

LITERATURSTUDIE MfM-U



Synthesebericht der für MfM-U erstellten Studien über Lufthygiene und deren Auswirkungen 2001 – 2012

Lenzburg, 10.06.2013

Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU)

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:

inNET Monitoring AG, Dätwylerstrasse 15, CH-6460 Altdorf

Projektbearbeitung und Bericht:

Raffael Känzig
Susanne Bieri
Dr. Christian Ruckstuhl
Peter Kägi

Hinweis:

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

Zusammenfassung

Der vorliegende Bericht befasst sich mit den für das BAFU-Projekt erarbeiteten Studien über Luft-Emissionen, -Immissionen und gesundheitliche Auswirkungen des alpenquerenden Güterschwerverkehrs auf den Autobahnen A2 und A13.

Die Menge transportierter Güter auf der Strasse steigt jährlich an. Trotzdem sind die Fahrleistungen schwerer Nutzfahrzeuge (SNF) leicht rückläufig. Dies kann durch den Transport durch 40-t-SNF (anstatt 28 t) begründet werden. Auch Konjunkturschwankungen sind erkennbar. So waren die Fahrleistungen 2009 unterdurchschnittlich. Die Fahrleistung von übrigen Verkehrsteilnehmenden nimmt ständig zu. Trotzdem sind SNF zu einem hohen Anteil für die Emissionen von CO₂, Stickoxiden und Feinstaub PM₁₀ verantwortlich. PM₁₀ aus Abriebsprozessen ist fahrleistungsrelevant und durch technologische Fortschritte kaum reduzierbar. CO₂-Einsparungen durch technologische Fortschritte in der Motorentechnik und Abgasnachbehandlung werden durch höhere Fahrleistungen kompensiert. Technologiefortschritte ermöglichen dagegen eine stetige Reduktion von Stickoxid- und Feinstaub-Emissionen aus dem Auspuff.

Über die letzten zehn Jahre sind die Immissionswerte von NO_x zurückgegangen. Ein Rückgang der NO₂-Belastung ist nicht erkennbar. Die PM₁₀-Belastung zeigt seit Messbeginn im Jahr 2003 eine leichte Abnahme. Trotzdem werden die Immissions-Jahresgrenzwerte für LRV-relevante Schadstoffe entlang der A2 nur selten unterschritten und liegen oft deutlich darüber. NO₂ kann aufgrund der Atmosphärenchemie nur mit drastischen Reduktionen von NO_x verringert werden. Diese sind ebenfalls Vorläufersubstanzen für sekundäres PM₁₀. Zudem steigt durch die technologischen Fortschritte der Motoren der Anteil des direkt emittierten NO₂. Die Russwerte sind rund 15-mal höher als die von der Eidgenössischen Kommission für Lufthygiene (EKL) empfohlenen maximalen Konzentration. Der Immissionsanteil stammt werktags für Stickoxide und Russ zu rund 50 % von SNF. Diese Anteile sind an den Wochenenden deutlich geringer, die Stickoxidwerte ohne SNF auf den Strassen daher generell tiefer. Flechtenanalysen an Bäumen widerspiegeln die Schadstoff-Konzentrationsunterschiede entlang und abseits der Autobahnen. Die Jahresmittelwerte an der A13 sind unter den LRV-Grenzwerten.

Das Verhältnis von Immissionen zu Emissionen ist standort- und tageszeitabhängig. So können Emissionen in Alpentälern durch schlechte Ausbreitungsbedingungen viermal höhere Immissionswerte erreichen als dieselben Emissionen im Mittelland. Das Verhältnis von Emissionen zu Immissionen ist besonders in den Nacht- und frühen Morgenstunden hoch (bis 40-fach stärker in der Nacht als an einem Sommertag).

Durch die regelmässigen nächtlichen Bodeninversionen reichern sich die Schadstoffe in den Morgenstunden auf hohe Immissionskonzentrationen an. Diese Stunden sind daher sehr sensibel für (Verkehrs-)Emissionen. Verkehr und Holzfeuerungen sind für den grössten Teil der Feinstaubemissionen verantwortlich. Der Russanteil beträgt etwa 7 Massenprozent im Feinstaub PM₁₀. Die gesundheitliche Relevanz des Russes ist jedoch beträchtlich; Dieselsuss wird als erwiesenermassen kanzerogen eingestuft. Die Russwerte folgen entlang der Autobahnen der Leitsubstanz NO_x. Die Partikelanzahl folgt besonders in den Wintermonaten dem Tagesgang des Verkehrs.

Eine erhöhte Eisen- und Kupferbelastung in der Luft durch die Bahn konnte in Quellennähe nicht nachgewiesen werden. Die Messung wurde an einer geraden Strecke ohne regelmässige Bremsvorgänge durchgeführt.

Ausbreitungsmodellierungen zeigen eine stark erhöhte Schadstoffkonzentration entlang der Autobahn A2. Bei tiefen Verkehrszahlen, bei Wind und in Sommermonaten sind die Schadstoffwerte tiefer. Erhöhte Schadstoffkonzentrationen von der Autobahn sind beidseits bis in 150-400 m Entfernung messbar. Die Autobahn trägt auch zur Erhöhung der Luftschadstoffkonzentration der Hintergrundbelastung bei.

Sperrungen der Autobahn A2 (1999, 2001, 2005 und 2006) haben deutlich gezeigt, wie sich Immissionswerte verändern, wenn kein Transitverkehr durch das Tal fährt bzw. was auf der Ausweichroute A13 bezüglich Lufthygiene passiert. Es konnten Zu- bzw. Abnahmen von 60 % der Stickoxidimmissionen gemessen werden. An der Autobahn A13 stiegen die Schadstoffwerte insbesondere in den Morgenstunden auf durchschnittlich 100 bis über 200 ppb an.

Eine enge medizinische Untersuchung der Erstfelder Bevölkerung während der Transektmessungen 2007–2009 in Erstfeld konnte einen Zusammenhang zwischen Wohndistanz zur Autobahn und allergischen Reaktionen der Atemwege nachweisen. Menschen mit respiratorischen Beschwerden reagieren dabei viel stärker auf Konzentrationsänderungen von Schadstoffen in der Luft. Anwohner der Autobahn fühlten sich laut Umfragen durch den Lastwagenverkehr, insbesondere durch deren Lärm gestört und sind mit der Luftqualität unzufriedener als Personen weitab einer stark befahrenen Strasse.

Untersuchungen von künftigen Szenarien bis 2020, unterteilt in Mengenszenarien und Technologieszenarien, beurteilen Massnahmen nach ihren Wirkungen. Eine Verlagerung gemäss Güterverkehrsverlagerungsgesetz von der Strasse auf die Schiene hat eine grosse Wirkung auf die lufthygienische Situation, besonders in den Alpentälern. Technologische sowie weitere flankierende Massnahmen wie Temporeduktionen haben eine ähnliche Wirkung wie eine Verlagerung auf die Schiene. Diese Wirkung vergrössert sich mit dem gewählten Perimeter, also von Grenze zu Grenze. Ohne bestehende flankierende Massnahmen wäre die Schadstoffbelastung in der Luft bedeutend höher. Keine Verlagerungspolitik, also ein Verbot von 40-Tönnern, keine LSVA, würde durch Zusatzfahrten einen Anstieg der Schadstoffe hervorrufen. Eine Geschwindigkeitsreduktion beim Leichtverkehr auf 100 km/h würde im Alpenraum zu einer Immissionsminderung führen. Ohne bedeutende Veränderungen der Situation auf der Strasse können die LRV-Grenzwerte teilweise nicht eingehalten werden.

Für die Überprüfung der Flankierenden Massnahmen und der erwarteten technologischen Entwicklung (effektive Wirkung EURO VI/6-Fahrzeuge) ist auch in Zukunft ein Umweltmonitoring notwendig.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	- 3 -
1 Einleitung.....	- 7 -
2 Untersuchungsgebiet und Messgrößen	- 8 -
2.1 Messparameter an den Luftimmissionsmessstationen.....	- 9 -
3 Überblick	- 11 -
3.1 Verkehr	- 11 -
3.1.1 Verteilung der Gütermengen auf Strasse und Schiene.....	- 11 -
3.1.2 Übersicht Fahrleistungen	- 12 -
3.1.3 Entwicklung des Verkehrsaufkommens seit 2003	- 12 -
3.1.4 Tages- und Wochengänge.....	- 14 -
3.2 Emissionen	- 15 -
3.2.1 Verkehrsemissionen, Emissionsanteile, restliche Emissionen	- 15 -
3.2.2 Entwicklungen der Emissionen.....	- 18 -
3.3 Immissionen	- 21 -
3.3.1 Zeitliche Entwicklung Immissionen an den MfM-U-Messstationen	- 21 -
3.3.2 Wochengang.....	- 22 -
3.3.3 NO ₂ /NO _x Verhältnis.....	- 23 -
3.3.4 Feinstaub und Quellenzuordnung	- 24 -
3.3.5 Partikelanzahlkonzentration	- 26 -
4 Schadstoffausbreitung und Projektstudien	- 28 -
4.1 Verhältnis von Immissionen zu Emissionen (I/E), Tau-Modell.....	- 28 -
4.2 Einfluss von Inversionslagen	- 30 -
4.3 ZHAW-Ausbreitungsmodellierung.....	- 31 -
4.4 Biogene Zeiger.....	- 33 -
4.5 Transektmessungen 2007 - 2009 in Erstfeld.....	- 35 -
4.6 Windeinfluss auf Immissionsbelastung im Urner Reusstal	- 38 -
4.6.1 Föhnereignisse.....	- 38 -
4.7 Einfluss des Nachtfahrverbots auf Immissionen	- 38 -
4.8 Sperrungen der A2 im Urner Reusstal	- 39 -
4.8.1 Sperrung 1999 (Lawinen)	- 39 -
4.8.2 Sperrung 2001 (Brand im Tunnel).....	- 39 -
4.8.3 Sperrung 2005 (Hochwasser)	- 40 -

4.8.4	Sperrung 2006 (Felssturz Gurtneilen)	- 40 -
4.8.5	Mögliche Autobahnspernung wegen Sanierung Gotthardtunnel	- 43 -
5	Gesundheitsaspekte	- 45 -
5.1	Erkenntnisse Gesundheitsstudien des STPH 2007 - 2009	- 45 -
5.2	Soziologische Betrachtung (Umfragen)	- 46 -
5.2.1	Allgemeine Aussagen der Befragungen	- 46 -
5.2.2	Befragungsergebnisse bezogen auf den Kanton Uri	- 47 -
6	Szenarien (zukünftiger Einfluss der Verkehrsverlagerung) bis 2020	- 48 -
6.1	Szenarien aus Optik Umweltbilanz	- 49 -
6.1.1	Mengenszenarien	- 49 -
6.1.2	Technologieszenarien	- 50 -
6.2	Szenarien aus Optik MfM-U	- 51 -
7	Literaturverzeichnis	- 53 -
8	Glossar	- 57 -

1 Einleitung

Mit der Zustimmung des Volkes zum Landverkehrsabkommen (LVA, 1999) der Schweiz mit der EU im Rahmen der bilateralen Verträge hat die Verkehrspolitik neue Wege beschlossen. Die Transitwege Strasse und Schiene wurden für den internationalen Transitverkehr geregelt. Ziel ist die Verlagerung des alpenquerenden Güterverkehrs (AQGV) von der Strasse auf die Schiene. Dafür wurden beziehungsweise werden in der Schweiz die beiden NEAT- Strecken Simplon und Gotthard ausgebaut. Der Gotthard- Basistunnel soll 2017 in Betrieb gehen. Im LVA wird die Schweizerische Verkehrspolitik anerkannt. Als wichtiges Instrument wurde die leistungsabhängige Schwerverkehrsabgabe (LSVA) zur Mitfinanzierung der Modernisierung der Bahninfrastruktur eingeführt.

Das Güterverlagerungsgesetz (GVVG) definiert das Ziel von jährlich 650'000 Fahrten im alpenquerenden Güterverkehr durch die Schweiz. Diese Zahl soll zwei Jahre nach Inbetriebnahme des Gotthard-Basistunnels erreicht werden.

Durch die bilateralen Verträge mit der EU, namentlich mit der Zulassung von 40-t-Lastwagen und der erhöhten Durchfahrtenzahl des AQGV bis zur Eröffnung des Gotthard-Basistunnels, wuchsen die Bedenken, deren hohe Emissionen würden Bevölkerung und Umwelt belasten. Als Folge der Interpellation Stadler vom 06.06.2000 rief der Bundesrat ein Umweltbeobachtungsprogramm ins Leben, welches die Konsequenzen der Verkehrsentwicklung für die Umwelt und die Gesundheit der betroffenen Bevölkerung beobachtet. Dieses Programm „Monitoring flankierende Massnahmen - Umwelt“, kurz MfM-U, unter der Federführung des BAFU soll insbesondere die langfristige Entwicklung der Umweltbelastung entlang der Haupttransitrouten A2 und A13 erfassen. Daher wurden an den beiden Autobahnen Messstationen installiert, um die Lärm- und Luftbelastung zu messen.

Im Rahmen des MfM-U-Projekts wurde eine Vielzahl von wissenschaftlichen Studien erstellt, in welchen die gemessenen Grössen ausgewertet und analysiert wurden. Ziel dieses Berichts ist eine Synthese der bisher gewonnenen Hauptaussagen bezüglich Lufthygiene. Die Themen behandeln den Ist-Zustand, die Entwicklung der Messwerte, spezielle Ereignisse sowie eine intensive Messkampagne im Urner Reusstal, welche im Zusammenhang mit medizinischen Studien erstellt wurde. Ebenfalls sind Aussagen zu Zukunftsszenarien bis im Jahr 2020 zusammengefasst.

Zur Ergänzung wurden teilweise Informationen von Berichten in diesen Synthesebericht integriert, welche von beteiligten kantonalen Umwelt- oder von Bundesämtern erstellt oder in Auftrag gegeben wurden. Die zitierten Berichte sind jeweils in Klammern referenziert und in Kapitel 7 aufgelistet.

Nach einleitenden Kapiteln (Kapitel 1 und 2) über das Untersuchungsgebiet gibt Kapitel 3 einen Überblick bezüglich Verkehr, Emissionen und Immissionen. Kapitel 4 thematisiert verschiedenste lufthygienische Phänomene. In Kapitel 5 sind die gesundheitlichen Studien zusammengefasst. Das Kapitel 6 (Szenarien) richtet den Blick in die Zukunft.

2 Untersuchungsgebiet und Messgrößen

Das Projekt MfM-U befasst sich seit 2003 mit den Auswirkungen des Verkehrs auf den Nord-Süd-Verbindungen, die vom Güterschwerverkehr benutzt werden (Strasse und Schiene). Abbildung 1 zeigt den Betrachtungsperimeter: die Autobahn A2 und die Zugstrecke von Basel bis Chiasso und die A13 von St. Margrethen bis Chiasso. (23)

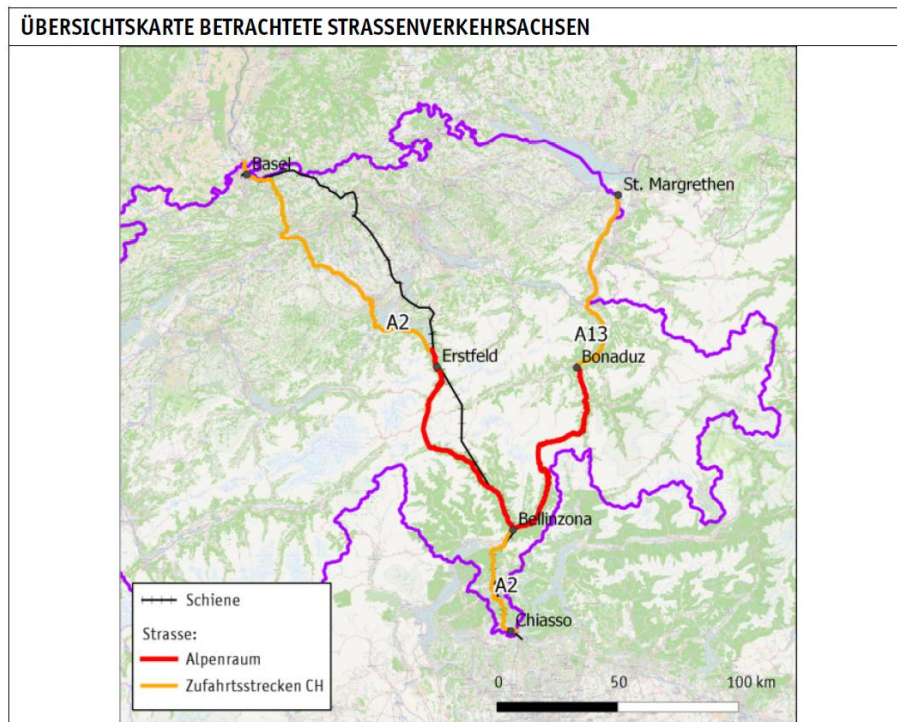


Abbildung 1: Übersicht betrachtete alpenquerende Verkehrsachsen (vgl. Studie 23 im Anhang)

An den alpenquerenden Transitstrecken A2 und A13 sind 6 Messstationen zur Erfassung der lufthygienischen Situation installiert. Die Hälfte davon messen an ausseralpinen Standorten (Hardwald BL, Reiden LU und Camignolo TI). Die inneralpinen Standorte sind in Alpentälern stationiert: in Erstfeld im Urner Reusstal, in Moleno TI (Talabschnitt der Riviera) und als einzige Messstation an der A13 in Rothenbrunnen im Domleschg GR. Diese Strecke ist weniger befahren als die Gotthardstrecke (A13: 122'000 schwere Nutzfahrzeuge (SNF), A2: 927'000 SNF)¹. Sie wird bei Verkehrsstörungen aber als Ausweichroute für den alpenquerenden Güterverkehr benutzt. Diese Verlagerung der Verkehrsmengen zeichnet sich durch den markanten Mehrverkehr direkt in den Immissionen ab (vgl. Kapitel 4.8).

Abbildung 2 zeigt den Güterverkehr auf den Schweizer Strassen im Jahr 2000 und gibt Auskunft, wo die Immissionen an den Autobahnen im Projekt MfM-U gemessen werden. Der Nord-/Süd-Schwerverkehr wird hauptsächlich auf der A2 Basel- Chiasso abgewickelt.

¹ Güterverkehr durch die Schweizer Alpen 2011, Bundesamt für Verkehr, 2012, <http://www.bav.admin.ch/verlagerung/01529/> [Stand: 04.03.2013]

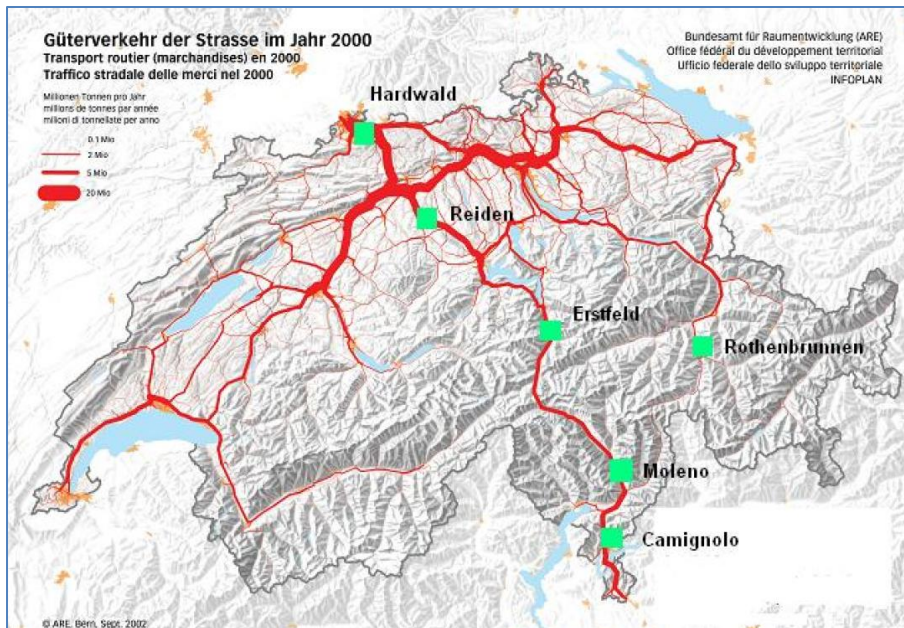


Abbildung 2: Güterverkehr der Strasse und die Lage der MfM-U-Messstationen entlang der Schweizer Nord-Süd-Transitachsen (36)

2.1 Messparameter an den Luftimmissionsmessstationen

Seit Messbeginn wurden verschiedene Luftfremdstoffe gemessen, um den Einfluss des Verkehrs und insbesondere des schweren Güterverkehrs messen zu können. Während sich einige Messgrössen als verkehrsrelevant erwiesen, konnten andere keine Verkehrsrelevanz zeigen. Diese wurden nach diesen Erkenntnissen nicht mehr weiterverfolgt. Andere Grössen konnten messtechnisch nicht eindeutig erfasst werden und wurden ebenfalls aus dem Messprogramm gestrichen. Konnte die Messgrösse durch eine veränderte Messmethodik besser erfasst werden, wurde diese ersetzt und alte Messdaten nach Möglichkeit auf die neue umgerechnet.

Durchgesetzt haben sich als Messgrössen Stickoxide, Feinstaub PM₁₀, Russ und mit orientierendem Charakter die Partikelanzahl (PN). Diese Luftfremdstoffe konnten sich durch Verkehrs- und LRV-Relevanz sowie durch ihre Messbarkeit ausweisen.

Abbildung 3 zeigt exemplarisch, in welchem Zeitraum welche Luftschadstoffe an der MfM-U-Messstation Rothenbrunnen GR gemessen wurden bzw. werden. Eine komplette Darstellung sämtlicher MfM-U-Stationen ist im QS-Dokument „MfM-U Monitoringkonzept Luft 2012-2015“² zu finden.

² MfM-U Monitoringkonzept Luft 2012-2015, R. Känzig, 2012, projektinternes QS-Dokument

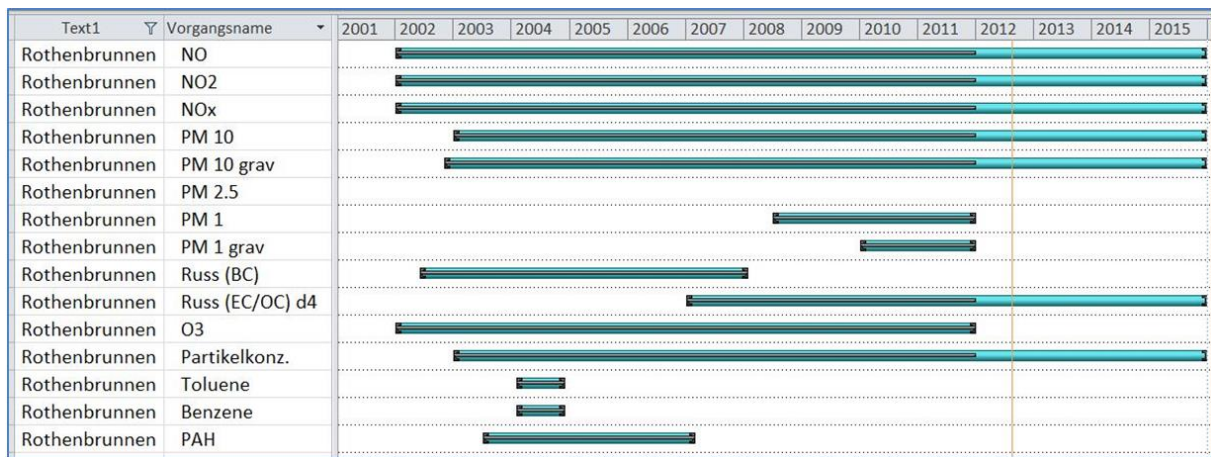


Abbildung 3: Gemessene Luftfremdstoffe an der MfM-U-Station Rothenbrunnen GR²

3 Überblick

Kapitel 3 befasst sich mit der IST-Situation und der zeitlichen Entwicklung verschiedener Grössen. Dabei werden der Verkehr, die Emissionen und die Immissionen eingehend betrachtet.

3.1 Verkehr

Dieses Kapitel behandelt das Verkehrsaufkommen auf den Autobahnen A2 und A13 sowie auf der Schiene. Es zeigt einen Überblick über den Modal-Split (Anteile Schiene/Strasse), das Verkehrsmengengerüst, die Verkehrszusammensetzung und deren Veränderungen. Für die Zusammensetzung auf der Strasse wird der Verkehr in Klassen aufgeteilt. Mit der Swiss7-Klassierung werden folgende Kategorien unterschieden: Busse, Motorräder, Lieferwagen, PW, LKW, Lastenzüge und Sattelzüge. Die LKW, Lastenzüge und Sattelzüge werden als schwere Nutzfahrzeuge (SNF) oder als schwere Güterfahrzeuge (SGF) zusammengefasst.

3.1.1 Verteilung der Gütermengen auf Strasse und Schiene

Das Verhältnis der Tonnagen auf der Strasse und Schiene bleibt seit 2002 mit 34 – 36 % in etwa konstant (siehe Abbildung 4). Ausnahmen bilden die Jahre 2009 und 2010 mit 39 % und 37 %. Die transportierte Gütermenge wuchs bis 2009 jährlich um etwa 7 %. Im Jahr 2009 sank die transportierte Gütermenge erwartungsgemäss durch die wirtschaftlich schwierigere Zeit, nimmt aber seither in ähnlichem Mass wieder zu (72).

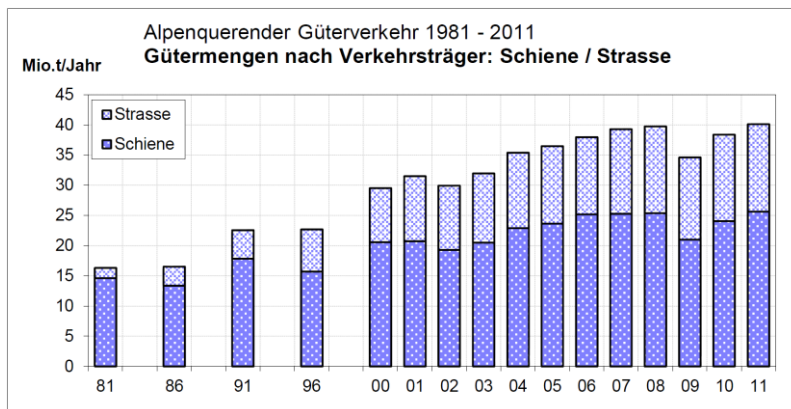


Abbildung 4: Anteil transportierter Güter nach Verkehrsträger (72)

3.1.2 Übersicht Fahrleistungen

Auf den Strecken A2 Altdorf-Bellinzona (ca. 100 km) und A13 Bonaduz-Bellinzona (ca. 110 km) hat der schwere Güterverkehr einen Anteil von gut 10 % an den Fahrleistungen (19).³

Während die Gesamtfahrleistung zwischen 2000 und 2009 um 4.3 % zunahm, ist die Fahrleistung der SNF in der gleichen Zeitspanne um 13 % zurückgegangen. Grund dafür ist die Verlagerungspolitik. Diese beinhaltet unter anderem die Zulassung der 40-t-Fahrzeuge, welche eine grössere Menge pro Fahrt transportieren können. Konjunkturelle Schwankungen wirken sich deutlich auf die Fahrleistungen der SNF aus.⁴ An der A2 hat eine starke Abnahme der Anzahl SNF, an der A13 eine leichte Zunahme resultiert. Die Nicht-SNF-Fahrzeuge haben um 5.2 % zugenommen (19).

3.1.3 Entwicklung des Verkehrsaufkommens seit 2003

Abbildung 5 zeigt exemplarisch den Verlauf des durchschnittlichen täglichen Verkehrs (DTV) im Jahresmittel in Absolutwerten und im relativen Verlauf, aufgeteilt nach Fahrzeugkategorien (47).

Die Lieferwagen (Lfw) gemäss ASTRA- Klassierung „SWISS10“⁵ zeigen an allen drei Standorten die grössten Steigerungsraten von 2004 – 2009 von 14 auf 44 %. Gründe für diesen Anstieg dürften die Einführung der Leistungsabhängigen Schwerverkehrsabgabe (LSVA) sowie das Nachtfahrverbot sein. Beides gilt nicht für die Lieferwagen unter 3.5 t (52).

³ Definition „Fahrleistungen“ gemäss Bundesamt für Statistik BFS: Von Fahrzeugen gefahrene Kilometer, bezogen auf eine Zeitspanne.

⁴ Siehe <http://www.bav.admin.ch/verlagerung/>

⁵ www.astra.admin.ch

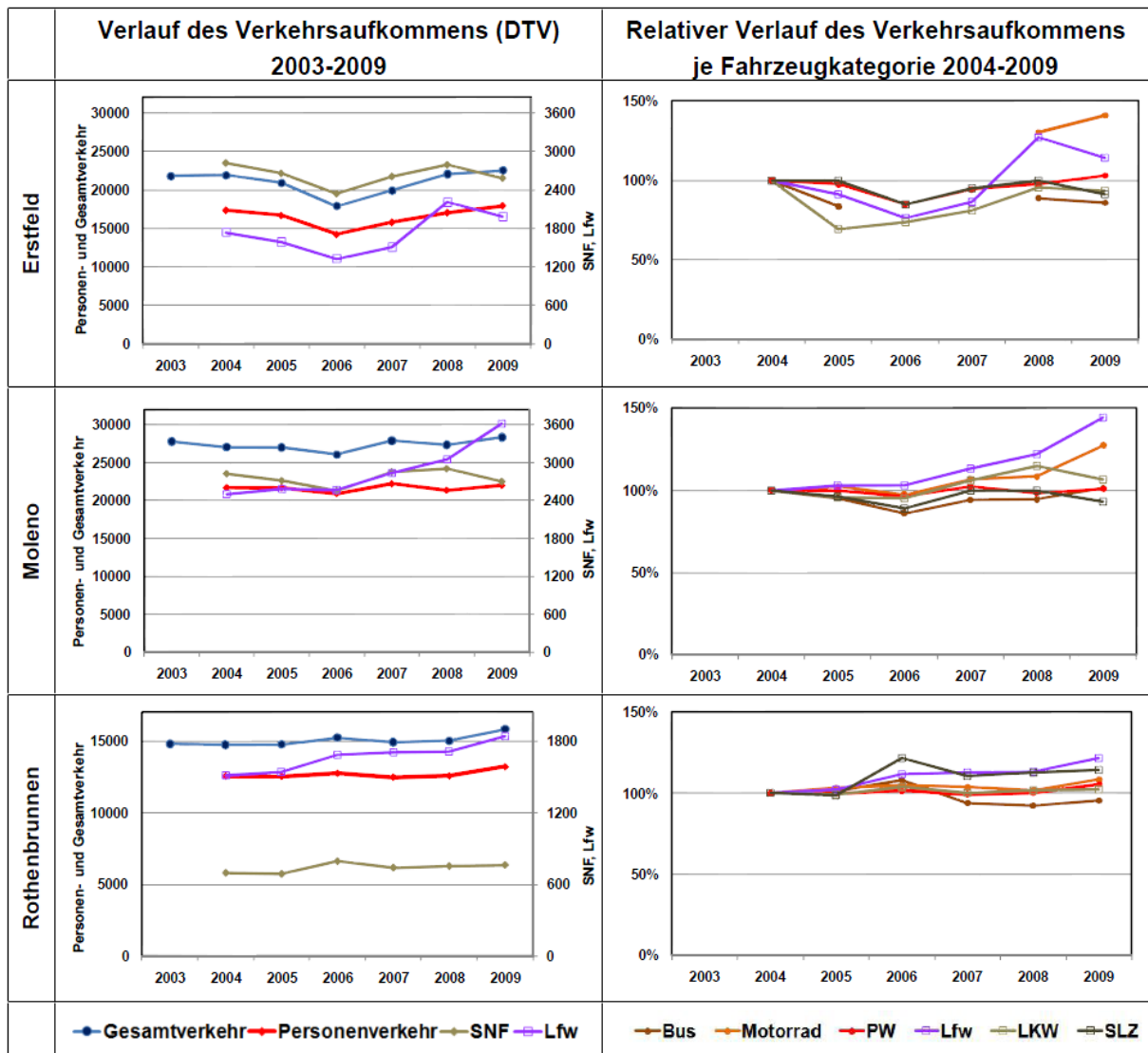


Abbildung 5: Verlauf der DTV im Jahresmittel, aufgeteilt nach Fahrzeugkategorien und Absolutwerten / relative Entwicklungen (47)

3.1.4 Tages- und Wochengänge

3.1.4.1 Tagesgänge Verkehr

Abbildung 6 zeigt die mittleren Tagesgänge des Verkehrs auf der A2 bei Reiden. Die Verkehrszahlen an den Werktagen zeigen die Pendlerzeiten und die Auswirkungen des Nacht- und Sonntagfahrverbots für SNF deutlich.

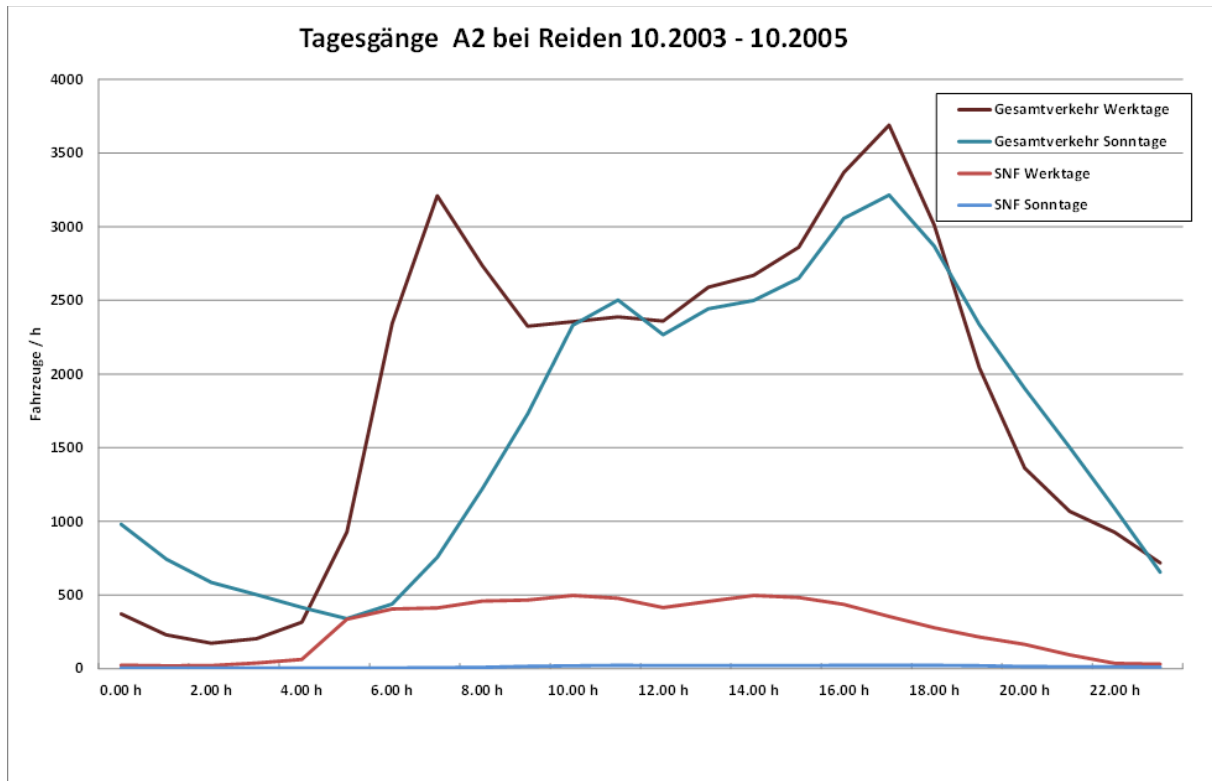


Abbildung 6: Tagesgänge auf der A2, aufgeteilt nach Werk- und Sonntagen bzw. Verkehrsteilnehmenden (zusammengefasst aus 05)

3.1.4.2 Wochengänge

Die Abbildung 7 zeigt die Verteilung der Anzahl Fahrzeuge auf der A2 in Erstfeld im Wochenverlauf. Die Anzahl SNF bleibt zwischen Montag und Freitag in etwa konstant und zeigt eine Abnahme am Samstag. Die SNF-Belastung ist im Sommer und Winter praktisch identisch. Anders sieht es für die Personenwagen aus. Diese nutzen die Autobahn A2 vermehrt gegen das Wochenende und im Sommer deutlich öfters als im Winter (45).

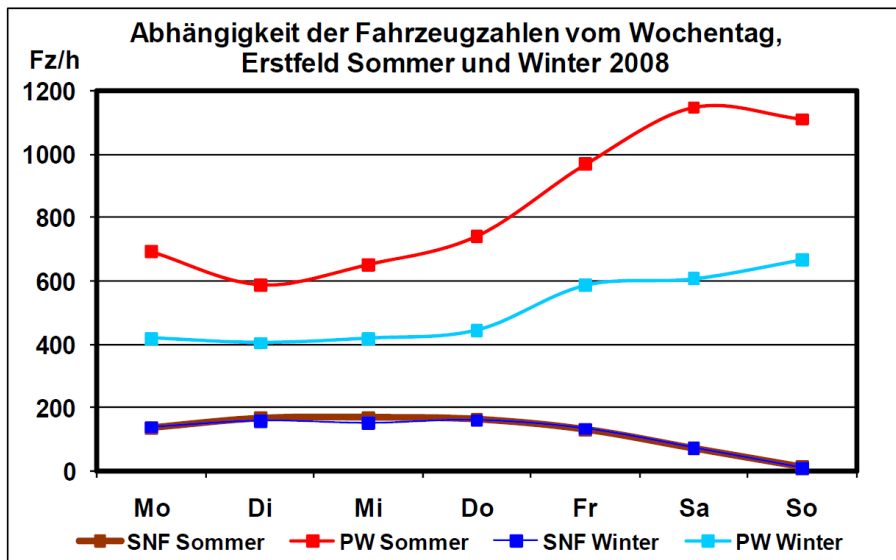


Abbildung 7: Fahrzeugzahlen auf der A2 in Erstfeld 2008, aufgeteilt nach Sommer und Winter (45)

3.2 Emissionen

Die Emissionen grosser Industrie- oder Feuerungsanlagen sind in der Schweiz relativ gut bekannt. Weniger einfach ist die Bestimmung von Emissionen kleinerer Quellen, wie einzelner Kleinfeuerungsanlagen oder Fahrzeugen. Die Fahrzeugemissionen können mittels des Handbuchs Emissionsfaktoren (HBEFA) abgeschätzt werden.

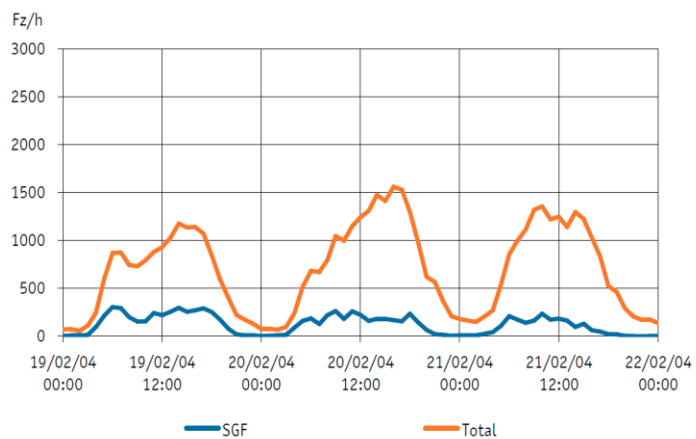
Ob sich Emissionen tatsächlich wie im HBEFA entwickeln, kann nur durch langjährige Immissionsdatenreihen überprüft werden (52).

3.2.1 Verkehrsemissionen, Emissionsanteile, restliche Emissionen

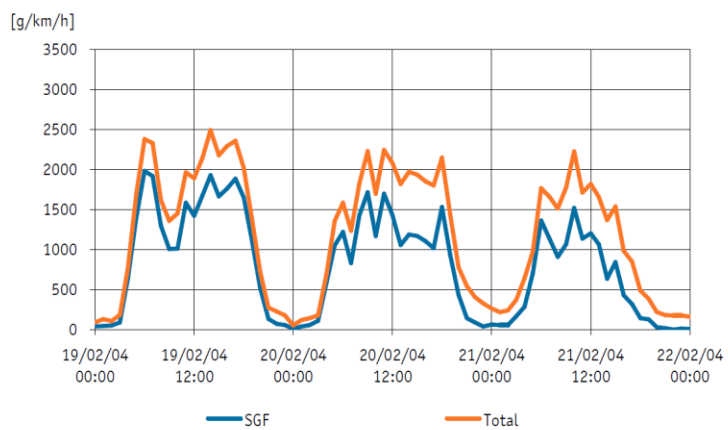
3.2.1.1 Anteile nach Fahrzeugklassen

Abbildung 8 zeigt beispielhaft den Zusammenhang der Anzahl SGF im Verkehr und den daraus ermittelten Stickoxid- bzw. PM10-Anteilen (17). Trotz des tiefen Anteils von SNF an allen Verkehrsteilnehmenden sind die Emissionsanteile überproportional hoch, insbesondere bei Stickoxiden. Die PM10-Zahlen sind addierte Werte; Feinstaub aus dem Auspuff und Abriebpartikel. Die PM10-Emissionsanteile sind nur gewichtete Anteile und geben keine Aussagen über die Toxizität des Feinstaubes.

VERKEHR



EMISSIONEN NO_x



EMISSIONEN PM10

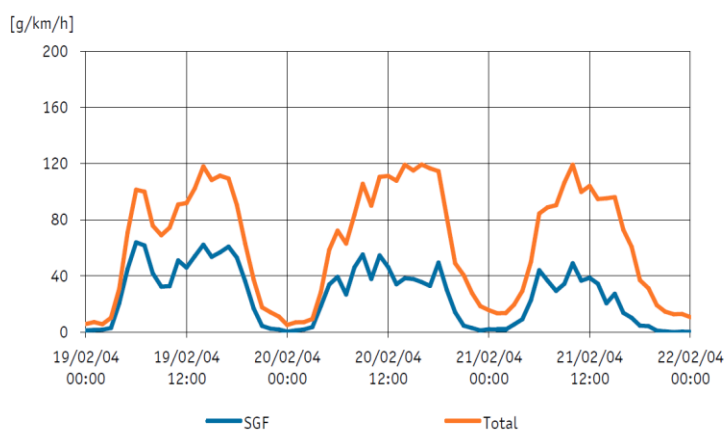


Abbildung 8: Berechnete Emissionen und deren SGF-Anteile an ausgewählten Wintertagen 2004 (17)

3.2.1.2 Feinstaub PM10 aus Verbrennungsprozessen

Auspuff-verursachter Feinstaub konnte dank moderneren Motoren- und Abgasnachbehandlungstechnologien reduziert werden. Eine Reduktion (Basis: Jahr 2000) von 90 % ist theoretisch möglich, wenn alle Fahrzeuge die EURO6/VI erfüllen (19). Ob sich dies in der Praxis so umsetzen lässt, muss noch ermittelt werden.

Im Fokus des Feinstaubes steht Russ, also unvollständig oxidierte Abgase aus dem Auspuff, wie er hauptsächlich aus Dieselmotoren stammt. Dieselmotoren werden von der World Health Organisation (WHO) seit dem 12. Juni 2012 als kanzerogen (bisher: möglicherweise kanzerogen) eingestuft und ist daher von besonderem Interesse für gesundheitliche Auswirkungen auf die betroffene Bevölkerung.⁶

3.2.1.3 Übriges PM10 (Strassenabrieb und weiteres)

PM10 aus Brems-, Pneu- und Strassenabrieb kann direkt mit den Fahrleistungen auf den Strassen in Verbindung gebracht werden. Hauptverursacher in dieser Kategorie sind somit die Personenwagen (siehe Abbildung 9). Diese Grösse ist durch technische Weiterentwicklungen kaum beeinflussbar. Durch steigende Fahrleistungen ist eher mit einem Anstieg dieser Grösse zu rechnen (19).

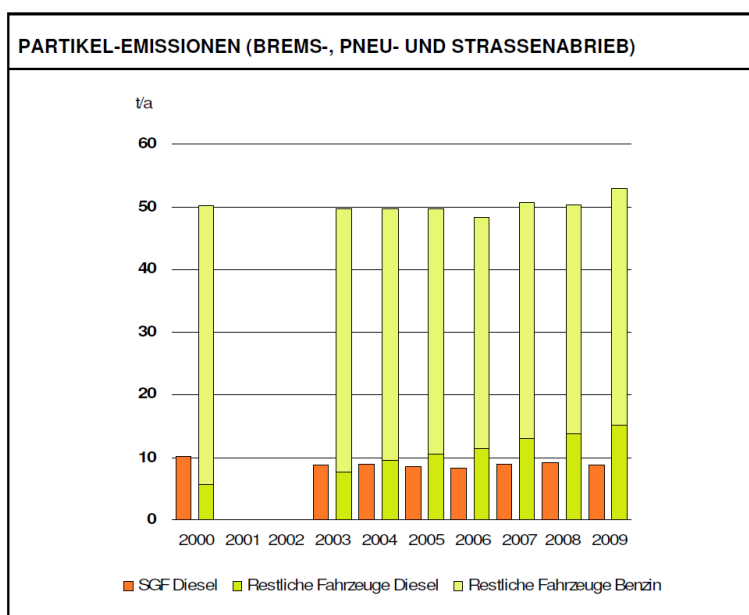


Abbildung 9: Anteile verschiedener Fahrzeugklassen an Brems-, Pneu- und Strassenabrieb. Perimeter sind die Strecken Altdorf-Bellinzona-Bonaduz (19)

3.2.1.4 Weitere Emissionen neben Verkehr (Aerowood-Studie)

Holzfeuerungen tragen einen bedeutenden Teil zur Feinstaubbelastung bei. Die (Nano-) Partikelanzahl (kleiner 100nm) jedoch wird vom Strassenverkehr dominiert. Dies zeigen Messungen im Misox (A13) und in Moleno (A2), (53).

⁶ http://press.iarc.fr/pr213_E.pdf [Stand: 28.01.2013]

An Tagen mit besonders hohen Feinstaubwerten in der Luft sind die Anteile der Quellen vielfältig. Hauptverursacher ist der Strassenverkehr mit knapp einem Drittel. Gebildet wird dieser Feinstaub hauptsächlich als sekundärer Feinstaub aus Stickoxiden und VOC aus Verbrennungsprozessen (54).

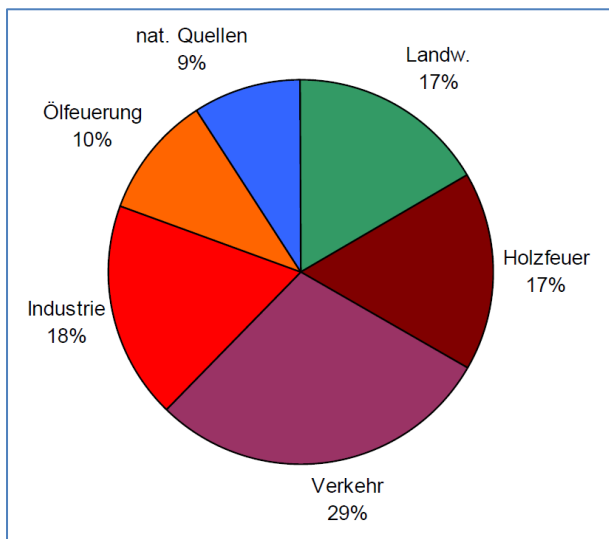


Abbildung 10: Feinstaubzusammensetzung im Mittelland an Tagen mit hohen Immissionswerten, nach Verursacher aufgeteilt (54)

3.2.2 Entwicklungen der Emissionen

Die Motorfahrzeugflotten unterliegen einer stetigen Modernisierung hin zu höheren Euroklassen. Die Neuanschaffung von Fahrzeugen hängt auch von der wirtschaftlichen Lage ab und ist nicht nur eine technische Frage. Die SNF im Transitverkehr fahren pro Jahr wesentlich grössere Strecken als regional eingesetzte Lastwagen. Sie werden deshalb häufiger ersetzt, was zur Folge hat, dass die SNF auf den Alpentransitstrecken im Durchschnitt moderner sind als im gesamtschweizerischen Durchschnitt (52).

Abbildung 11 zeigt die Flottenzusammensetzung der schweren Nutzfahrzeuge 2010 und 2020 mit der Entwicklung hin zu höheren EURO-Klassen, welche sich durch Reduktion von Schadstoffen wie Stickoxiden, PM10 und Partikelanzahl auszeichnen. Dies gilt nicht für CO₂ (siehe Kapitel 6.1.1.3).

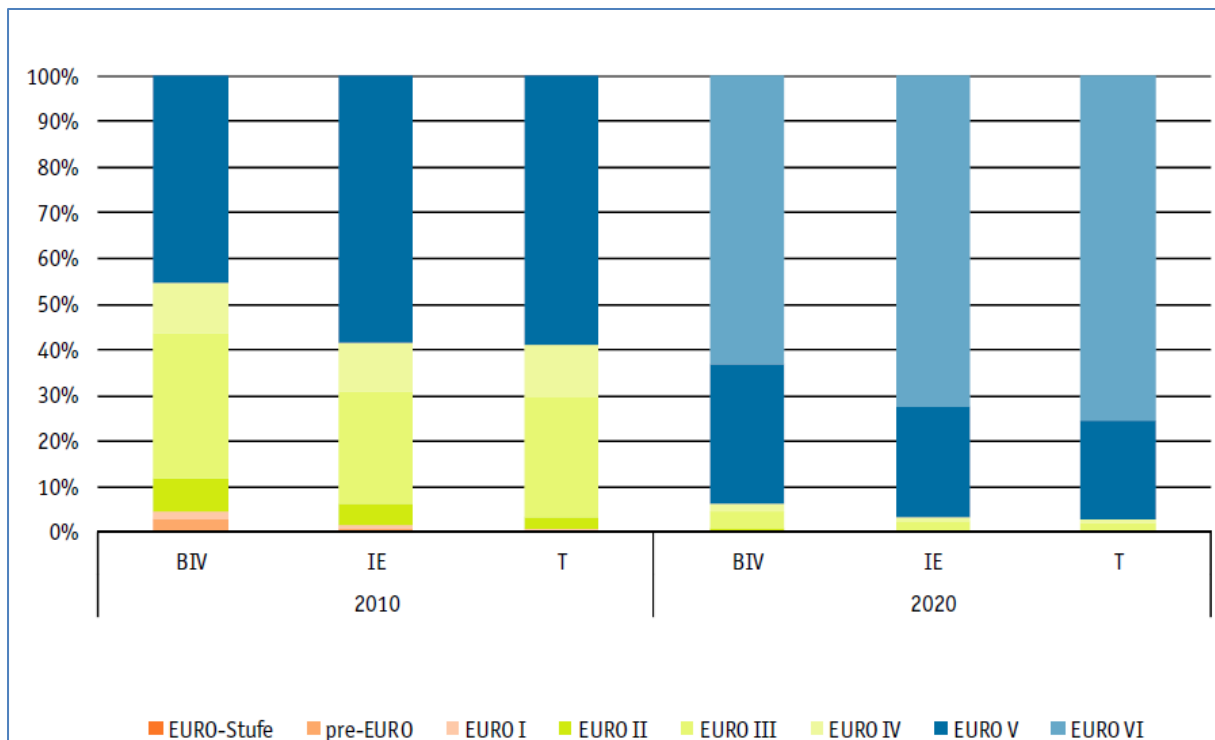


Abbildung 11: Flottenzusammensetzung der SNF für 2010 und 2020 für SNF im Binnen-Inland- (BIV), internationalen Import-/Export- (IE) und Transitverkehr (T) (23)

3.2.2.1 Ausblick Bedeutung Emissionen SNF in Zukunft

Abbildung 12 zeigt den Ausstoss der verschiedenen Verkehrsteilnehmenden, wenn alle die momentan strengsten Emissionsgrenzwerte Euro VI (SNF und Busse) bzw. Euro 6 (Personenwagen mit Benzin- oder Dieselmotor, PKW-B und PKW-D) einhalten (52). Diese Emissionsgrenzwerte müssen alle Neuwagen bei Erstzulassung ab 01.01.2013 (Euro VI) bzw. 01.01.2015 (Euro 6) einhalten (52).

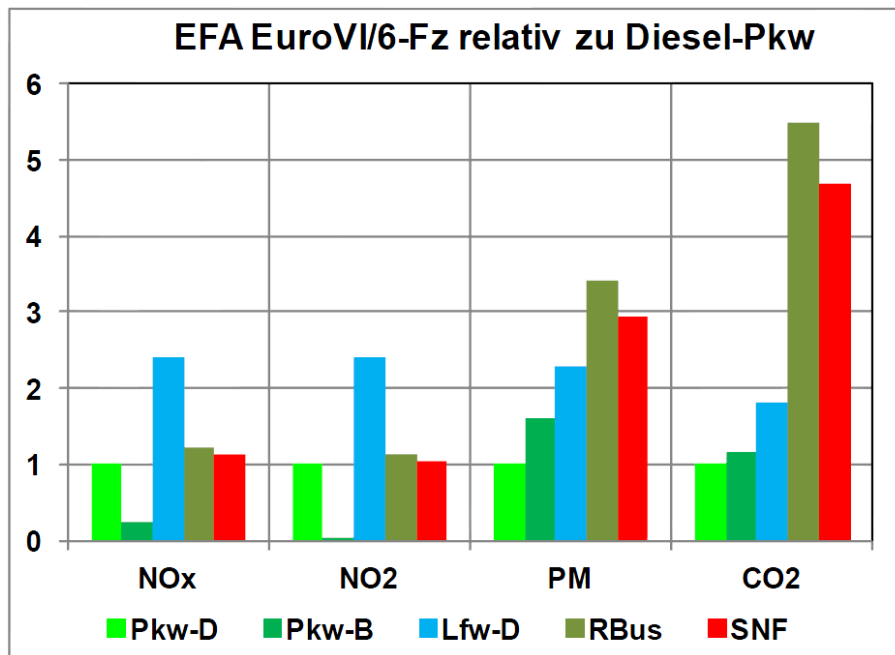


Abbildung 12: Emissionsfaktoren von Euro-VI/6-Fahrzeugen relativ zu Diesel-PKW auf Schweizer Autobahnen (52)

Relativ zu dieselbetriebenen Personenwagen (in Abbildung 12, PKW-D) emittieren benzinbetriebene PKW einen Bruchteil der Stickoxide. Durch den fehlenden Partikelfilter sind die Partikelmasse-Ausstösse (PM10) grösser. Diesel-Lieferwagen dürfen 120 km/h auf der Autobahn fahren, was sich durch ihre Grösse und ihr Gewicht auch in den Emissionen auswirkt (für höhere Geschwindigkeiten arbeiten die Motoren unter höherer Last). Busse und schwere Nutzfahrzeuge weisen durch den technologischen Fortschritt Stickoxid-Emissionen aus, die vergleichbar mit einem PKW sind. Durch den höheren Treibstoffverbrauch bei SNF und Bussen sind die Emissionen von PM10 und CO₂ höher als bei PKW (CO₂ rund 5-mal höher). Auffällig sind bei Abbildung 12 die hohen Stickoxidemissionen der Lieferwagen zu den anderen Fahrzeuggruppen. Verantwortlich dafür sind die hohen Emissionen bei dem für Lieferwagen erlaubten Tempo 120 km/h (52).

3.3 Immissionen

3.3.1 Zeitliche Entwicklung Immissionen an den MfM-U-Messstationen

Die Immissions-Jahreszahlen an den Messstationen des MfM-U-Messnetzes zeigen für NO_2 von 2003 bis 2010 keinen eindeutigen Trend (Abbildung 13). Der NO_2 -Jahresmittelgrenzwert ($30 \mu\text{g m}^{-3}$) wird an allen Messstationen an der A2 zum Teil sehr deutlich überschritten. Einzig an der A13 in Rothenbrunnen wird der Jahresmittelgrenzwert eingehalten (73).

Bei einer Sperrung der A2 hingegen steigen die Immissionskennzahlen an der A13 markant an (vgl. dazu Sperrungen der A2 (Kapitel 4.8)).

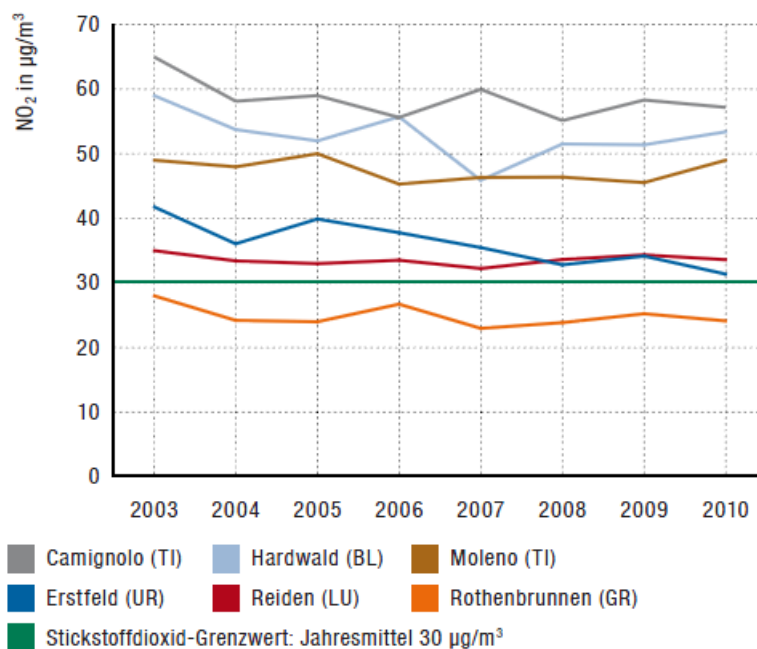


Abbildung 13: Entwicklung der NO_2 -Konzentrationen an den MfM-U-Messstationen von 2003 bis 2010. Die grüne Linie zeigt den LRV-Jahresgrenzwert an. (73)

Bei der Feinstaubbelastung ist an den MfM-U-Stationen von 2003 bis 2008 eine leichte Abnahme festzustellen. Aber auch hier wird, mit Ausnahme von Rothenbrunnen, der LRV-Jahresmittelgrenzwert von $20 \mu\text{g m}^{-3}$ überschritten. Bei Erstfeld wurde die PM_{10} -Immissionskonzentration 2008 erstmals unterschritten (71).

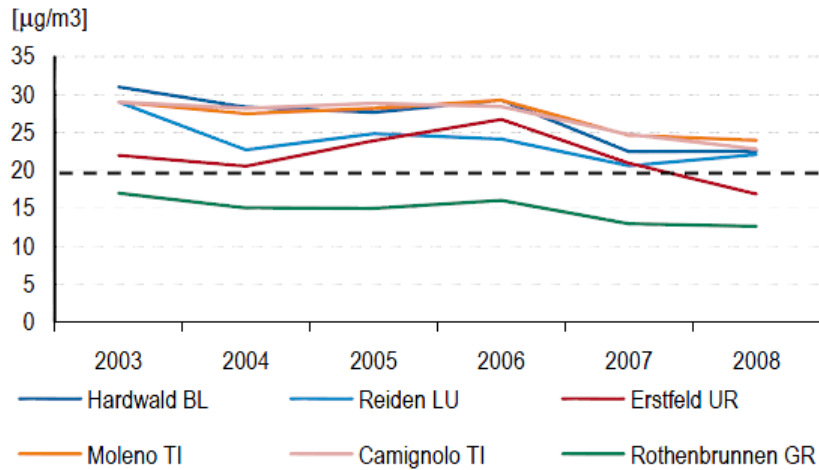


Abbildung 14: Entwicklung der PM10-Konzentrationen an den MfM-U-Messstationen von 2003 bis 2008. Die gestrichelte Linie zeigt den LRV-Jahresgrenzwert an (71).

3.3.2 Wochengang

Abbildung 15 zeigt den zeitlich variablen Immissionsanteil der SNF in Erstfeld. Deutlich ist das Fahrverbot für SNF an den Wochenenden sichtbar. Werktags sind folglich die schweren Nutzfahrzeuge für rund 50 % der gesamten Stickoxid- und Russimmissionen verantwortlich (47).

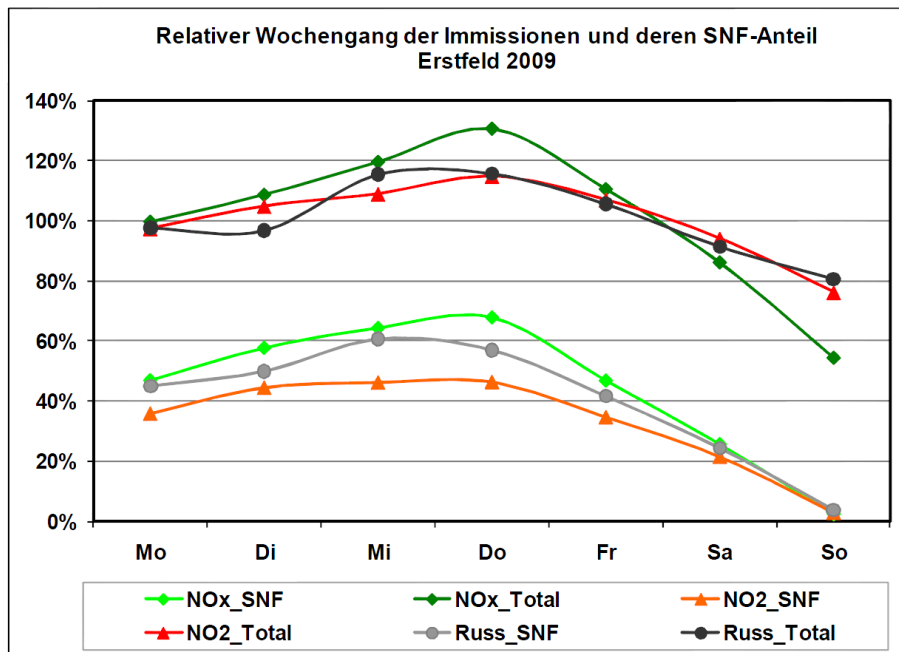


Abbildung 15: Relative Wochengänge der Immissionen und deren SNF-Anteil in Erstfeld 2009 (47)

3.3.3 NO₂/NO_x Verhältnis

NO₂ ist die gealterte (= oxidierte) Form von NO und wird über weite Strecken verfrachtet. Einziger relativ rascher Prozess zur Umwandlung von NO zu NO₂ ist die Oxidation durch Ozon. Ozon wirkt für diese Umwandlung aber oft limitierend (34).

Die NO₂-Konzentration in der Luft hängt aus chemischen Gründen stark von der NO_x-Konzentration ab (NO_x = NO + NO₂). Je höher die Stickoxid-Gesamtkonzentration, desto kleiner ist der NO₂-Anteil (siehe Abbildung 16). Eine Reduktion des NO_x-Ausstosses hat darum eine viel kleinere Reduktion des gesundheitsrelevanten NO₂ zur Folge (48).

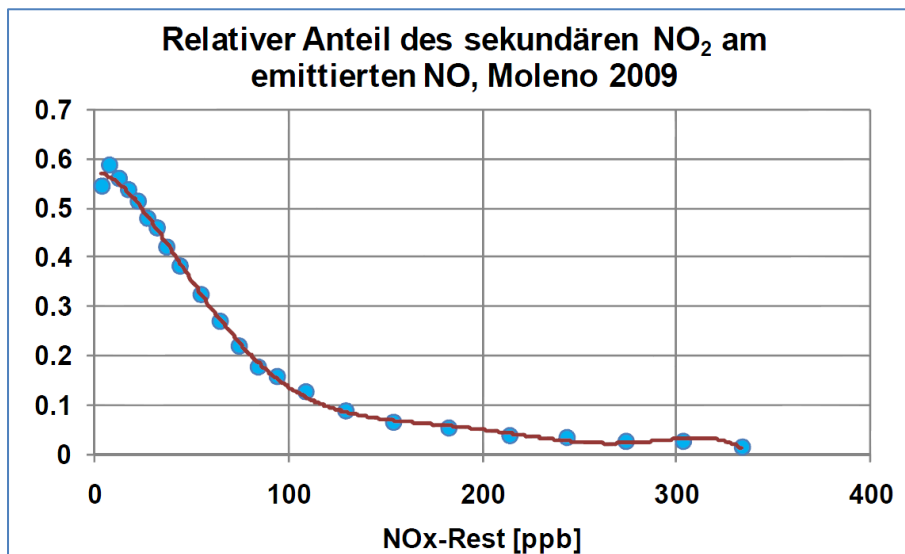


Abbildung 16: Relativer Anteil von sekundärem NO₂ am emittierten NO (Rest-NO_x) (48)

Den Zusammenhang NO₂/NO_x-Anteil und NO_x-Konzentrationen unterstreicht Abbildung 17: Mit hohen NO_x-Konzentrationen in den Morgenstunden sinkt der NO₂-Anteil im NO_x. In der Nacht und bei wenig Verkehr (= wenig Emissionen) steigt der Anteil des NO₂ im NO_x wieder an (34).

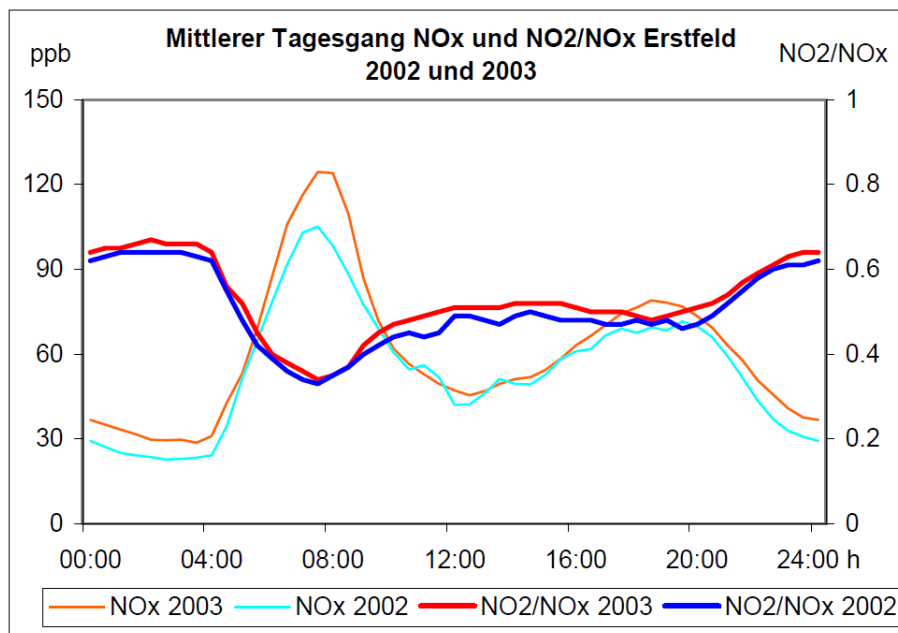


Abbildung 17: Mittlere Tagesgänge von NO_x und NO₂/NO_x-Verhältnisse 2002 und 2003 in Erstfeld (34)

Das NO₂/NO_x-Verhältnis hat in den Jahren 2004 bis 2010 deutlich zugenommen. Dieser Sachverhalt ist in Abbildung 18 dargestellt. Diese Zunahme ist vor allem auf den erhöhten Anteil des direkt von PW emittierten NO₂ zurückzuführen (51).

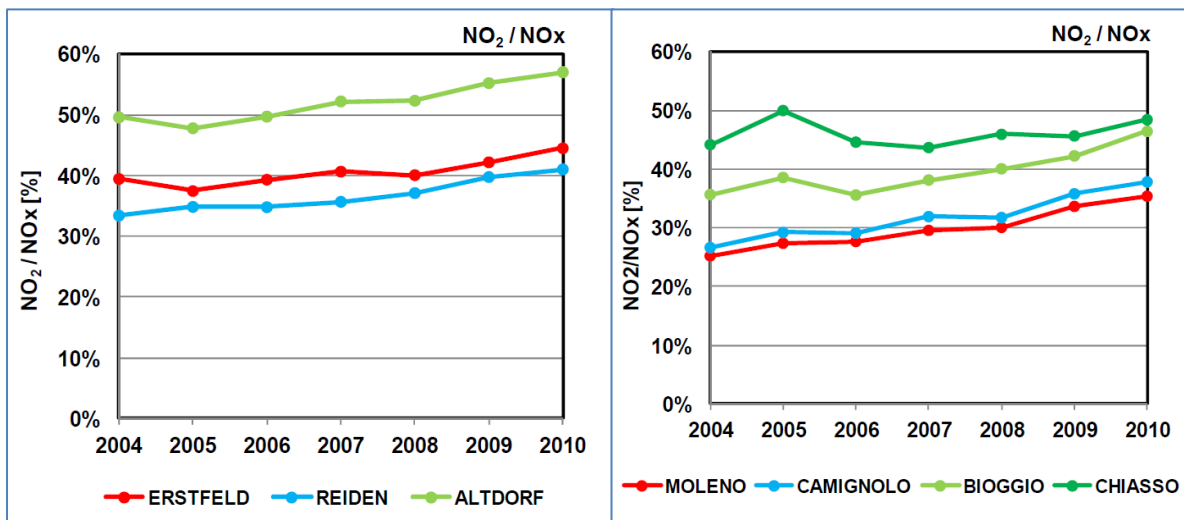


Abbildung 18: Entwicklung des Verhältnisses NO₂/NO_x im MfM-U-Perimeter (51)

3.3.4 Feinstaub und Quellenzuordnung

Anhand von Messungen (Aerosolmassenspektrometrie, ¹⁴C-Methode, Aethalometer, Größenverteilung mit SMPS) kann der Feinstaub ganz oder teilweise den Quellen zugeordnet werden. Die Feinstaubzusammensetzung variiert je nach Schadstoffquellen und geografischem Standort beträcht-

lich. Feinstaub kann als gealtertes Aerosol über weite Strecken verfrachtet werden. Deshalb können bis zu etwa 80 % des an der Autobahn gemessenen PM10 sekundär gebildeter Feinstaub sein (54).

Rund 27 % der PM10-Anteile sind beispielsweise im Urner Reusstal dem Strassenverkehr zuzuordnen, davon stammt die Hälfte aus Emissionen der Motoren (59).

Um den Verkehrsanteil am PM10 zu reduzieren, müssen vor allem die Stickoxidemissionen vermindert werden; sie sind Vorläufersubstanzen für die Bildung von sekundärem Feinstaub. Es konnte gezeigt werden, dass dies kurzfristig durch Senkung der Geschwindigkeit auf Autobahnen erreicht werden kann. Langfristig braucht es insbesondere strengere Grenzwerte für Stickoxidemissionen von Dieselfahrzeugen (54).

Holzfeuerungen haben im Winter im Urner Reusstal den gleichen Anteil am PM10 wie die Verkehrsemissionen (59). In gewissen Alpentälern können Holzfeuerungen aber bis zu 5-mal mehr zum PM10 beitragen als der Verkehr (53). Im Mittelland sind die Verkehrsemissionen um etwa einen Drittel kleiner als diejenigen aus Holzfeuerungen (54).

3.3.4.1 Russ im Feinstaub

Durchschnittlich beträgt der Russanteil im PM10 etwa 7 %. Dies mag als sehr wenig erscheinen. Betrachtet man aber die Grösse eines Russpartikels ($< 100 \text{ nm}$), wird ersichtlich, welche Rolle partikelanzahlmässig dem Russ zukommt. Die gesundheitliche Rolle des Russes ist jedoch beträchtlich (54).

Russteilchen in der Luft können neben ihrer kanzerogenen Wirkung auch die Allergenfreisetzung in Pollen erhöhen und damit allergische Beschwerden verstärken. Durch Absorption der Sonnenstrahlung trägt Russ aber auch zur Erwärmung des Klimas bei (59).

Die Russmessungen wurden im MfM-U-Messnetz mit verschiedenen Messgeräten und -Methoden ermittelt. Seit 2008 erfolgt die Messung in Anlehnung an CEN 12341 auf HVS-Filtern mittels EC/OC-Methode (EUSAAR2-Protokoll), (59). Die früheren Messwerte sind auf diese Methode nachträglich normiert worden.

Die Eidgenössische Kommission für Lufthygiene EKL hat für Russ eine maximal tolerierbare jährliche Konzentration von $0.1 \mu\text{g m}^{-3}$ für EC postuliert.⁷ Die beispielsweise im Urner Reusstal gemessenen Jahreswerte liegen mit $1.5 \mu\text{g m}^{-3}$ jedoch rund 15-mal höher als dieser maximal tolerierbare Wert. (59). Für weitere Messstandorte im MfM-U-Messnetz sind die Russwerte mit Jahreswerten von über $3 \mu\text{g m}^{-3}$ über 30-mal höher (siehe auch Abbildung 19), (48).

Mittels C14-Messungen, also dem radioaktiven Isotop mit einer Halbwertszeit von 5730 Jahren, kann aufgrund dessen Anteils im Russ eine Unterscheidung in fossilen oder nichtfossilen Ursprung gemacht werden. Diese Messungen zeigen auf, dass direkte Russemissionen des Verkehrs und der Holzfeuerungen am verkehrsbelasteten Standort in Reiden an der A2 je etwa 8 % zur Gesamtmasse des Feinstaubs beitragen (54).

Die Russwerte folgen im Jahresmittel der Leitsubstanz NO_x in Autobahnnähe. Es kann, wie Abbildung 19 zeigt, ein direkter Zusammenhang hergestellt werden.

⁷ Feinstaub in der Schweiz. Statusbericht der Eidg. Kommission für Lufthygiene, Eidg. Kommission für Lufthygiene (EKL), 2007

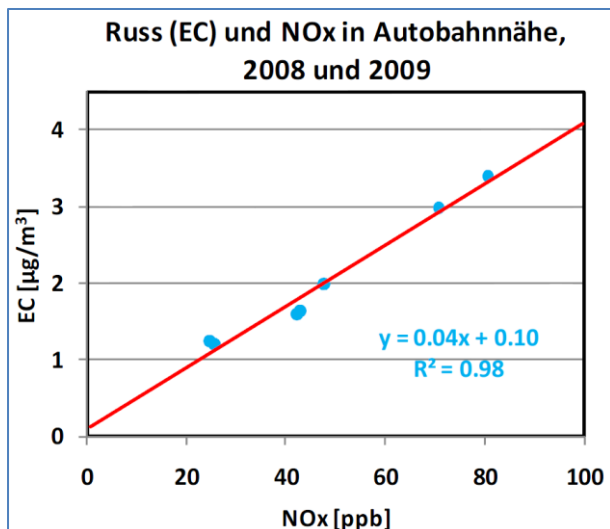


Abbildung 19: Zusammenhang zwischen Russ (EC)- und NO_x-Jahresmittelwerten an allen MfM-U-Stationen (48)

3.3.4.2 Schwermetallanalysen im Feinstaub entlang der Schiene

An der BAV-Lärmmessstation an der Schiene in Steinen SZ wurde die PM₁₀-Belastung gemessen und von 2004 bis 2007 die Eisen- und Kupferanteile im Feinstaub ermittelt. Als Referenz wurden dieselben Messungen an der inLUFT-Messstation Schwyz gemacht (Bahn-Hintergrundstation). Steinen weist in der Regel einen höheren Eisenanteil am gesamten PM₁₀ auf als Schwyz. Die Kupferanteile im Feinstaub blieben stets im Bereich der Nachweisgrenze (6).

3.3.5 Partikelanzahlkonzentration

Kleine Partikel in der Luft sind besonders mobil und können bis in die Atemwege und, je nach Grösse, sogar bis in die Blutbahnen gelangen. Sie sind an der Autobahn in höheren Konzentrationen messbar als an weiter entfernt gelegenen Standorten (59). Die Partikelkonzentrationen folgen besonders im Winter dem Tagesgang des Verkehrs (5).

Der Strassenverkehr verursacht beispielsweise in Rothenbrunnen am Morgen von 6 bis 9 Uhr eine starke Zunahme kleiner Partikel bis zu einem Durchmesser von 200 nm (38).

Während die Partikelanzahlkonzentration durch kleine Partikel bestimmt ist (Durchmesser kleiner als 250 nm), bestimmen die anzahlmässig wenigen grossen Partikel (Durchmesser grösser als 1 µm) zu rund zwei Dritteln das Volumen und somit auch die Masse, abhängig von deren Stoffdichte (38).

Die ganz kleinen Partikel (Durchmesser kleiner als 50 nm) sind nur sehr nahe an deren Quelle messbar. Durch Koagulation setzen sich die Teilchen rasch zu grösseren und damit anzahlmässig weniger Partikeln zusammen. Sie sind in 240 m Abstand zur Autobahn nur noch in kleiner Anzahl messbar (38).

Das Signal der Autobahn bei der Partikelanzahl ist deutlich zu sehen. Abbildung 20 zeigt höhere Partikelanzahlen direkt an der Autobahn (PN-A2) im Vergleich zur Hintergrundkonzentration in 415 m Abstand (PN-H1), (vgl. auch Kapitel 4.5).

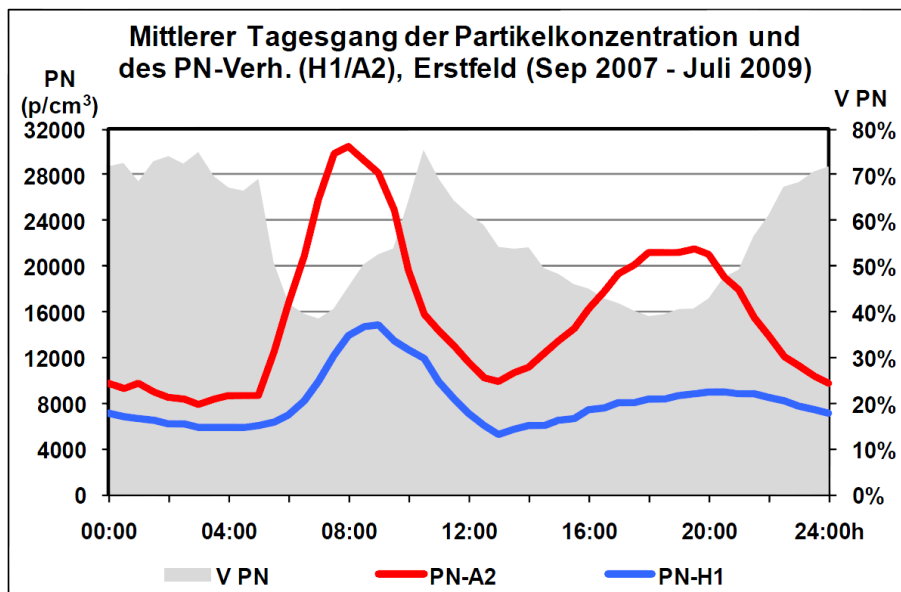


Abbildung 20: Mittlerer Tagesgang der Partikelanzahl (PN) in unmittelbarer Nähe zur Autobahn (PN-A2) und in 415 m Abstand (PN-H1), sowie deren Verhältnis (V PN), (45).

4 Schadstoffausbreitung und Projektstudien

In Kapitel 4 wird in den ersten Unterkapiteln auf die Schadstoffausbreitung in verschiedenen Regionen eingegangen und in den darauf folgenden Unterkapiteln wird die lufthygienische Situation bei verschiedenen Ereignissen untersucht.

4.1 Verhältnis von Immissionen zu Emissionen (I/E), Tau-Modell

Die Ausbreitung von Luftschadstoffen ist ein komplexer Vorgang. In topografisch gegliedertem Gelände ist sie noch komplexer als über dem flachen Land. Dies liegt an der Kanalisierung der Strömungen innerhalb der Talflanken und an den zäheren Inversionen (wenn wärmere Luft über kälterer liegt und der Wegtransport der Schadstoffe nach oben stark behindert ist).

Um diese Unterschiede zu quantifizieren wurde das Tau-Modell entwickelt. Tau oder das Verhältnis von Immissionen (I) zu Emissionen (E) zeigt, welchen Einfluss eine bestimmte Emissionsmenge auf die Immissionen an einem bestimmten Standort hat. Das Taumodell ist speziell geeignet zur Untersuchung von kurzfristigen Änderungen und zur Berücksichtigung regionaler Besonderheiten (39, 45).

Das I/E-Verhältnis variiert um nahezu einen Faktor 4 zwischen den verschiedenen MfM-U-Standorten. Es bringt zum Beispiel zum Ausdruck, dass bei Moleno nur ein Viertel der Emissionen von Hardwald anfallen, die Immissionen dennoch über 90 % von Hardwald erreichen. Das I/E-Verhältnis ist immer standortabhängig. In Tabelle 1 sind die I/E-Verhältnisse der MfM-U-Stationen in Bezug zur Station Hardwald für das Jahr 2004 zusammengefasst (36, 39).

Tabelle 1: I/E-Verhältnis an den MfM-U-Stationen relativ zu Hardwald bei Basel im Jahr 2004 (39)

Station	Camignolo	Moleno	Erstfeld	Reiden	Hardwald	Rothenbrunnen
$\tau=I/E$	251 %	416 %	224 %	110 %	100 %	260 %

Tabelle 1: I/E-Verhältnis an den MfM-U-Stationen relativ zu Hardwald bei Basel im Jahr 2004 (39) kann folgendermassen interpretiert werden: Die gleiche Menge an Emissionen wirken sich unterschiedlich stark auf die Immissionen an den verschiedenen Standorten aus. Die Station Hardwald als Standort ausserhalb der Alpen wurde in dieser Berechnung als Referenz (=100%) verwendet.

Im Allgemeinen kann festgehalten werden, dass eine bestimmte Emissionsmenge (z. B. von einem bestimmten Lastwagen) in einem Alpental im Durchschnitt die 2.5- bis 3-fache Immissionsbelastung erzeugt wie im flachen Land. Weiter erzeugt eine bestimmte Emissionsmenge im Mittel nachts etwa die 3- bis 4-fache Immissionsbelastung wie über Mittag (39).

Exemplarisch sind diese Gegebenheiten in Abbildung 21 für die Messstation Reiden dargestellt. Die Abbildung zeigt den mittleren Tagesgang des Ausbreitungsfaktors Tau in Reiden für Sommer, Zwischensaisons und Winter. Insgesamt ist ein ausgeprägter Tagesgang ersichtlich. Ein Lesebeispiel zu Abbildung 21: Mittags um 12 Uhr im Sommer und zur Zwischensaison erzeugt die Emissionseinheit von 1 kg NO_x pro km und pro Stunde eine NO_x-Immission an der Station Reiden von etwa 7 ppb. Aufgrund des ausgeprägten Tagesganges erzeugt entsprechend eine Emissionseinheit von 1 kg NO_x pro

km eine höhere NO_x -Immission während der Nacht als während des Tages. Dieser zeitliche Unterschied ist direkt auf die Stabilität der Luftschichtung zurückzuführen.

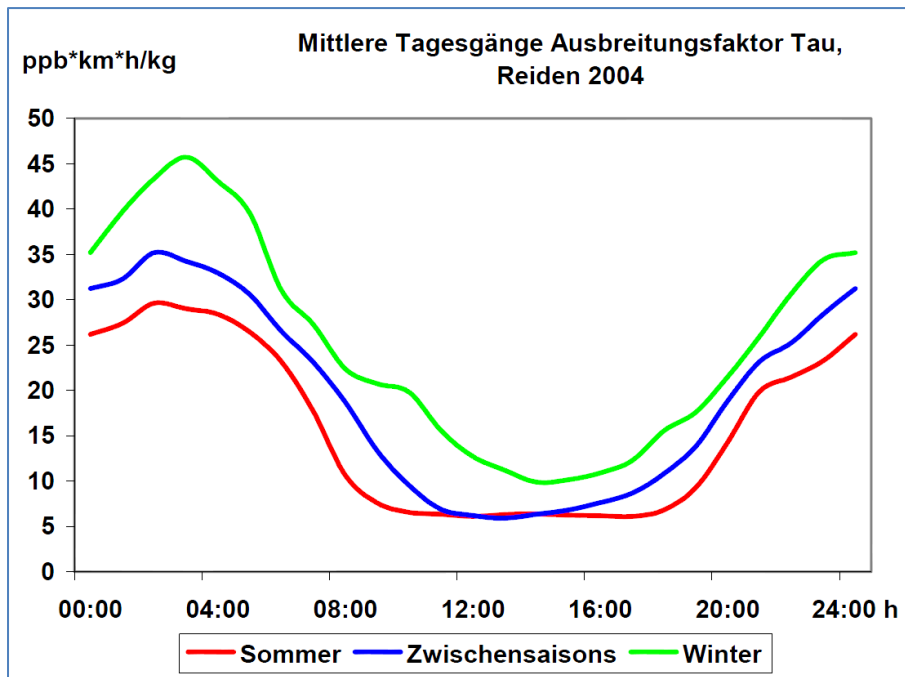


Abbildung 21: Änderungen des Ausbreitungsfaktors Tau in Reiden 2004 zu verschiedenen Tages- und Jahreszeiten. (39)

4.2 Einfluss von Inversionslagen

Abbildung 22 zeigt die Systematik der Akkumulation von Schadstoffen in (Alpen-)Tälern. (73) Die Ursachen dafür liegen in der Topografie (Behinderung der lateralen Schadstoffausbreitung und Kanalisierung des Windes) und im Klima (häufige Ausbildung von Inversionen) und gelten für alle untersuchten Täler im MfM-U-Perimeter und im iMonitraf!-Projekt. Obwohl die Täler topografisch sehr unterschiedlich sind (verschiedene Ausrichtungen der Talachsen, verschiedene topografische Strukturen), ist diese Systematik überall gültig (45).

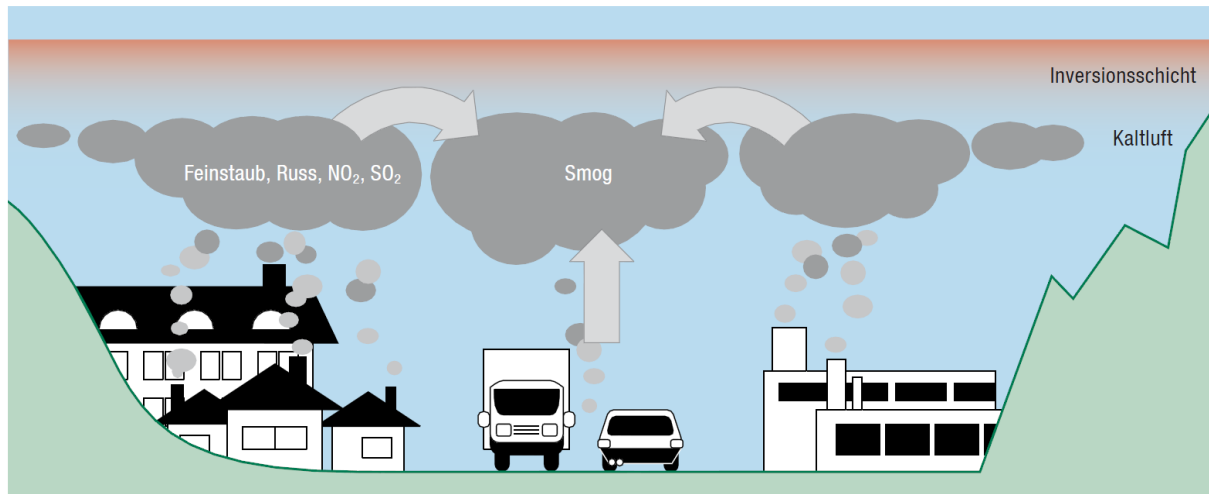


Abbildung 22: Akkumulation von Schadstoffen in der Luft durch Inversionen in Alpentälern (73)

Über die Häufigkeit und das zeitliche Auftreten von Inversionen geben folgende Abbildungen Auskunft. Abbildung 23 zeigt die Inversionshäufigkeit im Urner Reusstal im Sommer und im Winter. Inversionen treten besonders nachts auf. Zwischen Sommer- und Wintermonaten gibt es grosse Unterschiede; im Sommer findet vermehrt ein Austausch zwischen Luftschichten statt. Im Winter treten durch die niedrige Sonneneinstrahlung Inversionen besonders häufig auf (32).

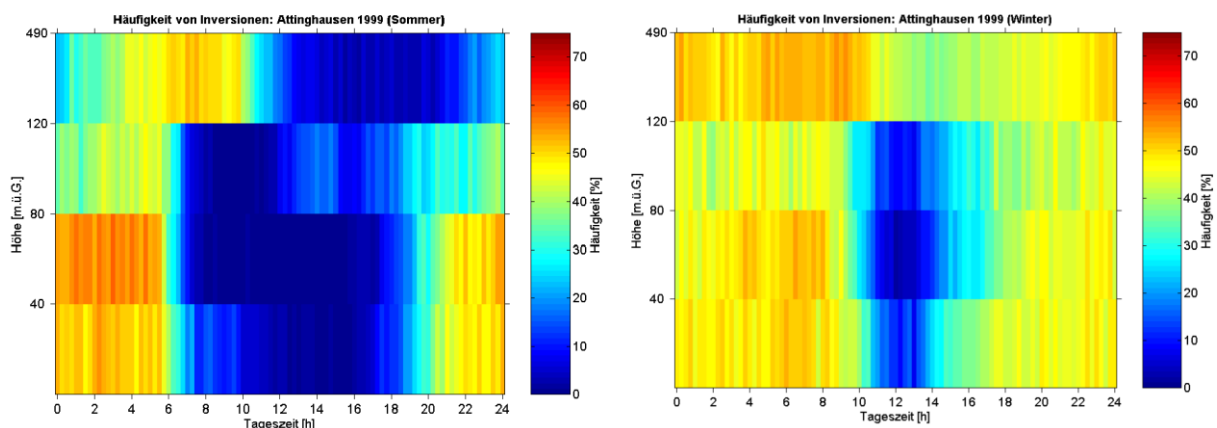


Abbildung 23: Häufigkeit von Inversionen nach Tageszeit im Urner Reusstal im Sommer (links) und im Winter (rechts) 1999 in Abhängigkeit der Höhe. Im Winter sind Inversionen viel häufiger zu beobachten (32).

Im Urner Reusstal gab es an 15 % aller Tage eine Bodeninversion (Kriterien nach Meteotest)⁸ und an 5 % aller Tage im Jahr 2004 eine Höheninversion⁹. Im Winter treten Inversionslagen dreimal häufiger auf als im Sommer (16, 25).

Abbildung 24 zeigt die Inversionshäufigkeit im Winter in den beiden Bergtälern auf der Alpensüdseite im Misox GR und Moleno TI. Dort lösen sich die Inversionen im Winter nur selten auf; die Luftschichten werden selten durchmischt und die Schadstoffe akkumulieren sich in den unteren Luftschichten. Diese Regionen sind im Winter oft von langanhaltenden, stabilen Hochdrucklagen beeinflusst (32).

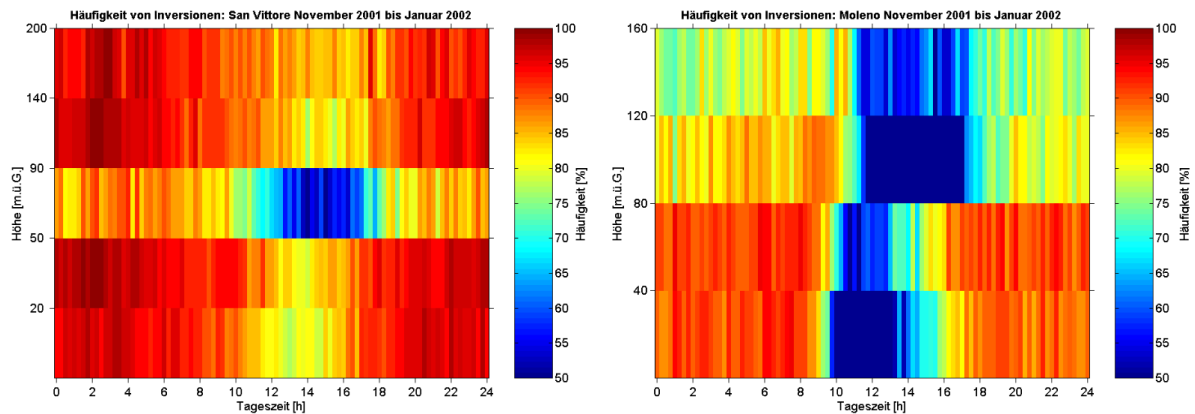


Abbildung 24: Inversionshäufigkeiten im Misox GR (links) und Moleno TI (rechts). Man beachte die veränderte Farbskala im Vergleich zu Abbildung 23! (32)

Bei Moleno gibt es die häufigsten und intensivsten Inversionen der MfM-U-Stationen. Dort herrschen von allen untersuchten Standorten auch die schlechtesten Ausbreitungsbedingungen für Luftschadstoffe, insbesondere im Winter (36).

Für alle sechs MfM-U-Messstationen konnten gute Gleichläufe zwischen Inversionshäufigkeit und NO_x , Russ bzw. Partikelanzahl sowie zwischen NO_2 und einer Kombination aus Inversionshäufigkeit und Ozon erzielt werden (40).

4.3 ZHAW-Ausbreitungsmodellierung

Damit Aussagen über den Zusammenhang zwischen dem Verkehrsaufkommen und den gemessenen Immissionen gemacht werden können, hat die Zürcher Hochschule für angewandte Wissenschaften (ZHAW) eine Schadstoffausbreitungsmodellierung für das Urner Reusstal, Camignolo und Reiden erstellt. Ziel war, ein Verfahren zu entwickeln, welches die Bereinigung der Immissionswerte von Meteeinflüssen möglich macht (62, 63, 66).

⁸ Kriterien für Meteotest-Bodeninversion: An beiden Temperaturprofilen Erstfeld und Attinghausen (beide Kt. UR) zusammen müssen mindestens 12 h mit Inversion während der Tageszeit von 5 bis 21 Uhr auftreten (26).

⁹ Kriterien für Meteotest-Höheninversion: Beim Profil Erstfeld und der Rigi-Seebodenalp muss während mindestens 8 h während der Tageszeit von 5 bis 21 Uhr eine Inversion auftreten. (26)

Die Modellierung im Urner Reusstal basiert auf den kontinuierlichen Messungen der Messstationen, NO_2 -Werten von Passivsammlern und im Speziellen auf den Messdaten während der Transektmessungen (siehe auch Kapitel 4.5). Für die Modellierung wurden auch die Windmessungen einbezogen. (66) Die Validierung des Modells hat gezeigt, dass das Modell mit den realen Bedingungen (physikalischen Vorstellungen) für NO_x und PN qualitativ gut übereinstimmt (63).

Diese statistische Modellierung erlaubt auch die Herkunft der Schadstoffe nach Windrichtung aufzuzeigen (siehe Abbildung 25), (62). Ebenfalls wäre es mit dem Modell möglich, Szenarien mit unterschiedlichen Verkehrssituationen zu rechnen (63).

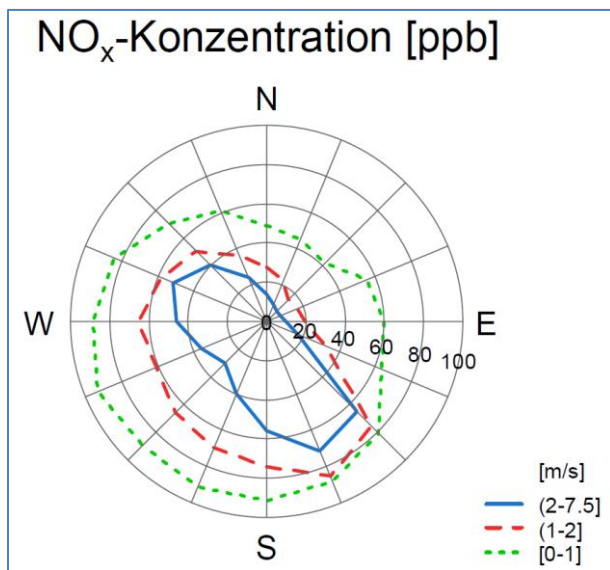
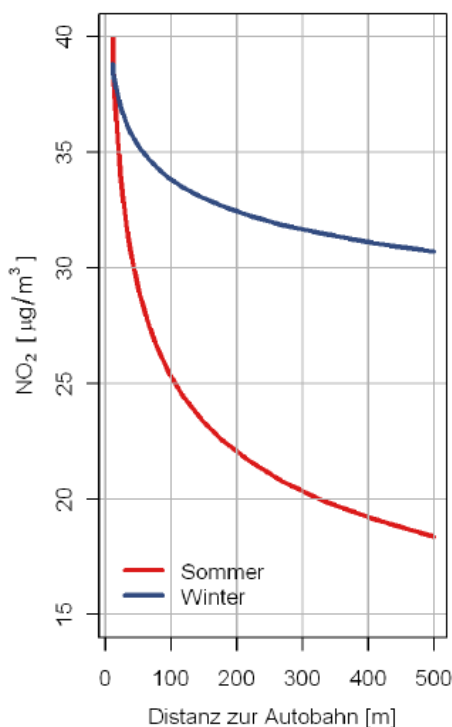


Abbildung 25: Beispiel für die Bestimmung der Herkunft von NO_x mit der Modellierung der ZHAW (62)



Innerhalb von 2 x 150 m Breite entlang der A2 sind die NO_2 -Konzentrationen während des ganzen Jahres stark erhöht. Die Konzentrationen sind tiefer bei tieferen Verkehrszahlen, in grösserem Abstand zur Autobahn, bei stärkerem Wind und im Sommer. Der Zusammenhang zwischen Autobahnabstand und Jahreszeit ist in Abbildung 26 dargestellt. Der Einfluss der A2 ist aber im ganzen Talquerschnitt messbar. In der Nacht gleichen sich die NO_2 -Konzentrationen an der A2 und an den weiter entfernten Messstationen an. Dies kann durch den verminderten Emissionsausstoss von der Autobahn begründet werden (67, 68).

Abbildung 26: Abklingen der NO_2 -Konzentration mit zunehmendem Abstand zur Autobahn für Sommer- und Winterhalbjahr (68).

Der NO_2 -Passivsammler in der Strassenschlucht von Altdorf weicht deutlich von der Abklingfunktion (siehe Abbil-

dung 26) ab. Die NO_2 -Konzentration in der Strassenschlucht in Altdorf ist gleich hoch wie an der A2 (67).

4.4 Biogene Zeiger

Luftqualitätsmonitoring ist nebst direkten (kontinuierlichen) Messungen der Luftschadstoffe auch mit Flechten an Bäumen möglich (siehe Abbildung 27). Dazu wird die Artenvielfalt der Flechten an den jeweiligen Standorten analysiert. Aus Inhaltsstoffen der Flechten können Rückschlüsse auf die Luftqualität und auf Quellen von Schadstoffen gezogen werden. Abbildung 28 zeigt die lufthygienische Situation im Urner Reusstal, wie sie anhand von Flechtenuntersuchungen ermittelt wurde. Der Einfluss der Autobahn auf die Immissionssituation ist klar ersichtlich. Lufthygienisch belastet ist ebenfalls das Zentrum von Altdorf (01).



Abbildung 27: Unterschied zweier analysierter Bäume, links ein Baum mit üppigem Flechtenbewuchs und dementsprechend aus einer immissionsarmen Gegend. Der Baum rechts zeigt keinen Flechtenbewuchs und befindet sich in einer Flechtenwüste (01).

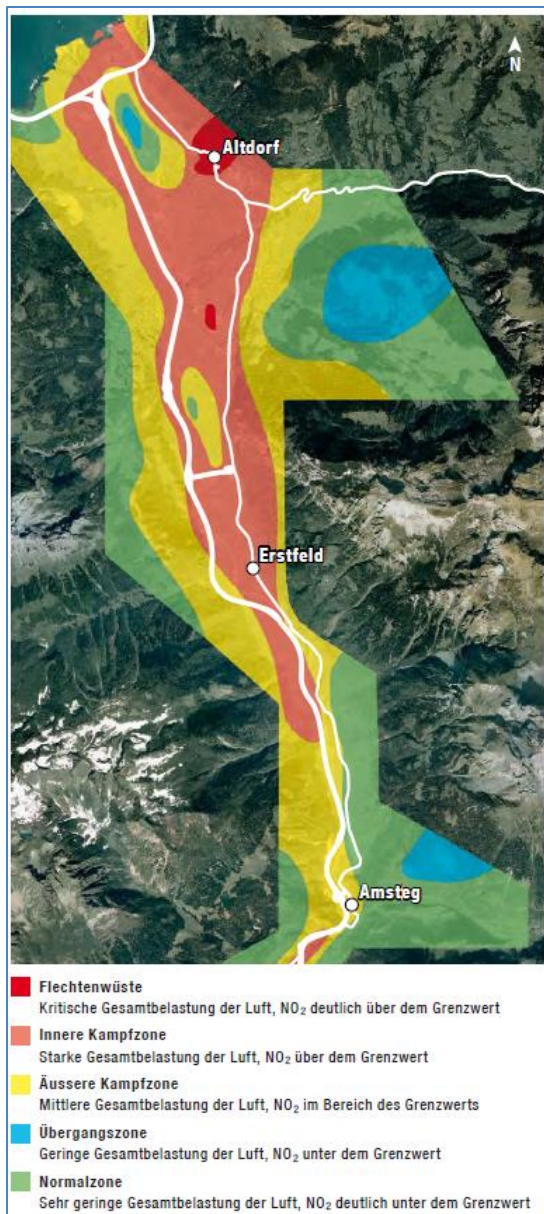


Abbildung 28: Lufthygienische Situation im Urner Reusstal, ermittelt anhand von Flechtenuntersuchungen (01)

Die Inhaltsstoffanalyse von Flechten unterstützt die Suche nach Tracern, welche Auskunft über die Umweltbelastung der schweren Nutzfahrzeuge geben können (01). Innerhalb von 40 m Abstand zur Autobahn können hohe Konzentrationen an Antimon, Cobalt und Palladium nachgewiesen werden. Spitzenreiter innerhalb von 200 m Abstand zur Autobahn ist jedoch das karzinogene PAK Benz(a)anthracen, gefolgt von den Schwermetallen Arsen, Molybdän und Kupfer (03).

Das Urner Reusstal ist mit einer hohen Stickstofffracht versorgt. Hauptquellen dafür sind der Verkehr auf Autobahn und (Kantons-)Strassen, aber auch die Intensivlandwirtschaft mit ihren Ammoniakemissionen (02). Der nachweisbare höhere NO_x-Eintrag in Bäumen, analysiert anhand von Fichten (*picea abies*), kann Bäume aus deren Gleichgewicht bringen, indem ihr Nährstoff Stickstoff direkt aus der Luft aufgenommen wird. Die Pflanze bevorzugt so den Blattwuchs gegenüber dem des Wurzelsystems. So können Wasser und andere Nährstoffe in ungenügender Menge aus dem Boden gewonnen werden. Die Gefahr des Windwurfes und von Trockenstress steigt (55).

4.5 Transektmessungen 2007 - 2009 in Erstfeld

Von Herbst 2007 bis Herbst 2009 wurden im Urner Reusstal Transektmessungen mit mehreren Messstationen betrieben (siehe Tabelle 2), um die Ausbreitung von Schadstoffen von der Autobahn zu untersuchen. In dieser Zeit wurden gleichzeitig intensive Gesundheitsuntersuchungen in der Bevölkerung gemacht (siehe Kapitel 5).

Während insgesamt vier Kampagnenmonaten wurden an je einer von drei Messstellen in 50, 100 und 200 m Abstand zur A2 Messungen durchgeführt (T1, T2 und T3 in Abbildung 29). Zusätzlich zu diesen Transektmessungen wurden Messdaten der beiden fixen Messstationen direkt an der Autobahn (in diesem Bericht „Ers neu“ bzw. „A2 Uri“ genannt) und in Altdorf (Gartenmatt, 100 m Abstand zur Autobahn) für die Analyse verwendet. Es konnten Immissionsprofile (Immissionsabnahmefunktionen im Abstand zur Autobahn) zusammengefasst werden, welche die längerfristig nur mit zwei permanenten Messstationen festgestellten Abhängigkeiten von der Tages- und Jahreszeit bestätigten. Insbesondere ist die Abhängigkeit der Immissionsgradienten von der Tageszeit sehr gross, es gibt keine für einen ganzen Tag gültigen Gradienten. Dies unterstreicht Abbildung 30 (45).

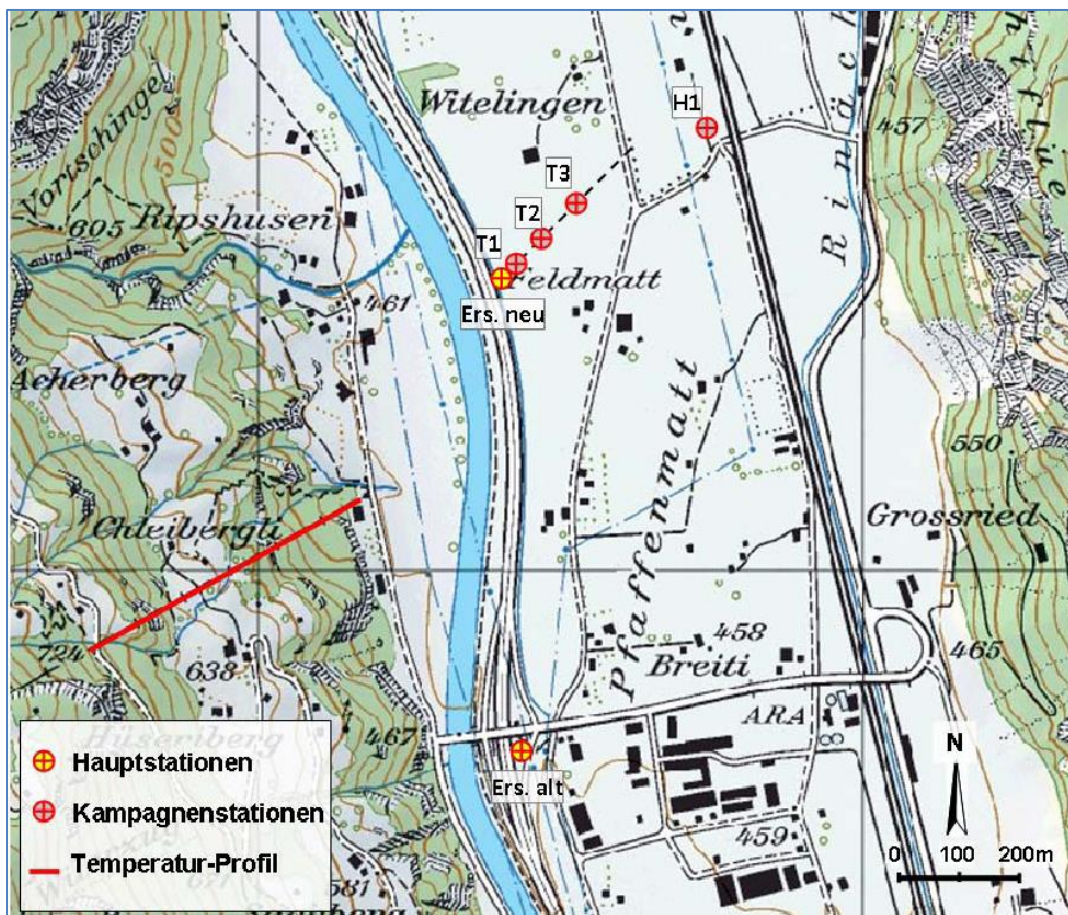


Abbildung 29: Überblick Transektmessungen im Urner Reusstal Herbst 2007 bis Herbst 2009 (45)

Tabelle 2: Distanz der Transektmessstationen von der Autobahn A2 (45)

Bez.	Distanz zur A2 [m]	Zeitraum
Ers alt	5	Frühere Permanentmessung bis Juli 2007
Ers A2	5	Aktuelle Permanentmessung seit April 2007
H1	415	September 2007 – Juli 2009
T1	50	29.07. – 26.08.2008 & 09.06. – 07.07.2009
T2	100	11.01. – 12.02.2008
T3	200	16.12.2008 – 27.01.2009

Abbildung 30 zeigt, dass die Immissionen bis in rund 400 m Abstand tagsüber sowie im Frühjahr und Sommer stärker abnehmen als nachts sowie im Herbst und Winter. Ebenso nehmen sie bei Inversionslagen weniger stark ab als ohne Inversion. Bessere Durchmischung der Luft in Bodennähe, kombiniert mit einem Vertikaltransport der Schadstoffe, sorgt für stärkere Immissionsgradienten weg von der Autobahn (45).

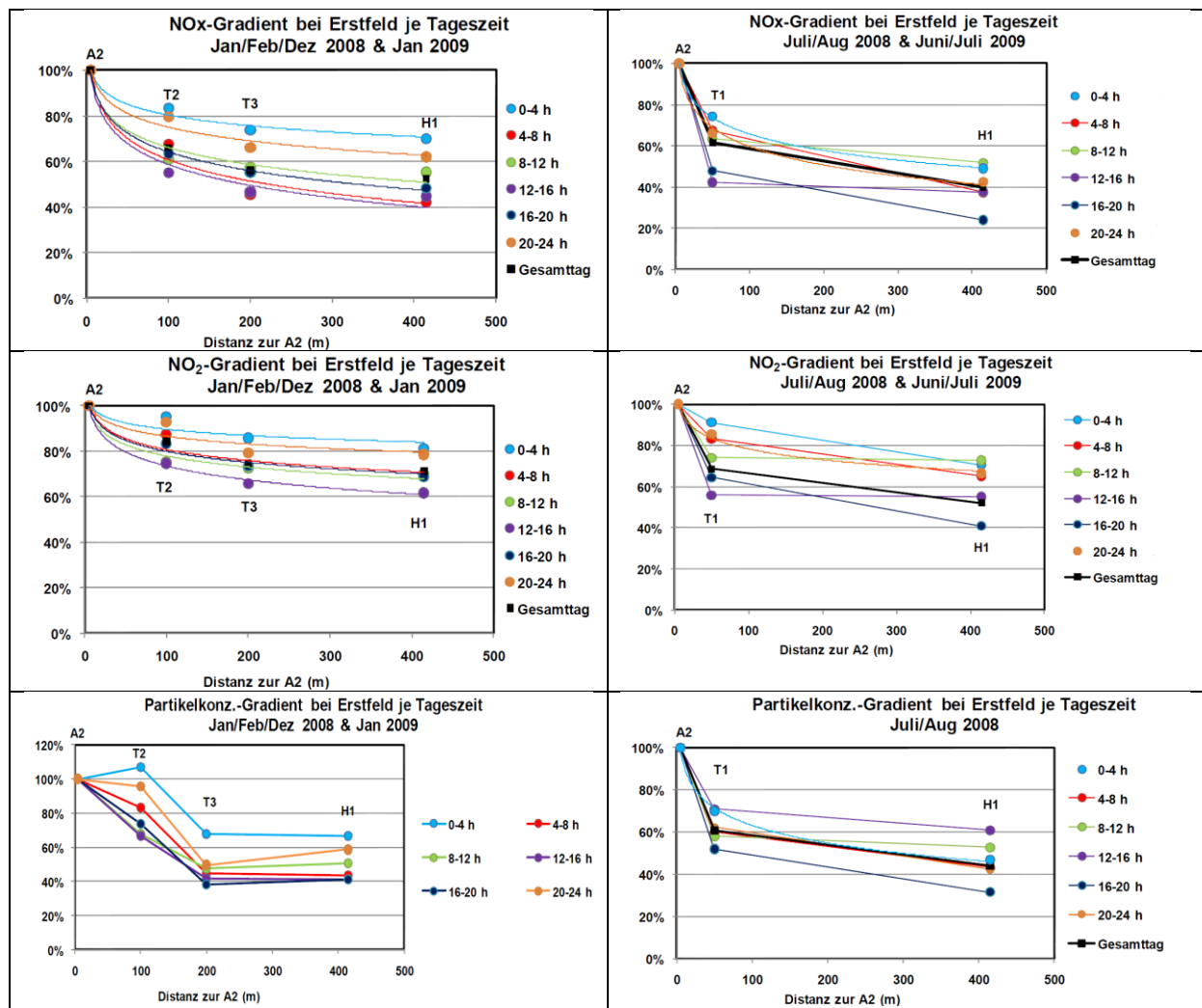


Abbildung 30: Stickoxid- und Partikelanzahlgradienten in Funktion des Abstands zur Autobahn, aufgeteilt in Sommer (rechts) und Winter (links) (45)

Das Immissionsverhältnis zwischen H1 und A2 ist einem grossen Tagesgang unterworfen, der wiederum für alle Komponenten ähnlich ist (Abbildung 31). In der Nacht mit relativ wenigen Emissionen auf der A2 sind die Immissionen relativ gleichmässig verteilt. Am frühen Morgen mit rascher Zunahme der Emissionen auf der A2 sinkt das Verhältnis stark ab. Im Laufe des Nachmittags, mit starker Turbulenz, nehmen die Immissionsgradienten stark zu (das Verhältnis nimmt also ab), bis dann gegen den Abend die Gradienten sich wieder verflachen (45).

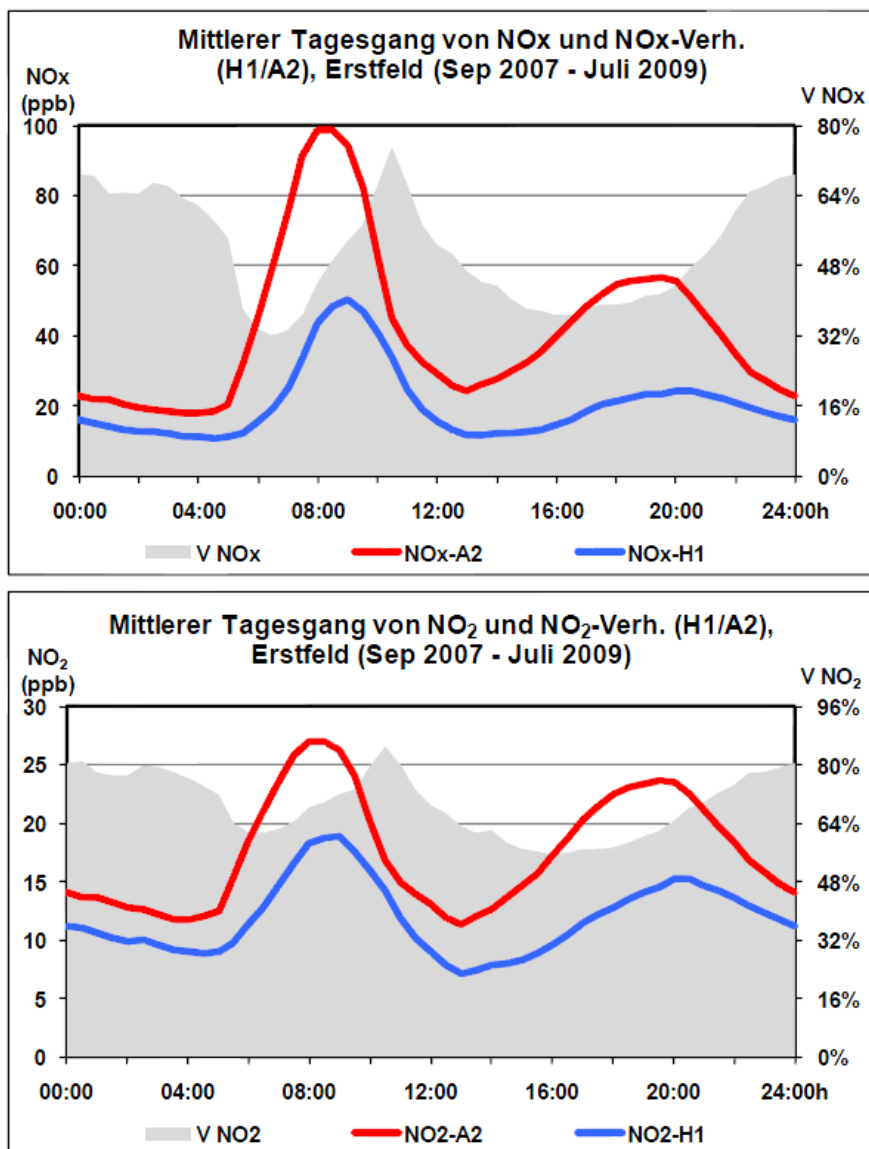


Abbildung 31: Mittlere Tagesgänge von NO_x und NO₂ sowie deren Verhältnisse autobahnnah zu -fern an der A2 bei Erstfeld UR 2007 – 2009 (45)

Die inLUFT- Messstation Altdorf (100 m von der A2, weiter nördlich) ist vergleichbar mit dem Transektstandort T2 (66). Mittags werden im Tal viele Schadstoffe emittiert, welche den Emissionseffekt der Autobahn überdecken. Dies wurde bei Messungen im Dorf in Erstfeld herausgefunden (66).

4.6 Windeinfluss auf Immissionsbelastung im Urner Reusstal

Im Erstfelder Tal herrscht fast immer Wind, auch während Wintersmogphasen. Zwischen September 2007 und September 2009 erreichten am Messstandort A2 Uri nur 5 % der Windmessungen Werte unter 0.25 m/s. Vollständig windstill war es maximal während 2 Stunden. 5 % der Windmessungen lagen über 8.13 m/s (66). Die Windverhältnisse im Urner Reusstal sind sehr regelmässig (Berg-/Talwindssystem), besonders im Sommer. Ausnahmen treten bei Föhn auf (66). In der Regel herrscht von 11 bis 16 Uhr Talwind im Urner Reusstal, und dies über das ganze Jahr. Diese Phase dauert im Sommer länger. Der Talwind ist stärker als der Bergwind. Zwischen 22 und 5 Uhr herrscht Bergwind. Dies ist ebenfalls das ganze Jahr beobachtbar. Allgemein folgen die Windrichtungen der Talhauptachse, der Wind wird stark kanalisiert (67). Je breiter das Tal, umso schwächer ist der Wind. Zudem bremst besiedeltes Gebiet den Wind (67). Bei Windrichtungswechsel am späten Vormittag scheinen die Luftmengen zweimal durch das Urner Reusstal zu ziehen und die Schadstoffe akkumulieren sich oder es wird viel im Tal emittiert (66).

4.6.1 Föhnereignisse

Im Winter 2008 zeigte ein Föhnereignis deutlich, wie sich mit der Durchmischung der Luftschichten die Stickoxid- und Partikelanzahlkonzentrationen in der Luft verringern. Innerhalb von 90 Minuten sanken die Werte drastisch (siehe Abbildung 32), (45).

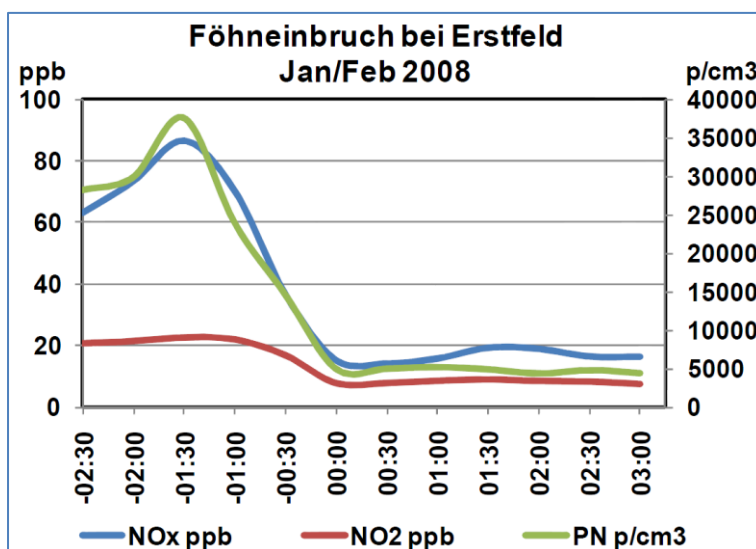


Abbildung 32: Markante Abnahme von Schadstoffen bei einem Föhnereignis im Urner Reusstal (45)

4.7 Einfluss des Nachtfahrverbots auf Immissionen

Eine emittierte Einheit Luftfremdstoffe hat je nach Jahreszeit in der Nacht einen rund 10 bis 43-mal höheren Immissionseffekt als an einem Tag im Sommer (32). Dies hat folgenden Grund: Da in Alpentälern in der Nacht stabile Bedingungen herrschen und sich Inversionen bilden können (siehe Abbildung 33), ist der Transferfaktor Tau (siehe Kapitel 4.1) besonders hoch und Emissionen wirken sich stark auf die Immissionssituation aus. Die Emissionen des Morgenverkehrs akkumulieren sich durch

diesen Effekt und die Immissionen schnellen in die Höhe (Morgenpeaks). In dieser sensiblen Tageszeit den schweren Güterverkehr mit seinem bedeutenden Emissionsanteil einzuschränken ist deshalb sinnvoll (32).

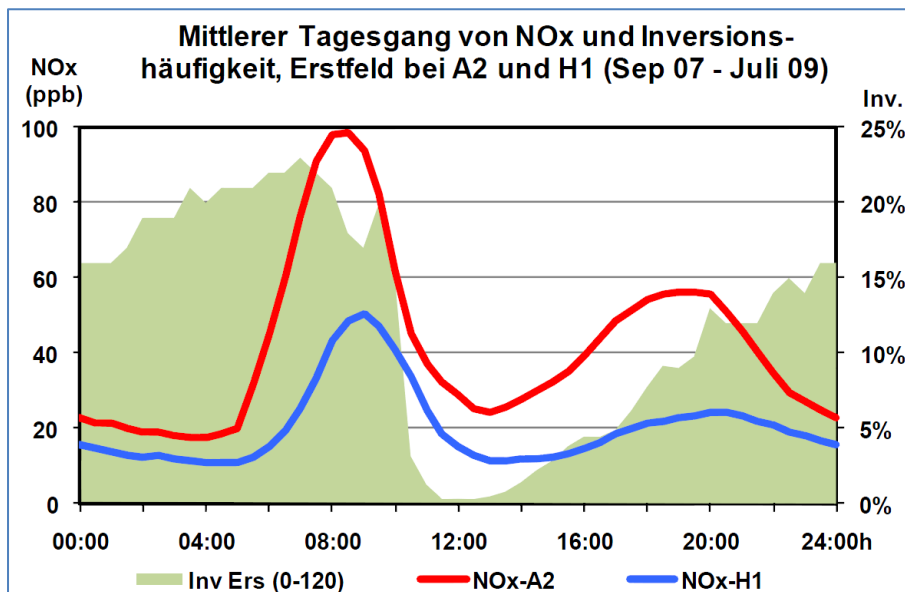


Abbildung 33: Immissionstagesgang und Häufigkeit von Inversionen im Tagesverlauf in Erstfeld 2007 – 2009 (45)

4.8 Sperrungen der A2 im Urner Reusstal

Dieses Kapitel befasst sich mit den vier Ereignissen, die zur Sperrung der A2 führten. Diese Ereignisse waren hilfreiche Situationen, um die Auswirkungen der Schliessung der A2 auf die Lufthygiene zu untersuchen.

4.8.1 Sperrung 1999 (Lawinen)

Im Winter 1999 erreichten die NO_x -Werte durch das Ausbleiben des Verkehrs trotz Inversionslage in der ersten Wochenhälfte der Sperrung keine üblichen hohen Werte. Insgesamt wurden in der Woche der Sperrung an der Autobahnmesstation rund 50 % tiefere Stickoxid-Immissionen gemessen (8).

4.8.2 Sperrung 2001 (Brand im Tunnel)

Im Sommer 2001 wurde der Gotthardtunnel nach einem Unfall für zwei Monate gesperrt. Der Schwerverkehr wurde über den San Bernardino (A13) umgeleitet. Die Anzahl SNF nahm dort um über das Fünffache zu. Die Zunahme betrug für NO_x +142 %, für NO_2 +32 % und für PM_{10} +38 % (27).

Im Urner Reusstal war die Abnahme von Schadstoffen bis zu 1 km Entfernung von der Autobahn messbar. Eine Änderung von 1000 SNF/Tag auf der A2 ergab im Winter 2001 eine Ab- bzw. Zunahme der NO_x -Werte von -18 ppb bzw. +25 bis 33 ppb (27).

4.8.3 Sperrung 2005 (Hochwasser)

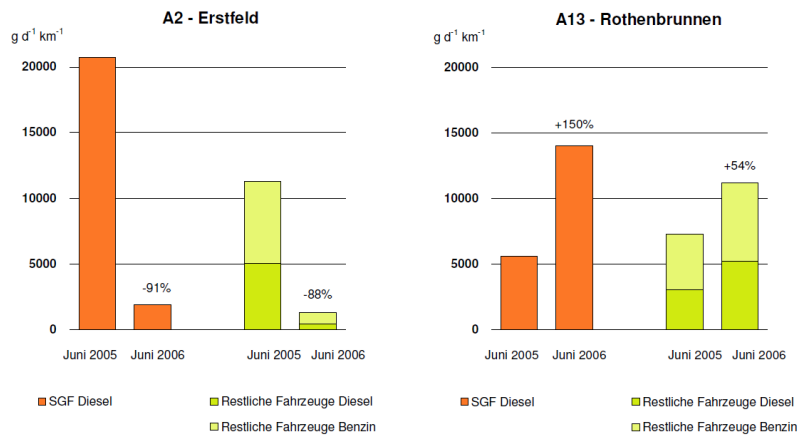
Die Sperrung der A2 im Jahr 2005 wegen der Überschwemmung des Urner Reusstals hatte lufthygienisch eine Entspannung in der Höhe eines starken Föhnereignisses zur Folge (7).

4.8.4 Sperrung 2006 (Felssturz Gurnellen)

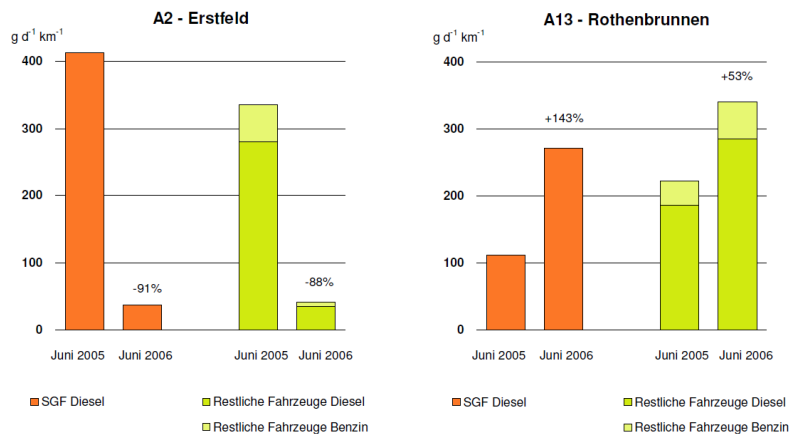
Ein Felssturz hat 2006 eine weitgehende Sperrung der Gotthardroute zur Folge gehabt. Während gut eines Monats musste der Verkehr über die A13 umgeleitet werden.

Die Verkehrsemissionen in Erstfeld und Rothenbrunnen haben sich während der Sperrung der A2 bezüglich Stickoxide, Partikel aus Abgasen und Aufwirbelungen markant verändert (Abbildung 34). Die Emissionen nahmen in Erstfeld je nach Schadstoff und Fahrzeugkategorie um 84 bis 91 % ab. Dementsprechend nahmen die Emissionen in Rothenbrunnen zu (15).

NO_x-EMISSIONEN



PARTIKEL-EMISSIONEN (AUSPUFF)



PARTIKEL-EMISSIONEN (BREMS-, PNEU- UND STRASSENABRIEB)

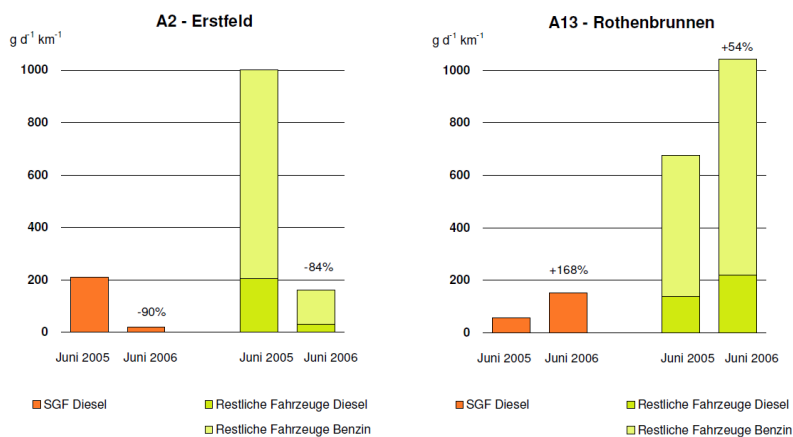


Abbildung 34: Verschiebung von Emissionen von der A2 zur A13 während Felssturz bei Gurtneilen 2006 (15)

Die Sperrung im Juni 2006 hat sich ebenfalls markant auf die Immissionssituationen ausgewirkt (Abbildung 35). In Erstfeld zeigt sich in Bezug auf NO_x und NO_2 eine Entlastung von rund 60 % und in Rothenbrunnen eine Zusatzbelastung von rund 60 %. Wie erwartet waren die Zu- und Abnahmen beim NO_2 etwas geringer als beim NO_x (10, 29).

NO_2 -Belastung quer zur A2 (Urner Reusstal)

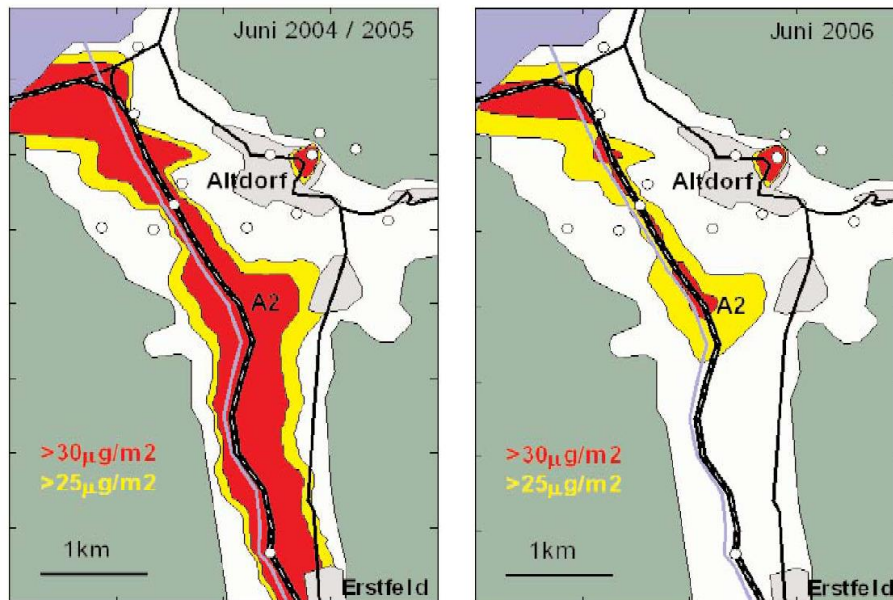


Abbildung 35: Abnahme der NO_2 -Konzentration im Urner Reusstal im Juni 2006 als Folge der Sperrung der A2 (29)

Eine Änderung von 1000 SNF pro Tag hat in den Alpentälern 2006 im Sommer eine Immissionszu- bzw. -abnahme von 7 ppb NO_x verursacht (29).

In Abbildung 36 ist der Zusammenhang zwischen NO_x -Belastung und Anzahl schwerer Nutzfahrzeuge gut sichtbar. Die Luftbelastung im Alpental im Misox reagiert empfindlich auf erhöhte Emissionen durch die Zunahme der schweren Güterfahrzeuge.

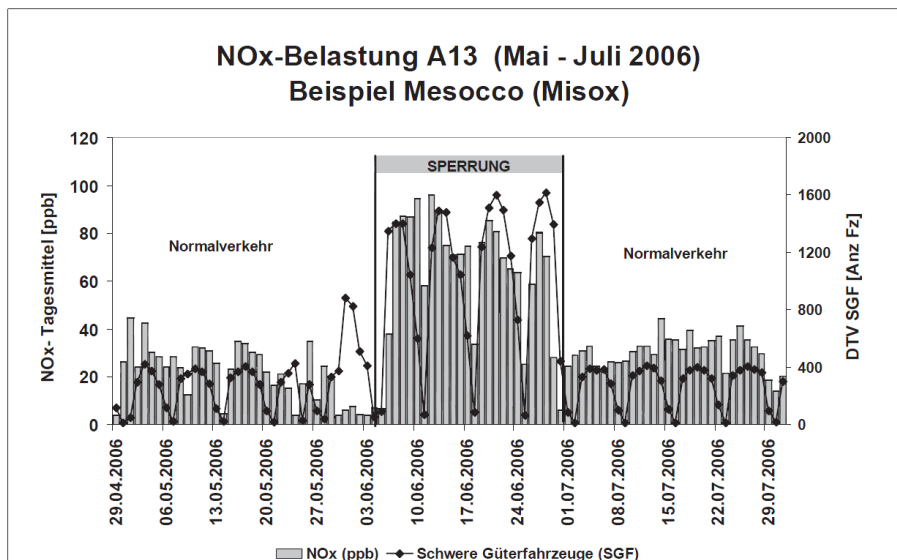


Abbildung 36: Zunahme der NO_x-Belastung im Zusammenhang mit der Zunahme von SNF an der A13 während der Gotthardsperrung 2006 (29)

Vor allem während der Morgenstunden an den Werktagen waren während der Gotthardsperrung durchschnittlich 100 bis über 200 ppb NO_x an der Station Rothenbrunnen messbar (Abbildung 37). In Erstfeld fehlten diese sonst ebenfalls üblichen hohen Morgenwerte während dieser Zeit (10).

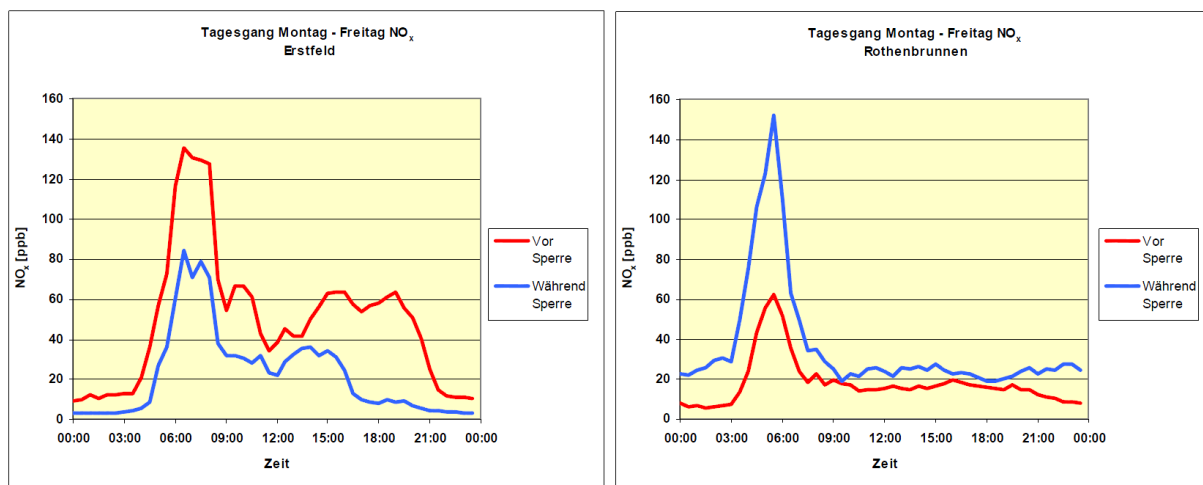


Abbildung 37: Verschiebung lufthygienischer Ereignisse von der A2 auf die Ausweichroute A13 während der A2-Sperrung 2006 relativ zum Vormonat (10)

4.8.5 Mögliche Autobahnspernung wegen Sanierung Gotthardtunnel

Falls der Schwerverkehr wegen der geplanten Sanierung des Gotthard-Strassentunnels auf die Schiene verlagert werden soll, ergäben sich dafür zwei Möglichkeiten: der Verlad auf eine „Kurz-RoLa“ (Rollende Landstrasse) zwischen Rynächt UR und Biasca TI oder eine „Lang-RoLa“ von Basel bis Chiasso.¹⁰

¹⁰ Medienmitteilung Bundesrat vom 27.06.2012. Quelle: <http://www.astra.admin.ch>

Bei einer Einführung der Lang-RoLa würden jährlich 520 t bzw. rund 48 % der NO_x- Emissionen von SNF des alpenquerenden Güterverkehrs wegfallen, bei einer Kurz-RoLa etwa 19 %. Grund dafür ist der relativ kleine Streckenabschnitt Rynächt-Biasca im Vergleich zur Distanz Basel-Chiasso (22).

5 Gesundheitsaspekte

5.1 Erkenntnisse Gesundheitsstudien des STPH 2007 - 2009

Während der Transektmessungen 2007 bis 2009 (vgl. Kapitel 4.5) wurde vom Swiss Tropical and Public Health Institute (STPH, Basel) in der Bevölkerung von Erstfeld eine intensive Untersuchung durchgeführt, um die gemessenen Schadstoffwerte mit der gesundheitlichen Beeinträchtigung der Bevölkerung in Zusammenhang zu bringen. Von einer Befragung von 2'305 Kindern im Urner Reusstal zwischen 7 und 14 Jahren konnte ein tendenzieller Zusammenhang zwischen der Wohndistanz zur Autobahn (Gauss-Funktion) und allergischen Reaktionen wie Heuschnupfen oder Schnupfen nachgewiesen werden (58).

Feinstaub von der Autobahn, im Speziellen von Lastwagen, ist ein Risikofaktor für gesundheitliche Beschwerden der Atemorgane bei Schulkindern (58). Erwachsene, die innerhalb von 200 m von der Autobahn entfernt wohnen, leiden zwei- bis dreimal häufiger unter pfeifender Atmung oder chronischem Husten als solche, die weiter weg wohnen, wie Abbildung 38 zeigt. PM₁₀ ist ein regionales Problem, während NO₂, Russ und Partikelanzahl (PN) lokal relevante Parameter darstellen, was deren Ausbreitung, aber auch gesundheitliche Auswirkungen betreffen. Die PM₁₀-Anteile des Verkehrs und der Holzfeuerungen im Winter sind mit je 27 bzw. 26 % gleich hoch. Die Gesundheitsrelevanz der Emissionen der Holzfeuerungen ist noch nicht hinreichend erforscht (59).

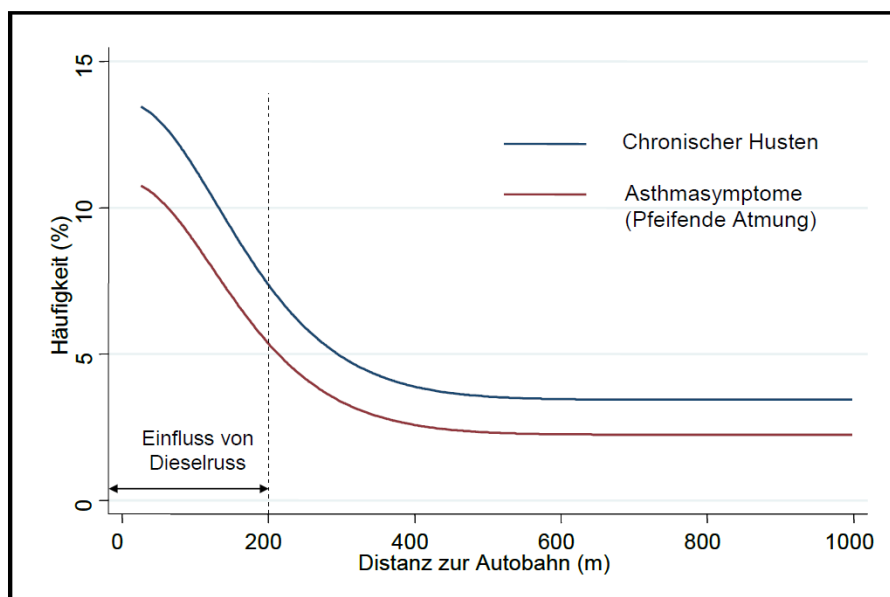


Abbildung 38: Erhöhte Atemwegserkrankungen in zunehmender Nähe zur Autobahn (59)

Menschen mit gesundheitlichen Beschwerden reagieren viel stärker auf Konzentrationsänderungen von Schadstoffen wie NO₂ und Russ in der Luft (59). Im Kanton Uri sind über 100 Erwachsene im Abstand von weniger als 200 m zur Autobahn durch Verkehrsabgase gesundheitlich beeinträchtigt (59).

Abbildung 39 zeigt die Risikozunahme für Atemwegssymptome bei vergleichbarem Anstieg der PM₁₀-Belastung aus dem Güter- und Personenverkehr. Statistisch signifikante Zusammenhänge sind mit einem * gekennzeichnet. Der Quartilabstand beträgt für Güterverkehr 0.4 µg m⁻³ und für den Perso-

nenverkehr $0.25 \mu\text{g m}^{-3}$. Dies bedeutet beispielsweise, dass, wenn die Belastung aus dem Güterverkehr um $0.4 \mu\text{g m}^{-3}$ höher liegt, das Risiko an pfeifender Atmung zu leiden um 25 % erhöht ist (59).

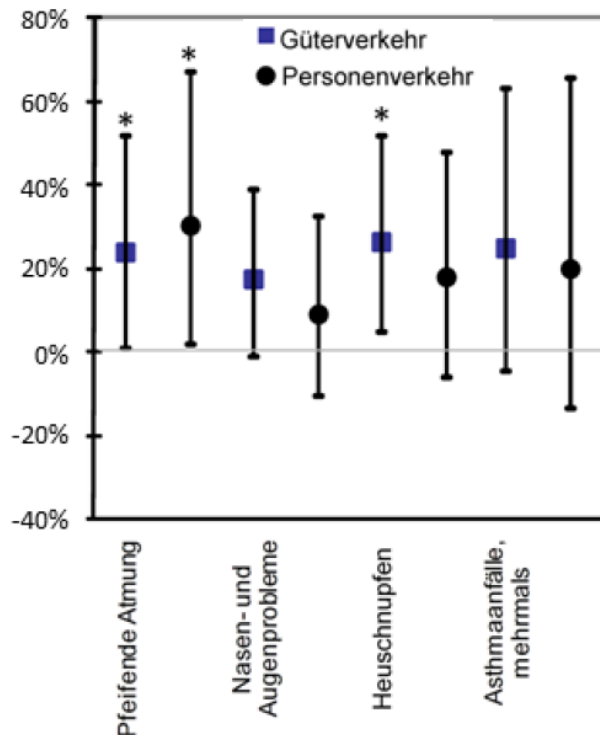


Abbildung 39: Risikozunahme in % für Atemwegssymptome bei vergleichbarem Anstieg der PM10-Belastung aus dem Güter- respektive Personenverkehr (59).

5.2 Soziologische Betrachtung (Umfragen)

Nach einer Befragung der Bevölkerung entlang der A2 und A13 und an Orten ohne Autobahn (= Referenzgebiete) wurden folgende Schlüsse gezogen (61):

5.2.1 Allgemeine Aussagen der Befragungen

- Die Bevölkerung fühlt sich mit ihrem Wohnort verbunden und schätzt die Landschaftsqualität des Wohnumfelds und die wohnortbezogene Lebensqualität als positiv ein. In den Referenzgebieten ist diese positive Einschätzung signifikant höher als in Gemeinden entlang der A2 und A13 (60).
- Die Bevölkerung fühlt sich sowohl an den Autobahnen als auch in den Referenzgebieten gleich durch den Verkehrslärm gestört. Der Anteil der stark durch den Lärm belasteten Bewohner ist an den Autobahnen weitaus höher (60).

- Das Gefühl von Machtlosigkeit gegenüber Verkehrslärm ist ausgeprägter in Gemeinden entlang den A2/A13 als in Referenzgemeinden.¹¹

5.2.2 Befragungsergebnisse bezogen auf den Kanton Uri

Die Befragung der Urner Bevölkerung kann folgendermassen zusammengefasst werden (60):

- Das allgemeine Lebensgefühl im Ort liegt bei 74.6 % der Antwortenden zwischen gut bis sehr gut.
- Am wenigsten zufrieden sind die Bewohner des Urner Reusstals mit der Qualität der Luft und der Ruhe.
- Die Landschaft wird im Wohnumfeld als sehr positiv beurteilt.
- Die Autobahn wird als Hauptlärmquelle (61 %) wahrgenommen. Eisenbahnlärm wird weniger stark störend empfunden als Lärm von LKW.
- Die Lärmeinschätzung steht nicht im Einklang mit der objektiven Lärmbelastung. Es besteht trotzdem kein Ausweichverhalten.
- Die Bewohner des Urner Reusstals sind nicht sonderlich zufrieden mit der Luftqualität. Der LKW-Verkehr wird als Hauptverursacher der Luftbelastung angesehen.
- Die Auswirkungen der A2 werden negativ bis sehr negativ (30 - 40 %) bezüglich Aussehen der Landschaft, Erholungsmöglichkeiten und Image bewertet.
- Die Umzugsmotivation ist nicht sehr hoch.
- 43 % der Befragten erwarten von der NEAT eine Lärmentlastung.
- Bei 31 % der Wegzugswilligen ist der Lärm der Hauptgrund.

¹¹ Präsentation „MfM-U TP 3“ Sozialwissenschaften Einfluss des Schwerverkehrs auf die Lebensqualität der Bevölkerung, N. Bauer, 2006, WSL, Sozialwissenschaftliche Landschaftsforschung, BAFU Share Point

6 Szenarien (zukünftiger Einfluss der Verkehrsverlagerung) bis 2020

Für die kommenden Jahre (2012 bis 2020) wurden Szenarien erstellt, mit denen mögliche Verkehrsentwicklungen untersucht wurden. Ziel ist eine Übersicht der Auswirkungen möglicher Entwicklungen.

Auf der Basis eines errechneten „Referenzzustandes 2020“ wurden zwei Arten von Szenarien untersucht; einerseits Veränderungen der Verkehrsmengen („Mengenszenarien“), andererseits Intensitäten technologischer Verbesserungen („Technologieszenarien“). Abbildung 40 zeigt eine Übersicht der verwendeten Szenarien. Diese sind Ausgangslage für die Berechnungen von Emissions- und Immissionsveränderungen bei unterschiedlichen Bedingungen, hier für Veränderungen der Luftqualität.

ÜBERSICHT SZENARIEN	
Szenario	Beschreibung
Mengenszenarien	
Real-Szenario Verlagerung	1.457 Mio. SGF/Jahr an den Schweizer Alpenübergängen
Verlagerungsziel erreicht	650'000 SGF/Jahr an den Schweizer Alpenübergängen
Zwischenziel erreicht	1.0 Mio. SGF/Jahr an den Schweizer Alpenübergängen
Keine Verlagerungspolitik	Verkehrsentwicklung 2020 ohne Einführung der 40t-Limite und flankierende Massnahmen Schienenverkehr
Nachtfahrverbot aufheben	Aufhebung des Nachtfahrverbots für SGF in der Schweiz
Teil-Verlagerungszwang	Sektorales Fahrverbot (SFV) für Transporte bahnaffiner Güter auf der Strasse (ähnlich Brenner)
Technologieszenarien	
Referenzentwicklung 2020	Emissionsfaktoren gemäss HBEFA 3.1 (siehe auch BAFU 2010a)
halbe Effizienz EURO-6/VI	Sensitivität Motoren- bzw. Abgasbehandlungseffizienz: Halbierte Absenkrate Emissionsfaktoren EURO 6/VI ² zu EURO-5/V
alle SGF EURO-VI	Sämtliche SGF mit EURO-VI (BAT), restlicher Verkehr BAU
alle Fahrzeugkat. EURO-6/VI	Sämtliche Fahrzeuge mit EURO-6/VI (BAT)
PW Tempo 100	Tempolimit für PW = 100 km/h auf Alpentransitachsen

Abbildung 40: Übersicht der verwendeten Szenarien. BAU = "business as usual" = Referenzentwicklung bzgl. Flottensammensetzung gemäss BAFU 2010; BAT = "best available technology" (23).

Für die MfM-U-Szenarienberechnungen wurden zwei Perimeter untersucht, der Abschnitt der beiden Autobahnen A2 und A13 in den Alpen sowie die gesamte Autobahnstrecke, die vom alpenquerenden Güterverkehr gefahren wird, also von Basel bzw. St. Margrethen bis Chiasso.

6.1 Szenarien aus Optik Umweltbilanz

In den folgenden Kapiteln werden die Szenarien aus der Optik Umweltbilanz betrachtet. Diese untersucht die Gesamtbilanz bezüglich Transporte der Güter in der Schweiz auf Schiene und Strasse und der Zulieferstrecken im Ausland. Abweichungen davon sind angegeben. Die Emissionsberechnungen wurden auf Basis des HBEFA 3.1 erstellt.

6.1.1 Mengenszenarien

Die Mengenszenarien untersuchen verschiedene Grade der Zielerreichung der Verlagerungspolitik (1.457 Mio., 1 Mio., 650'000 alpenquerende Lastwagenfahrten) sowie Auswirkungen bestimmter Massnahmen wie Aufhebung Nachtfahrverbot oder Verlagerungszwang bestimmter Güter auf die Luftimmissionssituation. Ebenfalls berechnet ein Szenario die Situation, wenn weder eine Aufhebung des 40-t-Verbots noch flankierende Massnahmen eingeführt worden wären.

6.1.1.1 Verlagerung des Güterverkehrs auf die Schiene

Eine konsequent umgesetzte Verlagerung von Gütern auf die Schiene bringt Schadstoffreduktionen der Emissionen (NO_x -28 %) in der Schweiz. Der überwiegende Anteil der Fahrleistungen von Gütern wird im Ausland gefahren. Daher ist auch die Stromproduktion für den Schienentransport von grosser Bedeutung. Zurzeit hat der Strom-Mix der Bahn im Ausland einen hohen fossilen Anteil. Der Transport auf der Schiene hat darum nur in der Schweiz eine so positive Ökobilanz (23).

Eine Teilverlagerung, beispielsweise von bahnaffinen Gütern wirkt sich nur unwesentlich auf das Verkehrsaufkommen aus. So sanken die NO_x -Emissionen um 12 %, die PM_{10} -Emissionen blieben ungefähr gleich (23).

6.1.1.2 Verbot 40-Tönnner

Keine Verlagerungspolitik, das heisst ein Verbot von 40-Tönnnern sowie keine LSVA, würde einen Mehrverkehr von +70 % verursachen. Neben dem geringeren maximalen Ladungsgewicht von 28-Tönnnern gibt es weitere Nachteile: Da internationale Transporte zu 88 % von 40-Tönnnern gemacht werden (bez. Fahrleistung), würden Transporte in die Schweiz also auch häufig Extrafahrten bedeuten. Neben der Belastung der CO_2 -Bilanz erhöhten sich die NO_x -Emissionen um 23 %, die PM -Emissionen um 18 % (19).

6.1.1.3 CO_2 -Reduktionspotential verschiedener Szenarien

Bei Erreichen des Verlagerungsziels reduzieren sich im Jahr 2020 die Emissionen der SNF in der Schweiz bezüglich CO_2 um 30 % oder 400'000 Tonnen auf total 882'000 t CO_2 pro Jahr. Die Umsetzung dieses Szenarios bewirkt eine Reduktion der CO_2 -Emissionen nur aus Treibstoffen in der Schweiz um 2.3 %.¹² und hat somit eine starke Wirkung in der CO_2 -Reduktionspolitik im Verkehrsbereich. Die

¹² CO_2 -Emissionen nur aus Treibstoffen: 2011: 17.2 Mio. Tonnen (BAFU 2012, Emissionen nach CO_2 -Gesetz und Kyoto-Protokoll)

Szenarien „keine Verlagerung“ und „Nachtfahrverbot aufheben“ weisen einen erhöhten CO₂-Ausstoss aus (+260'000 t CO₂ bzw. +139'000 t CO₂), (23).

Ohne Erhöhung des Gewichtslimits von 28 t auf 40 t wäre der CO₂-Ausstoss des AQGVs um etwa 20 % höher ausgefallen. Diese Zahl ist jedoch vorsichtig zu interpretieren, da Annahmen empirisch nicht gut abgestützt werden können (23).

6.1.2 Technologieszenarien

Die Berechnung des Szenarios „Referenzentwicklung 2020“ geht davon aus, dass die Verkehrsemissionen in einem hohen Mass reduziert sein werden. So sanken beispielsweise die NO_x-Emissionen der SNF im Betrieb um 74 % (23). Die Interpretation der Stickoxidwerte von Immissionsmessstationen lässt aber auf eine geringere Reduktion schliessen. Zusätzlich konkurrieren sich bei den Motoren die Treibstoff- und die Emissionsoptimierung. Eine Optimierung des Treibstoffverbrauchs kann eine Erhöhung der Stickoxidemissionen bewirken (52).

Da die BAT-Szenarien (best available technologies) daher zu optimistisch sein können und die erhofften Emissionsreduktionen möglicherweise nicht erreicht werden, wurde auf Basis der BAU-Flotten (business as usual) das Szenario „halbe Effizienz EURO-6/VI“ aus lufthygienischer Betrachtung erstellt und berechnet. Unter Annahme dieser halben Effizienz würden Standorte, welche 2011 ein NO₂-Jahresmittel von über 37 µg m⁻³ aufwiesen, die Immissions-Grenzwerte bis 2020 wahrscheinlich nicht einhalten (52). Abbildung 41 gibt Auskunft, welcher Effekt einer Massnahme an verschiedenen Standorten erwartet werden kann.

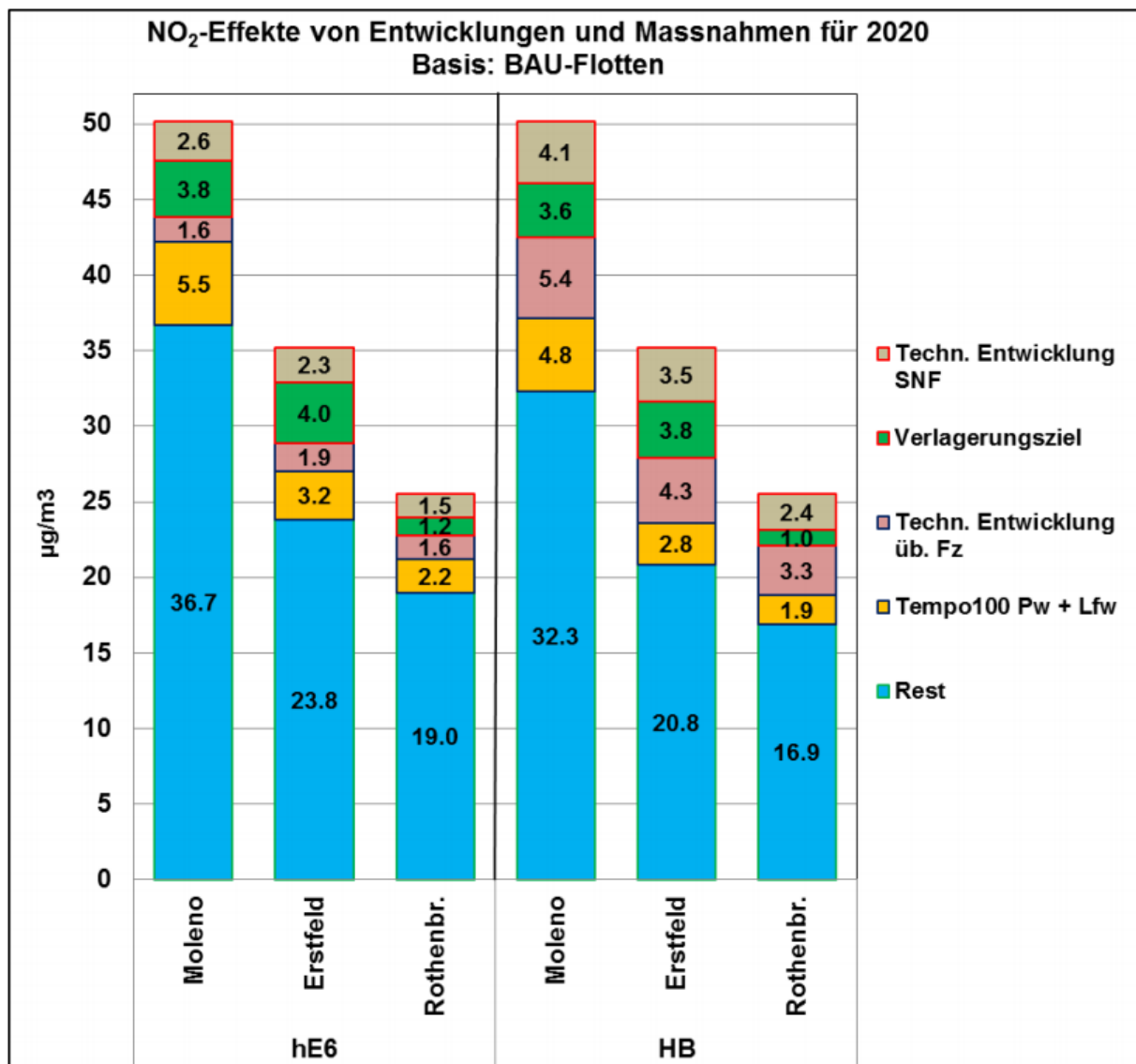


Abbildung 41: Effekte von Entwicklungen und Massnahmen auf NO₂-Immissionen 2020 nach EFA-Ansätzen "HB" und "hE6" - halbe Effizienz von EURO-VI/6-Fahrzeugen

6.1.2.1 Tempo 100

Ein Tempolimit für PW von 100 km/h bedeutet eine Emissionsminderung bei Autobahnfahrten von durchschnittlich 4 – 6 % für CO₂ und NO_x. Feinstaub aus Abgasen liesse sich um 10 % reduzieren (23).

6.2 Szenarien aus Optik MfM-U

Dieses Kapitel beschäftigt sich mit den Auswirkungen der Szenarienrechnungen auf das Alpengebiet, d. h. von Erstfeld UR bzw. Bonaduz GR bis Bellinzona TI (siehe Abbildung 42). Andere Strecken im In- und Ausland wurden als fahrleistungsgewichtete mittlere Distanzen berücksichtigt. Die Mengeneffekte sind durch die deutlich kleinere Strecke kleiner (23).

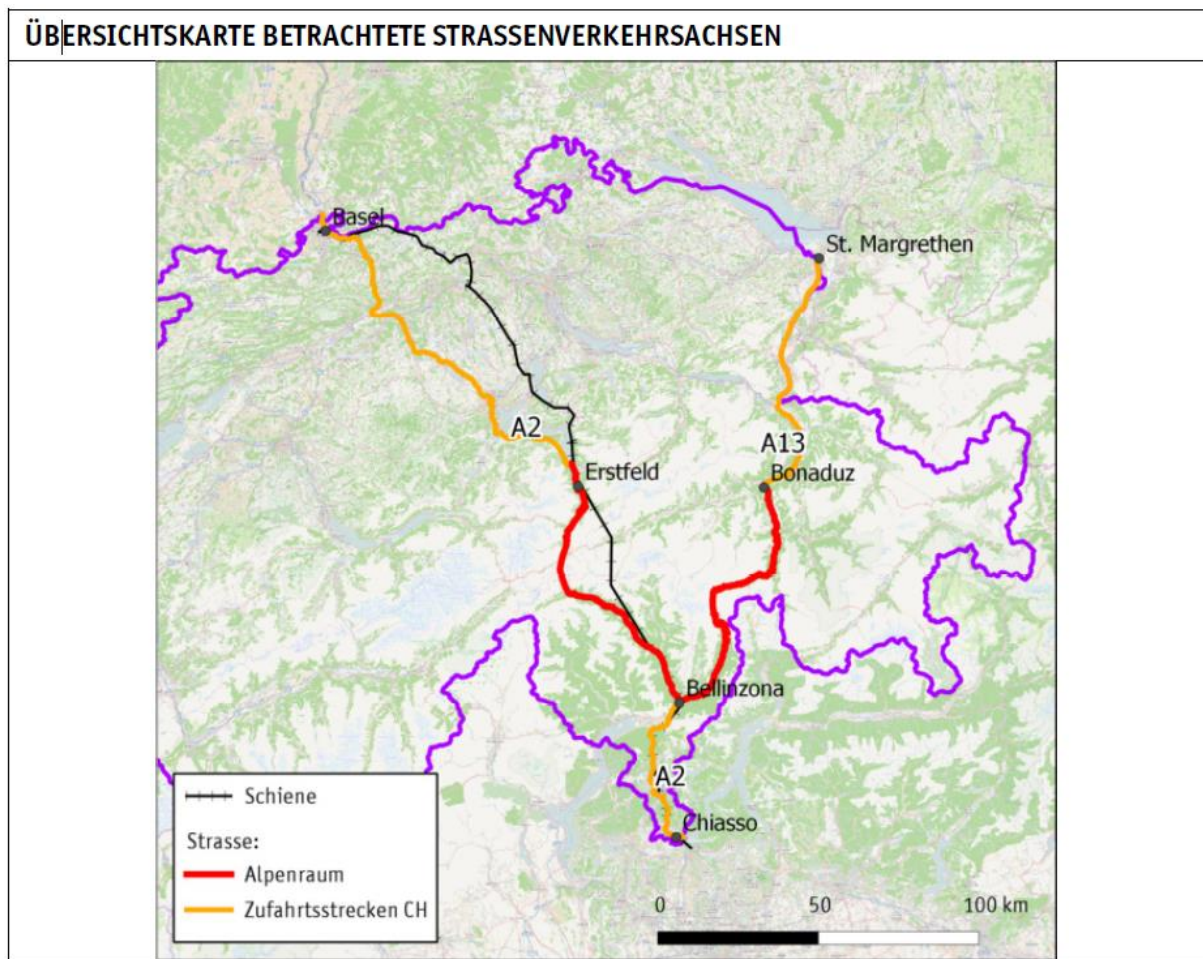


Abbildung 42: Darstellung des MfM-U-Perimeters "Alpenraum", für den die Szenarien gerechnet wurden (23).

Für den Alpenraum sind die Verlagerungseffekte direkter und deutlicher ausgeprägt, da die Bedeutung der Zulieferstrecken im In- und Ausland ausgeblendet wird. So verändern sich die Betriebsemissionen der SGF im Alpenraum von -55 % (Verlagerungsziel erreicht) bis +30 % (keine Verlagerung). Die grösste Variabilität hat CO₂, die kleinste der Feinstaub aus Abrieb (23).

Über alle Fahrzeugkategorien sind die Effekte abgeschwächt, da der Restverkehr von der Verlagerung nicht beeinflusst wird. Damit bewegen sich die Emissionen in der Grössenordnung von -20 % bis +11 % (CO₂), -14 % bis +8 % (NO_x), -8 % bis +6 % (Feinstaub aus Abgasen) und -9 % bis +9 % (Feinstaub aus Abrieb), (23).

Bei einer Verdoppelung der Verkehrsemissionen erhöhen sich die Immissionen bei gleichbleibenden meteorologischen Bedingungen um 50 % (62).

Eine Temporeduktion für den Leichtverkehr auf der Autobahn A2 bringt immissionsseitig einen positiven luftthygienischen Effekt (und gleichzeitig einen ähnlichen positiven Effekt in der Lärmbelastung, Anm. des Verfassers). Er ist in der gleichen Grössenordnung wie der Effekt durch das Erreichen des Verlagerungsziels beim Güterschwerverkehr (23).

7 Literaturverzeichnis

Nr.	Autor	Jahr	Firma	Titel
1	Herzig R.	2007	AGB	Biologisches Luftqualitätsmonitoring mit Flechten entlang der A2 und A13 und Zuweisung relevanter Luftschadstoffe zum Schwerverkehr
2	Herzig R. und Ricci A.	2010	AGB	Luftqualitätsuntersuchung mit Flechten im Kanton Uri, Unteres Urner Reusstal, Ersterhebung 2008
3	Herzig R.	2010	AGB	Biomonitoringanalysen im Unteren Urner Reusstal entlang der A2, Exemplarische Ergebnisse der Transektuntersuchungen
4	Böhler P.	2005	inNET	Luftimmissionen Erstfeld während der Sperrung A2 im August 2005 (Hochwasser)
5	Böhler P.	2005	inNET	Tagesgang Partikelzahl 10 nm - 3µm Reiden
6	Böhler P.	2008	inNET	Erläuterungen Metallanalyse Steinen und Schwyz
7	Böhler P.	2009	inNET	Verlauf Partikel an den MFM-U Stationen 2003 – 2009
8	Thudium J. u. a.	1999	Oekoscience AG	Die Luftbelastung entlang der Alpentransitachsen A2 und A13 während der lawinenbedingten Sperrung der A2 im Februar 1999
9	Broder B. und Dörig S.	2005	Emch+Berger AG	Alpenquerender Güterverkehr: Prognose Einhaltung IGW der LRV an den Standorten Erstfeld und Moleno bei Erreichen des Verlagerungsziels 2009
10	Broder B. u. a.	2007	Emch+Berger AG	Sperre Gotthard 2006, Auswirkungen auf die Verkehrs- und Luftbelastung im Einflussbereich der Transitachsen Gotthard und San Bernardino
11	Heldstab J. u. a.	2005	Infras, Meteo-test	Umweltmonitoring flankierende Massnahmen, Luft- und Lärmmodellierungen
12	Kljun N. und Heldstab J.	2006	Infras	NO ₂ -Konzentrationen im Urner Reusstal, Rückblick 1999 – 2005
13	Heldstab J. u. a.	2006	Infras	Umweltmonitoring flankierende Massnahmen, Umweltbilanz der bisherigen Entwicklung im alpenquerenden Güterverkehr
14	Kljun N. u. a.	2006	Infras	Umweltmonitoring flankierende Massnahmen MfM-U, Verkehrsemissionen und Treibstoffverbrauch 2004/2005
15	Kljun N. und Heldstab J.	2007	Infras	Emissionsbilanz Gotthardsperrung 2006
16	Kljun N. u. a.	2007	Infras, Oeko-science AG	Immissionsmodellierung im Urner Reusstal, Klassifikation von Ereignissen
17	Kljun N. und Heldstab J.	2007	Infras	Immissionsmodellierung im Urner Reusstal, Modellbeschreibung und Resultate
18	Wüthrich P. u. a.	2009	Infras	Umweltmonitoring flankierende Massnahmen MfM-U, Verkehrsemissionen und Treibstoffverbrauch 2006/2007
19	Wüthrich P. Bieler C. Keller M.	2010	infras	Umweltmonitoring flankierende Massnahmen MfM-U, Verkehrsemissionen und Treibstoffverbrauch 2008/2009
20	Wüthrich P. Ickert L. Keller M.	2012	Infras	SVI-GV TP H - BESCHREIBUNG VARIANTEN ZOHNE LSVA

21	Heldstab J. u. a.	2010	Infras, test	Meteo-	Verkehr, Emissionen, Immissionen im unteren Reusstal, Entwicklung 2008, 2013, 2025
22					
23	Wüthrich Ph u.a.	2012	Infras		Szenarien für 2020
24	Ruckstuhl Chr. Kägi P.	2011	inNET ring AG	Monito-	Homogenisierung Erstfeld, Korrektur von NOx- und NO2- Messwerten aufgrund der Stationsverschiebung im Jahr 2007
25	Ruckstuhl Chr.	2011	inNET ring AG	Monito-	Luftqualität und Verkehr im Kanton Uri, Synthesebericht der von 1995-2010 für den Kanton Uri erstellten Studien über die Luftqualität und den Verkehr
26	Kägi P. Ruckstuhl Chr.	2012	inNET ring AG	Monito-	Übersicht über die Immissionsmessungen im Kanton Uri mit Fokus auf das Jahr 2012
27	Thudium J. u. a.	2002	Oekoscience AG, PSI, IFEC, IAC-ETH		Umleitung Gotthard 2001, Auswirkung der Verkehrsverlagerung auf die Luft- und Lärmbelastung in den Kantonen Graubünden, Tessin und Uri
28	Lötscher H.	2000	AfU Graubünden		Luftbelastung und Verkehr auf der A13 bei Maienfeld, 1990 bis 1999
29	Lötscher H. u. a.	2006	ANU GR, inNET, Oekoscience AG, Emch+Berger AG, IAC-ETH		Umleitung Gotthard 2006, Auswirkung der Verkehrsverlagerung auf die Luftbelastung entlang der Alpentransitachsen A2 und A3/A13
30	Künzle T.	2010	Meteotest		Bestimmung vom Emissionsanteilen im unteren Urner Reusstal, Datenaufbereitung, Dokumentation
31	Thudium J. u. a.	2002	Oekoscience AG, Projekta AG, PSI		Ausbreitung von Luftschadstoffen um die Transitachsen Gotthard und San Bernardino
32	Siegrist F. und Thudium J.	2002	Oekoscience AG		Zusammenstellung von immissionsklimatischen Erkenntnissen in der Umgebung von Alpentransitachsen, Brenner, San Bernardino, Gotthard
33	Thudium J.	2003	Oekoscience AG		Verkehr und Immissionen in den Alpentransittälern
34	Thudium J.	2004	Oekoscience AG		Hohe Stickstoffdioxidwerte im Jahre 2003 in der Schweiz, in Tirol und in Vorarlberg
35	Thudium J.	2004	Oekoscience AG		Szenarien simulierten Verkehrsaufkommens auf der Gotthardachse 2003, lufthygienische Auswirkungen an den MfM-U Messstellen Erstfeld und Moleno
36	Thudium J. und Schumacher E.	2004	Oekoscience AG		Verkehr und Immissionen entlang der schweizerischen Alpentransitstrecken 2003
37	Thudium J. u. a.	2005	Oekoscience AG		Monitraf, Work Package 5, Zur Luft- und Lärmsituation in den Alpentransittälern von Fréjus, Montblanc, Gotthard und Brenner
38	Thudium J. und Grimm S.	2006	Oekoscience AG		Immissionen an der San Bernardino-Route im Zusammenhang mit der Gotthardsperrung im Juni 2006
39	Thudium J.	2006	Oekoscience AG		Immissionsklimatische Untersuchungen an den Messstationen für 2004
40	Thudium J.	2006	Oekoscience AG		Witterungseinflüsse auf die Immissionen hinsichtlich einer Interventionsplanung

41	Thudium J. und Chélala C.	2007	Oekoscience AG	Immissionsklimatische Studie zur Messstation Camignolo, Inversionen und Windfeld Einfluss des Seitentales, Temperaturmessung am Masten und im Hang
42	Thudium J.	2008	Oekoscience AG	Einfluss der Geschwindigkeitsreduktion während der Bauphase auf der A2 bei Erstfeld auf die Immissionen
43	Chélala C. und Thudium J.	2008	Oekoscience AG	Wochengänge von Immissionen und Verkehr an den MfMU-Messstellen Erstfeld, Moleno und Rothenbrunnen von 2003 bis 2007
44	Thudium J.	2009	Oekoscience AG	Vergleich der beiden Messstandorte bei Erstfeld an der Autobahn A2
45	Thudium J.	2009	Oekoscience AG	Immissionsgradienten an der Autobahn A2 im Urner Reusstal bei Erstfeld
46	Chélala C. und Thudium J.	2009	Oekoscience AG	Anteil der schweren Nutzfahrzeuge an Verkehr und Immissionen, Darstellung anhand von Wochengängen für die MfMU-Messstationen Erstfeld, Moleno und Rothenbrunnen 2003 - 2007
47	Chélala C. und Thudium J.	2010	Oekoscience AG	Anteil der schweren Nutzfahrzeuge an Verkehr und Immissionen, Darstellung anhand von Wochengängen für die MfMU-Messstationen Erstfeld, Moleno und Rothenbrunnen 2003-2009
48	Thudium J.	2010	Oekoscience AG	Auswirkungen verschiedener Szenarien des alpenquerenden Güterverkehrs auf die Stickstoffoxidimmissionen an der Gotthardachse, Massnahmen des Bundeslandes Tirol zum Strassenverkehr auf der Brennerachse
49	Thudium J. Chélala C.	2010	Oekoscience AG	Untersuchung zu den Stickoxid-Morgenpeaks an der Station Gartenmatt 2009
50	Thudium J.	2011	Oekoscience AG	Immissionsabnahmen westlich und östlich der Autobahn A2 im Urner Reusstal
51	Chélala C. Thudium J.	2011	Oekoscience AG	Air Pollution and Traffic in the Alpine Transit Corridors of Gotthard and Brenner 2004-2010, Study in the Frame of iMonitraf!
52	Thudium J.	2012	Oekoscience AG	Szenarien 2020 für die MfMU-Stationen Erstfeld, Moleno und Rothenbrunnen
53	Prévôt A. u. a.	2006	PSI, Uni Bern	Aerowood, Aerosols from wood burning versus other sources, Zwischenbericht
54	Prévôt A. u. a.	2006	PSI, Uni Bern, EMPA, ETH Zürich	Verursacher von Feinstaub
55	Siegwolf R. Saurer M.	2008	PSI	Untersuchungen der historischen und aktuellen Muster von NO _x Depositionen in Jahrringen entlang der Transitachsen; Analyse stabiler N, C- und O Isotopenverhältnisse
56	Prévôt A. u.a.	2010	PSI, Uni Bern	Quellenzuordnung von Feinstaub für Wintertage mit Grenzwertüberschreitungen
57	Semmler M.	2006		NO ₂ im Urner Reusstal
58	Ragettli M.	2009	STPH	Impacts of Exposure to Highway Air Pollution on Childhood Respiratory Health

59	Ducret-Stich R.	2012	STPH	Luftschadstoffbelastung entlang der Autobahn A2 und ihr Einfluss auf die Atemwegsgesundheit in der betroffenen Bevölkerung
60	Bauer N. und Hauri D.	2006	WSL	Ergebnisbericht der ersten Monitoring-Erhebung im Urner Reusstal
61	Zimmermann N. u.a.	2007	WSL	Schlussbericht zum Teil „Natur & Landschaft“
62	Locher R. und Ruckstuhl A.	2005	zhaw	Untersuchung des Zusammenhangs zwischen Verkehrszahlen, Meteo und Immissionen an der Messstation Reiden
63	Locher R. und Ruckstuhl A.	2006	zhaw	Zusammenhang zwischen Verkehrszahlen, Meteo und Immissionen
64	Locher R. und Ruckstuhl A.	2007	zhaw	Einfluss der A2 auf die NO ₂ -Immissionen im Urner Reusstal, Analyse der NO ₂ -PS-Messungen von Januar 1999 – März 2007
65	Locher R. und Ruckstuhl A.	2008	zhaw	Vergleich der Parallelmessungen an der Autobahn in Erstfeld vom 26. April bis 16. Juli 2007
66	Locher R., Bürgin R.	2010	Zhaw	Einfache Auswertungen der kontinuierlichen Messungen in Erstfeld September 2007- September 2009
67	Locher R.	2009	zhaw	MfM-U-Immissionsmessungen: Überblick über am IDP gewonnene Erkenntnisse
68	Locher R.	2011	zhaw	Schätzung der Anteile der verschiedenen Quellgruppen an den NO ₂ - Immissionen im Herbst 2007 – Herbst 2009
69	Kljun N. und Heldstab J.	2005	Infras	Umweltmonitoring MFM-U, Jahresbericht 2004, Luft- und Lärmmessungen
70	Kammer K.	2007	BAFU	Umweltmonitoring MFM-U, Jahresbericht 2005 der Luft- und Lärmmessungen
71	Kammer K. u. a.	2009	BAFU, Infras	Umweltmonitoring MFM-U, Jahresbericht 2008 der Luft- und Lärmmessungen
72	Schreyer C.	2012	BAV	Güterverkehr durch die Schweizer Alpen 2011
73	Kammer K.	2011	BAFU	Umweltbelastung des alpenquerenden Güterverkehrs, Resultate des Projekts MFM-U, Stand 2010

8 Glossar

AQGV	Alpenquerender Güterschwerverkehr
DTV	Durchschnittlicher täglicher Verkehr
HBEFA	Handbuch für Emissionsfaktoren, ein Berechnungstool zur Abschätzung von Emissionen bei einem bestimmten Verkehrsfluss bei definierten Szenarien (Fahrzeugpark, Geschwindigkeit, Strassenneigungen usw.), aktuelle Version 3.1, 2010
HVS	High-Volume-Sampler; mit einem hohen Luft-Durchsatz wird auf einem Filter Feinstaub gesammelt und gravimetrisch nach CEN 12341 ermittelt.
LVA	Landverkehrsabkommen; Abkommen vom 21. Juni 1999 zwischen der Schweizerischen Eidgenossenschaft und der Europäischen Gemeinschaft über den Güter- und Personenverkehr auf Schiene und Strasse.
NO _x	Stickoxide, bestehend aus NO und NO ₂
PM10	Feinstaubfraktion kleiner 10 µm Durchmesser. Die Definition PM (Partikelmasse) ist ein gravimetrisches Mass und LRV-relevant.
PN	Partikelanzahl
RoLa	Rollende Landstrasse; LKW werden auf Güterwagen transportiert
Russ	Russ stammt aus unvollständiger Verbrennung von Biomasse oder fossilen Energieträgern. Russ wird als Black Carbon (BC) bezeichnet, wenn er durch das optische Absorptionsvermögen auf Filter mittels Aethalometer bestimmt wurde. Elemental Carbon (EC) steht für Russ, welcher durch ein thermo-optisches Verfahren (Verbrennen von Proben bei unterschiedlichen Temperaturen) bestimmt wurde.
SNF = SGF	schwere Nutzfahrzeuge
Tau	Verhältnis von Immission (I) zu Emission (E)