

**Wetterprognosen
Angewandte Meteorologie
Luftreinhaltung
Geoinformatik**

Fabrikstrasse 14, CH-3012 Bern
Tel. 031-307 26 26
Fax 031-307 26 10
e-mail: office@meteotest.ch
www.meteotest.ch



Bern, 17. Mai 2002

Projekt: Vorhersagequalität N-Depositionen OSTLUFT B1

Bericht: Messungen und Modellresultate

Auftraggeber:

OSTLUFT
Amt für Umweltschutz
Herr Fritz Zürcher
9102 Herisau

Bearbeitung:

Beat Rihm
Katharina Dräger

Inhaltsverzeichnis:

1. Einleitung	3
2. Kurze Beschreibung des Depositionsmodells	4
3. Depositionsmessungen und Modellresultate	7
3.1. Was wird gemessen?	7
3.2. Übersicht der Messstationen	8
3.3. Ammoniak-Immissionen	10
3.4. Nassdeposition	14
3.5. Trockendeposition (Aerosol)	17
3.6. HNO ₃ Immissionen	18
3.7. Kronentraufe-Messungen	19
4. Grundlagen für ein Messkonzept	21
4.1. Beurteilung der Ammoniak-Messstationen	21
4.2. Empfehlungen	28
5. Bedeutung der Landwirtschaft als Stickstoff-Emittent	31
6. Fazit	32
7. Literaturverzeichnis	33
8. Anhang	35

1. Einleitung

Die Schweiz hat 1999 zusammen mit 31 anderen Ländern das Protokoll von Göteborg, das die Reduktion der Versauerung, der Eutrophierung sowie des bodennahen Ozons bis 2010 zum Ziel hat, unterzeichnet. Das Protokoll enthält für die einzelnen Länder Vorgaben zur Emissionsreduktion. Die Vorgaben beruhen auf wirkungsorientierten Modellrechnungen, mit Berücksichtigung der Empfindlichkeit von Ökosystemen sowie der menschlichen Gesundheit (Critical Loads und Critical Levels). Erstmals gibt es auch Vorgaben zur Reduktion von reduzierten Stickstoff-Komponenten (NH_x) wie Ammoniak (NH_3).

In der Schweiz fallen den Kantonen beim Vollzug des Göteborg-Protokolles wichtige Aufgaben zu. Deshalb haben die unter dem Namen OSTLUFT vereinten Luftreinhaltefachstellen der Ostschweizer Kantone sowie des Fürstentums Liechtenstein im Dezember 2000 die Firma *METEOTEST* beauftragt, eine kurze Vorstudie zum Thema "Stickstoff-Eintrag im Voralpenraum" durchzuführen (Rihm 2000). Es ging darum, bereits vorhandene gesamtschweizerisch modellierte Daten für das Gebiet OSTLUFT in Kartenform darzustellen und zu kommentieren. Dabei handelte es sich um Emissionen, Depositionen und Überschreitungen von Critical Loads für Stickstoff, welche im Auftrag des BUWAL durch *METEOTEST* berechnet worden sind (Rihm & Kurz 2001).

Im Gebiet OSTLUFT befinden sich im schweizerischen Quervergleich bedeutende "hot spots" des Ammoniaks, vor allem in der Region St. Gallen-Frauenfeld und Appenzell. Die kritische Belastung (Critical Loads) in Wäldern wird nach den Abschätzungen praktisch überall überschritten. Die höchsten Überschreitungen sind in denjenigen Gebieten mit überdurchschnittlichen Ammoniakemissionen zu finden (Rihm 2000).

Die berechneten Belastungswerte sind wichtig, weil damit gute Prognosen möglich sind und aufwändige Messungen vermieden werden können. Damit die Qualität der Berechnungen besser beurteilt werden kann, haben sich die OSTLUFT-Partner entschlossen, Modelldaten mit tatsächlichen Messungen vergleichen zu lassen. Die vorliegende Studie über die "Vorhersagequalität der berechneten N-Deposition im OSTLUFT-Raum" ging von folgenden Zielen aus:

- Überprüfung der Depositionsmodelle anhand ausgewählter Depositionsmessungen im Gebiet OSTLUFT und vergleichbaren Gebieten,
- Aufzeigen der Bedeutung einzelner Emittentengruppen (insbesondere Landwirtschaft) für die N-Belastung im Gebiet OSTLUFT,
- Empfehlungen für ein Messkonzept zur Überwachung von emissionsmindernden Massnahmen bei der Landwirtschaft.

Der Bericht richtet sich an die Fachleute der kantonalen Stellen im Bereich Luftreinhaltung, soll aber auch die Kommunikation mit anderen betroffenen Bereichen wie Bodenschutz, Gewässerschutz und Landwirtschaft unterstützen. Nicht behandelt werden in dieser Studie die Aspekte der Versauerung (Critical Loads für Säure).

2. Kurze Beschreibung des Depositionsmodells

Zur Abschätzung und Kartierung der aus der Atmosphäre in die Ökosysteme eingebrachten Mengen an Stickstoff in der Schweiz wurde ein pragmatisches, kombiniertes Berechnungsmodell entwickelt (SAEFL, 1996; Rihm & Kurz, 2001). Pragmatisch ist das Berechnungsmodell deshalb, weil mit einfachen Methoden und beschränktem Aufwand eine quantitative Schätzung auf dem 1x1 km Raster vorgenommen wurde. Kombiniert ist das Modell insofern, als die wichtigsten Depositionsprozesse ausgewählt, separat modelliert und schliesslich zum Gesamteintrag zusammengefügt wurden. Tabelle 1 und Abbildung 1 zeigt die einzelnen Depositionsmechanismen und Stoffkomponenten, die betrachtet wurden, sowie die entsprechenden Eintragsmengen für oxidierten Stickstoff (NO_y) und reduzierten Stickstoff (NH_y).

Tabelle 1: Deposition¹ von N-Komponenten in der ganzen Schweiz und im Gebiet der OSTLUFT (ohne Liechtenstein), berechnet mit einer Auflösung von 1x1 km. Jahresmittel für 1993-95. Einheiten kt N a^{-1} .

Schweiz:				
reduzierter N:		oxidiertes N:		total N:
NH_4^+ nass	23.4	NO_3^- nass	17.2	nass 40.6
NH_4^+ aerosol	2.7	NO_3^- aerosol	1.1	aerosol 3.8
NH_3 Gas	21.8	NO_2 Gas	8.0	Gas 32.1
		HNO_3 Gas	2.3	
total	47.9		28.6	76.5
OSTLUFT:				
reduzierter N:		oxidiertes N:		total N:
NH_4^+ nass	4.0	NO_3^- nass	2.9	nass 6.9
NH_4^+ aerosol	0.5	NO_3^- aerosol	0.2	aerosol 0.7
NH_3 Gas	5.5	NO_2 Gas	1.7	Gas 7.7
		HNO_3 Gas	0.5	
total	10.0		5.3	15.3

¹ Der Begriff *Deposition* bezeichnet einen flächenbezogenen Stofffluss von der Atmosphäre auf die Erdoberfläche. Da es in der Atmosphäre keine permanenten Senken gibt, tritt jede Emission früher oder später irgendwo als Deposition in Erscheinung. Die N-Depositionen wie auch die Critical Loads für N werden häufig in den Einheiten $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ oder mg N m^{-2} ausgedrückt. Hinweis: $100 \text{ mg N m}^{-2} = 1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$.

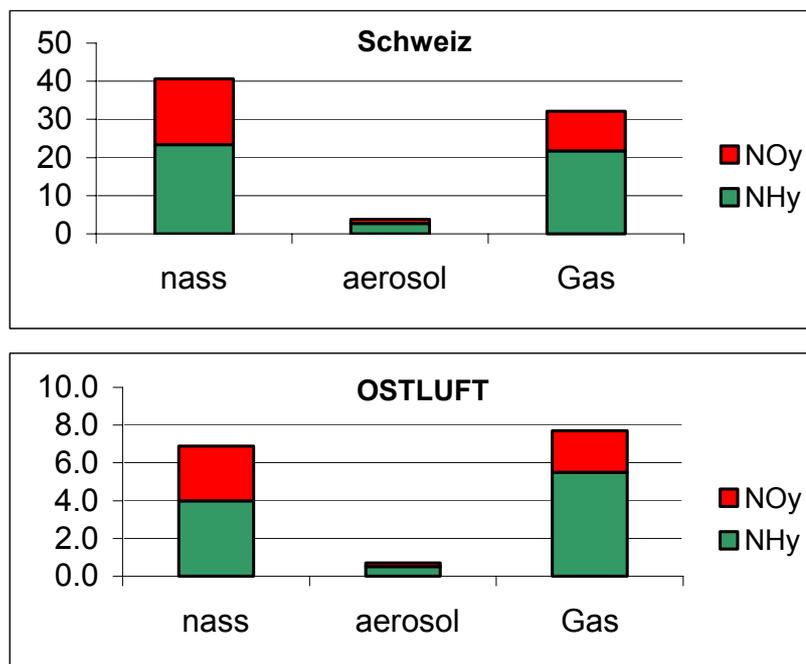


Abbildung 1: N-Deposition in der ganzen Schweiz und im Gebiet der OSTLUFT (ohne Liechtenstein), berechnet mit einer Auflösung von 1x1 km. Jahresmittel für 1993-95. Einheiten kt N a⁻¹.

Mit zunehmendem Abstand von den Quellen nehmen die Konzentrationen der Primärschadstoffe ab, wobei drei Mechanismen eine wichtige Rolle spielen:

- 1) *Verdünnung*²: Durch Turbulenz und Diffusion wird die Schadstoffmenge auf ein grösseres Luftvolumen verteilt. Dieser Vorgang wird v.a. durch klimatische Faktoren bestimmt.
- 2) *Deposition*: der Schadstoff wird aus der Atmosphäre entfernt, indem er sich auf dem Boden oder auf der Vegetation niederschlägt. Die Depositionsgeschwindigkeiten (V_{dep}) beschreiben, wie schnell dieser Prozess vor sich geht.
- 3) *Chemische Umwandlung* in Sekundärschadstoffe: NO₂ kann z.B. in photochemischen Prozessen (Ozonbildung) teilnehmen, wobei u.a. HNO₃ entsteht. In wässriger Lösung in Nebel- oder Regentropfchen bildet sich Salpetersäure bzw. Nitrat (NO₃⁻), welches bei trockenen Bedingungen mit anderen Stoffen zusammen Kleinst-Partikel bilden kann (sekundäres PM10). NH₃ kann gebunden als Ammonium (NH₄⁺) in Nebel-Tröpfchen oder in Partikeln weiter transportiert werden.

² Die Immissionen von NO₂ und NH₃ lassen sich mit Hilfe von statistischen Ausbreitungsmodellen recht zuverlässig berechnen und mit Messungen der Gaskonzentrationen verifizieren. Da es sich um primäre Schadstoffe handelt, sind die höchsten Konzentrationen in der Nähe der Quellen zu finden. Deshalb sind räumlich gut aufgelöste Emissionskataster eine Voraussetzung für die Modellierung der Immissionen.

Wichtig zu wissen ist: in der Atmosphäre kann sich reduzierter Stickstoff (NH_3) nicht in oxidierte Formen (NO_y) umwandeln, und auch nicht umgekehrt. Im Boden hingegen, wird durch die Aktivität von Mikroorganismen NH_4^+ weitgehend nitrifiziert, so dass man z.B. im Grundwasser praktisch nur noch NO_3^- vorfindet. Dies ist auch der Grund, wieso das in der Luft und in Oberflächengewässern basisch reagierende Ammoniak dennoch zur Bodenversauerung beiträgt.

V_{dep} hängt von vielen Faktoren ab: Reaktivität des Stoffes, Art der Vegetation, Feuchtigkeit der Erdoberfläche, Windgeschwindigkeit usw. V_{dep} für NH_3 ist mit etwa 10 bis 40 mm s^{-1} um ein mehrfaches höher als für NO_2 mit etwa 1 bis 5 mm s^{-1} . Deshalb sind die lokalen und regionalen Depositionen von Ammoniak vergleichsweise bedeutsamer als bei NO_2 .

Ein sehr wichtiger Depositionspfad ist die Nassdeposition, die für NO_3^- und NH_4^+ berechnet wurde. Dazu wurde zuerst die Stoffkonzentration im Niederschlag als Funktion der Meereshöhe und der Region kartiert und anschliessend mit der langjährigen Niederschlagsmenge aus dem Hydrologischen Atlas (BWG, 2000) multipliziert.

Einen grossen Beitrag liefern auch die gasförmigen Komponenten, deren Eintrag als Produkt von Konzentration und Depositionsgeschwindigkeit berechnet wurde. Die Depositionsgeschwindigkeiten sind Stoff- und Rezeptor-spezifische Werte, die aus der Literatur stammen. Die Konzentrationen für NO_2 (SAEFL 2002) und für NH_3 (Rihm 2001) wurden mittels statistischer Modelle berechnet. Eine wichtige Voraussetzung dazu sind räumlich fein aufgelöste *Emissionskataster*. Dazu werden zahlreiche raumbezogene Datensätze, wie zum Beispiel geocodierte Betriebszählungen, Viehzählungen, Arealstatistik, digitale Strassennetze und Verkehrszählungen, miteinander verknüpft. Diese räumlichen Aktivitätsmuster werden anschliessend mit aktivitäts- und stoffspezifischen Emissionsfaktoren multipliziert, z.B. mit spezifischen Emissionsfaktoren für einzelne Nutztierarten.

Für den gesamten Eintrag in der Schweiz von kleinerer Bedeutung sind die Beiträge der Aerosol-gebundenen Komponenten (Staub) und von HNO_3 . Bei diesen Komponenten wird die Konzentration als Funktion der Höhe über Meer berechnet. Für die Aerosole werden mit der Höhe zunehmende V_{dep} angenommen.

Vernachlässigt wurde bisher im Modell die „okkulte“ Deposition durch Nebel. Es ist bekannt, dass in Nebeltröpfchen sehr hohe Schadstoffkonzentrationen auftreten können, z.B. an der Nebelobergrenze, wenn das Tropfenwasser verdunstet. An diesem Thema wird auch noch weiter geforscht. Z.B. berichten Eugster & Burkhard (2001) von Messungen im Berner Seeland und im Fichtelgebirge, wo zusätzlich zum N-Eintrag durch Regen weitere 4% bis 11% durch Nebel ermittelt wurden. Dieser Depositionspfad ist in gewissen Regionen von Bedeutung, jedoch sehr schwierig modellmässig zu erfassen. Dennoch könnte sich der Versuch lohnen, vorhandenes Material für einen ersten Kartierungsversuch auszuwerten.

Die Modellresultate stimmen auch sehr gut mit dem räumlich übergeordneten, kontinentalen Modell von EMEP überein. So berechnet EMEP auf dem 50x50 km Ras-

ter für die Schweiz einen Gesamteintrag von 48.3 kt $\text{NH}_y\text{-N}$ und 29.1 kt $\text{NO}_y\text{-N}$ für 1998 (EMEP 2000).

3. Depositionsmessungen und Modellresultate

3.1. Was wird gemessen?

Die Messung von Depositionen ist methodisch anspruchsvoll und aufwändig. Der wohl ausführlichste Versuch, für einen Punkt in der Schweiz die Gesamtd deposition zu messen, wurde durch das IUL in Merenschwand unternommen (BUWAL, 1994). Diese Resultate waren eine erste wichtige Bestätigung für die Brauchbarkeit des Depositionsmodelles im Mittelland (ein Vergleich der Modell- und Messresultate ist dort zu finden).

Direkt messen kann man eigentlich nur die nasse Deposition im Regenwasser. Das heisst, man misst die Konzentrationen von NH_4^+ und NO_3^- im Regenwasser und multipliziert sie mit der entsprechenden Regenmenge³. Für eine wet-only Messung wird der Sammler mit einem sensorgesteuerten Deckel geschützt, der sich nur bei Regenereignissen öffnet. Bulk Messungen arbeiten mit permanent geöffneten Sammlern, wodurch stets auch ein unbekannter Anteil trockene Deposition mitkommt.

Für die trockenen und gasförmigen Depositionspfade ist man auf *Konzentrationsmessungen* angewiesen: Gaskonzentrationen für NH_3 , NO_2 und HNO_3 ; Staubkonzentrationen aufgeschlüsselt nach den Komponenten NH_4^+ und NO_3^- . Die Konzentrationen werden anschliessend mit Hilfe von Modellannahmen in Depositionen umgerechnet.

Sehr nützlich für die Abschätzung von Gesamteinträgen in Wäldern sind Messungen der *Kronentraufe* (throughfall) unter Baumkronen, da sie nebst der Nassdeposition auch einen Teil der durch die Filterwirkung der Blätter erzeugten Trockendeposition erfassen. Bei Stickstoffkomponenten muss jedoch die Interaktion in der Krone berücksichtigt werden, denn der Baum kann durch die Blätter direkt Stickstoff aufnehmen (z.B. NH_4^+).

Im Hinblick auf Massnahmen an der Quelle fokussiert der vorliegende Bericht auf NH_3 aus der Landwirtschaft. Massnahmen zur NO_x -Reduktion sind weitgehend bekannt und durch das bestehende Messnetz und durch Studien recht gut dokumentiert (z.B. SAEFL 2002).

³ Fällt der Niederschlag in Form von Schnee, wird die Niederschlagsmenge in der Regel unterschätzt, weil das Messgerät das Windfeld beeinflusst.

Stickstoffemissionen und somit auch die Stickstoffdepositionen werden durch Witterungsbedingungen signifikant beeinflusst, so dass z.T. eine deutliche Jahresvariabilität der Werte beobachtet werden kann. Für die Berechnung von Überschreitungen der Critical Loads werden längerfristige Depositionswerte benötigt. Aus diesem Grund sind für die Modellvalidierung verfügbare Depositionsdaten der letzten 5 bis 6 Jahre in die Untersuchung einbezogen worden.

3.2. Übersicht der Messstationen

Für den vorliegenden Bericht sind Depositionsdaten von Messstationen unterschiedlicher Betreiber in der Schweiz zusammengestellt worden (Abbildung 1). Die wichtigsten Datenquellen waren das NABEL (BUWAL 2001), das AWEL (Thöni et al. 2001), die OSTLUFT (Thöni & Seitler 2002) sowie die Berichte oekoscience (1999) und Thöni & Seitler (2001). Das Hauptaugenmerk lag dabei auf der Selektion typischer und wichtiger Standorte, einerseits für die Validierung des Depositionsmodells, andererseits für die Diskussion der Güte des Messnetzes - d.h. in wiefern die Messstandorte als repräsentativ für die Region gelten können und ob die im Gebiet der OSTLUFT erhobenen Messwerte plausibel sind.

Abbildung 2 zeigt die in der Datenbank vorhandenen Stationen. NO_2 -Stationen sind aus den genannten Gründen weggelassen worden. Ammoniak ist in den Jahren 1999/2000 landesweit an 45 Stationen erhoben worden, NH_4^+ , NO_3^- und HNO_3 hingegen wurden bzw. werden nur an wenigen Messstandorten beprobt. Für alle Stationen wurden Modellwerte berechnet.

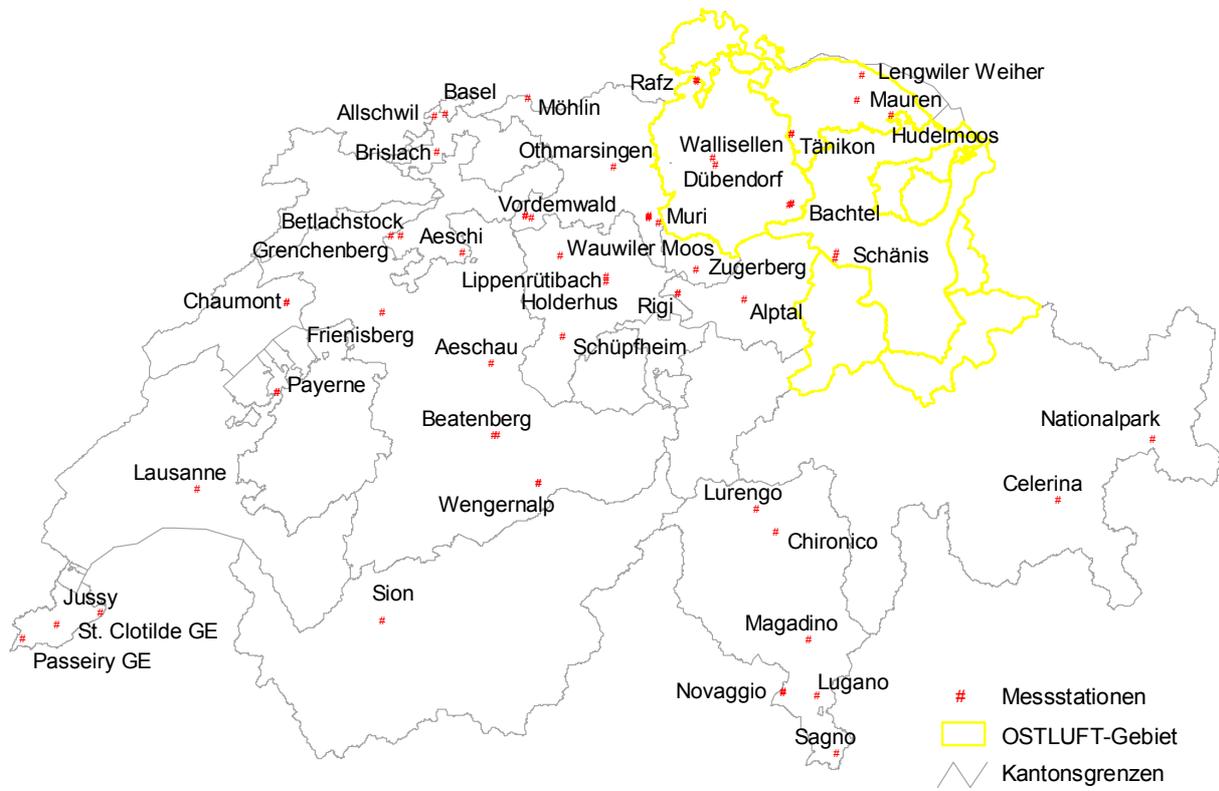


Abbildung 2: Übersichtskarte der ausgewählten Messstationen.

3.3. Ammoniak-Immissionen

Landesweit waren in den Jahren 1999/2000 45 Ammoniak-Messstationen in Betrieb (Thöni & Seitler 2001), wovon sich 9 Stationen auf dem Gebiet der OSTLUFT befanden. Mit Ausnahme von Bachtel und Wallisellen sind die Ammoniakwerte mittels Passivsammlern (zumeist 14tägiger Probenwechsel) erhoben worden; an den Stationen Bachtel und Wallisellen kamen Denuder zum Einsatz. Die Übereinstimmung dieser beiden Messmethoden ist recht gut, wobei die Passivsammler tendenziell geringfügig tiefere Werte angeben. Für alle NH_3 Messstationen sind Modellwerte gerechnet und mit den Messwerten verglichen worden. In Abbildung 3 sind Modellwerte und Messwerte von 1999/2000 in einem Säulendiagramm zusammen aufgeführt und ermöglichen so einen direkten Vergleich der absoluten Werte.

Im Jahr 2000 waren in der Schweiz noch 26 NH_3 -Messstationen im Betrieb (FUB 2002a), wovon sich die 4 Stationen Bachtel, Tänikon, Mauren und Hudelmoos im OSTLUFT-Gebiet befanden (siehe Tabelle 2). Beim Hudelmoos wurde zusätzlich ein Transect durch das Naturschutzgebiet gemessen. Ein grober Vergleich aller Stationen der beiden gemessenen Jahre (1999/2000 und 2001) bestätigt, dass die jährlichen Schwankungen bei einigen Standorten bis zu 50% betragen können, häufig aber unter 25% liegen (siehe Anhang 1). Auf die 4 Stationen im OSTLUFT-Gebiet wird in Kapitel 4.1 näher eingegangen.

Abbildung 4 zeigt alle Stationsdaten in einem Scatter Plot. Gesamthaft ist eine recht gute Übereinstimmung der Modellwerte mit den Messwerten zu erkennen. Das Modell weist keine systematische Abweichung von den Messungen auf, aber die Streuung ist relativ gross (RMS Fehler $0.88 \mu\text{g m}^{-3}$), was auf lokale Einflüsse hinweist, die im Modell nicht abgebildet werden können.

Aber auch die Messungen sind mit Fehlern behaftet. Die Standardabweichung betrug $0.23 \mu\text{g m}^{-3}$ (Thöni & Seitler, 2001). Viele Messungen waren im Bereich der Detektionsgrenze von $0.36 \mu\text{g m}^{-3}$ für die Passivsammler. Im Bereich unter $0.7 \mu\text{g m}^{-3}$ ist also mit erhöhten technischen Messungenauigkeiten zu rechnen. Auffällig sind auch einige Ausreisser, die zum Teil erklärbar sind, so etwa das WC-Fenster in einem Meter Entfernung vom Messpunkt St. Clotilde in Genf. Solche durch lokale Quellen dominierte Stationen befinden sich in Abbildung 4 im unteren Bereich.

Werden Stationen mit Messwerten $<0.7 \mu\text{g m}^{-3}$ nicht miteinbezogen, beschreibt das Modell 55% aller Messwerte sehr gut mit einem Fehler von $<25\%$ des Messwertes; 23% der Modellwerte weisen dann einen Fehler von $>50\%$ des Messwertes auf (inkl. Ausreisser). Die Werte-Tabelle zur Abbildung 4 befindet sich im Anhang 1.

Vergleich Messwerte und Modellwerte NH₃ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

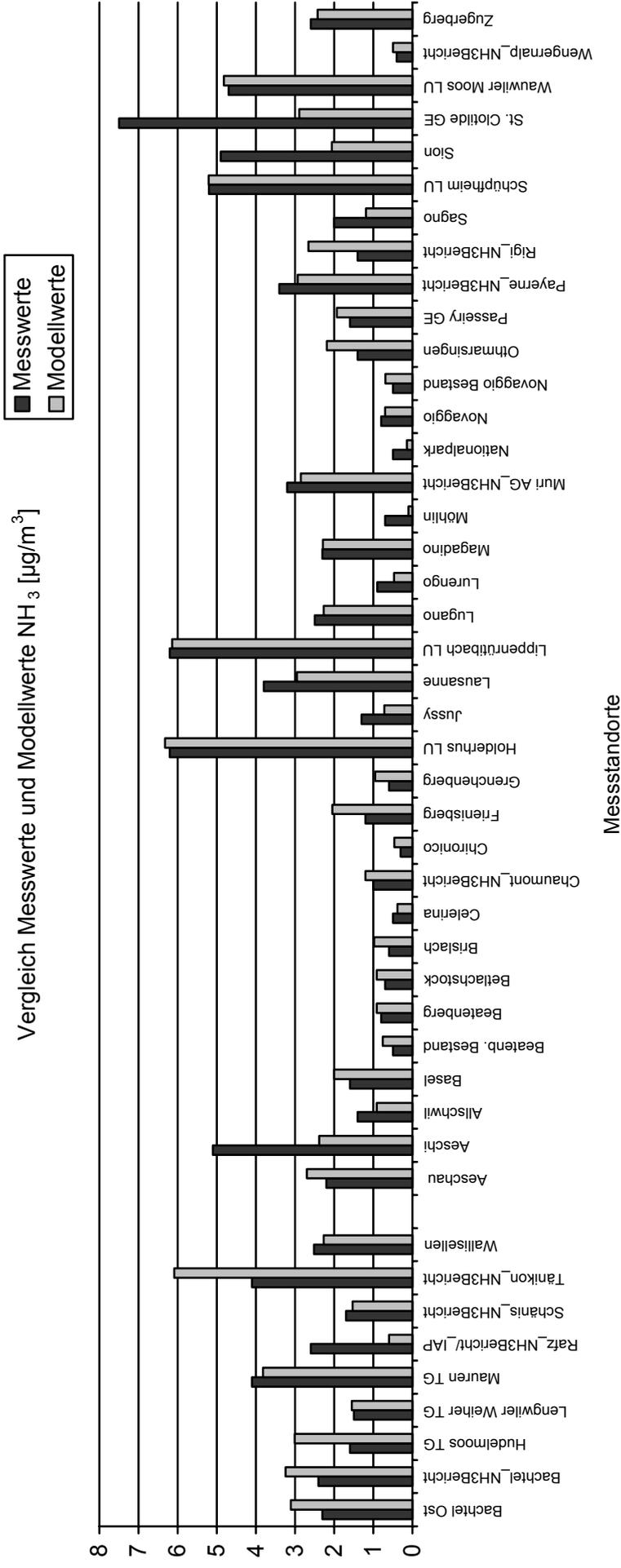


Abbildung 3: Gemessene und modellierte NH₃-Immissionen für 45 Messstationen (Thöni & Seidler 2001), die 1999/2000 in Betrieb waren. Dort wo der Stationsname mit "NH3_Bericht" ergänzt ist, gibt es noch andere Versionen der Standortkoordinaten, als die von Thöni & Seidler (2001) verwendeten.

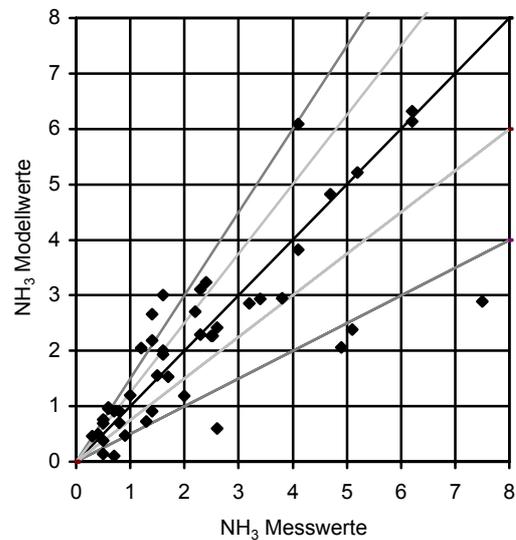


Abbildung 4: Scatter Plot der NH₃-Stationen 1999/2000. Für die Messtandorte Bachtel-Ost und Wallisellen (Thöni et al. 2001) sind Mittelwerte der Jahre 1993–1998 (Bachtel-Ost) und 1995–2000 (Wallisellen; 1998 keine Messungen) eingesetzt worden. Die grauen Linien stellen den Bereich von $\pm 25\%$ bzw. $\pm 50\%$ Abweichung vom Messwert dar. Einheiten $\mu\text{g m}^{-3}$.

Abbildung 5 zeigt anhand von Bachtel-Ost und Wallisellen - beides Stationen mit mehrjährigen Messungen - wie gravierend jährliche Schwankungen allein in einer zeitlich engen Periode von 6 Jahren sein können. In Wallisellen schwankten die Werte um 3% bis 16% und auf dem Bachtel um 16% bis 94% (Abweichung des Modells von der Messung). Die Station Bachtel wird vom Modell zu hoch, Wallisellen hingegen zu tief eingeschätzt.

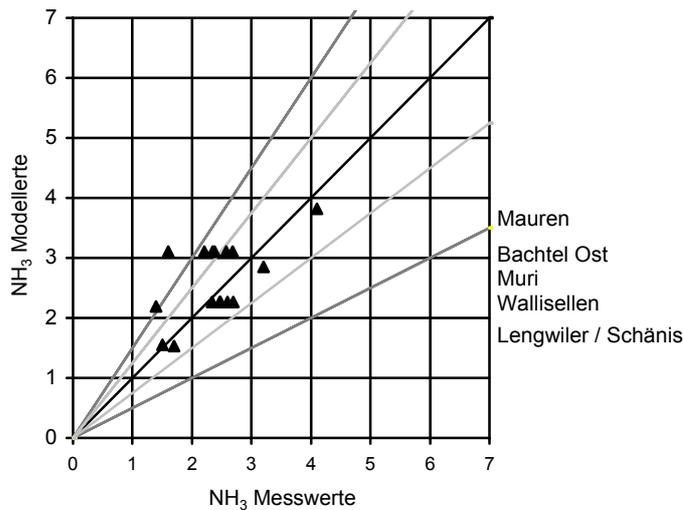


Abbildung 5: Ausgewählte NH₃-Stationen im Ostluftgebiet. Jährliche Schwankungen der Depositionsmessungen an den Stationen Bachtel und Wallisellen (vgl. auch Tabelle 2). Die grauen Linien stellen den Bereich von ±25% bzw. ±50% Abweichung vom Messwert dar. Einheiten µg/m³, Jahresmittel. Die Stationsnamen rechts stehen auf der Höhe der entsprechenden Punktsymbole.

Tabelle 2: NH₃-Messwerte der Jahre 1993 bis 2001 an ausgewählten Stationen sowie Modellwerte und Modellabweichung in % des Messwertes.

Ort	Jahr	NH ₃ -Messwerte [µg/m ³]	NH ₃ -Modellwerte [µg/m ³]	Differenz Modell-Messung	Modellabweichung in % des Messwertes
Bachtel Ost	1993	2.21	3.11	0.90	40.72
Bachtel Ost	1994	2.38	3.11	0.73	30.67
Bachtel Ost	1995	2.68	3.11	0.43	16.04
Bachtel Ost	1996	2.35	3.11	0.76	32.34
Bachtel Ost	1997	2.58	3.11	0.53	20.54
Bachtel Ost	1998	1.60	3.11	1.51	94.38
Bachtel Ost	2001	2.53	3.11	0.58	22.92
Wallisellen	1995	2.47	2.27	-0.20	-8.10
Wallisellen	1996	2.48	2.27	-0.21	-8.47
Wallisellen	1997	2.69	2.27	-0.42	-15.61
Wallisellen	1999	2.60	2.27	-0.33	-12.69
Wallisellen	2000	2.34	2.27	-0.07	-2.99
Lengwiler Weiher TG	2000	1.50	1.55	0.05	3.33
Mauren TG	2000	4.10	3.82	-0.28	-6.83
Mauren TG	2001	4.25	3.82	-0.43	-10.12
Tänikon	2000	4.12	6.09	1.97	47.81
Tänikon	2001	4.50	6.09	1.59	35.33
Hudelmoos	2000	1.58	3.01	1.43	90.50
Hudelmoos	2001	2.06	3.01	0.95	46.12
Muri AG_NH3Bericht	2000	3.20	2.85	-0.35	-10.94
Schänis_NH3Bericht	2000	1.70	1.53	-0.17	-10.00

3.4. Nassdeposition

Die Nassdeposition von Ammonium und Nitrat wird in der Schweiz an 5 NABEL Standorten mittels wet-only Messgeräten beprobt. Im OSTLUFT-Gebiet zudem an den beiden AWEL-Stationen Bachtel und Wallisellen.

Abbildung 6 zeigt z.T. mehrjährige NH_4 -Messwerte der Stationen gegen den berechneten Modellwert aufgetragen. Deutlich sind die jährlichen Schwankungen der NH_4 -Deposition zu erkennen, die zu einem wesentlichen Anteil durch Schwankungen der Regenmenge verursacht werden. Abgesehen von Chaumont bewegen sich die Messwerte im Bereich der Modellrechnungen, d.h. die Modellrechnungen können anhand der vorliegenden Datengrundlage als gut bezeichnet werden. Chaumont liegt mit der Mehrzahl der Modellwerte bei einer Abweichung von über 50% über dem Messwert.

Ein grosser Teil der Abweichungen des Modells von den Messungen kann durch die Unterschiede in der Niederschlagsmengen erklärt werden (vgl. Tabelle 3): Im Modell wird ein Datensatz, der für den Hydrologischen Atlas der Schweiz erstellt wurde, verwendet (BWG 2000). Darin wurden über 300 Messstationen über eine Periode von 30 Jahren einbezogen. Mit einigem Aufwand wurde versucht, durch Korrekturen der Messungen eine gute Schätzung des langjährigen Mittelwertes des Gesamtniederschlags zu berechnen. Die Korrekturen führen generell zu einer Erhöhung des Niederschlages um etwa 5% bis 30%, da die Sammler infolge Beeinflussung des Windfeldes nicht alles auffangen, vor allem bei Schneefall. Demgegenüber unterschätzen die wet-only Sammler, die nur Regen sammeln, den Gesamtniederschlag systematisch.

Ein ähnliches Bild bietet sich bei der Betrachtung der NO_3^- Werte (Abbildung 7). Die Übereinstimmung Messwerte und Modellwerte kann als gut bezeichnet werden; unter Berücksichtigung der gemessenen Niederschlagsmengen können die Abweichungen der Modellwerte zu einem grossen Teil erklärt werden.

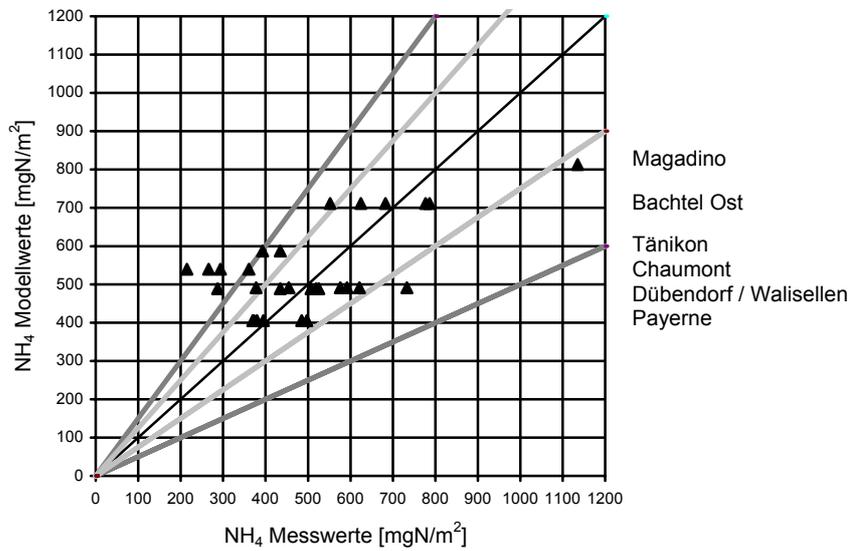


Abbildung 6: Jahresmittel der NH₄-Messwerte (nasse Deposition) an ausgewählten Messstandorten in der Schweiz (vgl. Tabelle im Anhang 2). Die grauen Linien stellen den Bereich von ±25% bzw. ±50% Abweichung vom Messwert dar. Die Stationsnamen rechts stehen auf der Höhe der entsprechenden Punktsymbole.

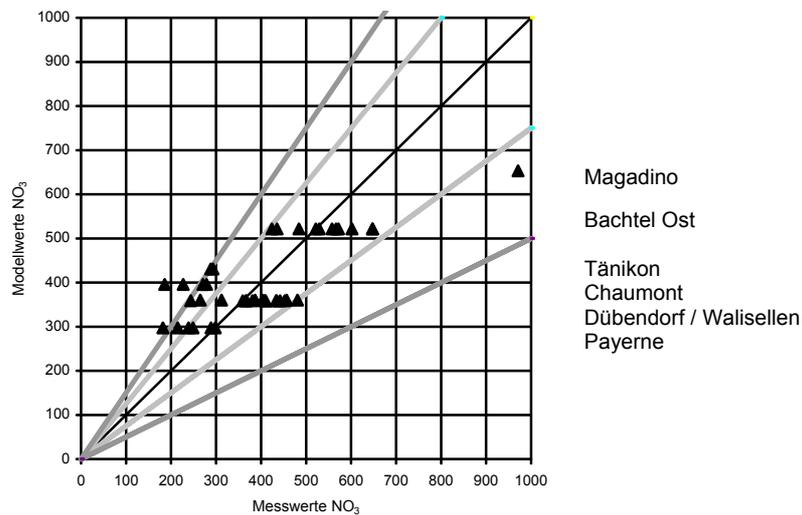


Abbildung 7: Jahresmittel der NO₃⁻ Messwerte (nasse Deposition) an ausgewählten Messstandorten in der Schweiz (vgl. Tabelle im Anhang 3). Die grauen Linien stellen den Bereich von ±25% bzw. ±50% Abweichung vom Messwert dar.

Tabelle 3: Jährliche Schwankungen der gemessenen wet-only Regenmenge im Vergleich zu den Modelldaten (Hydrologischer Atlas). Einheiten mm a^{-1} .

Ort	Jahr	Regen wet-only Messung	Niederschlag Modell	Differenz Modell-Messwert	Modellabweichung in %
Chaumont	1997	970	1241.5	271.5	28.0
Chaumont	1998	892	1241.5	349.5	39.2
Chaumont	1999	1222	1241.5	19.5	1.6
Chaumont	2000	1096	1241.5	145.5	13.3
Dübendorf	1995	1354	1091.8	-262.2	-19.4
Dübendorf	1996	833	1091.8	258.8	31.1
Dübendorf	1997	836	1091.8	255.8	30.6
Dübendorf	1998	973	1091.8	118.8	12.2
Dübendorf	1999	1296	1091.8	-204.2	-15.8
Dübendorf	2000	984	1091.8	107.8	11.0
Magadino	2000	2201	1806.3	-394.7	-17.9
Payerne	1995	954	901.4	-52.6	-5.5
Payerne	1996	694	901.4	207.4	29.9
Payerne	1997	721	901.4	180.4	25.0
Payerne	1998	783	901.4	118.4	15.1
Payerne	1999	923	901.4	-21.6	-2.3
Payerne	2000	867	901.4	34.4	4.0
Tänikon	1997	971	1305.3	334.3	34.4
Tänikon	1998	1035	1305.3	270.3	26.1
Bachtel Ost	1994	1560	1580.6	20.6	1.3
Bachtel Ost	1995	1781	1580.6	-200.4	-11.3
Bachtel Ost	1996	1378	1580.6	202.6	14.7
Bachtel Ost	1997	1133	1580.6	447.6	39.5
Bachtel Ost	1998	1589	1580.6	-8.4	-0.5
Bachtel Ost	2001	1802	1580.6	-221.4	-12.3
Wallisellen	1994	1058	1086.8	28.8	2.7
Wallisellen	1995	1247	1086.8	-160.2	-12.8
Wallisellen	1996	890	1086.8	196.8	22.1
Wallisellen	1997	789	1086.8	297.8	37.7
Wallisellen	1999	1092	1086.8	-5.2	-0.5
Wallisellen	2000	936	1086.8	150.8	16.1

3.5. Trockendeposition (Aerosol)

In Tabelle 4 werden die Aerosol-Konzentrationen von Bachtel und Wallisellen den im Depositionmodell verwendeten Konzentrationen gegenübergestellt. Es zeigt sich, dass im Modell die Konzentrationen eher konservativ geschätzt werden (etwa 30% tiefer als Messungen). Die Abnahme mit zunehmender Höhe, wie sie auch von Pani et al. (1990) gemessen wurde, ist aber im Modell abgebildet. Die modellierten Depositionen (für Wald) sind in absoluten Zahlen eher gering ($<1 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$).

Tabelle 4: Gemessene Aerosol-Konzentrationen im Vergleich zu den Modelldaten, NO_3^- und NH_4^+ .

Ort	Jahr	Messung Konzentration [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Modell-Konzentration [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Modell-Deposition ⁴ [$\text{mgN}/(\text{m}^2\text{a})$]	Höhe NN
		NO_3	NO_3	NO_3	
Bachtel Ost	1995	2.9	2.2	62	930
Bachtel Ost	1996	4.5	2.2	62	930
Bachtel Ost	1997	3.7	2.2	62	930
Bachtel Ost	1998	3.1	2.2	62	930
Bachtel Ost	2001	3.3	2.2	62	930
Wallisellen	1996	5.6	2.7	45	470
Wallisellen	1997	4.7	2.7	45	470
Wallisellen	1999	4.7	2.7	45	470
Wallisellen	2000	3.8	2.7	45	470
		NH_4	NH_4	NH_4	
Bachtel Ost	1995	2.8	1.5	153	930
Bachtel Ost	1996	3.7	1.5	153	930
Bachtel Ost	1997	2.1	1.5	153	930
Bachtel Ost	1998	1.7	1.5	153	930
Bachtel Ost	2001	1.6	1.5	153	930
Wallisellen	1996	4.0	1.9	113	470
Wallisellen	1997	2.9	1.9	113	470
Wallisellen	1999	2.3	1.9	113	470
Wallisellen	2000	1.9	1.9	113	470

⁴ Die Aerosol-Deposition wurde aus der Konzentration unter Annahme eines Nadelwaldes berechnet. Die Depositionsgeschwindigkeit ist eine Funktion der Höhe über Meer und der Bodennutzung (SAEFL 1996).

3.6. HNO₃ Immissionen

In Tabelle 5 werden die HNO₃-Konzentrationen von Bachtel und Wallisellen den im Depositionmodell verwendeten Konzentrationen gegenübergestellt. Es zeigt sich, dass im Modell die Konzentrationen für Bachtel sehr gut stimmen, während sie in Wallisellen etwa 100% zu hoch sind. Die leichte Abnahme mit zunehmender Höhe im Modell trifft hier also nicht zu. Über die Verteilung von HNO₃ ist wenig bekannt, da es nur sehr wenige Messungen gibt. Die modellierten Depositionen (für Wald) sind für HNO₃ in absoluten Zahlen eher gering (<1 kgN ha⁻¹ a⁻¹).

Tabelle 5: Gemessene HNO₃-Konzentrationen im Vergleich zu den Modelldaten.

Ort	Jahr	Messung Konzentration [µg/m ³]	Modell- Konzentration [µg/m ³]	Modell- Deposition [mgN/(m ² a)]	Höhe NN
Bachtel Ost	1993	0.61	0.54	58.01	930
Bachtel Ost	1994	0.66	0.54	58.01	930
Bachtel Ost	1995	0.52	0.54	58.01	930
Bachtel Ost	1996	0.57	0.54	58.01	930
Bachtel Ost	1997	0.49	0.54	58.01	930
Bachtel Ost	1998	0.57	0.54	58.01	930
Bachtel Ost	2001	0.44	0.54	58.01	930
Wallisellen	1995	0.35	0.83	88.21	470
Wallisellen	1996	0.45	0.83	88.21	470
Wallisellen	1997	0.42	0.83	88.21	470
Wallisellen	1999	0.48	0.83	88.21	470
Wallisellen	2000	0.45	0.83	88.21	470

3.7. Kronentraufe-Messungen

Abbildung 8 zeigt die Resultate von 1999-2000 gemessenen Kronentraufen im Vergleich mit den modellierten Gesamtdepositionen auf 14 Standorten, welche über die ganze Schweiz verteilt sind (siehe Abbildung 1). Vom Sonderfall Sagno abgesehen, kann die Graphik wie folgt interpretiert werden:

- Das Modell zeigt in der Regel etwa 10% bis 30% höhere NH_y -Einträge. Dies ist plausibel, da in der Kronentraufe der direkt durch die Blätter oder Nadeln aufgenommene Stickstoff sowie der Stammabfluss fehlt.
- Bei den Stationen über 1500 m.ü.M (Wengernalp und Lurengo) beträgt die Kronentraufe nur etwa 50% des Modellwertes. Eine mögliche Erklärung sind Messschwierigkeiten beim Niederschlag in Form von Schnee (unbeheizte Sammler) sowie die relativ niedere N-Versorgung dieser Standorte, bei welcher die Tendenz der Bäume zur netto N-Aufnahme in der Krone stärker ist als bei N-Sättigung.
- NH_y machen 50% bis 70% der gesamten N-Einträge im Wald aus.
- Die Stationen im OSTLUFT Gebiet passen gut ins Gesamtbild (Bachtel, Rafz und auch Zugerberg), wobei bei Rafz auffällt, dass der Modellwert der NH_3 -Konzentration tiefer als die Messung war, währenddem es bei der Kronentraufe umgekehrt ist.
- Sagno, ganz im Süden des Tessins, fällt durch sehr hohe gemessene Depositionswerte unter Fichten aus dem Rahmen. Vorläufige These: die äusserst intensiven NO_x - und NH_y -Emissionen in der Po-Ebene und in Milano führen zu hohen Aerosol-Importen (Ammoniumnitrat) im Grenzgebiet zu Italien. Die Messung von Sagno wird auch durch WSL-Messungen in Novaggio unter Buchen bestätigt (Abbildung 9).
- Unter Nadelwald sind Kronentraufen-Werte meist höher als unter Laubwald auf vergleichbaren Standorten (stärkerer Filtereffekt).

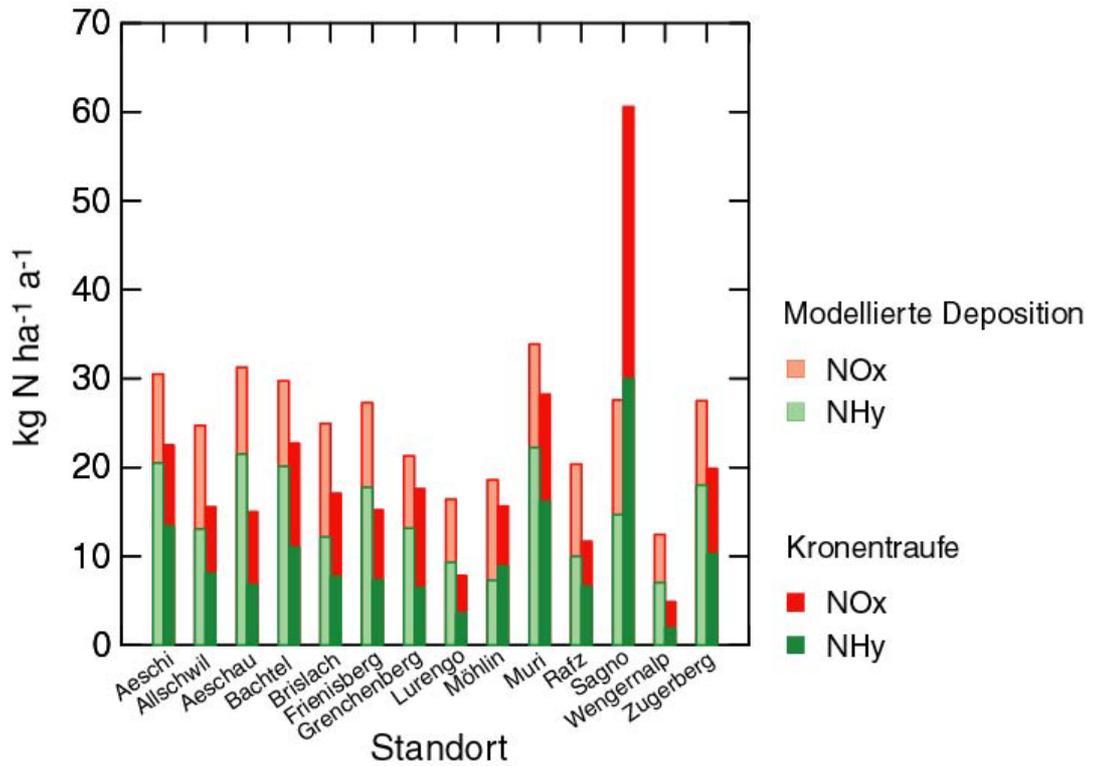


Abbildung 8: Vergleich von Kronentraufe-Messungen (Braun 2002) mit modellierten Gesamtdepositionen für 14 Standorte in der Schweiz.

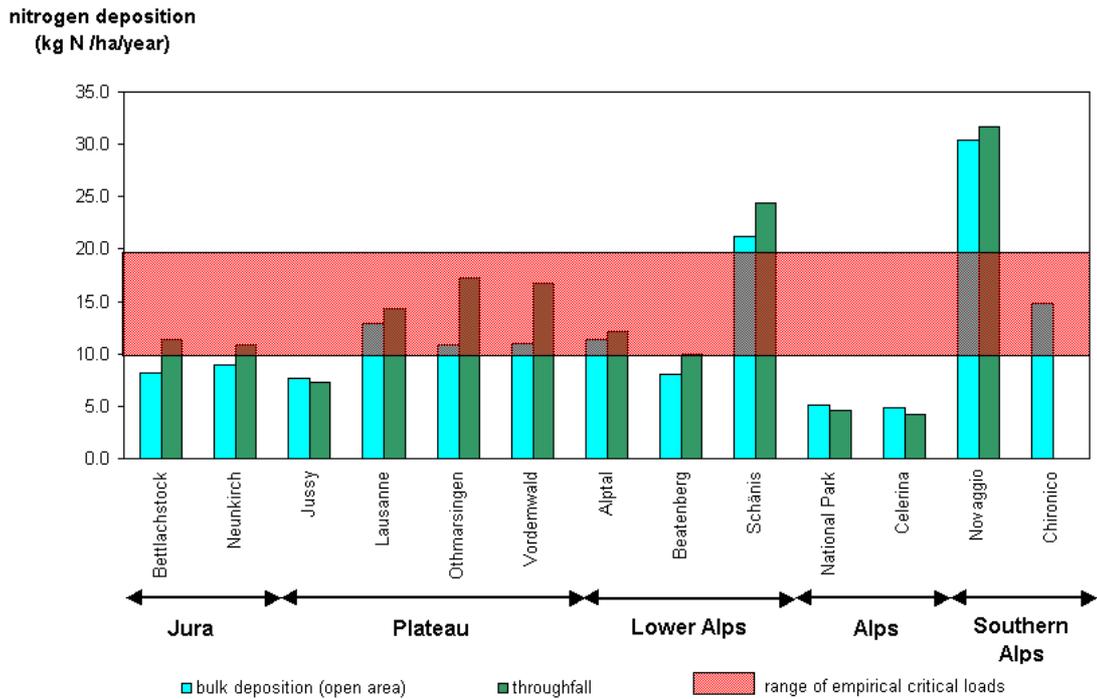


Abbildung 9: Vergleich von Kronentraufe und Bulk-Deposition für 13 LWF-Standorte der WSL in der Schweiz. Quelle Internet (www.wsl.ch/forest/risks/projects/flux)

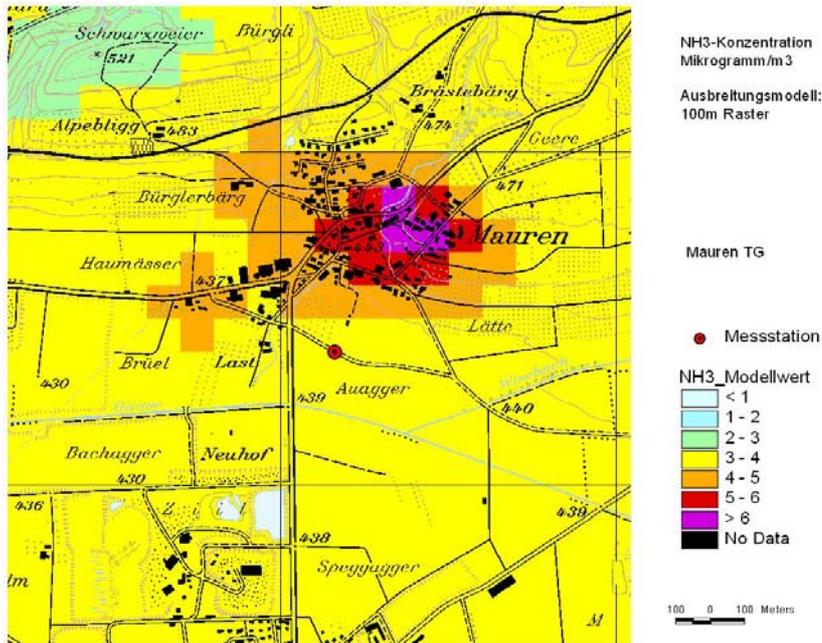


Abbildung 11: Messstation Mauren TG. Umgebungskarte mit modellierten NH₃ Immissionen. Messwerte 4.1 (2000) und 4.3 (2001), Modellwert 3.8 $\mu\text{g m}^{-3}$.

PK100 © Bundesamt für Landestopographie, DV606

Mauren ist ähnlich wie Tänikon charakterisiert durch Ackerbau, Obstbau und intensiv genutzte Wiesen, mit dem Dorf Mauren, wo sich offenbar einige Bauernhöfe befinden, als relativ starke punktförmige NH₃-Quelle in etwa 400 m Entfernung (Abbildung 11). Das Modell repräsentiert die Situation in der Umgebung des Dorfes offenbar zutreffend.

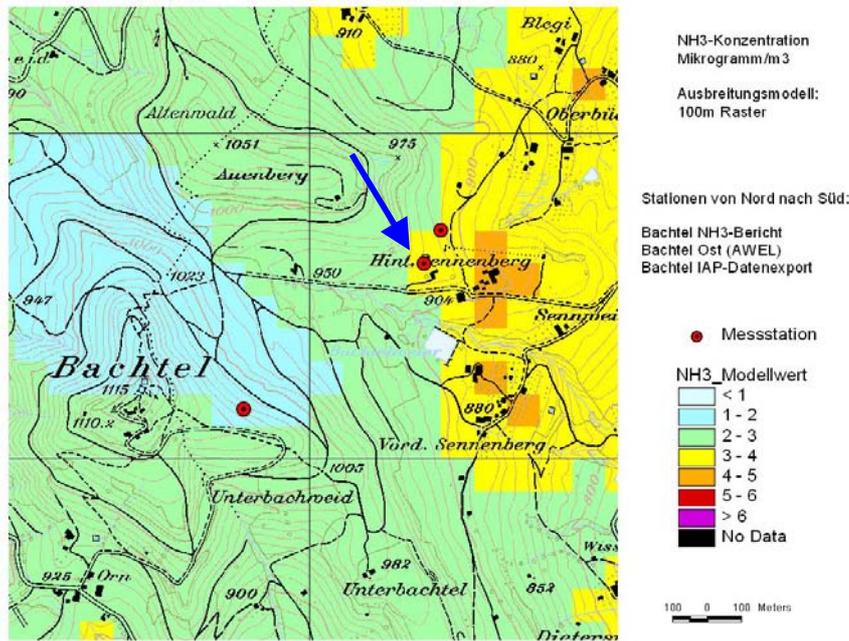


Abbildung 12: Messstation Bachtel-Ost. Umgebungskarte mit modellierten NH₃ Immissionen. Messwerte 2.3 (2000) und 2.6 (2001), Modellwert 3.1 $\mu\text{g m}^{-3}$.

PK100 © Bundesamt für Landestopographie, DV606

Bachtel-Ost ist charakterisiert durch Wiesen und Weiden mit gelegentlichem Gällen sowie bewaldeten Bergrücken im Westen (Abbildung 12). Es gibt zwei verschiedene Koordinaten-Angaben für Bachtel-Ost (Hint. Sennenberg), wobei der richtige OST-LUFT-Standort mit einem blauen Pfeil bezeichnet ist. Auf der Karte ist zudem der IAP-Waldstandort Bachtel-Südost zu sehen.

Die leichte Überschätzung durch das Modell könnte auf die relative Höhenlage innerhalb der Gemeinde zurückzuführen sein, denn das Modell verteilt innerhalb einer Gemeinde die NH₃-Emissionen durch Gülle-Ausbringung gleichmässig auf das gute Acker- und Wiesland.

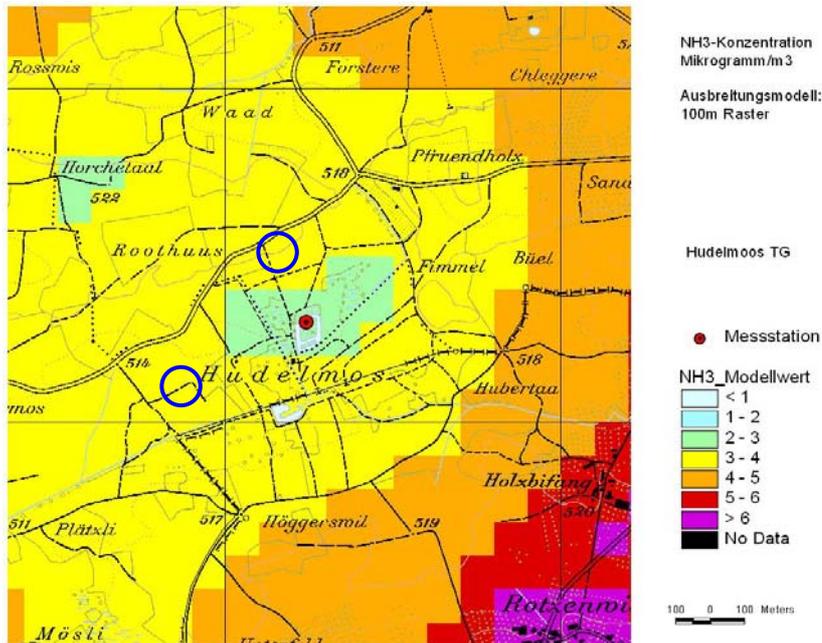


Abbildung 13: Messstation Hudelmoos. Umgebungskarte mit modellierten NH₃ Immissionen. Messwerte 1.6 (2000) und 2.1 (2001), Modellwert 3.0 µg m⁻³.

PK100 © Bundesamt für Landestopographie, DV606

Hudelmoos liegt mitten in einem relativ grossen Moorgebiet (Naturschutzgebiet) mit umliegenden aufgelockerten Waldstücken (Abbildung 13).

Das Modellresultat liegt gegenüber den Messungen zu hoch. Dies liegt teilweise wohl daran, dass das Modell die Emissionen durch Gülle-Ausbringung auch auf Naturschutzflächen zulässt, da die Naturschutzinventare bisher nicht im Modell eingebaut wurden.

2001 wurde nicht nur im Zentrum des Moores sondern auch auf zwei weiteren Standorten (blaue Kreise) an bewirtschafteten Waldlichtungen gemessen, welche sich etwa 400 m westlich und nördlich der ersten Messstation befinden (FUB 2002). Mit 3.2 bzw. 3.4 µg m⁻³ liegen diese Messwerte nahe bei der modellierten Konzentration.

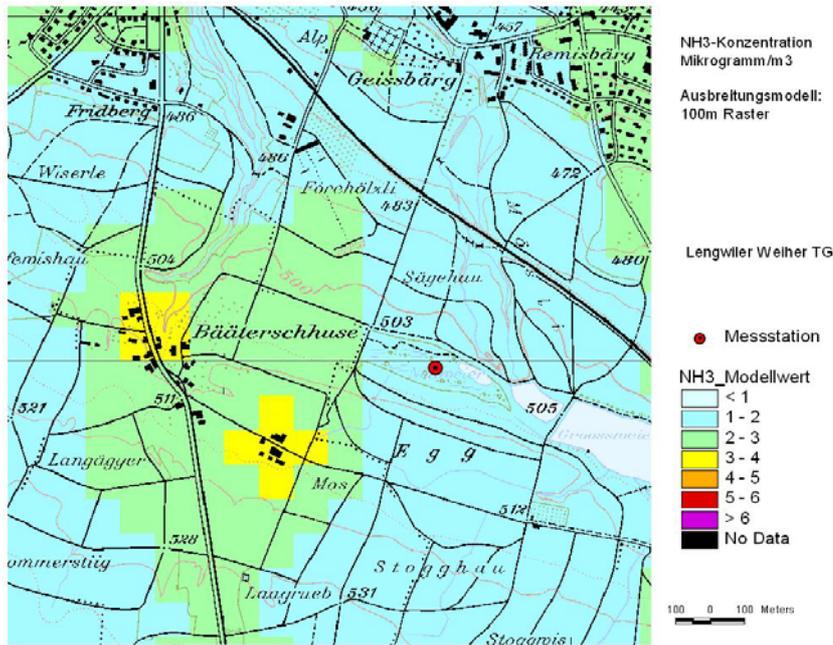


Abbildung 14: Messstation Lengwiler Weiher. Umgebungskarte mit modellierten NH₃ Immissionen. Messwert/Modell: 1.5/1.6 µg m⁻³.

PK100 © Bundesamt für Landestopographie, DV606

Die Station Lengwiler Weiher liegt in einem bewaldeten Gebiet etwa ein Kilometer südlich von Kreuzlingen (Abbildung 14). Der generelle NH₃-Level ist dort mit 1-2 µg m⁻³ nicht sehr hoch, wie Messung und Modell übereinstimmend zeigen. Höhere Werte (3-4 µg m⁻³) sind in der Nähe der Bauernhöfe zu finden, die knapp einen Kilometer westlich liegen.

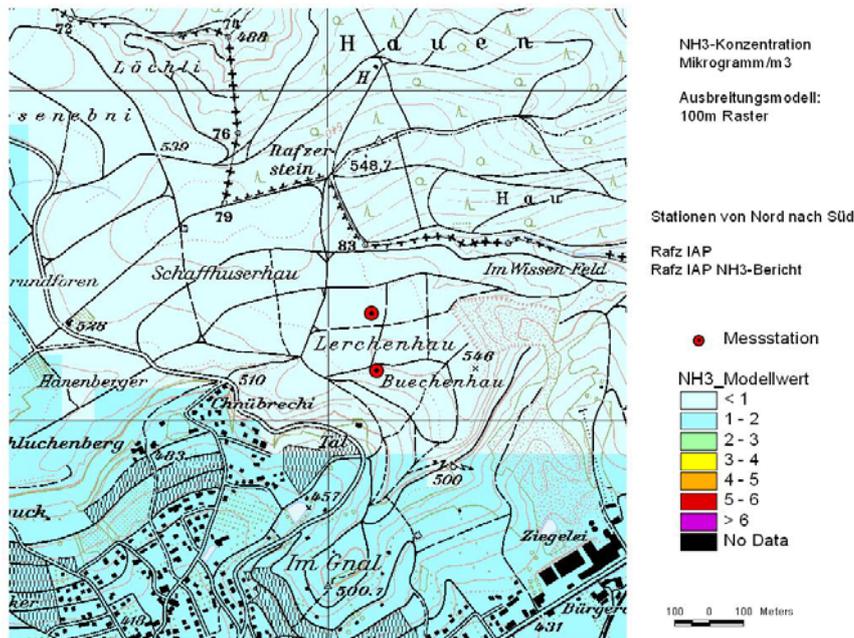


Abbildung 15: Messstation Rafz. Umgebungskarte mit modellierten NH₃ Immissionen. Messwert/Modell: 2.6/0.6 µg m⁻³.

PK100 © Bundesamt für Landestopographie, DV606

Die Station Rafz liegt in einem grossen Wald, etwa 300 m von der Schweizer Grenze entfernt (Abbildung 15). 200 m östlich liegt eine Lehmgrube. Der Messwert liegt viel höher als das Modell, welches in dieser Situation sicher von einem Randeffekt (keine Emissionen auf ausländischem Gebiet vorhanden) beeinträchtigt ist. Trotzdem ist der hohe Messwert nicht ohne weiteres erklärbar. Gemäss Abklärung des AWEL kommt die Ziegelei als Quelle kaum in Frage. Es muss mit einer unbekannt lokalen Quelle - natürlich oder anthropogen - gerechnet werden.

Es liegen zwei verschiedene Koordinaten-Versionen des Standortes vor, die etwa 200 m voneinander entfernt liegen.

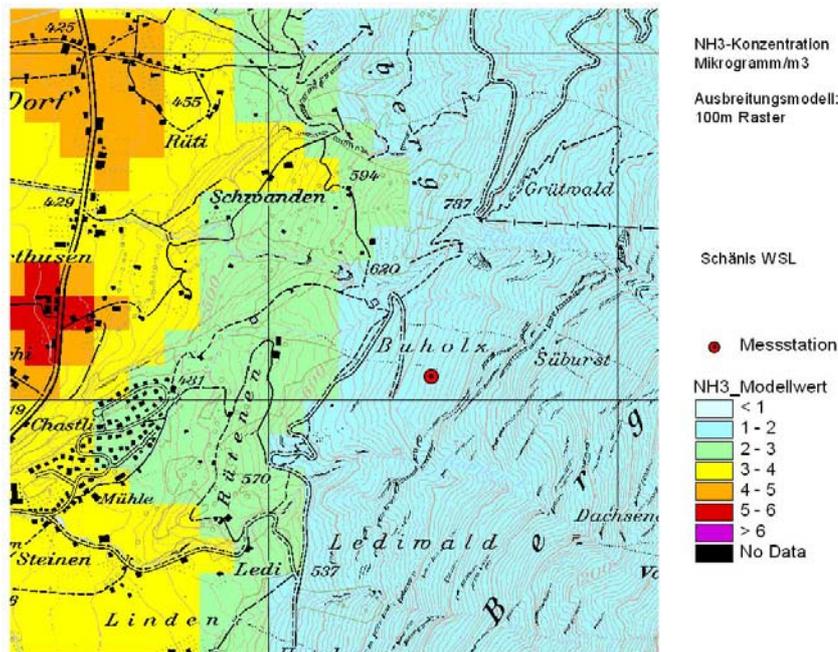


Abbildung 16: Messstation Schänis WSL. Umgebungskarte mit modellierten NH₃ Immissionen. Messwert/Modell: 1.7/1.5 µg m⁻³.

PK100 © Bundesamt für Landestopographie, DV606

Die WSL-Station Schänis liegt am bewaldeten Steilhang östlich von Schänis (Abbildung 16). Sie hat die Koordinaten 723.464/225.068 und liegt 733 m über Meer. Achtung, im NH₃-Bericht (Thöni & Seidler 2001) ist offenbar eine falsche Koordinate angegeben, die sich in ähnlicher Lage etwa 1.7 km südlich davon befindet (722.93/223.48).

Das Modell bildet die NH₃-Abnahme vom intensiv bewirtschafteten Talboden den Hang hinauf gut ab (erstaunlicherweise).

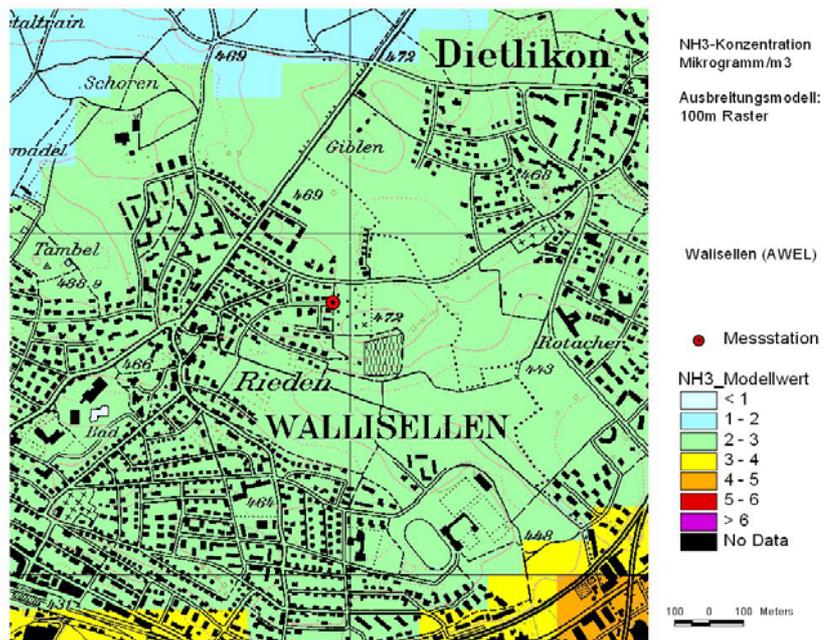


Abbildung 17: Messstation Wallisellen. Umgebungskarte mit modellierten NH₃ Immissionen. Messwert/Modell: 2.5/2.3 µg m⁻³.

PK100 © Bundesamt für Landestopographie, DV606

Wallisellen ist ein typischer Agglomerationsstandort am Siedlungsrand. Die Konzentrationsgradienten in der Umgebung von etwa 1 km sind klein. Das Modell bildet den gemessenen NH₃-Level von 2.5 µg m⁻³ gut ab.

4.2. Empfehlungen

Die 'Ammonia Expert Group' der UN/ECE hat das Thema des Monitoring von Veränderungen der NH₃-Belastung diskutiert und gewisse generelle Empfehlungen zum Messnetz abgegeben (SAEFL 2001). Der Ausgangspunkt der Diskussion war das Phänomen des sogenannten 'ammonia gap'.

Mit 'ammonia gap' wurde das wissenschaftlich nicht geklärte Phänomen bezeichnet, dass in Fallstudien (v.a. Niederlande und ehemalige Ostblock-Länder) der Rückgang von NH₃-Emissionen in bestimmten Regionen bei den Immissionsmessungen von NH₃ und NH₄⁺ nicht festzustellen war. Es wurden verschiedene Hypothesen aufgestellt, die jedoch noch nicht erhärtet sind: (a) Witterungsbedingte Schwankungen, (b) Interaktionen mit SO₂ und NO_y, deren Konzentrationen in der gleichen Zeit zurück gingen (Stichwort Ko-Deposition), (c) schlechtere Effizienz der Reduktionsmassnahmen als erwartet, (d) Interaktion verschiedener Veränderungen in der landwirtschaftlichen Praxis, und natürlich die Kombination von all dem. Vor allem in den Niederlanden hat der ammonia gap viel Aufsehen erregt und wurde zur Regierungssache, da in diesem Land zum Teil aufwändige technische Massnahmen zur Emissionsminderung vorgeschrieben worden waren.

Es wurde daraus geschlossen, dass das Feststellen eines Trends bei NH_y -Konzentrationen und -Depositionen mittels einzelner Messungen schwierig ist und dass die Mittelwert-Bildung über Zeit und Raum das Resultat verbessert. Z.B. kann es sein, dass der Rückgang von NH_3 -Emissionen nur bei den NH_4^+ Aerosolen sichtbar ist, während die NH_3 -Konzentrationen praktisch unverändert bleiben, weil das Potential zur Bildung von Aerosolen durch gleichzeitigen Rückgang von SO_4^{2-} und NO_3^- abnimmt.

Als Ziel des Monitoring sieht die Expertengruppe folgendes: (a) Muster der langfristigen Deposition in Ökosystemen erkennen; (b) Validierungsgrundlage für Modelle, welche langfristige Trends und grenzüberschreitenden Transport modellieren; (c) Aufzeigen, ob die Strategien zur Emissionsminderung erfolgreich sind.

Der letzte Punkt bedeutet, dass auch in Gebieten mit hoher Emission gemessen werden muss, nicht nur in abgelegenen Gegenden. Folgende Empfehlungen wurden zusammenfassend als wichtig erachtet (SAEFL 2001, S. 14):

1. NH_3 und NH_4^+ in der Luft separat messen.
2. Hohe zeitliche Auflösung (Stunden) ist nur für Prozessstudien (an einzelnen Standorten) nützlich.
3. Billige Messmethoden für NH_y mit geringer zeitlicher Auflösung sollen an vielen Standorten eingesetzt werden (low flow rate denuder-filter combinations).
4. Wegen der kleinen räumlichen Variabilität von NH_4^+ Aerosolen ist deren Messung nur an wenigen Standorten (5-30 pro Land) nötig.
5. Da NH_3 -Konzentrationen räumlich viel stärker variieren als beim NH_4^+ , sind viel mehr NH_3 -Messstationen nötig als für NH_4 -Aerosole. Die NH_3 -Messungen sollten also auf einem räumlich dichten Messnetz mit geringer zeitlicher Auflösung vorgenommen werden. Regionen mit verschiedenen dominanten Quellgruppen sollen im Messnetz berücksichtigt werden.
6. Die nationalen Messprogramme für NH_3 , NH_4 -Aerosol und Nassdeposition müssen so bald wie möglich in Betrieb genommen werden. Anzustreben sind mindestens 8-jährige Messreihen an mehreren Stationen bis 2010.
7. Die Messungen von NH_3 müssen repräsentativ genug sein, um nationale Verteilungsmuster, inklusive typische Konzentrationen in den Regionen mit hohen Emissionen, untersuchen zu können. Dazu müssen Messungen und Modelle auf der Basis von Emissionskatastern kombiniert werden.

Mehr Details zu den Empfehlungen sind in SAEFL (2001) zu finden. Betrachtet man das gesamte Messnetz in der Schweiz, bestehend aus Stationen des Bundes, der Kantone (und einzelner Forschungsanstalten), wird klar, dass mehrere der genannten Empfehlungen wenigstens teilweise bereits erfüllt werden.

In Bezug auf das Messnetz von OSTLUFT können folgende Schlüsse gezogen werden.

1. Die langjährigen Messreihen auf dem Bachtel (ländlich schwach belastet) und in Wallisellen (städtisch beeinflusst) sind sehr wertvoll und unbedingt weiterzuführen. Sie werden in den kommenden Jahren einen wichtigen Beitrag zu einer allfälligen Trenderkennung bei NH_y leisten können.
2. Eine weitere Messstation in einem Gebiet mit sehr hoher NH_3 -Belastung ist zu empfehlen, um im Sinn des Vorschlages Nr. 7 (siehe oben) die Belastung in Regionen mit starken Emissionen besser abzudecken. Die Station könnte z.B. südlich von Hudelmoos, auf der Achse Flawil-Romanshorn im Kanton SG oder nördlich von Appenzell liegen, wo gemäss Modell NH_3 -Konzentrationen über $5\text{-}6 \mu\text{g m}^{-3}$ auf grösseren Flächen vorkommen (Abbildung 18). Idealerweise sollten NH_3 , Aerosole und Nassdeposition gemessen werden, HNO_3 und NO_2 sind weniger wichtig.
3. Die Koordination mit anderen Messnetzbetreibern in der Schweiz ist sehr wichtig für die Verbesserung der Modelle: Vergleichbarkeit der Methoden, Verfügbarmachen der Resultate. Denn je mehr konsistente Messungen es gibt, desto zuverlässigere Aussagen kann auch das Modell machen.

Zu den NH_3 -Messstationen folgende Bemerkungen:

Tänikon misst quellennah. Lengwiler Weiher ist etwas peripher (nahe am Bodensee), scheint aber ein guter Standort für die Repräsentation von weniger belasteten Gebieten zu sein. Die hohen Messwerte von Rafz können mit den im Moment vorhandenen Informationen nicht erklärt werden. Schänis: diese Station wurde auf den LWF-Standort Schänis der WSL gelegt, was Synergien ergibt.

Die Stationen in den Naturschutzgebieten sind wertvoll, da sie im belasteten Gebiet, aber nicht unmittelbar in der Nähe von Quellen liegen. Gewisse Gebiete sind schlecht abgedeckt (Rheintal, Liechtenstein, Appenzell, die stark belastete Achse Flawil-Romanshorn).

Im OSTLUFT-Gebiet befinden sich alle NH_3 -Passivsammler an Standorten, wo der Einsatz dieser Methode gute Resultate erlaubt. In Gebieten mit sehr tiefer Belastung wird sie ungenauer (wegen der Nachweisgrenze).

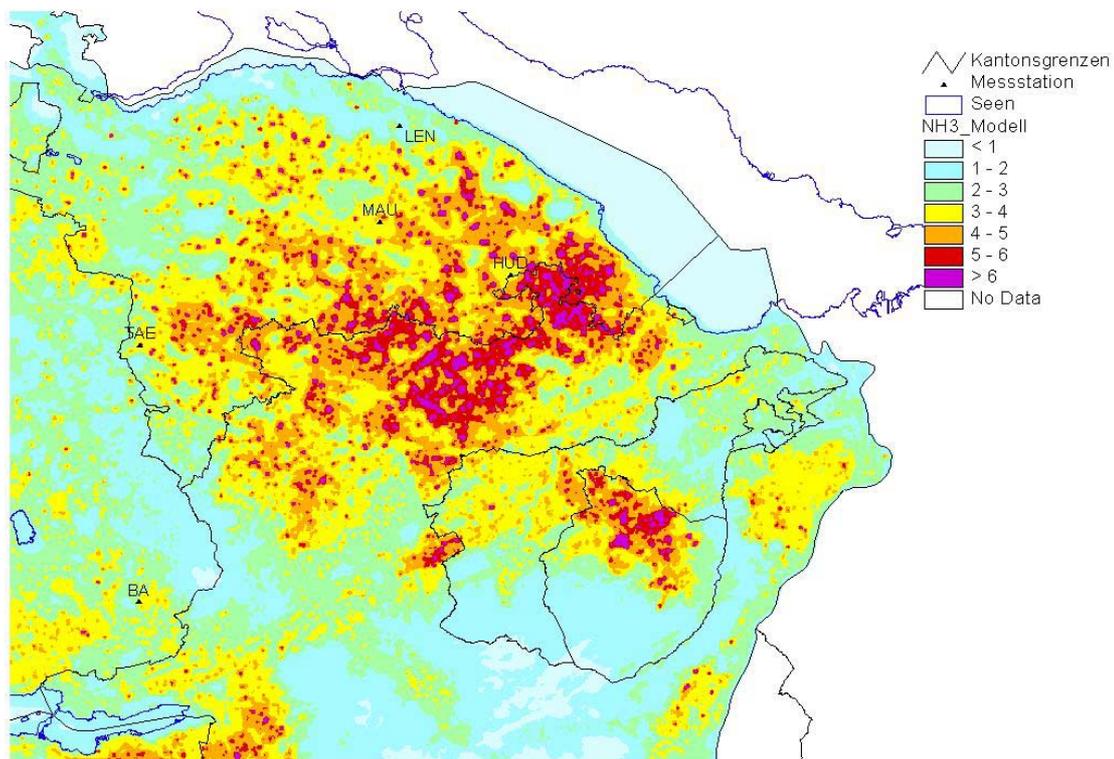


Abbildung 18: Übersichtskarte der modellierten NH_3 Immissionen in der Schweiz (Daten aus Rihm 2001). Für ausländische Seeanteile sowie für Liechtenstein sind zur Zeit keine Modellresultate vorhanden (No Data). Einheiten $\mu\text{g m}^{-3}$.

5. Bedeutung der Landwirtschaft als Stickstoff-Emittent

Die durch landwirtschaftliche Aktivitäten in die Luft emittierten N-Mengen sind gegenüber anderen Quellen dominant. So wird z.B. aus Abbildung 19 ersichtlich, dass heute die N-Emissionen in Form von NH_y 58% der gesamten N-Emissionen der Schweiz ausmachen (wobei der BUWAL-Bericht 256 nicht mehr ganz aktuell ist, aber die Aussage bleibt die gleiche), und zu den NH_y -Emissionen wiederum trägt die Landwirtschaft im OSTLUFT-Gebiet etwa 87% bei (Rihm 2000).

Dementsprechend trägt auf der Seite der Depositionen reduzierter N im Durchschnitt etwa 62% zur gesamten N-Deposition bei (Tabelle 1). Lokal ist aber mit starken Schwankungen zu rechnen. So kann der NH_y -Anteil auf einer ungedüngten Fläche zwei Drittel oder mehr betragen (z.B. in Abbildung 8 der Waldstandort Bachtel). Durch die enge räumliche Verzahnung von intensiven Landwirtschaftsgebieten und naturnahen Gebieten (Moore, Trockenwiesen, Wald) im OSTLUFT-Gebiet und in der Schweiz generell ist der Anteil derjenigen NH_3 -Emissionen, der lokal oder regional gasförmig deponiert wird, relativ gross.

Die Landwirtschaft kann und soll also einen bedeutenden Beitrag zur Reduktion der N-Emissionen und damit der Überschreitungen der Critical Loads beitragen, wie es im Protokoll von Göteborg als Zwischenziel für 2010 vorgegeben wurde.

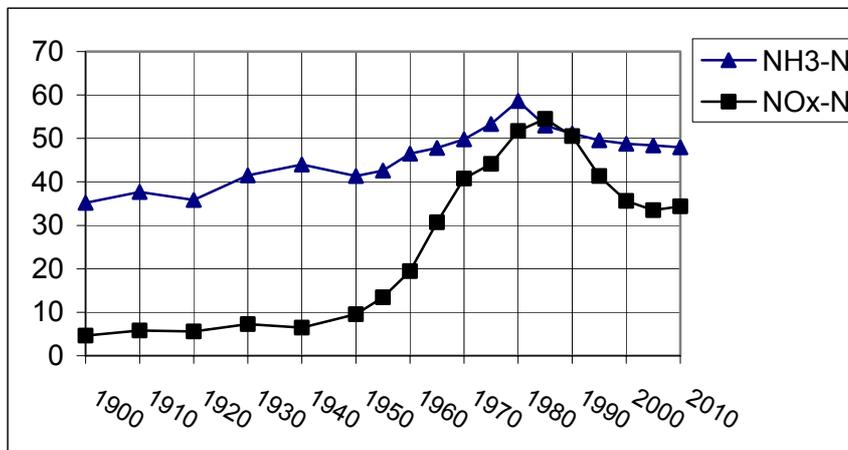


Abbildung 19: NH₃- und NO_x-Emissionen von 1900 bis 2010, aus BUWAL (1995). Die Einheiten sind kt N a⁻¹.

6. Fazit

Beim Vergleich von Modellresultaten mit Messungen treten unweigerlich Massstabsprobleme auf, da eine Punktmessung ein (extrem) lokales Phänomen darstellt, währenddem das Modell sich aufgrund der parametrisierten Prozesse und Input-Daten auf eine grossräumige Aussage beschränkt. Wo man viele Messpunkte hat (z.B. 45 bei NH₃), konnte das Problem statistisch betrachtet werden: Korrelation, Ausreisser etc. Sind nur einige wenige Messungen verfügbar, wurde versucht, qualitative, plausible Erklärungen für allfällige Abweichungen zu finden.

So gesehen, stimmt das verwendete Depositions- und Immissionsmodell im nationalen Massstab gut mit den Messungen überein: systematische Abweichungen sind kaum festzustellen oder meist plausibel zu erklären, und die Gesamt-Massenbilanz mit dem räumlich übergeordneten EMEP-Modell (50x50 km Raster) ist sehr gut.

Auf regionalem Massstab gibt es Hinweise auf Probleme des Modells im Südtessin (Kronentraufe Sagno) und evtl. in anderen Grenzgebieten (z.B. NH₃ Messungen Rafz?). Solche Randeffekte könnten durch Einbezug von Emissionen des benachbarten Auslandes sowie durch Aerosol-Daten, die im Zusammenhang mit PM10 erhoben wurden, eventuell verbessert werden (ist geplant für 2002). Ein weiterer Punkt, in welchem das Modell verbessert werden sollte, ist der Einfluss verschiedener Baumarten (Fichte, Buche) auf die Gesamtdosition. Hinweise dafür geben die Kronentraufemessungen. Das Emissionskataster für Ammoniak könnte durch die Verwendung von Naturschutzinventaren (Moorlandschaften, Flachmoore, Hochmoore, Trockenwiesen) verfeinert werden, indem auf diesen Flächen keine Düngeraus-

bringung angenommen wird (bisher nur Abgrenzung durch Bodennutzung des Hektarrasters).

Für die Region OSTLUFT als ganzes besteht aber aufgrund der vorliegenden Vergleiche von Messung und Modell kein Anlass für grundsätzliche Zweifel an der Aussagekraft der Depositions- und Immissionskarten.

Das Stickstoff-Messnetz im Gebiet OSTLUFT verfügt mit den langjährigen Messreihen von Bachtel und Wallisellen über zwei Perlen. Für die Überwachung der langfristigen Entwicklung bis 2010 (Zielhorizont des Göteborg-Protokolls) kann das Messnetz noch sinnvoll ergänzt bzw. optimiert werden. Entscheidend für das Feststellen eines zukünftigen Trends, d.h. von relativen Veränderungen, ist jedenfalls ein langer Schnauf: die Messungen sollten in den nächsten 10 Jahren kontinuierlich oder in regelmässigen Intervallen, aber möglichst ohne Veränderung in den Stationsgeschichten, weitergeführt werden.

7. Literaturverzeichnis

Braun S., 2002: Vergleich von Kronentraufe und modellierten Depositionen an 14 Standorten in der Schweiz. Institut für angewandte Pflanzenbiologie (IAP), Schönenbuch. Pers. Mitteilung.

BUWAL (Ed.), 1994: Stickstoffeintrag aus der Luft in ein Naturschutzgebiet. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Umwelt-Materialien Nr. 28. Bern.

BUWAL (Ed.), 1995: Vom Menschen verursachte Luftschadstoff-Emissionen in der Schweiz von 1900 bis 2010. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Schriftenreihe Umwelt Nr. 256, Bern.

BUWAL (Ed.), 2001: NABEL, Luftbelastung 2000. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Schriftenreihe Umwelt Nr. 330. Bern.

BWG (Ed.), 2000: Niederschlagskarten 1961-1999, Hydrologischer Atlas der Schweiz, Bundesamt für Wasser und Geologie (BWG), Bern.

EMEP, 2000: Transboundary Acidification and Eutrophication in Europe in 1998. EMEP Summary Report 2000. Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long Range Transmission of Air Pollutants in Europe (EMEP), CCC & MSC-W Report 1/00, Norwegian Meteorological Institute, Oslo. (www.emep.int).

Eugster W., Burkard R., 2001: Schadstoff- und Feuchte-Einträge in Ökosysteme durch Nebel. Unipress Heft 108, Universität Bern (Quelle: Internet).

FUB, 2002a: Ammoniak-Immissionsmessungen in der Schweiz 2000 und 2001. Im Auftrag des BUWAL und der Kantone Genf, Luzern und Thurgau. Entwurf vom März 2002, Forschungsstelle für Umweltbeobachtung, CH-8640 Rapperswil.

oekoscience, 1999: Depositionsdatensätze in der Schweiz. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.

Pani R., Bucher P., Zhang Z., Hertz J., 1990: Altitude Dependence of Aerosol Composition. *J. Aerosol Sci.*, Vol. 21, p. S217-S220, Pergamon Press, Great Britain.

Rihm B., 2000: Stickstoff-Eintrag im Voralpenraum, Gebiet OSTLUFT - Kurzbericht mit Karten-Anhang. METEOTEST, Bern, im Auftrag von OSTLUFT, Amt für Umweltschutz, Herisau.

Rihm B., 2001: Mapping Emissions and Atmospheric Dispersion of Ammonia in Switzerland - Status Report (Draft August 2001). On behalf of: Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL), Air Pollution Control Division. METEOTEST, Bern.

Rihm B., Kurz D., 2001: Deposition and Critical Loads of Nitrogen in Switzerland. *Water, Air and Soil Pollution* **130**, 1223-1228.

SAEFL (ed.), 1996: Critical Loads of Nitrogen and their Exceedances. Environmental Series Air 275. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL) Berne.

SAEFL (ed.), 2001: UN/ECE Ammonia Expert Group, Berne, 18-20 September 2000, Proceedings. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL), Environmental Documentation No. 133, Berne.

SAEFL (Ed.), 2002: NO₂ concentrations in Switzerland 2000 to 2020 and benzene concentrations 2000. Swiss Agency for the Environment, Landscape and Forests (SAEFL), Environment Series, No. xxx, Bern. Im Druck.

Thöni L. et al., 2001: Depositionsuntersuchungen im Kanton Zürich. Forschungsstelle für Umweltbeobachtung (FUB) Rapperswil, im Auftrag des AWEL - Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft des Kantons Zürich.

Thöni L., Seitler E., 2001: Ammoniak-Immissionsmessungen mit Passivsammlern in der Schweiz 1999/2000. Im Auftrag des BUWAL und der Kantone GE, LU, TG. Juli 2001, FUB, CH-8640 Rapperswil, 75p.

Thöni L., Seitler E., 2002: Stickstoff-Eintrag im Voralpenraum, Bachtel, 2001. Entwurf vom März 2002. Im Auftrag der OSTLUFT. FUB, CH-8640 Rapperswil.

UN/ECE, 1996: Manual on methodologies for Mapping Critical Loads/Levels and geographical areas where they are exceeded (revised version, June 1996). United Nations Economic Commission for Europe, Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. Umweltbundesamt Berlin (Ed.).

8. Anhang

Anhang 1: Tabelle der 1999/2000 (Thöni & Seitler 2001) und 2001 (FUB 2002) gemessenen sowie der modellierten NH₃-Immissionen (vgl. Abbildung 3). Die obersten 9 Stationen haben im OSTLUFT-Gebiet gemessen. Einheiten µg m⁻³, Jahresmittel.

Ort	Messwert 2000	Messwert 2001	Modellwert
Bachtel Ost	2.3	2.6	3.11
Bachtel_NH3Bericht	2.4		3.24
Hudelmoos TG	1.6	2.1/3.2/3.4	3.01
Lengwiler Weiher TG	1.5		1.55
Mauren TG	4.1	4.3	3.82
Rafz_NH3Bericht/_IAP	2.6		0.6
Schänis_NH3Bericht	1.7		1.53
Tänikon_NH3Bericht	4.1	4.5	6.09
Wallisellen	2.52		2.27
Aeschau	2.2		2.7
Aeschi	5.1		2.38
Allschwil	1.4	3.9	0.91
Basel	1.6	1.4	2
Beatenb. Bestand	0.5		0.76
Beatenberg	0.8		0.91
Betlachstock	0.7		0.91
Brislach	0.6		0.98
Celerina	0.5		0.38
Chaumont_NH3Bericht	1.0	1.0	1.2
Chironico	0.3		0.46
Frienisberg	1.2		2.05
Grenchenberg	0.6		0.95
Holderhus LU	6.2	4.7	6.32
Jussy	1.3		0.72
Lausanne	3.8		2.95
Lippenrütibach LU	6.2		6.14
Lugano	2.5	2.6	2.27
Lurengo	0.9		0.47
Magadino	2.3	3.2	2.29
Möhlin	0.7		0.1
Muri_AG_NH3Bericht	3.2	2.0	2.85
Nationalpark	0.5		0.14
Novaggio	0.8		0.7
Novaggio Bestand	0.5		0.69
Othmarsingen	1.4		2.19
Passeiry GE	1.6		1.93
Payerne_NH3Bericht	3.4	2.7	2.93
Rigi_NH3Bericht	1.4	1.2	2.66
Sagno	2.0	1.7	1.19
Schüpfheim LU	5.2	4.3	5.21
Sion	4.9	4.3	2.06
St. Clotilde GE	7.5	5.4/3.2/3.9	2.89
Wauwilier Moos LU	4.7	2.9	4.82
Wengernalp_NH3Bericht	0.4	0.3	0.5
Zugerberg	2.6	1.5	2.42

Anhang 2: Tabelle der jährlichen NH₄-Messwerte; nasse Deposition.

Ort	Jahr	NH ₄ - Messwerte mgN/(m ² a)	NH ₄ - Modellwerte mgN/(m ² a)	Differenz Modell- Messung	Modellabweichung, in % des Messwertes
Chaumont	1997	266.0	539.7	273.7	102.9
Chaumont	1998	215.0	539.7	324.7	151.0
Chaumont	1999	294.0	539.7	245.7	83.6
Chaumont	2000	361.0	539.7	178.7	49.5
Dübendorf	1995	733.0	491.3	-241.7	-33.0
Dübendorf	1996	592.0	491.3	-100.7	-17.0
Dübendorf	1997	378.0	491.3	113.3	30.0
Dübendorf	1998	455.0	491.3	36.3	8.0
Dübendorf	1999	621.0	491.3	-129.7	-20.9
Dübendorf	2000	576.0	491.3	-84.7	-14.7
Magadino	2000	1'135.0	812.9	-322.1	-28.4
Payerne	1995	497.0	405.6	-91.4	-18.4
Payerne	1996	380.0	405.6	25.6	6.7
Payerne	1997	373.0	405.6	32.6	8.7
Payerne	1998	370.0	405.6	35.6	9.6
Payerne	1999	485.0	405.6	-79.4	-16.4
Payerne	2000	395.0	405.6	10.6	2.7
Tänikon	1997	435.0	587.4	152.4	35.0
Tänikon	1998	393.0	587.4	194.4	49.5
Bachtel Ost	1994	786.5	711.3	-75.2	-9.6
Bachtel Ost	1995	776.7	711.3	-65.4	-8.4
Bachtel Ost	1996	682.5	711.3	28.8	4.2
Bachtel Ost	1997	552.0	711.3	159.3	28.9
Bachtel Ost	1998	624.4	711.3	86.9	13.9
Bachtel Ost	2001	717.0	711.3	-5.7	-0.79
Wallisellen	1995	519.0	489.1	-29.9	-5.8
Wallisellen	1996	525.1	489.1	-36.0	-6.9
Wallisellen	1997	287.3	489.1	201.8	70.2
Wallisellen	1999	506.8	489.1	-17.7	-3.5
Wallisellen	2000	434.7	489.1	54.4	12.5

Anhang 3: Tabelle der jährlichen NO₃-Messwerte; nasse Deposition.

Ort	Jahr	NO ₃ - Messwert mgN/(m ² a)	NO ₃ - Modellwert mgN/(m ² a)	Differenz Modell- Messwert	Modellabweichung, in % des Messwertes
Chaumont	1997	227	395.77	168.77	74.3
Chaumont	1998	186	395.77	209.77	112.8
Chaumont	1999	279	395.77	116.77	41.9
Chaumont	2000	271	395.77	124.77	46.0
Dübendorf	1995	481	360.32	-120.68	-25.1
Dübendorf	1996	403	360.32	-42.68	-10.6
Dübendorf	1997	265	360.32	95.32	36.0
Dübendorf	1998	312	360.32	48.32	15.5
Dübendorf	1999	457	360.32	-96.68	-21.2
Dübendorf	2000	387	360.32	-26.68	-6.9
Magadino	2000	971	653.08	-317.92	-32.7
Payerne	1995	289	297.46	8.46	2.9
Payerne	1996	239	297.46	58.46	24.5
Payerne	1997	182	297.46	115.46	63.4
Payerne	1998	215	297.46	82.46	38.4
Payerne	1999	298	297.46	-0.54	-0.2
Payerne	2000	249	297.46	48.46	19.5
Tänikon	1997	293	430.77	137.77	47.0
Tänikon	1998	288	430.77	142.77	49.6
Bachtel Ost	1988	647.5	521.6	-125.9	-19.4
Bachtel Ost	1989	647.9	521.6	-126.3	-19.5
Bachtel Ost	1990	571.9	521.6	-50.3	-8.8
Bachtel Ost	1991	557.6	521.6	-36	-6.5
Bachtel Ost	1992	484.1	521.6	37.5	7.7
Bachtel Ost	1993	435.5	521.6	86.1	19.8
Bachtel Ost	1994	566.7	521.6	-45.1	-8.0
Bachtel Ost	1995	602.1	521.6	-80.5	-13.4
Bachtel Ost	1996	529.2	521.6	-7.6	-1.4
Bachtel Ost	1997	423.9	521.6	97.7	23.0
Bachtel Ost	1998	521.6	521.6	0	0.0
Bachtel Ost	2001	515.0	521.6	6.6	1.28
Wallisellen	1988	409.1	358.65	-50.45	-12.3
Wallisellen	1989	434.7	358.65	-76.05	-17.5
Wallisellen	1990	452.8	358.65	-94.15	-20.8
Wallisellen	1991	442.1	358.65	-83.45	-18.9
Wallisellen	1992	367.5	358.65	-8.85	-2.4
Wallisellen	1993	380.8	358.65	-22.15	-5.8
Wallisellen	1994	366.2	358.65	-7.55	-2.1
Wallisellen	1995	433.3	358.65	-74.65	-17.2
Wallisellen	1996	407.3	358.65	-48.65	-11.9
Wallisellen	1997	243.9	358.65	114.75	47.0
Wallisellen	1999	410.2	358.65	-51.55	-12.6
Wallisellen	2000	359.3	358.65	-0.65	-0.2