

Helfen Ellenberg-Zeigerwerte bei der Abschätzung des Nitrataustragsrisikos in Wäldern?

Are Ellenberg indicator values useful to predict the risk of nitrate leaching in forests?

Karl Heinz Mellert, Markus Bernhardt-Römermann

Abstract

The data of the nitrate inventory in Bavaria allowed to examine whether nitrate leaching of forest soils can be predicted by Ellenberg indicator values. Significant correlation between nitrate concentrations in the top- and the subsoil stressed the indicator potential of the ground vegetation. Significant relationships with modelled ammonium deposition and other deposition indicators reveal the causes of eutrophication of forests in the perspective of the ground vegetation. These relationships point once more to the agriculture as the most important source of nitrogen deposition in forests. Despite, the demonstrated indicator potential the explanation of the analysed regionalisation model could not be improved much by the inclusion of indicator value for nitrogen. Moreover, the limited basis of appropriate geodata hinders the use of ground vegetation within spatial modelling. Nevertheless, the observation of ground vegetation within the biogeochemical monitoring of forests is an important complementary tool. Comprehensive analyses of such approaches should be intensified. This would help to improve the understanding of consequences and dynamics within the process of nitrogen saturation.

Einleitung

Die Definition der N-Sättigung von Wäldern wurde bisher überwiegend an N-Haushaltsgrößen geknüpft (ÅGREN & BOSATTA 1988, ABER et al. 1989, KÖLLING 1991, BML 2000). Aber auch mit vegetationskundlichen Methoden ist es möglich, Veränderungen des N-Status zu erkennen (ROST-SIEBERT & JAHN 1988, DIEKMANN & DUPRE 1997, BRUNET et al. 1998, DIEKMANN et al. 1999, FISCHER 1999, LAMEIRE et al. 2000, HOFMEISTER et al. 2002, BERNHARDT 2005). Dies geschieht oftmals mit Hilfe der Stickstoff- und Reaktions-Zeigerwerte nach Ellenberg (ELLENBERG et al. 2001). Sie können damit zur Indikation des Standortzustands von Wäldern und seiner Änderungen herangezogen werden. Im vorliegenden Aufsatz wurde untersucht, welchen Beitrag die Zeigerwerte der Bodenvegetation zur Vorhersage erhöhter Nitratkonzentration unter Wäldern leisten können.

Die Nitratinventur Bayern (MELLERT et al. 2005a, 2005b), bei der auch die Bodenvegetation aufgenommen wurde, bot die Möglichkeit, das Indikatorpotential der Bodenvegetation als Zeiger für Nitratausträge zu prüfen. Die Analyse bietet überdies Ansatzpunkte, zwischen einem durch das Standortpotential bedingten Risiko und dem durch N-Depositionen als anthropogene Ursache für Nitratausträge zu unterscheiden. Zudem wurde geprüft, ob das zur Regionalisierung eingesetzte logistische Regressionsmodell (MELLERT et al. 2005c) durch die Hinzunahme der N-Zeigerwerte verbessert werden kann. Wegen der zu erwartenden Korrelation der Zeigerwerte mit den im Modell verwendeten Standortsindikatoren erhob sich insbesondere die Frage, ob der Zeigerwert die im Modell benutzten Prädiktoren lediglich (z.T.) ersetzt oder ob er die Prognosemöglichkeiten verbessert. Eine wirkliche Verbesserung der Vorhersage ist dann gegeben, wenn der N-Zeigerwert als zusätzlicher Prädiktor ins Modell aufgenommen werden kann und sich die unerklärte Varianz hierdurch signifikant verringert. Von praktischer Bedeutung könnten auch Korrelationen innerhalb der durch die Haupteffekte (Faktoren Wald- und Substrattyp) festgelegten Straten sein.

Methodik

Im Rahmen der Nitratinventur wurden 399 Bestände boden- und vegetationskundlich beprobt. Die Proben wurde nach dem Manual der Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) (BMELF 1990) an 9 Punkten in drei Tiefenstufen (0-30 cm, 30-60 cm, 60-100 cm) entnommen und eine Mischprobe gebildet. Als Referenz für die Nitratkonzentration unterhalb des Hauptwurzelsraums diente die Tiefenstufe 3, eine entsprechende Bodenentwicklung vorausgesetzt. Die Bestimmung der Nitratgehalte im Boden erfolgte nach der N_{\min} -Methode (VDLUFA 1991) im $CaCl_2$ -Extrakt. Die Inhaltsstoffe in der Bodenlösung werden erst dann mit dem Sickerwasser ausgetragen, wenn das Wasser im Boden nicht mehr gegen die Schwerkraft gehalten werden kann. Dies geschieht in der

Regel, wenn die Wassersättigung größer/gleich der Feldkapazität ist. Die extrahierten Nitratmengen (in mg g^{-1} Boden) wurden daher auf Nitratkonzentrationen (in mg l^{-1}) bei Feldkapazität ($pF = 1,8$) des Bodens umgerechnet (GENSIOR et al. 2004). Die Stratifizierung der Waldtypen erfolgte in Anlehnung an WOLFF & RIEK (1997), die Standorte wurden nach Substrattyp gruppiert (siehe auch MELLERT et al. 2005b, 2005c). An jedem Inventurpunkt wurde im Inventurkreis die Artenzusammensetzung der Krautschicht erhoben. Insgesamt umfasst die erstellte Artenliste 291 Arten. Die Ellenberg-Zeigerwerte wurden für jeden Inventurpunkt berechnet (ungewichtetes arithmetisches Mittel). Gegenüber einer alle Inventurpunkte umfassenden Auswertung (MELLERT et al. 2005a, 2005b) wurden die Möglichkeiten der Datenanalyse allerdings durch die eingeschränkte Verfügbarkeit von Bodenvegetationsdaten begrenzt. Da bei der Aufnahme der Bodenvegetation im 1 ½-jährigen Untersuchungszeitraum nicht immer Idealbedingungen herrschten, ergaben sich - v.a. im Winterhalbjahr - Datenlücken. Dies betrifft sowohl die Anzahl der aufgenommenen Arten, als auch die Anzahl der verfügbaren Inventurpunkte, die sich aus diesem Grunde auf 274 Standorte erniedrigte.

Die Eignung der Bodenvegetation als Prädiktor für die Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung wurde mit Korrelations- und Regressionsverfahren untersucht. Es wurde insbesondere versucht, die Prognose der logistischen Regression für die Vorhersage des N-Status bayerischer Wälder (MELLERT et al. 2005c) durch Hinzunahme des N-Zeigerwertes zu verbessern. Analog zur logistischen Regression wurde als Referenz auch ein allgemeines lineares Modell (ALM) formuliert und geprüft. Das ALM wurde komplementär zum logistischen Modell eingesetzt, um eine etwaige Verzerrung des Ergebnisses durch den dem logistischen Regression immanenten Informationsverlust einschätzen zu können (siehe auch MELLERT et al. 2005c). Als drittes Verfahren wurde eine indirekte Gradientenanalyse verwendet. Hierbei handelt es sich um eine Ordination, bei der die Unterschiede zwischen den Substrattypen erklärenden Bodenparameter durch eine Korrelation mit den Ordinationsachsen erkannt werden können. Bei einer Ordination wird der Abstand (oder die Ähnlichkeit) der Inventurpunkte in einem vieldimensionalen Raum berechnet. Hierzu wurden die einzelnen Inventurpunkte durch die Bodenparameter beschrieben. Bei der anschließenden Reduktion der Dimensionen auf die zwei, welche in dem Datensatz die größte Varianz erklären, werden ähnliche Aufnahmen nahe beieinander abgebildet. Als Ordinationsmethode wurde eine PCA (Principal Component Analysis, GOODALL 1954) verwendet, da zwischen den Bodenparametern eine lineare Beziehung gefunden wurde (BRAAK & PRENTICE 1988; MCCUNE & GRACE 2002). Die Achsen der Ordination wurden mit den Bodenparametern und Ellenberg-N-Zeigerwerten der Inventurpunkte korreliert, um diejenigen zu erkennen, welche die Unterschiede zwischen den Inventurpunkten am besten beschreiben. Um die Bodenparameter miteinander vergleichen zu können, wurden diese vor den Korrelationen log-transformiert, um die statistischen Voraussetzungen für einen Vergleich zwischen diesen zu schaffen (WILDI 1986).

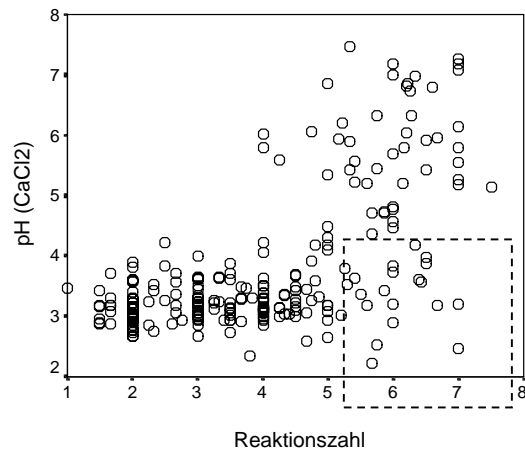
Zur Durchführung der konventionellen statistischen Analyse wurden die Prozeduren UNIANOVA (allgemeines lineares Modell), NOMREG (logistische Regression; siehe auch MELLERT et al. 2005c), NONPAR CORR (Spearman's rank correlation coefficient), CORRELATIONS (Pearson's correlation coefficient) und PARTIAL CORR (Partial correlation coefficient) von SPSS 11.5 verwendet. Zur Durchführung der Rangkorrelationsanalyse wurden bei den Bodenartengruppen und den Waldtypen Ränge nach aufsteigenden Risikoklassen gebildet. Die PCA wurde mit dem Programm PC Ord 4.36 (MCCUNE & MEFFORD 1999) durchgeführt.

Die Bestandesdichte ist ein wichtiger Faktor für den N-Umsatz und den Wasserhaushalt des Waldbodens. Die gezielte Beeinflussung der Bestandesdichte in Wirtschaftswälder kann je nach Eingriffstärke mit einem erhöhten Nitrataustragsrisiko einhergehen (ROTHE & MELLERT 2004). Im Regionalisierungsmodell war die Bestandesdichte als Kovariable (MELLERT et al. 2005c) jedoch nicht signifikant. Wegen der großen Bedeutung der Bestandesdichte für die Bodenvegetation wurde sie bei den vorliegenden Auswertungen dennoch wieder als Kovariable in die Modellformulierung aufgenommen.

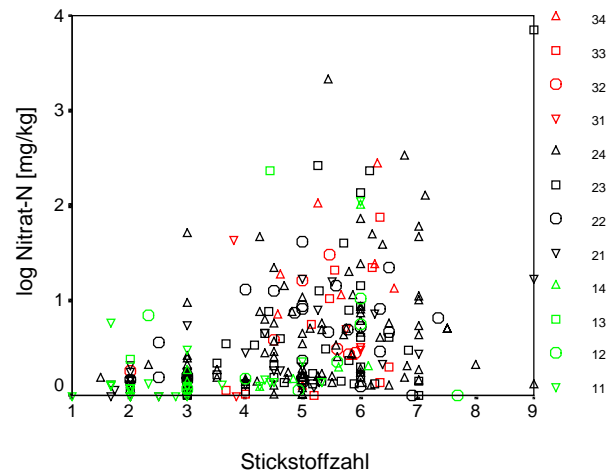
Ergebnisse und Diskussion

Die Relevanz der Ellenberg-Zeigerwerte wurde bereits vielfach durch Beziehungen zu ökochemischen Parametern nachgewiesen (z. B. KUHN et al. 1987, ROST-SIEBERT & JAHN 1988, THIMONIER et al. 1992, DIEKMANN & DUPRÉ 1997, ZUKRIGL et al. 1993). Auch am Datenkollektiv der Nitratinventur kann gezeigt werden, dass zwischen den Zeigerwerten und den bodenchemischen Eigenschaften des Ah-Horizonts hochsignifikante Korrelationen bestehen (Abb. 1 a und b). Sowohl der Gehalt an Nitratstickstoff, als auch der pH-Wert korrespondieren mit dem jeweiligen Zeigerwert. Insbesondere die pH-Werte korrelieren sehr gut mit der Reaktionszahl (Abb. 1a). Das Streudiagramm zeigt, dass das Datenkollektiv in 2 Gruppen zerfällt. Im Bereich $pH > 5$ treten tatsächlich nur höhere

Reaktionszahlen auf, während im Bereich $\text{pH} < 5$ das gesamte Spektrum an Reaktionszahlen ausgeschöpft wird, allerdings mit einem deutlichen Schwerpunkt niedrigerer Werte. Ökophysiologisch dürfte die Reaktionszahl neben dem pH-Wert jedoch auch die Verfügbarkeit an basischen Kationen (Basensättigung) repräsentieren (KARRER et al. 1992). Im Bereich $\text{pH} < 5$ besteht jedoch nur ein unzureichender Zusammenhang zwischen Basensättigung und pH. Böden mit hoher Basensättigung bei pH-Werten unter 5 führen daher zu einer gewissen Unschärfe der Beziehung (Abb. 1a, markierter Bereich). Im Falle des Nitratstickstoffs ist die Korrelation etwas schwächer ausgeprägt. Die Frequenz hoher Nitratwerte nimmt jedoch systematisch mit ansteigender Stickstoffzahl zu. Die Stickstoffzahl ist daher prinzipiell als Indikator für das Nitrataustragsrisiko geeignet. Dass es auch bei höheren Stickstoffzahlen häufig nicht zu erhöhten Nitratkonzentrationen kommt, ist eine typische Eigenschaft von Waldökosystemen, die natürlicherweise zu einer hohen N-Retention befähigt sind (BML 2000).



$$r=0,688 \quad p<0,001$$



$$r=0,414 \quad p<0,001$$

Abb. 1: Beziehung zwischen Zeigerwerten der Bodenvegetation und bodenchemischen Parametern an 274 Inventurpunkten. **Abb. 1a** (links): Streudiagramm pH (CaCl₂) vs. Reaktionszahl. **Abb. 1b** (rechts): Streudiagramm Nitrat-N Gehalt [mg/kg] im Oberboden (Ah-Horizont) vs. Stickstoffzahl. Die zweistelligen Ziffern repräsentieren die Risikotypen nach MELLERT et al. 2005c: Führende Ziffern des Substrats: 1=Sande und Tone; 2=mittlere Böden; 3=kalkbeeinflusste Böden; 2. Ziffern die der Waldtypen 1=Kiefer; 2=Laubholz; 3=Mischbestände; 4=Fichte und übrige Nadelhölzer.

Die Höhe des N-Zeigerwerts wird offenbar stark durch die N-Deposition bestimmt (Tab. 1). Die Tatsache, dass die mittleren Stickstoffzahlen mit Nitrat-N-Einträgen nicht signifikant (nicht in Tab. 1 dargestellt), mit den Ammonium-N-Einträgen (und den Gesamt-N-Einträgen) jedoch hochsignifikant korrelieren, weist auf die Dominanz der landwirtschaftlichen Aktivität für die Eutrophierung der Wälder hin. Dieser Befund wird durch die Landschaftsindikatoren unterstrichen, die v.a. die Intensität der Landwirtschaft in der Umgebung anzeigen. Es wäre jedoch denkbar, dass es sich bei dieser Beziehung um eine Scheinkorrelation handelt, die darauf zurückzuführen ist, dass „gute“ Waldstandorte mit natürlicher Weise hohen N-Umsätzen und dadurch entsprechend hohem Nitrataustragsrisiko räumlich stärker mit intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen assoziiert sind als ungünstige Standorte. Der vermeintliche Depositionseffekt würde dann in Wirklichkeit auf einem pedologischen Nachbarschaftseffekt beruhen. Wäre dieser Nachbarschaftseffekt für die signifikante Korrelation von NH₄-Deposition und N-Zeigerwert entscheidend, müsste zwischen der Reaktionszahl und der Stickstoff- bzw. NH₄-Deposition eine ähnliche Korrelation bestehen. Dies ist jedoch nicht der Fall, da zwischen diesen beiden Parametern kein Zusammenhang besteht ($r=0,04$; $p=0,48$).

Tab. 1: Pearson's Korrelationskoeffizient der Beziehung zwischen der Stickstoffzahl und wichtigen Depositionsindikatoren: Modellierte N- und NH₄-Deposition (GAUGER et al. 2002), Landschaftsindikatoren abgeleitet aus CORINE-Landcover (EC DG XI 1993).

Korrelation mit der Stickstoffzahl	N-Deposition	NH ₄ -Deposition	Landwirtschaft in der Umgebung	Waldanteil in der Umgebung
Koeffizient nach Pearson	0.30	0.31	0.23	-0.28
Signifikanz	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001

Abb. 1 b macht deutlich, dass der N-Zeigerwert die N-Trophie und damit ein Nitrataustragspotential indiziert. Inwieweit sich der N-Zeigerwert tatsächlich als Prädiktor für das Nitrataustragsrisiko eignet, ist aus Abb. 2 ersichtlich. Zwischen der Stickstoffzahl und der Nitratkonzentration unterhalb des Hauptwurzelaumes besteht eine hochsignifikante Korrelation, die allerdings etwas schwächer ausgeprägt ist, als jene mit der Nitratkonzentration des Ah-Horizonts. Der N-Zeigerwert ist damit als Indikator für das Nitrataustragsrisiko von Wäldern grundsätzlich gut geeignet. Die Frage danach, welcher Anteil der durch die Stickstoffzahl erklärten Varianz der Nitratkonzentration standörtlich- und welcher Anteil depositionsbedingt ist, kann durch die partiellen Korrelationen abgeschätzt werden. Die Korrelation zwischen der Stickstoffzahl und der Nitratkonzentration unterhalb des Hauptwurzelaumes sinkt auf $r=0,27$ ab, wenn die NH_4 -Deposition und der Waldanteil als Kontrollvariablen mitgeführt werden. Bezogen auf die jeweiligen Bestimmtheitsmaße ist demnach ca. ein Drittel der Erklärung depositionsbedingt, zwei Drittel standortsbedingt. Eine signifikante Korrelation zwischen der Nitratkonzentration und der Stickstoffzahl besteht nicht nur unter Berücksichtigung des gesamten Standortsspektrums, sondern auch bei Teilgruppen (Abb. 2, hervorgehobene Straten).

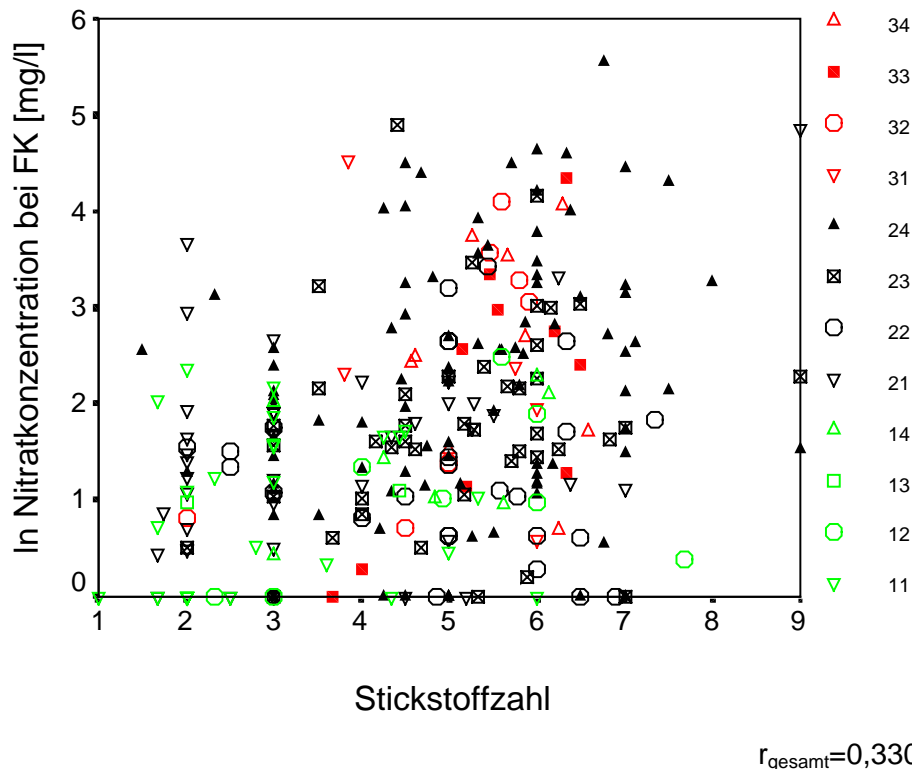


Abb. 2: Streudiagramm Nitratkonzentration [mg l^{-1}] im Unterboden vs. Ellenberg-Stickstoffzahl. Straten mit signifikanten Korrelationen sind durch gefüllte Symbolen gekennzeichnet: mittlere Standorte/Mischbestände (Nr. 23; $r=0,226$; $p=0,035$), kalkbeeinflusste Standorte/Mischbestände (Nr. 33; $r=0,590$; $p=0,043$), mittlere Standorte/Fichtenbestände (Nr. 24; $r=0,233$; $p=0,025$). Erläuterung der Ziffern siehe Abb. 1

Zur Abschätzung des Indikatorpotentials der Stickstoffzahl als Prädiktor im Regionalisierungsmodell wurden bivariate Korrelationen (Spearman's rank correlation) aller im Modell verwendeten Faktoren und Kovariablen mit der Nitratkonzentration in der Bodenlösung unterhalb des Hauptwurzelaumes verglichen. Unter allen Parametern ist die bivariate Korrelation der Stickstoffzahl mit der Nitratkonzentration am besten (Tab. 2).

Tab. 2: Spearman's Rangkorrelationskoeffizient (Rho) der Beziehung zwischen der Nitratkonzentration unterhalb des Hauptwurzelaumes von 274 Inventurpunkten und wichtigen Indikatoren des N-Haushalts von Wäldern. Grau hinterlegte Variablen sind Prädiktoren des Regionalisierungsmodells für Bayern (MELLERT et al. 2005C). Modellierter NH_4 -Deposition nach GAUGER et al. 2002, Winterniederschläge nach BAYFORKLIM (1996).

	Waldtyp	Substratgruppe	NH_4 -Deposition	Winterniederschlag	Bestandsdichte	N-Zeigerwert
Spearman-Rho	0.303	0.299	0.151	-0.025	0.082	0.316
Signifikanz	0.000	0.000	0.013	0.677	0.175	0.000

Die Eignung des N-Zeigerwertes kommt auch im logistischen Regressionsmodell zum Ausdruck. Das Regionalisierungsmodell für Bayern konnte durch Hinzunahme des Zeigerwertes verbessert werden. Nach Hinzunahme der Stickstoffzahl war jedoch die Ammoniumdeposition als Kovariable im Modell nicht mehr signifikant. Die Bestandesdichte erwies sich in dem Modell ebenfalls als nicht signifikant. Die Anpassung an die Daten konnte durch das Modell mit dem N-Zeigerwert anstelle der NH_4 -Deposition gemessen an Nagelkerkes Pseudo- R^2 (siehe MELLERT et al. 2005c) lediglich um knapp 10% (von 0,295 auf 0,313) verbessert werden. Die durch die logistische Regression erzielten Ergebnisse wurden durch das ALM bestätigt. Auch hier ersetzte der N-Zeigerwert die NH_4 -Deposition als Prädiktor und die Bestandesdichte blieb nicht signifikant.

Tab. 3: Ergebnisse der Regressionsmodelle mit der Nitratkonzentration unterhalb des Hauptwurzelraumes als Zielgröße (vgl. MELLERT et al. 2005c); **links:** logistisches Regressionsmodell, Zielgröße ist die binär kodierte Nitratkonzentration mit der Schwelle von 10 mg l^{-1} Nitrat; **rechts:** allgemeines lineares Modell; Zielgröße ist die logarithmierte Nitratkonzentration. Datenherkünfte siehe Tab. 1 und 2.

	-2 Log- Likelihood	Chi ²	df	Signifikanz	Quadrat- summe vom Typ III	F	df	Signifikanz
Modell								
Endgültig	237.396	67.2	7	0.000	82.693	9.7	7	0.000
Faktoren + Kovariablen								
Konstanter Term	237.396	0	0	.	18.315	15.1	1	0.000
Waldtyp	254.136	16.7	3	0.001	18.725	5.1	3	0.002
Substrattyp	257.563	20.2	2	0.000	16.823	6.9	2	0.001
Niederschlag	243.367	6.0	1	0.015	4.150	3.4	1	0.065
N-Zeigerwert	246.214	8.8	1	0.003	15.594	12.9	1	0.000

Nagelkerke's Pseudo $R^2 = 0,313$

$R^2 = 0,204$ (korrigiertes R-Quadrat = 0,183)

Auch mit Hilfe der Ordination konnten die bisher dargestellten Ergebnisse weitgehend bestätigt werden. So wurden die Inventurpunkte im Ordinationsraum der PCA entsprechend der Standorts- bzw. Waldtypen angeordnet. Die erste Achse beschreibt einen Gradienten, der stark mit der Nitratkonzentration in der Bodenlösung unterhalb des Hauptwurzelraumes ($r = 0,65$) und dem Ellenberg-Zeigerwert für Stickstoff korreliert ist ($r = 0,74$). Die Aufnahmen auf sandigen/ tonigen Substrat (negativ mit der ersten Achse korreliert) sind deutlich von denen auf mittleren und kalkbeeinflussten Böden getrennt (Abb. 3). Ebenso sind die mit Kiefern bestockten Flächen negativ mit der ersten Achse korreliert, während die Fichtenbestände positiv korrelieren. Laubholzbestände liegen zwischen diesen beiden Gruppen. Die durch die Ordination erreichte Differenzierung der Inventurpunkte bestätigt hiermit die Einteilung von Risikoklassen durch MELLERT et al. (2005c). Die gegenseitige Durchdringung der Gruppen veranschaulicht jedoch, dass es sich um einen allmählichen Übergang entlang des Gradienten handelt. Dieses bedeutet für die Verwendung dieser Daten in Modellen (z.B. dem oben verwendeten logistischen Regressionsmodell) eine Unsicherheit für die Abschätzung des Nitrataustragsrisikos. Die zweite Achse der Ordination ist gut mit dem Niederschlag ($r = 0,72$) und der Bestandesdichte ($r = 0,70$) korreliert und könnte daher auch als Wasserhaushaltsachse interpretiert werden. Da sich allerdings entlang dieser Achse keine standörtliche Differenzierung abbildet, muss davon ausgegangen werden, dass diese beiden Faktoren einen Teil der Varianz im Gesamtdatensatz erklären, welcher aber nicht vom Substrat- bzw. Waldtyp abhängig ist.

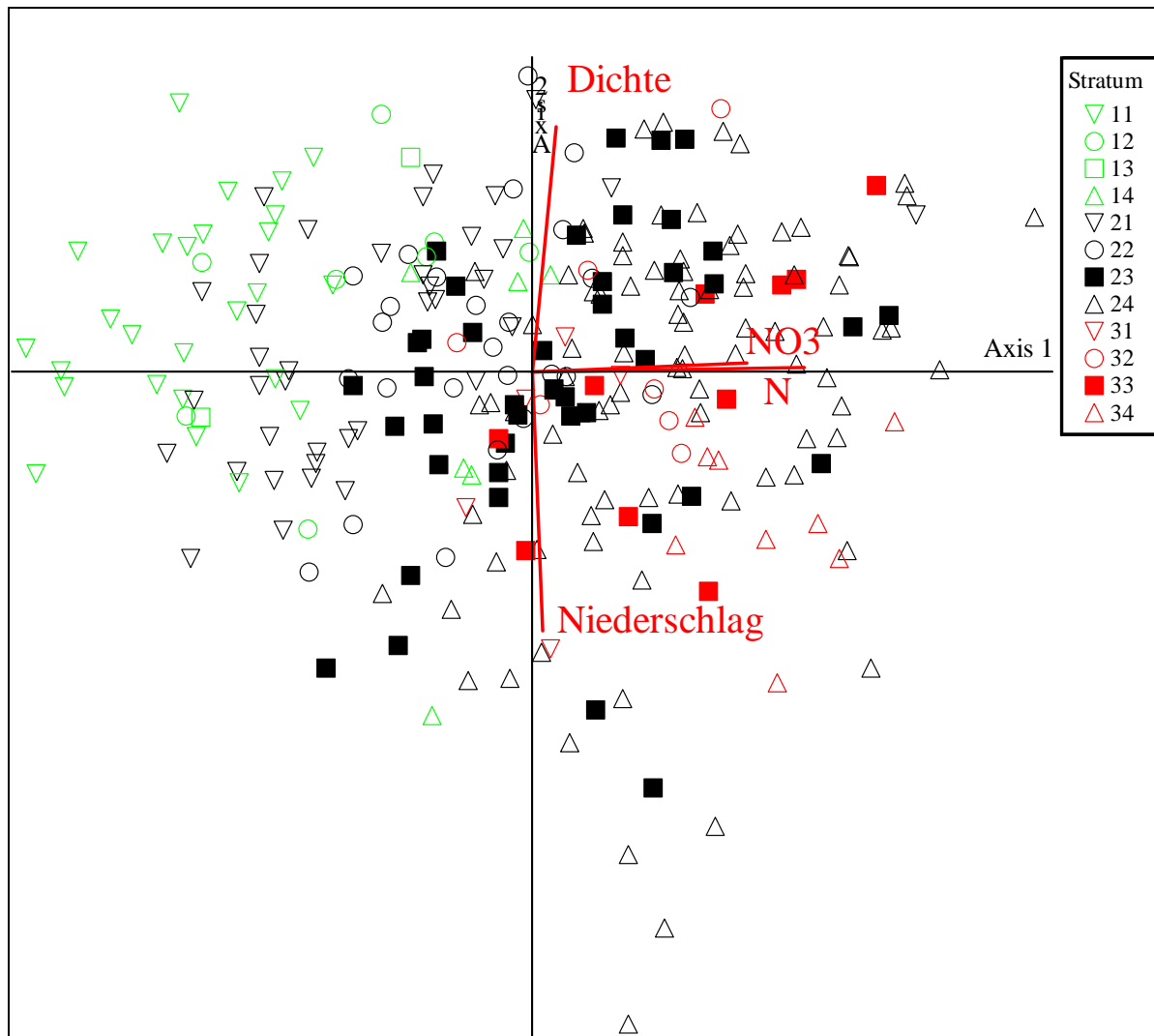


Abb. 3: PCA der Standortparameter der 274 verwendeten Inventurpunkte (Achse 1: Eigenvalue: 2,14; erklärte Varianz: 26,7; Achse 2: Eigenvalue: 1,17; erklärte Varianz: 14,6). Straten mit signifikanten Korrelationen sind durch gefüllte Symbolen gekennzeichnet (s. Abb. 2). Die zweistelligen Ziffern repräsentieren die Risikotypen nach MELLERT et al. (2005c): Führende Ziffern des Substrats: 1=Sande und Tone; 2=mittlere Böden; 3=kalkbeeinflusste Böden; 2. Ziffern die der Waldtypen 1=Kiefer; 2=Laubholz; 3=Mischbestände; 4=Fichte und übrige Nadelhölzer. Ein Bi-Plot wurde durch Korrelationen der Standortparameter mit den Achsen der Ordination erstellt (für alle mit $r > 0,5$; NO_3 : $r = 0,65$, $p < 0,000$ und N : $r = 0,74$, $p < 0,000$ mit der ersten Achse; Dichte : $r = 0,70$, $p < 0,000$ und Niederschlag : $r = -0,72$, $p < 0,000$ mit der zweiten Achse).

Schlussfolgerungen

Das relativ hohe Indikatorpotential des Ellenberg-Zeigerwerts für Stickstoff zeigte sich bei Anwendung aller drei Verfahren. Allerdings konnte die Vorhersagemöglichkeit durch das zur Regionalisierung verwendete logistische Modell nur unbedeutend verbessert werden, weil der Zeigerwert keine wesentlichen neuen Informationen ins Modell einführt, sondern lediglich einen anderen Prädiktor ersetzte. Der Zeigerwert substituierte aber nicht wie ursprünglich vermutet einen der Standortprädiktoren, sondern die Ammoniumdeposition. Aufgrund des erfassten großen Standortsspektrums und der großen Bedeutung von Standortvariablen für die Vorhersage des Nitrataustragsrisikos sowie der Korrelation der Stickstoffzahl mit der Standortstrophie wurde erwartet, dass im Falle eines Prädiktoren-Ersatzes eher der Prädiktor „Substrattyp“ von der Stickstoffzahl ersetzt würde, als die Deposition. Der Befund unterstreicht das Indikatorpotential der Stickstoffzahl als Anzeiger für N-Belastungen aus der Landwirtschaft und des damit verbundenen Nitrataustragsrisikos. Das natürliche Standortpotential und die damit verbundene Prädisposition für Nitratausträge erklärt ca. zwei Drittel der durch die Stickstoffzahl erklärten Varianz, ca. ein Drittel sind den Ammoniumeinträgen zuzurechnen.

Gegen die praktische Verwendung der Stickstoffzahl als räumlicher Prädiktor des Risikos erhöhter Nitratkonzentrationen spricht in erster Linie die unzureichende Verfügbarkeit von Vegetationsdaten in der Fläche. Trotz des vergleichsweise geringen Aufwandes einer Vegetationsaufnahme mit Bodenprobennahme und -analyse sind die gefundenen Beziehungen auch zu schwach, um für eine quantitative Vorhersage des Nitrataustrags zu genügen. Dies gilt aber auch für alle übrigen bisher geprüften leicht erhebenden Kennwerte (MELLERT et al. 2005c). Denn die N-Eutrophierung der Wälder ist ein schleichender Prozess, der dank der häufig vorhandenen N-Retentionskapazitäten von Wäldern zunächst meist ohne größere Nitratausträge verläuft (BML 2000). Wegen der begrenzten Vorhersagemöglichkeiten von Nitratausträgen im konkreten Einzelfall ist z.B. die Bewertung der Wasserschutzfunktion eines Waldes in einem Einzugsgebiet ohne Nitrat-Messungen vor Ort nicht zu bewerkstelligen.

Vegetationserhebungen können aber Informationen liefern, die weit über die Fragen des Nitrataustrags hinausgehen und die Dynamik, Struktur und Stabilität von stickstoffbelasteten Wäldern betreffen. Vegetationsaufnahmen bilden damit eine wichtige Ergänzung zu den übrigen Überwachungsmöglichkeiten des Waldzustands. Die Bodenvegetation ist zudem wegen ihrer ständigen Verfügbarkeit als Informationsquelle für die Dauerbeobachtung des N-Status von Wäldern prädestiniert und kann helfen Risikopotentiale zu erkennen, bevor es zu Nitratausträgen kommt (z.B. BERNHARDT 2005). Eine intensivere Verknüpfung von Vegetations- und Stoffhaushaltsdaten z.B. im Rahmen des Level-II-Monitorings, aber auch in Stoffhaushaltsstudien wäre sehr hilfreich, um die Gesamt-Dynamik der stickstoffbelasteten Wälder in Mitteleuropa besser verstehen und abschätzen zu können. Um die Verfügbarkeit von Vegetationsdaten zu verbessern, wäre der Aufbau einer entsprechenden Vegetationsdatenbank sinnvoll; wesentlich verbesserte Auswertungsmöglichkeiten, auch in Hinblick auf das Risiko des Nitrataustrages, wären somit möglich. Auch eine qualitativ verbesserte Aufnahme der Vegetation im Rahmen zukünftiger Bodenzustandserhebungen wäre angebracht.

Danksagung

Unser Dank gilt allen Kräften, die bei der Gewinnung von Daten beteiligt waren v.a. Andreas GENSIOR, Burkard REUTER, Helmut KUSTERMANN, Andrea FÜLLING, Matthias KRAFT, Franz WILHELM, Wolfgang HUBER, Julia KUGLER, Doris LEDERLE und Stefan MAUL. Wir danken dem Bayerischen Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten für die Bereitstellung der Mittel im Rahmen des Forschungsprojektes B 61.

Referenzen

- ABER, J.D., NADELHOFFER, P., STEUDLER, P., MELILLO, J.M. (1989): Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *Bioscience* **39**: 378-386.
- ÅGREN, G.I., BOSATTA, E. (1988): Nitrogen saturation of terrestrial ecosystems. *Environ. Pollut.* **54**: 185-197.
- BAYFORKLIM (1996) Klimaatlas von Bayern. Bayerischer Klimaforschungsverbund, Meteorologisches Institut München.
- BERNHARDT, M. (2005): Reaktionen der Waldbodenvegetation auf erhöhte Stickstoffeinträge: Analyse und Vorhersage von Vegetationsänderungen anhand von funktionellen Merkmalen. Diss. Bot. **397**: 1-123.
- BRUNET, J., DIEKMANN, M., FALKENGREN-GRERUP, U. (1998): Effects of nitrogen deposition on field layer vegetation in south Swedish oak forests. *Environ. Pollut.* **102**: 35-40.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN [BMELF] (1990): Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald - Arbeitsanleitung. München: 143 S.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN [BML] (2000): Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level II-Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen. Bonn: 167 S.
- DIEKMANN, M., DUPRÉ, C. (1997): Acidification and eutrophication of deciduous forests in northwestern Germany demonstrated by indicator species analysis. *J. Veg. Sci.* **8**: 855-864.
- DIEKMANN, M., BRUNET, J., RÜHLING, A., FALKENGREN-GRERUP, U. (1999): Effects of nitrogen deposition: Results of a temporal-spatial analysis of deciduous forests in South Sweden. *Plant Biology* **1**: 471-481.
- EC DG XI (1993): CORINE Land Cover - Technical Guide, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa, 3. Auflage. *Scripta Geobotanica* **18**: 1-262.
- FISCHER, A. (1999): Floristical changes in central European forest ecosystems during the past decades as an expression of changing site conditions. In: KARJALAINEN, T., SPIECKER, H., LAROUSSINIE, O. (Hrsg.): Causes and consequences of accelerating tree growth in Europe: 53-64. *EFI Proceedings*.
- GAUGER, T., ANSHELM, F., SCHUSTER, H., ERISMAN, J.W., VERMEULEN, A.T., DRAAIJERS, G., BLEEKER, A., NAGEL, H.-D. (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. *Umweltbundesamt - Final Report 299 42 210*: 221 S.
- GENSIOR, A., KÖLLING, C., MELLERT, K. H. (2004): Die Nitratinventur in Bayern – Methodik und Ergebnisse. *Freiburger Forstliche Forschung* **49**: 101-113.
- GOODALL, D. W. (1954): Objective methods for the classification of vegetation. III. An essay in the use of factor analysis. *Australian Journal of Botany* **2**: 304-324.

- HOFMEISTER, J., MIHALJEVIC, M., HOSEK, J., SADLO, J. (2002): Eutrophication of deciduous forests in the Bohemian Karst (Czech Republic): the role of nitrogen and phosphorus. *For. Ecol. Manage.* **169**: 213-230.
- KARRER, G. (1992): Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Teil VII: Vegetationsökologische Analysen. - *Mitt. Forstl. Bundesversuchsanst.* **168**: 193-242.
- KÖLLING, C. (1991): Stickstoffsättigung von Waldökosystemen. *Allg. Forstz.* **46**: 513-517.
- KUHN, N., AMIET, R., HUFSCHEID, N. (1987): Veränderungen in der Waldvegetation der Schweiz infolge Nährstoffanreicherungen aus der Atmosphäre. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* **158**: 77-84.
- LAMEIRE, S., HERMY, M., HONNAY, O. (2000): Two decades of change in the ground vegetation of a mixed deciduous forest in an agricultural landscape. *J. Veg. Sci.* **11**: 695-704.
- MCCUNE, B., MEFFORD, M. J. (1999): PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, Version 4. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon.
- MCCUNE, B., GRACE, J. B. (2002): *Analysis of Ecological Communities*, Oregon.
- MELLERT K. H., GENSIOR, A., KÖLLING, C. (2005a): Verbreitete Nitratbelastung des Waldsickerwassers. *AFZ-Der Wald* **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. (2005d): Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wald in Bayern- Regionalisierung von Inventurergebnissen aus dem Raster der BZE I. *Waldoekologie online* **2**: 4-24. http://www.lwf.uni-muenchen.de/afsv-online/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft2-1.pdf
- MELLERT K.H., RÜCKER G., BRENDEL J., KÖLLING C., GÖTTLEIN A. (2005d): Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wäldern im Raum München - Regionalisierung auf der Basis von Satellitendaten und genesteter Stichproben. *Waldoekologie online* **2**: 25-35. http://www.lwf.uni-muenchen.de/afsv-online/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft2-2.pdf
- 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., 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.
- SPSS 11.5: *Statistical Package for the Social Sciences*, Version 11.5.1. SPSS Inc., 1989-2002
- TER BRAAK, C. J. F., PRENTICE, I. C. (1988): A theory of gradient analysis. *Advances in Environmental Research* **18**: 271-313.
- THIMONIER, A., DUPOUEY, J. L., TIMBAL, J. (1992): Floristic changes in the herb-layer vegetation of a deciduous forest in the Lorraine Plaine under the influence of atmospheric deposition. *For. Ecol. Manage.* **55**: 149-167.
- VDLUFA (1991): *Methodenbuch Band 1 - Die Untersuchung von Böden*. 4. Aufl.; VDLUFA Verlag Darmstadt
- WILDI, O. (1986): *Analyse vegetationskundlicher Daten*. Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH Zürich, Stiftung Rübel 90.
- ZUKRIGL, K., EGGER, G., RAUCHECKER, M. (1993): Untersuchungen über Vegetationsveränderungen durch Stickstoffeintrag in österreichische Waldökosysteme. *Phytocoenologia* **23**: 95-114.

submitted: 04.07.2005
 reviewed: 29.10.2005
 accepted: 08.11.2005

Autorenanschrift:

Karl-Heinz Mellert*, Markus Bernhardt-Römermann**

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

** Department für Ökologie, Fachgebiet Forstliche Vegetationskunde TUM, Am Hochanger 13, D-85354 Freising