

5. ERGEBNISSE VON IMMISSIONS- UND DEPOSITIONSMESSUNGEN

5.1. VERKEHRSBEEINFLUSSTES FREILANDTRANSEKT

5.1.1. Untersuchungsgebiet

Die entlang eines Freilandtransekts durchgeführten Messungen erfolgten an der Autobahn München–Garmisch-P. (A 95) in der Nähe von Antdorf/Penzberg; das Verkehrsaufkommen betrug im Jahre 2003 ca. 31000 Fahrzeuge pro Tag (Autobahndirektion Südbayern, 2004). Als Teil eines entwässerten Hochmoores besteht die Fläche überwiegend aus Streuwiesen und wird somit nur extensiv bewirtschaftet. Durch die Wahl des Standorts konnte sichergestellt werden, dass die Auswirkungen von Seiten der Landwirtschaft relativ gering blieben. Um die Beeinflussung von Immission und Deposition durch den Verkehr zu erfassen, wurden in vier Abständen zur Autobahn (A1: 40 m; A2: 170 m; A3: 300 m; A4: 410 m) die Messstellen eingerichtet. Bei der vorherrschenden Windrichtung SW befindet sich das Transekt im Lee des Linienmittentes.

5.1.2. Material und Methoden

An den Messpunkten A1 bis A4 wurden je drei Bulksammler aufgestellt und vierwöchig während des Jahres 2002 beprobt; in 2003 wurden die Messungen an A2 und A3 eingestellt. Im Jahre 2004 wurde nur noch A4 weiter betrieben. Parallel dazu wurden Immissionsmessungen mit Passivsammlern durchgeführt. Kontinuierliche meteorologische Messungen erfolgten an der Messstelle A3 ab 2002.



Abb. 11: Meteorologischer Messmast und Bulksammler am Messpunkt A3

5.1.3. Meteorologie

In Abb. 12 ist der Verlauf der an der Messstelle A4 erfassten Niederschlagsmengen aufgetragen; die mittlere Standardabweichung zwischen A1 bis A4 betrug infolge der geringen Entfernung zwischen den Sammlern nur 1,3 mm; mögliche Unterschiede im Stoffeintrag entlang des Transekts sind somit nicht auf den Niederschlagsinput zurückzuführen. Die Niederschlagsmenge im Jahre 2002 betrug 1450 mm; d.h. sie lag deutlich über den langjährigen Mittelwerten (1961-1990) der beiden benachbarten DWD-Niederschlagsstationen Seeshaupt (1189 mm) und Sindelsdorf (1270 mm). Berücksichtigt man die bulksammlerbedingte Unterschätzung des Niederschlags (ca. 6%), so liegt die Abweichung in 2002 bei rd. + 25%. Dagegen gestalteten sich die Jahre 2003 mit 856 mm (- 25%) als sehr trocken und 2004 mit 992 mm (-15%) als eher trocken. In allen Jahren ist der für das

Alpenvorland typische Jahrgang mit Niederschlagsmaxima im Sommer festzustellen. Der Niederschlag wirkt sich auf die Benetzung von Pflanzenoberflächen, diese auf die Deposition von Ammoniak aus.

Die Messungen der Lufttemperatur im benachbarten Iffeldorf (Abb. 13) zeigen die Verhältnisse im während des Untersuchungszeitraums 2002-2004; auf Grund der Lage etwa in der Mitte des Transekts München-Alpen kann dieser Standort als repräsentativ für das Untersuchungsgebiet bezeichnet werden. Zu erkennen ist hier die herausragende Stellung des Sommers 2003 mit Monatsmitteln von 19 bis 21° C; diese sind um 2 bis 4° höher als die langjährigen Mittelwerte.

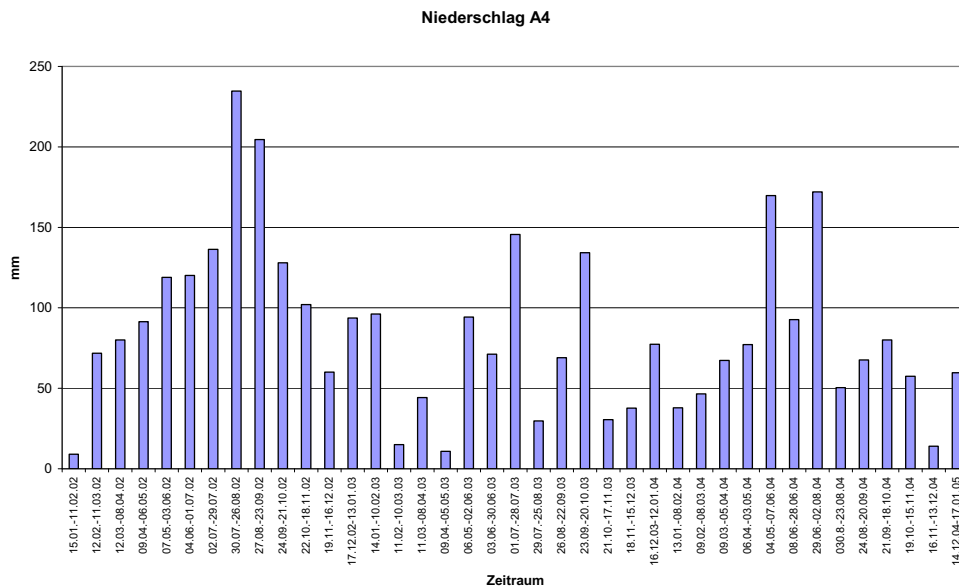


Abb. 12: Niederschlagsinput (vierwöchig) am Freilandtransekt Antdorf (A4)

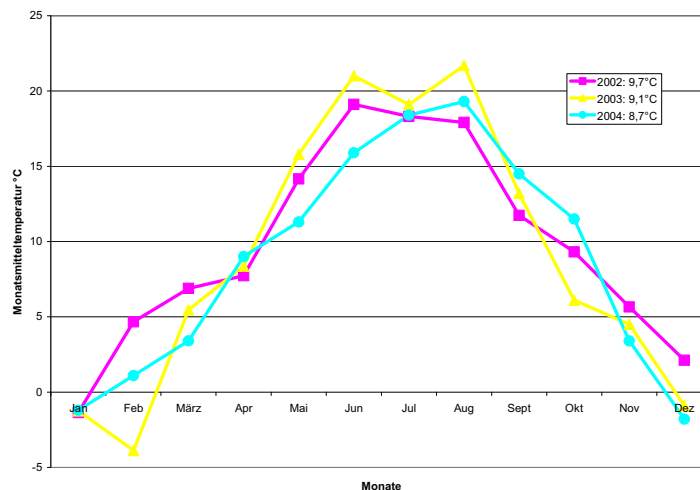


Abb. 13: Verlauf der Monatsmittel der Lufttemperatur während des Untersuchungszeitraums 2002 bis 2004 in Iffeldorf (Nähe Antdorf)

5.1.4. Immission

Im Gebiet Antdorf ist generell nur von einer geringen bis mittleren Hintergrundbelastung hinsichtlich NH_3 und NO_2 auszugehen. Entlang des Transekts zeigt sich in erster Linie durch Vermischung, aber auch durch Umwandlung und Ablagerung eine mehr oder weniger deutliche Abnahme der betreffenden Konzentrationen mit zunehmendem Abstand von der Autobahn (Abb. 14 bis Abb. 16). Die Tatsache, dass die am Messpunkt A2 gemessenen Konzentrationen z.T. geringer als bei A3 sind, ist ggf. auf die Lage von A2 in der Nähe einer kleinen Fichtendickung, die bei NW-Wind eine gewisse Filterwirkung ausübt, zurückzuführen.

Im trockeneren Jahr 2003 sind die NH_3 -Konzentrationen in der Luft infolge der geringeren Luftfeuchte und der geringeren Benetzung der Vegetationsflächen deutlich höher als im nassen Jahr 2002. Allerdings ist nicht auszuschließen, dass die in 2003 und 2004 beobachteten NH_3 -Konzentrationsspitzen möglicherweise auf Gülleausbringung im Gebiet östlich der untersuchten Flächen zurückzuführen sind; dafür spricht auch die episodische NH_3 -Zunahme von A1 nach A4 während 2003, einem Jahr, in dem der Wind relativ häufiger aus östlichen Richtungen wehte als 2002. Die Messungen von NO_3 -Partikeln ($\varnothing < 3\text{-}5 \mu\text{m}$) in der Luft ergaben eine ebenfalls deutliche Abnahme entlang des Transekts.

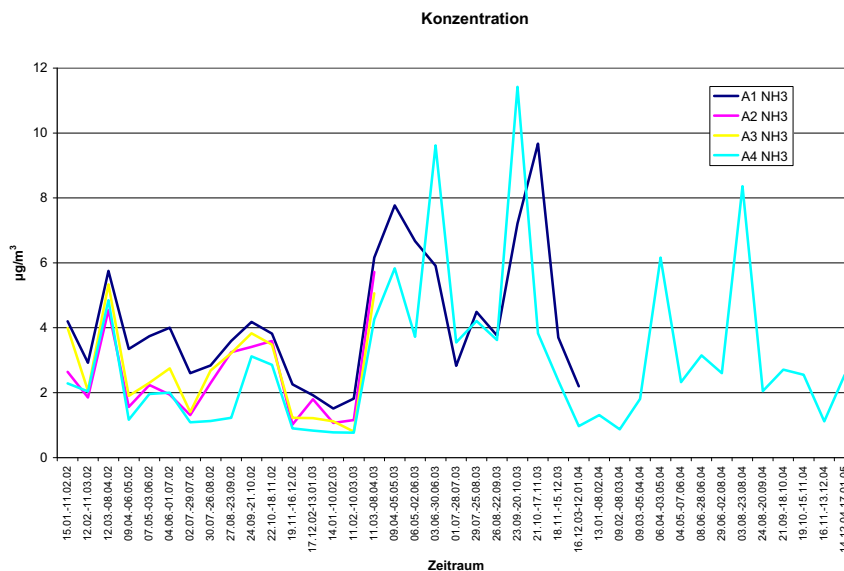


Abb. 14: Zeitlicher Verlauf der NH_3 -Immission am Freilandtransekt Antdorf (ab Frühjahr 2003 A1 und A4, ab 2004 nur A4 in Betrieb)

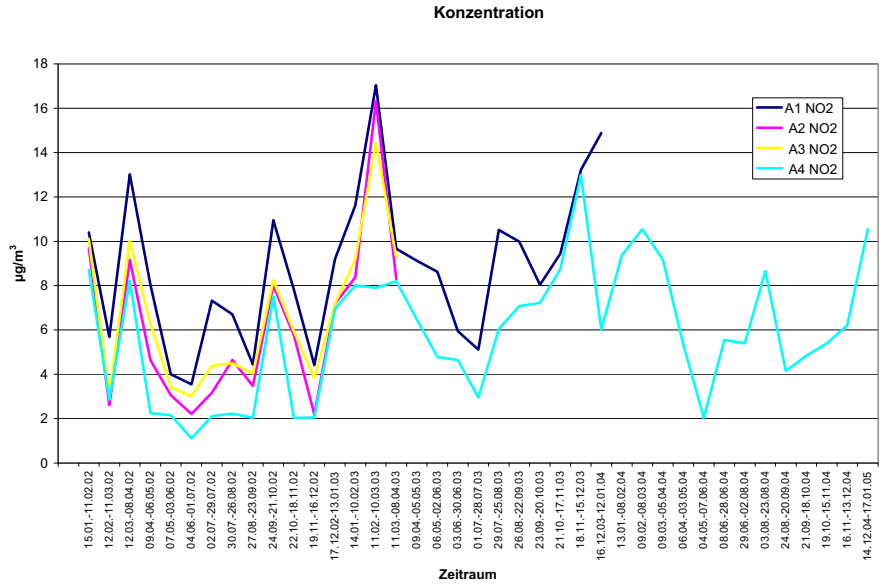


Abb. 15: Zeitlicher Verlauf der NO₂-Immission am Freilandtransekt Antdorf (ab Frühjahr 2003 A1 und A4, ab 2004 nur A4 in Betrieb)

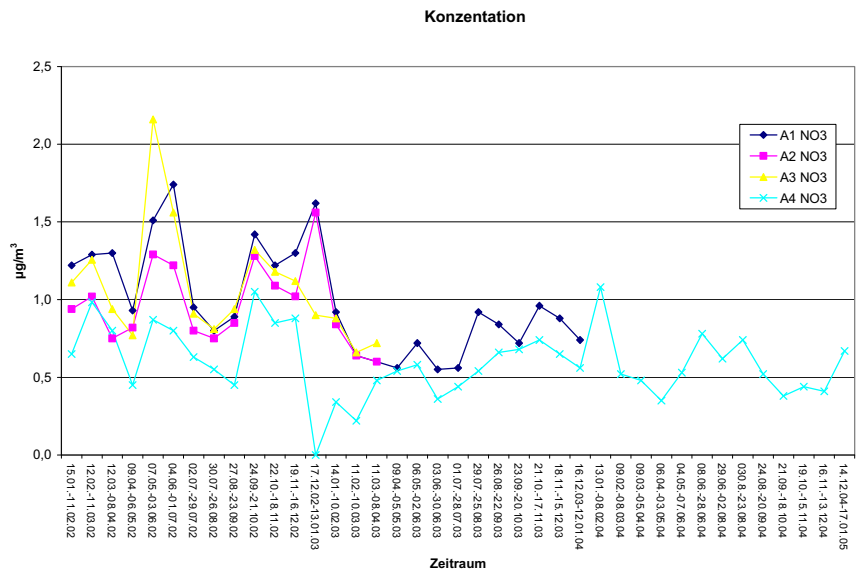


Abb. 16: Zeitlicher Verlauf der partikelförmigen NO₃-Immission am Freilandtransekt Antdorf

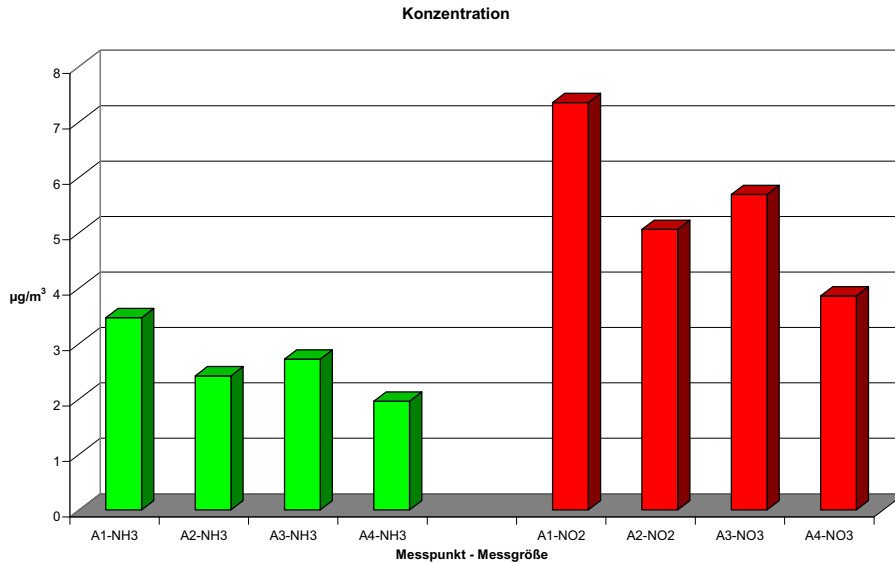


Abb. 17: NH₃- und NO₂-Immission entlang des Transekts Antdorf

5.1.5. Freilanddeposition

Die Ammoniumkonzentrationen im Bulkniederschlag, die im Bereich 0.5 bis 3 mg/l lagen, zeigten einen leichten Jahresgang mit geringeren Werten in den Wintermonaten und höheren Werten im Frühsommer. Entlang des Transekts nahm der Mittelwert von 0.62 auf 0.58 in 2002 bzw. von 0.95 auf 0.84 mg/l in 2003 ab. Bei den Nitratkonzentrationen (1–6 mg/l) gab es keinen Abfall von A1 bis A4.

Die jährlichen Depositionsfrachten, die maßgeblich durch den Niederschlag (z.B. NH₄ (A4): $r^2=0.47$) bestimmt sind, sind in den Abb. 18 bis Abb. 19 zu finden. Man erkennt, dass im Falle der Deposition von NH₄-N eine geringfügige Abnahme (10–20 %) von der Quelle auftritt; der Grund hierfür liegt in der Tatsache, dass sich Ammoniak weitaus schneller in Ammonium umwandelt bzw. deponiert wird, als dies bei der Umsetzung von Stickstoffoxiden und Schwefeldioxid in Nitrat bzw. Sulfat der Fall ist. Auch ist nicht auszuschließen, dass Ammoniak nachträglich in die Bulkprobe hineindiffundiert. Es fällt auf, dass die am nur extensiv genutzten Standort befindlichen Sammler weit weniger (je einmal in A2 und A3) erhöhte Phosphatwerte (Insekten, Vogelkot, Güllespritzer) aufwiesen, als dies in einem landwirtschaftlich intensiv genutzten Umfeld der Fall ist.

Durch die Verwendung von Streusalz im Winter ergeben sich erhöhte Na- und Cl-Einträge bei A1. Der Einfluss der Autobahn nimmt hier deutlich ab, ist allerdings noch in 300 m Entfernung zu erkennen. Dagegen ist bei den basischen Ionen mit Ausnahme des Ca, das durch verkehrsbedingte Aufwirbelung auf der Fahrbahn stammt, kaum ein Gradient entlang des Transekts festzustellen.

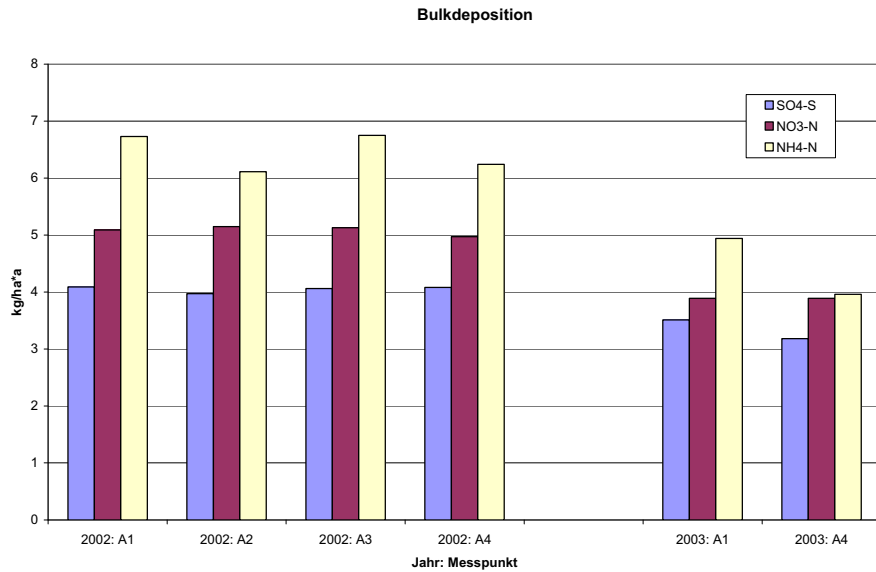


Abb. 18: Jahressummen der Sulfat-, Nitrat- und Ammoniumdeposition (BD) am Transekt Antdorf in 2002 und 2003

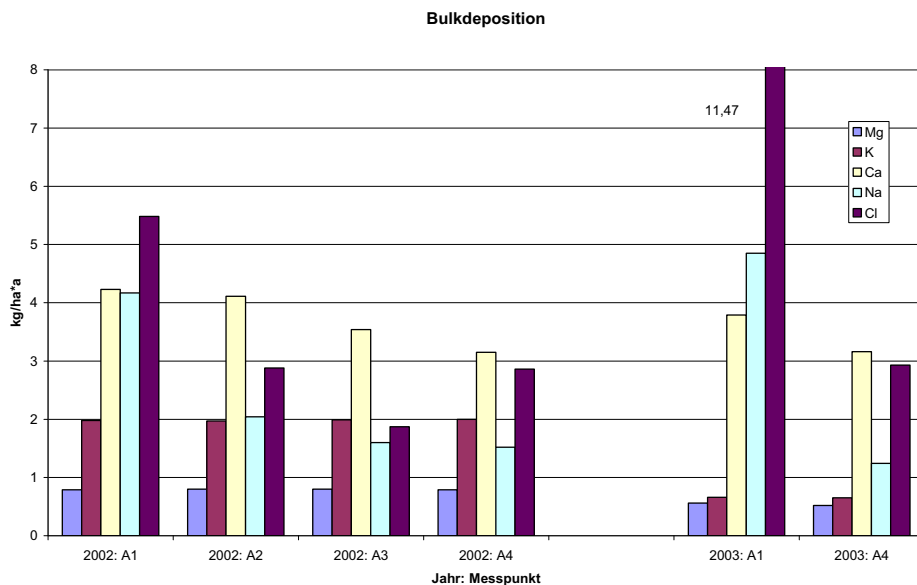


Abb. 19: Jahressummen der Depositionsfrachten (BD) der übrigen Ionen am Transekt Antdorf in 2002 und 2003

5.1.6. Abschätzung der Gesamtdeposition von Stickstoff

Die Gesamtdeposition (TD) setzt sich aus dem Beitrag von trockenem (DD) und nassem (WD) Eintrag zusammen. Aus dem Produkt der Konzentrationen der Gase und den entsprechenden Depositionsgeschwindigkeiten für Grünland lässt sich die trockene Gas- bzw. Partikeldeposition abschätzen; diese wurde für eine von Witterungsparametern abhängige Depositionsgeschwindigkeit (Stickstoffdioxid: $v_d=0,15$ cm/s, Ammoniak: $v_d=1,0$ cm/s, Nitrat (partikelförmig): $v_d=1,0$ cm/s) berechnet. Aus den Ergebnissen zur Bulkdeposition (BD) wurde die nasse Deposition (WD) an Hand der Korrekturfaktoren (NO_3 : 0,83; NH_4 : 0,89) nach Gauger et al. (2000) berechnet (Tab. 4).

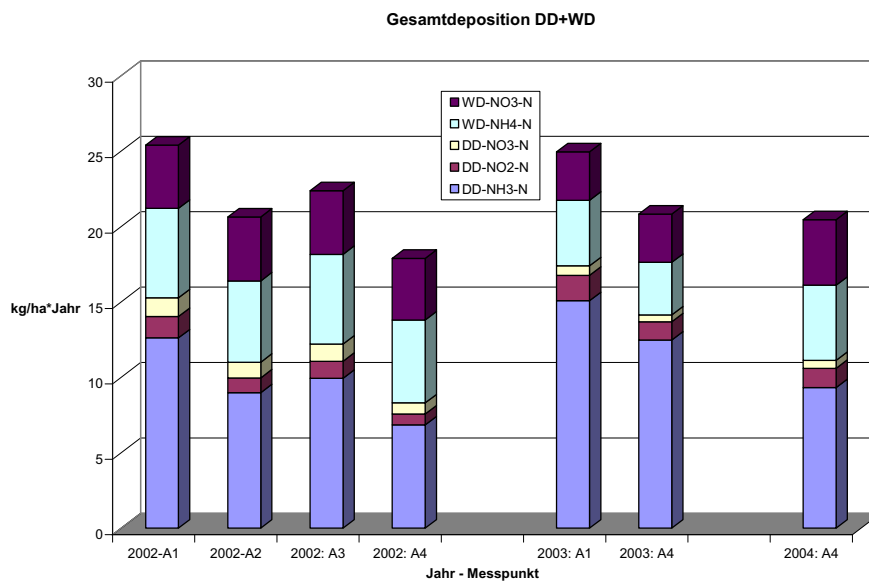


Abb. 20: Gesamtdeposition (TD) an A1 und A4 im Jahresvergleich

Der Gesamteintrag von Stickstoff nimmt im niederschlagsreichen Jahr 2002 von A1 an der Autobahn (25,4 kg/ha) in Richtung auf A4 (17,9 kg/ha) ab; im Folgejahr ist die Abnahme ähnlich (Abb. 20). Ferner ist zu erkennen, dass die Summe aus den gasförmigen Einträgen von Ammoniak und Stickstoffdioxid z.T. die Nassdeposition von Ammonium und Nitrat übersteigt; dies ist vor allem an der Autobahn und im Trockenjahr 2003 der Fall. Die mittels Passivsammler gemessene trockene Deposition von Nitrat-N erscheint im Vergleich zu den anderen Größen als gering.

5.1.7. Diskussion

Während die Bulkdeposition von N-Ammonium etwas und der entsprechende Eintrag von N-Nitrat nur unwesentlich an der Autobahn erhöht sind, nimmt die Immission von Ammoniak und Stickstoffdioxid zur Quelle hin deutlich zu. Daraus resultiert ein erhöhter trockener Eintrag unmittelbar an der Autobahn. Der Mehreintrag an Gesamtstickstoff innerhalb eines 200 m breiten Streifens entlang der Autobahn beträgt 20 bis 40 %. Entlang des Transekts dominieren die reduzierten Stickstoffkomponenten.

Der autobahnferne Messpunkt (A4) ist nur in geringem Umfang von Nahemissionen beeinflusst und damit für den östlichen Teil des Landkreises WM mit den zahlreichen sensiblen Hochmooren repräsentativ. Dieser Messpunkt weist in 2002 um etwa 20% geringere N-Bulkeinträge als die LfU-Station Bidingen (OAL) auf, was auf die größere Entfernung zu Quellen aus der Landwirtschaft, ggf. auf unterschiedliche Verschmutzungsanfälligkeit der Sammler und methodische Unterschiede (elektrischer Bulk) zurückzuführen ist (Köhler, 2000 und 2006). Bezogen auf die Critical Loads für Hochmoore (5-10 kg N/ha*Jahr) kann in Abhängigkeit von der Entfernung zur Autobahn von einer langjährigen Überschreitung um den Faktor 2 bis 3 ausgegangen werden.

5.2. VERKEHRSBEEINFLUSSTE BESTANDESTRANSEKTE

5.2.1. Untersuchungsgebiete

Untersuchungen zum Eintrag in Bestände wurden schwerpunktmäßig an der Autobahn München–Garmisch-P. (A95) im Bereich des Forstenrieder Parks (F) durchgeführt; zusätzliche Messungen erfolgten an der Autobahn München–Salzburg (A8) bei Otterfing (O).

Der Forstenrieder Park ist eine 2100 ha große zusammenhängende Waldfläche südwestlich von München, die von der A95 zerschnitten wird. Das Verkehrsaufkommen beträgt ca. 64000 Fahrzeuge pro Tag (Autobahndirektion Südbayern, 2004). Der Untergrund wird von postglazial abgelagerten Schottern, überlagert von Terra fusca mit Mull als Humusform (Bernhardt, 2005), gebildet, die eine mittlere Mächtigkeit von 20 m erreichen (Kriegelsteiner, 1997). Die Bestockung ist überwiegend Fichte (Alter: 90 bis 110 Jahre), insbesondere im Bereich der Untersuchungsflächen. Die seit Anfang 2002 durchgeführten Immissions- und Depositionsmessungen (F1 – F4) erfolgten quer zur Autobahnschneise im Abstand von 30 (10), 80 (60), 230 (210), 520 (500) m von der Autobahn (bzw. vom Waldrand); Vegetationsuntersuchungen (F5 – F6) wurden auch in noch größerer Entfernung durchgeführt (Abb. 21). Bei der Flächenauswahl wurde größtmöglicher Wert auf die Vergleichbarkeit der Fichtenbestände gelegt; in Anbetracht der auch hier für einen Waldrand typischerweise vorzufindenden Bestandesmerkmale, wie größere Nadelmassen, tiefere Beastung und erhöhte Leistungsparameter, wurde die Versuchsfläche F1 um eine Baumreihe in den Bestand gerückt, um die Verhältnisse hinsichtlich der Bestandesdichte und des Bedeckungsgrades denjenigen der übrigen Messpunkte anzunähern. Auf dem Grünstreifen zwischen Autobahn und Waldrand (F0) erfolgten zusätzlich Passivsammlermessungen, um die Luftkonzentrationen in unmittelbarer Nähe zur Immissionsquelle und zum Waldrand zu erfassen. Ziel der Messungen am Messpunkt FF, der in ähnlicher Entfernung von der Autobahn wie F3 und hiervon ca. 100 m südlich, allerdings auf einer knapp 2 ha großen Freifläche eingerichtet wurde, war die Schaffung einer Vergleichsmöglichkeit zwischen Freiland und Bestand. Die Fläche FF kann auch als Stützpunkt im Freiland-Nord-Süd-Transsekt herangezogen werden.

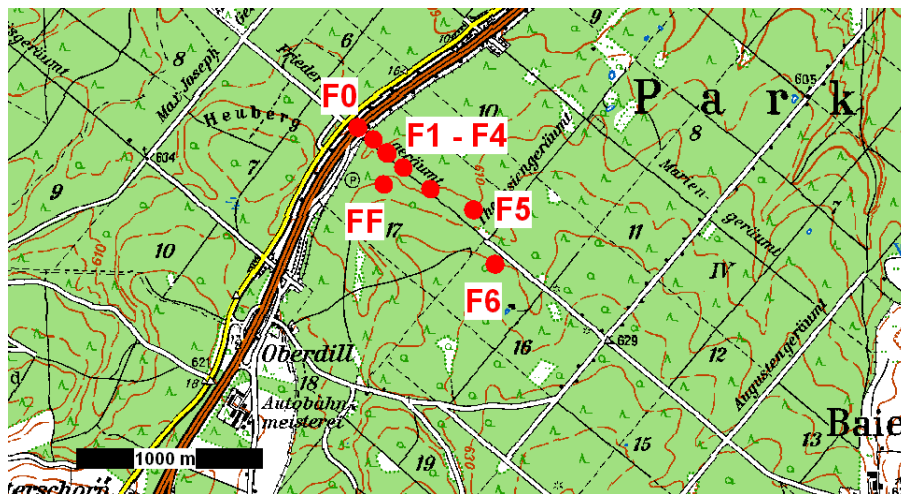


Abb. 21: Verkehrstransekt im Forstenrieder Park (F1 bis F6) und Freifläche (FF)

Ab 2004 wurden zusätzlich an der Autobahn München-Salzburg im Bereich des Hofoldingner Forstes (O) Untersuchungen durchgeführt (Abb. 22), um die im Forstenrieder Park gefundenen Ergebnisse zu überprüfen; dabei wurden dieselben Abstände von der Autobahn wie im Transekt Forstenrieder Park gewählt, und zudem beiderseits der Schneise gemessen; die Hauptwindrichtung liegt an beiden Transekten bei SW. Das Verkehrsaufkommen ist mit ca. 116000 Fahrzeugen pro Tag

(Autobahndirektion Südbayern, 2004) knapp doppelt so hoch wie an der A95. Das Untersuchungsgebiet liegt auf postglazial abgelagerten Schottern (Bodenart: Terra Fusca, Humusform: Mull) mit einer Mächtigkeit von 8 m bei Otterfing (Bernhardt, 2005).

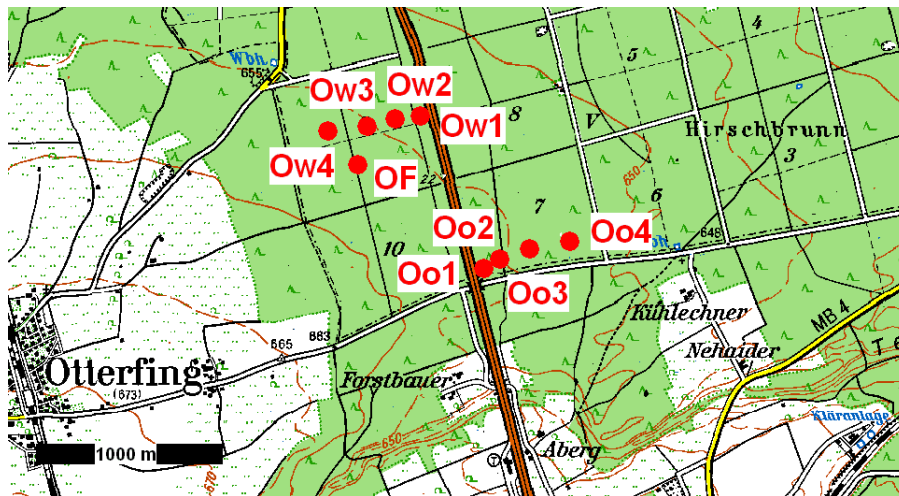


Abb. 22: Verkehrstransect im Hofoldinginger Forst westlich (Ow1 bis Ow4) bzw. östlich der Autobahn (Oo1 bis Oo4) und Freifläche (OF)

5.2.2. Material und Methoden

An den Messpunkten F1 bis F4 (Abstand zur Autobahn: 30, 80, 230 bzw. 520 m) wurden ab 2002 vierwöchig Messungen des Bestandesniederschlags, in FF des Freilandniederschlags durchgeführt. An den 4 Bestandesmesspunkten wurde ferner eine Reihe von bestandestypischen Parametern (Baualter, Überschirmungsgrad, Bestockung) erhoben. An den genannten Messpunkten und an der autobahnnahen, bereits auf dem Grünstreifen der Autobahn befindlichen Fläche F0 (Abstand zur Autobahn: 10 m) erfolgten Immissionsmessungen mit Passivsammlern. Kontinuierliche meteorologische Messungen wurden Anfang 2003 bei F1 und FF begonnen. Für die Berechnung der trockenen Deposition werden die entsprechenden Depositionsgeschwindigkeiten (Tab. 5 und Tab. 6) verwendet. Als Referenzstation für die Niederschlagsmessung auf Tagesbasis wurde München-Höllriegelskreuth ausgewählt. Zusätzlich wurden an F1 und F4 Sickerwasser- und Lachgasemissionsmessungen durchgeführt. Die vegetationskundliche Charakterisierung des Transektes erfolgte an den Flächen F1 bis F4, sowie bei F5 und F6 (Abstand zur Autobahn: 680 m und 920 m).

Im Hofoldinginger Forst erfolgten ab 2004 an den Messpunkten Ow1 bis Ow4 und Oo1 bis Oo4 Passivsammler- und bei OF Bulkdepositionsmessungen. An den je 4 Bestandesmesspunkten, die beiderseits der Autobahn mit denselben Abständen zur Verkehrsquelle wie im Forstenrieder Park eingerichtet wurden, wurden ebenfalls Untersuchungen zur Vegetationskunde durchgeführt.

5.2.3. Niederschlagsmenge

Infolge der Interzeptionsverluste in den Fichtenbeständen liegen die Bestandesniederschläge deutlich unter dem Freilandniederschlag; das Verhältnis aus F4 und FF liegt im Mittel bei 59%. Trotz der Auswahl eines einigermaßen homogenen Bestandes konnten - abgesehen von den nicht beeinflussbaren Waldrandeffekten und dem geringen Reliefanstieg von 10 m von F1 zu F4 - geringfügige Unterschiede in der Interzeption entlang des Transektes nicht vermieden werden; am Waldrand (F1) gelangten nur 57% auf den Boden. Die Niederschlagsmengen betragen unter Krone im Jahre 2002 827 ± 29 mm, während in den Folgejahren nur 491 ± 15 bzw. 541 mm (F2 und F3

abgebaut) gemessen wurden. Die Freiflächen FF (OF) empfangen 1291, 831 und 907 (949) mm Niederschlag; einem Nassjahr folgten somit zwei trockenere Jahre. Entlang des Profils O fanden keine Bestandesmessungen statt.

5.2.4. Immission

In den Abb. 23 und Abb. 24 sind die zeitlichen Verläufe der gemessenen Immissionskonzentrationen für NH₃ und NO₂ enthalten; in Abb. 25 sind die Jahresmittel für alle gemessenen Gase und Partikel zu finden. Der auf dem Grünstreifen der A 95 stehende Sammler F0 weist die höchsten Werte innerhalb des Transektes auf. Entlang des Waldtransekts nehmen die Konzentrationen aller Gase exponentiell ab, was auf Verdünnungseffekte und Adsorption an Pflanzenoberflächen zurückzuführen ist. Auf Grund der unterschiedlichen Witterung ergeben sich unterschiedliche Konzentrationsniveaus in den einzelnen Jahren; im Trockenjahr 2003, in dem die Pflanzenoberflächen deutlich weniger als im Jahr 2002 benetzt sind und somit weniger als Senken für Luftinhaltsstoffe dienen können, treten höhere mittlere Konzentrationen auf. Generell liegen die Sommerwerte infolge der höheren Hintergrundbelastung um den Faktor 2 höher als die Winterwerte.

Der auf der Freifläche in ähnlicher Entfernung von der Autobahn wie F3 befindliche Sammler FF zeigt erhöhte Werte, was durch Einmischung von Gasen von oben in die Waldlichtung zu erklären ist. Im Grunde liegt bei F3 ein abgeschwächter Waldrandeffekt vor, der in etwa auch auftreten würde, wenn entlang der Schneise keine Autobahn vorhanden wäre. Damit kann gefolgert werden, dass der verkehrsbedingte Effekt bei allen Gaskomponenten erheblich ist und den Waldrandeffekt überträgt.

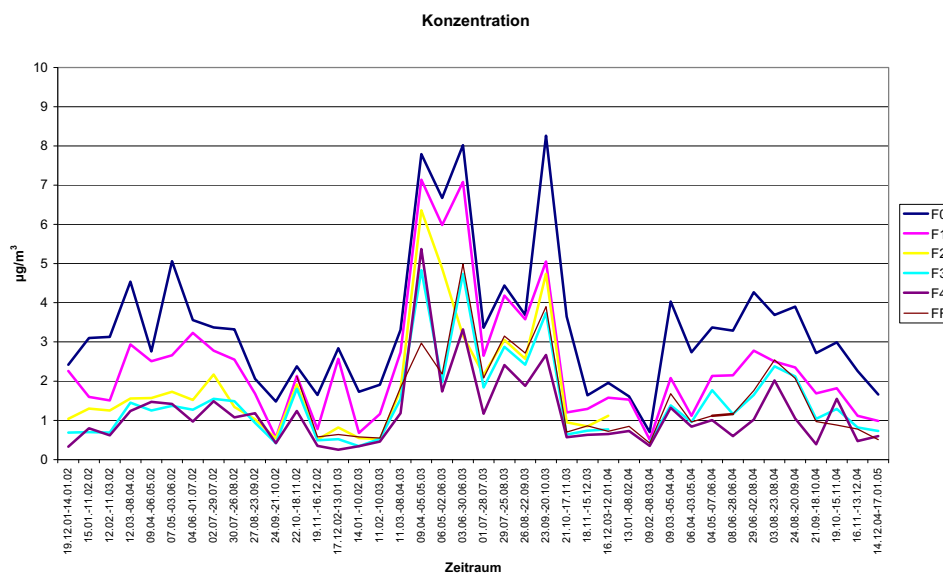


Abb. 23: NH₃-Konzentrationen am Transekt Forstenrieder Park

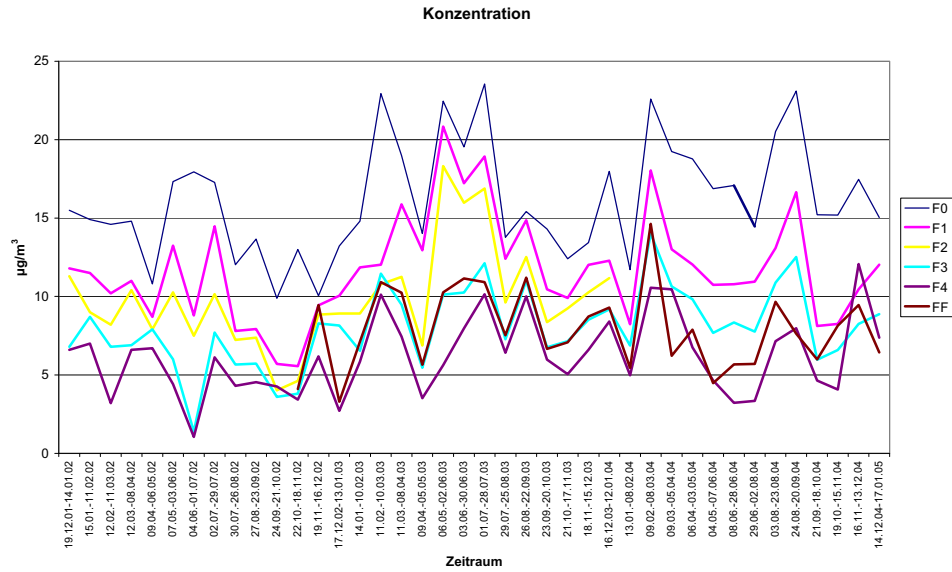


Abb. 24: NO₂-Konzentrationen am Transekt Forstenrieder Park

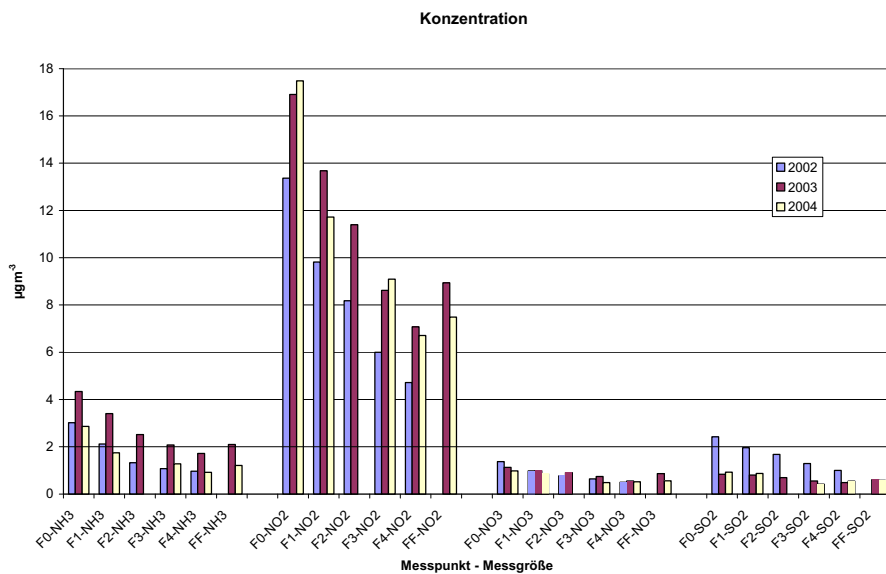


Abb. 25: Vergleich der Jahresmittel der Konzentrationen von NH₃(Gas), NO₂(Gas), NO₃(Partikel) und SO₂(Gas) am Transekt Forstenrieder Park F

Im Hofoldingener Forst sind deutliche Gradienten beiderseits der Autobahn mit Schwerpunkt im Lee in Bezug auf die Hauptwindrichtung zu erkennen; lediglich Oo4 zeigt noch einen geringen Einfluss durch landwirtschaftliche Aktivitäten südöstlich des Messpunkts. Die hohe Fahrzeugdichte bringt mit sich, dass die NO₂-Konzentrationen im Vergleich zu den übrigen Transekten bzw. Einzelmesspunkten hier am höchsten sind; diese erreichen im Jahresmittel östlich der Autobahn mehr als 30 µg/m³.

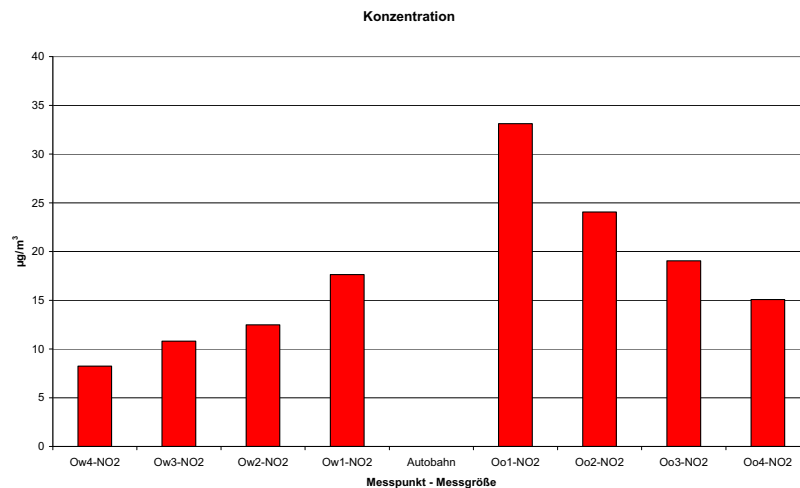


Abb. 26: NO₂-Konzentrationen im Bestand an der Autobahn München-Salzburg in 2004

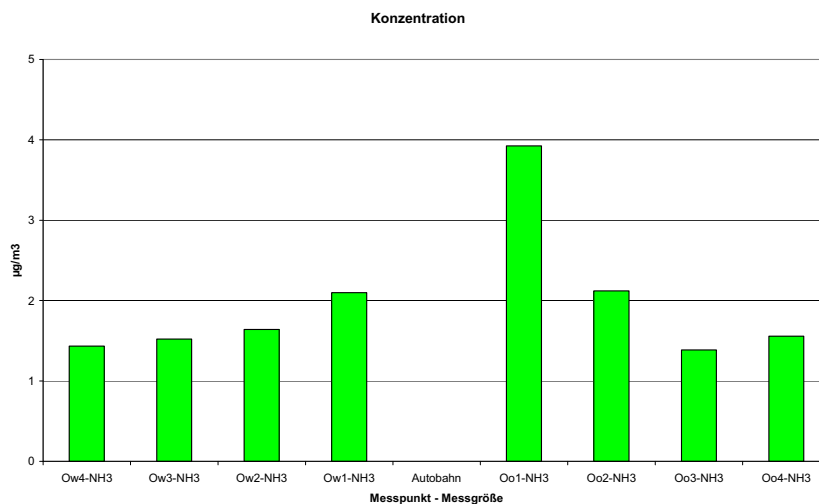


Abb. 27: NH₃-Konzentrationen im Bestand an der Autobahn München-Salzburg in 2004

5.2.5. Bestandes- und Freilanddeposition

Sowohl Ammonium- als auch Nitratgehalte zeigen einen Jahresgang mit geringeren Werten in den Wintermonaten und höheren Werten im Frühjahr und Sommer. Nachdem entlang des Transekts während des gesamten Messzeitraums nur in wenigen Fällen (2 von 39 bei F1) PO₄-Überschreitungen (> 0.4 mg/l) vorlagen, waren Korrekturen der der Ammoniumkonzentration (an Hand der Daten von F2) kaum erforderlich. Bei beiden Messgrößen fallen die hohen Werte im Trockenjahr 2003 auf; tendenziell nehmen mit abnehmendem Niederschlag die Konzentrationen zu.

In den Abb. 28 und Abb. 29 sind die Jahressummen aus der Bestandesdeposition aufgetragen. Man erkennt, dass in 2002 F1 mit ca. 21 kg/ha*Jahr große Mengen an deponiertem Stickstoff aufweist; in den Nachfolgejahren war der Eintrag geringer, in 2004 geringer, als auf Grund des Niederschlags zu erwarten gewesen wäre. Mit Zunahme der Entfernung von der Autobahn fällt der Bestandeseintrag deutlich ab. Der Bestandeseintrag an Fläche F4 dürfte sich kaum noch vom Hintergrundeintrag unterscheiden. Im Vergleich zwischen F1 und F4 erhält der der Autobahn nächstgelegene Bestand hinter dem direkten Waldrand das 2-fache an Ammonium, während beim Nitrat (1,3-fach) und beim

Sulfat (1,5-fach) der Mehreintrag geringer ist. Die Tatsache, dass in F3 z.T. mehr Stickstoff als in F2 deponiert wird, deutet auf den zusätzlichen Waldrandeffekt an der Lichtung hin.

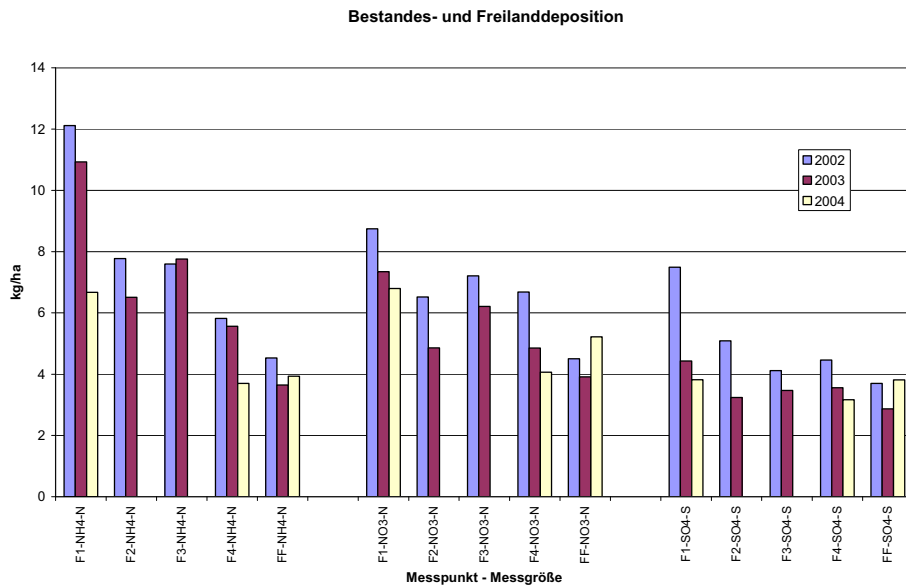


Abb. 28: Bestandesdeposition TF von Ammonium-N, Nitrat-N und Sulfat-S am Transekt Forstenrieder Park in 2002 bis 2004

Hoch sind die Einträge der Streusalzkomponenten Na und Cl an der autobahnnahen Fläche F1; der Einfluss des Streusalzes reicht einige hundert Meter in den Bestand hinein. Der Median des Verhältnisses von Na zu Cl liegt an allen Flächen außer F1 im Jahresmittel meist zwischen 0,5 und 1, was auf eine zufrieden stellende Qualität der Daten hinweist (Erisman et al., 2002). Bei allen gemessenen Substanzen ist die Bestandesdeposition im nassen Jahr 2002 am höchsten.

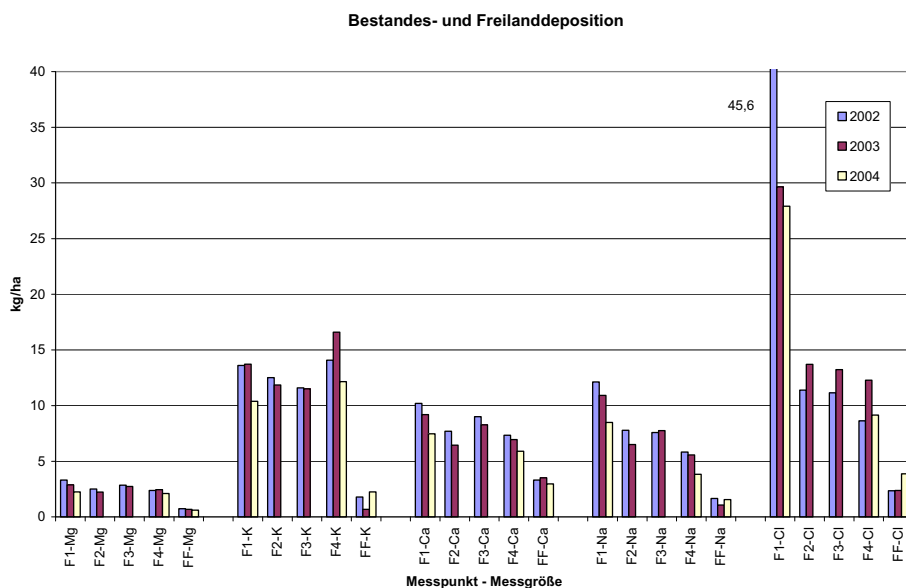


Abb. 29: Bestandesdeposition von Ca, Cl, K, Mg und Na am Transekt Forstenrieder Park in 2002 bis 2004

5.2.6. Deposition auf Wasseroberflächen

Die Ergebnisse der in Klimahütten vor Niederschlag, Wind und Strahlung geschützten offenen Wasseroberflächen sind in Abb. 30 dargestellt. Bei einigen Ergebnisverwerfungen (Gefrörnisse und Verschmutzungen) zeigt sich, dass insbesondere beim Ammoniak autobahnnah (F1) mehr als das Doppelte als im Bestand (F4) deponiert wird. Die Deposition von Ammoniak findet verstärkt in den Sommermonaten statt; im Sommer 2004 wurde etwa die dreifache Menge im Vergleich zu Frühjahr und Herbst festgestellt. Beim NO_2 ist diese Tendenz nicht zu erkennen. Im Winter 2004/5 wurde eine NaCl-Lösung beigegeben, was die Wasseroberflächen zwar offen hielt, aber zu deutlich höheren unrealistischen Einträgen führt; bei Eis ist die Deposition stark reduziert.

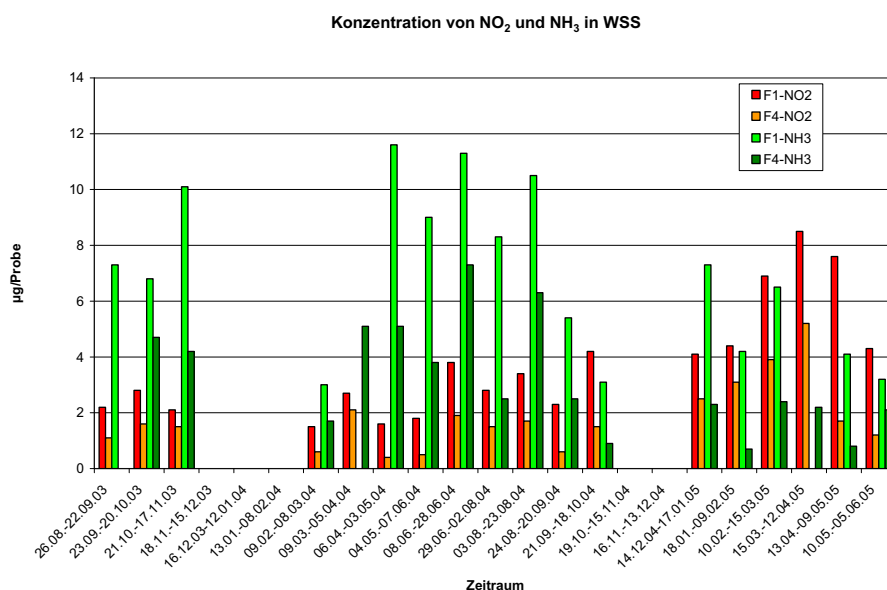


Abb. 30: Konzentration von NO_2 und NH_3 in offenen Depositionssammlern nach 4-wöchigen Expositionszeiten an den Punkten F1 und F4

5.2.7. Abschätzung der Gesamtdeposition über Kronenraumbilanz und Interferentielle Methode

5.2.7.1. Kronenraumbilanz

Entsprechend den Vorgaben wurden die nicht messbaren Terme DD_{cb} und CU_{cb} nach der Kronenraumbilanzmethode (Kap. 4.5.) berechnet und in Abb. 31 dargestellt. Man erkennt, dass die Gesamtdeposition (TD_{cb}) einerseits entlang des Transekts von 27 (F1) auf 19 (F4) $\text{kg/ha} \cdot \text{Jahr}$ abnimmt, andererseits auch große Unterschiede zwischen dem nassen Jahr 2002 und den beiden anderen wesentlich trockeneren Jahren bestehen. Dass in 2004 nicht wieder ein Anstieg von TF zu verzeichnen ist, ist Folge der überraschend geringen Bestandesdeposition (TF_{cb}) in diesem Jahr. 24 bis 51% der Gesamtdeposition (TD_{cb}) werden in F1 von der Krone (CU) aufgenommen, dagegen übersteigt in F4 die Kronenaufnahme die Bestandesdeposition; ob dieses plausible Ergebnis ein Hinweis auf eine höhere Stickstoffsättigung am Standort an der Autobahn ist, kann nicht entschieden werden, da das angewendete Verfahren auf einigen unsicheren Angaben beruht. TD_{cb} (N) setzt sich entlang des Transekts überwiegend aus dem $\text{NH}_4\text{-N}$ zusammen. Entsprechend den Vorgaben im Modell nimmt die Krone keinen Nitrat-N auf.

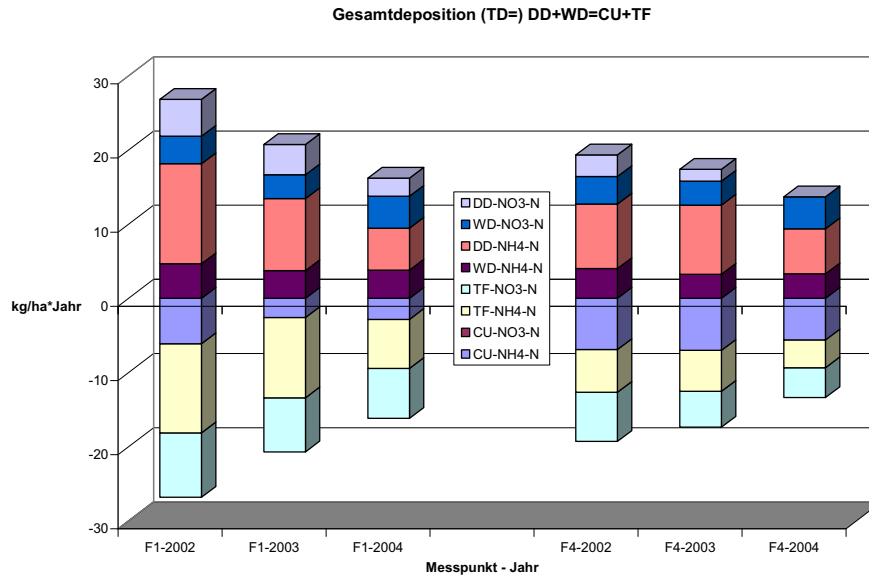


Abb. 31: N-Bilanzierung am Transekt Forstenrieder Park (Kronenraumbilanzmethode)

5.2.7.2. Interferentielle Methode

Die nach der Interferentiellen Methode berechnete trockene Deposition (DD_{int}) stützt sich auf Depositionsgeschwindigkeiten $v_d(NH_3) = 1,5 \text{ cm/s}$, $v_d(NO_2) = 0,25 \text{ cm/s}$ und $v_d(NO_3) = 2,0 \text{ cm/s}$. Eine Gegenüberstellung des Gesamteintrags (TD) für beide Bestände (F und O), jeweils für die autobahnfernsten und -nächsten Messpunkte, ergibt sich aus der Abb. 32. Im Vergleich zur Kronenbilanzmethode (DD_{cb}) ergeben sich in den drei Jahren auf $NH_4\text{-N}$ bezogen im Durchschnitt rd. 2 kg/ha höhere trockene Depositionen DD_{int} , während für F4 um ca. 2 kg/ha geringere Werte ermittelt wurden. Im Lee der Autobahn München-Salzburg (Oo1) ergeben sich mit $19,9 \text{ kg/ha*Jahr}$ (2004) noch höhere Werte für $DD_{int}(NH_3)$ als in dem entsprechenden Jahr bei F1 ($15,8 \text{ kg/ha*Jahr}$). Auf Grund der hohen NO_2 -Konzentrationen ergeben sich auch sehr hohe (theoretische) Eintragungswerte $DD(NO_2\text{-N})$. Damit liegt für 2004 der berechnete Gesamteintrag TD_{int} östlich (Oo1) bei rd. 38 und westlich der Autobahn (Ow1) bei 24 kg/ha , ohne dass der Anteil des hier gemessenen $DD(NO_3\text{-N})$ berücksichtigt werden konnte. An beiden Transekten konnte die Deposition von HNO_3 (Gas) und NH_4 (Partikel) nicht bestimmt werden, was zu einer weiteren, wenn auch geringen Unterschätzung der Gesamtdeposition führt (Andersen und Hovmand, 1999).

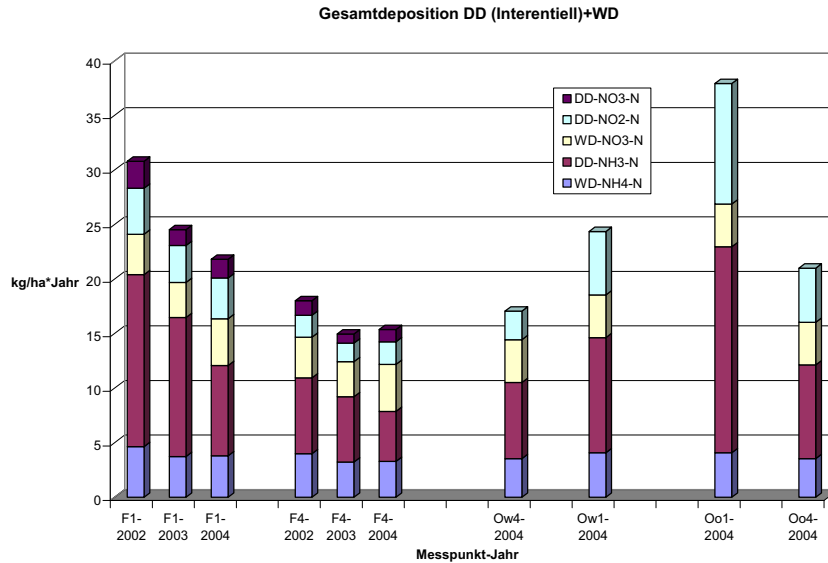


Abb. 32: N-Gesamtdeposition (Interferentielle Methode) an den Transekten Forstenrieder Park und Hofoldingner Forst

5.2.7. Untersuchungen im Boden und in Fichtennadeln

5.2.7.1. Boden

Wie die von der TU erhobenen Bodenkennwerte zeigen, nimmt das C/N-Verhältnis in den einzelnen Bodenschichten von F4 zu F1 ab, was auf den Einfluss der von der Autobahn ausgehenden Emissionen hindeutet. Eine Stickstoffübersättigung liegt am ehesten an der autobahnnahen Fläche F1 vor.

Hinsichtlich der Sickerwasserkonzentrationen im Waldboden von F1 und F4 liegen Daten seit Beginn 2003 vor; in Abb. 33 sind die Nitratkonzentrationen eingetragen. Man erkennt, dass an dem autobahnfernen Standort F4 erheblich geringere Konzentrationen zu verzeichnen waren als an F1 (22 %). Der Verlauf der Konzentrationen deutet auf Effekte hin, die vom Einbau der Anlage herrühren; die Sickerwasserdaten sind erst nach deren Abklingen, spätestens im Herbst 2004, interpretierbar. Die Interpretierbarkeit der Daten ist jedoch auch aus anderen Gründen eingeschränkt. Zum einen lässt die in den Gefäßen aufgefangene Menge an Sickerwasser keine Rückschlüsse auf die tatsächlich versickerten Mengen zu; hier könnte eine Modellierung der tatsächlichen Sickerwassermengen, berechnet in Analogie zu den meteorologischen und hydrologischen Größen von der Waldklimastation (WKS) Ebersberg (EBE), Abhilfe schaffen. Voraussetzung ist hier allerdings die Übertragbarkeit dieser Verhältnisse auf beide Messpunkte im Forstenrieder Park. Hier stellte sich jedoch im Verlauf der Messungen heraus, dass offensichtlich die ohnehin wenig belastbaren Sickerwasserdaten mengenmäßig zwischen F1 und F4 stark divergieren; sie betragen bei F1 nur etwa 8 % von F4. Die ist mit hoher Wahrscheinlichkeit ein lokaler Effekt. Die Sickerwassermenge hängt von den Bodeneigenschaften an der Sickerwasseranlage, aber auch vom Überschildungsgrad ab, der wieder eine Folge der Wuchsbedingungen ist. Diese erscheinen am Messpunkt F1, somit am Waldrand, infolge der günstigeren Strahlungsbedingungen und des erhöhten Stickstoffeintrags deutlich besser als im Bestand (F4). Damit verbunden ist auch eine erhöhte Evapotranspiration, die sich wiederum negativ auf den den Boden erreichenden Bestandesniederschlag und damit auf die Versickerung auswirkt. Das Verhältnis der an den entsprechenden Flächen in F1 und F4 punktuell auftretenden Bestandesniederschlagsmengen kann insbes. im Winter bei Schnee 1:3 betragen.

Die in F1 in ca. 40 cm Tiefe gemessenen Sickerwasserkonzentrationen liegen zwar in der Regel über dem Schwellenwert für die Nitratbelastung des Grundwassers (50 mg/l), lassen aber auf Grund der messtechnischen Schwierigkeiten derzeit noch keine gesicherten Rückschlüsse auf eine tatsächlich erhöhte Nitratversickerung in Richtung Grundwasser zu; eine Fortführung der Untersuchungen unter Einbeziehung der künstlichen Erhöhung der Sickerwassermenge im Winter durch zusätzlichen in der Nähe befindlichen Schnee gibt die Möglichkeit einer abschließenden Beurteilung der Ergebnisse. Parallel zum Nitrat findet bei allen anderen Elementen eine Anreicherung in den Sickerwässern statt, wobei es sich nur beim Natrium (27fach) und Chlor (30fach) zweifelsfrei um einen verkehrsbedingten Mehreintrag handeln dürfte.

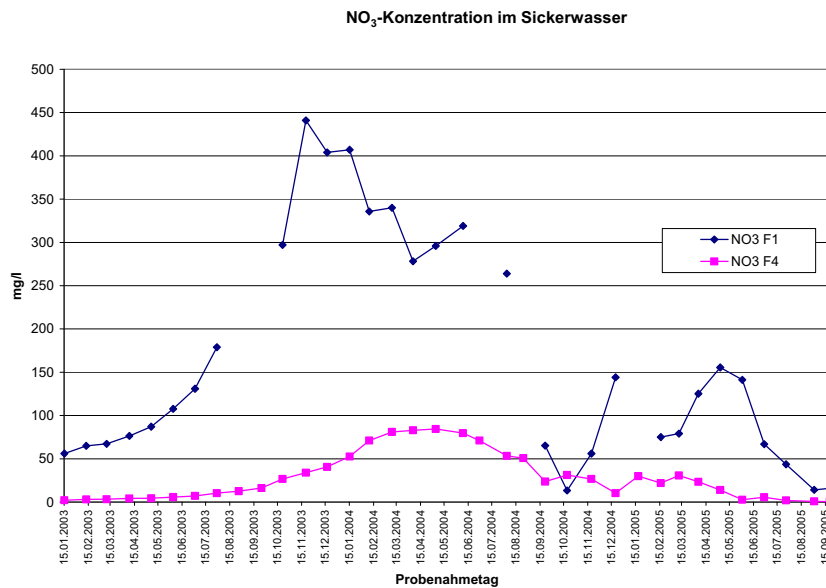


Abb. 33: Nitratkonzentration im Sickerwasser

5.2.7.1. Fichtennadeln

Die Elementgehalte in den Fichtennadeln sind der Abb. 34 zu entnehmen. Die Fichtennadeln weisen an beiden Standorten auf einen geringen bis mittleren N-Gehalt hin, was substratbedingt ist. Hinsichtlich Phosphor herrscht bei F1 eine sehr geringe Versorgung vor, bei F4 ist die Situation deutlich besser.

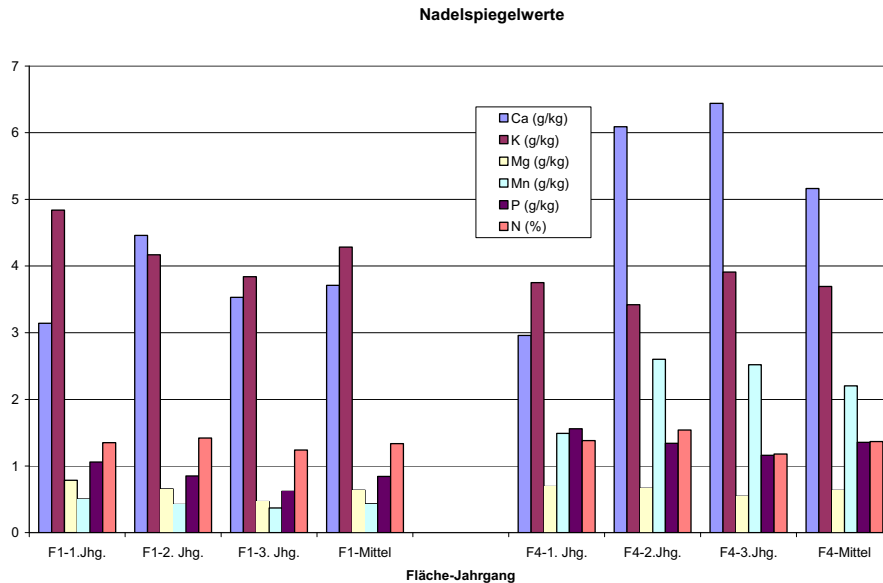


Abb. 34: Elementgehalte in Fichtennadeln in F1 und F4 (Beerntung: August 2004)

Während bei Kalium die Versorgung befriedigend ist, liegen geringe bis sehr geringe Mg-Werte vor. Dagegen ist der Ca-Gehalt hoch. Unterschiede zwischen F1 und F4 sind auch bei Mangan anzutreffen. Die Verhältnisse von N/K liegen zwischen 3,1 und 3,7 und von N/Mg bei 21,8 bzw. 21,6 mg/kg. Der Natriumgehalt der Fichtennadeln steigt mit dem Alter der Nadeln und ist an der Autobahn (F1) deutlich höher (10, 23 und 60 mg/kg Frischgewicht) als im Bestandesinneren F4 (5, 12, 12 mg/kg).

5.2.8. Lachgasausgasung

Die für jeden Messtermin gemittelten N₂O-Emissionsraten (Abb. 35) lagen an F1 zwischen 4,1 und 11,0 und an F4 zwischen 3,6 und 24,1 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹. Unter Berücksichtigung aller gemessenen Werte (Tab. 8) entspricht das an F1 einem Durchschnittswert von 7,3 und an F4 von 9,2 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹. Lässt man die Ergebnisse der Messung 6, mit außergewöhnlich hohen Flussraten an F4 unberücksichtigt, ergeben sich für F1 und F4 Durchschnittswerte von 7,4 und 7,0 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹.

Berechnet man die Mittelwerte der N₂O-Emissionsraten über alle Messungen für jede Kammer einzeln, so ergeben sich an beiden Messpunkten jeweils für eine Kammer signifikante Unterschiede zu den beiden anderen. Diese Differenzen zeigen sich auch in den gemessenen CH₄-Flussraten. Ursache dafür könnten wiederum die räumliche Variabilität der Bodenstruktur (höhere Bodenkompaktheit) sein, die sich in einer derartigen Gegenläufigkeit - höhere N₂O-Emissionsraten bedingen geringere CH₄-Aufnahmeraten - manifestieren würde (Flessa et al., 2002).

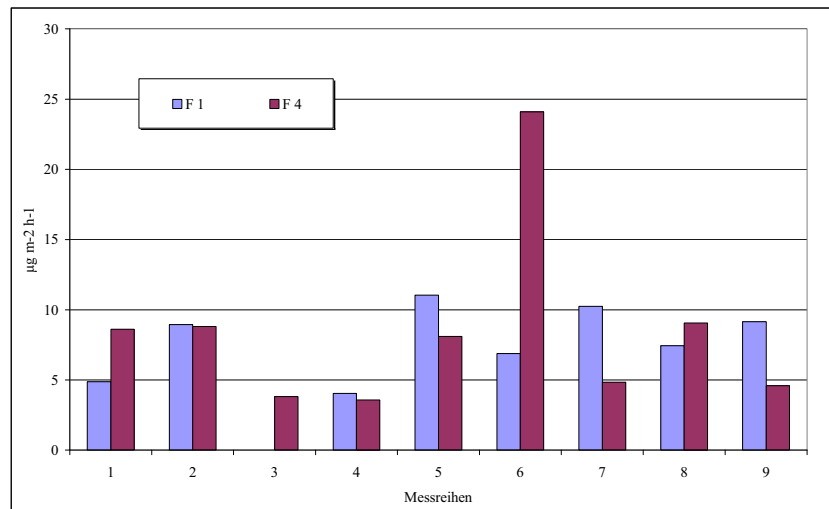


Abb. 35: In 2004 aufgenommene Messreihen zur Erfassung der N₂O-Flussraten an zwei Messpunkten des Transekts im Forstenrieder Park 2004

Tab. 8: Mittlere N₂O- und CH₄-Flussraten für den Standort Forstenried (µg N₂O-N, CH₄-C m⁻² h⁻¹)

	F1		F4	
	N ₂ O	CH ₄	N ₂ O	CH ₄
alle Werte	7.3		9.2	
außer Messung 6	7.4		7.0	
Kammer 1	11.9	-10.4	5.4	-57.5
Kammer 2	5.0	-39.9	9.5	-62.2
Kammer 3	5.0	-34.4	12.8	-18.1

5.2.9. Diskussion

Die Ammoniakkonzentrationen in beiden Autobahnschneisen (F und O) sind im Vergleich zu früheren Messungen am Luise-Kiesselbach-Platz in München (60000 bis 70000 Kfz pro Tag), wo 10 µg/m³ NH₃ häufig erreicht wurden (Kirchner et al., 2001), geringer. Dies ist darauf zurückzuführen, dass Ammoniak in unmittelbarem Kontakt mit Pflanzenbeständen rasch deponiert; im städtischen Umfeld ist die Deposition von Luftschadstoffen im Allgemeinen reduziert. Auch die von Perrino et al. (2002) durchgeführten Messungen in Rom ergaben deutlich höhere Immissionen (ca. 20 µg/m³) im Verkehrsbereich. Hinsichtlich NO₂ reichen die Konzentrationen 20 m östlich der Autobahn München-Salzburg nahe an die Jahresgrenzwerte für 2005 (2010) von 50 (40) µg/m³ heran (Nagel und Gregor, 1999).

Der von Huber et al. (2002) angedeutete negative Zusammenhang zwischen Luftfeuchte und NH₃-Konzentration konnte bestätigt werden; im Trockenjahr 2002 lag der Jahresmittelwert um 25% über dem des feuchten Jahres 2001. Entlang der beiden Transekte F und O fielen sowohl NH₃ und NO₂ in Abhängigkeit von der Entfernung zur Emissionsquelle rasch ab.

Wie generell bei Bulkmessungen ist davon auszugehen, dass sowohl beim Freiland- als auch beim Bestandesniederschlag durch die Expositionszeiten von 4 Wochen in den Sommermonaten der NH₄-N-Eintrag leicht unterschätzt wird; ferner wurde der organische Anteil (N_{org}) nicht erfasst, der ca. 10% von N_{ges} ausmacht. Die mit Hilfe des Wasseroberflächensammlers erzielten Ergebnisse bestätigen die Vermutung, dass benetzte Oberflächen eine wirksame Senke für Ammoniak darstellen. Allerdings muss auch mit einer geringfügigen Diffusion in die Bulksammler während der 4-wöchigen Expositionszeiten gerechnet werden.

Die vorliegenden Ergebnisse deuten an, dass der Einfluss der Autobahn im Forstenrieder Park (65000 Fahrzeuge/Tag) hinsichtlich des Stickstoffeinflusses auf den Wald zwar markant, aber insgesamt schwächer sein dürfte als bei Beständen, die im Einflussbereich von landwirtschaftlichen Punktemitteln (Tierfarmen) und intensiven Flächenemittenten (Großvieheinheiten $GV > 1,2$) liegen (Spangenberg und Kölling, 2004); dagegen sind Ähnlichkeiten zu Waldrändern zu erkennen, die sich im Lee von Flächen mit weniger intensiver Grünlandbewirtschaftung ($GV > 1,2$) befinden. Ein direkter Vergleich ist indes schwierig, da Messzeiträume, Hintergrundbelastungen, Art und Lage der Emissions- und Wirkorte, z.B. in Form einer Linienquelle (Autobahn) in einer Waldschneise oder einer Flächenquelle (Viehweide) vor Waldrändern, verschieden sind. Die von Huber et al. (2002) im Höglwald (AIC) gemessenen Bestandesniederschläge (TF) von 30 kg/ha*Jahr werden an der Autobahn München-Garmisch-P. (F1) nicht erreicht; an der Autobahn München-Salzburg wurden solche Messungen nicht durchgeführt.

Legt man jedoch Verkehrsdichten wie an der Autobahn München-Salzburg oder München-Nürnberg (120000 Fahrzeuge/Tag) zugrunde, so sind die Einträge auch in der Höhe vergleichbar (Spangenberg und Kölling, 2004). In Anbetracht der Tatsache, dass im Hofolding Forst in den Jahren vor 2004 witterungsbedingt deutlich mehr deponiert wurde, wie die Messungen am Forstenrieder Transekt zeigen, muss für 2002 von einem Gesamteintrag östlich der Autobahn (Oo1) von mehr als 50 kg/ha*Jahr ausgegangen werden. Autobahnbedingt dürfte in allen Jahren der Mehreintrag direkt östlich der Autobahn im Vergleich zum Bestandesinneren bei 100% liegen.

Für das Transekt im Forstenrieder Park wurde die trockene Deposition (DD) mit zwei Ansätzen abgeschätzt. Bei der Ionenbilanzmethode umfasste DD Gas- und Aerosolphase, während beim Interferentiellen Verfahren nur die Deposition von Ammoniak und Stickstoffdioxid errechnet werden konnte. Mit dieser Methode wurden die mittels Passivsammler nicht messbaren gasförmigen Anteile von $\text{HNO}_2\text{-N}$ und $\text{HNO}_3\text{-N}$ nicht und die Schwebstaubkomponenten $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ nicht bzw. nur teilweise erfasst. Im ungünstigsten Fall könnten zwar nach Erhebungen von Dämmgen (2005) in Norddeutschland diese Anteile bis zu 50% des N-Eintrages ausmachen, doch sollte im feuchteren Alpenvorland, wo die Grünlandbewirtschaftung überwiegt, insbesondere der Aerosolanteil einen deutlich geringeren Einfluss haben.

Für die Berechnung der DD von NH_3 wurde ein konservativer Wert der Depositionsgeschwindigkeit v_d ($1,5 \text{ cm/s}$) angesetzt, der am unteren Rand der in Tab. 5 enthaltenen Literaturwerte zu finden ist. Das könnte bedeuten, dass möglicherweise auch DD leicht unterschätzt wird. Die in einigen Wäldern der Schweiz durchgeführten Bestandesniederschlagsmessungen zeigen (Schmitt et al., 2004), dass die dort angenommenen Werte für v_d ($3,0 \text{ cm/s}$) zu wesentlich höheren Einträgen führen, als über die Kronenraumbilanzmethode errechnet würden. Schmitt et al. (2004), die v_d über die Meereshöhe bzw. die Dauer der Schneedecke korrigieren, folgern, dass ihre Werte möglicherweise um einen Faktor 2 zu hoch liegen, was letztlich die hier getroffenen Annahmen unterstützt. Auch die von Huber et al. (2002) für einen Fichtenbestandsboden im Höglwald ermittelten $v_d(\text{NH}_3)$ lagen bei $1,2$ und $1,3 \text{ cm/s}$, je nachdem ob die Flächen gedüngt bzw. ungedüngt waren, und bestätigen die hier getroffenen Annahmen. Letztere Untersuchungen geben auch einen Hinweis darauf, dass quellennahe (F1) Standorte möglicherweise geringere v_d besitzen als quellenferne (F4).

Die größten Unsicherheiten liegen bei der Einschätzung der Kronenaufnahme (CU) von reduziertem Stickstoff (Ferm und Hultberg, 1999); die Kronenraumbilanzmethode ergibt für F1 bzw. F4 Jahreswerte von $2,6\text{-}6,1$ bzw. $5,6\text{-}7,0 \text{ kg/ha*Jahr}$. Tendenziell wird so im weniger stickstoffversorgten Bestandesinneren mehr Ammonium angenommen. Während an der Autobahn (F1) der Bestandesniederschlag (TF) mit im Mittel $9,8 \text{ kg/ha*Jahr}$ die Kronenaufnahme (CU) übersteigt, sind im Bestandesinneren (F4) Bestandesniederschlag (TF($\text{NH}_4\text{-N}$)): 5 kg/ha*Jahr und CU etwa gleich groß. Devlaeminck et al. (2005), die CU ähnlich berechnen, kommen für Bestände in Belgien auf ähnliche Werte. Nach Durchführung von Modellrechnungen (EADCS-Modell) nach Erisman et al. (2002) kann für den Fichtenbestand F4 gefolgert werden, dass mit einer höheren Wahrscheinlichkeit für Ammonium-N in erster Näherung CU und TF gleich sind. Die nach der Kronenbilanzmethode

getroffene Annahme, dass Nitrat-N nicht aufgenommen wird, findet im EDACS-Modell insofern eine gewisse Bestätigung, als dort CU/TF nur bei rd. 30% liegt. Devlaeminck et al. (2005) vermuteten bereits, dass NO₃-N in geringem Umfang von der Krone aufgenommen wird.

Der Vergleich mit den Ergebnissen aus Untersuchungen der LWF an verschiedenen Waldrändern deutet darauf hin, dass mehr als die Hälfte des Cl- und Na-Eintrages die Folge des Autobahnverkehrs ist, im Rest sich allerdings Waldrandeffekte verbergen, wie sie auch in größerer Entfernung von Punktquellen beobachtet werden. Hinsichtlich Ca, Mg und K (1,3-fach) fällt die Erhöhung zwischen Waldrand und Bestandesmitte geringer aus. Auch hinsichtlich Ammonium und Nitrat spielt der Zusatzeintrag durch Waldrandeffekte eine gewisse Rolle (Lindberg und Owens, 1993; Hasselrot und Greenfelt, 1987; Lindberg et al., 1993; Spangenberg und Kölling, 2005), wenngleich durch die besonderen Anströmungsbedingungen in der Waldschneise des Forstenrieder Parks (F) der Verkehrseffekt überwiegen sollte; die im Vergleich zu quellenfernen Waldrändern in F0 markant erhöhten Konzentrationen von NH₃ und NO₂ als Vorläufersubstanzen für Ammonium und Nitrat bestätigen diese Vermutung.

Bei entsprechender Abschätzung der Beiträge von Salpetersäure und partikelförmigem Ammonium in Anlehnung an Untersuchungen in den Niederlanden (Speuld Forest) (Andersen und Hormand, 1999) ergäben sich theoretisch je nach Messpunkt und Bezugsjahr Einträge von 18 bis 70 kg/ha (Tab. 9). Dabei nehmen die trockene Deposition (DD) und die reduzierten Stickstoffanteile zur Autobahn hin deutlich zu. Möglicherweise liegt für Oo1 die (gasförmige) Deposition von Ammoniak zu hoch, da es Hinweise gibt, dass bei hohen Immissionen die Depositionsgeschwindigkeit abnimmt (Huber et al., 2002).

Tab. 9: Abschätzung der Einzelterme und des Gesamteintrags (Abschätzungen in Kursiv) im Forstenrieder Park und Hofoldingener Forst in Anlehnung an Speuld Forest (NL) (Andersen und Hormand, 1999)

Messpunkt	NH3-N (Gas)	NO2-N (Gas)	HNO3-N (Gas)	NH4-N (Partikel)	NO3-N (Partikel)	NH4-N (Niederschlag)	NO3-N (Niederschlag)	N
Speuld F.-1995	17,9	2,8	2,4	4,7	3,7	11,3	5,2	48,0
F1-2002	15,8	4,2	1,5	3,1	2,5	4,6	3,7	35,4
F1-2004	8,3	3,7	1,1	2,2	1,7	3,8	4,3	25,1
F4-2002	7,0	2,0	0,9	1,8	1,3	4,0	3,7	20,7
F4-2004	4,9	2,1	0,8	1,6	1,1	3,3	4,3	18,1
Oo1-2002	37,9	12,5	3,1	6,1	2,5	5,0	3,1	70,2
Oo1-2004	19,9	11,0	1,9	3,9	1,7	4,1	3,6	46,1
Ow4-2002	13,3	3,0	1,3	2,6	1,3	4,2	3,1	28,8
Ow4-2004	7,0	2,6	0,9	1,8	1,1	3,5	3,6	20,5

Beim Sickerwasser muss von erhöhten Nitrat-Konzentrationen autobahnnah ausgegangen werden; aus messtechnischen Gründen und bedingt durch die besonderen Verhältnisse am Waldrand (u.U. gestörte Bodenstruktur, bessere Wuchsbedingungen etc.) (Mitscherlich, 1981; Beier und Gundersen, 1989; Spangenberg, 2002) konnte aber nicht zweifelsfrei nachgewiesen werden, ob in Richtung Grundwasser auch tatsächlich ein erhöhter Nitratfluss stattfindet. Um dies zu prüfen, sollen die Messungen fortgesetzt werden. Allgemein wird in Bayern nur noch unter der Hälfte der bisher untersuchten Bestände Sickerwasser mit Konzentrationen von weniger als 5 mg/l gebildet. Hier kann von einem hinsichtlich Stickstoff ungesättigten Status ausgegangen werden. Bei einem Austrag von mehr als 15 kg/ha*Jahr handelt es sich um eine Sättigung auf hohem Niveau; dies ist in Deutschland bei 30% der bisher untersuchten Flächen der Fall. Die Folge ist der komplette Austrag aus dem System.

Die am Transekt im Forstenrieder Park gemessenen Lachgasemissionsraten entsprechen denen von Nadelwäldern mit ähnlich hohen Stickstoffeinträgen (Härtel-Rigler, 2001). Die deutlichen Unterschiede des jährlichen Stickstoffeintrages an F1 und F4 spiegeln sich allerdings in den N₂O-

Emissionsraten nicht wider, was auf den Einfluss weiterer im Rahmen dieser Arbeit nicht untersuchter Einflussgrößen schließen lässt. Mögliche Faktoren könnten die (möglicherweise bei F1 lokal gestörte) Bodenstruktur und der Bodenwassergehalt sowie dessen pH-Wert sein. Dagegen deutet sich die vermehrte Festlegung des Stickstoffs in den Fichten (Zuwachs) als Folge der erhöhten Deposition am Straßenrand (F1) an.

5.3. VERGLEICH DER BUCHENBESTÄNDE

5.3.1. Untersuchungsgebiete

Untersuchungen in Buchenbeständen wurden in drei Regionen Südbayerns (Abb. 36 bis Abb. 40) durchgeführt, die entlang eines Nord-Süd-Gradienten mit zunehmendem Niederschlag von der Donau (650 bis 750 mm) bis zu den Alpen (1300 bis 1500 mm) liegen.

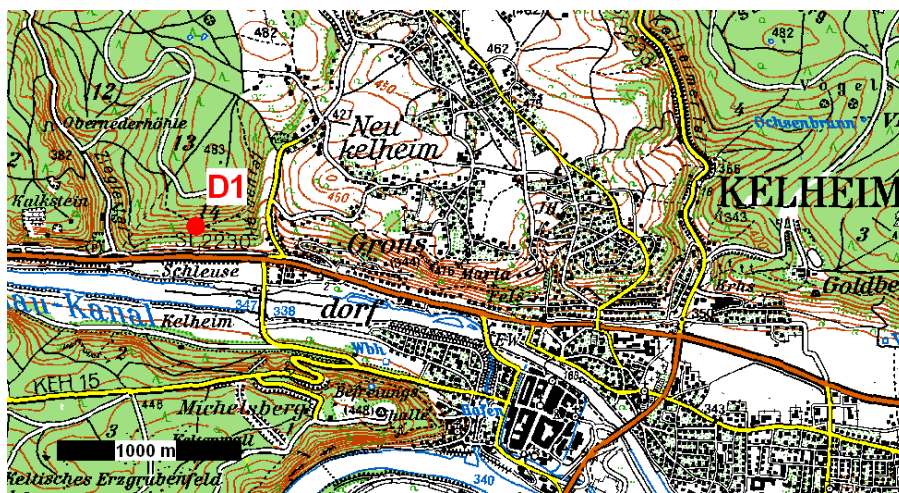


Abb. 36: Buchenfläche Kelheim ‚Schanze‘ (D1)

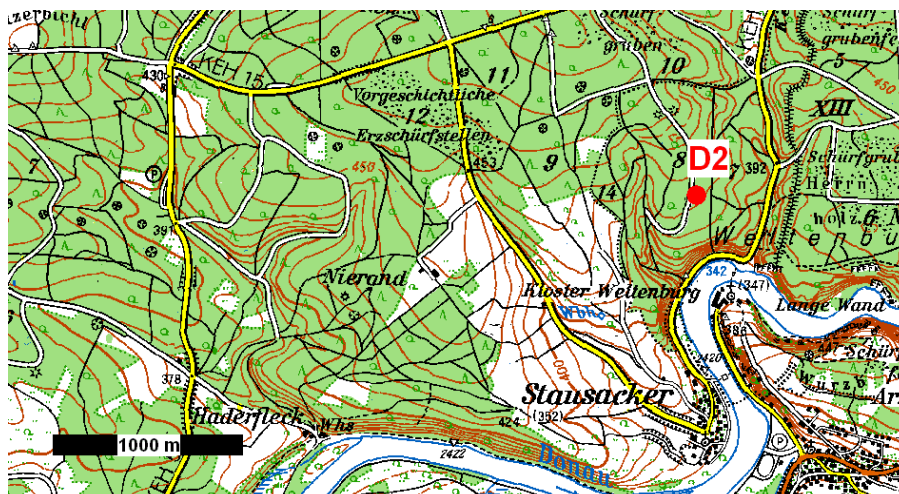


Abb. 37: Buchenfläche Kelheim Platte (D2)

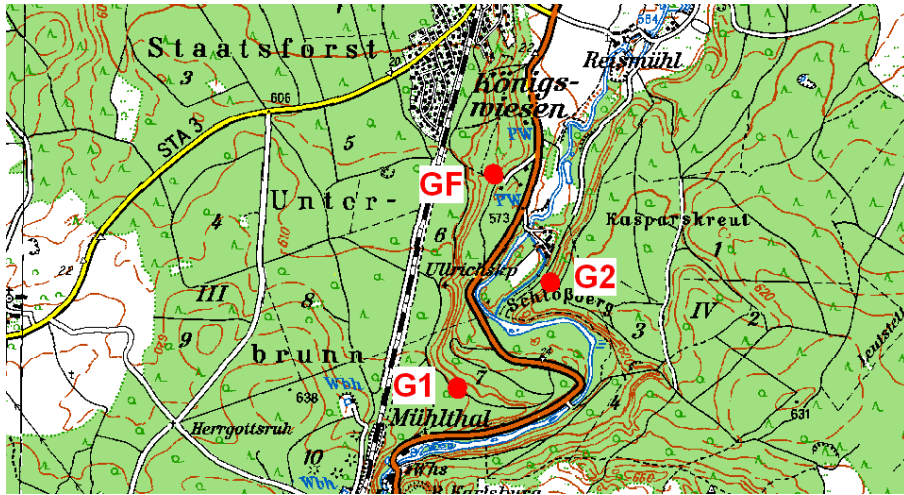


Abb. 38: Buchenflächen Weiherbuchet (G1), Schlossberg (G2) und Freilandfläche (GF)

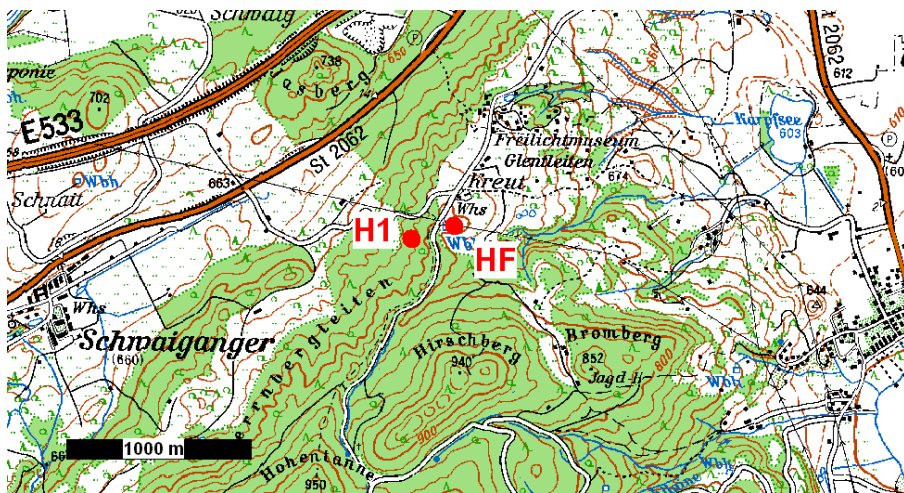


Abb. 39: Buchenfläche Herrnbergleiten-Schwaiganger (H1) und Freilandfläche (HF)

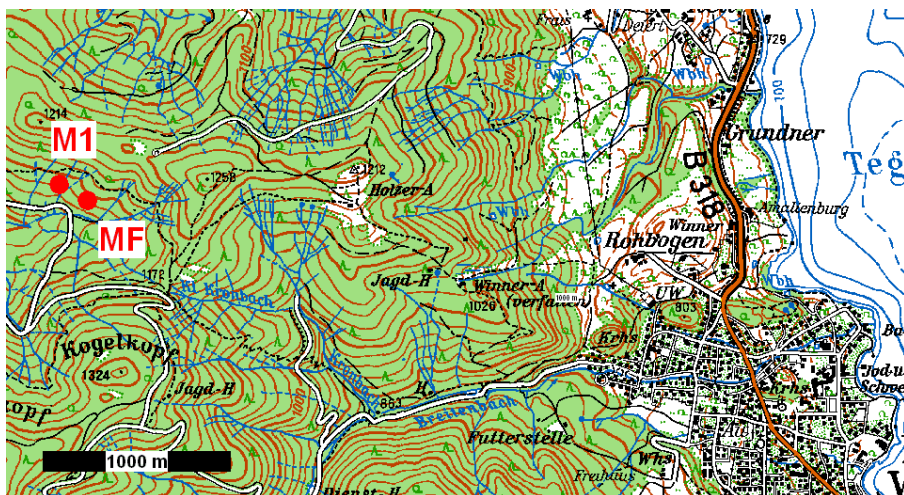


Abb. 40: Buchenfläche Schreibbach-Sonnseite (M1) nahe der Waldklimastation der LWF (MF)

Während Vegetationsuntersuchungen verbunden mit Düngeexperimenten in allen an der Donau, bei Starnberg und am Alpenrand befindlichen Teilgebieten durchgeführt wurden, erfolgten Eintragungsmessungen nur südlich von Gauting (Weiherbuchet) und am Kochelsee (Herrenberggleiten). Die beiden Bestände unterscheiden sich vor allem durch ihre Höhenlage (G: 590-620 m; H: 780-800 m NN) und damit ihre generellen Klimabedingungen. Sie liegen jeweils auf einem Höhenzug, die Fläche Weiherbuchet auf einer Altmoräne und Herrenberggleiten an einem SW-Hang eines Flysch-Rückens; damit unterscheiden sich auch die beiden Mikroklimata voneinander. Das Alter der beiden Bestände (G1 und H1) liegt bei ca. 90 Jahren, die Bestockung bei 46 bzw. 52 m²/ha. Die als Referenz zu den Bestandesflächen ausgesuchten Freiflächen weisen auf Grund des Geländes ebenfalls gewisse Unterschiede auf; HF musste auf eine allerdings nur in geringem Umfang windbeeinflusste Kuppe gelegt werden, während für GF eine kleine Lichtung ca. 1200 m nördlich gewählt wurde.

5.3.2. Material und Methoden

An beiden Standorten wurden Immissions- und Depositionsmessungen innerhalb und außerhalb des jeweiligen Buchenbestandes durchgeführt. In Weiherbuchet (G1) erfolgten Sickerwasser- und N₂O-Ausgasungsuntersuchungen auf gedüngten und ungedüngten Parzellen. In Ermangelung vorliegender meteorologischer Parameter an den beiden Untersuchungsorten wurden die Ergebnisse zum Eintrag bei der Lufttemperatur auf FF im Forstenrieder Park bzw. auf A3 im Antdorfer Transekt und beim Tagesniederschlag auf die DWD-Stationen München-Höllriegelskreuth bzw. Kochel bezogen. Die Flächen GF und HF fungieren gleichzeitig als Stützpunkte im Freiland-Nord-Süd-Transekt.

5.3.3. Niederschlagsmenge, Immission, Bestandes- und Freilanddeposition

Entsprechend der Höhenlage und der Nähe zum Alpenrand fallen deutlich mehr Niederschläge in Herrenberggleiten als in Weiherbuchet; infolge der Interzeption empfangen die Buchenbestände dabei weniger Niederschlag als die entsprechenden Freiflächen. Der Bestandesniederschlag (TF) von H1 ist gegenüber G1 um knapp 30% höher.

Wie bei den übrigen Messpunkten sind die Jahresgänge bei Ammoniak und Stickstoffdioxid entgegengesetzt. Der Bestand Herrenberggleiten weist entsprechend der intensiveren Landwirtschaft in den vorgelagerten Gemeinden höhere NH₃-Konzentrationen als Weiherbuchet (G1) auf; beim NO₂ verhält es sich wegen der Großstadtnähe von G1 entsprechend umgekehrt. Im Vergleich zwischen Freiland und Bestand zeigten sich standortbedingt eher höhere Werte in den beiden Beständen; ohnehin filtern Buchenbestände weniger effektiv als Fichtenwälder.

Die Nitratkonzentrationen im Bestandesniederschlag zeigen von Norden in Richtung Alpenrand eine deutliche Abnahme von 4,8 auf 3,5 mg/l. Dagegen bleibt die Ammoniumkonzentration im Bestandesniederschlag im Mittel mit 1,0 mg/l in etwa konstant. Positive Abweichungen hiervon wurden im Sommer 2003 registriert. Allerdings wurden wegen häufiger Verschmutzung (25%) der Proben, die vor allem in trockenen Perioden auftraten, in Weiherbuchet (G1) die Werte an H1 korrigiert, was - durch die große Entfernung bedingt - bedeuten kann, dass so die tatsächlichen Konzentrationen in G1 unterschätzt, und die Aussagen zu möglichen Gradienten erschwert werden. Das Verhältnis zwischen Freiland und Bestand beträgt für Nitrat 0,46 (G1) bzw. 0,71 (H1) und für Ammonium 0,73 (G1) bzw. 0,85 (H1).

Bei der Bestandesdeposition (TF) ergibt sich ein deutlicher Gradient zum Alpenrand, der Eintrag von Stickstoff nahm in 2003 um rund 15 und in 2004 von G1 nach H1 um mehr als 50 % zu. Vergleicht man TF mit den Freilandbulkmessungen (BD), so ergibt sich an beiden Standorten nur ein geringer Mehreintrag von Stickstoff in die Bestände.

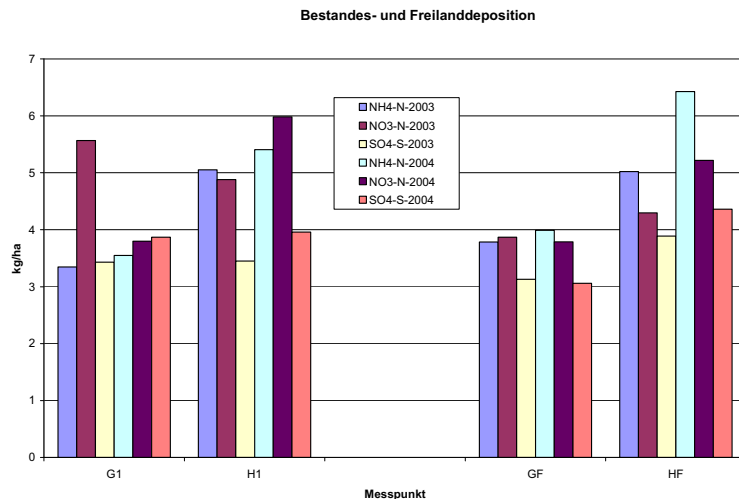


Abb. 41: Bestandes- und Freilanddeposition an den beiden Buchenbeständen G und H in 2003 und 2004

5.3.4. Abschätzung der Gesamtdeposition über Kronenraumbilanz und Interferentielle Methode

Die nicht messbaren Terme DD_{cb} und CU_{cb} (3) wurden wiederum nach der Kronenraumbilanzmethode berechnet und in Abb. 42 dargestellt. Man erkennt, dass die Gesamtdeposition (TD_{cb}) in Weiherbuchet (G1) mit 23 bzw. 20 etwas größer als in Herrenberggleiten (H1) mit 20 bzw. 19 kg/ha*Jahr ist; damit wird in die beiden Buchenbestände auch mehr Stickstoff als in den von der Autobahn wenig beeinflussten Fichtenbestand (F4) eingetragen. Der Gesamteintrag ist am Alpenrand (H1) trotz höherer nasser Deposition (WD) und Bestandeseintrag (TF) etwas geringer. Das Modell ergibt ferner, dass in G1 nach Eintrag in den Bestand (TD_{cb}) der Stickstoff zu einem größeren Anteil von der Krone (CU_{cb}) aufgenommen wird, als dies in H1 der Fall ist. TD_{cb} (N) setzt sich in beiden Beständen wiederum überwiegend aus dem NH_4 -N zusammen.

Die nach der Interferentiellen Methode berechnete trockene Deposition (DD_{Int}) weist für reduzierten Stickstoff im Vergleich zur Kronenraumbilanzmethode geringere Werte (8,2 bzw. 8,5 kg/ha*Jahr) auf, während für oxidiertes N die Werte vergleichbar sind. Beim Vergleich beider Modelle liefert die Interferentielle Methode geringere Einträge als das auf der Kronenbilanz beruhende Verfahren.

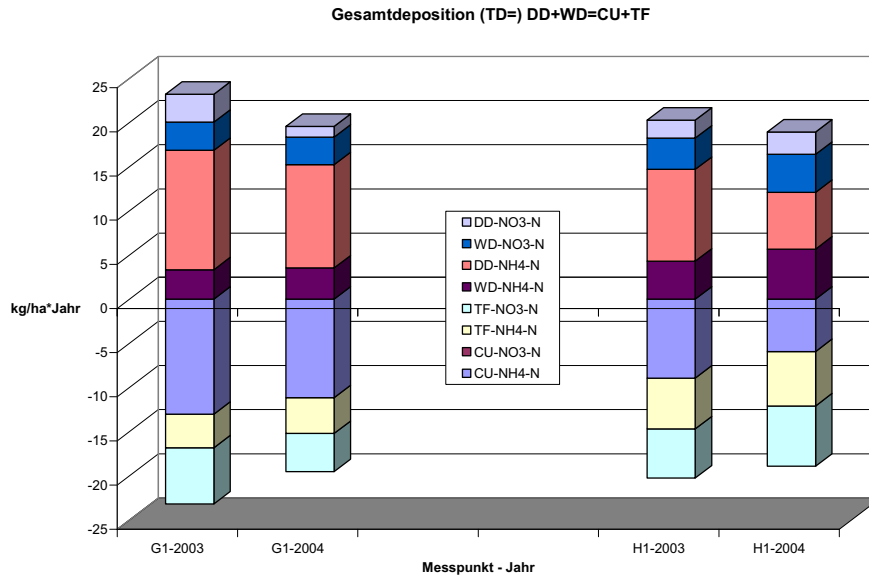


Abb. 42: N-Bilanz in den beiden Buchenbeständen auf Basis der Kronenraumbilanzmethode

5.3.5. Sickerwasser und Lachgasemission

Hinsichtlich der Sickerwasserkonzentrationen im Waldboden von Weiherbuchet (G) liegen Daten seit Beginn 2003 bis Ende 2004 von zwei Parzellen vor; während dieser Zeit wurde mehrmals eine Parzelle (G1+) mit Stickstoff gedüngt. Die in den Flaschen resultierenden Sickerwässer waren mengenmäßig vergleichbar (G1+: 207 ml; G1-: 352 ml), was auf günstigere Bedingungen im Vergleich zu den Verhältnissen im Forstenrieder Transekt (F1/F4) hindeutet; Bestandesniederschlag und Versickerung sind somit in erster Näherung vergleichbar. Die sich ergebenden Nitratkonzentrationen im Sickerwasser lagen bei 1,9 mg/l im Falle der gedüngten Parzelle (G1+) und bei 2,8 mg/l im Falle der ungedüngten Parzelle (G1-). Sowohl die Mengen als auch die sich ergebenden Konzentrationen geben keinen Hinweis auf eine Erhöhung der Nitratbildung im Boden auf der gedüngten Fläche im Buchenbestand.

Lässt man in Weiherbuchet (G1) die kurz nach den Düngergaben durchgeführten Messungen zunächst unberücksichtigt, lagen die für jeden Messtermin gemittelten N_2O -Emissionsraten (Abb. 43) lagen zwischen $2,4$ und $8,9 \mu g N_2O-N m^{-2} h^{-1}$. Die gedüngte (G1+) und die ungedüngte (G1-) Fläche zeigen vor der Düngung (sh. Kap. 6.5.3.2.) mit $5,5$ und $5,4 \mu g N_2O-N m^{-2} h^{-1}$, nahezu identische Mittelwerte; die Variabilität der Kammern auf beiden Messflächen ist deutlich geringer, als sie am Standort Forstenried beobachtet wurde.

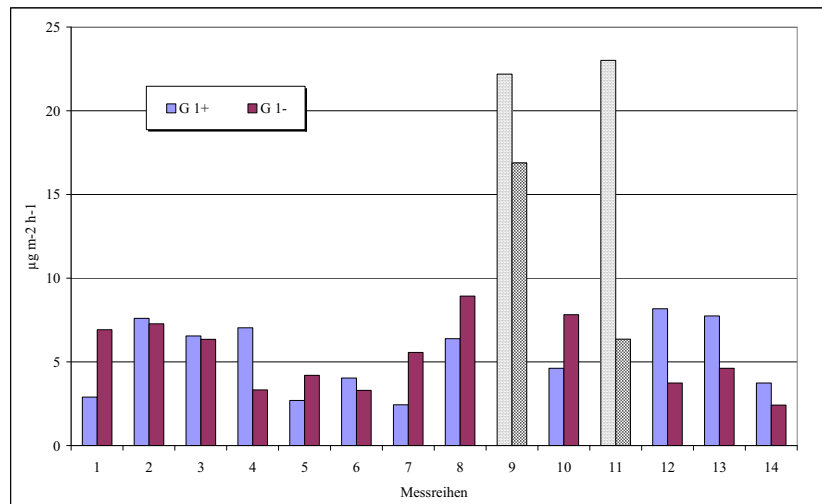


Abb. 43: N₂O-Flussraten gemessen am Standort Gauting-Weiherbucht 2003/2004. Düngung jeweils einige Tage vor der Messung 9 und 11

Die jeweils einige Tage nach den beiden Düngergaben gemessenen N₂O-Emissionsraten stiegen auf der gedüngten Fläche um den Faktor 4 (im Vergleich zum Mittelwert der Messungen davor) bis auf Werte von 23.0 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹ an und lagen zwei Wochen später (Messung 10) wieder auf dem mittleren Level. Nach der ersten Düngergabe wurde auch auf der ungedüngten Fläche eine signifikant erhöhte N₂O-Flussrate gemessen. Da der Dünger als Granulat ausgebracht wurde, ist Windverfrachtung als mögliche Ursache nicht auszuschließen.

Aufgrund der bereits diskutierten hohen räumlichen und zeitlichen Variabilität der N₂O-Emissionen sind Abschätzungen des jährlichen Gesamtstickstoffverlustes, auf der Basis der vorhandenen Daten kaum möglich.

5.3.6. Diskussion

Nebelniederschlag spielt bei beiden Beständen, insbesondere bei Weiherbucht (G1) eine zu vernachlässigende Rolle; Indiz hierfür ist auch, dass die Traufniederschlagsmenge kleiner als der Freilandniederschlag ist (Lindberg und Owens, 1993). In beide Bestände wird trotz des deutlichen Unterschieds beim Niederschlag in etwa gleich viel Stickstoff eingetragen. Die Tatsache, dass unterhalb der Krone (TF) nur wenig mehr als außerhalb des Laubwaldbestandes (WD) gemessen wurde, findet ihre Bestätigung bei Pryor and Barthelmie (2005). Der Stickstoffeintrag erfolgt beim nassen Anteil (WD) zu gleichen Teilen über Nitrat und Ammonium, während beim trockenen Eintrag 80% über NH₄-N geschieht. Die Kronenaufnahme (CU) erscheint bei beiden Standorten relativ hoch; sie macht in Herrenbergleiten (H1) etwas weniger und in Weiherbucht (G1) etwas mehr als die Hälfte des Gesamteintrages von Stickstoff aus. In der Untersuchung von Pryor and Barthelmie (2005) wurde bei einer Gesamtdosition (WD + DD) von 14-18 kg/ha*Jahr eine Kronenaufnahme (CU) von 6-9 kg/ha*Jahr abgeleitet, was eine gute Übereinstimmung mit der vorliegenden Untersuchung darstellt. Es zeigt sich gerade für Buchenbestände, dass eine Bewertung des Stickstoffeintrags nur auf Grund des Bestandesniederschlags ohne Kronenraumbilanzierung zu Fehleinschätzungen führen kann.

Trotz Düngung auf einer der beiden Parzellen in Weiherbucht (G1) konnte infolge des hinsichtlich Stickstoffs ungesättigten Bestandes keine Reaktion beim Sickerwasser festgestellt werden. Lachgas wird dagegen in der Folge einer Düngung vermehrt emittiert.

5.4. TRANSEKT ECHINGER LOHE

5.4.1. Untersuchungsgebiet

Die Echinger Lohe (24 ha) liegt im Nordosten Münchens am Rande der Münchener Schotterebene (460 bis 470 m NN) mit einem Jahresniederschlag von ca. 800 mm und einer Jahresmitteltemperatur von ca. 9° C. Sie ist von intensiv genutztem Ackerland umgeben und befindet sich im Einflussbereich der Autobahn München-Nürnberg und einer vielbefahrenen Straße zu einem Gewerbegebiet (Abb. 44).

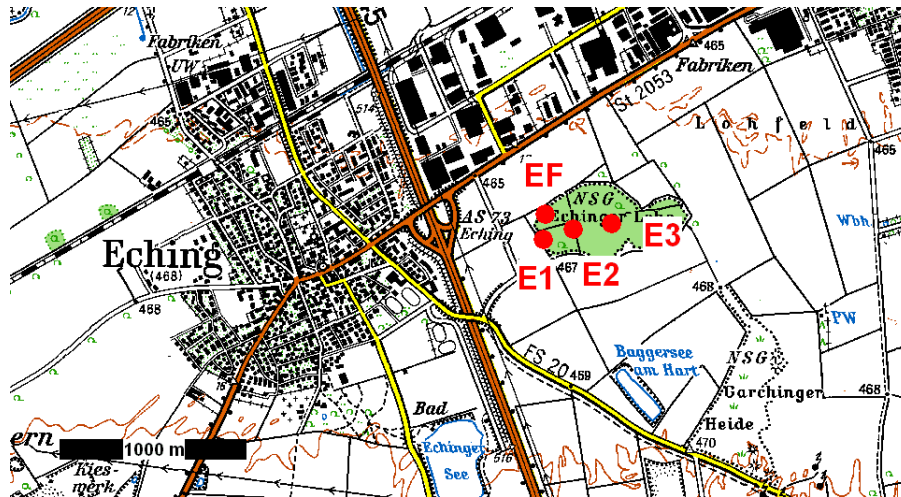


Abb. 44: Bestand Echinger Lohe (E1 bis E3) und Niederschlagsstation (EF)

5.4.2. Material und Methoden

An drei Punkten innerhalb der Echinger Lohe wurden während 2004 Passivsammlermessungen durchgeführt; am Messpunkt EF wurde eine Bulkmesstelle eingerichtet. Da keine Bestandesmessungen durchgeführt werden konnten, erfolgte die Abschätzung der Gesamtdosition (TD) über die Interferentielle Methode. Die Immissions- und Depositionsmessungen dienen zur Interpretation der umfangreichen Vegetationsuntersuchungen.

5.4.3. Niederschlagsmenge, Immission und Freilanddeposition

Die im Jahre 2004 entlang des Transekts Echinger Lohe durchgeführten Immissionsmessungen erbrachten trotz des beträchtlichen Abstandes von 450 m zur Autobahn München-Nürnberg noch erhebliche überwiegend verkehrsbedingte NO_2 -Konzentrationen; dagegen dürften die ebenfalls erhöhten NH_3 -Werte durch die Landwirtschaft bedingt sein. Der Laubwaldcharakter, die geringe Mächtigkeit des Bestandes und die Tatsache, dass die Echinger Lohe auf allen Seiten von Ammoniakquellen umgeben ist, drückt sich in dem relativ geringen Rückgang entlang des Transekts aus. Die Bulkdeposition betrug in 2004 bei einer Niederschlagsmenge von 690 mm ca. 3.5 kg $\text{NH}_4\text{-N}$ und 3.3 kg $\text{NO}_3\text{-N}$.

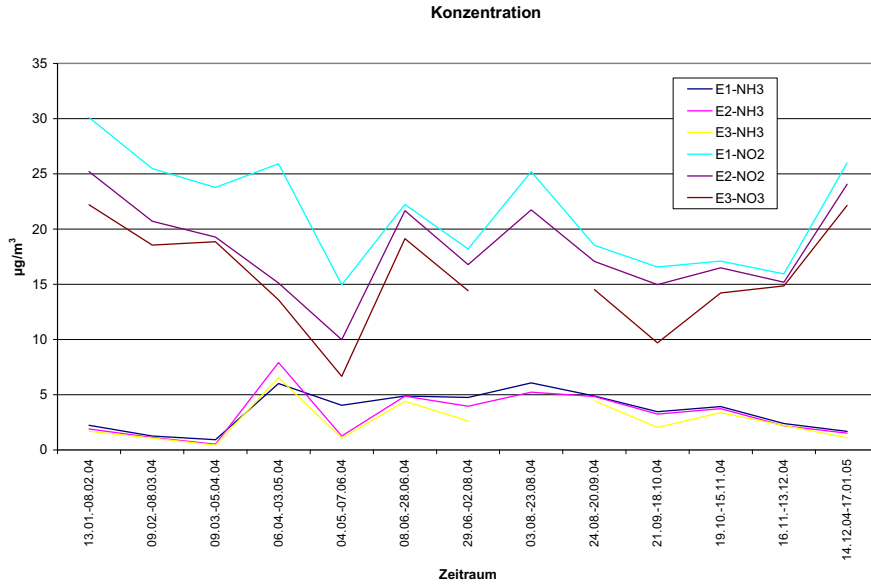


Abb. 45: Zeitlicher Verlauf der NH₃- und NO₂-Immission am Transekt Echinger Lohe

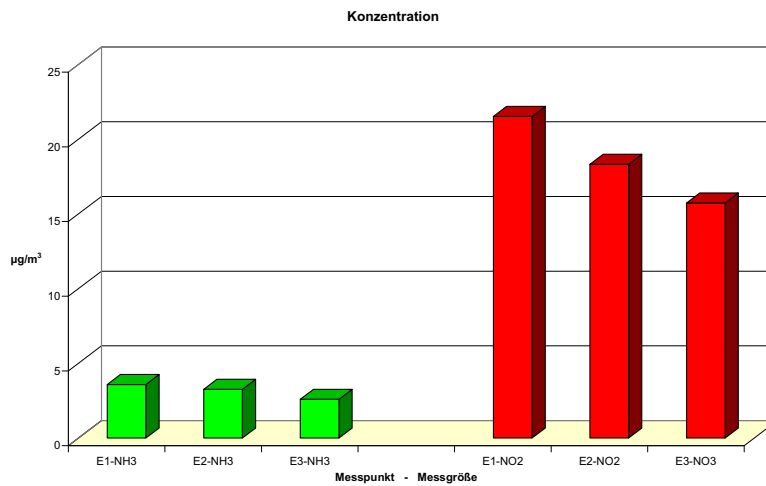


Abb. 46: NH₃- und NO₂-Konzentrationsmittel am Transekt Echinger Lohe in 2004

5.4.4. Abschätzung der Gesamtdosition

Ausgehend von der im Jahre 2004 gemessenen Bulkdeposition und den mit Passivsammlern bestimmten Konzentrationen von NH₃ und NO₂ wurde der Gesamteintrag, bestehend aus nasser und trockener Deposition, nach der Umrechnung von Gauger et al. (2000) bzw. mit Hilfe der modifizierten Interentiellen Methode abgeschätzt. Während am Westrand der Echinger Lohe knapp 35 kg/ha Stickstoff eingetragen werden, liegt der Gesamteintrag in der Bestandesmitte bei 27,5 kg/ha (Abb. 47). Dabei liegt das Verhältnis zwischen reduzierten zu oxidierten Anteilen bei 2,4:1.

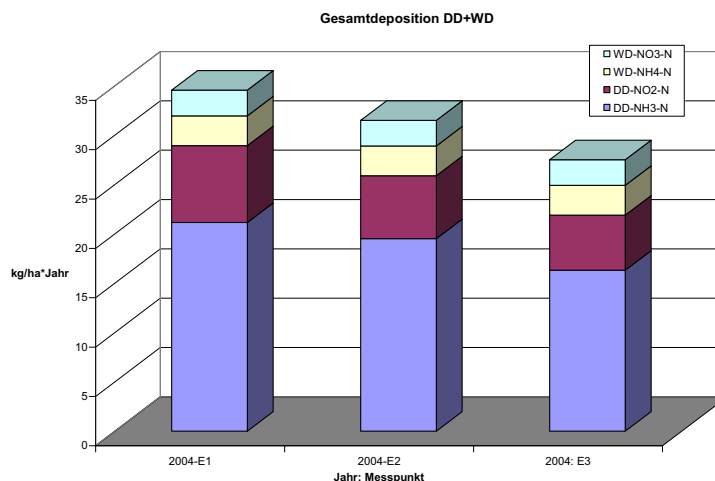


Abb. 47: Gesamtdeposition am Transekt Echinger Lohe

5.4.5. Diskussion

In Anbetracht der Tatsache, dass der Bestand von allen Seiten, mit Schwerpunkt im Westen, von Emittenten umgeben ist, ergeben sich selbst im Bestandesinneren jährliche Einträge von mehr als 25 kg/ha. Bei der geringen Jahresniederschlagsmenge und den massiven Emissionen im Umfeld überwiegt die trockene Deposition deutlich. Ein weiterer Grund für die nur schwache Abnahme vom Bestandesrand nach innen ist in der im Vergleich zu Fichtenbeständen geringeren Filterwirkung des Lohwaldes zu suchen. Infolge der bereits deutlich größeren Entfernungen zu Quellen aus Verkehr und Landwirtschaft kann im Falle der im SO vorgelagerten Garchinger Heide (Abb. 44) mit weitaus geringeren N-Einträgen gerechnet werden.

5.5. FREILAND - NORD - SÜD –TRANSEKT

5.5.1. Untersuchungsgebiete

Das von München bis in die Voralpen reichende Transekt (Abb. 2) umfasst neben den Freilandniederschlagsmessstellen A4, FF, GF, HF, die auch Teil anderer Transekte sind, eine Reihe von Messpunkten, die mit Ausnahme von Sindelsdorf (LS) - relativ unbeeinflusst von Nahemissionsquellen - Hintergrundwerte für die Immission und Deposition liefern (Abb. 48 bis Abb. 54). Abseits von der Linie München-Walchensee wurde als weiterer Messpunkt (HP1 und 2) der Hohenpeißenberg (DWD) hinzugenommen. HP1 liegt dabei auf einem Grat in unmittelbarer Nähe der übrigen Niederschlagsmessgeräte des Observatoriums; zum Vergleich wurde ein weiterer Bulksammler ca. 70 m entfernt an einem flachen Nordhang aufgestellt.

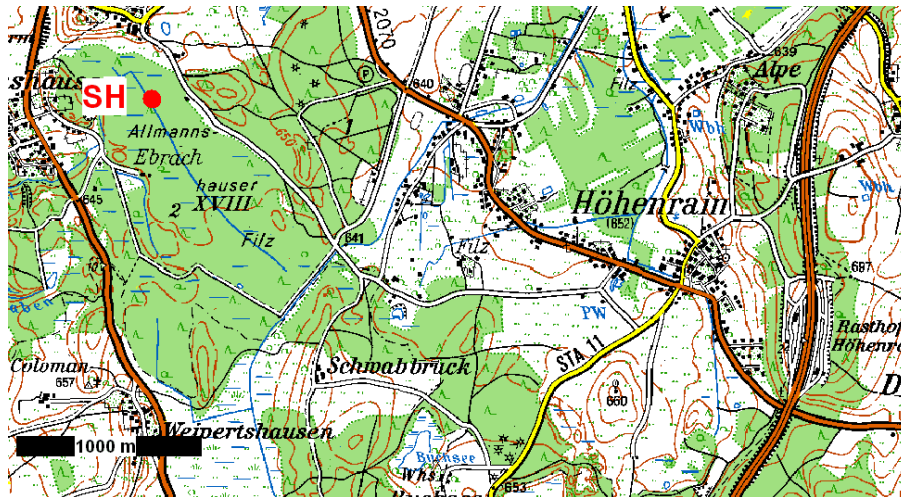


Abb. 48: Freilandfläche Sibichhausen im Allmannshäuser Filz (SH)

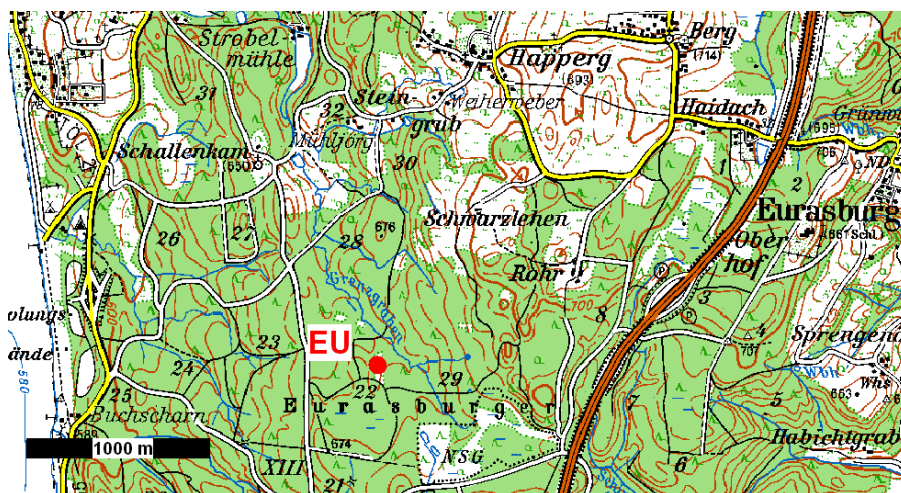


Abb. 49: Freilandfläche in Waldlichtung im Eurasburger Wald (EU)

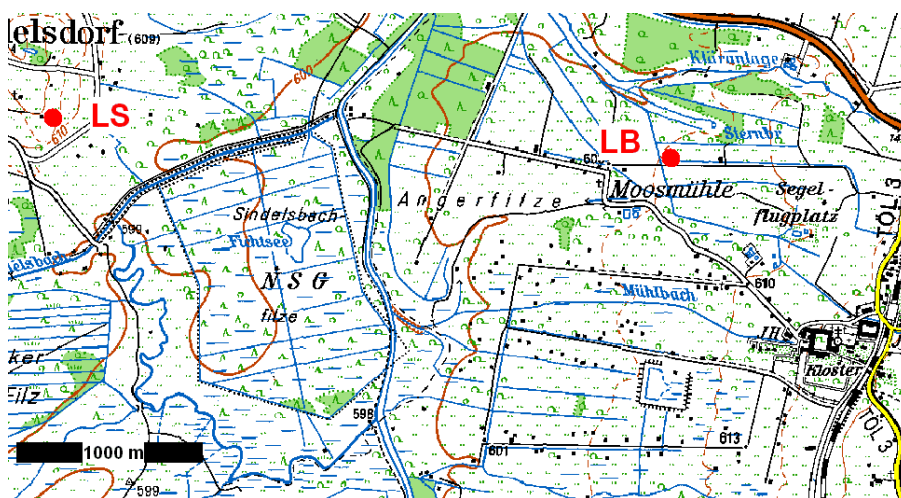


Abb. 50: Flächen im Gebiet der Loisch-Kochelsee-Moore bei Sindelsdorf (LS) und Benediktbeuren (LB)



Abb. 51: Höhentransept (Freiflächen) am Kochelsee (KW) und (KK)

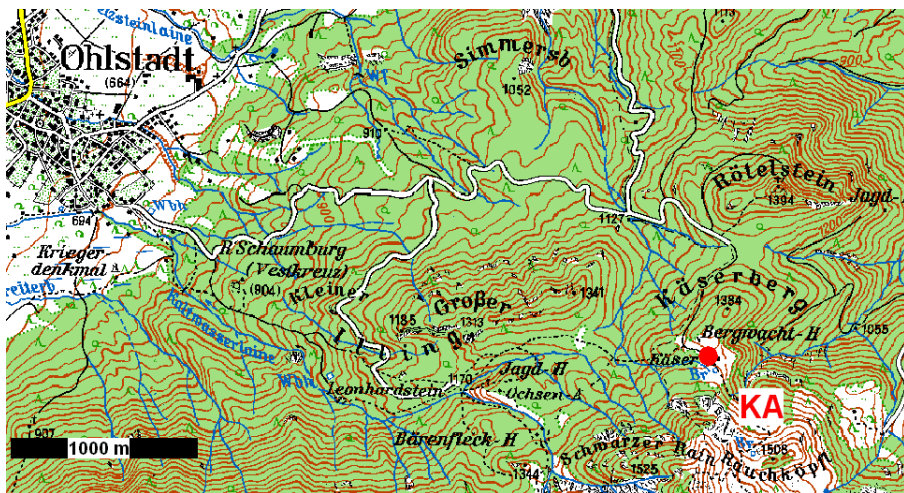


Abb. 52: Freilandfläche Käseralm (KA)

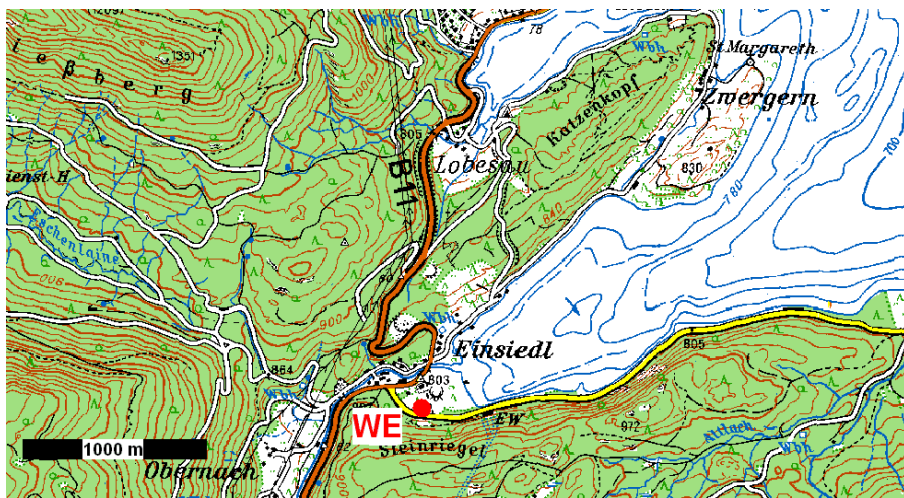


Abb. 53: Freilandfläche Einsiedl (WE)

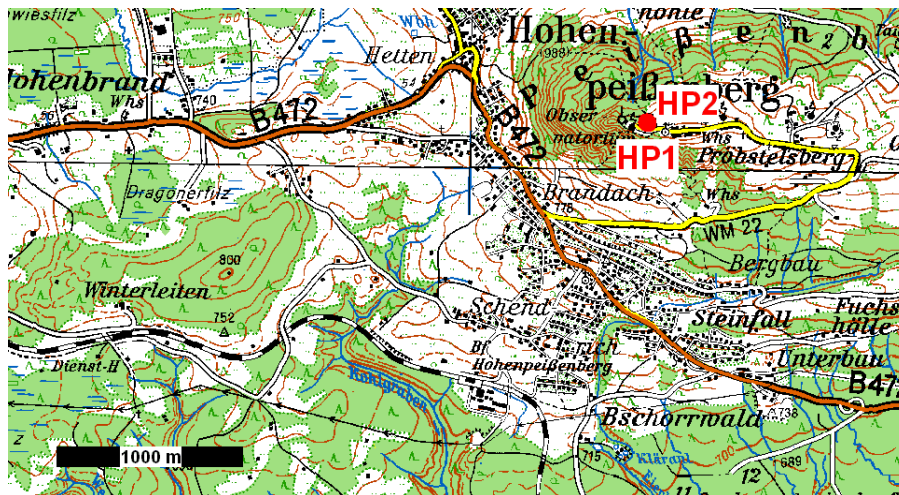


Abb. 54: Freilandfläche Hohenpeißenberg (HP1 und HP2) am Meteorologischen Observatorium (DWD)

5.5.2. Material und Methoden

An den genannten Punkten wurden Immissionsmessungen mit Passivsammlern und Bulkeintragungsmessungen durchgeführt. Als meteorologische Referenzstation fungiert A3.

5.5.3. Immission

Aus Abb. 55 ist das jeweilige Mittel der Ammoniak- und Stickstoffdioxidkonzentrationen entlang des Transekts zu erkennen. Die stationsbezogenen Werte spiegeln den Grad der Beeinflussung durch Landwirtschaft und Verkehr wider. An den Messpunkten GF, EU, KW, KK und KA sind lokale Quellen für Ammoniak so gut wie nicht vorhanden. Die Ergebnisse für SH, HP1, HF und WE weisen auf einen gewissen Einfluss durch landwirtschaftliche Aktivitäten, wie Güllewirtschaft hin. LB zeigt möglicherweise eine Beeinflussung durch eine Kläranlage. LS liegt unmittelbar im Grünlandbereich mit eher extensiver Güllebewirtschaftung, wodurch sich der hohe Mittelwert erklärt. In einem Gebiet zwischen Starnberger See und Loisach-Kochelsee-Moore, wo die Intensität der Landwirtschaft zunimmt, sind etwas höhere Werte zu beobachten. Dementsprechend ist der Verlauf entlang des Transekts im Wesentlichen durch lokale Einflüsse geprägt, wird aber durch die vorhandene Rinderdichte in der jeweiligen Umgebung (Gemeinde) geprägt. Es kann für lokal unbeeinflusste Freiflächen, wie Hochmoore, Waldlichtungen, Streuwiesen etc. davon ausgegangen werden, dass von Norden ausgehend der mittlere Ammoniakgehalt in der bodennahen Atmosphäre von Werten zwischen 1 und 2 auf Werte zwischen 2 und 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in den Landkreisen mit höheren Viehdichten zunimmt und direkt am Alpenrand wieder auf ca. 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ abnimmt. Dabei sind im sehr trockenen Jahr 2003 die Konzentrationen deutlich höher als in 2004.

Hinsichtlich NO_2 nehmen die mittleren Konzentrationen an eher quellenfernen Standorten (Hochmoor, Waldlichtung, Grünland) vom Ballungszentrum München über die südlichen Vororte (6 bis 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) auf Werte zwischen 3 und 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in den südlichen Landkreisen von Oberbayern ab. Sind Quellen in der Nähe, wie im Falle von A4 und LS die Autobahn, ergeben sich höhere Immissionen. Am Alpenrand und auf den Bergen fallen die Konzentrationen auf Werte unter 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ab.

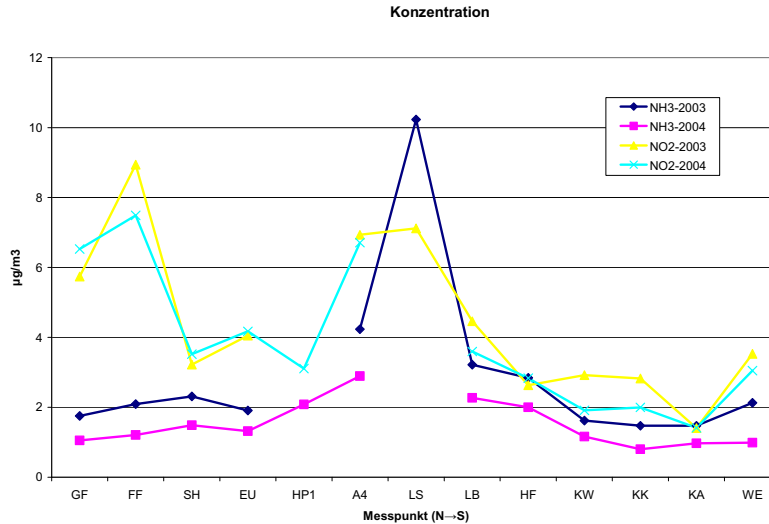


Abb. 55: Mittlere NH₃- und NO₂-Konzentrationen entlang des Freiland-Nord-Süd-Transektes

5.5.4. Freilanddeposition

5.5.4.1. Niederschlag

Aus Abb. 56 ist die kontinuierliche Zunahme des Niederschlags, der eine der beiden maßgeblichen Größen beim Eintrag darstellt, mit Annäherung an die Alpen bzw. als Funktion der Meereshöhe zu erkennen; im Jahr 2003, aus dem die meisten Ergebnisse vorliegen, nahm der Niederschlag vom südlichen Rand der Münchener Schotterebene bis zum Walchensee um rund 50% zu. Abweichungen hiervon sind durch lokal- und geländebezogenen klimatischen Eigenheiten der Messpunkte erklärbar. Der Messpunkt auf dem Hohenpeißenberg (HP1), der abseits des Transekts liegt, zeigt deutliche Minderfunde wegen größerem Windeinfluss und leicht erhöhter Verdunstungsverluste, deutet aber auch die geringere Pluviosität im und westlich des Ammerseebeckens an. Während die Messstelle HP1 auf einem stark windbeeinflussten Grat liegt, wurde HP2 in 70 m Entfernung ca. 20 m unterhalb an einem flachen Nordhang eingerichtet, wodurch vor allem in den Monaten mit höherem Schneeanteil am Niederschlag realistischere Einträge verzeichnet wurden (Abb. 57). Der im Vergleich zu Antdorf (A4) höhere Niederschlag in Eurasburg (EU) ist durch die Meereshöhe (Tab. 1 und Tab. 2) bedingt. Die geringeren Werte in Herrenbergleiten (HF) und an der Kaseralm (KA) zeigen ebenfalls einen gewissen Windeinfluss.

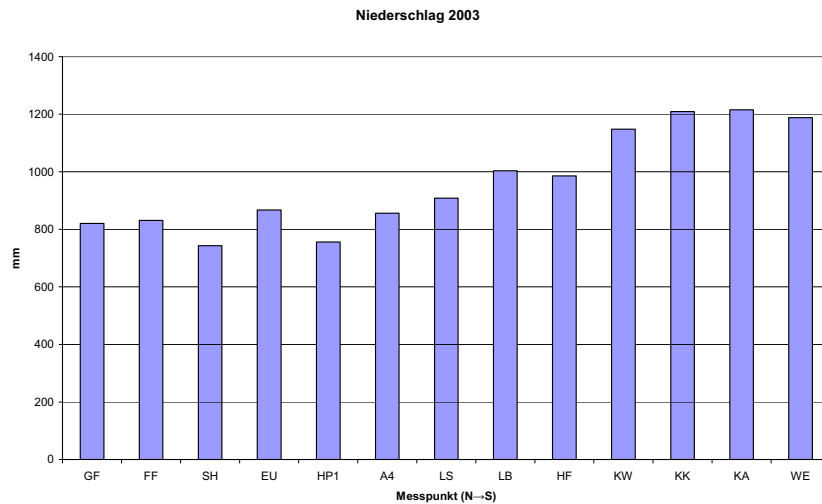


Abb. 56: Mittlerer Niederschlag in den Bulkproben über alle Messperioden entlang des Transekts in 2003

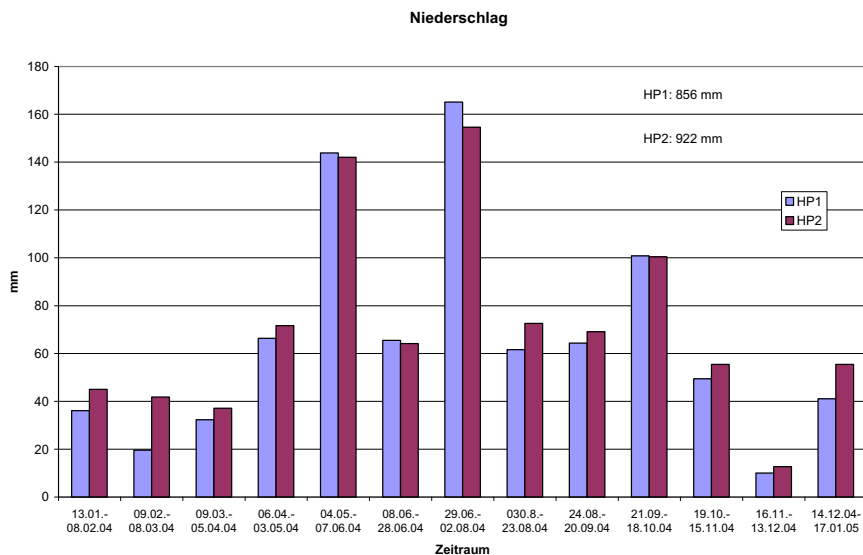


Abb. 57: Niederschlagssumme an zwei nahe gelegenen Messpunkten auf dem Hohenpeißenberg

5.5.4.2. Niederschlagschemie

Grundlage hierbei sind Datenreihen von 2003 und 2004. Die mittleren Nitratkonzentrationen als grober Anhaltspunkt für die Beaufschlagung im Niederschlagswasser zeigen eine geringe Abnahme vom Ballungszentrum München in Richtung Alpen. Die stärksten Abnahmen sind am Alpenrand anzutreffen, so werden die geringsten Konzentrationen im Bulk-niederschlag nach der Voralpenkette (WE) beobachtet. Bei der Ammoniumkonzentration im Bulk-niederschlag zeigen sich im Alpenvorland eine leichte Zunahme von Nord nach Süd und am Alpenrand wieder eine deutliche Abnahme. Abweichungen hiervon sind ggf. in Verschmutzungen durch Güllewirtschaft (LS, HF) zu suchen; die Unterschiede in HP1 und HP2 sind offensichtlich auf unterschiedliche Verschmutzung durch Vogelkot zurückzuführen. Bei beiden Parametern sind die Konzentrationen im Trockenjahr 2003 höher als in 2004. Es ist auf Grund des Wertes von A4 davon auszugehen, dass im nassen Jahr 2002 noch geringere Konzentrationen herrschten als in 2004. Beim Sulfat zeigt sich eine geringfügige Abnahme der Konzentrationen im Bulk-niederschlag von Nord nach Süd; Ausnahmen stellen die vom Vogelkot oft verunreinigten Proben (HP1, LS) dar. Als repräsentativ für Hintergrundstationen im Alpenvorland kann z.B. der Messpunkt EU bezeichnet werden, da er auf einer Lichtung in einem

größeren Bestand (Eurasburger Forst) liegt und weder durch Landwirtschaft, noch durch Hausbrand oder Verkehr beeinflusst wird.

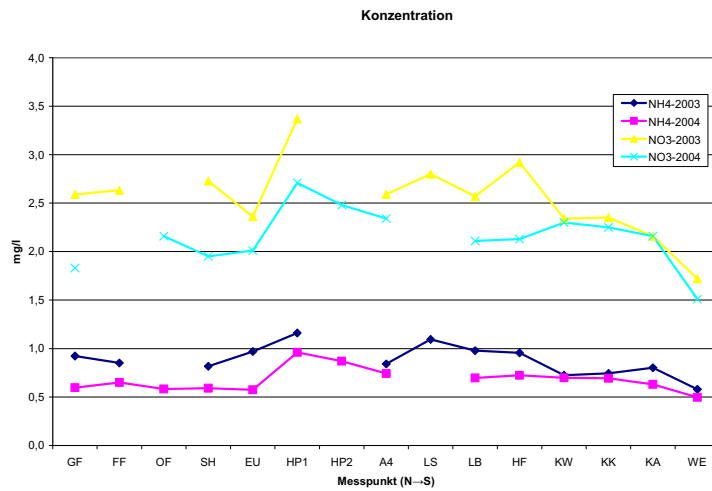


Abb. 58: Mittlere Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen in den Bulkproben entlang des Freiland-Nord-Süd-Transektes

Betrachtet man den Eintrag von Nitrat und Ammonium entlang des Transekts, so stellt man zwischen München und dem südlichen Ende des Starnberger Sees relativ gleichförmige Einträge, anschließend aber einen deutlichen Anstieg bis zu den Voralpen hin fest. Nach der ersten Kette (Herzogstand, Heimgarten o.ä.) geht der Eintrag wieder zurück. Eine ähnliche Verteilung wurde für $\text{SO}_4\text{-S}$ festgestellt; in 2003 steigen die Einträge von knapp 3 am südlichen Stadtrand von München auf 5 kg/ha am unmittelbaren Alpenrand an.

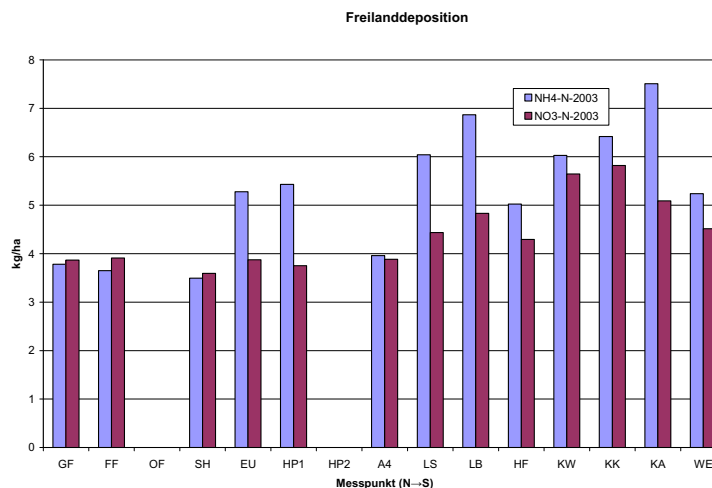


Abb. 59: Bulkdeposition entlang des Freiland-Nord-Süd-Transektes in 2003

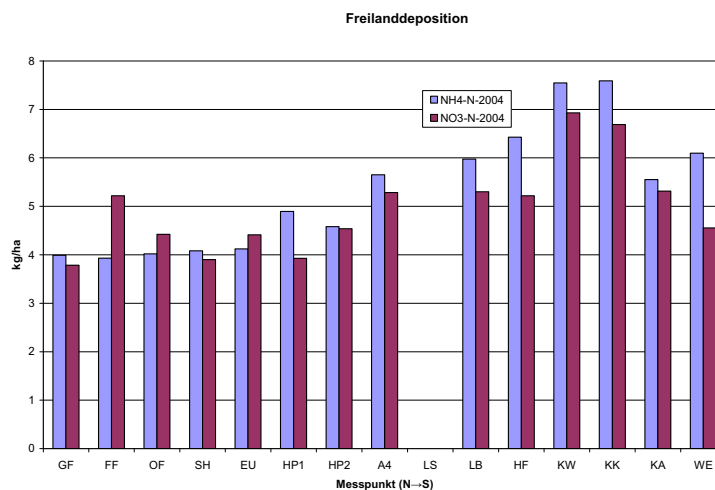


Abb. 60: Bulkdeposition entlang des Freiland-Nord-Süd-Transektes in 2004

5.5.5. Abschätzung der Gesamtdeposition im Freiland

Die Abschätzung der Gesamtdeposition von Stickstoff (Abb. 61, Abb. 62) erfolgte durch die Summierung von trockenen Anteilen (DD), welche über die interferentielle Methode berechnet wurden, und der nassen Deposition (WD). Es zeigt sich, dass die Gesamtdeposition stark vom Umfeld des jeweiligen Messpunktes abhängt; befindet sich in der Nähe ein Emittent, so ist von markant höheren Einträgen auszugehen, wie das Beispiel Sindelsdorf (LS), wo eher extensive Landwirtschaft (Güllewirtschaft) betrieben wird, für 2003 zeigt. In 2004 nach Beendigung der Messungen in LS ergibt sich so ein typischeres Bild für ein Transekt mit weniger lokalen Belastungen, wo in etwa die Hintergrundwerte abgebildet werden. Bis zum Gebiet ca. 30 bis 50 km südlich der Landeshauptstadt München (Landkreis WM, nördlicher Teil von TÖL) steigt der Gesamteintrag an und nimmt direkt am Alpenrand und nach den Vorbergen (Landkreis GAP, südlicher Teil von TÖL) wieder ab. In Quellennähe kann der Hintergrundeintrag um Faktor 2 bis 5 höher liegen; dies liegt in der Regel am trockenen Eintrag (DD) von $\text{NH}_3\text{-N}$. Der Eintrag von $\text{NO}_2\text{-N}$ spielt dagegen nur eine untergeordnete Rolle und nimmt zum Alpenrand weiter ab.

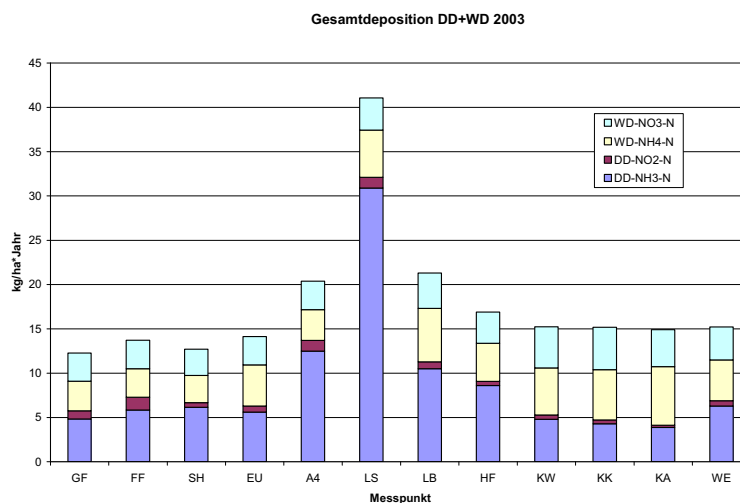


Abb. 61: N-Gesamtdeposition am Freilandtransekt in 2003

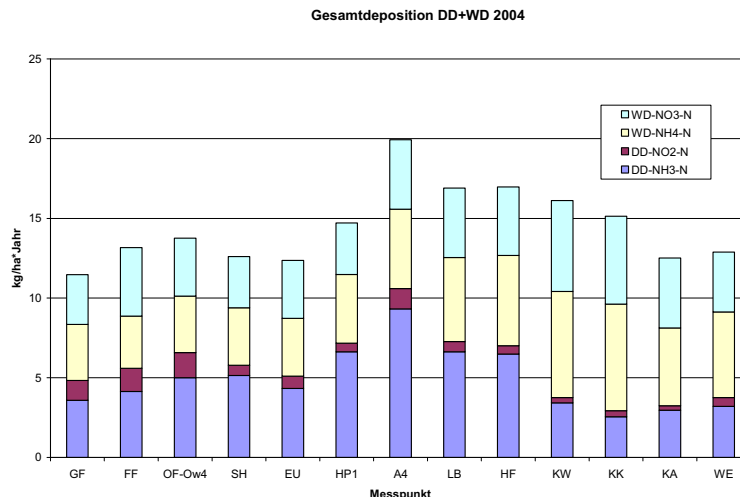


Abb. 62: N-Gesamtdeposition am Freilandtransekt in 2004

5.5.6. Diskussion

Die Erfassung des Niederschlags ergab den erwarteten Gradienten zum Alpenraum hin; allerdings wird auch deutlich, dass kleinräumig im Gebirge große Abweichungen auftreten können. Die Messung der gasförmigen Bestandteile entlang des Transekts ergab einen Konzentrationsbereich beim NH_3 im Jahresmittel von rd. 1 (Reinluftgebiet) bis über $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Nähe zu diffusen landwirtschaftlichen Quellen), was durch weitere Untersuchungen in Bayern (Spangenberg and Kölling, 2004; Kirchner et al., 1999) bestätigt wird; Passivsammlermessungen ergaben für die Schweiz ein Mittel von 1,6 (Thöni and Seitler, 2002) und für Irland von $1,45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Kluizenaar and Farrell, 2000); für die Niederlande wurde dagegen ein Mittel von $5,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bestimmt (Asman, 2001). In der Nähe zu punktförmigen Quellen, insbes. bei veralteten Anlagen (Tierstallungen), sind Jahresmittel über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ möglich. Beim NO_2 nehmen die Konzentrationen vom Ballungszentrum München nach S kontinuierlich auf Hintergrundwerte von wenigen $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ab, wie sie auch in Tirol herrschen (Smidt, 2002).

Bei den Bulkmessungen ist die Abhängigkeit von der Quellennähe deutlich geringer; eine große Rolle spielt hier aber die Standortwahl der Sammler, welche die Qualität der Ergebnisse stark beeinflussen kann. So zeigte sich, dass erhöhte freie Standorte wegen des Windeffekts, aber auch wegen der Tatsache, dass sie eine erhebliche Anziehungskraft auf Vögel besitzen und leicht verschmutzt werden können, zu meiden sind, wie zwei Beispiele (HP1, LS) zeigen; somit erscheint der aus historischen Gründen und zum Zweck der Fortsetzung der langen Zeitreihe betriebene Messplatz auf dem Hohenpeißenberg für Bulkmessungen nur mäßig geeignet; der parallel dazu von der GSF betriebene Messort (HP2) zeigt diese Verschmutzungen in wesentlich geringerem Umfang und ist obendrein auch weniger windanfällig. Insgesamt ergibt die Gegenüberstellung der Eintragungsergebnisse von vergleichbaren Messpunkten des Transekts (A4, LB) mit benachbarten Messstellen des LfU (Bidingen, Ldkr. OAL) für Nitrat eine gute Übereinstimmung der Werte, für Ammonium aber etwas geringere Depositionen, was auf den geringeren Viehbesatz, möglicherweise aber auch auf gewisse Verluste durch sommerliche Verdunstungs- und Abbauprozesse im Vergleich zu den vom LfU z.T. verwendeten elektrischen Bulksammler (Köhler, 2001) hinweist.

Hinsichtlich der Werte für den Gesamteintrag (12 bis $17 \text{ kg}/\text{ha} \cdot \text{Jahr}$ bezogen auf Wiese oder niedrige Vegetation) sind von der südlichen Schotterebene nach Süden ein leichter Anstieg zu den Gebieten mit vermehrter Viehhaltung und weiter ein deutlicher Abfall nach der ersten Bergkette festzustellen. Damit werden auch die Ergebnisse von den im Werdenfelser Land durchgeführten Kurzzeitmessungen von Ewald et al. (2000) bestätigt. Die geringeren trockenen Einträge (DD) am

Alpenrand werden durch die höheren nassen Anteile (WD) als Folge der nach S zunehmenden Niederschläge kompensiert. Durch die Annahme von konservativen Werten für die Depositionsgeschwindigkeit v_d für Ammoniak - was allerdings in guter Übereinstimmung mit Cape et al. (2004) steht - und die Nichterfassung der trockenen Deposition von Stäuben und weiteren stickstoffhaltigen Substanzen müssen die tatsächlichen Einträge als noch höher (15%) angenommen werden. Nach Hesterberg et al. (1996) beträgt die Summe aus nasser Deposition von Ammonium- und Nitrat-N und trockenem Eintrag von NH_3 und NO_2 knapp 89% des gesamten Stickstoffeintrags (28 $\text{kg/ha} \cdot \text{Jahr}$). Diese Messungen erfolgten auf einer extensiv genutzten Streuwiese bei Zürich, die in erster Näherung mit der Fläche LS vergleichbar ist.

In jedem Fall werden die kritischen Einträge für Hochmoore (5-10 $\text{kg/ha} \cdot \text{Jahr}$) an allen Messpunkten wenigstens um das 2fache überschritten. Würden die trockenen Einträge auf Basis der freilandbezogenen Konzentrationsdaten auf Bestände umgerechnet, so würden auch entsprechende Critical Loads für Wälder überschritten. Ähnliche Einträge wurden von Smidt (2002) für Tirol abgeschätzt. Höhere Überschreitungen der Critical Loads sind allerdings auf der Alpensüdseite anzutreffen (Della Lucia et al., 1996; Balestrini et al., 2000).

Mit Ausnahme der Messstelle Sindelsdorf (LS) erweisen sich alle Messpunkte als in hohem Maße brauchbar, um den Gang des von Nahemissionen nur gering beeinflussten Freilandeintrags (BD) zu beschreiben; für benachbarte Wälder sollte die Abschätzung der entsprechenden Bestandeseinträge (TD) nach der Interferentiellen Methode möglich sein.

5.6. ABHÄNGIGKEIT DER IMMISSION VON STANDORTSPARAMETERN

5.6.1. Untersuchungsgebiete

Hinsichtlich der statistischen Untersuchung der Abhängigkeiten von Standortparametern erschien es notwendig, auch Ergebnisse früherer Studien, die das IÖC durchführte, mit einzubeziehen. Zur Parametrisierung des Konzentrationsabfalls an Autobahnen wurden die Transekte O, F und A herangezogen. Hinsichtlich der Frage nach der Rolle der Verkehrsdichte, wurden aktuelle Ergebnisse aus dem Nürnberger Reichswald (Abb. 63), früheren Erhebungen aus München (Luise-Kiesselbach-Platz, Offenbach-Straße, Dachauer-Straße) und Salzburg (Kirchner et al., 2001) gegenübergestellt.

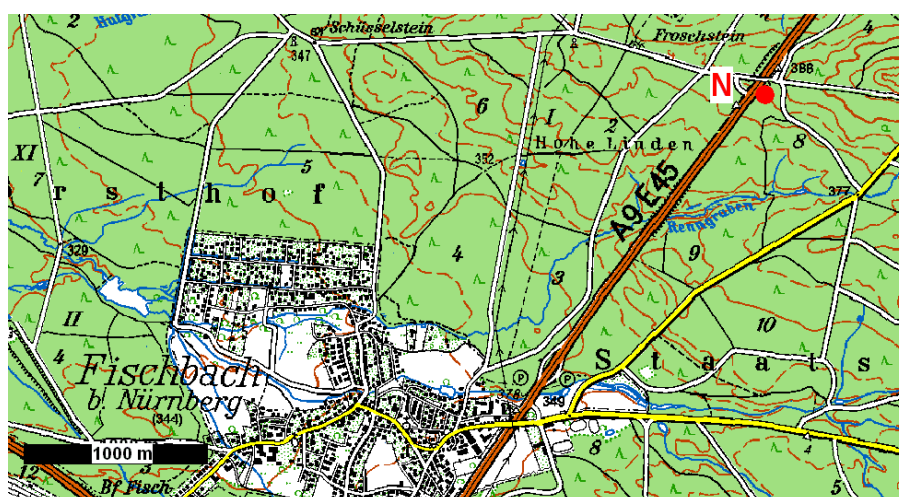


Abb. 63: Freifläche an der Autobahn bei Fischbach (N)

Bei der Einbeziehung von landwirtschaftsorientierten Parametern wurden ebenfalls die Ergebnisse früherer von der GSF durchgeführten Messkampagnen mit berücksichtigt; bei den Untersuchungsorten handelt es sich um Aidling (GAP), Bidingen (OAL), Landau/Isar (DGF) und Wallhausen (Baden-Württemberg) und Altenmarkt (Salzburg) (Kirchner et al., 1999; Kirchner et al., 2000; Spangenberg et al., 2002). Die statistischen Erhebungen fanden in Kooperation mit Faus-Keßler (GSF-IDG) (2005) statt.

5.6.2. Statistische Methoden

Es erscheint inhaltlich sinnvoll, die Abhängigkeit einer Schadstoffkonzentration von der Entfernung von einer Quelle als exponentiell abklingende Funktion zu modellieren. Eine solche Funktion hat die Gestalt

$$\text{konz} = a_1 + (a_0 - a_1) \cdot e^{-k \cdot \text{dist}} \quad (\text{Formel 13})$$

wobei

- a_0 : Schnittpunkt mit der y-Achse (Achsenabschnitt) = theoretischer Wert für die Entfernung Null.
- a_1 : Asymptote, der sich der Funktionswert für große Entfernungen nähert. Die Asymptote kann größer oder kleiner als der Achsenabschnitt sein. In unserem Fall zieht man eine abklingende Kurve in Betracht, d.h. $a_1 < a_0$.
- k : Abklingrate = Maß für die Geschwindigkeit des Änderung. Je größer k ist, desto schneller nähert sich die Kurve der Asymptote. Um zu garantieren, dass die Ratenkonstante immer positiv ist, d.h. dass die Kurve sich mit wachsender Distanz der Asymptote nähert, parametrisiert man die Funktion statt mit k mit e^{lrc} , $\text{lrc} = \text{Logarithm of the rate constant}$, es ist also $\text{lrc} = \ln(k)$.

Eine Modellanpassung an die Daten geschieht mit einer nichtlinearen Regression. Dabei ist für die Daten aus Transekten die besondere Datenstruktur zu berücksichtigen. Die Messanordnung in Transekten bedeutet, dass die Beobachtungen nicht unabhängig voneinander sind; denn innerhalb jedes Transekts herrschen – bis auf den Abstand von der Emissionsquelle – ähnliche Bedingungen als zwischen den Transekten. Ein Verfahren, das diese Abhängigkeiten berücksichtigt, ist die Modellierung mit gemischten Modellen (mixed-effects-models, Pinheiro und Bates, 2000). Das bedeutet, dass ein globales Modell angepasst wird ("fixe Effekte") und zugleich einzelne Parameter in den Gruppen unterschiedlich sein können ("zufällige Effekte"). Bei den zufälligen Effekten interessieren deren Varianzen und Kovarianzen ("variance components").

Im Prinzip können alle drei Parameter der exponentiell abklingenden Funktion sowohl als fixe als auch als zufällige Effekte modelliert werden. Aufgrund der kleinen Stichprobengröße in den vorliegenden Daten können jedoch nicht alle denkbaren Modelle, sondern nur weniger reichhaltige – nämlich solche, bei denen höchstens ein Parameter gruppenspezifisch unterschiedlich ist – angepasst werden. Als geschätzte Modellparameter erhält man die Koeffizienten für die fixen Effekte und die Varianzen der zufälligen Effekte.

Bei der Suche nach einem Modell aus der beschriebenen Modellklasse, das möglichst gut zu den Daten passt, wurde folgendermaßen vorgegangen: Unter den Modellen mit jeweils einem Parameter als zufälligem Effekt – das sind diejenigen Modelle, bei denen einer der drei Parameter in den Gruppen unterschiedlich sein kann – wurde dasjenige mit der besten Anpassung (kleinste Log-Likelihood) ausgewählt. Anschließend wurde überprüft, ob dieses Modell signifikant besser ist als das Modell ohne zufälligen Effekt, bei dem die Abhängigkeit der Daten lediglich durch unterschiedliche Gewichtung der Beobachtungen berücksichtigt wird (verallgemeinertes nichtlineares Modell). Alle Berechnungen und Grafiken wurden mit dem Statistik-Paket R (The R Project for Statistical Computing 2005) erzeugt.

Für die drei Landwirtschaftsindikatoren „Entfernung von intensiver Landwirtschaft“, „Entfernung von extensiver Landwirtschaft“ und „Großvieh-Einheiten pro Hektar in der betreffenden Gemeinde (GV)“, die untereinander korreliert sind, sollte eine abgeleitete Variable gebildet werden, die die landwirtschaftliche Belastung insgesamt zusammenfasst. Hierzu eignet sich die Berechnung der ersten Hauptkomponente.

Die empirischen Werte von drei Indikatoren bilden eine Punktwolke im dreidimensionalen Raum, dessen Achsen von den Indikatoren gebildet werden. Um eine gleiche Skalierung der drei Achsen zu erreichen, werden die Indikatoren zentriert und normiert, d.h. so umtransformiert, dass sie Mittelwert 0 und Varianz 1 haben. Je stärker die Korrelationen zwischen den Indikatoren sind, desto langgestreckter ist diese Punktwolke. Die erste Hauptkomponente definiert eine neue Achse im dreidimensionalen Raum, die in die Richtung der "größten Ausdehnung" der Punktwolke zeigt, genauer: die erste Hauptkomponente ist ein Vektor, der in diejenige Richtung zeigt, für die die auf sie projizierten Punkte die größte Varianz haben. Die Koeffizienten der ersten Hauptkomponente im ursprünglichen Koordinatensystem sind proportional zu den Korrelationen zwischen ihr und den ursprünglichen Variablen. Wie gut die erste Hauptkomponente die ursprünglichen Variablen repräsentiert, wird durch den Anteil der durch sie erklärten Varianz an der Gesamtvarianz gemessen.

5.6.3. Verkehr

5.6.3.1. Entfernung von Autobahn

Es wurden vier Autobahn-Transsekte betrachtet, davon zwei, die vom gleichen Punkt der Autobahn aus in verschiedene Richtungen (Ost und West) führen. An 4-5 Messpunkten in Abständen zwischen 9 m und 520 m wurden die Konzentrationen von NH₃ (gemessen in 2004) und NO₂ (gemittelt über 2004) bestimmt. Die Originaldaten sind der Tab. 10 zu entnehmen.

Tab. 10: Daten zu NH₃ und NO₂ nach Entfernung von der Autobahn und Verkehrsdichte

Messpunkt	Entfernung zur Autobahn [m]	Fahrzeuge pro Tag	NH ₃ 2004 [µg/m ³]	NO ₂ gemittelt [µg/m ³]
F0	9	65000	2.86	15.9
F1	30	65000	1.75	11.7
F2	80	65000	1.40	9.8
F3	230	65000	1.28	7.9
F4	520	65000	0.92	6.2
A1	40	31000	4.50	8.6
A2	170	31000	3.60	6.2
A3	300	31000	3.50	6.8
A4	410	31000	2.89	5.8
Oo1	30	116000	3.90	33.1
Oo2	80	116000	2.10	24.1
Oo3	230	116000	1.40	19.1
Oo4	520	116000	1.60	15.1
Ow1	30	116000	2.10	17.6
Ow2	80	116000	1.60	12.5
Ow3	230	116000	1.50	10.8
Ow4	520	116000	1.40	8.2

Für beide Response-Variablen ergab die Modellsuche ein Modell vom gleichen Typ, nämlich mit fixen (gemeinsamen) Parametern für Achsenabschnitt und Asymptote und mit zufälligen (transektspezifischen) Abklingraten. In Tab. 11 und Tab. 12 sind die Parameter für die jeweiligen Response-Variablen aufgelistet. Die Abb. 64 und Abb. 65 zeigen die angepassten Kurven zusammen mit den Original-Messwerten.

Tab. 11: Nichtlineares gemischtes Modell für die NH₃-Konzentration (2004) nach Entfernung von der Autobahn

fixe Effekte	Schätzer	Konfidenzintervall
a ₀	4.833	[4.302,5.364]
a ₁	1.365	[1.184,1.546]
lrc	-3.960	[-5.580,-2.340]
zufällige Effekte: lrc		
F	-2.448	
A	-6.213	
Oo	-4.167	
Ow	-3.012	
Standardabweichung	1.449	[0.719,2.919]
Standardabweichung der Residuen	0.224	

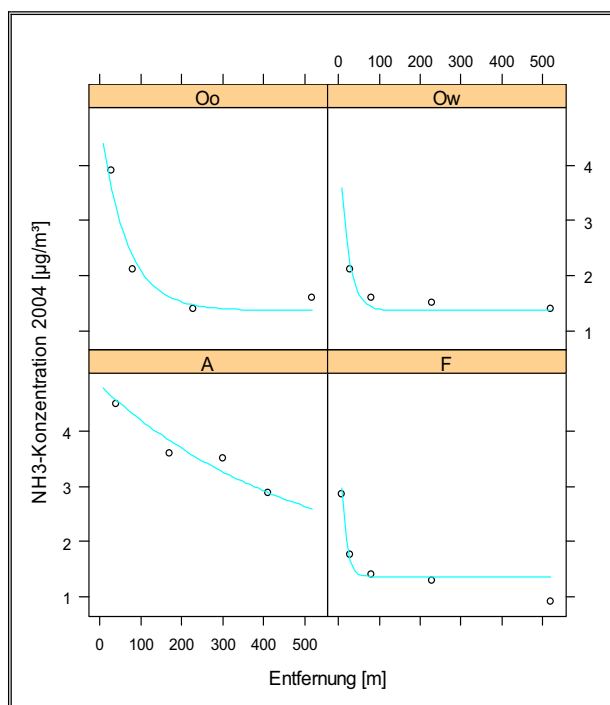


Abb. 64: Angepasste Kurven für die NH₃-Konzentration (Daten aus 2004) nach Entfernung von der Autobahn

Die NH₃-Konzentration klingt an den Transekten F und Ow am schnellsten ab, am Standort A am langsamsten. Am Standort Ow ist der Wert am nächstgelegenen Punkt zur Autobahn (Entfernung 30 m) niedriger als an den anderen Standorten in vergleichbarer Entfernung; wegen der kleinen Datenbasis konnte aber kein transektspezifischer Achsenabschnitt mitmodelliert werden.

Tab. 12: Nichtlineares gemischtes Modell für die mittlere NO₂-Konzentration nach Entfernung von der Autobahn

fixe Effekte	Schätzer	Konfidenzintervall
a_0	32.227	[27.380,37.074]
a_1	8.098	[6.501,9.694]
lrc	-3.540	[-5.176,-1.903]
zufällige Effekte: lrc		
F	-2.217	
A	-2.572	
Oo	-5.762	
Ow	-3.608	
Standardabweichung	1.420	[0.690,2.925]
Standardabweichung der Residuen	2.133	

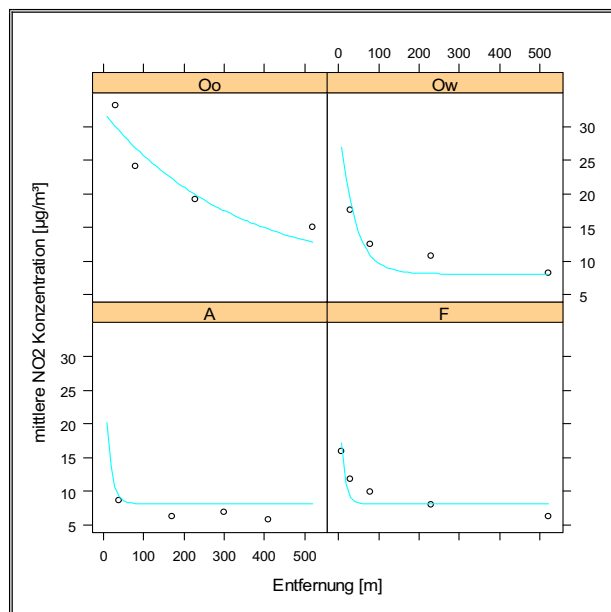


Abb. 65: Angepasste Kurven für die mittlere NO₂-Konzentration nach Entfernung von der Autobahn

Bei der mittleren NO₂-Konzentration ist das Abklingen am stärksten im Transekt F und am langsamsten im Transekt Oo, wo auch die höchsten Werte auftreten. Beim Standort A ist der Wert am nächstgelegenen Messpunkt bereits sehr niedrig, passt aber zu einem Modell mit starkem Abklingen, weil hier der der Autobahn am nächsten gelegene Messpunkt mit 40 m weiter entfernt ist als an den anderen Standorten; außerdem konnten unterschiedliche Achsenabschnitte wegen der spärlichen Datenbasis nicht in Betracht gezogen werden.

5.6.3.2. Verkehrsdichte

Für die Untersuchung des Einflusses der Verkehrsdichte – gemessen als die Anzahl von Fahrzeugen pro Tag – standen außer den NH₃-Daten aus 2004 von den vier Autobahn-Transekten noch gemittelte NH₃-Werte, allerdings unterschiedlicher Länge und unterschiedlicher Zeiträume von fünf weiteren verkehrsbelasteten Standorten zur Verfügung. Von den Autobahn-Transekten A, F und Oo (Ow wurde wegen der Abhängigkeit weggelassen) wurde der jeweils autobahnnahe Messpunkt gewählt. Tab. 13 zeigt die Daten von weiteren innerstädtischen Messpunkten in München und Salzburg; sie sind zwischen 3 m und 40 m von der Autobahn bzw. Straße entfernt. Diese Daten sind unabhängig und können daher mit einer gewöhnlichen Regression analysiert werden.

Tab. 13: Entfernung von der Straße, Verkehrsdichte und gemittelte Ammoniakkonzentration von Messpunkten bei Nürnberg, in München und Salzburg nach (Kirchner et al., 2001)

Messpunkt	Entfernung zur Straße [m]	Fahrzeuge pro Tag	NH ₃ -Konzentration gemittelt [µg/m ³]
NI	9	122000	3.2
M LUISE	3	120000	10.2
M OFF	5	42000	8.2
M DAH	9	29000	4.3
SALZ	10	57000	6.4

Abb. 66 zeigt die mittlere NH₃-Konzentration in Abhängigkeit von der Entfernung zur Straße. Auch hier scheint wieder ein nichtlinearer abklingender Zusammenhang vorzuliegen. In Abb. 67 ist die mittlere NH₃-Konzentration nach der Zahl der Fahrzeuge pro Tag aufgetragen. Ein offensichtlicher Zusammenhang zwischen den beiden Größen ist nicht zu erkennen und auch aus der Darstellung nicht sinnvoll zu erwarten, da der bestimmende Faktor Entfernung von der Straße bei jedem Punkt unterschiedlich ist.

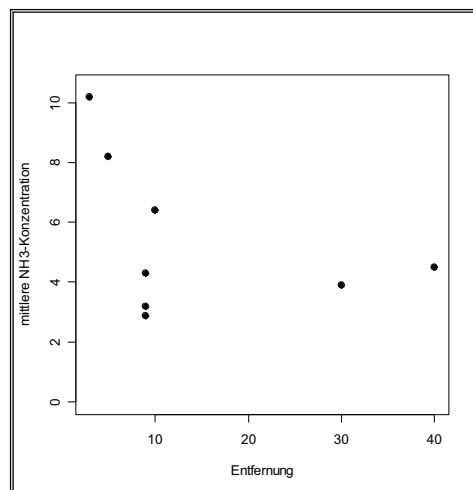


Abb. 66: Mittlere NH₃-Konzentration in Abhängigkeit von der Entfernung zur Straße

Um die Daten vernünftig zu analysieren, muss man beide Faktoren simultan betrachten. Dabei kann jedoch wegen spärlicher Daten nicht zugleich ein nichtlinearer Zusammenhang mit drei Parametern bestimmt werden. Als erste Näherung wurde eine einfache lineare Regression mit den beiden Einflussvariablen Entfernung von der Straße und Fahrzeuge pro Tag sowie getrennte Regressionen mit je einer der Einflussvariablen berechnet; die Ergebnisse sind in Tab. 14 dargestellt.

Tab. 14: Ergebnis von linearen Regressionsrechnungen mit den Einflussvariablen einzeln und gemeinsam

Einflussvariable	Koeffizient	p-Wert	R ²
Entfernung	-0.082	0.305	0.17
Fahrzeuge	5.0×10^{-6}	0.855	0.01
Entfernung + Fahrzeuge	-0.082	0.360	0.17
	9.9×10^{-7}	0.972	

In den linearen Regressionen hat die Variable "Entfernung von der Straße" eindeutig den Haupteinfluss. Weder einzeln noch in der multiplen Regression liefert die Zahl der Fahrzeuge einen Beitrag. Die Entfernung allein erklärt aber lediglich 17% der Varianz, der Regressionskoeffizient hat das richtige Vorzeichen, ist jedoch nicht signifikant von Null verschieden.

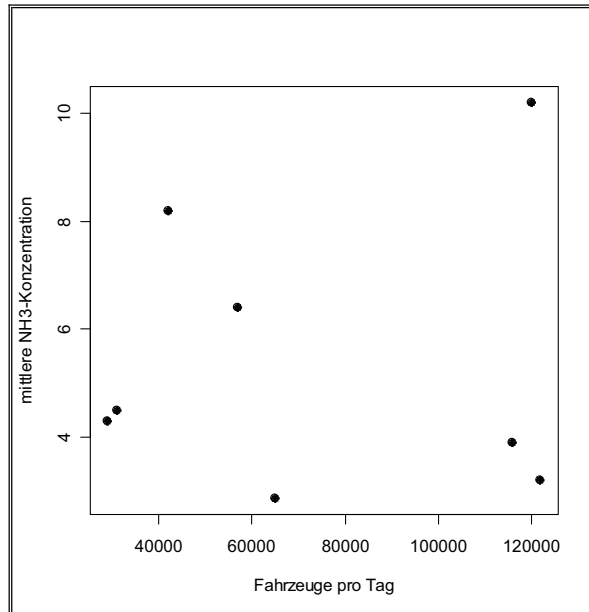


Abb. 67: Mittlere NH₃-Konzentration in Abhängigkeit von Zahl der Fahrzeuge pro Tag

In Abb. 68 sind beide Einflüsse gemeinsam dargestellt. Hierfür wurde die Anzahl der Fahrzeuge pro Tag in drei Klassen eingeteilt und die Punkte je nach Klasse eingefärbt. Zusätzlich wurde eine nichtlineare Regression mit exponentiellem Abklingen berechnet und die angepasste Kurve eingezeichnet. Aus diesen Daten ist kein eigener Einfluss der Verkehrsdichte zu erkennen. Die Abweichungen der Punkte von der aus dem Einfluss der Entfernung angepassten Kurve zeigen keine Systematik, wie sie vorliegen müsste, wenn es noch einen zusätzlichen Einfluss der Verkehrsdichte gäbe.

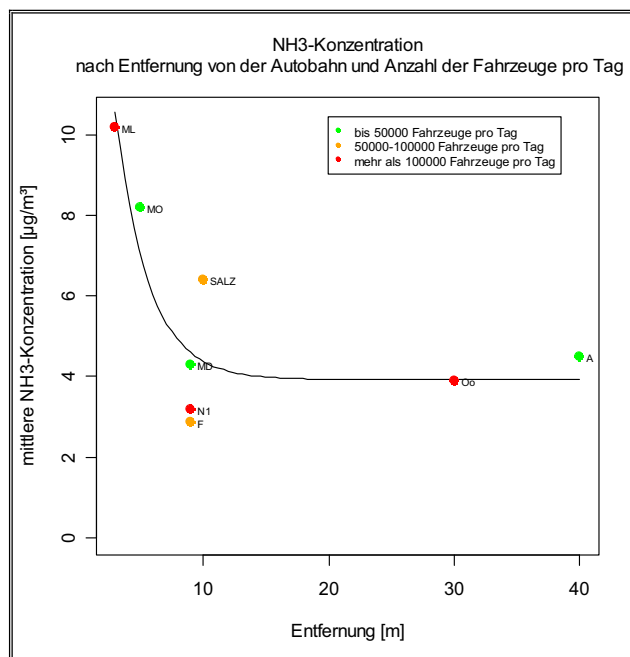


Abb. 68: Mittlere NH₃-Konzentration in Abhängigkeit von der Entfernung zur Straße und zur Zahl der Fahrzeuge pro Tag

5.6.4. Landwirtschaft

5.6.4.1. Intensivlandwirtschaft

Es wurden 4 Transekte bezüglich der Entfernung zu intensiver Landwirtschaft betrachtet; diese bestehen aus 3-12 Messpunkten mit Entfernungen zwischen 10 m und 1500 m (Tab. 15); es handelt sich um die Messpunkte Aidling (GAP), Altenmarkt (Salzburg), Wallhausen (B.-W.) und Landau (DGF). Diese Daten wurden als exponentiell abklingende Funktionen modelliert, mit gemischten Modellen zur Berücksichtigung der Abhängigkeitsstruktur. Die Zahl der Messpunkte ist zwar insgesamt größer als bei den Autobahn-Daten, das kleinste Transekt umfasst jedoch nur 3 Messpunkte. Daher können wiederum nur Modelle mit höchstens einem zufälligen Effekt angepasst werden.

Die Modellsuche führte zu einem Modell mit gruppenspezifischem Achsenabschnitt. Dies ist auf die sehr unterschiedlichen Niveaus in der Höhe der Belastung – an den Punkten LAN1 und Wall1 herrschen extrem hohe NH_3 -Konzentrationen – zurückzuführen. Die Tab. 16 enthält die Modellparameter, die Abb. 69 zeigt die geschätzten Abklingkurven zusammen mit den Originaldaten.

Tab. 15: Daten zur NH₃-Konzentration nach Entfernung von intensiver Landwirtschaft

Messpunkt	Entfernung zu intensiver Landwirtschaft [m]	NH ₃ -Konzentration gemittelt [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
AID1	1500	2.1
AID2	1000	2.1
AID3	500	4.2
AID4	50	5.4
AID5	10	14.6
AID6	30	10.5
AID7	250	3.3
AID8	700	2.2
AID9	900	1.1
AID10	1000	0.8
AID11	700	1.9
AID12	300	4.9
ALT1	10	1.5
ALT2	90	0.6
ALT3	300	4.6
ALT4	400	2.6
Wall1	10	92.0
Wall2	30	71.0
Wall3	75	43.0
Wall4	150	19.0
Wall5	250	11.0
LAN1	20	115.0
LAN2	180	6.1
LAN3	350	3.7

Tab. 16: Nichtlineares gemischtes Modell für die mittlere NH₃-Konzentration nach Entfernung von intensiver Landwirtschaft

fixe Effekte	Schätzer	Konfidenzintervall
a_0	67.876	[2.406,133.346]
a_1	2.586	[0.902,4.270]
lrc	-4.284	[-4.417,-4.152]
zufällige Effekte: a_0		
AID	14.509	
ALT	0.985	
Wall	106.900	
LAN	149.111	
Standardabweichung	62.208	[31.020,124.752]
Standardabweichung der Residuen	2.833	

Die Schätzer für die fixen Effekte a_0 und a_1 haben ein weites Konfidenzintervall, d.h. sie sind sehr unpräzise. Beim Achsenabschnitt a_0 liegt dies am sehr unterschiedlichen Belastungsniveau in der Nähe der Emissionsquellen; dieser Streuung wird durch die Modellierung des Achsenabschnitts als zufälliger Effekt Rechnung getragen. Bei der Asymptote a_1 ist die relativ große Streuung vermutlich auf hohe NH₃-Konzentrationen im Transekt Wall zurückzuführen; die Datenbasis für die Modellierung der Asymptote ist jedoch abgesehen von der kleinen Stichprobengröße auch dadurch eingeschränkt, dass in Wall nur für Abstände bis 250 m Proben genommen wurden. Das Konfidenzintervall für die Abklingrate ist dagegen klein. Dem widerspricht nicht, dass im Transekt ALT der Verlauf ganz anders als bei den restlichen Standorten ist, insofern als hier nämlich überhaupt kein Zusammenhang zur Entfernung von der Quelle zu erkennen ist; dieser Besonderheit ist aber bereits durch den gruppenspezifischen Achsenabschnitt, der bei ALT extrem niedrig, und zwar niedriger als die Asymptote ist, Rechnung getragen.

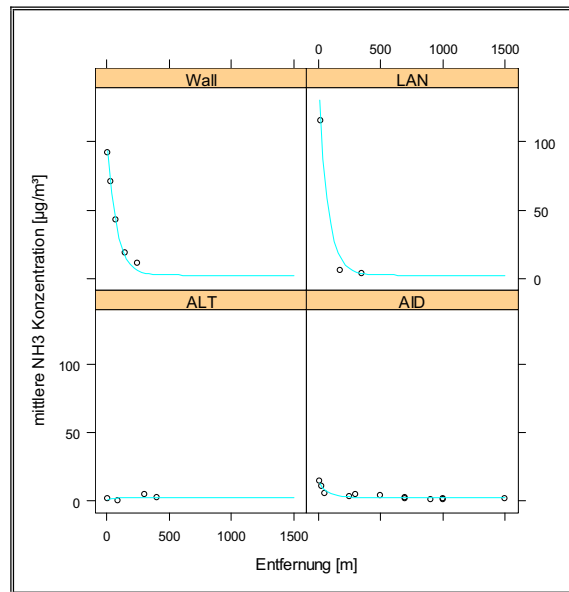


Abb. 69: Angepasste Kurven für die mittlere NH₃-Konzentration nach Entfernung von intensiver Landwirtschaft

5.6.4.2. Diffuse Quellen aus der Landwirtschaft

Zur Untersuchung des Einflusses der Landwirtschaft insgesamt auf die NH₃-Belastung wurden an 16 Standorten, die nicht in unmittelbarer Nähe größerer Straßen oder intensiver Landwirtschaft liegen, drei Indikatoren, „Entfernung zu extensiver Landwirtschaft“, „Entfernung zu intensiver Landwirtschaft“ und GV/ha (Gemeinde) erhoben.

Zusätzlich lagen noch Informationen über die Höhe über NN und den Bewuchs (prozentualer Anteil von Wald) sowie die Entfernung zur nächsten Autobahn vor. Als Response-Variable wurde die über einen längeren, allerdings nicht identischen Zeitraum gemittelten NH₃-Konzentration verwendet (Tab. 17).

Tab. 17: Daten zur NH₃-Konzentration nach verschiedenen Indikatoren für den Einfluss der Landwirtschaft (Lövlund et al., 2002)

Messpunkt	Höhe NN [m]	Bewuchs [% Wald]	Entfernung zu extensiver Landw. [m]	Entfernung zu intensiver Landw. [m]	Entfernung zur Autobahn [m]	GV	NH ₃ ge-mittelt [µg/m ³]
FF	612	20	2500	5000	230	0.2	1.60
GF	590	40	800	2000	3000	0.4	1.29
SH	645	20	300	900	4000	1.0	1.80
EU	660	10	2000	4000	3000	2.0	1.50
A4	615	0	99	3000	410	1.2	3.00
LS	610	0	10	300	3000	2.0	9.20
LB	605	10	200	600	4000	0.6	3.10
HF	800	10	10	1700	3000	1.5	2.20
KW	620	20	400	3000	5000	0.4	1.40
KK	820	30	1200	6000	6000	0.4	1.11
KA	1440	0	200	8000	8000	0.7	1.15
WE	820	0	10	1000	9100	0.4	1.60
HP1	988	0	300	500	5500	1.7	2.10
AID1	740	0	10	1500	5000	1.3	2.10
ALT4	845	0	10	400	2500	1.4	2.60
Bidingen	650	0	10	800	10000	1.9	6.40

Die Variable Bewuchs wurde nicht weiter verwendet, da alle Messpunkte nicht nennenswert von Wald umgeben waren.

Die Korrelationen der einzelnen Indikatoren untereinander betragen:

- Entfernung zu extensiver vs. Entfernung zu intensiver Landwirtschaft: $r=0.52$
- Entfernung zu extensiver Landwirtschaft vs. Großvieh-Einheiten pro Hektar: $r=-0.26$
- Entfernung zu intensiver Landwirtschaft vs. Großvieh-Einheiten pro Hektar: $r=-0.42$

5.6.5. Untersuchung des Einflusses der einzelnen Indikatoren in Kombination mit der Höhe

Zunächst wurden die drei Indikatoren einzeln nach ihrem Zusammenhang zur NH_3 -Belastung betrachtet (Abb. 70). Bei beiden Entfernungsindikatoren sind ein exponentielles Abklingen des Einflusses, bei den Großvieh-Einheiten ein positiver und ebenfalls nicht linearer Zusammenhang zu erkennen. Mit jeweils einem der Indikatoren als Einflussvariable wurden nichtlineare Regressionsmodelle angepasst. Die Höhe NN ist eine Kovariable mit bekanntem Einfluss; daher wurden die nichtlinearen Regressionen gruppenspezifisch für Messpunkte unter bzw. über 700 m gerechnet. Tab. 18 und Abb. 71 zeigen die Ergebnisse für den Indikator "Entfernung zu extensiver Landwirtschaft". Für Höhen unterhalb 700 m ist das NH_3 -Niveau insgesamt höher, was sich in größeren Schätzern für Achsenabschnitt und Asymptote niederschlägt, und die Abklingrate ist niedriger. Wegen der kleinen Gruppengrößen haben alle Schätzer ein relativ großes Konfidenzintervall.

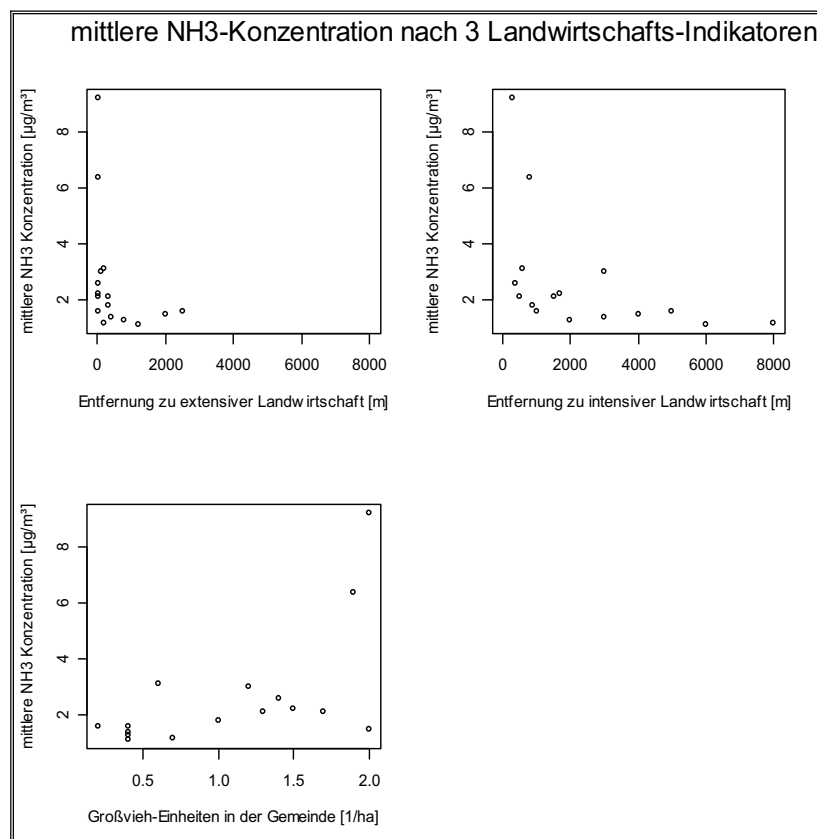


Abb. 70: Mittlere NH_3 -Konzentration in Abhängigkeit von den drei Landwirtschafts-Indikatoren

Tab. 18: Geschätzte Koeffizienten mit Konfidenzintervallen für die NH₃-Konzentration in Abhängigkeit von der Entfernung zu extensiver Landwirtschaft

Höhe ≤ 700 m	Schätzer	Konfidenzintervall
a ₀	8.59	[6.39,10.78]
a ₁	1.58	[0.49,2.66]
lrc	-4.37	[-5.39,-3.34]
Standardabweichung der Residuen	0.94	
Höhe > 700 m		
a ₀	2.12	[1.34,2.90]
a ₁	1.09	[-1.11,3.29]
lrc	-6.04	[-11.40,-0.68]
Standardabweichung der Residuen	0.53	

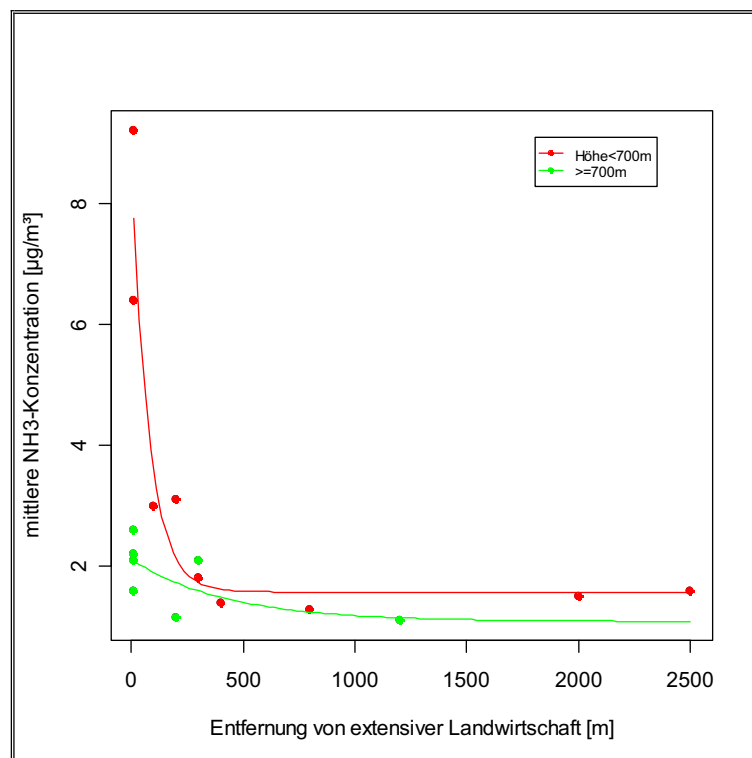


Abb. 71: Gemittelte NH₃-Konzentration nach Entfernung von extensiver Landwirtschaft, gruppiert nach Höhe über dem Meeresspiegel

Tab. 19 und Abb. 72 zeigen die Ergebnisse für den Indikator "Entfernung zu intensiver Landwirtschaft". Auch hier ergeben sich höhere Schätzer für Achsenabschnitt und Asymptote und eine größere Abklingrate in der Gruppe bis 700 m NN. Die Präzision der Schätzungen ist meist relativ schlecht. Insbesondere bei den Messpunkten unterhalb 700 m streuen die empirischen Beobachtungen stark um die angepasste Kurve.

Tab. 19: Geschätzte Koeffizienten mit Konfidenzintervallen für die NH₃-Konzentration in Abhängigkeit von der Entfernung zu intensiver Landwirtschaft

Höhe ≤ 700 m	Schätzer	Konfidenzintervall
a ₀	19.15	[-0.61,38.91]
a ₁	1.80	[0.25,3.35]
lrc	-5.83	[-6.86,-4.79]
Standardabweichung der Residuen	1.59	
Höhe > 700 m		
a ₀	2.43	[1.58,3.27]
a ₁	0.80	[-2.00,3.60]
lrc	-8.42	[-12.50,-4.35]
Standardabweichung der Residuen	0.35	

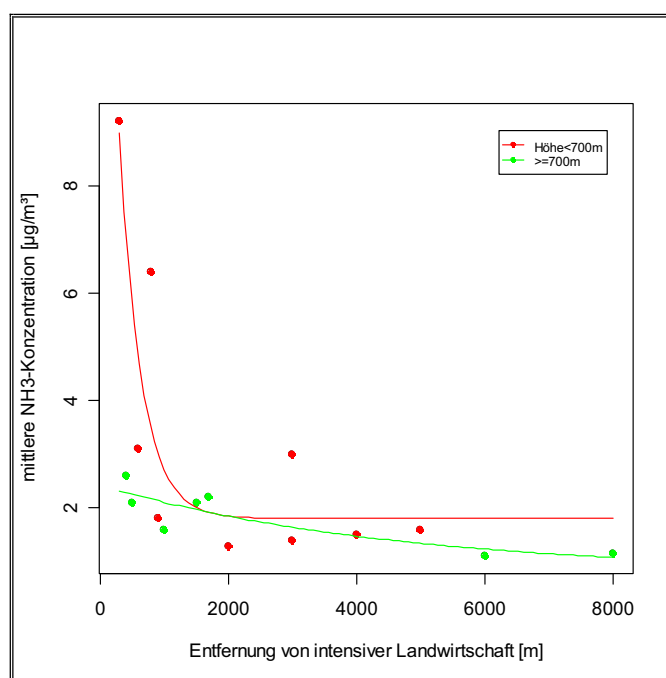


Abb. 72: Gemittelte NH₃-Konzentration nach Entfernung von intensiver Landwirtschaft, gruppiert nach Höhe über NN

Der Indikator Großvieh-Einheiten (GV) wurde umtransformiert in $(2 - GV)$. Damit bedeuten, wie bei den Entfernungs-Indikatoren, kleine Zahlen eine große Belastung. Da der größte vorkommende GV-Wert 2 ist, entspricht der größtmöglichen Belastung der Wert 0 auf der neuen Skala. Mit dieser neuen Variablen wurde eine nichtlineare Regression für exponentielles Abklingen gerechnet.

Tab. 20 und Abb. 73 zeigen die Ergebnisse für die Einflussvariable $(2 - GV)$. Für die Daten zur Höhe > 700 m konnte aus numerischen Gründen kein exponentiell abklingendes Modell angepasst werden. Hier wurde ein lineares Modell angepasst, das mit einem r^2 von 0.69 auch gut zu den beobachteten Werten passt.

Die drei Landwirtschafts-Indikatoren zeigen Ähnlichkeiten im Einfluss auf die NH₃-Konzentration. Mit wachsendem Abstand bzw. sinkender Großvieh-Dichte (GV) klingt die NH₃-Belastung ab, und zwar in Höhen unter 700 m ausgehend von einem höheren Anfangsniveau und mit einer stärkeren Abklingrate. Die Datenbasis ist jedoch für alle Vergleiche ziemlich klein, was sich in weiten Konfidenzintervallen für die geschätzten Parameter auswirkt.

Wegen der spärlichen Datenbasis ist es auch nicht möglich, gleichzeitig mehrere Indikatoren in einer nichtlinearen Regressionsgleichung zu berücksichtigen. Da die Indikatoren untereinander korreliert sind und sich ihre Einflüsse nicht voneinander abgrenzen lassen, werden alle Schätzungen noch unpräziser.

Tab. 20: Geschätzte Koeffizienten mit Konfidenzintervallen für die NH₃-Konzentration in Abhängigkeit von den Großvieh-Einheiten (GV) pro Hektar (unabhängige Variable: 2-GV)

Höhe ≤ 700 m	Schätzer	Konfidenzintervall
a ₀	5.77	[2.17,9.37]
a ₁	0.38	[-19.25,20.00]
lrc	-0.12	[-7.54,7.30]
Standardabweichung der Residuen	2.36	
Höhe > 700 m		
b ₀	2.65	[2.06,3.24]
b ₁	-0.86	[-1.42,-0.31]
Standardabweichung der Residuen	0.34	

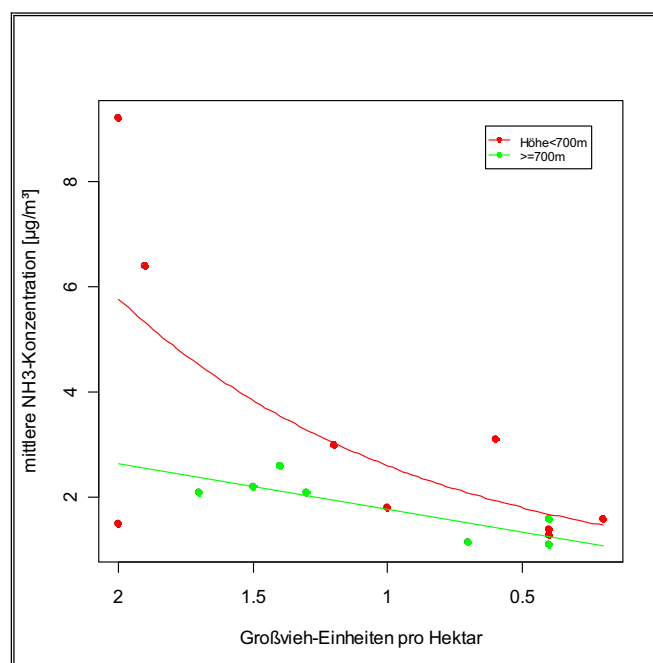


Abb. 73: gemittelte NH₃-Konzentration nach Großvieh-Einheiten pro Hektar (umgekehrte Skala), gruppiert nach Höhe über NN

5.6.6. Kombinierte Indikatoren: Erste Hauptkomponente als abgeleitete Einflussvariable

Um alle drei Indikatoren gleichzeitig zu berücksichtigen, ist es notwendig, aus ihnen eine abgeleitete Größe zu bilden, zum Beispiel durch eine gewichtete Summe. Hierzu eignet sich die erste Hauptkomponente. Die erste Hauptkomponente hat eine Standardabweichung von 1.34 (die Ausgangsvariablen sind zur Berechnung der ersten Hauptkomponenten auf Varianz 1 normiert worden) und erklärt 60.2% der Gesamtvarianz der drei Landwirtschafts-Indikatoren. Die Korrelationen mit den Ausgangsvariablen sind 0.77 für die Entfernung von extensiver Landwirtschaft, 0.86 für die Entfernung von intensiver Landwirtschaft und -0.69 für die Großvieh-Einheiten pro Hektar.

Die Umrechnungsvorschrift lautet:

$$1. \text{ Hauptkomponente} = 0.58 \times \text{Entfernung von extensiver Landwirtschaft} + 0.64 \times \text{Entfernung von intensiver Landwirtschaft} + -0.51 \times \text{Großvieh-Einheiten pro Hektar (GV)} \quad (\text{Formel 14})$$

In Abb. 74 und Tab. 21 sind die Ergebnisse von nichtlinearen Regressionen mit der ersten Hauptkomponente als unabhängige Variable, geschichtet nach der Höhe $NN \leq$ bzw. > 700 m dargestellt.

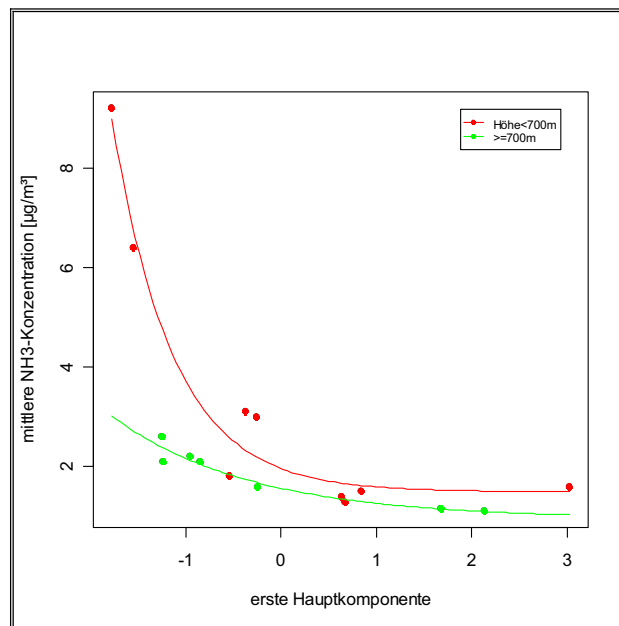


Abb. 74: Gemittelte NH_3 -Konzentration nach der ersten Hauptkomponente, gruppiert nach Höhe über dem Meeresspiegel

Tab. 21: Geschätzte Koeffizienten mit Konfidenzintervallen für die NH_3 -Konzentration in Abhängigkeit von der ersten Hauptkomponente

Höhe ≤ 700 m	Schätzer	Konfidenzintervall
a_0	1.96	[1.38,2.54]
a_1	1.50	[0.59,2.41]
lrc	0.45	[-0.19,1.09]
Standardabweichung der Residuen	0.61	
Höhe > 700 m		
a_0	1.57	[1.16,1.97]
a_1	0.96	[0.06,1.86]
lrc	-0.38	[-2.08,1.33]
Standardabweichung der Residuen	0.19	

Die Standardabweichung der Residuen ist in beiden Untergruppen kleiner – d.h. die Anpassung ist besser – als bei den Regressionen nach den Einzel-Indikatoren; auch die Konfidenzintervalle für die Parameterschätzer sind kürzer. Die erste Hauptkomponente ist daher eine vernünftige Zusammenfassung der "diffusen" landwirtschaftlichen Einflüsse. Wie schon bei den einzelnen Indikatoren sind für die Messpunkte unter 700 m Höhe NN das Ausgangsniveau und die Asymptote höher und die Abklingrate größer als für die höher gelegenen Punkte.

5.6.7. Saisonalität von Immission und Deposition

Der Vergleich der über 12 bis 36 Monate im Zeitraum 2002 bis 2004 gemittelten Konzentrationen von NH_3 ergibt einen deutlichen Jahresgang mit geringen Werten im Winter und höheren in den übrigen Jahreszeiten (Abb. 75). Je größer der Einfluss des Verkehrs ist, desto geringer sind infolge der ganzjährigen Ammoniakemissionen die Unterschiede im saisonalen Vergleich, wie aus den Ergebnissen für den Messpunkt Oo im Hofoldingener Forst hervorgeht. Bei fehlenden Quellen aus der Landwirtschaft (Beispiel: KK) werden die höchsten Konzentrationen im Sommer beobachtet. Bei Zunahme des Einflusses durch Emittenten aus der Landwirtschaft (LS), gerade durch Gülleausbringung, wird der Jahresgang ausgeprägter, wobei die höchsten Konzentrationen eher im Frühjahr und auch noch im Herbst zu beobachten sind.

Beim NO_2 verschieben sich infolge der höheren Emissionen aus dem Hausbrand die Maxima in die winterliche Jahreszeit (Abb. 76). Je stärker allerdings die Verkehrsemissionen sind, desto ausgeglichener ist der Jahresgang. Bei allen Messpunkten ist der Unterschied zwischen der Jahreszeit mit den höchsten und derjenigen mit den geringsten NO_2 -Konzentrationen geringer als beim Ammoniak. Die Ergebnisse finden ihre Bestätigung durch Messungen in der Schweiz (Schmitt et al., 2004).

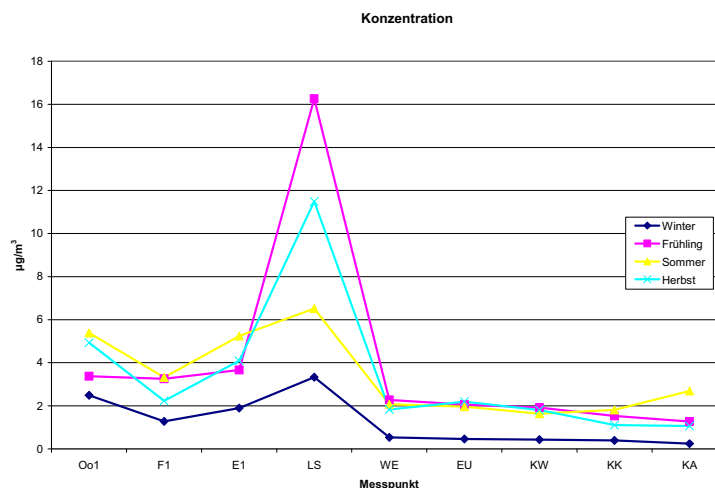


Abb. 75: Saisonaler Verlauf der NH_3 -Konzentrationen an ausgewählten Messpunkten

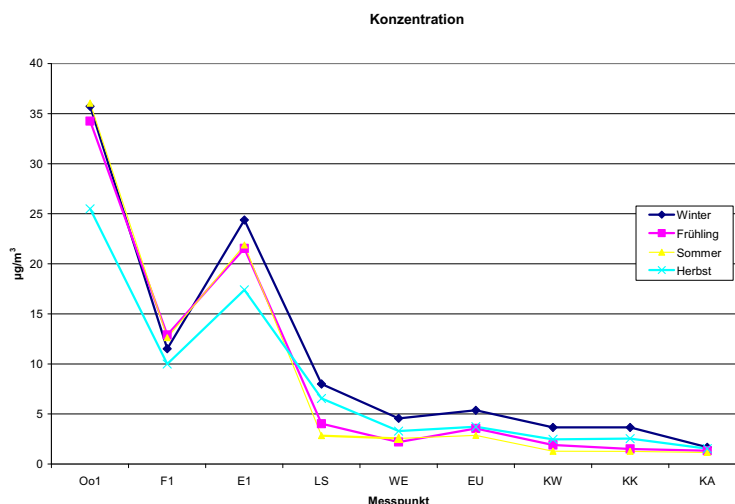


Abb. 76: Saisonaler Verlauf der NO₂-Konzentrationen an ausgewählten Messpunkten

Bei den Einträgen wird der Jahresgang durch die jahreszeitlichen Verteilungen der Niederschläge und der Konzentrationen im Niederschlag bestimmt. Der Ammoniumeintrag ist, soweit es sich nicht um quellennahe Standorte handelt, an den mittleren regionalen Immissionsverhältnissen, die überwiegend durch Emissionen aus der Landwirtschaft geprägt sind, orientiert. Dadurch ergibt sich ein markanter Jahresgang mit Minimum im Winter und höheren Werten im Frühjahr und Sommer. Obwohl beim Eintrag von Nitrat-Stickstoff im Winter zwar der Effekt der geringeren Niederschläge durch höhere Emissionen von NO₂ abgemildert wird, ergeben sich noch deutliche Unterschiede zwischen den Jahreszeiten.

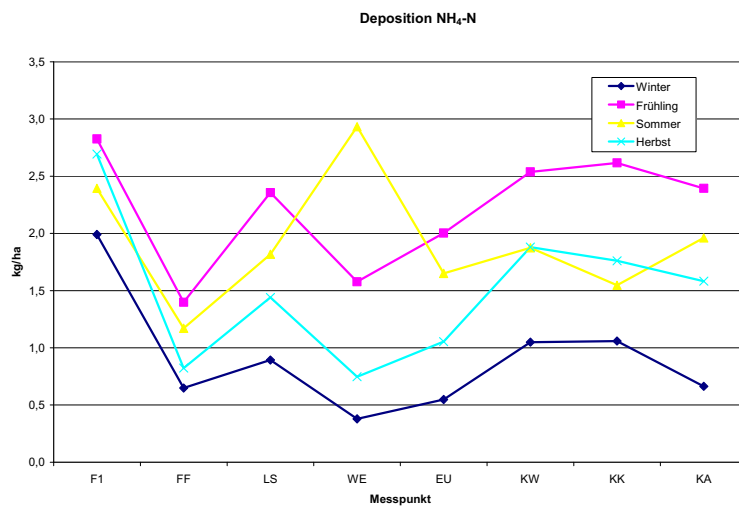


Abb. 77: Saisonaler Verlauf der NH₄-N-Deposition an ausgewählten Messpunkten

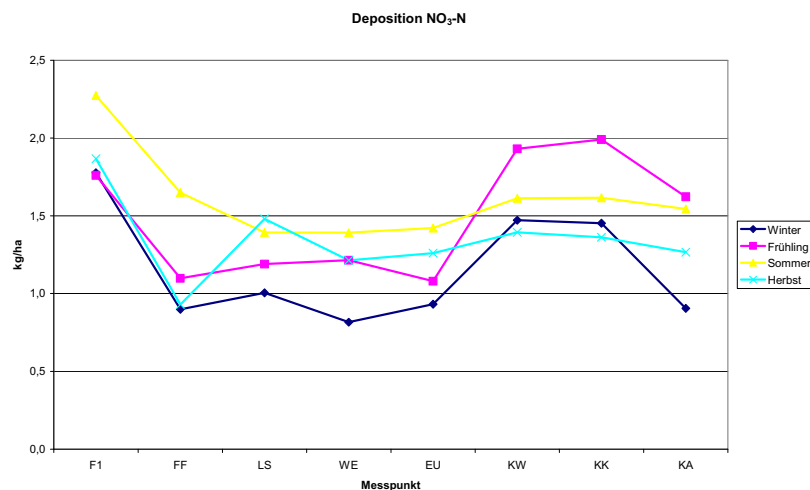


Abb. 78: Verlauf der NO₃-N-Deposition an ausgewählten Messpunkten

5.6.8. Diskussion

Unter Einbeziehung weiterer Ergebnisse aus früheren von der GSF durchgeführten Passivsammlermessungen (Kirchner et al., 1999; Kirchner et al., 2001) konnte die bestehende Datenbasis für eine eingehende statistische Auswertung verbreitert werden. Hinsichtlich der Modellierung des Rückgangs der Konzentrationen in Abhängigkeit von der Entfernung zur jeweiligen Quelle wurde eine abklingende exponentielle Funktion gewählt. Im Seitenbereich von Autobahnen nehmen sowohl NH_3 als auch NO_2 deutlich ab; die im Hofoldinger Forst gefundenen Ergebnisse geben Hinweise darauf, dass infolge der höheren Depositionsgeschwindigkeit Ammoniak schneller abklingt als Stickstoffdioxid; Messungen in Schottland (Cape et al., 2004) führten zu vergleichbaren Ergebnissen. Vor dem Hintergrund der mittleren Windverhältnisse in Mitteleuropa erfolgt der Transport in die Bestände östlich einer Autobahn weiter als nach Westen. Auf Grund der größeren Filterwirkung von Wäldern ist hier die Abnahme stärker als über Grünland. Infolge der unterschiedlichen Lage der Messstationen und den unterschiedlichen örtlichen Bedingungen (z.B. Bewuchs) am Rand von 8 Verkehrsachsen konnte kein Nachweis für den Einfluss der Verkehrsdichte erbracht werden.

Cape et al. (2004) fanden eine Beziehung für die verkehrsbedingte Zunahme der NH_3 -Konzentration ΔC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) unmittelbar an Straßenrändern mit wenig Bewuchs:

$$\Delta C = 1 \cdot 10^{-4} \mu\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{Anzahl Fahrzeuge/Tag} \quad (\text{Formel 15})$$

In erster Näherung scheint dies auch für Antdorf (A1) und die Messpunkte in München und Salzburg zu gelten, obwohl der Vergleich mit der schottischen Studie (höhere Windgeschwindigkeiten) und den unterschiedlichen Entfernungen vom Straßenrand (3-40 m) schwierig ist. Die genannte Beziehung überschätzt darüber hinaus die Konzentrationen entlang von Autobahnschneisen, wie die Messungen u.a. bei Fischbach (N1), wo täglich 122000 Fahrzeuge passieren (Abb. 63). Auf Grund der komplexen Bildungsverhältnisse unter Beteiligung von Ozon ist eine ähnliche Beziehung für NO_2 schwierig (Cape et al., 2004). Detaillierte Untersuchungen unter Einbeziehung von Bewuchs, Fahrzeugdichte und Zusammensetzung der Fahrzeugflotte wären hier wünschenswert (Kirchner et al. 2005).

Bei landwirtschaftlichen Emittenten findet ein entsprechender Abfall ebenfalls statt. Der statistische Zusammenhang zwischen NH_3 -Konzentration und Abstand zum Emissionsort ist bei Punktquellen der intensiven Landwirtschaft (Tierfarm) enger als bei Flächenquellen (Weideflächen). Ein eher loser Zusammenhang ergibt sich mit der auf die jeweilige Gemeinde bezogenen mittleren Anzahl der Großvieheinheiten (GV).

Die Art der Quelle und die sich in Abhängigkeit von der Oberflächenbenetzung ändernden Depositionsbedingungen wirken sich auf die Saisonalität der Konzentrationen von NH_3 und NO_2 aus (Pryor et al., 2001). Während bei der Ammoniak-Immission und der Deposition von Ammonium und Nitrat im Freiland (BD) im Winter die Minima auftreten, erreichen die NO_2 -Konzentrationen auf Grund der zusätzlichen Emissionen aus Hausbrand in dieser Jahreszeit an allen Messpunkten die Höchstwerte.