

S

94518

"Chemische Vorgänge beim Übergang
vom Sickerwasser zum Grundwasser"

mit 28 Abbildungen und 9 Tabellen

Von der Fakultät für Bergbau und Hüttenwesen
der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen
zur Erlangung des akademischen Grades eines
Doktors der Naturwissenschaften

genehmigte Dissertation

vorgelegt von Diplom-Geologe
Horst Dieter Schulz
aus Warnemünde/Mecklenburg

Berichter : Professor Dr. H. Breddin
Professor Dr. G. Friedrich

Tag der mündlichen Prüfung : 13. Juni 1970

BIBLIOTHEK
DER
TECHN. HOCHSCHULE
AACHEN

Für die Betreuung danke ich Herrn Prof.
Dr. H. BREDDIN und Herrn Prof. Dr. G. FRIEDRICH.

Die Arbeit wurde finanziell unterstützt durch die
Deutsche Forschungsgemeinschaft.

I N H A L T

	Seite
1. <u>Einleitung und Aufgabenstellung</u>	5
2. <u>Durchsickerungsversuche im Gelände ("Gelände-Lysimeter")</u>	11
2.1 Versuchsanordnung	11
2.2 Beschreibung der Standorte im Gelände	17
2.3 Auswertung der Analysen	28
2.3.1 Hydrologische Einflußgrößen	29
2.3.2 Untersuchte Inhaltsstoffe	31
2.3.3 Jahreszeitliche Schwankungen im Chemismus der Sickerwässer (Gesamthärte, Nitrate, Sulfate)	31
2.3.4 Beeinflussung des Wassertyps durch die chemische Zusammensetzung des Ausgangsgesteines	39
2.4 Vergleich zwischen dem Chemismus der Sickerwässer und dem der entsprechenden Quellwässer	41
3. <u>Durchsickerungsversuche an natürlichen Bodenprofilen im Labor ("Laborlysimeter")</u>	51
3.1 Beschreibung des "Laborlysimeters"	53
3.1.1 Entnahme der Bodenprofile	53
3.1.2 Beregnung mit künstlichem Regenwasser	57
3.1.3 Störeffekte bei "Laborlysimetern"	62
3.2 Auswertung der Versuche mit "Laborlysimetern"	65
3.2.1 Hydrologische Ergebnisse	65
3.2.2 Jahreszeitliche Schwankungen im Chemismus der Sickerwässer	70
3.2.3 Analysen von Sickerwässern nach Beregnung mit sauerstoffreichem Wasser	74
3.2.4 Analysen von Sickerwässern nach Beregnung mit kohlenstoffsäurereichem Wasser	76
3.2.5 Sickerwasseranalysen nach Zeiten langer Trockenheit	77
3.2.6 Der Einfluß der Huminstoffe auf das Sickerwasser	79

	Seite
4. <u>Lösungsversuche im Labor am Ausgangsgestein der Böden</u>	83
4.1 Vergleich zwischen Lösungsversuchen an unverwittertem Ausgangsgestein und solchen an zugehörigen Böden	83
4.2 Einflüsse des Gesteins auf den Chemismus der Sickerwässer	89
4.2.1 Einflüsse des zugehörigen Ausgangsgesteins	89
4.2.2 Einflüsse auf das Sickerwasser durch Gesteine mit anderer Zusammensetzung als das Ausgangsgestein des Bodens	92
5. <u>Diskussion der Ergebnisse</u>	95
6. <u>Berücksichtigung der Versuchsergebnisse bei der Herstellung hydrochemischer Karten</u>	104
7. <u>Zusammenfassung</u>	107
8. <u>Literatur</u>	110

1. Einleitung und Aufgabenstellung

Die Hydrochemie ist ein Grenzgebiet zwischen Chemie und Hydrologie, die ihrerseits wieder der Hydrogeologie und damit der Geologie nahesteht. Hydrochemische Bestimmungen dienen der Trinkwasserbeurteilung, der Abwasserbeseitigung, der Brauchwassergewinnung und der Baugrunduntersuchung. Von Seiten der Chemie werden fortlaufend neue und bessere Analysenverfahren beige-steuert, während die Gesetzmäßigkeiten der Lösungsvorgänge nur bruchstückweise und fast stets mit engem regionalen Bezug untersucht wurden. Diese Fragen sind für einen Chemiker schwer zu beantworten, da ihm oft die Hydrogeologie zu fern liegt, andererseits fehlen dem Hydrogeologen oft die nötigen chemischen Vorkenntnisse, so daß seine Untersuchungen in dieser Richtung zumeist streng regional bezogen und somit nur schwer und unter erheblichen Abstrichen in der Aussage zu verallgemeinern sind. Auch haben die Arbeiten des Hydrogeologen meist nur konstatierenden Charakter, fragen selten nach dem "warum" und begnügen sich häufig mit einer "Typologie" des Untersuchten (H. FAST & K. SAUER, 1958; L. GERB, 1958; H. FURTAK & H.R. LANGGUTH, 1967). Den "typologischen" Untersuchungen soll der Wert nicht abgesprochen werden. Dieser Weg führt jedoch nur zur geordneten Kenntnis der Vielfalt, nicht aber zur differenzierten Erkenntnis der Lösungsvorgänge und somit zu den bei ihnen geltenden Gesetzmäßigkeiten. Wie in allen exakten Naturwissenschaften führt auch hier der Weg zum Ziel über das Experiment. Deswegen ging man frühzeitig

dazu über, die Einzelstationen der Stoffaufnahme des Wassers getrennt zu studieren, um so die große Zahl komplexer Einflüsse besser zu erkennen. Es gibt eine große Zahl von Veröffentlichungen, die sich mit den bereits im Regenwasser gelösten Stoffen beschäftigen (GORHAM, E., 1955; COLLINS, W.D. & WILLIAMS, K.T., 1933).

Die reichhaltigen Untersuchungen von Lysimeterabläufen geben wichtige Aufschlüsse über die Stoffaufnahme im Bereich des Verwitterungsbodens und leiten bereits hin zu der Erkenntnis, daß hier schon der Typ des Grundwassers geprägt wird. Weniger bekannt ist die Stoffaufnahme und der Stoffaustausch des Wassers während seines Weges im Grundwasserleiter bis zum Austritt aus einer Quelle oder bis zum Herauspumpen aus einem Brunnen.

Es muß das Ziel aller Untersuchungen sein, die sich allgemein mit den im Grundwasser gelösten Stoffen beschäftigen, für jeden Bestandteil auszusagen, an welcher Stelle des Weges vom Regen bis zur Quelle oder zum Brunnen er unter welchen Bedingungen im Wasser gelöst worden ist. Dies wurde für die Gruppe der Schwefelverbindungen und besonders für die Sulfate im Grundwasser umfassend durchgeführt von G. MATTHESS (G. MATTHESS, 1961).

Weiterhin liegen Teilergebnisse für die im Grundwasser gelösten Nitrate vor (HÜLL 1964, PFAFF, C., 1963).

C. W. CORRENS (1940) beschäftigte sich mit der chemischen Verwitterung der Silikate und schlug vor, dem

Problem zunächst über das Verhalten einzelner Minerale bei der Verwitterung näherzukommen. Da dieser Weg das Problem nicht in seiner Gesamtheit behandelt, kam es auch hier nicht zu einer befriedigenden Lösung.

Erstmals experimentell arbeiten DUTT, G.R. & TANJI, K.K. (1962), indem sie in Laborversuchen an künstlichen Böden die Stoffaufnahme durch Sickerwässer studierten und Möglichkeiten zur Voraussage der Lösungskonzentration erarbeiteten. Somit zeichnen sich bisher deutlich drei verschiedene Richtungen im Studium der Lösungsvorgänge ab :

1. Typologie der Grundwässer
2. Getrennte Bearbeitung von Einzelstationen auf dem Weg des Wassers vom Regen bis zur Quelle
3. Laborexperimente unter gezielter Ausschaltung von Störungsfaktoren

Diese Arbeit orientiert sich im wesentlichen an den beiden letzten Punkten. Dabei birgt das Laborexperiment die Gefahr in sich, daß durch das Herausgreifen eines Einzelvorganges aus seinem natürlichen Zusammenhang leicht die Ähnlichkeit mit der Natur verloren geht. So wurden hier einerseits Lysimeterabläufe untersucht, andererseits wurde aber hauptsächlich im Labor gearbeitet mit ungestörten Bodenproben von den Stellen, wo in der Natur Lysimeter standen. Auf diese Weise war ein ständiger Vergleich der Laborversuche mit den Verhältnissen in

der Natur möglich.

Diese Untersuchungen können selbstverständlich keine Klärung des Gesamtproblems der Lösungsvorgänge des Wassers im Boden ergeben. Eine solche ist bei der Komplexität und dem Umfang des Gesamtproblems nicht möglich. Die Arbeit sucht vielmehr ihren Sinn im Aufzeigen und Weiterführen eines Weges. Es werden neue Möglichkeiten des Experiments vorgeführt. Daß dabei auch eine Reihe von Ergebnissen erreicht wurde, kann und soll die Richtigkeit des eingeschlagenen Weges bestätigen.

Das experimentelle Nachvollziehen der einzelnen Hauptstationen des Wassers vom Regen bis zum Quellwasser birgt eine Reihe recht unterschiedlicher Probleme.

Es ist noch relativ einfach, das Regenwasser aufzufangen, zu analysieren und diese Analysen zu interpretieren. Obwohl auch Regenwässer regional erhebliche Unterschiede aufweisen können, je nach Lage zum Meer, Einflüssen der Industrie und des Klimas usw. (GORHAM, E. 1955; W.D. COLLINS & K.T. WILLIAMS, 1933), ist Regenwasser insgesamt noch als ausgesprochen arm an gelösten Stoffen zu bezeichnen.

Bei der Versickerung kommt dieses Wasser dann erstmalig mit großen Mengen fester Stoffe in Berührung. Für die Annahme, daß dieser Teil seines Weges der wesentlichste für die chemische Gestaltung des Grundwassers ist, sollen schon hier die folgenden Indizien angeführt werden.

Der Boden ist die Zone, in der Verwitterung stattfindet. Er enthält gleichzeitig nebeneinander :

- a) Produkte der mechanischen Verwitterung
- b) Produkte der chemischen Verwitterung
- c) Produkte der biologischen Verwitterung
- d) Noch unangegriffene Bestandteile des Ausgangsgesteines

Das Sickerwasser ist dabei das Element, was die Verwitterung in dieser Form überhaupt erst ermöglicht. Nicht umsonst sind bekanntlich in ariden Gebieten Böden überhaupt nicht oder nur sehr spärlich ausgebildet, während in humiden Gebieten und ganz besonders in Regionen mit tropischem Regenwald Bodenbildung die Regel ist, ja sogar extrem hohe Ausmaße annehmen kann.

Allgemein ist bekannt, daß Grundwasserleiter durch das sich in ihnen bewegende Wasser keineswegs in dem Maße beeinflußt werden wie der Boden durch Sickerwasser und Verwitterung.

Daraus ergibt sich, daß in dieser Arbeit das Sickerwasser bevorzugt behandelt wird.

Die dritte Phase - der Weg des Wassers im Grundwasserleiter bis zur Quelle oder zum Brunnen - weist in hydrochemischer Hinsicht noch die meisten Fragezeichen auf. Experimentelle Studien hierzu sind ausgesprochen schwierig und werden in dieser Arbeit auch nur in geringem Umfange, gewissermaßen als Versuch zum Einschlagen einer Richtung, durchgeführt. Hinzu kommt, daß die hier ablauf-

fenden chemischen Vorgänge sehr komplex und nur schwer überschaubar werden, da das Sickerwasser ja bereits erhebliche Mengen an gelösten Stoffen enthält. Allerdings darf dieser dritte Abschnitt im Weg des Wassers auch nicht überbetont werden, da bereits diese Vorüberlegungen darauf hinweisen, daß nicht der Grundwasserleiter, sondern der Boden das beherrschende Element bei der Lösung von Stoffen ist.

2. Durchsickerungsversuche im Gelände ("Gelände-Lysimeter")

2.1 Versuchsanordnung

Lysimeter sind Einrichtungen zum Auffangen von Sickerwasser. Sie erlauben die Bestimmung der Menge des Wassers, das den Boden nach unten hin verläßt, und sie sollten so beschaffen sein, daß das aufgefangene Sickerwasser chemisch durch die Installation des Lysimeters nicht oder nur minimal beeinflußt wird, wenn dieses Wasser anschließend auf seinen Stoffgehalt hin untersucht werden soll. Einige Lysimetertypen erlauben zusätzlich ein Wägen des Bodenmonolithes.

Da der Weg zum Sickerwasser nur über die Zerstörung des naturgegebenen Bodenverbandes führt, muß es das Hauptziel jedes Lysimeterbaues sein, den Eingriff in die natürlichen Verhältnisse so geringfügig wie möglich zu halten.

Der schwerwiegende Eingriff liegt bereits darin, daß man einen Teil des Bodens durch Wände zu den Seiten und nach unten hin begrenzt. Einmal übt das Material der Wände (Eisen, Beton) einen Einfluß auf den Chemismus des Sickerwassers aus, der nicht unterschätzt werden darf. Zum anderen entstehen in der Nähe der seitlichen Begrenzungswände leicht neue, nicht naturgegebene Sickerbahnen, deren Auswirkungen nur schwer festzustellen sind. Die Folge davon ist meist eine Erhöhung der Versickerungsgeschwindigkeit und somit auch eine Erhöhung der Sicker-

wassermenge und eine Erniedrigung der Lösungskonzentration.

W. FRIEDRICH & H. FRANZEN (1960) beschreiben einen von ihnen neu entwickelten Lysimetertyp, für dessen ordnungsgemäßes Funktionieren sie folgende Forderungen aufstellen :

- "a) die verdunstende Oberfläche muß den Witterungsfaktoren frei ausgesetzt sein,
- b) der Niederschlag (Regen und Schmelzwasser) muß in den Probeerdkörper in der gleichen Weise eindringen können, wie unter ungestörten Verhältnissen. Dies bedingt, daß sich der Probeerdkörper in ungestörter Lagerung befindet (Bodenmonolith),
- c) die Pflanzen müssen im Lysimeter die gleichen Lebensbedingungen vorfinden wie im Freien. Insbesondere darf der Wurzelraum in keiner Weise behindert sein. Auch muß die Düngung den üblichen Normen entsprechen."

Diese drei Forderungen können auf eine gemeinsame Aussage gebracht werden : Je weniger Veränderungen und Eingriffe man zum Auffangen des Sickerwassers benötigt, um so besser wird das Ergebnis sein.

Als einer der am stärksten störenden Faktoren wurde oben bereits das Vorhandensein seitlicher, begrenzender Wände herausgestellt. Es ist aber nicht einzusehen, warum ein Lysimeter, das nur Sickerwasser auffangen soll, nicht aber - wie es bei anderen Lysimetern auch der Fall ist - das Bodenprofil wägen soll, seitliche Begrenzungen

benötigt.

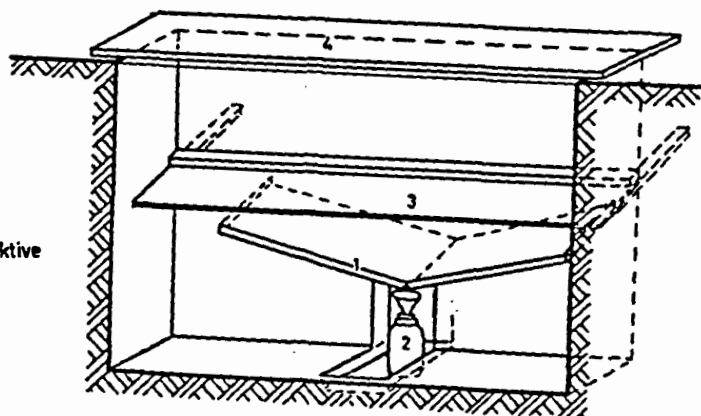
So wurde hier ein recht einfacher Lysimetertyp erdacht und angewendet, der auf eben diese störenden seitlichen Begrenzungen so weit als möglich verzichtet und außerdem den von W. FRIEDRICH & H. FRANZEN (1960) aufgestellten Forderungen genügt.

Zum Bau einer solchen Auffanganlage für Sickerwasser wird zunächst eine Grube ausgehoben bis zu der Tiefe, in der man das Sickerwasser zu entnehmen gedenkt. Dabei empfiehlt es sich bei größeren Tiefen (über 0,8 - 1,0 m), die Grube mit Holz auszubauen. Dann wird ein Auffangblech von einer Grubenwand aus leicht aufwärts geneigt (Neigung ca. 1 : 10) unter den Bodenkörper eingepreßt oder bei festeren Böden vorsichtig eingeschlagen. Das Auffangblech ist dabei auch noch in sich leicht geknickt, so daß es auch von den Seiten zur Mitte hin eine Neigung von wieder ca. 1 : 10 hat (vgl. Abb. 1 - 3).

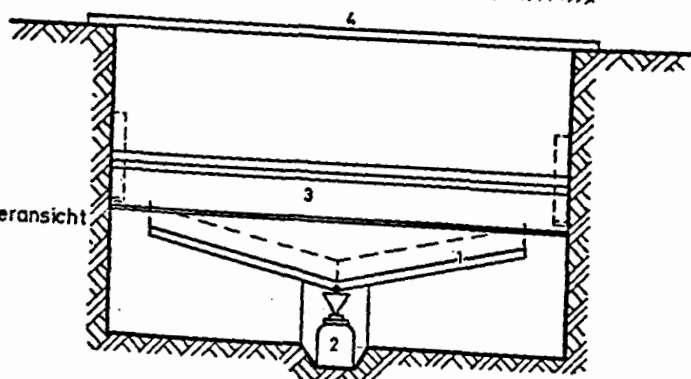
Das Material ist ca. 4 - 5 mm (ggf. mehr) starkes Aluminiumblech. Das Auffangblech hat dabei eine Breite von ca. 0,8 m und eine Tiefe₂ von ca. 0,5 m, was einer Auffangfläche von ca. 0,4 m² entspricht. Bei dieser Größe ist das Blech noch einigermaßen leicht zu handhaben und in den Boden einzubringen und sammelt doch bereits bei einer Niederschlagsmenge von 10 - 15 mm eine Sickerwassermenge von ca. 1 Liter, die für die Ausführung einer Vollanalyse gerade ausreicht. Die tiefste Stelle des Bleches befindet sich nach dem Einbringen frei zugänglich an der Grubenwand. Darunter fängt eine Plastikflasche mit Trichter das heraustropfende Sickerwasser auf. Die Anbringung eines Filterstückes ist nicht notwendig, da das Sickerwasser fast immer klar ist. Anschließend kann die Grubenwand, in der sich das Blech befindet, mit Holz verkleidet werden, so daß dann, anstelle von sonst vier seitlich den Probeerdkörper begrenzenden Wänden, nur noch eine Wand vorhanden ist. Es hat sich aber auch als ausreichend erwiesen, wenn oberhalb des ca. 3 - 4 cm weit aus der Grubenwand herausragenden Bleches eine Ablaufrinne oder Ablaufkante aus Kunststoff angebracht wird, um an der Grubenwand herabfließendes Wasser vom Auffangblech fernzuhalten. Eine Abdeckplatte ebenfalls aus Kunststoff oder aus mit Kunststoffolie überzogenem Holz verschließt die gesamte Grube nach oben hin.

Ein Lysimeter dieses Typs kann leicht innerhalb von 1 - 2 Tagen von zwei Personen errichtet werden.

Perspektive



Vorderansicht



Seitenansicht

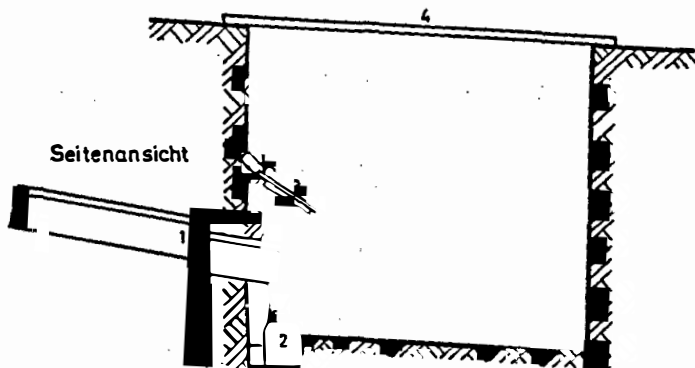


Abb.1 Prinzipbild des hier verwendeten Lysimetertyps

- 1 Auffangblech , 2. Sammelflasche aus Plastik
- 3. Platte zum Schutz gegen herabfließendes Wasser
- 4. Abdeckplatte

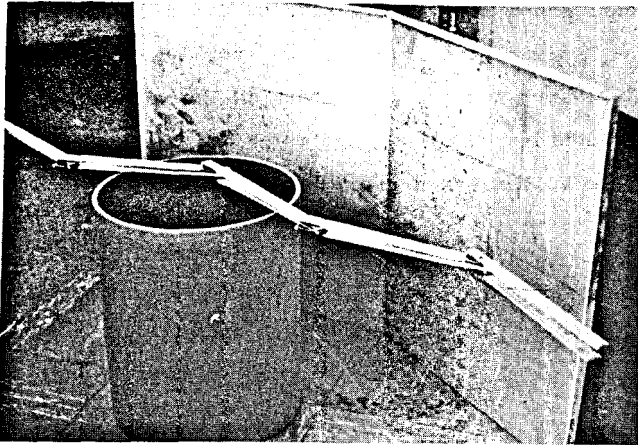


Abb. 2

Auffangblech eines Lysimeters. Vorne Abschnitt eines Plastikrohres. Aus diesem Material wurden die später beschriebenen Laborlysimeter hergestellt (vgl. S.53ff.).

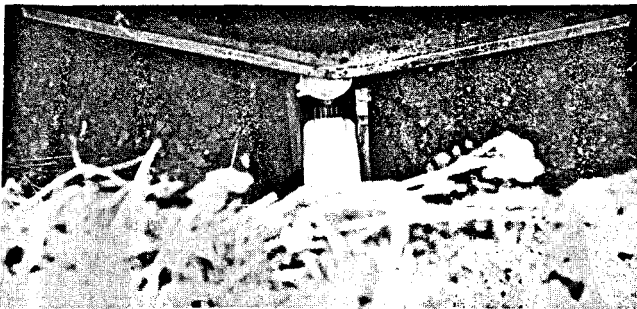


Abb. 3

Blick auf das aus der Grubenwand herausragende Ende des Auffangbleches eines Lysimeters.

Es darf schon hier gesagt werden, daß sich der einfache Lysimetertyp im Rahmen der vorliegenden Arbeit voll bewährt hat. *) So wurden im Verlaufe eines Jahres von insgesamt 8 solcher Lysimeter insgesamt Wasser für über 60 Vollanalysen gesammelt.

*) Die Herstellungskosten sind niedrig, die Material- und Arbeitskosten betragen für ein solches einfaches Lysimeter ca. 300,- bis 400,- DM. Die Herstellung des von W. FRIEDRICH & H. FRANZEN (1960) vorgeschlagenen Lysimetertyps dürfte nach meiner Schätzung zumindest das zehnfache kosten. Bei diesen geringen Kosten dürfte die Anlage eines Netzes von Lysimetern über ein größeres Gebiet finanziell wenig belasten.

2.2 Beschreibung der Standorte im Gelände

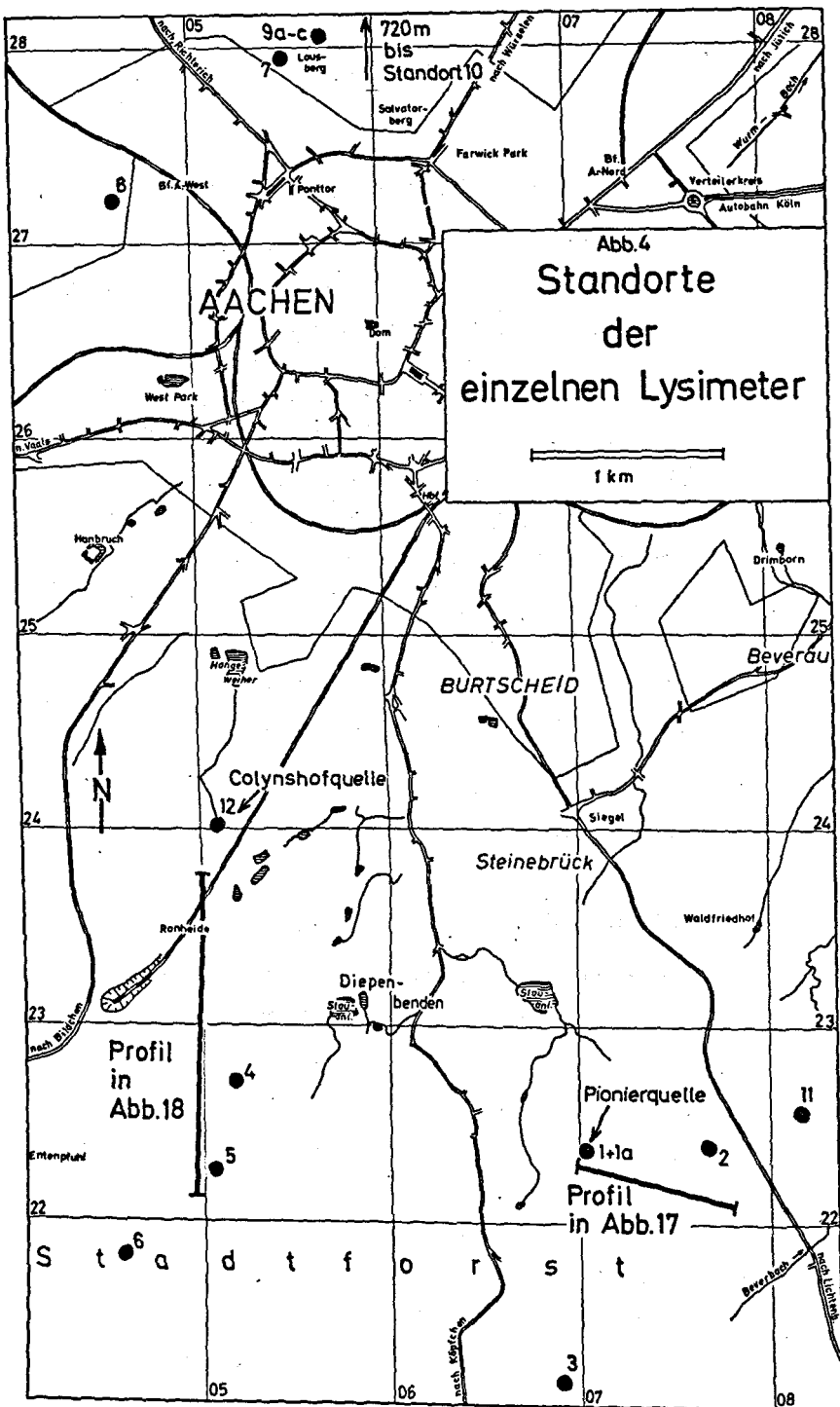
Im Folgenden werden die einzelnen Standorte im Gelände, an denen das Sickerwasser untersucht wurde, in ihrer natürlichen Situation beschrieben.

Die in der Arbeit an verschiedenen Stellen genannten Nummern von Lysimetern, Bodenproben und Gesteinsproben beziehen sich jeweils auf die hier genannten Standortbeschreibungen unter derselben Nummer. An den mit den Nummern 9 - 12 bezeichneten Standorten stehen zwar in der Natur keine Lysimeter, jedoch wurden auch hier Bodenproben und Gesteinsproben untersucht. Weiterhin wurden an diesen Standorten 9 - 12 auch ungestörte Bodenproben für Laborlysimeter entnommen.

In einer Übersichtskarte (Abb. 4) sind alle Standorte verzeichnet.

Standort 1 und 1 a

Dieser Punkt befindet sich im Aachener Wald in der Nähe der Pionierquelle. Hier sind im Bereich des Aachener Sandes kleinere Täler und Siefen ausgefüllt mit quarzitären Ablagerungen, die im wesentlichen aus groben Feuersteinen in einem lehmigen Zwischenmittel bestehen. Das Zwischenmittel ist je nach Entfernung zum Talrand mehr oder minder stark mit umgelagertem Aachener Sand durchmischt. Abb. 5 zeigt die Verteilung der Korngrößen im Zwischenmittel. Über diesem Ausgangsgestein entwickelte



sich ein Braunerdeprofil, das je nach Sandanteil des Ausgangsgesteins mäßig oder stärker podsoliert ist. Der benachbarte Aachener Sand weist als Bodentyp einen Braunerde-Podsol auf. Bewachsen ist das Gebiet mit älterem Fichtenwald fast ohne Unterholz. Die hydrogeologische Situation des Standortes 1 und 1 a ist aus Abb. 16 zu ersehen.

Standort 2

befindet sich auf einem Braunerde-Podsol über Aachener Sand im Aachener Wald. Abb. 6 zeigt einzelne Körner dieses feinkörnigen Quarzsandes. Der Sand ist als Ausgangsgestein häufig hellgelblich bis reinweiß. Stellenweise ist er durch sekundäre Ausscheidungen von Brauneisen gefleckt oder gebändert. Bewachsen ist dieses Gebiet mit Fichte, Kiefer, Blaubeere, Brombeere und Adlerfarn. Die hydrogeologische Situation zeigt Abb. 16.

Standort 3

ähnelt dem Standort 1 und 1 a und liegt ebenfalls im Aachener Wald. Jedoch sind hier quartäre Ablagerungen durchmischt mit glaukonithaltigem Vaalser Grünsand. Die hier als Bodentyp entstandene Braunerde ist stärker podsoliert als bei Standort 1 und 1 a. Je nach Anteil von Vaalser Grünsand entstand eine Podsol-Braunerde oder ein Braunerde-Podsol. Bewachsen ist der Standort mit Gras, Laubwald (vorzugsweise Buche) und Adlerfarn. Die hydrogeologische Situation zeigt Abb. 17.

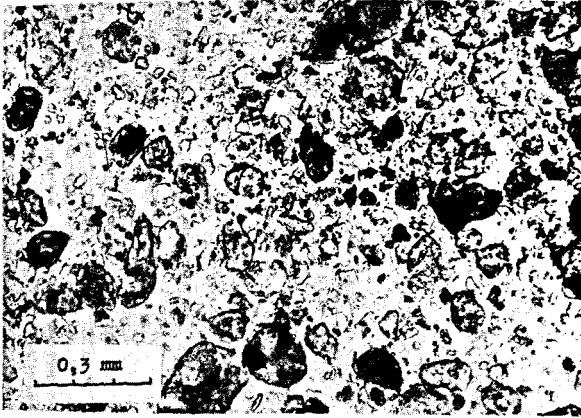


Abb. 5

Quarzkörner mit wechselnder Korngröße (0,01 - 0,2 mm) aus dem Zwischenmittel eines Braunerde-Podsols (Standort 1 und 1 a).

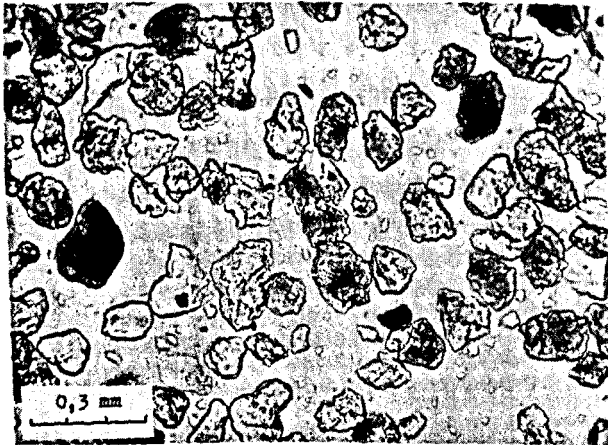


Abb. 6

Quarzkörner (hell-durchsichtig) z.T. mit Humusbestandteilen bedeckt (schwarz). Quarzsand unter Podsolboden (Standort 2).

Standort 4

Hier hat sich auf reinem Vaalser Grünsand im Aachener Wald ausgeprägter Podsolboden entwickelt. Abb. 7 zeigt die Kornverteilung im Ausgangsgestein des Bodens. Dunkel erscheinen im Bild die recht zahlreich vertretenen Glaukonite. Der Vaalser Grünsand ist hier teilweise bereits erheblich verfestigt. Der Bewuchs besteht aus Laubwald (Eiche und Buche), im Unterholz Adlerfarn und Blaubeeren. Die hydrogeologische Situation zeigt Abb. 17.

Standort 5

Das Ausgangsgestein am Standort 5 (Aachener Wald) ist ein stark mit Gülpenmergel und Feuersteinen durchmischter Hanglehm. Abb. 8 zeigt, daß im Zwischenmittel der Schluffanteil den Feinsandanteil erheblich übersteigt. Als Folge davon bildete sich als Boden eine basenarme (d.h. auf einem kalkarmen Gestein entstandene) Braunerde mit bröckeligem Gefüge. Der Bewuchs besteht aus Buchenwald. Im Unterholz stehen Adlerfarn und Wurmfarne. Die hydrogeologische Situation zeigt Abb. 17.

Standort 6

Befindet sich auf dem Feuersteineluvium des Aachener Waldes. Hier sind grobe Feuersteine eingelagert in ein lehmiges Zwischenmittel, das nur selten schwach kalkig ist. Als Boden hat sich hier infolge der häufig auftretenden Staunässe ein mäßig podsolierter Staunässegley entwickelt. Ein Bröckelgefüge ist nur andeutungsweise ⁸¹¹

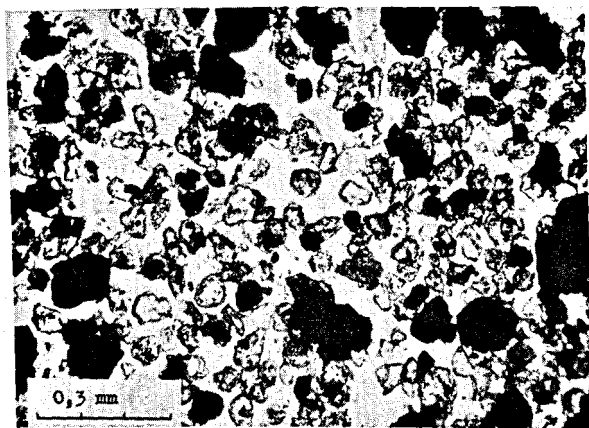


Abb. 7

Glaukonitreicher Quarzsand vom Standort 4. Hell-
durchsichtig erscheinen die Quarzkörner, die Glau-
konite dunkel.

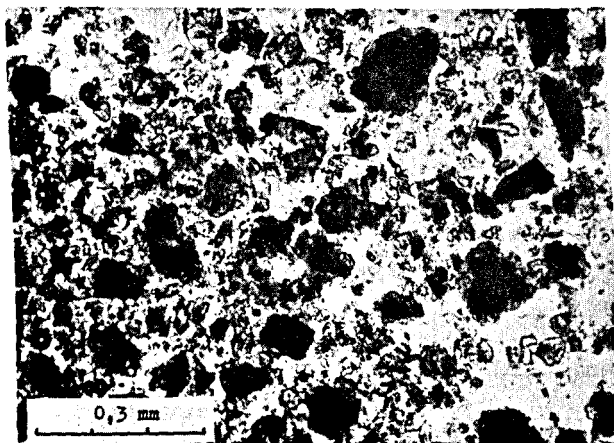


Abb. 8

Schluffig-sandiges Zwischenmittel vom Standort 5.

den oberen 10 cm des Bodens ausgebildet. Der Bewuchs besteht aus Fichtenwald fast ohne Unterholz. Die hydrogeologische Situation zeigt Abb. 17.

Standort 7

An der Südseite des Lousberges bei Aachen befindet sich der Standort 7 auf Vaalser Grünsand nur wenige Meter unterhalb des Vetschauer Kreidekalkes. Abb. 9 zeigt diesen Feinsand, der unter dem Einfluß des hangenden Vetschauer Kalkes relativ viel Kalk enthält. Durch verwitterte Glaukonite ist der Sand hier olivbraun gefärbt. Als Boden hat sich darüber eine schwach podsoliierte, basenreiche (d.h. auf einem kalkreichen Gestein entstandene) Braunerde entwickelt. Der Bewuchs besteht aus niedrigem Mischwald und reichlich Efeu. Obgleich sowohl Boden als auch Ausgangsgestein recht durchlässig sind, ist die Versickerung wegen der hier recht erheblichen Hangneigung (um 30°) niedrig.

Standort 8

Größere Täler im Aachener Stadtgebiet sind meist ausgefüllt von Schwemmlöß, der oft lagenweise Kreide-Kalkmergelgerölle und Feuersteinsplitter enthält. Der Standort 8 befindet sich in einer Wiese auf solchem hier recht kalkhaltigem Schwemmlöß. Da der Grundwasserspiegel an dieser Stelle recht tief liegt (ca. 6 - 8 m unter Flur), trat keine Vergleyung ein, sondern es bildete sich ein schwarzerdeähnlicher Boden.

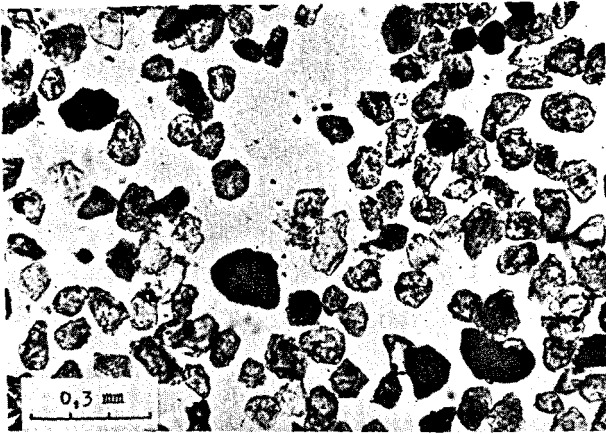


Abb. 9
Korngrößenverteilung im Feinsand von Standort 7.



Abb. 10
Einzelne Körner des Fein- bis Mittelsandes von Standort 9, 9a, 9b, 9c. Eine gute Rundung der Körner durch Anlösung fällt auf.

Auf den Standorten 9 - 12 stehen keine Lysimeter in der Natur. Hier wurde im wesentlichen nur mit einem Laborlysimeter gearbeitet (vgl. S. 53ff.). Trotzdem sollen diese Standorte hier im Zusammenhang beschrieben werden.

Standorte 9, 9a, 9b, 9c

An der Nordseite des Lousberges bei Aachen tritt wieder der Aachener Sand zutage, allerdings in einer etwas gröberen Fazies als im Aachener Wald. Abb. 10 zeigt, daß die Korngröße sich hier schon an der oberen Grenze des Feinsandes befindet. Als Boden hat sich hier eine schwach podsolierte Braunerde entwickelt. Der Bewuchs besteht aus altem Buchenwald fast ohne Unterholz. Obwohl auch hier die Durchlässigkeit von Boden und Ausgangsgestein hoch ist, bleibt doch die Versickerung wegen der starken Hangneigung (um 30°) wie bei Standort 7 nur relativ gering.

Standort 10

Bei der Verwitterung von Löss entsteht der Lösslehm. Der Standort 10 befindet sich auf einem im Übergang von Löss zu Lösslehm noch recht kalkhaltigen schluffigen Ausgangsgestein. Abb. 11 zeigt, daß außer Schluff auch Feinsand im Boden enthalten ist. Durch reichliche Staunässe ist in den oberen 10 - 20 cm des Bodens eine Pseudovergleyung eingetreten. Der Bewuchs an einem Feldrain besteht hier im wesentlichen aus Quecke, Löwenzahn und Klee.

Standort 11

Der Hergenrathener Basiston tritt in den tiefer gelegenen Bereichen des Aachener Waldes zutage. Er stellt eine Mischung aus Ton und Schluff dar, wobei zumeist der schluffige Anteil überwiegt. Als Boden entwickelte sich eine schwach bis mäßig podsoliierte Braunerde. Der Bewuchs besteht aus Fichten- und Laubwald mit meist wenig Unterholz. Die Hergenrathener Schichten treten fast immer als Grundwasserstauer, als untere Begrenzung des Grundwasserstockwerkes im Aachener Sand und Vaalser Grünsand auf. Die seltenen Mehlsandeinlagen ergeben nur unbedeutende grundwassergefüllte Linsen.

Standort 12

befindet sich nur wenige Meter oberhalb der Colynshofquelle in einer Wiese auf Aachener Sand. Abb. 12 zeigt die Korngrößenverteilung an dieser Stelle. Als Boden hat sich hier eine nur sehr schwach podsoliierte Braunerde entwickelt. Der Bewuchs besteht in einer zu Viehzucht und Heugewinnung genutzten Wiese, so daß Werte für den Nitratgehalt des Sickerwassers nicht mehr als natürlich gelten dürfen.

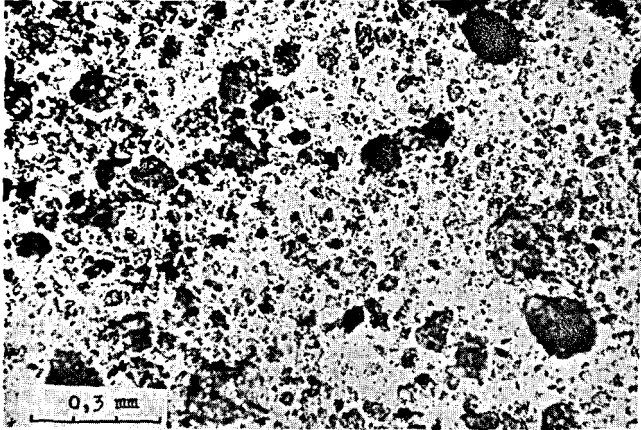


Abb. 11

Feinsandiger Schluff im Ausgangsgestein von Standort 10.

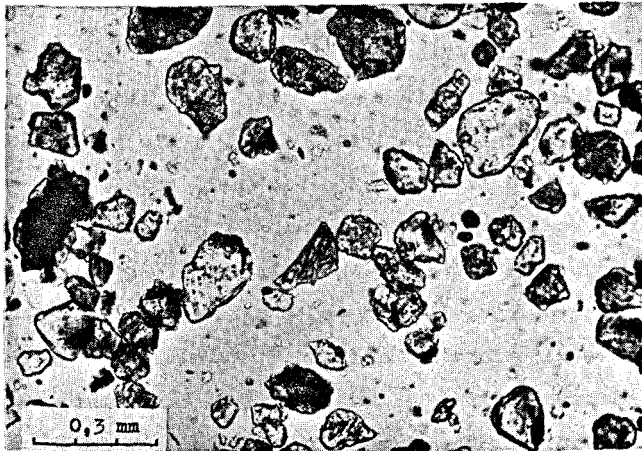


Abb. 12

Korngrößenverteilung im Ausgangsgestein von Standort 12.

2.3 Auswertung der Analysen von Lysimeter-Abläufen

Vor der Besprechung der Analysenergebnisse erscheinen einige prinzipielle Anmerkungen angebracht :
Es ist wenig sinnvoll, einzelne Analysen ohne Berücksichtigung anderer Einflußgrößen zu bewerten. Verunreinigungen und Störfaktoren bei der Probenahme sind meist so bedeutend, daß ein einzelner Meßwert nur eine geringe Aussagekraft besitzt. Hinzu kommt, daß in einer größeren Zahl von Bestimmungen (hier ca. 450 Vollanalysen mit ca. 8000 Einzelmeßwerten) sich immer eine Reihe von fehlerhaft bestimmten Werten befindet. Dies hat zur Folge, daß möglichst immer eine Anzahl von Meßwerten gleichzeitig ausgewertet werden sollte, was am einfachsten in Form von Diagrammen geschieht, die es erlauben, Tendenzen aus mehreren Werten erkennbar zu machen.

2.3.1 Hydrologische Einflußgrößen

Bei allen Lysimetern war das Vorhandensein einer "Durchsickerschwelle" festzustellen. Das heißt, daß bei kleineren Niederschlagsmengen kein Sickerwasser den Boden nach unten verläßt, während von einer bestimmten Niederschlagsmenge an eine erhebliche Einspeisung in das Grundwasser erfolgt. Diese Erscheinung ist so zu erklären, daß eine geringe Niederschlagsmenge lediglich die Porenräume des Bodens mit Wasser zu füllen vermag. Dieses Wasser verdunstet wieder unter besonderer Mitwirkung der Pflanzen. Fällt aber mehr Niederschlag als Porenräume vorhanden sind und als die Pflanzen aufnehmen können, so beginnt von einer bestimmten Niederschlagsmenge - der Durchsickerschwelle - an, Wasser aus dem Bodenprofil nach unten herauszusickern. Diese Schwelle liegt für die einzelnen Lysimeter bei verschiedener Niederschlagshöhe verschieden hoch; sie ist eine spezifische Eigenschaft des Bodens. Im Winter liegt diese Schwelle im Durchschnitt bei 0,4 - 0,9 cm Niederschlag. Mit dem Einsetzen des Pflanzenwuchses im Frühling und gar bei stärkerer Verdunstung im Sommer steigt diese Schwelle schlagartig höher. Dieses Ansteigen der Durchsickerungsschwelle war derart ausgeprägt, daß in den Monaten Juni bis September in keinem der hier errichteten Lysimeter analysierbare Sickerwassermengen anfielen. Da diese Lysimeter aber an durchaus unterschiedlichen Stellen gebaut sind, muß damit gerechnet werden, daß auch in unserem Klima stärkere

Grundwasserspenden durch Sickerwasser fast ausschließlich im Winter anfallen.

Diese Aussage wird vollkommen bestätigt durch jüngst von K. SCHUBACH (Febr. 1970) veröffentlichte Messungen an wägbaren Lysimetern. SCHUBACH unterscheidet drei Abschnitte im Bodenwasserverlauf :

1. April - Juni : beträchtliches Auftreten von Sickerwasser.
2. Juli - September : minimaler Bodenwasserverlust, fast keine Sickerung.
3. Oktober - November : Auffüllprozess des Bodens.

Im Juli und August beobachtete SCHUBACH Sickerung nur jeweils zweimal im Verlauf von sieben Jahren.

Große Hindernisse beim Auswerten von Sickerwasseranalysen bereiten immer wieder scheinbar unerklärlich große Schwankungen des Lösungsinhalts (vgl. K. HÖLL, 1964, Seite 68 f.). Diese Schwankungen sind oftmals so, daß sie die Auswertung der Analysenergebnisse in Diagrammen unmöglich machen. Sie kommen in erster Linie dadurch zustande, daß stärkere Regenfälle, welche die Durchsickerschwelle überschreiten, nur die Stoffe ins Grundwasser durchspülen, die in der Zwischenzeit als Ergebnis der Verwitterung im Boden löslich geworden sind. So treten bei einem Durchspülen nach längerer Trockenzeit erheblich höhere Lösungsinhalte auf als im Normalfall oder gar beim Durchspülen nach kurzer Trockenzeit. Dies hat

aber nichts zu tun mit der absolut anfallenden Menge von löslichen Stoffen. Nur diese Menge ist von Bedeutung, da ja im großen Reservoir des Grundwassers unbedingt ein Ausgleich erfolgt. Somit muß es im nächsten Hauptabschnitt (3.) der Arbeit das Ziel sein, diese Störeinflüsse soweit als möglich auszuschalten.

2.3.2 Untersuchte Inhaltsstoffe

Die Auswahl der Inhaltsstoffe, auf die hier untersucht wurde, erfolgte unter zwei Gesichtspunkten. In erster Linie wurde das Wasser auf Stoffe untersucht, die bei seiner Verwendung von praktischer Bedeutung sind. Dazu gehören : Die Härten, der Eisengehalt, der Mangangehalt, der Nitratgehalt, der Chloridgehalt, der Sulfatgehalt, der KMnO_4 -Verbrauch, der Ammoniumgehalt und der Nitritgehalt. Weiterhin wurde auf solche Inhaltsstoffe untersucht, die zur Typologie von Wässern dienen. Dazu gehören : Kalzium und Magnesium, Natrium und Kalium, der pH-Wert und die elektrische Leitfähigkeit.

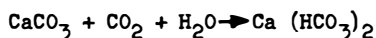
2.3.3 Jahreszeitliche Schwankungen im Chemismus des Sickerwassers (Gesamthärte, Nitrate, Sulfate)

Da die Verwitterung im Boden und somit das Sickerwasser unter anderem eine Funktion des Klimas ist, stellt sich die Frage nach dem Einfluß von jahreszeitlich bedingten Klimaschwankungen auf das Sickerwasser. Hierzu wurden einzelne Inhaltsstoffe, bei denen sich ein Einfluß anzu-

deuten schien, im Diagramm über der Zeit aufgetragen.

So zeigt Abb. 13 Schwankungen in der Gesamthärte (= Kalzium + Magnesium) innerhalb der Monate Oktober bis April. Dies ist der Zeitraum, in dem Sickerwasseranalysen aus Lysimetern häufiger anfallen, da dann die Durchsickerschwelle (vgl. S. 29) wegen des eingeschränkten Pflanzenwuchses relativ niedrig liegt. Die in Abb. 13 eingetragenen Werte stammen aus dem Lysimeter S 8 (vgl. S. 23), das in einem kalkreichen Schwemmlößboden steht. Die Oberfläche des Lysimeters war im gesamten dargestellten Zeitraum von einer gleichmäßig dichten Wiese bewachsen, so daß die aufgetretenen Schwankungen nicht auf Veränderungen im Pflanzenwachstum zurückgeführt werden dürfen. Trotzdem ist deutlich zu erkennen, daß die Gesamthärte des Sickerwassers im Zeitraum von Ende Dezember bis Anfang Januar steil ansteigt, um bis Ende April wieder zur Ausgangshöhe zurückzukehren. Diese Kurve ist durch insgesamt 14 Werte belegt. Das ist nicht übermäßig viel, kann aber doch nicht mehr als zufällig gelten und fordert somit eine Erklärung.

Die Lösung von Kalzium und Magnesium erfolgt im wesentlichen aus den Karbonaten über die Bildung von Hydrogenkarbonaten.

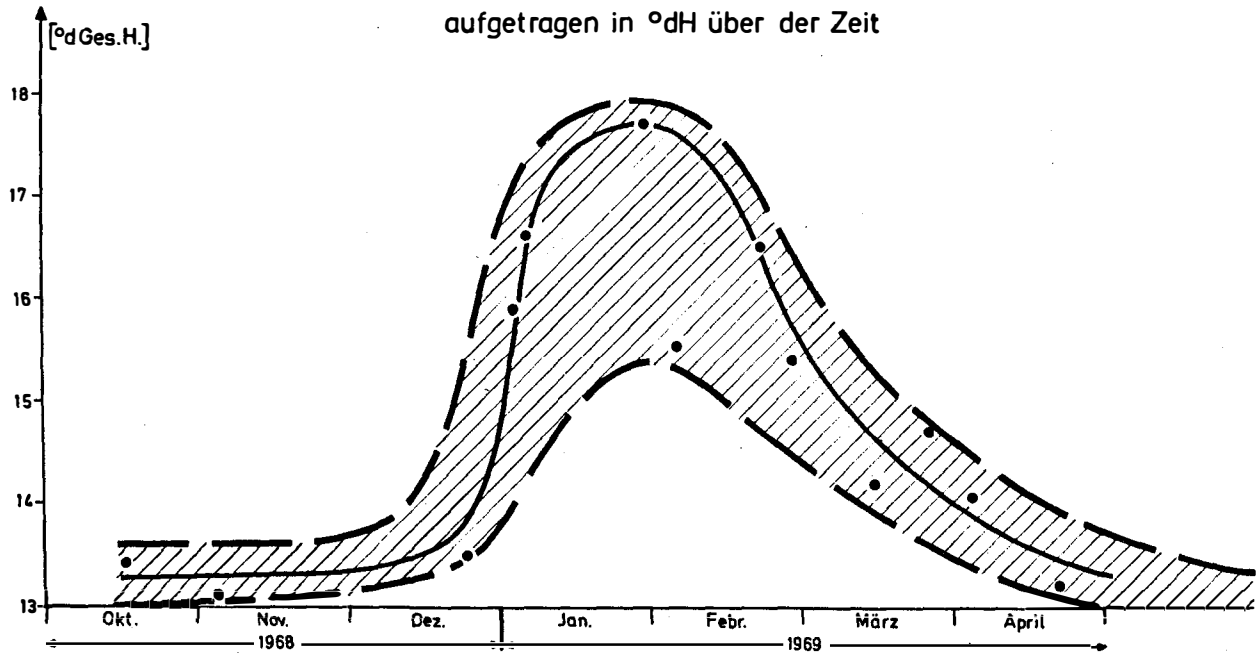


Somit ist die Lösung der Karbonate abhängig vom Angebot des im Wasser gelösten Kohlendioxids. Da aber das kältere Regenwasser in den Wintermonaten größere Mengen von

Abb. 13

Gesamthärten der Abläufe von Lysimeter S8

aufgetragen in °dH über der Zeit



Kohlendioxid gelöst enthält als der sommerliche Niederschlag, ist ein Ansteigen des Hydrogenkarbonatgehaltes und damit der Gesamthärte in der kalten Jahreszeit die Folge.

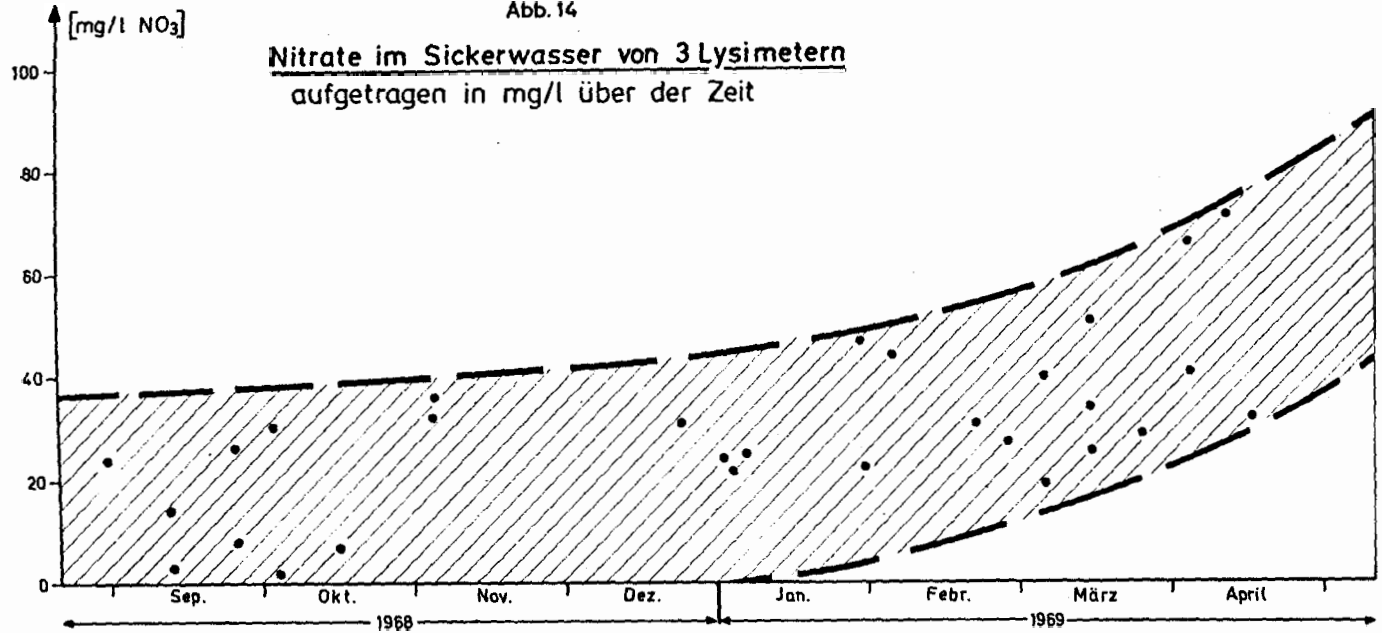
In Abb. 14 wurden die Nitratgehalte in den Abläufen von diesmal 3 Lysimetern zusammen über dem Zeitraum von September bis April aufgetragen. Hier wurden diesmal 29 Meßwerte durch eine Maximum- und eine Minimumkurve begrenzt. Hierbei wird ein Anstieg des Nitratgehaltes im Sickerwasser in den Frühjahrsmonaten März/April deutlich. Der Nitratgehalt des Sickerwassers ist ursächlich durch die Tätigkeit von Bodenbakterien bedingt. Da diese Tätigkeit aber sehr temperaturabhängig ist, darf auch hier ein Ansteigen des Nitratgehaltes in den Frühjahrsmonaten (vgl. Abb. 14) nicht überraschen.

Ein Problem, auf das auch K. HÜLL (1964) hinweist, ist die Tatsache, daß Sickerwässer fast immer große Mengen an Nitraten enthalten. Die Nitratgehalte der Sickerwässer sind stets ungleich höher als die der natürlichen, unverschmutzten Grundwässer. Die höchsten im Rahmen dieser Arbeit festgestellten Nitratgehalte lagen bei 350 mg/l. K. HÜLL (1964) stellte in der Lüneburger Heide sogar Sickerwässer mit einem Nitratgehalt von bis zu 550 mg/l fest. Unverschmutzte Grundwässer enthalten dagegen meist weniger als 10 mg/l Nitrat, häufig noch erheblich weniger.

Diese Diskrepanz kann z.T. dadurch erklärt werden, daß

Abb. 14

Nitrate im Sickerwasser von 3 Lysimetern
aufgetragen in mg/l über der Zeit



die erheblich größeren Mengen an Sickerwasser dem Grundwasserreservoir im Winter zugeführt werden, also zu einer Zeit, in der der Nitratgehalt des Sickerwassers niedriger als normal ist. Diese Erklärung kann aber keinesfalls voll ausreichen. K. HÖLL (1964) führt als weitere Erklärung an, daß diese nitratreichen Sickerwässer im Grundwasser "mehr oder weniger verdünnt" werden. Auch diese Erklärung kann nicht befriedigen, da ja die "Verdünnung" auch wieder durch ehemalige Sickerwässer geschieht. Weiterhin weist K. HÖLL darauf hin, daß in tieferen Bodenschichten auch Reduktionen einsetzen, die bis herab zum elementaren Stickstoff führen. Auf diese Erklärung wird in einem späteren Abschnitt näher eingegangen (vgl. S.49).

Abb. 15 zeigt die Sulfatgehalte von 4 Lysimetern über dem Zeitraum von September bis April. Diese 4 Kurven zeigen Überraschend gute Übereinstimmungen untereinander. In allen Kurven ist ein Anstieg der Sulfatgehalte von Ende Oktober bis zum Maximum Anfang Februar ebenso deutlich zu erkennen, wie ein Abfallen der Gehalte von Anfang Februar bis Ende April. Das bedeutet - umgekehrt wie bei den Nitratgehalten - höhere Sulfatgehalte im Sickerwasser während der kalten Jahreszeit.

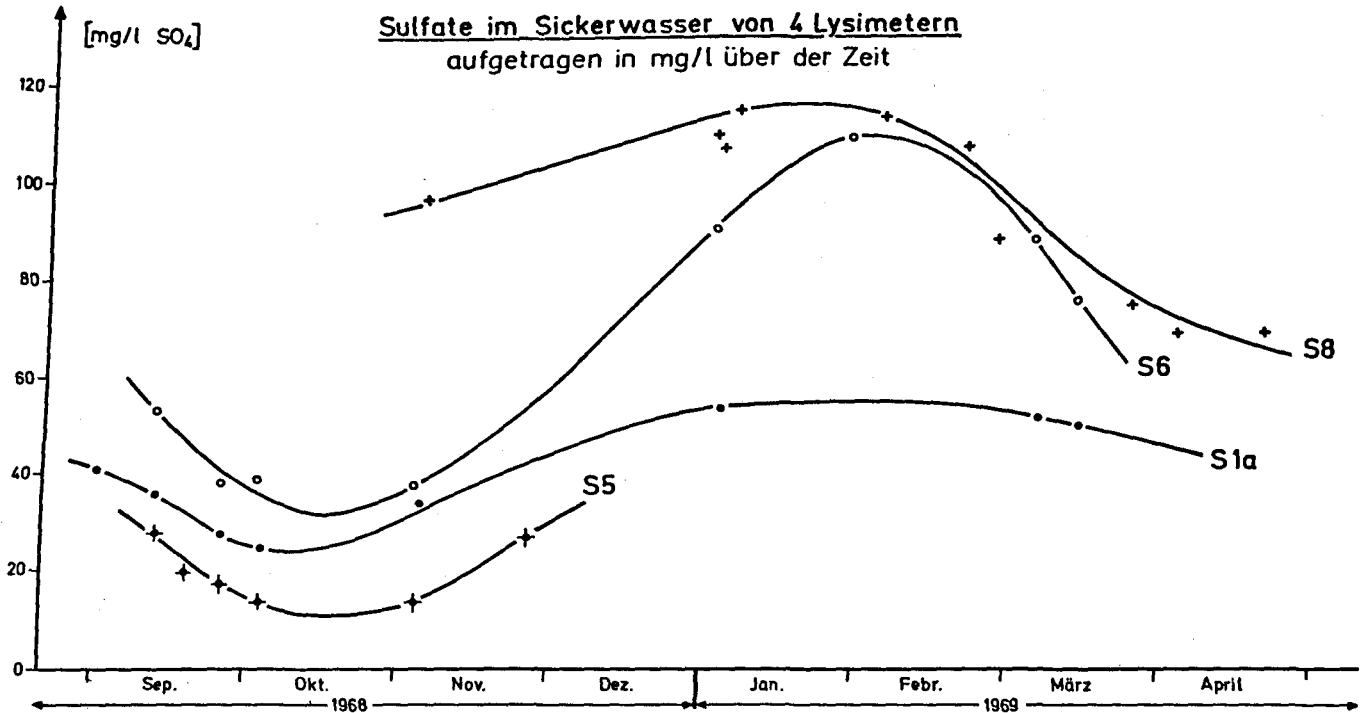
G. MATTHESS (1961, Seite 30) berichtet über die Untersuchungen verschiedener Autoren zu Abhängigkeiten der Sulfatgehalte verschiedener Wässer einerseits von der sulfatschaffenden Tätigkeit von Bodenbakterien und andererseits der Sulfatspeicherung von Pflanzen. Diese beiden

Faktoren scheinen auch die vorliegenden Kurven der Abb. 15 entscheidend zu bestimmen. So ist ein Maximum in den Monaten Januar und Februar dadurch zu erklären, daß hier das Sulfat dem Sickerwasser zugeführt wird, was den Sommer über in den Blättern von Pflanzen gespeichert war, mit ihnen im Herbst zu Boden fiel und jetzt beim Verrotten der Blätter frei wird. Dabei ist auch einfach zu erklären, daß der Winteranstieg der Sulfate im Sickerwasser des Lysimeters S 1a nur gering ist. Dieses Lysimeter steht in einem reinen Fichtenwald ohne Unterholz. Hier spielen die Unterschiede in der Menge der verrottenen Pflanzensubstanz eine weit geringere Rolle als im Laubwald (S 6) oder auf einer Wiese (S 8).

Weiterhin ist aus den Kurven von Abb. 15 deutlich ein Minimum im Oktober zu erkennen, während der September und damit wahrscheinlich auch der ganze Sommer in den Sulfatgehalten im Sickerwasser etwas höher liegt. Dies ist wohl dadurch zu erklären, daß im Sommer die Tätigkeit von Bakterien, die im Boden pflanzliche Substanzen u. a. zu Sulfaten oxydieren, intensiver ist als in der kalten Jahreszeit (vgl. G. MATTHESS, 1961, S. 9 u. 30). Das Minimum im Oktober entsteht dann dadurch, daß zu dieser Zeit einerseits die sulfatschaffenden Bakterien nicht mehr wesentlich tätig sind, andererseits aber noch keine löslichen Sulfate aus dem Verrotten des Laubfalls zur Verfügung stehen. Weitere Zusammenhänge zwischen Lösungsinhalt von Lysimeterabläufen und jahreszeitlichen Klimaschwankungen konnten nicht festgestellt werden.

Abb.15

Sulfate im Sickerwasser von 4 Lysimetern
aufgetragen in mg/l über der Zeit



2.3.4 Beeinflussung des Wassertyps durch die chemische Zusammensetzung des Ausgangsgesteins

Besonders wichtig sind Zusammenhänge zwischen Bodentyp und Ausgangsgestein des Bodens und dem Wassertyp der entsprechenden Lysimeterabläufe. So hat das Sickerwasser aus S 8 (vgl. S. 23) - einem Boden auf einem kalkreichen Schwemmlöss - bereits nach einer Sickerstrecke von nur 60 cm eine Gesamthärte von durchschnittlich 15° dH. Es ist also nach K. HÖLL (1960, S. 154) schon als ziemlich hart zu bezeichnen. Dabei ist weiterhin zu berücksichtigen, daß die Verweildauer des Wassers in diesem Boden (vgl. S. 67) nur ca. 15 - 30 Minuten beträgt. Es darf dies also als deutlicher Hinweis dafür gewertet werden, daß in der kurzen Sickerstrecke im Boden hier bereits der Typ des Wassers festgelegt wird.

Sickerwässer aus Böden über Gesteinen mit hohem Schwermetallgehalt haben bereits einen Eisengehalt bis zu 3,6 mg/l (S2, Aachener Sand) oder einen Mangangehalt bis zu 3,5 mg/l (S5, Tallehm mit Gülpenmergel). Solche höheren Schwermetallgehalte können nur als Folge des niedrigen pH-Wertes (um 4 pH) verstanden werden. Dieser aber ist wiederum eine Folge des hohen Gehaltes der Wässer an organischen Säuren, die aus dem Zerfall von Humusstoffen im Boden resultieren. Somit wird auch hier wieder der Boden zu dem Element, das den Typ des Wassers prägt. Ebenfalls aufschlußreich ist das Natrium-Kalium-Verhältnis der Sickerwässer. Auch hier wird bereits deutlich,

daß aus tonigen und schluffigen Böden durch die Verwitterung von Tonmineralien erheblich mehr Kalium anfällt (bei S3, S5 und S8 ist Na : K immer ca. 2 mg/l : 6 mg/l) als bei Sickerwässern aus sandigen Böden (bei S2 ist Na : K ca. 2 mg/l : 0,8 mg/l). Diese Festlegung des Typs geschieht aber wieder nur unter dem Einfluß der Verwitterung, also im Boden.

Diese Zusammenhänge sollen hier nur aufgezeigt werden.

In einem späteren Kapitel (vgl. S. 83ff.) wird darauf noch einmal näher einzugehen sein.

2.4 Vergleich zwischen dem Chemismus der Sickerwässer und dem der entsprechenden Quellwässer

Ein weiterer Beleg für die Annahme, daß im Boden bereits der Typ des Grundwassers festgelegt wird, soll sich ergeben aus dem Vergleich von natürlichen Quellwässern mit Lysimeterabläufen aus den zugehörigen Einzugsgebieten.

Eine Quelle mit überschaubarem Einzugsgebiet ist die Pionierquelle im Aachener Wald. Abb. 16 zeigt eine hydrogeologische Prinzipskizze dieses Bereiches. Das gesamte Einzugsgebiet ist mit Fichten- und Mischwald bestanden. Etwa 80 % der Fläche werden von Podsolboden auf Aachener Sand eingenommen (Lysimeter S2). Die restlichen 20 % sind Böden über sandig-lehmigen, z.T. geröllführenden quartären Ablagerungen. Diese sind im Bodenprofil fast ganz entkalkt. Nur in tieferen Lagen sind sie stellenweise noch schwach kalkig. (Lysimeter S 1a und S5).

Sowohl vom Wasser der Pionierquelle, als auch von den Abläufen der Lysimeter S 1a, S2 und S5 liegen eine Reihe von Einzelanalysen vor. Zum Vergleich werden in der folgenden Tabelle die Durchschnittsanalysen der Quelle und der einzelnen Lysimeter in ihren wesentlichen Bestandteilen gegenübergestellt.

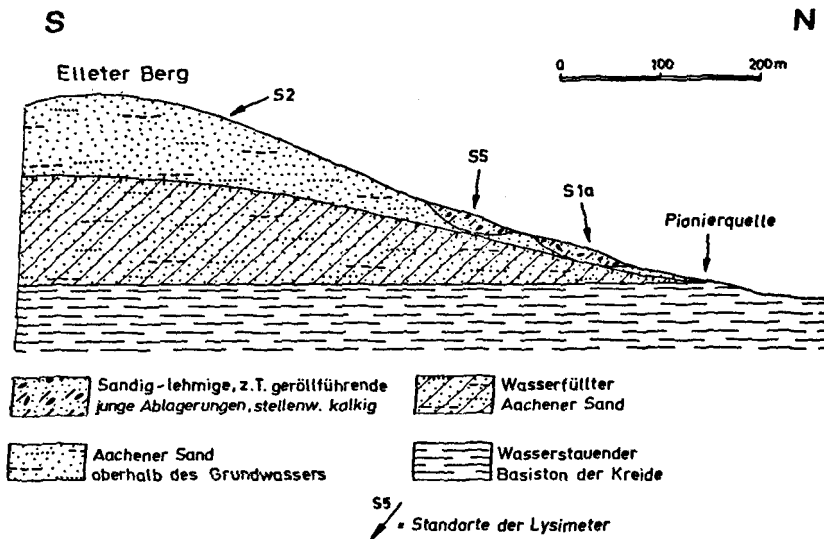


Abb. 16 Hydrogeologische Prinzipskizze des Einzugsgebietes der Pionierquelle im Aachener Wald. Die Lage des Profils ist in der Übersichtskarte Abb. 4 eingetragen.

		Pionier- quelle	S2 (Aachener Sand)	S1a junge Ablagerungen	S5
KMnO ₄ -Verbrauch		8,0	80	43	28
pH-Wert		6,0	3,9	4,0	4,5
Nitrate		5	25	45	42
Chloride	mg/l	8,0	8,0	6,5	5,0
Sulfate		35	50	40	20
Gesamthärte		4,0	2,0	2,2	1,7
Karbonathärte	°dH	2,3	0,8	0,7	0,4
Bleibende Härte		1,7	1,2	1,5	1,3
Eisen		0,3	0,6	0,2	0,15
Mangan		0,2	0,35	0,25	2,5
Kalzium	mg/l	25	8	15	7
Magnesium		3,5	3	4	3,5
Natrium		3,0	2,0	2,0	1,2
Kalium		1,3	2,0	0,8	6,0

Tab 1 Vergleich der Sickeranalysen aus dem Einzugsgebiet der Pionier-
quelle mit der Analyse des Quellwassers (jeweils Durchschnittsanalyse)

Es zeigt sich beim Vergleich, daß zwar in einzelnen Punkten erhebliche Unterschiede zwischen Quellwasser und Sickerwasser bestehen (KMnO₄-Verbrauch, Nitratgehalt, Kalziumgehalt), im übrigen jedoch eine recht gute Übereinstimmung zu verzeichnen ist.

Die auftretenden Unterschiede lassen sich jedoch gut erklären, was in diesem Fall in erster Linie auf die gute Überschaubarkeit des Einzugsgebietes der Quelle zurückzuführen ist.

Das im Quellwasser gelöste Kalzium muß hier fast ausschließlich aus den quartären Ablagerungen stammen, da der Aachener Sand ja fast frei von Kalzium ist. Da aber

die Abläufe der Lysimeter S 1a und S5 auch nur einen recht niedrigen Kalziumgehalt aufweisen, kann dieses Kalzium nur aus entweder noch nicht entkalkten Böden auf quartären Ablagerungen oder aus tieferen Bereichen der quartären Ablagerung selbst stammen. Somit muß im Falle des Kalziums - und damit der Karbonat- und Gesamthärte - mit einer Lösung auch unterhalb des Bodens gerechnet werden. Beachtlich ist dabei, daß dies für das Magnesium offensichtlich nicht gilt, da hier die Gehalte in Sickerwasser und Quellwasser gleich groß sind.

Beim Nitratgehalt und beim Gehalt an oxydierbaren organischen Stoffen (KMnO_4 -Verbrauch) besteht ein krasser Gegensatz zwischen Quellwasser und Sickerwasser. Bei beiden ist der Gehalt des Sickerwassers etwa um das 5- bis 10fache höher als der des Quellwassers. Das läßt darauf schließen, daß beide sich auf dem Wege des Wassers von der Versickerung zur Quelle gegenseitig zerstören. Für diese Annahme kann in einem späteren Kapitel der Beweis erbracht werden.

Als weiterer Unterschied zwischen Sickerwasser und Quellwasser bleibt ein höherer Mangangehalt in den Sickerwässern bestehen. Dieser kann an einem späteren Beispiel geklärt werden.

Insgesamt gesehen ist aber kein Unterschied im Wassertyp festzustellen. Alle vier Wässer sind als weich und sauer anzusprechen. In den Gehalten an Sulfaten, Chloriden,

bleibender Härte, Eisen, Mangan, Magnesium, Natrium und Kalium sind weitgehende Übereinstimmungen zu verzeichnen.

Schwieriger erkennbar, aber genauso vorhanden sind solche Übereinstimmungen am Beispiel einer zweiten Quelle. Abb. 17 zeigt die hydrogeologische Situation einer Quelle am südlichen Stadtrand von Aachen (Colynshofquelle, ca. 100 m südöstlich der Jugendherberge). Hier ist das Einzugsgebiet wesentlich heterogener. Es sind nicht nur drei geologische Schichtglieder im Einzugsgebiet vorhanden, sondern sechs. Dementsprechend muß auch die Zahl der hier mit der Quelle zu vergleichenden Lysimeter größer sein (5). Dabei wurden hier teilweise die Lysimeter des benachbarten Quelleinzugsgebietes (S2 und S5) mitverwendet, da sie dort in einer Situation stehen, wie sie auch hier gegeben ist. Das Lysimeter R4 steht nicht in der Natur, sondern steht im Labor (vgl. S. 53ff.), seine Durchschnittsanalyse soll aber hier bereits verwendet werden.

Tabelle 2 ermöglicht es, diese Sickerwässer mit dem Wasser der Colynshofquelle zu vergleichen. Dabei fallen die im vorigen Beispiel aufgezeigten Unterschiede auch hier auf. Nitratgehalt und KMnO_4 -Verbrauch sind auch im Sickerwasser etwa 5 - 10fach höher als im Quellwasser. Der Anstieg der Gesamthärte erfolgt über einen Anstieg der Karbonathärte und dieser wiederum lediglich über eine Lösung von Kalzium und nicht durch Lösung von Magnesium. Die Gehalte der Quelle an Chloriden, Sulfaten, Eisen, Magnesium und Natrium entsprechen den Mittelwerten der

SW

NE

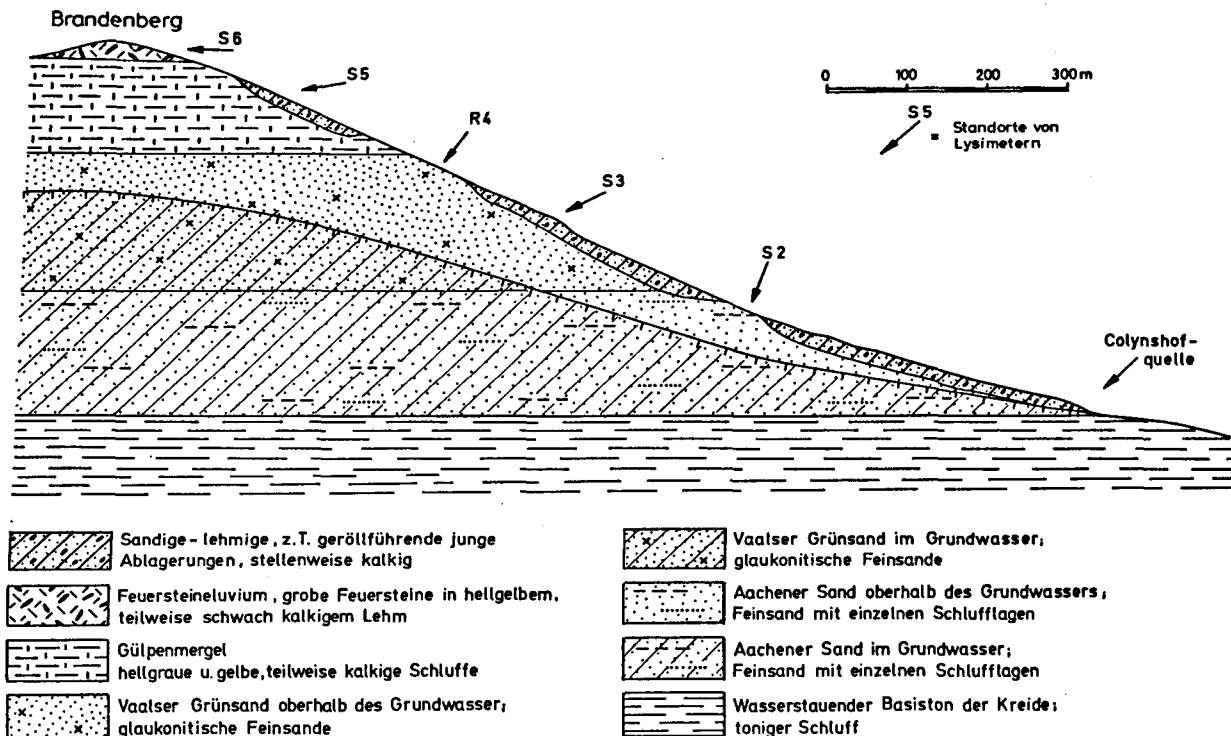


Abb. 17 Hydrogeologische Prinzipskizze des Einzugsgebietes der Colynshofquelle am südlichen Stadtrand von Aachen. Die Lage des Profils ist in der Übersichtskarte Abb. 4 eingetragen.

Sickerwasseranalysen, wobei die Abläufe des Lysimeters S3 von besonderer Bedeutung zu sein scheinen, da deren Durchschnittsanalyse der des Quellwassers am nächsten kommt. Diese Tatsache erscheint verständlich, da der Boden, auf dem dieses Lysimeter in der Natur steht, die weiteste Verbreitung im Einzugsgebiet der Quelle hat (vgl. Abb. 17).

Weiter zeigt sich in diesem Beispiel wesentlich deutlicher als vorher, daß in allen Lysimeterabläufen der Mangangehalt höher ist als im Quellwasser. Da die in der Tabelle wiedergegebenen Analysen bereits Durchschnittswerte von jeweils ca. 10 Einzelanalysen darstellen, kann es sich hier nicht um einen Fehler oder Zufall handeln.

Mangan ist im Wasser in erster Linie in Form des sich vom Mangan (II)-oxid ableitenden Mangan (II)-salzes gelöst. Diese Mangan(II)salze sind aber nur bei Gegenwart von Säuren in wässriger Lösung beständig. In alkalischer Lösung bildet sich Mangan(II)hydroxid, das sich wiederum zum braunen, schwerlöslichen Mangandioxidhydrat umwandelt. Ebenso neigen neutrale und offensichtlich auch sehr schwach saure Lösungen (pH-Wert um 6) dazu, nach längerem Stehen Mangan(II)salz in die beständigere Form des Mangan(II)hydroxid und des Mangandioxidhydrates umzubilden (vgl. H. REMY, 1961, Lehrbuch der anorganischen Chemie, Bd. II, S. 259).

Allgemein fällt auf, daß die pH-Werte der Sickerwässer

		Colyns- hofquelle	S2 Aachener Sand	S3 junge Ablagerung über Vaalser Sand	R4 Vaalser Sand	S5 junge Ablagerung über Gölpenmergel	S6 Feuerstein- eluvium
KMnO ₄ -Verbrauch		7	80	33	35	28	42
pH-Wert		6,3	3,9	4,0	4,0	4,5	3,9
Nitrate	mg/l	15	25	100	40	42	70
Chloride		17	80	25	90	50	110
Sulfate		43	50	33	44	20	75
Gesamthärte	°dH	6,8	2,0 ₉	5,0	2,5	1,7	2,9
Karbonathärte		3,8	0,8	0,5	0,6	0,4	0,5
Bleibende Härte		3,0	1,2	4,5	1,9	1,3	2,4
Eisen	mg/l	0,2	0,6	0,2	0,25	0,15	0,3
Mangan		0,15	0,35	1,1	0,5	2,5	0,8
Kalzium		42	8	20	11	7	12
Magnesium		5	3	6	5	3,5	5
Natrium		45	20	48	30	12	34
Kalium		20	20	48	75	60	18

Tab. 2 Vergleich der Sickerwasseranalysen aus dem Einzugsgebiet der Colynshofquelle mit der Analyse des Quellwassers (jeweils Durchschnittsanalysen).

(pH um 4) erheblich weiter im sauren Bereich liegen als der pH-Wert des Quellwassers (pH um 6). Diese Erhöhung des pH-Wertes hängt aber sicherlich mit dem Abbau von organischen Stoffen - besonders einfacher organischer Säuren - durch Nitrate und der weiteren Lösung von Kalzium zusammen.

Somit zeichnet sich hier ab, daß die Unterschiede zwischen Sickerwasser und Quellwasser einen Gesamtkomplex bilden : Anstieg des pH-Wertes, des Kalziumgehaltes und der Karbonathärte auf dem Wege vom Sickerwasser zum Quellwasser, sowie ein Absinken des Gehaltes an organischen Stoffen (insbesondere einfachen organischen Säuren), des Nitratgehaltes und des Mangangehaltes.

Alle diese Änderungen lassen sich aber als Einzelreaktionen einer chemischen Gesamtreaktion verstehen. Die Stadien dieser Gesamtreaktion sind :

1. Gegenseitige Zerstörung von Nitraten und organischen Bestandteilen (in erster Linie organische Säuren) unter Oxydation der organischen Stoffe und Reduktion der Nitrate. Dabei entsteht als Zerfallsprodukt der organischen Stoffe unter anderem Kohlendioxid (CO_2).
2. Dieses Kohlendioxid ermöglicht die weitere Lösung von Kalzium unter Bildung des Kalziumhydrogenkarbonats und somit einen Anstieg von Karbonat- und Gesamthärte.
3. Ein weiteres Ergebnis dieser Reaktionen ist ein Anstieg des pH-Wertes. Als Folge davon werden lösliche

Mangan(II)salze umgewandelt in unlösliches Mangan(II)-hydroxid und unlösliches Mangandioxidhydrat.

Somit ergibt sich hier eine Erklärung aller Unterschiede zwischen Sickerwasser und Quellwasser in einer Gesamtreaktion. Die einzelnen Aussagen werden dabei in den weiteren Untersuchungen zu erhärten sein.

3. Durchsickerungsversuche an natürlichen Bodenprofilen im Labor ("Laborlysimeter")

Wie in den vorangegangenen Kapiteln gezeigt wurde, wird die Auswertung von Sickerwasseranalysen aus Lysimetern häufig durch das komplexe, gleichzeitige Wirken verschiedener Faktoren sehr erschwert. Unter diesen ist die unregelmäßige Verteilung der Niederschläge besonders bedeutsam. Es wurde bereits beschrieben, daß das Lösen von Stoffen nicht beim Durchsickern des Regenwassers durch ein Bodenprofil geschieht, sondern in den längeren Zeiten, in denen keine Niederschläge fallen und somit keine wesentlichen Wasserbewegungen im Boden stattfinden. Der Durchsickervorgang dauert je nach der Durchlässigkeit (vgl. K-Werte = Durchlässigkeitsbeiwerte, S. 67) nur zwischen 15 Minuten und 1 - 2 Tagen, während im niederschlagsfreien Zeitraum jedes einzelne Korn oft mehrere Wochen lang von Feuchtigkeit umhüllt ist. Der nächste größere Niederschlag führt dann lediglich zu einem Ausspülen der Stoffe, die in der vorangegangenen längeren Trockenzeit gelöst wurden. Somit ist die Konzentration der meisten im Sickerwasser gelösten Stoffe in erster Linie abhängig von der Länge der zeitlichen Abstände zwischen größeren Niederschlägen. So bringt ein Niederschlag nach langer Trockenheit ein wesentlich höher konzentriertes Sickerwasser als ein Niederschlag, der einem anderen nur kurze Zeit später folgt (vgl. S. 77f.). Diese Tatsache ist zwar für die Beurteilung einer be-

stimmten Sickerwasseranalyse sehr wesentlich, bedeutet aber für die Stoffe, die insgesamt ins Grundwasser gelangen, recht wenig, da im Grundwasser durch ständige Durchmischung von älterem und neuerem Wasser ein sofortiger Ausgleich erfolgt, so daß sich ein Durchschnittsgehalt an gelösten Stoffen einstellt. Dies wird auch dadurch belegt, daß Quellwässer in ihrer Konzentration der einzelnen gelösten Stoffe, verglichen mit den entsprechenden Sickerwässern, recht wenig Schwankungen aufweisen.

Um diese Einzelunterschiede auszuschalten, kann man Analysen von Sickerwässern nicht nach ihrem absoluten Gehalt in mg/l beurteilen, sondern allenfalls nach einer Aufrechnung in mval %, wobei entsprechend den chemischen Valenzen die Gehalte des Wassers an den einzelnen gelösten Stoffen in Prozentanteile der Gesamtkonzentration umgerechnet werden, um Unterschiede in der Gesamtkonzentration auszuschalten. Diese Methode birgt jedoch die Gefahr des subjektiven Fehlers. Weiterhin steigt die Konzentration der einzelnen gelösten Stoffe nach Zeiten längerer Trockenheit nicht gleichmäßig an (vgl. S. 77ff.).

3.1 Beschreibung des "Laborlysimeters"

In den vorangegangenen Kapiteln wurde gezeigt, daß Gelände-Lysimeter durch verschiedene Faktoren beeinflusst und dadurch für die Ermittlung exakter Daten nur bedingt geeignet sind.

Daher wurde versucht, in Laborversuchen die Vorgänge in der Natur zu wiederholen, wobei besonders die nachstehenden Punkte Beachtung fanden :

1. Verwendung von Bodenprofilen im natürlichen Verband
(ungestörte Bodenprobe im bodenmechanischen Sinn).

Kapitel 3.1.1

2. Gleichmäßige Verteilung der Niederschlagsmengen auf die verschiedenen Bodentypen. Kapitel 3.1.2

3.1.1 Entnahme der Bodenprofile

Zum Aufnehmen der ungestörten Bodenproben wurden Rohre aus Hart-PVC der Firma WAWIN (447 Meppen) verwendet. Diese Rohre haben einen Durchmesser von 25 cm bei einer Wandstärke von 0,5 cm (vgl. Abb. 1). Sie werden hergestellt in einer Länge von 5 m und für diesen Zweck auf 1 m Länge zugeschnitten. Dabei erlaubt das Material einerseits eine leichte Bearbeitung (durch Fuchsschwanz, Raspel oder Feile), ist andererseits aber äußerst schlagfest. So konnten diese Rohrstücke von 1 m Länge unten angeschärft und mit einem Vorschlaghammer in den Boden eingeschlagen werden (vgl. Abb. 18). Schwierigkeiten beim Einschlagen der Rohre traten hier lediglich im Feuersteineluvium auf (vgl. S. 21), wo größere Feuersteine das Eindringen verhinderten. Hier mußte parallel zum Niederbringen das Rohr rundherum freigegeben werden, um jeweils größere Steine herausziehen oder ganz hineindrücken zu können. Dabei entstandene Hohlräume wurden mit feinem Material möglichst zur originalen Dichte wieder verfüllt.

Wenn das Rohr bis zur endgültigen Tiefe eingeschlagen



Abb. 18

Einschlagen des Hart-PVC-Rohres bei der Entnahme von ungestörten Bodenproben für Laborlysimeter.

war (je nach Bodenprofil wechselnd zwischen 70 und 100 cm), wurde es von einer Seite her freigegraben und der Bodenmonolith samt Rohr abgekippt (vgl. Abb. 19, 20, 21). Anschließend wurde die im Durchschnitt ca. 2 Zentner schwere ungestörte Bodenprobe im Rohr oben und unten durch Hart-PVC-Platten verschlossen, die von großen Schraubzwingen gehalten wurden (s. Abb. 22). An den Schäften der Schraubzwingen konnten die Bodenproben von 2 Personen getragen werden.

Nach der Aufstellung auf einem Metallrahmen (vgl. Abb. 23) wurden die oberen Abdeckplatten und die Schraubzwingen wieder entfernt und die unteren Platten mit einem chemisch widerstandsfähigen 2-Komponenten-Kunstharz wasserdicht angeklebt. Anschließend erhielt die untere PVC-Platte in der Mitte eine Bohrung, die das Abfließen von Wasser ermöglichte.

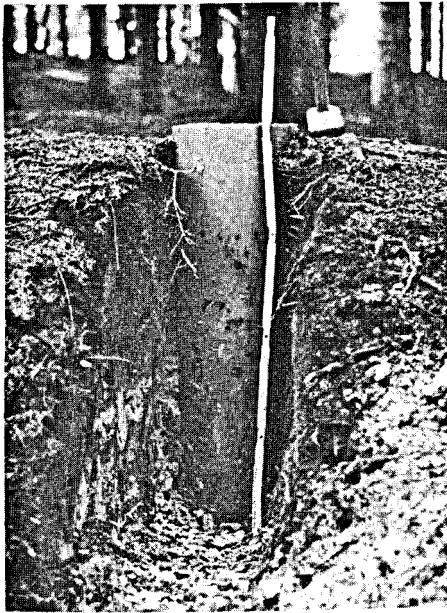
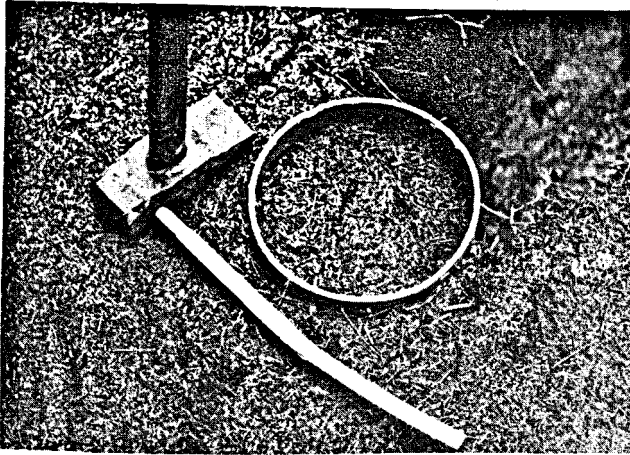


Abb. 19 und 20

Der eingeschlagene und seitlich freigegrabene
Bodenmonolith.



Abb. 21 und 22
Ausbrechen und Transportieren des Bodenmonolithen.

Die so entnommenen Bodenproben dürfen im Rahmen der gestellten Ansprüche als ungestört bezeichnet werden, wobei hier keine nähere Definition zum umstrittenen Begriff "ungestörte Bodenprobe" gegeben werden soll. Diese Proben genügen sicherlich den von W. FRIEDRICH & H. FRANZEN (1960) aufgestellten drei Forderungen (vgl. S. 12).

3.1.2 Berechnung mit künstlichem Regenwasser

Die gewünschte Niederschlagsmenge pro qm kann jetzt nach Umrechnung auf die Oberfläche der Bodenproben in den gewünschten Zeitabständen zugegeben werden. Das entsprechende Sickerwasser läuft durch das kleine Loch in der Bodenplatte heraus und kann in Plastikflaschen aufgefangen werden (vgl. Abb. 23). Ein Filtrieren des Wassers ist meist unnötig, da es klar ist und selten Schwebstoffe enthält.

Die so hergestellten "Labor-Lysimeter" zeigten einen lebhaften Pflanzenwuchs, der durchaus dem in der Natur entsprach. Der Raum, in dem diese Laborlysimeter aufgestellt waren, war zwar überdacht und an zwei Seiten verglast, jedoch blieb stets eine Seite offen, so daß die Innentemperatur immer gleich der Außentemperatur war. Abb. 23 zeigt die Röhren kurz nach der Entnahme Anfang März noch fast ohne Bewuchs, während Abb. 24 dieselben Rohre im August mit reichlichem Pflanzenbewuchs zeigt.



Abb. 23

Laborlysimeter von verschiedenen Standorten kurz nach der Entnahme Anfang März.

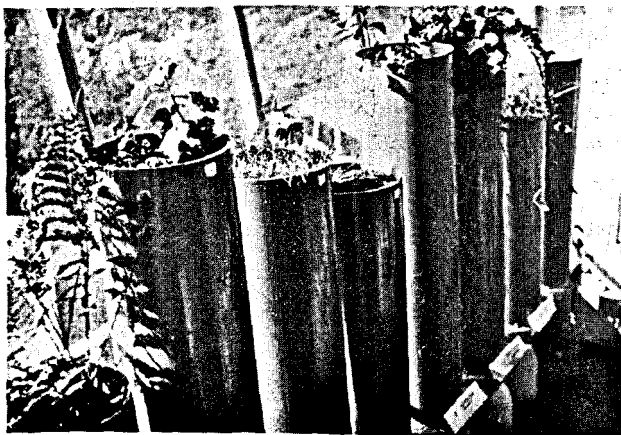


Abb. 24

Dieselben Laborlysimeter mit lebhaftem Pflanzenbewuchs im August.

Zur Beregnung wurden große Mengen von Regenwasser gebraucht, die in natürlicher Form nicht zur Verfügung standen. So mußte aus destilliertem Wasser Regenwasser künstlich hergestellt werden. Das natürliche Regenwasser kann je nach Jahreszeit und Gebiet bereits die verschiedensten Salze und Gase gelöst enthalten (COLLINS, W.D. & WILLIAMS, K.T., 1933 und GORHAM, E., 1955). Quantitativ von Bedeutung sind in erster Linie die gelösten Gase, während die Menge der gelösten Salze normalerweise in keinem Verhältnis zu derjenigen steht, die später im Boden hinzukommt. Folglich wurde hier im Experiment davon ausgegangen, daß ein mit den entsprechenden Mengen von Sauerstoff und Kohlendioxid angereichertes destilliertes Wasser für diesen Zweck dem natürlichen Regenwasser mit hinreichender Genauigkeit nahekommt. Dabei sind jetzt besonders die Abläufe der Laborlysimeter R1 - R8 zu beachten, da für sie die Werte der Analysen von Lysimetern in der Natur zum Vergleich zur Verfügung stehen.

In Tabelle 3 sind die Durchschnittsanalysen einiger Lysimeter in der Natur verglichen mit Analysen von Abläufen der entsprechenden Laborlysimeter. Es zeigt sich dabei eine gute Übereinstimmung. In allen Fällen ist der Wassertyp derselbe. Bei fast allen gelösten Stoffen sind die Einzelgehalte auch absolut genommen ziemlich gleich hoch. Lediglich die Durchschnittsanalysen von S5 und R5 unterscheiden sich in der Gesamtkonzentration, nicht aber in den Mengenverhältnissen der einzelnen gelösten Stoffe

zueinander. Unterschiede gibt es weiterhin bei den Mengen der gelösten Sulfate und Nitrate sowie im KMnO_4 -Verbrauch. Da diese Werte aber ohnehin stark vom Klima abhängig sind, dürfen diese Unterschiede nicht überbewertet werden. Alle Abweichungen bewegen sich außerdem im Rahmen der Unterschiede, die auch zwischen einzelnen Analysen verschiedener Abläufe desselben Lysimeters bestehen. Somit darf als sicher gelten, daß die hier gewählte Versuchsanordnung das Nachvollziehen natürlicher Vorgänge im Labor gestattet.

Die ungestörten Bodenproben der Laborlysimeter wurden alle 3 Wochen mit Wassermengen, die oberhalb der Durchsickerschwelle lagen, beregnet. In der Zwischenzeit wurden alle 3 Tage kleine Regenmengen unterhalb der Durchsickerschwelle zugegeben, um ein Austrocknen der Probe und damit den "Blumentopfeffekt" (vgl. S. 64) zu verhindern. Dies ergibt in der Summe größere Niederschlagsmengen als in der Natur. Trotzdem konnten Auslaugungserscheinungen, d.h. ein Abnehmen der Gesamtkonzentration des Sickerwassers im hier beobachteten Zeitraum von ca. 8 Monaten nicht festgestellt werden. Es erfolgte lediglich ein Einpendeln auf eine etwas andere Gesamtkonzentration der im Sickerwasser gelösten Stoffe. Dieser neue Wert lag bei einigen der Laborlysimeter niedriger, bei anderen höher als zu Beginn. Das kann nur darin begründet sein, daß in den Laborlysimetern stets gleiche Mengen Wasser zum Versickern gebracht werden, während in der Natur durch Unregelmäßigkeiten der Geländeoberfläche

		Lysimeter in der Natur 1a	Labor lysimeter 1a	Lysimeter in der Natur 2	Labor lysimeter 2	Lysimeter in der Natur 3	Labor lysimeter 3	Lysimeter in der Natur 5	Labor lysimeter 5	Lysimeter in der Natur 8	Labor lysimeter 8
KMnO ₄ -Verbrauch		43	65	80	55	33	25	28	60	25	21
pH - Wert		4,0	3,9	3,9	4,0	4,0	4,1	4,5	4,5	7,9	7,6
Nitrate	mg/l	45	45	25	30	100	50	42	55	30	35
Chloride		6,5	4,5	8	5	25	8	5	5	4	3,5
Sulfate		40	50	50	30	33	15	20	28	85	20
Gesamthärte	°dH	2,2	2,8	2,0	1,7	5,0	1,7	1,7	3,0	14,0	8,0
Karbonathärte		0,7	0,5	0,8	0,7	0,5	0,5	0,4	0,7	9,0	5,0
Bleibende Härte		1,5	2,3	1,2	1,0	4,5	1,2	1,3	2,3	5,0	3,0
Eisen	mg/l	0,2	0,3	0,6	0,1	0,2	0,15	0,15	0,2	0,05	0,15
Mangan		0,25	0,25	0,35	0,35	1,1	0,4	2,5	1,3	0,05	0,15
Kalzium		15	12	8	6	20	5	7	18	90	45
Magnesium		4	4,5	3	3	6	3	3,5	6	9	4,5
Natrium		2,0	2,8	2,0	2,3	4,8	1,7	1,2	2,0	3,0	1,4
Kalium		0,8	1,4	2,0	1,7	4,8	1,8	6,0	1,6	5,9	2,7

Tab.3 Vergleich der Durchschnittsanalysen von Laborlysometern mit den Durchschnittsanalysen der Gelände-Lysimeter vom gleichen Standort

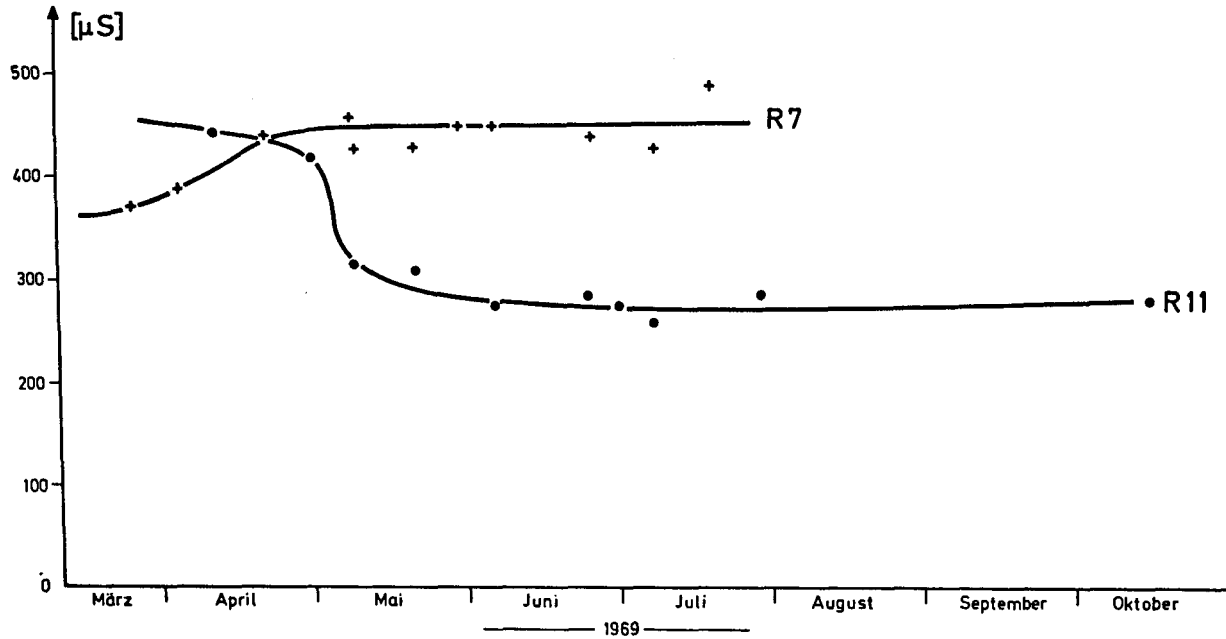
selbst bei gleich hohen Niederschlägen die Menge des versickernden Wassers unterschiedlich ist. Das Einpendeln nach oben und das Einpendeln nach unten ist an zwei Beispielen (R7 und R11) in Abb. 25 dargestellt. R7 (Vaalser Grünsand, Lousberg) und R11 (Aachener Sand am südlichen Stadtrand von Aachen) unterscheiden sich in der Durchlässigkeit des Bodens nur unwesentlich. Sie unterscheiden sich allerdings erheblich in der Neigung der Oberfläche in der Natur. Während R11 aus einer praktisch ebenen Wiese stammt, wurde R7 an einem Hang mit erheblicher Neigung entnommen. Daraus folgt, daß bei R7 in der Natur wesentlich weniger Wasser versickern konnte als im Laborversuch. Bei anderen Laborlysimetern sind diese Kurven nicht ganz so deutlich, es läßt sich jedoch stets das Einpendeln auf einen neuen Wert feststellen. Somit stellt sich auch hier wieder der Lösungsinhalt als eine Folge der stattfindenden Verwitterung heraus. Andere Niederschlagsmengen greifen in diesen Vorgang ein und führen hier zu einer kleinen Verschiebung des Gleichgewichtes aus Verwitterung - d.h. Löslichwerden - und Abtransport des Gelösten im Sickerwasser.

3.1.3 Störeffekte bei "Laborlysimetern"

Auch die auf S. 11 diskutierten störenden Einflüsse von Seitenwänden bei Lysimetern konnten hier studiert werden. Solange eine solche Röhrenprobe feucht gehalten wird, verhält sie sich sowohl in Durchlaufgeschwindigkeit als auch im Chemismus des Sickerwassers wie die

Abb. 25

Leitfähigkeit [μS] des Sickerwassers von 2 Laborlysimetern (R7 und R11)
aufgetragen über der Zeit



oben beschriebenen Lysimeter. Sobald man es aber zu einem Austrocknen der Probe kommen läßt, neigen besonders bindige Böden zum Schrumpfen. Als Folge kommt es dann an den Wänden zu einer Ablösung und somit zu neuen, unnatürlichen Sickerbahnen. (Derselbe Effekt kann an vernachlässigten Blumentöpfen beobachtet werden). Man kann diesem "Blumentopfeffekt" durch regelmäßiges Beregnen entgegenwirken. Dabei genügen, wenn gerade keine Durchläufe gewünscht werden, kleine Regenmengen unterhalb der Durchsickerschwelle (vgl. S. 29). Einmal austrocknete bindige Böden verlieren den "Blumentopfeffekt" auch nach reichlicher Beregnung nicht wieder.

Die genauere Auswertung der so gewonnenen "Künstlichen Sickerwasseranalysen" soll in einem späteren Abschnitt erfolgen, doch darf hier gesagt werden, daß diese Einrichtung sich bewährt hat. Die Methode ist nicht allzu aufwendig, und sie erbrachte Sickerwasseranalysen, die mit denen von Lysimetern an derselben Stelle in der Natur voll zu vergleichen waren (vgl. S. 61).

Ebenfalls gelang es, an diesen Proben bei der Beregnung Bestimmungen der Durchsickergeschwindigkeit auszuführen (vgl. Tab. 4 und 5).

3.2 Auswertung der Versuche mit "Laborlysimetern"

Die Auswertung der Versuche mit Laborlysimetern war in der Hauptsache auf den Chemismus der Sickerwässer ausgerichtet. Die dabei erreichten Ergebnisse werden in den Unterkapiteln 3.2.2 bis 3.2.6 beschrieben.

Gleichzeitig fielen aber einige rein hydrologische Ergebnisse an, die hier in einem kurzen Kapitel vorweg behandelt werden sollen.

3.2.1 Hydrologische Ergebnisse

Die bereits bei den Lysimetern in der Natur beobachtete Durchsickerschwelle (vgl. S. 29) ließ sich jetzt hier für jeden Bodentyp einzeln bestimmen. Sie ist im wesentlichen eine Funktion von drei Faktoren :

1. Unterschiede in der Intensität der Verdunstung bedingt durch jahreszeitliche Unterschiede der Temperatur sind von besonderer Bedeutung.
2. Jahreszeitliche Temperaturschwankungen beeinflussen weiterhin das Pflanzenwachstum. Dichter bewachsene Böden haben eine höhere Durchsickerschwelle, weil die Pflanzen die Verdunstung selbst verstärken. Andererseits ist die Durchsickerschwelle bei stark bewachsenen Böden aber auch stärker von den jahreszeitlichen Temperaturschwankungen abhängig, da das Wachstum der Pflanzen auf diese besonders stark reagiert.

3. Der K-Wert des Bodens gibt Auskunft über die Verweildauer bei normalem Durchsickern. Bei einem längeren Aufenthalt des Sickerwassers im Boden (besonders bei bindigen Böden) haben aber die Pflanzenwurzeln längere Zeit die Möglichkeit, größere Mengen des Wassers aufzunehmen und der Verdunstung zuzuführen. Bei kürzeren Durchsickerzeiten (z.B. in grobsandigen Böden) ist dieser Einfluß des Bewuchses geringer.

Es bot sich an, bei einer Berechnung der ungestörten Bodenproben im Labor gleichzeitig die Durchsickerzeiten zu bestimmen. Aus diesen läßt sich dann die Durchsickergeschwindigkeit errechnen. Bei der Größe der ungestörten Proben waren dabei recht genaue Werte zu erwarten. In Tabelle 4 sind für die einzelnen Gesteinsarten die K-Werte (Durchlässigkeitbeiwerte) des Ausgangsgesteins (nach GRUNDBAU-TASCHENBUCH, Bd. 1, 1955) der Durchsickergeschwindigkeit des Bodens, die hier ermittelt wurde, gegenübergestellt.

Dabei fällt auf, daß sich die Durchlässigkeit des Bodens z.T. erheblich von der des Ausgangsgesteins unterscheidet. Sie ist in fast allen Beispielen im Boden größer als im Ausgangsgestein. Dabei bewegt sich der K-Wert der Böden über Aachener Sand und Vaalser Grünsand noch im Rahmen der für einen Feinsand angegebenen Grenzen. Im Falle der quartären Talfüllungen des Löss liegt der K-Wert des Bodens aber um einige Zehnerpotenzen höher als der des Ausgangsgesteines. Da die K-Werte des Bodens

Ausgangsgestein der Bodenbildung	Nummer der Bodenproben	Durchschnittliche Durchsickerzeit [sec/m]	Durchsickergeschwindigkeit der Bodenproben [m/sec] (eigene Bestimmung)	K-Wert des Ausgangsgesteins [m/sec] (nach Grundbau Taschenb. Bd.1,1955)
Vaalser Grünsand	R7, R4	$9,0 \cdot 10^3$	$1,1 \cdot 10^{-2}$	$10^{-3} - 10^{-2}$
Aachener Sand	R2, R12 R9, R9a-c	$8,4 \cdot 10^3$	$1,2 \cdot 10^{-2}$	$10^{-3} - 10^{-2}$
Junge Talfüllungen	R1a, R3, R5	$7,5 \cdot 10^2$	$1,7 \cdot 10^{-1}$	$10^{-6} - 10^{-3}$
Schwemmlöß	R8	$6,0 \cdot 10^2$	$1,7 \cdot 10^{-1}$	$10^{-6} - 10^{-3}$
Lößlehm	R10	$8,4 \cdot 10^2$	$1,2 \cdot 10^{-1}$	$10^{-6} - 10^{-3}$
Basiston (toniger Schluff)	R11	$7,0 \cdot 10^5$	$1,4 \cdot 10^{-4}$	$10^{-6} - 10^{-3}$

Tab. 4 Vergleich der hier bestimmten Durchsickergeschwindigkeiten der Bodenprofile mit den K-Werten der Ausgangsgesteine (nach Grundbau - Taschenbuch Bd.1, 1955)

bereits in der Größenordnung vom K-Wert eines Kiesel-
 liegen, muß angenommen werden, daß mit der Boden-
 bildung eine Auflösung des bindigen Ausgangsgesteins
 in ein bröckeliges Gefüge einherging. Im Falle des
 Basistons erfolgte diese Ausbildung eines Bröckelge-
 füges offensichtlich nicht oder nur in einem sehr unter-
 geordneten Maße.

Wenn man davon ausgeht, daß die Verweildauer des Wassers
 im Boden einen Einfluß auf den Gesamtlösungsinhalt des
 Sickerwassers haben könnte, so bietet es sich an, die
 K-Werte des Bodens zu vergleichen mit der Leitfähigkeit
 (in μS) des Sickerwassers als Maß für den Gesamtlösungs-
 inhalt. Beide Werte sind in Tabelle 5 gegenübergestellt.

Dieser Vergleich zeigt, daß zwischen der Verweildauer des
 Wassers im Boden und dem Lösungsinhalt des Sickerwassers
 keinerlei Zusammenhang besteht. Dies darf als Beweis
 für die auf S. 10 bereits aufgestellte Behauptung gel-
 ten, daß das eigentliche Lösen von Stoffen nicht beim
 Durchsickern des Bodens geschieht. Das Auflösen von
 festen Stoffen muß also in den längeren Zeiträumen zwi-
 schen den einzelnen größeren Niederschlägen geschehen,
 wenn jedes Korn im Boden von einer Feuchtigkeitsschicht
 umgeben ist. Es ist dann unmaßgeblich, ob das Durchflie-
 sen des Wassers bei einem größeren Regenfall nur eine
 Stunde oder einen Tag dauert.

Ausgangsgestein der Bodenbildung	Nummer der Bodenproben	Durchsickergeschwindigk. [m/sec]	Durchschnittliche Leit- fähigkeit des Sickerw. [μs]
Vaalser Grünsand	R7,R4	$1,1 \cdot 10^{-2}$	ca. 300
Aachener Sand	R2,R12,R9 R9a-c	$1,2 \cdot 10^{-2}$	ca. 155
Junge Talfüllungen	R1a,R3,R5	$1,3 \cdot 10^{-1}$	ca. 165
Schwemmlöß	R8	$1,7 \cdot 10^{-1}$	ca. 190
Lößlehm	R10	$1,2 \cdot 10^{-1}$	ca. 370
Basiston	R11	$1,4 \cdot 10^{-4}$	ca. 300

Tab. 5 Vergleich der Durchsickergeschwindigkeit mit der Konzentration des Sickerwassers ausgedrückt durch die elektrische Leitfähigkeit in μs.

3.2.2 Jahreszeitliche Schwankungen im Chemismus des Sickerwassers (Nitrate, Sulfate)

Auf den Seiten 31 ff. wurden die Einflüsse von jahreszeitlichen Temperaturschwankungen auf den Nitrat- und den Sulfatgehalt des Sickerwassers in der kalten Jahreszeit anhand von Lysimeterabläufen in der Natur untersucht. Die Einflüsse in der warmen Jahreszeit waren dort nicht zu ermitteln, weil während des Sommers die Versickerung fast ganz zurückgeht. Mit Hilfe der Laborlysimeter kann jetzt aber auch dieser Zeitraum untersucht und dargestellt werden. So zeigt die Abb. 26 ein Maximum im Nitratgehalt des Sickerwassers in den Monaten Juli/August, hervorgerufen durch stärkste Tätigkeit der nitrat-erzeugenden Bodenbakterien in diesem Zeitraum.

Abb. 27 und 28 zeigen die Sulfatgehalte in den Abläufen der Laborlysimeter R2 und R7 ebenfalls im Zeitraum März bis Oktober. Es wird hier besonders der Einfluß des Pflanzenwachstums auf die jahreszeitlichen Schwankungen im Sulfatgehalt des Sickerwassers anschaulich. In beiden Diagrammen zeigt sich ein deutliches Absinken des Sulfatgehaltes in den Monaten April/Mai mit dem Einsetzen des Pflanzenwachstums. Das Minimum liegt dann in den Monaten Juni und Juli, während sich in beiden Diagrammen ab August wieder ein langsamer Anstieg erkennen läßt, analog dem langsamen Zurückgehen des Pflanzenwachstums. Bemerkenswert ist dabei auch, daß die Unterschiede bei dem dicht bewachsenen Laborlysimeter R7 wesentlich stärker

Abb. 26

Nitratgehalte im Sickerwasser von 3 Laborlysimetern R9, R9b, R9c
aufgetragen in mg/l über der Zeit

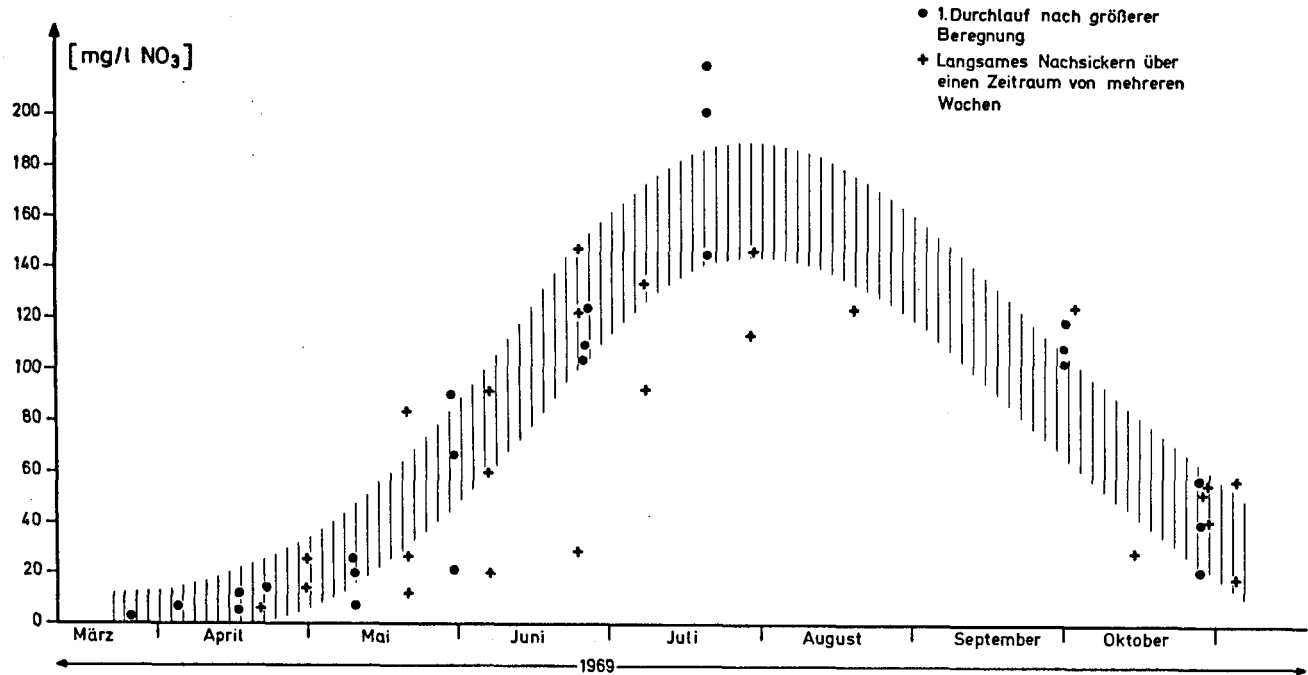


Abb. 27

Sulfatgehalte im Sickerwasser des Laborlysimeters R2
aufgetragen in mg/l über der Zeit

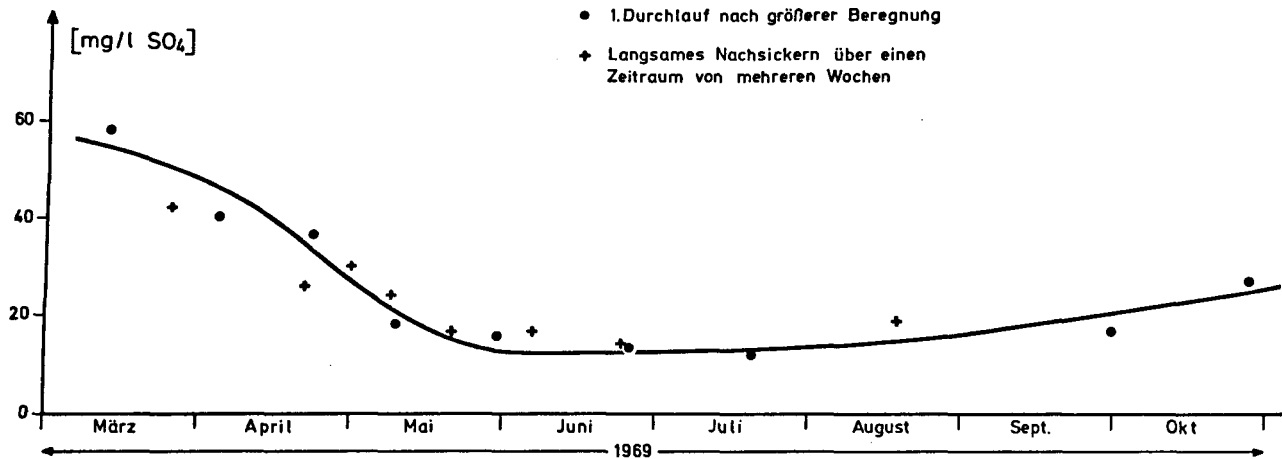
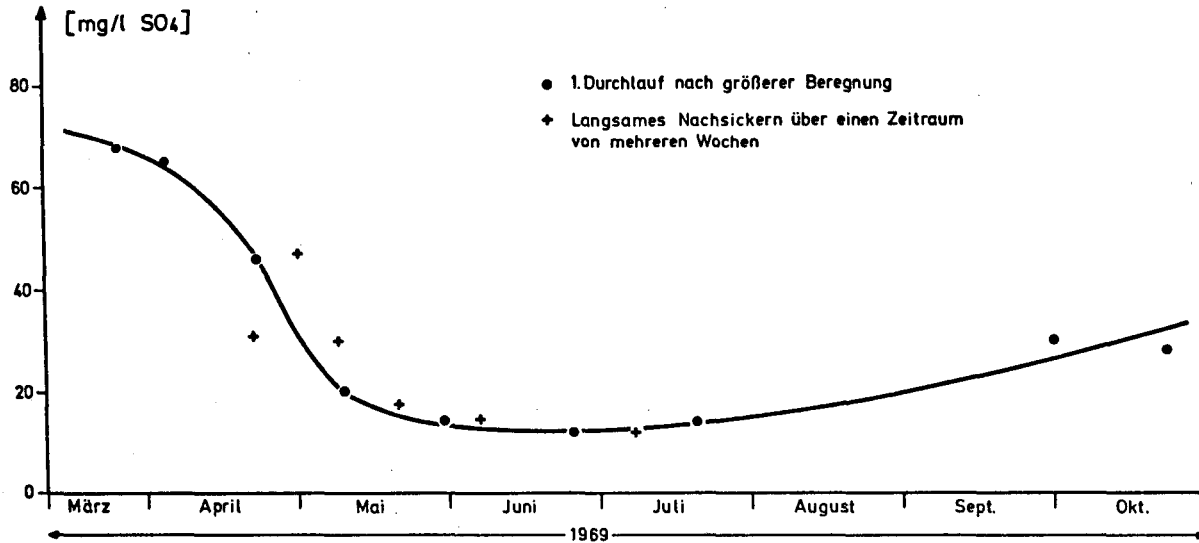


Abb. 28

Sulfatgehalte im Sickerwasser des Laborlysimeters R7
aufgetragen in mg/l über der Zeit



ausgeprägt sind als bei dem nur schwach bewachsenen Laborlysimeter R2. Diese Zusammenhänge werden hier deshalb so deutlich, weil störende Einflüsse in der Natur durch eine unregelmäßige zeitliche Verteilung von größeren Niederschlägen ausgeschaltet sind.

3.2.3 Analysen von Sickerwässern nach Beregnung mit sauerstoffreichem Wasser

Um die Einflüsse von einzelnen Inhaltsstoffen des Regenwassers auf Lösungsvorgänge zu studieren, wurde hier das Prinzip der Überbetonung dieses Stoffes im Regenwasser angewendet. So wurde zum Nachweis etwaiger Einflüsse des Sauerstoffs im Regenwasser auf Lösungsvorgänge im Boden ein Beregnungswasser mit einer stark überhöhten Sauerstoffkonzentration verwendet. Statt eines normalen Gehaltes von 10 - 20 mg/l Sauerstoff wurde das Beregnungswasser in diesem Falle mit 150 mg/l Sauerstoff versetzt. Einflüsse des Sauerstoffs beim Lösen von Stoffen im Boden mußten sich jetzt im Lösungsinhalt des Sickerwassers deutlich ausprägen.

Der Einfluß des starken Überschusses an Sauerstoff war sowohl im ersten Sickerwasser nach der Beregnung als auch in den Abläufen zu erwarten, die später über einen längeren Zeitraum tropfend den Boden nach unten verlasssen. Es wurden dementsprechend die ersten und zweiten Abläufe nach der Sauerstoff-Beregnung aus den einzelnen Laborlysimetern jeweils mit den letzten Abläufen vor

der Berechnung mit sauerstoffreichem Wasser verglichen.

Bei diesen Analysen stellte sich heraus, daß der Typ der Sickerwässer praktisch unbeeinflusst blieb. Mit Ausnahme eines Inhaltsstoffes waren alle Unterschiede derart gering, daß sie einerseits ganz im Rahmen der normalen Schwankungen zwischen verschiedenen Abläufen desselben Lysimeters blieben und andererseits bei verschiedenen Lysimetern keine einheitliche Tendenz zu erkennen war.

Lediglich die Nitratgehalte zeigten eine deutliche Beeinflussung. In allen Lysimeterabläufen waren nach der Sauerstoff-Berechnung die Nitratgehalte um 50 - 100 % höher als in den Abläufen vor der Sauerstoff-Berechnung. Daraus sind in erster Linie zwei Schlußfolgerungen zu ziehen :

1. Die Oxydation des Stickstoffs im Boden zu Nitraten wird begünstigt durch die Gegenwart von Sauerstoff. Dies bestätigt eine Annahme von H. LUNDEGARDH (1954, S. 484), der vermutet, daß anaerobe Bedingungen den Abbau von Nitraten zu Stickstoff fördern und umgekehrt die Gegenwart von reichlich Sauerstoff die Nitrifikation einleitet. Daraus darf auch geschlossen werden, daß in lockeren, gut durchlüfteten Böden mehr Nitrate entstehen und im Sickerwasser abgeführt werden als in wenig durchlässigen, schlecht durchlüfteten Böden. Auch bei den hier verwendeten Lysimetern stammen die höchsten Nitratgehalte aus sandigen,

gut durchlüfteten Böden (R9, R9 a, R9 b, R9 c).

2. Der Typ des Sickerwassers und alle anderen Inhaltsstoffe werden nicht beeinflusst. Das weist bereits deutlich darauf hin, daß der Vorgang der Verwitterung im Boden sich in einem recht stabilen Gleichgewichtszustand befindet, der zumindest durch einen starken Sauerstoffzusatz im Regenwasser nur wenig beeinflusst wird.

In den nächsten Abschnitten werden die Einflüsse chemisch aktiverer Zusätze im Regenwasser untersucht.

3.2.4 Analysen von Sickerwässern nach Beregnung mit kohlensäurereichem Wasser

Entsprechend dem im vorigen Kapitel angewendeten Prinzip wurde das Beregnungswasser der Laborlysimeter in einem weiteren Versuch mit einem überhöhten Gehalt an CO_2 versetzt. Statt des normalen Gehaltes von 5 - 10 mg/l CO_2 enthielt das Beregnungswasser jetzt ca. 100 mg/l CO_2 . Der Sauerstoffgehalt war wieder normal mit 10 mg/l O_2 . Wieder wurden hier die ersten beiden Abläufe nach der CO_2 -Beregnung mit dem letzten Ablauf vor der CO_2 -Beregnung verglichen. Auch hier blieben die Einflüsse trotz des stark überhöhten CO_2 -Gehaltes im Beregnungswasser nur relativ gering. Deutliche Einflüsse waren lediglich in den Sickerwässern aus stark kalkhaltigen Böden zu verzeichnen (R7, R8, R10). Hier stieg der Gehalt an gelöstem Kalzium im Sickerwasser um 30 - 70 % an. Der Magnesiumgehalt stieg nur unwesentlich. Daraus ergab sich ebenso

ein Anstieg der Karbonat- und der Gesamthärte. Als weitere Folge der größeren Menge an gelöstem Hydrogenkarbonat stieg der normalerweise weit im sauren Bereich liegende pH-Wert an zum neutralen und basischen Bereich.

Aus diesem Ergebnis folgt, daß ein unmittelbarer Einfluß der Kohlensäure lediglich darin besteht, daß Karbonate und Hydrogenkarbonate in Lösung gehen. Ein mittelbarer Einfluß liegt aber im Anstieg des pH-Wertes, der bekanntlich bei der Lösung von Eisen und Mangan eine wesentliche Rolle spielt, da diese nur im sauren Bereich löslich sind. Diese mittelbare Beeinflussung konnte allerdings in diesem Versuch nicht eindeutig nachgewiesen werden, da ein merklicher Anstieg des pH-Wertes nur bei Sickerwässern aus stark kalkhaltigen Böden auftrat, wo der pH-Wert des Sickerwassers schon normalerweise zumindest neutral, wenn nicht sogar schwach basisch ist und somit ohnehin die Lösung von Eisen und Mangan behindert.

3.2.5 Sickerwasseranalysen nach Zeiten langer Trockenheit

Bei Lysimetern in der Natur wirkt sich die ungleichmäßige Verteilung von Regenfällen, die oberhalb der Durchsickerschwelle liegen, immer wieder störend auf die Auswertung der Sickeranalysen aus (vgl. S. 52). Um diese Störeinflüsse im Experiment aufzuzeigen, wurden die hier verwendeten Laborlysimeter über einen Zeitraum von

2 1/2 Monaten nur mit Regenmengen unterhalb der Durchsickerschwelle (vgl. S. 29) beregnet. Eine völlige Trockenheit mußte vermieden werden, da sonst ein Austrocknen der Bodenprobe erfolgt und damit der störende "Blumentopfeffekt" (vgl. S. 64) aufgetreten wäre. Nach 2 1/2 Monaten wurde dann wieder oberhalb der Durchsickerschwelle mit normalem, nachgeahmten Regenwasser beregnet. Der Lösungsinhalt des dabei angefallenen Sickerwassers wurde mit den letzten normalen Abläufen vor den 2 1/2 Monaten Trockenheit verglichen.

Es zeigten sich dabei eine ganze Reihe von z.T. erheblichen Unterschieden, jedoch war es unmöglich, in diesen Unterschieden eine Tendenz oder gar eine Gesetzmäßigkeit zu erkennen. Einerseits traten hier die höchsten überhaupt gemessenen Nitratgehalte (über 700 mg/l) bei einigen Laborlysimetern auf, andererseits zeigten andere Laborlysimeter nur wenig oder gar nicht erhöhte Nitratgehalte. Diese Erscheinung traf ebenso für andere Inhaltsstoffe zu, obwohl insgesamt ein etwas höherer Lösungsinhalt sich abzuzeichnen schien.

Daraus muß zweierlei geschlossen werden :

1. Es erfolgt bei einem Durchsickern des Bodens nach längerer Trockenzeit keineswegs eine gleichmäßige Erhöhung des Lösungsinhalts im Sickerwasser, sondern die einzelnen Stoffe reagieren vielmehr verschieden. Die Ursachen dafür sind offensichtlich sehr komplex und können nicht

ohne weiteres verallgemeinert werden. Weitere Detailuntersuchungen würden den Rahmen dieser Arbeit überschreiten.

2. Eine Umrechnung von Analysenwerten in m val % kann die Analysen nicht vergleichbar machen, da mit einem Anstieg der Gesamtkonzentration keineswegs ein gleichmäßiger Anstieg der Einzelkonzentrationen aller gelösten Stoffe verbunden sein muß. Dies gilt hier nur für den Bereich der Sickerwässer, jedoch sollte auch die Methode, natürliche Grundwässer über den m val %-Anteil der einzelnen Stoffe am gesamten Lösungsinhalt zu vergleichen, überprüft werden.

3.2.6 Der Einfluß von Huminstoffen auf das Sickerwasser

Huminstoffe im Boden entstehen aus der Zersetzung von organischen Substanzen. Je nach Molekülgröße unterscheidet man nach der Löslichkeit H u m i n e, H u m i n s ä u r e n, H y m a t o m e l a n s ä u r e n und F u l v i n s ä u r e n (H.E. SCHWIETE & K.D. POHL, 1968). Allen gemeinsam ist ein kompliziert gebautes organisches Makromolekül, in dessen Peripherie sich verschiedene Säurereste einfacher Carbonsäuren befinden. Diese Säuren in der Peripherie des Moleküls sind bei der Lösung anderer Stoffe die wesentlichen Agenzien. Will man die Einflüsse von Huminstoffen auf die Lösung anderer Stoffe gezielt untersuchen, so bietet es sich an, hier

diese einfachen Carbonsäuren zu benutzen. *)

In diesem Sinn wurden die hier verwendeten Laborlysimeter drei Tage v o r einer Beregnung oberhalb der Durchsickerschwelle jeweils mit 0,5 Liter 1 % Ameisensäure versetzt. Das bei der Beregnung drei Tage später herausickernde Wasser müßte dann diejenigen Stoffe in größerer Menge enthalten, die unter dem Einfluß von Ameisensäure und damit auch unter dem Einfluß von Huminstoffen in Lösung gehen.

Ein Vergleich der so erzeugten Lysimeterabläufe mit den vorher gewonnenen Normalabläufen zeigt eine Reihe von Unterschieden. Erhöhungen im Lösungsinhalt von teilweise über 100 % zeigten sich dabei bei den Stoffen :

E i s e n , M a n g a n , K a l i u m , K a l z i u m
und A m m o n i u m .

Bemerkenswert ist dabei, daß alle Erhöhungen im Bereich der Kationen lagen, während die normalen Anionen völlig unbeeinflusst blieben. Es befanden sich also in diesem Sickerwasser offensichtlich in beträchtlicher Menge Kationen als Formiate in Lösung. Dies weist darauf hin, daß im natürlichen Sickerwasser in nicht unbedeutender Menge K a t i o n e n als H u m a t e gelöst sind. Da diese Humate aber im späteren Grundwasser nicht mehr

*) Für mündliche Hinweise zu diesem Verfahren danke ich Herrn Dr. SÜCHTIG, Forschungsanstalt f. Landwirtschaft, Institut f. Biochemie des Bodens, Braunschweig.

vorhanden sind, müssen sie unterwegs zerstört worden sein. Bei einer solchen Zerstörung fällt aber stets als Zersetzungsprodukt komplizierter organischer Verbindungen CO_2 an. Somit sind dann die Kationen, die im Sickerwasser noch als H u m a t e gelöst sind, im Grundwasser als K a r b o n a t e oder H y d r o g e n - k a r b o n a t e enthalten.

Dies erklärt auch das von K. HÖLL (1964, S. 77) bereits angesprochene "Mißverhältnis von Karbonathärte zu Nichtkarbonathärte". Der im Sickerwasser noch ausgesprochen niedrige Anteil an Karbonathärte steigt dann im Grundwasser unter Zersetzung der organischen Säurereste noch erheblich an. Dies gilt in erster Linie für die Kationen K a l z i u m, M a g n e s i u m und K a l i u m, die als Karbonate in Lösung bleiben.

Eisen und Mangan bleiben aber bei steigendem pH-Wert im Grundwasser nicht in Lösung (vgl. S. 47), sondern fallen später wieder als Hydroxide bzw. Oxidhydrate aus.

Beachtlich ist weiterhin der deutlich nachgewiesene Anstieg von A m m o n i u m im Sickerwasser unter Einfluß von Ameisensäure im Boden. Auf S. 49 wurde bereits gezeigt, daß sich Nitrate und organische Stoffe im Wasser gegenseitig zersetzen unter Reduktion der Nitrate bis hin zum elementaren Stickstoff. Das hier erhöht nachgewiesene A m m o n i u m ist also wahrscheinlich nichts anderes, als ein Zwischenprodukt dieser bereits

im Boden einsetzenden Reduktion.

Insgesamt ergibt sich als Schlußfolgerung aus diesen Versuchen, daß dem Einfluß der organischen Säuren aus der Peripherie des Huminstoffmoleküls eine erhebliche Bedeutung beim Löslichmachen, d.h. Verwittern im Boden zukommt. Die dann löslich gewordenen Stoffe bleiben später, nachdem die organischen Säuren zerfallen sind, zumeist als K a r b o n a t e in Lösung.

4. Lösungsversuche im Labor am Ausgangsgestein der Böden

4.1 Vergleich zwischen Lösungsversuchen an unverwittertem Ausgangsgestein und solchen an zugehörigen Böden

In den bis jetzt beschriebenen Versuchen wurde eine über das natürliche Maß hinausgehende Auslaugung der Proben dadurch vermieden, daß sehr große Probemengen mit einem Gewicht von 100 - 150 kg beregnet wurden. Weiterhin war durch Erhaltung der Vegetation dafür gesorgt, daß innerhalb der Proben die Verwitterung in praktisch demselben Maße wie in der Natur weiter stattfinden konnte.

In einer weiteren Versuchsreihe wurden anschließend erheblich kleinere Mengen von Boden und Ausgangsgestein der einzelnen Standorte ausgelaugt. Dazu wurde je eine Probe von 300 g Gewicht 20 Minuten lang in 1 l dest. Wasser gerührt. Nach dem Filtrieren mußten im Wasser alle Stoffe quantitativ nachweisbar sein, die in Boden oder Ausgangsgestein in wasserlöslicher Form vorhanden waren.

In einer zweiten Serie wurden alle Proben (jeweils wieder 300 g) in 1 l 1% Essigsäure gerührt. Im Vergleich mit der ersten Serie mußten sich dabei die Einflüsse organischer Säuren auf das Löslichwerden von solchen Stoffen zeigen, die in reinem Wasser noch unlöslich waren. Die Essigsäure erlaubt hier wieder Rückschlüsse auf die Wirkungsweise der Huminstoffe im Boden.

Ausgangs- gestein	umgela- gerter Aachener Sand	Aachener Sand	umgela- gerter Vaalser Sand	Vaalser- Grün- sand	umgela- gerter Gülp- mergel	Feuerstein- eluvium	Aachener Sand	Schwemm- Löß	Vaalser- Grün- sand	Lößlehm	Basiston	Aachener Sand
	1a	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Ca	+	+	+		+	+	+	+	+	+	-	+
Mg			+	+	+	+	+	+	+		-	
Na								+		+		
K			+	+	+	+	+	+		+		
Fe	+	+							-	-	+	
Mn			+	+	+					-	+	+
SO ₄										+	-	+
Cl								+		+	+	
NO ₃	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
NO ₂												
NH ₄	+			-							+	

Vergleichstabelle zur Auslaugung von Bodenproben und entsprechenden Gesteinsproben

+ höherer Gehalt in der Bodenprobe, - geringerer Gehalt in der Bodenprobe
freies Feld: keine wesentlichen Unterschiede

Tab.6

In einer dritten Serie wurden wieder alle Proben (jeweils 300 g) in 1 l 1% Salzsäure gerührt. Die Wirkung einer starken Mineralsäure sollte hierbei zeigen, was aus einer Probemenge von 300 g überhaupt löslich werden kann.

In Tab. 6 sind die Unterschiede zwischen den mit Wasser ausgelaugten Bodenproben und den ebenso behandelten Gesteinsproben ohne Berücksichtigung der absoluten Menge dargestellt. Dabei fällt als erstes auf, daß die Lösungsgehalte der Wässer, in denen Bodenproben ausgelaugt wurden, durchweg höher sind als diejenigen, in denen die entsprechenden Gesteinsproben ausgelaugt wurden. Das weist deutlich darauf hin, daß das Löslichwerden eine Funktion der Verwitterung im Boden ist.

Daß der Nitratgehalt im Boden stets höher ist, darf nicht überraschen, da bereits dargelegt wurde, daß Nitrate im Ausgangsgestein bald wieder reduziert werden.

Ein deutliches Übergewicht im Boden zeigt sich bei Kalzium, Magnesium und Kalium. Offensichtlich spielt die Verwitterung bei der Umwandlung unlöslicher Mineralien in lösliche Verbindungen eine maßgebende Rolle.

Eisen und Mangan bleiben abhängig vom pH-Wert der Lösung. Sobald durch reichliche Aufnahme von Karbonaten der pH-Wert zum basischen Bereich hin ansteigt, nimmt der Gehalt der Lösung an Eisen und Mangan ab.

Natrium, Chloride und Sulfate zeigen nur unbedeutende Unterschiede. Offensichtlich ist also die Verwitterung bei diesen Inhaltsstoffen von geringerem Einfluß.

In Tab. 7 sind die Unterschiede zwischen dem Lösungsinhalt nach Auslaugung mit dest. Wasser und nach Auslaugung mit 1% Essigsäure ohne Berücksichtigung der absoluten Gehalte dargestellt. Dabei zeigt sich eine deutliche Erhöhung der Löslichkeit von Kalzium und Kalium durch die Wirkung der organischen Säure.

Bei den Kationen Natrium und Magnesium erhöht die organische Säure die Löslichkeit nicht ganz so deutlich. Dabei fällt auf, daß Magnesium bevorzugt aus den Gesteinsproben durch die Einwirkung der organischen Säure gelöst wird. Diese Tatsache wird hier festgestellt, kann jedoch nicht erklärt werden.

Bei den Schwermetallen Eisen und Mangan ist eine direkte Beeinflussung nicht feststellbar. Eine indirekte Einwirkung der organischen Säure ist nur insofern denkbar, als durch ihre Gegenwart mehr Kalk gelöst wird, somit der pH-Wert der Lösung ansteigt und sonst lösliche Schwermetallsalze als Hydroxide ausfallen.

Ein sehr deutlicher Unterschied zeigt sich bei den Stickstoffverbindungen. Hier wird der gegenseitige Abbau von Nitraten und organischen Stoffen in einer Redox-Reaktion direkt nachweisbar. Nitrite waren in keiner durch Auslaugung entstandenen Lösung enthalten. Diese Zwischen-

Tab.7

Vergleichstabelle zur Auslaugung von Proben mit dest. Wasser und 1% Essigsäure + höherer Gehalt bei Auslaugung mit Essigsäure - niedrigerer Gehalt bei Auslaugung mit Essigs. freies Feld: keine wesentlichen Unterschiede											
-	-	+									NH ₄
-											NO ₂
-	-										NO ₃
-											Cl
-											SO ₄
-											Mn
-											Fe
-											K
-											Na
-											Mg
-											Ca
Gestein 12	Boden 12	Gestein 11	Boden 11	Gestein 10	Boden 10	Gestein 9	Boden 9	Gestein 8	Boden 8	Gestein 7	Standorte vgl. Abb. 4

stufe wird also bei der Reduktion der Nitrate offensichtlich Übersprungen. Geringe Mengen von Ammonium (0,1 - 1,5 mg/l), wie sie sowohl in Bodenproben als auch in Gesteinsproben bei der Auslaugung mit dest. Wasser noch nachweisbar waren, wurden bei einer Auslaugung mit organischer Säure fast quantitativ abgebaut.

Die Auslaugung mit 1% Salzsäure ergab keine Unterschiede in der Löslichkeit einzelner Stoffe zwischen Boden- und Gesteinsproben. Hier traten jeweils fast alle Inhaltsstoffe in deutlich höherer Konzentration auf.

Die Lösungsinhalte nach Auslaugung mit dest. Wasser und 1% Essigsäure erlauben recht genaue Rückschlüsse auf den Lösungsinhalt des aus dem entsprechenden Boden anfallenden Sickerwassers. Daraus ergibt sich die Möglichkeit, durch die arbeitsmäßig nicht allzu aufwendige Auslaugung kleiner Probemengen Aussagen über Sickerwässer und damit Grundwässer bestimmter hydrochemisch zu kartierender Gebiete zu machen. Dies Verfahren soll hier nur aufgezeigt werden. Eine Weiterverfolgung dieser Methode erscheint angebracht, da ihr eine erhebliche praktische Bedeutung zukommen dürfte.

4.2 Einflüsse des Gesteins auf den Chemismus der Sickerwässer

Auf den Seiten 41 - 50 wurden Vergleiche angestellt zwischen Analysen des Sickerwassers und denen der zugehörigen Quellwässer. Dabei zeigte sich ein Komplex von Unterschieden : Ansteigen der Gesamt- und Karbonathärte, des Kalziumgehaltes sowie des pH-Wertes und ein Abfallen des Gehaltes an Mangan, Nitraten und oxydierbaren organischen Stoffen. Diese Unterschiede wurden auf den Seiten 49 und 50 als Einzelschritte einer chemischen Gesamtreaktion verstanden. Den Nachweis hierfür sollten gezielte Laborexperimente erbringen.

So wurden nach den Durchschnittsanalysen der einzelnen Lysimeter größere Mengen an "Sickerwasser" künstlich angesetzt. Mit diesem "künstlichen Sickerwasser" wurden größere Gesteinsproben in Kunststoffbehältern versetzt, so daß die Poren der Gesteinsproben wassererfüllt waren. Nach einem Zeitraum von einigen Wochen wurde das Wasser aus der Gesteinsprobe wieder abgezogen und analysiert. Da der Stoffgehalt des eingegebenen "künstlichen Sickerwassers" bekannt war, konnten Veränderungen exakt nachgewiesen werden.

4.2.1 Einflüsse des zugehörigen Ausgangsgesteins

In einer ersten Versuchsreihe wurden die Gesteinsproben jeweils mit dem "Künstlichen Sickerwasser" des zugehörigen Bodens versetzt. Die Änderungen im Chemismus blieben

hierbei relativ unbedeutend. Tendenzen zur Änderung entsprechend der o.g. Gesamtreaktion waren jedoch unverkennbar. Ganz besonders deutlich waren diese Veränderungen bei stärker kalkhaltigen Gesteinen, wo das beim Abbau der organischen Stoffe entstandene Kohlendioxid auch reichlich Kalzium zum Lösen vorfand. Als Beispiel dafür werden hier zwei solche Analysenpaare in ihren wesentlichen Bestandteilen gezeigt.

	pH-Wert	KMnO ₄ - Verbrauch	Nitrate [mg/l]	Mangan [mg/l]	Kalzium [mg/l]	Karbonat- härte [°dH]
"Künstliches Sickerwasser" aus Standort 7	6,4	27	86	0,16	90	11,5
nach 4 Wochen im Ausgangs- gestein des Bodens	7,75	12	77	0,21	134	12,9
"Künstliches Sickerwasser" aus Standort 10	6,6	18	71	0,23	59	6,7
nach 4 Wochen im Ausgangs- gestein des Bodens	8,1	9,5	17	0,07	152	14,2

Tab. 8 Veränderung von „Künstlichem Sickerwasser“ in Proben des Ausgangsgesteins.

Tabelle 8 belegt die auf S.49f. aufgezeigte Gesamtreaktion. Wichtig ist dabei, daß die Reaktion offensichtlich nur dann deutlich verläuft, wenn alle Einzelschritte (Reduktion der Nitrate, Oxydation der organischen Stoffe, Freiwerden von CO_2 , Lösung von Kalzium, Anstieg des pH-Wertes, Ausfallen von Manganhydroxid) ablaufen können. Sobald einer dieser Schritte aus irgendwelchen Gründen ausbleibt, verlaufen auch andere Teilreaktionen nur eingeschränkt.

So sind diese Änderungen in Gesteinen, in denen zu wenig Kalzium zur Verfügung steht, teilweise nicht oder nur in geringem Maße zu erkennen. Daß kein Anstieg des pH-Wertes und somit ein Ausbleiben der Manganausfällung erfolgt, ist leicht einzusehen, denn diese Schritte sind direkte Nachfolgeerscheinungen der Lösung von Kalzium als Hydrogenkarbonat. Aber auch die gegenseitige Zerstörung von Nitraten und organischen Stoffen verläuft nur bei Gegenwart von Kalzium vollständig. Sobald das Kalzium fehlt, wird das freiwerdende Kohlendioxid nicht verbraucht. Die Redox-Reaktion zwischen Nitraten und organischen Stoffen verläuft dann praktisch in einem geschlossenen System. Nach dem Massenwirkungsgesetz stellt sich dann ein Gleichgewichtszustand ein, und die Reaktion kommt zum Stillstand. Somit kommt dem Kalzium in dieser Gesamtreaktion eine entscheidende Bedeutung zu.

4.2.2 Einflüsse auf das Sickerwasser durch Gesteine mit anderer Zusammensetzung als das Ausgangsgestein des Bodens

Nur selten durchlaufen Sickerwässer nur das Ausgangsgestein des Bodens, aus dem sie stammen. Meist kommen sie auf ihrem Weg im Grundwasserleiter durch eine Reihe

		pH-Wert	KMnO ₄ - Verbrauch	Nitrate [mg/l]	Mangan [mg/l]	Kalzium [mg/l]	Karbonat- härte [mg/l]
I	"Künstliches Sickerwasser" aus Standort 3	6,65	19,4	48	103	17,6	1,1
	nach 5 Wochen im Ausgangsgestein von Standort 8	7,35	4,6	9	0,03	123	13,7
II	"Künstliches Sickerwasser" aus Standort 1a	6,6	19,8	24	0,30	12,4	1,1
	nach 5 Wochen im Ausgangsgestein von Standort 10	7,85	2,3	7	0,07	120	12,5
III	"Künstliches Sickerwasser" aus Standort 2	6,7	21,3	19	0,23	12,4	1,0
	nach 5 Wochen im Ausgangsgestein von Standort 4	5,4	15,8	22	0,46	48	1,1
IV	"Künstliches Sickerwasser" aus Standort 9	6,6	13,8	44	0,03	27,3	0,8
	nach 5 Wochen im Ausgangsgestein von Standort 5	5,5	11,6	36	0,64	21,2	0,8

Tab 9 Veränderung von „Künstlichem Sickerwasser“ im Ausgangsgestein eines anderen Standortes.

von Gesteinen mit chemisch verschiedener Zusammensetzung. Trotzdem ist eine Veränderung des Wassertyps nur dort zu erwarten, wo ein saures Wasser später durch ein kalkhaltiges Gestein fließt. Dort setzt dann die oben beschriebene Lösung von Kalzium unter Verbrauch von Kohlendioxid ein. Damit verbunden steigt der pH-Wert des Wassers. Als Folge davon fallen Eisen und Mangan als Hydroxide aus.

Die Tabelle 9 zeigt in den Analysenpaaren I und II eine solche Veränderung des Wassertyps.

Im Falle des Analysenpaares I stand ein saures, kalkarmes Sickerwasser aus Standort 3 über einen Zeitraum von 5 Wochen im kalkreichen Schwemmlöß von Standort 8. Im Falle des Analysenpaares II befand sich entsprechend ein saures, kalkarmes Sickerwasser aus Standort 1a über einen Zeitraum von 5 Wochen im kalkhaltigen Löß von Standort 10. In den Analysen beider Beispiele trat eine deutlich zu erkennende Änderung entsprechend der auf S. 49f. geschilderten chemischen Gesamtreaktion ein: Der pH-Wert stieg vom sauren zum basischen Bereich.

Nitrate und organische Stoffe zerstörten sich gegenseitig bis auf Gehalte, wie sie in jedem Quellwasser normalerweise auch vorkommen. Die Karbonathärte stieg durch die Lösung von erheblichen Mengen an Kalzium. Mangansalze verloren im jetzt basischen Bereich ihre Löslichkeit und fielen aus. Alle hier nicht aufgeführten Inhaltsstoffe blieben praktisch unverändert.

Eine grundlegend andere Umwandlung ist in den Beispielen III und IV der Tabelle 9 zu erkennen. In beiden Fällen standen hier saure, kalkarme Wässer 5 Wochen lang in einem anderen, ebenfalls kalkarmen Gestein. Der pH-Wert fiel in diesem Falle noch weiter in den sauren Bereich ab. Dadurch war eine weitere Lösung von Mangan möglich. Ein gegenseitiger Abbau von Nitraten und organischen Stoffen erfolgte nur sehr eingeschränkt. Die Kalzium-Gehalte sanken sogar - eine Erscheinung, die hier nicht erklärt werden kann. Alle anderen hier nicht aufgeführten Bestandteile blieben in ihrer Konzentration praktisch unverändert. Somit findet die Sonderstellung des Kalziums in der oben geschilderten Gesamtreaktion der Veränderungen des Wassers im Grundwasserleiter eine weitere Bestätigung.

Diese Gesamtreaktion beinhaltet unter normalen Verhältnissen alle wesentlichen Veränderungen eines Wassers im Grundwasserleiter. Weitergehende Veränderungen sind nur dort denkbar, wo größere Mengen löslicher Salze (Chloride oder Sulfate) im Grundwasserleiter zur Verfügung stehen.

Die oft angesprochene Möglichkeit des Kationenaustausches an Tonen darf zwar nicht vernachlässigt werden, doch fällt dies quantitativ wohl nicht derart ins Gewicht wie die anhand der Beispiele I und II in Tab. 9 dargestellte Gesamtreaktion.

5. Diskussion der Ergebnisse

Gesetzmäßigkeiten und Zusammenhänge bei der Lösung verschiedener Inhaltsstoffe des Grundwassers werden besonders deutlich in Experimenten, wie sie im Rahmen dieser Arbeit durchgeführt wurden. Das Lösungsverhalten nur eines Stoffes wurde hier nie aus dem Zusammenhang mit anderen Stoffen herausgegriffen, sondern Experimente - auch wenn sie im wesentlichen nur auf einen Inhaltsstoff ausgerichtet waren - wurden immer bei Gegenwart aller anderen durchgeführt. Dieses Verfahren machte die Auswertung der Analysen zwar komplizierter, zeigte aber andererseits Zusammenhänge zwischen verschiedenen Stoffen, die keineswegs ohne weiteres zu erwarten waren.

In diesem zusammenfassenden Kapitel soll nun aber das Lösungsverhalten der einzelnen Stoffe getrennt beschrieben werden. Dabei enthalten die einzelnen Abschnitte nicht nur die Ergebnisse dieser Arbeit, sondern es werden zum besseren Verständnis des Zusammenhanges bereits bekannte Dinge herangezogen.

Kalzium und Magnesium

Erdalkalimetalle sind im Grundwasser in erster Linie als Hydrogenkarbonate gelöst. Von praktischer Bedeutung sind dabei normalerweise lediglich Kalzium und Magnesium. Zur Lösung ist Kohlendioxid erforderlich. Bereits im Boden wird, soweit vorhanden, ein erheblicher Teil gelöst.

Als Anionen treten dabei außer der Kohlensäure auch organische Säuren auf, die aus dem Zerfalle von Huminstoffen resultieren. Im Grundwasserleiter und teilweise schon im Boden werden organische Stoffe durch Oxydation zerstört. Die dabei freiwerdende Kohlensäure übernimmt die Rolle des Anions, während das aus dem Zerfall von freien organischen Säuren entstehende Kohlendioxid im Grundwasser noch weiteres Kalzium zu lösen vermag.

Da die Bildung von Hydrogenkarbonat beim Magnesium weniger leicht geschieht, bleibt die Lösung von Magnesium vorzugsweise auf den Bereich des Bodens beschränkt.

Es erscheint somit etwas fragwürdig, wenn zur Typologie von Grundwässern das Kalzium-Magnesium-Verhältnis herangezogen wird, da dieses ja indirekt auch von der Menge der im Sickerwasser anfallenden organischen Stoffe und Nitrate beeinflusst wird.

Kohlendioxid

Wenn im Grundwasserleiter relativ wenig Kalzium zur Verfügung steht, treten oft Wässer mit einer erheblichen Menge von freier Kohlensäure auf. Diese freie Kohlensäure macht das Wasser aggressiv nicht nur gegenüber Kalk, sondern auch gegen Metalle und ist deshalb bei der Verwendung des Wassers äußerst störend. Mengen von aggressiver Kohlensäure, wie sie stellenweise auftreten, können aber nicht nur aus dem Regen oder aus dem Boden mitgebracht werden, sondern müssen zu einem erheblichen

Teil erst im Grundwasserleiter bei der Oxydation organischer Stoffe entstanden sein.

Karbonat- und Gesamthärte

Während die Gesamthärte lediglich ein Maß für alles im Wasser gelöste Kalzium und Magnesium darstellt, gibt die Karbonathärte Auskunft über die Menge des im Wasser enthaltenen Hydrogenkarbonates. Normalerweise handelt es sich dabei um die Hydrogenkarbonate des Kalziums und Magnesiums. Da beide Härten in der gleichen Maßeinheit gemessen werden ($1^{\circ} \text{dH} = 10 \text{ mg/l Kalziumoxid} = 7,14 \text{ mg/l Magnesiumoxid} = 28,9 \text{ mg/l Kalziumhydrogenkarbonat} = 26,0 \text{ mg/l Magnesiumhydrogenkarbonat}$), liegt es nahe, das Verhältnis der beiden zueinander zu typologischen Aussagen zu benutzen.

K. HÖLL (1964) stellt fest, daß in Sickerwässern ein "Mißverhältnis" zwischen Karbonat- und Gesamthärte vorliegt. Während im Grundwasser normalerweise die Karbonathärte etwa $2/3$ der Gesamthärte ausmacht, ist die Karbonathärte des Sickerwassers i.a. erheblich niedriger.

K. HÖLL (1964) bezeichnet Sickerwässer somit als "unfertig".

Diese Feststellungen fanden bei den hier ausgeführten Untersuchungen von Lysimeter-Abläufen Bestätigung. Es ergab sich nämlich, daß Kalzium und Magnesium im Sickerwasser noch zu einem erheblichen Teil als Humate vorliegen. Beim Zerfall dieser Humate entsteht dann Kohlen-

säure, deren Anion die Stelle der Humate einnimmt.

Somit sind aus dem Verhältnis von Karbonat- zu Gesamthärte Rückschlüsse auf den "Reifegrad" eines Grundwassers möglich. Ob aber allgemein aus diesem Verhältnis Rückschlüsse auf das Ursprungsgestein eines Grundwassers gezogen werden können, muß hier bezweifelt werden.

Natrium und Kalium

In ihren Gehalten an Natrium und Kalium unterscheiden sich Sickerwässer und entsprechende Quellwässer nur wenig. Daraus folgt, daß die Alkalien normalerweise im Gefolge der Verwitterung bereits im Boden gelöst werden. Im Natrium-Kalium-Verhältnis von Sickerwässern läßt sich deutlich der Kaliumanteil und damit der Tonmineralgehalt des Ursprungsgesteines erkennen. Während der Natriumgehalt weniger großen Schwankungen unterworfen ist, kann der Kaliumgehalt je nach Anteil der Tonmineralien am Ursprungsgestein erheblich niedriger oder erheblich höher als der Gehalt an Natrium liegen. Das Natrium-Kalium-Verhältnis bietet somit eine Möglichkeit zum Rückschluß auf das Ursprungsgestein eines Wassers. Allerdings erschweren Verunreinigungen oft die Auswertung, weil die absoluten Gehalte nur recht niedrig sind.

Eisen und Mangan, pH-Wert

Eisen und Mangan sind im Grundwasser meist in Konzentrationen von weniger als 1 mg/l enthalten. Die Löslichkeit von beiden hängt eng zusammen mit dem pH-Wert des Wassers.

Im sauren Bereich sind sie meist als Hydrogenkarbonate gelöst. Im neutralen und besonders im basischen Bereich kommen sie dagegen als Hydroxide oder als Dioxidhydrate zur Ausfällung.

Durch die Gegenwart von freien Humussäuren haben Sickerwässer oft pH-Werte, die weit im sauren Bereich liegen (gemessen bis 3,6pH). Dementsprechend enthalten auch Sickerwässer häufig wesentlich größere Mengen von Eisen und Mangan, gelöst als entsprechende Quellwässer. Beim Zerfall der organischen Säuren entsteht Kohlendioxid, das Kalk zu lösen vermag. Als Folge steigt der pH-Wert an. Dadurch enthalten Wässer mit einem pH-Wert von über 7,5 meist Eisen und Mangan nur noch in sehr geringen Konzentrationen (0,01 mg/l). Dabei scheint das Mangan früher auf eine Erhöhung des pH-Wertes zu reagieren; denn während Eisen meist erst im schwach basischen Bereich als Hydroxid ausfällt, konnte hier nachgewiesen werden, daß bereits im schwach sauren Bereich (pH 6,5) eine Abnahme des Gehaltes der Wässer an gelöstem Mangan eintritt. Dies könnte einer der Gründe für die Tatsache sein, daß der Mangangehalt von Grundwässern fast grundsätzlich niedriger ist als der Eisengehalt.

Sauerstoff

Nach L. MINDER (1960) kommt dem Sauerstoff bei der Lösung von Eisen und Mangan eine überragende Bedeutung zu. Bei der hier durchgeführten Beregnung von ungestörten Bodenproben (Laborlysimetern) fand diese Annahme keine

Bestätigung. Dadurch wird aber lediglich ausgesagt, daß im Boden der Sauerstoff deswegen praktisch keinen Einfluß auf den Eisen- und Mangangehalt des Wassers ausübt, weil hier die Wirkung von freien Humussäuren noch von maßgeblicher Bedeutung ist. Wenn auf dem weiteren Wege des Wassers im Grundwasserleiter deren Einfluß dann nachläßt, könnte die mehr indirekte Wirkung des Sauerstoffs (nach L. MINDER, 1960) an relativer Bedeutung zunehmen. Die Wirkung des Sauerstoffs muß als indirekt bezeichnet werden, da er - wie hier nachgewiesen wurde - in erster Linie die gegenseitige Zerstörung von Nitraten und organischen Stoffen und damit einen Anstieg des pH-Wertes behindert. Bereits LUNDEGARDH (1954, S. 484) weist darauf hin, "daß anaerobe Bedingungen die Denitrifikation begünstigen, während reichlicher Sauerstoff die Nitrifikation einleitet."

Stickstoffverbindungen und organische Stoffe

Häufig setzt die Denitrifikation bereits im Boden ein, so daß ein Teil der entstandenen Nitrate gar nicht erst in den Grundwasserleiter gelangt. Hierbei spielt die Durchlüftung des Bodens und damit das Bodengefüge eine erhebliche Rolle.

Es kommt hinzu, daß die weitaus größere Menge von Nitraten durch die stärkere Tätigkeit von Bakterien im Sommer entsteht. Gerade zu dieser Zeit wird aber die mit gelösten Stoffen angereicherte Bodenfeuchtigkeit nur sehr selten

nach unten ausgespült. Dadurch erhalten Nitrate, besonders in weniger durchlüfteten Zonen des Bodens Gelegenheit, wieder zu zerfallen.

Bei der Denitrifikation, d.h. Reduktion der Nitrate, zurück zum elementaren Stickstoff werden offensichtlich die Zwischenstufen des Nitrits und des Ammoniums fast vollständig übersprungen. Nitrite konnten weder im Sickerwasser noch in unverschmutztem Quellwasser nachgewiesen werden. Ammonium wurde in einzelnen Sickerwässern gefunden, allerdings standen die nachgewiesenen Mengen dabei in keinem Verhältnis zu den Nitratgehalten.

Aus alledem folgt, daß Stickstoffverbindungen und organische Stoffe im Wasser uneingeschränkt als Verschmutzungsindikatoren gelten dürfen.

Sulfate

Von vielen Autoren wird ein reduktiver Zerfall des Sulfat-Ions im Grundwasserleiter in einer Reaktion ähnlich dem Zerfall der Nitrate angenommen.

Es kann nicht ausgeschlossen werden, daß dies in Einzelfällen zutrifft, doch darf diese Reaktion nicht mit dem reduktiven Zerfall der Nitrate verglichen werden. Während die Denitrifikation die Regel ist, stellt der Abbau der Sulfate einen seltenen Sonderfall dar. Dies wird vor allem schon aus der Tatsache verständlich, daß unverschmutzte Grundwässer mit hohem Nitratgehalt praktisch nicht vorkommen, während Grundwässer mit einem hohen

Sulfatgehalt keine Ausnahme sind. Ebenso sind Reduktionsprodukte von Sulfaten in Grundwässern nur sehr selten nachzuweisen.

G. MATTHESS (1961) weist darauf hin, daß das komplexe SO_4 -Ion sich in wäßriger Lösung mit H_2O -Molekülen umgibt und deshalb sehr stabil ist. Nur unter extrem anaeroben Bedingungen erfolgt unter Mitwirkung von Bakterien die Reduktion zum Schwefelwasserstoff.

Die Sulfat-Aufnahme des Wassers ist in erster Linie auf den Boden beschränkt. Vom Sickerwasser zum entsprechenden Quellwasser konnte weder ein Anstieg noch ein Abfallen festgestellt werden (vgl. S. 47).

Durch die Speicherung in den Pflanzen während der warmen Jahreszeit gelangen Sulfate bevorzugt im Winter in das Sickerwasser und ins Grundwasser (vgl. S. 37).

Chloride

Wie beim Sulfatgehalt des Grundwassers konnte auch bei den Chloriden keine Veränderung des Gehaltes auf dem Wege vom Sickerwasser zum entsprechenden Quellwasser festgestellt werden. Bei den hier durchgeführten Versuchen konnten keine Einflüsse auf den Chloridgehalt eines Grundwassers nachgewiesen werden. In allen Fällen lag der Gehalt der untersuchten Wässer an Chloriden ausgesprochen niedrig (um 10 mg/l). Da der Chloridgehalt des Regenwassers auch nicht wesentlich niedriger ist, muß angenommen werden, daß der Einfluß des Bodens und damit

der Verwitterung für diesen Inhaltsstoff des Grundwassers keine besondere Bedeutung hat. Da Chloride fast immer leicht löslich sind, werden sie überall dort in das Wasser gelangen können, wo sie in irgendeiner Form vorhanden sind.

6. Berücksichtigung der Versuchsergebnisse bei der Herstellung hydrochemischer Karten

Hydrochemische Karten haben fast immer konstatierenden Charakter, d.h., daß lediglich nach vorliegenden Meßwerten Karten mit Linien gleichen Gehaltes eines im Grundwasser gelösten Stoffes gezeichnet werden.

Dabei bleiben Lithologie, Morphologie, Bodentypen, Vegetation, Siedlungen, Industrie u.a.m. ganz oder im günstigsten Falle fast ganz unberücksichtigt. Von diesen Faktoren haben einige zwar nur lokale Bedeutung, andere aber, wie z.B. Bodentyp, Lithologie und Morphologie, üben überall entscheidenden Einfluß auf das Grundwasser im oberen Stockwerk aus.

Wenn alle diese Faktoren, sowie die Gesetzmäßigkeiten und die Zusammenhänge der Stoffaufnahme des Grundwassers, zur Konstruktion einer hydrochemischen Karte herangezogen und dargestellt werden, so erhält diese Karte einen ebenso interpretierenden Charakter, wie er bei jeder guten geologischen Karte als selbstverständlich vorausgesetzt wird.

Dadurch werden chemische Analysen vom Grundwasser in möglichst großer Zahl keineswegs überflüssig, doch sind diese Analysen dann nicht mehr der einzige Inhalt der Karte, sondern lediglich die Grundlage für weitere Aussagen.

Da hydrochemische Karten weitgehend auf Analysen des

Grundwassers aus dem obersten Stockwerk und damit auf das Vorhandensein von Quellen und Brunnen angewiesen sind, tritt in dichter besiedelten Gebieten mit einer öffentlichen Wasserversorgung oft ein empfindlicher Mangel an Möglichkeiten zur Probenahme auf. Das hat zur Folge, daß bei hydrochemischen Karten von dichter besiedelten Gebieten der Bearbeiter oft auf weitgehende Extrapolation angewiesen ist. Gerade in solchen Gebieten sind aber genaue hydrochemische Karten meist besonders wertvoll. Hier könnte die Methode der Auslaugung von Bodenproben mit dest. Wasser (vgl. S. 83ff.) eine Lücke schließen. So wie bei der geochemischen Prospektion von Lagerstätten nicht nur Oberflächengewässer, sondern vor allem auch Bodenproben untersucht werden, sollte ebenso bei der hydrochemischen Kartierung das wesentliche Element bei der Stoffaufnahme des Wassers, der Boden, mit herangezogen werden.

Dabei hat es sich gezeigt, daß etwa 300 g einer Bodenprobe aus geringer Tiefe (ca. 0,2 - 0,5 m) längere Zeit (ca. 20 Minuten) mit 1 Liter dest. Wasser oder 1% Essigsäure gerührt, einen Lösungsinhalt hervorrufen, der durchaus mit dem des entsprechenden Sickerwassers zu vergleichen ist (vgl. S. 83ff.). Diese hier nur grob ausprobierte Methode kann zwar noch erheblich verfeinert werden, ist jedoch in der erreichten Form bereits anwendbar.

Hydrochemische Karten sollten also nebeneinander zeigen :

1. Linien gleichen Gehaltes verschiedener für praktische Zwecke bedeutsamer Inhaltsstoffe des Grundwassers.
2. Die den Typ des Grundwassers bestimmenden Faktoren, wie Hydrogeologie, Bodenarten, Morphologie und nicht zuletzt auch die Verteilung der Industrie. Ggf. können hier kleinere Nebenkarten verwendet werden.
3. Grundlagen der Darstellung, wie Anzahl und Lage der Punkte, an denen Grundwasserproben untersucht wurden, sowie Angaben über die Dichte des Netzes von untersuchten Bodenproben. Beide sollten auch in Nebenkarten erscheinen, da sie eine Aussage über die Genauigkeit der Karte geben.

Hydrochemische Karten dieser Art wären in der Herstellung zwar etwas teurer als die bisher üblichen Karten, für die Praxis jedoch von wesentlich größerem Nutzen.

7. Zusammenfassung

Das Lösungsverhalten der Kationen Kalzium, Magnesium, Natrium, Kalium, Ammonium, Eisen und Mangan sowie der Anionen Sulfate, Nitrate, Nitrite, Chloride und Hydrogenkarbonate wurde im Zusammenhang anhand von Durchsickerungsversuchen in Lysimetern im Gelände und natürlichen Bodenprofilen im Labor ("Laborlysimeter") untersucht.

Für die Untersuchungen im Gelände wurde ein neuer, einfacher Lysimetertyp erprobt und angewendet. In den Analysen der Sickerwässer konnten Zusammenhänge zwischen jahreszeitlich bedingten Temperaturschwankungen und der Höhe der Gesamthärte sowie der Konzentration von Nitraten und Sulfaten im Sickerwasser nachgewiesen werden.

Aus dem Vergleich der Sickerwässer mit entsprechenden Quellwässern ergab sich, daß Sickerwässer aus den obersten Bodenschichten bereits weitgehende Ähnlichkeiten mit Quellwässern aufweisen. Unterschiede treten im pH-Wert und in den Gehalten an organischen Stoffen, Eisen, Mangan, Kalzium und Hydrogenkarbonaten auf. Diese Unterschiede konnten als einzelne Ergebnisse einer chemischen Gesamtreaktion der Veränderung des Sickerwassers im Gestein erklärt werden.

Es wurde erkannt, daß sich im Verlauf dieser Gesamtreaktion Nitrate und organische Stoffe gegenseitig in einer

Redox-Reaktion abbauen. Dabei wird als Zersetzungsprodukt der organischen Stoffe u.a. Kohlendioxid frei. Dieses Kohlendioxid vermag weiteres Kalzium als Hydrogenkarbonat zu lösen. Dadurch steigt der meist weit im sauren Bereich liegende pH-Wert der Sickerwässer an zum neutralen bzw. schwach basischen Bereich. Nur im sauren Bereich lösliche Eisen- und Mangansalze fallen dabei als Hydroxide aus.

Um die Durchsickerungsversuche von störenden Einflüssen in der Natur zu befreien, wurde ein "Labor-Lysimeter" mit einem ungestörten Bodenprofil von 100 - 150 kg Gewicht erprobt und angewendet.

Mit Hilfe dieser Einrichtung konnte das Sickerwasser auch während der warmen Jahreszeit, wenn in der Natur nur eine sehr geringfügige Versickerung stattfindet, auf seinen Chemismus hin untersucht werden. Dabei zeigten sich sehr deutliche Zusammenhänge zwischen jahreszeitlich bedingten Temperaturschwankungen und den Gehalten der Sickerwässer an Nitraten und Sulfaten.

Weiterhin konnten in einzelnen Versuchsreihen die Einflüsse von Sauerstoff, Kohlendioxid und Huminstoffen auf die Lösung anderer Stoffe untersucht werden. Dabei ergab sich, daß insbesondere organischen Säuren eine erhebliche Bedeutung bei der Lösung von Eisen, Mangan, Kalium, Kalzium und Ammonium im Boden zukommt. Diese Stoffe werden im Boden als Humate gelöst und bleiben

später im Grundwasser nach dem Zerfall der organischen Säuren als Hydrogenkarbonate in Lösung oder fallen als Hydroxide aus.

In Auslaugungsversuchen an kleinen, gestörten Proben von Boden und Ausgangsgestein fanden diese Ergebnisse weitere Bestätigung.

Alle Untersuchungen wurden in der Umgebung von Aachen durchgeführt auf Gesteinen der Aachener Kreide (Her-genrather Basiston, Aachener Sand, Vaalser Grünsand, Gülpenmergel und Feuersteineluvium), auf z.T. aus umgelagerten Gesteinen der Aachener Kreide bestehenden quartären Talfüllungen und auf quartären Löß- und Schwemmlößablagerungen. Trotz dieser regionalen Beziehung der Arbeit sind die Ergebnisse allgemein gültig.

Am Schluß der Arbeit werden die Versuchsergebnisse zur Berücksichtigung bei der Herstellung hydrochemischer Karten empfohlen.

8. Literatur

- BECKSMANN, E. : Grundwasserchemismus und Speichergestein. - Ztschr.d.Dtsch.Geol.Ges., 106, S. 23-35, Hannover 1955.
- BREDDIN, H.,
BRÜHL, H. &
DIELER, H. : Das Blatt Aachen-Nordwest der praktisch-geologischen Grundkarte 1 : 5 000 des Aachener Stadtgebietes.- 86 Abb., 3 Tab., 2 Texttaf., 3 Taf.-Beil., Geol. Mitt., 1, S. 251 - 428, Aachen 1960.
- BREDDIN, H. &
DIELER, H. : Einführung in die Baugrundkarte 1 : 5 000 des Aachener Stadtgebietes.- Geol. Mitt., 1, S. 145 - 160, Aachen 1960.
- COOPER, L.M.N. : Some conditions governing the solubility of iron. - Proc. of the royal Soc. of London, Serie B, Biological sciences, vol. 124, p. 299 - 305, London 1938.
- CHEBOTAREV, I. : Metamorphism of natural waters in the crust of weathering. - Geochimica Cosmochimica Acta, vol. 8, S. 22 - 48, 1955.
- DEGENS, E.T. : Geochemie der Sedimente. - 282 S., 75 Abb., 20 Tab., Enke Verlag, Stuttgart 1968.
- DITTRICH, M. : Über die chemischen Beziehungen zwischen Quellwässern und ihren Ursprungsgesteinen. - Mitt. Bad. Geol. L.-Amt, 4, 2, 1901.
- COLLINS, W.D. &
WILLIAMS, K.T. : Chloride and sulphate in rainwater. - Ibid., vol. 25, p. 944 - 945, 1933.
- CORRENS, C.W. : Die chemische Verwitterung der Silikate. - Naturwissenschaften, 28, S. 369 - 324, 1940.
- DUTT, G.R. &
TANJI, K.K. : Predicting concentrations of solutes in water percolating through a column of soil. - Journal of Geophys. Research, vol. 67, p. 3437 - 3479, 1962.

- DIELER, H. : Die Baugrundverhältnisse des Aachener Stadtgebietes. - 6 Abb., 1 Tab., 1 Taf.-Beil., Geol. Mitt., 1, S. 161 - 198, Aachen 1960.
- FAST, H. & SAUER, K. : Die chemische Zusammensetzung südbadischer Grundwässer, Herkunftsfragen und Versuch einer Typologie. - 4 Abb., 3 Tab., Vom Wasser, 25, S. 48 - 81, 1958.
- FRANZEN, H. : Ein Hilfsgerät für den Einbau von Versickerungsmessern (Lysimetern). - Dt. Gewässerk. Mitt., 11, 6, S. 130 - 133, 1967.
- FREIER, R.K. : Wasseranalyse. Physiko-chemische Untersuchungsverfahren wichtiger Inhaltsstoffe. - 10 Abb., 128 S., De Gruyter Verlag, Berlin 1964.
- FRIEDRICH, W. & FRANZEN, H. : Ein neuer Versickerungsmesser. - Dt. Gewässerk. Mitt., 4, S. 105 - 111, 1960.
- FRIEDRICH, W. : Neue Werte für die Grundwassererneuerung (nach Lysimetermessungen). - 3 Abb., Ztschr. d. Dt. Geol. Ges., 113, 1. Teil, S. 12 - 21, 1961.
- FUHS, W. : Grundzüge des mikrobiologischen Abbaus von Kohlenwasserstoffen, ein Beitrag zum bakteriellen Abbau von Ölen. - Die Wasserwirtschaft, 51, S. 277 - 280, 1961.
- FURTAK, H. & LANGGUTH, H.R. : Zur hydrochemischen Kennzeichnung von Grundwässern und Grundwassertypen mittels Kennzahlen. - Mémoires I.A.H.-Kongreß 1965, Bd. VII, S. 89 - 96, Hannover 1967.
- GEIGER, R. : Das Klima der bodennahen Luftschicht. - 195 Abb., 460 S., Verlag Vieweg & Sohn, Braunschweig 1950.
- GERB, L. : "Reduzierte" Wässer. Beitrag zu einer Typologie bayerischer Grundwässer. - Gas- u. Wasserfach, 94, S. 87 - 92, München 1953.
- GERB, L. : Grundwassertypen. - 6 Tab., Vom Wasser, 25, S. 16 - 47, Weinheim 1958.

- GORHAM, E. : On the acidity and salinity of rain.-
Geochimica and Cosmochimica Acta,
vol. 7, p. 231 - 239, 1955.
- HÜLL, K. : Wasser. - De Gruyter Verlag, 3. Aufl.,
235 S., Berlin 1960, 4. Aufl., 235 S.,
Berlin 1967.
- HÜLL, K. : Chemische Untersuchungen von Lysimeter-
Abläufen aus gewachsenen Böden be-
stimmter Pflanzengesellschaften. -
6 Tab., Vom Wasser, 30, S. 65 - 80,
Weinheim 1964.
- LANGE, B. : Kolorimetrische Analyse. - 148 Abb.,
484 S., Verlag Chemie, 6. Aufl.,
Weinheim 1964.
- LANGGUTH, H.R. : Die Grundwasserverhältnisse im Bereich
des Velberter Sattels (Rheinisches
Schiefergebirge). - 127 S., 8 Abb.,
23 Diagr., 14 Tab., 4 Taf.-Beil., Ana-
lysenverz., Ministerium f. Ernährung,
Landwirtschaft u. Forsten v. NRW,
Düsseldorf 1966.
- LUNDEGARDH, H. : Klima und Boden in ihrer Wirkung auf
das Pflanzenleben. - 129 Abb., 2 Kar-
ten, 598 S., VEB Gustav-Fischer Ver-
lag, Jena 1954.
- MARKGRAF, K. : Hydrogeologische Untersuchungen im
Aachener Wald. - 30 S., 4 Anlagen,
1 Karte, unveröffentl. Studienarbeit
des Lehrst.f. Angewandte Geol.d.T.H.,
Aachen, 1968.
- MATTHESS, G. : Über die Herkunft von Sulfat-Ionen im
Grundwasser. - Ztschr. Dt. Geol.Ges.,
111, S. 781, 1960.
- MATTHESS, G. : Die Herkunft der Sulfat-Ionen im
Grundwasser. - Abh. Hess.L.-Amt f.
Bodenf., H. 35, 85 S., 3 Abb., 31 Tab.,
Wiesbaden 1961.
- MINDER, L. : Eisen - Mangan - Grundwässer. - Schweiz.
Ztschr.f.Hydrologie, 22, S. 228 - 241,
1 Abb., 1 Tab., 1960.
- MÜCKENHAUSEN, E. : Die wichtigsten Böden der Bundesrepub-
lik Deutschland. - 146 S., 60 Farb-
taf., 2. Aufl., Verlag Kommentator,
Frankfurt/Main 1959.

- MÜCKENHAUSEN, E. : Die Funktion des Bodengefüges im Wasser- und Lufthaushalt des Bodens. - 6 S., 1 Abb., Berichte aus der Landesanstalt f. Bodennutzungsschutz, H. 3, 1962.
- NÖRING, F. : Fragen der Grundwasserchemie in Beziehung zu Oberfläche und Untergrund. - Ztschr.Dt.Geol.Ges., 102, S. 123 - 128, Hannover 1951.
- PPAFF, C. & FRIEDRICH, W. : Die Wasserbilanz des bewachsenen Bodens nach Lysimeter-Versuchen. - Wasser und Boden, 6, S. 1 - 5, 1954.
- PPAFF, C. : Das Verhalten des Stickstoffs im Boden nach langjährigen Lysimeterversuchen. - Ztschr. f. Acker- u. Pflanzenbau, 117, S. 77 - 99, 1963.
- REMY, H. : Lehrbuch der Anorganischen Chemie, Bd. II. - 1005 S., 109 Abb., Akad. Verlags-Ges. Geest & Portig K.-G., Leipzig 1961.
- RICHTER, D. : Aachen und Umgebung - Nordeifel und Nordardennen mit Vorland. - 187 S., 28 Abb., 4 Beil., 1 geol. Karte, Sammlung Geologischer Führer, Bd. 48, Verlag Borntraeger, Berlin Stuttgart 1969.
- SCHOELLER, H. : L'influence du climat sur la composition chimique des eaux souterraines vadoses. - Bull. géol.Soc.France, 11, S. 267 - 289, Paris 1941.
- SCHOELLER, H. : Les eaux souterraines. - 642 S., 187 Abb., Verlag Masson & Cie., Paris 1962.
- SCHOELLER, M. : Der Chlorgehalt des Grundwassers (La concentration des eaux souterraines en chlore). - Bull. du Bureau de Recherches Geol. et Minières, 2, S. 51-90, 21 Abb., 3 Tab., 1964.
- SCHUBACH, K. : Wasserhaushaltsuntersuchungen nach Beobachtungen an wägbaren Lysimetern. - Deutsche Gew.kl.Mitt., 14, 1, Febr. 1970, S. 1 - 7, Koblenz 1970.

- SCHWIETE, H.E. & : Struktur und Bindung organischer
 POHL, K.D. Substanzen in Ionen. - 194 S.,
 54 Abb., Selbstverlag d. Verf.,
 Aachen 1968.
- SCHWILLE, F. : Ionentausch und der Chemismus von
 Grund- und Mineralwässern. -
 Ztschr.Dt.Geol.Ges., 106, S. 16 -
 22, 2 Abb., 1 Tab., Hannover 1956.
- SCHWILLE, F. & : Durch Mineralöl "reduzierte" Grund-
 VORREYER, Ch. wässer. - Gas- u. Wasserfach, 110,
 H. 44, S. 1225 - 1232, 1969.
- Verschiedene Grundbau-Taschenbuch. - Bd. 1,
 Autoren : 847 S., 1207 Abb., 169 Taf., Verlag
 W. Ernst & Sohn, Berlin 1955.

Lebenslauf

Am 15. Oktober 1942 wurde ich als erstes Kind des Dr.rer.nat. Gerhard Schulz und seiner Ehefrau Edith, geb. Lenck, in Warnemünde/Mecklenburg geboren.

Von 1949 bis 1954 besuchte ich die Volksschule und die Oberschule in Warnemünde/Mecklenburg. 1954 siedelten meine Eltern in die Bundesrepublik nach Stuttgart über. Ich besuchte von 1954 bis 1956 das Progymnasium in Stuttgart-Zuffenhausen und, nach dem Umzug meiner Eltern nach Aachen, ab 1956 bis zur Reifeprüfung im März 1962 das Staatliche Einhard-Gymnasium in Aachen.

Im Sommersemester 1962 begann ich das Studium der Geologie an der Technischen Hochschule Aachen. Nach der Diplom-Vorprüfung studierte ich ein Semester Geologie und Paläontologie an der Freien Universität Berlin. Ab Sommersemester 1965 setzte ich das Studium der Geologie an der Technischen Hochschule Aachen fort und beendete es mit der Diplom-Hauptprüfung am 17. Oktober 1966.

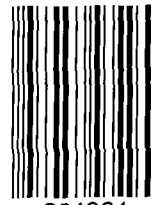
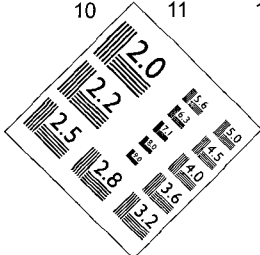
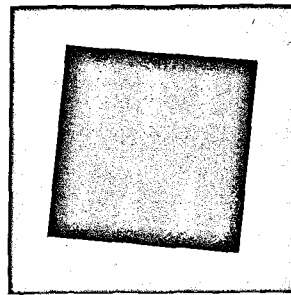
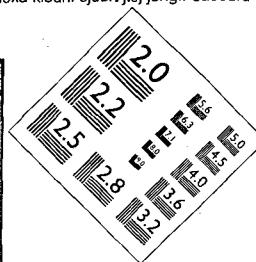
Seit meinem Examen bin ich als wissenschaftlicher Mitarbeiter und Schüler von Prof. Dr. H. Breddin an der Forschungsstelle für regionale und angewandte Geologie des Geologischen Institutes der Technischen Hochschule Aachen tätig.

Ich bin seit Juli 1966 mit Helga Meißner verheiratet und habe zwei Kinder.

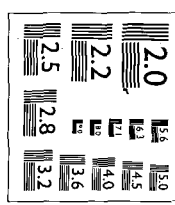
S94518



S94518



201301

[illegible]

Hatzfelder Strasse 161 - 163
D-42281 Wuppertal
Telefon: ++49 (0)202 27058-0
Telefax: ++49 (0)202 27058-40
www.imageaccess.de
www.scan2net.de
E-Mail: info@imageaccess.de

1	1	1	1
2	2	2	2
3	3	3	3
4	4	4	4
5	5	5	5
6	6	6	6
7	7	7	7
8	8	8	8
9	9	9	9
A	A	A	A
B	B	B	B
C	C	C	C

4 p	Klounf sjdert fjsj jdhgrf saoeur dfjkehc sfhwüpüz klgr foxies grmnschwiz induraz xyl vjghd9d a Wju lifcfc jmv prongs wallusi 94846 393 shd94 hah 43 gnurz spurz ukalla bot schmrz saeporn
6 p	Klounf sjdert fjsj jdhgrf saoeur dfjkehc sfhwüpüz klgr foxies grm Wju lifcfc jmv prongs wallusi 94846 393 shd94 hah 43 gnurz ong
8 p	Klounf sjdert fjsj jdhgrf saoeur dfjkehc sfhwüpüz Wju lifcfc jmv prongs wallusi 94846 393 shd94 h
10 p	Klounf sjdert fjsj jdhgrf saoeur dfjkehc Wju lifcfc jmv prongs wallusi 94846 393
12 p	Klounf sjdert fjsj jdhgrf saoeur d Wju lifcfc jmv prongs wallusi 948

