

# Vergleichende Messungen und Modellierungen der NH<sub>3</sub>-Konzentrationen und N-Depositionen und Untersuchungen zur Wirkung von Ammoniak auf Wälder in der Umgebung von Tierhaltungsanlagen

Dr. Karsten Mohr

## 1 Einleitung

Aus Tierhaltungsanlagen freigesetztes Ammoniak kann in höheren Konzentrationen Wälder und andere Ökosysteme schädigen. Beim Bau oder bei einer Erweiterung von Stallanlagen sind derartige Belastungen immissionschutzrechtlich nach den Vorgaben der TA Luft im Rahmen der Sonderfallprüfung zu prüfen (BMU 2002). Der Länderarbeitskreis Immissionschutz (LAI 2010) hat hierzu ein Verfahren entwickelt. Mit diesem Verfahren wurden Fragen aufgeworfen, die den Anstoß zu dieser - von der Bundesanstalt für Landwirtschaft geförderten - Studie (BESTAND) gaben. Dabei geht es um die Validierung der Verfahren zur Ermittlung der Ammoniak-Konzentrationen und -Depositionen im Umfeld von Stallanlagen und die vom Umweltbundesamt genannte Höhe der großräumigen Stickstoffhintergrundbelastung. Darüber hinaus sollten Untersuchungen die langfristigen Wirkungen von Ammoniakimmissionen von Stallanlagen auf benachbarte Wälder aufzeigen.

## 2 Konzept

Es erfolgten Untersuchungen zu den NH<sub>3</sub>-Konzentrationen, der N-Depositionen und deren Wirkungen an insgesamt 20 Standorten in Nordwestdeutschland. Dabei wurden an 15 Waldstandorten in der Umgebung über 40 Jahre alter, isolierter stehender Stallanlagen langfristige Wirkungen an Baumbestand, Vegetation und Boden untersucht. An 6 Standorten erfolgten Messungen der NH<sub>3</sub>-Immissionskonzentrationen und der N-Depositionen (in der Kronentraufe). Die Ergebnisse der Wirkungsuntersuchungen und der Messungen wurden modellierten Immissionsbelastungen gegenübergestellt.

### 3 Ergebnisse

#### 3.1 Vergleichende Messungen der $\text{NH}_3$ -Konzentrationen

Die Ergebnisse der über einen 19-monatigen Zeitraum laufenden Immissions-Messungen in der Umgebung von 3 Stallanlagen sind in den Abbildungen 1 bis 4 dargestellt. Die Messdaten sind den für diesen Zeitraum modellierten  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen bzw. N-Depositionen gegenübergestellt. Bei der Modellierung wurden die in der TA Luft, in KTBL 2006 und Brewer & Costello (1999) genannten Emissionsfaktoren sowie die aktuellen Tierzahlen und die im Untersuchungszeitraum herrschenden meteorologischen Bedingungen (Akterm) verwendet. An einem Legehennenbetrieb wurden zusätzlich noch Emissionsmessungen durchgeführt.

Die gemessene Zusatzbelastung errechnet sich aus den an den Transekten ermittelten Ergebnissen, subtrahiert mit der an einem mehrere Hundert Meter entfernten Referenzstandort ermittelten Hintergrundbelastung.



Abbildung 1: Gemessene und modellierte Zusatzbelastungen der  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen entlang eines Transektes an einem Mastschweinebetrieb

Abbildung 1 und Abbildung 2 veranschaulichen die gemessenen und modellierten  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen an 2 Messtransekten in der Umgebung eines Mastschweinebetriebes (650 Mastschweine) sowie einer Legehennenanlage (41.500 Legehennen in Bodenhaltung und Kleingruppen). Die über einen Zeitraum von 16 Monaten in 1,5 m Höhe gemessenen  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen betragen im Nahbereich (ca. 50 bis 150 m) ein Mehrfaches der Messwerte.

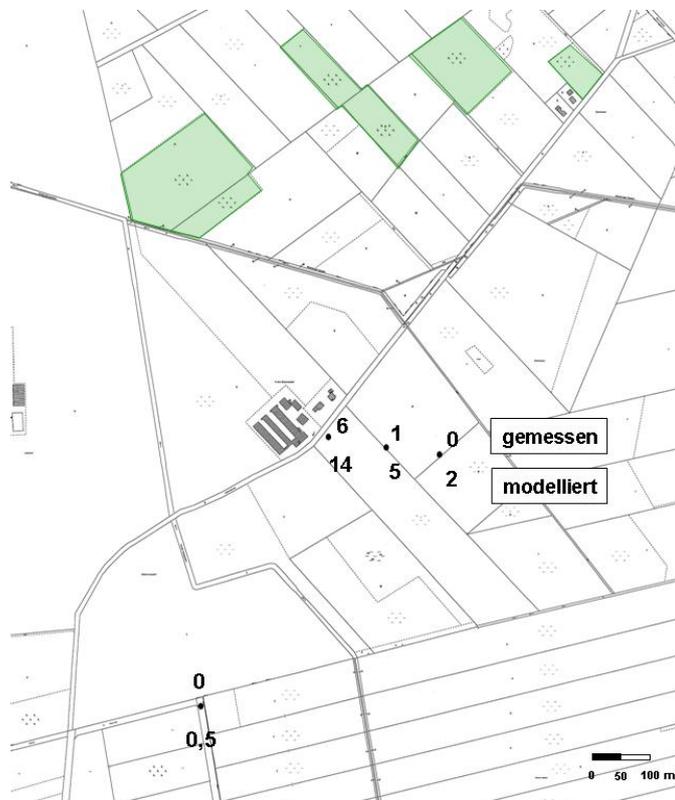


Abbildung 2: Gemessene und modellierte Zusatzbelastungen der  $\text{NH}_3$ -Konzentrationen entlang eines Transektes an einem Legehennenbetrieb

### 3.2 Vergleichende Messungen der N-Flüsse - Zusatzdepositionen

Deutlich geringer waren dagegen die Unterschiede zwischen den mit Kronentraufmessungen und gemäß TA Luft mit AUSTAL2000 ermittelten N-Depositionen im Wald. In unmittelbarer Nähe zu einem Legehennenbetrieb (26.000 Tiere in Bodenhaltung) kam es aufgrund einer Überströmung des Bestandesrandes zu größeren Abweichungen, die sich allerdings in geringer Entfernung entlang Messtransektes ausglich (Abbildung 3). Am Mastschweinebetrieb lagen die Messwerte am Waldrand über denen der Modellwerte, ca. 70 vom Waldrand entfernt erreichten sie jedoch schon das Niveau der in größerer Entfernung ermittelten Hintergrundbelastung (Abbildung 4).

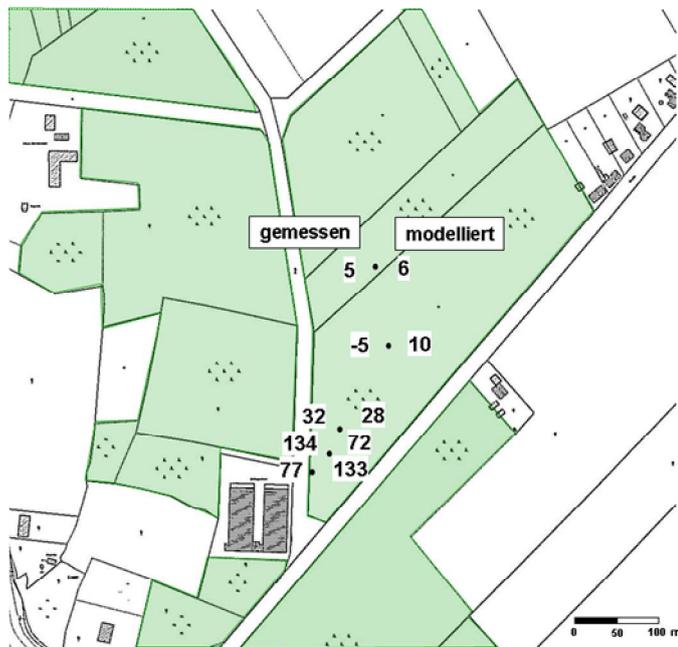


Abbildung 3: Gemessene und modellierte Zusatzbelastungen der N-Flüsse entlang eines Transektes an einem Legehennenbetrieb



Abbildung 4: Gemessene und modellierte Zusatzbelastungen der N-Flüsse entlang eines Transektes an einem Mastschweinebetrieb

Nicht nur im Waldrand, sondern auch über den gesamten Messtransekt traten größere Differenzen zu den Messwerten auf, wenn die Zusatzbelastung nach den im LAI-Leitfaden beschriebenen Ansatz berechnet wurde, d.h. unter Multiplikation der modellierten  $\text{NH}_3$ -Konzentration mit der Depositionsgeschwindigkeit von  $2 \text{ m s}^{-1}$ . In Abbildung 5 und Abbildung 6 werden vor allem bei dem – zur Beurteilung vom Immissionswirkungen relevanten – Waldrand Unterschiede von 50 – 250% gegenüber den anderen Verfahren deutlich. Über alle Messpunkte gemittelt betragen die nach dem LAI-Verfahren ermittelten N-Depositionen etwa das Doppelte.

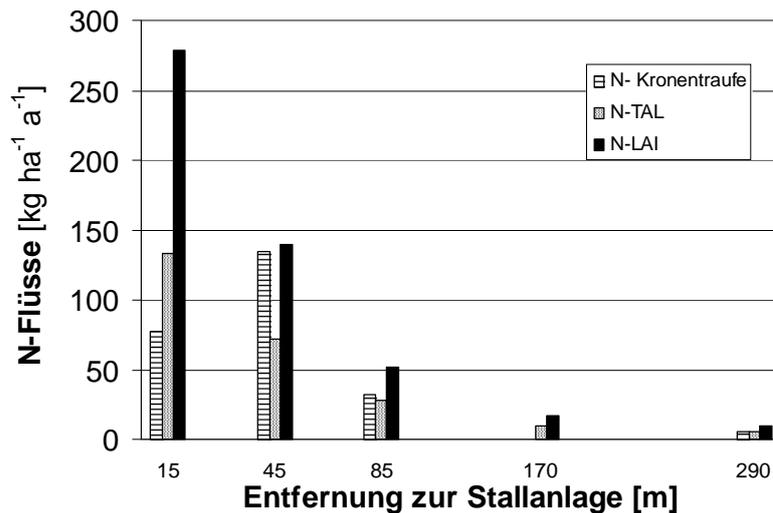


Abbildung 5: Vergleich der über Kronentraufemessungen sowie TA Luft und dem LAI-Verfahren ermittelten N-Flüsse an einem Legehennenbetrieb

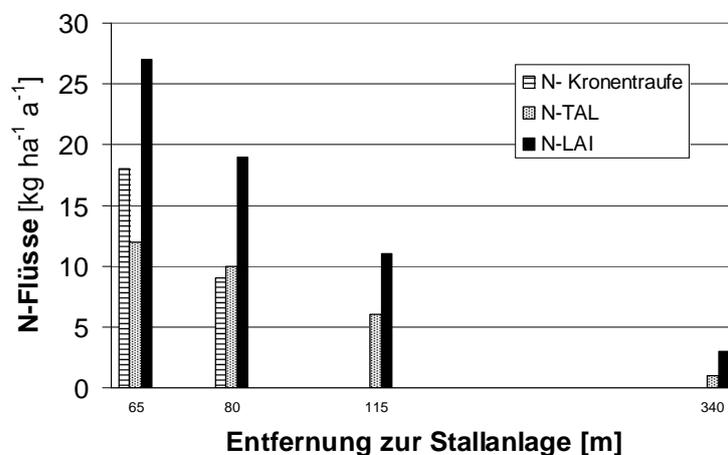


Abbildung 6: Vergleich der über Kronentraufemessungen sowie TA Luft und dem LAI-Verfahren ermittelten N-Flüsse an einem Mastschweinebetrieb

### 3.3 Vergleichende Messungen der N-Flüsse - Vorbelastung

An mehreren emittententfernen Orten Niedersachsens wurden in Nadelwäldern Langzeitmessungen der N-Flüsse über den Bestandesniederschlag durchgeführt. Die Messwerte lagen alle mehr oder minder deutlich über den für Wald nicht nachteilig wirkenden N-Depositionen von 10 bis 20 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (Critical Loads). Sie unterschritten die im aktuellen Datensatz des Umweltbundesamtes genannten Werte zur Vorbelastung erheblich (Abbildung 7). Obwohl diese gegenüber den Vorläuferdaten reduziert sind, liegen sie immer noch um 50 bis 160% über den Werten der Krontraufmessungen.

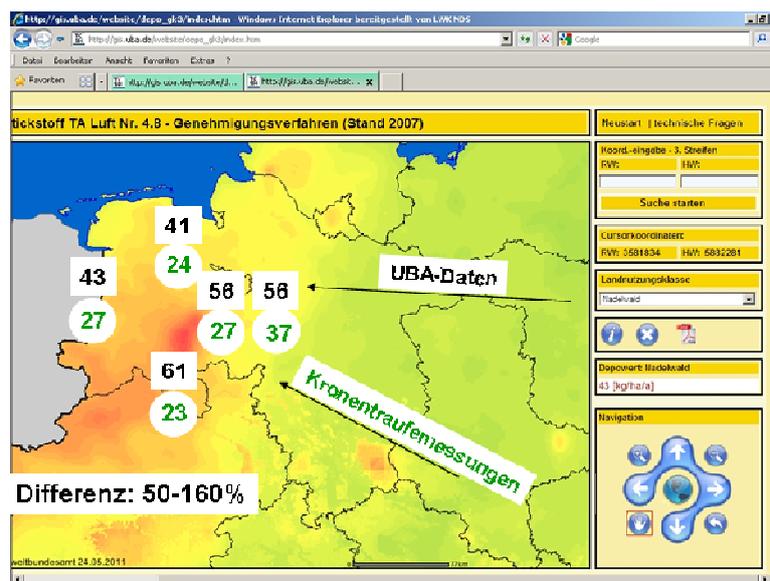


Abbildung 7: Vergleich der über Krontraufmessungen ermittelten Hintergrundbelastung durch eutrophierenden Stickstoff mit modellierten Werten des Umweltbundesamtes an verschiedenen Orten Niedersachsens

Die Gründe für derartige Diskrepanzen zwischen den Mess- und Modellwerten wurden in dieser Studie nicht im Einzelnen verfolgt. Durch eine direkte Stickstoffaufnahme über das Blatt bzw. die Nadel kann ein Teil der N-Depositionen aus der Atmosphäre aufgenommen werden, wodurch sie mit den üblichen (Krontrauf-)Messungen nicht erfasst werden. Wiederum kann es durch Reemissionen von Ammoniak von der Blattoberfläche zu einer Überschätzung der ökologisch wirksamen N-Depositionen durch die für die Modelle verwendeten Depositionsgeschwindigkeiten kommen.

Durch Ammoniak in der Atmosphäre gebildetes Ammoniumnitrat ist bei höheren Temperaturen instabil. Abbildung 8 veranschaulicht die Freisetzungsraten von Ammoniumnitrat bei unterschiedlichen Lufttemperaturen von einem Papierfilter. Die Expositionszeiten lagen in den höheren Temperaturbereichen zwischen 2 und 4 Stunden. Bei Außentemperaturen über 13°C zerfällt Ammoniumnitrat, erst bei niedrigeren Temperaturen sowie niedrigem pH-Wert kommt es zu einer dauerhaften trockenen Deposition.

Auf stoffwechselaktiven Blättern können sich durch N-Aufnahme die Emissionsraten reduzieren, bei der Modellierung von N-Depositionen in Ökosysteme insbesondere in der Nähe zu Stallanlagen sind derartige atmosphärenchemische Prozesse jedoch von Bedeutung.

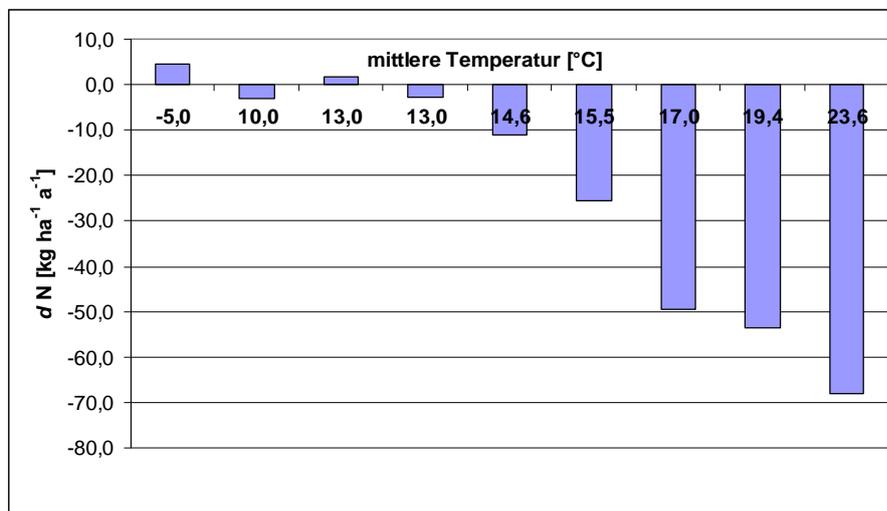


Abbildung 8: Deposition und Emission von Ammoniumnitrat auf Papieroberflächen bei unterschiedlichen Temperaturen der Außenluft

#### 4 Immissionswirkungen auf Wälder

Bei den Untersuchungen in Wäldern in der Umgebung von Stallanlagen, die in der überwiegenden Zahl mehr als 40 Jahre in Betrieb sind, wurden die festgestellten Wirkungen den langfristigen N-Depositionen (Abbildung 9) gegenübergestellt. Die Höhe der N-Depositionen wurde unter Berücksichtigung sämtlicher Veränderungen im Laufe des Stallbetriebes und langfristig repräsentativer meteorologischer Bedingungen (Aks) nach den Vorgaben der TA Luft mit AUSTAL 2000 berechnet.

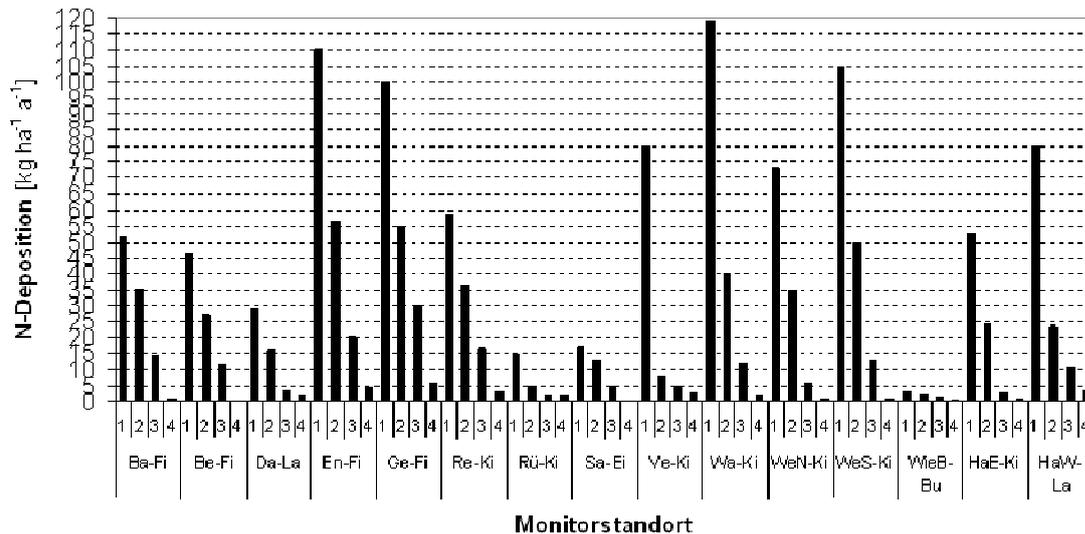


Abbildung 9: Mittlere N-Depositionen an den Untersuchungstransekten im Wald über den gesamten Betriebszeitraum alter Stallstandorte

Auf N-Depositionen besonders sensibel reagierende Bodeneigenschaften sind das C/N-Verhältnis und die Vorräte mineralisch gebundener Stickstoffverbindungen (N-min). Sie zeigten an der Mehrzahl der Untersuchungsstandorte eine entfernungs- bzw. immissionsabhängige Abnahme (Abbildung 11 und Abbildung 12). Somit ergibt sich statistischer Zusammenhang zwischen den modellierten N-Depositionen (Abbildung 10), der beim C/N-Verhältnis bereits über  $15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  bereits signifikant ist.

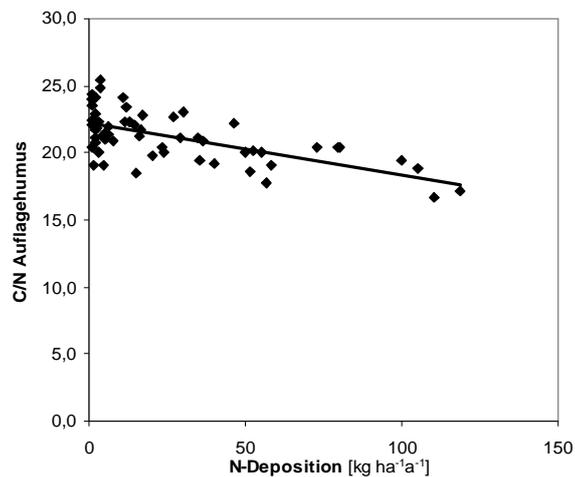


Abbildung 10: Zusammenhang zwischen dem C/N-Verhältnis im Auflagehumus und den berechneten N-Depositionen.  $r^2 = 0,35$  (Spearman)

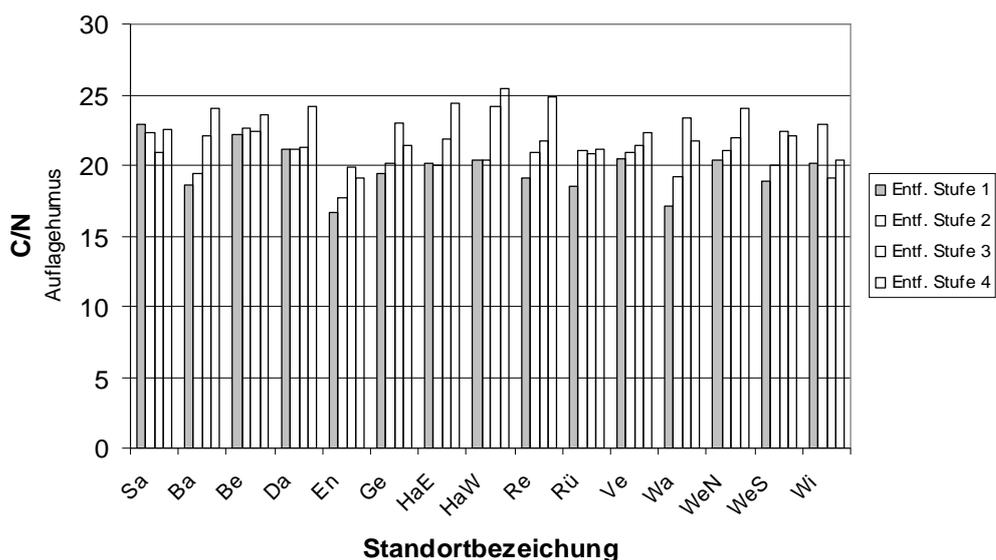


Abbildung 11: C/N-Verhältnisse im Auflagehumus entlang der Untersuchungstransecte

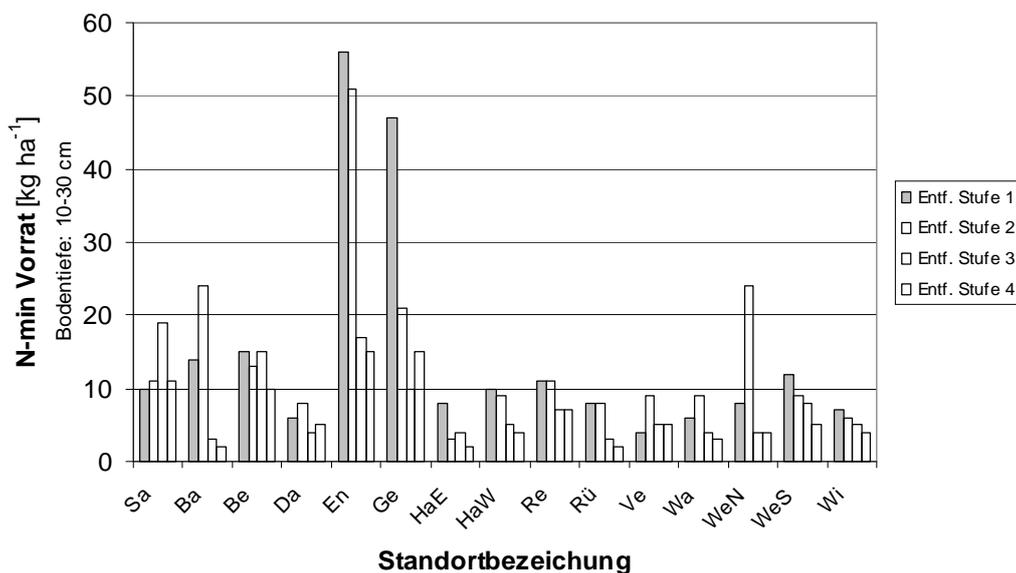


Abbildung 12: N-min-Vorrat im Mineralboden (10-30cm) entlang der Untersuchungstransecte

Andere Wirkungen, wie beispielsweise der Boden-pH (Abbildung 13) zeigen nur an einzelnen Standorten die zu erwartende Reaktion. Sie korrelieren nicht signifikant mit den N-Depositionen, weisen aber insgesamt einen tendenziellen Anstieg mit zunehmender Entfernung zu den Stalleanlagen auf.

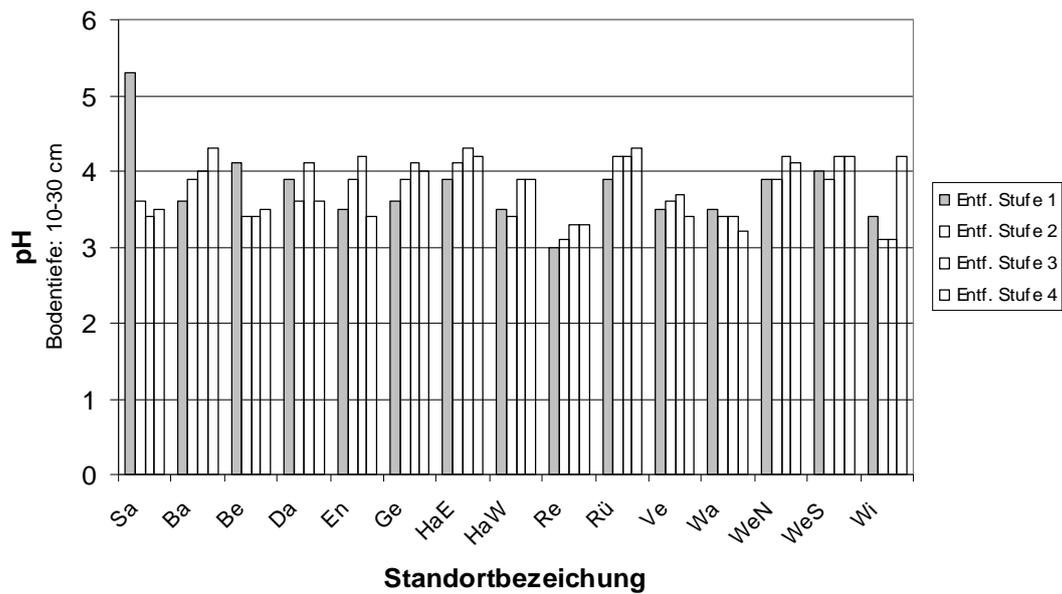


Abbildung 13:  $pH_{KCl}$  im Mineralboden entlang der Untersuchungstransecte

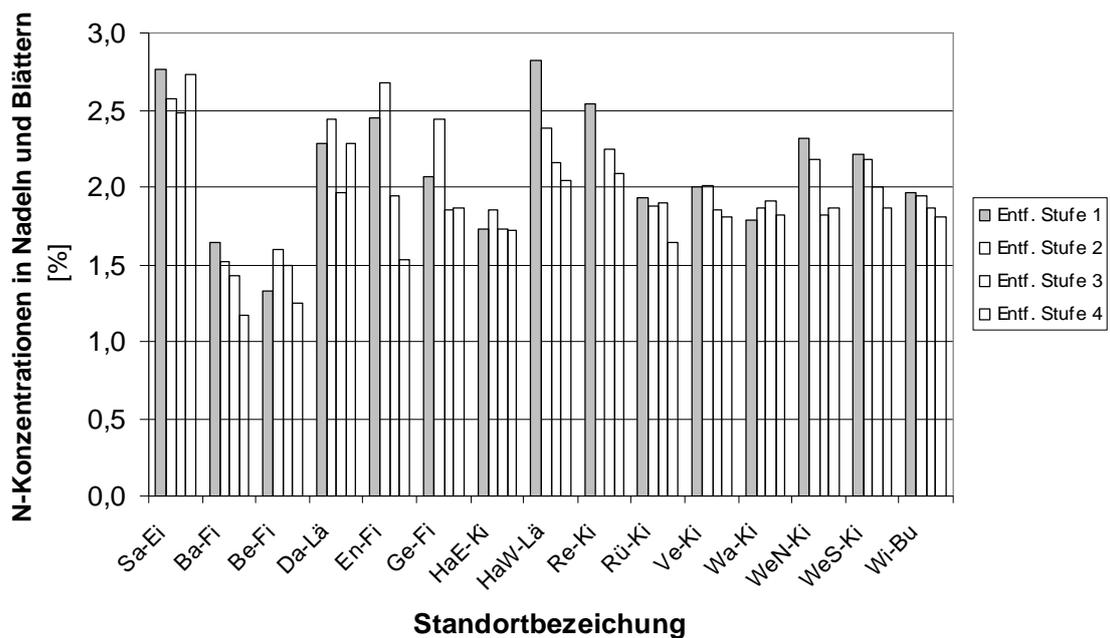


Abbildung 14: N-Konzentrationen in Nadeln und Blättern. Der Index hinter der Standortbezeichnung bezieht sich auf die Hauptbaumart. Ei=Stieleiche, Fi=Rotfichte, Lä=Japanlärche, Ki=Waldkiefer, Bu=Rotbuche.

Besonders sensible Indikatoren der N-Depositionen sind die Stickstoffgehalte in den Nadeln bzw. Blätter der Bäume (Abbildung 14). Durch diesen Untersuchungsparameter wird der Immissionseinfluss der Stallanlagen insbesondere bei der baumartenspezifischen Auswertung am deutlichsten. Schon bei Zusatzbelastungen über  $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  wurde eine statistisch signifikante Zunahme der N-Konzentrationen Fichtennadeln festgestellt (Abbildung 15).

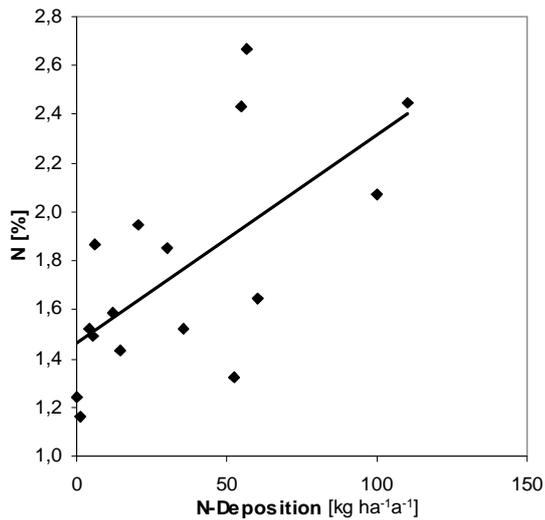


Abbildung 15: Zusammenhang zwischen den N-Konzentrationen in Fichtennadeln und den berechneten N-Depositionen

An den exponierten Waldrändern in der Nähe der Stallanlagen wurde eine mehr oder minder starke Beeinträchtigung der Baumvitalität festgestellt. Diese Effekte traten bei Zusatz-Depositionen über  $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  in Erscheinung und reichten von Nadelverlusten bis hin zu Kronendeformationen und Absterbeerscheinungen (Abbildung 16).

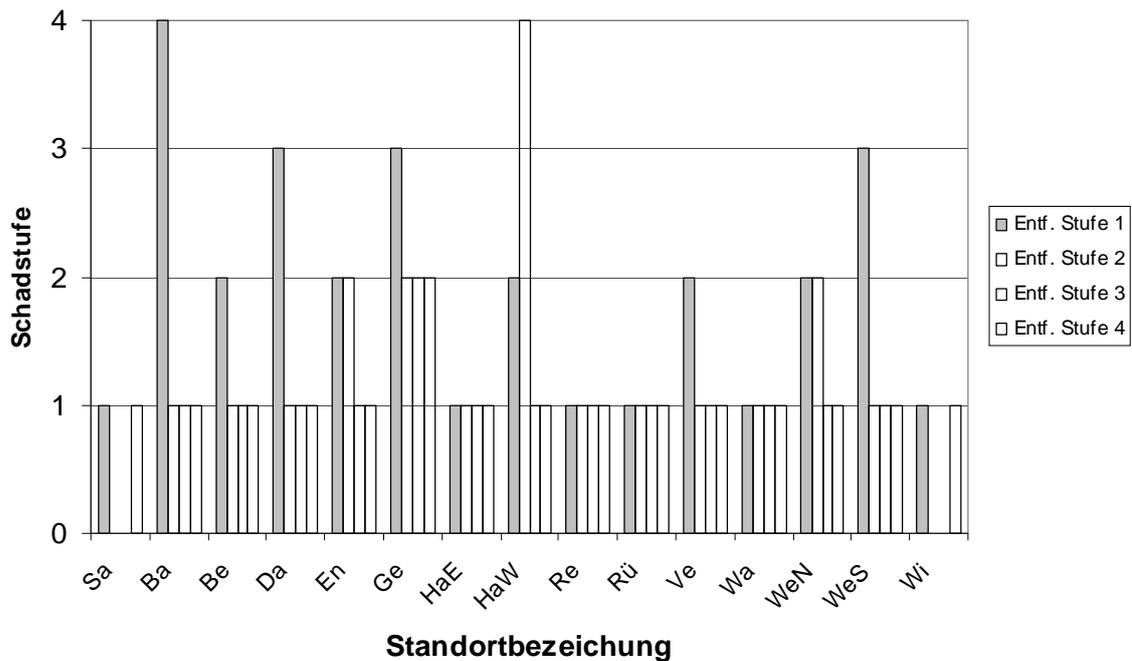


Abbildung 16: Kronenzustand entlang der Untersuchungstransecte

Die Artenzusammensetzung der Bodenvegetation weist an vielen Standorten eine Zunahme stickstoffzeigender (nitrophytischer) Pflanzenarten wie Himbeere, Dornfarn und Brennnessel auf, die in einer entsprechenden Zunahme der N-Zeigerwerte zum Ausdruck kommt (Abbildung 17).

Auch diese ordinal skalierten Daten lassen keine weitergehende dosisbezogene Auswertung zu. Es zeigt sich aber, dass dieser Effekt bei vielen Stallanlagen im Nahbereich deutlich erkennbar ist. Bei einigen Anlagen oder in größerer Entfernung zu den Stallanlagen treten diese Effekte hinter anderen, z.B. durch die erhöhte Hintergrundbelastung und durch Bodenschutzkalkungen verursachte Eutrophierungserscheinungen zurück.

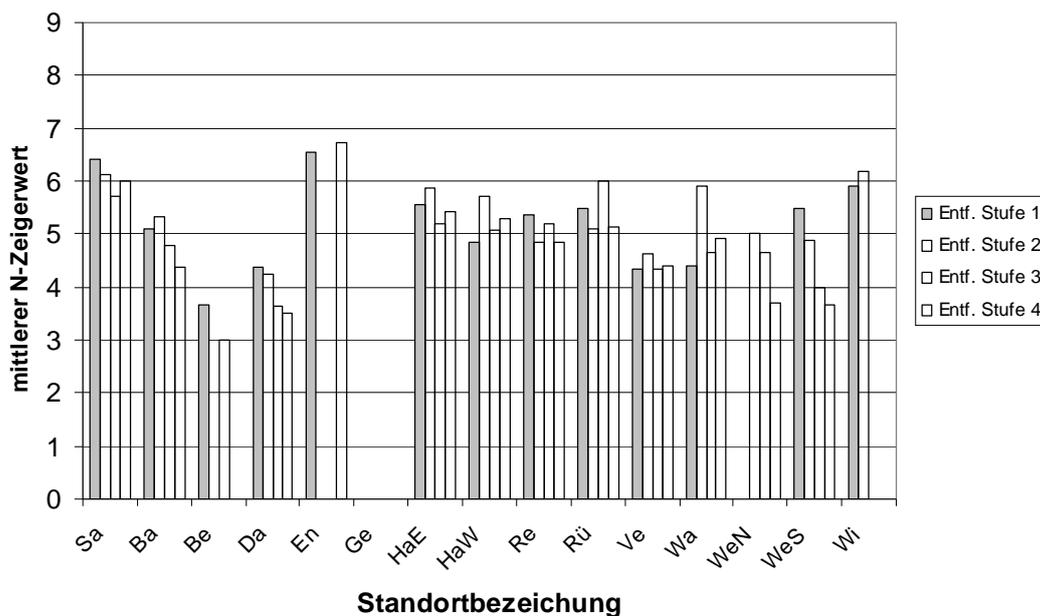


Abbildung 17: Mittlere N-Zeigerwerte der Bodenvegetation entlang der Untersuchungstransecte

## 5 Fazit

Durch vergleichende Messungen an 3 Stallstandorten und 3 weiteren emittententfernen Standorten im Wald stellte sich heraus, dass

- mit dem bislang verwendeten Rechenansatz nach TA Luft die durch Ammoniak hervorgerufene Stickstoffbelastung der Wälder genauer wieder gegeben werden als nach dem neuen LAI-Verfahren.
- die vom Umweltbundesamt bereit gestellten Daten zur Hintergrundbelastung durch Stickstoff noch erheblich über den in dieser Studie gemessenen Werten liegen.

- in den untersuchten Wäldern Eutrophierungseffekte feststellbar sind, die auch durch die großräumig erhöhten Stickstoffeinträge hervorgerufen wurden.
- sich die von Stallanlagen bedingten Wirkungen von denen der Hintergrundbelastung mehr oder minder deutlich hervorheben. Der niedrigste messbare Effekt (N-Konzentrationen in Fichtennadeln) liegt bei zusätzlichen Stickstoff-Depositionen von ca.  $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Im Boden treten die Immissionswirkungen bei Stickstoffeinträgen über  $15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  eindeutig zutage. Schäden am Baumbestand sind erst bei N-Depositionen über  $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  erkennbar.

Mit den Untersuchungsergebnissen konnte die im LAI-Verfahren genannte Zusatzbelastung bestätigt werden, die bei der Stallbaugenehmigung bis zu einer Höhe von  $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , keiner weiteren Betrachtung bedarf (Bagatellwert). Die Wirkungen darüber hinausgehender Stickstoff-Depositionen sind von den lokalen Standortgegebenheiten abhängig und je nach Hauptfunktion der Waldbestände unterschiedlich zu bewerten.

## 6 Literatur

Brewer SK, COSTELLO TA (1999): In situ measurement of ammonia volatilization from broiler litter using an enclosed air chamber. Transaction of the ASEA 42. 1415-1422.

KTBL (2006): Handhabung der TA Luft bei Tierhaltungsanlagen. KTBL-Schrift 447. Darmstadt. 1-244.

LAI 2010: Länderarbeitskreis Immissionsschutz (LAI): Ermittlung und Bewertung der Stickstoffdeposition im Rahmen von Genehmigungsverfahren. Abschlussbericht. Stand: 3. März 2010. 1-80.

BMU (2002): Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU): Erste allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft) v. 24. Juli 2002. 1-233.