

Der Teutoburger Wald als pufferungsschwacher Raum: Gewässerversauerung im Osning-Sandsteinzug

Jürgen LETHMATE UND Katja SCHNEIDER

4 Abbildungen und 2 Tabellen

ABSTRACT

LETHMATE, J.; SCHNEIDER, K.: The Teutoburger Forest as a weak buffering area: Water acidification in the Osning-sandstone ridge. – *Hercynia N.F.* 34 (2001): 161-170.

The Teutoburger Forest (Osning) remains unnamed in all lists of weak buffering landscapes, although its sandstone ridge predisposes acidification of soils and spring waters.

To quantify exactly the hypothesis of the Osning as an area tending to water acidification, the cation and anion composition of ten forest springs was analysed between April 1999 and April 2000.

High concentrations of protons, Al, Pb, SO₄ and NO₃ qualified the spring waters as extremely acidified. Quantitative empirical models of alkalinity verify the water acidification.

The sum of sulphate and nitrate (SO₄ + NO₃ µeq/l) which correlates significantly with the pH-value was used to map the amount of acidification compared to other weak buffering areas of Germany.

With the high mean sum of sulphate + nitrate = 1142 µeq/l the sandstone ridge of the Osning fits without contradiction into the geographical picture of acidified forests in the northern highlands of Germany. Its history of acidification and the origin of the acidifying anions sulphate and nitrate are discussed.

Keywords: Teutoburger Forest (Osning), weak buffering areas, water acidification, acidification - indicator sulphate + nitrate-sum.

1 EINLEITUNG

Auftreten und Verbreitung pufferungsschwacher und zur Gewässerversauerung neigender Räume sind eng an kalk- und basenarme Bedingungen gebunden. Zu den am stärksten betroffenen Landschaften zählen die bewaldeten Mittelgebirge, die aufgrund der genannten geogenen Gegebenheiten sensibel gegenüber versauernd wirkender Einträge reagieren. Der Teutoburger Wald (Osning), der als schmaler, herzynisch streichender Höhenzug das Münstersche Becken nach Nordosten begrenzt, bleibt in den Listen versauerungsgefährdeter Landschaften ungenannt (KRIETER 1988, LEHMANN et al. 1985, SCHNELBÖGEL 1996). In der Karte „Zur Gewässerversauerung neigende Gebiete“ 1:2 Mio (LEHMANN et HAMM 1988) wird der Raum des Teutoburger Waldes weiß belassen (= nicht gefährdet). Offenbar wurde in dieser Karte der gesamte Teutoburger Wald geologisch als Oberkreide generalisiert. Daß dies keinesfalls maßstabsbedingt ist, zeigt die Karte „Pufferungsvermögen der anstehenden Gesteine“ (LEHMANN 1995), die in gleichem Maßstab den Teutoburger Wald als zwei parallele Bänder „karbonatreich“ und „karbonatfrei bis karbonatarm“ ausweist. Dies entspricht morphologisch den beiden Hauptkämmen der Oberkreide (Kalkstein) und Unterkreide (Sandstein).

Der Sandsteinkamm bildet die beherrschenden Höhen (Tönsberg: 334 m, Hengeberg 315 m), die Sandsteinfolge ist über weite Strecken des Osnings der Hauptkamm des Gebirges und mit markanten Klippenbildungen (Hockendes Weib im nordwestlichen, Externsteine im südöstlichen Teutoburger Wald) landschaftsprägend. Das im SO etwa 300 m dicke und geschlossene Sandsteinpaket schwillt nach NW auf eine etwa 1500 m mächtige Wechselfolge von drei Sandsteinkomplexen mit Zwischenlagen aus Tonsteinen an (HENDRICKS et SPEETZEN 1983). Da der Sandstein ein nahezu reiner Quarzsandstein, also kalkfrei bis kalkarm ist, müßte er auch als versauerungsgefährdetes Gebiet gelten. Ziel dieser Arbeit ist, die Hypothese eines zur Gewässerversauerung neigenden Gebietes erstmals für den Osning exakt zu quantifizieren.

2 MODELLGEBIET RIESENBECKER OSNING

Untersuchungsraum ist ein Modellgebiet im nordwestlichen Teutoburger Wald, dem Mittelgebirgssporn des Riesenbecker Osnings, der hier als morphologisch bedeutsamstes Schichtglied der Unterkreide den Hauptkamm bildet. Es liegt in einer geologischen Mustermeile, in der auf engstem Raum von S nach N Oberkreide, Unterkreide, Quartär und Karbon aufeinanderfolgen, geomorphologisch die Brochterbecker Bergfußfläche, der Osning-Kamm, das Ibbenbürener Subrosionstal und der Ibbenbürener Schafberg-Horst (Abb. 1).

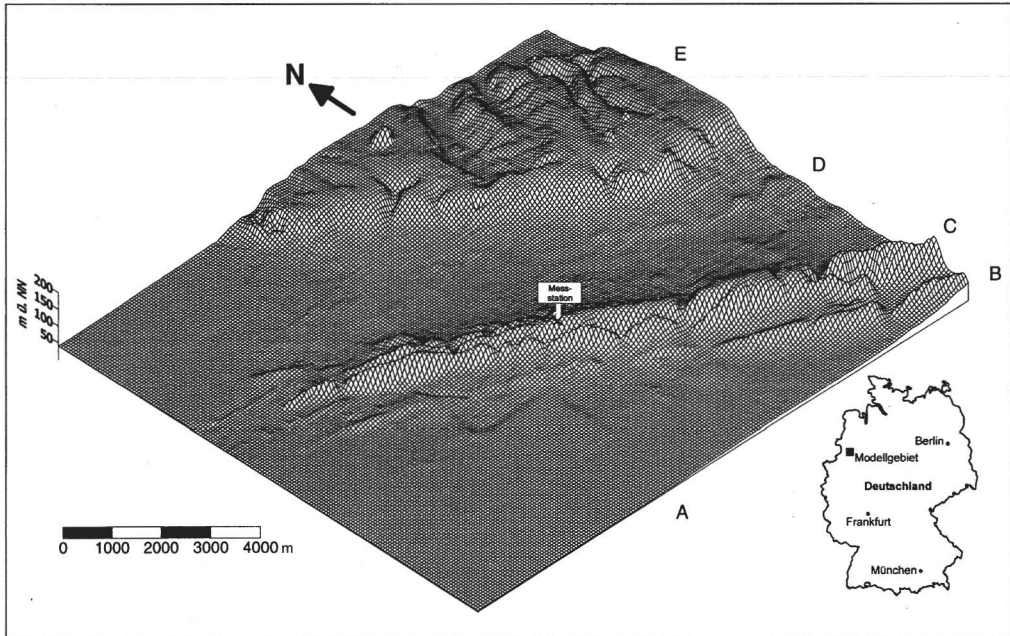


Abb. 1: Lage des Modellgebietes sowie Reliefmodell des nordwestlichen Teutoburger Waldes (Meßstation = Zentrum des Modellgebietes). A = Münstersche Becken, B = Brochterbecker Bergfußfläche, C = Osning-Kamm, D = Ibbenbürener Tal, E = Ibbenbürener Schafberg - Horst.

Das Modellgebiet entspricht dem Kartenblatt „Schierloh Süd“ der Deutschen Grundkarte 1:5.000 (3808 r, 5792 h) und besteht im Südhang und Kammbereich aus Gravenhorster Sandstein, der nach Nordosten in die sandig-tonigen Schierloher Schichten übergeht (THIERMANN 1970). Der geologischen Einheitlichkeit „Osning-Sandstein“ steht eine geomorphologische Heterogenität gegenüber, das Gelände ist stark zergliedert.

Jahrhundertelange Verheidung prägt die Nutzungsgeschichte des Untersuchungsraumes mit der Folge sekundärer Podsolierung der ursprünglichen, basenarmen Böden. Die Podsole im Kamm- und Hangbereich sind stark sauer, sehr basenarm und befinden sich durchweg im ökologisch kritischen Aluminium-Pufferbereich. Die jüngste Aufforstung fand nach dem Krieg vornehmlich mit Waldkiefern (*Pinus sylvestris*) statt, Weymouthskiefer (*Pinus strobus*), Lärche (*Larix decidua*) und Douglastanne (*Pseudotsuga douglasii*) bilden kleinere Bestände. Die Krautschicht wird dominiert von *Vaccinium myrtillus* und *Deschampsia flexuosa*.

Am Nord- und Südhang des Modellgebietes entspringen zahlreiche Waldquellen, nach Art des Wasseraustritts meist Auslaufquellen. Wenige Quellen liegen im Bereich einer Verwerfungslinie, ohne aber von

Tiefengrundwasser beeinflusst zu sein. Nach dem Abflußverhalten handelt es sich meist um Fließquellen (Rheokrene), zum Teil auch um Tümpelquellen (Limnokrene). Eine Quelle bzw. zwei Quellen in verschiedener Hanglage entwässern jeweils ein kleinräumiges Einzugsgebiet. Die Quellmulden sind in hoher Abundanz bewachsen mit dem Charaktermoos kalkfreier Standorte, dem Gemeinen Beckenmoos (*Pellia epiphylla*) sowie verschiedenen Torfmoosen (*Sphagnum cuspidatum*, *S. denticulatum*, *S. fallax*, *S. fimbriatum*, *S. palustre*) und dem Rippenfarn (*Blechnum spicant*). Die Quelläbäche münden besonders am Nordhang in Birkenbrüche, deren kleinflächiges Vorkommen durch anthropogene Einflüsse immer mehr eingeengt wird (LIENENBECKER et LINDENSCHMIDT 1986).

Nennenswerte geogene S-Konzentrationen, etwa als Pyrit, sind im Osning-Sandstein nicht bekannt (MUTTERLOSE 1995). Stichprobenartige Messungen zermahlener Gesteine ergaben 94 mg/kg S (Gravenhorster Sandstein) sowie 129 mg/kg S (Schierloher Schichten), die Konzentrationen liegen weit unter dem für Sandstein angegebenen Mittelwert von 300 mg/kg S (MATTHESS 1961). Die primär sulfatarmen Quarzsandsteine werden rasch ausgelaugt, so daß im Grundwasser nur geringe Sulfatgehalte (0 - 10 mg/l) zu erwarten sind. Für die Osning-Grundwässer des Modellgebiets werden 4 und 17 mg/l SO_4 bzw. „Spur“ angegeben (THIERMANN 1970 a, b). Schwefelhaltige Kontaktgrundwässer erreichen das Modellgebiet nicht.

Das Grundwasser zählt zum Na - Ca - (Mg) - Cl - HCO_3 -Typ und zeichnet sich durch eine geringe Gesamtionensumme und niedrigen Härtegrad (2,4 °d) aus (THIERMANN 1970 a). Damit liegt ein Weichwassergebiet vor, dessen geringe Konzentration am Pufferstoff Hydrogencarbonat bereits auf eine niedrige geogene Pufferkapazität verweist. Als disponierender atmogener Faktor kommt ein chemisches Klima mit hohen Schadstoffeinträgen hinzu, die seit 1998 in einer Meßstation für Wald- und Freilandniederschläge auf dem Osning-Kamm erfaßt werden (Abb.1). Im nordrhein-westfälischen Vergleich übertreffen nur die Depositionsraten der höher gelegenen und niederschlagsreicheren Eggegebirgsstation Velmerstot die Einträge im Riesenbecker Osning (LETHMATE et WENDELER 2000).

3 METHODEN

Im Zeitraum April 1999 - April 2000 beprobten wir im Modellgebiet 10 Quellen an allen Relieflagen vom Kammbereich bis zum Hangfuß. Genaue Jahresgänge hydrochemischer Parameter konnten dennoch nicht ermittelt werden, da die meisten Quellen im Spätsommer und Herbst austrockneten. Temperatur, elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert wurden sofort gemessen (Meßgeräte: WTW LF 318, WTW pH 320), im Anschluß erfolgte die chemische Vollanalyse folgender Parameter (Meßmethode in Klammern):

TOC (TOC-Analyser); Cl, SO_4 (Ionenchromatograph); NO_3 , NH_4 (Flußinjektion); Al, Ca, Fe, Mg, Mn (AAS); Na, K (Flammenphotometer); Cd, Cr, Ni, Pb (AAS Graphitrohr), P (Spektralphotometer). Die Vorbehandlung der Proben (Kühlung, Filterung, Ansäuerung u.a.) entsprach laborüblichem Standard der Gewässeranalytik (Details in RUVILLE-JACKELEN et al. 1997). Wegen zum Teil extremer Spurenstoffkonzentrationen (Aluminium, Blei) wurden Stichproben von anderen Laboren überprüft, beteiligt waren die Labore der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt/Göttingen, der Institute für Landschaftsökologie sowie Geologie/Paläontologie und das Hygiene-Institut der Universität Münster. Die Meßergebnisse wurden mit Ionenbilanzen überprüft, alle Proben über einer Fehlertoleranz von 10 % (SCHOEN 1984) wurden eliminiert. Der Datensatz von n = 151 Proben reduzierte sich so auf n = 81 Proben (zum Problem hoher Ionenabweichungen vgl. LORZ 1999).

Die Auswertung der Gesamtdaten erfolgt an anderem Ort (LETHMATE et SCHNEIDER in Vorb.). Für die Fragestellung dieser Arbeit werden vornehmlich die Sulfat- und Nitratwerte berücksichtigt, eingebaut in das Versauerungsparameter der Äquivalentsumme $\text{SO}_4 + \text{NO}_3$ $\mu\text{eq/l}$. SCHOEN et al. (1984) benutzen diesen Indikator zum ersten regionalen Überblick der Gewässerversauerung in Deutschland. Wir wählen ihn, um das Versauerungsmaß des Modellgebietes genau berechnen und vergleichend in die Übersichtskarte von SCHOEN et al. (1984, Abb. 1) eintragen zu können.

Da die exakte Definition von Versauerung das Kriterium „Alkalitätsverlust“ beinhaltet, wurden für alle Proben drei Alkalitätsparameter berechnet: die Bicarbonat-Alkalität (STEINBERG 1992), die Ladungsbilanz-Alkalität nach STUMM et al. sowie der Alkalitätsverlust Δ Alk nach HENRIKSEN (zit. nach LEHMANN et al. 1985). Das Modell mit der engsten Kopplung zum pH-Wert wurde mit der $\text{SO}_4 + \text{NO}_3$ - Äquivalentsumme aller Proben korreliert.

Zur Abschätzung der Herkunft des Sulfats und Nitrats wurde ein auf dem inerten Chlorid basierender, qualitativer Bilanzierungsansatz (GEHRMANN et BURGGRAF 1990) herangezogen, der die SO_4 -S/Cl- und NO_3 -N/Cl-Verhältnisse von Eintrag und Austrag im Meßzeitraum April 1999 - April 2000 vergleicht. Nur die Quellwässer wurden berücksichtigt, deren Cl-Austräge der Cl-Konzentration ombrogenen Quellen entspricht, nach KELLER (1981) ca. 20 mg/l Cl.

4 ERGEBNISSE

Um die fortgeschrittene Versauerung der Osning-Quellen zu veranschaulichen, sei ihr Quellwasser-Typ vorangestellt, berechnet aus den mittleren Äquivalentanteilen der Ionengehalte aller Quellen:

$\text{Ca} - \text{Al} - (\text{Na}) - (\text{Mg}) - \text{SO}_4 - \text{Cl} - \text{NO}_3$ meq %.

Beim geringen Unterschied zwischen den Äquivalentanteilen von Calcium und Aluminium (23 bzw. 21 meq %) ist zu berücksichtigen, daß der Calcium-Anteil durch Streusalzausträge mitverursacht wurde, Aluminium kann demnach als dominantes Kation gelten. Seine extremen Konzentrationen indizieren mit den ebenfalls extremen Bleiausträgen (Maxima: 20 mg/l Al, 806 µg/l Pb) die oberflächennahe Herkunft des Quellwassers (Interflow). Die Anionenseite wird vom Sulfat dominiert, das das Hydrogencarbonat ersetzt. Das Aluminium/Sulfat-Verhältnis (Al/ SO_4 meq/l) korreliert signifikant mit dem pH - Wert ($r = - 0,83$ bei $p = 0,01$).

Die gemessenen Sulfat- und Nitratkonzentrationen übertreffen die Konzentrationen der Osning-Grundwässer deutlich. Die Mittelwerte des Sulfats liegen zwischen 10,4 und 58 mg/l, die Streubreite der Einzelproben schwankt zwischen 5,4 und 73,1 mg/l SO_4 . Auch die Nitratwerte sind hoch. Ihre Mittelwerte streuen zwischen 10 und 38,7 mg/l, die Einzelwerte zwischen 8,2 und 46,8 mg/l NO_3 . Beide Parameter stehen in enger Beziehung zum pH-Wert: Sulfat mit $r = - 0,75$ bei $p = 0,01$, Nitrat mit $r = - 0,62$ bei $p = 0,01$.

Tab. 1: Mittlere pH-Werte und Äquivalentsummen $\text{SO}_4 + \text{NO}_3$ (µeq/l) aller beprobten Quellen (n = 10).

Quelle Parameter	Quelle									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
pH	5,65	4,00	3,95	3,99	4,72	4,08	4,40	4,58	4,25	5,20
$\text{SO}_4 + \text{NO}_3$	378	1552	1616	1832	929	1180	931	1018	1173	806

Aus den Sulfat- und Nitratkonzentrationen errechnen sich hohe Äquivalentsummen $\text{SO}_4 + \text{NO}_3$, die als Mittelwerte der einzelnen Quellen den durchschnittlichen pH-Werten gegenübergestellt sind (Tab. 1). Mit abnehmenden pH-Werten steigt in den Quellwässern die Äquivalentsumme von $\text{SO}_4 + \text{NO}_3$ (Abb.2), auf der Basis der Mittelwerte ist die Korrelation beider Parameter straff und sehr signifikant ($r = - 0,90$ bei $p = 0,01$).

Für die Bundesrepublik Deutschland (alte Bundesländer) ergibt sich beim Vergleich des Versauerungsparameters $\text{SO}_4 + \text{NO}_3$ µeq/l ein klares N-S-Gefälle und bei regionaler Verteilung eine etwa halbkreis-

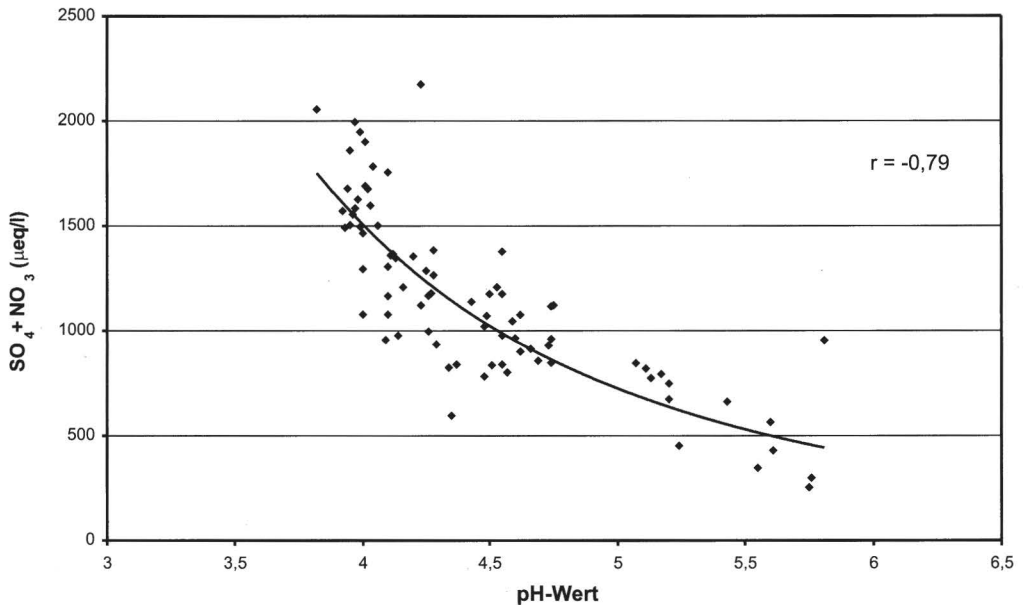


Abb. 2: Beziehung zwischen pH-Werten und den Äquivalentsummen $\text{SO}_4 + \text{NO}_3$ aller beprobten Quellen. Probenumfang $n = 81$.

förmige Anordnung der höchsten Gehalte um das Rhein-Ruhr-Gebiet als Hauptschwefelemissionsraum (LEHMANN u.a. 1985). In der kartografischen Darstellung dieses Raummusters blieb der nordwestliche Bogen des Halbkreises bisher offen (SCHOEN et al. 1984, Abb. 1), läßt sich durch die Daten dieser Untersuchung aber schließen: Der Riesenbecker Osning fügt sich mit einem Spitzenwert von $\bar{X} = 1142 \mu\text{eq/l}$ $\text{SO}_4 + \text{NO}_3$ widerspruchsfrei ein in das Raummuster stark versauerter Waldlandschaften (Abb.3). Wenngleich sich die Schwefeldeposition in Abbildung 3 auf die Mitte des letzten Jahrhunderts bezieht, hat diese Darstellung für die ursächliche Betrachtung nach wie vor ihre Berechtigung. Gegenwärtig scheint in der Äquivalentsumme $\text{SO}_4 + \text{NO}_3$ der Nitratanteil europaweit zuzunehmen (DURKA 1994). Für den Riesenbecker Osning läßt sich dies am Beispiel einer bereits 1988 beprobten Quelle quantifizieren (LETHMATE et LETHMATE 1990). Die forstliche Struktur ihres Einzugsgebietes blieb bis heute weitestgehend unverändert. Der Nitratanteil an der Gesamtversauerung ($\text{SO}_4 + \text{NO}_3$) dieser Quelle stieg von 22% auf aktuell 36%.

Von den geprüften Alkalitätsmodellen erweist sich für den Untersuchungsraum das Modell ΔAlk als geeigneter Versauerungsindikator, es korreliert am höchsten mit dem pH-Wert ($r = 0,85$ bei $p = 0,01$). Die ΔAlk -Mittelwerte zwischen 268 und 1810 $\mu\text{eq/l}$ belegen den Alkalitätsverlust der Quellwässer, die damit definitionsgemäß „versauert“ sind. Die Beziehung zwischen den ΔAlk -Werten und den Äquivalentsummen $\text{SO}_4 + \text{NO}_3$ ist ebenfalls signifikant (Abb. 4), Sulfat und Nitrat haben entscheidenden Anteil am Alkalitätsverlust, also der Versauerung der Osning-Quellen.

Für die qualitative Bilanzierung der $\text{SO}_4\text{-S/Cl-}$ und $\text{NO}_3\text{-N/Cl-}$ Verhältnisse von Eintrag und Austrag bleiben drei Quellwässer unberücksichtigt. Ihre erhöhten Chlorid- und Natriumwerte sind anthropogen bedingt (Streusalzeinwirkungen einer über den Kamm führenden Straße). Der Cl-Mittelwert der ombrogenen Quellen liegt bei $\bar{X} = 18,7 \text{ mg/l}$, der der Streusalz überprägten Quellen bei $\bar{X} = 32,4 \text{ mg/l}$. Die Eintrag/Austrag-Bilanz widerspricht einer vornehmlich pedogenen Herkunft beider Anionen, weder der Sulfat- noch der Nitrataustrag übersteigt den aktuellen Eintrag mit der Bestandesdeposition (Tab. 2).

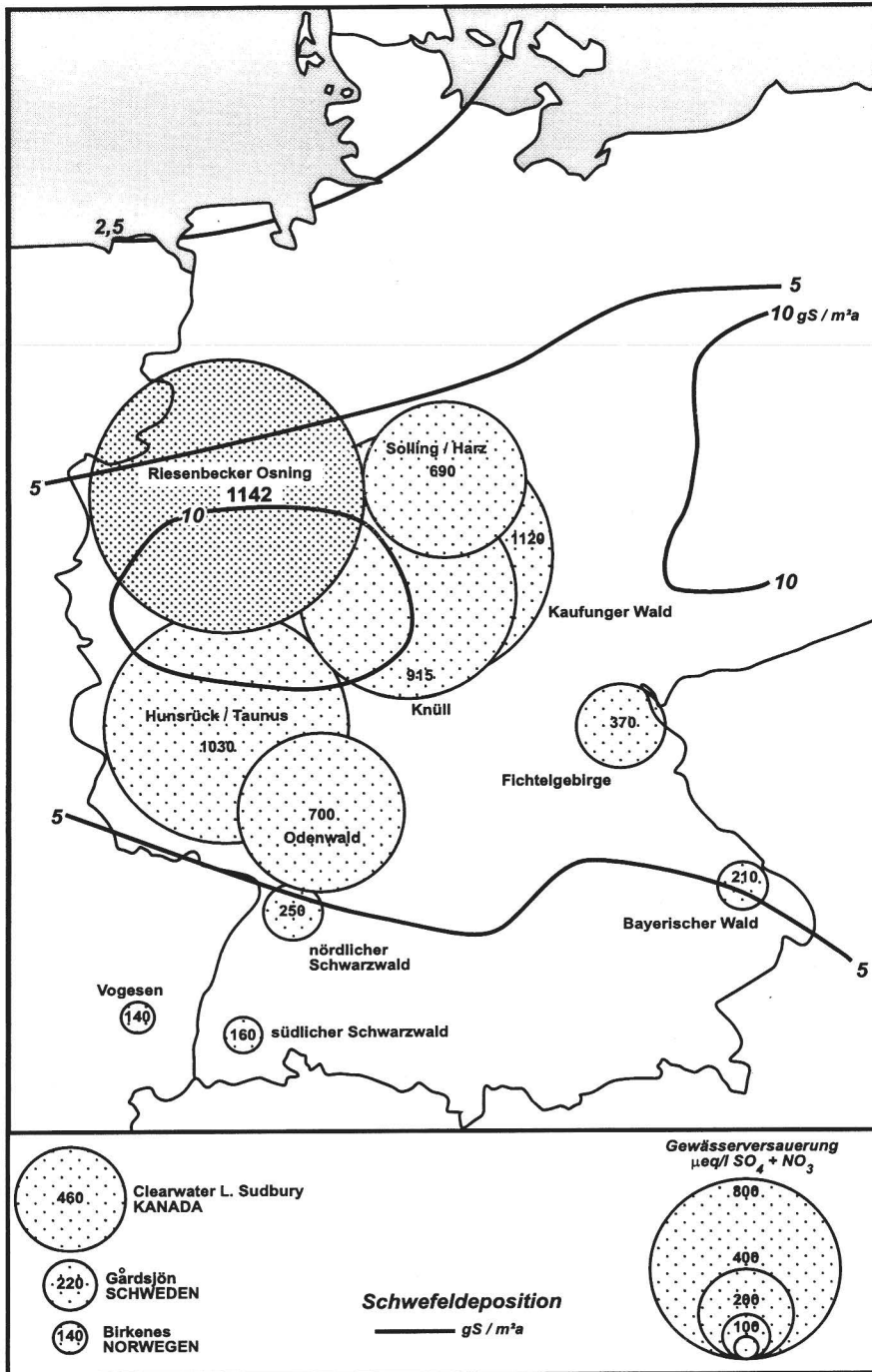


Abb. 3: Versauerung kleiner Fließgewässer und Gesamtschwefel-Deposition in der Bundesrepublik Deutschland (alte Bundesländer). Die S-Deposition bezieht sich auf die Mitte des letzten Jahrhunderts (vgl. Text). Verändert nach SCHOEN et al. (1984).

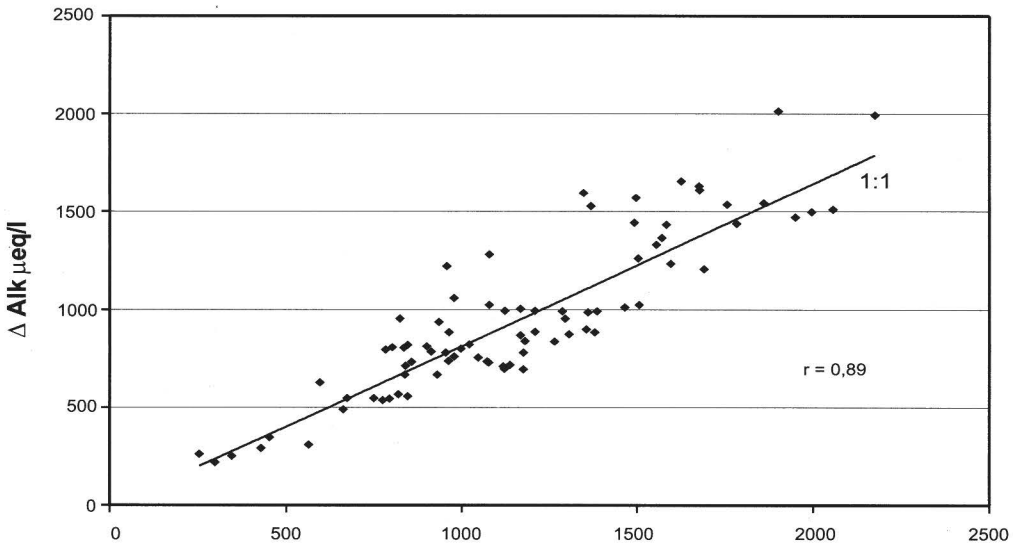


Abb. 4: Beziehung zwischen ΔAlk - Werten und Äquivalentsummen $\text{SO}_4 + \text{NO}_3$ aller beprobten Quellen. Probenumfang $n = 81$ ($r = 0,89$ bei $p = 0,01$).

Tab. 2: Vergleich der $\text{SO}_4\text{-S/Cl}$ - und $\text{NO}_3\text{-N/Cl}$ - Verhältnisse von Waldniederschlag (Kiefer, Kronentraufe) und Waldquellen ($n = 7$) im Riesenbecker Osning. Meßzeitraum April 1999 - April 2000.

Wasser	$\text{SO}_4\text{-S/Cl}$	$\text{NO}_3\text{-N/Cl}$
Waldniederschlag	0,63	0,35
Waldquelle	0,46	0,35

5 DISKUSSION

Mit einer Äquivalentsumme von durchschnittlich $1142 \mu\text{eq/l}$ $\text{SO}_4 + \text{NO}_3$ ist die Ausgangshypothese eines pufferungsschwachen, zur Gewässerversauerung neigenden Raumes für den Sandsteinkamm des nordwestlichen Teutoburger Waldes nicht nur exakt quantifiziert, die Daten bestätigen zudem, daß die Waldlandschaften im Nordteil der deutschen Mittelgebirge am stärksten von der Versauerung betroffen sind (SCHOEN et al. 1984). Über die aktuelle Hydrochemie kleiner Fließgewässer einen Nachweis für atmo-gen bedingte Versauerung zu führen wurde allerdings dahingehend widersprochen, daß pedologisch-geologische Bedingungen sowie die Vegetationszusammensetzung den Chemismus von Oberflächengewässern stärker als meist angenommen prägen (ZÖTTL et al. 1985). In Untersuchungen zur Entwicklung der Gewässerversauerung im Schwarzwald konnte die Hypothese einer primär vom Depositionsgeschehen abhängigen, also atmo-gen bedingten Gewässerversauerung nicht bestätigt werden (FEGER et al. 1995).

Für den Riesenbecker Osning kann die Beteiligung ökosysteminterner Prozesse an der Versauerungsdynamik nicht ausgeschlossen werden. Entsprechende Daten (z.B. Schwefelaufspeicherung, residuale Al-Quelle, Nitrifikationsraten u.a.) fehlen. Die Regel, ökosysteminternen Prozessen eine umso größere Bedeutung beizumessen, je geringer die atmo-gene Belastung ist, gilt jedoch für den immissionsbelaste-

ten Osning nicht. Während der hohen Schadstoffeinträge war er bereits früh im letzten Jahrhundert drei Einflüssen ausgesetzt: in Luvlage bei Hauptwindrichtung SW dem Verdichtungsraum Rhein - Ruhr (SCHÖNEN 1989), bei stabilen Ostwetterlagen dem Emissionsraum Magdeburg - Dresden - Leipzig und bei Inversionswetterlagen dem lokalen Großemittenten Ibbenbürener Steinkohlekraftwerk (SCHOLTEN 1990). Die bis heute hohen Sulfat- und Nitrateinträge korrespondieren mit entsprechenden Austrägen, ein linearer Kausalzusammenhang wird damit nicht postuliert.

Eine witterungsbedingte Überschußnitrifikation als Erklärung hoher Nitratusträge (FEGER et al. 1995) ist für das Modellgebiet ebenfalls nicht auszuschließen. Die Monate Mai – Oktober waren sowohl im Jahr vor (1998) wie auch während des Meßzeitraumes 1999 wärmer und feuchter als 1987/1988. Zudem korrelieren im Meßzeitraum der höheren Nitratusträge (1999) die Quellwasserparameter Aluminium und Nitrat signifikant ($r = 0,52$; $p = 0,01$), wenngleich schwächer als Aluminium/Sulfat ($r = 0,86$ bei $p = 0,01$). Das Auftreten hoher NO_3 - und damit gekoppelter Al - Konzentrationen wird als Folge eines Nitrifizierungsschubes und Entkopplung des N-Kreislaufs interpretiert (BEIERKUHNEIN et DURKA 1993). Andererseits sprechen folgende Befunde gegen die Dominanz biogener Nitratusträge:

1. Die Nitrat/Chlorid-Verhältnisse von Eintrag und Austrag sind identisch (Tab. 3), nur bei einem Austrag $>$ Eintrag läßt sich auf bodeninternen Stickstoff- bzw. Humusvorratsabbau schließen (vgl. GEHRMANN et BURGGRAF 1990).
2. Die Streu von Ericaceen ist wegen ihrer hohen Tannin- und Phenolgehalte nitrifikationshemmend (DURKA 1994). In der Krautschicht des Modellgebietes (Kammlage) beträgt die Artmächtigkeit der Ericacee *Vaccinium myrtillus* nach der üblichen Deckungsgradskala durchweg 3 und 4. Über eventuelle heterotrophe Nitrifikationseffekte ist damit nichts ausgesagt.
3. Auf nitrifizierenden Standorten wäre infolge nachlassender mikrobieller Aktivitäten im Winter mit niedrigeren NO_3 -Konzentrationen zu rechnen. Während des Messzeitraumes mit ganzjähriger Quellschüttung (1988) stiegen die Nitratgehalte im Winter aber an (Max 29,1 mg/l NO_3 im Februar, Min 16,3 mg/l NO_3 im September). NO_3 -Ernährung der Vegetation kann die NO_3 -Verluste des Sommers kaum erklären: Unter der Bedingung hoher Ammonium-Einträge wird die Nitrataufnahme gehemmt, Nitrat also nicht verwertet, sondern ausgewaschen (AID 1988). Bäume werden unter dieser Bedingung zu Ammonium-Ernährern (SCHOLTEN 1990). Auch die Wuchsleistung von *Vaccinium myrtillus* wird stärker vom Ammonium- als vom Nitratangebot beeinflusst, möglicherweise fehlt Ericaceen die Nitratreduktase (STEBING et BUCHWALD 1989). Der Immissionstyp des Modellgebietes ist extrem ammoniumgeprägt (LETHMATE et LETHMATE 1990, LETHMATE et WENDELER 2000).
4. Die Gesamtstickstoff-Deposition im Modellgebiet liegt mit 31,7 kg N/ha/a (1999) deutlich über dem Schwellenwert für N-Austräge von 25 kg N/ha/a (MEESBURG et al. 1998).

Der Sandsteinkamm des Osninges scheint den Ökosystem-Typ „Nadelwald auf kalkfreien, versauerten Sandböden“ zu repräsentieren, in dem erhöhte NO_3 -Austräge mit hohen Wiederfindungsraten des atmosphärischen Nitrats verbunden sind. Diese Ökosysteme haben die Fähigkeit verloren, größere NO_3 -Flüsse durch Immobilisation wenigstens zeitweise aufzunehmen, die Nitratusträge werden zum Teil direkt vom NO_3 -Eintrag bestimmt (DURKA 1994). Wenngleich die Versauerungsdynamik des Modellgebietes im Detail noch unklar ist, am Ausmaß der Gewässerversauerung kann kein Zweifel bestehen. Der hohe Versauerungsindikator $\text{SO}_4 + \text{NO}_3$ belegt, was das Weichwassergebiet des Osninges mit seinen niedrigen HCO_3 -Konzentrationen nur vermuten läßt: Der Teutoburger Wald war und ist in seinem Sandsteinkamm ein pufferungsschwaches und zur Gewässerversauerung neigendes Gebiet, das auf der thematischen Karte (LEHMANN et HAMM 1988) mit der Signatur für „stark gefährdet“ einzutragen wäre.

6 ZUSAMMENFASSUNG

LETHMATE, J.; SCHNEIDER, K.: Der Teutoburger Wald als pufferungsschwacher Raum: Gewässerversauerung im Osnig-Sandsteinzug. – *Hercynia N.F.* 34 (2001): 161-170.

Der Teutoburger Wald (Osnig) bleibt in allen Listen versauerungsgefährdeter Landschaften ungenannt, obwohl sein Sandstein-Kamm zur Boden- und Gewässerversauerung neigen sollte. Um die Hypothese eines pufferungsschwachen, zur Gewässerversauerung neigenden Raumes für den Osnig exakt zu quantifizieren, wird aus dem Datenpool einer hydrochemischen Analyse von Osnig-Quellen ($n = 10$, Probenumfang $n = 81$; Probenahme April 1999 April 2000) das Quellwasser typisiert und die Äquivalentsumme von Sulfat und Nitrat berechnet. Als Versauerungsindikator wird die Sulfat + Nitrat Summe mit pH-Werten und Alkalitätsmodellen korreliert und kartografisch vergleichend zu anderen versauerungsgefährdeten Räumen dargestellt.

Der Quellwasser-Typ weicht deutlich vom geogenen Grundwasser-Typ des Osnings ab. Auf der Kationenseite dominiert Aluminium, auf der Anionenseite Sulfat. Die $SO_4 + NO_3$ -Summen sind durchweg hoch und fügen sich mit einem Mittelwert von $1142 \mu\text{eq/l } SO_4 + NO_3$ widerspruchsfrei ein in das Raummuster stark versauerter Waldlandschaften der nördlichen Mittelgebirgsregion. Sie korrelieren signifikant mit dem pH-Wert sowie mit dem Alkalitätsmodell ΔAlk nach HENRIKSEN. Die Versauerungsgeschichte des Osnings und die Herkunft der versauernden Anionen werden vor dem Hintergrund langzeitiger Immissionsbelastungen und aktueller Standortbedingungen diskutiert.

7 DANKSAGUNG

Die Untersuchungen zur Gewässerversauerung sind Teilprojekt des vom Landschaftsverband Westfalen-Lippe finanziell geförderten Forschungsvorhabens „Geoökologisches Modellgebiet Riesenbecker Osnig“. Herrn Dr. A. HENDRICKS sei für die Vermittlung der Projektförderung herzlich gedankt. Herrn Prof. Dr. H. HEINRICHS (Universität Göttingen) und Herrn Dr. C. LORZ (Universität Leipzig) danken wir für hilfreiche Diskussionen, den Mitarbeitern der genannten Labore für die Analysen.

8 LITERATUR

- AID (1988): Physiologische Wirkung des Stickstoffeintrags auf Waldökosysteme. – *Allgem. Forst-Z.* 22: 623.
- BEIERKUHNEIN, C.; DURKA, W. (1993): Beurteilung von Stoffausträgen immissionsbelasteter Waldökosysteme Nordostbayerns durch Quellwasseranalysen. – *Forstwiss. Cbl.* 112: 225-239.
- DURKA, W. (1994): Isotopenchemie des Nitrat, Nitrataustrag, Wasserchemie und Vegetation von Waldquellen im Fichtelgebirge (NO-Bayern). - Diss. Univ. Bayreuth.
- FEGER, K. H.; MARTIN, D.; ZÖTTL, H. W. (1995): Entwicklung der Gewässeracidität im Schwarzwald – sind depositionsbedingte Veränderungen erkennbar? – *Naturwiss.* 82: 420-423.
- GEHRMANN, J.; BURGGRAF, M. (1990): Untersuchungen zum Stoffaustrag aus Waldökosystemen durch Quellschüttung in Oberflächengewässer. - *Forsch. u. Berat., Reihe C, Heft* 48: 145-160.
- HENDRICKS, A.; SPEETZEN, E. (1983): Der Osnig-Sandstein im Teutoburger Wald und im Egge-Gebirge (NW-Deutschland) – ein marines Küstensediment aus der Unterkreide-Zeit. - *Abh. westfäl. Mus. Naturk.* 45(1): 1-11.
- KELLER, G. (1981): Die heutigen geohydrologischen Verhältnisse des Ibbenbürener Tales im nördlichen Münsterland. - *Osnabrücker Naturwiss. Mitt.* 8: 63-96.
- KRIETER, M. (1988): Gefährdung der Trinkwasserversorgung in der Bundesrepublik Deutschland durch „Saure Niederschläge“. – *DVGW-Schr.R.* 57. – Eschborn.
- LEHMANN, R. (1995): Geographisch-geologische Standortaspekte der Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. - In: *UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG (Ed.): Saurer Regen. Probleme für Wasser, Boden und Organismen: 3-12.* – Landsberg.
- LEHMANN, R.; HAMM, A. (1988): Pufferschwache Räume in der Bundesrepublik Deutschland. - *Geowiss.* 6 (8): 242-245.
- LEHMANN, R.; SCHMITT, P.; BAUER, J. (1985): Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. - *Inform. Raumentwickl.* 10: 893-922.

- LETHMATE, J.; LETHMATE, B. (1990): Immissionsökologische Untersuchungen im Birgter Berg (nordwestlicher Teutoburger Wald). – Osnabrücker Naturwiss. Mitt. **16**: 157-186.
- LETHMATE, J.; SCHNEIDER, K. (in Vorb.): Hydrochemie von Waldquellen im Riesenbecker Osning (nordwestlicher Teutoburger Wald).
- LETHMATE, J.; WENDELER, M. (2000): Das chemische Klima des Riesenbecker Osning in den Messjahren 1988 und 1998. – Osnabrücker Naturwiss. Mitt. **26**: 121 – 133.
- LIENENBECKER, H.; LINDENSCHMIDT, M. (1986): Die Moorkraut (Nartheicum ossifragum) im Teutoburger Wald bei Riesenbeck / Kreis Steinfurt. – Natur u. Heimat **46**: 82-84.
- LORZ, C. (1999): Gewässerversauerung und Bodenzustand im Westerzgebirge. Diss. Univ. Leipzig.
- MATTHES, G. (1961): Die Herkunft der Sulfat-Ionen im Grundwasser. – Abh. Hess. L.-Amt Bodenforsch. **35**: 5-85.
- MEESBURG, H.; RADEMACHER, P.; MEIWEIS, K. J. (1998): Stoffeintrag über atmogene Depositionen in verschiedene Ökosysteme Niedersachsens und deren Auswirkung. – Arbeitshefte Boden **1**: 67-77.
- MUTTERLOSE, J. (1995): Die Unterkreide-Aufschlüsse des Osning-Sandsteins (NW-Deutschland) – Ihre Fauna und Lithofazies. – Geologie und Paläontologie in Westfalen **36**: 3-85. – Münster.
- RUVILLE-JACKELN, F.; BROLL, G.; ERBER, C. (1997): Skript zum Laborpraktikum Gewässeranalytik. – Münster.
- SCHNELBÖGEL, G. (1996): Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE. UBA – FB Nr. 91-009/1996.1 (UFOPlan – Nr. 10204362).
- SCHOEN, R. (1984): Methodische Fragen bei der Versauerungsuntersuchung von Gewässern – erste Überlegungen. – In: UMWELTBUNDESAMT (Ed.): Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. – UBA-Materialien **1/84**: 189-197. – Berlin.
- SCHOEN, R. (1989): Deposition versauernder Luftschadstoffe der Bundesrepublik Deutschland. – Eine Literaturliteraturauswertung. – DVWK-Mitt. **17**: 93-103.
- SCHOEN, R.; WRIGHT, R.; KRIETER, M. (1984): Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland – Erster regionaler Überblick. – Naturwiss. **71**: 95-97.
- SCHOLTEN, TH. (1990): Untersuchungen der Niederschlagsdeposition in zwei Buchenwald-Ökosystemen und die Auswirkungen auf Waldboden und Bestand. – VDI-Berichte Nr. **837**: 1139-1152.
- STEINBERG, C. (1992): Was ist Versauerung von Gewässern? – Einige geochemische Grundlagen. – In: BÖHMER, J.; RAHMANN, H.: Literaturstudie zur Erarbeitung von Bioindikationsverfahren zur Gewässerversauerung. Veröff. PAÖ, Band 3, Projekt Angewandte Ökologie der Landesanstalt für Umweltschutz Ba.-Wü.: 27-35. – Karlsruhe.
- STEBING, L.; BUCHWALD, K. (1989): Analyse der Artenverschiebung in der Sand-Ginsterheide des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide. – Natur u. Landschaft **64** (3): 100-105.
- THIERMANN, A. (1970 a): Erläuterungen zum Blatt 3711 Bevergern. – Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen **1** : 25.000.
- THIERMANN, A. (1970 b): Erläuterungen zum Blatt 3712 Tecklenburg. – Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen **1** : 25.000.
- ZÖTTL, H. W.; FEGER, K.-H.; BRAHMER, G. (1985): Chemismus von Schwarzwaldgewässern während der Schneeschmelze 1984. – Naturwiss. **72**: 268-270.

Manuskript angenommen: 6. Juni 2001

Prof. Dr. Jürgen Lethmate
 Katja Schneider
 Institut für Didaktik der Geographie
 Westfälische Wilhelms-Universität Münster
 Robert - Koch - Straße 26
 D - 48149 Münster