

# Belastung und Verunreinigung des Grundwassers durch feste Abfallstoffe

Von

ARTHUR GOLWER  
KARL-HEINZ KNOLL  
GEORG MATTHES  
WILHELM SCHNEIDER  
KARL HEINZ WALLHÄUSSER

Mit Beiträgen von RICHARD BUSCHNER, WALTER DROST & FERDINAND NEUMAIER,  
HEINRICH FAUTH, THEO KEMPF, CHRISTIAN RÜBELT, LOTHAR SCHOLZ, REINHART SCHWEISFURTH,  
ECKART WALGER & HORST DIETER SCHULZ

Mit 23 Abbildungen, 34 Tabellen und 2 Tafeln

Herausgabe und Vertrieb  
Hessisches Landesamt für Bodenforschung, Wiesbaden, Leberberg 9

Wiesbaden 1976

Abh. hess. L.-Amt Bodenforsch.	73	131 S.	23 Abb.	34 Tab.	2 Taf.	Wiesbaden 1976
--------------------------------	----	--------	---------	---------	--------	----------------

## IN DIESER REIHE BISHER ERSCIENEN :

- 1: JOHANNSEN, A.: Die geologischen Grundlagen der Wasserversorgung am Ostrand des Rheinischen Gebirges im Raume von Marburg-Frankenberg-Borken. 1950. 87 S., 8 Abb., 10 Taf., vergriffen.
- 2: SCHÖNHALS, E.: Die Böden Hessens und ihre Nutzung. Mit einer bodenkundlichen Übersichtskarte 1:300000. 1954. 288 S., 25 Abb., 60 Tab., 15 Taf., vergriffen.
- 3: KUBELLA, K.: Zum tektonischen Werdegang des südlichen Taunus. 1951. 81 S., 14 Abb., 2 Taf., DM 5,-.
- 4: GÖRGES, J.: Die Lamellibranchiaten und Gastropoden des oberoligozänen Meeressandes von Kassel. 1952. 134 S., 3 Taf., DM 7,50.
- 5: SOLLE, G.: Die Spiriferen der Gruppe *arduennensis-intermedius* im Rheinischen Devon. 1953. 156 S., 45 Abb., 7 Tab., 18 Taf., DM 20,-.
- 6: SIMON, K.: Schrittweises Kern- und Messen bodenphysikalischer Kennwerte des ungestörten Untergrundes. 1953. 63 S., 19 Abb., 3 Taf., DM 7,-.
- 7: KEGEL, W.: Das Paläozoikum der Lindener Mark bei Gießen. 1953. 55 S., 3 Abb., 3 Taf., DM 6,-.
- 8: MATTHES, S.: Die Para-Gneise im mittleren kristallinen Vor-Spessart und ihre Metamorphose. 1954. 86 S., 36 Abb., 8 Tab., DM 12,50.
- 9: RABIEN, A.: Zur Taxonomie und Chronologie der Oberdevonischen Ostracoden. 1954. 268 S., 7 Abb., 4 Tab., 5 Taf., DM 17,-.
- 10: SCHUBART, W.: Zur Stratigraphie, Tektonik und den Lagerstätten der Witzenhäuser Grauwacke. 1955. 67 S., 8 Abb., 4 Taf., DM 8,-.
- 11: STREMMER, H. E.: Bodenentstehung und Mineralbildung im Neckarschwemmlch der Rheinebene. 1955. 79 S., 35 Abb., 28 Tab., 3 Taf., DM 7,-.
- 12: v. STETTEN, O.: Vergleichende bodenkundliche und pflanzensoziologische Untersuchungen von Grünlandflächen im Hohen Vogelsberg (Hessen). 1955. 67 S., 4 Abb., 2 Tab., 1 Taf., DM 5,50.
- 13: SCHENK, E.: Die Mechanik der periglazialen Strukturböden. 1955. 92 S., 21 Abb., 13 Tab., 10 Taf., DM 12,-.
- 14: ENGELS, B.: Zur Tektonik und Stratigraphie des Unterdevons zwischen Loreley und Lorchhausen am Rhein (Rheinisches Schiefergebirge). 1955. 96 S., 31 Abb., 2 Tab., 15 Diagr., 5 Taf., DM 12,60.
- 15: WIEGEL, E.: Sedimentation und Tektonik im Westteil der Galgenberg-Mulde (Rheinisches Schiefergebirge, Dill-Mulde). 1956. 156 S., 41 Abb., 7 Tab., 7 Taf., DM 18,60.
- 16: RABIEN, A.: Zur Stratigraphie und Fazies des Ober-Devons in der Waldecker Hauptmulde. 1956. 83 S., 2 Abb., 2 Tab., 3 Taf., DM 7,-.
- 17: SOLLE, G.: Die Watt-Fauna der unteren Klerfer Schichten von Greimerath (Unterdevon, Südost-Eifel). Zugleich ein Beitrag zur unterdevonischen Mollusken-Fauna. 1956. 47 S., 7 Abb., 6 Taf., DM 5,-.
- 18: BEDERKE, E., u. a.: Beiträge zur Geologie des Vorspessarts. 1957. 167 S., 65 Abb., 18 Tab., DM 13,-.
- 19: BISCHOFF, G.: Die Conodonten-Stratigraphie des rheno-herzynischen Unterkarbons mit Berücksichtigung der *Wocklumeria*-Stufe und der Devon/Karbon-Grenze. 1957. 64 S., 1 Abb., 2 Tab., 6 Taf., DM 8,-.
- 20: PILGER, A. & SCHMIDT, W.: Die Mullion-Strukturen in der Nord-Eifel. 1957. 53 S., 42 Abb., 1 Taf., 8 Taf., DM 9,80.
- 21: LEHMANN, W. M.: Die Asterozoen in den Dachschiefern des rheinischen Unterdevons. 1957. 160 S., 31 Abb., 55 Taf., DM 30,-.
- 22: BISCHOFF, G. & ZIEGLER, W.: Die Conodontenchronologie des Mitteldevons und des tiefsten Oberdevons. 1957. 136 S., 16 Abb., 5 Tab., 21 Taf., DM 20,-.
- 23: ZÜBELEIN, H. K.: Kritische Bemerkungen zur Stratigraphie der Subalpinen Molasse Oberbayerns. 1957. 91 S., 2 Abb., DM 8,-.
- 24: GUNZERT, G.: Die einheitliche Gliederung des deutschen Buntsandsteins in der südlichen Beckenfazies. 1958. 61 S., 14 Abb., 7 Tab., DM 14,-.
- 25: PAULY, E.: Das Devon der südwestlichen Lahnmulde und ihrer Randgebiete. 1958. 138 S., 41 Abb., 6 Taf., DM 20,-.
- 26: SPERLING, H.: Geologische Neuaufnahme des östlichen Teiles des Blattes Schaumburg. 1958. 72 S., 14 Abb., 5 Tab., 10 Taf., DM 10,-.
- 27: JUX, U. & FLUG, H. D.: Alter und Entstehung der Triasablagerungen und ihrer Erzkommen am Rheinischen Schiefergebirge, neue Wirbeltierreste und das Chirotheriumproblem. 1958. 50 S., 11 Abb., 3 Taf., DM 5,60.
- 28: SCHMIDT, H.: Die Cornberger Fährten im Rahmen der Vierfüßler-Entwicklung. 1959. 137 S., 57 Abb., 9 Taf., DM 15,-.

Abhandlungen des Hessischen Landesamtes für Bodenforschung

**Herausgegeben vom  
Hessischen Landesamt für Bodenforschung**

Heft 73

Mit der Schriftleitung beauftragt:

Dr. ARNOLD RABIEN, ALBERT KARSCHNY

Hessisches Landesamt für Bodenforschung

62 Wiesbaden, Leberberg 9

# Belastung und Verunreinigung des Grundwassers durch feste Abfallstoffe

Von **Dienstexemplar**

ARTHUR GOLWER  
KARL-HEINZ KNOLL  
GEORG MATTHES  
WILHELM SCHNEIDER  
KARL HEINZ WALLHÄUSSER

Mit Beiträgen von RICHARD BUSCHNER, WALTER DROST & FERDINAND NEUMAIER,  
HEINRICH FAUTH, THEO KEMPF, CHRISTIAN RÜBELT, LOTHAR SCHOLZ, REINHART SCHWEISFURTH,  
ECKART WALGER & HORST DIETER SCHULZ

Mit 23 Abbildungen, 34 Tabellen und 2 Tafeln

Herausgabe und Vertrieb  
Hessisches Landesamt für Bodenforschung, Wiesbaden, Leberberg 9

Wiesbaden 1976

Abh. hess. L.-Amt Bodenforsch.	73	131 S.	23 Abb.	34 Tab.	2 Taf.	Wiesbaden 1976
--------------------------------	----	--------	---------	---------	--------	----------------

**Kurzfassung:** In den Jahren 1967 — 1973 wurden die Auswirkungen der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald auf die chemische, physikalische, mikrobiologische und hygienische Beschaffenheit des Grundwassers untersucht. Diese Halde, die im Verbreitungsgebiet 3,50 — 10 m mächtiger quartärer Sand- und Kiesablagerungen von 1925 — 1968 angelegt wurde, enthält etwa 18,3 Mio m<sup>3</sup> Abfallstoffe (vorwiegend Hausmüll, Gewerbemüll und Trümmerschutt, untergeordnet auch Industriemüll). Die Untersuchungsperiode umfaßt das Endstadium der Ablagerung, die Zeit der Rekultivierung und die Folgezeit.

In die Auswertung der Untersuchungsergebnisse wurden die Ergebnisse der 1964 bis 1967 durchgeführten Untersuchungen an der Abfallhalde Frankfurt-Schwanheim (240 000 m<sup>3</sup> Hausmüll, Gewerbemüll, Baugrubenaushub und Trümmerschutt) und des Abfallplatzes Großkrotzenburg (600 000 m<sup>3</sup> Hausmüll, Gewerbemüll, Industriemüll und Klärschlamm) einbezogen. Auch diese Abfallplätze befinden sich im Bereich von Porengrundwasserleitern.

Das umfangreiche Analysenprogramm umfaßte neben den üblichen anorganischen Hauptbestandteilen und physikalisch-chemischen Meßwerten auch Spurenstoffe sowie Summen- und Einzelbestimmungen von organischen Substanzen. Außerdem wurden Untersuchungen zur Mikrobiologie und Hygiene ausgeführt.

Bei der in allen drei Untersuchungsgebieten gegebenen Grundwasserfließgeschwindigkeit von im Mittel weniger als 1 m/Tag, dem Vorhandensein nahegelegener oberirdischer Vorfluter und gut luftdurchlässiger Deckschichten wird das verunreinigte Grundwasser über Entfernungen von einigen bis mehreren 100 m ab Verunreinigungsquelle durch Verdünnung und natürliche Selbstreinigungsvorgänge normalisiert. Die Selbstreinigung umfaßt geochemische und biogeochemische Dekontaminationsprozesse. Hierbei zersetzen Bakterien und andere Mikroorganismen die organischen Komponenten unter Bildung von Zellsubstanz, Kohlendioxid und Wasser. Die Mikroorganismen benutzen hierzu entweder freien gelösten Sauerstoff oder chemisch gebundenen Sauerstoff der Nitrate und Sulfate. Vorkommen oder Fehlen von freiem gelöstem Sauerstoff im Grundwasser bedingen im Unterstrom eines Abfallplatzes die Ausbildung mikrobiologischer Zonen mit spezifischen Populationen. Mit wachsender Entfernung vom Verunreinigungsherd lassen sich eine Reduktionszone, eine Übergangszone und eine Oxidationszone unterscheiden. Bei der Beseitigung von Verunreinigungen sind neben dem mikrobiellen Abbau auch Fällung und Mitfällung, mechanische Filterung, Adsorption und Ionenaustausch sowie Entgasung beteiligt.

Die Stilllegung der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald machte sich in den ersten drei Jahren vor allem durch eine Verringerung der organischen Belastung und durch den Anstieg des Redox-Potentials im verunreinigten Grundwasser bemerkbar. Die Beobachtungszeit war in diesem Punkt für eine allgemeine Aussage über den Abklingvorgang zu kurz. Beobachtungen in anderen Verunreinigungsfällen lassen auch einen allmählichen Rückgang der Belastung durch anorganische Stoffe erwarten.

Die Auswertung der Ergebnisse und der Vergleich mit Untersuchungsergebnissen an anderen Grundwasserverunreinigungen führen zur Empfehlung, den größten Teil der Abfallstoffe an hydrogeologisch geeigneten Stellen auf Deponien geordnet abzulagern. Als für den Grundwasserschutz günstige Lösungen werden zentrale Deponien empfohlen, an denen Abfallstoffe verschiedenster Herkunft und Beschaffenheit (Ausnahme: Stoffe, deren Beseitigung durch spezielle Gesetze und Verordnungen geregelt ist) grundsätzlich über der Grundwasseroberfläche geordnet abgelagert werden sollten. Geeignete Standorte sind niederschlagsarme Gebiete mit großen Grundwasserflurabständen sowie mit Grundwasserleitern guter Reinigungsfähigkeit und geringer Grundwasserfließgeschwindigkeit.

**Abstract:** In 1967 — 1973 the effects of the waste deposit in the Frankfurt municipal forest on the chemical, physical, microbial and hygienic properties were studied. This mound, heaped up from 1925 to 1968 in an area with 3.5 to 10 m thick Quaternary sand and gravel deposits, contains waste materials (18,3 mio m<sup>3</sup>, mostly garbage and construction rubble and to a lesser extent industrial wastes). The research period covers the final stage of dumping, the period of re-vegetation and some years thereafter.

Furthermore, the evaluation includes the results of similar investigations which have been undertaken in the years 1964 to 1967 at the waste sites Frankfurt-Schwanheim (240 000 m<sup>3</sup> garbage, construction rubble) and Großkrotzenburg (600 000 m<sup>3</sup> garbage, industrial wastes and sewage sludge). These two waste sites are situated in areas underlain by porous non-consolidated aquifers.

The program of analyses covered numerous determinations, not only the usually determined major constituents and data but also organic substances (permanganate demand, chemical oxygen demand, total organic carbon, volatile organic compounds, solvents, hydrocarbons, ether soluble compounds like oils and fats, phenols, 3, 4-benzpyrene, cyanides) and trace elements (heavy metals).

Under the hydrogeologic velocity less than 1 m/day, the presence of nearby surface water flows and air permeable strata above the groundwater table, the groundwater regains normal by dilution and self-purification after a few or several hundred meters of flow. The self-purification processes cover geochemical and biogeochemical reactions. Bacteria and other micro-organisms decompose the organic compounds, forming new cellular material, carbondioxide and water. The micro-organisms used in these processes either dissolved free oxygen or chemically bound oxygen (nitrates and sulphates). The presence or absence of free dissolved oxygen in groundwater is the reason for the development of microbial zoning with specific populations downstream from a waste site. The following zones can be formed with increasing distance from the pollution source: a reduction zone, where the chemically bound oxygen of the nitrates and sulphates is used, a transition zone, and an oxidation zone with free dissolved oxygen. The removal of pollutants from the water is also comprised of precipitation and co-precipitation, mechanical filtration, adsorption and ion-exchange and gas movement.

The cessation of dumping in the Frankfurt municipal forest during the first three years resulted in a decrease of organic pollution and a positive shift of redox potential. The observation period was too short for a general statement of the long-time behaviour of the polluted zone. Considering the observations at other waste sites a decline of the inorganic pollution could be expected.

The evaluation of the results and the comparison with other case studies of polluted plumes supply criterion for the choice of sites and feasible methods for controlled dumping. The most suitable form of groundwater protection is central sanitary landfills, where waste materials of different origin and composition principally above the groundwater table are deposited (tipped). Excluded are only radioactive substances according to 1. Strahlenschutzverordnung and other materials, the removal of which are fixed in special laws or governmental orders. Suitable sites are areas with less precipitation, large distance between ground surface and groundwater table, aquifers of good self-purification capacity, poor groundwater quality and low groundwater flow velocity. Areas with unsuitable ground properties, (karstic and fissured aquifers) usually necessitate expensive protective activities.

**Résumé:** Pendant les années 1967 — 1973 on a étudié, dans la forêt municipale de Francfort les effets du dépotoir sur la qualité chimique, physique, microbiologique et hygiénique des eaux souterraines. Ce dépotoir, formé entre 1925 et 1968 sur une surface ayant une couche de 3.5 à 10 m de sable et de graviers quaternaires, contient 18.3 millions m<sup>3</sup> de déchets (pour la plupart des ordures ménagères, des ordures de petites entreprises et des débris ainsi que quelques ordures industrielles. La période d'étude comprend la phase finale des déchargements, le temps de recultivation et le temps subséquent.

L'évaluation des résultats de cette étude tient compte des conclusions des investigations faites entre 1964 et 1967 sur le dépotoir de Francfort-Schwanheim (240 000 m<sup>3</sup> d'ordures ménagères, d'ordures de petites entreprises, des déblais de fouilles de fondation et des débris) ainsi que sur le dépotoir de Großkrotzenburg (600 000 m<sup>3</sup> d'ordures ménagères, d'ordures de petites entreprises, d'ordures industrielles et de boues d'épuration). Ces dépotoirs sont aussi situés dans des régions ne nappe aquifère poreuse.

Le vaste programme d'analyses couvre non seulement les constituants inorganiques principaux et les valeurs physico-chimiques mesurées, mais aussi les éléments traceurs ainsi que les dosages séparés et cumulés des matières organiques. En plus, on a effectué des examens microbiologiques et hygiéniques.

Etant donné une vitesse moyenne d'écoulement des eaux souterraines de moins de 1 m/jour dans les trois régions examinées, la proximité de cours d'eau récepteurs au-dessus du sol et les couches de recouvrement bien perméables à l'air, les eaux souterraines polluées se normalisent à partir de quelques centaines de mètres de la source de pollution, grâce à une dilution et à des processus naturels d'auto-épuration. L'auto-épuration comprend des processus de décontamination géochimiques et biogéochimiques.

Dans ce processus, les bactéries et d'autres microorganismes décomposent les constituants organiques, en formant des substances cellulaires, du bi-oxyde de carbone et de l'eau. Pour cela les microorganismes utilisent soit l'oxygène libre dissous ou soit l'oxygène fixé chimiquement des nitrates et des sulfates. La présence ou le manque d'oxygène libre dissous dans les eaux souterraines cause dans la région d'infiltration, en aval d'un dépotoir, la formation de zones micro-biologiques à population spécifique. En s'éloignant de la source de pollution, on discerne successivement une zone de réduction, une zone de transition et une zone d'oxydation. La pollution est éliminée non seulement par la décomposition microbienne, mais aussi par des précipitations et co-précipitations, des filtrations mécaniques, l'adsorption, l'échange d'ions ainsi que le dégazage.

Pendant les trois premières années de fermeture du dépotoir de la forêt municipale de Francfort, on a constaté une diminution de la charge organique et une augmentation du potentiel d'oxydo-réduction des eaux souterraines polluées.

Sur ce point, le temps d'observation était trop court pour pouvoir faire un bilan général sur le processus d'affaiblissement. Les observations faites dans d'autres cas de pollution permettent de s'attendre également à une diminution graduelle de la charge due aux matières inorganiques.

En évaluant ces résultats et en les comparant avec ceux des investigations dans d'autres cas de pollution des eaux souterraines, on arrive à recommander de décharger la plupart des ordures d'une manière ordonnée dans des voiries, à des endroits hydrogéologiquement convenables. Des dépôts centraux sont conseillés comme solution favorable pour la protection des eaux souterraines. Dans ces dépotoirs, les ordures d'origine et de nature différentes (à l'exception des matières dont l'élimination est réglée par des lois et des décrets spéciaux) devraient être déposées, de façon ordonnée et, par principe, au-dessus de la nappe souterraine. Les endroits les plus convenables seront situés dans les régions à faibles précipitations, ayant de grandes distances entre les sections des eaux souterraines, ainsi que de nappes aquifères à bonne capacité d'épuration et avec faible vitesse d'écoulement des eaux souterraines.



## Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung . . . . .	9
2. Untersuchungsgebiete . . . . .	10
2.1. Frankfurt-Schwanheim . . . . .	10
2.2. Großkrotzenburg . . . . .	12
2.3. Frankfurter Stadtwald . . . . .	15
2.3.1. Abfallhalde . . . . .	15
2.3.2. Untersuchungseinrichtungen . . . . .	15
2.3.3. Hydrogeologische Verhältnisse . . . . .	18
2.3.4. Hydrologische Verhältnisse . . . . .	21
2.3.4.1. Niederschläge, Verdunstung und Abfluß (R. BUSCHNER) . . . . .	21
2.3.4.2. Grundwasserstände (R. BUSCHNER) . . . . .	24
2.3.4.3. Radiohydrometrische Untersuchungen (W. DROST & F. NEU- MAIER) . . . . .	26
3. Untersuchungsergebnisse . . . . .	28
3.1. Chemische Bestimmungen . . . . .	29
3.1.1. Statistische Auswertung . . . . .	29
3.1.2. Summe der festen gelösten Bestandteile . . . . .	34
3.1.3. Gelöste organische Stoffe . . . . .	34
3.1.3.1. Oxidierbarkeit ( $\text{KMnO}_4$ - und $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ -Verbrauch) . . . . .	34
3.1.3.2. Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB <sub>5</sub> ) . . . . .	35
3.1.3.3. Organisch gebundener Kohlenstoff (TH. KEMPF) . . . . .	35
3.1.3.4. Organisch gebundener Stickstoff . . . . .	36
3.1.3.5. Organische flüchtige Stoffe . . . . .	37
3.1.3.6. Lösungsmittel und Kohlenwasserstoffe (CH. RÜBELT) . . . . .	38
3.1.3.7. Summe der ätherlöslichen Bestandteile (Öle und Fette) . . . . .	38
3.1.3.8. Anionaktive Detergentien (Tenside) . . . . .	39
3.1.3.9. Phenole . . . . .	39
3.1.3.10. 3,4-Benzopyren (L. SCHOLZ) . . . . .	40
3.1.3.11. Cyanide . . . . .	41
3.1.3.12. Sonstige organische Verbindungen . . . . .	43
3.1.3.13. Zusammenhänge zwischen den verschiedenen Summen- bestimmungen der organischen Substanzen . . . . .	43
3.1.4. Gelöste anorganische Stoffe . . . . .	44
3.1.4.1. Sauerstoff . . . . .	44
3.1.4.2. Sulfat, Schwefelwasserstoff . . . . .	46
3.1.4.3. Nitrat, Nitrit, Ammonium . . . . .	46
3.1.4.4. Kohlendioxid, Hydrogenkarbonat . . . . .	47
3.1.4.5. Eisen II — Gesamteisen . . . . .	48
3.1.4.6. Mangan . . . . .	48
3.1.4.7. Alkalien . . . . .	49
3.1.4.8. Erdalkalien, Gesamthärte . . . . .	49

3.1.4.9. Chlorid . . . . .	49
3.1.4.10. Zusammenhänge zwischen den Hauptbestandteilen . . . . .	50
3.1.4.11. Schwermetalle . . . . .	50
3.1.4.12. Spurenstoffe im Grundwasser am Abfallplatz Großkrotzen- burg (H. FAUTH) . . . . .	52
3.1.4.13. Sonstige anorganische Stoffe . . . . .	52
3.1.4.14. Untersuchung von Schlämmen und Bodenproben . . . . .	53
3.1.4.15. Untersuchungen im Haldenweiher . . . . .	56
3.2. Physikalisch-chemische Meßwerte . . . . .	57
3.2.1. Temperatur . . . . .	57
3.2.2. pH-Wert . . . . .	58
3.2.3. Spezifische Leitfähigkeit . . . . .	58
3.2.4. Redox-Potential . . . . .	58
3.3. Untersuchungen zur Mikrobiologie und Hygiene . . . . .	59
3.3.1. Untersuchungsmethoden . . . . .	59
3.3.2. Untersuchungsergebnisse . . . . .	60
3.3.2.1. Keimzahlen . . . . .	60
3.3.2.2. Arten der Organismen . . . . .	62
3.3.2.3. Kohlenwasserstoffverwertende Bakterien (R. SCHWEISFURTH)	64
4. Diskussion der Untersuchungsergebnisse . . . . .	68
4.1. Auswirkungen der Abfallstoffe auf das Grundwasser . . . . .	68
4.2. Verdünnungs- und Reinigungsvorgänge im Untergrund . . . . .	70
4.2.1. Verdünnung . . . . .	70
4.2.2. Chemische Ausfällung und Mitfällung . . . . .	72
4.2.3. Mechanische Filterung, Adsorption, Ionenaustausch . . . . .	73
4.2.4. Mikrobieller Abbau . . . . .	75
4.2.5. Gasaustausch . . . . .	78
4.3. Veränderungen nach Beendigung der Ablagerung . . . . .	82
5. Folgerungen für die Praxis . . . . .	83
6. Schriftenverzeichnis . . . . .	88
7. Anhang . . . . .	95
7.1. Bohrungen . . . . .	95
7.1.1. Frankfurt-Schwanheim . . . . .	95
7.1.2. Großkrotzenburg . . . . .	97
7.1.3. Frankfurter Stadtwald . . . . .	100
7.2. FORTRAN-Programme der Datenverarbeitung bei chemischen Wasser- analysen (E. WALGER & H. D. SCHULZ) . . . . .	105
7.2.1. Format der Analysen-Karten . . . . .	106
7.2.2. Programm HYDR . . . . .	108
7.2.3. Programm PIPDIA . . . . .	117
7.2.4. Programm PUWO . . . . .	127

## 1. Einleitung

Die meisten Abfallstoffe enthalten lösliche Bestandteile, die mit dem Sickerwasser in den Untergrund eindringen, das Grundwasser belasten und örtlich das Grundwasser auch erheblich verunreinigen können. Um Angaben über das Ausmaß, die Art und die Reichweite der Belastungen des Grundwassers im Unterstrom von Abfallplätzen zu erhalten und vor allem um die Vorgänge zu klären, die zur Minderung dieser Belastungen im Untergrund führen, wurde 1964 unter Federführung des Hessischen Landesamtes für Bodenforschung in Wiesbaden (Direktor Prof. Dr. F. NÖRING) begonnen, die Auswirkungen von Abfallstoffen auf das Grundwasser zu untersuchen. Die Untersuchungen wurden im Rahmen von Forschungsvorhaben von 1964 — 1967 vom Hessischen Minister für Wirtschaft und Verkehr, Wiesbaden, von 1967 — 1970 vom Bundesminister für Gesundheitswesen, Bad Godesberg, und von 1971 — 1973 vom Bundesminister des Innern, Bonn, finanziell unterstützt (Forschungsvorhaben Wasser Nr. 20/67 „Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit durch eine nicht unmittelbar in das Grundwasser eingeschnittene Mülldeponie ohne Basisabdichtung“ und Nr. 15/71 „Grundwasserverunreinigung nach Beendigung der Abfallagerung“).

Als Untersuchungsobjekte wurden die Abfallhalde in Frankfurt-Schwanheim, der Abfallplatz W Großkrotzenburg und die Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald an der Babenhäuser Landstraße ausgewählt (Abb. 1). Entscheidend für die Wahl dieser Abfall-

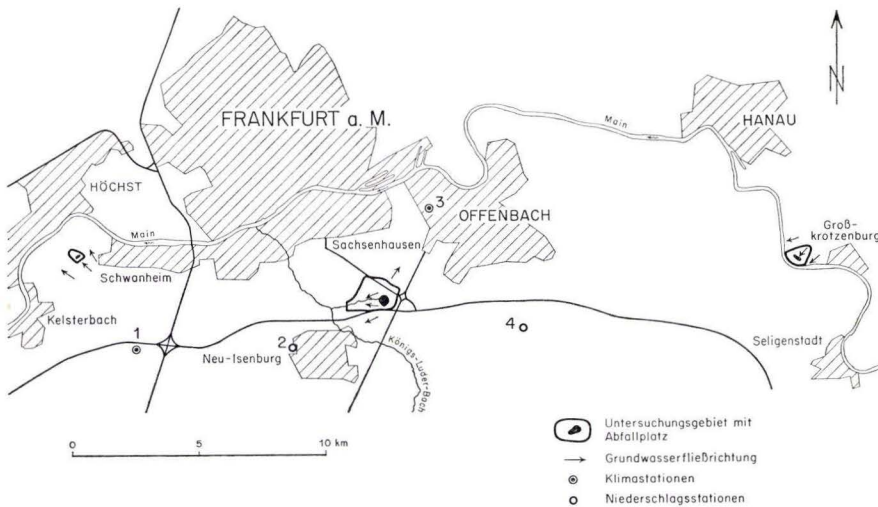


Abb. 1. Lage der untersuchten Abfall-Lagerplätze sowie der Stationen Frankfurt/M.-Flughafen (1), Neu-Isenburg (2), Offenbach/M. (3) und Heusenstamm (4).

plätze war ihre Lage in Gebieten mit Porengrundwasserleitern, weil hier die hydrogeologischen Verhältnisse eine genauere Erfassung des abströmenden Grundwassers zulassen als in Gebieten mit Kluffgrundwasserleitern. Im Laufe des Untersuchungsprogramms hat sich gezeigt, daß die Voraussetzungen für zahlreiche Untersuchungen im Frankfurter Stadtwald besonders günstig sind. Daher wurden die 1964 begonnenen Untersuchungen in Frankfurt-Schwanheim 1967 und in Großkrotzenburg 1970 abgeschlossen, während die im Frankfurter Stadtwald 1967 einsetzenden Untersuchungen bis 1973 im vollen Umfang weitergeführt und danach auf einen kleineren Analysenumfang reduziert wurden. Dieser Bericht ist daher vor allem eine zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse der hydrogeologischen, chemischen, mikrobiologischen und hygienischen Untersuchungen, die im Frankfurter Stadtwald ausgeführt wurden.

An den Untersuchungen arbeiteten ständig oder zeitweise folgende Institute mit:  
Hygiene-Institut und Medizinal-Untersuchungsamt der Universität Gießen, 63 Gießen, Friedrichstraße 16

Institut Fresenius GmbH, 6204 Taunusstein 5, Gewerbegebiet Maisel

Institut für Radiohydrometrie, 8042 Neuherberg, Ingolstädter Landstraße 1

Mikrobiologisches Laboratorium der Farbwerke Hoechst AG, 623 Frankfurt-Höchst  
Bundesgesundheitsamt — Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, 1 Berlin-Dahlem, Corrensplatz 1

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, 3 Hannover 23, Stilleweg 2

Institut für Bodenmikrobiologie der Universität Gießen, 63 Gießen, Zeughaus

Institut für Hygiene und Mikrobiologie der Universität des Saarlandes, 665 Homburg-Saar, Med. Fakultät, Haus 5

Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, 3 Hannover 23, Stilleweg 2

Die Datenverarbeitung der chemischen Analysen erfolgte im Geologisch-Paläontologischen Institut und Museum der Universität Kiel, 23 Kiel Olshausenstr. 40/60.

## 2. Untersuchungsgebiete

### 2.1. Frankfurt-Schwanheim

Die Abfallhalde W Frankfurt-Schwanheim ist 300 m lang, etwa 80 m breit und max. 16 m hoch. Auf einer Grundfläche von 24 000 m<sup>2</sup> wurden von 1945 bis etwa 1967 zunächst in einer Sandgrube und danach über der Erdoberfläche insgesamt rd. 240 000 m<sup>3</sup> Abfallstoffe ungeordnet abgelagert. Die Abfallstoffe bestehen aus Hausmüll, Gewerbemüll, Baugrubenaushub und Trümmerschutt der Stadt Frankfurt a. Main. Die Abfallhalde wurde mit Baugrubenaushub abgedeckt und ist bewachsen.

Im September/Oktober 1964 wurden zur Untersuchung der Grundwasserbeschaffenheit 1 Bohrung (Br. 101) im Grundwasseroberstrom und 4 Bohrungen (Br. 102—105) im Grundwasserunterstrom der Abfallhalde mit einem Bohr- $\phi$  von 254 mm niedergebracht (Abb. 2). Der Ausbau der Bohrungen erfolgte in den oberen 5 m (Br. 101, 104, 105) bzw. 6 m (Br. 102, 103) mit Kunststoff-Vollwandrohren und darunter mit Kunststoff-Filterrohren von 100 mm  $\phi$ . Am 21. 10. 1964 wurde in jedem Brunnen ein 6stündiger Pumpversuch durchgeführt und dabei Beharrungszustand erreicht. Die Förderleistungen und die geringen Absenkungen der Brunnenwasserspiegel sowie die daraus berechneten Durchlässigkeitsbeiwerte ( $k_f$ -Werte) beweisen, daß die Brunnen in gut wasserwegsamem Schichten stehen (Tab. 1). Außerdem wurden Wasserproben von 5 Stellen am Rande der Kiesgruben mit aufgedecktem Grundwasser entnommen (Abb. 2).

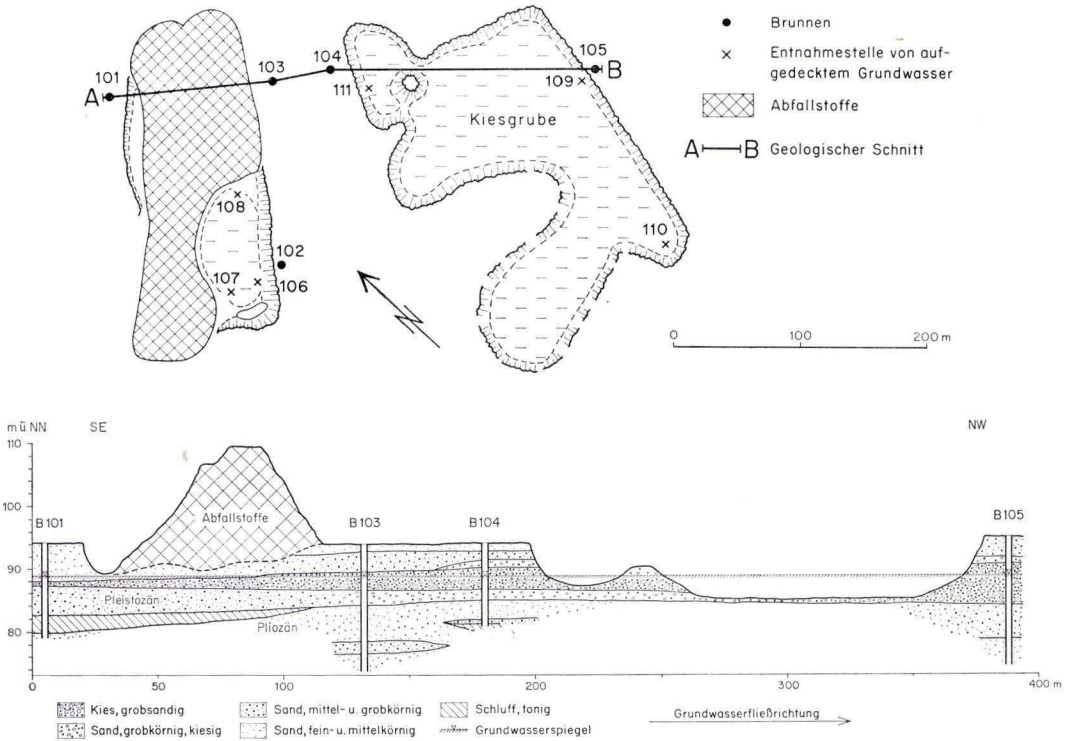


Abb. 2. Lageplan und geologisches Profil vom Untersuchungsgebiet Frankfurt-Schwanheim (Stand 1967).

Tab. 1. Tiefe und Leistungen der Brunnen sowie  $k_f$ -Werte an der Abfallhalde in Frankfurt-Schwanheim

Brunnen	Tiefe m	Leistung l/s	Ruhewasserspiegel m u. Flur	Absenkung m	$k_f$ -Wert m/s
101	15	3,33	5,80	1,10	$5,7 \cdot 10^{-4}$
102	19	4,72	5,60	0,43	$9,9 \cdot 10^{-4}$
103	21	3,05	5,46	0,31	$7,3 \cdot 10^{-4}$
104	13,40	3,88	5,86	0,50	$1,2 \cdot 10^{-3}$
105	20,70	1,11	5,45	0,04	$2,0 \cdot 10^{-3}$

Im Gebiet der Abfallhalde steht unter einer 2,75 m (Br. 104) bis 6,10 m (Br. 101) mächtigen, pleistozänen, fein- bis mittelkörnigen oder mittel- bis grobkörnigen Sandschicht eine Wechselfolge von pleistozänen kiesigen Sanden und sandigen Kiesen an (Abb. 2). Unter diesen 9,30 — 11,60 m mächtigen pleistozänen Mainablagerungen liegen

pliozäne mittelkörnige und stellenweise auch grobkörnige Sande, in die feinsandige Schlufflinsen eingelagert sind (s. 7.1.1.). Die pleistozänen Sande und sandigen Kiese bilden den oberen Porengrundwasserleiter, die pliozänen Schluffe die Grundwasser-sohlschicht. Wo unter den pleistozänen Sanden und sandigen Kiesen pliozäne Sande anstehen, tritt keine deutliche hydraulische Trennung zwischen dem oberen Porengrundwasserleiter und den wasserführenden Schichten des Plioziän auf. Daher strömt den Brunnen 102 — 105 Grundwasser aus pleistozänen und aus pliozänen Schichten zu (Abb. 2, Profil). Diese hydrogeologischen Verhältnisse haben sich als Nachteil für das Untersuchungsprogramm herausgestellt und waren mit ein Grund für die Einstellung der Untersuchungen an dieser Abfallhalde im Jahre 1967.

Der Grundwasserspiegel lag im Beobachtungszeitraum je nach Geländehöhe der Meßpunkte 4,70 — 6,60 m unter Flur und variierte von Oktober 1964 bis September 1967 bis zu max. 0,80 m. Das aus der Abfallhalde in den Grundwasserbereich übertretende Sickerwasser fließt im pleistozänen Porengrundwasserleiter und teilweise auch in den pliozänen Sanden in NW-Richtung zum Main, der 1,1 km von der Abfallhalde entfernt ist (Abb. 1). Die Fließgeschwindigkeit (Abstandsgeschwindigkeit) des Grundwassers wird auf rd. 1 m/Tag geschätzt.

## 2.2. Großkrotzenburg

Der Abfallplatz etwa 2 km W Großkrotzenburg ist eine um 8 — 10 m mit Abfallstoffen aufgefüllte Kiesgrube. Im Jahre 1952 wurde auf einem Teilgebiet der Kiesgrube mit aufgedecktem Grundwasser mit dem ungeordneten Ablagern von Abfallstoffen begonnen. Die Ablagerung dehnte sich in den folgenden Jahren auf die gesamte, nach NW vergrößerte Kiesgrube aus und erreichte 1970 eine Grundfläche von rd. 64 000 m<sup>2</sup>, wobei der Ablagerungsschwerpunkt in der 400 m langen Kiesgrube von 1960 — 1970 von SE nach NW gewandert ist. Auf der gesamten Grundfläche reichen die Abfallstoffe bis zu 3 m in das Grundwasser hinein. Die Menge der abgelagerten Abfallstoffe beträgt rd. 600 000 m<sup>3</sup>. Die Abfallstoffe bestehen aus Hausmüll, Gewerbemüll, Industriemüll und Klärschlamm. Die industriellen Abfallstoffe enthalten ölhaltige Rückstände (Säureharze und Bleicherde) aus der Altölaufbereitung, Galvanikschlämme, organische Lösungsmittel, verschiedene Kunststoffe und Abfälle der Gummiverarbeitung. Von 1972 — 1974 wurde der Abfallplatz in einzelnen Teilflächen mit Baugrubenaushub abgedeckt und begrünt.

Im Oktober/November 1964 wurden zur Untersuchung der Grundwasserbeschaffenheit 1 Bohrung (Br. 201) im Grundwasseroberstrom und 9 Bohrungen (Br. 202 — 210) in 3 Reihen etwa parallel zur Grundwasserfließrichtung im Grundwasserunterstrom mit einem Bohr- $\phi$  von 254 mm niedergebracht (Abb. 3). Der Ausbau dieser Bohrungen erfolgte in den oberen 2,7 — 5,70 m im Sickerwasserbereich mit Kunststoff-Vollwandrohren und darunter mit Kunststoff-Filterrohren von 100 mm  $\phi$ . Im September 1965 wurden in der Brunnenreihe 201 — 208 zusätzlich 3 Bohrungen (Br. 211 — 213) mit einem Bohrend- $\phi$  von 420 mm niedergebracht und mit Vollwandrohren und Filterrohren von 100 mm  $\phi$  ausgebaut (Abb. 3). Nach Abschluß der Ausbaurbeiten wurde in jedem Brunnen ein 6stündiger Pumpversuch durchgeführt, wobei in den Brunnen 202, 203 und 206 kein Beharrungszustand zu erzielen war. Die Tiefen und die Förderleistungen

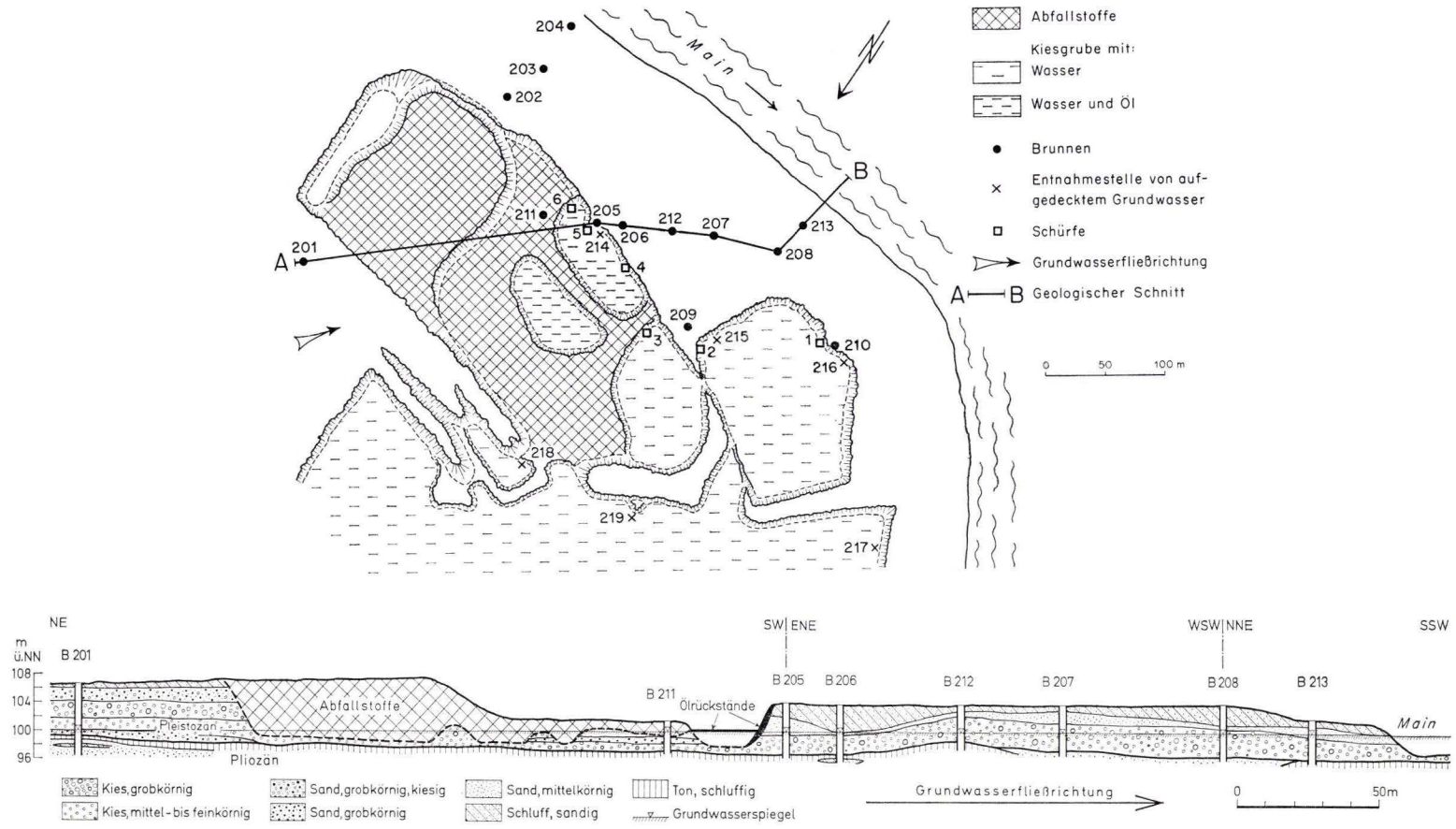


Abb. 3. Lageplan und geologisches Profil vom Untersuchungsgebiet Großkrotzenburg (Stand 1969).

der Brunnen sowie die aus dem Pumpversuch errechneten Durchlässigkeitsbeiwerte ( $k_f$ -Werte) sind in Tab. 2 zusammengestellt.

Tab. 2. Tiefe und Leistungen der Brunnen sowie  $k_f$ -Werte am Abfallplatz bei Großkrotzenburg

Brunnen	Tiefe m	Leistung l/s	Ruhewasserspiegel m u. Flur	Absenkung m	$k_f$ -Wert m/s
201	10,0	4,72	5,23	0,71	$1,4 \cdot 10^{-3}$
202	8,75	2,5	4,57	0,47	$1,4 \cdot 10^{-3}$
203	7,0	5,0	4,09	0,71	$2,4 \cdot 10^{-3}$
204	9,0	4,44	5,49	0,83	$1,6 \cdot 10^{-3}$
205	8,10	4,16	4,74	2,35	$0,7 \cdot 10^{-3}$
206	7,90	4,72	4,62	1,30	$1,3 \cdot 10^{-3}$
207	7,35	6,11	3,96	0,48	$3,7 \cdot 10^{-3}$
208	8,0	5,55	3,90	0,93	$1,5 \cdot 10^{-3}$
209	10,0	5,27	4,76	0,52	$1,9 \cdot 10^{-3}$
210	10,40	1,94	6,58	0,26	$1,9 \cdot 10^{-3}$
211	5,10	3,0	1,50	1,25	-
212	7,60	3,0	2,80	0,36	-
213	8,60	3,0	4,05	0,27	-

Wasserproben wurden aus Brunnen sowie aus Kiesgruben mit aufgedecktem Grundwasser und aus dem Main entnommen (Abb. 3). Der Brunnen 211 und die Entnahmestelle 214 sind während der Untersuchungszeit mit Abfallstoffen zugeschüttet worden (Abb. 3). Die Entnahme von Wasserproben aus Bohrbrunnen, Kiesgruben mit aufgedecktem Grundwasser und aus dem Main erfolgte von Oktober 1964 bis November 1968 in Abständen von einigen Monaten und von November 1968 bis April 1970 in größeren zeitlichen Abständen.

In diesem Untersuchungsgebiet bestehen die oberflächennahen Schichten aus 0,5—3,8 m mächtigem holozänem, sandigem Schluff oder schluffigem Sand (Auenlehm) und darunter aus 3,3—9,9 m mächtigen sandigen und sandig-kiesigen Ablagerungen des pleistozänen Mains, die den Porengrundwasserleiter bilden (Abb. 3, Profil). Unter den pleistozänen Sanden und sandigen Kiesen beginnt in einer Tiefe von 3,10—10,10 m unter Flur die Grundwassersohlschicht, die aus schluffig-tonigen und schluffig-feinsandigen tertiären Sedimenten aufgebaut ist (s. Abschn. 7.1.2.). Der Grundwasserspiegel lag im Beobachtungszeitraum je nach Geländehöhe der Meßpunkte 1,50—6,60 m unter Flur und variierte von Oktober 1964 bis April 1970 um max. 1,70 m. Da der Abfallplatz nur 100—170 m vom Main entfernt ist, werden die natürlichen Abflußverhältnisse des Grundwassers vom Main, besonders bei Hochwasser, beeinflusst. Unter diesen Umständen ist in diesem Gebiet mit einer mittleren Fließgeschwindigkeit (Abstandsgeschwindigkeit) von  $< 0,5$  m/Tag zu rechnen. Die beeinflussten Abflußverhältnisse des Grundwassers erlauben an diesem Untersuchungsobjekt keine genauen Angaben über die Reichweite der Grundwasserbelastung.



## 2.3. Frankfurter Stadtwald

### 2.3.1. Abfallhalde

Die Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald, die in 3 Plateaus gegliedert ist, deren Höhen 42 m (E-Plateau), 38 m (W-Plateau) und 35 m (N-Plateau) über Flur liegen (RUPPERT 1970), enthält etwa 18,3 Mio. m<sup>3</sup> Abfallstoffe auf einer Grundfläche von rd. 260 000 m<sup>2</sup>. Zu diesem Abfallplatz wurde von 1925 — 1968 der größte Teil der im Stadtgebiet von Frankfurt a. Main angefallenen Abfallstoffe transportiert. Die Abfallstoffe bestehen vorwiegend aus Hausmüll, Gewerbemüll und Trümmerschutt und enthalten untergeordnet auch Industriemüll. Das Ablagern erfolgte anfangs im S-Teil der Abfallhalde und zuletzt im N-Teil. In das Grundwasser reicht nur eine sehr geringe Menge der Abfallstoffe hinein (Taf. 1), wobei dieser Teil der Abfallstoffe aus Hausmüll der Vorkriegszeit besteht. Industriemüll wurde nur über der Grundwasseroberfläche abgelagert.

Von 1968 — 1971 wurden die Abfallstoffe mit einer etwa 5 m mächtigen Schicht aus tertiären Mergeln, Löß, Lehm und lehmigem Sand abgedeckt und die im Mittel mit 25° geneigten Hänge bepflanzt (RUPPERT 1970). Seit Juni 1972 wird die rekultivierte Abfallhalde als Erholungsgebiet „Monte Scherbelino“ genutzt. Im Zuge der Rekultivierung wurden an den einzelnen Wegen des „Monte Scherbelino“ Rohrleitungen verlegt, die das auf den Wegen anfallende Oberflächenwasser aufnehmen und in westlicher Richtung ableiten.

### 2.3.2. Untersuchungseinrichtungen

Zur Entnahme von Wasserproben wurden im November/Dezember 1967 die Brunnen 404 — 409, im November/Dezember 1968 die Brunnen 410 — 414 und im September 1972 die Brunnen 415 — 418 gebaut. Diese Brunnen stehen N, W und SW der Abfallhalde, um die Reichweite der Verunreinigungen in Richtung des abströmenden Grundwassers zu erfassen (Abb. 4).

Auf den Bau eines Brunnens im Grundwasseroberstrom der Abfallhalde konnte verzichtet werden, weil in diesem Gebiet bis 1973 die Möglichkeit bestand, das Wasser aus einem Brunnen (Br. 401) zu entnehmen (Abb. 4). Außerdem wurden in den Jahren 1967/68 Wasserproben aus zwei Feuerlöschbrunnen (Br. 402 u. 403) am E-Rand der Abfallhalde genommen (Abb. 4). Nach 1968 waren diese Brunnen nicht mehr zugänglich.

Die Tiefe der Brunnenbohrungen, die Höhe ihrer Rohroberkanten und die Leistung der Brunnen sind in der Tab. 3 zusammengestellt. Die Brunnenbohrungen wurden mit einem Bohr- $\phi$  von 267 mm (Br. 404 — 409) oder 320 mm (Br. 410 — 418) bis mehrere Dezimeter unter die Sohle der wasserführenden Schichten niedergebracht, mit Kunststoff-Filterrohren von 150 mm  $\phi$  ausgebaut, der Ringraum zwischen Bohrlochwand und den Filterrohren mit Filterkies der Körnung 2 — 3 oder 4 — 6 mm gefüllt und die Brunnen im oberen Teil mit Ton abgedichtet (Abb. 5). Nach Fertigstellung der Brunnen wurden 6stündige Pumpversuche durchgeführt. Die Entnahme der Wasserproben erfolgte mit dem RUTTNER-Schöpfer aus verschiedenen Tiefen und mit der U-Pumpe nach 1stündigem Abpumpen bei einer Pumpleistung von 0,4 l/s. Für besondere mikrobiologische Untersuchungen wurden in einige Brunnen an einem Nylonfaden befestigte Objektträger und in alle Brunnen 4 cm breite Asbestbänder eingehängt (Abb. 5). Im

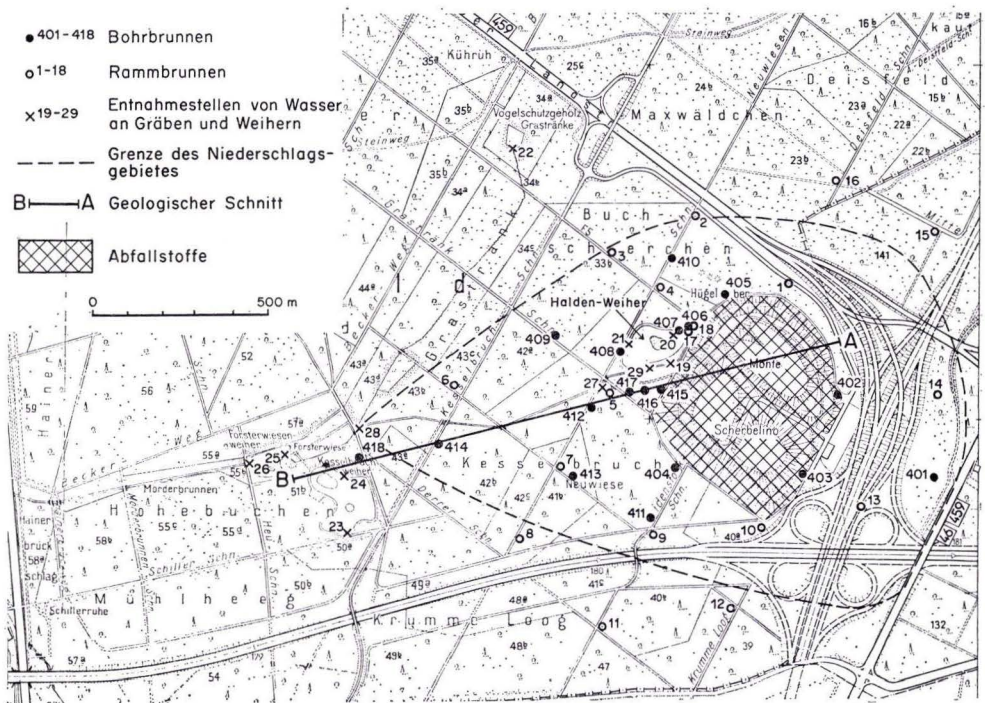


Abb. 4. Lageplan vom Untersuchungsgebiet im Frankfurter Stadtwald an der Babenhäuser Landstraße (Stand 1973).

Tab. 3. Bohrtiefe, Höhe der Rohroberkanten und Leistungen der Brunnen im Gebiet der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald

Bohrbrunnen Nr.	Bohrtiefe m	Rohroberkante ü.NN	Leistung l/s	Ruhwasserspiegel m u. Flur	Absenkung m
401	6,17	129,39	-	-	-
402	?	128,47	-	-	-
403	?	129,13	-	-	-
404	6,0	127,83	0,4	0,46	5,21
405	10,50	128,20	3,4	1,03	0,93
406	9,20	127,40	3,3	0,84	1,28
407	9,45	127,28	0,9	1,34	0,52
408	9,50	126,14	1,7	0,74	0,71
409	6,70	126,86	0,7	2,06	3,52
410	10,40	127,82	1,96	1,68	0,47
411	6,35	127,30	0,57	1,03	3,30
412	7,40	125,82	0,5	1,39	2,72
413	6,30	126,44	0,34	1,23	3,37
414	4,00	124,63	0,46	1,02	2,33
415	7,40	126,64	2,0	1,82	4,05
416	6,90	126,03	1,4	1,60	2,78
417	6,60	125,95	0,02	1,57	2,63
418	4,60	122,06	3,0	2,19	2,22

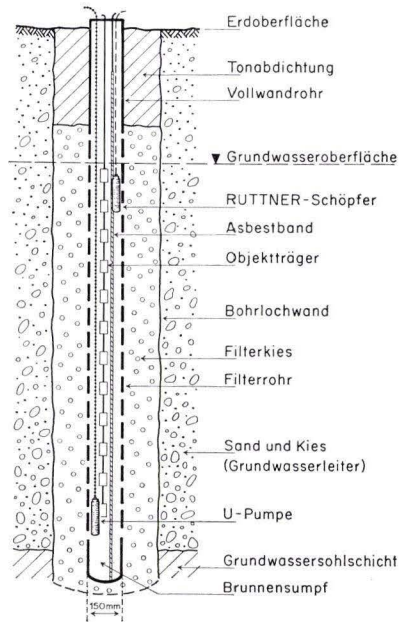


Abb. 5. Ausbau und Ausstattung der Bohrbrunnen.

Tab. 4. Rammbrunnen im Gebiet der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald

Rammbrunnen	Brunnentiefe m	Rohroberkante m ü. NN	Rohroberkante m ü. Flur
1	2,05	127,62	0,05
2	2,00	127,40	0
3	2,00	127,43	0
4	2,18	126,97	0,50
5	3,10	125,63	0,05
6	2,39	123,98	0
7	2,22	126,03	0,05
8	3,23	126,25	0,05
9	2,75	126,70	0
10	2,25	127,83	0,05
11	1,69	127,13	0,05
12	1,70	128,19	0,05
13	2,68	128,82	0,05
14	2,12	128,43	0,05
15	2,00	128,04	0,05
16	2,27	127,91	0,05
17	5,30	127,14	0,25
18	3,50	127,44	0,7

Juli 1968 wurden in der Umgebung der Abfallhalde 16 Rammbrunnen (Nr. 1 — 16) mit einem Filterrohr- $\phi$  von 52 mm niedergebracht, vor allem, um das Meßstellennetz für die Beobachtung der Grundwasserstände zu verdichten (Abb. 4). Im September 1973 wurden zusätzlich für radiohydrometrische Untersuchungen die Brunnen 17 und 18 gerammt. Die Rammbrunnen reichen in der Regel auch bei niedrigen Grundwasserständen in das Grundwasser hinein. Die Tiefe der Rammbrunnen und die Höhe ihrer Rohroberkanten sind in Tab. 4 zusammengestellt.

Im Untersuchungsgebiet ist das Grundwasser in der 1960 am NW-Rand der Abfallhalde ausgehobenen Kiesgrube (Haldenweiher), in dem Weiher „Grastränke“, im Kesselbruchweiher und im Försterwiesenweiher aufgedeckt (Abb. 4). Aus diesen Weihern, aus dem Graben, der von der Abfallhalde zum Försterwiesenweiher verläuft und sein Wasser aus einer Rohrleitung am NW-Rand der Abfallhalde und aus Grundwasseraustritten erhält, sowie aus dem nur zeitweise wasserführenden Abflußgraben der Grastränke wurden ebenfalls an einigen Stellen Wasserproben geschöpft (Abb. 4).

### 2.3.3. Hydrogeologische Verhältnisse

Die Abfallhalde befindet sich am N-Rand einer von E nach W verlaufenden Senke (Neu-Isenburger Quersenke), die der Main im Pliozän und Altpleistozän als Flußbett benutzt hat, um vom östlichen Untermaingebiet in den Oberrheingraben zu gelangen. Seit dem Jungpleistozän fließt der Main rd. 4 km nördlich der Abfallhalde vorbei, wobei das Grundwasser aus dem Gebiet der Halde aus geologischen Gründen einen Fließweg von 6 — 7 km in NW-Richtung zurücklegen muß, um den Main zu erreichen (Abb. 1).

Im Gebiet der Abfallhalde bestehen die oberflächennahen Schichten aus sandigen und kiesigen Ablagerungen des altpleistozänen Mains (s. 7.1.3.). Diese Flußablagerungen liegen auf tertiären Tonen und Schluffen und sind von jungpleistozänem Flugsand überdeckt (Taf.1).

Nach Korngrößenuntersuchungen von Bohrgut aus den Brunnenbohrungen 411 — 414 besteht der Flugsand überwiegend aus mittelkörnigem Quarzsand (Abb. 6, Br. 411 Linie 1, Br. 412 — 414 Linien 1 u. 2). Die Flugsanddecke ist wenige Zentimeter bis 1,1 m mächtig, wobei die größten Mächtigkeiten im Gebiet der Brunnen 412 und 415 — 417 erreicht werden. In der Umgebung der Brunnen 408 — 411 ist die Flugsanddecke nur einige Dezimeter mächtig und enthält Gerölle aus den darunter anstehenden sandig-kiesigen Ablagerungen. Die Flugsande sind kalkfrei, in den oberen 2 — 4 dm durch humose Bestandteile dunkelbraun gefärbt, stellenweise, z. B. am Br. 412, durch Brauneisen teilweise verkittet und in der Regel gut wasser- und luftdurchlässig.

Die unter dem Flugsand anstehenden Ablagerungen des altpleistozänen Mains bestehen aus einem Wechsel von grobkörnigen Sanden, kiesigen Sanden und sandigen Kiesen, die sich in der Kornverteilung deutlich vom Flugsand unterscheiden (Abb. 6, Br. 411 Linien 2 — 6, Br. 412 — 414 Linien 3 — 5). Der Kies setzt sich überwiegend aus Sandstein-, Quarz- und Quarzit-Geröllen zusammen. An der Basis der sandig-kiesigen Mainablagerungen liegen stellenweise bis über 15 cm große, plattige Buntsandsteinblöcke. Im Gebiet der Brunnen 405 — 410 tritt in den sandig-kiesigen Schichten eine tonig-schluffige, etwa 0,2 m mächtige Zwischenlage auf, deren Lage in den einzelnen Bohrungen zwischen 1,9 m (Br. 409) und 4,7 m (Br. 410) unter Flur variiert. Die unter-

schiedliche Höhenlage deutet darauf hin, daß es sich nicht um eine durchgehende Lage handelt, sondern um einzelne tonig-schluffige Linsen, die nach mehreren Metern auskeilen und in einer neuen Höhenlage wieder einsetzen. Im Gebiet der Brunnen 416 und 417 und vor allem in der Umgebung von Brunnen 418 sind die altpleistozänen Sande und Kiese schluffig (Taf. 1).

Die Mächtigkeit der Flugsande und der sandig-kiesigen Mainablagerungen variiert im Gebiet der Brunnen zwischen 3,5 m (Br. 414 u. 418) und 10 m (Br. 410), weil die Oberfläche der tertiären Schichten keine ebene Fläche ist, sondern durch Erosion entstandene flache Mulden und Rinnen mit dazwischenliegenden Erhöhungen zeigt und die altpleistozänen Schichten nach NW in Richtung zum Rand der erwähnten Senke auskeilen. Am N-Rand der Abfallhalde (Br. 405 — 408 u. 410) liegt die Basis der altpleistozänen Sande und Kiese etwa 8 — 10 m unter Flur, am W-Rand (Br. 415 — 417 u. 412) etwa 6 — 8 m unter Flur und in dem an den SW-Rand angrenzenden Gebiet (Br. 404,

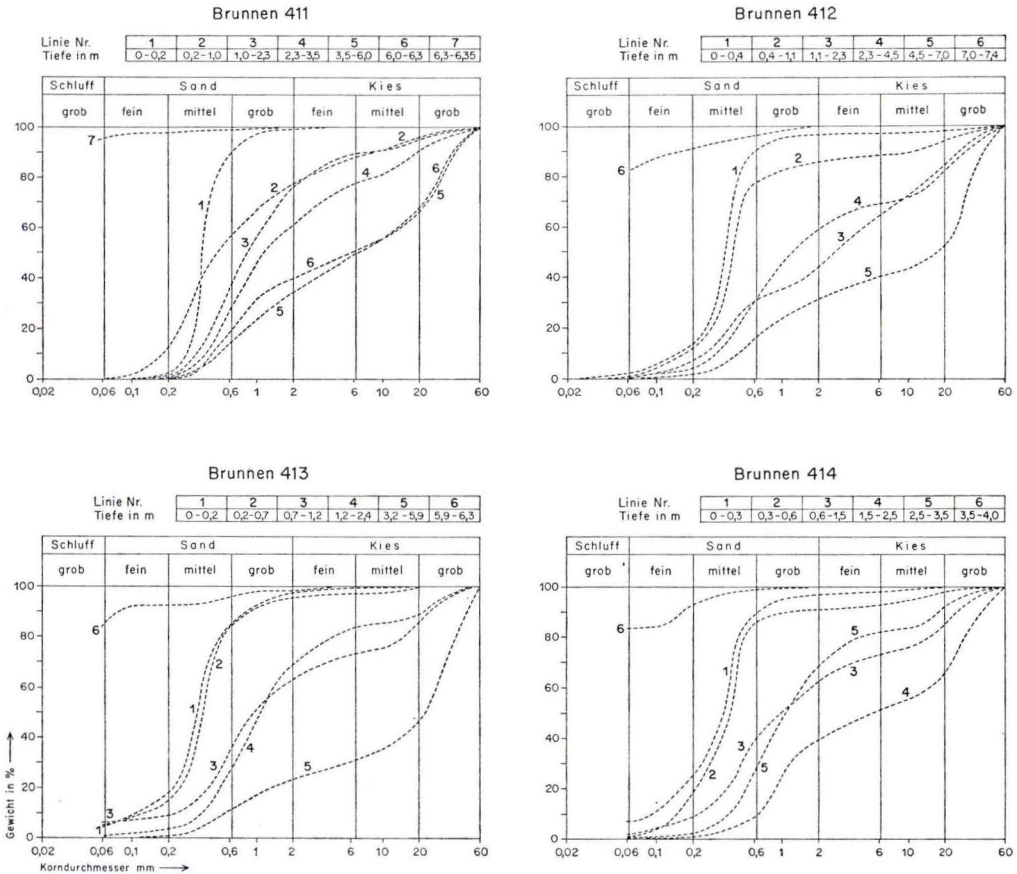


Abb. 6. Korngrößenverteilung der oberflächennahen Schichten im Grundwasserunterstrom der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald.

411, 413) etwa 5—6 m unter Flur (Abb. 7). Die geringe Mächtigkeit der altpleistozänen Schichten am Brunnen 414 ist auf eine Erhöhung in der Tonunterlage und im Gebiet von Brunnen 418 auf die Lage am N-Rand der Neu-Isenburger Quersenke zurückzuführen. NW des Becker-Weges fehlen altpleistozäne Sande und Kiese (Abb. 7). Dort stehen unter im allgemeinen weniger als 0,5 m mächtigem Flugsand tonig-schluffige tertiäre Schichten mit Kalksteinzwischenlagen an.

Die tertiären Schichten bestehen aus tonig-schluffigen, im allgemeinen kalkhaltigen Ablagerungen mit nur sehr geringen Sandanteilen (Abb. 6, Br. 411 Linie 7, Br. 412—418

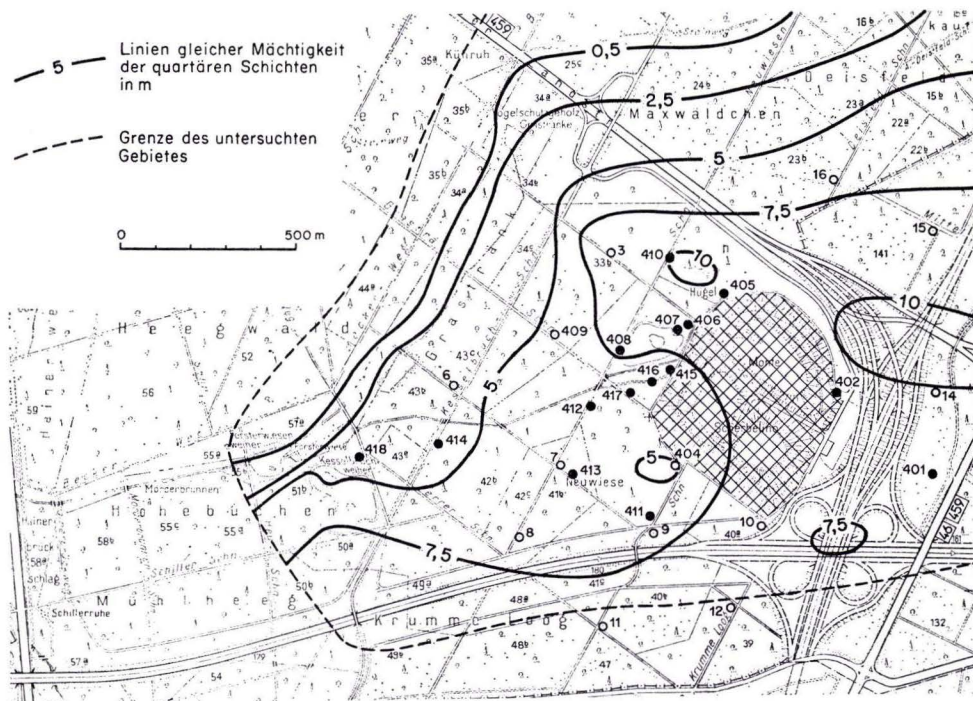


Abb. 7. Mächtigkeit der quartären Schichten im Gebiet der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald.

Linie 6). Schlämmanalysen von Bohrgut aus den Brunnen 404—406, 408 und 409 ergaben, daß der Tongehalt (Kornanteil  $< 0,002$  mm) der tertiären Schichten zwischen 27 und 62 Gew.-% variiert. Die tertiären Schichten in dem Gebiet etwa östlich der Brunnen 409, 413 und 411 sind in das Oberoligozän und im Gebiet der Brunnen 414 und 418 sowie NW des Becker-Weges in das untere Miozän einzustufen.

Die altpleistozänen Sande und sandigen Kiese bilden den oberflächennahen Porengrundwasserleiter, die tertiären Ablagerungen eine wirksame Grundwassersohlschicht. Die Auswertung der 6stündigen Pumpversuche ergibt für den pleistozänen Porengrundwasserleiter die Durchlässigkeitsbeiwerte und Transmissivitäten der Tab. 5.

Bei Brunnen 418 konnte kein  $k_f$ -Wert errechnet werden. Am 2.10.1972 wurde bei einer Förderung von 3,0 l/s der Brunnenwasserspiegel von 2,19 m unter Flur um 2,22 m bis zum Einlauf der Pumpe abgesenkt.

Tab. 5. Durchlässigkeitsbeiwerte ( $k_f$ ) und Transmissivitäten (T) der Porengrundwasserleiter im Gebiet der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald

Brunnen	$h_0$ bei Pumpbeginn m	$k_f$ m/s	T $m^2/s$
404	4,54	$6,8 \cdot 10^{-5}$	$3,1 \cdot 10^{-4}$
405	8,10	$9,5 \cdot 10^{-5}$	$7,7 \cdot 10^{-4}$
406	7,50	$3,3 \cdot 10^{-4}$	$2,5 \cdot 10^{-3}$
407	7,54	$2,1 \cdot 10^{-4}$	$1,6 \cdot 10^{-3}$
408	7,90	$4,1 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$
409	3,80	$2,0 \cdot 10^{-4}$	$7,6 \cdot 10^{-3}$
410	8,32	$5,15 \cdot 10^{-4}$	$4,3 \cdot 10^{-3}$
411	4,97	$3,6 \cdot 10^{-5}$	$1,8 \cdot 10^{-4}$
412	5,61	$4,4 \cdot 10^{-5}$	$2,5 \cdot 10^{-4}$
413	4,67	$3,1 \cdot 10^{-5}$	$1,4 \cdot 10^{-4}$
414	2,48	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$3,7 \cdot 10^{-4}$
415	5,28	$1,6 \cdot 10^{-4}$	$8,4 \cdot 10^{-4}$
416	4,90	$1,4 \cdot 10^{-4}$	$6,9 \cdot 10^{-4}$
417	4,73	$2,2 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$

### 2.3.4. Hydrologische Verhältnisse

#### 2.3.4.1. Niederschläge, Verdunstung und Abfluß (R. BUSCHNER)

Die Abfallhalde liegt im oberen Bereich einer flachen, im Gelände kaum erkennbaren Senke, die von einem Graben entwässert wird, der in den Luder-Königsbach einmündet. An der Meßstelle 28 besitzt dieser Graben ein 1,15 km<sup>2</sup> großes Niederschlagsgebiet (Abb. 4). Im SE reicht das Einzugsgebiet über die Grenzen des Niederschlagsgebietes hinaus.

Für die Darstellung der hydro-meteorologischen Verhältnisse wurden die Beobachtungen von 4 der Abfallhalde benachbarten Stationen des Deutschen Wetterdienstes ausgewertet (Abb. 1). Die Meßwerte dieser Stationen sind in Tab. 6 zusammengestellt.

Die Größe der mittleren jährlichen Gebietsverdunstung (berechnet nach WUNDT 1953) variiert nach Unterlagen des Deutschen Wetterdienstes, Zentralamt Offenbach, zwischen etwa 430 mm in Offenbach und 440 mm am Flughafen Frankfurt a. Main. Die Verdunstungswerte des Deutschen Wetterdienstes liegen auch an anderen Stellen des Unterraingebietes bis 40 mm tiefer als die von HAUSCHULZ (1959, Bl. 6) berechneten Verdunstungshöhen. Dadurch ist für den Abfluß mit bis zu 40 mm höheren Werten zu rechnen.

Für das Gebiet der Abfallhalde werden ein mittlerer jährlicher Niederschlag von 600 mm, eine Verdunstung von 440 mm und ein Abfluß von 160 mm angenommen, wobei auf den unterirdischen Abfluß etwa 140 mm (= 4,4 l/s · km<sup>2</sup>) und auf den ober-

Tab. 6. Mittlere jährliche Niederschlags- und Verdunstungshöhen sowie Lufttemperaturen (1891-1955) von vier Stationen im Untermaingebiet (HAUSCHULZ 1959)

Station	Niederschlag mm	Verdunstung mm	Abfluß mm	Lufttemperatur °C
Ffm.-Flughafen	647	469,5	177,5	9,0
Neu-Isenburg	615	478,5	136,5	9,5
Offenbach	563	469,5	93,5	9,5
Heusenstamm	629	470,5	158,5	9,5

irdischen Abfluß 20 mm entfallen. Diese Annahmen gelten nicht für die Halde, weil das in den Müllkörper einsickernde Niederschlagswasser infolge der höheren Verdunstung und eines größeren Wasserverbrauchs in geringerem Maße die Grundwasseroberfläche erreicht und daher unter der Abfallhalde — Grundfläche 0,26 km<sup>2</sup> — eine geringere Grundwasserneubildung als in der Umgebung zu erwarten ist.

In den Untersuchungsjahren 1967 — 1973 wurden an den genannten Stationen die in Tab. 7 wiedergegebenen Niederschlagshöhen festgestellt.

Tab. 7. Jährliche Niederschlagshöhen (N) und Abweichungen (N- $\bar{N}$ ) vom langjährigen Mittel ( $\bar{N}$ ) von 1891-1955 in mm von vier Stationen im Untermaingebiet

	Ffm.-Flughafen		Neu-Isenburg		Offenbach		Heusenstamm	
1891- 1955	$\bar{N}$		$\bar{N}$		$\bar{N}$		$\bar{N}$	
	N	N- $\bar{N}$	N	N- $\bar{N}$	N	N- $\bar{N}$	N	N- $\bar{N}$
	647		615		563		629	
1967	735	+ 88	777	+ 162	706	+ 143	738	+ 109
1968	765	+ 118	834	+ 219	834	+ 271	815	+ 186
1969	582	- 65	658	+ 43	642	+ 79	606	- 23
1970	670	+ 23	744	+ 129	768	+ 205	767	+ 138
1971	452	- 195	485	- 130	460	- 103	483	- 146
1972	560	- 87	610	- 5	573	+ 10	566	- 63
1973	468	- 179	564	- 51	508	- 55	575	- 54

Diese Zusammenstellung zeigt gegenüber dem langjährigen Mittelwert bis 1970 deutlich erhöhte und danach zu niedrige Niederschlagswerte. Aus dem zeitlichen Ablauf des Niederschlagsgeschehens von 1967 — 1973 an der 4 km WSW der Abfallhalde gelegenen Station Neu-Isenburg geht hervor, daß in den niederschlagsarmen Jahren, vor allem in den Monaten Oktober bis April, ein deutliches Niederschlagsdefizit zu verzeichnen ist (Abb. 8). Daraus folgt, daß die Grundwasserneubildung in den Jahren 1967 — 1970 merklich höher war als in den Jahren 1971 — 1973. Im Gebiet der Abfallhalde variierte die Grundwasserneubildung im Untersuchungszeitraum wegen der unterschiedlichen Niederschlagshöhen vermutlich zwischen 3 (1973) und bis 10 (1968) l/s · km<sup>2</sup>.



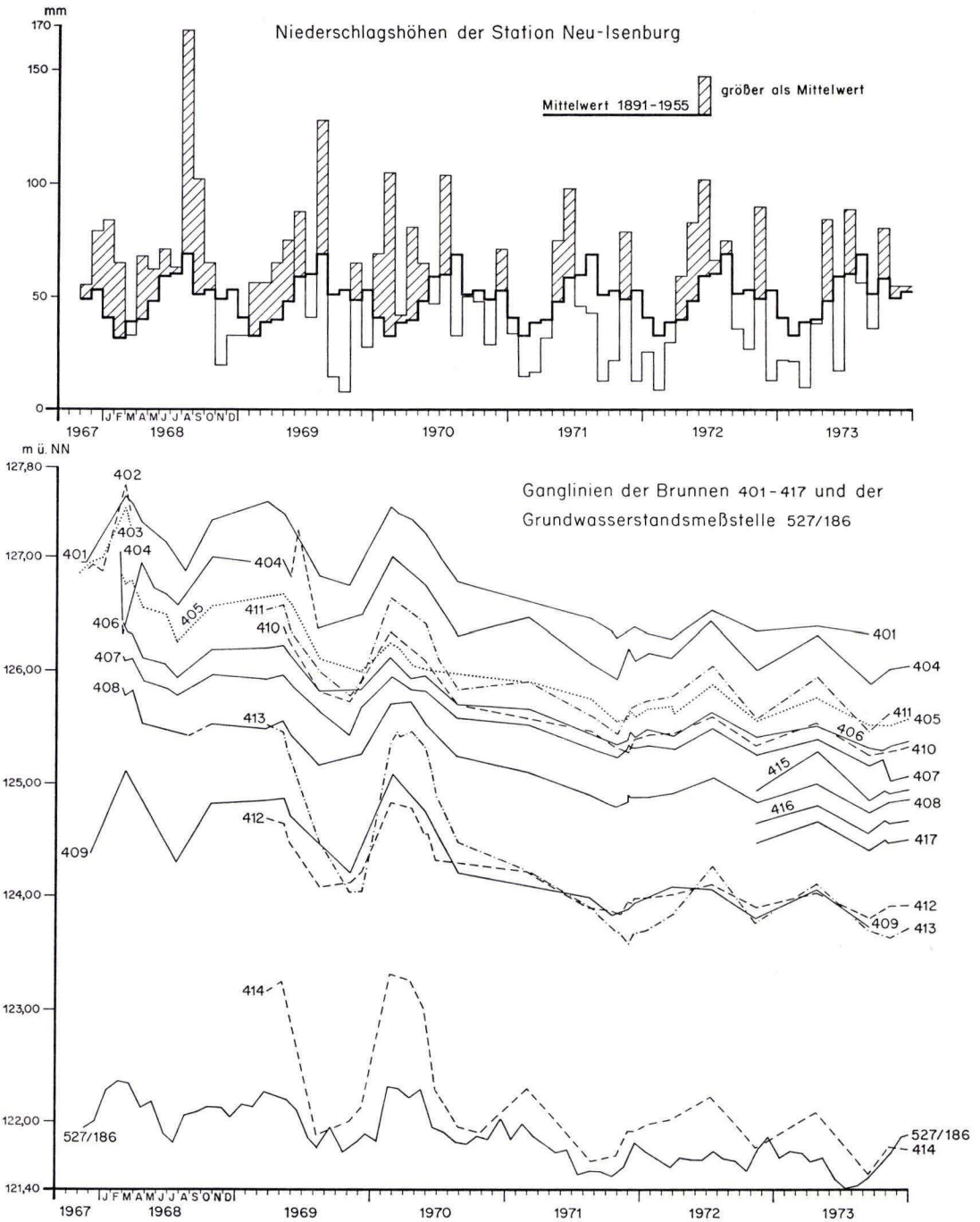


Abb. 8. Niederschlagshöhen der Station Neu-Isenburg sowie Ganglinien der Brunnen 401—417 und der Grundwasserstandsmeßstelle 527/186.

## 2.3.4.2. Grundwasserstände (R. BUSCHNER)

Im gesamten Untersuchungsgebiet sind die Flurabstände gering. Der größte Flurabstand wurde im Brunnen 409 mit 2,95 m (11. 9. 1973), der geringste im Brunnen 414 mit 0,11 m (25. 2. 1970) gemessen. Die Amplitude der Grundwasserstände betrug von 1967 — 1973 im Mittel 1 m.

Unmittelbar NW und rund 800 m W der Abfallhalde ist die Grundwasseroberfläche in zwei Weihern (Haldenweiher, Kesselbruchweiher) aufgedeckt.

Einen Überblick über die Entwicklung der Grundwasserstände während der Untersuchungszeit gibt Abb. 8, die alle beobachteten Wasserstände in den Brunnen 401 — 418 enthält. Da die Wasserstände nicht in regelmäßigen Abständen gemessen wurden, wird der vollständige Verlauf des Grundwasserganges mit Hilfe der Messungen bei der amtlichen Grundwasserstandsmeßstelle (GMS) 527/186 abgeleitet. Diese Meßstelle, die rd. 15 km S der Abfallhalde steht, ist nicht durch Grundwasserentnahmen beeinflusst. Die näher gelegenen Grundwasserstandsmeßstellen befinden sich in Entnahmeregionen von Wasserwerken und sind daher für Vergleiche ungeeignet. Der Verlauf der Ganglinie der GMS 527/186 stimmt an den Beobachtungsterminen mit dem Verlauf der Ganglinien bei den Brunnen 401, 404 — 418 gut überein (Abb. 8). Wegen dieser Übereinstimmung sowie aus der Kenntnis der örtlichen Verhältnisse wird geschlossen, daß auch im Haldenbereich nicht durch Wasserentnahmen gestörte Grundwasserverhältnisse herrschen. Daher folgt die Ausbreitung der Verunreinigungen an dieser Halde nur den natürlichen

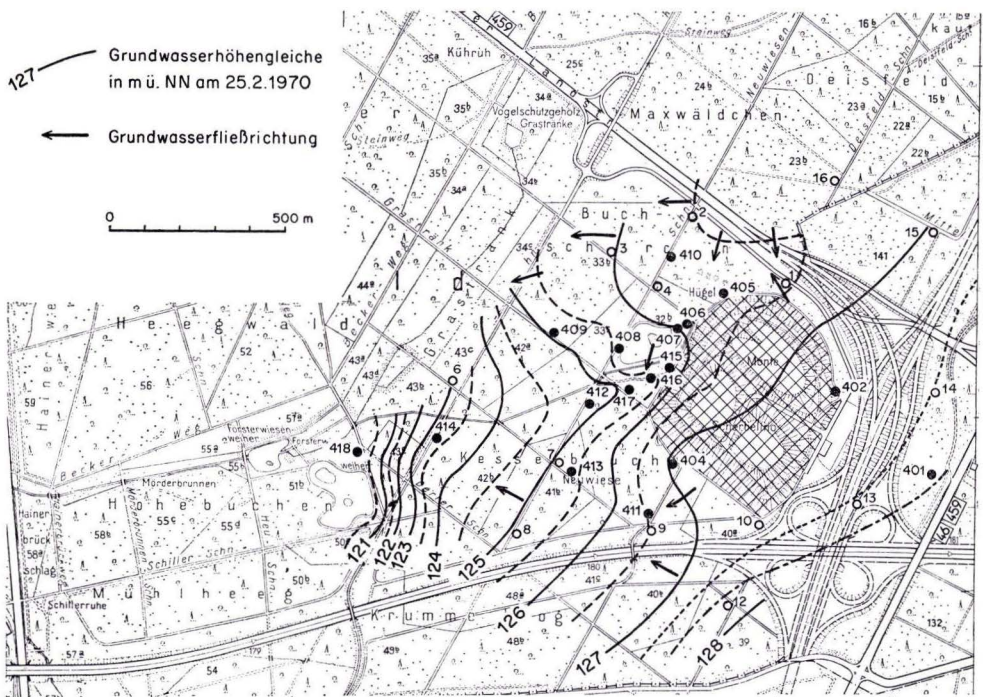


Abb. 9. Grundwassergleichenplan vom höchsten Wasserstand im Gebiet der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald (25. 2. 1970).

Abflußverhältnissen und wird nicht durch die Wirkung von Entnahmetrichtern (größem Gefälle) beschleunigt oder wie in Großkrotzenburg durch das Hochwasser des Mains gehemmt.

Die Grundwasserhöhengleichen verlaufen sowohl bei hohen als auch bei niedrigen Grundwasserständen etwa wie die Höhenlinien der Geländeoberfläche. Im Gleichenplan mit hohen Grundwasserständen (25. 2. 1970) tritt der Graben als Vorfluter besonders deutlich in Erscheinung (Abb. 9). Aus dem Verlauf der Grundwasserhöhengleichen

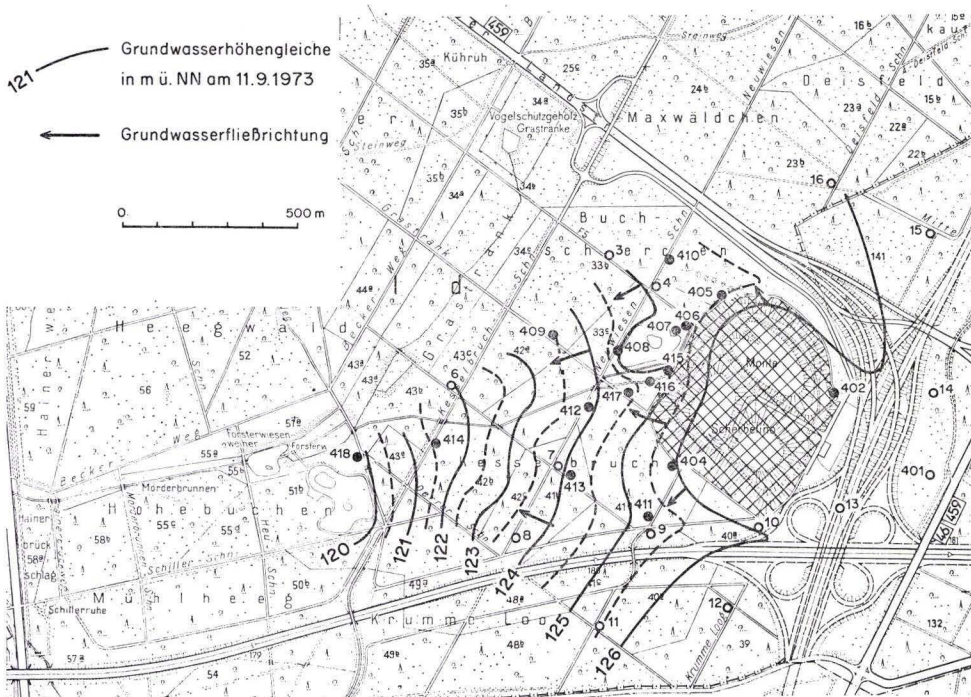


Abb. 10. Grundwassergleichenplan vom niedrigsten Wasserstand im Gebiet der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald (11. 9. 1973).

(Abb. 9, 10) ergibt sich eine vorherrschend westliche Fließrichtung. Das Gefälle der Grundwasseroberfläche beträgt bei hohen Grundwasserständen 5 ‰ und bei niedrigen Grundwasserständen 4,5 ‰. Beim Vergleich der Grundwasserstände wurde in den einzelnen Meßstellen festgestellt, daß die Grundwasserspiegel unterschiedlich stark ansteigen oder fallen. In den Brunnen 413, 414 und 418 sind die Änderungsbeträge gegenüber den anderen Brunnen besonders deutlich (Abb. 8). Diese Beobachtungen werden auf Unterschiede im Porenvolumen der grundwasserführenden Schichten und der Deckschichten zurückgeführt. Das kleinere Porenvolumen bewirkt in den Meßstellen höhere Amplituden der Grundwasserstandsänderungen. Das Porenvolumen ist örtlich gering wegen der kleinen Korngröße der Sedimente und einer teilweisen Füllung der Hohlräume mit schluffig-tonigem Material, vor allem im Gebiet von Brunnen 418 (Taf. 1).

## 2.3.4.3. Radiohydrometrische Untersuchungen (W. DROST &amp; F. NEUMAIER)

Zur Bestimmung der Fließgeschwindigkeit des Grundwassers wurden an den Brunnen radiohydrometrische Verfahren nach der Einbohrlochmethode (DROST et al. 1972) vom 10. 9. — 20. 9. 1973 (1. Meßreihe) und vom 3. — 14. 3. 1975 (2. Meßreihe) angewendet. Diese Messungen erlauben auch Aussagen über die örtliche Fließrichtung. Kombinierte Tracer- und Pumpversuche vom 27. 11. — 7. 12. 1973 und vom 3. — 14. 3. 1975 unter Verwendung von Entnahmebrunnen und Eingabebrunnen wurden zur Ermittlung der Nutzporosität eingesetzt.

Mit den Einbohrlochmessungen wird die Filtergeschwindigkeit  $v_f$  bestimmt. Aus Nutzporosität  $P$  und Filtergeschwindigkeit  $v_f$  errechnet sich die Abstandsgeschwindigkeit  $v_a$  des Grundwassers nach der Beziehung (1).

$$v_a = \frac{v_f}{P} \quad (1)$$

Die Messungen der Filtergeschwindigkeit  $v_f$  und der Fließrichtung  $R_i$  wurden in den Brunnen 404 — 418 durchgeführt. In Tab. 30 (am Ende des Textes) sind für jeden Brunnen für die jeweilige Meßtiefe die Beträge der ermittelten Filtergeschwindigkeiten  $v_f$  (in m/Tag) und die Fließrichtung  $R_i$  (in Grad;  $90^\circ = E$ ,  $180^\circ = S$ ,  $270^\circ = W$ ,  $360^\circ = N$ ) sowie die für Tiefenbereiche mit gleicher Abflußrichtung aus den Einzelwerten gemittelten Filtergeschwindigkeiten  $\bar{v}_f$  und Fließrichtungen  $\bar{R}_i$  eingetragen. In Abb. 11 sind für die dominierende Fließrichtung die mittleren Filtergeschwindigkeitsvektoren dargestellt.

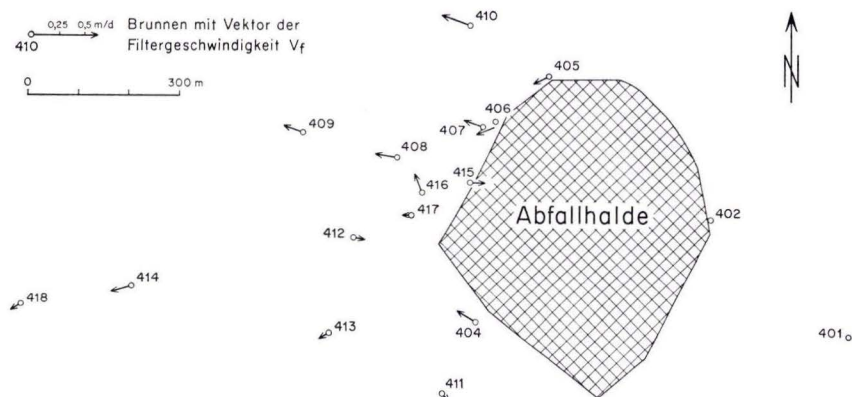


Abb. 11. Ergebnisse der radiohydrometrischen Messungen vom 10. — 20. 9. 1973 im Gebiet der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald.

Die Ergebnisse der 1. Meßreihe zeigen, daß in den meisten Brunnen in Übereinstimmung mit den Grundwassergleichenplänen das Grundwasser in W-Richtung abfließt. Abweichende Werte von der zu erwartenden Abflußrichtung wurden in der 1. Meßreihe im gesamten Vertikalprofil der Brunnen 411, 412, 415 und 416 sowie in einzelnen Tiefenbereichen der Brunnen 405, 406, 407, 410 und 413 beobachtet. Diese Abweichungen sind wahrscheinlich auf Inhomogenitäten der Durchlässigkeit im unmittelbaren Bereich des Brunnens zurückzuführen.

Die Filtergeschwindigkeiten  $v_f$  der Einzellagen streuten bei der 1. Meßreihe zwischen 0,04 und 0,4 m/Tag, die mittleren Filtergeschwindigkeiten  $\bar{v}_f$  der Brunnen meist um 0,15 m/Tag (Tab. 30).

Die Messungen der Filtergeschwindigkeit und der Fließrichtung in den Brunnen 404 — 418 wurden in der Zeit vom 3. — 14. 3. 1975 wiederholt. Im Vergleich zur 1. Meßreihe war der Grundwasserspiegel um ca. 0,5 — 1,4 m, und zwar in den einzelnen Brunnen unterschiedlich, angestiegen. Dies hatte zur Folge, daß das Grundwassergefälle um ca. 0,5 ‰ niedriger war als während der 1. Meßreihe. Die Ergebnisse der Messungen sind in Tab. 30 dargestellt. Die Ergebnisse zeigen, daß das Grundwasser in den meisten Brunnen in Übereinstimmung mit den Grundwassergleichenplänen in W-Richtung abfließt. Abweichende Fließrichtungen traten im Vertikalprofil der Brunnen 412 und 415 sowie in einzelnen Tiefenbereichen der Brunnen 407, 408, 410, 411 und 416 auf. Verglichen mit den Ergebnissen der 1. Meßreihe sind die Abweichungen von der Fließrichtung nach W geringer, im Brunnen 411 nur noch teilweise und in den Brunnen 405, 406 und 413 nicht mehr nachzuweisen. Die während der 2. Meßreihe ermittelten Filtergeschwindigkeiten  $v_f$  liegen zwischen 0,05 und 0,65 m/Tag. Der Mittelwert aus allen Einzelwerten  $\bar{v}_f$  betrug 0,21 m/Tag, der Mittelwert der Beträge der in Hauptabflußrichtung weisenden Filtergeschwindigkeitsvektoren ergibt 0,19 m/Tag. Diese beiden Werte stimmen innerhalb der Meßgenauigkeit des Verfahrens mit den  $v_f$ -Werten der 1. Meßreihe überein.

Zur Bestimmung der Porosität durch einen kombinierten Pump- und Tracerversuch wurden in ca. 3 m Entfernung S und NE vom Brunnen 406 zwei Rammbrunnen (17, 18) niedergebracht. Durch den südlichen Rammbrunnen (17) wurde der Grundwasserleiter bis 3,7 m unter der Erdoberfläche und durch den nordöstlichen Rammbrunnen (18) bis 5,3 m unter Flur erschlossen. Der Pumpversuch im Brunnen 406 wurde mit einer Leistung von 10 l/s gefahren. Als Markierungsstoff wurde der radioaktive Tracer Brom-82 in  $\text{NH}_4\text{-Br}$ -Lösung in die Rammbrunnen eingegeben. Da hierzu sehr geringe Mengen genügen, werden durch die Eingabe die hydraulischen Verhältnisse im Untergrund nicht gestört. Der Tracer wird im Grundwasserleiter nicht absorbiert. Der Nachweis erfolgt in einem Durchflußzähler, durch den eine Teilmenge des gepumpten Wassers geleitet wird. Die Nutzporosität ergibt sich aus Gleichung (2)

$$P = \frac{V}{\pi \cdot r^2 \cdot h} = \frac{Q \cdot t}{\pi \cdot r^2 \cdot h} \quad (2)$$

Hierin ist:

V = das bis zum Nachweis des Markierungsstoffes gepumpte Wasservolumen,

Q = Pumpleistung,

t = Zeitintervall zwischen Eingabe des Markierungsstoffes und seinem Wiederaustritt  
= Fließzeit zwischen Eingabebrunnen und Entnahmebrunnen,

r = Abstand zwischen Eingabebrunnen und Entnahmebrunnen,

h = Mächtigkeit des Grundwasserleiters.

Die Versuche der 1. Meßreihe ergaben bei Markierung im Rammbrunnen 18 eine Nutzporosität P von 24 ‰ und bei Markierung im südlichen Rammbrunnen (17) eine Nutzporosität P von 22 ‰. Die 2. Meßreihe bestätigte mit einer ermittelten Nutzporosität von 23 ‰ die Ergebnisse der 1. Meßreihe.

Als mittlere Abstandsgeschwindigkeit  $\bar{v}_a$  in Hauptabflußrichtung ergab sich aus der 1. Meßreihe 0,7 m/Tag, aus der 2. Meßreihe 0,8 m/Tag. Diese Werte bestätigten die aus den Pumpversuchen und den Grundwasserhöhengleichen (Abschn. 2.3.3. und 2.3.4.2.) abzuleitende Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers unter 1 m/Tag.

### 3. Untersuchungsergebnisse

In den Veröffentlichungen über die Untersuchungsobjekte in Frankfurt-Schwanheim (A) und Großkrotzenburg (B) (NÖRING et al. 1967, 1968; GOLWER & MATTHES 1968, 1969; FARKASDI et al. 1969) wurde dargelegt, daß im Falle einer Verunreinigung durch organische und anorganische Stoffe im Unterstrom des Verunreinigungsherdes 3 hintereinander liegende biochemische Zonen auftreten, und zwar eine Reduktionszone, eine Übergangszone und eine Oxidationszone. Die Reduktionszone ist gekennzeichnet durch fehlende oder sehr geringe ( $\leq 0,7 \text{ mg O}_2/\text{l}$ ) Gehalte an freiem gelöstem Sauerstoff, durch eine weitgehende Reduktion der Nitrats und Sulfate und durch das Auftreten von Eisen II- und Ammonium-Ionen. Für die Namengebung waren die Reduktionsvorgänge im anorganischen Bereich bestimmend, obwohl besonders in dieser Zone die organischen Stoffe oxidiert werden. Als Oxidationszone wird der Grundwasserbereich bezeichnet, in dem ständig freier gelöster Sauerstoff (mit Gehalten  $\geq 0,7 \text{ mg O}_2/\text{l}$ ) vorhanden ist. In der zwischen der Reduktionszone und Oxidationszone liegenden Übergangszone treten nur zeitweise höhere Gehalte an freiem gelöstem Sauerstoff auf. Diese Zonierung beruht auf der Abbautätigkeit spezialisierter Mikroorganismen, die an anaerobe oder aerobe Milieus angepaßt sind.

Die Grenzen zwischen reduzierenden und oxidierenden Bedingungen sind, bezogen auf den Sauerstoffgehalt, nicht scharf. Je nach dem Sauerstoffbedarf der verschie-

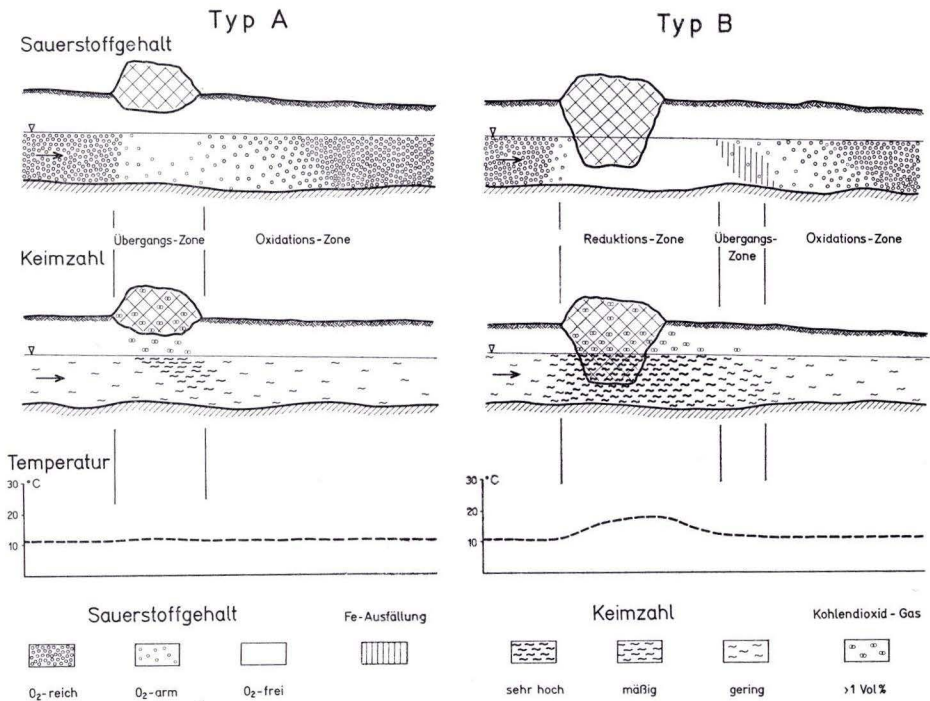


Abb. 12. Zonale Gliederung im Sauerstoffgehalt, in der Keimzahl und in der Temperatur des Grundwassers im Unterstrom von Abfall-Lagerplätzen.

denen Mikroorganismen-Arten beginnen die Reduktionsvorgänge bereits zwischen 0,7 und 0,01 mg O<sub>2</sub>/l (SCHWILLE, im Druck). Feldbeobachtungen sprechen sogar dafür, daß der Grenzgehalt an Sauerstoff noch höher liegt, da die chemischen Merkmale für reduzierende Bedingungen schon bei beträchtlich höheren Sauerstoffwerten auftreten können. Die Ursache für diese Diskrepanz zwischen Laboratoriumsergebnissen und Feldbeobachtungen ist möglicherweise in der Art der Probenahme aus Brunnen zu suchen, die praktisch keine punktförmigen Proben liefert, sondern Mischungen von Wässern mit unterschiedlichem Reduktionsgrad (SCHWILLE, im Druck).

Bei Abfallplätzen ohne organische Bestandteile erhöht sich nur die Konzentration der löslichen Salze im Untergrund ohne Ausbildung biochemischer Zonen.

Die Auswirkungen von zwei extremen Typen der Abfall-Lagerung auf das Grundwasser zeigt Abb. 12. Die chemischen Verhältnisse sind durch den Sauerstoffgehalt dargestellt, die bakteriologischen Verhältnisse durch die Keimzahl und die physikalischen Verhältnisse durch die Temperatur des Grundwassers. Beim Typ A liegen die Abfallstoffe über der Grundwasseroberfläche und werden nur vom Sickerwasser ausgelaugt. Beim Typ B dagegen reichen die Abfallstoffe in das Grundwasser hinein und werden dort ständig durchströmt und ausgelaugt. Zwischen diesen beiden Typen von Verunreinigungsherden treten alle Übergänge auf.

### 3. 1. Chemische Bestimmungen<sup>1</sup>

#### 3.1.1. Statistische Auswertung

Die Analysendaten der Grund-, Bach- und Weiherwässer im Untersuchungsgebiet Frankfurter Stadtwald wurden auf Lochkarten übertragen und mit Hilfe von statistischen EDV-Programmen (Anhang 7.2.) verarbeitet. Um eine allgemeine Übersicht zu erhalten, wurden STIFF- und PIPER-Diagramme der Analysen ausgedruckt, weiterhin zahlreiche Variablenpaare von chemischen Daten in rechtwinkligen Koordinatensystemen aufgetragen und deren Korrelationskoeffizienten  $r$  nach PEARSON (HASELOFF & HOFFMANN 1970) errechnet. In den Korrelationsberechnungen und Diagrammen der Variablenpaare wurden die Werte einzelner Brunnen oder diejenigen von mehreren Brunnen behandelt.

- Diagramm 1 = 401
- Diagramm 2 = 402, 404, 405, 406, 407, 408, 415, 416, 417
- Diagramm 3 = 404
- Diagramm 4 = 405
- Diagramm 5 = 404, 405
- Diagramm 6 = 409, 410, 411, 412, 413, 414, 418
- Diagramm 7 = 19, 23, 25, 26, 27, 28

Diagramm 1 erfaßt die natürlichen Hintergrundswerte im Grundwasser oberstrom, Diagramm 2 die Brunnen aus der Reduktionszone, die Diagramme 3—5 die beiden haldennächsten Brunnenwässer (Diagramm 3 Br. 404, Diagramm 4 Br. 405, Diagramm 5 Br. 404 und 405), Diagramm 6 Brunnenwässer aus der Übergangs- und Oxidationszone und Diagramm 7 das Wasser der oberirdischen Gewässer.

<sup>1</sup>) Die chemischen Bestimmungen wurden im allgemeinen nach den Vorschriften der Deutschen Einheitsverfahren (1960) und nach FRESENIUS & QUENTIN (1969) ausgeführt. Davon abweichende Analysemethoden wurden bei der Veröffentlichung der chemischen Untersuchungsergebnisse angegeben (GOLWER et al. 1970).

Tab. 8. Korrelationskoeffizienten r (nach PEARSON) verschiedener Wertepaare (Anzahl der Werte in ( ))

Variablenpaar	Diagramme						
	1	2	3	4	5	6	7
Na-Cl	0,87(13)	0,89(83)	0,35(13)	0,88(13)	0,50(26)	0,88(24)	K.W.
Na-HCO <sub>3</sub>	0,74(13)	0,64(83)	0,79(13)	0,83(13)	0,49(26)	0,82(24)	K.W.
K-Cl	-0,20(13)	0,68(83)	0,28(13)	0,76(13)	0,18(26)	0,90(24)	K.W.
K-HCO <sub>3</sub>	0,16(13)	0,82(83)	0,62(13)	0,69(13)	0,80(26)	0,80(24)	K.W.
(Na+K)-Ca	0,0 ( 1)	0,59(16)	-1,0 ( 2)	1,0 ( 2)	0,42( 4)	0,72( 8)	K.W.
Na-K	-0,12(13)	0,76(83)	0,87(13)	0,87(13)	0,62(26)	0,72(24)	K.W.
Ca-SO <sub>4</sub>	0,0 ( 1)	0,46(16)	-1,0 ( 2)	-1,0 ( 2)	-0,65( 4)	0,73( 8)	K.W.
Ca-HCO <sub>3</sub>	0,0 ( 1)	0,66(16)	-1,0 ( 2)	1,0 ( 2)	0,69( 4)	0,83( 8)	K.W.
Mg-SO <sub>4</sub>	0,0 ( 1)	0,45(16)	1,0 ( 2)	-1,0 ( 2)	-0,52( 4)	0,80( 8)	K.W.
Mg-HCO <sub>3</sub>	0,0 ( 1)	0,91(16)	1,0 ( 2)	1,0 ( 2)	0,97( 4)	0,97( 8)	-0,25(16)
CN-HCO <sub>3</sub>	-0,73( 3)	0,13(30)	1,0 ( 3)	0,51( 4)	-0,08( 7)	0,35(27)	0,52(12)
Norg-NO <sub>3</sub>	0,01(13)	0,55(81)	-0,34(11)	0,49(13)	0,52(24)	0,05(24)	K.W.
Norg-NO <sub>2</sub>	0,53( 7)	0,26(39)	0,0 ( 5)	0,26( 7)	0,34(12)	0,21(12)	K.W.
Norg-NH <sub>4</sub>	-0,26(13)	0,22(82)	0,25(12)	-0,2 ( 13)	0,07(25)	0,59(48)	0,82(19)
NO <sub>3</sub> -NO <sub>2</sub>	0,39(10)	0,60(67)	0,87( 9)	0,92(10)	0,94(19)	0,01(37)	0,32(10)
NO <sub>3</sub> -NH <sub>4</sub>	0,23(28)	0,41(200)	0,70(27)	-0,08(30)	0,33(57)	0,18(115)	0,23(41)
NO <sub>2</sub> -NH <sub>4</sub>	-0,25(10)	0,21(67)	0,60( 9)	-0,73(10)	0,15(19)	0,07(37)	-0,29(10)
Org-KMnO <sub>4</sub> -Verbr.	0,92( 3)	0,78(23)	-0,83( 3)	0,99( 3)	-0,02( 6)	0,62(21)	0,44( 7)
Org-K <sub>2</sub> Cr <sub>2</sub> O <sub>7</sub> -Verbr.	-0,63( 3)	0,81(23)	-0,67( 3)	1,0 ( 3)	0,15( 6)	0,78(21)	0,47( 7)
Org-BSB <sub>5</sub>	0,0 ( 2)	0,51(15)	-1,0 ( 2)	-1,0 ( 2)	0,13( 4)	-0,07(15)	0,02( 6)
Org-org.Säuren	0,0 ( 1)	0,0 ( 1)	K.W.	K.W.	K.W.	0,66( 3)	K.W.
Org-Öle u. Pette	K.W.	0,0 ( 1)	K.W.	K.W.	K.W.	0,71( 3)	K.W.
K <sub>2</sub> Cr <sub>2</sub> O <sub>7</sub> -Verbr.-Phenol	-0,18( 8)	0,63(64)	0,19( 9)	0,11( 9)	0,40(18)	0,73(50)	0,86(22)
K <sub>2</sub> Cr <sub>2</sub> O <sub>7</sub> -Verbr.-Norg	0,66( 7)	0,91(57)	0,85( 8)	0,97( 8)	0,97(16)	0,86(44)	0,79(19)
Summe d.ätherlösl. Bestandteile	K.W.	0,29(14)	-1,0 ( 2)	-1,0 ( 2)	-0,06( 4)	0,25( 5)	K.W.
K <sub>2</sub> Cr <sub>2</sub> O <sub>7</sub> -Verbr.-Detergentien	0,0 ( 1)	0,62(15)	1,0 ( 2)	-1,0 ( 2)	0,58( 4)	0,83( 8)	K.W.
K <sub>2</sub> Cr <sub>2</sub> O <sub>7</sub> -Verbr.-CO <sub>2</sub>	0,05(10)	0,33(95)	0,74(13)	-0,22(13)	-0,15(26)	0,16(76)	0,92(32)
KMnO <sub>4</sub> -Verbr.-Phenol	0,22(14)	0,19(90)	-0,38(14)	-0,06(14)	-0,02(28)	0,37(54)	0,87(22)
KMnO <sub>4</sub> -Verbr.-Norg	0,11(13)	0,14(82)	-0,11(12)	-0,22(13)	-0,13(25)	0,65(48)	0,91(19)
KMnO <sub>4</sub> -Verbr.-Summe d.ätherlösl. Bestandteile	0,0 ( 2)	0,33(14)	-1,00( 2)	1,00( 2)	0,61( 4)	0,15( 5)	K.W.
KMnO <sub>4</sub> -Verbr.-Deterg.	0,00( 7)	0,50(40)	0,19( 7)	0,37( 7)	0,25(14)	0,52(12)	K.W.
KMnO <sub>4</sub> -Verbr.-CO <sub>2</sub>	0,23(16)	0,59(121)	0,71(18)	0,56(18)	0,58(36)	0,13(80)	0,92(32)
org.Säuren-CO <sub>2</sub>	0 ( 1)	-0,15( 5)	0 ( 1)	0 ( 1)	1 ( 2)	-0,65( 4)	K.W.
TDS-As	0 ( 1)	0,66(16)	1,0 ( 2)	1,0 ( 2)	0,99( 4)	0,46( 8)	K.W.
TDS-Pb	-0,30( 3)	0,44(35)	0,63( 4)	0,26( 4)	0,46( 8)	0,41(26)	0,55( 9)
TDS-Cu	0,93( 3)	0,36(35)	0,19( 4)	-0,89( 4)	-0,35( 8)	-0,36(26)	-0,06( 9)
TDS-Zn	0,88( 3)	-0,15(34)	0,47( 4)	0,16( 4)	0,31( 8)	0,03(26)	0,03( 9)
TDS-Cd	-1,0 ( 2)	0,81(19)	1,0 ( 2)	1,0 ( 2)	0,68( 4)	0,86(18)	0,75( 9)
TDS-Cr	-1,0 ( 2)	0,47(19)	1,0 ( 2)	-1,0 ( 2)	0,81( 4)	0,46(18)	0,75( 9)
TDS-Hg	0,0 ( 2)	0,27(19)	0,0 ( 2)	-1,0 ( 2)	-0,53( 4)	-0,24(18)	0,71( 9)
TDS-Ni	-1,0 ( 2)	0,83(19)	1,0 ( 2)	1,0 ( 2)	0,65( 4)	0,75(18)	0,57( 9)
TDS-SiO <sub>2</sub>	0,0 ( 1)	-0,04(16)	-1,0 ( 2)	1,0 ( 2)	-0,40( 4)	-0,24( 8)	K.W.
Redoxpot.-Fe <sup>2+</sup>	-0,69(17)	0,05(119)	0,21(17)	0,46(17)	0,47(34)	-0,12(83)	-0,31(35)
Redoxpot.- (Feges-Fe <sup>2+</sup> )	-0,57(16)	0,12(116)	0,41(17)	0,43(18)	0,37(35)	0,01(85)	0,63(34)
Redoxpot.-NH <sub>4</sub>	-0,12(28)	0,11(202)	-0,62(28)	0,15(30)	0,19(58)	-0,03(143)	-0,02(64)
Redoxpot.-NO <sub>2</sub>	-0,48(10)	0,08(67)	-0,32( 9)	0,18(10)	0,18(19)	0,04(37)	0,17(10)
Redoxpot.-H <sub>2</sub> S	-0,39(16)	-0,01(110)	0,39(16)	0,26(16)	0,13(13)	-0,08(73)	-0,79(29)
Redoxpot.-As	K.W.	-0,17(16)	0,0 ( 2)	0,0 ( 2)	0,0 ( 4)	0,18( 8)	K.W.
Redoxpot.-Pb	0,62( 3)	-0,19(35)	-0,23( 4)	-0,34( 4)	-0,26( 8)	0,37(26)	-0,90( 9)
Redoxpot.-Cu	-1,0 ( 3)	0,13(35)	0,14( 4)	0,34( 4)	0,16( 8)	0,16(26)	-0,09( 9)
Redoxpot.-Zn	0,66( 3)	-0,12(34)	-0,84( 4)	-0,79( 4)	-0,69( 8)	0,38(26)	-0,05( 9)
Redoxpot.-Cd	-1,0 ( 2)	-0,25(19)	1,0 ( 2)	1,0 ( 2)	0,83( 4)	0,15(18)	-0,97( 9)
Redoxpot.-Cr	-1,0 ( 2)	-0,29(19)	1,0 ( 2)	-1,0 ( 2)	0,65( 4)	0,49(18)	-0,33( 9)
Redoxpot.-Hg	0,0 ( 2)	0,15(19)	0,0 ( 2)	-1,0 ( 2)	-0,75( 4)	0,38(18)	0,05( 9)
Redoxpot.-Ni	-1,0 ( 2)	-0,07(19)	1,0 ( 2)	1,0 ( 2)	0,77( 4)	0,43(18)	-0,07( 9)
Zn-Cd	-1,0 ( 2)	-0,25(19)	-1,0 ( 2)	-1,0 ( 2)	-0,88( 4)	-0,11(18)	0,16( 9)



Der verwendete Korrelationskoeffizient  $r$  nach PEARSON gibt für ein Variablenpaar den Grad ihres gleich- oder gegensinnigen Verhaltens an. Der Koeffizient kann Werte zwischen  $+1,0$  (strenges Gleichverhalten) und  $-1,0$  (strenges Gegenverhalten) annehmen. Je mehr die Werte von  $+1,0$  bzw.  $-1,0$  abweichen und sich  $0$  nähern, desto geringer ist der statistische Zusammenhang des Variablenpaares. Die Ergebnisse der Bestimmung der Korrelationskoeffizienten sind in Tab. 8 zusammengestellt.

Es zeigt sich, daß zahlreiche Variablenpaare nicht deutlich korreliert sind. In vielen Fällen liegt das offensichtlich an dem zu geringen Stichproben-Umfang. Wo dieser aber hinreichend groß ist, ermöglicht auch das Fehlen einer deutlichen Beziehung wichtige Aussagen.

Bei der Auswertung der STIFF-Diagramme (Beispiele Abb. 13, 14) wurde eine Klassifizierung in Anlehnung an die in Deutschland übliche Klassifikation der Mineralwässer (QUENTIN 1969) vorgenommen. Bei der Namengebung werden Ionen berücksich-

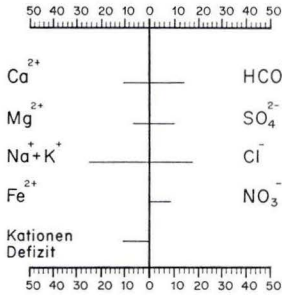


Abb. 13. STIFF-Diagramm von Br. 405 im Untersuchungsgebiet Frankfurter Stadtwald (18. 12. 1967) (Angaben in mval-%).

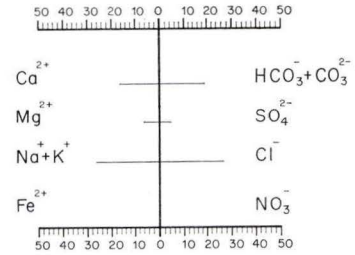


Abb. 14. STIFF-Diagramm von Br. 406 im Untersuchungsgebiet Frankfurter Stadtwald (14. 12. 1967) (Angaben in mval-%).

tigt, die mindestens 20 mval-% der Kationen- oder Anionensumme ausmachen. Die Ergebnisse sind in Tab. 9 zusammengestellt.

Das Rechenprogramm für die Erstellung der STIFF-Diagramme prüft, ob die Äquivalentsumme der Kationen  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$  und  $\text{Fe}^{2+}$  der Anionensumme  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$  und  $\text{NO}_3^-$  entspricht. Falls eine Abweichung dieser Werte auftritt, die einen Grenzwert von 1 % übersteigt, wird ein „Defizit“ entweder auf seiten der Kationen oder der Anionen angezeigt. Tab. 9 zeigt, daß bei Anwendung dieses Kriteriums häufig ein Kationen Defizit auftritt [Br. 404, 405, 406, 408, 409, 411, 412, 415, 417 (zeitweise) und 419]. Ein Anionen Defizit wurde dagegen in Brunnen 405, 413, 416, 417 (zeitweise) und 418 festgestellt. In den meisten Fällen ist die Abweichung der beiden Äquivalentsummen jedoch nur klein, beachtliche Ungleichgewichte weisen jedoch die Brunnen 404 (Lfd. Nr. 4), 405 (Nr. 5 und 6), 415 (Nr. 19), 416 (Nr. 21), 417 (Nr. 22) und 418 (Nr. 24) auf. Ursache für diese Defizite können Bestandteile sein, die durch das Rechenschema nicht erfaßt werden und deren unbekannter Beitrag zur Äquivalentsumme nicht berücksichtigt ist. Als bezeichnend erscheint, daß diese Ungleichgewichte, von Brunnen 418 abgesehen, in den stark verunreinigten Wässern auftreten.

Das natürliche Grundwasser, repräsentiert durch Brunnen 401, ist ein Ca-Mg-SO<sub>4</sub>-Wasser, das sich deutlich von den Wässern mit Na<sup>+</sup>- und Cl<sup>-</sup>-Vormacht in den verunreinigten Bereichen unterscheidet.

Tab. 9. Wassertypen im Untersuchungsgebiet Frankfurter Stadtwald

Lfd. Nr.	Entnahmestelle	Wassertyp	Defizit	Datum der Probenahme
1	401	Ca-Mg-SO <sub>4</sub>	Anionen	14.12.1967
2	402	Ca-Na-SO <sub>4</sub> -HCO <sub>3</sub> -Cl	Kationen	14.12.1967
3	404	Na-Ca-Cl-HCO <sub>3</sub>	Kationen	14.12.1967
4		Na-Cl-HCO <sub>3</sub>	Kationen	17.12.1968
5	405	Na-Cl-HCO <sub>3</sub> -SO <sub>4</sub>	Kationen	18.12.1967
6		Na-HCO <sub>3</sub> -Cl	Kationen	17.12.1968
7	406	Na-Ca-Cl-HCO <sub>3</sub>	Kationen	14.12.1967
8		Na-Ca-Cl-HCO <sub>3</sub>	-	17.12.1968
9	407	Na-Ca-Cl-HCO <sub>3</sub>	-	14.12.1967
10		Na-Ca-Cl-HCO <sub>3</sub>	-	17.12.1968
11	408	Na-Cl-HCO <sub>3</sub>	Kationen	18.12.1967
12		Na-Cl-HCO <sub>3</sub>	Kationen	17.12.1968
13	409	Ca-Mg-SO <sub>4</sub> -HCO <sub>3</sub>	Kationen	18.12.1967
14	410	Ca-Mg-SO <sub>4</sub> -Cl-HCO <sub>3</sub>	-	13.12.1968
15	411	Ca-Mg-SO <sub>4</sub> -Cl-HCO <sub>3</sub>	Kationen	12.12.1968
16	412	Na-Ca-Cl-HCO <sub>3</sub> -SO <sub>4</sub>	Kationen	13.12.1968
17	413	Ca-Mg-SO <sub>4</sub> -HCO <sub>3</sub>	Anionen	12.12.1968
18	414	Ca-Mg-HCO <sub>3</sub> -SO <sub>4</sub>	-	12.12.1968
19	415	Na-K-Cl-HCO <sub>3</sub>	Kationen	14.12.1967
20		Ca-Cl-HCO <sub>3</sub>	Kationen	29. 9.1972
21	416	Na-Ca-HCO <sub>3</sub>	Anionen	29. 9.1972
22	417	Na-Cl-HCO <sub>3</sub>	Kationen	14.12.1967
23		Na-Ca-Cl-HCO <sub>3</sub>	Anionen	2.10.1972
24	418	Na-Cl	Anionen	2.10.1972
25	28	Na-Cl-HCO <sub>3</sub>	Kationen	17.12.1968

Auf den Abb. 15—17 sind die Mittelwerte der Brunnenwässer und vom Grabenwasser an der Entnahmestelle 28 in PIPER-Diagrammen wiedergegeben. Als Kationen wurden berücksichtigt: Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Fe<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, als Anionen HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Cl<sup>-</sup> und NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Das Wasser von Brunnen 418 war offenbar durch anderweitige anthropogene Einflüsse verändert (Abschn. 4.1.). Der Mittelwert dieses Brunnens wurde daher nicht dargestellt. Die Lagepunkte der Brunnen 405 und 407 in den PIPER-Diagrammen sind wegen großer rechnerischer Defizite nicht gesichert. In den Abb. 15—17 sind die Entnahmestellen durch folgende Code-Nr. gekennzeichnet:

Code-Nr.	Entnahmestelle	Code-Nr.	Entnahmestelle
1	401	10	411
2	402	11	412
3	404	12	413
4	405	13	414
5	406	14	415
6	407	15	416
7	408	16	417
8	409	17	28
9	410		

Das PIPER-Diagramm der Kationen (Abb. 15) zeigt eine charakteristische Verteilung der Mittelwertspunkte an: Die verunreinigten Wässer Nr. 2 (Br. 402), 3 (Br. 404),

4 (Br. 405), 5 (Br. 406), 6 (Br. 407), 7 (Br. 408), 14 (Br. 415), 15 (Br. 416), 16 (Br. 417) und 17 (Entnahmestelle 28) heben sich durch ihren höheren Alkalianteil deutlich von dem natürlichen Bezugswert Nr. 1 (Br. 401) ab. Ähnliche Daten wie Brunnen Nr. 401 zeigen auch Nr. 12 (Br. 413), 13 (Br. 414), 8 (Br. 409), 10 (Br. 411) und 9 (Br. 410), wobei ihre Abweichungen vom Bezugswert in der genannten Reihenfolge zunehmen. Nr. 11 (Br. 412) vermittelt in seiner Lage zwischen den beiden Gruppen.

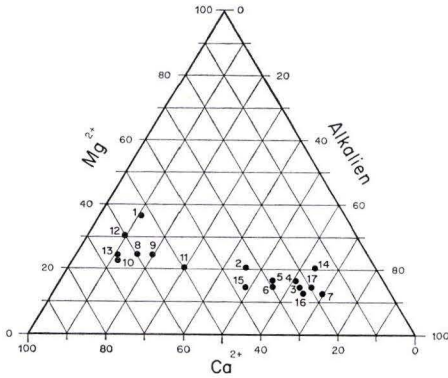


Abb. 15. PIPER-Diagramm der Kationen (Mittelwerte).

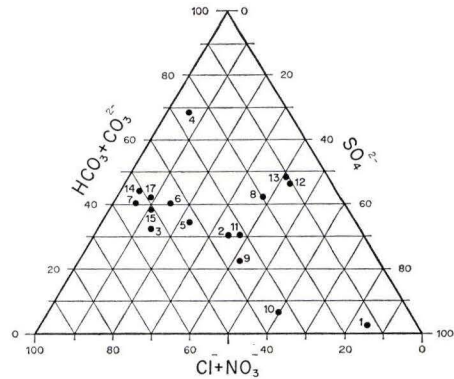


Abb. 16. PIPER-Diagramm der Anionen (Mittelwerte).

Im PIPER-Diagramm der Anionen (Abb. 16) hebt sich der natürliche Bezugswert Nr. 1 (Br. 401) noch deutlicher von den übrigen Analysenmittelwerten ab. Am nächsten kommt ihm noch Nr. 10 (Br. 411).

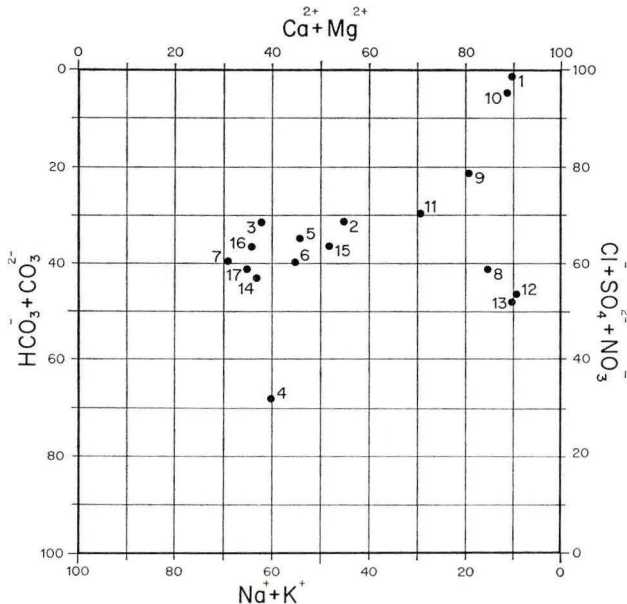


Abb. 17. PIPER-Diagramm der Kationen und Anionen (Mittelwerte).

Das PIPER-Diagramm der Kationen und Anionen (Abb. 17) gibt dementsprechend eine klare Gruppierung des natürlichen Hintergrundwertes Nr. 1 (Br. 401) und sehr nahe dabei Nr. 10 (Br. 411). Die stärker verunreinigten Wässer gruppieren sich nach links: Nr. 7 (Br. 408), 17 (Entnahmestelle 28), 16 (Br. 417), 14 (Br. 415), 3 (Br. 404), 6 (Br. 407), 5 (Br. 406), 15 (Br. 416) und 2 (Br. 402). Von da ordnen sich die Punkte in Richtung auf den natürlichen Hintergrundwert: Nr. 11 (Br. 412), 9 (Br. 410) und in Richtung eines zunehmenden Hydrogenkarbonat-Anteils: Nr. 8 (Br. 409), 12 (Br. 413) und 13 (Br. 414).

### 3.1.2. Summe der festen gelösten Bestandteile

Im Oberstrom der Abfallplätze wurden Werte ermittelt, wie sie üblicherweise im nicht durch Abfallstoffe verunreinigten Grundwasser dieser Gebiete vorkommen; SE der Abfallhalde in Frankfurt-Schwanheim (Br. 101) zwischen 537 und 669 mg/l, NE vom Abfallplatz Großkrotzenburg (Br. 201) zwischen 404 und 782 mg/l und E der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald (Br. 401) zwischen 228 und 507 mg/l (Tab. 31, 32, 33 am Ende des Textes). Aus diesen Zahlen ist zu erkennen, daß in landwirtschaftlich genutzten Gebieten im Oberstrom der Abfallplätze in Frankfurt-Schwanheim und Großkrotzenburg der Gehalt an gelösten Feststoffen im Grundwasser deutlich höher ist als im Frankfurter Stadtwald.

Als Folge der unmittelbaren Auslaugung der Abfallstoffe einerseits und als Folge der Beimischung stark verunreinigter Sickerwässer andererseits, treten im Bereich der max. Verunreinigungen an der Abfallhalde in Frankfurt-Schwanheim (Br. 103) Werte zwischen 1101 und 1272 mg/l, am Abfallplatz Großkrotzenburg (Br. 205) Werte zwischen 1554 und 11500 mg/l und an der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald (Br. 405) Werte zwischen 6180 und ca. 20000 mg/l auf (Tab. 31, 32, 33). Die Tab. 31, 32 und 33 enthalten für die Brunnen nur Analysendaten von gepumpten Wasserproben. In Wasserproben, die aus den Brunnen geschöpft wurden, treten teilweise höhere Werte auf als in gepumpten Proben. Daher erreichte in Frankfurt-Schwanheim in einer aus dem Brunnen 103 geschöpften Wasserprobe der Wert für die Summe der festen gelösten Bestandteile 1550 mg/l.

An den Abfallplätzen Großkrotzenburg und im Frankfurter Stadtwald ist das Ausmaß der Verunreinigungen beträchtlich und schwankt zeitlich in seiner absoluten Höhe. Bei einer mittleren Fließgeschwindigkeit des Grundwassers von  $< 1$  m/Tag zeigt aber an der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald die Wasserbeschaffenheit bereits nach einigen 100 m wieder Werte wie im unbeeinflussten Bereich. Am Abfallplatz Großkrotzenburg kann die Ausdehnung der verunreinigten Grundwasserzone wegen des nahegelegenen Mains nicht bestimmt werden.

### 3.1.3. Gelöste organische Stoffe

#### 3.1.3.1. Oxidierbarkeit ( $\text{KMnO}_4$ - und $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ -Verbrauch)

Um die organischen Substanzen möglichst vollständig zu erfassen, wurden sowohl der Kaliumpermanganatverbrauch ( $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch) als auch der Kaliumdichromatverbrauch ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ -Verbrauch) bestimmt. Mit einer Methode allein läßt sich wegen der unterschiedlichen Oxidationspotentiale und der verschiedenen Analysenverfahren

jeweils nur ein Teil der organischen Gruppen ermitteln. Nach SONTHEIMER (1966) ist die Bestimmung der Oxidierbarkeit bzw. des chemischen Sauerstoffbedarfs mit Dichromat der traditionellen  $\text{KMnO}_4$ -Methode vorzuziehen. Die mit den beiden Methoden festgestellten Werte unterscheiden sich. Die Unterschiede erklären sich aus den oben erwähnten Gründen. Sie sind besonders deutlich an der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald. Bei den stark verunreinigten Entnahmestellen 402, 404, 405, 406, 407, 408, 415, 417 und 28 ist mit Ausnahme von Brunnen 405 der Kaliumpermanganatverbrauch höher als der Kaliumdichromatverbrauch. Bei den Brunnen im weiteren Abklingbereich der Verunreinigung (411, 412, 413 und 414) sind die Verhältnisse umgekehrt mit Ausnahme von Brunnen 413. Dies deutet auf einen unterschiedlichen Abbau der einzelnen organischen Gruppen, aber auch auf mögliche Störungen durch Chlorid hin.

Von 1967 — 1973 variierte im Unterstrom der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald der Gehalt an organischen Substanzen, dargestellt durch den  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch, sehr deutlich, vor allem von Mai 1969 bis Oktober 1970 (Taf. 2).

### 3.1.3.2. Biochemischer Sauerstoffbedarf ( $\text{BSB}_5$ )

Bei einigen Entnahmestellen, besonders an der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald, ist kein Zusammenhang zwischen den organischen gelösten Stoffen, bestimmt durch den Kaliumpermanganatverbrauch oder den Kaliumdichromatverbrauch einerseits und dem  $\text{BSB}_5$  andererseits, zu erkennen. Zum Beispiel stand in einer Wasserprobe, die am 14. 12. 1967 aus einer bis 1969 offenen Grube am N-Rand der Halde entnommen wurde, einem Kaliumdichromatverbrauch von 1913 mg/l ein  $\text{BSB}_5$ -Wert von 90 mg/l gegenüber. Offensichtlich enthält das Wasser Stoffe, die eine Entwicklung der Bakterien in den üblichen Bestimmungsansätzen hemmen. Zur Beseitigung dieser Störungen bei der Analyse wurden Adaptionsversuche mit Bakterien aus dem verunreinigten Grundwasser ausgeführt, aber auch keine grundsätzlich anderen Werte erhalten. Versuche mit Sickerwässern aus der Deponie Weilbach (FRESENIUS et al., in Bearbeitung) zeigen, daß eine längere biochemische Abbauezeit notwendig ist, z. B. 20 oder 40 Tage. Es liegen also langsam abbaubare Substanzen vor. In den ungestörten Bereichen nimmt der  $\text{BSB}_5$  parallel mit den Meßwerten für die Oxidierbarkeit ab (Tab. 33).

In dem Grundwasser der Brunnen 415, 416 und 417 wurde kein  $\text{BSB}_5$  nachgewiesen, weil der  $\text{BSB}_5$  des Brunnenwassers kleiner war als der Eigen- $\text{BSB}_5$  des Verdünnungswassers von 0,8 mg/l (Tab. 33).

### 3.1.3.3. Organisch gebundener Kohlenstoff (Th. KEMPF)

Bei der Bestimmung organischer Wasserinhaltsstoffe mit den konventionell festgelegten Standardverfahren ( $\text{KMnO}_4$ -,  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ -Verbrauch) und ihren modifizierten Ausführungen wird je nach den gewählten Versuchsbedingungen und der Art der organischen Stoffe die chemische Oxidation mehr oder weniger umfassend sein. Die Kohlenstoffanalyse dagegen gestattet, durch die vollständige katalytische Verbrennung der organischen Substanz den Gesamtgehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff ( $\text{TOC} = \text{Corg}$ ) quantitativ zu bestimmen.

Diese in den letzten Jahren apparativ wesentlich verbesserte Methodik ermöglicht in kurzer Zeit eine direkte Bestimmung sehr geringer Kohlenstoffkonzentration wie auch die Erfassung schwer abbaubarer Verbindungen. Daher ist der organisch gebun-

dene Kohlenstoff ein Maß für die Summe der organischen Belastung eines Wassers (KEMPF 1970, KEMPF & PRIBYL, im Druck).

Die auf pH 2 angesäuerten und filtrierten Wasserproben wurden zur Entfernung des organisch gebundenen Kohlenstoffes etwa 10 min mit Stickstoff ausgeblasen. Für die C-Bestimmung wurde der Kohlenstoffanalysator IR 315 der Fa. Beckman benutzt.

Mit der Messung des organisch gebundenen Kohlenstoffes wurde 1970 begonnen. Es liegen daher nur einige Werte vor (Tab. 10). Der stark verunreinigte Bereich zeichnet

Tab. 10. Organisch gebundener Kohlenstoff (mg C/l) im Grundwasser und oberirdischen Wasser im Untersuchungsgebiet Frankfurter Stadtwald

Entnahme- stellen	1970 April	1970 Juni	1970 August	1972 Juli	1972 Sept.	1972 November
401	6	7	6	5,6	n.b.	4,4
404	400	535	n.b.	576	n.b.	580
405	480	530	440	316	n.b.	332
406	185	190	290	316	n.b.	360
407	110	140	130	200	n.b.	304
408	175	280	250	370	n.b.	328
409	n.b.	n.b.	n.b.	6,6	n.b.	4,8
410	n.b.	n.b.	n.b.	4,4	n.b.	2,0
411	17	19	16	31,2	n.b.	22,2
412	18	19	21	16,6	n.b.	15,2
413	6	7	6	7,2	n.b.	4,8
414	10	11	12	13,8	n.b.	10,6
415	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	385	360
416	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	360	296
417	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	104	125
418	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	16,3	5,8
19	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	980
20	115	115	135	312	n.b.	310
21	125	110	137	316	n.b.	304
22	7	13	11	n.b.	n.b.	9,6
23	6	11	10	n.b.	n.b.	8,8
25	55	64	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
26	53	64	87	55,6	n.b.	113
27	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	880
28	115	160	230	288	n.b.	192

n.b. = nicht bestimmt

sich durch hohe Werte aus (Höchstwert 580 mg/l in Br. 404), während Befunde < 10 mg/l als natürliche Hintergrundwerte angesehen werden können (niedrigster Wert 2,0 mg/l in Br. 410).

### 3.1.3.4. Organisch gebundener Stickstoff

Der Gehalt an organisch gebundenem Stickstoff (Norg) kann als Maß für noch nicht abgebaute organische Stickstoffverbindungen (z. B. Eiweißstoffe) angesehen werden und gibt somit einen Hinweis auf den Abbauzustand dieser Verbindungen im Grund-

wasser. Bei aller Problematik der analytischen Bestimmung des organisch gebundenen Stickstoffes ist zu erkennen, daß quantitative Unterschiede zwischen dem Abfallplatz Großkrotzenburg und der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald bestehen (Tab. 11).

Tab. 11. Organisch gebundener Stickstoff im Grundwasser an den Abfallplätzen Großkrotzenburg und im Frankfurter Stadtwald

	Großkrotzenburg		Frankfurter Stadtwald	
	Brunnen	org.geb.Stickstoff (Mittelwert) mg/l	Brunnen	org.geb.Stickstoff (Mittelwert) mg/l
Oberstrom	201	0,3	401	0,3
Reduktionszone	205	3,5	405	237
Übergangszone	207	0,9	408	33
Oxidationszone	208	0,6	413	0,2

Die Unterschiede sind wahrscheinlich auf ein höheres Stickstoffangebot der Hausmüllhalde im Frankfurter Stadtwald zurückzuführen (s. auch Ammonium). Auch die stickstoffhaltigen Stoffe werden im Verlauf des Grundwasserabflusses an beiden Abfallplätzen rasch abgebaut (Tab. 32, 33).

### 3.1.3.5. Organische flüchtige Stoffe

Am 8. November 1967 wurden am Abfallplatz Großkrotzenburg die organischen flüchtigen Stoffe durch Gaschromatogramme erfaßt. Bei der Probenahme strömte das Grundwasser unter Luftausschluß in evakuierte Gassammelgefäße, bis in diesen ein Gasraum von etwa 50 ml verblieb. Die gasdicht verschlossenen Gassammelgefäße wurden dann 5 Tage bei 20° C im diffusen Tageslicht gelagert und täglich zweimal 5 Minuten geschüttelt. Am 5. Tage wurden aus dem seitlichen Tubus der Sammelgefäße mit einer Hamilton-Spritze Gasproben entnommen und chromatographiert. Nach einer Lagerzeit von 12, 19 und 36 Tagen wurden die Analysen wiederholt. Zur Messung wurden ein Gaschromatograph von Perkin-Elmer mit zwei C-Säulen und N<sub>2</sub> als Trägergas verwendet. Als Detektor dienten eine Wärmeleitfähigkeitszelle und ein Flammenionisationsdetektor (FRESENIUS & SCHNEIDER 1969).

Ein Vergleich der Chromatogramme zeigt, daß in dem Grundwasser des stark verunreinigten Brunnens 205 eine wesentlich größere Zahl von flüchtigen Stoffen enthalten ist als in dem von Brunnen 201. Mit zunehmendem Abstand vom Abfallplatz werden die Peakhöhen geringer, und die Peaks verändern z. T. ihre Lage im Chromatogramm. Außerdem ist eine ständige Abnahme dieser Stoffe im Chromatogramm zu erkennen. Etwa 100 m im Grundwasserunterstrom des Abfallplatzes (Br. 208) unterscheidet sich nach dem Chromatogramm der Gehalt an flüchtigen Stoffen des Grundwassers kaum noch von demjenigen im Grundwasser oberstrom. Veränderungen dieser Stoffe sind auch während der Lagerzeit der Wasserproben eingetreten. Die in den Chromatogrammen auftretenden Peaks wurden nicht einzelnen Stoffen zugeordnet.

Am 30. 10. 1969 wurde Methan in großen Mengen in den Brunnen 404 und 405 gaschromatographisch nachgewiesen, weiterhin in den Brunnen 407, 408, 411 (Spuren) und

413 (höchstens in Spuren) sowie im Wasser des Försterwiesenweiher (25, 26) und des Haldenweiher (21).

Über die chemische Beschaffenheit der organischen flüchtigen Stoffe, zu denen auch die Geruchsstoffe gehören, ist noch keine umfassende Darstellung vorhanden. Vermutlich laufen in anaeroben Teilen des Abfallkörpers und in der Reduktionszone im Grundwasserleiter ähnliche Umsetzungen der organischen Substanzen ab, wie sie WAGNER (1967) von Abwasserschlämmen beschreibt. Die anaerobe Zersetzung der Kohlenhydrate, Eiweißstoffe und der Fette führt nach WAGNER (1967) über Hydrolyse-Reaktionen zunächst zu niedrigen Fettsäuren und anderen Verbindungen mit intensivem und unangenehmem Geruch, wie z. B. organische Amine, Mercaptane, Phenole, p-Kresol, Indol und Skatol. Die in den Gaschromatogrammen des Brunnens 205 erfaßten Stoffe bestehen wahrscheinlich zu einem großen Teil aus solchen übelriechenden Verbindungen. Es ist aber auch an Geruchsstoffe als Sekundärprodukte der Mikroorganismen zu denken.

### 3.1.3.6. Lösungsmittel und Kohlenwasserstoffe (CH. RÜBELT)

Im März 1971 wurden aus den Brunnen 404, 405, 406, 407, 408, 411, 412, 413 und 414 sowie vom Rand des Haldenweiher (20, 21) Wasserproben entnommen und infrarotintensitätsspektrographisch untersucht (RÜBELT 1967, RÜBELT et al. 1967, Deutsche Einheitsverfahren 1971). Dabei ergab sich nur in Brunnen 405 ein nachweislicher Gehalt an Benzol (0,41 mg/l), in den Wasserproben der übrigen Entnahmestellen war der Gehalt an Kohlenwasserstoffen  $< 0,05$  mg/l. Die Gehalte an Lösungsmitteln und Phenolen gehen aus Tab. 12 hervor.

Tab. 12. Gehalte an mit Tetrachlorkohlenstoff extrahierbaren Lösungsmitteln und Phenolen im Grundwasser und oberirdischen Wasser im Gebiet der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald

Entnahmestelle	Lösungsmittel mg/l		Phenole mg/l
404	0,33	aromatisch	8
405	1,95	Benzol	19
406	0,53	aromatisch	4
407	0,54	aromatisch	-
408	0,40	aromatisch	-
20	0,25	-	-
21	0,37	-	-

In den Wasserproben der Brunnen 411, 412, 413 und 414 lagen die Konzentrationen an Lösungsmitteln  $< 0,05$  mg/l.

### 3.1.3.7. Summe der ätherlöslichen Bestandteile (Öle und Fette)

Der Gesamtgehalt an Ölen und Fetten im verunreinigten Grundwasser ist verhältnismäßig gering. Auch im Bereich der max. Verunreinigungen am Abfallplatz Großkrotzenburg werden Werte von 10 mg/l nur selten überschritten (Tab. 32, Br. 205 und



206), obwohl dort am Rande der Kiesgrube rund 10 Jahre lang Altölrückstände abgelagert wurden. Diese Erscheinung wird auf die gute Filterwirkung des Porengrundwasserleiters für mechanisch abscheidbare Öle und Fette, auf die verhältnismäßig geringe Löslichkeit dieser Stoffe im Wasser und auf den mikrobiellen Abbau der gelösten Öle und Fette im Grundwasserbereich zurückgeführt. Aus zahlreichen Untersuchungen, die vor allem in den USA und in der UdSSR durchgeführt wurden, ist bekannt, daß Kohlenwasserstoffe sowohl unter aeroben als auch unter anaeroben Bedingungen von Mikroorganismen abgebaut werden. Bei Berücksichtigung der umfangreichen Literatur über den mikrobiellen Abbau (DAVIS 1967, FUHS 1961, KUZNETSOV 1962, WALLHÄUSSER 1967) und den chemischen Abbau von Kohlenwasserstoffen (STEWART & KALLIO 1959, WIBAUT & STRANG 1951, 1952, ZUIDEMA 1946) sowie der Beobachtungen an Mineralölversickerungen (KÄSS 1969) gehören die Öle und Fette zu den rasch bis langsam abbaubaren und nicht uneingeschränkt zu den resistenten Stoffen im Sinne von KNORR (1966).

#### 3.1.3.8. Anionaktive Detergentien (Tenside)

Da rund 80 — 90 % aller verwendeten Detergentien aus anionaktiven Substanzen bestehen (HARTMANN 1966), wurde das verunreinigte Grundwasser nur auf diese Detergentiengruppe untersucht. Die Bestimmung der anionaktiven Detergentien ergab im Maximum der Verunreinigungen beim Abfallplatz Großkrotzenburg (Br. 205) Werte bis 6,2 mg/l und bei der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald (Br. 405) bis zu 2,2 mg/l. Etwa 400 m im Grundwasserunterstrom der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald (Br. 414) beträgt die Detergentien-Konzentration nur noch 0,12 mg/l oder weniger und sinkt damit unter die für Trinkwasser gültigen Grenzwerte von 0,5 mg/l in den USA (PFEFFER 1965) bzw. 0,2 mg/l in Europa (MÜLLER 1971) ab. Die Abnahme der Detergentien verläuft analog zu der anderer organischer Verbindungen und ist auch an der Minderung des Schäumvermögens des Grundwassers deutlich zu erkennen. Nach den in Durchlauflysometern ausgeführten Untersuchungen von KEMPF & CARLSON (1968) ist die Minderung der Detergentien im Boden überwiegend auf mikrobiellen Abbau und weniger auf Adsorptionsvorgänge zurückzuführen. In 1 m<sup>3</sup> Sand können nur wenige Gramm an Tensiden adsorbiert werden (HUSMANN 1963).

Nach der Detergentien-Verordnung vom 1. 12. 1962, die am 1. 10. 1964 in Kraft trat, soll die Abbaubarkeit von anionaktiven Detergentien in Wasch- und Reinigungsmitteln mindestens 80 % betragen. Als Auswirkung dieser Verordnung wird bereits seit 1965 ein Rückgang des Detergentiengehaltes in den Abläufen zahlreicher biologischer Kläranlagen (HUSMANN 1966) und in Flußwässern (OEHLER 1966, 1968) beobachtet. Im Grundwasserunterstrom des Abfallplatzes Großkrotzenburg zeigen die seit 1964 vorliegenden Werte solchen Rückgang nicht.

#### 3.1.3.9. Phenole

Die Phenole im Grundwasserunterstrom der Abfallplätze stammen aus der Auslaugung von primär phenolhaltigen Stoffen, z. B. aus Kunststoffen, Desinfektionsmitteln und Altölrückständen sowie aus der Zersetzung organischer Substanzen. Das Filtrat der 1 zu 5 mit dest. Wasser versetzten Bleicherderückstände eines Altöl verarbei-

tenden Industriebetriebes, die auf dem Abfallplatz Großkrotzenburg abgelagert wurden, enthält nach einer Analyse des Staatlichen Chemischen Untersuchungsamtes Wiesbaden 0,38 mg Phenol/l.

Im Oberstrom des Abfallplatzes Großkrotzenburg überschreiten die Phenolgehalte des Grundwassers 0,02 mg/l nicht, im Unterstrom dagegen sind sie örtlich bis auf 12,2 mg/l erhöht (Br. 205) und nehmen bis zu einem Abstand von 150 m ab Rand des Abfallplatzes wieder auf 0,02—0,1 mg/l ab (Tab. 32). Das erwähnte Verlagern des Ablagerungsschwerpunktes innerhalb der Kiesgrube W Großkrotzenburg von SE nach NW führte seit 1964 im Brunnen 202 zu einer Abnahme und im Brunnen 205 zu einem deutlichen Ansteigen der Phenolgehalte des Grundwassers (Tab. 13).

Tab. 13. Phenolgehalte im Grundwasser am Abfallplatz  
Großkrotzenburg

Brunnen	Phenolgehalte (mg/l)	
	1964/66	1967/68
202	0,19 - 1,4	0,11 - 0,66
205	0,14 - 0,54	1,2 - 12,2

An der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald erreichen die Phenolgehalte einen Höchstwert von 19 mg/l (Tab. 12, Br. 405). Dort beträgt die Reichweite der Phenolverunreinigung rund 300 m.

Die Abnahme der Phenolgehalte des Grundwassers wird auf mikrobiellen Abbau zurückgeführt. Die Phenole werden sowohl unter aeroben als auch unter anaeroben Bedingungen abgebaut (MEISSNER 1953).

#### 3.1.3.10. 3.4-Benzpyren (L. SCHOLZ)

Am Abfallplatz Großkrotzenburg wurden Wasserproben entnommen und im Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Berlin-Dahlem, auf 3.4-Benzpyren untersucht. Die Ergebnisse sind in Tab. 14 zusammengestellt.

Tab. 14. 3.4-Benzpyrengelalte (in Nanogramm/l) im Grundwasser  
und im Main am Abfallplatz Großkrotzenburg

Entnahmestelle	23.9.1966	2.11.1966	8.1967
201	0,3	0,3	0,7
202	n.a.	0,3	1,1
203	1,0	n.a.	1,0
211	1,9	10,5	14,0
214	1,2	6,5	n.a.
205	>5,0	>5,0	>5,0
206	2,4	-	-
212	-	0,3	1,4
Main	3,3	11,5	4,3

- = keine Proben; n.a. = nicht auswertbar.

In den nicht auswertbaren Proben konnte das 3,4-Benzpyren nicht von unbekanntem, stark fluoreszierenden Verbindungen abgetrennt werden.

Die in Brunnen 201 gefundenen Werte von 0,3 und 0,7 ng 3,4-Benzpyren/l liegen in der Größenordnung eines unbeeinflussten Grundwassers. Der etwas höhere Wert im August 1967 ist methodisch bedingt, da die gefundenen Zahlen im unteren Arbeitsbereich der Methode ( $> 0,1$  ng/l) liegen. Die Brunnenwässer im Bereich des Abfallplatzes weisen, von nur 2 Ausnahmen (Br. 202, Br. 212 am 2. 11. 1966) abgesehen, erhöhte Werte auf, die auf Verunreinigungen aus den Abfallstoffen zurückzuführen sind. Dies wird vor allem durch Brunnen 211 deutlich, der im Abfallplatz steht.

Die Proben, die aus dem stark verschmutzten Ölteich entnommen wurden, weisen demgegenüber etwas niedrigere 3,4-Benzpyren-Konzentrationen auf. Möglicherweise ist hier unter Licht- und Sauerstoffeinwirkung ein Teil des 3,4-Benzpyrens abgebaut worden.

Diese Wirksamkeit des Sonnenlichtes und der höheren Außentemperaturen auf den 3,4-Benzpyrengehalt eines oberirdischen Gewässers läßt sich auch in den Mainwasserproben nachweisen. Die im August 1967 und September 1966 entnommenen Proben weisen einen deutlich geringeren 3,4-Benzpyrengehalt gegenüber der Probe auf, die im November 1966 entnommen worden war.

### 3.1.3.11. Cyanide

Zur Beurteilung der akuten Giftwirkung wurde der Gehalt an freien Cyaniden (einfach gebundene Cyanide und komplex gebundene Cyanide mit leicht abspaltbaren CN-Ionen) nach Destillation aus weinsaurer Lösung und zur Ermittlung der Cyanidverunreinigung die Konzentration an Gesamtcyaniden (einfach gebundene und komplex gebundene Cyanide) bestimmt. Die Bestimmung der Gesamtcyanide erfolgte nach Destillation aus schwefelsaurer Lösung nach den Deutschen Einheitsverfahren, wobei die eingesetzte Wassermenge eine große Rolle spielt und die Unsicherheit der Methodik bei den sehr geringen Konzentrationen ( $< 0,01$  mg/l) zu beachten ist. Nach analytischen Erfahrungen vom Institut Fresenius wäre höchstens ein unterer Grenzwert von 0,005 mg/l vertretbar.

Im Frankfurter Stadtwald wurden im Grundwasserunterstrom der Abfallhalde Gesamtcyanide und freie Cyanide nachgewiesen, die möglicherweise aus Härtesalzrückständen und anderen cyanidhaltigen Abfallstoffen stammen. Die höchsten Gehalte an Gesamtcyaniden treten am NW-Rand der Abfallhalde auf, wobei in den Wässern der Brunnen 404, 406, 407 und 408 der nach den Vorschlägen der Weltgesundheitsorganisation von 1970 zulässige Grenzwert für Trinkwasser von 0,05 mg/l Gesamtcyanid zeitweise überschritten wird (Tab. 15). Der Höchstwert für Gesamtcyanid erreichte im gepumpten Wasser aus dem Brunnen 407 0,7 mg/l (Tab. 15).

Mit zunehmendem Abstand von der Abfallhalde nehmen im Grundwasser die Gehalte an Gesamtcyaniden deutlich ab und übersteigen bereits in einer Entfernung von etwa 150 m ab Haldenrand, von einer Ausnahme bei Brunnen 414 abgesehen, nicht den Wert von 0,005 mg/l (Tab. 15). In dem von der Abfallhalde ausgehenden Graben werden dagegen in dem rasch fließenden oberirdischen Gewässer die Gesamtcyanide wesentlich schneller und weiter transportiert als im Grundwasserbereich. Daher treten im Wasser des Grabens (Entnahmestellen 19, 29, 27, 28) und im Försterwiesenweiher (Entnahmestelle 26) deutlich höhere Werte auf als im benachbarten Grundwasser (Tab. 15).

Tab. 15. Cyanidgehalte im Grundwasser und oberirdischen Wasser im Gebiet der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald

Entnahme- datum	27./29.10. 1971	6./10.11. 1972		24./27.4. 1973	6./9.11. 1973
Entnahme- stelle	Ges.Cyanid mg/l	Ges.Cyanid mg/l	Fr.Cyanid mg/l	Ges.Cyanid mg/l	Ges.Cyanid mg/l
401	0,015	0,005	n.n.	0,0007	-
404	0,13	n.n.	0,006	0,007	-
405	0,027	0,044	0,019	0,022	-
406	0,026	0,069	0,02	0,02 <sup>1)</sup>	-
407	0,018	0,70	n.n.	0,008	0,048
408	0,019	0,055	0,07	0,05 <sup>2)</sup>	0,027
409	-	0,005	n.n.	0,0007	-
410	-	0,001	n.n.	n.n.	n.n.
411	n.n.	0,001	n.n.	n.n.	0,004
412	0,0003	0,002	0,001	n.n. <sup>1)</sup>	n.n. <sup>+</sup>
413	0,0003	0,005	n.n.	n.n.	n.n. <sup>+</sup>
414	0,007	0,002	n.n.	n.n.	n.n. <sup>+</sup>
415	-	0,033	0,017	0,016 <sup>1)</sup>	0,021
416	-	0,012	0,017	0,007 <sup>2)</sup>	-
417	-	0,036	0,0007	0,003	-
418	-	0,001	-	-	-
19	-	0,082	-	-	-
20	0,040	0,038	0,017	0,026	-
21	0,022	0,29	0,068	0,072	-
22	0,0003	0,001	n.n.	0,0003	-
23	0,0003	0,003	n.n.	n.n.	-
25	0,062	-	0,057	-	-
26	0,052	0,036	-	0,20	-
27	-	0,054	0,096	0,077 <sup>2)</sup>	-
28	-	0,19	0,22	-	-
29	-	-	0,37	0,38	-

n.n. = nicht nachweisbar, n.n.<sup>+</sup> = Nachweisgrenze 0,001 mg/l (unsicher)

1) Streuung der Ergebnisse durch die Unsicherheit der Analysenmethode.

2) Differenz möglicherweise auf unterschiedliche Anteile an Spuren von Schwebstoffen mit unterschiedlicher Adsorption zurückzuführen.

Ein ähnliches Verhalten zeigen auch die Gehalte an freiem Cyanid. Der Höchstwert an freiem Cyanid wird im Brunnen 408 mit 0,07 mg/l erreicht. Im Graben an der Entnahmestelle 29 wurden dagegen 0,37 mg/l und an der Einmündung des Grabens in den Försterwiesen-Weiher (Entnahmestelle 25) immer noch 0,057 mg/l freies Cyanid bestimmt (Tab. 15).

Die Minderung des Cyanidgehaltes im Grundwasserbereich ist auf die Reinigungsvorgänge im Untergrund zurückzuführen. Ein großer Teil der gelösten Cyanide wird durch die Einwirkung von Kohlensäure, die durch die Tätigkeit der Mikroorganismen entsteht, in ein ungiftiges Karbonat und in den sehr giftigen Cyanwasserstoff umgewandelt, der in die Grundluft entweicht. Außerdem wird ein Teil der freien Cyanide in wenig lösliche komplex gebundene Cyanide umgewandelt. Der im Müllkörper und

im Grundwasserbereich entstehende Cyanwasserstoff wird beim Durchströmen gut reinigender Schichten wahrscheinlich mikrobiell abgebaut. Bestimmte Mikroorganismen, die die Cyanide als Kohlenstoff- und Stickstoffquelle benutzen, können Cyanide auch aus dem Sicker- und Grundwasser entfernen. Bei Cyanidbelastungen  $> 10$  mg/l sinkt die mikrobielle Abbauleistung (BÖHNKE 1966). Angepaßte Biocoenosen können dagegen bei gleichmäßiger Belastung und Temperatur von mindestens  $10^{\circ}$  C bis zu 50 mg CN/l abbauen (KNIE 1966).

### 3.1.3.12. Sonstige organische Verbindungen

Anfang November 1973 wurden im Untersuchungsgebiet Frankfurter Stadtwald aus den Brunnen 410, 413 und 415 Wasserproben entnommen und auf einige organische Schadstoffe untersucht. Nach diesen Untersuchungen sind in den Brunnenwässern die Gehalte an polychlorierten Biphenylen (PCBs)  $< 0,01$  mg/l (Bestimmung spektrofluorimetrisch), an phosphororganischen Verbindungen  $< 0,001$  mg/l (gaschromatographisch mit AFID bestimmt) und an chlororganischen Verbindungen  $< 0,001$  mg/l (gaschromatographisch mit ECD bestimmt). Die gaschromatographisch mit PHD bestimmte Konzentration an schwefelorganischen Verbindungen war in den Wässern der Brunnen 410 und 413  $< 0,001$  mg/l und erreichte im Brunnen 415  $0,24$  mg/l. Der Gehalt an gesamtaliphatischen Kohlenwasserstoffen (I-R-spektrophotometrisch bestimmt und als Heizöl EI berechnet) betrug im kaum belasteten Wasser aus dem Brunnen 410  $2,3$  mg/l, im Brunnen 413  $0,12$  mg/l und im verunreinigten Grundwasser des Brunnens 415 nur  $0,52$  mg/l.

### 3.1.3.13. Zusammenhänge zwischen den verschiedenen Summenbestimmungen der organischen Substanzen

Die Korrelation verschiedener Summenbestimmungen organischer Substanzen, die für die Grundwässer und oberirdische Gewässer an der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald untersucht wurde, ergibt vielfach keine eindeutigen Zusammenhänge (Tab. 8). Hervorzuheben ist jedoch der lineare Zusammenhang zwischen  $K_2Cr_2O_7$ - und  $KMnO_4$ -Verbrauch gegenüber dem organisch gebundenen Kohlenstoff (Corg) in der Reduktionszone (Diagr. 2) (Abb. 18, 19).

Für diese Zusammenhänge gelten folgende Beziehungen:

für das Variablenpaar  $K_2Cr_2O_7$ -Verbrauch (x) — Corg (y)

$$y = 0,35 x \quad (3)$$

$$F_{24}^I = 178$$

für das Variablenpaar  $KMnO_4$ -Verbrauch (x) — Corg (y)

$$y = 0,29 x \quad (4)$$

$$F_{24}^I = 272$$

und für das Variablenpaar  $K_2Cr_2O_7$ -Verbrauch (y) —  $KMnO_4$ -Verbrauch (x)

$$y = 0,82 x \quad (5)$$

$$F_{24}^I = 560$$

Die hohe statistische Sicherheit geht aus den F-Werten hervor. Theoretisch wäre für den Zusammenhang (5) ein Steigungsmaß von  $0,833$  zu erwarten. Der gefundene Wert ist von dem zu erwartenden Wert nicht statistisch signifikant verschieden. Der

hier für einen verunreinigten Grundwasserbereich nachgewiesene Zusammenhang zwischen den Ergebnissen der drei Summenbestimmungsmethoden legt nahe, diese Zusammenhänge auch in anderen Bereichen statistisch zu untersuchen, weil sie bei Abweichungen davon die Möglichkeit eröffnen können, mit verhältnismäßig geringem apparativem Aufwand unter Ausnützung der selektiven Reaktion der verschiedenen Naßverbrennungs-Methoden einen annähernden Aufschluß über die Art der organischen Inhaltsstoffe zu erhalten. Zusammenhänge deuten sich weiterhin bei den Variablenpaaren  $K_2Cr_2O_7$ -Verbrauch — Phenol (Diagr. 2, 7),  $K_2Cr_2O_7$ -Verbrauch — Norg (Diagr. 3, 4, 5, 7),  $K_2Cr_2O_7$ -Verbrauch — freies  $CO_2$  (Diagr. 3, 7),  $KMnO_4$ -Verbrauch — Phenol (Diagr. 7),  $KMnO_4$ -Verbrauch — Norg (Diagr. 7) und  $KMnO_4$ -Verbrauch — freies  $CO_2$  (Diagr. 2, 3, 7) an.

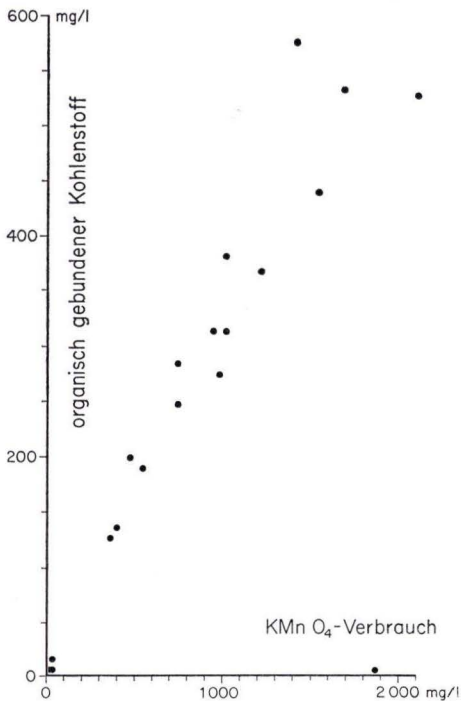


Abb. 18. Zusammenhang zwischen  $KMnO_4$ -Verbrauch und organisch gebundenem Kohlenstoff in der Reduktionszone.

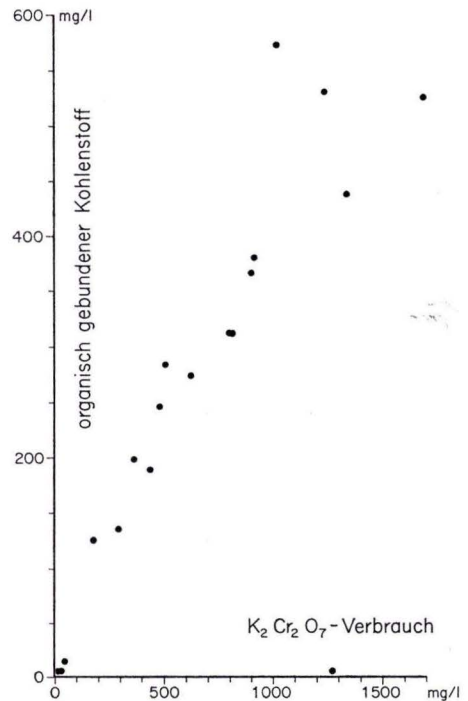


Abb. 19. Zusammenhang zwischen  $K_2Cr_2O_7$ -Verbrauch und organisch gebundenem Kohlenstoff in der Reduktionszone.

### 3.1.4. Gelöste anorganische Stoffe

#### 3.1.4.1. Sauerstoff

Der Sauerstoff wird dem Grundwasser durch die Grundluft und mit dem Sickerwasser zugeführt. Die Sauerstoffzufuhr hängt weitgehend von der Durchlässigkeit der Schichten ab, die zwischen der Grundwasseroberfläche und der Geländeoberfläche

liegen und von dem Sauerstoffverbrauch, der in den Deckschichten erfolgt. Am Abfallplatz Großkrotzenburg und an den Abfallhalden im Frankfurter Stadtwald und in Frankfurt-Schwanheim sind die schluffigen, sandigen und kiesigen Deckschichten für Luft und Wasser verhältnismäßig gut durchlässig. Das beweisen die mittleren Sauerstoffgehalte in dem nicht durch Abfallstoffe verunreinigten Grundwasser der Nullbrunnen 101 (Mittelwert 3,7 mg O<sub>2</sub>/l), 201 (Mittelwert 7,1 mg O<sub>2</sub>/l) und 401 (Mittelwert 5,0 mg O<sub>2</sub>/l) sowie die Beobachtung, daß im Gelände um die Halden auch bei starken Niederschlägen das Wasser nicht oberirdisch abfließt oder sich oberirdisch sammelt, sondern im Untergrund versickert.

An den Abfallplätzen Großkrotzenburg und im Frankfurter Stadtwald ist in der Zone der stärksten Verunreinigung (Reduktionszone) stets freier gelöster Sauerstoff nicht oder nur in sehr geringen Konzentrationen ( $\leq 0,7$  mg O<sub>2</sub>/l) nachweisbar. Er wird durch chemische und vor allem biochemische Vorgänge praktisch vollständig verbraucht. In der Übergangszone tritt Sauerstoff gelegentlich in Konzentrationen  $> 0,7$  mg O<sub>2</sub>/l wieder auf, wobei das sauerstoffhaltigere vom sauerstoffarmen bzw. sauerstofffreien Grundwasser durch eine in Fließrichtung geneigte Fläche begrenzt wird. Die Brunnen in der Übergangszone werden daher zeitweise im oberen Bereich wieder von sauerstoffhaltigerem Grundwasser durchflossen. Die Lage der erwähnten Grenzfläche zur Abfallhalde hängt von der Sauerstoffzufuhr, der Fließgeschwindigkeit und der Belastung des Grundwassers ab. Im Winter 1968/69 reichte am Abfallplatz Großkrotzenburg abweichend von den bisherigen Beobachtungen das sauerstofffreie Grundwasser bis nahe an den Main heran. Da am 26. 2. 1969 in der gepumpten Wasserprobe des im Oberstrom des Abfallplatzes stehenden Brunnens 201 nur 2,1 mg O<sub>2</sub>/l nachgewiesen wurden und dieser Wert um 5 mg/l unter dem 4jährigen Mittelwert liegt (Tab. 32), wird vermutet, daß die größere Ausdehnung des sauerstofffreien Grundwasserbereiches im Unterstrom im wesentlichen auf die geringere Sauerstoffzufuhr in den Wintermonaten 1968/69 zurückzuführen ist. An die Übergangszone grenzt im Unterstrom die Oxidationszone an, in der freier gelöster Sauerstoff mit Konzentrationen  $> 0,7$  mg O<sub>2</sub>/l praktisch immer nachzuweisen ist, da dort die Sauerstoffzufuhr durch die Deckschichten größer ist als der Sauerstoffverbrauch durch Mikroorganismen. Am Abfallplatz Großkrotzenburg bildet die Oxidationszone ein schmales Band vor dem Main.

Die erwähnte Verlagerung des Ablagerungsschwerpunktes äußerte sich auch im Sauerstoffgehalt des Grundwassers. Am 26. 2. 1969 wurde erstmals seit 1964 in den Brunnen 202 und 203, und zwar in Wasserproben, die mit einem RUTTNER-Schöpfer 0,5 m unter Brunnenwasserspiegel entnommen wurden, wieder Sauerstoff nachgewiesen. Die am gleichen Tage aus diesen Brunnen 0,5 m über der Brunnensohle geschöpften und danach gepumpten Wasserproben enthielten noch keinen Sauerstoff. In den Brunnen 209, 210, die im Unterstrom des neuen Ablagerungsschwerpunktes stehen, ist dagegen seit 1968 Sauerstoff nicht mehr nachzuweisen.

An der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald wurde von Dezember 1967 bis November 1972 in gepumpten Wasserproben der Brunnen 405, 406 und 407 kein freier gelöster Sauerstoff nachgewiesen. In den Brunnen 404 und 408 war nur in den Jahren 1967 und 1968 zeitweise freier gelöster Sauerstoff in geringen Mengen festzustellen. Im Jahre 1973 trat dagegen in den Brunnen 405, 406, 407 und 408 wieder freier gelöster Sauerstoff in sehr geringen Konzentrationen (0,2 — 0,5 mg O<sub>2</sub>/l) auf. Da eine Erhöhung des Sauerstoffgehaltes im Grundwasser nicht auf überdurchschnittliche Niederschläge in den Wintermonaten 1972/73 und im Jahre 1973 (Tab. 7) zurückgeführt werden kann, wird die Abnahme der organischen Belastung des Grundwassers als wichtigste Ursache für

den allmählichen Anstieg des Sauerstoffgehaltes angenommen. Auf die Sauerstoffverhältnisse im Haldenweiher wird im Abschnitt 3.1.4.15. eingegangen.

An der Abfallhalde in Frankfurt-Schwanheim sind die gute Sauerstoffzufuhr durch die Deckschichten und die verhältnismäßig geringe Belastung des Grundwassers mit organischen Stoffen die wichtigsten Gründe für das Fehlen einer ausgeprägten Reduktionszone außerhalb der Halde. Die Brunnen 102, 103 und 104 weisen zeitweise Gehalte  $> 0,7$  mg  $O_2/l$  auf, wären also in die Übergangszone einzustufen, in der reduzierende Verhältnisse nicht ständig gegeben sind. Brunnen 101 und 105 gehören mit Sauerstoffgehalten zwischen 2,6 und 7,9 mg  $O_2/l$  bzw. 1,6 — 8,9 mg  $O_2/l$  in den Bereich mit oxidierenden Bedingungen. An dieser Abfallhalde herrschen reduzierende Bedingungen wahrscheinlich nur im Haldenkörper und möglicherweise in einer Reduktionszone im Grundwasser unter der Halde. Diese Abfallhalde kommt dem in Abb. 12 dargestellten Typ A sehr nahe.

#### 3.1.4.2. Sulfat, Schwefelwasserstoff

Die Sulfatgehalte sind in der Reduktionszone örtlich und zeitlich sehr unterschiedlich und erreichten z. T. eine beträchtliche Höhe (Tab. 32, 33). Die zeitlichen Schwankungen des Sulfatgehaltes sind vermutlich auf die unterschiedliche Zufuhr von Sulfaten zurückzuführen.

Am Abfallplatz Großkrotzenburg sind Altölrückstände ein wesentlicher Sulfatlieferant. Das Filtrat des 1 zu 5 mit destilliertem Wasser versetzten Säureharzes eines Altöl verarbeitenden Betriebes enthält nach einer Untersuchung des Staatlichen Chemischen Untersuchungsamtes Wiesbaden 1920 mg/l  $SO_4^{2-}$  und 840 mg/l  $SO_3^{2-}$ .

In der Reduktionszone erfolgt unter anaeroben Verhältnissen ein merklicher mikrobieller Abbau der Sulfate, so werden Gehalte von  $> 1000$  mg/l auf Werte  $< 100$  mg/l vermindert (FARKASDI et al. 1969, NÖRING et al. 1968). Dabei entstehen Sulfid-Ionen und elementarer Schwefel. Die Mikroorganismen besiedeln die Bodenpartikel im Grundwasserleiter und überspannen sie wie eine Haut. Die Besiedelung mit Mikroorganismen ist nicht gleichmäßig. Das zeigen die unterschiedlichen Mengen von Eisensulfiden an inerten Festkörpern, die 6 Monate lang in die Brunnen eingehängt waren.

Auch durch Schürfe konnten im Untergrund Anreicherungen von Sulfiden und elementarem Schwefel nachgewiesen werden (FARKASDI et al. 1969).

Auf die Bedeutung des Sauerstoffgehaltes der Sulfate beim anaeroben Abbau von organischen Substanzen wird im Abschn. 4.2.4. eingegangen.

#### 3.1.4.3. Nitrat, Nitrit, Ammonium

Am Abfallplatz Großkrotzenburg fehlt in der Reduktionszone das Nitrat zeitweise völlig. Der Nitratgehalt liegt dort nur ausnahmsweise  $> 2$  mg/l (Höchstwert 12,3 mg/l im Brunnen 202), obwohl die Ausgangswerte der Nitrate im Brunnen 201 zwischen 1,3 und 62,2 mg/l variieren. An der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald erreichen die Nitratgehalte im verunreinigten Grundwasser dagegen 1230 mg/l (Br. 405) bei Ausgangswerten im Brunnen 401 zwischen 1,8 — 26,1 mg/l  $NO_3^-$  (Tab. 33). Das Abnehmen der Nitratwerte bis zum teilweise völligen Verschwinden in der Reduktionszone wird



auf die Tätigkeit nitratreduzierender, insbesondere aber auch denitrifizierender Bakterien zurückgeführt. Beide Bakteriengruppen reduzieren zunächst das Nitrat zu Nitrit. Letzteres wird dann teilweise durch denitrifizierende Mikroorganismen bis zum elementaren Stickstoff abgebaut, der in die Grundluft entweicht. Andere Bakterienarten bilden aus dem Nitrit Ammonium (FARKASDI et al. 1969, NÖRING et al. 1968, SCHMIDT & KAMPF 1961).

An der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald sind im Brunnen 405, der in der Reduktionszone liegt, trotz sehr hoher Ammonium- und Schwefelwasserstoffgehalte auch die Nitratwerte zeitweise beträchtlich. In den Jahren 1967 und 1968 variierten sie zwischen 144 und 945 mg/l (Mittelwert 472 mg/l), während im Jahre 1969 nach Beendigung der Ablagerung in diesem Bereich nur Werte von 20 und 33 mg/l  $\text{NO}_3^-$  gemessen wurden. Im Jahre 1970 stiegen die Nitratwerte wieder an und erreichten im August 1230 mg/l. Danach ist bis November 1973 eine Abnahme der Nitratwerte bis auf rd. 5 mg/l festzustellen. Anscheinend lagen im Einzugsgebiet dieses Brunnens sehr nitratreiche Abfallstoffe, deren Auslaugung in den Jahren 1967/68 und 1970 zu einem besonders hohen Nitratangebot führte. In diesem Brunnen sind offensichtlich verschiedene Stadien des mikrobiellen Abbaus organischer Stoffe nebeneinander nachweisbar.

Das Ammonium erreicht an der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald in der Zone stärkster Verunreinigung außerordentlich hohe Gehalte (bis max. 3350 mg/l im Brunnen 405), die aber nach kurzer Fließstrecke wieder auf Werte erheblich unter 100 mg/l absinken (Tab. 33).

Die Nitritwerte an dieser Abfallhalde steigen max. bis auf 3,8 mg/l (Br. 405) an. Am Abfallplatz Großkrotzenburg überschreiten sie nur selten 1 mg/l.

#### 3.1.4.4. Kohlendioxid, Hydrogenkarbonat

Die Titration des Hydrogenkarbonat-Ions bei pH 4,2 erfaßt bei den vorliegenden Wässern nicht nur den Gehalt an  $\text{HCO}_3^-$ -Ionen, sondern auch ggf. vorhandene organische Säuren. Diese wurden jedoch nicht näher bestimmt, sondern als  $\text{HCO}_3^-$  berechnet (FRESENIUS & QUENTIN 1969).

Die gemessenen Gehalte an freiem gelöstem  $\text{CO}_2$  und an gasförmig in der Grundluft nachweisbarem  $\text{CO}_2$  können als Merkmal des intensiven mikrobiellen Abbaus der organischen Substanzen im Grundwasser angesehen werden. Am Abfallplatz Großkrotzenburg wurden im gepumpten Grundwasser  $\text{CO}_2$ -Gehalte bis max. 1890 mg/l (Br. 205) gemessen. Im geschöpften Grundwasser des gleichen Brunnens betrug der Höchstwert sogar 2046 mg/l  $\text{CO}_2$ . Im Oberstrom dieses Abfallplatzes variierte der Gehalt an freiem gelöstem  $\text{CO}_2$  zwischen 6 und 34 mg/l (Br. 201). Im Unterstrom des Abfallplatzes treten auch in der Grundluft, die etwa 1—2 cm über dem Brunnenwasserspiegel entnommen wurde, erhebliche  $\text{CO}_2$ -Anreicherungen auf (Tab. 16).

Im Oberstrom des Abfallplatzes Großkrotzenburg liegt der  $\text{CO}_2$ -Gehalt der Grundluft bei 0,1 Vol.-%, während im Unterstrom der höchste gemessene  $\text{CO}_2$ -Wert 25 Vol.-% (Br. 205) betrug, wobei die übrigen Anteile der Grundluft aus Stickstoff und gasförmigen organischen Substanzen bestanden.

An der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald werden im Unterstrom im allgemeinen nur einige 100 mg/l an freiem gelöstem  $\text{CO}_2$  im Grundwasser erreicht (max. Wert 840 mg  $\text{CO}_2$ /l in Br. 404) (Tab. 33). Die Gehalte an Hydrogenkarbonat-Ionen sind in der Reduktionszone ebenfalls deutlich erhöht (Tab. 32, 33). Sie erreichen am

Abfallplatz Großkrotzenburg max. 5934 mg/l (Br. 205) und an der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald max. 12580 mg/l (Br. 405). An der Abfallhalde in Frankfurt-Schwanheim beträgt der Gehalt an Hydrogenkarbonat-Ionen dagegen max. nur 428 mg/l (Br. 104).

Tab. 16. CO<sub>2</sub>-Gehalte in der Grundluft der Brunnen am Abfallplatz Großkrotzenburg

Brunnen	Entnahme- datum 1967	Wasser- spiegel m u. Flur	CO <sub>2</sub> Vol.-%	Entnahme- datum 1967	Wasser- spiegel m u. Flur	CO <sub>2</sub> Vol.-%
201	29. 9.	5,27	0,1	18.12.	5,48	0,1
202	29. 9.	4,19	7,0	18.12.	4,19	3,4
203	29. 9.	3,32	2,5	18.12.	3,27	0,2
204	29. 9.	3,51	0,8	5.12.	3,39	6,0
211	2.10.	1,40	9,0	18.12.	1,51	9,5
205	2.10.	4,37	25	18.12.	4,50	15
206	29. 9.	3,72	2,0	18.12.	3,70	1,8
212	27. 9.	3,60	-	18.12.	3,60	1,5
207	27. 9.	3,74	2,6	4.12.	3,80	1,2
208	27. 9.	3,90	2,4	4.12.	3,88	1,2
213	27. 9.	1,85	0,1	4.12.	2,12	0,1
209	29. 9.	2,91	4,0	4.12.	3,13	2,2
210	27. 9.	4,30	0,4	4.12.	4,71	0,2

### 3.1.4.5. Eisen II — Gesamteisen

Im Oberstrom der untersuchten Abfallplätze ist im sauerstoffhaltigen Grundwasser praktisch kein gelöstes zweiwertiges Eisen festzustellen. In der Reduktionszone steigt der Eisengehalt an und erreicht insbesondere beim Abfallplatz Großkrotzenburg sehr hohe Werte, in gepumpten Wasserproben 421 mg/l (Br. 202) und in einer aus dem Brunnen 205 3 m unter Wasserspiegel geschöpften Probe sogar einen Fe<sup>2+</sup>-Wert von 700 mg/l. Das Eisen wird aus den Abfallstoffen und aus den eisenhaltigen pleistozänen Sanden und Kiesen herausgelöst. In der Reduktionszone wird das Eisen z. T. als Sulfid gefällt. Mit dem Wiederauftreten von Sauerstoff wird das gelöste zweiwertige Eisen chemisch und durch Eisenbakterien (HÄSSELBARTH & LÜDEMANN 1967) oxidiert und fällt im Untergrund als Eisen-III-Hydroxid aus. Diese Unterschiede in der Art der ausgefallten Verbindungen zeigen sich augenscheinlich an den in die Brunnen eingehängten Asbestbändern als schwarze oder braune Ausscheidungen.

### 3.1.4.6. Mangan

Der Mangan Gehalt ist in der Reduktionszone erhöht (Tab. 32, 33). Während an der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald der max. Wert 6,2 mg/l (Br. 406) beträgt, treten am Abfallplatz Großkrotzenburg in den Brunnen 202, 204, 205 und 206 häufiger Werte über 10 mg/l auf (Höchstwert 155 mg/l im Br. 202).

In der Übergangszone wird das Mangan z. T. mit dem Eisen, z. T. anschließend an das Eisen ausgeschieden. Auch bei der Ausfällung des Mangans sind Mikroorganismen beteiligt (SCHWEISFURTH 1968), wobei bei pH-Werten von 6 — 7 unter den im Grundwasser vorliegenden Verhältnissen die Ausfällung ausschließlich mikrobiell erfolgt (freundl. mdl. Mitt. v. Herrn Prof. Dr. SCHWEISFURTH, 1969).

#### 3.1.4.7. Alkalien

Durch Auslaugung der Abfallstoffe reichert sich das Grundwasser deutlich mit Natrium- und Kalium-Ionen an (Tab. 31, 32, 33). Die Alkaligehalte erreichen an der Abfallhalde in Frankfurt-Schwanheim Werte von max. 70 mg Na<sup>+</sup>/l (Br. 103) und 41 mg K<sup>+</sup>/l (Br. 103), beim Abfallplatz Großkrotzenburg dagegen Werte von max. 1166 mg Na<sup>+</sup>/l (Br. 205) und 705 mg K<sup>+</sup>/l (Br. 205), und an der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald Werte von max. 1240 mg Na<sup>+</sup>/l (Br. 405) und 1100 mg K<sup>+</sup>/l (Br. 405). In einem inzwischen aufgefüllten Tümpel am Fuß der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald wurden sogar 1405 mg Na<sup>+</sup>/l und 1071 mg K<sup>+</sup>/l festgestellt. Im Grundwasserunterstrom der Abfall-Lagerplätze nehmen die Gehalte an Alkalien ab, wobei Unterschiede bei der Verringerung des Gehaltes an Natrium- und Kalium-Ionen festzustellen sind. Diese Unterschiede sind auf die unterschiedlichen Ionenradien und die damit zusammenhängende unterschiedliche Sorption an den Bodenstoffen und in ausgefällten Gelen zurückzuführen.

#### 3.1.4.8. Erdalkalien, Gesamthärte

Das von den Abfall-Lagerplätzen abfließende Grundwasser zeigt erhöhte Werte für Calcium, Magnesium und für die Gesamthärte (Tab. 32, 33). Beim Abfallplatz Großkrotzenburg wird das Grundwasser bis auf max. 193° d (Br. 205) und an der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald bis auf 138° d (Br. 404) aufgehärtet. Die deutliche Verringerung der Gehalte an gelösten Erdalkalien im abfließenden Grundwasser ist auf Ausscheidung von Karbonaten und auf Ionenaustausch zurückzuführen.

#### 3.1.4.9. Chlorid

Die Chloridgehalte des verunreinigten Grundwassers zeigen zeitliche Schwankungen (an Br. 404 2805 mg Cl<sup>-</sup>/l im März 1971 und 1150 mg Cl<sup>-</sup>/l im August 1968) und beim Abfallplatz Großkrotzenburg örtlich eine starke Zunahme während des 5jährigen Untersuchungszeitraumes. Im Brunnen 205 stieg der Cl<sup>-</sup>-Wert von 85 mg/l (Okt. 1964) auf 2027 mg/l (Nov. 1968) an. Die Ursachen für dieses Ansteigen sind in der erwähnten Verlagerung des Ablagerungsschwerpunktes und wahrscheinlich auch in der Veränderung der chemischen Beschaffenheit der abgelagerten Abfallstoffe zu suchen. Im Unterstrom der Abfallplätze nehmen die hohen Konzentrationen an Cl<sup>-</sup>-Ionen rasch ab. Diese Abnahme ist unter Berücksichtigung der Grundwasserneubildung (Abschn. 4.2.1.) nur z. T. auf Verdünnung zurückzuführen. Daher ist zu erwarten, daß auch noch andere Vorgänge an der Verminderung des Cl<sup>-</sup>-Gehaltes im Grundwasser beteiligt sind.

### 3.1.4.10. Zusammenhänge zwischen den Hauptbestandteilen

Die Zusammenhänge zwischen den Hauptbestandteilen sind unterschiedlich signifikant (Tab. 8). Den deutlichsten Zusammenhang zeigt das Variablenpaar Na — Cl, vor allem in den Diagrammen 1, 2, 4 und 6. Es liegt nahe, dies als Hinweis auf die Herkunft der Verunreinigung, nämlich von NaCl in den Abfallstoffen zu deuten. In der Tat ist in den hier zum Vergleich herangezogenen Sickerwässern Weilbach 1 und 2 das Variablenpaar Na — Cl ebenfalls hochsignifikant korreliert [0,96 (16) bzw. 0,97 (15)] (FRESENIUS et al., in Bearbeitung). Weiterhin deutet sich ein Zusammenhang zwischen K und Cl an (Diagr. 2, 4, 6), denen in den Sickerwässern in Weilbach gleichfalls hochsignifikante Korrelationen gegenüberstehen [0,96 (16) bzw. 0,98 (15)].

Schwieriger zu deuten sind die guten Korrelationen zwischen Na und  $\text{HCO}_3$  (Diagr. 1, 3, 4, 6) und zwischen K und  $\text{HCO}_3$  (Diagr. 2, 5, 6). Sie finden sich ebenfalls in den Sickerwässern Weilbach 1 und 2 wieder [Na —  $\text{HCO}_3$  0,77 (15) bzw. 0,89 (15); K —  $\text{HCO}_3$  0,67 (16) bzw. 0,87 (15)].

Hervorzuheben ist, daß das Variablenpaar Na — K, außer im Nullbrunnen (Diagr. 1), gut miteinander korreliert ist, eine Erscheinung, die ihre Entsprechung in den Sickerwässern Weilbach 1 und 2 [0,98 (15) bzw. 0,97 (15)] findet.

Hinsichtlich der Erdalkalien sind ebenfalls gewisse Aussagen möglich. Erwartungsgemäß sind die Variablenpaare Ca —  $\text{HCO}_3$  und Mg —  $\text{HCO}_3$  gut korreliert (Diagr. 2, 6), auffallend ist jedoch die wesentlich schlechtere Korrelation des Variablenpaares Ca —  $\text{SO}_4$  bzw. Mg —  $\text{SO}_4$ . Zieht man zum Vergleich die guten Korrelationen in den Sickerwässern Weilbach 1 und 2 [Ca —  $\text{SO}_4$  0,91 (16) bzw. 0,99 (15); Mg —  $\text{SO}_4$  0,87 (16) bzw. 0,92 (15)] heran und die dort gegebene schwache und überdies gegensinnige (negative) Beziehung zwischen den Erdalkalien und  $\text{HCO}_3$ , so ist zu folgern, daß diese Verschiebung ein Ergebnis von Sulfat-Reduktion im verunreinigten Grundwasser und einer damit verbundenen Karbonatisierung ist.

Die Betrachtung der Stickstoffverbindungen in Tab. 8 zeigt, daß keine Beziehungen zwischen den Gehalten an organisch gebundenem Stickstoff (Norg) einerseits und den Nitrat- bzw. Nitritgehalten andererseits zu erkennen sind. Bei dem Variablenpaar Norg —  $\text{NH}_4$  sind Zusammenhänge in den Diagrammen 6 und 7 angedeutet.

Signifikante Beziehungen zwischen den Gehalten an Ammonium einerseits und Nitrat bzw. Nitrit andererseits fehlen, dagegen bestehen Zusammenhänge zwischen Nitrat und Nitrit in den Diagrammen 2 und 5. Die zu vermutende negative Korrelation zwischen dem Redox-Potential und dem Gehalt an Nitrit ist nicht erkennbar. Das gilt meistens auch bezüglich der Gehalte an Ammonium. Eine Ausnahme macht das Wasser des stark verunreinigten Brunnens 404 (Diagr. 3).

In gleicher Weise ist der zu erwartende Zusammenhang zwischen dem Redox-Potential und dem Gehalt an gelösten  $\text{Fe}^{2+}$ -Ionen meist nicht zu erkennen. Eine Ausnahme macht Diagramm 1.

### 3.1.4.11. Schwermetalle

An den Abfallplätzen bei Großkrotzenburg und im Frankfurter Stadtwald wurden in den Wasserproben die Schwermetalle Arsen, Blei, Kupfer und Zink und im Frankfurter Stadtwald zusätzlich Cadmium, Chrom, Nickel, Quecksilber und Silber bestimmt. Obwohl auf dem Abfallplatz W Großkrotzenburg Industrieabfälle einen großen Anteil

ausmachen und die Abfallstoffe in das Grundwasser hineinreichen, sind die Schwermetallgehalte im Grundwasser, vom Arsenwert von 0,04 mg/l abgesehen, geringer als im Unterstrom der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald (Tab. 32, 33). Im Frankfurter Stadtwald treten die höchsten Werte in der Regel am Rande der Abfallhalde auf und überschreiten bei Blei, Cadmium, Chrom und Zink die Grenzwerte der Trinkwasser-Verordnung vom 31. 1. 1975 (Tab. 17).

Tab. 17. Grenzwerte der Trinkwasser-Verordnung vom 31.1.1975 und max. Schwermetallgehalte im Grundwasser und oberirdischen Wasser im Gebiet der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald

Schwermetall	Grenzwerte mg/l	Grund- wasser mg/l	Max. Schwermetallgehalte		Entnahme- stelle
			Entnahme- stelle	Oberirdi- sches Wasser mg/l	
Arsen	0,04	0,032	405 u. 406	0,033	
Blei	0,04	0,19	404	0,19	19
Cadmium	0,006	0,013	404	0,015	19
Chrom	0,05	0,056	404	0,19	19
Kupfer	-	0,18	418	0,016	20
Nickel	-	0,15	406	0,09	19
Quecksilber	0,004	0,0008	405	0,0002	28
Silber	-	unter 0,001	415	-	-
Zink	2,0	4,0	412	2,0	20

Die Werte für Quecksilber und Silber liegen an der Nachweisgrenze und lassen keine Abhängigkeit von der Entfernung zur Abfallhalde erkennen. In dem Graben, der von der Abfallhalde zum Försterwiesen-Weiher verläuft, treten im oberen Abschnitt (Entnahmestelle 19) im allgemeinen die höchsten Schwermetallgehalte auf, wobei das Grabenwasser einen deutlich höheren Chromgehalt als das Grundwasser besitzt (Tab. 17). Der Nachweis, daß in den Wässern der Brunnen 412 und 411, von einem Kupferwert von 0,084 mg/l abgesehen (0,05 mg Cu/l Grenzwert nach den Vorschlägen der Weltgesundheitsorganisation 1970/1972), die Konzentration der bestimmten Schwermetalle unter den erwähnten Grenzwerten für Trinkwasser bleibt, deutet darauf hin, daß bei den gegebenen hydrogeologischen Verhältnissen eine unterirdische Fließstrecke von etwa 150 — 200 m ab Haldenrand ausreicht, um die Konzentration der untersuchten Schwermetalle auf ein unbedenkliches Maß zu mindern. Die Abnahme der Schwermetallgehalte im Unterstrom der Abfallplätze ist auf die Ausfällung dieser Stoffe als Sulfide (in der Reduktionszone) und auf die Mitfällung mit dem Eisen-III-Hydroxid (in der Übergangs- und Oxidationszone) zurückzuführen.

Die statistische Auswertung des Zusammenhangs zwischen dem Gehalt an festen gelösten Stoffen (TDS), berechnet als Summe der bestimmten Kationen und Anionen, und den Gehalten an As, Pb, Cu, Zn und Hg weist keine signifikanten Korrelationen aus. Nur bei Cd und Ni sind in den Diagrammen 2 und 6 Zusammenhänge zu erkennen.

Da mit sinkendem Redox-Potential mit einer Bindung der Schwermetalle als Sulfide zu rechnen ist, wäre eine negative Korrelation zwischen dem Redox-Potential und dem jeweiligen Schwermetall zu erwarten. Dieser Zusammenhang zwischen dem Redox-Potential und den Schwermetallgehalten ist ebenfalls meist nicht korrelat. Ausnahmen bilden nur die oberirdischen Gewässer (Diagr. 7), für die Pb und Cd eine negative Korrelation zum Redox-Potential anzeigen.

Die in den natürlichen Systemen gegebene Beziehung zwischen Cd und Zn ist in den verunreinigten Grundwässern nicht zu erkennen, wahrscheinlich als Ergebnis der unterschiedlichen Verwendungsweise dieser Stoffe.

Die Gehalte an den Schwermetallen Cd, Cu, Pb und Zn, die von SCHÖTTLER (1972) in Wässern der weiteren Umgebung von Aachen nachgewiesen wurden, zeigen z. T. wesentlich höhere Werte. Dies liegt daran, daß in seinem Datenmaterial Grundwasser, Sickerwasser am Haldenfuß, Wasser in Abfall-Schlammteichen und oberirdisches Wasser nicht auseinandergehalten wurden. Dennoch zeigen die Grundwasserproben am Objekt 7 (Müllhalde Niederbardenberg) mit Gehalten bis zu 0,023 mg Cd<sup>2+</sup>/l, 0,995 mg Cu<sup>2+</sup>/l, 5,435 mg Pb<sup>2+</sup>/l und 6,778 mg Zn<sup>2+</sup>/l, daß hier durch örtliche natürliche Erzvorkommen, vor allem aber durch die Hüttenindustrie, wesentlich höhere Konzentrationen als an den Abfall-Lagerplätzen im Rhein-Main-Gebiet vorkommen. Die z. T. noch höheren Gehalte im Schlammteichwasser, in Haldenabläufen und oberirdischen Gewässern sind auch aus anderen Industrie- und Bergbaugebieten bekannt (FÖRSTNER & MÜLLER 1974, MATTHES 1974).

#### 3.1.4.12. Spurenstoffe im Grundwasser am Abfallplatz Großkrotzenburg (H. FAUTH)

Am 8. 3. 1966 und 2. 11. 1966 wurden aus den Brunnen 201, 202 und 205 Wasserproben entnommen und spektrographisch die Abdampfrückstände analysiert (Tab. 18).

Tab. 18. Spurenstoffe im Grundwasser am Abfallplatz Großkrotzenburg

Entnahmetag	201		202		205	
	8.3.66	2.11.66	8.3.66	2.11.66	8.3.66	2.11.66
pH-Wert	6,75	7,8	7,9	7,1	7,8	6,7
Spez.Leitfähigkeit $\mu\text{S}$	575	550	3550	2600	2000	3500
Li mg/l	0,003	0,0045	0,244	0,114	0,110	0,180
Br mg/l	<0,1	<0,1	9,2	0,4	3,4	0,5
J mg/l	<0,2	<0,1	9,6	<0,1	4,1	0,3
B mg/l	<0,2	<0,1	3,0	0,73	0,8	1,26
Sr mg/l	0,15	0,4	1,1	1,4	0,27	1,4
Cu mg/l	0,025	<0,005	<0,008	<0,005	<0,008	<0,005
Pb mg/l	0,008	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010
Zn mg/l	0,065	0,040	0,010	0,060	<0,005	0,040

Die Konzentrationen an Arsen und Antimon lagen in allen Proben unter 0,002 mg/l, die Gehalte an Ti, V, Mo, Ga, Co und Ni stets unter 0,0001 mg/l. Gegenüber dem Bezugsbrunnen 201 wiesen die Brunnen 202 und 205 in der am stärksten verunreinigten Zone bei Li, Br, J und B deutlich erhöhte Werte auf, während bei Sr, Cu, Zn und Pb keine klaren Unterschiede zu erkennen sind.

#### 3.1.4.13. Sonstige anorganische Stoffe

Die Fluoridgehalte des Grundwassers steigen an der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald deutlich von 0,3 mg/l (Br. 401) auf max. 4,4 mg/l (Br. 405) an (Tab. 33). Am Abfallplatz Großkrotzenburg ist dagegen die Erhöhung des Fluoridgehaltes nur gering

(Tab. 32). Die Abnahme der Fluoride im Grundwasserunterstrom ist wahrscheinlich auf die Ausfällung zusammen mit Erdalkalien und Eisenverbindungen zurückzuführen.

Die Abfallstoffe der Abfallplätze Großkrotzenburg und im Frankfurter Stadtwald beeinflussen den Hydrogenphosphatgehalt des Grundwassers nicht wesentlich (max. Gehalt 3,7 mg/l in Br. 405) (Tab. 33).

Der Gehalt an gelöster Kieselsäure ist im Bereich des verunreinigten Grundwassers deutlich erhöht (Tab. 32, 33). Beim Abfallplatz Großkrotzenburg erreicht der Kieselsäuregehalt max. 58,9 mg/l (Br. 205), und an der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald max. 165 mg/l (Br. 412). Ein Zusammenhang des  $\text{SiO}_2$ -Gehaltes mit der Gesamtverunreinigung ist nicht zu erkennen (Tab. 9). Die Kieselsäure wird im Unterstrom der Abfallplätze ausgefällt und z. T. durch ausfallendes Eisen mitgerissen.

#### 3.1.4.14. Untersuchung von Schläm men und Bodenproben

Im November 1972 wurden aus 4 Brunnensümpfen sowie von den Sohlen des Kesselbruch- und Haldenweiher Schlämmpben entnommen und qualitativ mit Spektralanalyse und Röntgenfluoreszenz untersucht. Damit konnten semiquantitative Aussagen über die Zusammensetzung dieses Materials gemacht werden (Tab. 19, 20).

Tab. 19. Semiquantitative Ergebnisse der Spektralanalyse von Schlämmen aus Brunnen und Weihern im Untersuchungsgebiet Frankfurter Stadtwald

Entnahme- stelle	Größere Mengen	Geringere Mengen	Sehr geringe Mengen bzw. Spuren
405	Si, Fe	Mg, Ca, K, Na, Al, Zn, Mn	B, Ni, Cr, Cu, Ti, V, Ga, Pb, Co, Zn
407	Si, Fe	Mg, Ca, K, Na, Al	B, Cr, Ni, Cu, Ti, V, Zn, Mn, Pb, Ga, Co, Sn
410	Si, Fe	Mg, K, Na, Ca, Al, Cr, Zn	Ni, Cu, Ti, V, Mn, B, Ga, Pb, Co, Zn
413	Si, Fe	Al, Mg, Ca, K, Na, Zn	Cr, Cu, Ni, Ti, Mn, V, Co, B, Ga, Pb, Ag, Sn, As
23	Si, Fe	Al, Ca, Mg, K, Mn	Na, Ni, Ti, Cr, V, Cu, Ga, B, Zn, Co, Pb, Cd, Ba, As, Sn, Ag
24	Si, Fe	Al, Ca, Mg, K, Mn	Na, Cu, Ti, Cr, Ni, V, Sr, Ga, Zn, Pb, B, Ag, Co, Ba, As, Sn
30	Si, Fe	Mg, K, Na, Ca, Al, B, Ni	Cr, Cu, Ti, V, Mn, Zn, Ga, Pb, Co
31	Fe, Si	Ca, K, Na, Al, Mg	B, Mn, Zn, Cu, Sr, Pb, Cr, Ti, Ni, Ga, Zn, Ba, V, Ag, As, Co
33	Fe	Ca, K, Na, Si, Al, Mg	B, Mn, Zn, Cu, Sr, Pb, Cr, Ni, Ga, Sn, Ba, V, Ti, Ag, As

Die Ergebnisse der beiden physikalischen Methoden überschneiden sich sowohl qualitativ als auch quantitativ und ergänzen sich auf diese Weise. Neben den ubiquitären und in derartigen Schlämmen zu erwartenden Stoffen (Si, Fe, Al, Ca, Mg) sind weitere Inhaltsstoffe vorhanden, die zu eingehenderen quantitativen Bestimmungen Anlaß gaben. Die Ergebnisse sind in Tab. 21 und 22 niedergelegt.

Tab. 20. Semiquantitative Ergebnisse der Röntgenfluoreszenzanalyse von Schlämmen aus Brunnen und Weihern im Untersuchungsgebiet Frankfurter Stadtwald

Entnahme- stelle	Größere Mengen	Geringere Mengen bzw. Spuren
405	Fe	Zn, Ba, Mn, Sr, Zr, Rb, Pb, Cu, Ti, Y, Nb, Ag, J, Ni, CP
407	Fe	Ba, Zr, Zn, Mn, Rb, Sr, Pb, Cu, Ti, Y, Sn, Ag, Nb, Ni
410	Fe	Zr, Ba, Mn, Zn, Cu, Rb, Sr, Ti, Y, Ag
413	Fe	Zn, Zr, Ba, Pb, Mn, Rb, Cu, Ti, Y, Sr, Ag
23	Fe	Mn, Zr, Zn, Sr, Rb, Ti, Cu, As, Ba
24	Fe	Mn, Zr, Sr, Rb, Ti, Zn, Cu, Pb, As, Ba, Ag, Y
30	Fe	Zr, Ba, Rb, Zn, Mn, Ti, Cu, Pb, Nb, Y, Br, Ni
31	Fe	Ba, Sr, Zr, Mn, Zn, Pb, Cu, Rb, Ti, Br, Y, Ce, Ag, Zn, Nb, Ni
33	Fe	Mn, Sr, Ba, Zn, Pb, Cu, Rb, Zr, Ti, Y, Ag, Br

Tab. 21.  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Na}^+$ - und  $\text{K}^+$ -Gehalte in Schlämmen und ihrem Porenwasser aus Brunnen und Weihern im Untersuchungsgebiet Frankfurter Stadtwald

Entnahme- stelle	$\text{H}_2\text{O}$ -Gehalt %	$\text{Cl}^-$ -Gehalte		$\text{Na}^+$ -Gehalte		$\text{K}^+$ -Gehalte	
		Schlamm mg/kg	Wasser	Schlamm mg/kg	Wasser	Schlamm mg/kg	Wasser
405	49,4	1879	1196	3573	970	7161	465
407	46,7	1472	1354	4515	850	22517	447
410	31,8	36	40	10520	12	19457	2,5
413	68,9	n.b.	38	7353	31	16327	5
23	65,0	ca. 33000	37	3597	19	8333	7
24	82,1	ca. 25000	97	2450	48	7258	19
30	50,5	3663	3013	6698	1793	28044	1076
31	65,8	16318	7380	7469	5058	8545	3275
33	70,2	22281	10655	7642	6287	7225	3574

Der Wassergehalt ist als Differenz zwischen Originalprobe und luft-trockener Probe bestimmt.

In Tab. 21 ist zu erkennen, daß die Gehalte an Cl, Na und K in den Porenlösungen wesentlich niedriger sind als in den Festteilen. Der Schluß liegt nahe, daß eine adsorptive Bindung dieser Ionen vorliegt, umso mehr, als gerade beim Kalium diese Erscheinung besonders ausgeprägt ist, dessen bevorzugte Bindung an Feststoffe seit langem bekannt ist. Die relativ geringere Bindung des Natriums ist ebenfalls zu erkennen. Bemerkenswert ist jedoch die Feststellung, daß auch das Chlorid in den Feststoffen angereichert ist.

Bemerkenswert sind auch die sehr starken Anreicherungen der 3 Ionenarten in der Festsubstanz gegenüber dem Wasser des Kesselbruchweihers (23, 24). Diese Anreicherungen sind wohl kaum auf die Auswirkungen der Abfallhalde zurückzuführen.

Tab. 22 enthält weitere Angaben über die Konzentration in der Festsubstanz. Die Analysenwerte sind auf lufttrockene Schlämme bezogen, der Wassergehalt auf 105° C



und der Glührückstand auf 450 ° C. Hervorzuheben sind neben hohen Gehalten an Eisen und Mangan auch bemerkenswerte Konzentrationen an Zink und Blei.

Die Prüfung auf Gesamt-Cyanid erbrachte nur im Schlamm der Brunnen 405 und 407 sowie im Schlamm vom Haldenweiher an den Entnahmestellen 31 und 33 nachweisbare Konzentrationen (Tab. 22).

Tab. 22. Schwermetalle und Cyanidgehalte von Schlämmen aus Brunnen und Weihern im Untersuchungsgebiet Frankfurter Stadtwald

Entnahme- stelle	H <sub>2</sub> O-Gehalt %	Glüh- verlust %	As mg/kg	Hg mg/kg	Cd mg/kg	Pb mg/kg	Cu mg/kg	Zn mg/kg	Ni mg/kg	Fe mg/kg	Mn mg/kg	Cr mg/kg	Gesamt- Cyanid mg/kg
Entnahme: 9. November 1972													
Brunnen													
405	3,21	11,23	31	0,45	3,4	96	69	2130	56	27624	2046	59	0,9
407	3,55	7,98	30	0,27	1,8	141	60	470	97	25880	361	115	0,1
410	1,71	2,51	5,4	0,09	1,1	47	79	205	153	25460	131	135	n.n.
413	2,79	8,15	24	2,0	8,3	148	343	680	102	50699	725	89	n.n.
Kesselbruch-Weiher													
23	2,73	10,65	22	3,1	0,2	112	28	480	49	24162	2614	6	n.n.
24	5,47	26,64	39	2,5	3,9	129	42	440	60	28727	152	8	n.n.
Haldenweiher													
30	3,05	7,24	15	0,19	0,2	50	44	230	70	28925	96	56	n.n.
31	3,27	16,34	47	0,88	8,8	216	190	1170	53	40610	1709	73	1,5
33	3,07	19,79	47	0,59	1,7	179	59	630	39	40688	2254	72	1,0
Entnahme: 20.-23. Juli 1973													
Halden-Weiher													
30	-	-	34	2,8	3,4	113	-	510	-	1000	-	50	-
31	-	-	21	1,8	1,5	85,4	-	420	-	1200	-	30	-
33	-	-	17	0,09	1,5	98,7	-	275	-	1000	-	<10	-
32	-	-	31	1,9	3,4	241	-	530	-	1500	-	50	-
Entnahme: 6.-8. November 1973													
Kesselbruch-Weiher													
23	3,97	9,55	29	0,32	0,6	40	-	180	-	2500	-	130	-
24	1,61	7,50	6	0,19	0,2	20	-	69	-	1000	-	88	-
Halden-Weiher													
30	2,64	8,49	15	0,24	0,3	40	-	188	-	2200	-	130	-
33	1,56	9,00	25	0,78	1,6	110	-	396	-	2200	-	120	-

n.n. = nicht nachweisbar

Im Bereich des Grabens zwischen den Entnahmestellen 19 und 27 tritt sichtbar Wasser zwischen den dort verlegten Beton-Halbschalen aus. Vor allem zwischen 19 und 29 kommt es zu Ausscheidungen einer gelben Substanz. Der deutlich wahrnehmbare H<sub>2</sub>S-Geruch weist darauf hin, daß es sich um elementaren Schwefel handeln dürfte, der von Schwefelbakterien (*Beggiatoa*) beim Zusammentreffen mit atmosphärischem Sauerstoff zu elementarem Schwefel oxidiert wird. Eine Schlammprobe von Stelle 29 wurde mit CS<sub>2</sub> extrahiert. Der Extrakt erlaubte den Nachweis von Schwefel, jedoch enthalten die dort beobachteten weißlichen Partikel außer Schwefel auch noch eine andere Substanz. Die mikroskopische Untersuchung fand keine typischen Schwefelbildner, jedoch große Mengen der verschiedensten Bakterien sowie vereinzelt Kugelalgen.

Im Herbst 1969 wurde im Zusammenhang mit der Rekultivierung der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald der Entwässerungsgraben am Fuße der Halde ausgehoben. Bei dieser Gelegenheit wurden am 30. 10. 1969 vier Bodenproben in verschiedenen Tiefen entnommen. Die Bodenfeuchtigkeit dieser Proben lag bei 15 %. Jeweils 100 g

Boden wurden mit 300 ml destilliertem Wasser ausgezogen. Nach einer Kontaktzeit von 10 Minuten wurde die überstehende wässrige Phase abgetrennt und hierin der Chloridgehalt bestimmt. Der auf diese Weise ausgezogene Boden wurde dann noch zweimal mit Wasser ausgezogen und anschließend mit Salpetersäure behandelt. Die Ergebnisse sind in Tab. 23 niedergelegt.

Tab. 23.  $\text{Cl}^-$ - und  $\text{Na}^+$ -Konzentrationen in mg/100 g Boden in Bodenproben am Fuß der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald

Tiefe über Wasser- oberfläche	± 0 cm	35 cm	83 cm	250 cm
Chlorid				
1. Wasserauszug	38,6	40,5	16,3	13,9
2. Wasserauszug	3,4	3,5	2,4	1,7
3. Wasserauszug	0,2	0,2	0,2	0,2
Salpetersäureauszug nach				
3. Wasserauszug	4,3	6,2	3,6	3,0
Natrium Salpetersäureauszug nach				
3. Wasserauszug	1,3	1,4	1,7	2,0

Die Hauptunterschiede der Konzentrationen in den einzelnen Entnahmetiefen liegen im 1. Wasserauszug, während die 3. Auszüge keine Unterschiede aufweisen und die 2. Wasserauszüge untereinander verhältnismäßig ähnlich sind. Bemerkenswert ist der höhere  $\text{Cl}^-$ -Gehalt und der Restgehalt an  $\text{Na}^+$ , der im Salpetersäureauszug nachgewiesen ist. Die Werte deuten an, daß ein Teil des Chlorids und auch des Natriums verhältnismäßig fest gebunden ist und durch eine einfache Wasserextraktion nicht restlos desorbiert wird.

### 3.1.4.15. Untersuchungen im Haldenweiher

Im Frankfurter Stadtwald wurden in den Jahren 1970 — 1973 an 4 Stellen des Haldenweihers (30, 31, 32, 33) aus verschiedenen Tiefen Wasserproben geschöpft. Die Entnahmestellen der Wasserproben sind in den Lageplan eingetragen (Abb. 20). Die chemischen Untersuchungen ergaben, daß nur die obere, in der Regel etwa 0,5 — 1,0 m mächtige, im obersten Teil braun gefärbte Wasserschicht sauerstoffhaltig ist. Darunter ist das Wasser dunkelgrau bis schwarz gefärbt. Das Wasser des Haldenweihers enthält erhöhte Eisen- und Schwefelwasserstoffgehalte, die mit der Tiefe deutlich zunehmen (Tab. 34). Auch der Abdampfdruckstand nimmt von der Wasseroberfläche bis zur Sohle des Weihers zu. Die Sulfatgehalte, die pH-Werte und die Redox-Potentiale steigen dagegen zur Wasseroberfläche deutlich an (Tab. 34). Ein Vergleich der Tab. 34 und 33 zeigt, daß im unteren Teil des Haldenweihers das Wasser wesentlich mehr Schwefelwasserstoff und weniger Sulfat enthält als im Brunnen 407 und das Redox-Potential über der Sohle des Weihers sogar niedrigere Werte erreicht als im Brunnen 405. Am 30. 10. 1970 betrug

die Temperatur des Wassers an der Oberfläche rd.  $8^{\circ}$  und an seiner Sohle (4,5 — 5,0 m unter Wasserspiegel)  $9,5$  —  $9,9^{\circ}$  C. Die in Teichen zu beobachtende Umwälzung der Wasserschichten aufgrund der Dichteunterschiede bei verschiedenen Wassertemperaturen entfällt hier wegen der hohen Dichte der verunreinigten unteren Wasserschicht.

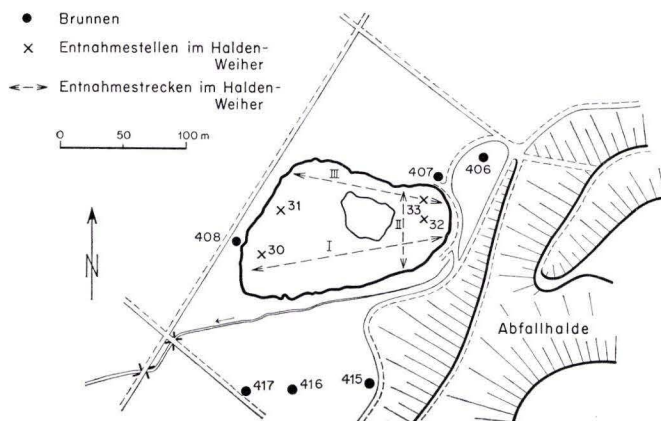


Abb. 20. Entnahmestellen von Wasserproben aus dem Haldenweiher im Frankfurter Stadtwald.

Aus den Analysendaten ist für den Zeitabschnitt 1970 — 1973 keine Verbesserung der chemischen Beschaffenheit des Wassers im Haldenweiher festzustellen. In der oberen, sauerstoffhaltigen Wasserschicht hat das Redox-Potential sogar deutlich abgenommen und der Abdampfdruckstand ist um etwa 2000 mg/l auf rd. 5200 mg/l angestiegen (Tab. 34). Die erhöhten Sauerstoffwerte und das Fehlen von Schwefelwasserstoff am 28. 7. 1972 in der obersten Wasserschicht sind wahrscheinlich auf den hohen Niederschlag (an der Station Frankfurt-Flughafen rd. 38 mm) vom 10. 7. 1972 zurückzuführen, wobei sauerstoffhaltiges Regenwasser das stark verunreinigte Haldenwasser überschichtet hat.

## 3.2. Physikalisch-chemische Meßwerte

### 3.2.1. Temperatur

Die Wassertemperaturen wurden in gepumpten Proben mit Quecksilberthermometern und unmittelbar in den Brunnen mit einem elektrischen Widerstandsthermometer gemessen.

Am Abfallplatz Großkrotzenburg traten im Brunnen 202 in den Jahren 1965 — 1967 erheblich höhere Temperaturen (Höchstwert  $25,1^{\circ}$  C) auf als im Brunnen 201. In den Brunnen 205, 206 und 211 sind die Temperaturerhöhungen dagegen nicht so ausgeprägt (Tab. 32). Auch an der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald sind in den Brunnenwässern nur geringe Temperaturerhöhungen festzustellen (Höchstwert  $18,0^{\circ}$  C in Br. 405).

Die Temperaturerhöhungen in der Reduktionszone werden auf den Energieüberschuß zurückgeführt, den die chemischen und biologischen Oxidationsvorgänge der organischen Stoffe in der Halde und in der Reduktionszone liefern. Durch die elektrische Temperaturmessung wurde im Brunnenwasser eine Temperaturschichtung nachgewiesen (NÖRING et al. 1968).

### 3.2.2. pH - Wert

Im Unterstrom des Abfallplatzes Großkrotzenburg variiert der pH-Wert des Grundwassers zwischen 6,0 (Br. 203) und 7,8 (Br. 207) und an der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald zwischen 4,2 (Br. 411) und 8,0 (Br. 405), obwohl einzelne Abfallstoffe und ihre Lösungsprodukte wesentlich geringere pH-Werte besitzen (Tab. 32, 33). Zum Beispiel betrug nach einer Analyse des Staatlichen Chemischen Untersuchungsamtes Wiesbaden der pH-Wert im Filtrat des 1 zu 5 mit destilliertem Wasser versetzten Säureharzes 1,45 und in dem auf gleiche Weise gewonnenen Filtrat aus Bleicherde 2,2. Der verhältnismäßig geringe Streubereich der pH-Werte im Unterstrom der Abfallplätze ist wahrscheinlich auf das starke Pufferungsvermögen des verunreinigten Grundwassers zurückzuführen. In basenhaltigen Grundwasserleitern, die allerdings in den Untersuchungsgebieten nicht auftreten, kann eine Neutralhaltung des Wassers auch durch Bodenbestandteile (hauptsächlich karbonathaltige Gesteine) eintreten. Bei dem schwach mineralisierten Wasser des im Walde stehenden Brunnens 401 (Oberstrom der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald) treten pH-Werte zwischen 4,8 und 5,9 auf. Diese niedrigen Werte und die Schwankungen sind auf die zeitlich verschiedenen hohen biogenen  $\text{CO}_2$ -Gehalte der Bodenluft zurückzuführen (BECKSMANN 1955).

### 3.2.3. Spezifische Leitfähigkeit

Die Messung der spezifischen Leitfähigkeit des Grundwassers bietet die Möglichkeit, sich im Gelände rasch über die Konzentration an gelösten Stoffen zu informieren.

Die Leitfähigkeiten wurden an Ort und Stelle im gepumpten Wasser und unmittelbar in den Brunnen gemessen. Außerdem erfolgten Kontrollmessungen der Leitfähigkeiten im Laboratorium bei einer einheitlichen Temperatur von  $+20^\circ\text{C}$ . Zwischen den Meßwerten zeigen sich dann Unterschiede, wenn bei den Laboratoriumsproben bereits Veränderungen im Lösungsgehalt eingetreten sind, z. B. durch Ausfällen von Eisenverbindungen.

Am Abfallplatz Großkrotzenburg betragen die Mittelwerte der spezifischen Leitfähigkeit im Grundwasseroberstrom  $5,0 \cdot 10^{-4} \text{ S} \cdot \text{cm}^{-1}$  (Br. 201) und im Bereich der stärksten Verunreinigung (Br. 205)  $3,8 \cdot 10^{-3} \text{ S} \cdot \text{cm}^{-1}$  (Höchstwert  $1,1 \cdot 10^{-2} \text{ S} \cdot \text{cm}^{-1}$ ). An der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald nehmen die Mittelwerte der spezifischen Leitfähigkeit von  $3,9 \cdot 10^{-4} \text{ S} \cdot \text{cm}^{-1}$  (Br. 401) auf  $1,5 \cdot 10^{-2} \text{ S} \cdot \text{cm}^{-1}$  (Br. 405) (Höchstwert  $7,0 \cdot 10^{-2} \text{ S} \cdot \text{cm}^{-1}$ ) zu.

### 3.2.4. Redox-Potential

Mit der Messung der Redox-Potentiale (Eh-Werte) wurde im Jahre 1968 begonnen. Die Grundwässer im Oberstrom der Abfallplätze besitzen Redox-Potentiale im positiven Bereich, am Abfallplatz Großkrotzenburg (Br. 201)  $+115 \text{ mV}$  und an der Abfall-

halde im Frankfurter Stadtwald (Br. 401) + 166 mV (Mittelwert). In der Reduktionszone treten dagegen typischerweise stark negative Redox-Potentiale auf, am Abfallplatz Großkrotzenburg (Br. 211) — 270 mV und an der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald (Br. 405) — 350 mV. Die Selbstreinigungsvorgänge ergeben im abströmenden Grundwasser wieder Redox-Potentiale im positiven Bereich (Oxidationszone, Tab. 32, 33). An der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald ist im Brunnen 407 im Sommer 1972 ein deutliches Ansteigen der Redox-Potentiale zu erkennen (Tab. 24).

Tab. 24. Redox-Potentiale, Wassertemperaturen und pH-Werte im Brunnen 407 an der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald

Datum	Redox-Potential mV	Wassertemperatur °C	pH-Wert
27. 3.1969	- 90	8,5	6,5
5. 5.	- 220	9,3	6,5
7. 7.	- 70	8,8	6,5
3. 9.	- 130	10,5	6,7
29.10.	- 100	10,7	6,6
5.12.	- 100	10,3	6,5
24. 2.1970	- 200	8,8	6,5
28. 4.	- 130	8,5	6,5
30. 6.	- 265	9,4	6,5
25. 8.	- 240	10,4	6,5
28.10.	- 210	10,7	6,4
1. 3.1971	- 200	8,9	6,7
27. 8.	- 200	9,8	6,8
28.10.	- 140	11,1	6,9
8.12.	- 150	10,4	6,4
12. 7.1972	+ 140	10,5	6,9
10.11.	+ 90	11,2	6,9
26. 4.1973	+ 100	9,3	7,2
8.11.	+ 200	11,4	6,8

### 3.3. Untersuchungen zur Mikrobiologie und Hygiene

#### 3.3.1. Untersuchungsmethoden

Die Untersuchung der Beschaffenheit des geschöpften oder gepumpten Grundwassers aus den Brunnen im Bereich der Verunreinigungsherde gibt nur einen unvollständigen Einblick in die räumliche Verteilung und Verbreitung der Mikroflora in den mit Hohlräumen durchsetzten Grundwasserleitern. Beim Pumpen werden nämlich nur wenige der auf Gesteinspartikel festsitzenden Individuen mitgerissen. Daher herrschen in gepumptem Wasser die beweglichen Formen der Mikroorganismen vor. Die Aussagen

können jedoch durch Untersuchung des Schlammes in den Brunnensümpfen und von Proben des umgebenden Gesteins ergänzt werden. Schließlich hat sich als Methode zur Erfassung der natürlichen Mikroflora im Untergrund der Einsatz von Trägerkörpern bewährt, die für die Dauer von 2—6 Monaten als Aufwuchsflächen für weniger bewegliche oder unbewegliche Mikroorganismen in Brunnen eingehängt werden. Als inerte Träger dienen dabei Glas- und Kunststoffringe, Kunststoffolien, Asbestbänder und Objektträger, die an Kunststoffäden im Abstand von ungefähr 25 cm in die Brunnen eingelassen werden.

Die Proben für die hygienischen, mikrobiologischen und biologischen Untersuchungen wurden durch Pumpen, durch Schöpfen mit einem RUTTNER-Schöpfer, durch Heraus-schaben von Schleim aus den Filterrohren, durch Schöpfen von Schlamm aus den Brunnensümpfen, durch Trägerkörper, durch Entnahme von Bodenproben aus Schürfen und mit Hilfe von Planktonnetzen gewonnen.

Die geschöpften Grundwasserproben wurden sowohl unmittelbar unterhalb der Grundwasseroberfläche (0—40 cm Tiefe) als auch 0—50 cm oberhalb der Sohle der Brunnen entnommen.

Die Identifizierung der in den Wasser- und Schlammproben vorkommenden verschiedenen Arten von Mikroorganismen erfolgte mit Hilfe selektiver Kulturverfahren (GOLWER et al. 1972). Bei der Auswertung der Untersuchungen ist zu beachten, daß die erzielten Ergebnisse nur schmale Ausschnitte des gesamten Spektrums einer Mikrobenpopulation zeigen. Die dabei getroffene Auslese ist von den verwendeten Kulturmedien, besonders von den darin eingesetzten Kohlenstoff- und Stickstoff-Quellen, dem C/N-Verhältnis, dem gewählten pH-Bereich, der Bebrütungszeit und -temperatur und auch vom Redox-Potential abhängig. Hinzu kommt, daß bei allen Entnahmemethoden sich die ursprünglichen Keimzahlen sehr schnell verändern (ZOBELL 1946), wenn die Probe dem Ökosystem entnommen wurde. Keimzahlen können sich bei Wasserproben bereits nach einer Stunde, bei Bodenproben nach einigen Stunden ändern (KRUMBEIN 1971).

### 3.3.2. Untersuchungsergebnisse

#### 3.3.2.1. Keimzahlen

Der bis 1973 auf einer Waldlichtung zwischen einem Buchenaltbestand und einer Kieferndickung gelegene Brunnen 401 befindet sich im Grundwasseroberstrom der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald (Abb. 4) und liefert daher die für einen Vergleich wichtigen „Normalwerte“ (Tab. 33). Der Waldboden ist hier sauer, die pH-Werte des Grundwassers variieren zwischen 4,8 und 5,9. Die mittlere Keimzahl liegt in den 40 cm mächtigen Schichten unter dem Brunnenwasserspiegel und über der Brunnensohle bei rund 500/ml (Tab. 25). Das Wasser enthält Sauerstoff (Mittelwert 5 mg O<sub>2</sub>/l) und kaum H<sub>2</sub>S, obwohl sulfatreduzierende Desulfovibrionen nachweisbar sind und auch genügend Sulfat vorhanden ist. Das Redox-Potential liegt im positiven Bereich (+ 100 mV bis + 240 mV).

Das Grundwasser im Brunnen 405, der am Fuß der rekultivierten Abfallhalde steht, zeigt gegenüber dem „Normalbrunnen“ eine eindeutige Belastung durch organische und anorganische Stoffe (Tab. 33). Freier Sauerstoff war im Beobachtungszeitraum vom Juni 1968 bis Oktober 1970 nicht mehr nachweisbar und das Redox-Potential ist in den negativen Bereich abgesunken. Ökologisch bedeutungsvoll ist der Anstieg des Nitrat-

gehalten und das Vorhandensein von  $\text{NH}_4^+$  und  $\text{H}_2\text{S}$ . Auch alle anderen Werte sind angestiegen. Der pH-Wert liegt hier im Mittel über 7 und stellt einen ganz eindeutigen Parameter dar. Die Keimzahl überschreitet im Mittel 70 000/ml, ist also um mehr als 2 Zehnerpotenzen höher als im Nullbrunnen 401 (Tab. 25). Bemerkenswert ist der hohe Mittelwert der Keimzahl unter dem Brunnenwasserspiegel, der durch zwei extrem hohe Einzelwerte im Oktober 1968 (5 310 000 Keime/ml) und Juli 1970 (1 180 000 Keime/ml) beeinflusst wird.

Tab. 25. Keimzahlen in 1 ml in geschöpftem Brunnenwasser zwischen Juni 1968 und August 1970 im Untersuchungsgebiet Frankfurter Stadtwald

	Brunnen 401		Brunnen 405		Brunnen 407		Brunnen 413	
	a	b	a	b	a	b	a	b
Zahl der Bestimmungen	15	11	15	11	15	10	10	11
Mittelwert	485	459	475.100	71.270	2.280	9.660	3.240	3.125
Min.	0	18	22	1.000	0	26	12	176
Max.	3.310	1.580	5.310.000	463.000	16.400	40.200	28.400	14.000

a) 0 — 40 cm unter Brunnenwasserspiegel

b) 0 — 50 cm über Brunnensohle

Das Wasser des nur ca. 50 m vom Abfallplatz entfernten, am Rande eines 90jährigen Kiefern-Eichen-Buchen-Mischwaldes liegenden Brunnens 407 zeigte von Juni 1968 bis Oktober 1970 noch ein negatives Redox-Potential und enthielt keinen freien Sauerstoff, dafür sind im Vergleich zum Brunnen 405 die organische und anorganische Belastung (einschl. des  $\text{H}_2\text{S}$ -Gehaltes) bereits ganz erheblich zurückgegangen. Der pH-Wert variierte unter dem Neutralpunkt (6,0 — 6,7). Die Keimzahl hat sich um eine Zehnerpotenz verringert (Tab. 25).

Die Konzentrationen der organischen und anorganischen Inhaltsstoffe in dem etwa 300 m vom Rande der Abfallhalde entfernt liegenden Brunnen 413, der in einem etwa 90jährigen Eichen-Kiefern-Fichten-Mischbestand steht, haben sich schon weitgehend normalisiert (Tab. 33). Das Redox-Potential ist positiv und der Gehalt an freiem Sauerstoff liegt in der Größenordnung wie bei dem „Normalbrunnen“ 401. Der pH-Wert schlägt gelegentlich, z. B. bei den Probenahmen im Herbst 1969 (4. 9. und 29. 10. 1969), nach der neutralen bzw. schwach alkalischen Seite aus; das Mittel aus 12 Einzelbestimmungen liegt aber im schwach sauren Bereich bei 6,7, die Keimzahl des Grundwassers ist gegenüber Brunnen 407 weiter abgesunken und beträgt im Mittel rd. 3200/ml.

Die extrem hohe Keimzahl (22 Mio.), die im Mai 1969 über der Brunnensohle (Br. 407) beobachtet wurde, ist auf die Probenahme mit dem RUTTNER-Schöpfer zurückzuführen. In diesem Falle wurde der sedimentierte Schlamm an der Brunnensohle, der wesentlich mehr Mikroorganismen als das Brunnenwasser enthält, aufgerührt und mit-erfaßt. Dieser hohe Wert wurde daher in Tab. 25 nicht berücksichtigt.

In geschöpften und gepumpten Wasserproben der Brunnen 401, 405, 407, 413 und 414 wurden im Dezember 1968 bis Oktober 1970 auch die Keimzahlen mesophiler (22° C) und thermophiler (37° C) Bakterien auf Nähragar bestimmt (Tab. 26). Diese Keimzahlen sind aber mit den in Tab. 25 dargestellten Keimzahlen trotz gleicher Entnahmetage nicht vergleichbar, weil unterschiedliche Nährlösungen verwendet wurden und

die Keimzahlen in Tab. 25 auf 1 ml und in Tab. 26 auf 0,1 ml bezogen sind. Die Tab. 26 zeigt, daß im verunreinigten Grundwasser die Zahl der mesophilen Keime in der Regel über der Zahl der thermophilen Keime liegt, und daß in geschöpften Wasserproben häufig höhere Keimzahlen auftreten als in gepumpten Wasserproben. Diese Unterschiede in den Keimzahlen zwischen geschöpften und gepumpten Wasserproben treten vor allem in den nicht durch Abfallstoffe verunreinigten Wässern der Brunnen 401 und 414 deutlich in Erscheinung. Das gepumpte Wasser aus dem Brunnen 401 und zeitweise auch aus dem Brunnen 414 besitzt analytisch Trinkwasserqualität. Bemerkenswert ist, daß auch im gepumpten, stark verunreinigten Wasser des Brunnens 405 zeitweise (Oktober bis Dezember 1969) sehr niedrige Keimzahlen auftreten (Tab. 26).

Tab. 26. Keimzahlen in geschöpftem (a) und gepumptem (b) Brunnenwasser.

Keimzahlen mesophiler (22° C) und thermophiler (37° C) Bakterien in 0,1 ml auf Nähragar zwischen 17.12.1968 und 30.10.1970

	Brunnen 401		Brunnen 405		Brunnen 407		Brunnen 413		Brunnen 414	
	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b
<b>Mesophile Bakterien</b>										
Zahl der Bestimmungen	7	6	9	9	9	9	8	9	8	9
Mittelwert	120	3,5	2.380	480	290	260	1.740	2.120	1.210	87
Min.	3	0	130	8	25	1	0	0	1	0
Max.	385	17	11.000	3.050	1.280	770	11.580	10.370	6.300	500
<b>Thermophile Bakterien</b>										
Zahl der Bestimmungen	7	6	9	9	9	9	8	9	8	9
Mittelwert	102	1	1.270	365	245	93	40	56	63	14
Min.	0	0	2	6	6	5	0	1	0	1
Max.	650	4	3.070	1.860	1.860	350	80	260	290	86

### 3.3.2.2. Arten der Organismen

Bei allen geschöpften Brunnenwässern wurde im Laufe des 2,5jährigen Beobachtungszeitraumes von Dezember 1967 bis April 1970 festgestellt, daß in einem Brunnen max. 27 Arten von Mikroorganismen auftreten (Br. 407, Tab. 27), in Einzelproben dagegen die Zahl der Spezies im Mittel 4 — 8 beträgt und max. 10 erreicht (GOLWER et al. 1972, 1973). Die weiteren mikrobiologischen Untersuchungen bis zum Ende des Forschungsvorhabens bestätigten diese Befunde, ohne daß weitere Arten nachgewiesen werden konnten. Die Untersuchung der Trägerkörper, die 40 Tage in die Brunnen eingehängt wurden, ergab, daß neben den Bakterien eine reichliche Mycelentwicklung auf den Trägern zu beobachten ist und daß auch auf diesen nicht mehr als 10 Arten auftreten. Die Dichte des mikrobiellen Wachstums und die Artenzahl werden auf den Trägerkörpern nicht merklich durch die Tiefe beeinflusst. Bemerkenswert ist die hohe Wachstumsdichte im Brunnen 413, da in diesem Brunnen das Grundwasser nur verhältnismäßig wenig verunreinigt ist und auch die Keimzahl im geschöpften Wasser geringer ist als in den Brunnen 405 und 407 (Tab. 27). Diese Tatsache deutet darauf hin, daß chemische und bakteriologische Wasseranalysen allein in verunreinigten Grundwasserbereichen das Abbaugeschehen nur einseitig beleuchten und die dafür verantwortlichen Mikroorganismen nur unvollkommen erfassen.



Tab. 27. Artenliste von Mikroorganismen aus den Brunnen 401, 405, 407 und 413

Arten	Brunnen 401	Brunnen 405	Brunnen 407	Brunnen 413
1. Bakterien				
1.1 Gram-positive Bakterien				
1.1.1 Kokken				
<i>Micrococcus sulfureus</i>		+	+	
<i>Micrococcus roseus</i>		+	+	+
<i>Sarcina lutea</i>	+	+	+	+
1.1.2 Stäbchen (Endosporen)				
<i>Bacillus subtilis</i>	+	+	+	+
<i>Bacillus mycoides</i>	+	+	+	+
<i>Bacillus cereus</i>	+	+	+	+
<i>Bacillus mesentericus</i>		+	+	+
<i>Bacillus megaterium</i>	+	+	+	+
* * <i>Nitrobacter winogradskyi</i>		+	+	
* * <i>Clostridium nigrificans</i>		+	+	+
1.2 Gram-negative Bakterien				
1.2.1 Stäbchen				
<i>Bacterium liquefaciens</i>	+	+	+	+
<i>Bacterium nitrificans</i>		+	+	+
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>		+	+	+
<i>Pseudomonas fluorescens</i>	+	+	+	+
<i>Chromobacterium aquatile</i>	+	+	+	+
<i>Chromobacterium ferrugineum</i>		+	+	
<i>Chromobacterium violaceum</i>			+	+
<i>Chromobacterium miniaceum</i>		+	+	
<i>Methanobacter sp.</i>		+	+	
1.2.2 Vibrionen				
* * <i>Desulfovibrio desulfuricans</i>	+	+	+	+
* <i>Spirillum sp.</i>		+	+	
2. Actinomyceten				
2.1 Mycobacteria				
<i>Mycobacterium mucosum</i>	+	+	+	+
2.2 Streptomycceten				
<i>Streptomyces albus</i>		+	+	+
<i>Streptomyces griseus</i>			+	+
3. Pilze				
3.1 Phycomyceten				
<i>Mucor racemosus</i>	+			+
3.2 Ascomyceten				
<i>Aspergillus glaucus</i>	+			
<i>Penicillium sp. sym.</i>	+	+	+	+
<i>Penicillium sp. asym.</i>			+	+
<i>Penicillium sp.</i>				+
<i>Fusarium sp.</i>	+		+	
<i>Cladosporium sp.</i>				+

\* nur mikroskopisch identifiziert

\* \* in Selektionsmedium identifiziert

Am 30. 10. 1970 und am 23. 7. 1971 wurden beim Befahren des Haldenweiher mit einem Boot auf drei Strecken mit dem Planktonnetz 20 und 40 cm unter dem Wasserspiegel Proben für biologische Untersuchungen entnommen. Die Entnahmestrecken sind in den Lageplan eingetragen (Abb. 20).

Entsprechend den unterschiedlichen Jahreszeiten konnten die biologischen Untersuchungen auch Unterschiede in der Flora und Fauna des Haldenweiher vor allem in quantitativer Hinsicht nachweisen; einzelne Organismenarten konnten jedoch bei allen Entnahmen und in allen Wasserproben gefunden werden.

Grundsätzlich waren die im Oktober 1970 entnommenen Proben verhältnismäßig artenarm, während die im Juli 1971 untersuchten Wasserproben größere Arten- und Individuenzahlen enthielten. Die gefundenen Organismen wurden nach ihrem Vorkommen gemäß dem von LIEBMANN aufgestellten Saprobiensystem bestimmt und sind in Tab. 28 aufgeführt. Aus der Zusammenstellung wird ersichtlich, daß sowohl die im Herbst 1970 wie auch die im Sommer 1971 gefundenen Organismen zu einer Klassifizierung des Gewässers nicht geeignet sind. Trotzdem ist eine deutliche Tendenz dahingehend zu erkennen, daß im Sommer 1971 Organismen nachgewiesen werden konnten, die in ihrer Physiologie bzw. Biochemie sich an die veränderten chemisch-physikalischen Wasserverhältnisse angepaßt hatten; der Trend zu einer verbesserten Wasserqualität ist auch in der Organismen-Population zu erkennen.

Soweit die Organismen Indikator-Funktion haben, wurden sie nach dem Saprobien-system differenziert. Neben polysaprobien Arten konnten auch Vertreter der alpha- und sogar der beta-mesosaprobien Verunreinigungsstufe nachgewiesen werden. Von besonderem Interesse dürfte der Nachweis von Salz-Indikatoren unter den Organismen des Haldenweiher sein. Auch damit konnten Übereinstimmungen mit den chemischen Untersuchungsergebnissen erzielt werden.

Die mit den biologischen Übersichtsuntersuchungen erzielten Ergebnisse lassen zwar noch keine abschließende Beurteilung zu, doch überraschten die wenigen Werte insofern, als sie doch einen Trend zu einer Regeneration der Wasserbeschaffenheit des Haldenweiher anzeigen, die in einem derart kurzen Zeitraum nicht erwartet worden war. Weiterhin sollten diese Ergebnisse Veranlassung sein, diesem Regenerations-Phänomen mehr Beachtung zu schenken und die begonnenen Untersuchungsreihen fortzusetzen.

### 3.3.2.3. Kohlenwasserstoffverwertende Bakterien (R. SCHWEISFURTH)

Obwohl eine einmalige Probenahme keinen Einblick in die mikrobiologische Dynamik geben kann, die durch das massive Eindringen organischer und anorganischer Substanzen in einem Grundwasserleiter ausgelöst wird, werden hier ergänzende Befunde mitgeteilt, die an Proben vom April 1971, vor allem hinsichtlich kohlenwasserstoffverwertender Bakterien, erzielt wurden.

Die Untersuchungsergebnisse sind zusammen mit chemischen Daten aus dem gleichen Zeitraum in Tab. 29 wiedergegeben.

#### Zeichenerklärung zu Tab. 28:

— = nicht beobachtet  
 + = vorhanden  
 s = spärlich  
 v = vereinzelt  
 r = reichlich  
 m = massenhaft

#### Saprobiensystem

Stufe I = oligosaprob  
 II = beta-mesosaprob  
 III = alpha-mesosaprob  
 IV = polysaprob  
 Salz = salzliebende Organismen

Tab. 28. Organismen im Haldenweiher des Frankfurter Stadtwaldes am 30.10.1970 und 23.7.1971

Entnahmetiefe 20 cm, Plankton-Netz-Nr. 20; Entnahmetiefe 40 cm, Plankton-Netz-Nr. 25 (Angaben in ( ) )

Art	Saprobien- system-Stufe	Entnahmestrecke I		Entnahmestrecke II		Entnahmestrecke III	
		Okt.1970	Juli 1971	Okt.1970	Juli 1971	Okt.1970	Juli 1971
Flagellaten							
Polytoma uvella	IV	v(r)	r(v)	-(v)	r(v)	-(-)	r(r)
Euglena viridis	IV	v(v)	r(v)	v(v)	r(v)	v(v)	r(r)
Bakterien							
Beggiatoa alba	IV	-(-)	+(s)	-(-)	+(v)	-(-)	-(v)
Spirillen							
Spirillum undulans	IV	-(r)	-(-)	-(-)	-(-)	-(-)	-(-)
Ciliaten							
Paramecium putrinum	IV	v(v)	-(-)	v(-)	-(-)	-(-)	-(-)
Prorodon teres	III	-(-)	-(-)	v(v)	-(-)	-(-)	-(-)
Rotatorien							
Brachionus plicatilis	Salz	v(-)	m(v)	-(-)	+(+)	-(-)	+(r)
Keratella sp.	-	-(-)	-(-)	-(-)	m(v)	-(-)	m(-)
Diplax trigona	IV	-(-)	-(-)	-(-)	+(-)	-(-)	-(-)
Blualgen							
Oscillatoria tenuis	III	-(-)	-(-)	-(-)	-(-)	v(-)	-(-)
Grünalgen							
Gonium pectorale	III	-(-)	m(v)	-(-)	-(-)	v(-)	+(-)
Pandorina morum	II	-(-)	+(-)	-(-)	v(v)	-(-)	+(r)
Scenedesmus quadricauda	II	-(-)	+(-)	-(-)	+(-)	-(-)	+(-)
Scenedesmus acuminatus	II	-(-)	+(-)	-(-)	-(-)	-(-)	-(-)
Diatomeen							
Navicula minuscula	Salz	-(-)	v(s)	-(-)	+(+)	-(-)	v(+)
Pinnularia viridis	IV	-(-)	+(-)	v(-)	v(-)	-(-)	-(-)
Amphora coffeaeformis	Salz	-(-)	+(-)	-(-)	+(-)	-(-)	+(-)
Pinnularia sp.	-	-(-)	-(-)	-(-)	-(-)	-(-)	-(+)
Copepoden							
Cyclops sp.	-	v(-)	v(-)	-(-)	v(-)	v	m(-)
Daphnien							
Daphnia sp.	-	-(-)	s(-)	-(-)	v(-)	-	v(-)
Larven von Sayoma plumicornis	II	-(-)	+(-)	-(-)	+(-)	-	-(-)

Die Kohlenwasserstoffverwerter wurden durch Austitration mit Nährlösung aus synthetischem Grundwasser + 0,1 ml Heizöl / 5 ml als Kohlenstoffquelle bestimmt.

Die Methanverwerter wurden mit Hilfe der Membranfiltration ermittelt. Als Medium wurde ein mineralisches Substrat nach WHITTENBURY et al. (1970), bei AMS mit  $\text{NH}_4^+$ , bei NMS mit  $\text{NO}_3^-$  als N-Quelle, verwendet.

Tab. 29. Mikrobiologische und chemische Analysendaten von Grundwasser und oberirdischem Wasser im Untersuchungsgebiet Frankfurter Stadtwald (April 1971)

Entnahmestellen	$\text{O}_2$	Eh	$\text{NH}_4^+$	$\text{NO}_3^-$	$\text{KMnO}_4$ - Verbr.	CSB	ESB <sub>5</sub>	37°C		27°C		Gel <sub>22°C</sub>	Kohlenw.- verwerter	CH <sub>4</sub> - Verw.		
	mg/l	mV	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	2 d	7 d	2 d	7 d	2 d	ml	Nachw.	AMS	NMS
401	2,0	+150	0,11	17,3	7,5	12	etwa 0,1-0,3	0	5	3	50	fl.	1	-	7	10
404	n.n.	-150	223,0	3,14	1200	1265	560	74	ü	118	ü	fl.	0,1	+	300	>300
405	n.n.	+110	1810	198,0	900	730	960	ü	ü	2600	ü	fl.	1	-	300	>300
406	n.n.	-120	319,4	67,7	940	1038	120	800	ü	ü	ü	fl.	1	+	50	>300
407	n.n.	-200	190,6	201,0	370	349	30	ü	ü	216	ü	fl.	1	-	50	>300
408	n.n.	-305	129,9	1,46	680	542	56	251	ü	1610	ü	fl.	0,001	+	300	>300
411	9,4	+120	0,85	10,9	59	21	etwa 1	5	10	3	130	fl.	1	-	50	>300
412	6,2	+120	0,48	13,2	55	37	etwa 1	4	49	154	ü	fl.	1	+	50	150
413	0,3	+105	0,19	0,82	12	16	etwa 1	42	86	358	ü	fl.	0,1	+	300	>300
414	0,9	- 20	0,06	0,91	34	28	etwa 1	4	21	103	ü	fl.	0,1	+	300	>300
23	14	+150	n.n.	1,38	25	12	4	ü	ü	790	ü	fl.	1	+	35	>300
25	10	+ 90	44,4	6,88	200	171	6	ü	ü	ü	ü	fl.	0,0001	+	50	>300
26	11	+110	43,9	6,55	240	186	5	ü	ü	ü	ü	fl.	0,0001	+	300	>300
20	14	+ 30	119,1	1,54	540	448	9	ü	ü	ü	ü	fl.	0,001	+	50	>300
21	14	+ 30	117,5	1,27	640	430	9	ü	ü	1720	ü	fl.	0,0001	+	50	>300

n.n. = nicht nachweisbar fl. = verflüssigt  
 ü = über 3000 Keime/ml FEAg = Fleischextraktagar nach Deutschen Einheitsverfahren  
 Gel = Gelatinemedium nach Deutschen Einheitsverfahren Nachw. = Nachweis positiv (+), negativ (-)

Die chemische Beschaffenheit des Wassers des im Oberstrom der Abfallhalde gelegenen Brunnens 401 hat annähernd Trinkwasserqualität, wenn auch  $\text{NH}_4^+$  vorliegt, was mit dem verringerten  $\text{O}_2$ -Gehalt und einem Redox-Potential von nur + 150 mV übereinstimmt. Das Wasser der Brunnen 404 — 408 ist durch organische Stoffe belastet, der Sauerstoff im Wasser wurde verbraucht und durch die Tätigkeit von Mikroorganismen reduzierende Substanzen gebildet. Letztere Aussage ist für das Verständnis z. B. der Fe(III)-Reduktion, die Auffindung von Sulfatreduzierern und sogar methanbildender Bakterien (*Methanobacter*, vgl. Tab. 27) wesentlich. Fehlen von  $\text{O}_2$  ohne Vorliegen reduzierender Substanzen bewirkt nur eine Absenkung des Redox-Potentials um etwa 30 mV (KEENEY et al. 1971). Das gemeinsame Vorliegen von  $\text{NO}_3^-$  und  $\text{NH}_4^+$  überrascht und kann nur über ein Überangebot an  $\text{NO}_3^-$  erklärt werden (vgl. 3.1.4.3.). Unter „natürlichen“ Bedingungen dürfte eine Methanbildung nur bei Fehlen von  $\text{NO}_3^-$  möglich sein (BOLLAG & CZLONKOWSKI 1973). Offenbar gibt es jedoch Ausnahmen, wahrscheinlich aber sind Mikrostandorte im porösen Untergrund gegeben, die nitratfrei wurden.

Die chemische Beschaffenheit der Brunnenwässer 411 — 414 weist im Frühjahr 1971 eindeutig bessere Werte auf als im Oktober 1970. Diese Brunnen liegen in der Übergangszone. Die zur Zeit der Probenahme sauerstoffarmen Brunnen 413 und 414 enthalten auch eisenoxidierende Bakterien (GOLWER et al. 1972, Abb. 3), da diese z. T. mikroaerophile Standorte bevorzugen.

Die zonale Einteilung der Wasserqualität manifestiert sich auch in den mikrobiolo-

gischen Werten, obwohl diese wegen nicht angesetzter Verdünnung z. T. nicht auswertbar sind. Die Proben aus Brunnen 408, 411, 412, 413 und 414 sind geschöpft. Da mit Keimzahlen  $> 3000/\text{ml}$  bzw.  $300/\text{ml}$  nicht gerechnet worden war, wurden keine Verdünnungsreihen angesetzt.

Brunnen 411 liefert ebenso gutes Wasser bezüglich der allgemeinen Koloniezahlen wie Brunnen 401. Bei der Bestimmung dieser Werte sollte bedacht werden, daß erst bei verlängerter Bebrütung (z. B. 7 Tage) eine Annäherung an die wahren Bakterienzahlen pro ml Wasser erfolgt.

Die Werte für Kohlenwasserstoffverwerter schwanken unabhängig von den chemischen Daten und erlauben daher keine weitergehende Aussage.

Brunnen 401 und 411 sind in 1 ml negativ, ein Wert, der jedoch auch im Wasser des belasteten Brunnens 407 vorliegt. Der Gehalt an Kohlenwasserstoffen ist (vgl. 3.1.3.6) auch für Brunnen 405 mit  $1,95 \text{ mg/l}$  gering. Die Kohlenwasserstoffverwertung ist — mit Ausnahme der obligaten methylophilen Bakterien — kein spezifisches biochemisches Merkmal. Die gefundenen Werte für Kohlenwasserstoffverwerter repräsentieren daher bei den hier vorliegenden geringen Mengen an Kohlenwasserstoffen nur einen zufälligen Ausschnitt aus der heterotrophen Bakterienflora.

Ähnlich verhält es sich mit den methanverwertenden Bakterien. Aus technischen Gründen konnten obligate Methylophile über Isolierungen nicht bestimmt werden. Der Anteil an  $\text{C}_1$ -verwertenden Bakterien ist jedoch — mit Ausnahme von Brunnen 401 — erhöht, da nach unserer Erfahrung in unbeeinflusstem Grund- und Seewasser nur 0—400 Methanverwerter pro 100 ml Wasser gefunden werden.

In den 3 biochemischen Zonen (Abschn. 3.) vollziehen sich Umsetzungen, die z. B. auch an Uferfiltraten beobachtet werden. Diese Vorgänge vollziehen sich nach PARR (1969) und SCHWEISFURTH & RUF (im Druck) ab folgenden Eh-Grenzwerten:

Die verstärkte Bildung von Alkoholen, Fettsäuren,  $\text{H}_2$  und  $\text{CO}_2$  aus Corg und Norg ab  $-150 \text{ mV}$ , Methanbildung ab  $-200 \text{ mV}$ . Bereits ab  $+350$  bis  $+100 \text{ mV}$  werden  $\text{NO}_3^-$  und  $\text{NO}_2^-$  über  $\text{N}_2$  bis zu  $\text{NH}_4^+$  reduziert. Im gleichen Bereich setzt — bedingt durch den mikrobiell hervorgerufenen Eh-Abfall — Mn(IV)-Reduktion ein, ab  $+200 \text{ mV}$  kann Fe(III) über direkte Wirkung durch Bakterien reduziert werden.  $\text{H}_2\text{S}$  entsteht mikrobiell aus Sulfat ab etwa  $\pm 0 \text{ mV}$ , während SHorg auch bei hohen Eh-Werten zu  $\text{H}_2\text{S}$  umgebildet werden kann.

In der Übergangs- und Oxidationszone werden die verbliebene organische Substanz sowie alle aufgeführten Zwischenprodukte mikrobiell oxidiert; nur Fe(III) kann — in Abhängigkeit von seinem Bindungszustand — durch  $\text{O}_2$  oxidiert werden. Die Mehrzahl der Mikroorganismen aus dem reduzierenden und oxidierenden Bereich sind von uns im Labor nachgewiesen worden.

Typisch für die Übergangszone ist das Auftreten von *Crenothrix polyspora* COHN (SCHWEISFURTH 1974), die in entsprechenden Zonen in Uferfiltraten ebenfalls auftritt und zu schweren Störungen in Trinkwasserversorgungsanlagen infolge massenhafter Vermehrung führen kann. Trotz vorhandener  $\text{Fe}^{2+}$ -Ionen werden diese nicht oxidiert. Nach noch unveröffentlichten Ergebnissen von BUMB & SCHWEISFURTH kann *Crenothrix* somit nicht zu den Eisenbakterien gezählt werden. Erst nachdem diese  $\text{O}_2$ -zehrenden Prozesse abgeschlossen sind, liegt wieder ein „unbeeinflusstes“ Grundwasser vor, in dem die Mineralisation der organischen Substanz und die Oxidation reduzierter anorganischer Verbindungen ungestört ablaufen kann.

Die von den offenen Gewässern erhaltenen Werte lassen keine weiteren Rückschlüsse zu, obwohl die ablaufenden Prozesse die gleichen sind bis auf den hier möglicherweise leichteren Zutritt von Sauerstoff.

## 4. Diskussion der Untersuchungsergebnisse

### 4.1. Auswirkungen der Abfallstoffe auf das Grundwasser

Von der Beschaffenheit der Abfallstoffe, von der Art der Ablagerung und von den Vorgängen in der Halde (COLLINS & SPILLMANN 1974, HELMER 1974, KLOTTER & HANTGE 1969, FRESENIUS et al., in Bearbeitung, PIERAU 1967), hängt es ab, in welchen Konzentrationen die einzelnen Bestandteile in den Sickerwässern auftreten. Es kann nun nicht genug betont werden, daß die Sickerwasserbeschaffenheit erheblich von der Beschaffenheit eines verunreinigten Grundwassers abweicht. Das Sickerwasser ist beim Austritt aus dem Haldenkörper naturgemäß hochkonzentriert. Im Untergrund unterliegt es den verschiedensten geochemischen und hydrologischen Einflüssen. In der wasserungesättigten Zone kommt es mit atmosphärischem Sauerstoff in Kontakt und unterliegt bereits in diesem Bereich den in Abschnitt 4.2. näher erläuterten Selbstreinigungsvorgängen. Gelangt es schließlich in den Grundwasserbereich, so tritt als wesentliche zusätzliche Komponente die Verdünnung durch Grundwasser hinzu. Es hängt nun von dem Verhältnis der Menge und von der Beschaffenheit des verunreinigten Sickerwassers zum natürlichen Grundwasser ab, ob eine Grundwasser-Verunreinigung manifest wird.

Eine Grundwasser-Verunreinigung durch eine Abfallagerung liegt erst dann vor, wenn der Gehalt des Grundwassers an gelösten und ungelösten Bestandteilen, die von dem Abfallplatz ausgehen, höher ist als die max. zulässigen Konzentrationen der Grenzwerte, die in nationalen und internationalen Richtlinien für Trinkwasser oder Betriebswasser festgelegt sind. Da natürliche, vom Menschen unbeeinflusste Grundwasser Bestandteile enthalten können, deren Konzentration die Grenzwerte übersteigt, kann eine Verunreinigung in diesen Fällen durch solche Werte definiert werden, die die natürlichen Variationen des betreffenden Bestandteiles eines bestimmten Wassers übersteigen (MATTHESS 1972, 1973).

Ist der Anteil des verunreinigten Sicker- und Grundwassers sehr klein im Verhältnis zur Gesamtmenge des Grundwassers, etwa in schnell fließenden Karstgrundwasservorkommen, so kann die Veränderung so gering sein, daß eine Verunreinigung praktisch nicht nachzuweisen ist. Zum Beispiel traten nur geringfügige Veränderungen und keine bakteriellen Verunreinigungen in Brunnenwässern nahe bei Abfallplätzen auf, die in Steinbrüchen von dolomitischem Kalkstein eingerichtet sind. Im ersteren Falle wurden von 1931 — 1963 Müll und Bergematerial des Kohlenbergbaues abgelagert. Unmittelbar am Rande des Steinbruchs fördert ein Brunnen 20 l/s, ein weiterer in 730 m Entfernung 50 l/s. Im zweiten Falle erfolgte die Ablagerung bis in die Mitte der dreißiger Jahre dieses Jahrhunderts. Ein 460 m entfernter Brunnen fördert 30 l/s (WATERTON 1969).

So günstige Verhältnisse, wie sie WATERTON (1969) schildert, werden in der Regel nicht angetroffen. In zahlreichen Fällen (ANDERSON & DORNBUSH 1967, 1968, APGAR & LANGMUIR 1971, BUCKSTEEG 1969, COE 1970, DENNER 1951, EMRICH & LANDON 1971, EXLER 1972, HUGHES et al. 1969, 1971, KARBE 1968, KLOTTER & HANTGE 1969, KLOTTER & LANGER 1964, KNOLL 1969, LANG & BRUNS 1940, LANGER 1963, MATTHESS 1961, LÖHNERT 1969, MOLLWEIDE 1971, RÖSSLER 1951, SCHRAMMECK 1973, SEMMLER 1960, ZWITTNIG 1964) gingen ebenso wie an den untersuchten Abfallplätzen in Großkrotzenburg und im Frankfurter Stadtwald erhebliche Grundwasser-Verunreinigungen durch organische und anorganische Stoffe von den abgelagerten Abfallmassen aus. Die Reichweite der Verunreinigungen hängt vor allem von der anfallenden Menge und der Beschaffenheit des verunreinigten Wassers, von der Beschaffenheit und dem Reinigungsvermögen des Untergrundes (Grund-

wasserleiter und Deckschichten), von der Fließgeschwindigkeit des Grundwassers und von der Lage zu oberirdischen Vorflutern ab. Beobachtungen haben gezeigt, daß die Breite dieser Zonen an einem Verschmutzungsherd im Laufe der Zeit variiert. Dieses Variieren ist vor allem auf Änderungen der hydrologischen, meteorologischen und anthropogenen Parameter zurückzuführen. Bei den untersuchten Objekten zeichnen sich vor allem infolge der geringen Fließgeschwindigkeit und dem Vorhandensein nahegelegener oberirdischer Vorfluter des Grundwassers folgende Ausdehnungen der Verunreinigungszone ab:

Die Breite der Reduktionszone betrug bei den untersuchten Objekten einige Zehner von Metern bis etwa 200 m ab unterem Rand der Abfallplätze. Die daran anschließende Übergangszone war einige Zehner von Metern (50 m) breit. Die Breite der einzelnen Zonen ist jedoch vom dynamischen Gleichgewicht zwischen den Verunreinigungsvorgängen (Menge und Qualität des verunreinigten Wassers) und den Selbstreinigungsvorgängen abhängig. Gravierende Änderungen auf der einen oder der anderen Seite führen zur räumlichen Verschiebung der Zonen (Abschn. 3.1.4.1.).

Die Ausdehnung der Oxidationszone ist im allgemeinen größer als die der Reduktions- und Übergangszone. Bei der untersuchten Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald war die Verunreinigung nach 650 m chemisch-physikalisch nicht mehr nachweisbar, d. h. die Werte hatten sich denjenigen im natürlichen Grundwasser wieder angepaßt. Die ungünstigen Witterungsverhältnisse der letzten Jahre (Niederschlagsarmut in den Wintern 1970 — 1973) haben allerdings eine gewisse Ausdehnung der Reduktions- und Übergangszone bewirkt. So zeigte das Wasser des Brunnens 414 am 25. 2., 29. 4., 29. 6., 15. 8. und 28. 10. 1970, am 20. 10. 1971 und am 10. 7. 1972 reduzierende Verhältnisse an (Sauerstoffgehalte  $\leq 0,7$  mg O<sub>2</sub>/l), während in diesem Brunnen im Beobachtungsintervall 1967 — 1969, am 1. 3. 1971, am 9. 11. 1972 und am 24. 4. 1973 oxidierende Bedingungen gegeben waren.

In diesem Zusammenhange ist zu prüfen, ob der 850 m von der Abfallhalde entfernte Brunnen 418 noch in den verunreinigten Grundwasserbereich gehört. Dafür könnte die Summe der festen gelösten Bestandteile von 2000 m/l sprechen (Tab. 33), die anlässlich des Pumpversuches am 2. 10. 1972 ermittelt wurde. Dieser Wert ist wahrscheinlich durch andere, nachträglich nicht mehr aufzuklärende Einflüsse beim Brunnenbau verursacht. Der Brunnen war wenig ergiebig (Abschn. 2.3.3.); das beim Pumpversuch entnommene Wasser wies einen starken Geruch nach Chlor auf und war lehmig trübe. Eine 2. Probe am 9. 11. 1972, bei der ebenfalls nur milchig-trübes Wasser gefördert wurde, ergab für die Summe der festen gelösten Bestandteile einen Wert von 550,6 mg/l. Bei beiden Entnahmedaten wurde freier Sauerstoff (11 mg O<sub>2</sub>/l bzw. 3,2 mg O<sub>2</sub>/l) nachgewiesen. Nach Lage der Dinge ist zu schließen, daß die am 2. 10. 1972 beobachtete chemische Belastung des Brunnenwassers 418 nicht von der Grundwasserverunreinigung an der Abfallhalde abzuleiten ist.

Nach Verlassen der Reduktionszone, in der sehr intensive Dekontaminationsprozesse stattfinden, enthält das Grundwasser noch einige restliche organische Schmutzstoffe, meist in hoher Verdünnung. Mit dem Abfluß des Grundwassers werden diese Verbindungen weiter verdünnt, an Erdmaterialien sorbiert oder abgebaut, so daß die kontaminierte Zone durch endliche Grenzen begrenzt wird, die im Gleichgewicht stehen mit den Verunreinigungs- und den Selbstreinigungsprozessen.

Außer den Abbau- und Verdünnungsvorgängen spielt auch die Fließgeschwindigkeit des Grundwassers eine große Rolle bei der Ausdehnung der verunreinigten Grundwasserzonen. In Porengrundwasserleitern, wie im Bereich der 3 Untersuchungsgebiete,

bewegt sich das Grundwasser in den engmaschigen Hohlraumsystemen der Sande und Kiese mit Abstandsgeschwindigkeiten  $v_a$  von Bruchteilen bis wenige m/Tag. Geschwindigkeiten von 10 m/Tag und mehr gehören schon zu den Seltenheiten. In Klufftgrundwasserleitern, die eine Wasserbewegung auf Klüftungs-, Bankungs- oder Abkühlungsfugen erlauben, sind Abstandsgeschwindigkeiten zwischen 0,3 und 8000 m/Tag bekanntgeworden.

In Karstgrundwasserleitern (Kalk-, Dolomit-, Anhydrit- und Gipsgesteine), in denen das Trennfugensystem durch Lösungsvorgänge erweitert wurde, sind Abstandsgeschwindigkeiten zwischen 260 und 26 000 m/Tag, gelegentlich aber auch wesentlich geringere (z. B. 40 m/Tag) beobachtet worden (MATTHESS 1970).

Es ist einleuchtend, daß sich Ausdehnung und Form der verunreinigten Zonen bei den vergleichsweise geringen Abstandsgeschwindigkeiten um 1 m/Tag an den untersuchten Abfallplätzen deutlich von den Verhältnissen an der Abfallhalde in München (EXLER 1972, 1973) unterscheiden, wo Abstandsgeschwindigkeiten von  $> 20$  m/Tag gemessen wurden.

Die Reichweite der Grundwasserverunreinigung wird schließlich durch die Lage zu oberirdischen Vorflutern beeinflusst. Am Abfallplatz Großkrotzenburg begrenzt der nahegelegene Main den verunreinigten Bereich, an der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald nimmt der Entwässerungsgraben einen Teil des verunreinigten Grundwassers auf. Beim Fehlen derartiger Bedingungen können auch bei niedriger Grundwasserfließgeschwindigkeit weitreichende Verunreinigungen beobachtet werden. Zum Beispiel reichte die Verunreinigung durch einen Abfallplatz auf Long Island, New York, in ton- und schlufffreien quartären Sand- und Kiesablagerungen ungefähr 3 km weit, obwohl die Grundwasserfließgeschwindigkeit nur 0,3 m/Tag beträgt (MILLER, im Druck).

Die für die Begrenzung der Grundwasserverunreinigung günstige Wirkung nahegelegener oberirdischer Vorfluter hat für die Ausbreitung der Schmutzstoffe insofern eine ungünstige Wirkung, als diese im oberirdischen Gewässer schnell größere Entfernungen zurücklegen können. Ob eine merkliche Beeinflussung des oberirdischen Gewässers eintritt, hängt vom Verhältnis der zutretenden Grundwassermenge zum Abfluß im oberirdischen Gewässer ab. Während eine meßbare Beeinflussung des Mains in Großkrotzenburg nicht zu erwarten ist, führt der Entwässerungsgraben im Frankfurter Stadtwald deutlich verunreinigtes Wasser.

## 4. 2. Verdünnungs- und Reinigungsvorgänge im Untergrund

Die beobachtete Minderung der gelösten Inhaltsstoffe des Grundwassers im Unterstrom der Halden wird auf folgende Vorgänge zurückgeführt:

1. Verdünnung
2. Chemische Ausfällung und Mitfällung
3. Mechanische Filterung, Adsorption und Ionenaustausch
4. Mikrobieller Abbau
5. Gasaustausch

### 4.2.1. Verdünnung

Das verunreinigte Grundwasser kann durch Beimischung von sauberem Grundwasser verdünnt werden, bis die Konzentrationen wieder in den normalen Bereich abgesenkt sind. Es hängt von der Menge und Beschaffenheit des beigemengten Wassers ab,



wie wirksam die Verdünnung bei der Begrenzung einer verunreinigten Zone ist und welche Bedeutung der Verdünnung im Verhältnis zu den übrigen Selbstreinigungsvorgängen zukommt. Als Verdünnungswasser kommt seitlich oder von unten zutretendes Grundwasser oder aber Sickerwasser in Frage, das bei der Grundwasserneubildung von oben zusickert.

Für den Mischungsprozeß wurden Modellvorstellungen auf der Basis der Dispersion entwickelt, die eine analytische Behandlung und gewisse Prognosen für die Ausbreitung und Begrenzung einer Verunreinigung anstreben (BREDEHOEFT & PINDER 1972, FRIED 1972, PINDER 1973).

An der Abfallhalde in Frankfurt-Schwanheim besteht, wie bereits im Abschnitt 2.1. ausgeführt wurde, die Möglichkeit, daß das verunreinigte Grundwasser durch neugebildetes Grundwasser und vor allem durch Grundwasser in den liegenden, verhältnismäßig mächtigen pleistozänen und pliozänen Schichten verdünnt wird. Die mittlere Neubildungsrate berechneten MÜNNICH et al. (1967) aufgrund der Tritiumverteilung im Profil bei Annahme einer Gesamtporosität des Grundwasserleiters von 35 % zu  $210 \text{ mm/a} = 6,7 \text{ l/s} \cdot \text{km}^2$ . Bei Annahme einer Gesamtporosität von 30 % (Nutzporosität an der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald 22 — 24 %; Abschnitt 2.3.4.3.) erniedrigt sich die mittlere Grundwasserneubildung auf ca.  $180 \text{ mm} = 6 \text{ l/s} \cdot \text{km}^2$ , was für dieses Gebiet als realistischer Wert angesehen werden kann. Aufgrund der unterschiedlichen Herkunft des Verdünnungswassers wurde hier auf eine Abschätzung des Verdünnungsanteiles verzichtet.

Am Abfallplatz Großkrotzenburg ist eine Verdünnung vorwiegend durch versickern des Niederschlagswasser zu erwarten. In diesem Gebiet wurde kein oberirdischer Abfluß beobachtet. Daher entspricht die Differenz N—V weitgehend dem unterirdischen Abfluß. An der Niederschlagsmeßstelle Hanau, rund 7 km NW dieses Abfallplatzes, betrug im niederschlagsreichen Zeitraum 1965/68 der mittlere Jahresniederschlag 855 mm. Dieser Wert liegt um 287 mm höher als die jährliche Niederschlagsmenge im Mittel der Jahre 1891 — 1955 (HAUSCHULZ 1959). Die mittlere jährliche Gebietsverdunstung betrug 1965/68 nach mündlicher Mitteilung von Herrn Dr. BRECHTEL, Hessische Forstliche Versuchsanstalt, Hann. Münden, ca. 20 % mehr als im langjährigen Mittel (471 mm), also ca. 565 mm. Daraus ergeben sich für den unterirdischen Abfluß (Grundwasserneubildung) 290 mm.

Auf der zwischen dem Lagerplatz und dem Main liegenden 455 000 m<sup>2</sup> großen Wiesenfläche versickerte im Beobachtungszeitraum eine Niederschlagsmenge von ca. 13 200 m<sup>3</sup>/Jahr. Dieser Sickerwassermenge steht eine verunreinigte Grundwassermenge von rund 41 000 m<sup>3</sup> gegenüber, die jährlich den 3 m mächtigen, wassererfüllten Porengrundwasserleiter (ca. 25 % Porenvolumen) in diesem Gebiet mit einer mittleren Fließgeschwindigkeit von 0,3 — 0,5 m/Tag durchfließt. Im Unterstrom des Lagerplatzes betrug die Sickerwassermenge ca. 24 % des verunreinigten Grundwasserabflusses. In niederschlagsarmen Jahren und bei mächtigeren wasserdurchflossenen Porengrundwasserleitern spielt die Verdünnung durch Grundwasserneubildung eine wesentlich geringere Rolle. Diese Verdünnung reicht nicht aus, um die beobachtete Minderung der Verunreinigungen zu erklären.

An der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald besteht die Möglichkeit der Verdünnung durch versickern des Niederschlagswasser und durch seitlich zufließendes Grundwasser. Die Höhe der Grundwasserneubildung in diesem Gebiet wurde bereits im Abschn. 2.3.4.1. erörtert. Danach war die Grundwasserneubildung in den Jahren 1967 — 1970 deutlich höher als in den Jahren 1971 — 1973. Sie variierte vermutlich zwischen

3 l/s · km<sup>2</sup> (1973) und bis 10 l/s · km<sup>2</sup> (1968). Die Grundwasserneubildung in dem mit verschiedenen Baumarten unterschiedlichen Alters bestockten Gebiet im Grundwasserunterstrom der Halde wird in seiner Höhe auch noch durch den Bewuchs modifiziert (BRECHTEL 1972), wobei erfahrungsgemäß vor allem die in diesem Gebiet vorhandenen jüngeren Bestände durch ihren höheren Wasserverbrauch die Grundwasserneubildung vermindert haben. Die in den niederschlagsarmen Jahren 1971 — 1973 herabgesetzte Neubildungsrate machte sich vor allem durch einen verringerten Sauerstoffeintrag bemerkbar (Abschn. 4.1.).

Die Verdünnung durch seitliche Zuflüsse ist nach den Grundwassergleichen besonders im Brunnen 411 zu erwarten.

Aufgrund der unterschiedlichen Herkunft des Verdünnungswassers wurde auch in diesem Gebiet auf eine Abschätzung des Verdünnungsanteiles verzichtet.

Eine Diskussion der Bedeutung der Verdünnung war durch das Fehlen eines geeigneten Vergleichsmaßstabes behindert. Üblicherweise wurde der Gehalt an Cl<sup>-</sup>-Ionen als Maß für die Verdünnung gewählt. Verschiedene Untersuchungen zeigen aber, daß auch das Cl<sup>-</sup>-Ion durch physikalisch-chemische Vorgänge beeinflusst werden kann. McMAHON & THOMAS (1974) und MATTSON (1927) weisen auf eine Sorption von Cl<sup>-</sup>-Ionen durch positiv geladene Sesquioxide bei niedriger Sorptionskapazität hin (vgl. auch 3.1.4.14.). Als geeignetes Mittel für die Beurteilung der Bedeutung der Verdünnung kommt die Verwendung der stabilen Isotope Deuterium und O-18 in Frage, die als Bestandteile des Wassers ideale Markierungsstoffe darstellen (FRITZ et al., im Druck). Es zeigte sich nämlich, daß die verunreinigten Wässer an Abfallplätzen eine Anreicherung an O-18 bzw. an Deuterium gegenüber dem natürlichen Grundwasser der Umgebung aufweisen. Die O-18-Anreicherung von 1,5 — 2,0 ‰ reicht aus für eine Verwendung als konservative Eigenschaft der Wassermoleküle unabhängig von den meisten biologischen und chemischen Vorgängen, die die übrigen Bestandteile beeinflussen (hinsichtlich der Ursache der beobachteten Anreicherung der schweren Isotope vgl. FRITZ et al., im Druck).

Die gute Korrelation zwischen Cl<sup>-</sup>- und O-18-Gehalt weist auf die Verdünnung als Ursache der Minderung der Cl<sup>-</sup>-Konzentration im abfließenden Grundwasser hin. Das abweichende Verhalten des K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>-Verbrauchs und des Gehaltes an O-18 zeigt die Umsetzung der organischen Substanzen im Rahmen der biochemischen Selbstreinigungsprozesse an, die sich auch beim Vergleich der Gehalte an NH<sub>4</sub><sup>+</sup> und SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> gegenüber O-18 deutlich abzeichnen.

#### 4.2.2. Chemische Ausfällung und Mitfällung

In allen biochemischen Zonen fallen bei den hier herrschenden pH-Werten zwischen 6,0 und 8,0 anorganische Stoffe aus oder werden mitgefällt. Eine Vorstellung über die Zusammensetzung dieser Präzipitate geben die Untersuchungen der Schlämme aus den Brunnen und Weihern (Abschn. 3.1.4.14.). In der Reduktionszone bildet sich vor allem Eisensulfid, daneben entstehen auch andere Schwermetallsulfide. Für die Beseitigung der Schwermetalle aus verunreinigtem Grundwasser ist daher eine Reduktionszone mit stark negativen Redox-Potentialen eine wichtige Voraussetzung. In der Übergangs- und Oxidationszone fallen Eisen-III-Hydroxide und Mangan-Hydroxide sowie andere schwerlösliche Verbindungen, z. B. andere Schwermetallhydroxide und Calciumkarbonat, aus. Die ausfallenden Eisenhydroxide führen in einem Porengrundwasserleiter zunächst zur Bildung eines eisenschüssigen Sedimentes. Dieses Sediment ist gegenüber dem ursprünglichen Material weniger durchlässig. Die aus Abfallhalden gelösten Eisen-

mengen reichen an den untersuchten Abfallplätzen jedoch nicht aus, um einen sandig-kiesigen Porengrundwasserleiter mit nutzbaren Hohlraumgehalten von 20—25 % merklich zu verstopfen.

Bei diesen Vorgängen werden auch andere gelöste Inhaltsstoffe des Wassers, z. B. Arsen (FRESENIUS & SCHNEIDER 1962), Phosphat, aber auch Blei, Zink, Kupfer, Vanadium, andere Schwermetalle, ja sogar Jodid (SUGAWARA 1968, SUGAWARA et al. 1958) mitausgefällt. Als Mitfällung wird ein Vorgang bezeichnet, bei dem ein Stoff an einen Niederschlag gebunden wird, der ohne den Niederschlag in der Lösung verblieben wäre. Die Bindungsart an den Niederschlag umfaßt verschiedene Möglichkeiten, u. a. echte Mischkristallbildung, Flüssigkeitseinschlüsse und Sorption (Kationenaustausch und Adsorption, s. Abschn. 4.2.3.). In dem hier besonders interessierenden Falle der Mitfällung durch Eisen- und Manganhydroxide herrscht die Sorption an den Oberflächen der Hydroxidflocken und -gele vor (FÖRSTNER & MÜLLER 1974).

Die Wirkung und Bedeutung der Ausfällung und Mitfällung kann durch die Schwermetall-Anreicherung in den Schlämmen der Brunnensümpfe und der Weihersohlen (Tab. 22) verdeutlicht werden. Hervorzuheben sind die hohen Werte an Eisen und Mangan, aber auch an Zink und Blei in diesen Schlammablagerungen.

Änderungen der pH- und Redox-Verhältnisse im Grundwasserbereich können zu einer Remobilisierung der ausgefällten Stoffe führen. Da im Grundwasser nur geringe, hier zu vernachlässigende pH-Änderungen beobachtet werden, beruht eine Remobilisierung vor allem auf einer Änderung des Redox-Potentials. Dies betrifft vor allem die als Sulfide gefällten Stoffe in der Reduktionszone. Das nach Stilllegung der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald beobachtete Verschwinden der Sulfidablagerung auf den Asbestbändern der Brunnen 405, 406 und 407 ist durch eine Auflösung der Schwermetallsulfide in Abwesenheit von  $H_2S$  zu erklären. Die Schwermetalle werden dann als Hydroxide oder Oxidhydrate gefällt oder mitgefällt (FÖRSTNER & MÜLLER 1974).

#### 4.2.3. Mechanische Filterung, Adsorption und Ionenaustausch

Die Filterwirkung des Untergrundes ist eine komplexe physikalisch-chemische Erscheinung. Beim Filtern werden solche Teile mechanisch abgeseiht, die zu groß sind, um die unterirdischen Fließkanäle in Poren und Trennfugen zu passieren. Die Abseihwirkung nimmt mit sinkender Größe der Fließwege und mit der Dauer des Filtervorganges zu, wenn die Öffnung der Fließwege durch sedimentierte und abgeseihete Wasserinhaltsstoffe verringert ist. Dabei kann es zu einer so weitgehenden Porenverstopfung kommen, daß die Durchlässigkeit merklich sinkt (Filterermüdung) und im Extremfall eine Selbstdichtung eintritt (MÖLLER 1966). An den untersuchten Abfall-Lagerplätzen wurden keine Hinweise für eine merkliche Herabsetzung der Durchlässigkeit gefunden.

Kleinere Teilchen, wie Bakterien, Viren, Kolloide, dissoziierte und nichtdissoziierte anorganische und organische Lösungsbestandteile können an den Grenzflächen aller feinkörnigen Materialien aufgrund zwischenmolekularer Wechselwirkungen gebunden werden. Dieser Adsorptions-Vorgang kann durch eine Gleichgewichtsbeziehung (FREUNDLICHsche Isotherme) beschrieben werden,

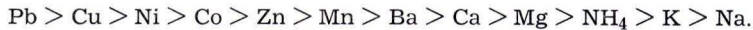
$$C_s = k \cdot C_w^n \quad (6),$$

die die Konzentration des adsorbierten Stoffes im Sorbenten  $C_s$  mit der Konzentration dieses Stoffes im Wasser  $C_w$  verknüpft.  $k$  und  $n$  sind stoffspezifische Konstanten.

Aus dieser Beziehung geht hervor, daß der Gehalt des betreffenden Bestandteiles im Sorbenten ansteigt, wenn seine Konzentration in der Lösung steigt, bei Konzentrationserniedrigung kommt es infolge des Einstellens eines neuen Gleichgewichtes zur Desorption. Dies bedeutet, daß sorbierte Stoffe bei einer Veränderung des geochemischen Milieus wieder weitertransportiert werden können.

Von der Adsorption durch VAN-DER-WAALSche Kräfte, die nur eine schwache Bindung zwischen Adsorbenten und adsorbierter Substanz bedeutet, bis zur chemischen Adsorption in Valenzbindung gibt es alle Übergänge. Bei der Valenzbindung werden die adsorbierten Ionen nicht nur an den Oberflächen, sondern bei einigen Mineralen auch in den Kristallgittern gebunden. Dies ist die Voraussetzung für den Ionenaustausch, bei dem definitionsgemäß die Spezies, die in Lösung abgegeben werden oder aus ihr gebunden werden, Ionen sind. Der Kationenaustausch ist von größerer Bedeutung als der Anionenaustausch, für den jedoch grundsätzlich die gleichen Überlegungen gelten. Als Sorbenten wirken vor allem Tonminerale, Zeolithe, Eisen- und Manganhydroxide bzw. -oxidhydrate, Aluminiumhydroxid sowie organische Substanzen, vor allem Humusstoffe.

Auch die Ionenaustauschvorgänge sind umkehrbar und können durch das Massenwirkungsgesetz beschrieben werden (GARRELS & CHRIST 1965). Bei der eingehenden Behandlung dieses Vorganges zeigt es sich, daß die Austauscher bestimmte Kationen bei der Bindung bevorzugen. Diese unterschiedliche Bindungskraft ist für die jeweiligen Austauscher (Selektivität für bestimmte Ionen) verschieden. Zum Beispiel besitzen die organischen Substanzen eine hohe Selektivität für 2wertige gegenüber 1wertigen Ionen. Die Haftfähigkeit von Schwermetall-Ionen übertrifft die der Erdalkali- und Alkali-Ionen (FÖRSTNER & MÜLLER 1974):



Für synthetische Zeolithe, deren Verhalten den natürlichen Zeolithen entsprechen dürfte, wird folgende Reihenfolge angegeben (REYNOLDS 1935):



Für Tonminerale liegen bisher nur qualitative Angaben vor, die jedoch für eine ähnliche Reihenfolge sprechen (WEISS & AMSTUTZ 1966).

Die Adsorptionsvorgänge sind naturgemäß von der Größe der wirksamen äußeren und inneren Oberfläche und damit von der Dichte, Korngröße, nutzbaren Porosität und Mächtigkeit der Untergrundmaterialien abhängig.

Die beste Sorptionswirkung zeigen durchlässige Deckschichten und Grundwasserleiter mit gewissen Anteilen an Tonmineralen oder Humusstoffen. Torfschichten, wie sie vor allem in Norddeutschland vorkommen, sind geeignet, Schadstoffe zu binden.

Eine wesentlich geringere Filterwirkung besitzen Karst- und Klufftgrundwasserleiter. Beim Fehlen filternder Deckschichten können in entsprechend weiten Fließkanälen, wie sie in Karst- und Klufftgrundwasserleitern vorkommen, suspendierte Stoffe viele Kilometer transportiert werden.

Der Filtervorgang kann durch die Ausbildung eines klebrig-gelatinösen Überzugs auf den Gesteinsoberflächen, der aus bakteriellen Schleimen und kolloidem Material besteht, verbessert werden. Hierfür ist eine gewisse Einarbeitungszeit des Filters erforderlich. Die sorptive Bindung an die Oberflächen der Untergrundmaterialien ist als einer der wichtigsten Mechanismen bei der Eliminierung von in den Grundwasserbereich eingedrungenen suspendierten Bakterien und Viren anzusehen (BUTLER et al. 1954).

In den 3 Untersuchungsgebieten kommen als Adsorbenten und Austauscher Sande und Kiese des Grundwasserleiters, örtlich auftretende organische Substanzen, vorwiegend Huminstoffe, und an den Abfallplätzen Großkrotzenburg und Frankfurter Stadtwald in der Übergangs- und Oxidationszone die ausfallenden Hydroxidgele, vor allem des Eisens, in Frage. Nach SCHMIDT (1963) kann der schleimig ausgebildete mikrobiologische Rasen, der nach den vorliegenden Untersuchungen (FARKASDI et al. 1969) auch auf den Bodenpartikeln des Grundwasserleiters auftritt, als sich ständig regenerierender Sorbent wirken. Tonminerale spielen dagegen hier praktisch keine Rolle. In den Untersuchungsgebieten Großkrotzenburg und Frankfurter Stadtwald besitzen die Hydroxidgele und die mikrobiellen Schleime als Sorbenten eine größere Bedeutung als die übrigen genannten Stoffe. Im Gegensatz zu den Sanden, Kiesen und Huminstoffen, deren Sorptionsfähigkeit nach einiger Zeit erschöpft ist, stellen die ständig ausfallenden Hydroxide und die sich durch den Abbau von vorwiegend organischen Verunreinigungen laufend regenerierenden mikrobiellen Schleime immer neue wirksame Oberflächen zur Verfügung. Die Selbstreinigung durch Adsorption und Ionenaustausch ist daher in sandig-kiesigen Porengrundwasserleitern nur dort wirksam, wo durch ständiges Ausfallen von Eisen-Hydroxid und durch große mikrobielle Besiedlungsdichte neue Möglichkeiten für die Sorption entstehen. Dieses ist nur dann der Fall, wenn sich als Folge der organischen Belastung eine nährstoffreiche Reduktionszone bildet, in der die Mikroorganismen die Bodenpartikel dicht besiedeln und eine intensive Eisenlösung und -wiederausfällung eintritt.

Bei Grundwasserleitern mit wenig sorbierenden Stoffen wird durch die Ausbildung einer biochemischen Zonierung im Unterstrom von Abfallhalden die Reichweite der Verunreinigungen durch Verbesserung der Sorptionsverhältnisse wesentlich gemindert.

Die Sorptionsfähigkeit vieler Abfallstoffe, insbesondere des Hausmülls und seiner Zersetzungsprodukte (vorgerotteter Müll, Müllkompost) sollte dazu genutzt werden, die Gefährdung des Grundwassers durch einen Abfallplatz so gering wie möglich zu halten.

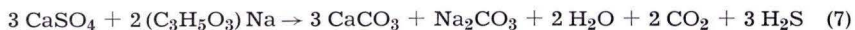
#### 4.2.4. Mikrobieller Abbau

Im Boden sind im wesentlichen 3 Gruppen von Mikroorganismen vertreten: Bakterien, Actinomyceten (Streptomyceten) und Pilze. Diese können durch ihre Stoffwechselfvorgänge zum Abbau der organischen und teilweise auch der anorganischen Verunreinigungen beitragen. Verunreinigtes Wasser, das sich im Untergrund in vertikaler oder horizontaler Richtung ausbreitet, übt auf die Bodenmikroflora zunächst eine selektierende Wirkung aus. Dadurch wird die Zahl derjenigen Individuen und Arten reduziert, die durch die Änderung der physikalischen oder chemischen Umweltbedingungen benachteiligt oder abgetötet werden. Aus diesen Gründen nimmt z. B. die Zahl der Pilze in dem verunreinigten Grundwasserbereich ab (Tab. 27). Einige Mikroorganismen können Dauerformen bilden, z. B. Endosporen, die ein Überleben auch unter ungünstigen Bedingungen gewährleisten. Bei Anwesenheit von organischen Substanzen im verunreinigten Grundwasser tritt gleichlaufend mit der selektierenden Wirkung eine starke Vermehrung der Individuenzahl derjenigen Arten ein, für die im verunreinigten Wasser aufgrund des höheren Nährstoffangebotes günstigere Lebensbedingungen als im reinen Wasser bestehen. Nach den vorliegenden Beobachtungen überziehen die Mikroorganismen die Bodenpartikel mit einem schleimig ausgebildeten, mikrobiologischen Rasen.

Die unterschiedliche physikalisch-chemische Beschaffenheit des verunreinigten Grundwassers führt zur Ausbildung verschiedener biochemischer Zonen mit typischen Biozönososen. Die Reduktionszone ist gekennzeichnet durch das Auftreten von Clostridien, denitrifizierenden Bakterien, *Methanobacter*, häufiges Vorkommen von *Desulfovibrio desulfuricans* sowie durch eine Abnahme der für den sauren Waldboden typischen Pilze. Für die Übergangszonen typisch ist vor allem das Vorkommen von Eisenbakterien, die durch die Gattungen *Leptothrix*, *Gallionella* und *Crenothrix* (Einschränkung vgl. Abschn. 3.3.2.3) vertreten sind.

In der Reduktionszone erfolgt trotz Fehlens von gelöstem Sauerstoff der stärkste mikrobielle Abbau der organischen Verunreinigungen. Diese Tatsache wird dadurch ermöglicht, daß die Mikroorganismen zur Oxidation der organischen Substanzen vor allem den chemisch gebundenen Sauerstoff der Sulfate und Nitrate verwenden. Bei einer quantitativen Abschätzung ist davon auszugehen, daß am Abfallplatz Großkrotzenburg in dem abfließenden, stark verunreinigten Grundwasser bis zu 1600 mg  $\text{SO}_4^{2-}/\text{l}$  (im Mittel ca. 600 mg/l) festgestellt wurden. Den Mikroorganismen stehen also bei voller Ausnutzung des Sulfatsauerstoffs auch im anaeroben Bereich im Mittel ca. 400 mg/l Sauerstoff für die Oxidation der organischen Stoffe zur Verfügung. Ähnliche Überlegungen gelten auch für die Nitrate, die allerdings in der Reduktionszone im Unterstrom des Abfallplatzes Großkrotzenburg fehlen oder nur geringe Werte erreichen, während sie im Frankfurter Stadtwald zeitweise hohe Werte aufweisen. Eine Abschätzung des Sauerstoffangebotes der Nitrate ist für Großkrotzenburg nicht möglich, da dort die aus den Abfallstoffen herausgelösten Nitrate anscheinend bereits vor Erreichen der Entnahmebrunnen weitgehend verbraucht werden. Auf einen höheren Nitratgehalt der Sickerwässer deuten an der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald die hohen Werte im Brunnen 405 (945 mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$ , die etwa 730 mg  $\text{O}_2/\text{l}$  entsprechen) hin (vgl. 3.1.4.3.).

Als Beispiel für den mikrobiellen Abbau einer organischen Verbindung (Natriumlactat) unter Sulfatreduktion wird die von SARLES et al. (1956) angegebene Gleichung (7) angeführt:



Neben den Endprodukten  $\text{H}_2\text{S}$  und  $\text{CO}_2$  treten auch elementarer Schwefel und beim Abbau stickstoffhaltiger organischer Verbindungen  $\text{NH}_4^+$  und  $\text{N}_2$  auf. Der Schwefelwasserstoff wird in der Reduktionszone in der Hauptmasse als Schwermetallsulfid ausgefällt, während der elementare Schwefel z. T. in den Mikroorganismen, z. T. im Boden gelagert wird (FARKASDI et al. 1969, NÖRING et al. 1968). Das Kohlendioxid reichert sich als freies gelöstes  $\text{CO}_2$  im Grundwasser an und entweicht in die Grundluft. Ammonium erreicht in der Reduktionszone im Grundwasser beträchtliche Werte. Der hier ebenfalls entstehende Stickstoff entweicht in die Grundluft.

Beweise für die sehr hohe mikrobielle Aktivität in der Reduktionszone sind die Erhöhungen der Grundwassertemperatur um einige °C gegenüber der mittleren jährlichen Grundwassertemperatur als Folge exothermer Reaktionen (NÖRING et al. 1967), der Nachweis von zahlreichen Stoffwechselprodukten, vor allem von  $\text{CO}_2$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{CH}_4$  und  $\text{H}_2\text{S}$  sowie die verhältnismäßig rasche Abnahme des Verunreinigungsgrades.

Der dem Grundwasser durch Diffusion aus der Bodenluft und durch das Sickerwasser zugeführte Sauerstoff wird in der Reduktionszone von den Mikroorganismen völlig verbraucht. In der Oxidationszone hingegen sind die biochemischen Vorgänge bereits so weitgehend abgeklungen, daß der zugeführte Sauerstoff nicht völlig verbraucht wird. Dadurch entstehen aerobe Verhältnisse mit entsprechenden Biozönososen. Diese sind vermutlich denen in Tropfkörpern und den von SCHMIDT (1963) beschriebenen Biozönososen

in Langsandsfiltern vergleichbar. Die Tätigkeit der Mikroorganismen in der Oxidationszone führt zu einer praktisch vollständigen Mineralisierung der organischen Stoffe. Die Entwicklung derartiger reicher Mikrobenpopulationen mit erheblichem Reinigungseffekt wurden auch unter Sickergruben für konventionell behandelte kommunale Abwässer beobachtet (BOUWER 1968).

Die aus der Reduktionszone in die Oxidationszone gelangenden Sulfid- und Ammonium-Ionen werden zu Sulfat bzw. zu Stickstoff und Nitrat oxidiert.

Spezialisten unter den Mikroorganismen, die sich an ein aerobes oder auch an ein anaerobes Milieu anpassen können, sind in der Lage, organische Substanzen nahezu ausnahmslos abzubauen (DAVIS 1967, FUHS 1961, HOLDEN 1970, KEMPF & CARLSON 1968, KUZNETSOV 1962, MEISSNER 1953, STRUGGER 1962, STUNDL 1964, 1965, WALLHÄUSSER 1967). Der Abbau der verschiedenen organischen Verbindungen erfolgt unterschiedlich schnell, und damit ist auch ihre Ausbreitung im Grundwasser unterschiedlich. Die chemischen Verbindungen, die nach einer Verweildauer im Untergrund von mindestens 50 Tagen ihre schädliche Wirkung nicht verlieren, rechnet — wie bereits erwähnt — KNORR (1966) zu den resistenten Stoffen. Der Abbau vollzieht sich sowohl im aeroben als auch — allerdings meist langsamer — im anaeroben Milieu. Es gibt sogar Stoffe, die unter aeroben Verhältnissen nicht oder nur ungenügend, im anaeroben Milieu besser abgebaut werden. Dies gilt z. B. für Hydrochinon und Pyrogallol (MEISSNER 1953, STUNDL 1956) und z. T. für chlorierte Kohlenwasserstoffe (Pestizide) (HILL & McCARTEY 1967). Dieser Umstand ist anscheinend dann besonders wirkungsvoll, wenn der Abbau in 2 Phasen erfolgt. Die organischen Stoffe werden dabei zunächst durch anaerobe Mikroorganismenpopulationen teilabgebaut und gelangen anschließend in ein aerobes Milieu, in dem die weitergehende Mineralisation erfolgt. Technisch wird dies im sogenannten Anaerob-Aerob-Verfahren bei der Abwasserbehandlung genutzt (KOLLATSCH 1968). Bemerkenswert sind auch die Beobachtungen, die dafür sprechen, daß schwer abbaubare Stoffe, wie die chlorierten Kohlenwasserstoffe, in Gegenwart leichter abbaubarer Stoffe eher dem Abbau unterliegen als in reinen Lösungen.

Es ist zu erwähnen, daß als Zwischenprodukt des Abbaus Stoffe auftreten können, die giftiger sind als die Ausgangssubstanzen. So ist bekannt, daß das von *Pseudomonas aeruginosa* beim Abbau des Cyclohexans als 1. Zwischenprodukt gebildete Peroxid, wenn es vorübergehend in hohen Konzentrationen angereichert ist, die Zellvermehrung stoppt (FUHS 1961).

Die Bedeutung der Mikroorganismen besteht nicht nur im Abbau von organischen Substanzen, sondern auch in der Mitwirkung beim Ausfällen von anorganischen Stoffen, z. B. Eisen- und Manganverbindungen (HÄSSELBARTH & LÜDEMANN 1967, SCHWEISFURTH 1968) und den Umsetzungen im Stickstoff- und Schwefelkreislauf. Diese Tätigkeit der Mikroorganismen führt zu Veränderungen des mineralischen Stoffbestandes der Grundwasserleiter. Auf die große Rolle mikrobieller Umsetzungen im Stoffbestand des Grundwassers wurde von MATTHESS (1973) und denjenigen der Gesteine vor allem von KRUMBELN (1971) hingewiesen.

Die beobachtete massenhafte Entwicklung einzelner Arten ist die Ursache für die hohen Keimzahlen im verunreinigten Grundwasser, vor allem in der Reduktionszone. Dies ist auf das erhöhte Nahrungsangebot zurückzuführen. Im nährstoffarmen natürlichen Grundwasser ist infolge des Kohlenstoff-Mangels eine Vermehrung der Keime in diesem Umfange nicht möglich.

Bei den im Unterstrom des untersuchten Abfallplatzes nachgewiesenen Mikroorganismen handelt es sich vorwiegend um ubiquitäre Arten. Sie sind nicht gesundheitsschädi-

gend, können jedoch bei massenhaftem Auftreten in Trink- und Brauchwasser neben technischen Störungen auch gesundheitliche Schädigungen durch fermentative Leistungen und durch Anreicherung toxischer Stoffwechselprodukte hervorrufen. Aus diesem Grunde sollen diese ubiquitären Keime, die nicht zu den eigentlich pathogenen Keimen gerechnet werden, aus hygienischen Gründen nicht in überhöhter Keimzahl in Trinkwasser oder Brauchwasser für Lebensmittelbetriebe enthalten sein. Nach § 2 der Trinkwasserverordnung vom 31. 1. 1975 soll im Trinkwasser die Koloniezahl den Richtwert von 100 je ml nicht überschreiten. Die ubiquitären mesophilen wie thermophilen Keime, die aufgrund intensiver biochemisch-fermentativer Leistungen zur Zersetzung organischer Substanzen befähigt sind, spielen ebenfalls eine große Rolle. So kann z. B. eine erhöhte Zahl von nitratreduzierenden Bakterien im Trinkwasser bei gleichzeitigem Vorhandensein erhöhten Nitratgehaltes Methämoglobinämien bei Säuglingen oder anderen darmempfindlichen Personen durch Bildung von Nitrit verursachen. Keimzahlen unterhalb oder in der Nähe dieser empfohlenen Richtwerte werden im Unterstrom von Abfallplätzen erst am äußersten Rande der Oxidationszone erreicht, im Untersuchungsgebiet Frankfurter Stadtwald erst in einem Abstand von etwa 650 m vom Rand der Abfallhalde.

Die ebenfalls im Unterstrom nachgewiesenen *Escherichia-coli*-Keime (FARKASDI et al. 1969) sind an sich keine Krankheitskeime, sondern haben fäkale Indikatorfunktion, indem sie eine Fäkalienverunreinigung anzeigen, die gelegentlich auch Krankheitserreger enthalten kann. Aus diesem Grunde sollen hygienisch einwandfreie Trinkwasser in 100 ml keine *E.-coli*-Keime von Warmblütern enthalten. Echte Krankheitserreger, z. B. pathogene Darmbakterien, wie Salmonellen, wurden dagegen im Unterstrom der untersuchten Abfallplätze in keiner Wasserprobe nachgewiesen, obwohl bis zu 2 l Wasser mittels Anreicherungsverfahren untersucht wurden. Dies ist hervorzuheben, da auch Klärschlämme, die häufig pathogene Keime enthalten, zur Ablagerung kamen. Offenbar werden diese Mikroorganismen, wenn sie direkt oder mit dem Sickerwasser in das Grundwasser gelangen, durch die ihnen ungünstigen Umweltbedingungen oder durch antagonistische Mikroorganismen abgetötet.

#### 4.2.5. Gasaustausch

Für den Abbau der organischen Substanzen wird zunächst der freie gelöste Sauerstoff genutzt, der in Grundwässern, die in Kontakt mit der Grundluft und damit der Atmosphäre stehen, im allgemeinen in Gehalten von 6—12 mg O<sub>2</sub>/l (GERB 1953) vorhanden ist. Die Abbauprozesse können den im Grundwasser gelösten freien Sauerstoff völlig aufbrauchen. Spezifische Populationen von Mikroorganismen setzen dann den Abbau unter Ausnutzung der sauerstoffhaltigen Verbindungen fort (Abschn. 4.2.4.). Freier Sauerstoff wird dem Grundwasser entweder gelöst im Sickerwasser oder durch Lösung und Diffusion aus der Grundluft zugeführt. Da das biochemische Milieu vorwiegend vom Unterschied zwischen Sauerstoffzufuhr und -zehrung bei den Abbauvorgängen bestimmt wird — es ist anaerob, wenn die Rate der Sauerstoffzehrung über der Zufuhr rate liegt, und aerob, wenn die Zufuhr- die Zehrungsrate übersteigt — ist die Untersuchung der Vorgänge, die den Sauerstoff in das Grundwasser einbringen, von großer Wichtigkeit.

Hierbei ist die Betrachtung des umgekehrten Vorganges nützlich, das Entweichen flüchtiger Abbauprodukte. Kohlendioxid ist ein häufiger Bestandteil des Grundwassers.



Es wird ihm entweder im Sickerwasser gelöst zugeführt oder entsteht im Grundwasser als Stoffwechselprodukt von Mikroorganismen beim Abbau organischer Substanzen. In der Grundluft ist der Gehalt an  $\text{CO}_2$  vorwiegend als Folge der mikrobiellen Tätigkeit gegenüber dem mittleren Gehalt in der Atmosphäre von 0,03 Vol-% deutlich erhöht, im allgemeinen um den Faktor 10 bis 100. Noch höhere Werte können im Bereich natürlicher  $\text{CO}_2$ -Aufstiege, etwa von vulkanogenen Exhalationen oder von Inkohlungsgasen und — wie die vorliegenden Messungen zeigen — im Bereich verunreinigter Grundwässer beobachtet werden. Erhöhte  $\text{CO}_2$ -Gehalte in der Grundluft können als Indikator für eine Untergrundverunreinigung genutzt werden (v. PETTENKOFER 1871, 1873, SMOLENSKI 1877). Neben Kohlendioxid treten im Grundwasser als flüchtige Abbauprodukte auch Schwefelwasserstoff, elementarer Stickstoff, Ammonium, Methan und flüchtige organische Stoffe sowie flüchtige primäre Verunreinigungen auf, die in die Grundluft und von dort in die Atmosphäre entweichen können (s. Abschn. 3.1.3.5. und 3.1.3.6.). Hervorzuheben ist dabei, daß dieses Entweichen einer der Vorgänge ist, die Grundwasserverunreinigungen völlig beseitigen zu können. Mengenmäßig bedeutungsvoll ist hierbei das Entweichen von Kohlendioxid als Abbauprodukt organischer Substanzen. Die Rate des  $\text{CO}_2$ -Transportes kann als annäherndes Maß des Abbaus der organischen Substanzen im Untergrund genutzt werden.

In den tieferen Teilen des verunreinigten Grundwasserkörpers stellen sich als Folge der biochemischen Vorgänge höhere  $\text{CO}_2$ -Konzentrationen ein als dem Gleichgewicht an der Grenze Grundwasser/Grundluft entsprechen. Dieses Gleichgewicht kann durch das HENRY-DALTONSche Gesetz ( $c = K \cdot P$ ) beschrieben werden. Es bildet sich ein Konzentrationsgefälle zwischen den tieferen Schichten des Grundwassers und seiner Oberfläche aus, wie dies auf Abb. 21 aufgrund einer Probeentnahme mit dem RUTTNER-

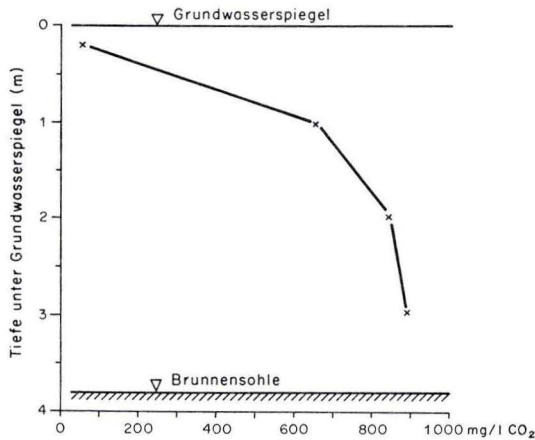


Abb. 21. Vertikale Verteilung der  $\text{CO}_2$ -Konzentration im Brunnen 202 ab Abfallplatz Großkrotzenburg.

Schöpfer dargestellt ist. Diesem Konzentrationsgefälle folgend, diffundiert  $\text{CO}_2$  zur Grundwasseroberfläche und tritt in die Grundluft über. Der weitere  $\text{CO}_2$ -Transport zur Erdoberfläche geschieht durch den Gasaustausch im Grundluftbereich. Für die Be-

stimmung des  $\text{CO}_2$ -Transportes ergeben sich also 3 Vorgänge (GOLWER & MATTHESS 1972):

1. die Diffusion zur Grundwasseroberfläche,
2. der Übertritt in die Grundluft und
3. der Gasaustausch in der Grundluft.

Die Berechnung des  $\text{CO}_2$ -Transportes auf der Grundlage der Diffusion liefert einen unteren Grenzwert, da der Konzentrationsgradient im allgemeinen zu klein bestimmt wird. Diese Ungenauigkeit kann nur durch Messung der Konzentrationsänderung in der Nähe der Grundwasseroberfläche in möglichst kurzen Abständen verbessert werden. Ferner ist die molekulare Diffusion eine sehr langsame Form des Stofftransportes im Grundwasser, der durch Strömungsdispersion wesentlich beschleunigt werden kann.

Im konkreten Falle errechnete sich eine  $\text{CO}_2$ -Transportrate von 51,5 mg/Tag je  $1 \text{ m}^2$  Oberfläche (GOLWER & MATTHESS 1972).

Die Rate des  $\text{CO}_2$ -Transportes durch die Grenzfläche Grundwasser/Grundluft kann nach einem Berechnungsverfahren von MÜNNICH (1963), das von GOLWER & MATTHESS (1972) für Untergrundverhältnisse modifiziert wurde, berechnet werden. Bei dieser Berechnung der Transportrate wird ein oberer Grenzwert erhalten, da die von MÜNNICH angegebene Übertrittsgeschwindigkeit einer Gasfront von  $\text{CO}_2$   $w = 7,2 \text{ cm/Tag}$  in einem Gefäß gemessen wurde, in dem Konvektionsströmungen nicht ausgeschlossen waren, so daß der Wert wahrscheinlich für den ungestörten porösen Untergrund zu hoch ist (in Brunnen ist jedoch eine Begünstigung des Entgasungsvorganges durch die Möglichkeit von Konvektionsströmungen nicht auszuschließen). Außerdem bestehen Schwierigkeiten bei der Abschätzung des wirksamen Konzentrationsunterschiedes.

Im praktischen Beispiel wurde bei einer Annahme einer Nutzporosität von 24 % je  $\text{m}^2$  Grundwasseroberfläche ein  $\text{CO}_2$ -Übertritt von 9,6 g/Tag errechnet.

In der Grundluft über verunreinigten Grundwässern wurden erhöhte  $\text{CO}_2$ -Gehalte gemessen (s. Abschn. 3.1.4.4.). In Abb. 22 sind die Ergebnisse von  $\text{CO}_2$ -Bestimmungen in der Grundluft zusammengestellt, die mit Hilfe eines Meßverfahrens ermittelt wurden, das auf der von Luft abweichenden Wärmeleitfähigkeit von  $\text{CO}_2$  beruht (BUDE & KAPPELMEYER 1961). Die Luftproben werden dabei mit Hilfe von 16-mm-Bohrungen, die in die jeweils gewünschte Tiefe vorgetrieben werden, gewonnen. Die Feldmessungen wurden vom Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung (Dr. HÄNEL) ausgeführt.

Der  $\text{CO}_2$ -Gehalt der Grundluft hängt von der  $\text{CO}_2$ -Produktion bzw. -zufuhr aus dem Grundwasser einerseits und dem Gasaustausch mit der Atmosphäre andererseits ab. Der Gasaustausch zwischen Grundluft und Atmosphäre beruht im wesentlichen auf Temperatureinflüssen durch Ausdehnen und Zusammenziehen der Grundluft, Temperaturdifferenzen und damit Dichtedifferenzen zwischen Grundluft und Atmosphäre, Luftdruckänderungen, Druck- und Saugeffekten des Windes, eindringendem Sickerwasser, das Grundluft verdrängt, Grundwasserspiegelschwankungen und schließlich Diffusion.

Wird für die Berechnung des  $\text{CO}_2$ -Transportes in der Grundluft der Diffusionsvorgang zugrunde gelegt, der nach PENMAN (1940 a, b) bei den hier vorliegenden Mächtigkeiten der porösen Deckschichten von max. ca. 4,5 m ausreicht, den Gasaustausch quantitativ zu bewerkstelligen, so erhält man eher einen zu kleinen als einen zu großen Wert, da die übrigen Faktoren den Gasaustausch im wesentlichen beschleunigen. Besonders gilt dies für Deckschichten, in denen hohe Anteile von Klüften, Rissen und Lösungshohlräumen am Gesamthohlraumgehalt die Wirksamkeit der meteorologisch

bedingten Faktoren begünstigen. Bei Berechnung des  $\text{CO}_2$ -Transportes auf der Grundlage der Diffusion (BUCKINGHAM 1904, PENMAN 1940 a, b) errechnet sich für Kurve D in Abb. 22 eine  $\text{CO}_2$ -Transportrate von 6 g/Tag pro  $\text{m}^2$  Erdoberfläche (GOLWER & MATTHES 1972).

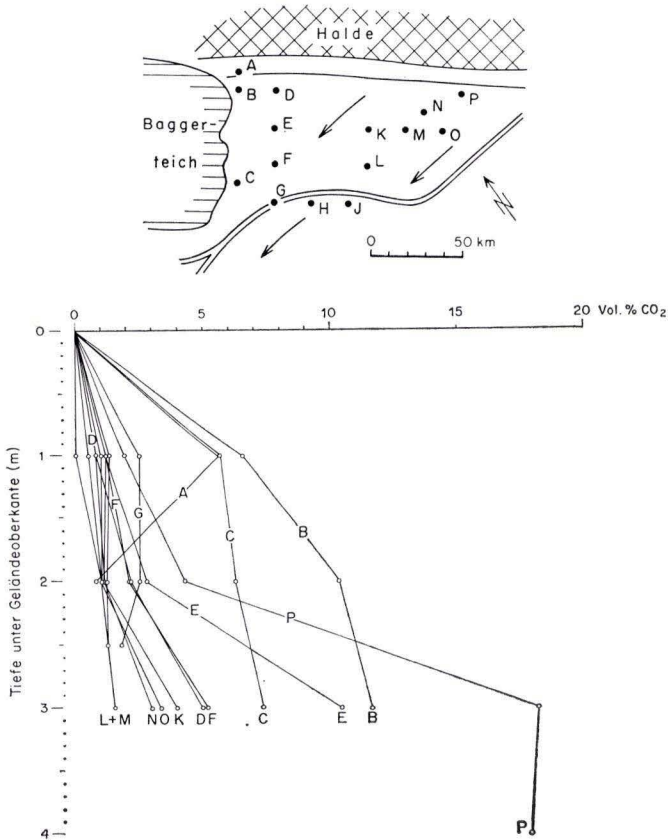


Abb. 22. Lage der Messpunkte A — P und vertikale Verteilung der  $\text{CO}_2$ -Gehalte in der Grundluft am Abfallplatz Großkrotzenburg. Die Pfeile geben die Grundwasserfließrichtung an.

Bei der vorliegenden Berechnung wurde eine Kurve mit einigermaßen gleichmäßigem Konzentrationsgradienten ausgewählt, da in diesem Falle ein weitgehend gleichmäßiger Diffusionsvorgang von der Grundwasser-oberfläche zur Erdoberfläche angenommen werden kann. Starke Änderungen in den Gradienten, wie in den Kurven A und C, deuten auf diffusionshemmende Verhältnisse hin; hierfür kommen z. B. Ton- und Schlufflinsen, von Sickerwasser erfüllte Partien und eindringendes Niederschlagswasser in Betracht. Für eine eindeutige Interpretation der  $\text{CO}_2$ -Messungen sollten daher künftig jeweils Messungen des Wassergehaltes, der Korngrößenverteilung, der Dichte und des nutzbaren Hohlraums der einzelnen Schichten durchgeführt werden.

Schließlich wird  $\text{CO}_2$  im Wasser der ungesättigten Zone gelöst und an den Untergrundmaterialien sorbiert. Da die  $\text{CO}_2$ -Produktion im Grundwasser sich kaum sehr schnell ändert, kann in erster Näherung angenommen werden, daß sich ein Gleichgewichtszustand zwischen  $\text{CO}_2$ -Nachlieferung aus dem Grundwasser und Transport zur Erdoberfläche eingestellt hat, so daß sich während des Meßvorganges die Transportrate nicht ändert und die Sorptions- bzw. Desorptionsprozesse zwischen Grundluft und Erdstoffen bzw. dem Wasser in der ungesättigten Zone ein Gleichgewicht erreicht haben.

Bei der Auswertung der  $\text{CO}_2$ -Gehalte im Grundwasser und in der Grundluft sind Störungen im Bereich natürlicher  $\text{CO}_2$ -Aufstiege, etwa von vulkanogenen Exhalationen oder von Inkohlungsgasen, oder aus anderen anthropogenen Quellen (etwa Rotteprozessen in der benachbarten Müllhalde (BISHOP et al. 1966) möglich, so daß die örtlichen Verhältnisse darauf geprüft werden müssen.

Die Abweichungen der in den 3 Bereichen berechneten  $\text{CO}_2$ -Transportraten werden sich voraussichtlich bei genauer Messung der Konzentrationsgradienten, möglichst zu einem Zeitpunkt, an einer Stelle, mit Hilfe einer für die Probenahme und Messung im Grundwasser und in der Grundluft geeigneten Meßeinrichtung, verringern. Weiterhin erfordern derartige Untersuchungen genauere Messungen der Nutzporosität im Grundwasser und Grundluftbereich.

Der Abbau der Verunreinigungen im Grundwasserbereich wird entscheidend von der Sauerstoffzufuhr durch die Bodenluft und das Sickerwasser bestimmt. Schlecht durchlässige, z. B. tonig-schluffige Deckschichten, mindern die Sauerstoffzufuhr. Die biochemischen Vorgänge laufen unter dieser geringeren Sauerstoffversorgung langsamer ab. Dadurch werden die einzelnen Zonen erheblich breiter als bei durchlässigen, z. B. sandig-kiesigen Deckschichten. Die Selbstreinigungsvorgänge in verunreinigten Grundwässern werden dagegen durch luftdurchlässige Deckschichten gefördert.

Eine besonders günstige Wirkung haben aufgedeckte Grundwasseroberflächen (künstliche oder natürliche Teiche) im verunreinigten Grundwasserbereich, da der direkte Kontakt Atmosphäre/Grundwasser das Eindringen von Sauerstoff und das Entweichen von flüchtigen Verunreinigungen und Abbauprodukten ermöglicht.

### 4.3. Veränderungen nach Beendigung der Ablagerung

Die Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald wurde 1968 — 1971 im Rahmen von Re-kultivierungsmaßnahmen mit einer ca. 5 m mächtigen Schicht aus mergeligem, schluffigem und lehmigem Material abgedeckt (Abschn. 2.3.1.). Damit endete die Zufuhr von frischem Abfallmaterial auf die Halde. Dadurch konnten sich die Alterungsprozesse innerhalb der Deponie stärker als bisher auch im Grundwasser bemerkbar machen. Durch Alterung kommt es zu einer Verdichtung des Materials und zur Umwandlung organischer und anorganischer Substanzen (WOLTERS 1965, BUCKSTEEG 1969, WALLHÄUSSER 1972). Die Verdichtung der abgelagerten Stoffe führt zu einer zunehmenden Behinderung des Sauerstoffzutritts, so daß der anfänglich aerobe mikrobielle Abbau der natürlichen oder synthetischen organischen Haldenbestandteile allmählich unter anaeroben Bedingungen erfolgt. Die organischen Substanzen werden letztlich zu  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ , in Gegenwart von Basen in sapropelartige Kolloide und bei Fehlen von Basen in Huminstoffe umgewandelt. Typischerweise entstehen unter diesen Bedingungen durch Reaktion von Schwefelwasserstoff mit Schwermetall-Ionen (vor allem Eisen-Ionen) Sulfide, die die abgelagerten Stoffe in diesem Bereich schwarz färben. Der Schwefelwasser-

stoff entstammt entweder dem Abbau schwefelhaltiger organischer Stoffe oder der Reduktion von Sulfaten durch Desulfurikanten.

Die Alterung hat demnach neben der Verfestigung der Stoffe auch eine Verringerung der Löslichkeit der abgelagerten Stoffe zur Folge. Dies wirkt sich, wie die Untersuchung an der aktiven Abfalldeponie Weilbach zeigt (FRESENIUS et al., in Vorbereitung), in einer Verschiebung der Sickerwasserbeschaffenheit in den anaeroben Bereich und in einer Verstetigung der Zusammensetzung des Sickerwassers aus.

Die bei den organischen Substanzen in der Halde ablaufenden Mineralisierungs- und Humifizierungsvorgänge spiegeln sich auch in der Beschaffenheit des Grundwassers wider. Die organische Belastung im Grundwasser der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald, dargestellt durch den  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch, zeigt nach Stilllegung der Abfallhalde eine deutliche Verstetigung der Werte mit sinkender Tendenz der beobachteten Konzentrationen (Taf. 2). In gleiche Richtung deutet die Abnahme des  $\text{NO}_3$ -Gehaltes im Brunnen 405 nach Beendigung der Ablagerung (Abschn. 3.1.4.3.) und der allmähliche Anstieg der Redox-Potentiale, die z. B. in Brunnen 407 ab Sommer 1972 im positiven Bereich liegen (Tab. 25).

Eine Verbesserung der Wasserqualität im Haldenweiher deutet sich in der Organismen-Population an. Hier finden sich seit 1971 neben polysaprophyten Arten auch Vertreter der alpha- und beta-metasaprophyten Verunreinigungsstufe. Die Verbesserung wäre möglicherweise noch markanter, wenn nicht durch Neuanlage eines flachen „Überlaufgrabens“ eine teilweise oberirdische Ableitung des 1974/75 in den Weiher gefallenen Regenwassers erfolgte. Bei dem niedrigen Wasserstand der vorhergehenden Jahre entwässerte der Weiher ausschließlich unterirdisch.

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen vor allem im Bereich der organischen Verunreinigungen und der Redox-Verhältnisse eine Verbesserung des Grundwasserzustandes an. Die Asbestbänder in mehreren Brunnen (Br. 405, 406, 407), die lange Zeit schwarze Sulfidablagerungen zeigten, sind inzwischen entfärbt oder weisen rostbraune Eisenoxidhydratfarben auf.

Die Belastung durch anorganische Stoffe ist jedoch immer noch gegeben. Nach den Beobachtungen von RÖSSLER (1951) an einer in den Jahren 1913 — 1929 betriebenen Müllhalde ist auch bei den anorganischen Verunreinigungen mit einer, wenn auch nicht so markanten Abnahme der Verunreinigung zu rechnen.

## 5. Folgerungen für die Praxis

Aus Gründen des Grundwasserschutzes sollte im Unterstrom von Abfallplätzen die Belastung des Grundwassers gering gehalten werden. Dieses Ziel läßt sich vor allem dadurch erreichen, daß die Abfallstoffe nur an geeigneten Standorten geordnet abgelagert werden. Ein weiterer Weg, um die Ausdehnung der organischen Belastungen im Unterstrom von Abfallplätzen gering zu halten, besteht darin, durch technologische Maßnahmen Stoffe zu erzeugen, die mikrobiell leichter abgebaut werden können. Diese Umstellung von abbauschweren auf abbauleichtere Produkte wurde z. B. bei den Wasch- und Reinigungsmitteln mit anionaktiven Detergentien bereits in den Jahren 1961 — 1964 durchgeführt (HUSMANN 1966).

Bei der Diskussion um die möglichst schadlose Beseitigung von Abfallstoffen breitet sich zunehmend die ernüchternde Erkenntnis aus, daß die Umweltbelastung aufs Ganze

und auf längere Zeit gesehen bei allen Beseitigungsmethoden gleich ist, da keine zu einem restlosen Verschwinden der Schadstoffe führt.

Feste und schlammige Abfallstoffe werden üblicherweise durch Ablagerung, Kompostierung oder Verbrennung beseitigt. In den Jahren 1970/71 wurden etwa 80 % der in der Bundesrepublik Deutschland anfallenden Abfallstoffe auf nahezu 50 000 Müllplätzen abgelagert, etwa 18 % in 30 modernen Anlagen verbrannt und etwa 2 % in 16 Anlagen kompostiert (LEONHARDT 1972). Aus diesen Zahlen geht hervor, welche Bedeutung das Ablagern von Abfallstoffen z. Zt. besitzt. Nach SCHENKEL (1974) wird auch für die zukünftige Abfallbeseitigung die Notwendigkeit von Deponien häufig unterschätzt. Es ist nicht Aufgabe dieses Beitrages, die Vor- und Nachteile der einzelnen Methoden der Abfallbeseitigung gegeneinander abzuwägen, vielmehr genügt es festzustellen, daß viele Abfälle nicht kompostierbar oder brennbar sind bzw. daß bei diesen Verfahren Reststoffe, z. B. Schlacken und Aschen, verbleiben, die deponiert werden müssen (MÖLLER 1971). Auch Verbrennungsrückstände von Hausmüll enthalten noch zahlreiche lösliche Bestandteile (FRESENIUS & SCHNEIDER 1972), die das Grundwasser deutlich belasten können (BÖKE et al. 1973). Schwer behandelbare Abwässer werden ebenfalls deponiert.

Die Ablagerung bietet den Vorteil, daß die Abfallstoffe zunächst gespeichert werden und, da sie im Normalfall gegenüber der Umwelt nicht versiegelt werden können, nur sehr langsam, dafür aber über einen längeren Zeitraum auf die Umwelt einwirken. Der Vorteil der Ablagerung ist demnach die Verzögerung und Herabsetzung der pro Zeiteinheit einwirkenden Umweltbelastung, darin der Wirkung einer Talsperre bei der Kappung der Spitze einer Hochwasserwelle vergleichbar. Der Zeitgewinn ermöglicht u. a. chemische, physikalische und biologische Reaktionen in der Deponie und in den beeinflussten Grundwässern. Ziel der Steuerungsmaßnahmen bei Auswahl und Betrieb der Deponie muß demnach sein, ihre Auswirkungen so stark wie möglich zu verzögern. Optimal wird der Verzögerungseffekt, wenn geologische Strukturen vorhanden sind, die praktisch nur in geologischen Zeiträumen am Wasserkreislauf teilnehmen. Solche Strukturen, wie Salzlagerstätten und ehemalige, jetzt ausgebeutete Erdöl- und Erdgaslagerstätten bieten sich zur Beseitigung besonders giftiger Stoffe, wie radioaktive Abfälle und manche hochgiftige chemische Abfälle, an. Bei der Auswahl geeigneter Deponiemethoden und bei der Wahl des geeigneten Deponiestandortes spielen daher geologische, hydrogeologische und geochemische Überlegungen eine entscheidende Rolle.

Viele Abfallstoffe erfordern vor dem Ablagern eine Vorbehandlung. So fordert KNOLL (1972) eine wirksame Entseuchung bei der Beseitigung kommunaler Klärschlämme, da diese Schlämme Viren, Bakterien, Parasiten und Wurmeier enthalten, die als Krankheitserreger bei Mensch und Tier in Frage kommen.

Ein grundsätzliches Verbot für das Ablagern der meisten festen Abfallstoffe ist in der Praxis nicht einzuhalten. Daher läßt sich mit wirtschaftlich vertretbarem Aufwand nicht vermeiden, daß an einigen Stellen das Grundwasser belastet wird. Im Hinblick auf das Reinigungsvermögen des Untergrundes kann jedoch örtlich eine Belastung des Grundwassers in Kauf genommen werden, wenn dadurch an anderen Stellen die Verunreinigung wasserwirtschaftlich wichtiger Grundwasservorkommen verhindert wird.

Bei der Ablagerung gefährlicher Stoffe sind hohe Anforderungen an die Dichtheit des Deponieorts gegenüber der Umwelt zu stellen. Ist die Versiegelung der Schadstoffe nicht, wie in Salzbergwerken und tiefliegenden Erdöl- und Erdgasstrukturen, von Natur aus gegeben, so müssen zusätzliche technische Maßnahmen eine Ausbreitung dieser Stoffe für absehbare Zeiträume verhindern. Zu dieser Gruppe gehören die radioaktiven Stoffe, wasserlösliche, schwer abbaubare Gifte u. ä. In diesem Falle muß durch mehr

oder weniger aufwendige Dichtungsmaßnahmen das Eindringen von Sickerwasser in das Grundwasser verhindert werden. Für die Behandlung, Beseitigung und Aufarbeitung sehr problematischer Sonderabfälle, wie Tierkörper, Altöle und radioaktive Abfälle, wurden Sondergesetze geschaffen.

Die Hauptmasse der Abfälle, zu denen vor allem der Hausmüll, haussmüllähnliche Gewerbeabfälle sowie Bauschutt und Abraum gehören, erfordert vom Standpunkt des Grundwasserschutzes keine besondere Behandlung. Abfallstoffe dieser Gruppe verursachen zwar eine örtliche Grundwasserbelastung, deren Ausdehnung, Intensität und Dauer jedoch um so geringer ist, je kleiner die Verunreinigung ist, die von der Deponie ausgeht, je kleiner die Fließgeschwindigkeit des Grundwassers ist und je optimaler die Selbstreinigungsprozesse im Untergrund verlaufen.

In Zukunft sollten daher mehr als bisher Unterschiede in der Schutzbedürftigkeit der Grundwasservorkommen gemacht werden. In Gebieten, in denen eine örtliche Belastung des Grundwassers tragbar ist, sollte das Ablagern von Abfallstoffen nicht nur geduldet, sondern unter den entsprechenden Auflagen auch genehmigt werden. Dadurch wird weitgehend erreicht, daß Abfallstoffe nicht ungeregt abgelagert werden. Um eine Grundwasserbelastung durch Abfall-Lagerung möglichst gering zu halten, sollten vom Standpunkt des Grundwasserschutzes folgende Gesichtspunkte bei der Einrichtung und dem Betrieb einer Deponie beachtet werden:

### 1.

Die Abfallstoffe sollten auf wenigen Plätzen als zentrale Deponien mit kleiner Grundfläche abgelagert werden.

Die Größe des Einzugsgebietes eines Lagerplatzes hängt weitgehend von Transportkosten ab. Im „Rahmenplan für die Abfallbeseitigung in Bayern“ wird z. B. als Einzugsgebiet ein Kreisgebiet (ca. 400 — 500 km<sup>2</sup>) angenommen und mit einer mittleren Transportentfernung von 9 — 15 km gerechnet (VOGL 1970). Theoretische und praktische Berechnungen beweisen, daß Deponien erst bei über 100 000 angeschlossenen Einwohnern wirtschaftlich sind (LEONHARDT 1973).

### 2.

Die Abfallstoffe verschiedenster Herkunft und Beschaffenheit sollten auf einem Lagerplatz gemeinsam geordnet abgelagert werden.

Die Deponierfähigkeit eines Abfallstoffes hängt von dem Ausmaß der Gefahr ab, die unter Berücksichtigung der örtlichen Gegebenheiten von diesem Abfallstoff für die Umwelt zu erwarten ist. Daher sollte die Entscheidung, ob ein Abfallstoff zusammen mit anderen Abfällen abgelagert werden kann, auf der Grundlage der jeweiligen örtlichen Situation gefällt werden (FÜRMAIER 1973). Die Gefahren einer Umweltbelastung lassen sich z. B. durch ein gemischtes Ablagern unterschiedlicher Abfallstoffe mindern. Daher ist es zweckmäßig, flüssige und schlammige Abfallstoffe, wie z. B. Klärschlamm, Altöl und ölgetränkten Boden, möglichst innig vermengt mit festen Abfallstoffen oder als Linsen oder dünne Schichten in die Halde einzubringen.

### 3.

Die Abfallstoffe sollten grundsätzlich über der Grundwasseroberfläche geordnet als Halde abgelagert werden.

Das Grundwasser wird durch Abfallstoffe, die in das Grundwasser hineinreichen, wesentlich stärker belastet als durch Abfallstoffe über der Grundwasseroberfläche, weil

über der Grundwasseroberfläche für die Auslaugung der Abfallstoffe in der Regel nur Bruchteile der jährlichen Niederschlagsmenge (im Mittel bis zu 25 %) zur Verfügung stehen und als Sickerwasser zum Grundwasser gelangen. Die Sickerwassermengen werden von KLOTTER & HANTGE (1969) mit 0,06 l/s · ha und von KNOCH (1974) bei Betriebsdeponien im Mittel mit 0,067 l/s · ha angegeben. SCHENKEL (1974) rechnet bei Deponien, unabhängig von der Schutthöhe, mit einer Sickerwassermenge von 0,05 — 0,1 l/s · ha. Die Sickerwassermenge kann durch eine arbeitstäglich aufzubringende Schicht aus Kunststoffschäuma erheblich herabgesetzt werden (PIERAU 1973). Auch die Abdeckung mit wenig wasserdurchlässigem Material verringert die Sickerwassermenge und mindert außerdem die Geruchsbelästigung und die Besiedlung mit Ungeziefer.

Die Halde bietet weiterhin gegenüber einer Grubenfüllung den Vorteil, daß die Abfallstoffe besser durchlüftet werden und dadurch der biologische Abbau der organischen Bestandteile gefördert wird.

#### 4.

Abfall-Lagerplätze sollten in niederschlagsarmen Gebieten angelegt werden.

Dieser Gesichtspunkt zur Minderung des Sickerwasseranfalls ist vor allem in solchen Gebieten von Bedeutung, in denen innerhalb des Einzugsgebietes eines Abfall-Lagerplatzes aufgrund der orographischen Verhältnisse große Unterschiede in der Niederschlagsverteilung auftreten können. Als Beispiele hierfür sind solche Gebiete zu nennen, die Mittel- und Hochgebirge sowie Flachlandsgebiete umfassen.

#### 5.

Abfall-Lagerplätze sollten in Gebieten mit großen Flurabständen der Grundwasseroberfläche angelegt werden.

Mit zunehmendem Abstand zwischen Deponiebasis und Grundwasseroberfläche nimmt die Reinigung des Sickerwassers im Untergrund zu.

#### 6.

Unter den Abfall-Lagerplätzen und im Grundwasserunterstrom sollten gut luft- und wasserdurchlässige sowie adsorptionsfähige Deckschichten vorhanden sein.

Die Durchlässigkeit der Deckschichten ist besonders wichtig für das Entweichen des CO<sub>2</sub> und N<sub>2</sub> aus der Grundluft und für das Eindringen von O<sub>2</sub> in die Grundluft. Als Standorte mit besonders adsorptionsfähigem Untergrund kommen Hoch- und Niedermoore, vor allem teilabgetorfte Hochmoore in Frage, wobei die Auffüllungshöhe durch die Grundbruchgefahr begrenzt ist (FEIGE 1975).

Abfall-Lagerplätze mit praktisch wasserundurchlässiger Sohle, z. B. Tonschichten oder Basisabdichtung mit Folien, bieten gegenüber der üblichen Ablagerung auf wasserundurchlässigem Untergrund nur dann Vorteile, wenn gewährleistet ist, daß die auftretenden Sickerwässer restlos erfaßt und schadlos beseitigt werden können. Solche aufwendigen Maßnahmen sind wohl nur dann notwendig und auch volkswirtschaftlich vertretbar, wenn sehr wertvolle Grundwasservorkommen geschützt werden müssen oder wenn von giftigen oder schwer abbaubaren Abfallstoffen eine sehr weitreichende Belastung des Grundwassers zu befürchten ist. Bei bestimmten hydrogeologischen Verhältnissen, z. B. in Gebieten mit gut durchlässigem, aber schlecht reinigendem Untergrund (Karst, stark zerklüftete Festgesteine u. a.), ist häufig eine Basisabdichtung die einzige Möglichkeit, um vom gewählten Deponiestandort eine weitreichende Grundwasserverunreinigung auszuschließen.



**7.**

Abfall-Lagerplätze sollten in Gebieten geringer Grundwasserfließgeschwindigkeit (Abstandsgeschwindigkeit) angelegt werden.

Hohe Fließgeschwindigkeiten sind ein wesentlicher Faktor für eine große Reichweite der Belastungen im Grundwasserunterstrom. Daher sind Abfall-Lagerplätze in Gebieten mit Porengrundwasserleitern in der Regel wesentlich günstiger als Lagerplätze in Gebieten mit Kluft- oder Karstgrundwasserleitern.

**8.**

Abfall-Lagerplätze sollten in Gebieten mit Grundwasserleitern guter Reinigungswirkung angelegt werden.

Gute Reinigungswirkung besitzen vor allem Sande und fein- bis mittelkörnige Kiese der Talauen sowie lehmiger Hangschutt.

**9.**

Die Anlage von Abfall-Lagerplätzen sollte auf wenig geneigtem Gelände erfolgen.

Bei geneigtem Gelände (Hanglage oder Talmulden) ist bei der Ausbildung einer durchfeuchteten, gleitfähigen Basisschicht ein Abgleiten der Abfallstoffe und dadurch örtlich eine Gefahr für das Verunreinigen oberirdischer Gewässer zu befürchten.

**10.**

Abfall-Lagerplätze sollten in gering grundwasserhöffigen Gebieten mit geogen stark belastetem Grundwasser angelegt werden.

In Gebieten mit geogen stark belastetem Grundwasser, z. B. mit Salz- und Brackwasser, scheidet aus qualitativen Gründen eine Verwendung des Grundwassers als Trink- und Betriebswasser nach dem heutigen Stand der Technik aus.

**11.**

Im Gebiet von Abfall-Lagerplätzen sollte der beeinflusste Grundwasserbereich durch Kontrollbrunnen überwacht werden.

Kontrollbrunnen sind besonders zur Beweissicherung notwendig. Sie sollten den verunreinigten Grundwasserleiter möglichst in der gesamten Mächtigkeit erfassen und einen Filterrohrdurchmesser von mindestens 150 mm besitzen.

**12.**

Abfall-Lagerplätze sollten außerhalb von Überschwemmungsgebieten angelegt werden.

Dadurch wird eine Ausbreitung und Verschwemmung des Materials bei Hochwasser verhindert.

Diese 12 Gesichtspunkte (GOLWER et al. 1971) resultieren aus Empfehlungen, die im Juni 1968 auf der Deutschen Gewässerkundlichen Tagung in Wiesbaden vorgetragen wurden (GOLWER & MATTHESS 1969). Sie haben weite Verbreitung gefunden (SCHENKEL 1973). Auch im Merkblatt Nr. 3 „Die geordnete Ablagerung (Deponie) fester und schlammiger Abfälle aus Siedlung und Industrie“, das vom Bundesgesundheitsamt — Zentralstelle für Abfallbeseitigung — unter Mitwirkung von Sachverständigen aufgestellt und 1970 eingeführt wurde, sind für die Wahl eines geeigneten Deponiestandortes hydrogeologische Gesichtspunkte von entscheidender Bedeutung.

## 6. Schriftenverzeichnis

- ANDERSEN, J. R., & DORNBUSH, J. N. (1967): Influence of a sanitary landfill on groundwater quality. — *J. am. Water Works Assoc.*, **59**: 457—470, 6 Abb., 4 Tab.; New York.
- — (1968): Quality changes of shallow groundwater resulting from refuse disposal at a gravel pit. — Rep. on Proj. SRI 3553 Water Resources Inst. South Dakota State Univ.; Brookings / South Dakota.
- APGAR, M. A., & LANGMUIR, D. (1971): Ground-water pollution potential of a landfill above the water table. — *Groundwater*, **9**: 76—96; Urbana, Ill.
- BECKSMANN, E. (1955): Grundwasserchemismus und Speichergestein. — *Z. dt. geol. Ges.*, **106**: 23—35; Hannover.
- BISHOP, W. D., CARTER, R. C., & HARVEY, F. L. (1966): Water pollution hazards from refuse-produced carbon-dioxide. — 3. int. Conf. Water Poll. Res., I, 10, 19 S., 7 Abb., 5 Tab.; München.
- BÖHNKE, B. (1966): Untersuchungen über die Behandlung von cyanhaltigen Abwässern auf Tropfkörpern. — *Vom Wasser*, **32**: 291—309, 15 Abb., 4 Tab.; Weinheim/Bergstr.
- BÖKE, E., STURM, G., & ZUBILLER, C. O. (1973): Die Ablagerung von Schlacke aus kommunalen Müllverbrennungsanlagen im Hinblick auf den Gewässerschutz. — *Dt. gewässerserk. Mitt., Sonderh.*: 55—60, 3 Abb., 3 Tab.; Koblenz.
- BOLLAG, J.-M., & CZLONKOWSKI, S. T. (1973): Inhibition of methane formation in soil by various nitrogen-containing compounds. — *Soil Biol. Biochem.*, **5**: 637—678.
- BOUWER, H. (1968): Putting waste water to beneficial use — The flushing Meadows Project. — 12<sup>th</sup> Ann. Ariz. Watershed Sym. Proc.: 25—30; Phoenix, Ariz.
- BRECHTEL, H. M. (1972): Forsthydrologische Forschungsprojekte in Hessen. — In: *Informationsschr. II, Hess. Staatsforstverwaltung*; Wiesbaden.
- BREDEHOEFT, J. D., & PINDER, G. F. (1972): The application of the transport equations to a groundwater system. — *Int. geol. Congr.*, **11**: 255—263, 5 Abb.; Montreal.
- BUCKINGHAM, E. (1904): Contributions to our knowledge of the aeration of soils. — *US Dep. Agr. Bureau Soils Bull.*, **25**, 52 S., 9 Tab.; Washington.
- BUCKSTEEG, W. (1969): Abfalldeponien und ihre Auswirkungen auf Grund- und Oberflächenwasser. — *GWF*, **110**: 529—537, 5 Abb., 14 Tab.; München.
- BUDDE, E., KAPPELMEYER, O. (1961): Physikalische Bodenluftuntersuchungen. — In: A. BENTZ: *Lehrbuch der angewandten Geologie*, **1**: 928—934, 3 Abb., 2 Tab.; Stuttgart (Enke).
- BUTLER, R. G., ORLOB, G. T., & MCGAUHEY, P. H. (1954): Underground movement of bacterial and chemical pollutants. — *J. amer. Water Works Assoc.*, **46**, 2: 97—111; Lancaster, Pa.
- COE, J. J. (1970): Effect of solid waste disposal on groundwater quality. — *J. amer. Water Works Ass.*, **62**, **12**: 776—783, 9 Abb., 5 Tab.; New York.
- COLLINS, H.-J., & SPILLMANN, P. (1974): Lagerungsdichte, Abbautemperaturen, Sickerwasseranfall und -belastung in einer Rotteponie in Abhängigkeit von der Vorbehandlung des Mülls. — *Müll u. Abfall*, **6**: 71—81, 7 Abb., 3 Tab.; Berlin - Bielefeld - München.
- DAVIS, J. B. (1967): *Petroleum Microbiology*. — 604 S., 208 Abb., 106 Tab.; Amsterdam - London - New York (Elsevier).
- DENNER, J. (1951): Trümmerschutttablagerungen und Schutzgebiete für Wassergewinnungsanlagen. — *GWF*, **92**: 183—184, 2 Abb.; München.
- DROST, W., MOSER, H., NEUMAIER, F., & RAUERT, W. (1972): Isotopenmethoden in der Grundwasserkunde. — *Informationsh. Eurisotop*, **61**, Ser. Monogr. — 16, 178 S., Abb., Tab.; Brüssel.
- EMRICH, G. H. & LANDON, R. A. (1971): Investigations of the effects of sanitary landfills in coal strip mines on ground water quality. — *Pa. Bur. Water Qual. Management*, **30**, 39 S.
- EXLER, H. J. (1972): Ausbreitung und Reichweite von Grundwasserverunreinigungen im Unterstrom einer Mülldeponie. — *GWF*, **113**, 3: 101—112; München.

- (1973): Das Ausmaß von Grundwasserverunreinigungen unterhalb einer Mülldeponie. — *Gewässerschutz, Wasser, Abwasser*, **10**: 523—537, 4 Abb., 1 Tab.; Aachen.
- FARKASDI, G., GOLWER, A., KNOLL, K. H., MATTHES, G., & SCHNEIDER, W. (1969): Mikrobiologische und hygienische Untersuchungen von Grundwasserverunreinigungen im Unterstrom von Abfallplätzen. — *Städtehygiene*, **20**, 2: 25—31, 3 Abb.; Uelzen/Hamburg.
- FEIGE, W. (1975): Bodenkundliche Untersuchungen nordwestdeutscher Standorte zur geordneten Abwasserfaulschlammdeponie. — *Göttinger bodenk. Ber.*, **32**, 135 S., 9 + 14 Abb., 7 + 14 Tab.; Göttingen.
- FÖRSTNER, U., & MÜLLER, G. (1974): Schwermetalle in Flüssen und Seen als Ausdruck der Umweltverschmutzung. — 225 S., 83 Abb., 59 Tab.; Berlin - Heidelberg - New York (Springer).
- FRESENIUS, W., KNOLL, K. H., LEONHARD, H. W., MATTHES, G., SCHNEIDER, W., & TANGERMANN, H. (in Bearbeitung): Die physikalische und chemische Beschaffenheit des Sickerwassers einschließlich technischer Daten einer Hausmülldeponie bei Basisabdichtung. — *Ber. B.-Min. Intern.*
- & QUENTIN, K. E. (1969): Untersuchung der Mineral- und Heilwässer. — *Handb. Lebensmittelchemie*, **8**, 2: 862—1042, 22 Abb., 10 Tab.; Berlin - Heidelberg - New York (Springer).
- & SCHNEIDER, W. (1962): Über die Zusammensetzung des Sinters des Kochbrunnens in Wiesbaden. — *Heilbad u. Kurort*, **14**: 166; Gütersloh.
- — (1965): Photometrische Bestimmung von Kieselsäure nach Aufschluß mit Flußsäure-Perchlorsäure oder mit Flußsäure unter besonderer Berücksichtigung der Flußspatanalyse. — *Z. analyt. Chem.*, **214**: 341—345, 2 Tab.; Berlin - Heidelberg - New York.
- — (1969): Analytische Probleme im Zusammenhang mit freien und gelösten Gasen in Wasserproben. — *Vom Wasser*, **35**: 9—17, 3 Abb.; Weinheim/Bergstr.
- — (1972): Analyse der Rückstände von Müllverbrennungsanlagen. — *Müll, Abfall, Abwasser*, **19**: 5—10, 5 Tab.; Düren.
- FRIED, J. J. (1972): Some recent applications of the theory of dispersion in porous media. — *Proc. 2. Symp. Int. Assoc. hydraulic Res.*, **2**: 722—731, 2 Abb.; Guelph, Ontario.
- FRITZ, P., MATTHES, G., & BROWN, R. M. (im Druck): Deuterium and  $^{18}\text{O}$  as indicators of leachwater movement from a sanitary landfill. — *Int. Atomic Energy Agency Technical Pap.*; Wien.
- FUHS, G. W. (1961): Der mikrobielle Abbau von Kohlenwasserstoffen. — *Arch. Mikrobiol.*, **39**: 374—422, 3 Tab.; Berlin - Göttingen - Heidelberg (Springer).
- FÜRMAIER, B. (1973): Sonderabfälle produktions-spezifischer Art. — In: W. KUMPF, K. MAAS & H. STRAUB: *Hdb. Müll- und Abfallbeseitigung*, **4**, Kennzahl 8550; Berlin (E. Schmidt).
- GARRELS, R. M., & CHRIST, CH. L. (1965): *Solutions, minerals, and equilibria*. — 450 S., Abb., Tab.; New York - Evanston - London (Harper & Row) - Tokio (Weatherhill).
- GERB, L. (1953): „Reduzierte“ Wässer. — *GWF*, **94**, 4: 87—92, 157—161, 5 Tab.; München.
- GOLWER, A., KNOLL, K. H., MATTHES, G., SCHNEIDER, W., & WALLHÄUSSER, K. H. (1972): Mikroorganismen im Unterstrom eines Abfallplatzes. — *Gesundheits-Ing.*, **93**: 142—152, 4 Abb., 8 Tab.; München.
- — — — (1973): Biochemical processes under anaerobic and aerobic conditions in groundwater contaminated by solid waste. — *Proc. Symp. Hydrogeochem. Biogeochem.* 7.—9. Sept. 1970 in Tokio, **2**: 344—357, 3 Abb., 3 Tab.; Washington, D. C. (Clarke).
- & MATTHES, G. (1968): Research on ground-water contaminated by deposits of solid waste. — *Int. Ass. sci. Hydrol.*, **78**: 129—133; Gentbrugge.
- — (1969): Qualitative Beeinträchtigung des Grundwasserdargebotes durch Abfallstoffe. — *Dt. gewässerkdl. Mitt., Sonderh. dt. gewässerk. Tagung 1968*: 51—55, 2 Abb.; Koblenz.
- — (1972): Die Bedeutung des Gasaustausches in der Grundluft für die Selbstreinigungsvorgänge in verunreinigten Grundwässern. — *Z. dt. geol. Ges.*, **123**: 29—38, 2 Abb.; Hannover.

- — & SCHNEIDER, W. (1970): Selbstreinigungsvorgänge im aeroben und anaeroben Grundwasserbereich. — *Vom Wasser*, **36**: 64—92, 7 Abb., 2 Taf., 3 Tab.; Weinheim/Bergstraße.
- — — (1971): Einflüsse von Abfalldeponien auf das Grundwasser. — *Städtetag*, **24**, 2: 119—124, 2 Abb.; Stuttgart.
- — — (1975): Effects of deposits on groundwater quality. — *Groundwater pollution-Proc. Moskau Symp. August 1971, Int. Ass. hydro. Sci.*, **103**: 159—166, 3 Abb., 1 Tab.
- HÄSSELBARTH, U., & LÜDEMANN, D. (1967): Die biologische Verockerung von Brunnen durch Massenentwicklung von Eisen- und Manganbakterien. — *Bohrtechn. — Brunnenbau — Rohrleitungsbau*, **18**: 363—368, 401—406, 4 Abb., 2 Tab.; Berlin.
- HARTKORN, K. H. (1971): Der Einfluß von Abwässern und Sickerwässern aus Mülldeponien auf das Grundwasser — Diskussion der schadlosen Beseitigung. — *Beitr. Gewässerforsch.*, „Seen- u. Grundwasserschutz“, Forschungen u. Fortschritte 1971; Wien.
- HARTMANN, L. (1966): Die Toxizität neuer Tenside gegen autotrophe Organismen. — *GWF*, **107**: 251—255, 12 Abb., 2 Tab.; München.
- HASELOFF, O. W., & HOFFMANN, H.-J. (1970): Kleines Lehrbuch der Statistik. — 4. Aufl., 330 S., 59 Abb., 99 Tab., Anh., 1 Taf.; Berlin (de Gruyter).
- HAUSCHULZ, J. (1959): Gewässerkundliches Kartenwerk Hessen, T. I, 6 Ktn., 3 Tab.; Wiesbaden (Hess. Min. Landwirtsch. u. Forsten, Abt. Wasserwirtschaft).
- HELMER, R. (1974): Menge und Zusammensetzung von Sickerwasser aus Deponien verschiedenartiger Abfallstoffe. — *Müll u. Abfall*, **6**: 61—70, 8 Abb., 5 Tab.; Berlin - Bielefeld - München.
- HILL, D. W., & McCARTY, P. L. (1967): Anaerobic degradation of selected chlorinated hydrocarbon pesticides. — *J. Water Pollution Contr. Fed.*, **39**, 8: 1259—1277.
- HOLDEN, W. S. (1970): *Water Treatment and Examination*. — 531 S.; London (J. & A. Churchill).
- HUGHES, G. M., LANDON, R. A., & FARVOLDEN, R. N. (1969): Hydrogeologic data from four landfills in Northeastern Illinois. — *Environ. Geol. Notes*, **26**, Ill. State Geol. Survey, 42 S.; Urbana, Ill.
- — — (1971): Hydrogeology of solid waste disposal sites in Northeastern Illinois. — *Ill. State Geol. Survey and U. S. Environmental Protection Agency*, 153 S.
- HUSMANN, K. (1963): Beitrag zur Frage des Abbaus von Detergentien bei der Langsamfiltration. — *Veröff. Inst. Siedlungswasserwirtsch. TH Hannover*, **12**, 103 S., 34 Tab., 53 Abb.; Hannover.
- (1966): Auswirkungen des Detergentiengesetzes. — *GWF*, **107**: 39, 1 Tab.; München.
- KÄSS, W. (1969): Gefährdung des Grundwassers durch Mineralöle. Problematik und Experimente. — *Heilbad u. Kurort*, **21**: 12—17, 2 Abb.; Gütersloh.
- KARBE, A. (1968): Grundwasserschäden durch Ablagerungen von Abfallstoffen. — *Schr.-R. Ver. dt. Gewässerschutz*, 2. Aufl., **16**.
- KEENEY, D. R., HERBERT R. A., & HOLDING, A. J. (1971): Microbiological aspects of the pollution of fresh water with inorganic nutrients. — In: G. SYKES & F. A. SKINNER: *Microbial aspects of pollution*. — *Soc. Appl. Bact. Symp. Ser.*, **1**; London - New York (Academic Press).
- KEMPF, TH. (1970): Die Bedeutung der Bestimmung organischer Stoffe im Wasser. — *Schr.-R. Ver. Wasser-, Boden- u. Lufthygiene*, **33**: 105—115, 2 Abb., 3 Tab.; Berlin-Dahlem.
- & CARLSON, S. (1968): Chemische und mikrobiologische Abbauvorgänge bei der Bodenpassage anionischer Detergentien in Durchlauflysimetern. — *Z. Kulturtechn. u. Flurberein.*, **9**: 209—226; Berlin - Hamburg.
- & PRIBYL, J. (im Druck): Untersuchungen über organische Säuren in Gewässern: Anreicherung und Isolierung. — *GWF*.
- KLOTTER, H.-E., & HANTGE, E. (1969): Abfallbeseitigung und Grundwasserschutz. — *Müll u. Abfall*, **1**: 1—8; Berlin - München - Bielefeld.
- & LANGER, W. (1964): Bisheriger Zustand der Abfallablagerung und seine Folgen. — In: W. KUMPF, K. MAAS & H. STRAUB: *Handbuch Müll- und Abfallbeseitigung*, 2. Lfg., Kennzahl 4510: 1—3; Berlin (E. Schmidt).

- KNIE, K. (1966): Cyan. Vorkommen und Untersuchung. — Österr. Abwasser-Rdsch., **11**: 58—61; Wien.
- KNOLL, K. H. (1969): Hygienische Bedeutung natürlicher Selbstreinigungsvorgänge für die Grundwasserbeschaffenheit im Bereich von Abfalldeponien. — Müll u. Abfall, **1**, 2: 35—41, 3 Tab.; Berlin - Bielefeld - München.
- (1972): Verstärkte Abwasserreinigung bringt neue Abfallbeseitigungsprobleme. — Umwelt-Report: 178—180; Frankfurt/Main (Umschau-Verlag).
- KNORR, M. (1966): Die hygienische Beurteilung resistenter Schadstoffe in Boden und Grundwasser. — Gesundheits-Ing., **87**: 326—336, 6 Tab.; München.
- KOLLATSCH, D. (1968): Das „Anaerob-Aerob-Verfahren“ in der biologischen Abwasserreinigung. — Wasser - Luft - Betrieb, **12**, 4: 236—242.
- KRUMBEIN, W. E. (1971): Sedimentmikrobiologie und ihre geologischen Aspekte. — Geol. Rdsch., **60**: 438—471, 6 Abb.; Stuttgart.
- KUZNETSOV, S. J. (1962): Geologic activities of microorganisms. — Transact. Inst. Microbiol., **9**, 112 S.; New York.
- LANG, A., & BRUNS, H. (1940): Über die Verunreinigung des Grundwassers durch chemische Stoffe. — GWF, **83**: 6—9; München.
- LANGER, W. (1963): Feste Abfallstoffe und Wasserhaushalt. — Städtetag, **7**: 1—4, 2 Abb.; Stuttgart.
- LEONHARDT, H. W. (1972): Ziele und Praxis der Abfallbeseitigung. — In: Gesundheitstechnik und Umwelthygiene als Aufgabe des öffentlichen Gesundheitsdienstes: 39—53, 30 Abb.; Wiesbaden (Hess. Sozialminister).
- (1973): Rechtliche Grundlagen und Richtlinien für Errichtung und Betrieb von Deponien. — Gießener Ber. Umweltschutz, **3**: 11—23; Gießen.
- LÖHNERT, E. (1969): Grundwasserverunreinigungen im Elbe-Tal (Freie und Hansestadt Hamburg). — GWF, **110**: 1171—1177, 6 Abb., 1 Tab.; München.
- MATTHES, G. (1961): Die Herkunft der Sulfat-Ionen im Grundwasser. — Abh. hess. L.-Amt Bodenforsch., **35**, 85 S., 3 Abb., 31 Tab.; Wiesbaden.
- (1970): Beziehungen zwischen geologischem Bau und Grundwasserbewegung in Festgesteinen. — Abh. hess. L.-Amt Bodenforsch., **58**, 105 S., 20 Abb., 18 Tab., 4 Taf.; Wiesbaden.
- (1972): Hydrogeologic criteria for the self-purification of polluted groundwaters. — Int. Geol. Congr., **11**: 296—304, 2 Abb., 1 Tab.; Montreal.
- (1973): Lehrbuch der Hydrogeologie. — **2**, Die Beschaffenheit des Grundwassers, 324 S., 89 Abb., 86 Tab.; Berlin - Stuttgart (Borntraeger).
- (1974): Heavy metals as trace constituents in natural and polluted groundwaters. — Geol. Mijnbouw, **53**, 4: 149—155, 5 Tab.
- MATTSON, S. (1927): Anionic and cationic adsorption by soil colloidal materials of varying  $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3 + \text{Fe}_2\text{O}_3$  ratio. — Trans. 1<sup>st</sup> Int. Congr. Soil Sci., **2**: 199—211, 9 Tab.; Washington.
- McMAHON, M. A., & THOMAS, G. W. (1974): Chloride and initiated waterflow in disturbed and undisturbed soil cores. — Soil Sci. Soc. Amer. Proc., **38**: 727.
- McNELLIS, M., & MORGAN, CH. O. (1969): Modified PIPER diagrams by the digital computer. — State geol. Survey, Univ. of Kansas, Lawrence, Kansas, Special Distribution Publication, **45**, 36 S.
- MEISSNER, B. (1953): Über den biologischen Abbau der Phenole. — Wasserwirtschaft - Wassertechnik, **3**: 470—473, 5 Abb.; Berlin.
- MILLER, D. W. (im Druck): Selected case histories on groundwater pollution. — IAGC-IAHS — Int. Symp. Geochemistry of natural waters, Burlington 1975. — Geochim. Cosmochim. Acta.
- MILLER, R. L., & KAHN, J. ST. (1965): Statistical Analysis in the Geological Sciences. — 2. Abdruck; New York, London, Sydney (Wiley & Sons Inc.).
- (1967): Statistical analysis in the Geological Sciences. — 3. Neudruck, 483 S.; New York.

- MÖLLER, U. (1966): Schlamm-trocken-beete. — Handb. Müll- u. Abfallbeseitigung, **2**, Abschn. 3170, 3180, 3190; Berlin (E. Schmidt).
- (1971): Überlegungen zur Wahl und Kombination verschiedener Verfahren bei der Schlammbehandlung. — Hinweise zum Stand der Verfahrenstechnik bei der Schlamm-trocknung. — Gewässerschutz - Wasser - Abwasser, **6**: 325—359, 9 Abb., 6 Tab.; Aachen.
- MOLLWEIDE, H.-U. (1971): Zur Frage der Beeinflussung des Grundwassers durch die Ablagerung fester Rückstandstoffe. — Z. Ges. Hygiene u. Grenzgeb., **17**: 261—264; Berlin.
- MORGAN, CH. O., & McNELLIS, M. (1969): STIFF diagrams of water-quality data programmed for the digital-computer. — State Geol. Survey Univ. Kansas, Lawrence, Kansas, Special Distribution Publication, **43**, 27 S.
- MÜLLER, G. (1971): Einheitliche Anforderungen an die Beschaffenheit, Untersuchung und Beurteilung von Trinkwasser in Europa. — Schr.-R. Ver. Wasser-, Boden- u. Luft-hygiene, **14b**, 2. Aufl., 50 S.; Stuttgart.
- MÜNNICH, K. O. (1963): Der Kreislauf des Radiokohlenstoffs in der Natur. — Naturwissenschaften, **50**: 211—218, 7 Abb., 1 Tab.; Berlin - Heidelberg - New York.
- ROETHER, W., & THILO, L. (1967): Dating of groundwater with tritium and  $^{14}\text{C}$ . — Isotopes in Hydrology: 305—320, 10 Abb.; Wien (IAEA).
- NÖRING, F., FARKASDI, G., GOLWER, A., KNOLL, K. H., MATTHES, G., & SCHNEIDER, W. (1968): Über die Abbauvorgänge von Grundwasserverunreinigungen im Unterstrom von Abfalldeponien. — GWF, **109**: 137—142, 4 Abb., 8 Tab.; München.
- GOLWER, A., & MATTHES, G. (1967): Auswirkungen von Industrie- und Hausmüll auf das Grundwasser. — Mem. Congr. Int. Ass. Hydrogeol., **7**: 165—171, 3 Abb.; Hannover.
- OEHLE, K. E. (1966): Auswirkung des „Detergentengesetzes“ auf ein belastetes Fließgewässer. — GWF, **107**: 488—491, 3 Abb., 3 Tab.; München.
- (1968): Detergentien im Neckar. — GWF, **109**: 831—833, 3 Abb.; München.
- PARR, J. F. (1969): Nature and significance of inorganic transformations in tile-drained soils. — Soils a. Fertilizers, **32**: 411—415.
- PENMAN, H. L. (1940 a): Gas and vapour movements in the soil. — The diffusion of vapours through porous solids. — J. agr. Sci., **30**: 437—462, 5 Abb.; London.
- (1940 b): The diffusion of carbon dioxide through porous solids. — J. agr. Sci., **30**: 570—581, 2 Abb.; London.
- PETTENKOFER, M. VON (1871): Über den Kohlensäuregehalt der Grundluft im Geröllboden von München in verschiedenen Tiefen und zu verschiedenen Zeiten. — Z. Biol., **7**: 395—417; München.
- (1873): Über den Kohlensäuregehalt der Grundluft im Geröllboden von München in verschiedenen Tiefen und zu verschiedenen Zeiten. — Z. Biol., **9**: 250—257, 1 Abb.; München.
- PFEFFER, J. T. (1965): The detergent problem today. — Public works, **96**: 118.
- PIERAU, H. (1967): Kritische Bemerkungen zum „Schichttorten-Modell“ der geordneten Ablagerung. — Städtetag, **10**: 582—584; Stuttgart 1967.
- (1973): Schaumabdeckung für Abfalldeponien — neue Möglichkeit der Zwischenabdeckung. — Müll u. Abfall, **5**: 13—19, 4 Abb., 3 Tab.; Berlin - Bielefeld - München.
- PINDER, G. F. (1973): A Galerkin-finite element simulation of groundwater contamination on Long-Island. — Water Res. Research, **9**: 1657—1669.
- QUENTIN, K.-E. (1969): Beurteilungsgrundsätze und Anforderungen an Mineral- und Heilwässer. — In: Handb. Lebensmittelchemie, **8**, 2: 1043—1056, 4 Tab.; Berlin - Heidelberg - New York (Springer).
- REYNOLDS, A. (1935): Kationenaustausch an Permutiten, insbesondere an Wasserstoff- und Schwermetallpermutiten. — Kolloid-Beih., **43**: 1—142.
- RÖSSLER, B. (1951): Beeinflussung des Grundwassers durch Müll- und Schutt-ablagerungen. — Vom Wasser, **18**: 43—60, 13 Abb., 6 Tab.; Weinheim/Bergstr.

- RÜBELT, CH. (1967): Analytische Methoden zum Mineralöl-Wasser-Boden-Komplex. — Helgoländer wiss. Meeresunters., **16**: 306—314.
- SCHWEISFURTH, R., & ZIMMERMANN, W. (1967): Experimentaluntersuchungen über die Verschmutzung von Grundwasser durch Mineralölprodukte. — GWF, **108**: 893—900, 5 Tab., 3 Abb.; München.
- RUPPERT, K. (1970): Begrünung von Müllbergen. — Städtetag, **1**; Stuttgart.
- SARLES, W. B., FRAZIER, W. C., WILSON, J. B., & KNIGHT, S. G. (1956): Microbiology. — 2. Aufl., 491 S., 72 Abb., 10 Tab.; New York (Harper).
- SCHENKEL, W. (1973): Die geordnete Deponie ohne Vorzerkleinerung mit Verdichtung. — Gießener Ber. Umweltschutz, **3**: 65—79; Gießen.
- (1974): Die geordnete Deponie von festen Abfallstoffen. — Müll u. Abfall, Beih. 9, 80 S., 68 Abb.; Berlin.
- SCHMIDT, B., & KAMPF, W. D. (1961): Quantitative Bestimmung der Nitrat- und Nitritreduktion durch Bakterien aus Oberflächenwasser. — Gesundheits-Ing., **82**: 339—343; München.
- SCHMIDT, K. (1963): Die Abbauleistungen der Bakterienflora bei der Langsandsandfiltration und ihre Beeinflussung durch die Rohwasserqualität und andere Umwelteinflüsse. — Veröff. Hydrol. Forschungsabt. Dortmunder Stadtwerke AG, Diss. Nr. 5, 170 S., 67 Abb., 4 Tab.; Dortmund.
- SCHÖTTLER, U. (1972): Hydrochemische Untersuchungen von Sickerwässern unterhalb von Abfallablagerungen, ihr Verhalten im Untergrund und Methoden der statistischen Darstellung. — Diss., 284 S.; Aachen.
- SCHRAMMECK, E. (1973): Gewässerbeeinträchtigung durch Deponien und Abfallagerstätten — Empfehlungen zur laufenden Überwachung. — GWF, **114**: 214—217, 2 Tab.; München.
- SCHWEISFURTH, R. (1968): Untersuchungen über manganoxidierende und -reduzierende Mikroorganismen. — Mitt. internat. Ver. Limnol.; **14**: 179—186, 9 Abb.; Stuttgart.
- (1974): *Crenothrix polyspora* COHN als Indikator für eine organische Belastung von Grundwasser. — Verh. Ges. Ökol.; Erlangen.
- & RUF, A. (im Druck): Untersuchungen über das Vorkommen von methanoxydierenden Bakterien in Trinkwasserversorgungsanlagen. — GWF; München.
- SCHWILLE, F. (im Druck): Anthropogenically reduced groundwater. — IAGC-IAHS Int. Symp. Geochemistry natural waters; Burlington 1975, Bull. Int. Ass. hydr. Sci.
- & VORREYER, CH. (1969): Durch Mineralöl „reduzierte“ Grundwässer. — GWF, **110**: 1225—1232, 8 Abb., 1 Tab.; München.
- SEMMLER, W. (1960): Verdorbenes Grundwasser. — Schlägel u. Eisen, **8**: 534—541, 8 Abb.; Düsseldorf (Marklein).
- SMOLENSKI, P. (1877): Über den Kohlensäuregehalt der Grundluft. — Z. Biol., **13**: 383—394; München.
- SONTHEIMER, H. (1966): Gemeinsame Entwicklungstendenzen und Probleme bei der Wasseraufbereitung und Abwasserreinigung. — GWF, **107**: 1138—1143, 10 Abb., 2 Tab.; München.
- STEWART, J. E., & KALLIO, R. E. (1959): Bacterial hydrocarbon oxidation. — II. Ester formation from alkanes. — J. Bact., **78**: 726—730.
- STRUGGER, S. (1962): Biologie I (Botanik). — Fischer Lexikon, **27**, 350 S.; Frankfurt/Main-Hamburg.
- STUNDL, K. (1956): Behinderung der bakteriellen Abbauvorgänge im Boden. — Gas - Wasser - Wärme, **10**: 317—321.
- (1964): Abbau organischer Stoffe durch Bodenorganismen. — Gas - Wasser - Wärme, **18**: 196—201.
- (1965): Zur Biologie der Filterwirkung des Bodens. — Mitt. österr. Sanitätsverw., **66**: 167—171, 1 Abb., 2 Tab.

- SUGAWARA, K. (1968): Co-precipitation and oxido-reduction as essential factors for determining the chemical composition of lake- and ocean deposits. — *Int. Assoc. sci. Hydrol.*, **78**: 92—95, 2 Abb., 2 Tab.; Gentbrugge.
- KOYAMA, T., TERADA, K. (1958): Co-precipitation of iodide ions by some metallic hydrated oxides with special reference to iodide accumulation in bottom water layers and in interstitial water of muds in some Japanese lakes. — *J. Earth Science, Nagoya University*, **6**: 52—61.
- VOGL, J. (1970): Regionale Lösungen der Abfallbeseitigung auf der Grundlage des „Rahmenplan für die Abfallbeseitigung in Bayern“. — Vortrag anlässlich des 19. Mülltechnischen Kolloquiums am 22. 9. 1970 in der Universität Stuttgart.
- WAGNER, R. (1967): Über chemische und biochemische Vorgänge bei der Stabilisierung von Abwasserschlämmen. — *Stuttgarter Ber. Siedlungswasserwirtsch.*, **28**: 5—42, 11 Abb., 2 Tab.; Stuttgart.
- WALLHÄUSSER, K. H. (1967): Ölabbauende Mikroorganismen in Natur und Technik. — *Helgoländer wiss. Meeresunters.*, **16**: 328—355, 5 Abb.
- (1970): Die Aufgaben der Mikrobiologischen Pharma-Qualitätskontrolle. — *Pharm. Ind.*, **32**: 230—235, 6 Abb., 2 Tab.; Aulendorf i. W.
- (1972): Die Beseitigung von Kunststoffen in der geordneten Deponie. — *Müll u. Abfall*, **3**, **1**; Berlin - München - Bielefeld.
- WATERTON, T. (1969): The effect of tipped domestic refuse on ground water quality. — *Water Treatment a. Examination*, **18**, **1**: 15—17, 1 Tab.
- WEISS, H., & AMSTUTZ, G. C. (1966): Ion exchange reactions on clay minerals and cation selective membrane properties as possible mechanisms of economic metal concentrations. — *Mineralium Deposita*, **1**: 60—66.
- WHITTENBURY, R., PHILLIPS, K. C., & WILKINSON, J. F. (1970): Enrichment, isolation and some properties of methane-utilizing bacteria. — *J. Gen. Microbiol.*, **61**: 205—218.
- WIBAUT, J. P., & STRANG, A. (1951): Autoxidation of saturated hydrocarbons in the liquid phase, first communication. I., II. second communication. — *K. ned. Akad. Wet., Proc.* **54**: 102—109, 229—235.
- (1952): Autoxidation of saturated hydrocarbons in the liquid phase, first communication. I., II. second communication. *K. ned. Akad. Wet., Proc.* **55**: 207—218.
- WOLTERS, N. (1965): Alterung, Verwitterung und Auslaugung abgelagerter Feststoffe. — *Wasser, Luft und Betrieb*, **3**: 154—156.
- WUNDT, W. (1953): *Gewässerkunde*. — 320 S., 185 Abb.; Berlin - Göttingen - Heidelberg (Springer).
- ZOBELL, C. E. (1946): *Marine Microbiology*. — *Chronica Botanica*, 240 S.; Waltham, Mass.
- ZUIDEMA, H. H. (1946): Oxidation of lubricating oils. — *Chem. Rev.*, **38**: 197—226.
- ZWITTNIG, C. (1964): Die Beeinflussung des Grundwassers durch Mülldeponien. — *Steir. Beitr. Hydrogeol.*, 1963/64: 91—101, 10 Abb., 4 Tab.; Graz.
- Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung (1960); 3. Aufl.; Weinheim/Bergstr. (Verl. Chemie).
- (1971): H 17/18 4. Bestimmung von Kohlenwasserstoffen mittels der Infrarotintensitäts-Spektroskopie; Weinheim/Bergstr. (Verl. Chemie).
- Materialien zum Umweltprogramm der Bundesregierung (1971): zu Drucksache VI/2710, 661 S.; Bonn (Deutscher Bundestag).
- Merkblatt Nr. 3 der Zentralstelle für Abfallbeseitigung (1970): Die geordnete Ablagerung (Deponie) fester und schlammiger Abfälle aus Siedlung und Industrie. — *Hess. Min. Landwirtsch. u. Forsten, StAnz.* 51/1970: 2403—2411; Wiesbaden.
- Trinkwasser-Verordnung (1975): Verordnung über Trinkwasser und über Brauchwasser für Lebensmittelbetriebe (Trinkwasser-Verordnung) vom 31. 1. 1975. — *BGBI. I*, **16**: 453—462; Bonn.



## 7. Anhang

### 7.1. Bohrungen

Von zahlreichen Bohrproben wurden zur Bestimmung der Korngröße Siebanalysen und einzelne Schlämmanalysen durchgeführt. Die dabei ermittelten Kornanteile in Gew.-% sind in Klammern angegeben, wobei Anteile  $> 25\%$  mit dem Zusatz „stark“ und  $< 10\%$  mit dem Zusatz „schwach“ gekennzeichnet werden.

#### 7.1.1. Frankfurt - Schwanheim

##### Brunnen 101

Lage: TK 25, Bl. 5917 Kelsterbach; R 34 68 32, H 55 49 93, 94,2 m über NN

- 0,40 m Sand, dunkelbraun, humos
  - 1,50 m Sand, braun, mittelkörnig (46 %), stark feinkörnig (33 %), schluffig (17 %), kalkfrei
  - 6,10 m Sand, braun, mittelkörnig (79 %), grobkörnig (14 %), schwach feinkörnig (7 %), kalkfrei
  - 7,00 m Kies, bunt, grobkörnig (20 %), mit zahlreichen Geröllen bis 130 mm (27 %), mit viel rötlichbraunem Mittel- und Grobsand (35 %), glimmerhaltig, kalkfrei
  - 9,00 m Sand, hellbraun, mittelkörnig (60 %), stark grobkörnig (25 %), einzelne weiße Quarzkörner bis 5 mm, vereinzelt hellgraue, tonige Einlagerungen, kalkfrei
  - 11,20 m Sand, hellbraun, grobkörnig (58 %), stark mittelkörnig (37 %), kalkfrei
  - 11,60 m Sand, braungrau, grobkörnig (62 %), stark mittelkörnig (28 %), schwach feinkörnig (8 %), zahlreiche Holzreste, kalkfrei
  - 12,50 m Schluff, grau, stark feinsandig (32 %), stark tonig, kalkfrei
  - 13,10 m Schluff, grau, tonig, feinsandig (10 %), kalkfrei
  - 13,90 m Sand, weißgrau, feinkörnig (60 %), stark schluffig-tonig (35 %), glimmerhaltig, kalkfrei
  - 14,15 m Schluff, hellgrau, hellbraungrau gefleckt, schwach tonig, stark feinsandig (44 %), schwach glimmerhaltig, kalkfrei
  - 15,00 m Sand, hellgrau, feinkörnig (83 %), schluffig (13 %), kalkfrei
- 0,0 — 11,6 m Pleistozän; 11,6 — 15,0 m Pliozän

##### Brunnen 102

Lage: TK 25, Bl. 5917 Kelsterbach; R 34 68 33, H 55 50 12, 94 m über NN

- 3,00 m Sand, braun- bis dunkelbraun, grobkörnig (50 %), stark mittelkörnig (27 %), feinkörnig (19 %), schwach schluffig (4 %), stellenweise durch Eisen rotbraun verkittet, kalkfrei
- 4,65 m Sand, hellbraun bis braun, mittelkörnig (51 %), stark grobkörnig (38 %), mit Sandsteingeröllen bis 40 mm, kalkfrei
- 4,75 m Sand, rötlichbraun, mittelkörnig (63 %), stark grobkörnig (34 %), mit einzelnen bunten Geröllen bis 60 mm, kalkfrei
- 5,00 m Sand, schwach rötlichbraun, mittelkörnig (50 %), stark grobkörnig (45 %), einzelne Sandsteingerölle bis 50 mm, kalkfrei
- 6,00 m Kies, bunt, grobkörnig (49 %), überwiegend Sandsteingerölle, mit viel hellbraunem Mittel- und Grobsand (27 %), teilweise schwach kalkhaltig
- 8,20 m Kies, bunt, mittel- bis feinkörnig (41 %), grobkörnig (15 %), mit viel hellbraunem Grobsand (40 %), schwach kalkhaltig
- 8,40 m Sandsteinplatten, blaßrosa, kalkfrei
- 9,50 m Kies, bunt, fein- bis grobkörnig (63 %), stark grobsandig (33 %), einzelne graue tonig-schluffige Einlagerungen, schwach kalkhaltig

- 11,50 m Sand, bräunlichgrau, mittelkörnig (77 ‰), grobkörnig (19 ‰), schwach glimmerhaltig, Holzreste, kalkfrei
  - 13,50 m Sand, bräunlichgrau, mittelkörnig (54 ‰), stark grobkörnig (35 ‰), schwach feinkörnig (6 ‰), zahlreiche Tonlinsen, vereinzelt dunkelgraue Gerölle bis 30 mm, kalkfrei
  - 17,50 m Sand, hellbräunlichgrau, grobkörnig (83 ‰, davon 82 ‰ 0,6 — 1,0 mm), feinkörnig (11 ‰), schwach glimmerhaltig, kalkfrei
  - 17,65 m Holzreste
  - 19,00 m Sand, hellbräunlichgrau, mittelkörnig (65 ‰), stark grobkörnig (31 ‰), einzelne tonig-schluffige, dunkelgraue und graubraune Einlagerungen, kalkfrei
- 0,0 — 9,5 m Pleistozän; 9,5 — 19,0 m Pliozän

## Brunnen 103

Lage: TK 25, Bl. 5917 Kelsterbach; R 34 68 23, H 55 50 02, 94,2 m über NN

- 1,20 m Sand, braun, fein- bis mittelkörnig (65 ‰), stark schluffig (31 ‰), kalkfrei
  - 2,20 m Sand, rötlichbraun, grobkörnig (59 ‰), stark mittelkörnig (30 ‰), feinkörnig (10 ‰), teilweise schluffig verkittet, mit einzelnen Quarzkörnern bis 4 mm, kalkfrei
  - 4,00 m Sand, rötlichbraun, grobkörnig (65 ‰), mittelkörnig (15 ‰), schwach feinkiesig (4 ‰), einzelne Gerölle bis 70 mm, kalkfrei
  - 4,50 m Sand, rötlichbraun, mittelkörnig (72 ‰), grobkörnig (22 ‰), vereinzelt Quarzgerölle bis 10 mm, kalkfrei
  - 7,50 m Kies, bunt, grobkörnig (32 ‰), mittelkörnig (12 ‰), feinkörnig (10 ‰), mit viel hellgrauem, mittel- bis grobkörnigem Sand (45 ‰), kalkfrei
  - 8,20 m Sand, hellgelbbraun, grobkörnig (57 ‰), mittelkörnig (11 ‰), feinkiesig (15 ‰), mit Geröllen bis zu 60 mm, kalkfrei
  - 10,00 m Sand, hellbraun, grobkörnig (36 ‰), stark mittelkörnig (26 ‰), mittel- bis feinkiesig (20 ‰), grobkiesig (15 ‰), mit plattigen Sandsteinbrocken bis 120 mm, kalkfrei
  - 15,50 m Sand, hellgraubraun, mittelkörnig (64 ‰), stark grobkörnig (32 ‰), kalkfrei
  - 17,50 m Sand, bräunlichgrau, grobkörnig (77 ‰), mittelkörnig (18 ‰), kalkfrei
  - 20,00 m Sand, grau, fein- bis mittelkörnig (84 ‰), grobkörnig (11 ‰), schwach schluffig (2 ‰), kalkfrei
  - 21,00 m Sand, hellgrau, mittelkörnig (65 ‰), stark feinkörnig (31 ‰), schwach schluffig (2 ‰), kalkfrei
- 0,0 — 10,0 m Pleistozän; 10,0 — 21,0 m Pliozän

## Brunnen 104

Lage: TK 25, Bl. 5917 Kelsterbach; R 34 68 19, H 55 50 05, 94,5 m über NN

- 1,30 m Sand, braun, rötlichbraun, mittelkörnig (61 ‰), feinkörnig (18 ‰), schwach schluffig (7 ‰), kalkfrei
  - 2,75 m Sand, hellbraun, mittelkörnig (55 ‰), stark grobkörnig (42 ‰), kalkfrei
  - 4,00 m Sand, braun, grobkörnig (66 ‰), mittelkörnig (21 ‰), bunte Gerölle bis 130 mm, kalkfrei
  - 7,50 m Kies, bunt, grobkörnig (37 ‰), mittelkörnig (20 ‰), feinkörnig (14 ‰), mit viel hellbraunem Grobsand (27 ‰), kalkfrei
  - 9,30 m Sand, hellbraun, grobkörnig (48 ‰), stark fein- bis grobkiesig (46 ‰), kalkfrei
  - 12,30 m Sand, grau, mittelkörnig (57 ‰), feinkörnig (24 ‰), grobkörnig (11 ‰), mit blaugrauen tonig-schluffigen Einlagerungen, Holzreste, kalkfrei
  - 13,00 m Sand, grau, mittelkörnig (48 ‰), stark grobkörnig (37 ‰), kalkfrei
  - 13,40 m Ton (58 ‰), grünlichgrau, schluffig (25 ‰), feinsandig (15 ‰), kalkfrei
- 0,0 — 9,3 m Pleistozän; 9,3 — 13,4 m Pliozän

## Brunnen 105

Lage: TK 25, Bl. 5917 Kelsterbach; R 34 68 06, H 55 50 21, 95 m über NN

- 1,60 m Sand, hellbraun, grobkörnig (64 %), stark mittelkörnig (32 %), kalkfrei
  - 2,40 m Sand, dunkelrötlichbraun, mittelkörnig (64 %), grobkörnig (15 %), feinkörnig (16 %), schwach schluffig (5 %), kalkfrei
  - 3,20 m Sand, hellbraun, mittelkörnig (52 %), stark grobkörnig (44 %), vereinzelt bunte Gerölle bis 25 mm, kalkfrei
  - 4,20 m Sand, hellbraun, grobkörnig (49 %), mittelkörnig (14 %), grobkiesig (19 %), fein- bis mittelkiesig (18 %), kalkfrei
  - 9,10 m Kies, bunt, grobkörnig (54 %), mittelkörnig (12 %), mit hellbraunem Grobsand (24 %), kalkfrei
  - 11,00 m Kies, bunt, gelblichbraun, grobkörnig (35 %), mittelkörnig (32 %), feinkörnig (17 %), mit gelblichbraunem Grobsand (12 %), schwach mittelsandig (3 %), kalkfrei
  - 14,00 m Sand, bräunlichgrau, grobkörnig (62 %), stark mittelkörnig (33 %), vereinzelt kleine Tonlinsen, schwach glimmerhaltig, kalkfrei
  - 16,20 m Sand, bräunlichgrau, mittelkörnig (43 %), grobkörnig (41 %), feinkörnig (12 %), schwach schluffig (4 %), Holzreste, kalkfrei
  - 19,50 m Sand, grau, mittelkörnig (41 %), feinkörnig (32 %), grobkörnig (24 %), schwach schluffig (3 %), schwach glimmerhaltig, kalkfrei
  - 20,70 m Sand, grau, mittelkörnig (81 %), feinkörnig (12 %), schwach glimmerhaltig, einzelne dunkelbraune Tonlinsen, einige Holzreste, kalkfrei
- 0,0 — 11,0 m Pleistozän; 11,0 — 20,7 m Pliozän

## 7.1.2. Großkrotzenburg

## Brunnen 201

Lage: TK 25, Bl. 5919 Seligenstadt; R 34 96 88, H 55 49 56, 106,6 m über NN

- 0,60 m Schluff, braun, stark sandig, humos, kalkfrei
  - 2,60 m Sand, braun, grobkörnig (39 %), mittelkörnig (10 %), stark grobkiesig (38 %), kalkfrei
  - 5,00 m Kies, bunt, grobkörnig (27 %), mittelkörnig (15 %), mit zahlreichen Sandsteingeröllen > 60 mm (13 %), mit hellbraunem Mittel- und Grobsand (33 %), kalkhaltig
  - 6,60 m Kies, bunt, mittel- bis feinkörnig (40 %), mit hellbraunem Grobsand (37 %), kalkhaltig
  - 7,45 m Kies, hellbraungrau, mittel- bis grobkörnig (40 %), feinkörnig (14 %), stark grobsandig (42 %), kalkhaltig
  - 8,10 m Ton und Schluff (89 %), feinsandig (10 %), schwach glimmerhaltig, kalkfrei
  - 8,70 m Sand, grau, bräunlichgrau, olivgrau, braungrau, feinkörnig (49 %), mittelkörnig (18 %), tonig-schluffig (22 %), kalkfrei
  - 9,00 m Schluff, ockergelb, ockerbraun, stark tonig, stark fein- bis mittelsandig (36 %), schwach glimmerhaltig, kalkfrei
  - 9,60 m Sand, hellgrau, mittel- bis feinkörnig (43 %), schwach grobkörnig (8 %), stark schluffig-tonig (49 %), glimmerhaltig, kalkfrei
  - 10,00 m Sand, gelblichbraun, feinkörnig (56 %), stark mittelkörnig (29 %), mit hellgrauvioletten, tonig-schluffigen Einlagerungen, kalkfrei
- 0,0 — 0,6 m Holozän; 0,6 — 7,45 m Pleistozän; 7,45 — 10,0 m Pliozän

## Brunnen 202

Lage: TK 25, Bl. 5919 Seligenstadt; R 34 96 80, H 55 49 32, 104,1 m über NN

- 1,00 m Sand, dunkelbraun, mittelkörnig (50 %), stark feinkörnig (31 %), schwach schluffig (7 %), schwach humos, kalkfrei
- 1,70 m Sand, dunkelbraun, mittelkörnig (26 %), grobkörnig (15 %), stark mittel- bis grobkiesig (39 %), kalkfrei
- 3,80 m Sand, dunkelbraun, grobkörnig (45 %), mittelkörnig (18 %), schwach verkittet, grobkiesig (24 %) und mit bunten Geröllen bis 70 mm, kalkfrei

- 5,90 m Kies, bunt, grobkörnig (41 ‰), mittelkörnig (19 ‰), Sandsteine bis 80 mm (14 ‰), mit hellbraungrauem Grobsand (14 ‰), schwach kalkhaltig
  - 7,50 m Sand, hellbraun, grobkörnig (49 ‰), schwach mittelkörnig (9 ‰), stark fein- bis mittelkiesig (36 ‰), einzelne bunte Gerölle bis 40 mm, kalkhaltig
  - 7,90 m Sand, gelblichbraun, grob- bis mittelkörnig (74 ‰), feinkiesig (13 ‰), einzelne Quarzgerölle bis 10 mm, mit gelbbraunen, tonig-schluffigen Einlagerungen, schwach kalkhaltig
  - 8,75 m Schluff, schwarzgrau, stark torfig-kohlig, mit Holzresten durchsetzt, bräunlichgraue Toneinlagerungen, kalkfrei
- 0,0 — 1,0 m Holozän; 1,0 — 7,9 m Pleistozän; 7,90 — 8,75 m Pliozän

## Brunnen 203

Lage: TK 25, Bl. 5919 Seligenstadt; R 34 96 81, H 55 49 29, 103,1 m über NN

- 0,20 m Schluff, dunkelbraun, sandig, humos, schwach kalkhaltig
  - 1,00 m Sand, braun, mittelkörnig (32 ‰), feinkörnig (25 ‰), stark tonig-schluffig (39 ‰), mit Pflanzenresten, schwach kalkhaltig
  - 2,60 m Kies, bunt, grobkörnig (47 ‰), mittelkörnig (12 ‰), mit Geröllen über 60 mm (16 ‰), mittel- bis grobsandig (15 ‰), kalkfrei
  - 3,80 m Sand, dunkelbraun, grobkörnig (50 ‰), stark fein- bis grobkiesig (36 ‰), kalkfrei
  - 5,00 m Kies, bunt, grobkörnig (53 ‰), fein- bis mittelkiesig (17 ‰), grobsandig (25 ‰), kalkfrei
  - 6,20 m Kies, bunt, grobkörnig (52 ‰), mit bunten Geröllen bis 80 mm (16 ‰), mittelkiesig (17 ‰), schwach grobsandig, kalkfrei
  - 7,00 m Ton, grau, schluffig, kalkfrei
- 0,0 — 1,0 m Holozän; 1,0 — 6,2 m Pleistozän; 6,2 — 7,0 m Pliozän

## Brunnen 204

Lage: TK 25, Bl. 5919 Seligenstadt; R 34 96 79, H 55 49 25, 103,2 m über NN

- 0,50 m Schluff, dunkelbraun, sandig, humos, schwach kalkhaltig
  - 3,20 m Sand, dunkelbraun, mittelkörnig (56 ‰), grobkörnig (16 ‰), feinkörnig (15 ‰), schluffig (13 ‰), kalkhaltig
  - 3,65 m Sand, dunkelbraun, mittelkörnig (40 ‰), feinkörnig (17 ‰), stark schluffig (38 ‰), kalkhaltig
  - 4,50 m Schluff, dunkelbraun, schwach feinsandig (9 ‰), schwach kalkhaltig
  - 5,35 m Sand, braun, mittelkörnig (79 ‰), feinkörnig (12 ‰), mit dunkelgrauen und bräunlichgrauen tonig-schluffigen Einlagerungen, kalkhaltig
  - 7,50 m Kies, bunt, grobkörnig (36 ‰), stark mittel- bis feinkörnig (34 ‰), grobsandig (21 ‰), kalkhaltig
  - 8,50 m Kies, bunt, grobkörnig (73 ‰), mittelkörnig (11 ‰), schwach grobsandig (9 ‰), kalkhaltig
  - 9,00 m Ton, grau, schluffig, kalkfrei
- 0,0 — 3,2 m Holozän; 3,2 — 8,5 m Pleistozän; 8,5 — 9,0 m Pliozän

## Brunnen 205

Lage: TK 25, Bl. 5919 Seligenstadt; R 34 96 68, H 55 49 39, 104,5 m über NN

- 0,30 m Schluff, dunkelbraun, sandig, humos, kalkhaltig
  - 2,00 m Sand, braun, mittelkörnig (36 ‰), stark feinkörnig (29 ‰), stark schluffig (30 ‰), schwach glimmerhaltig, kalkhaltig
  - 4,50 m Sand, braun, mittelkörnig (31 ‰), grobkörnig (20 ‰), grobkiesig (21 ‰), schwach schluffig (8 ‰), kalkhaltig
  - 7,40 m Kies, bunt, grobkörnig (42 ‰), fein- bis mittelkörnig (24 ‰), mit braunem Grobsand (22 ‰), schwach kalkhaltig
  - 8,10 m Ton, grau, schluffig, kalkfrei
- 0,0 — 2,0 m Holozän; 2,0 — 7,4 m Pleistozän; 7,4 — 8,1 m Pliozän

## Brunnen 206

Lage: TK 25, Bl. 5919 Seligenstadt; R 34 96 66, H 55 49 36, 103,8 m über NN

- 0,30 m Schluff, dunkelbraun, sandig, humos, kalkhaltig
  - 2,70 m Sand, braun, mittelkörnig (55 ‰), feinkörnig (25 ‰), schluffig (18 ‰), glimmerhaltig, kalkhaltig
  - 3,80 m Schluff, dunkelbraun, tonig, fein- bis mittelsandig (15 ‰), schwach kalkhaltig
  - 4,25 m Sand, braun, mittelkörnig (51 ‰), grobkörnig (12 ‰), stark fein- bis grobkiesig (29 ‰), mit gelblichbraunen schluffigen Einlagerungen, kalkhaltig
  - 7,10 m Kies, bunt, grobkörnig (60 ‰), fein- bis mittelkiesig (18 ‰), grobsandig (14 ‰), kalkhaltig
  - 7,60 m Ton, grau, mit rotbraunen, dunkelgrauen und hellbraunen Einlagerungen, kalkfrei
  - 7,90 m Schluff, dunkelgrau, fein- bis grobsandig (12 ‰), mit zahlreichen kohligen Pflanzenresten, mit Quarzkörnern bis 6 mm, kalkfrei
- 0,0 — 3,8 m Holozän; 3,8 — 7,1 m Pleistozän; 7,1 — 7,9 m Pliozän

## Brunnen 207

Lage: TK 25, Bl. 5919 Seligenstadt; R 34 96 60, H 55 49 34, 103,8 m über NN

- 1,00 m Schluff, dunkelbraun, sandig, humos, kalkhaltig
  - 2,70 m Sand, braun, mittelkörnig (90 ‰), schwach feinkörnig (6 ‰), schwach glimmerhaltig, schwach kalkhaltig
  - 3,80 m Kies, bunt, grobkörnig (38 ‰), stark mittelkörnig (33 ‰), feinkörnig (10 ‰), mittel- bis grobsandig (16 ‰), vorwiegend kalkfrei, mit Kalksteingeröllen
  - 6,50 m Kies, bunt, grobkörnig (45 ‰), einige Sandsteingerölle bis 80 mm, stark fein- bis mittelkörnig (26 ‰), grobsandig (23 ‰), kalkfrei
  - 7,35 m Sand, weißgelb, stark bräunlichrot geflammt, feinkörnig (41 ‰), stark mittelkörnig (33 ‰), tonig-schluffig (20 ‰), kalkfrei
- 0,0 — 1,0 m Holozän; 1,0 — 6,5 m Pleistozän; 6,5 — 7,35 m Pliozän

## Brunnen 208

Lage: TK 25, Bl. 5919 Seligenstadt; R 34 96 55, H 55 49 31, 103,8 m über NN

- 0,50 m Schluff, dunkelbraun, sandig, humos, kalkhaltig
  - 2,40 m Sand, braun, feinkörnig (44 ‰), mittelkörnig (22 ‰), stark schluffig-tonig (26 ‰), kalkhaltig
  - 3,00 m Schluff, braun, fein- bis mittelsandig (16 ‰), schwach tonig, mit Holz- und Pflanzenresten, schwach glimmerhaltig, kalkhaltig
  - 3,40 m Sand, braun, mittelkörnig (78 ‰), schwach grobkörnig (7 ‰), schwach glimmerhaltig, einzelne bunte Gerölle bis 60 mm, Holzreste, schwach kalkhaltig
  - 5,50 m Kies, bunt, grobkörnig (36 ‰), feinkörnig (25 ‰), mittelkörnig (20 ‰), grobsandig (15 ‰), schwach kalkhaltig
  - 7,50 m Kies, bunt, grobkörnig (29 ‰), stark mittel- bis feinkörnig (26 ‰), stark grobsandig (37 ‰), vorwiegend kalkfrei
  - 8,00 m Sand, hellgelbbraun, weißgrau, schwach braunrot und violett gefleckt, mittelkörnig (42 ‰), stark feinkörnig (40 ‰), tonig-schluffig (15 ‰), kalkfrei
- 0,0 — 3,0 m Holozän; 3,0 — 7,5 m Pleistozän; 7,5 — 8,0 m Pliozän

## Brunnen 209

Lage: TK 25, Bl. 5919 Seligenstadt; R 34 96 57, H 55 49 41, 103,3 m über NN

- 1,00 m Schluff, dunkelbraun, sandig, humos, schwach kalkhaltig
- 2,00 m Schluff, dunkelbraun, mittelsandig (19 ‰), grobsandig (17 ‰), feinsandig (10 ‰), kalkfrei
- 3,60 m Kies, braun, grobkörnig (46 ‰), schwach fein- bis mittelkörnig (9 ‰), mit dunkelbraunem Grobsand (25 ‰) und Mittelsand (13 ‰), schwach schluffig (3 ‰), schwach kalkhaltig

- 4,50 m Kies, braun, grobkörnig (34 ‰), fein- bis mittelkörnig (21 ‰), stark grobsandig (37 ‰), kalkfrei
  - 8,90 m Kies, bunt, grobkörnig (35 ‰), mittelkörnig (21 ‰), feinkörnig (16 ‰), mit hellbraunem Grobsand (24 ‰), schwach kalkhaltig
  - 9,30 m Kies, bunt, grobkörnig (56 ‰), fein- bis mittelkörnig (10 ‰), mit hellbraunem Grobsand (26 ‰), schwach kalkhaltig
  - 10,00 m Sand, hellgelblichgrau, braunrot, hellbraun und gelblichbraun, feinkörnig (40 ‰), mittelkörnig (39 ‰), schluffig-tonig (16 ‰), kalkfrei
- 0,0 — 2,0 m Holozän; 2,0 — 9,3 m Pleistozän; 9,3 — 10,00 m Pliozän

## Brunnen 210

Lage: TK 25, Bl. 5919 Seligenstadt; R 34 96 48, H 55 49 36, 103,3 m über NN

- 0,50 m Schluff, dunkelbraun, sandig, humos, schwach kalkhaltig
  - 2,40 m Sand, braun, grobkörnig (95 ‰), kalkfrei
  - 3,40 m Kies, braun, grobkörnig (52 ‰), fein- bis mittelkörnig (14 ‰), mit dunkelbraunem Grobsand (31 ‰), schwach kalkhaltig
  - 10,10 m Kies, bunt, grobkörnig (31 ‰), mittelkörnig (20 ‰), mit hellbraunem Grobsand (39 ‰), schwach kalkhaltig
  - 10,40 m Schluff, gelblichbraun, dunkelbraun, ockergelb, blaßviolett, feinsandig (24 ‰), tonig, kalkfrei
- 0,0 — 0,5 m Holozän; 0,5 — 10,1 m Pleistozän; 10,1 — 10,4 m Pliozän

## 7.1.3. Frankfurter Stadtwald

## Brunnen 404

Lage: TK 25, Bl. 5918 Neu-Isenburg; R 34 80 26, H 55 47 80, 127,6 m über NN

- 0,15 m Sand, braun
  - 0,80 m Sand, rostbraun, mittelkörnig, schwach grobkörnig, vereinzelt Gerölle bis 20 mm, mit einzelnen hellgrauen tonig-schluffigen Einlagerungen, kalkfrei
  - 1,60 m Sand, graubraun, mittel- bis grobkörnig, schwach schluffig, kalkfrei
  - 2,80 m Sand, graubraun, überwiegend grobkörnig, einzelne bunte Gerölle bis 30 mm, kalkfrei
  - 3,90 m Sand, graubraun, überwiegend mittel- bis grobkörnig, stark fein- bis grobkiesig, kalkfrei
  - 5,00 m Sand, mittel- und grobkörnig, stark fein- bis grobkiesig, kalkfrei
  - 5,15 m Schluff, rostbraun, schwach olivbraun, stark tonig (40 ‰), kalkfrei
  - 5,60 m Schluff, grünlichgrau, stark tonig (39 ‰), kalkfrei
  - 5,90 m Ton, grünlichgrau, stark schluffig (35 ‰), kalkfrei
  - 6,00 m Schluff, grünlichgrau, mit hellgraublauen Zwischenlagen, stark tonig (28 ‰), kalkhaltig
- 0,0 — 5,0 m Pleistozän; 5,0 — 6,0 m Oligozän

## Brunnen 405

Lage: TK 25, Bl. 5918 Neu-Isenburg; R 34 80 235, H 55 48 31, 128,0 m über NN

- 0,30 m Sand, braun, rostbraun, humos, kalkfrei
- 0,90 m Sand, hellbraun, mittel- und grobkörnig, einzelne bunte Gerölle bis 40 mm, kalkfrei
- 2,40 m Sand, hellgraubraun, grob- bis mittelkörnig, einzelne Gerölle bis 30 mm, kalkfrei
- 2,60 m Schluff, bläulichgrau, graubraun, stark tonig (27 ‰), kalkfrei
- 3,70 m Sand, hellgraubraun, grobkörnig, stark fein- bis mittelkiesig, schwach grobkiesig, einige graue tonig-schluffige Einlagerungen, kalkfrei
- 4,80 m Kies, bunt, mittel- bis feinkörnig, schwach grobkörnig, mit hellbraunem Mittel- und Grobsand, kalkfrei
- 5,60 m Kies, bunt, fein- bis grobkörnig, mit hellgraubraunem Mittel- und Grobsand, kalkfrei

- 6,80 m Sand, hellgraubraun, mittel- und grobkörnig, stark fein- bis mittelkiesig, schwach grobkiesig, kalkfrei
  - 9,30 m Sand, hellgraubraun, mittel- und grobkörnig, stark fein- bis grobkiesig, kalkfrei
  - 10,50 m Schluff, hellbraungrau bis hellgraubraun, mit schwach hellgraublauen Einlagerungen, stark tonig (34 ‰), kalkhaltig
- 0,0 — 9,3 m Pleistozän; 9,3 — 10,5 m Oligozän

## Brunnen 406

Lage: TK 25, Bl. 5918 Neu-Isenburg; R 34 80 115, H 55 48 26, 127,2 m über NN

- 0,25 m Sand, hellbraun, mittel- bis grobkörnig, humos, kalkfrei
  - 0,90 m Sand, hellbraun, grobkörnig, schwach feinkiesig, kalkfrei
  - 2,10 m Sand, dunkelgrau, mittelkörnig, kalkfrei
  - 3,00 m Sand, hellgrau, schwach bräunlich, grob- bis mittelkörnig, schwach fein- bis mittelkiesig, einzelne Gerölle bis 40 mm, kalkfrei
  - 3,20 m Sand, bläulichgrau, mittel- bis grobkörnig, stark tonig (29 ‰), schluffig (22 ‰), kalkfrei
  - 4,30 m Kies, bunt, grob- bis mittelkörnig, schwach feinkörnig, mit Steinen, mit hellgraubraunem Mittel- und Grobsand, kalkfrei
  - 5,50 m Sand, hellgraubraun, mit schwachen rötlich-braunem Stich, überwiegend grobkörnig, schwach fein- bis mittelkiesig, mit Steinen bis 120 mm, kalkfrei
  - 6,40 m Kies, bunt, fein- bis grobkörnig, mit Steinen, mit hellgraubraunem Mittel- und Grobsand, kalkfrei
  - 7,40 m Sand, hellgraubraun, mit schwach rötlichbraunem Stich, grob- bis mittelkörnig, stark fein- bis grobkiesig, einzelne verhärtete dunkelblaugraue Tonknollen, kalkfrei
  - 8,20 m Sand, hellgraubraun, mit schwachem rosa Stich, mittel- und grobkörnig, zahlreiche bunte Gerölle bis 60 mm, einzelne blaugraue tonige Einlagerungen, kalkfrei
  - 8,40 m Ton, oliv, olivgrün, schluffig (25 ‰), kalkfrei
  - 9,20 m Schluff, schwach grünlichgrau, mit hellbraunen Einlagerungen, stark tonig (27 ‰), kalkhaltig
- 0,0 — 8,2 m Pleistozän; 8,2 — 9,2 m Oligozän

## Brunnen 407

Lage: TK 25, Bl. 5918 Neu-Isenburg; R 34 80 09, H 55 48 25, 127 m über NN

- 0,40 m Sand, schwach gelblichbraun, fein- bis mittelkörnig, einzelne Quarzgerölle bis 40 mm, kalkfrei
  - 2,10 m Sand, grau, grobkörnig, fein- bis mittelkiesig, einzelne Gerölle bis 60 mm, kalkfrei
  - 2,40 m Kies, bunt, fein- bis grobkörnig, mit hellgraubraunem Grob- bis Mittelsand, einzelne graue tonig-schluffige Einlagerungen, kalkfrei
  - 2,60 m Ton, schwach grünlichgrau, schluffig, einzelne dunkelgraue Einlagerungen, kalkfrei
  - 3,80 m Sand, hellgraubraun, mittel- bis grobkörnig, fein- und mittelkiesig, einzelne Gerölle bis 50 mm, kalkfrei
  - 4,90 m Kies, bunt, fein- bis mittelkörnig, mit Steinen, mit hellgraubraunem Mittel- und Grobsand, einzelne Glimmerplättchen, kalkfrei
  - 7,90 m Kies, bunt, fein- bis grobkörnig, mit zahlreichen Steinen, sandig, kalkfrei
  - 8,70 m Sand, hellgraubraun, grob- bis mittelkörnig, stark fein- bis grobkiesig, mit Steinen, einzelne schwach graublau tonig-schluffige Einlagerungen, kalkfrei
  - 8,90 m Ton, olivgrün, mit ockerfarbigen und schwach graublauen Einlagerungen, schluffig, kalkfrei
  - 9,30 m Ton, olivgrau bis schwach blaugrau, schluffig, kalkfrei
  - 9,45 m Ton, oliv, schwach schluffig, kalkfrei
- 0,0 — 8,7 m Pleistozän; 8,7 — 9,45 m Oligozän

## Brunnen 408

Lage: TK 25, Bl. 5918 Neu-Isenburg; R 34 79 96, H 55 48 235, 126 m über NN

- 0,80 m Sand, braun, hellbraun, mittel- bis grobkörnig, einzelne Gerölle bis 25 mm, einzelne bräunlichgraue tonig-schluffige Einlagerungen, kalkfrei
- 1,80 m Sand, graubraun, mittel- bis grobkörnig, schwach feinkiesig, zahlreiche bunte Gerölle bis 40 mm, kalkfrei
- 2,60 m Sand, hellgraubraun, grobkörnig, fein- bis mittelkiesig, einige graublaue tonige Einlagerungen, kalkfrei
- 4,30 m Sand, hellgraubraun, grobkörnig, fein- und mittelkiesig, schwach grobkiesig, mit Steinen, kalkfrei
- 5,10 m Kies, bunt, mittel- und grobkörnig, mit zahlreichen Steinen, mit hellbraunem Grobsand, kalkfrei
- 6,20 m Sand, hellgraubraun, grobkörnig, stark fein- bis grobkiesig, mit Steinen, kalkfrei
- 7,90 m Sand, hellgraubraun, mittel- und grobkörnig, stark fein- bis grobkiesig, kalkfrei
- 8,50 m Sand, schwach graubraun, grobkörnig, stark fein- und mittelkiesig, schwach grobkiesig und zahlreiche Steine, vereinzelt Glimmerplättchen, kalkfrei
- 8,60 m Schluff, olivgrün, mit graublauen und ockerfarbigen Einlagerungen, stark tonig (29 ‰), kalkfrei
- 9,50 m Schluff, graublau, mit hellbraunen und braunen Einlagerungen, stark tonig (48 ‰), kalkhaltig

0,0 — 8,5 m Pleistozän; 8,5 — 9,5 m Oligozän

## Brunnen 409

Lage: TK 25, Bl. 5918 Neu-Isenburg; R 34 79 75, H 55 48 23, 126,5 m über NN

- 0,80 m Sand, braun, humos, einige kleine Gerölle, Pflanzenreste, kalkfrei
- 1,80 m Sand, schwach hellgraubraun, mittelkörnig, zahlreiche Gerölle bis 60 mm, kalkfrei
- 1,90 m Schluff, graubraun, mit einzelnen dunkelbraunen Einlagerungen, stark sandig, kalkfrei
- 2,60 m Sand, hellbraun, mittel- und grobkörnig, schwach fein- und mittelkiesig, kalkfrei
- 3,40 m Sand, braun, grobkörnig, stark mittel- und grobkiesig, mit zahlreichen Steinen, kalkfrei
- 4,50 m Sand, graubraun, mittel- und grobkörnig, stark fein- bis grobkiesig, mit zahlreichen Steinen, kalkfrei
- 5,70 m Sand, graubraun, grobkörnig, fein- bis grobkiesig, mit Steinen, kalkfrei
- 5,90 m Ton, rostbraun, mit 2 cm dicken olivfarbigen Bändern durchsetzt, stark schluffig (28 ‰), kalkfrei
- 6,70 m Ton, schwach grünlichgrau, stark schluffig (43 ‰), kalkfrei
- 7,30 m Schluff, schwach grünlichgrau, stark tonig (48 ‰), kalkhaltig

0,0 — 5,7 m Pleistozän; 5,7 — 7,3 m Oligozän

## Brunnen 410

Lage: TK 25, Bl. 5918 Neu-Isenburg; R 34 80 07, H 55 48 44, 127,6 m über NN

- 0,50 m Sand, braun, mittelkörnig (56 ‰), grobkörnig (18 ‰), schwach schluffig (6 ‰), schwach humos, Pflanzenreste, kalkfrei
- 2,00 m Sand, weißlichgrau, mittelkörnig (53 ‰), stark grobkörnig (37 ‰), schwach feinkiesig (4 ‰), kalkfrei
- 4,50 m Sand, weißlichgrau, mittelkörnig (48 ‰), stark grobkörnig (38 ‰), schwach feinkiesig (8 ‰), kalkfrei
- 4,70 m Sand, hellbraun und hellgraubraun, mit einzelnen ockerfarbigen eisen-schüssigen Einlagerungen, mittelkörnig (37 ‰), stark grobkörnig (26 ‰), schwach feinkörnig (14 ‰), schwach schluffig (10 ‰), kalkfrei



- 6,30 m Sand, hellgelblichbraun, mittelkörnig (53 ‰), stark grobkörnig (41 ‰), kalkfrei
  - 8,50 m Kies, bunt, grobkörnig (31 ‰), mittelkörnig (20 ‰), feinkörnig (12 ‰), stark mittel- bis grobsandig (36 ‰), kalkfrei
  - 10,00 m Kies, bunt, grobkörnig (47 ‰), mittelkörnig (13 ‰), schwach feinkörnig (8 ‰), stark mittel- bis grobsandig (32 ‰), kalkfrei
  - 10,40 m Schluff, hellgraugrün, stark feinsandig (23 ‰), schwach tonig, einzelne Glimmerplättchen, kalkfrei
- 0,0 — 10,0 m Pleistozän; 10,0 — 10,4 m Tertiär

## Brunnen 411

Lage: TK 25, Bl. 5918 Neu-Isenburg; R 34 80 02, H 55 47 72, 127,2 m über NN

- 0,20 m Sand, dunkelbraun bis schwarzbraun, mittelkörnig (86 ‰), grobkörnig (10 ‰), humos, einzelne Pflanzenreste, kalkfrei
  - 1,00 m Sand, hellgraubraun, mittelkörnig (44 ‰), grobkörnig (21 ‰), feinkörnig (11 ‰), feinkiesig (10 ‰), kalkfrei
  - 2,30 m Sand, hellgelblichbraun, grobkörnig (41 ‰), stark mittelkörnig (33 ‰), feinkiesig (13 ‰), mittel- bis grobkiesig (10 ‰), kalkfrei
  - 3,50 m Sand, hellgraubraun, grobkörnig (35 ‰), stark mittelkörnig (25 ‰), feinkiesig (16 ‰), mittel- bis grobkiesig (22 ‰), kalkfrei
  - 6,00 m Kies, bunt, grobkörnig (33 ‰), mittelkörnig (18 ‰), feinkörnig (15 ‰), 1 Sandsteingeröll bis 17 cm, stark mittel- bis grobsandig (33 ‰), kalkfrei
  - 6,30 m Kies, bunt, grobkörnig (33 ‰), mittelkörnig (17 ‰), feinkörnig (11 ‰), stark mittel- bis grobsandig (39 ‰), kalkfrei
  - 6,35 m Schluff, grünlichgraubraun, schwach tonig, schwach feinsandig (2 ‰), kalkfrei
- 0,0 — 6,3 m Pleistozän; 6,3 — 6,35 Tertiär

## Brunnen 412

Lage: TK 25, Bl. 5918 Neu-Isenburg; R 34 79 85, H 55 48 02, 125,7 m über NN

- 0,40 m Sand, dunkelgraubraun, mittelkörnig (76 ‰), feinkörnig (12 ‰), humos, Pflanzenreste, kalkfrei
  - 1,10 m Sand, hellbraun bis schwach gelblichbraun, mittelkörnig (64 ‰), feinkörnig (12 ‰), grobkiesig (11 ‰), kalkfrei
  - 2,30 m Kies, bunt, mittelkörnig (21 ‰), feinkörnig (20 ‰), grobkörnig (15 ‰), mittel- sandig (23 ‰), grobsandig (13 ‰), kalkfrei
  - 4,50 m Sand, hellbräunlichgrau, grobkörnig (29 ‰), stark mittelkörnig (26 ‰), grobkiesig (18 ‰), ein Sandsteingeröll bis 12 cm, mittelkiesig (13 ‰), schwach feinkiesig (9 ‰), kalkfrei
  - 7,00 m Kies, bunt, grobkörnig (47 ‰), mit Sandsteinblöcken bis 15 cm, mittelkiesig (12 ‰), schwach feinkiesig (9 ‰), stark mittel- bis grobsandig (29 ‰), kalkfrei
  - 7,40 m Ton, graugrün, schluffig, schwach feinsandig (9 ‰), kalkfrei
- 0,0 — 7,0 m Pleistozän; 7,0 — 7,4 m Tertiär

## Brunnen 413

Lage: TK 25, Bl. 5918 Neu-Isenburg; R 34 79 78, H 55 47 83, 126,3 m über NN

- 0,20 m Sand, dunkelbraun, braungrau, mittelkörnig (66 ‰), grobkörnig (14 ‰), einzelne Gerölle bis 30 mm, feinkörnig (13 ‰), schwach schluffig (4 ‰), humos, einzelne Pflanzenreste, kalkfrei
- 0,70 m Sand, hellbraun, mittelkörnig (69 ‰), grobkörnig (12 ‰), feinkörnig (10 ‰), schwach fein- bis mittelkiesig (5 ‰), einzelne Pflanzenreste, kalkfrei

- 1,20 m Sand, hellgelblichgrau, grobkörnig (29 %), mittelkörnig (25 %), schwach schluffig (5 %), feinkiesig (10 %), stark mittel- bis grobkiesig (27 %), zahlreiche bunte Gerölle von 20 — 60 mm, kalkfrei
- 2,40 m Sand, hellgelblichbraun, grobkörnig (43 %), mittelkörnig (22 %), feinkiesig (15 %), mittel- bis grobkiesig (17 %), kalkfrei
- 3,20 m Sand, bräunlichgrau, grobkörnig, fein- bis mittelkiesig, kalkfrei
- 5,90 m Kies, bunt, grobkörnig (54 %), mit Sandsteinblöcken, mittelkiesig (15 %), schwach feinkiesig (8 %), mittel- bis grobsandig (22 %), kalkfrei
- 6,30 m Schluff, hellgrünlichgrau, stark tonig, schwach feinsandig (9 %), kalkhaltig  
0,0 — 5,9 m Pleistozän; 5,9 — 6,3 m Tertiär

## Brunnen 414

Lage: TK 25, Bl. 5918 Neu-Isenburg; R 34 79 42, H 55 47 90, 124,4 m über NN

- 0,30 m Sand, dunkelgraubraun, mittelkörnig (66 %), feinkörnig (18 %), schwach grobkörnig (7 %), schwach schluffig (7 %), humos, mit Pflanzenresten, kalkfrei
- 0,60 m Sand, hellbräunlichgrau, mittelkörnig (67 %), feinkörnig (17 %), schwach grobkörnig (6 %), schwach fein- bis grobkiesig (9 %), teilweise durch Eisen verkitteter dunkelbrauner Sand, kalkfrei
- 1,50 m Sand, graubraun, mittelkörnig (30 %), grobkörnig (24 %), stark mittel- bis grobkiesig (27 %), feinkiesig (10 %), kalkfrei
- 2,50 m Kies, bunt, grobkörnig (35 %), mittelkörnig (14 %), feinkörnig (12 %), stark grobsandig (30 %), mittelsandig (16 %), kalkfrei
- 3,50 m Sand, hellbräunlichgrau, grobkörnig (42 %), mittelkörnig (23 %), feinkiesig (14 %), mittel- bis grobkiesig (19 %), einzelne gut gerundete Sandsteingerölle bis 30 mm, kalkfrei
- 4,00 m Schluff, hellgrünlichgrau, stark tonig, schwach feinsandig (9 %), kalkfrei  
0,0 — 3,5 m Pleistozän; 3,5 — 4,0 m Tertiär

## Brunnen 415

Lage: TK 25, Bl. 5918 Neu-Isenburg; R 34 80 08, H 55 48 13, 126,5 m über NN

- 0,70 m Auffüllung (Steine, Schluff, Sand), kalkfrei
- 1,10 m Sand, braungrau, fein- bis mittelkörnig, humos, kalkfrei
- 1,50 m Sand, gelbbraungrau, feinkörnig, kalkfrei
- 3,30 m Sand, graubraun, mittel- bis grobkörnig, schwach tonig, schluffig, schwach fein- bis mittelkiesig, kalkfrei
- 5,40 m Sand, gelb, mittel- bis grobkörnig, schwach fein- bis mittelkiesig, schwach grobkiesig, einzelne Sandsteingerölle bis 80 mm, kalkfrei
- 5,90 m Sand, gelb, mittel- bis grobkörnig, schwach fein- bis mittelkiesig, schwach grobkiesig, kalkfrei
- 7,10 m Kies, grau, fein- bis grobkörnig, stark mittel- bis grobsandig, kalkfrei
- 7,40 m Ton, graugrün, schluffig  
0,0 — 0,7 m Auffüllung; 0,7 — 7,1 m Pleistozän; 7,1 — 7,4 m Tertiär

## Brunnen 416

Lage: TK 25, Bl. 5918 Neu-Isenburg; R 34 80 02, H 55 48 09, 126 m über NN

- 0,30 m Sand, dunkelbraun, feinkörnig, stark humos, kalkfrei
- 1,10 m Sand, gelbbraun, feinkörnig, schwach schluffig, kalkfrei
- 2,60 m Sand, fein- bis mittelkörnig, schwach grobkörnig, tonig, schluffig, kalkfrei
- 6,50 m Kies, bunt, fein- bis grobkörnig, stark sandig, vereinzelt Gerölle > 60 mm, kalkfrei
- 6,90 m Ton, graugrünlich, schluffig  
0,0 — 6,5 m Pleistozän; 6,5 — 6,9 m Tertiär

## Brunnen 417

Lage: TK 25, Bl. 5918 Neu-Isenburg; R 34 79 96, H 55 48 06, 126 m über NN

- 0,30 m Sand, schwarzbraun, fein- bis mittelkörnig, stark humos, kalkfrei
  - 1,10 m Sand, gelbgrau, fein- bis mittelkörnig, kalkfrei
  - 1,80 m Sand, grau, fein- bis mittelkörnig, schwach grobkörnig, schwach fein- bis mittelkiesig, schwach schluffig-tonig, kalkfrei
  - 3,70 m Sand, grau, mittel- bis grobkörnig, schwach feinkiesig, kalkfrei
  - 6,30 m Kies, grau, fein- bis grobkörnig, stark sandig, einzelne Sandsteingerölle bis 10 cm, kalkfrei
  - 6,60 m Ton, grünlichgrau, bräunlich marmoriert, schluffig, kalkfrei
- 0,0 — 6,3 m Pleistozän; 6,3 — 6,6 m Tertiär

## Brunnen 418

Lage: TK 25, Bl. 5918 Neu-Isenburg; R 34 79 19, H 55 47 86, 122 m über NN

- 0,20 m Sand, schwarzbraun, fein- bis mittelkörnig, stark humos, mit zahlreichen Pflanzenteilen, kalkfrei
  - 0,70 m Sand, gelbgrau, feinkörnig, schwach mittelkörnig, kalkfrei
  - 1,40 m Sand, gelbbraun, feinkörnig, schwach mittel- bis grobkörnig, einzelne Sandsteingerölle bis 70 mm, kalkfrei
  - 2,10 m Sand, hellgrau, feinkörnig, stark tonig verkittet, schwach fein- bis mittelkiesig, einzelne Gerölle bis 60 mm, kalkfrei
  - 3,00 m Kies, bunt, grobkörnig, fein- bis mittelsandig, stark tonig-schluffig verkittet, kalkfrei
  - 3,50 m Sand, grau, mittel- bis grobkörnig, stark tonig-schluffig, kalkfrei
  - 4,05 m Schluff, weißgrau, schwach tonig, stark kalkhaltig
  - 4,60 m Ton, grünlich-weißgrau gefleckt, mit weißen Kalkknollen durchsetzt, stark kalkhaltig
- 0,0 — 3,5 m Pleistozän; 3,5 — 4,6 m Miozän

## 7.2. FORTRAN IV-Programme zur Daten-Aufbereitung bei chemischen Wasseranalysen

(E. WALGER &amp; H. D. SCHULZ)

Bei der Auswertung chemischer Wasseranalysen ist die graphische Darstellung von Einzelanalysen und von Analysengruppen ein aufschlußreiches Hilfsmittel. Um entsprechende Diagramme auch für eine große Anzahl von Analysen rationell erstellen zu können, werden im folgenden 2 FORTRAN IV-Programme mitgeteilt: Programm HYDR liefert Säulendiagramme der Inhalts-Stoffe, Programm PIPDIA Mehrstoffdiagramme (PIPER-Diagramme).

Beide sind aus Programmen weiterentwickelt, die von MORGAN & McNELLIS (1969) und McNELLIS & MORGAN (1969) veröffentlicht wurden. Eine wichtige Ergänzung stellt die Untersuchung von Abhängigkeiten in den Daten mehrerer Proben durch Regressionsanalyse dar. Dafür wird hier das FORTRAN IV-Programm PUWO mitgeteilt, das die Berechnung einfacher linearer Regressionen und der zu ihrer Beurteilung nötigen statistischen Parameter ermöglicht.

Mit diesen Programmen erfolgte die Aufbereitung des umfangreichen Datenmaterials, das den Abschn. 2 — 4 dieses Berichtes zugrundeliegt.

Die Autoren entwickeln die Programme weiter. Für kurze Erfahrungsberichte anderer Benutzer wären sie daher dankbar.

## 7.2.1. Format der Analysen-Karten

Dieses Format ist für alle 3 Programme gleich. Es stellt die Erweiterung einer Vorlage dar, die vom STATE GEOLOGICAL SURVEY OF KANSAS verwendet wurde (MORGAN & McNELLIS 1969). Für die Daten je einer Analyse stehen 3 Karten zur Verfügung. Um sie einander unverwechselbar zuzuordnen, wird in jeder Karte in Spalte 1 die Karten-Nummer (1 — 3) und in den Spalten 2 — 18 eine alphanumerische Analysen-Kennung gelocht. Anhand dieser Angaben wird beim Einlesen der Daten von den Programmen HYDR und PIPDIA auf richtige Folge und Zuordnung der Karten geprüft. Entsprechende Fehler werden durch eine Mitteilung gekennzeichnet. Der Einlesevorgang wird dadurch nicht unterbrochen, die Bearbeitung des Datensatzes jedoch gestoppt.

Ab Spalte 21 sind in fest vereinbarten Feldern die numerischen Analysendaten entsprechend dem Schema Abb. 23 abzulochen. Darin bezeichnet das kleine Dreieck zwischen je 2 Spalten eines Feldes die Stelle, an der vom Programm der Dezimalpunkt eingesetzt wird, wenn er nicht gelocht wurde. Er braucht also vom Benutzer nicht angegeben zu werden, aber Vorsicht: Spaltenfehler verursachen Größenordnungs-Fehler!

Reicht bei außergewöhnlich hohen Konzentrationen eines Stoffes (z. B. bei Mineralwässern und verunreinigten Wässern) die dafür vorgesehene Feldbreite nicht aus, so kann statt dem Wert  $a$  der Wert  $0.001 \cdot a$  eingetragen werden. Aufgrund der Kennzeichnung durch die Vorzeichen-Umkehrung kann dann die Rückverwandlung im Programm erfolgen (vgl. PIPDIA).

## Kartenfolge für je 1 Analyse

## Karte 1

## Spalte

- 1 : Karten-Nummer 1.
- 2 und 3 : Staat oder Land nach Code des Benutzers.
- 4 und 5 : Gebiet, Testfläche, Landschaft oder Kreis nach Code des Benutzers.
- 6 bis 16 : Proben-Nr., Archiv-Nr. oder dergl. Analysen-Kennung nach System des Benutzers.
- 17 und 18 : Art der Proben-Entnahmestelle nach Code des Benutzers.
- 19 und 20 : Bei fehlerfreier Ablochung bleiben diese Spalten leer. Sie werden vom Programm überlesen und dienen so als „Pufferzone“, um den Einlesevorgang gegen Spaltenfehler von bis zu zwei Spalten abzusichern, die beim Eintragen der vorhergehenden alphanumerischen Angaben unterliefen.
- 21 bis 80 : Siehe Abloch-Schema Abb. 23.  
Angaben bei Brunnentiefen in m, bei Härten in °dH, sonst in mg/l.

## Karte 2

## Spalte

- 1 : Karten-Nummer 2.
- 2 bis 20 : Wie auf Karte 1.
- 21 bis 26 : Nur auszufüllen bei Grundwasser-Proben: Bezeichnung für den Grundwasserleiter nach einem Zifferncode, der in Abschn. 7.2.2. unter I beschrieben wird.
- 27 bis 80 : Siehe Abloch-Schema Abb. 23.  
Angaben bei Leitfähigkeit in mikroSiemens, sonst in mg/l.

Karte 1

K.Nr.	Land	Gebiet	Probe-Nr.	Archiv-Nr.	usw.	Art d.Pr.	BLANK
1							X
1		5	10	15			20

Datum

Mon.	Tag	Jahr	Br.-Tiefe	Ges.-Härte	Karb.-Härte	Kalzium
		25	30	35	40	

Magnesium

45			

Natrium

50		55		

Kalium

		60

Eisen

			65

Mangan

		70

Ammonium

		75

Abdampfückst.

			80

---

Karte 2

K.Nr.	Wie in 1	Frei	BLANK	Geol.Schichten I	II	HCO <sub>3</sub>	SO <sub>4</sub>
2			X				
1	2bis16		20		25	30	35

Cl

			40

NO<sub>3</sub>

			45

NO<sub>2</sub>

		50

PO<sub>4</sub> gesamt

			55

PO<sub>4</sub> gelöst

			60

SiO<sub>2</sub>

	65

chem.O<sub>2</sub>-Vb.

		70

Freie CO<sub>2</sub>

		75

Agg.CO<sub>2</sub>

		80

elektr.Leitf.

			80

---

Karte 3

K.Nr.	Wie in 1	Frei	BLANK	Herk.	Analyt	Farbe	pH	Redoxpot
3			X					
1	2bis16		20			25		30

Temp.

	35

Abfluß

		40

Schwebst.

		45

gel.O<sub>2</sub>

	50

Frei

		55

Frei

		60

Frei

		65

Frei

		70

Frei

		75

Frei

		80

Abb. 23. FORTRAN-Ablochscheema für Daten von chemischen Wasseranalysen.

## Karte 3

## Spalte

- 1 : Karten-Nummer 3.  
 2 bis 20 : Wie auf Karte 1.  
 21 und 22 : Herkunft der Daten nach Zifferncode des Benutzers.  
 23 und 24 : Analytiker nach Zifferncode des Benutzers.  
 25 und 26 : Farbe, Bodensatz nach Zifferncode des Benutzers.  
 27 bis 51 : Siehe Abloch-Schema Abb. 23.  
           Angaben bei Redox-Potential in mV, Temperatur in °C, Abfluß oder Schüt-  
           tung in l/s, sonst in mg/l.  
 52 bis 80 : Noch nicht vergeben.

Bei Bedarf kann diese Folge der Analysen-Karten durch zusätzliche Karten erweitert werden.

Das beschriebene Daten-Format wird in der Arbeitsgemeinschaft „Bodennutzung und Wasserbeschaffenheit — Müндener Kreis“ von mehreren Institutionen gemeinsam verwendet.

## 7.2.2. Programm HYDR

Das Programm liefert eine Übersicht über die wichtigsten Inhaltsstoffe in Form von Säulendiagrammen als Schnelldruckerplots, ergänzt durch Tabellen.

Vor der Bearbeitung wird jede Analyse daraufhin geprüft

- 1) ob die entsprechenden chemischen Daten vollständig sind. Wenn nicht, wird die Analyse mit den vorgefundenen Werten in einer Tabelle „Unvollständiger Analysen“ aufgeführt und nicht weiter bearbeitet.
- 2) ob das Verhältnis  $EQR = \frac{\text{Anionen}}{\text{Anionen} + \text{Kationen}}$  innerhalb einer gewissen Toleranzbreite um den Wert  $\frac{1}{2}$  herum liegt. Die Toleranzbreite wird umgekehrt proportional dem gesamten Lösungsinhalt angesetzt, jedoch nie  $< \pm 0,01$ . Genügt eine Analyse dieser engen Toleranz nicht, wird geprüft, ob sie noch in einen erweiterten Toleranzbereich fällt, der ein vom Benutzer vorwählbares Vielfaches des engen Toleranzbereiches ist. Genügt eine Analyse auch der erweiterten Toleranz nicht, wird ihre graphische Darstellung unterdrückt. In den stets ausgegebenen Listen dagegen wird sie auch dann aufgeführt und durch ein „/“ am Ende der Zeile markiert. Bei den Analysen, die dem erweiterten Toleranzbereich genügen, kann der Benutzer bestimmen, ob sie graphisch dargestellt werden sollen oder nicht. In den Tabellen werden sie durch ein „ “ am Ende der Zeile bezeichnet.

Bei den Säulendiagrammen kann der Benutzer bestimmen, ob sie mval-% oder mval/l darstellen sollen, oder ob beide Darstellungsarten geliefert werden sollen. Bei einem Kationen- oder Anionen-Defizit von  $> 1$  mval-% wird in allen Diagrammen auch dafür eine Säule geplottet.

Die Diagramme werden ergänzt durch zwei verschiedene Angaben des Wassertyps:

- 1) mit Nennung aller Ionen, die mindestens  $\frac{2}{3}$  des am stärksten vertretbaren Ions ausmachen,
- 2) nach der in Deutschland üblichen Klassifikation für Mineralwässer mit Nennung aller Ionen, die  $> 10$  mval-% der Gesamtionensumme ausmachen (entsprechend  $> 20$  mval-% der Kationen- oder Anionensumme).

Für jede Analysengruppe, die durch eine Gruppen-Endkarte abgegrenzt ist (s. u. V.), kann ein Diagramm der Mittelwerte angefordert werden. Bei den Tabellen kann der

Benutzer bestimmen, ob darin die Analysen in der Reihenfolge der Eingabe aufgeführt werden sollen oder in der Reihenfolge abnehmenden gesamten Lösungsinhaltes.

Der gesamte Satz der Datenkarten muß folgenden Aufbau haben:

### I. Namen - Karten

30 Karten mit einer alphanumerischen Liste von Namens-Bestandteilen der Bezeichnung von Grundwasserleitern („Geologie Units“), die der Benutzer unterscheiden will. Namens-Bestandteile, die in verschiedenen Bezeichnungen wiederkehren, wie z. B. „-Sandstein“, „-Mergel“, „-Kalk“, usw., brauchen in dieser Liste nur 1mal aufgeführt zu werden. Für jeden Namens-Bestandteil stehen 20 Spalten zur Verfügung. Auf den 30 Karten können max. 119 Namens-Bestandteile untergebracht werden. Die letzten 20 Spalten der 30. Karte müssen leer bleiben.

Die in den Diagrammen und Tabellen ausgedruckten Bezeichnungen der Grundwasserleiter werden aus 2 derartigen Namens-Bestandteilen zusammengesetzt, die in der Analysen-Karte 2, Spalten 21 — 23 und 24 — 26 festgelegt werden durch rechtsbündige Angabe der Ordnungs-Nummern der entsprechenden 20er-Felder auf den Namen-Karten. Bleiben die Felder Spalte 21 — 23 oder Spalte 24 — 26 ungelocht, so bleiben die entsprechenden 20er-Felder der ausgedruckten Bezeichnung leer. Beispiel: In den Spalten 61 — 80 der 3. Namenkarte (Feld 12) stehe rechtsbündig „GESCHIEBE“, in den Spalten 21 — 40 der 5. Namenkarte (Feld 18) stehe linksbündig „-MERGEL“, dann wird die Bezeichnung „GESCHIEBE-MERGEL“ ausgedruckt, wenn auf Analysenkarte 2 in den Spalten 21 — 26 die Ziffernfolge 012018 gelocht wird.

### II. Titel - Karte

Spalte

1 bis 80 : Alphanumerische Kennzeichnung des Projekts.

### III. Options - Karte

Auf den Optionskarten für die Programme HYDR und PIPDIA ist in den angegebenen Spalten eine 1 zu lochen, wenn das rechts daneben bezeichnete Ergebnis gewünscht wird, andernfalls bleibt die Spalte ungelocht („leer“), es sei denn, daß ausdrücklich anderes bestimmt wird.

Spalte

5		Diagramme in mval/l.
10		Diagramme in mval-%.
15		Mittelwertdiagramme.
20	1	Tabellen nach Lösungsinhalt geordnet.
	leer	Tabellen nach Karten-Reihenfolge geordnet.
25	1	Es werden nur Proben bearbeitet, deren EQR $1/2$ innerhalb der engen Toleranz.
	leer	Es werden auch Proben bearbeitet, deren EQR $1/2$ innerhalb der erweiterten Toleranz.
30	1	Es werden auch Nebenbestandteile tabelliert.
	leer	Es werden nur Hauptbestandteile tabelliert.
34 und 35		Faktor, mit dem die enge Toleranz für EQR zur erweiterten Toleranz vergrößert wird.
ganze Zahl		Bleibt die Spalte leer, wird vom Programm dafür 10 eingesetzt.

#### IV. Analysen-Karten

Entsprechend 7.2.1.

#### V. Gruppen-Endkarte

Leerkarte

Eine Analysen-Gruppe soll höchstens 100 Analysen enthalten. Weitere Analysen werden überlesen bis zur nächsten Leerkarte. Es wird eine entsprechende Fehlermeldung ausgedruckt, der Lauf aber nicht abgebrochen.

Durch Hintereinander-Reihen von Kartenfolgen I — V können beliebig viele Analysengruppen in einem Lauf bearbeitet werden.

#### VI. Lauf-Endkarte

Leerkarte

Wird hinter einer Gruppen-Endkarte eine zweite Leerkarte angetroffen, wird der Programmlauf beendet.

Hinweise zur Implementierung: Die Kanal-Nummern für sämtliche peripheren Geräte sind als Variable vereinbart, denen lediglich am Beginn des Hauptprogramms die den Anforderungen des Systems entsprechenden Werte zugewiesen zu werden brauchen. Die vereinbarten Magnetbänder arbeiten alle als Scratch-Bänder und sollten deshalb möglichst auf Trommel- oder Plattenspeicher simuliert werden. Dabei können allerdings Pufferungs-Schwierigkeiten auftreten.



```

DIMENSION AOUFER(600),SUMCA(100),SUMMG(100),SUMNA(100),SUMK(100),
1 SLMFE(100),SUMHC(100),SUMCO(100),SUMSO(100),SUMCL(100),
2 SLMNO(100),SUMDS(100),SUMBL(100),WELLNO(8),TITLE(18),
3 DISSOL(100),KOUNT(100),KNC(100),KPL(100),
4 NCAOUF(200),GFOUNI(10),C(12),CRD(6),WLC(8),DATE(3)

COMMON /HEADLN/ CON1(17),ANIS(2),CATS(2),SMPL(7),GUNT(4),CON2(9),
1 CMAIN(2),CMINUR(2),MIVL(4),LITER(2),PER,CENT(2),
2 SOLI(2)
COMMON /PLOTI1/ P(75),COMP(41),CAT(8),ANI(12),DASH,STAR,BLANK
COMMON /PLOTI2/ SCT,CCA,CMG,CNA,CK,CFE,CHCO,CCO,CSO,CCL,CNO,CBL,
1 ANION,EXUNIT,
2 FCT,PCA,PMG,PNA,PK,PFE,PHCO,PCO,PSO,PCL,PNO,PBL

INTEGER EXUNIT,DATE,DAY,YEAR
REAL MONTH,MIVL,LITER
LOGICAL KNC,KPL,PLT,PRC,NOBAL,NORDIS

DATA CRD/4HNUMB,4HER 0,4HF CA,4HRUS ,4HREAD,4H IN /
DATA B/1HB/, FINIS/2HZZ/

SPECIFY THE LOGICAL NUMBERS OF THE SYSTEM UNITS TO BE USED

CARD READER

INUNIT = 5

LINE PRINTER, MINIMUM 120 CHARACTERS PER LINE

EXUNIT = 6

SCRATCH TAPES, PREFERABLY TO BE SIMULATED ON DISK OR DRUM

IT1 = 1
IT2 = 2
IT3 = 3

SPECIFY MAXIMUM LENGTH OF TITLE

LTE = 18

SPECIFY MAXIMUM PERMISSIBLE NUMBER OF ANALYSES

NANMAX = 100

SPECIFY THE MAXIMUM NUMBER OF GEOLOGICAL UNITS TO BE DIFFERENTIAT,

NTU = 120

READ THE NAMES OF THE GEOLOGICAL UNITS

READ (INUNIT,10) AOUFER
10 FORMAT (20A4)
NTU = NTU - 1

READ TITLE

120 READ (INUNIT,10) TITLE

DO 110 I=1,LTE
IF (TITLE(I) .NE. BLANK) GO TO 120
110 CONTINUE
STOP
120 CONTINUE

```

```

READ OPTIONS

20 READ (INUNIT,20) MVLPL,PERC,IAVER,IORDIS,ICHECK,IMINDR,TOLFAC
FORMAT (6I5,3X,F2.0)
IF (TOLFAC .EQ. 0.) TOLFAC = 10.
PLT = .FALSE.
IF (MVLPL .GT. 0) PLT = .TRUE.
PRC = .FALSE.
IF (IPRC .GT. 0) PRC = .TRUE.
NORDIS = .TRUE.
IF (IORDIS .GT. 0) NORDIS = .FALSE.
30 FORMAT (1H1//4X,20A4//)

READ IN THE TOTAL SET OF DATA
AND STORE IT IMMEDIATELY ON TAPE IT2

INITIALIZATION

CMAX = 0.
NOTCHP = 0
NRCARD = 0
LSTEND = 0
NRCOMP = 0
REWIND IT1
REWIND IT2
REWIND IT3
DO 125 I=1,NANMAX
NCAOUF(I) = 0
NCAOUF(1+NANMAX) = 0
KNC(I) = .FALSE.
125 KPL(I) = .FALSE.

READ THE DATA SAMPLE BY SAMPLE AND CHECK THE CARD SEQUENCE

130 READ (INUNIT,35) ICN1,STATE,COUNTY,WELLNO,DATE,DEPTH,HD,ALK,CCA,
1 CMG,CNA,CK,CFE,CMN,DS
35 FORMAT (11,4A2,A1,A2,4A1,4X,3I2,A4,2F4.0,F6.1,
1 F5.1,F7.2,F5.2,F5.2,F4.2,4X,F6.0)
134 IF (STATE .EQ. FINIS) GO TO 380
NRCARD = NRCARD + 1
READ (INUNIT,40) ICN2,STC,CTC,WLC,NC1,NC2,CHCO,CSO,CCL,CNO,CPO,
1 CSI,SAR,FCO,COND
40 FORMAT (11,4A2,A1,A2,4A1,4X,2I3,F4.0,F5.1,F7.1,F5.1,8X,
1 F5.3,F3.1,2F4.0,3X,F6.0)
IF (CHCO .LT. 0.001) CHCO = ALK * 2.17
1341 READ (INUNIT,1341) ISOURC,ITY,ICOL,PH,TEMP
FORMAT (20X,3I2,F3.2,5X,I3,43X//)
CCO=0.
138 IF (STC .EQ. FINIS) GO TO 380
NRCARD = NRCARD + 1
IF (ICN2 .NE. 2) GO TO 142
IF (ICN1 .NE. 1) GO TO 150
IERR = 0
GO TO 170
142 IF (ICN1 .NE. 1) GO TO 144
NC = 2
WRITE (EXUNIT,42) WELLNO,NC,CRD,NRCARD
42 FORMAT (1H ,2A2,A1,A2,4A1,2X,6H CARD ,12,9H LACKING.,4X,6A4,I4)
GO TO 152
144 DO 146 I=1,8
IF (WELLNO(I) .NE. WLC(I)) GO TO 148
146 CONTINUE
WRITE (EXUNIT,44) WELLNO,CRD,NRCARD
44 FORMAT (1H ,2A2,A1,A2,4A1,2X,26H CARDS 1 AND 2 INTERCHANGED.,
1 4X,6A4,I4)

```

```

GO TO 152
143 WRITE (EXUNIT,46) WELLNO,WLC,CRD,NRCARD
46 FORMAT (1H ,2(2A2,A1,A2,4A1),2X,10H BAD DATA.,4X,6A4,14)
GO TO 152
150 NC = 1
WRITE (EXUNIT,42) WELLNO,NC,CRD,NRCARD
HEAD (INUNIT,40) STC
IF (STC .EQ. FINIS) GO TO 158
152 IERR = IERR + 1
NRCARD = NRCARD + 1
IF (IERR .LT. 11) GO TO 130
154 WRITE (EXUNIT,46) WELLNO,WLC,CRD,NRCARD
156 STOP
158 NC = 2
WRITE (EXUNIT,42) WELLNO,NC,CRD,NRCARD
GO TO 380

C
C
C EVALUATE THE AQUIFER CODE NUMBERS
170 IF (NC1 .LT. 1) NC1 = NTU
IF (NC2 .LT. 1) NC2 = NTU
NC1E = 5*NC1
NC1B = NC1E - 4
NC2E = 5*NC2
NC2B = NC2E - 4
IF (LSTEND .LT. 1) GO TO 190
DO 180 I=1,LSTEND
IF (NOAQUF(I) .NE. NC1E) GO TO 180
IF (NOAQUF(I+1) .NE. NC2E) GO TO 180
GO TO 200
180 CONTINUE
190 LSTEND = LSTEND + 1
I = LSTEND
NOAQUF(I) = NC1E
NOAQUF(I+1) = NC2E
200 IORD = 1

C
C
C CHECK WHETHER THE ANALYSIS IS COMPLETE
IF (CCA.GT.0. .AND. CMG.GT.0. .AND. CNA.GT.0. .AND.
1 CHCO.GT.0. .AND. CSO.GT.0. .AND. CFL.GT.0.) GO TO 230
C
C
C RECORD INCOMPLETE ANALYSES ON TAPE IT1
WRITE (IT1) (AQUFER(I),I=NC1B,NC1E), (AQUFER(I),I=NC2B,NC2E),
1 IORD,WELLNO,DATE,DEPTH,DS,CCA,CMG,CNA,CK,CFE,
2 CHCO,CCO,CSO,CCL,CNO
NOTCMP = NOTCMP + 1
KNC(IORD) = .TRUE.
GO TO 130
C
C
C IF NOT GIVEN, COMPUTE THE WEIGHT PROPORTION OF DISSOLVED SOLIDS
IN MILLIGRAMS PER LITER
230 IF (MS .GT. 0.) GO TO 260
IF (COND .GT. 0.) GO TO 250
DS = CAL + CFE + CMN + CCA + CMG + CNA + CK +
1 CHCO + CCO + CSO + CFL + CNO + CPO
GO TO 260
250 DS = .9*COND
C
C
C CONVERT MILLIGRAMS PER LITER TO MILLIEQUIVALENTS PER LITER
260 C(1) = .04990*CCA
C(2) = .08224*CMG
C(3) = .04350*CNA
C(4) = .02558*CK
C(5) = .05372*CFE
C(6) = .01639*CHCO
C(7) = .03333*CCO
C(8) = .02082*CSO
C(9) = .02820*CCL
C(10) = .01613*CNO
C(11) = .03159*CPO
C(12) = .03640*CMN

C
C
C COMPUTE THE PROPORTION OF CATIONS AND ANIONS IN MILLIVAL PER LITER
AND CHECK FOR BALANCE
CATION = 0.
DO 280 I=1,5
280 CATION = CATION + C(I)
ANION = 0.
DO 290 I=6,10
290 ANION = ANION + C(I)
SUMION = ANION + CATION
EQR = ANION/SUMION
TOL = 2.5/DS
IF (TOL .LT. .01) TOL = .01
IF (ABS(EQR - .5) .LE. TOL) GO TO 330
CATION = CATION + C(5)
EQR = ANION/(ANION + CATION)
IF (ABS(EQR - .5) .LE. TOL) GO TO 330
TOL = TOLFAC*TOL
TOL = 10.*TOL
IF (ABS(EQR - .5) .LE. TOL) GO TO 320
CHAR = SLASH
GO TO 350
320 CHAR = STAR
IF (ICHECK .GT. 0) GO TO 350
GO TO 340
330 CHAR = BLANK
340 KPL(IORD) = .TRUE.
350 BALNCE = ANION - CATION
NRCOMP = NRCOMP + 1
WRITE (IT2) (AQUFER(I),I=NC1B,NC1E), (AQUFER(I),I=NC2B,NC2E), IORD,
1 WELLNO,DATE,DEPTH,DS,(C(1),I=1,10),ANION,BALNCE,CHAR
IF (MINOR .LT. 1) GO TO 360
C
C
C WRITE (IT3) (AQUFER(I),I=NC1B,NC1E), (AQUFER(I),I=NC2B,NC2E), IORD,
1 WELLNO,DATE,DEPTH,DS,C(13),C(14),C(11),C(12)
FOR THE DETERMINATION OF THE SCALE FACTOR OF THE PLOTS
DISPLAYING CONTENTS IN MILLIEQUIVALENTS PER LITER
FIND THE MAXIMUM CONSTITUENT VALUE.
360 DO 370 I=1,11
IF (C(I) .GT. CMAX) CMAX = C(I)
370 CONTINUE
GO TO 130
380 IF (NRCOMP .LT. 1 .OR. .NOT.PRC .AND. .NOT.PLT) GO TO 600

C
C
C IF THE DATA OF ALL SAMPLES ARE READ IN, BEGIN THE PLOTTING
INITIALIZATION
DO 385 I=1,NRCOMP
SUMCA(I) = 0.
SUMMG(I) = 0.
SUMNA(I) = 0.
SUMK(I) = 0.
SUMFE(I) = 0.
SUMHC(I) = 0.
SUMCO(I) = 0.
SUMSO(I) = 0.

```

```

SUMCL(1) = 0.
SUMNO(1) = 0.
SUMDS(1) = 0.
395 SUMBL(1) = 0.
KOUNT(1) = 0.
IF (.NOT,PLT) GO TO 490

C C C
COMPUTE THE SCALE FACTOR OF THE MILLIVAL PER LITER PLOTS

I = 0
FCP = 2.
392 I = I + 1
IF (I.GT. 6) GO TO 450
CMX = FCP*CMAX
IF (CMX.LT. 50) GO TO 420
GO TO (400,400,410,400,400,410), I
400 FCP = .5*FCP
GO TO 390
410 FCP = .4*FCP
GO TO 390
420 IF (CMX.GE. 20.) GO TO 490
GO TO (430,440,440,430,440,440), I
430 FCP = 2.5*FCP
GO TO 390
440 FCP = 2.E*FCP
GO TO 390
450 PRC = .TRUE.
PLT = .FALSE.

C C C
HEREAD THE DATA FROM TAPE IT2

492 REWIND IT2
DO 550 NS=1,NRCOMP
READ (IT2) (GEOUNI(I),I=1,10),IORD,(WELLNO(I),I=1,8),
1 MONTH,DAY,YEAR,DEPTH,DS,CCA,CMG,CNA,CK,CFE,
2 CHCO,CCO,CSO,CCL,CNO,ANION,BALNCE,CHAR
DISSPL(NS) = DS
IF (ICHECK.GT.0 .AND. CHAR.NE.BLANK .OR. CHAR.EQ.SLASH) GO TO 550
IF (BALNCE.GT. 0) GO TO 510
SCT = 2.*(ANION - BALNCE)
GO TO 520
510 SCT = 2.*ANION

C C C
COMPUTE MILLIVAL PERCENT VALUES

520 CBL = BALNCE
FCT = 100./SCT
PCA = FCT*CCA
PMG = FCT*CMG
PNA = FCT*CNA
PK = FCT*CK
PFE = FCT*CFE
PHCO = FCT*CHCO
PCO = FCT*CCO
PSO = FCT*CSO
PCL = FCT*CCL
PNO = FCT*CNO
PBL = FCT*BALNCE

C C C
PLOT A DIAGRAM

IF (.NOT,PRC) GO TO 530
FCT = .5
WRITE (EXUNIT,30) TITLE
WRITE (EXUNIT,50) GUNT,GEOUNI,SMPL,WELLNO,MONTH,DAY,YEAR,DEPTH
50 FORMAT (1H0/ 1X,4A4,2X,10A4// 1X,7A4,12H(0.2METER) //
1 1X,A2,2( A2,A1),3A1,2X,3(12,1X),2X,A4 //)

```

```

CALL DIAGRM (2)
530 IF (.NOT,PLT) GO TO 540
FCT = FCP*SCT/200.
SCT = 100./FCP
WRITE (EXUNIT,30) TITLE
WRITE (EXUNIT,50) GUNT,GEOUNI,SMPL,WELLNO,MONTH,DAY,YEAR,DEPTH
CALL DIAGRM (1)
540 IF (.NOT.GE. NTU .OR. IAVR .GT. 0) GO TO 550

C C C
COMPUTE SUMS

SUMCA(IORD) = SUMCA(IORD) + CCA
SUMMG(IORD) = SUMMG(IORD) + CMG
SUMNA(IORD) = SUMNA(IORD) + CNA
SUMK(IORD) = SUMK(IORD) + CK
SUMFE(IORD) = SUMFE(IORD) + CFE
SUMHC(IORD) = SUMHC(IORD) + CHCO
SUMCO(IORD) = SUMCO(IORD) + CCO
SUMSO(IORD) = SUMSO(IORD) + CSO
SUMCL(IORD) = SUMCL(IORD) + CCL
SUMNO(IORD) = SUMNO(IORD) + CNO
SUMBL(IORD) = SUMBL(IORD) + CBL
SUMDS(IORD) = SUMDS(IORD) + SCT
KOUNT(IORD) = KOUNT(IORD) + 1
550 CONTINUE

C C C
COMPUTE AND PLOT AVERAGE DIAGRAMS

IF (IAVR.GT. 0) GO TO 600
DO 570 I=1,LSTEND
KI = KOUNT(I)
IF (KI.LT. 2) GO TO 570
DK = 1./FLOAT(KI)
CCA = DK*SUMCA(I)
CMG = DK*SUMMG(I)
CNA = DK*SUMNA(I)
CK = DK*SUMK(I)
CFE = DK*SUMFE(I)
CHCO = DK*SUMHC(I)
CCO = DK*SUMCO(I)
CSO = DK*SUMSO(I)
CCL = DK*SUMCL(I)
CNO = DK*SUMNO(I)
CBL = DK*SUMBL(I)
SCT = DK*SUMDS(I)
CAN=CHCO+CCO+CSO+CCL+CNO
XAT=CCA+CMG+CNA+CK+CFE
XIO=CAN
IF (XAT.GT.CAN)XIO=XAT
DK=50./XIO
ANION=CAN
PCA = DK*CCA
PMG = DK*CMG
PNA = DK*CNA
PK = DK*CK
PFE = DK*CFE
PHCO = DK*CHCO
PCO = DK*CCO
PSO = DK*CSO
PCL = DK*CCL
PNO = DK*CNO
PBL = DK*CBL
NC1E = NGAUF(I)
NC2E = NGAUF(I+100)
NC1B = NC1E - 4
NC2B = NC2E - 4
WRITE (EXUNIT,55) GUNT, (AOUFER(J),J=NC1B,NC1E),

```

```

1          (AQUFER(J),J=NC2B,NC2E),KI
55 FORMAT (1H/ 1X,4A,2X,12A4// 1X,16H AVERAGE DIAGRAM,10X
1          ,2BH NUMBER OF SAMPLES AVERAGED ,13/2X,15(1H=)///)
1          IF (.NOT.PRC) GO TO 560
          FCT = .5
          CALL DIAGRM(2)
560 IF (.NOT.PLT) GO TO 570
          WRITE (EXUNIT,55) GUNT,(AQUFER(J),J=NC1B,NC1E),
1          (AQUFER(J),J=NC2B,NC2E),KI
          FCT = FCP*SCT/203.
          SCT = 100./FCP
          CALL DIAGRM(1)
570 CONTINUE

          PRINT TABLES

670 IF (.NOTCMP .LT. 1) GO TO 650
          CALL TABLES (KOUNT,KNC,HANMAX,EXUNIT,IT1,LSTEND,NOTCMP,NORDIS,1)
650 IF (NRCOMP .LT. 1) GO TO 100
          IF (NORDIS) GO TO 670
          DO 660 I=1,NRCOMP
660 KOUNT(I) = 1
          CALL SORTRX (DISSOL,KOUNT,HANMAX,1,NRCOMP)
670 CALL TABLES (KOUNT,KPL,HANMAX,EXUNIT,IT2,LSTEND,NRCOMP,NORDIS,2)
          IF (IMINOR .LT. 1) GO TO 100
          CALL TABLES (KOUNT,KPL,HANMAX,EXUNIT,IT3,LSTEND,NRCOMP,NORDIS,3)
          GO TO 100

C          END

C          SUBROUTINE SORTRX (RX,IND,IB,IE)

C          ORDERS THE ELEMENTS OF THE ARRAY RA IN THE SEQUENCE OF DECREASING
C          MAGNITUDE, THE ARRAY IND CONTAINING THE SEQUENCE NUMBERS OF THE
C          ELEMENTS IS REARRANGED ACCORDINGLY.

C          DIMENSION RX(IND),IND(IND)

          IF (IE-IB .LT. 1) RETURN
          IF (RX(IB+1) .LT. RX(IB)) GO TO 2
          IP1 = IB + 1
          RXSAV = RX(IP1)
          INDSV = IND(IP1)
          RX(IP1) = RX(IB)
          IND(IP1) = IND(IB)
          RX(IB) = RXSAV
          INDSV = INDSV
          IND(IB) = INDSV
2          IF (IE-IB .LT. 2) RETURN
          KB = IR + 2
          DO 10 K=KB,IE
          IF (RX(K) .LE. RX(K-1)) GO TO 10
          KM1 = K - 1
          MXSAV = RX(K)
          INDSV = IND(K)
          MX(K) = RX(KM1)
          IND(K) = IND(KM1)
          JE = KM1 - IB
          DO 6 J=1,JE
          I = K - J
          IF (RXSAV .LE. RX(I-1)) GO TO 8
          IM1 = I - 1
          MX(I) = RX(IM1)
          IND(I) = IND(IM1)
6          I = IB
8          MX(I) = RXSAV
          IND(I) = INDSV

```

```

10 CONTINUE
RETURN

END

BLOCK DATA

COMMON /HEADLN/ CON1(17),ANIS(2),CATS(2),SMPL(7),GUNT(4),CON2(9),
1          CM1NOR(2),CMINOR(2),MIVL(4),LITER(2),PER,CENT(2),
2          SOLI(2)
COMMON /PLOT11/ P(75),COMP(41),CAT(8),ANI(12),DASH,STAR,BLANK

C          REAL MIVL,LITER

C          DATA COMP/3*4H ,4H CA ,3*4H ,4H NG ,2*4H ,4H NA ,4H+ K ,
1          3*4H ,4H FE , 4H HCO,4H3 + , 4HCO3 ,4H ,4H SO4 ,
2          3*4H ,4H CL ,3*4H ,4H NO3,4*4H ,4H CA,4HTION,
3          4H DEF,4HCIT, 4H ANI,4HON D, 4HEFC,4HIT /
          DATA P/75*1H /, DASH/1H-/ , STAR/1H* /, BLANK/4H /
          DATA CAT/4HCALC,4HIUM ,4HMAGN,4HES, 4H SDJ,4HIUM ,4H I,4HROR /
          DATA ANI/4H BIC,4HARBD,4HNATE,4H SUL,4HFATE,4H ,
1          4H CHL,4HORID,4HE ,4H NIT,4HRATE,4H /
          DATA SOLI/4HSOL1,4HDS /
          DATA CON1/4H CA+,4H+ ,4HMG+,4H N,4HA+ ,4H K,4H+ ,4H FE+,
1          4H+ H,4HCO3-,4H CO,4H2-- ,4H SO4,4H-- ,4H CL-,4H ,
2          4HNO3-/ , ANIS/4H ANI,4HONS /, CATS/4HCATI,4HGNS /
          DATA SMPL/4H WEL,4HL NU,4HMBER,4H DA,4HTE ,4H DEP,4HTH /
          DATA GUNT/4H GEO,4HLOGI,4H UN,4HIT,./
          DATA CON2/4HSOL1,4HDS ,4HAL+,4H+ M,4HNN+, 4H F,
1          4H- ,4HPD-,4H- /
          DATA CM1NOR/4H M,4HAIN /, CMINOR/4H M,4HINOR/
          DATA MIVL/4HMILL,4HIEQU,4HIVAL,4HENTS/, PER/4H PER/,
1          CENT/4HCENT,4H /, LITER/4H LIT,4HER /

END

SUBROUTINE TABLES (KOUNT,KAV,IB,EXUNIT,ITP,LSTEND,NREC,NORDIS,IRS)

COMMON /HEADLN/ CON1(17),ANIS(2),CATS(2),SMPL(7),GUNT(4),CON2(9),
1          CM1NOR(2),CMINOR(2),MIVL(4),LITER(2),PER,CENT(2),
2          SOLI(2)
COMMON /PLOT11/ P(75),COMP(41),CAT(8),ANI(12),DASH,STAR,BLANK

C          DIMENSION KOUNT(IND),KAV(IND),GU(10),WELLNO(8),DATE(3),ROW(14)

C          INTEGER EXUNIT,DATE
C          REAL MIVL,LITER
C          LOGICAL KAV,GUP,NORDIS,NORD

          NORD = NORDIS
          IF (IRS .LT. 2) NORD = .TRUE.
          GO TO (101,102,103), IRS
101 LRW = 10
          GO TO 110
102 LRW = 14
          GO TO 110
103 LRW = 5
110 WRITE (EXUNIT,20)
          IO = 0
115 JB = IO + 1
          DO 118 J=JB,LSTEND
          IF (KAV(J)) GO TO 120
118 CONTINUE
          GO TO 300
120 IO = J
          REWIND ITP
          IRCPPV = 0

```

```

GUP = .FALSE.
JRW = 0
DO 200 J=1,NREC
IF (NORD) GO TO 128
IRCNOW = KOUNT(J)
IRC = IRCNOW - IRCPRV - 1
IRCPRV = IRCNOW
122 IF (IRC) 122,128,126
IRC = IABS(IRC)
DO 124 I=1,IRC
124 BACKSPACE ITP
GO TO 128
DO 127 I=1,IRC
127 READ (ITP) DUMMY
128 READ (ITP) GU,IORD,WELLNO,DATE,DEPTH,(ROW(I),I=1,LRN)
IF (IORD .NE. 10) GO TO 200
IF (GUP) GO TO 190
IF (JRW .GT.50) GO TO 130
WRITE (EXUNIT,10)
10 FORMAT (1H3 )
JRW = JRW + 2
GO TO 140
130 WRITE (EXUNIT,20)
20 FORMAT (1H1 )
JRW = 0
140 GO TO (150,160,170), IRS
150 WRITE (EXUNIT,30) GUNT,GU
30 FORMAT (1H , 9X,36H INCOMPLETE ANALYSES (ORIGINAL DATA) /
1 10X,19(1H=)// 9X,4A4,2X,10A4 )
1 WRITE (EXUNIT,35) SMPL,CON1
35 FORMAT (1H /1X,26A4//)
GO TO 180
160 WRITE (EXUNIT,40) CHAIN,GUNT,GU
40 FORMAT (1H ,11X,2A4,42H CONSTITUENTS (MILLIEQUIVALENTS PER LITER)
1 /14X,17(1H=)//13X,4A4,2X,10A4 )
1 WRITE (EXUNIT,45) ANIS,DASH,SMPL,SOLI,CON1,ANIS,CATS
45 FORMAT (1H /12X,A4,A3,A1/1X,30A4// )
GO TO 180
170 WRITE (EXUNIT,40) CMINOR,GUNT,GU
WRITE (EXUNIT,35) SMPL,CON2
180 JRW = JRW + 6
GUP = .TRUE.
190 WRITE (EXUNIT,50) WELLNO,DATE,DEPTH,(ROW(I),I=1,LRN)
50 FORMAT (1H ,A2,2(A2,A1),3A1,2X,3(12,1X),1X,A4,F8.2,12F7.2,A1)
JRW = JRW + 1
200 CONTINUE
GO TO 115
320 RETURN
C
END
C
SUBROUTINE SORT10 (P1,P2,P3,P4,P,N)
C
DIMENSION P(4),N(4)
C
IF (P2 .LE. P1) GO TO 100
P(1) = P2
P(2) = P1
N(1) = 2
N(2) = 1
GO TO 110
120 P(1) = P1
P(2) = P2
N(1) = 1
N(2) = 2
110 P(3) = P3
P(4) = P4

```

```

N(3) = 3
N(4) = 4
DO 150 I=3,4
IF (P(I) .LE. P(I-1)) GO TO 150
PS = P(I)
NS = N(I)
P(I) = P(I-1)
N(I) = N(I-1)
IM2 = I - 2
DO 150 II=1,IM2
J = I - II
IF (PS .LE. P(J-1)) GO TO 130
P(J) = P(J-1)
N(J) = N(J-1)
J = 1
130 N(J) = NS
P(J) = PS
150 CONTINUE
RETURN
C
END
C
SUBROUTINE DIAGRM (ITYPE)
C
DIMENSION PD(4),PA(4),ID(4),IA(4),TYPE(20),TYPO(20)
C
COMMON/PLOT1/ P(75),CONP(41),CAT(8),ANI(12),DASH,STAR,BLANK
COMMON/PLOT2/ SCT,CCA,CHG,CNA,CK,CFC,CHCO,CGO,CSO,CCL,CNO,CBL,CAN
1 ,EXU,FCP,PCA,PMG,PNA,PK,PFC,PHCO,PCO,PSO,PC,PN0,PBL
COMMON/HEADL/ CON1(17),ANIS(2),CATS(2),SMPL(7),GUNT(4),CON2(9),
1 CHAIN(2),CMINOR(2),MIVL(4),LITER(2),PER,CENT(2),
2 SOLI(2)
C
INTEGER EXU
REAL LITER,MIVL
C
SCD = .02*SCT
WRITE (EXU,10) SCT,MIVL,PER,LITER,SCD
10 FORMAT (1H0/ 14X,24H TOTAL SCALE REPRESENTS ,F6.2,2X,7A4,1H,
1 10X,11H EACH DASH ,F7.4//)
GO TO (80,85), ITYPE
80 WRITE (EXU,20) MIVL,PER,LITER
20 FORMAT (1H ,54X,7A4//)
GO TO 80
85 -WRITE (EXU,20) MIVL,PER,CENT
90 WRITE (EXU,30)
30 FORMAT (1H ,42X,21H5 4 3 2 1,
1 9X,21H1 2 3 4 5/
2 43X,5(5H08642),1H0,5(5H24680))
WRITE (EXU,40)
40 FORMAT (1H ,66X,2H 0/67X,2H 0)
C
DO 100 J=26,50
120 P(J) = DASH
PAN = 50. + AMIN1(7.,PBL)
PAK = PNA + PK
PHCC = PHCO + PCO
KE = 0
KLD = 16
DO 200 ION=1,5
GO TO (110,120,130,140,150), ION
110 IB = FCP*PCA + 1.5
JB = 51.5 - FCP*PHCC
GO TO 200
120 IB = FCP*PMG + 1.5
JB = 51.5 - FCP*PSO
GO TO 200

```

```

130 IB = FCP*PNAK + 1,5
    JB = 51,5 - FCP*PCL
    GO TO 200
140 IR = FCP*PFE + 1,5
    JB = 51,5 - FCP*PNO
    GO TO 200
150 IF (PBL) 160,230,170
160 IB = 1
    JB = 51,5 + FCP*PBL
    IF (JB .GT. 50) GO TO 230
    KE = 29
    KLD = 8
    GO TO 180
170 IB = FCP*PBL + 1,5
    IF (IB .LT. 2) GO TO 230
    JB = 1
    KE = 33
    KLD = -4
180 DO 100 J=26,50
190 P(J) = STAR
200 IE = IR + 24
    JE = JR + 24
    KB = KE + 1
    KE = KE + 4
    LB = KB + KLD
    LE = KE + KLD
    DO 210 I=1,2
210 WRITE (EXU,40)
    WRITE (EXU,50) (COMP(K),K=KB,KE), (P(I),I=IB,IE),
    1 (P(J),J=JB,JE), (COMP(L),L=LB,LE)
    50 FORMAT (1H ,26X,4A4,25A1,1H0,25A1,4A4)
220 CONTINUE
C
230 WRITE (EXU,40)
    WRITE (EXU,30)
    WRITE (EXU,60) ANIS,DASH,CON!,ANIS,CATS,
    1 PCA,PMG,PNA,PK,PFE,PHCO,PCO,PSO,PCL,PNO,PAN,PBL,
    2 CCA,CMG,CNA,CK,CFE,CHCO,CCO,CSO,CCL,CNO,CAN,CBL
62 FORMAT (1H0// 99X,A4,A3,A1/24X,21A4//
    1 1X,17H MILLIVIAL PERCENT ,4X,12F7,2/
    2 1X,19H MILLIVIAL PER LITER ,2X,12F7,2 )
C
C
C
    DETERMINE WATER TYPE
    CALL SORTIO (PCA,PMG,PNAK,PFE,PC,IC)
    CALL SORTIO (PHCO,PSO,PCL,PNO,PA,IA)
    IE = 0
    CALL INSERT (CAT,TYPE,IE,PC,IC, 8,2)
    CALL INSERT (ANI,TYPE,IE,PA,IA,12,3)
    IQ=0
    CALL NORH(CAT,TYPE,IQ,PC,IC,8,2)
    CALL NORH(ANI,TYPE,IQ,PA,IA,12,3)
C
C
C
    PRINT WATER TYPE
    WRITE (EXU,70) (TYPE(I),I=1,IE)
70 FORMAT (1H0/ 1X,14H WATER TYPE(1),6X,20A4)
    WRITE(EXU,71) (TYPE(I),I=1,IQ)
71 FORMAT(1H0,1X,13HWATER TYPE(2),6X,20A4)
    RETURN
C
    END
C
    SUBROUTINE NORH (XION,TYPE,IQ,PX,IT,IO,K)
    DIMENSION XION(ID),TYPE(20),PX(4),IT(4)
    DO 120 I=1,4

```

```

    IF(I.LT.2)GO TO 100
    IF(PX(I).LT.10.)GO TO 120
100 IB=K*(IT(I) -1)
    DO 110 J=1,K
    IB=IR+1
    IQ=IQ+1
110 TYPE(IQ)=XION(IB)
120 CONTINUE
    RETURN
    END
C
    SUBROUTINE INSERT (TION,TYPE,IE,PT,IT,IO,K)
C
C
    DIMENSION TION(ID),TYPE(20),PT(4),IT(4)
    DO 130 I=1,4
    IF (I .LT. 2) GO TO 170
    IF (PT(I) .LT. .6667*PT(1)) GO TO 120
130 IB = K*(IT(I) - 1)
    DO 140 J=1,K
    IB = IS + 1
    IE = IF + 1
140 TYPE(IE) = TION(IB)
120 CONTINUE
C
    RETURN
    END

```

### 7.2.3. Programm PIPDIA

Das Programm liefert als Schnelldrucker-Plots mval-%-Mehrstoffdiagramme in Form sogen. „PIPER-Diagramme“ (vgl. MATTHESS 1973). Diese bestehen aus 3 Teildiagrammen, in denen eine Analyse durch je einen Punkt dargestellt wird:

Aus 2 Dreiecksdiagrammen je für Anionenverhältnisse und Kationenverhältnisse und aus einem Quadratdiagramm für die Verhältnisse der beiden Stoffgruppen Karbonate/Nichtkarbonate und Alkalien/Erdalkalien. Für die Deutung der Diagramme ist wesentlich, daß in allen durch entsprechende Bezeichnung der Punkte die eindeutige Zuordnung der Analysen zu den sie darstellenden Punkten möglich ist. Die Punktbezeichnung besteht aus Codezahlen, die wahlweise die Analysen-Nummer oder den Grundwasserleiter bedeuten können, aus dem die analysierte Probe entnommen wurde. Für die Zuordnung werden entsprechende Codetabellen ausgedruckt.

Es können wahlweise jeweils alle eingegebenen Analysen in einem Sammeldiagramm dargestellt werden, oder eingeteilt in vorwählbare Klassen nach der Höhe des gesamten Lösungsinhaltes in entsprechend vielen getrennten Diagrammen. Außerdem können Diagramme der Mittelwerte über alle Analysen aus jeweils gleichem Grundwasserleiter erzeugt werden.

Vor der Verarbeitung werden die Daten in derselben Weise geprüft, wie bei Programm HYDR (s. 7.2.2.).

In der Codetabelle für die Zuordnung der Analysen-Nummer zu Punktbezeichnung werden auch die wichtigsten Analysenwerte aufgelistet. Analysen, deren Kationen-Anionen-Bilanz nicht mehr der engen Toleranz genügt, wohl aber noch der erweiterten, werden darin durch Angabe von EQR am Schluß der Zeile gekennzeichnet. Analysen, die auch der erweiterten Toleranz nicht mehr genügen, werden nicht geplottet und sind in dieser Tabelle deshalb daran kenntlich, daß am Anfang der Zeile keine Codezahl steht.

Der gesamte Satz der Datenkarten muß folgenden Aufbau haben:

#### I. Namen-Karten

Wie bei Programm HYDR

#### II. Titel-Karte

Spalte

1 bis 72 : Alphanumerische Kennzeichnung des Projekts.

73 bis 80 : Kurzform dieser Bezeichnung.

Nur diese Kurzform wird auf allen Diagrammen wiederholt!

#### III. Options-Karte

Lochungs-Vorschrift s. 7.2.2. III.

In ( ): Bezeichnung bzw. Bedeutung der Punkte.

## Spalte

1	Quadratisches Diagramm (Analysen-Nummer).
2	Quadratisches Diagramm (Grundwasserleiter).
3	Quadratisches Diagramm (Grundwasserleiter-Mittelwerte).
6	Dreiecksdiagramme (Analysen-Nummer).
7	Dreiecksdiagramme (Grundwasserleiter).
8	Dreiecksdiagramme (Grundwasserleiter-Mittelwerte).
11	1 Es werden nur Analysen bearbeitet, deren EQR $1/2$ innerhalb der engen Toleranz.
	leer Es werden auch Analysen bearbeitet, deren EQR $1/2$ innerhalb der weiten Toleranz.
16 bis 20	Klassengrenzen für Gesamt-Lösungsinhalte.
21 bis 25	Reelle Zahlen, rechtsbündig mit Dezimalpunkt lochen!
usw. je	Wenn mindestens eines dieser Felder nicht leer ist, werden entsprechend
5 Spalten	„klassierte Diagramme“ erzeugt, andernfalls nicht. Max. 13 Klassengrenzen
bis	ermöglichen max. 14 Klassen. Die Klassengrenzen müssen eine monoton
76 bis 80	aufsteigende Folge bilden, können aber im übrigen beliebig festgelegt werden.

## IV. Analysen-Karten

Entsprechend 7.2.1.

## V. Gruppen-Endkarte

Entsprechend 7.2.2.

## VI. Lauf-Endkarte

Entsprechend 7.2.2.

Hinweise zur Implementierung s. 7.2.2.



```

C DIMENSION XCATSQ( 500),YANISQ( 500),XCATTR( 500),YCATTR( 500),
1 XANITR( 500),YANITR( 500),XDSCL( 500),YSHPL( 500),
2 IGE01( 500),IGE02( 500),AQUFER( 600),
3 ITAB( 500),KTAB( 500),KOVF( 500)
C DIMENSION COORD(2),PROBLM(25),CLIM(14),SCALE(8),CODNUM(4),
1 ICLEND(14),IPL0T(6),
2 ANALYS(3),GEUNI(6),TITLE(18),WELLND(8),PIPER(4),
3 AVPAGS(3),TRILIN(4),CATTXT(13),ANITXT(13)
C INTEGER EXUNIT
REAL MONTH,MAIN,ITAB
LOGICAL AVMAIN,NOCHCK,NOCLSS,NOLIST,SQUPLT,TRIPLT,ANIPLT,SORTED
C DATA BLANK /4H /, FINIS/2HZZ//, B/1H3//
1 ANALYS/4HY AN,4HALYS,4HES /, MAIN/4HMAIN/,
2 GEUNI/4HY GE,4HLOG,4HTC (/4HSUB-,4H) UN,4MITS//,
3 SCALE/4H SCA,4HLE.,4H 1 I/4HNCH,4H= 10,44 PER,
4 4HCENT,4H. //, ONS2/4HONS//
5 CATI/4HCATI/, ANI/4H ANI/, ONS3/4HONS//
6 AVPAGS/4H AV,4HERAG,4HES B/, OF/4H OF //,
7 TRILIN/4H TR,4HILIN,4HEAR /4HPLOT//, VRS/44VS, //,
8 CATTXT/4H MG,4H ON,4HLEFT,4H, N,4HA +,44K 0,4HN RI,
9 4HGHT,4H CA,4H ON,4HBT,4HON,44 /
C DATA ANITXT/4H HC,4H03+,4H CO3,4H ON,4H LEF,44T, /4HS04 ,
1 4HON R,4HIGHT,4H, C,4HL O,4H BOT,44TOM//,
2 PIPER /4H P,4HIPER,4H DIA,4HGRAN//,
3 CODNUM/4H N,4HUMBE,4HRS C,4HODIF//,
4 PRGBLN/4HPR0B,4HLEM,4HNR,4H,4H,44,4H CLA,
5 4HSS,4H,4H DI,4HSSOL,4HVED,44SOLI,4HDS M,
6 4HORE,44THAN,4H,4H UP,4H TO,44,4H MI,
7 4HLLIG,4HRAMS,4H/LIT,4HER /
C SPECIFY THE LOGICAL NUMBERS OF THE SYSTEM UNITS TO BE USED
C C C C C
C CARD READER
C INUNIT = 5
C LINE PRINTER , MINIMUM 120 CHARACTERS PER LINE
C EXUNIT = 6
C SPECIFY THE MAXIMUM NUMBER OF GEOLOGICAL UNITS TO BE DIFFERENTIAT,
C NTU = 120
C SPECIFY MAXIMUM LENGTH OF TITLE
C LTE = 18
C SPECIFY MAXIMUM PERMISSIBLE NUMBER OF ANALYSES
C NSHPMX = 500
C PROVIDE THE DISTORTION FACTOR FOR THE X AXIS
C OF THE TRIANGULAR PLOT,
C XFC = 4./SORT(3.)
C HEAD THE NAMES OF THE GEOLOGICAL UNITS
C READ (INUNIT,10) AQUFER
10 FORMAT (20A4)
C NTU = NTU = 1
C READ TITLE

```

```

C READ (INUNIT,10) TITLE,(PROBLM(I),I=4,5)
DO 110 I=1,LTE
IF (TITLE(I) .NE. BLANK) GO TO 120
110 CONTINUE
STOP
120 CONTINUE
C HEAD OPTIONS AND EVALUATE IT
C HEAD (INUNIT,15) IPL0T,ICHECK,MAINAV,(CLIM(I),I=1,13)
15 FORMAT (2(3I1,2X),2(I1,1X),1X,13F9.0)
DO 130 I=1,13
IF (CLIM(I) .GT. 0.) GO TO 130
NCLASS = I
GO TO 140
130 CONTINUE
NCLASS = 14
140 NOCLSS = .TRUE.
IF (NCLASS .GT. 1) NOCLSS = .FALSE.
AVMAIN = .TRUE.
IF (MAINAV .LT. 1) AVMAIN = .FALSE.
NOCHCK = .TRUE.
IF (ICHECK .GT. 0) NOCHCK = .FALSE.
SQUPLT = .TRUE.
IF (IPL0T(1) .NE. 1 .AND. IPL0T(2) .NE. 1 .AND. IPL0T(3) .NE. 1)
1 TRIPLT = .TRUE.
SQUPLT = .FALSE.
IF (IPL0T(4) .NE. 1 .AND. IPL0T(5) .NE. 1 .AND. IPL0T(6) .NE. 1)
1 TRIPLT = .FALSE.
NOLIST = .TRUE.
IF (IPL0T(1) .EQ. 1 .OR. IPL0T(2) .EQ. 1 .OR.
1 IPL0T(4) .EQ. 1 .OR. IPL0T(5) .EQ. 1 ) NOLIST = .FALSE.
IF (AVMAIN) GEUNI(4) = MAIN
C INITIALIZATION
C C C C C
148 IANL = 0
ISHP = 0
C WRITE HEADING FOR IDENTIFICATION LIST OF WATER SAMPLES.
C C C C C
WRITE (EXUNIT,20) (PROBLM(I),I=1,6),TITLE
20 FORMAT (1H1 :X,29A4)
WRITE (EXUNIT,25)
25 FORMAT (1H0/ 1X,36H LIST OF CHEMICAL ANALYSES OF WATER
1 32HAND THEIR IDENTIFICATION NUMBERS //
2 10X,43H IF THE EQUIVALENT RATIO OF ANIONS/(ANIONS+
3 43HCATIONS) DIVERGES FROM .5 BY MORE THAN THE
4 10H TOLERANCE,/10X,25H IT IS LISTED IN THE LAST
5 8H COLUMN, //28HID,NR, WELL NUMBER DATE ,
6 6H DEPTH,12X,14H GEOLOGIC UNIT,13X,64 CA+MG,
7 41H HCO3 CA MG CL SO4 DS, EQR,/)
C HEAD THE DATA OF AN ANALYSIS
C C C C C
150 READ (INUNIT,30) ICN1,STATE,COUNTY,WELLND,MONTH,DAY,YEAR,DEPTH,HD,
1 ALK,CCA,CMG,CNA,CM,CFE,CMN,DS
30 FORMAT (11,4A2,A1,A2,4A1,4X,3A2,A4,2F4.1,F6.1,F5.1,F7.2,2F5.2,
1 F4.2,4X,F6.0)
IF (STATE .EQ. FINIS) GO TO 250
IF (ICN1 .NE. 1) GO TO 750
HEAD (INUNIT,35) ICN2,NC1,NC2,CHCO,CS0,CCL,CHO,CPO,CP0L,CSI,SAR,
1 FCO,COND
35 FORMAT(11,19X,213,F4.0,F5.1,F7.1,F5.1,3X,2F5.3,F3.1,2F4.0,3X,F6.0
1/)
IF (CPO .LT. 0.0001) CPO=CP0L

```

```

IF (CHCO .LT. 0.001) CHCO=ALK*21.7
IF (ICM2 .NE. 2) GO TO 750
ICN3=3.
CAL=0.
CFL=0.
CCO=0.
IF (HD.LT.0.)HD=HD*(-1000.)
IF (ALK.LT.0.)ALK=ALK*(-1000.)
IF (CCA.LT.0.)CCA=CCA*(-1000.)
IF (CMG.LT.0.)CMG=CMG*(-1000.)
IF (CNA.LT.0.)CNA=CNA*(-1000.)
IF (CK.LT.0.)CK=CK*(-1000.)
IF (CFE.LT.0.)CFE=CFE*(-1000.)
IF (CMN.LT.0.)CMN=CMN*(-1000.)
IF (DS.LT.0.)DS=DS*(-1000.)
IF (CHCO.LT.0.)CHCO=CHCO*(-1000.)
IF (CSO.LT.0.)CSO=CSO*(-1000.)
IF (CCL.LT.0.)CCL=CCL*(-1000.)
IF (CNO.LT.0.)CNO=CNO*(-1000.)
IF (CPO.LT.0.)CPO=CPO*(-1000.)
IF (CPOL.LT.0.)CPOL=CPOL*(-1000.)
IF (CSI.LT.0.)CSI=CSI*(-1000.)
IF (SAR.LT.0.)SAR=SAR*(-1000.)
IF (FCO.LT.0.)FCO=FCO*(-1000.)
IF (COND.LT.0.)COND=COND*(-1000.)
IF (CAL.LT.0.)CAL=CAL*(-1000.)
IF (CFL.LT.0.)CFL=CFL*(-1000.)
IF (CCO.LT.0.)CCO=CCO*(-1000.)
IF (ICM3 .NE. 3) GO TO 750

COUNT THE SAMPLES READ IN
IANL = IANL + 1

CHECK FOR COMPLETENESS OF THE ANALYSIS
IF (CCA.GT.0. .AND. CMG.GT.0. .AND. CNA.GT.0. .AND.
1 CHCO.GT.0. .AND. CSO.GT.0. .AND. CCL.GT.0.) GO TO 160
WRITE (EXUNIT,40) WELLNO,MONTH,DAY,YEAR,DEPTH
40 FORMAT (1H ,7X,2A2,A1,A2,4A1,1X,3(A2,1X),A4,17H INCOMPL;ANALYS, )
GO TO 150

ADJUST DECIMALIZATION FOR TYPE B ANALYSES
160 IF (TAN .NE. B) GO TO 170
CMG = 10.*CMG
CSO = 10.*CSO
CNA = 10.*CNA
170 IF (DS .GT. 0.) GO TO 190

IF THE CONCENTRATION OF DISSOLVED SOLIDS IS NOT GIVEN, COMPUTE IT
IF (COND .GT. 0.) GO TO 180
DS = CAL + CFE + CMN + CCA + CMG + CNA + CK +
1 CHCO + CCO + CSO + CFL + CNO + CPO
GO TO 190
180 DS = .9*COND

EVALUATE THE CODE NUMBERS OF THE GEOLOGICAL UNITS
190 IF (NC1 .LT. 1) NC1 = NTU
IF (NC2 .LT. 1) NC2 = NTU
NC1E = 5*NC1
NC1B = NC1E - 4
NC2E = 5*NC2
NC2B = NC2E - 4

```

## C COMPUTE EQUIVALENT CONCENTRATIONS

```

EAL = .11119*CAL
EFE = .05372*CFE
EMN = .03640*CMN
ECA = .04990*CCA
EMG = .08224*CMG
ENA = .04350*CNA
EK = .02558*CK
EHCO = .02636*CHCO
ECO = .03333*CCO
ESO = .02082*CSO
ECL = .02820*CCL
EFL = .05263*CFL
ENO = .01613*ENO
EPO = .03159*CPO

```

## C COMPUTE EQUIVALENT PERCENTAGES

```

CAT1 = ECA + EMG
CAT2 = ENA + EK
AN14 = ESO + ECL + ENO + EFL
AN12 = ECO + EHCO
CATION = CAT1 + CAT2
ANION = AN11 + AN12
CFC = 100./CATION
AFC = 100./ANION
PCCAT = CFC*CAT1
PCANI = AFC*AN11
PHG = CFC*EMG
PCA = CFC*ECA
PSO4 = AFC*ESO
PCL = AFC*ECL
PHCO3 = 100. - PCANI

```

## C CHECK BALANCE OF EQUIVALENTS OF ANIONS VS. CATIONS

```

TOL = 2.5/DS
IF (TOL .LT. 0.01) TOL = 0.01
SUMION = ANION + CATION + EMN
EGR = ANION/SUMION
IF (ABS(EGR - .5) .LE. TOL) GO TO 220
EGR = ANION/(SUMION + EFE)
IF (ABS(EGR - .5) .LE. TOL) GO TO 220
TOL = 10.*TOL
IF (ABS(EGR - .5) .LE. TOL) GO TO 210

```

## C PRINT THE IDENTIFICATION LIST OF THE ANALYSES

```

200 WRITE (EXUNIT,45) WELLNO,MONTH,DAY,YEAR,DEPTH,
1 (AQUFER(1),1=NC1B,NC1E),(AQUFER(1),1=NC2B,NC2E),
2 PCCAT,PHCO3,PCA,PHG,PCL,PSO4,DS,EGR
45 FORMAT (1H ,7X,
1 2A2,A1,A2,4A1,1X,3(A2,1X),A4,2X,2(4A4,A2,1X),
2 6F6.1,F6.0,F6.3)
GO TO 150
210 IF (.NOT.NOCHK) GO TO 200
ISMP = ISMP + 1
WRITE (EXUNIT,50) ISMP,WELLNO,MONTH,DAY,YEAR,DEPTH,
1 (AQUFER(1),1=NC1B,NC1E),(AQUFER(1),1=NC2B,NC2E),
2 PCCAT,PHCO3,PCA,PHG,PCL,PSO4,DS,EGR
50 FORMAT (1H ,15,2X ,2A2,A1,A2,4A1,1X,3(A2,1X),A4,2X,2(4A4,A2,1X),
1 6F6.1,F6.0,F6.3)
GO TO 230
220 ISMP = ISMP + 1
WRITE (EXUNIT,50) ISMP,WELLNO,MONTH,DAY,YEAR,DEPTH,
1 (AQUFER(1),1=NC1B,NC1E),(AQUFER(1),1=NC2B,NC2E),
2 PCCAT,PHCO3,PCA,PHG,PCL,PSO4,DS

```

```

232 IF (.NOT.SQUPLT .AND. .NOT.TRIPLT) GO TO 240
    ISMP1 (ISMP) = ISMP
    IGEO1 (ISMP) = NC1
    IGEO2 (ISMP) = 1000*NC1 + NC2
    XCATSO (ISMP) = PCCAT
    YANISO (ISMP) = PCANI
C
    XCATTR (ISMP) = 100. - PCCAT
    YCATTR (ISMP) = PHG
C
    XANITR (ISMP) = PSO4
    YANITR (ISMP) = PHCO3
    IF (NOCLESS) GO TO 240
    IDSCL (ISMP) = ICLASS(05,CLIM,NCLASS)
C
SKIP TO READ IN THE DATA OF THE NEXT ANALYSIS
C
240 IF (ISMP .LT. NSHMPX) GO TO 150
250 IF (.NOT.SQUPLT .AND. .NOT.TRIPLT .OR. ISHP.LT.1) GO TO 100
C
INITIALIZATION OF PLOTTING
C
    NCLE = 1
    IF (NOCLESS) GO TO 290
C
IF THE ANALYSES ARE TO BE PLOTTED IN CLASSES OF DIFFERENT CONTENTS
IN TOTAL DISSOLVED SOLIDS, ORDER IT ACCORDINGLY,
AND DETERMINE THE SUBSCRIPTS OF THE LAST ELEMENTS
OF THE DIFFERENT CLASSES.
C
CALL SORTIX (IDSCL, ISMPL, NSHMPX, 1, ISHP)
IF (.NOT.SQUPLT) GO TO 255
CALL ARRNGR (ISMPL, YANISO, NSHMPX, 1, ISMP)
CALL ARRNGR (ISMPL, XCATSO, NSHMPX, 1, ISMP)
IF (.NOT.TRIPLT) GO TO 260
255 CALL ARRNGR (ISMPL, YCATTR, NSHMPX, 1, ISMP)
CALL ARRNGR (ISMPL, XCATTR, NSHMPX, 1, ISMP)
CALL ARRNGR (ISMPL, YANITR, NSHMPX, 1, ISMP)
CALL ARRNGR (ISMPL, XANITR, NSHMPX, 1, ISMP)
C
260 ICLMAX = IDSCL(1)
    IC = ICLMAX - 1
    DO 280 I=1, ISHP
    IF (IDSCL(I) .GT. IC) GO TO 280
270 ICLEND(NCLE) = I - 1
    NCLE = NCLE + 1
    IC = IC - 1
    IF (IC .LT. 1) GO TO 290
    IF (IC .GE. IDSCL(1)) GO TO 270
280 CONTINUE
290 ICLEND(NCLE) = ISMP
    IF (.NOT.TRIPLT) GO TO 300
    DO 295 I=1, ISHP
295 IDSCL(I) = ISMPL(I)
300 IF (IPLOT(2).LT.1 .AND. IPLOT(3).LT.1 .AND.
1 IPLOT(5).LT.1 .AND. IPLOT(6).LT.1 ) GO TO 450
C
PRINT A TABLE OF THE CODE NUMBERS DESIGNATING THE GEOLOGIC UNITS
IN THE CORRESPONDING PLOTS
C
WRITE (EXUNIT,20) (PROBLM(I),I=1,6),TITLE
WRITE (EXUNIT,55) (GEOUNI(I),I=2,6)
55 FORMAT (1H0,32H CODE NUMBERS DESIGNATING THE GE,4A4,A3,
1 14H IN THE PLOTS./)
330 J = 1
    IK1 = 0
    IK2 = 0

```

```

340 KB = J
    NC1 = IGEO1(J)
    IK1 = IK1 + 1
350 IGEO1(J) = IK1
    IF (AVHAIN) GO TO 360
    IC = IGEO2(J)
    IK2 = IK2 + 1
    IGEO2(J) = IK2
    NC2E = 5*(IC - 1000*NC1)
    NC2B = NC2E - 4
360 NC1E = 5*NC1
    NC1B = NC1E - 4
    IF (AVHAIN) GO TO 380
    WRITE (EXUNIT,65) IK2, (AQUFER(1),I=NC1B,NC1E),
1 (AQUFER(1),I=NC2B,NC2E)
    GO TO 390
380 WRITE (EXUNIT,65) IK1, (AQUFER(1),I=NC1B,NC1E)
65 FORMAT (1H ,5X,13,2X,5A4,1X,5A4,5X,13,5A4)
390 JB = J + 1
    IF (JB .GT. ISMP) GO TO 450
    IF (AVHAIN) GO TO 410
    DO 402 J=JB, ISMP
    IF (IGEO2(J) .NE. IC) GO TO 400
    IGEO1(J) = IK1
    IGEO2(J) = IK2
400 CONTINUE
410 DO 430 J=JB, ISMP
    IF (IGEO1(J) .NE. NC1) GO TO 430
    IF (AVHAIN) GO TO 420
    GO TO 350
420 IGEO1(J) = IK1
430 CONTINUE
    KB = KB + 1
    DO 440 J=KB, ISMP
    IF (IGEO1(J) .GT. IK1) GO TO 340
440 CONTINUE
450 IF (.NOT.AVHAIN) GO TO 470
    DO 460 J=1, ISMP
460 IGEO2(J) = IGEO1(J)
C
PLOTTING
C
470 WRITE (EXUNIT,20) (PROBLM(I),I=1,5),BLANK,TITLE
    ANIPLT = .FALSE.
    IF (SQUPLT) GO TO 520
    GO TO 500
475 SQUPLT = .FALSE.
480 IF (NOCLESS) GO TO 487
    DO 485 I=1, ISHP
485 ISMPL(I) = IDSCL(I)
    GO TO 495
487 DO 492 I=1, ISHP
492 ISMPL(I) = I
495 IF (ANIPLT) GO TO 510
500 DO 505 I=1,3
505 IPLOT(I) = IPLOT(I+3)
    COORD(1) = CATI
    COORD(2) = ONSD
    WRITE (EXUNIT,70) TRILIN,OF,CATI,ONSD,CATTXT,SCALE
    GO TO 530
510 WRITE (EXUNIT,70) TRILIN,OF, ANI,ONSD,ANITXT,SCALE
70 FORMAT (1H0/1X,4A4,1H$,26A4//5X,8A4)
    GO TO 530
520 WRITE (EXUNIT,75) PIPER,OF,ANI,ONSD,VRS,CATI,ONSD,SCALE
75 FORMAT (1H0/1X,4A4,1H$,6A4//
1 1X,45H CA + MG (0-100) AT TOP, NA + K (100-0) AT
2 7H BOTTOM/1X,30H HCO3 + CO3 (0-100) ON LEFT,

```

```

3          34H CL + S04 + N03 (100-0) ON RIGHT. //5X,8A4)
530 ICLC = 0
DO 720 ICL=1,NCLE
ICLB = ICLC + 1
ICLE = ICLEND(ICLC)
IF (ICLC .LT. ICLB) GO TO 720
540 IPT = 0
SORTED = .FALSE.
550 IPT = IPT + 1
IF (IPLOT(IPT) .NE. 1) GO TO 710
GO TO (630,590,560), IPT
560 IF (SQHPLT) GO TO 570
WRITE (EXUNIT,20) TRILIN,OF,COORD,AVRAGS,GEOUNI,COORDUM,GEOUNI
GO TO 580
570 WRITE (EXUNIT,20) PIPER,OF,ANI,ONSB,VRS,CATI,ONSD,
1          AVRAGS,GEOUNI,COORDUM,GEOUNI
580 IF (IPLOT(2) .NE. 1) GO TO 610
GO TO 650
590 IF (SQHPLT) GO TO 600
WRITE (EXUNIT,20) TRILIN,OF,COORD,COORDUM,GEOUNI
GO TO 610
600 WRITE (EXUNIT,20) PIPER,OF,ANI,ONSB,VRS,CATI,ONSD,COORDUM,GEOUNI
DO 620 I=ICLB,ICLC
610 K = ISHPL(I)
620 ISHPL(I) = IGE02(K)
GO TO 650
630 IF (SQHPLT) GO TO 640
WRITE (EXUNIT,20) TRILIN,OF,COORD,COORDUM,ANALYS
GO TO 650
640 WRITE (EXUNIT,20) PIPER,OF,ANI,ONSB,VRS,CATI,ONSD,COORDUM,ANALYS
650 IF (NOCLSS) GO TO 670
MCL = ICLMAX - ICL + 1
PROBLM(9) = MCL
IF (MCL .GT. 1) GO TO 653
PROBLM(17) = 0.
GO TO 657
653 PROBLM(17) = CLIM(MCL-1)
657 IF (MCL .EQ. NCLASS) GO TO 660
PROBLM(20) = CLIM(MCL)
IEND = 25
GO TO 660
660 WRITE (EXUNIT,77) (PROBLM(I),I=1,17), (PROBLM(I),I=21,25)
77 FORMAT (1H ,2X,7A4,A3,F2,0,7A4,F5,0,5A4 )
GO TO 685
670 IEND = 5
680 WRITE (EXUNIT,80) (PROBLM(I),I=1,IEND)
80 FORMAT (1H ,2X,7A4,A3,F2,0,7A4,F5,0,2A4,F5,0,5A4 )
685 IF (SQHPLT) GO TO 700
IF (ANIPLT) GO TO 690
CALL HYPLOT (XCATTR,YCATTR,ISHPL,ITAB,KTAB,KOVP,NSMPHX,
1          ICLB,ICLC,SQHPLT,ANIPLT,SORTED,IPT,NOCLSS,EXUNIT)
GO TO 710
690 CALL HYPLOT (XANITR,YANITR,ISHPL,ITAB,KTAB,KOVP,NSMPHX,
1          ICLB,ICLC,SQHPLT,ANIPLT,SORTED,IPT,NOCLSS,EXUNIT)
GO TO 710
700 CALL HYPLOT (XCATSQ,YANISQ,ISHPL,ITAB,KTAB,KOVP,NSMPHX,
1          ICLB,ICLC,SQHPLT,ANIPLT,SORTED,IPT,NOCLSS,EXUNIT)
710 IF (IPT .LT. 3) GO TO 550
720 CONTINUE
IF (.NOT. TRIPLT) GO TO 100
IF (SQHPLT) GO TO 475
IF (ANIPLT) GO TO 100
ANIPLT = .TRUE.
COORD(1) = ANI
COORD(2) = ONSD
GO TO 480

```

```

C          ERROR MESSAGE AND STOP
C          750 WRITE (EXUNIT,85) IANL
85          FORMAT (1H0,37H CARD SEQUENCE WRONG FOLLOWING SAMPLE,14,
1          17H. CHECK THE DATA. )
C          STOP
C          END
C          SUBROUTINE HYPLOT (X,Y,IZ,ITAB,KTAB,KOVP,ID,ISB,ISF,SQUP,ANIP,
1          SRD,IPLT,NOCL,EXUNIT)
C          DIMENSION X(ID),Y(ID),IZ(ID),ITAB(ID),KTAB(ID),KOVP(ID)
C          COMMON /TEXT/ JREF(10),IC03(14),IS04(14),IMGN(2),IALK(3),NSC(33),
1          ISYM(10),MZR,MBL,MPL,MNS,MDT,MSL,HST
C          COMMON /PLOT/ MAP(113)
C          REAL JREF,IC03,IS04,IMGN,IALK,NSC,ISYM,MAP,ITAB,
1          MZR,MBL,MPL,MNS,MDT,MSL,HST,MPX
C          INTEGER EXUNIT
C          LOGICAL EMPTY,SQUP,TRIP,ANIP,SRD,NOCL
C          ISE = ISF
C          IF (IPLT .LT. 3) GO TO 100
C          COMPUTE AVERAGES OF X AND Y, IF DESIRED
C          CALL AVRAGE (X,Y,IZ,ID,ISB,ISE)
GO TO 110
120 IF (SRD) GO TO 140
IF (NOCL) GO TO 125
110 DO 120 I=ISE,ISE
120 KTAB(I) = I
CALL SORTRX (Y,KTAB,ID,ISB,ISE)
CALL ARRNGI (KTAB,IZ,ID,ISB,ISE)
CALL ARRNGR (KTAB,X,ID,ISB,ISE)
GO TO 130
125 CALL SORTRX (Y,IZ,ID,ISB,ISE)
CALL ARRNGR (IZ,X,ID,ISB,ISE)
130 SRD = .TRUE.
140 IF (SQUP) GO TO 150
C          INITIALIZATION FOR THE TRIANGULAR DIAGRAM
C          ISC = -5
C          IXB = 56
C          IXE = 54
C          IRE = 51
C          ISTEP = 1
C          IPB = 40
C          IPE = 50
C          YDEC = 2.
C          GO TO 160
C          WRITE UPPER SCALE OF THE SQUARE DIAGRAM
C          CALL INSERT (1,NSC,33,1,33)
150 WRITE (EXUNIT,10) (MAP(I),I=1,33)
10          FORMAT (1H ,50X,8H CA + MG / 6X,3A1,10(7X,3A1))
C          INITIALIZATION FOR THE SQUARE DIAGRAM
C          ISC = 34
C          IXB = 4
C          IRE = 61
C          IPB = 5

```

```

IPE = 105
IB1 = 2
IB2 = 110
YDEC = 5./3.
C
C
GENERAL INITIALIZATION STEPS
C
160 TRIP = .NOT.SQUP
IYB = IRE
YC = 100.*.5*YDEC
IOVP = 0
ISMP = ISB - 1
IORD = 2
C
C
BEGIN THE LOOP OVER ALL THE ROWS OF THE PLOT
C
DO 500 IROW=1,IRE
YC = YC - YDEC
C
C
BLANK THE ROW TO BE ASSEMBLED NOW
C
DO 170 I=1,113
MAP(I) = MBL
C
C
INSERT THE VERTICAL SCALES AND THE 10 PERCENT COORDINATE LINES
C
IF (TRIP) GO TO 200
FOR THE SQUARE DIAGRAM
IF (IROW .LT. 23) GO TO 180
IF (IROW .GT. 36) GO TO 180
MAP(1) = 1003(IROW-22)
MAP(113) = 1004(IROW-22)
180 IF (MOD(IROW,6) .NE. 1) GO TO 190
ISC = ISC - 3
ISTEP = 1
GO TO 230
190 ISTEP = 10
GO TO 260
C
FOR THE TRIANGULAR DIAGRAM
C
200 IXB = IXB - 1
IXE = IXE + 1
IF (MOD(IROW,5) .NE. 1) GO TO 280
IPB = IPB - 5
IPE = IPE + 5
IBD = 0
IED = 10
IF (IROW .NE. 26) GO TO 220
IF (ANIP) GO TO 210
CALL INSERT (21,IMG,2,1,2)
CALL INSERT (92,IALK,3,1,3)
GO TO 260
210 CALL INSERT (13,1003,14,3,12)
CALL INSERT (92,1004,14,6, 3)
GO TO 260
220 IF (MOD(IROW,10) .NE. 1) GO TO 260
ISC = ISC * 6
MAP(IXB-1) = MSL
MAP(IXE+5) = MSL
IB1 = IXB - 4
IB2 = IXE + 6
230 ISCL = 32 - ISC
ISCR = ISC
CALL INSERT (IB1,NSC,33,ISCL,3)

```

```

CALL INSERT (IB2,NSC,33,ISCR,3)
260 DO 270 I=IPB,IPE,ISTEP
270 MAP(I) = MDT
GO TO 300
280 MAP(IXB) = MDT
MAP(IXE) = MDT
IF (IROW .LT. 6) GO TO 300
NC = (IROW - 1)/5
IBD = IBD + 2
IED = IED + 2
I = IXB
DO 290 J=1,NC
I = I + IBD
MAP(I) = MDT
I = I + IED
290 MAP(I) = MDT
C
C
NOW BEGIN TO PLOT THE DATA POINTS
C
C
300 IBS = ISMP + 1
C
C
IF THE LAST POINT WAS PLOTTED, IMMEDIATELY SKIP TO PRINT
THE REMAINING EMPTY ROWS OF THE DIAGRAM, IF THERE ARE ANY,
C
C
310 IF (ISMP .GE. ISE) GO TO 312
C
C
FIND THE POINTS SITUATED ON THE ROW TO BE PLOTTED NOW
AND COUNT THEM
C
C
ISMP = ISMP + 1
IF (YC .LT. Y(ISMP)) GO TO 310
ISMP = ISMP - 1
C
C
IF THERE WAS NOT FOUND ANY POINT ON THE ROW, IMMEDIATELY PRINT IT,
C
C
312 IF (ISMP = IBS) 420,317,315
C
C
ORDER THE POINTS SITUATED ON THE ROW TO BE PLOTTED NOW
IN THE SEQUENCE OF DECREASING VALUES OF THEIR HORIZONTAL COORDIN,
C
C
315 CALL SORTRX (X,IZ,ID,IBS,ISMP)
C
C
NOW INSERT THE POINTS INTO THE ROW PROCEEDING FROM RIGHT TO LEFT,
C
C
317 DO 410 IS=IBS,ISMP
IPX = IXB + INT(X(IS) + .5) + 1
MPX = MAP(IPX)
C
C
CHECK WHETHER THE PLOT POSITION STILL IS FREE
C
C
IF (MPX .NE. MBL .AND. MPX .NE. MDT) GO TO 320
EMPTY = .TRUE.
IOVS = 1
KOP = 1000*(IPX-1) + IRE - IROW
GO TO 330
320 EMPTY = .FALSE.
IOVP = IOVP + 1
IOVS = IOVS + 1
KOP = 0
C
C
CHECK WHETHER THE NEXT PLACE TO THE RIGHT OF THE PLOT POSITION
STILL IS FREE
C
C
330 IZI = IZ(IS)
JF = IPX + 1
IF (MAP(JF) .NE. MBL .AND. MAP(JF) .NE. MDT) GO TO 380

```

```

000 DETERMINE THE NUMBER OF DIGITS WHICH THE SAMPLE NUMBER HAS.
      IZJ = IZI
      NDG = INT(ALOG10(FLOAT(IZI)) + 1.E-07) + 1
      IF (NDG .LT. 2) GO TO 360

0000 CHECK WHETHER THERE ARE ENOUGH EMPTY PLACES RIGHT OF THE
      PLOT POSITION TO CONTAIN THE SAMPLE NUMBER

      JFF = JF + 1
      JL = IPX + NDG
      DO 340 J=JFF,JL
      IF (MAP(J) .NE. HBL .AND. MAP(J) .NE. MDT) GO TO 380
340 CONTINUE

      IF S0, CONVERT THE SAMPLE NUMBER INTO A HOLLERITH CHARACTER STRING
      AND INSERT IT IN THE MAP ARRAY.

      J = JL + 1
      DO 350 K=2,NDG
      J = J - 1
      IZK = IZJ/10
      IZL = IZJ - 10*IZK + 1
      MAP(J) = JREF(IZL)
350 IZJ = IZK
360 MAP(JF) = JREF(IZJ+1)

      IF THE PLOT POSITION STILL WAS EMPTY, NOW MARK IT BY A CROSS,
      THEN SKIP TO THE NEXT POINT, IF ANY.

      IF (.NOT.EMPTY) GO TO 370
      MAP(IPX) = MPL
      GO TO 410

      IF THE PLOT POSITION ALREADY IS OCCUPIED, BUT THE FOLLOWING EMPTY
      SPACES FORMERLY COULD NOT BE USED TO FILL IN A SAMPLE NUMBER OF
      APPROPRIATE LENGTH, AND IF NOW A SHORTER ONE WAS FOUND WHICH
      COULD BE INSERTED, UPDATE THE OVERPRINT TABLE ACCORDINGLY.
370 IOVPRV = IOVP - IOVS + 1
      KTB = KTAB(IOVPRV)
      ITAB(IOVPRV) = MPL
      KTAB(IOVPRV) = IZI
      GO TO 400

      IF THE PLOT POSITION STILL IS EMPTY, BUT IF RIGHT OF IT NOT AT
      LEAST ONE PLACE IS FREE, OR IF THERE ARE NOT ENOUGH PLACES FREE
      TO CONTAIN THE SAMPLE NUMBER, MARK THE PLOT POSITION BY AN *
      AND TOO, RECCRD IT IN THE OVERPRINT TABLE,
380 IF (EMPTY .OR. MPX .NE. MPL) GO TO 390

      IF THE PLOT POSITION IS OCCUPIED BY A FIRST POINT (+) WHICH IS
      CHARACTERIZED BY A SAMPLE NUMBER, AND IF NOW A SECOND POINT IS
      TO BE PLOTTED ON THE SAME POSITION, ENROLE BOTH OF THEM
      IN THE OVERPRINT TABLE TO MAKE IT MORE EASILY READABLE.

      ITAB(IOVP) = MPL
      KTAB(IOVP) = IZ(IS=1)
      KOVP(IOVP) = 1000*(IPX - 1) + IRE - IROW
390 IOVP = IOVP + 1
      KTB = IZI

      NOW MARK THE PLOT POSITION BY THE APPROPRIATE SYMBOL
420 MAP(IPX) = ISYM(IOVS)

```

```

C UPDATE THE OVERPRINT TABLE
C
C ITAB(IOVP) = MAP(IPX)
C KTAB(IOVP) = KTB
C KOVP(IOVP) = KOP
C CONTINUE
410
C
C IF ALL POINTS SITUATED ON THE ROW ARE INSERTED, PRINT IT
C
C 420 IF (TRIP) GO TO 430
C WRITE (EXUNIT,20) (MAP(J),J=1,113)
C 20 FORMAT (1H .3X,A1,1X,11A1,2X,A1)
C GO TO 500
430 WRITE (EXUNIT,30) (MAP(J),J=1,113)
C 30 FORMAT (1H .6X,113A1)
C 500 CONTINUE
C
C IF ALL THE ROWS OF THE PLOT ARE PRINTED, PRINT THE LOWER SCALE
C
C IF (TRIP) GO TO 460
C WRITE (EXUNIT,40)
C 40 FORMAT (1H .6X,3H100,8X,2H90,8X,2H80,8X,2H70,8X,2H60,8X,2H50,
C 1 8X,2H40,8X,2H30,8X,2H20,8X,2H10,8X,2H0/
C 2 55X,6HNA + K)
C GO TO 480
460 WRITE (EXUNIT,50)
C 50 FORMAT (1H .10X,1H1,19X,1H8,19X,1H6,19X,1H4,19X,1H2,19X,1H0/
C 1 11X,1H0,4(19X,1H0)/12X,1H0)
C IF (ANIP) GO TO 470
C WRITE (EXUNIT,60)
C 60 FORMAT (1H .58X,2HCA)
C GO TO 460
470 WRITE (EXUNIT,65)
C 65 FORMAT (1H .55X,8HCL + N03)
C
C IF THERE ARE ANY POINTS RECORDED IN THE OVERPRINT TABLE, PRINT IT,
C ELSE RETURN IMMEDIATELY
C
C 480 IF (IOVP .LT. 1) RETURN
C WRITE (EXUNIT,70) (ITAB(I),KTAB(I),KOP(I),I=1,IOVP)
C 70 FORMAT (1H .7(A1,1X,I4,2X,15,5X))
C RETURN
C
C END
C
C BLOCK DATA
C
C COMMON /TEXT/ JREF(10),IC03(14),IS04(14),IMGN(2),IALK(3),NSC(33),
C 1 ISYM(10),MZR,MBL,MPL,MNS,MDT,HSL,MST
C
C REAL JREF,IC03,IS04,IMGN,IALK,NSC,ISYM,
C 1 MZR,MBL,MPL,MNS,MDT,HSL,MST
C
C DATA JREF/1H0,1H1,1H2,1H3,1H4,1H5,1H6,1H7,1H8,1H9/
C DATA IC03/1H .1H,1HH,1HC,1HO,1H3,1H,1H+,1H,1HC,1HO,1H3,1H,1H /
C DATA IS04/1HC,1HL,1H,1H*,1H,1HS,1HO,1H4,1H,1H+,1H,1HN,1HO,1H3/
C DATA IMGN/1HM,1HG/, IALK/1HA,1HL,1HK/
C DATA ISYM/1H*.1HB,1HC,1HO,1HE,1HF,1HG,1HH,1HI,1HJ/
C DATA MZR,MBL,MPL,MNS,MDT,HSL,MST/1H0,1H,1H+,1H-,1H.,1H/,1H*/
C DATA NSC /1H,1H0,1H,1H1,1H0,1H,1H2,1H0,1H,1H3,1H0,
C 1 1H,1H4,1H0,1H,1H5,1H0,1H,1H6,1H0,1H,1H7,1H0,
C 2 1H,1H8,1H0,1H,1H9,1H0,1H1,1H0,1H0/
C
C END
C
C SUBROUTINE AVRAGE (X,Y,IND,ID,IB,IC)

```

```

C
C COMPUTES THE AVERAGES OVER ALL THE VALUES OF X(I) RESP. Y(I) FOR
C WHICH THE ELEMENTS IND(I) HAVE THE SAME VALUE IC. THE AVERAGE
C VALUES ARE STORED IN THE ARRAYS X RESP. Y, BEGINNING FROM THE
C ELEMENTS X(1) RESP. Y(1), WHICH ARE NOT NEEDED FURTHER ON,
C
C DIMENSION X(ID),Y(ID),IND(ID)
C
C I = IR + 1
C JB = IR
C IC = IND(JB)
100 I = I + 1
C XSUM = X(JB)
C YSUM = Y(JB)
C N = 1
C JB = JR + 1
C IF (JB .GT. IE) GO TO 120
C DO 110 J=JB,IE
C IF (IND(J) .NE. IC) GO TO 110
C XSUM = XSUM + X(J)
C YSUM = YSUM + Y(J)
C N = N + 1
C IND(J) = -IC
110 CONTINUE
120 EN = N
C X(I) = XSUM/EN
C Y(I) = YSUM/EN
C IND(I) = IC
130 IF (JB .GT. IE) GO TO 140
C IC = IND(JB)
C IF (IC .GT. 0) GO TO 100
C JB = JR + 1
C GO TO 130
140 IE = I
C RETURN
C
C END
C
C SUBROUTINE ARRNGR (IND,RA,IB,IE)
C
C ARRANGES THE ARRAY RA IN THE SEQUENCE AS GIVEN
C BY THE INTEGER ARRAY IND WITHIN THE RANGE OF ELEMENTS IB UP TO IE.
C THE ARRAY IND REMAINS UNCHANGED,
C
C DIMENSION IND(ID),RA(ID)
C
C I = IB
C JB = I
C K = I
C RSAVE = RA(K)
110 IK = IND(K)
C IND(K) = -IK
C IF (IK .EQ. JB) GO TO 120
C RA(K) = RA(IK)
C K = IK
C GO TO 110
120 RA(K) = RSAVE
C JB = JB + 1
C IF (JB .GT. IE) GO TO 140
C DO 130 I=JB,IE
C IF (IND(I) .LT. 0) GO TO 130
C GO TO 100
130 CONTINUE
140 DO 150 I=IB,IE
C IND(I) = IABS(IND(I))
150 RETURN
C
C

```

```

C
C END
C
C SUBROUTINE ARRNGI (IND,IA,IB,IE)
C
C DIMENSION IND(ID),IA(ID)
C
C I = IB
C JB = I
C K = I
C ISAVE = IA(K)
110 IK = IND(K)
C IND(K) = -IK
C IF (IK .EQ. JB) GO TO 120
C IA (K) = IA (IK)
C K = IK
C GO TO 110
120 IA (K) = ISAVE
C JB = JB + 1
C IF (JB .GT. IE) GO TO 140
C DO 130 I=JB,IE
C IF (IND(I) .LT. 0) GO TO 130
C GO TO 100
130 CONTINUE
140 DO 150 I=IB,IE
C IND(I) = IABS(IND(I))
150 RETURN
C
C
C END
C
C SUBROUTINE SORTIX (IX,IND,IB,IE)
C
C ORDERS THE ELEMENTS OF THE ARRAY IA IN THE SEQUENCE OF DECREASING
C MAGNITUDE. THE ARRAY IND CONTAINING THE SEQUENCE NUMBERS OF THE
C ELEMENTS IS REARRANGED ACCORDINGLY.
C
C DIMENSION IX(ID),IND(ID)
C
C IF (IE<IB ,LT. 1) RETURN
C IF (IX(IE+1) .LE. IX(IE)) GO TO 2
C IP1 = IE + 1
C IXSAV = IX(IP1)
C INDSV = IND(IP1)
C IX(IP1) = IX(IE)
C IND(IP1) = IND(IE)
C IX(IE) = IXSAV
C IND(IE) = INDSV
2 IF (IE-IB ,LT. 2) RETURN
C KB = IE + 2
C DO 10 K=KB,IE
C IF (IX(K) .LE. IX(K-1)) GO TO 10
C KM1 = K - 1
C IXSAV = IX(K)
C INDSV = IND(K)
C IX(K) = IX(KM1)
C IND(K) = IND(KM1)
C JE = KM1 - IB
C DO 4 J=1,JE
C I = K - J
C IF (IXSAV .LE. IX(I-1)) GO TO 8
C IM1 = I - 1
C IX(I) = IX(IM1)
C IND(I) = IND(IM1)
6 I = IB
C IX(I) = IXSAV
C IND(I) = INDSV
8 CONTINUE
10 RETURN
C

```





## 7.2.4. Programm PUWO

Das Programm stellt die Korrelation zweier beliebiger Variabler aus den numerischen Analysen-Daten als Punktwolke dar in Form eines Schnelldrucker-Plots mit einer Breite von 118 Spalten und einer Länge von 120 Zeilen (vgl. Abb. 18 u. 19). Das Programm bestimmt die Maxima und Minima der darzustellenden Werte, berechnet danach den günstigsten Maßstab und notiert ihn in der Erläuterung unter dem Diagramm. Einzelpunkte werden im Diagramm durch + markiert, bis zu fünf auf eine Druckposition fallende Punkte durch die entsprechenden Zahlen 2—5, mehr als 5 Punkte mit X. Außerdem werden berechnet und unter dem Diagramm ausgedruckt:

Korrelationskoeffizient nach PEARSON (r)  
 Varianzverhältnis nach FISHER-SNEDECOR (F)  
 Gleichungen der Regressionsgeraden:

$$\hat{Y} = A_0 + A_1X \text{ und } \hat{X} = B_0 + B_1Y$$

und der „Eindeutigen Lösung“ („Unique Solution“), vgl. dazu  
 MILLER & KAHN 1967: 204 — 209).

Anzahl der dargestellten Punkte.

Maxima und Minima der X-Werte und der Y-Werte mit jeweiliger  
 Analysen-Kennung.

Die Parameter der Varianz-Analyse, nämlich:  
 Summe der Abweichungsquadrate vom Mittelwert  
 Summe der Abweichungsquadrate vom Trend  
 Summe der Abweichungsquadrate (Trend-Mittelwert)

Testgebiet, aus dem die dargestellten Daten stammen.

Die Analysen-Daten müssen dem in Abschn. 7.2.1. beschriebenen Format entsprechen.

Abweichend von den Vereinbarungen für die Programme HYDR und PIPDIA muß bei den Gruppen-Endkarten in Spalte 1 eine 7 gelocht werden und bei der Lauf-Endkarte in Spalte 1 eine 9.

Das Programm ist für eine Timesharing-Anlage geschrieben und setzt voraus, daß die Daten vor dem Programmlauf auf den Plattenspeicher-Bereich des Benutzers eingelesen wurden, so daß sie mehrfach gelesen werden können. Auf dem Terminal werden Mitteilungen über den Programm-Ablauf ausgegeben. Die gewünschten Ergebnisse werden nicht über Optionskarten angefordert, sondern durch Einfügen entsprechender FORTRAN-Statements im Programm hinter der Kommentarzeile „WUNSCHLISTE“.

Dazu sind die rechten Seiten der beiden Zuweisungen

204 RECHTS =  
 HOCH =

geeignet zu formulieren und es sind im Format 51 die beiden Zeichenketten hinter 24RECHTS = bzw. 24HOCH = sinngemäß abzuändern.

Dieses Verfahren gibt bei geringstem Programmier-Aufwand dem Benutzer größtmögliche Freiheit für Achsen-Verstreckungen und für Zusammenfassung mehrerer Variabler in einer Variablengruppe wie z. B. „Alkalien“.

Hinweis zur Implementierung:

Für den Daten-Tile ist die Nummer 1 vereinbart, für den Ergebnis-Tile die Nummer 20 und das Terminal ist dem Kanal 5 zugeordnet.

## Fehlerberichtigung:

Im Programm PUWO müssen die statements 4 und 5 nach label 40 heißen:

$$AB1 = RQ(N) - STG1 * HQ(N)$$

$$AB2 = HQ(n) - STG2 * RQ(N)$$

Statement 21 nach label 40 muß heißen:

$$ABM = HQ(N) - STGM * RQ(N)$$

Die statements 0 und 1 nach label 610 müssen heißen:

$$610 \text{ Format (1H 27HREGRESSIONSGERADEN: RECHTS = ,F6.2,} \\ 18\text{H HOCH + (,F6.1,1H) / 20X,8H HOCH = ,F6.2,8HRECHTS + (,F6.1,1H)}$$



```

SU1=SU1+(RECHTS-RQ(N))*2.
SU2=SU2+(HOCH-HQ(N))*2.
RECHTS=RECHTS/FAKR
HOCH=HOCH/FAKH
NS=INT(RECHTS+0.5)+2
M2=INT(HOCH+0.5)
IF (M2.LT. 2) M2 = 2
IF (NS.LT.3) NS=3
IF (M2.GT. IYMAX) M2 = IYMAX
IF (NS.GT.118) NS=118
IF (M2.GT.MAX) MAX = M2
IF (NP(M2,NS).EQ.NA(37))GO TO 501
IF (NP(M2,NS).EQ.NA(2))GO TO 502
IF (NP(M2,NS).EQ.NA(3))GO TO 503
IF (NP(M2,NS).EQ.NA(4))GO TO 504
IF (NP(M2,NS).EQ.NA(5))GO TO 505
IF (NP(M2,NS).EQ.NA(6))GO TO 506
IF (NP(M2,NS).EQ.NA(34))GO TO 507
501 NP(M2,NS)=NA(2)
GO TO 30
502 NP(M2,NS)=NA(3)
GO TO 30
503 NP(M2,NS)=NA(4)
GO TO 30
504 NP(M2,NS)=NA(5)
GO TO 30
505 NP(M2,NS)=NA(6)
GO TO 30
506 NP(M2,NS)=NA(34)
GO TO 30
507 NP(M2,NS)=NA(34)
GO TO 30
47 IF (SN1.EQ.0.0.OR.SU1.EQ.0.0.OR.SU2.EQ.0.0)GO TO 402
PEAR=S01/SQRT(SU1*SU2)
STG1=XV/YY
STG2=XV/XX
AB1=RQ(N)-HQ(N)/STG1
AB2=RQ(N)-HQ(N)/STG2
VARX=XX/(DIVR(N)-1.)
VARY=YY/(DIVH(N)-1.)
STANX=SQRT(VARX)
STANY=SQRT(VARY)
STGM=STANY/STANX
XXH=(XV**2,)/YY
YYH=(XV**2,)/XX
DIV0=1.
DIV2=DIVR(N)-2.
DIV1=DIVR(N)-1.
TDX=XX-XXH
TDY=YY-YYH
VX=TDX/DIV2
VY=TDY/DIV2
FB=(PEAR**2,)*DIV2/(1.-PEAR**2,.)
ABM=RQ(N)-HQ(N)/STGM
GO TO 403
402 PEAR=0.
C
C   AUSDRUCK DER ERGEBNISSE
C
403 WRITE(20,41)
41 FORMAT(1H1)
C
DO 50 I=MAX,1,-1
WRITE(20,42) (NP(I,J),J=1,118)
42 FORMAT(1H,118A1)
50 CONTINUE
WRITE(20,51)FAKR,FAKH
WRITE(20,610)STG1,AB1,STG2,AB2,STGM,ABM
614 FORMAT(1H 27HREGRESSIONSGERADEN=1) HOCH=,F6,2,
18HRECHTS+(,F6,1,1H)/20X,BH2) HOCH=,F6,2,8HRECHTS+(,F6,1,1H)
2,5X,6HHOCH=,F6,2,8HRECHTS+(,F6,1,1H))
WRITE(20,401)PEAR,FB, DIVR(N)
421 FORMAT(1H 37HKORRELATIONSKOEFFIZIENT NACH PEARSON=,F6,3,
120X,2HF=,F10,3,20X,2HNE=,F5,0)
WRITE(20,620)MAXR(N),KENMAR(N),MAXH(N),KENMAH(N),
1 MINR(N),KENMIR(N),MINH(N),KENMIH(N)
621 FORMAT(1H 11HMAX RECHTS=,F10,2,1H(,13,10H)MAX HOCH=,
1F10,2,1H(,13,12H)MIN RECHTS=,F9,3,1H(,13,10H)MIN HOCH=,
2F9,3,1H(,13,1H))
WRITE(20,701)
701 FORMAT(1H 20HQUELLE DER ABWEICH ,9X,6HSAQ(X),9X,6HSAQ(Y),9X,
1 6HVAR(X),9X,6HVAR(Y),10X,5HFREI(H)
WRITE(20,702)XXH,YYH,XXH,YYH, DIV0,
1 TDX,TDY,VX ,VY ,DIV2,
2 XX ,YY ,VARX,VARY, DIV1
702 FORMAT(1H ,20H MITTELWERT-TREND ,4F15.2,F15.0/
1 1X,20H TREND ,4F15.2,F15.0/
2 1X,20H MITTELWERT ,4F15.2,F15.0)
WRITE(20,52)STAT1,COUNT1
52 FORMAT(49H DIESES DIAGRAMM ENTHAELT ANALYSEN AUS TESTGEBIET
12X,A0,2X,A2)
WRITE(5,406)N
406 FORMAT(1H 21HDIAGRAMM AUS TESTGEB ,12,7H FERTIG)
GO TO 302
404 WRITE(5,405)
405 FORMAT(1H 43HZU VIELE DIAGRAMME -MEHR ALS 30- DAHER STOP)
STOP
END

```

**Anschriften der Autoren**

- R. BUSCHNER, Hessisches Landesamt für Bodenforschung, 62 Wiesbaden, Leberberg 9.
- Dr. W. DROST, International Atomic Energy Agency, A-1011 Wien, Kärntner Ring 11.
- Dr. H. FAUTH, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, 3 Hannover 23, Stilleweg 2.
- Dr. A. GOLWER, Hessisches Landesamt für Bodenforschung, 62 Wiesbaden, Leberberg 9.
- Dr. TH. KEMPF, Bundesgesundheitsamt — Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, 1 Berlin-Dahlem, Corrensplatz 1.
- Prof. Dr. K.-H. KNOLL, Hygiene-Institut und Medizinal-Untersuchungsamt der Universität, 63 Gießen, Friedrichstraße 16.
- Prof. Dr. G. MATTHES, Geologisch-Paläontologisches Institut und Museum der Universität, 23 Kiel, Olshausenstraße 40/60.
- Prof. Dr. F. NEUMAIER, Institut für Radiohydrometrie, 8042 Neuherberg, Ingolstädter Landstraße 1.
- Dr. CH. RÜBELT, Institut für Hygiene und Mikrobiologie der Universität des Saarlandes, 665 Homburg-Saar, Med. Fakultät, Haus 5.
- Dr. W. SCHNEIDER, Institut Fresenius GmbH, 6204 Taunusstein 5, Gewerbegebiet Maisel.
- Dr. L. SCHOLZ, Bundesgesundheitsamt — Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, 1 Berlin-Dahlem, Corrensplatz 1.
- Dr. H. D. SCHULZ, Geologisch-Paläontologisches Institut und Museum der Universität, 23 Kiel, Olshausenstraße 40/60.
- Prof. Dr. R. SCHWEISFURTH, Institut für Hygiene und Mikrobiologie der Universität des Saarlandes, 665 Homburg-Saar, Med. Fakultät, Haus 5.
- Prof. Dr. E. WALGER, Geologisch-Paläontologisches Institut und Museum der Universität, 23 Kiel, Olshausenstraße 40/60.
- Dr. K. H. WALLHÄUSSER, Mikrobiologisches Laboratorium der Farbwerke Hoechst AG, 623 Frankfurt-Höchst.

Manuskript eingegangen am 27. 10. 1975

Tab. 30. Filtergeschwindigkeiten ( $v_f$ ) und Fließrichtungen ( $R_i$ ) nach den radionuclidometrischen Untersuchungen vom 10.9.-7.12.1973 (a) und vom 3.-14.3.1975 (b) im Gebiet der Abfallhalde im Frankfurter Stadtwald

Brunnen	Wasserspiegel m unter Flur		Meßtiefe m unter Flur	$v_f$	$\bar{v}_f$	$R_i$	$\bar{R}_i$	$v_f$	$\bar{v}_f$	$R_i$	$\bar{R}_i$
	a	b		m <sup>f</sup> /d a	m <sup>f</sup> /d a	N...°E a	N...°E a	m <sup>f</sup> /d b	m <sup>f</sup> /d b	N...°E b	N...°E b
404	1,26	0,45	1,5	0,17	0,18	310	300	0,05	0,06	330	300
			2,5	0,09		300		0,05		310	
			3,5	0,17		300		0,1		290	
			4,5	0,3		290		0,05		260	
405	2,4	1,6	3,5	0,09	0,13	230	245	0,15	0,13	300	300
			4,5	0,13		240		0,2		330	
			5,5	0,17		260		0,2		330	
			6,5	0,3	60	0,1	290				
			7,5	0,17	50	0,1	290				
			8,5	0,13	30	0,05	270				
406	1,5	0,9	1,5	-	0,2	-	360	0,2	0,16	280	280
			2,5	0,13		360		0,1		300	
			3,5	0,22		240		0,25		270	
			4,5	0,22		250		0,15		300	
			5,5	0,17		260		0,1		250	
			6,5	0,35		150		0,15		190	
			7,5	0,26		140		0,5		190	
407	1,8	1,3	1,5	-	0,17	-	290	0,2	0,23	30	310
			2,5	0,13		90		0,2		40	
			3,5	0,22		290		0,2		20	
			4,5	0,13		280		0,1		330	
			5,5	0,17		300		0,4		280	
			6,5	0,17		300		0,2		330	
			7,5	0,26		30		0,1		30	
			8,5	0,09		50		0,05		20	
408	1,3	0,8	1	-	0,19	-	280	0,5	0,1	120	120
			2	0,17		270		0,5		120	
			3	0,13		300		0,3		290	
			4	0,09		280		0,25		260	
			5	0,26		290		0,25		280	
			6	0,17		290		0,2		220	
			7	0,35		280		0,05		220	
			8	0,17		250		0,05		220	
409	2,45	1,6	2,5	-	0,17	-	290	0,2	0,19	300	300
			3,5	0,22		290		0,2		290	
			4,5	0,17		280		0,2		310	
			5,5	0,13		300		0,15		300	
410	2,46	1,6	2	-	0,26	-	290	0,1	0,33	250	250
			3	0,17		150		0,1		250	
			4	0,09		120		0,35		40	
			5	0,13		300		0,35		60	
			6	0,3		260		0,4		160	
			7	0,39		320		0,3		180	
			8	0,22		270		0,3		190	
			9	0,26		290		0,3		170	
			411	1,68		0,82		2		0,09	
3	0,04	120			0,1		180				
4	0,09	130			0,15		160				
5	0,13	140			0,15		190				
6	0,04	150			0,25		160				
412	1,82	1,01	1,5	-	0,09	-	100	0,3	0,08	40	110
			2,5	0,04		120		0,25		40	
			3,5	0,04		90		0,4		40	
			4,5	0,09		100		0,1		100	
			5,5	0,09		80		0,1		120	
			6,5	0,17		110		0,05		110	
413	2,65	1,25	2,5	-	0,09	-	240	0,15	0,16	300	280
			3,5	0,13		120		0,15		260	
			4,5	0,09		250		0,2		280	
			5,5	0,09		230		0,15		280	
414	1,95	0,41	2	0,26	0,18	250	255	0,5	0,58	270	270
			3	0,09		260		0,65		270	
415	1,73	1,10	2	0,09	0,13	70	90	0,2	0,15	160	140
			3	0,17		100		0,15		130	
			4	0,17		110		0,15		140	
			5	0,13		90		0,15		160	
			6	0,09		80		0,1		110	
416	1,46	0,82	1,5	-	0,17	-	340	0,4	0,4	140	145
			2,5	0,13		350		0,3		150	
			3,5	0,22		300		0,5		150	
			4,5	0,17		340		0,2		60	
			5,5	0,17		360		0,35		270	
417	1,5	0,85	2	0,04	0,05	270	270	0,15	0,2	280	275
			3	0,04		290		0,2		260	
			4	0,04		270		0,25		270	
			5	0,09		250		0,2		280	
			6	0,04		270		0,2		280	
			418	2,19		1,49		2,5		0,13	
			3,5	0,04		230		0,2		110	

Belastung und Verunreinigung des Grundwassers durch feste Abfallstoffe

Tab. 3†. Chemische Analysen und physikalisch-chemische Meßwerte vom Grundwasser an der Abfallhalde Frankfurt-Schwanheim

Brunnen Bestimmungen	101				102				103				104				105			
	*	Max.	Min.	Mittel	*	Max.	Min.	Mittel	*	Max.	Min.	Mittel	*	Max.	Min.	Mittel	*	Max.	Min.	Mittel
Summe d. fest. gel. Bestandtl mg/l	15	669	537	600	4	924	820	865	3	1272	1101	1166	14	1272	900	1015	15	629	437	502
Abdampfrückstand mg/l	15	601	490	543	4	808	609	722	3	1070	922	976	14	1058	744	838	15	570	384	433
Oxidierbarkeit (KMnO <sub>4</sub> -Verbr.) mg/l	15	6,5	1,3	3,5	4	14,0	8,9	10,7	3	27,0	6,0	13,8	15	13,0	n.n.	4,7	15	6,0	n.n.	3,5
(K <sub>2</sub> Cr <sub>2</sub> O <sub>7</sub> -Verbr.) mg/l	15	13,5	n.n.	3,3	4	10,0	n.n.	5,9	3	17,0	6,0	9,8	15	10,0	n.n.	5,2	15	17,7	n.n.	5,8
Organ. geb. Stickstoff mg/l	15	2,6	n.n.	0,4	4	1,31	0,15	0,6	3	1,0	0,68	0,89	15	3,5	n.n.	1,0	15	0,98	n.n.	0,15
Summe d. ätherl. Bestandt. mg/l	15	9,0	n.n.	0,7	4	12,2	Spur	3,1	3	2,5	n.n.	0,8	15	4,0	n.n.	0,4	15	1,8	n.n.	0,3
Detergentien (anionaktiv) mg/l	15	0,24	n.n.	0,042	4	0,12	n.n.	0,03	3	0,036	n.n.	0,012	15	0,06	n.n.	0,02	15	0,06	n.n.	0,02
Phenole mg/l	15	0,03	n.n.	0,008	4	0,024	0,007	0,013	3	0,052	0,03	0,04	15	0,11	0,004	0,02	15	0,016	n.n.	0,007
Sauerstoff (O <sub>2</sub> ) mg/l	15	7,9	2,6	3,7	4	2,1	n.n.	1,0	3	1,7	0,6	1,1	15	3,7	0,7	2,9	15	8,9	1,6	6,4
Sulfat (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ) mg/l	15	168	220	248	4	288	232	259	3	331	305	317	15	347	227	262	15	193	122	148
Schwefelwasserstoff (H <sub>2</sub> S) mg/l	1	-	-	Spur	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	Spur	1	-	-	Spur
Nitrat (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) mg/l	15	31,5	16,0	21,6	4	3,03	0,28	1,01	3	13,9	11,9	13,2	15	33,2	9,4	19,9	15	28,7	1,93	18,9
Nitrit (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ) mg/l	15	0,01	n.n.	0,01	4	0,03	n.n.	0,01	3	3,3	0,04	1,62	15	8,24	n.n.	1,16	15	0,08	n.n.	0,01
Ammonium (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) mg/l	15	0,19	n.n.	0,09	4	1,28	n.n.	0,8	3	6,6	4,4	5,5	15	4,6	n.n.	2,08	15	0,19	n.n.	0,03
Fr. gel. Kohlendioxid (CO <sub>2</sub> ) mg/l	15	76	65	71	4	51	9	29	3	128	113	120	15	116	60	73	15	27	11	18
Hydrogenkarbonat (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) mg/l	15	146	95	115	4	301	232	256	3	404	358	380	15	428	305	351	15	170	107	138
Eisen (Fe <sup>2+</sup> ) mg/l	15	0,07	n.n.	0,01	4	0,68	0,24	0,43	3	n.n.	n.n.	n.n.	15	0,08	n.n.	0,01	15	0,06	n.n.	0,02
Gesamteisen (Fe <sup>2+</sup> (3+)) mg/l	15	0,30	0,04	0,14	4	3,0	0,41	1,23	3	0,3	0,02	0,12	15	0,53	0,02	0,16	15	2,03	0,04	0,32
Mangan (Mn <sup>2+</sup> ) mg/l	14	0,28	n.n.	0,03	4	2,48	Spur	1,79	3	1,32	1,2	1,27	14	0,05	n.n.	0,01	14	0,3	n.n.	0,04
Natrium (Na <sup>+</sup> ) mg/l	15	27	13	17	4	37	34	36	3	70	58	62	15	67	36	44	15	22	12	15
Kalium (K <sup>+</sup> ) mg/l	15	5,1	4,1	4,8	4	16,0	13,9	15,3	3	41,1	32,6	37,1	15	33,8	17,0	20,0	15	5,8	3,9	4,8
Calcium (Ca <sup>2+</sup> ) mg/l	15	129	76	107	4	135	100	124	3	155	125	140	15	173	105	150	15	101	65	87
Magnesium (Mg <sup>2+</sup> ) mg/l	15	45	14	22	4	48	31	37	3	75	48	58	15	77	30	41	15	27	7	16
Gesamthärte °d	15	21,4	18,4	21,4	4	26,5	25,0	25,8	3	34,8	31,1	32,9	15	37,0	27,1	30,5	15	16,7	14,5	15,2
Chlorid (Cl <sup>-</sup> ) mg/l	15	36	11	32	4	63	50	57	3	99	92	97	15	99	59	68	15	31	15	23
Temperatur d. Wassers °C	15	10,8	9,8	10,4	4	12,1	9,7	11,4	3	12,9	12,0	12,6	15	12,6	10,1	11,05	15	12,9	10,0	11,2
pH-Wert	15	7,05	6,1	6,5	4	8,0	6,9	7,2	3	6,7	6,6	6,65	15	7,2	6,8	6,9	15	7,45	6,85	7,1
Spez. Leitfähigkeit in Siemens cm <sup>-1</sup> /20°C	15	6,6·10 <sup>-4</sup>	4,6·10 <sup>-4</sup>	5,9·10 <sup>-4</sup>	4	8,6·10 <sup>-4</sup>	7,2·10 <sup>-4</sup>	8,0·10 <sup>-4</sup>	3	1,2·10 <sup>-3</sup>	9,8·10 <sup>-4</sup>	1,1·10 <sup>-3</sup>	14	1,3·10 <sup>-3</sup>	8,4·10 <sup>-4</sup>	9,8·10 <sup>-4</sup>	14	5,6·10 <sup>-4</sup>	4,3·10 <sup>-4</sup>	4,9·10 <sup>-4</sup>

n.n. nicht nachweisbar

\* Anzahl d. Bestimmungen

Belastung und Verunreinigung des Grundwassers durch feste Abfallstoffe

Tab. 32. Chemische Analysen und physikalisch-chemische Meßwerte vom Grundwasser und Mainwasser am Abfallplatz Großkrotzenburg

Brunnen Bestimmungen	*	201		*	202		*	203		*	204		*	211		*	205		*	206		*	207		*	208		*	209		*	210		Main Min.	Mittel																									
		Max.	Min.		Mittel	Max.		Min.	Mittel		Max.	Min.		Mittel	Max.		Min.	Mittel		Max.	Min.		Mittel	Max.		Min.	Mittel		Max.	Min.		Mittel	Max.			Min.	Mittel	Max.	Min.	Mittel	Max.	Min.	Mittel																	
Summe d. fest. gel. Bestandt. mg/l	20	782	404	531	21	5494	902	3014	8	4295	1336	2494	7	3930	1000	2453	11	9580	2056	4224	23	11500	1554	4421	22	7400	1263	2488	13	3600	528	1315	20	2630	524	894	21	1810	656	8	800	448	614	8	2210	447	677	8	1320	444	677	5	636	463	553					
Abdampfückstand mg/l	20	676	321	426	21	4538	750	2407	8	3828	969	2147	7	3409	714	2059	11	7142	1534	3248	23	8500	1123	3465	21	7051	949	2147	13	2974	424	1020	20	1895	481	668	21	1200	344	511	8	573	344	479	8	1500	357	842	8	850	444	519	5	503	373	436				
Oxidierbarkeit (MnO <sub>2</sub> -Verbr.) mg/l	20	13	<1	4,4	22	670	25	234	8	160	14	97	7	185	49	102	11	650	87	249	23	835	79	286	22	630	57	168	13	259	18	85	20	220	13	57	21	103	n.n.	18	8	18	4,7	12	8	167	11	55	8	29,0	8,0	15	5	378	33	119				
(K <sub>2</sub> Cr <sub>2</sub> O <sub>7</sub> -Verbr.) mg/l	20	20	<1	8,5	21	568	38	230	8	147	87	113	7	155	42	98	11	1980	102	527	23	3025	85	673	22	2920	76	371	13	251	11	73	20	569	11	77	21	184	n.n.	23	8	22	4,0	11	8	434	10,0	103	8	34,0	10,0	18	5	153	15	70				
Biochem. Sauerstoffbedarf (BSB <sub>5</sub> ) mg/l	1	-	-	1	1	-	-	107	1	-	-	54	1	-	-	5	1	-	-	100	1	-	-	106	1	-	-	3	1	-	-	39	1	-	-	299	1	-	-	2	1	-	-	<1	1	-	-	-	-	-	-	-								
Organ. geb. Kohlenstoff mg/l	1	-	-	11	1	-	-	24	1	-	-	14	1	-	-	Spur	1	-	-	66	1	-	-	32	1	-	-	20	1	-	-	13	1	-	-	67	1	-	-	-	1	-	-	259	1	-	-	6	-	-	-	-								
Organ. geb. Wasserstoff mg/l	1	-	-	4	1	-	-	14	1	-	-	11	1	-	-	4	1	-	-	17	1	-	-	10	1	-	-	1	1	-	-	7	1	-	-	13	1	-	-	4	1	-	-	45	1	-	-	5	-	-	-	-								
Organ. geb. Stickstoff mg/l	20	1,64	n.n.	0,3	20	16,9	n.n.	0,4	8	7,2	n.n.	2,0	7	5,8	0,9	11	16,0	n.n.	5,3	20	28,0	n.n.	3,5	20	66,0	n.n.	3,9	12	3,9	n.n.	1,1	20	5,1	n.n.	0,9	20	6,0	n.n.	0,6	8	1,2	n.n.	0,3	8	10,4	n.n.	2	8	1,2	n.n.	0,4	5	2,4	0,4	1,4					
Summe d. ätherl. Bestandt. mg/l	21	2,0	n.n.	0,3	20	3,3	n.n.	0,6	8	1,4	0,1	0,4	6	1,8	0,1	0,5	11	7,0	0,3	1,4	22	22,0	0,1	3,2	22	12,0	Spur	2,0	13	1,0	0,1	0,3	20	3,0	n.n.	0,4	21	1,5	n.n.	0,3	8	0,5	n.n.	0,2	8	7,9	n.n.	1,1	8	0,4	0,1	0,2	5	0,4	0,1	0,2				
Detergenzien (anionaktiv) mg/l	20	0,06	n.n.	0,02	20	3,2	0,04	0,82	8	1,29	0,53	0,8	7	0,97	0,36	0,66	11	3,98	0,76	1,8	19	6,2	0,2	2,7	20	3,35	0,15	1,8	12	1,91	0,04	0,79	20	1,47	0,04	0,51	20	1,27	0,01	0,24	8	0,17	0,022	0,05	8	1,42	0,03	0,42	8	0,11	0,015	0,06	5	0,17	0,04	0,09				
Phenole mg/l	20	0,021	n.n.	0,01	20	1,23	0,15	0,6	8	0,76	0,20	0,4	7	0,58	0,11	0,3	11	3,98	0,24	1,4	20	12,2	0,14	1,9	20	3,71	0,16	1,2	12	1,10	0,3	0,024	0,3	20	2,5	0,031	0,3	20	0,89	0,002	0,1	8	0,064	0,017	0,05	8	0,18	n.n.	0,05	5	0,081	0,026	0,05							
Sauerstoff (O <sub>2</sub> ) mg/l	21	10,5	2,1	7,1	21	0,4	n.n.	0,03	10	0,21	n.n.	0,02	8	0,08	n.n.	0,01	10	n.n.	n.n.	n.n.	22	n.n.	n.n.	n.n.	23	n.n.	n.n.	n.n.	14	0,9	n.n.	0,1	21	1,4	n.n.	0,3	22	6,9	n.n.	1,5	10	1,8	n.n.	1,0	9	1,3	n.n.	0,6	9	4,9	n.n.	1,7	5	10,9	4,9	8,0				
Sulfat (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ) mg/l	21	103	66,5	87	21	1562	14,5	496	9	1601,0	5,4	629	7	1178	12,7	508	11	452	2,6	131	24	1242	32,7	556	21	960	11,1	152	14	915	14,7	242	21	209	2,9	61	22	235	3,6	90	10	191	24,3	102	9	241	12,8	117	9	235,1	13,0	111	6	117	76,7	104				
Schwefelwasserstoff (H <sub>2</sub> S) mg/l	7	0,01	n.n.	0,004	8	0,32	0,02	0,10	6	0,10	0,02	0,06	4	0,06	0,02	0,04	5	8,4	0,05	0,53	9	1,23	0,20	0,73	9	0,25	0,02	0,20	6	0,11	Spur	0,06	7	0,27	Spur	0,07	8	0,06	n.n.	0,02	6	0,04	Spur	0,02	6	0,08	n.n.	0,01	6	0,03	n.n.	0,04	6	0,03	n.n.	0,01	6	0,08	Spur	0,03
Nitrat (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) mg/l	21	62,2	1,3	32	22	12,3	n.n.	1,1	9	0,63	n.n.	0,1	7	2,89	n.n.	0,5	24	3,6	n.n.	0,7	23	5,8	n.n.	0,7	23	5,8	n.n.	0,8	11	2,5	n.n.	0,65	21	1,65	n.n.	0,51	22	1,65	n.n.	0,45	9	2,55	n.n.	0,43	9	1,68	n.n.	0,4	9	4,32	n.n.	0,7	5	16,8	7,45	13,4				
Nitrit (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ) mg/l	20	0,20	n.n.	0,02	20	0,05	n.n.	0,01	8	0,03	n.n.	0,01	6	0,10	n.n.	0,02	11	0,13	n.n.	0,02	22	0,08	n.n.	0,01	12	0,18	n.n.	0,02	12	n.n.	n.n.	n.n.	19	0,05	n.n.	0,01	22	0,01	n.n.	<0,01	8	0,1	n.n.	0,07	7	0,04	n.n.	0,01	8	0,04	n.n.	0,01	5	0,3	n.n.	0,22				
Ammonium (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) mg/l	20	0,12	n.n.	0,01	22	97,6	7,4	49	9	54,9	7,3	43	7	66,0	16,8	48	13	313	24,4	88	24	440	4,7	101	23	252	4,9	49	14	107	0,8	17	21	51,5	0,89	6,3	22	15,0	n.n.	1,6	9	4,24	n.n.	1,3	9	30,2	n.n.	8,2	9	7,7	n.n.	2,9	5	1,3	n.n.	0,3				
Fr. gel. Kohlendioxid (CO <sub>2</sub> ) mg/l	21	34	6	16	20	1440	52	402	8	608	55	293	7	750	49	299	11	1290	35	386	22	1890	46	566	22	935	34	397	13	551	26	143	20	284	7	45	20	92	9	23	8	38	13	23	8	203	12	55	8	43	11	19	6	25	6	15				
Hydrogenkarbonat (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) mg/l	20	277	177	222	21	2550	305	1165	8	933	553	710	7	1042	573	786	11	4880	1043	1958	21	5934	524	1921	21	4200	627	1555	13	1243	209	589	22	1472	217	430	21	1220	154	290	8	491	195	269	8	1434	162	513	8	946	184	317	6	265	179	235				
Eisen (Fe <sup>2+</sup> ) mg/l	22	0,26	n.n.	0,03	22	421	4,73	78	10	150	10,4	49	7	130	2,6	44	13	133	12,1	46	24	181	12,4	75	23	375	46	37	22	97,6	4,2	37	22	97,6	2	12	21	34,1	n.n.	2,6	10	1,4	n.n.	0,8	8	62,7	1,4	8,0	9	7,5	n.n.	1,0	5	0,4	0,3	0,4				
Gesamteisen (Fe <sup>2+</sup> +3+) mg/l	21	1,1	0,01	0,2	21	436	5	99	9	154	14,6	53	7	132	3,5	45	12	133	22,6	52	23	186	14,1	75	22	375	19,8	83	13	127	4,7	33	21	103	3,1	11	21	24,6	0,06	1,4	8	1,5	0,04	1,0	9	60,4	1,4	12	8	1,0	0,4	0,4								
Mangan (Mn <sup>2+</sup> ) mg/l	20	0,34	n.n.	0,02	20	155	0,21	17	8	7,5	2,0	4,6	7	29,7	4,0	9,5	11	12,1	0,87	5,2	20	49,6	2,6	12,3	21	16,1	1,7	7,8	12	8,9	2,5	5,6	20	9,4	3,3	6,1	20	18,5	n.n.	2,5	8	2,7	n.n.	0,7	8	8,6	2,1	5,0	8	6,9	Spur	3,2	5	0,2	0,12	0,15				
Natrium (Na <sup>+</sup> ) mg/l	20	23	10	14	21	335	51	184	8	286	114	181	7	368	114	220	11	970	207	533	23	1166	99	413	22	966	42	176	13	260	27	71	20	121	29	54	21	103	17	35	28	8	32	22	28	8	141	28	59	8	38	16	29	6	20	11	16			
Kalium (K <sup>+</sup> ) mg/l	20	6,6	2,0	3,3	21	229	24,2	105	8	130	49,8	77	7	100	36,5	81	11	573	59,2	179	23	705	23,7	173	22	315	18,9	76	13	103	12,0	22	75,0	1,1	7	21	17,5	0,8	4	8	10,0	1,8	6	8	35,0	6,1	14													



Belastung und Verunreinigung des Grundwassers durch feste Abfallstoffe

Tab. 33. Chemische Analysen und physikalisch-chemische Meßwerte vom Grundwasser und oberirdischen Wasser aus dem Untersuchungsgebiet Frankfurter Stadtwald

Brunnen Bestimmungen	401				404				405				406				407				408				409				410				411				412				413			
	* Max.	Min.	Mittel		* Max.	Min.	Mittel		* Max.	Min.	Mittel		* Max.	Min.	Mittel		* Max.	Min.	Mittel		* Max.	Min.	Mittel		* Max.	Min.	Mittel		* Max.	Min.	Mittel		* Max.	Min.	Mittel									
Summe d.fest.gel. Bestandt. mg/l	22	507	228	323	22	9500	5139	7581	22	20000	6180	10171	21	7800	3700	5192	23	7600	1730	3787	23	6650	3583	4461	3	348	233	300	4	560	297	459	17	843	366	549	17	705	332	436	17	1250	285	477
Abdampfdruckstand mg/l	23	506	225	322	23	8712	4329	6285	23	7835	4914	6364	23	6367	3328	4341	24	6071	1410	3256	24	5213	2938	3670	4	296	193	245	5	505	263	427	18	830	366	536	18	644	285	386	18	1188	260	419
Oxidierbarkeit (KMnO <sub>4</sub> -Verbr.) mg/l	23	22	6	12	23	1840	845	1317	23	2110	845	1333	23	1300	400	838	24	750	249	442	24	1230	680	887	4	17	9	11	5	8	6	6,6	18	78	34	50	18	85	35	56	18	33	8	18
(K <sub>2</sub> Cr <sub>2</sub> O <sub>7</sub> -Verbr.) mg/l	17	28	7	14	18	1630	709	1098	18	2150	730	1415	18	1310	330	638	19	533	178	342	19	1070	473	702	4	16	8	12	5	36	3	17	18	93	21	44	18	78	28	44	18	94	8	22
Biochem. Sauerstoffbedarf (BSB <sub>5</sub> ) mg/l	19	1,4	n.n.	0,7	20	560	17	155	20	3600	85	1103	20	370	19	98	20	80	6	33	20	350	3	101	1	-	-	n.n.	1	-	-	0,2	14	6	n.n.	1,1	14	7	<1	2,7	14	5	<0,1	1,3
Organ. geb. Stickstoff mg/l	12	1	n.n.	0,3	12	186	0,8	44	12	933	n.n.	237	12	93	1,5	28	12	24	3	12	12	168	12	33	3	-	-	n.n.	1	-	-	0,2	6	1,5	0,3	0,7	6	13	0,06	3,3	6	0,4	n.n.	0,2
Summe d. ätherl. Bestandt. mg/l	2	0,1	n.n.	0,05	2	0,6	0,4	0,5	2	3,5	1,0	2,25	2	0,5	0,4	0,45	2	0,5	0,4	0,45	2	0,2	0,1	0,15	1	-	-	<0,2	1	-	-	0,2	1	-	-	0,2	1	-	-	n.n.				
Detergenzien (anionaktiv) mg/l	7	0,24	0,02	0,07	7	0,85	1,76	0,50	7	2,23	1,36	1,76	7	1,02	0,80	0,88	8	0,76	0,44	0,61	7	0,77	0,29	0,53	1	-	-	0,036	2	0,07	0,02	0,05	2	0,09	0,07	0,08	2	0,73	0,07	0,40	2	0,51	n.n.	0,26
Phenole mg/l	13	0,03	0,002	0,012	13	1,61	0,63	1,01	13	13,85	3,18	6,13	13	2,1	0,58	1,09	13	1,22	0,28	0,57	14	4,67	0,48	1,27	1	-	-	0,014	2	0,03	0,004	0,02	8	0,05	0,016	0,03	8	0,1	0,013	0,04	8	0,14	0,005	0,03
Sauerstoff (O <sub>2</sub> ) mg/l	23	10,2	0,4	5	23	6,5	n.n.	0,4	23	0,2	n.n.	0,01	23	0,2	n.n.	0,01	24	0,5	n.n.	0,03	24	0,9	n.n.	0,05	4	9,1	5	6,3	5	1,9	0,2	0,7	18	9,4	n.n.	1,8	18	6,2	n.n.	0,8	18	11,5	n.n.	4,0
Sulfat (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ) mg/l	16	248	117	181	16	867	394	636	16	1272	19	430	16	1255	208	768	17	2225	10,8	461	17	208	112	152	4	97	40	61	5	134	98	122	10	354	143	197	11	97	75	85	11	133	46	89
Schwefelwasserstoff (H <sub>2</sub> S) mg/l	14	0,02	n.n.	0,01	14	0,74	0,013	0,2	14	15,8	0,04	12,23	14	3,6	0,04	1,37	15	8,3	0,013	2,95	15	27	1,45	7,6	3	0,005	n.n.	0,002	4	0,2	n.n.	0,05	10	1,22	n.n.	0,14	10	1,71	n.n.	0,20	10	0,024	0,005	0,01
Nitrat (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) mg/l	23	26,1	1,8	14	23	5,9	n.n.	2,1	23	1230	1,0	265	23	475	n.n.	98	24	947	n.n.	186	24	6,9	n.n.	1,9	4	11,4	0,2	3,5	5	38	17	30	18	13,3	0,3	3,2	18	13,2	0,2	4	18	3,3	n.n.	0,9
Nitrit (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ) mg/l	10	0,03	n.n.	0,02	10	0,08	n.n.	0,01	10	3,76	0,09	1,21	10	4,6	0,055	0,98	10	977	n.n.	0,19	10	0,80	n.n.	0,17	4	0,1	n.n.	0,03	4	0,06	0,01	0,03	4	0,01	n.n.	0,003	4	0,023	n.n.	0,013	4	0,01	n.n.	0,003
Ammonium (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) mg/l	23	0,59	n.n.	0,23	23	244	147	186	23	3350	14	1623	23	998	15	246	23	790	0,7	124	24	198	100	160	4	2,3	0,1	0,7	4	1,6	n.n.	0,4	17	0,85	n.n.	0,3	17	2,4	0,5	1,4	17	1,1	n.n.	0,3
Fr. gel. Kohlendioxid (CO <sub>2</sub> ) mg/l	17	125	10,4	70	17	840	47	521	17	690	17	413	17	674	64	395	18	792	58	434	18	493	11,6	184	4	37	13,8	30	5	84	49	68	12	207	70	131	12	92	49	68	12	53	18	36
Hydrogenkarbonat (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) mg/l	22	30,5	1,8	6,6	22	2870	1620	2088	22	12580	1489	7572	22	3230	610	1612	23	3051	590	1326	23	2868	1233	1570	3	104	79	87,4	4	110	61	89	17	110	n.n.	34	17	134	45	93	17	159	24	95
Eisen (Fe <sup>2+</sup> ) mg/l	16	7,1	n.n.	1,2	16	41,5	2,4	30,0	16	27,4	0,3	8,0	16	26,6	3,0	7,8	17	7,9	n.n.	3,5	17	2,6	n.n.	1,1	4	0,5	0,2	0,4	5	0,06	0,01	0,12	12	33,1	0,6	8,8	12	7,1	1,6	3,3	12	1,6	0,2	0,53
Gesamteisen (Fe <sup>2+</sup> +Fe <sup>3+</sup> ) mg/l	15	8	0,3	1,9	15	42,8	24,5	33,4	15	27,8	0,9	8,1	15	30,9	4,0	9,4	15	8,4	0,4	4,1	15	3,4	0,4	1,8	4	7,9	0,8	3,7	4	0,8	0,1	0,4	9	24,8	1,2	8,6	9	7,7	1,9	4,3	9	22,3	1,8	8,2
Mangan (Mn <sup>2+</sup> ) mg/l	16	3	1,4	2,0	16	4,2	1,5	2,6	16	4,5	1,0	2,4	16	6,2	0,1	3,0	16	2,4	0,6	1,1	16	1,1	n.n.	0,6	4	0,9	0,6	0,8	4	0,06	0,03	0,04	10	1,7	0,8	1,2	10	0,8	0,4	0,6	10	2,8	0,4	1,8
Natrium (Na <sup>+</sup> ) mg/l	13	11,8	4,8	9,0	13	1160	661	889	13	1240	696	909	13	860	562	672	13	620	271	418	13	760	521	638	1	-	-	10,7	1	-	-	18,8	7	22,4	12,4	14,0	7	80,6	21,2	36,1	7	14,0	3,7	9,4
Kalium (K <sup>+</sup> ) mg/l	13	6,3	3,2	4,8	13	345	210	270	13	1100	150	571	13	155	69	110	13	70	21,8	30,8	13	341	190	275	1	-	-	4,0	1	-	-	0,3	7	6,6	0,5	5,3	7	6,4	0,8	5,3	7	9,0	0,9	3,1
Calcium (Ca <sup>2+</sup> ) mg/l	1	-	-	54,6	2	558	424	491	2	503	351	427	2	388	335	361	2	278	151	215	2	185	180	180	1	-	-	47,8	1	-	-	50,5	1	-	-	103	1	-	-	60,5	1	-	-	64,4
Magnesium (Mg <sup>2+</sup> ) mg/l	1	-	-	21,9	2	150	112	131	2	230	128	179	2	130	90	110	2	70,8	43,8	57,3	2	80,0	76,9	78,5	1	-	-	11,2	1	-	-	12,9	1	-	-	19,9	1	-	-	14,8	1	-	-	19,7
Gesamthärte °d	13	14,5	7,6	11,3	13	138	81,6	108	13	123	44,5	79	13	108	59,9	76	13	121	31,3	55	13	55,4	38,0	44	1	-	-	9,3	1	-	-	10,1	7	19,1	12,3	14,2	7	11,8	9,9	11,0	7	15,2	9,1	12,5
Chlorid (Cl <sup>-</sup> ) mg/l	23	32,3	3,9	14,7	23	2805	1150	1965	23	2399	1027	1641	23	1725	708	1100	24	1182	499	773	24	1820	965	1188	4	26,1	18,3	24,0	5	86	42	66	18	176	30,5	90	18	144	38	55	18	31,4	11,4	18
Fluorid (F <sup>-</sup> ) mg/l	2	0,31	n.n.	0,15	2	1,35	0,42	0,675	2	4,4	1,96	3,18	2	0,47	0,30	0,385	2	0,37	0,13	0,25	2	0,75	0,25	0,50	1	-	-	0,52	1	-	-	0,07	1	-	-	0,25	1	-	-	0,3	1	-	-	1,26
Hydrogenphosphat (HPO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ) mg/l	5	0,02	n.n.	0,01	5	0,67	0,05	0,31	5	3,7	Spur	0,79	5	0,42	Spur	0,15	5	0,14	Spur	0,08	5	1,3	0,4	0,57	4	0,3	Spur	0,15	4	0,06	n.n.	0,03	4	0,06	0,003	0,02	4	0,24	0,014	0,08				
Zink (Zn <sup>2+</sup> ) mg/l	3	0,27	0,11	0,19	4	2,1	0,028	0,567	4	1,2	0,054	0,391	4	0,19	0,014	0,076	5	0,71	0,032	0,205	5	1,20	0,40	0,008	3	1,1	<0,04	0,40	4	0,09	0,025	0,055	4	0,63	0,16	0,37	4	4,0	0,13	1,40	4	0,27	0,04	0,135
Blei (Pb <sup>2+</sup> ) mg/l	3	<0,01	0,002	0,006	4	0,19	0,004	0,052	4	0,15	0,003	0,047	4	0,15	0,004	0,041	5	0,13	n.n.	0,034	4	0,08	0,003	0,035	3	0,03	0,008	0,017	4	0,01	0,004	0,007	4	<0,01	0,004	0,006	4	0,012	0,006	0,009	4	0,016	<0,004	0,009
Cadmium (Cd <sup>2+</sup> ) mg/l	2	0,003	0,001	0,002	2	0,013	0,005	0,009	2	0,011	0,004	0,008	2	0,011	0,005	0,008	3	0,011	n.n.	0,005	3	0,007	0,001	0,004	2	0,002	0,001	0,002	3	0,002	n.n.	<0,001	3	0,003	0,001	0,002	3	0,002	<0,001	0,001				
Kupfer (Cu <sup>2+</sup> ) mg/l	3	0,013	0,001	0,006	4	0,016	0,011	0,007	4	0,11	0,003	0,048	4	0,066	0,004	0,048	5	0,13	0,005	0,062	5	0,011																						

Belastung und Verunreinigung des Grundwassers durch feste Abfallstoffe

Fortsetzung Tab. 33

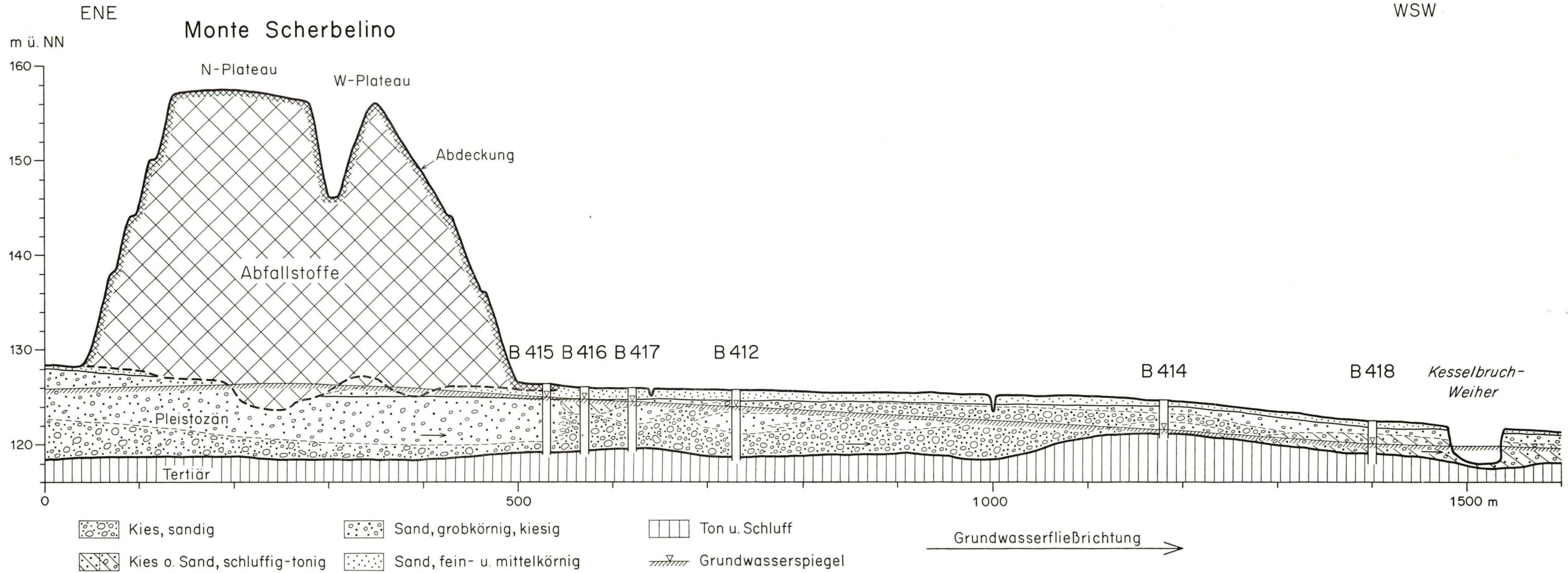
Brunnen Bestimmungen	* Max.	414			* Max.	415			* Max.	416			* Max.	417			* Max.	418			* Max.	20			* Max.	21			* Max.	23			* Max.	26			* Max.	28						
		Min.	Mittel			Min.	Mittel			Min.	Mittel			Min.	Mittel			Min.	Mittel			Min.	Mittel			Min.	Mittel			Min.	Mittel			Min.	Mittel			Min.	Mittel		Min.	Mittel		
Summe d.fest-gel. Bestandt. mg/l	16 366	225	289	4	6950	6600	6800	3	6500	6000	6267	3	2750	2400	2605	2	2000	551	1275	15	475	187	266	15	5850	983	3641	16	5700	580	3676	15	425	128	305	14	2011	713	1293	16	3600	1450	2951	
Abdampfückstand mg/l	18 317	200	241	4	5752	5495	5634	3	5219	4940	5190	3	2350	2077	2250	2	1766	386	1076	15	341	35	275	22	4970	815	3164	23	4780	480	3199	15	330	106	253	15	1691	627	1122	17	3347	1186	2265	
Oxidierbarkeit (KMnO <sub>4</sub> -Verbr.) mg/l	18 56	0,5	33	4	1300	1000	1165	3	1000	850	947	3	400	300	347	2	27	14	20	15	65	16	45	23	1500	130	772	23	1400	79	760	15	52	18	31	15	470	100	227	17	870	210	620	
(K <sub>2</sub> Cr <sub>2</sub> O <sub>7</sub> -Verbr.) mg/l	18 66	12	31	4	990	900	950	3	1070	690	856	3	305	237	271	2	25	n.n.	13	15	74	16	41	17	890	76	549	17	970	67	557	15	43	8	25	15	311	70	176	16	646	104	416	
Biochem. Sauerstoffbedarf (BSB <sub>5</sub> ) mg/l	14 3	0,01	0,9	1	-	-	n.n.	1	-	-	n.n.	1	-	-	-	1	-	-	8	10	11	n.n.	1,4	7	62	6	27,3	7	55	9	27,9	7	5	1	2,6	7	60-100	5	26	7	360	3	90	
Organ. geb. Stickstoff mg/l	6 48	n.n.	8,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	2	n.n.	0,8	6	47	4	23,7	7	54	3	24	5	3	0,5	1,4	5	15	0,9	5,6	7	131	4	33	
Summe d. ätherl. Bestandt. mg/l	1 -	-	n.n.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	0,1	
Detergentien (anionaktiv) mg/l	2 0,12	0,02	0,07	1	-	-	1,54	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	0,037	0,003	0,02	8	0,95	0,11	0,58	2	0,52	0,44	0,48	6	0,022	0,005	0,01	6	0,21	0,068	0,15	8	1,09	0,44	0,68	
Phenole mg/l	7 0,039	0,009	0,02	1	-	-	0,81	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8	0,95	0,11	0,58	2	0,52	0,44	0,48	6	0,022	0,005	0,01	6	0,21	0,068	0,15	8	1,09	0,44	0,68	
Sauerstoff (O <sub>2</sub> ) mg/l	18 4,2	n.n.	0,82	4	0,3	n.n.	0,1	3	0,2	n.n.	0,07	3	0,1	0,1	0,1	2	11	3,2	7,1	15	10,6	n.n.	3,9	18	14	0,7	17	14,5	0,1	6,4	15	14,0	4,7	7,8	15	11,0	1,8	6,8	17	12,0	2,1	4,6		
Sulfat (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ) mg/l	11 81	30	55	4	193	137	170	3	313	244	282	3	257	211	228	2	49	36	42	8	20	16	18	4	278	183	221	5	271	120	187	2	46	43	44	2	126	62	94	4	285	134	194	
Schwefelwasserstoff (H <sub>2</sub> S) mg/l	10 0,54	0,007	0,07	3	0,15	0,12	0,14	2	0,9	0,10	0,5	2	0,19	0,18	0,19	1	-	-	n.n.	8	0,70	n.n.	0,16	9	0,12	0,015	9	0,14	0,01	0,06	8	0,03	0,005	0,014	8	0,03	0,004	0,014	9	0,14	n.n.	0,08		
Nitrat (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) mg/l	18 3,8	n.n.	0,8	4	2,4	1,1	1,9	3	2,1	n.n.	1,1	3	0,8	n.n.	0,4	2	2,0	1,7	1,9	8	0,5	n.n.	0,2	10	61,7	0,3	12,2	11	88	0,7	23,9	8	1,4	n.n.	0,6	8	6,6	1,6	4,5	10	8,6	0,7	3,6	
Nitrit (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ) mg/l	4 0,04	n.n.	0,01	3	0,12	0,04	0,08	3	0,09	0,02	0,06	3	0,09	n.n.	0,03	2	n.n.	n.n.	n.n.	2	0,06	n.n.	0,03	4	5,8	0,06	1,68	4	7,7	0,07	2,17	2	0,02	n.n.	0,01	2	1,3	0,4	0,85	4	6,5	0,01	1,9	
Ammonium (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) mg/l	17 3,1	n.n.	0,5	3	119	97	111	3	114	79	100	3	3,4	3,1	3,2	2	0,04	0,04	0,04	15	2,5	n.n.	0,6	17	166	25	112	18	177	43	117	15	1,2	n.n.	0,3	15	73	14,4	42	17	173	47	117	
Fr. gel. Kohlendioxid (CO <sub>2</sub> ) mg/l	12 67	35	46	4	731	581	655	3	649	448	542	3	485	319	391	2	Spur	n.n.	n.n.	9	49	n.n.	17,8	11	141	n.n.	27,2	12	616	n.n.	66,4	9	18	n.n.	8,5	9	36	4,4	14,8	11	352	4	57,8	
Hydrogenkarbonat (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) mg/l	17 122	31	85	4	2380	2195	2311	3	2225	2136	2167	3	732	562	659	2	415	330	373	15	223	79	171	16	1770	287	1094	17	1830	201	195	15	183	43	139	14	671	171	418	16	1220	476	1045	
Eisen (Fe <sup>2+</sup> ) mg/l	12 7,8	n.n.	4,34	4	26,9	20,8	23,7	3	26,1	23,2	24,3	3	40,1	37,1	38,9	2	0,9	n.n.	0,5	9	0,5	n.n.	0,2	11	2,5	n.n.	0,9	12	4,1	n.n.	1,2	8	0,33	n.n.	0,1	9	1,6	0,2	1,0	11	6,67	0,46	2,7	
Gesamteisen (Fe <sup>2+</sup> +Fe <sup>3+</sup> ) mg/l	9 8,0	1,8	5,1	3	46,3	12,0	28,4	3	44,6	23,2	30,5	3	42,4	39,3	40,9	2	22,1	20,1	21,1	7	0,7	0,2	0,4	9	3,6	0,9	1,9	10	4,1	0,7	2,0	7	1,7	0,2	0,7	9	9,9	1,1	2,7	9	22,6	2,7	5,4	
Mangan (Mn <sup>2+</sup> ) mg/l	10 0,6	0,1	0,3	3	5,1	2,7	3,8	3	3,1	2,4	2,6	3	1,6	1	1,3	2	0,6	0,3	0,5	2	1,19	0,09	0,6	4	0,9	0,13	0,5	5	1,4	0,1	0,6	2	0,1	0,04	0,1	2	0,8	0,6	0,7	4	1,1	0,6	0,9	
Natrium (Na <sup>+</sup> ) mg/l	7 11,4	0,9	7,2	1	-	-	344	1	-	-	979	1	-	-	507	1	-	-	841	-	-	-	-	1	-	-	-	448	2	595	594	594,5	-	-	-	-	-	-	-	-	2	613	486	549
Kalium (K <sup>+</sup> ) mg/l	7 2,8	0,3	2,1	1	-	-	68,9	1	-	-	186	1	-	-	14,0	1	-	-	13,3	1	-	-	0,04	2	196	0,5	98	3	297	0,9	97	1	-	-	0,01	1	-	-	-	-	3	313	0,5	182
Calcium (Ca <sup>2+</sup> ) mg/l	1 -	-	49,3	1	-	-	466	1	-	-	186	1	-	-	280	1	-	-	149	-	-	-	-	1	-	-	-	74	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	188	
Magnesium (Mg <sup>2+</sup> ) mg/l	1 -	-	11,4	1	-	-	125	1	-	-	134	1	-	-	50,4	1	-	-	9,2	-	-	-	-	1	-	-	-	78,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	74,2
Gesamthärte °d	7 9,5	6,6	6,6	1	-	-	94	1	-	-	109	1	-	-	50,8	1	-	-	22,9	-	-	-	-	1	-	-	-	42,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	43,2	34,8	39
Chlorid (Cl <sup>-</sup> ) mg/l	17 18,6	6,8	11	4	1883	1683	1764	3	1610	626	1242	3	719	624	679	2	670	40,4	355	9	18,5	10,1	14,0	11	1636	606	1026	12	1731	613	1483	9	23,0	3,8	15,4	9	534	61,2	296	11	1069	312	737	
Fluorid (F <sup>-</sup> ) mg/l	1 -	-	0,17	1	-	-	0,17	1	-	-	0,24	1	-	-	0,10	1	-	-	0,14	-	-	-	-	1	-	-	-	0,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	0,38
Hydrogenphosphat (H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ) mg/l	4 0,5	0,27	0,34	3	0,18	0,08	0,12	3	0,60	0,36	0,44	3	0,34	0,03	0,44	2	0,09	0,03	0,06	2	0,55	0,38	0,46	3	0,77	0,51	0,68	3	0,64	0,30	0,50	2	0,05	0,04	0,05	2	0,36	0,24	0,30	3	0,26	n.n.	0,09	
Zink (Zn <sup>2+</sup> ) mg/l	4 1,9	0,016	0,501	4	3,1	0,06	0,88	3	0,18	<0,01	0,11	3	0,69	0,12	0,33	2	1,55	0,91	1,23	2	1,6	0,07	0,84	2	2,0	0,79	1,40	3	0,39	0,04	0,159	2	0,12	0,04	-	1	-	-	-	1	-	-	0,038	
Blei (Pb <sup>2+</sup> ) mg/l	4 <0,01	<0,004	0,006	4	0,3	0,006	0,102	3	0,3	0,013	<0,141	3	0,15	0,013	<0,078	2	0,2	0,10	0,15	2	<0,01	0,006	<0,008	2	0,12	0,006	0,063	2	<0,01	0,007	0,008	2	<0,001	0,007	0,008	1	-	-	-	-	2	0,006	0,004	0,005
Cadmium (Cd <sup>2+</sup> ) mg/l	3 0,001	<0,001	0,001	3	0,011	0,005	0,007	2	0,010	0,006	0,008	2	0,005	0,004	0,0045	1	-	-	0,003	2	0,001	<0,001	<0,001	2	0,011	0,005	0,008</																	

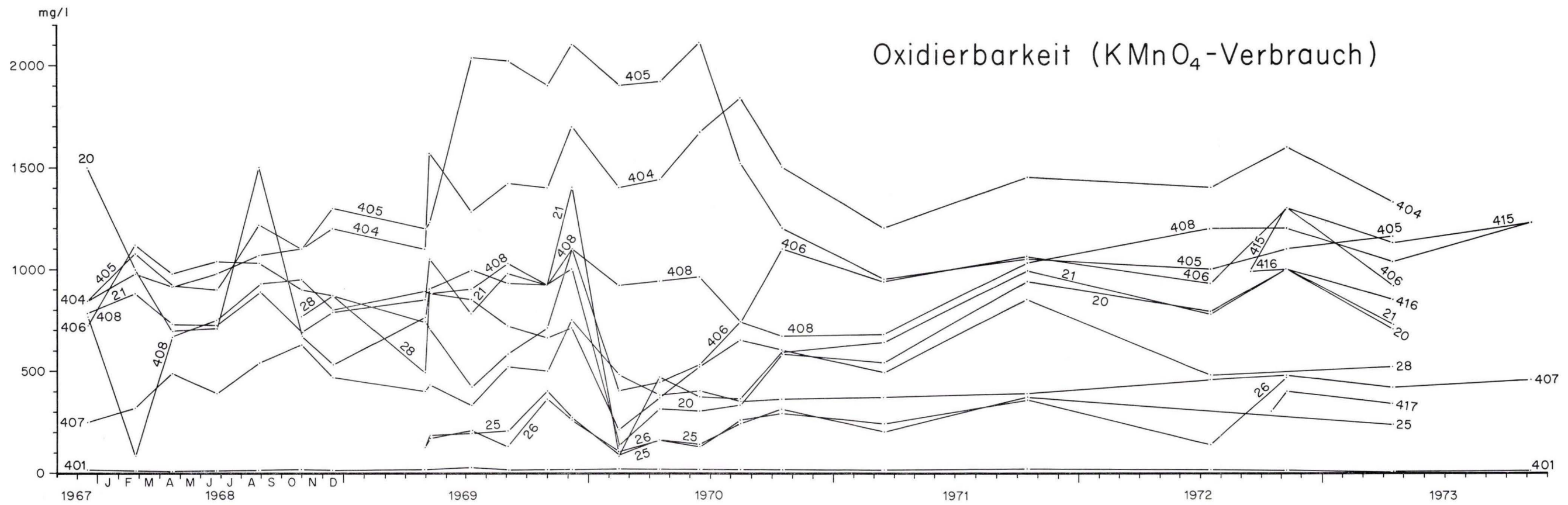
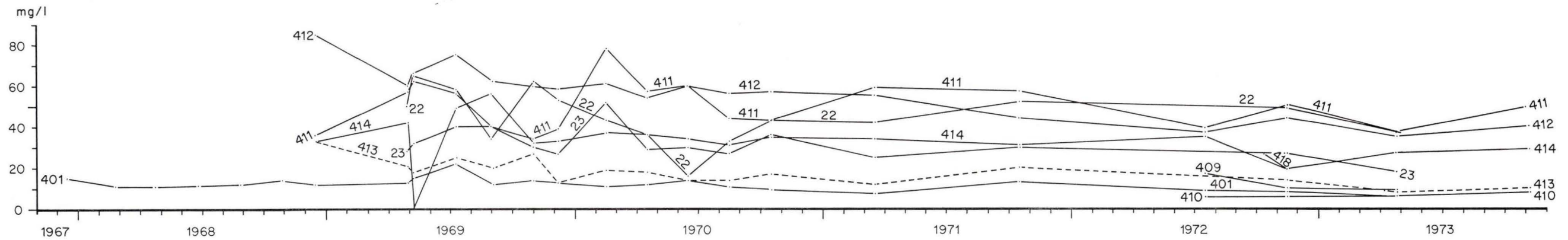
Belastung und Verunreinigung des Grundwassers durch feste Abfallstoffe

Tab. 34. Chemische und physikalische Daten von geschöpften Wasserproben aus dem Haldenweiher im Frankfurter Stadtwald

Entnahme- stelle	Tiefe m	pH-Wert					Redox-Potential mv					Sauerstoff mg/l					Gesamteisen mg/l					Schwefelwasserstoff mg/l					Sulfat mg/l					Abdampfrückstand mg/l					
		1970 30.10.	1971 23.7.	1971 28.10.	1972 28.7.	1973 23.7.	1970 30.10.	1971 23.7.	1971 28.10.	1972 28.7.	1973 23.7.	1970 30.10.	1971 23.7.	1971 28.10.	1972 28.7.	1973 23.7.	1970 30.10.	1971 23.7.	1971 28.10.	1972 28.7.	1973 23.7.	1970 30.10.	1971 23.7.	1971 28.10.	1972 28.7.	1973 23.7.	1970 30.10.	1971 23.7.	1971 28.10.	1972 28.7.	1973 23.7.	1970 30.10.	1971 23.7.	1971 28.10.	1972 28.7.	1973 23.7.	
30	Oberfläche	7,9	8,5	8,2	8,7	8,5	+ 120	+ 240	+ 30	+ 60	+ 70	3,6	7,0	6,3	12,5	2,0	1,28	0,89	1,46	0,59	1,03	0,023	0,01	0,18	n.n.	0,15	216	220	159	206	245	3052	3969	4431	4291	5232	
	- 0,5	7,1	8,3	8,2	8,2		- 20	+ 200	+ 90	+ 25		4,3	2,0	2,3	2,5		2,68	1,04	3,08	0,65		0,033	0,02	0,11	n.n.		203	213	173	201		3182	3949	4468	4285		
	- 1,0		6,8			7,1			- 370		+ 15		n.n.			0,3			1,93		1,02		5,4		4,4			181			239		5531			5437	
	- 1,5			7,2	7,1				- 210	- 295			n.n.	2,0					2,04	1,20			30,0	12					183	187			5815	5849			
	- 2,0	7,1	6,8			7,1	- 290	- 350			- 275	0,1	n.n.			n.n.	4,28	2,01			1,06	3,0	11,0		49		131	185			94	6276	6801			7575	
	- 2,5			7,2	7,05				- 230	- 345			n.n.	n.n.					1,85	1,25			29,0	33					74	196			7343	8146			
	- 3,0					7,0					- 310		n.n.			n.n.						1,36			69											8153	
	- 3,5	6,9	7,0				- 360	- 310				n.n.	n.n.			n.n.	3,56	22,7					26,4	25,0		69		83	196								
- 4,0			7,2	7,05	7,1			- 270	- 330	- 330		n.n.	n.n.	n.n.				27,1	1,70	1,60				660		83	196										
31	Oberfläche	7,8	8,2	8,2	8,2	8,3	+ 120	+ 140	- 110	+ 45	+ 60	3,4	7,5	6,5	11,0	1,4	2,25	0,94	2,71	0,55	0,78	n.b.	0,07	0,19	n.n.	0,21	223	224	189	204	247	3185	3997	4459	4362	5241	
	- 0,5		8,4	8,2	8,2			+ 140	- 110	+ 25		1,9	2,4	2,3				0,96	1,46	1,42		0,02	0,19	n.n.			227,2	83,0	203			4009	4428	4472			
	- 1,0	7,7	7,0			7,2	- 83	- 300			- 30	3,2	n.n.			n.n.	3,31	1,72			0,91	1,09	5,0		25	203	175			233	3286	4934			5549		
	- 1,5			7,2	7,2				- 250	- 275			n.n.	n.n.					1,61	1,40			14,0	8,7					13	194			6059	5366			
	- 2,0	7,0	7,2			7,1	- 380	- 300			- 310	n.n.	n.n.			n.n.	4,63	1,70			1,19	3,13	11,0		39	137	185			93	5718	7222			7604		
	- 2,5			7,2	7,2				- 280	- 290			n.n.	n.n.					1,90	1,28				15,0	31					118	194			7082	7381		
	- 3,0					7,0					- 320		n.n.			n.n.									76											8969	
	- 3,5		7,2	7,0	7,15	7,0		- 340	- 280	- 295	- 345		n.n.	n.n.	n.n.			10,7	1,51	1,45	1,52		26,0	50,0	44	84		193	17	228	11		8662	10967	8164	10966	
32	Oberfläche		8,8	8,1	8,3	8,4		+ 160	+ 110	+ 70	+ 60		8,5	6,0	8,3	1,3		0,91	1,31	0,93	0,93		0,02	0,08	n.n.	0,17	228	221	206	241		3809	4443	4327	5227		
	- 0,5	7,9	8,4	8,2	8,2		- 100	+ 160	+ 80	+ 30		4,5	2,2	2,2	2,0		2,29	1,0	1,36	1,14		0,016	0,03	0,12	0,38	218	228	222	201		3057	3800	4368	4362			
	- 1,0		7,2			7,0		- 200			- 30		n.n.			n.n.			2,13		0,99		3,0		9,5		189			244		5201			5286		
	- 1,5			7,2	7,2				- 320	- 150			n.n.	n.n.					1,68	1,18			8,2	14					181	194			5386	6484			
	- 2,0	6,8	7,0			7,1	- 240	- 270			- 300	n.n.	n.n.			n.n.	4,48	1,66			1,23	2,1	11,0		39	151	207			172	5836	7272			6351		
	- 2,5			7,1	7,3				- 360	- 295			n.n.	n.n.					1,79	1,32			19,0	23					151	188			6521	6750			
	- 3,0					7,0					- 310		n.n.			n.n.						1,28			59											7716	
	- 3,5		7,4					- 280					n.n.			n.n.		10,5					24,0		59		233						9247				
33	Oberfläche		8,8	8,1	8,4	8,5		+ 150	+ 30	+ 45	+ 65		8,4	6,2	7,8	1,1		0,8	1,31	1,39	0,93		0,07	0,09	n.n.	0,19	230	214	205	246		3823	4611	4357	5233		
	- 0,5	7,7	8,6	8,3	8,4		- 160	+ 140	± 0	+ 30		5,3	2,4	3,1	3,8		1,93	1,02	1,42	0,82		0,32	0,02	0,15	0,20	212	226	216	193		3090	3830	4560	4371			
	- 1,0		7,5			7,3		- 260			- 30		n.n.			n.n.			1,76		1,12		1,5		1,4		190	190	192	186		5297			5645		
	- 1,5			7,2	7,3				- 280	- 255			n.n.	n.n.					1,76	5,97			8,9	18			190	192	192	186			5170	5713			
	- 2,0	6,9	7,2			7,1	- 220	- 300			- 295	n.n.	n.n.			n.n.	4,63	1,26			1,52	0,91	7,0		51		142	190			108	5586	6320			7304	
	- 2,5			7,2	7,4				- 330	- 270			n.n.	n.n.					1,59	1,20				n.b.	11				119	204			7158	7479			
	- 3,0					7,0					- 315		n.n.			n.n.						0,67			76				4						9118		
	- 4,0	6,9	7,3	7,0	7,2	7,0	- 340	- 290	- 340	- 305	- 340	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	3,45	8,05	7,33	177	51,8	21,9	25,0	n.b.	60	105	26	136	4	345	41	8949	10769	9755	8908	20592	

n.n. = nicht nachweisbar





- 29: BAUER, G., u. a.: Beitrag zur Geologie der Mittleren Siegener Schichten. 1960. 363 S., 85 Abb., 10 Tab., 22 Taf., DM 36,-.
- 30: BURRE, O.: Untersuchungen über die Berechnung der dem Grundwasser von den Niederschlägen zugehenden Wassermengen aus den Bewegungen des Grundwasserspiegels. 1960. 68 S., 1 Abb., 8 Tab., 5 Taf., DM 8,60.
- 31: RÖDER, D. H.: Ulmen-Gruppe in sandiger Fazies (Unter-Devon, Rheinisches Schiefergebirge). 1960. 66 S., 4 Abb., 1 Tab., 7 Taf., DM 8,-.
- 32: ZAKOSEK, H.: Durchlässigkeitsuntersuchungen an Böden unter besonderer Berücksichtigung der Pseudogleye. 1960. 63 S., 12 Abb., 1 Tab., 2 Taf., DM 11,-.
- 33: KREBS, W.: Stratigraphie, Vulkanismus und Fazies des Oberdevons zwischen Donsbach und Hirzenhain (Rheinisches Schiefergebirge, Dill-Mulde). 1960. 119 S., 21 Abb., 7 Tab., 11 Taf., DM 14,80.
- 34: STOPPEL, D.: Geologie des südlichen Kellerwaldgebirges. 1961. 114 S., 21 Abb., 2 Tab., 4 Taf., DM 14,-.
- 35: MATTHESS, G.: Die Herkunft der Sulfat-Ionen im Grundwasser. 1961. 85 S., 3 Abb., 31 Tab., DM 7,60.
- 36: STENGER, B.: Stratigraphische und gefügetektonische Untersuchungen in der metamorphen Taunus-Südrand-Zone (Rheinisches Schiefergebirge). 1961. 68 S., 20 Abb., 4 Tab., 3 Taf., DM 9,-.
- 37: ZAKOSEK, H.: Zur Genese und Gliederung der Steppenböden im nördlichen Oberrheintal. 1962. 46 S., 1 Abb., 19 Tab., DM 6,80.
- 38: ZIEGLER, W.: Taxonomie und Phylogenie Oberdevonischer Conodonten und ihre stratigraphische Bedeutung. 1962. 166 S., 18 Abb., 11 Tab., 14 Taf., DM 22,60.
- 39: MEISCHNER, KL.-D.: Rhenaer Kalk und Posidonienkalk im Kulm des nordöstlichen Rheinischen Schiefergebirges und der Kohlenkalk von Schreufa (Eder). 1962. 47 S., 15 Abb., 2 Tab., 7 Taf., DM 11,60.
- 40: HOLTZ, S.: Sporen-stratigraphische Untersuchungen im Oligozän von Hessen. 1962. 46 S., 1 Abb., 6 Taf., DM 9,-.
- 41: WALLISER, O. H.: Conodonten des Silurs. 1964. 106 S., 10 Abb., 2 Tab., 32 Taf., DM 12,-.
- 42: KUTSCHER, F.: Register für die Notizblatt-Bände der 5. Folge, Hefte 1—20, erschienen 1916—1939. 1963. 58 S., 1 Taf., DM 7,60.
- 43: EINSELE, G.: Über Art und Richtung der Sedimentation im klastischen rheinischen Oberdevon (Famenne). 1963. 60 S., 8 Abb., 7 Tab., 5 Taf., DM 7,60.
- 44: JACOBSHAGEN, E., HUCKRIEDE, R. & JACOBSHAGEN, V.: Eine Faunenfolge aus dem jungpleistozänen Löß bei Bad Wildungen. 1963. 105 S., 9 Abb., 2 Tab., 14 Taf., DM 12,-.
- 45: KÜMMERLE, E.: Die Foraminiferenfauna des Kasseler Meeressandes (Oberoligozän) im Ahnetal bei Kassel (Bl. Nr. 4622 Kassel-West). 1963. 72 S., 1 Abb., 2 Tab., 11 Taf., DM 9,40.
- 46: SCHENK, E.: Die geologischen Erscheinungen der Subfusion des Basaltes. 1964. 31 S., 6 Abb., 2 Tab., 16 Taf., DM 7,60.
- 47: HÖLTING, B. & STENGEL-RUTKOWSKI, W.: Beiträge zur Tektonik des nordwestlichen Vorlandes des basaltischen Vogelsberges, insbesondere des Amöneburger Beckens. 1964. 37 S., 2 Taf., DM 5,60.
- 48: DIEDERICH, G., LAEMMLER, M. & VILLWOCK, R.: Das obere Biebental im Nordspessart. Neugliederung des Unteren Buntsandstein, Exkursionsführer und geologische Karte. 1964. 34 S., 2 Abb., 5 Tab., 4 Taf., 1 Kte., DM 7,20.
- 49: KUTSCHER, F.: Register für die Notizblatt-Bände der 4. Folge, Hefte 1—35, erschienen 1880—1914. 1965. 56 S., 1 Taf., DM 6,60.
- 50: ZAKOSEK, H., u. a.: Die Standortkartierung der hessischen Weinbaugebiete. 1967. 82 S., 1 Abb., 17 Tab., 1 Atlas, DM 10,-.
- 51: MATTHESS, G.: Zur Geologie des Ölschiefervorkommens von Messel bei Darmstadt. 1966. 87 S., 11 Abb., 10 Tab., DM 10,-.
- 52: BERG, D. E.: Die Krokodile, insbesondere *Asiatosuchus* und aff. *Sebecus*?, aus dem Eozän von Messel bei Darmstadt/Hessen. 1966. 105 S., 11 Abb., 6 Taf., DM 11,20.
- 53: HÖLTING, B.: Die Mineralquellen in Bad Wildungen und Kleinern (Landkreis Waldeck, Hessen). 1966. 59 S., 7 Abb., 9 Tab., DM 7,-.
- 54: SOLLE, G.: Hederelloidea (Cyclostomata) und einige ctenostome Bryozoen aus dem Rheinischen Devon. 1968. 40 S., 1 Tab., 5 Taf., DM 5,-.
- 55: SCHNEIDER, J.: Das Ober-Devon des nördlichen Kellerwaldes (Rheinisches Schiefergebirge). 1969. 124 S., 24 Abb., 1 Taf., DM 15,-.
- 56: HORST-FALKE-Festschrift. 1970. 228 S., 71 Abb., 10 Tab., 23 Taf., 1 Bild, DM 14,-.
- 57: MEISL, S.: Petrologische Studien im Grenzbereich Diagenese-Metamorphose. 1970. 93 S., 70 Abb., 2 Tab., DM 11,-.

- 58: MATTHES, G.: Beziehungen zwischen geologischem Bau und Grundwasserbewegung in Festgesteinen. 1970. 105 S., 20 Abb., 18 Tab., 4 Taf., DM 12,-.
- 59: SOLLE, G.: *Brachyspirifer* und *Paraspirifer* im Rheinischen Devon. 1971. 163 S., 1 Diagr., 20 Taf., DM 30,-.
- 60: HEINZ-TOBIEN-Festschrift. 1971. 308 S., 58 Abb., 12 Tab., 32 Taf., 1 Bild, DM 24,-.
- 61: WIRTZ, R.: Beitrag zur Kenntnis der Paläosole im Vogelsberg. 1972. 159 S., 2 Abb., 21 Tab., DM 19,-.
- 62: BUGGISCH, W.: Zur Geologie und Geochemie der Kellwasserkalke und ihrer begleitenden Sedimente (Unteres Oberdevon). 1972. 68 S., 19 Abb., 6 Tab., 13 Taf., DM 16,-.
- 63: THEWS, J.-D.: Zur Typologie der Grundwasserbeschaffenheit im Taunus und Taunusvorland. 1972. 42 S., 27 Abb., 7 Tab., 2 Taf., DM 12,-.
- 64: STEPHAN-HARTL, R.: Die altmiozäne Säugetierfauna des Nordbassin und der Niederräder Schleusen-kammer (Frankfurt/M., Hessen) und ihre stratigraphische Stellung. 1972. 97 S., 16 Abb., 11 Tab., 24 Taf., DM 21,-.
- 65: BOY, J. A.: Die Branchiosaurier (Amphibia) des saarpfälzischen Rotliegenden (Perm, SW-Deutschland). 1972. 137 S., 70 Abb., 2 Tab., 2 Taf., DM 17,-.
- 66: BARTH, H.: Petrologische Untersuchungen im Felsberg-Zug (Bergsträßer Odenwald). 1972. 85 S., 16 Abb., 11 Tab., 8 Taf., DM 12,-.
- 67: KUSTER-WENDENBURG, E.: Die Gastropoden aus dem Meeressand (Rupelium) des Mainzer Tertiärbeckens. 1973. 170 S., 8 Taf., DM 21,-.
- 68: NEUFFER, FR. O.: Die Bivalven des Unteren Meeressandes (Rupelium) im Mainzer Becken. 1973. 113 S., 13 Taf., DM 25,-.
- 69: WALTER, H.: Hydrogeologie und Wasserhaushalt im oberen Horlofftal (westlicher Vogelsberg). 1974. 104 S., 13 Abb., 17 Tab., 2 Taf., DM 25,-.
- 70: AZIMI, M. A., HILALI, E.-A., HUSCHMAND, A., KRÜGER, H., PICKEL, H.-J., SCHARPFF, H.-J., SCHEWE L., WAGNER, H.-R.: Beiträge zur Hydrogeologie von Hessen. 1974. 198 S., 60 Abb., 37 Tab., 2 Taf., DM 35,-.
- 71: BAHLO, E.: Die Nagetierfauna von Heimersheim bei Alzey (Rheinessen, Westdeutschland) aus dem Grenzbereich Mittel-/Oberligozän und ihre stratigraphische Stellung. 1975. 182 S., 43 Abb., 11 Tab., DM 25,-.
- 72: MATHEIS, J.: Kartographische Bearbeitung geologischer und bodenkundlicher Karten. Von der Manuskriptkarte zur Druckvorlage. 1975. 68 S., 22 Abb., 3 Taf., 5 Beil., DM 24,-.