



Monitoring flankierende Massnahmen Umwelt (MfM-U)

TECHNISCHER SCHLUSSBERICHT

Luftschadstoffbelastung entlang der Autobahn A2 und ihr Einfluss auf die Atemwegsgesundheit in der betroffenen Bevölkerung

**Schweizerisches Tropen- und Public Health-Institut
im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU)**

Technischer Schlussbericht vom 29. August 2013

Regina Ducret-Stich (Projektassistentin)

Begleitteam

Prof. Dr. med. et PhD Nino Künzli

Dr. Harish Phuleria

Prof. Dr. med. Charlotte Braun-Fahrländer

Dr. med. Regula Rapp

PD Dr. Christian Schindler

PRÄAMBEL

Dies ist der Schlussbericht zu Vertrag Nr 050303 / G161-1955 unterzeichnet am 21.5.2007 zwischen BAFU und dem damaligen Institut für Sozial- und Präventivmedizin – ISPM – der Universität Basel. Das Institut stand damals unter der Leitung von Prof. Charlotte Braun-Fahrländer und ab 1.5.2009 von Prof. Nino Künzli. Mit der Integration des ISPM ins frühere Schweizerische Tropeninstitut erfolgte ab 1.1.2010 die Umbenennung des Instituts zum Schweizerischen Tropen- und Public Health Institut.

Seitens des ISPM wurde das Projekt unter der Leitung der Vertragspartnerin Prof. Lee-Jane Sally Liu – Leiterin des Bereichs „Exposure Sciences“ im Departement Epidemiologie und Public Health des Swiss TPH – initiiert, geplant und umgesetzt. Prof. Liu ist während der Projektphase schwer erkrankt und verstarb am 6.6.2011. Das Projekt wurde durch das Team von Prof. Liu sachgerecht durchgeführt und durch das interdisziplinäre wissenschaftliche Begleiteteam fachlich betreut. Die erschwerenden Umstände haben leider zu Verzögerungen im Projektablauf geführt. Die vertraglich vereinbarten Aufgaben konnten aber vollumfänglich erfüllt und das Projekt erfolgreich abgeschlossen werden.

Prof. Nino Künzli,
Vize-Direktor Swiss TPH Basel und
Leiter des Departements Epidemiologie und Public Health

Impressum

Auftraggeber:

Bundesamt für Umwelt (BAFU), Abt. Ökonomie und Umweltbeobachtung, CH-3003 Bern
Das BAFU ist ein Amt des Eidg. Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK).

Auftragnehmer:

Schweizerisches Tropen- und Public Health Institut (Swiss TPH), Basel

Autoren:

Regina Ducret-Stich, Harish Phuleria, Charlotte Braun-Fahrländer, Regula Rapp, Christian Schindler, Nino Künzli (Swiss TPH)

Hinweis:

Diese Studie/dieser Bericht wurde im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) verfasst. Für den Inhalt ist allein der Auftragnehmer verantwortlich.

Kurzfassung des Berichtes

Luftschadstoffbelastung entlang der Autobahn A2 und ihr Einfluss auf die Atemwegsgesundheit in der betroffenen Bevölkerung

Seit der Gotthard-Strassentunnel eröffnet wurde, nahm der gesamte alpenquerende Güterverkehr von 312'000 im Jahr 1981 auf rund 1.4 Millionen Fahrzeuge im Jahr 2000 zu. 1994 wurde der Alpenschutzartikel in die Bundesverfassung aufgenommen, der den Bund verpflichtet das Alpengebiet vor negativen Auswirkungen des Transitverkehrs zu schützen und die Belastungen durch den Transitverkehr auf ein Mass zu begrenzen, das für Menschen, Tiere und Pflanzen sowie ihre Lebensräume nicht schädlich ist. Mit Hilfe des 1999 verabschiedeten Verkehrsverlagerungsgesetzes konnte die Anzahl alpenquerender Güterfahrzeuge in den letzten zehn Jahren auf 1.2 bis 1.3 Millionen Fahrzeuge eingependelt werden. Davon führen heute etwa drei Viertel der Fahrten über den Gotthard. Das angestrebte Ziel von 650'000 Fahrten pro Jahr bis spätestens 2017/18, zwei Jahre nach der Eröffnung des Gotthard-Basistunnel, ist damit aber noch lange nicht erreicht. Deshalb bleibt die Frage nach negativen Auswirkungen auf Gesundheit und Umwelt bestehen.

Das Projekt *Monitoring flankierende Massnahmen Umwelt* (MfM-U) befasst sich seit 2001 mit den Auswirkungen des Verkehrs auf die Umwelt und die Gesundheit der Menschen entlang den Transitachsen. Zu diesem Zweck werden seit 2003 an sechs Messstationen entlang der A2 bzw. A13 Luftschadstoffimmissionen unmittelbar neben der Autobahn gemessen. Da die Schadstoffe sich sofort umwandeln und verdünnen und die wenigsten Anwohner direkt neben der Autobahn wohnen, kann aus diesen Messstationen wenig über die Luftbelastung der Bevölkerung im weiteren Umfeld gesagt werden, und auch die verschiedenen Schadstoffquellen können daraus nicht abgeleitet werden. Für die Gesundheit der Bevölkerung sowie die Massnahmenplanung sind solche Informationen aber von zentraler Bedeutung.

Das frühere Institut für Sozial- und Präventivmedizin der Universität Basel (ISPM), heute das Schweizerische Tropen- und Public Health-Institut (Swiss TPH), wurde von MfM-U beauftragt, eine quellenspezifische Expositionsabschätzung für die Region des Urner Reusstals zu erstellen, den Einfluss des Verkehrs auf die Gesundheit der Bevölkerung entlang der Transitachsen zu untersuchen, sowie eine Risikoabschätzung für den Kanton Uri vorzunehmen.

Abschätzung der verkehrsbedingten Luftverschmutzung auf die Bevölkerung von Erstfeld

Um Grunddaten für ein räumliches Expositionsmodell zu erhalten, wurden die laufenden Luftschadstoffmessungen an der Autobahn mit Messungen an verschiedenen Standorten innerhalb der Gemeinde Erstfeld ergänzt (Herbst 2007 bis Sommer 2009). Es wurden Messungen am Standort einer stationären Messstation (sogenannte Hintergrundstation) sowie mit einer mobilen Messeinrichtung abwechselnd an sieben Standorten durchgeführt. Vier Standorte lagen im bebauten Gebiet und drei auf freiem Feld.

Diese Messungen zeigten sowohl für das vom allgemeinen Verkehr abhängige Stickstoffdioxid (NO₂), wie auch für die von Dieselverbrennung stammenden Russ- (gemessen als elementarer Kohlenstoff EC) und ultrafeinen Partikel (PN) hohe Werte an der Autobahn. Die Konzentrationen nahmen mit zunehmendem Abstand von der Fahrbahn deutlich ab und erreichten nach ca. 200 Meter das Hintergrundniveau. Um diese räumlichen Unterschiede in der Luftschadstoffexposition in den Gesundheitsanalysen zu erfassen, wurde ein Modell für die Verteilung der täglichen NO₂-Konzentrationen berechnet (sog.

Landnutzungs-Regressionsmodell). Das Modell konnte 91% der lokalen räumlichen und zeitlichen Schwankungen erklären. 76% der gesamten NO₂-Belastung der Bevölkerung entspricht der Hintergrundbelastung, welche neben stationären Quellen (20%), der NEAT Baustelle (25%) und dem lokalen Verkehr (15%) auch zu einem grossen Teil vom Autobahnverkehr (25% Güterverkehr, 15% Personenverkehr) stammte. 13% der lokalen Belastungsunterschiede zwischen den verschiedenen Messstandorten konnte direkt mit den distanzgewichteten Verkehrszahlen auf der Autobahn (7% von Personenwagen, 6% von Lastwagen) erklärt werden. Der NO₂ Beitrag pro Lastwagen war dabei 8.5 Mal grösser als der Beitrag eines Personenwagens. Die täglichen NO₂-Konzentrationen in den besiedelten Gebieten lagen während der Studiendauer im Durchschnitt bei 23µg/m³ (vergleichbar mit Werten der NABEL Station Basel-Binningen) und in der Nähe der Autobahn bei 32µg/m³ (vergleichbar mit dem städtischen Hintergrund in Zürich oder Lugano).

Feinstaub (PM₁₀) ist weniger stark von primären Abgasen abhängig. In Erstfeld war dieser homogen über die Gemeinde verteilt. Die chemische Zusammensetzung von PM₁₀ erlaubte die Zuordnung zu neun Quellen, wovon vier direkt vom Strassenverkehr abhingen (Abbildung 1). Der Verkehr war mit ca. 27% eine der Hauptquellen des Feinstaubes, wovon etwas mehr als die Hälfte von Verkehrsabgasen stammte. Sekundäre Luftschadstoffe (27%) – ebenfalls vor allem vom Verkehr beeinflusst - und Holzverbrennung (18%) trugen auch erheblich zur Feinstaubbelastung bei und zeigten eine deutliche saisonale Variabilität. Die Beiträge der Eisenbahn (11%) und den mineralischen Quellen von Erde und der NEAT Baustelle (13%) waren relativ konstant. Der verkehrsspezifische Anteil von PM₁₀ war wie NO₂, elementarer Kohlenstoff und die Partikelanzahl eindeutig vom Autobahnverkehr beeinflusst und somit entlang der Verkehrsachse stark erhöht. (Abbildung 2).

Auswirkungen des Verkehrs auf die Gesundheit

Gemäss einer Befragung von Erwachsenen in zehn Gemeinden entlang der A2 und A13, die im Jahr 2005 durchgeführt wurde, litten diejenigen, die im Abstand von maximal 200m zur Autobahn wohnten ca. 3-mal häufiger unter pfeifender Atmung und ca. 2.5-mal häufiger unter chronischem Husten als weiter entfernt wohnende Personen (Abbildung 3). Auf den Kanton Uri übertragen ist somit bei den rund 2'100 Erwachsenen, die innerhalb 200m von der Autobahn wohnen, mit ca. 180 zusätzlichen Personen mit Atembeschwerden zu rechnen. Die Befragung umfasste nur 15-70 jährige Personen. Da ältere Personen häufiger an Atemwegsymptomen leiden werden die Auswirkungen somit eher unterschätzt.

Auch bei Schulkindern im Kanton Uri wurde ein eindeutiger Zusammenhang zwischen dem Verkehr und Atemwegsymptomen festgestellt. Kinder, die 2007/08 zu Hause relativ hohen Feinstaubkonzentrationen aus dem Lastwagen- oder Personenwagenverkehr der Autobahn ausgesetzt waren, hatten ein 15-30% erhöhtes Risiko an Atemwegsymptomen zu leiden (Abbildung 4). Die Kinder wiesen vor allem vermehrt asthmatische Beschwerden (pfeifende Atmung) und allergische Symptome (Heuschnupfen) auf. NO₂, Ozon und vor allem Dieselrussteilchen können die Allergenfreisetzung in Pollen erhöhen und damit allergische Beschwerden verstärken.

Kinder mit Asthma reagieren besonders sensibel auf die Luftschadstoffbelastung. Dies konnte in einer 18-monatigen Untersuchung (2007-09) mit dreizehn asthmatischen Kindern in Erstfeld belegt werden. Die Kinder reagierten prompt auf die Schwankungen der mittleren Tagesbelastung durch die verkehrsbedingten Schadstoffe EC und NO₂. Einem EC-Anstieg von 1µg/m³ (respektive einer NO₂ Zunahme von 16.5µg/m³) folgte eine Zunahme der Entzündungszeichen der oberen Atemwege um 13-15%. Dies wurde mit modernen objektiven Messungen der Stickoxidkonzentration in der ausgeatmeten Luft erhärtet (eNO) (Abbildung 5). eNO ist ein auch in der Klinik verwendeter Indikator für Entzündungen der oberen Atemwege. Ein Anstieg dieser Schadstoffe hatte auch eine signifikante Ansäuerung des Atemkondensats zur Folge (d.h. einen tieferen pH Wert), was auf akute Reaktionen in den unteren Atemwegen hinweist (Abbildung 6). Wichtig ist die Feststellung, dass sich dieser

Zusammenhang nur für die verkehrsbedingten Schadstoffe EC und NO₂ erhärten liess. Der Zusammenhang mit Feinstaub (PM₁₀) als Indikator der Hintergrundbelastung war viel geringer. Für verlässliche Aussagen zu den Schadstoffwirkungen anderer Quellen (z.B. Holzfeuerungen) war die vorliegende Studie mit nur 13 Kindern zu klein. Internationale Studien belegen jedoch, dass auch Schadstoffe aus Holzfeuerungen und anderen Biomasseverbrennungen gesundheitliche Folgen haben.

Krebs-Risikoabschätzung für den Kanton Uri

Die eidgenössische Kommission für Lufthygiene leitete in ihrem Statusbericht von 2007 eine maximal tolerierbare jährliche Konzentration von 0.1µg/m³ für den krebserregenden Dieselruss (EC) her. Mit durchschnittlichen EC Konzentrationen von ca. 1µg/m³ in bewohntem Gebiet bzw. 1.6µg/m³ an der Autobahn liegt die Dieselrussbelastung für die Bevölkerung im Kanton Uri somit 10-16 Mal über dem nach schweizerischem Umweltschutz Gesetz konformem Toleranzwert. Da das Krebsregister im Kanton Uri erst ab 2011 existiert, konnten keine Krebshäufigkeiten berechnet werden.

Schlussfolgerungen

Die MfM-U Resultate stimmen mit den neusten internationalen Studien überein. Gemäss derzeitigem Stand des Wissens fördern die strassennahen Schadstoffe bei Kindern die Entwicklung von Asthma, und lösen Atemwegsbeschwerden bei Kindern und Erwachsenen aus. Zudem wurden in verschiedenen Studien Auswirkungen auf Herzkreislauferkrankungen beobachtet. Diese stehen auch im Zentrum laufender nationaler (SAPALDIA) und internationaler Projekte (z.B ESCAPE in Europa, an dem auch die Schweiz beteiligt ist). Die gesundheitlichen Auswirkungen des Verkehrs beeinflussen nicht nur die Lebensqualität der Betroffenen, sondern haben auch eine Erhöhung der Gesundheitskosten zur Folge.

Die Zuordnung der gesundheitlichen Folgen zu spezifischen Fahrzeug- und Treibstoffklassen ist bisher nicht möglich. Die Beobachtung, dass ein Lastwagen 8.5 Mal stärker zu den verkehrsbedingten lokalen NO₂ Belastungen beiträgt als ein Personenwagen muss jedoch bei der Bewertung der gesundheitlichen Folgen berücksichtigt werden.

Die Resultate der vorliegenden Studien sowie neue internationale Erkenntnisse müssen in die Diskussion der Luftreinhaltepolitik eingehen. Feinstaub (PM₁₀ und PM_{2.5}) bewährt sich als Indikator des gesundheitlich sehr relevanten Schadstoffgemisches das sich über grössere Siedlungsflächen ausbreitet, die so genannte „städtische Hintergrundbelastung“. Die Schweizer Studien SAPALDIA und SCARPOL konnten belegen, dass die Abnahme der Feinstaubkonzentration zwischen 1991 und 2001 nachweislichen gesundheitlichen Nutzen brachte. Die Luftschadstoffe NO₂, Russpartikel (EC) oder die Partikelanzahl, beschreiben die lokalen verkehrsnahen Belastungsgradienten besser als Feinstaub (PM₁₀ oder PM_{2.5}). Diese lokalen Belastungen verursachen zusätzliche Gesundheitsprobleme. Die Gesetzgebung wird sich national und international damit auseinandersetzen müssen, wie die Gesundheit auch entlang verkehrsreicher Strassen besser geschützt werden kann.

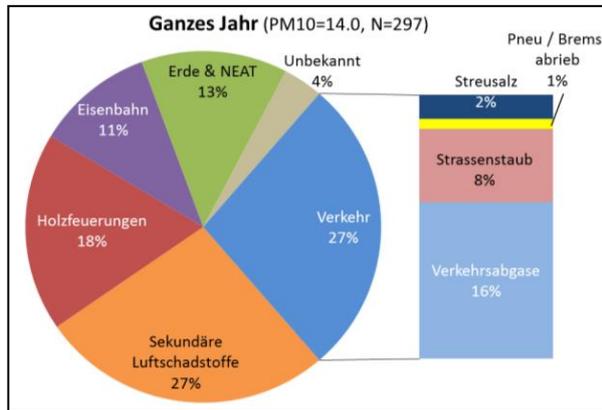


Abbildung 1: Quellenanteile an gemessenem PM₁₀ in Erstfeld im Jahr 2008.

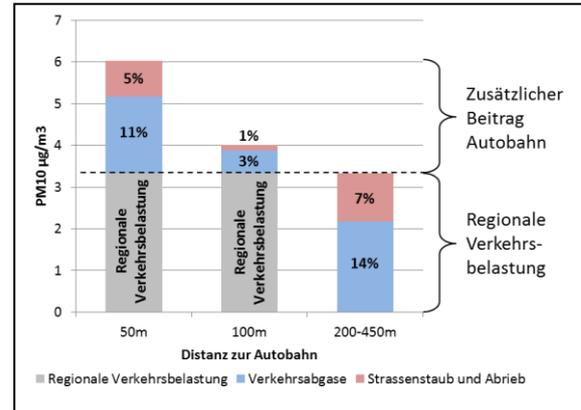


Abbildung 2: Durchschnittliche Zusatzbelastung durch verkehrsbedingtes PM₁₀ von der Autobahn in Prozent des gesamt gemessenen PM₁₀.

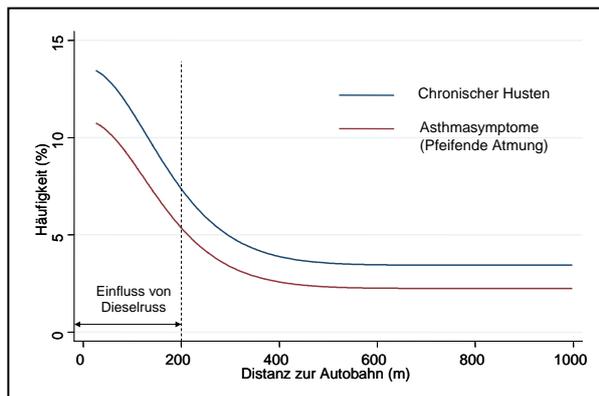


Abbildung 3: Häufigkeit verschiedener Atemwegs-symptome bei Erwachsenen in Abhängigkeit der Distanz des Wohnhauses zur Autobahn. (adaptiert von Hazenkamp-von Arx, 2011).

Lesebeispiel: In 400-1000m Distanz leiden 4% an chronischem Husten. Entlang der Autobahn sind es bis zu 14%. (nach Berücksichtigung von anderen Einflussfaktoren wie Rauchen etc.)

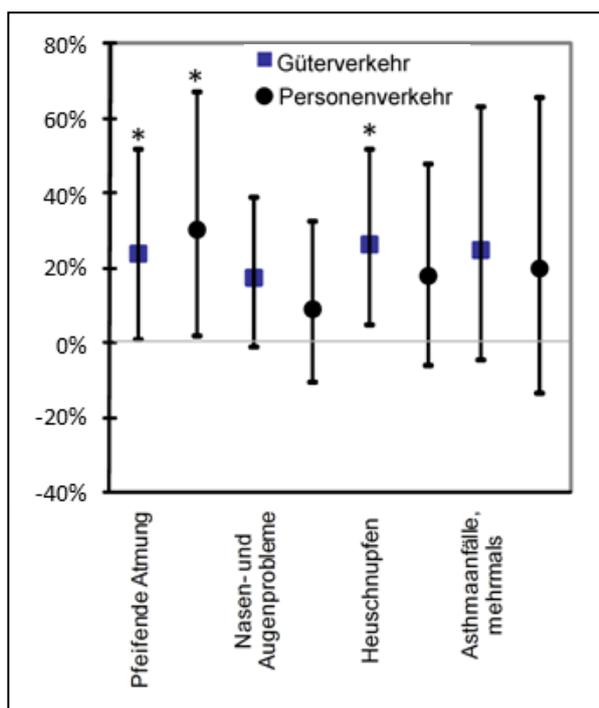


Abbildung 4: Risikozunahme (in %) für Atemwegs-symptome bei vergleichbarem Anstieg (QA) der PM₁₀-Belastung (Wohnadresse) aus dem Güter- respektive Personenverkehr.

QA (Quartilabstand): für Güterverkehr 0.4µg/m³; für Personenverkehr 0.25µg/m³. Statistisch signifikante Resultate sind gekennzeichnet (*). Die senkrechten Linien umfassen das 95% Vertrauensintervall. Schneidet dieses die 0%-Linie ist die geschätzte Risikozunahme statistisch nicht signifikant, d.h. ein Zusammenhang mit dem betreffenden Expositionsfaktor kann nicht mit genügender statistischer Sicherheit postuliert werden. (adaptiert von Ragetti, 2009)

Lesebeispiel: Kinder, an deren Wohnort die PM₁₀ Belastung aus dem Güterverkehr 0.4µg/m³ höher lag, hatten ein 25% erhöhtes Risiko, an pfeifender Atmung zu leiden.

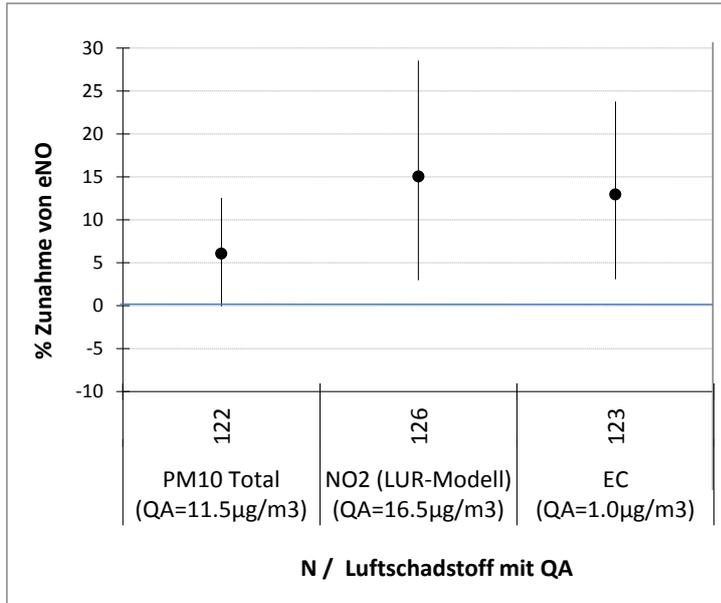


Abbildung 5: Durchschnittlicher prozentualer Anstieg (mit zugehörigem 95% Vertrauensintervall) des ausgeatmeten Stickoxids (eNO) bei asthmatischen Kindern ohne Erkältung, der bei vergleichbarer Zunahme (QA = Quartilabstand) der Luftschadstoffe beobachtet wurde (Vortagesmittel). Für QA-Einheiten: siehe Grafik. Der gleichzeitige Einfluss anderer Faktoren wurde berücksichtigt. N = Anzahl Messtage

Lesebeispiel: Nach Zunahme der NO₂ Konzentration um 16.5µg/m³ stieg die eNO Konzentration in der Atemluft um 15% an.

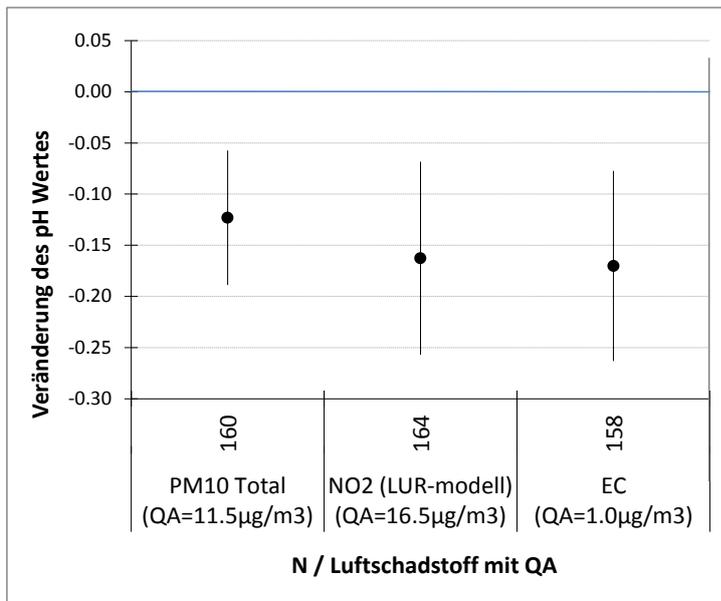


Abbildung 6: Durchschnittliche Abnahme (mit zugehörigem 95% Vertrauensintervall) des pH Wertes (d.h. Ansäuerung) im Atemkondensat asthmatischer Kinder, die bei vergleichbarer Zunahme (QA = Quartilabstand) der mittleren Vortagesbelastung durch Luftschadstoffe beobachtet wurde. Für QA-Einheiten: siehe Grafik. Der gleichzeitige Einfluss anderer Faktoren wurde berücksichtigt. N = Anzahl Messtage

Lesebeispiel: Nach Zunahme der EC-Konzentration um 1µg/m³ nahm der pH-Wert um 0.17 Einheiten ab.

INHALTSVERZEICHNIS

1. EINLEITUNG	11
2. LUFTSCHADSTOFFBELASTUNG UND QUELLENZUTEILUNG IN ERSTFELD	13
2.1. EINLEITUNG	13
2.2. LUFTMESSUNGEN IN ERSTFELD	13
2.3. MODELLIERUNG VON NO ₂ AN DEN WOHNSTITZEN DER KINDER.....	17
2.3.1. <i>Modell</i>	18
2.3.2. <i>Validierung</i>	21
2.4. QUELLENAUFTeilUNG VON PM ₁₀ IN ERSTFELD.....	22
2.4.1. <i>Massenbilanz und Verteilung der chemischen Elemente</i>	23
2.4.2. <i>Modell für die Quellenzuteilung</i>	23
2.4.3. <i>Validierung</i>	27
2.4.3.1. <i>Verkehr und 1-Nitropyren</i>	27
2.4.3.2. <i>Biomassen Verbrennung und Levoglucosan</i>	28
3. GESUNDHEITSSTUDIE BEI ERWACHSENEN ENTLANG DER AUTOBAHNTRANSVERSALEN A2 UND A13 (FRAGEBOGENSTUDIE 1).....	29
3.1. METHODE	29
3.2. RESULTATE	30
3.3. DISKUSSION.....	31
4. GESUNDHEITSSTUDIE BEI KINDERN IM KANTON URI (FRAGEBOGENSTUDIE 2).....	32
4.1. METHODE	32
4.2. RESULTATE	32
4.3. DISKUSSION.....	34
5. GESUNDHEITSSTUDIE BEI KINDERN MIT ASTHMA (PILOTSTUDIE).....	35
5.1. QUANTITATIVE BESCHREIBUNG DER GESUNDHEITSMESSUNGEN	35
5.2. EINFLUSS DES VERKEHRS AUF AUSGEATMETES NO	37
5.3. EINFLUSS ANDERER SCHADSTOFFQUELLEN AUF AUSGEATMETES NO	39
5.4. EINFLUSS DES VERKEHRS AUF ATEMKONDENSAT - PH	40
6. DAS GESUNDHEITLICHE RISIKO IM KANTON URI.....	42
6.1. ABSCHÄTZUNG DER ANZAHL PERSONEN IM KANTON URI, WELCHE WEGEN IHRES WOHNSTITZES IN DER NÄHE DER AUTOBAHN AN PFEIFENDER ATEMNOT ODER AN CHRONISCHEM HUSTEN LEIDEN	42
6.2. ABSCHÄTZUNG DES RISIKOS FÜR LUNGENKREBS DURCH DIESELRUSS-BELASTUNG.....	43
7. ZUSAMMENFASSENDER BEWERTUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN	45
7.1. BEDEUTUNG DES STRASSENVERKEHRS FÜR DIE SCHADSTOFFBELASTUNG	45

7.2. VERKEHRSBEDINGTE SCHADSTOFFBELASTUNGEN UND GESUNDHEIT	46
7.3. BEDEUTUNG DER HOLZFEUERUNGEN	47
7.4. RISIKOABSCHÄTZUNG FÜR DIE VERKEHRSBEDINGTEN SCHADSTOFFE	47
7.5. RELEVANZ FÜR DIE LUFTREINHALTEPOLITIK	47
8. ANHANG	49
8.1. PMF PROFILE FÜR DAS 9-QUELLEN MODELL.....	49
8.1.1. <i>Faktoren, die sich dem Strassenverkehr zuordnen lassen</i>	49
8.1.2. <i>Sekundäre und unbekannte Schadstoffe aus Verkehr und anderen Quellen:</i>	52
8.1.3. <i>Mineralische Quellen</i>	52
8.1.4. <i>Andere Quellen:</i>	52
8.1.5. <i>Quellenanteile aus dem 9-Quellen Modell</i>	56
8.2. PUBLIKATIONEN.....	57
8.2.1. <i>Konferenzen</i>	57
8.2.2. <i>Publikationen</i>	58
9. REFERENZEN	59
10. GLOSSAR	62

1. Einleitung

Zwischen 1981, als der Gotthard-Strassentunnel eröffnet wurde, und dem Jahr 2000 nahm der gesamte alpenquerende Güterverkehr von 312'000 auf rund 1.4 Millionen Fahrzeuge zu, wovon ca. 85% die Gotthardroute befuhren. Mit dem nachfolgenden Inkrafttreten des Verkehrsverlagerungsgesetzes konnte dieses Wachstum gestoppt und zwischen 1.2 bis 1.3 Millionen Fahrzeuge eingependelt werden. Davon führen heute etwa drei Viertel der Fahrten über den Gotthard. Das angestrebte Ziel von 650'000 Fahrten pro Jahr bis spätestens zwei Jahre nach der Eröffnung des Gotthard-Basistunnel ist damit aber noch nicht erreicht. Neben den bereits eingesetzten Massnahmen, wie die leistungsabhängige Schwerverkehrsabgabe, grösseren Transportkapazitäten pro Fahrzeug und auch dem Ausbau der Bahninfrastruktur, werden weitere Massnahmen nötig sein um dieses Ziel zu erreichen. Die Frage der Auswirkungen dieses Verkehrs auf Umwelt und Gesundheit bleibt somit von Bedeutung.

Seit dem Inkrafttreten des schweizerischen Verkehrsverlagerungsgesetzes im Jahre 2001 überprüft die Projektorganisation „Monitoring der flankierenden Massnahmen“ (MfM) die Wirksamkeit der Massnahmen, welche die Auswirkungen des Transitverkehrs über die Alpen minimieren sollen. Dabei befasst sich die Unterorganisation MfM-Umwelt (MfM-U) mit den Auswirkungen des Verkehrs auf die Umwelt und die Gesundheit der Menschen entlang den Transitachsen.

In diesem Zusammenhang wurde das frühere Institut für Sozial- und Präventivmedizin der Universität Basel (ISPM), heute das Schweizerische Tropen- und Public Health-Institut (Swiss TPH), von der MfM-U beauftragt, den Einfluss des Verkehrs auf die Gesundheit der Bevölkerung entlang der Transitachsen zu untersuchen.

Konkret sollten folgende Punkte analysiert werden:

- Anteil der Luftverschmutzung in den bewohnten Gebieten, welche vom Strassenverkehr, Schienenverkehr und den Holzverbrennungen stammt
- Auf den Resultaten der Quellenzuordnung basierende Expositionsabschätzung für die Region des Urner Reusstals
- Identifikation von quellenspezifischen Markern
- Quantitative Abschätzung des Gesundheitsrisikos für die Bevölkerung infolge der Luftverschmutzung durch Güterverkehr und Holzfeuerungen in den modellierten Regionen
- Quantitative Bestimmung der Folgen der A2-Verkehrsabgase auf die respiratorische Gesundheit von Erwachsenen und empfindlichen Gruppen von Kindern der Bevölkerung entlang der A2

Zu diesem Zweck wurden in Erstfeld und für den Kanton Uri Messkampagnen, Schadstoffanalysen, und Modellrechnungen durchgeführt zur Beurteilung der Belastungssituation. Mit Hilfe der Feinstaubmessungen wurden verschiedene Emissionsquellen bestimmt. Andererseits wurden die Belastungsdaten zur Untersuchung der gesundheitlichen Auswirkungen auf Kinder und Erwachsene verwendet. Dabei wurden bei Erwachsenen entlang der Autobahnen A2 und A13 (2005) und bei Schulkindern im Kanton Uri (2007/08) Studien zu Atemwegsymptomen durchgeführt. Der Zusammenhang zwischen der Häufigkeit der Symptome und der Luftbelastung durch den Autobahnverkehr wurde analysiert. In einer Pilotstudie wurden zudem 13 Kinder mit Asthma während eineinhalb Jahren jeden Monat untersucht, um die respiratorischen Auswirkungen der verkehrsbedingten Schadstoffe zu beurteilen.

In einem letzten Schritt wurden Belastungsdaten und Gesundheitsinformationen integriert, um für den Kanton Uri eine erste Risikoabschätzung vorzunehmen.

2. Luftschadstoffbelastung und Quellenzuteilung in Erstfeld

2.1. Einleitung

Kenntnis der Schadstoffbelastung ist für die Untersuchung ihrer gesundheitlichen Folgen von zentraler Bedeutung. Da gewisse Schadstoffe – insbesondere die primären verkehrsbedingten Schadstoffe – grosse räumliche Unterschiede der Konzentrationen zeigen, sind Gesundheitsstudien auf eine detaillierte Beurteilung der lokalen Belastung angewiesen. Für die ersten zwei Fragebogenstudien wurde die Luftschadstoffbelastung der Teilnehmenden mit zwei Methoden geschätzt. Einerseits wurde die Distanz der Wohnadresse zur Autobahn als Mass für die Belastung verwendet. Viele epidemiologische Studien beruhen auf dieser Annäherung, da die Konzentrationen von Schadstoffen wie zum Beispiel Stickstoffdioxid oder der ultrafeinen Partikel stark von der Distanz zur Fahrbahn abhängen. Andererseits wurde die Belastung mit Hilfe des PolluMap Dispersionsmodells geschätzt.

Um die Ungenauigkeiten in der Exposition weiter zu reduzieren, wurde in der in Erstfeld durchgeführten Pilotstudie mit asthmatischen Kindern (Nov. 2007 – Juni 2009) die Luftbelastung an mehreren Standorten in Erstfeld während eineinhalb Studienjahren kontinuierlich gemessen. Diese Luftmessungen dienten der genaueren Modellierung der Luftbelastung am Wohnort der Kinder. Neben anderen Schadstoffen wurde Feinstaub (PM₁₀) gemessen. Dieser wurde zusätzlich chemisch analysiert, um den prozentualen Beitrag von verschiedenen Emissionsquellen zu ermitteln.

2.2. Luftmessungen in Erstfeld

Während der ganzen Studienzeit (November 2007 – Juni 2009) wurden an unterschiedlichen Standorten in Erstfeld verschiedene Luftschadstoffe gemessen. Die Messstandorte sind in Abbildung 7 ersichtlich und die jeweilig gemessenen Schadstoffe in Tabelle 1 aufgelistet. Die Eltern der an der Pilotstudie beteiligten Kinder hatten zu Hause Sammelröhrchen gemäss Vorgaben aufgehängt, welche passiv Stickstoffdioxid (NO₂) messen (NO₂-Passivsammler). Für das Monitoring der Luftschadstoffkonzentrationen innerhalb der Gemeinde Erstfeld war die Firma inNET (inNET Monitoring AG, Altdorf, Schweiz) verantwortlich.

Die Messungen wurden an insgesamt 22 Standorten durchgeführt. Davon waren zwei identisch mit den festen Standorten einer Hintergrund- sowie einer Autobahnmessstation; 13 Standorte wurden mit Passivsammlern und sieben Standorte mit einer mobilen Messeinheit („mobile Messstandorte“) bedient. Vier der mobilen Messstandorte befanden sich in bebautem Gebiet (D1, D2, D5, D6) und 3 ausserhalb des Dorfes (=Transekt; T1-T3). Ein Messwagen wurde alle 4 Wochen zu einem dieser Orte verschoben, so dass an jedem mobilen Standort im Dorf Messungen in jeder Jahreszeit vorhanden waren. Die Transekt-Standorte wurden nur je einmal entweder im Sommer oder Winter angefahren. An diesen mobilen Stationen, sowie an der Autobahn- und Hintergrundstation wurden zusätzlich kontinuierlich meteorologische Daten gesammelt (Temperatur, Windgeschwindigkeit, Windrichtung und relative Luftfeuchtigkeit).

Da die Messungen an den verschiedenen mobilen Stationen jeweils nur aus 4- Wochenperioden bestanden, liegen zusammenhängende Messreihen nur von der Autobahn- sowie der Hintergrundstation vor. Die Konzentrationen an den mobilen Stationen waren sich aber ähnlich, so dass wir diese Messungen zu Vergleichszwecken zu einer kontinuierlichen Messreihe zusammengefasst haben. Die Konzentrationen von Stickstoffdioxid (NO₂), elementarem Kohlenstoff (EC) und die

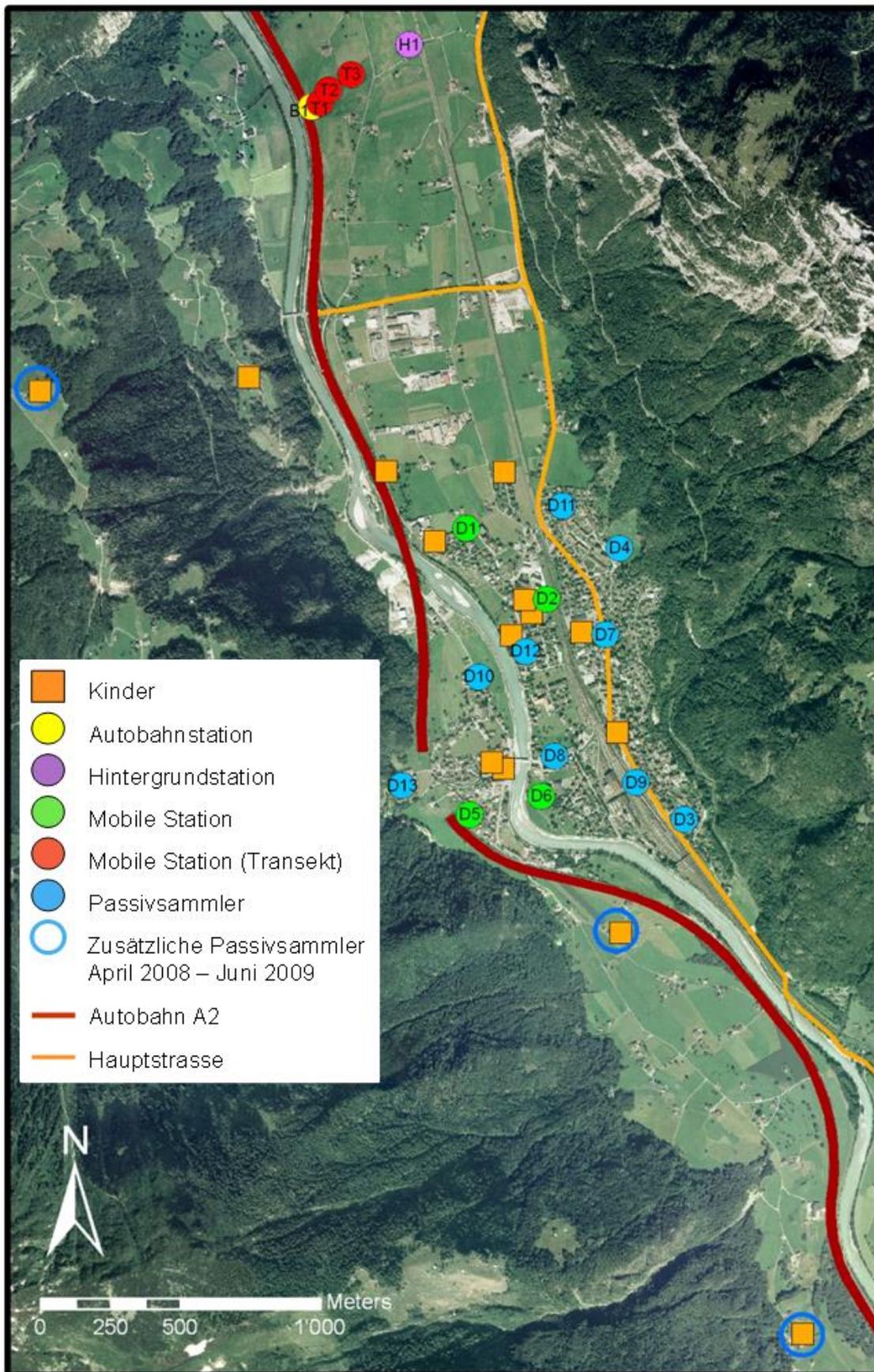


Abbildung 7: Karte von Erstfeld mit Wohnsitz der Kinder und Angabe der verschiedenen im Text beschriebenen Luftmessstationen.

Tabelle 1: Liste der Messstationen, ihrer Standorteigenschaften, sowie Informationen zu den Messungen.

Station	Standort	Messdauer	Schadstoffe	Messfrequenz
B1	Autobahn	Nov. 2007 – Juni 2009	NO, NO ₂ , NO _x , PN, O ₃	kontinuierlich
			PM ₁₀ , EC, OC	täglich
			passiv NO ₂	14-täglich
H1	Hintergrund	Nov. 2007 – Juni 2009	NO, NO ₂ , NO _x , PN	kontinuierlich
			passiv NO ₂	14-täglich
D1, D2, D5, D6	Mobile Station	Je 4 Wochen pro Jahreszeit	NO, NO ₂ , NO _x , PN	kontinuierlich
			PM ₁₀ , EC, OC, chemische Elemente	täglich
			passiv NO ₂	14-täglich
T1 – T3	Mobile Station (Transekt)	Je 4 Wochen	NO, NO ₂ , NO _x , PN	kontinuierlich
			PM ₁₀ , EC, OC, chemische Elemente	täglich
			passiv NO ₂	14-täglich
D1 – D13	Passive Station	Nov. 2007 – Juni 2009	passiv NO ₂	14-täglich
Kinder	Zuhause (innen und aussen)	Je 14 Tage vor Gesundheitsmessung	passiv NO ₂	14-täglich

Tabelle 2: Jahresmittelwerte, Standardabweichung (SD), Minimum und Maximum der gemessenen Luftschadstoffe für das Jahr 2008.

		Jahresmittelwert 2008 (SD)	Min / Max	Grenzwert CH (Jahresmittelwert)
NO ₂ (µg/m ³)	Autobahn	32.31 (12.22)	3.15 / 68.06	30
	Mobile Stationen	23.07 (11.19)	2.32 / 61.05	
	Hintergrund	21.51 (10.95)	2.91 / 54.09	
EC* (µg/m ³)	Autobahn	1.65 (0.81)	0.12 / 4.89	-
	Mobile Stationen	1.16 (0.70)	0.04 / 4.38	
	Hintergrund	-	-	
PN (Anzahl)	Autobahn	17349 (7591)	1034 / 44538	-
	Mobile Stationen	9766 (4855)	1480 / 33166	
	Hintergrund	8218 (4062)	695 / 25290	
PM ₁₀ (µg/m ³)	Autobahn	16.93 (10.08)	0.97 / 93.47	20
	Mobile Stationen	15.53 (10.42)	0.28 / 93.75	
	Hintergrund	-	-	
OC* (µg/m ³)	Autobahn	2.76 (1.54)	0.19 / 9.01	-
	Mobile Stationen	2.68 (1.50)	0.09 / 8.66	
	Hintergrund	-	-	

* EC, OC mit EUSAAR2 analysiert

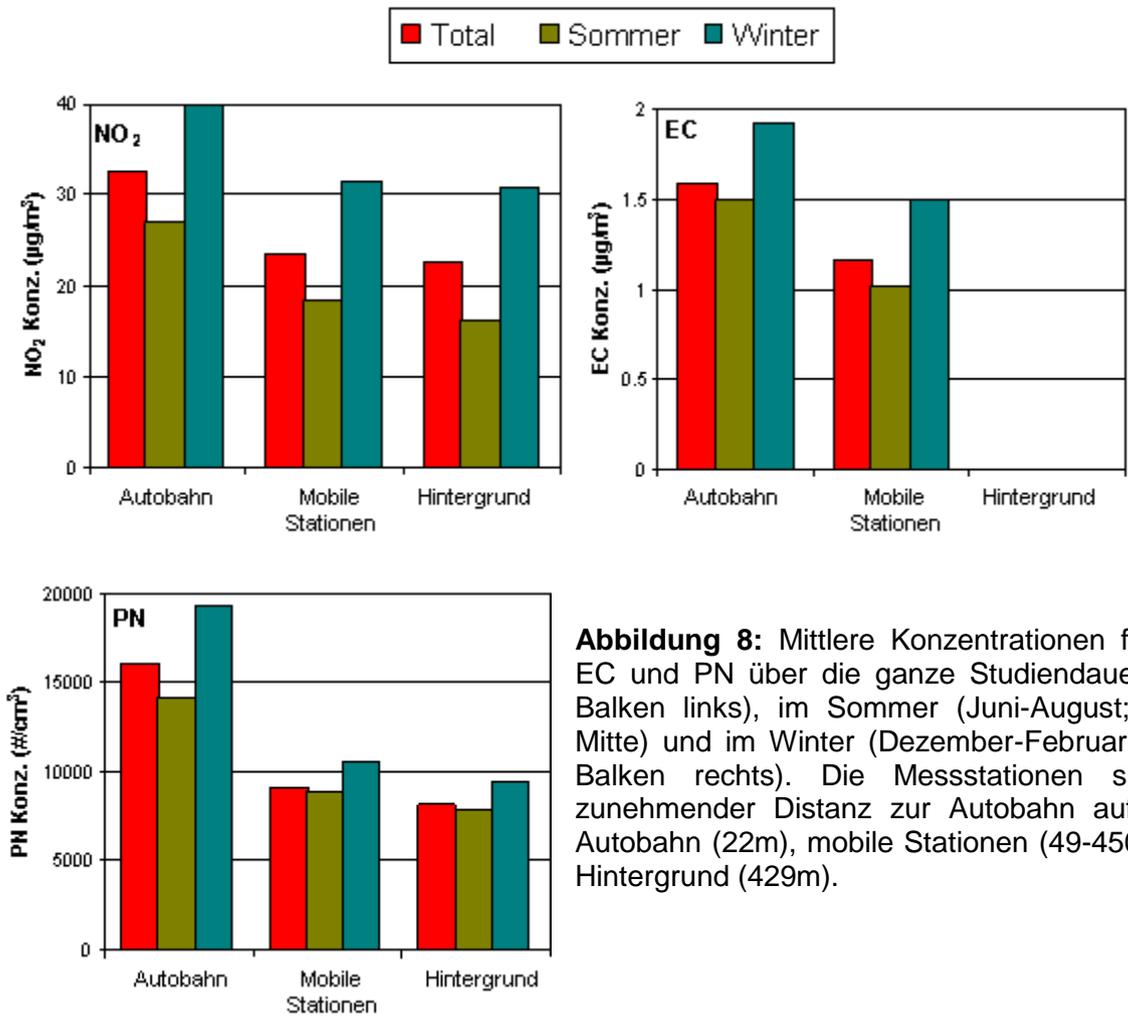


Abbildung 8: Mittlere Konzentrationen für NO₂, EC und PN über die ganze Studiendauer (rot – Balken links), im Sommer (Juni-August; grün - Mitte) und im Winter (Dezember-Februar; blau – Balken rechts). Die Messstationen sind mit zunehmender Distanz zur Autobahn aufgeführt: Autobahn (22m), mobile Stationen (49-450m) und Hintergrund (429m).

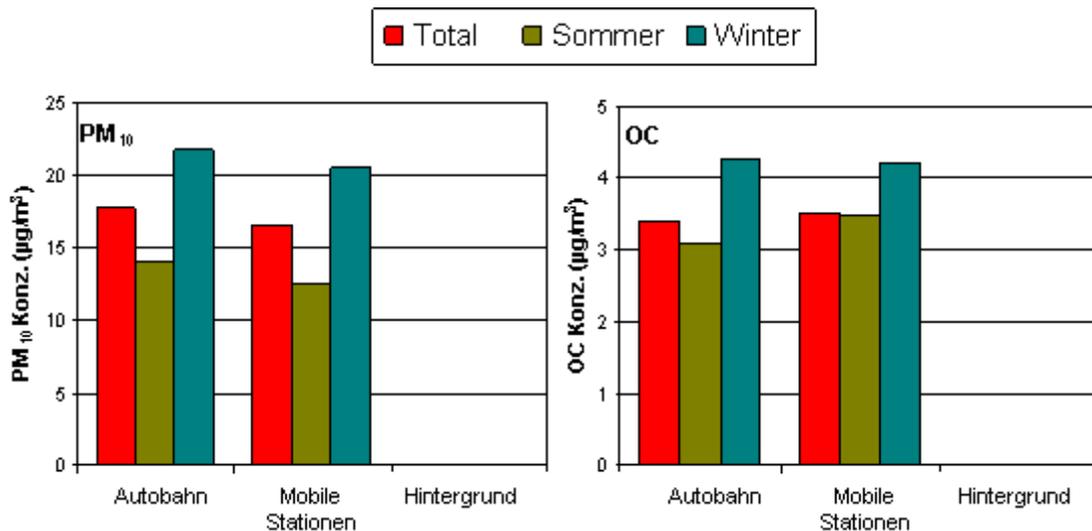


Abbildung 9: Mittlere Konzentrationen für PM₁₀ und OC über die ganze Studiendauer (rot - links), im Sommer (Juni-August; grün - Mitte) und im Winter (Dezember-Februar; blau - rechts). Die Messstationen sind mit zunehmender Distanz zur Autobahn aufgeführt: Autobahn (22m), mobile Stationen (49-450m) und Hintergrund (429m).

Anzahl ultrafeiner Partikel (PN) waren höher an der Autobahn als an den mobilen Stationen oder der Hintergrundstation (Tabelle 2, Abbildung 8). Der Unterschied dokumentiert direkt den massgeblichen lokalen Einfluss des Autobahnverkehrs. NO₂ wird vor allem durch das Verbrennen von Treibstoff produziert und repräsentiert an diesen Standorten hauptsächlich den Einfluss des allgemeinen Strassenverkehrs. EC und ultrafeine Partikel (PN) entstehen vor allem bei Verbrennung von Diesel und verweisen somit insbesondere auf den Güterverkehr und andere Dieselfahrzeuge. Feinstaub (PM₁₀) und organischer Kohlenstoff (OC) sind weniger stark von den primären Abgasen abhängig, weshalb sie eine relativ homogene räumliche Verteilung aufweisen und von der Distanz der Autobahn weniger beeinflusst sind (Tabelle 2, Abbildung 9). Bei allen Luftschadstoffen waren die Konzentrationen im Winter höher als im Sommer, was auf Inversionslagen im Winter zurückzuführen ist.

Der Vergleich mit den NABEL Stationen zeigt, dass die Luftschadstoffkonzentrationen an der Autobahn in Erstfeld etwa der städtischen Hintergrundbelastung in Zürich und Lugano entsprechen, wobei die NO₂-Werte über dem schweizerischen Grenzwert von 30 µg/m³ lagen (Tabelle 3). Die im Dorf gemessenen Konzentrationen waren tiefer: NO₂ und PM₁₀ lagen unter den Grenzwerten und waren vergleichbar mit der Belastung im vorstädtischen Basel-Binningen; die EC-Werte lagen zwischen den Werten in Basel-Binningen und jenen in Lugano.

Tabelle 3: Vergleich der Jahresmittelwerte der gemessenen Luftschadstoffe in Erstfeld und an den NABEL Stationen (NO₂, PM₁₀, Partikelanzahl: BAFU, 2008; EC: Herich, 2011)

Station	NO ₂ ⁽¹⁾ (µg/m ³)	PM ₁₀ ⁽¹⁾ (µg/m ³)	Partikelanzahl ⁽¹⁾ (µg/m ³)	EC ⁽²⁾ (µg/m ³)	EC (aus PM ₁₀) ^(2,3) (µg/m ³)
Basel-Binningen	22.3	18.2	12487	0.6 (PM ₁)	0.7
Bern-Bollwerk	47.3	28.3	25687	2.6 (PM ₁)	3.5
Härkingen-A1	40.5	21.9	42885	2.1 (PM ₁)	2.5
Lugano	34.4	25.3	17651	1.3 (PM ₁)	-
Magadino	21.9	23.4	-	1.5 (PM _{2.5})	-
Payerne	14.3	18.7	-	0.6 (PM _{2.5})	0.8
Zürich-Kaserne	32.9	19.6	-	1.5 (PM _{2.5})	-
Altdorf (ländlich Verkehr)	26.3	17.4	-	-	-
Erstfeld-Autobahn ⁽¹⁾	32.3	16.9	17349		1.65 ^(1,4)
Erstfeld-Dorf ⁽¹⁾	23.1	15.5	9784		1.16 ^(1,4)
Grenzwert CH	30	20	-		-

⁽¹⁾ im Jahr 2008; ⁽²⁾ mit EUSAAR2 vergleichbare NABEL Daten vom 01.04.2009-31.03.2010;

⁽³⁾ NABEL Daten auf EC von PM₁₀ umgerechnet (Herich, 2011); ⁽⁴⁾ NIOSH700+ auf EUSAAR2 umgerechnet;

2.3. Modellierung von NO₂ an den Wohnsitzen der Kinder

Die NO₂-Konzentrationen waren stark von der Distanz zur Autobahn abhängig. Dies ist in Abbildung 8 gut ersichtlich. Wie schon in früheren Studien aufgezeigt, fielen die NO₂-Konzentrationen bereits nach etwa 200m ab auf Niveau der so genannten Hintergrundbelastung (Zhu, 2002). Durch diese starke räumliche Variabilität kann es zu grossen Konzentrationsunterschieden zwischen den Wohnhäusern der Kinder und den Messstationen kommen. Deshalb wurde ein Landnutzungs-Regressionsmodell (LUR-Modell) benutzt, um die kleinräumige

Verteilung der NO₂-Konzentrationen zu modellieren und für jeden Wohnort die Belastung abzuschätzen (Hoek, 2008; Ducret-Stich, 2010). Die individuell zugeordnete Konzentration beschreibt die Belastungssituation der Kinder während der zu Hause verbrachten Zeit.

2.3.1. Modell

Dem Modell wurden die kontinuierlichen Messungen (593–607 einzelne Messungen) von NO₂ an der Hintergrundstation, der Autobahnstation und den mobilen Stationen zu Grunde gelegt. Zusätzlich wurden die täglichen Verkehrszahlen auf der Autobahn und der Hauptstrasse für Personenwagen und Lastwagen einberechnet, die jeweils mit der logarithmischen Distanz zur Strasse gewichtet wurden. Als geographische Variablen wurden die Distanzen zur Autobahn, Hauptstrasse und Eisenbahn, die Höhe über Meer und die Landnutzung (Wohngebiet, ausserhalb Wohngebiet) berücksichtigt. Von den meteorologischen Daten wurden die Lufttemperatur, die relative Luftfeuchtigkeit, die Windgeschwindigkeit (ausgedrückt als Stagnations-Index) und die Windrichtung (ausgedrückt als Anzahl Stunden pro Tag an denen der Wind aus Richtung der Autobahn kam, sogenannte „downwind“ Frequenz) einbezogen. Der Stagnations-Index beschreibt die Anzahl Stunden pro Tag, an denen die Windgeschwindigkeit kleiner als der Median aller stündlichen Windgeschwindigkeiten ist. Um auch wöchentliche Zyklen zu berücksichtigen, wurden Sinus- und Kosinus-Funktionen mit einer wöchentlichen Periode eingesetzt. Diese für das Modell verwendeten Grössen sind in Tabelle 4 zusammengefasst.

Das Landnutzungs-Regressionsmodell hat folgende Form:

$$C_{ij}^{out} = \beta_0 + \beta_1 \times C_j^{Bg} + \sum_m \alpha_m \times traffic_{ijm} + \sum_n \delta_n \times G_{in} + \sum_p \gamma_p \times Met_{jp} + \sum_q \lambda_q \times time_{jq} + \varepsilon_{ij} \quad (1)$$

mit C_{ij}^{out} = gemessene Konzentrationen bei der Station i am Tag j
 $\beta, \alpha, \delta, \gamma, \lambda$ = Koeffizienten
 C_j^{Bg} = gemessene Konzentrationen bei der Hintergrund-Station am Tag j
 $traffic_{ij}$ = Distanz-gewichtete Verkehrszahlen nach Fahrzeugkategorie bei der Station i am Tag j
 G_i = geographische Variablen bei der Station i
 Met_j = meteorologische Variablen am Tag j
 $time_j$ = wöchentliche Zyklen
 ε = Fehler

Wie in Tabelle 5 ersichtlich, kann das Modell 91% der NO₂-Variabilität erklären, wobei die Hintergrundkonzentration den wichtigsten Beitrag leistet (76%). Diese Hintergrundkonzentrationen wurden allerdings, bedingt durch den Standort im Talboden, von verschiedenen Quellen beeinflusst (Locher R., 2011). Ein grosser Teil stammte vom Autobahnverkehr (25% Güterverkehr, 15% Personenverkehr), sowie stationären Quellen (20%), der NEAT Baustelle (25%) und dem lokalen Verkehr (15%). Für die Erklärung der lokalen Belastungsunterschiede war die mit der logarithmischen Distanz zur Strasse gewichtete Verkehrsdichte auf der Autobahn ausschlaggebend: 7% der NO₂-Variabilität liess sich durch Schwankungen in der Anzahl der Personenwagen erklären, und 6% in der Anzahl der Lastwagen. Das Regressionsmodell zeigte, dass der NO₂-Beitrag pro Lastwagen 8.5 Mal höher war als der Beitrag pro Personenwagen (Regressions-Koeffizient 0.005 verglichen mit 0.0006). Einen eher geringen Einfluss hatten die Häufigkeit von Wind aus Richtung

Tabelle 4: Zusammenfassung der für das Landnutzungs-Regressionsmodell verwendeten Größen. N: Anzahl Messungen; SD: Standardabweichung; Min: Minimum; Max: Maximum.

	N	Mittelwert (SD)	Min	Max
Hintergrund NO ₂ (Tagesmittel) (µg/m ³)	607	22.65 (11.84)	1.12	66.83
Autobahn NO ₂ (Tagesmittel) (µg/m ³)	598	32.71 (12.64)	3.15	74.78
Mobile Stationen NO ₂ (Tagesmittel) (µg/m ³)	593	23.42 (11.52)	2.32	62.73
Anzahl PW pro Tag auf der Autobahn	608	17792 (7423)	1501	47995
Anzahl PW pro Tag auf der Autobahn (gewichtet mit dem Logarithmus der Distanz)	608	7903 (3297)	667	21319
Anzahl LKW pro Tag auf der Autobahn	608	2926 (1436)	21	5069
Anzahl LKW pro Tag auf der Autobahn (gewichtet mit dem Logarithmus der Distanz)	608	1300 (638)	9	2252
Anzahl PW pro Tag auf der Hauptstrasse	608	6957 (1331)	2876	10434
Anzahl PW pro Tag auf der Hauptstrasse (gewichtet mit dem Logarithmus der Distanz)	608	1084 (207)	448	1626
Anzahl LKW pro Tag auf der Hauptstrasse	608	143 (36)	75	234
Anzahl LKW pro Tag auf der Hauptstrasse (gewichtet mit dem Logarithmus der Distanz)	608	22 (6)	12	36
Distanz zur Autobahn	8	169 (143)	22	450
Distanz zur Hauptstrasse	8	441 (174)	147	611
Distanz zur Eisenbahn	8	317 (150)	22	518
Höhe über Meer (m)	8	464.1 (8.5)	456	480
Temperatur (Tagesmittel) (°C)	607	9.3 (7.3)	-4.9	26.6
Relative Luftfeuchtigkeit (Tagesmittel) (%)	591	72.0 (12.9)	29.1	97.6
Stagnations Index pro Tag	588	11.9 (5.5)	0	24
„downwind“ Frequenz pro Tag	595	16.4 (3.9)	0	24

Tabelle 5: Resultat des NO₂ Landnutzungs-Regressionsmodells (Formel 1) basierend auf N=1156 Messpunkten (585 Autobahn, 571 mobile Stationen).

Variable	Koeffi- zient	SE	Part. R ²	Ajust. Modell R ²
Hintergrund NO ₂ (Tagesmittel) (µg/m ³)	0.80	**	0.02	0.76
Anzahl Personenwagen pro Tag auf der Autobahn (gewichtet mit dem Logarithmus der Distanz)	0.0006	**	<0.01	0.07
Anzahl Lastwagen pro Tag auf der Autobahn (gewichtet mit dem Logarithmus der Distanz)	0.005	**	<0.01	0.06
„downwind“ Frequenz pro Tag	0.22	**	0.03	0.01
Höhe über Meer (m)	-0.19	**	0.02	0.01
Stagnations Index pro Tag	0.19	**	0.03	<0.01
Temperatur (°C)	-0.28	**	0.02	<0.01
Wöchentlicher Zyklus (sin)	0.74	**	0.21	<0.01
Wöchentlicher Zyklus (cos)	0.01		0.17	<0.01

** p<0.01; SE: Standard Fehler

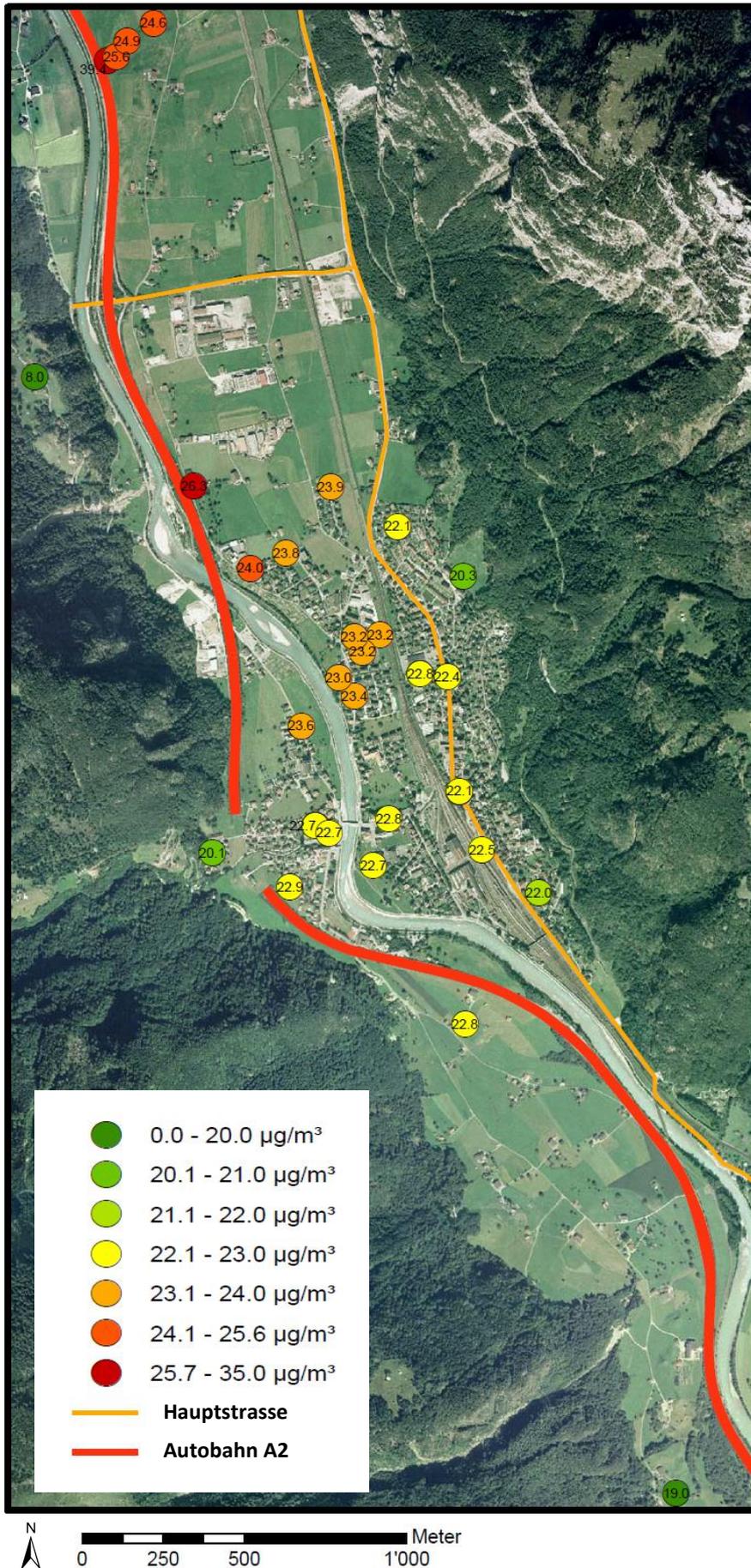


Abbildung 10: Modellierete durchschnittliche tägliche NO₂ Konzentrationen über die ganze Studiedauer an allen Messstationen sowie bei den Wohnsitzen der Kinder in Erstfeld.

der Autobahn, die Höhe über Meer, der Stagnations-Index, die Wochenzyklen sowie die Temperatur.

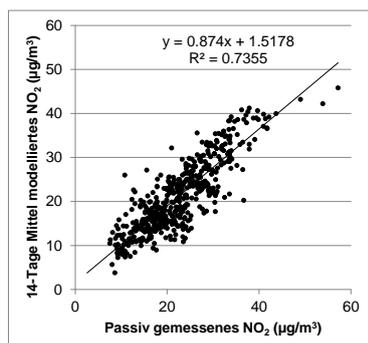
Die mit dem LUR-Modell berechneten durchschnittlichen NO_2 -Tageskonzentrationen an allen Messstationen sind in Abbildung 10 abgebildet. Die Stationen in der Nähe der Autobahn hatten mit durchschnittlich 25 bis $35\mu\text{g}/\text{m}^3$ die höchsten Werte, während die Stationen seitlich im Tal, die etwas höher lagen, die tiefsten NO_2 -Konzentrationen aufwiesen. Die Stationen im besiedelten Gebiet zeigten im Durchschnitt Werte zwischen 22 bis $24\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Parallel zu unserem Modell wurde auch an der Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften (ZHAW) ein ähnliches Modell entwickelt (Locher R., 2011). Im Gegensatz zu unserem Modell, bei dem wir die täglichen Messungen an den Hintergrund-, Autobahn- und Mobil-Stationen verwendet haben, wurden diesem Modell die 14-tägigen NO_2 -Passivmessungen an allen Dorfstationen zu Grunde gelegt. Dies erlaubte eine genauere Beschreibung der räumlichen Verteilung, hingegen liessen sich damit keine täglichen Konzentrationsverläufe berechnen. Letztere werden in Studien zu den akuten (täglichen) Wirkungen benötigt, während Angaben zur räumlichen Verteilung für die Untersuchung langfristiger gesundheitlicher Wirkungen benötigt werden. Trotz dieser Unterschiede waren sich die berechneten durchschnittlichen NO_2 -Konzentrationen beider Modelle sehr ähnlich.

Für das untere Urner Reuss-Tal wurde auch eine Luftqualitätsuntersuchung mit Hilfe von Flechten durchgeführt (Herzig, 2010). Die daraus resultierende Luftgütekarte wurde unter anderem mit den Jahresmittelwerten der gemessenen NO_2 -Daten verglichen und zeigte eine recht gute Übereinstimmung. Einzig im Talboden waren die mit den Flechten bestimmten Belastungswerte höher, als man von den NO_2 -Werten erwartet hätte. Da die Flechten jedoch die Luftgesamtbelastung wiedergeben, also die Belastung von mehreren Schadstoffen, könnte man dies eher mit der Feinstaubbelastung vergleichen, die nach unseren Messungen homogen über das Tal verteilt war.

2.3.2. Validierung

Um die Modellergebnisse zu überprüfen, wurden die berechneten NO_2 -Konzentrationen an den Wohnsitzen der Kinder und an allen Passivsammler- Standorten mit den dort gemessenen 14-Tages-Konzentrationen verglichen. Da für das Modell nur Daten aus dem Tal verwendet wurden, konnte es die NO_2 -Konzentrationen von zwei höher gelegenen Häusern (~ 120m und 580m Höhendifferenz zum Tal) ungenügend schätzen. Die Abschätzungen für die übrigen Standorte waren sehr gut, mit Korrelationen (R^2) zwischen 0.66 und 0.98 für die übrigen 12 Häuser (N=156) und R^2 zwischen 0.71 und 0.92 an den 17 Passivsammler-Standorten (Autobahn-, Mobil- und Passivstandorte; N=672). Für alle Standorte zusammen war die Korrelation 0.74 (Abbildung 11). Das Modell erklärt somit 74% der tatsächlich gemessenen Variabilität. Dies kann auch im internationalen Vergleich von publizierten und in



Gesundheitsstudien verwendeten Landnutzungs- Regressionsmodellen als sehr gutes Resultat bezeichnet werden.

Abbildung 11: Vergleich zwischen NO_2 -Passivsammler-Messungen über 14 Tage und dem korrespondierenden 14-Tages-Mittelwert der modellierten NO_2 -Konzentrationen. Zwei höher gelegene Häuser wurden von der Analyse ausgeschlossen.

2.4. Quellenaufteilung von PM₁₀ in Erstfeld

An der Autobahnstation und der mobilen Station wurde täglich PM₁₀ mit Quarz-Filtern gesammelt. Diese wurden dann mit thermo-optischer Transmission auf EC und OC analysiert. Unglücklicherweise wechselte das Labor (Carbotech AG, Basel) während der Studie das Analyseprogramm von NIOSH700+ auf EUSAAR2. Die Temperaturprofile dieser beiden Analysen sind verschieden und NIOSH700+ verwendet eine EC-Fraktion mehr als EUSAAR2. Deshalb konnten die einzelnen Fraktionen nicht direkt verglichen werden, was für eine Schätzung des Diesel- bzw. Benzinanteils der Verkehrsabgase nötig gewesen wäre. Auch die Gesamtwerte von EC und OC waren verschieden zwischen den beiden Analysen. Diese konnten jedoch durch einen Korrekturfaktor angeglichen werden (persönliche Kommunikation mit Andrea Fischer, Empa Dübendorf). Um die EC und OC Werte mit Messungen der NABEL Stationen und Daten aus anderen europäischen Studien vergleichen zu können, haben wir die NIOSH700+ Werte auf EUSAAR2 umgerechnet. An der mobilen Station wurde PM₁₀ zusätzlich mit Teflon-Filtern gesammelt. Von diesen Filtern wurden die Konzentrationen von 48 verschiedenen chemischen Elementen mit einer Röntgenfluoreszenzanalyse bestimmt.

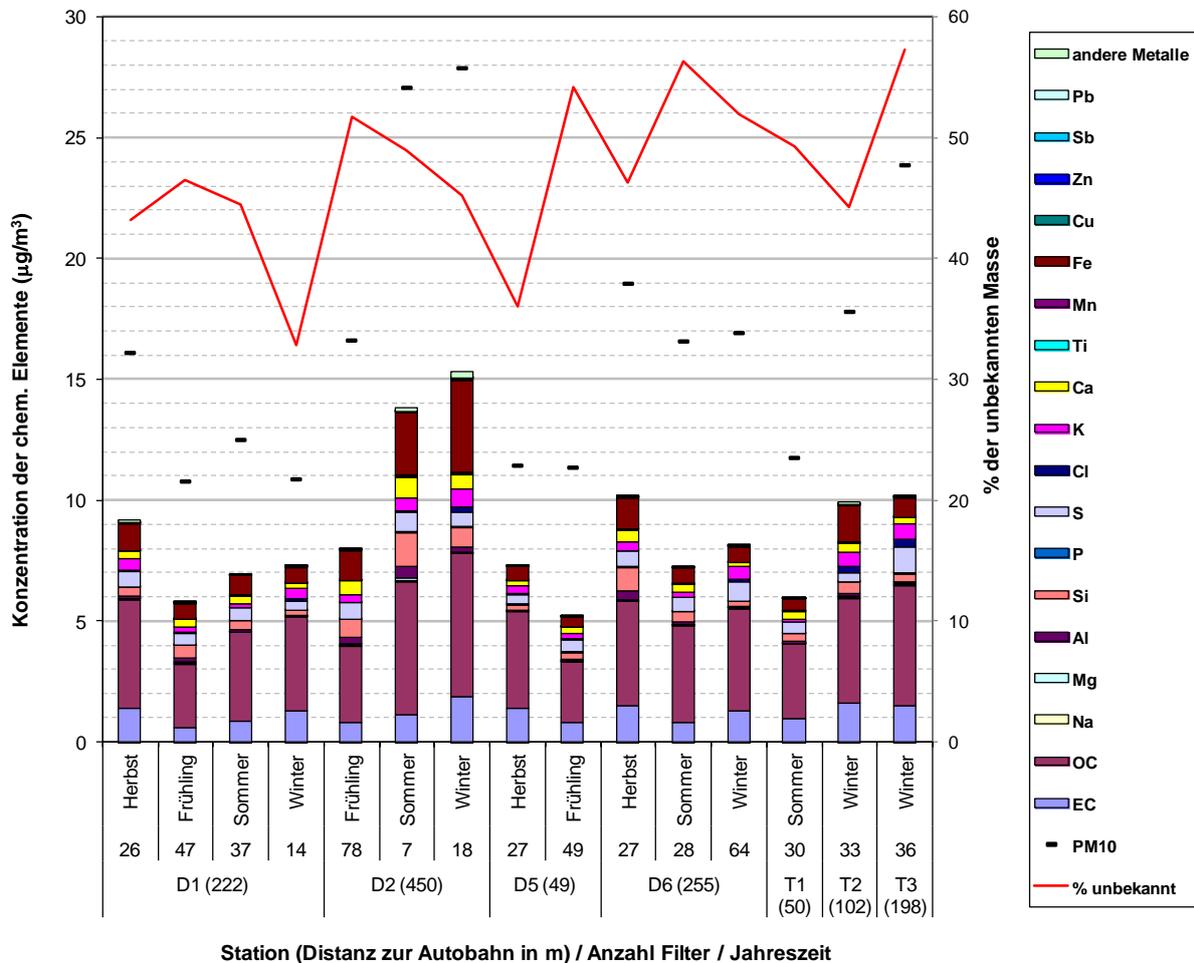


Abbildung 12: Massenbilanz der gemessenen PM₁₀-Konzentrationen an den sieben mobilen Stationen (D1, D2, D5, D6, T1-3) in verschiedenen Jahreszeiten. Die Grafik zeigt die Konzentrationen der gemessenen chemischen Elemente (Säulen) und der PM₁₀-Konzentrationen (Querbalken) mit dem prozentualen Anteil, der durch die chemischen Elemente nicht erklärt werden kann (rote Kurve). D5 (49m) und T1 (50m) liegen nahe an der Autobahn, D2 nahe an der Eisenbahnlinie (22m).

2.4.1. Massenbilanz und Verteilung der chemischen Elemente

Feinstaub (PM₁₀) ist ein komplexes Gemisch aus einerseits primären Partikeln, die z.B. durch Verbrennungsprozesse, mechanischen Abrieb (Pneu, Bremsen, Strassenbelag) oder Aufwirbelung entstehen oder aus natürlichen Quellen stammen. Andererseits enthält es auch sekundäre Partikel, die aus gasförmigen Vorläuferschadstoffen gebildet werden. Wie in Abbildung 12 ersichtlich, konnten 35%-55% der PM₁₀-Konzentrationen nicht durch die gemessenen chemischen Elemente erklärt werden. Diese repräsentieren vor allem primäre Partikel. Da wir in dieser Studie keine sekundären Luftschadstoffe wie Nitrate oder Sulfate gemessen haben, berechneten wir für die Quellenaufteilungsanalyse eine neue Variable „fehlende Masse“ (missing mass - MM) als Repräsentant für sekundäre Luftschadstoffe.

Bei der alleinigen Betrachtung der analysierten chemischen Elemente konnten wir lokale wie auch zeitliche Unterschiede sehen. Einerseits wurden höhere Werte für Kupfer (Cu), Zink (Zn) und Antimon (Sb) bei der Station D5 festgestellt, die von den vier Standorten mit 49m am nächsten bei der Autobahn liegt. Diese gelten als Indikatoren für Verkehrsemissionen (Abgase, Pneu- und Bremsabrieb). Erhöhte Eisenwerte (Fe) bei D2 (22m von der Eisenbahn entfernt) können durch Schienen- und Räderabrieb erklärt werden. Andererseits stellten wir erhöhte Kaliumwerte (K) im Herbst sowie hauptsächlich im Winter fest, was auf Biomassenverbrennung, also Heizungsemissionen, schliessen lässt. Im Frühling und vor allem im Winter konnten auch erhöhte Werte von Natrium (Na) und Chlor (Cl) festgestellt werden, was auf den Gebrauch von Streusalz auf den Strassen hindeutet.

2.4.2. Modell für die Quellenzuteilung

Die verschiedenen PM₁₀-Quellen wurden mit Hilfe der Methode der positiven Matrix-Faktorisierung (PMF) bestimmt. Ziel der PMF ist es, eine Matrix mit Messwerten C durch eine Linearkombination aus Faktoren F und Gewichtung G darzustellen, so dass:

$$C = GF \quad (2)$$

oder

$$C_{ij} = \sum_{k=1}^p g_{ik} f_{kj} + \varepsilon_{ij} \quad \begin{array}{l} i = 1, \dots, n \text{ Messungen} \\ k = 1, \dots, p \text{ Quellen} \\ j = 1, \dots, m \text{ Spezies} \end{array} \quad (3)$$

wobei: C_{ij} = Konzentration der Spezies j in der Messung i
 g_{ik} = PM₁₀ Konzentration von der Quelle k in der Messung i
 (Quellen Stärke)
 f_{kj} = Massenfraktion der Spezies j in PM₁₀ von der Quelle k
 (Quellen Profil)

Für unser Modell berücksichtigten wir alle Messungen vom November 2007 bis Juni 2009. Für EC und OC wurden die totalen Konzentrationen verwendet, die entweder mit EUSAAR2 analysiert oder darauf umgerechnet wurden. Wir untersuchten Modelle mit 8, 9 und 10 Quellen. Dabei blieben die Anteile von sekundären Schadstoffen, Biomassen-Verbrennung, Verkehrsabgasen, Eisenbahn und Streusalz etwa konstant, zusammen ca. 75%. Die restlichen 25% wurden aufgeteilt in Bodenerosionsmaterial (Erde), Strassenstaub, Brems- und Pneuabrieb

und einen der NEAT-Baustelle zugeordneten Anteil, je nach Anzahl berücksichtigter Faktoren. Das 9-Quellen Modell war am stabilsten und machte physikalisch auch Sinn. Die Profile dieses Modells sind im Anhang 8.1 aufgeführt und erklärt. Um eine Übergewichtung der Wintermonate zu verhindern, wurden nur die Daten von Januar bis Dezember 2008 für die Darstellung der Quellenanteile verwendet (Abbildung 13, Abbildung 14, Abbildung 35 und Abbildung 36).

1) *Quellen die sich dem Strassenverkehr zuordnen lassen (Abbildung 13, Anhang 8.1.1):*

Rund 27% des PM₁₀ wurden direkt vom Verkehr verursacht. Davon stammte etwas mehr als die Hälfte von Verkehrsabgasen. Der Rest wurde dem Strassenstaub, Brems- und Pneuabrieb und Streusalz zugeordnet. Während die prozentualen Anteile der Verkehrsabgase und der Abriebe im Sommer und Winter etwa gleich blieben, sah man eine Abnahme des Strassenstaubs zugunsten des Streusalzes im Winter. Im Vergleich mit den NABEL Stationen war der Verkehrsanteil in Erstfeld ähnlich wie in Magadino und fast so hoch wie im verkehrsbelasteten Bern (Abbildung 14).

2) *Sekundäre und unbekannte Schadstoffe aus Verkehr und anderen Quellen (Abbildung 13, Anhang 8.1.2):*

Die sekundären Luftschadstoffe, vor allem Sulfate, aber auch Nitrate, waren mit 37% die wichtigste Quelle im Sommer. Sie werden indirekt auch deutlich vom Verkehr beeinflusst, da die Verkehrsemissionen wichtige Vorläufer der sekundären Schadstoffe liefern. Im schweizerischen Vergleich war dieser Anteil hier zusammen mit Magadino am geringsten (Abbildung 14).

3) *Mineralische Quellen (Abbildung 13, Anhang 8.1.3):*

Zu den mineralischen Quellen zählte vom Wind transportierte Erde (ca. 7%) sowie die NEAT Baustelle (ca. 6%). Die Werte der dortigen Station wurden allerdings auch noch von den Abgasen der dort verkehrenden Dieselmotoren und Lastwagen, sowie den Motoren- und Schmierölen der Baumaschinen beeinflusst. Die NEAT-Baustelle ist wohl auch der Grund weshalb der Anteil mineralischer Quellen in Erstfeld höher war als bei allen NABEL-Stationen (Abbildung 14).

4) *Andere Quellen (Abbildung 13, Anhang 8.1.4):*

Eine wichtige Quelle im Winter waren Holzfeuerungen mit einem PM₁₀-Anteil von bis zu 26%. Dieser Anteil war in Erstfeld höher als bei den nördlichen NABEL Stationen, aber doch tiefer als in Magadino, das in einem der südlichen Alpentäler liegt, die für hohe Holzfeuerungsmissionen bekannt sind (Abbildung 14) (Sziadat, 2007; Sandradewi, 2008).

Die Eisenbahn mit den typischen Abriebmetallen Eisen, Kupfer, Chrom und Nickel trug ca. 11% zum Feinstaub bei. Dieser Faktor wurde bei den NABEL-Stationen nicht gefunden, da diese keine Bahnlinien in der Nähe haben (Abbildung 14).

Zusammenfassend und über die ganze Studienzeit betrachtet zeigt sich, dass der Strassenverkehr die wichtigste Quelle für Feinstaub darstellt: dieser trug einerseits insgesamt 27% durch Abgase (16%), Strassenstaub (8%), Brems-/Pneu-Abrieb (1%) und dem Streusalz (2%) bei und ist andererseits eine bedeutende Quelle der mit 27% ebenfalls wichtigen sekundären Schadstoffe. Als weitere Hauptquelle haben wir

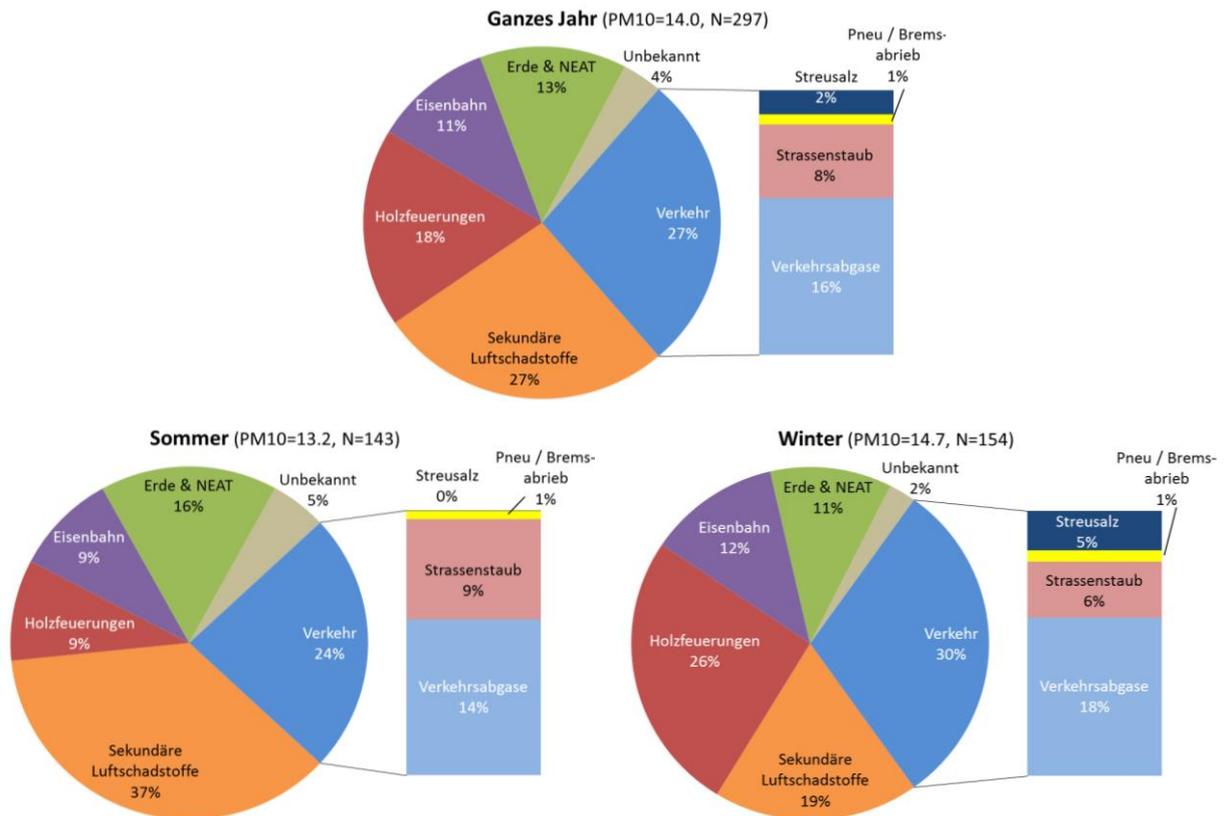


Abbildung 13: Quellenanteile an gemessenem PM₁₀ über das ganze Jahr (Jan – Dez 2008), im Sommer (Apr. – Sept.) und im Winter (Okt. – März)2008, berechnet mit dem 9-Quellen Modell.

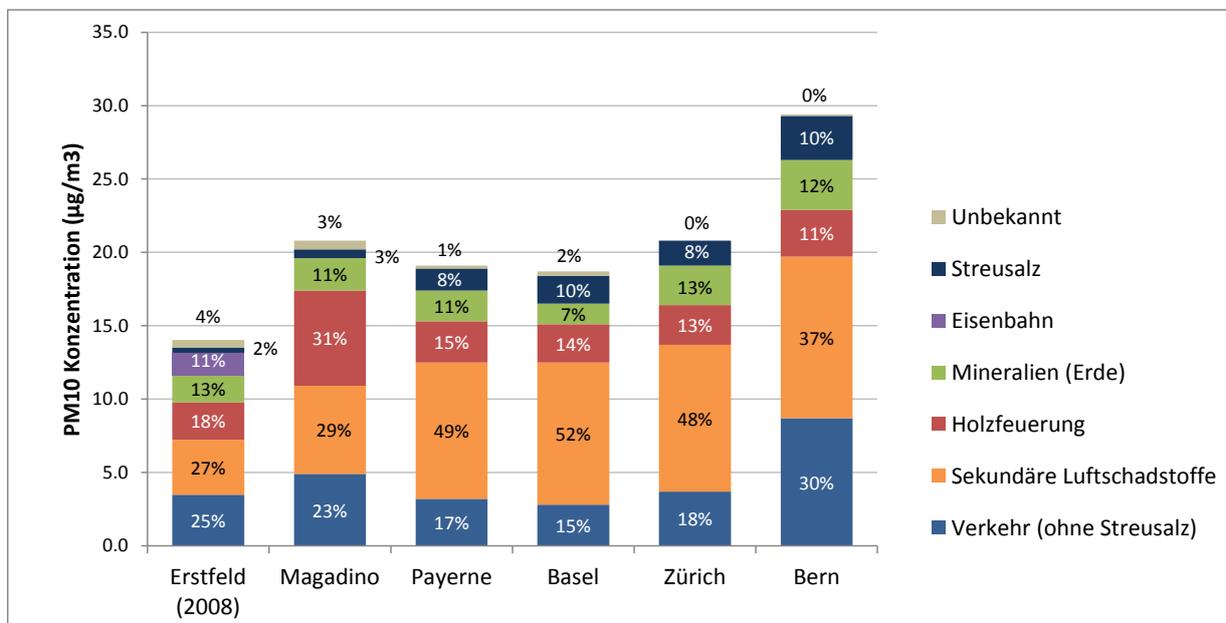


Abbildung 14: Vergleich der PM₁₀ Quellenanteile in Erstfeld (2008) und an den NABEL Stationen: Magadino (ländlich, Alpensüdseite), Basel (vorstädtisch), Payern (ländlich, Alpennordseite), Zürich (Stadt, Hintergrund) und Bern (Stadt, Verkehr) (Aug 2008 – Juli 2009).¹ Mineralien in Erstfeld inkl. NEAT;

(adaptiert von Gianini, 2011, EMPA, Poster an ETH Nanopartikel Konferenz)

mit 18% die Biomassen-Verbrennung identifiziert. Der Anteil von Mineralien betrug 13%, wovon wir 6% der NEAT und 7% durch Wind transportierter Erde zuordneten. Der Rest konnte dem Zugverkehr (11%) zugeordnet werden. Der Vergleich mit den NABEL-Stationen zeigt, dass die PM_{10} -Konzentrationen in Erstfeld mit Abstand am tiefsten waren; die prozentuale Quellenzuteilung war in Erstfeld für die meisten Faktoren ähnlich wie in Magadino, wobei dort der Holzfeuerungsanteil höher war (Abbildung 14).

Da Verkehrsabgase, Strassenstaub, Pneu- und Bremsabrieb kaum saisonale Unterschiede zeigten, konnten wir sie an verschiedenen Stationen vergleichen (Abbildung 15). Dazu normierten wir die Quellenanteile mit den gemessenen PM_{10} Werten an der Autobahn. Die Stationen zwischen 200-450m (D2, D5, D6) hatten fast dieselben Quellenanteile und wurden deshalb zusammengefasst. Diese repräsentieren mit 14% Verkehrsabgase und 7% Strassenstaub und Abrieb die regionale Verkehrsbelastung im Dorf aus Hintergrund, Lokalverkehr und Autobahnverkehr. An autobahnnahe Stationen (in 50m resp. 100m Abstand) sahen wir eine zusätzliche Belastung von 11% resp. 3% PM_{10} aus Verkehrsabgasen und 5% resp. 1% PM_{10} von Strassenstaub und Abrieb.

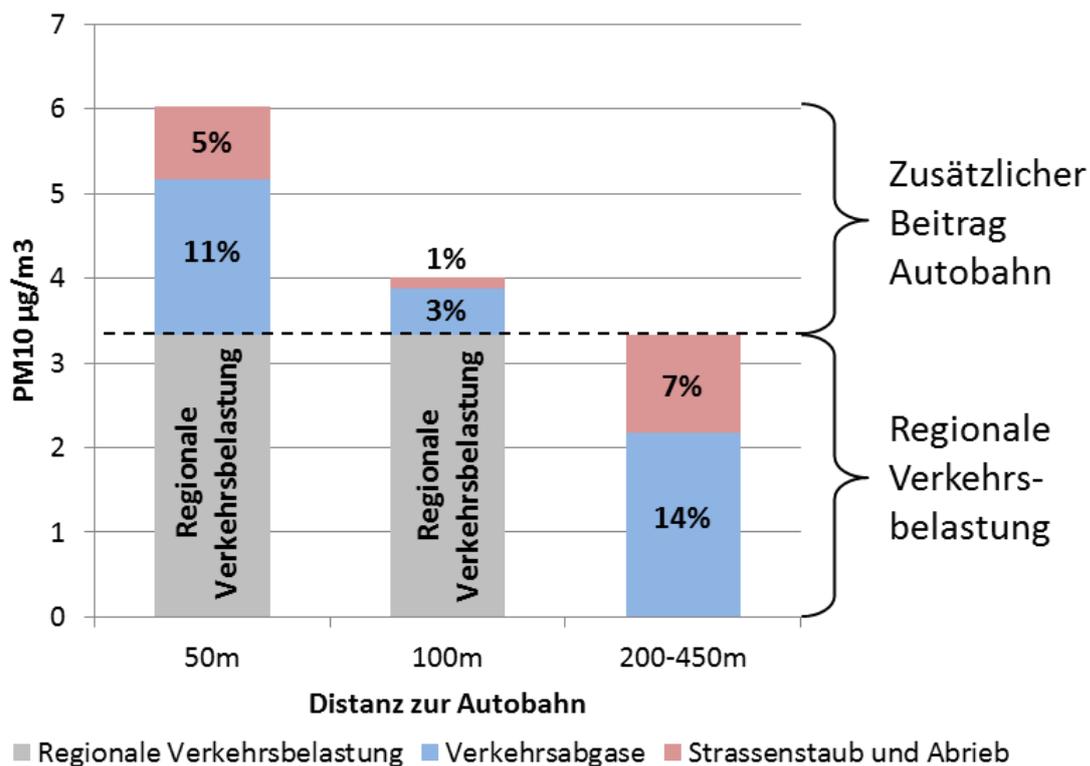


Abbildung 15: Durchschnittliche Zusatzbelastung durch verkehrsbedingtes PM_{10} von der Autobahn in Prozent des gesamt gemessenen PM_{10} .

Diese in Erstfeld durchgeführte Quellenanalyse wird sehr stark durch lokale Faktoren wie lokale Emissionsquellen und Meteorologie beeinflusst. Deshalb müssen die Resultate auch lokal (d.h. Erstfeld, ev. Urner Reusstal) betrachtet werden und können nicht einfach auf andere Gebiete übertragen werden.

2.4.3. Validierung

Die PM₁₀-Filter wurden auch auf 1-Nitropyren, einen Marker für Diesel, und Levoglucosan, einen Marker für Biomassen-Verbrennung, analysiert. Diese Messdaten wurden verwendet, um die entsprechenden Quellenanteile in den obigen Modellen zu überprüfen.

2.4.3.1. Verkehr und 1-Nitropyren

Zur Bestimmung der 1-Nitropyrenkonzentrationen (1-NP) wurden jeweils PM₁₀-Filter von etwa einer Woche zusammen analysiert. Diese wöchentlichen 1-NP Konzentrationen wurden dann mit den korrespondierenden wöchentlichen Mittelwerten der Luftschadstoffkonzentrationen oder Verkehrszahlen verglichen (Tabelle 6, Abbildung 16). Dabei ist zu erkennen, dass EC sehr stark mit 1-NP korreliert; EC eignet sich somit auch in dieser Studie als Indikator für Dieselimmissionen. Der PM₁₀-Anteil von Verkehrsabgasen hat eine schlechtere Korrelation, da dieser auch die Abgase der Benzinfahrzeuge enthält. Noch kleinere oder sogar negative Korrelationen konnten wir für die Verkehrszahlen beobachten. Dies liegt wohl daran, dass nicht nur die Lastwagen mit Diesel fahren, sondern auch ein nicht zu vernachlässigender Teil der Personenwagen dieselbetrieben ist.

Tabelle 6: Korrelationen (Spearman r) zwischen wöchentlichen 1-Nitropyren-Konzentrationen und den korrespondierenden gemittelten Luftschadstoffkonzentrationen oder Verkehrszahlen für die ganze Studienzeit, im Sommer und im Winter

	Alle	Sommer	Winter
NO ₂	0.87	0.65	0.72
EC	0.80	0.64	0.64
PM ₁₀ Total	0.56	0.55	0.73
PM ₁₀ Verkehrsabgase	0.56	0.49	0.40
PM ₁₀ Verkehr total *	0.69	0.63	0.49
Personenwagen Autobahn	-0.56	0.50	-0.24
Lastwagen Autobahn	-0.32	-0.40	-0.32
Personenwagen Hauptstrasse	-0.59	0.30	-0.49
Lastwagen Hauptstrasse	-0.18	0.02	-0.36

*PM₁₀ Verkehr total = Abgase, Pneu- und Bremsabrieb, Strassenstaub und Streusalz

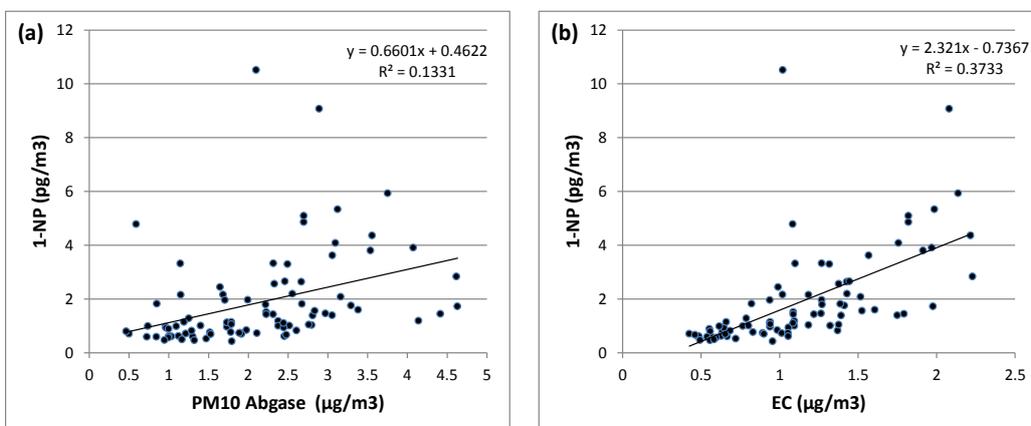


Abbildung 16: Korrelation zwischen wöchentlichen 1-Nitropyrenkonzentrationen und den korrespondierenden wöchentlichen Mittelwerten (a) der abgasbedingten PM₁₀-Konzentrationen (PMF Modell) und (b) der EC Konzentrationen an den mobilen Stationen.

2.4.3.2. Biomassen Verbrennung und Levoglucosan

Levoglucosan (LG) ist ein Marker für Biomassenverbrennung, in unserem Fall vor allem durch Heizen mit Holz im Winter. Die Levoglucosan-Konzentrationen wurden jeweils für 14 PM₁₀-Filter zusammen analysiert. Diese 14-tägigen LG-Konzentrationen wurden dann mit den korrespondierenden 14-Tages- Mittelwerten verschiedener Luftschadstoffkonzentrationen verglichen (Tabelle 7). Dabei fanden wir mit einer Korrelation von 0.9 eine sehr gute Übereinstimmung für den PM₁₀-Anteil, der unser PMF-Modell der Holzverbrennung zuordnete. In der Abbildung 17 ist sehr gut ersichtlich, dass EC sich weniger gut als Indikator für Holzverbrennung eignet, da es noch von anderen Quellen, vor allem Verkehrsabgasen, beeinflusst wird.

Tabelle 7: Korrelationen (Spearman r) zwischen zweiwöchentlichen Levoglucosan-Konzentrationen und den korrespondierenden gemittelten Luftschadstoffkonzentrationen für die ganze Studienzeit, im Sommer und im Winter

	Alle	Sommer	Winter
NO ₂	0.11	0.47	0.01
EC	0.21	0.64	-0.03
PM ₁₀ Total	0.04	0.35	0.23
PM ₁₀ Holzverbrennung	0.90	0.75	0.80

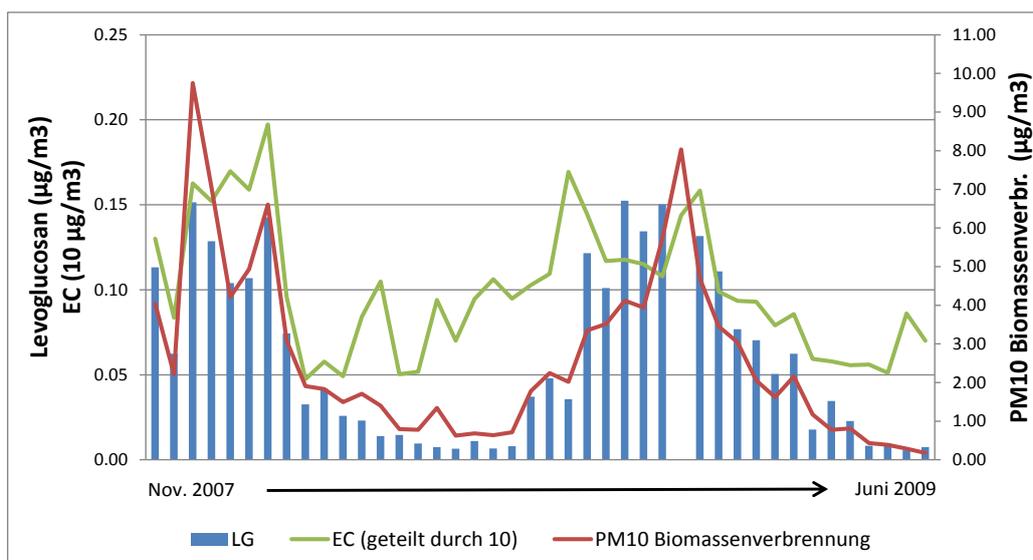


Abbildung 17: Zeitlicher Verlauf der 14-Tagesmittel der Levoglucosankonzentrationen und den korrespondierenden 14-Tagesmittelwerten des PM₁₀-Anteils aus der Biomassenverbrennung, wie sie mit dem PMF Modell berechnet wurde, sowie der EC Konzentrationen.

3. Gesundheitsstudie bei Erwachsenen entlang der Autobahntransversalen A2 und A13 (Fragebogenstudie 1)

Die in der Folge beschriebene Studie wurde 2011 durch Hazenkamp-von Arx et al. in einer wissenschaftlichen Zeitschrift publiziert.

3.1. Methode

Im Sommer 2005 wurden 1839 Erwachsene (15-70 jähig) aus 10 Gemeinden entlang der Autobahnen A2 und A13 zur Gesundheit ihrer Atemwege befragt (Abbildung 18). Zusammenhänge zwischen der Luftschadstoffexposition zuhause und der Häufigkeit verschiedener Atemwegssymptome wurden mittels logistischer Regressionsmodelle untersucht. Andere Risikofaktoren für Atemwegserkrankungen wie Rauchen, Geschlecht, Body Mass Index (BMI) etc., wurden in der Auswertung mitberücksichtigt. Die von der Autobahn verursachten Luftschadstoffbelastungen wurden anhand zweier Verfahren statistisch abgeschätzt. In der ersten einfachen Methode wurden nur zwei Gruppen unterschieden: als „belastet“ wurden all jene definiert, welche innerhalb von 200m Distanz zur Autobahn wohnten; alle andern wurden als „nicht belastet“ betrachtet. Die zweite Methode bezweckte die komplexere Wiedergabe der Schadstoffverteilung durch die mathematische Herleitung einer glockenförmigen Funktion, welche die Abnahme der Schadstoffkonzentrationen mit zunehmender Distanz beschreibt. Zudem wurde für die Analyse eine Indikatorvariable „Wohnen innerhalb von 50m bei einer Hauptstrasse“ kreiert, die den Einfluss des lokalen Hauptstrassen-Verkehrs erfasste. Um auch die Hintergrundbelastung zu berücksichtigen, wurde die Feinstaubkonzentration (PM_{10}) bei den Teilnehmenden zuhause mit dem PolluMap Dispersionsmodell berechnet (Liu, 2007).



Abbildung 18: Die 10 Studiengemeinden entlang den Autobahnen A2 und A13. Das kleine Bild zeigt die Topographie von Erstfeld mit einer Talbreite von ca. 800m.

3.2. Resultate

Die Wohnungen der Teilnehmenden lagen im Mittel 924m entfernt von einer Autobahn und 12.5% der Teilnehmenden lebten entlang der Autobahn (0 bis 200m). Die mit dem Dispersionsmodell berechnete PM₁₀-Hintergrundkonzentration lag zwischen 9-10µg/m³ in den Gemeinden nördlich und zwischen 16-18µg/m³ in den Gemeinden südlich der Alpen.

Tabelle 8: Risiko für Atemwegsbeschwerden bei Personen, die weniger als 200m von einer Autobahn entfernt wohnen, ausgedrückt als „Odds Ratio“ (OR) mit ihrem 95% Vertrauensintervall. (Hazenkamp-von Arx, 2011)

Symptome	Total N = 1566-1568	Teilnehmer mit oder ohne Heuschnupfen oder allergische Rhinitis N = 1561-1563		
		Mit Heuschnupfen oder allergische Rhinitis	Ohne Heuschnupfen oder allergische Rhinitis	p-Wert für die Interaktion
Pfeifende Atmung mit Atemproblemen	2.64 (1.07-6.48)	2.91 (0.76-11.2)	2.42 (0.86-6.81)	0.80
Pfeifende Atmung ohne Erkältung	3.10 (1.27-7.55)	4.64 (1.22-17.7)	2.63 (0.98-7.04)	0.43
Regelmässiger Husten	1.36 (0.72-2.56)	1.89 (0.72-5.01)	1.27 (0.64-2.52)	0.43
Regelmässiger Auswurf	1.19 (0.60-2.38)	1.41 (0.49-4.06)	1.09 (0.52-2.31)	0.65
Chronischer Husten	2.88 (1.17-7.05)	7.14 (2.06-24.7)	2.01 (0.7-5.46)	0.048
Chronischer Husten oder Auswurf	2.40 (1.01-5.70)	4.73 (1.43-15.7)	1.78 (0.6-4.69)	0.12

Folgende Faktoren wurden in der Analyse berücksichtigt: Geschlecht, Alter, Raucherstatus (aktuell, ehemals, nie), „pack years“ gerauchter Zigaretten, Body Mass Index, Wohnort, regelmässige Passivrauchbelastung, regelmässige Passivrauchbelastung am Arbeitsplatz, berufliche Belastung durch Dämpfe, Gase, Staub, Rauch oder Aerosole, Schulbildung, von einem Arzt diagnostiziertes Asthma, Atopie der Mutter, und schwere respiratorische Infektionen im Kleinkindalter.

Erklärung: Bei Personen, die weniger als 200m von einer Autobahn entfernt wohnten, war der Anteil derjenigen, welche an pfeifender Atmung mit gleichzeitigen Atemproblemen litten 2.6mal (oberster Wert in der 2. Spalte) so hoch wie bei Personen, die weiter weg wohnten. Das Vertrauensintervall gibt Auskunft über die statistische Signifikanz. Ein Intervall das den Wert 1.0 nicht einschliesst ist statistisch signifikant (z.B. für pfeifende Atmung: Intervall 1.07-6.48). Eine OR von 1.0 bedeutet: kein Zusammenhang zwischen Belastung und Krankheit.

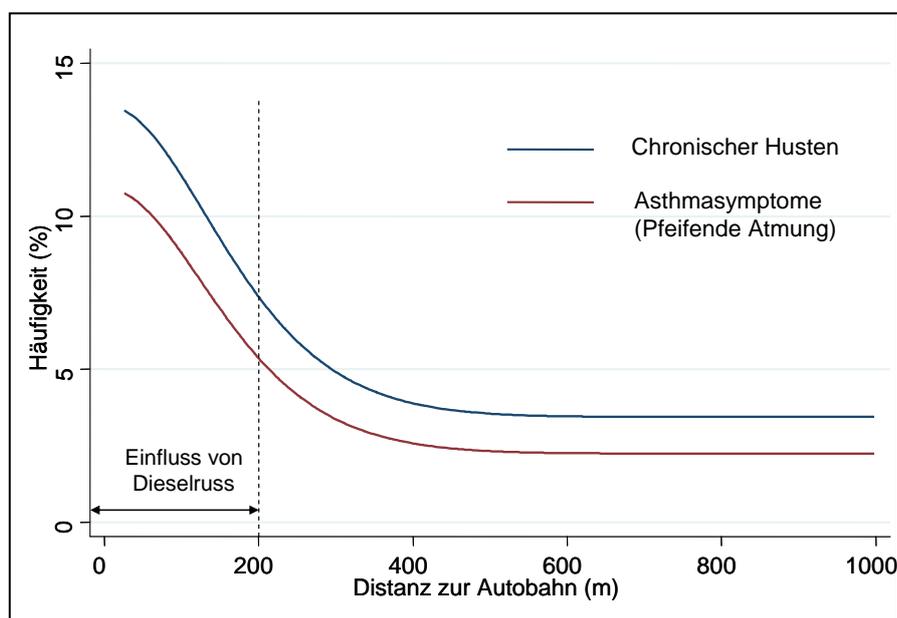


Abbildung 19: Geschätzte Häufigkeiten (Prävalenzraten) verschiedener Atemwegs-symptome in Abhängigkeit der Distanz des Wohnhauses zur Autobahn. Dieseleruss hat den grössten Einfluss innerhalb der ersten 200m von der Autobahn. (adaptiert von Hazenkamp-von Arx, 2011)

Die Resultate der logistischen Regressionsanalyse sind in Tabelle 8 zusammengefasst. Bei den Personen, die weniger als 200m von der Autobahn entfernt wohnten, war der Anteil derjenigen, welche an pfeifender Atmung mit gleichzeitigen Atemproblemen litten, mehr als doppelt so hoch („Odds Ratio“ $OR=2.64$ – das heisst ein 2,64-faches Risiko). Das Gleiche galt für pfeifende Atmung ohne Schnupfen ($OR=3.1$), chronischen Husten ($OR=2.88$) und chronischen Husten oder Auswurf ($OR=2.4$). Bei Erwachsenen mit Heuschnupfen war der Zusammenhang vor allem bei den Hustensymptomen noch deutlich stärker sichtbar. Auch die Analyse mit der glockenförmigen Funktion zeigte eine deutlich höhere Häufigkeit dieser Symptome bei Personen, die näher als 200m von einer Autobahn wohnten (Abbildung 19).

3.3. Diskussion

Diese Resultate stimmen mit den neusten Befunden internationaler epidemiologischer Studien überein, die Zusammenhänge zwischen Atemwegsymptomen und der Exposition zu Verkehr untersuchten. So fand man z.B. auch in der schweizerischen SAPALDIA Studie bei Personen, die in der Nähe von Hauptstrassen wohnten, häufiger Beschwerden wie pfeifende Atmung, Kurzatmigkeit und Auswurf (Bayer-Oglesby, 2006). Diese Studien waren meist in städtischen Gebieten mit heterogenen Quellen der Luftschadstoffbelastung situiert. Im Gegensatz dazu fand die vorliegende Studie in ländlichen Gebieten mit einer Autobahn als Hauptquelle für die Schadstoffbelastung statt. Da die Luftschadstoffe nicht direkt gemessen, sondern aufgrund des Abstands zur Autobahn geschätzt wurden, ist eine genauere quantitative Beurteilung der Exposition und ihrer Wirkung nicht möglich. In den folgenden Gesundheitsstudien wurden gemessene und modellierte Luftschadstoffinformationen verwendet.

4. Gesundheitsstudie bei Kindern im Kanton Uri (Fragebogenstudie 2)

Die in der Folge beschriebene Untersuchung wurde in der Masterarbeit von Martina Ragetti (2009) genauer dargestellt.

4.1. Methode

Zwischen 2007 und 2008 wurde bei 2'300 sieben bis 16-jährigen Schulkindern aus 18 Ortschaften des Kantons Uri (Abbildung 20) eine Fragebogenstudie zu Atemwegsymptomen und -krankheiten durchgeführt. Neben Symptomen (pfeifende Atmung, Nasen- und Augenbeschwerden) und Krankheiten wie Heuschnupfen, Asthma, Bronchitis, asthmatische Bronchitis, Pseudokrapp und Neurodermitis wurden – wie in der Studie an Erwachsenen – Einflussfaktoren wie das Geschlecht, Alter, Nationalität, Geburtsort der Eltern, Anzahl Geschwister, Passivrauchen, Bildungsniveau der Eltern, Familiengeschichte von Asthma, Heuschnupfen oder Neurodermitis erfasst. Anhand logistischer Regressionsanalysen wurde der Zusammenhang zwischen der Häufigkeit von Atemwegsymptomen und der Luftbelastung, die vom Autobahnverkehr der A2 stammt, untersucht. Mit Hilfe des PolluMap Dispersionsmodells (Version 2.0) (BAFU 2003, 2004a, 2004b) wurde am Wohnsitz der Kinder die durchschnittliche jährliche Belastung mit Feinstaub (PM_{10} und $PM_{2.5}$) und Stickoxiden (NO_x) aus dem Verkehr geschätzt. Bei der Analyse wurde zusätzlich zwischen der Luftbelastung aus dem Personen- und aus dem Güterverkehr differenziert.

4.2. Resultate

Die mit dem PolluMap-Dispersionsmodell berechneten durchschnittlichen jährlichen Belastungen am Wohnsitz der Kinder durch den Lastwagenverkehr reichten für PM_{10} von $0.25\mu\text{g}/\text{m}^3$ bis $3\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Mittelwert: $0.8\mu\text{g}/\text{m}^3$), für $PM_{2.5}$ von $0.2\mu\text{g}/\text{m}^3$ bis $1.9\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Mittelwert: $0.5\mu\text{g}/\text{m}^3$), und für Stickoxide von $0.02\mu\text{g}/\text{m}^3$ bis $71.6\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Mittelwert: $7.1\mu\text{g}/\text{m}^3$). Die Luftbelastung durch den Personenverkehr war etwas tiefer mit einem Mittel von $0.7\mu\text{g}/\text{m}^3$ für PM_{10} , $0.4\mu\text{g}/\text{m}^3$ für $PM_{2.5}$ und $6.8\mu\text{g}/\text{m}^3$ für NO_x . Für die Risikoberechnung wurde jeweils die Differenz zwischen dem 25. und dem 75. Perzentil der Belastungsverteilung (Quartilsabstand, QA) der Luftverschmutzung im Kanton Uri verwendet. Der QA des PM_{10} vom Güterverkehr betrug $0.4\mu\text{g}/\text{m}^3$ und vom Personenverkehr $0.25\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Die Beziehungen zwischen den Atemwegsymptomen und der PM_{10} -Belastung aus dem Personen- und Güterverkehr sind in Abbildung 21 dargestellt. Die Resultate zeigen, dass die Feinstaubbelastung aus dem Güter- wie auch dem Personenverkehr der A2 das Risiko für Atemwegssymptome wie Pfeifende Atmung und Heuschnupfen bei Schulkindern um ca. 15-30% erhöhte. Für Nasen- und Augenprobleme, Asthmaanfälle und Hustensymptome, welche auch schon in der Erwachsenenstudie untersucht wurden, konnte kein statistisch signifikanter Zusammenhang mit der PM_{10} -Belastung gefunden werden. Dieselben Resultate wurden ebenfalls für $PM_{2.5}$ gefunden. Die Zusammenhänge zwischen den Atemwegssymptomen und den Stickoxiden, die eher den Gesamtverkehr repräsentieren, waren schwächer, zeigten aber den gleichen Trend wie beim Feinstaub auf, wenn auch nicht statistisch signifikant.

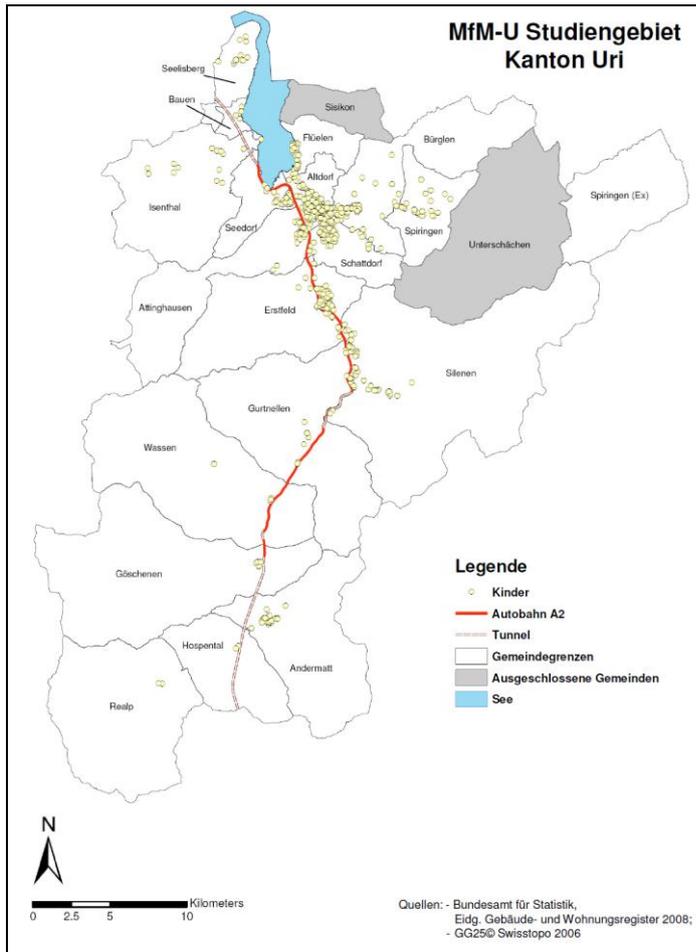


Abbildung 20: Gebiet der Fragebogen-Studie. Die Karte zeigt die 20 Gemeinden im Kanton Uri mit markierten Wohnorten der teilnehmenden Kinder. (Ragettli, 2009)

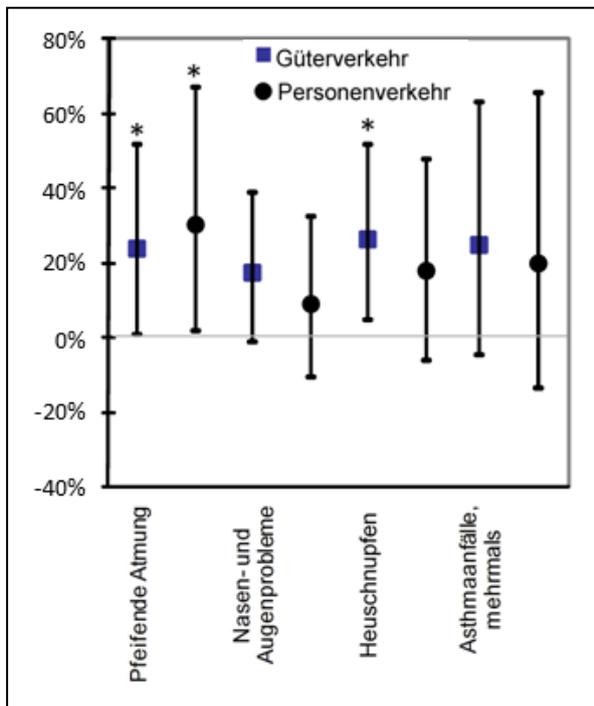


Abbildung 21: Risikogradienten für Atemwegssymptome bei einem PM_{10} -Belastungsunterschied (Wohnort) aus Güterverkehr von $0.4\mu g/m^3$ respektive aus Personenverkehr von $0.25\mu g/m^3$. Die statistisch signifikanten Resultate sind mit einem Stern (*) gekennzeichnet. Die senkrechten Linien umfassen das 95% Vertrauensintervall. Schneidet dieses die 0%-Linie ist die geschätzte Risikozunahme statistisch nicht signifikant, d.h. ein Zusammenhang mit dem betreffenden Expositionsfaktor kann nicht mit genügender statistischer Sicherheit postuliert werden. (adaptiert von Ragettli, 2009). Diese Unterschiede entsprechen einem Risikovergleich bei hoher mit tiefer Belastung (Quartilsabstand, QA).

Lesebeispiel: Kinder, an deren Wohnort die PM_{10} Belastung aus dem Güterverkehr $0.4\mu g/m^3$ höher lag, hatten ein 25% erhöhtes Risiko, an pfeifender Atmung zu leiden.

4.3. Diskussion

Auch in der Kinderstudie fand sich - ähnlich wie in der Erwachsenenstudie - ein Zusammenhang zwischen der Verkehrsexposition und den Atemwegsymptomen. Während wir in der Erwachsenenstudie vor allem einen Zusammenhang mit Hustensymptomen fanden, zeigte sich in der Kinderstudie eine Beziehung mit asthmatischen (pfeifende Atmung) und auch allergischen Beschwerden (Heuschnupfen). In anderen Studien wurde gezeigt, dass NO₂, Ozon und vor allem Dieselrussteilchen die Freisetzung von Allergenen in Pollen erhöhen und damit ebenfalls zu allergischen Erkrankungen sowie deren Verstärkung beitragen (Schober, 2008). Die Grössenordnung der gefundenen Effekte der Luftbelastung aus Güter-, resp. Personenverkehr auf pfeifende Atmung und Asthma ist vergleichbar mit den Auswirkungen der Belastung durch Passivrauchen zu Hause (Burke, 2012).

Im Gegensatz zur Erwachsenenstudie, in der keine Luftschadstoffdaten vorhanden waren, konnten in der Kinderstudie verkehrsspezifische Luftschadstoffe modelliert werden. Die Schadstoffkonzentrationen wurden mit dem PolluMap Dispersionsmodell berechnet. Allerdings verwendete dieses die Emissionsinventare vom Jahr 2000 und die meteorologischen Daten von 1998. Das Modell wurde jedoch mit gemessenen Daten der Jahre 1990 und 2000 überprüft. Dabei zeigte sich, dass das Modell die PM₁₀-Konzentrationen in den alpinen Gebieten wegen der stark vereinfachten Modellierung der Meteorologie im Allgemeinen unterschätzte. Trotzdem kann davon ausgegangen werden, dass sich der Gradient zwischen den Konzentrationen an Wohnorten nahe der Autobahn und weit weg von der Autobahn nicht wesentlich verändert hat und die vorliegenden Risikoberechnungen eine verlässliche Abschätzung darstellen, auch wenn dies nicht mit Messungen 2007/08 überprüft wurde.

Die Gesundheitsdaten wurden mittels Fragebogen erhoben, wobei die Untersuchung nur einmal durchgeführt wurde (Querschnittstudie). Der genaue zeitliche Zusammenhang zwischen Schadstoffbelastung und Auftreten von Atembeschwerden kann aus diesen Daten somit nicht direkt beurteilt werden. Die Resultate dieser Studie werden aber gestützt durch ausländische Forschungsprojekte, welche ebenfalls zeigen, dass die verkehrsbelastete Luft entlang der Strassen zu chronischen Atemwegsproblemen führt. .

5. Gesundheitsstudie bei Kindern mit Asthma (Pilotstudie)

Die Resultate der Fragebogenstudien zeigten Hinweise auf erhöhte Atemwegsprobleme bei Erwachsenen und Kindern, die nahe an der Autobahn wohnten. Andere Studien belegen, dass Asthmatikerinnen und Asthmatiker von den akuten Schadstoffwirkungen besonders betroffen sein können. Die Rolle der lokalen Verkehrsbelastungen ist dabei weniger gut belegt. Auch zu den Wirkungsmechanismen dieser Schadstoffe und insbesondere der Bedeutung entzündlicher Vorgänge sind viele Fragen offen, die bei den Patienten in der Prävention wichtig sein könnten. Um die kurzfristigen Auswirkungen der Luftbelastung durch die Autobahn zu untersuchen, wurde deshalb in Erstfeld vom November 2007 bis Juni 2009 eine Pilotstudie durchgeführt. Dabei wurden bei 13 Kindern mit Asthma monatliche Messungen durchgeführt, welche vor allem Auskunft über die entzündlichen Vorgänge in den Atemwegen geben. Die Gesundheitsdaten wurden mit den in den vorgängigen Kapiteln besprochenen Luftschadstoffdaten aus Erstfeld verglichen, wobei die bei den Kindern zu Hause gemessenen respektive modellierten Schadstoffkonzentrationen verwendet werden konnten.

Für die Gesundheitsmessungen wurden pro Kind jeweils 3 Proben der ausgeatmeten Atemluft in Ballons gesammelt. Anschliessend wurde die NO-Konzentration in dieser Ausatemungsluft gemessen. Erhöhte Werte von ausgeatmetem NO (eNO) sind ein in der Klinik benutzter Indikator für Entzündungen der oberen Atemwege. Zudem wurde ausgeatmetes Atemkondensat gesammelt, eingefroren und später analysiert, um verschiedene Indikatoren für oxidativen Stress zu bestimmen. Dazu gehören der pH-Wert, die NO-Konzentration und verschiedene Interleukine (IL-4, IL-5, IL-8, IL-13).

Bei den Auswertungen interessierten uns bei jedem Kind die zeitlichen Veränderungen der verschiedenen Indikatoren und deren Abhängigkeit von den zeitlichen Schwankungen der Schadstoffkonzentrationen. Dazu benutzten wir ein gemischtes Regressionsmodell, welches zeitliche Änderungen unter Berücksichtigung der individuellen Eigenheiten der Kinder bewertete. Wichtig ist, dass dabei auch zeitliche Korrelationen in den Gesundheitsparametern berücksichtigt werden, die durch das Modell nicht explizit erklärt werden. Damit untersuchten wir den Einfluss der Schadstoffbelastung am Tag der Gesundheitsmessung sowie in den 1-3 Tagen zuvor auf die verschiedenen Gesundheitsmesswerte. Als Luftschadstoffe wurden die PM₁₀-Messungen an der Autobahnstation, die modellierten NO₂-Konzentrationen bei den Kindern zu Hause, die EC-Messungen an der Autobahnstation, und die berechneten abgasspezifischen PM₁₀-Konzentrationen (PMF Modell) verwendet. Da gleichzeitig auftretendes Ozon auch einen Einfluss auf Atemwegsentzündungen haben kann, haben wir in den Analysen Ozon jeweils als zusätzlichen Einflussfaktor mitberücksichtigt.

5.1. Quantitative Beschreibung der Gesundheitsmessungen

Die Gesundheitsmessungen wurden bei acht Mädchen und fünf Knaben durchgeführt. Insgesamt konnten 215 individuelle Messungen gemacht werden. Bei jedem Messtermin mussten die Kinder Fragen zu Symptomen, Medikamentengebrauch und speziellen Expositionen beantworten. Die für diese Analyse relevanten Grössen sind in Tabelle 9 aufgelistet. Dabei war auffällig, dass der Inhalator oft auch gebraucht wurde, wenn keine Asthmasymptome berichtet wurden, da einige Kinder den Inhalator auch vorsorglich benutzten.

Sowohl die gemessenen Gesundheitsindikatoren wie auch die entsprechenden Luftschadstoffkonzentrationen zeigten eine grosse Variabilität (Tabelle 10). Die

Interleukinkonzentrationen waren allerdings sehr tief und lagen oft unter der Nachweisgrenze, so dass diese Daten in dieser Pilotstudie nicht weiter analysiert werden konnten. Die mittleren Konzentrationen von PM₁₀, EC und NO₂ zur Zeit der Gesundheitsmessungen waren etwas höher als die Durchschnittswerte über die ganze Studiendauer (vergleiche Tabelle 10 mit Tabelle 2). Die vom Verkehr beeinflussten Schadstoffe EC, NO₂ und das abgasspezifische PM₁₀ korrelierten eng miteinander (Tabelle 11).

Tabelle 9: Zusammenfassung der für die Analyse relevanten Einflussfaktoren.

	ja	nein
Passivrauchbelastung 24 Std. vorher*	30 (14%)	185 (86%)
Allergiesymptome im Monat vorher*	58 (27%)	157 (73%)
Erkältung*	78 (36%)	137 (64%)
Asthmasymptome am Tag vorher*	8 (4%)	207 (96%)
Inhalatorgebrauch am Tag vorher*	69 (32%)	146 (68%)
Asthmasymptome am gleichen Tag*	2 (1%)	213 (99%)
Inhalatorgebrauch am gleichen Tag*	43 (20%)	172 (80%)

* bezogen auf den Zeitpunkt der Gesundheitsmessung

Tabelle 10: Zusammenfassung der für die Gesundheitsanalyse gemessenen Grössen.

	N	Mittelwert (SD)	Min	Max
Gesundheitsmessungen:				
Ausgeatmetes NO (ppb)	215	17.04 (14.22)	3.02	75.53
Atemkondensat pH	196	7.06 (0.35)	5.88	7.83
Atemkondensat NO (µM)	179	0.82 (0.54)	0.2	3.57
Luftmessungen:				
PM ₁₀ (µg/m ³) *	215	18.51 (10.17)	4.72	44.72
EC (µg/m ³) *	197	1.76 (0.94)	0.45	4.72
NO ₂ (µg/m ³) *	209	24.77 (13.04)	4.62	61.07
PM ₁₀ Verkehrsabgase (µg/m ³) *	176	2.66 (1.70)	0.05	6.61
Max. 1-Std. Ozon (µg/m ³)	212	18.35 (11.67)	0.96	44.30
Temperatur (°C) *	209	8.38 (7.54)	-3.12	27.07
Umgebungsluft NO (ppb)	215	14.61 (24.42)	0.92	121.02

N=Anzahl; SD=Standardabweichung; Min=Minimum; Max=Maximum; * Tagesmittelwerte

Tabelle 11: Korrelationen (Spearman r) zwischen den verschiedenen Luftschadstoffen.

	PM ₁₀ total	EC	NO ₂ (LUR-Modell)
EC	0.67		
NO ₂ (LUR-Modell)*	0.55	0.79	
PM ₁₀ Abgase	0.63	0.82	0.71

* Landnutzungs-Regressionsmodell

5.2. Einfluss des Verkehrs auf ausgeatmetes NO

Beim Vergleich von ausgeatmetem NO mit der gemessenen oder modellierten Luftbelastung zeigte sich, dass die Schadstoffbelastung am Tag vor der Gesundheitsmessung jeweils den stärksten Zusammenhang mit dem eNO-Wert aufwies. Deshalb fokussierten wir unsere Analyse auf die Belastung am Vortag. In den Analysen wurden auch die folgenden Einflussfaktoren berücksichtigt: Maximaler Stundenmittelwert der Ozonkonzentrationen an den 2 Tagen vor der Gesundheitsmessung, Symptome von Heuschnupfen oder Ekzem im vorhergehenden Monat, Vorliegen einer Erkältung oder von Asthmasymptomen, Gebrauch eines Inhalators am Vortag, Jahreszeit und Wochentag der Gesundheitsmessung sowie Geschlecht.

In Abbildung 22 ist ersichtlich, dass verkehrsbedingte Luftschadstoffe wie NO₂ und EC einen grösseren Einfluss auf eNO hatten als das PM₁₀-Total, welches grösstenteils (75-80%) aus anderen Quellen stammte (siehe 2.4). Angesichts der geringen Anzahl von Beobachtungen konnte kein klarer Zusammenhang zwischen eNO und Schadstoffen erkannt werden. eNO war um durchschnittlich 8% bzw. 6.5% höher bei einer um 16.5µg/m³ bzw. 1.0µg/m³ (=Quartilsabstand QA) höher liegenden NO₂- bzw. EC-Konzentration am Vortag. Diese Assoziation war statistisch nicht signifikant. Auch mit abgasspezifischem PM₁₀ zeigte sich kein klarer Zusammenhang und die Schätzwerte wiesen noch grössere Vertrauensintervalle auf, da die quellen-spezifischen PM₁₀-Daten unvollständig waren. Da die Tage mit fehlenden Daten nicht homogen über die Kinder verteilt waren, fallen die Resultate einiger Kinder stärker ins Gewicht.

Delfino *et al.* (2006) fanden ähnliche Resultate in einer Studie mit 45 asthmatischen Kindern in Kalifornien. Die eNO-Werte nahmen statistisch signifikant um 6.4% bzw. 5.4% zu, wenn die Werte der persönlichen NO₂-Belastung und des zentral gemessenen EC der zwei vorherigen Tage jeweils um einen Quartilsabstand erhöht waren (17ppb beim NO₂ bzw. 0.8µg/m³ bei EC). Auch sie fanden keinen signifikanten Zusammenhang mit PM₁₀.

Wir untersuchten auch, ob das Ausmass der Wirkung der jeweiligen Luftschadstoffe von den oben erwähnten Faktoren (d.h. Geschlecht, Allergiesymptomen, Erkältung, Asthmasymptomen, Inhalatorgebrauch und Ozon) abhing. Erkältungen beeinflussten die Beziehung zwischen Luftschadstoffen und eNO signifikant: nur bei Kindern, die am Tag der Gesundheitsmessung keine Erkältungssymptome hatten, war der Einfluss erhöhter Luftschadstoffkonzentrationen auf die Zunahme von eNO messbar (Abbildung 23). Bei diesen Kindern nahm eNO um durchschnittlich 15.1%, 13.0%, 6.1% bzw. 5.6% zu, wenn NO₂, EC, PM₁₀ bzw. abgasspezifisches PM₁₀ am Vortag um einen Quartilsabstand höher lagen. Dabei waren die durch NO₂ und EC bewirkten Zunahmen von eNO statistisch signifikant. Erkältungen führen zu Entzündungen der oberen Atemwege und damit zu erhöhten eNO-Werten. Diese ausgeprägten entzündlichen Vorgänge könnten die schadstoffbedingten Entzündungsschwankungen überlagern und dominieren. Um die entzündlichen Auswirkungen der Schadstoffe auch während Erkältungsperioden beobachten zu können, müsste eine viel grössere Anzahl Kinder untersucht werden. Im Gegensatz zu anderen Studien (Delfino, 2006; Koenig, 2003) beeinflusste der Gebrauch von Medikamenten die Beziehung zwischen Luftschadstoffen und eNO in unserer Studie nicht signifikant.

Obwohl viele Studien belegen, dass Personen mit Asthma erhöhte eNO Werte aufweisen, ist man sich über den Zusammenhang der Höhe der eNO Werte und deren Auswirkungen auf asthmatische Symptome nicht einig (Rodway, 2009).

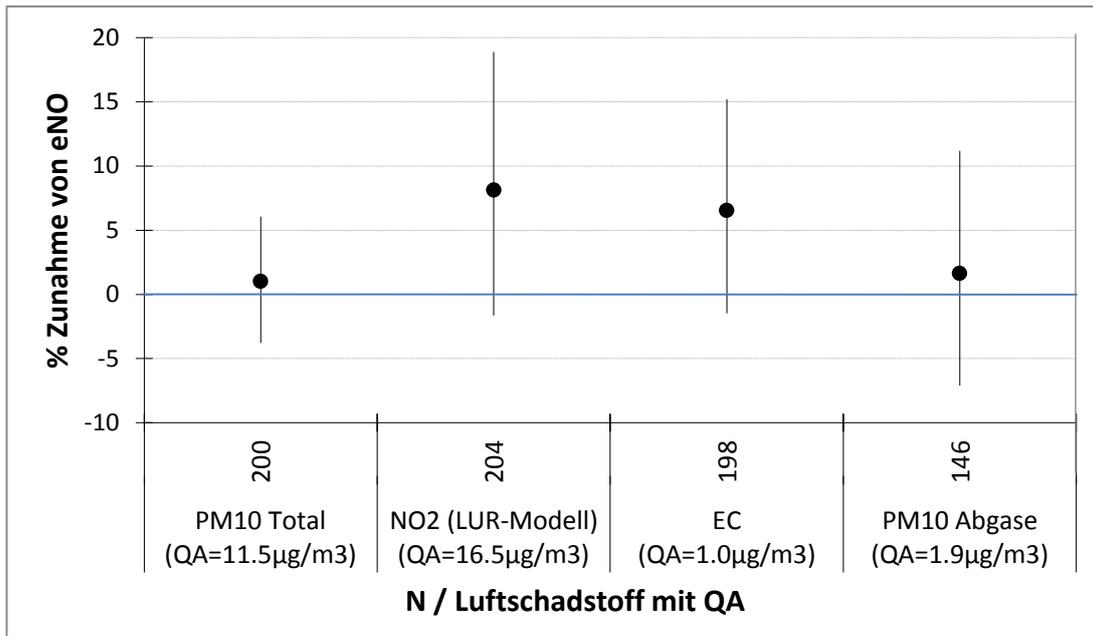


Abbildung 22: Durchschnittliche prozentuale Zunahme (mit zugehörigem 95% Vertrauensintervall) des ausgeatmeten Stickoxids (eNO), die bei einer um einen Quatilsabstand (QA) erhöhten Luftbelastung am Vortag beobachtet wurde.

Der Einfluss folgender Faktoren wurde dabei berücksichtigt: Geschlecht, Allergiesymptome im vorhergehenden Monat, momentane Erkältung, Asthmasymptome und Inhalatorgebrauch am Vortag, Jahreszeit und Wochentag, sowie der maximale Stundenmittelwert der Ozonkonzentration in den 2 Tagen vor der Gesundheitsmessung.

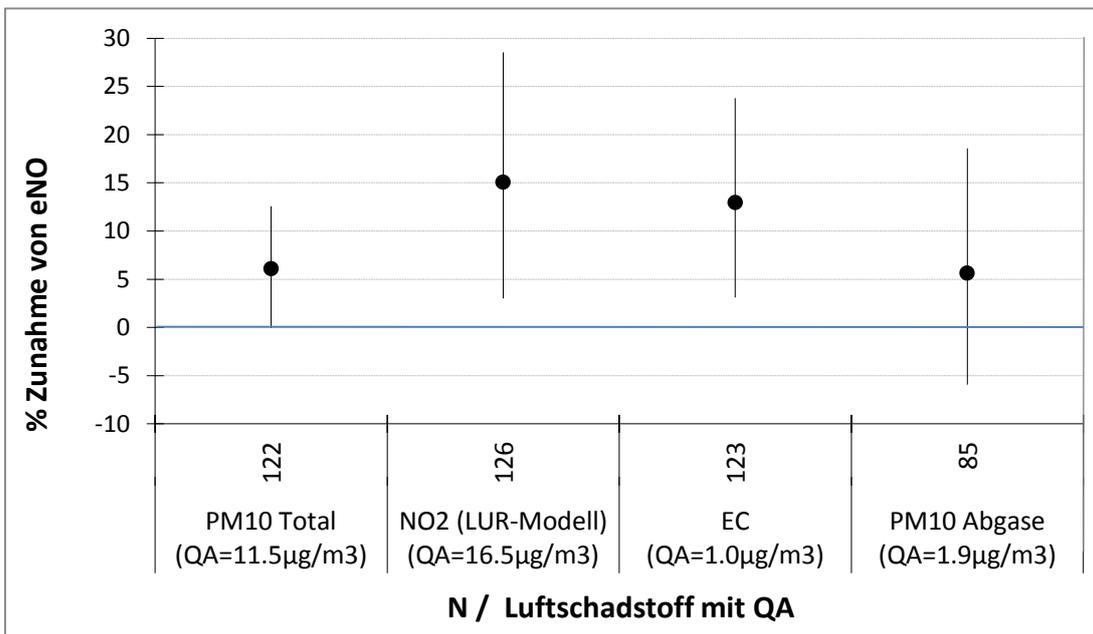


Abbildung 23: Durchschnittliche prozentuale Zunahme (mit zugehörigem 95% Vertrauensintervall) des ausgeatmeten Stickoxids (eNO), die bei einer um einen Quatilsabstand (QA) erhöhten Luftbelastung am Vortag beobachtet wurde, für Kinder ohne Erkältung.

Der Einfluss folgender Faktoren wurde dabei berücksichtigt: Geschlecht, Allergiesymptome im vorhergehenden Monat, Asthmasymptome und Inhalatorgebrauch am Vortag, Jahreszeit und Wochentag, sowie der maximale Stundenmittelwert der Ozonkonzentration in den 2 Tagen vor der Gesundheitsmessung.

5.3. Einfluss anderer Schadstoffquellen auf ausgeatmetes NO

Bei der Aufteilung von PM₁₀ (2.4) konnten wir insgesamt neun verschiedene Quellengruppen bestimmen. In der obigen Analyse stand der Strassenverkehr im Zentrum. Wir untersuchten auch den Zusammenhang zwischen eNO-Veränderungen und PM₁₀ welche anderen Quellen wie z.B. Holzfeuerungen sowie der Eisenbahn zugeordnet wurden. Um diese Resultate mit denjenigen in 5.2 vergleichen zu können, zeigen wir in Abbildung 24 nur die Resultate für Kinder ohne Erkältung. Dazu haben wir Strassenstaub und Pneu-/Bremsabrieb zu „Abrieb“ und Erde und NEAT zu „Mineralien“ zusammengefasst.

Die positiven Zusammenhänge zwischen eNO einerseits und Streusalz, Eisenbahn und Mineralien andererseits waren statistisch wiederum nicht signifikant, weshalb die Interpretation unklar bleibt (Abbildung 24). Diese Quellen sind eher durch gröbere Partikel charakterisiert. Verschiedene für die jeweiligen Quellen spezifische Elemente könnten für entzündliche Wirkungen verantwortlich sein. So fand Gent *et al.* (2009) in einer Studie über Asthmasymptome bei Kindern signifikante verstärkende Effekte von Silizium (Si), Eisen (Fe), Aluminium (Al) und Kalzium (Ca) auf pfeifende Atmung, Kurzatmigkeit und chronischen Husten. Diese Elemente kommen auch als Komponenten in unseren Profilen für Streusalz, Mineralien und vor allem Eisenbahn vor.

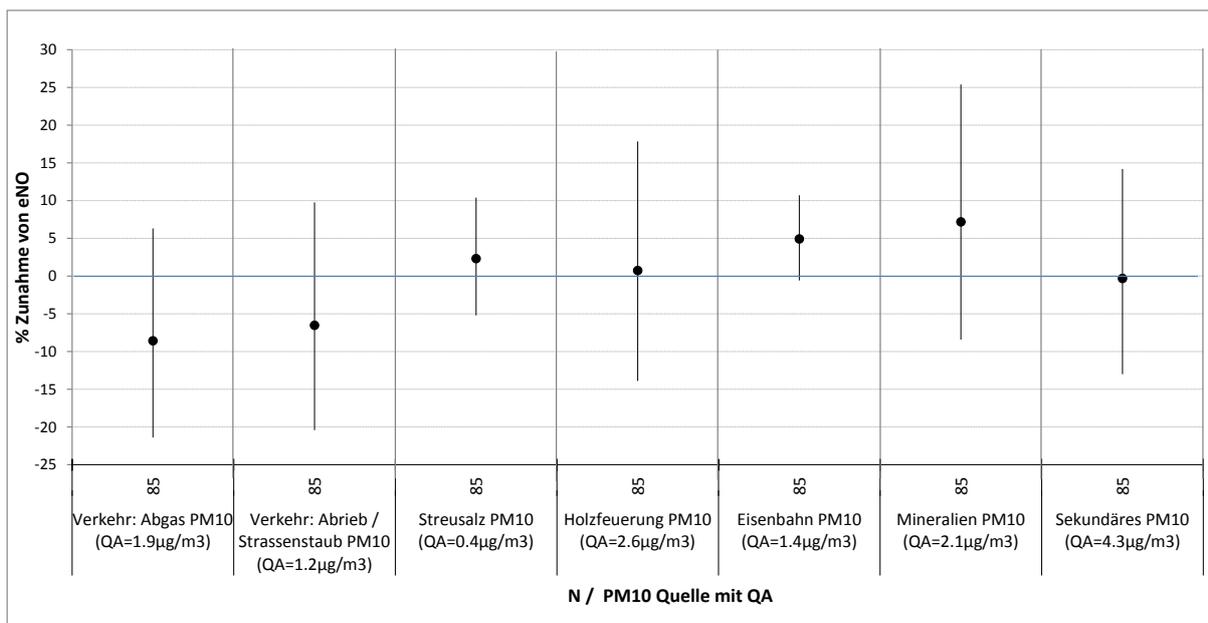


Abbildung 24: Durchschnittliche prozentuale Zunahme (mit zugehörigem 95% Vertrauensintervall) des ausgeatmeten Stickoxids (eNO), die bei einer um einen Quatilsabstand (QA) erhöhten Luftbelastung am Vortag beobachtet wurde, bei Kindern ohne Erkältung.

Der Einfluss folgender Faktoren wurde dabei berücksichtigt: Geschlecht, Allergiesymptome im vorhergehenden Monat, Asthmasymptome und Inhalatorgebrauch am Vortag, Jahreszeit und Wochentag, der maximale Stundenmittelwert der Ozonkonzentration in den 2 Tagen vor der Gesundheitsmessung, sowie alle übrigen PM₁₀ Quellen.

Mit nur 13 Kindern in dieser Pilotstudie blieb die statistische Aussagekraft für all diese Zusammenhänge limitiert. Auch ist zu beachten, dass das Quellenmodell selbst mit statistischen Unsicherheiten behaftet ist und damit auch zur Ungenauigkeit beiträgt. Das Ausmass der beobachteten nicht signifikanten Zusammenhänge ist aber vergleichbar mit Resultaten anderer Studien. Somit bestätigt die Pilotstudie, dass Biomarker entzündlicher Reaktionen wie z.B. eNO durchaus von Nutzen sind

für die Beurteilung der kurzfristigen Auswirkungen der Luftverschmutzung. Eine Studie, an welcher eine deutlich grössere Anzahl Kinder über eine etwas längere Zeitperiode hinweg an wiederholten Untersuchungen teilnimmt, könnte die Zusammenhänge statistisch erhärten. Objektive Messungen wie z.B. eNO weisen dabei gegenüber alleinigen Befragungen grosse Vorteile auf. eNO als Entzündungsindikator der oberen Luftwege könnte insbesondere für die Beurteilung der gröberen Partikel von Interesse sein.

5.4. Einfluss des Verkehrs auf Atemkondensat - pH

Im Gegensatz zum ausgeatmeten NO (eNO), das ein Indikator für Entzündungen der oberen Atemwege ist, enthält das Atemkondensat Indikatoren für Entzündungen und oxidativen Stress in den tieferen Regionen der Lunge. Zum Beispiel ist der pH-Wert des Atemkondensats bei Personen mit akutem Asthma tiefer (< 7 , d.h. sauer) als bei gesunden Personen (> 7 , d.h. leicht basisch) (Hunt, 2000).

Bei der Analyse des pH-Wertes im Atemkondensat (eBC pH) wurden folgende Einflussfaktoren berücksichtigt: Maximaler Stundenmittelwert der Ozonkonzentrationen an den 3 Tagen vor der Gesundheitsmessung, ausgeatmetes NO (eNO), NO im Atemkondensat (eBC NO), Passivrauchbelastung in den 24 Stunden vor der Messung, Temperatur und Wochentag der Gesundheitsmessung. Bei allen Luftschadstoffen waren höhere Konzentrationswerte am Vortag mit einer Abnahme des pH-Wertes verbunden. Diese Zusammenhänge waren statistisch deutlich signifikant für PM₁₀, NO₂ (LUR) als auch den wichtigen Indikator EC. Für abgasspezifisches PM₁₀ beobachteten wir ähnliche Beziehungen, die jedoch bei grösseren Vertrauensintervallen statistisch nicht signifikant waren (Abbildung 25). Dabei konnten wir wie bei eNO die grössten Zusammenhänge für die verkehrsbedingten Schadstoffen NO₂ und EC beobachten.

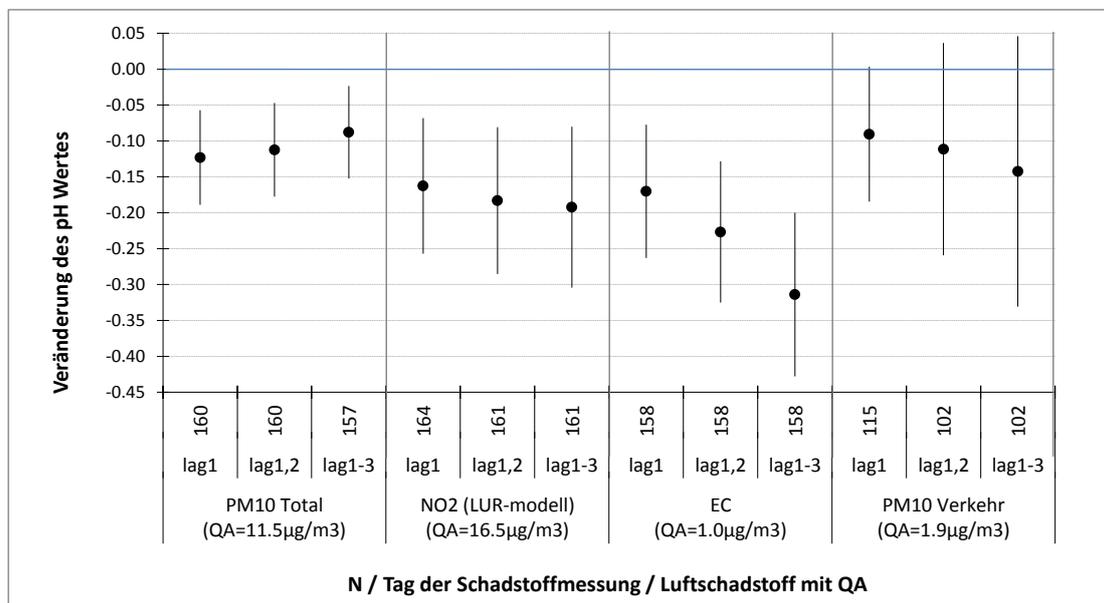


Abbildung 25: Durchschnittliche Abnahme (mit zugehörigem 95% Vertrauensintervall) des pH-Wertes im Atemkondensat, die bei einer um einen Quartilsabstand (QA) erhöhten Luftbelastung am Vortag (lag1) bzw. im Mittel über die zwei resp. drei Vortage (lags 1 and 2, resp 1, 2 and 3) beobachtet wurde.

Der Einfluss folgender Faktoren wurde dabei berücksichtigt: eNO, NO des Atemkondensats, Passivrauchbelastung in den 24 Stunden vor der Messung, Temperatur und Wochentag, sowie der maximale Stundenmittelwert der Ozonkonzentration in den 1-3 Tagen vor der Gesundheitsmessung.

Barraza-Villarreal *et al.* (2008) untersuchten in Mexiko die Effekte verschiedener Luftschadstoffe auf die Veränderung des eBC pH bei Kindern mit und ohne Asthma. Im Gegensatz zu uns konnten sie keinen Zusammenhang zwischen Feinstaub (PM_{2.5}) oder NO₂ und dem pH feststellen. Allerdings haben diese Autoren nur Schadstoffkonzentrationen am selben Tag in ihrer Analyse berücksichtigt. Sie fanden jedoch eine durchschnittliche Abnahme des pH-Wertes von -0.07 bei einer Zunahme von Ozon am selben Tag um 22ppb.

In einer Sensitivitätsanalyse konnten wir keinen Einfluss von Ozon, eNO, eBC NO, Passivrauchen, oder Temperatur auf den Zusammenhang zwischen dem pH-Wert und den jeweiligen Luftschadstoffen finden.

6. Das gesundheitliche Risiko im Kanton Uri

In Bevölkerungsstudien werden entweder gemessene oder modellierte Konzentrationen einzelner Schadstoffe oder direkte Verkehrsindikatoren wie die Zahl der Fahrzeuge auf einer bestimmten Strecke oder die Distanz zur Verkehrsachse etc. als Indikatoren für die Belastung der Bevölkerung mit dem verkehrsbedingten Schadstoffgemisch benutzt. Dann wird die Häufigkeit einzelner Krankheiten oder der Todesfälle bei verschiedenen belasteten Personen verglichen und mit dem Belastungsunterschied in Beziehung gesetzt. Dabei muss auf die verschiedene Altersstruktur, Geschlechtsverteilung, soziale Unterschiede und weitere Risikofaktoren wie das Rauchen geachtet werden.

In den vorgängig beschriebenen Untersuchungen wurden beide Methoden angewandt. In der Erwachsenenstudie wurde die Distanz zur Autobahn als Mass für die Belastung verwendet. Die Häufigkeit von Atemwegsproblemen bei Personen, welche in einem Umkreis von 200m entlang den Verkehrsachsen wohnen, wurde mit der Häufigkeit solcher Probleme bei weiter entfernt wohnenden Personen verglichen. Andere Risikofaktoren (wie Rauchen etc.) wurden dabei berücksichtigt. Atemwegsprobleme waren in Autobahnnähe signifikant häufiger.

In der Fragebogenstudie bei Kindern im ganzen Kanton Uri und der Pilotstudie an Asthmakindern in Erstfeld wurden die Schadstoffbelastungen modelliert oder gemessen. In der Kinderstudie wurde deutlich, dass asthmatische Symptome wie pfeifende Atmung mit zunehmender Feinstaubbelastung aus dem Güterverkehr und aus dem Personenverkehr häufiger vorkommen. In der Pilotuntersuchung an Asthmakindern zeigte sich, dass die NO-Konzentration in der Ausatemluft (die den Entzündungszustand in den Atemwegen anzeigt) mit zunehmender Konzentration der Verkehrsschadstoffe NO₂ und EC (als Mass für Dieselmotoren) ansteigt.

Quantitative Gesundheitsfolgenabschätzung

Um eine Gesundheitsfolgenabschätzung in Form von konkreten Fallzahlen für die Bevölkerung im Kanton Uri vorzunehmen, braucht es folgende Schritte und Informationen:

1. Abschätzung der Belastung der Bevölkerung
2. Definieren einer Referenzbelastung oder Referenzsituation
3. Bestimmung der Häufigkeit einer Krankheit
4. Ableiten einer „Dosis-Wirkungsbeziehung“ für die Beziehung dieser Krankheit zu einem Schadstoff oder Verkehrsindikator aus eigenen Daten oder aus einer vergleichbaren Bevölkerungsstudie
5. Berechnen der schadstoff- bzw. verkehrsbedingten zusätzlichen Fälle in der Bevölkerung, verglichen mit der Referenzsituation

6.1. Abschätzung der Anzahl Personen im Kanton Uri, welche wegen ihres Wohnsitzes in der Nähe der Autobahn an pfeifender Atemnot oder an chronischem Husten leiden

Aus der Fragebogenstudie bei Erwachsenen geht hervor, dass mehr als doppelt so viele Personen in Autobahnnähe an chronischem Husten oder an pfeifender Atmung mit Atemnot leiden, als aufgrund des Vergleichs mit Daten von weiter entfernt wohnenden Personen erwartet werden müsste (Tabelle 12). Bei diesem Vergleich der Autobahnanwohner mit den entfernt wohnenden Personen wurden die wichtigen weiteren Einflüsse auf die Gesundheit der Atemwege wie das Rauchen,

Alter, Geschlecht, der soziale Stand etc. mit berücksichtigt. Der beobachtete Unterschied liess sich somit nur durch die unterschiedliche Distanz zur Autobahn – und somit die Schadstoffbelastung – erklären.

Tabelle 12: Atemwegssymptome bei erwachsenen Personen im Umkreis von 200m entlang der Verkehrsachsen (Erwachsenenstudie, Hazenkamp-von Arx, 2011)

	Beobachtete Häufigkeit	Erwartete Häufigkeit
Pfeifende Atmung mit Atemnot	6.1%	2.6%
Chronischer Husten seit mindestens 2 Jahren	8.1%	3.1%

Im Kanton Uri wohnten im Jahr 2008 29'526 Erwachsene über 15 Jahren. Davon lebten 7.1%, d.h. 2'091 Erwachsene, im Umkreis von 200m der Autobahn. Die Verallgemeinerung unserer Studie lässt den Schluss zu, dass von diesen Personen nun 6.1% statt 2.6%, oder 128 statt 54 Personen an pfeifender Atmung mit Atemnot litten. Somit müssten 73 zusätzliche Fälle der Belastung durch die Autobahn zugeschrieben werden. Auf gleiche Weise lässt sich berechnen, dass 8.1% statt 3.1% der Erwachsenen an chronischem Husten litten, d.h. 170 statt 65 Personen oder 105 zusätzliche Fälle.

Dies ist eine grobe Abschätzung. Sie erfolgt unter der Annahme, dass die aus 10 Gemeinden entlang der Autobahnen A2 und A13 gemittelten Studienergebnisse, an denen aus dem Kanton Uri nur Erstfeld beteiligt war, auf den ganzen Kanton übertragen werden können. Ferner wird angenommen, dass der Anteil Personen mit den erfragten Atemwegssymptomen auf alle erwachsenen Personen im Kanton Uri übertragen werden kann; in die Umfrage wurden jedoch nur die 15-70 jährigen Personen einbezogen. Die Fallzahlen wurden somit eher unterschätzt, da ältere Personen öfter an chronischen Atemwegssymptomen leiden.

Bei all diesen Belastungsrechnungen wird vernachlässigt, dass die Autobahn nicht nur für die Belastung mit primären Schadstoffen im direkten Umfeld verantwortlich ist, sondern auch ihren Beitrag an die so genannte ‚Hintergrundbelastung‘ liefert und für einen Teil der sekundär gebildeten Schadstoffe verantwortlich ist. Ein Teil der gesundheitlichen Störungen in der ‚Referenzsituation‘ müsste somit ebenfalls den verkehrsbedingten Schadstoffen angelastet werden. Die gesundheitlichen Folgen dieses Anteils kann mit einem geografischen Bevölkerungsvergleich nicht erfasst werden.

6.2. Abschätzung des Risikos für Lungenkrebs durch Dieselrussbelastung

Da der Kanton Uri erst ab 2011 ein Krebsregister führt, hatten wir keine Zahlen zur Krebshäufigkeit in der Studienzeit. Vor allem gibt es zurzeit auch zu wenige Bevölkerungsstudien, welche das Krebsrisiko im Nahfeld von grossen Verkehrsachsen sicher bestimmen konnten, und deren Daten auf den Kanton Uri übertragen werden könnten. Im Status-Bericht der eidgenössischen Kommission für Lufthygiene (EKL, 2007) wurde aber für Dieselruss (EC), als krebserregender Luftschadstoff, eine maximal tolerierbare Konzentration von $0.1\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel hergeleitet. Um eine grobe Abschätzung der Belastung mit Dieselruss von der Autobahn in Erstfeld und im Kanton Uri zu erhalten, liegen uns folgende Untersuchungen vor:

- 1) Umweltmonitoring MfM-U, Jahresbericht 2005 der Luft- und Lärmmessungen (BAFU, 2007): Hier werden Daten der Luftmessstation Erstfeld, nahe der Autobahn für das Jahr 2005 präsentiert. Für Russ (damals gemessen mit einer Schwärzungsmethode) wurden $5.9\mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen. Beim wetterkorrigierten Vergleich der Monatsmittel Juni 2005 und Juni 2006, dem Monat der Gotthardsperrung, zeigte sich eine Abnahme der Russbelastung um 50%. Die Autobahn, bzw. vor allem der Güterverkehr wäre damit im Sommer für 50% der autobahnnahen Russbelastung verantwortlich.
- 2) In der Fragebogenstudie bei Kindern im Kanton Uri (Ragetti, 2009) wurde die Belastung mit PM aus dem Schwerverkehr modelliert. Die durch den schweren Güterverkehr verursachten PM_{10} -Belastungen lagen im Bereich von 0.25 bis $3\mu\text{g}/\text{m}^3$ mit einem Durchschnitt von $0.8\mu\text{g}/\text{m}^3$. Die berechneten $\text{PM}_{2.5}$ -Konzentrationen des schweren Güterverkehrs lagen im Bereich 0.2 bis $1.9\mu\text{g}/\text{m}^3$ mit einem Durchschnitt von $0.5\mu\text{g}/\text{m}^3$. Da Partikel aus Abrieb und Aufwirbelung der Güterverkehrsfahrten hauptsächlich im gröberen Bereich liegen, wird angenommen, dass diese $0.5\mu\text{g}/\text{m}^3$ etwa der Russbelastung entsprechen. Falls die Wohnsitzverteilung der Kinder etwa derjenigen der Erwachsenen entspricht, könnte dies ganz grob als durchschnittliche Russbelastung der Urner Bevölkerung durch den alpenquerenden Güterverkehr betrachtet werden.
- 3) Im Rahmen der vorgängig präsentierten Pilotstudie an Asthmakindern (Nov. 2007- Juni 2009) wurden an mehreren Orten in Erstfeld während 1.5 Jahren PM_{10} - und EC-Messungen gemacht. Die PM_{10} -Partikel wurden chemisch analysiert, um Quellenzuordnungen vornehmen zu können.
 - a) Mit dem Quellenzuordnungsmodell aufgrund der chemischen Analyse der PM_{10} -Partikel berechnete sich die Immissionskonzentration der Partikelmasse aus Verkehrsabgasen (ohne Abrieb etc.) auf $2.2\mu\text{g}/\text{m}^3$. Wie viel davon von der Autobahn stammt und dem Personenverkehr und wie viel dem Güterverkehr zuzuordnen ist, ist offen.
 - b) Die EC-Messungen an der autobahnnahen Messstation ergaben für das Jahr 2008 $1.65\mu\text{g}/\text{m}^3$ (vergleichbar mit dem städtischen Hintergrund in Zürich oder Lugano (Tabelle 3)). Der Durchschnitt der mobilen Stationen ergab $1.16\mu\text{g}/\text{m}^3$ (ca. $0.4\mu\text{g}/\text{m}^3$ mehr als in Payerne und Basel-Binningen (Tabelle 3)). In der Annahme, dass diese mobilen Stationen für die Bevölkerung von Erstfeld repräsentativ seien und etwa 50% vom schweren Güterverkehr auf der Autobahn stammten, ergibt sich für die Erstfelder Bevölkerung und das Jahr 2008 eine Schwerverkehrs-bedingte Russbelastung von ca. $0.6\mu\text{g}/\text{m}^3$. Wenn stattdessen der Unterschied in der EC-Konzentration zwischen der autobahnnahen Messstation und dem über das Jahr gemittelten Durchschnitt der mobilen Stationen errechnet wird, ergeben sich für die autobahnbedingte EC-Belastung der Erstfelder Bevölkerung ebenfalls $0.5\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Ob diese Grössenordnung auf den ganzen Kanton Uri übertragen werden kann, ist fraglich. Allerdings ergab die grobe Schätzung anhand der durch Lastwagen bedingten $\text{PM}_{2.5}$ aus der Kinderstudie ebenfalls $0.5\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Aus obigen Überlegungen kann man schliessen, dass im Kanton Uri die durchschnittliche jährliche Dieselryssbelastung für die allgemeine Bevölkerung mehr als 10-mal und für Personen, die nahe an einer Autobahn wohnen, mehr als 16-mal über dem nach schweizerischem Umweltschutz Gesetz konformem Toleranzwert liegt. Die Russbelastung muss deutlich reduziert werden, um die Bevölkerung zu schützen. Da etwa die Hälfte der allgemeinen Russbelastung von der Autobahn herrührt, liegt es nahe, die Russemissionen des Strassenverkehrs zu reduzieren.

7. Zusammenfassende Bewertung und Schlussfolgerungen

Die vorliegenden Studien haben für die Schweiz wichtige Erkenntnisse zum Thema Luftverschmutzung und Gesundheit geliefert, die national und international auch einen wesentlichen Beitrag leisten zur Diskussion der Luftreinhaltepolitik. Der Alpentransit-Verkehr beeinträchtigt die Gesundheit einerseits durch seinen wesentlichen Beitrag an die allgemeine Luftverschmutzung (Hintergrundbelastung) und andererseits durch die hohen lokalen Konzentrationen verkehrsabhängiger Schadstoffe entlang den Verkehrsachsen. Von letzteren ist vor allem jene Bevölkerung betroffen, welche in 0-200m Distanz von der Transitachse lebt. Im Kanton Uri wohnen ca. 2'500 der 35'000 Einwohner in diesem Strassenkorridor.

7.1. Bedeutung des Strassenverkehrs für die Schadstoffbelastung

Dank neuer Mess- und Modellierungskonzepte konnte diese Studie für den Kanton Uri bestätigen, was sich in den letzten Jahren auch in europäischen und nordamerikanischen Untersuchungen abzeichnete: der Strassenverkehr ist einerseits die bedeutendste Quelle der allgemeinen Luftverschmutzung (d.h. der Hintergrundbelastung); andererseits wurde der lokale Beitrag an die strassennahen lufthygienischen Verhältnisse und deren gesundheitliche Bedeutung unterschätzt.

Auch in Erstfeld stammte der mit 27% grösste Anteil des Feinstaubes (PM_{10}) direkt vom Strassenverkehr. Dazu kommt ein dominanter Beitrag des Strassenverkehrs an jene 27% der Feinstäube, welche sekundären Schadstoffen zugeordnet wurden; die Vorläuferschadstoffe aus dem Verkehr spielen bei diesen eine entscheidende Rolle.

Der direkt dem Verkehr anzulastende lokale Schadstoffbeitrag kann je nach Verkehrsdichte entlang den Verkehrsachsen um ein vielfaches höher sein als 100-200 Meter von der Fahrbahn entfernt. Um dieses lufthygienische und gesundheitliche Problem zu demonstrieren und zu quantifizieren, genügt es nicht, die PM_{10} - oder die $PM_{2.5}$ -Massenkonzentration zu bestimmen, da diese von der Distanz zur Quelle – d.h. dem Strassenverkehr – relativ wenig beeinflusst werden. Die lokale, ausschliesslich verkehrsbedingte Belastung kann viel besser durch die Messung der Partikelanzahl, der Russkonzentration, der ultrafeinen Partikel oder der primären Abgase CO, NO oder NO_x dargestellt werden. Das MfM-U Projekt hat die Bedeutung dieser lokalen Belastungen lufthygienisch vor allem durch Messungen des elementaren Kohlenstoffs (EC) sowie durch ein innovatives räumliches NO_2 -Modell belegt. Die NO_2 -Messungen zeigten, dass die Konzentrationen an der Autobahn im Durchschnitt ca. 50% höher liegen als an weiter entfernten Standorten. Die hohen Konzentrationen nahe der Autobahn sanken bereits nach 200m auf das Hintergrundniveau ab.

Das Modell dokumentierte auch den deutlichen und signifikanten Zusammenhang zwischen der Verkehrsdichte auf der A2 und den NO_2 -Belastungen: je mehr Fahrzeuge verkehren, umso höher sind die NO_2 -Belastungen. Zu betonen ist dabei der hohe Beitrag des Schwerverkehrs im Vergleich zum Personenwagenverkehr: Der NO_2 -Beitrag eines Lastwagens war um das 8.5-fache höher als jener eines Personenwagens. Dies steht in Einklang mit der Beobachtung des MfM-U Berichts zu den Verkehrsemissionen (INFRAS, 2010) wonach der LKW-Verkehr nur ca. 10% des gesamten Verkehrs auf der Autobahn in Erstfeld ausmacht, jedoch für 30-40% der Partikelemissionen (Abgase) und sogar für 50-55% des NO_x -Ausstosses verantwortlich ist.

Die Partikelanzahl sowie der elementare Kohlenstoff (EC) waren an verkehrsnahen Standorten 1.5 bis 2-mal höher. Das Projekt bestätigt den Nutzen von EC-

Messungen, um insbesondere die Schadstoffbelastung von Dieselfahrzeugen zu erfassen. Da sowohl Lastwagen als auch ein Anteil der Personenwagen mit Dieselmotoren ausgerüstet sind, liess sich der Beitrag dieser Fahrzeugklassen nicht separat abschätzen. PM_{10} wurde auf seine Inhaltsstoffe analysiert. Aus diesen konnte mittels komplexer statistischer Modelle auf die Quellen geschlossen werden. Damit gelang es, den hohen Beitrag (27%) der verkehrsbedingten PM_{10} -Konzentrationen weiter aufzuteilen. Erwartungsgemäss lieferten die Abgase etwa die Hälfte des verkehrsbedingten PM_{10} , während die andere Hälfte dem Pneu- und Bremsabrieb, dem Strassenstaub, sowie im Winter dem Streusalz zugeordnet wurde.

7.2. Verkehrsbedingte Schadstoffbelastungen und Gesundheit

Das Projekt dokumentierte den spezifischen Beitrag verkehrsbedingter Schadstoffe zur Gesundheit der Bevölkerung, welche entlang der Verkehrsachsen lebt. In den Gesundheitsstudien wurde der starke Zusammenhang zwischen der Häufigkeit von Atemwegsymptomen und der Distanz der Wohnung von der Transitachse dokumentiert. Erwachsene, die innerhalb von 200m einer Autobahn wohnten, litten zwei- bis dreimal häufiger unter pfeifender Atmung oder chronischem Husten. Dies widerspiegelt die räumliche Verteilung der primären verkehrsbedingten Schadstoffe, welche, wie erwähnt, bereits nach 200 Metern auf die Hintergrundbelastung absinken. Kinder, die relativ hohen Konzentrationen von Lastwagen-spezifischem Feinstaub ausgesetzt waren, litten häufiger an Asthmabeschwerden (pfeifende Atmung) und Heuschnupfen. Diese Zusammenhänge müssen den lokalen Verkehrsschadstoffen angelastet werden; andere Faktoren wie beispielsweise Alter, Rauchen oder Sozialstatus wurden in den Auswertungen umfassend kontrolliert.

Bei asthmatischen Kindern konnten in der Pilotstudie auch Zusammenhänge zwischen kurzfristigen Änderungen verkehrsspezifischer Luftschadstoffe (NO_2 , EC, PM_{10} Quellenprofile) und Entzündungszeichen der oberen wie auch tieferen Atemwege beobachtet werden. Wegen zu geringer Fallzahlen waren die Zusammenhänge für die oberen Atemwege statistisch nicht signifikant. PM_{10} und insbesondere der Russanteil (EC) waren mit einer signifikanten Ansäuerung des Atemkondensats verbunden, was auf akute Reaktionen in den tieferen Atemwegen hinweist.

Die MfM-U Resultate stimmen mit den neusten internationalen Studien überein, welche den Zusammenhang zwischen Verkehrsdichte, Distanz der Wohnung von viel befahrenen Strassen und der Gesundheit untersuchten. Gemäss dem derzeitigen Stand des Wissens verursachen die strassennahen Schadstoffe bei Kindern die Entwicklung von Asthma sowie Atemwegsbeschwerden bei Kindern und Erwachsenen mit und ohne Asthma. Auswirkungen auf Herzkreislaufkrankungen wurden in andern Studien ebenfalls beobachtet und stehen im Zentrum laufender nationaler (SAPALDIA) und internationaler Projekte (vor allem ESCAPE in Europa, inkl. der Schweiz). In der Vergangenheit wurden die gesundheitlichen Folgen dieser ganz lokalen verkehrsbedingten Luftverschmutzung nicht berücksichtigt. Nationale und internationale Risikoanalysen der letzten 10-15 Jahre haben den Beitrag des Strassenverkehrs an die gesundheitlichen Schäden somit unterschätzt.

Die subjektive Wahrnehmung des Verkehrs als Störungsquelle im Wohnbereich wurde für die Bevölkerung im Kanton Uri in der schweizerischen Gesundheitsbefragung von 2007 erfasst (Schweizerisches Gesundheitsobservatorium, 2010). Autolärm war mit 21.9% der befragten Personen an erste Stelle (vergleichbar mit dem schweizerischen Mittel von 22.6%), gefolgt von Verkehrsabgasen mit 16.7%, was weit über dem Schweizer Durchschnitt von 9.6% lag.

7.3. Bedeutung der Holzfeuerungen

Die Studie zeigte, dass im Kanton Uri die Holzfeuerungen im Winter mit ca. 26% PM₁₀-Anteil die zweitwichtigste Schadstoffquelle darstellten. Der hohe Nutzen von Levoglucosan als Messindikator zur Quantifizierung des Feinstaubbeitrags aus Holzfeuerungen konnte in dieser Studie vollumfänglich bestätigt werden. Eine direkte Zuordnung von gesundheitlichen Wirkungen zu dieser Schadstoffquelle liess sich in der vorliegenden Analyse nicht vornehmen. Dazu wären deutlich grössere Studien erforderlich. Internationale Studien belegen jedoch, dass auch Schadstoffe aus Holzfeuerungen und anderen Biomasseverbrennungen gesundheitliche Folgen haben (Naehrer, 2007).

7.4. Risikoabschätzung für die verkehrsbedingten Schadstoffe

Die Bedeutung der lokalen verkehrsbedingten Belastungssituation durch die Autobahn wurde für den Kanton Uri grob abgeschätzt. Die gesundheitliche Benachteiligung der Bevölkerung, welche innerhalb von 200 Metern der A2 wohnt, ist dabei besonders relevant. In der verkehrsnahen Bevölkerung wird die Häufigkeit pfeifender Atmung mit Atemnot auf 6.1% geschätzt, was mehr als doppelt so hoch ist als erwartet (2.6%). Dasselbe Muster besteht auch beim chronischen Husten (entlang der A2 8.1% der Erwachsenen anstatt 3.1%) was jährlich >100 zusätzlichen Fällen entspricht, welche direkt den verkehrsnahen Schadstoffen zuzuordnen sind. Die gesamte Bedeutung des Verkehrs geht über diese Fallzahlen deutlich hinaus, da auch die erwartete Grundhäufigkeit der Beschwerden teilweise der Luftverschmutzung anzulasten ist („Hintergrundbelastung“), welche ebenfalls durch den Verkehr mitverursacht wird.

Die krebserregenden Substanzen im verkehrsbedingten Dieselmotorschadstoff verursachen Lungenkrebs. Die durchschnittliche jährliche Dieselmotorschadstoff-Belastung der allgemeinen Bevölkerung des Kantons Uri liegt mit über 1µg/m³ um das Zehnfache höher als die maximal tolerierbare Konzentration von 0.1µg/m³. Von dieser hohen Belastung kann gut die Hälfte dem Autobahnverkehr zugeschrieben werden. Wegen fehlendem Krebsregister im Kanton Uri konnten keine Krebshäufigkeiten berechnet werden. Ebenfalls konnten die Folgen der verkehrsbedingten Schadstoffe auf die Entwicklung von Asthma bei Kindern sowie auf das Herz-Kreislaufsystem für den Kanton Uri aufgrund fehlender Daten nicht geschätzt werden.

7.5. Relevanz für die Luftreinhaltepolitik

Die Resultate der vorliegenden Studien sowie neue internationale Erkenntnisse müssen in der Diskussion der Luftreinhaltepolitik berücksichtigt werden. Die Studien verdeutlichen eine Lücke bei den Immissionsgrenzwerten. Die bestehenden Grenzwerte werden der besonderen Belastungssituation entlang verkehrsreicher Strassen nicht umfassend gerecht. Die MfM-U Gesundheitsstudien bestätigen einen deutlichen Zusammenhang der Atemwegserkrankungen mit diesen lokalen verkehrsnahen Belastungen, welche durch die Distanz von der Fahrbahn oder die verkehrsspezifischen Schadstoffe wie die Russpartikel (charakterisiert durch EC) oder die Partikelanzahl, nicht jedoch durch die ebenfalls gesundheitlich bedeutsamen Schadstoffe PM₁₀ oder PM_{2.5} erklärt werden können. Die Gesetzgebung wird sich national und international damit auseinandersetzen müssen, wie die Gesundheit auch entlang verkehrsreicher Strassen geschützt werden kann.

Die Studie unterstreicht auch die lufthygienische Bedeutung von Holzfeuerungen. Aus Gründen des Gesundheitsschutzes müssen diesen Quellen auch in Zukunft Beachtung geschenkt werden.

Angesichts der Veränderungen der Quellenanteile, der Schadstoffemissionen, sowie der bei den wichtigsten Emittenten zum Einsatz kommenden Technologien (z.B. Diesel- und Benzinmotoren; Partikelfiltersysteme; Feuerungsanlagen; Strassenbeläge etc.) besteht weiterhin Bedarf nach Monitoring und Forschung. Bedeutend sind vor allem das lufthygienische quellenspezifische Monitoring, sowie die gesundheitliche Begleitforschung zu den Auswirkungen der sich verändernden Belastungsprofile.

8. Anhang

8.1. PMF Profile für das 9-Quellen Modell

Die PMF-Methode resultiert in Faktoren mit jeweiligen Profilen. Diese Profile lassen sich in der Regel spezifischen Quellen zuordnen. Die Interpretation beruht auf der Literatur respektive den Kenntnissen typischer Bestandteile gewisser Quellen. Vier der neun Faktoren lassen sich dem Strassenverkehr zuordnen. Bei den fünf anderen Faktoren der PMF Analyse schliessen wir auf Grund der darin vertretenen Schadstoffkomponenten auf folgende Interpretation und Quellen. Die Bezeichnungen sind in der Folge näher beschrieben. In den Grafiken beschreiben die Säulen die Konzentrationen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (logarithmische Einheit, linke Skala) und die Punkte den prozentualen Anteil der Spezies (rechte Skala). Darunter sieht man die Zeitreihe für jede Quelle mit Angabe des jeweiligen Messstandortes.

8.1.1. Faktoren, die sich dem Strassenverkehr zuordnen lassen

- a) *Verkehrsabgase* (Abbildung 26): Dieser Faktor hatte vor allem hohe EC- und OC-Werte und verkehrsbedingte Metalle wie Zink (Zn), Barium (Ba) und Kupfer (Cu). Auch waren die Konzentrationen durch die Woche höher als an Wochenenden, was mit den Verkehrszahlen übereinstimmt. Im Winter konnten wir auch grosse Unterschiede zwischen den Messstandorten D1, D2 und D5, D6 feststellen (Abbildung 36). D1 und D2 standen eher in landwirtschaftlichem Gebiet, wogegen D5 und D6 in den Wohngebieten mit mehreren lokalen Strassen in der Umgebung lagen. Mit Inversionslagen im Winter wurden die Luftschadstoffe gefangen und konnten sich durch diese lokalen Quellen noch erhöhen.
- b) *Pneu- / Brems-Abrieb* (Abbildung 27): Pneu- wie auch Brems-Abrieb tragen zu erhöhten Konzentrationen von Kupfer (Cu), Eisen (Fe) und Zink (Zn) bei, während Blei (Pb) vor allem in Bremsbelägen vorkommt (Thorpe, Harrison, 2008). Wir stellten eine kleine Zunahme der Konzentrationen im Winter fest; Winterpneus generieren mehr Abrieb und die Anpassung der Geschwindigkeit an die Wetterverhältnisse resultiert möglicherweise in häufigerem Bremsen (Abbildung 13, Abbildung 35).
- c) *Strassenstaub* (Abbildung 28): Dieser Faktor unterschied sich vom normalen Bodenerosionsmaterial durch einen hohen Anteil an Kalzium (Ca) neben Silizium (Si). Hier konnten wir höhere Werte im Sommer beobachten, als die Strassen eher trocken waren (Abbildung 13, Abbildung 35, Abbildung 36).
- d) *Streusalz* (Abbildung 29): 80% des Natriums (Na) und 90% des Chlors (Cl) wurde in diesem Faktor gefunden. Diesen ordneten wir dem Streusalz zu. Konsistent mit dieser Interpretation ist die Tatsache, dass sich dieser Faktor nur im Winter nachweisen lässt (Abbildung 13, Abbildung 35, Abbildung 36). Erstaunlicherweise konnte man bei der Messstation D5 auch im Winter keinen Beitrag finden, obwohl diese Station nur 49m von der Autobahn weg lag (Abbildung 36). Allerdings befand sie sich seitlich eines Tunnelleingangs und war deshalb je nach Windrichtung geschützt.

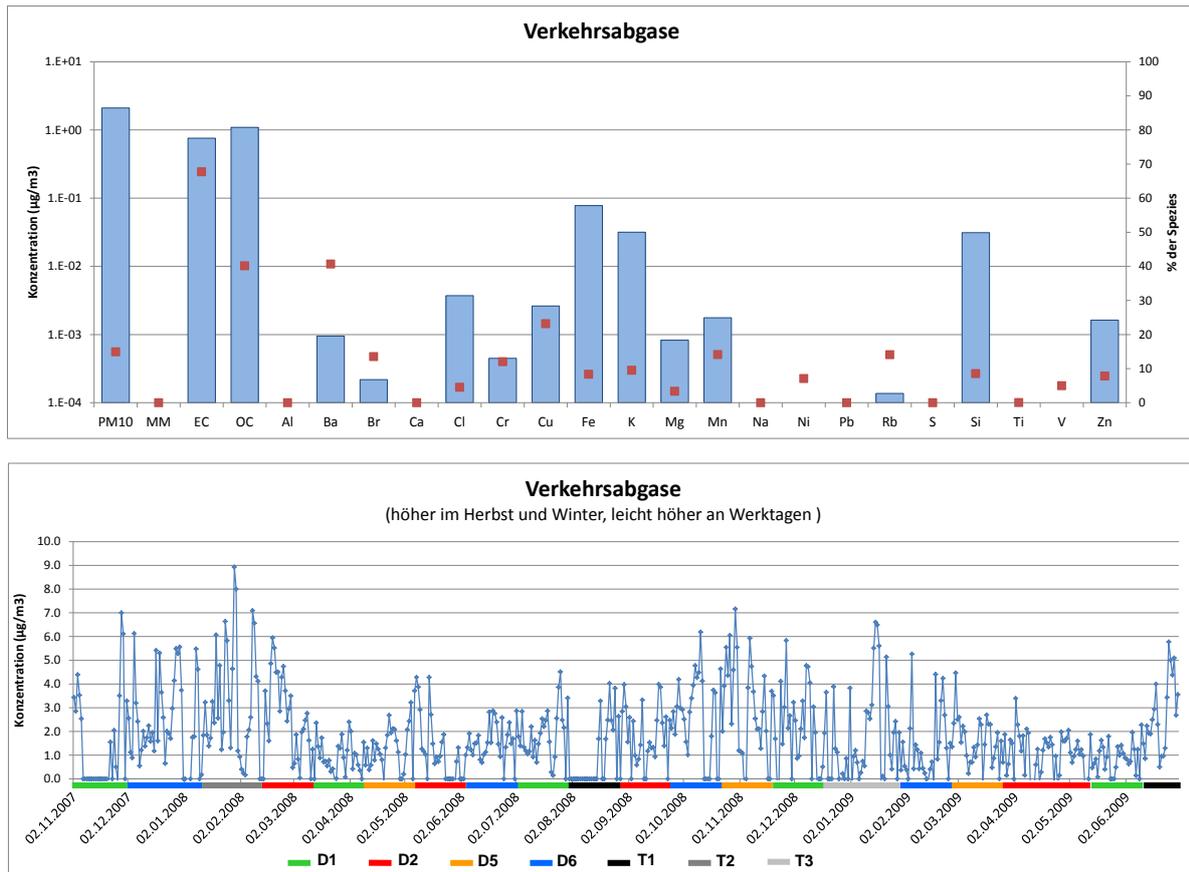


Abbildung 26: Chemisches Profil für Verkehrsabgase mit täglichen Konzentrationen.

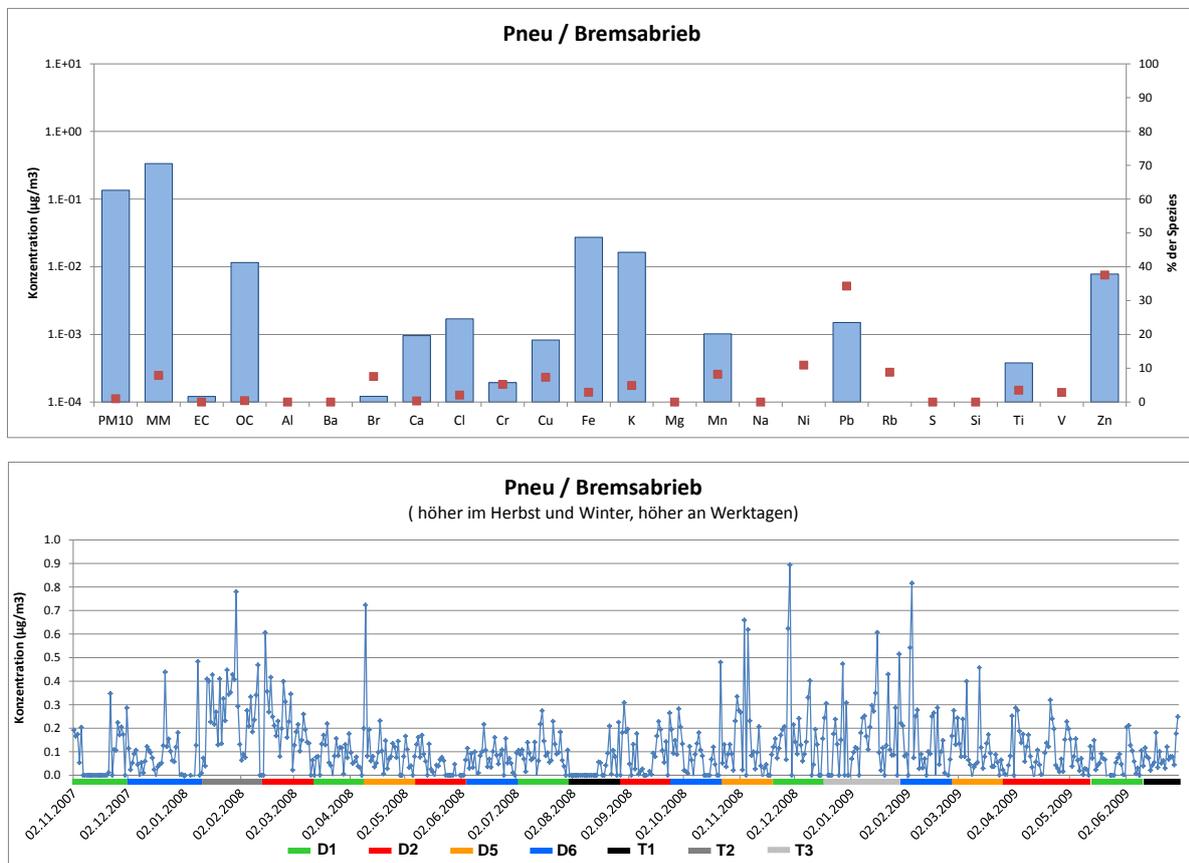


Abbildung 27: Chemisches Profil für Pneu / Bremsabrieb mit täglichen Konzentrationen.

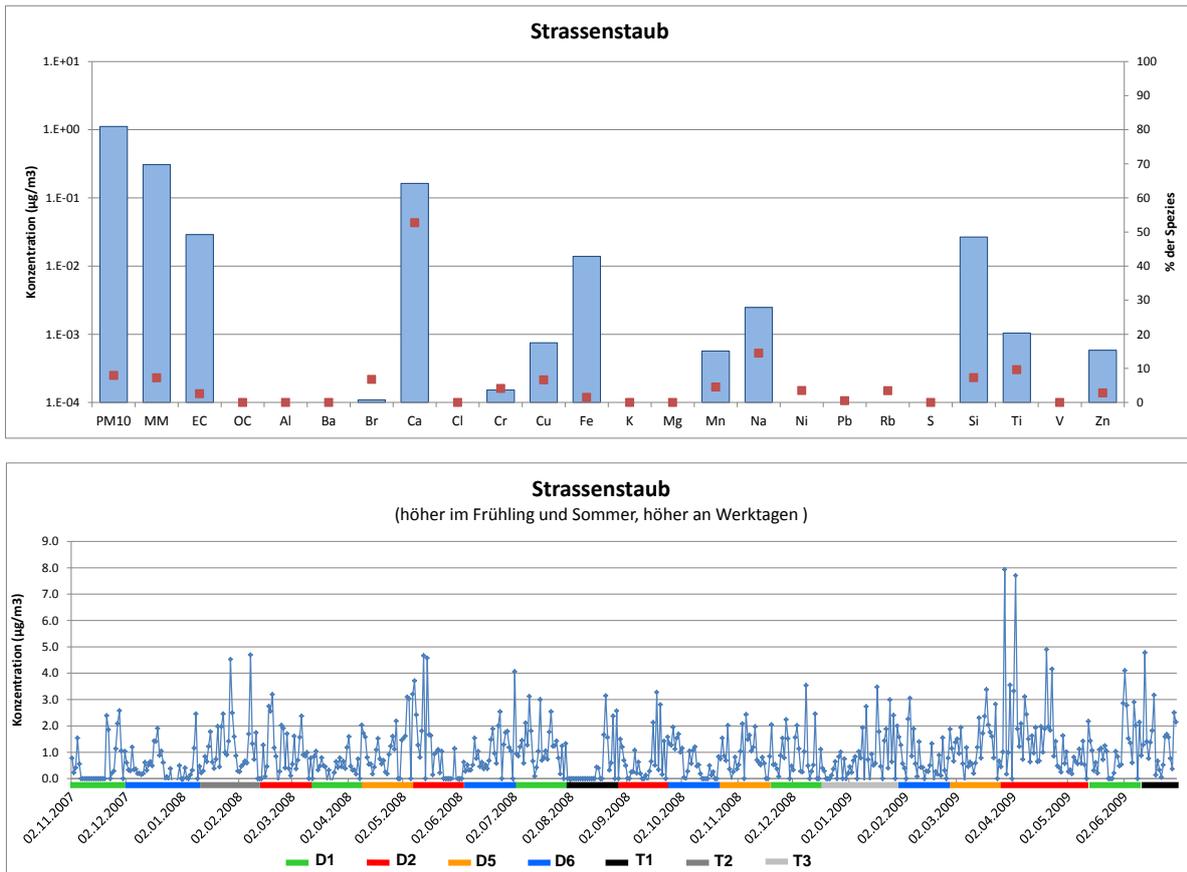


Abbildung 28: Chemisches Profil für Strassenstaub mit täglichen Konzentrationen.

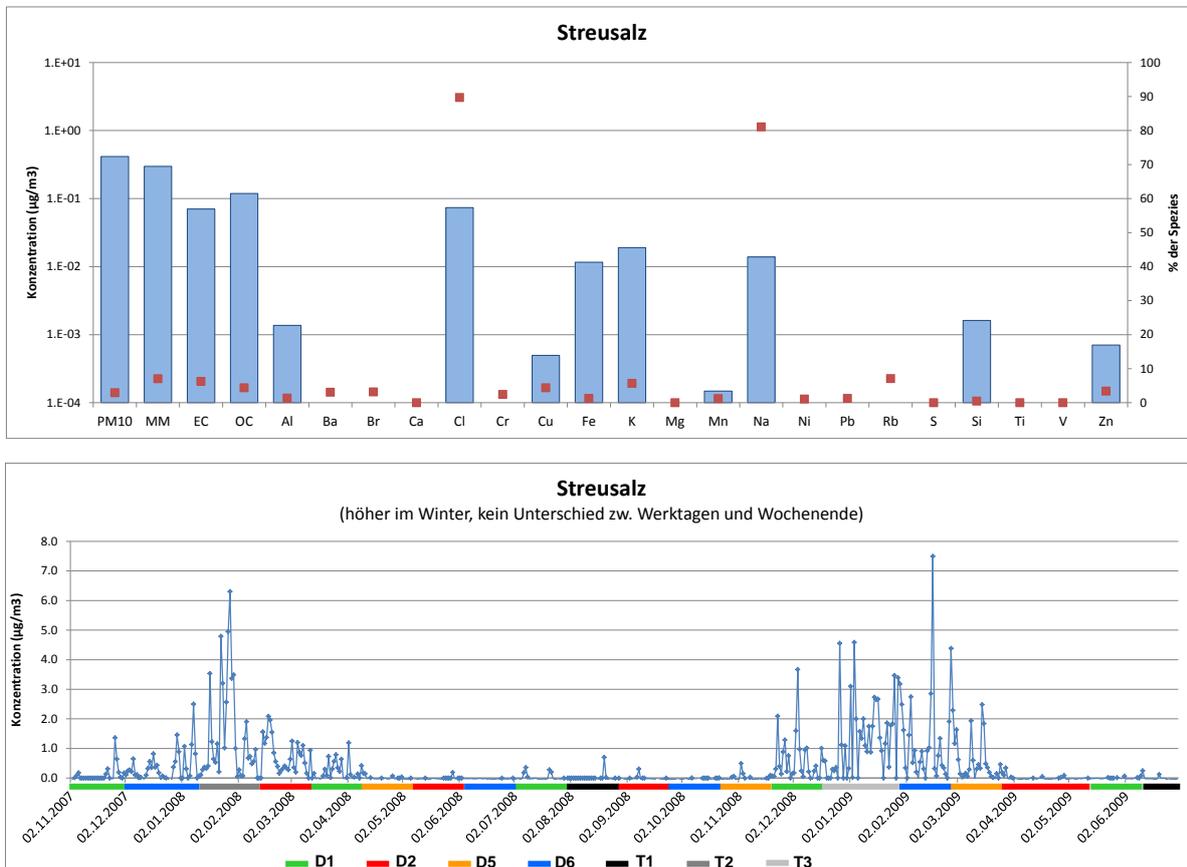


Abbildung 29: Chemisches Profil für Streusalz mit täglichen Konzentrationen.

8.1.2. Sekundäre und unbekannte Schadstoffe aus Verkehr und anderen Quellen:

Dieser Faktor enthielt über 70% des gesamten Schwefels (S), etwa 70% der fehlenden Masse (MM) und etwa 30% des OC (Abbildung 30). Dazu waren die Konzentrationen höher im Sommer (Abbildung 13, Abbildung 35, Abbildung 36). Dies deutet auf sekundäre Luftschadstoffe, vor allem Sulfate, aber auch Nitrate hin. Diese sekundären Schadstoffe werden indirekt auch deutlich vom Verkehr beeinflusst, da die Verkehrsemissionen auch wichtige Vorläufer der sekundären Schadstoffe sein können.

8.1.3. Mineralische Quellen

- a) *Erde (Abbildung 31):* Hohe Anteile von Silizium (Si) und Aluminium (Al), typische Gesteinselemente, und kein EC oder OC wurde in diesem Faktor gefunden. Die Konzentrationen waren höher im Frühling und Sommer. In diesen Jahreszeiten ist es meistens trockener, und die Erde kann leichter vom Wind transportiert werden (Abbildung 13, Abbildung 35).
- b) *NEAT (Abbildung 32):* Ein Faktor wurde der NEAT-Baustelle zugeordnet. Er enthielt fast 100% des gemessenen Magnesiums (Mg), aber auch Aluminium (Al) und Silizium (Si), was auf Mineralien hinweist. Das ausgehobene Gestein (Erstfelder Gneis, Glimmer) enthielt kaum Magnesium. Es wurde zum grössten Teil zur Herstellung des Spritzbetons für den Tunnel aufbereitet. Dafür wurde es mit Beschleunigern gemischt, die Aluminiumsalze und auch Magnesium enthielten. Das Aushubmaterial wurde zum Teil mit Dieselzügen oder mit Lastwagen transportiert. Dies könnte die in diesem Profil ebenfalls vorhandenen EC- und OC-Konzentrationen erklären. Auch Kalzium (Ca) und Zink (Zn) fanden sich in diesem Profil. Dies sind, Elemente, die in Motoren- und Schmierölen vorkommen, welche in grösseren Mengen für die Baumaschinen und Förderbänder gebraucht wurden. Die Konzentrationen dieses Faktors waren immer am höchsten bei der Station D2, die am nächsten bei der Baustelle und dem Zugleise stationiert war (Abbildung 36).

8.1.4. Andere Quellen:

- a) *Holzfeuerungen (Abbildung 33):* Dieser Faktor hatte vor allem hohe Kalium- (K), EC- und OC-Anteile, was typisch für Biomassenverbrennung ist. Die Konzentrationen zeigten höhere Werte im Winter (23-33% PM₁₀-Anteil), was wir auf Holzfeuerungen zurückführten. Im Sommer betragen diese Anteile noch zwischen 8% und 17% (Abbildung 36). Dabei sollte man beachten, dass die Übergangsmonate April und September auch noch zum Sommer gezählt wurden. Da die Werte im Juni bis August nicht ganz auf Null zurückgingen und im Profil auch Zink (Zn) und Eisen (Fe) vorkamen, könnte dieser Faktor auch noch Verkehrsemissionsanteile enthalten.
- b) *Eisenbahn (Abbildung 34):* Dieser Faktor zeigte höhere Werte für die typischen Abriebmetalle von Geleisen und Zugrädern: Eisen (Fe), Kupfer (Cu), Chrom (Cr), und Nickel (Ni). Dazu waren die Konzentrationen höher, wenn an der mobilen Station D2 gemessen wurde, die nur 22m von den Zugleisen entfernt war (Abbildung 36).

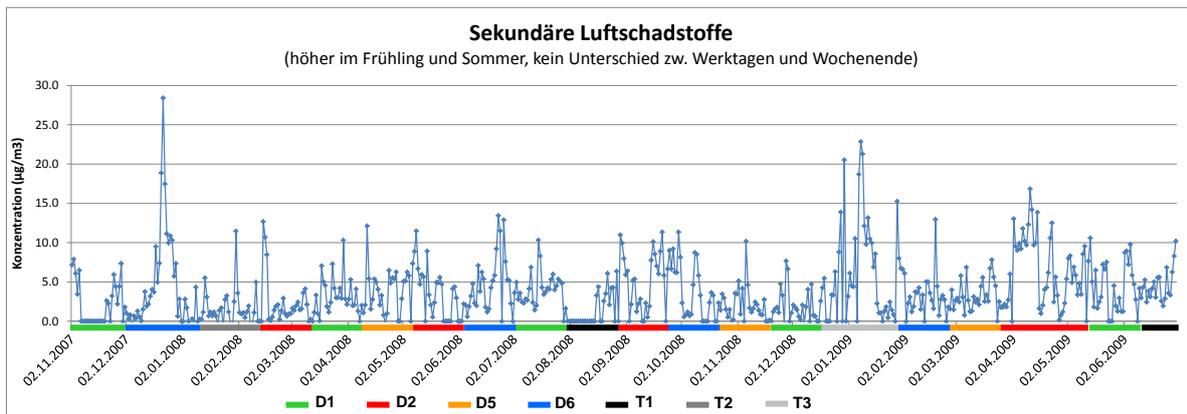
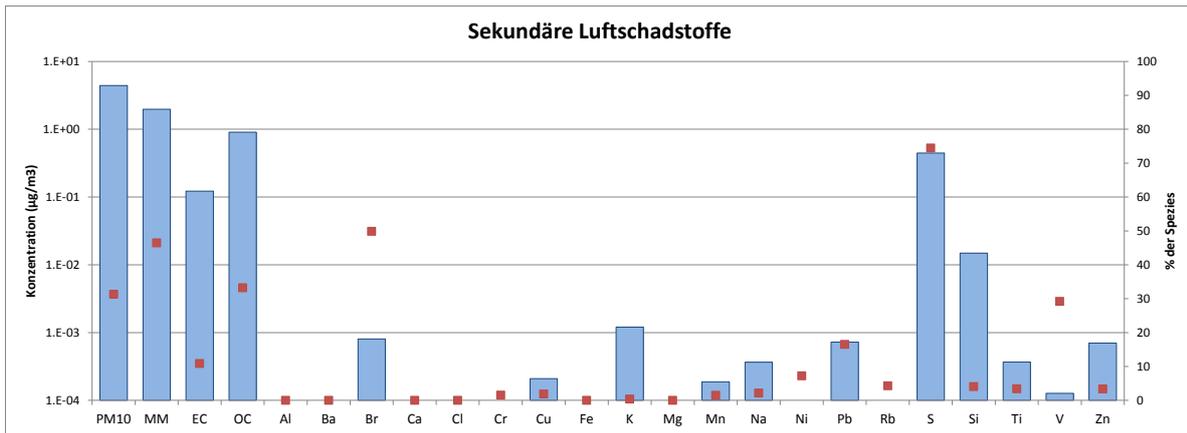


Abbildung 30: Chemisches Profil für sekundäre Luftschadstoffe mit täglichen Konzentrationen.

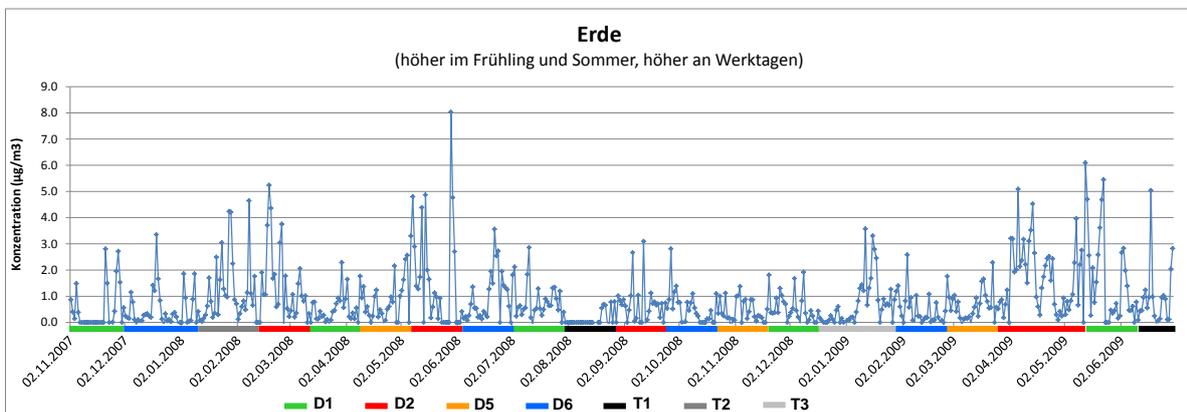
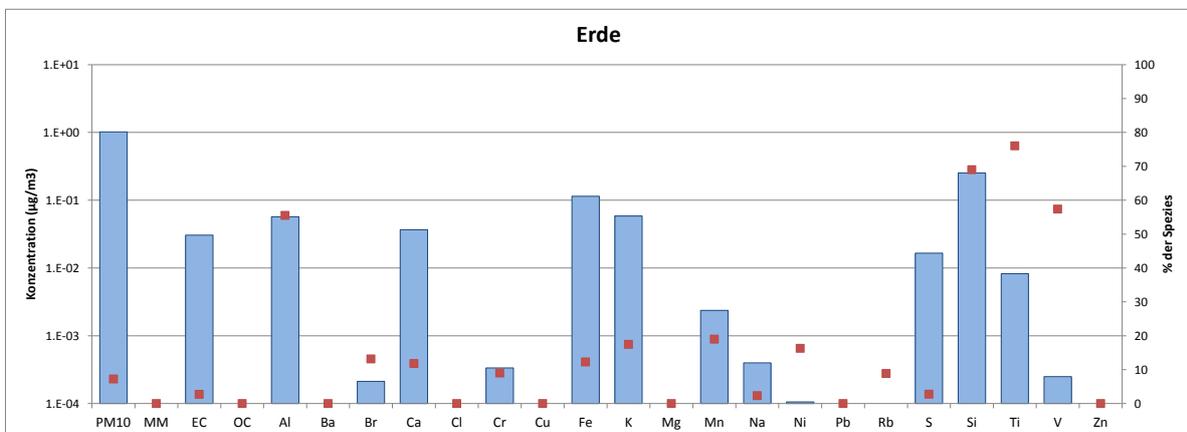


Abbildung 31: Chemisches Profil für Erde mit täglichen Konzentrationen.

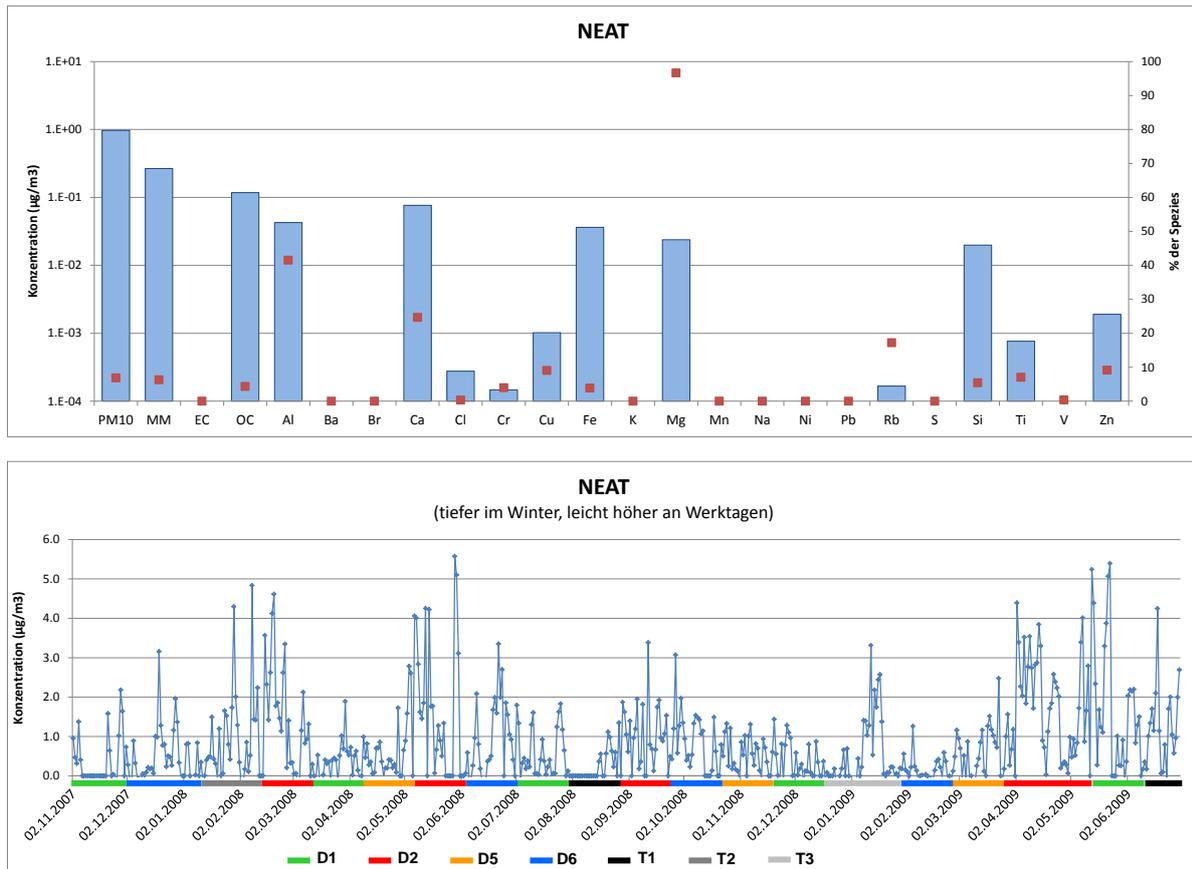


Abbildung 32: Chemisches Profil für die NEAT-Baustelle mit täglichen Konzentrationen.

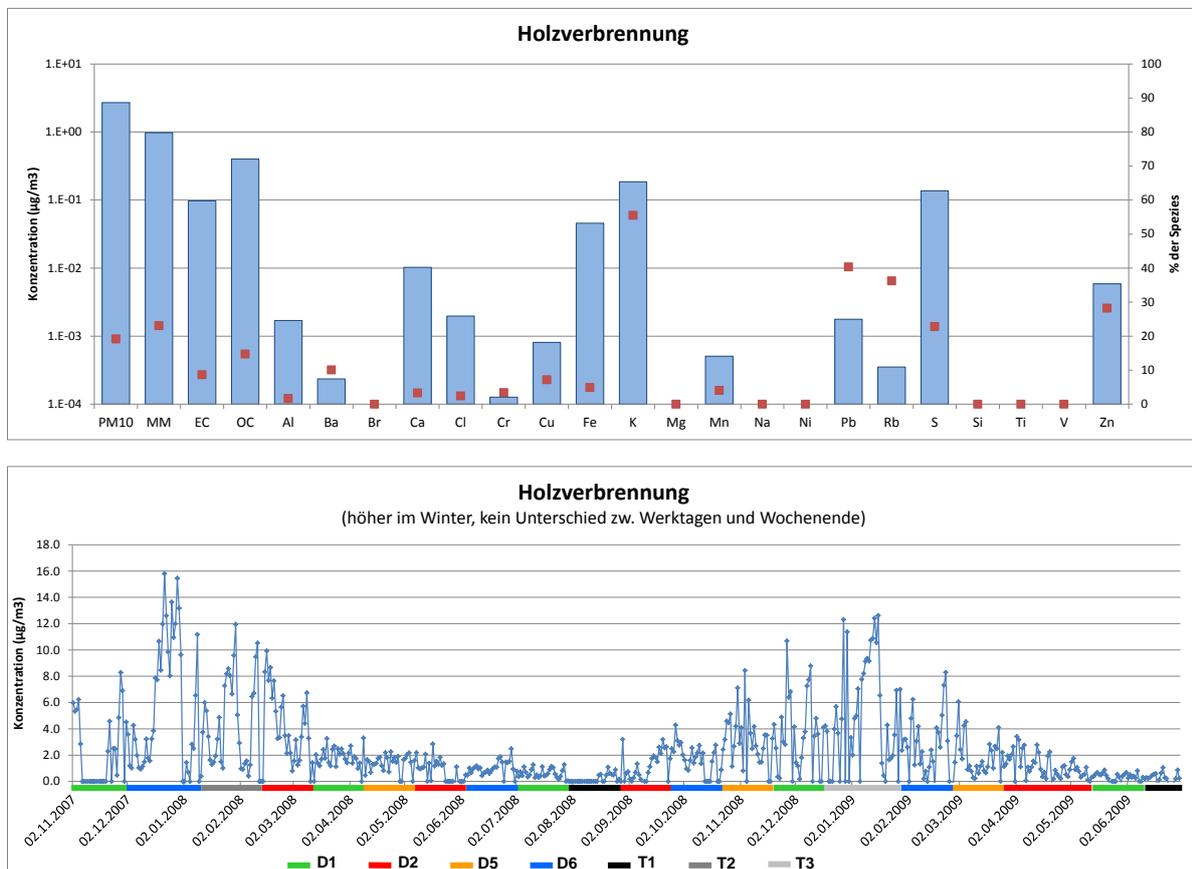


Abbildung 33: Chemisches Profil für Holzverbrennung mit täglichen Konzentrationen.

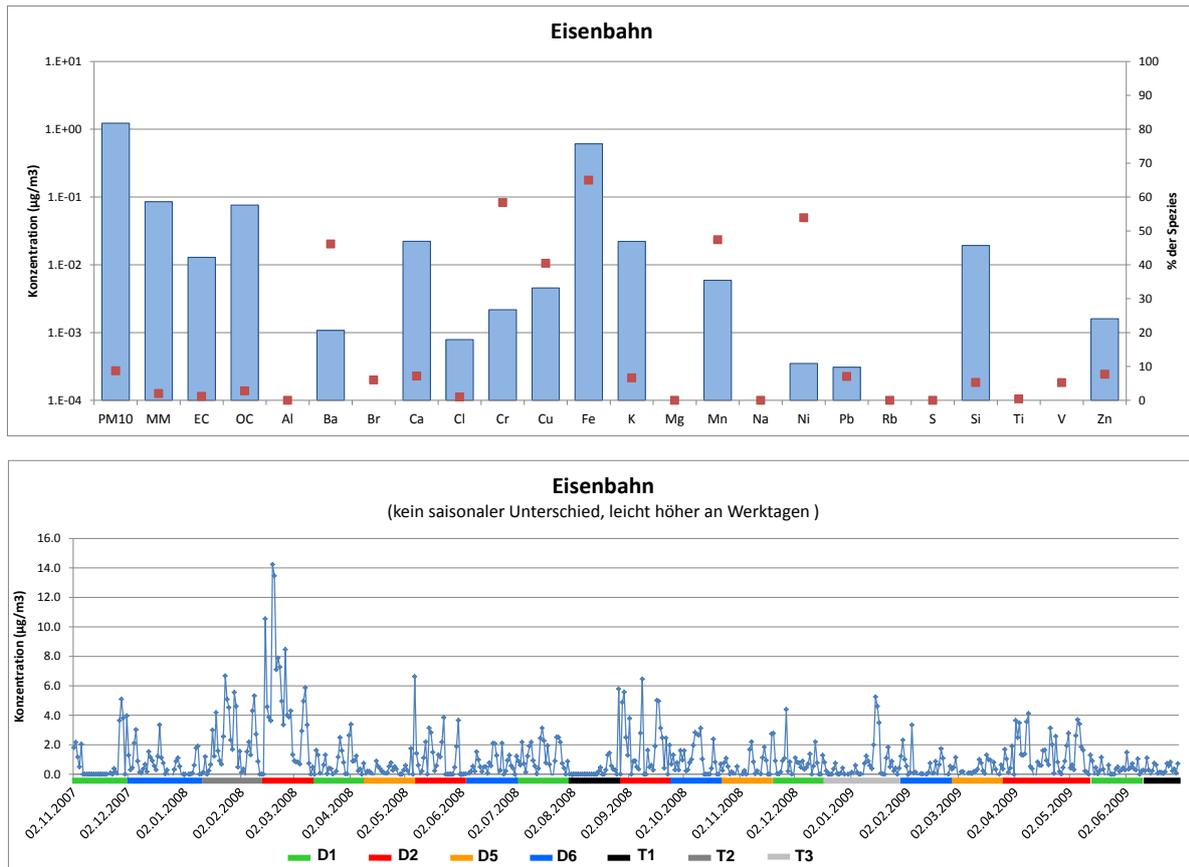


Abbildung 34: Chemisches Profil für Eisenbahn mit täglichen Konzentrationen.

8.1.5. Quellenanteile aus dem 9-Quellen Modell

Die mit PMF berechneten Quellenanteile am gemessenen PM₁₀ sind in den folgenden Abbildungen zusammengefasst:

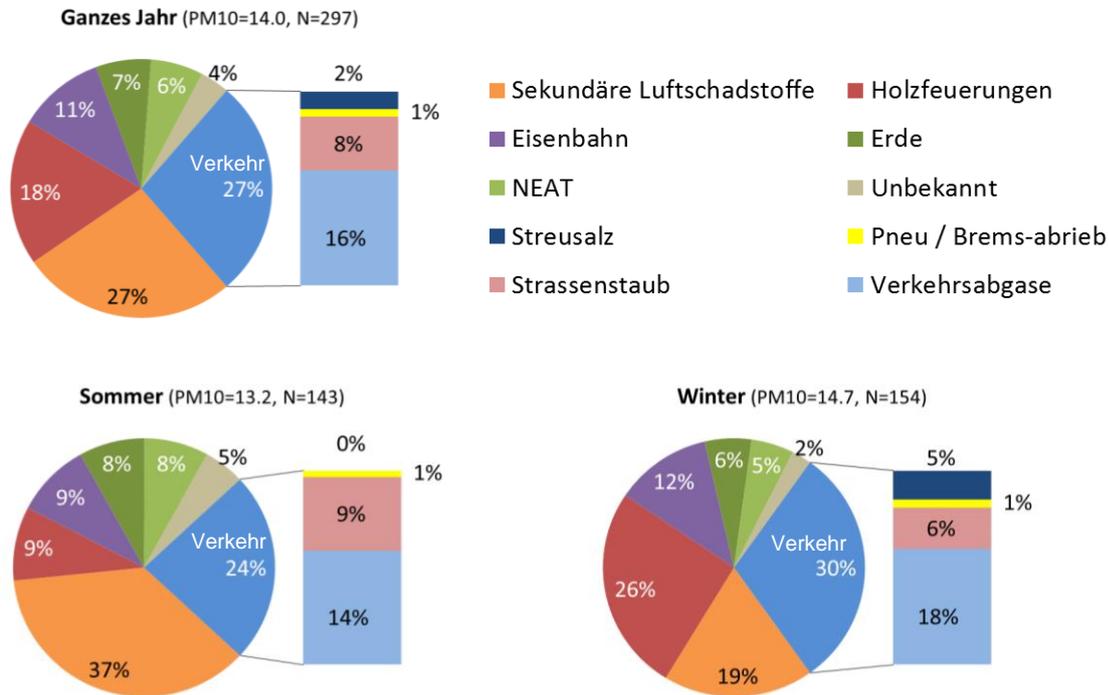


Abbildung 35: Quellenanteile an gemessenem PM₁₀ über das Jahr, im Sommer (Apr. – Sept.) und im Winter (Okt. – März), berechnet mit dem 9-Quellen Modell (Jan – Dez 2008).

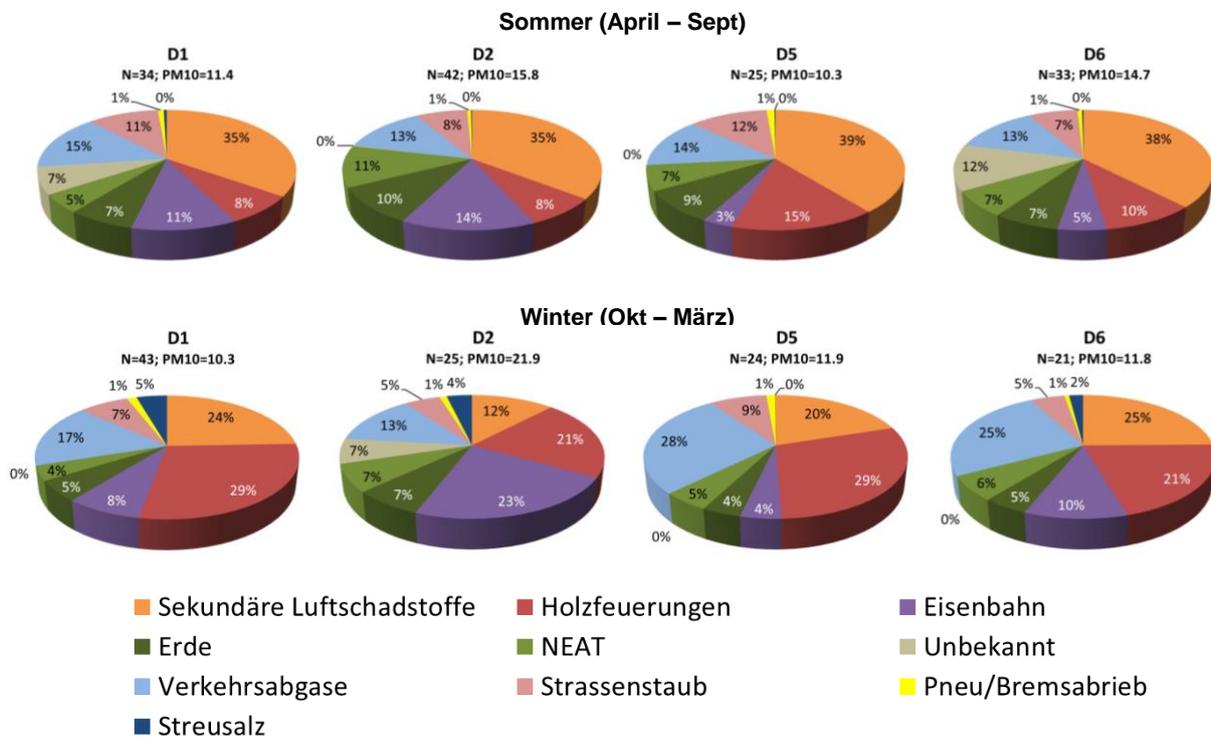


Abbildung 36: Quellenanteile an gemessenem PM₁₀ im Sommer und Winter an den verschiedenen mobilen Stationen, berechnet mit dem 9-Quellen Modell (Jan – Dez 2008).

8.2. Publikationen

8.2.1. Konferenzen

Teilresultate dieses Berichts wurden in den letzten Jahren an verschiedenen Konferenzen präsentiert:

Luftschadstoffbelastung und Quellenzuteilung in Erstfeld

- Annual meeting of International Society of Exposure Sciences (ISES), Baltimore, ME, USA, 23.-27. Oktober 2011 (Präsentation)
- International Society for Environmental Epidemiology (ISEE) Conference, Barcelona, Spanien, 13.-16. September 2011 (Poster)
- Swiss Public Health Conference, Basel, Schweiz, 25.-26. August 2011 (Poster)
- 15th ETH Conference on Combustion Generated Nanoparticles, Zürich, Schweiz, 27.-29. Juni 2011 (Poster)
- International Society of Exposure Sciences (ISES) and International Society for Environmental Epidemiology (ISEE) Conference, Seoul, Süd Korea, 28. August – 1. September 2010 (2 Poster)
- International Aerosol Conference (IAC), Helsinki, Finnland, 29. August – 3. September 2010 (Präsentation, Poster)
- 14th ETH Conference on Combustion Generated Nanoparticles, Zürich, Schweiz, 2.-4. August 2010 (Poster)
- Transport and Air Pollution Symposium, EMPA, Dübendorf, Schweiz, 18.-19. Mai 2010 (Präsentation)
- 13th ETH Conference on Combustion Generated Nanoparticles, Zürich, Schweiz, 22.-24. Juni 2009 (Poster)

Gesundheitsstudien bei Erwachsenen entlang der A2 und A13 und bei Kindern im Kanton Uri:

- International Society for Environmental Epidemiology (ISEE) and International Society of Exposure Analysis (ISEA) Joint Annual Conference, Pasadena, CA, USA, 12.-16. Oktober 2008 (Poster)

Gesundheitsstudie bei Kindern mit Asthma in Erstfeld

- Swiss Aerosol Group (SAG) Meeting, Bern, 2. November 2011 (Präsentation)
- Annual meeting of International Society of Exposure Sciences (ISES), Baltimore, ME, USA, 23.-27. Oktober 2011 (Poster)
- International Society for Environmental Epidemiology (ISEE) Conference, Barcelona, Spanien, 13.-16. September 2011 (Poster)
- Swiss Public Health Conference, Basel, Schweiz, 25.-26. August 2011 (Poster)
- 15th ETH Conference on Combustion Generated Nanoparticles, Zürich, Schweiz, 27.-29. Juni 2011 (Poster)
- International Aerosol Conference (IAC) Satellite Workshop, Kuopio, Finnland, 27. August 2010 (Poster)
- 14th ETH Conference on Combustion Generated Nanoparticles, Zürich, Schweiz, 2.-4. August 2010 (Poster)
- Swiss Aerosol Group (SAG) Meeting, Bern, 25. November 2009 (Präsentation)
- International Society for Environmental Epidemiology (ISEE) Annual Conference, Dublin, Irland, 26.-29. August 2009 (Poster)

8.2.2. Publikationen

Erschienen

- Ragettli M. (2009): Impacts of Exposure to Highway Air Pollution on Childhood Respiratory Health. Master Thesis. ISPM University of Basel.
- Hazenkamp-von Arx M.E., Schindler C., Ragettli M.S., Künzli N., Braun-Fahrländer C., Liu S.L.J. (2011): Impacts of highway traffic exhaust in alpine valleys on the respiratory health in adults: a cross-sectional study. *Environmental Health* 10:13. Doi:10.1186/1476-069X-10-13
- Ducret-Stich R, Tsai MY, Ragettli MS, Ineichen A, Künzli N, Phuleria HC (2013): Role of highway traffic on spatial and temporal distributions of air pollutants in a Swiss alpine valley. *Sci Total Environ* 456-457, 50-60.
- Ducret-Stich RE, Tsai MY, Thimmaiah D, Künzli N, Hopke PK, Phuleria HC (2013): PM10 source apportionment in a Swiss Alpine valley impacted by highway traffic. *Environ Sci Pollut Res Int* 20, 6496-6508.

Geplant

- Wissenschaftlicher Artikel zum akuten Einfluss des Verkehrs auf Asthma in Kindern.
- Wissenschaftlicher Artikel zur räumlichen und saisonalen Verteilung von quellenspezifischen Markern und den chemischen Komponenten von PM₁₀ und PM_{2.5}.
- Dissertation zum Thema Luftschadstoffmodellierung und deren Anwendung für epidemiologische Studien, in der die Pilotstudie in Erstfeld vertieft behandelt wird.
(Ducret-Stich R. (wird Ende 2013 publiziert): Modeling of residential outdoor exposure to traffic air pollution and assessment of associated health effects. Dissertation. University of Basel.)

9. Referenzen

BAFU (Federal Office of Environment) (2003): Modelling of PM₁₀ and PM_{2.5} ambient concentrations in Switzerland 2000 and 2010. Environmental documentation No. 169. Berne, 1-90.

BAFU (Federal Office of Environment) (2004a): Emissionen des Strassenverkehrs. Noch zu viele Abgase in der Atemluft. *Umwelt 3*: 49-51.

BAFU (Federal Office of Environment) (2004b): Modelling of NO₂ and benzene ambient concentrations in Switzerland 2000 to 2020. Environmental documentation No. 188. Berne, 1-62.

BAFU (Bundesamt für Umwelt) (2007): Umweltmonitoring MFM-U - Jahresbericht 2005 der Luft- und Lärmmessungen. Umwelt-Zustand Nr. 0706. Bern. 34 S.

BAFU (2008): Datenabfrage der Jahreswerte von Luftschadstoffen in der Schweiz. Jahreswerte für das Jahr 2008.
www.bafu.admin.ch/luft/luftbelastung/blick_zurueck/01694/immissionsdaten/

Barraza-Villarreal A., Sunyer J., Hernandez-Cadena L., Escamilla-Nuñez M.C., Sienna-Monge J.J., Ramírez-Aguilar M., *et al.* (2008): Air Pollution, Airway Inflammation, and Lung Function in a Cohort Study of Mexico City Schoolchildren. *Environmental Health Perspectives*. 116(6): 832–838.

Bayer-Oglesby L., Schindler C., Hazenkamp-von Arx M.E., Braun-Fahrländer C., Keidel D., Rapp R., *et al.* (2006): Living near Main Streets and Respiratory Symptoms in Adults. The Swiss Cohort Study on Air Pollution and Lung Diseases in Adults. *American Journal of Epidemiology*. 164 (12): 1190-1198.

Burke H, Leonardi-Bee J, Hashim A, Pine-Abata H, Chen Y, Cook DG, *u. a.* Prenatal and Passive Smoke Exposure and Incidence of Asthma and Wheeze: Systematic Review and Meta-Analysis. *Pediatrics*. 2012 Jan 4;129(4):735–44.

Delfino R.J., Staimer N., Gillen D., Tjoa T., Sioutas C., Fung K., *et al.* (2006): Personal and ambient air pollution is associated with increased exhaled nitric oxide in children with asthma. *Environmental Health Perspectives* 114(11):1736-1743.

Ducret-Stich R.E., Delfino R.J., Tjoa T., Gemperli A., Ineichen A., Wu J., Phuleria H.C., Liu L-J.S. (2010): Examining the representativeness of home outdoor PM_{2.5}, EC, and OC estimates for daily personal exposures in Southern California. *Air Quality Atmosphere & Health*. DOI 10.1007/s11869-010-0099-y

EKL (Eidgenössische Kommission für Lufthygiene) (2007): Feinstaub in der Schweiz. Status-Bericht der Eidg. Kommission für Lufthygiene (EKL). Bern.141 S.

Gent J.F., Koutrakis P., Belanger K., Triche E., Holford T.R., Bracken M.B., Leaderer B.P. (2009): Symptoms and medication use in children with asthma and traffic-related sources of fine particle pollution. *Environmental Health Perspectives* 117(7): 1168-1174.

Gianini M.F.D., Gehrig R., Fischer A., Ulrich A., Wichser A., Piot C., *et al.* (2011): Chemical composition and source apportionment of PM₁₀ at different Swiss locations 2008/2009 compared to 1998/1999. *15th ETH-Conference on Combustion Generated Nanoparticles*, Posterpräsentation.

Hazenkamp-von Arx M.E., Schindler C., Ragettli M.S., Künzli N., Braun-Fahrländer C., Liu S.L.J. (2011): Impacts of highway traffic exhaust in alpine valleys on the respiratory health in adults: a cross-sectional study. *Environmental Health* 10:13. Doi:10.1186/1476-069X-10-13

Herich H., Hüglin C., EMPA (2011): Monitoring der Russimmissionen im Rahmen des NABEL. Zwischenbericht 2010.

Herzig R., AGB Arbeitsgemeinschaft für Bioindikation (2010): Luftqualitätsuntersuchungen mit Flechten im Kanton Uri, Unteres Urner Reusstal, Ersterhebung 2008. MfM-U interner Bericht

Hoek G., Beelen R., de Hoogh K., Vienneau D., Gulliver J., Fischer P., Briggs D. (2008): A review of land-use regression models to assess spatial variation of outdoor air pollution. *Atmospheric environment* 42(33): 7561-7578

Hunt J.F., Fang K., Malik R., Snyder A., Malhotra N., Platts-Mills T.A.E., *et al.* (2000): Endogenous Airway Acidification. *Am J Respir Crit Care Med* 161:694-699.

INFRAS (2010): MfM-U, Verkehrsemissionen und Treibstoffverbrauch 2008/2009. Schlussbericht Dez. 2010. MfM-U interner Bericht

Koenig J.Q., Jansen K., Mar T.F., Lumley T., Kaufman J., Trenga C.A., *et al.* (2003): Measurement of offline exhaled nitric oxide in a study of community exposure to air pollution. *Environmental Health Perspectives* 111(13):1625-1629.

Liu S.L.J., Curjuric I., Keidel D., Heldstab J., Künzli N., Bayer-Oglesby L., Ackermann-Liebrich U., Schindler C. (2007): Characterization of source-specific air pollution exposure for a large population-based Swiss cohort (SAPALDIA). *Environmental Health Perspectives* 115(11): 1638-1645.

Locher R. (ZHAW) (2011): Schätzung der Anteile der verschiedenen Quellgruppen an den NO₂-Immissionen in Erstfeld Herbst 2007 – Herbst 2009. MfM-U interner Bericht

Naeher L., Brauer-M., Lipsett-M., Zelikoff-J.T., Simpson C.D., Koenig-J.Q., Smith K.R. (2007): Woodsmoke Health Effects: A Review, *Inhalation Toxicology* 19(1): 67-106

Ragettli M. (2009): Impacts of Exposure to Highway Air Pollution on Childhood Respiratory Health. Master Thesis. ISPM University of Basel.

Rodway, G.W., Choi, J., Hoffman, L.A., and Sethi, J.M. (2009). Exhaled Nitric Oxide in the Diagnosis and Mangement of Asthma. *Chron Respir Dis* 6, 19–29.

Sandradewi J., Prevot A.S.H., Szidat S., Perron N., Alfarra M.R., Lanz V.A., *et al.* (2008): Using aerosol light absorption measurements for the quantitative determination of wood burning and traffic emission contributions to particulate matter. *Environmental Science & Technology* 42(9):3316-3323.

Schweizerisches Gesundheitsobservatorium (2010). Gesundheit im Kanton Uri. Ergebnisse aus der Schweizerischen Gesundheitsbefragung 2007 und weiterer Datenbanken (Obsan Bericht 41). Neuchâtel: Schweizerisches Gesundheitsobservatorium.

Schober W., Behrendt H.. 2008. Einfluss von Umweltfaktoren auf die Allergieentstehung. *HNO* 56:752-758

Szidat S., Prevot A.S.H., Sandradewi J., Alfarra M.R., Synal H.-A., Wacker L., *et al.* (2007): Dominant impact of residential wood burning on particulate matter in Alpine valleys during winter. *Geophysical Research Letters* 34(5).

Thorpe A., Harrison R.M. (2008): Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review. *Science of the total Environment* 400:270-282.

Zhu Y.F., Hinds W.C., Kim S., Shen S., Sioutas C. (2002): Study of ultrafine particles near a major highway with heavy-duty diesel traffic. *Atmospheric Environment* 36(27):4323-4335.

10. Glossar

1-NP	1-Nitropyren
Downwind-Frequenz	Anzahl Stunden pro Tag an denen der Wind aus Richtung der Autobahn kommt
eBC	Atemkondensat
EC	Elementarer Kohlenstoff, Dieseleruss
eNO	Ausgeatmetes Stickstoffmonoxid (NO)
ESCAPE	Europäische Studie zu den gesundheitlichen Effekten von Luftverschmutzung
EUSAAR2	Temperaturprotokoll zur thermo-optischen Bestimmung von elementarem und organischem Kohlenstoff
QA	Quartilsabstand: Unterschied zwischen dem 25. und dem 75. Perzentil
LKW	Lastwagen
LUR	Landnutzungs – Regressions Modell
MM	Der Massenanteil von PM ₁₀ , der nicht durch die gemessenen chemischen Elemente erklärt werden kann (missing mass)
NABEL Stationen	Nationales Beobachtungsnetz für Luftfremdstoffe
NEAT	Neue Eisenbahn Alpentransversale
NIOSH700+	Temperaturprotokoll zur thermo-optischen Bestimmung von elementarem und organischem Kohlenstoff
NO	Stickstoffmonoxid
NO ₂	Stickstoffdioxid
NO _x	Stickoxide: NO und NO ₂ zusammen
O ₃	Ozon
OC	Organischer Kohlenstoff
PM ₁₀	Feinstaubpartikel mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner als 10 µm
PM _{2.5}	Feinstaubpartikel mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner als 2.5 µm

PMF	Positive Matrix Faktorisierung
PN	Anzahl ultrafeiner Partikel
PW	Personenwagen
SAPALDIA	Schweizer Kohorten Studie zu Luftverschmutzung und Atemwegserkrankungen bei Erwachsenen
SCARPOL	Schweizer Studie über Atemwegsbeschwerden und Allergien bei Schulkindern
SD	Standardabweichung (standard deviation)
SE	Standardfehler (standard error)
Stagnations-Index	Anzahl Stunden pro Tag, an denen die Windgeschwindigkeit kleiner als der Median aller stündlichen Windgeschwindigkeiten ist.