




LAND BRANDENBURG

A photograph of a forest landscape with tall pine trees in the background and dense green undergrowth in the foreground. A white rectangular box with a black border is centered over the image, containing the title text.

**Handlungsrahmen**  
zur  
**Beurteilung von Waldökosystemen im Umfeld  
von Tierhaltungsanlagen**

Dezember 2003

Erarbeitet von der Arbeitsgruppe des MLUR „Immissionsschutz von Tieranlagen“

Autoren:

S. Dorn (LUA)  
P. Einert (LFE)  
K. Regulin (LUA)  
B. Strohbach (LFE)  
T. Wohlfahrt (LUA)

<b>Inhaltsverzeichnis</b>		Seite
<b>1</b>	<b>Einleitung</b>	<b>4</b>
<b>2</b>	<b>Grundlagen zur Beurteilung von Ammoniakwirkungen auf Waldökosysteme</b>	<b>5</b>
2.1	Chemische Eigenschaften von Ammoniak	5
2.2	Messverfahren zur Erfassung von Ammoniakimmissionen und -depositionen	6
2.2.1	Immissionsmessverfahren	6
2.2.2	Depositionsmessverfahren	7
2.3	Wirkung von Ammoniak auf Forstgehölze	7
2.4	Forstliche Wuchsgebiete und Standortansprüche der Gehölze	9
<b>3</b>	<b>Prüfung schädlicher Umwelteinwirkungen durch Ammoniakimmissionen und Stickstoffdepositionen auf Waldökosysteme im Genehmigungsverfahren</b>	<b>12</b>
3.1	Ermittlung von Anhaltspunkten für das Hervorrufen erheblicher Nachteile durch Ammoniakimmissionen	12
3.2	Ermittlung von Anhaltspunkten für das Hervorrufen erheblicher Nachteile durch Stickstoffdepositionen	12
3.3	Ammoniakemissionswerte	15
3.4	Depositionsabschätzung	17
3.5	Beurteilungswerte für Wald	18
<b>4</b>	<b>Waldgutachten</b>	<b>20</b>
4.1	Ermittlung der Ammoniakwirkungen im Wald	22
4.1.1	Vitalität der Gehölze	22
4.1.2	Artenzusammensetzung der Krautschicht	22
4.1.3	Wachstum und Ernährung	23
4.1.4	Bodenzustand	25
4.2	Prognose der Waldentwicklung	28
4.3	Handlungsempfehlungen	34
4.3.1	Emissionsmindernde Maßnahmen	35
4.3.2	Forstliche Maßnahmen	36
4.4	Entscheidungsfindung	38
<b>5</b>	<b>Verzeichnis der Abkürzungen</b>	<b>39</b>
<b>6</b>	<b>Literatur</b>	<b>41</b>

## 1 Einleitung

Als eine der Voraussetzungen für die Erteilung der Genehmigung zur Errichtung und zum Betrieb einer Anlage ist im Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) festgelegt, dass die von der Anlage ausgehenden Immissionen keine Gefahren, erheblichen Nachteile oder erheblichen Belästigungen hervorrufen dürfen ("Schutzgebot": § 5 Absatz 1 Nr. 1 BImSchG). Darüber hinaus ist im immissionschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren zu prüfen, ob Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen und sonstige Gefahren, erhebliche Nachteile und erhebliche Belästigungen getroffen wird ("Vorsorgegebot": § 5 Absatz 1 Nr. 2 BImSchG). Diese Grundpflichten gelten auch für genehmigungsbedürftige Tierhaltungsanlagen.

Neben den Geruchsmissionen ist bei Tierhaltungsanlagen in den letzten Jahren verstärkt das Problem der Ammoniakmissionen mit seinen Auswirkungen auf Ökosysteme und empfindliche Pflanzen in den Vordergrund gerückt. Dies spiegelt sich auch in der novellierten TA Luft wider, die seit dem 1. Oktober 2002 in Kraft ist.

Im Rahmen der Prüfung der **Schutzpflicht** ist nach Nr. 4.8 der TA Luft in Verbindung mit Anhang 1 TA Luft zu prüfen, ob Anhaltspunkte vorliegen, dass der Schutz vor erheblichen Nachteilen durch Schädigung empfindlicher Pflanzen und Ökosysteme durch die Einwirkung von Ammoniak oder durch Stickstoffdepositionen nicht gewährleistet ist. Falls Anhaltspunkte vorliegen, ist der Einzelfall zu prüfen. Es mangelt jedoch bisher an einer praxistauglichen Regelung, wie diese Prüfung der Anhaltspunkte und gegebenenfalls des Einzelfalles im Genehmigungsverfahren durchzuführen ist, insbesondere hinsichtlich der Stickstoffdepositionen.

Zur Konkretisierung des **Vorsorgegebotes** ist in Nr. 5.4.7.1 der TA Luft festgelegt, dass bei der Errichtung von Tierhaltungsanlagen, d.h., im Rahmen von Neugenehmigungsverfahren, in der Regel ein Mindestabstand von 150 m gegenüber stickstoffempfindlichen Pflanzen und Ökosystemen nicht unterschritten werden soll.

Das Landesumweltamt Brandenburg, Abteilung Immissionsschutz, sowie die Landesforstanstalt Eberswalde haben den vorliegenden Handlungsrahmen entwickelt, um dieses Defizit zu beheben. Dabei sind zunächst nur Waldökosysteme einbezogen worden. Für das Land Brandenburg soll damit eine einheitliche und verbindliche Vorgehensweise zur praxisnahen Ergänzung der TA Luft geschaffen werden. Leitgedanke der entwickelten Methode war es, den kosten- und zeitintensiven Aufwand der Zusammenstellung der Antragsunterlagen für den Vorhabenträger aus Gründen der Verhältnismäßigkeit vom konkreten Einzelfall abhängig zu machen und gleichzeitig dem Prüfauftrag der Nr. 4.8 TA Luft gerecht zu werden.

## 2 Grundlagen zur Beurteilung von Ammoniakwirkungen auf Waldökosysteme

Zur sachgerechten Beurteilung der Wirkungen von Ammoniak als Folge von Ammoniakemissionen aus Tierhaltungsanlagen sind alle wesentlichen, die Belastbarkeit der Wälder bestimmenden Einflussfaktoren zu berücksichtigen. Im Einzelnen sind das:

- die chemischen Eigenschaften von Ammoniak, insbesondere die Zusammenhänge zwischen Emission, Transmission, Immission und Deposition. Hierbei sind neben der Höhe der Emissionen auch die Emissionszyklen von Bedeutung.
- die Belastbarkeit der Waldökosysteme unter Beachtung der meteorologischen Bedingungen, der Bodeneigenschaften sowie des Wasserhaushaltes der Standorte
- die Wirkungsmechanismen von Ammoniak in den Gehölzen.

Die Berücksichtigung dieser Faktoren ist im konkreten Einzelfall von grundlegender Bedeutung, da Gehölze in Abhängigkeit von den Standortfaktoren unterschiedlich hohe Ammoniak-Dosen schadlos assimilieren können.

### 2.1 Chemische Eigenschaften von Ammoniak

Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) ist ein farbloses, stechend riechendes Gas und leichter als Luft. Der Siedepunkt von flüssigem Ammoniak liegt bei  $-33,3^\circ\text{C}$ .

Bei Zufuhr von Energie zerfällt Ammoniak in seine Elemente. Ammoniak ist sehr gut wasserlöslich (bei  $0^\circ\text{C}$  1176 l  $\text{NH}_3$  in 1 l  $\text{H}_2\text{O}$ ), wobei durch Bildung des Ammonium-Ions ( $\text{NH}_4^+$ ) eine schwach basische Ammoniak-Lösung entsteht ( $\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{NH}_4^+ + \text{OH}^-$ ).

Ammoniak ist die einzige in größeren Mengen in die Atmosphäre emittierte starke BRÖNSTED-Base. Zu mehr als 80 % wird Ammoniak dort zur Neutralisation von sauren Komponenten verbraucht (z.B. von Sulfid-Ionen ( $\text{SO}_3^{2-}$ ) und Sulfat-Ionen ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) unter Bildung von Ammoniumsulfid und -sulfat). Nach Verweilzeiten von ca. einem Tag werden die Ammonium-Ionen vorrangig als nasse Deposition zur Erde zurückgeführt.

Die Abhängigkeit der Löslichkeit von Ammoniak in Wasser von der Temperatur bei gleichbleibendem Druck ist in Abbildung 1 dargestellt.

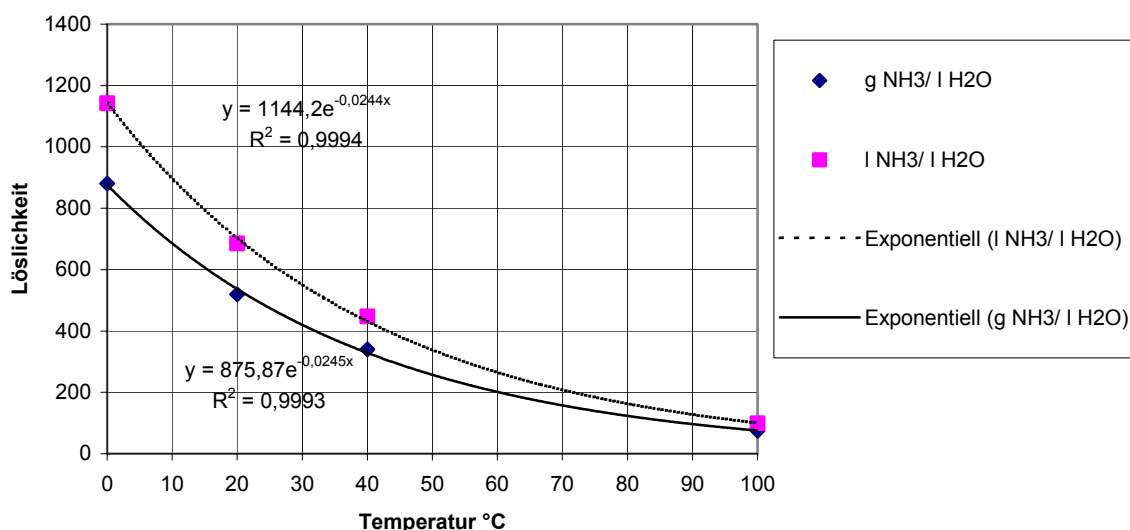


Abb. 1: Beziehung zwischen Temperatur und Löslichkeit von Ammoniak

Aufgrund der unterschiedlichen Wirkungen von Ammoniak als Gas bzw. als Ammoniumverbindung in der wässrigen Phase auf die Pflanzen und den Boden sind sowohl die Immissionskonzentrationen (vor allem in unmittelbarer Nähe von Emittenten) als auch die Depositionsmengen (in weiterer Entfernung vom Emittenten) von Bedeutung (Abb. 2).

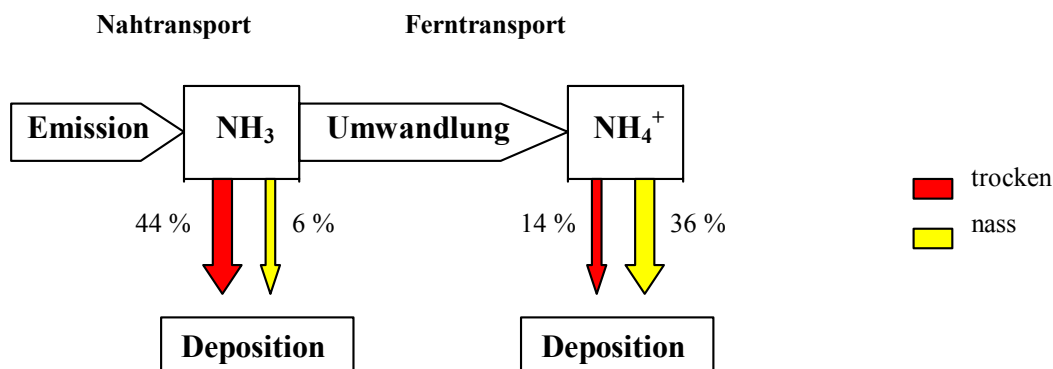


Abb. 2: Verhältnisse der trockenen und nassen Deposition in Abhängigkeit von der Entfernung zum Emittenten (ASMAN, W. et al. 1990)

## 2.2 Messverfahren zur Erfassung von Ammoniakimmissionen und -depositionen

### 2.2.1 Immissionsmessverfahren

Immissionsmessungen sind ausschließlich bei bestehenden Anlagen einzusetzen. Die Messungen sollten nur in besonders strittigen Fällen durchgeführt werden, da eine direkte, kontinuierliche Erfassung der Ammoniakkonzentrationen in der Regel zeitaufwendig und teuer ist. In Tabelle 1 sind aktuelle Messtechniken zur direkten Ammoniakmessung (KIRCHNER et al. 1998) zusammengestellt worden.

Tab. 1: Ammoniakmessverfahren

Verfahren	Nachweisgrenze	Zeitauflösung	Bemerkungen
Spektroskopische Verfahren	0,5-1,7 ppb	1 min – 10 min	Hoher Preis und Personalaufwand
Filtertechniken	0,2 ppb	30 min	Keine eindeutige Trennung $\text{NH}_3$ - $\text{NH}_4$
Konverter	1 ppb	20 min	Querempfindlichkeiten
Denudersysteme	0,02 – 0,3 ppb	2 – 50 min	-
Scrubbertechnik	0,045 – 1 ppb	5 – 20 min	Feuchteanfällig
Waschflaschen	3 ppb	30 min	Aufwendig

Um den vor allem in der Nähe von landwirtschaftlichen Emittenten bestehenden Tagesgang der Immissionskonzentrationen zu messen, sollte die Erfassung der Ammoniak-Konzentrationen kontinuierlich erfolgen (Stundenmittelwerte). Die Messzyklen sollten mindestens einen Monat und mehr umfassen. Wiederholungen der Immissionsmessungen sollten bei unterschiedlichen Witterungsbedingungen durchgeführt werden.

Eine Alternative zu den teuren kontinuierlichen Messverfahren mittels Analysatoren stellen die passiven Messverfahren für die Erfassung der Ammoniakkonzentrationen dar. Sie sind erst seit wenigen Jahren auf dem Markt und beruhen auf der Diffusion beim Transport von Luftinhaltsstoffen an ein absorbierendes Medium, das über eine Öffnung mit definiertem Querschnitt mit der Umgebungsluft in Kontakt steht, wobei die Messzyklen 1 bis 4 Wochen betragen.

In der Regel ist die Erfassung der durchschnittlichen Konzentration mit passiven Messverfahren ausreichend.

### 2.2.2 Depositionsmessverfahren

Neben der direkten phytotoxischen Wirkung hoher Konzentrationen von Luftverunreinigungen (Immissionen) auf oberirdischen Organe der Pflanzen können die Ablagerungen (Depositionen) von Luftverunreinigungen auf der Pflanzendecke und dem Boden zu einer kritischen Belastung der Ökosysteme führen. Die Deposition kann in gasförmigem, gelöstem oder festem Zustand erfolgen.

Wälder sind aufgrund der großen Oberfläche des Blattwerkes und der Zweige ihrer Bäume in besonders hohem Maße der Belastung von Schadstoffen aus der Atmosphäre ausgesetzt. Eine quantitative Erfassung der durch die Atmosphäre eingetragenen Stoffmengen bereitet erhebliche messtechnische Probleme. Im Rahmen des forstlichen Monitorings sollte die Methodik darauf ausgerichtet sein, mit vertretbarem Aufwand zu vergleichbaren Daten der Intensität der Fremdstoffbelastung zu kommen. Dazu wird der Freiland- und Bestandsniederschlag in ständig offenen Sammelgefäßen aufgefangen und analysiert. Diese Bulk-Sammler erfassen eine Mischung von Anteilen der trockenen (Gase, Partikel), der feuchten (Nebel- und Wolkentröpfchen) und der nassen (fallende Niederschläge) Deposition, die einen Überblick zum Stoffeintrag geben kann.

Die Niederschläge auf den Untersuchungsflächen werden sowohl auf der Freifläche als auch im Bestand mit modifizierten Niederschlags-Sammlern Typ „Münder“ in ca. 1 m Höhe über dem Boden aufgefangen. Auf der Freifläche werden in der Regel 3 Sammler in ca. 1,60 m Abstand aufgestellt. Für die Erfassung des Bestandsniederschlages werden jeweils 10 Sammlergefäße installiert. Zur Vermeidung von Verunreinigungen befindet sich zwischen dem Auffangtrichter und dem Sammelbehälter ein Gazenetz. Um Kontaminationen durch Vogelkot zu vermeiden, werden die Behälter auf der Freifläche mit Vogelschutzringen ausgestattet. Bei sichtbaren Verunreinigungen und der Überschreitung von festgelegten Leitfähigkeitsmesswerten ist die Probe zu verwerfen.

Die „Bulk-Sammler“ (Erfassung der trockenen und nassen Deposition) werden wöchentlich entleert und die Proben sofort tiefgekühlt zur Analyse ins Labor gebracht. Hier werden die Proben aufgetaut, filtriert und analysiert.

Im Rahmen von Langzeituntersuchungen ist die wöchentliche Entleerung, Tiefkühlung und Bildung von Monatsproben zu empfehlen.

### 2.3 Wirkung von Ammoniak auf Forstgehölze

Aufgrund der hohen Löslichkeit von Ammoniak im Wasser und des in der Regel unter  $\text{pH} = 7$  liegenden  $\text{pH}$ -Wertes der Waldböden wird Ammoniak zu Ammonium reduziert. Durch die Belegung von Austauscherplätzen und der Freisetzung von Protonen bei der Nitrifikation der Ammonium-Ionen kommt es bei erhöhten Ammoniak-Einträgen zu Auswaschungen von basischen Kationen. Dies führt in Verbindung mit einer erhöhten Ammonium-Aufnahme durch die Pflanze (Pflanzen sind bestrebt, möglichst viel Stickstoff in Form von  $\text{NH}_4^+$  aufzunehmen) zu einer Nährstoffdishermonie und Mangelerscheinungen von Alkali- und Erdalkalimetallen in den Pflanzen (z.B. Magnesium- und Kaliummangel). Dabei ist zu beachten, dass Ammoniak-Immissionen vor allem in Form von Ammonium-Ionen direkt über das oberirdische Pflanzenmaterial (Blatt, Nadel, Spross) und indirekt über den Boden und die Wurzeln auf die Pflanze wirken.

Ammoniak-Einträge können bei Pflanzen in Abhängigkeit von der Verweilzeit und der Konzentration zu akuten und chronischen Schäden führen. Akute Schädigungen in Form von Blattnekrosen, Blattfall und Änderungen im Stoffwechsel treten bei einer Überschreitung der Assimilationsfähigkeit der

Pflanze bezüglich der Ammoniakaufnahme auf. Jüngere Pflanzen können in der Wachstumsphase mehr Ammoniak aufnehmen als ältere Bestände.

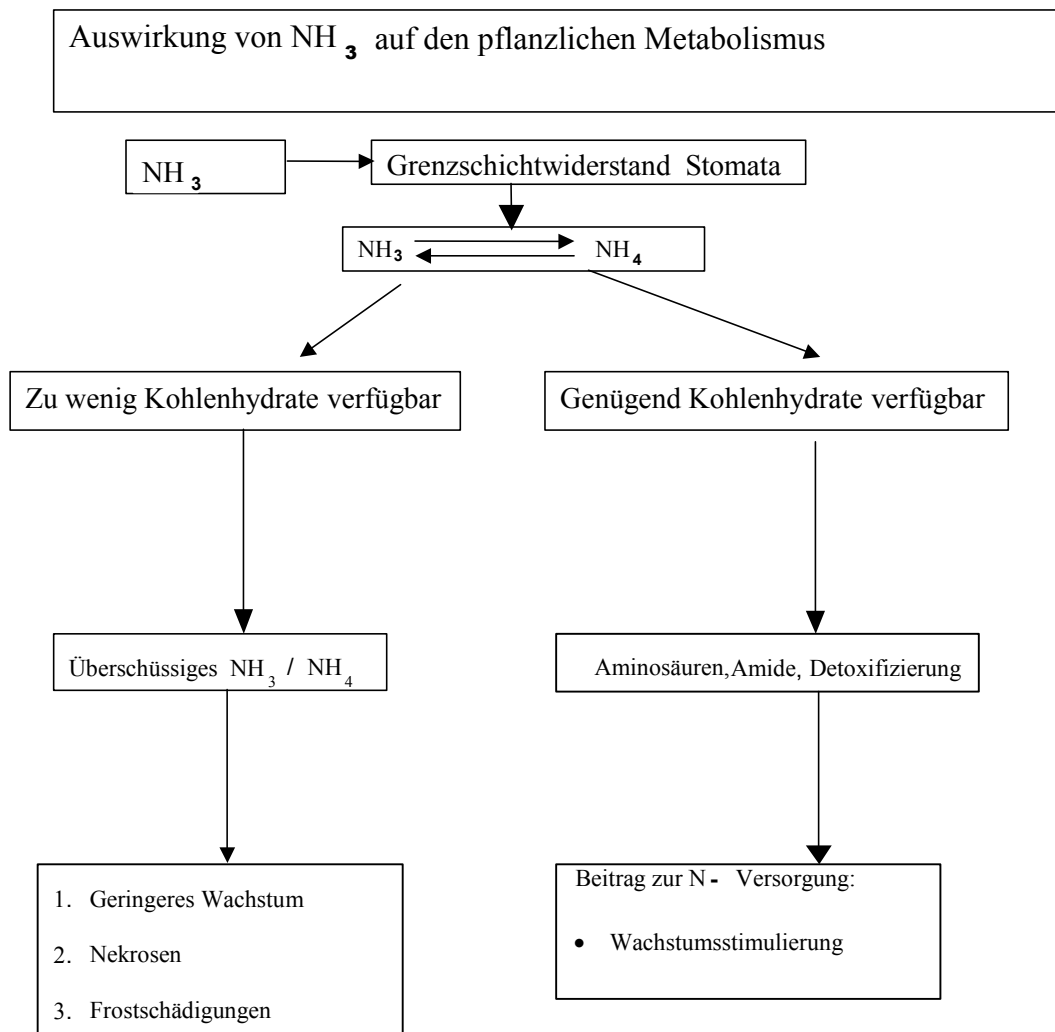


Abb. 3: Wirkungen von Ammoniak auf Pflanzen

Unterhalb der maximal möglichen Assimilationsrate liegende Ammoniak-Konzentrationen (Abb. 3) kann die Pflanze metabolisieren und damit entgiften. Darüber liegende Stoffkonzentrationen versucht die Pflanze durch Blatt- bzw. Nadelabwurf unter den toxischen Wert zu bringen. Ein weiterer, zunächst positiver Effekt bei geringen bis mittleren Ammoniak-Konzentrationen liegt in der Erhöhung der Photosyntheserate. Dieser Prozess wird durch eine gesteigerte Produktion von Blattpigmenten und löslichem Protein (blaugrüne Nadeln) verursacht und fördert in der Regel das Wachstum.

Als schädlich wirkende Nebeneffekte können eine vergrößerte Öffnungsbreite der Stomata und ein durch die primäre Förderung des Sprosswachstums hervorgerufenen, zuungunsten der Wurzeln verschobenes Spross-Wurzel-Verhältnis festgestellt werden. Diese relative Reduktion des Wurzelwachstums durch Ammoniak-Einträge ist oftmals mit einer Verringerung der Mykorrhizierung verbunden. Infolge einer verstärkten Transpiration steigt der Wasserbedarf der Gehölze.

Ein weiterer Effekt von hohen Ammoniak-Konzentrationen ist die düngende Wirkung. Diese führt zu einer Verlängerung der Vegetationsperiode und damit zu einer Verminderung der Frostresistenz. Auch eine erhöhte Anfälligkeit gegenüber biotischen Schadwirkungen durch die Erhöhung der Stickstoffgehalte in den Assimilationsorganen ist bekannt.



## 2.4 Forstliche Wuchsgebiete und Standortansprüche der Gehölze

Die Böden des Nordostdeutschen Tieflands sind überwiegend pleistozänen und holozänen Ursprungs. So dominieren im südlichen Brandenburg auf altpleistozänem Material nährstoffarme und mäßig nährstoffhaltige Sandböden (A-, Z-, M-Standorte nach der Forstlichen Standortkartierung). Auf jungpleistozänen Böden im nördlichen Brandenburg werden auch reichere Standorte durch die Forstliche Standortkartierung ausgewiesen.

Zur Beurteilung der Standortverhältnisse in Brandenburg stellen die Forstlichen Wuchsgebiete (Abb. 4) ein wesentliches Kriterium dar. So sind durch die Kombination von nährstoffarmen Böden und ungünstigen klimatischen Bedingungen die Wuchsgebiete 11 (Mittelbrandenburger Talsand- und Moränenland) und 14 (Mittleres nordostdeutsches Altmoränenland) besonders durch Fremdstoffeinträge gefährdet. Die Standortbedingungen und potentiell natürlichen Waldgesellschaften der Wuchsgebiete sind zusammenfassend in Tabelle 2 dargestellt.

In Brandenburg dominieren gegenwärtig Kiefernreinbestände, die besonders sensibel auf erhöhte Stickstoffeinträge reagieren. Die Kiefernmonokulturen sind die Folge einer einseitig auf Holzproduktion ausgerichteten Forstwirtschaft in den letzten 100 Jahren. Die von den potentiell natürlichen Waldgesellschaften abweichenden Kiefernforsten sind ökologisch instabil. Das führt zu einer verstärkten Anfälligkeit gegenüber Schaderregern, Pilzen sowie Nährstoffungleichgewichten bei Fremdstoffeinträgen.

Gegenwärtig ist im Land Brandenburg die in Tabelle 3 aufgeführte Verteilung der Baumarten vorhanden. Aus dem Vergleich der aktuellen und potentiellen Bestockung der Forsten in Brandenburg wird deutlich, dass die Umwandlung in naturnahe, stabilere Waldökosysteme ein sehr langfristiger Prozess ist. Zusätzlich wird dieser Prozess durch die ungünstigen Altersstrukturen verlangsamt. So sind 46 Prozent der Kiefern jünger als 60 Jahre, d.h., das Umtriebsalter ist noch lange nicht erreicht. Bei Buche und Eiche handelt es sich meist um ältere Bestände. Hier wurde in den vergangenen 40 Jahren ungenügend an der Verjüngung der Bestände gearbeitet.

Im Rahmen von immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren zu Tierhaltungsanlagen ist deshalb ausgehend von den vorhandenen Bestandsstrukturen in Brandenburg mit äußerster Sorgfalt die Belastbarkeit der Forsten zu prüfen. Andererseits ist gleichzeitig die Möglichkeit für den notwendigen Waldumbau im Rahmen von derartigen Genehmigungsverfahren zu nutzen.

Tab. 2: Forstliche Wuchsgebiete, Klimastufen, Nährkraftstufen, Bodenarten und potentiell natürliche Waldgesellschaften

<b>Wuchsgebiet</b>	<b>Klimastufe (1)</b>	<b>Nährkraftstufe (2)</b>	<b>Dominierende Bodenarten</b>	<b>Potentiell natürliche Waldgesellschaften</b>
03 Ostmecklenburg-Vorpommersches Jungmoränenland	f, m	K	Lehm, lehmige Sande	reicher Buchenwald
05 Westmecklenburger Jungmoränenland	f	M, Z	Sande bis lehmige Sande	Stieleichen-Birkenwald
06 Mittelmecklenburger Jungmoränenland	f	K, M, Z	Lehme und Sande lehmige Sande	Buchen-Traubeneichenwald
07 Ostmecklenburger-Nordbrandenburger Jungmoränenland	m	K, M, Z	Lehme und Sande lehmige Sande	Buchen-Traubeneichenwald reicher Buchenwald Kiefern-Buchenwald

08 Nordostbrandenburger Jungmoränenland	t	K, M, Z	Lehme und Sande lehmige Sande	Kiefern- Traubeneichenwald
11 Mittelbrandenburger Tal- sand- und Moränenland	t	M, Z, A	Mittelsande und Feinsande	Kiefern- Traubeneichen- wald, Kiefernwald
12 Südwestmecklenburger Altmoränenland	f	M, Z	Lehmige Sande und Sande	Buchen- Traubeneichenwald
13 Westprignitz-Altmärkisches Altmoränenland	m	M, Z, A	Lehmige Sande und Sande	Stieleichen- Birkenwald
14 Mittleres nordostdeutsches Altmoränenland	t	M, Z	Lehmige Sande und Sande	Kiefern- Traubeneichenwald
15 Dübener-Niederlausitzer Alt- moränenland	m	M, Z, A	Sande	Kiefern-Stiel- eichen-Birkenwald
16 Hoher Fläming	m	K, M, Z	Lehmige Sande und Sande	Buchen- Traubeneichen- wald

- (1) f - feucht, m - mäßig trocken, t - trocken  
(2) K - kräftig, M - Mittel, Z - ziemlich arm, A - arm



Abb. 4: Forstliche Wuchsgebiete und Großklimabereiche Brandenburgs (vgl. Legende Tab. 1)

Tab. 3: Anteile der Baumarten an der Gesamforstfläche in Brandenburg

Baumart (Artengruppe)	Anteil an der Waldfläche in Prozent	Anteil des potentiell-natürlichen Waldbildes in Brandenburg in Prozent
Kiefer	81,4	12,5
Kiefern - Eichenwald	Keine Angaben	39,5
sonstige Nadelbäume	4,9	Keine Angaben
Buche	2,5	25,2
Eiche	3,2	9,2
sonstige Laubbäume	8,0	13,6

### 3 Prüfung schädlicher Umwelteinwirkungen durch Ammoniakimmissionen und Stickstoffdepositionen auf Waldökosysteme im Genehmigungsverfahren

#### 3.1 Ermittlung von Anhaltspunkten für das Hervorrufen erheblicher Nachteile durch Ammoniakimmissionen

Die Beurteilung der Wirkungen von Ammoniakimmissionen ist in der TA Luft geregelt. Nach Nr. 4.8 der TA Luft ist zur Prüfung, ob Schutz vor erheblichen Nachteilen durch Schädigung empfindlicher Pflanzen und Ökosysteme durch die Einwirkung von Ammoniak gewährleistet ist, der Anhang 1 der TA Luft heranzuziehen. In diesem Handlungsrahmen wird ausschließlich das Schutzgut Wald betrachtet.

Das Unterschreiten des Mindestabstandes nach Abbildung 4, Anhang 1 der TA Luft zum Wald ergibt nach Nr. 4.8 der TA Luft einen Anhaltspunkt für das Vorliegen erheblicher Nachteile durch die Schädigung empfindlicher Pflanzen und Ökosysteme auf Grund der Einwirkungen von Ammoniak. Diese Anfangsvermutung gilt als widerlegt, wenn eine Ausbreitungsrechnung nach Anhang 3 der TA Luft ergibt, dass bei einem geringeren Abstand eine Zusatzbelastung für Ammoniak von  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  an keinem maßgeblichen Beurteilungspunkt überschritten wird. Wenn dieser Abstand nicht eingehalten wird, ist zu prüfen, ob eine Gesamtbelastung von  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  an keinem maßgeblichen Beurteilungspunkt überschritten wird. Hintergrund- und Vorbelastung sind bei der Berechnung der Gesamtbelastung zu berücksichtigen. Wird dieser Wert nicht eingehalten, ist ein Anhaltspunkt für das Vorliegen erheblicher Nachteile gegeben. Ob die dann nicht mehr grundsätzlich zu verneinenden erheblichen Nachteile durch Ammoniakimmissionen auch tatsächlich gegeben sind, muss durch eine weitergehende Prüfung im Einzelfall ermittelt werden.

Abbildung 5 verdeutlicht die Prüfabfolge.

#### 3.2 Ermittlung von Anhaltspunkten für das Hervorrufen erheblicher Nachteile durch Stickstoffdepositionen

Bei der Ermittlung von Anhaltspunkten für das Eintreten erheblicher Nachteile durch Stickstoffdeposition handelt es sich, unter der Voraussetzung des Vorhandenseins von Wald als stickstoffempfindliches Ökosystem, nach Nr. 4.8 der TA Luft um eine ergänzende Prüfung. Ein Anhaltspunkt ist gegeben, wenn eine Viehdichte von 2 Großvieheinheiten je Hektar Landkreisfläche überschritten wird (1. Kriterium). Ein weiterer Anhaltspunkt liegt vor, wenn der Mindestabstand nach Abbildung 4, Anhang 1 der TA Luft nicht eingehalten wird (2. Kriterium). Bei Vorliegen eines dieser Kriterien ist nach Kap.

3.4 dieses Handlungsrahmens die Stickstoffdeposition abzuschätzen. Werden die Beurteilungswerte nach Kap. 3.5 dieses Handlungsrahmens nicht eingehalten, ist über Ausbreitungsrechnung nach Anhang 3 der TA Luft die Stickstoffdeposition für die konkreten Standortverhältnisse zu berechnen und bei Überschreitung der Beurteilungswerte nach Kap. 3.5 ein Waldgutachten nach Kap. 4 des Handlungsrahmens zu erstellen.

Abbildung 6 verdeutlicht die Prüfabfolge.

Bei wesentlichen Änderungen nach § 16 BImSchG mit gegenüber der Altanlage geringeren Ammoniakemissionen ist eine vereinfachte Vorgehensweise im Einzelfall zulässig. Hier kann der Nachweis der Reduzierung der Gesamtemissionen der geplanten Anlage gegenüber der alten Anlage sowie eine Beurteilung des vorliegenden Waldzustandes durch die zuständige Behörde (Amt für Forstwirtschaft) ausreichend sein.

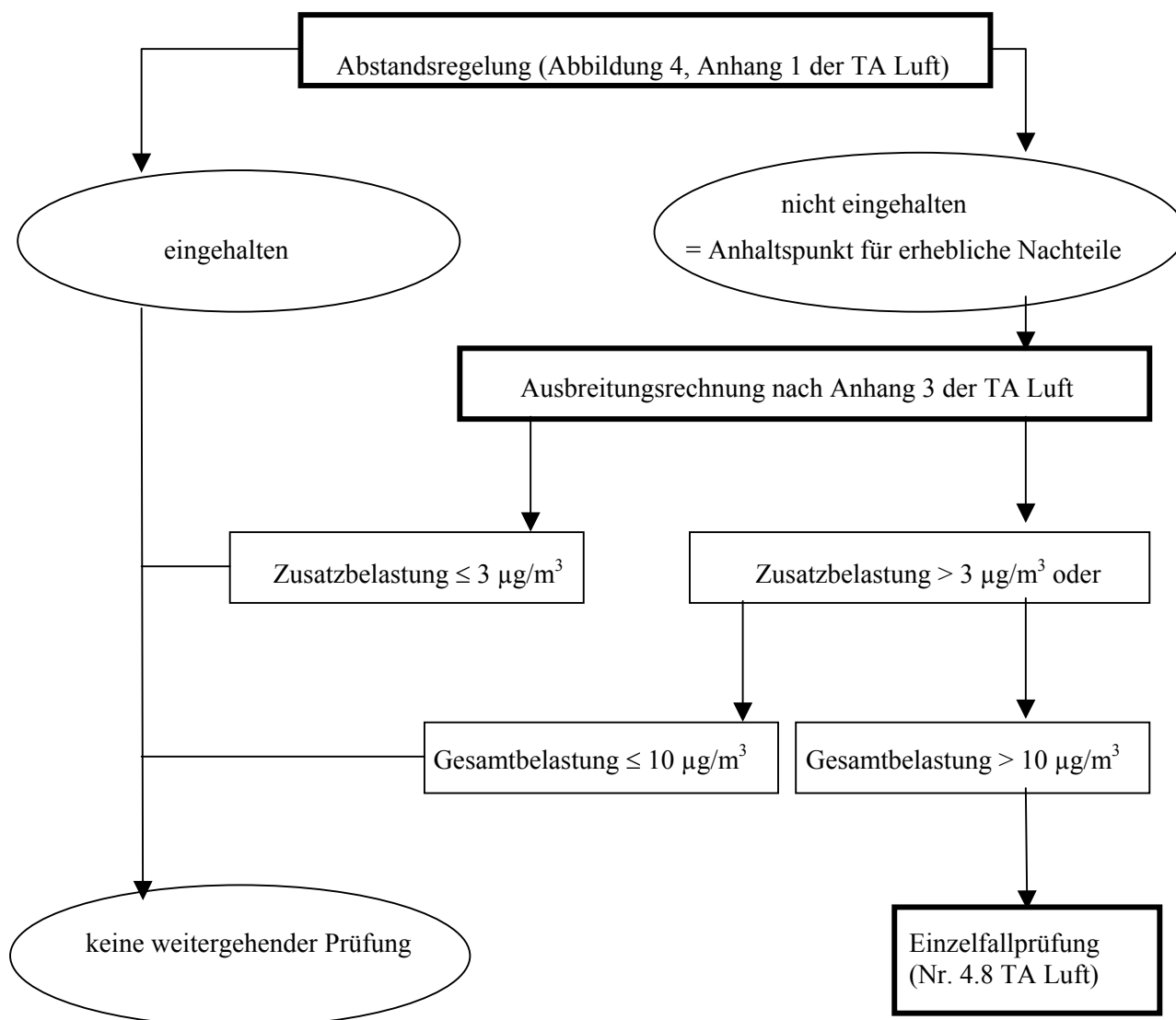
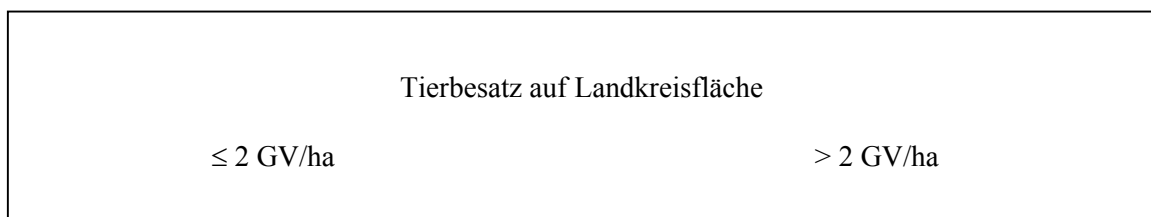


Abb. 5: Prüfschema für Ammoniakimmissionen

## 1. Kriterium:



## 2. Kriterium:

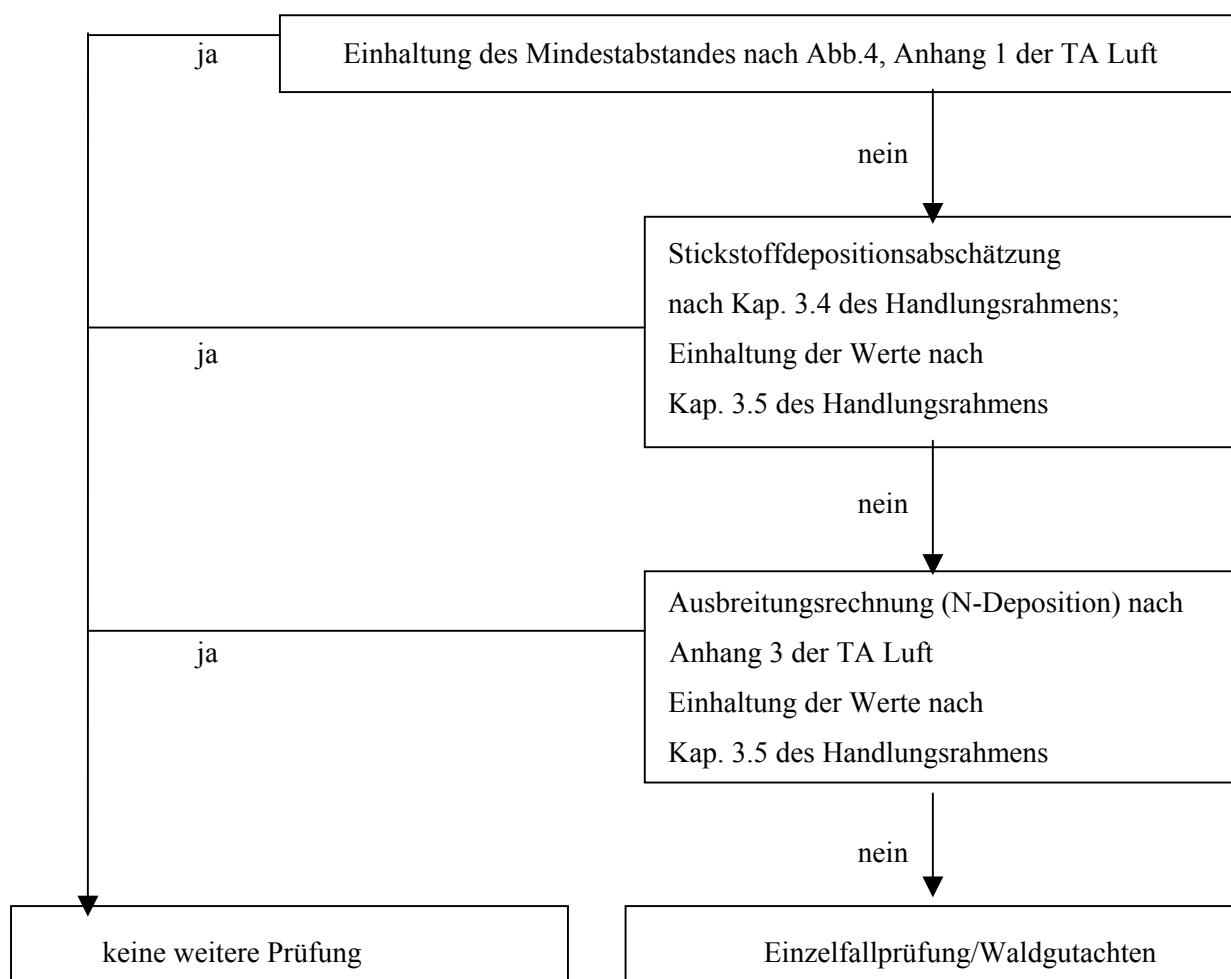


Abb. 6: Prüfschema für Stickstoffdepositionen

### 3.3 Ammoniakemissionswerte

Die nachfolgend aufgeführten Werte (Tab. 4) sind sowohl für die Beurteilung der Ammoniakemissionen nach Kap. 3.1 des Handlungsrahmens als auch für die Ermittlung der Stickstoffdepositionen nach Kap. 3.2 zu Grunde zu legen.

Die Emissionsfaktoren berücksichtigen die Emissionen aus im Stall gelagerter Gülle und Festmist. Die folgenden Tabellen können bei abweichenden Haltungsverfahren oder neueren Untersuchungen jederzeit ergänzt werden.

Tab. 4: Emissionsfaktoren

#### Rinder

Kategorie	Haltungssystem	Emission in kg/(TP · a)
a 1	Milch-, Zuchtkühe und Mutterkühe über 2 Jahre	
a 1.1	Anbindehaltung, Fest- oder Flüssigmistverfahren	4,86
a 1.2	Liegeboxenlaufstall, Fest- oder Flüssigmistverfahren	14,57
a 1.3	Laufstall, Tiefstreuverfahren	14,57
a 1.4	Laufstall, Tretmistverfahren	15,79
a 2	Mastbullen, Jungvieh inklusive Aufzucht (0,5 bis 2 Jahre)	
a 2.1	Anbindehaltung, Fest- oder Flüssigmistverfahren	2,43
a 2.2	Laufstall, Flüssigmistverfahren	3,04
a 2.3	Laufstall, Tretmistverfahren	3,64
a 3	Kälber, Mastkälber (0 bis 0,5 Jahre)	2,5
a 4	Sonstige Rinder über 2 Jahre	15,79

#### Schweine

Kategorie	Haltungssystem	Emission in kg/(TP · a)
b 1	Mastschweine; Zuchteber bis 7 Monate; Zuchtsauen von 25 kg bis zur ersten Deckung	
b 1.1	Zwangslüftung, Flüssigmistverfahren (Teil- oder Vollspaltenböden)	3,64
b 1.2	Zwangslüftung, Festmistverfahren	4,86
b 1.3	Außenklimastall, Kistenstall (Fest- oder Flüssigmistverfahren)	2,43
b 1.4	Außenklimastall, Tiefstreu- oder Kompostverfahren	4,86
b 2	Zuchtsauen inklusive Ferkel bis 25 kg, alle Bereiche und Aufstallungsformen	7,29
b 3	güste und tragende Sauen	4,2
b 4	Deckeber	5,5
b 5	Ferkelaufzucht (entwöhnte Ferkel)	0,6

## Geflügel

Kategorie	Haltungssystem	Emission in kg/(TP·a)
c 1	Legehennen	
c 1.1	Käfighaltung mit belüftetem Kotband	0,0389
c 1.2	Volierenhaltung mit belüftetem Kotband	0,0911
c 1.3	Bodenhaltung/Auslauf (Entmistung 1 x je Durchgang)	0,3157
c 2	Zuchthennen und -hähne von Legerassen unter 18 Wochen	
c 2.1	Käfighaltung mit belüftetem Kotband	0,020
c 2.2	Volierenhaltung mit belüftetem Kotband	0,050
c 2.3	Bodenhaltung/Auslauf (Entmistung 1 x je Durchgang)	0,170
c 3	Elterntiere von Masthähnchen bis 19. Woche	0,250
c 4	Elterntiere von Masthähnchen ab 19. Woche	0,580
c 5	Masthähnchen, Bodenhaltung	0,0486
d 1	Mastputen (Nur TP ab 10. Woche werden gezählt) <sup>1</sup>	0,68
d 2	Elterntiere von Mastputen (0. bis 7. Woche)	0,15
d 2	Elterntiere von Mastputen (7. bis 30. Woche)	0,47
d 3	Elterntiere von Mastputen ab 30. Woche	0,59
e 1	Mastenten	0,1457
e 2	Elterntiere von Mastenten (0. bis 24. Monat)	0,32

<sup>1</sup> Die Emissionen sind entsprechend des GV-Anteils für Aufzucht und Mast stallbezogen zu wichten.

## Pferde

Kategorie	Haltungssystem	Emission in kg/(TP·a)
f 1	Pferde über 3 Jahre	5,0
f 2	Pferde unter 3 Jahre	2,1
f 3	Ponys über 3 Jahre	3,1
f 4	Ponys unter 3 Jahre	1,3

## Lagerung von unbehandelter und anaerob behandelte Gülle

Gülleart	0 cm Schwimmschicht	10 cm Schwimmschicht
unbehandelte Gülle	0,25 mg NH <sub>3</sub> /(m <sup>2</sup> ·s)	0,01 mg NH <sub>3</sub> /(m <sup>2</sup> ·s)
anaerob behandelte Gülle	0,42 mg NH <sub>3</sub> /(m <sup>2</sup> ·s)	0,02 mg NH <sub>3</sub> /(m <sup>2</sup> ·s)



### 3.4 Depositionsabschätzung

Die nachfolgend beschriebene Methode zur Abschätzung der trockenen gasförmigen Deposition von Ammoniak basiert auf exemplarischen Berechnungen mit dem Ausbreitungsmodell AUSTAL 2000 (JANICKE 2002). Diese Berechnungen wurden mittels meteorologischer Daten des Landes Brandenburg durchgeführt, so dass die nachfolgenden Gleichungen nur im Land Brandenburg anwendbar sind.

Die trockene NH<sub>3</sub>-bedingte Deposition wird nach folgenden Gleichungen abgeschätzt:

- (1)  $d = 125 \cdot 10^3 \cdot x^{-1,97}$  Wald
- (2)  $d = 196,8 \cdot 10^3 \cdot x^{-1,91}$  Waldrand
- (3)  $d = 82 \cdot 10^3 \cdot x^{-1,91}$  Freifläche

mit:            d        Deposition in kg N/(ha·a)  
                   x        Entfernung in m

Die Gleichungen sind in Abbildung 7 dargestellt. Die Abschätzung kann mit Hilfe dieses Nomogramms vorgenommen werden.

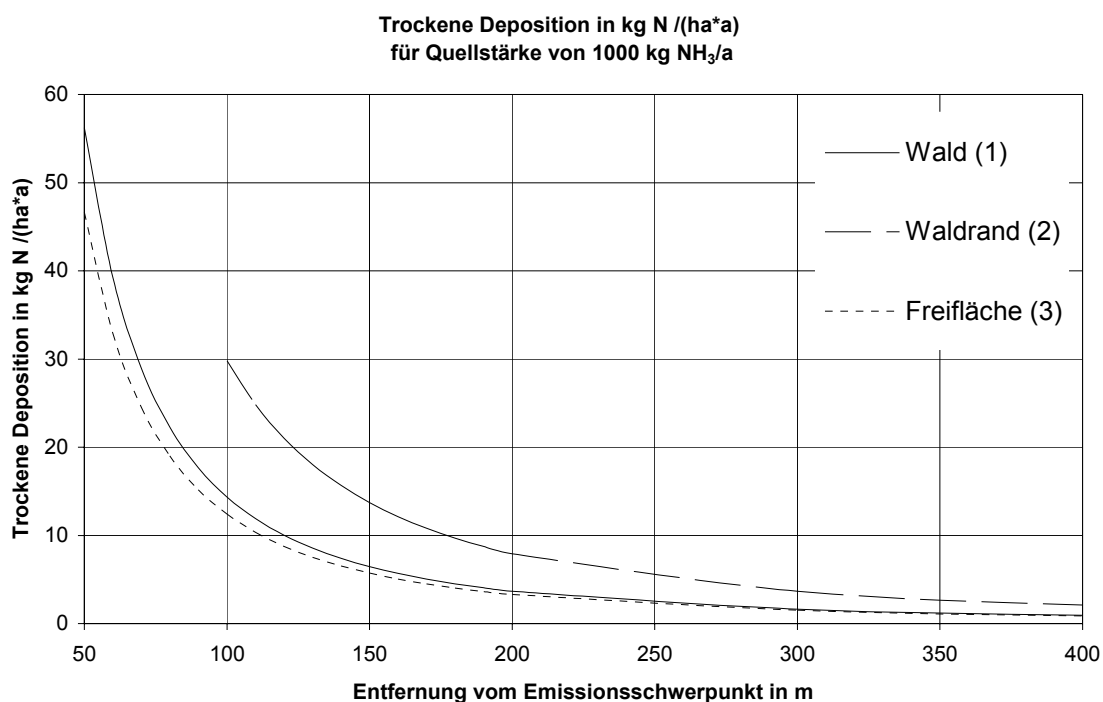


Abb. 7: Nomogramm zur Depositionsabschätzung

Die Gleichungen gelten für bodennahe Quellen mit einem Emissionsmassenstrom von 1000 kg NH<sub>3</sub>/a. Bei größeren oder kleineren Emissionsmassenströmen verhält sich die Deposition proportional zum Verhältnis des Emissionsmassenstromes zu 1000 kg NH<sub>3</sub>/a. Die Entfernung bezieht sich auf den Emissionsschwerpunkt der Anlage (Abb. 7).

Gleichung (1) ist anzuwenden, wenn die Anlage hauptsächlich von Wald umgeben ist. Gleichung (2) ist anzuwenden, wenn sich zwischen Waldrand und Quelle freies Gelände befindet, d.h., wenn die zu beurteilende Anlage in relativ freiem Gelände liegt und lediglich vereinzelte Waldabschnitte ohne größeren räumlichen Zusammenhang zu betrachten sind.

Gleichung (3) ist anzuwenden, wenn die Anlage von freiem Gelände umgeben ist.

Um die möglichen Fälle zu unterscheiden, ist folgendermaßen vorzugehen:

- Zunächst wird analog zu Anhang 3 der TA Luft, Abschnitt 7 ein Gebiet bestimmt. Der Mindestradius um jede Quelle beträgt dabei 500 m.
- Ist dieses Gebiet zu mindestens 50 % mit Wald bedeckt, wird Gleichung (1) genutzt.
- Bei weniger als 50 % Waldbedeckung erfolgt die Abschätzung mit Gleichung (2).
- Wenn weniger als 50 % des Gebietes mit Wald bedeckt, der Abstand zwischen Wald und nächstliegender Quelle aber  $< 100$  m ist, wird ebenfalls Gleichung (1) genutzt.

Folgende Hinweise sind zu beachten:

- Die Abschätzung gilt für bodennahe Quellen bis zu Quelhöhen von 5 m ohne Berücksichtigung einer Überhöhung.
- Die Deposition kann mit guter Näherung anhand der Gleichungen abgeschätzt werden, wenn die Quellentfernung größer als die Ausdehnung (Durchmesser) der Quellen ist.
- Die berechnete Deposition stellt bezüglich der meteorologischen Verhältnisse eine Maximalabschätzung dar.
- Die Anwendung des Verfahrens ist im Hinblick auf Besonderheiten (Meteorologie, Orographie) zu prüfen.

### 3.5 Beurteilungswerte für Wald

Die Höhe tolerierbarer Stickstoff-Einträge wird maßgeblich von der Baumart und den Standortverhältnissen bestimmt. Aus Begasungsversuchen von van der Eerden (1982) sowie im Ergebnis von Blatt- und Nadeluntersuchungen (Heinsdorf 1999) ist die unterschiedliche N-Verträglichkeit der Gehölze bekannt.

In Tabelle 5 sind Vorschläge für tolerierbare Stickstoffdepositionen im Wald aufgeführt. Sie stellen Schwellenwerte für Stickstoffdepositionen dar, bei deren Einhaltung nach dem gegenwärtigen Stand des Wissens langfristig keine nachteiligen Auswirkungen auf Funktionen und Struktur des empfindlichsten Ökosystems zu befürchten sind. Bei Überschreitung der Beurteilungswerte ( $> 20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) nach Tab. 5 ist ein Waldgutachten nach Kap. 4 des Handlungsrahmens zu erstellen. Es ist eine schrittweise Prüfung der Intensität der stickstoffbedingten Veränderungen (Abb. 8) durchzuführen.

Tab. 5: Schwellenwerte für Stickstoff-Deposition im Wald

<b>Schwellenwerte für N-Deposition (kg N/(ha·a))</b>	<b>Waldtyp</b>	<b>Quelle</b>
7 - 20 10 – 20	(Bewirtschaftete) Nadelwälder auf sauren Böden (Bewirtschaftete) Laubwälder auf sauren Böden	(1)

(1) Bobbink et al. (1995)

#### 4 Waldgutachten

Im Waldgutachten wird der aktuelle Stickstoffstatus der Waldökosysteme unter gegebenen atmosphärischen Ammoniaketrägen dargelegt. Die Untersuchung des Stickstoffstatus erlaubt die Identifizierung der gefährdeten Systeme und die räumliche Darstellung ihres Gefährdungsgrades. Die langfristige Einhaltung oder Unterschreitung solcher Belastungsgrenzwerte gibt nach heutigem Wissen Gewähr dafür, dass ein ausgewähltes Schutzgut, der ökologische Rezeptor weder akut noch langfristig geschädigt wird. (SCHÜTZE et al. 2001).

Bei Neuanlagen ist die Einhaltung der Prüfkriterien nach Abbildung 6 zu gewährleisten. Der aktuelle Waldzustand ist zu dokumentieren (z.B. Auszug aus dem Datenspeicher Wald), die standortbezogenen kritischen Depositionsraten sind auf der Grundlage einer einfachen Massenbilanz zu berechnen. Die erforderlichen Bewertungskriterien werden nachfolgend dargestellt..

Bei Altanlagen ist neben der veränderten Immissionsituation die Intensität der stickstoffbedingten Veränderungen in den anlagennahen Wäldern auszuweisen. Die veränderte Immissionsituation ist ausgehend vom vorhandenen Waldzustand in ihren langfristigen Wirkungen zu prognostizieren.

Die Waldzustandserfassung sollte auf sogenannten Probenahmeflächen erfolgen. Probenahmeflächen sind in der Regel sternförmig um die Emissionsquelle als Nord, Ost, Süd und West gerichtete Transekte anzulegen. Je Transekt sind 4 Flächen mit folgenden Entfernungen von der Emissionsquelle anzuordnen:

1. am Waldrand
2. 100 m
3. 200 m
4. 600 m vom Emissionsschwerpunkt

Die Probenahmeflächen werden nur in Forsten angelegt. Bei der Auswahl der Probenahmeflächen sind die Ergebnisse der Ammoniakausbreitungsrechnung zu berücksichtigen.

**Werden in der Ausbreitungsrechnung N-Depositionswerte  $< 22 \text{ kg/ha}\cdot\text{a}$  (Nadelwald) oder  $< 39 \text{ kg/ha}\cdot\text{a}$  (Laubwald) für die Probenahmefläche ausgewiesen, entfallen vertiefende Untersuchungen auf dieser Probenahmefläche.**

Zur Auswahl der Probenahmeflächen sollten die Forstlichen Standortkarten und die Forstbetriebskarten vorliegen. Innerhalb der Transekte ist auf Vergleichbarkeit der Standortgruppen, der Bestockung sowie des Alters der Bestände zu achten.

Die Probenahmeflächen sollten in Form von Probekreisen mit 22,55 m Durchmesser (entspricht einer Flächengröße von  $400 \text{ m}^2$ ) angelegt werden.

Nach der Beurteilung der Immissionsituation sind schrittweise die Kompartimente der Waldökosysteme, wie Kronenzustand, Ernährungsstatus, Bodenvegetation, Stickstoffstatus der Humusaufgaben und Mineralböden sowie die Nitratbelastung des Grundwassers auf den Probenahmeflächen (unterscheiden sich hinsichtlich Exposition und Entfernung von den Stallanlagen) entsprechend Abbildung 8 zu untersuchen.

**Werden auf Probenahmeflächen keine Einschränkungen nach Abbildung 8 gefunden, sind auf diesen Flächen auch keine weitergehenden Untersuchungen erforderlich.**

**Im Waldgutachten ist somit nicht bindend für alle Probenahmeflächen der volle Untersuchungsumfang vorgeschrieben.**

Die Bewertung ist nicht das Ergebnis einer statistischen Erhebung, sondern sollte ausgehend von der Komplexbeurteilung des Ökosystems eine fachlich fundierte Bewertung des Gutachters darstellen. Dieser Sachverstand ist einerseits für die Beurteilung der Kennwerte einer Probenahmefläche, andererseits zur Gesamteinschätzung des Vorhabens notwendig.

So ist bei der Bewertung der aktuellen Stickstoffbelastung eines Standortes unbedingt die Historie der Waldbewirtschaftung zu betrachten:

- Es ist zu prüfen, ob der Wald durch Stickstoffeinträge aus der Industrie oder der Landwirtschaft belastet wurde.
- Es ist zu klären, ob Forstdüngungen durchgeführt oder stickstoffhaltige Substanzen ausgebracht wurden.
- Gleichzeitig sind Maßnahmen wie Durchforstungen, Waldumbau usw. als Ursache für eine verstärkte Nitrifizierung und damit verbundene Standortveränderungen zu berücksichtigen.

Gelten einzelne Probenahmeeflächen als stickstoffgesättigt und hoch belastet, ist das Vorhaben nicht grundsätzlich abzulehnen, sondern:

- Es ist unter Beachtung der Ausbreitungsrechnung der Flächenumfang belasteter Forsten auszuweisen.
- Es sind Maßnahmen zur Reduzierung der Belastung bzw. zur Minderung der Stickstoff-Wirkungen zu prüfen.

Entscheidend für die Beurteilung der Intensität der Stickstoffeinträge und deren Wirkung ist letztlich die Reversibilität der stickstoffbedingten Veränderungen in den Waldökosystemen, d.h., ob das Wachstum des Waldes unter den Bedingungen erhöhter Stickstoff-Einträge möglich ist, ob Verschiebungen der potentiell natürlichen Vegetation auftreten, ob irreversible Veränderungen des bodenchemischen Status erfolgen und wie die Eintrags-Austrags-Bilanz der Standorte zu bewerten ist.

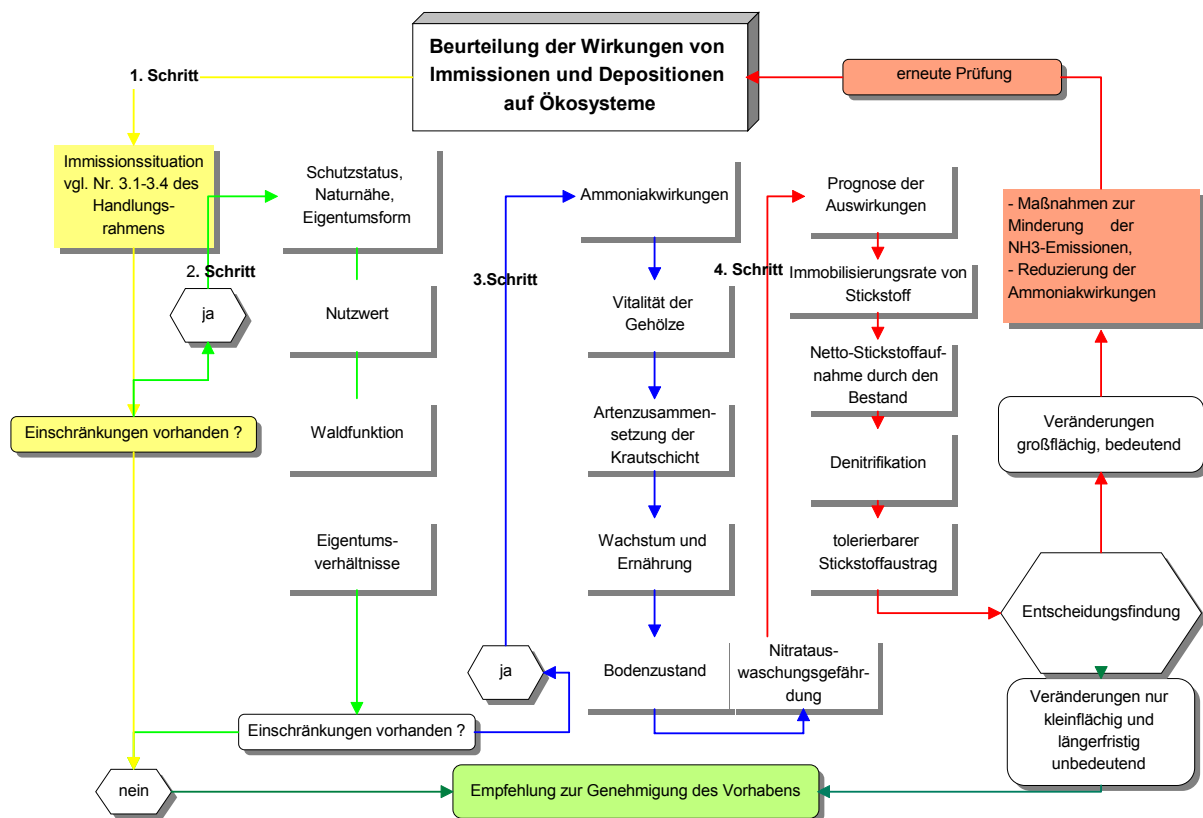


Abb. 8: Schema der schrittweisen Prüfung von Intensität und flächenhafter Ausdehnung von Ammoniak im Nahbereich von Tierhaltungsanlagen

## 4.1 Ermittlung der Ammoniakwirkungen im Wald

### 4.1.1 Vitalität der Gehölze

Die Ansprache des Kronenzustandes auf der Probenahme­fläche erfolgt in Anlehnung an das Verfahren der Waldschadenserhebung. Es wird eine Stichprobe von etwa 5 - 10 Bäumen je Probefläche beurteilt. Für diese werden unter Berücksichtigung der jeweiligen standörtlichen und waldbaulichen Verhältnisse die Nadel-Blattverluste in 5 % - Stufen, Chlorosen und andere Schadsymptome sowie eindeutig erkennbare Schadursachen festgehalten. Die Angaben erlauben eine Beurteilung der Schadintensität und somit des aktuellen Waldzustandes. Die Beurteilung erfolgt nach Tabelle 6.

Die Ursachen für eventuell vorhandene Waldschäden können unterschiedlicher Natur sein und brauchen nicht im unmittelbaren Zusammenhang mit einer Tierhaltungsanlage stehen. Deshalb ist bei deutlich ausgeprägten Schäden (Stufen 3 - 5) eine Einsicht in die Wirtschaftsbücher bzw. eine Befragung der örtlichen Bewirtschafter (Revierförster) zur Klärung möglicher Ursachen für die Waldschäden zu empfehlen.

Tab. 6: Schadstufen von Kiefern nach optisch erkennbaren Merkmalen

Stufe	% geschädigte Kronenteile	Benadelung, Verfärbungen, Chlorosen, Nekrosen	Beurteilung der Nadelverluste (ohne Verluste = 3 Nadeljahrgänge (NJ))
1	< 5 sehr gering	Ohne Verfärbungen, im wesentlichen gesund	1. NJ voll vorhanden 2. NJ voll vorhanden 3. NJ teilweise vorhanden
2	5.....30 gering	Chlorosen beginnend bis deutlich	1. NJ voll vorhanden 2. NJ beginnende Verluste 3. NJ vereinzelt
3	30....60 mittelmäßig	Chlorosen mit Anteilen an Nekrosen	1. NJ voll vorhanden 2. NJ vorhanden 3. NJ nicht vorhanden
4	60.....90 stark	Hohe Anteile an Nekrosen	1. NJ voll vorhanden 2. NJ deutlich vorhanden 3. NJ nicht vorhanden
5	> 90 sehr stark	Sehr hohe Anteile an Nekrosen	1. NJ deutlich vorhanden 2. NJ nicht vorhanden 3. NJ nicht vorhanden

### 4.1.2 Artenzusammensetzung der Krautschicht

Auf den nach Standort und Bestandsverhältnissen möglichst einheitlichen Probeflächen mit einer Flächengröße von 400 m<sup>2</sup> werden die Arten getrennt nach Baum-, Strauch-, Kraut- und Moosschicht erfasst und die Häufigkeit nach BRAUN - BLANQUET (1964) ausgewiesen. Folgende Skala ist anzuwenden:

R = rar, sehr vereinzelt

+ = Individuenzahl und Deckungsgrad sehr gering

1 = Individuenzahl ± hoch, aber Deckungsgrad gering

2 = Individuenzahl sehr zahlreich und mindestens 5 % der Aufnahme­fläche deckend

3 = Individuenzahl beliebig, etwa 25 % der Aufnahme­fläche deckend

4 = Individuen, 50 - 75 % der Aufnahme­fläche deckend

5= zahlenmäßig herrschende Art, 75 % der Aufnahme­fläche deckend

Von den Arten werden die ökologischen Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1991) bestimmt. Hierbei ist im Rahmen der Erstellung des Waldgutachtens der Ausweis der Stickstoffzahlen ausreichend.

Für die Probestfläche ist die mittlere Stickstoffzahl (N) zu berechnen. Es ist von der Artenliste auszugehen, in der neben der Angabe der Arten auch Stickstoffzahl sowie Angaben zur Menge nach obiger Skala enthalten sind.

Nach Tabelle 7 ist das gewichtete Mittel unter Berücksichtigung der Menge<sup>1)</sup> wie folgt zu berechnen:

<u>Arten mit Stickstoffzahl<sup>2)</sup></u>	<u>Menge</u>	<u>N-Zahl·Menge</u>
Gewichtete Zahl mit N1	7	1 A 7 = 7
....	...	.. .. .
<u>Gewichtete Zahl mit N9</u>	<u>2</u>	<u>9 A 2 = 18</u>
Summe der gewichteten Zahlen	X	Summe Y

mittlere Stickstoffzahl (mN) = Summe gewichtete Zahlen (X)/Summe (Y)

<sup>1)</sup> d.h., Arten mit Menge + oder 1 werden nur einmal gezählt, Arten mit Menge 2 zweimal, mit Menge 3 dreimal usw.

<sup>2)</sup> Erläuterungen der Stickstoffzahlen im Verzeichnis der Abkürzungen

Bei der Interpretation der Aufnahmebefunde ist die reale Vegetation auszuweisen. Zusätzlich sollte die heutige potentielle natürliche Vegetation (Arbeitskreis Forstliche Standortaufnahme 1996) hergeleitet werden. Grundlage hierfür bilden die ökologischen Artengruppen, die eine Bewertung der Naturnähe der realen Vegetation erlauben. Über Analogieschlüsse sind anhand der Bestockung sowie der Klima-, Relief- und Bodenverhältnisse die Florenveränderungen abzuleiten.

Tab. 7: Beispiel für eine Artenliste

<b>Arten</b>	<b>Menge</b>	<b>Stickstoffzahl</b>
Baumschicht Pinus sylvestris ..... Strauchschicht	4	X (indifferent)

### 4.1.3 Wachstum und Ernährung

Zur Bewertung der Nährstoffversorgung der Gehölze sind Blatt- bzw. Nadelproben zu entnehmen. Bei der Probenahme sind die nachfolgend aufgeführten Gesichtspunkte zu berücksichtigen. Die Blatt- und Nadelproben werden zu folgenden Zeitpunkten gewonnen:

- Laubbäume von der 2. Julihälfte bis zum 1. Drittel August
- Nadelbäume innerhalb der absoluten Vegetationsruhe (Oktober - Februar)

Bei Kiefern wird der letztjährige Nadeljahrgang aus der Oberkrone entnommen. Bei Laubhölzern werden Blattproben aus der vollbelichteten Oberkrone gezogen. Bei Stangenhölzern und Baumhölzern sind Mischproben von 3 - 5 Bäumen zu bilden. In Dickungen und Kulturen sollten mindestens 10 Bäume zur Bildung einer Mischprobe ausgewählt werden.

Die aktuellen Stickstoffgehalte der Nadeln sind auf der Grundlage der oben beschriebenen Methodik zu ermitteln. Die Bewertung der Nadelspiegelwerte erfolgt nach Tabelle 8.

Tab. 8: Bewertung der Stickstoff-Nadel- bzw. Blattspiegelwerte nach Heinsdorf 1999

Baumart	Ernährungsstufe		
	Gering	Mittel	Hoch
Kiefer	< 1,58	1,58 – 2,06	> 2,06
Fichte	< 1,18	1,18 – 1,43	> 1,43
Douglasie	< 1,49	1,49 – 1,93	> 1,93
Weymouths-Kiefer	< 1,64	1,64 – 1,98	> 1,98
Schwarz-Kiefer	< 1,09	1,09 – 1,35	> 1,35
Lärche	< 1,97	1,97 – 2,57	> 2,57
Buche	< 2,03	2,03 – 2,38	> 2,38
Trauben-/Stieleiche	< 2,07	2,07 – 2,56	> 2,56
Roteiche	< 1,77	1,77 – 2,25	> 2,25
Linde	< 1,86	1,86 – 2,32	> 2,32
Birke	< 2,09	2,09 – 2,69	> 2,69
Pappel	< 2,51	2,51 – 3,05	> 3,05

Bei einer mittleren Ernährungsstufe ist ein optimaler Zuwachs der Gehölze gegeben. Bei geringen Stickstoffgehalten der Assimilationsorgane wird nur ein geringer Zuwachs erreicht. Hohe Stickstoffgehalte führen zu geringeren Zuwachsraten (bis zum Absterben der Gehölze). Dabei wird von dem Zusammenhang zwischen Stickstoff-Ernährung der Gehölze und Zuwachsverhalten ausgegangen (Hofmann, Heinsdorf 1990). In Abbildung 9 ist der Zusammenhang zwischen den Stickstoffgehalten der Assimilationsorgane und dem Zuwachs für Kiefern dargestellt.

Dabei ist zu beachten, dass die Nährstoffversorgung der Böden einen wesentlichen Einfluss auf die Stickstoff-Verträglichkeit der Kiefern hat. So werden auf basenarmen Sanden (A-Standorte) geringere Stickstoff-Mengen für ein optimales Wachstum benötigt als auf basenreichen Böden (K-Standorte). Die Glockenkurve nach Abbildung 9 verschiebt sich auf der X-Achse.

Neben der Höhe der Stickstoffgehalte der Assimilationsorgane sind vor allem auch die Nährelementrelationen zu beachten.

Folgende Nährelementquotienten sind gebräuchlich:

N : P	6 – 12 (FIEDLER et al. 1984)
N : K	1 – 3 (FLÜCKINGER 1988)
N : Ca	2 – 20 (HÜTTL 1991)
N : Mg	8 – 30 (HÜTTL 1991)

Bei den angegebenen Elementrelationen ist eine ausgeglichene Ernährung gewährleistet. Verschiebungen zugunsten von N deuten auf eine Stickstoffüberernährung und damit zunehmende Instabilität der Gehölze hin.



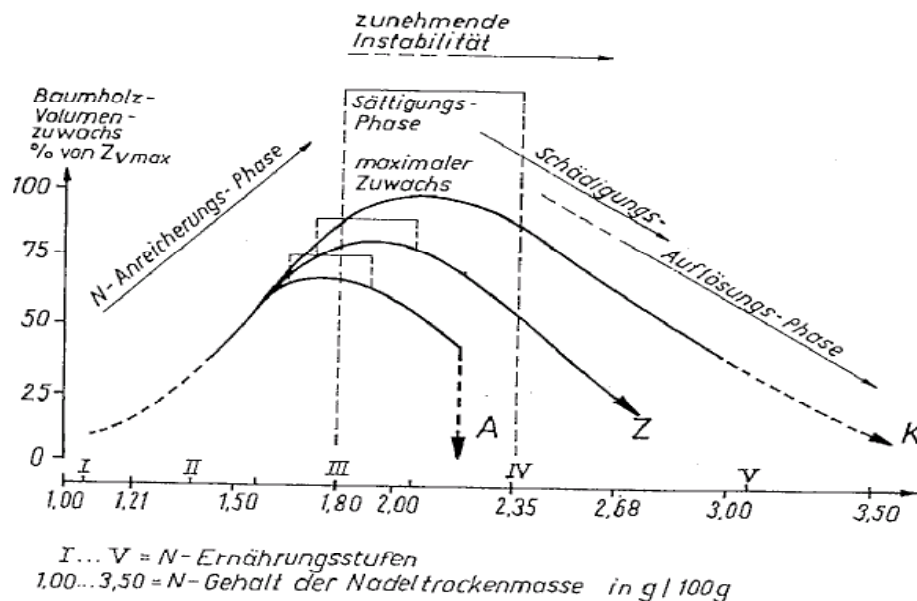


Abb. 9: Entwicklungsphasen des Holzzuwachs- und Stabilitätsverhaltens von Kiefern auf Sandböden verschiedener Nährkraft bei zunehmendem Stickstoffeintrag (HEINSDORF 1999)

#### 4.1.4 Bodenzustand

Im Nahbereich von Tierhaltungsanlagen sind auf den Probenahme-flächen Intensität und Reversibilität stickstoffbedingter Veränderungen in den Böden zu untersuchen.

Bewertungskriterien sind der Stickstoffstatus der Humusauf-lagen, das Puffervermögen und die Basen-sättigung der Böden. Die Böden sind getrennt nach Humusauf-lage und Mineralböden zu beproben. Bei den Humusauf-lagen sind Stechrahmen, bei den Mineralböden Stechzylinder und Bohrstock zu verwenden.

##### 1. Humusauf-lage

Vor jeder Bohrung ist eine Beprobung der Humusauf-lage (Stechrahmen) vorzunehmen. Bei Rohhumusauf-lagen werden Of- sowie Oh-Horizonte getrennt beprobt. Bei unscharfer Ausbildung der Oh-Horizonte werden Mischproben aus Of + Oh-Horizonten gebildet.

##### 2. Mineralböden bis 60 cm Tiefe

Die Bodenproben sind als Bodenmischprobe in folgenden Tiefenstufen zu entnehmen:

- 0 - 20 cm (6 Stechzylinder je 100 cm<sup>3</sup>)
- 20 - 40 cm (6 Stechzylinder je 100 cm<sup>3</sup>)
- 40 - 60 cm (Mischprobe mittels Bohrstock)

Die Behandlung der Proben aus den Humusauf-lagen und Mineralböden erfolgt entsprechend der Vorschriften der Bundesweiten Bodenzustandserhebung (ARBEITSKREIS BODENZUSTANDS-ERHEBUNG (BZE) 1994).

#### Stickstoffstatus der Humusauf-lagen

Der Auf-lagenhumus bildet eine wesentliche Senke für Stickstoff. Durch Mineralisierung der Auf-lagen kann allerdings auch eine relativ schnelle Freisetzung erfolgen. Das Anreicherungsvermögen der organischen Substanz wird durch das C/N-Verhältnis (Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis) angegeben. Weite C/N-Verhältnisse weisen auf geringe Stickstoffsättigung hin. Stickstoff gesättigt hingegen sind Humusauf-lagen mit einem engen C/N-Verhältniss. Nach MATZNER et al. (1997) bestehen zwischen

Stickstoff-Auswaschung und C/N-Verhältnis Korrelationen. In Tabelle 9 ist eine Bewertung der Nitratauswaschung anhand der C/N-Verhältnisse angegeben.

Tab. 9: Bewertung der Nitratauswaschungsgefahr anhand des C/N-Verhältnisses

C/N	Bewertung
> 30	Gering
20 – 30	Mittel
< 20	Hoch

Neben atmosphärischen Stickstoffeinträgen bewirken auch Maßnahmen der Waldbehandlung wie Bestockungswandel, Durchforstungen oder Kahlschläge eine Veränderung der Stickstoffvorräte der Humusaufgaben. Bei der Bewertung der Wirkung von N-Einträgen sind derartige forstliche Maßnahmen unbedingt zu berücksichtigen.

Die Nährkraft der Standorte beeinflusst den Stickstoffreichtum der Humusaufgaben. Verändernd wirken die Bestockungen. So stellt sich für jeden Bestand ein auf typischem Niveau eingependeltes Fließgleichgewicht zwischen Streunachlieferung und Streuabbau und damit eine spezifische Humusform (Tab. 10) ein.

Tab. 10: Humusform im natürlichen Gleichgewicht (BARITZ 2000)

Nährkraft	Abkürzung	Humusform im natürlichen Gleichgewicht
reich	R	Mull
kräftig	K	mullartiger Moder
mäßig nährstoffhaltig	M	Moder
ziemlich arm	Z	rohhumusartiger Moder
arm	A	Rohhumus

Ausgehend von der engen Beziehung zwischen Standortform (mit spezifischer Nährkraft), Humusform und natürlicher Vegetation wird die Standortveränderung, die durch Bewirtschaftungsmaßnahmen und die Einwirkung von Stickstoff entsteht, bewertet. Eine deutliche Standortveränderung liegt z.B. auf einem mäßig nährstoffhaltigen Standort mit einem Rohhumus vor.

Zur Bewertung der Standortveränderung ist die Erfassung der Nährkraft in zwei Tiefen erforderlich:

- aus dem Unterboden (40 - 60 cm) als Weiser für die substratbürtige Nährstoffversorgung (Stamm-Nährkraft), welche durch den Menschen schwer beeinflussbar ist und das Standortpotential aufzeigt
- aus dem Oberboden (0 - 20 cm) einschließlich der Humusaufgabe als Weiser für den Oberbodenzustand (Zustands-Nährkraft) - leicht veränderbar durch Bodenbearbeitung, Baumartenwahl, Fremdstoffeintrag.

Je nach Grad der Abweichung der aktuellen Zustandsverhältnisse von den Stammeigenschaften eines Standortes lassen sich Rückschlüsse auf eingetretene Standortveränderungen ziehen.

Tab. 11: Abweichungsstufen des Oberbodenzustands vom Gleichgewicht unter naturnaher Vegetation

Stammnährkraft	Zustands- Nährkraft				
	r	k	m	z	a
R	Mu	-1	-2		
K	+1	MM	-1	-2	-3

M		+1	Mo	-1	-2
Z			+1	RM	-1
A				+1	Ro

Negative Vorzeichen kennzeichnen Degradationen (z.B. durch Nadelholzanbau, Streunutzung), positive Aggradationen (den Eintrag von Stickstoff), die Diagonale den schematisch definierten natürlichen Gleichgewichtszustand.

Die Zustandsstufen entsprechen grob den Humusformen, greifen jedoch neben rein humusmorphologischen Ansprachemerkmalen auf den Zeigerwert der Bodenvegetation für den Stickstoff- und Säure-Basenstatus zurück. Statt der Benennung der Zustandsstufen nach den Humusformen werden weiterhin kleingeschriebene Zeichensymbole entsprechend der Nährkraftunterschiede des Oberbodens verwendet (Tab. 11).

### Abschätzung von Risiken durch Säurestress

Auf Säurebelastung reagieren Böden mehr oder minder elastisch, da sie durch Pufferreaktionen zwischen Bodenmatrix und Bodenlösung den pH-Wert über einen Zeitraum konstant halten können. Die Pufferung der Böden steht dabei in enger Beziehung zum chemischen Bodenzustand, d.h. dem Angebot an Carbonaten, Silikaten, organischen und anorganischen Austauschern sowie Oxiden und Hydroxiden. Stickstoffeinträge führen infolge von bodeninternen Umsetzungsprozessen zur Bildung von Säuren. Wesentlichste Prozesse in diesem Zusammenhang sind die Freisetzung von  $H^+$ -Ionen im Zuge der Nitrifizierung sowie eine schrittweise ablaufende Basenauswaschung, die durch Kationenaustausch induziert wird. Im Rahmen von Waldgutachten gehört die Zuordnung der Böden zu Pufferbereichen deshalb zu den ersten Schritten der Zustandserfassung. Nach Tabelle 12 ist die Bewertung der in der Bodengleichgewichtslösung gemessenen pH-Werte möglich.

Tab. 12: Risiko durch Säurebelastung (ARBEITSKREIS STANDORTKARTIERUNG 1996)

Bewertung	Bewertungskriterien	pH-Bereich
minimal	gesamter Wurzelraum im Carbonat- oder Silikat-Puffer-Bereich	> 5,0
gering	Oberboden im Kationen-Pufferbereich Folge: Beeinträchtigung säureintoleranter Arten	4,2 – 5,0
mittel	Oberboden im Aluminium (Al)- oder Aluminium (Al-Fe)-Eisen-Pufferbereich und Unterboden im Silikat- oder Kationenaustausch-Pufferbereich Folge: Verdrängung säuretoleranter Arten	Oberboden: <4,2 Unterboden: > 4,2
stark	Ober- und Unterboden im Al- oder Al-Fe-Pufferbereich und pH im Oh > 3,0 Folgen: - geringe bis sehr geringe Vorräte an (austauschbaren) Ca-, K-, Mg- und Na-Ionen - niedrige Ca- und hohe Al-Gehalte der Feinwurzeln - Schäden im Meristem und gehemmtes Längenwachstum von Feinwurzeln	< 4,2
sehr stark	Ober- und Unterboden im Al- oder Al-Fe-Pufferbereich und pH im Oh < 3,0	< 4,2 im Oh < 3,0

### Stickstoffmineralisation

Die Schätzung der Nitrifikationsgrades erfolgt aus dem Anteil von Nitrat an der Konzentration des gesamten Mineralstickstoff ( $\text{NH}_4 + \text{NO}_3$ ) in den Humusauflagen. Dazu ist die Gewinnung von Bodenwasser aus den Humusauflagen erforderlich. In der Regel werden dazu Humuslysimeter verwendet, im Rahmen von Waldgutachten ist die Bestimmung der Bindungsformen des Mineralstickstoffs nach der BZE Richtlinie (ARBEITSKREIS BODENZUSTANDSERHEBUNG 1994) im 1 : 2 Boden /Wasser Extrakt möglich.

Der Nitratanteil berechnet sich wie folgt (ARBEITSKREIS C DER BUND-LÄNDER ARBEITSGRUPPE LEVEL II 2000):

$$\text{NO}_3\% = \text{NO}_3 / (\text{NH}_4 + \text{NO}_3) \cdot 100$$

Zwischen  $\text{NO}_3\%$  und  $\text{NO}_3$ -Output besteht eine enge Beziehung, die allerdings bei einmaligen Extraktionen eingeschränkt wird. Die Bewertung des Nitrifikationsgrades erfolgt nach Tabelle 13.

Tab. 13: Bewertung des Nitrifikationsgrades in der Bodenlösung (Humuslysimeter)

NO <sub>3</sub> -Anteil am gesamten Mineralstickstoff in der Bodenlösung unterhalb des Auflagehumus	N-Austrag
< 60 %	unwahrscheinlich
60 – 80 %	wahrscheinlich
> 80 %	sehr wahrscheinlich

### Basensättigung

Unter Basensättigung wird der Anteil der basischen Kationen (Mb) an der effektiven Kationenaustauschkapazität (Summe aller mit  $\text{NH}_4\text{Cl}$  extrahierten Kationen) verstanden (ARBEITSKREIS C DER BUND-LÄNDER ARBEITSGRUPPE LEVEL II 2000).

$$\text{BS \%} = (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+ + \text{K}^+) / (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+ + \text{K}^+ + \text{Al}^{3+} + \text{Fe}^{2+} + \text{Mn}^{2+} + \text{H}^+) \cdot 100 \text{ (in mol}_c\text{mol}_c)$$

Anhand des Tiefenprofils der Basensättigung (bis 150 cm Bodentiefe) ist eine Bewertung der Festphase hinsichtlich der Austauscherbelegung möglich. Das Tiefenprofil ist eine charakteristische Eigenschaft des Bodens, die eine ökologische Bewertung anhand der Entbasung der Böden ermöglicht.

Grundsätzlich sind zu unterscheiden:

- Durchgehend basenreiche Böden
- Im Oberboden basenverarmte Böden
- Durchgehend saure Böden
- Im Oberboden basenreiche Böden

Im direktem Vergleich unterschiedlich stickstoffbelasteter Böden eines Transekts ist der Zusammenhang zwischen Stickstoff-Eintrag und Basensättigung der Böden zu bewerten. Anhand der individuellen Tiefenverläufe sind einzuschätzen:

- Zustand der Basensättigung
- Veränderungen im Basenhaushalt der Böden infolge von Stickstoff-Einträgen.

## 4.2 Prognose der Waldentwicklung

Zur Bewertung der „Erheblichkeit“ von geplanten Vorhaben in der Landwirtschaft ist die langzeitliche Entwicklung ausgewählter Kompartimente von Waldökosystemen unter den Bedingungen von zusätzlichen Stickstoffeinträgen zu prognostizieren. So ist Stickstoff ein Hauptnährstoff, ohne den die Entwicklung von Einzelorganismen bzw. Ökosystemen unmöglich ist. Deshalb ist die Frage zu beantworten, ab wann und unter welchen äußeren Bedingungen Stickstoffeinträge in Ökosysteme die bereits erwähnten unerwünschten Wirkungen auslösen, d.h., in welchem Zeitraum Belastungsgrenzen über-

schritten werden. Zur Beurteilung der langzeitlichen Wirkungen von Ammoniak-Einträgen auf Forsten werden im Rahmen des vorliegenden Handlungsrahmens standortbezogene kritische Eintragsraten für eutrophierenden Stickstoffeintrag (BOLTE et al. 2001) ermittelt.

Folgende Kenngrößen werden berücksichtigt:

1. Festlegung von Stickstoff in Humus und Oberboden (Immobilisierungsrate von Stickstoff)
2. Berechnung der Netto-Stickstoffaufnahme durch den Baumbestand
3. Freisetzung von Stickstoff im Waldökosystem (Denitrifikation)
4. Tolerierbarer Stickstoffaustrag ins Sickerwasser

### Immobilisierungsrate von Stickstoff

Die Immobilisierung von Stickstoff in Humus und Oberboden stellt eine erhebliche Senke für Stickstoff dar. Die Immobilisierung ist temperaturabhängig. In Tabelle 14 ist der Zusammenhang zwischen Temperatur und Stickstoff-Immobilisierung dargestellt.

Tab. 14: Matrix zur Ermittlung der Stickstoff-Immobilisierungsrate in Abhängigkeit von der Jahresmitteltemperatur (NAGEL, H.-D. et al. 1999)

Mittlere Jahrestemperatur ° C	N-Immobilisierung	
	kg/(ha·a)	eq/(ha·a)
< 5	5	357
5	4	286
6	3	214
7	2	143
8	1,5	107
> 8	1	71

Quelle: UN/ECE/CCE (1993)

Im Rahmen von Waldgutachten sollte allerdings die kurzfristige Immobilisierung beurteilt werden. Sie berechnet sich aus:

$$N_i = N_{\text{dep}} - N_u - N_{\text{le}(\text{min})} \left( \frac{C/N_{\text{real}} - C/N_{\text{min}}}{C/N_{\text{crit}} - C/N_{\text{min}}} \right)$$

mit :	$N_{\text{dep}}$	= lokale Stickstoffdeposition (eq/(ha·a))
	$N_u$	= Netto-Stickstoffaufnahme durch den Bestand (eq/(ha·a))
	$N_{\text{le}(\text{min})}$	= Minimale Auswaschung durch natürliche Hintergrund-Nitratkonzentration im Sickerwasser nach KLAP et al. (2000), (0,02 ( $Q_B$ ))(eq/ha·a)
	$Q_B$	= Sickerwasserhöhe
	$C/N_{\text{real}}$	= Gemessenes C/N-Verhältnis am einzelnen Standort
	$C/N_{\text{crit}}$	= Kritisches C/N-Verhältnis (75%-Quantil der BZE/ Level II Standorte nach Humusformen gegliedert)
	$C/N_{\text{min}}$	= Minimales C/N-Verhältnis (5%-Quantil der BZE/ Level II Standorte nach Humusformen gegliedert)

Die Beurteilung der Humusqualität erfolgt über das Kohlenstoff/Stickstoffverhältnis nach Tabelle 15.

Tab.15: Kritisches und minimales C/N-Verhältnis in der Auflage, A-Horizont nach Humusformen

Humusform	Abkürzung (nach KA 4)	kritisches C/N (75 %-Quantil)	Minimales C/N (5%-Quantil)
Mull	MU	17	9
Mullartiger Mo-	MOM	19,5	11,4

der			
Moder	MO	25,3	17,8
Rohhumusartiger Moder	MR	26,5	19,2
Rohhumus	RO	27,3	18,1

### Netto-Stickstoffaufnahme durch den Baumbestand ( $N_u$ )

In Abbildung 10 ist der Ernteentzug unterschiedlicher Kiefernbonitäten und Nutzungsvarianten (FIEDLER et al. 1973) dargestellt. Folgende theoretisch denkbaren Nutzungsvarianten werden unterschieden:

A: Streu- und Holznutzung (Derb- und Reisholz)

B: Derb- und Reisholz

C: Derbholz ohne Rinde

In den anlagennahen Wäldern kann durch intensive Waldbewirtschaftung somit der Stickstoff-Entzug gesteigert werden. Streunutzung sowie Anbau schnellwüchsiger Baumarten verstärken den Stickstoff-Entzug. So kann bei Kiefern mit einem Stickstoff-Entzug bis zu 30 kg/(ha·a) gerechnet werden, wenn neben der Nutzung des Derb- und Reisholzes zusätzlich noch Streunutzung erfolgen würde.

In Tabelle 16 sind für Fichte, Kiefer, Buche und Eiche (BOLTE et al. 2001) minimale und maximale Stickstoffkonzentrationen (Stamm und Rinde) angegeben.

Tab.16: Minimale und maximale Stickstoffkonzentrationen im Baumbestand für die Hauptbaumarten

Baumart	Minimale Stickstoffkonzentration (Stamm mit Rinde ( $ct_{(N)min}$ ) [kg/t TS]	Maximale Stickstoffkonzentration (Stamm mit Rinde ( $ct_{(N)min}$ ) [kg/t TS]
Fichte	0,92	3,9
Kiefer	0,98	2,45
Buche	1,75	4,50
Eiche	1,8	4,7

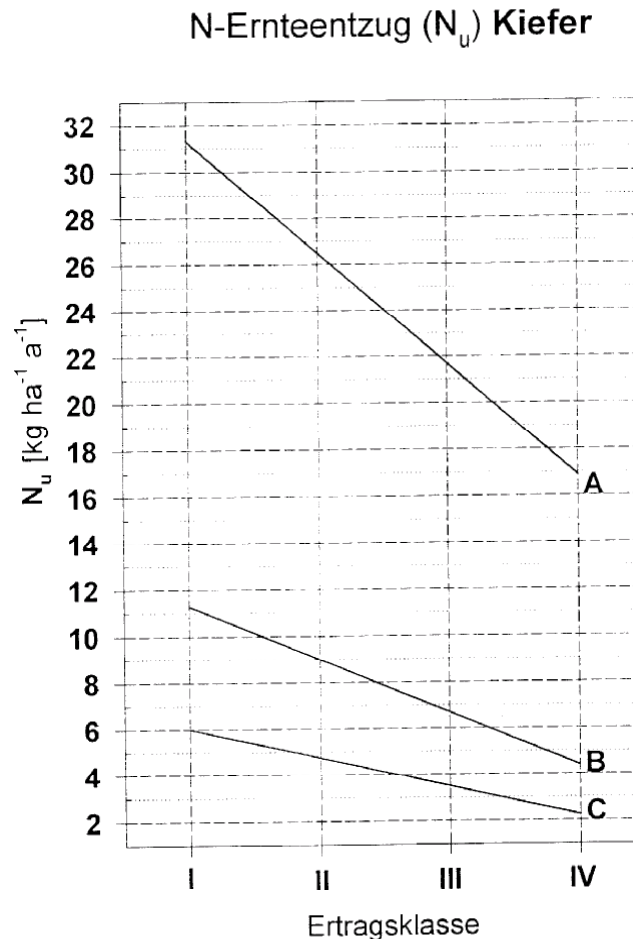


Abb. 10: Ernteentzug der Kiefern in Abhängigkeit von Bonität und Nutzung

### Denitrifikationsrate von Stickstoff ( $N_{de}$ )

Die Denitrifikationsrate wird nach KLAP et al. (2000) aus einem bodenspezifischen Denitrifikationsfaktor und dem tolerierbaren Stickstoffaustrag berechnet.

$$N_{de} = (fr_{de}/(1-fr_{de})) \cdot N_{le(acc)}$$

mit :

$fr_{de}$  = Denitrifikationsfaktor (Tab.18)

$N_{le(acc)}$  = Tolerierbarer Stickstoffaustrag mit dem Sickerwasser

Der Denitrifikationsfaktor kann nach Tabelle 17 geschätzt werden.

Für Moorböden wird  $fr_{de}$  pauschal mit 0,8 angenommen, bei Podsolen ein  $fr_{de}$  von 1,0 angesetzt.

Nach KLAP et al. (2000) wird die kurzfristige Denitrifikation aus Deposition, Bestandsaufnahme und Immobilisierung berechnet.

$$N_{de} = fr_{de} \cdot (N_{dep} - N_u - N_i)$$

Tab. 17: Matrix zur Ermittlung der Denitrifikationsfaktoren in Abhängigkeit vom Tongehalt der Böden (NAGEL, H.-D. et al. 1999)

Mittlerer Tonanteil (%)	$f_{r_{de}}$
< 20,0	0,1
>20,0 bis < 30,0	0,2
> 30,0 bis < 62,5	0,3
> 62,5	0,5

### Tolerierbarer Stickstoffaustrag mit dem Sickerwasser

Der tolerierbare Stickstoffaustrag mit dem Sickerwasser ( $N_{le(acc)}$ ) berechnet sich aus der Sickerwassermenge  $Q_B$  und dem Grenzwert der Stickstoffkonzentration in der Bodenlösung ( $[N]_{crit}$ ).

$$N_{le(acc)} = Q_B \cdot [N]_{crit}$$

Zur Ermittlung der kurzfristigen Belastbarkeit  $[N]_{crit}$  wird die kritische Stickstoffkonzentration nach KLAP et al. (2000) anhand der tolerierbaren Nadel- und Blattspiegelwerte ermittelt.

Der tolerierbare Stickstoff-Gehalt wird bei Nadelbäumen mit 1,8 % N in der TS, bei Laubbäumen mit 2,5 % N in der TS angesetzt. Nach BOLTE et al. 2001 wird der tolerierbare Stickstoffaustrag nach folgender Regressionsgleichung berechnet:

$$[N]_{crit} = 10(N_{fol(acc)} - a_0/a_1)^{-1}$$

mit:

$N_{fol(acc)}$  = tolerierbare Stickstoff-Gehalt in Nadeln oder Blätter (Laubbäume 2,5 % in TS, Nadelbäume 1,8% in TS) in  $eq\ m^{-3}$

$a_0$  = 1. Regressionskoeffizient (Laubbäume 2,7; Nadelbäume 1,97)

$a_1$  = 2. Regressionskoeffizient (Laubbäume 0,39; Nadelbäume 0,44)

Die Sickerwassermengen können nach MÜLLER (2001) abgeschätzt werden.

In Tabelle 18 ist für unterschiedliche Bestandsstrukturen die durchschnittliche Sickerwassermenge angegeben.

Die tatsächlichen Austragsmengen können im Bedarfsfall auch über Sickerwasserbeprobungen ermittelt werden (Saugkerzen mit drei Wiederholungen in 70 cm Tiefe). Aus der mittleren Nitratkonzentration im Sickerwasser und der Sickerwassermenge (Tab. 18) lassen sich nach Abbildung 11 die zu erwartenden Stickstoffausträge (N-Output) prognostizieren.

Hohe Austräge sind ausgehend von den Sickerwassermengen sowie aufgrund der Bestandsstrukturen in Kieferndickungen, in Mittelalten Kiefern-Buchen-Mischbeständen und in Buchenbeständen zu erwarten.

Tab. 18: Sickerung in ausgewählten Bestandsstrukturen Brandenburgs (MÜLLER 2001)

Bestandsalter und -struktur	Sickerwasser (mm)	% vom Niederschlag
Himbeer - Drahtschmielen - Kiefernforst		
- 8 Jahre	180	29
- 14 Jahre	76	12
- 28 Jahre	0	0
- 50 Jahre	18	3



- 84 Jahre	78	12
Flattergras - Buchenwald		
- 8 Jahre	268	43
- 14 Jahre	174	28
- 28 Jahre	138	22
- 135 Jahre	135	21
Kiefern - Buchen - Mischbestand		
- KI 28 Jahre/ BU 3 Jahre	24	4
- KI 51 Jahre/ BU 11 Jahre	96	15
- KI 76 Jahre/ BU 33 Jahre	112	18
- KI 114 Jahre/ BU 73 Jahre	83	13

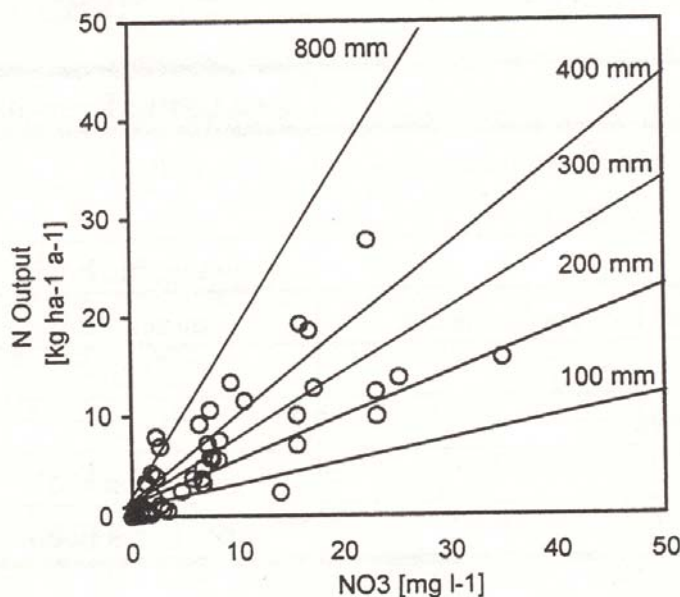


Abb. 11: Nomogramm zur Umrechnung von  $\text{NO}_3$ -Konzentrationen ( $\text{mg/l}$ ) in N-Output ( $\text{kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ ) bei gegebenen Sickerwassermengen (ARBEITSKREIS C DER BUND-LÄNDER ARBEITSGRUPPE LEVEL II (2000))

### Bewertung der standortbezogenen Stickstoffeinträge

Die Abschätzung ausgewählter Kenngrößen des Stickstoffhaushaltes von Waldökosystemen führt zu einer Bewertung der Stickstoffeinträge. Es wird beurteilt, ob die Einträge im Wald immobilisiert werden können bzw. ob die Ökosystembilanz Austrag/Eintrag sich im Bereich  $\leq 1$  bewegt. Die Ergebnisse sind entsprechend Tabelle 19 darzulegen.

Tab. 19: Beispiel der Stickstoffbilanzierung von Probenahmeflächen

Bilanz	Probenahmefläche
Depositionseintrag	
Entzug durch den Bestand	
Denitrifikation	

Sickerwasseraustrag	
Stickstoffimmobilisierung nach $N_i = N_{dep} - N_u - N_{le(min)}((C/N_{real} - C/N_{min}) / (C/N_{crit} - C/N_{min}))$	wenn $N_i < N_{dep}$ dann $N_{le(acc)}/N_{dep}$ nach Tabelle 18 prüfen!

Die Stickstoffeinträge sind tolerierbar, wenn die Eintrags-Austrags-Bilanz nahe Null ist. Die Bewertung kann auf der Grundlage von Tabelle 20 vorgenommen werden.

Tab. 20: Kennwerte des Stickstoffstatus aus der Ökosystembilanz (ARBEITSKREIS C DER BUNDLÄNDER ARBEITSGRUPPE LEVEL II (2000))

Typ	Austrag	Eintrag	Austrag : Eintrag	N-Status
1	< 5 kg/(ha·a)	< 25 kg/(ha·a)	≤ 1	Nicht gesättigt
2	Zwischen 5 und 15 kg/(ha·a)	Zwischen 5 und 35 kg/(ha·a)	≤ 1	Gesättigt auf niedrigem Niveau
3	> 15 kg/(ha·a)	> 15 kg/(ha·a)	≤ 1	Gesättigt auf hohem Niveau
4			> 1	N-Freisetzung im System (Störung)

Durch vergleichende Bilanzierungen unbelasteter und belasteter Probenahmeflächen (z.B. vergleichende Bilanzierung von Flächen ohne Stickstoff-Zusatzbelastung und Flächen mit geringer, mittlerer und hoher Zusatzbelastung im Bereich bereits bestehender Anlagen) ist eine Zeitraffung bei der Beurteilung der Boden- und Bestandsentwicklung möglich.

Ist der Stickstoffstatus auf der Untersuchungsfläche dem Austragstyp 3 (Tab. 20) zuzuordnen, ist keine weitere Erhöhung der Einträge zulässig. Forstliche Maßnahmen zur Reduzierung der Stickstoffausträge sind vorzusehen.

Ist der Stickstoffstatus auf der Untersuchungsfläche dem Austragstyp 4 zuzuordnen, sind Maßnahmen zur Reduzierung der Stickstoffeinträge und zur Minderung der Austräge vorzusehen.

Großflächig auftretende Stickstofffreisetzung nach Typ 4 erfordert anlagenseitig die Reduzierung der Emissionen.

### 4.3 Handlungsempfehlungen

Bei Überschreitung der Belastbarkeit der Bestände oder Böden ist in Ergänzung des Waldgutachtens zu prüfen, ob durch technische Maßnahmen im Stall, veränderte Haltungstechnologien oder durch Reduzierung der Tierzahlen spürbare Minderungen der Emissionen erreicht werden können. Parallel dazu sind forstliche Maßnahmen zum Schutz sowie zur Stabilisierung der Bestände vorzusehen. Nachfolgend ist eine Auswahl wesentlicher zu prüfender Maßnahmen aufgeführt.

Im Ergebnis des Variantenvergleichs ist zu entscheiden, ob vertiefende Untersuchungen ausgewählter Kenngrößen der Waldökosysteme zu neuen Erkenntnissen im Rahmen des Genehmigungsverfahrens führen. Im Zweifelsfall ist die Belastbarkeit der Ökosysteme nach Kap. 4.2 unter Berücksichtigung von emissionsmindernden Maßnahmen nach Kap. 4.3.1 erneut zu prüfen.

### 4.3.1 Emissionsmindernde Maßnahmen

In der Literatur ist eine Vielzahl von Maßnahmen zur Minderung der Ammoniakemissionen aus der Haltung, der Wirtschaftsdüngerlagerung und -ausbringung beschrieben. Durch konkrete Werte zur Emissionsminderung sind aber nur die wenigsten Maßnahmen belegt. In der folgenden Aufzählung sind vorwiegend Beiträge aus der KTBL-SCHRIFT 406 „Emissionen der Tierhaltung“ zugrunde gelegt worden. Die angeführten Minderungsgrade können orientierend herangezogen werden. Nach Vorliegen neuerer Erkenntnisse kann die Liste der emissionsmindernden Maßnahmen jederzeit erweitert werden.

#### Rinderhaltung

Repräsentative Werte liegen derzeit nicht vor.

#### Schweinehaltung

Mehrphasenfütterung (stufenweise Absenkung des Proteingehaltes alle 3 Wochen)	20 % Emissionsminderung
Multiphasenfütterung (tägliche Anpassung)	40 % Emissionsminderung
Erdwärmetauscher zur Reduzierung der Zulufttemperatur	5 % Emissionsminderung
Modifizierte Flüssigmistkanäle in Verbindung mit Metallrosten (kurzfristige Zwischenlagerung im Stall, schräg geführte Metallwände mit 45 ° Neigung, Dreikantmetallroste statt Betonspaltenboden)	30 % Emissionsminderung
Spülmistsystem in Schweinemast (V-förmige Spülmistrinnen, Spülflüssigkeit: nitrifizierte Gülle aus Bioreaktor, tägliche Spülung)	45 % Emissionsminderung
Großgruppe (Vergrößerung von 10 auf 50 Tiere)	10 % Emissionsminderung

#### Geflügelhaltung

Trampolinplätze mit belüfteter Einstreu in der Hähnchenmast bezogen auf die Bodenhaltung	50 % Emissionsminderung
--	-------------------------

#### Güllebehälterabdeckungen

In Tabelle 21 sind emissionsmindernde Maßnahmen für Güllebecken ausgewiesen.

Tab. 21: Emissionsmindernde Maßnahmen und Angaben zur prozentualen Reduzierung der Emissionen bei der Güllagerung

<b>Behälter mit Abdeckung</b>	<b>Minderung gegenüber offenem Behälter bei Rindergülle</b>	<b>Minderung gegenüber offenem Behälter bei Schweinegülle</b>
Natürliche Schwimmdecke	70 %	30 %
Künstliche Schwimmdecke		
Strohhäcksel	80 %	80 %
Granulat	85 %	85 %
Schwimmfolie	85 %	85 %
Feste Abdeckung (Beton, Zelt, Kunststoffabdeckung)	90 %	90 %

### 4.3.2 Forstliche Maßnahmen

#### Immissionsschutzwald

Bei Neuanlagen sowie bei vorhandenen Anlagen der Tierproduktion ist zum Schutz des Waldes die Errichtung eines Immissionsschutzwaldes (§16 LWaldG) möglich. Infolge des Standortwandels, insbesondere der verstärkten Mineralisierung der Humusaufgaben, ist die Neuanlage von Immissionsschutzwald sinnvoll mit einem flächenhaften Waldumbau zu verbinden.

Aufbau und Struktur eines Immissionsschutzwaldes

1. Die Tiefe des Immissionsschutzwaldes sollte in Hauptwindrichtung mindestens 100 m betragen, sonst 50 m.
2. Von der Tierhaltungsanlage soll ein Mindestabstand von 50 m eingehalten werden.

#### Artenzusammensetzung

Baum- und Straucharten, die im Immissionsschutzwald verwendet werden, müssen standortgerecht und weitgehend unempfindlich gegenüber Ammoniak sein.

In Tabelle 22 ist eine Auswahl stickstoffliebender Gehölze zusammengestellt worden. Der Schutzwald sollte aus:

1. Filterwaldstreifen: lockerer Oberkronenraum, mit zunehmender Tiefe dichter werdend; mäßig durchlässiger Mittelkronenraum; dicht mit Straucharten erfüllter bodennaher Raum
2. Mischwald: geschlossener Oberkronenraum
3. Waldrand mit leeseitigem Strauchgürtel,

bestehen. Vorschläge zur Anordnung der Gehölze sind stets am konkreten Objekt unter Beachtung der Standortverhältnisse vorzunehmen.

Tab. 22: Geeignete Baum- und Straucharten für Immissionsschutzwald (SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (2000))

KATEGORIE	ARTEN	WUCHSHÖHE	LICHT	OPTIMALE PFLANZGRÖßE
Bäume I. Ordnung	Balsampappel	> 20 m	L	70 – 150 cm
	Robinie	20 – 30 m	L	100 – 120 cm
	Stieleiche	20 – 40 m	L	50 – 100 cm
	Roteiche	20 – 40 m	L	50 – 100 cm
	Spitzahorn	20 – 30 m	(L)-H	50 – 100 cm
	Schwarzkiefer	20 – 45 m	L	10 – 20 cm
	Bäume II. Ordnung bzw. Sträucher	Feldahorn	3 – 15 m	H
Eschenahorn		5 – 20 m	L	120 – 150 cm
Feuerahorn		3 – 6 m	L-H	120 – 150 cm
Weißdorn		Bis 10 m	L-(H)	80 – 100 cm
Sträucher	Pfaffenhütchen	1,7 – 6 m	L-S	80 – 100 cm
	Schwarzer Holunder	7 m und mehr	L-S	80 – 100 cm
	Roter Holunder	7 m und mehr	L-S	80 – 100 cm
	Europäischer Feuerdorn	Bis 7 m	L	80 – 100 cm
	Zaubernuß	Bis 7 m	L-H	80 – 100 cm
	Falscher Jasmin	Bis 7 m	L-(S)	80 – 100 cm
	Rainweide	Bis 5 m	H-S	80 – 100 cm

## Waldumbau

Immissionsschutzwald ist nur bei bodennahen Quellen wirksam. Firstlüftung führt zu einer Verwirbelung der Emissionen (15 - 25 m Höhe) und zu Immissionsfahnen bis zu 300 m Entfernung. Schäden in den Beständen sind so auch scheinbar zusammenhanglos in größerer Entfernung von den Ställen feststellbar.

Die in Brandenburg flächenmäßig dominierenden Kiefernreinbestände sind aufgrund ihres geringen Stickstoffbedarfs besonders anfällig gegenüber erhöhten Stickstoffeinträgen. Im Landeswaldprogramm definierte allgemeine Grundsätze der Behandlung der brandenburgischen Wälder gehen davon aus, dass das Streben nach Stabilität und Elastizität der Wälder im Mittelpunkt der Waldbewirtschaftung steht.

Nach der Waldbaurahmenrichtlinie der Brandenburgischen Landesforstverwaltung (LANDESFORSTANSTALT EBERSWALDE (1999)) besteht das Ziel in der standortgerechten und naturnahen Waldbewirtschaftung, d.h. in der Schaffung von Wäldern, in denen durch die Bestockung die Standortverhältnisse erhalten, verbessert und optimal genutzt werden und in denen aufgrund ihrer Struktur, Naturnähe und biologischen Vielfalt auch bei dauerhaft vorkommenden Standortveränderungen hohe Stabilität und Elastizität gesichert sind.

Die Grundsätze zur Erreichung dieser Zielstellungen beinhalten eine standort- und waldfunktionsgerechte Baumartenwahl. Die Grundlagen für die Baumartenwahl bilden die Bestandstypen (LANDESFORSTANSTALT EBERSWALDE (1996)).

Mögliche Bestandszieltypen, die über Verfahren des Voranbaus zu erreichen sind, können aus Tabelle 23 entnommen werden. Im Mittelpunkt dieser Betrachtungen steht die Verbesserung der Waldstrukturen durch Erhöhung bzw. Gewährleistung des Laubholzanteiles, der baum-, gruppen- und bestands-

weisen Mischung und Förderung der Stufigkeit bzw. Schichtung der Bestände. Belange des Naturschutzes sind zu berücksichtigen.

Tab. 23: Mögliche Bestandszieltypen beim Auftreten von Stickstoffimmissionen (LANDESFORSTANSTALT EBERSWALDE (1999))

Stamm- Standorts- formengruppe	Mögliche Bestandeszieltypen
OM 4	SEI-BU, SEI-LI-HBU, LÄ-BU, LÄ-LI-HBU
OZ 3	SEI-BU, SEI-LI-HBU, KI
OZ 4	KI-BU; SEI-BU; Bei "t" an Stelle von KI-BU, SEI-BU
OA 3	BI-KI; SEI-LI-HBU
OA 4	SEI-BU
NZ 1	SEI-BU; LÄ-BU, REI
NZ 2	SEI-BU; SEI-BI, REI, AS
NA 1	AS, BI
NA 2	SEI-BU; BI, REI
K 1	BU-ND; LÄ-BU; LÄ-LI-HBU, SEI-BU, TEI-BU
K 2	SEI-BU, SEI-LI-HBU; TEI-BU; TEI-LI-HBU, LÄ-BU; LÄ-LI-HBU
M 1	SEI-BU; TEI-BU; TEI-LI-HBU
M 2	KI-BU; LÄ-BU; BU-ND; SEI-BU; TEI-BU, TEI-LI-HBU; SEI-LI-HBU
Z 1	KI-BU; KI-EI; TEI-BU; TEI-LI-HBU, TEI-BU, REI
Z 2	KI-BU, KI-EI, REI
Z 3	KI-EI, KI; REI

t-Klimastufe trocken

#### 4.4 Entscheidungsfindung

Die Entscheidungsfindung sollte nach sorgfältiger und schrittweiser Bearbeitung der Kompartimente der Waldökosysteme (Abb. 8) erfolgen.

Kann eine erhebliche Beeinträchtigung nicht ausgeschlossen werden, sind weiterführende Untersuchungen erforderlich.

Parallel dazu erfolgt die Prüfung der Flächenwirksamkeit der Ammoniakimmissionen. Bei Überschreitung einzelner Grenzwerte ist die Intensität der Beeinflussung abzuschätzen.

Da bei Altanlagen die Vorbelastung eine ganz wesentliche Rolle spielt, ist beim methodischen Herangehen im Rahmen von Waldgutachten zwischen der Neuerrichtung von Anlagen und der Änderung bestehender Anlagen zu unterscheiden (Kap. 3).

- Bei Altanlagen ist der Nachweis über die Belastung und Belastbarkeit der Standorte (Ist-Zustand nach Abschnitt 4.1) zu führen. Im Ergebnis der Prognose der Waldentwicklung (ausgehend von der Vorbelastung nach Abschnitt 4.2) ist gegebenenfalls ein Variantenvergleich technischer Lösungen mit dem Ziel einer größtmöglichen Reduzierung der Emissionen gegenüber dem Altzustand durchzuführen.

- Bei Neuanlagen ist die Einhaltung der Prüfkriterien nach Abbildung 6 zu gewährleisten. Der aktuelle Waldzustand ist zu dokumentieren (z.B. Auszug aus dem Datenspeicher Wald), die standortbezogenen kritischen Depositionsraten sind auszuweisen.

Aus forstlicher Sicht ist kein Waldgutachten erforderlich, wenn die Schwellenwerte nach Tabelle 5 (Kap. 3.5) eingehalten werden.

Aus forstlicher Sicht ist das Vorhaben tolerierbar, wenn nur kurzzeitig oder auf kleinen Teilflächen in der Nähe der Tierhaltungsanlage eine Stickstofffreisetzung aus dem Waldökosystem (Tab. 20) nachgewiesen wird. Durch den Antragsteller sind die Belastungsspitzen abzubauen.

Ein Vorhaben ist in der beantragten Form aus forstlicher Sicht nicht zu tolerieren, wenn prognostisch großflächige und anhaltende Veränderungen sowie Beeinflussungen der Waldökosysteme durch Ammoniakimmissionen erkennbar werden. Hier ist durch technische und technologische Veränderungen in den Ställen eine Reduzierung der Stickstoffemissionen zu gewährleisten.

## 5 Verzeichnis der Abkürzungen

### 1. Chemische Elemente, Verbindungen, Ionen

NH <sub>3</sub>	Ammoniak
NH <sub>4</sub>	Ammonium
NO <sub>3</sub>	Nitrat
Mg	Magnesium
K	Kalium
P	Phosphor
Ca	Kalzium
C/N	Kohlenstoff/Stickstoffverhältnis
BS %	Basensättigung in %
TS	Trockensubstanz

### 2. Forstliche Standortkartierung

#### Nährkraftstufen

A-Standorte	nährstoffarme Standorte
Z-Standorte	ziemlich nährstoffarme Standorte
M-Standorte	mäßig nährstoffhaltige Standorte
K-Standorte	kräftige Standorte
R-Standorte	reiche Standorte

#### Humusformen

Hu	Hunger-Rohhumus
Ma	Mager-Rohhumus
Ro	Rohhumus
RM	rohhumusartiger Moder
Mo	Moder
MM	

Mu	mullartiger Moder Mull
----	---------------------------

#### Horizonte

Of	Organischer Waldbodenhorizont, in dem neben Pflanzenresten die organische Feinsubstanz deutlich hervortritt
----	---

Oh Organischer Waldbodenhorizont, in dem die organische Feinsubstanz stark überwiegt.

### 3. Wachstum der Gehölze

$\% \text{ von } ZV_{\max}$   
 $ZH_{10}$  maximaler Volumenzuwachs in %  
 Höhenwachstum in 10 Jahren in m

### 4. Baumarten

KI	Kiefer
BI	Birke
KTA	Küstentanne
FI	Fichte
DG	Douglasie
RO	Robinie
LÄ	Lärche
LI	Linde
WKI	Weymouths-Kiefer
EI	Eiche
SEI	Stieleiche
TEI	Traubeneiche
BU, RBU	Rotbuche
HBU	Hainbuche

### 5. Zeigerwerte der Krautschicht

Stickstoffzahl	
1	Stickstoffärmste Standorte anzeigend
2	zwischen 1 und 3 stehend
3	auf stickstoffarmen Standorten häufiger als auf mittelmäßigen bis reichen
4	zwischen 3 und 5 stehend
5	mäßig stickstoffreiche Standorte anzeigend, auf armen und reichen seltener
6	zwischen 5 und 7 stehend
7	auf stickstoffreichen Standorten häufiger als auf armen bis mittelmäßigen
8	ausgesprochener Stickstoffzeiger
9	an übermäßig stickstoffreichen Standorten konzentriert

### 6. Verschiedenes

GV	Großvieheinheit = 500 kg Tierlebensmasse
TP	Tierplatz



## 6 Literatur

- ABER, J.D., NADELHOFFER, K.J., STEUDLER, P. (1989): Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *Bioscience* 39, S. 378-386.
- ARBEITSKREIS BODENZUSTANDSERHEBUNG (1994): Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) - Arbeitsanleitung. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. 2. Auflage.
- ARBEITSKREIS C DER BUND - LÄNDER ARBEITSGRUPPE LEVEL II 2000: Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level II - Waldökosystem - Dauerbeobachtungsflächen. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. 1. Auflage.
- ARBEITSKREIS STANDORTKARTIERUNG (1996): Forstliche Standortaufnahme. IHW-Verlag München.
- ASMAN, W.A.H.; MAAS, J.F.M. (1986): Schatting van de depositie van ammoniak en ammonium in Nederland t.b.v. het beleid in het kader van de Hinderwet. Report R-86-8, Institute for Meteorology and Oceanography, State University, Utrecht, The Netherlands.
- ASMAN, W., VAN JAARSFELD, H. (1990): Regionale und europaweite Emission und Verfrachtung von NH<sub>3</sub>-Verbindungen. Ammoniak in der Umwelt. Gemeinsames KTBL-VDI-Symposium, 10. bis 12.10.1990.
- BARITZ, R. (2000): Kohlenstoffvorräte der Waldböden Deutschlands. Arbeitsbericht des Instituts für Forstökologie und Walderfassung der Bundesanstalt für Forst- und Holzwirtschaft.
- BOBBINK, R.; BOXMANN, D.; FREMSTADT, E.; HEIL, G.; HOUDDIJK, A.; ROELOFS, J. (1992): Critical Loads for nitrogen eutrophication of terrestrial and wetland ecosystems based upon changes in vegetation and fauna. In: GRENNFELD, P.; THÖRNELÖF, E. (1992): Critical Loads for nitrogen. Report from a workshop held at Lökeberg, Sweden, April 1992.
- BOLTE, A. WOLFF, B. (2001): Validierung von Critical Load-Überschreitungen mit Indikatoren des aktuellen Wirkungsgeschehens, Teil I: Waldökosysteme. Arbeitsbericht des Instituts für Forstökologie und Walderfassung der Bundesanstalt für Forst- und Holzwirtschaft.
- BRAUN - BLANQUET J. (1964): Pflanzensoziologie. Wien, Springer Verlag, 3. Auflage.
- DE VRIES, W., DE (1988) : Critical deposition levels for nitrogen und sulphur on dutch forest ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution* 42, S.221-239.
- EERDEN, L.J.VAN DER (1982): Toxicity of ammonia to plants. *Agriculture and Environment* 7, S. 223-235.
- EINERT, P. (2001): Entwicklung der Fremdstoffbelastung der Wälder. Forstliche Umweltkontrolle, Hendrik Bäbeler Verlag Berlin, S.57-78.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W., PAULIBEN, D. (1991): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Göttingen.
- Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft) vom 24.07.2002 (GMBI.2002, S.511).
- FIEDLER, H.J.; NEBE, W.; HOFFMANN, F. (1973): Forstliche Pflanzenernährung und Düngung. G. Fischer Verlag, Stuttgart.
- FIEDLER, H.J.; HÖHNE, H. (1984): Das NPK-Verhältnis in Kiefernadeln als arteigene Erscheinung und Mittel zur Ernährungsdiagnose. *Beitr. Forstwirtschaft*, 18, S. 128-132.
- FLÜCKIGER, W. (1988): Wie präsentiert sich das Problem der Waldernährung in der Schweiz aufgrund laufender Untersuchungen heute? *Sana Silva*, Tagungsbericht „Düngung - eine Perspektive für den Schweizer Wald?“, S. 70-73.
- HEINSDORF, D. (1999): Düngung von Forstkulturen auf Lausitzer Kippen. Antworten der Wissenschaft auf Fragen der Praxis, LAUBAG Eigenverlag.

- HEINSDORF, D. (1999): Zum Problem der Ernährung und Düngung der Kiefer unter den Bedingungen hoher Fremdstoffeinträge. Kolloquium aus Anlass des 100jährigen Geburtstags von Adolf Olberg in Göttingen.
- HOFMANN, G.; HEINSDORF, D.; KRAUß, H.-H. (1990): Wirkung atmosphärischer Stickstoffeinträge auf Produktivität und Stabilität von Kiefern-Forstökosystemen. Beitr. Forstwirtschaft. 24, S. 50-73.
- HÜTTL, R.F. (1991): Die Nährelementversorgung geschädigter Wälder in Europa und Nordamerika. Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen, Heft 28.
- JANICKE, L. (2002): Erstellung von Diagrammen zur Abschätzung von Depositionen. (Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg).
- KAUPENJOHANN, M.; SANDHAGE-HOFMANN, A. (1996): Abstandsregel für Geflügelhaltungsanlagen zu benachbarten Waldökosystemen. Forschungsbericht, Stuttgart.
- KIRCHNER, M., BRÄUTIGAM, S., WELZL, G. (1998): Validierung von Passivsammlern zur Messung von Ammoniak im Freiland. GSF- Bericht 18/98.
- KLAP, J.M., REINDS, G.J., BLECKER, A., DE VRIES, W. (2000): Environmental stress in German forest; Assessment of critical deposition levels and their exceedances and meteorological stress for crown monitoring sites in Germany. Alterra – Raport 134.
- KOPP, D.; NAGEL, H.D.; HENZE, C.H. (1995): Ökologische Belastungsgrenzen (Critical Loads) der Waldnaturräume in Beispielsgebieten des nordostdeutschen Tieflandes gegenüber Stickstoff-, Säure- und Basendeposition. Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol. 29, S.64-75.
- KTBL-SCHRIFT 406: Emissionen der Tierhaltung. KTBL 2002, Landwirtschaftsverlag GmbH Münster.
- LÄNDERAUSSCHUSS FÜR IMMISSIONSSCHUTZ (1995): Bewertung von Ammoniak- und Ammoniumimmissionen. Schriftenreihe des LAI, Bd. 11, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- LANDESFORSTANSTALT EBERSWALDE (2000): Kartierung der Waldfunktionen im Land Brandenburg.
- LANDESFORSTANSTALT EBERSWALDE (1999): Waldbaurahmenrichtlinie der Brandenburgischen Landesforstverwaltung.
- LANDESFORSTANSTALT EBERSWALDE (1996): Bestandeszieltypen für die Wälder des Landes Brandenburg.
- LYR, H.; FIEDLER, H.-J.; TRANQUILLINI, W. (1992): Physiologie und Ökologie der Gehölze. Gustav Fischer Verlag Jena - Stuttgart.
- MATZNER, E., GROSHOLZ, C. (1997): Beziehung zwischen  $\text{NO}_3$ -Austrägen, C/N-Verhältnissen der Auflagen und N-Einträgen. Forstw. Centralbl. 116, S. 39 - 44.
- MÜLLER, J. (2001): Ermittlung von Kennwerten des Wasserhaushaltes in Kiefern- und Buchenbeständen des nordostdeutschen Tieflandes. Beitr. Forstwirtsch. Landschaftsökol., Berlin 35 (2001) 1, S. 14-18.
- NAGEL, H.-D., GREGOR, H.-D. (1999): Ökologische Belastungsgrenzen - Critical Loads & Levels. Springer Verlag .
- SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (2000): Empfehlungen zur Anlage und Behandlung von Immissionsschutzwald um Tierproduktionsanlagen.
- SCHÜTZE, G.; GREGOR, H.D. (2001): Ökologische Wirkungen von Ammoniak. KTBL-Schrift 406, S. 9ff.
- SPANGENBERG, A.(2002): Stickstoffbelastung an Waldrändern - Untersuchungen in südbayerischen Regionen mit hoher Ammoniakemission. Forstliche Forschungsberichte, München, Schriftenreihe des Wissenschaftszentrums Weihenstephan, Nr. 190.