

Aus der Sektion Forstwirtschaft der Technischen Universität Dresden  
Wissenschaftsbereich Bodenkunde und Standortlehre  
(Wissenschaftsbereichsleiter: Prof. Dr. H. J. Fiedler)

## Zur Relation zwischen basischen Kationen und Anionen starker Säuren in Waldgewässern der Mittelgebirge

Von Hans Joachim Fiedler und Wolfgang Katzschner

Mit 2 Abbildungen

(Eingegangen am 10. August 1987)

### 1. Einleitung

Die chemische Beschaffenheit von Waldgewässern und ihr zeitlicher Verlauf können unter bestimmten Voraussetzungen Auskunft über Zustand und Entwicklung von Forstökosystemen in den zugehörigen Wassereinzugsgebieten geben. Dies betrifft auch die langfristige bodenversauernde Wirkung von Immissionen und die entsäuernde Wirkung von Kalkdüngungen. Die Chemie der Fließgewässer spiegelt vorrangig die biogeochemischen Prozesse im Einzugsgebiet wider. Für die Charakterisierung der Acidität der Waldbäche und ihres gegenwärtigen chemischen Zustandes reicht der  $pH$ -Wert allein nicht aus. Vielmehr gilt es, die Zusammenhänge zwischen dem  $pH$ -Wert der Gewässer und ihrem Gehalt an basischen und sauren Kationen sowie anorganischen und organischen Säureanionen aufzuzeigen. Will man die sich unter dem Einfluß von ökosysteminterner Versauerung und atmosphärischem Säureeintrag vollziehenden Ionenaustauschprozesse im Boden erfassen, läßt sich die analytische Bestimmung auf  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Al^{3+}$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $NO_3^-$  und  $R-COO^-$  beschränken. Unter Angabe der pedologisch-geologischen, hydrologischen und forstlichen Randbedingungen kann der aktuelle Zustand der Acidität eines Gewässers außer durch den  $pH$ -Wert auch über den Quotienten  $Ca + Mg / SO_4 + NO_3$  gekennzeichnet (Schoen und Kohler 1984) und über ein Monitoring die „Versauerung“ nachgewiesen werden. Der Quotient aus der Summe der Erdalkalien und der wichtigsten Säureanionen ist für landesweite Untersuchungen einfacherer Relationen, wie  $Ca + Mg / SO_4$  bzw.  $Ca / SO_4$ , vorzuziehen, da er sich sowohl für Gebiete mit klassischen als auch neuartigen Waldschäden eignet und die für die Ernährung und Stabilität des Waldes bzw. die Bodenfruchtbarkeit entscheidenden Elemente berücksichtigt. Während dieser Quotient bei einmaliger Probenahme in verschiedenen Gebieten für Erhebungszwecke bereits bestimmt wurde (Schoen und Kohler 1984), soll im folgenden Höhe und Verlauf desselben für nur ein Wassereinzugsgebiet über 2 Jahre verfolgt werden. Als Versuchsobjekt diente das Wassereinzugsgebiet Wernersbach im Tharandter Wald, das fast vollständig mit Fichte bestockt ist und nur forstlich bewirtschaftet wird. Um die Sicherheit bei der Bewertung von natürlichen sowie bewirtschaftungs- und umweltbedingten Einflüssen durch diesen Quotienten zu erhöhen, wurden außer dem Gesamteinzugsgebiet noch 2 Teileinzugsgebiete in die Betrachtung einbezogen.

### 2. Standort und Methodik

Das 457 ha große hydrologische und ökologische Experimentalgebiet Wernersbach liegt in den Unteren Berglagen des Erzgebirges und wird u. a. vom Oberen Wernersbach und N-Bach entwässert, die nach ihrer Vereinigung als Wernersbach dem Mefwehr zufließen. Die Gehalte der Bachwässer an  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $SO_4^{2-}$  und  $NO_3^-$  wurden

im 1- bis 2wöchigen Abstand von Juni 1982 bis Mai 1984, also in 2 hydrologischen Jahren, bestimmt. Die Meßstellen lagen jeweils am Ende der Zuflüsse und am Meßwehr des Gesamteinzugsgebietes. Die Wasserproben wurden vor der Analyse durch ein 0,45- $\mu\text{m}$ -Membranfilter filtriert. Ca und Mg wurden mittels AAS bestimmt. Bezüglich der pH-Messung, der Analyse auf  $\text{SO}_4^{2-}$  und  $\text{NO}_3^-$ , der Probenahme und der Standortverhältnisse wird auf frühere Arbeiten verwiesen (Thakur 1985, Fiedler 1985, Fiedler und Katschner 1983, Katschner et al. 1988, Fiedler und Thakur 1988).

### 3. Ergebnisse

Abb. 1 gibt Höhe und Verlauf des Quotienten aus Kationen und Anionen für die Teileinzugsgebiete Oberer Wernersbach und N-Bach und das Gesamteinzugsgebiet (Meßwehr) wieder. Abb. 2 zeigt Höhe und Verlauf des Abflusses und des pH-Wertes am Meßwehr. Nach Abb. 1 unterscheiden sich die beiden Teileinzugsgebiete trotz ähnlicher Standorts- und Bestockungsverhältnisse stark in der Wasserqualität, ohne daß hierfür anthropogene Einflüsse verantwortlich sind. Am Meßwehr, wo die Mischung aus diesen Bachwässern und eines weiteren Zuflusses erfaßt wird, liegen entsprechend den Wasseranteilen der Bäche Verhältnisse vor, die sich mehr denen des Oberen Wernersbaches nähern. Die Kurvenverläufe weisen eine starke, aber meist gleichgerichtete Dynamik auf, was in Übereinstimmung mit der einheitlichen Immission und Bewirtschaftung steht. Die untersuchte Relation schwankt im Gesamteinzugsgebiet von  $< 0,4$  bis  $1,2$ , mit für alle Entnahmestellen maximalen Werten im November/Dezember 1982 (Zeit geringen Abflusses) und einem einheitlich ausgeprägtem Minimum im März 1983 (Zeit hohen Abflusses). Im März/April 1983 und 1984 liefern Oberer Wernersbach und N-Bach ähnliche Werte. Mit dem Einsetzen der Vegetationsperiode erfolgt stets ein Anstieg der Relationswerte. Innerhalb der Anionensumme überwiegt ganzjährig der Sulfatanteil.

Nach Abb. 2 ist an der Entnahmestelle Meßwehr der pH-Wert bei niedrigen Abflussmengen (September bis Dezember) relativ hoch, bei den hohen Abflussmengen (Januar bis April) relativ niedrig. An den 3 Entnahmestellen schwankten die pH-Werte im gleichen Rhythmus, wobei zwischen Juni 1982 und Mai 1984 folgende Extremwerte auftraten:

Wasserentnahmestelle	pH	
	Minimum	Maximum
Oberer Wernersbach	4,0	7,1
N-Bach	3,8	4,9
Meßwehr	4,0	6,0

Die Beziehung zwischen der Sulfatkonzentration und dem pH-Wert der Bachwässer ist straff, besonders im Oberen Wernersbach und am Meßwehr, weniger im N-Bach. Je höher die Sulfatkonzentration ansteigt, um so mehr sinkt der pH-Wert. Zwischen Wasserabflussmenge und  $\text{H}^+$ - sowie  $\text{SO}_4^{2-}$ -Austrag am Meßwehr besteht eine positive Korrelation.

### 4. Diskussion

Da terrestrische und aquatische Ökosysteme gemeinsam durch Immissionen, z. B. in Form der Versauerung, betroffen werden, sind landschaftsbiogeochemische Untersuchungen besonders wertvoll. Der Zusammenhang zwischen Waldökosystem, Immissionstyp und Gewässerchemie ermöglicht es prinzipiell, Veränderungen in der Vitalität der Bestände, z. B. in Randgebieten der gegenwärtigen Schadzonen, zu erkennen. Voraussetzung ist jedoch, daß die jeweiligen pedologisch-geologischen und hydrologischen



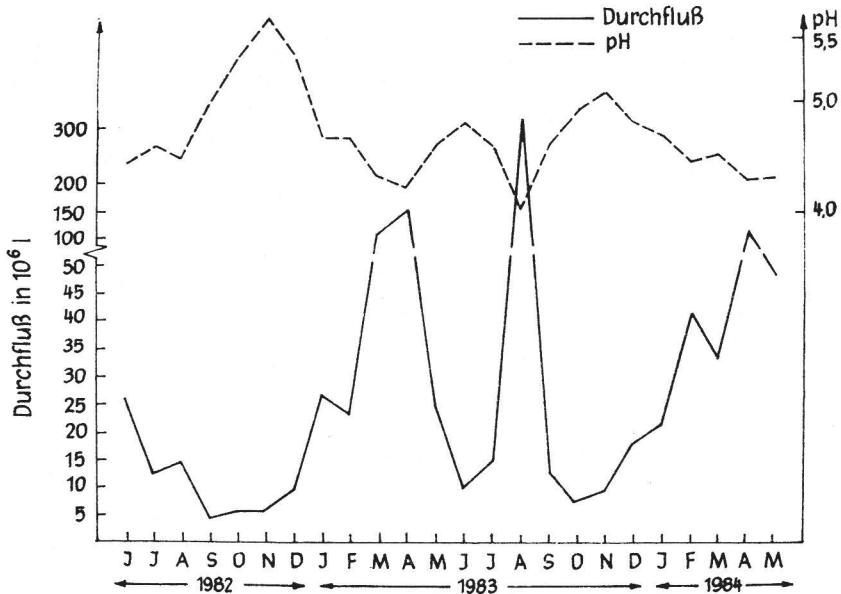


Abb. 2. Verlauf der Durchflußmenge und des pH-Wertes am Meßwehr des Wernersbaches im Zeitraum Juni 1982 bis Mai 1984

Bedingungen der Einzugsgebiete bekannt sind (s. a. Keller et al. 1986) und zusammen mit dem Rhythmus des Vegetationsverhaltens bei den Probenahmeterminen und -orten berücksichtigt werden. So sollten Daten für den vorwiegenden Basisabfluß (Winter, Trockenperioden) denen des vorwiegenden Oberflächenabflusses (Schneesmelze, Starkregen) gegenübergestellt werden.

Eine Schädigung des Waldökosystems äußert sich in erhöhter Nitratkonzentration des Sickerwassers (Hauhs 1985), da der Bestand die  $\text{NO}_3^-$ -Aufnahme senkt und  $\text{NO}_3^-$  von den Bodenkolloiden nicht sorbiert wird. In Gebieten mit stärkeren neuartigen Schäden an Fichte dürfte die Gewässerchemie bedingt durch atmosphären Eintrag und mangelnde Aufnahme von Nitrat stärker als im Tharandter Wald von der Nitrat-Konzentration und dem  $\text{CO}_2$ -Partialdruck im Sickerwasser kontrolliert werden (Hauhs 1985).

Während der Schneeschmelze 1983 lag in der BRD der Nitratanteil an der Anionensumme  $\text{SO}_4^{2+} + \text{NO}_3^-$  bei 10 bis 38 % (Schoen 1984). Gewässer aus Wäldern im Einflußbereich des Rhein-Ruhr-Gebietes (z. B. Kaufunger Wald, Knüllgebirge) weisen hohe Gehalte an  $\text{SO}_4 + \text{NO}_3$  auf. In stark mit  $\text{SO}_4 + \text{NO}_3$  belasteten Gewässern machen die  $\text{NO}_3^-$ -Anteile  $\leq 11\%$  aus, während in Gebieten mit niedriger Belastung die  $\text{NO}_3^-$ -Anteile höher liegen. In den versauerten Gewässern Skandinaviens sinkt der  $\text{NO}_3^-$ -Anteil häufig unter 5 % (Schoen et al. 1984). Im Gebietsabfluß der Langen Bramke (Harz, BRD) variierten die Sulfatkonzentrationen von 1977 bis 1984 von 125–350  $\mu\text{eq/l}$  (gewogene Monatsmittel) bei Eintragungswerten von 42 kg S/ha · a (Hauhs 1984, 1985). Die entsprechenden Nitrat-N-Konzentrationen schwankten von  $> 0$  bis 1 (1,6) mg/l. Als natürlichen Sulfat-Grundwert gibt Wright (1983)  $< 50 \mu\text{eq/l}$  an, doch ist die Gesteinsabhängigkeit dieser Größe zu beachten.

Die Erfahrungen von David (1986), daß die die Versauerung des Oberflächenwassers bestimmenden Prozesse innerhalb eines größeren Wassereinzugsgebietes (um 1000 ha) eine starke räumliche Variabilität besitzen können, wurde im Tharandter

Wald für ein Gebiet um 500 ha bestätigt. Bei vergleichbaren bodenchemischen Prozessen bzw. Pufferbereichen (Ulrich 1986, Prenzel 1984) und gleicher Säuredeposition können Aciditätsunterschiede der Gewässer in der Bodengeologie (Mächtigkeit, Durchlässigkeit, Neigung der Bodendecke) und damit im Fließweg des Wassers begründet sein. Der Weg des abfließenden Wassers wurde in jüngster Zeit von verschiedenen Autoren als der bedeutendste, die Wasserchemie bestimmende Einzelfaktor erkannt. Die im Wernersbachgebiet auftretenden Aciditätsunterschiede liegen in gleicher Größenordnung wie in den Adirondack Mountains (USA) (David 1986), wo Zuflüsse zu einem See teils  $pH$  5,1, teils  $pH$  4,1 aufwiesen. Dies war mit folgenden Unterschieden im Kationen- und Anionengehalt ( $\mu eq/l$ ) verbunden: Ca 108 – 54, Mg 54 – 16,  $SO_4$ -S 96 – 118,  $NO_3$ -N 27 – 15. Der K-Gehalt war in beiden Fällen gleich. Im Schwarzwald (Feger 1986) wiesen die Zuflüsse zu Seen gleichfalls teils  $pH$  6,0–6,5, teils  $pH$  4,0–4,5 auf, wobei stark saure Gewässer mehr  $SO_4^{2-}$  und  $NO_3^-$  sowie  $K^+$  enthielten, während die Unterschiede bei  $Ca^{2+}$  und  $Mg^{2+}$  nicht gravierend waren. Unterschiedlicher Chemismus wurde auch für die Quellen des Kaufunger Waldes beschrieben, wo lageabhängig ein Teil  $pH$ -Werte von 5,1–7,6 ( $\bar{x}$  6,4), ein anderer solche von  $pH$  3,3–4,4 ( $\bar{x}$  3,95) besaß.

Die im Wernersbach-Gebiet gemessenen Extremwerte des Kationen-Anionen-Quotienten lassen sich mit geringen Abflüssen tiefer versickerten Wassers im Hochwinter und während herbstlicher Trockenperioden und hohen Abflüssen zur Zeit der Schneeschmelze sowie nach Starkregen, wobei das Wasser nur den Auflagehumus und humosen Oberboden durchströmt, in Verbindung bringen. In abflußreichen Perioden kommt es boden- und reliefabhängig zu einem oberflächennahen Abfluß, der lösliche, nicht sorbierte Stoffe wie Sulfat, Nitrat und organische Anionen lateral wegführt, was stärkere  $pH$ -Absenkungen des Fließwassers zur Folge hat. Bei stark sauren Gewässern kann der Huminstoffanteil am Säureeintrag zwischen 15–30 % liegen (s. a. Puhe und Ulrich 1985), er ist damit für die Versauerung weniger entscheidend als die anorganischen Säuren. In abflußarmen Perioden (Niedrigwasser) herrscht die vertikale Bodenwasserbewegung vor, bei der eine Festlegung bzw. Beseitigung (Denitrifikation) von Anionen sowie ein Kationenaustausch möglich ist, so daß es in Abhängigkeit von den Bodeneigenschaften zu einer weniger starken Versauerung kommen kann. Eine direkte, kurzfristige Abhängigkeit des  $pH$  des Oberflächenwassers vom atmosphärischen Säureeintrag ist hierbei in jedem Fall ausgeschlossen; organische Anionen spielen für die Acidität keine Rolle. Die Konzentrationen der Anionen starker Säuren im Gewässer werden nach Höhe und Verlauf also stark von den im Einzugsgebiet ablaufenden pedologisch-chemischen, hydrologischen wie auch biologischen Prozessen gesteuert. Auf jeden Fall sind die Fließwege des Sicker- und Grundwassers und die Eigenschaften der durchflossenen Böden bzw. Verwitterungsmaterialien und Gesteine wesentlicher für die Chemie der Fließgewässer, insbesondere den  $pH$ -Wert, als die direkte stoffliche Zusammensetzung der Niederschläge (Feger 1986).

Die  $pH$ -Werte im Fließgewässer sind in hohem Maße von den Bodenformen und den hystologischen Bedingungen (Abflußbildung) abhängig (Rosenquist 1983, Krug und Frink 1983, Lefohn und Klock 1985). Im Wernersbachgebiet handelt es sich dabei um saure Böden (Pseudo- und Stagnogleye, Pseudogley- und Podsol-Braunerden, Braunerde-Podsole) über basenarmen Grundgesteinen (Rhyolith, Sandstein) mit Lößlehmdecken unterschiedlicher Mächtigkeit, die Niederschlägen bzw. einem Fichtentrauf mit hohen Aciditätswerten ausgesetzt sind.

Es ist wahrscheinlich, daß der stark saure N-Bach vorrangig von Oberflächenwasser bzw. Wasser ohne nennenswerte Tiefensickerung (Stauhorizonte der Böden) gespeist wird, während der schwach saure Obere Wernersbach regelmäßig Wasser führt, das eine Tiefenpassage erfahren hat und dem zeitweilig stark saures Oberflächenwasser zugeführt wird. Die unterschiedliche Acidität der Bäche wäre damit kein

Ausdruck unterschiedlich starker Bodenversauerung oder gar differenzierter Immissionen in den Teileinzugsgebieten. Kurzfristige Änderungen der Acidität durch Bewirtschaftungseingriffe wie Düngungen sind möglich, allerdings auch nur über das Oberflächenwasser.

Die Alkalinität der Oberflächengewässer ist ein wichtiges Sensibilitätskriterium gegenüber Versauerung (Reuss und Johnson 1985). In unbelasteten Gewässern von bewaldeten Einzugsgebieten folgt die Alkalinität des Abflusses dem Rhythmus des Vegetationsverhaltens. Die Alkalinität  $A$  ist als die Summe der Carbonat-, Bicarbonat- und Hydroxyl-Ionen abzüglich der Wasserstoffionenkonzentration definiert:

$$A = 2 [\text{CO}_3^{2-}] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{OH}^-] - [\text{H}^+]$$

[molare Konzentrationen].

In sauren Waldgewässern kann das Carbonation vernachlässigt werden, im stark sauren  $pH$ -Bereich ( $\approx < 4,35$ ) auch das Bicarbonation.

Die Alkalinität läßt sich auch als die Summe der Konzentrationen basischer Kationen minus der Summe der Konzentrationen stark saurer Anionen definieren (Reuss und Johnson 1986). Aus Gründen des Ladungsgleichgewichts gilt:

$$\begin{aligned} & 2 [\text{Ca}^{2+}] + 2 [\text{Mg}^{2+}] + [\text{Na}^+] + [\text{K}^+] + [\text{H}^+] \\ & = [\text{HCO}_3^-] + [\text{OH}^-] + [\text{Cl}^-] + [\text{NO}_3^-] + 2 [\text{SO}_4^{2-}] \text{ bzw.} \\ & 2 [\text{Ca}^{2+}] + 2 [\text{Mg}^{2+}] + [\text{Na}^+] + [\text{K}^+] - [\text{Cl}^-] - [\text{NO}_3^-] - 2 [\text{SO}_4^{2-}] \\ & = [\text{HCO}_3^-] + [\text{OH}^-] - [\text{H}^+] \end{aligned}$$

(Alkalinität ohne  $\text{CO}_3^{2-}$  in  $\mu\text{eq/l}$ ).

Bei fulvosäurearmen, sauren Gewässern, die Bodenkontakt hatten, sind  $\text{Al}$ -Ionen mit zu berücksichtigen:

$$A = [\text{HCO}_3^-] + [\text{OH}^-] - [\text{H}^+] - 3 [\text{Al}^{3+}] - 2 [\text{Al}(\text{OH})^{2+}] - [\text{Al}(\text{OH})_2^+].$$

Negative Alkalinitätswerte weisen auf die Acidität starker Säuren hin.

Eine Veränderung der Alkalinität von nur  $20 \mu\text{eq/l}$  kann beim  $\text{CO}_2$ -Gehalt von Oberflächengewässern ( $\approx 0,03 \%$ ) eine  $pH$ -Änderung von 1,5 Einheiten auslösen. Auf Grund des höheren  $\text{CO}_2$ -Partialdrucks im Boden unterscheiden sich die zugehörigen Bodenwässer nur um  $0,1$ – $0,3 \text{ pH}$ -Einheiten (Reuss und Johnson 1986). Die stärksten Wirkungen eines Alkalinitätsverlustes treten in der Nähe des Nullpunktes der Alkalinität auf.

Bodenparameter, die die Alkalinität im Bodenwasser kontrollieren, sind u. a. Basensättigung,  $\text{CO}_2$ -Partialdruck und die Konzentration anderer Anionen als  $\text{HCO}_3^-$ . So kann sich durch Säuredeposition die  $\text{SO}_4^{2-}$ -Konzentration im Bodenwasser z. B. von 25 auf  $250 \mu\text{eq SO}_4^{2-}/\text{l}$  erhöhen, wodurch die Alkalinität bei allen  $\text{CO}_2$ -Spiegeln sinkt, insbesondere bei geringer Basensättigung. Die Entgasung des Bodenwassers beim Übergang zum Oberflächenwasser führt dann zu einer stärkeren  $pH$ -Differenz (Reuss und Johnson 1986). Hauhs (1985) definiert für ein Oberflächengewässer von  $pH$  6,2 die Alkalinität als Differenz aus  $\text{HCO}_3^-$  und  $\text{H}^+$  und bestimmt sie über die Kationen-Anionen-Bilanz:

$$A = \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+ + \text{Na}^+ + \text{NH}_4^+ - (\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^- + \text{Cl}^-).$$

Insgesamt ermöglicht also die Bestimmung der wichtigsten Kationen und Anionen auch über die Alkalinität des Sicker- und Oberflächenwassers eine Aussage zur Gewässer-versauerung und Beschaffenheit terrestrischer Ökosysteme unter Immissionsbedingungen.

Eine Modellierung der aufgezeigten Zusammenhänge in einem Wassereinzugsgebiet erfordert Daten über Luft, Wasser, Pflanzen und Boden und setzt damit eine enge Zusammenarbeit zwischen den entsprechenden Fachgebieten voraus (Cosby et al.

1985 a, b; Reuss und Johnson 1985, 1986; Hauhs 1985). Die Untersuchungsergebnisse sind dann für ökologische und umweltrelevante Fragestellungen aussagekräftig, wenn sie in gründlich erforschten Wassereinzugsgebieten langfristig durchgeführt werden (Likens et al. 1977, Keller et al. 1986).

### Z u s a m m e n f a s s u n g

Bachwässer des Wernersbachgebietes im Tharandter Wald mit seinen stark sauren Böden und erdalkaliarmen Gesteinen besitzen teils periodisch, teils ganzjährig sehr niedrige pH-Werte. Die Acidität der Fließgewässer variiert von pH 3,8 bis 7,1 bzw. Kationen-/Anionen-Quotienten-Werten von  $< 0,4$  bis 1,2. Hohe Quotientenwerte fallen mit geringen Abflüssen aus der Tiefenversickerung, niedrige Werte mit hohen Oberflächenabflüssen besonders aus der Schneeschmelze zusammen. Räumlich benachbarte Teileinzugsgebiete innerhalb des 457 ha großen Gesamteinzugsgebietes weisen stark unterschiedlich saure Gewässer auf. Die Ursache liegt vermutlich in abweichenden bodenhydrologischen Verhältnissen. Die über die Kationen-Anionen-Bilanz bestimmte Alkalinität bzw. der Quotient aus Erdalkalien und Anionen starker Säuren der Waldgewässer eignen sich zur Kennzeichnung der biogeochemischen Prozesse zugehöriger Waldökosysteme.

### S c h r i f t t u m

- Cosby, J., G. M. Hornberger, J. N. Galloway, and R. Wright: Modelling the effects of acid deposition: assessment of a lumped parameter model of soil water and stream chemistry. *W. R. R.* **21** (1985) 51—63.
- Cosby, J., R. F. Wright, G. M. Hornberger, and J. N. Galloway: Modelling the effects of acid deposition: Estimation of long-term water quality responses in a small forested catchment. *Water Resources Res.* (in press).
- David, M. B.: Chemistry differences in two streams entering an acidic lake in the Adirondack Mountains, New York (U.S.A.). *Water, Air, and Soil Pollution* **29** (1986) 415—424.
- Feger, K.-H.: Biogeochemische Untersuchungen an Gewässern im Schwarzwald unter besonderer Berücksichtigung atmogener Stoffeinträge. *Freiburger Bodenkd. Abh. H. 17.* Freiburg (1986).
- Fiedler, H. J.: Zur Bodenversauerung in Forstökosystemen durch Biomasseentzug und Immissionen. In: *Agrarwiss. Gesellsch. DDR, Bezirksverbd. Dresden: Probleme der Bodennutzung* (1985) 36—63.
- Fiedler, H. J., und W. Katzschner: Aziditätsverlauf eines Oberflächengewässers im Fichtenforst der Unteren Berglagen. *Arch. Naturschutz Landschaftsforsch.* **23** (1983) 25—33.
- Fiedler, H. J., und S. D. Thakur: Zur Sulfatdynamik eines bewaldeten Wassereinzugsgebietes der Unteren Berglagen. *Wiss. Z. TU Dresden* **36** (1987) 5, 103—109.
- Hauhs, M.: Der Einfluß des Waldsterbens auf den Zustand von Oberflächengewässern. *Z. dt. geol. Ges.* **136** (1985) 585—597.
- Katzschner, W., und H. J. Fiedler: Zum Aluminiumgehalt in Bachwässern aus Fichtenökosystemen der Unteren Berglagen. *Beitr. Forstw.* **21** (1987) 6—9.
- Katzschner, W., H. J. Fiedler und H. Pleiß: Zur Nitratstickstoff-Fracht des Wernersbaches im Tharandter Wald. *Wiss. Z. TU Dresden* **37** (1988) 6, 233—241.
- Keller, H. M., F. Forster, and P. Weibel: Factors affecting stream water quality: results of a 15 year monitoring study in the Swiss prealps. In: *Monitoring to Detect Changes in Water Quality Series. Proceedings of the Budapest Symposium* (1986) 215—225.
- Krug, E. C., and R. Frink: Acid rain on acid soil: a new perspective. *Science* **221** (1983) 520—524.
- Lefohn, A. S., and G. O. Klock: The possible importance of forest soil processes in defining surface water pH depressions. *Journal of the Air Pollution Control Association* **35** (1985) 632—637.
- Likens, G. E., F. H. Bormann, R. S. Pierce, J. S. Eaton, and N. M. Johnson: *Biogeochemistry of a forested ecosystem.* New York: Springer-Verlag 1977.

- Prenzel, J.: Mathematische Modelle zur Regulation des pH-Werts im Sickerwasser. Symposium Wald und Wasser, Sept. 1984, Grafenau. Nationalpark Bayerischer Wald (1984).
- Puhe, J., und B. Ulrich: Chemischer Zustand von Quellen im Kaufunger Wald. Arch. Hydrobiol. **102** (1985) 331–342.
- Reuss, J. O., and D. W. Johnson: Effects of soil processes on the acidification of water by acid deposition. J. Envir. Qual. **14** (1985) 26–31.
- Reuss, J. O., and D. W. Johnson: Acid deposition and the acidification of soils and waters. New York: Springer-Verlag 1986.
- Rosenquist, I. T.: Die Bedeutung der Ionenaustauschreaktionen und natürlichen H<sup>+</sup>-haltigen Bodenmaterials für die Versauerung und Aluminiumanreicherung in Seen und Flüssen. VDI-Berichte **500** (1983) 393–398.
- Schoen, R.: Zum Nachweis depositionsbedingter Versauerung in kalkarmen Fließgewässern der Bundesrepublik Deutschland mittels einfacher chemischer Modelle. Bericht der Tagung des DVWK-Arbeitskreises „Wald und Wasser“, Grafenau (1984).
- Schoen, R., und A. Köhler: Gewässerversauerung in kleinen Fließgewässern des Nordschwarzwaldes während der Schneeschmelze 1982. Umweltbundesamt Materialien **1/84** (1984) 58–69.
- Schoen, R., R. Wright und M. Krieter: Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland – Erster regionaler Überblick. Naturwiss. **71** (1984) 95–97.
- Thakur, S. D.: Der biogeochemische Schwefelkreislauf in seiner Bedeutung für Forstökosysteme unter besonderer Berücksichtigung des ökologischen Experimentalgebietes „Wernersbach“ im Tharandter Wald. Diss. TU Dresden (Tharandt) (1985) 193 S. u. Anh.
- Ulrich, B.: Die Rolle der Bodenversauerung beim Waldsterben: Langfristige Konsequenzen und forstliche Möglichkeiten. Forstwiss. Centralbl. **105** (1986) 421–435.
- Wright, R. F.: Acidification of freshwaters in Europe. Water Qual. Bull. (Burlington) **8** (1983) 137–143.

Prof. Dr. Hans Joachim Fiedler  
Dipl.-Forsting. Wolfgang Katschner  
Technische Universität Dresden  
Sektion Forstwirtschaft  
Wissenschaftsbereich Bodenkunde und Standortslehre  
Piener Straße 8  
Tharandt  
DDR – 8223