

TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN

Fachgebiet für Waldernährung und Wasserhaushalt

Erfassung von Indikatoren zur Beurteilung des  
Nitrataustragsrisikos in Bayerns Wäldern sowie  
Lösungsansätze zur räumlichen Bewertung auf verschiedenen  
Skalenebenen

Karl H. Mellert

Vollständiger Abdruck der von der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan  
für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München zur  
Erlangung des akademischen Grades eines

Doktors der Naturwissenschaften  
(Dr. rer. nat.)  
genehmigten Dissertation.

Vorsitzender: Univ.-Prof. Dr. R. Matyssek

Prüfer der Dissertation:  
1. Univ.-Prof. Dr. A. Göttlein  
2. apl. Prof. Dr. H. Rodenkirchen

Die Dissertation wurde am 08.10.2013 bei der Technischen Universität München  
eingereicht und durch die Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für  
Ernährung, Landnutzung und Umwelt am 08.01.2014 angenommen.

## **Vorwort**

Das Gemeinschaftsprojekt "Regionale Übersicht über den Stickstoffstatus und das Nitrataustragsrisiko in Bayerns Wäldern" (Forschungsprojekt B 61) der TU-München mit der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft sowie die weiteren Untersuchungen zur kleinräumigen Variabilität (Forschungsprojekte ST 68, ST 139 und ein LWF-Projekt) wurden dankenswerter Weise vom Bayerischen Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten sowie der Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft finanziert.

In der vorliegenden Dissertation werden die Resultate aus den zentralen Publikationen (sechs von insgesamt 18 Veröffentlichungen) gestrafft dargestellt, gegliedert nach der Aufgabenstellung und der räumlichen Hierarchie der Teilarbeiten. Anstelle der in einer internationalen Zeitschrift erschienen zusammenfassenden Publikation (MELLERT et al. 2008) wurden in der vorliegenden Dissertation die deutschsprachigen Versionen integriert, da diese farbige Abbildungen und Karten enthalten und daher besser zu lesen sind. Die Basisstudie für die Regionalisierung im Raum München (ROTHE & MELLERT et al. 2004) wird lediglich als Referenz verwendet.

In Kapitel 1 und 2 werden die Problemstellung und die Zielsetzung sowie der derzeitige Kenntnisstand behandelt. Kapitel 3 beschreibt die Konzeption der Studie. In Kapitel 4 werden die zentralen Ergebnisse der sechs Publikationen und der Zusatzauswertung (Kapitel 4.3.1) zusammengefasst und evaluiert. Die jeweiligen Publikationen (siehe Liste der Publikationen am Ende des Vorworts) werden hinter der Kapitelüberschrift in Klammern aufgeführt. Im Kapitel 5 werden die Ergebnisse in den aktuellen Kenntnisstand eingeordnet. Kapitel 6 enthält die zitierte Literatur. Kapitel 7 beinhaltet schließlich die sechs Publikationen und eine Zusatzauswertung mit modernen Data-Mining-Verfahren.

Zur besseren Übersicht und für ein klareres Verständnis wurden im Rahmen dieser Zusammenschau einige ergänzende Auswertungen vorgenommen. Das Regionalisierungsmodell von 2005 wurde einer Revision mit modernen Gütekriterien unterzogen (Kapitel 4.2.1). Ergänzend zu den Regionalisierungsmodellen, welche nur Geodaten integrieren können, wurden explanatorische Modelle mit Kennwerten wie Ellenberg's Zeigerwerte und das C/N-Verhältnis erstellt, um bessere Rückschlüsse auf die zugrunde liegenden Prozesse zu ermöglichen (Kapitel 4.3). Basierend auf eigenen Ergebnissen und dem aktuellem Kenntnisstand zur N-Sättigung wurde ein konzeptionelles Modell zur Standortabhängigkeit des Nitrataustragsrisikos abgeleitet (Kapitel 5.1.1).

## Liste der integrierten Arbeiten

Der folgenden Auflistung der in die Dissertation integrierten Arbeiten ist eine Kurzbezeichnung (Name der Fachzeitschrift und ggf. fortlaufende Nummer) vorangestellt, die im Text als Referenz verwendet wird:

Forstarchiv1: Mellert K.H., Gensior A., Kölling, C. (2005): Stickstoffsättigung in den Wäldern Bayerns – Ergebnisse der Nitratinventur. *Forstarchiv* 76, 35-43.

Forstarchiv2: Mellert K.H., Gensior A., Göttlein A., Kölling C. (2007): Prädiktoren des Nitrataustrags aus Wäldern - Ergebnisse der bayerischen Nitratinventur im mitteleuropäischen Vergleich. *Forstarchiv* 78, 139 – 149.

WLN1: Mellert K.H., Gensior A., Göttlein A., Kölling C. (2005): Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wald in Bayern - Regionalisierung von Inventurergebnissen aus dem Raster des Level I. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 2, 4-24.

WLN2: Mellert K.H., Brendel J., Göttlein A., Kölling C., Rücker G. (2005): Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wäldern im Raum München - Regionalisierung auf der Basis von Satellitendaten und genesteter Stichproben. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 2, 25-35.

WLN3: Mellert K.H., Bernhardt-Römermann M. (2005): Helfen Ellenberg-Zeigerwerte bei der Abschätzung des Nitrataustragsrisikos in Wäldern? *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 2, 36-43.

WASP: Mellert K.H., Gensior A., Göttlein A., Kölling C. & Rücker G. (2008): Variation in Soil Nitrate Concentrations in Two N-Saturated Norway Spruce Forests (*Picea abies* (L.) Karst.) in Southern Bavaria - Implications for the Assessment and Regionalisation of the N Status of Forests. *Water Air and Soil Pollution* 187, 203-217.

<b>Inhaltsverzeichnis</b>	I
<b>Abbildungsverzeichnis</b>	II
<b>Tabellenverzeichnis</b>	III
<b>Zusammenfassung</b>	IV
<b>Abstract</b>	IX
<b>1 Einführung</b>	<b>1</b>
<b>2 Grundlagen und Kenntnisstand</b>	<b>4</b>
2.1 N-Status und Nitrataustrag	4
2.2 Modelle	10
<b>3 Konzeption</b>	<b>16</b>
3.1 Untersuchungen auf den verschiedenen Raumskalen	16
3.2 Indikatoren und Modelle	19
3.3 Modellevaluierung	24
<b>4 Zentrale Ergebnisse mit Evaluierung</b>	<b>26</b>
4.1 Räumliche Variabilität (WASP)	26
4.2. Nitrataustragsrisiko in Bayern	31
4.2.1 Landesweite Ebene (Forstarchiv1, WLN1)	31
4.2.1.1 Modellentwicklung und -eigenschaften	31
4.2.1.2 Validierung	35
4.2.1.3 Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen in Bayern	36
4.2.2 Regionale Ebene (WLN2)	38
4.2.2.1 Modellentwicklung und -eigenschaften	38
4.2.2.2 Validierung	38
4.2.2.3 Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen im Raum München	39
4.3 Integration von nicht-regionalisierbaren Kennwerten	41
4.3.1 Standortskennwerte (Forstarchiv2, Zusatzauswertung)	41
4.3.2 Ellenberg'scher N-Zeigerwert (WLN3)	48
<b>5 Einordnung der Ergebnisse in den aktuellen Stand der Forschung</b>	<b>50</b>
5.1 Beitrag zum Konzept der N-Sättigung	50
5.1.1 Aktuelle Konzepte der N-Sättigung	50
5.1.2 Standortabhängigkeit des Nitrataustrags	53
5.2 Ansätze zur räumlichen Abschätzung des Nitrataustrags	59
<b>6 Literatur</b>	<b>66</b>
<b>Anhang</b>	<b>77</b>
A. Zusatzauswertung	77
B. Publikationen	79

## Abbildungsverzeichnis

- Abb. 1:** Reaktion von Waldökosystemen auf lang anhaltende chronische N-Einträge nach der am häufigsten zitierten Referenz zur N-Sättigung (ABER et al. 1998). → S. 4
- Abb. 2:** Darstellung der Beziehung zwischen Strukturfehler und Parameterfehler (nach WENK & SCHULTZ 1999). → S. 15
- Abb. 3:** N-Sättigung definiert als Überschreitung eines Schwellenwertes von Nitratausträgen (aus GUNDERSEN et al. 2009). → S. 23
- Abb. 4:** Generalisiertes Variogramm der Nitratkonzentrationen im Rothschaiger Forst. Die grünen und blauen Balken stellen die untersuchten Distanzspektren im Bestand bzw. im Waldgebiet dar. Im Vergleich dazu ist das Distanzspektrum eines Probekreises der Nitratinventur in rot eingezeichnet (Grundlage Abb. 3 und Abb. 4 in WASP2). → S. 26
- Abb. 5:** Partielle Effekte (Responsekurven) der  $\text{NH}_4$ -Deposition [ $\text{kg N ha}^{-1}$ ] auf die Wahrscheinlichkeit (p) für eine Überschreitung von  $10 \text{ mg l}^{-1}$  Nitrat nach Bestands- und Substrattyp. Die vertikalen unterbrochenen Linien geben den Kalibrierungsbereich des Modells an. → S. 33
- Abb. 6:** Partielle Effekte (Responsekurven) der Niederschlagssumme im Winterhalbjahr Nov.-Apr. [mm] auf die Wahrscheinlichkeit (p) für eine Überschreitung von  $10 \text{ mg l}^{-1}$  Nitrat nach Bestands- und Substrattyp. → S. 34
- Abb. 7:** Nitratkonzentration unterhalb des Hauptwurzelraumes,  $\log(\text{NO}_3 \text{ mg l}^{-1})$  vs. Nitratgehalt im Ah-Horizont,  $\log(\text{NO}_3 \text{ mg g}^{-1})$  für die Substrattypen Sand (rot) und Ton (schwarz). Sand-Standorte stratifiziert nach Flächen mit C/N-Verhältnis  $< 25$  (unterbrochene Linie) und  $> 25$  (durchgezogene Linie); Tonstandorte stratifiziert nach Flächen mit C/N-Verhältnis  $< 17$  (unterbrochene Linie) und  $> 17$  (durchgezogene Linie). Lineare Regression zur besseren Visualisierung über den gesamten Wertebereich dargestellt: Signifikante Parameter: Sand kollektiv  $< 25$  ( $p < 0,1$ ); Sand kollektiv  $> 25$  ( $p < 0,05$ ). → S. 45
- Abb. 8:** Konzeptionelles Modell zur zeitlichen Entwicklung des N-Austragsrisikos von Waldökosystemen unter chronischen N-Einträgen in Abhängigkeit vom Substrattyp. Die Konzeption erfolgte in Anlehnung an LOVETT & GOODALE (2011). Danach kann der N-Status drei mögliche Formen annehmen. N-limitiert → keine N-Austräge; kinetische N-Sättigung → episodische/periodische N-Austräge; kapazitive N-Sättigung → N-Austräge in der Größenordnung der Einträge. Die x-Achse symbolisiert die Zeit (relativ) mit der Annahme chronischer N-Einträge ab dem Zeitpunkt 0. Neben dem Nitrataustragsrisiko (rot) ist das Austragsrisiko für gasförmige N-Verbindungen als unterbrochene Linie angegeben. Die Risiko-Kurven sind additiv dargestellt, d.h. sie summieren sich bei kapazitiver N-Sättigung zu einem N-Austragsrisiko von 1 (=100%). → S. 55

## Tabellenverzeichnis

**Tab. 1:** Überblick über die Untersuchungen, Zielsetzungen und Fragestellungen auf den verschiedenen räumlichen Ebenen. Genutzte Fremddaten sind durch *blaue Schrift/kursiv* gekennzeichnet. Fremddaten auf regionaler Ebene stammen von ROTHE & MELLERT (2004) und auf Bestandsebene von bayerischen Waldklimastation (WKS; BMELF (1997), vom Höglwald (KREUTZER & WEIS 1998) und vom Integrierten Messnetzes Stoffeintrag-Grundwasser (MSGW; BAYLfw 2004). → S. 17

**Tab. 2:** Im Rahmen der Studie auf verschiedenen Skalenebenen als Prädiktoren genutzte Variablen, die einer N-Bilanzkomponente zugeordnet werden können. Siehe auch Forstarchiv2, Tabelle 1. Abkürzungen: NitratAh = Nitratgehalt im Ah-Horizont. Der Ellenberg'sche Zeigerwert N wurde als Summenindikator für die Trophie verwendet, er kann aber keiner speziellen Bilanzkomponente zugeordnet werden und ist daher nicht in der Tabelle aufgeführt. In Klammern gesetzten Kennwerte sind nicht regionalisierbare Einflussgrößen. → S. 21

**Tab. 3:** Charakterisierung des logistischen Modells und eines entsprechenden log-linearen Modells mit diversen Gütemaßen. Angabe der relativen Differenzen der Gütemaße in % in Bezug auf das jeweilige Gütemaß des log-linearen Modells (100%). Bei den Gütekriterien AIC, BIC und GCV bezeichnet ein geringerer Wert eine bessere Anpassung. → S. 36

**Tab. 4:** Wichtigkeit von Prädiktoren (variable importance) als Ergebnis des Data Minings mit Boosted Regression Trees (BRT) für Modelle mit verschiedenen Zielgrößen. Modell 1: C/N-Verhältnis des Ah-Horizonts (C/N); Modell 2: Nitratgehalt des Ah-Horizonts ( $\text{mg g}^{-1}$ ) (NitratAh); Modell 3: Nitratkonzentration unterhalb des Hauptwurzelraumes (NitratBC). Das mit \* gekennzeichnete Modell 3 a (NitratBC\*) enthält die Nitratkonzentration des Ah als Prädiktor. Bei Modell 3 b fehlt NitratAh als Prädiktor. In der letzten Zeile ist das  $R^2$  aus 10-facher Kreuzvalidierung der Modelle angegeben. Die Form der Effekte ist in Anhang A dargestellt. → S. 43

## Zusammenfassung

Anlass der Beschäftigung mit dem N-Haushalt von Wäldern war in den 1960er und 70er Jahren ein weit verbreiteter Stickstoffmangel, der neben der natürlichen Ungunst von Standorten durch Übernutzung (Streunutzung, Waldweide, überhöhter Biomasseentzug) bedingt war und das Waldwachstum entsprechend limitierte. Durch anthropogene N-Einträge aus Landwirtschaft, Industrie und Verkehr ist heute nicht mehr ein Mangel, sondern der Überfluss das Problem. Die anhaltend hohen N-Einträge verändern auch in Bayern den Stoffhaushalt von Wäldern tiefgreifend und führen zur sog. Stickstoffsättigung.

Aus einer Vielzahl von Untersuchungen ist das Phänomen der Stickstoffsättigung von Wäldern seit rund 25 Jahren gut bekannt. Doch waren bis zur Durchführung der Nitratinventur in Bayern alle Untersuchungen Fallstudien, die isoliert stehen und kaum für die ganze Landesfläche repräsentativ sind. Die bayerische Nitratinventur hat mit dem Ziel der Erfassung und großflächigen Einordnung des Stickstoffstatus als Gemeinschaftsprojekt von LWF und TUM im Jahre 2002 eine drängende und praxisrelevante Fragestellung aufgegriffen. Die Forschungsarbeiten verfolgten insbesondere folgende Ziele:

- (1) Bestimmung des Stickstoffstatus der Wälder in Bayern anhand der landesweiten Nitratinventur mit Hilfe von geeigneten Kennwerten
- (2) Entwicklung und wissenschaftliche Absicherung von Modellen zur Schätzung des Nitrataustragsrisikos der Wälder in Bayern sowie zur Regionalisierung dieses Risikos
- (3) GIS-Implementierung eines Berechnungsverfahrens zur Risikoabschätzung auch für einzelne Bestände und Erstellung einer Bayernkarte des Nitrataustragsrisikos, insbesondere mit *Ausweisung von Regionen mit einem hohen Risiko* von Stickstoffsättigung
- (4) Erstellung einer detaillierteren Karte des Nitrataustragsrisikos für ein Modellgebiet

Im Rahmen der *Nitratinventur* wurden insgesamt 399 Bestände im Inventurzeitraum von Sept. 2001 bis Dez. 2002 einmalig beprobt. Die Proben wurden nach den Vorgaben der BZE bis zu einer Tiefe von 90 cm genommen. Die Wahrscheinlichkeit, dass Nitrat bei entsprechender Sickerwasserbewegung unterhalb des Hauptwurzelraumes ausgewaschen wird ist hoch. Die Nitratkonzentration der Bodenlösung aus dieser Bodenzone ist daher ein wichtiger Indikator für den Prozess der N-Sättigung, der mit einem erhöhten Nitrataustragsrisiko einhergeht. Standardmäßig wurde die Nitratkonzentration bei Feldkapazität verwendet. Für eine Normierung des Wasserhaushalts ist dieser Wert adäquat, da er der standortspezifischen Schwellenkonzentration entspricht, ab der eine Sickerwasserbewegung im Boden stattfindet. Als weitere Eingangsdaten für das Regionalisierungsmodell wurden Daten über die Bestockung und den Boden erfasst und in den Modellen mit Geodaten zum Klima und zur N-Deposition kombiniert.

Wegen des damals innovativen Charakters der Studie konnte kaum auf Erfahrungen aus ähnlichen Untersuchungen zurückgegriffen werden. Das Projekt hatte vielmehr Modellcharakter, insbesondere im Hinblick auf die bundesweite Bodenzustandserhebung II und die Auswertung der obligatorisch zu ermittelnden Nitratkonzentrationen in Waldböden. Der wissenschaftlichen Absicherung der Modelle und der Nachvollziehbarkeit der

Modellentwicklung kam deshalb besondere Aufmerksamkeit zu. Neben der bayerweiten Nitratinventur wurden daher flankierend Studien auf verschiedenen räumlichen Skalenniveaus durchgeführt, um geeignete Modellierungsansätze für die Regionalisierung zu entwickeln und die Unsicherheiten bei der Übertragung vom Inventurpunkt auf die Fläche abzuschätzen.

Die Untersuchungen zur *kleinräumigen Variabilität* auf der lokalen Ebene klären die (geo)statistischen Grundlagen, insbesondere die Repräsentativität der Untersuchungen am Inventurpunkt. Vom Inventurpunkt ausgehend erfolgte die Regionalisierung (upscaling) des Nitrataustragsrisikos auf die landesweite Skala mit dem *Modell für Bayern*. Diese Regionalisierung vom Punkt auf die Landesfläche wurde im Großraum München mit Hilfe unabhängiger Messdaten bewertet und ein *regionales Modell* zur Verfeinerung der Vorhersagen für diese Region aufgesetzt (downscaling in einem genesteten Modellierungsansatz). Aus sachlogischen Gründen (zuerst [geo-]statistische Grundlagen, dann Modellbildung) und der daraus erwachsenden Bearbeitungssequenz ergibt sich eine von der räumlichen Hierarchie abweichende Reihenfolge für die Behandlung im Text:

	<i>Ziel</i>	<i>Raumskala</i>
1. <i>kleinräumige Variabilität</i>	Klärung der (geo)statistischen Grundlagen	C. lokal
2. <i>Modell für Bayern</i>	Erstellung einer Bayernkarte des Nitrataustragsrisiko	A. landesweit
3. <i>Regionales Modell</i>	Verfeinerung der Bayernkarte auf regionaler Ebene	B. regional

Die Untersuchung der kleinräumigen Variabilität auf lokaler Ebene (Abstandsbereich von 0,8-4.700 m) zeigte, dass mit dem BZE-Probenahmeschema die Nitratkonzentrationen unter homogenen Beständen/Waldgebieten repräsentiert werden können, weil Abstände oberhalb der Korrelationslänge von 7-10 m einbezogen werden. Gleichzeitig kann aber festgestellt werden, dass das Probenahmeschema (Abstandsbereich von 3-20 m) für die Schätzung zwar eine gute aber keine ideale Basis darstellt. Ideal wären Proben aus einem systematischen Raster mit > 7-10 m Weite. Das unterschiedliche Niveau der Nitratkonzentrationen der beiden intensiv untersuchten Wälder (N=135) wurde v.a. auf Substratunterschiede zurückgeführt, da die Waldstruktur und das Niveau der N-Einträge vergleichbar waren.

Der Vergleich der Nitratkonzentration im Sickerwasser über mehrere Monate und einmalig entnommenen Extrakten zeigte, dass die Momentaufnahme durch die Inventur den N-Status für einen Zeitraum von mehreren Monaten repräsentieren kann. Die Unsicherheiten bei der Ermittlung des N-Status am Inventurpunkt sind dennoch hoch. Der Variationskoeffizient der rechtsschief verteilten Nitratwerte beträgt auf der Originalskala (untransformiert) ca. 100%. Durch Transformation (Wurzel, Logarithmus oder binär) kann die Streuung erheblich gesenkt werden. Auf dieser Basis sind zuverlässigere Modellschätzungen möglich.

Die Ergebnisse des *Modell für Bayern* basierend auf der Nitratinventur zeigten bei 37 % der Wälder erste Anzeichen einer N Sättigung, bei einer Nitratkonzentration zwischen 2,5 und 10 mg l<sup>-1</sup>. Bei 15 % der Inventurbestände lag eine Überschreitung des ehemaligen EU-

Richtwerts für Trinkwasser ( $25 \text{ mg l}^{-1}$ ) vor, bei 8% gar eine Überschreitung des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung ( $50 \text{ mg l}^{-1}$ ). Nur knapp ein Drittel der untersuchten Wälder unterschreitet noch die Marke von  $2,5 \text{ mg l}^{-1}$ .

Zur Modellierung des N-Status wurde die Nitratkonzentration (transformiert) unterhalb des Hauptwurzelaumes als Zielgrößen verwendet. Für die Regionalisierung wurde ein logistisches Regressionsmodell entwickelt, mit dem das Nitrataustragsrisiko ermittelt wurde. Die Konzentrationsschwelle von  $10 \text{ mg l}^{-1}$  (0=Unterschreitung; 1=Überschreitung) erwies sich statistisch und fachlich als ideal. Zudem entspricht sie dem physiologisch begründeten Grenzwert der Mineral- und Tafelwasserverordnung. Mit dem logistischen Modell konnten trotz hoher Streuungen plausible Beziehungen zwischen den Prädiktoren des Nitrataustrags und den Zielgrößen des Nitrataustragsrisikos hergeleitet werden. Wegen der starken Informationsreduktion der binären Transformation wurden flankierende Regressionsmodelle mit der logarithmierten Nitratkonzentration gerechnet.

Die Effekte der N-Deposition (bzw. Ammoniumdeposition) auf die Nitrataustragsrisiken entsprechen der erwarteten Dosis-Wirkungsbeziehung. Zudem übte der Winterniederschlag einen signifikanten Effekt auf das Nitrataustragsrisiko aus. Standort und Bestand modifizieren das Nitrataustragsrisiko jedoch sehr stark, weil sie die Sensitivität von Waldökosystemen gegenüber N-Deposition vorbestimmen. Kiefernbestockte Sand- und Tonböden weisen die niedrigsten Nitratkonzentrationen auf. Fichtenbestockung und flachgründige Karbonatböden sind dagegen mit einem hohen Nitrataustragsrisiko verbunden. Die Nitratkonzentration war unter fichtendominierten Nadelbaumbeständen höher als unter Laubbaumbeständen. Ein Effekt der Bestandeshöhe war auf bayernweiter Ebene aber nicht nachweisbar.

Der starke Einfluss von Niederschlag, Standort- und Bestandstyp schlägt sich in einem deutlich unterschiedlichen Niveau der Risiken in den einzelnen Wuchsgebieten (WG) nieder. Innerhalb der WG wirkt der Einfluss der N-Deposition differenzierend auf das Nitrataustragsrisiko.

Gebiete mit besonders hohem Nitrataustragsrisiko sind das Tertiärhügelland (WG 12), die Frankenalb und der Oberpfälzer Jura (WG 6) sowie die Schotterplatten- und Altmoränenlandschaften (WG 13). Die primären Ursachen für hohe Risiken liegen in den hohen Ammoniumeinträgen (WG12), dem hohen Nitrifikationspotential basenreicher gut gepufferter Standorte (WG 6) und der zumeist hohen Wasserdurchlässigkeit der Substrate.

Nach dem *regionalen Modell* für den Großraum München erwiesen sich der vom landesweiten Durchschnitt abweichende Bewaldungsgrad (1) sowie ein fehlender Term für das Bestandesalter (bzw. die -höhe) (2) als die größten Defizite des bayernweiten Modells. Auf regionaler Ebene treten daher das Bestandesalter und der lokale Bewaldungsgrad als wichtige Prädiktoren hinzu. Da die Datensätze der lokalen Ebene nicht in die Kalibrierung der regionalen Modelle einbezogen wurde, konnte die Waldgebietsstudien zur Validierung herangezogen werden. Die Nitrataustragsrisiken in den intensiv untersuchten Waldgebieten der Flächenstudien (BUC und ROT) wurden vom regionalen Modell zutreffend vorhergesagt.

Das Teilwuchsgebiet mit dem größten Nitrataustragsrisiko ist das niederbayerische Tertiärhügelland. Die kleinen meist fichtendominierten Waldgebiete inmitten intensiv landwirtschaftlich genutzter Flächen erhalten hohe N-Einträge und unterliegen daher

durchweg einem maximalen Risiko. Im oberbayerischen Tertiärhügelland verringern höhere Laubholzanteile und geschützte Lagen im Waldinnern das Nitrataustragsrisiko deutlich.

Die Integration von *nicht-regionalisierbaren Standortskennwerten* zur Einschätzung des N-Status im Rahmen des Data-Minings lieferte plausible Modelle, die etwas tiefere Einblicke in die zugrunde liegenden Prozesse ermöglichten. Der pH-Wert, das C/N-Verhältnis, die Mächtigkeit der organischen Auflage sowie der Tongehalt zeigen klare und plausible Effekte auf das Nitrataustragsrisiko. Das C/N-Verhältnis des Humus der Inventurbestände wird neben dem Bestands- und Standortstyp stark von Immissionsindikatoren (Variablenwichtigkeit insgesamt gut 20%) beeinflusst. Dies legt nahe, dass der anthropogen bedingte N-Eintrag bereits zu einer signifikanten N-Anreicherung der Waldökosysteme geführt hat. Zudem hängt der Nitratgehalt im Humus (Ah) von Schwellenwerten des C/N-Verhältnisses ab.

Sand- und Tonböden, bei denen beide ein generell niedriges Nitrataustragsrisiko festgestellt wurde, unterscheiden sich deutlich in ihren Nitrat-Senkenfunktionen. Bei Sandböden besteht eine deutliche Abhängigkeit vom Nitrifikationspotential und der Humusqualität. Wenn der Humus nach N-Anreicherung als Nitrat-Senke ausfällt (C/N-Verhältnis < 25) ist daher mit einem deutlich erhöhten Nitrataustragsrisiko zu rechnen.

Bei Tonböden ist dagegen keine Abhängigkeit des Nitrataustragsrisikos vom Humus als Nitrat-Senke zu verzeichnen. Das niedrige Nitrataustragsrisiko bei Tonböden ist daher sehr wahrscheinlich auf die Denitrifikation im Mineralboden zurückzuführen.

Als weiterer *nicht-regionalisierbarer Kennwert* korrelierte die *Ellenberg'sche N-Zahl* unter allen verwendeten Prädiktoren bivariat am besten mit der Nitratkonzentration unterhalb des Hauptwurzelaumes, wie an einem Teilkollektiv mit Vegetationsaufnahmen gezeigt werden konnte. Die gute Eignung der N-Zahl als Prädiktor des N-Status wurde auch im multiplen Modell mit den übrigen signifikanten Prädiktoren bestätigt. Die gute Korrelation der Nitratkonzentration unterhalb des Hauptwurzelaumes mit der N-Zahl bestätigt die Annahme, dass mit einer einmaligen Erfassung der Nitratkonzentration mehr als nur eine Momentaufnahme des N-Status möglich ist, da die N-Zahl ein zeitlich integrierender Indikator ist. Dennoch wurde das bayerische Regionalisierungsmodell durch Hinzunahme der N-Zahl nur wenig verbessert, weil sie keine wesentlichen neuen Informationen ins Modell einführte, sondern den Erklärungsbeitrag von anderen Prädiktoren v. a. den des Ammoniumeintrags ersetzte. Diese Befunde betonen zudem die Bedeutung des Ammoniumeintrags als wesentliche Ursache für Nitratausträge gegenüber der standörtlichen Prädisposition.

Als Beitrag zur Theorie der N-Sättigung wurde ein *Konzept zur Standortabhängigkeit* des Nitrataustragsrisikos aus den Ergebnissen der vorliegenden Studie abgeleitet. Das konzeptionelle Modell stellt die unterschiedliche Entwicklung des Nitrataustragsrisikos unter chronischen N-Einträgen von Sand-, Lehm-, Ton- und Kalkstandorten schematisch dar. Es integriert die Erkenntnisse zu den unterschiedlichen Nitrat-Senkenfunktionen von Sand- und Tonböden. Das Konzept erweitert die aktuelle N-Sättigungs-Theorie um den Standortsaspekt und stellt die dargestellten statischen Modelle für Bayern in eine zeitliche Perspektive.

Der Vergleich mit *neueren Ansätzen zur räumlichen Abschätzung des Nitrataustrags* zeigt, dass es bis heute kein deutlich überlegenes Verfahren zur räumlichen Bewertung des Nitrataustragsrisikos gibt. Die im Rahmen der Arbeiten zu dieser Dissertation eingesetzten Verfahren wurden auch von anderen Autoren aufgegriffen. Dies gilt insbesondere für die Darstellung der Nitratkonzentration unterhalb des Hauptwurzelraumes bei Feldkapazität als robusten Kennwert des N-Status (1) und das logistische Verfahren zur Modellierung der Nitrataustragsrisiken (2). Der Vergleich mit einem jüngst für Deutschland erstellten prozessorientierten Modell weist sowohl auf Vorzüge als auch auf Schwächen hin. Derzeit liefern aber weder die empirisch-statistische noch prozessorientierte Modelle eine hinreichende Basis für eine präzise Bewertung der Nitrataustragskonzentrationen und -frachten, wie sie bei der Identifikation von Nitratquellen z.B. im Rahmen einer Beweissicherung in Wasserschutzgebieten benötigt werden. Für derartige Zwecke sind wiederholte Messungen vor Ort nach wie vor unerlässlich.

## **Investigation of indicators for assessing the risk of nitrate leaching in Bavarian forests as well as approaches for spatial evaluation at different scales**

In the 1960s and 70s the main motivation of studying the N balance of forests was a widespread deficiency of nitrogen, which was caused besides natural unfavorable site conditions by over-exploitation (litter removal, grazing, excessive biomass removal) and correspondingly limited forest growth. Due to anthropogenic N inputs from agriculture, industry and traffic, the shortage of N in Central European forests is no longer a problem. The continued high N inputs in the last decades dramatically changed the element budget of Bavarian forests and lead to so-called nitrogen saturation.

From a variety of studies the phenomenon of nitrogen saturation of forests is well known for about 25 years. However, up to the implementation of the Nitrate inventory presented in this thesis all investigations were case studies, which were hardly representative for the entire area of Bavaria. Aiming at the detection and evaluation of the nitrogen status, the Bavarian nitrate inventory as a joint project of LWF and has taken up an urgent and practically relevant topic. The research pursued the following objectives:

- (1) Determination of the nitrogen status of forests in Bavaria based on a statewide nitrate inventory using appropriate indicators
- (2) Development and scientific substantiation of models for estimating the risk of nitrate leaching from forests of Bavaria, and the regionalization of this risk
- (3) Implementation of GIS-based calculation methods for a general risk assessment as well as for individual stands and for mapping the risk of nitrate leaching, especially for the identification of regions with a high risk of nitrogen saturation
- (4) Production of a more detailed map of the risk of nitrate leaching for a model region

Within the *nitrate inventory* a total of 399 stands were sampled in the inventory period from Sept. 2001 until Dec. 2002. The samples were taken according to the specifications of the nationwide Soil Survey I (BZE I) at a depth of 90 cm, because the probability that nitrate below the main root zone will be leached by seepage water is high. The nitrate concentration of the soil solution in this zone is therefore an important indicator for the process of N saturation which is associated with an increasing risk of nitrate leaching. By default, the nitrate concentration at field capacity was used. This value is adequate for standardizing the water content, since it corresponds to the site-specific concentration threshold beyond which a leachate movement in the soil occurs. As additional predictors for the regionalization model stand and soil characteristics have been recorded. These data were combined with spatial information on climate and N deposition as additional predictors for nitrate leaching.

As the study approach was quite innovative, experience from similar investigations was barely available. Therefore, the project had rather the function of a benchmark, particularly with respect to the nationwide Soil Survey II (BZE II) and especially the evaluation of the nitrate concentrations of the soil which has been included as a mandatory parameter. Therefore, the scientific substantiation of the models and the traceability of the model development was crucial. Besides the Bavarian-wide nitrate inventory accompanying studies

at different spatial scales have been conducted to develop appropriate modeling approaches for the regionalization and to estimate the associated uncertainties.

The studies on the *small-scale variability* at the local level aim at clarifying the (geo) statistical basis, especially the representativeness of the samples at the inventory point. The regionalisation from inventory points to the countrywide scale was conducted by the *model for Bavaria* (upscaling). This regionalization was evaluated by independent measurements in the region of Munich. Additionally, a *regional model* was calibrated for refining the predictions in this region (downscaling in a nested modelling approach).

Due to logical considerations (geostatistical fundamentals prior to model building) the subsequent text is ordered by the subsequent process steps (and not by the spatial hierarchy):

	<i>Aim</i>	<i>Spatial scale</i>
1. <i>Small-scale variability</i>	Clarifying the (geo) statistical basis	C. local
2. <i>Bavarian model</i>	Production of a Bavarian side map of the risk of nitrate leaching	A. federal state
3. <i>Regional model</i>	Refining of the Bavarian map at the regional level	B. regional

The study of the small-scale variability at local level (distance range from 0.8 to 4700 m) showed that the nitrate concentrations of homogenous stands / forest areas can be represented by the BZE sampling scheme as distances above the correlation length of 7-10 m had been included. At the same time it can be concluded that the sampling scheme (distance range of 3-20 m) provides an acceptable but not perfect base for this estimation. Ideal would have been samples from a systematic grid with > 7-10 m raster width. The varying levels of nitrate concentrations of the two intensively studied forests (N = 135) was primarily attributed to substrate differences, as the forest structure and the level of N-inputs were quite similar.

The comparable level of the nitrate concentration in the seepage water over several months and those derived from soil extracts showed that a snapshot by an inventory can represent the nitrogen status for period of several months. Nevertheless, the uncertainties in the determination of the nitrogen status at inventory points are high. On the original scale the coefficient of variation of the skewed distributed nitrate values is about 100%. By transformation (root, logarithm, or binary), scattering can be significantly reduced. On this basis more reliable model estimates are possible.

According to the results of the *model for Bavaria* based on the nitrate inventory 37% of the forests showed first indications of N saturation, with nitrate concentrations between 2.5 and 10 mg l<sup>-1</sup>. In 15% of inventory stands nitrate concentrations exceeded the former EU critical limit for drinking water (25 mg l<sup>-1</sup>), at 8% even the limit of the EU drinking water law was exceeded (50 mg l<sup>-1</sup>). Only a third of the investigated forests are still below the threshold of 2.5 mg l<sup>-1</sup>.

For the estimation of the risk of nitrate leaching and the associated N status, a transformed nitrate concentration below the main root zone was used as a target variable, within a logistic

regression approach. The concentration threshold of  $10 \text{ mg l}^{-1}$  (0 = undercut, 1 = exceedance) appeared to be statistically and technically ideal. This value corresponds to the physiologically founded limit of the German mineral and table water directive. The logistic model allowed the derivation of plausible relationships between the predictors of the risk of nitrate leaching and the target variable despite high variances. Additional regression models were calculated using the log of nitrate concentration to assess the strong reduction of information by the binary transformation.

The effect of N deposition on the risk of nitrate leaching confirms the expected dose-response relationship. In addition, the winter precipitation had a significant effect on the risk of nitrate leaching. The types of forest site and stand markedly modified the risk. These characteristics obviously predetermine the sensitivity of forest ecosystems to N deposition. Scots pine stands (*Pinus sylvestris*) growing on sandy and clay soils had the lowest concentrations of nitrate. Norway spruce stands (*Picea abies*) at shallow calcareous sites are in contrast associated with a high risk of nitrate leaching. Additionally, the nitrate concentration was higher below spruce stands than under deciduous trees. An effect of stand height was not detectable at the Bavarian level.

The strong influence of rainfall, site and stand type results in a significantly different level of risks in the various growing regions (WG). Within the WG, the N deposition markedly modifies the risks of nitrate leaching.

Areas with particularly high risk of nitrate leaching are the tertiary hills (WG 12), the Franconian and the Upper Palatinate Jura (WG 6) as well as the gravel plain and old moraine landscapes (WG 13). The primary causes of high risk are the high ammonium inputs (WG12), the high base nitrification rate of rich, well buffered sites (WG 6) and the generally high water permeability of these substrates.

According to the *regional model* for the Munich region, deviation of the average of forest cover (1) as well as the lack of a model term for the stand age (or height) (2) appeared to be the greatest shortcomings of the Bavaria-wide model in the region. Therefore, at the regional level the stand age and the local forest coverage are important additional predictors. As the records derived at the local level were not included in the calibration of the regional models, this forest area could be used for validation. The risks of nitrate leaching at the spatially intensively studied forests (BUC and ROT) were correctly predicted by the regional model.

The region with the largest risk of nitrate leaching is the Lower Bavarian tertiary hills. The small and mostly spruce dominated forests amid intensive agricultural areas receive high N inputs, and are therefore subject to a maximum risk. In the Upper Bavarian Tertiary hills the higher hardwood cover of stands and the remote location inside of larger forests reduce the risk of nitrate leaching significantly.

The integration of *non-regionalisable site indicators* within the data mining approach yielded plausible models which allowed deeper insights into the processes involved in N saturation. The pH, the C/N-ratio, the thickness of the organic layer and the clay content showed clear and plausible effects on the risk of nitrate leaching. Besides the strong influence of site class and stand type on the C/N-ratio of the humus at inventory points, this indicator was

significantly affected by N immision indicators (variable importance in total about 20%). This finding suggests that the anthropogenic N inputs has already led to a significant N enrichment of forest ecosystems. In addition, the nitrate content in the humus (or Ah horizon, respectively) depends on threshold values of C/N-ratio.

Sandy and clay soils, both involving a generally low risk of nitrate leaching, but differ markedly in their nitrate sink processes. Within sandy soils, a clear dependence on the potential nitrification rate and the humus quality could be found. As a consequence of N enrichment the humus ceases as a nitrate sink (C/N-ratio < 25). Under such low C/N ratios an increased risk of nitrate leaching can be expected.

Within clay soils, however, a dependence of the risk of nitrate leaching on the humus quality could not be found. Consequently, the low risk of nitrate leaching in clay soils is very likely due to denitrification in the mineral soil.

Within a subgroup analysis of inventory points with vegetation surveys among all bivariate predictors *Ellenberg's N value* correlated best with the nitrate concentration below the main root zone. The suitability of the N value as a predictor of N status was underpinned in the multivariate model with other significant predictors. The good correlation of nitrate concentration below the main root zone with the N value as a time-integrating indicator confirms the assumption that a one-time detection of the nitrate concentration provides more than just a snapshot of the N status.

Nevertheless, the Bavarian regionalization model could only slightly be improved by adding the N value, because it did not introduce significant new information into the model. On the contrary, the N value absorbed the explanation of other predictors, especially that of ammonium immissions. These findings also emphasized the importance of ammonium inputs as a major cause for nitrate leaching in contrast to the predisposition by the site condition.

As a contribution to the theory of N-saturation a *conceptual model for the site-dependency* of the risk of nitrate leaching is presented. This concept schematically represents the development of the risk of nitrate leaching at different site classes (sandy, loamy, clay and calcareous) under chronic N inputs. It integrates the knowledge about different mechanisms of nitrate sinks in sandy and clay soils. The concept introduces the aspect of site-dependency into current N saturation theory and adds a temporal perspective to the static regionalization models provided for Bavaria.

There is no evidence that *more recent approaches* are superior for a regional evaluation of the risk of nitrate leaching compared to the simple method presented here. The methods applied in this study have been adopted by other authors. This applies particularly to the representation of the nitrate concentration below the main root zone at field capacity as a robust indicator of the N status (1) and the logistic regression approach for modeling the risk of nitrate leaching (2). The comparison with a recent process-oriented model for Germany indicates the strengths and weaknesses of both approaches. Currently, however, neither the empirical-statistical nor the process-oriented models provide a basis for an accurate quantification of nitrate concentrations and outputs with seepage water, which would be

required e.g. in proceedings for the preservation of evidence in water protection areas. For such purposes, repeated measurements on site are still indispensable.

### 1. Einführung

Anlass der Beschäftigung mit dem N-Haushalt von Wäldern war in den 1960er und 70er Jahren ein weit verbreiteter Stickstoffmangel (EMBERGER 1965, REHFUESS 1990) der neben der natürlichen Ungunst von Standorten durch Übernutzung (Streunutzung, Waldweide, überhöhter Biomasseentzug) bedingt war und das Waldwachstum entsprechend limitierte. In den letzten Jahrzehnten rückte die Thematik unter neuem Vorzeichen in den Blickpunkt der Waldökosystemforschung. Durch anthropogene N-Einträge aus Landwirtschaft, Industrie und Verkehr ist nicht mehr ein Mangel sondern der Überfluss das Problem (KREUTZER 1989).

Die anhaltend hohen N-Einträge (BayStMLF 2004, BMVEL 2004) verändern auch in Bayern den Stoffhaushalt von Wäldern tiefgreifend und führen zur sog. Stickstoffsättigung. Gemäß dem am häufigsten behandelten Konzept von ABER et al. (1998; 994 Zitate bis zum 17.06.2012) werden die Stadien N-Limitierung und N-Sättigung durchlaufen, bis es im Endstadium zu massiven Waldschäden bis hin zum vollständigen Absterben von Beständen kommen kann. Massive Schäden bis hin zur Bestandsauflösung wurden in Mitteleuropa bisher aber nur bei extrem hohen N-Einträgen beobachtet (z. B. HEINSDORF 1997). In vielen Wäldern ist die atmosphärische Stickstoffdüngung der Böden für die Forstwirtschaft zunächst weniger mit negativen Folgen verbunden, sondern äußert sich in beschleunigtem Wachstum der Waldbäume (SPIECKER et al. 1994, 1996, PRETZSCH 1996).

Mittel- bis langfristig führen N-Einträge selbst bei gesteigerten Zuwächsen zur N-Sättigung und damit zu N-Austrägen aus dem Wald. Im Falle eines erhöhten Nitrataustrags kommt es zu einer verstärkten Bodenversauerung, die je nach Standort mit empfindlichen Nährelementverlusten und -imbilanzen sowie Änderungen des Wuchs- und Konkurrenzverhaltens von Bestand und Bodenorganismen verbunden sein kann.

Diese Prozesse wurden durch zahlreiche Fallstudien gut dokumentiert (z.B. HÜTTL 1985, 1990; DISE et al. 1998; GUNDERSEN et al. 1998; KREUTZER & WEISS 1998; ROTHE et al. 2002; RASPE et al. 1998) und werden in nationalen und internationalen Langzeitmonitoring-Programmen (UN/ECE 1998; KÖLLING 1999, BORKEN & MATZNER 2004) verfolgt.

Durch die chronischen N-Einträge wird jedoch nicht nur das Ökosystem Wald beeinträchtigt. Über den engeren forstlichen Bereich hinausgehend berührt die Problematik der Stickstoffsättigung besonders auch

- den Schutz des Grundwassers und der oberirdischen Gewässer (BayLfW 1992)
- die Luftreinhaltungspolitik (UN-ECE 1998)
- die Landwirtschaft über die Beteiligung landwirtschaftlicher Stickstoffquellen (NIEDER et al. 2003)
- den Naturschutz über die Eutrophierung schutzwürdiger Magerstandorte (ELLENBERG 1985)

Die Stickstoffumsetzung im Wald beruht auf dem Zusammenspiel verschiedener Komponenten des Stickstoffkreislaufs und unterliegt in Wirtschaftswäldern zudem einem starken und regional unterschiedlichen Außeneinfluss. Dies bedingt eine starke standörtliche und räumliche Variation des Stickstoffstatus (MELLERT et al. 1996, SPANGENBERG

2002). Untersuchungen der Nitratkonzentration unter Wäldern in anderen europäischen Ländern erbrachten z. T. übereinstimmende aber z.B. bezüglich des Baumarteneinflusses auch widersprüchliche Ergebnisse (CALLESEN et al. 1999, ROTHE et al. 2002). Dies zeigt wie problematisch die Übertragung von Untersuchungsergebnissen aus anderen Regionen Mitteleuropas auf die Verhältnisse in Bayern sein kann. Die Prognose von Stickstoffsättigung für Waldbestände ist daher erst möglich, wenn die grundsätzlichen Zusammenhänge und Größenordnungen der wichtigsten Einflussfaktoren für eine Zielregion bekannt sind.

Trotz großer Schwierigkeiten bei der Erfassung und Prognose des Sättigungszustandes der Wälder (ABER & FEDDERER 1992, BMELF 2000) werden flächenbezogene Einschätzungen dringend benötigt, um Problemgebiete zu erkennen und die Bewirtschaftung der Wälder dieser Regionen anzupassen. Neben der Einschätzung des Nitrataustragsrisikos der gesättigten Wälder ist die Beurteilung des Stickstoffrückhaltevermögens der noch nicht gesättigten Wälder wichtig, um die Gefahrenpotentiale abschätzen zu können. In diesen Punkten bestand vor Beginn der Nitratstudie eine dringend zu schließende Informationslücke, da die Anzeichen einer Stickstoffsättigung in vielen Wäldern Bayerns bereits durch signifikante Nitratausträge deutlich wurden (vgl. SPANGENBERG 2001).

Aus einer Vielzahl von Untersuchungen ist das Phänomen der Stickstoffsättigung von Wäldern seit rund 25 Jahren gut bekannt. Doch waren bis zur Durchführung der Nitratinventur in Bayern alle Untersuchungen Fallstudien, die isoliert stehen und kaum für die ganze Landesfläche repräsentativ sind. Die bayerische Nitratinventur hat mit dem Ziel der Erfassung und großflächigen Einordnung des Stickstoffstatus als Gemeinschaftsprojekt von LWF und TUM im Jahre 2002 eine drängende und praxisrelevante Fragestellung aufgegriffen.

Die Forschungsarbeiten verfolgten insbesondere folgende Ziele:

- (1) Bestimmung des Stickstoffstatus der Wälder in Bayern anhand der landesweiten Nitratinventur mit Hilfe von geeigneten Kennwerten
- (2) Entwicklung und wissenschaftliche Absicherung von Modellen zur Schätzung des Nitrataustragsrisikos der Wälder in Bayern sowie zur Regionalisierung dieses Risikos
- (3) GIS-Implementierung eines Berechnungsverfahrens zur Risikoabschätzung auch für einzelne Bestände und Erstellung einer Bayernkarte des Nitrataustragsrisikos, insbesondere mit *Ausweisung von Regionen mit einem hohen Risiko* von Stickstoffsättigung
- (4) Erstellung einer detaillierteren Karte des Nitrataustragsrisikos für ein Modellgebiet

Im Rahmen der Nitratinventur wurden insgesamt 399 Bestände im Inventurzeitraum von Sept. 2001 bis Dez. 2002 einmalig beprobt. Die Proben wurden nach den Vorgaben der BZE (WOLFF & RIEK 1997), bis zu einer Tiefe von 90 cm genommen. Die Wahrscheinlichkeit, dass Nitrat bei entsprechender Sickerwasserbewegung unterhalb des Hauptwurzelraumes ausgewaschen wird ist hoch. Die Nitratkonzentration der Bodenlösung aus dieser Bodenzone ist daher ein wichtiger Indikator für den Prozess der N-Sättigung, der mit einem erhöhten

Nitrataustragsrisiko einhergeht (ABER et al. 1989a, 1998). Als wichtige Eingangsdaten für das Regionalisierungsmodell wurden Daten über die Bestockung und den Boden erfasst und mit Geodaten zum Klima und zur N-Deposition kombiniert.

Wegen des damals innovativen Charakters der Studie konnte kaum auf Erfahrungen aus ähnlichen Untersuchungen zurückgegriffen werden. Das Projekt hatte vielmehr Modellcharakter, insbesondere im Hinblick bundesweite Bodenzustandserhebung II (BZE II, SCHOBEL & WELLBROCK 2009) und die Auswertung der obligatorisch zu ermittelnden Nitratkonzentrationen in Waldböden (Anwendungsbeispiele der entwickelten Methodik siehe RIEK 2009; RIEK & RUSS 2011). Der wissenschaftlichen Absicherung der Modelle und der Nachvollziehbarkeit der Modellentwicklung kam deshalb besondere Aufmerksamkeit zu. Neben der bayernweiten Nitratinventur wurden daher flankierend Studien auf verschiedenen räumlichen Skalenniveaus durchgeführt, um geeignete Modellierungsansätze für die Regionalisierung zu entwickeln und die Unsicherheiten bei der Übertragung vom Inventurpunkt auf die Fläche abzuschätzen.

## 2. Grundlagen und Kenntnisstand

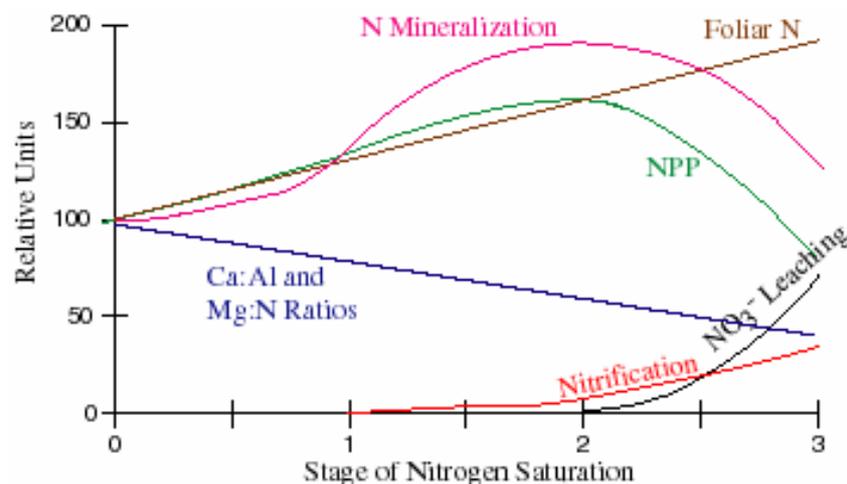
### 2.1 N-Status und Nitrataustrag

#### *Nitrataustrag aus Waldböden - ein neues Phänomen im 20. Jahrhundert*

Wald gilt sprichwörtlich als „Hüter der Quellen“. Dieser Aspekt spielt in der Gewässerschutzpolitik Deutschlands seit Jahrzehnten eine große Rolle (SUDA 1993). Ein wichtiges Kriterium für die Schutzfunktion des Waldes ist die Nitratkonzentration, die unter einem naturnahen Wald deutlich niedriger ist, als unter intensiv bewirtschafteten landwirtschaftlich genutzten Flächen (z.B. KELLER 1974, KREUTZER 1981, EINSELE et al. 1990). Dies ist einerseits auf die weitgehend geschlossenen Stoffkreisläufe im Wald (keine Stoffentnahmen und -zugaben durch häufiges Ernten, Düngungen oder Bodenbearbeitung) und auf eine höhere Filter-, Transformations- und Akkumulationsleistung des weitgehend ungestörten Waldbodens zurückzuführen. Zudem können dem Sickerwasser auf Grund der intensiveren und tiefgreifenderen Durchwurzelung mehr Nährstoffe entzogen werden. Dieser Reinigungsfunktion des Waldbodens wirkt aber ein erhöhter Stoffeintrag durch die atmosphärische N-Deposition entgegen, der im Wald aufgrund der großen Oberfläche des Kronendaches höher ist als im Freiland (z. B. ROTHE 1997, ROTHE et al. 2002). Das hohe Filtervermögen für Luftverunreinigungen führt zu einer überproportionalen Beanspruchung des Waldes im Vergleich zu anderen Landschaftselementen. Die Erschöpfung der Filterfunktionen führt - neben den angesprochenen Problemen für den Wald selbst - zu Nitratbelastungen von im Wasserkreislauf nachfolgenden Systemen wie Oberflächengewässer und Grundwasser und/oder zu gasförmigen N-Verlusten, die klimarelevant sein können.

#### *Stickstoffsättigung*

Das Problem der zunehmenden Akkumulation von Stickstoff in Wäldern wurde in der Literatur als Stickstoffsättigung (z.B. AGREN & BOSATTA 1988; ABER et al. 1989a, 1998; KÖLLING 1991, GUNDERSEN et al. 1992) beschrieben (Abb. 1).



**Abb. 1:** Reaktion von Waldökosystemen auf lang anhaltende chronische N-Einträge nach der am häufigsten zitierten Referenz zur N-Sättigung (ABER et al. 1998).

Nach dem Konzept der N-Sättigung durchläuft ein Waldökosystem (WÖS) definierte Phasen, die mit bestimmten Schlüsselprozessen verbunden sind. Chronische N-Einträge in vormals N-limitierte Wälder (Abb. 1, stage 1: N-Limitation) führen zunächst zu einer gesteigerten Nettoprimärproduktion (NPP) durch eine verbesserten N-Ernährung (Foliar N) und damit zu einer vermehrten N-Aufnahme und einer N-Anreicherung im Ökosystem (stage 2). Die N-Anreicherung geht mit einer zunehmenden Stimulation der N-Mineralisation und schließlich der Nitrifikation im Humus einher (Abb. 1, Stage of Nitrogen Saturation = 2). Das hohe N-Angebot führt zu einer relativ verminderten Verfügbarkeit von basischen Nährelemente (z.B. Mg:N Ratio). Die Bildung von Nitrat im Überschuss führt schließlich zu Nitratausträgen aus dem Wald ( $\text{NO}_3$ -Leaching), die mit einer verstärkten Bodenversauerung verbunden sind. Bei weiterem Fortschritt der negativen Entwicklungen (Bodenversauerung, Nährelement-imbilanzen) kann es zu einer erhöhten Mortalität oder gar dem Absterben ganzer Bestände kommen (Stage of Nitrogen Saturation = 3, forest decline).

### *N-Bilanz als konzeptionelle Basis*

Die von ABER et al. (1989a, 1998) beschriebenen Vorgänge können einzelnen Gliedern der N-Bilanz (GUNDERSEN 1992) zugeordnet werden (Gleichung 1). Dies erlaubt eine übersichtliche Charakterisierung der N-Quellen und N-Senken-Prozesse sowie der Pfade, über die die verschiedenen am N-Kreislauf beteiligten N-Verbindungen laufen. Entsprechend unserer Fragestellung wurde die N-Bilanz (Gleichung 1) nach dem Stickstoffaustrag (nitrate leaching,  $N_{le}$ ) aufgelöst.

$$\text{Gl. 1:} \quad N_{le} = N_{dep} + N_{min} - N_i - N_u - N_{de}$$

*Zielgröße*

$N_{le}$  = Stickstoff-Austrag mit dem Sickerwasser [ $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ]

### *Prädiktoren*

$N_{dep}$  = Stickstoff-Depositionsrate [ $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ]

$N_{min}$  = Stickstoff-Mineralisierungsrate [ $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ]

$N_i$  = Stickstoff-Immobilisierungsrate [ $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ]

$N_u$  = Stickstoff-Aufnahmerate im Baumbestand [ $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ]

$N_{de}$  = Stickstoff-Denitrifikationsrate [ $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ]

Dem Stickstoffaustrag stehen als Quellenprozesse die N-Mineralisation ( $N_{min}$ ) sowie der anthropogenen N-Eintrag ( $N_{dep}$ ) und die Senkenprozesse Stickstoffimmobilisierung ( $N_i$ ), Stickstoff-Aufnahme in den Baumbestand ( $N_u$ ) sowie die Stickstoff-Denitrifikation ( $N_{de}$ ) gegenüber.

Der Einfachheit halber wird das Waldökosystem dabei als statisch angenommen, d.h. die Prozesse laufen über einen längeren Zeitraum in einem Fließgleichgewicht mit etwa konstanten jährlichen Raten ab. Diese vereinfachte Annahme ist für Wälder in einer bestimmten Altersphasen ohne Störungen mit einer zeitlichen Dimension von mehreren Jahren bis zu einer Dekade (oder etwas mehr) angemessen und ermöglicht es für einzelne Komponenten überschlägige Schätzungen abzugeben.

Eine praktische Realisierung dieses Bilanzierungskonzepts sind die Flächen des Waldökosystem-Monitoring (BMELF 2000, KÖLLING & MELLERT et al. 1999), auf denen die Auswirkungen von Stoffeinträgen unter sonst weitgehend ungestörten Bedingungen (z.B. keine Durchforstungen) über mehrere Jahrzehnte beobachtet werden und für die jährliche Raten der wichtigsten Bilanzglieder veröffentlicht wurden (z.B. Waldzustandberichte 2002 bis 2008; <http://www.forst.bayern.de/waldschutz/waldzustand/>).

Änderungen der Beiträge einzelner Bilanzkomponenten führen zu einer notwendigen Anpassung mindestens bei einer der übrigen Komponenten. Im Rahmen der Fragestellung genügt es, wie beim einfachen Massenbilanzansatz (BOLTE & WOLFF 2001), die Raten von  $N_{de}$ ,  $N_{min}$ ,  $N_i$  und  $N_u$  netto zu betrachten, also nach Bilanzierung von Produktion und Konsumtion innerhalb des betrachteten Teilprozesses. Beispielsweise ist  $N_u$  die in der Biomasse des Bestandes dauerhaft festgelegte N-Rate, also die Gesamtaufnahmerate des Bestandes minus der innerhalb eines Jahres auf den Boden über den Streufall zurückgeführten N-Menge. Für  $N_{min}$  gilt entsprechend die Netto-N-Freisetzung (Gesamt-N-Mineralisierung minus mikrobieller N-Aufnahme). Analoges gilt für die übrigen Bilanzkomponenten.

$N_{le}$

Stickstoff wird aus dem Ökosystem nur dann ausgewaschen ( $N_{le}$ ), wenn beim N-Umsatz im Boden ein Überschuss an Stickstoffverbindungen entsteht, der mit dem Sickerwasser abtransportiert werden kann (NAGEL & GREGOR 1999, BOLTE & WOLFF 2001).

Das Endprodukt der N-Mineralisierung, Nitrat, ist mobil und tritt mit der Bodenfestphase kaum in Wechselwirkung (WOHLRAB et al. 1992). Es wird deshalb im humiden Klima mit dem Sickerwasserstrom leicht aus dem Boden ausgetragen und ins Grundwasser bzw. direkt über Oberflächenabfluss oder Hangzugwasser in Fließgewässer verfrachtet. Ammonium wird dagegen sehr stark an die Bodenaustauscher gebunden und geht daher kaum verloren. In der Praxis sind die Ammonium-Austragsraten gegenüber dem Nitrataustrag daher vernachlässigbar.

Der Austrag an organischen N-Verbindungen ist in Mitteleuropa gewöhnlich gegenüber dem anorganischen N-Austrag ebenfalls vernachlässigbar. Er spielt lediglich bei unbelasteten Naturwäldern eine nennenswerte Rolle, weil hier anorganische N-Verbindungen kaum gebildet werden. Ein N-Austrag findet in unberührten Wäldern daher meist nur in organischer Form aber bei äußerst geringen Raten statt (PERAKIS & HEDIN 2002).

$N_{dep}$

Die *atmosphärische N-Belastung* ist Hauptursache und bedeutendster Risikofaktor für die Nitratauswaschung. Eine signifikante Abhängigkeit des Nitrataustrags von der N-Deposition haben DISE und WRIGHT (1995) an 65 Standorten des europäischen NITREX-Projekts nachgewiesen. Durch die deutliche N-Retention der Wälder (siehe Bilanzkomponenten  $N_u$ ,  $N_i$ ) liegen die N-Einträge jedoch fast immer deutlich über den N-Austrägen. ELLING et al. (2006, S. 164) passten an die Input/Output-Relation von 198 europäischen Fallstudien eine quadratische Regression an. Nach dieser Funktion erreichen die N-Austräge das Niveau der N-Einträge erst im Bereich hoher N-Einträge.

Die Höhe der lokalen Stickstoffdeposition wird entscheidend durch die Lage (Exposition) bestimmt (SPANGENBERG 2002, SPANGENBERG & KÖLLING 2004). Desweiteren wird die N-Deposition von der Kontaktfläche des Kronenraumes mit der Atmosphäre (ROTHE et al. 2002) und Klimafaktoren (insbes. Niederschlagshöhe) beeinflusst. In Deutschland liegen die N-Depositionen im Mittel bei ca.  $25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (GAUGER et al. 2002, 2008). In Süddeutschland erreichen die N-Depositionen in Gegenden mit intensiver Viehwirtschaft überdurchschnittliche Werte, bspw. im Höglwald  $45 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (KREUTZER et al. 2009).

### $N_{\min}$

N-Verbindungen werden im Waldboden von Mikroorganismen durch Mineralisation aus abgestorbener organischer Substanz wie Nadeln, Blätter, Wurzeln usw. freigesetzt. Dieser Abbau wird in zwei Stufen vollzogen. Die erste Stufe ist die Ammonifizierung, bei der durch Desaminierung von Proteinen bzw. Aminosäuren  $\text{NH}_3$  freigesetzt wird, der in der Bodenlösung mit Wasser zu  $\text{NH}_4^+$  reagiert. In gut durchlüfteten Böden unterliegt das Ammonium einer Umwandlung zu Nitrat (Nitrifikation,  $N_{\text{nit}}$ ). Das Ausmaß der N-Mineralisierung ist von bodenchemischen und -biologischen Rahmenbedingungen abhängig. ELLENBERG & LEUSCHNER (2010) stellten eine ganze Reihe von Nettomineralisierungsraten aus mitteleuropäischen Freiland-Inkubations-Studien seit den 1960er Jahren zusammen. Danach variiert  $N_{\min}$  in Abhängigkeit von der Trophie und vom Wasserhaushalt (charakterisiert durch die Waldgesellschaft und den Bodentyp) in einer Bandbreite von ca.  $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  bei Birken-Kiefernbeständen (Podsol, Lüneburger Heide) bis zu  $380 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  bei bodenfeuchten Ahorn-Eschenwäldern. Im Fichtenbestand des Höglwalds liegt die Netto-N-Mineralisation bei  $140 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (Kreutzer et al. 2009).

Den Schlüsselprozess bei der N-Mineralisierung, der letztendlich zu nennenswerten N-Austrägen ( $N_{\text{le}}$ ) führt, stellt die Nitrifikation ( $N_{\text{nit}}$ ) dar. Die Intensität der Nitrifikation hängt neben der Mineralisation von der Aktivität nitrifizierender Mikroorganismen ab. Bereits ZÖTTEL (1960) und KRIEBITSCH (1978) haben in Laborbrutversuchen verschiedene N-Mineralisationstypen von Waldböden ermittelt. Günstige Standorte mit hohem pH und Mullhumus zeichnen sich durch eine hohe Nitrifikation aus, während auf sauren Standorten in Rohhumus keine Nitrifikation gefunden wurde. Tatsächlich begünstigen pH-Werte  $> 6$  die Aktivität der effizienten autotrophen Nitrifizierer (SCHLEGEL 1985; RÖDER et al. 1996). In basenreichen Mull-Böden erreicht die Nitrifikationsrate daher Werte von 75-90% der  $N_{\min}$ -Rate. Neben dem pH scheinen allelopathische Inhibitoren, wie Monoterpene eine Rolle bei der Hemmung von autotrophen Nitrifizierern zu spielen (PAAVOLAINEN 1999). Vermutlich bedingt durch die hohe N-Anreicherung in Waldökosystemen findet nun auch unter sehr sauren Bedingungen eine verstärkte Nitrifikation statt. Im Bereich von pH 3 - 4,5 wird die heterotrophe Nitrifizierung von säuretoleranten Bakterien und Pilzen getragen (PERSSON et al. 2000). Die Nitratproduktionsrate ist bei heterotrophen Nitrifizierern gegenüber autotrophen Nitrifizierern zwar gering, dies kann aber über hohe Zellzahlen kompensiert werden. So wird z.B. die außerordentlich hohe Nitrifikation im bodensauren Höglwald ( $> 50\%$  der  $N_{\min}$ -Rate) von heterotrophen Nitrifizierern geleistet (von PAPEN et al. 1991).

$N_i$

Die N-Immobilisierung ist ein gegenläufiger Vorgang zur N-Mineralisierung, bei dem mineralische N-Verbindungen ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ) aus der Bodenlösung entfernt werden. Die N-Immobilisierung wird nach der ursprünglichen Auffassung v. a. durch den N-Eigenbedarf von Mikroorganismen (MO) bewirkt. Daher wurde unter diesem Begriff ursprünglich v. a. der Einbau von N-Verbindungen in die Körpersubstanz der Mikroorganismen verstanden (SCHEFFER-SCHACHTSCHABEL 1984). Dieser Vorgang ist exakt als Brutto-N-Immobilisierung zu bezeichnen. Neben der mikrobiellen N-Immobilisierung (ABER et al. 1989a, 1998) werden verschiedene abiotische Mechanismen angenommen (DAVIDSON et al. 1991), die bis heute immer noch nicht wirklich verstanden werden und daher Anlass zu kontroversen Diskussionen geben (DAVIDSON et al. 2003; SCHMIDT & MATZNER 2009). Auch die Streuqualität spielt für die Humusakkumulation eine wichtige Rolle (s.u.).

Der hohen Brutto-N-Immobilisierung durch mikrobiellen N-Aufnahme von bis zu  $> 100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  beim Wachstum der Mikroorganismen (MO) im Boden (KREUTZER et al. 2009) stehen deutlich geringere Raten der *langfristigen Netto-N-Immobilisierung* in zeitlich stabile Bindungsformen gegenüber. Diese Rate ist temperaturabhängig, wobei niedrigere Temperaturen die Festlegung fördern. Ein einfaches empirisches Modell für die langfristige N-Immobilisierung (BOLTE & WOLFF 2001, KLAP et al. 2000) weist Werte zwischen 1 (bei einer Jahresdurchschnittstemperatur von  $8^\circ \text{C}$ ) und  $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (bei  $5^\circ \text{C}$ ) aus. Diese Zahlen beruhen auf Abschätzungen der Rate der N-Anreicherung in mitteleuropäischen Böden seit der letzten Eiszeit und berücksichtigen daher nicht die durch N-Depositionen geänderten N-Immobilisierungsraten der jüngeren Vergangenheit. Im Rahmen unserer Betrachtung interessiert daher v. a. die sog. *kurzfristigen Netto-Immobilisierung* ( $N_i$ ), welche die N-Festlegung in Abhängigkeit von der N-Anreicherung (C/N-Verhältnis) im Waldökosystem beschreibt (BOLTE & WOLFF 2001, KLAP et al. 2000). Die auf diese Weise abgeleiteten potentiellen jährlichen Netto-N-Akkumulationsraten im Boden bewegen sich für die BZE-Standorte in Deutschland zwischen 5 und  $23 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (MELLERT et al. 2007).

Die Messergebnisse zur N-Anreicherung im Waldboden von einigen deutschen Untersuchungsflächen liegen tatsächlich in der Größenordnung, der durch die einfache Kalkulation von BOLTE & WOLFF (2001) ermittelten Werte. PRIETZEL et al (2006) berichtet über N-Vorratszunahme im Boden beim wüchsigeren Bestand in Pustert von  $18,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , in Pfaffenwinkel von  $12,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . MEIWES et al. (2002) fanden im Solling sogar eine N-Vorratszunahme von  $21 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  bei Buche und  $42 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  bei Fichte. Als Ursache für die N-Anreicherung wird bei diesen Studien weniger eine N-Immobilisierung im engeren Sinne diskutiert, sondern eher Prozesse der Abbauhemmung (Mikroklima, Versauerung, Schwermetalle). Ein wichtiger Prozess der Abbauhemmung geht von der N-Anreicherung aus. BERG (2000) stellte fest, dass bei höheren N-Gehalten ein größerer Anteil der Streu unzersetzt bleibt, weil N mit Lignin stabile Verbindungen eingehen kann. Die verschiedenen Effekte können in Feldstudien aber kaum getrennt werden. Alle Prozesse, die eine N-Anreicherung im Humus zur Folge haben, werden in dieser Arbeit aus pragmatischen Gründen daher unter  $N_i$  subsumiert.

### $N_u$

Stickstoff ist der primär limitierende Nährstoff in terrestrischen Ökosystemen (VITOUSEK & HOWARTH, 1991). Ein wesentlicher Grund dafür ist, dass höhere Pflanzen wie Waldbäume elementaren Stickstoff, der in der Atmosphäre zu 79% enthalten ist, nicht direkt verwerten können, sondern ihn v. a. in anorganisch gebundener Form als Ammonium oder Nitrat aufnehmen.  $N_2$  kann nur von Pflanzen genutzt werden, die in einer Symbiose mit stickstofffixierenden Bakterien leben, bei unseren Waldbäumen sind dies Erlen (*Alnus*, Symbiose mit Actinomyceten, *Frankia*) und die Robinie (*Robinia pseudoacacia* Symbiose mit Knöllchenbakterien, *Rhizobium*). Generell wird Ammonium gegenüber Nitrat bevorzugt (KRONZUCKER et al. 1996; MARSCHNER et al. 1991). Dies ist insbesondere bei Koniferen ausgeprägt: Im Höglwald nehmen Fichten in der organischen Auflage und im Ah-Horizont ausschließlich Ammonium aber kein Nitrat auf (GESSLER et al. 1998).

Die Brutto-Aufnahmeraten zur Deckung des N-Bedarfs für Holzzuwachs und Versorgung der Blattbiomasse liegt für mitteleuropäische Laubwälder im Mittel bei  $75 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Der Bedarf von Nadelwäldern ist im Mittel geringer und liegt im Mittel bei ca.  $50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (COLE 1981, zitiert in ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Die Obergrenze der Brutto-N-Aufnahme liegt in temperaten Wäldern vermutlich bei rund  $100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (KHANNA & ULRICH 1991, SCHULZE et al. 2000, zitiert in ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Unter Abzug der jährlich dem Boden zurückgeführten Streu, die den größten Teil der jährlich (wieder-)aufgenommenen N-Menge liefert, bleibt eine Netto-N-Aufnahmerate ( $N_u$ ) von ca.  $3 - 16 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  in die langlebigeren verholzten Teile eines Bestandes (SCHULZE et al. 2000, KREUTZER et al. 2009).

### $N_{de}$

Die *Denitrifikation* ( $N_{de}$ ) ist ein zur Nitrifikation gegenläufiger Prozess, bei dem durch Reduktion von Nitrat in einer biologischen Folgereaktion  $NO_2^-$ , NO,  $N_2O$  und  $N_2$  gebildet werden. Denitrifikation tritt in Waldböden bei Verfügbarkeit von Nitrat und einer organischen C-Quelle unter Sauerstoffarmut auf. Im humiden Bereich Mitteleuropas steht die Denitrifikation auf terrestrischen Böden in engem Bezug zur Bodenart, da die Textur die Durchlässigkeit und damit den Wasser- und Lufthaushalt bestimmt. Nach der klassischen Lehrmeinung spielt die Denitrifikation nur in Böden mit Stau- und Grundwassereinfluss eine nennenswerte Rolle (REHFUESS 1990). BARTON et al. (1999) und BRUMME et al. (2005) geben  $0,5$  bis  $1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  an (beide zitiert in ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Die Denitrifikationsrate liegt in Laubholzbeständen jedoch tendenziell höher als in Nadelholzbeständen (PERSSON et al. 2000). In der Critical-Load-Berechnung für Stickstoff wird die standortsabhängige Denitrifikationsrate in Abhängigkeit vom Tongehalt berechnet, wobei bei Tonböden die maximale Nitrifikationsrate mit 50% des N-Eintrags angesetzt wurde (BOLTE & WOLFF 2001).

Bei hohem N-Eintrag kann die Denitrifikation aber selbst in nur schwach hydromorphen Böden beträchtliche Werte annehmen ( $14$  bzw.  $16 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) wie am Beispiel von Fichten- bzw. Buchenbeständen im Höglwald gezeigt werden konnte (BUTTERBACH-BAHL et al. 2002a). Unter diesen Bedingungen läuft die Denitrifikation unter Laubbaumbeständen

offenbar intensiver aber auch vollständiger ab, d. h. es wird mehr  $N_2$  und weniger von den Treibhausgasen NO und  $N_2O$  gebildet (BUTTERBACH-BAHL et al. 2002a).

### 2.2. Modelle

In der Geografie werden verschiedene konzeptionelle Modelle für die Beschreibung der Variation von Bodenparametern im Raum unterschieden (z.B. BURROUGH 1993). Modelle und Daten (kontinuierlich, diskontinuierlich) korrespondieren mit unterschiedlichen Methoden für die Übertragung von Werten an Messpunkten in die Fläche. Die Übertragung vom Punkt auf die Fläche ist die eigentliche Aufgabe der *Regionalisierung*. Neben sachlogischen Erwägungen und der Datengrundlage wird die Regionalisierungsmethode durch die Struktur der Beziehung zwischen Einfluss- und Zielgröße bestimmt.

Für die Umsetzung dieser Konzepte steht im ökologischen Kontext heute eine Reihe von Verfahren zur Verfügung. In der folgenden Übersicht werden (räumliche) Modellierungsverfahren aufgeführt, die für die Frage der Modellierung von Stoffhaushaltsparametern, wie dem Nitrataustragsrisiko relevant sind. Die Techniken werden gegliedert nach Modelltypen aufgeführt, die im Rahmen der Arbeit verwendet bzw. von anderen Arbeitsgruppen für ähnliche Fragestellungen eingesetzt werden.

#### A. Modelltypen nach Prozessintegration

- Prozess-orientierte Modelle (POM)
- Empirisch-statistische Modelle (ESM)

Alle unter B und C aufgeführten Modelltypen gehören zur Klasse der empirisch-statistischen Modelle (ESM).

#### B. Modelltypen nach Integration des Raums

- *geostatistische Modelle* betrachten die Variation einer Variablen im Raum und dienen der Analyse, Interpolation und Glättung räumlicher Daten
- *Modelle mit räumlichen Termen* enthalten neben den Prädiktoren Term(e) für die räumliche Abhängigkeit der Daten
- *Modelle ohne räumlichen Termen* basieren auf räumlichen Daten, integrieren den Raum aber nicht explizit durch räumliche Terme
- *Hierarchie-Theorie* als konzeptionelle Basis für die Verknüpfung von räumlichen Modellierungsebenen

#### C. Modelltypen nach Komplexität

Beziehung zwischen Prädiktoren und Zielgröße können durch unterschiedliche komplex Beziehungen dargestellt werden:

- linear bzw. kurvilinear (z.B. lineare oder quadratische Regression)
- glatte Beziehung (z.B. Splines, Generalisierte Additive Modelle, GAM)
- beliebig komplexe Form (z.B. Artificielle Neuronale Netze, ANN; Boosted Regression Trees, BRT)

### **Prozessorientierte und empirisch-statistische Modelle**

Im Gegensatz zu empirisch-statistischen Modellen (ESM) zielen *prozessorientierte* Modelle (POM) darauf ab, ökophysiologische Prozesse möglichst naturgetreu nachzubilden. POM enthalten Algorithmen, welche mechanistische Prozesse abbilden (Modelle für Stickstoff sind z.B. PnET-N-DNDC, BUTTERBACH-BAHL et al. 2001), während bei ESM Schätzfunktionen für Prozesse aus der statistischen Beziehung zwischen Einflussgrößen und Zielgrößen aus empirischen Daten gewonnen werden.

POM sind prinzipiell allgemeingültig, da sie auf universalen Mechanismen basieren (mechanism constancy, KORZUKHIN et al. 1996). Sie gelten daher nicht nur für spezielle Bedingungen, sondern sind theoretisch auf alle Situationen anwendbar, sofern sie vollständig parametrisiert sind (hier endet die Theorie).

ESM sind nicht an spezifische Mechanismen gebunden. Bei den korrelativen ESM ist die Parametrisierung abhängig von den Trainingsdaten. Die Parameter werden aber beibehalten (parameter constancy, KORZUKHIN et al. 1996), wenn sie z.B. bei einer Regionalisierung vom Punkt auf die Fläche auf neue Daten angewendet werden (Interpolation). Die Übertragbarkeit von ESM ist aber eingeschränkt. Deshalb müssen für gänzlich neue Objekte oder Bedingungen (Extrapolation) neue Modelle angepasst werden.

Obwohl eine Reihe von prozessbasierten Modellen zur Verfügung steht, wurde dieser Ansatz für die Vorhersage des N-Umsatzes von Waldökosystemen zur flächigen Vorhersage des N-Status bisher kaum eingesetzt (ABER et al. 1989b, BUTTERBACH-BAHL et al. 2004, SCHULTZE & HAMMEL 2004, JOCHHEIM et al. 2004). Das Haupthindernis hierfür sind die hohen Anforderungen, die diese Modelle wegen der komplexen Verknüpfung mannigfaltiger Ökosystemkompartimente an die Eingangsdaten stellen. Die deterministische Modellierung des N-Haushalts hat daher meist eher heuristischen und weniger prädiktiven Charakter (JOHNSON et al. 2000).

Mit empirisch-statistischen Modellen (ESM) kann zwar ein Zusammenhang zwischen Variablen nachgewiesen werden, jedoch keine Kausalität. Es ist jedoch allgemein anerkannt, bei der Regressionsanalyse Kausalität als Voraussetzung in die Modelle einfließen zu lassen. Dabei wird davon ausgegangen, dass die unabhängigen Variablen ( $X_i$ , Prädiktoren, Syn.: erklärende Variablen, Einflussgrößen) auf die abhängigen Variablen ( $Y$  Syn.: Zielgröße) einwirken. Ob eine Variable aber als unabhängige oder abhängige Variable aufzufassen ist, erfolgt per sachlogischer Festlegung auf der Basis von Vorkenntnissen und nicht mittels Statistik.

Empirisch-statistische Verfahren erlauben die Betrachtung von Prozessen auf einer höheren Integrationsebene, z.B. auf der Basis von einfach zu erhebenden Kennwerten im Rahmen von Bodeninventuren (GENSIOR et al. 2002; RIEK & WOLFF 2007). In der vorliegenden Studie wurden deshalb ESM eingesetzt. Die folgenden Ausführungen beziehen sich daher auf ESM.

### **Räumliche Modellierung und Hierarchie**

Ganz allgemein spricht man von räumlichen Modellen, wenn es sich um Modelle handelt, die auf räumlichen Daten basieren. Die räumliche Struktur der Daten bestimmt somit das Ergebnis des Modells im Hinblick auf die Anordnung der Daten im Raum (z.B. Karte). Beim einfachsten Fall räumlicher Modelle bleibt die räumliche Abhängigkeit der Daten im Modell

unberücksichtigt. Derartige *Modelle ohne räumlichen Terme* basieren auf der Annahme, dass keine räumliche Abhängigkeit der Daten besteht, bzw. dass diese von den physiografischen Prädiktoren in vollem Umfang (mit)erklärt werden. Etwaige räumliche Anteile der Varianz werden als nicht relevant eingestuft, solange ein Modell die Beziehungen zwischen unabhängigen Variablen und Zielgröße plausibel darstellt (MELLERT et al. 2010). Die Vernachlässigung von räumlichen Beziehungen zwischen den Prädiktoren ist v. a. dann angemessen, wenn keine kontinuierlichen Daten in der Fläche vorliegen. Denn eine diskrete Datenstruktur mit klar abgegrenzten Klassen (Legende) impliziert eine (weitgehende) räumliche Unabhängigkeit zwischen den Legendeneinheiten. Dies ist in dieser Studie bei den Daten auf bayerischer und regionaler Ebene der Fall. Hier liegen die Daten wichtiger Prädiktoren (z.B. Bodeneigenschaften und Waldtypen) nur als diskreten Informationen (Polygone) vor. Die Streuung von Werten innerhalb diskreter Einheiten kann aber eine räumliche Abhängigkeit zeigen.

*Geostatistische Modelle* fokussieren auf die räumliche Abhängigkeit der Zielgröße (Konzept der „regionalisierten Variablen“ MATHERON 1962). In geostatistischen Modellen wird die räumliche Abhängigkeit daher als eine Funktion des Abstandes zwischen den einzelnen Datenpunkten gemessen (WEBSTER & OLIVER 2001). Diese räumliche Struktur wird mit Hilfe der Variographie beschrieben. Mit Ihrer Hilfe kann die Reichweite der räumlichen Abhängigkeit (Range) beschrieben werden. Eine effiziente Beprobung (räumlich unkorrelierte Beobachtungen) erfolgt in einem Abstand, der über dem Range liegt. Die empirischen Funktionen zur räumlichen Abhängigkeit können z.B. mit Hilfe von *Kriging* regionalisiert werden.

*Modelle mit räumlichen Termen* beachten beide Aspekte indem sie neben den physischen Prädiktoren einen Term für die räumliche Abhängigkeit der Daten enthalten. Trotz des großen Potentials dieser Modelle für die Prädiktion, ist ihre Anwendung unter Ökologen umstritten. Es gibt keine Standardlösung für das Problem der Trennung von rein räumlichen und prozessbasierten Effekten. Insbesondere im Bereich der Nischen- und Artenverbreitungsmodellierung wird das Für und Wider von Modellen mit räumlichen Termen daher stark debattiert (FRANKLIN et al. 2009, pp 138). Die Inhalte dieser Diskussion sind aber gleichermaßen auf geochemische und biologische Prozesse übertragbar, die beim Stickstoffumsatz im Waldökosystem die tragende Rolle spielen.

Zum Zwecke der Analyse und Regionalisierung von Stoffhaushaltsparametern wurde bisher v. a. herkömmliche statistische Verfahren ohne räumlichen Term herangezogen (z. B. De VRIES et al. 2000, AUGUSTIN & WOLFF 2003, ZIRLEWAGEN 2003, SCHALL & SEIDLING 2004). Diese Technik wurde aufgrund der diskreten Datenbasis für die Regionalisierung auch in der vorliegenden Studie eingesetzt. Im Rahmen der Untersuchungen zur räumlichen Variabilität von Nitrat innerhalb der definierten Bestands- bzw. Waldtypen wurden dagegen geostatistische Verfahren herangezogen.

Die *Hierarchie*-Theorie (O'NEILL et al. 1986 zitiert in BUGMANN 2001) geht davon aus, dass bei der Untersuchung eines Phänomens in einer hierarchischen Ebene (n) das Prozessverständnis von der jeweiligen benachbarten unteren (feineren) Skala (n-1) kommt, während die Bedeutung dieses Phänomens erst auf der nächst höheren (gröberen) Skala zum

tragen kommt (siehe auch STEINHARDT & VOLK 2001). Im forstlichen Bereich bildet der Bestand als die kleinste Bewirtschaftungs- und Planungseinheit (ERLBECK et al. 2002) das Zentrum der Anschauung. Praktische Maßnahmen setzen i.d.R. immer am Bestand an. Der Bestand repräsentiert in dieser Studie daher den Level „n“ im Sinne der Hierarchie-Theorie. Die innerhalb eines Probekreises im Bestand genommen Bodenproben entsprechen demnach dem Untersuchungslevel „n-1“ (small scale in WASP), aus dem Informationen zum zentralen Prozess (Nitrataustrag) gewonnen werden. Die Stichprobe (Ebene n-1) soll den Bestand (n) repräsentieren. Alle weiteren räumlichen Ebenen (n+i) bauen auf dem Bestand auf. Waldgebiete entsprechen als Summe von Beständen der räumliche Ebene n+1, verschiedene Waldgebiete bilden Landschaften (n+2) und diese wiederum Regionen (n+3). Die Skalen auf höherer Integrationsstufe (>n+1) werden in dieser Studie der regionalen (Ebene B) und landesweiten Ebene (Ebene A) zugerechnet (Tab. 1 Übersicht und Kapitel 4.1).

### **Komplexität**

Statistische Zusammenhänge werden im Rahmen der Regressionsrechnung durch die deterministische (oder systematische) Komponente, die Regressionsfunktion, und die Zufallskomponente, den Fehlerterm des Modells beschrieben (SACHS & HEDDERICH 2006). Die Parameter werden im Gegensatz zu POM aus den zu Verfügung stehenden Daten geschätzt (FAHRMEIER et al. 2007). Bei den *Linearen Modellen (oder auch allgemeines lineares Modell, ALM)* wird im einfachsten Falle eine lineare Beziehung angepasst. Die Bezeichnung *lineares Modell* bezieht sich aber auf die Parameter der Funktion, nicht aber auf die Form der Beziehung. (Kurvi-)Lineare Modelle enthalten quadratische oder kubische Terme mit denen bereits relativ komplexe Beziehungen beschrieben werden können. Bei mehreren Einflussfaktoren spricht man von einer multiplen (kurvi-) linearen Regression.

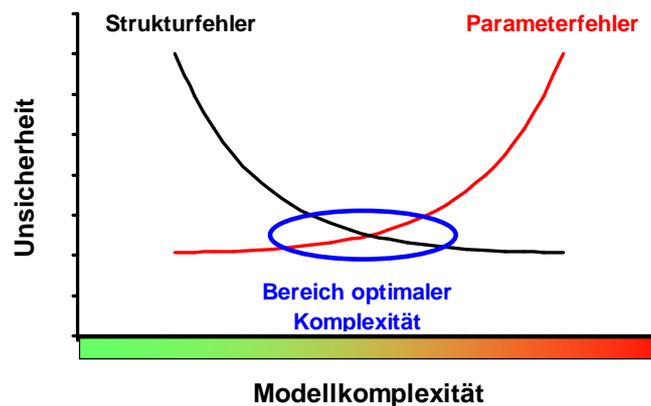
*Verallgemeinerte Lineare Modelle (Generalised Linear Models, GLM)* leiten sich aus der linearen Regression ab (ALM). Während bei den ALM die Zielgröße direkt mit der Prädiktorvariablen verbunden ist, wird bei den GLM eine Linkfunktion zwischengeschaltet. Hierdurch wird eine größere Flexibilität des GLM im Vergleich zum ALM erreicht. Zur Beschreibung binärer Zusammenhänge, z.B. im Falle der Wahrscheinlichkeit von Schwellenwertüberschreitungen, wird die logistische Regression verwendet. Sie ist ein Spezialfall eines GLM mit einer Logit-Linkfunktion. Mit diesem Modell kann die Überschreitung (1) bzw. Unterschreitung (0) eines Schwellenwertes als Wahrscheinlichkeit im Intervall [0, 1] ausgedrückt werden. GLM bilden wohl die am weitesten verbreitete statistische Modellierungsklasse. Sie stellen klar definierte parametrische Beziehungen zwischen Einfluss- und Zielgrößen dar und sind i.d.R. einfach zu kalibrieren.

Moderne *Maschinenlernverfahren* können ebenfalls den statistischen Modellen zugeordnet werden (HASTIE et al. 2008). Ein wichtiger Unterschied zu den traditionellen Regressionsverfahren liegt neben technischen Aspekten in der Modellphilosophie. Bei den klassischen Regressionsansätzen kommt der Interpretierbarkeit und Plausibilität der Parameterschätzungen bei der Modellentwicklung i.d.R. ein hoher Stellenwert zu. Dieser Anspruch kommt auch an der statistischen Terminologie („deterministische Komponente“ für

die Regressionsfunktion, SACHS & HEDDERICH 2006) zum Ausdruck. Modelle, die sich ganz auf diesen Aspekt konzentrieren werden als erklärende Modelle bezeichnet (explanatory modelling). In der Philosophie der Informationstheorie lernen die Modell aus den Daten-inherenten Strukturen ohne diese am Ende durch eine explizite Funktion darzustellen. Im Gegenteil, die gelernten Algorithmen sind meist hochkomplex und kaum durchschaubar. Es steht die Fähigkeit des Modells im Vordergrund, korrekte Vorhersagen zu treffen (zu den Begriffen „explanatory modelling“ und „predictive modelling“ siehe z.B. MAC NALLY, 2000). So gewährt z.B. das klassische Verfahren des Maschinlernens, die künstlichen neuronalen Netze (*Artificial neural networks, ANN*) gar keinen Einblick in die Parameterschätzungen mehr und ist daher als erklärendes Modell ungeeignet. Verfahren, die Regressionsbäume und Maschinlernverfahren kombinieren eignen sich dagegen sehr gut für die Aufklärung und Darstellung von Daten-inherenten Strukturen. Die transparenten Verfahren werden auch unter dem Begriff „Data Mining“ subsumiert und für die Hypothesenbildung herangezogen (ELITH et al. 2008).

Räumliche Modelle basieren häufig auf einer größeren Zahl von untereinander korrelierten Prädiktoren, die durch komplizierte Beziehungen verknüpft sein können. Bei der Verwendung derart komplexer Modelle ist die Berücksichtigung des Grundsatzes der wissenschaftlichen Sparsamkeit von besonderer Bedeutung (WENK & SCHULTZ 1999, MCBRATNEY et al. 2003).

Der Modellentwicklungsprozess zielt daher darauf ab, hinsichtlich Struktur und Parameterfehler einen optimalen Kompromiss zu finden (Abb. 2). Der Vorteil einfacher Modelle ist ihre höhere Stabilität (geringer Parameterfehler) und ihre einfache Interpretierbarkeit. Sie könnten aber aufgrund ihrer Einfachheit z.B. die komplexen Prozesse der Stickstoffumsätze in der Landschaft nur ungenügend nachbilden und bergen daher die Gefahr deutlicher Strukturfehler, die zu systematischen Fehleinschätzungen (bias) führen können. Komplexe Modelle sind prinzipiell besser in der Lage die komplexen Beziehungen zutreffend darzustellen, sie neigen aber zur Überanpassung (Abb. 2) und erzeugen dann auf Testdatensätzen eine hohe Variabilität an Ergebnissen (variance). Zudem sind sie oft kaum mehr zu interpretieren. Das bei der Modellanpassung zu lösende Dilemma zwischen Struktur und Parameterfehler wird in der Literatur als „bias-variance trade-off“ (HASTIE et al. 2008) bezeichnet.



**Abb. 2:** Darstellung der Beziehung zwischen Strukturfehler und Parameterfehler (nach WENK & SCHULTZ 1999).

Die Verfahrenswahl (z.B. traditionelles Regressionsverfahren, Maschinenlernverfahren) bestimmt die Modellkomplexität ganz entscheidend. Komplexe Modelle sind zwar prinzipiell besser für die Aufgabe der Interpolation von Daten zwischen den Lerngebieten (in unserem Fall die Flächen zwischen den Rasterpunkten) geeignet. Dies setzt jedoch voraus, dass die Lerngebiete wenigstens die wesentlichen naturräumlichen Eigenschaften der Zielgebiete vollständig repräsentieren. Dies ist in der Realität aber häufig nicht gegeben. Die Gefahr der Überanpassung (overfitting) besteht darin, dass die Daten für den Lerndatensatz optimal angepasst sind, aber keine Allgemeingültigkeit mehr besitzen und daher für (Test)Gebiete, die durch Lerndaten nur ungenügend repräsentiert werden, falsche Vorhersagen erstellen. In diesem Fall liegen Parameterfehler in Folge von Überanpassung vor (siehe Abb. 2).

Zur Wahl der angemessenen Modellkomplexität werden bei den verschiedenen Verfahren spezifische Hilfsmittel (z.B. Gütekriterien wie adjustiertes  $R^2$ , AIC, GCV) bzw. Techniken eingesetzt. Die zentrale Technik ist die Bestimmung des Modells mit dem niedrigsten Fehler auf einem Testdatensatz (HASTIE et al. 2008).

Für Regionalisierungsmodelle auf der Basis einfacher Prädiktoren sind simple Modelle vorzuziehen. Einfachere Modelle sind leichter bewertbar und sind daher auch besser zur wissenschaftlichen Absicherung geeignet. Moderne Data-Mining-Verfahren sind jedoch sehr nützlich, wenn es darum geht, aus der Vielzahl möglicher Zusammenhänge die wichtigsten herauszufiltern (*Wichtigkeit der Prädiktoren, importance*). Diese Techniken kommen im Falle der Untersuchung zur Bedeutung zusätzlicher Kennwerte für das Nitrataustragsrisiko zum Einsatz (Kapitel 4.3.1).

## 3. Konzeption

### 3.1 Untersuchungen auf verschiedenen Raumskalen

Die Entwicklung eines Regionalisierungsmodells für die landesweite Ebene (Ebene A) ist das Hauptziel dieser Studie. Dieses Modell wurde durch Untersuchungen auf größeren Maßstabsebenen (Ebenen B und C) ergänzt und abgesichert (Tab. 1).

Bei den Ergebnissen der Nitratinventur (Ebene A) handelt es sich um Querschnittsdaten, bei denen im räumlichen Nebeneinander unterschiedliche Bestände in verschiedenen Landschaften auf einer breiten Palette von Standorten mit diversen Depositions- und Klimasituationen eingehen (Parametersatz siehe Forstarchiv2, Tabelle 1). Die landesweite Raumskala stellt daher die höchste Integrationsebene dar (Ebene A, landesweite Ebene, Tab. 1).

Auf der Skala der Region (Ebene B, Tab. 1) findet eine Vertiefung der Untersuchungsintensität bei gleichzeitiger Einengung des betrachteten Standortgradienten statt. Die Untersuchungen auf der lokalen Ebene (Ebene C, Tab. 1) dienen dazu, die Frage nach der Repräsentativität des Inventurverfahrens für Bestände und darüber hinaus für Waldgebiete zu beantworten. Zudem werden auf dieser Grundlage Unsicherheiten bei der Schätzung des Nitrataustragsrisikos ermittelt.

Die methodischen Ansätze werden wie in Tab. 1 nach Skalenebenen beginnend mit der obersten, der landesweiten Ebene (Ebene A) hin zur lokalen Ebene des Waldgebiets und des Bestandes (Ebene C) dargestellt. Die Studie zur räumlichen Variabilität ist der lokalen Ebene zuzuordnen. Hier werden fundamentale Fragen zur Repräsentanz und zu den Unsicherheiten der Inventurmethode untersucht. Aus diesem Grunde werden die Ergebnisse dazu im Kapitel 4 zuerst dargestellt. Im Weiteren werden die Studien, gemäß dem verfolgten Ansatz, (Tab. 1) von der landesweiten Ebene (Ebene A) zur regionalen Ebene B aufgeführt. Abschließend werden die nicht regionalisierbaren Kennwerte behandelt (WLN3, Archiv2).

Die Verknüpfung der Studien auf den verschiedenen räumlichen Ebenen folgt gem. der Hierarchie-Theorie indem die grundlegenden Hypothesen ebenso wie die im Rahmen eigener Untersuchungen gewonnen Erkenntnisse jeweils aus einer detaillierten Skala kommen, die Auswirkung der Prozesse aber auf höheren Integrationsebenen bis hin zur landesweiten Ebene dargestellt und überprüft werden. Der Inhalt der Teilstudien auf den verschiedenen Raumskalen wird mit ihrer Zielsetzung und Fragestellung im Folgenden näher dargelegt.

### 3. Konzeption

**Tab. 1:** Überblick über die Untersuchungen, Zielsetzungen und Fragestellungen auf den verschiedenen räumlichen Ebenen. Genutzte Fremddaten sind durch *blaue Schrift/kursiv* gekennzeichnet. Fremddaten auf regionaler Ebene stammen von ROTHE & MELLERT (2004) und auf Bestandsebene von bayerischen Waldklimastation (WKS; BMELF (1997), vom Höglwald (KREUTZER & WEIS 1998) und vom Integrierten Messnetzes Stoffeintrag-Grundwasser (MSGW; BAYLfw 2004).

Räumliche Ebene	Abstandsbereich	Zeitliche Dimension	Erhebungsmethode	Zielsetzungen	Fragestellung / wissenschaftliche Absicherung
<b>A. Landesweit (Bayern)</b>	8 - 378km	einmalig  im Zeitraum 2000-2001	Landesinventur Bodenextrakt 399 Mischproben	Landesweiter Überblick über Nitratstragsrisiko/N-Status Regionale Unterschiede in Bayern insbes. Unterschiede zwischen WG	Lassen sich die Ergebnisse mit bekannten Prozessen in Einklang bringen? Decken sich die Effekte von N-Deposition, Baumart, Bestandshöhe und Substrattyp mit bisherigen Erkenntnissen?
<b>B. Region (Großraum München)</b>	<i>30m - 83km</i>	<i>1 Jahr</i>	<i>Sickerwasser</i>  <i>95 Bestände mit je 4-6</i>  <i>Saugkerzen</i>	Räumliche Differenzierung innerhalb von Wuchsgebieten (WG)	Welche Defizite des landesweiten Modells zeigen sich in der Region? Decken sich die Effekte von N-Deposition, Baumart und Bestandesalter mit bisherigen Erkenntnissen?  Welche Prädiktoren können die Vorhersagen auf regionaler Ebene verbessern?
<b>C. Lokal (Waldgebiete im Großraum München)</b>	15 - 4700m	einmalig  in 2003  > 1 Jahr  im Zeitraum 2003-2004	Gebietsinventur Bodenextrakt je 135 Proben in 2 Wäldern "Fallstudie" Sickerwasser 54 Saugkerzen	Prüfung der Voraussetzungen  Validierung: Zutreffende Einstufung von Waldgebieten	Inwieweit kann ein Inventurpunkt einen Bestand oder ein Waldgebiet repräsentieren? Sind Mittelwerte und Variationen innerhalb eines Waldgebietes kleiner als zwischen Waldgebieten? Wie ist die zeitliche Gültigkeit einer einmaligen Probenahme einzuschätzen? Wie groß sind die Unsicherheiten?
<b>4. Langzeitstudien</b>			<i>z.B.</i> <i>Höglwaldstudie</i>	Informationsquelle für Konzeption der Modelle	Welche Prozesse sind bei zunehmender N-Sättigung zu erwarten? Mit welchen Indikatoren können die Prozesse erfasst werden? Welche Arbeitshypothesen können einer Flächenstudie zugrunde gelegt werden?
<b>Experimente</b>					
<b>Monitoringflächen</b>			<i>WKS und MSGW</i>	Validierung: Zutreffende Einstufung von Beständen	Inwieweit kann ein Bestand trotz hoher Unsicherheiten zutreffend charakterisiert werden?

#### **Landesweite Ebene** (Tab. 1, Ebene A; Forstarchiv1, Forstarchiv2, WLN1, WLN3)

Die Auswertungen auf der landesweiten Ebene stehen im Fokus dieser Studie. Grundlegende Informationen zum Ansatz und die auf dieser Ebene untersuchten Arbeitshypothesen zur Stickstoffsättigung und Nitrataustrag aus Wäldern in Bayern wurden bereits in der Einleitung erläutert.

#### **Regionale Ebene** (Tab. 1, Ebene B; WLN2,)

Die Studie auf regionaler Ebene im Raum München erfüllt v. a. zwei Aufgaben. Zum einen wurde dort in einem faktoriellen Design Erkenntnisse über die Effekten von Baumart, -alter und Bewirtschaftung gewonnen, welche auch in die Konzeption der Nitratinventur eingeflossen sind (ROTHE & MELLERT 2004). Zum anderen dienen die regionalen Daten als Schnittstelle für die Modelle auf bayerischer und regionaler Ebene. Auf dieser Ebene konnten daher Fragen zur Übertragbarkeit von Modellen und Erkenntnissen auf verschiedenen Raumskalen bearbeitet werden.

Die über ein Jahr wiederholten Sickerwasseruntersuchungen in drei Waldgebieten bilden eine Brücke zwischen Fallstudien bzw. Monitoringflächen, bei denen wenige Standorte über einen längeren Zeitraum untersucht wurden und der Inventur, die flächendeckend ist, sich aber auf wenige leicht zu erhebende Parameter beschränkt.

#### **Lokale Ebene** (Tab. 1, Ebene C; WASP)

Die lokale Ebene umfasst drei Teilebenen, die in einem verschachtelten (genesteten) geostatistischen Design untersucht wurden (gem. Hierarchie-Theorie Skalen  $n+1$  = Waldgebiet,  $n$  = Bestand,  $n-1$  = Inventurpunkt). Die Studien in zwei Waldgebieten im Bereich des ehem. Forstamts Fürstenfeldbruck (BUC, ROT) befassen sich mit der räumliche Variabilität von Nitrat in Waldgebieten bzw. Beständen. Hierbei stehen Fragestellungen zur Repräsentanz und Übertragbarkeit vom Inventurpunkt auf die Fläche (Bestand, Waldgebiet) im Zentrum des Interesses. Insbesondere wird die Eignung des Probenahmeschemas der BZE für die Aufgabe einer regionalen Übersicht der Nitratkonzentration untersucht. Die kleinräumigen Sickerwasseruntersuchungen dienen zudem einer Abschätzung der zeitlichen Variabilität und damit der zeitlichen Gültigkeit einer einmaligen Nitratuntersuchung.

#### **Langzeituntersuchungen und Experimente auf Skalen n und n-1**

Langzeituntersuchungen beziehen ihre Beobachtungen i.d.R. aus der Skala n-1. Im Ergebnis sind sie der Bestandesebene (n) zuzuordnen. Die Informationen gehen in das vorliegende Projekt als Vorwissen zur Konzeption des Ansatzes und zur Validierung ein. Die Validierung stützt sich zum einen auf Daten von Level-II Flächen und Fallstudien (Höglwald, KREUTZER & GÖTTLEIN 1991, KREUTZER & WEIS 1998). Zum anderen werden Erkenntnisse über die Prozesse des N-Umsatzes im Allgemeinen und über die N-Sättigung im Besonderen zur Validierung genutzt (siehe Kapitel 2). Wissen stammt dabei vorzugsweise aus experimentellen Untersuchungen (z.B. N-Anreicherungsexperimente, Düngeversuchen) aber auch aus dem Intensivmonitoring. Experimentelle Untersuchungen im Labormaßstab wie Topfexperimente und Versuche in Klimakammern erlauben zwar eine klare faktorielle

Trennung die Ergebnisse können aber andererseits nicht direkt auf das Freiland übertragen werden. In der Waldökosystemforschung wird daher zwingend auf einer höheren Ebene der Prozessintegration gearbeitet. Als Referenz für die vorliegende großräumige Flächenstudie sind daher Freilandexperimente viel wichtiger als Laborstudien.

## 3.2 Indikatoren und Modelle

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden flächendeckende Untersuchungen zum N-Status an leicht zu erhebenden Indikatoren vorgenommen (Forstarchiv2, Tabelle 1). Diese Indikatoren werden in den Modellen als Prädiktoren verwendet, die einzelnen Bilanzkomponenten des N-Haushalt zugeordnet werden können.

Zur Parametrisierung der Modelle wurden Kennwerte (Prädiktoren=Pred) für in Gl. 1 dargestellten Bilanzkomponenten eingesetzt:

$$\text{Gl. 2:} \quad \text{PredN}_{\text{le}} = \beta_1 \text{PredN}_{\text{min}} + \beta_2 \text{PredN}_i + \beta_3 \text{PredN}_{\text{de}} + \beta_4 \text{PredN}_u + \beta_5 \text{PredN}_{\text{dep}} + e$$

### Zielgröße

$\text{PredN}_{\text{le}}$  = Prädiktor (Pred) für den Stickstoff-Austrag ( $N_{\text{le}}$ ) mit dem Sickerwasser. Für  $N_{\text{le}}$  wurden insgesamt drei verschiedenen Varianten als Prädiktoren des Nitrataustrags verwendet.

(1) Die Nitratkonzentration bei Feldkapazität (Forstarchiv2).

(2) Die binär transformierte Nitratkonzentration mit 0 als Unterschreitung und 1 als Überschreitung des Schwellenwertes (WLN1, WLN2).

(3) Die Nitrataustragsfracht, berechnet aus der Nitratkonzentration bei Feldkapazität und einer modellierten Sickerwassermenge (Forstarchiv1, Forstarchiv2).

Analog steht „Pred“ für Prädiktoren bei den übrigen Bilanzkomponenten.

Zwei verschiedene Aspekte spielen bei der Bewertung des Nitrataustragsrisikos eine Rolle. Unter dem Aspekt des Grundwasserschutzes steht die **Qualität des Sickerwassers** im Vordergrund (Nitratkonzentration als *Intensitätsparameter*). Um von der gemessenen Nitratkonzentration auf eine Austragskonzentration zu kommen, wurde die Nitratkonzentration vom aktuellen Wassergehalt auf den Wassergehalt bei Feldkapazität (FK) umgerechnet. Dies ist sinnvoll, da die Nitratkonzentration bei FK die Schwellenkonzentration zur Sickerwasserbewegung darstellt. Die Zweckmäßigkeit dieses Vorgehens wurde von KOHLPAINTNER (2011) an einer größeren Stichprobe bestätigt. Für eine Evaluierung von Bodenversauerung und Nährstoffexport ist eine Schätzung auf der Basis des **Stickstoffaustrags** (Stofffracht als *Kapazitätsparameter*, MELLERT & KÖLLING 1999, BMELF 2000) nötig.

Die Nitratinventur liefert aber nur eine Momentaufnahme des N-Haushalts durch die Nitratkonzentration und der Fehler der N-Frachtschätzung aus den Konzentrationen und den modellierten Sickerwasserabflüssen ist beträchtlich. Der zentrale Ansatz der Regionalisierung (WLN1) stützt sich daher auf die Nitratkonzentrationen. Die Stickstofffrachten wurden aber ergänzend berechnet, um das Auftreten von N-Sättigungserscheinungen auch aus dem

Blickwinkel der N-Frachten beurteilen zu können (Forstarchiv1). Zur Bewertung der Schutzfunktion des Waldes werden die Nitratkonzentrationen und -frachten an gängigen Standards der Boden- und Wasserreinheit (siehe Forstarchiv1, Tab. 1 und Tab. 2) gemessen.

Auf der jeweiligen Skalenebene wurden – je nach Teilfragestellung und Datenverfügbarkeit unterschiedliche Prädiktoren in den Modellen verwendet (Tab. 2). Die in Klammern gesetzten Kennwerte sind nicht regionalisierbare Einflussgrößen.

*Indikatoren*, die nicht als kategoriale Merkmale (z.B. Bestands- oder Substrattyp) in die Modell eingehen, sondern als metrische oder ordinale Variablen werden als „*Kennwert*“ bezeichnet. Summen-Indikatoren wie der Bestands- oder Substrattyp spiegeln Prozesse auf einer hohen Integrationsebene. Als Indikatoren für die N-Aufnahme des Bestandes wurden *Bestandstyp* und *-alter* herangezogen. Für die *N-Deposition* wurden Ergebnisse von Modellrechnungen (GAUGER 1999) bzw. Landschaftskennwerte verwendet.

Neben diesen für die Regionalisierung notwendigen Indikatoren wurden Modelle mit weiteren Kennwerten untersucht, die nicht als Flächendaten (Geodaten) vorliegen und daher nicht für eine Regionalisierung heran gezogen werden konnten (Forstarchiv2, Zusatzauswertung). Aus den Modellen mit stärker prozessorientierten Kennwerten wurden tiefere Einblicke in die Mechanismen der N-Sättigung erwartet (Kapitel 4.3). Die untersuchten Standortskennwerte dienen dabei als Indikatoren für die N-Mineralisierung ( $PredN_{min}$ ), N-Immobilisierung bzw. N-Retention und N-Akkumulation ( $PredN_i$ ) und Denitrifikation ( $PredN_{de}$ ).

Der Nitratgehalt des Oberbodens (*NitratAh*) diene als Indikator für die Quellenprozesse N-Freisetzung im Waldboden. Klassische Bodenkennwerte für die Standortsgüte wie die *Humusform*, das *C/N-Verhältnis*, der *Substrattyp* und der *pH-Wert* sind von der Idee her eher Indikatoren für die Trophie und damit die Nährstofffreisetzung. Alle diese Parameter können aber auch als Indikatoren für die Stickstoff-Immobilisierung herangezogen werden, weil sie ebenso mit dem N-Retentionspotential des Standorts zusammen hängen.

Allein die *Hydromorphie*, eigentlich ein Zeiger des Standortswasserhaushalts, kann ausschließlich als Indikator für einen Senkenprozess, die Denitrifikation ( $N_{de}$ ) gelten. Das Klima wirkt auf alle Bilanzkomponente ein und wurde daher als zusätzlicher Einflussfaktor in die Modelle mit aufgenommen (Tab. 2).

Der Ellenberg'sche Zeigerwert N wurde als Summenindikator für die N-Trophie verwendet. Er kann nicht einer speziellen Bilanzkomponente zugeordnet werden und ist daher nicht in Tab. 2 aufgeführt.

**Tab. 2:** Im Rahmen der Studie auf verschiedenen Skalenebenen als Prädiktoren genutzte Variablen, die einer N-Bilanzkomponente zugeordnet werden können. Siehe auch Forstarchiv2, Tabelle 1. Abkürzungen: NitratAh = Nitratgehalt im Ah-Horizont. Der Ellenberg'sche Zeigerwert N wurde als Summenindikator für die Trophie verwendet, er kann aber keiner speziellen Bilanzkomponente zugeordnet werden und ist daher nicht in der Tabelle aufgeführt. In Klammern gesetzten Kennwerte sind nicht regionalisierbare Einflussgrößen.

Zielgröße	Nr	Zuordnung zur N-Bilanzkomponente	Räumliche Ebene		
			Landesweit	Region	Lokal
	0	$N_{le}$ = Stickstoff-Austrag	Nitratkonzentration [ $mg\ l^{-1}$ ] N-Austrag [ $kg\ ha^{-1}$ ]	Nitratkonzentration [ $mg\ l^{-1}$ ]	Nitratkonzentration [ $mg\ l^{-1}$ ]
Prädiktoren für	1	$N_{dep}$ = Stickstoff-Depositionsrate	NH <sub>4</sub> -Deposition (Gauger 1999) NO <sub>3</sub> -Deposition (Gauger 1999) Viehichte NH <sub>3</sub> -Emissionen Landschaftskennwerte z.B. Waldanteil in 5 km Umkreis	NH <sub>4</sub> -Deposition (Gauger 1999) NO <sub>3</sub> -Deposition (Gauger 1999) Viehichte NH <sub>3</sub> -Emissionen Landschaftskennwerte z.B. Waldanteil in 5 km Umkreis	Waldrandentfernung
	2	$N_{min}$ = Stickstoff-Mineralisierungsrate	Substrattyp (Tongehalt) (NitratAh) (Humusform) (C/N-Verhältnis) (pH)	Substrattyp	
	3	$N_i$ = Stickstoff-Immobilisierungsrate	wie 2 außer NitratAh	wie 2 außer NitratAh	Hydromorphie
	4	$N_u$ = Netto-Stickstoff-Aufnahmerate	Bestandesalter/-höhe Bestandestyp	Bestandesalter/-höhe Bestandestyp	Bestandesalter/-höhe/-dichte Deckungsgrad der Bodenvegetation
	5	$N_{de}$ = Stickstoff-Denitrifikationsrate	(Hydromorphie)		
	6	Klima	Niederschlag Temperatur	Niederschlag Temperatur	

#### **Schwellenwerte**

Ziel des Schwellenwert-Ansatzes ist es, Wälder mit unproblematischen N-Status von deutlich gesättigten Wäldern zu trennen (Abb. 3, GUNDERSEN et al. 1999). Die Verwendung eines Schwellenwertes wird auch durch die Idee einer natürlichen Hintergrundbelastung beim Nitrat befördert (z.B. LANUV-NRW 2012, WWV-RP 2012).

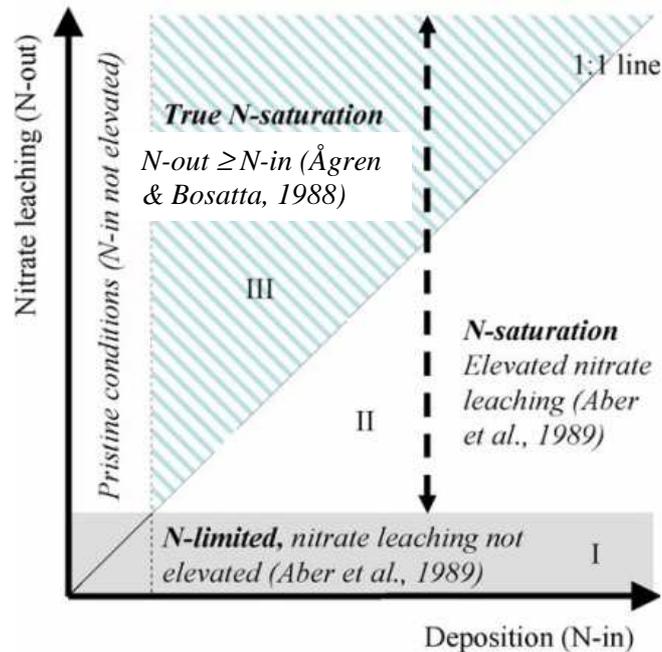
Folgende Kriterien spielen bei der Festlegung des Schwellenwerts eine Rolle:

1. Relevanz für den Wald und die Umwelt (=ökologisch)
2. Relevanz für Daseinsvorsorge, insbesondere Trinkwasserversorgung (=normativ)
3. Eignung aus statistischer Sicht (=technisch)

Vor allem amerikanische Autoren sehen bereits bei sehr geringen Nitratkonzentrationen Anzeichen für eine anthropogen verursachte Stickstoffsättigung (ABER et al. 1989a, VAN MIEGROET 1992). Diese Auffassung wird durch Studien in unbeeinflussten Wäldern der gemäßigten Zone Südamerikas untermauert (HEDIN et al. 1995, PERAKIS & HEDIN 2001, 2002). Diese Untersuchungen legen nahe, bereits das Auftreten von Nitrat unterhalb des Hauptwurzelraumes (Schwellenwert = 0, bzw. die Nachweisgrenze von  $0,1 \text{ mg l}^{-1}$ ) als Indikation für eine beginnenden Stickstoffsättigung heranzuziehen.

Bei der Verwendung eines Schwellenwerts von „0“ stellt sich allerdings die Frage nach der ökologischen Relevanz, wenn diese Schwelle nur knapp überschritten wird. Für die Praxis aussagekräftiger ist ein Schwellenwert, der eine signifikante Abweichung vom natürlichen Hintergrundwert anzeigt, und der langfristig mit einer messbaren Beeinträchtigung des Waldökosystems und des Grundwassers verbunden ist. Es wurde daher ein höherer Grenzwert festgelegt, der gleichzeitig auch besser mit den Kriterien 2 und 3 in Einklang zu bringen ist.

Aus statistischer Sicht bietet die Verwendung eines Schwellenwertes den Vorteil, störende Streuungen von deutlichen Effekten zu trennen. Mit Hilfe einer binären Transformation kann (natürliches) „Hintergrundrauschen“ von ökologisch bedeutsamen Signalen getrennt und als Zielgröße in ein logistisches Modell eingespeist werden. In der ökologischen Datenanalyse ist die binäre Transformation ein übliches Verfahren, um nichtinterpretierbares Rauschen in einem Datensatz zu mindern (LEYER & WESCHE 2007).



**Abb. 3:** N-Sättigung definiert als Überschreitung eines Schwellenwertes von Nitrat austragen (aus GUNDERSEN et al. 2009).

Folgende Gründe waren für die Wahl einer Nitratkonzentration von  $10 \text{ mg l}^{-1}$  als Schwellenwert ausschlaggebend.

- A. Natürlicher Hintergrundwert nach Angaben Deutscher Wasserwirtschafts-Behörden; Dieser Richtwert ist plausibel, weil höhere Nitratkonzentrationen in relativ unbelasteten Wäldern in den USA i. d. R. erst nach Kalamitäten oder Kahlhieb auftreten (LIKENS & BORMAN 1970).
- B. Nach der Mineral- und Tafelwasserverordnung (BMJ 1984) ist Trinkwasser mit einer Nitratkonzentration von über  $10 \text{ mg l}^{-1}$  nicht mehr für die Zubereitung von Säuglingsnahrung geeignet. Diese Referenz hat durch populärwissenschaftlichen Schriften und einschlägige Ratgeberliteratur eine weite Verbreitung erfahren. Der Schwellenwert von  $10 \text{ mg l}^{-1}$  Nitrat ist damit nicht nur rechtlich fundiert, sondern es kommt ihm auch eine psychologische Bedeutung in der öffentlichen Diskussion zu.
- C. Der Schwellenwert ist wegen der Gruppenbesetzung numerisch günstig für die Modellierung. Im Rahmen der Voruntersuchung zur Modellierungsstrategie für die Nitratinventur wurde gezeigt, dass ein höherer Schwellenwert (deutlich höher als der Median der Nitratkonzentration von  $1,85 \text{ mg l}^{-1}$ ) vorteilhaft ist, weil damit informativere Modelle mit höherer Güte erzielt werden (GERTHEISS et al. 2004). Der Wert von  $10 \text{ mg l}^{-1}$  Nitrat kennzeichnet statistisch das 67. Perzentil der Inventurergebnisse.
- D. Die kritische N-Fracht von  $5 \text{ kg N ha}^{-1}$  (Forstarchiv1) wird beim 67. Perzentil des Gesamtdatensatz erreicht. Damit liegt diese Konzentration im Mittel bei der vom BML (2000) vorgeschlagenen Austragsfracht für *Stickstoffsättigung auf niedrigem Niveau*.

Die Verwendung eines Schwellenwertes verdeutlicht, dass an einem Ort in der Karte nicht eine bestimmte Nitratkonzentration erwartet werden kann, sondern dass lediglich eine Wahrscheinlichkeit angegeben werden kann, mit der ein bestimmter Schwellenwert

überschritten wird. Diese Überschreitungswahrscheinlichkeit beschreibt das Nitrataustragsrisiko. Die Orientierung an einem sachlogisch und juristisch definierten Schwellenwert ( $10 \text{ mg l}^{-1}$ ) erleichtert zudem die Interpretation in der Praxis.

### 3.3 Modellevaluierung

Bei der Evaluierung der Modelle erfolgte eine Orientierung an den Kriterien von SACHS & HEDDERICH (2006, S. 491) für die Identifikation und Verifikation kausaler Einflüsse von Risikofaktoren aus dem medizinischen Bereich:

1. Wiederholbarkeit des Zusammenhangs/Effekts in unterschiedlichen Studien
2. Der Effekt sollte deutlich sein, etwa in Art einer Dosis-Wirkungsbeziehung
3. Der Effekt sollte bezüglich der Ursache und ihrer Wirkung spezifisch sein
4. Die Ursache muss der Wirkung zeitlich vorangehen
5. Der Effekt sollte biologisch plausibel und möglichst experimentell nachvollziehbar sein

Zur Absicherung der Studienergebnisse werden Zusammenhänge zwischen Kennwerten und der Nitratkonzentration unterhalb des Hauptwurzelraumes von eigenen und fremden Untersuchungen auf verschiedenen räumlichen Skalenniveaus einbezogen (Kriterium 1). Der Effekt wird in der Art einer Dosiswirkungsbeziehung als logistisches Regressionsmodell analysiert (Kriterium 2). Der Fokus liegt hierbei auf Beziehungen zwischen N-Eintrag als Ursache (bzw. geeigneten Prädiktoren hierfür) und dem Nitrataustrag als Wirkung (Kriterium 3). Kriterium 4 wird im Rahmen der vorliegenden Querschnittstudie mit Referenz auf die Literatur als gegeben unterstellt. Der ursächliche Zusammenhang zwischen N-Einträge und N-Austräge wird von vielen experimentellen Studien belegt (Düngeversuche, siehe REHFUESS 1999; Anreicherungsexperimente z.B. NITREX, GUNDERSEN et al. 1998).

Zentrales Kriterium der Evaluierung ist die Überprüfung, ob die Modelleffekte (deterministische Komponente) mit *kausalen Zusammenhängen* in Einklang gebracht werden können (Kriterium 5). Die *partiellen Responsekurven* der Effekte von Einflussfaktoren auf das Nitrataustragsrisiko bieten eine ideale Basis für die Plausibilitätsprüfung der Modelle, weil die Wirkungen einzelner Faktoren - ähnlich wie bei einem Experiment - unter Konstanthaltungen aller übrigen Effekte (*ceteris paribus*) inspiziert werden können.

Ergänzend zu den Kriterien von SACHS & HEDDERICH (2006, S. 491) wird die Gültigkeit der Modelle an einem unabhängigen Datensatz getestet (Testdatensatz). Für das bayerische Regionalisierungsmodell wurden sämtliche verfügbare Daten aus Langzeituntersuchungen in Bayern herangezogen (SCHULZ 2004). Neben den bayerischen Level-II Programm kamen Ergebnisse des „Integrierten Messnetzes Stoffeintrag-Grundwasser“ (BayLfW 2004) und der Fallstudie Höglwald (KREUTZER & WEIS 1998) zum Einsatz. Zudem werden beim Downscaling der Modelle von der bayerischen zur regionalen Ebene unabhängige Datensätze miteinander verglichen und die Modelle aufeinander abgestimmt (WLN2). Das Modell für die Region München wurde wiederum anhand von unabhängigen Daten aus der lokalen Ebene (Waldgebietsstudien BUC, ROT) validiert.

Zusätzlich zu dieser Validierung wurde das 2005 mit klassischen Regressionsverfahren erstellte Regionalisierungsmodell für Bayern einer Revision mit Hilfe moderner Verfahren bzw. Kriterien unterzogen. Hierbei wurden insbesondere folgende Fragen untersucht:

1. Kann die Annahme einer Überlegenheit des logistischen Regionalisierungsmodells gegenüber dem log-linearen Modell mit modernen Gütekriterien bestätigt werden?
2. Ist die Annahme von linearen Zusammenhängen adäquat oder kann die Modellqualität mit glatten Termen verbessert werden?

## 4. Zentrale Ergebnisse mit Evaluierung

### 4.1 Räumliche Variabilität (WASP)

#### **Variabilität und räumliche Repräsentanz**

Die Bedingungen am Messpunkt können von den durchschnittlichen Verhältnissen in einem Bestand oder Waldgebiet deutlich abweichen. Es stellt sich daher die Frage, inwieweit eine Übertragung vom BZE-Punkt auf die Fläche möglich ist

In Abb. 4 sind die Ergebnisse zur räumlichen Variabilität im Rothschaiger Forst (ROT) aus der Sickerwasserstudie in einem Bestand („small scale“) und der Flächenstudie („medium and large scale“) synthetisch in generalisierter Form dargestellt (Grundlage siehe WASP, Abb. 3 und Abb. 4). Das Spektrum der bei der Probenahme im Bestand erfassten Distanzen reicht von 0,8 m bis 80 m, im gesamten Waldgebiet von 15 m bis 4,7 km.

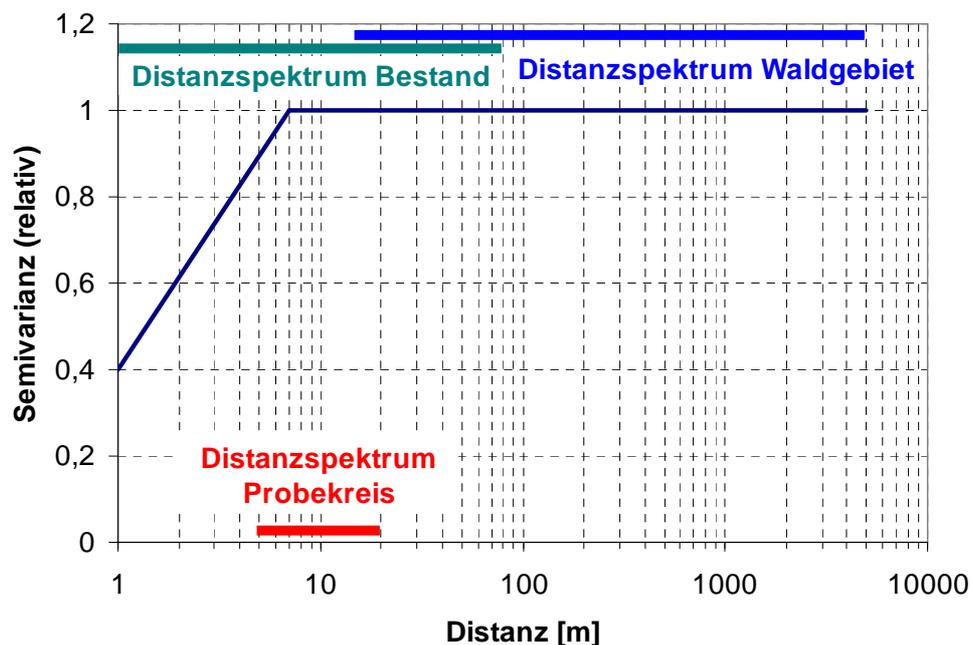
Die Variabilität ist bereits bei kurzen Abständen (ca. 1 m) sehr hoch und beträgt etwa 40% der Gesamtvarianz. Der Bereich der räumlichen Abhängigkeit (Range) reicht von ca. 1 m bis ca. 7-8 m (< 10 m). Ab einer Distanz von > 10 m ist keine räumliche Abhängigkeit der Nitratkonzentrationen mehr zu erkennen. Bei der Inventur-Probenahme wurde mit 4 -20 m ein Abstandsbereich beprobt, der am Ende des Range liegt aber deutlich in den Bereich räumlich unabhängiger Nitratkonzentration hineinreicht (Abb. 4, Distanzspektrum). Wie der Range zeigt, wurden beim Beobachtungsabstand < 7-8 m redundante, weil korrelierte Informationen erfasst. Effizienter hinsichtlich der Erfassung der Gesamtvarianz wäre eine gleichmäßigere Abdeckung der Kleinfläche am Inventurpunkt mit einer Rasterweite, die etwa dem Range entspricht (WEBSTER & OLIVER 1990). Für BZE- Wiederholungsbeprobungen ist eine geringere Distanz jedoch von Vorteil, da unterhalb des Range eine räumliche Korrelation vorhanden ist und daher von einer verbundenen Stichprobe ausgegangen werden kann (MELLERT et al. 2008). Für eine einmalige Aufnahme im Rahmen der Nitratinventur stellt das Probenahmeschema der BZE wegen der teilweisen Erfassung räumlich autokorrelierter Bereiche zwar ein gute, aber keine ideale Basis dar.

#### **Variabilität innerhalb und zwischen Waldgebieten**

Beide untersuchten Waldgebiete Buchwald (BUC) und Rothschaiger Forst (ROT) befinden sich im selben AELF-Bereich (Amt für Landwirtschaft und Forsten) und sind ca. 15 km voneinander entfernt. Auch bei der Bestockung (ältere Fichtenreinbeständen > 40 Jahre, siehe WASP, Tab. 1) und der N-Deposition ähneln die Wälder einander sehr. So liegt die N-Deposition im Bestand Fi1 in ROT bei 15 kg N ha<sup>-1</sup> (MELLERT & KÖLLING 2006) und in BUC bei 18 kg N/ha (SPANGENBERG 2002, Messstelle in einer Waldrandentfernung von 150 m).

Die Standortverhältnisse der beiden Wälder unterscheiden sich aber sehr deutlich. Während die Böden in ROT sehr skelettreich sind und bis auf den geringmächtigen Bt-Horizont keine höheren Tongehalte aufweisen, stocken die Bestände in BUC auf tiefgründiger entwickelten, feinerdereichen Böden mit hohen Tongehalten (WASP, Tab. 2).

Die Streuung der Nitratkonzentrationen ist in beiden Wäldern ähnlich hoch (VK in ROT max. 100% in BUC max. 125 %). Das Niveau der Nitratkonzentrationen ist aber in ROT mit  $43 \text{ mg l}^{-1}$  signifikant höher als in BUC mit  $23 \text{ mg l}^{-1}$  (jeweils im untersten beprobten Horizont; siehe WASP2, Tab. 3). Da Bestände und N-Depositionen in beiden Wäldern vergleichbar sind, spielen die Substratunterschiede offenbar eine gewichtige Rolle für die Erklärung der Differenzen bei den Nitratkonzentrationen. ROT entspricht nach Forstarchiv2 der Bodenartengruppe „Sl/sL“ mit durchschnittlich höheren Nitratkonzentrationen als bei Gruppe „L“ der BUC zuzurechnen ist. Ursachen für den Effekt des Substrats auf die Nitratkonzentration werden in Kapitel 4.2.1 und 4.3.1 diskutiert und in Kapitel 5.1.2. ausführlich behandelt.



**Abb. 4:** Generalisiertes Variogramm der Nitratkonzentrationen im Rothschwaiger Forst. Die grünen und blauen Balken stellen die untersuchten Distanzspektren im Bestand bzw. im Waldgebiet dar. Im Vergleich dazu ist das Distanzspektrum eines Probekreises der Nitratinventur in rot eingezeichnet (Grundlage Abb. 3 und Abb. 4 in WASP2).

Die Befunde der flächenhaften Untersuchungen in ROT und BUC haben Konsequenzen für das weitere Vorgehen bei der räumlichen Modellierung.

- Nitratkonzentrationen erscheinen innerhalb von hinreichend homogenen Wäldern als zufällig variierend und können mit kontinuierlichen Modellen (WASP, Fig 7 b) in Abhängigkeit vom Abstand beschrieben werden (Geostatistik). Auf dieser Basis ist z.B. eine Interpolation (z.B. mit Kriging) in die Fläche eines homogenen Waldgebiets möglich.
- Die verschiedenen Niveaus der Nitratkonzentrationen in Wäldern mit unterschiedlichen Verhältnissen lassen sich dagegen mit einem diskontinuierlichen Modell beschreiben, welches den Standorteffekt darstellt (WASP, Fig 7 a). Die diskontinuierlichen Effekte des Substrats gehen im Rahmen der vorliegenden Studie durch faktorielle Parameter in die Regressionsmodelle ein.

- Der Range von ca. 10 m scheint dagegen weitgehend substratunabhängig zu sein, weil er in beiden Waldgebieten mit sehr unterschiedlichen Substraten vorgefunden wurde. KOHLPAINNER (2011) fand im Höglwald ebenfalls einen Range um 10 m. Die gewonnenen Parameter bieten daher wohl eine geeignete Basis für eine überschlägige Abschätzung der Unsicherheit von „Mischprobenmittelwerten“ der Inventur.

#### **Sickerwasser vs. Extrakt / zeitliche Gültigkeit**

Die durch Extraktion ermittelten Nitratkonzentrationen der Bodenlösung unterhalb des Hauptwurzelraumes und die der Sickerwasserprobenahme lagen in etwa auf gleichem Niveau (WASP Abb. 6a). Dies spricht dafür, dass Extraktwerte gut mit Sickerwasserwerten vergleichbar sind und deshalb als Indiz für Nitratstragsrisiken gut geeignet sind.

Der größte Teil der Gesamtvariabilität der Nitratkonzentrationen geht auf die räumliche Streuung zurück. Derselbe Befund liegt mittlerweile aus der Intensivstudie zur kleinräumigen Variabilität für den Höglwald vor (KOHLPAINNER 2011). Die in WASP vermutete Stabilität räumlicher Muster in ungestörten Beständen über längere Zeiträume, wurde in dieser Studie ebenfalls bestätigt. Die räumliche Verteilung der Nitratkonzentration blieb im Höglwald über die gesamte Beobachtungszeit in der Vegetationsperiode erhalten.

Bei Störungen und durch die Bewirtschaftung können erhöhte Nitratkonzentrationen auch in bestimmten Phasen auftreten, die nicht mit einer depositionsgetriebenen N-Sättigung zusammenhängen (Drainage, Baumartenwechsel, N-fixierende Spezies). Rückläufige Trends sind insbesondere während der Wiederbesiedelung von Kahlflächen und Lichtungen (MELLERT et al. 1996, 1998, WEIS et al. 2001, HUBER et al. 2003) zu beobachten.

Um den Einfluss von kurzfristigen Bewirtschaftungsmaßnahmen aus dem Regionalisierungsmodellen heraus zu halten, wurden Flächen mit Kahlhiebsen und anderen Verjüngungsmaßnahmen aus dem Kalibrierungsdatensatz ausgeschlossen. Dies ist notwendig, weil lediglich Geodaten zu Standorts- und Waldtypen vorliegen, nicht aber zu etwaigen Störungen oder Eingriffen. Zudem wurde der Kalibrierungsdatensatz auf terrestrische Böden beschränkt, da Grundwasserböden neben der atmosphärischen N-Deposition erhebliche Stoffzuflüsse aus externen, nicht zurechenbaren Quellen beziehen.

Eine einmalige Erfassung der Nitratkonzentrationen kann also nur den aktuellen N-Status mit einer Zeitperspektive von wenigen Wochen (bis Monaten) darstellen. Es ist daher wichtig, Faktoren wie die genannten standorts- oder bestandsverändernde Eingriffe sowie aktuelle Störungen (Kalamitäten, Eingriffe) bei der Bewertung des aktuellen N-Status auszusondern bzw. getrennt zu berücksichtigen. Da die räumliche Variabilität in ungestörten Beständen die zeitliche übersteigt (WASP Tab. 5), erscheint ein Urteil auf der Basis einer einmaligen Bodeninventur vertretbar.

#### **Unsicherheiten**

Die Streuung der Nitratwerte auf Bestands- bzw. Waldgebietsebene (Datenbasis 135 Punkte) ist auf der Originalskala (untransformiert) sehr hoch Variationskoeffizienten (VK) ca. 100%.

Die Varianz ist im Gesamtgebiet allerdings höher als im Inventurkreis, der auch noch räumlich autokorrelierte Punkte enthält (Abb. 4).

Die Unsicherheiten können durch die kritische Differenz veranschaulicht werden. Die kritische Differenz beschreibt die Werteabweichung, die notwendig ist, um Datenkollektive als statistisch signifikant unterschiedlich zu bewerten. Als Irrtumswahrscheinlichkeit wird hierbei gewöhnlich  $\alpha < 0,05$  zugrunde gelegt. Als Eingangsgrößen zur Berechnung der kritischen Differenz benötigt man den entsprechenden t-Wert, in diesem Falle nach dem t-Test zur Prüfung von Messwertdifferenzen zwischen ungepaarten Stichproben und die Stichprobengröße. Bei der Stichprobengröße des Inventurkreises von  $N=9$  ist die kritische Differenz direkt proportional zum VK. Nach dem ermittelten VK von 100% müsste die an einem Standort vorgefundene Konzentration den Schwellenwert demnach um das Doppelte überschreiten, um signifikant erhöht zu sein.

Durch Log-Transformation kann die Streuung und damit die kritische Differenz erheblich gesenkt werden. Im Rothschaiger Forst (ROT) wird der VK durch diese Maßnahme von knapp 100% auf 36% abgesenkt. Dies ist hilfreich für die Analyse der Daten und die statistische Absicherung von Unterschieden sowie die Entwicklung von Modellen. Auf dem Niveau der Originaldaten bleiben die Unsicherheiten aber erhalten (siehe WASP, Abb. 5).

#### *Exkurs - Extremwerte: ökosystemrelevante Hot Spots oder Ausreißer?*

Eine wichtige Frage für die Beurteilung des N-Status anhand der Nitratkonzentration im Boden ist, ob die gefundenen Extremwerte als Ausreißer zu interpretieren sind oder ob sie eine regelmäßige und gar wesentliche Eigenschaft der beobachteten Waldböden darstellen. Einige Fallstudien zeigen, dass an manchen Standorten die ökosystemaren Stoffumsetzungen und -transporte großteils innerhalb von Hot Spots ablaufen (z.B. HAGEDORN 1999, ZIRLEWAGEN und v. WILPERT 1999). Die aggregierte räumliche Verteilung von Streuzersetzern in Waldböden, wie im Höglwald anhand der Collembolenfauna gezeigt (MELLERT 1993), spricht ebenfalls für eine große Bedeutung von Hot Spots für den Stoffhaushalt. Das Ausblenden von Extremwerten (z.B. mittels Median) würde dann eher die Gefahr einer Unter- als die einer Überschätzung des ökologisch relevanten Mittelwertes mit sich bringen. Auch die Ergebnisse von WASP sprechen eher dafür, dass mittlere Konzentrationen eine gute Basis für die Schätzung des Gebietsaustrags in ROT sind, denn die mittleren Konzentrationen korrespondieren gut mit den Nitratkonzentration des Grundwassers im Bereich dieser Wälder (MELLERT & KÖLLING 2006).

### **Kapitel 4.1. Räumliche Variabilität (WASP) - Die wichtigsten Ergebnisse auf einen Blick**

#### *1. Inwieweit kann ein Inventurpunkt einen Bestand oder ein Waldgebiet repräsentieren?*

- Die Korrelationslängen (Range) liegen bei 7-10 m. Bei Abständen > 7-10 m erreichen sie das Niveau auf Waldgebietsebene.
- Das Probenahmeschema der Bodenzustanderhebung (BZE) erfasst einem Abstandsbereich von 3-20 m und kann daher Verhältnisse von homogenen Beständen/Waldgebieten repräsentieren.
- Das BZE-Probenahmeschema ist für die Schätzung zwar eine gute aber keine ideale Basis. Ideal wären Proben aus einem systematisches Raster mit > 7-10 m Weite.

#### *2. Sind Mittelwerte und Variationen innerhalb eines Waldgebietes kleiner als zwischen Waldgebieten?*

- Die Kovariablen (Bodenart, Waldrandentfernung) konnten innerhalb der Waldgebiete nur ca. 10% der Streuung erklären.
- Die Streuung in den beiden homogenen Waldgebieten erschien daher weitgehend als räumlich stochastischer Prozess mit einer Korrelationslänge von < 10 m.
- Das Unterschiedliche Niveau der Nitratkonzentrationen der beiden strukturell ähnlichen Wälder kann auch nicht auf die N-Depositionen zurückgeführt werden, die in beiden Gebieten etwas gleich ist. Sie beruht daher vermutlich v. a. auf Substratunterschieden

#### *3. Wie ist die zeitliche Gültigkeit einer einmaligen Probenahme einzuschätzen?*

- Eigene und externe Studien zeigen, dass die räumliche Variabilität der Nitratkonzentrationen größer ist als die zeitliche. Die Referenzierung der Nitratkonzentrationen auf die Feldkapazität minimiert kurzfristige Effekte der Bodenfeuchte. Mit einer einmaligen Probenahme kann der N-Status eines ungestörten Bestandes mit einer zeitlichen Gültigkeit von mehreren Monaten eingeschätzt werden.
- Effekte durch Bewirtschaftung, die über mehrere Jahre wirken können, sind bei der Probenahme bzw. Analyse auszuschließen bzw. getrennt zu behandeln.

#### *4. Wie groß sind die Unsicherheiten?*

- Die Streuung der Nitratwerte auf der Originalskala (untransformiert) ist hoch. Der Variationskoeffizient beträgt ca. 100%.
- Bei einer Stichprobengröße von  $n = 9$  besteht ein linearer Zusammenhang (1:1) zwischen dem Variationskoeffizienten und der kritischen Differenz des t-Tests. D.h. erst bei einer Stichprobe mit doppeltem hohem Mittelwert kann ein signifikanter Unterschied zur Referenz nachgewiesen werden.
- Durch Log-Transformation der Nitratkonzentration kann die Streuung erheblich gesenkt und die Werteverteilung an eine Normalverteilung angenähert werden. Auf dieser Basis sind zuverlässigere Modellschätzungen möglich.

## 4.2 Nitrataustragsrisiko in Bayern

### 4.2.1 Landesweite Ebene (Forstarchiv1, WLN1)

#### 4.2.1.1 Modellentwicklung und -eigenschaften

Die Ergebnisse der Nitratinventur (deskriptive Statistik) werden in Forstarchiv1 behandelt. Die für das Verständnis der Modelle (WLN1) wesentlichen Ergebnisse aus beiden Arbeiten werden im Folgenden zusammengefasst dargestellt.

Abb. 3 in WLN1 gibt einen Überblick über die Nitratkonzentrationen bei Feldkapazität. Die Klassen wurden nach ökologischen Richtwerten bzw. gängigen Standards der Boden- und Wasserreinheit eingeteilt. Wie das Histogramm zeigt, sind die Werte stark rechtsschief verteilt. Geringe Nitratkonzentration bis  $2,5 \text{ mg l}^{-1}$  bilden mit knapp einem Drittel der Werte die größte Klasse. Bei 15 % der Inventurbestände lag eine Überschreitung des ehemaligen EU-Richtwerts für Trinkwasser ( $25 \text{ mg l}^{-1}$ ) vor, bei 7,5% gar eine Überschreitung des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung ( $50 \text{ mg l}^{-1}$ ).

Aus den Daten wurde das in WLN1, Tab. 3 dargestellten logistischen Regressionsmodells abgeleitet. Für die Wahl des Modells waren mehrere Aspekte ausschlaggebend. Vor allem die Übereinstimmung mit Modellen basierend auf der untransformierten Nitratkonzentration bei Feldkapazität (WLN1, siehe Tab. 2, ALM; GLM basierend auf einer Gammaverteilung siehe GERTHEISS et al. 2004). Die Modellgüte und Plausibilität der Ergebnisse waren schließlich entscheidend für die Wahl des finalen Modells.

Die Prädiktoren im logistischen Regressionsmodell sind der Substrat- und der Waldtyp, sowie die Ammoniumeinträge und die Winterniederschläge. Die Parameterschätzungen nach der Maximum Likelihood Methode erbrachten die in WLN1, Tab. 4 dargestellten Werte. Ein Alters- bzw. Höheneffekt des Bestands konnte mit den Daten der Nitratinventur nicht bestätigt werden. Die Parameter (mit Ausnahme von Laubholz) sind mindestens auf dem 10%-Niveau signifikant von Null verschieden (WLN1, Tab. 4). In der Parameterschätzung spiegelt sich die Zunahme des Risikos erhöhter Nitratkonzentrationen bei den Bestandstypen in der Reihe Kiefer – Laubholz – Mischbestände – Fichte und bei den Substratgruppen in der Reihung Sand, Ton – lehmiger Sand, sandiger Lehm – Kalk) wider (WLN1, Tab. 4). Der Substrattyp erzeugt die größten Effekte (3,815) über dem beobachteten Wertespektrum und ist damit der einflussreichste Prädiktor im Modell. In der Rangfolge der Effekte folgen die Höhe der Winterniederschläge (2,481), der Waldtyp (1,778) und die Ammoniumdeposition (1,713). Beim ALM tauschen der Winterniederschläge und der Waldtyp die Rangplätze, ansonsten sind die Verhältnisse gleich (Forstarchiv2).

Eine wesentliche Ursache für die N-Sättigung der Wälder in Bayern und die damit einhergehenden Nitrataustragsrisiken sind die Ammoniakemission der Landwirtschaft (KÖLLING 1991, HUBER 1997, SPANGENBERG & KÖLLING 2003). Diese Übertreffen v. a. in stärker belasteten Gebieten die Einträge von  $\text{NO}_x$  deutlich. Es ist daher plausibel, dass unter den beiden korrelierten N-Eintragsgrößen die Ammonium-Einträge als bedeutenderer Prädiktor ins Modell aufgenommen wurden. Beim Niederschlag erwiesen sich die

Winterniederschläge als klimatische Einflussgröße im Modell als signifikant. Die Niederschläge außerhalb der Vegetationsperiode sind in der Tat entscheidend für die Nitratauswaschung aus dem Boden, da im späten Winter bzw. frühen Frühjahr die Sickerung wegen der schwachen Transpiration bei gering entwickelter Vegetation verstärkt abläuft.

Gruppiert nach den kategorialen Größen (Substrat-, Waldtyp) kann die Plausibilität des Modells anhand der Responsekurven für die stetigen erklärenden Variablen (Ammoniumeinträge, Winterniederschläge) grafisch geprüft werden. Zwei Matrizen zeigen die Effekte beider Faktoren (Substrat- und Waldtyp) im Zusammenspiel mit der Ammoniumdeposition (Abb. 5) bzw. dem Winterniederschlag (Abb. 6). Summarisch betrachtet (Größe der Effekte) ist in beiden Matrizen ein diagonalen Gradient des Risikos von links oben (Kiefer auf Sanden und Tonen) nach recht unten (Fichte auf Kalk) erkennbar.

Die Einstufung der Waldtypen wird durch bisherige Erkenntnisse zu Bestandeseffekten weitgehend untermauert (ROTHER et al. 2002, WASP1, ROTHER & MELLERT 2004). Fichtenbestände unterliegen dem höchsten Nitrataustragsrisiko v. a. wegen der hohen atmosphärischen Filterwirkung der Fichtenkrone (Auskämmeffekt). Im Vergleich zu Laubholz spielt wohl auch der geringere N-Bedarf und eine geringere N-Akkumulationskapazität im Fichtenwaldhumus eine Rolle.

Das geringere Nitrataustragsrisiko unter Kiefer (Abb. 5 und 6) dürfte allerdings nur zu geringem Anteil auf einen Baumarteneffekt an sich zurück geführt werden (z.B. geringere Auskämmung wegen relativ geringerem Blattflächenindex), sondern steht vermutlich v. a. in Zusammenhang mit ihrem Verbreitungsschwerpunkt auf mageren (sauren oder kalkreichen), übernutzten Standorten mit niedriger Nitrifikationsrate, die über eine relativ hohe Stickstoffspeicherungsreserve verfügen.

Die Effekte der Substratgruppe lassen sich ebenfalls gut mit den ökologischen Verhältnissen an den Standorten erklären. Reichere Böden sind von Natur aus besser mit Stickstoff versorgt und sie verfügen daher wohl über geringere N-Retentionskapazitäten als arme Böden. Die geringe Nitratkonzentration unterhalb des Hauptwurzelraumes in Tonböden geht vermutlich zurück auf die höhere N-Bindung in diesen Böden, die geringe Wasserleitfähigkeit, die einer Nitratauswaschung vorbeugt und bei Wasserstau die Denitrifikation begünstigt.

Das hohe Nitrataustragsrisiko auf kalkbeeinflussten Böden hängt ursächlich mit den typischerweise hohen N-Umsatzraten aber v. a. deren hohem Nitrifikationspotential zusammen. Nach ELLENBERG & LEUSCHNER (2010 S. 197) wird im Kalkbuchenwald vermutlich mehr N freigesetzt als die Bäume aufnehmen können. Vom N-Überschuss profitiert die in diesen Wäldern üblicherweise reiche Krautschicht. Die Austragsgefahr für gebildetes Nitrat ist hoch, da Kalkstandorte meist flachgründig sind und eine hohe Wasserdurchlässigkeit besitzen.

In Sanden sowie Tonböden ist das Niveau der Nitratkonzentrationen fast unabhängig vom Bestandstyp bei geringen  $\text{NH}_4$ -Depositionen niedrig (Abb. 5). Während Kiefern- Misch- und Laubbaumbestände in der Spannweite der Ammoniumdepositionen in Bayern im Bereich eines geringen bis erhöhten Risikos liegen, erreichen Fichtenbestände auf Lehmen ein hohes Risiko bei ca.  $25 \text{ kg NH}_4\text{-N ha}^{-1}$ . Bei Laubholz- und Mischbeständen werden erhöhte Risiken

besonders auf eutrophen Lehmböden und auf Kalk-Standorten geschätzt. Kiefernbestände auf Kalkverwitterungslehmen und Humuskarbonatböden (Kalk) unterliegen abhängig von den Ammoniumdepositionen einem großen Risiko-Spektrum von leicht erhöht bis hoch.

Die Kurven in der Matrix zu den Niederschlagseffekten (Abb. 6) weisen ein ähnliches Muster auf wie bei der Ammoniumdeposition (Abb. 5) – nur mit umgekehrten Vorzeichen. Der Hintergrund für Absenkung der Nitratkonzentration mit steigendem Niederschlag ist simpel: Bei hohen Niederschlägen werden die Nitratfrachten stärker verdünnt, dies kommt der Sickerwasserqualität in Form niedrigerer Nitratkonzentrationen zugute.

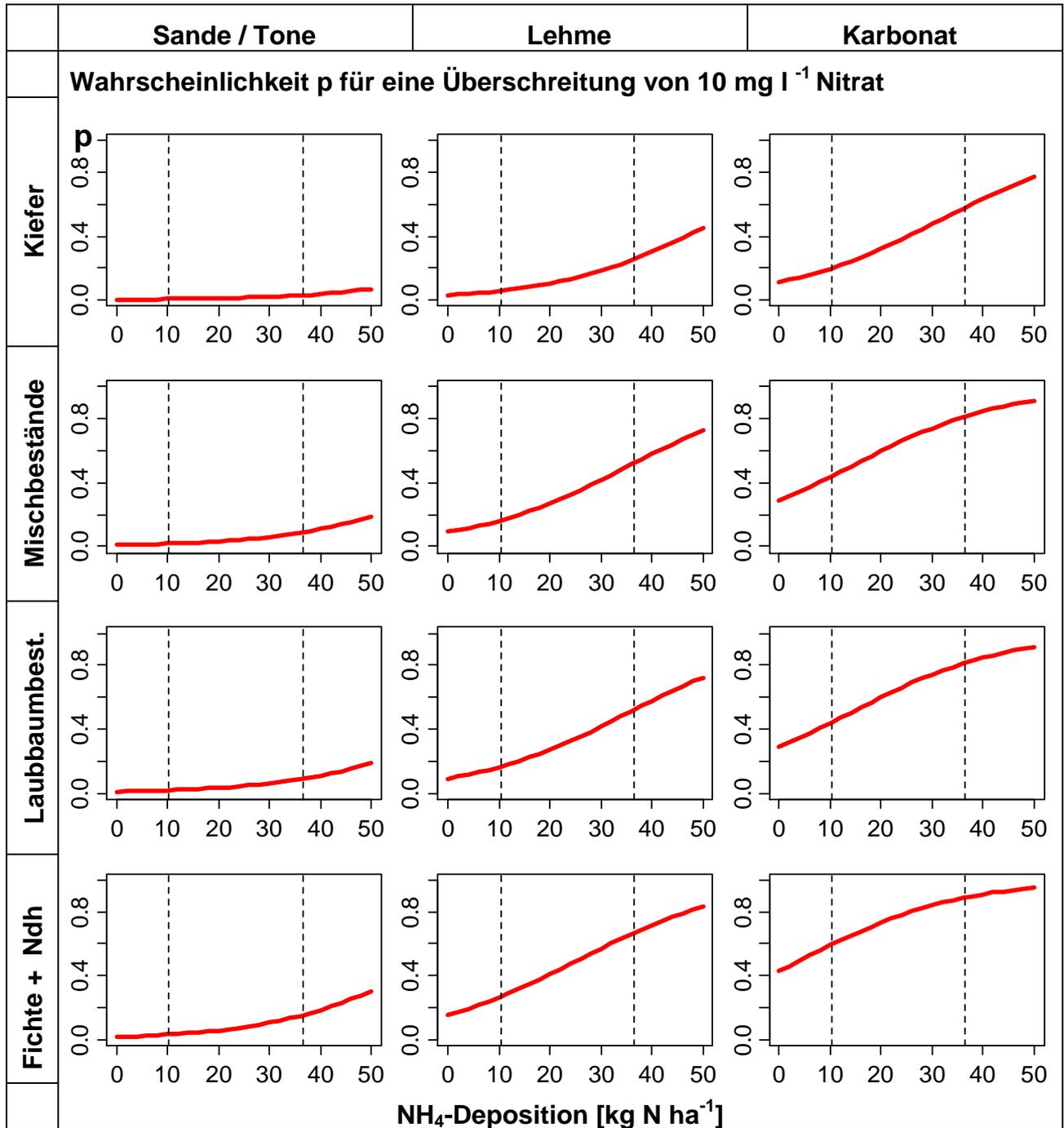
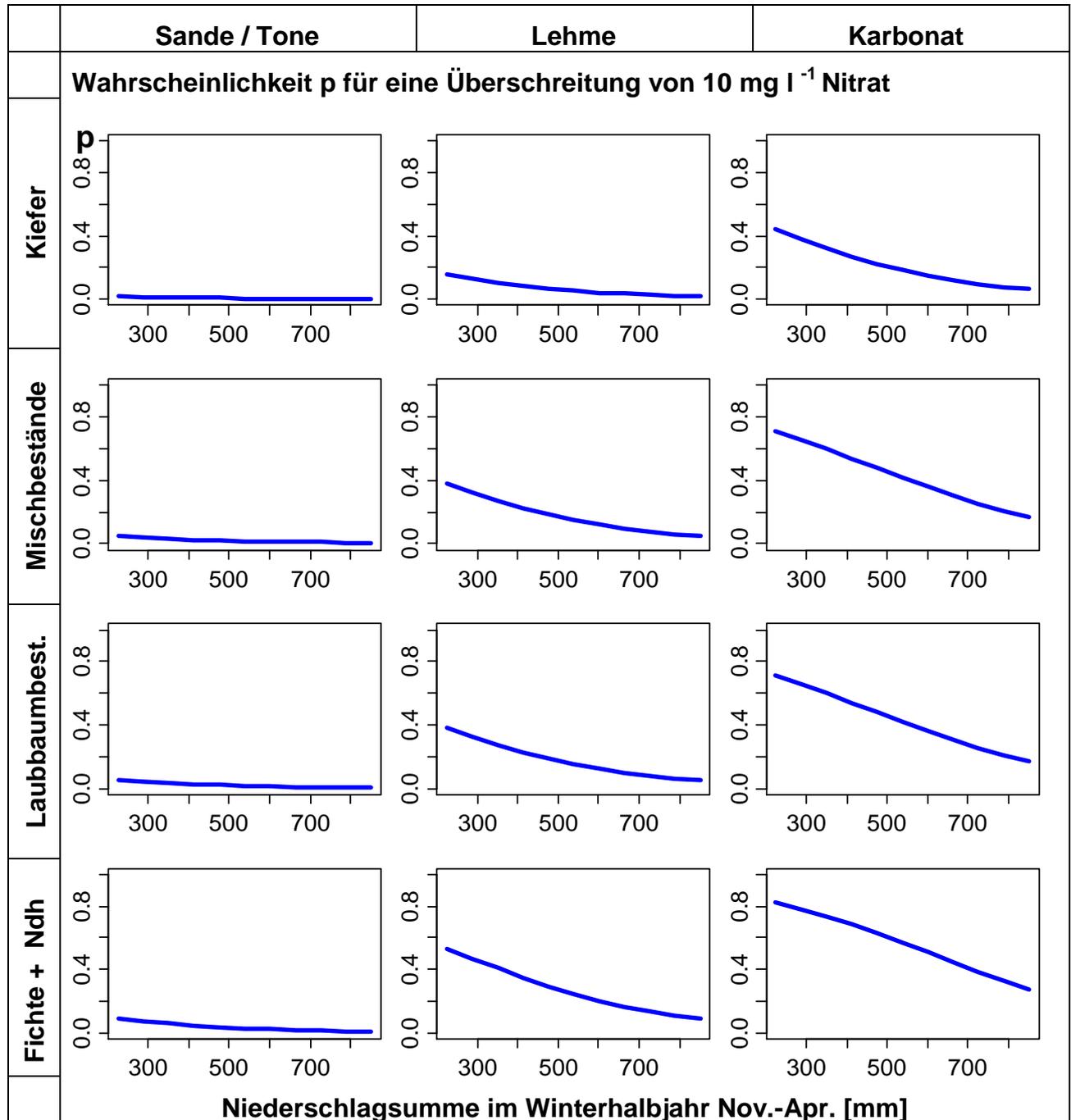


Abb. 5: Beschriftung nächste Seite

**Abb. 5** (vorhergehende Seite): Partielle Effekte (Responsekurven) der  $\text{NH}_4$ -Deposition [ $\text{kg N ha}^{-1}$ ] auf die Wahrscheinlichkeit ( $p$ ) für eine Überschreitung von  $10 \text{ mg l}^{-1}$  Nitrat nach Bestands- und Substrattyp. Die vertikalen unterbrochenen Linien geben den Kalibrierungsbereich des Modells an.



**Abb. 6:** Partielle Effekte (Responsekurven) der Niederschlagssumme im Winterhalbjahr Nov.-Apr. [mm] auf die Wahrscheinlichkeit ( $p$ ) für eine Überschreitung von  $10 \text{ mg l}^{-1}$  Nitrat nach Bestands- und Substrattyp.

##### 4.2.1.2 Validierung

Die Validierung des Modells erfolgte an einem unabhängigen Datensatz aus Langzeituntersuchungen in Bayern (WLN1 Abb. 7, rote Säulen). Betrachtet man zunächst die Zuordnung der beobachteten Überschreitungen zu den Risikoklassen, so erweist sich die Modellschätzung insgesamt als befriedigend. Die Übereinstimmung zwischen Beobachtung und Vorhersage ist bei höheren Risiken am besten.

Die Vorhersage des bayerischen Regionalisierungsmodells (WLN1 Abb. 7) zeigte insgesamt eine befriedigende Performance. Trotz des günstigen Ergebnisses bei der Validierung neigte das Modell bei hohen Risiken auf dem Trainingsdatensatz jedoch zur Unterschätzung (WLN1 Abb. 7, blaue Säulen). Als zentrale Probleme der Vorhersage wurden die Unterschätzung des Risikos der alten Fichtenbestände (1) und die mögliche Überschätzung bei jungen Fichtenbeständen (2) vermutet. Diese Frage wurde im Rahmen der Modellierung für den Münchner Raum aufgegriffen.

Zur Einschätzung der erreichbaren Modellgüte wurde ein Vergleichsmodell auf Basis publizierter Daten aus 53 Fallstudien und Monitoringflächen des Level-II-Programms in Deutschland gerechnet (BRUMME & KHANNA 2008, Tab.1). Es wurde ein zum Regionalisierungsmodell vergleichbares logistisches Modell erstellt.

Dieses Vergleichsmodell enthält als Zielgröße den über mehrere Jahre hinweg ermittelten N-Austrag. Als Prädiktoren wurden die N-Deposition, Bestandstyp und Humusform sowie weitere Kennwerte verwendet. Der Schwellenwert für N-Sättigung wurde auf 5 kg N/ha gesetzt. In dem Modell erwies sich nur die N-Deposition als signifikanter Prädiktor. Das Modell auf der Basis von Intensivmessflächen erreichte im Vergleich zum bayerischen Modell eine geringere Güte ( $R^2(\text{adj}) = 0,192$ , Deviance explained = 17.6%). Der Modellvergleich zeigen, dass selbst auf der Basis langjähriger Flussmessungen schwierig ist, Modelle mit hoher Erklärungskraft für den Nitrataustrag zu erzielen. Gemessen an diesem Ergebnis ist die Güte des lediglich auf Inventurdaten basierenden Regionalisierungsmodells für Bayern als sehr zufrieden stellend einzustufen.

##### *Verbesserung der Modellanpassung im logistischen Modell*

Durch binäre Transformation der Nitratkonzentration mit dem Schwellenwert von 10 mg l<sup>-1</sup> und Anwendung eines logistischen Modells konnte im Vergleich zum log-linearen Modell eine bessere Anpassung an die Daten erreicht werden. Eine Verbesserung der Modellgüte konnte bei allen üblichen Maßen für den „goodness of fit“ festgestellt werden. Das aussagekräftigste Maß, GCV, das im Prinzip auf einer Kreuzvalidierung basiert, verbessert sich um 17% gemessen an der Güte des log-linearen Modells. Damit konnte gezeigt werden, dass die binäre Transformation tatsächlich informationsloses Rauschen in unserem Datensatz mindert und die Erklärungskraft des Modells erhöht.

**Tab. 3:** Charakterisierung des logistischen Modells und eines entsprechenden log-linearen Modells mit diversen Gütemaßen. Angabe der relativen Differenzen der Gütemaße in % in Bezug auf das jeweilige Gütemaß des log-linearen Modells (100%). Bei den Gütekriterien AIC, BIC und GCV bezeichnet ein geringerer Wert eine bessere Anpassung.

Modell	R <sup>2</sup> (Nagelkerke)	R <sup>2</sup> adjustiert	Erklärte Devianz	AIC	BIC	GCV
Logistisch	0,282	0,178	0,183	324	355	1,026
Log-linear	-	0,158	0,176	968	1002	1,235
Differenz%		12,7	4,0	66,5	64,6	16,9

#### 4.2.1.3 Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen in Bayern

Das Ergebnis der Regionalisierung ist in WLN1, Abb. 9 als Bayernkarte dargestellt. Die Wahrscheinlichkeit der Schwellenwertüberschreitung wurde in Risikoklassen unterteilt. Die Risiken größer und kleiner 50% wurde zunächst zweigeteilt. Im Bereich kleiner Werte wurde die Klasseneinteilung weiter verfeinert, um der Häufigkeitsverteilung der p- bzw. Konzentrationswerte besser gerecht zu werden.

Das Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unterscheidet sich in den bayerischen Waldgebieten großräumig sehr stark voneinander. Im Mittel unterliegen in Bayern gut 11% der Wälder einem hohen bis sehr hohen Risiko (WLN1, Abb. 10, rechte Säule). In knapp 70% der Wälder liegt eine Überschreitungswahrscheinlichkeit von 12,5 - 50%) vor. Ein geringes Risiko (p kleiner 12,5%) ist nur auf knapp 20% der bayerischen Waldfläche zu verzeichnen. Die Karte des Risikos erhöhter Nitratkonzentrationen (Abb. 9) liefert eine brauchbare Differenzierung der Verhältnisse der bayerischen Wuchsgebiete. Fast ausschließlich geringe Risiken liegen im Fränkischen Keuper und Albvorland vor (WG 5). Dies liegt an den verbreiteten Kiefernbeständen auf Sand- und Tonböden (bzw. Sand über Ton), einer Kombination mit minimalem Nitrataustragsrisiko (Abb. 4). Ein geringes bis leicht erhöhtes Risiko besteht im Oberpfälzer Becken- und Hügelland (WG 9), in der Rhön (WG 3) und im Wuchsgebiet Spessart-Odenwald (WG 2). Hier ist das vorherrschen von Laubholz- und Kiefernbeständen auf überwiegend armen Böden für die günstige Situation verantwortlich.

In der Frankenalb und im Oberpfälzer Jura (WG 6) sowie den Schotterplatten- und Altmoränenlandschaften (WG 13) besteht in 2 Drittel der Wälder mindestens ein erhöhtes Risiko ( $p > 0,25$ ) einer Schwellenwertüberschreitung. Ursache für das in den Juralandschaften trotz überwiegend risikomindernder Bestockung (Kiefer und Laubholz) erhöhte Nitrataustragsrisiko sind die häufig flachgründigen, kalkbeeinflussten Böden mit hohem Nitrifikationspotential und hohem Auswaschungsrisiko. In den beiden anderen Regionen sind in erster Linie die hohen Ammoniumdepositionen für die hohe Überschreitungswahrscheinlichkeit verantwortlich. Das Alpenvorland (Moränengebiete WG 14) profitiert hinsichtlich der Risiken von den hohen Niederschlägen, welche zwar die Nitratkonzentration senken, aber zu hohen Austragsfrachten führen.

Das größte Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen liegt im Tertiärhügelland (WG 12) vor. In 95% der Wälder liegt die Überschreitungswahrscheinlichkeit des Schwellenwertes von

10 mg l<sup>-1</sup> über 25%. Die Gründe hierfür liegen in den hohen N-Depositionen, die in den fichtendominierten Wäldern nurmehr ungenügend zurückgehalten werden können.

Alle übrigen Wuchsgebiete (WG 4, 7, 8, 10, 11) liegen hinsichtlich der Überschreitungswahrscheinlichkeit von 10 mg l<sup>-1</sup> Nitrat in etwa im bayerischen Mittel.

#### **Kapitel 4.2.1 Landesweite Ebene (WLN1) - Die wichtigsten Ergebnisse auf einen Blick**

*Lassen sich die Ergebnisse mit bekannten Prozessen in Einklang bringen?*

- Trotz hoher Streuungen konnten plausible Beziehungen zwischen den Prädiktoren des Nitrataustrags und den Zielgrößen des Nitrataustragsrisikos hergeleitet werden.
- Zur Kennzeichnung des N-Status wurde als Zielgrößen eine log-transformierte Nitratkonzentration unterhalb des Hauptwurzelraumes verwendet (1) sowie eine binäre Zielgröße aus der Transformation mit einer Konzentrationsschwelle von 10 mg l<sup>-1</sup> (0=Unterschreitung; 1=Überschreitung) (2).
- Die Ergebnisse lassen sich mit bisherigen Erkenntnissen zum Nitrataustragsrisiko in Einklang bringen und erfüllen Kriterien zur Identifikation und Verifikation kausaler Einflüsse (SACHS & HEDDERICH 2007).

*Decken sich die Effekte von N-Deposition, Baumart, Alter bzw. Bestandeshöhe und Substrattyp mit bisherigen Erkenntnissen?*

- Die Effekte der N-Deposition (bzw. Ammoniumdeposition) auf das Nitrataustragsrisiko entspricht der erwarteten Dosis-Wirkungsbeziehung.
- Standort und Bestand modifizieren das Nitrataustragsrisiko stark. Die Modifikation ist mit bisherigen Erkenntnissen weitgehend vereinbar. Ein Effekt der Bestandeshöhe war aber nicht nachweisbar.

*Validierung*

- Die Validierung des Modells an einem unabhängigen Datensatz von Intensivmessflächen ergab ein befriedigendes Ergebnis.

*Landesweiter Überblick*

- Das Nitrataustragsrisiko ist in Bayern räumlich stark differenziert. Der starke Einfluss von Niederschlag, Standort- und Bestandstyp schlägt sich in einem deutlich unterschiedlichen Niveau der Risiken in den einzelnen Wuchsgebieten (WG) nieder. Innerhalb der WG wirkt der Einfluss der N-Deposition differenzierend auf das Nitrataustragsrisiko.

*Risikogebiete*

- Gebiete mit besonders hohem Nitrataustragsrisiko sind das Tertiärhügelland (WG 12), die Frankenalb der Oberpfälzer Jura (WG 6) sowie die Schotterplatten- und Altmoränenlandschaften (WG 13). Die primären Ursachen für die hohen Risiken liegen in den hohen Ammoniumeinträgen (WG12), dem hohen Nitrifikationspotential (WG 6) und der zumeist hohen Wasserdurchlässigkeit der Substrate.

## 4.2.2 Regionale Ebene (WLN2)

### 4.2.2.1 Modellentwicklung und -eigenschaften

Ausgangspunkt der Modellentwicklung auf regionaler Ebene waren die Vorhersagen des bayerischen Regionalisierungsmodells (LOGB) in dieser Region. Trotz der grundsätzlich befriedigenden Ergebnisse auf bayerischer Ebene, lieferte die Überprüfung der Risikoschätzung des Bayernmodells anhand der Daten der Untersuchungsbestände im Großraum München (ROTHE & MELLERT 2004) eine ungenügende Anpassung (WLN2, Abb. 2a). Trotz z.T. erheblicher Überschreitungen der Schwellenkonzentration (Maximalwerte der Nitratkonzentration bei  $60 \text{ mg l}^{-1}$ ) lag die maximale p-Wert-Schätzung bei unter 70%.

Die beschriebene Divergenz der Vorhersagen von LOGB und der Messungen in der Region München (WLN2, Abb. 2a) wurden auf zwei Gründe zurückgeführt: (1) abweichende Merkmale auf beiden Skalen und (2) auf fehlende Modellterme hinsichtlich wesentlicher Einflussfaktoren. Ein abweichendes Merkmal ist der Bewaldungsgrad, der in der Region München größer ist als im Landesdurchschnitt (WLN2, Abb. 3). Im Prinzip wurde der Bewaldungsgrad in LOGB indirekt über den N-Depositionsterm (GAUGER 2002) zwar bereits berücksichtigt, für den größeren Maßstab der Region München ist diese Geoinformation offenbar jedoch nicht genug differenziert. Deshalb bleibt ein großer Anteil der Varianz der Nitratkonzentrationen durch das bayerische Modell unerklärt. Das Bestandesalter fehlte in LOGB ganz. Dadurch wird das Risiko bei Fichtenaltbeständen eher unter- und bei Fichtenjungbeständen eher überschätzt.

Mit dem genesteten Modell für den Raum München wurde daher getestet, ob sich die Vorhersage mit den beiden Prädiktoren Bewaldungsgrad und Bestandesalter verbessern lassen. Dabei wurden die Residuen des bayerischen Modells für die Daten der Region München durch ein lineares Modell erklärt. Es stellte sich heraus, dass beide Prädiktoren in der Tat die Vorhersage (WLN2, Tab. 3) verbesserten. Auch die Interaktion zwischen beiden Prädiktoren und zwischen Wald-Typ und Alter waren signifikant (WLN2, Tab. 4), mit den größten Alterseffekten bei Nadelwaldbeständen (zumeist aus Fichte).

Diese Ergebnisse entsprachen der Erwartung. Die Rolle von Waldrandeffekten wurde in Waldbeständen in Südbayern bereits nachgewiesen (SPANGENBERG & KÖLLING 2003). ROTHE und MELLERT (2004) zeigten, dass das Bestandesalter das Risiko der Nitratauswaschung in der Region München signifikant beeinflusst, vor allem in Fichtenbeständen.

### 4.2.2.2 Validierung

Die Güte des Modells anhand des Trainingsdatensatzes für den Münchener Raum war sehr zufrieden stellend. Die Werte der Überschreitungen und prognostizierte Risiken stimmten gut überein (korrigiertes  $R^2 = 0,528$ ). Als unabhängiger Datensatz wurden die Ergebnisse anhand der intensiv untersuchten Bestände (BUC, ROT; siehe Kapitel 4.1) in der Region München für die Validierung auf lokaler Ebene herangezogen. In beiden Wäldern können die

vorherrschenden Altbestände (> 40 Jahre) als N-gesättigt angesehen werden. Der Median der Nitratkonzentration der großen Stichprobe (n = 135) betrug 23 mg l<sup>-1</sup> (BUC) und 43 mg l<sup>-1</sup> (ROT). Das regionale Modell ordnete die Altbestände in diesen Wäldern folgerichtig den höchsten Risikoklassen zu (WLN2, Abb. 5).

Die Ergebnisse aus dem bayerischen Modell konnten durch den genesteten Modellierungsansatz erfolgreich auf die kleinere räumliche Skala angepasst werden. Die Vorzüge gegenüber einer Regionalisierung mit einem nicht genesteten, unabhängigen Modell liegen in der Verknüpfung der Skalenebenen und der Identifikation der auf den verschiedenen Skalenniveaus wirkenden Prädiktoren.

#### **4.2.2.3 Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen im Raum München**

Die Karte des Risikos erhöhter Nitratkonzentrationen (WLN2, Abb. 6) zeigt einen Nord-Süd-Gradienten der in der Tendenz abnehmende Risiken mit zunehmender Annäherung an die Alpen aufweist. Der Gradient der Risikoschätzungen ist bedingt durch die Prädiktionen des genesteten Modells und des zugrunde liegenden Bayernmodell (LOGB). Kausal sind hierfür die von Nord nach Süd zunehmenden Niederschläge und die abnehmenden NH<sub>4</sub>-Einträge (siehe Abb. 2 in WLN1) verantwortlich. Beide Faktoren setzen die Überschreitungswahrscheinlichkeit des Schwellenwerts herab. Dieses Nord-Süd-Gefälle wird noch verstärkt durch die höheren Laubholz- und Mischwaldanteile im südlicher gelegenen Moränengebiet und die im Vergleich zum nördlich gelegenen Tertiären Hügelland zumeist größeren Waldflächen. Die großen Waldflächen in der Münchener Schotterebene wirken sich ebenfalls risikomindernd aus. Im Tertiärhügelland sind die Risiken flächendeckend erhöht, wegen der hohen Ammoniumdepositionen (siehe Abb. 2 in WLN1), welche die inselartig in die intensiv landwirtschaftlich genutzte Fläche eingebetteten Waldgebiete erhalten. Das oberbayerische Tertiärhügelland erhält in die dort vorkommenden größeren Waldgebiete etwas niedrigere N-Einträge. Dies schwächt auch das Nitrataustragsrisiko etwas ab. Eine zusätzliche Absenkung und Differenzierung der Risiken ist hier auch durch vorhandene Laubholz- und Jungbestände, z.B. dem Eurasburger Forst (WLN2, Abb. 6, EUR) zu erkennen.

Im Bereich der Inn-Jungmoräne ergeben sich ebenfalls hohe Nitrataustragsrisiken infolge der hohen Ammoniumdepositionen, welche die vergleichsweise kleinen Waldgebiete in diesem Bereich erhalten. Die Jungmoränenlandschaften liegen aber außerhalb des Kalibrierungsraumes des regionalen Modells. Die Ergebnisse sind daher unsicherer als für das Tertiärhügelland und die Münchener Schotterebene.

### **Kapitel 4.2.2 Regionale Ebene (WLN2) - Die wichtigsten Ergebnisse auf einen Blick**

*Welche Defizite des landesweiten Modells zeigen sich in der Region?*

- Der vom landesweiten Durchschnitt abweichende Bewaldungsgrad sowie ein fehlender Term für das Bestandesalter (bzw. die -höhe) erwiesen sich als die größten Defizite des bayernweiten Modells.

*Decken sich die Effekte von N-Deposition, Baumart und Bestandesalter mit bisherigen Erkenntnissen?*

- Das räumlich genestete Modell steht im Einklang mit bisherigen Erkenntnissen.
- Der Ansatz bestätigte einerseits die Ergebnisse des Bayernmodells weitgehend, zeigte andererseits aber auch die Defizite auf.

*Welche Prädiktoren können die Vorhersagen auf regionaler Ebene verbessern?*

- Auf überregionaler Ebene wirkende Faktoren sind der Standort und der Waldtyp sowie die Ammoniumdepositionen und die Niederschläge.
- Auf regionaler Ebene treten als Prädiktoren das Bestandesalter und der lokale Bewaldungsgrad hinzu.

*Validierung*

- Die Vorhersagen des Modells in den intensiv untersuchten Waldgebieten der Flächenstudien sind zutreffend.

*Regionaler Überblick*

- Das Nitrataustragsrisiko ist in der Region räumlich stark differenziert
- Bei den Teilwuchsbezirken zeigen sich landschaftsspezifische Nitrataustragsrisiken
- Auch innerhalb der Waldgebiete ist das Nitrataustragsrisiko räumlich stark differenziert. Die risikomindernden Effekte einer Laubholzbestockung und die risikoerhöhenden Effekte von Fichtenaltbeständen und von Randlagen kommen klar zum Ausdruck.

*Risikogebiete*

- Das Teilwuchsgebiet mit dem größten Nitrataustragsrisiko ist das niederbayerische Tertiärhügelland. Die kleinen meist fichtendominierten Waldgebiete inmitten intensiv landwirtschaftlich genutzter Flächen erhalten hohe N-Einträge und erreichen daher durchweg ein maximales Risiko.
- Im oberbayerischen Tertiärhügelland verringern höhere Laubholzanteile und geschützte Lagen im Waldinnern das Nitrataustragsrisiko deutlich.

## 4.3 Integration von nicht-regionalisierbaren Kennwerten

### Vorbemerkungen

In diesem Kapitel werden Kennwerte behandelt, die durch Messungen bzw. Aufnahmen vor Ort bestimmt wurden, für die aber keine Geodaten vorlagen. Diese Kennwerte konnten nicht als Grundlage für Regionalisierungsmodelle verwendet werden, sie werden daher gesondert behandelt. Der Abschnitt gliedert sich in zwei Unterkapitel. Im ersten werden die Kennwerte zum Bestand und Standort behandelt (Forstarchiv2, Zusatzauswertung) und im zweiten die Ellenberg-Zeigerwerte (WLN3). Die getrennte Abhandlung der Ellenberg-Zeigerwerte ist notwendig, da aus der ganzjährig durchgeführten Inventur nur ein Teilkollektiv der Vegetationsaufnahmen verwertet werden konnte.

### 4.3.1 Standortskennwerte (Forstarchiv2, Zusatzauswertung)

In Forstarchiv2 wurden unter 35 potentiellen Prädiktoren die wesentlichen Einflussgrößen des Nitrataustragsrisikos selektiert und die relative Bedeutung der einzelnen Faktoren bestimmt. Zudem wurden mit Hilfe modellierter Sickerwasserspendsen die N-Austräge berechnet und neben der Nitratkonzentration als Zielgröße in linearen Regressionsmodellen verwendet. Diese Regressionsmodelle stimmten weitgehend mit dem bayerischen Regionalisierungsmodell überein. Die wichtigsten Vorhersageparameter waren der Substrat- (Rang 1) und der Bestandstyp (Rang 2). Die Niederschlagshöhe ist sowohl bei den Nitratkonzentrationen als auch bei den Frachten von entscheidender Bedeutung (Rang 3). Beim Modell mit Konzentrationen als Zielgröße ist der Winterniederschlag signifikant, beim Frachtmodell der Jahresniederschlag. Der Waldanteil als Depositionsindikator tritt in den Regressionsmodellen erst an 4. Stelle in Erscheinung. Ein erheblicher Anteil der Varianz bleibt durch die Modelle allerdings unerklärt (70-80%). Kennwerte, wie das C/N-Verhältnis, leisteten neben den Summenindikatoren (Bestands-, Substrattyp) und dem Niederschlag sowie der N-Deposition keinen signifikanten Beitrag zur Erklärung der Nitratkonzentration. Dies wurde dahingehend interpretiert, dass die in den Modellen verwendeten kategorialen Einflussfaktoren (Bestandes- und Substrattyp) die Effekte dieser Kennwerte größtenteils abdecken.

Dieses Ergebnis war aber insofern enttäuschend, weil man sich von den stärker prozessorientierten Kennwerten potentiell tiefere Einblicke in den N-Status der Wälder erwarten konnte, als von den Indikatoren auf hoher Integrationsebene. Zum Beispiel kann über das C/N-Verhältnis der N-Anreicherungsgrad eines WÖS näher bestimmt werden (BMELF 2000, Mac DONALD et al. 2002). Zudem bieten Kennwerte prinzipiell bessere Möglichkeiten zur gutachterlichen Beurteilung des N-Status.

Auch im Hinblick auf die vergleichsweise schwache Vorhersagekraft des N-Eintrages ist eine tiefer gehende Analyse hilfreich. Denn dieses Ergebnis könnte in einer naiven Interpretation – unter Ausblendung von Vorwissen – als Beleg für eine untergeordnete Bedeutung der anthropogenen N-Depositionen für ein erhöhtes Nitrataustragsrisiko gedeutet werden.

In der vorliegenden Zusatzauswertung wurden die Daten der Nitratinventur daher mit BRT als Data Mining-Verfahren analysiert, um ggf. tiefere Einblicke zu gewinnen (siehe Anhang A). Folgende Fragen wurden dabei primär untersucht.

1. Liefern (Boden)-Kennwerte einen merklichen und plausiblen Beitrag zu Erklärung des N-Status?
2. Liefern die Kennwerte Ansatzpunkte, um die modifizierende Wirkung von Standorts- und Waldtyp auf das Nitrataustragsrisiko besser zu verstehen?
3. Können insbesondere die Senkenfunktionen bei Sand- und Tonböden klarer spezifiziert werden?
4. Können auf der Basis des C/N-Verhältnisses Schwellenwerte für die kritische N-Anreicherung von WÖS identifiziert werden?

#### **Methodischer Ansatz**

Im Gegensatz zu den Analysen in Forstarchiv2 mit ALM ist die Zusatzauswertung mit BRT besser geeignet, um den zusätzlichen Beitrag von Kennwerten zu identifizieren. BRT erlauben eine simultane Untersuchung zahlreicher interkorrelierter Variablen (siehe Kapitel 2.2). BRT werden im Rahmen des Data-Mining sowohl zur Hypothesenprüfung als auch zu Generierung neuer Annahmen verwendet. Insgesamt wurde mit BRT eine Vorauswahl von bis zu 12 Variablen gleichzeitig ins Modell eingespeist. Dies entspricht einem Stichproben-zu-Variablen-Verhältnis von mindestens 30. Auf dieser Basis sind mit BRT durchaus noch Interaktionen modellierbar (ELITH et al 2008). Die BRT wurden zudem dazu herangezogen, Schwellenwerte zu identifizieren.

Das C/N-Verhältnis und der Nitratgehalt des Ah-Horizonts wurden im Rahmen des Data Mining nicht nur als Prädiktoren des Nitrataustragsrisikos verwendet (siehe Modell 3 unten), sondern auch als Zielgrößen (siehe Modelle 1 und 2). Im Einzelnen wurden in den drei Modellierungsansätzen folgende Analysen durchgeführt:

1. *Modell 1: C/N-Verhältnis* als Kennwert der N-Akkumulation (Bilanzkomponente  $N_i$  verbunden mit  $N_u$ )
2. *Modell 2: Nitratgehalt des Ah-Horizonts (NitratAh)* als Kennwert der Nitrifikation /N-Mineralisierung (Bilanzkomponente  $N_{nit}$  als Teilkomponente von  $N_{min}$ )
3. *Modell 3: Nitratkonzentration unterhalb des Hauptwurzelraumes* als Kennwerten für das Nitrataustragsrisiko (Bilanzkomponente  $N_{le}$ )

#### **Modell 1 : C/N-Verhältnis als Kennwert für N-Akkumulation ( $N_i$ )**

Das Modell 1 (Tab. 4) erklärt beim Trainingsdatensatz mehr als 80 % und bei den Testdatensätzen (10-fache Kreuzvalidierung) im Mittel fast 70% der Varianz der C/N-Verhältnisse. Am bedeutendsten für die Erklärung der C/N-Verhältnisse sind der Bestandstyp und die Humusform. Dieser Zusammenhang entspricht der gängigen Vorstellung des C/N-Verhältnisses als Anzeiger für den Nährstoffumsatz an einem Standort und damit seiner Trophie. Die Bedeutung des C/N-Verhältnisses als Indikator für die N-Akkumulation kommt in der starken Beziehung zu den N-Depositionsindikatoren zum Ausdruck. Der Waldanteil und die Ammoniumdeposition erreichen zusammen eine Variablenwichtigkeit von 21% im

Modell mit insgesamt 10 Prädiktoren (4 Bodenindikatoren, 1 Bestandskennwert und einem Klima-Prädiktor neben dem Bestands- und dem Bodentyp). Dies ist auch ein klarer Beleg dafür, dass die Ammoniumdeposition eine Ursache für die zunehmende N-Akkumulation in Wäldern ist.

**Tab. 4:** Wichtigkeit von Prädiktoren (variable importance) als Ergebnis des Data Minings mit Boosted Regression Trees (BRT) für Modelle mit verschiedenen Zielgrößen. Modell 1: C/N-Verhältnis des Ah-Horizonts (C/N); Modell 2: Nitratgehalt des Ah-Horizonts ( $\text{mg g}^{-1}$ ) (NitratAh); Modell 3: Nitratkonzentration unterhalb des Hauptwurzelraumes (NitratBC). Das mit \* gekennzeichnete Modell 3 a (NitratBC\*) enthält die Nitratkonzentration des Ah als Prädiktor. Bei Modell 3 b fehlt NitratAh als Prädiktor. In der letzten Zeile ist das  $R^2$  aus 10-facher Kreuzvalidierung der Modelle angegeben. Die Form der Effekte ist in Anhang A dargestellt.

Ergebnisse BRT		Variablenwichtigkeit [%]			
Modell-Nummer		1	2	3a	3b
Zielgröße		C/N	NitratAh	NitratBC*	NitratBC
als Kennwert für		$N_i$	$N_{min}$	$N_{le}$	$N_{le}$
Prädiktor	Einheit				
NitratAh				*43,1	
C/N-Verhältnis (Ah)	--	--	5,8	3,0	6,1
C/N-Verhältnis (Referenzhorizont)	--	--	8,3	2,1	7,6
Mächtigkeit der Humusauflage	cm	6,9	5,3	3,7	7,9
pH (CaCl <sub>2</sub> )	--	13,5	21,0	7,2	6,7
Tongehalt	%	13,6	3,8	7,4	6,0
Humusform	--	15,9	13,2	3,3	4,6
Substrattyp	--	3,0	11,4	8,9	16,8
Waldanteil (5 km Umkreis)	%	11,2	12,6	3,6	11,1
Ammonium-N-Deposition	$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$	9,8	4,6	5,6	11,4
Niederschlagssumme (Nov.Apr.)	mm	4,4	4,5	1,9	3,1
Bestandstyp	--	19,2	3,7	8,4	15,0
Bestandshöhe Oberschicht	m	2,4	5,8	1,9	3,7
$R^2$ aus 10-facher Kreuzvalidierung		0,669	0,465	0,532	0,321

### Modell 2 : NitratAh als Kennwert für Nitrifikation ( $N_{nit}$ )

Die Nitratkonzentration im Ah (NitratAh) kann durch das vorhandene Prädiktorenset fast zur Hälfte erklärt werden. Der wichtigste Prädiktor in Modell 2 ist der pH-Wert (> 20% Wichtigkeit). Die große Bedeutung des pH im Modell 2 spricht dafür, dass die standörtliche Prädisposition für die Nitrataustragsrisiken zu einem großen Teil auf den Säure/Basen-Status zurückgeführt werden kann. Die Humusform steht in der Wichtigkeit an zweiter Stelle und belegt ebenfalls die Bedeutung von Bestand und Standort für das Nitrifikationspotential. An dritter Stelle erscheint der Waldanteil als Depositionsindikator. Aus letzterem kann man folgern, dass die N-Einträge die Nitratkonzentrationen unmittelbar anheben. Zum anderen können auch eine verstärkte Nitrifizierung nach N-Anreicherung (ABER et al. 1998) sowie die Hemmung der Nitrataufnahme bei hoher Ammoniumverfügbarkeit (EMMETT 2007) hinter dieser Beziehung stehen.

Aus Modell 2 können zudem zwei C/N-Schwellen für eine verstärkte Überschussnitrifikation abgeleitet werden. Als kritische C/N-Schwellenwerte wurde aus den Responsekurven für das C/N-Verhältnis für Auflagehumus ein Wert von 25 und für Mull von 17 abgeleitet.

#### **Modell 3 : NitratBC als Kennwert für Nitrataustrag ( $N_{le}$ )**

Modell 3 a, welches die Nitratkonzentration im Ah-Horizont (NitratAh) als Prädiktor enthält, erklärt mehr als 50% der Varianz der Nitratkonzentrationen im Unterboden (NitratBC). Ohne diesen wichtigen Prädiktor sinkt die erklärte Varianz um mehr als 20% ab. Dies bedeutet, dass trotz der Fülle an Prädiktoren die Quellenprozesse, die für die Nitratkonzentrationen verantwortlich sind, nur teilweise erklärt werden können (siehe auch Modell 2).

Die Ergebnisse von Modell 3 b weisen dem Substrat- und Bestandstyp die größte Bedeutung zu. Auch die beiden Depositionsindikatoren (Waldanteil und  $NH_4$ -Deposition) sind mit insgesamt 22,5 % Wichtigkeit prominente Prädiktoren im Modell mit insgesamt 12 Prädiktoren (7 Boden-, 2 Bestandsprädiktoren und dem Klima). Soweit stehen die BRT-Ergebnisse im Einklang mit den Resultaten der herkömmlichen Regressionsverfahren (WLN1, Forstarchiv2).

#### **Fazit aus den Modellen 1 bis 3**

Mittels BRT konnte die Indikatorfunktion der zusätzlich in die Modelle hereingenommen Kennwerte klarer herausgearbeitet werden. Alle Kennwerte erbringen neben den bekannten Haupteffekten noch Beiträge zur Erklärung der Variabilität der Nitratwerte und weisen durchgängig plausible Effekte auf. Zudem erlauben die Responsekurven die *Ableitung von Schwellenwerten* (Anhang A), die mit den kategorialen Prädiktoren des Modells aus Forstarchiv2 nicht möglich gewesen wären. So zeigt sich ein starker positiver Effekt auf die Nitratkonzentration oberhalb eines pH von 6 (vgl. SCHLEGEL 1985; RÖDER et al. 1996) sowie bei verengten C/N-Verhältnissen (Schwellenwert bei Auflagehumus 25, bei Mull 17). Auch der Effekt der Mächtigkeit der organischen Auflage ist deutlich ausgeprägt und zeigt reduzierte Nitrataustragsrisiken bei Auflagemächtigkeiten > 5 cm an. Tongehalte über 35% (tonige Bodenarten und Ton) sind ebenfalls mit deutlich geringeren Nitratkonzentrationen unterhalb des Hauptwurzelraumes verbunden.

#### **Spezifizierung der Senkenfunktion bei Sand und Ton**

Die BRT-Analysen untermauern zentrale Annahmen zu möglichen Wirkungsmechanismen zum Nitrataustragsrisiko. Zur Erklärung der Senkenfunktion von Sand- und Tonböden sind insbesondere der Nitratgehalt des Ah-Horizonts, der Tongehalt des Austragshorizonts und die abgeleiteten C/N-Schwellenwerte von Interesse.

Anhand der Beziehung zwischen Nitratgehalt im Ah-Horizont und im Unterboden werden die unterschiedlichen Mechanismen in Sand- und Tonböden dargestellt. Dabei wurden die *Schwellenwerte* des C/N-Verhältnisses für eine verstärkte Überschussnitrifikation (Modell 2) zur Stratifizierung der Daten herangezogen (Abb. 7).

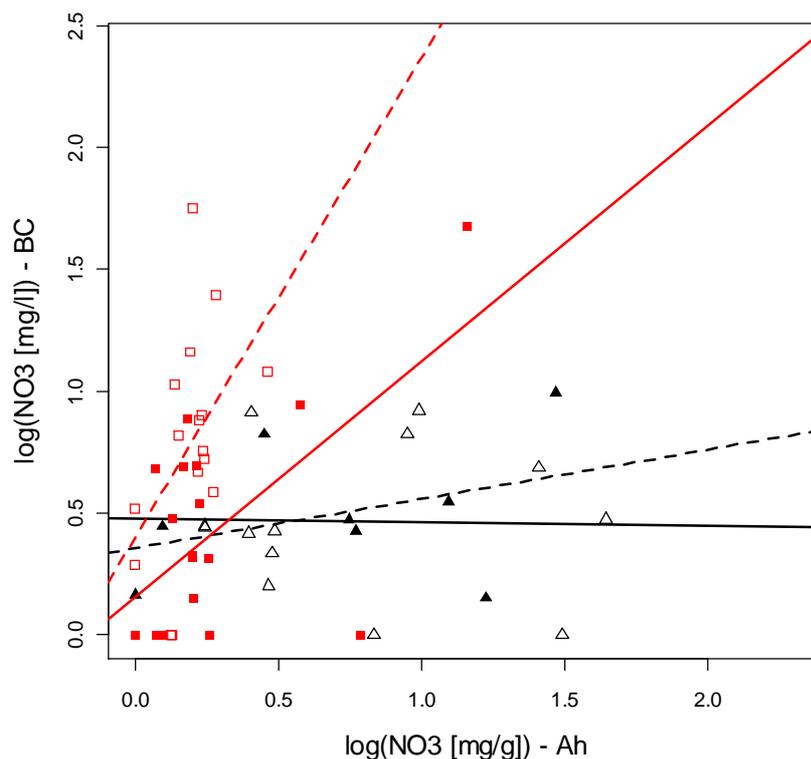
Wie die Modelle zeigen, unterliegen Sand- und Tonstandorten generell einem niedrigen Nitrataustragsrisiko. Bei Sandböden steigt das Risiko aber offenbar stark an, wenn Nitrat eingetragen bzw. gebildet wird, da die Austragskonzentration mit dem Nitratgehalt des

Oberbodens steil ansteigt (Abb. 7). Bei der Unterschreitung einer C/N-Verhältnis  $< 25$  wird das Nitrataustragsrisiko offenbar noch deutlich stärker erhöht (Abb. 7, unterbrochene Linie).

Einerseits ist dieser Befund sehr plausibel und steht im Einklang mit Untersuchungen von N-gesättigten Wäldern auf ursprünglich N-armen Standorten (z.B. HEINSDORF & KRAUSS 1997, DÄMMGEN 2005). Andererseits steht er im scheinbaren Widerspruch zum Befund eines niedrigen Risikos auf Sandböden (Forstarchiv1, Forstarchiv2, WLN1, WLN2). Dieser „Widerspruch“ könnte folgendermaßen aufgelöst werden:

Das Risiko bei Sandstandorten (mit meist mächtigem Auflagehumus) ist im Mittel wohl deshalb nicht hoch, weil Nitratbildung ( $N_{nit}$ ) meist wegen der tiefen pH-Werte (noch) unterbleibt. Zudem ist bei weiten C/N-Verhältnissen eine hohe N-Immobilisierung ( $N_i$ ) zu erwarten.

An Sandstandorten fällt also i.d.R. eine geringe Quelle (geringe  $N_{nit}$ ) mit einer hohen Senke (hohe  $N_i$ ) zusammen. Bei zunehmender N-Anreicherung ist aber mit einer steigenden Nitrifikation bis hin zu Überschusnitrifikation zu rechnen. Das Nitrataustragsrisiko ist bei durchlässigen Sandböden dann besonders hoch.



**Abb. 7:** Nitratkonzentration unterhalb des Hauptwurzelraumes,  $\log(NO_3 \text{ mg l}^{-1})$  vs. Nitratgehalt im Ah-Horizont,  $\log(NO_3 \text{ mg g}^{-1})$  für die Substrattypen Sand (rot) und Ton (schwarz). Sand-Standorte stratifiziert nach Flächen mit C/N-Verhältnis  $< 25$  (unterbrochene Linie) und  $> 25$  (durchgezogene Linie); Tonstandorte stratifiziert nach Flächen mit C/N-Verhältnis  $< 17$  (unterbrochene Linie) und  $> 17$  (durchgezogene Linie). Lineare Regression zur besseren Visualisierung über den gesamten Wertebereich dargestellt: Signifikante Parameter: Sand kollektiv  $< 25$  ( $p < 0,1$ ); Sand kollektiv  $> 25$  ( $p < 0,05$ ).

Bei *Tonböden* bleibt die Nitratkonzentration im Unterboden unabhängig vom Nitratgehalt im Ah niedrig (Abb. 7). Bei *Tonböden* ist trotz hohem Nitrifikationspotential im Oberboden nur ein minimales Nitratstragsrisiko zu verzeichnen. Als risikomindernde Effekte kommen die N-Aufnahme ( $N_u$ ) und die Denitrifikation ( $N_{de}$ ) in Frage. Da eine Wachstumssteigerung infolge von N-Einträgen auf eutrophen Standorten meist geringer sein dürfte als auf armen Böden (z.B. MELLERT et al. 2008), erscheint auf *Tonböden* die Denitrifikation als dominanter Nitrat-verzehrender Prozess wahrscheinlicher.

### **Kapitel 4.3.1 Integration von nicht-regionalisierbaren Kennwerten zu Bestand und Standort - Die wichtigsten Ergebnisse auf einen Blick**

#### *1. Liefern (Boden)-Kennwerte einen merklichen und plausiblen Beitrag zu Erklärung des N-Status?*

- Das C/N-Verhältnis des Humus der Inventurbestände wird neben dem Bestands- und Standortstyp stark von Immissionsindikatoren (Variablenwichtigkeit insgesamt gut 20%) beeinflusst. Dies legt nahe, dass der anthropogen bedingte N-Eintrag bereits zu einer signifikanten N-Anreicherung der Waldökosysteme geführt hat.
- Im Gegensatz zu herkömmlichen Regressionsverfahren konnte der Beitrag der (Boden)-Kennwerte für das Nitratstragsrisiko mit BRT als Data-Mining-Verfahren deutlich besser herausgearbeitet werden (siehe auch Punkte 2 bis 4).

#### *2. Liefern die Kennwerte Ansatzpunkte, um die modifizierende Wirkung von Substrat- und Waldtyp auf das Nitratstragsrisiko besser zu verstehen?*

- Die Kennwerte liefern durchweg plausible Erklärungsansätze für substrat- und bestandsbedingte Prozesse. Die Annahmen zu den Wirkungen der regionalisierbaren Indikatoren werden dadurch bestätigt.
- Der pH-Wert ist der wichtigste Prädiktor für den Nitratgehalt im Oberboden und damit für das Nitrifikationspotential eines Standorts.
- Der pH-Wert, das C/N-Verhältnis, die Mächtigkeit der organischen Auflage und der Tongehalt zeigen klare und plausible Effekte auf das Nitratstragsrisiko.

#### *3. Können insbesondere die risikomindernden Effekte bei Sand- und Tonböden klarer spezifiziert werden?*

- Diese beiden Substrattypen, bei denen ein generell niedriges Nitratstragsrisiko festgestellt wurde, unterscheiden sich deutlich in ihren Nitrat-Senkenfunktionen.
- Bei Sandböden besteht eine deutlich Abhängigkeit vom Nitrifikationspotential und der Humusqualität. Wenn der Humus ein enges C/N-Verhältnis erreicht (N-gesättigter Zustand) und damit als Nitrat-Senke ausfällt, ist ein hohes Nitratstragsrisiko zu erwarten.
- Bei Tonböden ist dagegen keine Abhängigkeit des Nitratstragsrisikos vom C/N-Verhältnis des Humus zu verzeichnen. Das Nitratstragsrisiko bei Tonböden ist demnach unabhängig von der relativen N-Anreicherung im Humus.

Das geringe Nitrataustragsrisiko beruht daher sehr wahrscheinlich auf einer Denitrifikation im Mineralboden.

*4. Können auf der Basis des C/N-Verhältnisses Schwellenwerte für die kritische N-Anreicherung von WÖS identifiziert werden?*

- Der Nitratgehalt im Humus (Ah) hängt von Schwellenwerten des C/N-Verhältnisses ab. Es wurden Schwellenwerte von 17 für Mineralbodenhumus- und 25 für Auflagehumusformen abgeleitet.
- Sandböden mit einem C/N-Verhältnis  $< 25$  zeigten eine deutlich reduzierte Nitrat-Retention im Vergleich zu Standorten mit weiterem C/N-Verhältnis.

### 4.3.2 Ellenberg'scher N-Zeigerwert (WLN3)

Die zentrale Größe der Studie, die Nitratkonzentration der Bodenlösung, kann den Prozess des Nitrataustrags zu einem bestimmten Zeitpunkt mehr oder weniger exakt beschreiben. Waldbodenpflanzen sind dagegen Summen-Indikatoren, die sowohl räumlich als auch zeitlich integrierte Aussagen über den N-Status erlauben (ROST-SIEBERT & JAHN 1988, BERNHARDT 2005). Der Ellenberg Zeigerwert für Stickstoff bietet eine ideale Basis um den Response von Pflanzen auf den N-Status zu bewerten (ELLENBERG et al. 2001, KRDL 2008). Die N-Zahl ist ein leicht erhebbarer Indikator für das Standortpotential von Wäldern und seiner Änderungen. In WLN3 wurde untersucht, welchen Beitrag die Zeigerwerte der Bodenvegetation zur Vorhersage erhöhter Nitratkonzentration unter Wäldern leisten können.

Wegen der zu erwartenden Korrelation der Zeigerwerte mit den im Modell verwendeten Standortindikatoren erhob sich insbesondere die Frage, ob der Zeigerwert die im Modell benutzten Prädiktoren lediglich (z.T.) ersetzt oder ob er die Prognosemöglichkeiten verbessert. Die Analyse bot zudem Ansatzpunkte, zwischen einem durch das Standortpotential bedingten Risiko und dem durch N-Depositionen als anthropogene Ursache für Nitratausträge zu unterscheiden.

Die Erwartungen an das Indikatorpotential der N-Zahl wurden noch übertroffen. Unter allen verwendeten Prädiktoren zeigte die N-Zahl die höchste bivariate Korrelation mit der Nitratkonzentration unterhalb des Hauptwurzelraumes. Die Vorhersagen durch das zur Regionalisierung verwendete logistische Modell konnten jedoch nur unbedeutend verbessert werden, weil der Zeigerwert keine wesentlichen neuen Informationen ins Modell einführt, sondern lediglich Erklärungsbeiträge anderer Prädiktoren ersetzt. In dem Modell mit dem N-Zeigerwert als zusätzlichen Prädiktor schied aber nicht - wie vermutet - einer der in logistischen Modell verwendeten Standortindikatoren als nicht signifikant aus, sondern die Ammoniumdeposition. Nach der partiellen Korrelation (Spearman) sind aber etwa zwei Drittel der Erklärung durch die N-Zahl standortsbedingt, ein Drittel geht auf die Ammoniumdeposition zurück. Sowohl die partiellen Korrelationen und v. a. die Ergebnisse des logistischen Modells unterstreichen das Indikatorpotential der Stickstoffzahl als Indikator für N-Belastungen aus der Landwirtschaft und des damit verbundenen Nitrataustragsrisikos.

Der Response der Bodenvegetation liefert zudem Informationen zu Fragen, die über die Nitratproblematik hinausgehende Problembereiche betreffen z.B. zum Wachstumspotential (MELLERT & EWALD 2012b), zur Standortstrophie (MELLERT & EWALD 2012a), und zur Eutrophierung schützenswerter Lebensgemeinschaften (KRDL 2008). Vegetationsaufnahmen bilden damit eine wichtige Ergänzung zu den übrigen Überwachungsmöglichkeiten des Waldzustands. Die Bodenvegetation ist zudem wegen ihrer Eigenschaft als „natürlicher Expositionsindikator“ für die Dauerbeobachtung des N-Status von Wäldern prädestiniert. Weiter kann sie helfen, Risikopotentiale bereits zu erkennen, bevor es zu Nitratausträgen kommt (z.B. BERNHARDT 2005). Eine intensivere Verknüpfung von Vegetations- und Stoffhaushaltsdaten bei Level-II-Flächen und Stoffhaushaltsstudien wäre sehr hilfreich, um die Gesamt-Dynamik der stickstoffbelasteten Wälder in Mitteleuropa besser verstehen und abschätzen zu können.

Als Grundlage für Karten des Risikos erhöhter Nitratkonzentrationen steht die Stickstoffzahl wegen der unzureichenden Datenbasis zur Vegetation in der Fläche jedoch nicht zur Verfügung.

Um die Verfügbarkeit von Vegetationsdaten, auch in Hinblick auf das Risiko des Nitrataustrages zu verbessern, wurde in WLN3 auf die große Bedeutung des Aufbaus von Vegetationsdatenbanken hingewiesen. Heute existieren tatsächlich umfangreiche Vegetationsdatenbanken (DENGLER et al 2011), die auch zu Fragen der Trophie von Wäldern (MELLERT & EWALD 2012a) und zum Klimawandel (EWALD & KÖLLING 2009) mit Erfolg ausgewertet werden.

#### **Kapitel 4.3.2 Integration von nicht-regionalisierbaren Kennwerten zur Bodenvegetation - Die wichtigsten Ergebnisse auf einen Blick**

- Unter allen verwendeten Prädiktoren korrelierte die N-Zahl bivariat am besten mit der Nitratkonzentration unterhalb des Hauptwurzelaumes. Die gute Eignung der N-Zahl als Prädiktor des N-Status wurde auch im multiplen Modell bestätigt.
- Die gute Korrelation mit der N-Zahl als zeitlich integrierendem Indikator bestätigt die Annahme, dass mit der einmaligen Erfassung der Nitratkonzentration bei der Inventur (bei ungestörten Beständen) tatsächlich Rückschlüsse auf den N-Status eines Waldökosystems möglich sind.
- Dennoch wurde das bayerische Regionalisierungsmodell durch Hinzunahme der N-Zahl nur wenig verbessert, weil sie keine wesentlichen neuen Informationen ins Modell einführte, sondern lediglich den Erklärungsbeitrag eines anderen Prädiktoren ersetzte.
- Die N-Zahl ersetzte aber nicht – wie zunächst vermutet – einen der Standortsindikatoren als Prädiktor, sondern den Ammoniumeintrag.
- Dies spricht für das Potential der N-Zahl als Indikator für depositionsbedingte Änderungen des N-Status. Zudem unterstreicht dieser Befund die Bedeutung des Ammoniumeintrags als wesentliche Ursache für Nitratausträge gegenüber der standörtlichen Prädisposition.

## 5. Einordnung der Ergebnisse in den aktuellen Stand der Forschung

Zunächst werden wichtige neue N-Sättigungs-Konzepte diskutiert, die zum Zeitpunkt der Konzeption dieser Studie noch nicht publiziert waren oder in unseren Fachkreisen nicht allgemein bekannt waren. Anschließend wird ein eigenes Konzept zur Standortsabhängigkeit des Nitrataustragrisikos vorgestellt.

### 5.1 Beitrag zum Konzept der N-Sättigung

#### 5.1.1 Aktuelle Konzepte der N-Sättigung

*Cannell & Thornley (2000)*

Die Autoren kritisieren bisherige N-Sättigungs-Konzepte als unklar und widersprüchlich. Für die Veranschaulichung verschiedener Reaktionstypen auf N-Einträge verwenden sie die hydraulische Analogie eines Fasses bzw. Eimers („bucket“) für die begrenzten N-Retentionskapazitäten von Waldökosystemen.

Nach ihrer Ansicht vermitteln die Konzepte von ABER et al. (1989a, 1998) und die Interpretation auf der Basis der NITREX-Experimente (GUNDERSEN et al. 1998) den Eindruck, dass sich Waldökosysteme wie ein überlaufendes Fass („overflowing bucket“) verhalten. Wenn das Fass voll ist, also N-Sättigung erreicht wurde, würde jeder N-Eintrag entsprechende N-Austräge nach sich ziehen. Für die meisten WÖS ist die Analogie zu einem überlaufenden Fass aber nicht angebracht, sondern erste Anzeichen (z.B. zeitweise erhöhte Nitratkonzentrationen) zeigen sich weitaus früher, nicht erst bei vollständiger N-Sättigung.

CANNELL & THORNLEY'S (2000) Modell beinhaltet eine einfache ökophysiologische Begründung für das Systemverhalten, basierend auf den Konzepten des Fließgleichgewichts und der N-Limitierung. Zudem erlaubt das Modell eine mathematische Beschreibung des Ökosystemverhaltens. Die Autoren betonen, dass sowohl im gesättigten als auch im N-limitierten Zustand ein Fließgleichgewicht herrschen kann („steady state“), bei dem der N-Eintrag ( $I_N$ ) dem N-Austrag ( $O_N$ ) entspricht (vgl. AGREN & BOSSATA 1988). Die Autoren schlagen vor, als N-Sättigung lediglich den Zustand zu bezeichnen, bei dem der N-Eintrag ( $I_N$ ) dem N-Austrag ( $O_N$ ) entspricht und die ÖS gleichzeitig den maximalen ökosystemtypischen N-Vorrat ( $N_{sys}$ ) erreicht haben (z. B. indiziert durch ein entsprechendes C/N-Verhältnis).

CANNELL & THORNLEY'S (2000) Vorschläge führten jedoch nicht zu einer Revision der bisherigen phasen-orientierten Konzepte zur N-Sättigung.

*Emmett (2007)*

Im Gegensatz zu CANNELL & THORNLEY (2000) stellt Emmett die bisherigen Konzepte zur N-Sättigung nicht grundsätzlich in Frage, sondern diskutiert und ergänzt sie um einige neuere Erkenntnisse. Wie bei CANNELL & THORNLEY (2000) ist Emmett's Konzept nicht auf Wälder beschränkt, sondern bezieht andere terrestrische Ökosysteme mit ein. Die Phasen der N-Sättigung sind nach seinen Erkenntnissen folgendermaßen zu charakterisieren:

- (a) Der frühe Verlust von Pflanzenarten, die charakteristisch sind für einen N-armen Status eines Ökosystems. Diese Arten verfügen über ein hohes N-Anreicherungsvermögen und halten N mit hoher Effizienz zurück (sog. N 'Filter'),
- (b) Eine Unterdrückung der mikrobiellen Immobilisierung von deponiertem Nitrat aufgrund erhöhter Ammonium-Verfügbarkeit bereits in frühen Phasen der N-Sättigung
- (c) Ein früher Beginn von Nitratausträgen aufgrund der o. g. Änderungen sowohl in pflanzlichen und mikrobiellen Funktion (a und b)
- (d) Eine reduzierte Empfindlichkeit der Vegetation auf N-Einträge in Bereichen mit hohen historische N-Depositionen
- (e) eine verzögerte Veränderungen des C/N-Verhältnisses von Humus aufgrund der erhöhten Netto-Primärproduktion und der reduzierten Zersetzung von organischer Substanz im Boden.

Für das erweiterte Verständnis des N-Sättigungsprozesses von Wäldern im Rahmen dieser Arbeit ist die Erkenntnis relevant, dass Nitratausträge schon in einer frühen Phase vorkommen können. Im Konzept von ABER et al. (1989a, 1998) wurden Nitratausträge erst zum Ende der Sättigungsphase angenommen. EMMETT (2007) relativiert die Bedeutung der Nitrifikation ( $N_{nit}$ ) und betont die Rolle einer Inhibition der Nitrataufnahme für Nitratausträge ( $N_i$ ). Die Form, in welcher N von Pflanzen und Mikroorganismen (MO) genutzt wird, kann offenbar bereits in einer frühen Phase umgesteuert werden. Denn eine erhöhte Ammoniumverfügbarkeit kann die Aufnahme von Nitrat unterdrücken und führt so rasch zu seiner Auswaschung. Bereits unter Bedingungen, bei denen keine Nitrifikation stattfindet, kann deponiertes Nitrat ausgewaschen werden, wenn genügend Ammonium zu Inhibition der Nitrataufnahme vorhanden ist. Ein verengtes C/N-Verhältnis ist dagegen Ausdruck einer fortgeschrittenen N-Sättigung im Sinne einer verringerten N-Anreicherungs-kapazität des WÖS.

### *Ulrichs Ökosystem-Hypothese - Brumme & Khanna (2008)*

Die Autoren ordnen den aktuellen N-Status deutscher Fallstudien und Monitoringflächen gem. Ulrichs WÖS-Theorie (ULRICH 1992, 1994) ein. Sie greifen hier die entsprechenden Prozesse der WÖS-Theorie heraus. Gemäß dieser Theorie entwickeln sich Waldböden in Mitteleuropa seit der Eiszeit von basenreicheren zu ärmeren Systemen, verstärkt durch saure bzw. sauer wirkende anthropogene Stoffdepositionen. Dies geht einher mit einem Wechsel von Mull-Typ zum Moder/“Mor“-Typ und ist verbunden mit Abbau von N-Vorräten im Mineralboden und Aufbau im Auflagehumus. Bei diesem Prozess der Verlagerung des Humuspools vom Mineralboden in die Auflage geht insgesamt mehr N verloren, als gebunden wird. Ein Beleg für diese These sind die N-Vorräte, die bei der BZE 1 ermittelt wurden. Entsprechende Umbauprozesse betreffen (etwas abgeschwächt) auch C, d.h. der Verlust ist hier weniger stark als bei N. Die Studie liefert wichtige Befunde zu den Ursachen der N-Retention in WÖS

- mit zunehmender Mächtigkeit des Auflagehumus steigt die N-Retention
- bei sauren Standorten mit Auflagehumus ist  $N_i$  hauptverantwortlich für die N-Retention
- bei basenreicheren weniger sauren Böden steht  $N_u$  im Vordergrund

BRUMME & KHANNA (2008) kritisieren an den bisherigen Anätzen zur Beschreibung des N-Status, dass sie die historische (bzw. prähistorische) Entwicklungsgeschichte vernachlässigen. Sie gehen zwar auf die N-Depositionsgeschichte seit industrieller Zeit ein, vernachlässigen aber ihrerseits wesentliche Aspekte der historischen Waldgeschichte, weil diese nicht Bestandteil von Ulrichs Ökosystemtheorie sind. Waldweide, Streunutzung, Umwandlung von Laub- in Nadelwälder, hatten und haben aber ganz erheblichen Auswirkungen auf den Stickstoffhaushalt von Wäldern (REHFUESS 1990, ELLING et al. 2006), die bei einer historischen Betrachtung des N-Status nicht außer Acht gelassen werden können. Zum Beispiel wurde durch die Umwandlung in Fichtenreinbestände der ökosystemspezifische N-Vorrat gesenkt, weil unter Laubbaum- und Mischbeständen i. d. R. größere N-Mengen gespeichert werden als unter Fichtenreinbeständen. Dies dürfte neben den N-Einträgen ein entscheidender Faktor für erhöhte N-Austragsfrachten von Fichtenbeständen sein. Beispiele hierfür sind der Höglwald (KREUTZER 2009) und Flächen des ARINUS-Projekts (RASPE et al. 1998).

*Lovett & Goodale (2011)*

Die Autoren präsentieren ein neues konzeptionelles Modell der N-Sättigung auf der Basis langjähriger eigener Untersuchungen und den Ergebnissen anderer neuerer Studien. Anstatt der zeitlichen Dynamik (ABER et al. 1989a, 1998) konzentrieren sich LOVETT & GOODALE (2011) auf die mit Hilfe der Massenbilanz zu beschreibenden Prozesse. Die Eckpunkte des konzeptionellen Modells sind:

- (1) N fließt simultan zu alle möglichen Senken ( $N_i$ ,  $N_u$ ) und Verlust-Termen ( $N_{de}$ ,  $N_{le}$ ) im System,
- (2) das Schicksal von N und die zeitlichen Muster des N-Flusses sind von der Stärke der Senken abhängig bzw. von den Faktoren, die sie kontrollieren,
- (3) die Bewegung von N innerhalb der verschiedenen N-Bilanzkomponenten bestimmt, wie sich die N Sättigung in einem Ökosystem manifestiert.

Die Autoren unterscheiden „capacity N saturation“ von „kinetic N saturation“. Bei der kapazitiven N-Sättigung ist keine Netto-Senkenwirkung durch N-Immobilisierung im Boden oder durch pflanzliche Aufnahme mehr vorhanden oder es kommt gar zu einer Freisetzung aus diesen Kompartimenten ( $N_i + N_u \geq N_{dep}$ ). Bei einer kinetischen N-Sättigung sind die Senken positiv ( $N_{sink} = N_i + N_u > 0$ ), aber geringer als die N-Input-Rate ( $N_i + N_u < N_{dep}$ ). In der Konsequenz ist der N-Austrag kleiner als der Eintrag ( $N_{dep} < N_{le} + N_{de}$ ). Die N-Senken in der Vegetation und im Boden können jeweils über zwei verschiedene Weisen wirken. (1) Über die C-Akkumulierung im System, bei der N in einem festen C/N-Verhältnis festgelegt wird und (2) durch Änderungen in der Stöchiometrie (C/N-Verhältnis) des N-Pools, mit einer relativen Anreicherung von N.

### 5.1.2 Standortabhängigkeit des Nitrataustrags

Aus den Ergebnissen der landesweiten Nitratinventur im Wald ist besonders die starke Standortabhängigkeit (Textur und Kalk als zentrale Klassifikationskriterien) des Nitrataustragsrisikos hervorzuheben. Dies wurde sowohl bei den Regionalisierungsmodellen deutlich, als auch bei den speziellen Untersuchungen der Indikatoren.

Studien zum Nitrataustragsrisiko unter Wald sind bisher auf diesen für räumliche Aussagen wichtigen Aspekt kaum näher eingegangen. Andererseits wird die standörtliche Abhängigkeit des Nitrataustragsrisikos im Bereich der Landwirtschaft ganz selbstverständlich berücksichtigt (DVWK 1996). Ergebnisse aus der vorliegenden Querschnittsstudie können einen Beitrag zu diesem im forstlichen Bereich bisher eher vernachlässigten Thema liefern. Insbesondere die Effekte von Sand und Ton waren auf den ersten Blick überraschend, da beide Pole der Textur-Klassifikation statistisch gesehen mit ähnlich niedrigen Nitrataustragsrisiken verbunden sind.

In den zentralen Artikeln zur Nitratinventur (Forstarchiv2, WLN1) wurde bereits darauf hingewiesen, dass beide Befunde abhängig von der Texturklasse – besonders hinsichtlich der zu erwartenden zeitlichen Entwicklung – unterschiedlich zu bewerten sind.

Ein weiterer wichtiger Befund ist die deutliche Abhängigkeit des C/N-Verhältnisses von N-Depositionsindikatoren. Dies deutet darauf hin, dass der Eintrag bereits zu einer signifikanten N-Anreicherung der Waldökosysteme geführt hat und dass bei gleich bleibenden N-Einträgen mit einer weiteren N-Anreicherung zu rechnen ist. Die standortsspezifischen Unterschiede der zu erwartende zeitlichen Dynamik der N-Sättigung ist Gegenstand des vorgestellten Konzepts.

Die klassischen Konzepte zur Stickstoffsättigung stellen Änderungen des N-Status in einer zeitlichen Abfolge dar (y-Achse), welche bei zunehmender N-Sättigung infolge von chronischen N-Einträgen zu erwarten sind (ABER et al. 1998, GUNDERSEN et al. 2009, siehe Abb. 3). Diese Konzepte bilden daher eine gute Grundlage, um die Ergebnisse zur Standortabhängigkeit des Nitrataustragsrisikos auch bezüglich ihrer zeitlichen Dimension zumindest schematisch einzuordnen. Die vorgestellte Konzeption beruht auf einer Beschränkung auf wenige Annahmen und modellhafte Prozesse und hat selbstverständlich nur hypothetischen Charakter.

Als zentrale Grundlage dient das Konzept von LOVETT & GOODALE (2011), das für diesen Zweck ähnlich wie die traditionellen N-Sättigungskonzepte (ABER et al. 1989, 1998, GUNDERSEN 1991 usw.) in der zeitlichen Dimension dargestellt werden kann. Die von LOVETT & GOODALE (2011) formulierte Charakterisierung des N-Status von Waldökosystemen kann demnach als dreiphasiger N-Sättigungsprozess interpretiert werden: (1) N-Limitierung, (2) kinetische und (3) kapazitive N-Sättigung. Der Übergang von der Limitierung zur kinetischen N-Sättigung bedeutet, dass die N-Retentionsraten ( $N_i + N_u$ ) zeitweilig durch N-Einträge ( $N_{dep}$ ) und -Freisetzung ( $N_{min}$ ) im Waldökosystem übertroffen werden. Mit zunehmender N-Anreicherung im Ökosystem wird die N-Senke verringert ( $N_i + N_u$ ) und das Nitrataustragsrisiko nimmt weiter zu, bis es bei der maximalen N-Anreicherung die kapazitive N-Sättigung erreicht. Dieser Punkt entspricht der Definition

der N-Sättigung durch AGREN & BOSATTA (1989), wonach Wälder N-gesättigt sind, wenn die N-Austräge das Niveau der N-Einträge erreichen.

Kritische Schwellenwerte für C/N-Verhältnisse liegen nach LOVETT & GOODALE (2011) bei ca. 20. Unterhalb dieses Schwellenwertes ist der Humus des Waldbodens stöchiometrisch N-gesättigt, weil die MO ab diesem Wert nicht mehr N- sondern C-limitiert sind. Die Autoren leiten diesen Schwellenwert her, (1) über das C/N-Verhältnis von MO, welches bei 8–10 liegt (CLEVELAND AND LIPTZIN 2007 aus LOVETT & GOODALE 2011) und (2) die Effizienz von MO aus einer C-Quelle Körpersubstanz aufzubauen. Die C-Verwertungseffizienz von MO liegt bei ca. 50%, d.h. aus 20 mol C können MO ca. 10 mol Körpersubstanz aufbauen in der wiederum ca. 1 mol N gebunden ist.

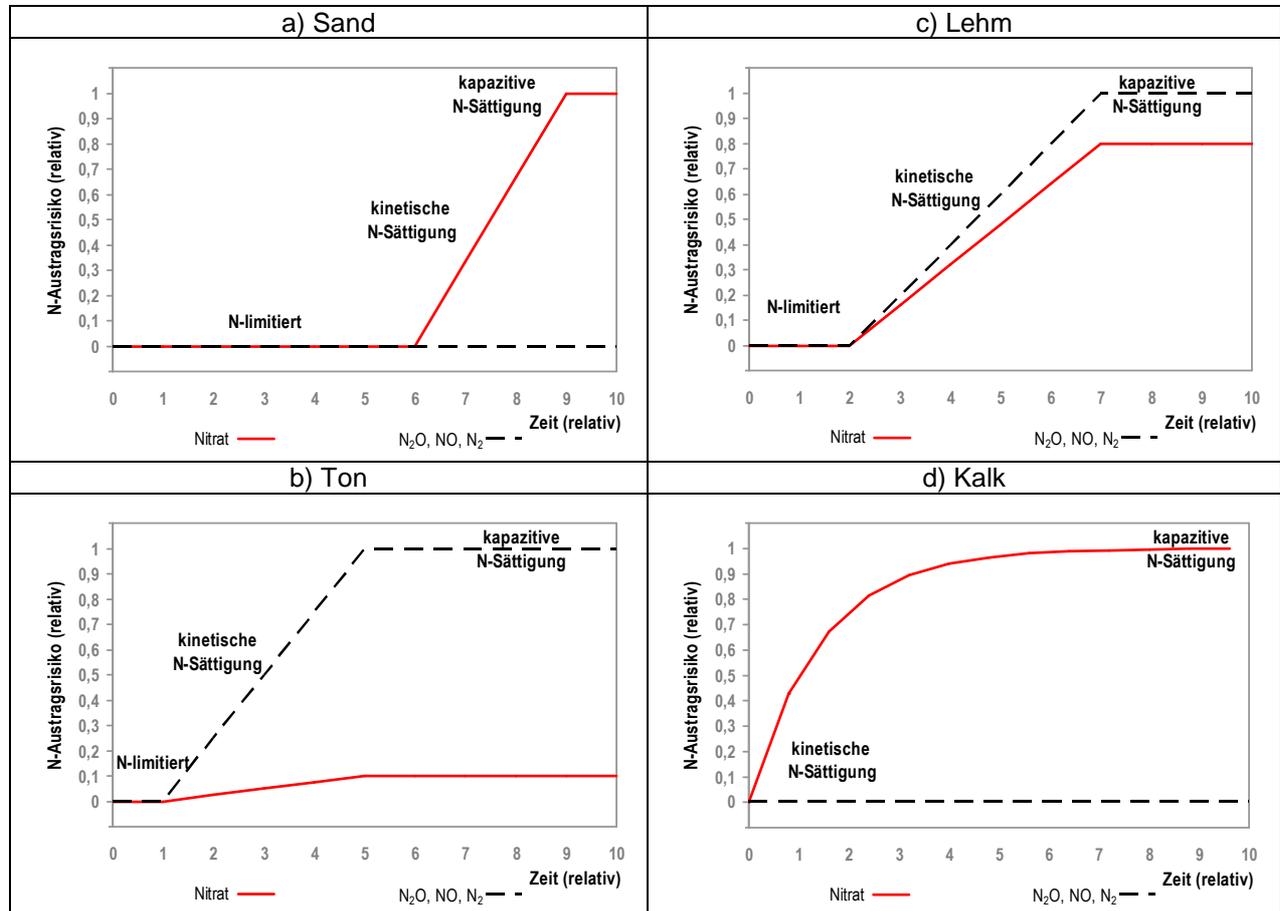
Das auf diese Weise hergeleitete kritische C/N-Verhältnis von 20 ist nur eine Näherung, da die C-Verwertungseffizienz von bodenlebenden MO-Populationen schwer bestimmbar ist und Angaben hierüber variieren (ABER et al. 1998). Nach Literaturangaben liegen kritische C/N-Verhältnis bei ca. 15-25 (KRIEBITSCH et al. 1978, Mac NULTY et al. 1991, MAC DONALD et al. 2002, BORKEN & MATZNER 2004, siehe auch Kapitel 4.3.1). Die empirisch im Rahmen dieser Studie mit BRT hergeleiteten Schwellenwerte für eine stöchiometrische N-Sättigung liegen ebenfalls in diesem Bereich und sind plausibel nach Auflagehumus und Mineralbodenhumus differenziert.

Die kinetische N-Sättigung wird an dem Punkt erreicht, bei dem Nitrat zeitweilig im Überschuss vorliegt, weil entweder eine entsprechende Menge Nitrat eingetragen wurde und/oder weil sich eine entsprechend leistungsfähige nitrifizierende MO-Gemeinschaft eingestellt hat, die entsprechende Ammonium-Mengen nitrifizieren kann (Abb. 8, ab 1. Schwellenwert). Nitrateintrag und/oder Nitrifikation sind die notwendige Voraussetzung für N-Austräge durch Nitratauswaschung ( $N_{le}$ ) und Denitrifikation ( $N_{de}$ ). In der Jahresbilanz liegen die N-Austräge bei kinetischer N-Sättigung aber noch (deutlich) unter den N-Einträgen ( $N_{dep} < N_{le} + N_{de}$ ). Kapazitive N-Sättigung liegt vor (Abb. 8, ab 2. Schwellenwert), wenn die Anreicherung soweit fortgeschritten ist, dass der N-Bedarf des Waldökosystems bereits voll aus dem internen N-Recycling gedeckt wird und zusätzlich eingetragenen N permanent und in vollem Umfang ausgetragen wird ( $N_{dep} = N_i + N_u$ ).

Die vorgenommene Einordnung der Substratgruppen in zeitliche Entwicklungsreihen nach dem N-Sättigungskonzept von LOVETT & GOODALE (2011) beruht auf einem Raum-für-Zeit-Ansatz ("space for time approach") auf Basis der vorliegenden Querschnittsdaten für Bayern. Ein steigendes Niveau des Nitrataustrags bzw. Nitrataustragsrisikos innerhalb einer Substratgruppe wird dabei gem. der Theorie als Ausdruck einer zeitlich fortschreitenden Stickstoffsättigung interpretiert. So wird z.B. aus der Steilheit der Beziehung zwischen N-Eintrag und -Austrag bei Ton und Sand auf den zeitlichen Verlauf des texturabhängigen Nitrataustragsrisikos (Abb. 7, Kapitel 4.3.1) geschlossen.

Neben den Indizien aus eigenen Auswertungen werden Ergebnisse von Fallstudien zur Absicherung herangezogen. Zusätzlich zum Verlauf des Nitrataustragsrisikos ( $N_{le}$ ) wird die

mögliche Entwicklung der gasförmigen Verluste ( $N_{de}$ ) als weitere wichtige Komponente des N-Austrags dargestellt, um das Gesamtbild des N-Status zu vervollständigen. Die Darstellung verläuft in der festgestellten Reihung der Nitrataustragsrisiken von Sand- und Ton- über Lehm- zu Kalkstandorten.



**Abb. 8:** Konzeptionelles Modell zur zeitlichen Entwicklung des N-Austragsrisikos von Waldökosystemen unter chronischen N-Einträgen in Abhängigkeit vom Substrattyp. Die Konzeption erfolgte in Anlehnung an LOVETT & GOODALE (2011). Danach kann der N-Status drei mögliche Formen annehmen. N-limitiert  $\rightarrow$  keine N-Austräge; kinetische N-Sättigung  $\rightarrow$  episodische/periodische N-Austräge; kapazitive N-Sättigung  $\rightarrow$  N-Austräge in der Größenordnung der Einträge. Die x-Achse symbolisiert die Zeit (relativ) mit der Annahme chronischer N-Einträge ab dem Zeitpunkt 0. Neben dem Nitrataustragsrisiko (rot) ist das Austragsrisiko für gasförmige N-Verbindungen als unterbrochene Linie angegeben. Die Risiko-Kurven sind additiv dargestellt, d.h. sie summieren sich bei kapazitiver N-Sättigung zu einem N-Austragsrisiko von 1 (=100%).

Das vorgestellte standortsspezifische Konzept stellt den zeitlichen Verlauf des Nitrataustragsrisikos grobschematisch dar. Das Konzept setzt durchschnittliche N-Einträge voraus. Unter extremen Eintragsraten sind abweichende Entwicklungen denkbar. Folgende weitere Annahmen werden unterstellt:

- Proportionale Beziehung zwischen N-Austragsrisiko und N-Austragsfrachten
- Chronische N-Einträge ab dem Zeitpunkt 0
- Lineare Steigerung des N-Austragsrisikos außer bei autotropher Nitrifikation und hoher Wasserdurchlässigkeit
- Sandböden mit mächtiger Rohhumusauflage und hoher Wasserleitfähigkeit
- Lehm Böden mit Mull oder aktivem Moder und intermediärer Wasserleitfähigkeit
- Tonböden mit Mull und geringer Wasserleitfähigkeit
- Kalkböden mit Mull oder aktivem Moder und hoher Wasserleitfähigkeit

### **Sandstandorte**

Die Beziehungen zwischen der Nitratkonzentration unterhalb des Hauptwurzelraumes und dem Nitratgehalt im Ah-Horizont sprechen (Abb. 7 in Kapitel 4.3.1) für eine hohe Anfälligkeit von Sandböden für Nitratausträge, wenn bereits ein höherer N-Anreicherungsgrad (enges C/N-Verhältnis) vorliegt bzw. erreicht wurde. Die Stratifizierung der Daten nach den durch BRT ermittelten C/N-Schwellenwerte (C/N-Verhältnisse von 24) zeigen, dass die Nitrataustragskonzentration tatsächlich mit der Stickstoffanreicherung im WÖS ansteigt, da beim kollektiv mit engerem C/N-Verhältnis eine steilere Beziehung zwischen beiden Größen besteht. Wenn ein entsprechender N-Akkumulationszustand erreicht wurde, liegt bei Sandböden bei sonst gleichen Bedingungen (z.B. Niederschlagsregime) also ein höheres Nitratauswaschungsrisiko vor als bei Tonböden (Abb. 7 in Kapitel 4.3.1).

Die Tatsache, dass trotz der hohen Anfälligkeit von Sandböden für Nitratausträge nur ein geringes Nitrataustragsrisiko im Rahmen der bayernweiten Inventur festgestellt wurde, spricht dafür, dass diese Standorte ein hohes N-Retentionspotential im Humus aufweisen. Hierfür sind die auf diesen Standorten häufig mächtigen Auflagehumuspakete mit ursprünglich weitem C/N-Verhältnis (REHFUESS 1990) und das infolge der N-Einträge gesteigerte Wachstum der Bestände ( $N_u$ ) verantwortlich (MELLERT et al. 2008b). BRUMME & KHANNA (2008) konnten zeigen, dass die N-Immobilisierung bei (mächtigem) Auflagehumus besonders stark ausgeprägt ist. Eine hohe N-Retention wurde bspw. von N-Düngeexperimenten aus Südfinnland bei sandigen Podsolen mit Rohhumusauflage berichtet (PAAVOLAINEN 1999). Zudem ist bei N-reicherer Streu eine erhöhte langfristige N-Retention festgestellt worden (BERG et al. 2000).

Entsprechend kann bei Sandstandorten bei durchschnittlichen N-Einträgen eine lange Phase der N-Limitierung (Abb. 8a) angenommen werden, ehe eine kritische Zustand hinsichtlich des Nitrataustragsrisikos erreicht wird. Hochgradig gesättigte Sandstandorte mit hohen Nitratausträgen wie die Level-II Fläche Augustendorf in Niedersachsen (DÄMMGEN 2005) belegen, dass auch bei Sandböden mit Rohhumusauflagen die N-Retention begrenzt ist. Die niedrigen C/N-Verhältnisse in der Rohhumusauflage in diesem Bestand belegen eine hohe N-

Anreicherung (HORVATH et al. 2011). In den Jahren 2002 und 2003 wurden hier bei N-Einträgen von  $26 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  N-Austräge von  $55 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  gemessen, im Zeitraum 1994-2003 im Mittel  $27 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ .

Der Zustände der kinetischen und der kapazitiven N- Sättigung liegen in sauren Sandböden nah beieinander, weil die N-Retention v. a. vom Humus bestimmt wird und i.d.R. kein alternativer Verlustpfad über die Denitrifikation ( $N_{de}$ ) besteht. Im Überschuss gebildetes Nitrat wird ausschließlich mit dem Sickerwasser ( $N_{le}$ ) ausgetragen, weil in gut durchlüfteten Sandböden keine Denitrifikation abläuft. Das Nitrataustragsrisiko steigt aufgrund der hohen Wasserdurchlässigkeit von Sandstandorten daher steil an, wenn der Humus kein Nitrat mehr zurückhält.

Das hohe Niveau der Nitratausträge aus sandigen Böden in Dänemark (CALLESEN et al. 1999) und den Niederlanden DE VRIES et al. 1995) zeugt ebenfalls von dem hohen Nitrataustragsrisiko dieser Standorte bei fortgeschrittener N-Sättigung.

### **Tonstandorte**

Trotz der gleichermaßen niedrigen Risikoeinstufung von Ton und Sandböden, ist bei Tonstandorten ein völlig anderer Verlauf des Nitrataustragsrisikos entlang der verschiedenen N-Sättigungs-Stadien zu erwarten. Ein klares Indiz ist die Beziehung zwischen der Nitratkonzentration unterhalb des Hauptwurzelraumes und dem Nitratgehalt im Ah-Horizont (Abb. 7 in Kapitel 4.3.1). Im Gegensatz zum Sandboden ist hier keine signifikante Korrelation zu beobachten, sondern die Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung bleiben unabhängig vom Niveau der Nitratfreisetzung konstant niedrig.

Aufgrund der gewöhnlich eutrophen Nährstoffverhältnisse von tonreichen Böden und der meist höheren pH-Werte ( $> 4,2$  siehe EMMETT 2007) dürfte unter naturnahen Bedingungen bereits häufig eine Nitrifikation stattfinden. Die bedeutet, dass eine kinetischen N-Sättigung schon im natürlichen Zustand vorliegen kann oder aber nach einer kurzen N-Akkumulationsphase eintritt (Abb. 8b). Die Phase der N-Limitierung ist – falls sie überhaupt auftritt – dementsprechend kurz. Allerdings ist dieser Zustand kaum mit einem erhöhten Nitrataustragsrisiko verbunden, weil es auf derartigen Standorten in unseren Breiten rasch zu einem Wasserstau und damit zur Denitrifikation kommt. Gasförmige N-Verluste überwiegen die Nitratausträge mit dem Sickerwasser bei weitem. Neuere Studien zeigen, dass die Spurengasemissionen durch Denitrifikation bei den meisten Freilandstudien der letzten Jahrzehnte methodisch bedingt (acetylene inhibition method, RYDEN et al. 1979) generell unterschätzt worden sind (RENNENBERG et al. 2009). Im Höglwald wurde gezeigt, dass bereits bei schwacher Pseudovergleyung ein großer Teil der N-Einträge denitrifiziert wird (BUTTERBACH et al. 2002). Van der SALM et al. 2007 bezifferten die gasförmigen N-Verluste aus Tonböden unter Grünland auf bis zu  $325 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ . Dies sind 90% des Austrags. Nur 10 % des N-Austrags verließ den Boden über den Sickerwasserstrom als Nitrat.

Bei Tonböden unter Wald in Bayern kann daher damit gerechnet werden, dass das Nitrataustragsrisiko dauerhaft niedrig bleibt. Allerdings werden bei einer unvollständigen Denitrifikation dann große Mengen von klimaschädlichen „Treibhausgasen“ frei, so dass auch bei diesen Standorten hohe N-Einträge vermieden werden sollten.

### **Lehmstandorte**

Lehmige Standorte sind häufig und decken ein weites Spektrum meso- bis eutropher Standorte in Bayern ab (GULDER & KÖLBL 1993). Auf ausgeprägt lehmigen Böden herrschen Idealbedingungen für Nährstoffumsetzungen und Pflanzenwachstum. Abb. 8c steht für den Verlauf der N-Sättigung eines Lehmstandorts mittlerer Trophie. Die im Vergleich zum Tonboden geringere Trophie bewirkt eine Streckung der N-Limitierungsphase. Bei Erreichen der kritischen Schwelle zur kinetischen N-Sättigung (zeitweise Überschussnitrifikation) wird das Nitrataustragsrisiko jedoch deutlich erhöht, da ein weitaus geringerer Anteil des eingetragenen und produzierten Nitrats denitrifiziert wird. Die Verhältnisse an einem Lehmstandort liegen je nach Textur und Niederschlagsverhältnissen näher beim Sand- oder Tonboden. Eutrophe Lehmstandorte mit hohem N-Eintrag wie der Höglwald, fungieren hauptsächlich als Transformator für eingetragenen N (KREUTZER et al. 2009).

Der deponierte N wird von den Bäumen ( $N_u$ ) und den MO ( $N_i$ ) kaum aufgenommen bzw. immobilisiert aber umgewandelt und quantitativ über den Sickerwasserstrom ans Grundwasser oder als Spurengase und  $N_2$  an die Atmosphäre abgegeben. Im Höglwald wurde erstmals nachgewiesen, dass auch bei leichter Pseudovergleyung bereits ein erheblicher Anteil des Nitrats denitrifiziert werden kann (BUTTERBACH et al. 2002). Bei hohen N-Einträgen ist das Nitrataustragsrisiko bei gut drainierten Böden aber ebenfalls als sehr hoch einzustufen. Trotz der vergleichsweise hohen Nitrataustragsrisiken wird in Lehmböden in Bayern (gem. der vorliegenden Studie, Forstarchiv2) und Deutschland (gem. Auswertung von 53 Level- II Standorten in Deutschland von BRUMME & KHANNA 2008) fast überall noch N akkumuliert, weil die N-Austräge mit dem Sickerwasser die Einträge bei weitem noch nicht erreicht haben.

Unter den günstigeren Standortbedingungen von Lehmböden, ist die Humusform meist ein Mull oder zumindest ein aktiver Moder. Unter solchen Standortsbedingungen haben BRUMME & KHANNA (2008) den Bestand ( $N_u$ ) als wichtigste N-Senke ermittelt. Da die Denitrifikation modelliert und nicht gemessen wurde, kann man die Einzelbeiträge von  $N_u$  und  $N_{de}$  anhand dieser Studie jedoch nicht exakt beurteilen.

Unabhängig davon sprechen sowohl die Theorie der N-Sättigung (Abb. 8c) als auch die Befunde für eine hohe Anfälligkeit von Lehmböden für Nitratausträge. Die Schwelle zur kinetischen N-Sättigung dürfte bei den meisten Standorten in Bayern bereits überschritten worden sein.

### **Kalkstandorte**

Nach den Ergebnissen der Nitratinventur unterliegen Kalkstandorten dem größten Risiko eines Nitrataustrags. Dies ist bedingt durch Kombination zweier Risikofaktoren, die hohe Nitrifikationsrate bei hohem pH (z.B. SCHLEGEL 1985, RÖDER 1996) und die zumeist hohe Wasserdurchlässigkeit von Kalksubstraten. Ähnlich wie bei Tonböden kann daher bei vielen Kalkstandorten schon im natürlichen Zustand von einer kinetischen Sättigung gem. dem Konzept von LOVETT & GOODALE (2011) ausgegangen werden. Die Kurve in Abb. 8d beginnt daher mit der kinetischen N-Sättigung. Das rasche Erreichen der kinetischen

Sättigung bezieht sich weniger auf die N-Versorgung der Bestände, sondern auf die hohe Nitrifikationsbereitschaft dieser Böden, d.h. Ammonium-Einträge werden rasch zu Nitrat umgewandelt und bei stärkeren Regenfällen ausgewaschen. Die exponentielle Zunahme symbolisiert die hohe Reaktionsgeschwindigkeit der N-Umwandlungsprozesse und der damit verbundenen Risiken bei wasserdurchlässigem Substrat.

Ähnlich wie bei Sandböden ist die Durchlüftung des Substrats von terrestrischen Kalkstandorten meist hoch, eine Denitrifikation dürfte daher nur in Ausnahmefällen eine Rolle spielen.

Bei der Beschreibung der Abläufe in Kalkböden gelangt man mit dem beschriebenen N-Sättigungskonzept auf Abgrenzungsprobleme, was die ersten beiden Phasen betrifft. Bei Kalkstandorten können die Phasen der N-Limitierung und kinetischen Sättigung kaum sinnvoll getrennt werden, da trotz zeitweiliger Nitratverluste eine generelle Limitierung des Wachstums durch N auftritt. Dies wird besonders deutlich, wenn man sich die Verhältnisse auf flachgründigen Gebirgsstandorten in den Kalkalpen vergegenwärtigt. Hier ist die N-Verfügbarkeit für die Pflanzen auch bei erhöhten N-Depositionen gering (MELLERT & EWALD 2012b). Dies gilt insbesondere für südexponierten Steilhänge, die von einem extremen Witterungsregime geprägt sind, mit einem starken Wechsel von gebremster Mineralisation infolge von Austrocknung und intensiver Durchspülung bei Starkniederschlägen. Zudem unterliegen diese Standorte einer erhöhten Gefahr von Humusschwund und Erosion. Eine rasche N-Sättigung mit entsprechender N-Akkumulation wird sich auf diesen Standorten daher kaum einstellen. Diese Wälder dürften in ihrem Wachstum auch bei entsprechend höheren N-Einträgen N-limitiert bleiben. Gleichzeitig liegt aber in vielen Beständen der Zustand der kinetischen N-Sättigung mit episodisch/periodisch erhöhter Nitratauswaschung vor.

Dies bedeutet, dass bei Kalkstandorten ein besonders breites Risikospektrum zu erwarten ist. Bei oligotrophen, „N-hungrigen“ WÖS mit vorhandenen N-Filterarten (EMMETT 2007) dürften die episodischen N-Austräge in der Summe gering bleiben, während meso- bis eutrophe Kalkstandorte bei entsprechenden Einträgen und hoher Wasserdurchlässigkeit einem sehr hohen Nitrataustragsrisiko unterliegen. In Kalkbuchenwäldern kann eine reiche Krautschicht (ELLENBERG & LEUSCHNER 2011) die Nitratausträge aber, zumindest temporär, erheblich dämpfen.

### 5.2 Ansätze zur räumlichen Abschätzung des Nitrataustrags

Analysen der Beziehungen von Kenngrößen des Stickstoffhaushalts beruhen standardmäßig auf statistischen Techniken, wie der linearen Regression. Regressionsverfahren wurden dabei bisher v.a. zur Identifikation von Kennwerten des N-Status eingesetzt (MACDONALD ET AL. 2003, MATZNER & GROSHOLZ 1997, AUGUSTIN & WOLFF 2003, SCHALL & SEIDLING 2004, DEVRIES ET AL. 1995, CALLESEN ET AL. 1999, VON WILPERT 2003, BOLTE & WOLFF 2001). Diese Analysen dienen zum einen dem Verständnis, zum anderen der Vorhersage des Nitrataustrags bzw. der Nitratkonzentration unter Wald. Die aus solchen Analysen resultierenden *empirisch-statistische Modelle* (ESM) wurden bisher jedoch kaum

zur Prädiktion des N-Status eingesetzt. Nur wenige Autoren haben ESM bislang zur Regionalisierung herangezogen (RISS 2000, ROTHE ET AL. 1999). Die Regionalisierung ist als Sonderfall der Prädiktion besonders kritisch, weil sie die Beschränkung auf regionalisierbare Kennwerte erfordert, die als Geodaten verfügbar sind. Zur Vorhersage des N-Status größerer Regionen wurden Regressionsmodelle bisher nur in Dänemark und Holland eingesetzt (CALLESEN ET AL. 1999, DEVRIES ET AL. 1995). Die wenigen Versuche mit ESM zu einer flächigen Abschätzung von Nitratausträgen zu kommen, sind wohl in ihrer meist dürftigen Anpassung an die Daten begründet. Ein weiteres Hemmnis liegt vor, wenn für die Modellkalibrierung nur eine schmale Datenbasis vorhanden ist. Obwohl die Datenanforderungen beim statistischen Ansatz bei weitem niedriger angesetzt werden können als bei *prozess-orientierten Modellen* (POM), setzt eine stochastische Regionalisierung doch wenigstens voraus, dass ein repräsentatives Spektrum an Wald- und Standortstypen in einer ausreichenden Zahl von Wiederholungen mit allen wichtigen Kennwerten erfasst wurde.

Ansätze zur Regionalisierung von wenigen auf viele Punkte wurden in Deutschland bereits erarbeitet, insbesondere um die Bereiche des intensiven Monitorings auf Level-II mit dem der Inventurflächen des Level-I zu verbinden (SCHALL & SEIDLING 2004).

RIEK (2009) und RIEK & RUSS (2011) stützen ihre Quantifizierung des Risikos für den Nitrataustrags aus brandenburgischen WÖS auf die Daten der BZE2. Im Anhalt an Forstarchiv2 benutzen sie die Nitratkonzentration bei Feldkapazität in Kombination mit Ergebnissen eines Wasserhaushaltsmodells zur näherungsweise Abschätzung der mittleren Nitratausträge. Bei der Bewertung der Ergebnisse orientierten sie sich an den Schwellenwerten, die in Forstarchiv2 genannt werden. Im Vergleich zu Bayern (Referenz = Forstarchiv2) fanden sie etwas weniger stark belastete, vor allem aber auch deutlich weniger unbelastete Standorte. Für das Vorhersagemodell für Brandenburg haben sie ebenfalls  $10 \text{ mg l}^{-1}$  als Schwellenwert zur Kennzeichnung des Risikos erhöhter Nitratkonzentrationen unterstellt. Anstelle der logistischen Regression (WLN1) verwendeten die Autoren eine Kombination aus Diskriminanzanalysen und logit-Modellen. Damit konnten sie zeigen, dass sich das Risiko erhöhter Nitratausträge im Vergleich zur BZE 1 offenbar verringert hat. Als Ursache für diese Entwicklung sehen die Autoren die in den neuen Bundesländern seit den 1990er Jahren stark verminderten N-Emissionen.

In der Phase der Konzeption dieser Studie vor über 10 Jahren erschienen flächige Vorhersagen auf der Basis von *prozess-orientierten Modellen* (POM) für derart große Räume wie ein Bundesland noch in weiter Ferne. Tatsächlich wurde jüngst ein solches Modell für ganz Deutschland publiziert (KIESE et al 2011). Die bemerkenswerte Arbeit ist die weltweit erste Regionalisierung auf der Basis von POM auf einer derart großen Raumskala. Die Veröffentlichungen basiert auf der Dissertation von HEINZELLER (2007). Inhalt seiner Arbeit war es, das am IMK-IFU entwickelte prozessorientierte biogeochemische Modell PnET-N-DNDC 3 (BUTTERBACH-BAHL et al. 2001) für die Vorhersage der ökosystemaren Wirkung von erhöhten N-Deposition - insbesondere von Nitratausträgen - aus Wäldern Deutschlands weiterzuentwickeln, zu validieren und für die Regionalisierung einzusetzen.

Die Modelle wurden auf der Datenbasis der 74 deutschen Level-II Standorte kalibriert und anhand von 5 Waldklimastationen in Bayern (Altdorf, Ebersberg, Flossenbürg, Mitterfels, Freising) validiert. Die Ergebnisse der Validierung waren mit einem  $R^2$  von ca. 0,5 zwischen modellierten und geschätzten N-Bilanzen bzw. Nitratkonzentrationen sehr zufrieden stellend.

Die Datenbasis für die Regionalisierung stimmt mit der vorliegenden Studie weitgehend überein, da sie lediglich auf neueren Versionen der N-Deposition (GAUGER et al. 2008) und Waldverteilung (CORINE ) sowie der bundesweiten Klima- (DWD 2000 zitiert in KIESE et al 2011) und Bodenkarten (BGR, BÜK 1000 zitiert in KIESE et al 2011) beruhen.

Für die Validierung auf regionaler Ebene wurden die Daten von Forstarchiv1 herangezogen. Die Autoren schließen aus der Übereinstimmung in der Häufigkeitsverteilung der Werte auf eine gute Vergleichbarkeit der Inventurergebnisse und ihrer Modellierungen.

Allerdings zeigt die Gegenüberstellung der Karten aus KIESE et al. (2011) und WLN1, dass die räumlichen Muster doch recht verschieden sind. Insbesondere stimmen die Gebiete mit hohen Nitratkonzentrationen nicht überein. Während in WLN1 das Tertiärhügelland als das Hochrisikogebiet identifiziert wurde, liegen die Nitratkonzentrationen nach KIESE et al. (2011) in diesem Wuchsgebiet eher im unteren Bereich der Werteskala. Im Bereich des Keupers liegen aber die Vorhersagen beider Modelle im niedrigen Wertebereich.

Da das hohe Risiko von Nitratausträgen im Tertiärhügelland durch recht umfangreiche Beobachtungsdaten in der Fläche (Forstarchiv1) und mit Sickerwasseruntersuchungen über einen längeren Zeitraum (MELLERT & ROTHE 2005, WASP2) sowie durch Fallstudien gestützt wird (KREUTZER et al. 2009), liegen die Schwächen hier offenbar eher beim POM von KIESE et al. (2011) als beim ESM (WLN1). Bei KIESE et al. (2011) konnten die räumlichen Muster des Nitrataustrags v. a. durch die N-Depositionen und die Niederschläge sowie den organischen Kohlenstoff des obersten Boden (0-10 cm) erklärt werden. Derartige Effekte spielen auch bei WLN1 eine wichtige Rolle. Die wesentliche Diskrepanz beider Modellierungsansätze liegt aber vermutlich beim Substrattyp, der bei KIESE et al. (2011) offenbar von untergeordneter Bedeutung war, im ESM (WLN1) aber den dominierenden Prädiktor darstellt. Es liegt daher die Vermutung nahe, dass das POM v.a. im Hinblick auf Substrateffekte nicht ausreichend kalibriert werden konnte. Möglicherweise werden z.B. die N-Retentionskapazitäten auf lehmigen Standorten überschätzt.

Die Ansprüche an die Datengrundlage für die Kalibrierung von POM sind wegen ihrer komplexen Struktur sehr hoch und i.d.R. nur im Rahmen von Fallstudien zu leisten (z.B. Höglwald-Studie oder Level-II Monitoring). Häufig müssen für die Parametrisierung von POM selbst bei sehr intensiven Studien eine ganze Reihe von Annahmen getroffen werden, da vollständige Daten die Ausnahme darstellen. Die hohen Datenansprüche der POM ist das Haupthindernis für ihre Anwendung in der Fläche, da hier eine Abdeckung in der standörtlichen Breite gefordert ist und weniger eine Erfassung von Prozessen im Detail.

Aus diesen Gründen verwundert es nicht, wenn das POM von KIESE et al. (2011) noch Schwächen bei der Darstellung der Standortabhängigkeit von Nitrataustragsrisiken zeigen. Für eine flächige Prognose sind stochastische Modelle basierend auf einer breiten Palette von Inventurdaten daher offenbar noch überlegen. Es wäre aber zu wünschen, dass das Prozessverständnis und die Vorhersagen im Bereich des Stoffhaushalts von Wäldern durch

eine Kombination von POM und ESM weiter verbessert werden. Zum Beispiel im Bereich der Artenverbreitungsmodelle werden hierzu bereits Anstrengungen unternommen (MORIN & THUILLER 2009, DORMANN et al. 2012).

Die vorhandenen Modelle bieten grundsätzlich, ob ESM oder POM, noch keine hinreichende Basis für eine präzise Bewertung der Nitrataustragsmengen, z.B. im Rahmen der Beweissicherung in Wasserschutzgebieten. Für derartige Untersuchungen sind wiederholte Messungen vor Ort nach wie vor unerlässlich.

## **Kapitel 5 Einordnung der Ergebnisse in den aktuellen Stand der Forschung - Die wichtigsten Aspekte auf einen Blick**

### *Beitrag zum Konzept der N-Sättigung*

Zentrale Ergebnisse der vorliegenden Studie stehen im Einklang mit der gängigen Theorie zur N-Sättigung:

- Der signifikante positive Einfluss von Stickstoffdepositionsindikatoren auf das C/N-Verhältnis des Humus weist auf eine N-Anreicherung in Bayerns Wäldern hin.
- Das C/N-Verhältnis und damit die N-Anreicherung ist wiederum ein wichtiger Prädiktor des Nitrataustragsrisikos (indiziert durch die Nitratkonzentration unterhalb des Hauptwurzelaumes).

Die starke Abhängigkeit des Nitrataustragsrisikos vom Standort – ein weiteres zentrales Ergebnis dieser Studie – wird in den klassischen N-Sättigungskonzepten bisher aber kaum beachtet. Neben dem Waldtyp erwies sich der Standortstyp (Kriterien: Textur und Kalk) als wichtigster Prädiktor der Nitratkonzentration unterhalb des Hauptwurzelaumes.

Während das Nitrataustragsrisiko in Kalk und Lehmböden hoch ist, unterliegen Sand und Tonböden trotz der gegensätzlichen Textur insgesamt einem vergleichbar niedrigen Nitrataustragsrisiko. Bei Sandstandorten hängt das Nitrataustragsrisiko aber offenbar stark von einer vorangegangenen N-Anreicherung ab, bei Tonböden jedoch nicht. Während bei Sandböden die Korrelation zwischen dem Nitratgehalt des Humus und der Nitratkonzentration unterhalb des Hauptwurzelaumes stark von C/N-Verhältnis des Humus (Schwellenwert = 25) abhängt, besteht bei Tonböden unabhängig vom C/N-Verhältnis keine Korrelation zwischen beiden Größen.

Die dargestellten Befunde lassen sich in das N-Sättigungskonzept von LOVETT & GOODALE (2011) schlüssig einordnen. Hierbei sind unter chronischen N-Einträgen drei Phasen zu unterscheiden: (1) N-Limitierung ohne Nitratausträge, (2) kinetische Sättigung mit Nitrataustragsphasen und (3) kapazitive Sättigung mit dauerhaftem Nitrataustrag in der Größenordnung der N-Einträge. Das hier vorgestellte Konzept stellt die standörtliche Modifikation des Verlaufs der N-Sättigung dar:

*Sandstandorte* durchlaufen aufgrund der meist sehr nährstoffarmen Ausgangssituation und der damit verbundenen hohen N-Retentionskapazitäten des sauren Auflagehumus eine lange Phase der N-Limitierung. Die Phase der kinetischen N-Sättigung ist dagegen kurz, da nach Erreichen eines C/N-Verhältnisses von ca. 25 die N-Retentionskapazitäten erschöpft sind und überschüssiges Nitrat in wasserdurchlässigen Sanden rasch mit dem Sickerwasser ausgetragen wird. Kinetische und kapazitive N-Sättigung liegen bei Sandböden daher nahe beieinander.

*Lehmstandorte* sind deutlich besser mit N versorgt als Sandböden, zudem wird der Sickerwasserstrom bei typischen Lehmen kaum behindert (kein Wasserstau). Diese beiden Faktoren bedingen eine baldige kinetische N-Sättigung von Lehmstandorten, da bei entsprechender Sickerwasserbewegung in der Bodenlösung kurzfristig Nitrat ausgewaschen werden kann, selbst wenn der N-Bedarf des Bestandes prinzipiell noch nicht ganz gedeckt

ist. Durch das gute Wachstum und den hohen N-Bedarf des Bestands sowie das hohe N-Speichervermögen eutropher Standorte kann N aber über lange Zeit zu erheblichen Anteilen zurück gehalten werden. Die Phase der kinetischen N-Sättigung kann daher sehr lange andauern ehe die kapazitive N-Sättigung erreicht wird.

*Tonstandorte* sind i.d.R. reich mit N und allen übrigen Nährstoffen versorgt, eine ausgeprägte N-Limitierung dürfte hier die Ausnahme darstellen. N-Depositionen führen auf diesen Standorten rasch sowohl zur kinetischen als auch zur kapazitiven N-Sättigung. Das Nitrataustragsrisiko bleibt auf diesen Standorten dennoch dauerhaft gering, da Nitrat wegen der Neigung dieser Böden zu Wasserstau kaum mit dem Sicherwasser ausgetragen, sondern zum Großteil denitrifiziert wird.

Auch bei vorliegender N-Limitierung kann es auf gut wasserdurchlässigen und meist flachgründigen *Kalkstandorten* wegen des vorherrschenden hohen Nitrifikationspotentials v.a. bei Starkniederschlägen zu Nitratausträgen kommen. Der Zustand der N-Limitierung ist daher gerade unter den Bedingungen eines N-Eintrags bei gleichzeitig maximaler Auswaschungsgefahr kaum vom der kinetischen N-Sättigung zu trennen. Speziell bei N-armen Ausgangszustand schwach entwickelter Kalkböden und deren hoher potentieller N-Speicherkapazität (z.B. Mullrendzina) ist prinzipiell mit einer späten kapazitiven N-Sättigung zu rechnen. Unabhängig davon ist aber aufgrund der hohen Wasserdurchlässigkeit und der Nitrifikationsneigung bereits bei kurzfristigem Nitratüberschuss das Nitrataustragsrisiko hoch. Bei Vorhandensein einer nitrophilen (Boden)Vegetation können aber erhebliche N-Anteile zurückgehalten und dem Bodenspeicher zugeführt werden. Für das Nitrataustragsrisiko von Kalkböden sind daher v.a. Faktoren, welche die kinetische N-Sättigung beeinflussen entscheidend und weniger Faktoren, welche auf die kapazitive N-Sättigung wirken.

#### *Ansätze zur räumlichen Abschätzung des Nitrataustrags*

Vor mehr als zehn Jahren, als die vorliegende Studie konzipiert wurde, schien die großflächige Vorhersage des Stickstoffumsatzes mit prozessorientierten Modellen (POM) noch in weiter Ferne zu liegen. Mittlerweile liegt aber eine derartige Studie zur Quantifizierung der Nitratauswaschung aus deutschen Waldökosystemen vor.

Um eine möglichst umfassende Parametrisierung zu gewährleisten haben die Autoren dieser POM-Studie ihr Modell auf Daten von Level-II-Intensivmonitoringflächen kalibriert. Bei der Parametrisierung wurde eine Reihe von vereinfachenden Annahmen getroffen, da auch die Intensivuntersuchungsflächen keinen vollständigen Einblick in die Prozesse des N-Umsatzes von Wäldern liefern. Die Prognosen des POM auf der einen Seite und die Messungen der bayerischen Nitratinventur sowie die darauf aufbauenden Ergebnisse der empirisch-statistischen Modelle (ESM) auf der anderen Seite, weisen z.T. erhebliche Differenzen auf. Insbesondere stimmen die Gebiete mit hohen Nitratfrachten des POM nicht mit den Gebieten hoher Nitrataustragsrisiken des ESM überein. Während das Tertiärhügelland mittels ESM als das Hochrisikogebiet identifiziert wurde, liegen die Nitratkonzentrationen nach POM in diesem Wuchsgebiet eher im unteren Bereich der Werteskala.

Die Schwäche scheint hier auf Seiten des POM zu liegen, da das hohe Nitrataustragsrisiko in diesem Wuchsgebiet durch eine Fülle von Messdaten belegt ist. Für eine flächige Prognose

sind stochastische Modelle basierend auf einer breiten Palette von Inventurdaten daher offenbar noch überlegen. Es wäre aber zu wünschen, dass das Prozessverständnis und die Vorhersagen im Bereich des Stoffhaushalts von Wäldern durch eine Kombination von POM und ESM weiter verbessert werden.

Insgesamt bieten die vorhandenen Modellierungsansätze, ob ESM oder POM, noch keine hinreichende Basis für eine präzise Schätzung der Nitrataustragsmengen, z.B. im Rahmen der Beweissicherung in Wasserschutzgebieten. Für derartige Untersuchungen sind wiederholte Messungen vor Ort nach wie vor unerlässlich.

## 6. Literatur

Aber JD, Nadelhoffer P, Steudler P & Melillo JM (1989a): Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *Bioscience* 39, 378-386.

Aber JD, Ollinger SV, Driscoll CT (1989b): Modeling nitrogen saturation in forest ecosystems in response to land use and atmospheric deposition. *Ecological Modeling* 101: 61-78.

Aber JD, McDowell W, Nadelhoffer K, Magill A, Berntson G, Kamakea M, McNulty S, Currie W, Rustad L, Fernandez I (1998): Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems: hypotheses revisited. *BioScience* 48:921-934.

Aber JD, Goodale CL, v. Ollinger S, Smith MA, Magill AH, Martin ME, Hallett RA, Stoddard JL (2003): Is Nitrogen Deposition Altering the Nitrogen Status of Northeastern Forests? *Bioscience* 53/4: 375-389.

Agren GI, Bosatta E (1988): Nitrogen saturation of Terrestrial Ecosystems. *Env. Poll.* 54: 185-197.

Augustin S, Wolf B (2003): Beziehungen zwischen Critical Loads-Überschreitungen und Daten des forstlichen Umweltmonitorings am Beispiel des Stickstoffhaushalts von Fichtenwäldern. *Freiburger Forstliche Forschung Heft* 49, S. 101-113.

Barton L, McLay CDA, Schipper A, Smith CT (1999): Annual denitrification rates in agricultural and forest soils: a review. *Aust. J. Soil Res.*, 1999, 37, 1073-1093.

BAYLFW (2004): 15 Jahre Integrierten Messnetzes Stoffeintrag-Grundwasser – Methoden und Ergebnisse. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Informationsbericht Nr. 2/2004

Berg B (2000): Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *Forest, Ecology and Management* 133, p. 13-22.

Bernhardt M (2005): Reaktionen der Waldbodenvegetation auf erhöhte Stickstoffeinträge: Analyse und Vorhersage von Vegetationsänderungen anhand von funktionellen Merkmalen. *Diss. Bot.* 397: 1 – 123.

BMELF, Bundesministerium für Ernährung Landwirtschaft und Forsten (1997) Dauerbeobachtung im Wald – Methodenleitfaden für das Level-II-Programm 126. S.

BMELF (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) (2000): Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level II-Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen. 167 S. Bonn.

Bolte A, Wolff B (2001): Validierung von Critical Load-Überschreitungen mit Indikatoren des aktuellen Wirkungsgeschehens Teil I Waldökosysteme: Abschlussbericht zum UBA-Forschungsprojekt: FKZ 298 43 209

Borken W, Matzner E (2004): Nitrate leaching in forest soils: an analysis of long term monitoring sites in Germany. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 167, 277-283.

Breeuwsma A, Chardon JP, Kragt JF, De Vries W (1991): Pedotransfer functions for denitrification. In: ECE 1991, Final report of the project "Nitrate in Soils", Chapter 5.3. DG XII, European Community, Brussels.

Brumme R, Verchot LV, Martikainen PJ, Potter CS (2005): Contribution of trace gases nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) and methane (CH<sub>4</sub>) to the atmospheric warming balance of forest biomes. In *The Carbon Balance of Forest Biomes*. Eds. H. Griffiths and P.G. Jarvis. Taylor and Francis Group, Abingdon, New York, pp 293–317.

Brumme R, and Khanna PK (2008): Ecological and site historical aspects of N dynamics and current N status in temperate forests, *Global Change Biol.*, 14, 125 – 141.

Butterbach-Bahl K, Stange F, Papen H, Li C (2001): Regional inventory of nitric oxide and nitrous oxide emissions for forest soils of Southeast Germany using the biogeochemical model PnET-N-DNDC. *J. Geophys. Res.* 106, 34155e34166.

Butterbach-Bahl K, Gasche R, Willibald G, Papen H (2002a): Exchange of N-gases at the spruce and beech sites at the Höglwald Forest – A summary. *Plant and Soil*, 240, 117–123.

Butterbach-Bahl K., Willibald G., Papen H. (2002b): Soil core method for direct simultaneous determination of N<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from forest soils. *Plant and Soil*, 240, 105–111.

Butterbach-Bahl K, Kesik M, Miehe P, Papen H, Li C (2004): Quantifying the regional source strength of N-trace gases across agricultural and forest ecosystems with process based models. *Plant and Soil* 260: 311-329.

Callesen I, Raulund-Rasmussen K, Gundersen P, Stryhn H (1999): Nitrate concentration in soil solutions below Danish forests. *Forest Ecology and Management* 114, 71 – 81.

Cannell MGR, Thornley JHM (2000): Nitrogen states in plant ecosystems: a viewpoint. *Ann Bot* 86:1161–7.

Cleveland CC, Liptzin D (2007) C:N:P stoichiometry in soil: is there a “Redfield ratio” for the microbial biomass? *Biogeochemistry* 85:235–52.

Dämmgen U (2005): Bestimmung von Ammoniak-Einträgen aus der Luft und deren Wirkung auf Waldökosysteme (ANSWER-Projekt). Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft Sonderheft 279, 113 S.

Davidson EA, Hart SC, Shanks CA, Firestone MK (1991) Measuring gross nitrogen mineralization, immobilization and nitrification by <sup>15</sup>N isotope dilution in intact soil cores. *Journal of Soil Science* 42, 335–349.

Davidson EA, Chorover J, Dail DB (2003): A mechanism of abiotic immobilization of nitrate in forest ecosystems: the ferrous wheel hypothesis. *Global Change Biology* 9, 228-236.

De Vries W, van Grinsven JJM, van Breemen N, Leetres EEJM, Jansen PC (1995): Impacts of acid deposition on concentrations and fluxes of solutes in acid sandy forest soils in the Netherlands. *Geoderma* 67, 17 – 43

De Vries W, Reinds GJ, van Kerkvoorde MS, Hendriks CMA, Leeters EEJM., Gross CP, Voogd JCH, Vel EM (2000): Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe, Technical Report 2000. UN/ECE, EC, Geneva, Brussels, 191 p.

Dise NB, and Wright RF (1995): Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *For. Ecol. Manage.* 71: 153–161.

Dise NB, Matzner E, Gundersen P (1998): Synthesis of nitrogen pools and fluxes from European forest ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution* 105: 143–154.

Dormann CF, Schymanski SJ, Cabral J, Chuine I, Graham C, Hartig F, Kearney M, Morin X, Römermann C, Schröder B, Singer A (2012): Correlation and process in species distribution models: bridging a dichotomy. *Journal of Biogeography*, doi: 10.1111/j.1365-2699.2011.02659.x.

Einsele G, Köhler W-R, Plum H, Schraft A, Seiler K-P, Udluft P (1990): Stoffeintrag und Stoffaustrag in bewaldeten Einzugsgebieten. DVWK Schriften. Hamburg und Berlin, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK). 151 pp.

Elith J, Leathwick JR, Hastie T (2008). A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology* 77: 802–813.

Ellenberg H (1985): Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluss von Düngung und Immissionen. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 136: 19-39.

Ellenberg H, Leuschner C (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Verlag Eugen Ulmer. (first edition 1963). 1333 S.

Elling W, Heber U, Polle A, Beese F (2007): Schädigung von Waldökosystemen. 1. Auflage. Elsevier GmbH, München. 422 S.

Emmett BA (2007): Nitrogen saturation of terrestrial ecosystems: some recent findings and their implications for our conceptual framework. *Water Air and Soil Pollution: Focus* 7:99-109.

Fahrmeier L, Kneib T, Lang S (2007): Regression Modelle, Methoden und Anwendungen. Springer, Berlin.

Franklin J (2009) Mapping Species Distributions. Spatial Inference and Prediction. Cambridge etc.: Cambridge University Press, 1 - 320

Gaines P & Gaines ST (1994): Soil Texture Effect on Nitrate Leaching in Soil Percolates. *Common. Soil Sci. Plant Anal.*, 25(13&14), 2561-2570.

Gauger T, Anshelm F, Schuster H, Draaijers GPJ, Bleeker A, Erisman JW, Vermeulen AT, Nagel HD (2002): Mapping of ecosystem specific long-term trends in deposition loads and concentrations of air pollutants in Germany and their comparison with Critical Loads and

Critical Levels. Part 1: Deposition Loads 1990-1999; Im Auftrag für das Umweltbundesamt Berlin (BMU/UBA, FE Nr. 299 42 210). Institute of Navigation, Stuttgart University. 207 S.

gauger T (1999): Berechnung der N-Deposition für die bayerischen BZE-Punkte. Schriftliche Mitteilung.

Gauger T, Haenel HD, Rösemann C, Dämmgen U, Bleeker A, Erisman JW, Vermeulen AT, Schaap M, Timmermanns RMA, Bultjes PJH, Duyzer JH (2008): National Implementation of the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (Effects): Part 1: Deposition Loads: Methods, modelling and mapping results, trends. BMU/UBA 204 63 252. UBA-Texte, 38/08 (1).

Gensior A, Mellert KH, Kölling C (2002): Leicht zu erhebende Kennwerte als Indikatoren für den Stickstoffstatus von Waldböden im Rahmen des vorsorgenden Bodenschutzes am Beispiel der Stickstoffinventur bayerischer Waldböden, DBG-Mitteilungen 102: 769-770.

Gertheis J, Kohl F, Petry S, Schneider K (2004): Grundwasser- und Bodenschutz im Wald – Vorhersage von Stickstoffsättigung und Nitrataustrag. Seminararbeit am Institut für Statistik. 66 S.

Gessler A, Schneider S, Von Sengbusch D, Weber P, Hanemann U, Huber C, Rothe A, Kreuzer K, Rennenberg H (1998): Field and laboratory experiments on net uptake of nitrate and ammonium by the roots of spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*) trees. *New Phytologist* 138 (2):275-285

Gundersen, P (1992): Mass balance approaches for establishing critical loads for nitrogen in terrestrial ecosystems. In: Grennfelt, P. and Tornelof, E. (Eds.) „Critical loads for nitrogen“. *NORD* 1992:41, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, pp. 55-110.

Gundersen P, Emmett BA, Kjønåas OJ, Koopmans CJ, Tietema, A (1998): Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forests: a synthesis of NITREX data. *Forest Ecology and Management* 101, 1–3: 37–55.

Gundersen P, Sevel L, Christiansen JR, Vesterdal L, Hansen K, Bastrup-Birk A, 2009. Do indicators of nitrogen retention and leaching differ between coniferous and broadleaved forests in Denmark? *For. Ecol. Manag.* 258, 1137-1146.

Hagedorn F, Mohn J, Schleppi P, Flüher H (1999): The role of Rapid Flow Paths für Nitrogen Transformation in a Forest Soil: A Field Study with Micro Suction Cups. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 1915-1923.

Hastie TJ, Tibshirani R, Friedman JH (2008): Elements of statistical learning. Springer Science and Business Media. 745 p.

Hastie TJ & Tibshirani, RJ (1990) *Generalized Additive Models*. London: Chapman and Hall.

Hedin LO, Armesto JJ, Johnson AH (1995): Patterns of nutrient loss from unpolluted, old-growth temperate forests: Evaluation of the biogeochemical theory. *Ecology* 76 (2): 493-509

Heinsdorf D, Krauss HH (1997): Massentierhaltung und Waldschäden auf dem Gebiet der ehemaligen DDR. Forst Holz 13: 356–361.

Huber C (1997): Untersuchungen zur Ammoniakimmission und zum Stoffhaushalt auf ungekalkten und neugekalkten Flächen in einem stickstoffübersättigten Fichtenökosystem (Höglwald). Dissertation LMU München 183 S.

Huber C, Baumgarten M, Göttlein A, Rotter V (2003 ): Nitrogen turnover and nitrate leaching after bark beetle attack in Mountainous Spruce Stands of the Bavarian Forest National Park. Water Air and Soil pollution - Focus.

Hüttl RF (1985): 'Neuartige' Waldschäden und Nährelementversorgung von Fichtenbeständen (*Picea abies* Karst.) in Südwestdeutschland. Freib. Bodenkundl. Abh. 16, 195 p.

Hüttl RF (1990): Nutrient supply and fertilizer experiments in view of N saturation. Plant and Soil, 128, 45-58.

Jochheim H, Lüttschwager D, Wegehenkel M (2004): Simulation of the water and nitrogen balances of forests within a catchment in the northeaster German lowlands. Eur. J. Forest Res 123 : 53-61.

JOHNSON DW, SOGN T (2000): The nutrient cycling model: lessons learnt. Forest Ecology and Management 138, 91-106.

Keller H (1974): Die Qualität des Wassers aus Waldgebieten. AFZ. Der Wald 49: 1074–1076.

Khanna P, Ulrich B (1991): Ecochemistry of temperate deciduous forests. In Röhrig E, Ulrich B , (eds): Ecosystems of the world. Vol 7: Tmperate deciduous forests.Elsevier, Amsterdam. pp. 121-163

Kiese R, Heinzeller C, Werner C, Wochele S, Grote R, Butterbach-Bahl K (2011): Quantification of nitrate leaching from German forest ecosystems by use of a process oriented biogeochemical model. Environmental Pollution 159: 3204-3214.

Klap JM, Reinds GJ, Bleeker A, De Vries W (2000): Environmental stress in German forests: Assessment of critical deposition levels and their exeedances and meteorological stress for crown monitoring sites in Germany. Alterra-Rapport 134.

Kölling C (1991): Stickstoffsättigung von Waldökosystemen. Allg. Forstz. 46, S. 513 – 517.

Kölling C, Mellert KH (1999): Identifikation und Überprüfung von Kennwerten zur Bodenversauerung, Stickstoffsättigung und Gefährdung von Gewässern - Auswertung bundesweit im Rahmen des Level II-Programms erhobener Daten von Bodenfestphase und Bodenlösung. Bericht im Auftrag des BML, Mai 1999.

Kohlpaintner M (2011): Kleinräumige Variabilität der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser eines N-gesättigten Fichtenforstes – Beschreibung, Erklärung, Konsequenzen. Dissertation TUM, 184 S.

Kommission zur Reinhaltung der Luft (KrdL) (2008): Vegetation als Indikator für Stickstoffeinträge - Bewertung der Stickstoffverfügbarkeit durch Ellenberg-Zeigerwerte der Waldbodenvegetation / Vegetation as an indicator of nitrogen input - Assessment of nitrogen availability by Ellenberg indicator values of forest ground vegetation (VDI-Richtlinie 3959 Blatt 1). Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN - Normenausschuss KRdL, Beuth-Verlag, Berlin, 17 S.

Kreutzer K (1981): Die Stoffbefrachtung des Sickerwassers in Waldbeständen. *Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft* 32: 273–286.

Kreutzer K (1989): Änderungen im Stickstoffhaushalt der Wälder und die dadurch verursachten Auswirkungen auf die Qualität im Sickerwasser. *DVWU-Mitt.* 17, 121-123.

Kreutzer K, Göttlein A (1991): *Ökosystemforschung Höglwald*. Paul Parey, Hamburg und Berlin 261 S.

Kreutzer K, Weiss T (1998): The Höglwald field experiments – aims, concepts and basic data. *Plant and Soil*, 199, 1–10.

Kreutzer K, Butterbach-Bahl K, Rennenberg H, Papen H (2009): The complete nitrogen cycle of an N-saturated spruce forest ecosystem. *Plant Biology* 11:643–649.

Kriebitzsch WU (1978): Stickstoffnachlieferung in sauren Waldböden Nordwestdeutschlands. *Scripta Geobotanica* 14: 1-66.

Kronzucker HJ, Siddiqi MY, Glass ADM (1996): Kinetics of NH<sub>4</sub><sup>+</sup> influx in spruce. *Plant Physiology* 110 (3):773-779

LANUV-NRW (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW) (2012): Die Nitratbelastung des Grundwassers in Nordrhein-Westfalen.

<http://www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/sondersam/nitratgrundw/bericht/xkap1.htm>  
(13.06.2012)

Likens GE, Bormann FH (1970): The effect of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard Brook watershed ecosystem. *Ecological Monographs* 40, 23-47.

MacDonald J A, Dise N B, Matzner E, Armbruster P, Gundersen P and Forsius M (2002): Nitrogen input together with ecosystem nitrogen enrichment predict nitrate leaching from European forests. *Global Change Biology* 8, 1028-1033.

MacNally R (2000): Regression and model-building in conservation biology, biogeography and ecology: The distinction between - and reconciliation of - ‘predictive’ and ‘explanatory’ models. *Biodiversity and Conservation*, 9, 655–671.

McNulty SG, Aber JD, Boone RD (1991): Spatial changes in forest floor and foliar chemistry of spruce-fir forests across New England. *Biogeochem.* 14:13-39.

Marschner H, Haussling M, George E (1991): Ammonium And Nitrate Uptake Rates And Rhizosphere Ph In Nonmycorrhizal Roots Of Norway Spruce [Picea-Abies (L) Karst]. *Trees-Structure And Function* 5 (1):14-21

Meiwes KJ, Meesenburg H, Bartens H, Rademacher P, Khanna PK (2002): Akkumulation von Auflagehumus im Solling. Mögliche Ursachen und Bedeutung für den Nährstoffkreislauf. *Forst u. Holz* 57, 428-433.

Mellert KH, Kölling C (2006): Nitratbelastung des Sickerwassers in einem bewaldeten Wassereinzugsgebiet der Trinkwasserversorgung Fürstenfeldbruck (Bayern). *Wasser und Abfall* 1-2/06, 48-54.

Mellert KH, Rucker G, Weis W (2007): Ermittlung der (potenziell) zu erwartenden Signalstärke von Bodenveränderungen - Grundlagen für die Bewertung und Interpretation von Ergebnissen der BZE II. Modellrechnungen auf der Basis einer Literaturstudie im Auftrag der Bundesanstalt für Forst und Holzwirtschaft, 93 S. [bfh-web.fh-eberswalde.de/bze/upload/.../Signalstudie\\_Abschlussbericht.pdf](http://bfh-web.fh-eberswalde.de/bze/upload/.../Signalstudie_Abschlussbericht.pdf)

Mellert KH, Kölling C, Rucker G, Schubert A (2008): Kleinräumige Variabilität von Waldboden-Dauerbeobachtungsflächen in Bayern. In: Riedel, Hornschuch F., Kölling C., Mellert K.H., Riek W., Rucker G., Schäffer J., v. Wilpert K., (2008): Entwicklung eines statistischen Designs für die zweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE 2). [www.worldforestry.de/img/download/RIEDEL\\_et\\_al\\_2008\\_BZE\\_Endbericht\\_ebook](http://www.worldforestry.de/img/download/RIEDEL_et_al_2008_BZE_Endbericht_ebook)

Mellert KH, Prietzel J, Straussberger R, Rehfuess KE, Kahle HP, Spiecker H (2008b): Relationships between long-term trends of air temperature, precipitation, nitrogen nutrition and growth of coniferous stands in Central Europe and Finland. *European Journal of Forest Research* 127, 507–524.

Mellert KH, Fensterer V, Küchenhoff H, Reger B, Kölling C, Klemmt HJ, Ewald J (2011): Hypothesis-driven species distribution models for tree species in the Bavarian Alps. *Journal of Vegetation Science* 22, 635–646 Doi: 10.1111/j.1654-1103.2011.01274.x 22

Mellert KH, Ewald J (2012a): Spatial modelling of forest site quality in the Bavarian Alps based on indicator values and environmental predictors. *Folia Geobotanica*, eingereicht.

Mellert KH, Ewald J (2012b): Nutrient limitations and site-related growth potentials of Norway spruce in the Bavarian Alps. *European Journal of Forest Research*. (In Vorbereitung)

Korzukhin MD, Ter-Mikaelian MT, Wagner RG (1996): Process versus empirical models: which approach for forest ecosystem management? *Canadian Journal of Forest Research*, 26:(5) 879-887, 10.1139/x26-096

Matheron G (1962) : *Traité de géostatistique appliquée*, Tome I: Mémoires du Bureau de Recherches Géologiques et Minières, no. 14, Editions Technip, Paris, 333 p.

McBratney AB, Mendonça Santos ML, Minasny B (2003): On digital soil mapping. *Geoderma* 117: 3 – 52.

Morin X, Thuiller W (2009) Comparing niche- and process-based models to reduce prediction uncertainty in species range shifts under climate change. *Ecology*, 90, 1301–1313.

Nagel H-D, Gregor H-D (1999): Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels – Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. Springer 259 S.

Nieder R, Köster W, Dauck HP, Brinkmann S (2003): Nährstoff-Überschüsse in Deutschland von 1950 bis 2000: Quellen, Senken und Wirkungen auf die Umwelt. I. N-Überhang der Landwirtschaft. In: Landnutzung und Landentwicklung 44, 172 – 178.

O'Neill RV, Deangelis DL, Waide JB, Allen TFH (1986): A hierarchical concept of ecosystems. Princeton University Press, Princeton.

Paavolainen L (1999): Nitrogen transformations in boreal forest soils in response to extreme manipulation treatments. Dissertation, Universität Helsinki. 54 S.

von Papen H, von Berg R, Hellmann B, Rennenberg H (1991): Einfluß von saurer Beregnung und Kalkung auf die chemolithotrophe und heterotrophe Nitrifikation in Böden des Höglwaldes. S. 111-117. In: Kreutzer K, Göttlein A (1991): Ökosystemforschung Höglwald. Paul Parey, Hamburg und Berlin.

Perakis SS, Hedin LO (2001): Fluxes and fates of nitrogen in soil of an unpolluted old-growth temperate forest, southern Chile, *Ecology* 82, 2245-2260.

Perakis SS, Hedin LO (2002): Nitrogen loss from unpolluted South American forests mainly via dissolved organic compounds. *Nature* 415:416-419.

Persson TA, Rudebeck JH, Jussy M, Colin-Belgrand A, Priemé E, Karlsson PS, Sjöberg RM (2000): Soil nitrogen turnover-mineralization, nitrification and denitrification in European forest soils. Pages 295–331 in E.-D. Schulze, editor. Carbon and nitrogen cycling in European forest ecosystems. Springer-Verlag, Berlin, Germany.

Pretzsch H (1996): Growth trends in Forests in southern Germany. In: Spiecker H, Miellkäinen K, Köhl M, Skovsgaard JP (Hrsg.): Growth Trends in European Forests. Springer-Verlag, S. 107-131

Prietzl J, Stetter U, Klemmt H-J, Rehfuss K E (2006): Recent carbon and nitrogen accumulation and acidification in soils of two Scots pine ecosystems in Southern Germany. *Plant Soil* DOI 10.1007/s11104-006-9120-5

Raspe S, Feger KH, Zöttl HW (1998): Ökosystemforschung im Schwarzwald. Landsberg: Ecomed, Seiten 354-374

Rehfuss KE (1990): Waldböden – Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung. 2. Auflage. Paul Parey Verlag 294 S.

Riek W (2009): Quantifizierung des Risikos für Nitrataustrag aus brandenburgischen Waldökosystemen auf der Grundlage chemischer Oberbodeneigenschaften. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe / Wald im Klimawandel - Risiken und Anpassungsstrategien. Band 42. 93-100.

RIEK W, WOLFF . (2007): Bodenkundliche Indikatoren für die Auswertung der Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen, Reihe B, 1-132.

Riek W, Russ A (2011): Stickstoffzustand nordostdeutscher Waldböden im Vergleich von BZE-1 und BZE-2. In: Böden verstehen – Böden nutzen – Böden fit machen. Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft. <http://eprints.dbges.de/554>.

Röder H, Fischer A und Klock W (1996): Waldentwicklung auf Quasi-Dauerflächen im Luzulo-Fagetum der Buntsandsteinrhön (Forstamt Mittelsinn) zwischen 1950 und 1990. Forstw. CB1. 115, 321-335

Rost-Siebert K, Jahn G (1988): Veränderungen der Waldbodenvegetation während der letzten Jahrzehnte - Eignung zur Bioindikation von Immissionswirkungen? Forst und Holz 43: 75 - 81.

Rothe A, Huber C, Kreutzer K, Weis W (2002): Deposition and soil leaching in stands of Norway spruce and European beech: Results from the Höglwald in comparison with other European case studies. Plant and Soil 240 (1), 33-45.

Ryden JC, Lund LJ, Letey J, Focht DD (1979): Direct measurement of denitrification loss from soils. II. Development and application of field methods. Soil Sci Soc Am J 43: 110–118.

Sachs L, Hedderich J (2006): Angewandte Statistik. Springer Verlag, Berlin Heidelberg, New York, 702 S.

Schall P, Seidling W (2004): Up-scaling of results from forest ecosystem monitoring to the large-scale. Report of the Federal Research Center for Forestry and Forest Products (BFH) 114 p.

Scheffer F, Schachtschabel P (1984): Lehrbuch der Bodenkunde. Enke Verlag Stuttgart, 442 S.

Schlegel HG (1985): Allgemeine Mikrobiologie. Thieme Verlag Stuttgart, New York. 751 S.

Schmidt HM, Matzner E (2009): Abiotic reaction of nitrate with dissolved organic carbon? Testing the Ferrous Wheel Hypothesis. Biogeochemistry 93, 291-296.

Schobel S, Wellbrock N (2009): Zweite bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). Texte / Umweltbundesamt, Band 29, 178 S.

Schultze B, Hammel K (2004): Wasser und Stoffhaushaltsmodellierung. Abschlussbericht Teilprojekt 6A, BMBF 0339985, 99 S.

Schulze ED (2000): Carbon and nitrogen cycling in European forest ecosystems. Springer-Verlag, New York, New York, USA.

Spangenberg A, Kölling C (2001): Sind Bayerns Wälder stickstoffgesättigt? - Neue Zusammenstellung von Forschungsergebnissen. Allg. Forstz./Der Wald 56: 1074-1075.

Spangenberg A (2002): Stickstoffbelastung an Waldrändern – Untersuchungen in südbayerischen Regionen mit hoher Ammoniakemission. Forstliche Forschungsberichte München 190, 176 S.

Spangenberg A, Kölling C (2004): Nitrogen deposition and nitrate leaching at forest edges due to high ammonia emissions in Southern Bavaria. *Water, Air, and Soil Pollution* 152, 1 – 23

Spiecker H, Mielikäinen K, Köhl M, Skovsgaard J (1996) Growth Trends in European forests: Studies from 12 Countries. European Forest Institute Research Report. 5, Springer, 372 pp.

Steinhardt U, Volk M (2001): Mesoskalige Landschaftsanalyse – Theorie und Wirklichkeit: Probleme und Lösungsansätze. Tagungsband mit Kurzfassungen der Beiträge zur 2. Jahrestagung der IALE-Region Deutschland Oldenburg, International Association for Landscape Ecology, 13. – 15. September 2001

Suda M (1991): Die Rolle des Waldes und der Forstwirtschaft zur Sicherung der Wasserversorgung in Bayern. Habilitationsschrift Forstwissenschaftliche Fakultät München. 326 S.

Ulrich B (1992): Forest ecosystem theory based on material balance. *Ecological Modelling*, 63, 163–183.

Ulrich B (1994): Process hierarchy in forest ecosystems: an integrative ecosystem theory. In: *Effects of Acid Rain on Forest Processes* (eds Godbold DL, Hüttermann A), pp. 353–398. Wiley-Liss, New York, USA.

UN/ECE (United Nations Economic Commission for Europe and European Commission) (1998): Protection of Forests Against Atmospheric Pollution: European Programme for the Intensive Monitoring of Forest Ecosystems - Basic Documents for the Implementation of the Intensive Monitoring Programme of Forest Ecosystems in Europe Brussels, European Commission (EC)VI/3908/95-EN:142

Van der Salm C, Dolfing J, Heinen M, Velthof GL (2007): Estimation of nitrogen losses via denitrification from a heavy clay soil under grass. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 119 (2007) 311–319

Vitousek PM, Howarth RW (1991): Nitrogen limitation on land and in the sea: How can it occur? *Biogeochemistry* 13: 87-115.

Wall , M (2004): A close look at the spatial structure implied by the CAR and SAR models. In: *Journal of statistical planning and inference* 121, S. 311–324

Webster R, Oliver MA (1992): Sample adequately to estimate variograms of soil properties. *Journal of Soil Science* 43, 177-192

Webster R, Oliver MA (2001): *Geostatistics for Environmental Scientists*. (New York: Wiley (pp. 244-245))

Weis W, Huber C, Göttlein A (2001): Regeneration of mature Norway spruce stands. Early effects of selective cutting and clear cutting on seepage water quality and soil fertility. *Optimizing Nitrogen Mangement in Food and Energy Production: Proceedings of the 2nd International Nitrogen Conference on Science and Policy*. *TheScientificWorldJournal* 1(S2), 493-499.

Wenk KO, Schultz A (1999): Vom Punkt zur Fläche – das Skalierungs- bzw. Regionalisierungsproblem aus der Sicht der Landschaftsmodellierung. 19-42. In: Regionalisierung in der Landschaftsökologie. Teubner Stuttgart, Leipzig. 400 S.

Wolff B, Riek W (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996 – Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von 1987 – 1993 (BZE) Band 1: 144 S.

WWV-RP (Wasserwirtschaftsverwaltung Rheinland-Pfalz) (2012): Landwirtschaft und Grundwasserqualität.

[www.wasser.rlp.de/servlet/is/Entry.8309.Display/](http://www.wasser.rlp.de/servlet/is/Entry.8309.Display/) (13.06.2012)

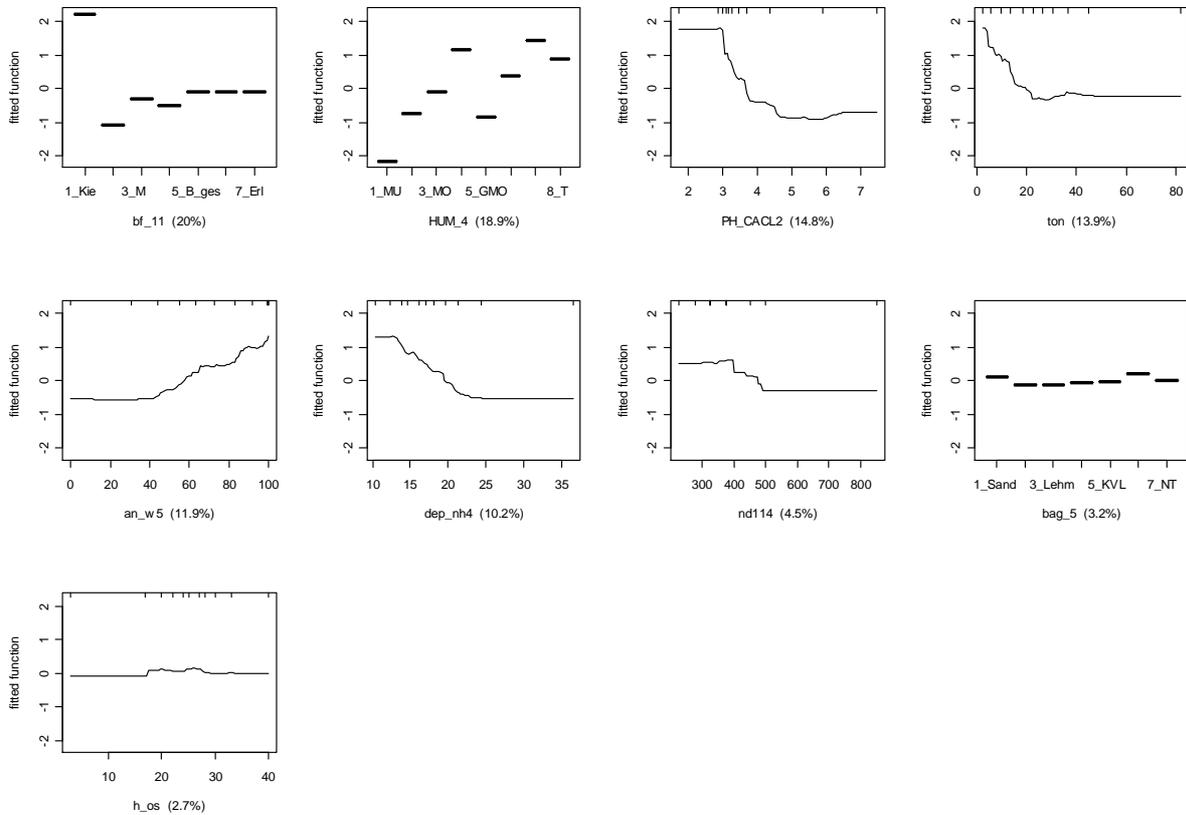
Zirlewagen D, von Wilpert K (1999): Bedeutung kleinräumiger Störungen des Bestandesgefüges für Stofftransport mit der Bodenlösung. Freiburg Berichte Freiburger Forstliche Forschung Heft 7, 137-142.

Zirlewagen D (2003): Regionalisierung bodenchemischer Eigenschaften in Waldlandschaften mit multiplen Regressionsmodellen. Mitt. Dt. bodenkundl. Ges., Bd. 102, 717-718.

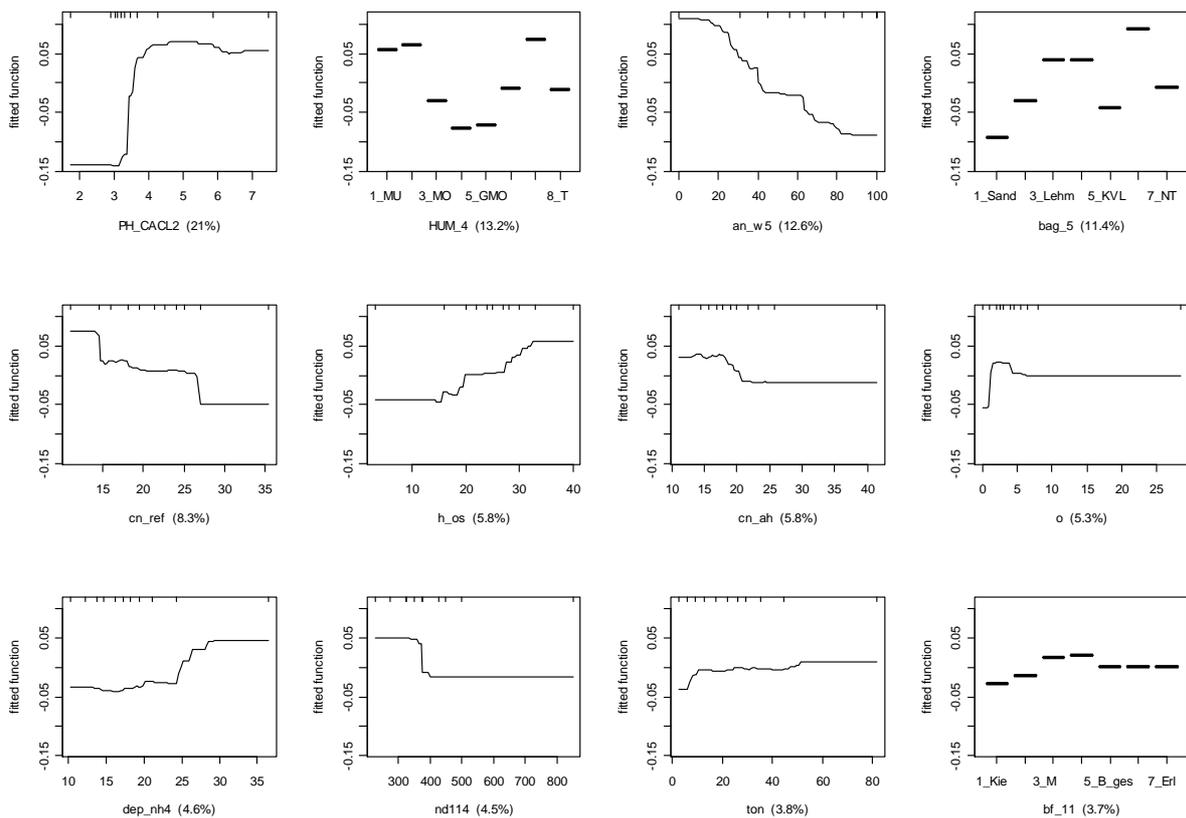
Zöttel H, (1960): Methodische Untersuchung zur Bestimmung der Mineralstickstoffnachlieferung des Waldbodens. Forstw. CBl. 81/1: 72-88.

## Anhang A: Zusatzauswertung

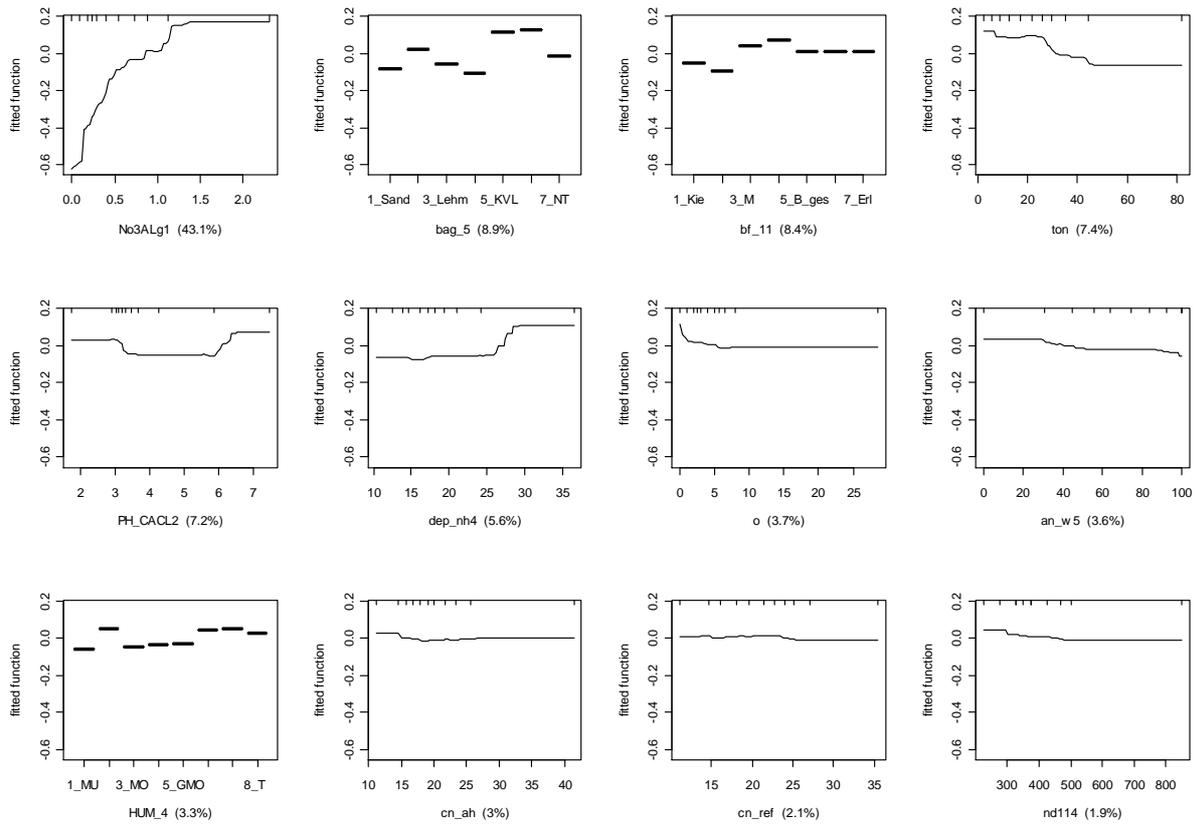
### Modell 1 : N-Akkumulation - Zielgröße = C/N



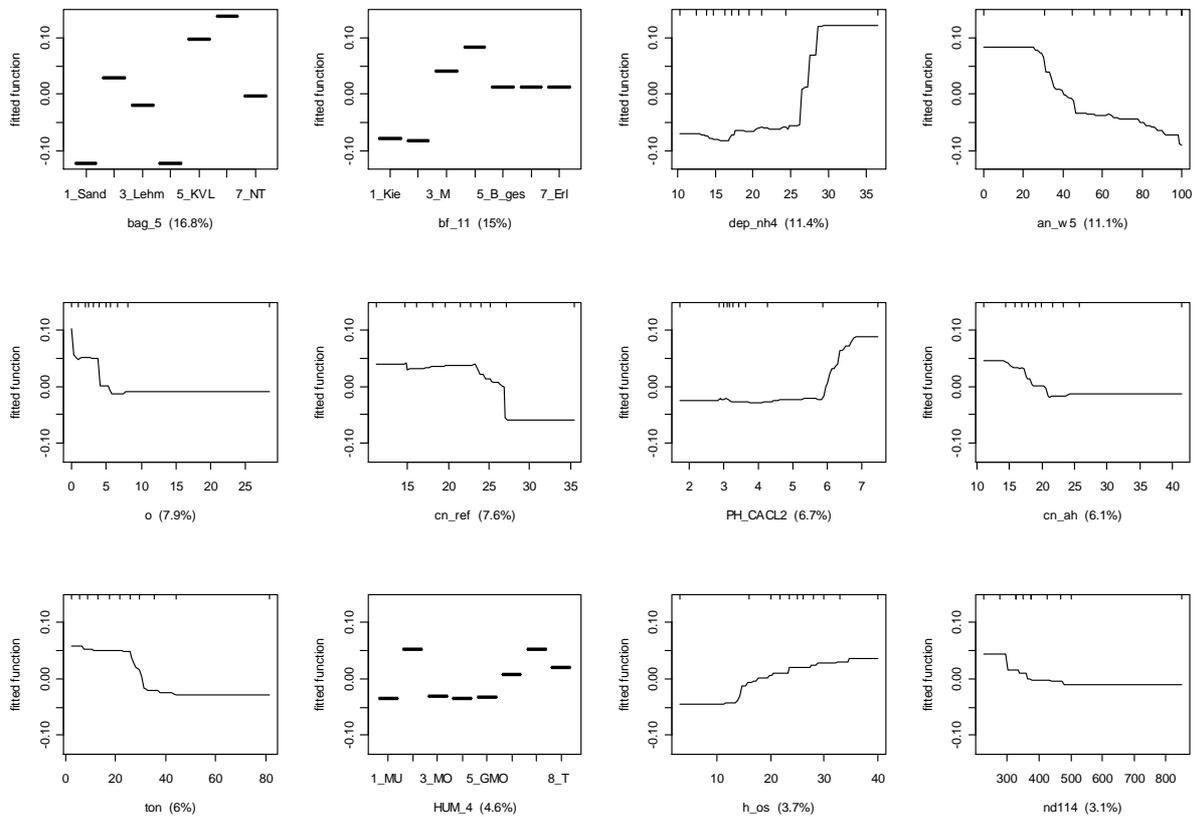
### Modell 2 : Nitrifikation - Zielgröße = NitratAh



**Modell 3a : Nitrataustrag - Zielgröße = NitratBC; Einflussgröße u.a. NitratAh**



**Modell 3b : Nitrataustrag - Zielgröße = NitratBC; Einflussgrößen ohne NitratAh**



## Anhang B: Publikationen

Forstarchiv1: Mellert K.H., Gensior A., Kölling, C. (2005): Stickstoffsättigung in den Wäldern Bayerns – Ergebnisse der Nitratinventur. *Forstarchiv* 76, 35-43.

Forstarchiv2: Mellert K.H., Gensior A., Göttlein A., Kölling C. (2007): Prädiktoren des Nitrataustrags aus Wäldern - Ergebnisse der bayerischen Nitratinventur im mitteleuropäischen Vergleich. *Forstarchiv* 78, 139 – 149.

<http://www.forstpraxis.de/praediktoren-nitrataustrags-waelder>

WLN1: Mellert K.H., Gensior A., Göttlein A., Kölling C. (2005): Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wald in Bayern - Regionalisierung von Inventurergebnissen aus dem Raster des Level I. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 2, 4-24.

[http://www.afsv.de/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online\\_heft-2-1.pdf](http://www.afsv.de/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft-2-1.pdf)

WLN2: Mellert K.H., Brendel J., Göttlein A., Kölling C., Rucker G. (2005): Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wäldern im Raum München - Regionalisierung auf der Basis von Satellitendaten und genesteter Stichproben. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 2, 25-35.

[http://www.afsv.de/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online\\_heft-2-2.pdf](http://www.afsv.de/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft-2-2.pdf)

WLN3: Mellert K.H., Bernhardt-Römermann M. (2005): Helfen Ellenberg-Zeigerwerte bei der Abschätzung des Nitrataustragsrisikos in Wäldern? *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 2, 36-43.

[http://www.afsv.de/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online\\_heft-2-3.pdf](http://www.afsv.de/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft-2-3.pdf)

WASP: Mellert K.H., Gensior A., Göttlein A., Kölling C. & Rucker G. (2008): Variation in Soil Nitrate Concentrations in Two N-Saturated Norway Spruce Forests (*Picea abies* (L.) Karst.) in Southern Bavaria - Implications for the Assessment and Regionalisation of the N Status of Forests. *Water Air and Soil Pollution* 187, 203-217.

<http://link.springer.com/article/10.1007/s11270-007-9509-7>