



Bayerisches Landesamt für  
Umwelt



# Ammoniak-Immissionsmessungen in Bayern 2006 – 2012



luft





Bayerisches Landesamt für  
Umwelt



# Ammoniak-Immissionsmessungen in Bayern 2006 - 2012

## Impressum

Ammoniak-Immissionsmessungen in Bayern 2006 - 2012

Herausgeber:

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)

Bürgermeister-Ulrich-Straße 160

86179 Augsburg

Tel.: 0821 9071-0

Fax: 0821 9071-5556

E-Mail: [poststelle@lfu.bayern.de](mailto:poststelle@lfu.bayern.de)

Internet: [www.lfu.bayern.de](http://www.lfu.bayern.de)

Bearbeitung/Text/Konzept:

LfU: Ref.

21: Dr. N. Sedlmaier, B. Djeradi, G. Winkler

24: Dr. H. Ott, K. Nitzinger, R. Lobmaier

16: Dr. J. Köhler, H. Binniker, M. Krapp

72: Dr. J. Diemer

Redaktion:

LfU, Referat 21

Bildnachweis:

Bayerisches Landesamt für Umwelt

Stand:

Februar 2014

Diese Druckschrift wurde mit großer Sorgfalt zusammengestellt. Eine Gewähr für die Richtigkeit und Vollständigkeit kann dennoch nicht übernommen werden. Sofern in dieser Druckschrift auf Internetangebote Dritter hingewiesen wird, sind wir für deren Inhalte nicht verantwortlich.

---

## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Zusammenfassung</b>	<b>5</b>
<b>2</b>	<b>Einleitung</b>	<b>9</b>
<b>3</b>	<b>Methodisches</b>	<b>11</b>
3.1	Messprinzip	11
3.1.1	Entwicklung eines Passivsammlers zur Ammoniakbestimmung in Außenluft	11
3.1.2	Qualitätssicherung	12
3.2	Messorte	12
3.2.1	Messorte im Überblick	13
3.3	Standorteinteilung nach Gebietsprägung	15
3.4	Zeitraum der Messungen	15
3.5	Auswertung	15
3.5.1	Jahresverläufe, Saison- und Jahresmittelwerte	15
3.5.2	Boxplots	16
<b>4</b>	<b>Ergebnisse</b>	<b>17</b>
4.1	Jahresmittelwerte für die einzelnen Messorte	17
4.2	Vergleich der Jahresmittel mit UBA-Daten:	20
4.3	Jahresgänge an ausgewählten Messorten	22
4.4	Vergleich der Jahresmittel im gesamten Messzeitraum	24
4.4.1	Messorte in Stallnähe	24
4.4.2	Messorte in ländlich geprägten Gebieten	25
4.4.3	Messorte in naturnahen Gebieten	26
4.4.4	Messorte an verkehrsbelasteten Standorten und an Stadt- bzw. Ortsrandgebieten	27
4.5	Boxplots aus Saisonmittelwerten	28
<b>5</b>	<b>Diskussion der Ergebnisse und Ausblick</b>	<b>30</b>
<b>6</b>	<b>Literatur</b>	<b>34</b>
<b>7</b>	<b>Anhang</b>	<b>35</b>
7.1	Jahresverläufe und Jahresmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen	35
7.1.1	Jahresverläufe der Ammoniak-Konzentrationen für Messorte in Stallnähe	35

7.1.2	Jahresverläufe der Ammoniak-Konzentrationen für Messorte in landwirtschaftlich geprägten Gebieten	42
7.1.3	Jahresverläufe der Ammoniak-Konzentrationen für Messorte in naturnahen Gebieten	49
7.1.4	Jahresverläufe der Ammoniak-Konzentrationen für Messorte in stark verkehrsbelasteten Gebieten im Vergleich zum Stadt- bzw. Ortsrand	55
7.1.5	Jahresverläufe der Ammoniak-Konzentrationen für Messorte in innerstädtischen Bereichen	62
7.2	Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen in den einzelnen Messjahren	64
7.2.1	Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen für Messorte in Stallnähe	64
7.2.2	Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen für Messorte in landwirtschaftlich geprägten Gebieten	69
7.2.3	Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen für Messorte in naturnahen Gebieten	76
7.2.4	Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen für Messorte an stark verkehrsbelasteten Standorten im Vergleich zu Stadt- bzw. Ortsrandgebieten	81
7.2.5	Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen für Messorte im Innenstadtbereich	87
7.3	Beschreibung der Messorte	90
7.3.1	Messorte in Stallnähe	90
7.3.2	Messorte in Feldnähe	93
7.3.3	Messorte im ländlichen Bereich	96
7.3.4	Messorte im naturnahen Bereich	97
7.3.5	Verkehrsnaher Messorte	101
7.3.6	Messorte im Innenstadtbereich	102
7.3.7	Messorte am Stadt- bzw. Ortsrand	106
7.4	Saisonmittelwerte für die einzelnen Messorte	108

# 1 Zusammenfassung

## Ammoniakmessungen in Bayern – 2006-2012

Seit Inkrafttreten der TA Luft 2002 ist nach Nr. 4.8 bei einem Vorhaben zu prüfen, ob der Schutz vor erheblichen Nachteilen durch Schädigung empfindlicher Pflanzen und Ökosysteme durch die Einwirkung von Ammoniak gewährleistet ist. Hierbei ist insbesondere die Vorbelastung mit zu berücksichtigen, zu der aber für Bayern nur wenige Erkenntnisse vorlagen. Daher führte das Bayerische Landesamt für Umwelt (LfU) von 2006 bis 2012 Messungen zur Ermittlung der tatsächlichen Immissionskonzentrationen an Ammoniak an ausgewählten Standorten des Lufthygienischen Landesüberwachungssystems Bayern (LÜB) und des Depositionsmessnetzes mit Hilfe von Passivsammlern durch. Die Standorte für die Messungen lagen in

- naturnahen,
- landwirtschaftlich geprägten (Feld- oder Grünlandwirtschaft, z. T. mit Tierhaltung),
- verkehrsbeeinflussten (mit hohem Verkehrsaufkommen) und
- städtischen Gebieten (Stadt- bzw. Ortsrand).

### Ergebnisse:

In Tab. 1 sind die Bandbreiten der standortbezogenen Jahresmittelwerte für die einzelnen Gebietskategorien sowie die dazugehörigen Mittelwerte über den gesamten Messzeitraum wiedergegeben.

Tab. 1: Bandbreiten der ermittelten Jahresmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen an den verschiedenen Messorten

Zuordnung verschiedener Standorte nach Gebietsprägung	Ammoniak-Konzentration Jahresmittelwerte		Mittelwert über den Messzeitraum 2006 – 2012 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]
	Minimum [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	Maximum [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	
stallnah	3,5	18,1	8,3
feldnah	2,2	9,4	4,6
ländlich	1,1	4,3	2,3
naturnah	0,5	3,0	1,5
verkehrsnah	5,4	10,9	8,0
Innenstadt	2,9	4,9	4,0
Stadt- bzw. Ortsrand	2,1	4,6	3,2

Die größten Schwankungen treten erwartungsgemäß im direkten Nahbereich von Emittenten, d.h. stall- und verkehrsnah, auf. Die Höhe der Konzentrationen an den verschiedenen Einzelstandorten ist bestimmt durch die Emissionsfracht, den Abstand des Messortes zum Emittenten und den jeweiligen meteorologischen Verhältnissen zum Messzeitpunkt.

Im Nahbereich von Emittenten lassen sich daher nur kleinräumige Aussagen über die Belastungen machen. Sie stehen im direkten Zusammenhang mit den benachbarten Anlagen oder dem Verkehrsaufkommen. Je nach Emissionshöhe und Meteorologie werden die Konzentrationen rasch verdünnt und sind meist nach ein paar Hundert Metern bereits wieder auf Hintergrundniveau (s. Messorte in Andechs ADRO1/2/3 in Tab. 4).

Jahresmittel der einzelnen Standorte (Tabelle 4) weichen dagegen kaum vom mehrjährigen Mittelwert ab. In den ländlich, feldnahen und naturnahen Gebieten ist höchstens ein leicht abnehmender oder gleichbleibender Trend über den gesamten Messzeitraum zu erkennen. Eine Ausnahme bildet hier

einmal Andechs 1, was jedoch durch Emissionsminderungen (Tierplatzreduzierung) an der nahen Legehennenanlage zu erklären ist. Der an den verkehrsbelasteten Messorten zu beobachtende abnehmende Trend der Jahresmittelwerte ist vermutlich der Abnahme von Kraftfahrzeugen mit Benzinmotor, Umstellung auf Dieselmotoren und Verbesserung der Katalysatoren von Benzinfahrzeugen zuzuschreiben. Durch zu weit gehende Reduzierung von Stickstoffoxiden in 3-Wege-Katalysatoren können Benzinmotoren nicht unerheblich Ammoniak emittieren.

Bei den **Monatsmittelwerten** ist an beiden verkehrsnahen Standorten der Unterschied über das Jahr am geringsten, da die relativ kontinuierlichen Emissionen des Straßenverkehrs den Verlauf maßgeblich bestimmen. An allen anderen Messorten sind die saisonalen Schwankungen und besonders der Rückgang der Konzentration über den Winter deutlicher zu erkennen. Dies dürfte hauptsächlich durch die düngereifen Zeiten von November bis Februar, sowie die niedrigen Durchschnittstemperaturen bestimmt sein. Bei niedrigen Temperaturen bildet sich vermehrt partikuläres Ammoniumnitrat bzw. Ammoniumsulfat, welches dann als relativ stabiler Inhaltsstoff von Feinstaub u.a. in den Ferntransport geht und zu einer großflächigen Verteilung beiträgt.

**Naturnahe Gebiete** geben eine Aussage über eine großflächige Hintergrundbelastung ohne direkten Emittenteneinfluss und liegen für Bayern im Mittel zwischen **kleiner 1 und 2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$** .

Am **Stadtrand bzw. Innenstadtbereich** steigen die Konzentrationen hauptsächlich durch zusätzliche Emissionen aus dem Verkehr und z.T. auch durch den Transport von nahgelegenen landwirtschaftlichen Emittenten **auf 3 - 4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$**  an. An **stark verkehrsbelasteten** Straßen sind je nach Verkehrsaufkommen auch Jahreswerte von **5 – 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$**  messbar.

Während im **ländlichen Raum** mit nur kleinen Stallanlagen die Jahresdurchschnittswerte bei **2 - 3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$**  liegen, steigen diese in **Feldnähe** durch jahreszeitliche Spitzen aufgrund von Düngetätigkeiten deutlich auf **3 - 7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$**  an.

Ein abnehmender Trend lässt sich bei naturnahen Standorten nur vage vermuten. Um hier signifikant fallende Tendenzen zu erkennen, sind die Schwankungen nicht ausgeprägt genug. Trotzdem könnten sich emissionsmindernde Maßnahmen auch etwas auf die Immission ausgewirkt haben. Um hier genaue Tendenzen zu erkennen, ist eine Fortführung der Messungen notwendig. Eindeutige abnehmende Tendenz zeigen dagegen die verkehrsdominierten Standorte.

**Vergleich mit UBA-Daten:**

Ein Vergleich der vom LfU gemessenen Ammoniak-Jahresmittelwerte mit den vom UBA berechneten Vorbelastungsdaten (Ergebnisse aus BMU/UBA 3707 64 200 "MAPESI" Projekt, Daten-DVD, Stand Dezember 2010) für die Jahre 2006 und 2007 zeigte eine relativ gute Übereinstimmung der Werte an den feldnahen und ländlich geprägten Standorten sowie den Stadt- bzw. Ortsrandbereichen (s. Tab. 2). Ausnahmen bilden hier lediglich kleinräumig wenig belastete Standorte, die inmitten von viehdichten Regionen liegen, z. B. Innenstadt Kempten (KEWE). Messorte, die im direkten Nahbereich von Emittenten (Verkehr/Stallanlagen) lagen, werden durch die UBA-Modellierung nicht punktgenau abgebildet (Datenraster 1x1 km<sup>2</sup>) und daher i. d. R. unterschätzt. Naturnahe, emittentenferne Standorte werden durch die UBA-Werte dagegen überschätzt. Ob die UBA-Daten im Genehmigungsverfahren von z. B. Tierhaltungsanlagen in kleinräumig wenig belasteten Bereichen inmitten von viehdichten Regionen herangezogen werden können, ist von Fall zu Fall zu prüfen. Im Nahbereich um den Emittenten ist eine Ermittlung der Vorbelastung i. d. R. erforderlich.

Tab. 2: Gegenüberstellung der vom UBA sowie dem LfU ermittelten Jahresmittelwerte für die Ammoniak-Konzentrationen 2006 und 2007

Gebietsprägung	Messort °	Jahresmittelwerte Ammoniak-Konzentrationen UBA [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]		Jahresmittelwerte Ammoniak-Konzentrationen LfU [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	
		2006	2007	2006	2007
stallnah	ADRO 1	3,3	2,9	18,1 (-*)	17,9 (2,6*)
	Lautrach 1	7,2	6,7	13,2	11,5
	Kaisheim	4,7	4,2	3,5	3,7
	Reith	6,7	5,9	4,7	6,1
	Kolbermoor	5,0	4,8	-	8,6
feldnah	Bidingen	6,1	5,7	7,1	6,3
	Neusling	5,5	4,9	4,6	4,7
	Seligenstadt	3,2	2,8	2,9	3,0
	Eining	3,4	3,0	3,9	3,5
ländlich	Söllitz	2,5	2,2	3,0	3,3
	TBAL	3,0	2,6	1,6	2,0
	NASE	1,9	1,6	2,6	2,2
naturnah	Niederhofen	3,7	3,3	2,0	2,2
	Grassau	4,0	3,9	2,9	2,4
	Bannwaldsee	3,7	3,6	1,9	1,7
	Kulmbach	2,6	2,3	2,0	2,0
verkehrsnah	MÜLA	2,7	2,3	10,9	10,3
	AUKÖ	3,7	3,2	7,5	7,2
Innenstadt	NUBA	1,9	1,6	4,0	3,7
	WBKA	2,4	2,2	3,4	3,3
	KEWE	6,3	6,1	2,9	3,2
Stadt. bzw. Ortsrand	AUBÜ	3,6	3,1	3,2	3,0
	MESP	4,9	4,4	4,6	3,6

° Abkürzungserläuterungen siehe Seite 13

\* Jahresmittel aus Mittelwert der beiden 700 m bzw. 300 m vom Stall entfernten Messstellen 2 und 3 am Messort Andechs

Insgesamt zeigt der Vergleich, dass die UBA-Modellierung zur Feststellung einer großräumigen Hintergrundbelastung durchaus heran gezogen werden kann. Kleinräumige Konzentrationsprofile im direkten Nahbereich von Emittenten werden mit den UBA-Daten jedoch nicht abgebildet.

**Ausblick:**

Zur Verfolgung der Auswirkungen der Emissionshöchstmengen-Regelung der 39. BImSchV und emissionsbegrenzender Maßnahmen werden die Ammoniakmessungen vom LfU auch in 2013/2014 weiter geführt. Inwieweit sich emissionsmindernde Maßnahmen großräumig auswirken, lässt sich dabei insbesondere durch den langfristigen Trend für naturnahe und emittentenferne Gebiete einschätzen. Aussagen über den Rückgang von Konzentrationsspitzen erfordern dagegen weiterhin die Beobachtung von Standorten in der Nähe von Emittenten wie z. B. Tierhaltungsanlagen, landwirtschaftlich genutzten Flächen und Verkehrsknotenpunkten.

Ein signifikanter Rückgang der Immissionswerte erfordert primär eine deutliche Emissionsreduzierung. Allein in der Landwirtschaft hat sich die Emissionsbelastung [Thünen-Report 2013] in den letzten Jahren nur marginal nach unten bewegt (2006: 102,7 kt/a; 2012: 99,3 kt/a). Hier müssen weitere Minderungsmaßnahmen erfolgen. Verringerungen von Ammoniakverlusten bei der Düngerausbringung durch unverzügliche Einarbeitung und nährstoffangepasste Düngenzeiten, sowie die Abdeckung von Güllelagern zählen zu den effizientesten Minderungsmaßnahmen. Aber auch bei geführten Punktquellen mit hohen ganzjährigen Ammoniakfrachten ist es wichtig, den emittierten Stickstoff gezielt zurückzugewinnen und in den Düngkreislauf zurückzuführen. So werden Emissionen nicht großflächig auf stickstoffempfindliche Gebiete verteilt und energieintensiv hergestellter Mineraldünger kann u. U. eingespart werden. Dies ist auch im Hinblick auf die in den letzten Jahren stark steigende Anzahl von Biogasanlagen in Bayern wichtig.

Von zunehmender Bedeutung wird bei der Ammoniakreduzierung auch die Betrachtung des gesamten Stickstoffkreislaufes sein. Hier gilt es die regionalen Kreislaufsysteme durch N-Importe, wie z.B. Tierfutter in Form von Soja, und insbesondere durch regionale Zunahmen der Tierplatzdichten nicht zu überfrachten.

## 2 Einleitung

Der Stickstoffeintrag ist in den letzten Jahren international zunehmend in den Blickpunkt von Emissionsminderungsmaßnahmen gerückt. Seit dem starken Rückgang der  $\text{SO}_2$ -Emissionen tragen die Stickstoffdepositionen aus der Luft erheblich zur Versauerung und Eutrophierung von Ökosystemen bei [1].

Die Richtlinie 2001/81/EG vom 23.10.2001 (NEC-Richtlinie, umgesetzt in der 39. BImSchV vom 02.08.2010) legt nationale Emissionshöchstmengen u. a. für Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) fest, die nach dem Jahre 2010 nicht mehr überschritten werden dürfen.

Diese Beschränkung soll v. a. die aus dem Ammoniak entstehenden Ammoniumsalze begrenzen, die Ökosysteme und Gewässer durch Versauerung und Nährstoffanreicherung belasten.

In der Richtlinie über die Luftqualität und saubere Luft für Europa (EU-Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EC) nennt die Europäische Kommission ihre thematische Strategie zur Bekämpfung der Luftverschmutzung. In Deutschland erfolgt die Umsetzung der Strategie mit der 39. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes.

Wurde das Ziel der NEC-Richtlinie für 2010 nach Informationen des Umweltbundesamtes aus dem Jahr 2012 mit einer Gesamtemission an Ammoniak von rund 548 kt/a erreicht, so wurden im Jahr 2011 allein aus der Landwirtschaft 529 kt/a im Vergleich zu 513 kt/a in 2010 emittiert [2][3].

Nach aktuellen Berechnungen des UNECE/CLRTAP Luft Emissionsinventar vom Februar 2013 gelangten im Jahr 2010 552 Kilotonnen der gasförmigen Stickstoffverbindung in die Umwelt, im Jahr 2011 waren es sogar insgesamt 563 Kilotonnen. Danach wird der Zielwert der NEC-Richtlinie sowohl 2010 als auch 2011 nach wie vor überschritten [3][4].

Der überwiegende Teil der Emissionen von Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) stammt aus der landwirtschaftlichen Intensivtierhaltung und entsteht bei der Zersetzung der tierischen Exkrememente. Aktuelle Schätzungen gehen davon aus, dass ca. 95 % der  $\text{NH}_3$ -Emissionen in Deutschland der Landwirtschaft, davon 80% der Tierhaltung, zuzurechnen sind. Die restlichen 5 % stammen aus dem Straßenverkehr durch Emissionen der mit Katalysator ausgestatteten Benzinmotoren, der Industrie sowie aus natürlichen Quellen (Zersetzung von organischem Material) [1].

Bei den Auswirkungen auf die Umwelt ist weniger die direkte Schädigung von Ammoniak ausschlaggebend, als vielmehr die durch das Ammoniak und der daraus entstehenden Ammoniumsalze verursachte Stickstofffracht. Diese belastet Ökosysteme und Gewässer durch Versauerung und Nährstoffanreicherung.

Die sekundär aus dem Ammoniak gebildeten Ammoniumsalze (hauptsächlich Ammoniumnitrat und -sulfat) tragen überdies wesentlich zur Feinstaubbelastung der Luft bei [4][5].

Um die aus relevanten Quellen entstehenden Stickstoffdepositionen für große Tierhaltungsanlagen beurteilen zu können, wurde durch die Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz ein Leitfadens zur „Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen“ erarbeitet. Danach werden die örtlichen Stickstoffdepositionen, die sich aus den Hintergrundwerten, den Vorbelastungen durch bestehende Anlagen sowie der Zusatzbelastung durch eine geplante Anlage zusammensetzen, mit den Critical Load-Werten des betreffenden Biotoptyps verglichen.

Die Berechnungen des im Rahmen vom Umweltbundesamt (UBA) geförderten Forschungs- und Entwicklungs-Vorhabens „Nationale Umsetzung der UNECE Luftreinhaltkonvention (Wirkungen)“ zur Erstellung eines flächendeckenden Datensatzes zur Nass-, Trocken- und Feucht-Deposition sowie der daraus ermittelten Gesamtdosition kommen zu dem Ergebnis, dass die Werte für kritische

Stickstoffeinträge (Critical Loads) durch die Stickstoffgesamtdeposition in vielen Regionen in Bayern bereits überschritten sind.

Um die regionalen Hintergrundbelastungen durch Ammoniumdepositionen zu ermitteln, errechnete das Umweltbundesamt (UBA) aus dem Ammoniak-Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft Ammoniak-Emissionsdichten für die Tierhaltung. Dabei wurde in der Vergangenheit festgestellt, dass die für das Land Bayern resultierenden Hintergrundbelastungen für die Ammoniak-Konzentrationen zu hoch angesetzt waren. Seit Mai 2011 steht nun ein aktualisierter Hintergrunddatensatz auf der Grundlage der 2007 ermittelten Stickstoffdepositionen zur Verfügung.

Bei diesen Berechnungen wurden die Ammoniak-Emissionen über die Tierplatzzahlen des jeweiligen Landkreises berechnet und die Gesamtemissionen über dessen landwirtschaftliche Fläche entsprechend der jeweiligen Landnutzung gleichmäßig verteilt. Hohe Vorbelastungen im Umkreis von größeren Tierhaltungsanlagen spiegeln sich deshalb bei einer für den UBA-Datensatz verwendeten Emissionsrastergröße auf Landkreisfläche und bei einer immissionsseitigen Auflösung von  $1 * 1 \text{ km}^2$  i. d. R. nicht wieder.

Insbesondere die Bewertung der trockenen Deposition im Umfeld von Tierhaltungsanlagen erfordert die genaue Kenntnis der Lage der Emissionsquellen.

Die trockene Deposition stellt im Nahbereich einer Emissionsquelle den maßgeblichen Teil der Gesamtdeposition dar [6]. Bei einer gleichmäßigen Verteilung über die landwirtschaftlichen Nutzflächen der einzelnen Landkreise werden die tatsächlichen Vorbelastungen an Ammoniak im Umfeld eines konkreten Standortes nicht wieder gegeben, da sich Einzelelementen nicht abbilden.

Die gemessenen Ammoniak-Konzentrationen dienen neben den Stickstoffdepositions-Messungen aus den Niederschlägen als Grundlage zur Ermittlung der tatsächlichen Belastung mit Stickstoffkomponenten. Das LfU führt seit 2006 deshalb an ausgewählten Standorten des Landesüberwachungssystems Bayern (LÜB) und des Depositionsmessnetzes Dauerbeobachtungen durch.

Dabei sollen die tatsächlichen Ammoniak-Konzentrationen an verschiedenen Standorten unterschiedlicher Gebietsprägung aufgezeichnet und die Entwicklungen im Jahresverlauf der betreffenden Messjahre dargestellt werden. Die Ergebnisse der Messungen können schließlich zur Aktualisierung und Verbesserung der Emissionsinventare dienen.

### 3 Methodisches

Zur Erfassung des gasförmigen Ammoniaks, das als Bestandteil der trockenen Deposition nicht vollständig in Bulk-Regensammlern enthalten ist, sind andere Messverfahren notwendig. Neben dem kontinuierlichen aktiven Verfahren, das sehr aufwändig, betreuungsintensiv und teuer ist, eignet sich das passive Messverfahren. Dies wurde in einem vom Bayerischen Staatministerium für Umwelt und Gesundheit (StMUG) geförderten großangelegten Projekt herausgestellt („Erfassung von Ammoniak mit Passivsammlern - Materialien 152“).

Die sogenannten Passivsammler sind einfach im Aufbau, in der Anwendung, Analyse und Auswertung. Dadurch ist ihr Einsatz bevorzugt bei der flächenbezogenen Verteilung von Schadstoffen sinnvoll, wo mehr oder weniger die Hintergrundbelastung unterschiedlicher Standorte beurteilt werden soll.

#### 3.1 Messprinzip

Die Bestimmung von Ammoniak in der Außenluft erfolgt mit Hilfe von Passivsammlern (d.h. Diffusionsammlern), die aus einem Tubus, in dem sich ein geeignetes Sorbens (z. B. mit Phosphorsäure getränkter Quarzfaserfilter) befindet, und einer Turbulenzbarriere bestehen. Die Menge an Ammoniak, die pro Zeiteinheit die Diffusionsstrecke zwischen Turbulenzbarriere und Sorbens überwindet, ist abhängig von der Außenluftkonzentration sowie von einigen Variablen (z. B. Sammlergeometrie, Diffusionskoeffizient), die während der Probenahme als konstant anzunehmen sind. Nach der Exposition wird das Sorbens eluiert und das Eluat ionenchromatographisch auf Ammonium untersucht. Aus der dabei analysierten Absolutmenge lässt sich über Diffusionsgesetze die mittlere Ammoniakkonzentration im Sammelzeitraum berechnen. Die Veränderung der Sammlergeometrie durch die Verwendung einer Turbulenzbarriere kann durch einen Korrekturfaktor berücksichtigt werden, der durch Vergleichsmessungen mit einem anderen Verfahren ermittelt werden muss.

##### 3.1.1 Entwicklung eines Passivsammlers zur Ammoniakbestimmung in Außenluft

Im Rahmen des vorliegenden Projektes wurde ab 2006 vom LfU ein eigener Passivsammler (Typ FERM) entwickelt und Vorversuche und Vergleichsmessungen mit den am Markt erhältlichen Passivsammlern (Typ RADIELLO, Typ IVL-FERM) durchgeführt.

Dieser Passivsammler entspricht dem in der Richtlinie VDI 3869 Blatt 4 [7] beschriebenen Typ „FERM“ und ist in Abbildung 1 skizziert. Die Passivsammler werden mit vorgefertigten Sammelgehäusen für jede Messserie im LfU-Labor zusammengesetzt. Als Sorbens wird Phosphorsäure eingesetzt, die als ethanolische Lösung aufgetragen wird. Die Analytik von Ammonium erfolgt ionenchromatographisch gemäß DIN EN ISO 14911.

Dieser LfU-Ammoniak-Passivsammler nach FERM wird seit dem Jahr 2007 in den LfU-Messnetzen eingesetzt. Der Kalibrationsfaktor des Sammlers wurde durch Parallelmessungen mit dem RADIELLO-Sammler an mehreren Messorten ermittelt. Die Bestimmungsgrenze für Ammoniak in Außenluft beträgt bei einem Expositionszeitraum von mindestens 14 Tagen etwa  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

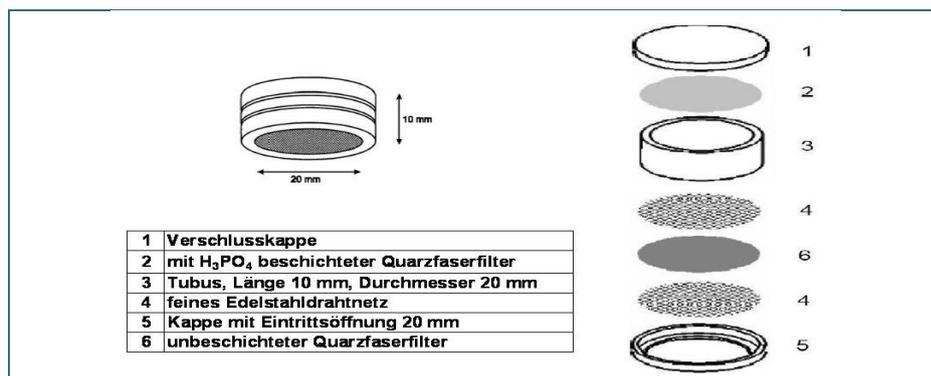


Abb. 1:  
Aufbau der am LfU  
verwendeten  $\text{NH}_3$ -  
Passivsammler

### 3.1.2 Qualitätssicherung

Beim Einsatz der Passivsammler werden grundsätzlich Doppelbestimmungen durchgeführt, d.h. die Ammoniakkonzentration wird typischerweise als Mittelwert der Ergebnisse zweier baugleicher Sammler berechnet. Zur Überprüfung des Gesamtverfahrens werden mit jeder Serie Passivsammler zwei Sammler als Blindwerte hergestellt, zwischenzeitlich im Labor aufbewahrt und zusammen mit den exponierten Sammlern eluiert und ionenchromatographisch gemessen. Die hierbei ermittelten Blindwerte werden von den Ergebnissen der exponierten Passivsammler subtrahiert.

Die Eignung der Passivsammler zur Bestimmung von Ammoniak in der Außenluft wurde durch Teilnahme an mehreren Vergleichsmessungen verschiedener Laboratorien und Landesumweltbehörden bestätigt. Diese Vergleichsmessungen wurden 2008-2009 vom LUBW (Messort Bruchsal Schleicherhof), 2011-2012 vom LfU Bayern (Messort Augsburg Königsplatz) und 2012-2013 vom LANUV NRW (Messort Borken) organisiert und ermöglichten den Teilnehmern, ihre Messmethode sowie den Kalibrationsfaktor der eingesetzten Sammler zu validieren. Die vom LfU eingesetzten Passivsammler nach FERM bewegten sich bei den Vergleichsmessungen bezüglich ihrer Reproduzierbarkeit und der aus den Ringversuchsergebnissen ermittelten erweiterten Messunsicherheit von  $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  im vorderen Drittel der teilnehmenden Laboratorien.

## 3.2 Messorte

An die Messorte sind folgende Anforderungen zu stellen:

- freie Anströmbarkeit
- ausreichender Abstand zur Vegetation, um eine Beeinflussung der Ammoniakgehalte in der Anströmluft zu vermeiden
- gute Erreichbarkeit

Einige Messorte wurden aufgrund örtlicher Veränderungen oder aus praktischen Erwägungen im Laufe des gesamten Messzeitraums an anderer Stelle nahe der ursprünglichen Messorte eingerichtet, wobei sie unter der gleichen Bezeichnung mit einem Nummern-Zusatz weitergeführt wurden. Die Anzahl der Messorte wurde von anfänglich 29 auf 25 im Jahre 2007 und schließlich 15 in den Jahren 2008 und 2009 reduziert. 2007 wurden drei weitere stallnahe Messorte eingerichtet, während ein naturnaher Messort, vier verkehrsnahen Standorte sowie zwei Messorte im Stadtrandbereich aufgelassen wurden. Wegen der relativ geringen Schwankung der Jahresmittelwerte wurden 2008 fünf Messorte in landwirtschaftlich geprägten Gebieten, zwei Messorte in naturnahen Bereichen, sieben Messstellen in Verkehrsnähe sowie ein Messort in Ortsrandlage abgebaut.

Der Messort Lautrach wurde im Jahr 2008 von einem Standort direkt an einer Hofstelle weiter entfernt verlegt, da der Landwirt die Fläche für seinen betrieblichen Ausbau benötigte.

2011 wurden vier weitere Messorte in das Programm aufgenommen und zwar der Messort Aschheim in einem ländlich geprägten Bereich, Messort München Englischer Garten, der von der Charakteristik her eher einer innerstädtischen Lage entspricht, sowie die Messorte Möhrendorf und Weibersbrunn in naturnahen Gebieten. Der Messort Kulmbach, der seit 2008 nicht mehr beprobt wurde, wurde im Jahr 2011 wieder reaktiviert. Ab 2011 werden also insgesamt 20 Messorte beprobt.

Eine Übersicht aller beprobten Messorte sowie der jeweiligen Messzeiträume gibt die nachfolgende Abb. 2 sowie Tab. 3. Die Messorte werden in Kap. 7.3 näher beschrieben. Die Messstationen des Lufthygienischen Landesüberwachungssystems Bayern (LÜB) werden ausführlich auch im Internet unter <http://www.lfu.bayern.de/luft/immissionsmessungen/dokumentation/index.htm> beschrieben.

### 3.2.1 Messorte im Überblick

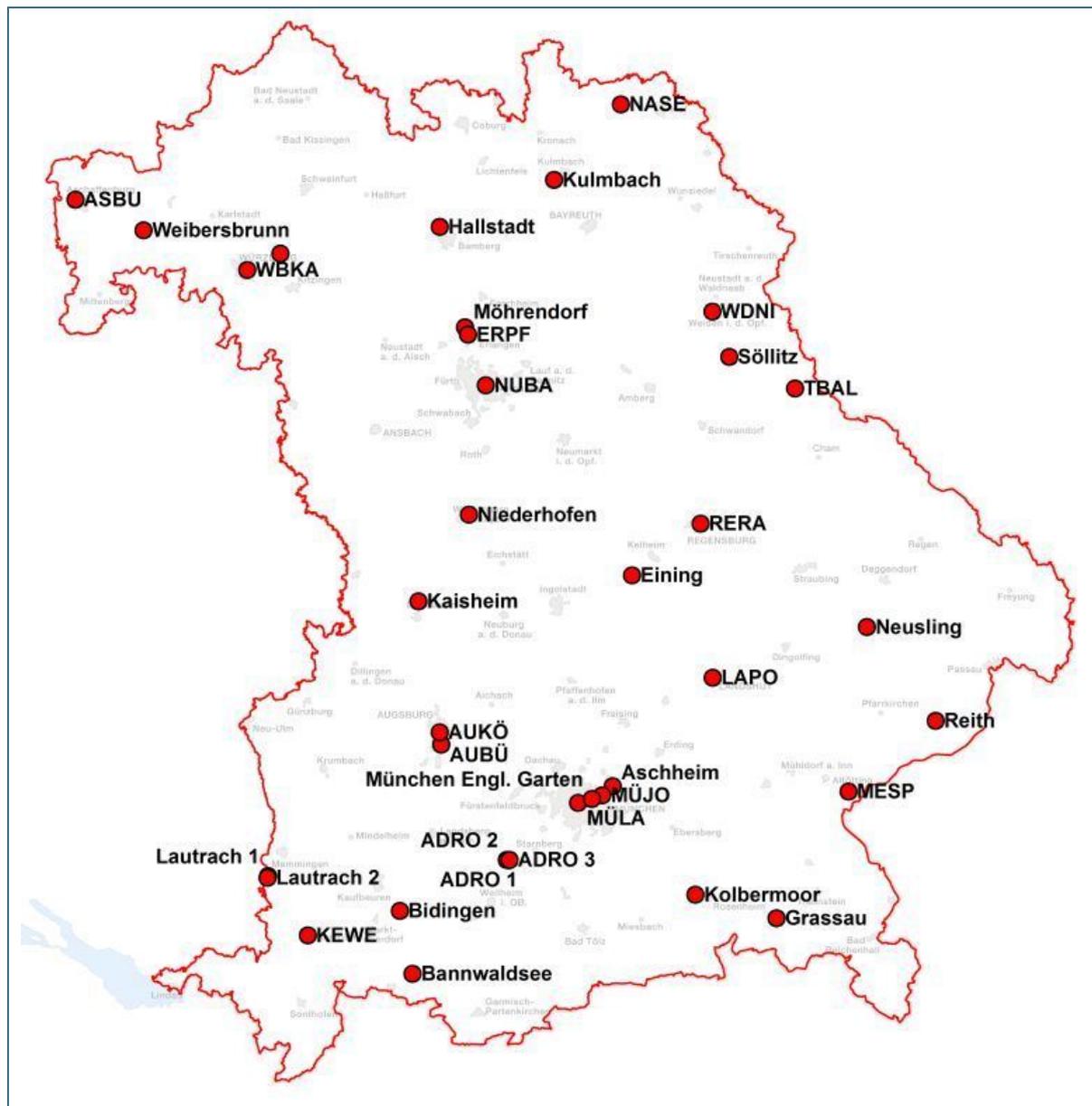


Abb. 2 Messorte für Ammoniak-Konzentrationsmessungen im Überblick

#### **Legende:**

ADRO = Andechs Rothenfeld

AUBÜ = Augsburg LfU

ERPF = Erlangen Pfarrstraße

LAPO = Landshut Podewilsstraße

MÜJO = München Johanneskirchen

NUBA = Nürnberg Bahnhof

RERA = Regensburg Rathaus

WBKA = Würzburg Kardinal -Faulhaber-Platz

ASBU = Aschaffenburg Bussardweg

AUKÖ = Augsburg Königsplatz

KEWE = Kempten Westendstraße

MESP = Mehring Sportplatz

MÜLA = München Landshuter Allee

NASE = Naila Selbitzer Berg

TBAL = Tiefenbach Altenschneeberg

Tab. 3: beprobte Messorte im Messzeitraum 2006 - 2012

Gebietsprägung	Ortsname	Landkreis	Anzahl vollständige Messjahre	Messjahre
Stallnähe	Andechs 1	STA	7	2006 - 2012
	Lautrach 1	MN	2	2006 - 2007
	Kaisheim	DON	2	2006 - 2007
	Reith	PA	2	2006 - 2007
	Kolbermoor	RO	1	2007
Feldnähe	Bidingen	OAL	7	2006 - 2012
	Neusling	DEG	2	2006 - 2007
	Seligenstadt	WÜ	2	2006 - 2007
	Eining	NEA	7	2006 - 2012
	Lautrach 2	MN	5	2008-2012
ländlich	Andechs 2	STA	6	2007 - 2012
	Andechs 3	STA	6	2007 - 2012
	Söllitz	SAW	7	2006 - 2012
	Tiefenbach	LA	7	2006 - 2012
	Naila	HO	7	2006 - 2012
	Aschheim	M	2	2011 - 2012
naturnah	Niederhofen	WUG	7	2006 - 2012
	Grassau	TS	7	2006 - 2012
	Bannwaldsee	OAL	7	2006 - 2012
	Kulmbach	KU	2 2	2006 - 2007 2011 - 2012
	Hallstadt	BA	1	2006
	Möhrendorf	ERH	2	2011 - 2012
	Weibersbrunn	AB	2	2011 - 2012
verkehrsnahe	München Landshuter Allee	M	7	2006 - 2012
	Augsburg Königsplatz	A	7	2006 - 2012
Innenstadt	Regensburg	R	1	2006
	Weiden	WEN	1	2006
	Erlangen	ER	1	2006
	Nürnberg	N	2	2006 - 2007
	Würzburg	WÜ	2	2006 - 2007
	Landshut	LA	1	2006
	Kempten	KE	2	2006 - 2007
	München Engl. Garten	M	2	2011- 2012
Stadt- bzw. Ortsrand	Augsburg LfU	A	7	2006 - 2012
	Aschaffenburg	AB	1	2006
	München Johanneskirchen	M	1	2006
	Mehring	AÖ	2	2006 - 2007

### 3.3 Standorteinteilung nach Gebietsprägung

Bei der Auswahl der Messorte wurden sowohl emittentenferne, naturnahe Standorte bzw. Naturschutzgebiete, als auch landwirtschaftlich – durch Feld- oder Stallwirtschaft geprägte Gebiete, verkehrsnah Standorte sowie Innenstadtbereiche und Stadt- bzw. Ortsrandlagen berücksichtigt.

### 3.4 Zeitraum der Messungen

Seit 1980 misst das LfU an den immissionsökologischen Depositionsmess- und Dauerbeobachtungsstationen (DBS) den Anteil der Stickstoffimmissionen, der über die nasse Deposition in Form von Ammonium ausgerechnet wird, mittels Bulk-Regensammlern [8]. Nach bisherigen Untersuchungen ist dies jedoch nur ein geringer Teil der Gesamtimmissionen an Stickstoff. Ammoniak ist ein Bestandteil der trockenen Deposition (sedimentierbarer Anteil), der nur zu einem geringen Anteil bei der Bulk-Sammlung erfasst wird.

Das Bayerische Landesamt für Umwelt betreibt seit 1974 das Lufthygienische Landesüberwachungssystem Bayern (LÜB) mit derzeit über 50 Messstationen. Sie liegen straßennah in Innenstädten, in Stadtrandzonen und Industriegebieten. Messstationen in ländlichen Bereichen zur Erfassung der großräumigen Hintergrundbelastung und an sehr stark verkehrsbelasteten Innenstadtstraßen mit "schluchtartiger" Randbebauung (sog. hot spots) runden das Messnetz ab.

Zur Erfassung der Ammoniak-Immissionen werden durch das Bayerische Landesamt für Umwelt (LfU) seit 2006 an ausgewählten LÜB-Stationen sowie an den Depositionsmess- und Dauerbeobachtungsstationen Passivsammler-Messungen durchgeführt. Erstmals wurden die Messorte im Januar 2006 beprobt. Seither wurde an 12 Standorten durchgehend gemessen.

Die vollständigen Messjahre jedes Standortes sind in der Tabelle 3, Spalte 4 aufgeführt.

### 3.5 Auswertung

#### 3.5.1 Jahresverläufe, Saison- und Jahresmittelwerte

Bei den Beprobungen wurden die Passivsammler in den Jahren 2006 – 2010 jeweils 14 Tage, ab 2011 jeweils 4 Wochen lang an den jeweiligen Messorten exponiert. Aus den einzelnen Jahresverläufen wurden schließlich die Saison- und Jahresmittelwerte ermittelt. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Messwerte in den Diagrammen am Probenahmedatum aufgetragen wurden. Der jeweilige Messwert gibt also die Ammoniak-Konzentration wieder, die in der Zeitspanne von der letzten bis zur aktuellen Probenahme gesammelt wurde (s. u.).

Die Messungen erfolgten als Doppelbestimmung unter Abzug des ermittelten Blindwertes (s. auch Nr. 3.1.2). Bei der Auswertung der Jahresverläufe wurden alle Werte in der tatsächlich ermittelten Höhe berücksichtigt. Messwertausfälle sind als Lücken im Kurvenverlauf dargestellt.

Für die Berechnung der Mittelwerte (Jahresmittel, Saisonmittel) wurden die Ausreißer (s. u.) nicht berücksichtigt. Mittelwerte, die die halbe Nachweisgrenze unterschritten, wurden mit „< 0,5 µg/m<sup>3</sup>“ angegeben. Das Signifikanzniveau beträgt bei allen dargestellten Trendfunktionen  $\alpha = 0,05$ .

Zur Berechnung der Jahresmittelwerte wurden die Messwerte berücksichtigt, die in dem betreffenden Jahr ermittelt wurden. D. h. dass die Messwerte für die Probenahmen, die zwar noch im alten Jahr begonnen, jedoch über den Jahreswechsel hinaus genommen wurden, dem neuen Jahr zugerechnet wurden.

Für die Berechnung der Saisonmittelwerte wurden folgende Zeiträume ausgewertet:

- Winter      *Probenahme im:* Dezember des Vorjahres, Januar, Februar  
*Messzeitraum ca.:* Mitte November bis Mitte Februar
- Frühling    *Probenahme im:* März, April, Mai  
*Messzeitraum ca.:* Mitte Februar bis Mitte Mai
- Sommer    *Probenahme im:* Juni, Juli, August  
*Messzeitraum ca.:* Mitte Mai bis Mitte August
- Herbst      *Probenahme im:* September, Oktober, November  
*Messzeitraum ca.:* Mitte August bis Mitte November

Die Saisonmittelwerte wurden je nach Gebietsprägung für den gesamten Messzeitraum in Boxplots zusammengefasst. Saisonmittelwerte der einzelnen Messjahre befinden sich als Diagramme im Anhang.

Monatsmittelwerte wurden aufgrund der Überschneidungen der Messzeiträume an den LÜB- und DBS-Stationen nicht ermittelt. Vielmehr sind mit Hilfe von Diagrammen aus den tatsächlichen Messwerten die Jahresverläufe für die einzelnen Messorte nach Messjahren getrennt aufbereitet und im Anhang zusammen gestellt.

### 3.5.2 Boxplots

Für verschiedene Gebietsprägungen wurden die Saisonmittelwerte auch als Boxplots dargestellt. Darin sind die niedrigsten und höchsten Werte – bereinigt von den „Ausreißern“ - sowie die 25er, 50er (Median) und 75er Perzentile berücksichtigt, d.h. unterhalb und oberhalb der Box liegen jeweils 25% der Messwerte. Der Median (mittlere Markierung in der Box) gibt den Wert wieder, den 50% der Messwerte erreicht haben, also  $\leq$  dieses Wertes sind. Die Markierungen außerhalb der Box geben die Schwankungsbreiten der Messwerte wieder.

Als Ausreißer werden Messwerte bezeichnet, die um mehr als das 1,5-fache des Quartilabstandes außerhalb des Quantilabstandes ( $Q_{75} - Q_{25}$ ) liegen.

Ausgewertet wurden hiermit die Saisonmittelwerte für die unterschiedlichen Bereiche.

## 4 Ergebnisse

### 4.1 Jahresmittelwerte für die einzelnen Messorte

Tab. 4: Ermittelte Jahresmittelwerte an den verschiedenen Messorten

Gebiets- prägung	Ortsname	Jahresmittel [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]							
		2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	mehrfährig
Stall nah	Andechs 1	18,1	17,9	13,5	9,0	6,0	7,2	8,0	<b>11,4</b>
	Lautrach 1	13,2	11,5	-	-	-	-	-	<b>12,4</b>
	Kaisheim	3,5	3,7	-	-	-	-	-	<b>3,6</b>
	Reith	4,7	6,1	-	-	-	-	-	<b>5,4</b>
	Kolbermoor	-	8,6	-	-	-	-	-	<b>8,6</b>
feldnah	Bidingen	7,1	6,3	6,1	9,4	4,3	5,5	5,0	<b>6,2</b>
	Neusling	4,6	4,7	-	-	-	-	-	<b>4,7</b>
	Seligenstadt	2,9	3,0	-	-	-	-	-	<b>3,0</b>
	Eining	3,9	3,5	2,9	3,1	2,2	2,7	2,8	<b>3,0</b>
	Lautrach 2	-	-	4,9	6,1	6,5	8,0	5,5	<b>6,2</b>
ländlich	Andechs 2	-	2,6	2,2	1,8	1,5	1,6	2,0	<b>2,0</b>
	Andechs 3	-	3,1	2,4	2,0	1,4	1,6	1,6	<b>2,0</b>
	Söllitz	3,0	3,3	3,0	4,3	2,8	-	-	<b>3,3</b>
	Tiefenbach	1,6	2,0	1,6	1,6	1,1	1,1	1,3	<b>1,5</b>
	Naila	2,6	2,2	2,0	1,6	1,9	1,9	2,0	<b>2,0</b>
	Aschheim	-	-	-	-	-	3,1	2,6	<b>2,8</b>
naturnah	Niederhofen	2,0	2,2	2,0	3,0	1,7	2,0	2,1	<b>2,1</b>
	Grassau	2,9	2,4	2,2	2,4	1,5	2,0	1,8	<b>2,2</b>
	Bannwaldsee	1,9	1,7	1,2	2,1	0,9	1,0	1,2	<b>1,4</b>
	Kulmbach	2,0	2,0	-	-	-	1,6	1,5	<b>1,8</b>
	Hallstadt	1,6	-	-	-	-	-	-	<b>1,6</b>
	Möhrendorf	-	-	-	-	-	1,0	1,2	<b>1,1</b>
	Weibersbrunn	-	-	-	-	-	0,5	0,6	<b>0,6</b>
verkehrs- nah	München Landshuter Allee	10,9	10,3	10,4	9,0	7,6	8,2	7,4	<b>9,1</b>
	Augsburg Königsplatz	7,5	7,2	7,2	6,6	5,6	5,4	-	<b>6,6</b>
Innenstadt	Regensburg	4,9	-	-	-	-	-	-	<b>4,9</b>
	Weiden	3,9	-	-	-	-	-	-	-
	Erlangen	4,9	-	-	-	-	-	-	-
	Nürnberg	4,0	3,7	-	-	-	-	-	<b>3,9</b>
	Würzburg	3,4	3,3	-	-	-	-	-	<b>3,4</b>
	Landshut	4,7	-	-	-	-	-	-	-
	Kempten	2,9	3,2	-	-	-	-	-	<b>3,3</b>
	München Engl. Garten	-	-	-	-	-	2,9	2,8	<b>2,9</b>
Stadt- bzw. Ortsrand	Augsburg LfU	3,2	3,0	2,6	2,5	2,0	2,6	2,7	<b>2,7</b>
	Aschaffenburg	2,1	-	-	-	-	-	-	-
	München Johanniskirchen	3,5	-	-	-	-	-	-	-
	Mehring	4,6	3,6	-	-	-	-	-	<b>4,1</b>

Tab. 5: Bandbreiten der ermittelten Jahresmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen an den verschiedenen Messorten

Zuordnung verschiedener Standorte nach Gebietsprägung	Ammoniak-Konzentration Jahresmittelwerte		Mittelwert über den Messzeitraum 2006 – 2012 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]
	Minimum [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	Maximum [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	
stallnah	3,5	18,1	8,3
feldnah	2,2	9,4	4,6
ländlich	1,1	4,3	2,3
naturnah	0,5	3,0	1,5
verkehrsnahe	5,4	10,9	8,0
Innenstadt	2,9	4,9	4,0
Stadt- bzw. Ortsrand	2,1	4,6	3,2

Die gemessenen Jahresmittelwerte für die Hintergrundkonzentration lagen in **naturnahen Gebieten** bei  $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Dabei schwankten sowohl die Jahresverläufe als auch die Mittelwerte über den Messzeitraum von 2006 - 2012 in relativ engen Bereichen. Es traten in geringem Maße jahreszeitliche Schwankungen auf, die im Zusammenhang mit Düngetätigkeiten im weiteren Umfeld zu sehen sind bzw. großräumigen Schwankungen folgen, die der jeweiligen Wetterlage zuzuordnen sind. Der niedrigste Jahresmittelwert wurde in diesen Gebieten mit  $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , entsprechend der halben Nachweisgrenze, die höchsten Werte mit bis zu  $3,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$  gemessen. Über den Messzeitraum von 2006 – 2012 ist an den Messorten, die langfristig beprobt wurden, ein gleichbleibender (Niederhofen) bzw. leicht abfallender Trend (Grassau - signifikant, Bannwaldsee nicht signifikant) zu erkennen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass hier die „Ausreißer“ nicht in die Berechnung einbezogen wurden (s. Nrn. 3.5.1 und 3.5.2).

In den durch **landwirtschaftliche Feld- bzw. Weidenutzung** geprägten Bereichen betragen die Jahresmittel zwischen  $1,1$  bis maximal  $9,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und lagen damit deutlich höher als in den naturnahen Bereichen. Hier werden aufgrund der Düngetätigkeit auf allen von Feldern umgebenen Messstationen ausgeprägte jahreszeitliche Schwankungen deutlich (insbesondere Bidingen). Über den Messzeitraum von 2006 - 2012 konnte an den Messorten Bidingen, Naila (beide nicht signifikant), Eining und Tiefenbach (beide signifikant) insgesamt ein leichter Abfall verzeichnet werden, der jedoch im Rahmen der Nachweisgrenze liegt. An den Messorten Andechs 2 und Lautrach 2 (bei beiden nicht signifikant) ist über den jeweiligen Messzeitraum ein mehr oder weniger ausgeprägter Anstieg erkennbar. An den Messorten Söllitz und Andechs 3 ist der Trend gleichbleibend.

Die höchsten Ammoniak-Immissionen und die stärksten jahreszeitlichen Schwankungen wurden erwartungsgemäß in der **unmittelbaren Nähe von Stallanlagen** ermittelt. Hier wurden Jahresmittelwerte zwischen  $3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Kaisheim) und  $18,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Andechs 1) Ammoniak ermittelt. Am Messort Andechs 1 war dabei von 2006 – 2010 ein deutlicher Rückgang der Werte feststellbar. Ab 2011 stiegen die Jahresmittel in Andechs 1 wieder leicht an.

Die Verringerung der Jahresmittel ist offensichtlich auf eine Reduzierung der Tierplätze sowie die vorgenommenen Verbesserungen der Stalltechnik bzgl. Lüftung und des Exkrementmanagements während des Messzeitraums zurück zu führen.

Im Vergleich des Messortes Andechs 1 zu den Messstellen Andechs 2 und 3 wird deutlich erkennbar, dass die Ammoniak-Konzentrationen mit zunehmendem Abstand zum Emittenten rasch zurück gehen.

Auch am Messort Lautrach 1 sinken die Jahresmittel von 2006 – 2007 erkennbar ab. Im Jahr 2008 wurde die Messstelle (Lautrach 2) um ca. 400 m versetzt und ist seitdem dem feldnah/ländlichen Bereich zuzuordnen.

Auch in direkter Nachbarschaft zu Stallanlagen lässt sich i. d. R. ein jahreszeitlicher Verlauf mit höheren Werten in den wärmeren Monaten erkennen.

An **verkehrsbelasteten Messorten** wurden Jahresmittelwerte zwischen  $5,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Augsburg Königsplatz) und  $10,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (München Landshuter Allee) gemessen. Dieses Ergebnis zeigt deutlich, dass auch der Straßenverkehr zur Ammoniakbelastung beiträgt (3-Wege-Katalysator) und emittentennah sogar Größenordnungen wie in stallnahen Bereichen aufweisen kann. Die jahreszeitlichen Schwankungen der Werte sind wegen der im Jahresverlauf relativ konstanten Verkehrsstärken weniger ausgeprägt. Insgesamt ist über den Messzeitraum 2006 - 2012 ein deutlich abfallender Trend in der Höhe der Werte zu verzeichnen, der vermutlich auf die verbesserte Katalysatortechnik in den letzten Jahren zurück zu führen ist. Evtl. könnte auch eine Veränderung der Flottenzusammensetzung (mehr Dieselfahrzeuge) diesen Trend unterstützt haben.

Im **innerstädtischen Bereich** lagen die Ammoniak-Messwerte zwischen  $2,9$  und  $4,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und blieben an den jeweiligen Messorten (Würzburg, Nürnberg, Kempten) über den Messzeitraum (2006 und 2007) annähernd gleich.

Die Jahresmittel der Ammoniak-Konzentrationen im **Stadt- bzw. Ortsrandbereich** wiesen nur geringe Schwankungsbreiten von  $2,0$  bis  $4,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  auf. Es lässt sich nicht erkennen, ob die Jahresverläufe eher von den Straßenverkehrsemissionen oder den Emissionen aus der Landwirtschaft im näheren Umfeld beeinflusst wurden.

Zur Auswertung wurden auch für einzelne Messorte, für die meteorologische Daten vorlagen, die ermittelten Jahresmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen mit den in dem jeweiligen Jahr aufgetretenen Temperaturverläufen und durchschnittlichen Windgeschwindigkeiten verglichen.

Der Vergleich mit den vorhandenen meteorologischen Daten lässt erkennen, dass großräumig zumindest ein gewisser Zusammenhang zwischen den Temperaturverläufen, den Windgeschwindigkeiten und der Höhe der gemessenen Ammoniak-Konzentrationen besteht. Es wird aber auch deutlich, dass diese Parameter nicht die einzige Einflussquelle sein können. Insgesamt überwiegen i.d.R. die Einflüsse im Nahbereich.

Weiterhin war es schwierig Konzentrationsspitzen im Jahresverlauf oder bei den Jahresmittelwerten an Hand der vorliegenden Daten zu erklären, da (kapazitätsbedingt) nur wenige Änderungen oder Besonderheiten an den Messorten während der Messzeiträume dokumentiert werden konnten.

## 4.2 Vergleich der Jahresmittel mit UBA-Daten

Der im Auftrag des UBA erstellte (und alle ca. 4 Jahre zu aktualisierende) nationale Datensatz zur Stickstoffgesamtdeposition (<http://www.uba.de/uba-info-medien/4137html/>) wurde zuletzt 2011 aktualisiert mit der Datengrundlage von 2007. Dabei wurden auch die davorliegenden Datensätze überarbeitet, so dass für 2006 und 2007 nun Jahresmittelwerte des UBA zur Verfügung stehen, die direkt mit den aus den vorliegenden Messungen berechneten Jahresmittelwerten des LfU verglichen werden konnten.

In der nachfolgenden Tabelle sind die vom UBA ermittelten Jahresmittelwerte von 2006 und 2007 für die Ammoniak-Konzentration den vom LfU gemessenen Werten gegenüber gestellt.

Tab. 6: Gegenüberstellung der vom UBA sowie dem LfU ermittelten Jahresmittelwerte für die Ammoniak-Konzentrationen 2006 und 2007

Gebietsprägung	Messort °	Jahresmittelwerte Ammoniak-Konzentrationen UBA [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]		Jahresmittelwerte Ammoniak-Konzentrationen LfU [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	
		2006	2007	2006	2007
stallnah	ADRO	3,3	2,9	18,1 (-*)	17,9 (2,6*)
	Lautrach 1	7,2	6,7	13,2	11,5
	Kaisheim	4,7	4,2	3,5	3,7
	Reith	6,7	5,9	4,7	6,1
	Kolbermoor	5,0	4,8	-	8,6
feldnah	Bidingen	6,1	5,7	7,1	6,3
	Neusling	5,5	4,9	4,6	4,7
	Seligenstadt	3,2	2,8	2,9	3,0
	Eining	3,4	3,0	3,9	3,5
ländlich	Söllitz	2,5	2,2	3,0	3,3
	TBAL	3,0	2,6	1,6	2,0
	NASE	1,9	1,6	2,6	2,2
naturnah	Niederhofen	3,7	3,3	2,0	2,2
	Grassau	4,0	3,9	2,9	2,4
	Bannwaldsee	3,7	3,6	1,9	1,7
	Kulmbach	2,6	2,3	2,0	2,0
verkehrsnahe	MÜLA	2,7	2,3	10,9	10,3
	AUKÖ	3,7	3,2	7,5	7,2
Innenstadt	NUBA	1,9	1,6	4,0	3,7
	WBKA	2,4	2,2	3,4	3,3
	KEWE	6,3	6,1	2,9	3,2
Stadt. bzw. Ortsrand	AUBÜ	3,6	3,1	3,2	3,0
	MESP	4,9	4,4	4,6	3,6

° Abkürzungserläuterungen siehe Seite 13

\* Jahresmittel aus Mittelwert der beiden 700 m bzw. 300 m vom Stall entfernten Messstellen 2 und 3 am Messort Andechs

Da bei den UBA-Datenerzeit alle Emissionen aus der Landwirtschaft den gedüngten Flächen auf Landkreisebene zugeordnet werden, bilden sich ausgeprägte Konzentrationsprofile von Einzelemittenten, wie z.B. Tierhaltungsanlagen, nicht ab. Ammoniak ist sehr reaktiv. Der Großteil der Anlagenemissionen reagiert bereits im direkten Umfeld, deponiert oder wandelt sich in stabile Ammoniumverbin-

dungen, z. B. partikuläres Ammoniumnitrat und –sulfat, um. Messungen im direkten Nahbereich von Anlagen führen daher im Vergleich zu dem Eingabeemissionsraster des UBA (5\*5 km), sowie dessen Ausgaberraster (1\*1 km), zu deutlich höheren Konzentrationen. Dieses Problem wurde auch beim Vergleich der gemessenen Stickstoffdeposition zu UBA-Modelldaten aufgegriffen [9], indem bereits vorhandene Emittenten innerhalb eines kleinräumigen Beurteilungsgebietes (meist 1\*1 km) zum Vorbelastungsdatensatz des UBA hinzugerechnet werden müssten.

Im Nahbereich von dauerhaften Einzelemittenten kommt es zu einer Unterschätzung der tatsächlichen Konzentration im Vergleich zu den gemessenen Werten. Dies gilt für die Gebietseinstufung „**stallnah**“ ebenso wie für „**verkehrsnahe und Innenstadt**“ und ist umso ausgeprägter, je näher der Messpunkt am Emittenten liegt und je höher die jeweilige Emissionsfracht ist. Insbesondere verkehrsnahe, stark befahrene Straßenschluchten (Augsburg/München) heben sich deutlich ab.

Eine Ausnahme bildet nur die Innenstadt von Kempten. Hier werden die tatsächlich gemessenen Werte in einem schwach befahrenen Wohngebiet von Kempten durch die UBA Daten stark überschätzt. Grund hierfür ist vermutlich die hohe Viehdichte rund um Kempten. Das Allgäu ist eines der viehdichtesten Regionen Bayerns (2010: 1,65 GV/ha), das dazu noch vorwiegend von Rinderhaltungen geprägt wird. Da diese Tierart die höchsten Emissionen pro Großvieheinheit aufweist, errechnet sich eine hohe flächendeckende Grundbelastung, die kleinräumig weniger belastete Standorte im Modell überschätzt.

In **ländlichen und feldnahen** Gebieten stimmen die Datensätze dagegen sehr gut mit den Messungen überein, hier scheint das Modell die großflächigen Emissionsquellen von gedüngten Acker- und Grünlandflächen gut abzubilden.

Auch an **Stadt- und Ortsrandlagen** findet sich eine gute Übereinstimmung zwischen modellierter und tatsächlicher Belastung.

In **naturnahen Gebieten**, die unbeeinflusst von nahen Emittenten liegen, sind dagegen die modellierten Werte tendenziell etwas höher als die Messwerte. Durch die großflächige Verteilung der Emissionen und der damit verbundenen Vernachlässigung von schnell abfallenden Konzentrationsprofilen im Nahbereich von Punktemittenten, scheint das Modell eher konservative Werte in emittentenernen Gebieten auszuweisen.

**Fazit:** Großflächig können die Belastungen durch den UBA Datensatz gut abgebildet werden. Für kleinräumige, emittentennahe Gebiete – wie sie z. B. bei Genehmigungsverfahren auftreten – ist der Datensatz dagegen kritisch zu betrachten, da er den Nahbereich von Emittenten deutlich unterschätzt. Er bildet kleinräumig eher eine allgemeine Hintergrundbelastung und weniger eine Vorbelastung durch benachbarte Emittenten ab.

In naturnahen Gebieten erscheint der Datensatz durchaus konservativ.

### 4.3 Jahrgänge an ausgewählten Messorten

#### Jahresgang in naturnahem Gebiet:

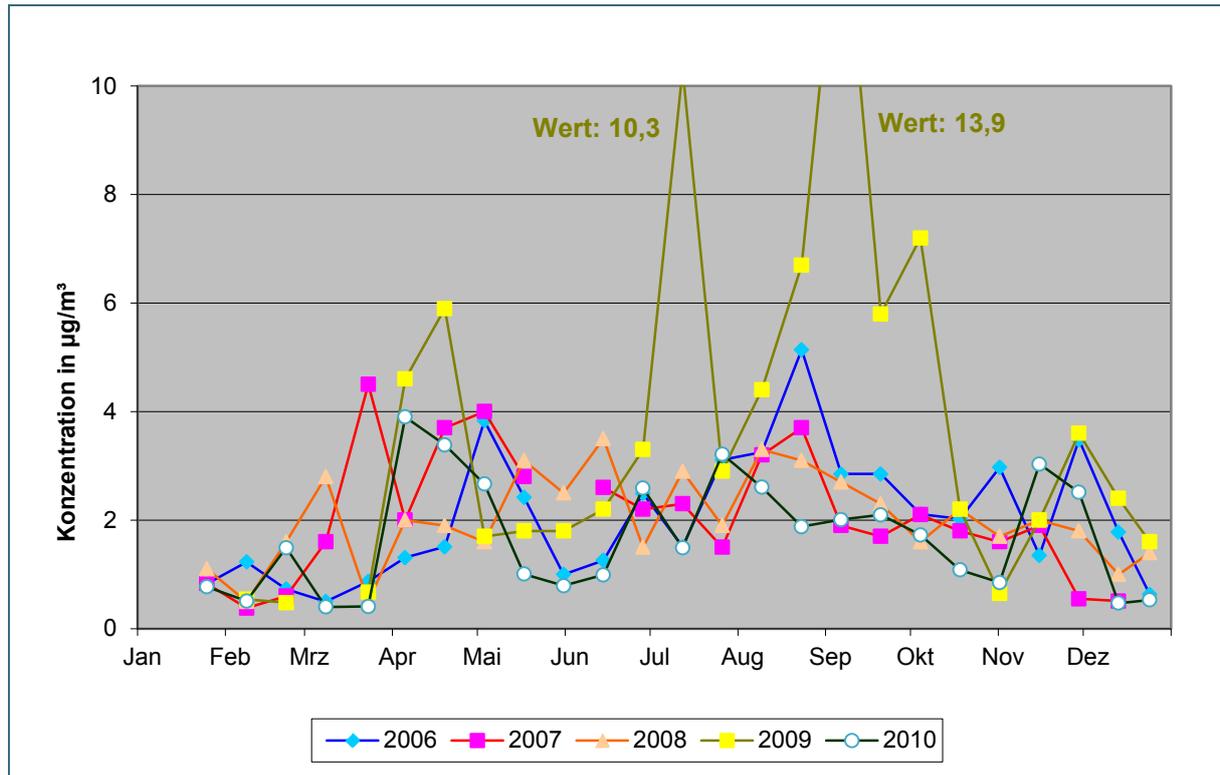


Abb. 3: Zusammenstellung der Jahresgänge für einen typischen Messort im naturnahen Bereich 2006 – 2010 (Niederhofen)

Beim Vergleich der Jahresgänge am Messort Niederhofen (s. Anhang, Abb. 95) im naturnahen Bereich über die Jahre 2006 – 2010 lässt sich allgemein gut erkennen, dass sich auch hier die Düngetätigkeit in der Umgebung bemerkbar macht. Sowohl in den Monaten März bis Mai als auch im August/September liegen die Ammoniak-Konzentrationen in allen Jahren über den üblichen Werten von ca.  $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (s. Tab. 5).

Das Jahr 2009 zeigt mit Maximalwerten von  $10,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  im Juli und  $13,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  im September sowie  $7,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  im Oktober allerdings einen untypischen Verlauf. Hier spielen womöglich auch die Windrichtung und die Temperatur bei der Ausbringung von Gülle auf in der Nähe liegenden Feldern im jeweiligen Probenahmezeitraum eine große Rolle.

In dem oben dargestellten Diagramm sind lediglich die Jahresverläufe von 2006 – 2010 abgebildet, da die Jahre 2011 und 2012 nicht direkt mit den Verläufen der Vorjahre verglichen werden können, denn die Probenahmen wurden für 2006 – 2010 14-tägig und für 2011/2012 4-wöchig festgelegt.

### Jahresgang in **feldnahem** Gebiet:

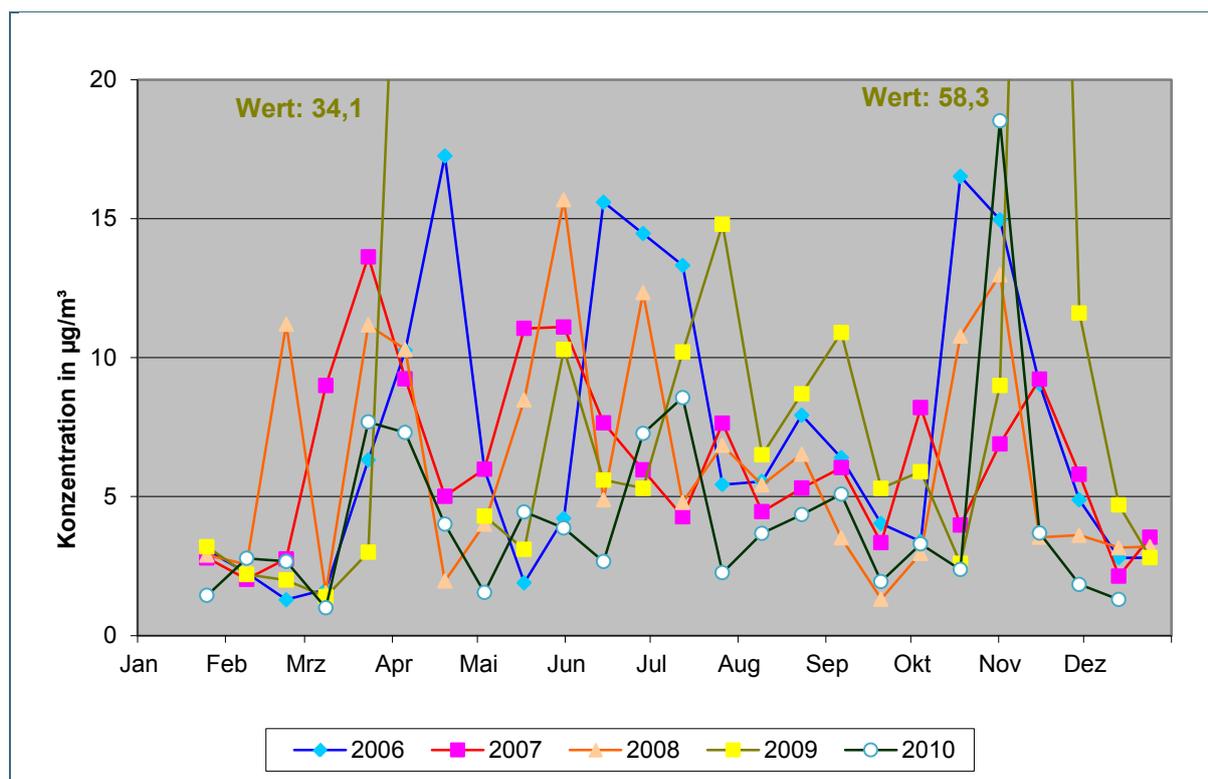


Abb. 4: Zusammenstellung der Jahresgänge für einen typischen Messort im landwirtschaftlich geprägten Bereich 2006 – 2010 (Bidingen)

Am Messort Bidingen (s. Anhang, Abb. 86), der inmitten intensiv genutzter Grünlandflächen liegt, lässt sich durch den Vergleich der einzelnen Jahresverläufe sehr gut die intensive Düngetätigkeit in bestimmten Jahreszeiten erkennen. Hier liegen die Werte in nahezu allen Jahren vor allem in den Zeiträumen März/April, Juni bis August sowie Oktober bis Dezember besonders hoch. Auch hier sind aufgrund der unterschiedlichen Probennahmeintervalle lediglich die Jahre 2006 – 2010 direkt miteinander vergleichbar.

Auch in Bidingen wurden 2009 mit  $34,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  im April sowie  $58,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  im November (Messzeitraum Mitte Oktober bis Anfang Dezember) Extremwerte ermittelt. Hier fanden offensichtlich intensive Düngetätigkeiten statt. In der düngefreien Zeit gehen die Werte wieder deutlich auf unter  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  zurück.

## 4.4 Vergleich der Jahresmittel im gesamten Messzeitraum

### 4.4.1 Messorte in Stallnähe

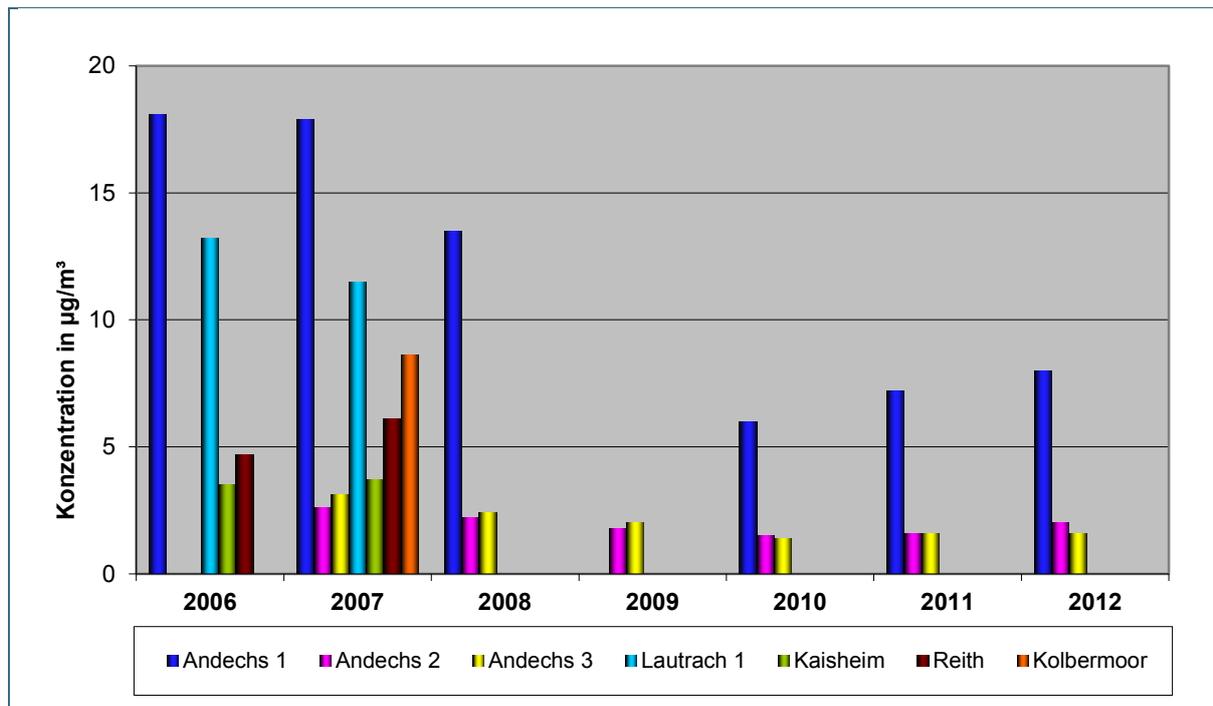


Abb. 5: NH<sub>3</sub>-Jahresmittelwerte in Stallnähe im Vergleich mit weiter vom Stall entfernten Messorten über den Messzeitraum 2006 – 2012

An den drei Messorten in Andechs (Legehennen mit Auslauf) (s. Anhang, Abb. 80) zeigt sich, dass die Messwerte in unmittelbarer Stallnähe (Andechs 1) sehr hoch sind (6 bis 18 µg/m<sup>3</sup>) und mit zunehmendem Abstand (Andechs 2 und 3) ein deutlich geringeres Niveau aufweisen (2 bis 3 µg/m<sup>3</sup>). Über den Messzeitraum von 2006 – 2010 ist am Messort Andechs 1 eine deutliche Abnahme der Jahresmittelwerte erkennbar. Dabei wurde der Tierbestand 2007 um ca. 100 Legehennen erhöht. 2008 waren durchschnittlich in etwa wieder so viele Tiere eingestallt wie 2006. Ab 2009 wurden die Tierplätze dann auf etwa die Hälfte im Vergleich zu 2006 reduziert. Bis 2009 verfügten die beiden Ställe über eine Seitenwandentlüftung. Ab 2010 erfolgte die Ablufführung über Dach. Die Abnahme der Ammoniak-Konzentrationen bis 2010 kann durch diese Änderungen nachvollzogen werden. Warum die Werte ab 2010 wieder leicht ansteigen, ist durch Änderungen bei der Tierplatzzahl oder am Stall selbst nicht zu erklären.

Die Messorte Andechs 2 und Andechs 3 sind nicht mehr als stallnah einzuordnen. Sie wurden deshalb auch bei den ländlich/feldnahen Standorten ausgewertet (vgl. Kap. 4.4.2). Zum direkten Vergleich mit dem Messort Andechs 1 wurden sie jedoch in das oben gezeigte Diagramm aufgenommen.

Am Messort Lautrach 1 (Rinderhaltung) (s. Anhang, Abb. 82) sind für die Jahre 2006 und 2007 mit 13 und 11,5 µg/m<sup>3</sup> ebenfalls deutlich erhöhte Ammoniak-Konzentrationen ermittelt worden. In dieser Zeit wurde die Ammoniak-Konzentration direkt an der Hofstelle gemessen. Da der Landwirt das Grundstück jedoch für seine betriebliche Erweiterung nutzen wollte, wurde die Messstelle 2008 ca. 350 m in nordwestliche Richtung verschoben. Der Messort ist daher ab 2008 auch nicht mehr als stallnah einzuordnen sondern fällt unter die landwirtschaftlich geprägten Messorte (Lautrach 2, s. Anhang, Abb. 90). Die Messwerte ab 2008 wurden bei den ländlich/feldnahen Standorten ausgewertet.

Für den Messort Kaisheim (s. Anhang, Abb. 83) blieben die Jahresmittel für 2006 und 2007 mit ca.  $3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  auf gleichem Niveau, während die Werte am Messort Reith (s. Anhang, Abb. 84) von  $4,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in 2006 auf  $6,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in 2007 leicht anstiegen.

Für den Messort Kolbermoor (s. Anhang, Abb. 85) gibt es keine Jahresvergleichswerte, weil die Passivsammler dort nur 2007 exponiert wurden. Die Ammoniak-Konzentrationen lagen hier im Jahresdurchschnitt 2006 bei  $8,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

In dem vom Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit geförderten Projekt U93 „Intensivtierhaltung: Umweltrelevante Emissionen und Immissionen“ (Projekt-Aktenzeichen: 21-8721.27-38289/2010) wurden weitere umfangreiche Immissionsmessungen an Ammoniak im Umfeld einer der größten bayerischen Tierhaltungsanlagen vor, während und nach der Umstellung auf eine dem fortgeschriebenen Stand der Technik entsprechenden Legehennenhaltung durchgeführt. Auf die in dem Endbericht zu diesem Forschungsprojekt, Stand März 2011, zusammengestellten Ergebnisse sei an dieser Stelle verwiesen [10].

[http://www.bestellen.bayern.de/application/applstarter?APPL=STMUG&DIR=stmug&ACTIONxSETVAL\(artdtl.htm,APGxNODENR:1,AARTxNR:ifu\\_luft\\_00167,USERxBODYURL:artdtl.htm\)=X](http://www.bestellen.bayern.de/application/applstarter?APPL=STMUG&DIR=stmug&ACTIONxSETVAL(artdtl.htm,APGxNODENR:1,AARTxNR:ifu_luft_00167,USERxBODYURL:artdtl.htm)=X)

#### 4.4.2 Messorte in ländlich geprägten Gebieten

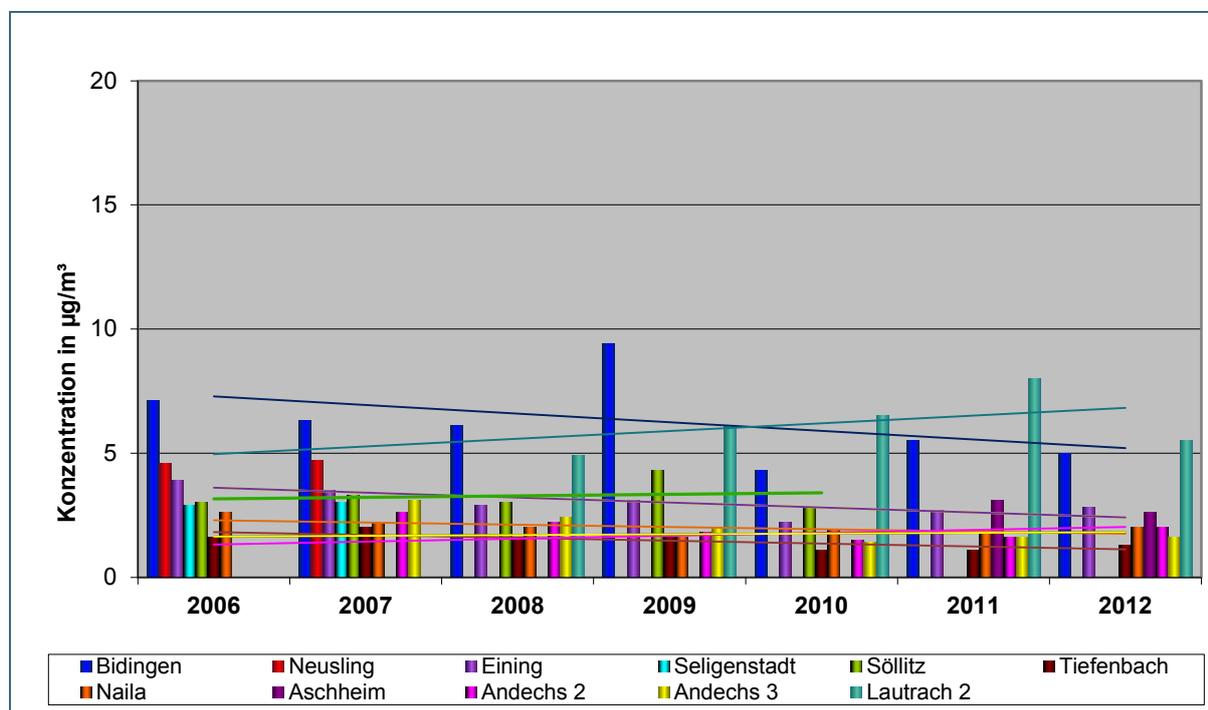


Abb. 6:  $\text{NH}_3$ - Jahresmittelwerte in ländlich geprägten Gebieten über den Messzeitraum 2006 – 2012

Für den Messort Bidingen (s. Anhang, Abb. 86) wurde im Jahr 2009 mit  $9,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ein relativ hoher Jahresmittelwert im Vergleich zu den übrigen Jahren ermittelt. Dieser Wert resultiert aus besonders hohen Spitzen während des Jahres, die vermutlich auf die Düngetätigkeit auf den angrenzenden intensiv bewirtschafteten Feldern zurück zu führen sind (vgl. Abb. 4: Zusammenstellung der Jahressgänge für einen typischen Messort im landwirtschaftlich geprägten Bereich 2006 – 2010 (Bidingen)).

Ansonsten ist insgesamt ein leicht abfallender Trend über die Jahresmittel für Bidingen, Naila (s. Anhang, Abb. 93) (beide nicht signifikant), Eining (s. Anhang, Abb. 89) und Tiefenbach (s. Anhang, Abb. 92) (bei beiden signifikant) erkennbar. An den Messorten Andechs 2 (s. Anhang, Abb. 80) und

Lautrach 2 (s. Anhang, Abb. 90) steigt die Trendlinie (bei beiden nicht signifikant) über den gesamten Messzeitraum an (Signifikanzniveau  $\alpha = 0,05$ ).

In Söllitz (s. Anhang, Abb. 91) und Andechs 3 (s. Anhang, Abb. 80) bleiben die Ammoniak-Konzentrationen über den Messzeitraum 2006 - 2010 auf relativ gleichem Niveau.

Die auffälligsten Schwankungen der Ammoniak-Konzentrationen zeigen sich am Messort Bidingen (s. Anhang, Abb. 86) auf relativ hohem Niveau. Das ist mit der Lage des Standortes in direkter Feldnähe zu begründen, während die übrigen Messorte an weniger von Gülleausbringung betroffenen Bereichen (z.B. Ortsrand) liegen. Auch der direkt im Acker befindliche Messort Seligenstadt (s. Anhang, Abb. 88) weist relativ geringe Ammoniak-Konzentrationen auf. Das ist dadurch erklärbar, dass die Bewirtschaftung der Ackerfläche durch einen reinen Ackerbaubetrieb mit Mineraldünger ohne Gülleausbringung erfolgt.

Am neuen Messort Lautrach 2 (s.o) stiegen die Ammoniak-Konzentrationen von  $4,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  2008 auf  $8,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$  2011 an und gingen 2012 wieder auf einen Wert von  $5,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  zurück. Ab 2008 bis 2012 ist am neuen Messort insgesamt ein leichter Anstieg der Messwerte (nicht signifikant) erkennbar.

#### 4.4.3 Messorte in naturnahen Gebieten

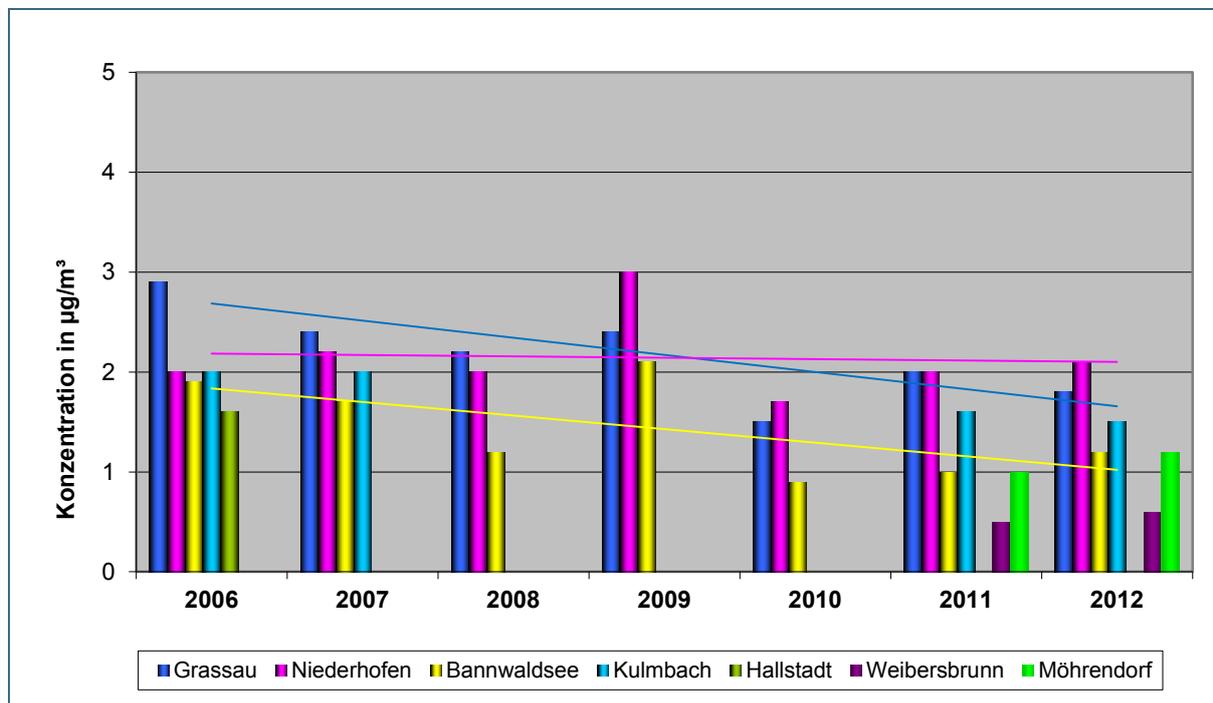


Abb. 7:  $\text{NH}_3$ - Jahresmittelwerte in naturnahen Gebieten über den Messzeitraum 2006 - 2012

Im Bereich von naturnahen Gebieten sind die Jahresmittelwerte für die Ammoniak-Konzentrationen am niedrigsten. Sie bewegen sich über den gesamten Messzeitraum zwischen  $0,5$  und  $3,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Vergleichend betrachtet waren die Werte 2009 für Niederhofen und Bannwaldsee am höchsten. Das kann damit zusammenhängen, dass die Windgeschwindigkeiten 2009 allgemein relativ niedrig waren und Düngetätigkeiten in unmittelbarer Nachbarschaft zu einzelnen Spitzenwerten im Jahresverlauf führen (vgl. Abb. 3). Niedrige Werte wurden vor allem 2010 ermittelt, wobei nur eine geringe Schwankungsbreite erkennbar war. Im Jahr 2010 gingen die durchschnittlichen Jahrestemperaturen allgemein zurück. Verbunden mit einer geringeren Ausdunstung gedüngter Felder könnten die niedrigen Ammoniak-Konzentrationen im Jahr 2010 erklärt werden.

An allen Messorten ist über den angegebenen Messzeitraum ein gleichbleibender (Niederhofen, s. Anhang, Abb. 95) bis leicht abfallender Trend (Grassau (s. Anhang, Abb. 96) signifikant, Bannwaldsee (s. Anhang, Abb. 97) nicht signifikant) zu beobachten, wobei zu berücksichtigen ist, dass die erweiterte Messunsicherheit der Ammoniakbestimmung mit Passivsammlern bei ca.  $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  liegt. Für die übrigen Standorte (Kulmbach, Hallstadt, Weibersbrunn und Möhrendorf, s. Anhang, Abb. 98, Abb. 99, Abb. 100, Abb. 101) liegen nur einzelne Jahresmittel vor.

#### 4.4.4 Messorte an verkehrsbelasteten Standorten und an Stadt- bzw. Ortsrandgebieten

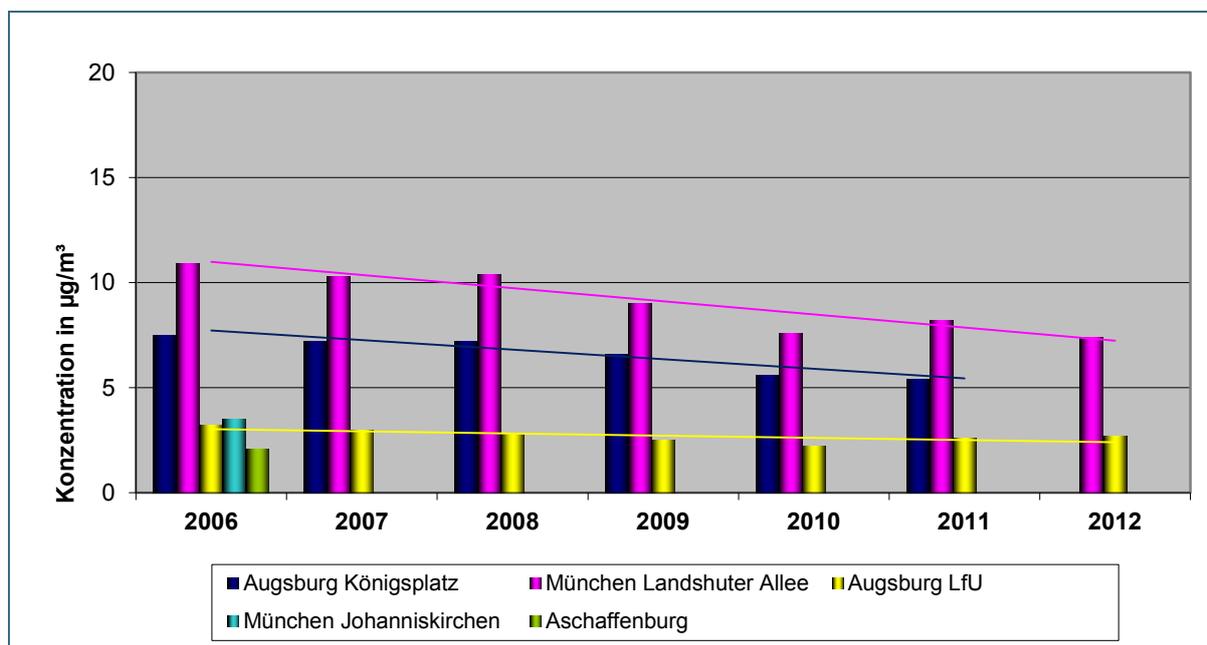


Abb. 8:  $\text{NH}_3$ - Jahresmittelwerte an stark verkehrsbelasteten Standorten im Vergleich zu Stadt- bzw. Ortsrandgebieten über den Messzeitraum 2006 - 2012

Die Jahresmittel für 2006 - 2008 liegen für alle drei länger betriebenen Messorte auf etwa gleichem Niveau, wobei die höchsten Werte erwartungsgemäß am Messort München Landshuter Allee (s. Anhang, Abb. 102), gefolgt von Augsburg Königsplatz (s. Anhang, Abb. 103), ermittelt wurden. Die niedrigsten Werte wurden am Stadtrandgebiet Augsburg LfU (s. Anhang, Abb. 112) gemessen.

Ab 2009 ist an den verkehrsnahen Standorten ein deutlicher Rückgang der Ammoniak-Konzentrationen zu erkennen, 2011 steigt das Jahresmittel an der Landshuter Allee wieder an, geht aber 2012 wieder leicht zurück.

Während an den verkehrsnahen Standorten über den Messzeitraum 2006 bis 2012 insgesamt ein signifikant abfallender Trend erkennbar ist, verläuft die Ammoniak-Konzentration im Stadtrandgebiet Augsburg in etwa gleichbleibend.

Für die Messorte München Johanneskirchen (s. Anhang, Abb. 114), Aschaffenburg (s. Anhang, Abb. 113) und Mehring (s. Anhang, Abb. 115) lagen nur einzelne Jahresmittel vor, eine Trendermittlung konnte deshalb hier nicht erfolgen.

#### 4.4.5 Boxplots aus Saisonmittelwerten

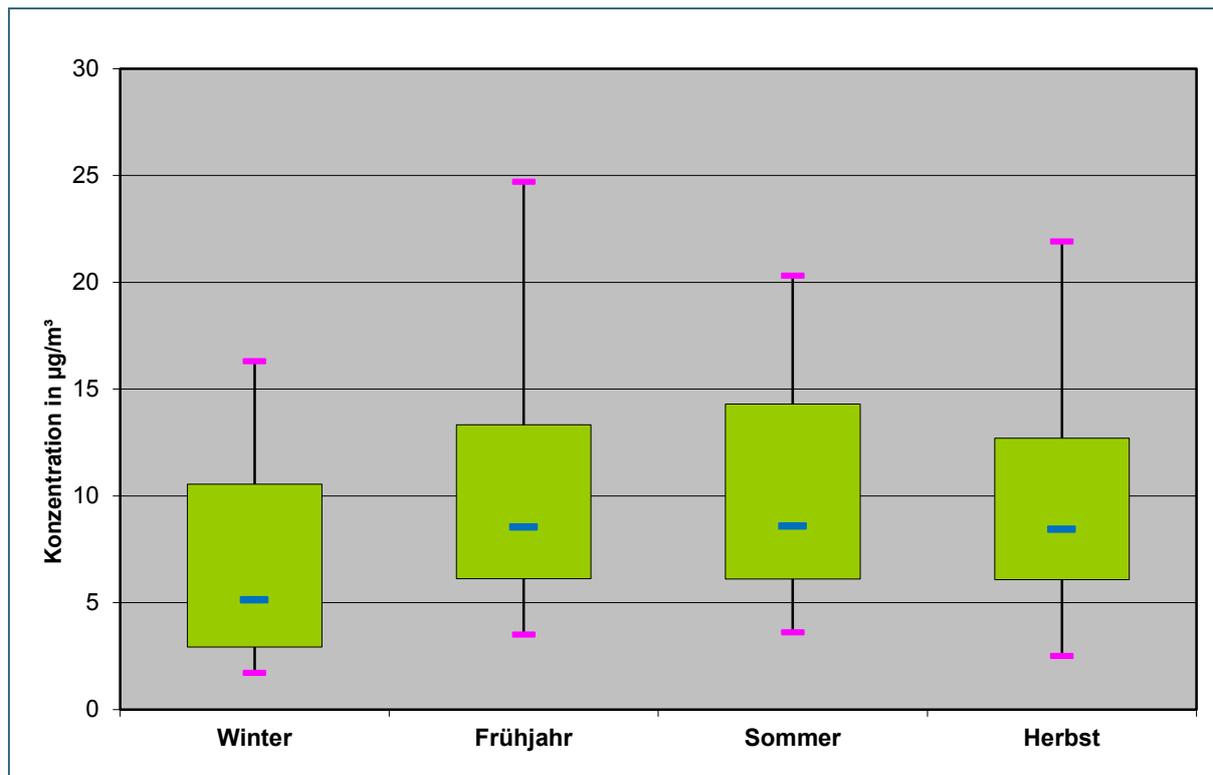


Abb. 9: Perzentile und Mediane der NH<sub>3</sub>-Saisonmittelwerte 2006 - 2012 in Stallnähe

In Stallnähe wurden die höchsten Werte im Frühjahr gemessen, die niedrigsten im Winter. Bei den Medianen liegen die Frühjahrs- und Sommerwerte mit 8,6 µg/m<sup>3</sup> am höchsten, unterscheiden sich aber nicht wesentlich vom Herbstwert (8,5 µg/m<sup>3</sup>). Der niedrigste Median wurde mit 5,2 µg/m<sup>3</sup> im Winter ermittelt.

Der niedrigste Saisonmittelwert liegt mit ca. 1,7 µg/m<sup>3</sup> etwas höher als in den naturnahen Gebieten. Die Schwankungsbreiten der ermittelten Saisonwerte sind in der Gebietskategorie Stallnähe zu allen Jahreszeiten am höchsten.

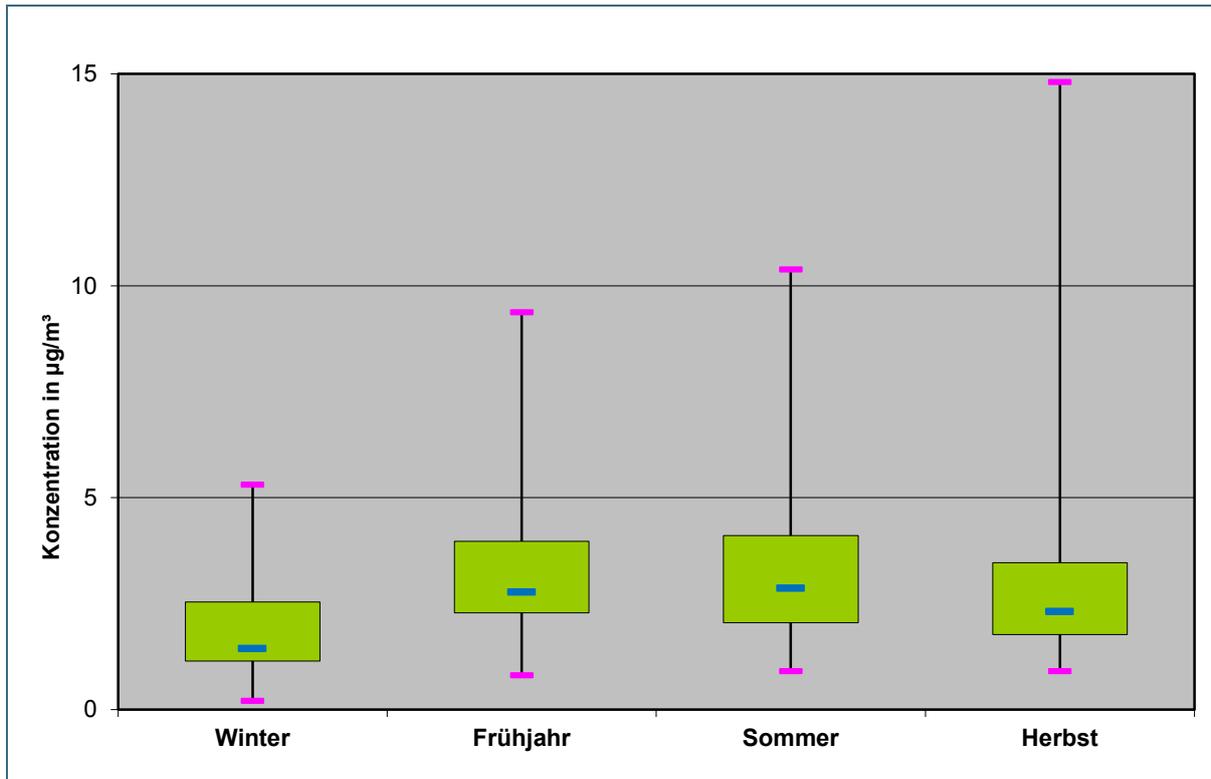


Abb. 10: Perzentile und Mediane der NH<sub>3</sub>-Saisonmittelwerte 2006 - 2012 in ländlich geprägten Gebieten

In den ländlich geprägten Gebieten werden die höchsten Werte im Frühjahr bis zum Herbst gemessen, wobei die Schwankungsbreite der Herbstwerte deutlich am höchsten ist. Die Medianwerte sind in diesen Jahreszeiten ebenfalls am höchsten. Im Vergleich zu den naturnahen Gebieten liegen die Mediane mit Werten zwischen 1,4 und 2,9 µg/m<sup>3</sup> etwas höher, wobei die einzelnen Werte in den ländlich geprägten Gebieten deutlich mehr schwanken. Der niedrigste Wert im Winter liegt mit ca. < 0,5 µg/m<sup>3</sup> sogar im Bereich naturnaher Gebiete.

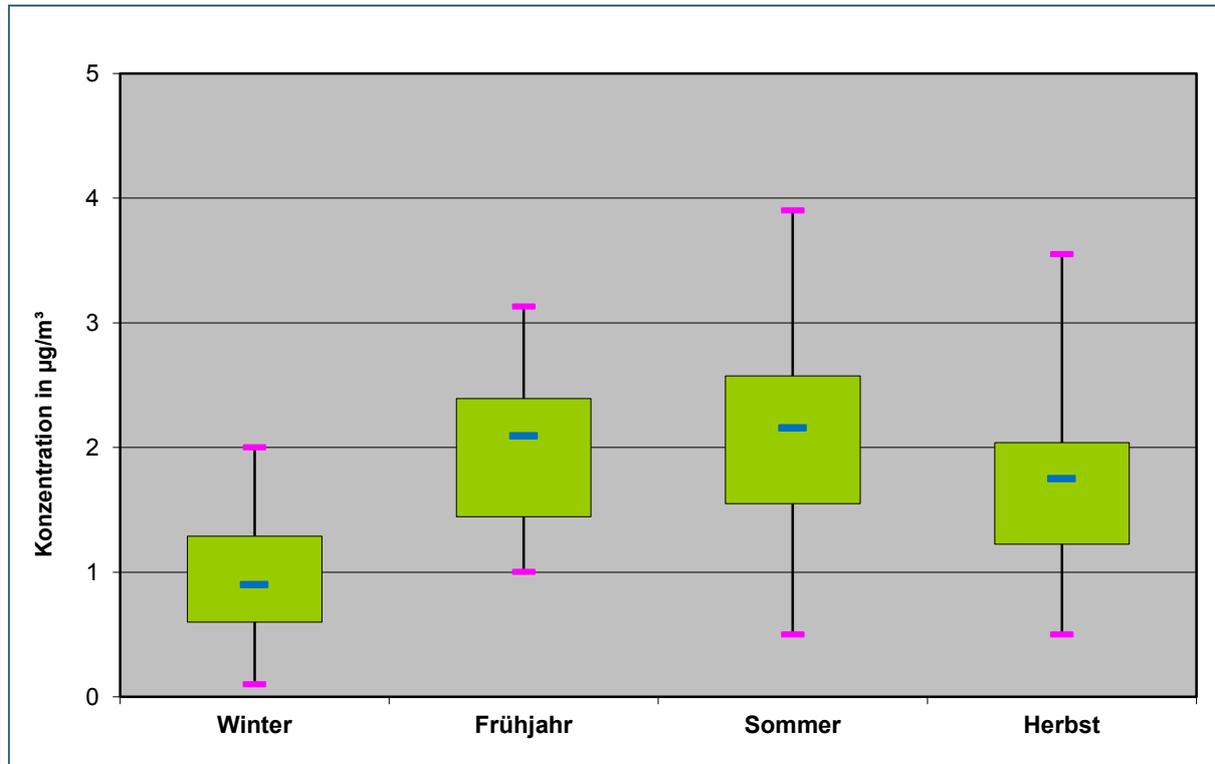


Abb. 11: Perzentile und Mediane der NH<sub>3</sub>-Saisonmittelwerte 2006 - 2012 in naturnahen Gebieten

Über den Messzeitraum von 2006 - 2012 lässt sich in den naturnahen Gebieten mit Medianwerten zwischen 1,8 und 2,2 µg/m<sup>3</sup> eine geringfügig höhere Ammoniak-Konzentration in den wärmeren Jahreszeiten (Frühjahr, Sommer, Herbst) gegenüber den Wintermonaten feststellen (0,9 µg/m<sup>3</sup>). Die Schwankungsbreiten der saisonalen Werte sind relativ gering. Die höchsten Einzelwerte wurden in den naturnahen Gebieten im Sommer und im Herbst gemessen. Der niedrigste Wert für diese Gebietssprägung liegt bei 0,6 µg/m<sup>3</sup> im Winter.

## 5 Diskussion der Ergebnisse und Ausblick

Sowohl in den naturnahen Gebieten (s. Abb. 7, Abb. 12), als auch in den ländlich/feldnahen (s. Abb. 6) oder durch Straßenverkehr geprägten Bereichen (s. Abb. 8, Abb. 13) ist über den gesamten Messzeitraum bis 2012 ein mehr oder weniger ausgeprägter abfallender zumindest aber gleichbleibender Trend der Ammoniak-Konzentrationen offenbar (Ausnahme: feldnaher Standort Seligenstadt mit zunehmenden Ammoniakimmissionen). Dabei bewegen sich die Schwankungsbreiten der Jahresmittel bei den meisten ländlich geprägten und den naturnahen Standorten sowie den Ortsrandlagen innerhalb der Messunsicherheit.

An den verkehrsnahen Standorten ist allerdings bis 2010 ein deutlicher Rückgang der Jahresmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen erkennbar, während 2011 das Jahresmittel an dem einzigen noch vorhandenen verkehrsnahen Messort München Landshuter Allee wieder etwas anstieg (s. Abb. 13).

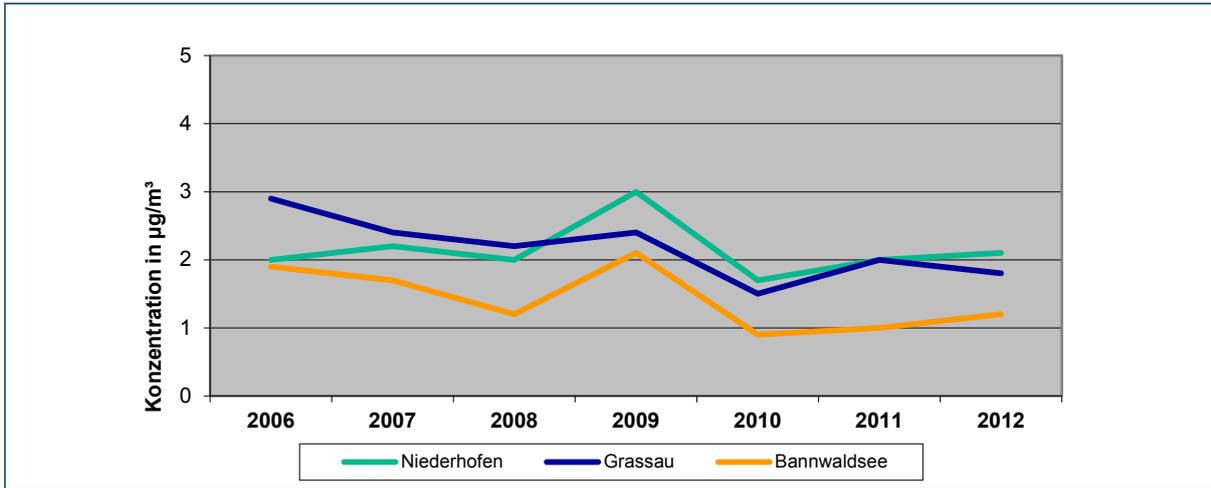


Abb. 12: Verläufe der Jahresmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen an ausgewählten naturnahen Standorten

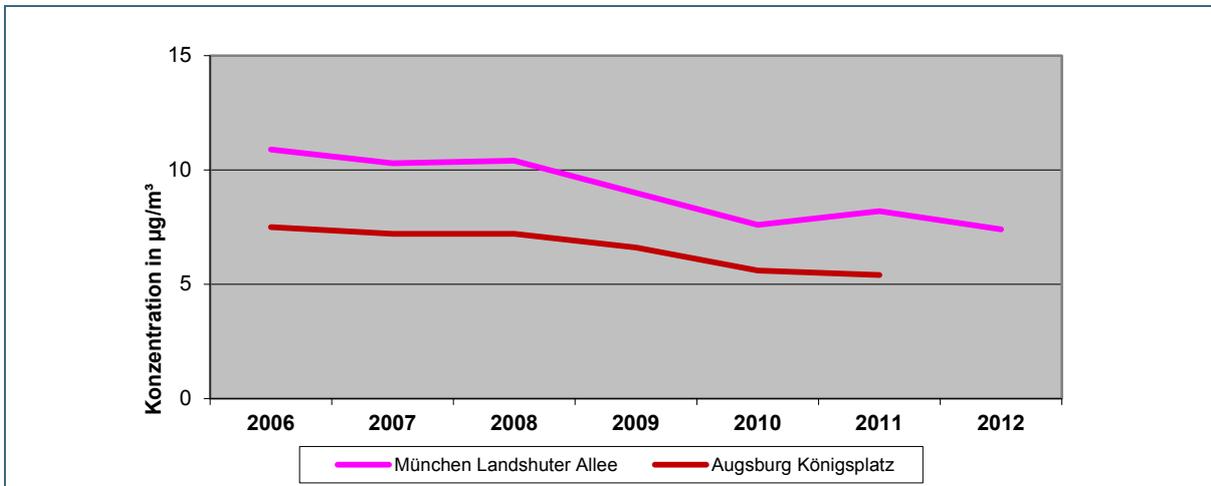


Abb. 13: Verläufe der Jahresmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen an ausgewählten stark verkehrsbelasteten Standorten

Aus Abb. 14 ist ersichtlich, dass die Höhen der an den verkehrsnahen und innerstädtisch gelegenen Messorten gemessenen Ammoniakkonzentrationen mit dem jeweiligen Verkehrsaufkommen der den Messorten nächstgelegenen Straßen korrelieren.

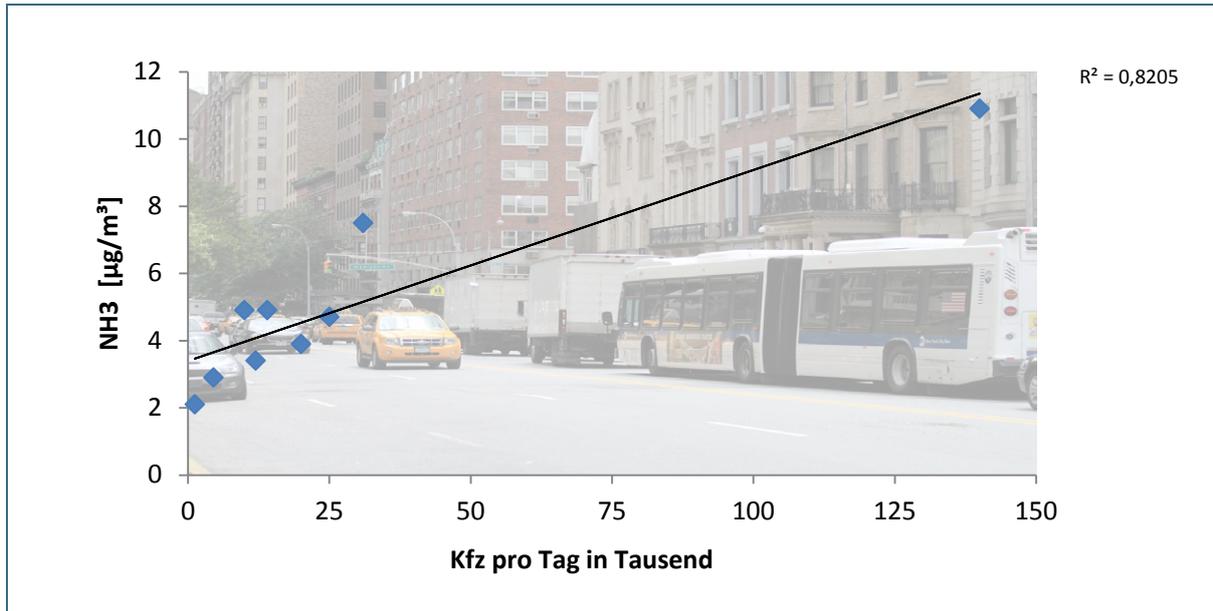


Abb. 14: Korrelation der Messwerte an den verkehrsnahen und innerstädtisch gelegenen Messorten mit dem jeweiligen Verkehrsaufkommen der nächsten Straßen

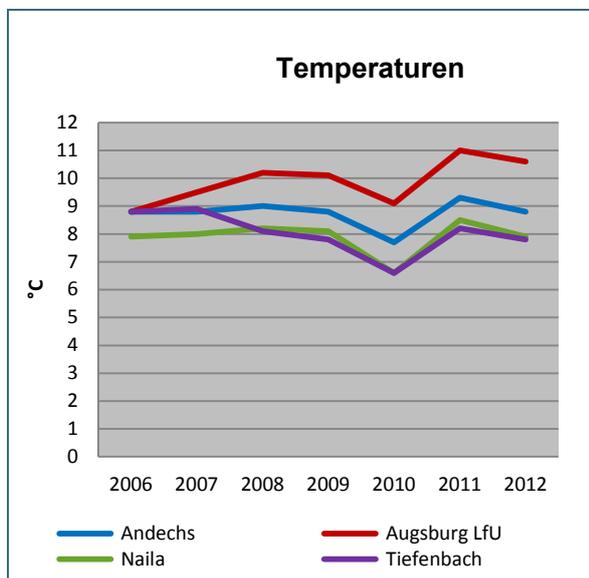


Abb. 15: Temperaturverläufe 2006 – 2012 an einigen Messorten

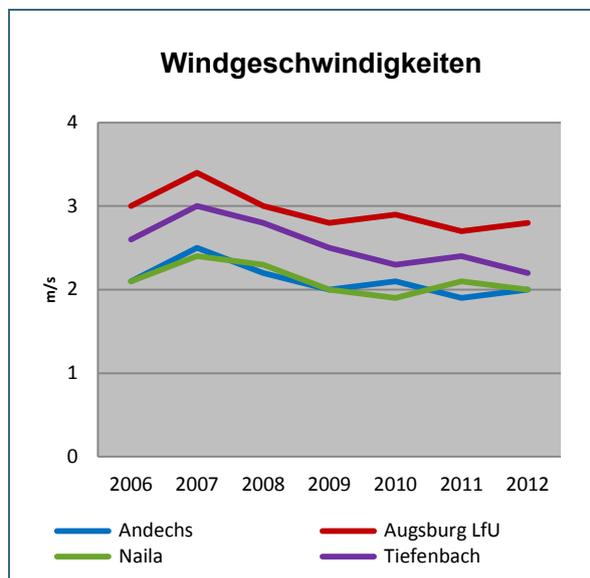


Abb. 16: Verläufe der Windgeschwindigkeiten 2006 – 2012 an einigen Messorten

2010 zeigte sich an allen Standorten ein deutlicher Einschnitt der **Temperaturen** und ein Anstieg in 2011 an allen berücksichtigten Messorten (Abb. 15). Bei niedrigen Temperaturen sinkt in der Regel auch die Emission aus der Tierhaltung, so wie bei der Düngung. Zudem verschiebt sich bei der reversiblen Bildung von Ammonium zu Ammoniak das Gleichgewicht hin zu Ammoniumpartikel. Das bildet sich in etwa auch in den Jahresverläufen für die Ammoniak-Konzentrationen an den in Abb. 13 aufgeführten stark belasteten Standorten ab. Eine allgemeine Verringerung der Ammoniak-Konzentrationen im Jahr 2010 lässt sich auch für die naturnahen Standorte erkennen. Diese liegen hier allerdings im Bereich der Messunsicherheit.

Da die Temperatur nicht der einzige Einflussfaktor ist, stimmen an allen Standorten die Verläufe der Ammoniak-Konzentrationen nur bedingt mit den Temperaturverläufen überein.

Bei den Jahresverläufen der Ammoniak-Konzentrationen in den naturnahen Bereichen ist 2009 eine allgemeine deutliche Erhöhung der Werte zu erkennen. Dies scheint mit dem Verlauf der **Windgeschwindigkeiten** (s. Abb. 16) zusammen zu passen, die 2009 auf einem relativ niedrigen Niveau waren und daher vermutlich für eine schlechtere Durchmischung der Luft sorgten. Die allgemeine Verringerung der Werte seit 2006 lässt jedoch eher wieder einen stärkeren Temperatureinfluss vermuten (s. o.).

An den emittentennahen Messorten in Stallnähe und in unmittelbarer Nähe zu intensiv bewirtschafteten Acker- oder Weideflächen sowie neben stark befahrenen Verkehrswegen wird die Höhe der Ammoniak-Konzentrationen erwartungsgemäß im Wesentlichen von den Stallemissionen und der Düngetätigkeit sowie den Verkehrsemissionen (s. Abb. 14) bestimmt. Die Auswirkungen der durchschnittlichen Jahrestemperaturen fließen zwar anscheinend auch in diese Bereiche mit ein, aber die Einflüsse der Emissionen im Nahbereich sind den Erwartungen entsprechend stärker ausgeprägt.

Die Konzentrationsverläufe der Ammoniak-Konzentrationen in den naturnahen Bereichen, die weitestgehend von nahen Emittenten unbeeinflusst sind, sind dagegen stabiler und lassen eine Abhängigkeit von Düngetätigkeiten im weiteren Umfeld erkennen.

An den Standorten am Stadtrand ist hingegen nicht offenkundig, ob die Konzentrationsverläufe hier abhängig sind von Düngemaßnahmen nahegelegener landwirtschaftlicher Flächen oder von größeren Verkehrswegen im Nahbereich.

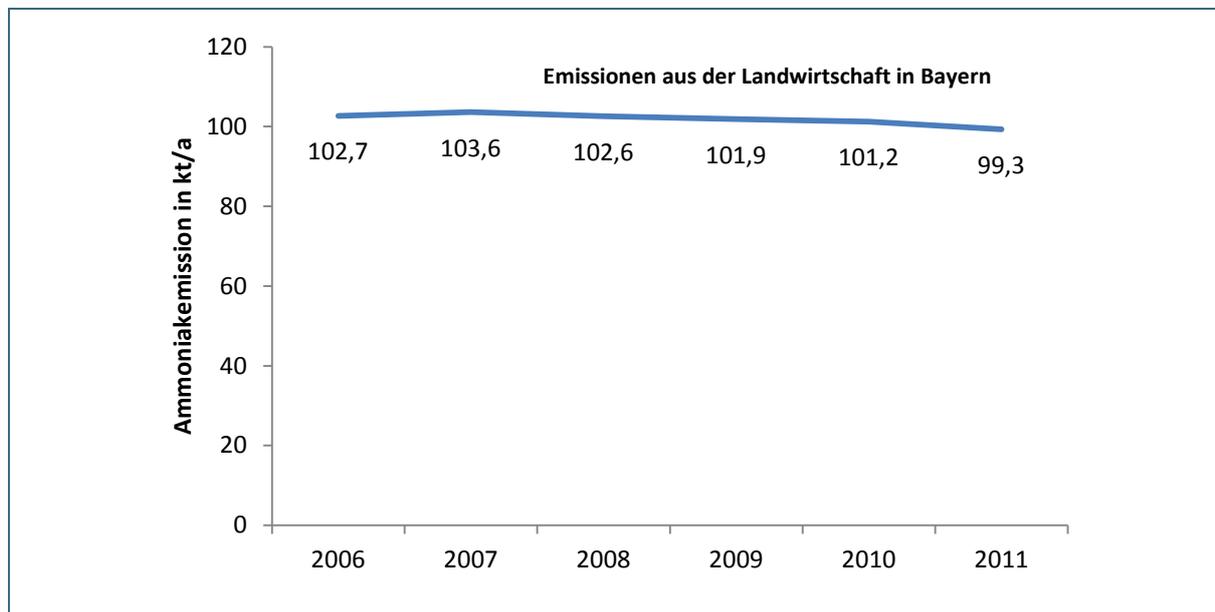


Abb. 17: Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft in Bayern (Quelle: Thünen-Report 2013)  
[www.ti.bund.de/de/startseite/institute/ak/publikationen.html](http://www.ti.bund.de/de/startseite/institute/ak/publikationen.html)

Wie Abb. 17 zeigt, sind im landwirtschaftlichen Bereich die Gesamtemissionen nach dem aktuellen Thünen Bericht 2013 [3] nach wie vor sehr hoch. Solange hier keine effektiven Maßnahmen zur Emissionsminderung erfolgen, ist auch bei Ammoniakimmissionen kein eindeutig rückgängiger Trend in naturnahen, stickstoffempfindlichen Gebieten zu erwarten.

Zur Verfolgung der Auswirkungen der Emissionshöchstmengen-Regelung der 39. BImSchV werden daher die Messungen durch das LfU auch in Jahren 2013/2014 fortgeführt.

## 6 Literatur

- [1] G. Wechsung, J. Frommer, Umweltbundesamt:  
**„Methodische Grundlagen und aktuelle Datenlage zur Stickstoffdepositionssituation in Deutschland“**, Vortrag auf der 8. Informationsveranstaltung „Umweltverträgliche Landwirtschaft am 3. und 4. März 2011
- [2] Umweltbundesamt:  
**„Daten zur Umwelt – Umweltzustand in Deutschland – Luftverunreinigungen-Emissionen säurebildender und eutrophierender Stoffe“**, UBA-Daten, Stand Februar 2013
- [3] C. Rösemann, H.-D. Haenel, U. Dämmgen, E. Poddey, A. Freibauer, S. Wulf, B. Eurich-Menden, H. Döhler, C. Schreiner, B. Bauer, B. Osterburg, Thünen-Institut:  
**„Report zu Methoden und Daten (RMD), Berichterstattung 2013 – Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1991 – 2011“**, Thünen Report, Stand April 2013
- [4] Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit:  
**„Daten+Fakten+Ziele – Feinstaub“**, Stand Juni 2010
- [5] Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit:  
**„Daten+Fakten+Ziele –Stickstoffoxide“**, Stand Juni 2010
- [6] Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz, Leitung: Land Nordrhein-Westfalen in Kooperation mit dem Umweltbundesamt:  
**„Leitfaden zur Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen“**, Stand März 2012
- [7] VDI-Richtlinie 3896 Blatt 4:  
**„Messen von Ammoniak in der Außenluft - Probenahme mit Passivsammlern - Fotometrische oder ionenchromatografische Analyse“**, Stand März 2013
- [8] Bayerisches Landesamt für Umwelt:  
**„30 Jahre Immissionsökologie am Bayerischen Landesamt für Umwelt“**, Stand August 2008
- [9] Bayerisches Landesamt für Umwelt:  
**„Ergebnisse der Stickstoff-Deposition aus dem Niederschlagsmessnetz des LfU im Vergleich mit UBA-Modelldaten zur Stickstoffvorbelastung“**, Stand September 2011
- [10] Bayerisches Landesamt für Umwelt:  
**„Intensivtierhaltung –Umweltrelevante Emissionen und Immissionen“**, Stand Juni 2011  
[http://www.bestellen.bayern.de/application/applstarter?APPL=STMUG&DIR=stmug&ACTIONxSETVAL\(artdtl.htm,APGxNODENR:1,AARTxNR:ifu\\_luft\\_00167,USERxBODYURL:artdtl.htm\)=X](http://www.bestellen.bayern.de/application/applstarter?APPL=STMUG&DIR=stmug&ACTIONxSETVAL(artdtl.htm,APGxNODENR:1,AARTxNR:ifu_luft_00167,USERxBODYURL:artdtl.htm)=X)

## 7 Anhang

### 7.1 Jahresverläufe der Ammoniak-Konzentrationen

#### 7.1.1 Jahresverläufe der Ammoniak-Konzentrationen für Messorte in Stallnähe

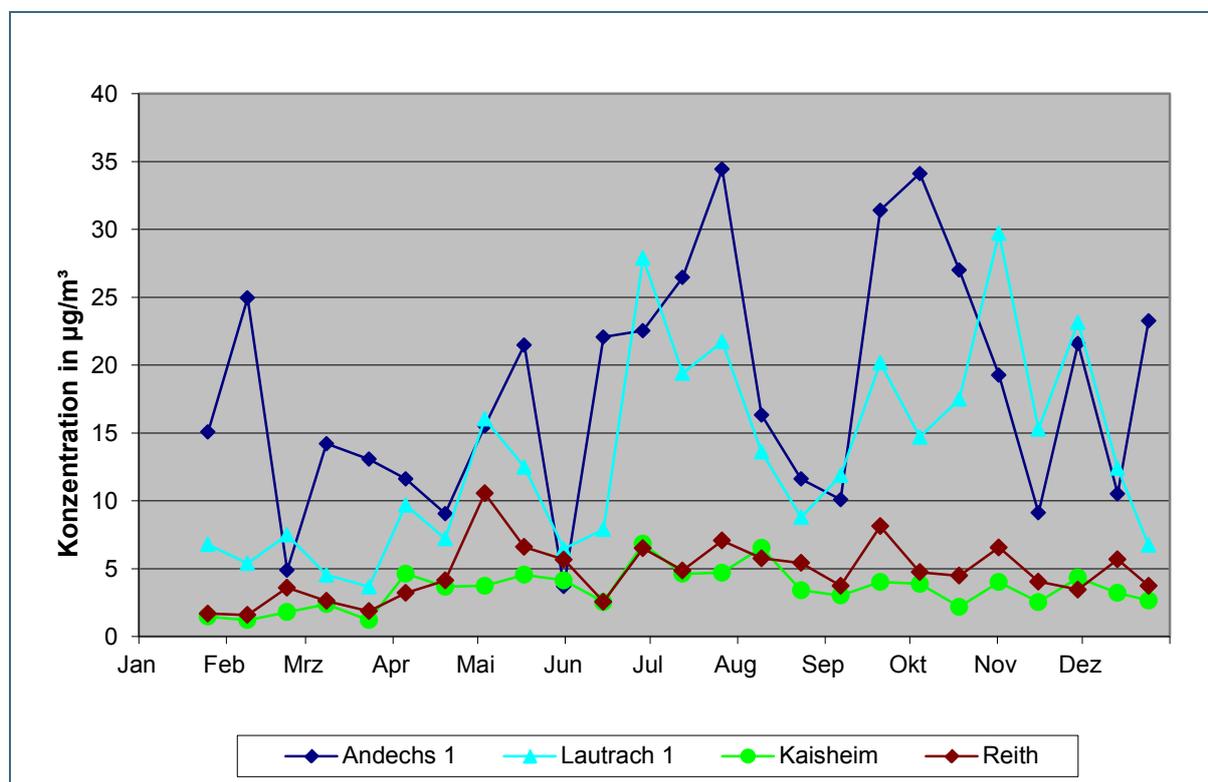


Abb. 18: Jahresverlauf der Ammoniak-Konzentrationen für 2006 in Stallnähe

Die Messwerte an den Messorten Andechs 1 und Lautrach 1 weisen einen stark schwankenden Jahresverlauf der Ammoniak-Konzentrationen auf. An diesen stallnahen Messorten handelt es sich im Grunde genommen um Emissionsmessungen, da die Messstellen direkt neben einem Außenauslauf für Hühner sowie einer Weidehaltung von 22 Mutterkühen mit Kälbern von Anfang Mai bis Ende Oktober (Andechs) bzw. in 50 m Entfernung von einem Milchvieh-Offenstall mit 50 Mutterkühen mit Nachzucht (Lautrach) installiert sind. Hier wurden für das Jahr 2006 die höchsten Werte für die Ammoniak-Konzentrationen gemessen.

Dabei treten in Andechs die Messungen Mitte Februar und in zwei weiteren Zeiträumen von Mitte Juli bis Anfang August sowie Mitte September bis Mitte Oktober durch besonders hohe Werte mit bis zu  $34,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  hervor. Diese Spitzen können jedoch auch mit Düngetätigkeiten (Gülle, Hühnermist) in der Nähe der Messstelle zusammen hängen.

Auch in Lautrach sind die Ammoniak-Konzentrationen in zwei Zeiträumen Ende Juni bis Ende Juli und Anfang November bis Anfang Dezember mit Werten bis zu  $29,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  verhältnismäßig hoch. Das könnte mit Gülleausbringungen auf dem angrenzenden Grünland zusammenhängen. Da die Gülle hier nicht eingearbeitet werden kann, gehen die Ammoniak-Konzentrationspeaks nur allmählich zurück. Die Ammoniak-Konzentrationen in Kaisheim, die in einer Kleingartenanlage in der Nähe eines Gehöftes gemessen wurden, verliefen relativ gleichmäßig bis zu einer maximalen Höhe von  $6,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Am Messort Reith, der zwischen einer Pferdeweide und einem kleinen Feldstück liegt, wurde ebenfalls ein relativ gleichbleibender Verlauf der Ammoniak-Konzentrationen über das Jahr ermittelt. Lediglich im Mai konnte eine kurzzeitige Erhöhung der Ammoniak-Konzentration mit  $10,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  festgestellt werden. Sämtliche Konzentrationsspitzen sind vermutlich auf Gülleausbringung in der Nähe der

Messorte zurück zu führen.

Die relativ niedrigen Messwerte an diesen Messorten im Januar zeigen, dass sich im Gegensatz zu den hohen Werten an den Messstellen Andechs 1 und Lautrach 1 hier nicht so sehr der Einfluss der nahegelegenen Stallanlagen bemerkbar macht, sondern wohl andere Einflüsse zu einer moderaten Erhöhung der Ammoniak-Konzentrationen führen.

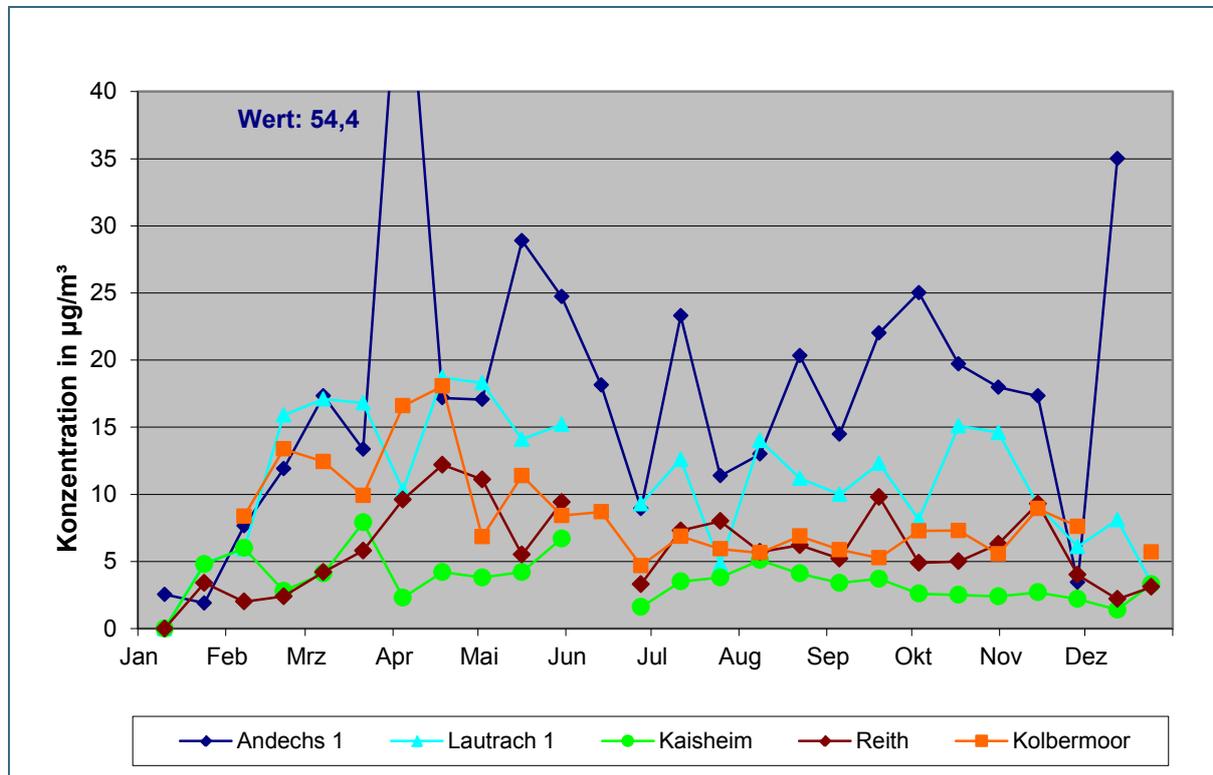


Abb. 19: Jahresverlauf der Ammoniak-Konzentrationen für 2007 in Stallnähe

Im Jahr 2007 kommt der Messort Kolbermoor als Standort in Stallnähe dazu.

Für den Messort Andechs 1 (direkt am Hühnerauslauf) wurden die Jahresspitzen für 2007 Ende März bis Mitte April und im Dezember mit einer Höhe von  $54,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  bzw.  $35,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$  erreicht. Das hängt wahrscheinlich mit der Tieraktivität im Bereich des Hühnerstalles und des dazugehörigen Auslaufs sowie der Rinderweidehaltung zusammen. Als weiterer Einfluss kann hier aber auch die Düngung mit Gülle oder Hühnermist zu Buche schlagen. An diesem Messort gibt es deshalb auch die größten Schwankungen im Jahresverlauf.

In Lautrach 1 (ca. 50 m nördlich einer Milchviehhaltung zwischen Weide- und Ackerland) und Kolbermoor (ca. 50 m südlich der Versuchsstation der Landesanstalt für Landwirtschaft) wurden die höchsten Werte im März und Mitte April/Mitte Mai ermittelt. Auch hier sind die Konzentrationsspitzen vermutlich auf die Düngetätigkeiten zurück zu führen. An diesen beiden Messorten und am Messort Kaisheim sind die Jahresverläufe der Ammoniak-Konzentrationen wesentlich gleichmäßiger als an den Messorten in direkter Stallnähe. In Kaisheim wurden Höchstwerte von bis zu  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  gemessen.

Die Messwerte am Messort Reith schwanken 2007 stärker als im Vorjahr. Der Maximalwert für die Ammoniak-Konzentration wird hier Mitte April mit  $12,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  wahrscheinlich auch durch die Ausbringung von Gülle erreicht.

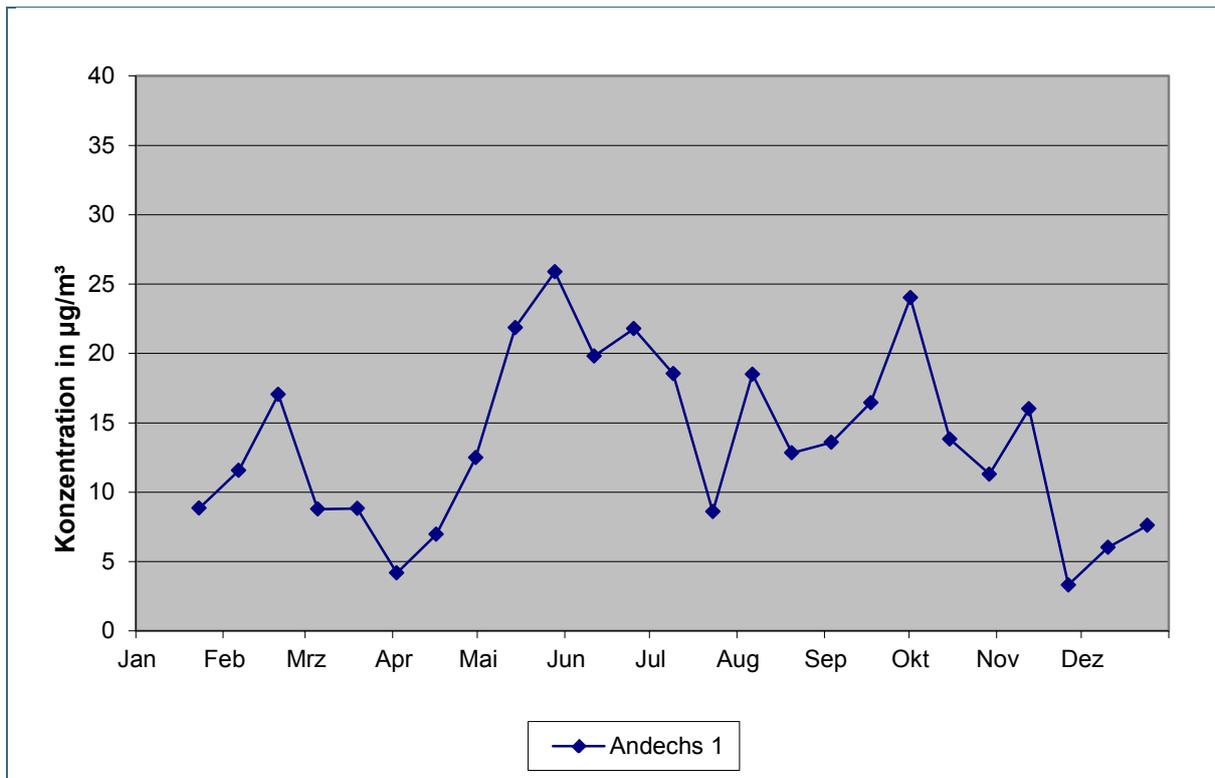


Abb. 20: Jahresverlauf der Ammoniak-Konzentrationen für 2008 in Stallnähe

Von den anfänglich 4 Messorten in Stallnähe wird in diesem Jahr nur noch der Messort Andechs 1 betrieben.

Der Messort Lautrach 1 besteht zwar weiterhin, wurde aber um ca. 350 m auf eine Weide verlegt und wird ab diesem Jahr bei den ländlich geprägten Standorten weiter geführt (Lautrach 2).

Im Jahr 2008 werden am Messort Andechs 1 relativ hohe Ammoniak-Konzentrationen ermittelt, wobei der Jahresverlauf wieder sehr schwankt. Die höchsten Werte wurden Ende Mai ( $25,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) und Anfang Oktober ( $24,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) erreicht, was vermutlich auch mit der Ausbringung der Gülle zusammen hängt.

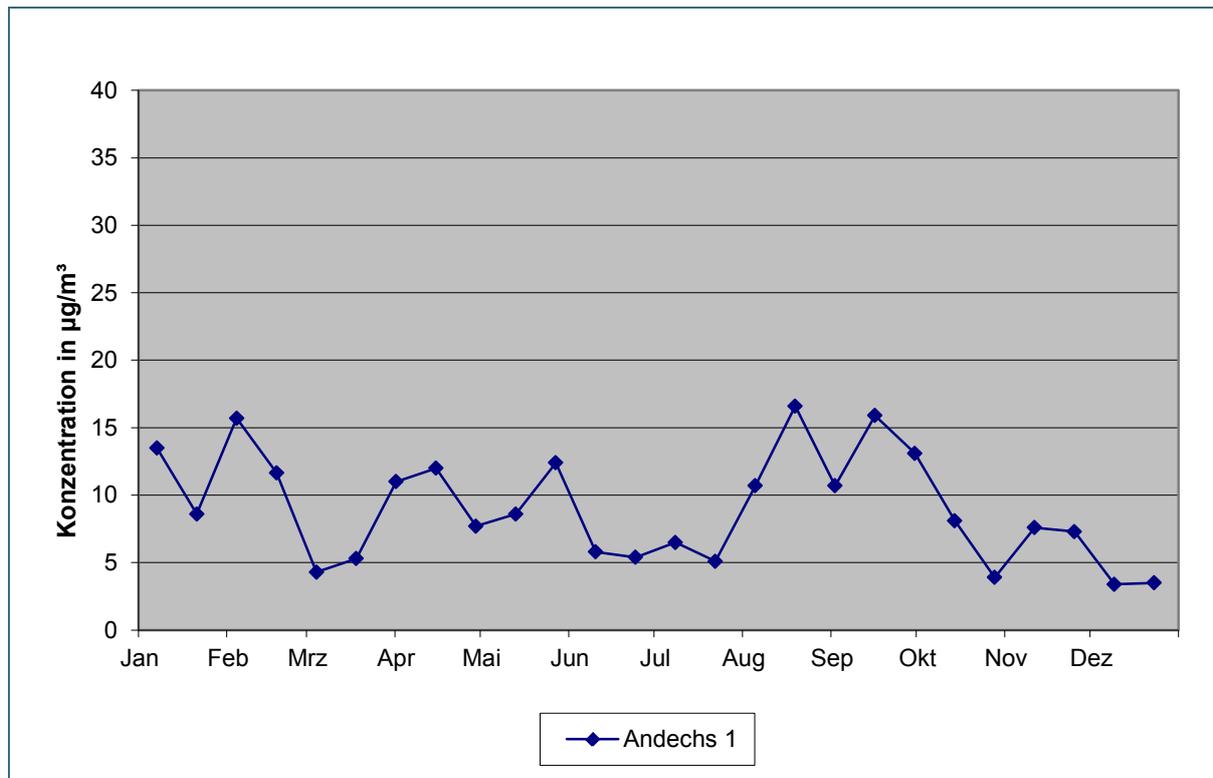


Abb. 21: Jahresverlauf der Ammoniak-Konzentrationen für 2009 in Stallnähe

Erstmals liegen im Jahr 2009 die Ammoniak-Konzentrationen am Messort Andechs 1 unterhalb von  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Auch die jahreszeitlichen Schwankungen verlaufen hier wesentlich moderater, als in den Vorjahren. Dies ist im Zusammenhang mit einer Reduzierung des Hühnerbestandes von durchschnittlich 1400 Tieren auf durchschnittlich 600 Tiere zu sehen. Genauer wurde Ende Mai in diesem Jahr der Stall 1 geräumt, um mit dem Umbau der Entlüftung zu beginnen. Ab diesem Zeitpunkt waren nur noch 480 Hühner im Stall 2 eingestallt. Dies macht sich jedoch bei dem Verlauf der Ammoniak-Konzentrationen nicht bemerkbar. Vielmehr wurden im Februar und im August bis Ende September die höchsten Messwerte mit  $15,7$  bzw.  $16,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  festgestellt. Diese Spitzen lassen sich ebenso wie die erhöhten Werte von Anfang April bis Anfang Juni nur durch Düngevorgänge und/oder der Weidewaltung der Rinder erklären.

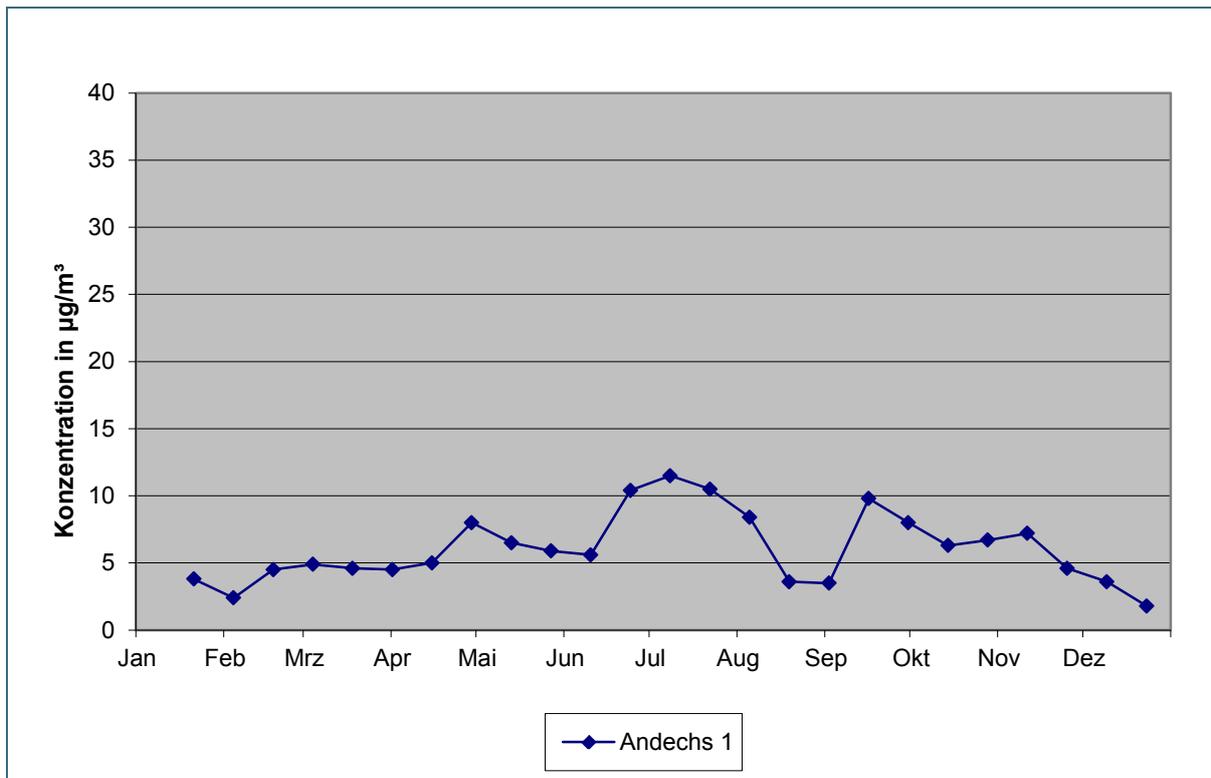


Abb. 22: Jahresverlauf der Ammoniak-Konzentrationen für 2010 in Stallnähe

Die Ammoniak-Konzentrationen am Messort Andechs 1 erreichten im Jahr 2010 das bislang niedrigste Niveau während der gesamten Messzeit. Die höchsten Werte wurden mit  $11,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  im Juli und  $9,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  Mitte September ermittelt, die meisten Werte lagen jedoch deutlich unter  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Im Zeitraum von Juni des letzten Jahres bis Mitte Februar 2010 wurde die Entlüftung des Stalles 1 von einer Seitenwandentlüftung zu einer Entlüftung über Dachfirst umgebaut weshalb der Stall über diesen Zeitraum leer stand. Ab Februar wurden dann wieder 700 Tiere im ersten Stall aufgestellt, während die 480 Tiere aus dem Stall 2 für den Umbau geschlachtet wurden. Dieser Stall wurde erst wieder Mitte Dezember mit 300 Tieren belegt. Das heißt, dass in diesem Jahr nur ungefähr 400 bis 500 Tiere gehalten wurden. Erst ab Dezember wurden wieder 1 000 Tierplätze belegt. Ob die höheren Werte im Ammoniak-Konzentrationsverlauf von Juni bis August, sowie Mitte September in erster Linie auf den Auslauf der Tiere oder andere Einfüsse (Düngung, Weidehaltung, Witterung) zurück zu führen sind, lässt sich nicht klären; vermutlich spielen mehrere dieser Faktoren zusammen.

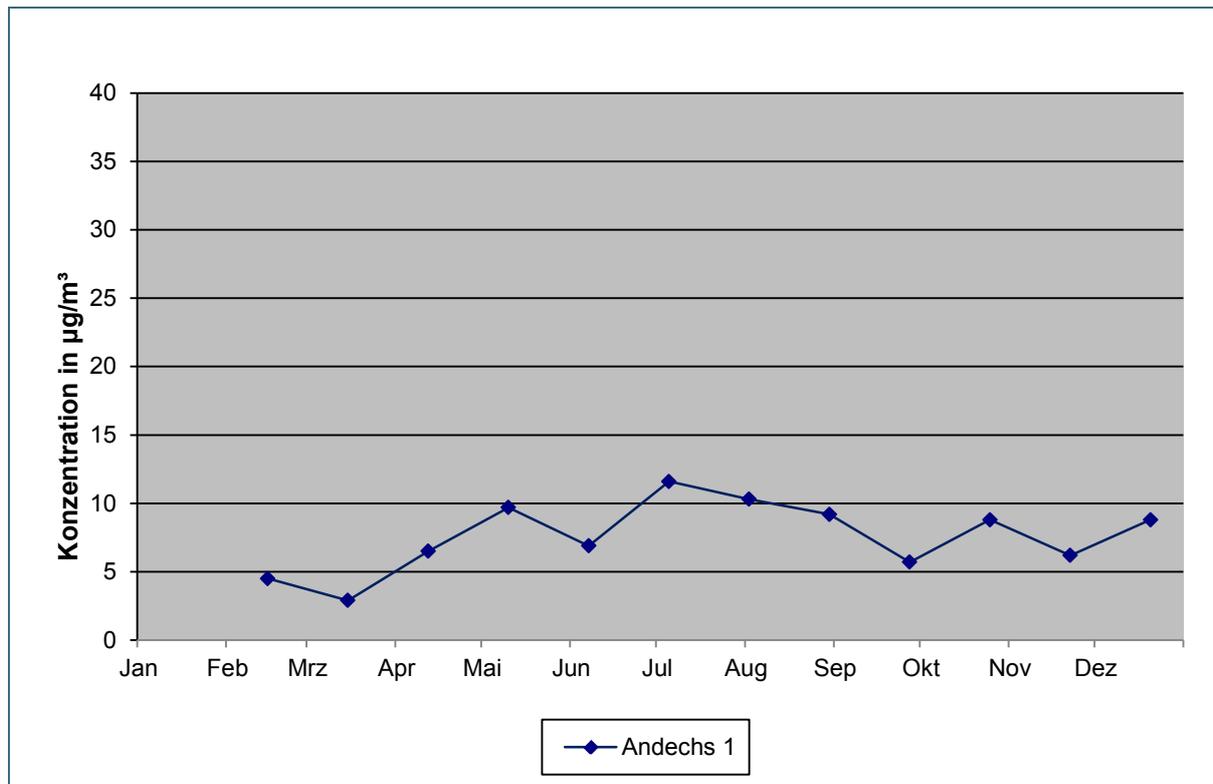


Abb. 23: Jahresverlauf der Ammoniak-Konzentrationen für 2011 in Stallnähe

Der Verlauf der Messwerte am Messort Andechs 1 bleibt 2011 mit einem Maximalwert für Ammoniak von  $11,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  auf dem vergleichsweise niedrigen Niveau des Vorjahres. Durchschnittlich wurden in diesem Jahr insgesamt nur 750 Hühner aufgestallt.

Auch die Schwankungsbreiten der Jahre 2006 bis 2009 nivellieren sich immer mehr ein, wie bereits 2010 erkennbar ist, jetzt aber durch die längeren Probennahmen verstärkt zum Ausdruck kommt. Der Einfluss der Lüftung über Dach kommt hier offensichtlich verstärkt zum Tragen. Emissionsspitzen die auf Gülle- oder Mistausbringung zurück zu führen sind, sind im ganzen Jahr nicht erkennbar.

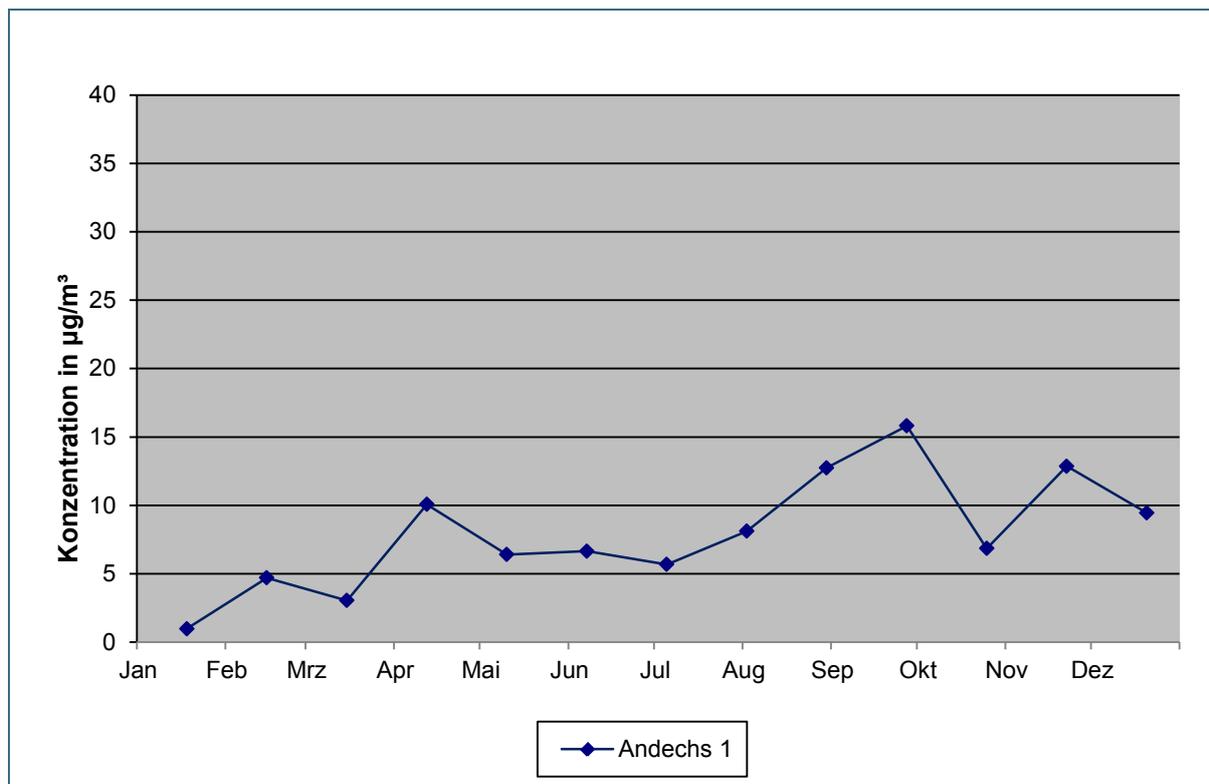


Abb. 24: Jahresverlauf der Ammoniak-Konzentrationen für 2012 in Stallnähe

Am Messort Andechs 1 ist im Jahr 2012 im September ein leichter Anstieg bis auf einen Ammoniakwert von  $15,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  erkennbar; ansonsten bleiben die Messwerte auf dem Vorjahresniveau. Die Erhöhung im September ist aber vermutlich auf die Ausbringung von Hühnermist auf die südlich der Messstelle gelegene Fläche zurück zu führen, da an den Messorten Andechs 2 und 3 zu diesem Zeitpunkt keine Erhöhung der Messwerte vorlag (s. Abb. 29).

### 7.1.2 Jahresverläufe der Ammoniak-Konzentrationen für Messorte in landwirtschaftlich geprägten Gebieten

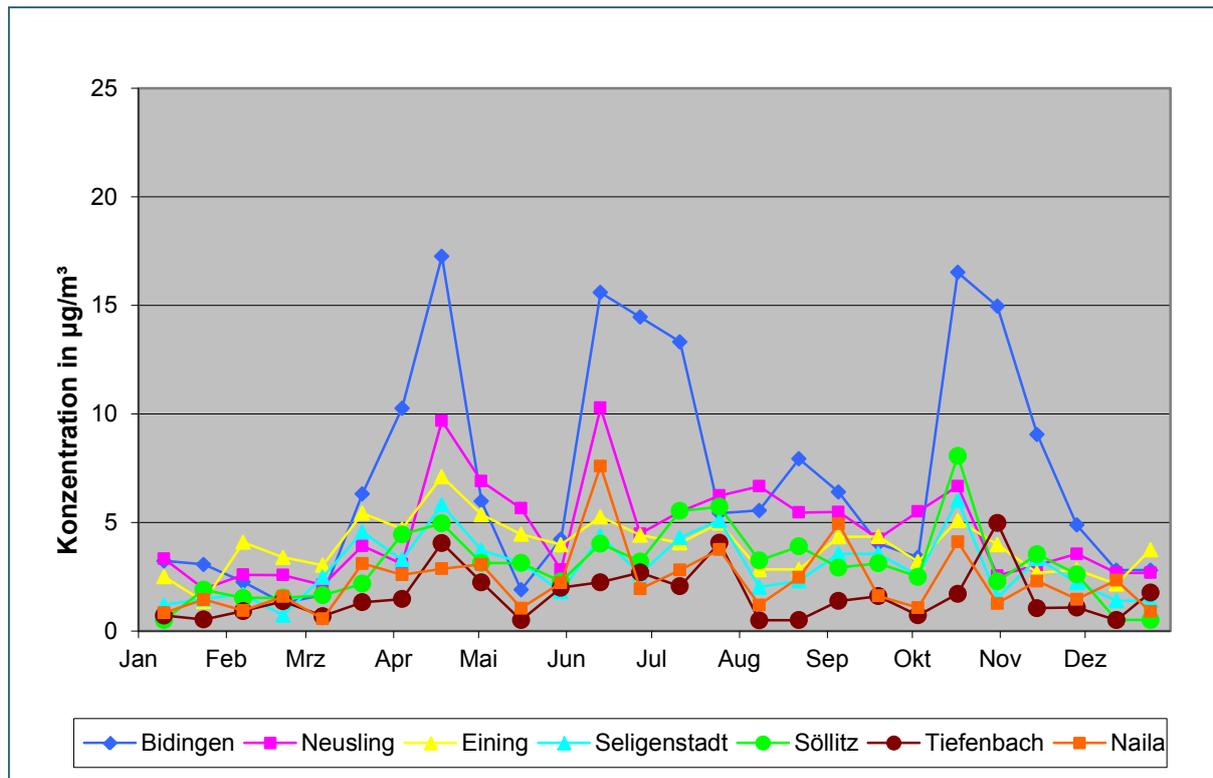


Abb. 25: Jahresverlauf der Ammoniak-Konzentrationen für 2006 in ländlich geprägten Gebieten

Der Messort Bidingen ist aufgrund seiner Lage in unmittelbarer Feldnähe erwartungsgemäß sehr stark von der Gülleausbringung im April/Mai, Juli/August und November/Dezember beeinflusst. Das zeigt sich in diesen Zeitabschnitten mit Ammoniak-Konzentrationen in Höchstwerten von 15,6 - 17,3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Auch an dem feldnahen Messort Neusling fallen besonders in den Zeiträumen Mitte Mai bis Mitte Juni sowie Mitte bis Ende Juli Ammoniak-Spitzen von 9,7 - 10,3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  auf, während die Messwerte des übrigen Jahres bis zu maximal 6,7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  betragen.

Abgesehen von den Spitzenwerten von 7,6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  am dörflich geprägten Messort Naila Ende Juni sowie 8,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  im in Ortsrandlage befindlichen Messort Söllitz im November, liegen die Ammoniak-Konzentrationen für diese Messorte in der gleichen Größenordnung wie an den übrigen Messorten Eining (eingefriedeter Brunnenbereich inmitten von Wiesen und Ackerflächen), Seligenstadt (intensiv bewirtschaftete Fläche des Gutes Seligenstadt) und Tiefenbach (am Rand eines umwaldeten Weilers).

Die Konzentrationsspitzen wurden wahrscheinlich ebenfalls durch Gülleausbringung im näheren Umfeld hervorgerufen.

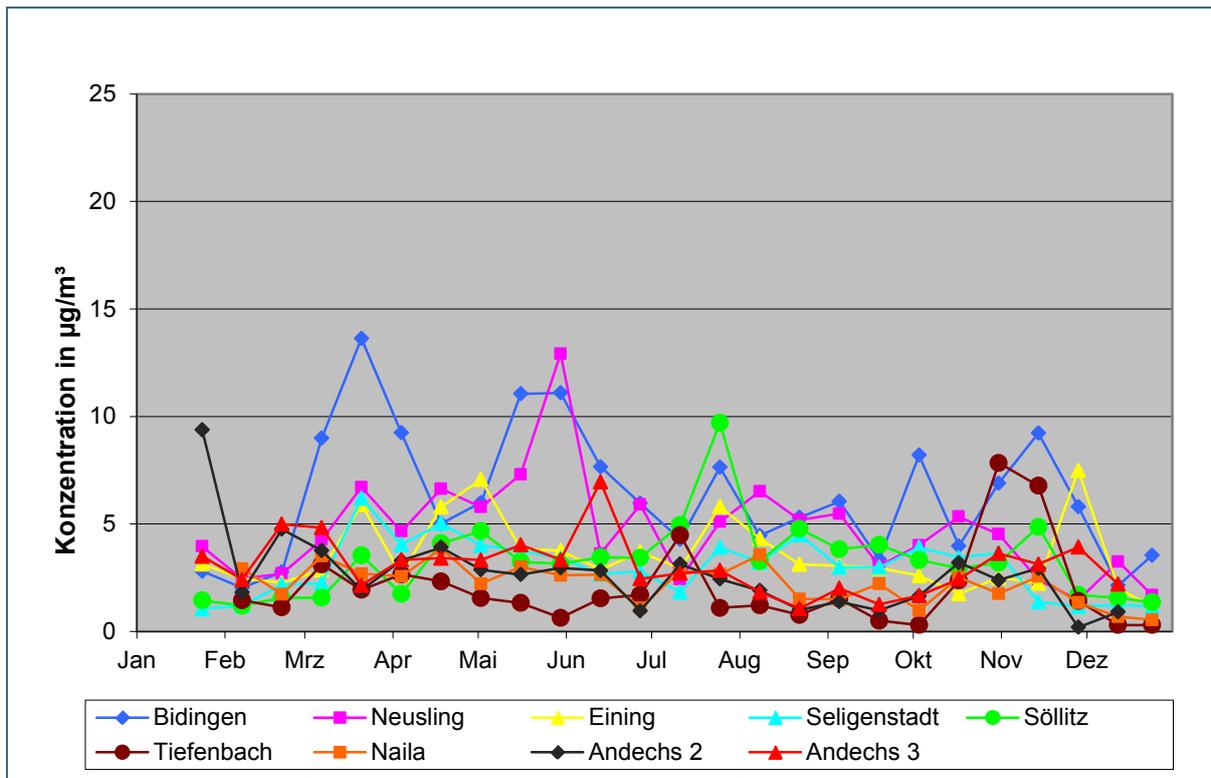


Abb. 26: Jahresverlauf der Ammoniak-Konzentrationen für 2007 in ländlich geprägten Gebieten

Auch im Jahr 2007 ragt der Messort Bidingen mit maximalen Ammoniak-Konzentrationen von bis zu  $13,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  Mitte März aus den übrigen Jahresverläufen heraus. Eine zweite Spitze lässt sich Mitte bis Ende Mai an diesem Messort mit einem Wert von bis zu  $11,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  feststellen. Die übrigen Werte bis zum Ende des Jahres lagen unter  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Am Messort Neusling konnte Ende Mai ein Ammoniak-Spritzenwert von  $12,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ermittelt werden.

Der Messort Eining, an einem Wiesenrand benachbart zu einem Feld gelegen, wies sowohl Anfang Mai als auch Ende November relativ erhöhte Ammoniak-Konzentrationen von bis zu  $7,1$  bis  $7,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  auf.

Auch am Messort Söllitz war eine höhere Konzentration von  $9,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  Ende Juli feststellbar.

Ende Oktober bis Mitte November konnten auch am Messort Tiefenbach, der auf einer Wiese am dörflichen Ortsrand situiert ist, relativ hohe Ammoniak-Konzentrationen von bis zu  $7,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  gemessen werden. Im diesem Jahr wurden am Messort Andechs zwei weitere Messstellen installiert: Der Messort Andechs 2 befindet sich ca. 750 m westlich des Messortes 1 inmitten von Ackerflächen. Der Messort Andechs 3 liegt in ca. 300 m Entfernung nordöstlich des Messortes 1 zwischen Ackerflächen und Waldrand. Diese neu hinzugekommenen Messstellen sind zum Vergleich zum Messort Andechs 1 bei den stallnahen Messorten aufgeführt, obwohl sie eher zu den landwirtschaftlich geprägten Messorten gehören. Der Vergleich der Messorte lässt deutlich den direkten Einfluss der nahen Emittenten erkennen.

An den übrigen Messorten waren bis auf den Januar-Messwert am Messort Andechs 2 ( $9,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) sowie dem Juni-Messwert am Messort Andechs 3 ( $7,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) relativ geringfügige Schwankungen über das Jahr erkennbar. Die Ammoniakspitzen lassen sich - bis auf den Januarwert für Andechs 2 - auf die Gülleausbringung auf nahegelegene Felder bzw. Grünflächen zurückführen. Die Ursache für den hohen Januarwert am Messort Andechs 2 ist nicht bekannt.

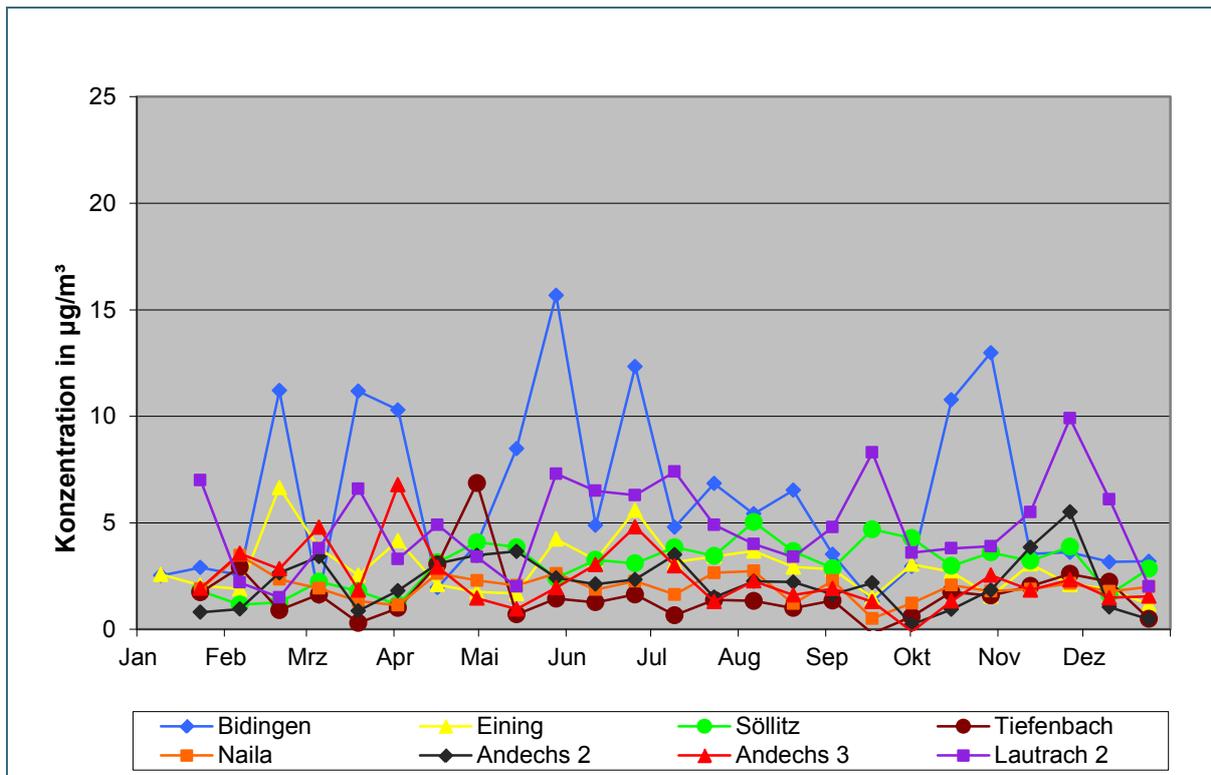


Abb. 27: Jahresverlauf der Ammoniak-Konzentrationen für 2008 in ländlich geprägten Gebieten

Am Messort Bidingen sind im Jahr 2008 das ganze Jahr über relativ große Schwankungen bei der Ammoniak-Konzentration erkennbar. Die höchsten Werte wurden Ende Mai ( $15,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), Ende Juni ( $12,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) sowie Anfang bis Ende Oktober ( $13,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) gemessen. In Tiefenbach konnte Ende April ein relativ hoher Ammoniak-Wert von  $6,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ermittelt werden. Der Messort Eining wies den höchsten Ammoniak-Wert von  $6,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  im Februar auf.

Die Messwerte am Standort Andechs 3 zeigen Anfang April mit  $6,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  den Höchstwert. Für den Messort Andechs 2 wurde mit  $5,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  im Dezember dieses Jahres der höchste Wert ermittelt. An diesem Messort, sowie am Messort Andechs 3 liegen die Werte im weiteren Verlauf ohne größere Schwankungen im Bereich des Vorjahres.

Am Messort Lautrach 2 liegen die Messwerte ungefähr um die Hälfte niedriger als in den Vorjahren am Standort Lautrach 1 (s. Abb. 18, Abb. 19), was auf die Verlegung des Messortes auf eine ca. 350 m von der Hofstelle entfernte Wiese zu erklären ist.

Die übrigen Messwerte des Jahres waren auf relativ gleichbleibendem Level, wie im Vorjahr.

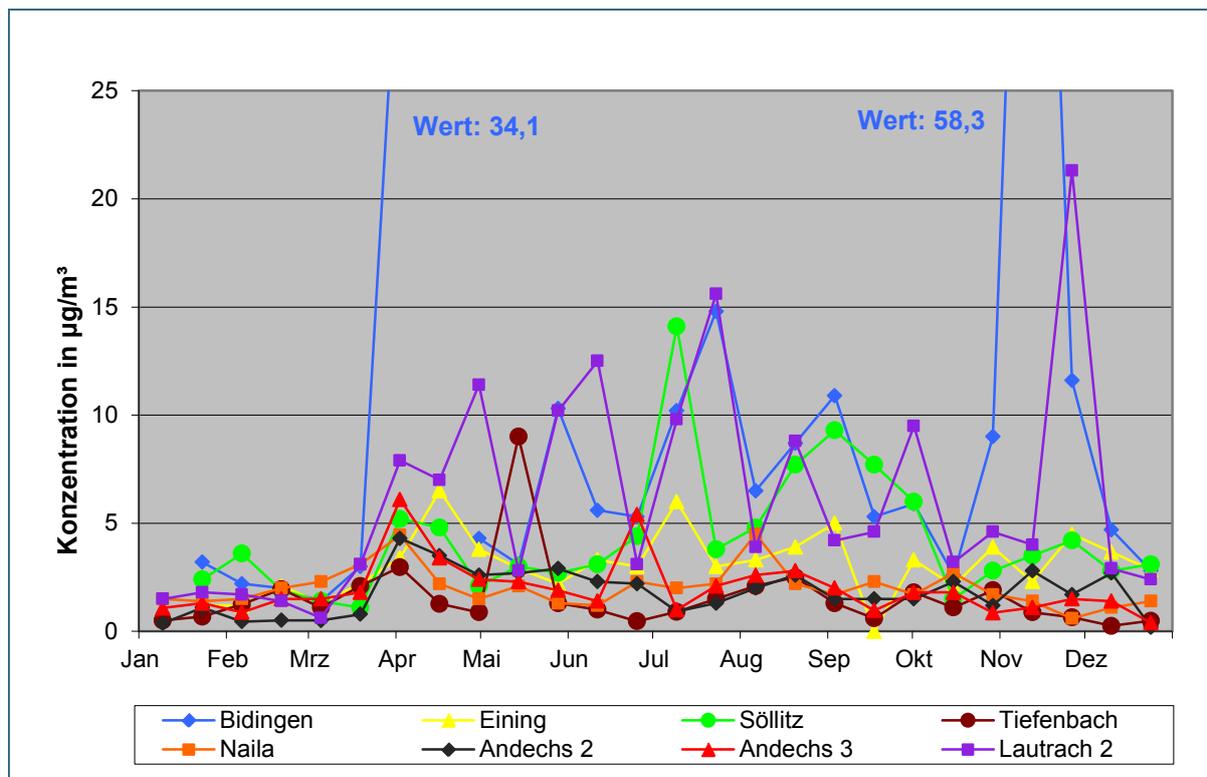


Abb. 28: Jahresverlauf der Ammoniak-Konzentrationen für 2009 in ländlich geprägten Gebieten

Die Ammoniak-Werte am Messort Bidingen schwankten im Jahresverlauf extrem. Mitte März bis Mitte April konnten Werte von bis zu 34,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  und Ende Oktober bis Ende November von bis zu 58,3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ermittelt werden. Diese Werte können sicherlich auf Gülleausbringung in unmittelbarer Nähe des Messortes zurückgeführt werden. Auch Mitte Juli ist mit 14,8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  eine Konzentrationsspitze zu verzeichnen. Diese liegt jedoch im Rahmen von Gülleausbringung auf dem Niveau der Vorjahre. Am Messort Söllitz wurde Anfang Juli ein Höchstwert von 14,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  gemessen. Eine weitere Konzentrationsspitze lässt sich Mitte August bis Ende September mit Werten bis zu 9,3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ausmachen. Ansonsten lagen die Konzentrationswerte an diesem Messort  $\leq 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Am Messort Tiefenbach wurde Mitte Mai ein Höchstwert von 9,0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  gemessen, ansonsten schwankten die Messwerte zwischen 1 bis 3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Die Messwerte für die Messorte Eining, Söllitz und Naila bewegten sich auf dem Niveau der Vorjahre meist unter 5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

An den Messorten Andechs 2 und Andechs 3 wurden im Vergleich zu den Vorjahren keine wesentlichen Veränderungen festgestellt.

Am Messort Lautrach 2 schwanken die Messwerte in diesem Jahr relativ stark im Vergleich zum Vorjahr. Auch die Maximalwerte der Ammoniak-Konzentration liegen mit 15,6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  im Juli und 21,3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  Ende November wesentlich höher als im Jahr zuvor. Zumindest der Novemberwert steht vermutlich im Zusammenhang mit Gülleausbringung auf der Wiese.

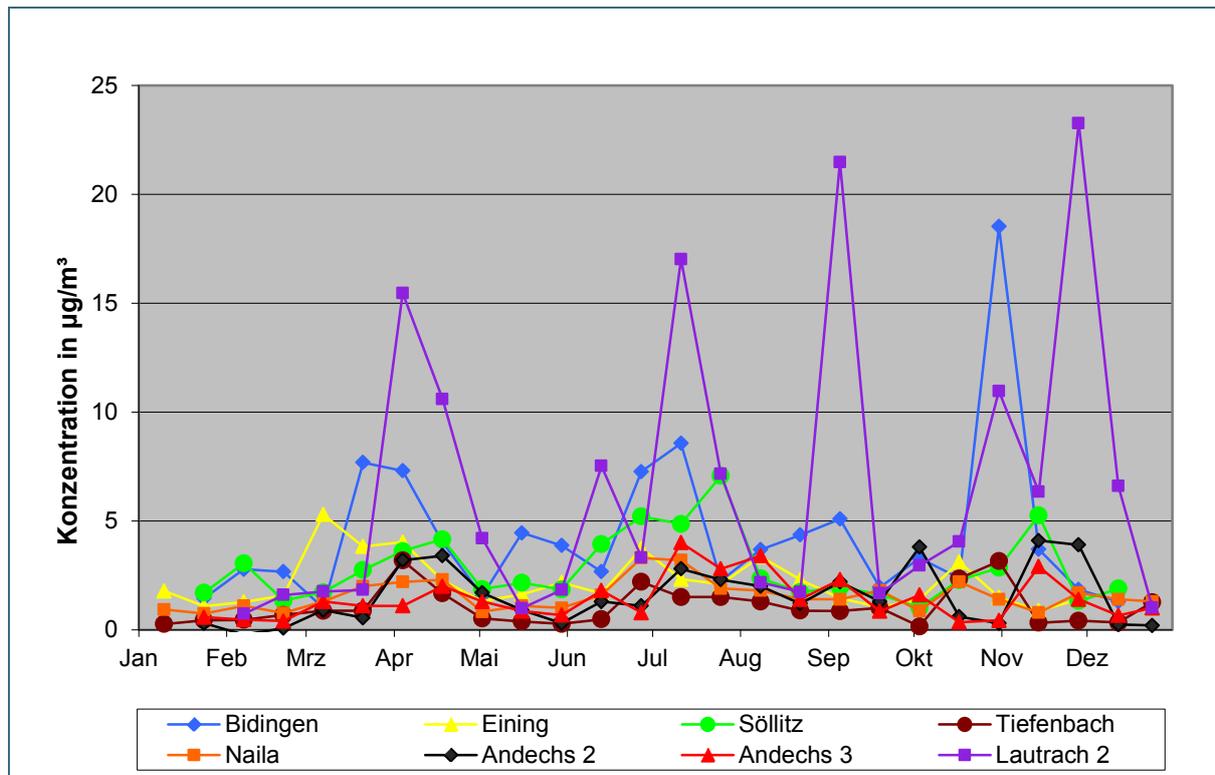


Abb. 29: Jahresverlauf der Ammoniak-Konzentrationen für 2010 in ländlich geprägten Gebieten

Für den Messort Bidingen fällt auch in diesem Jahr ein Spitzenwert von  $18,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  Ende Oktober auf. Dieser Wert sowie die gegenüber dem sonstigen Verlauf erhöhten Werte Mitte März bis Mitte April (bis  $7,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) und im Juli ( $8,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) lassen sich auf die Gülleausbringung auf nahegelegenen Flächen zurückführen.

Am Messort Söllitz erreicht die Ammoniak-Konzentration Ende Juli einen Spitzenwert von  $7,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , ansonsten liegen die Werte im weiteren Jahresverlauf, ebenso wie an den Messorten Eining, Tiefenbach und Naila im Bereich von maximal  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Die Ergebnisse an den Messorten Andechs 2 und Andechs 3 liegen in gleicher Höhe, wie in den Vorjahren.

Die Ammoniak-Konzentrationen am Messort Lautrach unterlagen im Jahr 2010 sehr großen Schwankungen, liegen aber durchschnittlich auf dem Vorjahresniveau. Die Ammoniak-Konzentrationspeaks deuten auf Düngetätigkeiten im April, Juli, September und November hin.

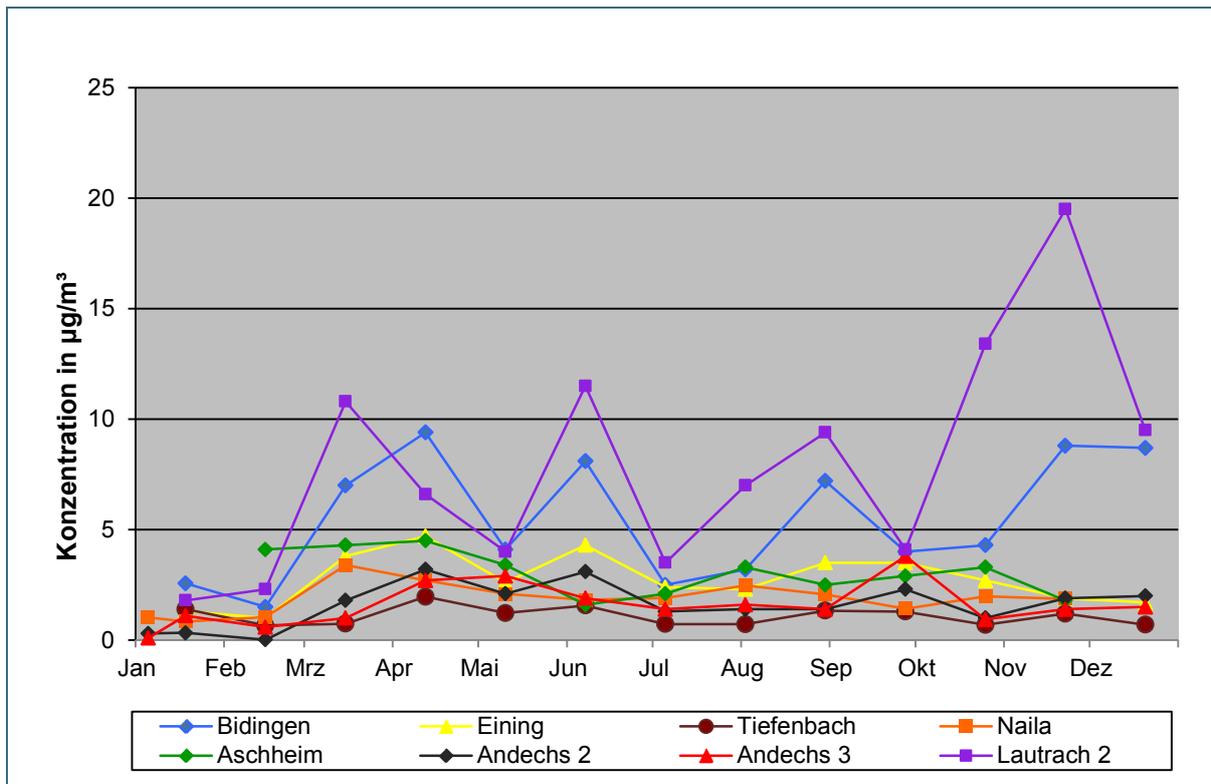


Abb. 30: Jahresverlauf der Ammoniak-Konzentrationen für 2011 in ländlich geprägten Gebieten

Im Jahr 2011 ist der Messort Aschheim zur Erhebung von Messwerten in ländlich geprägten Gebieten hinzugekommen. An diesem Messort fügen sich die Ammoniak-Konzentrationswerte in die üblichen Schwankungsbreiten an den Messorten Eining, Tiefenbach und Naila ein, die den Trend des Vorjahres fortsetzen. Die höchsten Werte an diesen Messorten sind Mitte März/April zu erkennen mit Werten von  $4,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in Eining und Aschheim.

Die Werte am Messort Bidingen setzen sich auch dieses Jahr deutlich von den übrigen Messorten ab. Hier werden Spitzenwerte von  $9,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (April) bis  $8,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (November) erreicht. Der Verlauf in Bidingen ist jedoch deutlich gleichförmiger als in den Vorjahren.

An den Messorten Andechs 2 und Andechs 3 ergeben sich keine wesentlichen Änderungen gegenüber den Vorjahren.

Am Messort Lautrach 2 schwanken die Messwerte in den Monaten März bis September mit Höchstwerten von  $11,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  auf einem relativ moderaten Level, bevor die Messwerte im November und Dezember, wie in den zwei vorangegangenen Jahren auf Werte bis maximal  $19,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ansteigen. Der Verlauf lässt auch in diesem Jahr darauf schließen, dass das Grünland im März, Juni, August und November mit Gülle gedüngt worden ist. Auch hier ist eine Glättung des Konzentrationsverlaufs durch die längeren Probenahmezeiträume erkennbar.

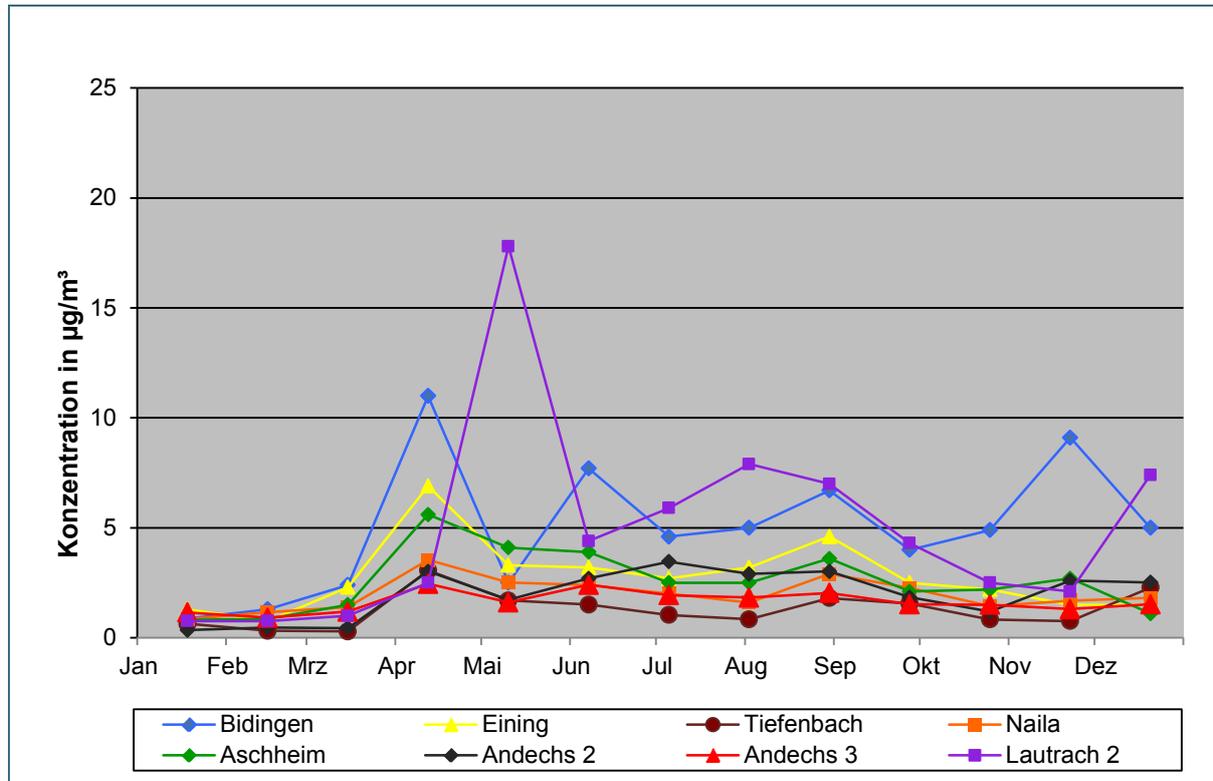


Abb. 31: Jahresverlauf der Ammoniak-Konzentrationen für 2012 in ländlich geprägten Gebieten

Der Jahresverlauf der Ammoniak-Konzentrationen an allen Messorten entspricht im Wesentlichen dem des Vorjahres.

Die höchsten Spitzen an den Messorten Eining ( $6,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) und Aschheim ( $5,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) wurden wieder im April erreicht.

Auch am Messort Bidingen konnte in diesem Zeitraum der höchste Wert mit  $11,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$  festgestellt werden. Ein weiterer Spitzenwert wurde hier im November mit einer Höhe von  $9,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  erreicht. Im Übrigen verliefen die Messwerte wie im Vorjahr auf einem Niveau unter  $10,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Für die Messorte Andechs 2 und 3 sind die Werte vergleichbar mit denen der Vorjahre.

Am Messort Lautrach wurde das Maximum 2012 im Mai mit einem Ammoniakwert von  $17,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ermittelt. Das könnte auf eine Gülleausbringung zurück zu führen sein. Ansonsten liegen die Werte verglichen mit denen der Vorjahre mit maximal  $7,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  auf relativ geringer Höhe für diesen Messort.

### 7.1.3 Jahresverläufe der Ammoniak-Konzentrationen für Messorte in naturnahen Gebieten

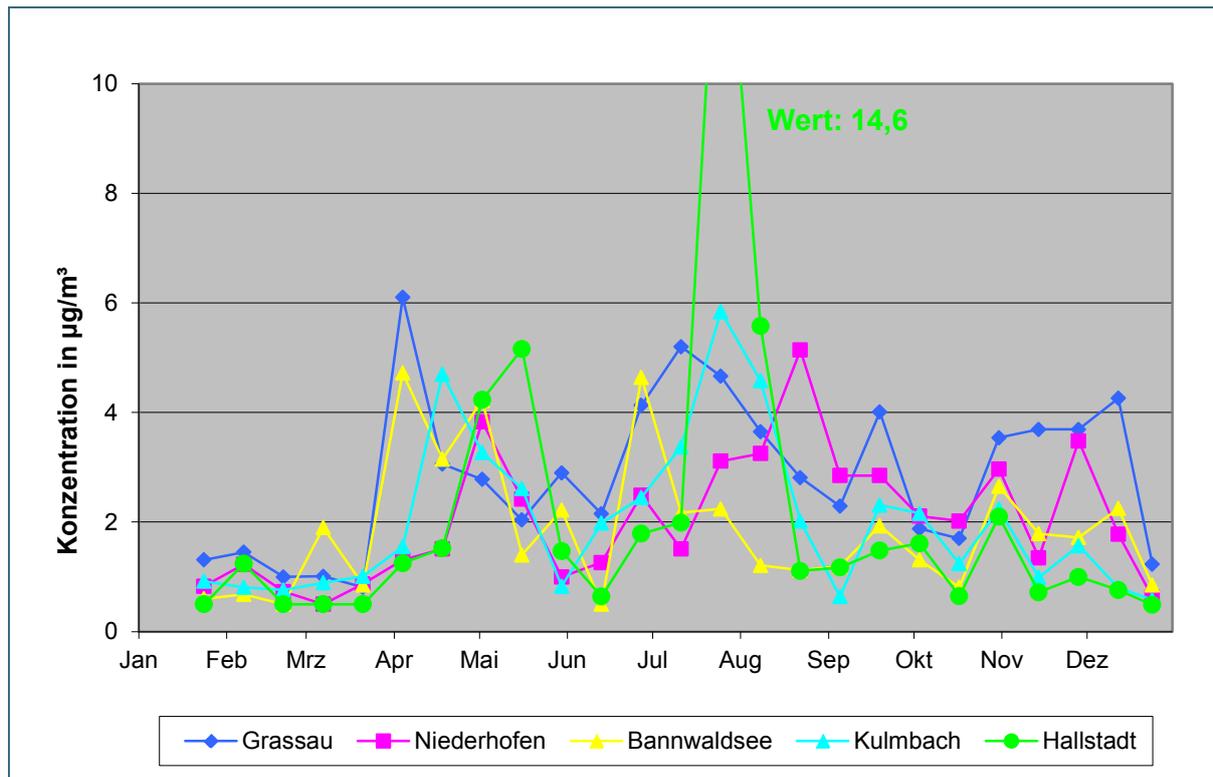


Abb. 32: Jahresverlauf der Ammoniak-Konzentrationen für naturnahe Gebiete 2006

An sämtlichen Messorten in den naturnahen Gebieten liegen die jahreszeitlichen Verläufe, wie erwartet, in der gleichen niedrigen Größenordnung. Es lässt sich deutlich erkennen, dass die Januar- und Februar-, sowie die Dezember-Werte reine, von direkten Emittenten unbeeinflusste Werte für die Ammoniak-Konzentrationen sind, während sich ab März die Einflüsse der Landwirtschaft an vielen Messorten bemerkbar machen.

Lediglich am Messort Hallstadt, der sich in einem Trockenrasenbereich befindet, der durch Wanderschäferei beweidet wird, wurde Ende Juli/ Anfang August 2006 ein erhöhter Ammoniak-Wert von bis zu  $14,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  gemessen. Die erhöhten Werte können also vermutlich auf den Durchzug einer Schafherde zu der betreffenden Zeit zurückgeführt werden, sind also nicht typisch für naturnahe Gebiete.

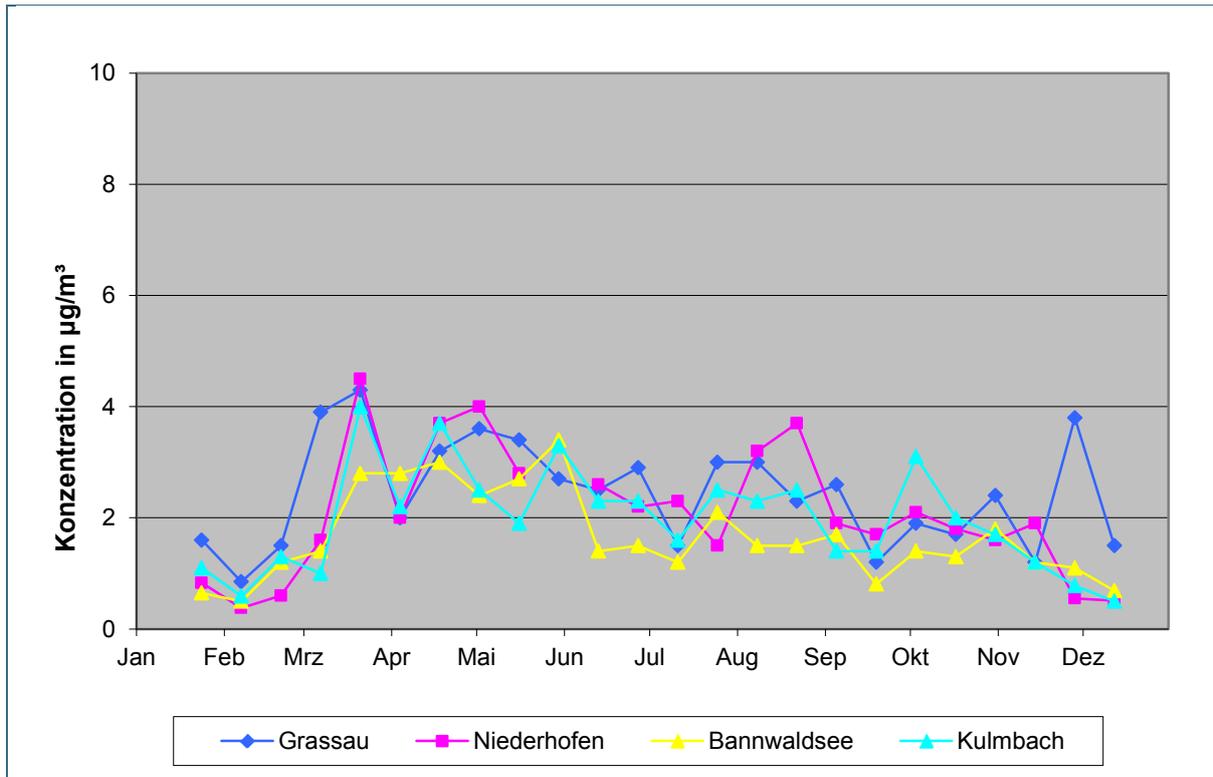


Abb. 33: Jahresverlauf der Ammoniak-Konzentrationen für naturnahe Gebiete 2007

An sämtlichen Messorten liegen die Messwerte für die Ammoniak-Konzentration im Jahr 2007 auf gleichem Niveau unterhalb von  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , wobei die Messwerte erwartungsgemäß in den Wintermonaten nochmals niedriger liegen (mit Ausnahme des November-Wertes für den Messort Grassau) als im übrigen Jahresverlauf.

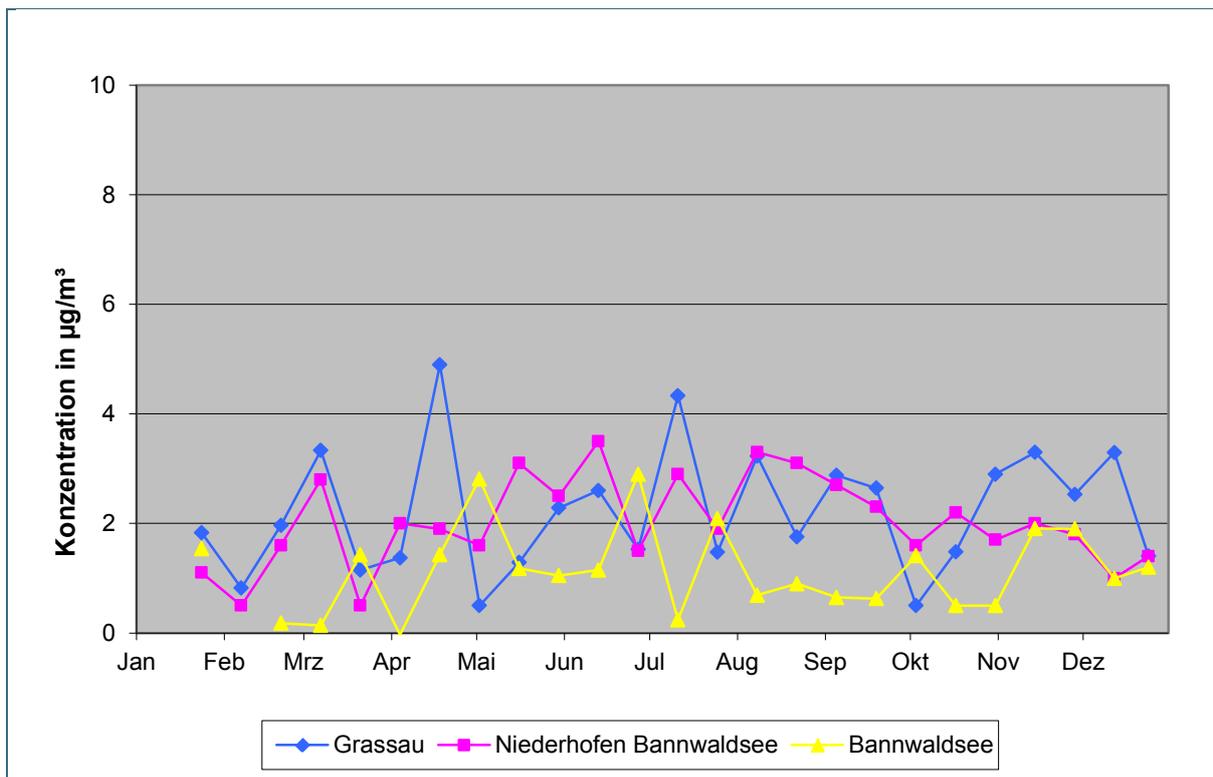


Abb. 34: Jahresverlauf der Ammoniak-Konzentrationen für naturnahe Gebiete 2008

Die Schwankungen im Jahr 2008 sind an allen Messorten deutlicher ausgeprägt, als im Vorjahr. Die Ammoniak-Konzentrationen liegen jedoch mit maximal 4,9  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  unterhalb von 5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

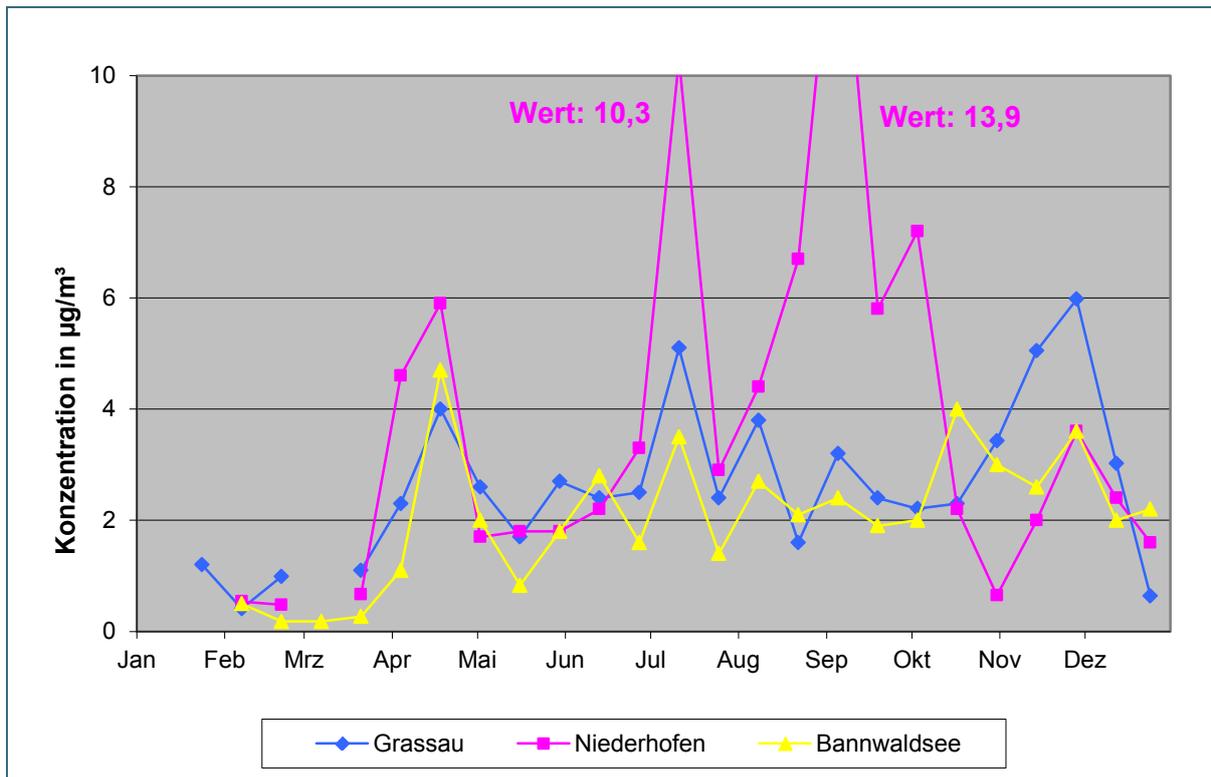


Abb. 35: Jahresverlauf der Ammoniak-Konzentrationen für naturnahe Gebiete 2009

Im Jahr 2009 liegen die Ammoniak-Konzentrationen aufgrund der anhaltenden kalten Witterung bis Mitte März sehr niedrig. Es schließt sich an allen Messorten ein stark schwankender Bereich über das restliche Jahr an.

Die Messwerte liegen für Grassau und Bannwaldsee  $\leq 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Am Messort Niederhofen hingegen gehen die Werte im Juli mit  $10,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  sowie im September mit  $13,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  deutlich in die Höhe.

Eine mögliche Begründung dieser für den Messort Niederhofen recht hohen Werte ist die Düngetätigkeit bei entsprechender Windrichtung auf dem in der Nähe (130 m) gelegenen Acker in diesen Zeiten.

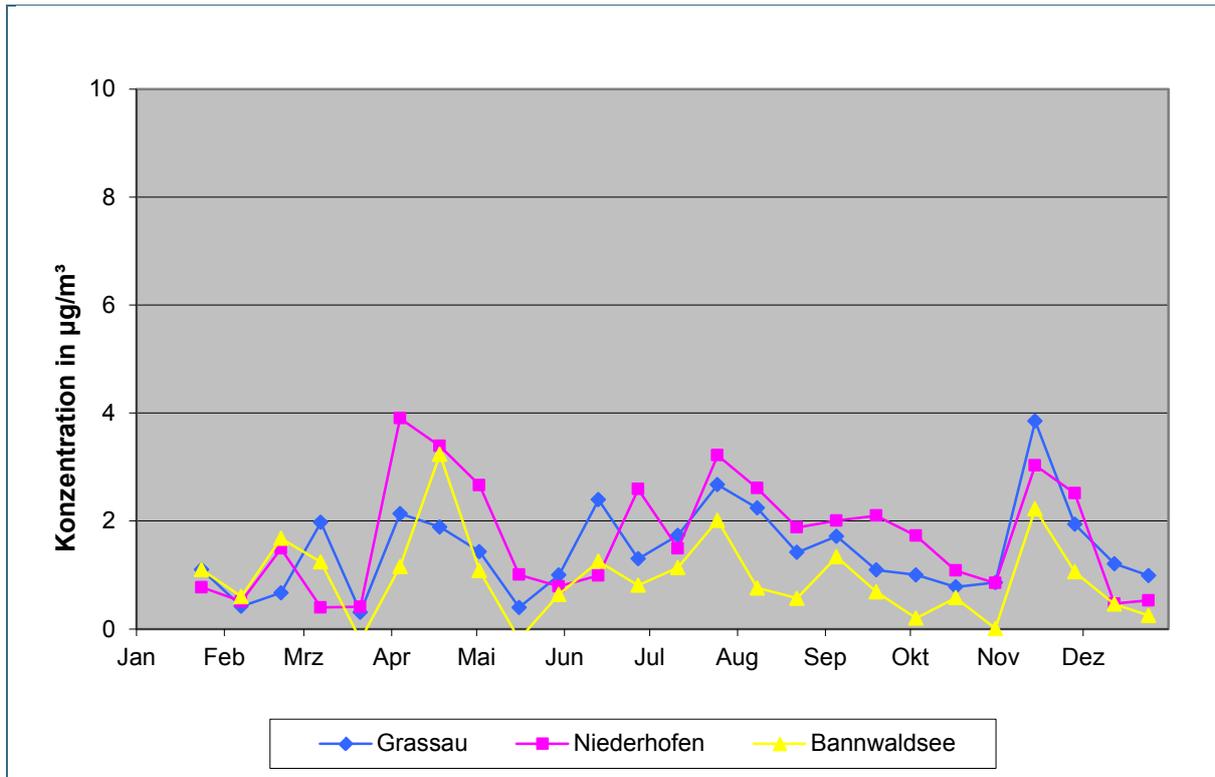


Abb. 36: Jahresverlauf der Ammoniak-Konzentrationen für naturnahe Gebiete 2010

Die Messwerte für die Ammoniak-Konzentrationen liegen im Jahr 2010 für alle Messorte mit Werten bis maximal  $3,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  auf gleichbleibend niedrigem Niveau. Auch der Verlauf für den Messort Niederhofen pendelt sich wieder auf das Niveau der Vorjahre ein.

Im Januar/Februar lagen die Messwerte an allen Messorten relativ gering.

Es fällt in diesem Jahr besonders auf, dass an allen Messorten auf unterschiedlichem Niveau ähnliche Verläufe vorlagen. Das ist wahrscheinlich auf die großräumige Wetterlage zurück zu führen.

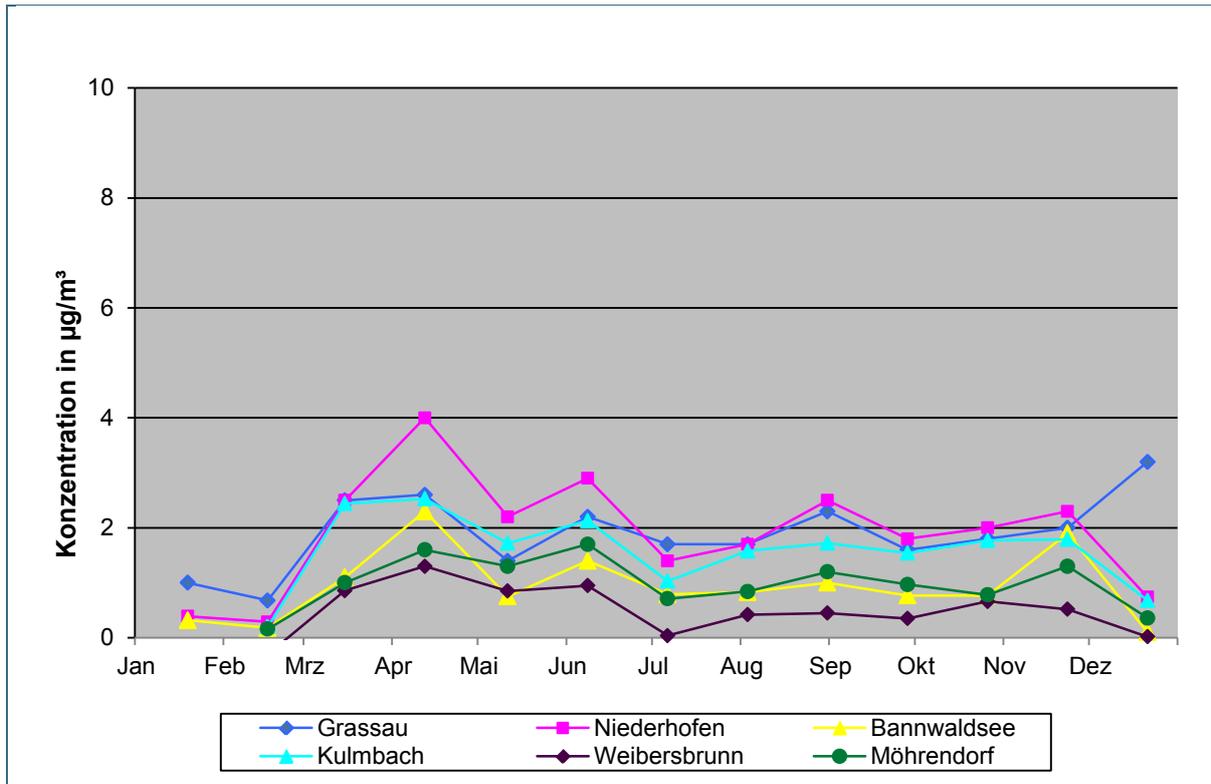


Abb. 37: Jahresverlauf der Ammoniak-Konzentrationen für naturnahe Gebiete 2011

Im Jahr 2011 sind zwei neue Messorte in naturnahen Gebieten (Dauerbeobachtungsstationen) in das Messprogramm aufgenommen worden: Weibersbrunn und Möhrendorf.

Beide Messorte werden extensiv als Grünland genutzt und sind von Waldflächen umgeben. Demnach liegen die Ammoniak-Konzentrationen erwartungsgemäß auf sehr niedrigem Niveau. Die Messwerte fügen sich mit Höchstwerten von  $1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Weibersbrunn) und  $1,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Möhrendorf) in die der übrigen naturnahen Messorte unauffällig ein.

Mit Ausnahme der Messwerte in Höhe von  $4,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$  am Messort Niederhofen (April) sowie  $3,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  am Messort Grassau (Dezember) schwanken die Messwerte an allen Messorten unter  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Auch die ähnlichen Jahresverläufe sind an allen Messorten wieder deutlich ausgeprägt.

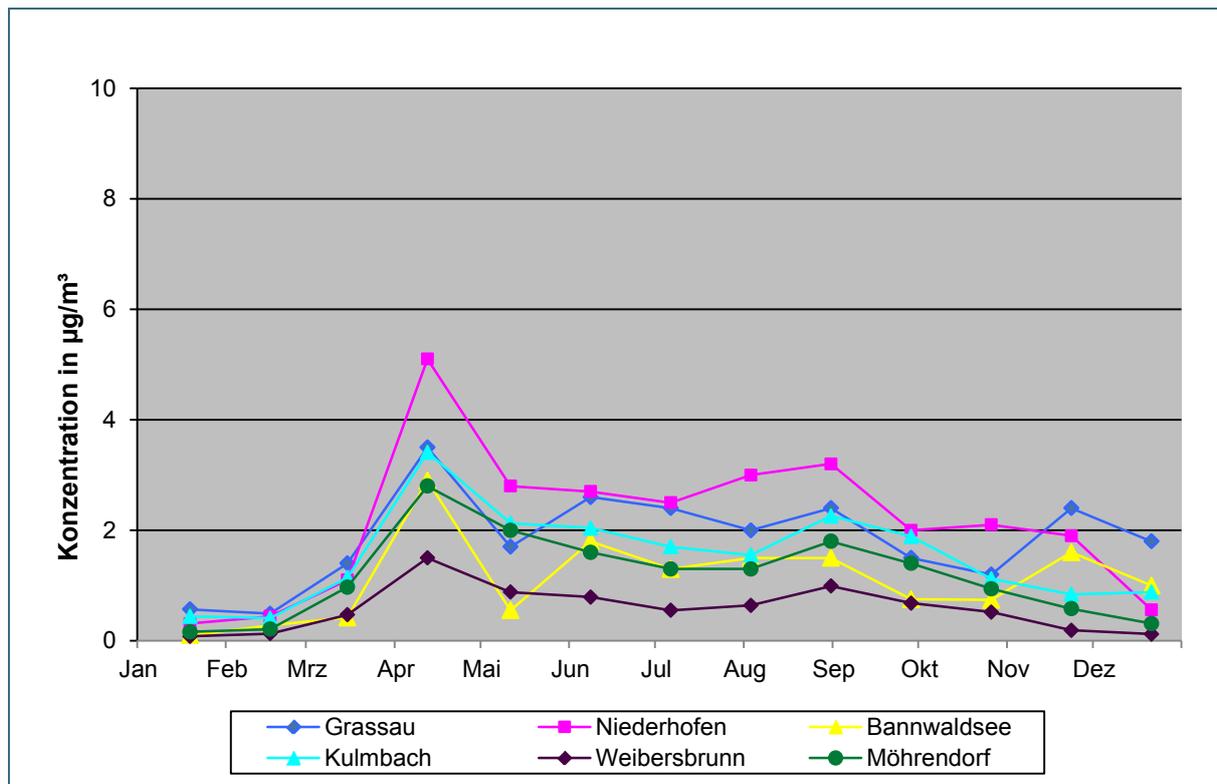


Abb. 38: Jahresverlauf der Ammoniak-Konzentrationen für naturnahe Gebiete 2012

An allen Messorten liegen die Aprilwerte z. T. deutlich höher als die Werte im weiteren Jahresverlauf. Besonders fällt die Erhöhung am Messort Niederhofen ins Gewicht. Ansonsten lagen die Messwerte an den Messorten im Bereich des Vorjahres, wobei im Oktober die Werte an allen Standorten leicht absinken.

### 7.1.4 Jahresverläufe der Ammoniak-Konzentrationen für Messorte in stark verkehrsbelasteten Gebieten im Vergleich zum Stadt- bzw. Ortsrand

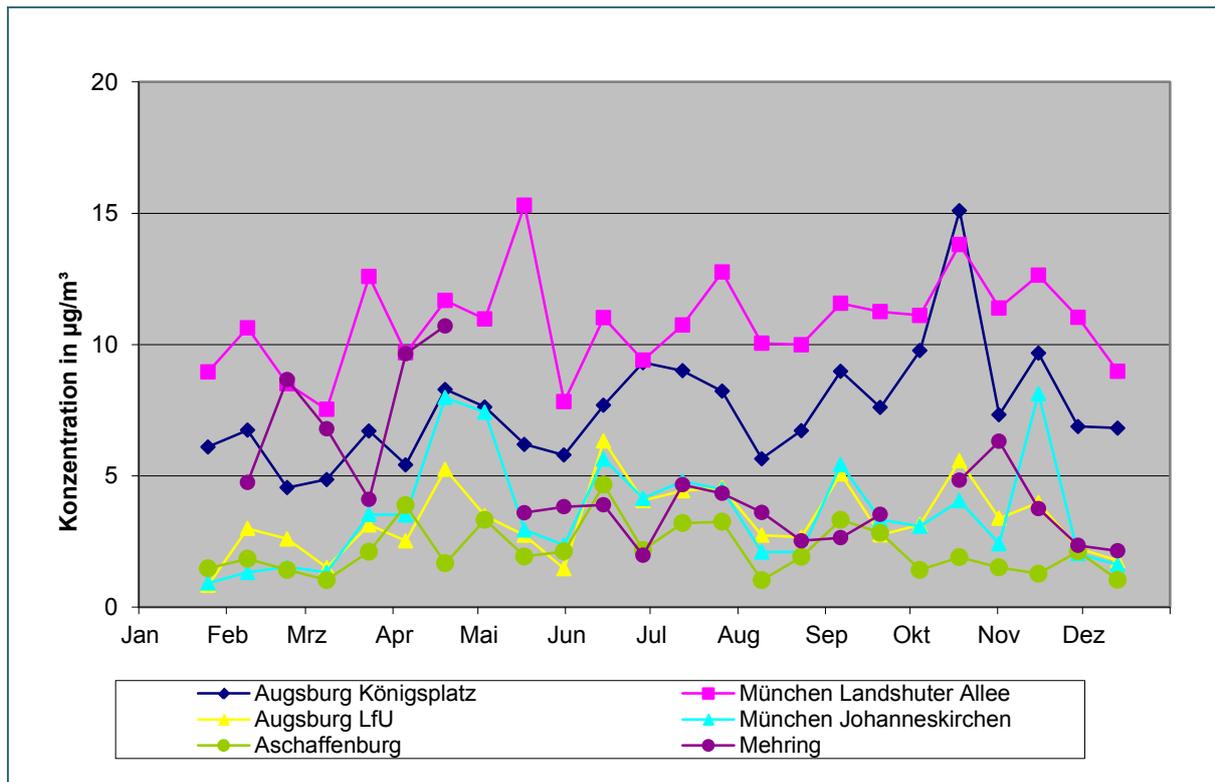


Abb. 39: Jahresverlauf der Ammoniak-Konzentrationen an stark verkehrsbelasteten Standorten im Vergleich zum Stadtrand 2006

Die Konzentrationen der Ammoniak-Messungen, bei denen es sich für die verkehrsbelasteten Standorte Augsburg Königsplatz und München Landshuter Allee im Grunde genommen um Emissionsmessungen handelt, liegen erwartungsgemäß deutlich höher als die Messwerte im Stadt- bzw. Ortsrandbereich.

Lediglich die Werte für Februar bis Mai am Ortsrand von Mehring sowie die Werte im Mai und November für das Stadtrandgebiet München Johanneskirchen liegen mit Werten von maximal  $10,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in der Größenordnung der Messwerte der verkehrsbelasteten Standorte. Das hängt vermutlich mit der direkten Nähe zu landwirtschaftlichen Nutzflächen zusammen, auf denen im Mai bzw. November Gülle aufgebracht worden sein könnte. Am Königsplatz in Augsburg wird der Maximalwert im Oktober mit  $15,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  gemessen, der sich vom übrigen Niveau für diesen Standort, das unter  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  Ammoniak beträgt, deutlich abhebt. Die höchsten Werte wurden im Bereich der Landshuter Allee in München gemessen. Der durchschnittliche Wert lag hier bei  $10,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  Ammoniak, der höchste hier gemessene Wert betrug  $15,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Mai).

Die Schwankungen an den verkehrsnahen Standorten sind sicherlich stark vom jeweiligen Verkehrsaufkommen abhängig. Während an den Stadt- bzw. Ortsrandgebieten die Witterung (Windgeschwindigkeit und Temperatur) aber auch andere Faktoren, wie z.B. landwirtschaftliche Abläufe, die Höhe der Ammoniak-Konzentrationen beeinflussen.

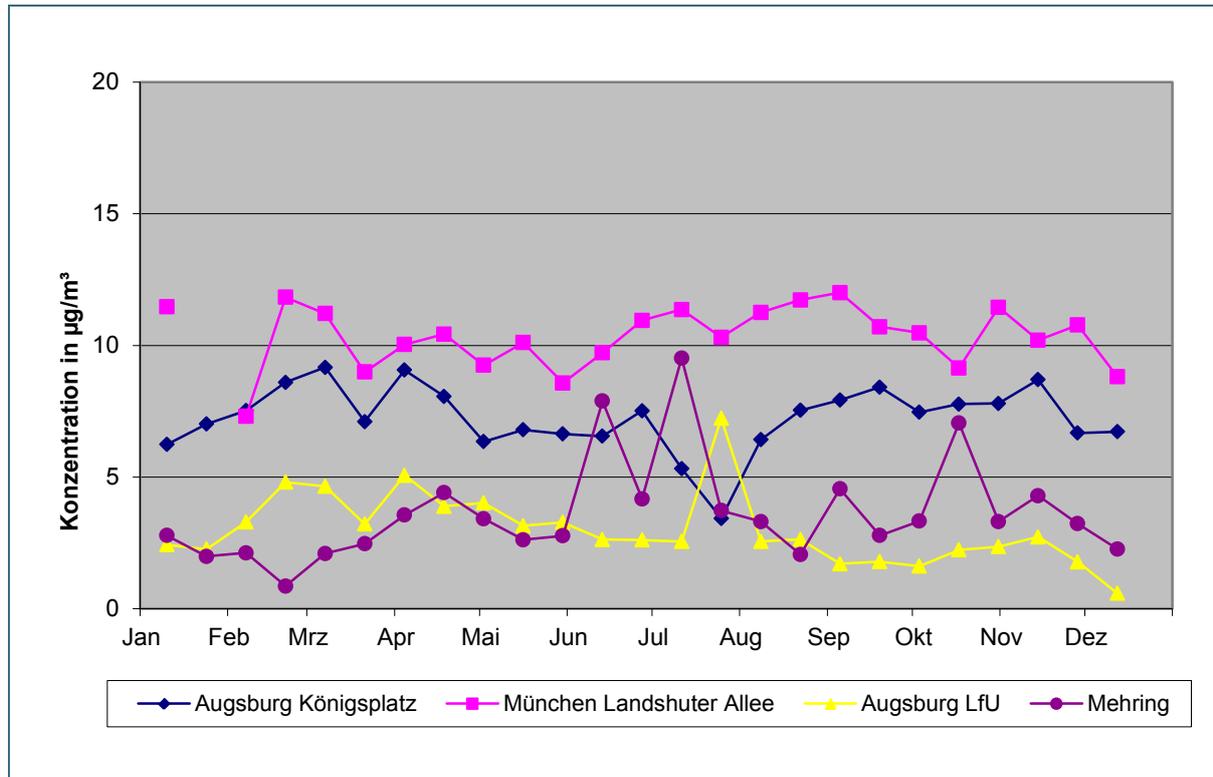


Abb. 40: Jahresverlauf der Ammoniak-Konzentrationen an stark verkehrsbelasteten Standorten im Vergleich zum Stadtrand 2007

Die Messorte Aschaffenburg und München Johanniskirchen werden ab diesem Jahr nicht mehr beprobt.

Auch im Jahr 2007 lagen die Ammoniak-Konzentrationen an den stark verkehrsbelasteten Standorten, mit Ausnahme derer am Messort Mehring, im Juni/Juli mit maximal 9,5 µg/m³ und im Oktober mit 7,1 µg/m³ sowie im Juli am Messort Augsburg LfU (7,2 µg/m³) deutlich höher als im Stadtrandgebiet. Der Standort München Landshuter Allee mit einem Mittelwert von 10,3 µg/m³ Ammoniak lag dabei erwartungsgemäß wieder höher als der Messort Augsburg Königsplatz mit einem mittleren Wert von 7,2 µg/m³ Ammoniak.

Auffällig ist, dass die Verläufe an den einzelnen Messorten - abgesehen von den oben genannten Ausnahmen – auf unterschiedlichem Niveau relativ ähnlich sind, was wahrscheinlich auf die großräumige Wetterlage zurück zu führen ist.

Der relativ hohe Ausschlag des Juliwertes am Messort „Augsburg LfU“ ist vermutlich im Zusammenhang mit Bauarbeiten auf dem Gelände des LfU zu sehen; die erhöhten Messwerte am Standort Mehring auf die Düngetätigkeit nahegelegener landwirtschaftlicher Nutzflächen.

Die Ammoniak-Konzentrationen für den Messort Mehring schwanken zwischen den Jahresverläufen für 2006 und 2007 zwar relativ stark, die Differenz der Jahresmittelwerte lag zwischen 4,6 µg/m³ (2006) und 3,6 µg/m³ (2007) im Bereich der Messunsicherheit.

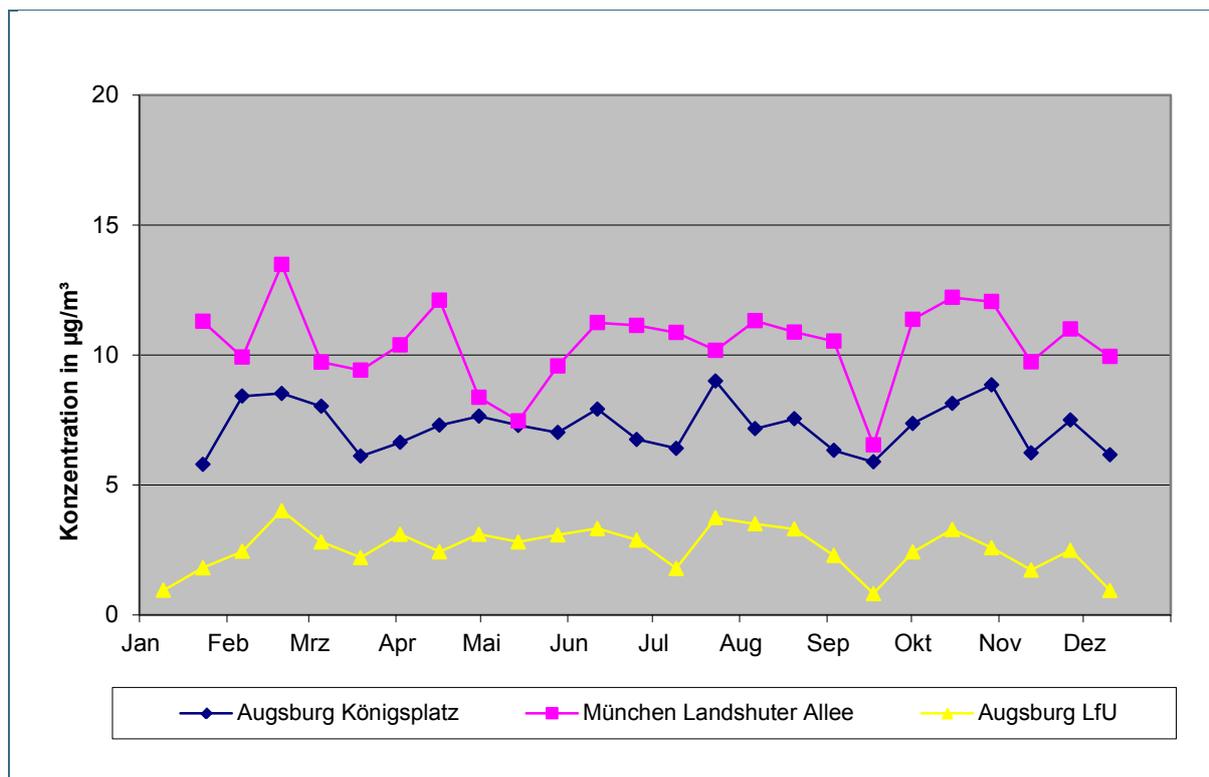


Abb. 41: Jahresverlauf der Ammoniak-Konzentrationen an stark verkehrsbelasteten Standorten im Vergleich zum Stadtrand 2008

Von den anfänglich 6 Messorten verbleiben ab diesem Jahr nur noch 3 Standorte für diese Gebietskategorie. Auch für 2008 bietet sich ein ähnliches Bild, wie in den Vorjahren mit den Mittelwertender einzelnen Messorte auf gleichem Niveau. Auch 2008 zeigt sich, dass die Messwerte der Standorte Augsburg Königsplatz und LfU in der zweiten Jahreshälfte wahrscheinlich aufgrund der großräumigen Wetterlage auf unterschiedlichem Niveau in etwa parallel verlaufen.

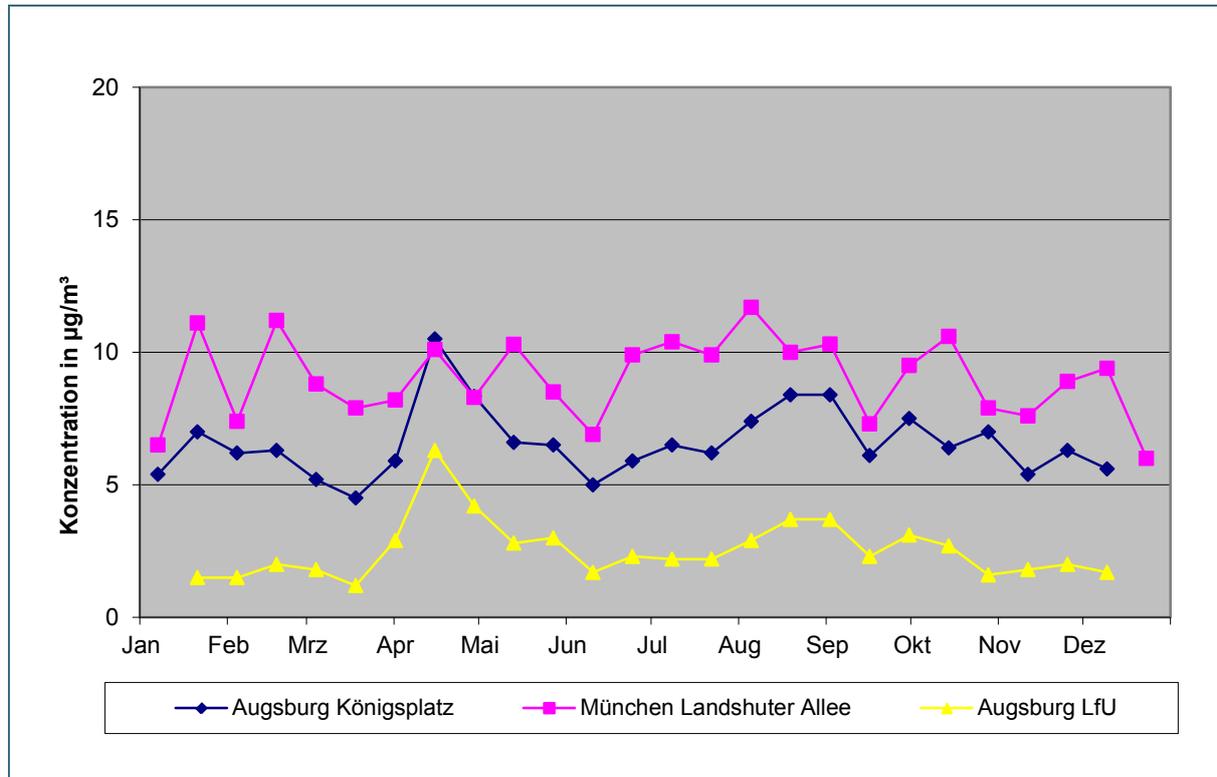


Abb. 42: Jahresverlauf der Ammoniak-Konzentrationen an stark verkehrsbelasteten Standorten im Vergleich zum Stadtrand 2009

Erstmals lagen die Mittelwerte für die verkehrsnahen Messorte in diesem Jahr mit  $9,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$  Ammoniak für die Landshuter Allee in München und  $6,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  Ammoniak für Augsburg Königsplatz geringfügig niedriger als in den Vorjahren, während die Ammoniak-Konzentrationen im Stadtrandbereich ungefähr gleich blieben.

Der nahezu parallele Verlauf besonders an der Messorten „Augsburg Königsplatz“ und „Augsburg LfU Stadtrand“ setzt sich auch in diesem Jahr fort.

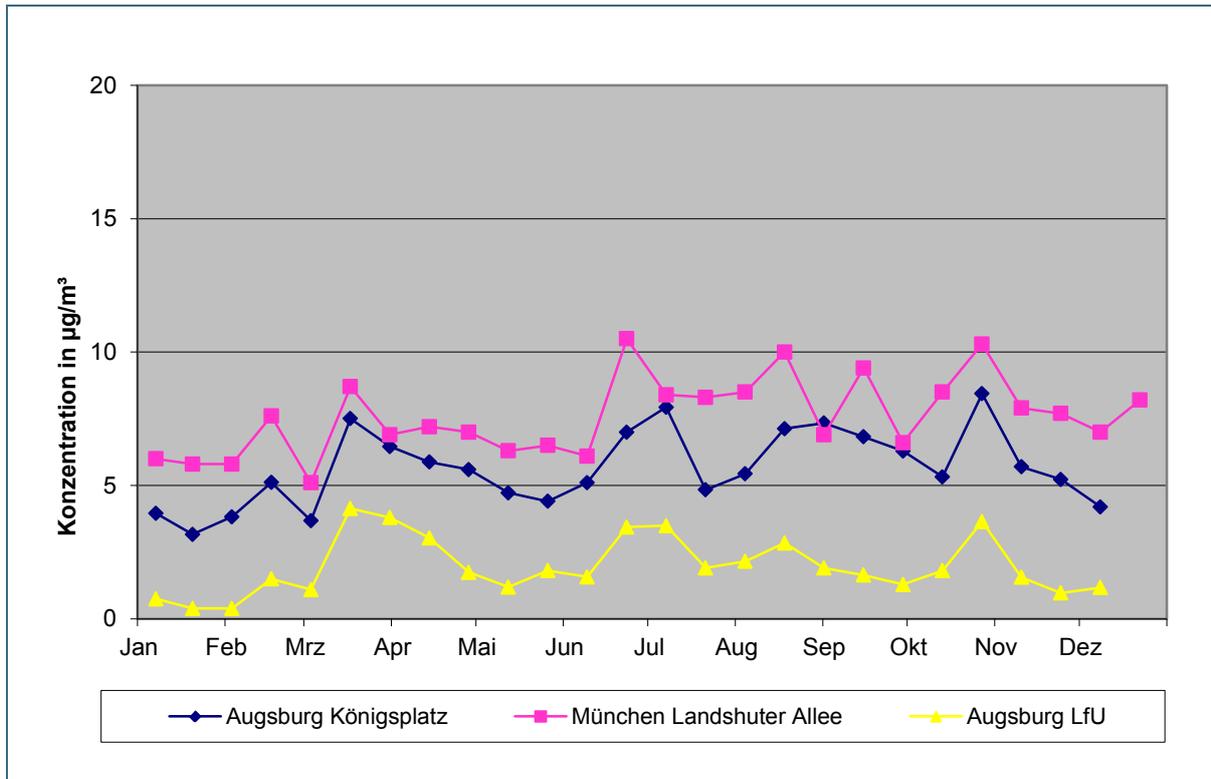


Abb. 43: Jahresverlauf der Ammoniak-Konzentrationen an stark verkehrsbelasteten Standorten im Vergleich zum Stadtrand 2010

Eine weitere geringfügige Verminderung der Ammoniak-Konzentrationen ließ sich an allen Messorten feststellen, wobei die Konzentrationen im Stadtrandbereich wie erwartet wieder deutlich unter denen an den verkehrsbelasteten Standorten lagen. Am deutlichsten zeichnete sich die Abnahme der Ammoniak-Konzentration am Messort Augsburg Königsplatz ab. Hier ging der Jahresmittelwert von 6,6 µg/m<sup>3</sup> 2009 auf 5,6 µg/m<sup>3</sup> zurück. Aber auch an der Landshuter Allee fiel der Jahresmittelwert von 9,0 µg/m<sup>3</sup> im Jahr 2009 auf einen mittleren Wert von 7,6 µg/m<sup>3</sup> im Jahr 2010 ab.

Der parallele Verlauf der Ammoniak-Konzentrationen an allen drei Messorten in der ersten Jahreshälfte sowie zwischen Augsburg Königsplatz und LfU im zweiten Halbjahr ist in diesem Jahr wieder gut ausgeprägt und zeigt den Einfluss der großräumigen Wetterlage.

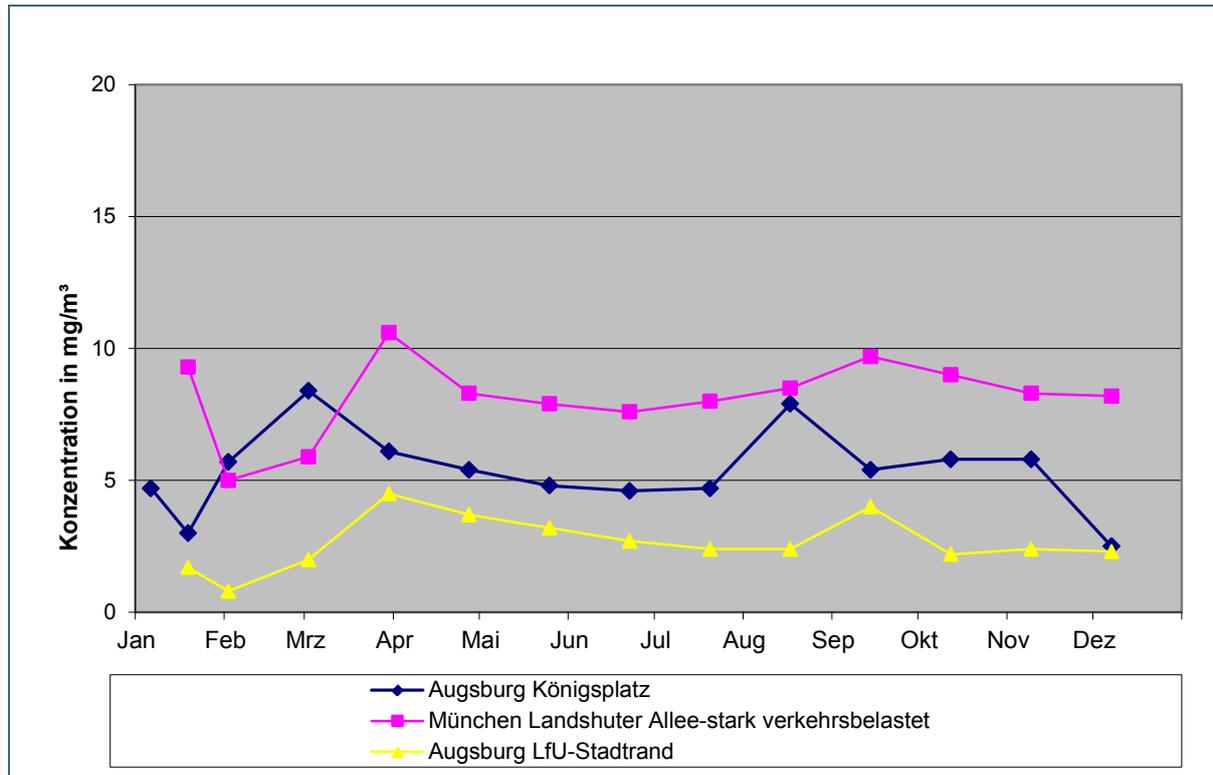


Abb. 44: Jahresverlauf der Ammoniak-Konzentrationen an stark verkehrsbelasteten Standorten im Vergleich zum Stadtrand 2011

Ab April fallen die Monatsmittel allgemein ab. Am Königsplatz liegt der Monatsmittelwert zwischen August und September auf gleichem Niveau wie im März und sinkt im September und nochmal im November wieder deutlich ab.

An den beiden übrigen Messorten steigen die Monatsmittel zum September hin leicht an und sinken schließlich zum Jahresende hin ab (Landshuter Allee) bzw. bleiben auf gleichem Niveau (LfU - Stadtrand).

Der Jahresmittelwert der Ammoniak-Konzentrationen fällt am Messort Augsburg Königsplatz im Vergleich zum Vorjahr leicht ab ( $5,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), an den beiden übrigen Messorten steigen die Jahresmittel wieder leicht an auf Werte von  $8,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (München-Landshuter Allee) und  $2,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Augsburg LfU Stadtrand).

Der parallele Verlauf der Ammoniak-Konzentrationen an den Messorten München Landshuter Allee und Augsburg LfU ist in diesem Jahr sehr ausgeprägt und zeigt den Einfluss der großräumigen Wetterlage.

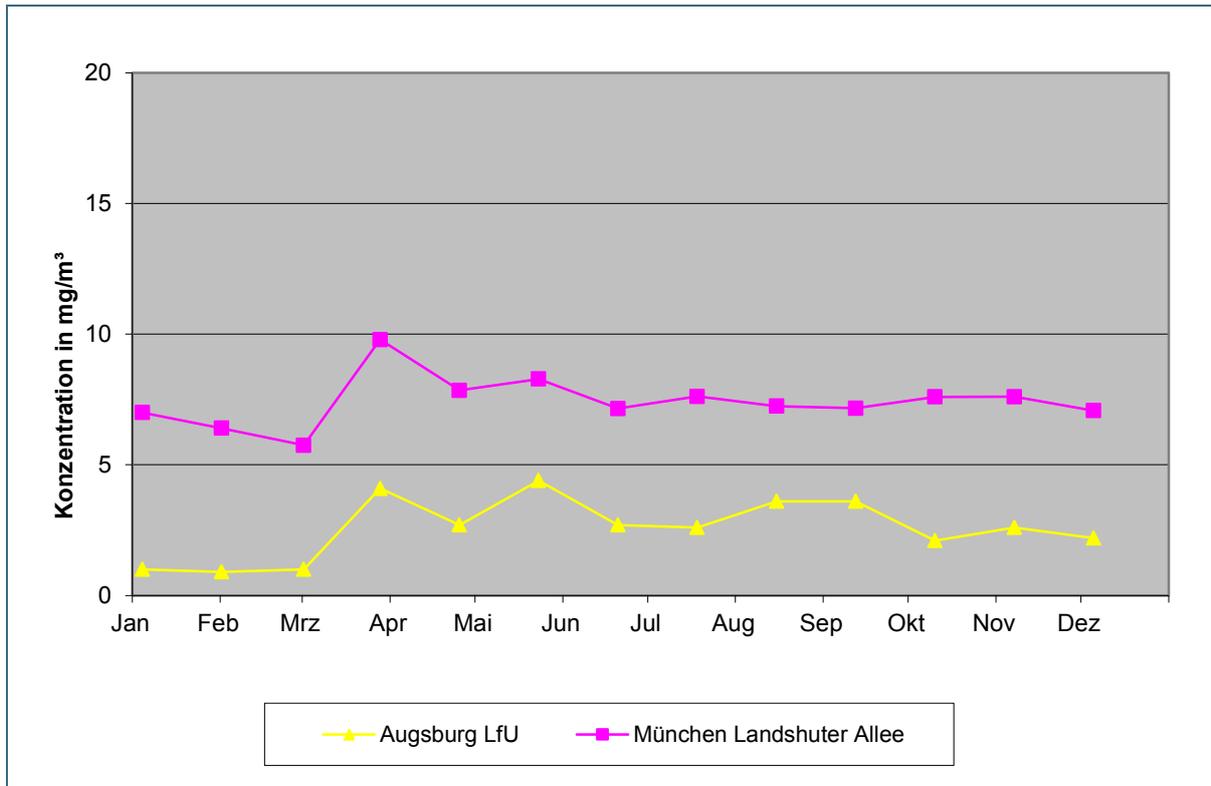


Abb. 45: Jahresverlauf der Ammoniak-Konzentrationen an stark verkehrsbelasteten Standorten im Vergleich zum Stadtrand 2012

Im Jahr 2012 wurde am Augsburger Königsplatz die Beprobung aufgrund der beginnenden Umbauarbeiten eingestellt und die Erhebung der Ammoniak-Konzentrationen auf einen stark verkehrsbelasteten Messort beschränkt.

Auch in diesem Jahr fällt der parallele Verlauf der Ammoniak-Konzentrationen an den Messorten ins Auge. Von der Höhe her verlaufen die Ammoniak-Konzentrationen an beiden Messorten in etwa auf dem Niveau der Vorjahre. Der Jahresmittelwert an der Landshuter Allee fällt dabei wieder geringfügig auf  $7,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , der in Augsburg-LfU bleibt mit  $2,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in etwa gleich gegenüber dem Vorjahr.

### 7.1.5 Jahresverläufe der Ammoniak-Konzentrationen für Messorte in innerstädtischen Bereichen

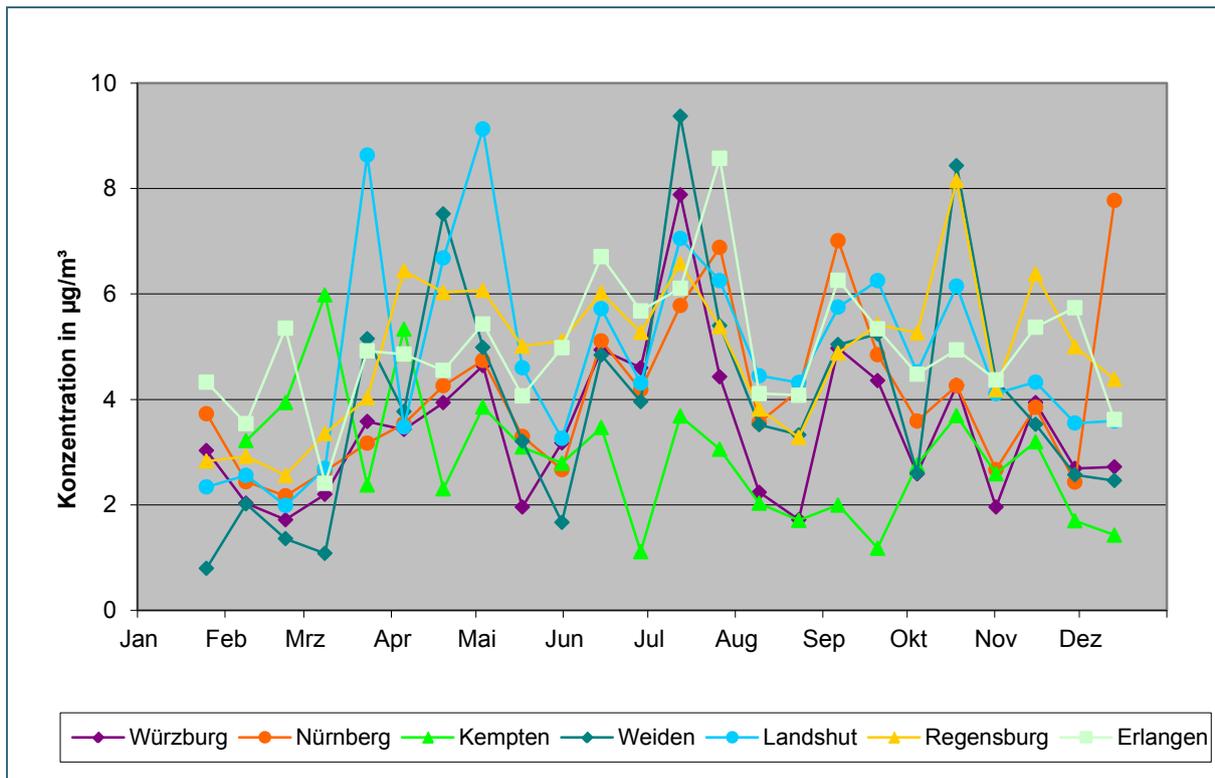


Abb. 46: Jahresverlauf der Ammoniak-Konzentrationen in innerstädtischen Bereichen 2006

Die Ammoniak-Konzentrationen im innerstädtischen Bereich zeichnen sich durch ausgeprägte Schwankungen aus, die an den verschiedenen Messorten erstaunlich parallel verlaufen. Aufgrund der ähnlichen Austauschbedingungen in Straßennähe bilden diese Verläufe wohl typische windabhängige Situationen ab. Die Werte lagen für das Jahr 2006 im Mittel unter  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  mit einem Schwankungsbereich von  $0,8$  bis  $9,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  Ammoniak.

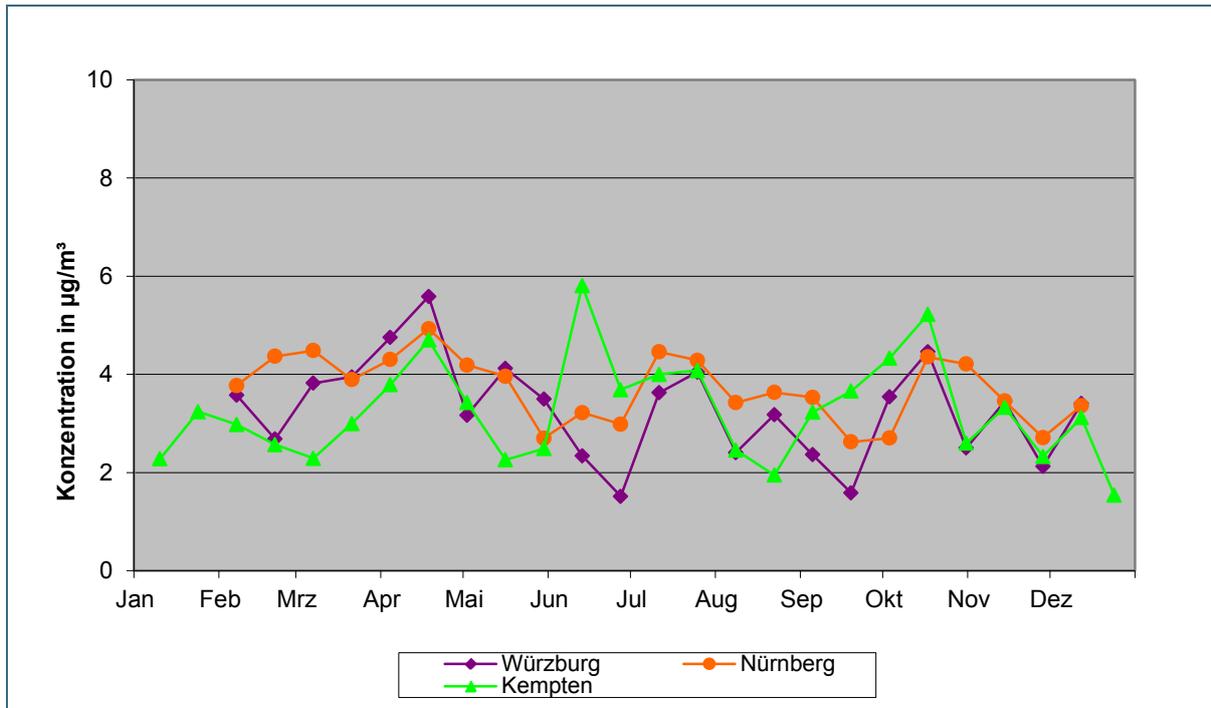


Abb. 47: Jahresverlauf der Ammoniak-Konzentrationen in innerstädtischen Bereichen 2007

Von den anfänglich 7 Messorten wurden in diesem Jahr nur noch 3 Standorte beprobt. Für das Jahr 2007 lag der Mittelwert mit bis zu  $4,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$  Ammoniak für die gemessenen Standorte im gleichen Bereich wie im Vorjahr. Die höchsten gemessenen Werte für 2007 lagen mit  $5,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Würzburg) und  $5,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Kempten) unterhalb der im Vorjahr ermittelten Ammoniak-Konzentrationen.

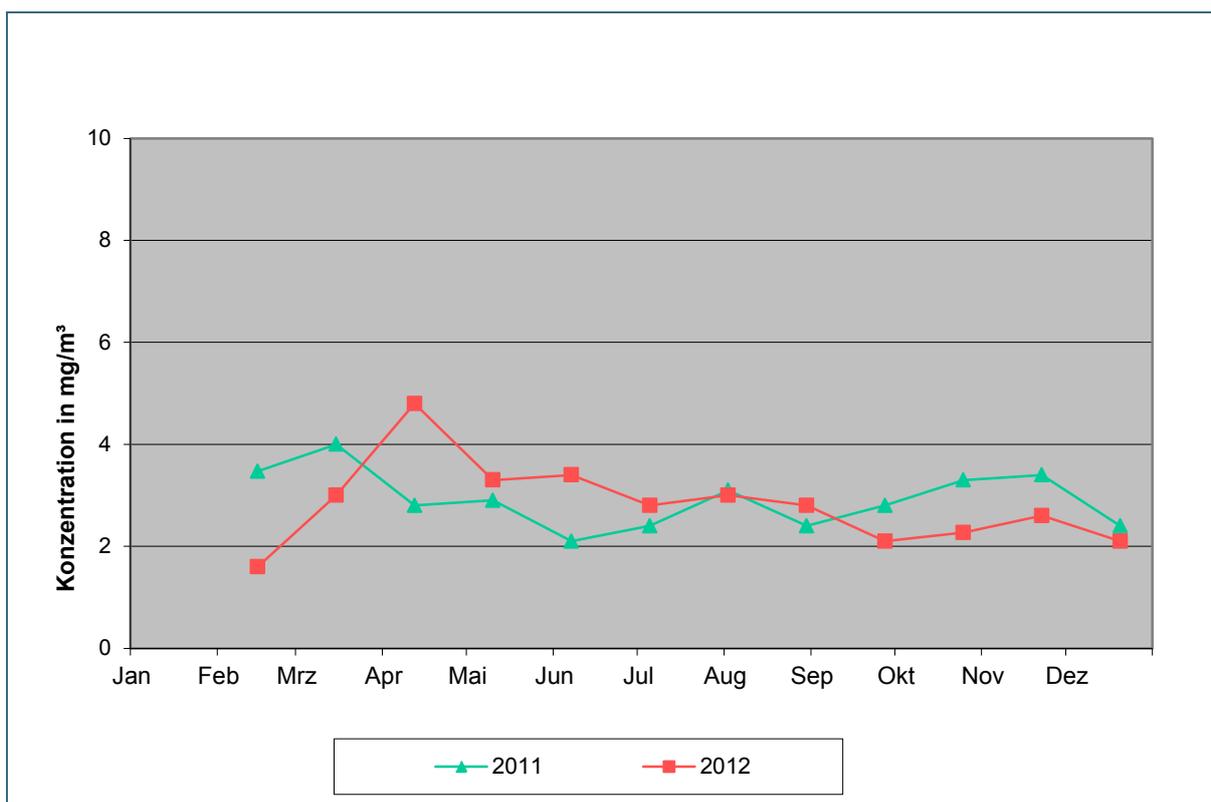


Abb. 48: Jahresverlauf der Ammoniak-Konzentrationen am Messort München Englischer Garten (innerstädtischer Bereich)

Für den innerstädtischen Bereich liegen mit den Messungen in München im Englischen Garten erst wieder ab 2011 Werte vor.

Der Vergleich der Jahresverläufe der Jahre 2011 und 2012 zeigt, dass sich die Messwerte durchschnittlich eng um  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  bewegen, entsprechend der einzelnen Jahresmittel.

Lediglich in März 2011 und April 2012 werden mit  $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (2011) und  $4,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (2012) leicht erhöhte Werte erkennbar.

Da der Messort nur in ca. 25 m Entfernung von einer stark befahrenen Straße (Isarring) liegt, könnte dafür ein direkter Einfluss der mit der Straße verbundenen Emissionen vermutet werden. Der Einfluss der großräumigen Wetterlage mit generell im März/April erhöhten Ammoniakkonzentrationen wird aber für eher wahrscheinlich erachtet.

## 7.2 Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen in den einzelnen Messjahren

### 7.2.1 Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen für Messorte in Stallnähe

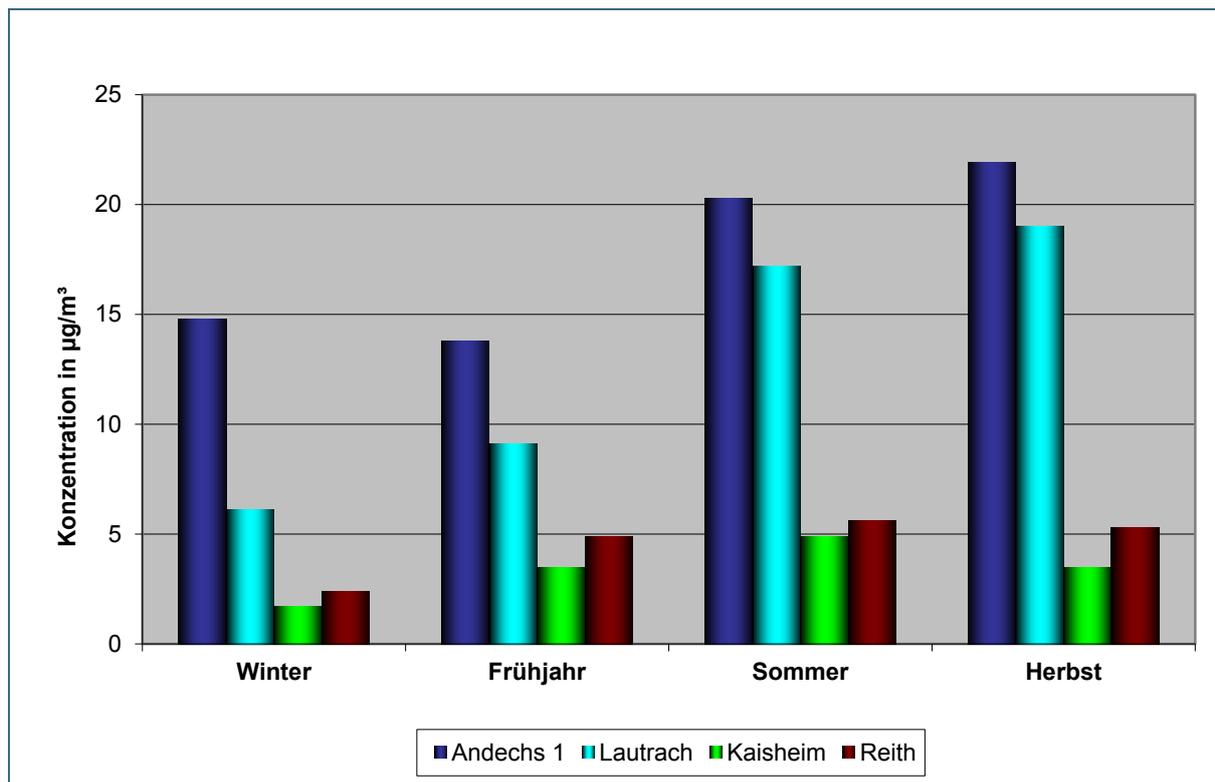


Abb. 49: Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen in Stallnähe 2006

Am Messort Andechs 1 lagen die saisonalen Werte für 2006 im Winter höher als im Frühjahr, bevor sie dann im Sommer und Herbst signifikant anstiegen. Das Ansteigen der Saisonmittel lässt sich mit dem Anstieg der Außentemperaturen und der damit verbundenen höheren Umsetzungsrate des Hühnerkotes erklären. Für die Messorte Lautrach und Reith war ein stetiger Anstieg der Ammoniak-Konzentrationen vom Winter bis zum Herbst festzustellen, während die Werte am Messort Kaisheim vom Winter bis zum Sommer zwar anstiegen, dann zum Herbst jedoch wieder auf das Frühjahrsniveau abfielen.

Während sich in Lautrach und Reith der Verlauf mit dem nahegelegenen Stall bzw. der Weidehaltung von Pferden im Zusammenhang mit der oben dargestellten Entwicklung der Ammoniak-Emissionen der tierischen Exkremente erklären lässt, scheint in Kaisheim in erster Linie der Temperaturfaktor eine große Rolle für die Höhe der Ammoniak-Messwerte zu spielen.

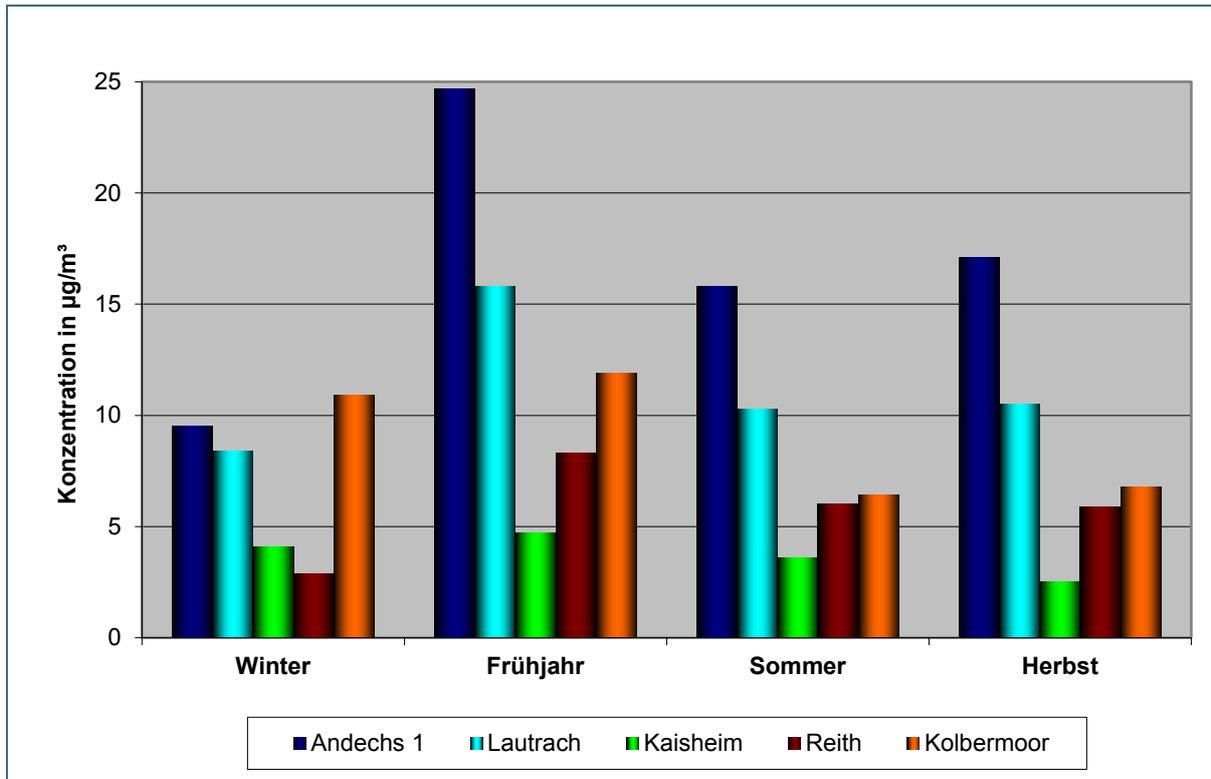


Abb. 50: Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen in Stallnähe 2007

Im Jahr 2007 wurde am Messort Andechs 1 der niedrigste saisonale Ammoniak-Wert im Winter, der höchste im Frühjahr ermittelt, bevor er dann zum Sommer hin abfiel und zum Herbst hin wieder leicht anstieg. Der Anstieg des Frühjahrsmittels und der deutliche Abfall danach sind allein mit der angrenzenden Legehennen-Freilandhaltung nicht zu erklären. Vielmehr spielt hier wohl die Düngung des benachbarten Grünlandes mit Gülle die entscheidende Rolle.

In Lautrach steigt der Saisonmittelwert im Frühjahr von einem mittleren Niveau im Winter an, bevor er dann wieder zum Sommer hin abfällt und auf diesem Niveau auch im Herbst bleibt. Der gleiche Verlauf, nur auf etwas geringerem Niveau zeigt sich auch an den Messorten Kaisheim und Reith.

Winter- und Frühjahrsmittel am Messort Kolbermoor liegen dagegen vergleichsweise hoch. Im Sommer und im Herbst nehmen die Ammoniakwerte ungefähr auf die Hälfte des ersten Halbjahres ab. Zusammengefasst betrachtet machen sich jahreszeitliche Schwankungen der Saisonmittelwerte im stallnahen Bereich sehr unterschiedlich bemerkbar, wobei allgemein im Jahr 2007 die Frühjahrswerte bei allen Messorten am Höchsten sind.

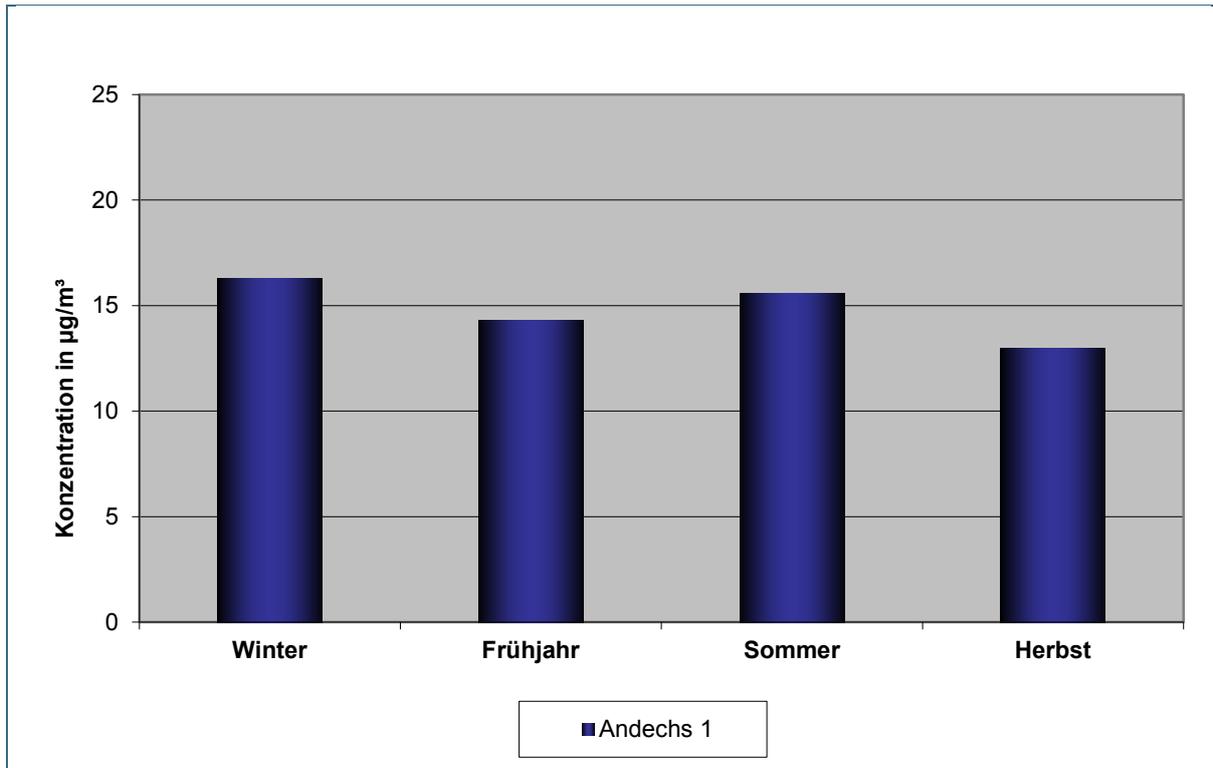


Abb. 51: Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen in Stallnähe 2008

Während der höchste Saisonmittelwert am Messort Andechs 1 im Vorjahr im Frühjahr zu verzeichnen war, waren die Ammoniakwerte 2008 über das Jahr relativ gleichbleibend. Dabei wird ein leichter Rückgang der Höhe der Ammoniakwerte gegenüber den Vorjahren festgestellt. Vor allem im Vergleich mit den Frühjahrs- und Herbstwerte des Vorjahres wird deutlich, dass für die hohen Saisonwerte extreme Spitzenwerte verantwortlich sind.

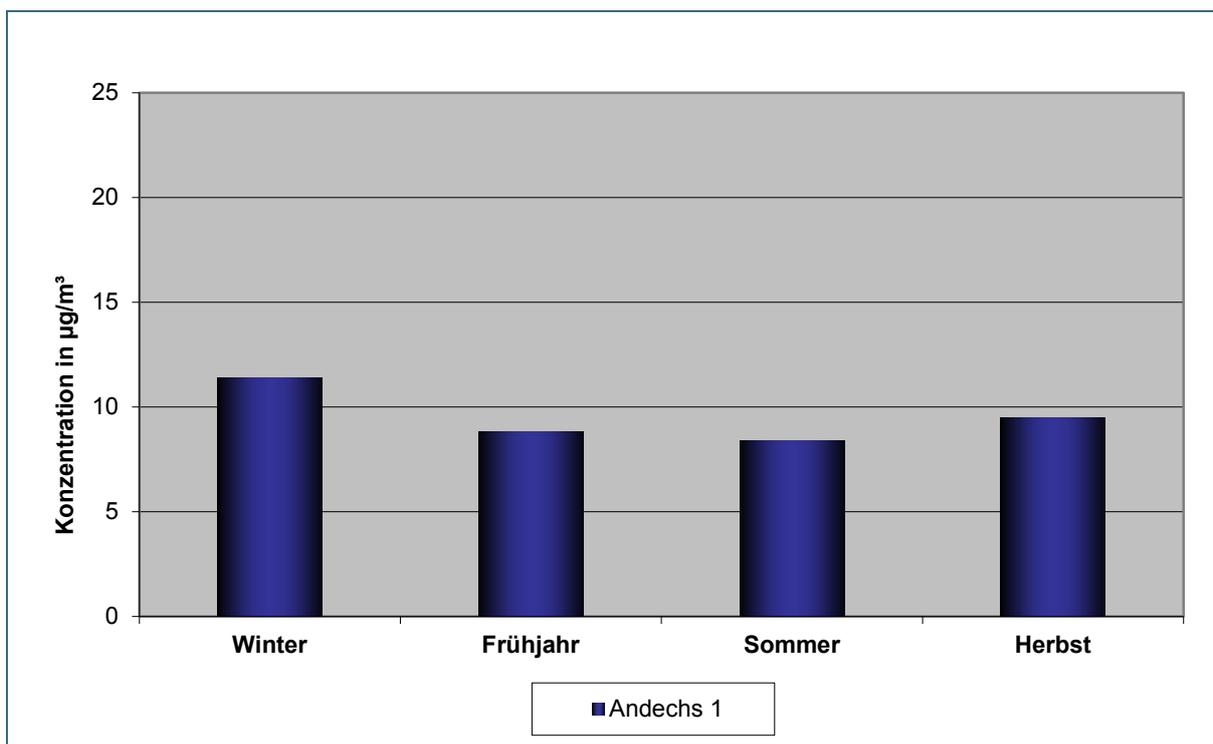


Abb. 52: Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen in Stallnähe 2009

Ein weiterer signifikanter Abfall der Ammoniakwerte insgesamt gegenüber denen der Vorjahre konnte bei den in Andechs 1 gemessenen Werten festgestellt werden. Die niedrigsten Saisonwerte wurden in diesem Jahr im Frühjahr und Sommer ermittelt. Dies ist mit der Räumung eines Stalles Ende Mai zu erklären.

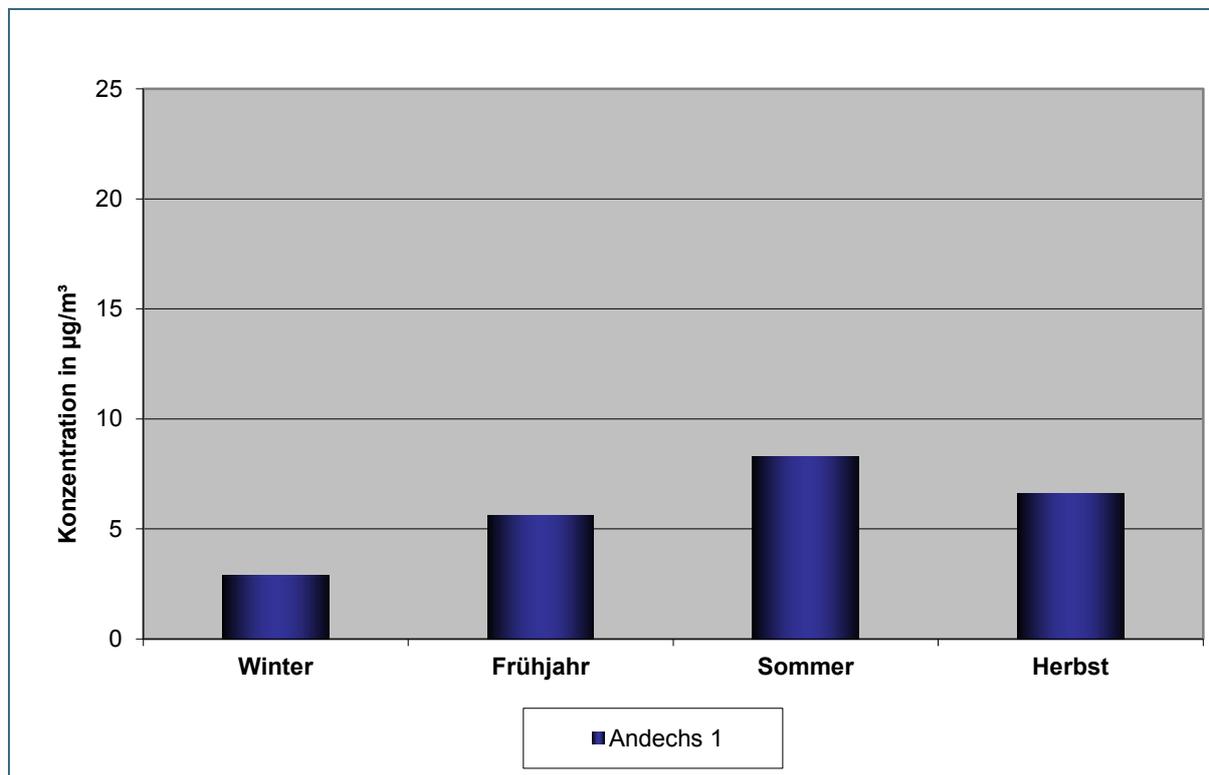


Abb. 53: Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen in Stallnähe 2010

Im Jahr 2010 fallen alle Werte am Messort Andechs 1 auf das bislang niedrigste Niveau der gemessenen Jahre ab. Das hängt mit dem Umbau der Stallentlüftung und der damit verbundenen Tierplatzreduzierung bis zum Februar dieses Jahres zusammen.

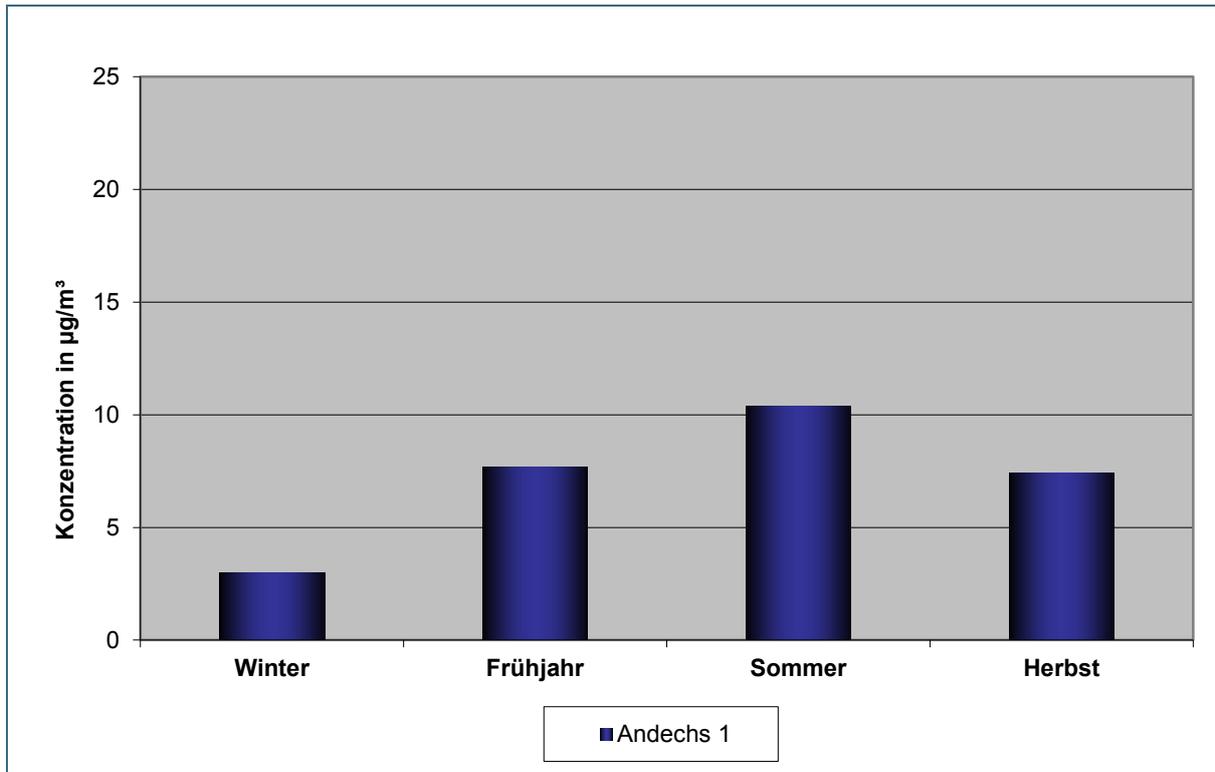


Abb. 54: Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen in Stallnähe 2011

Die Saisonmittelwerte im Frühjahr, Sommer und Herbst steigen gegenüber dem Vorjahr wieder deutlich an. Im Winter bleibt der Mittelwert auf dem gleich niedrigem Niveau wie 2010. Die Erhöhung der Tierplatzzahl auf etwa das Doppelte des Vorjahres ab dem Frühjahr 2011 wird hier deutlich.

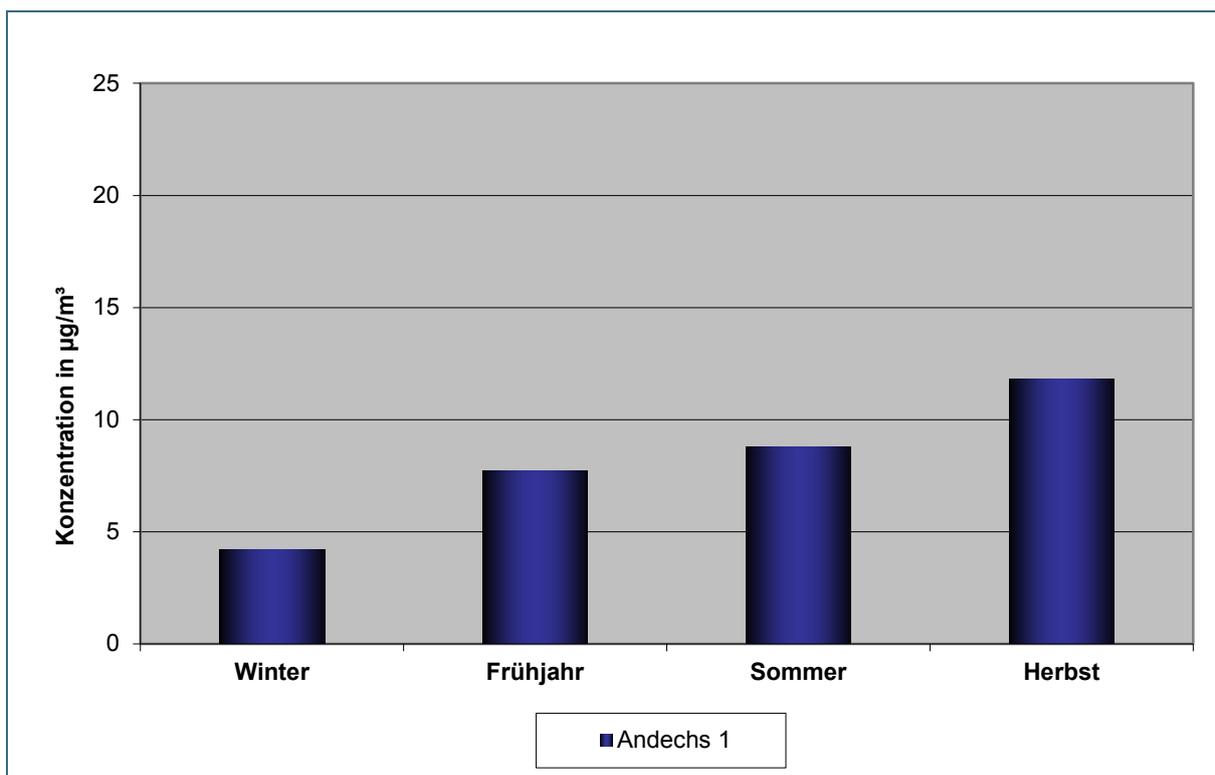


Abb. 55: Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen in Stallnähe 2012

Am Messort Andechs 1 steigen die Saisonmittel über das ganze Jahr stetig an. Insgesamt bleibt das Niveau des Vorjahres erhalten.

## 7.2.2 Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen für Messorte in landwirtschaftlich geprägten Gebieten

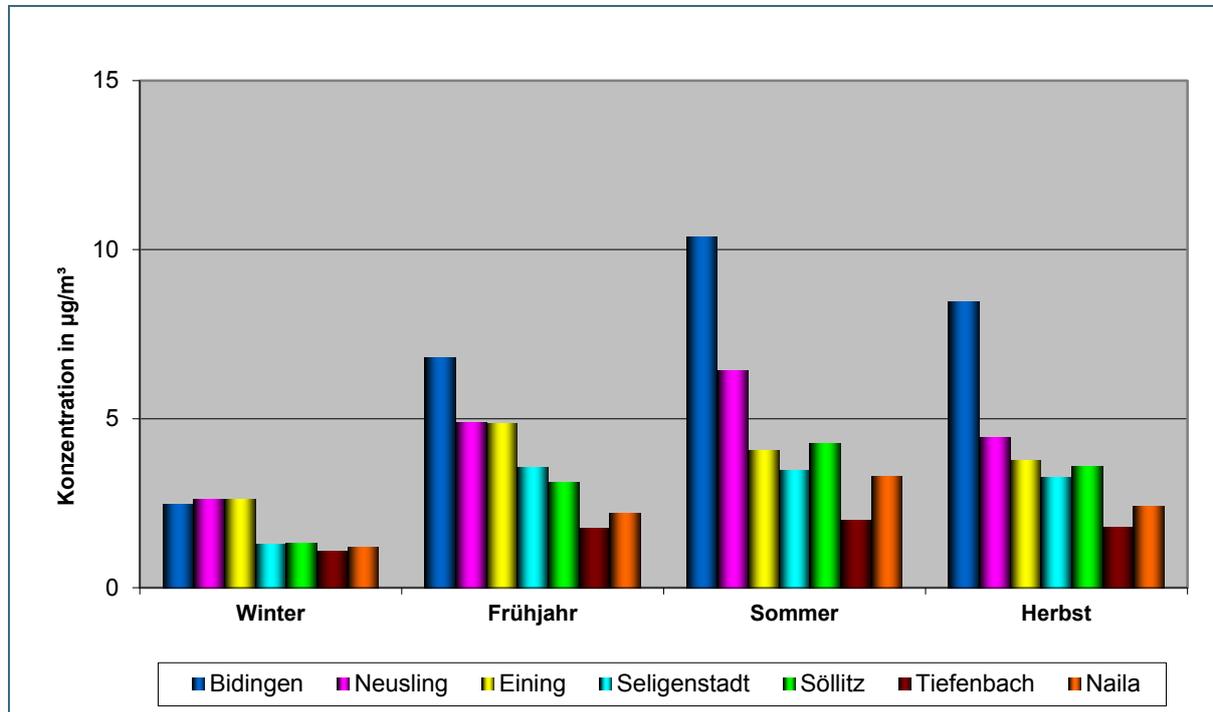


Abb. 56: Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen in ländlich geprägten Gebieten 2006

Im Winter liegen die Saisonmittelwerte für die Ammoniak-Konzentration bei allen ländlich geprägten Messorten erwartungsgemäß relativ niedrig. Sie steigen im Frühjahr bis zum Sommer – vermutlich durch die Düngetätigkeit – relativ stark an und sinken im Herbst wieder leicht ab. Dieser Verlauf kann mehr oder weniger bei allen Messorten festgestellt werden.

Am stärksten fällt dieser Anstieg am Messort Bidingen aus. Dort steigt der Saisonmittelwert im Frühjahr auf mehr als das Doppelte und im Sommer auf über das 4-fache des Winterwertes und bleibt auch im Herbst noch über dreimal so hoch wie im Winter. Auch an den Messorten in Neusling und Eining steigen die Werte im Frühjahr/Sommer signifikant an und bleiben auch im Herbst auf vergleichsweise hohem Niveau. Bei den Messorten Seligenstadt, Söllitz, Tiefenbach und Naila steigen die Saisonwerte im Frühjahr/Sommer etwas moderater an.

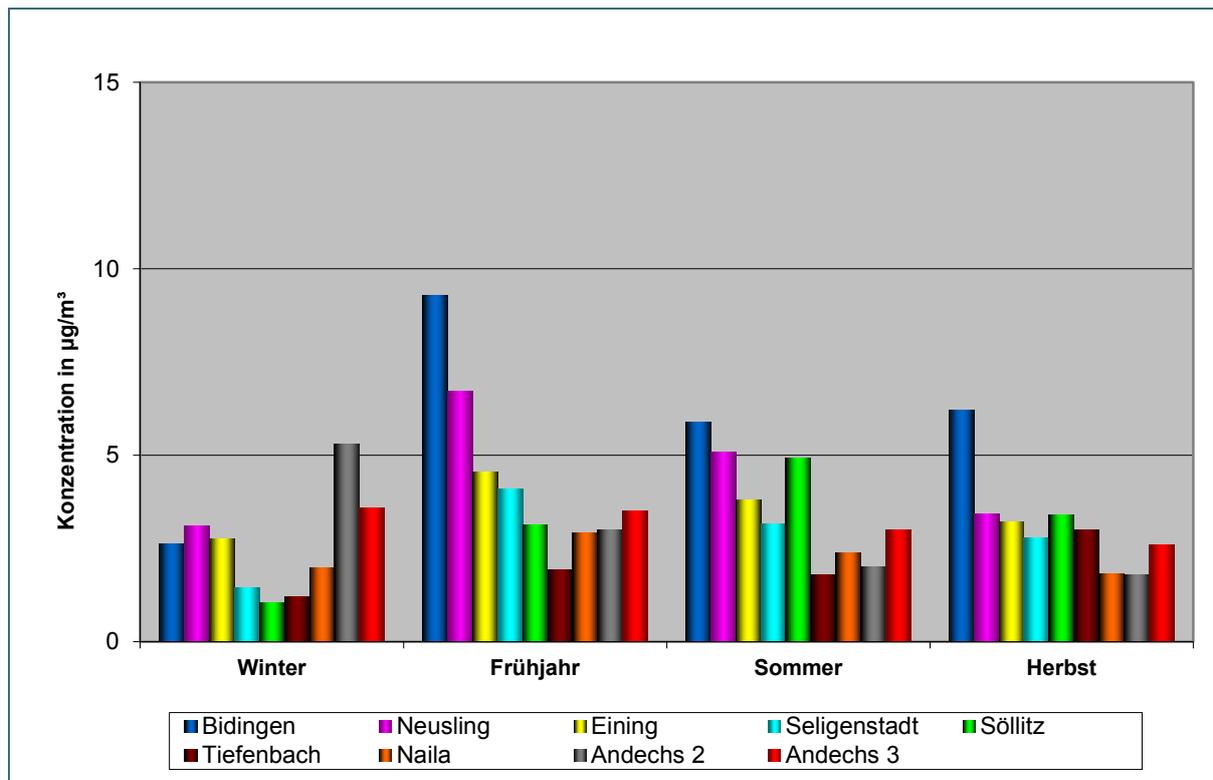


Abb. 57: Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen in ländlich geprägten Gebieten 2007

Auch 2007 ist die Erhöhung der Saisonmittelwerte im Frühjahr am Messort Bidingen am auffälligsten. Insgesamt liegen die Werte aber geringfügig niedriger als im Vorjahr. Verlauf und Niveau sind bei allen Messorten ansonsten mit dem Vorjahr vergleichbar.

Am westlich der Legehennenhaltung (Lee) gelegenen Messort Andechs 2 liegen die Werte für die Wintersaison deutlich höher, als im weiteren saisonalen Jahresverlauf. Ursache dafür ist ein Messwert in Höhe von  $9,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  im Januar. Eine schlüssige Erklärung für diesen relativ hohen Messwert ist nicht erkennbar. Im weiteren Verlauf nehmen die Saisonwerte an diesem Standort bis hin zum Herbst deutlich ab.

An dem östlich des Stalls (Luv) installierten Messort Andechs 3 liegt der Wert für die Wintersaison niedriger als am Messort Andechs 2. Im weiteren Jahresverlauf lagen die Messwerte erwartungsgemäß höher als die im Lee. Im Winter und Frühjahr lagen sie dabei auf gleichem Niveau, während sie zum Herbst hin leicht abfielen.

Ein direkter Stalleinfluss kann am Messort Andechs 3 nicht erkannt werden. Der Verlauf am Messort 1 bildet sich nicht im Verlauf am Messort Andechs 3 ab. So lagen z. B. am Messort Andechs 1 die Werte im Frühjahr deutlich am höchsten (s. Abb. 50), während am Messort Andechs 3 Winter- und Frühjahrswerte nahezu gleich sind.

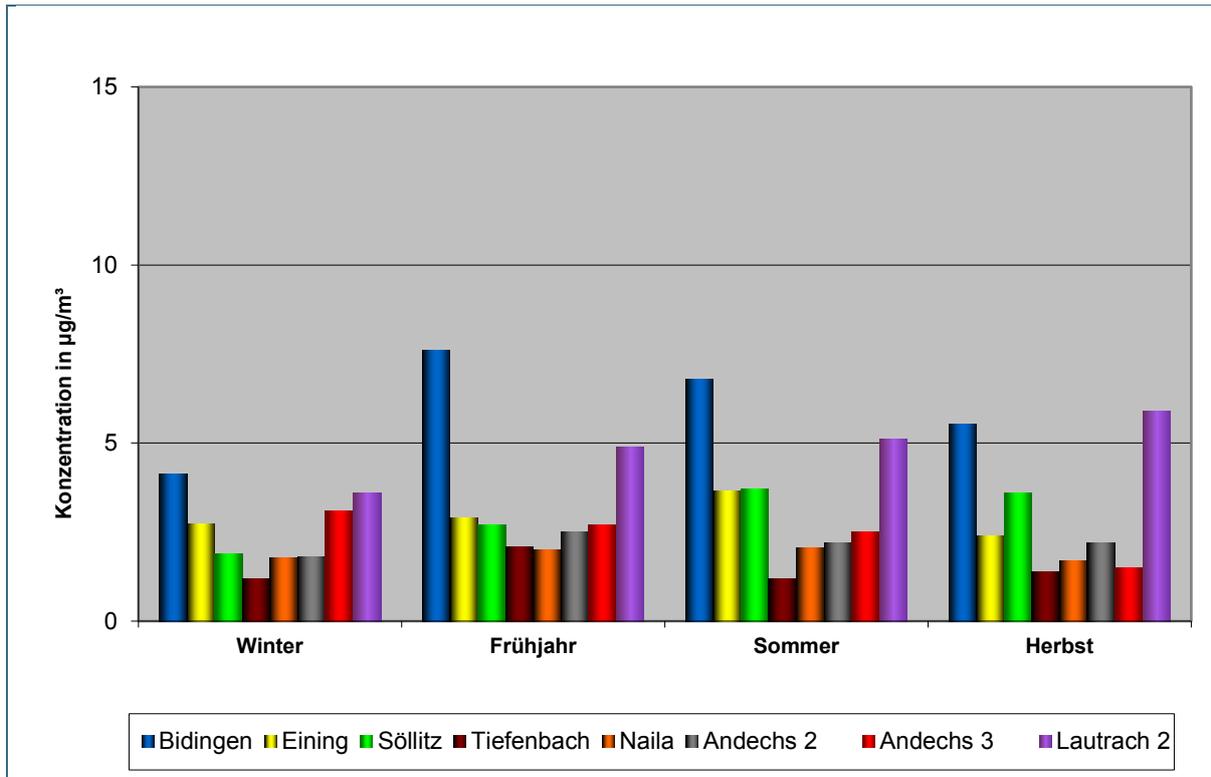


Abb. 58: Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen in ländlich geprägten Gebieten 2008

Auch im Jahr 2008 setzt sich der saisonale Verlauf der Ammoniak-Konzentrationen fort. Insgesamt macht sich an fast allen Messorten eine Minderung der Ammoniak-Konzentrationen bemerkbar, auch wenn die Saisonwerte für den Winter relativ hoch sind.

An den Messorten Andechs 2 und 3 bleiben die Werte auf gleichem Niveau im Vergleich zu den Vorjahreswerten. Auch der Winterwert für den Messort Andechs 2 fügt sich in diesem Jahr gut ein.

Durch die Verlegung des Messortes Lautrach auf eine Grünfläche liegen die Werte insgesamt erheblich niedriger im Vergleich zu den Vorjahren. Im Herbst wurden in diesem Jahr die höchsten Werte festgestellt, im Winter die niedrigsten, während Frühjahr- und Sommerwerte in etwa gleich lagen.

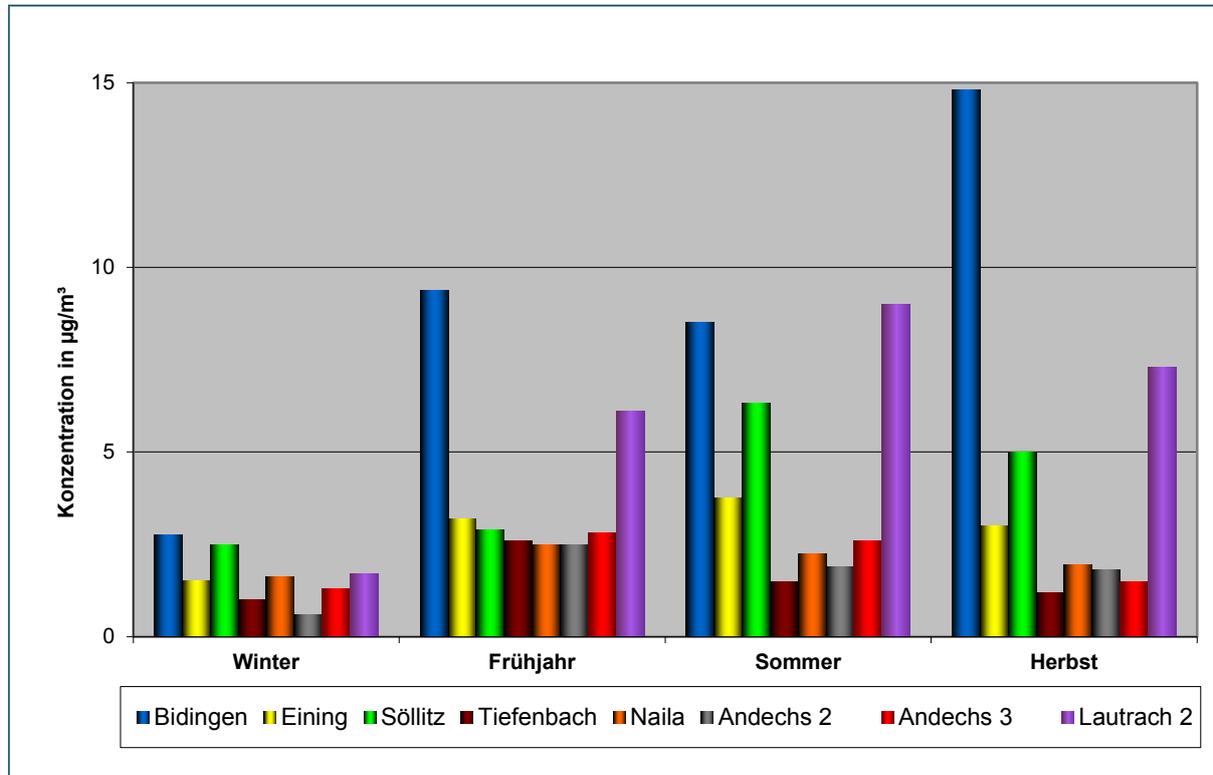


Abb. 59: Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen in ländlich geprägten Gebieten 2009

Auch im Jahr 2009 liegen die Ammoniakwerte für die Wintersaison vergleichsweise niedrig auf gleichem Vorjahresniveau. Wieder ist auch der Anstieg im Frühjahr am deutlichsten am Messort Bidingen bemerkbar. Der Frühjahrswert liegt höher als 2008 aber auf gleichem Niveau wie 2007. Im Sommer nimmt der Wert leicht ab, bevor er dann im Herbst auf den höchsten Wert des gesamten Messzeitraums, auf fast den sechsfachen Winterwert ansteigt. Ursache für die hohen Frühjahrs- und Herbstsaisonmittel sind Extremwerte im März und November aufgrund von Düngemaßnahmen in unmittelbarer Nähe des Messortes.

Am Messort Söllitz steigt der Sommerwert auf das höchste Niveau der gesamten Messzeit.

Der Winterwert in Lautrach ist vergleichsweise niedrig. Im übrigen Jahr steigt er jedoch wieder auf das Niveau von 2007 an, als die Messungen noch im Nahbereich eines Milchviehstalles stattfanden.

Bei den übrigen Messorten bleiben die Saisonwerte für Frühjahr, Sommer und Herbst auf dem niedrigen Vorjahresniveau.

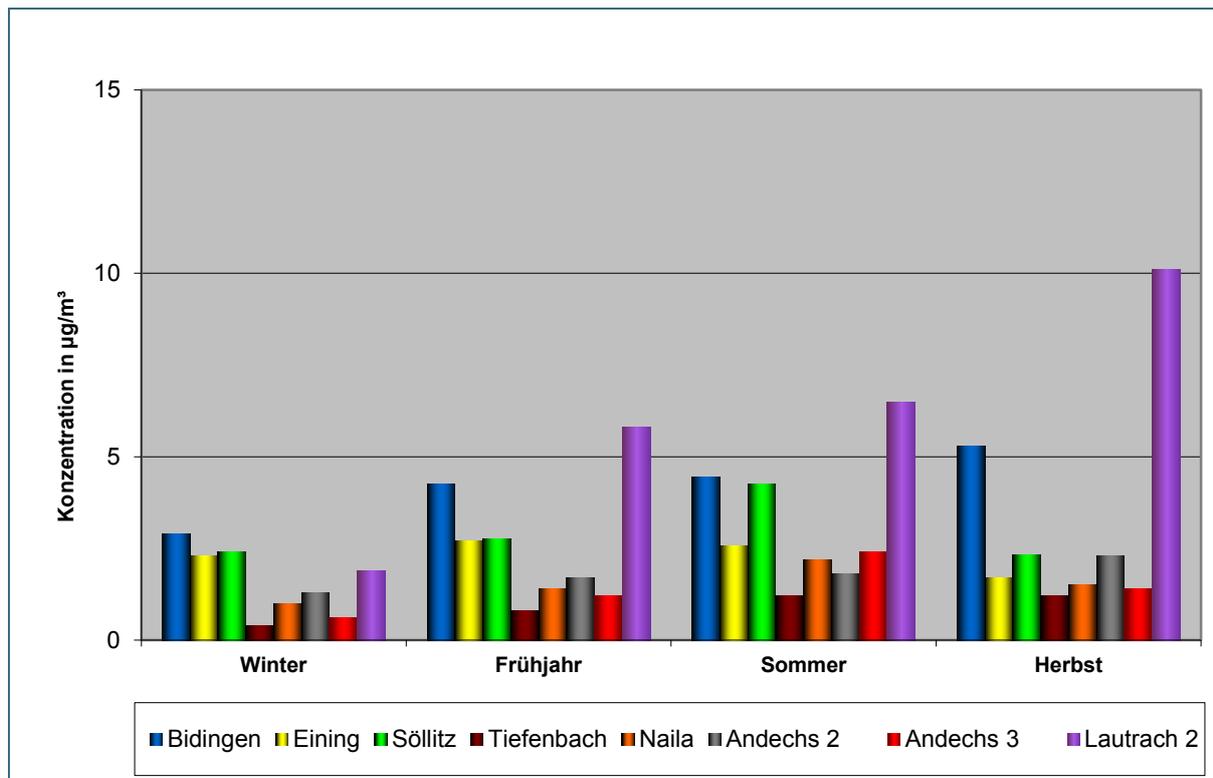


Abb. 60: Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen in ländlich geprägten Gebieten 2010

Im Jahr 2010 bleiben an allen Messorten die Saisonmittelwerte auf dem bislang niedrigsten Niveau. Auch am Messort Bidingen fallen die Werte deutlich im Vergleich zu den Vorjahren ab. Die Saisonwerte in Tiefenbach und Naila liegen verhältnismäßig niedrig in diesem Jahr. Die Werte an den Messorten Andechs 2 und Andechs 3 bleiben auf etwa gleicher Höhe wie in den Vorjahren.

Die Höhe der saisonalen Werte am Messort Lautrach 2 liegen in etwa auf Vorjahresniveau, der Saisonwert für den Herbst liegt in diesem Jahr am höchsten und ist auf mehrere hohe Einzelwerte im Herbst zurück zu führen, die wahrscheinlich im Zusammenhang mit Düngemaßnahmen in der Nähe des Messortes stehen.

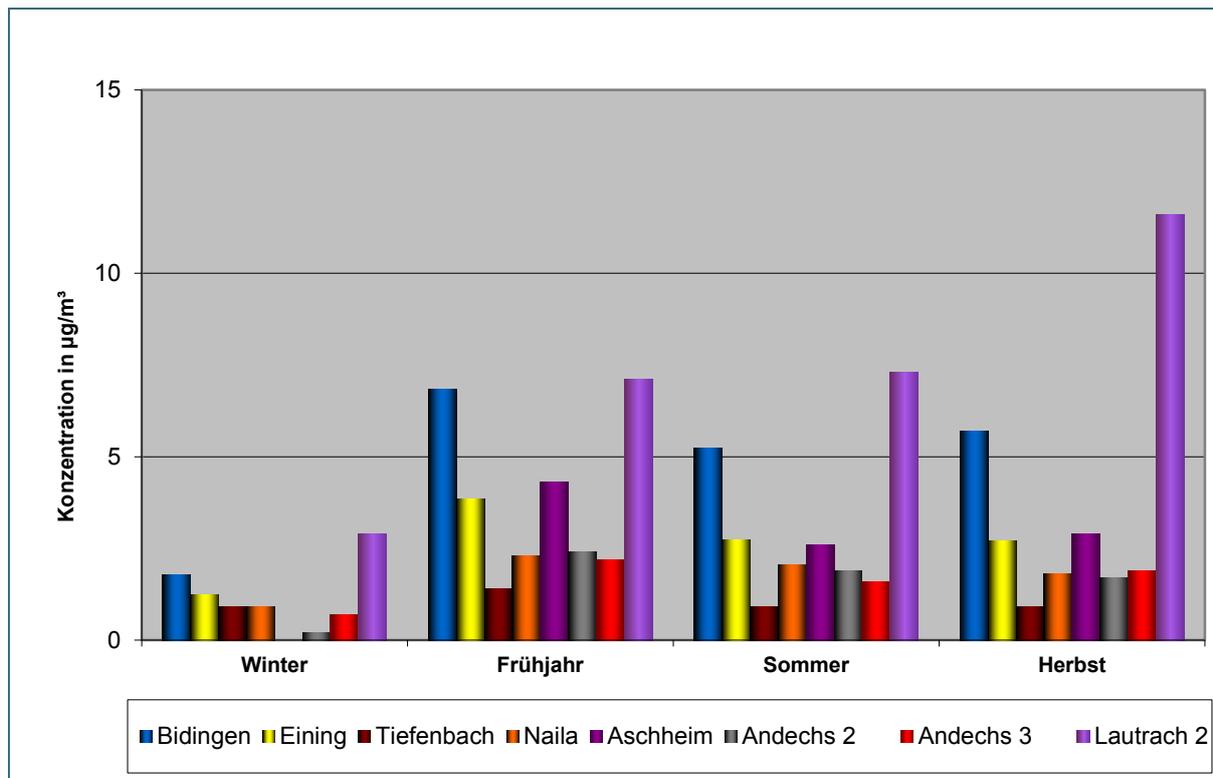


Abb. 61: Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen in ländlich geprägten Gebieten 2011

In diesem Jahr ist der Messort Aschheim hinzugekommen, der Messort Söllitz wurde dagegen nicht mehr beprobt.

Im Winter liegen die Werte bei allen Messorten relativ niedrig, am Messort Aschheim wurde eine Ammoniak-Konzentration von  $<1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  festgestellt. Die Saisonmittel steigen zum Frühjahr hin erwartungsgemäß an allen Standorten an. Bis zum Herbst fallen die Saisonmittel bis auf die am Messort Aschheim, wo die Werte im Sommer und Herbst relativ gleich bleiben, mehr oder weniger stark ab. Der Saisonmittelwert für den Winter am Messort Andechs 2 liegt in diesem Jahr besonders niedrig. Zum Frühjahr hin steigen die Werte für beide Messorte in Andechs wieder deutlich an, bevor sie dann zum Sommer hin wieder abfallen. Während sich der sinkende Verlauf für den Messort Andechs 2 auch zum Herbst hin fortsetzt, steigt das Saisonmittel am Messort Andechs 3 zum Herbst wieder an. Ein ähnlicher Verlauf findet sich für den Messort Lautrach, der auch mit dem des Vorjahres gut übereinstimmt. Das relativ hohe Herbstmittel hängt wahrscheinlich mit Düngemaßnahmen zusammen, die von Oktober bis Dezember sehr hohe Messwerte lieferten.

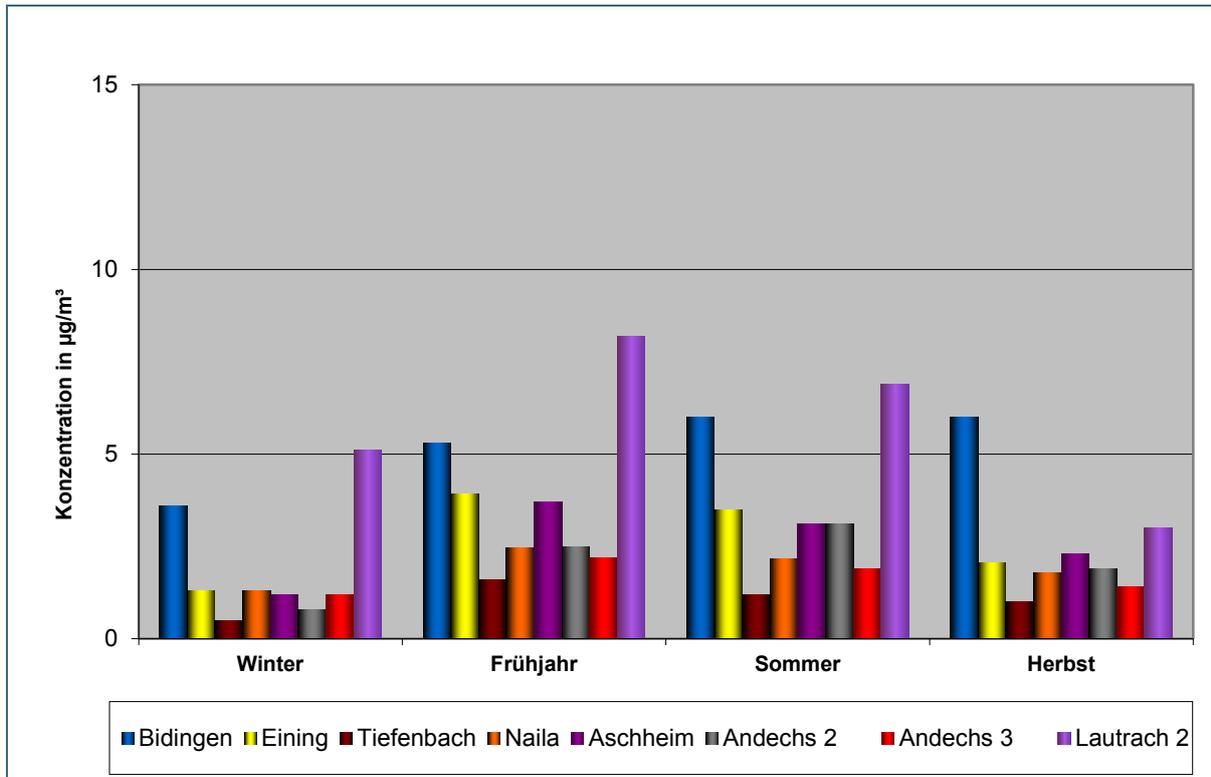


Abb. 62: Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen in ländlich geprägten Gebieten 2012

Die saisonalen Werte der Ammoniak-Konzentrationen liegen an allen Messorten im Bereich des Vorjahres.

Die Saisonmittelwerte am Messort Bidingen steigen vom Winter bis zum Sommer allmählich an und stagnieren dann bis zum Herbst.

Am Messort Andechs 2 steigen die Saisonmittelwerte bis zum Sommer hin an und fallen zum Herbst hin wieder ab.

An den übrigen Messorten werden die höchsten Werte im Frühjahr erreicht, sie sinken bis zum Herbst wieder ab.

In Tiefenbach wurde in der Wintersaison eine Ammoniak-Konzentration von  $<1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  gemessen.

Einen ungewöhnlichen Verlauf zeigen die Saisonmittelwerte in Lautrach. Sie sind in diesem Winter im Vergleich zu den Vorjahren am höchsten. Verantwortlich dafür ist ein relativ hoher Wert im Dezember 2011. Die Ursache für diesen hohen Wert lässt sich jedoch im Nachhinein nicht erklären. Der höchste Saisonwert stellt sich aufgrund von Gülleausbringung im Bereich des Messortes in diesem Jahr im Frühjahr ein. Bis zum Herbst hin sinken die saisonalen Werte deutlich ab.

### 7.2.3 Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen für Messorte in naturnahen Gebieten

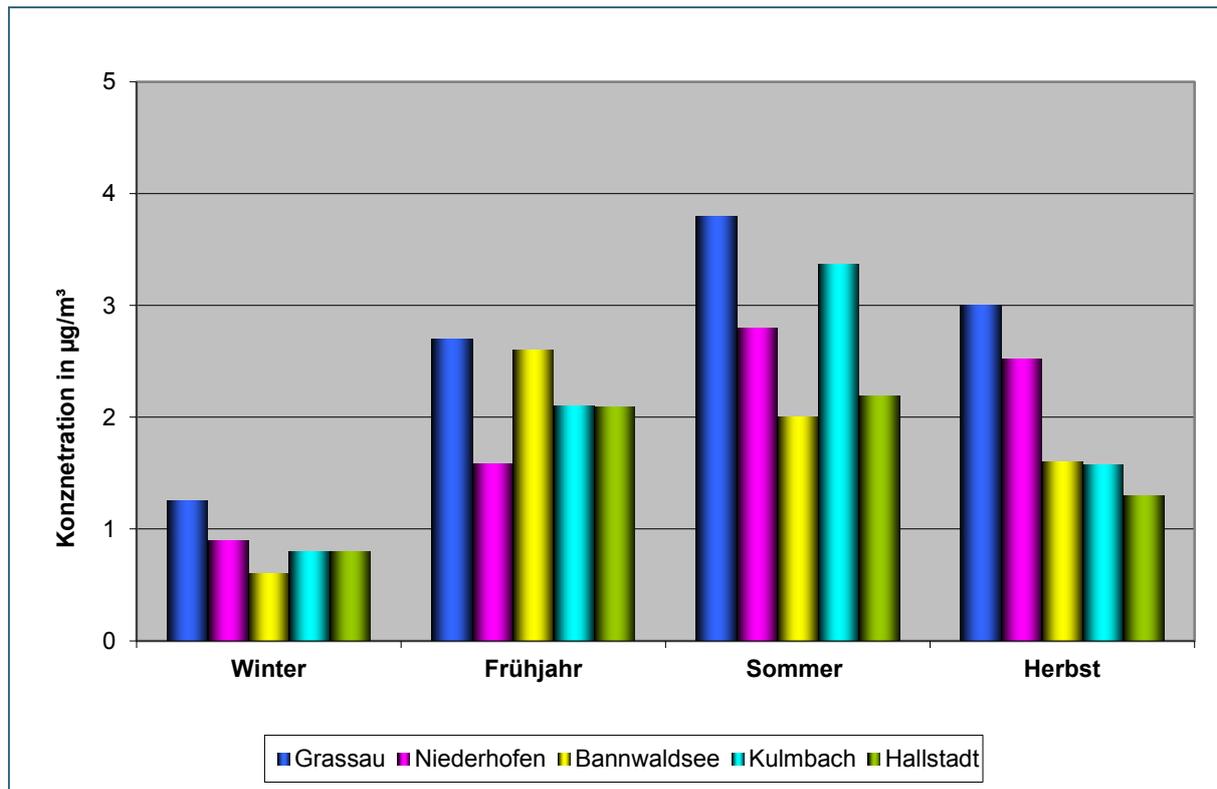


Abb. 63: Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen in naturnahen Gebieten 2006

Die Ammoniakwerte in den naturnahen Bereichen liegen erwartungsgemäß das ganze Jahr über niedrig. Aber auch hier lässt sich ein jahreszeitlicher Verlauf erkennen: nach den niedrigsten Winterwerten steigen die Ammoniak-Konzentrationen im Frühjahr und Sommer an allen Messorten an, bevor sie im Herbst wieder leicht abfallen.

Für den Messort Hallstadt wurde der Extremwert vom Juli mit  $14,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  bei der Ermittlung des Saisonmittelwertes für Sommer nicht mit berücksichtigt.

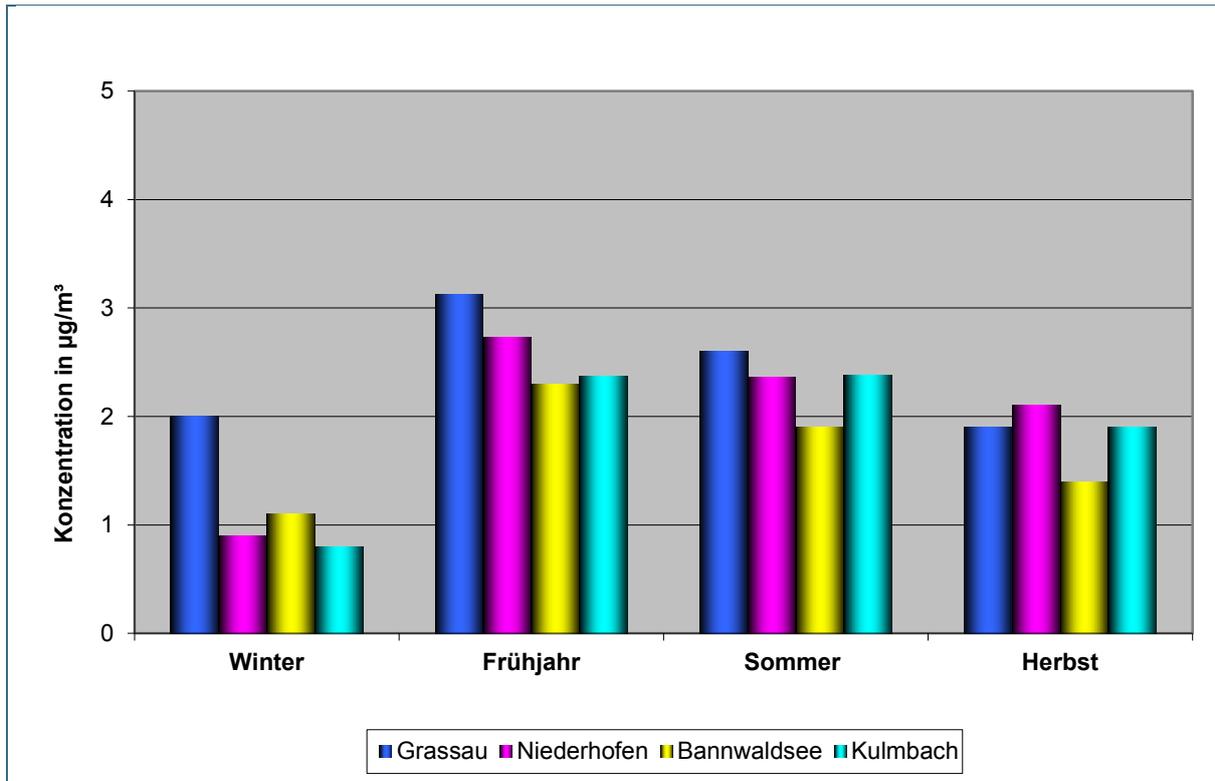


Abb. 64: Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen in naturnahen Gebieten 2007

2007 fallen die jahreszeitlichen Schwankungen geringer aus, als im Vorjahr. Jedoch auch hier lässt sich ein geringer Anstieg der Ammoniakwerte im Frühjahr/Sommer erkennen. Im Herbst sinken die Werte wieder leicht ab, erreichen aber in Niederhofen, Bannwaldsee und Kulmbach nicht das Niveau der Wintersaisonwerte.

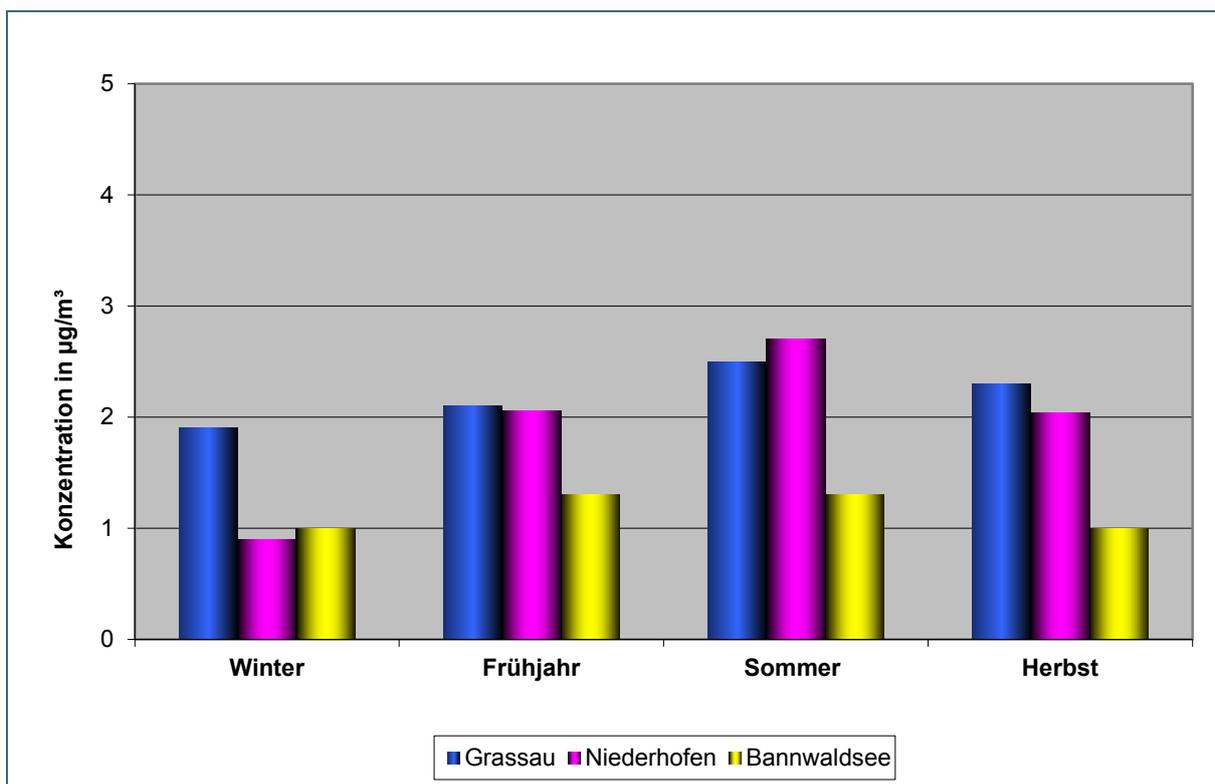


Abb. 65: Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen in naturnahen Gebieten 2008

Im Jahr 2008 sind an den Messorten kaum jahreszeitliche Schwankungen der Ammoniak-Konzentrationen bemerkbar.

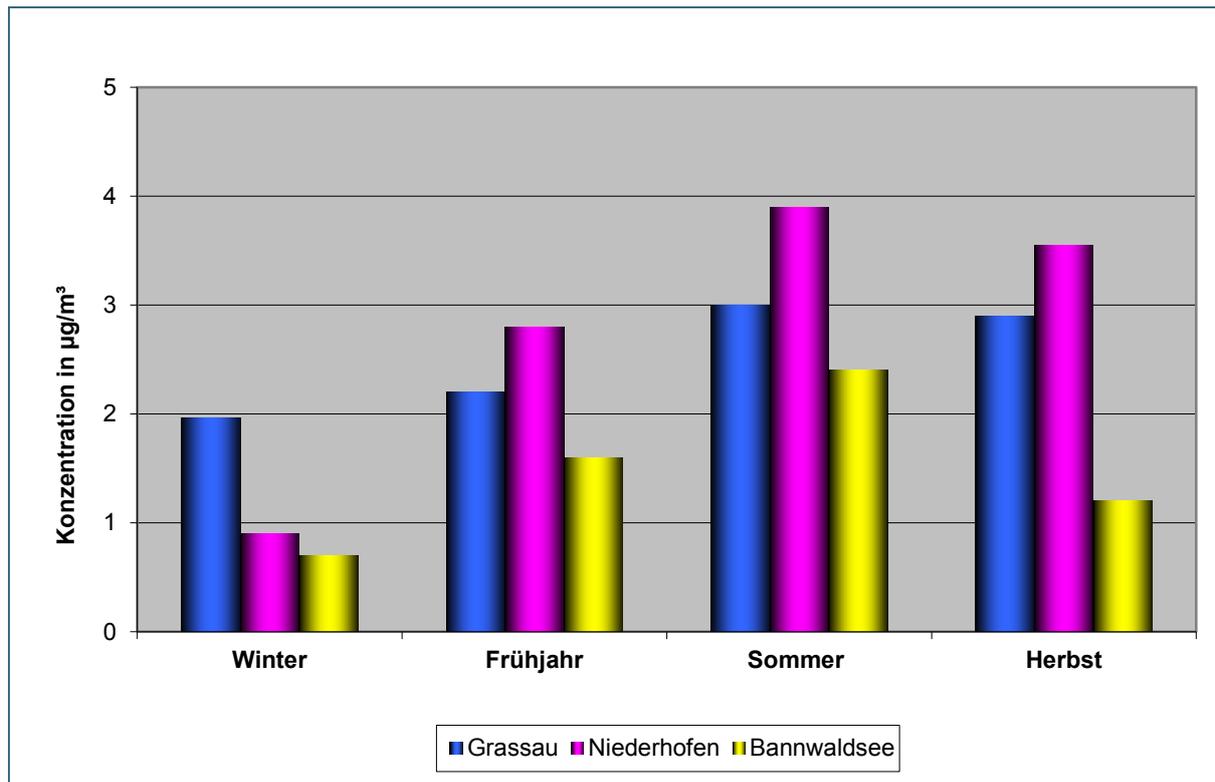


Abb. 66: Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen in naturnahen Gebieten 2009

An allen Messorten steigen die Ammoniak-Konzentrationen zum Sommer hin teils mehr, teils weniger stark an. Der Sommerwert für Niederhofen erreicht das bislang höchste Niveau aller Messorte in naturnahen Gebieten während der gesamten Messzeit. Dabei wurden die Extremwerte in diesem Jahr ( $10,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  im Juli sowie  $13,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  für September) zur Ermittlung der Saisonmittelwerte nicht mit berücksichtigt. Im Herbst gehen die Saisonmittel wieder etwas zurück.

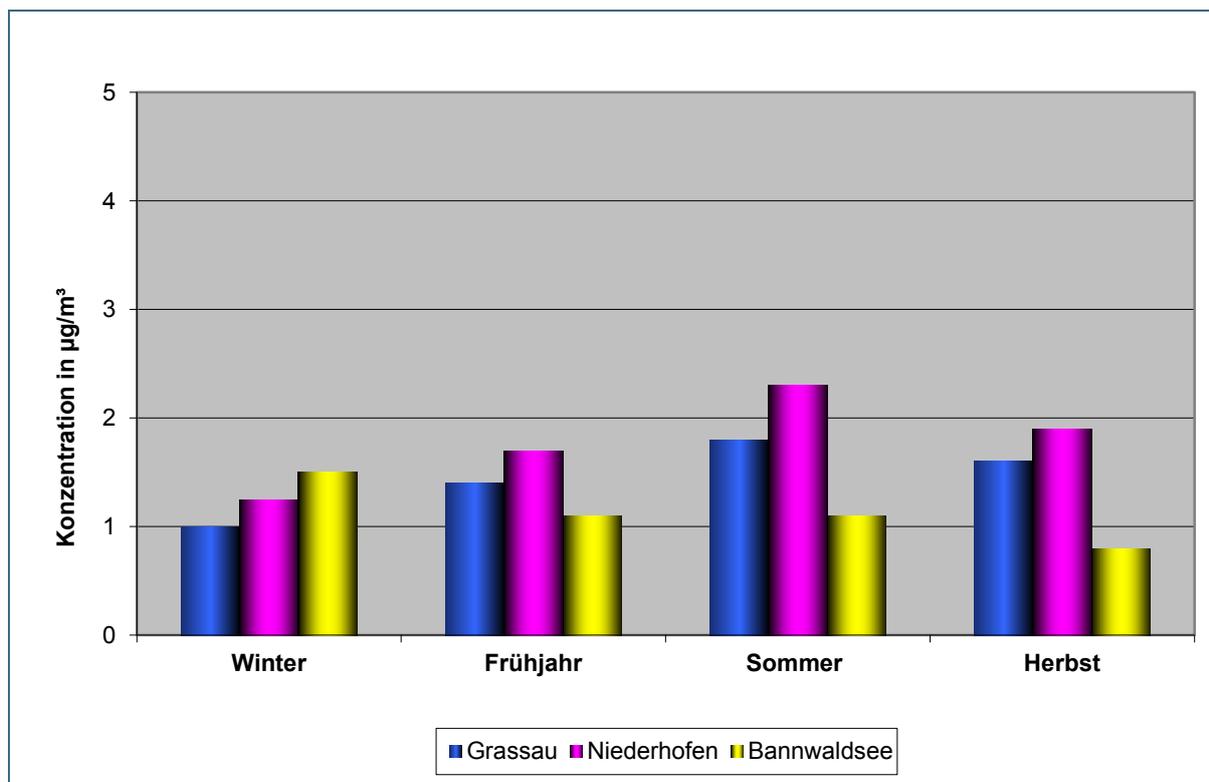


Abb. 67: Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen in naturnahen Gebieten 2010

Im Jahr 2010 sinken die Ammoniak-Konzentrationen wieder auf das niedrige Niveau des Jahres 2008. Saisonale Schwankungen sind nicht signifikant.

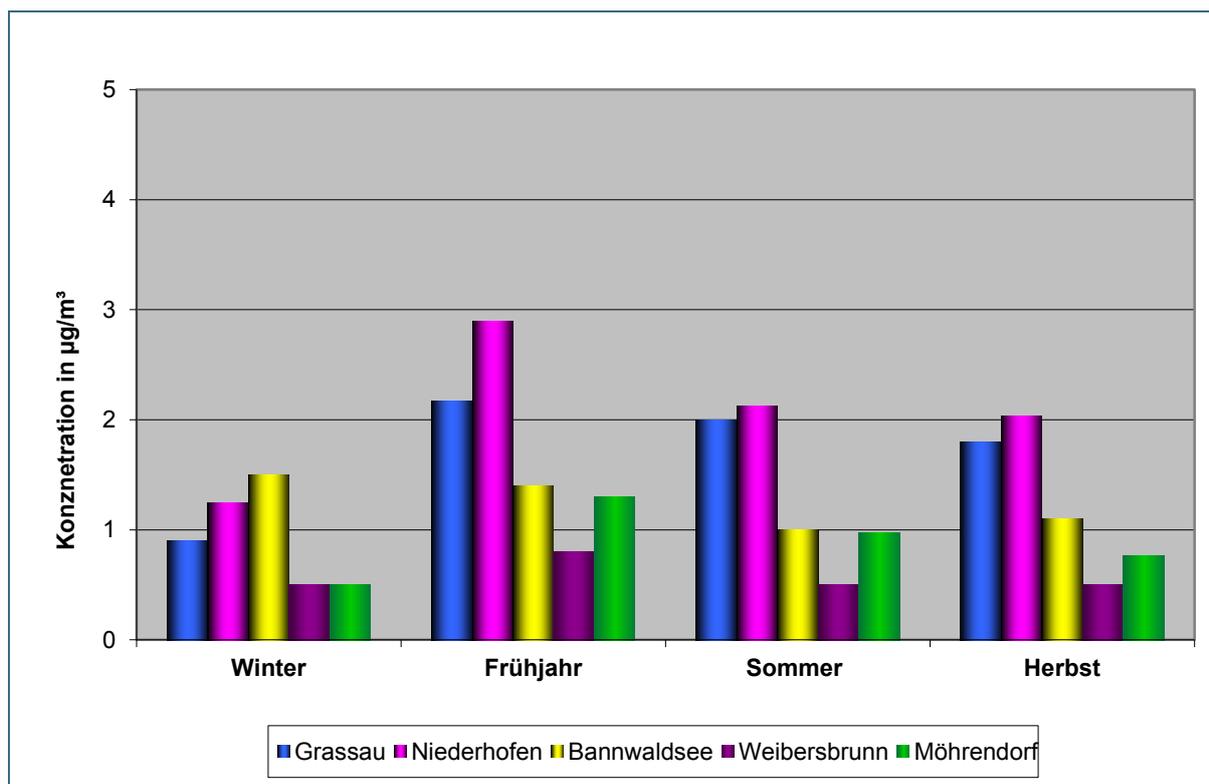


Abb. 68: Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen in naturnahen Gebieten 2011

Die Saisonmittel bleiben bis auf deutlich ansteigende Werte im Frühjahr, vor allem in Grassau und Niederhofen, auf dem relativ niedrigen Niveau des Vorjahres. In Grassau liegt der Saisonmittelwert im Winter sogar unter  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Der höchste Saisonmittelwert für den Messort Bannwaldsee wird im Winter erreicht. Danach fällt er leicht wieder ab.

An den neu hinzugekommenen Messorten Weibersbrunn und Möhrendorf liegen die Werte für die Wintersaison  $< 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Nach einem Anstieg des Saisonmittels für das Frühjahr am Messort Weibersbrunn, sinken die Mittelwerte für Sommer und Herbst wieder auf  $< 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Die Werte für den Messort Möhrendorf erhöhen sich ebenfalls im Frühjahr, bleiben dann aber über Sommer und Herbst stabil.

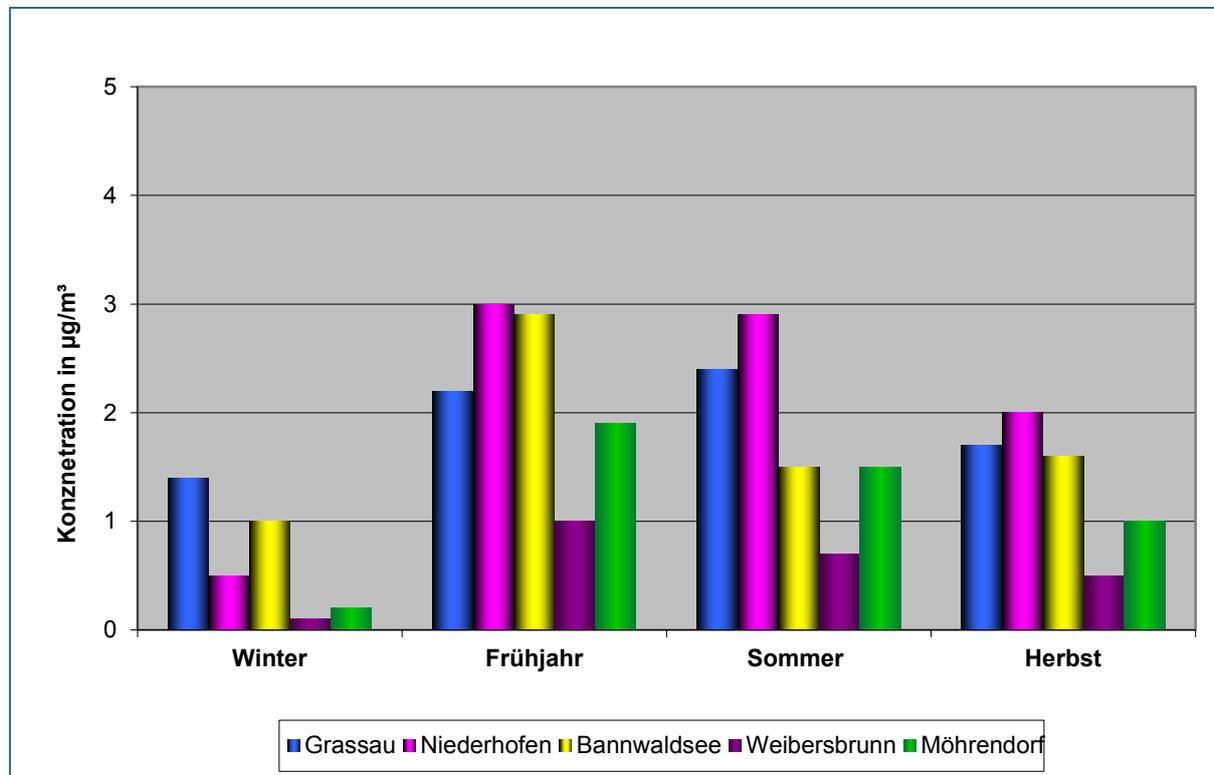


Abb. 69: Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen in naturnahen Gebieten 2012

Das niedrige Vorjahresniveau bleibt auch in diesem Jahr an allen Messorten erhalten.

In der Wintersaison liegen die Saisonmittel der Messorte Niederhofen, Weibersbrunn und Möhrendorf  $< 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Für den Messort Weibersbrunn gilt das auch für die Sommer- und Herbstsaison, während im Frühjahr in etwa das Vorjahresniveau erreicht wird. Für diesen Messort gleicht der Verlauf also dem Vorjahr.

Für den Messort Niederhofen wurden die höchsten Werte im Frühjahr und Sommer ermittelt, im Herbst sinkt der Saisonmittelwert wieder ab.

Im Winter wird am Messort Bannwaldsee der geringste Wert errechnet, ansonsten ist der Verlauf ähnlich wie am Messort Grassau.

#### 7.2.4 Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen für Messorte an stark verkehrsbelasteten Standorten im Vergleich zu Stadt- bzw. Ortsrandgebieten

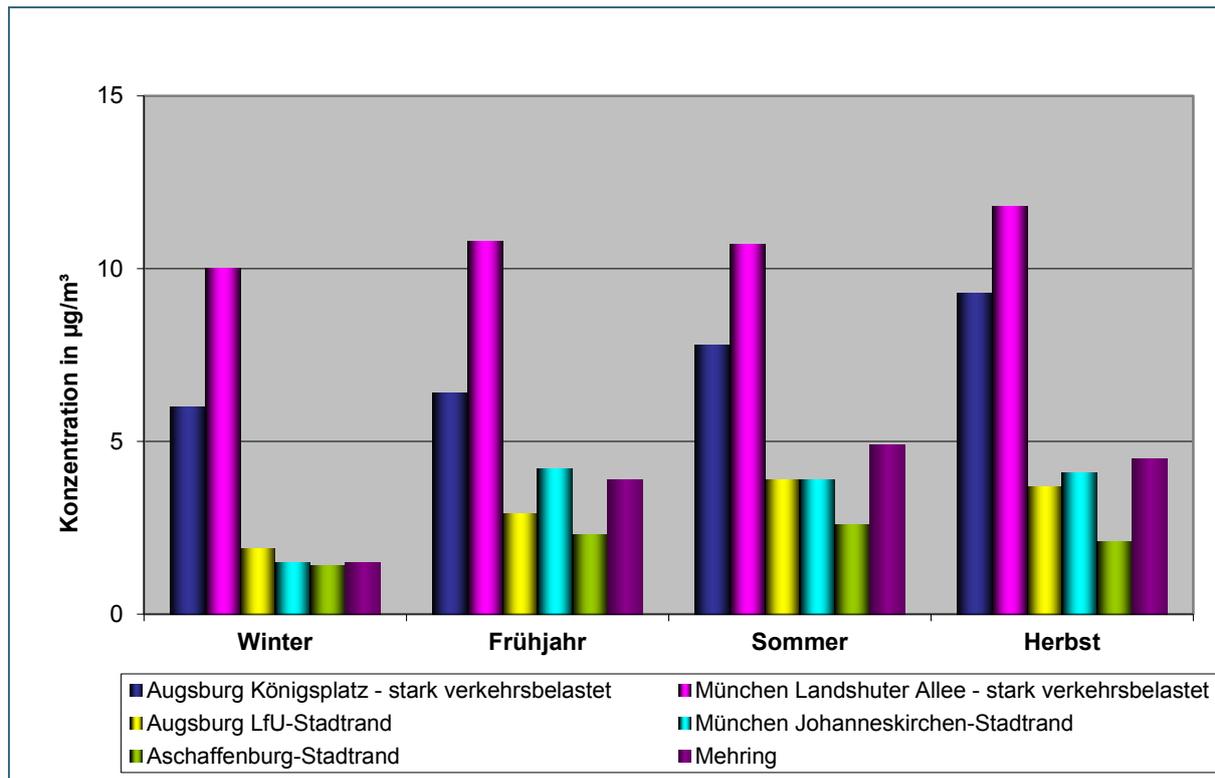


Abb. 70: Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen an stark verkehrsbelasteten Standorten im Vergleich zum Stadtrand 2006

Die höchsten Ammoniakwerte wurden erwartungsgemäß an den am stärksten verkehrsbelasteten Messorten München Landshuter Allee und Augsburg Königsplatz gemessen. Die Werte steigen an beiden Messorten im Jahresverlauf mehr oder minder stark an.

An den Stadtrandgebieten wurden im Winter die niedrigsten Werte ermittelt. Zum Frühjahr hin steigen sie an diesen Messorten deutlich an und bleiben bis zum Herbst auf etwa dem gleichen Niveau.

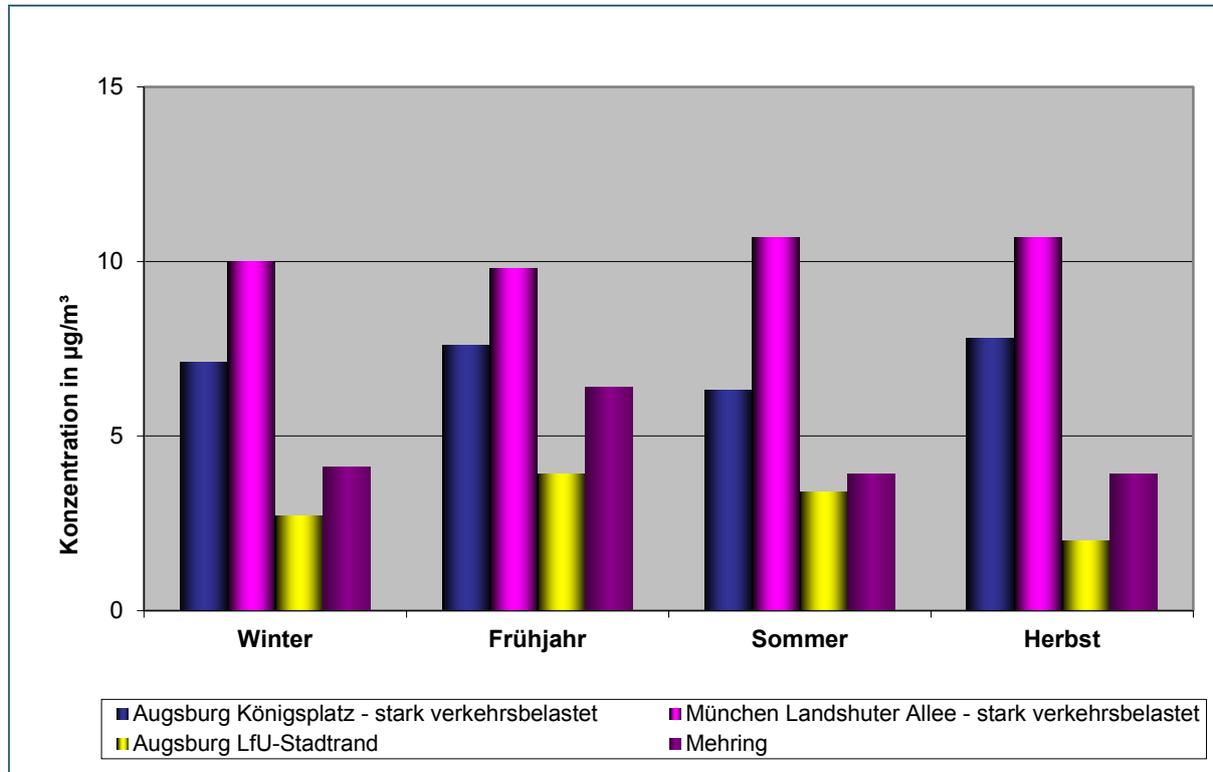


Abb. 71: Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen an stark verkehrsbelasteten Standorten im Vergleich zum Stadtrand 2007

Im Jahr 2007 ergibt sich gegenüber dem Jahr 2006 kaum eine Änderung in der Höhe der Ammoniakwerte. Nur am Königsplatz in Augsburg kommt es im Sommer zu einem leichten Abfall der Ammoniak-Konzentrationen, bevor die Werte zum Herbst hin wieder leicht auf das Frühjahrsniveau ansteigen. Die Werte im Stadtrandgebiet von Augsburg sind wie im Vorjahr relativ niedrig mit den saisonal höheren Werten im Frühjahr und Sommer.

Am Messort Mehring war der Verlauf der Saisonwerte anders als im Vorjahr. Die höchsten Saisonmittel wurden hier im Winter und im Frühjahr ermittelt, während sie im Sommer und Herbst relativ niedrig lagen. Insgesamt liegen die Werte etwas niedriger als 2006.

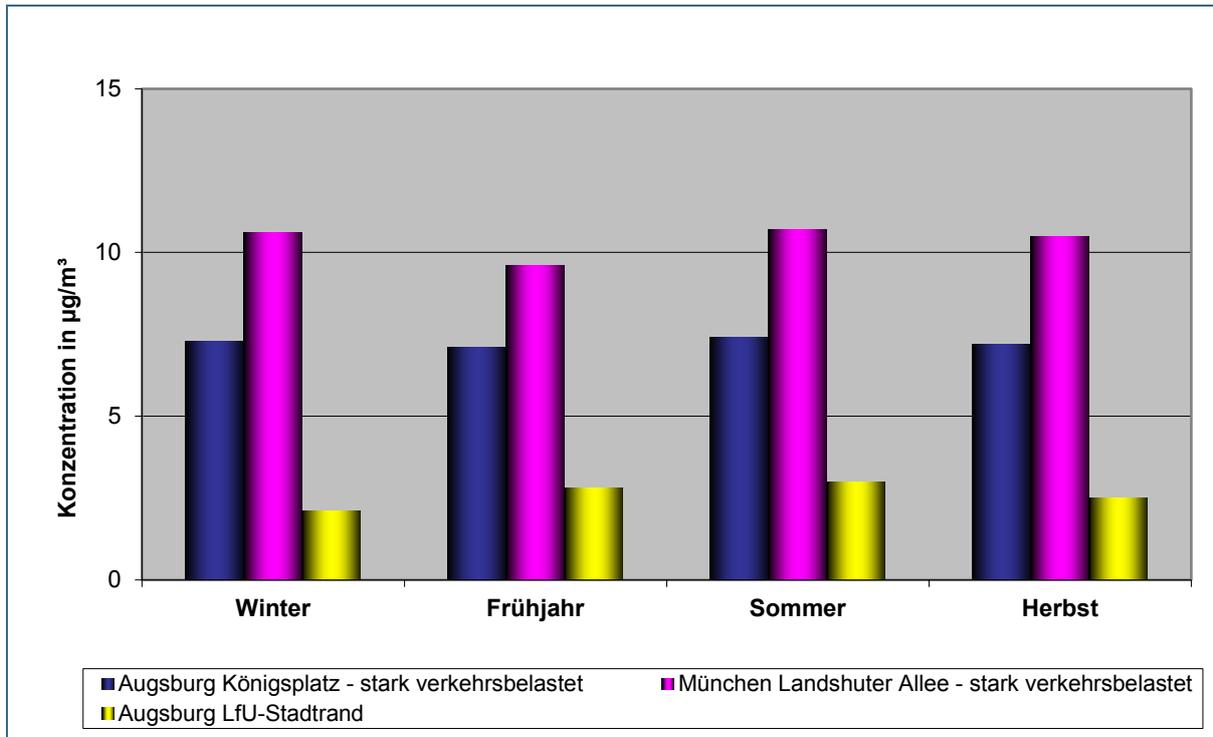


Abb. 72: Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen an stark verkehrsbelasteten Standorten im Vergleich zum Stadtrand 2008

An allen Messorten lassen sich 2008 nur geringfügige Schwankungen im jahreszeitlichen Verlauf erkennen. Die Höhe der Ammoniak-Konzentrationen liegt an allen drei Messorten auf den Vorjahres-Niveaus.

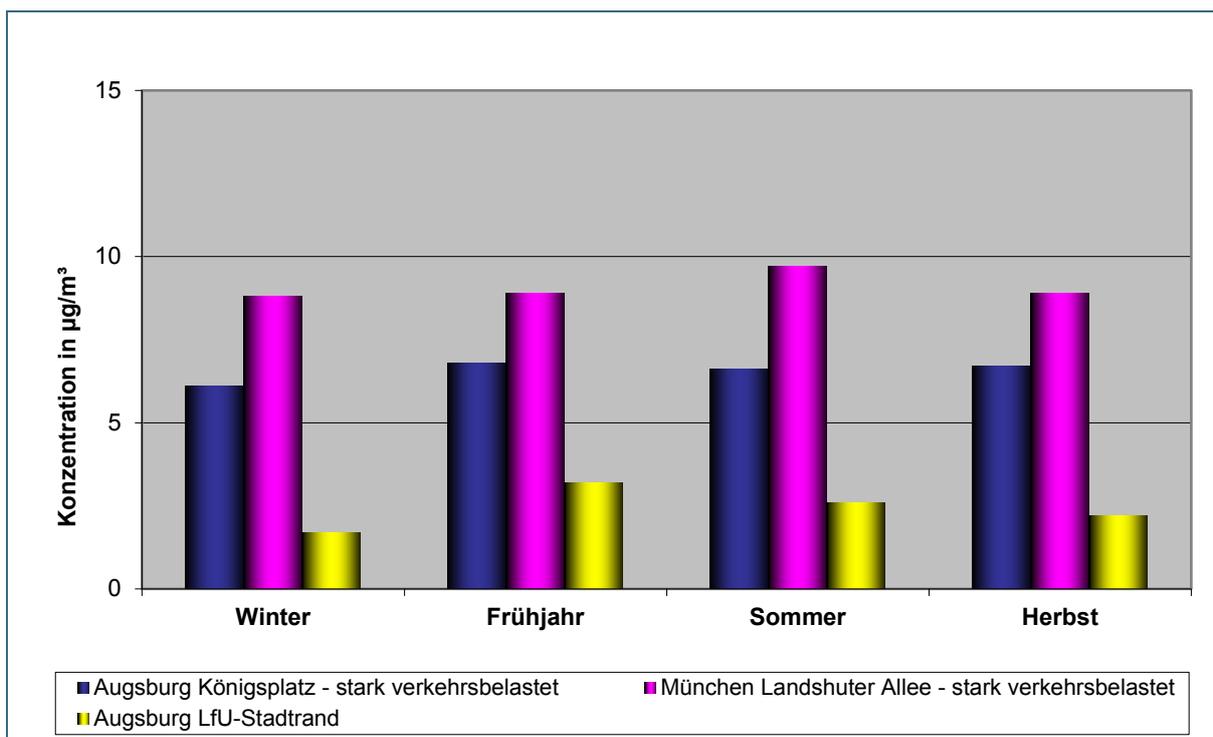


Abb. 73: Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen an stark verkehrsbelasteten Standorten im Vergleich zum Stadtrand 2009

Insgesamt liegen die Konzentrationswerte an allen Messorten im Jahr 2009 geringfügig niedriger als in den Vorjahren. Die Verläufe sind mit denen aus dem Jahr 2008 vergleichbar.

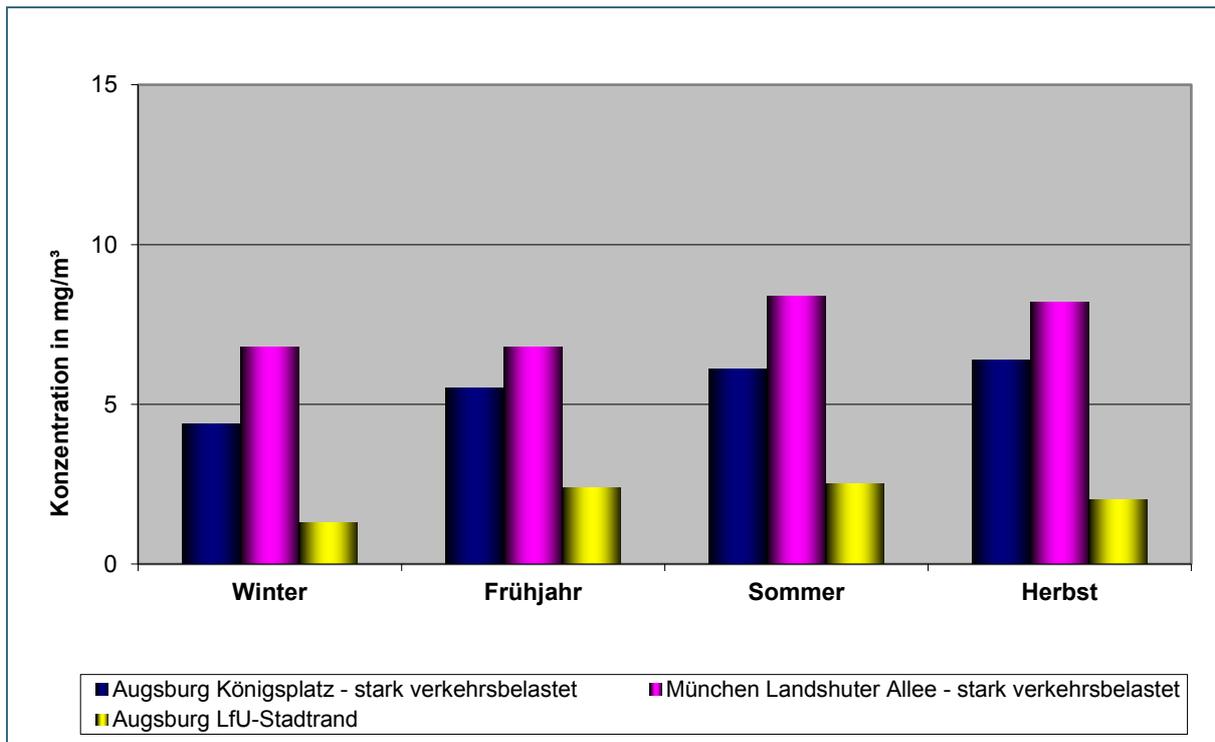


Abb. 74: Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen an stark verkehrsbelasteten Standorten im Vergleich zum Stadtrand 2010

Die Konzentrationen sinken auch im Jahr 2010 im Vergleich zu den Vorjahren an allen Messorten weiter ab, wobei sich die Ammoniak-Konzentrationen im Stadtrandbereich nicht wesentlich im Vergleich zu den Vorjahren ändern. Die höchsten Werte wurden im Stadtrandbereich auch im Jahr 2010 in der wärmeren Jahreshälfte ermittelt.

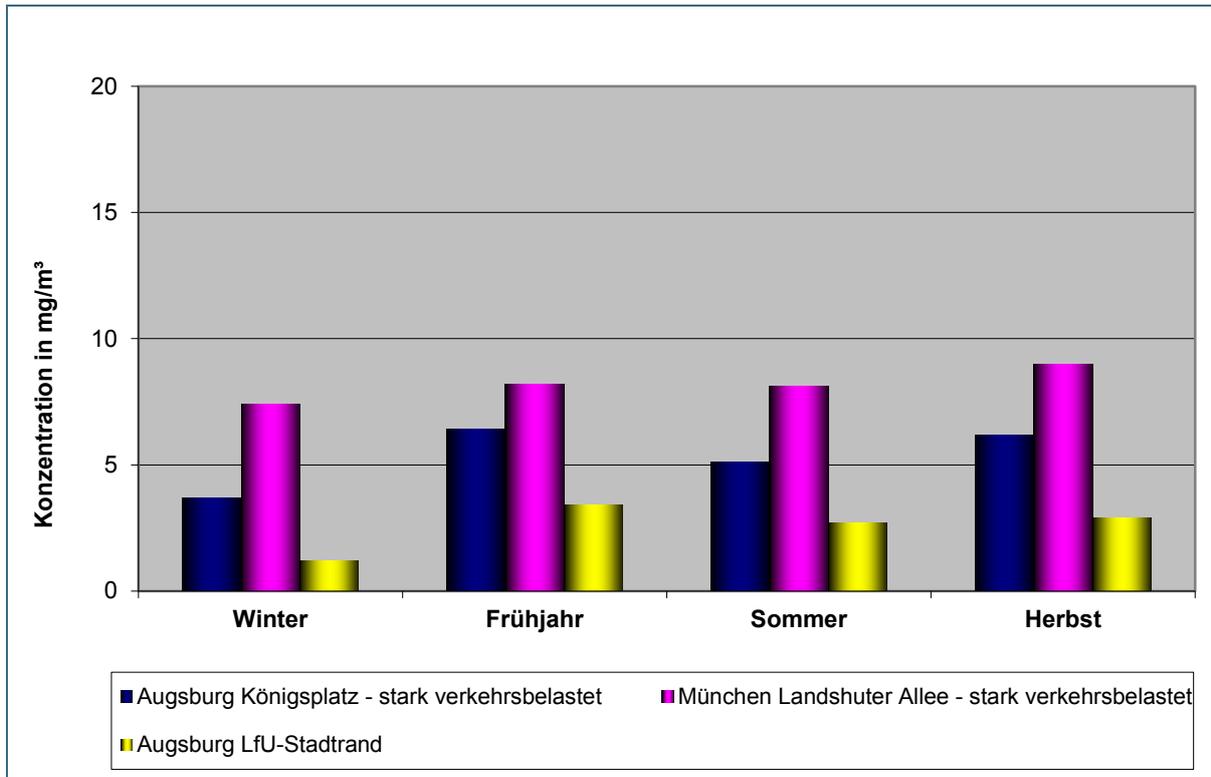


Abb. 75: Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen an stark verkehrsbelasteten Standorten im Vergleich zum Stadtrand 2011

Die Saisonmittel liegen an der Landshuter Allee insgesamt etwas höher als im Vorjahr. Aber auch an dem Messort „Augsburg-LfU“ wurden insgesamt höhere Saisonmittelwerte errechnet als 2010. Am Königsplatz in Augsburg lagen die Saisonwerte jedoch geringfügig niedriger als im Vorjahr. Im Winter wurden an allen Messorten die niedrigsten Saisonmittel festgestellt. Während die Mittelwerte an der Landshuter Allee jedoch im Frühjahr und Sommer gleich hoch sind und zum Herbst hin wieder ansteigen, liegen die Saisonmittel am Königsplatz und am LfU im Sommer am niedrigsten und im Frühjahr am höchsten. Insgesamt sind die Schwankungen an den Messorten über Frühjahr, Sommer und Herbst nicht sehr groß.

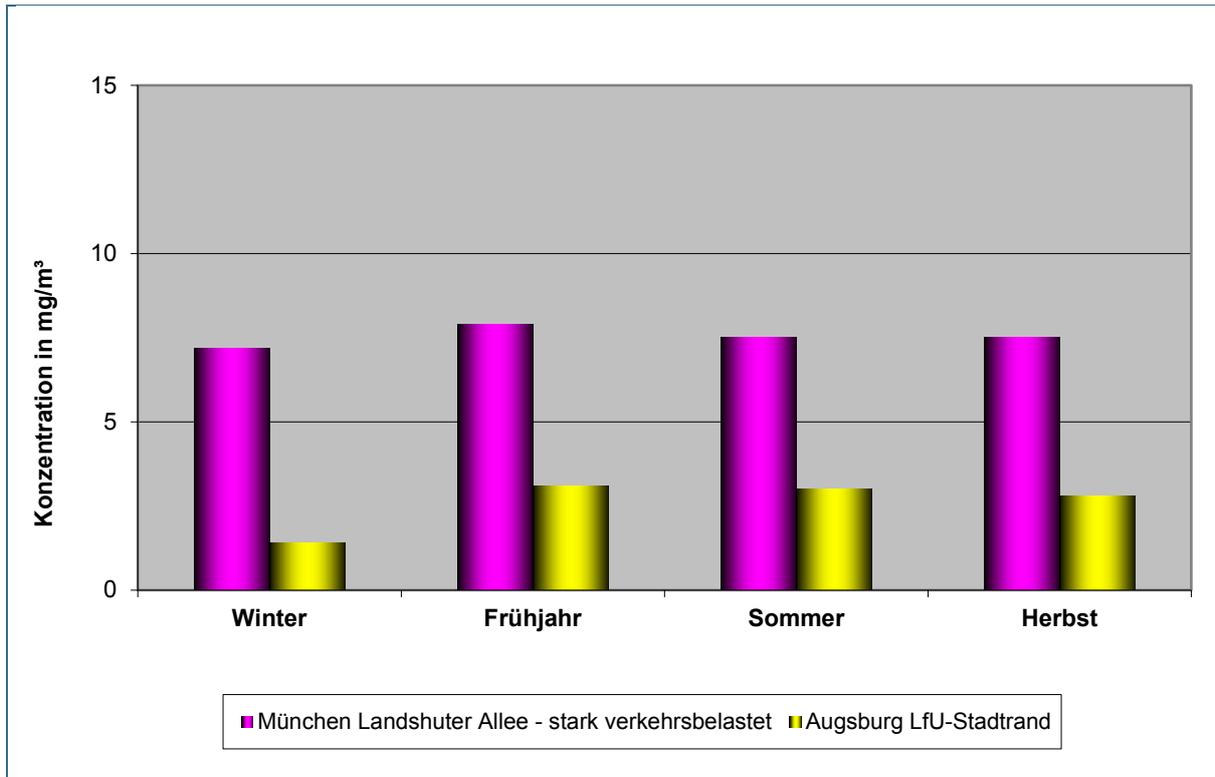


Abb. 76: Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen an stark verkehrsbelasteten Standorten im Vergleich zum Stadtrand 2010

Im Jahr 2012 wurden nur noch am Messort „München Landshuter Allee“ als verkehrsbelastetem Standort gemessen. Die Verläufe der saisonalen Mittel entsprechen an den beiden verbliebenen Messorten wieder in etwa denen des Vorjahres.

### 7.2.5 Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen für Messorte im Innenstadtbereich

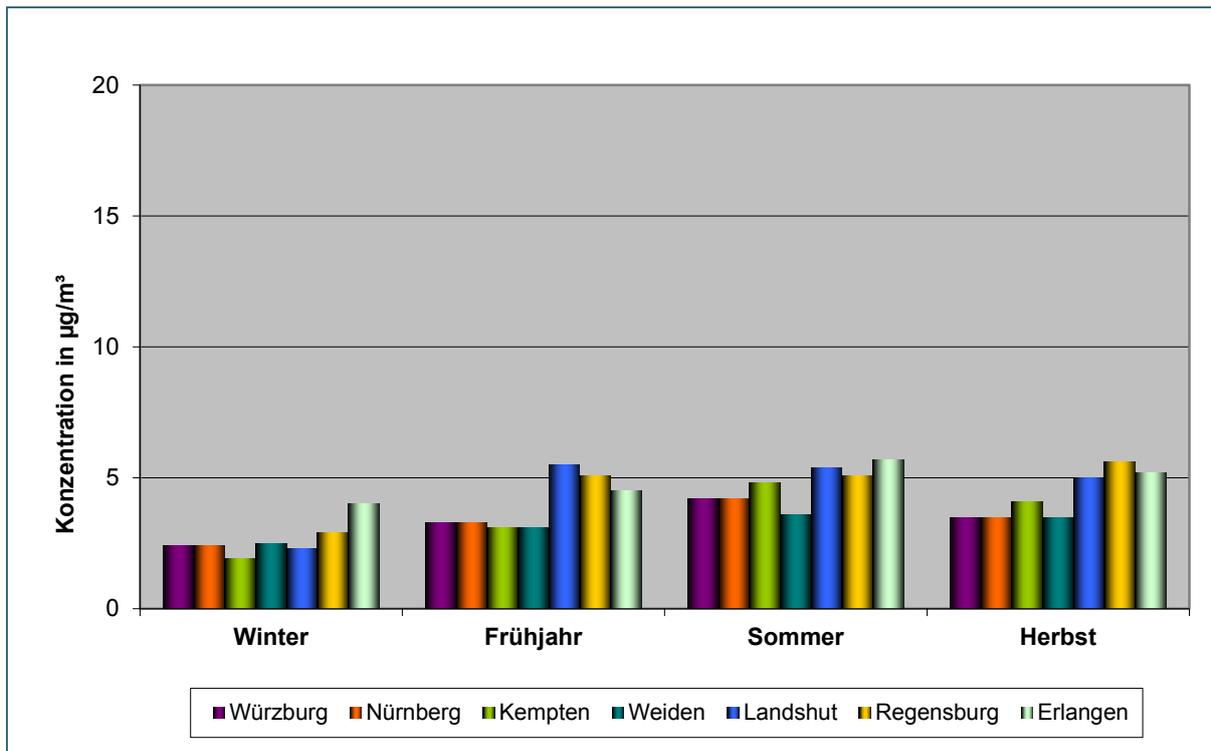


Abb. 77: Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen im Innenstadtbereich 2006

Auch im innerstädtischen Bereich lassen sich in begrenztem Maße jahreszeitliche Schwankungen erkennen. Die relativ geringen Ammoniak-Konzentrationen im Winter steigen über das Frühjahr weiter auf die höchsten Werte im Sommer an und fallen im Herbst wieder auf das Frühjahrsniveau ab. Dabei lagen die Ammoniak-Messwerte nur für die Standorte Kempten, Landshut, Regensburg und Erlangen in den wärmeren Jahreszeiten  $\geq 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . An allen übrigen Messorten wurden Ammoniak-Konzentrationen von deutlich unter  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  Ammoniak ermittelt. Darüber hinaus lag die Höhe der Messwerte an den einzelnen Messorten relativ nah beieinander.

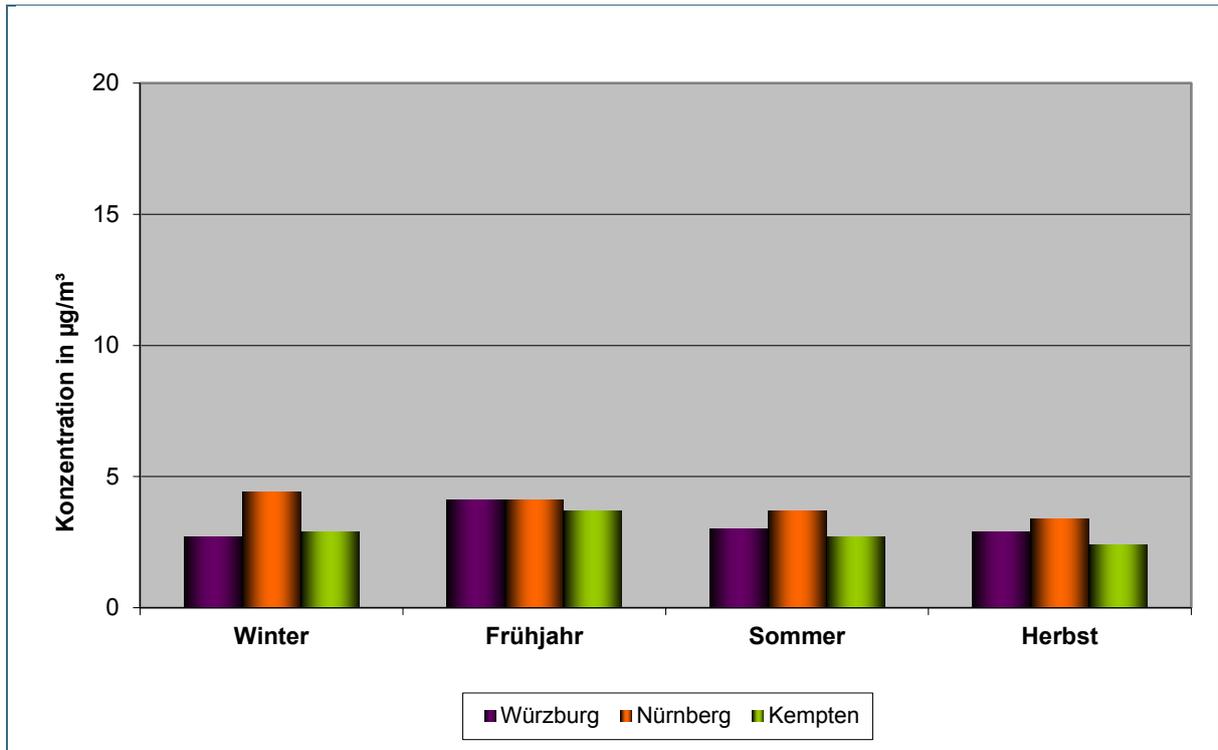


Abb. 78: Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen im Innenstadtbereich 2007

Im Jahr 2007 wurden die höchsten im innerstädtischen Bereich ermittelten Messwerte im Frühjahr gemessen. Nur in Nürnberg lag der Winterwert im jahreszeitlichen Verlauf noch höher. Insgesamt lagen alle Werte deutlich unter 5 µg/m<sup>3</sup> Ammoniak.

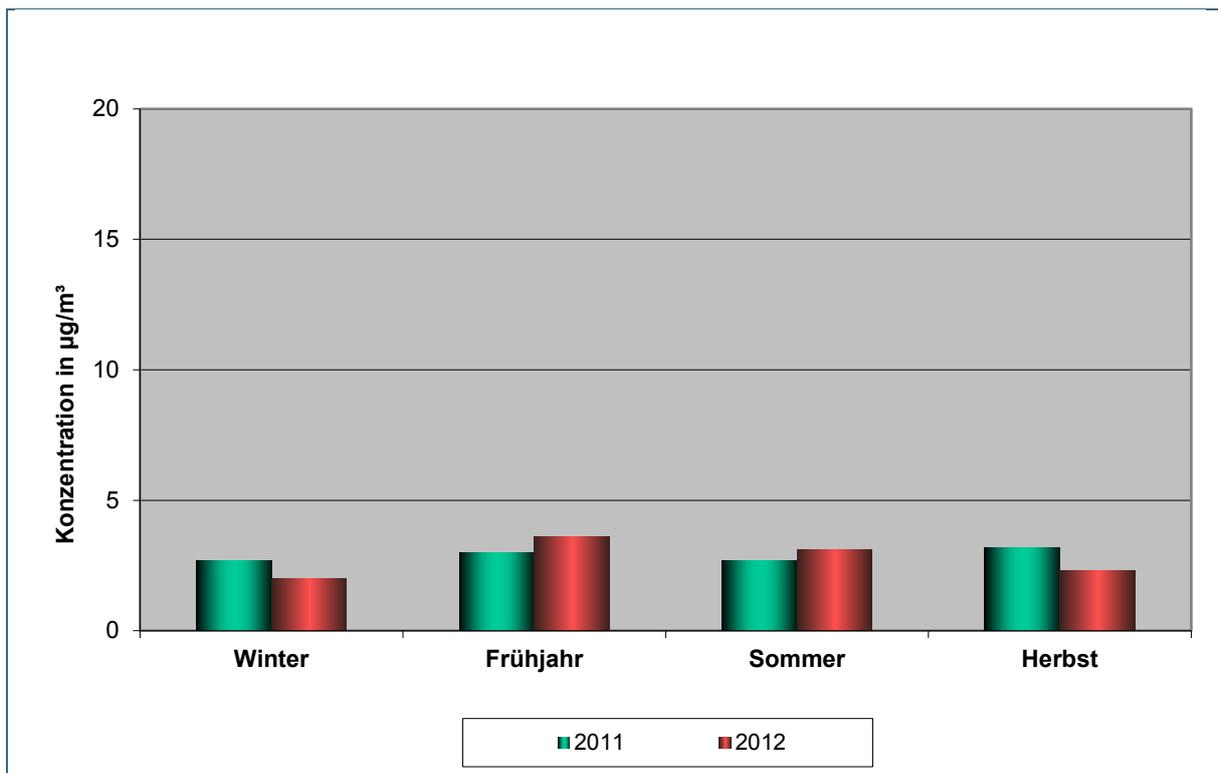


Abb. 79: Saisonmittelwerte der Ammoniak-Konzentrationen am Messort München Englischer Garten (innerstädtischer Bereich) 2011 und 2012

Für den innerstädtischen Bereich liegen mit den Messungen in München im Englischen Garten erst wieder ab 2011 Werte vor. 2011 ist ein relativ gleichbleibender Verlauf über das ganze Jahr erkennbar. 2012 liegen die Saisonmittel im Winter und im Herbst relativ niedrig, während die für Frühjahr und Sommer im Vergleich zum Vorjahr geringfügig nach oben abweichen.

## 7.3 Beschreibung der Messorte

### 7.3.1 Messorte in Stallnähe

#### 7.3.1.1 Andechs Rothenfeld



Abb. 80:  
Messorte Andechs  
Rothenfeld

In Andechs wurden 3 Lufthygienische Messstationen (LÜB) eingerichtet. Der 1. Messort befindet sich im südlichen Grundstücksteil eines landwirtschaftlichen Anwesens, der 2. Messort liegt westlich der Anlage in ca. 700 m Abstand, Messort 3 östlich der Anlage in ca. 300 m Abstand vom Emissions-schwerpunkt der Anlage entfernt.

Die vorwiegenden Windrichtungen in diesem Bereich sind West und Ost.

Die Verkehrsdichte ist sehr gering, so dass die ermittelten Ammoniakimmissionen lediglich auf die landwirtschaftlichen Anlagen sowie die Felderwirtschaft zurück zu führen sind.



Abb. 81:  
Lage des Messorts 1 direkt am Stall

### 7.3.1.2 Lautrach 1



Abb. 82:  
Messort Lautrach 1

Die erste Depositionsmessstation bei Lautrach (2005 - 2008) befindet sich am nördlichen Ortsrand von Lautrach auf einer Geländekante die das höher liegende Ackerland vom tiefer liegenden Grünland (Weide) trennt. In einer Entfernung von ca. 100 m führt im Osten die Staatsstraße 2009 vorbei. Der Messort liegt in ca. 50 m Entfernung zu einem Milchviehstall mit ca. 50 Milchkühen mit dazugehöriger Nachzucht. Im Südwesten – ca. 450 m entfernt befindet sich ein holzverarbeitender Betrieb mit einem größeren Parkplatz.

### 7.3.1.3 Kaisheim



Abb. 83:  
Messort Kaisheim

Der Messort liegt südöstlich eines Gutshofes. Im Osten führt eine zeitweise stärker befahrene Ortsdurchgangsstraße vorbei. Westlich liegt in ca. 800 m Abstand eine stark befahrene Bundesstraße. Nordwestlich des Messortes in ca. 45 m Entfernung befindet sich ein Ferkelstall mit ca. 150 Tieren. Südlich davon lagert westlich des Messortes der Festmist der Anlage. Südlich bzw. südwestlich des Messortes stehen in einer Entfernung von 130 bzw. 170 m mehrere Bullenställe mit insgesamt ca. 28 Tieren.

#### 7.3.1.4 Reith

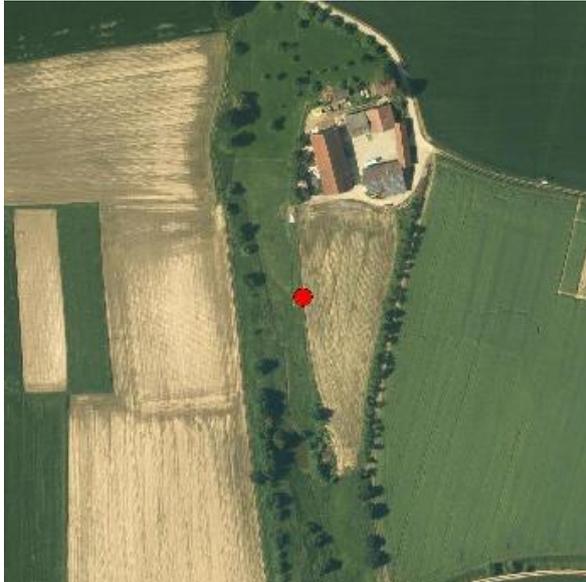


Abb. 84:  
Messort Reith

Die Messstelle befindet sich am Rande einer Pferdeweide im Abstand von ca. 75 m zu einer Hofstelle. Der Hof wird als intensiver Schweinemastbetrieb mit ca. 330 Tieren geführt. Ca. 80 m nördlich der Messstelle befindet sich die offene Güllegrube. Die umgebende Nutzung ringsum ist stark vom Ackerbau geprägt, nur ungünstigere Hangbereiche dienen der Weidenutzung.

#### 7.3.1.5 Kolbermoor



Abb. 85:  
Messort Kolbermoor

Die Messstelle befindet sich auf dem Gelände einer Versuchsstation der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (Moorwirtschaftsstelle) nordwestlich von Rosenheim, nordöstlich von Kolbermoor. Bis 2008 wurden dort in einem Stall 300 Muttersauen mit Ferkeln gehalten. Der Stall hat eine Entfernung von ca. 20 m zur Messstelle. Diese befindet sich in einem Obstgarten. Ca. 20 m von der Messstelle entfernt liegt eine Weide, die von Ende April bis Ende Oktober mit maximal 150 Jungrindern genutzt wird.

## 7.3.2 Messorte in Feldnähe

### 7.3.2.1 Bidingen



Abb. 86:  
Messort Bidingen

Die Dauerbeobachtungsstation wurde auf dem Gelände eines Trinkwasserbrunnens eingerichtet. Sie befindet sich im Bereich ausgedehnter z. T. feuchter Wiesenflächen. Die umgebenden ebenen Grünlandflächen werden intensiv bewirtschaftet (Gülleausbringung), die Hangflächen dienen als Jungrinderweiden.

### 7.3.2.2 Neusling



Abb. 87:  
Messort Neusling

Der Messort ist von Ackerflächen umgeben. Direkt neben dem Messort liegt in östlicher Richtung ein Weiher. In gleicher Richtung ca. 50 m entfernt beginnt die Wohnbebauung am Ortsrand. Tierhaltungsanlagen gibt es in der Nähe des Messortes nicht.

### 7.3.2.3 Seligenstadt

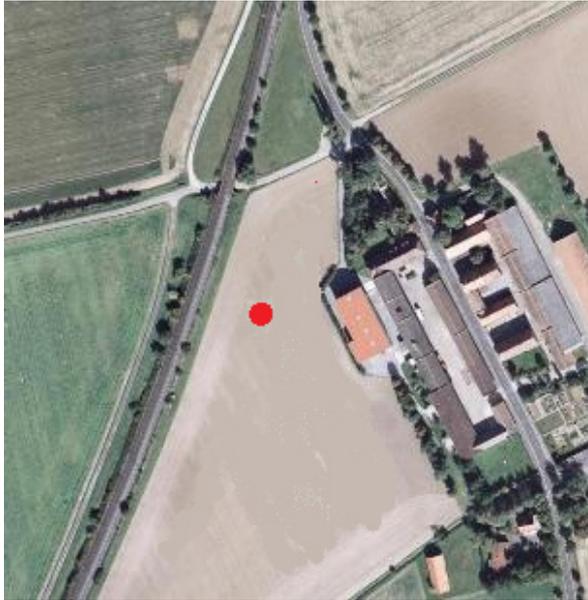


Abb. 88:  
Messort Seligenstadt

Der Messort liegt auf dem Areal eines Gutshofes inmitten intensiv bewirtschafteter Ackerflächen. Auf dem Gut wird keine Tierhaltung betrieben.

### 7.3.2.4 Eining

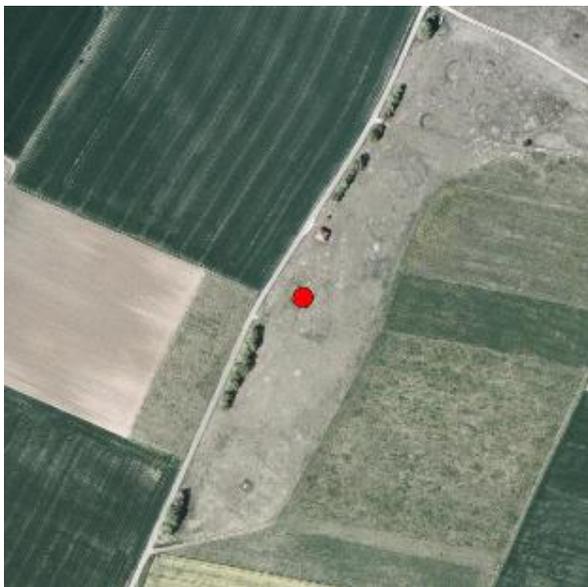


Abb. 89:  
Messort Eining

Der Messort Eining (DBS) liegt nordöstlich der Ortschaft auf einer Anhöhe über der Donau in einem schmalen Magerrasenstreifen und ist von Ackerflächen umgeben. In einer Entfernung von 500 m befinden sich westlich des Messortes einige kleine Hofstellen, südwestlich in 300 m Abstand sind mehrere kleinere Gewerbebetriebe ansässig. Ca. 100 m südlich verläuft eine wenig befahrene Ortsverbindungsstraße.

### 7.3.2.5 Lautrach 2



Abb. 90:  
Messort Lautrach 2

Der Messort Lautrach wurde 2008 ca. 350 m nordwestlich vom bisherigen Messort neu errichtet. Er befindet sich in einer größeren Lücke im Verlauf einer Hecke in reiner Grünlandumgebung.

### 7.3.2.6 Söllitz



Abb. 91:  
Messort Söllitz

Die Messstelle befindet sich auf einer Wiese in ca. 50 m Entfernung zu einem landwirtschaftlichen Betrieb mit ca. 40 Milchkühen mit Nachzucht.

Im Westen und Osten wird im Anschluss an die Wiese auf der sich die Station befindet, intensive Ackernutzung betrieben.

Der Messort liegt in einer Schneise, auf der u. U. höhere Windgeschwindigkeiten erreicht werden können.

Die weitere Umgebung des Messortes ist in allen Richtungen sehr walddreich.

### 7.3.3 Messorte im ländlichen Bereich

#### 7.3.3.1 Tiefenbach



Abb. 92:  
Messort Tiefenbach

Der Messort Tiefenbach (LÜB) liegt auf einer Erhebung inmitten von Wiesen. In der weiteren Umgebung schließen sich ringsherum Waldflächen an die westlich der Wiesen angrenzende Wohnbebauung an. In dem westlich gelegenen Dorfgebiet werden noch kleinere landwirtschaftliche Hofstellen betrieben.

#### 7.3.3.2 Naila



Abb. 93:  
Messort Naila

Der Messort (LÜB) liegt am Ortsrand auf dem Gelände des Bauhofes der Stadt Naila. Nordwestlich des Messortes ist in ca. 150 m eine Klinik, nördlich ein Wohngebiet. Südlich des Bauhofes ist ein Mischgebiet mit Wohn- und Geschäftsbereichen situiert. Im Abstand von ca. 500 m befindet sich eine Bundesstraße mit mittlerem Verkehrsaufkommen.

### 7.3.3.3 Aschheim



Abb. 94:  
Messort Aschheim

Der Messort (Depositionsmessstation) befindet sich auf dem Gelände des Teichgutes Birkenhof der Bayernwerke, südöstlich von Ismaning. Ca. 20 m südlich der Messeinrichtungen wurde bis 2001 ein Kleingarten betrieben.

In einer Entfernung von ca. 1 km im Süden der Messstelle verläuft die sehr stark befahrene BAB A99 (Ostumgehung München). Das im Süden an das Betriebsgelände angrenzende Areal wird als Grünland bewirtschaftet.

### 7.3.4 Messorte im naturnahen Bereich

#### 7.3.4.1 Niederhofen



Abb. 95:  
Messort Niederhofen

Der Messort (Depositionsmessstation) ist an einem abfallenden Hang eingerichtet. Der spärliche Wald ist nach Nordwesten 60 m, nach Norden und Nordosten 80 - 100 m entfernt. Südwestlich des Messortes existiert in ca. 130 m Entfernung ein kleiner Acker, der landwirtschaftlich genutzt wird.

Der Messort befindet sich im Naturschutzgebiet Albtrauf bei Niederhofen und repräsentiert einen naturnahen Standort.

#### 7.3.4.2 Grassau



Abb. 96:  
Messort Grassau

Die Dauerbeobachtungsstation Grassau befindet am südlichen Rand eines Naturschutzgebietes, inmitten einer zur Renaturierung vorgesehenen Feuchtwiese, die mit erheblichen Bewirtschaftungseinschränkungen belegt ist. Im Süden befinden sich, in einem Abstand von ca. 80 - 100 m einige Wohnhäuser, im Norden und Osten grenzt aufkommender Wald an.

Tierhaltungsanlagen sind in einem Abstand von ca. 650 m in südwestlicher Richtung (Pferdehaltung) und 520 m südlich (Milchviehhaltung) situiert.

#### 7.3.4.3 Bannwaldsee



Abb. 97:  
Messort Bannwaldsee

Der Messort der Depositionsmesstation befindet sich im nordöstlichen Teil eines Naturschutzgebietes, einem Niedermoor, das sich nördlich an einen See anschließt. Die landwirtschaftlichen Flächen zwischen der östlich gelegenen Bundesstraße B17 und dem Naturschutzgebiet werden intensiv als Grünland (Gülleinsatz) genutzt.

#### 7.3.4.4 Kulmbach



Abb. 98:  
Messort Kulmbach

Die Dauerbeobachtungsstation befindet sich ca. 4 km südwestlich vom Stadtzentrum Kulmbach in der Nähe des Schlosses Steinenhausen. Südwestlich des Messortes liegt in einer bewaldeten Fläche ein z.T. als Wohnhaus genutztes Mühlengebäude. Östlich in ca. 100 m Entfernung befinden sich ein Wohnhaus, Garagengebäude und ein Parkplatz der im Schloss untergebrachten Verwaltungseinrichtung. In einer Entfernung von ca. 1,5 km verläuft nördlich des Messortes eine stark befahrene Bundesstraße.

#### 7.3.4.5 Hallstadt



Abb. 99:  
Messort Hallstadt

Das Areal der Depositionsmessstation liegt an einem Hang. Die die Messstelle umgebende Fläche ist ein Trockenrasenbereich der durch Wanderschäferie beweidet wird. Der Messort liegt am Nordrand eines ca. 300 m entfernten Neubaugebietes.

#### 7.3.4.6 Weibersbrunn



Abb. 100:  
Messort Weibersbrunn

Die 1995 eingerichtete DBS befindet sich im südöstlichen Teil des Spessarts zwischen den Ortschaften Weibersbrunn und Esselbach, ab der B 8 in einem Talgrund auf einer Mischwaldlichtung abseits von Industrie, Siedlungen und Verkehr. Die umgebende Fläche wird extensiv als Grünland durch das Forstamt Marktheidenfeld genutzt.

#### 7.3.4.7 Möhrendorf



Abb. 101:  
Messort Möhrendorf

Die Messstelle befindet sich nördlich von Erlangen zwischen Alterlangen und Möhrendorf ca. auf Höhe der Schleuse Erlangen - östlich des Rhein-Main-Donau-Kanals. Im Süden grenzt ein Kiefernwald an. Größere zusammenhängende Waldflächen befinden sich auch im Südwesten und Westen der Station auf der Westseite des RMD-Kanals. Die im Westen direkt angrenzende Fläche wird einmal jährlich gemäht. Intensiv landwirtschaftlich bewirtschaftete Flächen befinden sich im Osten der DBS – jedoch hinter einem Waldstück. Die DBS liegt auf einem Gelände auf dem die Stadtwerke Erlangen 2007 Wasserversorgungsbrunnen errichtet haben.

### 7.3.5 Verkehrsnahe Messorte

#### 7.3.5.1 München Landshuter Allee

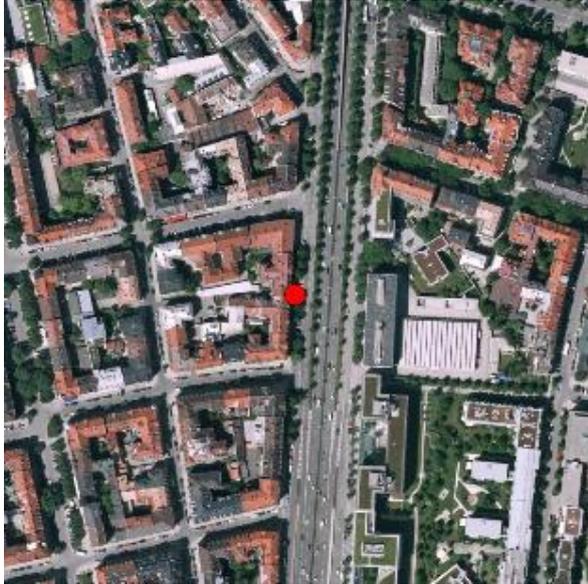


Abb. 102:  
Messort München,  
Landshuter Allee

Der Messort (LÜB) befindet sich unmittelbar neben der Straße mit einem Verkehrsaufkommen von ca. 140 000 Fahrzeugen pro Tag. Im benachbarten Umfeld des Messortes befinden sich gewerbliche Anlagen ebenso wie Geschäfte und Wohngebäude.

#### 7.3.5.2 Augsburg Königsplatz

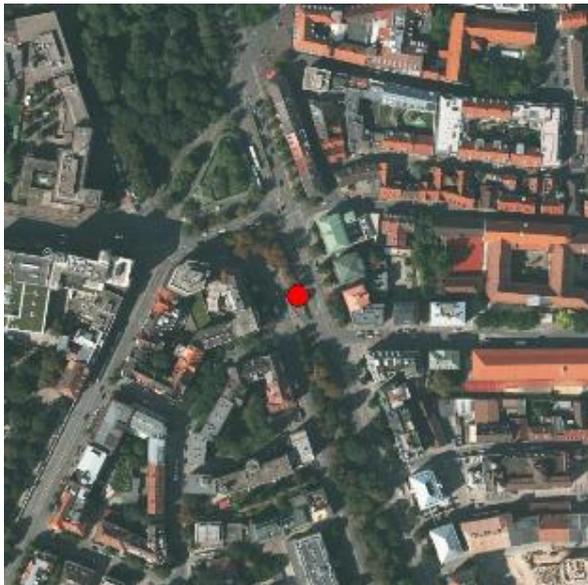


Abb. 103:  
Messort Augsburg,  
Königsplatz

Der Messort (LÜB) liegt südöstlich des Königsplatzes in einer großen, breiten Straßenschlucht mit einem Verkehrsaufkommen von ca. 31 000 Fahrzeugen pro Tag. Im weiteren Bereich des Messortes sind Gewerbebetriebe, Geschäfte und Wohnanlagen ansässig.

## 7.3.6 Messorte im Innenstadtbereich

### 7.3.6.1 Regensburg



Abb. 104:  
Messort Regensburg,  
Rathaus

Der Messort (LÜB) liegt im innerstädtischen Bereich der Stadt Regensburg in einer Straßenschlucht. Das tägliche Verkehrsaufkommen beläuft sich auf ca. 10 000 Fahrzeuge pro Tag. Benachbart sind Geschäfte, Gewerbebetriebe und Wohngebäude. Östlich verläuft in ca. 800 m Abstand eine stark frequentierte Bundesstraße.

### 7.3.6.2 Weiden



Abb. 105:  
Messort Weiden,  
Nikolaistraße

Der Messort (LÜB) liegt auf einer Ausfallstraße mit Innenstadtverkehr in Höhe von ca. 20 000 Fahrzeugen pro Tag. Nördlich der Straße befindet sich das Straßenbahndepot. Im weiteren Bereich um den Messort befinden sich Geschäfte und Wohngebäude.

### 7.3.6.3 Erlangen



Abb. 106:  
Messort Erlangen,  
Pfarrstraße

Der Messort (LÜB) ist auf einer innerörtlichen Straße mit einem Verkehrsaufkommen von ca. 14 000 Fahrzeugen installiert. Im Umfeld der Straße liegen Wohn- und Geschäftshäuser sowie gewerbliche Betriebe.

200 m westlich verläuft eine stark befahrene Staatsstraße.

### 7.3.6.4 Nürnberg

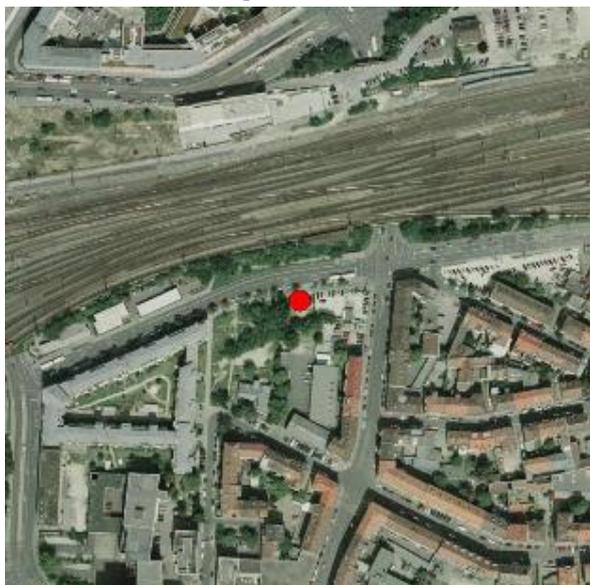


Abb. 107:  
Messort Nürnberg,  
Bahnhof

Der Messort in Nürnberg (LÜB) liegt ca. 500 m südöstlich des Hauptbahnhofes. Die Verkehrsdichte der nördlich verlaufenden Ortsstraße ist gering. Die Umgebung des Messortes ist geprägt von Geschäften und gewerblichen Anlagen sowie Wohnungen.

### 7.3.6.5 Würzburg



Abb. 108:  
Messort Würzburg,  
Kardinal-Faulhaber-  
Platz

Der Messort Würzburg (LÜB) befindet sich im innerstädtischen Bereich in einer Straßenschlucht mit ca. 12 000 passierenden Fahrzeugen pro Tag. Ansonsten ist die Umgebung von Wohn- und Geschäftshäusern und gewerblichen Betrieben geprägt. In 1 km Entfernung verläuft im Osten des Messortes eine größere Umgehungsstraße.

### 7.3.6.6 Landshut



Abb. 109:  
Messort Landshut,  
Podewilsstraße

Der Innenstadtbereich von Landshut (LÜB) , in dem sich der Messort an einer 4-spurigen Ausfallstraße mit einer Verkehrsdichte von ca. 25 000 Fahrzeugen täglich befindet, ist von Geschäften, Wohnbebauung und Gewerbebetrieben geprägt.

### 7.3.6.7 Kempten

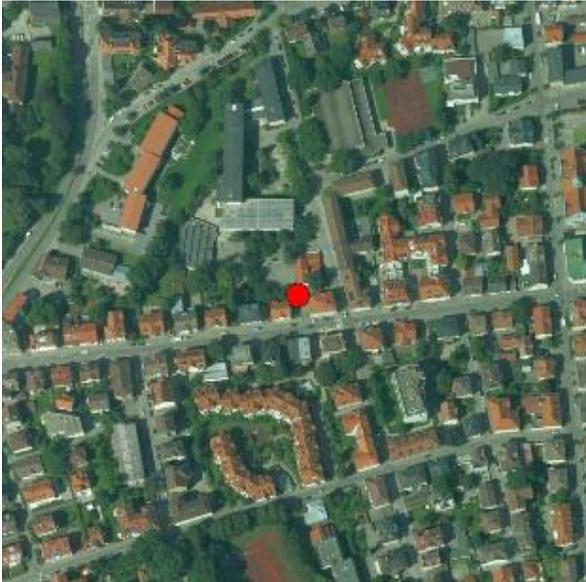


Abb. 110:  
Messort Kempten,  
Westendstraße

Die Straße, an der der Messort (LÜB) situiert ist, wird von innerstädtischem Anwohnerverkehr mit ca. 4 500 Fahrzeugen täglich genutzt. Des Weiteren befinden sich rings um den Messort Wohn- und Geschäftshäuser sowie ein Schulzentrum

### 7.3.6.8 München Englischer Garten



Abb. 111:  
Messort München  
Englischer Garten

Die DBS befindet sich im Englischen Garten in München an einer Stelle, an der der Park vom „Isarring“, einer sehr stark belasteten 4-spurigen Verkehrsader der Stadt durchschnitten wird. Die Station ist ca. 25 m vom Isarring entfernt und nur durch einen mehrreihigen Gehölzstreifen von der Straße getrennt.

Die DBS repräsentiert die Hintergrundbelastung des Ballungsraumes München.

## 7.3.7 Messorte am Stadt- bzw. Ortsrand

### 7.3.7.1 Augsburg



Abb. 112:  
Messort Augsburg, LfU

Am Stadtrand von Augsburg liegt der Messort (LÜB) auf dem Areal des Bayerischen Landesamtes für Umwelt. In der Umgebung des Messortes befindet sich der Parkplatz des Amtes, sowie Wohn- und Geschäftshäuser als auch gewerbliche Betriebe. Um das Areal führt im Westen und Norden der Zubringer zu der in ca. 1 000 m Entfernung liegenden stark frequentierten Bundesstraße.

### 7.3.7.2 Aschaffenburg



Abb. 113:  
Messort Aschaffen-  
burg, Bussardweg

Der Messort (LÜB) ist an einer Wohnstraße mit einem geringen Verkehrsaufkommen von ca. 1 200 Fahrzeugen täglich angebracht. Im näheren Umfeld des Messortes befindet sich Wohnbebauung, im weiteren landwirtschaftliche Flächen.

### 7.3.7.3 München Johanneskirchen

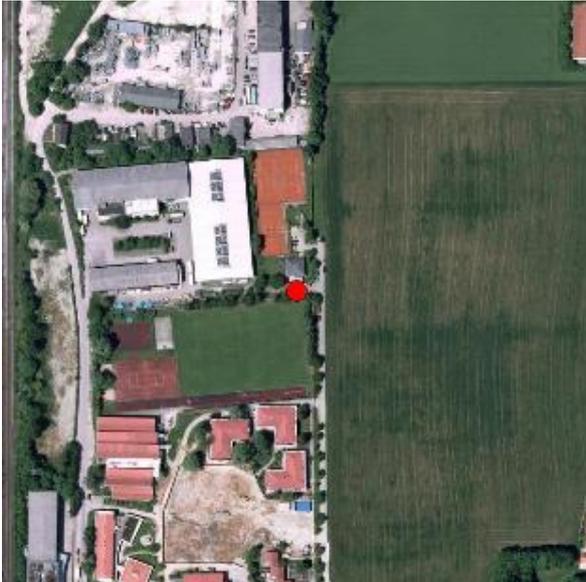


Abb. 114:  
Messort München,  
Johanneskirchen

Im Bereich des Messortes (LÜB) befinden sich keine größeren Straßen. Die schmale Straße, an der sich der Messort befindet verbindet die Wohnbebauung im Süden über ein Schulzentrum mit einem größeren Gewerbegebiet nördlich des Messortes.

### 7.3.7.4 Mehring

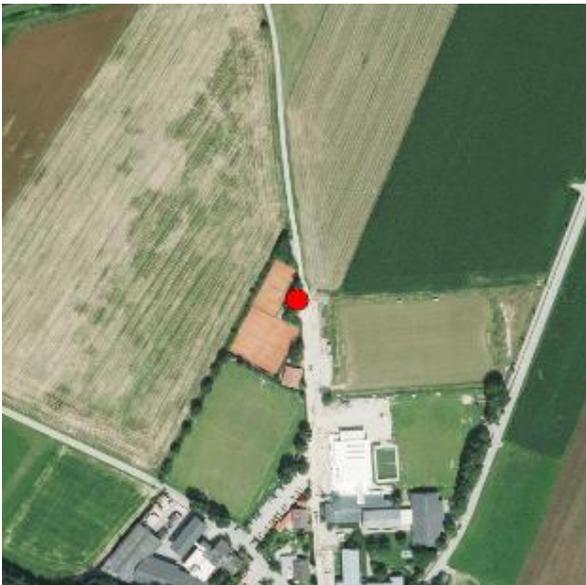


Abb. 115:  
Messort Mehring,  
Sportplatz

In der Nähe des Messortes (LÜB) befindet sich in einem Abstand von ca. 4 km in Hauptwindrichtung der Industriestandort Burghausen. Im direkten Umfeld des Messortes sind im nördlichen Bereich Felder und Wiesen, Sporteinrichtungen, in der südlichen Umgebung Wohn- und Geschäftshäuser, sowie gewerbliche Betriebe vorhanden.

## 7.4 Saisonmittelwerte für die einzelnen Messorte

Gebiets- prägung	Ortsname	Saisonmittel [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ] 2006			
		Winter	Frühling	Sommer	Herbst
stallnah	Andechs	14,8	13,8	20,3	21,9
	Lautrach	6,1	9,1	17,2	19,0
	Kaisheim	1,7	3,5	4,9	3,5
	Reith	2,4	4,9	5,6	5,3
feldnah	Bidingen	2,5	6,8	10,4	8,5
	Neusling	2,6	4,9	6,4	4,4
	Seligenstadt	1,3	3,5	3,5	3,3
	Eining	2,6	4,9	4,1	3,8
ländlich	Söllitz	1,3	3,1	4,3	3,6
	Tiefenbach	1,1	1,8	2,0	1,8
	Naila	1,2	2,2	3,3	2,4
naturnah	Niederhofen	0,9	1,6	2,8	2,5
	Grassau	1,3	2,7	3,8	3,0
	Bannwaldsee	0,6	2,6	2,0	1,6
	Kulmbach	0,8	2,1	3,4	1,6
	Hallstadt	0,8	2,1	2,2	1,3
verkehrs- kehrsnah	München Landshuter Allee	10,0	10,8	10,7	11,8
	Augsburg Königsplatz	6,0	6,4	7,8	9,3
Innenstadt	Regensburg	2,9	5,1	5,1	5,6
	Weiden	2,5	3,1	3,6	3,5
	Erlangen	4,0	4,5	5,7	5,2
	Nürnberg	2,5	3,5	4,7	4,1
	Würzburg	2,4	3,3	4,2	3,5
	Landshut	2,3	5,5	5,4	5,0
	Kempten	1,9	3,1	4,8	4,1
Stadt bzw. Ortsrand	Augsburg LfU	1,9	2,9	3,9	3,7
	Aschaffenburg	1,4	2,3	2,6	2,1
	München Johanniskirchen	1,5	4,2	3,9	4,1
	Mehring	1,5	3,9	4,9	4,5

Gebiets- prägung	Ortsname	Saisonmittel [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ] 2007			
		Winter	Frühling	Sommer	Herbst
stallnah	Andechs 1	9,5	24,7	15,8	17,1
	Lautrach 1	8,4	15,8	10,3	10,5
	Kaisheim	4,1	4,7	3,6	2,5
	Reith	2,9	8,3	6,0	5,9
	Kolbermoor	10,9	11,9	6,4	6,8
feldnah	Bidingen	2,6	9,3	5,9	6,2
	Neusling	3,1	6,7	5,1	3,4
	Seligenstadt	1,4	4,1	3,2	2,8
	Eining	2,8	4,5	3,8	3,2
ländlich	Andechs 2	5,3	3,0	2,0	1,8
	Andechs 3	3,6	3,5	3,0	2,6
	Söllitz	1,0	3,1	4,9	3,4
	Tiefenbach	1,2	1,9	1,8	3,0
	Naila	2,0	2,9	2,4	1,8
naturnah	Niederhofen	0,9	2,7	2,4	2,1
	Grassau	2,0	3,1	2,6	1,9
	Bannwaldsee	1,1	2,3	1,9	1,4
	Kulmbach	0,7	2,4	2,4	1,9
ver- kehrsnah	München Landshuter Allee	10,0	9,8	10,7	10,7
	Augsburg Königsplatz	7,1	7,6	6,3	7,8
Innen- stadt	Nürnberg	4,4	4,1	3,7	3,4
	Würzburg	2,7	4,1	3,0	2,9
	Kempten	2,9	3,7	2,7	2,4
Stadt- bzw. Ortsrand	Augsburg LfU	2,7	3,9	3,4	2,0
	Mehring	4,1	6,4	3,9	3,9

Gebiets- prägung	Ortsname	Saisonmittel [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ] 2008			
		Winter	Frühling	Sommer	Herbst
stallnah	Andechs 1	16,3	14,3	15,6	13,0
feld- nah	Bidingen	4,1	7,6	6,8	5,5
	Eining	2,7	2,9	3,7	2,4
ländlich	Lautrach 2	3,6	4,9	5,1	5,9
	Andechs 2	1,8	2,5	2,2	2,2
	Andechs 3	3,1	2,7	2,5	1,5
	Söllitz	1,9	2,7	3,7	3,6
	Tiefenbach	1,2	2,1	1,2	1,4
	Naila	1,8	2,0	2,1	1,7
naturnah	Niederhofen	0,9	2,1	2,7	2,0
	Grassau	1,9	2,1	2,5	2,3
	Bannwaldsee	0,9	1,1	1,3	1,0
ver- kehr- nah	München Landshuter Allee	10,6	9,6	10,7	10,5
	Augsburg Königsplatz	7,3	7,1	7,4	7,2
Stadttrand	Augsburg LfU	1,9	2,8	3,0	2,2

Gebiets- prägung	Ortsname	Saisonmittel [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ] 2009			
		Winter	Frühling	Sommer	Herbst
stallnah	Andechs 1	11,4	8,8	8,4	9,5
feld- nah	Bidingen	2,8	9,4	8,5	14,8
	Eining	1,5	3,2	3,8	3,0
ländlich	Lautrach 2	1,7	6,1	9,0	7,3
	Andechs 2	0,6	2,5	1,9	1,8
	Andechs 3	1,3	2,8	2,6	1,5
	Söllitz	2,5	2,9	6,3	5,0
	Tiefenbach	1,0	2,6	1,5	1,2
	Naila	1,6	2,5	2,3	2,0
naturnah	Niederhofen	0,9	2,8	3,9	3,6
	Grassau	2,0	2,2	3,0	2,9
	Bannwaldsee	0,7	1,6	2,4	2,8
ver- kehr- nah	München Landshuter Allee	8,8	8,9	9,7	8,9
	Augsburg Königsplatz	6,1	6,8	6,6	6,7
Stadttrand	Augsburg LfU	1,4	3,2	2,6	2,2

Gebiets- prägung	Ortsname	Saisonmittel [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ] 2010			
		Winter	Frühling	Sommer	Herbst
stallnah	Andechs 1	2,9	5,6	8,3	6,6
feld- nah	Bidingen	2,9	4,3	4,4	5,3
	Eining	2,3	2,7	2,6	1,7
ländlich	Lautrach 2	1,9	5,8	6,5	10,1
	Andechs 2	1,3	1,7	1,8	2,3
	Andechs 3	0,6	1,2	2,4	1,4
	Söllitz	2,4	2,8	4,2	2,3
	Tiefenbach	< 0,5	0,8	1,2	1,2
	Naila	1,0	1,4	2,2	1,5
naturmah	Niederhofen	1,3	1,7	2,3	1,9
	Grassau	1,0	1,4	1,8	1,6
	Bannwaldsee	1,5	1,1	1,1	0,8
ver- kehr- nah	München Landshuter Allee	6,8	6,8	8,4	8,2
	Augsburg Königsplatz	4,4	5,5	6,1	6,4
Stadtrand	Augsburg LfU	0,9	2,4	2,5	1,8

Gebiets- prägung	Ortsname	Saisonmittel [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ] 2011			
		Winter	Frühling	Sommer	Herbst
stallnah	Andechs 1	3,0	7,7	10,4	7,4
feld- nah	Bidingen	1,8	6,8	5,3	5,7
	Eining	1,2	3,9	2,7	2,7
ländlich	Lautrach 2	2,9	7,1	7,3	11,6
	Andechs 2	< 0,5	2,4	1,9	1,7
	Andechs 3	0,7	2,2	1,6	1,9
	Tiefenbach	0,9	1,4	0,9	0,9
	Naila	0,9	2,3	2,1	1,8
	Aschheim	-	4,3	2,6	2,9
naturmah	Niederhofen	1,4	2,9	2,1	2,0
	Grassau	0,9	2,2	2,0	1,8
	Bannwaldsee	1,5	1,4	1,0	1,2
	Kulmbach	0,5	2,2	1,7	1,7
	Möhrendorf	< 0,5	1,3	1,1	1,0
	Weibersbrunn	< 0,5	1,0	0,5	0,5
ver- kehr- nah	München Landshuter Allee	7,4	8,2	8,1	9,0
	Augsburg Königsplatz	3,7	6,4	5,1	6,2
Innenstadt	München Engl. Garten	2,7	3,0	2,7	3,2
Stadtrand	Augsburg LfU	1,2	3,4	2,7	2,9

Gebiets- prägung	Ortsname	Saisonmittel [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ] 2012			
		Winter	Frühling	Sommer	Herbst
stallnah	Andechs 1	4,2	7,7	8,8	11,8
feld- nah	Bidingen	3,6	5,3	6,0	6,0
	Eining	1,3	3,9	3,5	2,1
ländlich	Lautrach 2	5,1	8,2	6,9	3,0
	Andechs 2	0,8	2,5	3,1	1,9
	Andechs 3	1,2	2,2	1,9	1,4
	Tiefenbach	0,5	1,6	1,2	1,0
	Naila	1,3	2,5	2,2	1,8
	Aschheim	1,2	3,7	3,1	2,3
naturnah	Niederhofen	0,5	3,0	2,9	2,0
	Grassau	1,4	2,2	2,4	1,7
	Bannwaldsee	< 0,5	1,3	1,5	1,0
	Kulmbach	0,6	1,7	1,8	1,8
	Möhrendorf	< 0,5	1,9	1,5	1,0
	Weibersbrunn	< 0,5	1,0	0,7	< 0,5
ver- kehrs- nah	München Landshuter Allee	7,2	7,9	7,5	7,5
Innenstadt	München Engl. Garten	2,0	3,6	3,1	2,3
Stadttrand	Augsburg LfU	1,4	3,1	3,0	2,8

