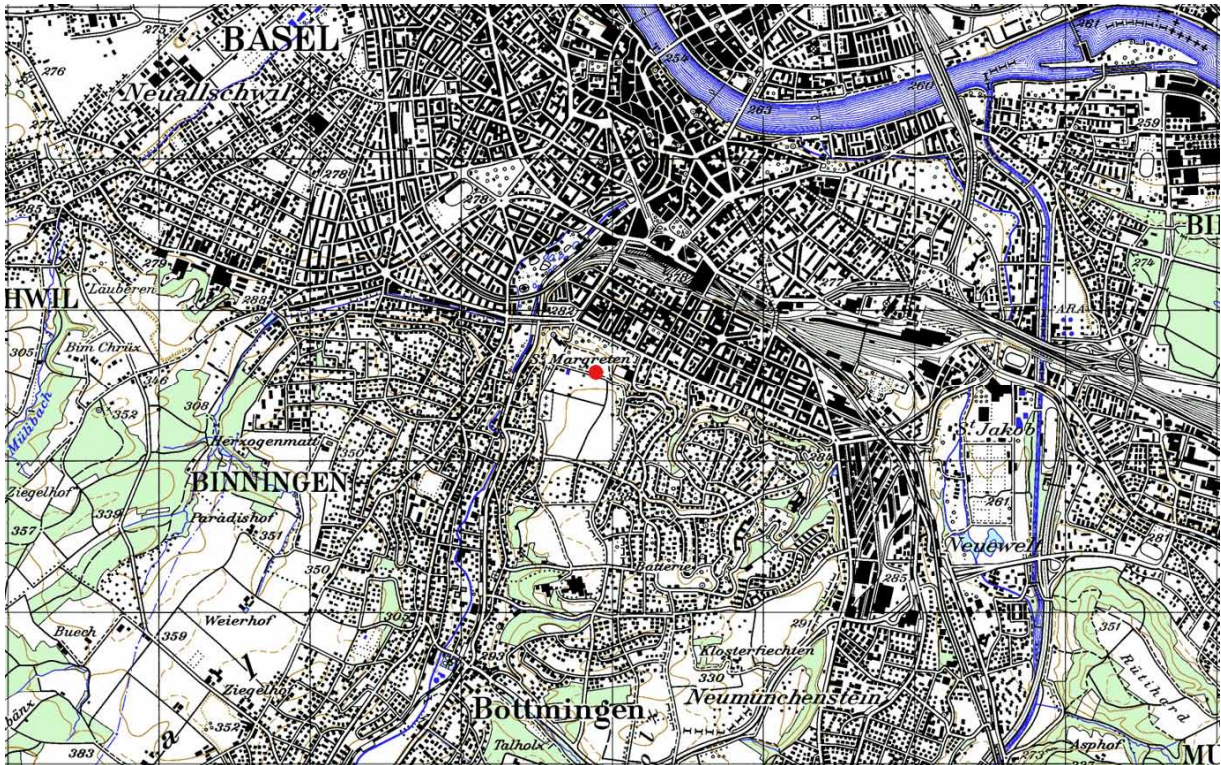
Die Station liegt etwa 1.2 km südlich des Hauptbahnhofs auf dem Gelände des astronomischen Instituts der Universität Basel (Gemeinde Binningen). Die unmittelbare Umgebung ist nur wenig bebaut und weist kaum Verkehr auf. In nördlicher Richtung, am Abhang gegen die Stadt, befindet sich ein Einfamilienhausquartier sowie eine Parkanlage. Richtung Süden ist das Gelände offen und wird landwirtschaftlich genutzt. In einer Entfernung von 200 - 300 m in westlicher Richtung befindet sich eine Badeanstalt. Die Distanz zum Stadtzentrum beträgt etwa zwei Kilometer, zu den grossen Industriegebieten etwa 4 - 6 km. Auf dem gleichen Gelände befindet sich auch eine SMN-Station der MeteoSchweiz.



Abb. 2-2: Messstation Basel-Binningen

BASEL-BINNINGEN

Landeskarte der Schweiz 1/50'000; Blatt Basel 213



Reproduziert mit Bewilligung des Bundesamtes für Landestopographie vom 6.10.1999

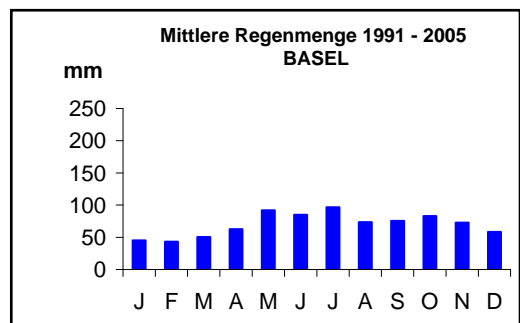
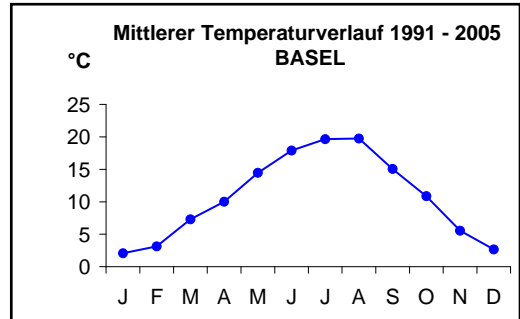
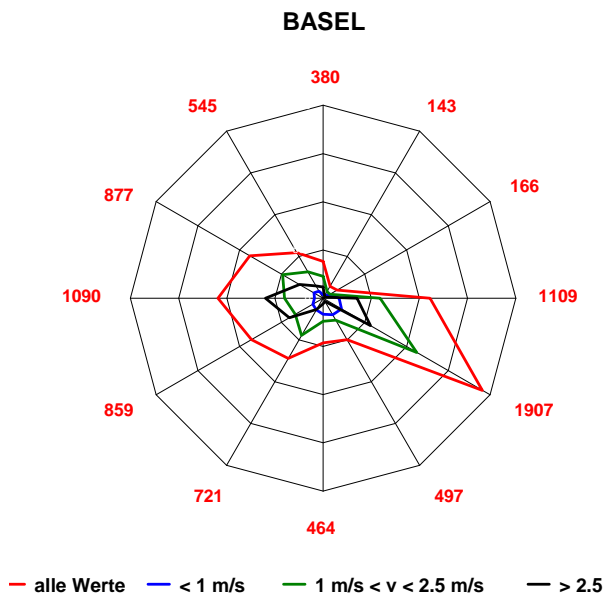


Abb. 2-3: Windrichtungsverteilung 2005, Mittlerer Temperaturverlauf 1991-2005 und Mittlere Regenmenge 1991-2005

2 BERN-BOLLWERK (600170 / 199990) 536 m

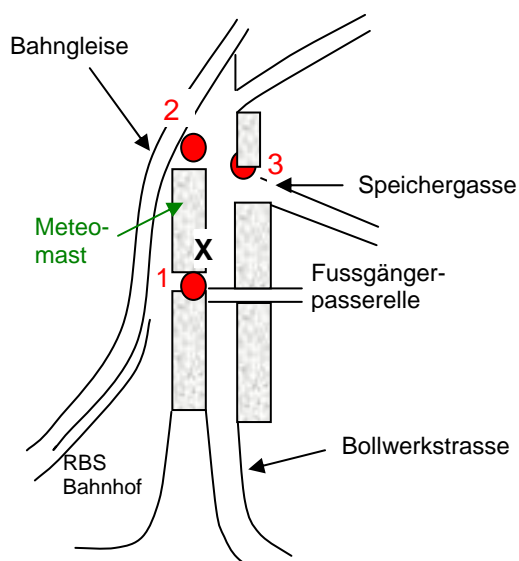
In Bern liegt die Station (3), seit dem 8.12.1999 an der Bollwerkstrasse, welche beidseitig von einer mehrstöckigen Häuserzeile gesäumt ist und sehr stark befahren (20'000 - 30'000 Fahrzeuge pro Tag) wird. Die Messstation ist im Keller des Gebäudes Ecke Bollwerkstrasse/Speicherstrasse eingerichtet. Die Ansaugsonde befindet sich ca. 3.5 m über dem Strassenniveau. Der Staubbiederschlag (Bergerhoff) wird auf einem Ausleger im Bereich der Fussgängerpasserelle gemessen. In der unmittelbaren Umgebung gibt es kaum Industrie, jedoch viele Dienstleistungsbetriebe.

(1) Bis 22.7.1997 lag die Station in unmittelbarer Nähe des Hauptbahnhofs auf der Fussgängerpasserelle zwischen den Eisenbahngleisen und der Bollwerkstrasse. Die Ansaugsonde befand sich 5 m über dem Niveau der Bollwerkstrasse. An diesem Standort wurden zusätzlich in der Strassenschlucht der Wind (3-Komponenten) und die Temperatur gemessen.

(2) Vom 24.7.1997 bis 6.12.1999 wurde zur Überbrückung ein mobiler Messwagen eingesetzt, welcher ca. 100 m nördlich, am Ende des Gebäudes direkt neben den Gleisen aufgestellt wurde. Der Standort lag etwas ausserhalb der Bollwerkstrassenschlucht, was eine bessere Luftdurchmischung zur Folge hatte. Für diesen Zeitraum standen für einige Meteoparameter lediglich orientierende Messungen zur Verfügung, welche auf dem ausziehbaren Meteomast des Messwagens erhoben wurden. Die Staubbiederschlagsmessung befand sich auf dem Dach des Messwagens. Eine Beeinflussung durch den nahen Bahnverkehr (Spritzwasser) kann nicht ausgeschlossen werden.

Bei der Analyse der Messwerte der Station Bern wurde festgestellt, dass der Stationswechsel im Juli 1997 zu Inhomogenitäten in den Zeitreihen einzelner Messgrössen geführt hat. Genaue Angaben zur Korrektur der verschiedenen Messgrössen befinden sich im Anhang A5 'Homogenisierung von Messreihen der Station Bern'.

Der Meteomast steht mit Ausnahme der Messzeit mit dem Messwagen (während Phase 2) auf einem der mehrstöckigen Gebäude westlich der Strassenschlucht. PM10, PM2.5, PM1 und Russ (BC) werden seit Beginn der Messungen in der Strassenschlucht (x, siehe Plan) gemessen.



X Feinstaubmessung

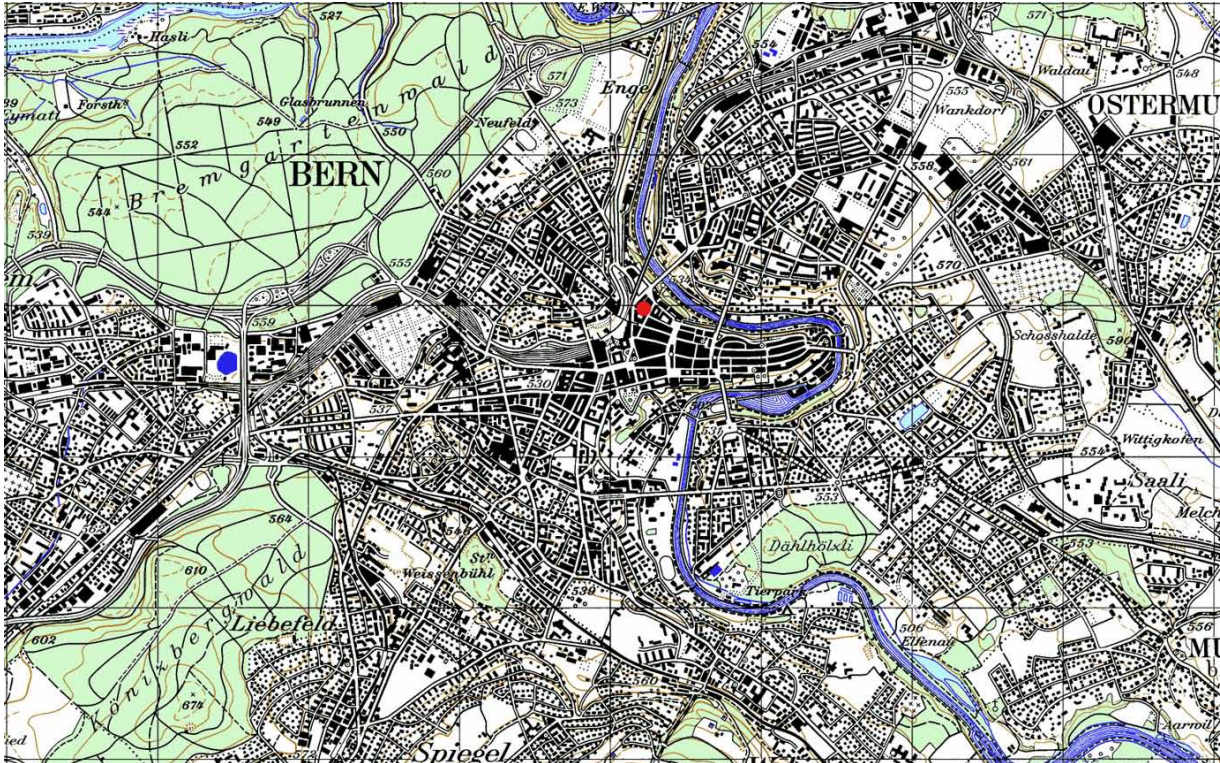
Abb. 2-4: 3 Standorte der Messstation Bern



Abb. 2-5: Messstation Bern

BERN-BOLLWERK

Landeskarte der Schweiz 1/50'000; Blatt Bern 243



Reproduziert mit Bewilligung des Bundesamtes für Landestopographie vom 6.10.1999

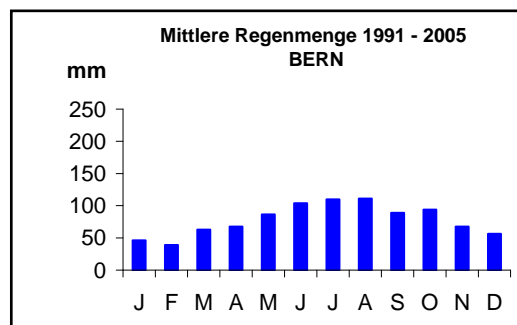
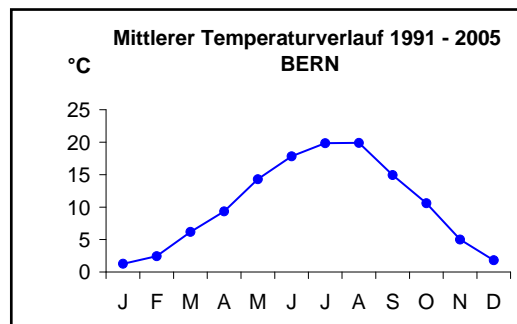
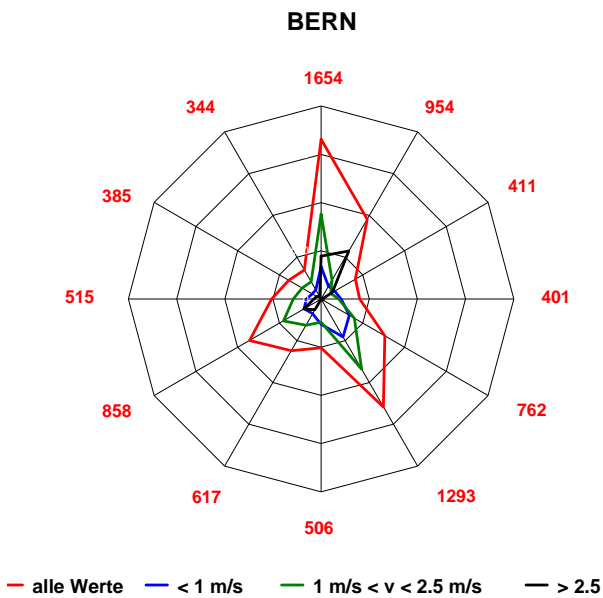


Abb. 2-6: Windrichtungsverteilung 2005, Mittlerer Temperaturverlauf 1991-2005 und Mittlere Regenmenge 1991 - 2005

3 CHAUMONT (565090 / 211040) 1137 m

Die Station befindet sich nördlich von Neuenburg auf dem Hügelzug des Chaumont ca. 700 m über dem Neuenburgersee. Die Umgebung wird durch Wiesen und Weideland dominiert. Bei klarer Sicht überblickt man das ganze Berner Mittelland. Die nächsten Industriebetriebe liegen 5 - 10 km entfernt am Fusse des Chaumont in der Agglomeration von Neuenburg (7 km, Cressier 4.5 km).



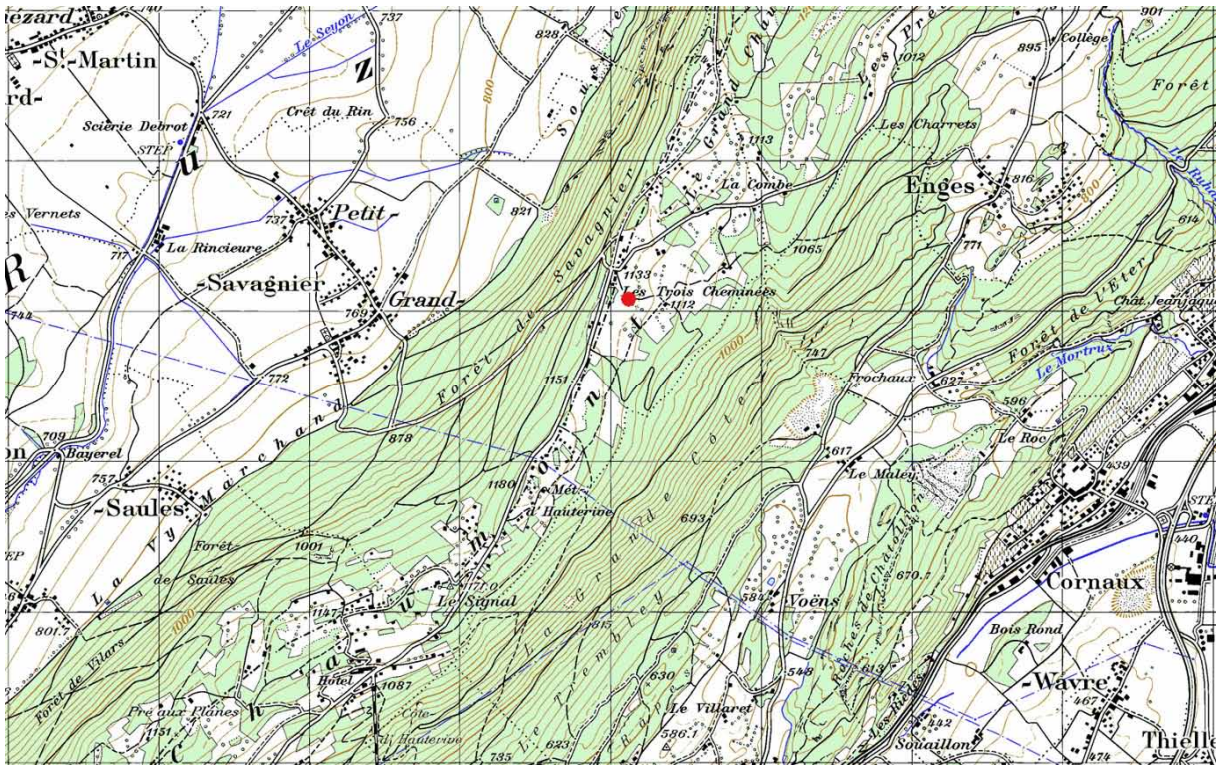
Abb. 2-7: Messstation Chaumont



Abb. 2-8: Messstation Chaumont (mit Sicht Richtung SE in die Berner Alpen)

CHAUMONT

Landeskarte der Schweiz 1/50'000; Blatt Vallone de St. Immier 232



Reproduziert mit Bewilligung des Bundesamtes für Landestopographie vom 6.10.1999

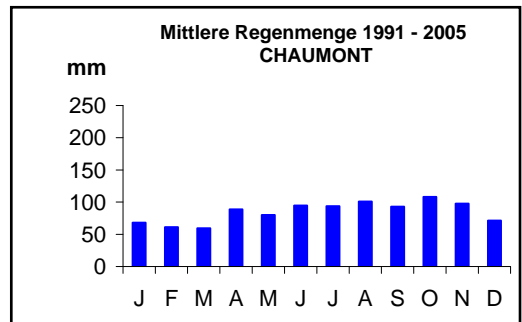
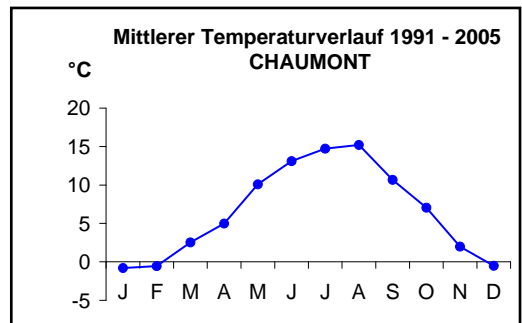
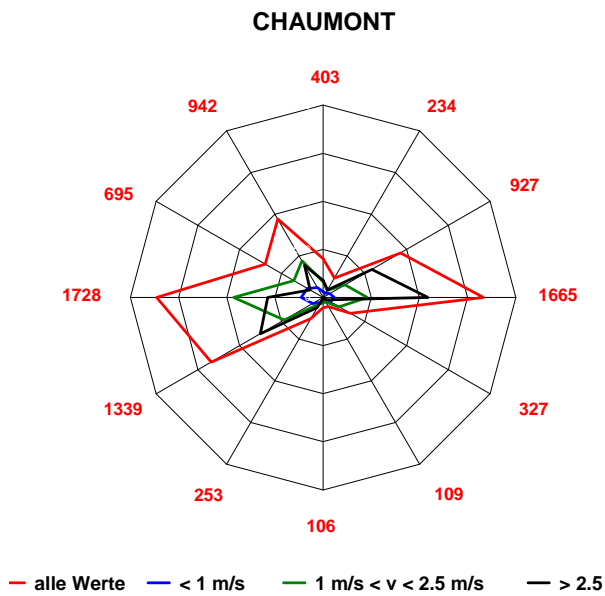


Abb. 2-9: Windrichtungsverteilung 2005, Mittlerer Temperaturverlauf 1991-2005 und Mittlere Regenmenge 1991-2005

4 DAVOS-SEEHORNWALD (784450 / 187735) 1638 m

Südöstlich des Davosersees liegt die Station ungefähr 70 Meter über dem Seeniveau am Abhang des Seehornwaldes. Südlich der Station zweigt das Flüelatal vom Haupttal ab und steigt bis zum Flüelapass auf 2000 m an. Das Zentrum von Davos ist ca. 3 km in südwestlicher Richtung entfernt. Da diese Station in einem Wald liegt, steht neben der Station ein 35 m hoher Turm, auf dem sich die Ansaugsonde für die gasförmigen Luftschadstoffe befindet. Die meteorologischen Parameter werden ebenfalls auf diesem Turm gemessen.



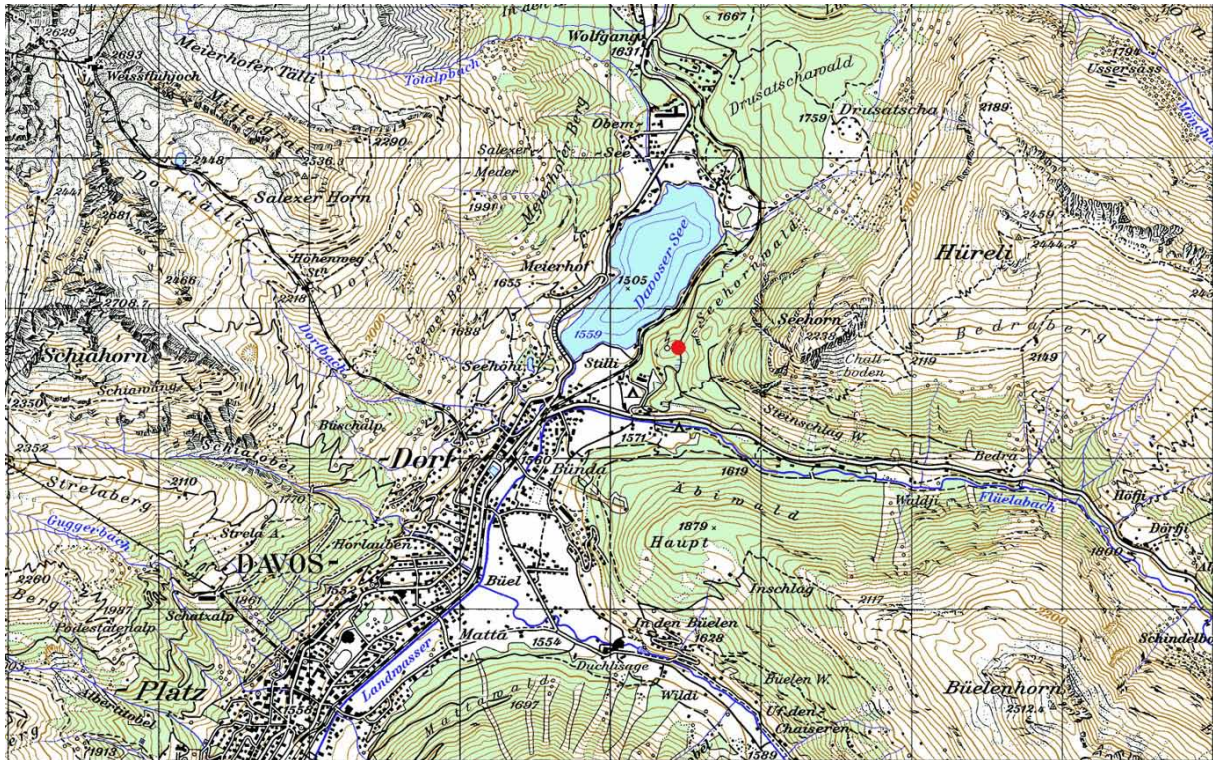
Abb. 2-10: Messstation Davos



Abb. 2-11: 35 m hoher Turm neben der Messstation

DAVOS-SEEHORNWALD

Landeskarte der Schweiz 1/50'000; Blatt Prättigau 248



Reproduziert mit Bewilligung des Bundesamtes für Landestopographie vom 6.10.1999

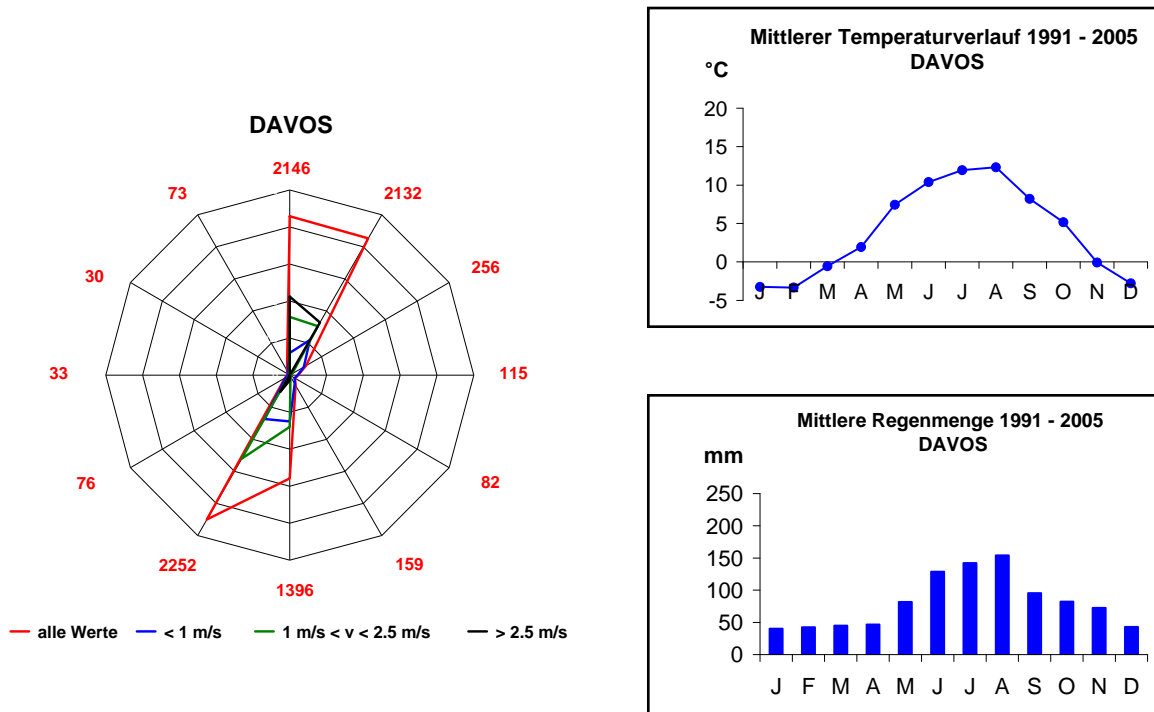


Abb. 2-12: Windrichtungsverteilung 2005, Mittlerer Temperaturverlauf 1991-2005 und Mittlere Regenmenge 1991-2005

5 DÜBENDORF- EMPA (688675 / 250900) 433 m

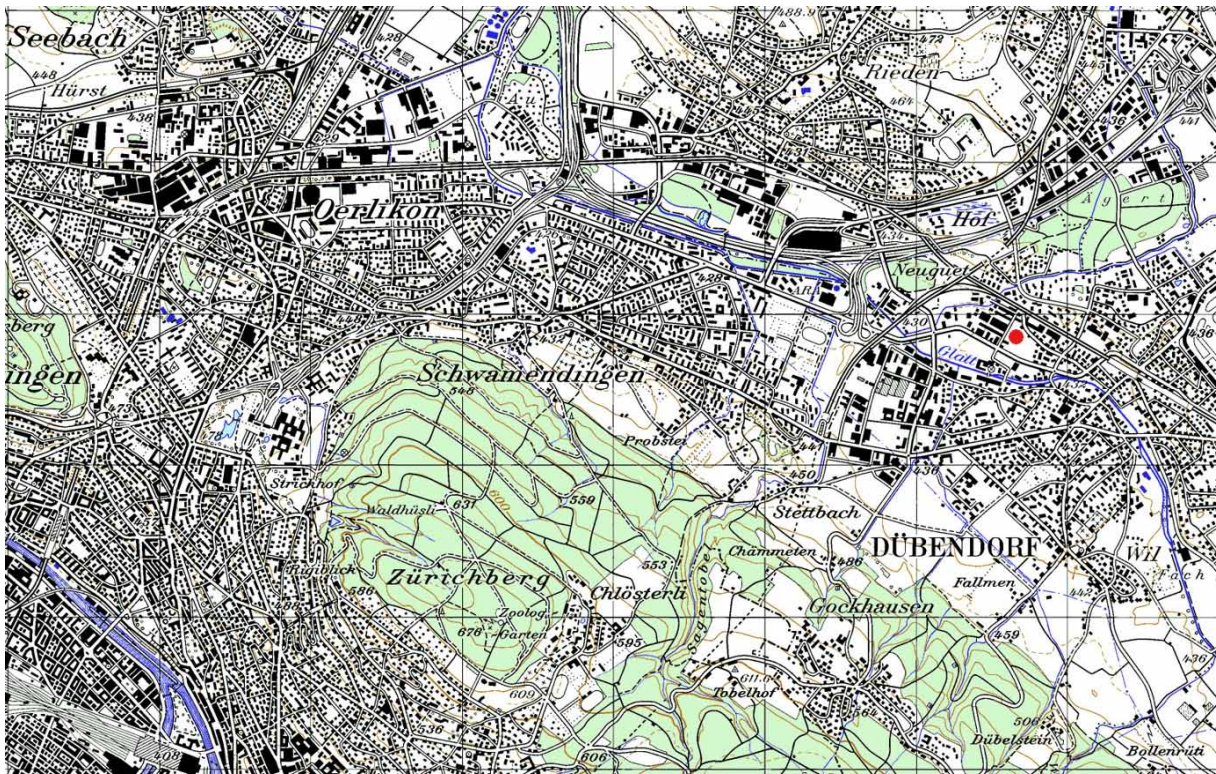
Die Station liegt auf dem Areal der Empa zwischen Dübendorf und Wallisellen im Glattal. Die Umgebung von Dübendorf ist stark besiedelt, hat viel Industrie und wird von einem Netz stark befahrener Strassen und Autobahnen durchzogen. Die Überlandstrasse führt in ca. 150 m Entfernung südlich an der Messstation vorbei. Die Autobahn A1 St. Gallen-Zürich verläuft ca. 750 m nördlich der Station. Zusätzlich zur Windmessung neben der Station (10 m Mast) befindet sich ein zweiter Windmesser auf dem Dach des höchsten Gebäudes der Empa (ca. 35 m über Grund und 10 m über dem Dach des Gebäudes).



Abb. 2-13: Messstation Dübendorf

DÜBENDORF- EMPA

Landeskarte der Schweiz 1/50'000; Blatt Zürich 225



Reproduziert mit Bewilligung des Bundesamtes für Landestopographie vom 6.10.1999

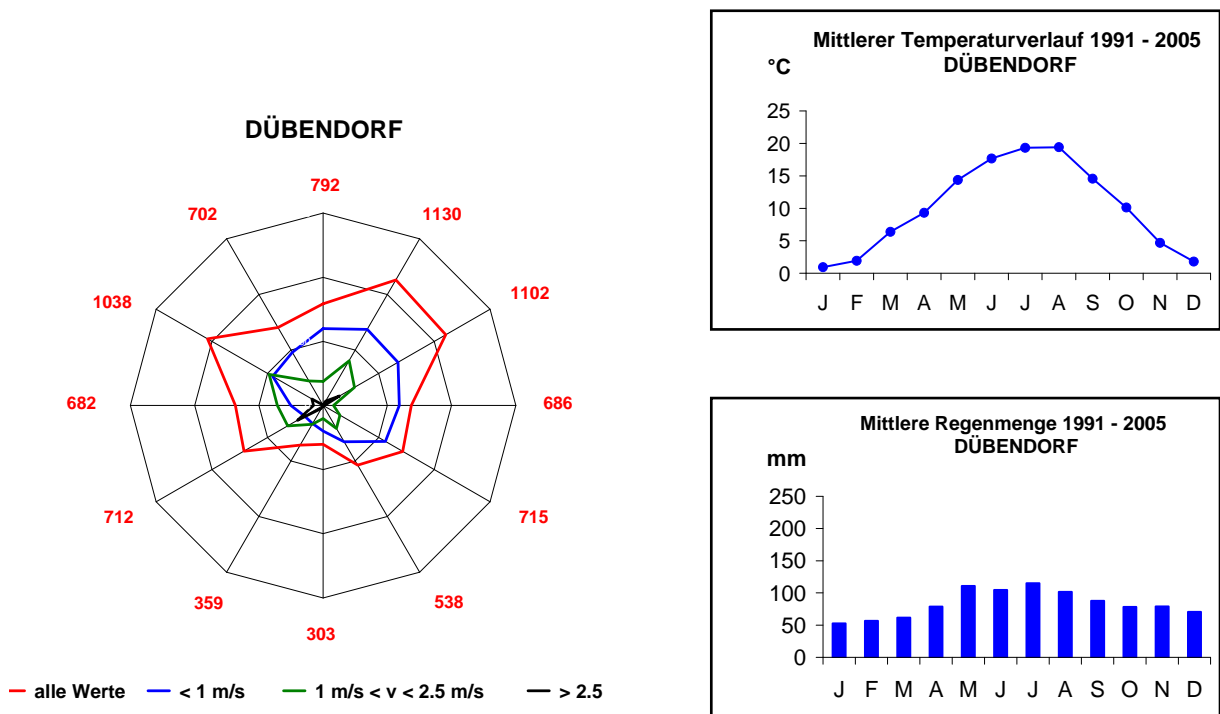


Abb. 2-14: Windrichtungsverteilung 2005, Mittlerer Temperaturverlauf 1991-2005 und Mittlere Regenmenge 1991-2005

6 HÄRKINGEN-A1 (628875 / 240185) 431 m

Die Station liegt unmittelbar nördlich der Autobahn Zürich - Bern (A1), ca. 1 km östlich des Härkingerkreuzes. Dieser Autobahnabschnitt ist sehr stark befahren (55'000 - 65'000 Fahrzeuge pro Tag), da sowohl die West-Ost-Achse (A1) wie auch die Nord-Süd-Achse (A2) über dieses Autobahnstück an der Station vorbeiführt. Im Norden grenzen unmittelbar an die Station Getreidefelder und andere landwirtschaftliche Kulturen. In der Umgebung befinden sich mehrere Dörfer mit kleineren Industriebetrieben.



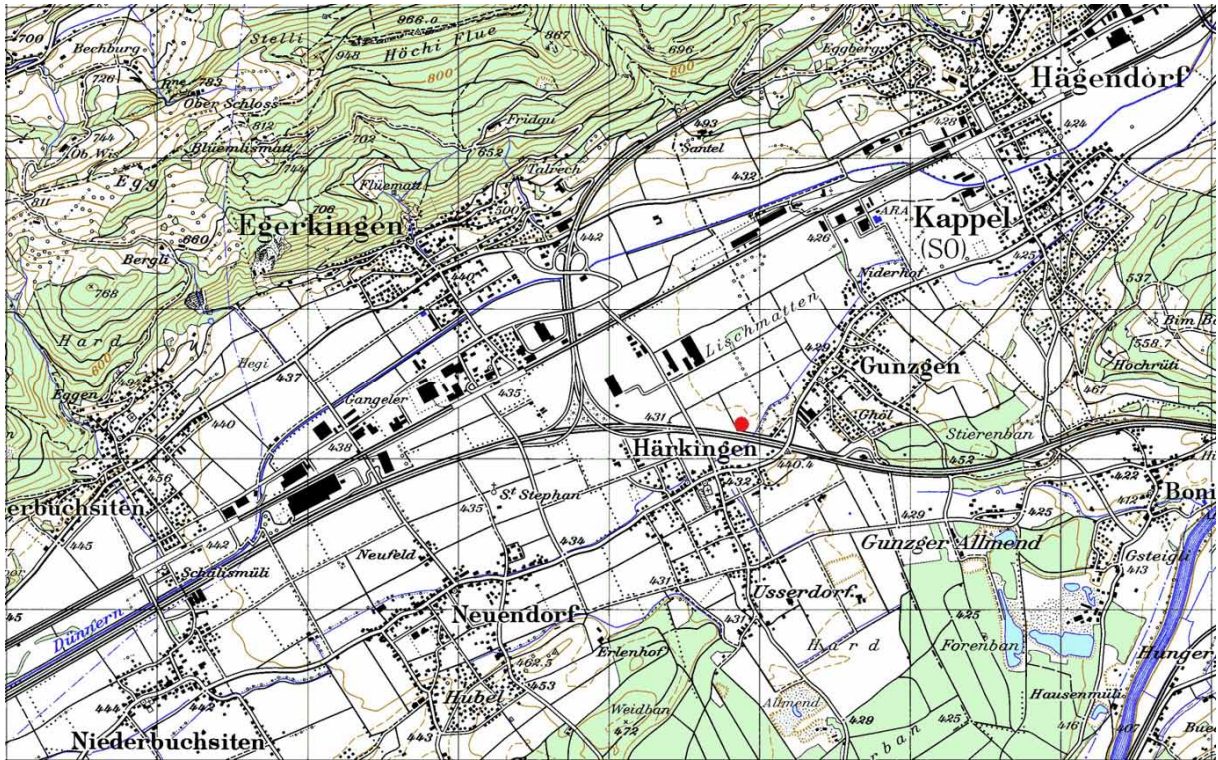
Abb. 2-15: Messstation Härkingen (mit Blick auf den Jura)



Abb. 2-16: Messstation Härkingen

HÄRKINGEN-A1

Landeskarte der Schweiz 1/50'000; Blatt Olten 224



Reproduziert mit Bewilligung des Bundesamtes für Landestopographie vom 6.10.1999

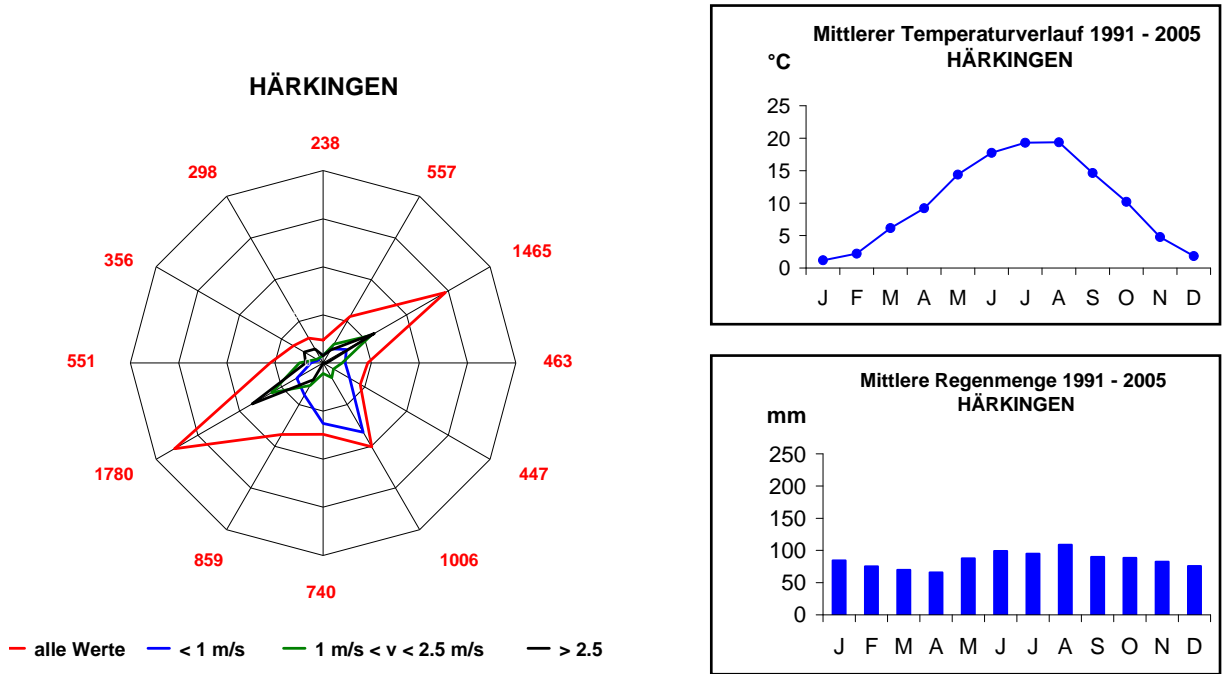


Abb. 2-17: Windrichtungsverteilung 2005, Mittlerer Temperaturverlauf 1991-2005 und Mittlere Regenmenge 1991-2005

7 JUNGFRAUJOCH (641910 / 155280) 3578 m

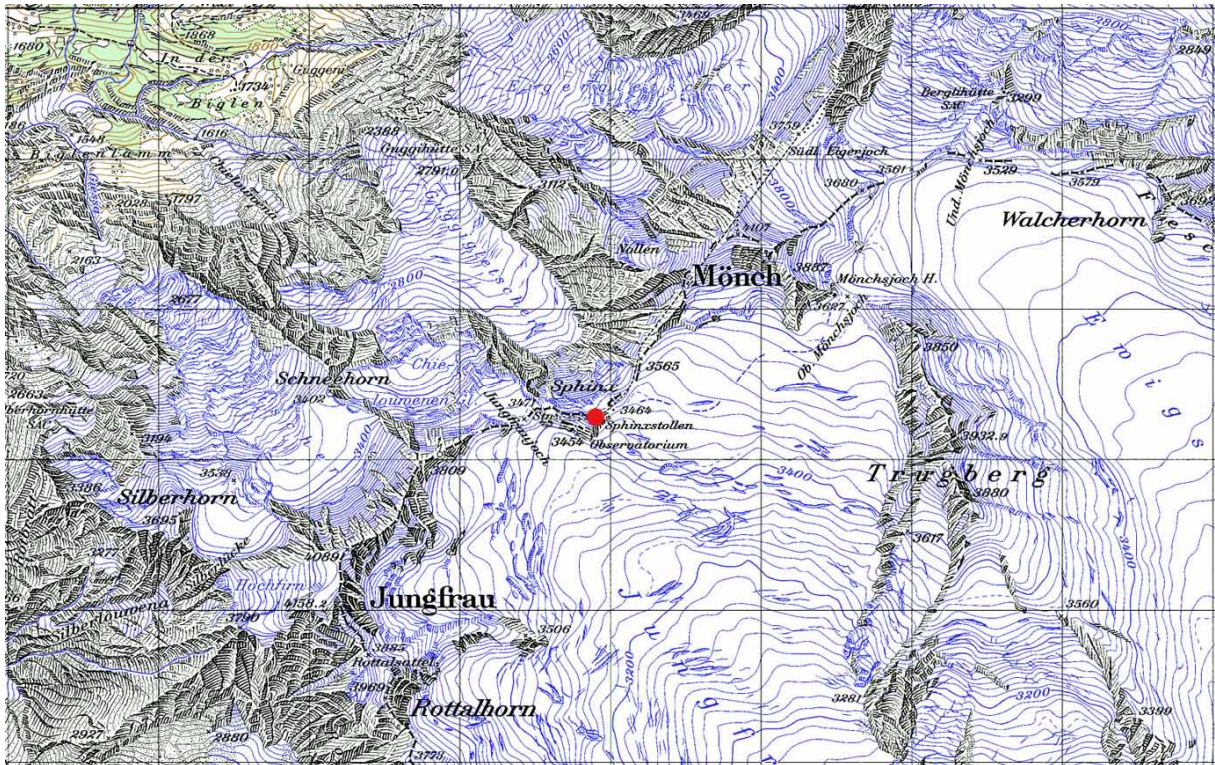
Die Station Jungfraujoch liegt in einem Sattel zwischen den zwei Alpengipfeln Jungfrau (4155 m ü.M.) im Südwesten und Mönch (4099 m ü.M.) im Nordosten. Die hochalpine Messstation ist im Labor der sogenannten Sphinx untergebracht, welche ca. 100 m höher als der Bahnhof der Jungfraujochbahn liegt und mit einem Lift erreicht werden kann. Mit dieser Messstation wird die Hintergrundbelastung, welche einerseits für die ganze Schweiz andererseits aber auch für grössere Gebiete Europas repräsentativ ist, erfasst. Unterschiedliche Anströmsituationen (Episoden) bieten die Möglichkeit zu umfassenden atmosphärenchemischen Studien. Lokale Emissionen werden so gering wie möglich gehalten. Alle Gebäude auf dem Jungfraujoch werden elektrisch beheizt. Von Mitte 1991 bis Mitte 1996 wurden die Messungen durch Bauarbeiten der Jungfraujochbahn zeitweise beeinträchtigt. Eine SMN-Station befindet sich ebenfalls in der Sphinx.



Abb. 2-18: Messstation Jungfraujoch

JUNGFRAUJOCH

Landeskarte der Schweiz 1/50'000; Blatt Jungfrau 264



Reproduziert mit Bewilligung des Bundesamtes für Landestopographie vom 6.10.1999

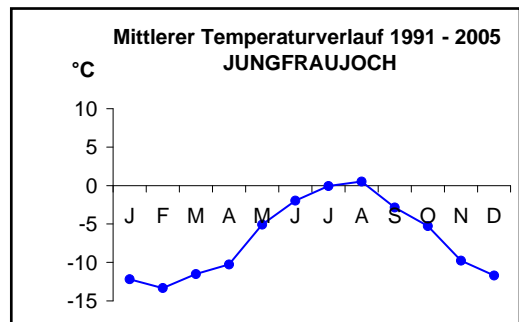
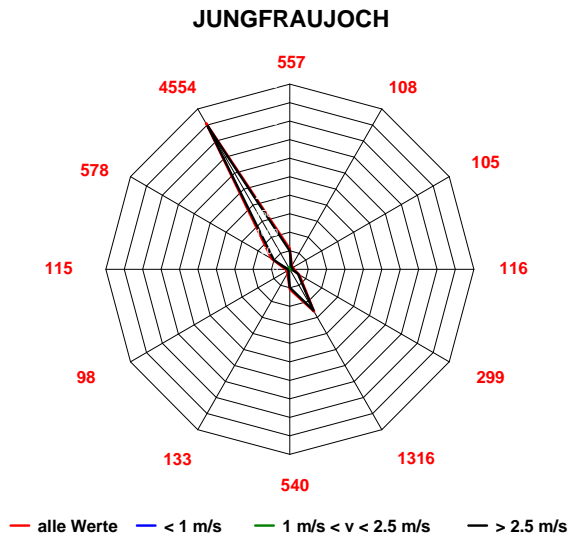


Abb. 2-19: Windrichtungsverteilung 2005 und Mittlerer Temperaturverlauf 1991-2005

8 LÄGEREN (669780 / 259020) 689 m

Die Station liegt mitten im Wald am südlichen Abhang der Lägeren. Rund 2 km südöstlich der Station beginnt die stark besiedelte und industriereiche Agglomeration Baden. Die grösste Ost - West Hauptverkehrsachse, die A1 (Zürich - Bern), verläuft 3 bis 4 km südlich der Station. Die Ansaugsonde für die gasförmigen Luftschadstoffe befindet sich auf einem 45 m hohen Turm neben der Messstation. Auf diesem Turm werden auch die meteorologischen Parameter erfasst.



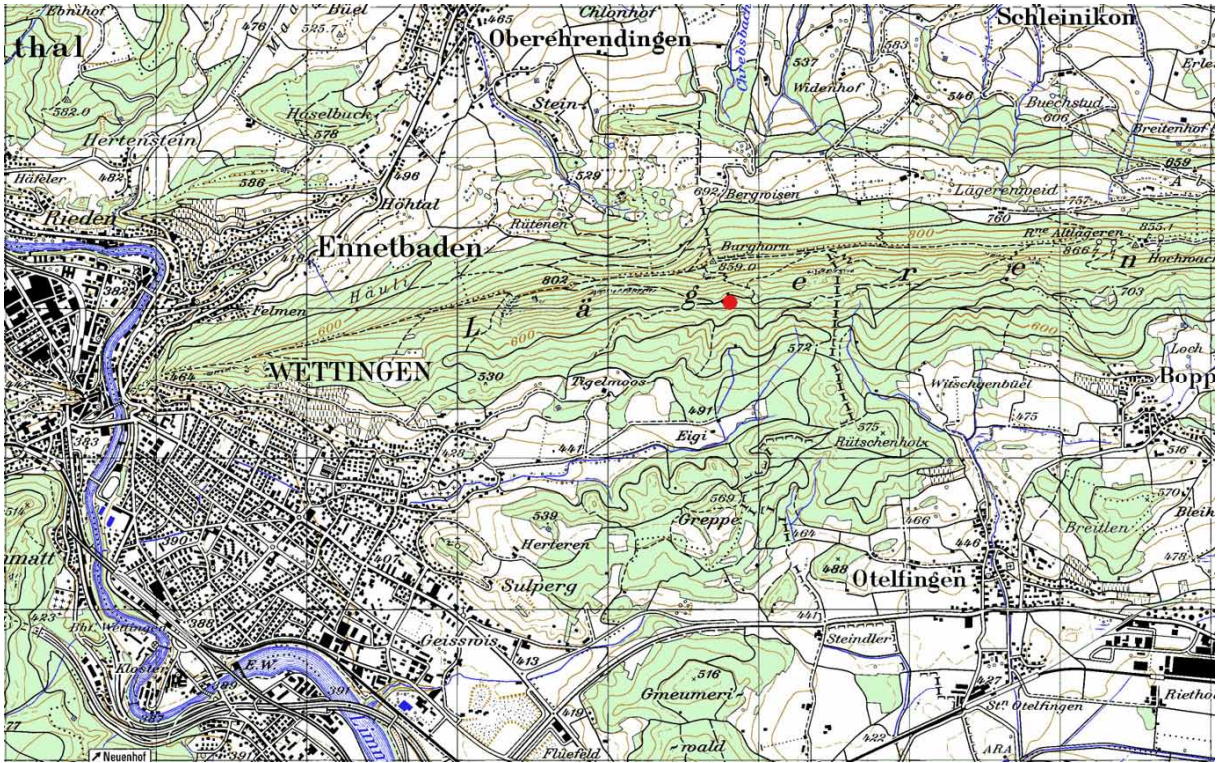
Abb. 2-20: Messstation Lägeren



Abb. 2-21: "Lothar-Folgen"
Beeinträchtigung der Station Lägeren durch den Sturm Lothar (26.12.1999)

LÄGEREN

Landeskarte der Schweiz 1/50'000; Blatt Baden 215



Reproduziert mit Bewilligung des Bundesamtes für Landestopographie vom 6.10.1999

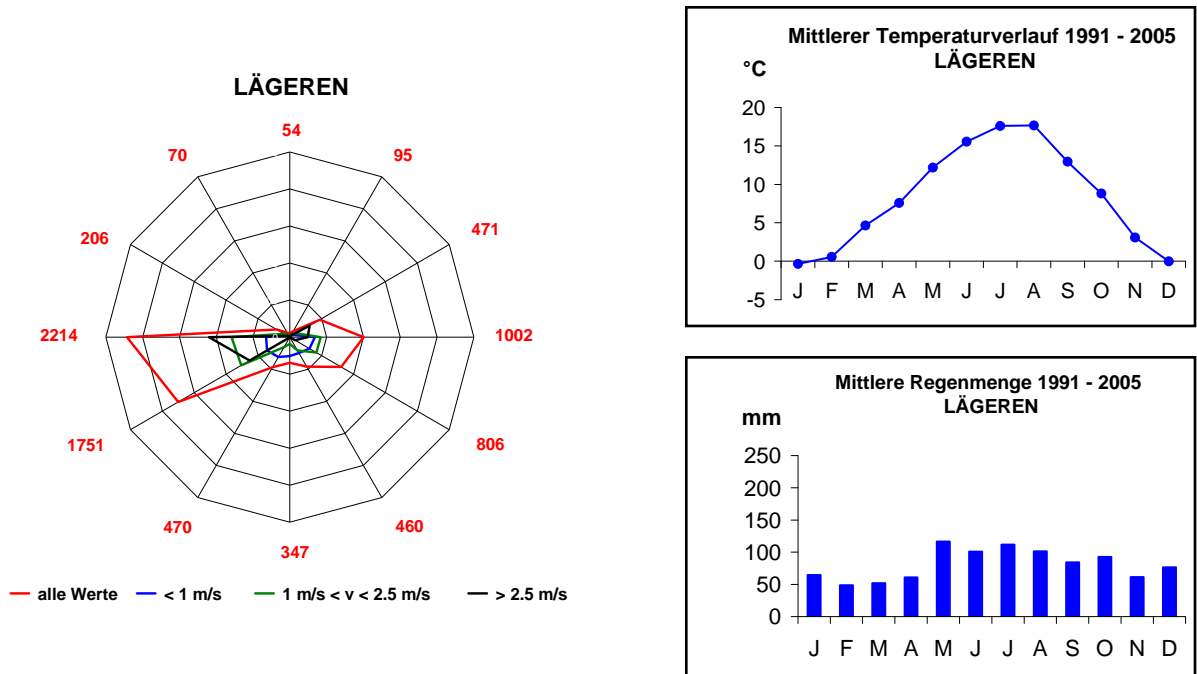


Abb. 2-22: Windrichtungsverteilung 2005, Mittlerer Temperaturverlauf 1991-2005 und Mittlere Regenmenge 1991-2005

9 LAUSANNE-CÉSAR-ROUX (538695 / 152615) 526 m

Die Station befindet sich im Zentrum von Lausanne im Keller der Bibliothek "Pour tous", welche unmittelbar neben einer innerstädtischen, leicht ansteigenden Transitstrasse (ca. 30'000 Fahrzeuge pro Tag) liegt. Auf der anderen Strassenseite befindet sich über einer Stützmauer von 10 m eine Schulhausanlage mit grossem Vorplatz. Diese relativ offene Situation begünstigt die Durchmischung der Luft. In der unmittelbaren Umgebung befinden sich fast ausschliesslich Wohnhäuser und Dienstleistungsbetriebe.



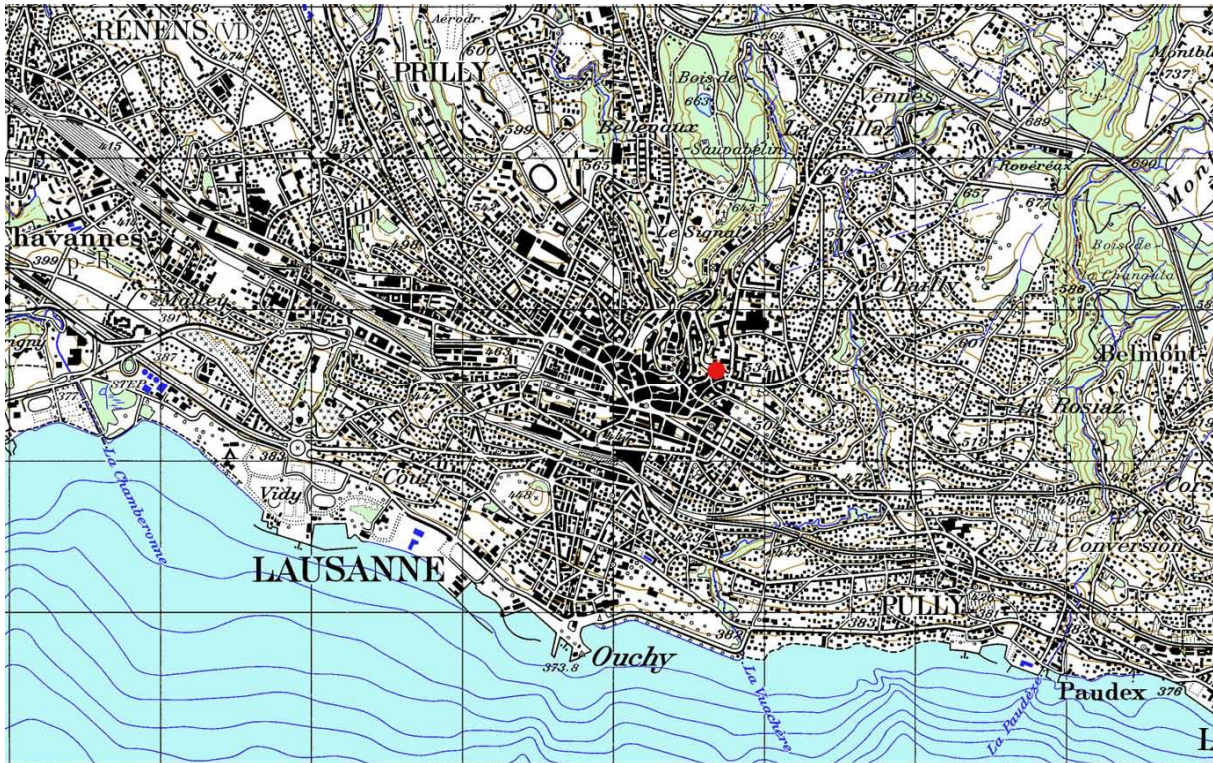
Abb. 2-23: Messstation Lausanne im Gebäude auf der rechten Strassenseite



Abb. 2-24: Messstation Lausanne

LAUSANNE-CÉSAR-ROUX

Landeskarte der Schweiz 1/50'000; Blatt Lausanne 261



Reproduziert mit Bewilligung des Bundesamtes für Landestopographie vom 6.10.1999

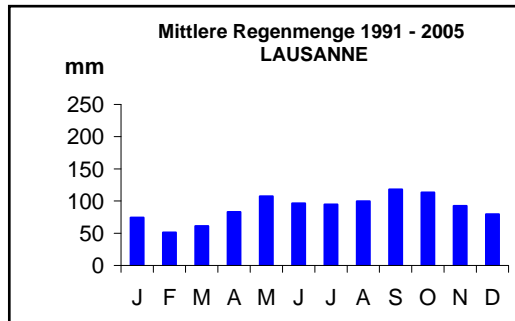
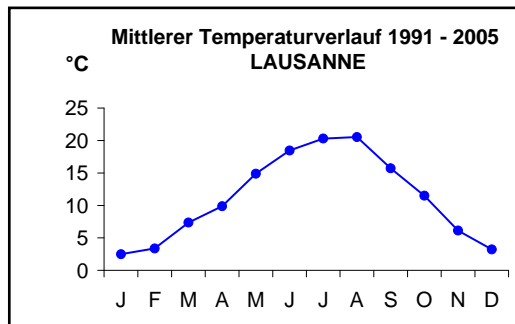
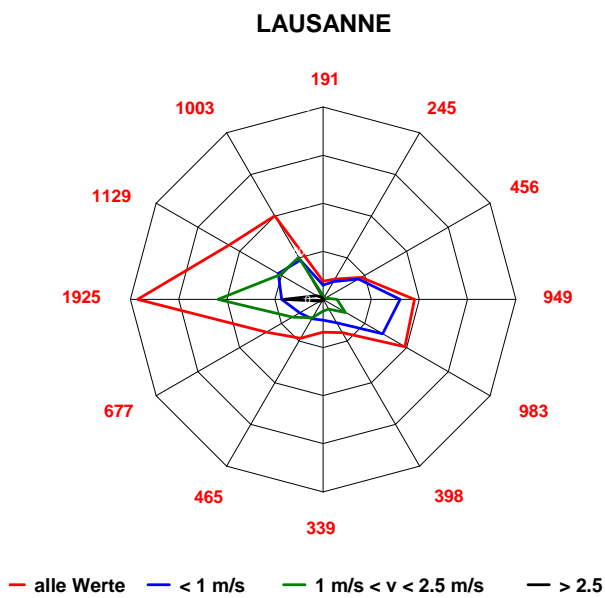


Abb. 2-25: Windrichtungsverteilung 2005, Mittlerer Temperaturverlauf 1991-2005 und Mittlere Regenmenge 1991-2005

10 LUGANO-UNIVERSITA (717615 / 96645) 281 m

Die Messstation (4) liegt, seit dem 12.9.2001, im Zentrum von Lugano auf dem Gelände der Università della Svizzera Italiana, ca. 50m vom lebhaften Corso Elvezia entfernt. Nördlich und südlich durch die Gebäude von der Strasse abgeschirmt, stellt sie eine typische städtische Station dar. Im umliegenden Quartier befinden sich vorwiegend Wohn- und Geschäftshäuser, jedoch kaum Industriebetriebe. Die Messeinrichtungen sind in einem Raum in der Tiefgarage untergebracht. Auf dem Gelände sind lediglich die etwa 2.5m hohen Ansaugsonden sichtbar. Die SMN-Station von Lugano befindet sich rund 1.5km südlich der NABEL-Station bei der Biblioteca Cantonale.

(1) Vom 5.8.1980 bis zum 24.4.1991 war die Messstation im Dachstock eines kleinen, inzwischen abgebrochenen Nebengebäudes auf dem Areal des damaligen Schulhauses installiert. Dadurch befanden sich die Ansaughöhen der beiden Sonden auf rund 7 m über Boden. Wie aus der Planskizze ersichtlich ist, war die Art der Exposition gegenüber der lokalen Umgebung abgesehen von der Ansaughöhe und den neuen Gebäuden nicht wesentlich verschieden vom heutigen Standort. Die meteorologischen Messungen wurden von der rund 1.5 km südlich gelegenen ANETZ-Station übernommen.

(2) Vom 25.4.1991 bis zum 2.11.1992: Wegen des Abbruchs des kleinen Gebäudes, in welchem sich die NABEL-Station befand, musste diese vorübergehend in einem provisorischen Container betrieben werden. Die Ansaughöhe befand sich auf rund 4 m über Boden. Verglichen mit dem Standort 1 war die Distanz zum stark befahrenen Corso Elvezia kleiner.

(3) Vom 4.11.1992 bis zum 11.9.2001 lag die Messstation, rund 150 m vom heutigen Standort entfernt, im Park des alten Ospedale Civico. Zwei Häuserzeilen vom lebhaften Corso Elvezia getrennt und durch eine Nadelbaumreihe von der Transitstrasse abgeschirmt, war diese Station eine typische städtische Hintergrundstation. In den Gebäuden des Ospedale Civico sind seit 1996 die beiden Fakultäten Ökonomie und Kommunikationswissenschaften der Universität della Svizzera Italiana untergebracht.

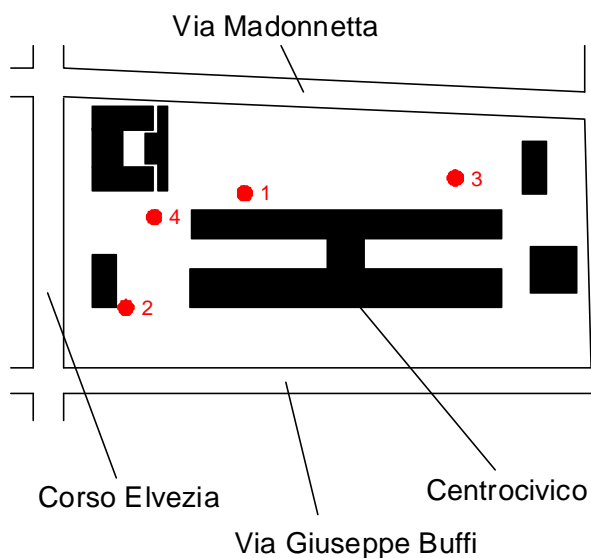
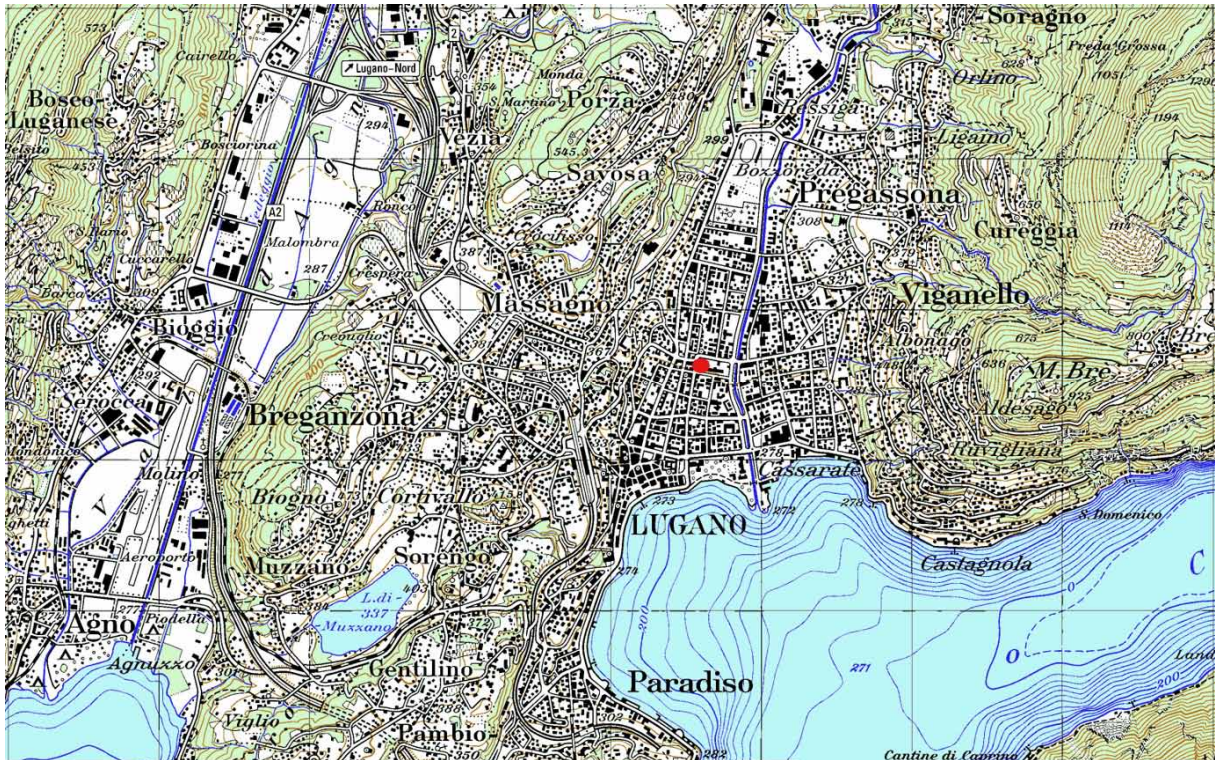


Abb. 2-26: 4 Standorte der Messstation Lugano

Abb. 2-27: Messstation Lugano

LUGANO-UNIVERSITA

Landeskarte der Schweiz 1/50'000; Blatt Malcantone 286



Reproduziert mit Bewilligung des Bundesamtes für Landestopographie vom 6.10.1999

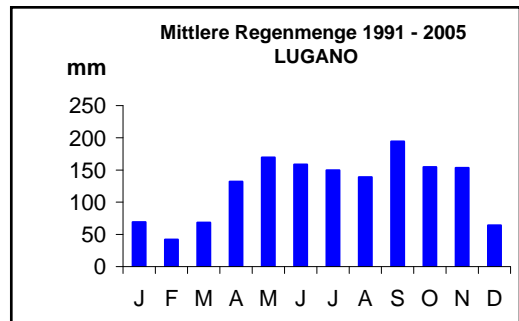
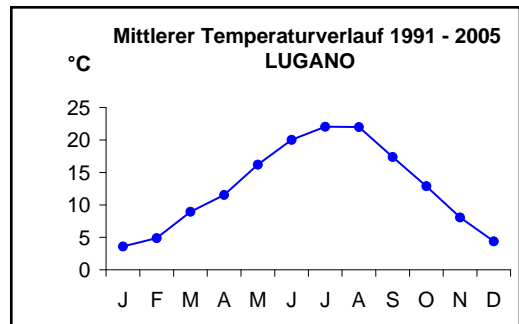
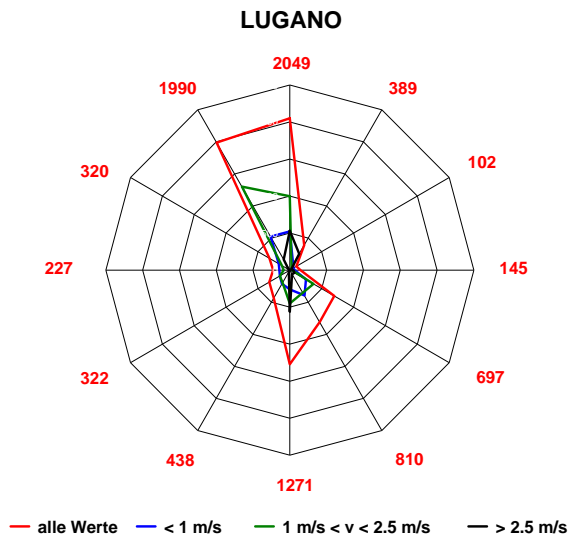


Abb. 2-28: Windrichtungsverteilung 2005, Mittlerer Temperaturverlauf 1991-2005 und Mittlere Regenmenge 1991-2005

11 MAGADINO-CADENAZZO (715500 / 113200) 204 m

In der Magadinoebene, zwischen der Ortschaft Cadenazzo und dem Fluss Ticino steht die Messstation auf dem Gelände einer landwirtschaftlichen Versuchsanstalt. Sie liegt umgeben von Feldern der Versuchsanstalt, wodurch die Umgebung der Station ländlich wirkt. In der Magadinoebene befinden sich jedoch verschiedene kleinere Industriebetriebe. Die Autobahn Bellinzona-Lugano verläuft steigend ca. 2 km südöstlich der Station Richtung Monte Ceneri.



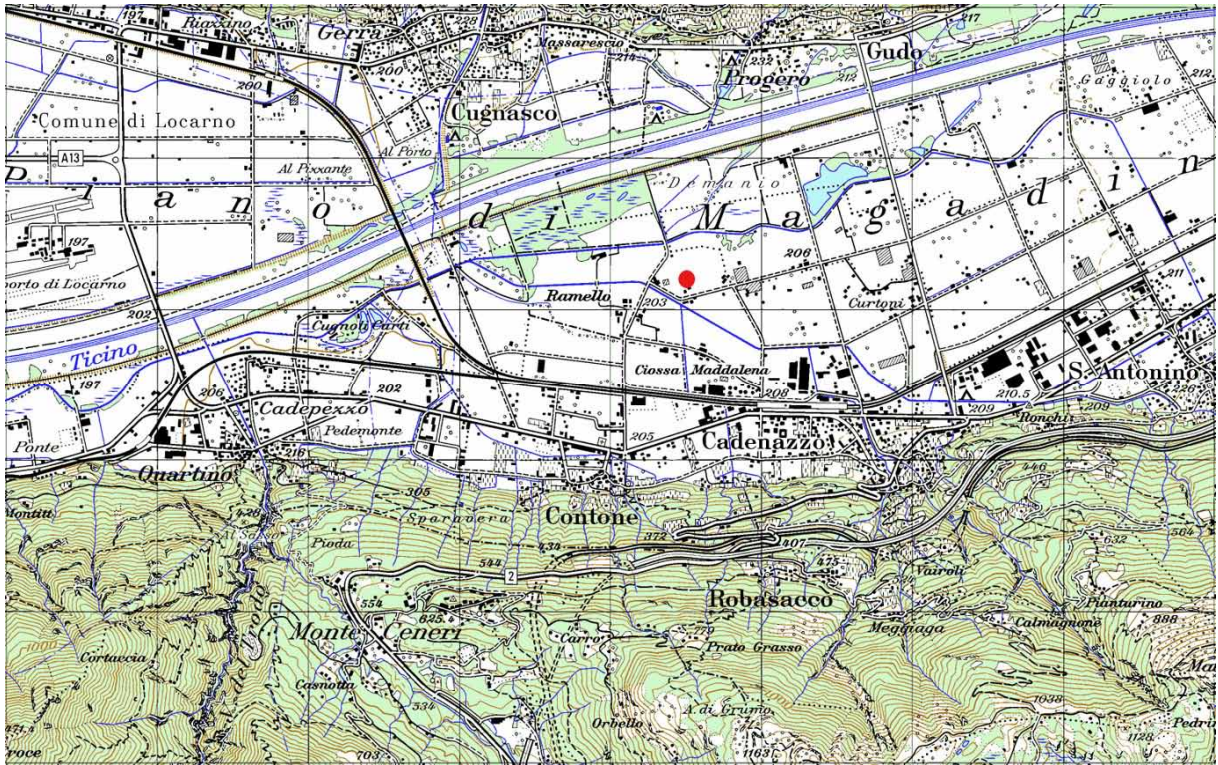
Abb. 2-29: Messstation Magadino



Abb. 2-30: Messstation Magadino (inmitten der Versuchsanstalt)

MAGADINO-CADENAZZO

Landeskarte der Schweiz 1/50'000; Blatt Val Verzasca 276



Reproduziert mit Bewilligung des Bundesamtes für Landestopographie vom 6.10.1999

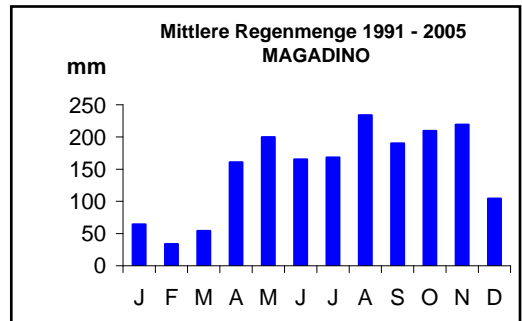
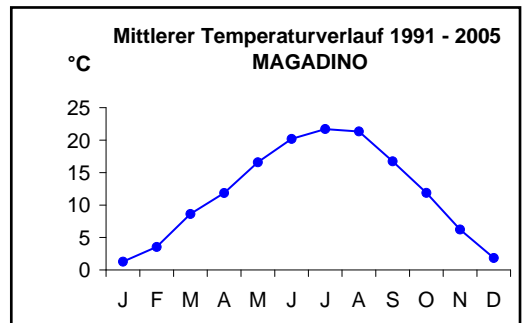
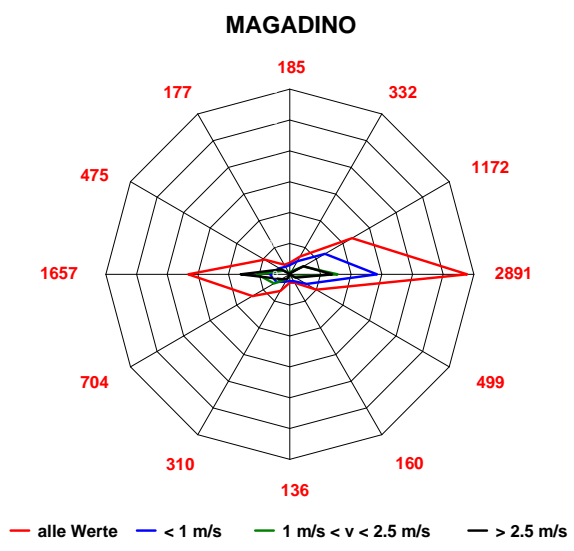


Abb. 2-31: Windrichtungsverteilung 2005, Mittlerer Temperaturverlauf 1991-2005 und Mittlere Regenmenge 1991-2005

12 PAYERNE (562285 / 184775) 489 m

Etwa 1 km südöstlich des Städtchens Payerne liegt die Station auf dem Gelände der MétéoSuisse Payerne. Die nähere und weitere Umgebung von Payerne ist ausgesprochen ländlich. Die Hauptstrasse der Umfahrung von Payerne verläuft einige hundert Meter südöstlich an der Station vorbei. Eine SMN-Station wird auf dem gleichen Areal betrieben.



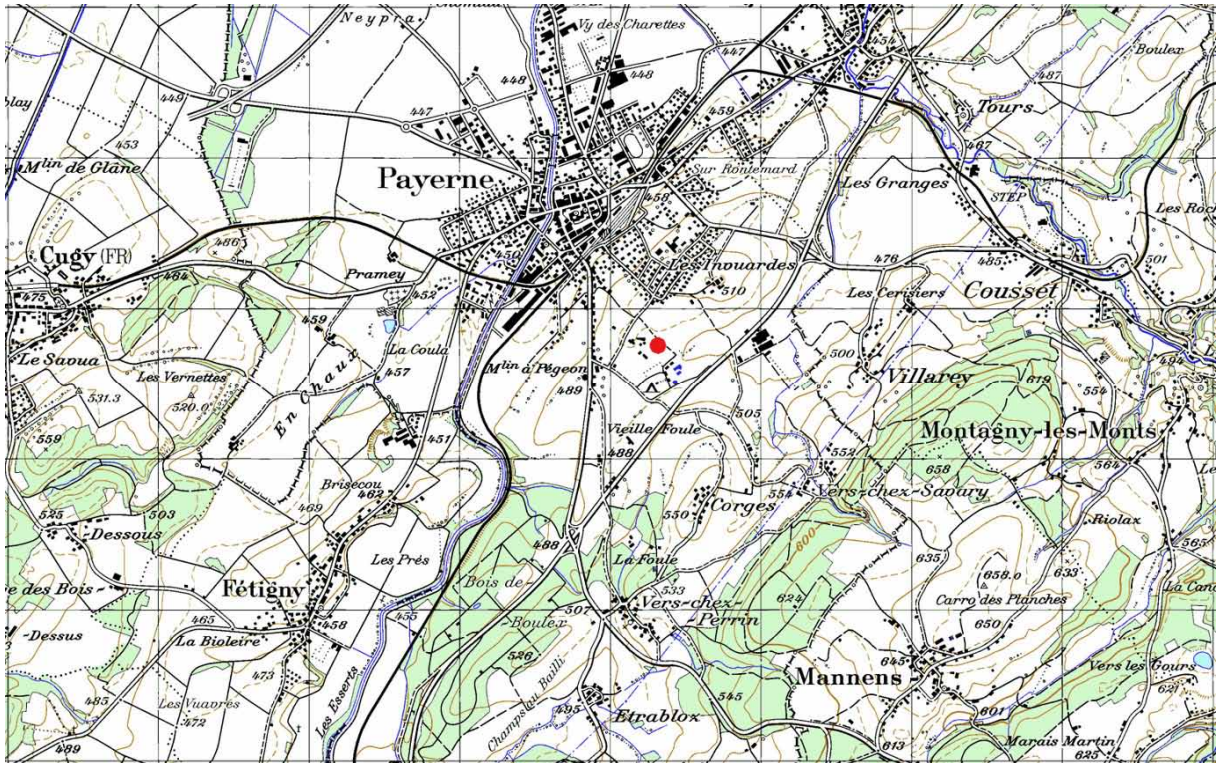
Abb. 2-32: Messstation Payerne



Abb. 2-33: Messstation Payerne, auf dem Gelände von MétéoSuisse Payerne

PAYERNE

Landeskarte der Schweiz 1/50'000; Blatt Avenches 242



Reproduziert mit Bewilligung des Bundesamtes für Landestopographie vom 6.10.1999

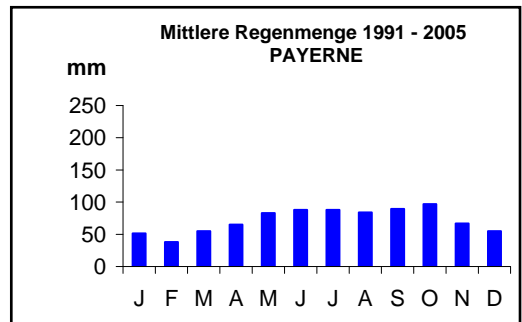
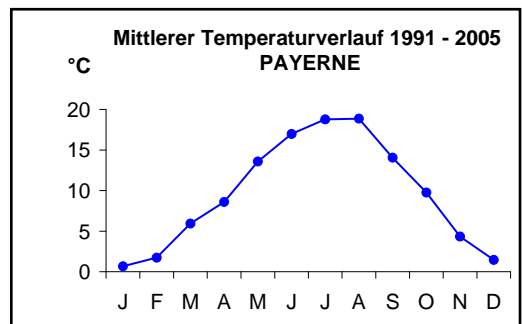
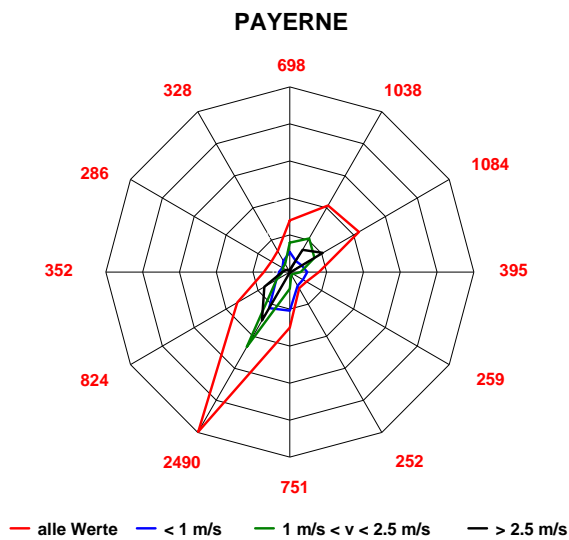


Abb. 2-34: Windrichtungsverteilung 2005, Mittlerer Temperaturverlauf 1991-2005 und Mittlere Regenmenge 1991-2005

13 RIGI-SEEBODENALP (677835 / 213440) 1031 m

Die Station befindet sich ca. 300 m südwestlich der Bergstation der Seebodenalpbahn auf der Krette der Mülimannsegg. Die Umgebung ist voralpin; Weideland und Waldpartien wechseln sich ab. Die Station liegt 600 m über dem Vierwaldstättersee und ist ca. 12 km von Luzern und Zug entfernt. Das stetig wachsende Messprogramm an der Station (die Station ist Teil des European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP)) hat zu Platzproblemen in den letzten Jahren geführt, daher wurde zwischen August und September 2006 die bestehende Messstation in ihrer Längsachse vergrößert (Abb. 2-35).



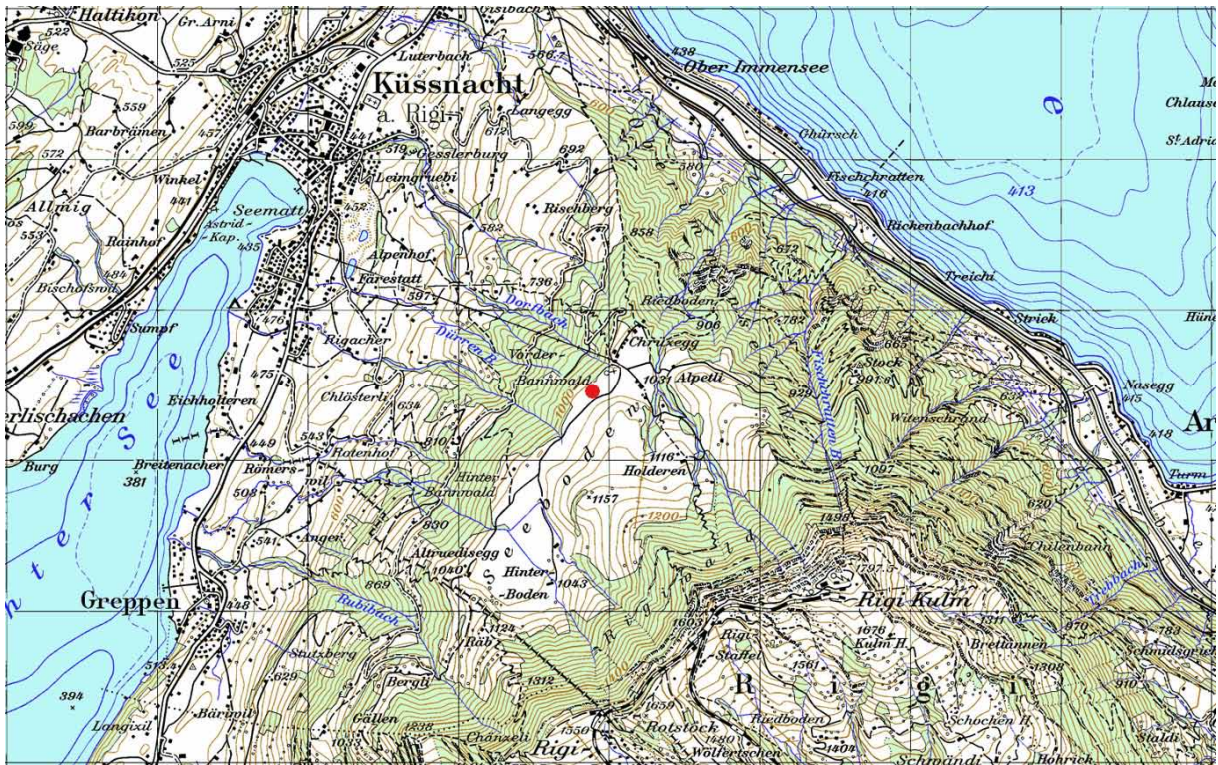
Abb. 2-35: Messstation Rigi (Blick auf den Zugersee)



Abb. 2-36: Messstation Rigi

RIGI-SEEBODENALP

Landeskarte der Schweiz 1/50'000; Blatt Rotkreuz 235



Reproduziert mit Bewilligung des Bundesamtes für Landestopographie vom 6.10.1999

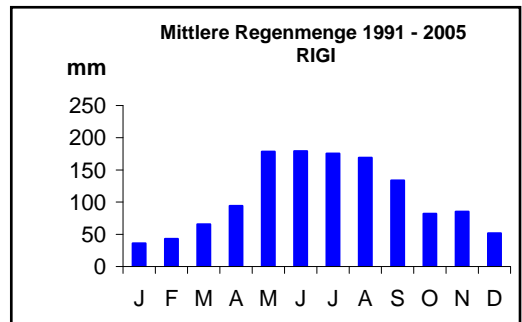
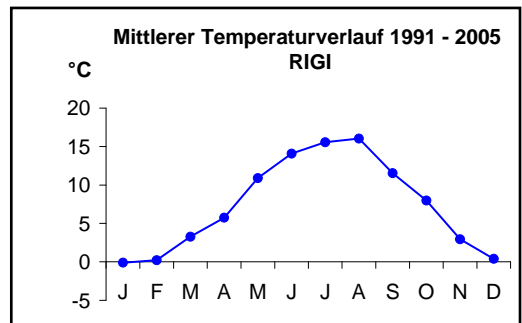
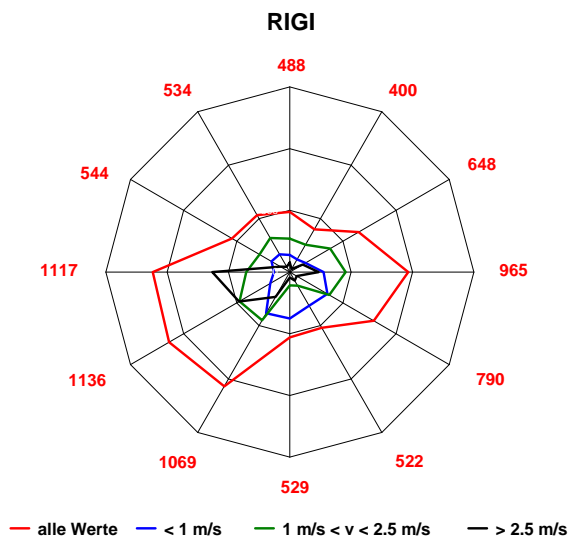


Abb. 2-37: Windrichtungsverteilung 2005, Mittlerer Temperaturverlauf 1991-2005 und Mittlere Regenmenge 1991-2005

14 SION-AÉROPORT-A9 (592540 / 118755) 483 m

Die Station befindet sich auf dem Gelände des Militärflugplatzes von Sion, rund 2 km südwestlich des Stadtzentrums. Die flache Umgebung wird geprägt durch niedrige Bauten und Pisten des Flugplatzes sowie durch ausgedehnte Obstkulturen. Seit Dezember 1988 führt das neue Autobahnstück (A9) zwischen Riddes und Sion nur ca. 50 m südlich an der Messstation vorbei. Seither ist dieser Standort einer Belastung durch die Autobahn ausgesetzt (ca. 25'000 Fahrzeuge pro Tag) und hat dadurch den ländlichen Charakter verloren. Eine SMN-Station der MeteoSchweiz wird auf dem gleichen Gelände betrieben.



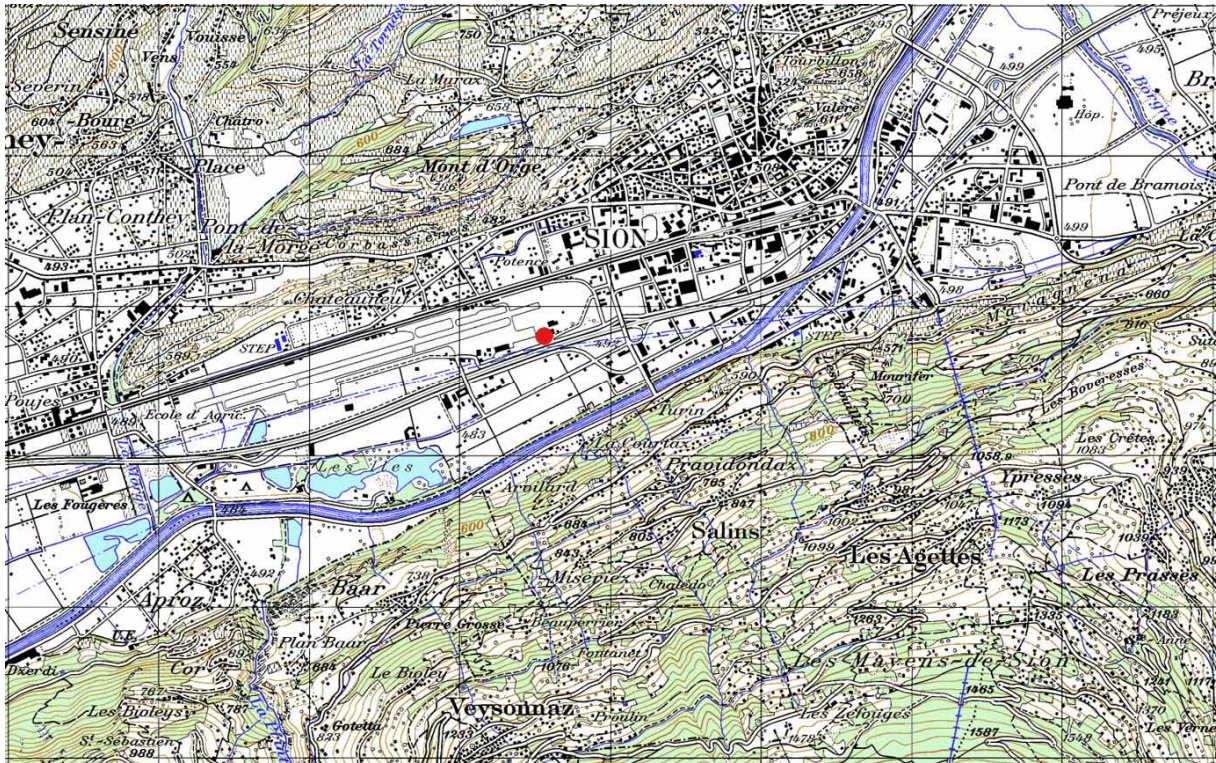
Abb. 2-38: Autobahn neben der Station Sion



Abb. 2-39: Messstation Sion

SION-AÉROPORT-A9

Landeskarte der Schweiz 1/50'000; Blatt Montana 273



Reproduziert mit Bewilligung des Bundesamtes für Landestopographie vom 6.10.1999

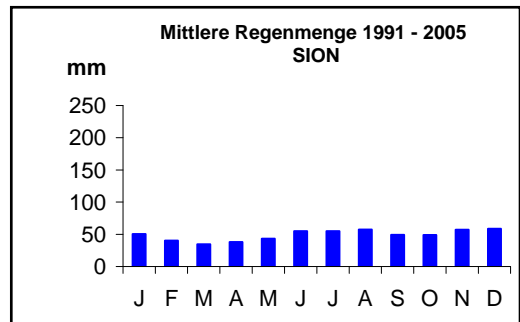
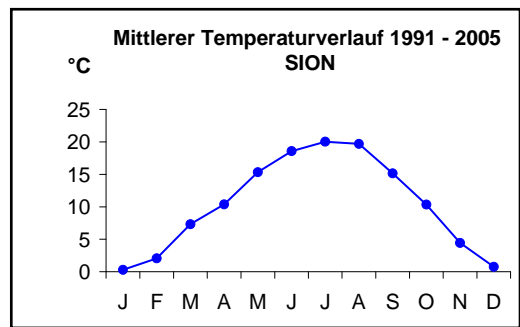
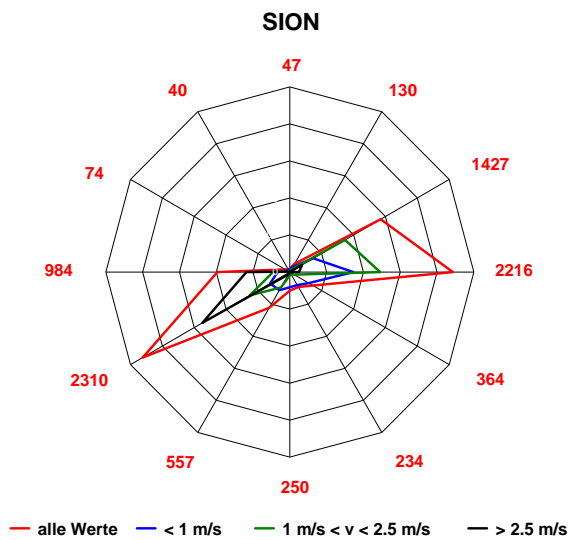


Abb. 2-40: Windrichtungsverteilung 2005, Mittlerer Temperaturverlauf 1991-2005 und Mittlere Regenmenge 1991-2005

15 TÄNIKON (710500 / 259810) 539 m

Die Station liegt auf dem Gelände der Forschungsanstalt für Betriebswirtschaft und Landtechnik (FAT) auf dem Boden der Gemeinde Ettenhausen. Die unmittelbare Umgebung ist, abgesehen von den Gebäuden der Forschungsanstalt nur wenig überbaut und wird von Landwirtschaft (Felder und Wiesen) und Wäldern dominiert. Das etwa 1 km nördlich gelegene Aadorf weist einige kleinere Industriebetriebe auf. Eine SMN-Station der MeteoSchweiz befindet sich auf demselben Gelände. Die Autobahn A1 (St. Gallen-Zürich) führt ca. 4 km nordöstlich der Station vorbei.



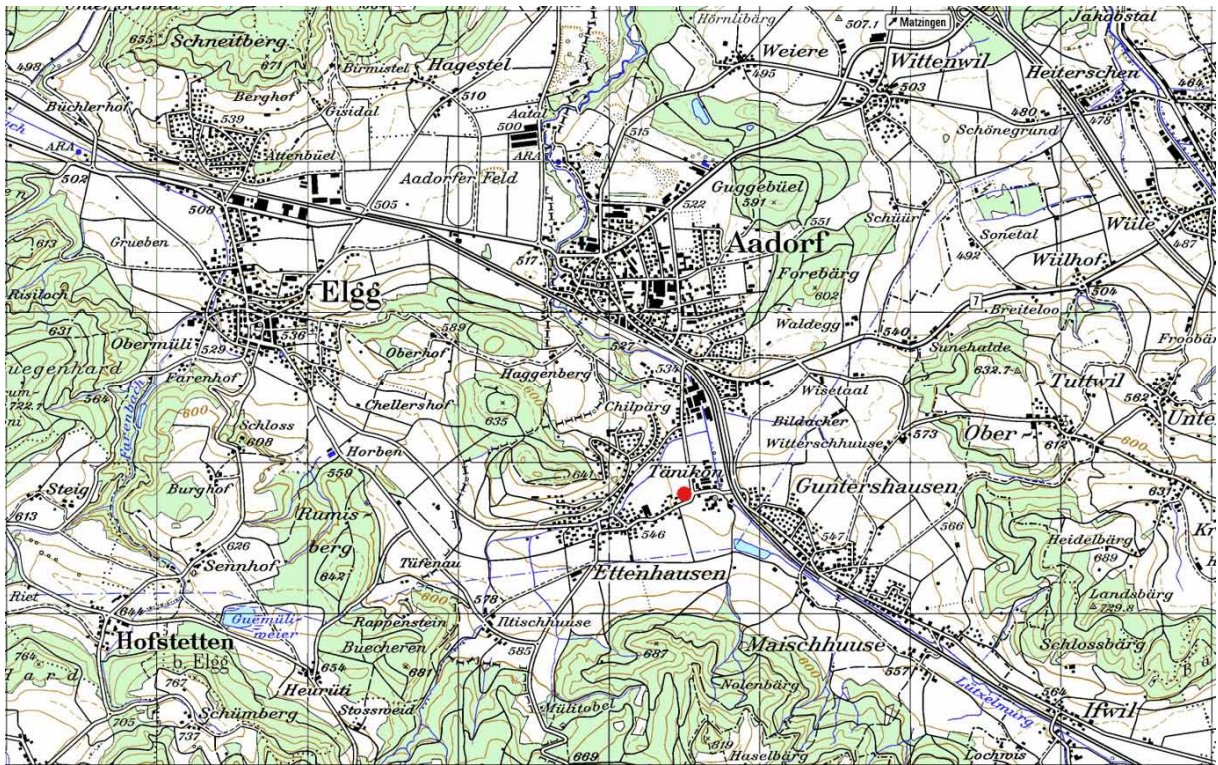
Abb. 2-41: Messstation Tänikon (FAT im Hintergrund)



Abb. 2-42: Messstation Tänikon

TÄNIKON

Landeskarte der Schweiz 1/50'000; Blatt Frauenfeld 216



Reproduziert mit Bewilligung des Bundesamtes für Landestopographie vom 6.10.1999

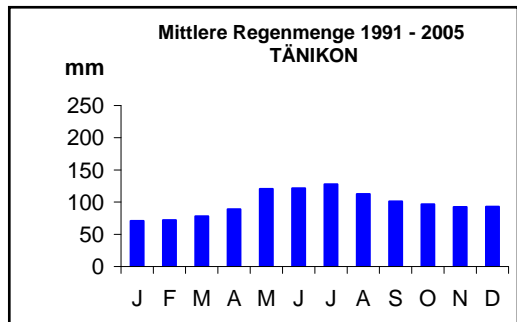
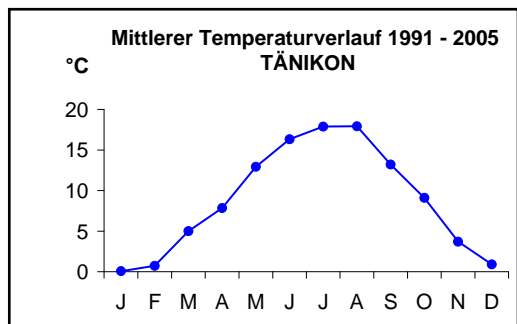
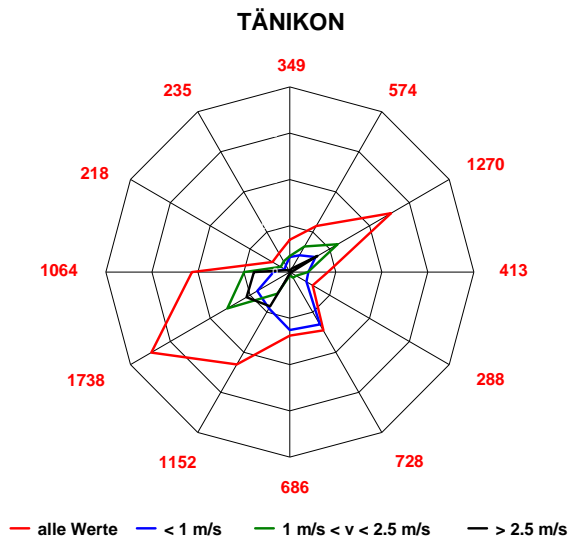


Abb. 2-43: Windrichtungsverteilung 2005, Mittlerer Temperaturverlauf 1991-2005 und Mittlere Regenmenge 1991-2005

16 ZÜRICH-KASERNE (682450 / 247990) 410 m

Mitten in der Stadt Zürich (ca. 500 m westlich des Hauptbahnhofs) steht die Station in einem parkähnlichen Hof, welcher zum Gebäudekomplex der alten Kaserne gehört. In unmittelbarer Nachbarschaft liegen die Gebäude und Werkstätten der ehemaligen Zeughaus- und Kasernenverwaltung. Im angrenzenden Quartier befinden sich hauptsächlich Wohnhäuser sowie Kleinunternehmen und Geschäfte. Im April 1997 wurde die Station vom Kasernenhof an den heutigen Standort im Zeughaushof unter den Boden verlegt. In Abb. 2-44 sieht man nur die Luftansaugsonden der Messstation. An der Station führt keine Hauptverkehrsstrasse vorbei, der Verkehr im umliegenden Quartier ist jedoch Tag und Nacht recht lebhaft. Die Meteogrößen Wind und Globalstrahlung werden auf einem benachbarten dreistöckigen Gebäude gemessen.



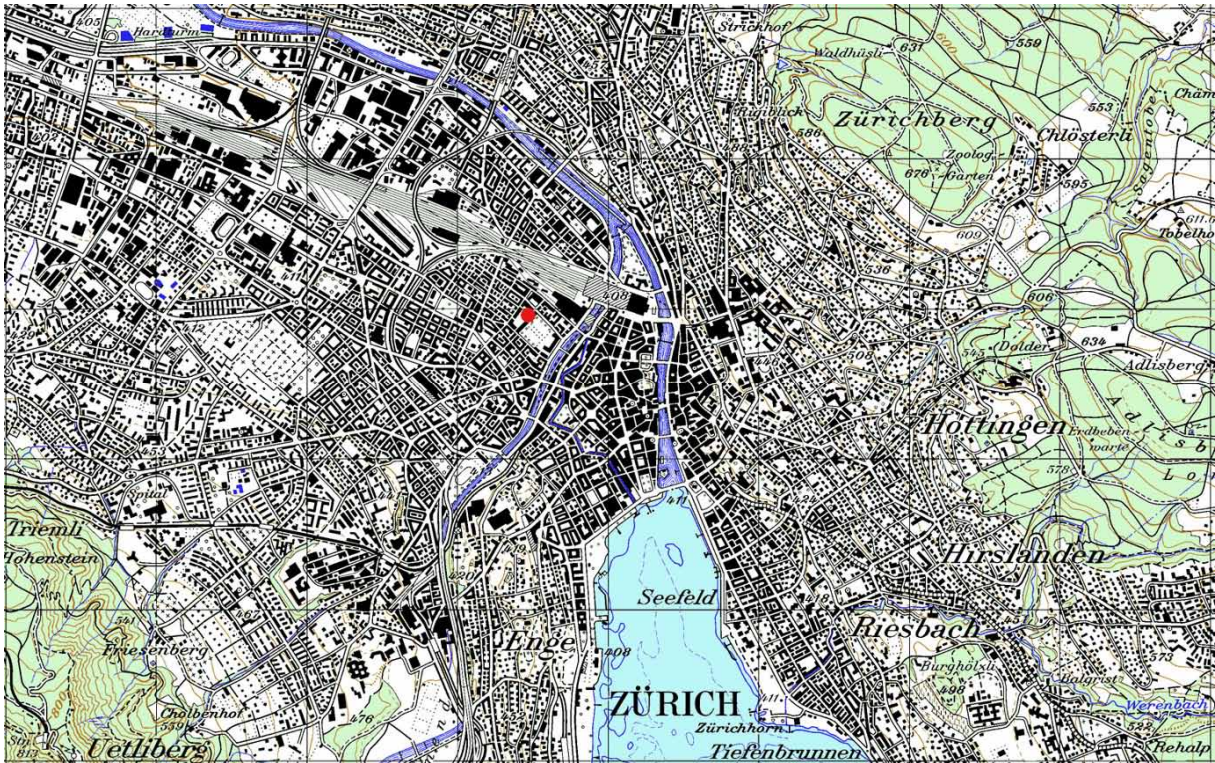
Abb. 2-44: Messstation Zürich, Zeughaushof



Abb. 2-45: Messstation Zürich (Messstation unterirdisch)

ZÜRICH-KASERNE

Landeskarte der Schweiz 1/50'000; Blatt Zürich 225



Reproduziert mit Bewilligung des Bundesamtes für Landestopographie vom 6.10.1999

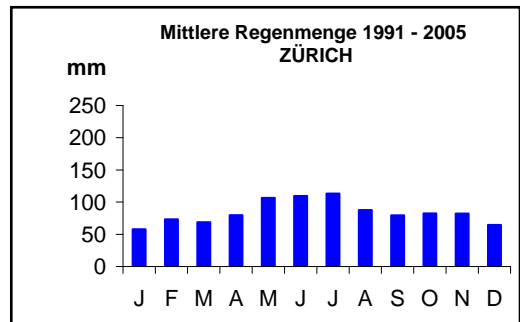
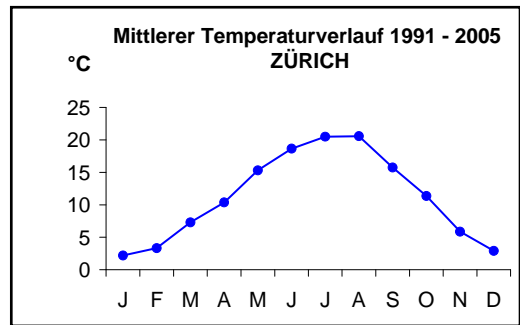
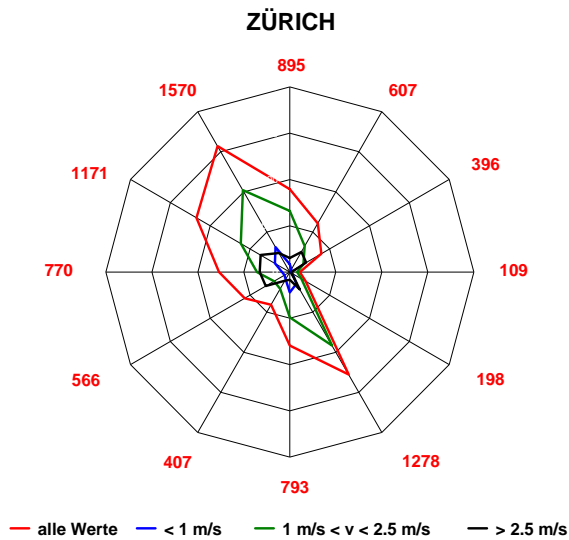


Abb. 2-46: Windrichtungsverteilung 2005, Mittlerer Temperaturverlauf 1991-2005 und Mittlere Regenmenge 1991-2005

2.2. Messstationen

2.2.1. Anforderungen an eine Messstation

Für eine zuverlässige Messung von Luftfremdstoffen werden an eine Messstation folgende Anforderungen gestellt:

- gute thermische Isolation, Klimatisierung des Innenraums (ca. 22°C, tägl. ± 1 °C)
- Vermeidung starker Wärmequellen (z.B. Pumpen)
- geeignete Elektroinstallationen (genügend unabhängige Sicherungen, keine Stromschwankungen)
- Blitzschutz für alle vom Messfeld in die Station führenden Leitungen
- keine störenden Schadstoffemissionen vom Kabinenmaterial (problematisch bei VOC-Messungen)
- kurze Verweilzeiten der Luft in der Ansaugleitung (< 10 sec)

2.2.2. Aufbau der Messstation

Eine typische NABEL-Station (Ausnahme: Zürich, Bern, Lausanne, Lugano und Jungfrauojoch) hat eine Grundfläche von ca. 3.5 x 4.5 m (Abb. 2-47 und 2-48). Die Gerätepumpen, sowie die Nullluftaufbereitung befinden sich aus lärm- und wärmetechnischen Gründen in einem separaten Raum von 1.5 x 1.5 m. Die Ansaugsonden (Luftfremdstoffe und Feinstaub) sind aus emataliertem Aluminium und befinden sich ca. 4 m über Grund. Einzig in den beiden ländlichen Stationen, welche in einem Wald stehen (DAV; LAE) befindet sich die Ansaugsonde auf einem 35 bzw. 45 m hohen Mast. Die Messluft wird dort durch eine Teflonleitung (Innendurchmesser: 22 mm) mit einem Fluss von 170 l/min in die Messstation gesaugt. Es hat sich gezeigt, dass bei diesem hohen Fluss die Leitungsverluste auch bei alten Leitungen vernachlässigbar klein sind^[2].



Abb. 2-47: Innenansicht einer NABEL-Station

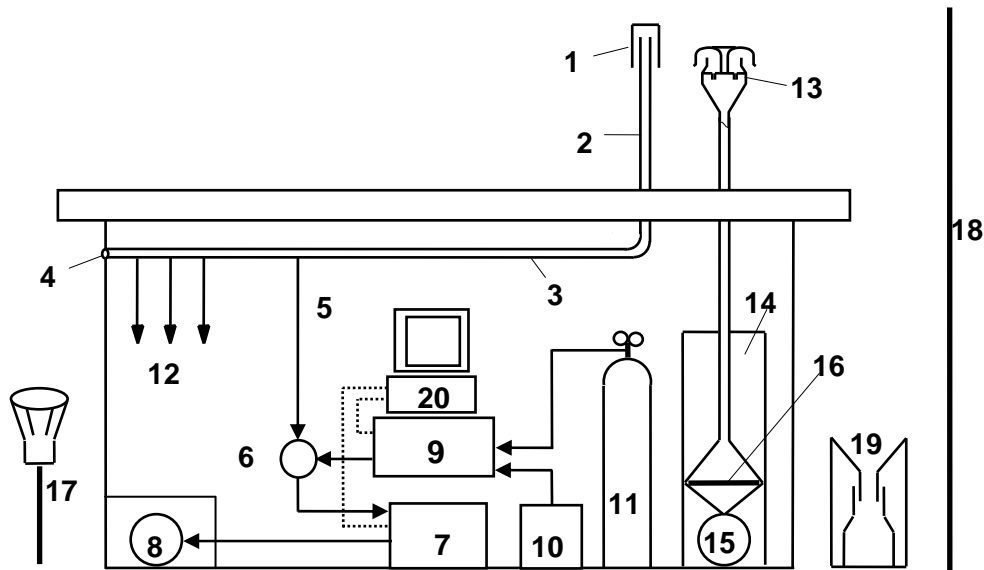


Abb. 2-48: Schematischer Aufbau einer NABEL-Station

Legende

- 1) Sondentopf, ematiertes Aluminium (Durchmesser 17.5 cm, Höhe 35 cm)
- 2) Ansaugleitung, ematiertes Aluminium (Innendurchmesser 4.0 cm, Länge 1.5 - 2 m, Abstand zum Topf 1 cm)
- 3) Ringleitung, Glas, (Aussendurchmesser 4.6 cm)
- 4) Ventilator, mind. 300 l/min
- 5) Sticleitung zum Gerät, (Aussendurchmesser 6 mm, Teflon)
- 6) Dreiwegventil
- 7) Messgerät
- 8) Gerätepumpe
- 9) Verdünnungseinheit zur Kalibration
- 10) Nullluft-Aufbereitung: bestehend aus Kompressor, CO/CO₂ Konverter, Aktivkohle, Purafil (für KW: synthetische Luft, für CO ohne Aktivkohle)
- 11) Kalibriergasflasche zur Kalibration
- 12) Sticleitungen für weitere Geräte
- 13) Vorabscheider PM10/2.5/1 mit Ansaugrohr für Feinstaub, ematiertes Aluminium (Innendurchmesser 4 cm, Länge 1-1.5 m)
- 14) HIVOL-Sampler für Feinstaub
- 15) HIVOL-Pumpe, geregelt (500 l/min)
- 16) Quarzfaserfilter
- 17) Bergerhofftopf für Staubniederschlag
- 18) Meteomast
- 19) Regensammler
- 20) Datenerfassung

2.3. Messprogramm

Das Messprogramm umfasst im wesentlichen Schadstoffe allgemeiner Bedeutung, für welche in der Luftreinhalteverordnung (LRV)^[3] ein Grenzwert definiert ist. Rund 10 Jahre nach der NABEL-Erweiterung auf 16 Stationen wurden die Standorte und das Messprogramm einer intensiven Analyse unterzogen und angepasst. Das detaillierte Messprogramm (siehe 2.3.4.) wird laufend den aktuellen Bedürfnissen und Fragestellungen angepasst.

Seit der NABEL-Erweiterung im Jahr 1990/91 werden an allen Standorten auch die wichtigsten meteorologischen Grössen erfasst. Sieben NABEL-Standorte (BAS, JUN, LUG, MAG, PAY, SIO und TAE) sind zugleich auch Standorte des SwissMetNet (SMN), dem automatischen meteorologischen Messnetz der MeteoSchweiz. An diesen Standorten werden die Messwerte der MeteoSchweiz übernommen.

Seit 1993 werden an den Standorten Sion, Bern, Härkingen und Lausanne, welche massgeblich von Verkehrsemissionen beeinflusst sind, auch Verkehrsdaten erhoben.

Im Rahmen des EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme) werden an den Standorten Payerne, Rigi und Jungfrauoch zusätzliche Grössen (Aerosole, Regeninhaltsstoffe) gemessen, welche in diesem europäischen Programm zur Untersuchung des grenzüberschreitenden Transports von Luftschadstoffen benötigt werden.

2.3.1. Luftfremdstoffe

- | | |
|---|--|
| • Schwefeldioxid | SO ₂ |
| • Stickstoffmonoxid | NO |
| • Stickstoffdioxid | NO ₂ |
| • Ozon | O ₃ |
| • Kohlenmonoxid | CO |
| • Kohlendioxid | CO ₂ |
| • Kohlenwasserstoffe | Nichtmethankohlenwasserstoffe, Methan, Aromaten, Halogenkohlenwasserstoffe |
| • Lachgas | N ₂ O |
| • oxidierte Stickstoffverbindungen | NO _y |
| • Ammoniak | NH ₃ |
| • Feinstaub | Gesamtmenge; Partikelanzahl; Partikelgrössenverteilung; OC/EC; BC, Blei, Cadmium, Schwefel, Nickel, Arsen, Kupfer |
| • Schwebstaub (TSP) | Schwefel, mineralische Kationen |
| • Staubbiederschlag | Gesamtmenge; Blei, Cadmium, Zink, Thallium, Kupfer, Arsen, Nickel |
| • Regeninhaltsstoffe | Gesamtmenge; pH, Leitfähigkeit, Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Na ⁺ , K ⁺ , NH ₄ ⁺ , SO ₄ ²⁻ , NO ₃ ⁻ , Cl ⁻ |
| • Stickstoffhaltige Gas- + Aerosolkomponenten | Summe (HNO ₃ + NO ₃ ⁻), Summe (NH ₃ + NH ₄ ⁺), HNO ₃ , NO ₃ ⁻ , NH ₃ , NH ₄ ⁺ |

2.3.2. Meteoparameter

- Luftfeuchtigkeit
- Niederschlagsmenge
- Temperatur
- Luftdruck
- Globalstrahlung (Totale Einstrahlung)
- Strahlungsbilanz (Einstrahlung – Abstrahlung)
- Windrichtung
- Windgeschwindigkeit
- Windspitze

2.3.3. Verkehrsdaten

Die Verkehrsdaten werden als Stundensummenwerte erhoben. Es erfolgt pro Fahrtrichtung eine Aufteilung in 6 Geschwindigkeitsklassen (BER, LAU, HAE, SIO). An den Standorten Bern und Lausanne werden die Fahrzeuge nach zwei Längen klassifiziert. In Härkingen und Sion werden die Daten nach der neuen Fahrzeugerfassungs-Methode "Swiss10" registriert, allerdings werden die 10 Fahrzeugkategorien in die 4 Kategorien MR (Motorräder), PKW (Personenwagen und Personenwagen + Anhänger), LFW (Lieferwagen, Lieferwagen + Anhänger und Lieferwagen + Auflieger) und LKW (Lastwagen, Lastzüge, Sattelzüge und Bus) zusammengefasst.

- **6 Geschwindigkeitsklassen** Bern, Lausanne
 - < 15 km/h
 - 15 - 25 km/h
 - 25 - 35 km/h
 - 35 - 45 km/h
 - 45 - 55 km/h
 - > 55 km/h
- Härkingen, Sion
 - < 15 km/h
 - 15 - 60 km/h
 - 60 - 80 km/h
 - 80 - 100 km/h
 - 100 - 120 km/h
 - > 120 km/h
- **2 Längenklassen** Bern, Lausanne
 - < 6 m
 - > 6 m
- **4 Fahrzeugkategorien (Swiss10)** Härkingen, Sion
 - MR
 - PKW
 - LFW
 - LKW
- **2 Richtungen** Bern, Härkingen, Lausanne, Sion

2.3.4. Detailliertes NABEL-Messprogramm (Januar 2010)

							EMEP GAW					EMEP GAW	EMEP GAW			
Messgrösse	BAS	BER	CHA	DAV	DUE	HAE	JUN	LAE	LAU	LUG	MAG	PAY	RIG	SIO	TAE	ZUE
Schwefeldioxid (SO ₂)	X		X		X	X	X			X	X	X	X			X
Stickstoffdioxid (NO _x)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Stickstoffdioxid (NO ₂)	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X
Stickstoffmonoxid (NO)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
NO ₂ photolytisch							X					X	X			
NO _y							X									
Lachgas (N ₂ O)							S									
Ozon (O ₃)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Kohlenmonoxid (CO)		X			X	X	X,S		X	X		X	X			X
Kohlendioxid (CO ₂)						X	X									
Gesamtkohlenwasserstoff					X					X						X
Methan (CH ₄)					X		X,S			X						X
Nichtmethankohlenwasserstoffe					X					X						X
BTX (Benzol, Toluol, Xylol)					S											
VOC Komponenten ¹⁾							4S						2S			S
Halogenierte Verbindungen ¹⁾							4S									
Schwefelhexafluorid (SF ₆)							S									
Ammoniak (NH ₃)						X					X	X			X	
Feinstaub PM10, HIVOL	T	T	T		T	T	T		T	T	T	T	T	T	T	T
Feinstaub PM10, kont.	X	X	X		X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X
Feinstaub PM2.5, HIVOL	T	T										T	T			T
Feinstaub PM1, HIVOL	T	T				T				T		T	T			
Feinstaub PM1, kont.						X										
Partikelanzahl	X	X				X				X			X			
Partikelgrössenverteilung						X										X
OC/EC												3S	3S			
BC PM1	X	X			X	X				X						
BC PM2.5											X	X				X
Pb, Cd, As, Ni, Cu (Feinstaub PM10)	J	J	J		J	J	J		J	J	J	J	J	J	J	J
Schwefel (Schwebstaub)							T			T		T	T			
Staubniederschlag (SN)	M	M				M			M		M	M	M			M
Pb, Cd, Zn, Tl, As, Cu, Ni (SN)	J	J				J			J		J	J	J			J
Regenmenge (Analytik)			W		W						W	T	T			
pH, Leitfähigkeit (Regen)			W		W						W	T	T			
Na ⁺ , NH ₄ ⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺ (Regen)			W		W						W	T	T			
Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ (Regen)			W		W						W	T	T			
Σ Ammonium + Ammoniak												T	T			
Σ Nitrat + Salpetersäure												T	T			
Na ⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺ (Schwebstaub)												T	T			
HNO ₃ , NO ₃ ⁻ , NH ₃ , NH ₄ ⁺ (MD)											2W	2W	2W			
Druck	XA	X	X	X	X	X	XA	X	X	XA	XA	XA	X	XA	XA	X
Feuchtigkeit	XA	X	X	X	X	X	XA	X	X	XA	XA	XA	X	XA	XA	X
Temperatur	XA	X	X	X	X	X	XA	X	X	XA	XA	XA	X	XA	XA	X
Windrichtung	XA	X	X	X	X	X	XA	X	X	XA	XA	XA	X	XA	XA	X
Windgeschwindigkeit	XA	X	X	X	X	X	XA	X	X	XA	XA	XA	X	XA	XA	X
Windspitze	XA	X	X	X	X	X	XA	X	X	XA	XA	XA	X	XA	XA	X
Globalstrahlung	XA	X	X	X	X	X	XA	X	X	XA	XA	XA	X	XA	XA	X
Strahlungsbilanz	X	X	X	X	X	X		X	X		X	X	X	X	X	X
Niederschlagsmenge (autom.)	XA	X	X	X	X	X		X	X	XA	XA	XA	X	XA	XA	X
Verkehrszähler		SW				SW			SW					SW		
Web-Kamera										5m						5m

X Zehnminutenmittelwert

XA Zehnminutenmittelwert
(Daten von MeteoSchweiz)

S Stundenmittelwert

SW Stundensummenwert

T Tagesmittelwert

M Monatsmittelwert

W Wochenmittelwert

2W 14T - Mittelwert

¹⁾ Einzelkomponenten siehe Anhang C4

MD Mini-Denuder

European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP)

4S 4h - Mittelwert

3S 3h - Mittelwert

2S 2h - Mittelwert

J Jahresmittelwert

5m Einzelbild alle 5min

Global Atmosphere Watch Programme (GAW)

3. MESSVERFAHREN

3.1. Schwefeldioxid

Für die kontinuierliche Messung der Zehnminutenmittelwerte werden Messgeräte basierend auf der UV-Fluoreszenzmethode eingesetzt.

Messprinzip

Die SO₂-haltige Probeluft wird mit einer UV-Lampe (190 - 320 nm) bestrahlt. Ein Teil der SO₂-Moleküle wird durch die zugeführte Energie in einen angeregten Zustand versetzt (Abb. 3-1). Beim Zurückfallen in den Grundzustand wird Licht im UV-Bereich (Fluoreszenzstrahlung: 320-380 nm) ausgesendet, dessen Intensität mit einem Photomultiplier (PMT) gemessen wird (Abb. 3-2). Die Fluoreszenzstrahlung ist proportional zur Menge SO₂.

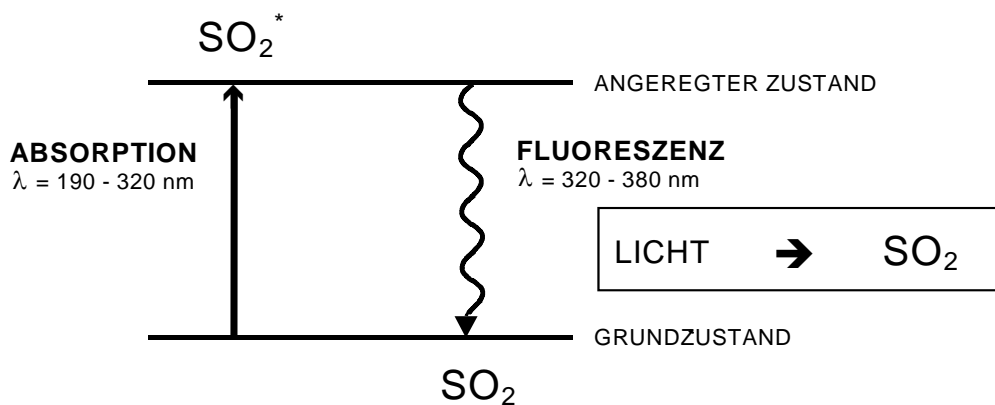


Abb. 3-1: Reaktionsprinzip

Kalibration

Die Kalibration erfolgt mit Nullluft und SO₂-Kalibriergas:

- automatische Überprüfung des Null- und Spanpunktes alle 25 Stunden
- manuelle Kalibration auf der Station alle 2 Wochen

Querempfindlichkeit

Die Querempfindlichkeit dieses Messprinzips beruht darauf, dass die Energie der angeregten SO₂-Moleküle nicht als Fluoreszenzstrahlung emittiert, sondern auf Störmoleküle übertragen wird, was zu einer Verringerung der Fluoreszenzausbeute führt. Bei den handelsüblichen Geräten wird diese Art der Querempfindlichkeit mit einem so genannten Kicker (Permeationsgasaustauscher) Rechnung getragen, welcher Kohlenwasserstoffe, die als Störmoleküle

in Frage kommen, aus dem Messgas entfernt. Stickstoffmonoxid, welches durch den Kicker nicht entfernt wird, zeigt eine positive Querempfindlichkeit.

Experimentell bestimmte Querempfindlichkeit gegenüber Stickstoffmonoxid:

NO		
Thermo 43C TL	0.8 oder 3 %	abhängig vom optischen Filter
Thermo 43i TLE	0.8 %	

Messunsicherheit siehe Kapitel 5

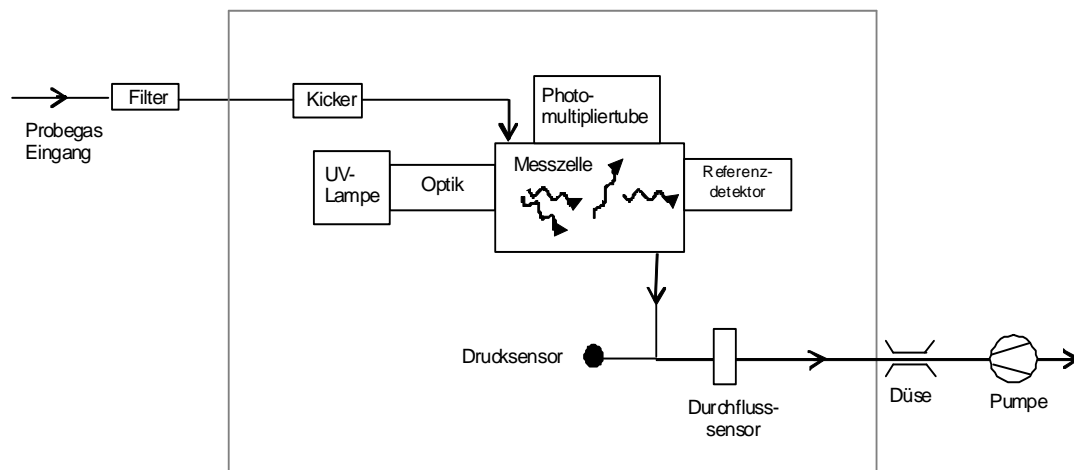


Abb. 3-2: Schematischer Geräteaufbau eines SO₂-Messgerätes

3.2. Stickoxide

Für die Messung der Stickoxide werden kontinuierliche online Verfahren basierend auf dem Prinzip der Chemilumineszenz eingesetzt.

Messprinzip

Die Methode basiert auf der Intensitätsmessung der Chemilumineszenzstrahlung (Abb. 3-3), welche bei der Reaktion von Stickstoffmonoxid (NO) mit Ozon auftritt. Um sowohl NO, als auch Stickstoffdioxid (NO₂) messen zu können, wird die Probeluft zweigeteilt. Ein Teil gelangt direkt in die Reaktionszelle und zeigt die NO-Konzentration an. Der zweite Teilstrom wird zunächst durch einen Konverter geleitet, dabei wird NO₂ zu NO reduziert und gelangt anschliessend in die Reaktionszelle. Dieses Messsignal entspricht dann NO_x, der Summe von NO und NO₂. Die NO₂-Konzentration wird durch Differenzbildung (NO_x-NO) erhalten. Dies bedingt, dass bei hohen NO- und gleichzeitig tiefen NO₂-Konzentrationen für NO₂ mit einer grösseren Messunsicherheit gerechnet werden muss (Differenz von zwei ähnlich grossen Werten). In der Regel werden Molybdänkonverter eingesetzt. Nur auf dem Jungfrauoch und als zusätzliches Gerät an der Station Rigi und Payerne wird mit einem Photolysekonverter gemessen.

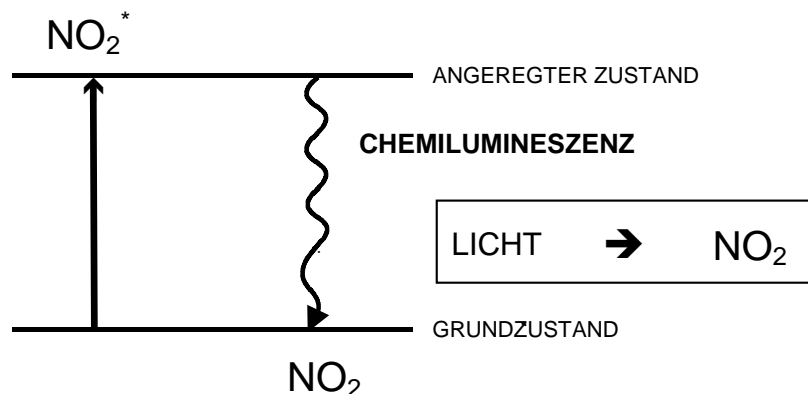
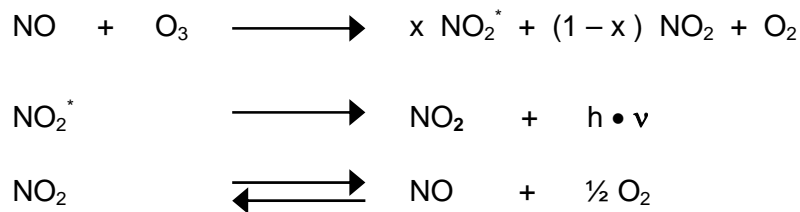


Abb. 3-3: Reaktionsprinzip der Chemilumineszenzmessung

Querempfindlichkeit

Mit den allgemein gebräuchlichen Molybdänkonvertern ist keine spezifische NO_2 -Messung möglich, da neben dem NO_2 auch weitere Stickstoffverbindungen zu NO reduziert werden. Die üblicherweise als NO_2 deklarierte Differenz der zwei Messsignale NO_x - NO entspricht einer Summe von verschiedenen Stickstoffverbindungen (" NO_2 "), die mit Hilfe des Konverters zu NO reduziert werden. Der jeweilige Konvertierungsgrad (a, b, c etc.) ist abhängig von der Konverterbeschaffenheit und der Verbindung (Tab. 3-1).

$$"\text{NO}_2" = \text{NO}_2 + a \text{ PAN} + b \text{ HNO}_3 + c \text{ HNO}_2 + d \text{ NO}_3 + e \text{ 2 N}_2\text{O}_5 + f \text{ org. Nitrate} + g \text{ NH}_3 + \dots$$

Tab. 3-1: Konvertierungsgrad verschiedener N-Verbindungen

	Konverter	NH_3	HNO_2	HNO_3	PAN
Horiba APNA 360	Oxid	1 %	80 %	0 %	100 %
ECO Physics CLD 89p (CRANOX)	Photolyse	< 0.1 %	< 20 %	< 0.1 %	<1 – 5 % ^{a)}

a) temperaturabhängig (aus Manual)

3.2.1. Geräte mit Molybdänkonverter

Beim folgenden Beispiel (Abb. 3-4) handelt es sich um ein Einkammergerät, bei welchem zusätzlich mit Hilfe eines Loops sichergestellt wird, dass es sich bei der sequentiellen Detektion von NO und NO_x um Luft handelt, welche zum gleichen Zeitpunkt angesaugt wurde.

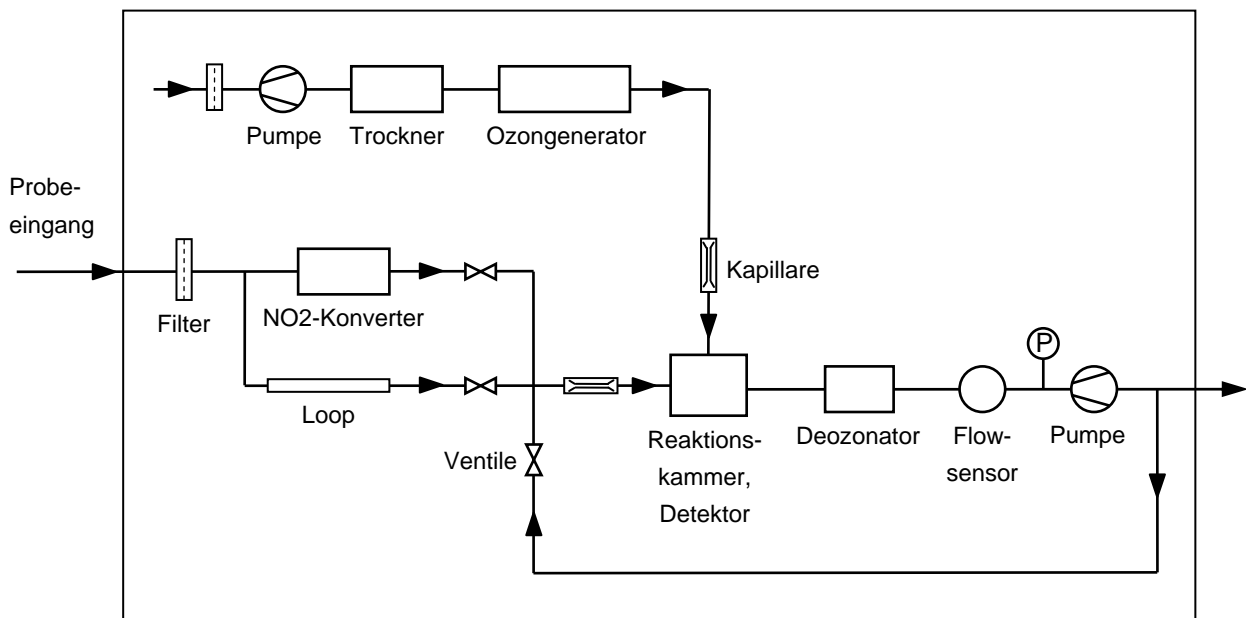


Abb. 3-4: Schematischer Geräteaufbau eines NO_x -Messgerätes

Der Vorteil von nur einer Reaktionszelle und einem Detektor liegt in der Vergleichbarkeit der Messung ohne dass zusätzliche Kontrollen durchgeführt werden müssen. Mit dem Loop werden falsche NO_2 -Werte vermieden, die bei starken Konzentrationsschwankungen auftreten können.

Kalibration

Die Kalibration erfolgt mit Nullluft und NO-Kalibriergas.

- automatische Überprüfung des Null- und Spanpunktes alle 25 Stunden
- manuelle Kalibration auf der Station alle 2 Wochen.

Der Konverterwirkungsgrad wird einmal jährlich mit Gasphasentitration (GPT) überprüft.

Messunsicherheit siehe Kapitel 5

Bestimmung des Konverterwirkungsgrades mit GPT

Die Gasphasentitration (Abb. 3-5) beruht auf der Reaktion von Stickstoffmonoxid (NO) mit Ozon (O_3) zu Stickstoffdioxid (NO_2):

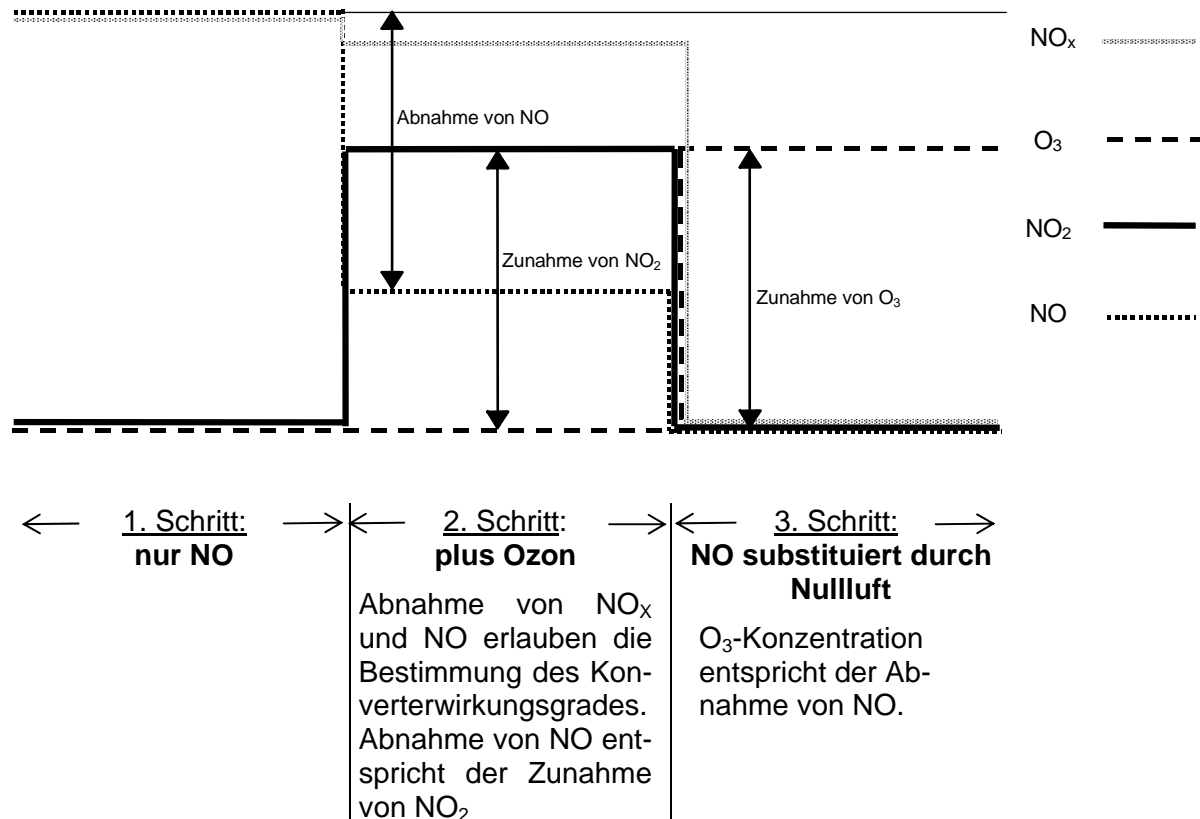
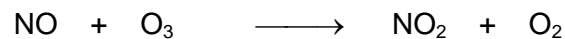


Abb. 3-5: Schematische Darstellung der Gasphasentitration

Die Reaktion verläuft relativ schnell und quantitativ, vorausgesetzt die Konzentrationen der beiden Reaktionspartner liegen im ppm Bereich vor und die Verweilzeit in der Reaktionskammer ist ausreichend. Ozon wird dabei immer im Unterschuss (50 – 90% der NO-Konzentration) eingesetzt. Unter dieser Voraussetzung kann die Konzentration von NO₂ als Abnahme einer bekannten NO-Konzentration (Anfangskonzentration minus Endkonzentration von NO) bestimmt werden.

Für die Gasphasentitration werden in einer Reaktionskammer (Glasgefäß) Ozon und NO, in hohen Konzentrationen (ppm) gemischt (Abb. 3-6). NO liegt im Überschuss vor. Anschließend wird das Reaktionsgemisch in der zweiten Kammer (Mischkammer) mit Nullluft verdünnt (ppb - Bereich).

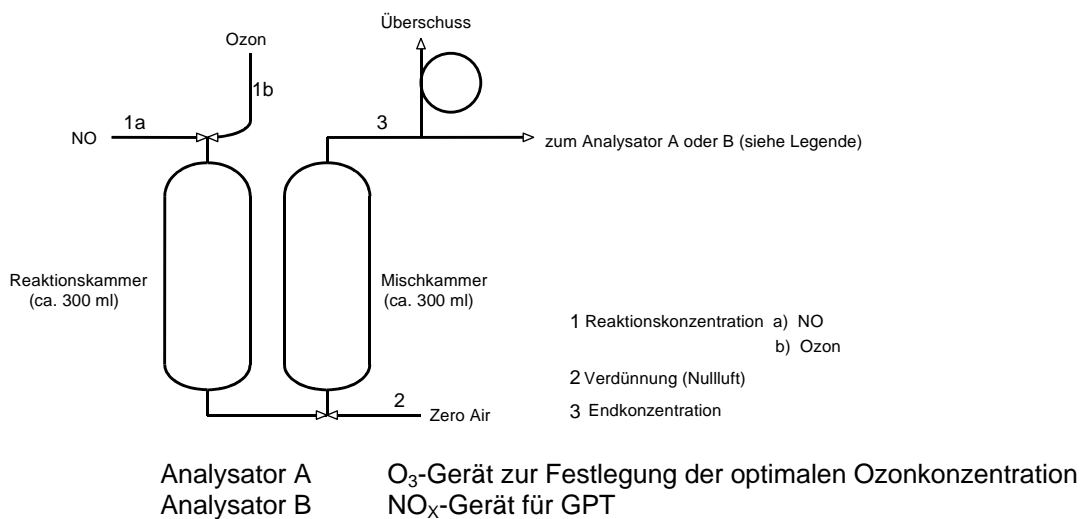


Abb. 3-6: Detaillierte Darstellung der Reaktions- und Mischkammer

Die empfohlenen Konzentrationen liegen in den folgenden Bereichen:

- | | |
|--|-------------|
| - Reaktionskonzentration NO: | 20 ppm |
| - Reaktionskonzentration Ozon: | ca. 15 ppm |
| - Endkonzentration NO (80% vom Geräterange d.h. für 500 ppb Range) | 400 ppb |
| - Endkonzentration O ₃ (75% der NO Konzentration) | ca. 300 ppb |

Berechnung des Konverterwirkungsgrades (w_K)

$$w_K = \left(1 - \frac{NO_x^{1)} - NO_x^{2)}}{NO^{1)} - NO^{2)}}\right) \times 100\%$$

- NO_x¹⁾ NO_x-Konzentration während des 1. Schrittes
 NO¹⁾ NO-Konzentration während des 1. Schrittes
 NO_x²⁾ NO_x-Konzentration während des 2. Schrittes
 NO²⁾ NO-Konzentration während des 2. Schrittes

3.2.2. Gerät mit Photolysekonverter (CRANOX)

Ein Photolyse Konverter ermöglicht die selektive Umwandlung von NO_2 in NO . Der Konverter nutzt die folgende Gleichgewichtsreaktion



Dabei wird die Probeluft in einer Kammer mit UV-Licht bestrahlt, um so aus dem NO_2 NO zu bilden. Da es sich um eine Gleichgewichtsreaktion handelt, kann das NO_2 nicht vollständig zu NO umgewandelt werden und es ist daher nötig, regelmässig den Konverterwirkungsgrad zu bestimmen und für die Berechnung der Konzentration von NO_2 zu berücksichtigen.

Das CRANOX-System (**C**orrect **A**nalysis of **NO_x**) besteht aus einem Photolysekonverter und wahlweise einem oder zwei Stickoxidgeräten (CLD 89p AL). Das Messprinzip der NO_x -Geräte beruht auf der Chemilumineszenzreaktion von Stickstoffmonoxid mit Ozon. Der Vorteil des Photolysekonverters besteht darin, dass NO_2 selektiv zu NO reduziert wird. Die Reduktion erfolgt jedoch nicht quantitativ, so dass für eine korrekte Messung der Konvertierungsgrad häufig bestimmt werden muss. Der tiefe Messzellendruck (15 - 30 mbar) und ein empfindlicher Detektor (Photomultiplier) erlauben eine Messung bis in den ppt-Bereich. Das Messsignal (S) enthält neben dem Anteil der Chemilumineszenz von NO (S_{NO}) auch den Dunkelstrom des Photomultipliers (S_{PM}) und einen Lichtanteil von interferierenden Substanzen (S_{I}). Mit Hilfe eines Magnetventils wird die Messluft zwischen jeder eigentlichen Messung über die Vorkammer (Abb. 3-7) geleitet. Dabei kann der Dunkelstrom des Photomultipliers zusammen mit der langlebigen Chemilumineszenz interferierender Substanzen erfasst werden. Durch Subtraktion des Messsignals über die Vorkammer S_2 vom gesamten Signal S_1 (Messung ohne Vorkammer) resultiert das effektive Messsignal für NO (S_{NO}):

$$\begin{aligned} S_1 &= S_{\text{NO}} + S_{\text{PM}} + S_{\text{I}} \\ S_2 &= S_{\text{PM}} + S_{\text{I}} \\ \hline S_1 - S_2 &= \underline{\underline{S}} = \underline{\underline{S_{\text{NO}}}} \end{aligned}$$

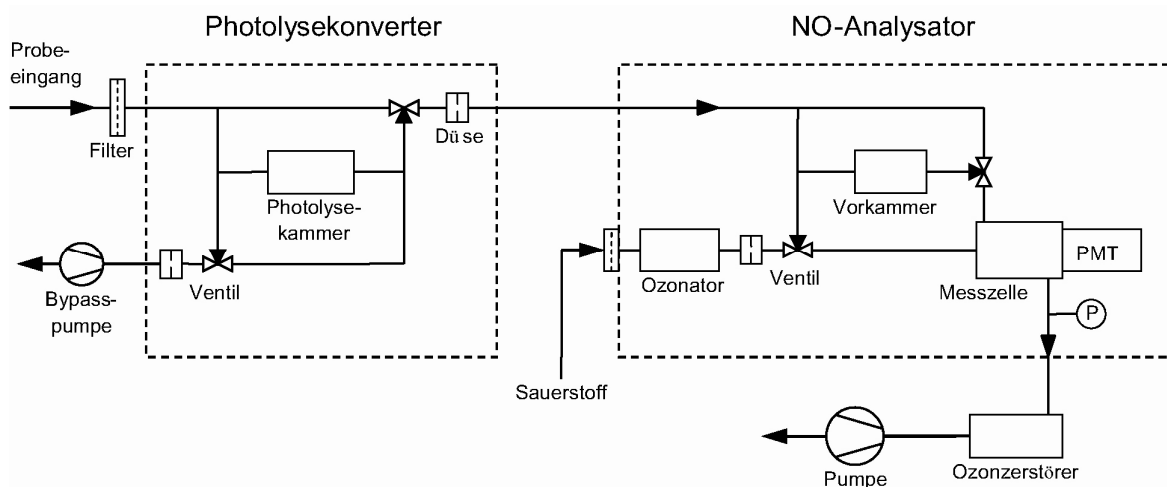


Abb. 3-7: Schematischer Geräteaufbau eines CRANOX-Messgerätes

Kalibration

Die Kalibration erfolgt mit Nullluft und NO-Kalibriergas.

- automatische Überprüfung der Kalibration alle 37 Stunden
- automatische Bestimmung des Konverterwirkungsgrades alle 3 Tage

Messunsicherheit^[4]

±10% für NO bei 500 ppt (2σ)

±20% für NO₂ bei 500 ppt (2σ)

Bestimmungsgrenze^[4]

NO	2-Minutenmittelwert	40 ppt
	30-Minutenmittelwert	20 ppt
NO ₂	2-Minutenmittelwert	100 ppt
	30-Minutenmittelwert	50 ppt

3.2.3. Gerät mit Photolysekonverter (Blue Light Converter BLC)

Der Blue Light Converter, der mit Arrays von UV-LED's arbeitet, wurde in verschiedene Gerätetypen eingebaut, in erster Linie in die NO_x-Geräte von Thermo Electron (TE) Modell 42C TL (Trace Level) und Modell 42i TL. Der ältere BLC von Droplet Measurements Technologies ist auf das Modell 42C (TL) abgestimmt und kann direkt den Molybdänkonverter ersetzen. Der neuere BLC von Air Quality Design ist kompakter, arbeitet mit 24VDC und benötigt deshalb in der Regel eine zusätzliche Stromversorgung. Er wurde nur im Modell 42i TL verwendet. Bei beiden Gerätetypen musste jedoch die Gasführung so angepasst werden, dass die Kapillare, die den Durchfluss begrenzt, nach dem Konverter zu liegen kommt. Das ist einerseits nötig, da der Konverter aus Gründen der mechanischen Festigkeit und der Dichtigkeit nicht im Unterdruck betrieben werden sollte. Andererseits erreicht man im Unterdruck nur einen tiefen Wirkungsgrad. Abbildung 3-8 zeigt das Flussschema eines Thermo-Gerätes mit eingebautem BLC.

Kalibration

Die Kalibration erfolgt mit Nullluft und NO-Kalibriergas.

- automatische Überprüfung der Kalibration alle 2 Tage
- automatische Bestimmung des Konverterwirkungsgrades alle 4 Tage

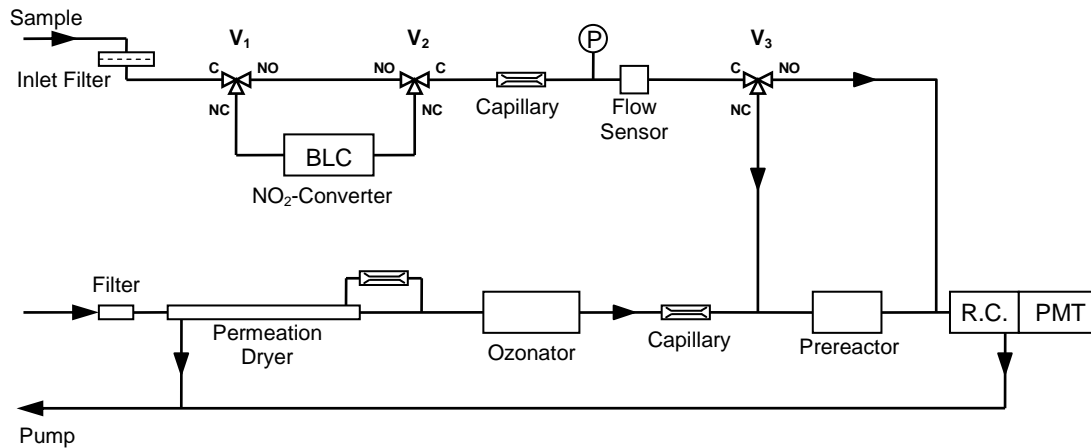


Abb. 3-8: Flussschema eines Thermo Electron Modell 42C/i TL mit eingebautem BLC

3.2.4. Gesamtsumme der reaktiven Stickstoffverbindungen (NO_y)

Unter NO_y versteht man die Summe der reaktiven Stickoxide (NO_x) und den bei der Oxidation der reaktiven Stickoxide entstehenden stickstoffhaltigen Produkte. Dies sind vor allem HONO , HNO_3 , HNO_4 , N_2O_5 , NO_3 , Peroxiacetylnitrat und andere organische Nitrate.

Messprinzip

Um NO_y zu messen, werden die NO_y -Moleküle in einem auf 300°C erhitzten Converter an einer Goldoberfläche mit Hilfe von 2% Kohlenmonoxid als Reduktionsmittel zu NO reduziert. Anschliessend werden sie mit einem NO -Detektor (CLD 89p; siehe Abschnitt „ NO “) nachgewiesen. Das Kohlenmonoxid wird durch eine Aktivkohlepatrone von organischen Verbindungen gereinigt, da diese zu einer schnelleren Verschmutzung des Goldrohrs und zu Querempfindlichkeiten führen können. Das Goldrohr wird ca. alle 6 Monate getauscht und gereinigt.

Kalibration

In der Regel werden Konvertierungseffizienzen der NO_y -Verbindungen von über 95% erreicht. Die Konvertierungseffizienz wird alle 37h mit NO_2 , das durch Gasphasentitration von NO mit O_3 produziert wird, überprüft. Das Hintergrundsignal wird mit Nullluft bestimmt.

Messunsicherheit^[4]

$\pm 18\%$ bei 500 ppt (2σ)

Bestimmungsgrenze^[4]

NO_y	2-Minutenmittelwert	50 ppt
	10-Minutenmittelwert	20 ppt

3.3. Ozon

Für die Messung von Ozon werden kontinuierliche Messverfahren, basierend auf dem UV-Absorptionsprinzip, eingesetzt.

Messprinzip

Das UV-Messprinzip nutzt die Absorptionsbande von Ozon bei 254 nm (Abb. 3-9) aus. Mit einer Quecksilberdampfampe, deren Resonanzlinie bei 253.7 nm liegt, wird die Messküvette durchstrahlt. Mit Hilfe eines Magnetventils wird abwechslungsweise Aussenluft und anschliessend, über einen Scrubber geleitete, ozonfreie Luft der Messzelle zugeführt. Eine Photodiode am Ende der Messküvette bestimmt die Lichtintensität der ozonfreien Luft (I_0) und der Aussenluft (I). Die Berechnung der Ozonkonzentration erfolgt nach dem **Gesetz von Lambert-Beer**:

$$C = \frac{1}{k \cdot L} \cdot \frac{T}{T_0} \cdot \frac{P_0}{P} \cdot 10^9 \cdot \log \frac{I}{I_0}$$

C ist proportional zu A

- C = Ozonkonzentration in ppb
- T = Gastemperatur in Kelvin
- T_0 = Standardtemperatur: 273 K
- P = Druck in mbar
- P_0 = Standarddruck: 1013 mbar
- I_0 = Lichtintensität: ozonfreier Luft (Nullluft)
- I = Lichtintensität: ozonhaltiger Luft
- k = Absorptionsfaktor $134 \pm 2 \text{ atm}^{-1} \text{ cm}^{-1}$
- L = Länge der Zelle in cm

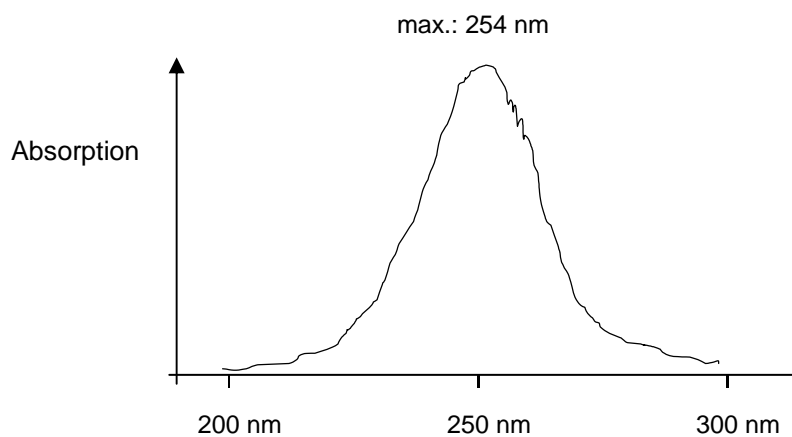


Abb. 3-9: Absorptionsspektrum von Ozon

Im Messnetz werden Geräte eingesetzt, die zwei Messzellen und zwei Detektoren besitzen. Bei diesen Geräten durchströmen das Probegas und das vom Ozon befreite Referenzgas alternierend Messzelle A und B (Abb. 3-10).

Kalibration

Auf der Station werden der Null- und der Spannpunkt überprüft:

- alle 25 Stunden automatisch
- alle 2 Wochen manuell

Vierteljährlich wird das Messgerät auf der Station mit dem TransfERNormal (Thermo 49C-PS) überprüft. Das TransfERNormal wird im Kalibrierlabor mit Hilfe des Primärnormals (Standardreferenzphotometer) kalibriert (siehe Kap. 4.2.).

Querempfindlichkeit

Durch die alternierende Messung der Aussenluft und der ozonfreien Luft (via Scrubber) werden Querempfindlichkeiten vermieden. Verschmutzte Geräte wie auch Geräte mit verkratzten, alten Zellenfenstern zeigen negative Querempfindlichkeit auf Wasserdampf (bis 10 % Signalreduktion bei 100 % Feuchtigkeit)^[5].

Messunsicherheit siehe Kapitel 5

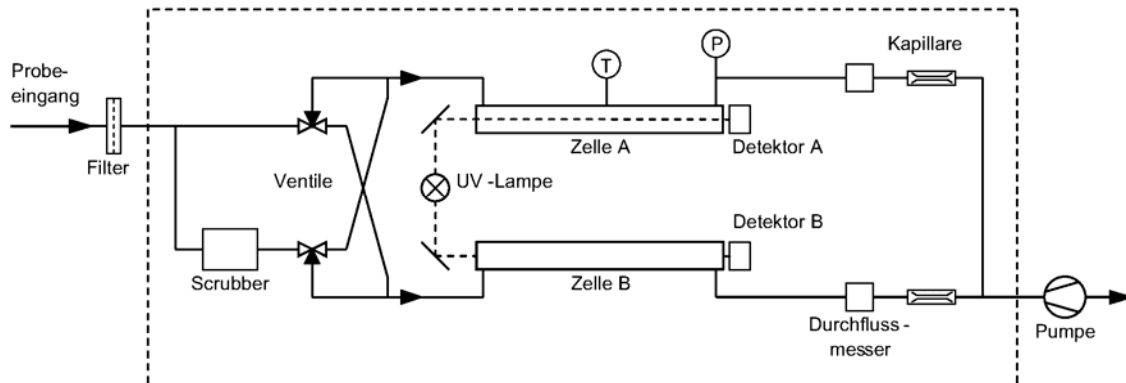


Abb. 3-10: Schematischer Geräteaufbau eines Ozon Messgerätes mit zwei Messzellen

3.4. Kohlenmonoxid

Zur kontinuierlichen Messung von Kohlenmonoxid in Umgebungsluft wird das Messprinzip der nichtdispersiven Infrarotabsorption (NDIR) eingesetzt (Abb. 3-11).

Messprinzip

Die Abschwächung von infrarotem Licht bei der Passage durch eine Probenküvette ist nach dem Lambert-Beerschen Gesetz ein Mass für die CO-Konzentration in der Küvette.

Ein Teil des Messgases wird nach der Pumpe (am Messgasausgang) rückgeführt und als Referenzgas verwendet. Im Referenzgasstrom wird das CO katalytisch entfernt. Über ein Magnetventil wird abwechselnd Mess- bzw. Referenzgas in die Messküvette zwischen IR – Quelle und Detektor geleitet. Ein Teil der Infrarotenergie wird in Abhängigkeit vom CO-Gehalt des Mess- bzw. Referenzgases bereits in der Messküvette absorbiert und gelangt nicht mehr in den Detektor. Die unterschiedliche Energieaufnahme führt nun innerhalb des Detektors zur Auslenkung einer dünnen Metallmembrane (im 1-Hz-Rhythmus), deren Stellung kapazitiv abgetastet wird.

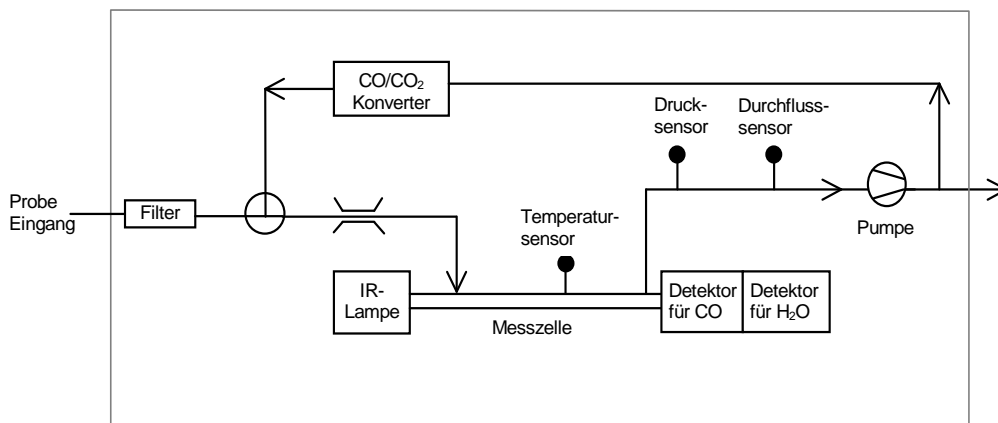


Abb. 3-11: Schematischer Geräteaufbau eines CO-Messgerätes

Kalibration

Die Kalibration erfolgt mit Nullluft und CO-Kalibriergas. Für die Aufbereitung der Nullluft wird keine Aktivkohle verwendet, da diese CO abgeben kann. Das CO-Gerät wird alle 2 Wochen manuell auf der Station kalibriert.

Querempfindlichkeit

Die Querempfindlichkeit auf Wasserdampf kann nicht immer vollständig eliminiert werden, obwohl das Messgerät mittels eines zweiten Detektors für Wasserdampf diese Querempfindlichkeit bei der Signalberechnung berücksichtigt. Ein Feuchtigkeitsabgleich wird einmal jährlich durch die Servicefirma ausgeführt.

Messunsicherheit siehe Kapitel 5

3.5. Kohlendioxid

3.5.1. CO₂-Messungen mit CO₂/H₂O Gas Analysator LI-7000

Für die Messung von Kohlendioxid in Härkingen werden Geräte mit kontinuierlichem online-Messverfahren auf dem Infrarot-Absorptionsprinzip (nicht-dispersiv; NDIR) eingesetzt.

Messprinzip

Das hier eingesetzte Gerät der Firma LI-COR (LI-7000) nutzt die CO₂-Absorptionsbande bei 4.255 µm (2.595 µm für H₂O). Über einen mit 600 Hertz rotierenden Schlitz wird die Strahlung abwechselnd durch eine Referenzzelle und eine Messzelle geleitet. Das Volumen der Referenzzelle wird durch eine mit Magnesium-Perchlorat und Natriumhydroxid auf Trägermaterial gefüllte Patrone stetig von CO₂ und H₂O gereinigt. Die Messzelle wird mit Hilfe einer externen Pumpe mit Probeluft gespült. Ein Detektor am Ende der Zelle misst die Intensität der nicht absorbierten Strahlung. Die Referenzzelle dient zur Bestimmung der Intensität der Infrarot-Quelle. Die Intensität der Strahlung am Ende der Messzelle ist ein Mass für die CO₂-Konzentration in der Messzelle.

Kalibration

14-tägige Nullpunktbestimmungen, monatliche Spanpunktbestimmungen mit Gasen von Messer Schweiz AG, die zuvor mit NOAA-GMD Standards verglichen wurden.

Querempfindlichkeit

Eine Querempfindlichkeit mit H₂O besteht, wird jedoch vom Gerät berücksichtigt.

Messunsicherheit

< 2.5%

3.5.2. CO₂-Messungen mit Picarro G1301

Seit Dezember 2009 wird auf dem Jungfraujoch ein Infrarot-Spektrometer für die kombinierte kontinuierliche Messung von Methan (CH₄) und Kohlendioxid (CO₂) eingesetzt.

Messprinzip

Das Prinzip des Analysators (Picarro G1301) beruht auf der „Cavity Ring Down Spectroscopy“-Technik. Dazu wird ein Laserstrahl im nah-infraroten Spektralbereich in eine 25cm lange Messzelle geleitet. Die Messzelle ist mit hoch reflektierenden Spiegeln versehen, so dass eine effektive Weglänge des Laserstrahls in der Zelle von mehr als 20km entsteht. Ein Photodetektor misst die Intensität des durch die verspiegelte Oberfläche nach aussen dringenden Lichts, welche proportional zu der Intensität in der Messzelle ist. Wird der Laser abgeschaltet, nimmt das detektierte Signal ab, hervorgerufen einerseits durch Verluste bei der Reflek-

tion des Laserstrahls und andererseits durch Absorption des Lichts durch Gasmoleküle in der Zelle (siehe Abb. 3-12).

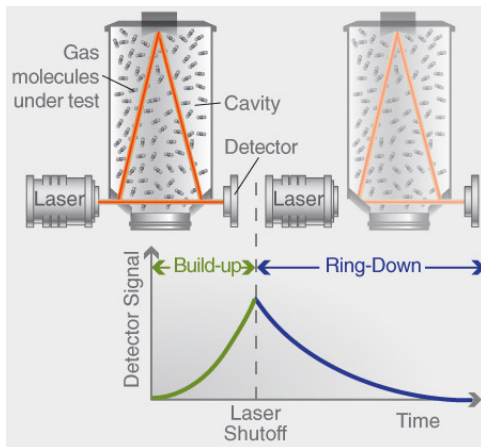


Abb. 3-12: Schematische Darstellung des Cavity Ring Down Spektrometers (Quelle: www.picarro.com)

Misst man die Abnahme der Lichtintensität nach Abschalten des Lasers in einem Spektralbereich in dem Verluste durch Absorption durch Gase in der Zelle keine Rolle spielen und zudem bei geeigneten Wellenlängen bei denen bestimmte Gase selektiv das Licht absorbieren ($1.6510 \mu\text{m}$ für CH_4 ; $1.6032 \mu\text{m}$ für CO_2) und vergleicht die beiden Lichtintensitätsabnahmen (siehe Abb. 3-13), so kann die Stärke der Abnahme des Laserlichts am Detektor bei einer der oben genannten Wellenlängen in eine Spurengas-Konzentration für das entsprechende Molekül umgerechnet werden.

Die Aussenluft wird mit Hilfe eines Nafion-Trockners vor der Analyse getrocknet, da H_2O -Moleküle eine Interferenz verursachen können (siehe Querempfindlichkeit) und die Kalibrationsgase aus Stabilitätsgründen sehr trocken sein müssen.

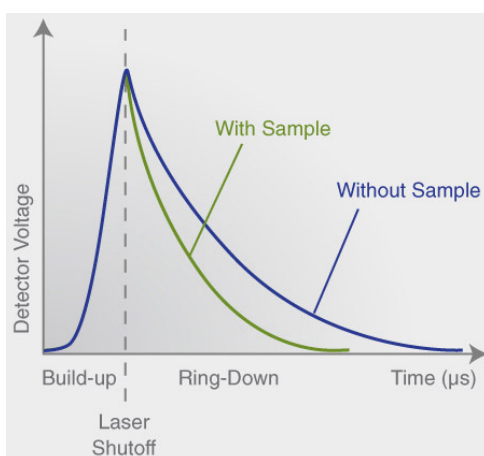


Abb. 3-13: Abnahme der Lichtintensität mit und ohne Beitrag durch Absorption an Gasmolekülen (Quelle: www.picarro.com)

Kalibration

Automatische 2-Punkt-Kalibrationen (beide Konzentrationen in der Nähe der typischen Außenluftbedingungen) werden alle 47 Stunden durchgeführt. Zudem wird alle 15 Stunden ein Targetgas gemessen, um kurzfristigere Schwankungen der Gerätesensitivität überwachen zu können. Die Kalibrationsgase werden vor und nach dem Einsatz auf der Station im Labor gegen Primärstandards vermessen und beziehen sich auf die WMO-2000 Skala für CH₄ und die WMO-X2007 Skala für CO₂.

Querempfindlichkeit

Eine Querempfindlichkeit durch Wasserdampf in der Probenluft existiert. Durch das Trocknen der Probe wird diese jedoch minimiert. Da das Gerät zudem den H₂O-Gehalt der Probe misst, kann eine Wasserdampf-Korrektur vorgenommen werden, sofern die Wasserdampf-abhängigkeit experimentell bestimmt worden ist.

Messunsicherheit

Die Präzision der Messungen, basierend auf 20-minütigen Analysen der Kalibrationsgase, beträgt circa 0.3ppb für CH₄ und 0.06ppm für CO₂.

3.6. Kohlenwasserstoffe

3.6.1. Summenmessung der Nichtmethankohlenwasserstoffe

Die kontinuierliche online Messung der flüchtigen Kohlenwasserstoffe wird mit Geräten durchgeführt, welche mit Flammenionisationsdetektoren (FID) ausgerüstet sind. Das Prinzip des FID beruht auf der Ionisation von kohlenstoffhaltigen Substanzen mittels einer Wasserstoff/Luft-Flamme. Diese Ionisation führt zur Erhöhung des Grundstroms im Detektor, welcher mit einem Elektrodensystem unter Verstärkung gemessen wird. Kohlenwasserstoffe ohne Heteroatome (z.B. Sauerstoff oder Halogene) leisten einen Beitrag proportional der Anzahl Kohlenstoffatome. Bei gleicher Konzentration ist das Messsignal von Verbindungen mit Heteroatomen reduziert.

Messprinzip

Der Probeluftstrom wird zweigeteilt (Abb. 3-14). Ein Teilstrom gelangt direkt zu einem FID und liefert als Signal die Summe der Kohlenwasserstoffe (THC: total hydrocarbons). Im zweiten Teilstrom wird Methan gemessen, indem der Probeluftstrom über einen selektiven katalytischen Cutter geleitet wird, welcher alle Kohlenwasserstoffe mit Ausnahme des Methans zu CO_2 und H_2O oxidiert. Die Summe der Konzentrationen der so genannten Nichtmethankohlenwasserstoffe (NMHC: non-methane hydrocarbons) wird als Differenz der beiden Messsignale erhalten, wobei jede Komponente in Methanäquivalenten ($\text{mg CH}_4/\text{m}^3$) in die Summe eingeht.

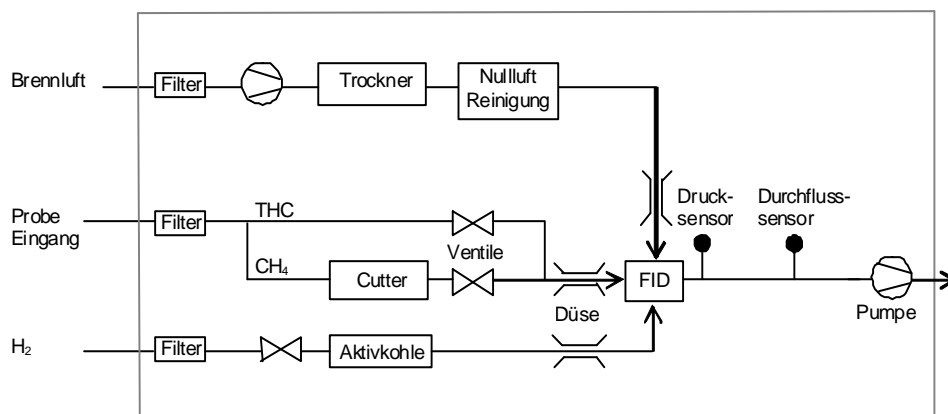


Abb. 3-14: Schematischer Geräteaufbau eines Messgerätes für Nichtmethankohlenwasserstoffe

Kalibration

- Manuelle Kalibration mit synthetischer Luft und Methankalibriergas alle 2 Wochen
- Überprüfung des Cutters mit Propankalibriergas

Messunsicherheit siehe Kapitel 5

3.6.2. Flüchtige Kohlenwasserstoffe (VOC)

In den NABEL-Stationen Dübendorf, Rigi und Zürich werden flüchtige Kohlenwasserstoffe aus der Aussenluft aufkonzentriert, mittels der Kapillargaschromatographie aufgetrennt und mit einem Flammenionisationsdetektor (FID) oder einem Photoionisationsdetektor (PID) gemessen.

Messprinzip

Abbildung 3-15 zeigt eine stark vereinfachte Darstellung des Messprinzips. Die Probeluft wird auf einer Trap, die mit einem Adsorbens gefüllt ist, angereichert und anschliessend thermisch desorbiert. Die Auftrennung des Substanzgemisches erfolgt im Gaschromatographen auf einer Kapillarsäule. Am Ende der Kolonne gelangen die Substanzen im Trägergasfluss in den Detektor.

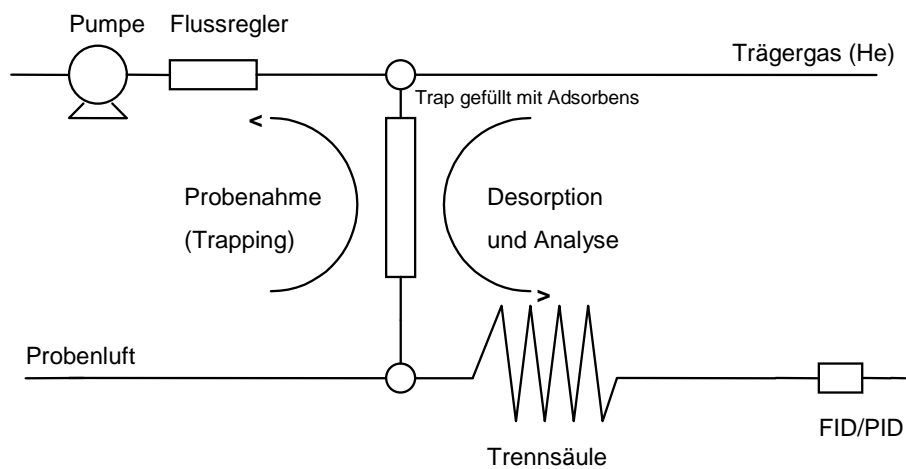


Abb. 3-15: Vereinfachte Darstellung des Messprinzips
(Zürich, Rigi: FID; Dübendorf: PID)

In Zürich und auf dem Rigi werden mit dem FID 21 Kohlenwasserstoffe analysiert, während in Dübendorf mit einem PID nur die BTX (Benzol, Toluol, Ethylbenzol und 3 Xylol-Isomere) gemessen werden.

FID (Flammenionisations-Detektor)

Das Messprinzip des FID beruht darauf, dass die organische Substanz in der Flamme verbrennt und ionisiert wird. Die gebildeten Ionen fliegen auf einen Kollektor und werden als positives Detektorsignal registriert. Die Menge der gebildeten Ionen ist proportional zu der Konzentration des Moleküls im Detektor und dessen Anzahl oxidierbarer Kohlenstoffatome.

PID (Photoionisations-Detektor)

Das Messprinzip des PID beruht darauf, dass die Moleküle durch starkes UV-Licht ionisiert werden. Diese bilden schwach positiv geladene Ionen, welche gemessen werden.

Probenahme

Die Probenahme erfolgt gleich wie bei den anderen Luftschadstoffen über die Ansaugsonde auf dem Dach der Messstation. Von der Ringleitung im Innern der Station führt eine kurze (2 m) Stichleitung zum Messgerät.

In Zürich erfolgt pro Stunde eine Probenahme, wobei während der ersten 15 Minuten ein Probevolumen von insgesamt 300 ml auf die Trap gelangt. In Dübendorf erfolgt die Probenahme kontinuierlich alle 20 Minuten.

Auf dem Rigi wird nur alle 2 Stunden eine Probe gezogen. Da die Konzentrationen der zu analysierenden Substanzen tiefer liegen als in Dübendorf, dauert die Probenahme 40 Minuten, wobei ein Probevolumen von insgesamt 480 ml auf die Trap gelangt.

Chromatographische Bedingungen

	Zürich	Dübendorf	Rigi
Trap:	Hayesep D	Tenax GR	3-Phasen-Kohle
Trapkühlung:	Peltier-Element	-	Peltier-Element
GC:	Agilent 6890	Synspec GC955	Agilent 6890
Trennsäule:	PLOT Aluminiumoxid (KCl); 50 m x 0.53 mm ID	BGB 2.5	PLOT Aluminiumoxid (KCl); 50 m x 0.53 mm ID
Trärgas:	Helium 60	Stickstoff 50	Helium 60
Make-up Gas FID:	Stickstoff 50		Stickstoff 50
Brenngas FID:	H ₂ -Generator		H ₂ -Generator
Detektortemperaturen:	280° C (FID)		280°C (FID)

Quantifizierte Verbindungen

	Zürich	Dübendorf	Rigi
FID	Ethan; Ethen; Ethin; Propan; Propen; n-Butan; Isobutan; Summe der Butene; Butadien; n-Pentan; Isopentan; Summe der Pentene; Isopren; n-Hexan; Summe der Isohexane; Summe der Isoheptane; Benzol; Toluol; Ethylbenzol; Summe m-/p-Xylol; o-Xylol.	Benzol; Toluol; Ethylbenzol; o-Xylol; Summe m-/p-Xylol	Ethan; Ethen; Ethin; Propan; Propen; n-Butan; Isobutan; Summe der Butene; Butadien; n-Pentan; Isopentan; Summe der Pentene; Isopren; n-Hexan; Summe der Isohexane; Summe der Isoheptane; Benzol; Toluol; Ethylbenzol; Summe m-/p-Xylol; o-Xylol.

Messunsicherheit

Zürich	Dübendorf	Rigi
Aufgrund der Qualität der Chromatogramme (Auftrennung, Peaküberlagerungen, Integrationsprobleme bei verzerrten Peakformen, Reproduzierbarkeit der Kalibriergasmessungen) wurde ein Vertrauensbereich wie folgt abgeschätzt: ± 10 %	Aufgrund der Qualität der Chromatogramme (Auftrennung, Peaküberlagerungen, Integrationsprobleme bei verzerrten Peakformen, Reproduzierbarkeit der Kalibriergasmessungen) wurde ein Vertrauensbereich wie folgt abgeschätzt: ± 10 %	Aufgrund der Qualität der Chromatogramme (Auftrennung, Peaküberlagerungen, Integrationsprobleme bei verzerrten Peakformen, Reproduzierbarkeit der Kalibriergasmessungen) wurde ein Vertrauensbereich wie folgt abgeschätzt: ± 10 %.

Bestimmungsgrenze

Zürich	Dübendorf	Rigi
Für die mit dem FID quantifizierten Kohlenwasserstoffe liegt die Bestimmungsgrenze bei etwa 0.02 ppb.	Für die mit dem PID quantifizierten Kohlenwasserstoffe liegt die Bestimmungsgrenze bei etwa 0.02 ppb.	Für die mit dem FID quantifizierten VOC's liegt die Bestimmungsgrenze bei etwa 0.02 ppb.

Kalibration

Eine Kalibration erfolgt an allen Stationen etwa alle 4 Wochen. Es wird ein Primärnormal verwendet, welches ca. 4 ppb der gemessenen Verbindungen in Stickstoff enthält (NPL, England).

3.6.3. Methan

Am Standort Jungfrauoch wird zur Bestimmung der Methan (CH₄)-Konzentration in der Luft ein definiertes, kleines Probenvolumen in einen Gaschromatographen (Agilent 6890N Gas Chromatograph) injiziert. Dort werden die CH₄-Moleküle von anderen Spezies chromatographisch getrennt und anschliessend mit einem Flammenionisationsdetektor gemessen. Diese Methode wird seit Februar 2005 auf dem Jungfrauoch eingesetzt.

Messprinzip

Die Aussenluft wird mit einer Pumpe angesaugt und mit Hilfe eines Nafion-Trockners getrocknet. Eine Probe mit 10 ml Volumen wird mit Hilfe eines Trägergasstroms (Stickstoff) über 2 Trennsäulen (Unibeads 1S und einer Molekularsieb 5Å) geschickt, auf denen bei 60°C die gaschromatographische Trennung stattfindet. Das Eluat wird anschliessend mit einem Flammenionisationsdetektor untersucht. Im Flammenionisationsdetektor brennt eine Flamme aus reinem Wasserstoff und synthetischer Luft. Mit Hilfe zweier Elektroden wird die

Leitfähigkeit der Flamme bestimmt. Treffen organische Substanzen auf die Flamme, werden diese verbrannt und ionisiert, so dass sich die Leitfähigkeit der Flamme ändert. Die Stärke der Leitfähigkeitszunahme ist ein Mass für die Konzentration der jeweiligen Substanz.

Kalibration

Messungen von Aussenluft werden jeweils im Wechsel mit Messungen eines Standardgases durchgeführt, um auch alle kurzfristigen Schwankungen der Sensitivität zu erfassen. Die Standardgase werden gegen Primärstandards im Labor vermessen und beziehen sich auf die WMO-2000 Skala.

Messunsicherheit

Die Präzision der Messtechnik basierend auf wiederholten Messungen von Kalibrationsgasen ist circa 0.2% bei typischen Aussenluftkonzentrationen.

3.7. Ammoniak (NH₃)

Zur kontinuierlichen Messung von Ammoniak in Umgebungsluft wird das Messprinzip der Photoakustischen Spektroskopie (PAS) eingesetzt. Seit April bzw. September 2005 wird an den Standorten Härkingen und Payerne, seit September 2006 an der Station Magadino und seit Dezember 2007 in Tänikon die Konzentration von Ammoniak in der Aussenluft bestimmt. Am Standort Zürich wurden NH₃-Messungen von September 2006 bis Dezember 2007 durchgeführt.

Messprinzip

Die Photoakustische Spektroskopie ist eine sehr sensitive Messtechnik zur Bestimmung von Spurengasen, wie zum Beispiel Ammoniak. Die Methode nützt die sensible Detektion von akustischen Wellen, welche durch Bestrahlung eines Mediums mit einem modulierten Lichtstrahl erzeugt werden. Das laser-basierte Photoakustische Messsystem TGA 310 (Omnisens SA, Lausanne, Switzerland) wurde vom Hersteller in Zusammenarbeit mit der Empa zur Bestimmung von Ammoniak in der Aussenluft entwickelt ^[6]. Im System kommt ein leistungsstarker CO₂-Laser und eine speziell entwickelte PA-Detektorzelle zum Einsatz, um Konzentrationsmessungen im sub-ppb Bereich mit einer Nachweisgrenze von 0.1 ppb, durchzuführen.

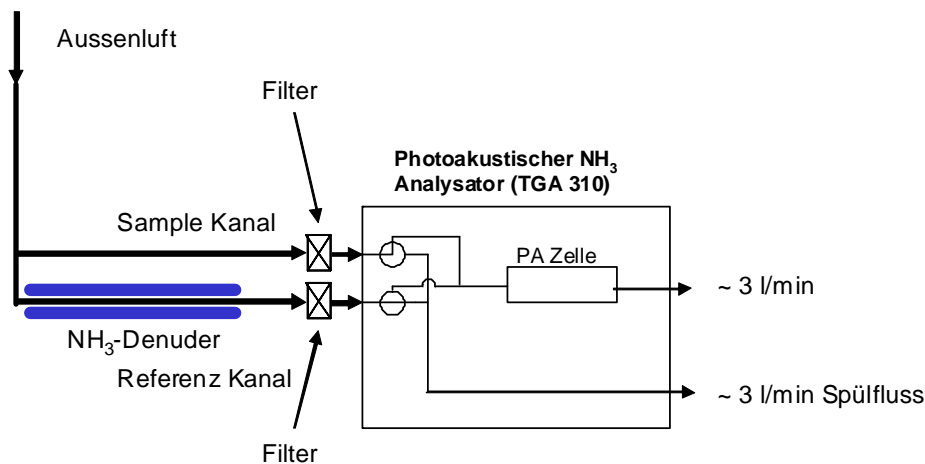


Abb. 3-16: Schematischer Geräteaufbau zur Messung von Ammoniak in der Aussenluft

Querempfindlichkeit

Die grössten möglichen Quellen für Querempfindlichkeiten in der Luft sind CO₂ und H₂O. Während Interferenzen von CO₂ durch eine geeignete Wahl des Lasers und der verwendeten Wellenlänge weitgehend ausgeschaltet werden können, müssen Querempfindlichkeiten durch H₂O korrigiert werden. Die Wasserkonzentration wird in der PA-Zelle mit einem Hochpräzisionshygrometer gemessen und das Total-Signal wird direkt mit dem entsprechenden H₂O-Signal korrigiert.

Um vorhandene Querempfindlichkeiten (zum Beispiel H_2O , C_2H_4 , CO_2 und Ammoniak aus der thermischen Dissoziation von partikulärem Ammoniumnitrat) quantifizieren und korrigieren zu können, besteht das Messsystem (Abb. 3.16) aus zwei Messkanälen (Probekanal und Referenzkanal). Die beiden Messkanäle sind identisch, einzig beim Referenzkanal wird mit einem Zitronensäurebeschichteten Diffusionsdenuder selektiv Ammoniak aus dem Messgas entfernt. Mittels zwei Ventilen wird während der Messung zwischen den beiden Sammelkanälen hin und hergeschaltet. Die Ammoniakkonzentration wird aus der Differenz der Messungen im Probekanal und im Referenzkanal bestimmt.

Kalibration

Eine Kalibration erfolgt mit Ethen-Kalibriergas (C_2H_4) an den Messstandorten alle 2 Wochen.

Standort	Ethen [ppm]	Äquivalente NH_3 [ppb]
HAE, MAG, PAY	25	500
TAE	5	100

Jährlich erfolgt eine Kalibration mit einem NH_3 -Transferstandard (68 ppb NH_3), der mit Hilfe eines SONIMIX 3014 Gas Calibration System (LNI, Genf) erzeugt wird. Dieses Kalibriergesetz beruht auf dem System der Permeation. Es wird periodisch beim METAS (Bundesamt für Metrologie) mit dem dort vorhandenen Referenzmaterial verglichen.

Messunsicherheit 10%

3.8. Lachgas (N₂O)

Am Standort Jungfrauoch wird zur Bestimmung der Lachgas (N₂O)-Konzentration in der Luft ein definiertes, kleines Probenvolumen in einen Gaschromatographen (Agilent 6890N Gas Chromatograph) injiziert, um N₂O-Moleküle von anderen Spezies zu trennen und anschließend mit einem Elektroneneinfangdetektor (ECD) gemessen. Seit Februar 2005 wird diese Methode auf dem Jungfrauoch eingesetzt.

Messprinzip

Die Aussenluft wird mit einer Pumpe angesaugt und mit Hilfe eines Nafion-Trockners getrocknet. Eine Probe mit 10 ml Volumen wird mit Hilfe eines Trägergasstroms (5% CH₄ in Ar) über 2 Trennsäulen (Hayesep Q) geschickt, auf denen bei 60°C die gaschromatographische Trennung stattfindet. Das Eluat wird anschliessend mit einem Elektroneneinfangdetektor untersucht. Im Elektroneneinfangdetektor wird das Trägergas mit einer β-Strahlenquelle ionisiert. Das ionisierte Trägergas erzeugt ein konstantes Hintergrundsignal, das sich verändert sobald Probenmoleküle (hier: N₂O-Moleküle) aus der Säule eluieren und in den ECD gelangen. Die N₂O-Moleküle fangen die freien Elektronen des ionisierten Trägergases ab und schwächen somit den Strom zwischen den Elektroden ab. Der Strom an der Zelle wird gemessen und mit einem Referenzstrom verglichen. Die Spannung an den Elektroden der Zelle wird so eingestellt, dass sich ein konstanter Strom in der Zelle ergibt. Je höher die Zahl an nicht eingefangenen (freien) Elektronen ist, desto niedriger muss die Pulsfrequenz der Spannung sein, um dem Referenzstrom zu entsprechen. Passiert eine Substanz den Detektor, die die Elektronen einfängt, steigt die Pulsrate an. Die Pulsrate kann in eine N₂O-Konzentration umgerechnet werden.

Kalibration

Die Standardgase werden gegen Primärstandards im Labor vermessen und beziehen sich auf die SIO-98 Skala.

Querempfindlichkeit

Eine gleichzeitige Eluierung von N₂O und CO₂ kann potentiell zu einer Veränderung der Detektor-Sensitivität führen. Eine geeignete chromatographische Trennung kann dies verhindern.

Messunsicherheit

Die Präzision der Messtechnik basierend auf wiederholten Messungen von Kalibrationsgasen ist circa 0.3% bei typischen Aussenluftkonzentrationen.

3.9. Feinstaub

Als Feinstaub wird die Partikelfraktion mit einem aerodynamischen Durchmesser von weniger als 10 µm (PM10) definiert.

Die Konzentration von Feinstaub kann als Partikelanzahl oder als Partikelmasse pro Volumeneinheit definiert werden. Man unterscheidet dementsprechend:

- Partikelmassenkonzentrationen (Masse/Volumen)
- Partikelanzahlkonzentrationen (Teilchen/Volumen)

3.9.1. Gravimetrische Feinstaubmessung

PM10_{grav.}: Die Immissionsgrenzwerte der LRV (Änderung vom 15.12.97, in Kraft seit 1.3.98) für Feinstaub sind als Massenkonzentrationen der Partikelfraktion unterhalb eines aerodynamischen Durchmessers von 10 µm (PM10) definiert. Auf das Jahr 1997 wurde im NABEL-Messnetz von TSP (Total Suspended Particulates, Schwebstaub) auf PM10 umgestellt. Parallelmessungen zwischen PM10 und TSP wurden von der Empa^[7] durchgeführt (Zusammenfassung in Anhang A1).

PM2.5_{grav.}: Seit 1998 wird an einigen charakteristischen Standorten (siehe Anhang C5) die Massenkonzentrationen der Partikelfraktion unterhalb eines aerodynamischen Durchmessers von 2.5 µm (PM2.5) gemessen. Komplette Messreihen seit 1998 gibt es für die beiden Stationen Basel und Bern. Am Standort Payerne wurden die PM2.5-Messungen 1999 und am Standort Rigi 2007 gestartet. An der Messstation Chaumont wurde von 1998 bis 2006, in Lugano von 1999 bis 2007, in Zürich von 1998 bis 2002 und in Dübendorf während eines Jahres (1998) die Belastung an PM2.5 bestimmt. Im Januar 2008 wurde in Zürich die PM2.5-Messung wieder aufgenommen.

PM1_{grav.}: Seit 2003 (siehe Anhang C5) wird an den Stationen Basel, Bern, Härkingen und Lugano, seit 2006 am Standort Payerne und seit 2007 auch am Standort Rigi die PM1-Feinstaubkonzentration gravimetrisch (PM1_{grav.}) als Tageswert bestimmt. Am Standort Chaumont wurde von 2003 bis 2006 die Belastung an PM1 gemessen. Der Probenahmekopf für PM1 ist ein zweistufiger Impaktor. Er besteht aus einem PM2.5-Einlass mit einem zusätzlichen PM1-Abscheider.

Messprinzip

Die Referenzmethode^[8] zur Bestimmung der Partikelmassenkonzentration ist die gravimetrische Methode. Ein genau bekanntes Luftvolumen wird über einen Quarzfaserfilter angesaugt. Der Filter wird unter definierten Klimabedingungen vor und nach der Probenahme gewogen. Die Feinstaubkonzentration wird aus der Differenz der beiden Wägungen und dem Probeluftvolumen berechnet.

Probenahme

Für die Probenahme wird ein High-Volume-Gerät (HIVOL) des Typs Digital DA-80H (Abb. 3-17) mit automatischem Filterwechsler für max. 16 Filter verwendet. Das Gerät ist detailliert in der VDI-Richtlinie VDI 2463 Bl. 11^[9] beschrieben. Der für die Messung verwendete Probenahmekopf der Firma Digital ist auf Grund des Testberichts der UMEG^[10] äquivalent zu dem Referenzverfahren nach EN12341^[8]. Der hohe Luftdurchsatz (30 m³/h für PM10, PM2.5 und PM1) erlaubt das Messen grösserer Staubmengen. Es werden Tagesproben erhoben und das Probenvolumen beträgt 720 m³ pro Tag. Der Probewechsel erfolgt an allen Stationen um Mitternacht. Die PM2.5- und die PM1-Probenahme erfolgt täglich. Für PM10 wird an allen Stationen, ausser Jungfrauoch, jeden 4. Tag eine Probe gesammelt. Die PM10-Konzentrationen für die Tage dazwischen werden nach Gehrig et al.^[11] aus den Signalen der PM10-Monitore berechnet.

Geräte, Material

HIVOL mit automatischem Filterwechsel

Digital

Probenahmesonde PM10, PM2.5, PM1

Digital

Waage XP205 mit Antistatic-Kit

Mettler

Quarzfaserfilter:

Pallflex XP56 Tissuquartz 2500QAT-UP

Durchmesser d=15cm

Pall (Schweiz) AG

Referenzgewicht F1, 1 g

Mettler

Filterbeutel

PAWI

Klimaraum 22 ± 2 °C / 50 ± 5 % r.F.

Empa

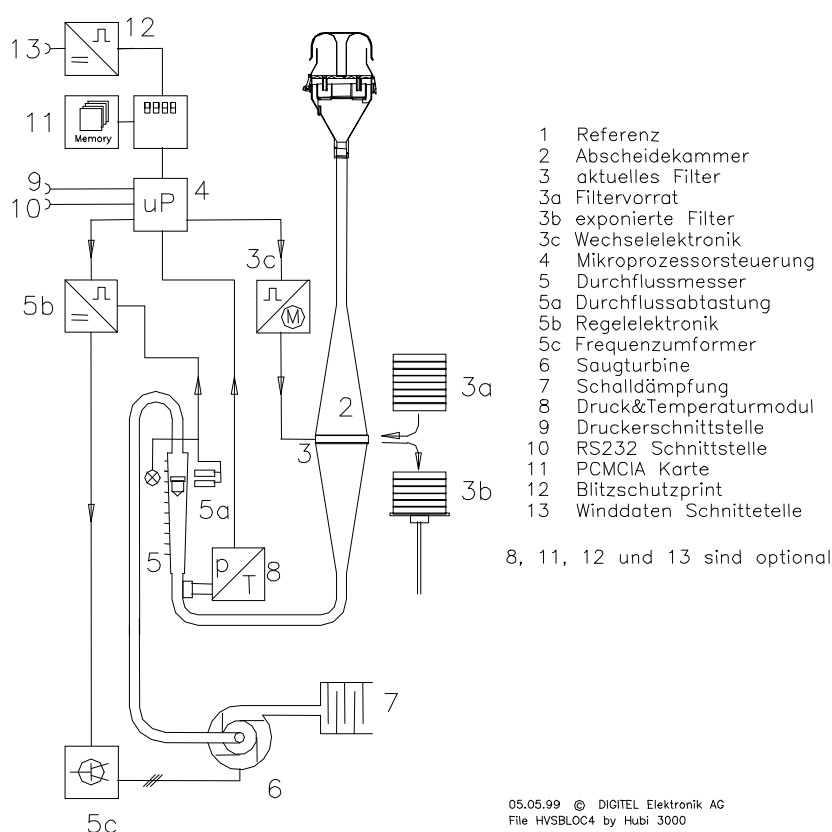


Abb. 3-17: Schematische Darstellung eines Probenahmegerätes DA-80H von Digital

Kalibration

Der Volumenstrom des DA-80H wird regelmässig mit einem externen Referenzrotameter überprüft. Dieses externe Rotameter wird mit einer Messblende kalibriert. Zudem werden die Geräte auf allfällige Lecks überprüft. Die detaillierten Ausführungen sind im Anhang B2 enthalten.

Die Waage wird vor Gebrauch mit dem internen Kalibriergewicht kalibriert und zusätzlich vor jeder Messreihe mit einem Referenzgewicht von 1 g überprüft.

Messunsicherheit

Tagesmittelwert	± 10 %
Jahresmittelwert	± 5 %

Bestimmungsgrenze

Tagesmittelwert	1 µg/m ³
-----------------	---------------------

3.9.2. Metalle im Feinstaub

Im Feinstaub werden aufgrund der Grenzwerte in der LRV die beiden Metalle Blei (Pb) und Cadmium (Cd) bestimmt, zusätzlich werden seit dem 01.01.2006 auch Arsen (As), Nickel (Ni) und Kupfer (Cu) analysiert.

Nach einem Stichprobenverfahren werden aus den Quarzfaserfiltern der Feinstaubmessung Rondellen gestanzt, welche in einem Mikrowellenofen aufgeschlossen werden. Seit Januar 1996 werden die Metalle im Feinstaub nicht mehr mit der Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) gemessen, sondern mittels Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry (ICP-MS) quantitativ bestimmt.

Bildung der Stichproben und Probenvorbereitung

Pro Station werden in einem halben Jahr ca. 183 Tagesproben gezogen. Aus jedem 4. Filter werden drei Rondellen von 0.8 cm Durchmesser ausgestanzt. Die so erhaltenen 138 Rondellen werden vereinigt und mit 15 ml konz. Salpetersäure (65 %) plus 3 ml Wasserstoffperoxid (30 %) in Mitteldruck-Teflongefässen mit Quarzglasinsätzen im Mikrowellenofen aufgeschlossen. Die auf 50 ml verdünnte Aufschlusslösung wird bei Bedarf zentrifugiert. Ein Aliquot dieser Lösung wird mit Salpetersäure (1 %) verdünnt, mit internem Standard versetzt und mit ICP-MS analysiert.

Alle zur Analyse verwendeten Glaswaren werden in einer Dampfreinigungsapparatur mit Salpetersäure gereinigt, Gefässe aus Polyethylen werden mit Salpetersäure (11 %) eluiert und mit Reinstwasser gespült.

Aufschluss

Mikrowellenofen-Programm für 10 Hochdruckgefäße mit Quarzglaseinsätzen:

Zeit (Minuten)	Temperatur (C°)	Leistung (Watt)
7	120	1200
15	190	1200
10	190	800

Messprinzip (ICP-MS)

Die wässrigen Proben werden von einem Probengeber über eine peristaltische Pumpe in das Zerstäubersystem gebracht (Abb. 3-18). Das entstandene Aerosol wird danach in ein induktiv gekoppeltes Argonplasma geblasen. Bei einer Temperatur von 6000 - 8000 K werden die Tropfen der Probe eingetrocknet und ionisiert. Die Ionen passieren dann zwei kegelförmige, wassergekühlte Lochblenden aus Metall und werden danach mit elektrostatischen Linsen auf die Eintrittsöffnung des Massenspektrometers fokussiert. Der Druck wird in zwei Stufen auf etwa 10^{-8} bar reduziert. Das Quadrupolmassenspektrometer besteht aus vier parallelen Stäben, an die ein elektrisches Wechselfeld angelegt wird. Nur die Ionen einer bestimmten Masse erhalten eine stabile Flugbahn und können nach dem Analysator auf den Detektor treffen. Durch die Veränderung des angelegten Feldes werden verschiedene Massen nacheinander bestimmt.

Die folgenden Isotope werden quantifiziert:

^{111}Cd und ^{114}Cd

^{206}Pb und ^{208}Pb

^{60}Ni

^{75}As

^{63}Cu , ^{65}Cu

^{187}Re wird als interner Standard zur Kontrolle des Analysensystems verwendet

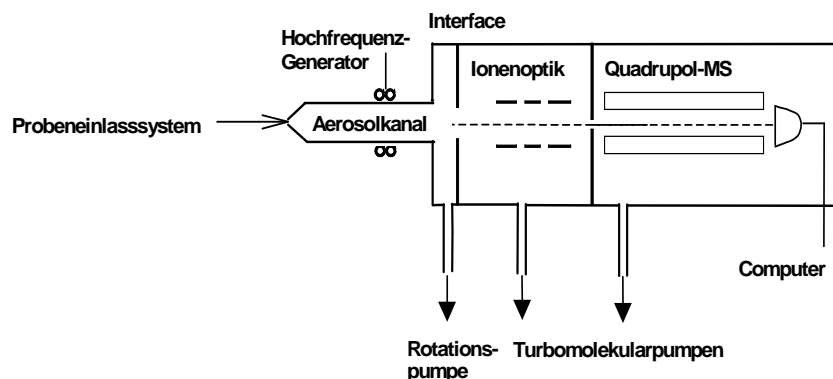


Abb. 3-18: Schematische Darstellung des ICP-MS

Kalibration

Es wird eine 4-Punktkalibration durchgeführt. Die dazu verwendeten Gebrauchsstandardlösungen werden mit den folgenden Konzentrationen vor jeder Messreihe durch Verdünnen der Standardlösungen hergestellt.

	Cadmium µg/l	Blei µg/l	Arsen µg/l	Nickel µg/l	Kupfer µg/l	Thallium* µg/l	Zink* µg/l
Standard 1	0.05	1	0.1	0.2	2.5	0.01	5
Standard 2	0.1	2	0.2	0.4	5	0.02	10
Standard 3	0.2	4	0.4	0.8	10	0.04	20
Standard 4	0.5	10	1.0	2.0	25	0.1	50

* Thallium und Zink werden auch kalibriert, aber nur für die Metalle im Staubniederschlag nach Bergerhoff ausgewertet.

Beim Wechsel der Standardlösungen (Erreichen des Ablaufdatums) werden die neuen Lösungen immer gegen die vorher verwendeten verglichen. Jede Analysenserie wird mit dem zertifizierten Teststaub Standard Referenz Material 1649 (Urban Dust, Organics) kontrolliert. Die Matrix dieses Referenzstaubes entspricht derjenigen einer realistischen Feinstaubprobe. Für Nickel resultiert ein systematischer Minderbefund von durchschnittlich 17%. Die Analysen werden entsprechend korrigiert. Zudem werden die Gebrauchsstandardlösungen mit dem Multielementstandard VIII und IX von VWR International überprüft.

Messunsicherheit

Jahresmittelwert (aus 2 Halbjahresproben)	Cadmium	± 10 %
	Blei	± 10 %
	Arsen	± 10 %
	Nickel	± 10 %
	Kupfer	± 10 %

Bestimmungsgrenze

Jahresmittelwert (aus 2 Halbjahresproben)	Cadmium	0.05 ng/m ³
	Blei	0.5 ng/m ³
	Arsen	0.1 ng/m ³
	Nickel	0.5 ng/m ³
	Kupfer	0.5 ng/m ³

Geräte, Material

Reinstwasseranlage	Millipore
Stanzwerkzeug aus rostfreiem Stahl	Hassler
Mikrowellenofen MLS START 1500 mit Hochdruckgefäßen HPR 1000/10	Egrolt AG
Quarzglaseinsätze QS 50	Egrolt AG
Zentrifuge	Hettich
Dampfreinigungsapparatur	Trabold
ICP-MS ELAN 6000	Perkin Elmer/Sciex
Probengefäße 50 ml und 15 ml	FAUST Laborbedarf AG

Chemikalien

Salpetersäure Suprapur (65 %)	VWR International
Wasserstoffsuperoxid Suprapur (30 %)	VWR International
Cadmium Standard (1000 mg/l)	VWR International
Blei Standard (1000 mg/l)	VWR International
Arsen Standard (1000 mg/l)	VWR International
Nickel Standard (1000 mg/l)	VWR International
Kupfer Standard (1000 mg/l)	VWR International
Rhenium Standard (1000 mg/l)	VWR International
Multielementstandard VIII	VWR International
Multielementstandard IX	VWR International
Teststaub Standard Referenz Material (Urban Particulate Matter)	NIST, SRM 1648a

3.9.3 Schwefel im Schwebstaub

Messprinzip

Für die Messung des partikelgebundenen Schwefels wird ein bekanntes Probeluftvolumen durch einen Cellulosefilter gesaugt. Anschliessend erfolgt die Bestimmung des Schwefels im abgeschiedenen Staub, nach Elution der Filter mit Reinstwasser, als Sulfat mittels Ionenchromatographie. Es werden Tagesproben bestimmt.

Probenahme

Die Filter werden im Labor in die Filterhalter eingelegt und danach in den Stationen an der Ringleitung exponiert (Abb. 3-19). Mit Mehrprobennehmern wird während eines Tages je ein Filter mit einem Fluss von 2.5 l/min belegt. Der Probengasfluss wird regelmässig mit dem Volumen-Transfornormal (DryCal) überprüft. Nach 24 Stunden wechselt der Probenehmer automatisch zum nächsten Filter. Während der ca. 14-tägigen Exposition wird zur Erfassung des Blindwertes ein Blindfilter exponiert, durch welches aktiv keine Probeluft gesaugt wird. Nach dem Probenwechsel vor Ort werden die Filterhalter im Labor aufgearbeitet.

Probenvorbereitung

Die Filter werden aus den Filterhaltern in Polyethylenflaschen transferiert. Die exponierten Proben und die Fieldblankprobe werden mit 40 ml Reinstwasser versetzt und gut geschüttelt. Nach mindestens 4 Stunden Elutionsdauer wird in den Eluatn die Konzentration an Sulfat bestimmt.

Um tiefe Blindwerte zu erhalten, werden alle Probeflaschen und verwendeten Glaswaren mit Reinstwasser gespült. Eine im Probenvial integrierte 20 µm Glasfritte filtert die Probe beim Füllen, bevor diese in die Probenschlaufe des Ionenchromatographen gelangt.

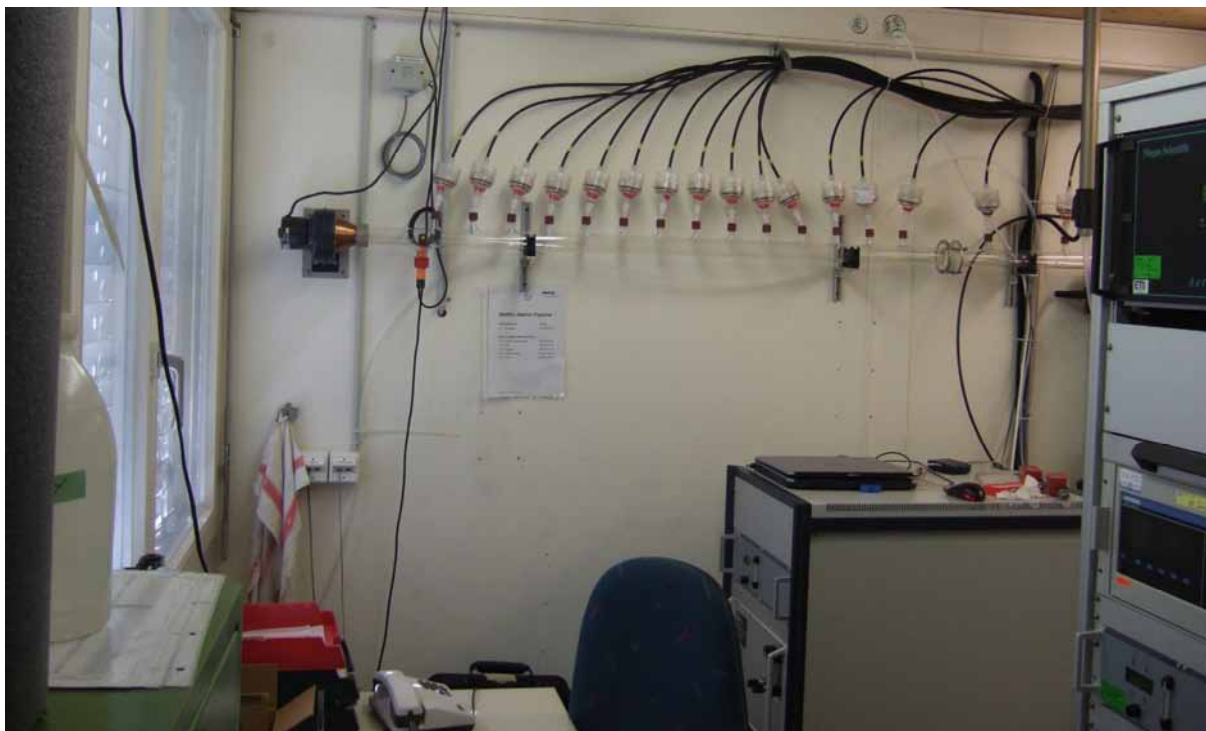
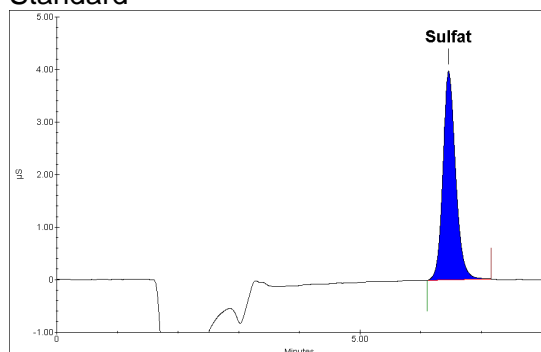


Abb. 3-19: Probenahme Schwefel im Schwebstaub

Chromatographische Bedingungen

	Anionen
Säule:	Dionex AG14A und AS14A
Eluent:	8.0 mM Na ₂ CO ₃ /1.0 mM NaHCO ₃
Fluss:	1 ml/min
Suppressor:	Dionex ASRS-300, 50mA
Injektionsvolumen:	500 µl

Standard



Schwefelfilter- Probe

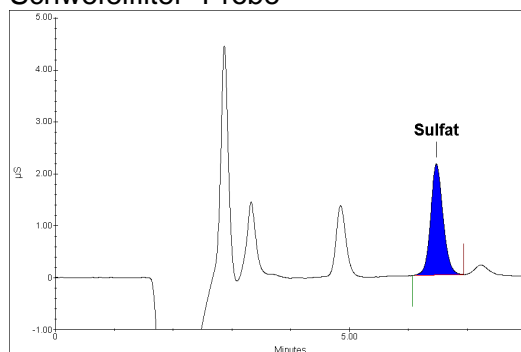


Abb. 3-20: IC-Chromatogramm von Standard und Schwefelfilter-Probe

Kalibration

Zur Kalibration wird eine Standardlösung mit der Konzentration von 1000 mg Sulfat/l verwendet. Zur Überprüfung der Einzelement-Standardlösungen wird bei jeder Analysenserie der Anionen-Mehrelement Standard II mit gemessen (Abb. 3-20). Die Konzentrationen der Gebrauchsstandardlösungen sind:

	Sulfat µg S/l
Standard 1	10
Standard 2	50
Standard 3	200
Standard 4	500

Messunsicherheit

Tagesmittelwert $\pm 0.25 \mu\text{g S/m}^3$

Bestimmungsgrenze

Tagesmittelwert $0.04 \mu\text{g S/m}^3$

Geräte, Material

Reinstwasseranlage	Millipore
16-Kanal-Mehrprobennehmer MPN-16K	Breitfuss
PE-Schlauch, schwarz, d=8 mm	Gressel
Dry-Cal	BIOS
red-y compact meter GCMC4	Vögtlin Instruments AG
Ionenchromatograph DX500	Dionex
SOCOREX Dispenser	FAUST Laborbedarf AG
NILU Filterhalter	NILU
Cellulosefilter Whatman 40, d=47 mm	GE Healthcare Europe GmbH
Polyethylenbeutel	Semadeni
PP-Probenflaschen (Weithals), NALGENE, 125 ml	FAUST Laborbedarf AG

Chemikalien

Natriumcarbonat p.a.	VWR International
Natriumhydrogencarbonat p.a.	VWR International
Sulfat-Standard 1000 mg/l	VWR International
Anionen-Mehrelementstandard II	VWR International

3.9.4 Mineralische Kationen im Schwebstaub

Messprinzip

Die Kationen Na^+ , K^+ , Mg^{2+} und Ca^{2+} werden auf den Filtern, die zur Bestimmung der Summe von Ammoniak und Ammonium gesammelt werden (siehe Kapitel 3.12.2.), analysiert.

Probenahme

siehe Kapitel 3.12.2.

Probenvorbereitung

siehe Kapitel 3.12.1.

Geräte, Material

siehe Kapitel 3.12.1.

Chemikalien

siehe Kapitel 3.12.2.

Chromatographische Bedingungen und Kalibration

Siehe Kapitel 3.11.3. unter Kationen.

Messunsicherheit

Tagesmittelwert	Natrium	15% (mind. BG)
	Kalium	15% (mind. BG)
	Magnesium	15% (mind. BG)
	Calcium	15% (mind. BG)

(BG = Bestimmungsgrenze)

Bestimmungsgrenze

Tagesmittelwert	Natrium	0.10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
	Kalium	0.04 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
	Magnesium	0.024 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
	Calcium	0.14 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

3.9.5. Radiometrische Feinstaubmessung (Betameter)

Probenahme

Für die Probenahme wird an allen Standorten eine PM10-Probenahmesonde verwendet. Am Standort Härkingen wird auch die PM1-Feinstaubkonzentration gemessen (PM1_{kont.}).

Messprinzip

Das Staubmessgerät FH 62 I-R (Abb. 3-21) dient zur kontinuierlichen Bestimmung der Massenkonzentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) des Feinstaubes in der Luft.

Das Staubmessgerät nutzt das radiometrische Prinzip der Beta-Strahlenabsorption mit einem Zwei-Strahl-Kompensationsverfahren. Durch dieses Verfahren wird eine sehr hohe Messstabilität erreicht, da zu jedem Messwert gleichzeitig ein Referenzwert in einer separaten Messstrecke ermittelt wird. Diese Referenz-Messstrecke ist mit der eigentlichen Messstrecke physikalisch so verbunden, dass sich auftretende Temperatur- und Druckschwankungen auf beiden Messstrecken gleich auswirken.

Die automatische Staubkonzentrationsmessung kann durch Wasserkondensation aus der angesaugten Probeluft gestört werden. Ohne zusätzliche Heizung kann bei hohen Aussentemperaturen und/oder hoher relativer Luftfeuchtigkeit Wasser im Probenahmesystem auftreten, wenn das Staubmessgerät in klimatisierten Räumen mit einer niedrigeren Temperatur als aussen betrieben wird. Aus diesem Grund wird das Staubmessgerät mit einem beheizten Probenahmerohr (35°C) betrieben.

Nach dem Passieren eines PM10-Vorabscheiders wird die angesaugte Staubfraktion auf einem Filterband abgeschieden. Der Luftdurchsatz beträgt 1 m³/h.

Die Beta-Strahlerquelle (Krypton-85) ist so angeordnet, dass der Strahlengang in zwei Strahlenbündel aufgeteilt wird. Ein Strahlenbündel durchläuft die Messstrecke und das andere die Kompensationsmessstrecke. Die Kompensationsstrecke dient zum Ausgleich von verschiedenen Einflussfaktoren während der Messung.

Das FH 62 I-R enthält eine sehr empfindliche radiometrische Mikrowaage, mit der die Feinstaubmasse kontinuierlich gemessen wird. Die sich aufbauende Staubschicht schwächt die Intensität des Beta-Strahls auf der Messstrecke ab. Bei der Berechnung der Staubkonzentration wird der durch eine Blende exakt gemessene Luftdurchsatz berücksichtigt.

Kalibration

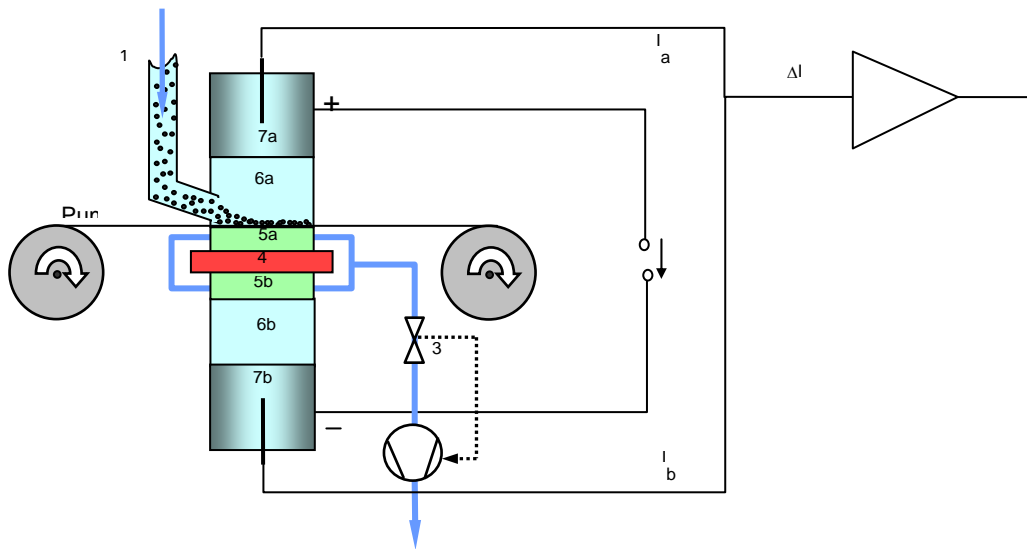
Kalibration der Masse: Die Kalibration erfolgt durch Wägung von bestaubten Filterstreifen oder mit Hilfe von einem Basisjustierfoliensatz. Die Kalibrierfolien mit Quarzstaub (SiO₂) haben eine definierte Massenbelegung. Die Betameter-Messwerte werden mit parallel durchgeführten gravimetrischen Feinstaubmessungen verglichen.

Kalibration der Blende: Mit einem Volumenstrom-Vergleichsmessgerät wird der Luftdurchsatz bestimmt und im Gerät eingegeben.

Kalibration der Temperatur- und Drucksensoren: Die Kalibrierung der Temperatur- und Druck-Sensoren wird vorgenommen, indem der von einem Referenzgerät angezeigte Wert eingegeben wird. Für die Temperatursensoren und das Barometer genügt ein Messpunkt. Bei den beiden Differenzdrucksensoren der Durchsatzmessung ist der Abgleich von Nullpunkt und Steigung (Messpunkt) erforderlich.

Querempfindlichkeit:

Es gibt eine Querempfindlichkeit auf Feuchte, diese kann durch eine Sondenbeheizung verringert werden, wodurch allerdings Verluste bei den leichtflüchtigen Verbindungen auftreten können.



- | | | |
|--------------------|---------------------------|------------------------------------|
| 1 Einlaufstrecke | 5a Absaugkammerplatte | 5b Kompensationskammer 1 |
| 2 Filterband | 6a Bestäubungskammer | 6b Kompensationskammer 2 |
| 3 Durchsatzmessung | 7a Mess-Ionisationskammer | 7b Kompensations-Ionisationskammer |
| 4 Beta-Quelle | | |

Abb. 3-21: Schematischer Geräteaufbau eines Staubmessgerätes FH 62 I-R

3.9.6. Feinstaubmessung (TEOM FDMS)

An insgesamt 9 Stationen wird das Staubmessgerät TEOM FDMS 8500 (Abb. 3-22) zur kontinuierlichen Bestimmung der Massenkonzentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) des Feinstaubes in der Luft eingesetzt (siehe Anhang C5).

Probenahme

Für die Probenahme wird an allen Standorten eine PM10-Probenahmesonde verwendet.

Messprinzip

Beim TEOM FDMS 8500 (Tapered Element Oscillating Microbalance, Filter Dynamics Measurement System; Thermo Scientific) wird die auf einem Glasfaser-Filter abgeschiedene Partikelmasse durch Messung der Änderung der Frequenz des oszillierenden Filters bestimmt. Der oszillierende Filter (austauschbar) befindet sich an der Spitze eines sich nach oben verengenden Röhrchens (tapered element) durch das die Luft mit einem konstanten Volumen-

strom von 3.0 l/min durch den Filter gesaugt wird. Die Schwingung des Filters wird durch einen Rückkoppel-Mechanismus, der die Schwingungsfrequenz optisch vermisst und über ein elektrisches Wechselfeld anregt, aufrechterhalten. Der oszillierende Filter verhält sich wie ein Pendel und daher besteht ein Zusammenhang zwischen der Schwingungsfrequenz des Filters und der Masse des Filters. Mit zunehmender Masse des oszillierenden Filters nimmt die Schwingungsfrequenz ab. Aus der gemessenen Frequenzänderung lässt sich die abgetrennte Partikelmasse bestimmen.

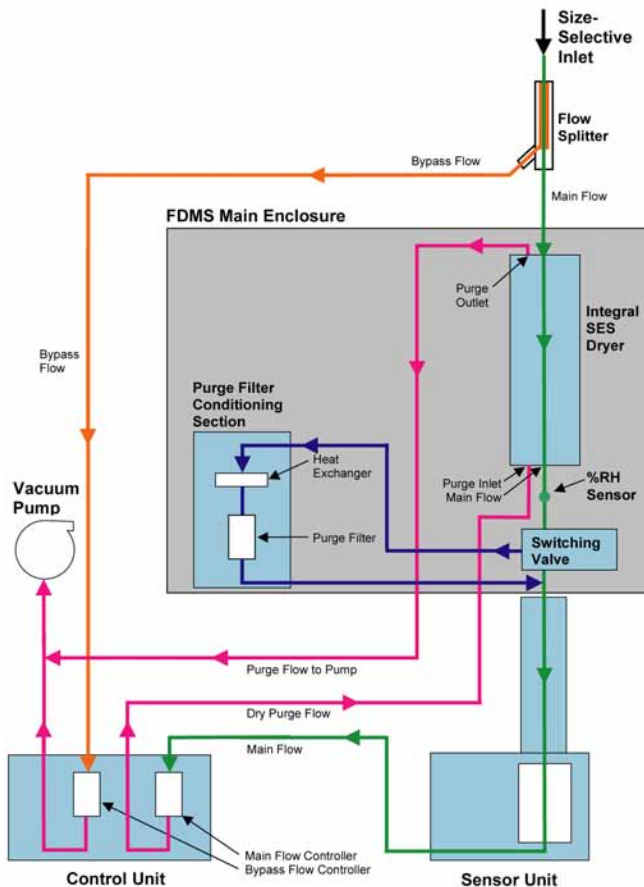


Abb. 3-22: Schematischer Geräteaufbau TEOM FDMS (Thermo Scientific)

Ein schematischer Geräteaufbau zeigt Abbildung 3-22. Das Gerät besteht aus einer Sensor-Einheit, einer Control-Einheit, einer FDMS-Einheit und einer Pumpe. Die Sensor-Einheit enthält das schwingende Filterelement und die Rückkoppel-elektronik, die Control-Einheit beinhaltet die Durchflussregelung, die Steuerelektronik und die Auswerteeinheit. Das Messfilter des TEOM muss auf einer konstanten Temperatur gehalten werden (Betriebstemperatur 30°C), da die Schwingungsfrequenz des TEOM temperaturabhängig ist. Von dem thermostatisierten Messfilter können leichter flüchtige Bestandteile des gesammelten Feinstaubes verloren gehen, wodurch die Messung systematisch verfälscht wird (negative Filterartefakte). Die FDMS-Einheit ermöglicht die Korrektur von Filterartefakten. In der FDMS-Einheit wird das Probegas mit einem Permeationstrockner getrocknet, mit einem Umschaltventil wird zwischen zwei Messzyklen hin- und her geschaltet. Im Messzyklus 1 wird die Probeluft direkt durch das Messfilter gesaugt und es kommt zur Abscheidung von Feinstaub. Nach einer Zyklusdauer von 6 min wird auf den Messzyklus 2 umgeschaltet, dabei wird die Messluft

über ein auf 4°C gekühltes Filter geleitet, wo alle Partikel abgeschieden werden. Die partikel-freie Luft wird dann durch das Messfilter gesaugt, während dieser Zeit können Desorptionsprozesse leichtflüchtiger Stoffe durch Gewichtsabnahme auf dem Filter detektiert werden. Filterartefakte und instrumentell bedingte Frequenzänderungen werden eliminiert und der leichtflüchtige Anteil der Partikelmasse wird mitbestimmt (Annahme: beim Sammeln und beim Spülen mit gereinigter Luft verflüchtigt sich der gleiche Anteil an Inhaltsstoffen mit der jeweils gleichen Rate). Aus den Resultaten der beiden Messzyklen wird die Partikelmasse der Probeluft quasikontinuierlich alle 6 min berechnet.

Kalibration

Kalibration der Masse: Es wird keine regelmässige Kalibration der Masse durchgeführt. Die TEOM FDMS-Messwerte werden mit parallel durchgeführten gravimetrischen Feinstaubmessungen verglichen.

Kalibration Fluss: wie Betameter

Kalibration Temperatur und Druck: wie Betameter

3.9.7. Partikelanzahl

An den Standorten Basel, Bern, Härkingen und Lugano wird seit 2003 und am Standort Rigi seit 2007 die Partikelanzahl bestimmt. An den Standorten Basel, Härkingen und Rigi werden Kondensationskernzähler (CPC) des Typs TSI 3775A eingesetzt, an den anderen Stationen werden CPC's vom Typ TSI 3022A verwendet. Während 4 Jahren (2003 – 2006) wurde auch am Standort Chaumont die Partikelanzahl gemessen.

Messprinzip

Die angesaugte Probeluft wird zunächst durch eine butanoldampfgesättigte Kammer geleitet, dabei kondensiert Butanol auf den durchgeleiteten Partikeln. Die Kondensation bewirkt die Vergrösserung der Partikel auf eine optisch erfassbare Grösse. Die Zählung der Partikel erfolgt bis zu einer Konzentration von 10 000 Partikel/cm³ im Einzelzählmodus (bis 50 000 Partikel/cm³ beim TSI 3775), bei höheren Konzentrationen durch Messung der gesamten Streulichtintensität und Umrechnung auf Partikelkonzentrationen mit Hilfe einer Kalibrierfunktion (photometrischer Modus). Ausser an den Stationen Rigi und Basel wird an allen Stationen die Probeluft mit Hilfe einer speziellen Verdünnungseinheit aufbereitet (Abb. 3-23). An den Standorten Bern und Härkingen beträgt das Verdünnungsverhältnis 1:20, am Standort Lugano 1:10. Eine geeignete Probenaufbereitung ist notwendig, da erhöhte Partikelkonzentrationen und/oder hohe absolute Luftfeuchten den Wartungsaufwand erhöhen bzw. Messausfälle verstärkt auftreten. Ein weiterer wichtiger Vorteil der Verdünnung ist, dass die Geräte so weitestgehend im Einzelzählmodus betrieben werden können.

Kalibration

Kalibration Partikelanzahl: Für Partikelanzahlkonzentrationen gibt es keine Referenzmaterialien, welche zur Kalibration der Messeräte eingesetzt werden könnten. Das NABEL unterhält daher ein Referenz-Kondensationskernzähler, dieser wird jährlich beim METAS kalibriert. Die auf den Stationen eingesetzten Messgeräte werden wiederum jährlich, bzw. vor und nach Gerätereperaturen oder Geräterevisionen mit dem Referenzgerät verglichen.

Kalibration Fluss, auch Verdünnung: Mit einem Volumenstrom-Vergleichsmessgerät werden die Flüsse alle zwei Wochen bestimmt.

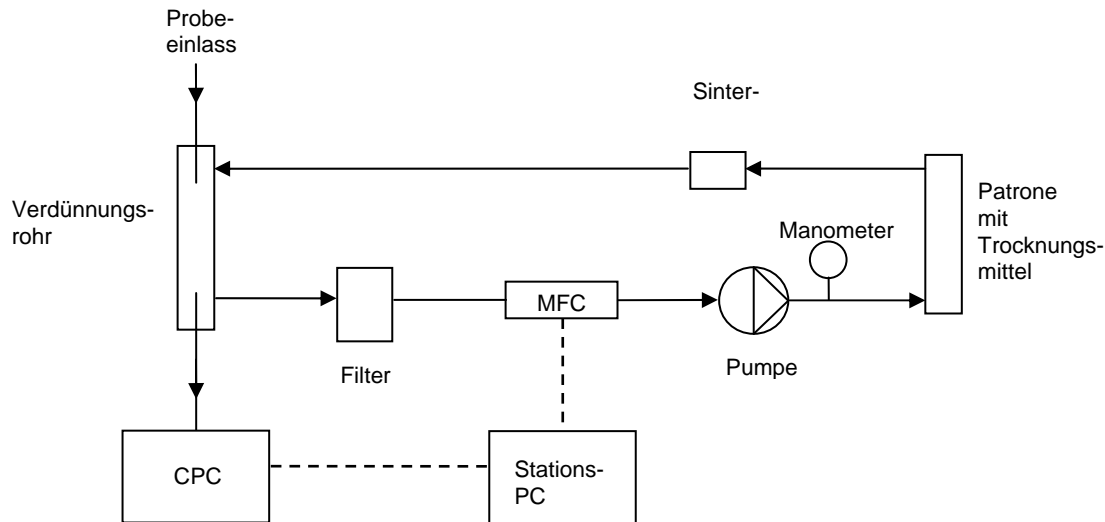


Abb. 3-23: CPC-Verdünnungseinheit

3.9.8. Partikelgrößenverteilung

Seit Januar 2005 wird an der Station Härkingen und seit Juni 2006 in Zürich ein SMPS (Scanning Mobility Particle Sizer) des Typs TSI 3034 betrieben.

Messprinzip

Dieses Online-Messsystem zur Ermittlung der Partikelgrößenverteilung basiert auf der Klassierung der feinen und ultrafeinen Partikel mit einem Mobilitätsanalysator (DMA) und anschließender Zählung der Partikel mit einem Kondensationskernzähler (CPC). Das SMPS-System ermöglicht eine automatisierte Messung der Partikelgrößenverteilung im Größenbereich von ca. 10 – 487 nm bis zu einer totalen Konzentration von 10^7 Partikel /cm³.

Kalibration

Kalibration Partikelgrößenverteilung: Wie bei der Partikelanzahlkonzentration, so stehen auch für die Messung von Partikelgrößenverteilungen keine Referenzmaterialien zur Verfügung. Eine Kalibration ist daher nicht möglich. Das NABEL unterhält im Labor ein SMPS Messsystem (Referenz-Messsystem), welches beim METAS im Rahmen von so genannten Kalibrierworkshops mit anderen Messsystemen verglichen wird. Die auf den Stationen eingesetzten Messgeräte werden regelmässig im Labor mit dem Referenz-Messsystem verglichen.

Flusskontrolle: Mit einem Volumenstrom-Vergleichsmessgerät wird der Luftdurchsatz alle zwei Wochen bestimmt.

3.9.9. OC/EC

An zwei Messstationen (Payerne und Rigi) wird die Konzentration von organischem (OC) und elementarem Kohlenstoff (EC) in PM_{2.5} mit einem semi-kontinuierlichen OCEC Analytator der Firma Sunset Labs (Portland, OR) gemessen.

Messprinzip

Das Messprinzip beruht auf dem thermo-chemischen Verfahren mit optischer Korrektur für die pyrolytische Umwandlung von organischem Kohlenstoff in elementaren Kohlenstoff. Während 150 Minuten wird PM_{2.5} auf einem Quarzfaserfilter gesammelt. Das Filter wird dabei von einem Diodenlaser durchstrahlt und die Änderung der Lichttransmission durch das Filter wird als Minutenwert erfasst. Nach Ablauf der Sammelzeit wird das Filter mit Helium gespült und in mehreren Temperaturstufen bis auf 850°C aufgeheizt. Die thermisch verflüchtigten Verbindungen werden über einen geheizten MnO₂-Katalysator geleitet, wobei organische Verbindungen vollständig zu CO₂ oxidiert werden. Das gebildete CO₂ wird mit einem NDIR-Detektor gemessen. Anschliessend wird das Filter wieder abgekühlt. In einem zweiten Schritt wird das Filter unter einer oxidierenden Atmosphäre (He/O₂-Gemisch) erneut in mehreren Temperaturstufen aufgeheizt.

Aus der Menge CO₂ die beim Aufheizen unter Helium gebildet wird, kann die Konzentration des organisch gebundenen Kohlenstoffes bestimmt werden. Entsprechend wird die EC Konzentration aus der Menge CO₂ bestimmt, welche beim Aufheizen unter der oxidierenden Atmosphäre gebildet wird. Am Ende jeder Analyse wird das Instrument mit Methan kalibriert.

Bei der Bestimmung von OC kann ein Teil der organischen Verbindungen pyrolytisch in elementaren Kohlenstoff umgewandelt werden. Der Anteil des pyrolytisch gebildeten Kohlenstoffes (PC) sollte bestimmt und dem OC-Wert zugerechnet werden. Dies wird durch die Messung der Lichttransmission durch das Filter während der Analyse erreicht. Durch die pyrolytische Umwandlung während der OC-Bestimmung kann die Lichttransmission abnehmen (das Filter wird schwärzer). Bei der Bestimmung von EC nimmt die Lichttransmission anschliessend aufgrund der Oxidation von elementarem Kohlenstoff wieder zu. Der pyrolytisch gebildete Kohlenstoff entspricht der Menge Kohlenstoff die oxidiert wird, bis das Filter wieder die gleiche Lichttransmission wie zu Beginn der Analyse aufweist.

Der Analysezyklus inklusive interner Kalibration etwa 20 Minuten, so dass das Instrument nach 3 Stunden wieder für die Probenahme bereit ist.

3.9.10. BC (Black carbon)

MAAP (Multi Angle Absorption Photometer)

An den Standorten Härkingen (Start Februar 2007), Bern (Start Mai 2007), Lugano (Start November 2007), Basel (Start Februar 2008) und Dübendorf (Start Juli 2009) werden kontinuierlich die Menge von graphitähnlichem Kohlenstoff (BC) mit Hilfe eines optischen Messverfahrens gemessen. Für die Probenahme wird an allen Standorten eine PM₁-Probenahmesonde verwendet.

Messprinzip

Der Russmonitor CARUSSO Model 5012 MAAP (Multi Angle Absorption Photometer, Thermo Electron Corporation) dient zur kontinuierlichen Messung der Menge von BC (black carbon) in der Aussenluft. Das Mehrwinkel-Photometer-Verfahren basiert auf einer Kombination aus der Reflektometer- Methode unter bestimmten Streuwinkeln und der Transmissionsmessung.

Auf einem Glasfaser-Filterband wird kontinuierlich Aerosol gesammelt und analysiert. Der Russmonitor verfügt über eine druck- und temperaturkompensierte Luftdurchsatz-Messsonde, die es erlaubt, den Volumenstrom auf aktuelle Bedingungen bezogen zu regeln. Die Lichtquelle (670 nm) des Monitors, sowie die Detektoren für die Streulichtmessung befinden sich oberhalb des Filters, der Detektor für die Transmissionsmessung unterhalb des Filterbandes (Abb. 3-24). Mit der Transmissionsmessung wird die BC-Konzentration des gesammelten Aerosols gemessen, wobei diese mit Hilfe der Streulichtmessungen (Streulichtwinkel $\Theta_1 = 130^\circ$, Streulichtwinkel $\Theta_2 = 165^\circ$) um die Streuteile korrigiert wird.

Nachweisgrenze: 10 min-Wert: 70 ng/m^3

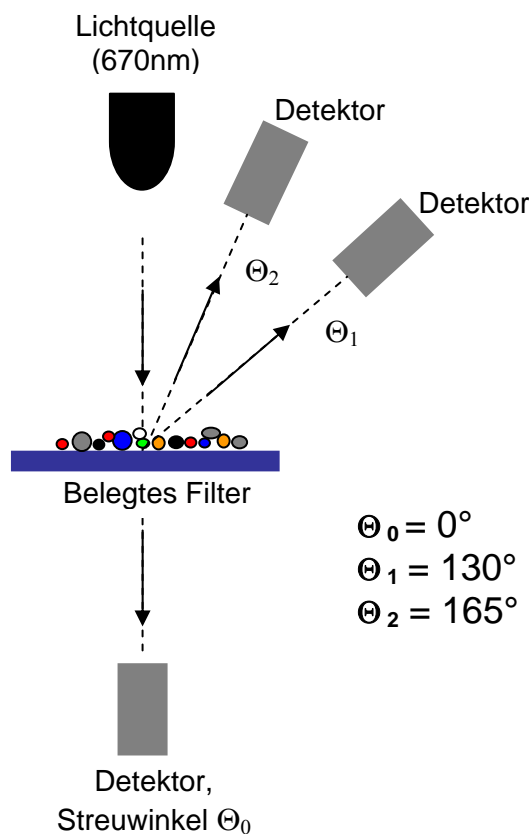


Abb. 3-24: Schematischer Geräteaufbau eines Russmonitor CARUSSO/MAAP5012

Kalibrierung

Periodisch wird eine Kalibrierung der Temperatur- und Drucksensoren, sowie des Luftdurchsatzes durchgeführt. Die gemessenen BC-Konzentrationen sind direkt abhängig vom verwendeten Absorptionsquerschnitt σ_{abs} (momentan wird der spezifische Absorptionsquerschnitt σ_{abs} von $6.6 \text{ m}^2/\text{g}$; Standardeinstellung Russmonitor verwendet) und daher werden die

MAAP-Daten zurzeit periodisch mit thermochemischen EC-Werten verglichen und die Daten entsprechend umgerechnet (siehe Anhang A4).

Querempfindlichkeit

BC Messungen haben den Nachteil, dass die Lichtabsorption nicht nur von der Menge an graphitähnlichem Kohlenstoff abhängt, sondern allgemein von den optischen Eigenschaften des Feinstaubes. Je nach Anteil von anderen Licht absorbierenden Inhaltsstoffen im Feinstaub können sich die BC Messwerte an verschiedenen Standorten unterscheiden, auch wenn die Feinstaubproben beider Standorte die gleichen Mengen an graphitähnlichem Kohlenstoff aufweisen. Um diese Abhängigkeiten zu korrigieren werden die kontinuierlichen BC-Messungen periodisch mit parallel durchgeführten EC-Messungen verglichen und mit Hilfe der ermittelten Abhängigkeit umgerechnet (siehe Anhang A4). Die EC Bestimmungen erfolgen mittels einer thermochemischen Analyse (Sunset Labs OC/EC Analyzer) von Feinstaub-Tagesproben.

Aethalometer

An den Standorten Magadino und Payerne wird seit März 2008 kontinuierlich die Menge von graphitähnlichem Kohlenstoff (BC) mit Hilfe eines optischen Messverfahrens (Aethalometer AE 31) gemessen.

Messprinzip

Der Russmonitor Aethalometer AE 31 (Magee Scientific Company) dient zur kontinuierlichen Messung der Menge von BC (black carbon) in der Aussenluft, basierend auf dem Funktionsprinzip der Licht-Transmissionsmessung durch einen Filter bei einer oder mehreren Wellenlängen.

Auf einem Quarzfaser-Filterband wird kontinuierlich Aerosol gesammelt und analysiert.

Die physikalischen Grundlagen für die Bestimmung der Lichtabsorption werden durch das Lambert-Beersche Gesetz beschrieben. Aus der Abschwächung des Lichtes beim Durchgang durch den belegten Filter wird die Menge an Black Carbon (BC) auf dem Filter und mit Hilfe des Volumenstroms und der Fläche des Filter-Spots dann die BC Konzentration in der Aussenluft berechnet. Die Messung wird beeinflusst durch Mehrfachstreuung des Lichtes an den Filterfasern, durch Streuung an grossen Partikeln und die Menge an Feinstaub die auf dem Filter ist, sowie durch Streuung an Partikeln die nicht aus BC bestehen. Da der gemessene Absorptionskoeffizient nicht mit dem Absorptionskoeffizienten des Feinstaubes (b_{abs}) übereinstimmt sind für eine quantitative Bestimmung von BC Korrekturen und Annahmen (σ_{abs}) notwendig. Korrekturen und σ_{abs} hängen von der Beschaffenheit des Feinstaubes und damit einerseits vom Standort und andererseits von der Jahreszeit ab.

$$BC = \frac{b_{abs}}{\sigma_{abs}}$$

BC	=	Black Carbon [g/m ³]
b_{abs}	=	Absorptionskoeffizient des Feinstaubes [1/m]
σ_{abs}	=	spezifischer Absorptionsquerschnitt des Feinstaubes, Wellenlängenabhängig [m ² /g]

Die Lichtquelle des Monitors umfasst 7 verschiedene Wellenlängen im Bereich von 370 nm bis 950 nm und sie befindet sich oberhalb des Filters, die beiden Detektoren für die Trans-

missionsmessung von belegtem und unbelegtem Filter befinden sich unterhalb des Filterbandes (Abb. 3-25).

Nachweisgrenze: 10 min-Wert: 400 ng/m³

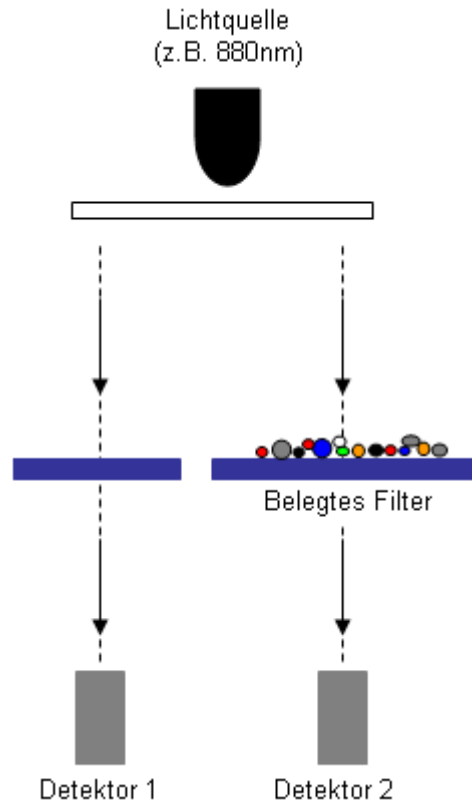


Abb. 3-25: Schematischer Geräteaufbau eines Russmonitor Magee Aethalometer AE31

Kalibrierung

Alle 6 Monate wird eine Kalibrierung des Luftdurchsatzes durchgeführt.

Der verwendete spezifische Absorptionsquerschnitt von Russ $\sigma_{\text{abs}, 880\text{nm}}$ von 16.6 m²/g (Standardeinstellung Russmonitor, 'Magee BC' calibration) bestimmt direkt die gemessenen Konzentrationen, daher werden Aethalometer Daten der Wellenlänge 880 nm zurzeit periodisch mit thermochemischen EC-Werten verglichen und die Daten entsprechend korrigiert (siehe Anhang A4).

Querempfindlichkeit

BC Messungen haben den Nachteil, dass die Lichtabsorption nicht nur von der Menge an graphitähnlichen Kohlenstoff abhängt, sondern allgemein von den optischen Eigenschaften des Feinstaubes. Je nach Anteil von anderen Licht absorbierenden Inhaltsstoffen im Feinstaub können sich die BC Messwerte an verschiedenen Standorten unterscheiden, auch wenn die Feinstaubproben beider Standorte die gleichen Mengen an graphitähnlichem Kohlenstoff aufweisen. Um diese Abhängigkeiten zu korrigieren werden die kontinuierlichen BC-Messungen periodisch mit parallel durchgeführten EC-Messungen verglichen und mit Hilfe der ermittelten Abhängigkeit umgerechnet. Die EC Bestimmungen erfolgen mittels einer thermochemischen Analyse (Sunset Labs OC/EC Analyzer) von Feinstaub-Tagesproben.

3.10. Staubniederschlag

Zur Erfassung des Staubniederschlags und seiner Inhaltsstoffe, vor allem Schwermetalle, wird die Bergerhoffmethode nach VDI. 2119 Bl. 2^[12] angewendet.

Messprinzip

Während eines Monats werden in Bergerhofftöpfen der nasse und trockene Niederschlag (Gesamtdeposition) gesammelt. Nach dem Eindampfen wird aus dem Rückstand die Staubniederschlagsmenge gravimetrisch ermittelt.

Probenahme

Alle Glaswaren werden in einer Dampfreinigungsanlage mit Salpetersäuredampf gereinigt und anschliessend vor dem Gebrauch mit Reinstwasser gespült. Die als Sammelgefässe verwendeten Polypropylengefässe und die zugehörigen Deckel werden vor dem ersten Gebrauch in HNO₃ (ca. 10 %) eingelegt und danach ebenfalls mit Reinstwasser gespült.

Da auch Kunststofföpfe, wenn diese mit Niederschlag halbvoll gefüllt sind, bei strengem Frost bersten können, werden während der Wintermonate (Oktober – März) 200 ml Frostschutzlösung aus 1-Methoxy-2-propanol mit Wasser (1:4) in den Gefässen vorgelegt. Vergleichsmessungen haben gezeigt, dass keine signifikanten Unterschiede zwischen den Probenahmen mit oder ohne Frostschutzmittel bestehen.

Aufarbeitung

Die während eines Monats exponierten Kunststofföpfe werden für den Transport mit einem Kunststoffdeckel verschlossen. Im Labor wird die Probe bis fast zur Trockene eingedampft und anschliessend über ein Kunststoffsieb, um Insekten, Tannennadeln und andere Grobbestandteile zu entfernen, in tarierte Glasröhren transferiert. Nach dem Eindampfen bis zur Trockene und Konditionieren bei 22°C/50 % rel. Feuchte wird der Staubniederschlag gravimetrisch bestimmt.

Routinemässig werden Blindwerte von Bergerhoffproben mitanalysiert. Dazu werden Reinstwasserproben wie exponierte Proben behandelt und durch die ganze Aufarbeitungs- und Analysenprozedur mitgeführt.

Detaillierte Angaben zur Bergerhoffmethode sind bei Gehrig et al.^[13] zu finden.

Kalibration

Die Waage wird vor Gebrauch mit dem internen Kalibriergewicht kalibriert. Zusätzlich wird die Waage mit einem Referenzgewicht von 100 g vor jeder Messserie überprüft.

Messunsicherheit für den gesamten Staubniederschlag^[13]

Monatsmittelwert (Doppelbestimmung)	± 22 mg/(m ² Tag)
Jahresmittelwert (Doppelbestimmung)	± 7 mg/(m ² Tag)

Bestimmungsgrenze für den gesamten Staubniederschlag^[13]

Monatsmittelwert (Doppelbestimmung)	7 mg/(m ² Tag)
Jahresmittelwert (Doppelbestimmung)	2 mg/(m ² Tag)

Geräte, Material

Reinstwasseranlage	Millipore
Polypropylentöpfe (d=10cm, h=15cm) mit Polyethylendeckeln	Brac
Bergerhoff - Körbe (rostfreier Stahl)	Koneth
Wasserbad	Salvis
Trockenschrank	Salvis
Tecator Eindampf- und Aufschlussapparatur	(nicht mehr erhältlich)
Proberohre zu Tecator	Glasbläserei Möller
Waage XP 205 mit Antistatic Kit	Mettler
Referenzgewicht F1 100 g	Mettler
Schwermetallfreier Kunststoffschaber	Starkermann und Empa
Schwermetallfreies Kunststoffsieb	unbekannt
Klimaraum $22 \pm 2 \text{ °C}$ / $50 \pm 5\%$ rel. Feuchte	Empa

Chemikalien

Salpetersäure p.a. 65 % (Aufschluss)	VWR International
Salpetersäure suprapur 65 % (Reinigung)	VWR International
1-Methoxy-2-propanol	VWR International

3.10.1. Metalle im Staubniederschlag

Die mit der Bergerhoffmethode erhaltenen Monatsproben werden für jede Station quartalsweise vereinigt und aufgeschlossen. In dieser Lösung werden Blei (Pb), Cadmium (Cd), Zink (Zn), Thallium (Tl), Kupfer (Cu), Arsen (As) und Nickel (Ni) quantitativ bestimmt. Seit dem Januar 1996 werden die Staubniederschlagsproben im NABEL-Messnetz nicht mehr mit der Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) gemessen, sondern wie die Metalle im Feinstaub mit ICP-MS quantitativ analysiert.

Probenahme

Die Probenahme erfolgt wie oben beschrieben in Bergerhofftöpfen aus Polypropylen. Aus 3 Monatsproben wird jeweils eine Quartalsprobe gebildet, welche analysiert wird. Aus dem Mittelwert der vier Quartalsproben resultiert der Jahresmittelwert.

Aufschluss

Die Quartalsproben werden mit 40 ml Salpetersäure (32 %) versetzt und bis fast zur Trockene eingengt. Diese Aufschlusslösung wird nach Abkühlen mit Salpetersäure (1 %) versetzt und quantitativ in einen Messkolben überführt. Das Volumen der Messkolben (50 ml bis 250 ml) richtet sich nach den Metallkonzentrationen der betreffenden Proben. Alle zur Analytik verwendeten Glaswaren werden in einer Dampfreinigungsapparatur mit Salpetersäure gereinigt. Die Probenvials aus Kunststoff werden mit 1% Salpetersäure eluiert.

Analyse

Die Proben werden für ca. 12 Stunden stehen gelassen, damit sich nicht aufgeschlossene Partikel absetzen können. Von der überstehenden Lösung wird ein Aliquot entnommen, entsprechend verdünnt und mit interner Standardlösung versetzt. Die Analyse erfolgt dann mit ICP-MS.

Die folgenden Isotope werden quantifiziert:

^{64}Zn , ^{66}Zn , ^{67}Zn , ^{68}Zn

^{111}Cd , ^{114}Cd

^{206}Pb , ^{208}Pb

^{205}Tl

^{63}Cu , ^{65}Cu

^{75}As

^{60}Ni

^{187}Re wird als interner Standard zur Kontrolle des Analysensystems verwendet

Messprinzip ICP-MS und Kalibration

siehe Kapitel 3.9.2.

Messunsicherheit

Jahresmittelwert	Cadmium	± 0.2	µg/(m ² Tag)
	Blei	± 2	µg/(m ² Tag)
	Thallium	± 0.005	µg/(m ² Tag)
	Zink	± 6	µg/(m ² Tag)
	Kupfer	± 2	µg/(m ² Tag)
	Arsen	± 0.1	µg/(m ² Tag)
	Nickel	± 0.6	µg/(m ² Tag)
	(Doppelbestimmung)		

Bestimmungsgrenze

	Cadmium	0.01	µg/(m ² Tag)
	Blei	0.1	µg/(m ² Tag)
	Thallium	0.002	µg/(m ² Tag)
	Zink	2.5	µg/(m ² Tag)
	Kupfer	0.2	µg/(m ² Tag)
	Arsen	0.02	µg/(m ² Tag)
	Nickel	0.2	µg/(m ² Tag)
	(Doppelbestimmung)		

3.11. Regeninhaltsstoffe

Messprinzip

Zur Bestimmung der Regeninhaltsstoffe wird nur die nasse Deposition gesammelt. Im Labor wird die Menge des gesammelten Niederschlags volumetrisch bestimmt sowie der pH- Wert und die Leitfähigkeit gemessen. Die Konzentration der folgenden Ionen, Chlorid, Nitrat, Sulfat, Natrium, Ammonium, Kalium, Magnesium und Calcium, wird mittels Ionenchromatographie bestimmt.

Probenahme

Um die Regeninhaltsstoffe analytisch bestimmen zu können, ist es ausserordentlich wichtig, dass die Regenproben nicht kontaminiert werden und dass die Bestimmung nicht durch Fremdfaktoren gestört wird. Der verwendete Regensammler vom Typ DRA-92HK ist ein sogenannter Wet-only-Sammler (Abb. 3-26). Bei dieser Methode handelt es sich um eine Probenahme, bei der sich das Sammelgefäss nur bei Regen öffnet. Dadurch wird vermieden, dass auch trockener Staubbiederschlag in den Sammler gelangt. Das Öffnen und Schliessen des Sammeltrichters wird durch einen Regensensor gesteuert.

Um die Blindwerte möglichst tief zu halten, wird der Sammeltrichter monatlich mit Reinstwasser und einer Nylonbürste gereinigt. Die Probenflaschen werden vor jedem Gebrauch mit Reinstwasser gespült. Damit sich die Proben zwischen Probenahme und Analyse nicht verändern, werden Regensammler und Transportbehälter gekühlt (4 - 8°C). Nach dem Transport der Proben ins Labor wird die Niederschlagsmenge bestimmt und anschliessend werden die Proben tiefgekühlt (-20 °C) oder bei kürzerer Lagerzeit im Kühlschrank bei 4 °C aufbewahrt.



Abb. 3-26: Probenahme mit Regensammler

Alle Teile des Regensammlers, die mit dem Niederschlag in Berührung kommen, sind aus Teflon. Die Sammelflaschen bestehen aus Polypropylen. Die Proben werden für die Analysen im Labor in 250 ml Polyethylenflaschen umgefüllt.

Das Probenahmegefäss wird um Mitternacht automatisch gewechselt, wenn pro Probenahmeintervall (Tag bzw. Woche) mehr als 5 Minuten Niederschlag registriert wurden.

Tagesprobenahme (0-24 Uhr): PAY, RIG

Wochenprobenahme (Montag 0 Uhr – Sonntag 24 Uhr): CHA, DUE, MAG.

Der Regensammler hat eine Kapazität von 32 Fläschchen à 250 ml (1 Fläschchen entspricht ca. 4 mm Niederschlag).

Geräte, Material

DRA-92 HK Regensammler mit geheiztem Niederschlagsfühler	Digitel
Regensensor	Digitel
Polypropylen- und Polyethylenfläschchen	Semadeni

3.11.1. Bestimmung des pH- Wertes

Um die geringe Ionenstärke der Regenproben zu erhöhen, wird den unfiltrierten Proben das Reagenz pHisa (100 µl/10 ml Regenprobe) zugegeben. Dadurch wird die Ionenstärke der Proben derjenigen der verwendeten Pufferlösungen angeglichen ohne den pH-Wert zu beeinflussen. Die Messwerte werden auf 25 °C bezogen.

Kalibration

Das pH-Meter wird vor jeder Messserie mit IUPAC Puffern von pH 7.00 und pH 4.01 kalibriert. Der Zustand der Elektrode wird anhand der Kalibrierparameter (Nullpunkt und Steigung) überprüft. Die IUPAC Puffer werden zusätzlich mit dem ORION Puffer pH 6.97 überprüft.

Messunsicherheit

Tageswert ± 0.04 pH-Einheiten

Geräte

Reinstwasseranlage	Millipore
PHM 220 pH-Meter	IG, Radiometer Analytical SA
PHC 2401 pH-Glaselektrode mit Schlifffdiaphragma	IG, Radiometer Analytical SA
SAC 90 Autosampler	IG, Radiometer Analytical SA
T 901 Temperaturfühler	IG, Radiometer Analytical SA

Chemikalien

IUPAC Puffer pH 7.00	IG, Radiometer Analytical SA
IUPAC Puffer pH 4.01	IG, Radiometer Analytical SA
pHisa Ionic Strength Adjustor	Hügli Labortec
3 M Kaliumchlorid	IG, Radiometer Analytical SA
ORION Puffer pH 6.97	Hügli Labortec

3.11.2. Bestimmung der Leitfähigkeit

Die Leitfähigkeit kann in den unfiltrierten Regenproben ohne Vorbehandlung bestimmt werden. Die Messwerte werden auf 25°C bezogen.

Kalibration

Die Zellkonstante der Leitfähigkeitselektrode wird mit der 84 µS/cm Standard-Lösung überprüft und während der Messung regelmässig kontrolliert. Zusätzlich wird zur Kontrolle eine zertifizierte Kaliumchloridlösung mit einer Leitfähigkeit von ca. 15 µS/cm mitgemessen.

Messunsicherheit

Tagesmittelwert $\pm 2.0 \mu\text{S/cm}$

Geräte

Reinstwasseranlage	Millipore
CDM 230 Leitfähigkeitsmessgerät	IG, Radiometer Analytical SA
CDC 741M3 Leitfähigkeitselektrode	IG, Radiometer Analytical SA
SAC 90 Autosampler	IG, Radiometer Analytical SA
T 901 Temperaturfühler	IG, Radiometer Analytical SA

Chemikalien

Leitfähigkeitsstandard Reagecon, 84 µS/cm	Chemie Braunschweig
Kaliumchloridlösung (nominal 15 µS/cm)	VWR International

3.11.3 Bestimmung der Anionen und Kationen

(Chlorid, Nitrat, Sulfat, Natrium, Ammonium, Kalium, Magnesium und Calcium)

In den Regenproben werden die Anionen und Kationen direkt mit Ionenchromatographie bestimmt.

Probenvorbereitung

Um tiefe Blindwerte zu erhalten, werden alle Glaswaren mit Reinstwasser gespült. Die Proben für die Kationenanalyse werden mit 0.6 mol/l HNO₃ angesäuert (10 µl 0.6mol/l HNO₃ pro 5 ml Probe). Eine im Probenvial integrierte 20 µm Glasfritte filtert die Probe beim Füllen, bevor diese in die Probenschlaufe des Ionenchromatographen gelangt.

Chromatographische Bedingungen

	Anionen	Kationen
Säule:	Dionex AG14A und AS14A	Dionex CG12A und CS12A
Temperatur Säule	30°C	30°C
Eluent:	8.0 mM Na ₂ CO ₃ /1.0 mM NaHCO ₃	20 mM Methansulfonsäure
Fluss:	1 ml/min	1 ml/min
Suppressor:	Dionex ASRS 300, 43mA.	Dionex CSRS-300, 59mA
Temperatur Messzelle	35°C	35°C
Injektionsvol.:	150 µl	100 µl

Kalibration

Zur Kalibration werden Standardlösungen mit einer Konzentration von 1000 mg/l verwendet. Zur Überprüfung der Einzelement-Standardlösungen wird bei jeder Analysenserie der Anionen-Mehrelementstandard II bzw. der Six-Cation II Standard mitgemessen (Abb. 3-27 und Abb.3-28).

Die Konzentrationen der Gebrauchsstandardlösungen sind:

	Anionen			Kationen				
	Chlorid mg/l	Nitrat mg/l	Sulfat mg/l	Natrium mg/l	Ammonium mg/l	Kalium mg/l	Magnesium mg/l	Calcium mg/l
Standard 1	0.1	0.2	0.2	0.2	0.2	0.02	0.02	0.1
Standard 2	0.25	0.5	0.5	0.5	0.5	0.05	0.05	0.25
Standard 3	0.5	1	1	1	1	0.1	0.1	0.5
Standard 4	1	2	2	2	2	0.2	0.2	1
Standard 5	2	4	4	5	5	0.5	0.5	2.5
Standard 6	5	10	10	10	10	1	1	5

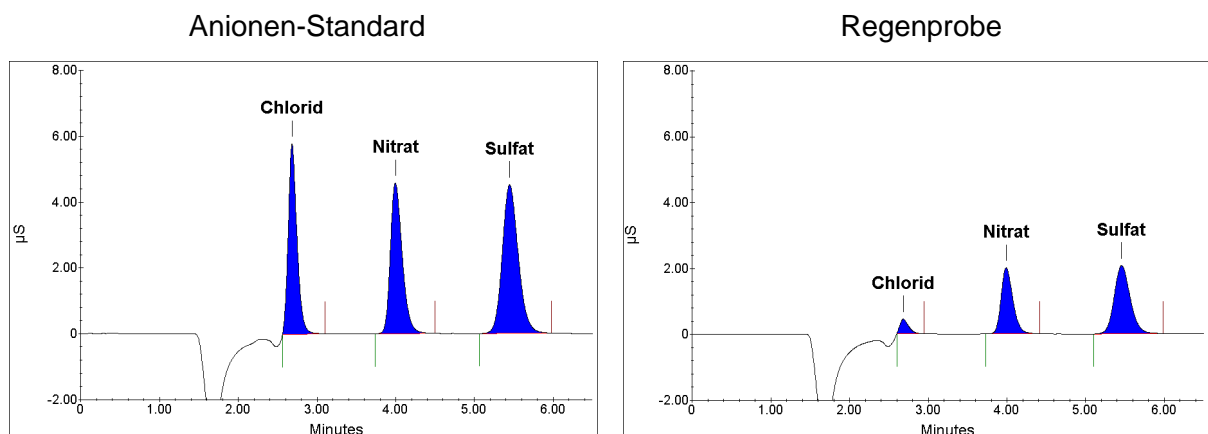


Abb. 3-27: IC-Chromatogramm Anionen-Standard und Regenprobe

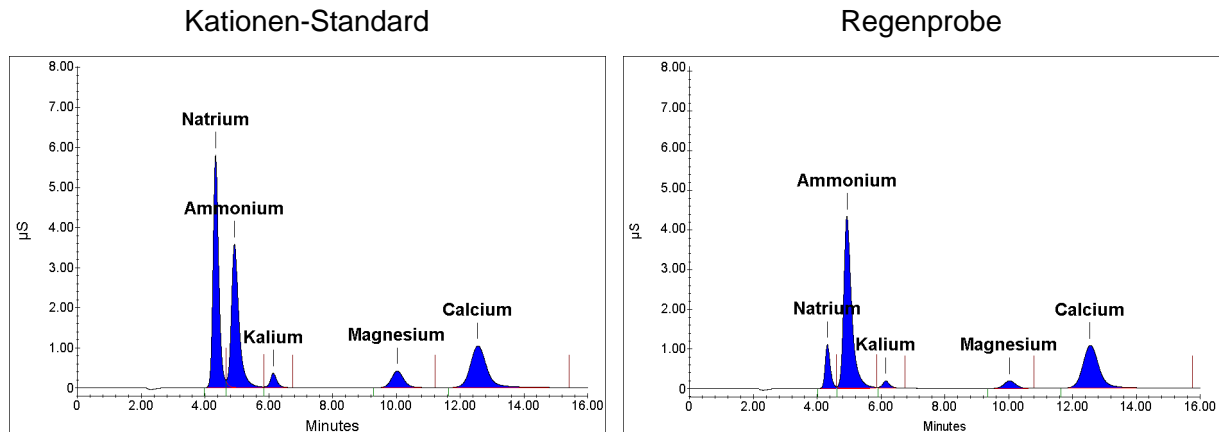


Abb. 3-28: IC-Chromatogramm Kationen-Standard und Regenprobe

Messunsicherheit

Die Messunsicherheit wurde sowohl für die Anionen Chlorid, Nitrat und Sulfat als auch für die Kationen Natrium, Ammonium, Kalium, Magnesium und Calcium aus Messungen, die im Rahmen einer Feldstudie^[14] durchgeführt wurden, berechnet.

Tagesmittelwert	Anionen		Kationen	
	Chlorid	± 26.4 %	Natrium	± 33.2 %
Nitrat	± 14.2 %	Ammonium	± 13.6 %	
Sulfat	± 14.0 %	Kalium	± 36.2 %	
		Magnesium	± 30.2 %	
		Calcium	± 29.6 %	

Bestimmungsgrenze	Anionen		Kationen	
	Chlorid	0.024 mg/l	Natrium	0.004 mg/l
Nitrat	0.002 mg N/l	Ammonium	0.006 mg N/l	
Sulfat	0.001 mg S/l	Kalium	0.004 mg/l	
		Magnesium	< 0.001 mg/l	
		Calcium	0.019 mg/l	

Geräte

Reinstwasseranlage
Ionenchromatograph Dionex ICS 3000

Millipore
Dionex

Chemikalien

Natriumcarbonat p.a.	VWR International
Natriumhydrogencarbonat p.a.	VWR International
Chlorid Standard (1000mg/l)	VWR International
Nitrat Standard (1000mg/l)	VWR International
Sulfat Standard (1000mg/l)	VWR International
Natrium Standard (1000mg/l)	VWR International
Ammonium Standard (1000mg/l)	VWR International
Kalium Standard (1000 mg/l)	VWR International
Magnesium Standard (1000mg/l)	VWR International
Calcium Standard (1000mg/l)	VWR International
Methansulfonsäure	Sigma-Aldrich (Fluka) Schweiz
Anionen Mehrelementstandard II	VWR International
Six-Cation II Standard	Dionex
Salpetersäure Suprapur 65%	VWR International

3.11.4. Ionenbilanz

Es ist zu beachten, dass die analysierten Anionen und Kationen nur eine Auswahl der hauptsächlichsten Bestandteile des Regens darstellen. Die routinemässig bei jeder einzelnen Tagesprobe durchgeführte Berechnung der Ionenbilanz ergibt in der Regel bei pH-Werten <5 eine gute Übereinstimmung der Anionen und Kationen. Bei den häufig auftretenden Regenproben mit pH-Werten >5 wird meist ein mit steigendem pH höherer Kationenüberschuss festgestellt, was auf ein oder mehrere nicht analysierte (basische) Anionen hindeutet. Die Zuverlässigkeit der Analyse der quantifizierten Ionen ist durch regelmässige Ringversuche hinreichend gesichert.

Neben Bikarbonat können andere Komponenten eine Rolle spielen. Das Vorhandensein von Phosphat und Nitrit wird im Ionenchromatogramm erkannt. Diese Komponenten kommen aber nur in wenigen Proben und in tiefen Konzentrationen vor und werden deshalb nicht quantifiziert. Zudem sind in den Chromatogrammen weitere Peaks zu erkennen, bei denen es sich vor allem um Anionen organischer Säuren (Acetat, Formiat etc.) handelt.

3.12. Stickstoffhaltige Gas- und Aerosolkomponenten

3.12.1. Bestimmung von ($\text{HNO}_3 + \text{NO}_3^-$)

Die Summe von Salpetersäure + Nitrat wird als Tagesprobe bestimmt.

Messprinzip

Ein genau bekanntes Volumen Aussenluft wird durch ein alkalisch imprägniertes Filter gesaugt. Staubförmige Nitratpartikel werden durch das Filter zurückgehalten und Salpetersäuregase werden durch die Imprägnierlösung zu Nitrat umgesetzt. Auf dem Filter wird die Summe von Salpetersäure und Nitrat gesammelt. Die exponierten Filter werden mit Reinstwasser eluiert und anschliessend Nitrat mit Ionenchromatographie bestimmt.

Probenahme

Die Filter werden auf einem rostfreien Stahlgitter mit 300 µl der entsprechenden Imprägnierlösung imprägniert. Vor dem Einlegen der Filter in die Filterhalter lässt man die Filter während ca. einer halben Stunde trocknen. Die Filterhalter werden an der Station im Freien exponiert. Für die Probenahme der beiden Messgrössen Salpetersäure + Nitrat und für Ammoniak + Ammonium (Kap. 3.12.2) sind an der Aussenwand der NABEL-Station Probenahmevorrichtungen für je 17 Filterhalter angebracht (Abb. 3-29). Mit Mehrprobennehmern wird während eines Tages je ein Filter mit einem Fluss von 13 l/min belegt. Der Probengasfluss wird regelmässig mit dem Volumen-TransfERNormal (DryCal) überprüft. Nach 24 Stunden wechselt der Probenehmer automatisch zum nächsten Filter. Während der ca. 14-tägigen Exposition wird zur Erfassung des Blindwertes für die beiden Messgrössen je ein Blindfilter exponiert, durch welches aktiv keine Probeluft gesaugt wird. Nach dem Probenwechsel vor Ort werden die Filterhalter im Labor aufgearbeitet.



Abb. 3-29: Probenahme Stickstoffaerosole

Imprägnierlösungen zur Absorption der Summe an:

- Salpetersäure + Nitrat: 1 M Kalilauge in Ethanol

Probenvorbereitung

Die Filter werden aus den Filterhaltern in Polyethylenflaschen transferiert. Die exponierten Proben und die Fieldblankproben werden mit 40 ml Reinstwasser versetzt und gut geschüttelt. Nach mindestens 4 Stunden Elutionsdauer wird in den Eluaten der alkalisch imprägnierten Filter die Konzentration an Nitrat und in den Eluaten der sauer imprägnierten Filter die Konzentration an Ammonium bestimmt.

Um tiefe Blindwerte zu erhalten, werden alle Probeflaschen und verwendeten Glaswaren mit Reinstwasser gespült. Eine im Probenvial integrierte 20 µm Glasfritte filtert die Probe automatisch bevor diese in die Probenschleife des Ionenchromatographen gelangt.

Chromatographische Bedingungen und Kalibration

Siehe Kapitel 3.11.3. unter Anionen.

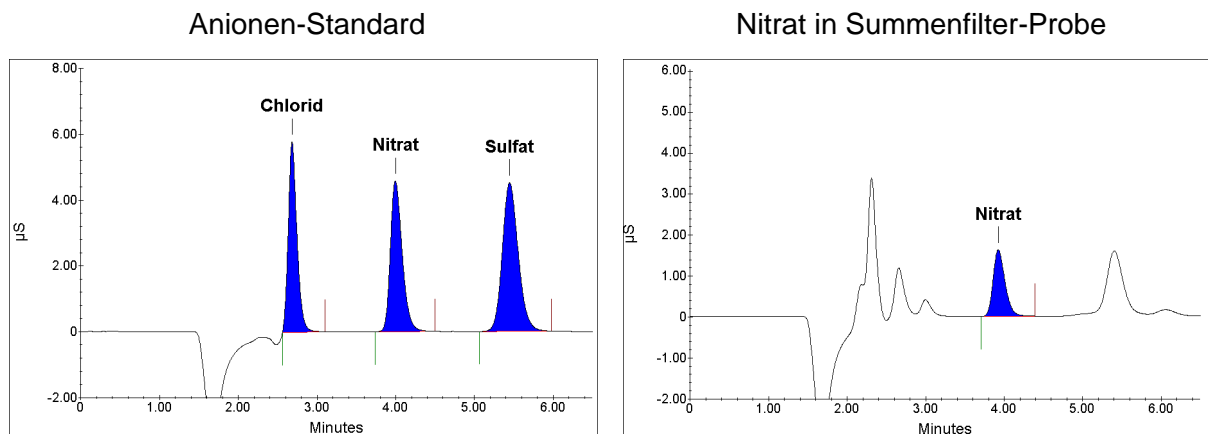


Abb. 3-30: IC Chromatogramm Anionen-Standard und Summenfilter-Probe (Nitrat)

Messunsicherheit

Tagesmittelwert	Salpetersäure + Nitrat	0.13 µg N/m ³
-----------------	------------------------	--------------------------

Bestimmungsgrenze

Tagesmittelwert	Salpetersäure + Nitrat	0.01 µg N/m ³
-----------------	------------------------	--------------------------

Geräte, Material

Mehrprobennehmer MPN-16K	Breitfuss
PE-Schlauch, schwarz, Durchmesser 8 mm	Gressel
red-y compact meter GCMC4	Vögtlin Instruments AG
Dry Cal	BIOS
Filterhalter, Durchmesser 47 mm	NILU
Filter Whatman 40, Durchmesser 47 mm	VWR International
Oberschalenwaage	Mettler
SOCOREX Dispenser	FAUST Laborbedarf AG
PP-Probeflaschen (weithals), NALGENE 125 ml	FAUST Laborbedarf AG
Ionenchromatograph ICS-3000	Dionex
Reinstwasseranlage	Millipore

Chemikalien

Kaliumhydroxid	VWR International
Ethanol p.a.	VWR International
Natriumcarbonat p.a.	VWR International
Natriumhydrogencarbonat p.a.	VWR International
Nitrat-Standard (1000 mg/l)	VWR International
Anionen-Mehrelementstandard II	VWR International

3.12.2 Bestimmung von ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$)

Die Summe von Ammoniak und Ammonium wird als Tagesprobe bestimmt.

Messprinzip

Ein genau bekanntes Volumen Aussenluft wird durch einen sauer imprägnierten Filter gesaugt. Staubförmige Ammoniumpartikel werden durch das Filter zurückgehalten und Ammoniakgase werden durch die Imprägnierlösung zu Ammonium umgesetzt. Auf dem Filter wird die Summe von Ammoniumpartikeln und Ammoniakgas gesammelt. Die exponierten Filter werden mit Reinstwasser eluiert und anschliessend Ammonium mit Ionenchromatographie bestimmt.

Probenahme

Die Probenahme erfolgt gleich wie bei der Bestimmung von ($\text{HNO}_3 + \text{NO}_3^-$) in Kapitel 3.12.1.

Imprägnierlösungen zur Absorption der Summe an:

- Ammoniak + Ammonium: 0.1 M Zitronensäure in Ethanol

Probenvorbereitung

Die Probenvorbereitung erfolgt gleich wie bei der Bestimmung von ($\text{HNO}_3 + \text{NO}_3^-$) in Kapitel 3.12.1.

Chromatographische Bedingungen und Kalibration

Siehe Kapitel 3.11.3. unter Kationen.

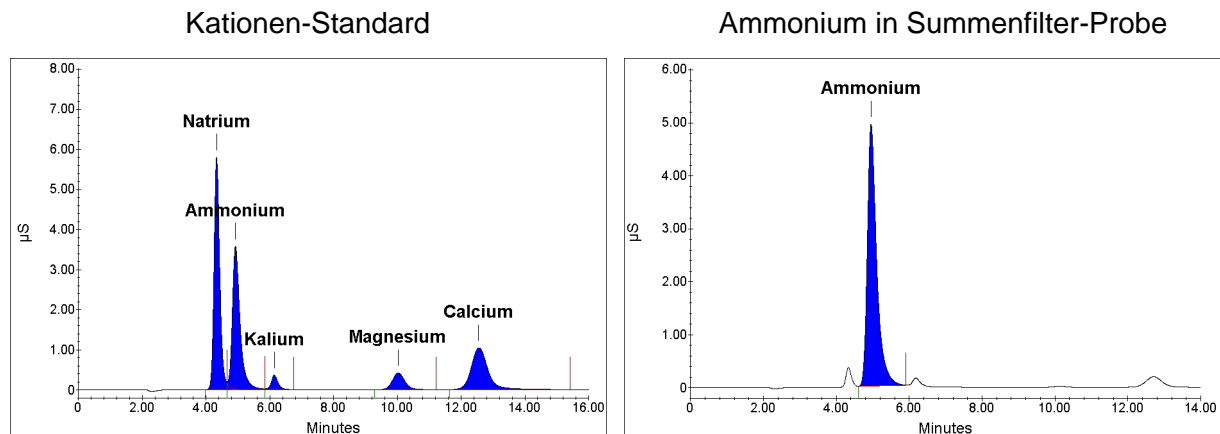


Abb. 3-31: IC- Chromatogramm Standard + Summenfilter-Probe

Messunsicherheit

Tagesmittelwert	Ammoniak + Ammonium	0.45 $\mu\text{g N/m}^3$
-----------------	---------------------	--------------------------

Bestimmungsgrenze

Tagesmittelwert	Ammoniak + Ammonium	0.10 $\mu\text{g N/m}^3$
-----------------	---------------------	--------------------------

Geräte

siehe Kapitel 3.12.1

Chemikalien

Ammoniumchlorid p.a.	VWR International
Methansulfonsäure puriss	Sigma-Aldrich (Fluka)
Six Cation II Standard	Dionex
Ammonium-Standard (1000 mg/l)	VWR International
Zitronensäure p.a.	VWR International
Ethanol p.a.	VWR International

3.12.3 Bestimmung von HNO_3 , NH_3 , NO_3^- , NH_4^+ (MD-System)

Die Bestimmung von HNO_3 , NH_3 , NO_3^- , NH_4^+ erfolgt mit Hilfe eines Mini-Denuder-Systems (MD-System). Es werden jeweils 14-Tages-Proben an den Stationen Rigi und Payerne seit dem 1.1. 2007 und seit dem 1.1.2009 auch in Magadino bestimmt.

Messprinzip

Ein genau bekanntes Volumen Aussenluft wird durch ein MD-System (Abb. 3-32) gesaugt. Es sind jeweils pro Analysegas zwei Denuder in Serie geschaltet um die Abscheideeffizienz der einzelnen Analysegase zu bestimmen. Die Ammoniumpartikel werden auf einem sauer imprägnierten Cellulosenitratfilter gesammelt. Für die Nitratpartikel werden zwei hintereinander geschaltete, alkalisch imprägnierte Cellulosefilter verwendet, da die Abscheideeffizienz bei nur einem Cellulosefilter ungenügend ist.

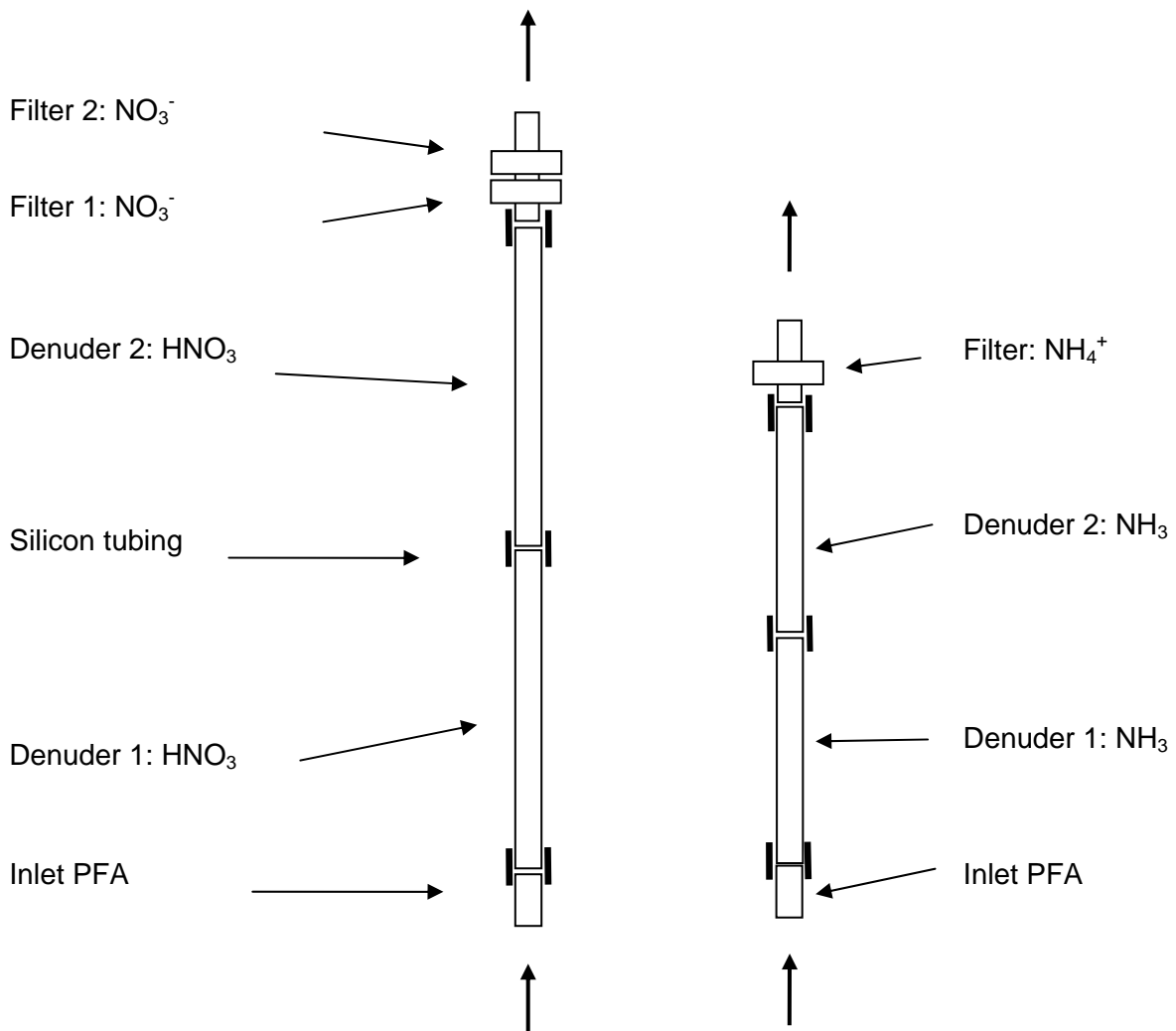


Abb. 3-32: Probetrains zur getrennten Bestimmung von HNO_3 , NO_3^- und NH_3 , NH_4^+

Probenahme

Die Glasdenuder werden mit Hilfe einer Pipettierhilfe vorsichtig bis zur entsprechenden Markierung beschichtet. Beim unbeschichteten Teil des Denuders handelt es sich um jene Distanz, die es braucht, um im Denuder eine laminare Strömung zu erzeugen. Zur Trocknung der Denuder wird mit Hilfe einer speziellen Trocknungseinheit gereinigte Pressluft verwendet. Die Trocknungseinheit besteht aus einer Trocknungspatrone mit Silicagel und einem Filterpack mit jeweils einem sauer beschichteten (Zitronensäure) Filter und einem alkalisch beschichteten (KOH) Filter (um die Trocknungsluft von NH_3 und HNO_3 zu befreien), sowie dem Trocknungsverteiler mit den 4 offenen Ausgängen. Sobald die Denuder trocken sind, werden diese von der Trocknungseinheit entfernt.

Die alkalisch beschichteten Filter werden (analog Summenfilter Kapitel 3.12.1) auf einem Stahlgitter imprägniert und sobald die Filter trocken sind, in die Filterhalter eingelegt. Für die sauer imprägnierten Filter wird ein Exsikkator mit einem mit Zitronensäurelösung (Imprägnierlösung) getränkten Filterpapier bestückt. Die Probenahmefilter werden auf Kunststoffgittern imprägniert und dann in diesem Exsikkator (gefüllt mit Silicagel PS) unter Hausvakuum getrocknet. Nach der Beschichtung der Denuder und der Filter werden diese zu den in Abbildung 3-32 dargestellten Probetrains zusammengesetzt und mit Caps verschlossen und bis zur Exposition im Kühlschrank gelagert. Zur Bestimmung der Feldblindwerte werden Filterhalter (mit je einem sauer bzw. alkalisch imprägnierten Filter) und je ein sauer bzw. alkalisch beschichteter Denuder vorbereitet. Die Filterhalter und die Denuder werden mit Caps verschlossen und in einem Minigripbeutel zur Station mitgenommen, am gleichen Tag wieder zurück ins Labor genommen und im Kühlschrank aufbewahrt. In einer speziell konstruierten Probenahmeeinrichtung (Abb. 3-33) wird während ca. 14 Tagen, mit einem Fluss von ca. 0.35 l/min, ein bekanntes Volumen an Aussenluft (Messung mit Gasuhr) durch das System gesaugt.

Imprägnierlösungen:

- HNO_3 : 1% (m/v) KOH und 1% (m/v) Glycerin in Methanol
- NH_3 : 5% (m/v) Zitronensäure in Methanol
- NO_3^- : 5% (m/v) KOH und 10% (m/v) Glycerin in Methanol
- NH_4^+ : 13% (m/v) Zitronensäure in Reinstwasser

Probenextraktion

Die Probetrains werden nach der Exposition bis zur Demontage wieder im Kühlschrank gelagert. Die Aufarbeitung der exponierten Proben und der zugehörigen Feldblindwerte erfolgt identisch. Die Filter werden zusammen mit den o-Ringen jeweils mit 12 ml Reinstwasser versetzt und gut geschüttelt. Nach mindestens 2 Stunden Extraktionszeit wird in den Eluaten der alkalisch imprägnierten Filter die Konzentration an Nitrat und in den Eluaten der sauer imprägnierten Filter die Konzentration an Ammonium bestimmt. Die Denuder werden mit 5 ml Reinstwasser (HNO_3 Denuder) bzw. 3 ml Reinstwasser (NH_3 Denuder) gefüllt und mehrmals gut geschüttelt. Das Eluat wird, nach einer Extraktionszeit von mindestens 1 Stunde, in ein Tube überführt und der Denuder mit Reinstwasser gespült, so dass sich ein Endvolumen von 12 ml Probe ergibt. Danach wird die Konzentration an Nitrat bzw. Ammonium mit Ionenchromatographie im Eluat bestimmt. Die Probenkonzentrationen werden jeweils um die entsprechenden Feldblindwertkonzentrationen korrigiert.

Die verwendeten Probengefäße werden vor Gebrauch mit Reinstwasser gespült. Die Denuder werden zusätzlich vor der Neuexposition in die entsprechenden Reinigungslösungen (HNO_3 -Denuder: 1M HNO_3 / NH_3 -Denuder: 0.1% NaOH) eingelegt und danach auch mit Reinstwasser gespült. Nach dem Trocknen bei 105 °C sind diese wieder einsatzbereit.



Abb. 3-33: Probenahme Mini-Denuder-System (MD-System)

Chromatographische Bedingungen und Kalibration

Die chromatographischen Bedingungen, sowie die Kalibration sind analog zu Kapitel 3.12.1 und 3.12.2.

Messunsicherheit

Die Messunsicherheit für HNO_3 und NO_3^- ist noch nicht definiert, da sich die Methode noch in der Entwicklungsphase befindet.

NH_3	$0.5 \mu\text{g N/m}^3$
NH_4^+	$0.7 \mu\text{g N/m}^3$

Bestimmungsgrenze

NH_3	$0.10 \mu\text{g N/m}^3$
NH_4^+	$0.07 \mu\text{g N/m}^3$
HNO_3	$<0.01 \mu\text{g N/m}^3$
NO_3^-	$0.02 \mu\text{g N/m}^3$

Geräte, Material

Minidenuder-System	Empa Eigenbau
Glasdenuder 100mm (NH ₃)	Mikrolab Aarshus, DK
Glasdenuder 150mm (HNO ₃)	Mikrolab Aarshus, DK
Cellulose Nitrat Filter Sartorius 11306-25-N, 0.45 µm	FAUST Laborbedarf AG
Cellulose Filter Grade 1, 25mm	VWR International
In-line Filter Holder, 25 mm, Delrin	VWR International
Trocknungseinheit	Mikrolab Aarshus, DK
Probentubes PE 15 ml und 50 ml	FAUST Laborbedarf AG
Exsikkator	FAUST Laborbedarf AG
Silicagel PS	ZEOCHEM
BRAND Dispenser	FAUST Laborbedarf AG
BRAND Pipettierhilfe	FAUST Laborbedarf AG
Eppendorf Pipette	Eppendorf
PARAFILM	FAUST Laborbedarf AG
Reinstwasseranlage	Millipore

Chemikalien

Zitronensäure p.a.	VWR International
KOH puriss p.a.	Sigma-Aldrich (Fluka)
Glycerin, wasserfrei	VWR International
Methanol puriss p.a.	Sigma-Aldrich (Fluka)
HNO ₃ p.a.	VWR International
Silicagel PS	ZEOCHEM

3.13. Meteomessverfahren

Wind

Messprinzip

Die Messung der **Geschwindigkeit** erfolgt mit Hilfe eines Schalensterns (Rotations-Anemometer), welcher sich um eine senkrechte Achse dreht. Die Drehzahl der Geberachse ist linear abhängig von der Windgeschwindigkeit. Die Drehzahl wird mittels eines induktiven Näherungsschalters in Impulse umgewandelt, deren Frequenz proportional der Windgeschwindigkeit ist.

Die **Windrichtung** wird mit einer Windfahne gemessen, welche an einem Potentiometer mit einem linearen Widerstand (1000 Ohm) angeschlossen ist.

Standort:	in der Regel 10 m über Grund; frei anströmbar
Fehlerquellen:	Reibung falsche Impulszählung Blockade durch Schnee und Eis (defekte Heizung)

Niederschlag

Messprinzip

Auf ca. einem Meter über dem Boden befindet sich ein trichterartiger Behälter mit einer Auffangfläche von 200 cm². Beim verwendeten automatischen Regenmesser registriert eine unter dem Auffangtrichter angebrachte Wippe, mittels eines Impulses beim Entleeren der Wippe, die Regenmenge. Eine eingebaute Heizung ermöglicht auch das Messen von Schnee und Eis.

Auflösung:	0.1 mm Niederschlag
Bereich:	0 - 7.5 mm/min
Kalibration:	ca. alle 2 Jahre (200 ml Wasser laufen innerhalb ca. 15 min durch den Regenmesser \pm 10 mm Niederschlag)
Fehlerquellen:	Schnee, Eis (Heizung defekt) oder Insekten verstopfen den Trichter, verschmutzte Wippe Verluste durch Verdampfung von Wasser (Heizung)

Globalstrahlung

Unter der Globalstrahlung versteht man die Summe der direkten Sonnenstrahlung und der diffusen Strahlung, welche aus dem oberen Halbraum des Pyranometers auf eine horizontale Fläche einfällt.

Spektralbereich:	0.3 – 2.8 μ m
------------------	-------------------

Messprinzip

Die eintretende Strahlung bewirkt eine Erwärmung der schwarzen Empfängerfläche. Die entstehende Übertemperatur gegenüber dem Gerätekörper wird mit Hilfe einer Thermobatterie in Thermospannung umgesetzt (Bereich: mV).

Standort:	horizontal, leicht zugänglich und schattenfrei, Ausleger nach Süden gerichtet
Fehlerquellen:	Verschmutzung der Glaskuppel Kondensation im Innern des Gebers Tau, Reif oder Schnee Schatten von Hindernissen

Strahlungsbilanz

Die Strahlungsbilanz ist die Differenz aus der einfallenden Strahlung der oberen Hemisphäre und der reflektierten Strahlung des Erdbodens. Letztere trifft als langwellige Strahlung von unten auf die Sensoren.

Der Strahlungsbilanzgeber besteht aus 2 Pyranometer zur Messung der direkten und diffusen Sonnenstrahlung, sowie 2 Pyranometer für die Messung der langwelligigen Strahlung, wobei je ein Sensor nach oben und nach unten gerichtet ist.

Um Störungen durch Tau, Reif und Schnee zu minimieren, sind die Sensorflächen von einem Luftstrom umspült. Im Winterhalbjahr wird die Lüftung zudem leicht geheizt.

Spektralbereich: 0.3 – 2.8 μm (Pyranometer) und 5 – 50 μm (Pyrgeometer)

Messprinzip

Das Messverfahren beruht auf der Erwärmung von geschwärzten Empfangsflächen. Die Absorption der einfallenden Strahlungsenergie auf die nach oben und nach unten gerichteten Empfangsflächen wird als Temperaturdifferenz durch eine Thermobatterie in ein Spannungssignal umgesetzt.

Standort:	gleich wie bei der Globalstrahlung, ca. 2 m über dem Boden
Fehlerquellen:	Verschmutzung der Sensoren Tau, Reif, Schnee Wackelkontakt Schatten von Hindernissen ventiliertes Gehäuse im Winter: Heizung

Druck

Messprinzip

Der Messteil des Barometers ist in einem thermisch gut isolierten, auf einer konstanten Temperatur aufgeheizten Gehäuse untergebracht. Die Ausdehnungsänderung einer Barometerdose aus einer Stahl-Speziallegierung beeinflusst die Induktivität und damit die Frequenz eines LC-Oszillators. Diese Frequenz wird von einem Mikroprozessor erfasst und mittels Korrekturkonstanten, welche bei der Eichung ermittelt wurden, umgerechnet.

Fehlerquellen:	Unruhige Lage
----------------	---------------

Relative Feuchtigkeit und Temperatur

Das Thygan (**Thermo-Hygrometer-ANETZ**) ist ein geheiztes und ventiliertes Instrument, das die Lufttemperatur und den Taupunkt misst.

Messprinzip

Die Lufttemperatur wird mit einem ventilierten Thermoelement (Kupfer-Konstantan), die relative Feuchtigkeit mittels eines gekühlten, optisch kontrollierten Taupunktspiegel-Hygrometers gemessen. Für die Spiegelkontrolle wird als Lichtquelle IR-Licht verwendet. Der Spiegel selbst besteht aus Kupfer, welcher mit einem galvanischen Überzug geschützt ist und eine Kreisfläche von 2 mm Durchmesser aufweist.

Fehlerquellen: defekter Ventilator
 ungeeigneter Standort (geschützt durch Gebäude)
 Sonneneinstrahlung

Meteorologische Grössen

Bei 7 Stationen (BAS, JUN, LUG, MAG, PAY, SIO, TAE) werden die Meteomessungen vom SMN der MeteoSchweiz übernommen.

An 9 Stationen (BER, CHA, DAV, DUE, HAE, LAE, LAU, RIG, ZUE) werden im Rahmen des NABEL eigene Meteomessungen durchgeführt. Die folgenden Gerätetypen werden eingesetzt.

Grösse	Gerätetyp
Luftfeuchtigkeit Temperatur	Thygan VTP 6 (mit Steuergerät), Meteolabor
Niederschlagsmenge	Lambrecht 1518H3
Luftdruck	Barometer GB1, Meteolabor
Globalstrahlung	Pyranometer CM5, Kipp&Zonen (Geberkasten: Meteolabor)
Strahlungsbilanz	NET Radiometer CNR-1, Kipp&Zonen (Ventiliertes Gehäuse: Markasub)
Windrichtung Windgeschwindigkeit Windspitze	Lambrecht 14512 HF 1000 J

3.14. Übersicht der Messverfahren

Luftfremdstoffe	Zeitliche Erfassung (Mittelwert)	Messmethode	Anmerkung
Schwefeldioxid (SO ₂)	Zehnminuten	UV-Fluoreszenz	
Stickoxide (NO/NO ₂)	Zehnminuten	Chemilumineszenz	Überprüfung vom Konverterwirkungsgrad: Gasphasentitration
Ozon (O ₃)	Zehnminuten	UV-Absorption	Funktionskontrolle mit O ₃ -Generator
Kohlenmonoxid (CO)	Zehnminuten	Infrarot-Absorption	
Nichtmethankohlenwasserstoffe (NMHC)	Zehnminuten	FID-Detektor	Cutter-Überprüfung mit Propan
VOC	Standortsabhängig	FID oder PID-Detektor	
Ammoniak (NH ₃)	Zehnminuten	Photoakustische Spektroskopie (PAS)	
Feinstaub	Tag	Gravimetrische Bestimmung	Quarzfaserfilter; vergleichbar mit Referenzverfahren EN 12341
	Zehnminuten	β-Strahlenabsorption; Tapered Element Oscillating Microbalance (TEOM)	
Pb, Cd, Ni, As, Cu (Feinstaub PM10)	Jahr / Halbjahr	ICP-MS	Salpetersäureaufschluss in Mikrowellenofen
Schwefel (Schwebstaub)	Tag	Ionenchromatographie	Filtermethode
Staubniederschlag (SN)	Monat	Staubniederschlag nach Bergerhoff-Methode	gemäss VDI 2119/2
Pb, Cd, Zn, Ti, Cu, As, Ni (SN)	Jahr / Quartal	ICP-MS	offener Salpetersäureaufschluss
Regeninhaltsstoffe	Tag / Woche	Ionenchromatographie	
Σ (HNO ₃ + NO ₃ ⁻) Σ (NH ₃ + NH ₄ ⁺)	Tag	Ionenchromatographie	Filtermethode
Na ⁺ , NH ₄ ⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺ (Schwebstaub)	Tag	Ionenchromatographie	Filtermethode
HNO ₃ , NH ₃ , NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺ (MD)	2 Wochen	Ionenchromatographie	Mini-Denuder (MD) - System
Partikelanzahl	Zehnminuten	Condensation Particle Counter (CPC)	
Partikelgrößenverteilung	Zehnminuten	Scanning Mobility Particle Sizer (SMPS)	
OC/EC	3 Stunden	Thermo-optische Methode (TOT)	
BC	Zehnminuten	Multi Angle Absorption Photometer	

3.15. Übersicht der Messgeräte

Messgrösse	Gerätetyp	an folgenden Stationen im Einsatz
SO ₂	Thermo 43C TL	BAS, JUN, LUG, ZUE
	Thermo 43i TLE	DUE, HAE, MAG, PAY, RIG
NO / NO _x	Horiba APNA 360	LAE, LAU, LUG, MAG, SIO, TAE, ZUE
	Horiba APNA 370	BAS, BER, DUE, HAE
	Thermo 42C TL	CHA, DAV, RIG
	Thermo 42i TL	PAY
	Eco Physics CLD 89p/PLC 762	JUN
NO _y	Eco Physics CLD 89p/CON765	JUN
O ₃	Thermo 49C	Alle Stationen ausser BAS, CHA, DAV, DUE, LAE, und ZUE
	Thermo 49i	BAS, CHA, DAV, DUE, LAE, ZUE
CO	Horiba APMA 360	BER, HAE, LUG, PAY, ZUE
	Horiba APMA 370	DUE, JUN, LAU, RIG
CH ₄ / THC	Horiba APHA 360	DUE, LUG
	Horiba APHA 370	ZUE
NH ₃	Omnisens TGA 310	HAE, MAG, PAY, TAE
Feinstaub	Digitel DA-80H	Alle Stationen ausser DAV und LAE
	Thermo Electron FH 62 I-R	CHA, HAE, JUN, MAG, SIO, TAE
	Thermo Scientific TEOM 8500 FDMS	BAS, BER, DUE, HAE, LAU, LUG, PAY, RIG, ZUE
Schwefel (Schwebstaub)	Breitfuss MPN-16K	JUN, PAY, RIG, LUG
Partikelanzahl	TSI CPC 3022A	BER, LUG, PAY
	TSI CPC 3775	BAS, HAE, RIG
Partikelgrössenverteilung	TSI SMPS 3034	HAE, ZUE
OC/EC	Sunset Labs, Semi-Continuous OCEC	PAY, RIG
BC	Thermo 5012 MAAP	BAS, BER, DUE, HAE, LUG
	Magee Scientific AE-31	MAG, PAY, ZUE
Regeninhaltsstoffe	Digitel DRA-92 HK	CHA, DUE, MAG, PAY, RIG
Σ (HNO ₃ + NO ₃ ⁻) Σ (NH ₃ + NH ₄ ⁺)	Breitfuss MPN-16K	RIG, PAY
Na ⁺ , NH ₄ ⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺ (Schwebstaub)	Breitfuss MPN-16K	RIG, PAY
HNO ₃ , NH ₃ , NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺ (MD)	Mini-Denuder (MD)-System (Eigenbau)	MAG, PAY, RIG
Kalibration SO ₂ , NO / NO _x , O ₃ , CO, CH ₄ / THC	MKAL-Module Breitfuss	Alle Stationen

4. QUALITÄTSSICHERUNG

4.1. Grundlagen

Als Grundlage für die angestrebte Qualität gelten folgende **allgemeine** Qualitätssicherungsmaßnahmen:

- Einsatz empfohlener Messprinzipien (Referenzmethoden)
- Verwendung geprüfter und empfohlener Messgeräte
- Rückführung der Messung auf nationale und internationale Normale
- Teilnahme an Ringversuchen

Die Verwendung empfohlener Messprinzipien^[15] bildet die Basis einer guten Vergleichbarkeit von Messresultaten verschiedener Messinstitutionen. Für die Entwicklung der Messtechnik im Immissionsbereich ist jedoch der Test und Einsatz von neuen Messverfahren von grosser Bedeutung. Bevor ein neues Messverfahren im Messnetz verwendet werden kann, ist es unerlässlich, umfassende Parallelmessungen zwischen der Referenzmethode und der neuen Methode durchzuführen. So kann die Vergleichbarkeit der alten und neuen Methode dokumentiert und die Messdaten beider Methoden zu einer Zeitreihe vereinigt werden. Der Einsatz von typengeprüften Geräten (EPA, TÜV etc.) ist ebenfalls eine gute Voraussetzung zur Vergleichbarkeit von Messresultaten. Verschiedene Beispiele aus dem Alltag des NABEL zeigen allerdings, dass auf eigene Tests jedes einzelnen Geräts nicht verzichtet werden kann. Die regelmässige Teilnahme an nationalen und internationalen Ringversuchen ist eine ausgezeichnete Kontrolle über die Vergleichbarkeit und Qualität der eingesetzten Messtechnik.

4.2. Primärnormale

Alle Messungen im NABEL werden auf die Primärnormale des NABEL zurückgeführt. Diese befinden sich im thermostatisierten Kalibrierlabor. Nur in Ausnahmefällen (bei internationalen und nationalen Ringversuchen von Primärnormalen) verlassen die Primärnormale das Kalibrierlabor. Die Primärnormale des NABEL werden ihrerseits auf nationale oder internationale Normale zurückgeführt.

Primärnormale des NABEL

Primärnormal	Referenzmaterial	Konzentration/ Messbereich
SO ₂	NMI: Primary Reference Material	10 ± 0.10 µmol/mol
NO	NMI: Primary Reference Material	20 ± 0.10 µmol/mol
CO	NIST: Standard Reference Material	10 ± 0.12 µmol/mol
O ₃	NIST: Standard Referenz Photometer (SRP #15)	0 – 1000 ppb
CH ₄	NPL: Secondary Gas Standard	4.91 ± 0.07 ppm
VOC-Gemisch	NPL: Primary Reference Gas Mixture (30 species)	4 ± 0.08 ppb
Halogenierte VOC	Maritime Hintergrundluft	0.01 - 0.54 nmol/mol (je nach Komponente)
Volumenstrom	DHI Molbloc/Molbox1	1 ml/min – 10 l/min

4.2.1. Primärnormal für Ozon

Standard Referenz Photometer (SRP)

Ozon ist ein reaktives Gas, welches man nicht als Kalibriergas lagern oder aufbewahren kann. Die für Kalibrationen benötigten Ozonkonzentrationen müssen mit einem Ozongenerator jeweils neu hergestellt werden. Die Ozonkonzentration kann mit Hilfe eines Photometers unter Verwendung des bekannten Absorptionskoeffizienten mit dem Gesetz von Lambert-Beer bestimmt werden.

Als Ozon Primärnormal wird ein vom NIST (National Institute of Standards and Technology) hergestelltes Standard Referenz Photometer (SRP#15) verwendet. Im Rahmen von qualitätssichernden Massnahmen wird jährlich mindestens eine Vergleichsmessung gegen ein baugleiches Standard Referenz Photometer durchgeführt, spätestens nach drei Jahren findet eine Vergleichsmessung gegen das Schweizerische Primärnormal (SRP#14) des METAS (Bundesamt für Metrologie) statt.

Messprinzip des SRP

Das SRP#15 besteht aus zwei Messzellen, einer Lichtquelle und zwei Detektoren. Der von der Quecksilberdampflampe ausgesandte Lichtstrahl wird über einen Strahlteiler und einen Spiegel in die beiden Zellen geführt. Anschliessend fällt der Lichtstrahl durch einen Interferenzfilter auf die beiden Detektoren (siehe Abb. 4-1). Die Druck- und Temperaturmessung erfolgt im Messgasausgang der Zelle 1. Während der Messung wird die Nullluft und die ozonhaltige Luft im 30 Sekundenintervall zwischen den beiden Zellen gewechselt. Die Ozonkonzentration wird aus den vier Signalen: Detektor Zelle 1, Detektor Zelle 2, Druck- und Temperatursensor nach dem Gesetz von Lambert-Beer (siehe Abb. 4-2) berechnet.

Das SRP wird nur im Kalibrierlabor verwendet.

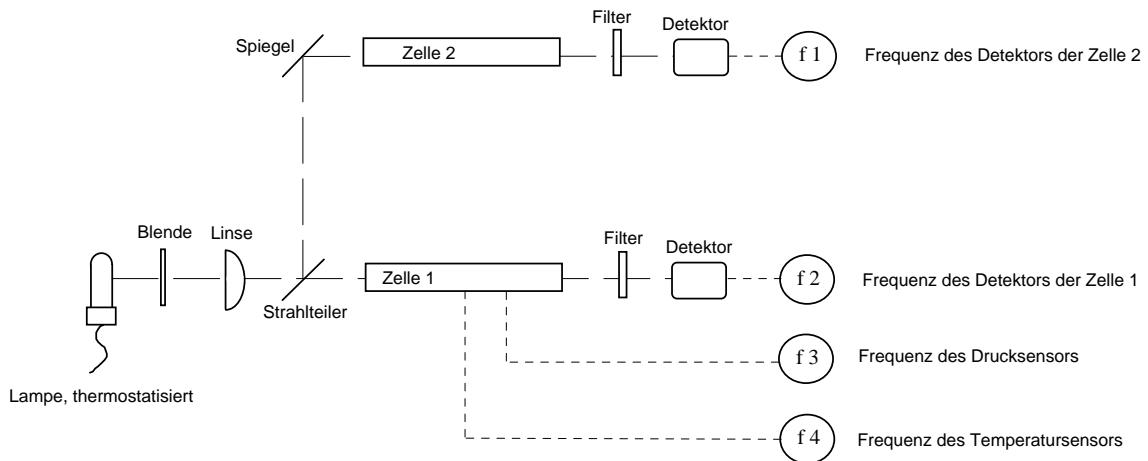


Abb. 4-1: Schematische Darstellung eines SRP

In der folgenden Tabelle sind die technischen Daten des SRP#15 aufgeführt.

SRP#15	
Anzahl der Zellen	2
Zellenlänge:	89.70 cm
Optische Länge	89.70 cm
Zellendurchmesser	12 mm
Anzahl Detektoren	2
Messmodus	alternierend (sequentiell)
Volumenstrom	2 Liter/min (je Zelle)
Zelleninhalt	ca. 100 ml
Verweilzeit	ca. 3 s

$$C = \frac{1}{k \cdot 2 \cdot L} \cdot \frac{T}{T_0} \cdot \frac{P_0}{P} \cdot 10^9 \cdot \log \frac{I_{01} \cdot I_{02}}{I_1 \cdot I_2}$$

C = Ozonkonzentration in ppb
 T = Gastemperatur in Kelvin
 T₀ = Standardtemperatur: 273 K
 P = Druck in mbar
 P₀ = Standarddruck: 1013 mbar
 I₀₁ = Lichtintensität mit Nullluft (1. Zyklus)
 I₀₂ = Lichtintensität mit Nullluft (2. Zyklus)
 I₁ = Lichtintensität mit Ozon (1. Zyklus)
 I₂ = Lichtintensität mit Ozon (2. Zyklus)
 k = Absorptionskoeffizient 134 atm⁻¹ cm⁻¹ [16]-[18]
 L = Optische Länge in cm

Abb. 4-2: Berechnungsgrundlage SRP nach Lambert-Beer

Insgesamt sind mehr als 40 Standard Referenz Photometer gebaut worden, davon werden 4 in der Schweiz betrieben (METAS, Empa).

4.2.2. Primärnormal für den Volumenstrom

DHI Molbloc/Molbox1

Das DHI Molbloc/Molbox1-System stellt zurzeit das Primärnormal für die Volumenstrommessung im NABEL dar.

Das Messprinzip (Abb. 4-3) besteht darin, dass in einer Messstrecke (Molbloc) bei einem laminaren Fluss durch einen Drosselkörper eine Differenz des statischen Druckes zwischen dem Ein- und Auslauf des Drosselkörpers erzeugt wird.

Der Durchfluss wird aus der gemessenen Druckdifferenz, der Dichte des Fluids und den Betriebsbedingungen (Temperatur, Druck) mittels einer Mess- und Auswerteeinheit (Molbox1) berechnet.

Alle drei Jahre wird dieses Gerät durch Rückführung auf das Normal des METAS recalibriert.

Messbereich: 1 ml/min bis 10 l/min (mit 4 Molbloc's)

Messunsicherheit: $\pm 0.2\%$ vom Messwert

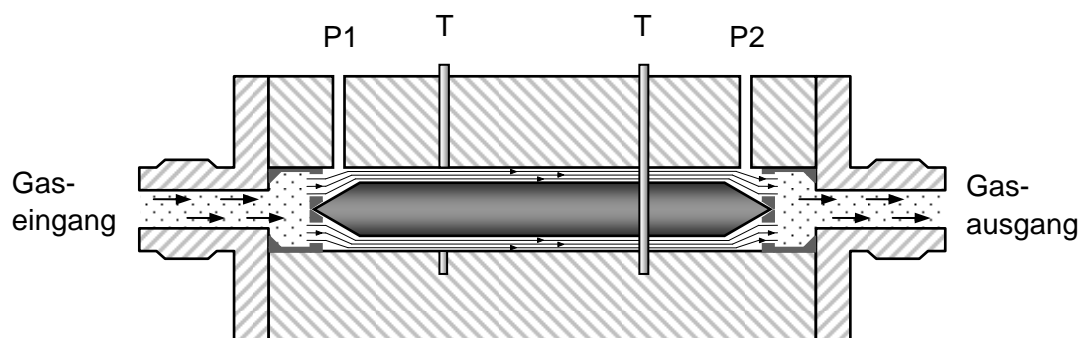


Abb. 4-3: Schema des Messprinzips des DHI Molbloc/Molbox1

4.3. Transfernormale

Alle Transfernormale, die für die Kalibrierung der Messgeräte auf den 16 Stationen verwendet werden, sind kommerziell erhältliche Gasflaschen, die vor und nach dem Einsatz auf der Station mit dem NABEL-Primärnormal verglichen werden. Im thermostatisierten Kalibrierlabor befindet sich ein Kalibrierstand mit je einem betriebsbereiten SO₂-, NO_x-, THC- und CO-Monitor.

Transfernormale des NABEL

Gas	Reinheit	Trägergas	Konz.	Hersteller	Messunsicherheit	Stabilität
SO ₂	3.8	Stickstoff (5.0)	10 ppm	Air Liquide (Werk Krefeld)	+/- 3% rel.	1 Jahr
NO	2.8	Stickstoff (5.0)	5 ppm 20 ppm 50 ppm	Air Liquide (Werk Krefeld)	+/- 2% rel. +/- 2% rel. +/- 2% rel.	1 Jahr 1 Jahr 1 Jahr
CO	4.7	Stickstoff (5.7)	2 ppm 8 ppm	Messer Schweiz	+/- 2% rel. +/- 2% rel.	2 Jahre 2 Jahre
CH ₄	4.5	Synt. Luft (5.5)	4.5 ppm	Messer Schweiz	+/- 2% rel.	2 Jahre
O ₃		Photometer		Thermo49C-PS	Vergleich mit SRP#15 ½-jährlich	
VOC-Gemisch		Stickstoff	30 Komp. je 4 ppb	NPL (England)	+/- 0.08 ppb	2 Jahre
Volumenstrom			10 ml/min – 10 l/min	DryCal, BIOS	+/- 2 %	

Bei den in obiger Tabelle erwähnten Unsicherheiten handelt es sich um Qualitätsangaben der jeweiligen Hersteller.

Zur Bestimmung der Messunsicherheiten der einzelnen Monitormessungen im NABEL-Messnetz wurden die Beiträge der Transfernormale durch Vergleichsmessungen mit dem Primärnormal bestimmt (siehe Kap. 5.3.).

4.3.1. TransfERNormal für Ozon (Thermo 49C-PS)

Für die Kalibrierung des Ozon Monitors auf der Station, welche alle 3 Monate durchgeführt wird, wird als TransfERNormal ein Thermo Environmental Instrument 49C-PS Gerät verwendet. Regelmässig wird dieses Gerät mit dem SRP#15 kalibriert. Für die Kalibration muss die Messanordnung so gewählt werden, dass für beide Geräte dieselbe Nullluft verwendet wird (Abb. 4-4).

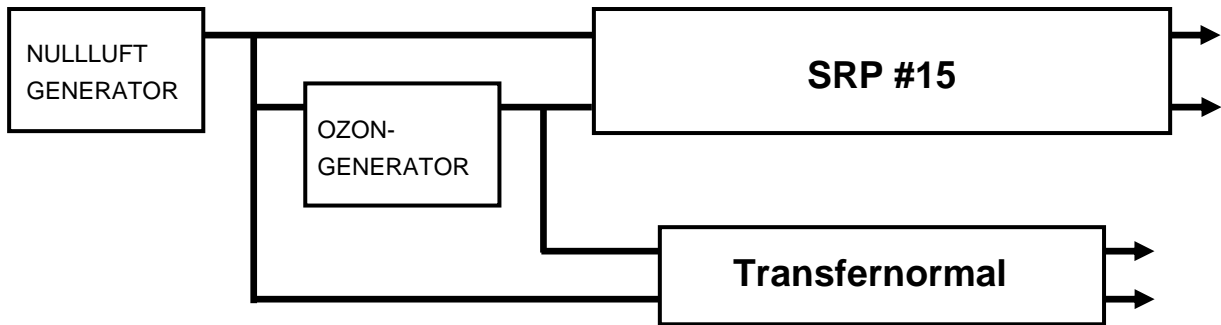


Abb. 4-4: Messanordnung für den Vergleich des Ozon-Transfernnormal mit dem SRP

Messprinzip des Transfernnormal Thermo 49C-PS

Im Gerät wird die zugeführte Nullluft in zwei Gasflüsse aufgeteilt, von denen der eine direkt als Referenzgas in die Messzelle B gelangt. Der zweite Teilstrom, das Probegas, fließt zunächst durch einen Ozongenerator und dann in die Messzelle A. Mit Hilfe von Magnetventilen durchströmen Referenz- und Probegas alternierend Zelle A und B. Die UV-Licht Intensität jeder Zelle wird vom Detektor A und B gemessen (Abb. 4-5). Das Thermo 49C-PS Gerät berechnet die Ozonkonzentration für jede Zelle und ermittelt anschliessend die Durchschnittskonzentration.

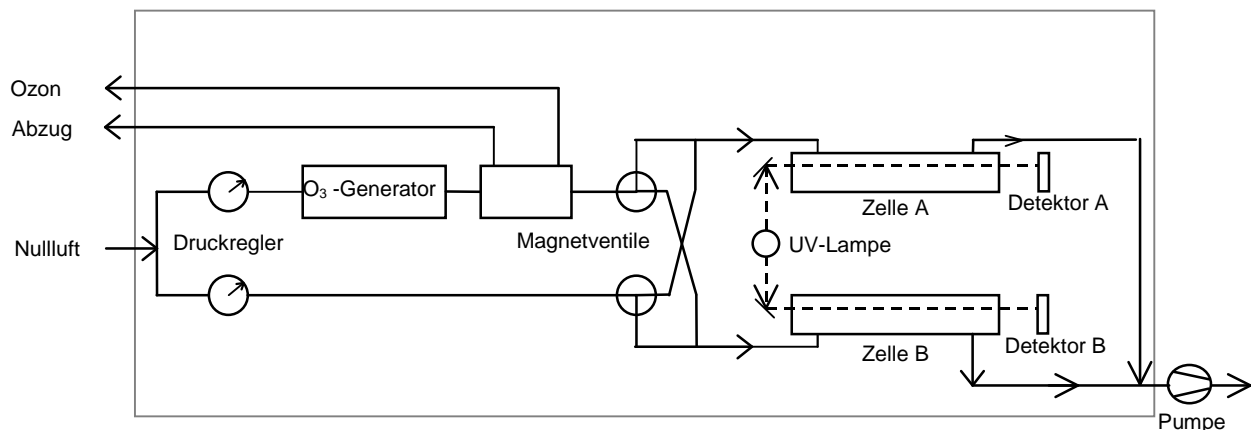


Abb. 4-5: Schematische Darstellung des Thermo 49C-PS

4.3.2. Transfernnormal für den Volumenstrom

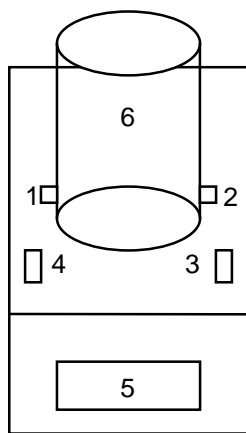
BIOS DryCal

Der BIOS DryCal DC-2 (Abb. 4-6) ist ein mobiles Volumenstrommessgerät, welches im NABEL als Transfernnormal eingesetzt wird. Der DryCal DC-2 besteht aus einem Grundgerät, welches die Elektronik enthält und aus der jeweiligen Strömungszelle (siehe Pos. 6 in Ab. 4-6), in welcher sich ein Messkolben befindet. Wird die Strömungszelle vom Messmedium

durchströmt, bewegt sich der Messkolben nahezu reibungslos mit der Strömung. Mittels eines photo-optischen Sensors wird präzise jene Zeit ermittelt, welche benötigt wird um das bekannte Volumen zu durchqueren. Aus den Resultaten der Zeitmessung wird jeweils direkt der aktuelle Durchfluss berechnet und auf dem Display angezeigt. Die im Grundgerät enthaltenen Druck- und Temperatursensoren erlauben zudem die Umrechnung des Volumensstroms auf Normbedingungen.

Folgende Durchfluss-Messzellen werden im NABEL verwendet:

DC-LC-1	10 - 300ml/min
DC-MC-1	100 ml/min - 5l/min
DC-HC-1	500 ml/min - 30l/min



1. Gasflusseingang Messzelle
2. Gasflussausgang Messzelle
3. Gasflusseingang für Messung der Temperatur und des Druckes
4. Gasflussausgang
5. Display
6. Messzelle (auswechselbar)
Serieller Druckerausgang hinten

Abb. 4-6: Schematischer Aufbau des DryCal

Massendurchflussmesser (MFM) red-y smart

Der MFM red-y smart (Vögtlin) ist ein mobiles Volumenstrommessgerät, welches im NABEL als TransfERNormal eingesetzt wird. Das Messprinzip des MFM red-y smart basiert auf der thermischen Massemessung, die weitgehend Druck und Temperaturunabhängig ist (Vögtlin). Da die thermische Massemessung gasartabhängig ist, wird nebst der spezifischen Wärme auch die Normdichte (0°C, 1.01325 bar a) für die Umrechnung nach Normvolumen verwendet.

Folgende MFM red-y smart werden im NABEL verwendet:

MFM red-y smart (Vögtlin)	2 - 100ml/min
MFM red-y smart (Vögtlin)	0.3 - 15l/min

4.4. Rückverfolgbarkeit (Traceability)

4.4.1. Ozon

Das vom NIST gebaute Standard-Referenzphotometer (SRP#15)^[19] wird jährlich durch eine Vergleichsmessung mit einem baugleichen Gerät (z.B. SRP#14 beim Bundesamt für Metrologie (METAS)), auf Konformität überprüft. Der Konformitätsnachweis darf die festgelegten, vorgegebenen maximalen Abweichungen zwischen den beiden Photometern nicht überschreiten.

Zwei Photometer des Typs Thermo 49C-PS, welche der Empa als TransfERNormal für O₃ dienen, werden regelmässig (1/2-jährlich) durch eine Mehrpunkt-Vergleichsmessung mit dem SRP kontrolliert (Abb. 4-7). Die kontrollierten TransfERNormale für O₃ werden für die Kalibrierung der Messgeräte auf den 16 Stationen verwendet.

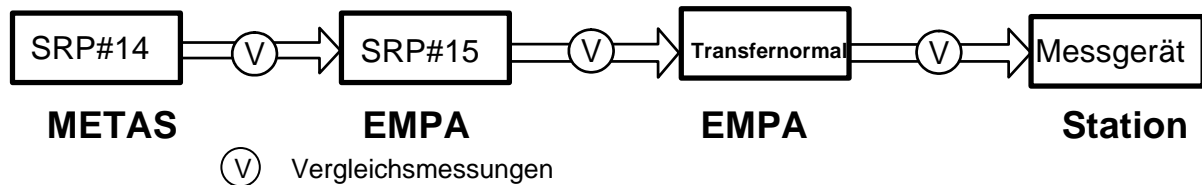


Abb. 4-7: Rückverfolgbarkeit von Ozon (Primärnormale: SRP#14 + SRP#15)

4.4.2. Schwefeldioxid, Stickstoffmonoxid, Kohlenmonoxid und Methan

Für jede Messkomponente befindet sich auf jeder einzelnen Station ein TransfERNormal, welches vorher im Labor mit dem Primärnormal des NABEL-Messnetzes verglichen wurde (Abb. 4-8). Bei einem Restdruck von 20 bar wird das TransfERNormal wieder ins Kalibrierlabor zurückgenommen und nochmals mit dem Primärnormal verglichen. Mit dem TransfERNormal werden die Messgeräte auf der Station manuell alle zwei Wochen kalibriert. Zusätzlich wird das TransfERNormal für den automatischen SPAN-Check der NO- und SO₂-Geräte alle 25 Stunden verwendet.

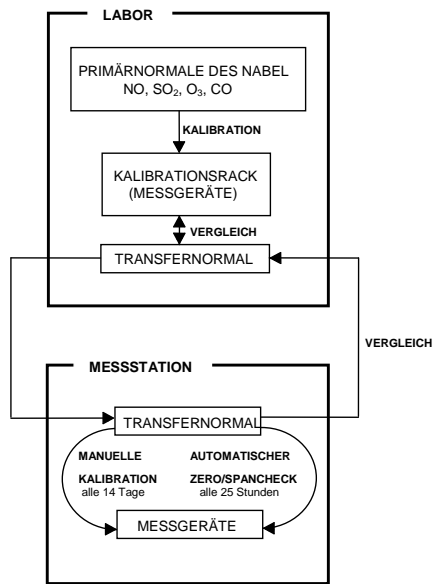


Abb. 4-8: Rückverfolgbarkeit Komponenten CO, NO, O₃ und SO₂

4.4.3. Volumenstrom

Zur Überprüfung des TransfERNORMALS BIOS DryCal und MFM red-y smart wird alle 4 Monate eine Vergleichsmessung mit dem Primärnormal DHI Molbloc/Molbox1-System im Kalibrierlabor vorgenommen.

4.5. Kalibrationen

Automatische Nullpunkt- und Spanpunkt-Überprüfung auf der Station

Alle 25 Stunden wird auf der Station automatisch eine Null- und Spanpunkt-Überprüfung für die Messgrößen SO_2 , NO_x und O_3 ausgelöst. Die Resultate dieser Kontrolle werden in der Kalibrierdatei der Betriebs- sowie der Minizentrale abgelegt. Sie stehen so jederzeit zur Überwachung des Betriebszustandes der einzelnen Messgeräte zur Verfügung. Es erfolgt keine automatische Korrektur der Messwerte aufgrund der Null- und Spanpunkt-Überprüfung. Um den Messdatenausfall möglichst gering zu halten (30 Min.) wird für diese Kontrolle der folgende Zeitablauf gewählt (Abb. 4-9):

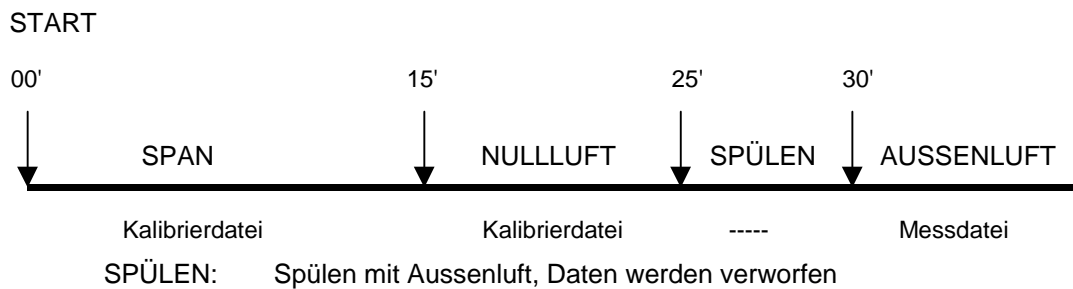


Abb. 4-9: Zeitablauf der automatischen Nullpunkt- und Spanpunkt-Überprüfung

Manuelle Kalibration auf der Station

Die manuelle Kalibration (Zweipunkt-Kalibration) der einzelnen Messgeräte erfolgt auf allen Stationen regelmässig alle 2 Wochen. Die resultierenden Änderungen der Geräteeinstellungen werden protokolliert. Aufgrund dieser manuellen Kalibration werden die Messdaten bereinigt.

Aufbau Kalibriereinrichtung

Die Kalibriereinrichtung ist modular aufgebaut, d.h. jedem Messgerät ist eine Kalibriereinheit zugeordnet. Es werden drei Typen eingesetzt: Module, bei denen das Prüfgas mit Nullluft verdünnt wird, Einheiten mit Ozongeneratoren sowie Dosiereinheiten für die direkte Aufgabe von Prüfgas aus der Flasche.

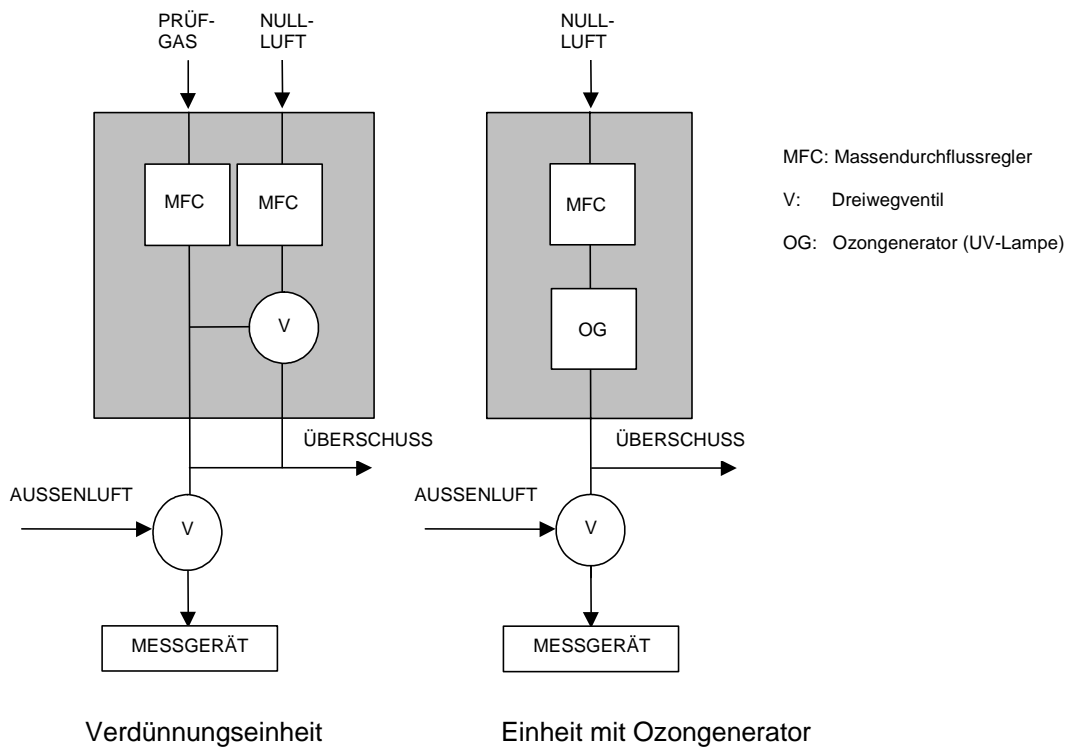


Abb. 4-10: Schematische Darstellung einer Kalibriereinrichtung

Die Standardkonfiguration des Kalibrators enthält folgende Massenflussregler:

Kanal	Max. Durchfluss
• SO ₂ - Prüfgas	50 ml/min
• SO ₂ - Verdünnung (Nullluft)	5 l/min
• NO - Prüfgas	50 ml/min
• NO - Verdünnung (Nullluft)	5 l/min
• O ₃ (Nullluft)	5 l/min

Der Durchfluss des CO- und CH₄- Prüfgases wird mit Hilfe eines Nadelventils geregelt.

Beim Verdünnungsmodul hängt die Wahl der Durchflussraten von folgenden Faktoren ab:

- gewünschte Spangaskonzentration
- Messgerätefluss (mind. 0.5 l/min Überschuss)
- Konzentration des Transfernormal
- Regelbereich des Massenflussreglers: Die Durchflussrate sollte zwischen 5-100% des maximalen Bereiches liegen.

Alle 3 Monate werden die Volumenströme der Verdünnungseinheiten (MKAL-VM) für SO₂ und NO auf den Stationen mit dem Transfernormal kalibriert.

Kalibrierbereiche

Der Messbereich der automatischen Messgeräte variiert mit der unterschiedlichen Belastung der Station. Der Kalibrierpunkt sollte einerseits den vorherrschenden Aussenluftkonzentrationen angepasst sein, andererseits hängt er auch vom Messbereich des verwendeten Geräts ab.

Nullluft

Die Nullluftereinheit (Abb. 4-11) setzt sich aus folgenden Elementen zusammen:

- ölfreier Kompressor mit 25l Drucklufttank (Ausgangsdruck 4 bar)
- beheizter CO/CO₂-Konverter
- Purafilpatrone (4 bar)
- Aktivkohlepatrone (4 bar)

Achtung: Nullluft für CO-Messung (CO-freie Nullluft) muss vor der Aktivkohle entnommen werden. Um Kondensation in den Schläuchen zu vermeiden, wird der Druck der Nullluft in der Station auf 2.5 bar reduziert.

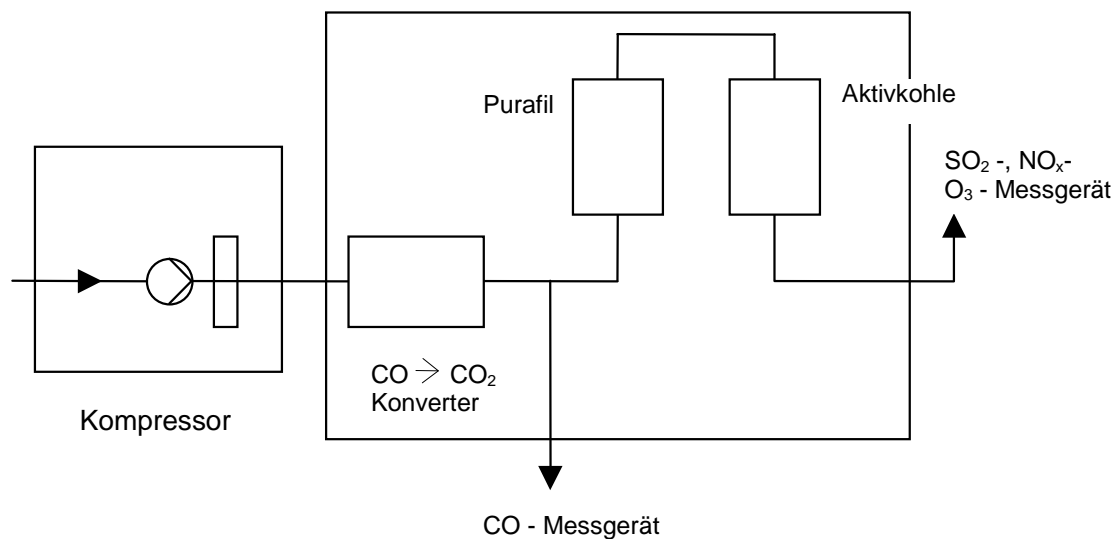


Abb. 4-11: Schematische Darstellung einer Nullluftereinheit

4.6. Gerätetests

Alle Messgeräte durchlaufen im Kalibrierlabor (Abb. 4-12) vor dem ersten Einsatz im Messnetz eine Eingangskontrolle.

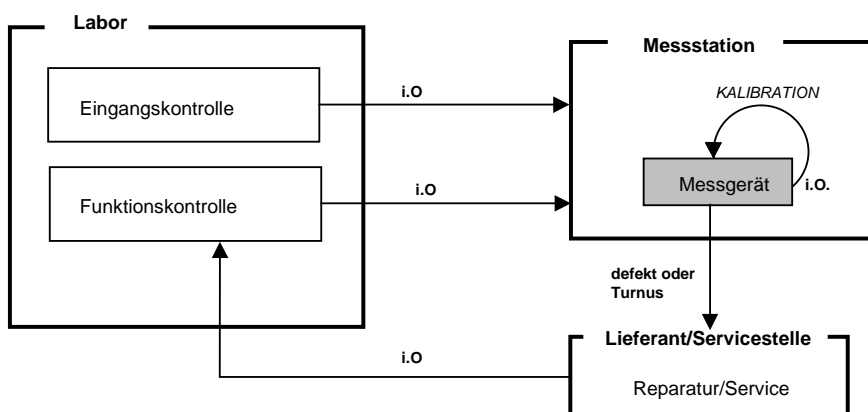


Abb. 4-12: Schematische Darstellung der Gerätetests

Nach jedem Service durch den Hersteller wird als Funktionskontrolle eine ausgewählte Anzahl von Geräteprozeduren durchgeführt.

4.6.1. Übersicht über die Gerätetestprozeduren

Prozeduren \ Geräte	Eingangskontrolle			Test nach Service (Funktionskontrolle)		
	CO, O ₃ , THC	SO ₂	NO _x	CO, O ₃ , THC	SO ₂	NO _x
Mehrpunktkalibration	X	X	X	X	X	X
Drift	X	X	X			
Signalrauschen (Null- und Spannpunkt)	X	X	X	X	X	X
zeitabhängiges Verhalten	X	X	X			
Wiederholgrenze	X	X	X	X	X	X
Querempfindlichkeit auf H ₂ O	X	X	X	X	X	X
Querempfindlichkeit auf NO		X			X	
Konverterwirkungsgrad			X			X
Schnelle NO-Änderung			X			

4.7. Bestimmung der Verfahrenskenngrößen

Bei Geräteevaluations, Eingangs- und Gerätekontrollen werden die folgenden Kenngrößen bestimmt.

- Kalibrierfunktion (Linearität)
- Drift (Stabilität)
- Signalrauschen
- Totzeit , Einstellzeit
- Nachweisgrenze
- Bestimmungsgrenze
- Wiederholbarkeit
- Selektivität (Querempfindlichkeit)

Bei einzelnen Geräten oder Messverfahren werden noch zusätzliche Tests durchgeführt:

- Konverterwirkungsgrad (siehe Kap. 3.2) (NO_x-Gerät)
- Einfluss von schnellen NO-Änderungen (NO_x-Gerät)

Die Gerätetests werden am dafür eingerichteten Gerätetestplatz (Abb. 4-13) im Kalibrierlabor mehrheitlich automatisch durchgeführt.

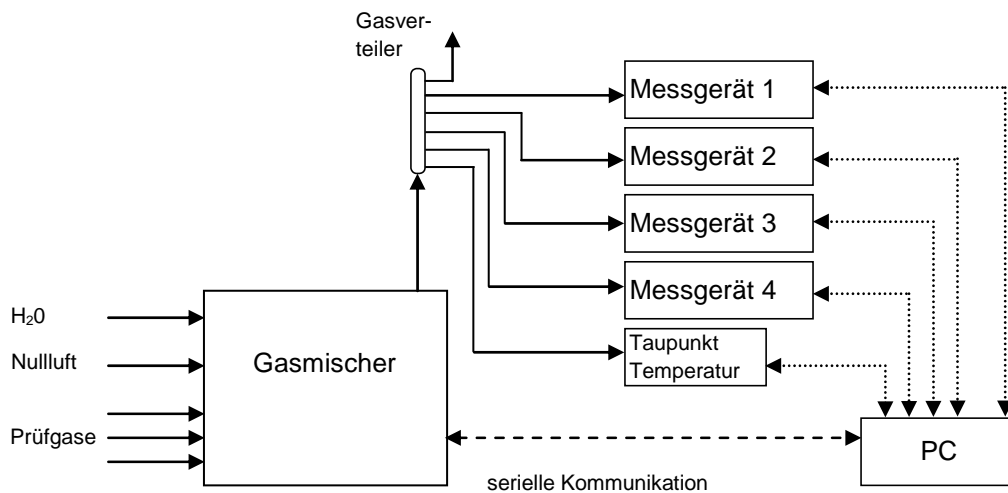


Abb. 4-13: Gerätetestplatz im Kalibrierlabor

Im Rahmen der durchgeführten Gerätetests werden bei den eingesetzten Immissionsmessverfahren diverse Kenngrößen bestimmt ^{[20],[21]}. Die nachfolgende Beschreibung ist auf Messgeräte zur kontinuierlichen Bestimmung von gasförmigen Komponenten in Aussenluft (SO₂, NO/NO₂, Ozon, CO und CH₄/NMVOC) ausgelegt. Es werden die in der Praxis wichtigsten Kenngrößen ermittelt. Das Messverfahren wird jedoch nicht vollständig charakterisiert.

4.7.1. Kalibrierfunktion

Die Kalibrierfunktion beschreibt die Abhängigkeit des Ausgangssignals von der Konzentration der zu analysierenden Substanz.

Mehrpunktkalibration

Bei einer Mehrpunktkalibration werden Wiederholungsmessungen von mindestens fünf über den Messbereich gleichmässig verteilten Konzentrationen (einschliesslich Nullpunkt) durchgeführt. Die Abfolge der Konzentrationsstufen sollte sich nach der in Abb. 4-14 skizzierten Vorgehensweise richten oder kann wie bei der Ozonkalibration in zufälliger Folge ablaufen.

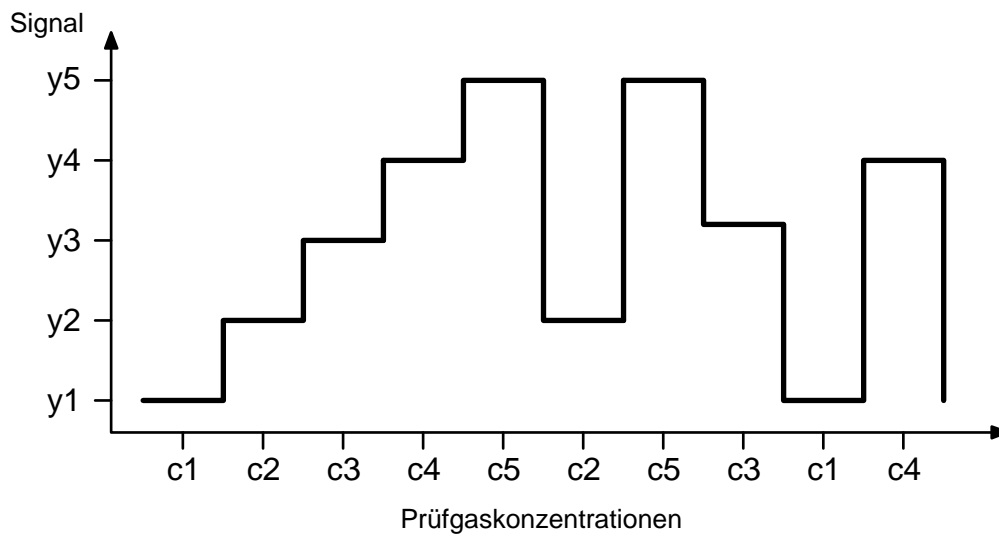


Abb. 4-14: Konzentrationsstufenfolge für Mehrpunktkalibration

Die Kalibrierfunktion erhält man aus der Regression über alle Wertepaare. Für die erwähnten Messgeräte verwendet man den linearen Ansatz:

$$\hat{y} = m \cdot c + b$$

\hat{y}	Erwartungswert (am Messgerät) aufgrund der Kalibrierfunktion
m	Steigung der Kalibrierfunktion
b	Achsenabschnitt der Kalibrierfunktion
c	Gaskonzentration (Sollwert)

In der Regel wird das Messgerät mittels der Kalibrierfunktion so eingestellt, dass die Gaskonzentration (c) dem Messwert (y) entspricht.

Für die Auswertung der Kalibrierfunktion werden folgende Grössen berechnet:

- Gaskonzentration (Sollwert) c_j der Stufe j . Sie wird aus der Konzentration des verwendeten Prüfgases und der allfälligen Verdünnung berechnet. Bei der Ozonkalibration ist es der Messwert des Ozon-TransfERNORMALS.

- Mittlerer Messwert \bar{y}_j jeder Stufe j :

(n = Anzahl Messungen pro Stufe)

$$\bar{y}_j = \frac{\sum_{i=1}^n y_{ji}}{n}$$

- Abweichung Δ_j vom Sollwert: $\Delta_j = \bar{y}_j - c_j$
- Koeffizienten m und b der Kalibrierfunktion: $\hat{y} = m \cdot c + b$
- Residuen d_j (Abweichung des Messwerts vom Erwartungswert): $d_j = \bar{y}_j - \hat{y}_j$
- Standardabweichung $s_{\bar{y}_j}$ der Messwerte jeder Stufe j: $s_{\bar{y}_j} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_{ij} - \bar{y}_j)^2}{n-1}}$

Linearität

Anhand der Mehrpunktkalibration lässt sich die angenommene Linearität überprüfen. Der Linearitätsfehler wird aufgrund der Residuen d_j ermittelt.

Die Nichtlinearität wird für jede Konzentrationsstufe berechnet: $L_j = \frac{d_j}{y_{\max}} \cdot 100\%$

(L_j = Nichtlinearität der Stufe j in %, y_{\max} = höchster Messwert)

Massgebend ist der betragsmässig grösste Linearitätsfehler L_j . Um von einer linearen Kalibrierfunktion ausgehen zu können, sollte der Linearitätsfehler eines Analysators $< 1\%$ sein. Ist dies nicht der Fall, muss die Kalibration durch eine nichtlineare Funktion beschrieben werden.

Beurteilung

- Nichtlinearität L: $\leq \pm 0.5 \%$

2-Punktkalibration

Ist die Kalibrierfunktion bekannt und kann der lineare Ansatz verwendet werden, so kann für die Routinemessung das vereinfachte Verfahren der 2-Punktkalibration eingesetzt werden. Mit der Messung am Null- und an einem Kalibrierpunkt (Spannpunkt) wird das Messgerät überprüft und gegebenenfalls auf den Sollwert abgestimmt.

Dazu wird Nullluft und Prüfgas verwendet, das unverdünnt (CO, CH₄) oder zusätzlich mit Nullluft verdünnt wird (NO, SO₂). Die Ozonkalibration erfolgt mit einem Transferstandard. Werden Prüfgase mit einer Gasmischeinheit verdünnt, so müssen die Durchflüsse mit einem Volumenstrommessgerät ermittelt werden. Man verwendet dazu entweder das Primärnormal (DHI Molbloc/Molbox1) oder das Transfernormal (Bios DryCal).

Die 2-Punktkalibration wird nach Bedarf, aber mindestens 14-täglich durchgeführt.

4.7.2. Drift (Stabilität)

Als Drift bezeichnet man die Änderung von Null- und Kalibrierpunkt über eine gegebene Zeitdauer, innerhalb der nicht justiert wird. Er wird als Messwertänderung pro Zeit angegeben.

- Aus mindestens drei (14-täglichen) 2-Punktkalibrationen wird der Drift berechnet (Abb. 4-15).

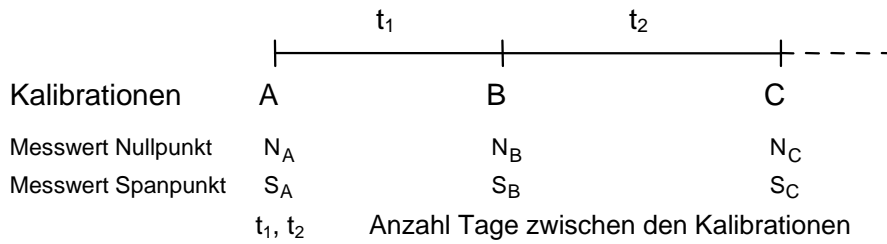


Abb. 4-15: Schema zur Berechnung des Drifts

- Der tägliche Nullpunktdrift $D_{N1,24h}$ für das Intervall 1 wird wie folgt berechnet:

$$D_{N1,24h} = \frac{N_B - N_A}{t_1}$$

Entsprechend werden die Drifts für die weiteren Kalibrierintervalle berechnet.

- Die Spanpunktdrifts $D_{S1,24h}$ werden in Prozent der Kalibriergaskonzentration berechnet:

$$D_{S1,24h} = \frac{S_B - S_A}{t_1 \cdot c_S} \cdot 100\%$$

c_S Spangaskonzentration

- Aus dem mittleren täglichen Drift von Null- und Spanpunkt wird auf 14 Tage hochgerechnet.

$$D_{N,24h} = \frac{\sum_{i=1}^n D_{Ni,24h}}{n}$$

mittlerer täglicher Nullpunktdrift

$$D_{N,2W} = 14 \cdot D_{N,24h}$$

Nullpunktdrift in 2 Wochen

Beurteilung

- maximaler Nullpunktdrift $D_{N,2W}$ in 2 Wochen:

SO ₂	± 0.2ppb
NO/NO _x	± 0.2ppb
O ₃	± 0.3ppb
CO	± 0.02ppm
CH ₄ /THC	± 0.01ppm

- maximaler Spanpunktdrift $D_{S,2W}$ in 2 Wochen für alle Gase: ± 2%

4.7.3. Signalrauschen

Das Signalrauschen wird mit einer definierten Zeitkonstante oder Signalfiltereinstellung (in der Regel gleich wie für die Aussenluftmessung) am Nullpunkt und bei einer geeigneten Konzentration ermittelt. Dazu werden während ½ - 1 Stunde die Einzelwerte (z.B. alle 10 s)

gespeichert. Dabei ist wichtig, dass die Gaskonzentration über die ganze Periode konstant bleibt.

Aus den Einzeldaten wird die Standardabweichung berechnet. Dazu muss die Konzentration und die verwendete Zeitkonstante, Signalfiltereinstellung oder Integrationszeit angegeben werden. Aus dem Zeitverlauf der Einzelwerte ist auch der Bereich ersichtlich, innerhalb dem das Signal schwankt. Liegen keine Ausreisser vor, so beträgt die Bandbreite des Rauschens ca. die 5-fache Standardabweichung (Abb. 4-16).

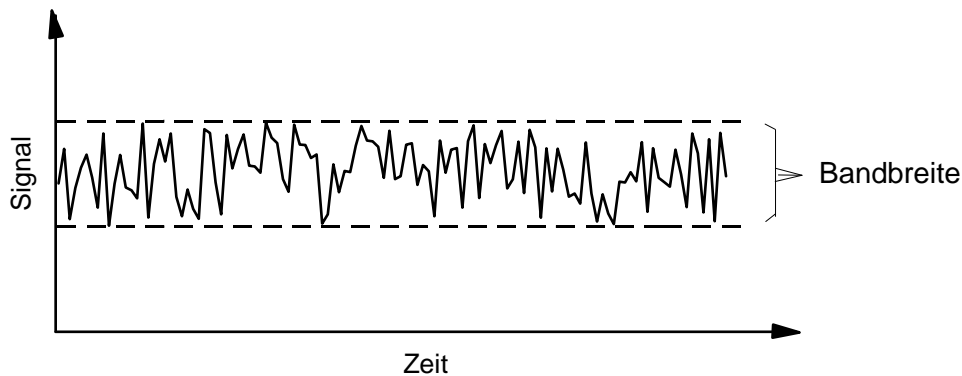


Abb. 4-16: Signalrauschen und Bandbreite

Standardabweichung am Nullpunkt:

$$s_{(c=0)} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}{n-1}}$$

Standardabweichung am Spannpunkt:

$$s_{(c=Span)} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}{n-1}}$$

Beurteilung

Da das Signalrauschen von der Signalfilterung des Gerätes abhängig ist, ist eine Beurteilung nur zusammen mit dem zeitabhängigen Verhalten des Analysators möglich.

4.7.4. Zeitabhängiges Verhalten

Unter dem zeitabhängigen Verhalten versteht man die Charakteristik des Ausgangssignals bezüglich einer zeitlichen Änderung des Eingangssignals (Abb. 4-17). In der Praxis genügt

es häufig, die Sprungantwort zu ermitteln und durch empirische Kenngrößen zu beschreiben.

Die Totzeit T_{10} ist der Zeitabstand zwischen der sprunghaften Änderung der Schadstoffkonzentration und dem Anstieg auf 10% des Endwertes.

Die Einstellzeit T_{90} gibt an, wie rasch bei einer sprunghaften Änderung der Probegaskonzentration das Messsignal auf 90% des Endwertes ansteigt.

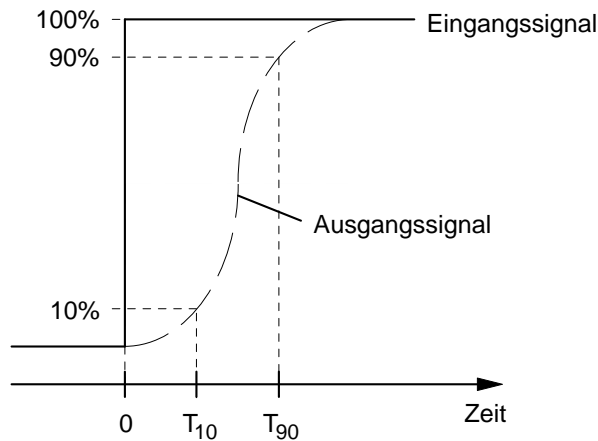


Abb. 4-17: Sprungfunktion; Tot- und Einstellzeit

Ermittelt werden die beiden Grössen, indem man von der Nullluft, mit Hilfe eines Ventils, ohne Verzögerung auf eine konstante Probengaskonzentration umschaltet. Das Messsignal wird auf einem Schreiber oder einem Datenlogger (1 s Einzelwerte) registriert. Aus der Aufzeichnung können die T_{10} - und T_{90} - Werte herausgelesen werden. Zu den Kenngrössen muss die verwendete Zeitkonstante, Signalfiltereinstellung oder Integrationszeit angegeben werden.

Beurteilung

- Die Totzeit T_{10} sollte 2 Minuten nicht überschreiten.
- Die Einstellzeit T_{90} sollte 2.5 Minuten nicht überschreiten.

4.7.5. Nachweisgrenze / Bestimmungsgrenze

Nachweisgrenze

Die Nachweisgrenze ist die kleinste Schadstoffkonzentration, die qualitativ mit einer Wahrscheinlichkeit von 95% vom Zustand Null unterschieden werden kann.

Die Nachweisgrenze \underline{c} wird aus der Standardabweichung der Nullpunktmessung berechnet:

$$\underline{c} = \frac{1}{m} \cdot t_{J-1;0.95} \cdot s_{(c=0)}$$

m	Steigung der Kalibrierfunktion
$t_{J-1;0.95}$	t-Faktor, 95% Sicherheit (P) für J - 1 Messwerte
$s_{(c=0)}$	Standardabweichung der Messwerte bei $c = 0$

Ist $m = 1$ und liegen 60 Einzelwerte am Nullpunkt vor, so ergibt sich für \underline{c} mit $P = 0.975$

$$\underline{c} = 2 \cdot s_{(c=0)}$$

Die Nachweisgrenze ist somit die doppelte Standardabweichung des Nullpunktrauschens.

Gemäss den "Empfehlungen über die Immissionsmessung von Luftfremdstoffen" (BU-WAL)^[15] sollte die Nachweisgrenze 10% des Langzeitimmissionsgrenzwertes nicht übersteigen. Das ergibt folgende maximale Nachweisgrenzen:

$$\begin{aligned} \text{SO}_2: \quad \underline{c} &\leq 1.1 \text{ ppb} \\ \text{NO}_2: \quad \underline{c} &\leq 1.6 \text{ ppb} \end{aligned}$$

Für NO, O₃ und CO bestehen keine Langzeitimmissionsgrenzwerte.

Beurteilung

Je nach Belastung der Station werden für die SO₂- und NO_x-Messung Monitore mit unterschiedlicher Nachweisgrenze eingesetzt.

tolerierte Nachweisgrenze \underline{c} :	
SO ₂	0.1 resp. 0.2 ppb
NO	0.1 resp. 1.0 ppb
NO ₂	0.1 resp. 1.5 ppb
O ₃	0.5 ppb
CO	0.025 ppm
CH ₄ /THC	0.025 ppm

Bestimmungsgrenze

Die Bestimmungsgrenze \underline{C} ist die kleinste Schadstoffkonzentration, die mit einer Wahrscheinlichkeit von 95% von der Nachweisgrenze unterschieden werden kann.

Sie wird ebenfalls aus der Standardabweichung der Nullpunktmessung berechnet:

$$\underline{C} = \frac{1}{m} \cdot 2t_{J-1;0.95} \cdot s_{(c=0)} \quad \text{oder} \quad \underline{C} = 2 \cdot \underline{c}$$

Beurteilung

Je nach Belastung der Station werden für die SO₂- und NO_x-Messung Monitore mit unterschiedlicher Bestimmungsgrenze eingesetzt.

maximale Bestimmungsgrenze \underline{C} :	
SO ₂	0.2 resp. 0.4 ppb
NO	0.2 resp. 2.0 ppb
NO ₂	0.3 resp. 3.0 ppb
O ₃	1.0 ppb
CO	0.05 ppm
CH ₄ /THC	0.05 ppm

4.7.6. Wiederholbarkeit oder Wiederholgrenze r

Die Wiederholgrenze r bezeichnet den Betrag, um den sich zwei Messwerte, die unter Wiederholbedingungen ermittelt wurden, höchstens unterscheiden (mit einer Wahrscheinlichkeit von 95%):

$$r = t_{N-1;0.95} \cdot \sqrt{2} \cdot s_r$$

$t_{N-1;0.95}$ t-Faktor für N - 1 Messwerte, 95% Sicherheit (P)
 s_r Standardabweichung, ermittelt unter Wiederholbedingungen

$$s_r = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}{n-1}}$$

n = Anzahl Messungen

Für den Fall, dass 16 Wiederholungen vorliegen, kann mit $r = 3 \cdot s_r$ gerechnet werden.

Das Messgerät wird abwechslungsweise mit Nullluft und Prüfgas beaufschlagt (Abb. 4-18). Es werden in der Regel 16 bis 20 Wiederholungen durchgeführt und dabei Mittelwerte (10 Min.) für die Null- ($y_{N,i}$) und Spanpunkte ($y_{S,i}$) registriert.

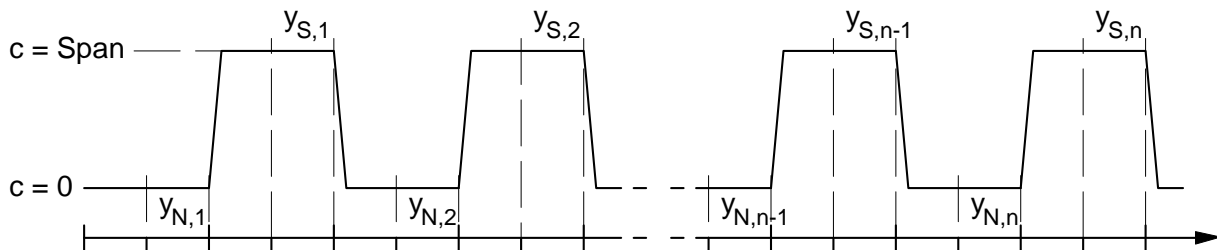


Abb. 4-18: Wiederholgrenze: Konzentrationsfolge

Aus den Standardabweichungen der Mittelwerte wird r für den Null- und Spanpunkt berechnet.

Beurteilung

Je nach Belastung der Station werden für die NO_x-Messungen Monitore mit unterschiedlicher Wiederholgrenze eingesetzt.

- maximale Wiederholgrenze r am Nullpunkt:

SO ₂ :	0.1 ppb
NO:	0.05 resp. 0.5 ppb
O ₃ :	0.4 ppb
CO:	0.02 ppm
CH ₄ /THC	0.02 ppm

- maximale Wiederholgrenze r am Spanpunkt für alle Gase: 0.7% von \bar{y}_S

$$\bar{y}_S = \frac{\sum_{i=1}^n y_{S,i}}{n} \quad \text{mittlerer Spanmesswert}$$

4.7.7. Querempfindlichkeit / Selektivität

Bestimmte Stoffe können einen Einfluss auf das Messverfahren haben. Die Störung durch Querempfindlichkeit kann entweder zu einer Zunahme oder Verminderung des Messsignals führen. Untersucht werden solche Komponenten, die aufgrund des Messprinzips einen Einfluss auf den Messwert erwarten lassen. Zu beachten ist auch eine mögliche Kombinationswirkung verschiedener Stoffe.

Folgende beispielhaft aufgeführte Komponenten können einen Einfluss ausüben:

- Wasserdampf, CO₂, NO, NO₂, SO₂, CO, H₂S, NH₃, CH₄, Benzol, Ethen etc.

Die Untersuchungen werden bei einer Messkomponentenkonzentration von Null und in der Höhe des Kurzzeitgrenzwertes durchgeführt. Die Testkonzentrationen der Störgrößen sollen möglichst einem im Untersuchungsgebiet üblichen maximalen Halbstundenmittelwert entsprechen.

Die Querempfindlichkeit wird als prozentuale Änderung der Messgrösse bezogen auf die Störgrössenkonzentration angegeben:

$$q = \frac{y_{St} - y}{C_{St}} \cdot 100\%$$

q Querempfindlichkeit in %
y Messwert ohne Störkomponente
y_{St} Messwert mit Störkomponente
C_{St} Störgrössenkonzentration

Bei einer Geräteevaluation werden in der Regel je nach Gerätetyp folgende Querempfindlichkeiten untersucht:

Störgrösse	H ₂ O	NO	HNO ₃	HNO ₂	PAN	NH ₃	Benzol	CO ₂	O ₃
SO ₂ -Analysator	X	X							
NO/NO _x -Analysator	X		X	X	X	X			
O ₃ -Analysator	X						X		
CO-Analysator	X							X	X
THC Analysator	X								

Bei den regelmässigen durchgeführten Gerätetests wird immer der Einfluss der Luftfeuchtigkeit überprüft. Beim SO₂-Analysator wird zusätzlich die Querempfindlichkeit von NO bestimmt.

4.8. Wartung

Ein wichtiges Element der Qualitätssicherung ist die minutiöse **Wartung der Messstation**. Ähnlich den bisherigen Checklisten werden die anfallenden Angaben elektronisch erfasst und in einer Datenbank abgelegt (Wartungstool, siehe Anhang B1).

Die Wartungsarbeiten umfassen neben den manuellen Kalibrationen (siehe Kapitel 4.5.) auch das Reinigen der Geräte oder das Austauschen einzelner Bestandteile oder ganzer Messgeräte. Das Zeitintervall für diese Arbeiten richtet sich nach Erfahrungswerten der Standzeiten dieser Einzelkomponenten. Die folgende Zusammenstellung umfasst Schwerpunkte der unterschiedlichen **Wartungsintervalle bei Immissionsanalysatoren**:

Messgrösse	Wartung	Wartungsintervall
Ozon	• Drucksensor überprüfen	3 Monate
	• mit Transferstandard kalibrieren	3 Monate
	• Thermo 49C: Messzelle reinigen	6 Monate
	• Service durchführen lassen	2 Jahre
	• Scrubber ersetzen	2 Jahre
NO_x	• Konverterwirkungsgrad überprüfen	1 Jahr
	• Service durchführen lassen	1 - 2 Jahre
CO	• Service durchführen lassen	1 Jahr
THC	• mit Propan prüfen	6 Monate
	• Service durchführen lassen	1 Jahr
SO₂	• Drucksensor überprüfen	6 Monate
	• Service durchführen lassen	2 Jahre
Feinstaub	• FH62 IR : Durchfluss kalibrieren	6 Monate
	• FH62 IR : Folienkalibration	6 Monate
	• HIVOL: Durchfluss überprüfen	6 Monate
	• TEOM: Filter (Waage) ersetzen	≤ 2 Monate
	• TEOM: Durchflusskalibration	6 Monate
Kalibratoren	• MKAL: Durchfluss der MFC messen	3 Monate
Nullluft	• CO/CO ₂ -Konverter prüfen	3 Monate
	• Aktivkohle ersetzen	6 Monate
	• Purafil ersetzen	2 Jahre
allgemein	• Sticleitungen auf Verluste prüfen	6 Monate
	• Ringleitung reinigen + Durchfluss messen	0.5 - 1 Jahr

Wie bereits erwähnt, wird alle 25 Stunden eine automatische Nullpunkt- und Spanpunktüberprüfung ausgelöst, dessen Resultat auf der Zentrale jederzeit verfügbar ist. Dies erlaubt auch zwischen den Besuchen der Station eine Kontrolle über den Zustand der Messgeräte.

Die Wartung der meteorologischen Messgeräte ist stark von der jeweiligen Messgrösse abhängig. Daher sind in der folgenden Tabelle die Wartungsarbeiten nach einzelnen Meteorologiegrössen gegliedert.

Wartung der meteorologischen Messgeräte

Messgrösse	Wartung	Wartungsintervall
Wind	• Kontrolle der Heizung, Sichtkontrolle	2 Wochen
	• Service	10 Jahre
Niederschlag	• Reinigung des Trichters	2 Wochen / Bedarf
	• Reinigung der Wippe	2 Monate / Bedarf
	• Kontrolle des Regennessers (200 ml)	2 Jahre
	• Service	10 Jahre
Globalstrahlung	• Reinigung der Glashaube	2 Wochen
	• Blaugel wechseln	6 Monate
	• Kasten reinigen	6 Monate
	• Service (Reinigung Kasten)	5 Jahre
	• Signalleitung überprüfen	5 Jahre
	• Service (Reinigung Kasten und Kalibration)	10 Jahre
Strahlungsbilanz	• Reinigung der Glashaube	2 Wochen
	• Kontrolle der Belüftung	2 Wochen
	• Ansaugfilter reinigen (belüftetes Gehäuse)	1 Monat
	• Reinigung Belüftungsgehäuse	6 Monate
	• Signalleitung überprüfen	5 Jahre
	• Kalibration	10 Jahre
Druck	• Geber überprüfen (Druckkalibrator)	4 Jahre
	• Service und Kalibration	10 Jahre
Relative Feuchte + Temperatur	• Testpunkte überprüfen	3 Monate
	• Service	5 Jahre

Die folgende Tabelle zeigt die diversen Verbrauchsmaterialien, die zur Wartung der Immissionsanalysatoren verwendet werden.

Verbrauchsmaterial (kontinuierliche Messung)

Eingangsfiler (Messgeräte)	Verbrauchsmaterial	Hersteller
NO _x , SO ₂ , O ₃	S & S Membranfilter TE38, (5 µm)	Whatman Switzerland
	(PTFE, Stützgewebe: PES) oder S & S Membranfilter TE47, (5 µm)	Whatman Switzerland
NO _x	Horiba Teflonfilter, (3 µm)	Horiba
THC	Horiba Teflonfilter, (3 µm)	Horiba
CO	Horiba Papierfilter	Horiba

Ventile für Kalibrier gases	Verbrauchsmaterial	Hersteller
NO, CO, synthetische Luft	Doppelstufenreduzierventil RVVUD	Lüdi
SO ₂	Druckreduzierventil Praxair/Ucar HTS-200-5	Pan Gas
Chemikalien für Nullluft	Verbrauchsmaterial	Hersteller
Aktivkohle	Silcarbon C46	Schneider Dämmtech- nik
Purafil II	Chemisorbant 4% KMnO ₄	Stäfa Ventilator AG

Um eine optimale Stationswartung zu gewährleisten, wird ein- und dieselbe Station über einen längeren Zeitraum (2-3 Jahre) vom selben Servicetechniker betreut. Dieser ist dann auch in der Lage, kleine Veränderungen wahrzunehmen und unverzüglich die entsprechenden Massnahmen einzuleiten.

Eine sorgfältig durchgeführte, prophylaktische Wartung trägt wesentlich zu einer lückenlosen Messreihe bei.

4.9. Ringversuche

Ringversuche sind geeignet, um quantitative Aussagen über die Zuverlässigkeit von Analyseverfahren zu gewinnen. Mit der Durchführung von Ringversuchen können verschiedene Zwecke verfolgt werden:

- Bestimmung von Vergleichsgrenzen verschiedener Labors
- Ermittlung von verfahrensspezifischen Präzisionsdaten
- Vergleich verschiedener Messverfahren
- Ausbildung der Teilnehmer
- Bestimmung von Messunsicherheiten

Entsprechend der angestrebten Zielsetzung muss die Planung des Ringversuches vorgenommen werden.

Es gibt zwei verschiedene Typen von Ringversuchen:

- Ringversuche Typ I: Teilnehmer verschiedener Institute führen an einem gemeinsamen Ort mit ihrer eigenen Messtechnik Parallelmessungen durch.
- Ringversuche Typ II: Im Normalfall werden identische Proben von mehreren Instituten unabhängig voneinander mit der eigenen Messtechnik analysiert.

Teilnahme an Ringversuchen

Die Teilnahme an nationalen und internationalen Ringversuchen ist ein wichtiges Element der Qualitätssicherung und bietet immer wieder eine willkommene Gelegenheit, allfällige Schwachstellen der verwendeten Messmethoden zu erkennen. Eine Teilnahme sollte - wenn immer möglich - in regelmässigen Abständen wiederholt werden. An folgenden Ringversuchen wurde im Rahmen des NABEL teilgenommen:

Thema	Komponenten	Veranstalter	Jahr/Zeitraum	Typ
ANALYTIK:				
Regen	pH, Leitfähigkeit, Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+}	EMEP/NILU	jährlich	II
Regen	pH, Leitfähigkeit, Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+}	WMO	2 x / Jahr	II
Russ	EC- und OC-Analytik auf Filtern	TU Berlin	1995	II
	EC- und OC-Analytik auf Filtern	IUHT Lausanne	1996	II
	EC- und OC-Analytik auf Filtern	IUHT Lausanne	1998	II
	EC- und OC-Analytik auf Filtern	EUSAAR	2008	II
	EC- und OC-Analytik auf Filtern	JRC Ispra	2008/09	II
MONITOREN:				
Stickoxide	NO , NO_2 (Aussenluftkonz.)	EMEP/NILU/UBA	1991	I
Ozon	O_3 (Aussenluftkonz.)	LUA	1992	I
Stickoxide, Schwefeldioxid, Ozon	NO , NO_2 , SO_2 , O_3 (Aussenluftkonz.)	LUA	1992	I
Stickoxide, Kohlenmonoxid	NO , NO_2 , CO (Aussenluftkonz.)	LUA	1993	I
VOC	$\text{C}_2 - \text{C}_8$	EMEP	1993	II
VOC	$\text{C}_2 - \text{C}_8$, Aromaten	JRC/Ispra	1994	II
VOC	$\text{C}_2 - \text{C}_8$, Aromaten	Cercl' Air	1996	II
VOC	$\text{C}_2 - \text{C}_6$, Benzol	IFU, NPL, NILU	1997	II
VOC	$\text{C}_2 - \text{C}_8$, Aromaten	Cercl' Air	1998	II
VOC	$\text{C}_2 - \text{C}_9$, Aromaten	IFU, NPL, NILU	1998	II
Stickoxide, Kohlenmonoxid	NO , NO_2 , CO (Aussenluftkonz.)	WHO, UBA	1998	I
VOC	$\text{C}_2 - \text{C}_9$, Aromaten	IFU, NPL, NILU	1999	II
VOC	$\text{C}_2 - \text{C}_9$, Aromaten	IFU, NPL, NILU	2000	II
Stickoxide, Schwefeldioxid, Kohlenmonoxid, Ozon	NO , NO_2 , SO_2 , CO , O_3 (Aussenluftkonz.)	JRC/Ispra	2000	I
Feinstaub	PM10	Cercl' Air	2001	I
Stickoxide, Schwefeldioxid, Kohlenmonoxid	NO , NO_2 , SO_2 , CO	JRC/Ispra	2005	I
VOC	$\text{C}_2 - \text{C}_8$, Aromaten	JRC/Ispra	2007	II
VOC	$\text{C}_2 - \text{C}_8$, Aromaten	IFU	2007	II
Stickoxide, Schwefeldioxid, Kohlenmonoxid, Ozon	NO , NO_2 , SO_2 , CO , O_3 (Aussenluftkonz.)	JRC/Ispra	2008	

5. MESSUNSICHERHEITEN

5.1. Allgemeines

Die Angabe der Unsicherheit einer Messung ist ein fester Bestandteil eines Messergebnisses. Nur mit Kenntnis der Messunsicherheiten können Messwerte beurteilt und miteinander verglichen werden.

Definition Messunsicherheit

Die Messunsicherheit ist der dem Messergebnis zugeordnete Parameter, der die Streuung der jeweiligen Werte kennzeichnet, die vernünftigerweise der Messgrösse zugeordnet werden^[22].

Mit dem *Leitfaden zur Angabe der Unsicherheit beim Messen (GUM)*^[22] steht eine umfassende Anleitung zur Ermittlung der Unsicherheit von Messungen zur Verfügung. Im NABEL wird das darin empfohlene Verfahren zur Bestimmung von Messunsicherheiten eingesetzt.

Der *Leitfaden zur Angabe der Unsicherheit beim Messen (GUM)* empfiehlt für die Ermittlung der Messunsicherheit ein Vorgehen in mehreren Schritten (leicht gekürzt):

1. Beschreibung der Beziehung der Messgrösse und allen relevanten Einflussgrössen bzw. Unsicherheitskomponenten.
2. Ermittlung der Standardunsicherheit jeder Einflussgrösse.

Bei den Unsicherheiten der Einflussgrössen werden zwei Typen unterschieden:

Typ A: Unsicherheiten die durch statistische Analyse von Beobachtungen bestimmt werden.

Typ B: Unsicherheiten die mit anderen Mitteln als der statistischen Analyse von Beobachtungen bestimmt werden (z.B. Angabe bei zertifizierten Referenzmaterialien, Herstellerangaben).
3. Bei korrelierten Einflussgrössen müssen die Kovarianzen bestimmt werden.
4. Bestimmung der kombinierten Standardunsicherheit und der erweiterten Unsicherheit des Messergebnisses.
5. Dokumentation der ermittelten Messunsicherheiten.

Beim *Leitfaden zur Angabe der Unsicherheit beim Messen (GUM)* liegt der Schwerpunkt auf dem so genannten indirekten Ansatz, d.h. es werden die Standardunsicherheiten aller Einflussgrössen getrennt ermittelt. Typische Einflussgrössen bei Luftschadstoffmessungen sind:

- Unsicherheit des Referenznormals
- Unsicherheit des TransfERNormals
- Linearität des Messgerätes
- Wiederholbarkeit des Messgerätes
- Messgeräteraustausch und Messgerätedrift
- Abhängigkeit des Messwertes von Luftdruck und Lufttemperatur
- Querempfindlichkeit gegenüber Wasser und anderen Verbindungen
- Unsicherheit durch Restgehalt in der Nullluft

Alternativ oder ergänzend kann auch der direkte Ansatz verfolgt werden (EN ISO 20988, Air quality – Guidelines for estimating measurement uncertainty, 2007) ^[23]. Dabei wird z.B. durch

- Wiederholte Messungen von Referenzmaterialien, oder
- Vergleichsmessungen mit identischen Messeinrichtungen

die kombinierte Unsicherheit von mehreren Einflussgrößen bestimmt. Unsicherheiten durch Einflussgrößen die bei einem direkten Ansatz nicht variiert werden, müssen hierbei getrennt berücksichtigt werden.

Im NABEL werden die Messunsicherheiten mit dem indirekten Ansatz bestimmt. In Kapitel 5.2 wird die Berechnung der Messunsicherheit am Beispiel von Ozon ausführlich beschrieben, in Kapitel 5.3 finden sich Tabellen mit den Messunsicherheiten der kontinuierlich gemessenen gasförmigen Luftschadstoffen.

Die ermittelten Messunsicherheiten werden durch Unsicherheitsabschätzungen anhand von Vergleichsmessungen mit identischen Messeinrichtungen (Parallelmessungen) verglichen (direkter Ansatz).

Es ist schliesslich wichtig zu erwähnen, dass die Messunsicherheit eine Angabe über die Unsicherheit der Richtigkeit eines Messergebnisses nach der Korrektur aller bekannter systematischer Fehler darstellt ^[22]. Die Umsetzung der im Kapitel 4 beschriebenen Elemente der Qualitätssicherung ermöglicht das Erkennen und Korrigieren von systematischen Fehlern. Da eine vollständige Korrektur von allen systematischen Fehlern nicht möglich ist, tragen unvollständig korrigierte systematische Fehler zur Messunsicherheit bei.

5.2. Berechnung der Messunsicherheit am Beispiel Ozon

Die Berechnung der Messunsicherheit von Ozon folgt in weiten Teilen der Publikation von Klausen et al. (2003) ^[24], in welcher die Unsicherheiten im Rahmen der Aktivitäten des GAW-Weltkalibrierzentrums für bodennahes Ozon (WCC-EMPA) ermittelt wurden.

Die im NABEL eingesetzten Ozon-Geräte (Kap. 4.4.1) beruhen auf der Absorption von ultravioletttem Licht und der Anwendung des Gesetzes von Lambert-Beer (Kap. 3.3 und 4.2.1), d.h. das physikalische Modell des Messprozesses lautet:

$$c = -\ln(\tau) \cdot \frac{1}{\alpha \cdot L} \cdot \frac{T}{p} \cdot \frac{p_0}{T_0} - \ln\left(\frac{I}{I_0}\right) \cdot \frac{1}{\alpha \cdot L} \cdot \frac{T}{p} \cdot \frac{p_0}{T_0}$$

c	Ozonkonzentration
τ	Lichttransmission durch die Messzelle
I, I ₀	gemessene Lichtintensitäten bei An- und Abwesenheit von Ozon
α	Absorptionskoeffizient
L	Länge der Messzelle
T, p	aktuelle Temperatur und aktueller Druck
T ₀ , p ₀	Druck und Temperatur bei Normbedingungen

Folgende Einflussgrössen tragen zur Unsicherheit bei der Realisierung des physikalischen Messprozesses bei:

Einflussgrösse	Standardunsicherheit	Typ
τ (bzw. I, I_0)	u_τ	A
α	u_α	B
L	u_L	B
T	u_T	B
P	u_P	B

Durch Anwendung des Fehlerfortpflanzungsgesetzes und der Annahme, dass die Kovarianzen zwischen den Einflussgrössen vernachlässigt werden können ergibt sich für die Standardunsicherheit von c (u_c):

$$\frac{u_c^2}{c^2} = \left(\frac{u_\tau}{\tau \cdot \ln(\tau)} \right)^2 + \left(\frac{u_\alpha}{\alpha} \right)^2 + \left(\frac{u_L}{L} \right)^2 + \left(\frac{u_P}{p} \right)^2 + \left(\frac{u_T}{T} \right)^2$$

Da alle Ozonmessungen im NABEL auf dem Lambert-Beer'schen Gesetz beruhen und denselben Wert für den Absorptionskoeffizienten α verwenden, kann die zugehörige Unsicherheit vernachlässigt werden ($u_\alpha = 0$).

Für die Messungen von ozonfreier Luft ($c=0, \tau=1$) ergibt sich:

$$u_{c=0} = \frac{T \cdot p_0 \cdot u_\tau}{\alpha \cdot L \cdot p \cdot T_0}$$

Bei atmosphärischen Ozonmessungen ist die Lichttransmission durch die Messzelle nahe bei eins ($\tau \approx 1$), die Standardunsicherheit der Ozonmessung kann unter diesen Bedingungen wie folgt angenähert werden:

$$u_c^2 \approx u_{c=0}^2 + (u_L^2 + u_P^2 + u_T^2) \cdot c^2$$

5.2.1. Unsicherheit des Primärnormals für Ozon

Das NABEL setzt ein Standard-Referenzphotometer (SRP) als primäres Ozonnormal ein (siehe Kap. 4.2.1). Dieses wird regelmässig mit baugleichen Geräten (z.B. beim Bundesamt für Metrologie METAS) verglichen.

Die Standardunsicherheiten der oben aufgeführten Einflussgrössen auf die Ozonmessung mit einem SRP finden sich in Klausen et al. (2003) ^[24].

Für die Standardunsicherheit eines SRP ergibt sich

$$u_{\text{SRP}} = \sqrt{(0.35\text{ppb})^2 + (0.0015 \cdot c)^2}, \quad \text{mit } 0 \leq c \leq 250\text{ppb}.$$

Die erweiterte Messunsicherheit ist

$$U_{\text{SRP}} = k \cdot u_{\text{SRP}}, \text{ mit } k = 2 \text{ (Vertrauensbereich von 95\%)}$$

Kontrolle des Primärnormals

Das SRP der Empa (SRP#15) wird kontrolliert, indem es mit einem zweiten SRP, d.h. mit einem zweiten Primärnormal verglichen wird. Das SRP#15 wird jährlich mit mindestens einem anderen SRP verglichen, eine Vergleichsmessung beim NIST in Gaithersburg wird mindestens alle 4 Jahre vorgenommen.

Unter der Annahme, dass beide baugleichen SRP die gleiche erweiterte Messunsicherheit U_{SRP} aufweisen sollten 95% der Differenzen der erhobenen Messwerte ($\Delta_{\text{SRP, SRP}}$) folgende Bedingung erfüllen:

$$|\Delta_{\text{SRP,SRP}}| \leq \sqrt{2} \cdot U_{\text{SRP}}$$

5.2.2. Unsicherheit des Empa-TransfERNormals (TN)

Als TransfERNormal (TN) dient ein Photometer des Typs 49C-PS der Firma Thermo. Dieser Standard wird halbjährlich durch eine Mehrpunkt-Vergleichsmessung mit dem SRP kalibriert.

Für das TN sind die Standardunsicherheiten der Einflussgrößen auf die Ozonmessung nicht bekannt, die kombinierte Messunsicherheit wird aufgrund von Herstellerangaben und durch Vergleichsmessungen bestimmt ^[24]. Die kombinierte Standardunsicherheit des TN kann wie folgt angegeben werden:

$$u_{\text{TN}} = \sqrt{(0.43\text{ppb})^2 + (0.0034 \cdot c)^2}, \text{ mit } 0 \leq c \leq 200\text{ppb}.$$

Die erweiterte Messunsicherheit ist

$$U_{\text{TN}} = k \cdot u_{\text{TN}}, \text{ mit } k = 2 \text{ (Vertrauensbereich von 95\%)}$$

Kontrolle des TransfERNormal

Durch Vergleich des TN mit dem Primärnormal wird regelmässig überprüft, ob die Unsicherheit des TN den angegebenen Wert nicht überschreitet. Dazu wird geprüft, ob 95% der Differenzen der Messwerte von TN und SRP ($\Delta_{\text{TN, SRP}}$) folgende Bedingung erfüllen:

$$|\Delta_{\text{TN,SRP}}| \leq \sqrt{U_{\text{TN}}^2 + U_{\text{SRP}}^2}$$

5.2.3. Messunsicherheit des Ozonmessgerätes

Für die Bestimmung der Messunsicherheiten der Ozonmessgeräte auf den Messstationen brauchen (wie beim TransfERNormal) die Standardunsicherheiten der Einflussgrößen des

physikalischen Messprozesses (Kapitel 5.2) nicht zwingend bekannt zu sein. Deren Einfluss auf die gesamte Messunsicherheit des Ozonmessgerätes kann wie die Beiträge von weiteren Einflussgrössen durch Auswertung von Messungen zur Bestimmung der Gerätekenngrossen (siehe Kapitel 4.7) ermittelt werden. In Tabelle 5-1 sind die ermittelten Standardunsicherheiten der wesentlichen Unsicherheitskomponenten für Ozon-Stundenwerte mit dem im NABEL eingesetzten Gerätetyp (Thermo 49C) aufgeführt.

5.2.4. Kombinierte Messunsicherheit der Ozonmessungen

Die kombinierte Messunsicherheit u_{O_3} der Ozonmessungen wird durch Fehlerfortpflanzung der Standardunsicherheiten der einzelnen Einflussgrössen bestimmt. Unter Annahme der Unabhängigkeit der einzelnen Einflussgrössen (Vernachlässigung der Kovarianzen) ergibt sich der in Tabelle 5-1 angegebene Wert. Es ist zudem die erweiterte Messunsicherheit U_{O_3} aufgeführt (Erweiterungsfaktor $k=2$, $U_{O_3}=2 \cdot u_{O_3}$). Für einen gemessenen Stundenmittelwert x bedeutet dies, dass der wahre Ozon-Stundenmittelwert mit einer Sicherheit von 95% innerhalb des Intervalls $[x-U_{O_3}, x+U_{O_3}]$ liegt.

Es ist allerdings wichtig festzuhalten, dass u_{O_3} den kombinierten Messfehler angibt, der bei korrekter Realisierung der Messung resultiert. Der tatsächliche Messfehler kann beliebig grösser sein, wenn z.B. die eingesetzten Messeinrichtungen fehlerhaft sind, oder die Durchführung der Messung unsachgemäss ist.

Tab. 5-1: Bestimmung der Messunsicherheit von Ozon (O_3) für Stundenmittelwerte

Unsicherheitskomponenten	u	O_3 Thermo 49C / 49i ppb
Unsicherheit des Primärnormals	u_{SRP}	$[(0.35 \text{ ppb})^2 + (0.0015 \cdot c)^2]^{1/2}$
Unsicherheit des TransfERNormals	u_{TN}	$[(0.43 \text{ ppb})^2 + (0.0034 \cdot c)^2]^{1/2}$
Nullluft	u_{NI}	
Linearität	u_{fit}	$0.0017 \cdot c$
Wiederholbarkeit	u_r	$0.0016 \cdot c$
Drift – Span	u_{DS}	$0.0040 \cdot c$
Drift – Zero	u_{DZ}	0.1732
Abhängigkeit p	u_p	$0.0002 \cdot c$
Abhängigkeit T	u_T	$0.0005 \cdot c$
Querempfindlichkeit H_2O	u_{H_2O}	$0.0060 \cdot c$
Querempfindlichkeit (ohne H_2O)	u_R	0.6000
Probenahme	u_{Pn}	$0.0014 \cdot c$
Totale Messunsicherheit	u_{O_3}	$[(0.8351 \text{ ppb})^2 + (0.0086 \cdot c)^2]^{1/2}$
Erweiterte Messunsicherheit	U_{O_3}	$2 \cdot u_{O_3}$

Tab. 5-2: Standardunsicherheit u und erweiterte Unsicherheit U von O_3 für Stundenmittelwerte

Konzentration ppb	u ppb	U (2 u) ppb
0	0.84	1.67
10	0.84	1.68
20	0.85	1.71
40	0.90	1.81
60	0.98	1.96
80	1.08	2.16
100	1.20	2.40
120	1.33	2.66
140	1.47	2.93
160	1.61	3.22

5.3. Bestimmung der Messunsicherheit von SO_2 , CO, NO und NO_2 für Tagesmittelwerte

Die Bestimmung der Messunsicherheiten für SO_2 , CO, NO und NO_2 wurden gemäss dem im Kapitel 5.1 beschriebenen Konzept durchgeführt.

Tab. 5-3: Bestimmung der Messunsicherheit von CO für Tagesmittelwerte

Unsicherheitskomponenten		CO APMA 360 / 370 ppm
Primärnormal	u_{PN}	0.0029-c
Transfernnormal	u_{TN}	0.0041 c
Nullluft	u_{NI}	0.0058
Linearität	u_{fit}	0.0029 c
Wiederholbarkeit	u_r	0.0004-c
Drift – Span	u_{DS}	0.0029 c
Drift – Zero	u_{DZ}	0.0173
Abhängigkeit p	u_p	0.0002 c
Abhängigkeit T	u_T	0.0005 c
Querempfindlichkeit H_2O	u_{H_2O}	0.0020 c
Querempfindlichkeiten (ohne H_2O)	u_R	0.0100
Probenahme	u_{Pn}	0.0014 c
Totale Messunsicherheit u	u_{CO}	$[(0.0208 \text{ ppm})^2 + (0.0069 \cdot c)^2]^{1/2}$
Erweiterte Messunsicherheit	U_{CO}	$2 \cdot u_{CO}$

Tab. 5-4: Standardunsicherheit u und erweiterte Unsicherheit U von CO für Tagesmittelwerte

Konzentration	u	U (2 u)
ppm	ppm	ppm
0	0.02	0.04
1	0.02	0.04
2	0.02	0.05
3	0.03	0.06
4	0.03	0.07
5	0.04	0.08
6	0.05	0.09
7	0.05	0.11
8	0.06	0.12
9	0.07	0.13
10	0.07	0.14

Tab. 5-5: Bestimmung der Messunsicherheit von SO₂ für Tagesmittelwerte

Unsicherheitskomponenten	SO₂ Thermo 43C TL / 43i TLE ppb	
Primärnormal	u _{PN}	0.0069·c
TransfERNormal	u _{TN}	0.0041·c
Verdünnung	u _{Ver}	0.0100·c
Nullluft	u _{NI}	0.0144
Linearität	u _{fit}	0.0029·c
Wiederholbarkeit	u _r	0.0004 c
Drift – Span	u _{DS}	0.0202·c
Drift – Zero	u _{DZ}	0.0866
Abhängigkeit p	u _p	0.0002 c
Abhängigkeit T	u _T	0.0005 c
Querempfindlichkeit H ₂ O	u _{H2O}	0.0170 c
Querempfindlichkeiten (ohne H ₂ O)	u _R	$[(0.060 \text{ ppb})^2 + (0.0060 \cdot c)^2]^{1/2}$
Probenahme	u _{Pn}	0.0014
Totale Messunsicherheit u	u_{SO2}	$[(0.1063 \text{ ppb})^2 + (0.0301 \cdot c)^2]^{1/2}$
Erweiterte Messunsicherheit	U_{SO2}	2·u_{SO2}

Tab. 5-6: Standardunsicherheit u und erweiterte Unsicherheit U von SO_2 für Tagesmittelwerte

Konzentration ppb	u ppb	U (2 u) ppb
0	0.11	0.21
10	0.32	0.64
20	0.61	1.22
30	0.91	1.82
40	1.21	2.42
50	1.51	3.02
60	1.81	3.62
70	2.11	4.22
80	2.41	4.82
90	2.71	5.42
100	3.01	6.02

Tab. 5-7: Bestimmung der Messunsicherheit von NO und NO_2 für Tagesmittelwerte

Unsicherheits- komponenten		NO	NO
		APNA 360 / 370 ppb	Thermo 42C TL / 42i TL ppb
Primärnormal	u_{PN}	0.0058·c	0.0058·c
Transfernnormal	u_{TN}	0.0041·c	0.0041·c
Verdünnung	u_{VeF}	0.0100·c	0.0100·c
Nullluft	u_{NI}	0.0577	0.0577
Linearität	u_{fit}	0.0029·c	0.0029 c
Wiederholbarkeit	u_r	0.0004 c	0.0005 c
Drift – Span	u_{DS}	0.0046·c	0.0046·c
Drift – Zero	u_{DZ}	0.2309	0.1155
Abhängigkeit p	u_p	0.0002 c	0.0002 c
Abhängigkeit T	u_T	0.0002 c	0.0002 c
Querempfindlichkeit H_2O	$u_{\text{H}_2\text{O}}$	0.0100 c	0.0300 c
Querempfindlichkeit (ohne H_2O)	u_R	0.0090 c	0.0090 c
Probenahme	u_{PN}	0.0014 c	0.0014 c
Totale Messunsicherheit u_{NO}	u_{NO}	$[(0.2380 \text{ ppb})^2 + (0.0190 \cdot c)^2]^{1/2}$	$[(0.1291 \text{ ppb})^2 + (0.0341 \cdot c)^2]^{1/2}$
Totale Messunsicherheit $u_{\text{NO}_2} = u_{\text{NO}} \cdot \sqrt{2}$	u_{NO_2}	$[(0.2380 \text{ ppb})^2 + (0.0190 \cdot c)^2]^{1/2} \cdot 2^{1/2}$	$[(0.1291 \text{ ppb})^2 + (0.0341 \cdot c)^2]^{1/2} \cdot 2^{1/2}$

Tab. 5-8: Standardunsicherheit u und erweiterte Unsicherheit U von NO (Tagesmittelwerte) für Thermo 42C TL

Konzentration ppb	u ppb	U (2 u) ppb
0	0.13	0.26
10	0.36	0.73
20	0.69	1.39
30	1.03	2.06
40	1.37	2.74
50	1.71	3.42
60	2.05	4.10
80	2.73	5.46
100	3.41	6.82
120	4.09	8.19

Tab. 5-9: Standardunsicherheit u und erweiterte Unsicherheit U von NO (Tagesmittelwerte) für APNA 360

Konzentration ppb	u ppb	U (2 u) ppb
0	0.24	0.48
10	0.30	0.61
20	0.45	0.90
30	0.62	1.24
40	0.80	1.59
50	0.98	1.96
60	1.16	2.33
80	1.54	3.08
100	1.91	3.83
120	2.29	4.58

5.4. Zusammenfassung der Messunsicherheiten der automatischen Messverfahren

Es folgt nun eine Zusammenfassung aller Messunsicherheiten (erweiterte Unsicherheiten) der Monitormessungen im NABEL-Messnetz. Bei den angegebenen Messunsicherheiten handelt es sich jeweils um Werte, die analog Kapitel 5.2. und 5.3. bestimmt und zum Schluss noch aufgerundet wurden.

Grösse	Immissionsgrenzwert Mittelungsintervall	Erweiterte Messunsicherheit	Fehler bei Grenzwert
SO ₂	100 µg/m ³ Tagesmittelwert	$2 \cdot [(0.2828 \text{ µg/m}^3)^2 + (0.0301 \text{ c})^2]^{1/2}$	6.05 µg/m ³ (6.0%)
	30 µg/m ³ Jahresmittelwert	$2 \cdot [(0.1702 \text{ µg/m}^3)^2 + (0.0227 \text{ c})^2]^{1/2}$	1.40 µg/m ³ (4.7 %)
CO	8 mg/m ³ Tagesmittelwert	$2 \cdot [(0.0241 \text{ mg/m}^3)^2 + (0.0069 \cdot \text{c})^2]^{1/2}$	0.12 mg/m ³ (1.5 %)
	NO APNA 360		
	Tagesmittelwert	$2 \cdot [(0.2975 \text{ µg/m}^3)^2 + (0.0190 \text{ c})^2]^{1/2}$	
	Jahresmittelwert	$2 \cdot [(0.0918 \text{ µg/m}^3)^2 + (0.0185 \text{ c})^2]^{1/2}$	
NO Thermo 42C TL	Tagesmittelwert	$2 \cdot [(0.1614 \text{ µg/m}^3)^2 + (0.0341 \text{ c})^2]^{1/2}$	
	Jahresmittelwert	$2 \cdot [(0.0775 \text{ µg/m}^3)^2 + (0.0338 \text{ c})^2]^{1/2}$	
NO ₂ APNA 360	80 µg/m ³ Tagesmittelwert	$2 \cdot 2^{1/2} [(0.4546 \text{ µg/m}^3)^2 + (0.0190 \text{ c})^2]^{1/2}$	4.49 µg/m ³ (5.6 %)
	30 µg/m ³ Jahresmittelwert	$2 \cdot 2^{1/2} [(0.1402 \text{ µg/m}^3)^2 + (0.0185 \text{ c})^2]^{1/2}$	1.62 µg/m ³ (5.4 %)
NO ₂ Thermo 42C TL	80 µg/m ³ Tagesmittelwert	$2 \cdot 2^{1/2} [(0.2466 \text{ µg/m}^3)^2 + (0.0341 \text{ c})^2]^{1/2}$	7.75 µg/m ³ (9.7%)
	30 µg/m ³ Jahresmittelwert	$2 \cdot 2^{1/2} [(0.1184 \text{ µg/m}^3)^2 + (0.0338 \text{ c})^2]^{1/2}$	2.89 µg/m ³ (9.6%)
O ₃	120 µg/m ³ Stundenmittelwert	$2 \cdot [(1.6702 \text{ µg/m}^3)^2 + (0.0086 \cdot \text{c})^2]^{1/2}$	3.93 µg/m ³ (3.3 %)
CH ₄	Tagesmittelwert	$2 \cdot [(0.0116 \text{ mg/m}^3)^2 + (0.0091 \cdot \text{c})^2]^{1/2}$	
NMHC	Tagesmittelwert	$2 \cdot 2^{1/2} [(0.0116 \text{ mg/m}^3)^2 + (0.0091 \cdot \text{c})^2]^{1/2}$	

6. DATEN

6.1. Datenfluss

Jede NABEL-Station ist mit einem Stationsrechner ausgerüstet. Die Daten werden mit dem Programm Easycomp erfasst und für das Datenvisualisierungsprogramm Anavis aufbereitet. Die Daten können so als Tabellen, Grafiken oder Listen visuell dargestellt werden.

Mit einer Abtastrate von 2 bis 5 Sekunden (je nach Messgerät) werden bei den kontinuierlich messenden Schadstoffmonitoren Messwerte erfasst. Aus diesen Momentanwerten werden 1- und 10-Minutenmittelwerte gebildet, die auf dem Stationsrechner gespeichert werden. Alle 16 Stationen sind vom NABEL-Zentralrechner des BAFU beim BIT in Bern und von einer Minizentrale in Dübendorf über das Internet erreichbar. Die Minizentrale besteht aus einem PC, welche mit dem Datenvisualisierungsprogramm Anazent 32 alle 16 Stationen verwaltet. Die 10-Minutenmittelwerte werden zusammen mit verschiedenen Parametern zur Geräteüberwachung stündlich zur Messnetzzentrale und zur Minizentrale übertragen. Die Datenkontrolle wird an der Empa durchgeführt, dabei wird via Netzwerkverbindung auf die Daten der Messnetzzentrale in Bern zugegriffen.

Die Minizentrale dient einzig der Messstationsüberwachung und –steuerung und ist nicht mit der Messnetzzentrale verbunden.

Informationen, die während der Stationswartung anfallen (Metadaten), werden direkt elektronisch erfasst und später offline in die Datenzentrale eingelesen.

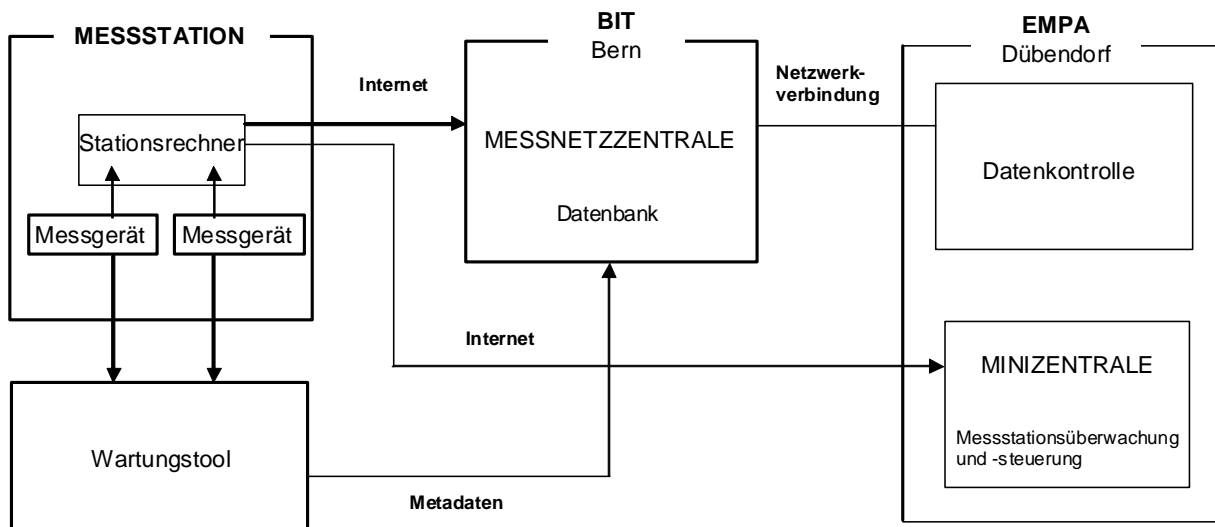


Abb. 6-1: Schematische Darstellung des Datenflusses

6.2. Datenverwaltung

Alle Daten des NABEL werden in der Messnetzzentrale in Bern mit Hilfe einer relationalen Datenbank (ORACLE) verwaltet. Das kleinstmögliche Mittelungsintervall für die Messwerte ist 10 Minuten. Für grössere Intervalle (Stunde, Tag, Monat, Jahr) können die 10-Minutenmittelwerte gemittelt werden. Die Messwerte werden erst nach eingehender Datenkontrolle freigegeben. Die Mittelwertbildung unterliegt grundsätzlich dem 80 %-Kriterium. Das Messnetz verwendet immer Winterzeit (MEZ).

Alle Daten, die bei der analytischen Bestimmung von Messgrössen im Labor anfallen (Feinstaub, Regen, Staubbiederschlag), werden einmal jährlich als Labordaten in die Datenbank eingelesen.

6.3. Datenkontrolle

Die Daten der automatischen Messgeräte werden täglich einem ersten Plausibilitätscheck unterzogen. In einer zweiten Phase werden die Daten mit Hilfe von Kontrollgrafiken eingehend geprüft und falls notwendig aufgrund der manuellen Kalibrationen korrigiert. Die Kontrolle der Daten wird nach folgenden Gesichtspunkten durchgeführt:

- **Plausibilitätsgrenzen** Liegen die Messwerte innerhalb der stationsspezifischen Maximal- bzw. Minimalwerte?
- **Verlauf** Entspricht der Tages-, Wochen-, Jahresgang dem erwarteten Verlauf?
- **Variabilität** Ist die Variabilität (Sprung von aufeinanderfolgenden Werten) realistisch?
- **abhängige Messgrössen** Ist der Verlauf von abhängigen Substanzen (chemische Reaktion, gleiche Quellen) konsistent?
- **vergleichbare Standorte** Verhalten sich Stationen unter vergleichbaren Bedingungen (gleicher Belastungstyp, gleiche Wetterlage) ähnlich?
- **Vollständigkeit** Passen die Daten vor und nach einer Lücke (Anlaufzeit eines Gerätes) in die Messreihe?

Für diese Kontrollen und für weitere Auswertungen stehen spezielle Software-Anwendungen zur Verfügung, welche auf die ORACLE-Datenbank zugreifen. Damit lassen sich schadstoffspezifische Auswertungen in grafischer und tabellarischer Form erstellen.

6.4. Datenpublikation

Die Datenpublikation wird durch das BAFU wahrgenommen. Die Daten werden regelmässig wie folgt publiziert:

- **Internet**
 - individuelle Abfrage von Stundenmittelwerten und Tageswerten von O₃, NO₂, SO₂, CO, NMVOC, PM10, PM1 und Partikelanzahl bis 2 Jahre zurück:
<http://www.bafu.admin.ch/luft/luftbelastung/index.html?lang=de>
 - Zahlreiche weitere Auswertungen in tabellarischer und grafischer Form

- **Teletext (S. 666)**
 - 24h Mittelwert (gleitend) für NO₂, PM10
 - Stundenmittelwerte (max. 1h-Mittel des aktuellen Tages) für O₃
 - Jahresmittelwerte (gleitend) für NO₂, PM10
 - Anzahl Grenzwertüberschreitungen (1-Stundenwert) für O₃ (12 Monate gleitend)

- **Monatsberichte**
 - Monatsmittelwerte und Maximalwerte für SO₂, NO₂, O₃, PM10, CO
 - Anzahl Überschreitungen der Immissionsgrenzwerte für SO₂, NO₂ und O₃, PM10, CO
 - Monatsverläufe für NO₂, O₃ und PM10
 - Jahresmittelwerte (gleitend) für SO₂, NO₂, PM10, CO, O₃ und 95 %-Werte (gleitend) für NO₂
 - Anzahl der Überschreitungen des Immissionsgrenzwertes pro Jahr (gleitend) von NO₂, PM10, SO₂, O₃

- **Jahresbericht**
 - Kommentar zur aktuellen Situation der Luftverschmutzung in der Schweiz für alle Messgrössen mit Grenzwerten in der LRV
 - Detaillierte Daten des entsprechenden Jahres (Schadstoffe, Meteorparameter und Verkehrsdaten von 4 Stationen)
 - Jahresmittelwerte der letzten Jahre

Die Daten stehen grundsätzlich allen für spezielle Auswertungen zur Verfügung:

<http://www.bafu.admin.ch/luft/index.html?lang=de>

Weitere Datenanfragen sind an das BAFU in Bern zu richten.

Kontaktperson: Dr. Rudolf Weber
Bundesamt für Umwelt (BAFU)
Abteilung Luftreinhaltung
CH – 3003 Bern
rudolf.weber@bafu.admin.ch

7. LITERATUR

- [1] BAFU 2009: NABEL Luftbelastung 2008, Messresultate des Nationalen Beobachtungsnetzes für Luftfremdstoffe (NABEL), Umwelt-Zustand Nr. 0919, Bundesamt für Umwelt, Bern, 139 S.
- [2] Technischer Bericht zum Nationalen Beobachtungsnetz für Luftfremdstoffe (NABEL) 1994, Empa Dübendorf 1994.
- [3] Luftreinhalte-Verordnung (LRV) vom 16. Dezember 1985 (Stand 1. Juli 1993), EDMZ Bern, 1992.
- [4] Zellweger C., Ammann M., Buchmann B., Hofer P., Lugauer M., Rüttimann R., Streit N., Weingartner E., Baltensberger U., 2000: Summertime NO_y speciation at the Jungfrauoch, 3580 m above sea level, Switzerland. *Journal of Geophysical Research* 105, 6655-6667.
- [5] Meyer C.P., Elsworth C.M., Galbally I.E.: Water vapour interference in the measurement of ozone in ambient air by ultraviolet absorption. *Rev. Sci. Instrum.* 62, No 1, 1991.
- [6] Schilt S., Thévenaz L., Niklès M., Emmenegger L. und Hueglin Ch., Ammonia monitoring at trace level using photoacoustic spectroscopy in industrial and environmental applications, *Spectrochimia Acta Part A* 60, 3259 – 3268, 2004.
- [7] Empa: Vergleich von TSP-, PM10- und PM2.5-Schwebstaubmessungen im NABEL 1997 und 1998, Nr. 168'107, 1999.
- [8] CEN Norm 12341 (3.99): Luftbeschaffenheit - Ermittlung der PM10-Fraktion von Schwebstaub - Referenzmethode und Feldprüfverfahren zum Nachweis der Gleichwertigkeit von Messverfahren und Referenzmethode.
- [9] VDI-Richtlinie 2463 Bl.11 (10.96): Messen von Partikeln - Messen der Massenkonzentration (Immission) – Filterverfahren - Filterwechsel Digital DA-80H.
- [10] Prüfung des Digital Staubsammlers DA-80H mit PM10-Einlass nach EN 12341, UMEG Karlsruhe (1999); Bericht Nr. 33-10/99.
- [11] Gehrig, R., Hueglin, C., Schwarzenbach, B., Seitz, T. and Buchmann, B. (2005). A new method to link PM10 concentrations from automatic monitors to the manual gravimetric reference method according to EN12341. *Atmos. Environ.* 39(12): 2213-2223
- [12] VDI 2119 Bl. 2 (9.96): Messung partikelförmiger Niederschläge - Bestimmung des Staubniederschlags mit Auffanggeräten aus Glas (Bergerhoff Verfahren) oder Kunststoff.
- [13] Gehrig R., Fäsi C. und Hofer P., Staub - Reinhaltung der Luft 53, 1233 – 1240, 1993.
- [14] Technischer Bericht zum Nationalen Beobachtungsnetz für Luftfremdstoffe (NABEL) 2006, Anhang, Empa Dübendorf 2006.
- [15] BUWAL: Empfehlungen über die Immissionsmessung von Luftfremdstoffen, BUWAL, Bern, 1990.
- [16] Hampson, R.F. (ed.), Survey of Photochemical Rate Data for Twenty-Eight Reactions of Interest in Atmospheric Chemistry, *J. Phys. Chem Ref. Data*, 2:267, 1973.

- [17] Daumont D., Brion J., Charbonnier J., Malicet J., Ozone UV Spectroscopy I: Absorption Cross-Section at Room Temperature, *J. Atmos. Chem.* 15, 145-155, 1992.
- [18] Molina L. T., Molina M. J., Absolute Absorption Cross Sections of Ozone in the 185- to 350-nm Wavelength Range, *J. Geophys. Res.* 91, 14501-14508, 1986.
- [19] Draft: Standard Reference Photometer for the Assay of Ozone in Calibration Atmospheres, NIST Gaithersburg.
- [20] VDI 2449 Bl. 1 (2.95): Prüfkriterien von Messverfahren - Ermittlung von Verfahrenskenngrößen für die Messung von gasförmigen Schadstoffen.
- [21] VDI 2449 Bl. 2 (1.87): Grundlagen zur Kennzeichnung vollständiger Messverfahren, Begriffsbestimmungen.
- [22] International Organization for Standardisation (ISO): Leitfaden zur Angabe der Unsicherheiten beim Messen (GUM, Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement), 101 pp., Genf, Schweiz, 1995.
- [23] EN ISO 20988: Air quality – Guidelines for estimating measurement uncertainty, 2007.
- [24] Klausen J., Zellweger Ch., Buchmann B. and Hofer P., 2003: Uncertainty and bias ozone measurements at selected Global Atmosphere Watch sites. *Journal of Geophysical Research* 108 (D19), 4622, doi:10.1029/2003JD003710, 2003.

8. VERZEICHNIS DER ABKÜRZUNGEN

Institutionen

BAFU	Bundesamt für Umwelt
BIT	Bundesamt für Informatik und Telekommunikation
Cercl' Air	Schweizerische Gesellschaft der Lufthygieniker
ECE	Economic Commission of Europe
EMEP/NILU	UN/ECE European Monitoring + Evaluation Programme/Norwegian Institute for Air Research, Kjeller (N)
Empa	Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt
EPA	Environmental Protection Agency, USA
IFU	Institut Atmosphärische Umweltforschung, Garmisch
ISM	Institut suisse de météorologie
IUHT	Institut universitaire de l'hygiene du travail, Lausanne
JRC	European Community, Joint Research Centre, Ispra (I)
LIS	Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes Nordrheinwestfalen
LUA	Landesumweltamt des Landes Nordrhein Westfalen, Essen
METAS	Bundesamt für Metrologie
MeteoSchweiz	Bundesamt für Meteorologie und Klimatologie
NBS	National Bureau of Standards, USA
NILU	Norwegian Institute for Air Research
NIST	National Institute of Standards and Technology, USA (früher: NBS)
NPL	National Physical Laboratory, Teddington, UK
OECD	Organisation for Economic Cooperation and Development
TÜV	Technischer Überwachungs Verein
TU Berlin	Technische Universität Berlin
UBA	Deutsches Umweltbundesamt (Pilotstation Langen)
WMO	World Meteorological Organisation, Genf

Begriffe

ECD	Electron capture detector, Elektroneneinfangdetektor
FID	Flammenionisationsdetektor
GC	Gaschromatograph
LRV	Luftreinhalte Verordnung
NABEL	Nationales Beobachtungsnetz für Luftfremdstoffe
SMN	SwissMetNet, automatisches meteorolog. Messnetz der MeteoSchweiz
SRM	Standardreferenzmaterial (Standard reference material)
SRP	Standard Reference Photometer
VB	Vertrauensbereich

Substanzen

Feinstaub	Partikelfraktion mit aerodynamischem Durchmesser <10 µm
NMHC	Non methane hydrocarbon
PTFE	Polytetrafluorethylen
Schwebstaub	TSP (Total Suspended Particulates)
THC	Total hydrocarbon
VOC	Volatile organic compounds

Anhang A: Spezielle Untersuchungen

A1 Vergleich von TSP-, PM10- und PM2.5-Feinstaubmessung im NABEL 1997 und 1998^[1]

Zusammenfassung

Im Nationalen Beobachtungsnetz für Luftfremdstoffe (NABEL) werden die Schwebestaubmessungen nach der **gravimetrischen Methode** mit DIGITEL High-Volume-Geräten durchgeführt. Dies entspricht den internationalen Erfordernissen, die an solche Messungen bezüglich der Vergleichbarkeit mit Referenzverfahren gestellt werden. Am 1. Januar 1997 wurden die bisherigen TSP-Schwebestaubmessungen auf PM10 umgestellt. Um einen Sprung in den Datenreihen zu vermeiden, wurden parallel an ausgewählten Standorten während zwei Jahren (1997 an 8 Stationen und 1998 an 5 Stationen) weiterhin TSP-Messungen durchgeführt, mit dem Ziel, für unterschiedliche Belastungssituationen den Zusammenhang zwischen TSP und PM10 zu dokumentieren. Die rasch zunehmende Bedeutung der noch feineren Schwebestäube (PM2.5) führte zur Aufnahme von PM2.5-Messungen im zweiten Messjahr (1998) an 5 Messstationen.

Der **Vergleich der PM10-Jahresmittelwerte mit den TSP-Jahresmittelwerten** (Tab. A1-1) zeigte, dass das Verhältnis PM10/TSP an nicht direkt grobstaubexponierten Standorten etwa 0.86 beträgt und nur wenig variiert. Am unmittelbar an einer stark befahrenen Strasse liegenden Standort Bern hingegen ist das durchschnittliche PM10/TSP-Verhältnis mit 0.63 deutlich tiefer.

Tab. A1-1: Messungen von Feinstaub (PM10) und Schwebestaubmessungen (TSP) im Jahr 1997: Jahresmittel und PM10/TSP-Verhältnisse

Station	Anzahl Wertepaare	Mittel PM10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Mittel TSP $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Verhältnis der Jahresmittel	mittleres Verhältnis der Tagesmittel
Basel	353	30.4	34.4	0.88	0.86
Bern	335	43.3	66.6	0.65	0.63
Chaumont	335	13.8	15.9	0.87	0.88
Dübendorf	354	29.0	31.7	0.92	0.90
Härkingen	340	32.7	36.5	0.90	0.89
Lugano	337	36.6	44.2	0.83	0.81
Payerne	344	26.4	29.5	0.90	0.88
Zürich	351	31.3	35.5	0.88	0.86

^[1] CEN Norm 12341 (3.99): Luftbeschaffenheit-Ermittlung der PM10-Fraktion von Schwebestaub-Referenzmethode und Feldprüfverfahren zum Nachweis der Gleichwertigkeit von Messverfahren und Referenzmethode

Ein qualitativ ähnliches Verhalten zeigen die **PM2.5/PM10-Verhältnisse der Jahresmittel** (Tab. A1-2) mit rund 0.75 an mässig bis schwach belasteten Standorten und 0.58 in Bern.

Tab. A1-2: PM2.5- und PM10-Schwebstaubmessungen 1998:
Jahresmittel und PM2.5/PM10-Verhältnisse

Station	Anzahl Wertepaare	Mittel PM2.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Mittel PM10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Verhältnis der Jahresmittel	mittleres Verhältnis der Tagesmittel
Basel	354	17.9	24.1	0.74	0.72
Bern	355	23.3	40.4	0.58	0.58
Chaumont	321	7.6	10.5	0.72	0.74
Dübendorf	357	20.0	26.7	0.75	0.74
Zürich	358	18.9	24.4	0.77	0.77

Im **jahreszeitlichen Verlauf** (Abb. A1-1) treten für alle Grössenklassen die höchsten Werte im Winter auf, während die Belastung im Sommer etwas geringer ausfällt. Eine Ausnahme bildet die auf rund 1100 m.ü.M. gelegene Station Chaumont, die häufig über den winterlichen Inversionen liegt und deshalb gerade im Winter die tiefsten Belastungen aufweist.

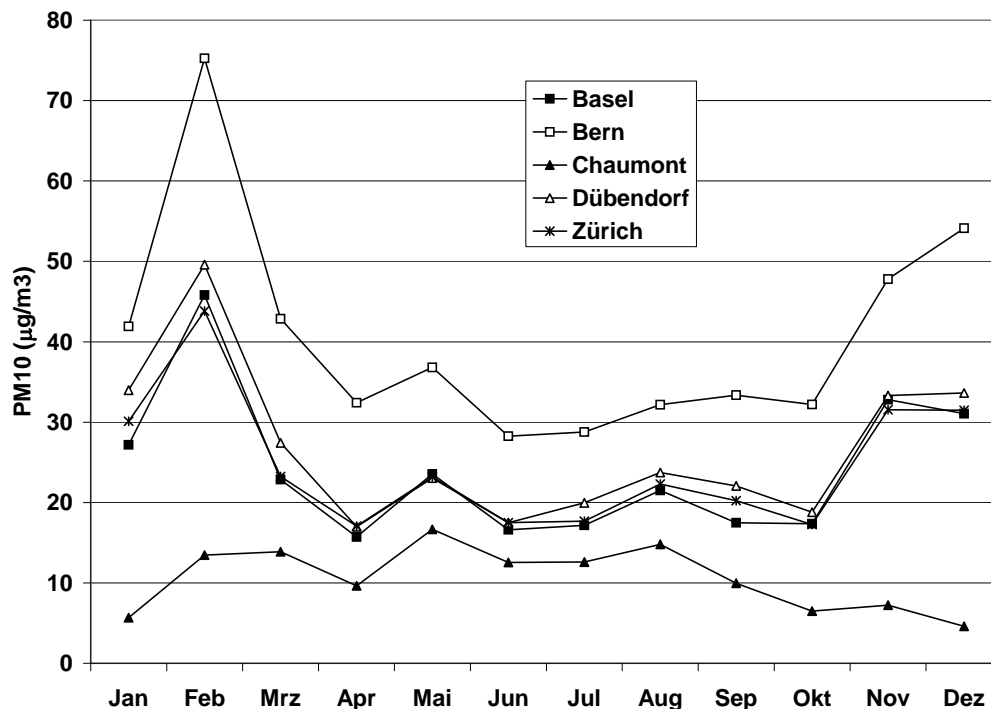


Abb. A1-1: Verlauf der PM10-Monatsmittelwerte 1998

An vielen Stationen weisen die PM2.5/PM10- resp. PM10/TSP-Verhältnisse im Frühjahr ein Minimum auf, wohl bedingt durch den Einfluss eher größerer biogener Partikel.

Die Analysen der Metalle von **Blei und Cadmium im Schwebestaub** (Tab. A1-3 und A1-4) zeigen, dass diese vorwiegend im Feinstaub auftreten. Allerdings enthält in Bern auch der gröbere Staub (aufgewirbelter Strassenstaub) einen erheblichen Teil des Bleis.

Tab. A1-3: Konzentrationen von Blei und Cadmium im Schwebestaub 1997

Station	Blei (ng/m ³)		Cadmium (ng/m ³)	
	TSP	PM10	TSP	PM10
Basel	27	26	0.42	0.43
Bern	78	73	0.45	0.45
Chaumont	9	7	0.16	0.20
Dübendorf	31	33	0.35	0.36
Härkingen	38	41	0.36	0.38
Lugano	56	52	0.50	0.48
Payerne	22	19	0.29	0.27
Zürich	32	31	0.35	0.35

Tab. A1-4: Konzentrationen von Blei und Cadmium im Schwebestaub 1998

Station	Blei (ng/m ³)			Cadmium (ng/m ³)		
	TSP	PM10	PM2.5	TSP	PM10	PM2.5
Basel	24	23	20	0.43	0.35	0.32
Bern		58	35		0.36	0.29
Chaumont		7	6		0.12	0.12
Dübendorf	26	28	22	0.31	0.31	0.28
Härkingen	32	31		0.30	0.32	
Lugano	46	46		0.42	0.45	
Payerne	15	15		0.27	0.29	
Zürich		25	19		0.29	0.23

Die PM10-TSP-Vergleichsmessungen sind geeignet, die Möglichkeiten für **Abschätzungen von PM10-Kennzahlen aus TSP-Datenreihen** zu prüfen. Es zeigt sich, dass die PM10/TSP-Verhältnisse einzelner Tagesproben in zu grossen Grenzen schwanken, um aus TSP-Tageswerten PM10-Tageswerte mit einiger Sicherheit abzuleiten. Hingegen ist es möglich, aus einer TSP-Jahresmessreihe sowohl für den PM10-Jahresmittelwert, wie auch für die Anzahl der Überschreitungen des Tagesgrenzwerts von 50 µg/m³ qualitativ gute Abschätzungen wie Abb. A1-2 zeigt, vorzunehmen.

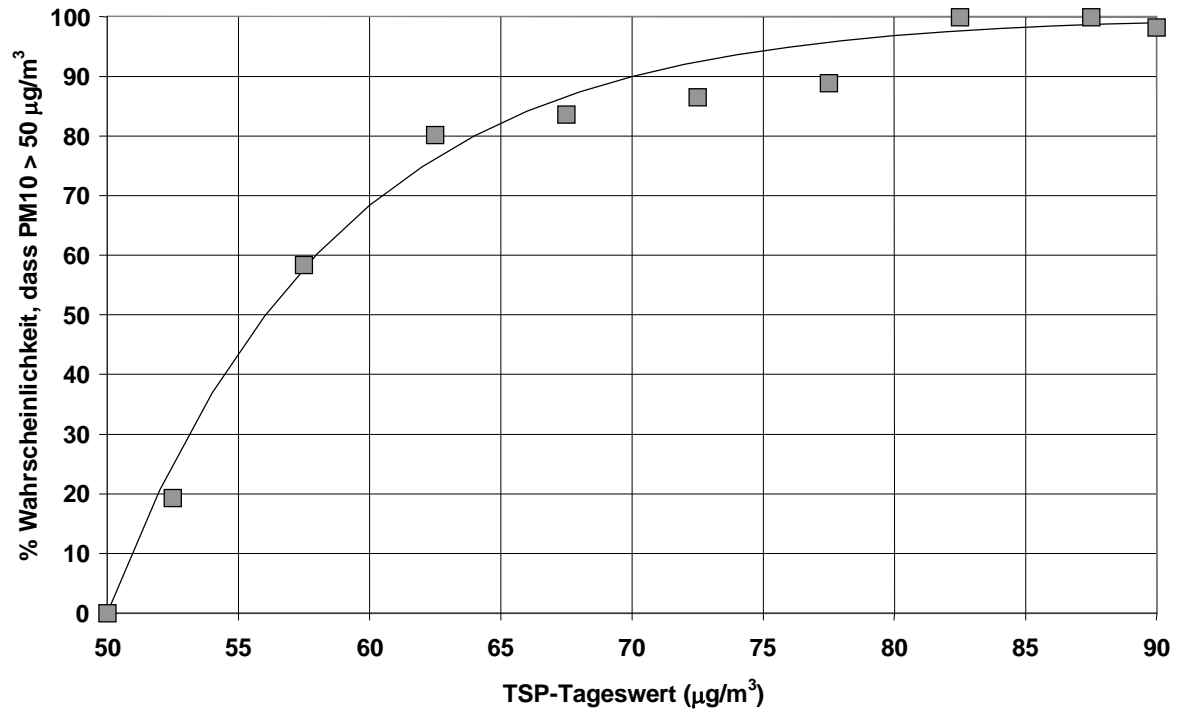


Abb. A1-2: Gemessene Häufigkeit der PM10-Grenzwertüberschreitung, klassiert nach Höhe der TSP-Konzentrationen (Stationen Basel, Dübendorf, Härkingen, Lugano und Payerne 1997 und 1998)

A2 Vergleich der Nasschemischen Absorptionsmethode mit der UV-Fluoreszenzmethode zur Bestimmung von SO₂ am Standort Jungfrauoch

Im Nationalen Beobachtungsnetz für Luftfremdstoffe (NABEL) wurden bis Ende 2006 zwei verschiedene Messmethoden zur Bestimmung von SO₂ verwendet. Am Standort Jungfrauoch wurde wegen der tiefen SO₂ Konzentrationen die Nasschemische Absorptionsmethode¹ eingesetzt, an allen anderen Standorten wurde die SO₂ Konzentration mit der UV-Fluoreszenzmethode (Kapitel 3.1.) bestimmt. Im Januar 2006 wurden die bisherigen Messungen auf dem Jungfrauoch auf die UV-Fluoreszenzmethode umgestellt. Um einen Übergangslosen Sprung in den Datenreihen zu vermeiden, wurden parallel während eines Jahres weiterhin Nasschemische Absorptions-Messungen durchgeführt, mit dem Ziel, den Zusammenhang zwischen beiden verschiedenen Messmethoden zu dokumentieren.

Der Verlauf der SO₂ Konzentration (Abb. A2-1) der beiden unterschiedlichen Messmethoden am Standort Jungfrauoch im Jahr 2006 zeigt einen nahezu parallelen Verlauf bei welchem insbesondere die Konzentrationsspitzen sehr gut übereinstimmen. Im Mittel über die ganze Messperiode weist der SO₂ Monitor tiefere Werte auf, als das nasschemische Verfahren (Tab. A2-1). Werden hingegen zur Mittelwertbildung nur Konzentrationsspitzen über 0.4 µg/m³ SO₂ verwendet, so sind die Mittelwerte der beiden Messverfahren nicht voneinander verschieden, dies ist im Streudiagramm in Abbildung A2-2 deutlich sichtbar.

Speziell bei tiefen Konzentrationen werden beim Monitor im Mittel negative Werte registriert. Grund für diese negativen Werte kann ein möglicher SO₂-Gehalt in der Nullluft sein oder eine mögliche negative Querempfindlichkeit einer Störsubstanz, welche in der Aussenluft noch vorhanden ist, die hingegen bei der Nullluft durch das Verwenden einer Aktivkohlepatrone bereits eliminiert ist. Eine genauere Untersuchung der Gründe für die zahlreich vorkommenden negativen Werte wird eine wichtige Aufgabe der zukünftigen SO₂ Messungen am Standort Jungfrauoch sein. Ob das nasschemische Verfahren hingegen positive Artefakte, wie zum Beispiel Diffusion von Innenluft, Durchbruch bei vorgeschaltetem Filter oder mögliche Störsubstanzen aufweist, ist nicht bekannt.

Falls mehrjährige Trends analysiert werden muss ein Augenmerk auf die Homogenisierung der Datenreihen gelegt werden.

		Monitor	Nasschemie
Mittelwert	µg/m ³	0.14	0.07
Mittelwert c> 0.4 µg/m ³	µg/m ³	1.03	1.01
Bestimmungsgrenze	µg/m ³	0.1	0.08
mittlerer Feldblindwert	µg/m ³		0.060±0.025
Anzahl Werte unter BG	%	85	36
Messunsicherheit c<0.4 µg/m ³	µg/m ³	<0.44	0.08
Messunsicherheit 0.4 – 2 µg/m ³	µg/m ³	0.44 – 0.46	0.04 - 0.2

Tab. A2-1: Verfahrenskenngrößen zweier SO₂ Messmethoden am Standort Jungfrauoch

¹ Technischer Bericht zum Nationalen Beobachtungsmessnetz (NABEL) 2005.

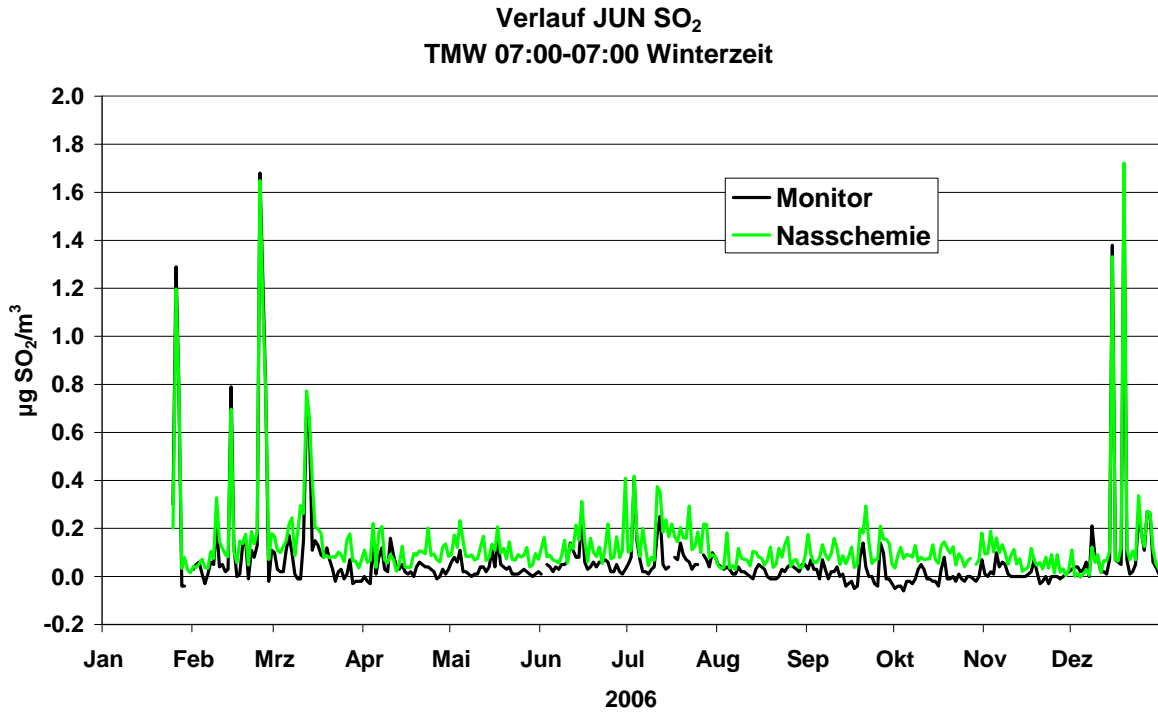


Abb. A2-1: Verlauf der SO₂ Konzentration am Standort Jungfrauoch mit zwei unterschiedlichen Messmethoden

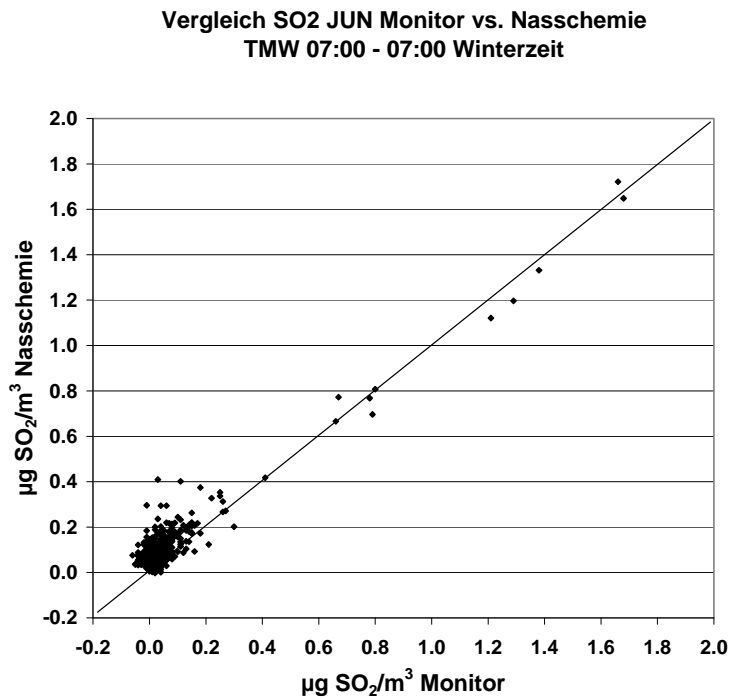


Abb. A2-2: Parallelmessung SO₂ am Standort Jungfrauoch mit zwei unterschiedlichen Messmethoden

A3 Vergleich von Quarzfaserfiltern (Whatman, Pall) und Glasfaserfiltern (Binzer-Ederol) für die gravimetrische PM10-Messung mit HIVOL-Sammlern

Messungen 2008 in der NABEL-Station Dübendorf

Das im NABEL für die Feinstaubmessungen verwendete manuelle gravimetrische Verfahren basiert auf der Abscheidung des Feinstaubes auf einem Filter nach EN 12341. Material und Qualität des Filters können dabei die Messresultate beeinflussen. Muss aus Gründen der Verfügbarkeit am Markt oder aus analytischen Gründen der eingesetzte Filtertyp geändert werden, so sind parallele Vergleichsmessungen notwendig, um die Homogenität langer Messreihen sicherzustellen.

Im NABEL wurden die gravimetrischen Feinstaubmessungen bis Ende 2005 mit Glasfaserfiltern (Binzer-Ederol) durchgeführt. Aus analytischen Gründen (grössere Reinheit des Filtermaterials, mit entsprechend tieferen Blindwerten) wurden ab 2006 Quarzfaserfilter des Typs Whatman QMA eingesetzt. Da sich herausstellte, dass diese für die immer aktueller werdenden Bestimmungen von elementarem und organisch gebundenem Kohlenstoff im Feinstaub nicht optimal geeignet waren, wurde seit Anfang 2008 der Quarzfilter des Typs Pall Tissuquartz evaluiert. Pall Tissuquartz ist ein reiner Quarzfaserfilter, im Gegensatz zum Whatman QMA, welcher rund 5% Borosilikatfasern enthält.

Dieser Bericht präsentiert die Resultate von parallelen PM10-Vergleichsmessungen dieser 3 Filtertypen in Dübendorf. Das Messprogramm umfasste 3 Messkampagnen:

- März-Mai 2008: QMA und Pall; Normale Filterkonditionierung
- Juni-Juli 2008: QMA, Pall und Binzer-Ederol (Pall vorbefeuchtet)
- November-Dezember 2008: QMA, Pall und Binzer-Ederol (Pall vorbefeuchtet)

Eine gute Vergleichbarkeit von gravimetrischen PM10-Messungen mit den bis 2005 im NABEL eingesetzten Glasfaserfiltern mit dem Quarzfilter Whatman QMA wurde schon früher gezeigt. Im Rahmen der hier präsentierten Vergleichsmessungen mit dem neu zu evaluierenden Pallfilter wurden aber nochmals beide bisher verwendeten Filtertypen (Whatman und Binzer-Ederol) einbezogen, um einen direkten Vergleich zu erhalten.

Es zeigte sich während der ersten Messkampagne (März bis Mai), dass Pallfilter, welche direkt aus der Verpackung der Konditionierung (22 Grad, 50% rel. Feuchte) zugeführt wurden, nur sehr langsam equilibrieren und nach der üblichen Dauer der Konditionierung (nach EN 12341) von rund 48 Stunden noch nicht gewichtsstabil sind. Vielmehr nimmt ihr Gewicht noch über Wochen weiter zu. Auch wenn dies als Blindwertkorrektur berücksichtigt wird, wird dadurch die Genauigkeit der Messung beeinträchtigt. Diese langfristige Gewichtszunahme kann weitgehend vermieden werden, wenn die Pallfilter vorgängig während 4 Tagen einer relativen Feuchte von rund 90% ausgesetzt werden, d.h. vorbefeuchtet werden. Dies erfolgt in einer geschlossenen sauberen Zelle von rund 1 m³ Volumen bei Raumtemperatur, in welcher offene Wasserschalen für eine hohe Luftfeuchtigkeit sorgen. Auf diese Weise vorbefeuchtete Filter erreichen nachher bei der Konditionierung (22 Grad, 50% rel. Feuchte) innerhalb von rund 96 Stunden gute Gewichtskonstanz. Diese Befeuchtungsprozedur wurde ab Juni für die Pallfilter durchgeführt.

Abb. A3-1 zeigt den zeitlichen Verlauf der Messwerte für die 3 Filtertypen über die 3 Messkampagnen. Abb. A3-2 vergleicht die beiden Quarzfilter (Whatman QMA und Pall Tissuquartz) miteinander und zeigt Scatterplots und lineare Regressionen. Abb. A3-3 zeigt die glei-

chen Auswertungen für den Vergleich der beiden Quarzfilter mit dem früher eingesetzten Glasfaserfilter Binzer-Ederol.

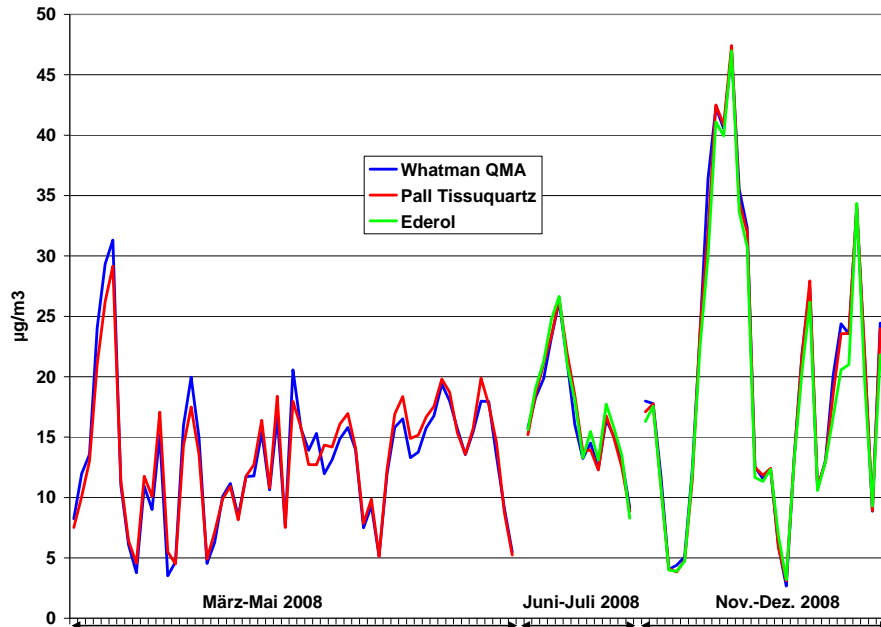


Abb. A3-1: NABEL-Station Dübendorf: Vergleich der PM10-Konzentrationen während der drei Messkampagnen (März-Mai 2008 normale Filterkonditionierung, ab Juni 2008 Vorbefeuchtung der Pallfilter, 4 Tage bei 90% rel. Feuchte)

Generell ergibt sich eine sehr gute Übereinstimmung der gravimetrisch ermittelten PM10-Konzentrationen zwischen dem bisher verwendeten Quarzfilter Whatman QMA und dem neuen Quarzfilter Pall Tissuquartz. Besonders gut ist die Übereinstimmung seit der Optimierung der Konditionierung der Pallfilter (Vorbefeuchtung) ab Juni 2008. Die zusätzlichen Vergleichsmessungen mit dem bis Ende 2005 eingesetzten Glasfilter (Binzer-Ederol) zeigen, dass die Wechsel des Filtertyps auch in der Vergangenheit zu keinen Inkonsistenzen im Verlauf der gravimetrischen PM10-Messungen geführt haben.

Im NABEL werden ab Mai 2009, gestützt auf diese Resultate die bisher eingesetzten Quarzfilter des Typs Whatman QMA durch solche des Typs Pall Tissuquartz ersetzt. Dabei wird die oben beschriebene modifizierte Filtervorbereitung (Vorbefeuchtung, anschliessend auf 96 Stunden verlängerte Konditionierung) eingesetzt werden.

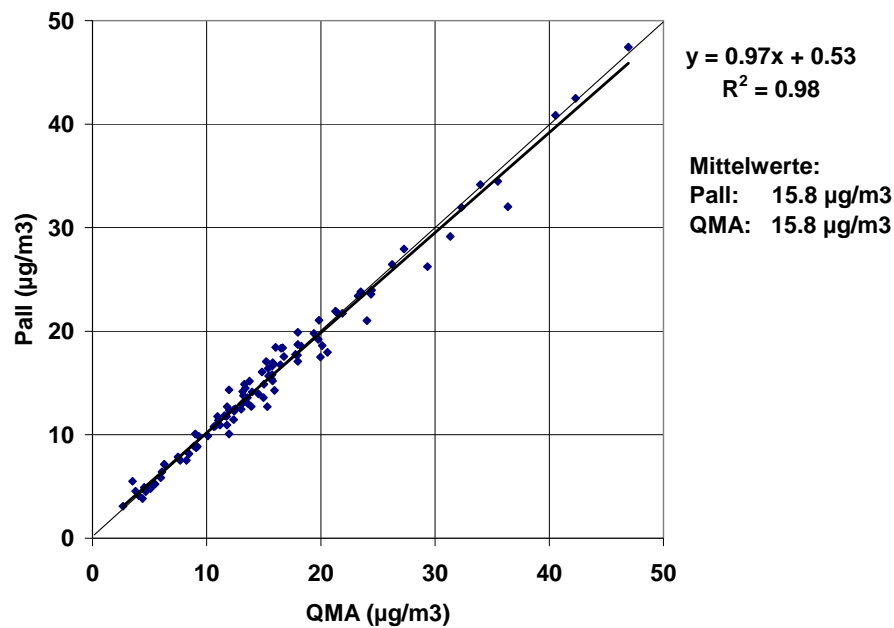
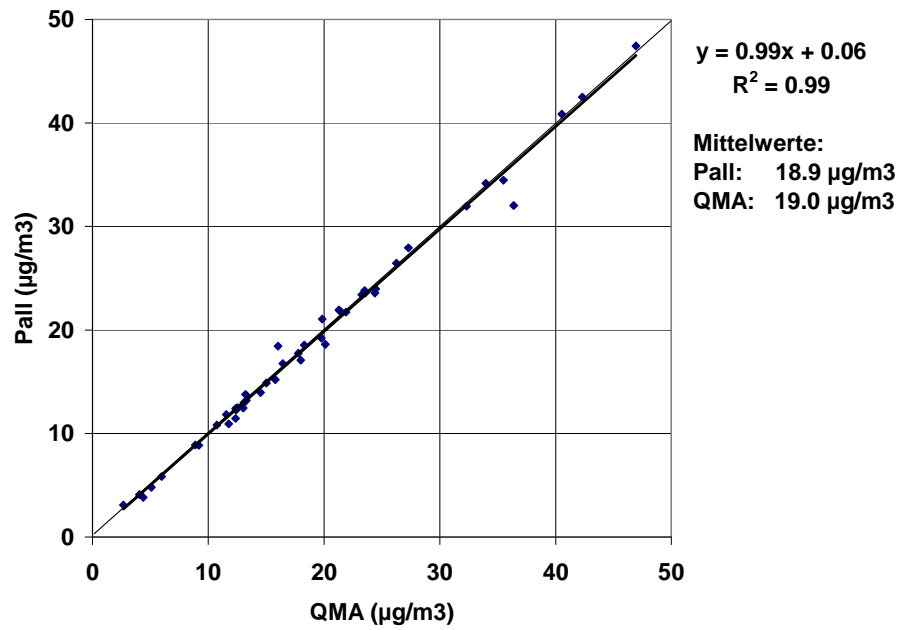


Abb. A3-2: Vergleich Pall Tissuquartz gegen Whatman-QMA: Oben Datenpaare ab Juni 2008 mit Vorbefeuchtung der Pallfilter, unten alle Wertepaare

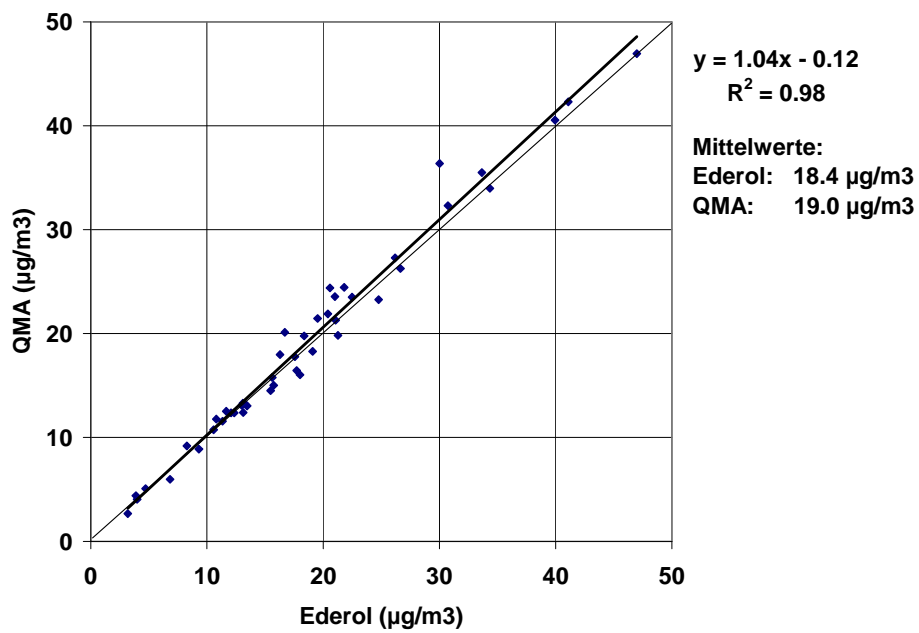
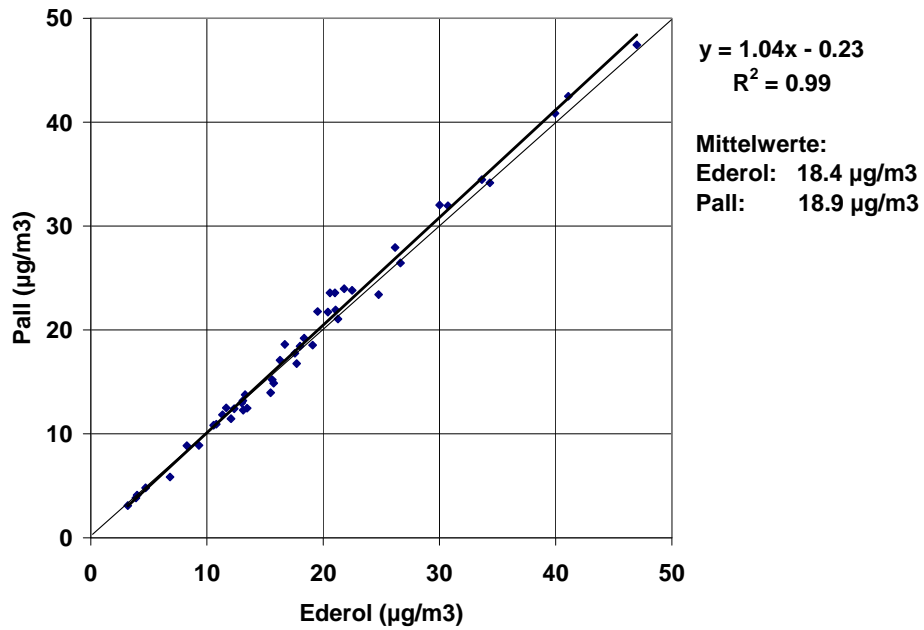


Abb. A3-3: Vergleich Binzer-Ederol gegen Pall Tissuquartz (vorbefeuchtet) oben und Binzer-Ederol gegen Whatman QMA unten

A4 Parallelvergleich BC-(optische Messverfahren) mit EC-Messungen (thermochemisches Messverfahren)

Russemissionen von unterschiedlichen Quellen können sich in ihrer chemischen Zusammensetzung stark unterscheiden. Russ kann fast vollständig aus graphitähnlichem Kohlenstoff bestehen, oder aber einen wesentlichen Anteil an organischen Verbindungen beinhalten. Die quantitative Bestimmung der Russmenge im Feinstaub ist daher nicht möglich. Bei Immissionsmessungen wird oftmals die Menge an graphitähnlichem Kohlenstoff mit der Bezeichnung Russ gleichgesetzt, wohl wissend, dass damit die gesamte Russmenge etwas unterschätzt wird. Abhängig vom Messverfahren wird die Menge an graphitähnlichem Kohlenstoff entweder als EC (elemental carbon) bei thermochemischen Messverfahren oder als BC (black carbon) bei optischen Messverfahren bezeichnet.

Optische Messverfahren haben den Nachteil, dass die Lichtabsorption nicht nur von der Menge von graphitähnlichem Kohlenstoff abhängt, sondern allgemein von den optischen Eigenschaften des Feinstaubes. Je nach Anteil von anderen Licht absorbierenden Inhaltsstoffen im Feinstaub können sich die BC Messwerte an verschiedenen Standorten unterscheiden, auch wenn die Feinstaubproben beider Standorte die gleichen Mengen an graphitähnlichem Kohlenstoff aufweisen. Um diese Abhängigkeiten zu korrigieren werden die kontinuierlichen BC-Messungen periodisch mit parallel durchgeführten EC-Messungen verglichen und mit Hilfe der ermittelten Abhängigkeit umgerechnet. Die EC Bestimmungen erfolgen mittels einer thermochemischen Analyse (Sunset Labs OC/EC Analyzer) von Feinstaub-Tagesproben. Für die EC-Messungen wird ein international akzeptiertes Temperaturprotokoll verwendet (sog. EUSAAR2 Protokoll), so dass die Messwerte auch mit Daten aus dem Ausland verglichen werden können.

Vergleich MAAP-Daten (BC) mit thermochemischen EC-Daten:

An 4 Standorten (Basel, Bern, Härkingen und Lugano) werden kontinuierlich BC-Messungen mit MAAP (Multiangle Absorption Photometry) durchgeführt.

In den Abbildungen A4-1 – A4-4 sind die Vergleichsmessungen an den verschiedenen Standorten dargestellt. Die ermittelten Umrechnungsfaktoren für die einzelnen Standorte sind in der Tabelle A4-1 zusammengefasst.

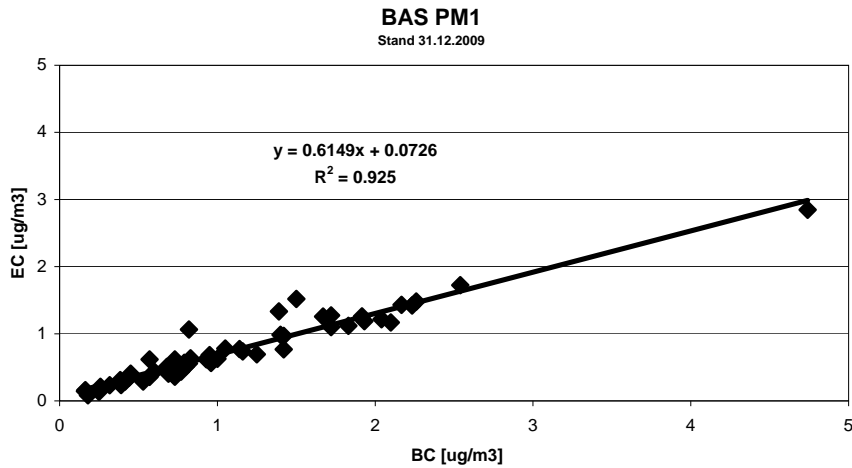


Abb. A4-1: Vergleich von kontinuierlichen BC-Messungen (MAAP) mit EC-Messungen (TOT Messungen) am Standort Basel

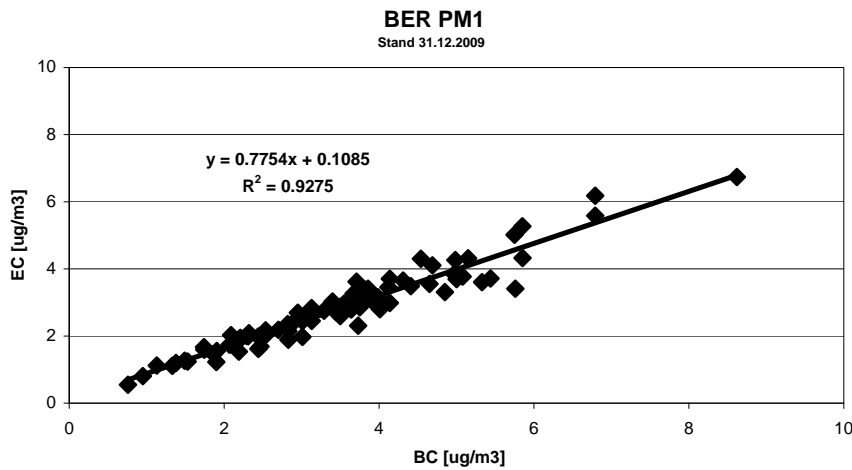


Abb. A4-2: Vergleich von kontinuierlichen BC-Messungen (MAAP) mit EC-Messungen (TOT Messungen) am Standort Bern

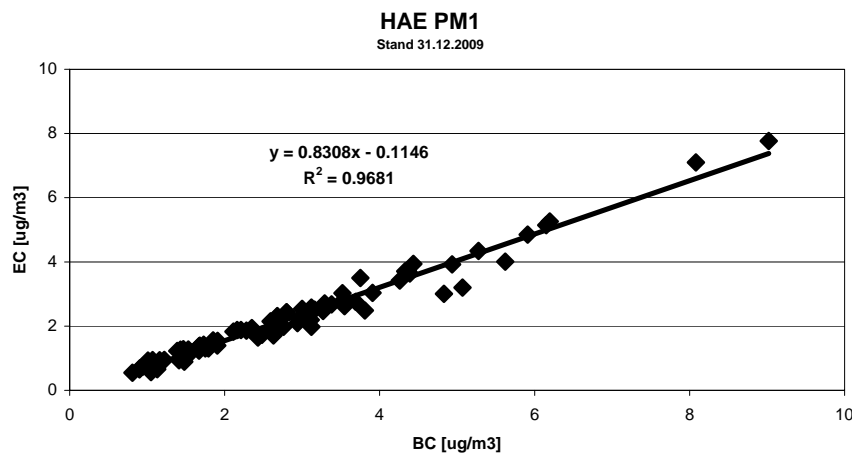


Abb. A4-3: Vergleich von kontinuierlichen BC-Messungen (MAAP) mit EC-Messungen (TOT Messungen) am Standort Härkingen

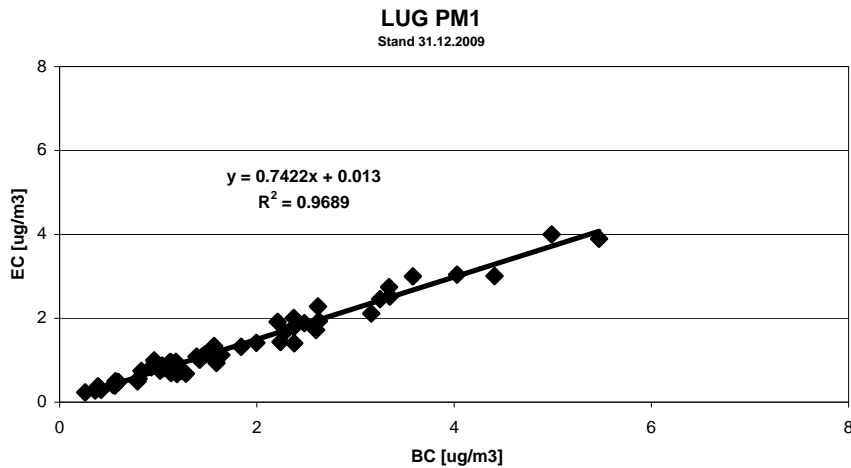


Abb. A4-4: Vergleich von kontinuierlichen BC-Messungen (MAAP) mit EC-Messungen (TOT Messungen) am Standort Lugano

Vergleich von MAAP (BC) mit thermochemischer Methode (EC)
(Stand Januar 2010)

(TOT: Temperaturprotokoll EUSAAR2)

Station	BAS	LUG	BER	HAE
Fraktion	PM1	PM1	PM1	PM1
Messperiode	16.2.08 - 31.12.09	11.1.08 - 31.12.09	15.5.07 - 31.12.09	11.2.07 - 31.12.09
Anzahl Werte	55	55	83	82
R2	0.93	0.97	0.93	0.97
Faktor x ($x \cdot BC = EC$)	0.61	0.74	0.78	0.83

Tab. A4-1: Resultate der Vergleichsmessungen an den Standorten Basel, Bern, Härkingen und Lugano

Vergleich Aethalometer-Daten (BC) mit thermochemischen EC-Daten:

An den Stationen Magadino und Payerne werden kontinuierlich BC-Messungen mit 7-Wellenlängen Aethalometer (Magee AE-31) durchgeführt.

In den Abbildungen A4-5 und A4-6 sind die Vergleichsmessungen an diesen beiden Standorten dargestellt. Die ermittelten Umrechnungsfaktoren für die einzelnen Standorte sind in der Tabelle A4-2 zusammengefasst. Für die Umrechnung der Aethalometer-Daten wird das bei einer Wellenlänge von 880 nm gemessene BC verwendet.

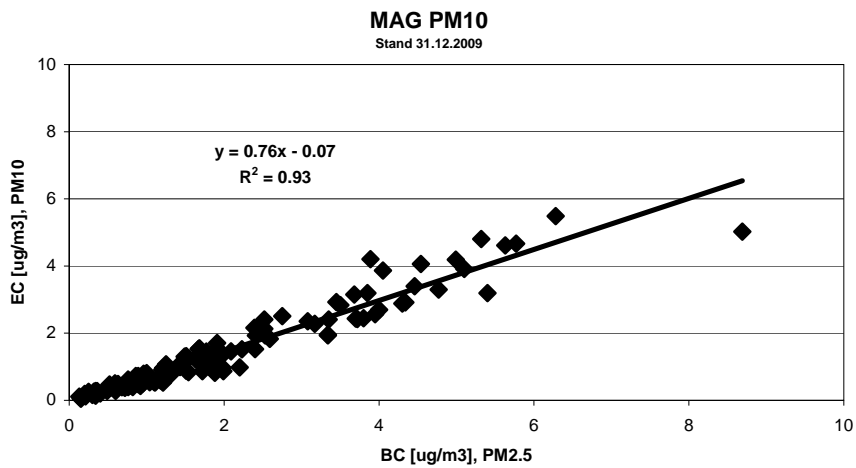


Abb. A4-5: Vergleich von kontinuierlichen BC-Messungen (Aethalometer) mit EC-Messungen (TOT Messungen) am Standort Magadino

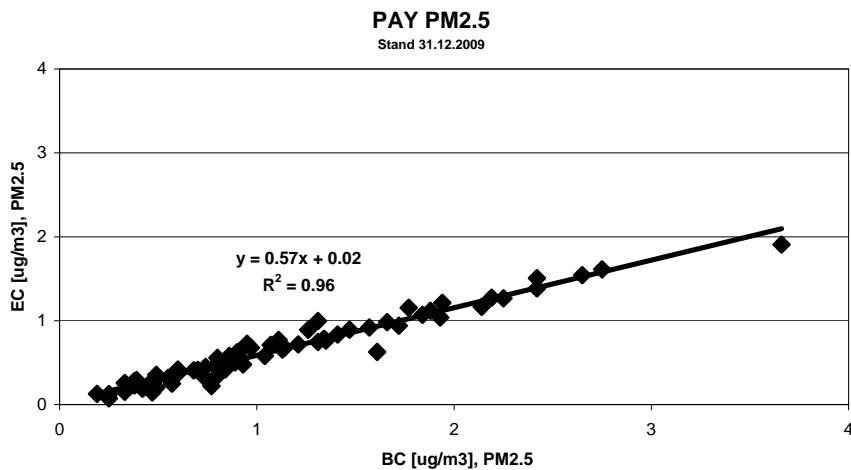


Abb. A4-6: Vergleich von kontinuierlichen BC-Messungen (Aethalometer) mit EC-Messungen (TOT Messungen) am Standort Payerne

Vergleich von Aethalometer (BC, $\lambda = 880$ nm) und thermochemischer Methode (EC)
(Stand Januar 2010)

(TOT: Temperaturprotokoll EUSAAR2)

Station	PAY	MAG
Fraktion	PM2.5	PM10
Messperiode	23.3.08 – 31.12.09	4.4.08 – 31.12.09
Anzahl Werte	70	119
R2	0.96	0.93
Faktor x ($x \cdot BC = EC$)	0.57	0.76

Tab. A4-2: Resultate der Vergleichsmessungen an den Standorten Magadino und Härkingen

A5 Aerosol und gasförmige Stickstoffverbindungen an den NABEL-Stationen Rigi, Payerne und Magadino

Weiterentwicklung und Validierung der Minidenudermethode

Einleitung

Zur Erfüllung der internationalen Verpflichtungen, welche aus der UNECE Convention on Long Range Transboundary Air Pollution und den nachgeordneten Protokollen resultieren, müssen auch in der Schweiz Messungen von aerosol- und gasförmigen Stickstoffverbindungen durchgeführt werden (Messprogramm EMEP). Diese Messungen erfolgen an ausgewählten Standorten des NABEL. Auch unter nationalen Gesichtspunkten (übermässiger Stickstoffeintrag in Ökosysteme) sind solche Daten von grosser lufthygienischer Bedeutung. Die ursprünglich an der NABEL-Station Payerne im Rahmen von EMEP durchgeführten Summen-Messungen von Ammonium+Ammoniak und Salpetersäure+Nitrat mit imprägnierten Filtern (Tagesproben) wurden zu Beginn des Jahres 2000 auf die Station Rigi verlegt, welche als für EMEP (weiträumige Verfrachtung von Luftschadstoffen) geeigneter erschien. Im Lichte der Bedeutung übermässiger Stickstoffeinträge in den Boden war es aber notwendig, zusätzlich zur voralpinen Station Rigi-Seebodenalp auch über Daten von einer typischen ländlichen Station des schweizerischen Mittellandes zu verfügen. Die Immissionsmessungen von Ammonium/Ammoniak und Salpetersäure/Nitrat wurden deshalb an der Station Payerne 2004 wieder aufgenommen.

Die Messungen mit imprägnierten Filtern erfassen die Summen von Ammonium+Ammoniak sowie Salpetersäure+Nitrat und geben somit keine Informationen über die Gas-Partikel-Verteilung. Die getrennte Messung der Gase und Partikel erfordert die viel aufwendigere Denudertechnik, welche mit Tagesauflösung sehr aufwendig wäre. Mit vertretbarem Aufwand lässt sich hingegen die separate Messung von Gas- und Aerosolphase mit sogenannten Minidenudern mit einer Zeitauflösung von z.B. 14-Tagen realisieren. Da Informationen über die Gas-Partikel-Verteilung nützlich sind und von der Schweiz im Rahmen des EMEP-Programms auch erwartet werden, wurde diese Methode im NABEL eingeführt und an den Stationen Rigi-Seebodenalp und Payerne betrieben. Damit in Zukunft auch Informationen über die Belastungen an einer ländlichen Station auf der Alpensüdseite zur Verfügung stehen, wurden die Denudermessungen in Rigi-Seebodenalp und Payerne ab Januar 2009 durch analoge Denudermessungen an der NABEL-Station Magadino ergänzt.

Messprogramm, Messmethodik

Die Summen-Messungen von Ammonium+Ammoniak und Salpetersäure+Nitrat mit imprägnierten Filtern erfolgen nach dem im "EMEP manual for sampling and analysis" vorgeschriebenen Verfahren auf Cellulosefiltern des Typs Whatman 40 mit Tagesproben. Das Messprinzip ist in Abbildung A5-1 dargestellt. Abbildung A5-2 zeigt die Installation an der NABEL-Station Rigi, welche durch automatische Ansteuerung parallel aufgehängter Filterelemente einen unbeaufsichtigten Probenahmebetrieb über 2 Wochen gestattet.

Die nach Gas- und Aerosolphase getrennte Messung von Salpetersäure und Nitrat, resp. Ammoniak und Ammonium wurde mit einer Zeitauflösung von 2 Wochen mit der vom CEH Edinburgh entwickelten DELTA-Minidenudermethode in Payerne und Rigi eingeführt und betrieben. Eine ausführliche Beschreibung findet sich in dem auf der EMEP Webseite zugänglichen Protokoll. Abbildung A5-3 zeigt schematisch die Anordnung der Denuder und

Filter bei der Probenahme. Diese Elemente sind in einem Kasten an der Aussenseite der Stationen montiert, der zur Vermeidung von Kondensationsfeuchte auf ca. 4 Grad über Aussentemperatur beheizt wird.

Nachdem die in Kapitel 3 näher beschriebenen Probleme mit Minderbefunden mit dem DELTA-Minidenudersystem auftraten, wurden folgende Modifikationen am Minidenudersystem vorgenommen:

- Separierung der Messung von Ammoniak/Ammonium und Salpetersäure/Nitrat in zwei unabhängige Minidenudersysteme.
- Sauer imprägniertes Filter für Ammonium: Whatman 1 ersetzt durch Sartorius 11306-25-N Zellulosenitratfilter (0.45 μm). Wässrige Imprägnierlösung ohne Methanol.
- Basisch imprägniertes Filter für Nitrat: 2 imprägnierte Filter Whatman 1 in Serie.

Die neue Anordnung der Minidenuderkomponenten, die nun im NABEL/EMEP in Payerne und Rigi und seit Januar 2009 auch in Magadino angewandt wird, ist in Abbildung A5-4 illustriert.

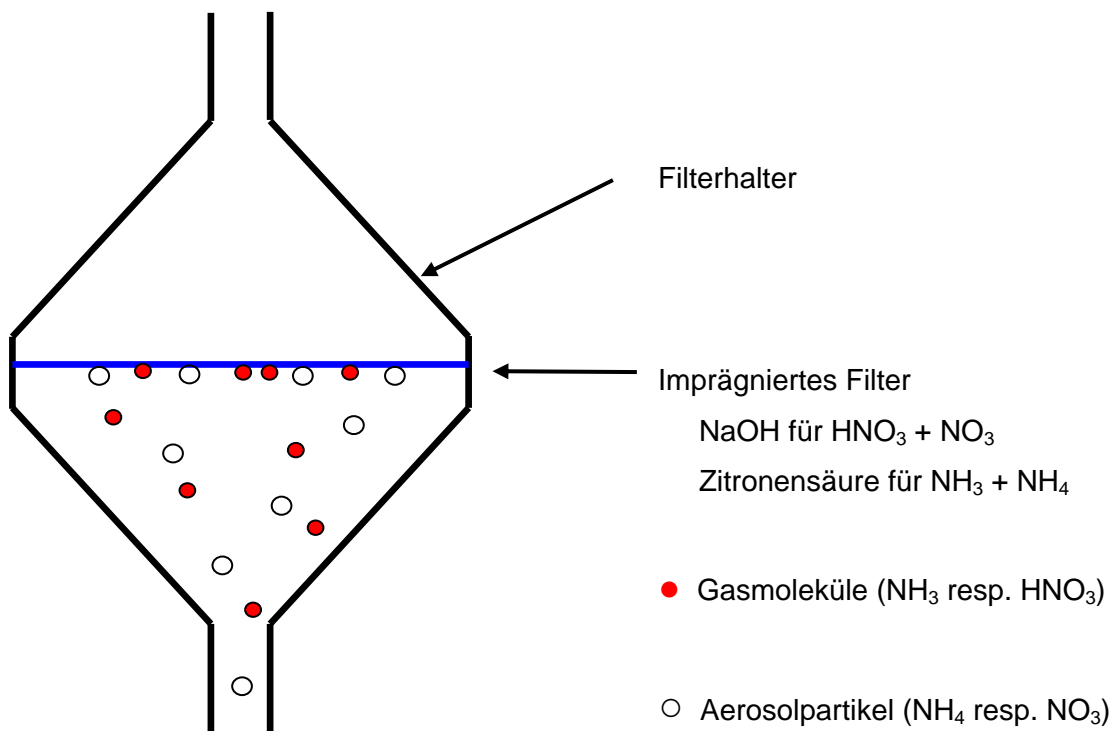


Abb. A5-1: Schematische Darstellung des Messprinzips mit imprägnierten Filtern zur Messung der Summen von Salpetersäure+Nitrat, resp. Ammoniak+Ammonium



Abb. A5-2: Anordnung der Probenahme mit imprägnierten Filtern an der NABEL-Station Rigi

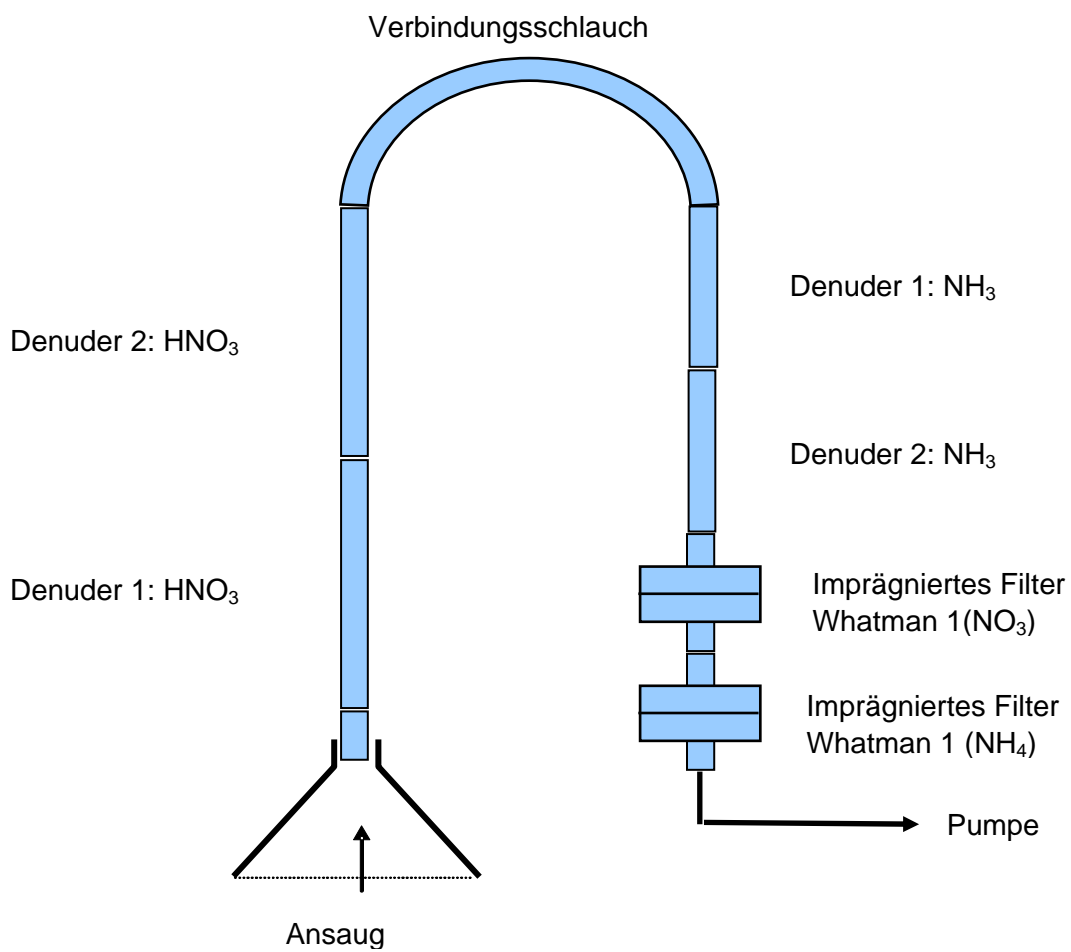


Abb. A5-3: Anordnung der Komponenten im DELTA-Minidenudersystem

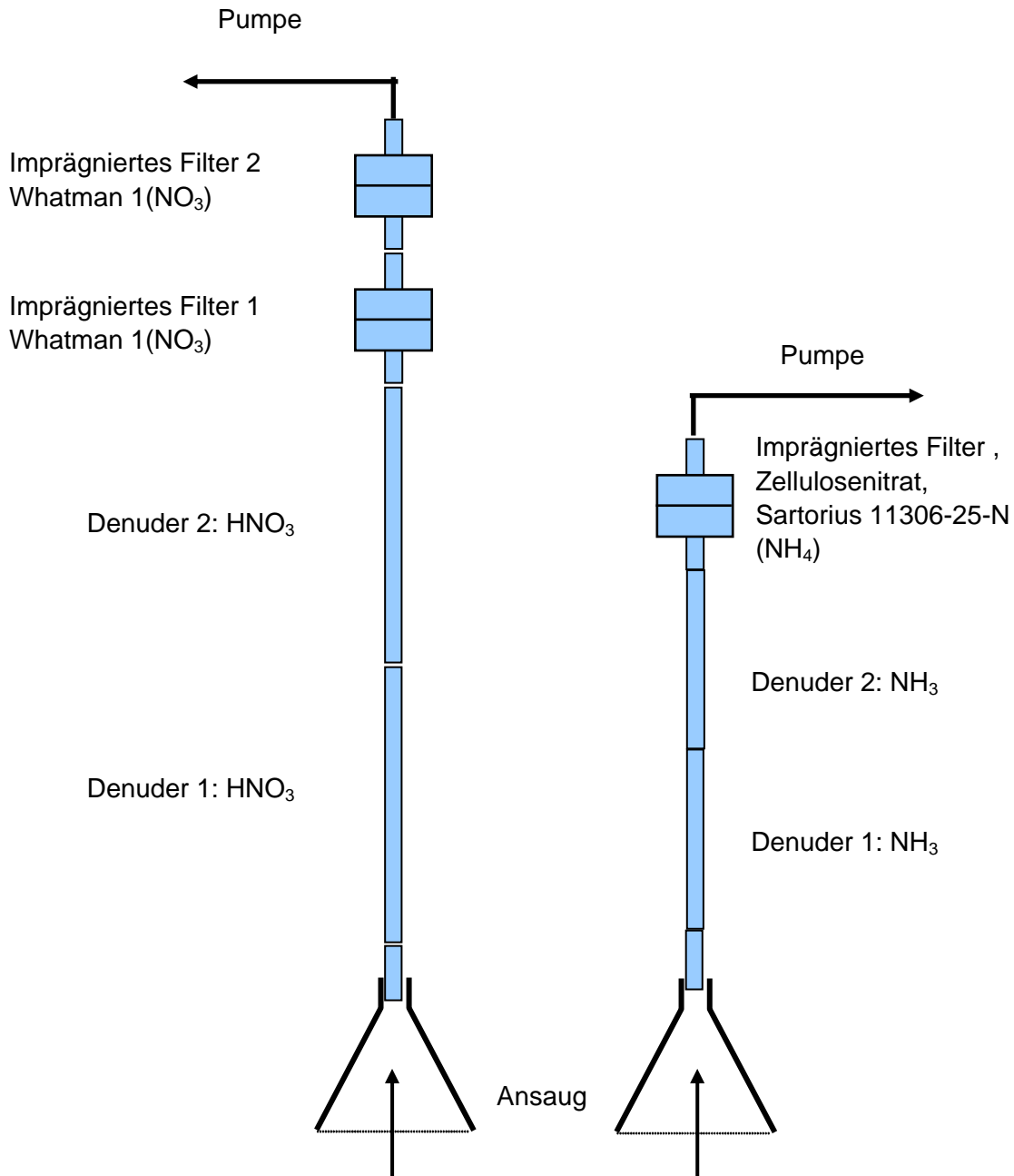


Abb. A5-4: Anordnung der Komponenten im modifizierten Minidenudersystem mit getrennten Linien für Salpetersäure/Nitrat und Ammoniak/Ammonium

Resultate der Vergleichsmessungen zwischen der Minidenudermethode und den Summenmessungen mit imprägnierten Filtern

Ausgedehnte Vergleichsmessungen des DELTA-Minidenudersystems mit der Summenmessung auf imprägnierten Filtern an den EMEP-Stationen Rigi und Payerne zeigten die Gefahr von z.T. erheblichen Sammelverlusten in den Minidenudersystemen auf. Folgende Probleme konnten identifiziert werden:

- Ein Teil von Ammonium und Nitrat lagerte sich im U-förmigen Verbindungsschlauch zwischen den beiden Denuderblöcken ab.
- Die Abscheideeffizienz des Nitratfilters (Whatman 1) war ungenügend so dass ein Teil auf das folgende Filter für Ammonium verschleppt wurde.
- Ein geringer Teil des Nitrats lagerte sich in den Ammoniakdenudern ab.

Diese Effekte führten zu deutlichen Minderbefunden beim Minidenudersystem im Vergleich mit den imprägnierten Filtern (Abb. A5-5 und Abb. A5-6). Abbildung A5-7 zeigt das mittlere Ausmass dieser Verluste. Wurden die an den „falschen“ Orten abgelagerten Mengen von Ammonium und Nitrat mitberücksichtigt, so ergab sich zwar eine durchaus befriedigende Übereinstimmung der beiden Methoden, aber der analytische Aufwand war stark erhöht.

Zur Verbesserung der Situation wurden die in Kapitel 2 beschriebenen Modifikationen am Minidenudersystem durchgeführt. Danach war die Übereinstimmung der Daten aus den Messungen mit den modifizierten Minidenudersystemen mit der Messung auf imprägnierten Filtern sowohl für die Summen von Ammoniak+Ammonium (Abb. A5-8) wie auch für die Summen von Salpetersäure+Nitrat (Abb. A5-9) sehr gut.

Für die Stationen Payerne und Magadino war es auch möglich, die Resultate der Messung des gasförmigen Ammoniaks mit den modifizierten Minidenudersystemen mit den Messungen von photoakustischen Ammoniakmonitoren zu vergleichen. Auch hier ergab sich eine gute Übereinstimmung (Abb. A5-10).

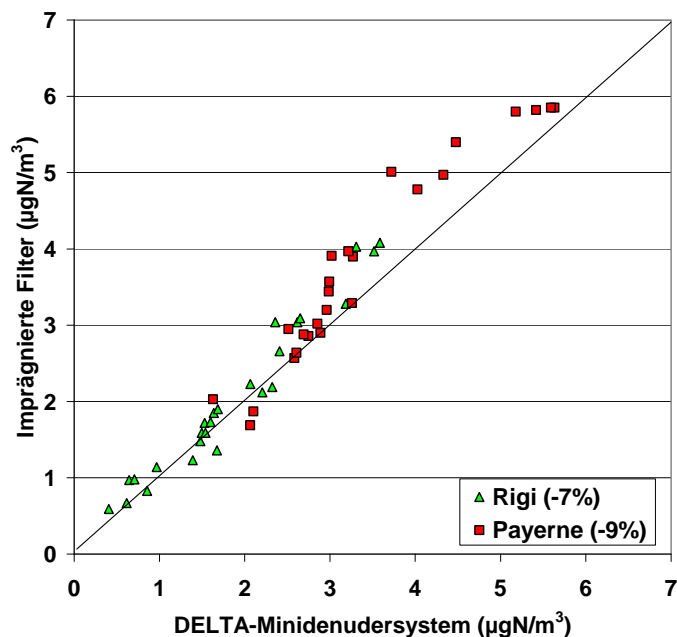


Abb. A5-5: Vergleich der Messungen von Ammoniak+Ammonium mit dem DELTA-Minidenudersystem mit den parallelen Summenmessungen auf imprägnierten Filtern.

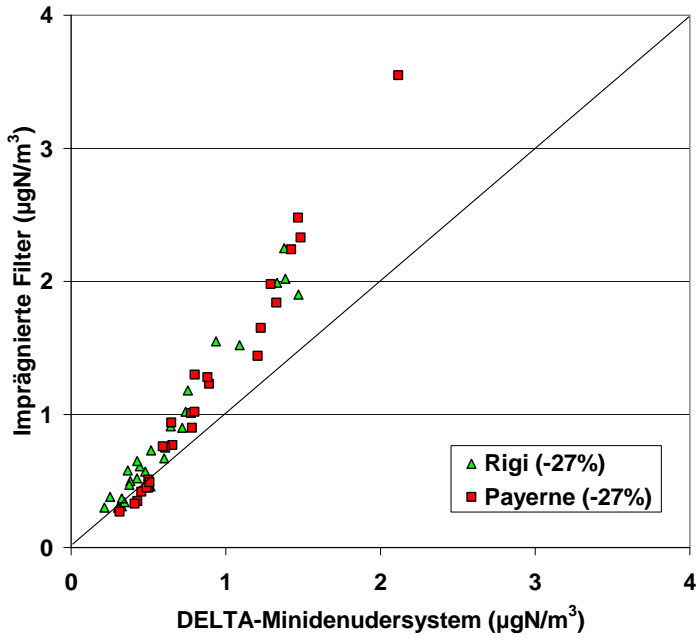


Abb. A5-6: Vergleich der Messungen von Salpetersäure+Nitrat mit dem DELTA-Minidenudersystem mit den parallelen Summenmessungen auf imprägnierten Filtern.

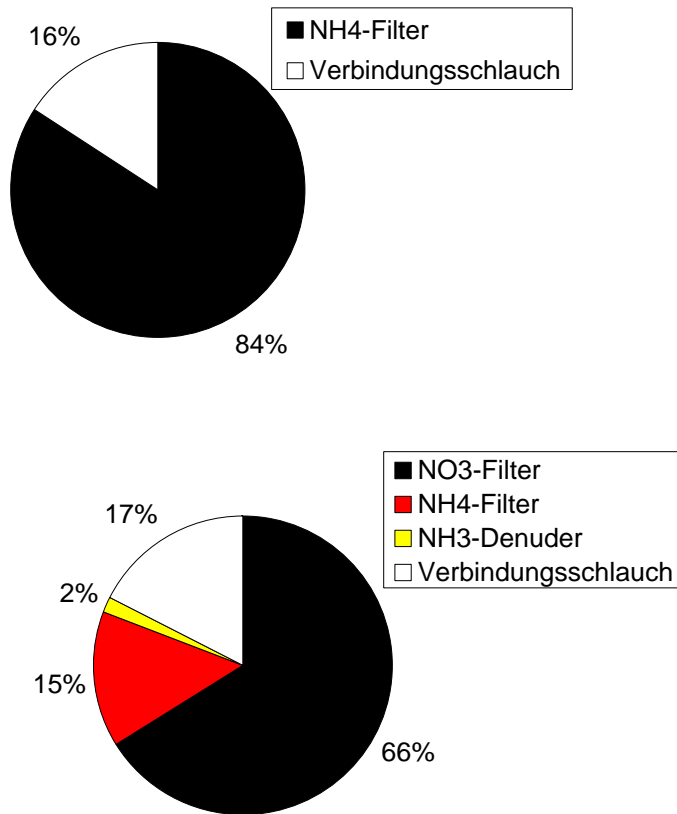


Abb. A5-7: Deposition von Ammonium (oben) und Nitrat (unten) beim DELTA-Minidenudersystem. Schwarz: Abscheidung am richtigen Ort, auf dem dafür vorgesehenen imprägnierten Filter. Farbige/Weiss: Abscheidung auf anderen Komponenten des Systems (Depositionsverluste im System).

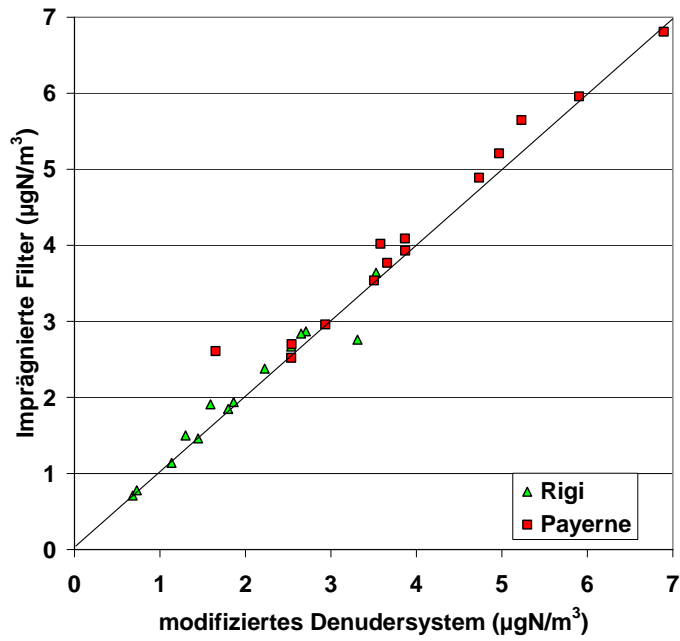


Abb. A5-8: Vergleich der Messungen von Ammoniak+Ammonium mit dem modifizierten Denudersystem mit den parallelen Summenmessungen auf imprägnierten Filtern.

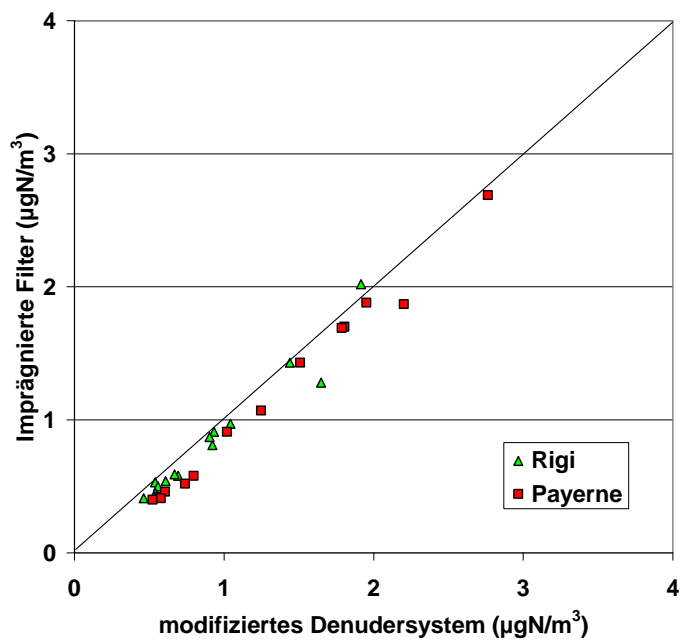


Abb. A5-9: Vergleich der Messungen von Salpetersäure+Nitrat mit dem modifizierten Denudersystem mit den parallelen Summenmessungen auf imprägnierten Filtern.

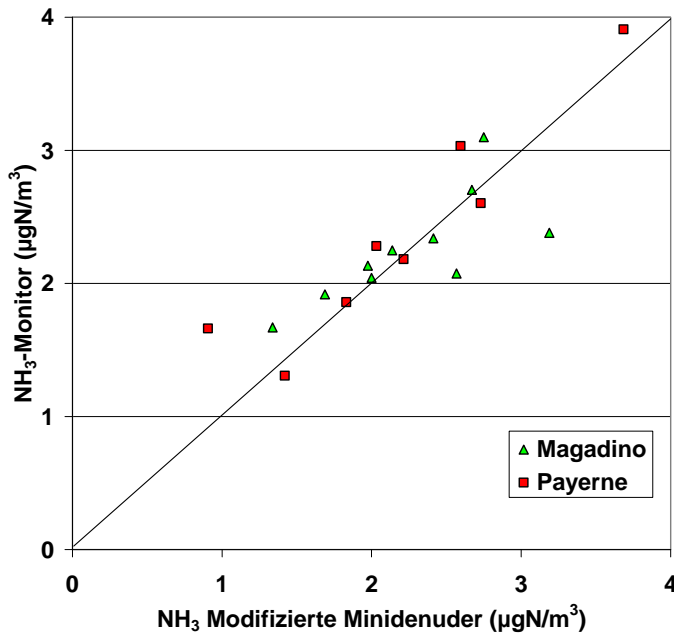


Abb. A5-10: Vergleich von gasförmigem Ammoniak, gemessen mit modifizierten Minidenudern und dem photoakustischen Monitor (TGA310 Omnisens).

Zusammenfassung

Untersuchungen in Payerne und Rigi zeigten, dass bei Messungen von Salpetersäure/Nitrat resp. Ammoniak/Ammonium mit dem DELTA-Minidenudersystem wegen ungenügender Filtereffizienz sowie Depositionsverlusten im System z.T. erhebliche Minderbefunde auftreten. Durch die Trennung des Systems in zwei separate Linien für Salpetersäure/Nitrat und Ammoniak/Ammonium sowie durch Verbesserungen bei den Filtern konnten diese Probleme relativ einfach behoben werden und eine gute Vergleichbarkeit mit alternativen, im EMEP eingesetzten Methoden erreicht werden.

A6 Homogenisierung von Messreihen der Station Bern

Die Station Bern-Bollwerk ist seit dem 1. Februar 1991 in Betrieb und wurde am 22. Juli 1997 an einen provisorischen Standort, etwa 100 m nördlich auf der gleichen Strassenseite, verlegt. Am 6. Dezember 1999 wurden die Messungen in die neue Station auf der Strassenseite gegenüber dem provisorischen Standort verlegt (siehe Seite 6 Abb. 2-4). Die Feinstaubmessungen (PM10) blieben seit Beginn der Messungen am 9. April 1991 am selben Standort.

Während die zweite Verlegung der Messgeräte im Dezember 1999 keine nachweisbaren Sprünge in den Zeitreihen bewirkte, hatte die erste Stationsverlegung im Juli 1997 deutliche Brüche in den Messreihen zur Folge. Diese Inhomogenitäten wurden nach folgendem Verfahren korrigiert. Vor und nach dem Standortwechsel vom 22. Juli 1997 wurde an die Tagesmittel einer Messgrösse eine Exponentialfunktion angepasst, welche die mehrjährige Abnahme der Messwerte beschreibt. Das Verhältnis der beiden Funktionen am Tag des Standortwechsels wurde als Korrekturfaktor zur Homogenisierung der alten Daten an den neuen Standort verwendet. Es ergaben sich folgende Faktoren:

- NO_x: 0.71 (berücksichtigter Zeitraum: 23.7. 1991 bis 22.7.2003)
- NO₂: 0.87 (berücksichtigter Zeitraum: 23.7. 1991 bis 22.7.2003)
- O₃: 1.2 (berücksichtigter Zeitraum: 23.7. 1992 bis 22.7.2002)

Das Stickstoffmonoxid NO wurde als Differenz der korrigierten NO_x und NO₂ Werte berechnet. Für CO und SO₂ wich der Faktor nur wenig von 1 ab und es wurde deshalb für diese beiden Messgrössen keine Korrektur vorgenommen.

In der NABEL Datenbank befinden sich weiterhin (Stand 2010) die Originaldaten der Station Bern. Bei der Verwendung von langjährigen Zeitreihen wird empfohlen die Messdaten mit den obengenannten Korrekturfaktoren jeweils zu homogenisieren.

Anhang B: Wartungstool und Arbeitsanweisungen

B1 Wartungstool

Bei jeder Stationswartung werden periodisch anfallende Arbeiten durchgeführt und dokumentiert (Metadaten). Seit dem 1.1.2006 wird zu diesem Zweck das Wartungstool eingesetzt, mit dessen Hilfe die Dokumentation elektronisch erfolgt. Vorher erfolgte die Dokumentation mittels Papier-Checklisten.

Die zentrale Datenbank des Wartungstools befindet sich wie die Messwertzentrale auf dem Nabel-Server. Mit einer Client-Version wird ein aktueller Auszug aus der Wartungstool-Datenbank auf ein Notebook geladen. Die Client-Version zeigt an, welche Tätigkeiten bei einer Stationswartung durchzuführen sind. Der Stationsverantwortliche nimmt das Notebook mit auf die Station, erledigt die durchzuführenden Tätigkeiten und macht dazu die verlangten Eingaben. Nach der Rückkehr von der Station findet ein Datenabgleich mit dem Nabel-Server in Bern statt. Die Wartungstool-Zentrale plant anschliessend die erledigten Tätigkeiten für die nächste Stationswartung neu.

Die Client-Version des Wartungstools hat folgende Funktionen:

- Hilfsmittelliste: Für jede Station wird eine Liste mit Hilfsmitteln für die zu erledigenden Tätigkeiten angezeigt (Abb. B1-1).
- Stationsliste: Für jede Station werden alle aktuellen Geräte aufgelistet (Abb. B1-2).
- Logblatt: Für jedes Gerät kann ein Logblatt aufgerufen und editiert werden (Abb. B1-2).
- Tätigkeiten: Die fälligen Tätigkeiten werden angezeigt (Abb. B1-3).
- Elektronische Eingaben: Zu jeder Tätigkeit können in einem Formular Eingaben gemacht werden (Abb. B1-4 und Abb. B1-5).
- Grafiken zur Diagnose: Für jede Kontrollgrösse eines Messgerätes kann eine Grafik erstellt werden (Abb. B1-5).
- Gerätewechsel: Es können Gerätewechsel durchgeführt werden.
- Archiv: Es können die Daten von früheren Wartungen (Archivdaten) abgerufen werden.

Ort (Code)	Anzahl	Fällig	Dringend	Erledigt
AS	51	0	0	0
BER	63	1	0	0
DHA	53	23	1	0
DAV	39	0	0	0
DUE	53	23	18	0
HAE	84	7	0	0
JUN	46	14	0	0
LAE	38	22	2	0
LAL	51	21	0	0
LUG	55	3	0	0
MAG	52	3	0	0
PAY	69	26	1	0
RIG	78	40	3	0
SIO	42	16	0	0
HAE	35	1	0	0
DUE	66	0	0	0
DUE Test	35	14	9	0
LA 024				
LA 028				
LA 035				
LA 037	2	0	0	0
Einsatzber				
Rückprüf				
Service				
Ausleihe				
entsorgt				

Hilfsmittel	Beschreibung
<input type="checkbox"/> APHA 360	Ersatzgerät THC APHA 360
<input type="checkbox"/> Bergethoff	Bergethoff-Töpfe
<input type="checkbox"/> ECOC-Denud	Denuder für ECOC
<input type="checkbox"/> Fett PM10	gefetteter Einsatz für PM10
<input type="checkbox"/> Fil PM10	HIVOL-Filter PM10
<input type="checkbox"/> NH3-Passiv	NH3-Passivsammler
<input type="checkbox"/> TEI 49C PS	Transferstandard Ozon TEI 49C PS mit Nullkatalys.
<input type="checkbox"/> TGA-Denuder	Denuder für NH3 TGA 310

Abb. B1-1: Hilfsmittelliste für die während der nächsten Stationswartung zu erledigenden Tätigkeiten

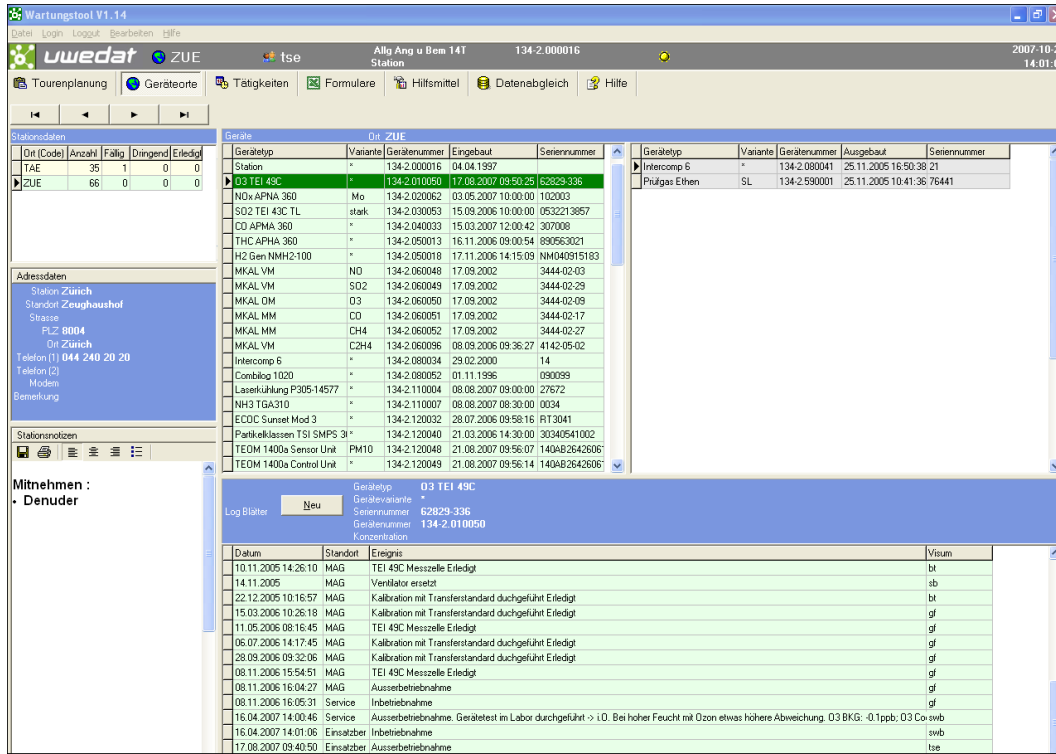


Abb. B1-2: Stationsliste mit allen aktuellen Geräten und den jeweiligen Geräte-logblättern

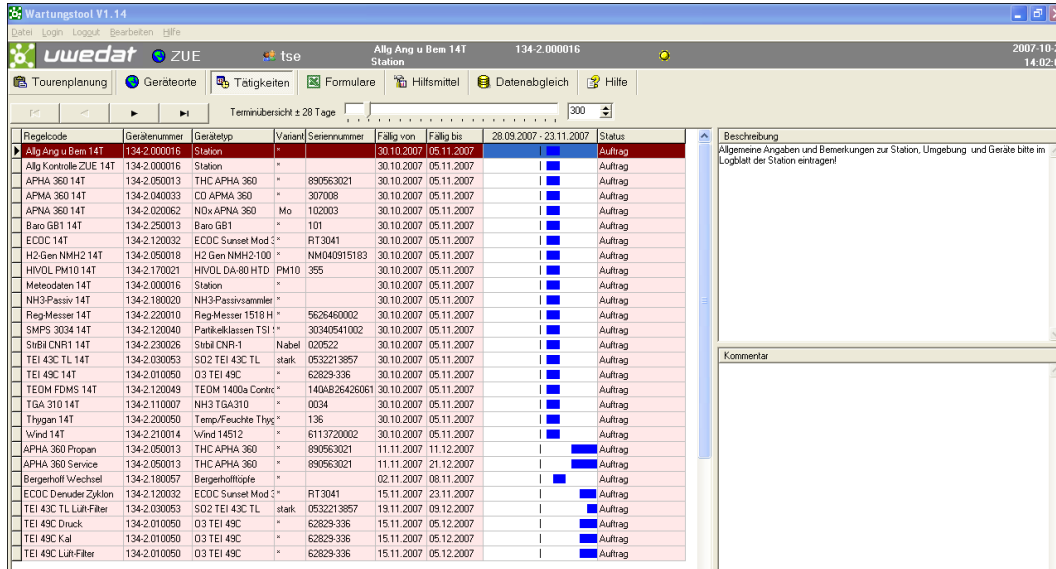


Abb. B1-3: Anzeige der fälligen Tätigkeiten

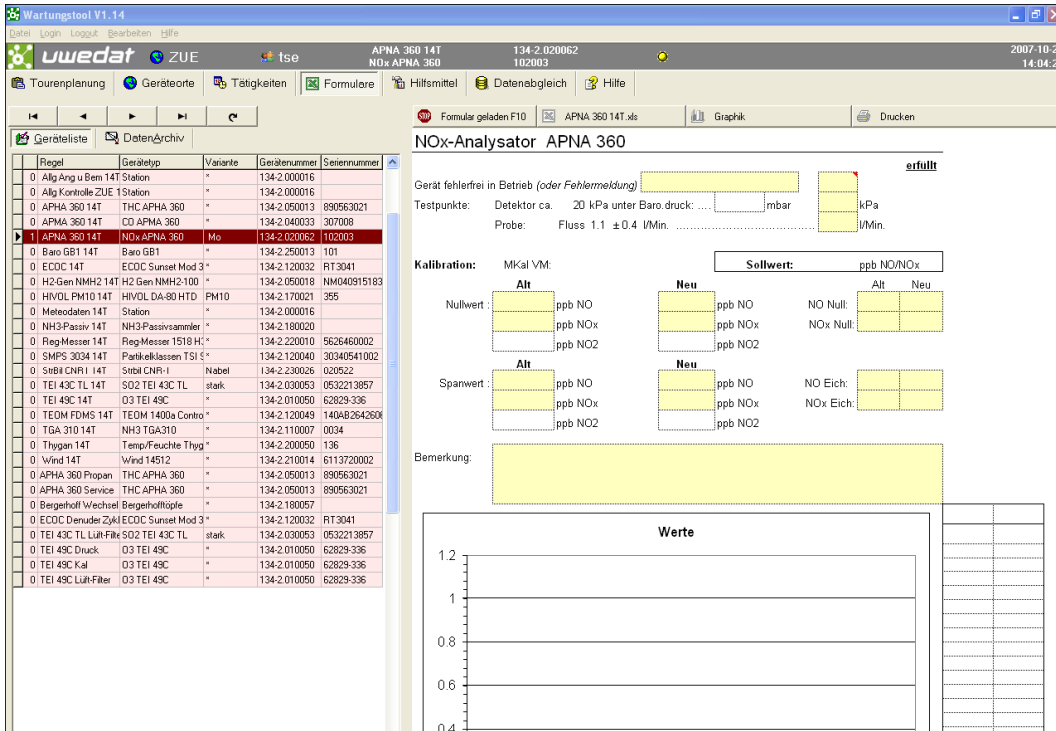


Abb. B1-4: In einzelnen Formularen werden die durchgeführten Tätigkeiten (Bsp. NOx-Analysator) notiert

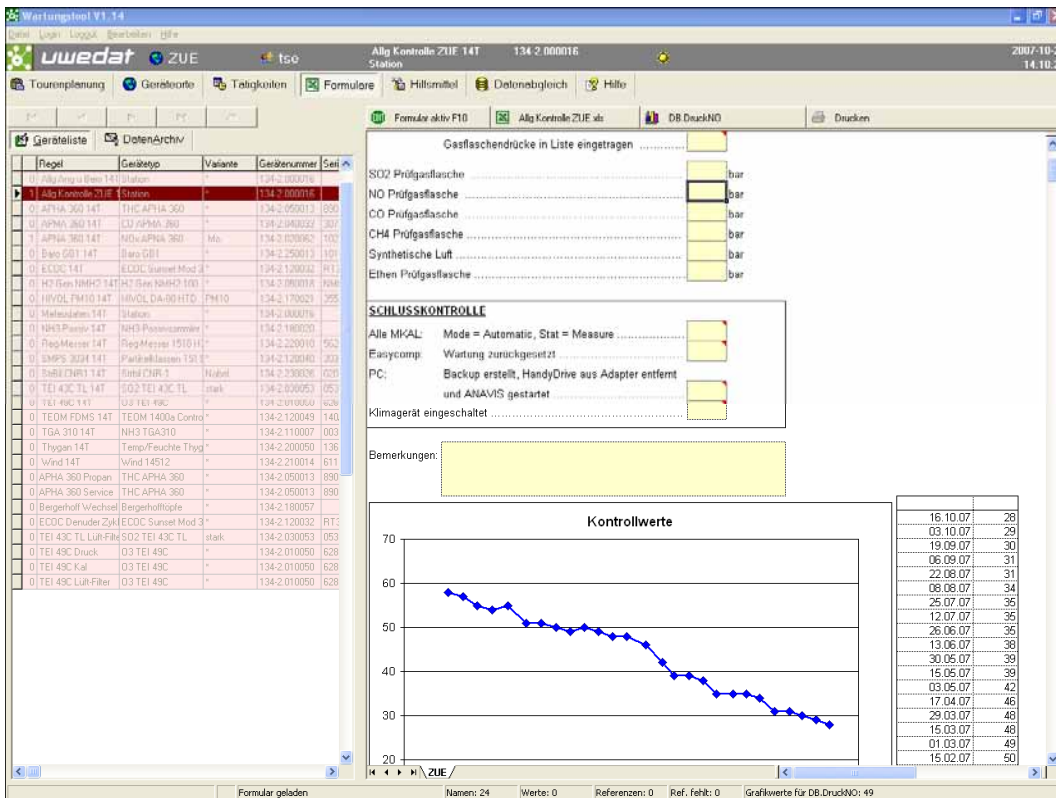


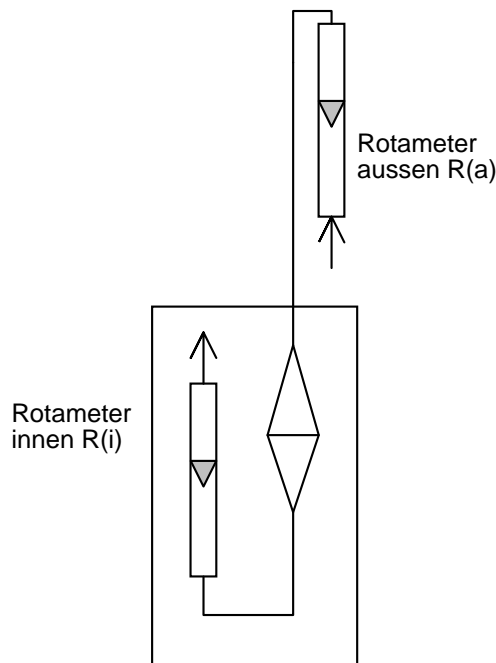
Abb. B1-5: Grafiken werden zur Diagnose von Kontrollgrößen verwendet

B2 Anleitung für HIVOL-Kalibrationen mit einem zweiten Rotameter im NABEL-Messnetz

Die für die Kalibrationsarbeiten in den Stationen effektiv benötigten Anweisungen und Informationen sind **fett** gedruckt. Die dazu gehörenden Herleitungen und Erklärungen sind in normaler Schrift.

1. Erstkalibration des HIVOL-Rotameters R(i)

Diese Kalibration soll sicherstellen, dass die verstellbare Skala des internen HIVOL-Rotameters R(i) richtig justiert ist. Wie bei den mobilen Rotametern R(a) muss die Skala so stehen, dass sie bei den Kalibrierbedingungen des Rotameters (15°C und 1013 mbar) richtig anzeigt. Dies geschieht durch einen einfachen Abgleich von R(i) mit R(a) mit einem leeren Filterhalter.



Vorgehen bei der Erstkalibration:

- **Mobiles Rotameter R(a) auf HIVOL aufstecken**
- **Skalakontrolle beim mobilen Rotameter R(a). Überprüfen ob Skala gemäss Etikette auf Rotameter richtig justiert ist.**
- **HIVOL mit leerem Filterhalter laufen lassen. Volumeneinstellung im HIVOL so justieren, dass R(a) 700 l/min anzeigt.**
- **HIVOL-Rotameter R(i) muss jetzt 705 l/min anzeigen. Wenn nicht, Skala justieren.**

Anmerkung: Die kleine Differenz kommt daher, dass zwischen R(a) und R(i) auch ohne Filter ein Druckabfall von ca. 4 mbar und eine Luftherwärmung um ca. 4°C stattfindet. Zur Beziehung zwischen R(a) und R(i) siehe Formel (6).

- **Den zur Skala bei 500 l/min gehörigen Wert auf der Glasskala von R(i) ablesen und auf einer Klebetikette notieren (500 l/min = x Skalateile). Diese Etikette in der Nähe des Rotameters R(i) aufkleben (aber keinesfalls auf das Glasrohr). Dieses Wertepaar dient in Zukunft als Kontrolle, ob sich die Skala verschoben hat.**

2. Stationsspezifische Einstellung des HIVOL-Rotameters R(i)

Diese Einstellung soll sicherstellen, dass bei den stationsspezifischen Bezugs- und Betriebsbedingungen das richtige Volumen angesaugt wird.

Vorgehen bei der stationsspezifischen Einstellung des HIVOL-Rotameters R(i)

- Es sind je nach Station und Messaufgabe die in Tabelle 1 angegebenen Volumenströme am HIVOL-Rotameter R(i) einzustellen.

Tabelle B2-1: Solleinstellung des HIVOL-Rotameters R(i) im Messbetrieb

Station	Filter	Volumenstrom bei Bezugsbed. p/T(Station) l/min	Einstellung R(i) l/min
Alle Stationen ausser: CHA, RIG, JUN 200 - 800 m ü.M.	QMA PM10/2.5	500	513
	QMA PM1	500	520
CHA, RIG 1000 -1200 m ü.M.	QMA PM10/2.5	500	499
	QMA PM1	500	507
JUN 3570 m ü.M.	QMA PM10	747	676

Legende: QMA= Whatman Quarzfaserfilter

Grundlagen für Rotameterkorrekturen:

Bei Rotametern verhalten sich die abgelesenen Durchflusswerte umgekehrt proportional wie die Wurzeln ihrer Dichten, also:

$$\frac{Q_1}{Q_2} = \sqrt{\frac{\rho_2}{\rho_1}} \quad \text{resp.} \quad Q_1 = Q_2 \cdot \sqrt{\frac{\rho_2}{\rho_1}} \quad (1)$$

da die Dichte ρ proportional ist zu p/T gilt:

$$Q_1 = Q_2 \cdot \sqrt{\frac{\rho_2 \cdot T_1}{\rho_1 \cdot T_2}} \quad (2)$$

Folgende drei Gaszustände spielen eine Rolle:

T(ref), p(ref) Kalibrierbedingungen Rotameter, d.h. Temperatur und Druck bei der die Rotameterskala kalibriert wurde. Für die HIVOL-Rotameter stets 288 °K und 1013 mbar.

T(loc), p(loc) lokale Betriebsbedingungen im Rotameter bei der Ablesung

T(Station), p(Station) Bezugsbedingungen für Volumenstrom, z.B. 282 °K und 950 mbar für Mittel-landstationen

Es bedeuten:

Q(Skala) = Abgelesener Volumenstrom am Rotameter

Q(loc) = Auf die Rotameterbedingungen T(loc), p(loc) bezogener Volumenstrom

Q(Station) = Volumenstrom bei Stationsbedingungen (am Ansaugkopf)

Es gilt:

$$Q_{\text{loc}} = Q_{\text{Skala}} \cdot \sqrt{\frac{T_{\text{loc}} \cdot p_{\text{ref}}}{T_{\text{ref}} \cdot p_{\text{loc}}}} \quad (3)$$

$$Q_{\text{Station}} = Q_{\text{loc}} \cdot \frac{T_{\text{Station}} \cdot p_{\text{loc}}}{T_{\text{loc}} \cdot p_{\text{Station}}} \quad (4)$$

Aus (1) und (2) ergibt sich:

$$Q_{\text{Station}} = Q_{\text{Skala}} \cdot \frac{T_{\text{Station}}}{p_{\text{Station}}} \cdot \sqrt{\frac{p_{\text{ref}} \cdot p_{\text{loc}}}{T_{\text{ref}} \cdot T_{\text{loc}}}} \quad (5)$$

$$Q_{\text{Skala}} = Q_{\text{Station}} \cdot \frac{p_{\text{Station}}}{T_{\text{Station}}} \cdot \sqrt{\frac{T_{\text{ref}} \cdot T_{\text{loc}}}{p_{\text{ref}} \cdot p_{\text{loc}}}} \quad (6)$$

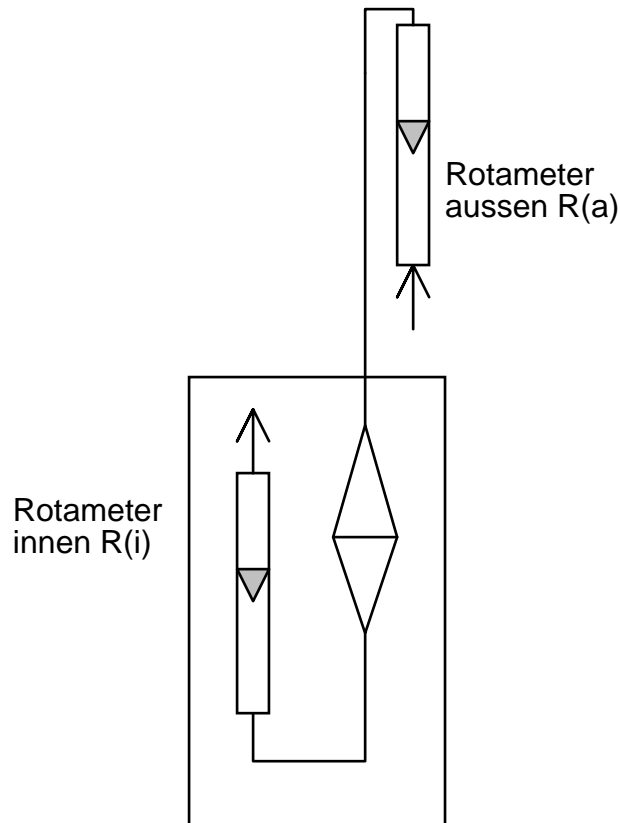
Formel (6) erlaubt es, die richtige Rotameterstellung im HIVOL für einen bestimmten Volumenstrom bei den gewünschten Bezugsbedingungen zu berechnen. In Tabelle 1 sind diese für alle im NABEL vorkommenden Fälle berechnet.

Dabei wurden die in Tabelle 2 aufgeführten Bezugs- und Betriebsbedingungen verwendet. Die Bezugsbedingungen sind (gemäss BUWAL-Immissionsmessempfehlung) die durchschnittlichen Stationsbedingungen. Die Betriebsbedingungen wurden abgeschätzt aus den durchschnittlichen Stationsbedingungen sowie den durch Messungen ermittelten mittleren Druckabfällen über das Filter und der Lufterwärmung im HIVOL.

Tabelle B2-2: Bezugs- und mittlere Betriebsbedingungen im normalen Messbetrieb mit Aussenluft

Station	Filter	Bezugsbedingungen p/T(Station) (mbar/K)	angenommene Betriebsbedingungen für HIVOL-Rotameter R(i) im normalen Messbetrieb p/T(loc) (mbar/K)
Alle Stationen ausser: CHA, RIG, JUN 200 - 800 m ü.M.	QMA PM10/2.5	950/282	895/292
	QMA PM1	950/282	870/292
CHA, RIG 1000 -1200 m ü.M.	QMA PM10/2.5	883/278	828/288
	QMA PM1	883/278	803/288
JUN 3570 m ü.M.	QMA PM10	653/265	600/285

3. Leckkontrolle mit zweitem vorgeschaltetem Rotameter R(a)



Vorgehen bei der Leckkontrolle:

- **Mobiles Rotameter auf HIVOL aufstecken**
- **Skalakontrolle beim mobilen Rotameter R(a). Überprüfen ob Skala gemäss Etikette auf Rotameter richtig justiert ist.**
- **HIVOL mit eingelegtem Filter laufen lassen, ohne die bisherige Volumeneinstellung am HIVOL zu verändern.**
- **Aus der Tabelle 3 die Sollanzeige für R(a) ablesen und mit effektiver Anzeige R(a) vergleichen.**
- **Wenn Differenz zwischen Sollwert R(a) und Anzeige R(a) < 15 l/min: Leckkontrolle ok**
- **Wenn Differenz R(a) > 15 l/min:**
 - Überprüfen, ob die Betriebsbedingungen für R(a) und R(i) stark von den in Tabelle 4 aufgeführten Werten abweichen. Wenn ja, Sollwert R(a) nach Formel (6) berechnen.
 - Wenn Differenz R(a) immer noch > 15 l/min:
Fallunterscheidung vornehmen:
 - Fall 1: **Anzeige R(a) zu tief.**
Es besteht wahrscheinlich ein Leck. Wenn nicht, siehe Fall 2
 - Fall 2: **Anzeige R(a) zu hoch**
Skalenjustierung von R(a) und R(i) überprüfen
Erstkalibration wiederholen

Tabelle B2-3: Sollanzeige von R(a) für gegebenes R(i)

Station	Filter	Einstellung R(i) l/min	Sollwert R(a) l/min
Alle Stationen ausser: CHA, RIG, JUN 200 - 800 m ü.M.	QMA PM10/2.5	513	491
	QMA PM1	520	498
CHA, RIG 1000 -1200 m ü.M.	QMA PM10/2.5	499	477
	QMA PM1	507	484
JUN 3570 m ü.M.	QMA PM10	676	639

Grundlagen für Rotametervergleich

Für zwei in Serie geschaltete Rotameter R(a) und R(i), die unter verschiedenen Betriebsbedingungen laufen gilt, wenn kein Leck vorhanden ist, für beliebige (aber einheitliche) Bezugsbedingungen:

$$Q_{\text{Bezug,a}} = Q_{\text{Bezug,i}} \quad (7)$$

Da beide Rotameter baugleich sind, folgt mit Hilfe von Gleichung (2):

$$Q_{\text{Skala,a}} = Q_{\text{Skala,i}} \cdot \sqrt{\frac{p_{\text{loc,i}} \cdot T_{\text{loc,a}}}{p_{\text{loc,a}} \cdot T_{\text{loc,i}}}} \quad (8)$$

Diese Beziehung erlaubt es, das aussen aufgesteckte Rotameter R(a) mit dem HIVOL-Rotameter R(i) zu vergleichen, trotz unterschiedlicher Betriebsbedingungen.

Tabelle 3 zeigt die zu erwartende Anzeige von R(a) für die verschiedenen im NABEL vorkommenden Fälle, wobei die in Tabelle 4 aufgeführten Betriebsbedingungen zur Berechnung verwendet werden. Dabei wird angenommen, dass diese Vergleichsmessung mit ca. 22°C warmer Innenluft durchgeführt wird.

Tabelle B2-4: Betriebsbedingungen für R(a) und R(i) bei der Leckkontrolle

Station	Filter	angenommene Betriebsbed. p/T(loc,i) R(i)	angenommene Betriebsbed. p/T(loc,a) R(a)
Alle Stationen ausser: CHA,RIG, JUN 200 - 800 m ü.M.	QMA PM10/2.5	895/303	950/295
	QMA PM1	895*/303	950/295
CHA, RIG 1000 -1200 m ü.M.	QMA PM10/2.5	828/303	883/295
	QMA PM1	828*/303	883/295
JUN 3570 m ü.M.	QMA PM10	600/303	653/295

*) Im Vergleich zu den in Tabelle 2 angegebenen Bedingungen ist hier der Betriebsdruck höher, da der durch den PM1-Kopf verursachte Druckabfall wegfällt (Lecktest wird ohne Kopf durchgeführt, bei den PM10- und PM2.5-Köpfen ist der Druckabfall über die Köpfe vernachlässigbar).

4. Anhang: Messungen im Zusammenhang mit HIVOL-Rotameterkalibrationen

4.1. Druckabfall und Erwärmung im HIVOL

Messungen Station Dübendorf vom 22.1.98 bis 7.2.98 (rü)

a) Drücke:

Filter/Kopf	Belegung	HIVOL.	HIVOL	Raum.	Raum
	Ende	Anfang	Ende	Anfang	Ende
	mg Staub	mbar	mbar	mbar	mbar
QF20/PM2.5	25.4	912	903	978	972
QF20/PM2.5	35.8	903	903	972	974
QF20/PM2.5	ca. 40.0	908	899	974	969
QF20/TSP	88.3	907	899	969	968
GF/TSP	104.5	943	930	968	964
GF/TSP	125.6	938	921	964	961
GF/TSP	200.8	935	908	961	973

b) Temperaturen

Filter/Kopf	HIVOL	HIVOL	Aussen	Aussen	Raum	Raum
	Anfang	Ende	Anfang	Ende	Anfang	Ende
	°C	°C	°C	°C	°C	°C
QF20/PM2.5	12.7	14.6	-2.7	-1	21	21.5
QF20/PM2.5	14.6	14.9	-1.1	-0.9	21.6	21.6
QF20/PM2.5	14.5	13.5	-1.1	-2.9	21.6	19.8
QF20/TSP	13.5	14.4	-2.9	-1.7	19.8	22.5
GF/TSP	8.9	10.4	-2.8	-0.9	21.3	20.1
GF/TSP	9.8	10.8	-1.1	-2	20.3	21.5
GF/TSP	9.3	11.8	-2.2	-4	21.3	19.2

Aus diesen Messungen wurden folgende mittlere Druckabfälle resp. Temperaturerhöhungen im HIVOL-Rotameter gegenüber der Aussenluft abgeschätzt:

QF20500 l/min	- 70 mbar	+ 10 Grad
GF 500 l/min	- 30 mbar	+ 10 Grad
GF 666 l/min	- 40 mbar	+ 10 Grad
(JUN: + 20 Grad wegen Sondenheizung)		

Die Erwärmung der Probeluft im HIVOL wird verursacht vom Wärmefluss aus den wärmeren Teilen des HIVOL sowie durch Reibungswärme im Filter. Der Anteil durch Reibung wurde wie folgt abgeschätzt:

	Temp. Raum	Temp HIVOL
mit QF20, 500 l/min	22.8	29.0
leerer Filterhalter, 500 l/min	22.4	26.2

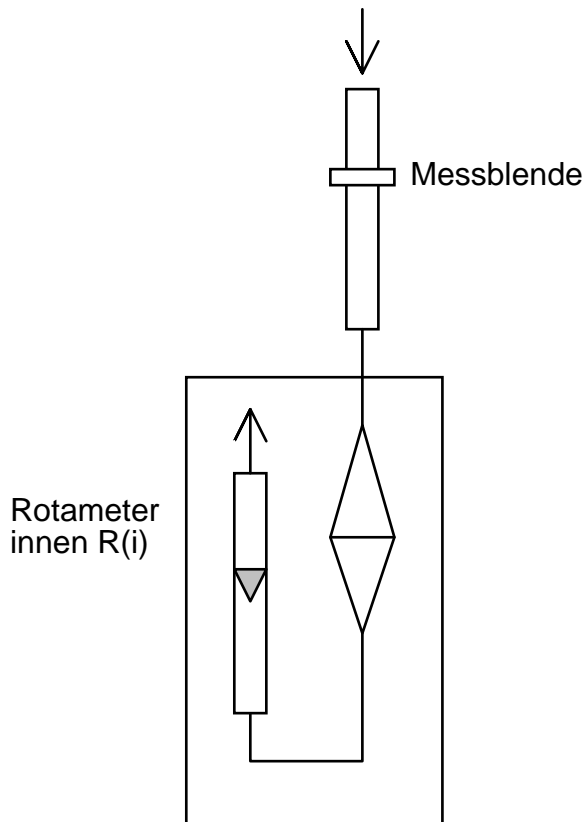
Erwärmung durch Reibung ca. 4 Grad

4.2. Kalibration der beiden mobilen Rotameter mit der Blende

Datum:

18.2.98

Durchgeföhrt von R. Gehrig



Vorgehen:

Die Messblende wurde auf HIVOL aufgesteckt und der Volumenstrom so reguliert, dass Δp an der Blende 93 mm Alkohol betrug. Dies entspricht 700 l/min bei den bei der Messung herrschenden Betriebsbedingungen (984 mbar, 22 Grad).

Nun wurde die Messblende entfernt und das zu kalibrierende Rotameter aufgesteckt. Die verstellbare Skala des Rotameters wurde nun so justiert, dass sich eine Anzeige von 682 l/min ergab. Dies entspricht der Anzeige eines bei 1013 mbar und 15 Grad kalibrierten Rotameters für 700 l/min bei 984 mbar und 22 Grad (siehe Formel (1)).

Die Prozedur wurde für 600 l/min wiederholt, wobei sich dieselbe Skalastellung ergab.

Rotameter 1	500 l/min	=	13.0 (Glasskala)
Rotameter 2	500 l/min	=	12.9 (Glasskala)

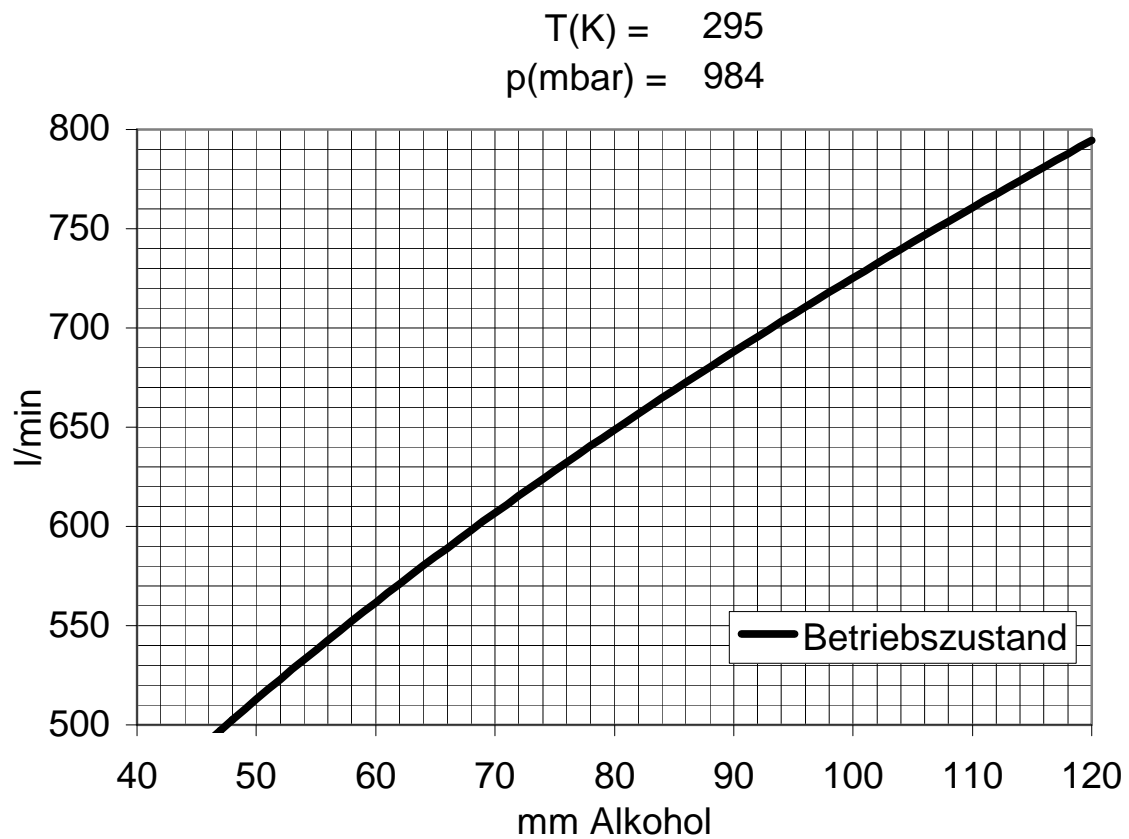
Die Blendenberechnung erfolgte nach DIN 1952

$$Q_m = \alpha \cdot \varepsilon \cdot \frac{\pi}{4} \cdot d^2 \cdot \sqrt{2 \cdot \Delta p \cdot \rho}$$

$$Q_v = \frac{Q_m}{\rho}$$

α	Durchflusszahl	-	0.675	(aus Tabelle)
ε	Expansionszahl	-	0.99	(aus Tabelle)
d	Durchmesser Blendenöffnung	m	0.025	
D	Durchmesser Rohr	m	0.0405	
Δp	Wirkdruck (U-Rohr)	Pa	638.6	
ρ	Dichte des Gases vor Blende	kg/m ³	1.127	
	Normdichte von Luft mit 2 vol% Wasser		1.276	

Blendennomogramm für die Messbedingungen bei der Rotameterkalibration am 18.2.98.



4.3 Druckabfallmessungen mit den neuen Whatman QMA-Filtern

Messungen Thomas Seitz (Dezember 2005)

PM10 QMA 500 l/min	Druckabfall:	55 mbar
PM2.5 QMA 500 l/min	Druckabfall:	60 mbar
PM1 QMA 500 l/min	Druckabfall:	81 mbar

Die Unterschiede im Druckabfall zwischen PM10 und PM2.5 sind zu gering um unterschiedliche Einstellungen der Rotameter notwendig zu machen. Deshalb: Gleiche Rotameteinstellungen für PM10 und PM2.5.

25.04,2006

Robert Gehrig, EMPA Abteilung Luftfremdstoffe/Umwelttechnik, 8600 Dübendorf

B3 Rechnungsvorschrift zur Korrektur der gemessenen kontinuierlichen PM10-Werte

Verfahren zur Berechnung von PM10_ber aus den gravimetrischen PM10 Tageswerten (PM10) und den kontinuierlichen PM10 Werten (PM10_kont)

Zur Verfügung stehender Input:

- 10-Minutendatei der PM10-Werte (PM10_kont_{i,j}) der Betameter- und der TEOM FDMS-Messung
- In der Regel jeden 4. Tag ein Tageswert PM10 gravimetrisch (PM10_i)

Indices:

i = Tag

j = n-ter 10-Minutenwert am i-ten Tag, n= 1

bis 144

Gewünschter Output:

- 10-Minutendatei der korrigierten PM10-Werte (PM10_ber_{i,j})

Rechnungsvorschrift:

Fall 1: Tage an denen ein gravimetrischer PM10-Wert (PM10_i) vorhanden ist

$$PM10_ber_{i,j} = PM10_kont_{i,j} \cdot \frac{PM10_i}{PM10_kont_TW_i}$$

wobei:

PM10_kont_TW_i = Tagesmittelwert der

gemessenen PM10-Werte am i-ten Tag

Fall 2: Tage an denen kein gravimetrischer PM10-Wert vorhanden ist

$$PM10_ber_{i,j} = PM10_kont_{i,j} \cdot 0.5 \cdot \left(\frac{PM10_v}{PM10_kont_TW_v} + \frac{PM10_f}{PM10_kont_TW_f} \right)$$

Indices:

v = zeitlich nächster i vorangehender Tag

mit vorhandenem gravimetrischem PM10

f = zeitlich nächster i folgender Tag mit vorhandenem gravimetrischem PM10

Berechnung von PM10_kont_TW_v resp. PM10_kont_TW_f analog wie PM10_kont_TW_i (siehe oben)

Anhang C: Diverse Tabellen

C1 Umrechnungsfaktoren von ppb in $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Jeder Mittelwert, der als Stoffmengenanteil in ppb registriert wird, muss in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ umgerechnet werden. Die Umrechnung erfolgt nach folgender Formel:

$$c_i [\mu\text{g}/\text{m}^3](p, T) = c_i [\text{ppb}] \cdot \frac{p \cdot M_i}{T \cdot R}$$

- $c_i [\mu\text{g}/\text{m}^3]$ = Massenkonzentration des Gases i in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ bei Druck p und Temperatur T
 $c_i [\text{ppb}]$ = Stoffmengenanteil des Gases i in ppb
 p = atmosphärischer Druck in Pascal (1 mbar = 100 Pascal)
 M_i = Molmasse der Gases i in kg/mol
 T = absolute Umgebungstemperatur in K (= Temperatur in °C + 273.15)
 R = molare Gaskonstante: 8.314 J/mol K

Man unterscheidet zwischen zwei verschiedenen Höhenstufen^{[1]1}:

- Stationen über 1500 m.ü.M. (Jungfraujoch, Davos)
- Stationen unter 1500 m.ü.M. (übrige Stationen)

Bei Stationen unter 1500 m.ü.M. beruhen die Umrechnungsfaktoren auf einer Temperatur von 293.15 K (20°C) und einem Druck von 1013.25 mbar. Für alpine Messstandorte über 1500 m.ü.M. erfolgt die Umrechnung mit dem langjährigen Jahresmittel von Temperatur und Luftdruck der jeweiligen Station.

Umrechnungsfaktoren			
	Stationen < 1500 m ü.M.	DAV	JUN
mittlere Jahrestemperatur	20°C	3 °C	-8 °C
mittlerer Luftdruck	1013.25 mbar	831 mbar	653 mbar
Schwefeldioxid	2.66	2.32	1.90
Stickstoffdioxid	1.91	1.67	1.36
Stickstoffmonoxid	1.25	1.09	0.89
Ozon	2.00	1.74	1.42
Kohlenmonoxid	1.16	1.01	0.83
Ammoniak	0.708		
Methan	0.667	0.58	0.48

¹ Immissionsmessung von Luftfremdstoffen, Messempfehlungen; Empfehlungen, BUWAL, Bern 2004.

C2 Zusammenfassung der geographischen Daten der Stationen

Die Umrechnung der Schweizer Landeskoordinaten (Nord X, Ost Y, Angabe in m) in Globale Koordinaten (L/B/H [° ' "]) erfolgte mittels der Koordinatentransformation (REFRAME) von swisstopo (Bundesamt für Landestopografie).

<http://www.swisstopo.admin.ch/internet/swisstopo/de/home/apps/calc/reframe.html>

Standort	Schweizer Landeskoordinaten		Geografische Koordinaten		Höhe m ü.M.
	Ost Y	Nord X	Länge	Breite	
BAS	610890	265605	7° 34' 59.8"	47° 32' 27.9"	317
BER	600170	199990	7° 26' 27.1"	46° 57' 03.6"	536
CHA	565090	211040	6° 58' 45.1"	47° 02' 58.1"	1137
DAV	784450	187735	9° 51' 21.1"	46° 48' 54.7"	1638
DUE	688675	250900	8° 36' 48.3"	47° 24' 10.6"	433
HAE	628875	240185	7° 49' 13.8"	47° 18' 42.9"	431
JUN	641910	155280	7° 59' 06.3"	46° 32' 51.0"	3578
LAE	669780	259020	8° 21' 51.8"	47° 28' 41.7"	689
LAU	538695	152615	6° 38' 22.9"	46° 31' 19.3"	526
LUG	717615	96645	8° 57' 25.8"	46° 00' 40.0"	281
MAG	715500	113200	8° 56' 02.2"	46° 09' 37.3"	204
PAY	562285	184775	6° 56' 40.1"	46° 48' 47.0"	489
RIG	677835	213440	8° 27' 48.0"	47° 04' 02.7"	1031
SIO	592540	118755	7° 20' 31.1"	46° 13' 12.7"	483
TAE	710500	259810	8° 54' 16.9"	47° 28' 47.2"	539
ZUE	682450	247990	8° 31' 49.5"	47° 22' 39.3"	410

C3 Standortwechsel im NABEL

Station	Schweizer Landeskoordinaten		Standort	
	Ost Y	Nord X	von	bis
Bern 1	600140	199905	1.2.1991	22.7.1997
Bern 2	600145	200025	24.7.1997	6.12.1999
Bern 3	600170	199990	8.12.1999	-
Lugano 1	717640	96650	5.8.1980	24.4.1991
Lugano 2	717580	96605	25.4.1991	2.11.1992
Lugano 3	717755	96635	4.11.1992	11.9.2001
Lugano 4	717615	96645	12.9.2001	-
Payerne 1	562195	184710	1.1.1980	20.3.1991
Payerne 2	562285	184775	21.3.1991	-
Zürich 1	682465	247970	5.5.1980	6.8.1990
Zürich 2	682440	247855	10.8.1990	1.4.1997
Zürich 3	682450	247990	5.4.1997	-

C4 Stationshöhen, Höhen Messgeräte und Anlagen

Messstationen		Höhenangaben in m.ü.M.																
		BAS	BER	CHA	DAV	DUE	HAE	JUN	LAE	LAU	LUG	MAG	PAY	RIG	SIO	TAE	ZUE	
Messgeräte, Anlagen																		
	CH-Landeskoordinaten Ost	610890	600170	565090	784450	688675	628875	641910	669780	538695	717615	562285	677835	592540	710500		682450	
	CH-Landeskoordinaten Nord	265605	199990	211040	187735	250900	240185	155280	259020	152615	96645	184775	213440	118755	259810		247990	
	Meteomessgeber																	
	Niederschlag	317.5	564.03	1137.10	1662.35	433.40	432.30		724.98	539.41	286.5	491.5	1033.40	483.5	540.5		410.46	
	Thermo/ Hygrometer	318.20	564.30	1137.60	1671.70	433.95	432.40	3584	735.36	539.44	275	492	1033.20	484	541		410.87	
	Barometer	317.3	535.34	1138.00	1639.75	434.05	432.40	3575.77	690.70	527.60	301.17	491.58	1032.60	483.58	540.43		407.51	
	Strahlungsbilanz	318.30	564.67	1138.10	1671.60	434.0	432.75		735.19	539.48	199	492	1033.60	492.45	541		410.83	
	Windmesser 1	334.5	572.19	1151.60	1673.05	443.10	446.85	3584	735.83	547.85	295	500	1042.50	492	549		443.45	
	Globalstrahlung	324.5	564.78	1138.70	1671.45	434.95	433.65	3584	735.28	539.59	287	492	1034.20	484	541		435.75	
	Windmesser 2					466.40												
	UK Luftansaug Thygan		564.41															
	UK Ansaug BC (bei Rampe)		540.96															
	Sonde PM (bei Rampe)		540.85															
	Anlage																	
	Messstation (OK Boden)	316.53	533.70	1136.50	1638.20	432.54	430.88	3577.60	689.30	526.12	277.49	203.69	1031.09	483.18	538.51		405.80	
	Messstation (Schild)	317.65	534.81	1137.41	1639.42	433.40	432.05		690.20	527.02	278.50	204.65	1031.91	484.08	539.30		407.00	
	Meteomast (Fusspunkt)	316	560.35	1135.85	1637.00	432.20	430.90	3580	688.81	535.45	273	197	1031.65	482	539		433.80	
	Luftansaugsonde	321.15	539.90	1141.20	1669.35	437.25	436.15		736.30	532.80	282.97	208.45	1036.25	487.95	543.20		411.96	
	Mittl. Terrainhöhe bei Sonde	316.00	536.20	1136.05	1636.70	432.30	430.60		688.70	529.65	280.27	203.35	1030.85	482.75	538.20		408.63	
	Strassenniveau im Bereich der Sonde		536.20				431.45			530.40				484.15				

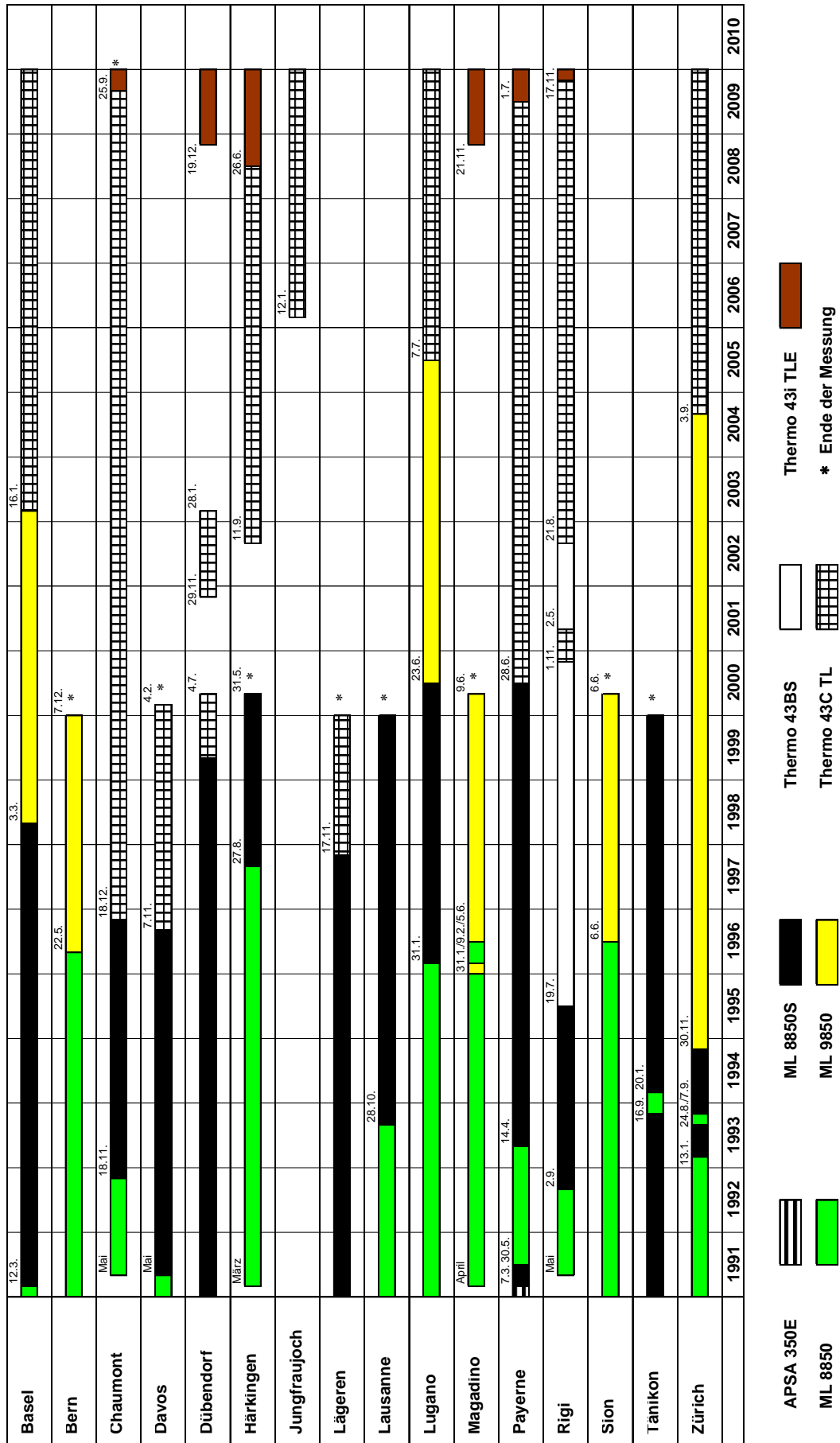
Bemerkungen zu den Angaben in der Tabelle:

- DUE, Windmesser 2: OK Boden Dach = 466.40 m ü.M.
- ZUE, Meteomast (Fusspunkt): OK Podest Dach = 433.80 m ü.M.
- BER, Meteomast (Fusspunkt): OK Boden Dach = 560.35 m ü.M.
- BER, Barometer: Station Bollwerk 27
- BER, Strassenniveau im Bereich der Sonde: Station Bollwerk 27
- BER, PM Sonde (bei Rampe): CH-LK 600135/199910
- SIO, Strassenniveau bei Sonde: OK Fahrbahnbelag N 9 = 484.15 m ü.M.
- DAV, Meteomast (Fusspunkt): OK unterste Leitersprosse = 1637.00 m ü.M.
- Meteomast Stationen: Meteomast Fusspunkt= Höhe Hauptmessfeld

Stationsinformationen von MeteoSchweiz

C5 Geräteübersicht

SO₂ - Analysator



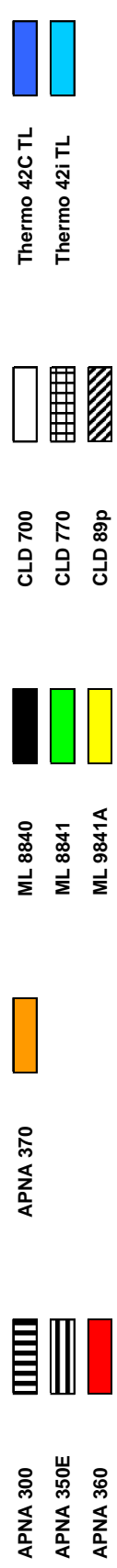
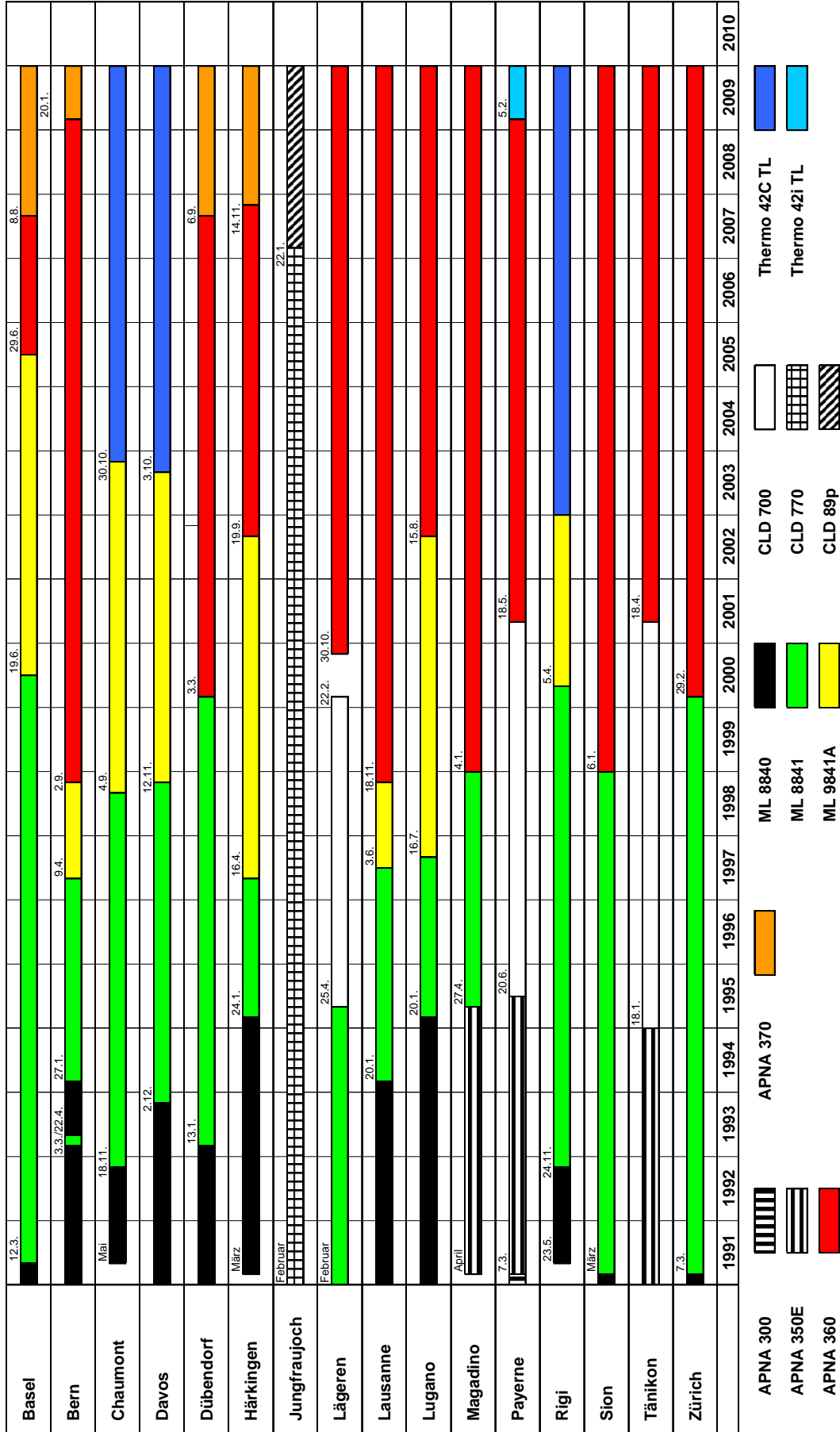
APSA 350E **Thermo 431 TLE**

ML 8850 **Thermo 433BS**

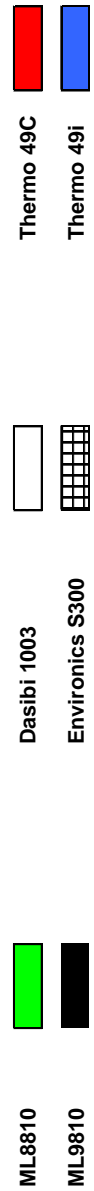
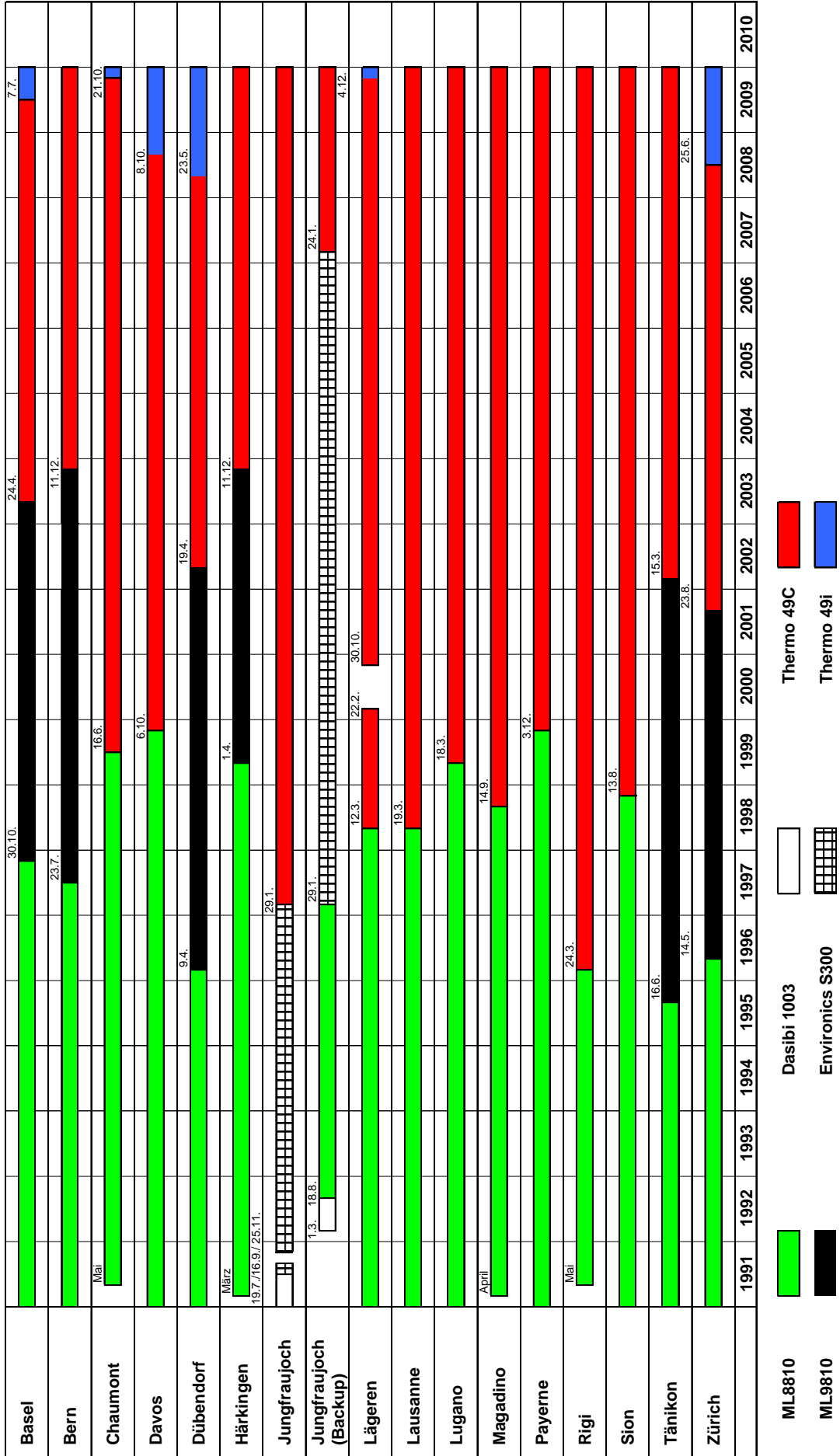
ML 8850S **Thermo 43C TL**

ML 9850 *** Ende der Messung**

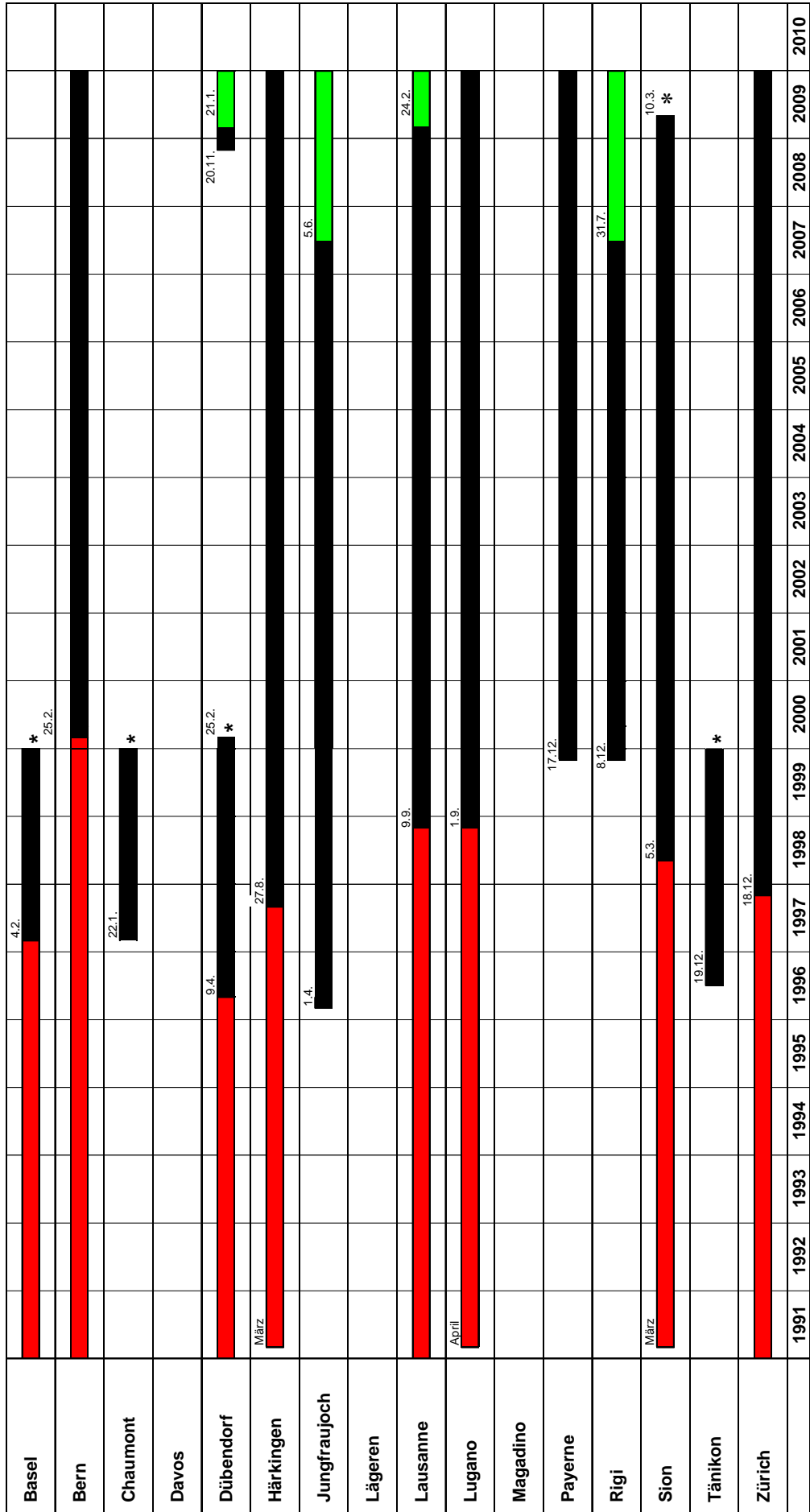
NO/NO_x - Analysator



Ozon - Analysator



CO - Analysator



* Ende der Messung

APMA 370

APMA 360

APMA 350E

CH₄ / THC - Analysator

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	
Basel																					
Bern																					
Chaumont																					
Davos																					
Dübendorf			24.6.						21.12.												
Härkingen																					
Jungfraujoch																					
Lägeren																					
Lausanne																					
Lugano									20.12.												
Magadino																					
Payerne																					
Rigi																					
Sion																					
Tänikon																					
Zürich			24.6.						30.9.										21.1.		



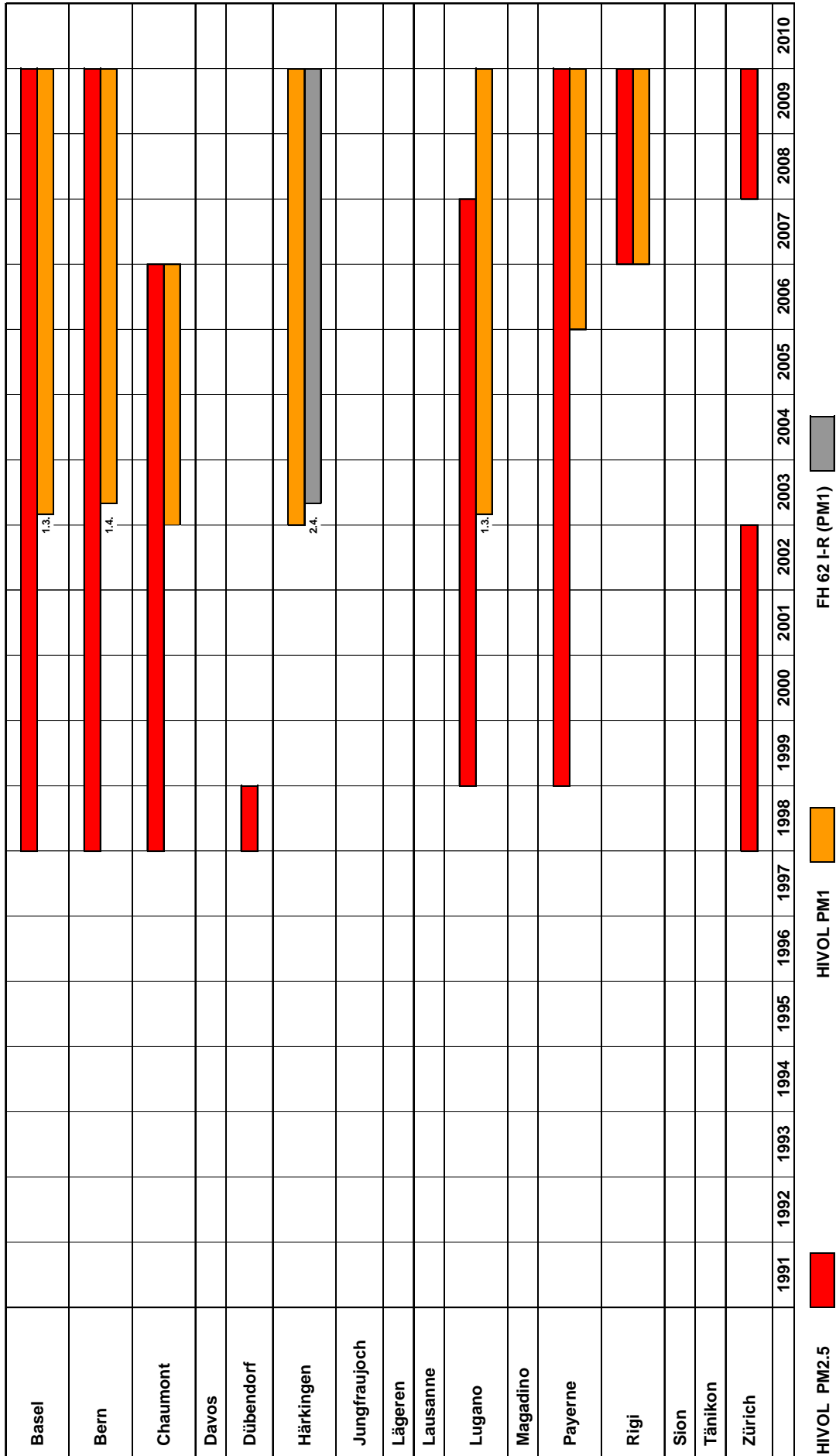
NH₃ - Analysator

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	
Basel																					
Bern																					
Chaumont																					
Davos																					
Dübendorf																					
Härkingen															15.3.						
Jungfraujoch																					
Lägeren																					
Lausanne																					
Lugano																					
Magadino																27.9.					
Payerne															31.8.						
Rigi																					
Sion																					
Tänikon																	11.12.				
Zürich																8.9.	10.12.				

TGA 310

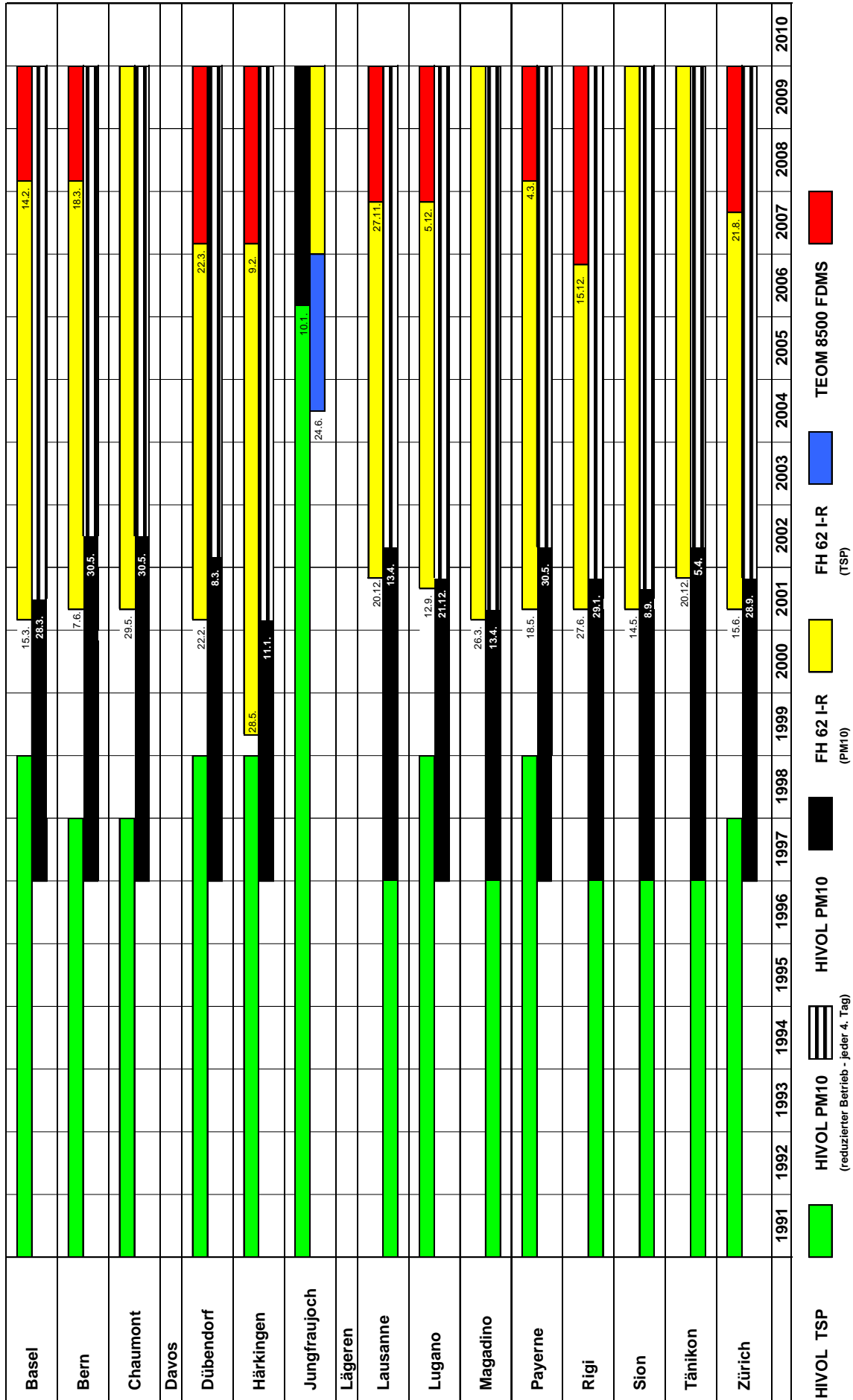


Feinstaub PM1 und PM2.5



HIVOL PM2.5 HIVOL PM1 FH 62 I-R (PM1)


Feinstaub PM10 und TSP



Black Carbon

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Basel																		14.2.		
Bern																		11.5.		
Chaumont																				
Davos																				
Dübendorf																			3.7.	
Härkingen																		9.2.		25.6.
Jungfraujoch																				
Lägeren																				
Lausanne																				
Lugano																		5.12.		
Magadino																			13.3.	
Payerne																			4.3.	
Rigi																				
Sion																				
Tänikon																				
Zürich																				2.4.

Thermo 5012 MAAP (PM1)  AE-31 (PM2.5)  * Ende der Messung

Thermo 5012 MAAP (PM10) 

Partikelanzahl

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	
Basel														11.8.							3.2.
Bern														1.7.							
Chaumont													30.4.								
Davos																					
Dübendorf																					
Härkingen														26.4.							3.7.
Jungfraujoch																					
Lägeren																					
Lausanne																					
Lugano														22.7.							
Magadino																					
Payerne																					
Rigi																	16.1.				
Sion																					
Tänikon																					
Zürich																					



TSI 3022A mit Verdünnungsstufe



TSI 3775A



TSI 3022A mit Verdünnungsstufe



TSI 3022A



TSI 3775A mit Verdünnungsstufe

VOC Messprogramm

	NABEL	NABEL	NABEL	HALCLIM- Projekt	NABEL	HALCLIM- Projekt	NABEL	NABEL	NABEL	HALCLIM- Projekt
Standort	DUE	DUE	TAE	JUN	ZUE	JUN	DUE	RIG	ZUE	JUN
Zeitraum	1992 -1999	2000	1994 - 2001	2000 - 2004	2001 - 2004	2005-2008	ab 2001	ab Juli 2001	ab 2005	ab 2009
Zeitliche Erfassung	1 h - MW	1 h - MW	2 h - MW	4 h - MW	1 h - MW	4 h - MW	1 h - MW	2 h - MW	1 h - MW	4 h - MW
FCKW-12	■									■
FCKW-11				■		■				
FCKW-113				■						
FCKW-114				■		■				
FCKW-115				■		■				
Chloroform	■			■		■				
1,1,1 - Trichlorethan				■		■				
H-1301				■		■				
H-1211				■		■				
Tetrachlorkohlenstoff	■			■		■				
Trichlorethen	■			■		■				
Tetrachlorethen	■			■		■				
Benzol		■	■	■	■	■	■	■	■	■
Toluol		■	■	■	■	■	■	■	■	■
Ethylbenzol		■	■	■	■	■	■	■	■	■
m/p-Xylol		■	■	■	■	■	■	■	■	■
o-Xylol	■						■			
Isobutan				■		■				■
n-Butan				■		■				■
Isopentan				■		■				■
1,3-Butadien				■		■				■
n-Hexan				■		■				■
Isopren			■				■	■	■	
Heptan				■		■				■
n-Pentan		■	■	■	■	■	■	■	■	■
Methan			■					■	■	■
Ethan			■					■	■	■
Ethen			■					■	■	■
Propan			■					■	■	■
Propen			■					■	■	■
Ethin			■					■	■	■
Σ aller Butene			■					■	■	■
Σ aller Pentene			■					■	■	■
Σ aller Isohexane			■					■	■	■
Σ aller Isoheptane			■					■	■	■
TotVOC			■					■	■	■
Methylchlorid				■		■				■
Methylbromid				■		■				■
Methylenchlorid				■		■				■
3-Methylpentan				■		■				■
HFKW-125				■		■				■
HFKW-134a				■		■				■
HFKW-152a				■		■				■
HFKW-365mfc				■		■				■
HFKW-124				■		■				■
HFKW-141b				■		■				■
HFKW-245fa				■		■				■