

Werk

Titel: Räumliche Analyse der Stoffausträge aus Waldgebieten durch Untersuchung von Waldq...

Autor: Beierkuhnlein, Carl

Ort: Berlin

Jahr: 1991

PURL: https://resolver.sub.uni-goettingen.de/purl?385984391_0122|log58

Kontakt/Contact

Digizeitschriften e.V.
SUB Göttingen
Platz der Göttinger Sieben 1
37073 Göttingen

✉ info@digizeitschriften.de

DIE ERDE	122	1991	S. 291 - 315	Methoden Beitrag
----------	-----	------	--------------	------------------

• Gewässerversauerung - Waldquellen - Bioindikation - Frankenwald

Carl Beierkuhnlein (Bayreuth)

Räumliche Analyse der Stoffausträge aus Waldgebieten durch Untersuchung von Waldquellfluren*

Mit 10 Figuren und 1 Tabelle

Mit Hilfe von Vegetationsaufnahmen an Quellen des Frankenwaldes und korrespondierenden Wasseranalysen wird versucht, Bioindikatoren für bestimmte hydrochemische Zustände zu finden. In diesen naturnahen Ökotopten ist die Störung physiko-chemischer Standortparameter durch direktes menschliches Einwirken gering. Zur Korrelation des floristischen und des standörtlichen Ähnlichkeitsraumes mit dem Ziel der Definition von Zeigerarten für bestimmte hydrochemische Bedingungen wurde die Messung hydrochemischer Parameter in situ sowie die Beprobung von Quellwässern und deren hydrochemische Analyse durchgeführt. Unter sauren Bedingungen fallen eine Reihe sonst in Quellfluren verbreiteter Pflanzenarten aus (z.B. *Chrysosplenium oppositifolium* und *Cardamine amara*). Sie werden durch Tortmoose (*Sphagnum fallax* agg.) und andere Arten ersetzt, die Quellfluren mit Wässern höherer pH-Werte fehlen. In den nordwestlichen Gebieten des Frankenwaldes ist eine deutliche Versauerung der Quellen festzustellen. Sie ist nicht nur durch die Höhenlage bzw. durch die Niederschlagsmenge zu erklären, sondern läßt höhere atmosphärische Einträge über Nahtransporte vermuten. Im südöstlichen Bereich des Untersuchungsgebietes finden sich nämlich in ähnlicher Höhe noch die potentiell natürlichen Werte. Unter den Bedingungen des Frankenwaldes können Quellen als Output von Waldökosystemen verstanden und zum Monitoring von Umweltbelastungen eingesetzt werden. Immissionsbelastete Gebiete lassen sich mit ihrer Hilfe räumlich differenziert ausscheiden. Zukünftige vergleichende Untersuchungen könnten an den exakt lokalisierten Wuchsorten wasserchemisch induzierte Verschiebungen des Arteninventars dokumentieren.

Summary: Spatial analysis of outputs from forest areas by investigating forest spring vegetation

Studies of spring vegetation in forest areas of the Frankenwald (northeastern Bavaria) are correlated with water samples to identify bioindicators for specific hydrochemical conditions. In these almost natural ecotopes direct human impact is very low. By correlating floristic and environmental parameters (hydrochemical measurements in situ and analysis of water samples) indicator species can be detected. In springs with acid water characteristic species of spring vegetation like *Chrysosplenium oppositifolium* and *Cardamine amara* disappear and are replaced by other species (e.g. *Sphagnum fallax* agg.) which are lacking in springs of higher pH. Obviously acidification is limited to higher elevations in the northwestern regions of the Frankenwald area. Nevertheless higher elevation (> 600 m above sea level) alone cannot sufficiently explain acidification because in the southeastern part spring waters of higher mountains do still have potentially natural pH. Higher immission rates by short distance transport can be supposed. Under the conditions of the investigated landscape, springs can be seen as a tool to compare the qualitative output of forest ecosystems. They can be used for monitoring the environmental impact. Regions with high loads of acid immissions can be identified. In the future comparative studies at exactly localised sites may document changes in water chemistry by changes in species composition.

Résumé: Analyse spatiale des 'outputs' des régions forestières par l'investigation de la végétation des sources forestières

* Gefördert vom bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten

Carl Beierkuhnlein, Lehrstuhl Biogeographie, Institut für Geowissenschaften der Universität Bayreuth, Universitätsstraße 30, D-8580 Bayreuth

Par la combinaison de relevés de végétation à des sources forestières et d'analyses hydrochimiques correspondantes dans le Frankenwald (nord-ouest de la Bavière), des espèces bioindicatrices pour certaines conditions hydrochimiques sont évaluées. Dans ces écosystèmes naturels, l'influence humaine est minimale. Les analyses hydro-chimiques étaient faites en partie in situ, en partie au laboratoire. Dans les sources conte-

nant de l'eau acid, beaucoup d'espèces manquent, que l'on trouve normalement dans la végétation sourcière comme le *Chrysosplenium oppositifolium* et le *Cardamine amara*. Elles sont remplacées par des Sphagnaies (*Sphagnum fallax* agg.) et autres espèces, qu'on ne trouve pas dans des sources à pH élevées. Dans les parties nord-ouest du Frankenwald, on peut constater une acidification remarquable des sources. Elle ne s'explique pas seulement par l'altitude ou par les précipitations plus fortes, mais par une influence des immissions élevées, transportées à courtes distances. Dans la partie sud-est de la région on trouve encore, à même altitude, les valeurs naturelles. Dans les conditions du Frankenwald, les sources forestières reflètent bien le 'output' des écosystèmes forestiers et peuvent servir pour un monitoring spatial des immissions. A l'avenir, des changements de végétation peuvent indiquer une acidification.

1. Einführung

1.1 Das Untersuchungsgebiet

Als Bindeglied in der Kette der herzynischen Mittelgebirge Mitteleuropas vermittelt der Frankenwald zwischen Thüringer Wald, Erzgebirge und Fichtelgebirge. Er stellt eine klar abzugrenzende eigenständige naturräumliche Einheit dar (Beierkuhnlein und Türk 1991). In der Naturräumlichen Gliederung von Bayern wird das Gebiet bisher mit der Münchberger Hochfläche zusammengefaßt. Die differenziertere forstliche Wuchsgebietsgliederung führt innerhalb des Wuchsgebietes 'Frankenwald, Fichtelgebirge und Steinwald' einen eigenen Wuchsbezirk 'Frankenwald' (Fig. 1).

Als Mittelgebirge zeichnet sich der Frankenwald durch seine im gesamten Gebiet relativ vergleichbaren Gesteine, Böden, Reliefformen und klimatischen Verhältnisse aus. Die höchsten Erhebungen erreichen knapp 800 m ü.NN (Wetzstein, Döbra). Die Niederschläge liegen im Jahresmittel der Hochlagen etwas über 1000 mm - insgesamt bewegen sie sich zwischen ca. 700 und 1000 mm - bei Jahresmitteltemperaturen von 5° bis 6° C. Die Vegetationsperiode ist mit 140 Tagen ziemlich kurz. Die vorherrschende Windrichtung ist WSW, aber auch Winde aus NO treten häufig auf.

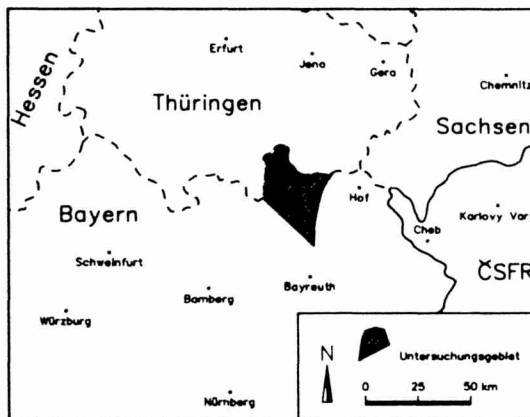


Fig. 1. Lage des Untersuchungsgebietes / Investigation area

Die pliozäne Rumpflächenlandschaft wird durch tief eingeschnittene pleistozäne Korb- und Korbsohlentäler gegliedert. Agrarische Nutzung beschränkte sich auf die Ebenen und gut zu bewirtschaftenden Hochflächen (Rodunginseln). Die Talräume unterlagen großteils einer Wiesenutzung. Waldgebiete konzentrieren sich deshalb auf die steilen Berghänge, wo sich auch Quellaustritte häufen. Der Großteil der Quellen sind daher Waldquellen.

Die dichten Tonschiefergesteine des Paläozoikums (vorwiegend Karbon) besitzen ein nur geringes Grundwasserspeichervermögen, sie werden als 'porenfrei' bezeichnet (Horstig 1976). Es kann sich kein umfangreicher Aquifer entwickeln, da nur die Klüfte dafür in Frage kommen. Für die Grundwasserführung sind in erster Linie pleistozäne Deckschichten verantwortlich. Der Transport erfolgt daher überwiegend oberflächennah. Die Einzugsgebiete der Quellen sind aus diesem Grund gut abgrenzbar. Schüttungsmessungen an Quellen ergaben selten höhere Werte als 1,5 l/s (Apel 1979, Wild 1972). Die große Zahl der hier anzutreffenden Waldquellen erlaubt durch die Vergleichbarkeit der Probenahmebedingungen über ihren Wasserchemismus eine differenzierte räumliche Beurteilung der Belastungssituation des Frankenwaldes.

Die Petrographie und die tektonischen Gegebenheiten sind im gesamten Frankenwald rela-

tiv vergleichbar. Eine zusammenfassende Darstellung des Frankenwaldes mit dem Gebiet der Münchberger Hochfläche, wie sie bei der Bearbeitung der Gewässerversauerung in Fließgewässern durch *Bauer, Lehmann und Hamm* (1988) gemacht wurde, sollte wegen der völlig anders gearteten Geochemie, aber auch wegen der reliefbedingt anderen Landnutzung dieses Gneisgebietes unterbleiben.

Die Böden des Untersuchungsgebietes sind in der Regel schwach saure skelettreiche lehmige Braunerden, welche nur in den Hochlagen leicht podsolisiert sind. Der Basenreichtum und der hohe Tongehalt der Ausgangsgesteine verhindert jedoch die Ausbildung von reinen Podsolen. Auf Kuppen sind Ranker und an Unterhängen Pseudogleye entwickelt.

Das Gebiet umfaßt die kolline bis submontane Stufe, während die montane Höhenstufe nicht erreicht wird. Als potentiell natürliche Vegetation ist ein Tannen-Buchen-Mischwald zu erwarten. Die heutigen Forsten werden von der Fichte bestimmt, die seit Jahrhunderten, auch durch die traditionelle Flößerei, gefördert wurde. Nur in wenigen Teilräumen sind noch großflächige Buchenwälder anzutreffen.

Nordostbayern gilt durch seine geographische Lage (Nähe zur ehemaligen DDR und zur CSFR) als besonders durch Schadstoffeinträge belastet. Vor allem Schwefelsäuredepositionen spielen in den grenznahen Bereichen eine bedeutende Rolle. Neuartige Waldschäden treten im Frankenwald durch die geringe Massenerhebung noch nicht als flächiges Absterben der Bestände in Erscheinung. Der noch vor wenigen Jahren beobachtete pH-Wert der Wässer im Frankenwald bewegte sich zwischen pH 6,5 und pH 8 (Hydrogeologische Kapitel in den Erläuterungen zu den Geologischen Karten 1 : 25 000, *Fischer-Scherl, Hoffmann, Schmitt und Lehmann* 1986), war also neutral bis mäßig basisch. Für Teilbereiche dieses Raumes läßt sich heute eine pH-Erniedrigung um zwei bis drei Einheiten feststellen!

Waldquellen sind neben Felskuppen und Flußschotterflächen eines der wenigen Beispiele naturnaher Ökotope der mitteleuropäischen Kul-

turlandschaft. Menschliche Störwirkungen, wie sie auf nahezu allen anderen Ökotope die Artenzusammensetzung maßgeblich durch (auch ehemalige) Nutzung, Pflege usw. beeinflussen und damit die natürlichen Standortfaktoren überprägen, sind hier nur gering, z.B. durch die Veränderung der Baumartenzusammensetzung in den Einzugsgebieten, aber kaum direkt wirksam. Zudem sind die Quellökosysteme einfache Systeme mit überschaubaren Einflußgrößen. Der Wasserchemismus stellt, neben physikalischen Faktoren wie Lichtgenuß und Schüttung, die maßgeblich auf die Artenzusammensetzung wirkende Variable dar. Steuernde Faktoren der Artenzusammensetzung sind deshalb leichter zu ermitteln. Daß Quellen als ökologische Inseln in einer Umgebung mit deutlich unterschiedenen Standortbedingungen anzusehen sind, ist für bestimmte Tiergruppen von besonderer Bedeutung und begrenzt dort die Möglichkeiten der Bioindikation. Ändert sich der Wasserchemismus, so muß sich dies, sei es durch Versauerung oder durch Auswaschung von Nährstoffen aus Waldböden, auch auf die Artenzusammensetzung der Waldquellen auswirken. Somit ist für die Zukunft mit den Waldquellfluren ein einfaches Mittel zur raschen räumlichen Beurteilung der Belastungssituation von Waldökosystemen gegeben.

1.2 Waldsterben und Gewässerversauerung

Seit Ende der 70er Jahre werden in Mittelgebirgen Europas starke ökosystemare Veränderungen beobachtet, welche sich in den Hochlagen durch ein flächiges Absterben der Bestände manifestieren.

Noch bevor das Waldsterben evident wurde, machten in der Mitte der 70er Jahre verschiedene Autoren auf die Versauerung schwach gepufferter Seen in nordischen Ländern aufmerksam. Gravierende pH-Wert-Absenkungen wurden in Schweden (*Dickson* 1975), Norwegen (*Wright et al.* 1976) und Kanada (*Beamish* 1976) nahezu zeitgleich beobachtet.

Als Ursache der Versauerung wurden saure Niederschläge erkannt, wobei man bald feststellte, daß nicht nur der direkte Säureeintrag

in die Seen sondern auch die Stoffausträge aus benachbarten terrestrischen Ökosystemen für die Veränderungen verantwortlich waren (z.B. *Gorham and McFee* 1980).

In Mitteleuropa machte sich die Gewässerversauerung erst später bemerkbar, das Waldsterben bestimmte die öffentliche Diskussion. Es ist allerdings auch denkbar, daß man auf den schleichenden Prozeß der Gewässerversauerung nur erst später aufmerksam wurde. Beides, Gewässerversauerung und Waldschäden, sind jedoch Symptome desselben Einflußfaktors, nämlich saurer Depositionen.

Neuartige Waldschäden - es handelt sich bei dieser komplexen Erscheinung ja nicht nur um ein flächiges Absterben des Waldes - können offensichtlich durch klimatische Faktoren in ihrem Verlauf modifiziert werden, auch wenn die grundlegenden Prozesse über Veränderungen des Bodenchemismus zu erklären sind. Bei der Gewässerversauerung ist wegen ihres Bezugs zum Chemismus der Bodensickerwässer von eher mittel- bis langfristigen Amplituden auszugehen.

Die optimistische Sichtweise der 70er Jahre zur 'Filterfunktion' von Böden (*Ulrich* 1972), zu 'Reinluftgebieten' oder zur Sauberkeit von Waldbächen ist heute durch das Auftreten von Folgen allgemeiner ökosystemarer Beanspruchungen einer kritischeren Beurteilung gewichen (*Ulrich* 1981).

1.3 Zur Bioindikation in versauerten Gewässern

Die Problematik saurer Depositionen, und damit zusammenhängend der Gewässerversauerung beziehungsweise von Metallausträgen aus Ökosystemen, ist relativ jung. Der Einsatz tierischer oder pflanzlicher Organismen zur Bewertung der Wasserqualität, wie er bei konventionellen organischen Belastungen bereits seit mehreren Jahrzehnten praktiziert wird, kann deshalb nicht auf eine ausreichende Erfahrungsgrundlage zurückgreifen (*Matthias* 1983). Stoffausträge aus Waldökosystemen stellen keine Gewässerbelastung im herkömmlichen Sinn dar.

Die Situation ist nicht mit bisher bekannten organischen oder anorganischen Gewässerbelastungen zu vergleichen. Die betroffenen Gewässer sind nach wie vor 'sauber', auch wenn sich die Stofffracht grundlegend geändert hat. Einige Substanzen zeigen einen exponentiellen Anstieg der Konzentrationen, andere (Schwermetalle) treten zwar nur in Spuren, aber deutlich erhöht auf.

Mit der Gewässerversauerung ist folglich eine neue Qualität in der Beurteilung der Stoffbelastung von Fließgewässern gegeben. In diesem Zusammenhang wurde Bioindikation mit Hilfe von Makrophyten bisher kaum betrieben. Nur wenige Arbeiten behandeln die neuartigen Zusammenhänge zwischen der Versauerung von Oberläufen oder Seen und Veränderung in deren Artenzusammensetzung (*Grahn* 1977, *Kohler und Schön* 1984, *Melzer* 1984). Im Fließgewässer wird die Versauerung durch seitliche Stoffeinträge (Abwässer, Düngemittel, etc.) rasch abgepuffert. Daher ist es sinnvoll, das Gewässer möglichst nahe an der Quelle zu untersuchen, wenn man Beziehungen zur Belastung der Einzugsgebiete herstellen will. Im Verlauf des Gewässers überprägen verstärkt physikalische Standortfaktoren (z.B. Fließgeschwindigkeit) das Auftreten der Arten.

2. Hypothesen

Zu Beginn des Projektes wurden folgende Hypothesen formuliert:

Das an Quellen austretende Wasser wird hauptsächlich aus oberflächennah fließendem Interflow gespeist und steht deshalb in engem Kontakt mit den ökochemischen Vorgängen der Biosphäre. Es sind besonders enge Korrelationen zwischen Quellwässern und dem Chemismus der Böden zu erwarten.

Die physikalischen Standortfaktoren der Waldquell-Ökosysteme, Mikroklima und Wasserversorgung, sind relativ konstant, menschliche Störeinträge gering. Der Chemismus der Quellwässer ist die maßgeblich steuernde Variable für die Artenzusammensetzung der Pflanzengemeinschaft. Gewässerversauerung durch

Immissionsbelastung muß sich hier besonders stark auswirken.

Können anhand der Korrelation mit hydrochemischen Bedingungen Bioindikatoren gefunden werden, so sind diese, da die Quellen als punktueller Output von Waldeinzugsgebieten aufzufassen sind, auch für den Zustand der Einzugsgebiete charakteristisch. Der heutige Zustand und künftige Veränderungen der Waldökosysteme sind auf diese Weise zu dokumentieren.

3. Ziele

Auf diese Hypothesen aufbauend waren die Ziele der Untersuchungen formuliert worden:

1. Floristische Erfassung der Quellflur-Vegetation des Frankenwaldes.
2. Hydrochemische Analyse der Quellwässer zur Beurteilung der Versauerung von Waldeinzugsgebieten.
3. Korrelation von hydrochemischen und floristischen Daten (Bioindikation) und Definition von Zeigerarten.
4. Räumlich differenzierte Darstellung der Immissionsbelastung unter:
5. Einbeziehung bodenchemischer Puffer in die Beurteilung des Zustandes von Waldökosystemen.
6. Durch nachvollziehbare Methoden und exakt festgelegte Beprobungspunkte sollte die Grundlage für ein Monitoring System geschaffen werden, um zukünftige Veränderungen dokumentieren zu können.

4. Methodik

Die Planung der einzelnen Arbeitsschritte erfolgte unter der Richtlinie der Reduktion der Beprobungsflächen mit spezifischer werdender Fragestellung. Von schätzungsweise 1000 vorkommenden ungestörten Waldquellfluren wurden etwa 750 kartiert. Eine Auswahl von 450 Quellen konnte während der Vegetationsperioden 1989 und 1990 floristisch vollständig erfaßt werden. 209 dieser Quellen wurden im September 1989 und 52 Quellen dann über

ein Jahr hin mehrfach beprobt. In begleitenden Untersuchungen wurden an 24 Quellfluren mikroklimatische Messungen in Verbindung mit Untersuchungen zur jahreszeitlichen Dynamik der Quellflurvegetation durchgeführt (*Gräslé*: in Vorber.). An 9 der 52 Dauerbeobachtungsflächen wurden durch *Rothammel* (1991) in den Einzugsgebieten bodenchemische Erhebungen gemacht, um Beziehungen von Bodenzustand und Quellchemismus festzustellen.

Eine eingehendere Darstellung der teilweise speziell für diese pufferungsschwachen Systeme entwickelten hydrochemischen Methodik sowie des 'sampling designs' findet sich bei *Beierkuhnlein* (in Vorber.).

5. Hydrochemische Ergebnisse

Zur Interpretation der Analysenergebnisse werden hier die Beprobungen der Dauerbeobachtungsflächen herangezogen. Es zeigt sich bei einigen Stoffen eine ökologisch gut zu interpretierende Charakteristik der räumlichen Konzentrationsmuster. Ebenfalls kann eine klare jahreszeitliche Abhängigkeit der Werte bei einigen der untersuchten Parameter nachgewiesen werden. Die räumlichen Charakteristika (erhöhte Werte in bestimmten Bereichen) werden durch jahreszeitliche Veränderungen nicht überprägt. So ist beim Aluminium zu allen Beprobungszeitpunkten ein ähnliches räumliches Muster zu erkennen, welches sich lediglich auf leicht verändertem Konzentrationsniveau bewegt. Die Spannweite der jahreszeitlichen Konzentrationsschwankungen muß zur Beurteilung räumlicher Ähnlichkeitsstrukturen der Meßwerte unbedingt bekannt sein.

Im Rahmen dieser Arbeit sollen nur einige ausgewählte hydrochemische Kenngrößen vorgestellt werden (pH, SO_4 , Al).

5.1 pH-Werte

Insgesamt konnte eine weite Spanne im hydrochemischen Zustand der Quellwässer gefunden werden. Die pH-Werte bewegten sich zwischen 3,57 und 8,57. Allerdings ist davon

auszugehen, daß bei der petrographischen Homogenität und den geringen Höhenunterschieden des Frankenwaldes insbesondere die extrem niedrigen pH-Werte anthropogen bedingt sind. Besonders hohe pH-Werte zeigen geochemische Sondersituationen an. Der pH-Wert ist, trotz aller methodischer Probleme, die wichtigste Kenngröße zur Beurteilung der Versauerung, da er über die Hydroniumionenaktivität ein Maß der Säurekonzentrationen liefert.

Eine räumliche Charakterisierung des Untersuchungsgebietes bezüglich der pH-Wert-Situation kann wie folgt geschehen: In bestimmten, relativ klar abgrenzbaren Gebieten ist eine deutliche Versauerung der Quellen festzustellen (Fig. 2). Am Rennsteig zwischen Steinbach/W. und Tettau liegen pH-Werte regelhaft zwischen 4 und 4,5. Hier ist unter natürlichen, nicht immissionsbeeinflussten Verhältnissen von neutralen bis mäßig sauren Bedingungen auszugehen. In den letzten Jahrzehnten ist der pH-Wert um zwei bis drei Einheiten gesunken! Da es sich beim pH-Wert um den negativen dekadischen Logarithmus der Hydronium-Ionen-Aktivität handelt, bedeutet dies eine Zunahme der Säurekonzentration (Versauerung) um den Faktor 100 bis 1000 in den Quellwässern dieser Region!

Die Versauerung ist nicht allein durch die Höhenlage des Rennsteiges (und somit durch die Niederschlagsmenge) bedingt, im Süden und im Osten des Frankenwaldes finden sich in ähnlicher Höhe noch die potentiell natürlichen Werte um den Neutralpunkt. Sie ist folglich nicht flächendeckend vorhanden, sondern auf bestimmte Hochlagen begrenzt.

Während des gesamten Jahres zeigt die Verteilung von Quellen mit niedrigen pH-Werten ein ähnliches Bild. Niedrige pH-Werte finden sich gehäuft im nordwestlichen Teil des Untersuchungsgebietes in Höhen ab 600 m ü.NN und bei Niederschlägen um 900 bis 1000 mm p.a.. Da vergleichbare orographische, geologische, pedologische, forstliche und klimatische Gegebenheiten auch im östlichen Bereich des Frankenwaldes anzutreffen sind, muß die Ursache für dieses auffällige Muster in einer regional erhöhten Immissionsbelastung vermutet werden. Die Schwankungen der pH-Werte im

Jahresverlauf sind deutlich geringer als die räumlichen Unterschiede. Besonders stabil zeigen sich Quellen mit niedrigen (pH 4-4,5) oder hohen (pH 7-8) Werten. Quellen mit durchschnittlichen pH-Werten um pH 6 zeigen dagegen deutliche pH-Schwankungen mit ausgeprägtem Frühjahrsminimum. Nach *Bauer, Lehmann und Hamm* (1988) unterliegt der pH-Wert in pufferungsschwachen Gewässern größeren Schwankungen als in pufferungsstarken. Es ist zu berücksichtigen, daß auch das unter sauren Bedingungen freigesetzte Aluminium als Puffer wirkt und so die Stabilität der pH-Werte unter sauren Verhältnissen erklärt.

20 der 52 dauerbeobachteten Quellen erreichen bereits Anfang März die jeweils niedrigsten pH-Werte. Ende März folgen weitere 9 Quellen. Die allmähliche Absenkung des pH im Frühjahr dauert bei einigen Quellen dann bis Ende April an (13 Quellen). Insgesamt entfallen bei 42 der 52 Quellen die niedrigsten Meßwerte auf die Monate März und April! Von den übrigen 10 Quellen bewegen sich 4 im Aluminium-Pufferbereich mit ohnedies sehr niedrigen Werten. Sie zeigen relativ geringe pH-Wertschwankungen im Jahresverlauf (Quelle 183: pH 4,0-4,7; Quelle 278: pH 4,4-5,0; Quelle 332: pH 4,2-4,9; Quelle 463: pH 4,4-5,0). Eine jahreszeitliche Periodik des pH ist bei diesen Quellen nicht erkennbar.

Die Grafik zur Beziehung der pH-Werte zur Höhenlage (Fig. 3) veranschaulicht verschiedene bemerkenswerte Gegebenheiten. Zwar sind extrem niedrige pH-Werte auf größere Höhenlagen beschränkt, pH-Werte < 4,5 treten ausschließlich erst ab 600 m auf, gleichzeitig sind Wässer mit neutralen pH-Werten in allen Höhenlagen zu beobachten. Da sich die höchsten Massenerhebungen des Frankenwaldes im Südosten des Untersuchungsgebietes befinden, liegen überraschenderweise bei den höchstgelegenen Beprobungspunkten mäßig saure bis neutrale Bedingungen vor! In niederen Lagen wurden nur pH-Werte > 5,5 ermittelt. Die höchsten pH-Werte mit pH > 8 liegen ausschließlich unter 500 m.

Die Hochlagen des westlichen Teilgebiets mit entsprechend hohen Niederschlägen überschneiden sich mit einem Gebiet erhöhter Sulfatge-

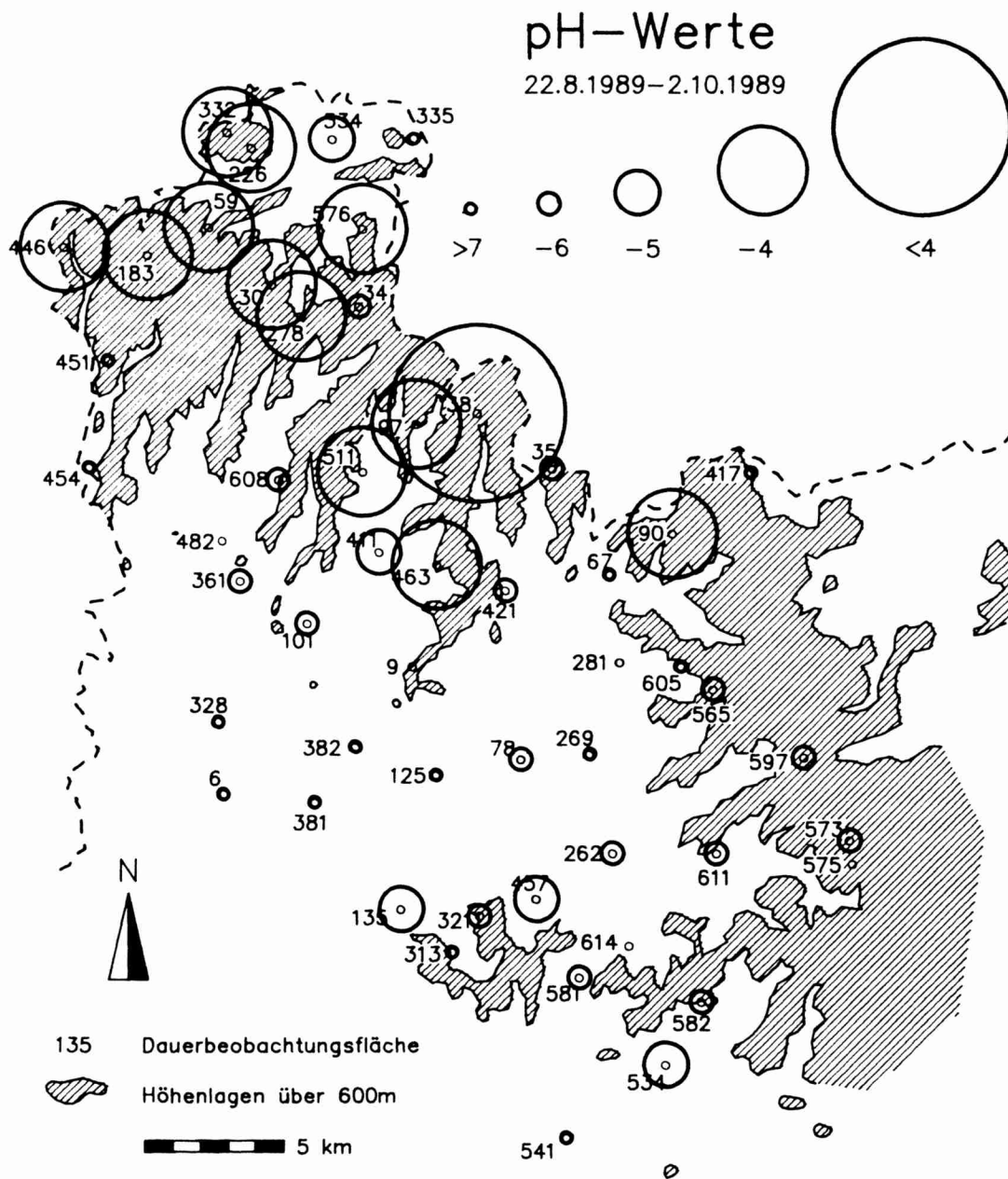


Fig. 2. pH-Werte der Quellwässer in Dauerbeobachtungsflächen des Frankenwaldes in der Zeit vom 22.8.1989 bis 2.10.1989 / pH-values of spring waters (permanent plots) from the Frankenwald (22.8. - 2.10.1989)

Korrelation pH gegen Hoehe – Gesamtdaten

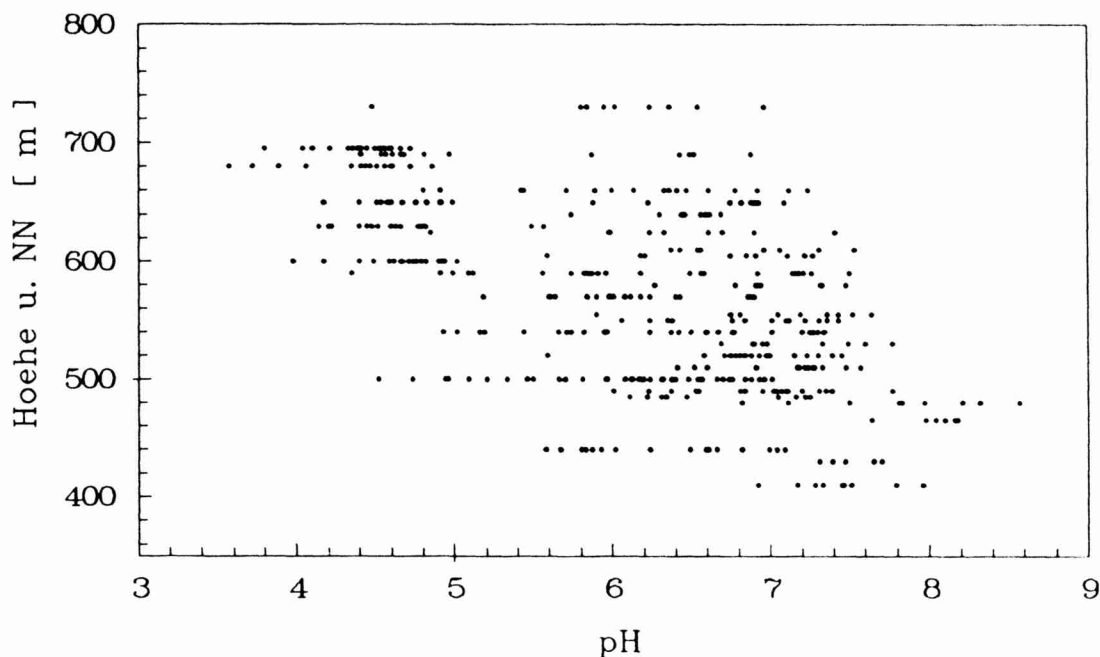


Fig. 3. Auftragung aller im Jahresverlauf beobachteten pH-Werte der Dauerbeobachtungsflächen gegen die Höhenlage / Correlation between pH-values and altitude from all permanent plot water samples

halte der Quellwässer. Es liegt durch die räumliche Beschränkung der Versauerung auf diese Lagen die Schlußfolgerung nahe, daß es sich bei den Säuredepositionen des Frankenwaldes in erster Linie um Nahtransporte aus dem südlichen Teil Thüringens handelt. Die vorherrschende Westwindwitterung bei Niederschlägen führt zur Deposition der hausbrand- und kraftwerksbürtigen Stoffe in den Wäldern des Frankenwaldes.

5.2 Sulfat

Die analysierten Werte bewegen sich zwischen 69 und 400 $\mu\text{mol/l}$, selten werden Werte bis 859 $\mu\text{mol/l}$ erreicht, sie sind jedoch die Ausnahme. Sulfatgehalte sind, da sie über die Ursachen der Versauerung Aufschlüsse liefern können, ein interessanter Parameter. Sulfatgehal-

te in Waldquellwässern, d.h. im Output von Wald-ökosystemen, können aber nicht direkt mit dem Schwefeleintrag korreliert werden. Verantwortlich dafür ist die unterschiedliche Rückhaltung des Nährstoffes Schwefel im Ökosystem und, wie im Rahmen der Untersuchungen nachgewiesen werden konnte, teilweise auch das Vorliegen reduzierender Bedingungen in Quellgleyen flach geneigter Quellaustritte auf Verebnungen. Dort wird das im Interflow antransportierte SO_4 zu Pyrit oder Schwefelwasserstoff reduziert und kann daher nicht mehr repräsentativ nachgewiesen werden. Außerdem ist bei einer Podsolierung der Braunerden (Ausbildung eines eisenoxidreichen B_s -Horizontes) mit verstärkter Anionensorption zu rechnen.

Dennoch zeigen die Sulfatgehalte der Quellwässer ein klares räumliches Muster in der Verteilung erhöhter Werte. Die Unterschiede zwi-

schen den einzelnen Meßpunkten sind jedoch nicht so gravierend wie bei den in der Löslichkeit pH-abhängigen Metallen, da die SO_4 -Gehalte mehr oder minder die überschüssigen, aus dem System ausscheidenden Sulfate anzeigen.

Insgesamt ist die Situation durchaus komplexer als beim pH oder als bei bestimmten Metallen. Erhöhte Sulfatgehalte finden sich auch an der Nordabdachung des Frankenwaldes und entlang der Fränkischen Linie am südwestlichen Gebirgsrand. Quellwässer mit Jahresdurchschnittswerten über 300 $\mu\text{mol/l}$ konzentrieren sich auf die westlichen und nördlichen Teilbereiche des Untersuchungsgebietes (Fig. 4). Die Quellen des Rennsteig-Höhenrückens mit ständig niedrigen pH-Werten hingegen besitzen durchaus nicht die höchsten Sulfatgehalte, was eine SO_4 -Rückhaltung durch Anionensorption vermuten läßt. Auffallend geringe Sulfatwerte im Jahresdurchschnitt (< 200 $\mu\text{mol/l}$) kennzeichnen die Quellen der Waldgebiete im südöstlichen Teilgebiet des Untersuchungsgebietes.

Wie bereits erwähnt, muß die Erklärung regional erhöhter Sulfatwerte in Quellwässern über das Depositionsgeschehen als Hypothese angesehen werden, die durch weitere Untersuchungen zu verifizieren wäre. Ein direkter linearer Zusammenhang zwischen Sulfatgehalten in Quellwässern und der Schwefeldeposition kann nicht hergestellt werden. Die räumlichen Verhältnisse sind jedoch nicht anders zu erklären als durch erhöhte Schwefeleinträge in den westexponierten Randlagen des Gebirges (der südliche Teil Thüringens liegt direkt in der Westwindströmung) sowie in den nördlichen Bereichen des Frankenwaldes, welche von der ehemaligen DDR hufeisenförmig umschlossen wurden. Ganz offensichtlich spielte für das Depositionsgeschehen in erster Linie Nahtransport in unteren Luftschichten eine entscheidende Rolle, da die höchsten Lagen des Frankenwaldes im Südosten sehr niedrige Sulfatgehalte in den Quellaustritten zeigen. Erhöhte SO_4 -Gehalte wurden für den Frankenwald in der Vergangenheit (Bauer, Lehmann und Hamm 1988) als im wesentlichen geogen bedingt interpretiert. Dies ist aus den vorliegenden Ergebnissen nicht zu verifizieren.

Auf den ersten Blick verwundert, daß eine Beziehung von pH und Sulfatwerten nicht hergestellt werden kann (Fig. 5). Bei der Betrachtung der räumlichen Verhältnisse (Fig. 4) stellt man allerdings fest, daß die Sulfatgehalte in den westlichen Randbereichen, d.h. in geringer Höhenlage und bei entsprechend geringem Niederschlag ebenfalls erhöht sind. Geringer Niederschlag bedeutet aber auch geringe Durchsickerung der Bodenkörper und entsprechend geringe Beanspruchung der Austauschere. So erklärt sich die teilweise Kombination hoher Sulfatwerte mit hohem pH. Aufgrund lokaler Besonderheiten (geogene Einwaschung von Basen der Rotliegend-Gesteine) sind in den Randlagen des Frankenwaldes am Anstieg der Fränkischen Linie sogar die höchsten Sulfatwerte bei neutralem bis schwach alkalischem pH anzutreffen!

Langfristig dürften erhöhte Sulfatgehalte in Quellwässern, als Indiz für Schwefeldepositionen, eine Labilität der betroffenen Waldökosysteme anzeigen auch wenn eine Versauerung heute noch nicht nachzuweisen ist (Rothammel 1991).

5.3 Aluminium

Dieses Element zeigt bei dem weiten pH-Spektrum erwartungsgemäß sehr unterschiedliche Meßwerte von 0 bis 4420 $\mu\text{g/l}$. Erhöhte Werte sind als regelhaft auftretende versauerungsbedingte Erscheinung zu erklären. Eine Spezifizierung der Al-Verbindungen wurde nicht vorgenommen.

Die räumliche Charakterisierung des Gebietes mit Hilfe des Aluminiums ergibt ein gut zu interpretierendes Muster mit eindeutigem Schwerpunkt erhöhter Werte. Da die Aluminiumgehalte der Quellwässer eine enge Beziehung zu den jeweiligen pH-Werten aufweisen, finden sich hohe Werte (> 1000 $\mu\text{g/l}$) ausschließlich in Lagen über 600 m ü.NN im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes. Auffallend ist, daß den Hochlagen des südöstlichen Teils des Frankenwaldes derart hohe Konzentrationen fehlen (Fig. 6). Die Aluminiumkonzentrationen sind bei Quellen mit sauren Wässern deutlich erhöht.

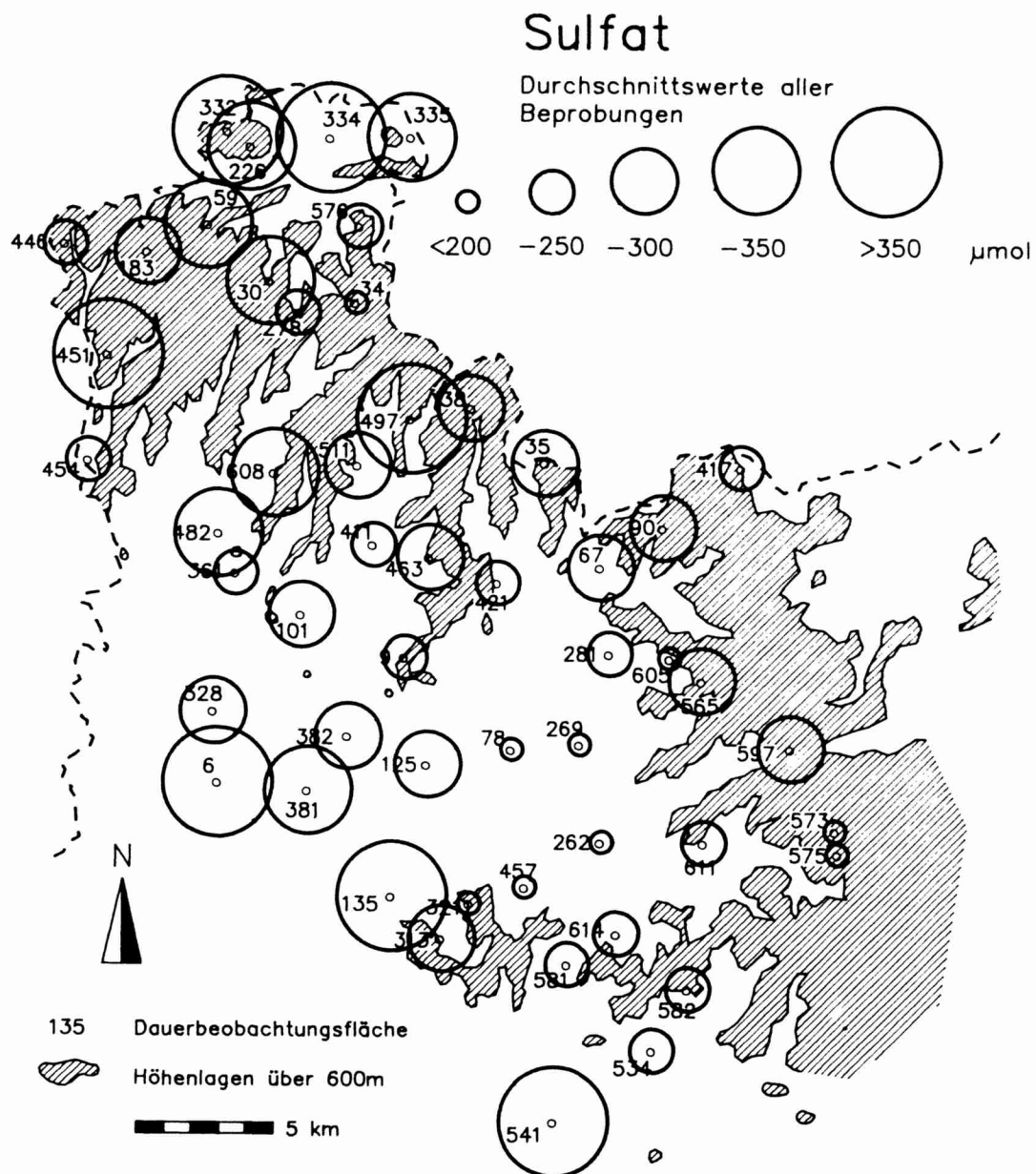


Fig. 4. Sulfat-Gehalte der Quellwässer in Dauerbeobachtungsflächen des Frankenwaldes (Durchschnittswerte aller Beprobungen) / Sulfate concentrations of spring waters from the Frankenwald (mean of all permanent plot water samples)

Korrelation pH gegen SO₄ – Gesamtdaten

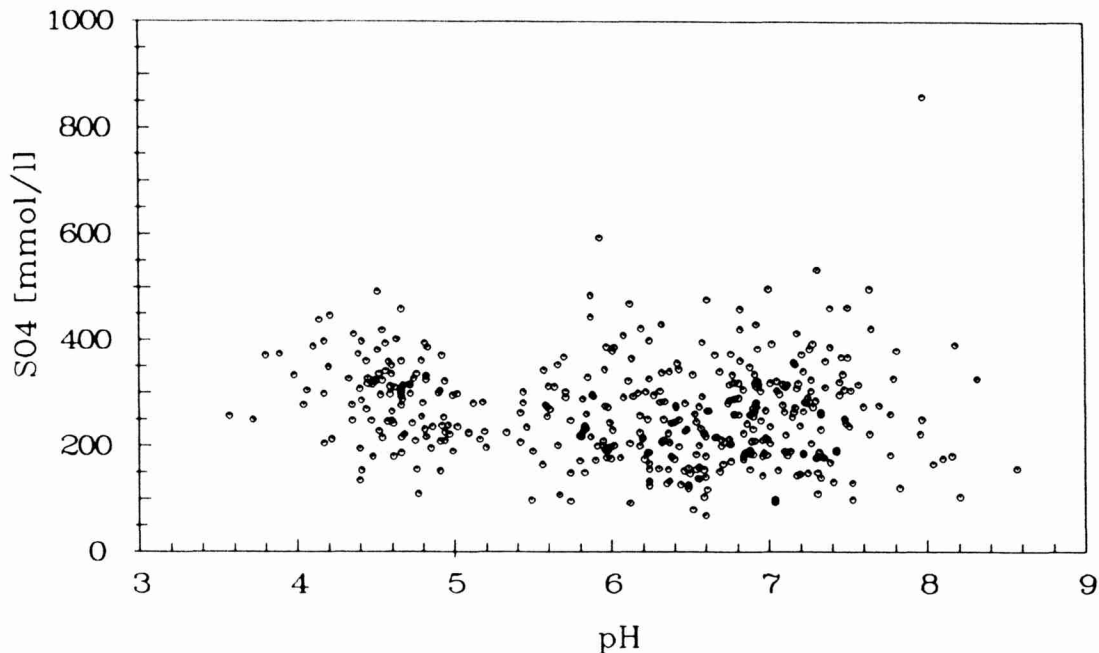


Fig. 5. Korrelation der Sulfatgehalte mit pH-Werten der Beprobungen der Dauerbeobachtungsflächen von 8.89 bis 9.90 / Correlation between sulfate concentrations and pH-values of the permanent plot water samples (8.89 - 9.90)

Fig. 7 zeigt das pH-abhängige Verhalten der Al-Konzentrationen in Quellwässern des Frankenwaldes während der Beprobungsphase 8.89 bis 8.90. Während bei pH > 5 die Aluminiumgehalte kein pH-abhängiges Verhalten zeigen, kann man bei pH < 5 einen starken Anstieg der Konzentrationen beobachten.

Jahreszeitlich bedingte Veränderungen im Verlauf der Aluminiumkonzentrationen führen zu einem deutlichen Maximum der Konzentrationen im Frühjahr. Die höchsten Werte werden mit der vierten Beprobung im Frühjahr 1990 erreicht (bis 4,4 mg/l !). Im Lauf des Sommers ist eine Stabilisierung der Werte auf niedrigerem Niveau zu beobachten, welche bis in den Winter hinein anhält. Überraschenderweise ist auch bei sehr niedrigen pH-Werten ein Jahresgang noch feststellbar. Vergleicht man die pH-

Abhängigkeit der Al-Gehalte während verschiedener Beprobungen, kann man bei vergleichbarem pH im Frühjahr höhere Al-Gehalte feststellen als während des Sommers und bis in den Winter hinein. Eine Ursache dafür könnte in der stärkeren Durchrieselung der Bodenkörper mit der Schneeschmelze und den Frühjahrsniederschlägen zu suchen sein.

Beim Vergleich der Werte für Quellwässer im Frankenwald mit Fließgewässeranalysen Nordostbayerns (Bauer, Lehmann und Hamm 1988) ist bemerkenswert, daß im Frankenwald die Maximalwerte des Fichtelgebirges oder des Bayerischen Waldes durchaus erreicht und zum Teil übertroffen werden.

Zur Toxizität der nachgewiesenen Aluminiumkonzentrationen können zwar ohne weitere

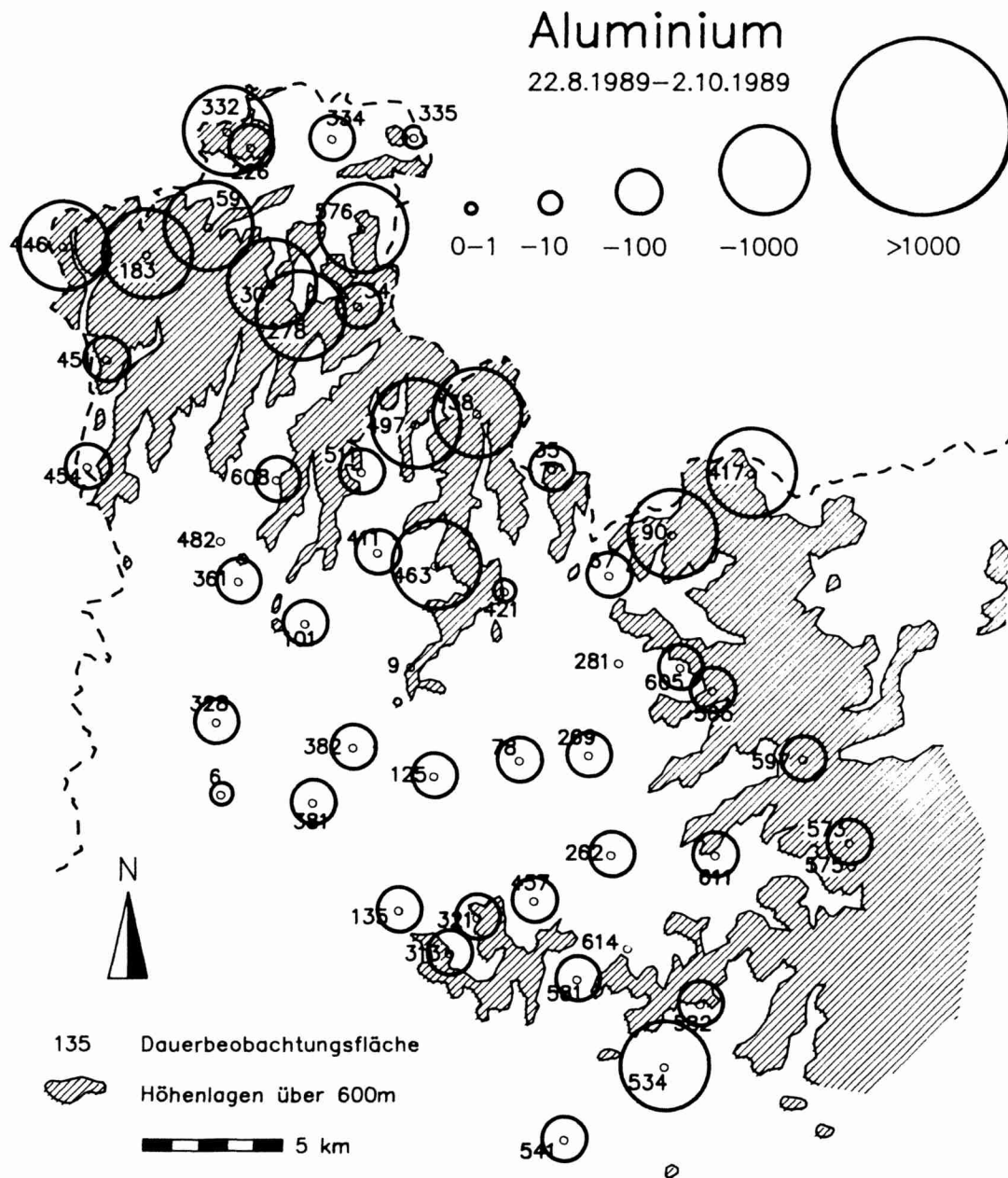


Fig. 6. Aluminiumgehalte der Quellwässer in Dauerbeobachtungsflächen des Frankenwaldes in der Zeit von 22.8.1989 bis 2.10.1989 (vgl. Fig. 2) / Aluminum concentrations of spring waters from the Frankenwald (first sampling period of the permanent plot water samples) (see also fig. 2)

Korrelation pH gegen Al – Gesamtdaten

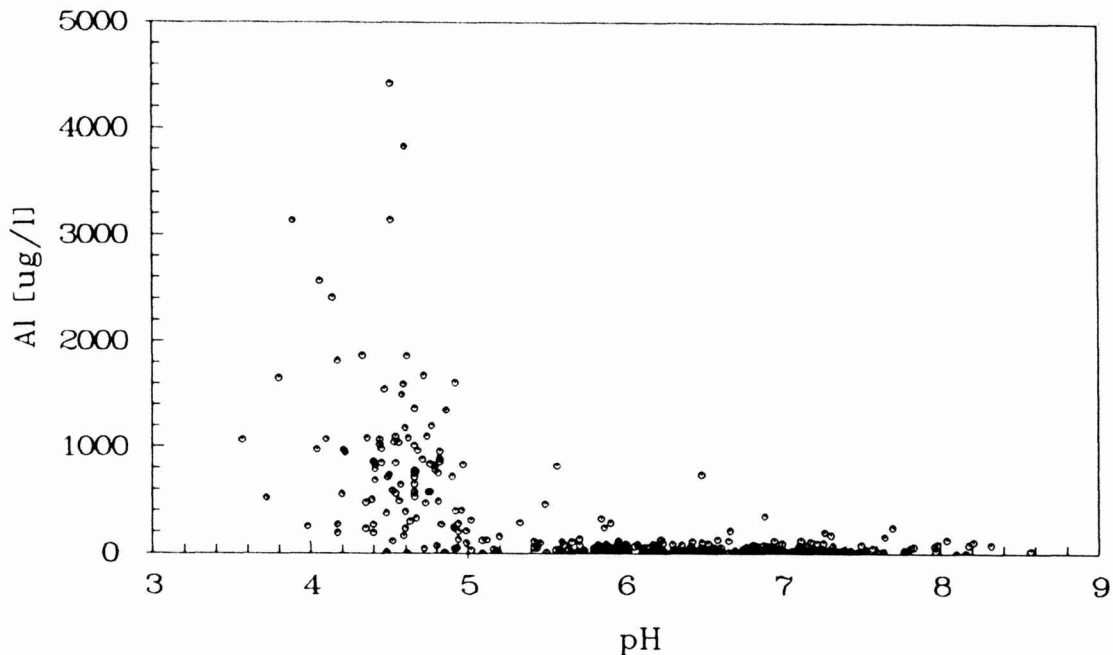


Fig. 7. Beziehung zwischen Aluminiumgehalten und pH (alle Beprobungen der Dauerbeobachtungsflächen) / Correlation between Aluminum concentrations and pH-values (permanent plot water samples)

Spezifizierung der Bindungsform keine abschließenden Aussagen gemacht werden. Es ist aber sicher davon auszugehen, daß ein erheblicher Anteil als freies Al^{3+} vorliegt. Da bereits Gehalte von 0,1 mg/l auf Regenbogenforellen (Schön und Kohler 1984) beziehungsweise 0,2 mg/l auf Bachforellen (Baker and Schotfield 1982) toxisch wirken, ist mit Sicherheit von Beeinflussungen der Fließgewässerbiozöten auszugehen.

5.4 Zusammenfassende Bewertung der Wasseranalysen und deren Bezug zu bodenchemischen Eigenschaften der Einzugsgebiete

Die Beurteilung der Gewässerversauerung als Rückschluß auf den Immissionsbelastungszustand von Waldeinzugsgebieten wird mit der Länge der Entfernung vom Quellaustritt zunehmend erschwert. Fließgewässer unterliegen

verschiedenartigen Einflüssen, die zu einer Pufferung der Säurebelastung führen können (Fischteiche, randliche landwirtschaftliche Nutzung, Einleitung von Fäkalien). Je länger der Verlauf des Fließgewässers, umso größer wird die Wahrscheinlichkeit der menschlichen Beeinflussung des Gewässers.

Aber auch natürliche Einflüsse beeinträchtigen die Aussagefähigkeit der Gewässerversauerung im Bachverlauf. Chemisch oder biologisch induzierte Stoffumsetzungen können zum 'Sink' der Zielparame-ter (z.B. Aluminium) durch Sedimentation oder Bioakkumulation führen. Bereits am Quellaustritt ist mit dem Ausgasen von CO_2 zu rechnen, was zu einer pH-Anhebung und damit zu Fällungsreaktionen führen kann. Untersuchungen zur Gewässerversauerung mit dem Blick auf die Immissionsbelastung von Waldeinzugsgebieten müssen deshalb möglichst nahe am Quellaustritt erfolgen!

Durch das relativ weitmaschige Netz bisheriger Untersuchungen konnten im Frankenwald pH-Werte $< 5,0$ außerhalb der Bergbauggebiete in der Vergangenheit nicht nachgewiesen werden. Der Frankenwald galt deshalb im Vergleich zu anderen Nord- und Nordostbayerischen Mittelgebirgen (Bayerischer Wald, Fichtelgebirge) bislang als 'bedeutend geringer versauert' (Bauer, Lehmann und Hamm 1988).

Durch die Untersuchungen der Wässer von Waldquellen ist nun eine räumliche Differenzierung der Belastungssituation von Waldgebieten möglich. Für einige Elemente ist eine eindeutige Erhöhung der Meßwerte mit sinkendem Quellwasser-pH gegeben (z.B. Al, Mn, Cd, Zn). Es zeigen sich für eine Reihe von Meßparametern klare räumliche Muster, die ökologisch gut interpretiert werden können. Jahreszeitliche Schwankungen der Stoffkonzentrationen und der pH-Werte sind zwar feststellbar, entscheidend ist jedoch, daß die räumlichen Charakteristika erhöhter Stoffgehalte dadurch nicht überprägt werden.

Der Witterungsverlauf während des Beprobungszeitraumes mit einem relativ schneearmen Winter und einem allmählichen Abschmelzen der Schneedecke ließ die Beprobung einer typischen Schneeschmelze nicht zu. Die erniedrigten pH-Werte des Frühjahrs bzw. die damit einhergehenden erhöhten Metallkonzentrationen, sind zwar witterungsbedingt, eine Erklärung dieser Dynamik kann aber nicht über oberflächlich abfließendes Schmelzwasser erfolgen. Induziert durch den allmählichen Schmelzvorgang der Schneedecke in Verbindung mit Frühjahrsniederschlägen ist zu dieser Zeit eine rasche Auswaschung von pedogen angereicherten Säuredepositionen zu vermuten.

Die 52 Dauerbeobachtungsobjekte können die Grundlage für zukünftige vergleichende Untersuchungen bilden. Veränderungen im Chemismus der Quellwässer und somit in der Zusammensetzung des Stoffaustretes von Waldeinzugsgebieten können objektiv nachvollziehbar und vor allem im räumlichen Zusammenhang dargestellt werden.

6. Vegetationskundliche Ergebnisse

Der Frankenwald zeichnet sich in besonderem Maß durch die große Zahl von Waldquellfluren vor anderen Landschaften Nordbayerns aus. Zur Vegetation dieser Biotoptypen lagen bisher kaum Kenntnisse vor. Die geringe Bedeutung, welche den Quellfluren aufgrund fehlender Kenntnisse bisher beigemessen wurde, spiegelt sich in der Äußerung *Ellenberg's* (1982) wider, Quellfluren träten im 'außeralpinen Mitteleuropa nur selten in Erscheinung'. Allein im Frankenwald ist bei etwa 750 kartierten naturnahen Waldquellfluren mit einer Gesamtzahl von ca. 1000 solcher Vegetationseinheiten zu rechnen.

Diese Pflanzengemeinschaften sind reich an bedrohten Pflanzenarten, da der Lebensraum Waldquelle in landwirtschaftlich geprägten Naturräumen naturgegeben sehr selten ist. Relativ seltene Moosarten der Quellen des Frankenwaldes wie *Dicranella palustris*, eine arktalpine Art kalkfreier Quellfluren, oder *Hookeria lucens*, eine subozeanische, westlich verbreitete Art, unterstreichen die insgesamt doch ausgeglichenen Temperaturbedingungen der Quellen, die sowohl Arten mit hoher Frostempfindlichkeit, wie auch Arten mit geringer Toleranz gegen hohe Sommertemperaturen das Vorkommen erlauben.

6.1 Vegetationstabellen

Die Quellfluren bilden nach *Ellenberg* (1982) eine Vegetationsklasse, die floristisch sehr isoliert ist. Die Eigenarten der Quellbiotopspiegeln sich in der floristischen Artenzusammensetzung wider. Einige Arten - und bei Bryophyten sogar Gattungen (*Philonotis*, *Cratoneurum*) - sind auf Quellen spezialisiert.

Durch Tabellenredigierung lassen sich ökologisch interpretierbare Artengruppen erarbeiten (Tab. 1). Klar können in der Tabelle allgemein verbreitete und daher indifferente Arten ausgeschieden werden. Sie werden durch die Versauerung nicht verdrängt. Über das gesamte

Tab. 1. Waldquellfluren im Frankenwald, reduzierte Vegetationstabellen der Dauerbeobachtungsobjekte (ohne Begleitarten) / Forest spring vegetation from the Frankenwald, reduced floristic table of the permanent plots (without rare species) Waldtypus: M = Mischwald, N = Nadelwald, L = Laubwald

Aufnahmenummer	14422 3 45 864279333975 3366808207699	1555552 445464 3 72967786355110133 85753519547178144	62355 16284 12121	3 6 4 3 165 56471	33334531 26888310 81122431	1426 3280 5115
Artzahl	1111121221223 3645664107020	3332 223334142423 43576650431606052	22111 01759	24212 47563	22232221 90834315	3111 2874
tiefster pH-Wert im Jahresverlauf	4443443443444 0449426218305	56655566555465455 50098930647852976	56457 82863	67666 66816	75666556 16975890	5566 7644
Waldtypus	MMNNNNNNMMNNN	NNNNNNMMNNNNMMNN	MMNMN	NNNNN	NNMMMMMN	LLLL
<i>Dryopteris dilatata</i>	++1+21+22111+	1+21 .+++++2131.R1	+12+ .	111+ .	1112++1+	+++ .
<i>Oxalis acetosella</i>	11+ .11+ .112 .2	111+ .1 .111 . 112.3	..1+ .	1 .2 .1	+112 .+++	..+ .
<i>Athyrium filix-fem</i>	12 . .+ .+1+ . .+	+13+ .3321+421 . .2	+3 .+1	2+3+2	.3212121	2 . .+
<i>Mnium homum</i>	1.1 .+1. .2. .2. .	21++ .1 .+1+33+ .11	..2 .+	.1+ .3	2 .11 .+11	..+ .
<i>Carex remota</i>	.3 . .+ . .+++ .1	+ .+2+ .2 .2 .	++ . .+	.+ . .1	3 . .+ . . .	1+ .+
<i>Scapania undulata</i>	21 .1 . .21 . .1	..+1 .+ . .+ .1 .1 .	+11 .	+ . . .	.. .+ .+1	.2 .+
<i>Lysimachia nemorum</i>	.21 .22 .11 .12	..+3 .32+1 .+ .+2+ .	2 . . .	.32 .+	1 . . .2 .	.. .
<i>Pellia epiphylla</i>	.+1 . .1 .1+ . .++	11 . .+++111 . .22+2		..+ .1	+1112 . . .	.. .
<i>Galium palustre</i>	1+2 .	.212 .122+1+ .+2 .1	..2 .	..+ . .	11 . .2 .	.. .
<i>Crepis paludosa</i>	1 . .+ . .11	32+ . .32++12223+1	.+ .2R	.32 .1	+ . . .2+ .+	1 . .
<i>Chrysosplenium oppo</i>	+	1323 .2 .35 .1424352	23554	.. 133	44544435	2532
<i>Cardamine amara</i>		+2 .+ .112221 .12121	3132 .	4122 .	12221 .2	33+3
<i>Brachythecium rivul</i>		112 . .111 .+ .21+31	13 .11	33141	12 .31+11	2+2+
<i>Rhizomnium punctatu</i>	.+1	+2++ .121221 .11+12	+11 .1	+11 .1	+ .111+ .	.1+ .
<i>Impatiens noli-tang</i>	+	+1+4313211 .	+1432	..+4	12225312	24 . .
<i>Plagiomnium affine</i>	2	2 . .+21 .12221 .+2 .	1 .1 .+	.22+2	1 .12 .+ .1	1 . .
<i>Senecio fuchsii</i>	+	.+1+ .+11 .1+ .3 .1+2	+2 . .	2 . . .	1 . .+3 +1	R . .
<i>Plagiomnium undulat</i>		.3 .2 .2 .2 .2211221	11 .2+	.1 . . .	.2+2 .+	1 . .
<i>Circaea intermedia</i>	1 .1	+ . .+ .1 .+ .+ .11 .	.11 . .		.. .1+1 .	.. .+
<i>Plagiothecium succu</i>		+ .1 . .1 .133+ .2 .			1 . .+1 .	.1 . .
<i>Atrichum undulatum</i>	.+	+2 .+ . .11 .	+ . .+	.. .+	1 . .1 . . .	.. .R
<i>Ranunculus repens</i>	+	..+1 .+ .+1 .1 .3 .2 .	.. .1 .	..+ . .	+1 .+ .+ .	+ . .
<i>Lamium galeobdolon</i>	1	1+2 .	+2 . .	..2 .1	3++	.. .
<i>Milium effusum</i>		.2+ .3 . . .			.1	+ . .
<i>Thuidium tamariscin</i>		.21 . .1 .			1 . .1 . .	.. .
<i>Stellaria nemorum</i>	+	12 .	22 . .	.. .2 .	.4 . .1 . .	23 . .
<i>Chaerophyllum hirsu</i>	2.	.+ . .1 . .1332434 .32	2+ .21	+ . .4	3	+ . .
<i>Stellaria uliginosa</i>	+	2 .1++ .1 .111 .2 .112		2 .+ .+		.. .
<i>Myosotis nemorosa</i>	+	.. .1 .31 .1 .1 .21 .+1		.1 . .	.. .+ . .	.. .
<i>Caltha palustris</i>	2	.+1+ .A2+ .+ .2 . .R .	.. .2 .	+ . .		.. .
<i>Ajuga reptans</i>	1	.. .1 .1+ .+1 .1 . .+	.. .1 .	.3 . .		.. .
<i>Cirsium palustre</i>		+ . .+ . .+ .2 .1+ . .		31 . .	.. .+ . .	.. .
<i>Calamagrostis arund</i>		+1R1		.3 .+		.. .
<i>Equisetum palustre</i>		2		1++ .		.. .
<i>Filipendula ulmaria</i>		.. .11+		+ . .		.. .
<i>Dryopteris carthusi</i>	+	2R1	.. .1 .	+ . . .	1+2 . . .	.1 . .
<i>Dryopteris filix-mas</i>	+	++ .		+ . . .	.1+1 . . .	+ . .

<i>Plagiochila aspleni</i>		1.....+	..+...	+....	..1.+.....	
<i>Urtica dioica</i>		++4.....+	1...+	1+.2.	..31+..	++..
<i>Cardamine flexuosa</i>		+.....+.+.....		..++1	..1.....+	+.1+
<i>Chrysosplenium alte</i>		12.....2.	+	..++2		
<i>Epilobium montanum</i>		+.+	..+..	+++.		+.+. .
<i>Petasites albus</i>				..34.		
<i>Galium odoratum</i>			+	..2..	+213.14.	
<i>Stachys sylvatica</i>		+			12213.+.	
<i>Geranium robertianum</i>		1.....	+		1...2.2.	+.1.
<i>Bromus benekenii</i>					..2+.1..	+....
<i>Mercurialis perenni</i>		2..			..13+.1+	...+
<i>Carex sylvatica</i>		1..	R	..2..	3.....R.	+.1R
<i>Veronica montana</i>		1	1....	+...+	..32....	..2+2
<i>Melicas uniflora</i>		2..			...1....	++++
<i>Stellaria holostea</i>					..1.....	2.1.
<i>Fraxinus excelsior</i>					..+.....	..+.
<i>Dentaria bulbifera</i>					...+.....	..1.
<i>Lunaria rediviva</i>						..2.
<i>Polytrichum commune</i>	..+41+24322231	111....+1+...+.1				
<i>Juncus effusus</i>	..+++++1+.1..	+.1....+++1.1+1..		+....		
<i>Sphagnum fallax agg.</i>	1.343441332.2	2.1...+.+.11.21.				
<i>Glyceria fluitans</i>	..431.32.+23+.	..++2.++.+.1+2..				+....
<i>Sphagnum squarrosum</i>	22....+11.13	..13.1...+.2.1.1..				
<i>Viola palustris</i>	..212.3322.2	..12.+121.1.1.1..				
<i>Holcus mollis</i>	..12.3.23.131	..+1....++1.+..1		..1....	..1.....	
<i>Agrostis canina</i>	..2.13.1..2.+	312+.12.+11..11..		2....	..2..1..	
<i>Deschampsia cespito</i>	...+22.22...+	+.11.++...+.....	+....		...1..	
<i>Agrostis stolonifer</i>	...+...3...111.	2.1.....2.....		..+....	..1.....	
<i>Equisetum sylvaticum</i>	+.4...	2.....+.2..2....				
<i>Sphagnum palustre</i>	...122...13..	4.....2.....		..2....		
<i>Vaccinium myrtillus</i>	...+.1...1++					
<i>Deschampsia flexuosa</i>	+.++...1...++	..+.....				
<i>Carex echinata</i>	+.+.2..	..+.....				
<i>Oreopteris limbospe</i>	...+.++...1.	+.+				
<i>Galium hercynium</i>	..+...11...+					
<i>Sorbus aucuparia</i>	..+...+.R....	..R.+.....				

ökologische Spektrum kommen vor: *Dryopteris dilatata*, *Oxalis acetosella*, *Athyrium filix-femina*, *Scapania undulata*, *Pellia epiphylla* und *Mnium hornum*.

Es zeigt sich jedoch auch, daß eine Reihe von allgemein in Quellfluren als verbreitet vorkommend angesehener Arten unter sauren Bedingungen fehlen. Diese Arten treten im sonstigen Datensatz höchstens und zum Teil als dominierende Arten auf. Den Quellen mit niedri-

gem pH fehlen die Arten dann völlig. Dazu gehören *Chrysosplenium oppositifolium*, *Cardamine amara*, *Brachythecium rivulare*, *Chaerophyllum hirsutum*, *Impatiens noli-tangere*, *Plagiomnium affine*, *Rhizomnium punctatum* und *Crepis paludosa*. Sie eignen sich zwar nur bedingt als Bioindikatoren (negative Bioindikation), da das Fehlen einzelner allgemein verbreiteter Arten auch durch Zufälle bedingt sein kann, fehlen jedoch mehrere dieser Spezies, die sich bezüglich der pH-Werte als säureempfindlich

erweisen, so ist ein Hinweis auf andauernde Versauerung der Waldquelle und somit auf eine Immissionsbelastung des Waldeinzugsgebietes gegeben.

Aus dem Fehlen von *Cardamine amara*, *Chrysosplenium oppositifolium*, *Rhizomnium punctatum* aber auch anderer Kennarten wie *Cardamine flexuosa* und *Chrysosplenium alternifolium* kann abgeleitet werden, daß eine Stellung dieser Bestände ins *Cardaminienion* Den H. et West. 69 nicht mehr zu rechtfertigen ist, sogar die Zuordnung zu den *Montio-Cardaminetalia* Pawl. 28, beziehungsweise den Quellflurgesellschaften im pflanzensoziologischen Sinn überhaupt (*Montio-Cardaminetea* Br.-Bl. et Tx. 43), muß in Frage gestellt werden. Es ist also eine gravierende Verschiebung des Artenspektrums dieser silikatischen Quellflurgesellschaften eingetreten.

Standörtlich enger zu umgrenzen ist eine Artengruppe um *Sphagnum fallax* agg. und *Polytrichum commune*, die bei neutralen bis mäßig sauren Bedingungen nicht zur Entfaltung gelangt. Diese Arten ersetzen die oben genannten Arten und erweisen sich durch ihr abschließliches Auftreten unter sauren Verhältnissen als positive Indikatoren für das Vorliegen bestimmter Standortbedingungen. Insbesondere das Auftreten mehrerer dieser Arten in einer Quellflur kann als sicheres Indiz einer Versauerung dienen. Ob die Arten der *Sphagnum*-Gruppe durch Stoffausträge oder durch die sauren Bedingungen tatsächlich physiologisch gefördert werden, oder ob lediglich die fehlende Konkurrenz anderer Arten ihre Existenz ermöglicht, kann im Rahmen dieser Arbeit nicht mit Sicherheit festgestellt werden und sei bis zu einer eventuellen autökologisch-experimentellen Bearbeitung dahingestellt. Entscheidend für die Bioindikation ist ihr Auftreten unter charakteristischen Bedingungen.

Eine pflanzensoziologische Zuordnung dieser Pflanzengemeinschaft wäre zu der von Kästner (1942) aus Westsachsen (650 - 900 m) beschriebenen '*Polytrichum commune* - Quellflur' möglich, die er als *Caricetum fuscae polytrichetosum communis* einstuft. Diese Gesellschaft

ist auch aus den Hochlagen des Schwarzwaldes (1050 m) beschrieben. Zwar fehlt die Ordnungscharakterart *Carex fusca* dieser Gesellschaft laut Kästner (1942) (im Frankenwald kommt die Art durchaus, wenn auch sehr selten, vor), ebenso wie andere Charakterarten, das höchste Vorkommen von *Polytrichum* rechtfertigt aber nach Kästner (1942) eine Zuordnung zum *Caricetum fuscae*. Das hieße, daß die versauerungsinduzierte Artenverschiebung zu einer veränderten Klassenzugehörigkeit der Bestände geführt hätte, sie wären nicht mehr den Weichwasserquellfluren im pflanzensoziologischen Sinn zuzuordnen. Andererseits sind vergleichbare Gesellschaften bereits früher in den Hochlagen silikatischer Mittelgebirge anzutreffen gewesen.

Unter etwas höheren pH-Werten (minimaler pH im Jahresverlauf zwischen 4,8 und 6,5) treten einige der Arten dieser Gruppe (*Viola palustris*, *Juncus effusus*, *Glyceria fluitans*) auch noch in der unteren Krautschicht von *Chaerophyllum hirsutum*-dominierten Beständen auf. *Sphagnum fallax*, *Deschampsia cespitosa* und *Polytrichum commune* kommen dort aber kaum noch zur Entfaltung.

Die, bedingt durch die Phänologie und Wuchsform der Buche, während der Vegetationsperiode stark beschatteten Quellfluren der Laubwälder zeichnen sich ebenfalls, wie die versauerten Quellen, durch eine Verarmung an ansonsten weit verbreiteten Arten aus. *Lysimachia nemorum*, *Pellia epiphylla* und *Galium palustre* fehlen, *Oxalis acetosella* und *Mnium hornum* sind sehr selten. Während *Chrysosplenium oppositifolium* und *Cardamine amara* hier höchstens auftreten, kommt es im Jahresverlauf wegen des Lichtmangels nicht zur Ausbildung einer Krautschicht mit *Chaerophyllum hirsutum* oder *Impatiens noli-tangere*. Moose spielen in dieser Gesellschaft ebenfalls eine untergeordnete Rolle, was durch den Eintrag von Buchenlaub in die Quellmulden und die damit verbundene physikalische Beeinträchtigung der kleinsamigen Kryptogamen zu erklären sein könnte. Häufig sind Buchenwaldarten wie *Melica uniflora*, welche zusammen mit *Veronica montana* und *Carex sylvatica* den Buchenwaldtyp cha-

rakterisiert. Die niedrigsten gemessenen pH-Werte bewegen sich für diese Standorte zwischen 5,5 und 6,5.

Quellen mit hohem Lichtgenuß werden von *Chaerophyllum hirsutum* dominiert. Häufig sind hier eine Reihe von Arten, die auch noch in Feuchtwiesen auftreten: *Cirsium palustre*, *Myosotis nemorosa*, *Galium palustre*, *Ajuga reptans*. Auch *Stellaria uliginosa* und *Plagiomnium undulatum* besitzen eine starke Bindung an diese Standorte. Nicht selten sind wenig beschattete Waldquellfluren von *Petasites albus* völlig beherrscht.

Eine eingehende Diskussion und synsoziologische Bewertung der aufgenommenen Bestände soll an dieser Stelle nicht erfolgen. Es sei auf die grundlegende Arbeit von Maas (1959) verwiesen. Insgesamt ist eine pflanzensoziologische Zuordnung der aufgenommenen Pflanzengemeinschaften zu bestimmten Assoziationen wegen der neuartigen Immissionsbeeinflussungen als problematisch anzusehen. Die dadurch induzierte graduelle Veränderung des Wasserchemismus erschwert eine klassifizierende Einstufung. Aber auch die Häufung rangloser Gesellschaften innerhalb des *Cardaminio-Montions* Br.-Bl.25 zeigt die Unsicherheit der Zuordnung einzelner Pflanzenbestände zu konkret umrissenen Assoziationen.

6.2 Ordinationsmethoden

Bei der Auswertung der Ordinationsdiagramme der Arten (PCA) ist bei der Verwendung verschiedener Datentransformationen und Ähnlichkeitskoeffizienten eine gute Interpretierbarkeit der ersten Achsen unter dem Gesichtspunkt der Versauerung möglich. Eine Artengruppe um *Sphagnum fallax*, *Polytrichum commune*, *Viola palustris*, *Glyceria fluitans*, *Deschampsia cespitosa*, *Agrostis stolonifera*, *Holcus mollis*, *Carex echinata* und *Sphagnum squarrosum* wird bei PCA in die Randbereiche der Grafiken gerückt, da diesen Arten ein hoher Anteil an der Varianz des Datensatzes zugemessen wird.

Betrachtet man die Ökologie und Verbreitung dieser Arten allgemein, und speziell im Unter-

suchungsgebiet, so ist eindeutig festzustellen, daß diese Arten unter sauren Bedingungen gefördert werden - und sei es durch die fehlende Konkurrenz säureempfindlicher Spezies. Bezeichnend ist, daß diese 'Versauerungszeiger' nicht durch eine Lücke in der Punktwolke von der Gruppe der anderen Arten getrennt werden. Vielmehr ist ein allmählicher Übergang zu indifferenten Arten und schließlich zu einer von charakteristischen Weichwasser-Quellfluren bestimmten Artengruppe zu beobachten. Letztere werden im gegenüberliegenden Bereich der Grafik gruppiert.

Ebenfalls große Bedeutung bezüglich ihres Varianzanteils besitzen *Chrysosplenium oppositifolium* und *Cardamine amara*. Dies überrascht zunächst, da die beiden typischen Arten der Waldquellfluren eigentlich allgemein verbreitet sein und daher wenig zur Erklärung der Varianz des Gesamtdatensatzes beitragen sollten, denn nach Nichols (1977) haben sowohl seltene als auch allgemein verbreitete Arten wenig Auswirkung auf die Varianz und somit auf die Differenzierung von Ordinationsdiagrammen. Die namensgebenden Arten der Weichwasserquellflurgesellschaften verhalten sich also keineswegs indifferent, wie es durch ihre sonstige Verbreitung zu erwarten wäre. Das Fehlen der beiden ansonsten teilweise dominierenden Arten unter sauren Bedingungen wirkt sich besonders bei Berücksichtigung der Artmächtigkeit stark auf die Ähnlichkeitsstruktur des Datensatzes aus.

Eine Gruppe von Basenzeigern, welche sich ebenso klar und mit verschiedenen Methoden reproduzierbar abgrenzen ließe, kann nicht ausgeschieden werden. Das ist innerhalb der Weichwasserquellfluren des Grundgebirges auch nicht zu erwarten. Wenn eine solche Gruppe ausgeschieden werden könnte, wäre dies eher ein Hinweis für eine bestehende Inhomogenität des Datensatzes bezüglich des Ausgangsgesteins der Einzugsgebiete. Die basiphile Artengruppe um *Galium odoratum*, *Mercurialis perennis*, *Lamium galeobdolon* und *Veronica montana* hat daher engere Beziehungen zu den restlichen Arten der Quellfluren als die Versauerungszeiger. Diese Gruppe wird in den Versauerungszeigern gegenüberliegenden Bereichen der Ordinationsdiagramme als Indiz für

eine höhere Basenversorgung und gleichzeitig als Beleg der vorwiegend pH-induzierten floristischen Differenzierung der Quellflurvegetation angeordnet. Sie hebt sich allerdings nicht klar von anderen Arten ab.

Die Sortierung der Standorte auf der Grundlage ihrer floristischen Ausstattung läßt sich gut durch spezifische Standortsfaktoren erklären. In der Fig. 8 sind die Aluminiumgehalte der Quellwässer während der 4. Beprobung von Anfang März 1990 in logarithmisch aufgelösten Klassen eingetragen. Die Artausstattung führt zu einer klaren Trennung der Standorte höherer Aluminiumgehalte von jenen mittlerer und geringer Gehalte. Es ist daher anzunehmen, daß die Aluminiumkonzentrationen der Quellwässer einen entscheidenden Einfluß auf die Zusammensetzung der Quellflurvegetation ausüben.

Die Ausrichtung der Standorte erhöhter Aluminiumgehalte in enger Anbindung an der Achse der 1. Hauptkomponente (x-Achse) erlaubt den Schluß, daß die Versauerung, beziehungsweise die damit einhergehende Erhöhung der Aluminiumgehalte, die entscheidende Steuerungsgröße der Artzusammensetzung der heutigen Quellflurvegetation des Frankenwaldes ist!

Eine klassifizierende Einordnung der Pflanzenbestände in bestimmte Gesellschaften erscheint wegen gradueller standörtlicher Übergänge im Vergleich des Ökochemismus verschiedener Quellen für wenig angebracht. Die Grenzziehung müßte subjektiven persönlichen Gesichtspunkten folgen. Ein Bezug auf Erfahrungswerte ist bei dem neuen Phänomen der Gewässerversauerung nicht möglich. Die Definition neuer 'Versauerungsgesellschaften' wäre zwar prinzipiell möglich, wird aber vom Verfasser als wenig sinnvoll erachtet.

6.3 Pflanzengeographische Bewertung

Wie aus dem oben dargestellten zu erwarten ist, entspricht die Verbreitung ausgewählter Taxa im Untersuchungsgebiet gut den hydrochemischen Kenngrößen, welche die Versauerung charakterisieren.

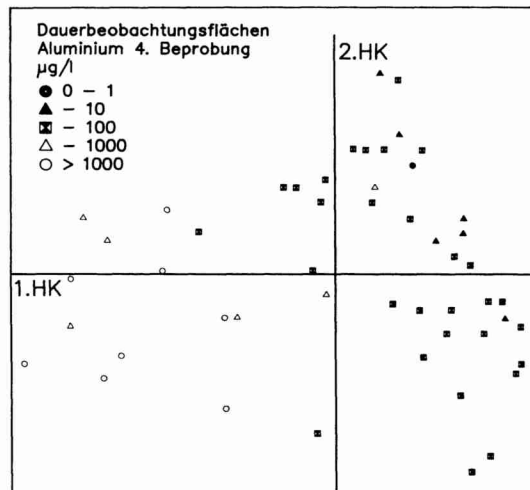


Fig. 8. Ordination (PCA) der Quellfluraufnahmen der Dauerbeobachtungsflächen aufgrund ihrer Artausstattung (ohne Datentransformation, mit prozentualer Gewichtung der Artmächtigkeiten und dem Korrelationskoeffizienten als Ähnlichkeitsmaß) mit in Klassen aufgetragenen am jeweiligen Standort nachgewiesenen Aluminiumgehalten der vierten Beprobung (28.2.1990 bis 8.3.1990). / Ordination (PCA) of spring vegetation relevés from permanent plots on the basis of species composition (without transformations, with weighted abundances, using the correlation coefficient as resemblance function). As overlay the Aluminum concentrations of the fourth sampling period are classified (28.2.1990 - 8.3.1990)

Es werden hier zwei in ihrer Verbreitung komplementär auftretende Arten vorgestellt.

Arten aus den von *Chrysosplenium oppositifolium* und *Cardamine amara* dominierten Gesellschaften fehlen den versauerten Hochlagen nahezu völlig, während sie in den südöstlichen Hochlagen durchaus in Erscheinung treten. Besonders augenscheinlich wird dies bei dem oft aspektbestimmenden *Chrysosplenium oppositifolium* (Fig. 9), welches in den Waldquellfluren des Grundgebirges allgemein verbreitet ist.

Analog dazu bestimmen die Spezies der Artengruppe um *Sphagnum fallax* agg. und *Polytrichum commune* das Bild der Quellfluren mit niedrigerem pH und entsprechend erhöhten Me-

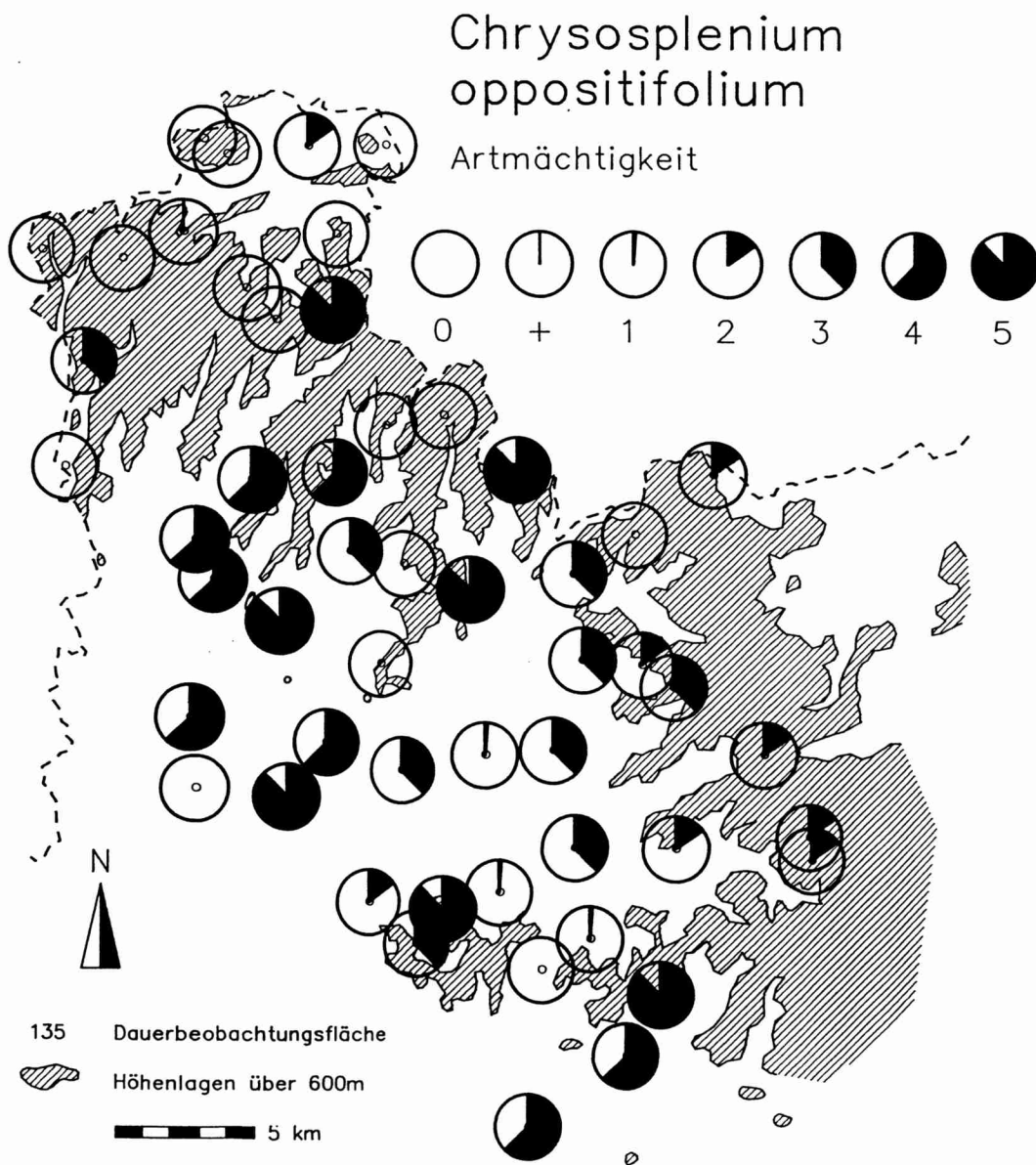


Fig. 9. Artmächtigkeit von *Chrysosplenium oppositifolium* in Waldquellfluren des Frankenwaldes (Dauerbeobachtungsflächen) / Abundance of *Chrysosplenium oppositifolium* in forest spring vegetation from the Frankenwald (permanent plots)

tallkonzentrationen. Hohe Deckungswerte werden vor allem von *Sphagnum fallax* erreicht (Fig. 10). Es bestimmt den Aspekt der versauerten Quellfluren im nördlichen Höhenrücken des Frankenwaldes.

7. Abschließende Interpretation

In dem naturräumlich sehr homogenen Untersuchungsgebiet war von der Hypothese ausgegangen worden, Immissionsbelastungen von Waldstandorten müßten sich über den Interflow besonders frühzeitig und räumlich konzentriert an der Waldquellflurvegetation bemerkbar machen. Um dies zu untersuchen, wurden mit floristischen und hydrochemischen Erhebungen 209 Waldquellen bearbeitet. Sie bieten die Möglichkeit einer räumlich hoch auflösenden Beurteilung des ökochemischen Zustands von Waldeinzugsgebieten. Darauf aufbauend wurden 52 Dauerbeobachtungsobjekte ausgewählt, anhand derer der Jahresgang der Stoffgehalte untersucht werden konnte. Sie wurden während der Zeit von September 1989 bis August 1990 insgesamt 9 mal beprobt. Es wurde versucht, charakteristische Ereignisse (Schneeschmelze) und Phasen (Trockenzeiten) bei der Beprobung zu berücksichtigen.

Um den charakteristischen Eigenheiten versauerter Quellen gerecht zu werden, mußten für die Beprobung und Analyse teilweise modifizierte Methoden entwickelt werden. Die Wasserproben wurden auf insgesamt 22 Parameter und Stoffgehalte hin analysiert. Für die beprobten Quellen (Dauerbeobachtungsflächen $n=52$ und Septemberbeprobung $n=209$) sowie für ca. 250 weitere Quellen wurden vollständige Erfassungen der Quellflurvegetation durchgeführt. Mit der Hilfe multivariater Rechenprogramme wurden Korrelationen der Artenzusammensetzung mit bestimmten hydrochemischen Standortparametern erstellt.

Alle Quellen wurden räumlich exakt lokalisiert (R/H-Werte) und stehen für eventuelle künftige vergleichende Untersuchungen zur Verfügung. Die Auswahl der Beprobungsflächen erfolgte in erster Linie nach räumlichen Kriterien, aber auch hinsichtlich Hydrochemie, Fehlen von Störun-

gen oberhalb des Quellaustrittes (Wege u.ä.), Waldnutzungsform der Einzugsgebiete, Höhenlage, vegetationsstrukturelle Ausprägung der Quellfluren, Hangneigung, Zäunung, etc. sollten Berücksichtigung finden. Es konnte gezeigt werden, daß die Auswahl der Dauerbeobachtungsflächen sowohl den hydrochemischen als auch den floristischen Verhältnissen im Untersuchungsgebiet gerecht wird.

Ziel der Arbeit war es, eine Möglichkeit zu finden, den ökologischen Zustand der Wälder im Gebiet des Frankenwaldes zu charakterisieren. Zu diesem Zweck wurden die Waldquellfluren als Vegetationseinheit mit hoher Zeigerfunktion ausgewählt. Mit Hilfe von Vegetationsaufnahmen in Quellen (unter besonderer Berücksichtigung der Bryophyten) und korrespondierenden Wasseranalysen wurden Bioindikatoren für bestimmte hydrochemische Zustände charakterisiert.

Durch die geologischen und pedologischen Eigenschaften der Region kann der Chemismus von Waldquellen als zeitliches und räumliches Integral der Prozesse und Stoffflüsse ihrer Waldeinzugsgebiete aufgefasst werden.

In den Hochlagen des Frankenwaldes sind niedrige pH-Werte, verbunden mit erhöhten Metallgehalten (Aluminium, Mangan) nicht flächenhaft anzutreffen. Solche Verhältnisse konzentrieren sich auf die nördlichen Teilbereiche des Untersuchungsgebietes um den Rennsteig. Den Hochlagen im Südosten, welche durchaus größere Massenerhebungen darstellen (Döbra), fehlen saure Quellwässer, obwohl Klima, Petrographie und Bodenbildung durchaus vergleichbar sind.

Die Sulfatgehalte der Quellwässer lassen eine eindeutige Häufung erhöhter Werte in den westlichen und nördlichen Teilräumen erkennen und legen deshalb eine Beziehung zu Emissionen schwefelhaltiger Verbindungen in den Gebieten der ehemaligen DDR nahe. In den höchsten Lagen des Rennsteigs sind trotz saurer Reaktion die Sulfatgehalte - wahrscheinlich durch Anionensorption in B_s -Horizonten - wieder geringer.

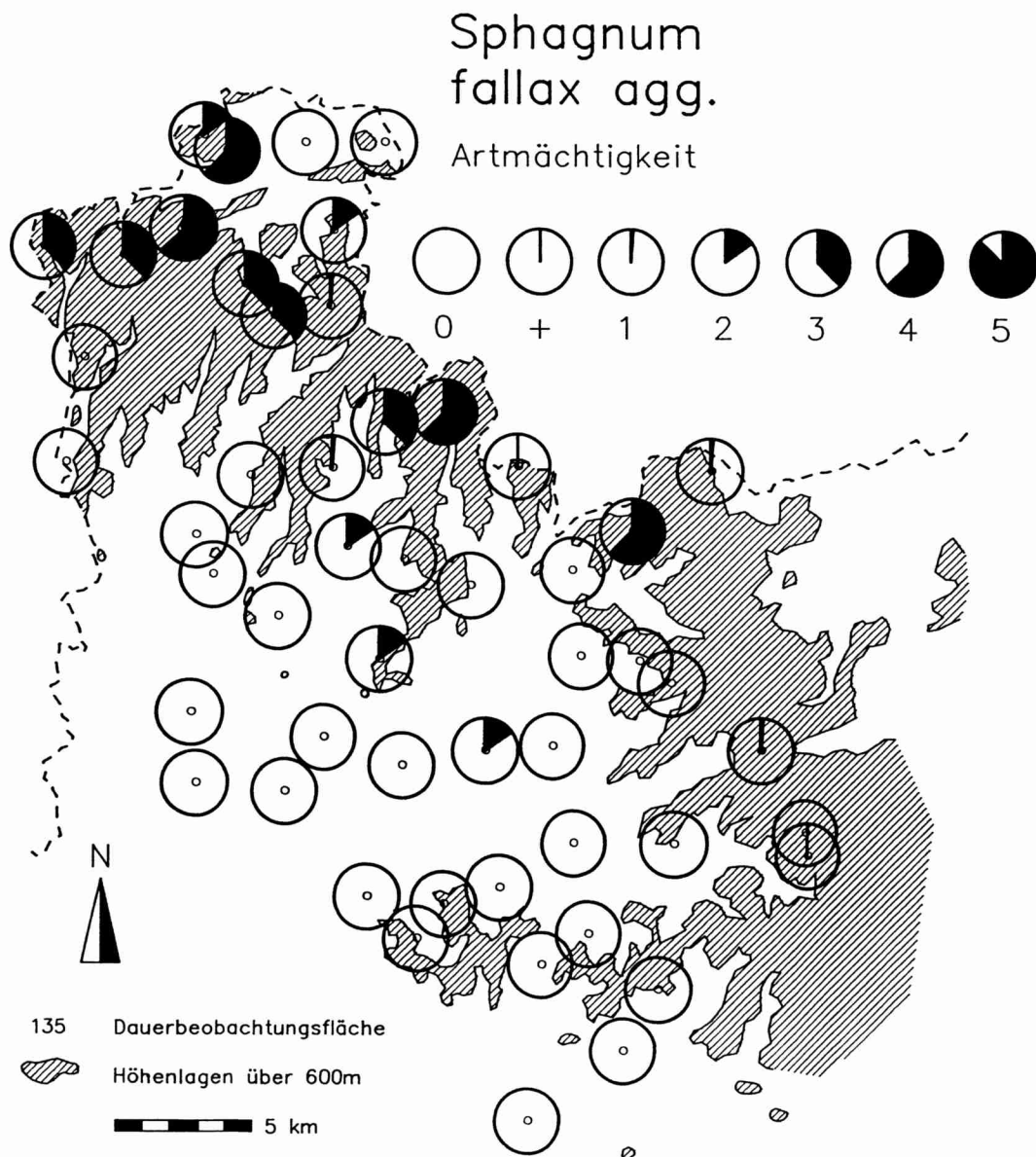


Fig. 10. Artemächtigkeite von *Sphagnum fallax* agg. in Waldquellfluren des Frankenwaldes (Dauerbeobachtungsflächen) / Abundance of *Sphagnum fallax* agg. in forest spring vegetation from the Frankenwald (permanent plots)

Nach *Ellenberg* (1982) entscheidet bei Quellwässern mehr als bei anderen Wässern 'der Kalkgehalt über das Artengefüge der [...] Pflanzenbestände'. Dies trifft für die grobe Klassifikation der mitteleuropäischen Quellflurgesellschaften auch zu. Wie sich am untersuchten Beispiel der Quellfluren des Frankenwaldes zeigt, ist eine weitere Differenzierung der Waldquellflurvegetation des Grundgebirges anhand des Kalkgehaltes kaum möglich. Das Auftreten oder Fehlen der Arten bestimmen andere Eigenschaften des Wasserchemismus.

Die Artenzusammensetzung der Quellflurvegetation ist, wie durch Hauptkomponentenanalysen gezeigt werden konnte, im Vergleich verschiedener Standorte durch graduelle Übergänge gekennzeichnet. Der entscheidende, die Artenzusammensetzung bestimmende Standortsfaktor ist dabei der Wasserchemismus, da eine reaktionsinduzierte Anordnung entlang des ersten Eigenvektors erfolgt. Der Lichthaushalt ist dieser Einflußgröße untergeordnet für die Ordination entlang des zweiten Eigenvektors verantwortlich. Die Möglichkeit einer eindeutigen ökologischen Interpretation der Achsen unterstreicht die geringe Bedeutung menschlicher Störeinflüsse für die Artenkombination.

Mit der Hilfe traditioneller pflanzensoziologischer Tabellenarbeit läßt sich eine Artengruppe saurer Quellwässer erkennen, welche durch objektivierte multivariate Methoden als Versauerungszeiger abgegrenzt werden können. Ihr gemeinsames Auftreten in Waldquellfluren macht eine Immissionsbelastung der Einzugsgebiete sehr wahrscheinlich, selbst wenn visuell noch keine Schäden an der Waldvegetation zu erkennen sind.

Die festgestellten Zeigerfunktionen bestimmter Pflanzenarten der Quellfluren ermöglichen es den Forstbeamten, einen raschen Überblick über den ökochemischen Zustand von Waldgebieten zu erlangen. Künftige Veränderungen können, z.B. über die Zunahme von Torfmoosen oder des Widertonmooses in Quellfluren, durch Forstleute ohne aufwendige wasserchemische Untersuchungen erkannt werden.

Die Ordination der Vegetationsaufnahmen (Standorte) auf der Grundlage ihrer floristischen

Ähnlichkeit läßt sich ökologisch ebenfalls gut interpretieren. Während Nährstoffgehalte der Quellwässer (z.B. Sulfat) die Anordnung nicht erklären können, zeigt sich bei der Auftragung der niedrigsten nachgewiesenen pH-Werte oder von Aluminiumgehalten ein klares Muster. Diese Parameter sind daher entscheidend für die floristische Differenzierung der Quellflurvegetation!

Immissionen unterliegen einer hohen zeitlichen und kleinräumlichen Dynamik. Eine räumlich befriedigende Erfassung von Schadstoffimmissionen erfordert daher einen immensen technischen und zeitlichen Aufwand. Raumbezogene Daten zum Ökochemismus belasteter Waldgebiete sind deshalb rar. Bei der vorliegenden Untersuchung wurde das Waldökosystem als 'Black Box' aufgefaßt, deren Prozesse und Stoffflüsse nicht vollständig erfaßt werden können. Durch die spezifischen naturräumlichen Gegebenheiten ist der Output der Waldökosysteme, der in erster Linie über den Interflow erfolgt, stets unter vergleichbaren Bedingungen in den Quellen zu erfassen.

Mit den vorliegenden Ergebnissen können in Zukunft forstliche Kompensationsdüngungen gezielter eingesetzt werden. In bestimmten Teilgebieten des Frankenwaldes ist die Einsparung oder zumindest die Reduzierung dieser Mittel zu erwägen. Es ist nun aber auch möglich, Kompensationsdüngungen gezielt auch in solchen Beständen einzusetzen, in welchen eine Belastung zwar noch nicht durch Schäden an der Vegetation augenscheinlich wird, aber bereits deutliche Versauerungs- bzw. Auswaschungserscheinungen festzustellen sind.

In den südöstlichen Teilräumen können auch in den Hochlagen, aufgrund der vorliegenden Ergebnisse, die Aufwendungen für Düngemittel erheblich reduziert werden. Eine Kontrolle etwaiger negativer Veränderungen ist durch die feststehenden Beprobungspunkte jederzeit möglich. In heute als nicht belastet eingestuften Gebieten könnten über Veränderungen der Stoffausträge Beeinträchtigungen frühzeitig festgestellt werden. Durch die veränderten politischen Verhältnisse im neuen Bundesland Thüringen ist es zudem denkbar, daß sich die Schwefelbelastung zukünftig reduziert und somit positi-

ve Veränderungen dokumentiert werden könnten.

Die forstliche Bedeutung der kleinflächig auftretenden Vernässungen als Standort ist verständlicherweise gering. Dies kommt beispielsweise darin zum Ausdruck, daß Waldquellfluren bei *Braun* (1982), in einem Lehrbuch der Forstbotanik, keine Erwähnung finden. Entscheidend für die forstliche Praxis ist aber nicht die Quellflur an sich, sondern ihre Indikatorfunktion für die angrenzenden Waldeinzugsgebiete. Auch *Odum* (1983) streicht heraus, daß 'Quellen als Untersuchungsobjekte in einer Weise wichtig (sind), die nicht im Verhältnis zu ihrer Größe oder Zahl steht'.

Neben Rückschlüssen auf Einzugsgebiete bieten die Waldquellfluren sozusagen ein natürliches Labor zur Untersuchung der Steuerungsfunktionen von Artenzusammensetzungen in Ökosystemen. Die Homogenität der Umweltfaktoren bietet die Möglichkeit zur Prüfung kausalanalytischer Methoden an einem überschaubaren Modell. Es können verschiedene Methoden wie konventionelle pflanzensoziologische Tabellenarbeit und multivariate numerische Methoden miteinander verglichen werden. Die Dominanz weniger aber gut meßbarer Standortsfaktoren ermöglicht eine gute Interpretation der Ergebnisse. Haben sich bestimmte Methoden in diesem überschaubaren Ökosystem bewährt, dann können sie auch in komplexeren Systemen, beispielsweise in Waldökosystemen, eingesetzt werden.

Mit dem vorgelegten Konzept ist eine räumliche Erfassung von Belastungssituationen der Waldökosysteme des Frankenwaldes möglich. Es beinhaltet eine summarische Integrierung langfristig wirkender Einflüsse. Veränderungen der Systeme sind in den Waldquellen schon feststellbar, bevor sie sich in Schädigungen der Waldvegetation manifestierten.

Mit der Entwicklung der hier vorgestellten Methodik wurden die Grundlagen für ein Monitoring-System gelegt. Die Waldquellen-Dauerbeobachtungsobjekte können in einem noch zu bestimmenden Turnus weiterhin beprobt werden. Eventuelle zukünftige Veränderungen im

Wasserchemismus wären auf diese Weise feststellbar, wobei durchaus auch positive Entwicklungen denkbar sind, da durch die politischen Veränderungen der jüngsten Vergangenheit zu erwarten ist, daß in den neuen Bundesländern bald die ökologisch bedenkliche Braunkohle beim Hausbrand und in Kraftwerken durch umweltverträglichere Brennstoffe ersetzt wird.

8. Literatur

- Apel, R.* 1979: Hydrogeologische Verhältnisse. - In: *Horstig, G. von*: Geologische Karte von Bayern 1 : 25 000 - Erläuterungen zu Blatt Nr. 5633 Sonneberg (Bayer. Anteil) und zum Blatt Nr. 5634 Teuschnitz: 58-68
- Baker, J.P. and C.L. Schofield* 1982: Aluminum toxicity to fish in acidic waters. - *Water, Air and Soil Pollution* 18: 289-309
- Bauer, J., R. Lehmann und A. Hamm* 1988: pH-Wert-Veränderung an ungepufferten Seen und Fließgewässern durch saure Depositionen und ökologische Aspekte der Gewässerversauerung. - In: Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung (Hrsg.): Gewässerversauerung im nord- und nordostbayerischen Grundgebirge: 1-250
- Beamish, R.J.* 1976: Acidification of lakes in Canada by acid precipitation and the resulting effects on fishes. - *Water, Air and Soil Pollution* 6: 501-514
- Beierkuhnlein, C.* (in Vorber.): Analyse ökologischer Steuerungsfaktoren der Artenzusammensetzung von Waldquellfluren im Frankenwald. - Diss. Lehrstuhl Biogeographie, Univ. Bayreuth
- Beierkuhnlein, C. und W. Türk* 1991: Die Naturräume Oberfrankens und angrenzender Gebiete. - *Bayreuther Bodenkundliche Berichte* 17: 1-10
- Braun, H.J.* 1982: Lehrbuch der Forstbotanik. - Stuttgart
- Dickson, W.* 1975: Acidification of Swedish Lakes. - *Inst. of Freshwater Research, Drottningholm, Rep. Nr.* 54: 8-20
- Ellenberg, H.* 1982: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen - in ökologischer Sicht. - Stuttgart
- Fischer-Scherl, T., R. Hoffmann, P. Schmitt und R. Lehmann* 1986: Einfluß der Gewässerversauerung auf die Fischfauna in Bayerischen Fließgewässern. - *Fischer und Teichwirt* 4: 101-105
- Gorham, E.* 1976: Acid precipitation and its influence upon aquatic ecosystems - an overview. - *Water, Air and Soil Pollution* 6: 457-481
- Gorham, E. and W.W. McFee* 1980: Effects of acid deposition upon outputs from terrestrial to aquatic ecosystems. - In: *Hutchinson, T.C. and M. Havas* (eds.): Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems. - New York: 465-480

- Gräslé, W. (in Vorber.): Strukturelle Entwicklung ausgewählter Beispiele der Quellflurvegetation des Frankenwaldes und ihre Beziehung zu mikroklimatischen Einflußgrößen. - Diplomarbeit Lehrstuhl Biogeographie, Universität Bayreuth
- Grahn, O. 1977: Macrophyte succession in Swedish lakes caused by deposition of airborne acid substances. - *Water, Air and Soil Pollution* 7: 295-305
- Herrmann, R., I. Baumgartner und F. Janocha 1989: Aluminiumspezies in oberflächennahen Grundwässern des Deck- und Grundgebirges in Oberfranken. - *Wasser Abwasser* 130 (6): 285-292
- Höll, K. 1964: Langjährige chemische Untersuchungen unbeeinflusster Quellen und Quellbäche. - *Vom Wasser* 31: 26-42
- Horstig, G. von 1976: Hydrogeologische Hinweise. - In: Horstig, G. von und G. Stettner: Geologische Karte von Bayern 1:25 000 - Erläuterungen zu Blatt Nr. 5735 Schwarzenbach am Wald: 140-143
- Kästner, M. 1942: Über einige Waldsumpfgesellschaften, ihre Herauslösung aus den Waldgesellschaften und ihre Neueinordnung. - *Beih. Bot. Cbl.* 61B (1/2): 137-207
- Kohler, A. und R. Schön 1984: Versauerungsresistenz submerser Makrophyten. - *UBA-Materialien* 1/84: 353-364
- Lenhart, B. und C. Steinberg 1984: Limnochemische und limnobiologische Auswirkungen der Versauerung von kalkarmen Oberflächengewässern. Eine Literaturstudie. - *Informationsberichte Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft* 4/84: 1-210
- Maas, F.M. 1959: Bronnen, bronbeken en bronbossen van Nederland, in het bijzonder die van de Veluwezoom, een plantensociologische en oekologische studie. - Wageningen
- Matthias, U. 1983: Zur Problematik der Gütebeurteilung von saueren Fließgewässern. - *Z. Wasser Abwasser Forsch.* 16: 107-110
- Melzer, A. 1984: Makrophytische Wasserpflanzen in Urgesteinsseen Ostbayerns. - *UBA-Materialien* 1/84: 344-353
- Melzer, A. und E. Rothmeyer 1983: Die Auswirkungen der Versauerung der beiden Arberseen im Bayerischen Wald auf die Makrophytenvegetation. - *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 54: 9-18
- Nichols, S. 1977: On the interpretation of PCA in ecological contexts. - *Vegetatio* 34: 191-197
- Odum, E.P. 1983: Grundlagen der Ökologie. Bd. 2 Standort und Anwendung. - 2. Aufl., Stuttgart, New York
- Philippi, G. und E. Oberdorfer 1977: Klasse: Montio-Cardaminetea Br.-Bl. et Tx. 43. Quellflurgesellschaften und Waldsümpfe. - In: Oberdorfer, E. (Hrsg.): *Süddeutsche Pflanzengesellschaften*. Bd. I (2. st. bearb. Aufl.)
- Rothammel, B. 1991: Modellierung des Einflusses wichtiger Steuergrößen auf den boden- und gewässerchemischen Zustand ausgewählter Einzugsgebiete des Frankenwaldes. - Diplomarbeit Lehrstuhl Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth
- Schmidt, M. 1990: Waldsterben und Trinkwasserversorgung aus dem Westharz. - *AFZ* 30-31: 790-792
- Schoen, R. und A. Kohler 1984: Gewässerversauerung in kleinen Fließgewässern des Nordschwarzwaldes während der Schneeschmelze 1982. - *UBA-Materialien* 1/84: 58-69
- Thienemann, A. 1922: Hydrobiologische Untersuchungen an Quellen. - *Archiv f. Hydrobiologie* 14: 151-189
- Ulrich, B. 1972: Die Filterfunktion von Böden. - *Mitt. Dt. Bodenk. Ges.* 16: 123-129
- Ulrich, B. 1981: Destabilisierung von Waldökosystemen durch Akkumulation von Luftverunreinigungen. - *Forst u. Holzwirt* 36: 525-532
- Wey, H. 1988: Die Vegetation von Quellgebieten im Raum Trier und ihre Beeinflussung durch land- und forstwirtschaftliche Bodennutzung der Einzugsgebiete. - *Diss. Bot.* 125
- Whittaker, R.H. 1978: Evaluation of ordination techniques. - In: R.H. Whittaker (ed.): *Ordination of plant communities*: 277-336
- Wild, A. 1972: Die chemische Beschaffenheit des Grundwassers. - In: Emmert U. und G. von Horstig: *Geologische Karte von Bayern 1:25 000 - Erläuterungen zu Blatt Nr. 5734 Wallenfels*: 175-180
- Wildi, O. and L. Orloci 1990: Numerical exploration of community patterns. - Den Haag
- Wright, R.F. et al. 1976: Impact of acid precipitation on freshwater ecosystems in Norway. - *Water, Air and Soil Pollution* 6: 483-499

Manuskripteingang: 23.09.1991

Annahme zum Druck: 25.10.1991