



Das chemische Klima des Riesenbecker Osning in den Messjahren 1988 und 1998

Jürgen Lethmate & Markus Wendeler

Kurzfassung: Depositionsmessungen im Riesenbecker Osning (nordwestlicher Teutoburger Wald) führen in den Messjahren 1988 und 1998 zum Ergebnis eines Ammonium-betonten chemischen Klimas. Der Depositionstyp wird für 1998 über die Berechnung der Gesamtsäuredeposition exakt quantifiziert: Der Ammonium-Anteil an der Säurebelastung beträgt im Freilandniederschlag 71%, im Waldniederschlag 87%. Das so typisierte chemische Klima fügt sich ein in einen „Gülle-belt“, der sich von der niederländischen Grenze im Raum Kleve über das Münsterland nach Nordosten bis in das südliche Weser-Ems-Gebiet Niedersachsens erstreckt. Das Ammonium-Nitrat-Verhältnis seiner Messstationen liegt durchweg über dem Indikator für den Einfluss der Massentierhaltung ($\text{NH}_4\text{-N}/\text{NO}_3\text{-N} \geq 1,5$). Die Gesamtstickstoffbelastung überschreitet deutlich den kritischen Depositionsgrenzwert für Nadelwälder. Langfristig führt dies zu einer Ökosystemdrift hin zu nitrophilen Waldgesellschaften, im ursprünglich oligotrophen Riesenbecker Osning angezeigt durch die invasive Einbürgerung eines stickstoffbedürftigen Bioindikators der Krautschicht, dem Kletternden Lerchensporn (*Ceratocarpus claviculata*).

Abstract: Deposition measures in the Riesenbecker Osning (north-west Teutoburg Forest) resulted during the measuring years 1988 and 1998 in a chemical climate characterised by ammonia. The deposition type for 1998 is quantified exactly by the calculation of the total acid deposition: Acid load by precipitation in the Riesenbecker Osning area is for the most part fixed to indirect acidification by ammonia that is approximately 71% of the precipitation on open ground and 87% of the throughfall. The so typified chemical climate fits in a „liquid manure belt“ extending from the border to the Netherlands (area of Kleve) across the Münsterland to the north-east until the southern Weser-Ems-area of Lower Saxony. The ammonia-nitrate-ratio of its measuring stations lies entirely over the indicator value for the influence of large-scale animal husbandry ($\text{NH}_4\text{-N}/\text{NO}_3\text{-N} \geq 1,5$). The total nitrogen load exceeds the critical load for coniferous forests and in the long term gives rise towards an ecosystem drift into a nitrophile forest community, indicated in the originally oligotrophic Riesenbecker Osning by the invasive naturalization of the nitrophile forest layer plant species *Ceratocarpus claviculata*.

Key words: Riesenbecker Osning, chemical climate, deposition type, ammonia-nitrate-ratio, „liquid manure belt“.

Autoren:

Prof. Dr. Jürgen Lethmate, Markus Wendeler, Institut für Didaktik der Geographie,
Universität Münster, Robert-Koch-Straße 26, D-48149 Münster

1 Einleitung

In der Diskussion über die Gefährdung von Waldökosystemen wurde bereits früh auf anthropogene Luftverunreinigungen verwiesen. Mit ihrer Bezeichnung als „chemisches Klima“ (Ulrich 1982) wird der Klima-Begriff erweitert: Neben traditionellen Klimabausteinen wie Temperatur, Niederschlag, Wind u.a. gelten auch Luftverunreinigungen als Klimaelement (Schönwiese 1994). Gregor (1999) bezieht das chemische Klima auf den Immissionstyp einer Region und drückt damit aus, dass es beim Depositionsgeschehen nicht allgemein um die Frage „hoher“ oder „niedriger“ Belastung geht, sondern um die Auscheidung regionaler Depositionstypen.

Auf der Basis mehrjähriger Depositionsmessungen in den nordrhein-westfälischen Messstationen der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten (LÖBF) unterscheidet Gehrman (1990) drei Depositionstypen: Schwefel-betonter Depositionstyp (Eifel, Sauerland), Schwefel- und Ammonium-betonter Depositionstyp (südliche und östliche Randgebiete der Westfälischen Bucht) und Ammonium-betonter Depositionstyp (Niederrhein).

Im Messnetz der LÖBF wird der gesamte nördliche Teil Nordrhein-Westfalens nicht erfasst. Lethmate & Lethmate (1990) postulierten auf der Basis dreijähriger pH- und Ammoniummessungen des Niederschlags für den nordwestlichen Teutoburger Wald (Riesenbecker Osning) einen Ammonium-betonnen Depositionstyp. Scholten (1990) ermittelte diesen Typ in noch extremerer Ausprägung für den westlichen Ausläufer des Weserberglandes, die Ibbenbürener Karbonscholle. Das chemische Klima des Münsterlandes wird nach Krobok (1993) ebenfalls durch hohe Ammonium-Einträge geprägt.

Ziel dieser Arbeit ist, das chemische Klima der nordwestlichsten deutschen Mittelge-

birgsregion (Riesenbecker Osning) im Vergleich der Messjahre 1988/1998 auf breiterer Datenbasis zu dokumentieren, die Hypothese eines Ammonium-betonnen Depositionstyps exakter zu quantifizieren sowie die Stickstoffeinträge dieses Raumes mit denen anderer nordrhein-westfälischer Stationen sowie denen des benachbarten südwestlichen Niedersachsens zu vergleichen.

2 Immissionsökologische Besonderheit des Untersuchungsgebietes

Der Riesenbecker Osning markiert den nordwestlichen Ausläufer des Teutoburger Waldes. Seine naturräumliche Charakteristik wurde bereits beschrieben (Lethmate & Lethmate 1990). Zur immissionsökologischen Besonderheit des Untersuchungsgebietes zählt seine Lage im nordrhein-westfälischen „Gülle-belt“, der sich von den Niederlanden über die Kreise Kleve-Borken-Warendorf-Steinfurt nach Nordosten in den Kreis Minden-Lübbecke erstreckt. Der hohe Gülleanfall und die resultierende hohe potentielle Ammoniak-Emission mit Werten zwischen 29-40 kg NH₃-N/ha/a liegen hier deutlich über dem Landesdurchschnitt von 15,4 kg NH₃-N/ha/a (Steinrücke 1991). Bundesweit zeigen die NH₃-Emissionen zwar einen abnehmenden Trend, ein Emissionsniveau für ökologische Nachhaltigkeit aber ist noch lange nicht in Sicht (Matthes 1999).

3 Material und Methode

Die Untersuchungen in den Messjahren 1988/98 unterscheiden sich vor allem im Umfang der Messparameter. Während in der Pilotstudie (Lethmate & Lethmate 1990) die Niederschläge nur auf ihren pH- und Ammo-

nium-Wert geprüft wurden, umfasst die Folgestudie des Messjahres 1998 laboranalytische Standardmessungen aller üblichen relevanten Depositionsparameter mit Ausnahme der Schwermetalle (Cd, Cu, Ni, Pb) sowie der organischen Einträge (z. B. N_{org}).

3.1 Standortwahl der Messstellen

Die Auswahl des Untersuchungsgebietes ergab sich vor dem Hintergrund, dass das nordrhein-westfälische Messstellennetz (vgl. Block & Bartels 1985) im gesamten Norden des Bundeslandes einen „weißen Fleck“ besitzt. Der nordwestliche Ausläufer des Teutoburger Waldes ist erste Wetterbarriere für die mit vorherrschend südwestlichen Winden herantransportierten Luftmassen, seine meteorologische Staulage muss immissions-ökologisch als Interceptionslage gelten: Windexponierte, waldbestandene Höhenzüge sind nicht nur „Regenfänger“, sondern auch „Filter“ schadstoffbelasteter Nebel- und Wolkentropfenchen.

Die Bestandesmessstelle (15 „bulk“-Sammler) zur Untersuchung des Waldniederschlages (Kronentraufe) wurde in einem ca. 70 jährigen Kiefernbestand auf dem Birgter Berg errichtet, etwa 100 m nördlich des trigonometrischen Punktes 131,8 m (r 3408525, h 5793125). Die Freiflächenmessstelle, 1988 in Nachbarschaft der Bestandesmessstelle, liegt in der Folgestudie mit 4 „bulk“-Sammlern auf einer ca. fußballfeldgroßen Brache, mit gleicher Exposition und auf dem gleichen Unterkreide-Sandsteinhöhenzug (r 3412115, h 5790920), aber in ca. 3 km Entfernung östlich der Bestandesmessstelle. Sie wird im Süden durch Kiefernforste, im Südwesten durch ein Siedlungsgebiet und nach Norden im gesamten Kamm- und Hangbereich durch landwirtschaftliche Nutzflächen begrenzt. Sammelsystem und

Positionierung orientieren sich an den LÖBF-Messstellen (Einzelheiten bei Block & Bartels 1985 sowie Wendeler 1998).

3.2 Probennahme

Die Beprobung von Freiland- und Waldniederschlag (FN, WN = Kronentraufe) erfolgte im Kalenderjahr 1988 nach fast jedem ergiebigen Niederschlagsereignis (Probenumfang n = 51), 1998 in 8-tägigen Intervallen (Probenumfang n = 38). 1988 wurden nach Feststellung der NS-Höhe alle FN- und WN-Einzelproben zu jeweils einer FN- und WN-Mischprobe vereint, deren pH- und Ammonium-Wert unmittelbar danach gemessen (vgl. Lethmate & Lethmate 1990). 1998 wurde im Gelände neben der NS-Höhe der pH-Wert und die Leitfähigkeit (LF) aller Einzelproben gemessen und die Einzelproben nach einem Schema der Reihenbildung (Abb. 1) zu Reihenmischproben vereint. Die Reihenmischproben wurden kühl transportiert, am gleichen Tag im Labor auf pH- und LF-Wert geprüft, gefiltert (Blaubandfilter 598.3) und anschließend tiefgefroren (-18 °C).

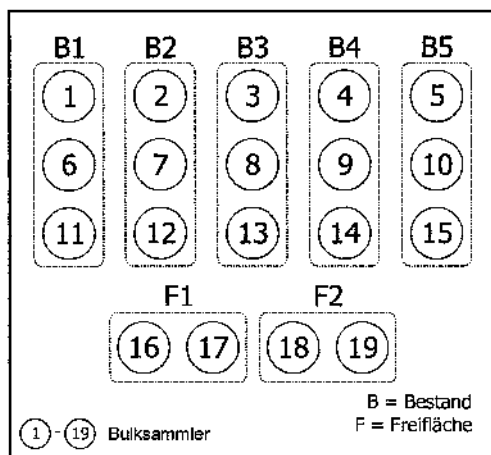


Abb. 1: Schema der Reihenbildung für die Reihenmischproben.

3.3 Laboranalyse

In vierteljährigen Intervallen wurden die Reihenmischproben aufgetaut, zu Niederschlagsmengen-aliquoten Monatsmischproben vereint und nochmals auf ihre pH- und LF-Werte untersucht.

Die Laboranalyse umfasste folgende Standardmessverfahren:

Elektrische Leitfähigkeit:

Messung mit Ag-Einstabelektrode (WTW LF 360).

pH-Wert:

Potentiometrische Messung mit pH-Einstabmesskette mit integriertem Temperaturfühler (WTW pH 320).

Anionen:

Cl und SO₄ durch Ionenchromatographie (IC 1000 von Biotronic); NO₂ und NO₃ mittels Flussinjektionsanalyse (Aquatec 5400 von Tecator).

Kationen:

NH₄ mittels Flussinjektionsanalyse, K und Na am Flammenphotometer (PFP 7 von Jenway); Ca, Mg, Al, Fe und Mn am Atomabsorptionsspektrometer (AAS 1100 von Perkin Elmer).

3.4 Datenverarbeitung und Auswertung

Die Datenverarbeitung einschließlich Korrelationsanalyse erfolgte mit dem Tabellenkalkulationsprogramm MS Excel 97. Die Datenauswertung orientiert sich an der Fragestellung: Zur Präzisierung des Depositionstyps wurde die Gesamtsäurebelastung als Summe der Ionenäquivalente von (H⁺ + NH₄ + Al + Fe + Mn) berechnet (vgl. Bartels & Block 1985). Als relativer Anzeiger für den Einfluss der intensiven Viehhaltung gilt das NH₄-N/NO₃-N-Verhältnis bei > 1,5 (Hölscher u.a.

1994). Es wurde aus früheren und aktuellen Rohdaten zahlreicher Messstationen berechnet und kartographisch dargestellt.

Die weiter gehende Auswertung und Methodenangleichung an das europäische Waldmonitoring-Programm (BMELF 1997) bleibt zukünftigen Analysen vorbehalten.

4. Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse beider Messjahre sollen nicht nur gegenübergestellt, sondern auch mit Daten anderer relevanter Stationen verglichen werden. Von besonderer Bedeutung sind die Vergleichswerte der LÖBF-Messstationen sowie die Stickstoffwerte der südwestlichen niedersächsischen Messstandorte.

4.1 Niederschläge und Windverteilung

Die Niederschläge der Messzeiträume (Kalenderjahre 1988/1998) variieren in Jahresgang und Jahressumme stark und liegen im Vergleich zum langjährigen Mittel des nordwestlichen Teutoburger Waldes (Station Tecklenburg) 1988 etwas niedriger, 1998 deutlich höher (Abb. 2). Beide Jahressummen übertreffen das Jahresmittel der nahe gelegenen Flachlandstation Hörstel (738 mm), ein Hinweis auf den Stau effekt des Osning.

Den Freiflächenniederschlagssummen von 820 mm (1988) bzw. 1058 mm (1998) stehen Bestandesniederschläge von 522 bzw. 800 mm gegenüber. Hieraus berechnet sich ein durchschnittlicher Kronendurchlass von 63,6 % (1988) bzw. 73 % (1998) (zum Vergleich: 63-70% in den Kiefernbeständen der LÖBF-Stationen, Block & Bartels 1985).

Die Windverteilung, ermittelt für das Messjahr 1998 nach Monats- und Jahresdaten des Deutschen Wetterdienstes, lässt deut-

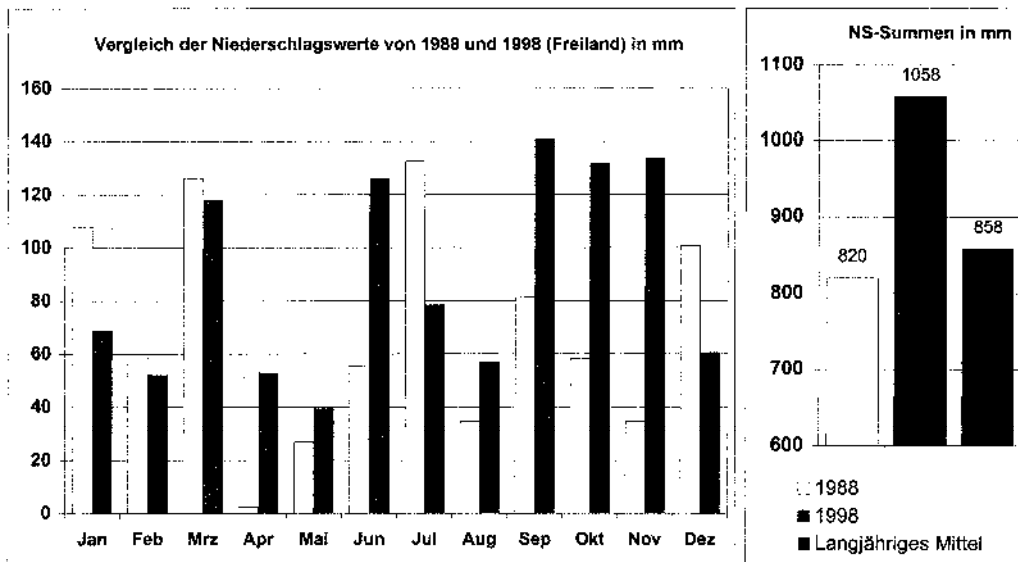


Abb. 2: Jahresgang und Jahressummen der Freilandniederschläge in den Messjahren 1988/1998.

lich die Dominanz des Hauptwindsektors W-SW erkennen (Januar, Februar, März, Juni, Juli, August, Oktober, November, Dezember). Abweichungen von der Hauptwindrichtung liegen anteilmäßig im Januar (ENE), April (SE), Mai (ESE), Juni (SE), Oktober (ENE), dominant im September (ESE-SE).

4.2 pH-Werte

Auch der Säuregrad der Niederschläge streut stark. In 1988 liegen die WN-Werte zwischen pH 3,69-6,61, die FN-Werte zwischen pH 3,9-6,88. 1998 schwanken die WN-Werte zwischen pH 3,94-7,04, die FN-Werte zwischen pH 3,78-7,3. Die errechneten Jahresdurchschnittswerte sind für beide Messjahre im Freiland identisch (pH 4,6), im Bestand unterscheiden sich die Jahreswerte um 0,5 pH-Einheiten (1988: pH 4,5; 1998: pH 5,0).

Unter der Annahme eines „Background“-pH-Wertes von 5,0 für anthropogen versau-

erten Regen beträgt der Anteil der sauren Niederschläge 1988 ca. 83%. 1998 liegen die Monats-pH-Werte des FN mit Ausnahme des Februar (pH 6,07) und Mai (pH 5,2) immer unter pH 5 (pH 4,16-4,83). Die pH-Werte der Kronentraufe steigen im Frühjahr und Sommer über das Niveau der FN-pH-Werte, Indiz für die Säurepufferung im Kronenraum.

4.3 Depositionsraten

Für 1988 liegen nur Protonen- und Ammoniumfrachten vor. In Freifläche und Bestand wurden jeweils 0,23 kg/ha Protonen eingetragen. Die NH₄-Frachten liegen im Freiland bei 8,21 kg/ha NH₄-N, im Bestand bei 28,96 kg/ha NH₄-N, im nordrhein-westfälischen Vergleich sehr hohe Eintragsraten (vgl. Lethmate & Lethmate 1990, Tab. 3).

Die Depositionsraten für 1998 sind im Vergleich zu den übrigen nordrhein-westfälischen Messstationen dokumentiert (Tab. 1). Die Daten zeigen zunächst die aus allen Un-

tersuchungen bekannten, gegenüber dem Freilandniederschlag erhöhten Stofffrachten. Auf die Dynamik der Stoffflüsse im Kronenraum soll hier nicht weiter eingegangen werden (vgl. Gehrman 1990).

Auffällig sind im Riesenbecker Osning die hohen K- und Cl-Frachten des Freilandniederschlags. Die Kaliumfracht konzentriert sich mit einem Anteil von 53% auf den Januar. Die Konzentration betrug hier im Freiland 6,96 mg/l K und liegt weit über dem Mittelwert aller übrigen Monate ($\bar{x} = 0,81$ mg/l; 0,2-2,2 mg/l). Ähnliches gilt für Chlorid. Die Januarkonzentration liegt mit 9,82 mg/l Cl 3-mal höher als der Mittelwert der übrigen Monate ($\bar{x} = 3,18$ mg/l Cl; 0,97-4,17 mg/l Cl). Die Extremwerte werden auf eine nicht mehr rekonstruierbare Verunreinigung zurückgeführt.

Die hohe Chloridfracht bedingt wahrscheinlich den Anionenüberschuss in der Kationen/Anionen-Bilanz sowie das niedrige Na/Cl-Verhältnis, das mit 0,58 deutlich unter den Werten aller anderen Stationen liegt (Tab. 2). Das natürliche „Background“-Na/Cl-Verhältnis von 0,86 (vgl. Gehrman 1990) wird gewöhnlich zur Prüfung des meerbürtigen Einflusses herangezogen. Die Kopplung Cl mit Na für die Station Riesenbecker Osning fällt mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,71 (Tab. 3) im landesweiten Vergleich (0,94) relativ schwach aus. Die engeren Kopplungen zwischen Cl und Mg sowie Na und Mg (Tab. 3) sprechen eher für den maritimen Einfluss („sea-spray“ mit NaCl sowie $MgCl_2$). Auch die Depositionsmaxima von Na, Mg und Cl im Oktober/November, Zeiten mit ausgeprägten Westwind-Wetterlagen, unterstreichen dies.

Scholten (1990) hatte bereits hohe FN-Chlorideinträge (26 kg/ha/a) gemessen und diese auf lokale PVC-Industrie zurückgeführt. Möglicherweise ist auch im Messjahr 1998 noch HCl als Protonenlieferant beteiligt (vgl. Kopplung Cl mit H, Tab. 3). Hauptverur-

sacher der Protonenfracht sind aber SO_4 und NO_3 (vgl. Kopplungen $SO_4/NO_3-SO_4/H-NO_3/H$, Tab. 3), ohne dass die hohen Sulfateinträge befriedigend erklärt werden können. Scholten (1990) führte den hohen Sulfateintrag im Messjahr 1987 auf den Ferntransport aus östlichen Quellgebieten zurück, Ruville-Jackelen (1996) betont für das nördliche Münsterland den Einfluss des in Hauptwindrichtung vorgelagerten Verdichtungsraumes Rhein-Ruhr. Zur Zeit der zusammenfallenden Maxima von Sulfat und Protonenkonzentration im April 1998 herrschten neben SW- auch SE-Winde, beim Herbstmaximum der Sulfatkonzentration dominierten SW-Winde. Wenngleich die Schwefelemissionen rückläufig sind, könnte das außergewöhnlich hohe Niederschlagsaufkommen 1998 eine verstärkte Auswaschung von Luftschadstoffen bewirkt haben.

Die Korrelationskoeffizienten von SO_4/NH_4 sowie NO_3/NH_4 verweisen auf die Neutralisation der beiden starken atmosphärischen Säuren durch basisches NH_3 , alkalische Stäube scheinen hier weniger beteiligt (Kopplung SO_4/NO_3 mit Ca, Tab. 3). Die Kopplung zwischen Cl und K wird auf die erwähnte Verschmutzung zurückgeführt, möglicherweise zeigt sich hier aber ebenfalls ein agrarischer Einfluss durch Mineraldünger.

4.4 Gesamtsäure- und Gesamtstickstoffeintrag

Der agrarische Einfluss auf das Depositionsgeschehen des nordwestlichen Teutoburger Waldes manifestiert sich vor allem in der Gesamtsäurebelastung. Konnte der Anteil des Ammoniums am Eintrag potentiell versauernd wirkender Stoffe 1988 nur ohne den Einfluss der Kationsäuren Fe, Al und Mn bestimmt werden, bestätigen die genaueren Daten von 1998 den hohen Anteil dieser

Das chemische Klima des Riesenbecker Osning in 1988 und 1998

Tab. 1: Niederschlagshöhe [mm] und Depositionsraten [kg / ha / a] der Station Riesenbecker Osning im Vergleich zu den Messstationen der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten (LÖBF) Nordrhein-Westfalen im Messjahr 1998. FN = Freilandniederschlag, WN = Waldniederschlag. Zur Lage der Stationen vgl. Abb. 3, Abkürzungen in Tab. 5.

Station		H ⁺	K	Ca	Mg	Na	Mn	NH ₄ -N	NO ₃ -N	N _{ges.}	Cl	SO ₄ -S	H ₂ O
RO (WN)	Kiefer	0,1200	29,29	5,98	2,37	19,69	0,31	23,68	10,55	34,23	38,98	25,24	800
RO (FN)	Kiefer	0,2700	12,49	5,06	1,22	11,40	0,14	12,50	7,16	19,66	30,55	21,80	1058
KL (WN)	Kiefer	0,0081	15,17	4,85	1,77	15,86	0,89	22,02	6,26	28,28	28,33	16,02	765
KL (FN)	Kiefer	0,0354	1,87	4,83	1,10	11,01	0,12	12,21	4,98	17,19	18,00	9,82	1047
HA (WN)	Buche	0,0660	31,40	11,11	3,02	15,49	1,51	17,73	8,11	25,84	30,72	23,92	989
HA (FN)	Buche	0,1887	1,31	6,42	1,93	9,42	0,09	8,60	5,05	13,65	14,45	11,37	1142
VE (WN)	Fichte	0,1163	39,04	17,79	4,37	23,09	1,30	24,73	15,98	40,71	44,26	30,26	1224
VE (FN)	Fichte	0,1407	3,87	7,29	0,97	12,58	0,18	12,15	7,78	19,93	21,23	13,00	1520
GL (WN)	Buche	0,0585	25,85	9,69	2,25	10,14	2,82	10,13	7,56	17,69	19,82	12,59	993
GL (FN)	Buche	0,1341	3,83	3,54	0,92	8,46	0,21	6,37	4,73	11,10	13,68	7,67	1259
EL (WN)	Fichte	0,5346	19,22	13,84	2,82	20,50	5,06	13,06	14,84	27,90	35,27	25,46	1656
EL (FN)	Fichte	0,3173	1,22	3,74	0,96	9,98	0,14	8,11	6,93	15,04	15,47	10,79	1863
MO (WN)	Buche	0,1422	12,76	10,44	3,16	17,03	0,74	10,52	8,64	19,16	31,16	14,22	951
MO (FN)	Buche	0,1324	0,67	4,18	0,90	9,08	0,09	7,67	4,94	12,61	14,43	8,73	1187

Tab. 2: Kationen / Anionen- sowie Na/Cl-Verhältnis der Station Riesenbecker Osning sowie der LÖBF-Stationen.

Station	Σ Kationen	Σ Anionen	% (KAT+AN)	Na / Cl
RO (WN)	3,91	3,43	0,07	0,78
RO (FN)	2,33	2,73	-0,08	0,58
KL (WN)	3,05	2,25	0,15	0,86
KL (FN)	1,77	1,48	0,09	0,94
HA (WN)	3,61	2,94	0,10	0,78
HA (FN)	1,73	1,48	0,08	1,01
VE (WN)	5,13	4,28	0,09	0,81
VE (FN)	2,10	1,97	0,03	0,91
GL (WN)	2,55	1,89	0,15	0,79
GL (FN)	1,31	1,20	0,04	0,95
EL (WN)	3,77	3,64	0,02	0,90
EL (FN)	1,63	1,61	0,01	1,00
MO (WN)	2,74	2,38	0,07	0,84
MO (FN)	1,38	1,30	0,03	0,97

Abkürzungen der Stationen vgl. Tab. 5.

Tab. 3: Korrelationsmatrix der Stoffflüsse des Freilandniederschlags, Station Riesenbecker Osning. Messjahr 1998. Korrelationskoeffizienten nach PEARSON.

Korrelationen	K	Na	Mg	Ca	NH ₄	H	Cl	SO ₄	NO ₃
K	1,00								
Na	0,04	1,00							
Mg	0,27	0,94	1,00						
Ca	0,30	0,34	0,45	1,00					
NH ₄	-0,29	0,41	0,37	0,47	1,00				
H	-0,28	0,69	0,57	0,14	0,32	1,00			
Cl	0,66	0,71	0,82	0,41	0,03	0,40	1,00		
SO ₄	-0,48	0,51	0,47	0,24	0,75	0,72	0,05	1,00	
NO ₃	-0,25	0,73	0,71	0,47	0,72	0,66	0,33	0,81	1,00

Stickstoffverbindung am Gesamtsäureeintrag (Tab. 4). Er liegt im Freiland noch immer in der Größenordnung, die Scholten (1990) für diese Region und Bartels & Block (1985) für den Niederrhein mit ca. 80% beziffern. Mit einem Anteil von 71,2% (Tab. 4) ist die Hypothese eines Ammonium-betonten Depositionstyps für den nordwestlichen Teutoburger Wald genau quantifiziert. Im Bestand wirkt sich der indirekte Säureeintrag des Ammoniums (87,1%) noch stärker aus. Die tatsächliche Gesamtsäurebelastung wird mit der hier zugrundegelegten Berechnungsart sogar noch um 10-20% unterschätzt (Bartels & Block 1985).

Auch die Gesamtstickstoffeinträge erreichen mit 19,7 kg N/ha/a (FN) bzw. 34,2 kg N/ha/a (WN) im Vergleich zu den LÖBF-Stationen Spitzenwerte, die nur von der ostwestfälischen Station Velmerstot übertroffen werden (Tab. 1). Allerdings hat diese Station mit ihrer Höhenlage (415 üNN) und ihrem Baumbestand (Fichte) extremere Interceptionsbedingungen.

4.5 Das Ammonium-Nitrat-Verhältnis im überregionalen Vergleich

Da Ammoniak weniger dem Ferntransport unterliegt als Nitrat und die Stickstoffverluste beim Ausbringen von Gülle bis zu 40% be-

tragen können, wird in stark belasteten Gebieten der Stickstoff überwiegend als Ammonium-Stickstoff eingetragen. Nach Hölscher u.a. (1994) ist ein Verhältnis von NH₄-N zu NO₃-N > 1,5 ein relativer Anzeiger für den Einfluss der landwirtschaftlichen Emissionen, die im Nahbereich der Messstellen besonders in Form von Ammoniak erfolgen. Für den Riesenbecker Osning trifft dies deutlich zu (Tab. 5). Mit NH₄-N/NO₃-N-Verhältnissen von 1,75 (FN) bzw. 2,24 (WN) unterstreicht auch dieser Parameter das Ammonium-betonte chemische Klima des Untersuchungsgebietes.

In der kartographischen Darstellung (Abb. 3) markieren die Stationen mit einem Verhältnis deutlich >1,5 (Tab. 5) den Einflussbereich des „Gülle-belts“, der sich von Westen (Bereich Kleve) nach Nordosten bis in das südliche Weser-Ems-Gebiet Niedersachsens erstreckt und offenbar räumlich wie zeitlich Bestand hat. Allerdings ist hinzuzufügen, dass das NH₄-N/NO₃-N-Verhältnis aller niedersächsischen Stationen im Freiland vor ca. 10 Jahren bei > 2 lag (Hölscher u.a. 1994). Auch die Daten der dem Riesenbecker Osning benachbarten Stationen Rheine und Ibbenbüren sind älter als 10 Jahre. In diesem Vergleich könnte das Verhältnis auch im Freilandniederschlag des Riesenbecker Osnings 1988 in der höheren Kategorie > 2 gelegen

Tab. 4: Gesamtsäureeintrag (kmol H⁺-Äquivalente / ha / a) der Station Riesenbecker Osning in den Messjahren 1988/1998.

- = nicht gemessen

Parameter	1988		1998	
	Bestand	Freifläche	Bestand	Freifläche
H ⁺	0,228 9,97 %	0,228 28,22 %	0,120 6,19 %	0,270 21,51 %
NH ₄ ⁺	2,060 90,03 %	0,580 71,78 %	1,690 87,11 %	0,890 70,92 %
Fe ³⁺	- -	- -	0,030 1,55 %	0,020 1,59 %
Al ³⁺	- -	- -	0,090 4,64 %	0,070 5,58 %
Mn ²⁺	- -	- -	0,010 0,51 %	0,005 0,40 %
Summen	2,288 100 %	0,808 100 %	1,940 100 %	1,255 100 %

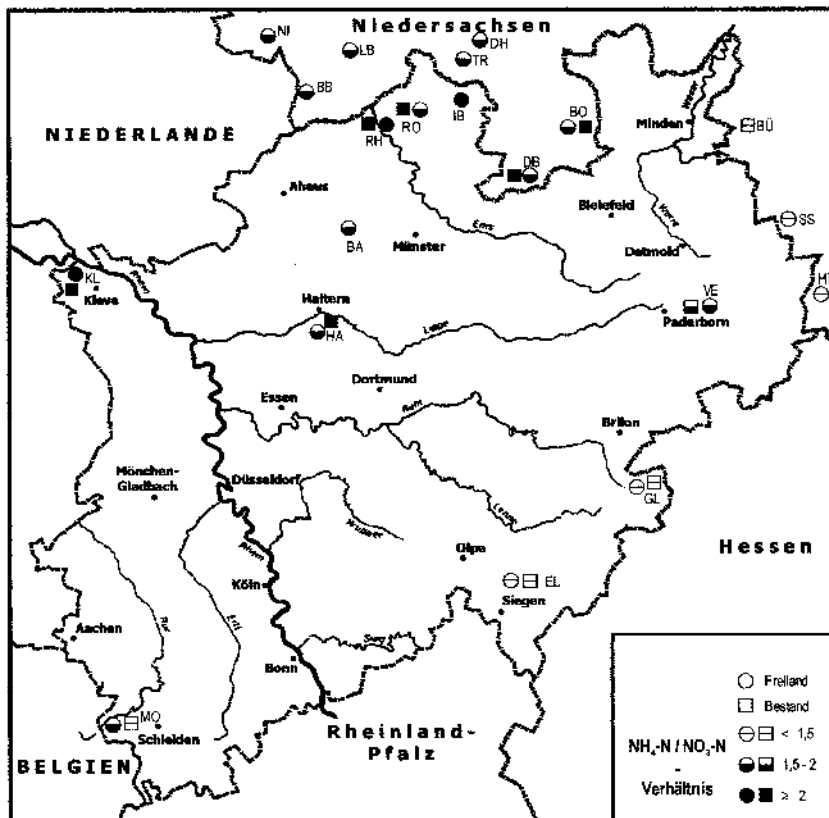


Abb. 3: NH₄-N/NO₃-N - Verhältnis der Messstation Riesenbecker Osning im Vergleich zu anderen nordrhein-westfälischen und niedersächsischen Stationen.

Tab. 5: $\text{NH}_4\text{-N} / \text{NO}_3\text{-N}$ -Verhältnisse der Station Riesenbecker Osning im Vergleich zu anderen nordrhein-westfälischen sowie benachbarten niedersächsischen Stationen. WN = Waldniederschlag, FN = Freilandniederschlag.

	Station	$\text{NH}_4\text{-N} / \text{NO}_3\text{-N}$	Herkunft
RO (WN)	Riesenbecker Osning	2,24	Eigene Erhebung(1998)
RO (FN)		1,75	
KL (WN)	Kleve	3,48	LÖBF Gehrmann, mdl. Mitt. (1999)
KL (FN)		2,45	
HA (WN)	Haard	2,19	
HA (FN)		1,70	
VE (WN)	Velmerstot	1,55	
VE (FN)		1,56	
GL (WN)	Glindfeld	1,34	
GL (FN)		1,35	
EL (WN)	Elberndorf	0,88	
EL (FN)		1,17	
MO (WN)	Monschau	1,22	
MO (FN)		1,55	
DH (FN)	Damme-Harlinghausen	1,81	Niedersächsisches Landesamt für Ökologie. Jankowski, mdl. Mitt. (1999)
TR (FN)	Trillenberg	1,82	
BO (WN)	Buer-Ostenwalde	2,29	
BO (FN)		1,43	
DB (WN)	Dörenberg Süd	7,82	
DB (FN)		1,69	
LB (FN)	Lingen-Baccum	1,53	
BB (FN)	Bad Bentheim	1,72	
NI (FN)	Neuenhaus-Itterbeck	1,89	
BÜ (WN)	Bückeberge	1,35	
SS (FN)	Schießhaus / Solling	1,28	
HE (FN)	Hemeln	1,19	
IB (FN)	Ibbenbüren	2,05	Scholten (1990)
BA (FN)	Baumberge	1,74	Krobok (1993)
RH (WN)	Rheine	3,95	Schröder (1985)
RH (FN)		2,15	

haben, die heute nur für den Bestand gilt. Inwieweit sich hier ein abnehmender Trend der Ammoniak-Emissionen widerspiegelt, muss offen bleiben.

4.6 Ökosystemdrift – auch im Riesenbecker Osning?

Hohe N-Einträge führen ökosystemar zu einer Standortdrift, die anderen Orts für alle Kompartimente des Waldökosystems nachgewiesen wurde, etwa als Eutrophierung der Krautschicht, Verengung des C/N-Verhältnisses der Humusformen, Nivellierung des Bodenchemismus hin zu tiefen pH-Werten und niedriger Basensättigung, Versauerung von Waldquellen. Mit einem Gesamt-N-Eintrag von 34 kg/ha/a im Riesenbecker Osning wird der kritische Depositionswert für saure Nadelwälder von 7-20 kg N/ha/a (Werner u.a.

1999) deutlich überschritten. Ökosystemveränderungen sind auch für das Untersuchungsgebiet zwingende Folge. Eine extreme Quellwasserversauerung ließ sich auch im Riesenbecker Osning feststellen, während die vegetationskundlichen Befunde weniger aussagekräftig waren (Lethmate & Lethmate 1990). In der Krautschicht des Untersuchungsgebietes hat sich aber in den letzten Jahren eine Veränderung ergeben, die den Einfluss des „Gülle-belts“ auch auf der Vegetationsseite anzeigt. Indiz der Vegetationsveränderung ist die Invasion des Kletternden Lerchenspornes (*Ceratocarpus claviculata*). Nach Pott (1992) wird die Ausbreitung dieses atlantischen Florenelementes durch milde Winter und aerosole Stickstoffdepositionen verursacht. Auf den letzten aktualisierten Verbreitungskarten von *Ceratocarpus claviculata* (Kaplan & Jagel 1997, Lienenbecker 1994) fehlt die Art noch in den



Abb. 4: Massenausbreitung des Kletternden Lerchenspornes (*Ceratocarpus claviculata*) in der Krautschicht der Kiefernforste / Riesenbecker Osning. Foto: Lethmate.

Rasterfeldern des Untersuchungsgebietes (MTB-Quadranten 3711/2 und 3712/1), auch Lethmate & Lethmate (1990) haben sie in ihrer Vegetationskartierung nicht vorgefunden. Inzwischen dürfte sie im gesamten nordwestlichen Teutoburger Wald (Sandsteinkamm) eingebürgert sein. Im Bereich der Bestandesmessstation im Riesenbecker Osning überwuchert sie die Krautschicht aus Heidelbeeren (*Vaccinium myrtillus*), Dornfarn (*Dryopteris carthusiana* agg.) und Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*) (Abb. 4). Im Frühjahrsaspekt der Krautschicht stehen dann oligotrophente Arten wie Europäischer Siebenstern (*Trientalis europaea*) vergesellschaftet mit dem stickstoffbedürftigen Kletterlerchensporn. Damit deutet sich für den Riesenbecker Osning mit seinen ursprünglich oligotrophen Standortbedingungen an, was in zahlreichen anderen Untersuchungsgebieten bereits festgestellt wurde: die Veränderung der Waldgesellschaft hin zu nitrophilen Arten.

Dank

Die Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten (LÖBF) NRW stellte das Bulk-Sammelsystem zur Verfügung. Herr Dr. Gehrmanng begleitete Aufbau, Datenermittlung und Datendiskussion in jeder Phase und stellte auch die Vergleichsdaten der LÖBF-Stationen zur Verfügung. Frau Jankowski / Niedersächsische Anstalt für Ökologie übermittelte die N-Rohdaten der niedersächsischen Stationen. Die Herren Gustav Deiters sen. und Heinz Bergmann erlaubten den Aufbau der Station auf ihren Privatflächen. Frau Dr. Broll ermöglichte die Probenanalysen im Labor des Instituts für Landschaftsökologie / Universität Münster. G. Heuer betreute die Station im Messjahr 1998 und sicherte die regelmäßige Beprobung und Analyse. Ihnen allen gilt unser herzlicher Dank.

Literatur

- Bartels, U. & J. Block (1985): Ermittlung der Gesamtsäuredeposition in nordrhein-westfälischen Fichten- und Buchenbeständen. - Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 148: 689-698.
- Block, J. & Bartels (1985): Ergebnisse der Schadstoffdepositionsmessungen in Waldökosystemen in den Messjahren 1982/83. Forschung und Beratung, Reihe C, Heft 39. - Münster-Hiltrup.
- Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten-BMELF (Hrsg.) (1997): Dauerbeobachtungsflächen zur Umweltkontrolle im Wald-Level II. Methodenleitfaden. - Bonn.
- Gehrmanng, J. (1990): Ergebnisse mehrjähriger Depositionsmessungen. - In: Gehrmanng, J. u.a.: Umweltkontrolle am Waldökosystem, S. 23-77. Forschung und Beratung Reihe C, Heft 48. Münster-Hiltrup.
- Gregor, H.-D. (1999): Konzepte für die Luftreinhaltungspolitik. - In: Nagel, H.-D. u. H.-D. Gregor (Hrsg.): Ökologische Belastungsgrenzen - Critical Loads & Levels, S. 1-15. Berlin.
- Hölscher, J., J. Rost & W. Walther (1994): Boden und Gewässerbelastung in Niedersachsen durch Stoffeinträge aus der Atmosphäre. - Wasser & Boden 1: 20-25.
- Kaplan, K. & A. Jagel (1997): Atlas zur Flora der Kreise Borken, Coesfeld und Steinfurt – eine Zwischenbilanz. – Metelener Schriftenreihe für Naturschutz, Heft 7. Metelen.
- Krobok, Th. (1993): Charakterisierung der Belastungssituation in Waldökosystemen des Kernmünsterlandes. - LÖLF-Mitt. Nr. 1: 18-29.
- Lethmate, J. & B. Lethmate (1990): Immissionsökologische Untersuchungen im Birgtberg (nordwestlicher Teutoburger Wald). - Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 16: 157-186.
- Lienenbecker, H. (1994): Zur Ausbreitung des Kletternden Lerchensporns (*Ceratocarpus claviculata* (L.) LIDEN) in Westfalen. - Natur und Heimat 54: 97-101.
- Matthes, F. Ch., A. Herold, K. Sommer & Ch. Streck (1999): Bodenbelastungen durch Luftschadstoffe. - Berlin, Heidelberg.
- Pott, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. - Stuttgart.

- Ruville-Jackelen, F. von (1996): Untersuchungen zum Bodenwasserhaushalt und zum Bioelementtransport an ausgewählten Standorten des Feuchtgrünlandes im Münsterland. - Arbeitsberichte Landschaftsökologie Münster, Heft 17.
- Scholten, Th. (1990): Untersuchung der Niederschlagsdeposition in zwei Buchenwaldökosystemen und die Auswirkungen auf Waldboden und Bestand. - VDI Berichte 837: 1139-1152.
- Schönwiese, Ch. - D. (1994): Klima im Wandel. Reinbek.
- Schroeder, M. (1985): Die Wassergüteuntersuchungen an der Großlysimeteranlage St. Arnold. Bestandsaufnahme und erste Wertung. - Staatliches Amt für Wasser- und Abfallwirtschaft, Münster.
- Steinrücke, J. (1991): Atmosphärischer Eintrag von Natur- und Schadstoffen in einem Naturschutzgebiet im ländlichen Raum. - Materialien zur Raumordnung, Bd. XLIV. Bochum.
- Ulrich, B. (1982): Versauerung der Ökosphäre. - Die Umschau 83 (4): 114- 118.
- Wendeler, M. (1998): Depositionsmessungen im Riesenbecker Osning: Eine Pilotstudie zur Immissions-Typisierung des nordwestlichen Teutoburger Waldes. - Staatsarbeit, Münster (unveröffentlicht).
- Werner, B., C.H. Henze & H.-D. Nagel (1999): Critical Loads für den Stickstoffeintrag. - In: Nagel, H.-D. & H.-D. Gregor (Hrsg.): Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Levels, S. 80-110. Berlin.