

Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wäldern im Raum München – Regionalisierung auf der Basis von Satellitendaten und genesteter Stichproben

Risk of elevated nitrate concentrations below forest in the region of Munich (South Bavaria) – Regionalisation at the basis of remote sensing data and nested samples

Karl Heinz Mellert, J. Brendel, Axel Göttlein, Christian Kölling, Gernot Rucker

Abstract

A nested model design at two different spatial scales is presented to predict the risk of elevated nitrate concentrations below the main rooting zone of forests in the region of Munich. The procedure combines a logistic regression on the Bavarian scale with a general linear model on the regional scale in an area around Munich in South Bavaria. The residuals of the Bavarian model (MELLERT et al. 2005c) are used as a link between both scales. This link of information on two spatial levels and the identification of predictors at different scales are the advantages of this approach, compared to a sole and independent model. At the Bavarian scale the ammonium deposition and the precipitation as well as the stand type and the site conditions predict the risk of elevated nitrate concentration. At the regional scale the degree of forestation and the stand age contribute considerably to explain the variance of the nitrate concentrations. Among the sources of nitrogen input into the forests especially regional ammonium emissions by agriculture seem to contribute to the occurrence of high nitrate concentrations. The central outcome of the study is a map indicating the risk of elevated nitrate concentrations. The results suggest that forestry could contribute to retard nitrogen saturation and nitrate leaching by conversion of spruce into mixed stands with a high percentage of broad-leaved species.

Einleitung

Eine zielgerichtete Bewirtschaftung der Wälder im Hinblick auf die fortschreitende N-Sättigung erfordert entsprechende Geoinformationen. Auf der Basis der Ergebnisse der Nitratinventur Bayern (GENSIOR et al. 2003b, MELLERT et al. 2005a) wurde eine Karte des Risikos erhöhter Nitratkonzentrationen für das Land Bayern erstellt (MELLERT et al. 2005c). Die Bayernkarte liefert Informationen über die durchschnittliche Situation in den forstlichen Wuchsgebieten und dient der Identifizierung von Problemregionen. Als Übersichtskarte kann sie jedoch die Bedürfnisse auf regionaler Ebene, z.B. für ein Wuchsgebiet, kaum befriedigen. Hierzu ist eine räumliche Präzisierung der Geodaten in einem detaillierteren Maßstab erforderlich. Die bayernweite Regionalisierung basiert auf der in den Jahren 2001/2002 durchgeführten Nitratinventur im 8 x 8 km Raster (Level-I/BZE) an 399 Punkten im Flachland. Die Anzahl von Inventurpunkten in den einzelnen Wuchsgebieten ist daher sehr begrenzt. Zur Informationsverdichtung der kleinmaßstäbigen Bayernkarte auf den größeren Maßstab der Karte für den Großraum München wurden detaillierte Informationen aus einer 1998 durchgeführten Sickerwasserstudie (ROTHE & MELLERT 2004) herangezogen. Im vorliegenden Beitrag wird die Möglichkeit eines Downscalings durch ein genestetes Verfahren vorgestellt. Die auf einem logistischen Regressionsmodell basierende Regionalisierung auf bayerischer Ebene (MELLERT et al. 2005c) wird hierbei mit den regionalen Daten durch ein multiples Regressionsverfahren verknüpft. Dank einer ins Projekt integrierten Pilotstudie zur Fernerkundung von Waldtypen konnte eine geeignete Waldkarte für den Raum München durch Klassifikation von Landsat-Daten bereit gestellt werden (RÜCKER et al. 2002).

Methode

Datengrundlagen

Methodik und Ergebnisse der Nitratinventur Bayern wurden bereits in anderen Publikationen detailliert dargestellt (GENSIOR et al. 2003a,b, MELLERT et al. 2005b). Als Datengrundlage für die Nestung im Münchner Raum wurden die Ergebnisse der Untersuchung von ROTHE & MELLERT (2004) herangezogen. Von der 95 Bestände umfassenden Studie, bei der auch Bewirtschaftungseffekte untersucht wurden, konnten die Ergebnisse von 64 Beständen für das genestete Regionalisierungsverfahren verwendet werden. Verjüngungsbestände konnten nicht berücksichtigt

werden, da die als Regionalisierungsbasis verwendete Waldtypenkarte lediglich Waldtypen und Altersklassen umfasste. Unter den Nadelholzbeständen wurden Kiefern- und Tannenbestände aus verschiedenen Gründen ausgeschlossen. Zum einen sind diese Bestandstypen im Modellgebiet nicht sehr häufig und daher auch im Datensatz der Sickerwasserstudie kaum repräsentiert, zum anderen bereitet eine Klassifizierung verschiedener Nadelhölzer durch die Fernerkundung Schwierigkeiten.

Satellitenbildklassifikation

Als Grundlage der Waldkarte dienten Aufnahmen des *Enhanced Thematic Mapper* (ETM+)-Sensors an Bord des Landsat-7 Satelliten. Die beiden wolkenfreien Szenen stammten aus dem gleichen Überflug am 13. Mai 2001. Die Aufnahmen wurden zu einem Bildmosaik zusammengesetzt, und eine einfache Atmosphärenkorrektur (*Dark Point Subtraction*) durchgeführt (siehe z.B. PAX-LENNY et al. 2001). Ein Bildausschnitt wurde mit einem Satz von 30 Kontrollpunkten über ein Polynom 3. Ordnung georeferenziert. Die mittlere quadratische Abweichung der Georeferenzierung betrug weniger als ein Pixel (30 m). Eine Waldmaske (BAY LWF 2001) im Maßstab 1:50.000 wurde anschließend benutzt, um die Waldgebiete zu extrahieren.

Verschiedene Verfahren der digitalen Bildverbesserung und Informationsextraktion haben sich zur Waldtypenklassifikation bewährt, so z.B. die Berechnung des Vegetationsindex NDVI oder die *Tasseled Cap Analysis* (DYMOND et al. 2001) und die Landsat-TM-Spektralbänder 2, 3, 4, 5 und 7 korrelieren mit Altersklassen (BROCKHAUS & KHORRAM 1992). Es wurden daher verschiedene künstliche Bildprodukte für das Untersuchungsgebiet erstellt. Diese Bildprodukte wurden dann mit einer unüberwachten Klassifikation in ca. 20 Klassen eingeteilt und die Ergebnisse mit verfügbaren digitalen Forsteinrichtungsdaten und GPS-Punkten aus Geländeaufnahmen verglichen. Aus der Erfahrung der unüberwachten Klassifikation wurden in Trainingsgebieten für Nadelwald, Laubwald, Mischwald bis zu drei Altersklassen ausgewiesen, mit deren Hilfe eine überwachte Klassifikation (*Maximum-Likelihood-Methode*) durchgeführt wurde. Die Auswahl der repräsentativen Trainingsgebiete erfolgte mit Feldbegehungen und der Auswertung bestehender Forsteinrichtungskarten in den Bereichen Ebersberg, Höhenkirchen, Baierbrunn und Deisenhofen. Eingangsdaten waren die ersten drei Hauptkomponenten der Landsat-ETM+ Bänder 1,2,3,4,5 und 7 und der *Normalized Difference of Vegetation Index*. Zur Abschätzung der erreichten Klassifikationsgenauigkeit wurde eine weitere Geländebegehung durchgeführt und aufgrund der an den GPS-Punkten aufgenommenen Daten die Gesamtgenauigkeit errechnet.

Als Grundlage für die Klassifikation der Substrate im größeren Maßstab wurde die Geologische Übersichtskarte 1:200.000 (BAYGLA 2002) verwendet. Hierbei war v.a. eine Abgrenzung von terrestrischen und nicht-terrestrischen Standorten von Interesse, weil bei grundwasserbeeinflussten Standorten das Risiko nicht den dort aufstockenden Beständen zugeordnet werden kann. Als nicht-terrestrische Einheiten wurden fluviale Ablagerungen des Quartärs (Auenbereiche), An- und Niedermoore sowie Alm- und Wiesenkalke gewertet. Der N-Haushalt der grundwasserbeeinflussten Standorte wurde großflächig v.a. bei Auenböden durch Drainage stark verändert. Wälder auf Hochmooren wurden von der Bewertung ausgenommen. Da eine Untersuchung von grundwasserbeeinflussten Böden im Modellgebiet nicht erfolgte, wurden die Schätzwerte des Bayernmodells für diese Gruppe unverändert übernommen.

Regionalisierungsverfahren

Das Prinzip der Regionalisierung basiert auf einem genesteten Verfahren, bei dem durch Aufnahme zusätzlicher Informationen eine Verbesserung der Anpassung im regionalen Modell angestrebt wird. Hierbei wurde auf Landschaftsparameter zurückgegriffen, die bereits in die Entwicklung des Bayernmodells als potenziell bedeutende Prädiktoren involviert waren, aber bei der Variablenselektion ausschieden ([MELLERT et al. 2005c](#)). Diese sind der Anteil des Waldes bzw. der landwirtschaftlichen Nutzfläche sowie die Grenzlinienlänge zwischen Wald und angrenzenden Flächen in einem bestimmten Umkreis. Zudem wurde angestrebt, auch die Altersklasse von Waldbeständen als Prädiktor für das Nitrataustragsrisiko zu verwenden. Ein Alterseffekt ist wegen Unterschieden im N-Bedarf und in der N-Deposition plausibel und wurde bereits in mehreren Untersuchungen bestätigt (z.B. ROTHE & MELLERT 2004). Allerdings war der Effekt bei den Daten der Nitratinventur nicht signifikant ([MELLERT et al. 2005c](#)). Dies ist vermutlich auf die große Varianz des Datenkollektivs zurückzuführen, welches eine große Breite an Bestandes- und Standortstypen in Bayern abdeckt. Die Aufgabe des genesteten Ansatzes besteht nun darin, beide Informationen, die übergeordneten auf bayerischer Ebene und die untergeordneten auf Modellgebietsebene auf der höher aufgelösten Skalenebene zusammenzubringen. Die Entwicklung des genesteten Regionalisierungsmodells erfolgte in zwei Schritten. Der dritte Schritt bestand in der Überprüfung der Ergebnisse durch ein nicht genestetes Modell.

1. Entwicklung eines allgemeinen linearen Modells (ALM) zur Erklärung der Residuen des Bayernmodells (LOGB) basierend auf den Daten des Modellgebiets.
2. Die Anwendung dieses Korrekturmodells der Überschreitungswahrscheinlichkeit (ALM) auf die p-Werte des Bayernmodells (LOGB) zur Anpassung an diese Region. Als Ergebnis dieser genesteten Modellierung (GENM) erhält man die korrigierte Überschreitungswahrscheinlichkeit.
3. Entwicklung eines logistischen Modells für den Großraum München (LOGM) analog dem Regionalisierungsmodell für Bayern (LOGB), basierend allein auf den Daten des Modellgebiets zur Validierung des genesteten Ansatzes (1+2).

Die Modellentwicklung erfolgte explorativ, d.h. es wurde nach dem Modell gesucht, welches am besten an die Daten angepasst ist (STAHEL 1999). Kriterium für die Wahl des Modells war die Erfüllung der statistischen Voraussetzungen und das R^2 des Modells.

Zur Erklärung der Residuen des gesamt-bayerischen Modells wurde ein allgemeines lineares Modell (Prozedur UNIANOVA, SPSS 11.5) eingesetzt. Das Verfahren kombiniert Regressionsanalysen und Varianzanalysen für eine abhängige Variable mit einem oder mehreren Faktoren und/oder Kovariablen. Die Faktorvariablen unterteilen die Grundgesamtheit in Gruppen. Das allgemeine lineare Modell erlaubt die Analyse eines Modells mit allen beteiligten Faktoren und Kovariablen in einem umfassenden Design. Im Gegensatz zu einer sequentiell durchgeführten Regression auf der Basis von zuvor stratifizierten Daten, werden die Parameter „gleichzeitig“ für ein umfassendes Modell geschätzt und es können Wechselwirkungseffekte der Faktoren und Kovariablen berücksichtigt werden. Um eine ausreichende Zahl an Freiheitsgraden zu bewahren, wurden im Modell lediglich Wechselwirkungen der ersten Ordnung (2-Weg-Interaktionen) zugelassen. Die Faktoren wurden als feste Effekte aufgefasst. Die Verwendung der Quadratsummen vom Typ III ermöglicht es, auch unbalancierte Datensätze in einer sog. nicht orthogonalen Kovarianzanalyse (BORTZ 1993) zu untersuchen.

Die Residuen des logistischen Modells sind definiert als die Differenz zwischen der tatsächlich beobachteten Antwortkategorie (in diesem Fall: $[\text{NO}_3] < 10 \text{ mg l}^{-1} \rightarrow 0$; $[\text{NO}_3] > 10 \text{ mg l}^{-1} \rightarrow 1$) und der durch das Modell vorhergesagten Wahrscheinlichkeit der Gruppenzugehörigkeit (RRZN 2001). Im vorliegenden Fall wurden die Residuen aus der Differenz der p-Vorhersage des Bayernmodells mit der im Modellgebiet beobachteten Antwortkategorie gebildet. Die auf diese Weise erhaltenen Residuen stellen den unerklärten Anteil der Varianz des Bayernmodells im Modellgebiet dar und bilden den Ausgangspunkt für die Erstellung des Korrekturmodells (ALM).

Die Modellvoraussetzungen wurden mit gängigen Verfahren getestet. Die Annahme der Normalverteilung wurde im QUANTIL-QUANTILDIAGRAMM und mit KOLMOGOROV-SMIRNOV-Test geprüft. Die Voraussetzung der Varianzhomogenität wurde mittels LEVENE-Test getestet. Nach BORTZ (1993) ist bei ungleichgroßen und kleinen Stichproben $n_i < 10$ von einem Hinweis auf Varianzheterogenität bereits bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit $\leq 20\%$ des LEVENE-Tests auszugehen. Nach der Empfehlung von BÜHL & ZÖFEL (2002) sollte bei nicht gegebener Varianzhomogenität das Signifikanzniveau des F-Tests auf $p=0,01$ abgesenkt werden. Diese Hinweise wurden bei der Exploration der Modellansätze berücksichtigt. Die Anpassung der Modelle wurde neben dem herkömmlichen Bestimmtheitsmaß (R^2) durch das korrigierte Bestimmtheitsmaß (adjusted R^2) beschrieben, welches das einfache R^2 umso stärker reduziert, je kleiner die Zahl der Freiheitsgrade und je größer die Zahl der Regressoren ist (BACKHAUS et al. 1996). Einflussreiche Fälle wurden durch das Auftragen der COOK-Distanzen gegen die vorhergesagten Werte identifiziert. Die COOK-Distanz ist ein Maß dafür, wie stark sich die Residuen aller Fälle ändern würden, wenn ein spezieller Fall von der Berechnung ausgeschlossen würde (RRZN 2001).

Ergebnisse und Diskussion

In Abb. 1 ist das Ergebnis der Waldtypenklassifikation dargestellt. In den eingekreisten Bereichen liegen sowohl die Trainingsgebiete für die Klassifikation der Landsat-Daten als auch die für die Modellierung herangezogenen Bestände der Sickerwasseruntersuchung von ROTHE & MELLERT (2004).

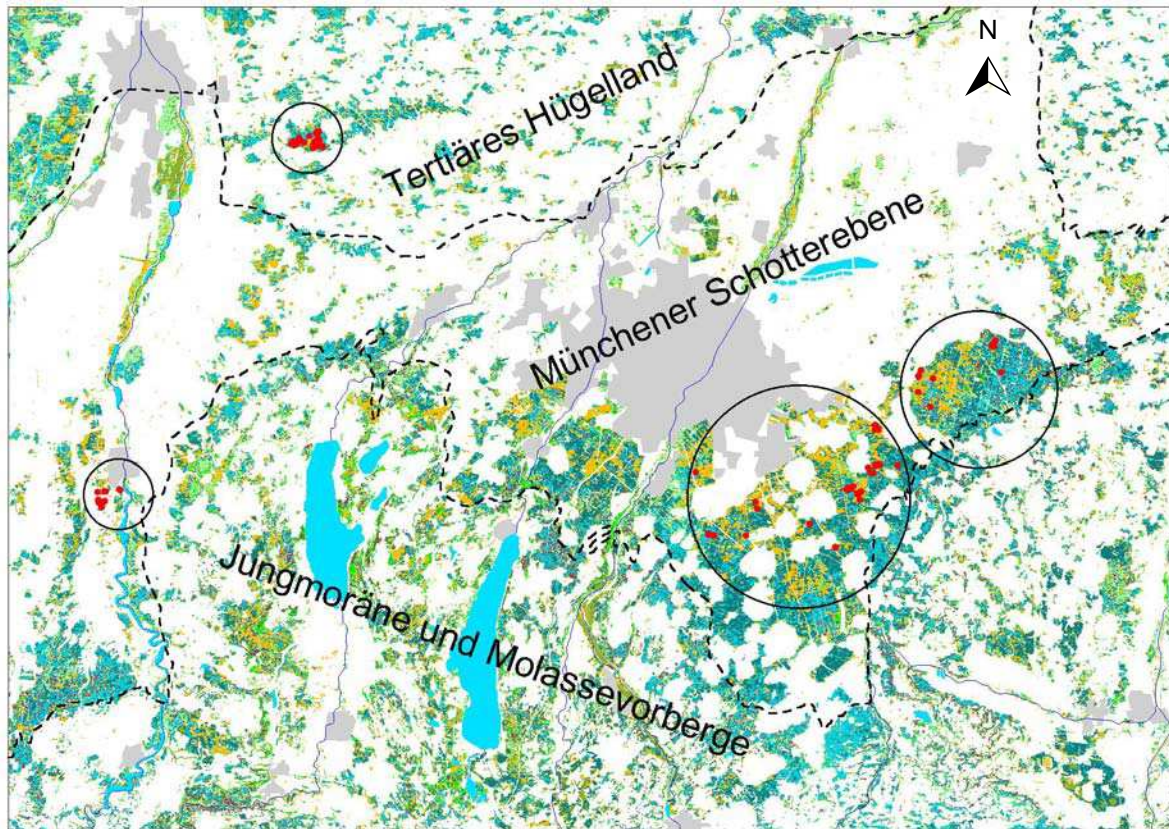


Abb. 1: Ergebnis der Waldtypenklassifikation auf der Basis von Landsat-Daten. Kreise stellen die Gebiete der Klassifikations-Überwachung bzw. Sickerwasseruntersuchung (rote Punkte) dar (Maßstab 1 : 330.000).

Laubwald jung Laubwald alt Mischwald jung Mischwald alt Nadelwald jung Nadelwald mittelalt Nadelwald alt

Aufgrund der starken Dominanz von Fichtenwäldern in den Erhebungsgebieten und der geringen Flächenanteile von anderen Nadelhölzern wurde bei der Waldtypenklassifikation (ROTHE & MELLERT 2004) auf eine Differenzierung in unterschiedliche Nadelholzarten verzichtet. V.a. außerhalb der Erhebungsgebiete (Abb. 1, Kreise) wird die Waldtypenverteilung hierdurch aber etwas verfälscht, weil die dort häufiger vertretenen Kiefern-, Tannen- und Lärchenbestände als Fichtenbestände behandelt werden. In den Erhebungsgebieten wird die Modellschätzung angesichts der Fichtendominanz aber kaum beeinträchtigt. Bei Laub- und Mischwäldern wurden 2 Altersklassen ausgeschieden: jung (ca. 0-40 Jahre) und alt (> 40 Jahre). Die Nadelwälder umfassen 3 Altersklassen: jung (0-30 Jahre), mittelalt (30-50 Jahre) und alt (>50 Jahre).

Modellentwicklung

Die Überprüfung der Risikoschätzung des Bayernmodells anhand der Daten der Untersuchungsbestände im Großraum München (ROTHE & MELLERT 2004) offenbart jedoch eine ungenügende Anpassung an die Verhältnisse in diesem Modellgebiet (Abb. 2a). Trotz z.T. erheblicher Überschreitungen der Schwellenkonzentration (Maximalwerte der Nitratkonzentration bei 60 mg/l) ist die maximale p-Wert-Schätzung bei unter 70%. Probleme ergeben sich insbesondere durch Unterschätzung des Risikos bei Fichtenaltbeständen und einer Überschätzung des Risikos bei Fichtenjungbeständen. Ein niedriges Risiko von Stickstoffsättigung und Nitrataustrag ist bei Jungbeständen wegen des hohen N-Bedarf in der Phase bis zum vollständigen Kronenausbau plausibel und wurde bereits in übergreifenden Fallstudienauswertungen nachgewiesen (DISE et al. 1995). Der Alterseffekt wurde am vorliegenden Datenkollektiv bereits früher empirisch bestätigt (ROTHE & MELLERT 2004).

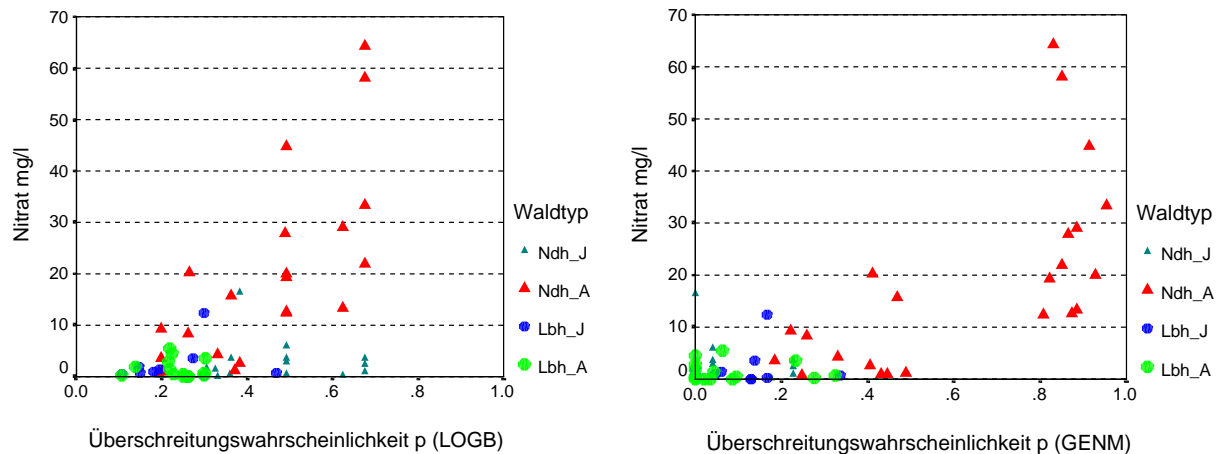


Abb. 2: Beziehung zwischen der Nitratkonzentration in der Bodenlösung [mg l^{-1}] und der durch Modelle geschätzten Überschreitungswahrscheinlichkeit p für eine Nitratkonzentration $> 10 \text{ mg l}^{-1}$: **Abb. 2 a links:** Überschreitungswahrscheinlichkeit p geschätzt durch das gesamt-bayerische Modell (LOGB). **Abb. 2 b rechts:** Überschreitungswahrscheinlichkeit p geschätzt durch das speziell für den Raum München angepasste genestete Modell (GENM). Ndh = Nadelholz, Lbh = Laubholz, _A = alt, _J = jung; Fälle repräsentieren die Untersuchungsbestände des Modellgebiets im Raum München (ROTHE & MELLERT 2004).

Die beschriebenen Abweichungen (Abb. 2a) hängen mit den von der durchschnittlichen bayerischen Situation abweichenden Verhältnissen im Großraum München zusammen, die von LOGB nicht erklärt werden. Auch das unterschiedliche Auswahlverfahren der Bestände im Modellgebiet mag hier eine Rolle spielen. Unter den möglichen Parametern, die diese Unterschiedlichkeit bedingen, ist der Waldanteil ein wesentlicher Faktor (Abb. 3a). Während die Inventurbestände im Raster der BZE (Bodenzustandserhebung im Wald, RIEK & WOLF 1997) aufgenommen und dabei auch eine große Zahl von Beständen in nur kleinflächig bewaldeten Gebieten erfasst wurden, ist der Großraum München in weiten Teilen überdurchschnittlich stark bewaldet. Vor allem in diesen Gebieten liegen die Untersuchungsbestände der Sickerwasserstudie (Abb. 1). Ein Einfluss des Bewaldungsgrades ist plausibel, da die N-Deposition mit steigendem Waldanteil abnimmt, d. h. geschützt im Innern von Waldgebieten gelegene Bestände weniger N-Einträge erhalten als stark exponierte Waldareale. SPANGENBERG & KÖLLING (2003) konnten den kausalen Zusammenhang zwischen Entfernung von N-Emittenten und der Nitratauswaschung unter Wald in einer Gradientenstudie bestätigen. Dieser Nachbarschaftseffekt des Waldes geht prinzipiell zwar bereits in die großräumige Modellierung der N-Deposition ein, die N-Eintragsgradienten werden jedoch nicht in einer auf dieser Skalenebene nötigen Differenzierung von den Depositionsmodellen (UBA 2000) wiedergegeben. Daher verbleibt ein durch N-Depositionsindikatoren erklärbarer Anteil der Varianz des Bayernmodells (LOGB) unerklärt.

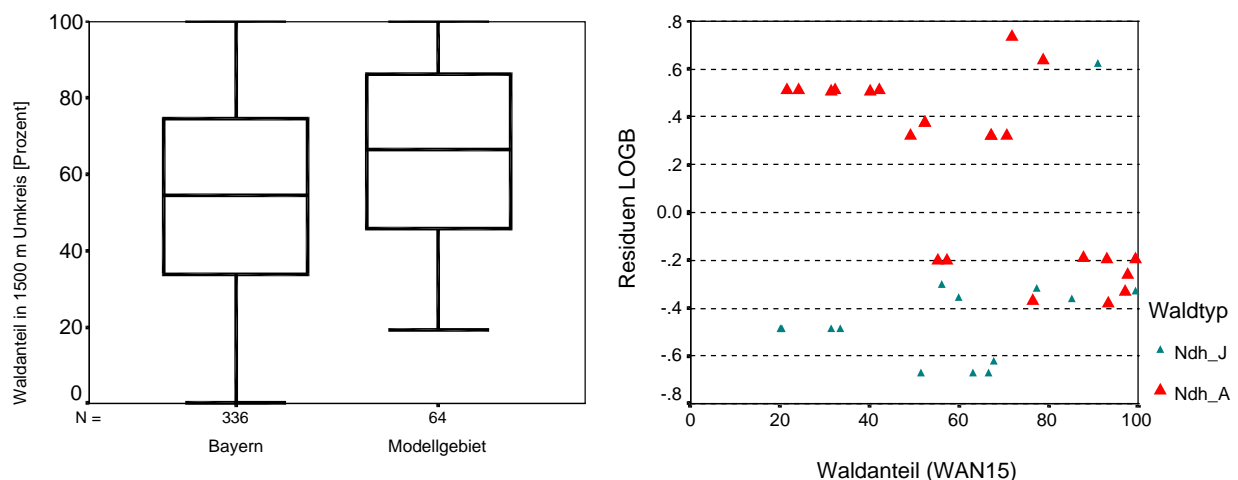


Abb. 3: Waldanteile und ihr Einfluss auf die Modellierung des Risikos erhöhter Nitratkonzentrationen. **Abb. 3 a links:** Waldanteil im 1,5-km-Umkreis der Inventurbestände in Bayern und der Untersuchungsbestände im Raum München. **Abb. 3 b rechts:** Residuen des gesamt-bayerischen Modells (LOGB) in Abhängigkeit vom Waldanteil am Beispiel der im Raum München untersuchten Nadelholzbestände (ROTHE & MELLERT 2004); Ndh_J = Nadelholz jung, _A = alt.

Abb. 3b zeigt die Residuen der Risiken erhöhter Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von Fichtenbeständen des LOGB aufgetragen gegen den Waldanteil in 1.500 m Umkreis. In der oberen Hälfte des Diagramms (Residuum > 0) liegt eine Unterschätzung der tatsächlichen Risiken vor, in der unteren Hälfte eine Überschätzung. Bei Altbeständen wird die Überschreitungswahrscheinlichkeit v.a. bei geringen Waldanteilen unterschätzt, bei hohen Waldanteilen jedoch überschätzt. Am Beispiel der Fichtenaltbestände kann die angestrebte Erklärung der bisher unerklärten Varianz verdeutlicht werden. Die einfachste Möglichkeit, die Anpassung an die Daten zu verbessern, besteht in einem linearen Ausgleich der Risiken zwischen beiden Gruppen. Im Gegensatz zu dem starken Einfluss des Waldanteils bei Fichtenaltbeständen wird bei den Jungbeständen das Risiko generell, d.h. weitgehend unabhängig vom Waldanteil, überschätzt. Die Punktwolke streut mit Ausnahme eines Bestandes (Residuum = 0,62) etwa um den Wert -0,4. Wie die Betrachtung der Residuen zeigt (Abb. 3b), liefert der Waldanteil Ansatzpunkte für die Erklärung der bisher unerklärten Restvarianz des gesamt-bayerischen Regionalisierungsmodells (LOGB). Ein Fichtenjungbestand wurde als Ausreißer aus der Modellbildung ausgeschlossen, da er als einflussreicher Fall (COOK's Distanzen) die Parameterschätzung stark und unplausibel beeinflussen würde. In der Validierung des Modells wird der Fall jedoch weiterhin mitgeführt, um die Unsicherheit des Modells unverzerrt darzustellen.

Mit der verwendeten Prozedur, dem allgemeinen linearen Modell (ALM), welches die Zwischensubjekteffekte der Waldtypen und der Altersklassen unter der Berücksichtigung der Kovariablen und der Wechselwirkungen analysiert, erhält man durchweg plausible Beziehungen für die Residuen des Bayernmodells (LOGB) (Tab. 1). Gut 50% des unerklärten Anteils werden durch ein allgemeines lineares Modell (ALM) über die Waldtypen nach Altersklassen und über den Waldanteil in 1,5 km Umgebung erklärt. Da die Zellenbesetzung des Modells nicht allzu stark variiert (n_i [max] = 23; n_i [min] = 11) und die Mindeststichprobe von 10 Wiederholungen eingehalten wird (BORTZ 1999), liegen die erreichten Signifikanzen des F-Tests (Tab. 1) und des LEVENE-Tests auf Varianzhomogenität ($p=0,95$) in einem befriedigenden Rahmen. Als Haupteffekt ist die Altersklasse signifikant. Der Waldtyp ist zwar als Haupteffekt nicht signifikant, er leistet jedoch einen bedeutenden Beitrag zur Erklärung der Varianz über die Wechselwirkung mit der Altersklasse. Eine signifikante Wechselwirkung besteht zudem zwischen der Altersklasse und dem Waldanteil. Die Vorzeichen der Parameterschätzungen sind allesamt plausibel (Tab. 2). Die Parameterschätzungen sind bis auf den Schätzwert für den Einfluss des Waldanteils signifikant von Null verschieden. Der Parameter für den Waldanteil wird Null, da ein Effekt nur bei den Altbeständen auftritt, welcher in der Linearkombination über den Parameter der Wechselwirkung „Altersklasse*Waldanteil“ Berücksichtigung findet. Das Fehlen eines entsprechenden Effekts bei Jungbeständen kann kausal mit dem bereits angesprochenen hohem N-Bedarf in der Jugendphase erklärt werden.

Tab. 1: Ergebnis des allgemeinen linearen Modells (ALM) zur Erklärung der Residuen des Bayernmodells (LOGB). Datengrundlage ist die genestete Unterstichprobe im Raum München N=64 (ROTHER & MELLERT 2004).

	Quadratsumme vom Typ III	F	df	Signifikanz
Modell				
Korrigiertes Modell	4.700	14.9	5	<0.001
Fehler	3.606			
Faktoren + Kovariablen				
Konstanter Term	0.011	0	1	0.684
Waldanteil	0.388	6.0	1	0.016
Waldtyp	0.025	7.2	1	0.530
Altersklasse	0.899		1	0.000
Waldtyp*Altersklasse	1.865	16.4	1	0.000
Altersklasse*Waldanteil	0.331	28.6	1	0.026

R-Quadrat = 0,566 (korrigiertes R-Quadrat = 0,528)

Tab. 2: Parameterschätzung (B) des allgemeinen linearen Modells (ALM) zur Erklärung der Residuen des Bayernmodells (LOGB) (Tab. 1) sowie Standardfehler der Parameter (SE) und Prüfgröße T.

Konstante, Faktorstufen und Kovariable	B	SE	T	Signifikanz
Konstanter Term	-0.450	0.128	-3.503	0.001
Waldtyp=Laubholz	0.316	0.102	3.102	0.003
Waldtyp=Nadelholz	0.000*	.	.	.
Altersklasse=Alt	1.012	0.177	5.716	0.000
Altersklasse=Jung	0.000*	.	.	.
Waldtyp*Altersklasse	-0.716	0.132	-5.429	0.000
Altersklasse*Waldanteil	-0.006	0.003	-2.289	0.026
Waldanteil	0.000	0.002	-0.130	0.897

*redundante Parameter wurden Null gesetzt

Abb. 4a veranschaulicht die Prädiktion des Korrekturmodells (ALM). Der Einfluss des Waldanteils auf die Residuen ist dem Modell zufolge nicht nur bei Fichten-, sondern auch bei Laubholzzuständen signifikant. Laubholz- und Nadelholzzustände gehen mit unterschiedlich großen konstanten Abschlägen in das Modell ein. Das Regressionsmodell ist formal korrekt und kausal plausibel und kann daher als Korrekturalgorithmus für das gesamt-bayerische Modell (LOGB) verwendet werden. Der aus dem Regressionsmodell extrahierte Algorithmus wurde lediglich dahingehend abgewandelt, dass p-Werte, die durch die Korrektur negativ werden, auf Null zurückgesetzt wurden. Die Korrektur der ursprünglichen p-Werte reicht bei Fichtenbeständen von Risikoabschlägen bei geringer Bewaldung bis hin zu geringen Abschlägen bei hohem Waldanteil (Abb. 4a). Bei Laubholzzuständen werden abgesehen von exponierten Lagen (Waldanteil < 30%) regelmäßig Risikoabschläge angesetzt. Der die Risiken von N-Sättigung mindernde Effekt größerer Waldgebiete kommt in dem für die Verhältnisse im Raum München angepassten regionalen Modell nun sehr gut zum Ausdruck (Abb. 4b). Entscheidend für den Einsatz des genesteten Verfahrens ist jedoch, ob die Anpassung der Regionalisierung an die Daten hierdurch entscheidend verbessert wurde. Zudem stellt sich die Frage, ob sich das ungenestete, nur auf den Raum München bezogene logistische Regressionsmodell (LOGM) als deutlich besser erweist.

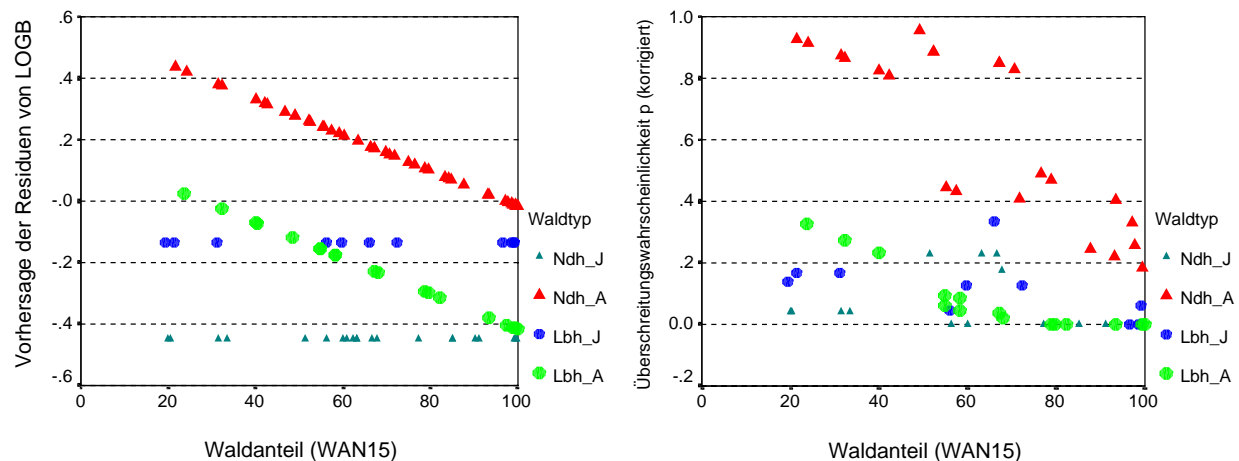


Abb. 4: Entwicklung des genesteten Modell (GENM) für die Modellierung des Risikos erhöhter Nitratkonzentrationen:

Abb. 4 a links: Vorhergesagte Werte des Korrekturmodells (ALM) in Abhängigkeit vom Waldanteil in 1,5 km Umkreis.

Abb. 4 b rechts: Vorhergesagte Werte des genesteten Modells (GENM) in Abhängigkeit vom Waldanteil.

Ndh = Nadelholz, Lbh = Laubholz, _A = alt, _J = jung; Fälle repräsentieren die Untersuchungsbestände des Modellgebiets im Raum München (ROTHE & MELLERT 2004).

Wie aus Abb. 2b zu erkennen ist, konnte durch das genestete Verfahren (GENM) eine gute Anpassung des bayerischen Gesamtmodells an die Verhältnisse im „Modellgebiet München“ erreicht werden. Im Vergleich mit Abb. 2a wurde der Zusammenhang zwischen Nitratkonzentration und Überschreitungsrisiko entscheidend verbessert. In Einzelfällen ist die Korrektur der Risiken allerdings unzutreffend. Ein Fichten- und ein Laubholzbestand wird durch das genestete nicht angemessen

korrigiert. Die z.T. erhöhten Nitratkonzentrationen ($> 0 \text{ mg l}^{-1}$ und $< 10 \text{ mg l}^{-1}$) unter einigen Laubhölzern weisen auf eine tendenziell zu niedrige Einschätzung des Risikos von Laubholzaltbeständen hin. Im Ganzen stimmt die Zuordnung der Bestände zu den Risikoklassen mit der Beobachtung ihrer Nitratkonzentration jedoch recht gut überein (Abb. 5a, blaue Säulen). Allerdings werden die p-Werte der niedrigen Risikoklassen eher überschätzt. Die Bestände mit erhöhten Nitratkonzentrationen ($>10 \text{ mg l}^{-1}$) werden jedoch sehr zutreffend eingeschätzt. Die Schätzungen des allein auf den Raum München bezogenen Modells (LOGM) liegen meist in einer ähnlichen Größenordnung wie die des genesteten Modells (Abb. 5a, rote Säulen). Die insgesamt gute Übereinstimmung mit den Ergebnissen von LOGM wird auch im Streudiagramm in Abb. 5b bestätigt. Hohe Risiken werden von beiden Modellen lediglich den Fichtenaltbeständen zugewiesen. Die Überschreitungswahrscheinlichkeit von 10 mg l^{-1} wird bei Jungbeständen und bei Laubholz, mit wenigen Ausnahmen, nicht höher als 20% geschätzt. Allerdings treten in Einzelfällen deutliche Abweichungen von der Risikoschätzung auf.

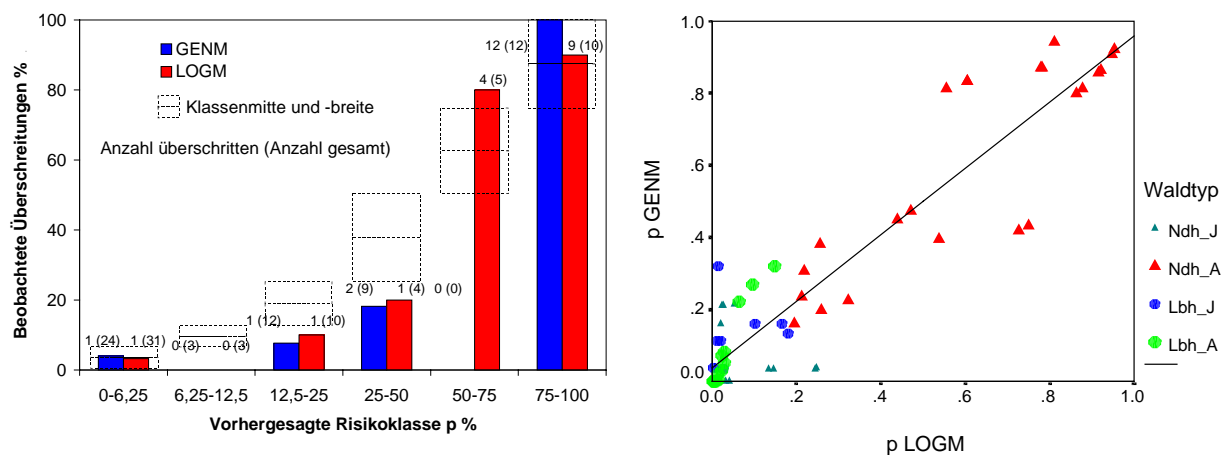


Abb. 5: Validierung der Modelle für die Modellierung des Risikos erhöhter Nitratkonzentrationen: **Abb. 5 a links:** Beobachtete Überschreitungen [%] vs. vorhergesagte Risikoklasse [%] des genesteten (GENM; blaue Säulen) und des nicht genesteten Modells (LOGM; rote Säulen). **Abb. 5 b rechts:** Beziehung zwischen den Überschreitungswahrscheinlichkeiten p des GENM vs. Überschreitungswahrscheinlichkeit p des nicht genesteten Modells (LOGM) $R^2 = 0,862$; Fälle repräsentieren die Untersuchungsbestände des Modellgebiets im Raum München (ROTHE & MELLERT 2004). Ndh = Nadelholz, Lbh = Laubholz, _A = alt, _J = jung.

Im Gegensatz zum isoliert für das Modellgebiet entwickelte Regionalisierungsverfahren (LOGM) ist das genestete Verfahren (GENM) nicht losgelöst von den gesamt-bayerischen Verhältnissen (LOGB). Das genestete Verfahren vernetzt beide Skalenebenen und identifiziert die auf den verschiedenen Skalen wirkenden Prädiktoren. Wegen dieser Vorteile wurde dem genesteten Modell (GENM) als Regionalisierungsgrundlage für den Münchener Raum der Vorzug gegeben (Abb. 6).

Risikokarte für den Raum München

Die Karte des Risikos erhöhter Nitratkonzentrationen (Abb. 6) zeigt einen Nord-Süd-Gradienten mit in der Tendenz abnehmender Risiken mit zunehmender Annäherung an die Alpen. Der Gradient der Risikoschätzungen ist sowohl bedingt durch das genestete Modell (GENM), als auch durch das zugrunde gelegte Bayernmodell (LOGB). Kausal sind hierfür die von Nord nach Süd zunehmenden Niederschläge und die abnehmenden NH_4^- -Einträge (siehe Abb. 2 in MELLERT et al. 2005c) verantwortlich, beides Faktoren, welche die Überschreitungswahrscheinlichkeit des Schwellenwerts herabsetzen. Dieses Nord-Süd-Gefälle wird noch verstärkt durch höhere Laubholz- und Mischwaldanteile im Moränengebiet und die im Vergleich zum nördlich gelegenen Tertiären Hügelland zumeist größeren Waldflächen in der südlich angrenzenden Schotterebene. Im Tertiärhügelland sind die Risiken deutlich erhöht, wegen der hohen Depositionen (siehe Abb. 2 in MELLERT et al. 2005c), welche die inselartig in intensiv landwirtschaftlich genutztem Gebieten eingebetteten Waldgebiete (Abb. 1) erhalten. Dies gilt wegen der etwas niedrigeren N-Einträge abgeschwächt auch für das oberbayerische Tertiärhügelland. Eine Absenkung und Differenzierung der Risiken ist hier durch vorhandene Laubholz- und Jungbestände in den größeren Waldgebieten, z.B. dem Eurasburger Forst (Abb. 6, EUR) zu erkennen. Unter den großen Waldgebieten in der Münchener Schotterebene unterliegt der Ebersberger Forst (Abb. 6, EBE) vergleichsweise hohen Risiken. Dies fällt schon im Vergleich mit dem Forstenrieder Park (Abb. 6, FOR), aber insbesondere mit dem Deisenhofener Forst (Abb. 6, DEI) auf, dessen Flächen hinsichtlich der Risikoklassen wesentlich besser differenziert wird.

Gründe für die geschätzten hohen Risiken im Ebersberger Forst liegen darin, dass dieses Waldgebiet - v.a. im Norden - noch im Bereich etwas geringerer Niederschläge und höherer Deposition liegt. Auch der hohe Anteil an alten und mittelalten Nadelholzbeständen trägt zum hohen Risikoniveau bei. Bereiche im Ebersberger Forst mit geringen Risiken sind die großen, durch Kalamitäten entstandenen ehemaligen Kahlfelder, die überwiegend mit Laubholz verjüngt wurden (Abb. 1).

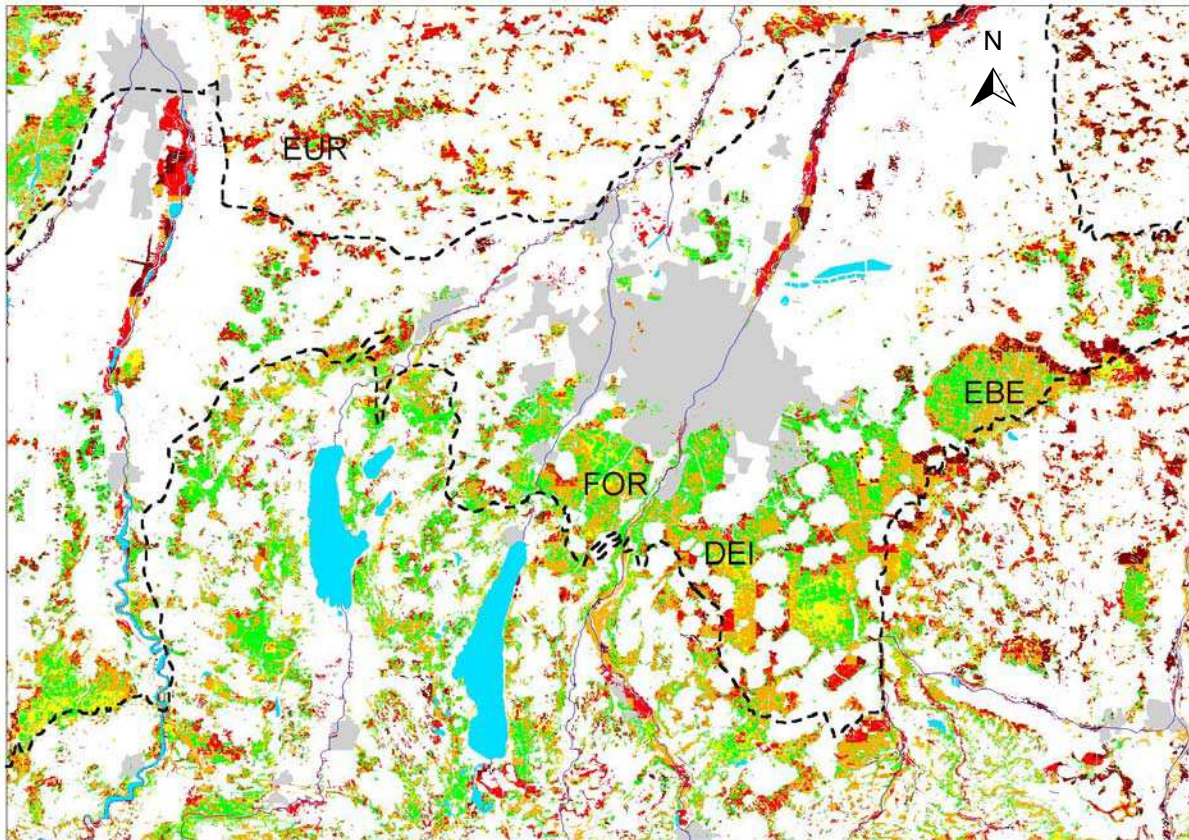


Abb. 6: Karte des Risikos erhöhter Nitratkonzentrationen ($> 10 \text{ mg l}^{-1}$) unter Wald im Raum München (Maßstab 1 : 330.000). Im Text besprochene Waldgebiete: DEI=Deisenhofener Forst, EBE=Ebersberger Forst, EUR=Eurasburger Forst, FOR=Forstenrieder Park; Risikoklassen (Überschreitungswahrscheinlichkeit [farbige %-Klassen]):



Es sei an dieser Stelle noch einmal betont, dass die Risikoschätzung in außerhalb des Kerngebiets gelegenen Gebieten (Abb. 6, Kreise) unsicherer ist, da hier weder Untersuchungsbestände noch Trainingsgebiete der Waldklassifikation liegen. Auch die angesprochenen Unschärfen der Geodaten erhöhen die Unsicherheit der räumlichen Risikobewertung. Flächenscharfe Aussagen sind daher auch mit dem für den Raum München angepassten Modell (GENM) nicht überall möglich. Summarisch zusammengefasst lässt sich der Beitrag der verschiedenen Waldtypen zum Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen für den betrachteten Ausschnitt Südbayerns (Abb. 6) jedoch recht verlässlich abschätzen. Abb. 7 zeigt die Verteilung der Risikoklassen der unterschiedlichen Waldtypen nach ihrem Flächenanteilen für das gesamte in der Karte dargestellte Gebiet (Abb. 6). Es wird deutlich, dass v.a. unter alten (> 50 Jahre) und mittelalten (30-50 Jahre) Fichtenreinbeständen sehr häufig mit erhöhten Nitratkonzentrationen gerechnet werden muss. Die Laubholz- und Mischwaldgebiete schneiden hinsichtlich der Nitratkonzentrationen deutlich besser ab.

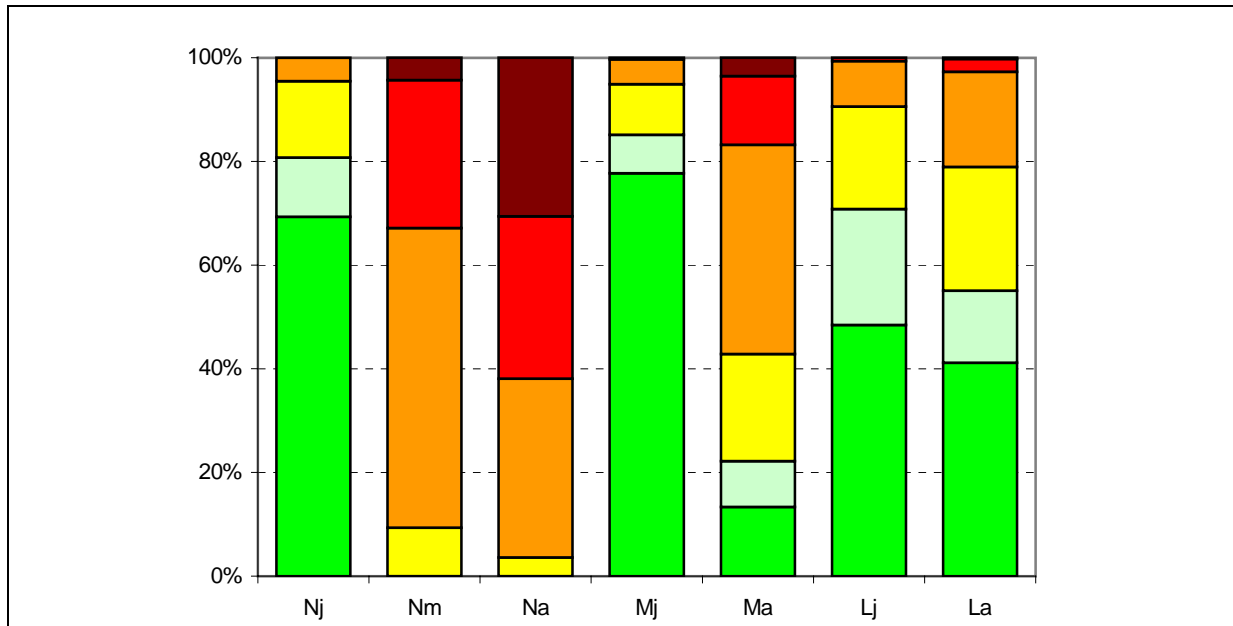


Abb. 7: Risikoklassenverteilung der unterschiedlichen Waldtypen. Nj=Nadelwald jung, Nm=Nadelwald mittelalt, Na=Nadelwald alt, Mj=Mischwald jung, Ma=Mischwald alt, Lj=Laubwald jung, La=Laubwald alt, Risikoklassen (Überschreitungswahrscheinlichkeit [farbige %-Klassen]):



Fazit

Durch die gegebene formale Anwendbarkeit und die gute Anpassung an die Daten erwies sich die kombinierte Verwendung einer logistischen Regression und eines allgemeinen linearen Modells als geeignetes Verfahren zur genesteten Regionalisierung von Messdaten auf verschiedenen Skalenniveaus. 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. Auf überregionaler Ebene wirkende Faktoren sind der Standort und der Waldtyp sowie die Ammoniumdepositionen und die Niederschläge. Auf regionaler Ebene treten als Prädiktoren das Alter des Waldes und der lokale Bewaldungsgrad hinzu. Fichtenaltbestände unterliegen dem höchsten Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen. Die Ergebnisse demonstrieren den hohen Stellenwert der Laubholzeinbringung zur Minderung der Gefahr von Stickstoffsättigung und Nitrataustrag als forstlichen Beitrag zum Grundwasser- und Bodenschutz. Kausal sind jedoch die anhaltend hohen N-Einträge für die Nitratproblematik im Wald verantwortlich. Die Ergebnisse weisen insbesondere auf die Bedeutung landwirtschaftlicher Quellen für die Stickstoffsättigung von Wäldern hin.

Danksagung

Das Gemeinschaftsprojekt "Regionale Übersicht über den Stickstoffstatus und das Nitrataustragsrisiko in Bayerns Wäldern" der TU-München mit der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft wurde vom Bayerischen Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten finanziert, hierfür danken wir. Dank gilt auch allen Kräften, die bei der Gewinnung von Daten im Raum München beteiligt waren, v.a. Matthias RIß und Uwe GMACH sowie dem Projektpartner der Münchener Studie Andreas ROTHE.

Referenzen

- BACKHAUS K., ERICHSON E., PLINKE, A., WEIBER, R. (1996): Multivariate Analysemethoden – Eine anwendungsorientierte Einführung. Springer Verlag: 591 S.
- BAYGLA (BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT) (2000) GEOLOGISCHE ÜBERSICHTSKARTE 1:200.000 Blatt München Rosenheim.
- BORTZ, J. (1999): Statistik für Sozialwissenschaftler. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York: 753 S.
- BROCKHAUS J. A., KHORRAM, S (1992) Comparison of SPOT and Landsat-TM data for use in conducting inventories of forest resources. International Journal of Remote Sensing 13 (16): 3035-3043.
- BÜHL, A., ZÖFEL, P. (2002): SPSS 11 – Einführung in die moderne Datenanalyse unter Windows. Eddison-Wesley: 757 S.
- DISE N. B., WRIGHT R. F. (1995): Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. Forest Ecology and Management 71: 153-161.
- DYMOND C.D., MLADENOFF D.J., RADELOFF V.C. (2002) Phenological differences in Tasseled Cap indices improve deciduous forest classification. Remote Sensing of Environment 80: 460-472

- GENSIOR, A, MELLERT, K. H., KÖLLING, C. (2003a): Leicht zu erhebende Kennwerte als Indikatoren für den Stickstoffstatus von Waldböden im Rahmen des vorsorgenden Bodenschutzes am Beispiel der Stickstoffinventur bayerischer Waldböden, Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft **101**: 769-770.
- GENSIOR, A, KÖLLING, C, MELLERT, K. H. (2003b): Die Nitratinventur in Bayern – Methodik und Ergebnisse. Freiburger Forstliche Forschung **49**: 101-113.
- MELLERT K. H., GENSIOR, A. KÖLLING, C. (2005a): Verbreitete Nitratbelastung des Waldsickerwassers. AFZ-DerWald **4/2005**: 168-169.
- MELLERT K. H., GENSIOR, A. KÖLLING, C. (2005b): Stickstoffsättigung in den Wäldern Bayerns – Ergebnisse der Nitratinventur. Forstarchiv **76**: 35-43.
- MELLERT K. H., GENSIOR, A., GÖTTLEIN, A., KÖLLING, C., (2005c): Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wald in Bayern - Regionalisierung von Inventurergebnissen aus dem Raster des Level I. Waldökologie online **2**: 4-24.
http://www.lwf.uni-muenchen.de/afsv-online/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft-2-1.pdf
- PAX-LENNEY M., WOODCOCK C., MACOMBER S.A., GOPAL S., CONGHE SONG (2001) Forest mapping with a generalized classifier and Landsat TM data. Remote Sensing of Environment **77**: 241-250.
- RRZN (REGIONALES RECHENZENTRUM FÜR NIEDERSACHSEN/UNIVERSITÄT HANNOVER UND FACHRICHTUNG PSYCHOLOGIE DER UNIVERSITÄT DES SAARLANDES, SAARBRÜCKEN) (2001): SPSS – Durchführung fortgeschrittener statistischer Verfahren. 182 S.
- ROTHE A., MELLERT, K. H. (2004): Effects of forest management on nitrate concentrations in seepage water of forests in Southern Bavaria, Germany. Water Air and Soil Pollution **156**: 337-355.
- RÜCKER G., MELLERT K.H., GÖTTLEIN A. (2002): Internetpublikation der Waldtypenklassifikation unter http://www.dfd.dlr.de/projects/LANDSAT7/dateien/projekt_goettlein.htm
- SPANGENBERG, A. (2002): Stickstoffbelastung an Waldrändern – Untersuchungen in südbayerischen Regionen mit hoher Ammoniakemission. Forstliche Forschungsberichte München **190**: 1-176
- SPANGENBERG, A., KÖLLING C. (2003): Nitrogen deposition and nitrate leaching at forest edges exposed to high ammonia emissions in Southern Bavaria. Water, Air and Soil Pollution **152**: 1-23.
- UBA (Umweltbundesamt) (2000): Kritische Luftschadstoff-Konzentration und Eintragsraten sowie ihre Beschreibung für Wald und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme, Teil 1: Deposition Loads 1987-1989 und 1993-1995. UBA Endbericht 297 85 079, 134 S.
- WOLFF B., RIEK W. (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996 – Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von 1987 – 1993 (BZE) **1**: 144 S.

submitted: 04.09.2005
 reviewed: 08.12.2005
 accepted: 12.12.2005

Autorenanschrift:

K. H. Mellert*, J. Brendel, A. Göttlein*, C. Kölling***, G. Rücker****

* Department für Ökologie, Fachgebiet Waldernährung und Wasserhaushalt TUM, Am Hochanger 13, D-85354 Freising, E-mail mellert@wzw.tum.de, Tel. 08161/71-4978

** ZEBRIS GbR - Geoinformationssysteme und Consulting, Lipowskystr. 26, D-81373 München

*** Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Am Hochanger 11, D-85354 Freising