

9.5.2 Deskriptive Statistik der hydrochemischen Daten

Die einfachen Kennwerte der deskriptiven Statistik mit Minimum, Maximum, Standardabweichung, Mittelwert und Median der Notbrunnenwässer sowie der Analysen aus GWMs sind in Anlage I 1 beigefügt. Die folgenden zwei Abbildungen stellen jeweils die Verteilungen der absoluten Häufigkeit der Hauptinhaltsstoffe dar (Abb. 9.15 u. 9.16). Ausreißer und Extremwerte wurden bei den Häufigkeitsverteilungen zwar ausgesondert, jedoch bei der Diskussion zu den chemischen Parametern in Kap. 9.2 - 9.6 mit berücksichtigt. Die thematische Einteilung in die zwei Teilbereiche Notbrunnen und sonstige Meßorte erfolgte aufgrund der als unterschiedlich repräsentativ zu bewertenden Probenahmen (Pumpversuche bei den NBs und Schöpfproben bei den GWMs). Bei den 16 Häufigkeitskurven treten die vier verschiedenen Typen symmetrisch, rechtsschief, linksschief und mehrgipfelig auf (vgl. DVWK 1982). Die Parameter Ca^{2+} , Mg^{2+} (GWMs) und HCO_3^- (NBs und GWMs) zeigen eine verhältnismäßig gleichförmige, symmetrische Verteilung, die auf eine weitgehendst geogene Herkunft hindeutet. Die Mittelwerte entsprechen in etwa den Normalwerten.

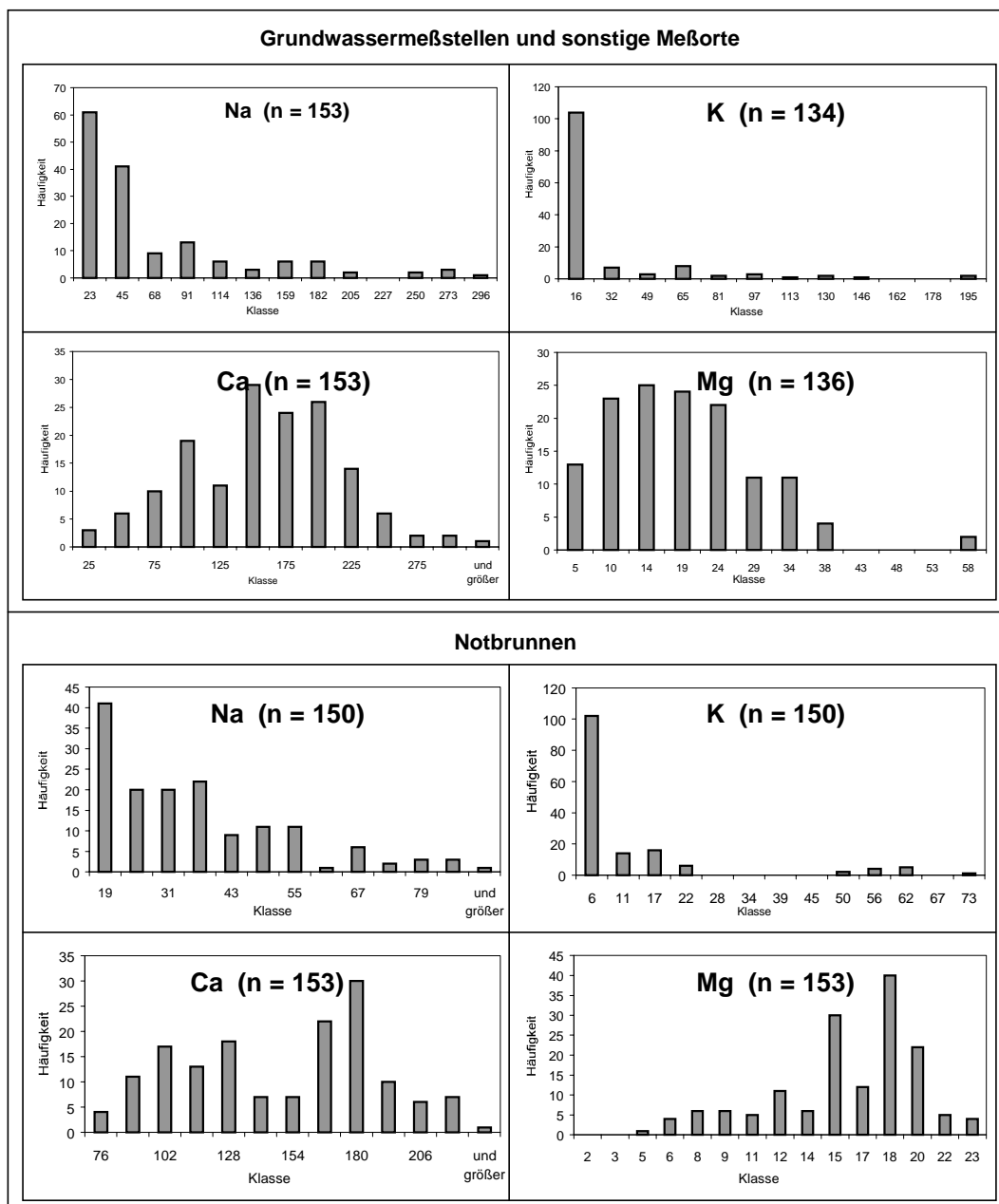


Abb. 9.15: Häufigkeitsverteilungen der Hauptkationen (absolute Häufigkeit in mg/l)

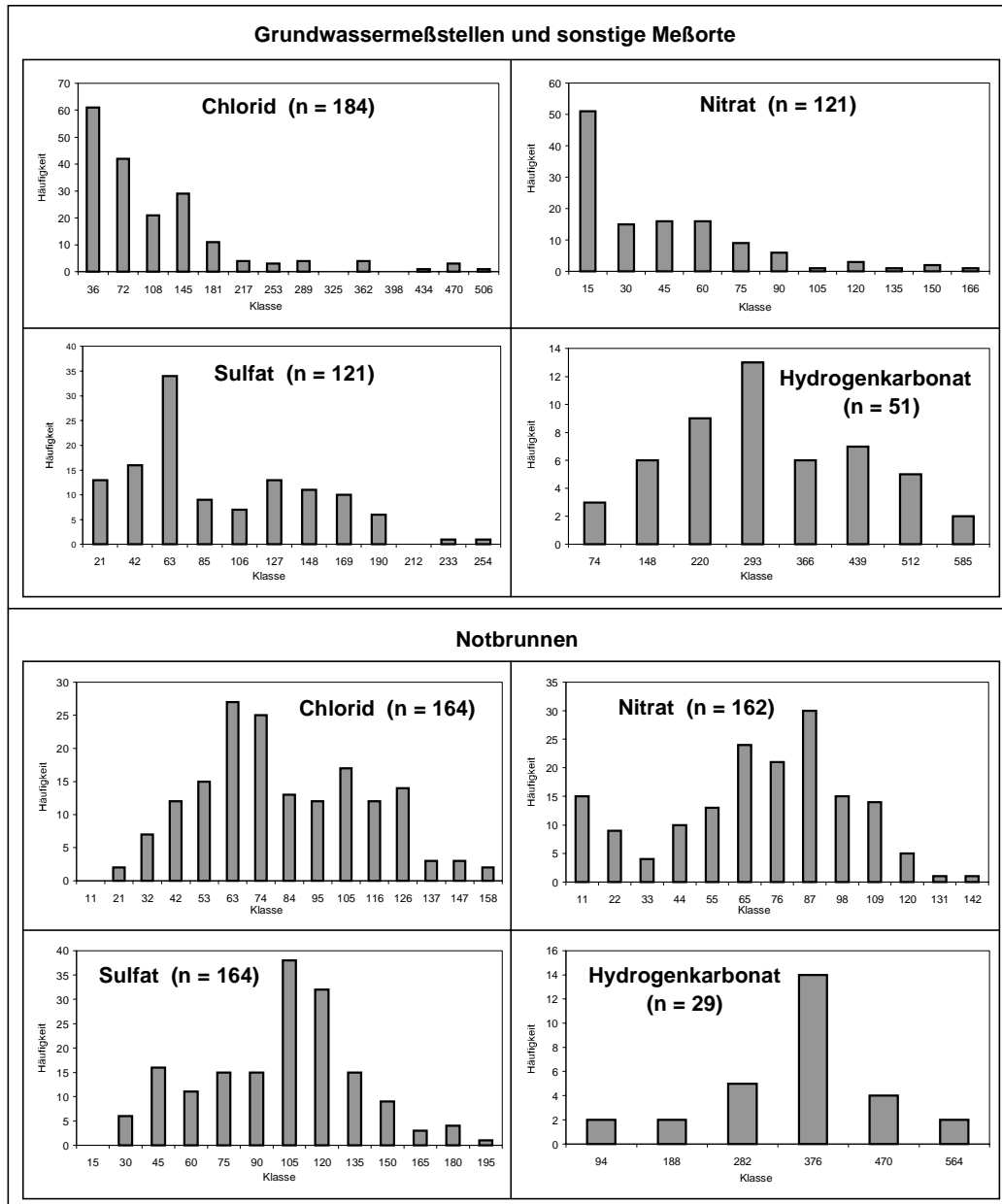


Abb. 9.16: Häufigkeitsverteilungen der Hauptanionen (absolute Häufigkeit in mg/l)

Demgegenüber signalisiert die mehrgipfelige Verteilung von Ca^{2+} bei den NBs mit den Maxima bei 180 und 102 bis 128 mg/l eine Überlagerung zweier differierender Kurven mit einem Überlappungsbereich zwischen 130 - 154 mg/l (Abb. 9.15 u. 9.16). Dieser Kurvenverlauf signalisiert eine Überlagerung mindestens zweier Prozesse, wobei einerseits der Prozeß des urbanen Einflusses wie auch der Einfluß wechselnder geologischer Verhältnisse in Frage kommt. In Anbetracht des relativ hohen 2. Maximums von 180 mg/l und einer geogenen Hintergrundbelastung an Ca^{2+} von maximal 80 - 90 mg/l (Mittelwert nach HLFU 1993) handelt es sich hierbei wahrscheinlich um die Überlagerung einer urbanen (> 150 mg/l) und einer natürlichen Einflußgröße (< 150 mg/l). Eine ähnliche Mehrgipfeligkeit, die auf vergleichbare Ursachen zurückzuführen ist, weisen auch die Parameter Cl^- und NO_3^- bei den Notbrunnen und SO_4^{2-} bei den Grundwassermeßstellen auf. Die Häufigkeitsverteilungen von Na^+ , K^+ (NBs u. GWMs) und Cl^- , NO_3^- (GWMs) zeigen eine deutliche positive Schiefe (linkssteil oder rechtsschief), was bedeutet, daß zwar die meisten Proben lediglich geringe Konzentrationen aufweisen, jedoch auch bei jeweils geringerer Häufigkeit extrem hohe Gehalte auftreten. Der Normalwert (dichtester Wert) ist hierbei wesentlich kleiner als der Mittelwert.

Dieser Kurvenverlauf ist typisch für Stoffe, die durch anthropogene Einwirkungen, wie z. B. Düngung oder urbane Einflüsse, in den hydrologischen Kreislauf eingebracht werden. Eine negative Schiefe ist lediglich bei Mg^{2+} (NBs) vorhanden. Die häufigsten Meßwerte (Klasse = 18) liegen hier deutlich über dem Mittelwert von 15 mg/l. Die meisten Proben der Notbrunnen zeigen relativ hohe Konzentrationen von Mg^{2+} ; es treten jedoch bei jeweils geringerer Häufigkeit auch extrem niedrige Gehalte auf. Bei einigen Verteilungen sind Überlagerungen mehrerer Formtypen vorhanden. Im Falle von SO_4^{2-} (GWMs) ist eine positive Schiefe in Verbindung mit Mehrgipfeligkeit zu verzeichnen. Der Mittelwert beträgt hier 82 mg/l und es treten 2 Maxima auf (bei 63 und 127 mg/l). Die Schiefe ist jedoch nicht so ausgeprägt wie bei Cl^- und NO_3^- (GWMs, Abb. 9.16).

9.5.3 Ionenverhältnisse und -korrelationen

Nach HÖLTING (1992) können durch die Untersuchung der Ionenverhältnisse zeitliche Verschiebungen der Lösungsinhalte und damit geohydrochemische Prozesse beschrieben werden. Im Falle einer reinen Verdünnung durch niedrig mineralisierte Wässer ändern sich die Verhältnisse nicht, während bei zusätzlichen, insbesondere anthropogenen, Einflüssen die Ionenverhältnisse modifiziert werden. Wichtige Verhältniszahlen bei den Kationen sind das Alkali-Verhältnis (Na^+ / K^+), das Erdalkali-Verhältnis (Ca^{2+} / Mg^{2+}) sowie die Relation von Erdalkalien zu Alkalien. Aufgrund der regional hohen K^+ -Konzentration sollte noch der Wert $K^+ / (Na^+ + Ca^{2+} + Mg^{2+})$ berechnet werden. Bei den Anionen werden das Salinar-Verhältnis (Cl^- / SO_4^{2-}) und die Relation $HCO_3^- / (Cl^- + SO_4^{2-} + NO_3^-)$ untersucht. Außerdem gibt das Verhältnis Cl^- / Na^+ Aufschluß über den zusätzlichen Eintrag von Schadstoffen ins Grundwasser und die Relation von geogenem "background" zu anthropogenen Einflüssen. Die Korrelation zwischen Hauptanionen und -kationen an 72 Meßorten für den Zeitraum 1998 bis Februar 1999 ist in Tab. 9.2 abgebildet. Mit Hilfe des gleichen Datensatzes wurden zeitunabhängig die 7 Verhältnisse sowie die Relation SO_4^{2-} / Ca^{2+} errechnet und in Abbildung 9.17 in Verbindung mit den Korrelationskoeffizienten r (für Cl^- / SO_4^{2-} , SO_4^{2-} / Ca^{2+}) sowie den Geraden gleicher Verhältnisse der abhängigen Variable $f(x)$ zur unabhängigen Variable x dargestellt. Thematisch wurde hierbei nicht weiter differenziert, so daß in der Datenbasis Quellen, Notbrunnen und Grundwassermeßstellen jeweils im Kristallin und Rotliegenden sowie im Quartär südlich der Gräfenhäuser-Bruchzone und nördlich dieser Linie gleichermaßen vertreten sind.

Tab. 9.2: Korrelation zwischen Hauptanionen und -kationen

n = 72	Na	K	Ca	Mg	Chlorid	Nitrat	Sulfat	Hydrogenkarbonat
Na	1,00	0,48	0,18	0,39	0,77	0,22	0,36	0,39
K	0,48	1,00	-0,13	0,07	0,46	0,14	0,12	0,16
Ca	0,18	-0,13	1,00	0,34	0,15	0,29	0,44	0,58
Mg	0,39	0,07	0,34	1,00	0,23	0,17	0,28	0,29
Chlorid	0,77	0,46	0,15	0,23	1,00	0,03	0,25	0,11
Nitrat	0,22	0,14	0,29	0,17	0,03	1,00	0,37	0,06
Sulfat	0,36	0,12	0,44	0,28	0,25	0,37	1,00	0,02
Hydrogenkarbonat	0,39	0,16	0,58	0,29	0,11	0,06	0,02	1,00

Die größten Korrelationen sind erwartungsgemäß bei den relativ inerten Ionen Cl^- und Na^+ vorhanden (Abb. 9.17, unten). Hier bestehen enge Zusammenhänge, während HCO_3^- und Ca^{2+} noch deutliche Korrelationen zeigen (Tab. 9.2). Zwischen SO_4^{2-} und Ca^{2+} sind lediglich mäßige Abhängigkeiten vorhanden, die hier den meist anthropogenen zusätzlichen Eintrag von SO_4^{2-} bestätigen.

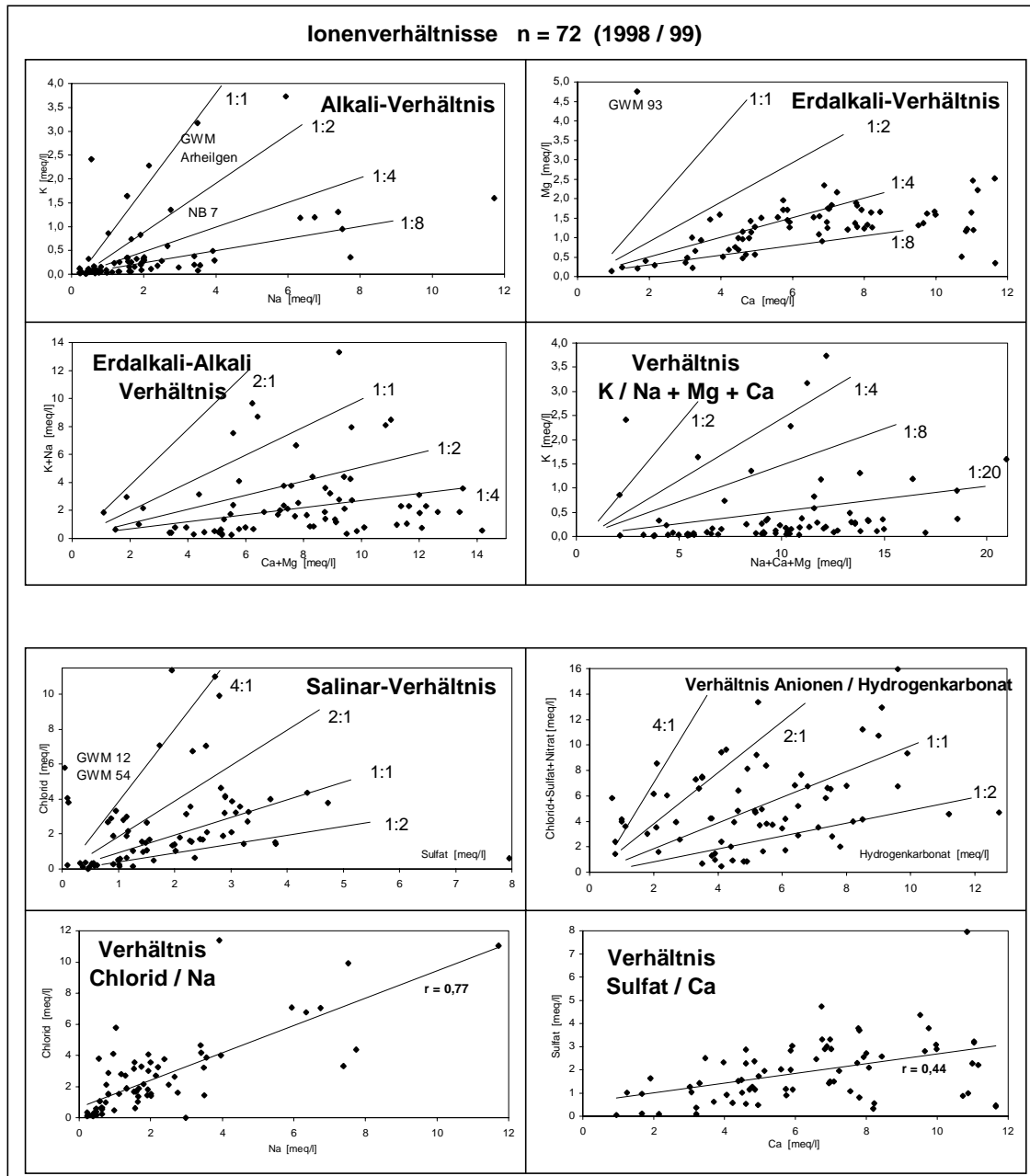


Abb. 9.17: Ionenverhältnisse

Ebenso signalisiert die mäßig hohe, jedoch im Kontext nachweisliche Korrelation zwischen K^+ und Na^+ sowie zwischen Mg^{2+} und Na^+ eine Koexistenz dieser Parameter bei Kontaminationen - wie z. B. dem Eintrag von Streusalz (Na-K-Cl). Dies wird durch ein r von 0,46 zwischen K^+ und Cl^- bestätigt. Es müssen jedoch weitere Eintragsquellen für K^+ vorhanden sein, da der Korrelationskoeffizient keine enge Abhängigkeit zwischen Cl^- und K^+ zeigt. Die Ergebnisse der Korrelationsanalyse bestätigen somit einen partiellen Eintrag von K^+ aus der Kanalisation. NO_3^- korreliert mit keinem der Parameter deutlich und nur mit SO_4^{2-} mäßig, so daß dies auch den Befund eines primären Eintrags von organischen Stickstoffverbindungen aus dem Kanalnetz untermauert (Tab. 9.2).

Das Alkali-Verhältnis K^+ / Na^+ nimmt Werte von unter 1 : 8 bis 1 : 1 an, wobei steigende Verhältnisse Kontaminationen mit K^+ abbilden (Abb. 9.17). Die Meßorte mit hohen K^+ -Konzentrationen auf der 1 : 1-Geraden sind im Stadtzentrum Arheilgen lokalisiert. Die meisten Tupel liegen im Bereich unter 1 : 4.

Das Erdalkali-Verhältnis liegt i. d. R. zwischen 1 : 3 und 1 : 8. Hohe Anteile an Mg^{2+} und Verhältnisse von 1 : 2 bis 1 : 3 sind einerseits auf geogenen Eintrag - z. B. aus Dolomit (Perm, Plattendolomit) - oder andererseits auf anthropogene Kontaminationen zurückzuführen. Die höchsten Relationen sind u. a. im Abstrom von Auffüllungen und Deponien (GWM 93, 61 u. MBR) sowie im Stadtzentrum von Arheilgen zu finden (GWM 27). Ebenso zeigen die Brunnen NB 5, 6, 7 sowie NB 10 (Kristallin) relativ hohe Erdalkali-Verhältnisse von rd. 1 : 4 bis 1 : 3 (Abb. 9.17).

Die Erdalkali-Alkali-Verhältnisse liegen unter 1,6 : 1. Die meisten Meßwerte treten im Bereich unter 1 : 3 auf. Ähnlich wie bei dem Erdalkali-Verhältnis steigt mit zunehmendem K^+ - und Na^+ -Eintrag im urbanen Bereich sowie bei landwirtschaftlicher Nutzung das Verhältnis an. Die im Stadtzentrum von Darmstadt (Schloß) lokalisierten Meßstellen weisen Werte zwischen 1 : 2 und 1 : 4 auf, während im Zentrum von Arheilgen Erdalkali-Alkali-Verhältnisse von 1 : 2 bis maximal 3 : 2 auftreten.

Beim Verhältnis $K^+ / Na^+ + Mg^{2+} + Ca^{2+}$ sind sämtliche Meßorte, die Werte über 1 : 20 aufweisen, im nördlichen Bereich des Arbeitsgebietes lokalisiert (Arheilgen, Kranichstein und DA-Nord). Die Meßorte im Stadtkern von Darmstadt zeigen Größen von 1 : 50 und im südlichen Stadtgebiet treten Werte von 1 : 30 bis 1 : 100 auf. Hiermit wird deutlich, daß die relativen K^+ -Gehalte von Süd nach Nord im Stadtbereich steigen.

Das Salinar-Verhältnis weist in 3 Meßstellen überdurchschnittlich hohe Werte auf (33 bis 116 : 1). Diese "Ausreißer" mit übermäßig hohen Cl^- / SO_4^{2-} -Verhältnissen liegen in landwirtschaftlich genutzten Gebieten sowie im Stadtkern von Darmstadt (GWM 12). Das mittlere Salinar-Verhältnis beträgt rd. 1 : 1 mit einer Variationsbreite zwischen 2 : 1 und 1 : 2. Im Bereich von 4 : 1 liegen die Kennwerte der schon erwähnten lokalen Kontaminationsherde GWM 61 und 93 sowie der Meßorte im Stadtzentrum Arheilgen (GWMs 20, 22 u. 24).

Niedrige Verhältnisse der Anionen ($Cl^- + SO_4^{2-} + NO_3^-$) zu HCO_3^- bilden den natürlichen Hintergrund ab. So liegen die Quellen im Osten der Stadt (Darmbachquelle, Darmbach und Albertsbrunnen) im Bereich zwischen 1 : 5 und 1 : 2,5. Ebenso zeigen naturnahe Meßstellen östlich der Stadt (im Bereich Lichtwiese; GWMs 90, 89 u. 96) und im westlichen Abstrom (GWMs 48, 49, 46 u. 47) Maße zwischen 1 : 10 und 1 : 3. Meßorte im Stadtzentrum (Schloß u. Wilhelminenstraße) belegen einerseits den Korridor zwischen 3 : 2 und 2,2 : 1 sowie Werte von 4 : 1. Lokale Kontaminationen können jedoch von diesem Bild abweichen und ebenfalls hohe Konzentrationen von HCO_3^- und damit niedrige Relationen von Anionen zu HCO_3^- aufweisen (GWMs 78 u. 93).

9.5.4 Datenerkundung mit Liniendiagrammen der formalen Begriffsanalyse

Eine Teilmenge der chemischen Grundwasserdaten wurde im Rahmen eines Versuchs zusätzlich mit einem Instrument der formalen Begriffsanalyse untersucht. Die hierzu verwendeten Daten entstammen der Probenahme von 1998 an NBs, GWMs und Quellen im südlichen Bereich des Arbeitsgebietes. Die verwendete Software TOSCANA dient zur Analyse und Erkundung von Datenbeständen. Mit dieser problemgerechten Methode sollen komplexe Datenzusammenhänge auf angemessene Weise transparent und verständlich gemacht werden.

Im Rahmen der formalen Auswertung soll der Datenbestand nicht unangemessen gekürzt und das Ergebnis durch die Methode (z. B. Klassifikation) beeinflusst werden. Das gesamte Meßniveau wird hierbei berücksichtigt, da vom Nutzer selbst die Skaleneinteilungen vorgegeben werden (Abb. 9.18). Der Rechner wird somit der Fragestellung entsprechend lediglich als (beherrschbares) Werkzeug verwendet und tritt bei der Skalenbildung bzw. Klassifikation in den Hintergrund.

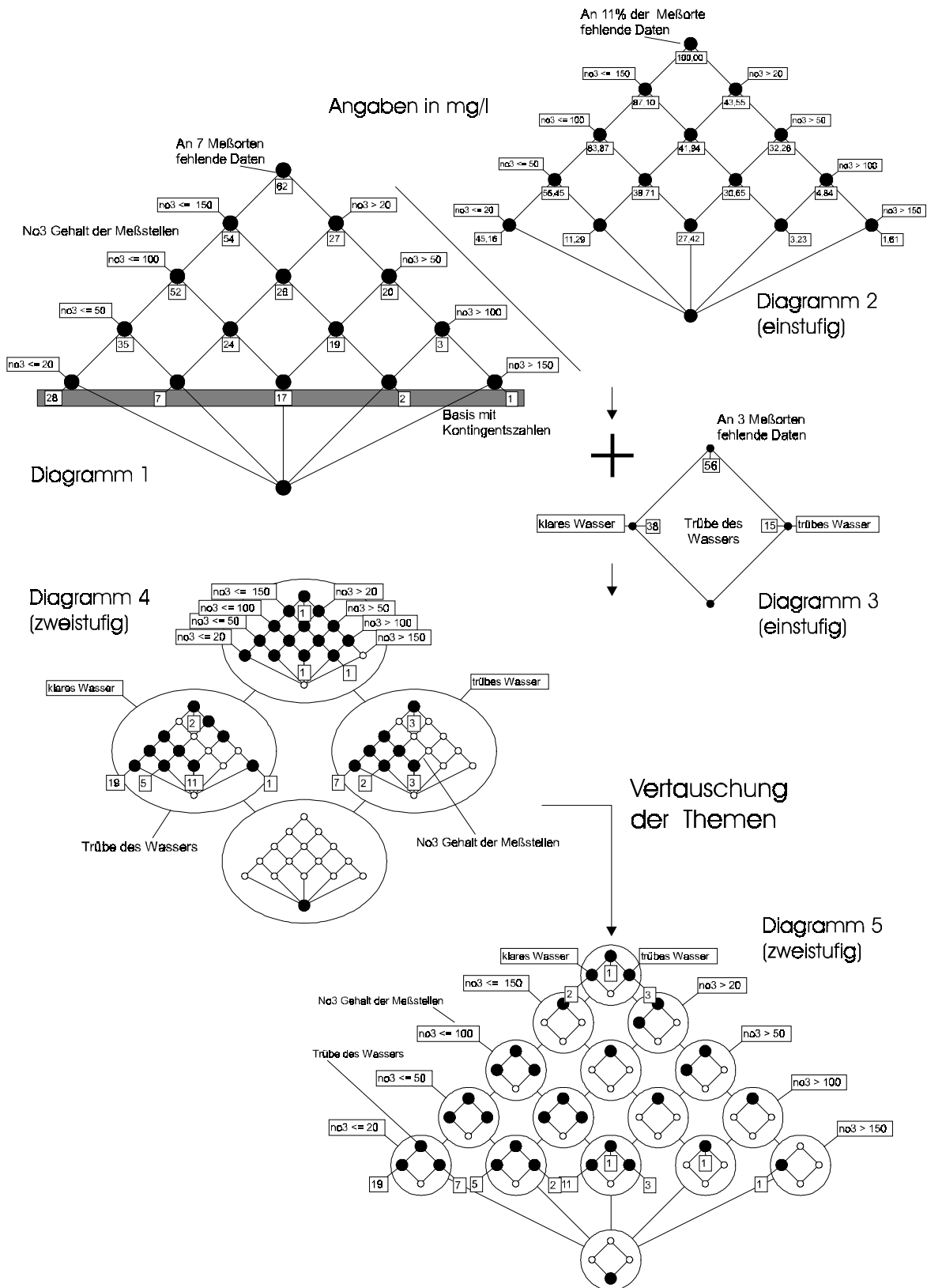


Abb. 9.18: Einteilung der NO₃⁻-Gehalte an 62 Meßorten nach vorgegebenen Skalen, oben; Feinstruktur, rechts; Grob- u. Feinstruktur sowie Zusammenhang der Eigenschaften, unten

Hierin liegen im Vergleich zu herkömmlichen Methoden der multivariaten Statistik die Vorteile dieses Verfahrens. Durch die dem Nutzerbedürfnis gerechte formale Behandlung besteht die Möglichkeit eine Verbindung zwischen unübersichtlichem Datenbestand und inhaltlichem Denken des Anwenders herzustellen sowie durch die formale Darstellung vielfältige Zusammenhänge abzubilden (vgl. WILLE & VOGT & KOLLEWE & SKORSKY 1994). Im Gegensatz zu sonstigen "konventionellen" Analyseverfahren werden hierbei die wichtigen Entscheidungen zur Datenklassifikation vom Nutzer selbst getroffen und können somit nutzerspezifisch der Problemstellung angepaßt werden. Ein weiterer Vorteil dieses Systems besteht darin, daß hiermit beliebige Datentypen untersucht und im Rahmen der Analyse von mehreren Eigenschaften kombiniert werden können (numerische Daten, Zeichenketten und Boolesche Werte).

Bei dieser Datenanalyse wird eine begriffliche Hierarchie durch Skalen gebildet und mit Hilfe einer Baumstruktur graphisch realisiert. Die theoretischen Grundlagen hierzu sind in WOLFF (1988), WILLE & VOGT & KOLLEWE & SKORSKY (1994) sowie WILLE (1996) ausführlich dokumentiert. Bei den einfachen Liniendiagrammen erfolgt für den Parameter NO_3^- die Einteilung der Werte an den Knoten nach einer vorgegebenen Skala mit den Bereichsgrenzen 20, 50, 100 und 150 (Abb. 9.18, Diagramm 1). Im folgenden wird an einem Beispiel die Vorgehensweise der Erstellung, Ablesung und Interpretation solcher Liniendiagramme exemplarisch erläutert.

Die Meßwerte an den Randknoten entsprechen den angeknüpften Relationen (z. B. $\text{NO}_3^- > 20$ trifft an 27 Meßstellen zu), während der oberste Wert (62) der Summe aller Meßorte einschließlich der fehlenden Werte (NO_3^- n. n.) entspricht. Das obere Liniendiagramm in Abb. 9.18 zeigt z. B., daß an 52 der 62 untersuchten Meßstellen ein NO_3^- -Gehalt ≤ 100 mg/l und an 3 Lokalitäten über 100 mg/l analysiert wurden (Diagramm 1). An 7 Adressen fehlen somit Daten zu NO_3^- . Die Basis des oberen linken Knotendreiecks bildet die Kontingente - {28, 7, 17, 2, 1} - der einzelnen Klassen ab (grauer Balken in Abb. 9.18). An 28 der untersuchten Meßorte liegt der Gehalt unter 20 mg/l, zwischen 50 und 20 mg/l liegt er an 7 Meßstellen und im Bereich von 50 bis 100 mg/l an 17 Meßorten. Bei der Ablesung werden hier die Relationen am Rand des Dreieckes (z. B. ≤ 50 und > 20) diagonal auf die Basislinie nach unten projiziert. Dieser Basisknoten entspricht dem Ergebnis dieser zwei Relationen, die als SQL-Statements realisiert sind und die Daten direkt aus der Datenbank abfragen. Der zweite Basisknoten von rechts mit 7 Ergebniswerten bildet beispielsweise die Relationen ≤ 50 mg/l und > 20 mg/l ab (diese Ergebnisse beziehen sich auf einen Teildatenbestand).

Die Leseregel für Knotenpunkte im inneren Bereich soll am Beispiel des Wertes "26" im Zentrum verdeutlicht werden: für 26 Meßorte gilt $20 < \text{NO}_3^- \text{-Gehalt} \leq 150$ mg/l. Insbesondere Grenzwertüberschreitungen nach unterschiedlichen Listen sind hiermit schnell erkennbar und im Kontext des gesamten Datenkollektivs bewertbar. Wäre beispielsweise eine Vergleichsliste (z. B. Grenzwerte) mit {20, 50, 100} gegeben, so ist das Ergebnis der Überschreitung mit {27, 20, 3 | Anzahl der GWMs} direkt am Diagramm ablesbar (rechte Seite des Knotendreiecks). Diagramm 2 zeigt die gleichen Daten mit prozentualen Angaben. So liegt an rd. 32 % der Meßorte der NO_3^- -Gehalt über dem Grenzwert von 50 mg/l und an ca. 56 % unter 50 mg/l; an 11 % wurde kein NO_3^- nachgewiesen (fehlende Daten bei diesem Modell).

Die Daten werden hierbei mit einer SQL-Abfrage aus der Datenbank ausgewählt (vgl. Kap 6.2) und mit dem begrifflichen Datenverwaltungssystem TOSCANA, das an der TU-Darmstadt (FB Mathematik) entwickelt wurde, visualisiert.

Mit Hilfe einer Variation der Darstellungstiefe können auch mehrere Eigenschaften gleichzeitig untersucht werden. Es entsteht eine Grob- und eine Feinstruktur, mit der komplexere Zusammenhänge ganzheitlich (ohne Reduktion des Datenbestandes) analysiert werden können. Aus Gründen der Übersichtlichkeit wurde hierbei die Boolesche Variable "Trübe", die lediglich die Werte "trübes Wasser, klares Wasser und keine Angaben" annehmen kann, zur Demonstration der Funktionalität solcher zweistufiger Diagrammtypen ausgewählt (Diagramm 3). Im folgenden werden die Daten aus Diagramm 1 mit Diagramm 3 überlagert, woraus sich die Liniendiagramme 4 und 5 ergeben.

Im mittleren Liniendiagramm der Abb. 9.18 ist die Feinstruktur (Parameter = Trübe) und in den unteren beiden Abbildungen sind die zweiwertigen Diagramme als Konglomerate beider Parameter dargestellt (Diagramm 4 und 5). Hierbei werden die Zusammenhänge zwischen den beiden Eigenschaften "Trübe" und "NO₃⁻-Gehalt" deutlich, ohne daß Informationen aus dem Gesamtkontext verloren gehen. Bei den beiden unteren Diagrammen wurden die Themen (Trübe und Nitratgehalt) vertauscht (Diagramm 4, 5).

In Diagramm 4 zeigt der oberste Kreis die Aufteilung der 3 Meßstellen, an denen das Attribut Trübe nicht bestimmt wurde in bezug auf den Gehalt an Nitrat (inneres Thema). Jeweils eine Meßstelle liegt hier im Bereich zwischen 100 und 150 mg/l, zwischen 100 - 50 mg/l und eine zeigt keine Angaben. Der linke Bereich repräsentiert die Meßorte mit klarem Grundwasser, von denen 19 einen NO₃⁻-Gehalt unter 20 mg/l aufweisen, 5 Werte zwischen 20 und 50, 11 im Bereich von 50 bis 100 und einer über 150 mg/l liegt. An 2 Meßorten mit klarem Wasser wurde kein NO₃⁻ festgestellt. Die gleiche Leseregel läßt sich auf die rechte Seite des Diagramms 4 anwenden, wobei die NO₃⁻-Werte ähnlich aufgeteilt sind. Der größte Anteil (7 Werte) fällt auf den Bereich unter 20 mg/l.

Diagramm 5 bildet in der Grobstruktur die gleiche Aufteilung wie Diagramm 1 ab. Hierin ist die Aufteilung der einzelnen Proben in "trübe, nicht trübe" und Proben ohne Angaben zur Trübe als Feinstruktur implementiert. Der oberste Kreis stellt die Aufteilung der Daten dar, an denen keine Angaben zu dem Thema Nitrat vorhanden sind. Hiervon fehlt auch an einem Meßort die Angabe zur Trübe. Die untersten Kreise an der Dreiecksbasis bilden die Kontingente mit einer Aufteilung hinsichtlich der Trübe ab {19, 7 - 5, 2 - 11, 1, 3 - 1 - 1}. An 26 der auf Trübe untersuchten Meßorte liegt der Gehalt an NO₃⁻ unter 20 mg/l, von denen wiederum 19 Proben keine Trübe und 7 eine Trübe zeigen (etc.).

Der gesamte Datenbestand beider Parameter bleibt unreduziert erhalten. Auch fehlende Meßwerte, die oftmals zu Fehlinterpretationen des Datenbestandes führen können, bleiben im Diagramm erkennbar und können mit in die Diskussion einbezogen werden. Diese Darstellung ist auch mit anderen Parametern (z. B. Lage der GWMS) in beliebiger Kombination und höheren Darstellungstiefen möglich.

Durch die direkte Datenbankankbindung und die flexiblen Variationsmöglichkeiten bei den Zugriffen auf verschiedene Datenbankattribute ist dieses Instrument wesentlich flexibler an den Datenbestand anzupassen, als beispielsweise eine herkömmliche Darstellung mit Hilfe von Histogrammen. Bei der Bildung von Konglomeraten aus mehreren Attributen kann der gesamte Datenbestand auch hinsichtlich seines Aufbaus und im Hinblick auf Interdependenzen zwischen einzelnen Parametern relativ schnell untersucht werden. Des weiteren hat der Nutzer zur Optimierung seiner Datenanalyse die Möglichkeit, interaktiv in die Datenklassifikation einzugreifen. Aufgrund der Vielseitigkeit und Komplexität des Forschungsgebietes der Begrifflichen Wissensverarbeitung sowie der darauf aufbauenden Analysemethoden konnte hier nur ein kleiner Bereich aus diesem Arbeitsgebiet behandelt werden. Für tiefere Diskussionen und Analysen wird auf die zitierte weiterführende Literatur verwiesen.

9.6 Schwermetalle

Die Schwermetalle Pb, Zn, Cd und Hg wurden lediglich in 8 der städtischen Notbrunnen (NB 1, 2, 3, 7, 10, 11, 14 u. 15) analysiert. Diese Analysen stammen von der Südhessischen Gas und Wasser AG und wurden nur einmalig im Jahre 1988 durchgeführt, so daß die aufgeführten Werte in diesem Kontext als untergeordnet repräsentativ zu betrachten sind. Für Fe und Mn - als Gesamt-Fe/Mn analysiert - lagen umfangreichere Untersuchungen von 63 bzw. 64 Proben vor. Es ist jedoch zu beachten, daß oftmals unterschiedliche Nachweisgrenzen angesprochen wurden und die Interpretationen immer mit Augenmerk auf den entsprechenden Stichprobenumfang zu betrachten sind (Anl. I 1). Auf Gesamteisen wurden neben den Notbrunnen auch 11 weitere Meßorte durch eigene Messungen mit einer Nachweisgrenze von 0,1 mg/l untersucht (AAS).

Eisen ist im Kristallin und in Vulkaniten des Rotliegenden vor allem in Pyroxenen, Amphibolen, Biotit, Magnetit, Pyrit, Olivinen sowie in Granaten enthalten. Das bei der Verwitterung freigesetzte Fe wird in der Regel zu sehr stabilen Eisen-Oxiden sowie Oxidhydraten umgewandelt und immobilisiert (z. B. Hämatit u. Goethit). Bei aeroben Verhältnissen tritt die dreiwertige Spezies, bei anaeroben Verhältnissen das zweiwertige Eisen auf. Nach MATTHEß (1994) dient Fe^{2+} als Indikator für anthropogene Verunreinigungen. Hohe Fe-Konzentrationen in der Bodenlösung bei oxidierenden Bedingungen und einem pH über 3,5 sind fast ausschließlich auf lösliche organische Eisenkomplexe sowie feindisperse Fe-Oxide zurückzuführen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Analytisch wurde Fe als Gesamteisen bestimmt. Der Grenzwert für Fe beträgt $0,2 \pm 0,01$ mg/l (TRINKWV 1990). Er wird von 9 % aller Analysen und an 5 Meßorten bzw. 19 % aller auf Fe untersuchten Grundwassermeßstellen und Brunnen überschritten. In 37 % der Proben sowie 81 % aller Meßorte wurde kein Fe als Gesamteisen nachgewiesen. Die Nachweisgrenze liegt je nach Verfahren zwischen 0,1 und 0,01 mg/l. Bei einem Großteil der Analysen liegt der Fe-Gehalt erwartungsgemäß unter der Nachweisgrenze von 0,01 mg/l. Nach LFU BADEN-WÜRTTEMBERG (1994) beträgt der Gehalt an Gesamteisen geogener Grundwässer meist weniger als 0,001 mg/l (10. Perzentil) bis maximal 0,02 mg/l (90. Perzentil). Der Notbrunnen 15 weist die höchsten Fe-Konzentrationen mit Werten von 0,05 mg/l (1988) bis maximal 5,2 mg/l (1998) in Verbindung mit reduzierenden Bedingungen und niedrigen NO_3^- -Gehalten auf. Fe wird hier durch Reduktion im Bereich permischer Vulkanite mobilisiert. Der Meßwertebereich im zentralen Stadtgebiet in den Notbrunnen beträgt 0,02 bis max. 0,32 mg/l (NB 10); im tieferen Grundwasserleiter (NB 3) liegt er unter der Nachweisgrenze von 0,01 bis maximal 0,45 mg/l im Jahr 1968. Erhöhte Fe-Konzentrationen von 0,9 mg/l treten einmalig 1995 bei NB 4 im Bereich der Verwerfungslinie und ca. 800 m westlich in NB 5 auf. In Abb. 9.19 ist der zeitliche Verlauf der nachgewiesenen Konzentrationen sowie die räumliche Verteilung der Mittelwerte von 1997 - 1998 dargestellt.

Mangan tritt nach der Verwitterung Mn-haltiger Silikate wie Pyroxene, Biotite und Amphibole im natürlichen Stoffkreislauf unter oxidierenden Bedingungen hauptsächlich als schwerlösliches Mn-Oxid (Braunstein) auf. Ähnlich wie bei Eisen kann die Mobilität des Mn durch reduzierende Bedingungen erhöht werden. In Böden liegt Mn hauptsächlich als Silikat, Oxid oder Karbonat gebunden vor (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Im Grundwasser treten nur Spuren und unter reduzierenden Bedingungen auch in der Regel Konzentrationen unter 1 mg/l auf, wobei Gehalte über 0,05 mg/l die Trinkwassernutzung störend beeinflussen können (MATTHEß 1994). Der Grenzwert liegt, abgesehen von kurzzeitigen Überschreitungen, bei $0,05 \pm 0,01$ mg/l (TRINKWV 1990). In Darmstadt wurden z. T. verhältnismäßig hohe Gehalte z. B. in NB 15 mit 0,15 bis 7 mg/l als Mn-gesamt bestimmt (Abb. 9.19). Bei 31 % der Proben und an 80 % der Meßorte lag die Mn-Konzentration über dem Wert von 0,06 mg/l. Im Vergleich gibt LFU BADEN-WÜRTTEMBERG (1994) natürliche Gehalte von Mn-gesamt im Bereich zwischen Werten unter der Nachweisgrenze von 0,001 mg/l (10. Perzentil) und 0,017 mg/l (90. Perzentil) an.

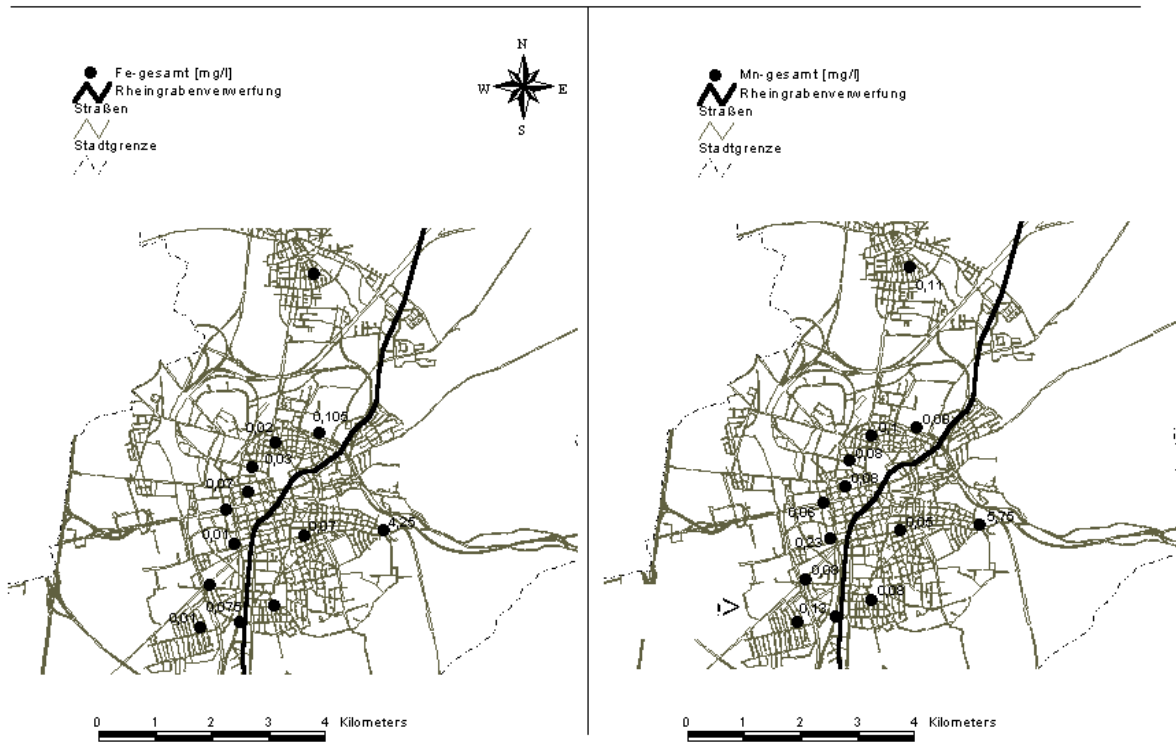
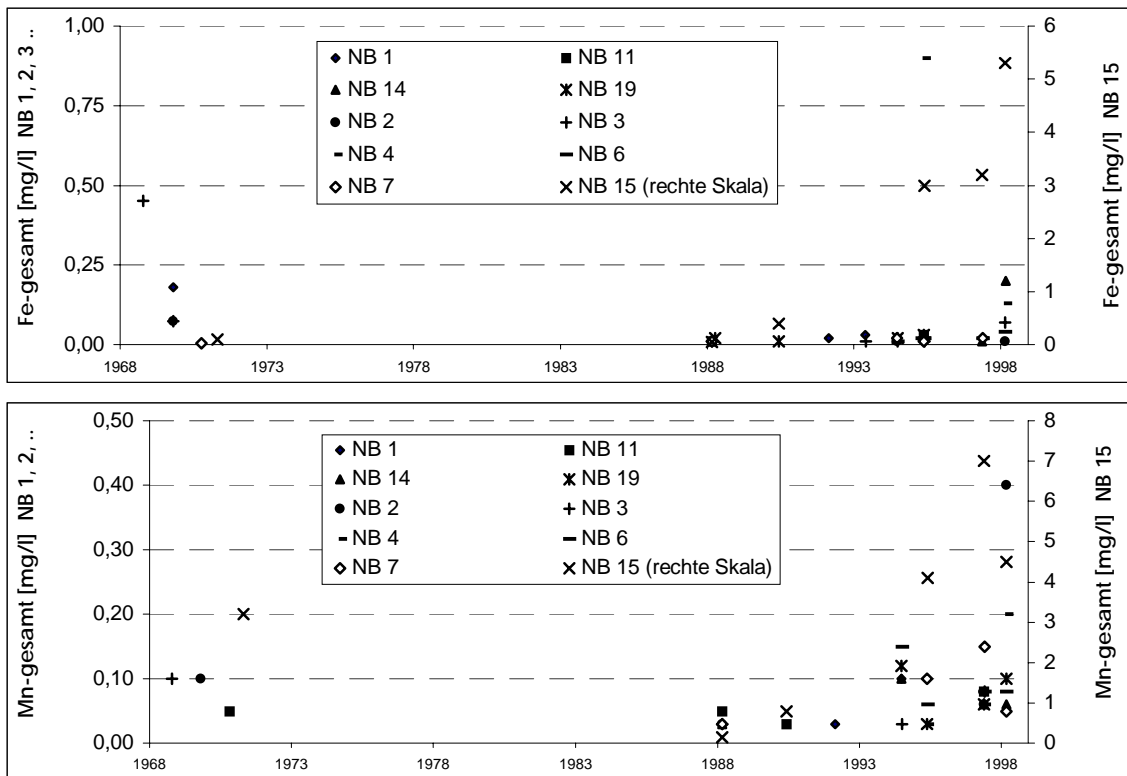


Abb. 9.19: Zeitliche Daten von 1968 - 1971 und 1988 - 1998 sowie räumliche Verteilung von Fe- und Mn-gesamt (räumliche Verteilung der Mittelwerte von 1997 - 1998)

Blei kann u. a. in die Atmosphäre durch Abgase der Verbrennungsanlagen fossiler Brennstoffe, Buntmetallhütten und Kraftfahrzeuge gelangen (MATTHEß 1994). Weitere anthropogene Quellen sind Klär- und Industrieschlämme sowie Pb-haltige Farben. Im natürlichen geochemischen Kreislauf ist Blei, abgesehen von der Anreicherung in lokal verbreiteten Lagerstätten, nur in geringen Konzentrationen enthalten. Aufgrund seiner niedrigen Löslichkeit und Mobilität ist es unter normalen pH-Bedingungen im Grundwasser nur in Spuren vorhanden. Nach TRINKWV (1990) liegt die Höchstkonzentration bei $40 \pm 20 \mu\text{g/l}$. Nach LFU BADEN-WÜRTTEMBERG (1994) liegt der Blei-Gehalt geogen geprägter Grundwässer unter $0,5 \mu\text{g/l}$. Die Konzentrationen in 8 Notbrunnen von 1988 sind mit 1 bis $9 \mu\text{g/l}$ geringfügig erhöht.

Zink tritt im natürlichen Bereich meist in Lagerstätten als Zinkblende (ZnS) auf und ist in Sedimenten in höheren Konzentrationen enthalten. Da Zn als Werkstoff in großem Maße verwendet wird, ist es in Abfällen und Deponien weitverbreitet. Nach MATTHEß (1994) liegen die Gehalte im Grundwasser meist unter $10 \mu\text{g/l}$; entsprechend gibt die LFU BADEN-WÜRTTEMBERG (1994) Zn-Gehalte natürlicher Grundwässer bis maximal $10 \mu\text{g/l}$ an. In Darmstadt wurden an 8 Orten Konzentrationen von $0,7$ bis $70 \mu\text{g/l}$ bei einem Mittelwert von $34 \mu\text{g/l}$ bestimmt. Die Werte sind zwar erhöht, jedoch noch wesentlich unter dem Richtwert von 5mg/l nach TRINKWV (1990).

Cadmium wird ebenso wie Blei durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe und Abfälle in die Atmosphäre emittiert. Als natürliche Quelle ist es in geringen Gehalten in Blei- und Zinkerzen angereichert. Cd kann ähnlich wie andere Schwermetalle irreversibel im Gitter von Fe- und Mn-Oxiden in metallorganischen Komplexen sowie geringfügiger in Tonmineralien und durch organische Substanz festgelegt werden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Der Grenzwert liegt nach DVGW (1985) bei $5 \mu\text{g/l}$. Von LFU BADEN-WÜRTTEMBERG (1994) werden Cd-Gehalte natürlicher Grundwässer von unter $0,05$ bis $0,16 \mu\text{g/l}$ angegeben. In Darmstadt liegen die Konzentrationen mit $0,2$ bis $0,6 \mu\text{g/l}$ bei einem Mittelwert von $0,36 \mu\text{g/l}$ zwar deutlich darüber, jedoch noch unter dem Grenzwert.

Quecksilber ist in den Böden anthropogen beeinflusster Ballungsräume meist mit Konzentrationen von $0,1 - 0,4 \text{mg/kg}$ enthalten (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Als Quellen fungieren neben der Verbrennung fossiler Brennstoffe industrielle und gewerbliche Abfälle, Klärschlämme sowie Altlasten. Nach MATTHEß (1994) liegen die Ursachen für die geringen Hg-Gehalte im Grundwasser neben der geringen Löslichkeit darin, daß Hg wegen seines hohen Dampfdruckes in die Atmosphäre entweicht. Aufgrund seiner hohen Toxizität liegt der Grenzwert bei $1 \pm 0,5 \mu\text{g/l}$. In Darmstadt wurden 1988 Hg-Gehalte zwischen $0,7$ und $1,4 \mu\text{g/l}$ sowie ein Mittelwert von $0,96 \mu\text{g/l}$ festgestellt. Sie überschritten in einem Fall $1 \mu\text{g/l}$ (NB 2).

Arsen ist untergeordnet in vielen sulfidischen Erzen gebunden. Es kommt u. a. in Mineralien wie Arsenkies (FeSAs), Cobaltglanz (CoAsS) sowie Rotnickelkies (NiAs) vor und ist somit in Relation zu Hg und Cd wesentlich häufiger verbreitet. Anthropogene Quellen sind in Legierungen, Herbiziden, Insektiziden, untergeordnet in Pharmazeutika, Halbleitermaterial (GaAs) und im Produktionsbereich der Glasindustrie zu finden. Entsprechend können industrielle Abwässer und Abfälle sowie Altlasten als Eintragsquelle fungieren. Der Grenzwert beträgt $10 \pm 5 \mu\text{g/l}$ (TRINKWV 1990). Arsen wurde in 3 von 8 Notbrunnen der Stadt (NB 11, 14 und 15) mit einer Konzentration von $0,1$ bis $0,5 \mu\text{g/l}$ nachgewiesen. NB 11 befindet sich im Kristallin und NB 15 im Perm. Die LFU BADEN-WÜRTTEMBERG (1994) gibt einen maximalen As-Gehalt geogen geprägter Grundwässer von $2,6 \mu\text{g/l}$ als 90. Perzentil an. Nach HLFU (1993) liegt der Mittelwert in Hessen bei $2,3 \mu\text{g/l}$. Im Vergleich hierzu sind die As-Gehalte in Darmstadt als verhältnismäßig niedrig einzustufen.

9.7 Organische Grundwasserinhaltsstoffe

In urbanen Räumen treten unterschiedliche Kontaminationen mit organischen Stoffen wie CKWs, BTEX, PAKs und MKWs auf. Die Lage der einzelnen Erkundungsgebiete mit einer Datenerhebung von organischen Stoffen im Zusammenhang mit Grundwasserkontaminationen ist Abb. 9.21 zu entnehmen. Da mit diesen Informationen nur bestimmte Bereiche (Industriegebiete, Gewerbegebiete, Deponien und Altlasten) berücksichtigt werden, wurde zur flächendeckenden Untersuchung der organischen Stoffspezies im Februar 1999 eine entsprechend angepaßte Probennahme aus 34 amtlichen Grundwassermeßstellen durchgeführt (Abb. 9.20 und 9.22).

9.7.1 Total Organic Carbon (TOC)

Der Gehalt an TC (Total Carbon) gibt den gesamten Kohlenstoff an, der nach Verbrennung der organischen Stoffe als CO_2 zusammen mit TIC (Total Inorganic Carbon) bestimmt wird. Die Differenz zwischen TC und TIC ergibt die Konzentration an TOC (Total Organic Carbon). Da der Gehalt an POC (austreibbarer organischer Kohlenstoff) durch leichtflüchtige Komponenten wie BTEX und LHKWs, die im Bereich von $\mu\text{g/l}$ -Konzentrationen liegen, bestimmt wird, kann folgende Näherung angesetzt werden: $\text{TC} \approx \text{TIC} + \text{NPOC}$ (nicht austreibbarer organischer Kohlenstoff). Es ergibt sich somit: $\text{NPOC} \approx \text{TOC}$. Der Parameter NPOC setzt sich aus DOC (gelöster organischer Kohlenstoff) und PtOC (Part. Org. Carbon) zusammen: $\text{NPOC} = \text{DOC} + \text{PtOC}$. Der Meßwertebereich für NPOC in oberflächennah verfilterten Grundwassermeßstellen liegt bei 1,2 bis 21 mg/l und die mittlere Konzentration beträgt 5,5 mg/l (Abb. 9.20). Die LFU BADEN-WÜRTTEMBERG (1994) gibt einen DOC-Gehalt geogen geprägter Grundwässer von unter 0,3 mg/l (10. Perzentil) bis 1,6 mg/l (90. Perzentil) an. Insbesondere bei Kontaminationsherden und im Stadtzentrum treten hier erhöhte Konzentrationen auf (GWMs 9, 61, u. 56). Der gesamte Kohlenstoff (TC) liegt im Mittel bei 65 mg/l und belegt den Bereich zwischen 3,9 und 174 mg/l mit signifikant höheren Beträgen im Stadtzentrum von Arheilgen (Abb. 9.20).

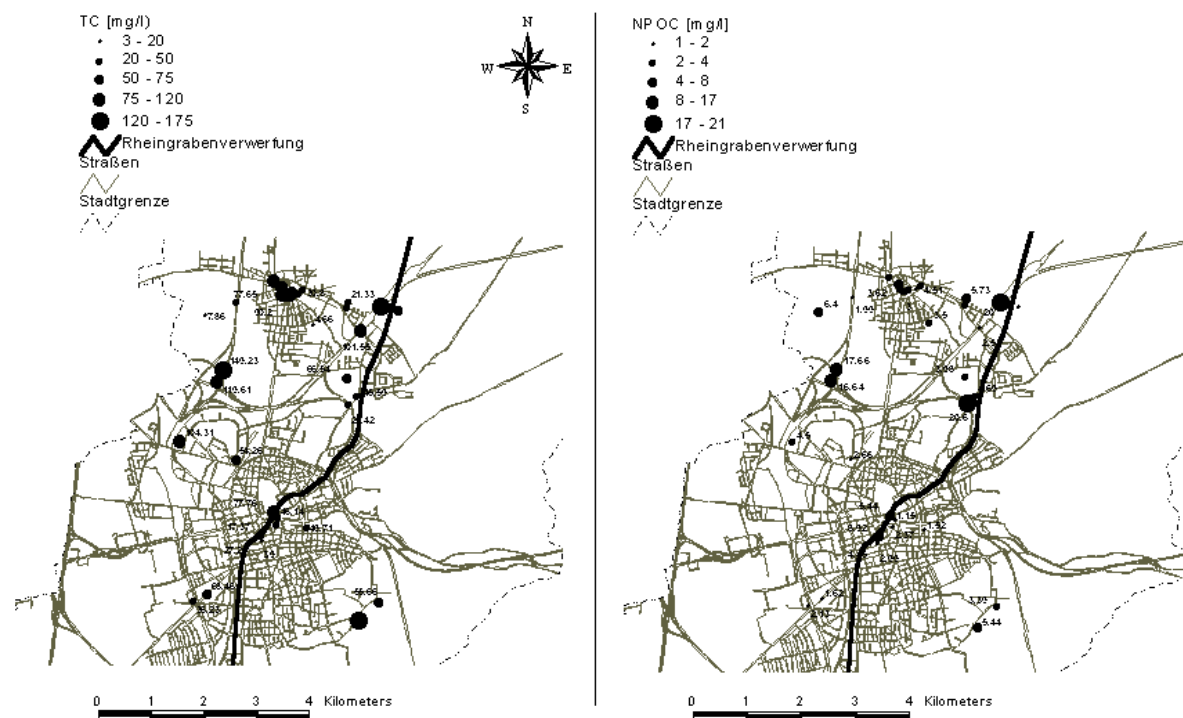


Abb. 9.20: Verteilung von TC u. NPOC in oberflächennahen Meßstellen im Februar 1999 (n = 34)

9.7.2 Organohalogenverbindungen (CKWs)

Nach MULL (1996) leisten chlorierte Kohlenwasserstoffe in urbanen Gebieten den höchsten Beitrag zur Grundwasserverschmutzung, wobei Altlasten und Grundwasserschadensfälle die größten Emissionsquellen darstellen. Diese Verhältnisse werden im Raum Darmstadt bestätigt. Von 47 dokumentierten Kontaminationen des Bodens und Grundwassers konnte in rd. 28 % der Fälle eine CKW-Belastung und in 23 % eine CKW-Belastung des Grundwassers festgestellt werden (Stand 1996, ohne Altlasten). Demgegenüber liegt die Quote bei MKW, das in rd. 60 % aller Kontaminationen in signifikant erhöhten Konzentrationen auftrat, wesentlich höher. Lediglich 21 % der MKW-Schadensfälle wiesen eine Grundwasserbelastung auf. Bei einem direkten Vergleich von MKW mit CKW in Bezug auf die Häufigkeit der Schadstoffspezies im Grundwasser liegt CKW in Darmstadt etwa 80 % über MKW, das nur in rd. 13 % aller Schadensfälle eine signifikante Grundwasserbelastung verursachte (Abb. 9.21).

Außerdem stellen die defekten Kanalisationsnetze eine weitere Eintragsquelle für CKWs insbesondere in Gewerbe- und Industriegebieten dar.

Die chlorierten Kohlenwasserstoffe können in leichtflüchtige und schwerflüchtige CKWs eingeteilt werden. Die leichtflüchtigen CKWs (LCKWs) stellen weitverbreitete Schadstoffe im Grundwasser dar, wobei vorrangig unter dem Gesichtspunkt der Anwendungshäufigkeit und des Gefährdungspotentials gegenüber dem Grundwasser die LCKWs 1,1,1-Trichlorethan (TCA), Trichlorethylen (TRI), Tetrachlorethen und Dichlormethan zu betrachten sind (HLFU 1986). Nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1992) treten LCKWs aufgrund ihres hohen Dampfdruckes und ihrer Verbreitung auch im Niederschlag auf. Im Rahmen dieser Untersuchung wurden folgende 7 CKWs mittels GC/MS analysiert:

Dichlorethen (trans-DCE und cis-DCE), Dichlorethan (1,1-DCA),
Tetrachlormethan (CCl₄), Trichlorethen (TCE), Perchlorethen (PCE),
Trichlormethan (Chloroform) und Trichlorethan (1,1,1-TCA).

Umweltrelevante und bei Grundwasserschadensfällen häufig auftretende Organohalogenverbindungen sind vorwiegend die 3 CKWs 1,1,1-Trichlorethan (TCA), Trichlorethylen (TRI) und Perchlorethylen (PER). Der Grenzwert für die Summe CKW im Grundwasser liegt bei $10 \pm 4 \mu\text{g/l}$ (TRINKWV 1990). Als Fallbeispiel für lokale CKW-Belastungen in Darmstadt ist die Altlast eines ehemaligen Druckereistandes zu nennen. Hier wurde im November 1995 eine Belastung mit CKWs von $223 \mu\text{g/l}$ (Summe LCKW) in einer Tiefe von 38 m u. GOK festgestellt. Eine Probenahme 1999 ergab eine Summe-CKW von $560 \mu\text{g/l}$, hauptsächlich bestehend aus Trichlorethylen ($556,7 \mu\text{g/l}$) und $1,15 \mu\text{g/l}$ Perchlorethylen. Weitere Kontaminationen des Grundwassers mit CKWs wurden im Rahmen von Bauvorhaben im Stadtzentrum festgestellt. In einer Grundwassermeßstelle wurde anhand einer Schöpfprobe ein CKW-Gehalt von $4730 \mu\text{g/l}$ (Summe CKW) - hauptsächlich bestehend aus TRI ($4320 \mu\text{g/l}$) und cis-1,2,-Dichlorethen ($381 \mu\text{g/l}$) - analysiert.

Nach KOCH (1995) ist Trichlorethan in biotischen und abiotischen Umweltstrukturen relativ weit verbreitet und aufgrund der gering ausgeprägten Bio- und Geoakkumulationstendenz sowie der hohen Wasserlöslichkeit und Flüchtigkeit von hoher Mobilität. Trichlorethan ist giftig für Wasserorganismen. Tetrachlorethen führt zu Reizungen der Haut sowie zur Leber- und Nierenschädigung und Veränderungen des zentralen Nervensystems. Die große Gefahr für das Grundwasser durch diese Stoffspezies ist hauptsächlich auf die im Verhältnis zu Wasser höhere Dichte zurückzuführen. Im Gegensatz zu MKWs oder BTEX bleibt die Phase nicht im Bereich der Aquiferoberfläche, sondern sinkt zur Basis des Grundwasserleiters und tendiert hier zu einer flächenhaften Verbreitung sowie zu einem weiteren Transport in tiefere Grundwasserstockwerke, die insbesondere zur Wasserversorgung genutzt werden.

In Hessen ist eine große Anzahl von Grundwasserschadensfällen mit CKWs bekannt. Die HLFU (1986) gibt für das Jahr 1985 eine Anzahl von 71 bekannten CKW-Schadensfällen in Hessen an, die hauptsächlich im östlichen Bereich Südhessens verbreitet sind (Raum Frankfurt, Offenbach, Darmstadt). In Darmstadt konnte bei der Anstrom-Meßstelle GWM 96 auf der Lichtwiese kein CKW nachgewiesen werden. Die Summe-CKW in 23 Grundwassermeßstellen der Stadt liegt demgegenüber zwischen 0,05 und 560 µg/l (Abb. 9.22). Die höchste Konzentration wird durch eine Grundwassermeßstelle (GWM 52) im Bereich einer Altlast verursacht (Ausreißer), so daß der Mittelwert der 33 Analysen ohne GWM 52 mit 1,7 µg/l deutlich unter dem Grenzwert liegt. Bei 32 % aller untersuchten Grundwassermeßstellen konnten keine CKWs nachgewiesen werden und an 2 Meßorten wird der Grenzwert für die Summe-CKW eindeutig überschritten. Die statistischen Daten der CKW-Analysen sind Anlage I 1 zu entnehmen.

9.7.3 Aromatische Kohlenwasserstoffe (Benzol, Toluol, Xylol) und MTBE

In der Nähe von Tankstellen werden oft Verunreinigungen des Bodens mit den toxischen Aromaten BTX (Benzol, Toluol und Xylol) festgestellt. Diese setzen sich alle aus Benzolringen zusammen und sind in Kraftstoffen wie Benzin, Diesel und Heizöl vorhanden. Sie werden aus Erdöl gewonnen und stellen relativ stabile organische Substanzen dar. Bei der GC/MS-Analyse wurden neben diesen Hauptbestandteilen folgende weitere leichtflüchtige Benzolverbindungen bestimmt:

Benzol, Toluol, Ethylbenzol, p-Xylol, o-Xylol, Isoprop-benzol (Cumol), Propylbenzol, 1-3-5 Trimethylbenzol, 1-2-4 Trimethylbenzol, Benzofuran und 1-2-3 Trimethylbenzol.

Außerdem konnte der hauptsächlich als Zusatz im Treibstoff verwendete Methyltertiärbuthylether (MTBE) in 21 % der untersuchten Grundwassermeßstellen im Stadtgebiet von Darmstadt nachgewiesen werden. Die geruchlose und potentiell kanzerogene Substanz ist aufgrund ihrer hohen Mobilität und geringen Abbauraten unter oxidierenden sowie reduzierenden Verhältnissen im Grundwasser relativ weit verbreitet (SCHIRMER 1999). Vor allem in urbanen Gebieten sowie in der Nähe von Kraftstofftanks und Tankstellen sind potentielle Eintragsquellen zu finden. Nach SCHIRMER (1999) ist die toxische Wirkung von MTBE noch unzureichend untersucht. Der Stoff kann von Mikroorganismen nur schwer abgebaut werden und wird im Grundwasser praktisch nicht retardiert. Die Grenzwerte für die Aromaten BTX im Grundwasser nach der Niederländischen Liste (LEIDRAD BODEMSANERING 1988) werden wie folgt eingeteilt: nähere Untersuchung ab 30 µg/l und eine Sanierung ist erforderlich ab 100 µg/l. Für MTBE wird nach der US-EPA-Liste ein Grenzwert von 20 µg/l angegeben, ab dem eine Gesundheitsgefährdung vorhanden ist.

An 50 % aller untersuchten Meßorte wurde Benzol nachgewiesen. Die maximale und grenzwertüberschreitende Konzentration liegt bei 325 µg/l Benzol (GWM 56). Im Stadtgebiet treten meist niedrigere Werte zwischen 6 und 23 ng/l auf. Toluol konnte bei 76 % der Meßstellen in Konzentrationen von 3 ng/l bis 2,1 µg/l nachgewiesen werden. Demgegenüber wurde Ethylbenzol nur in rd. 24 % der Lokalitäten gefunden. Auch hier trat die maximale Konzentration von 8,8 µg/l in GWM 56 auf. O-Xylol konnte in allen Grundwassermeßstellen nachgewiesen werden, während die Konzentration von P-Xylol nur in 32 % der Proben über der Nachweisgrenze lag. Die MTBE-Konzentrationen lagen meist unter dem Grenzwert zwischen 0,02 und 0,3 µg/l (bei einem Mittelwert von 0,15 µg/l). In GWM 56 (Abstrom eines Industrieareals) wurde mit rd. 117 µg/l der Grenzwert von 20 µg/l um ein Vielfaches überschritten. Die räumliche Verteilung der Summe BTEX (Benzol, Toluol, Ethylbenzol, p-Xylol und o-Xylol) wird in Abb. 9.22 dargestellt. Weitere statistische Daten zu MTBE und den Aromaten sind in Anlage I 1 aufgeführt.

9.7.4 Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAKs)

Zu den polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen gehören mehrere hundert Verbindungen, die sich alle aus einer unterschiedlichen Anzahl kondensierter Benzolringe aufbauen. Verbindungen dieser Gruppe aus mehr als vier Ringen weisen i. a. mutagene und cancerogene Eigenschaften auf. Nach HÖLTING (1992) stellt die bekannte in Abgasen auftretende Verbindung Benzo(a)-Pyren die größte Gefahr für das Grundwasser dar. Abgase sind auch eine weitverbreitete Quelle für die anderen PAKs, woraus sich eine starke Verbreitung, insbesondere in den Straßenbereichen urbaner Räume ableiten läßt. Außerdem entstehen PAKs bei unvollständiger Verbrennung von Holz und fossilen Brennstoffen sowie bei natürlichen Bränden. Der mikrobielle Abbau und die Löslichkeit der PAKs ist in der Regel sehr gering und steigt mit der Molekülgröße an. Generell wird angenommen, daß von Straßenbitumen und Asphalt kein nennenswerter Eintrag von PAKs ausgeht (HÖLTING 1992). Im Rahmen der Untersuchungen in Darmstadt wurden 17 verschiedene PAKs bestimmt:

Nap, a Me-Nap, b Me-Nap, Any, Ace, Fln, Phe, Ant, Fth, Py, BaA, Chr, Bbf-BkF, BaP, Indeno, DahA und BghiP (genaue Bezeichnung s. Anlage H 1).

Der Grenzwert für die Summe PAK liegt bei $0,2 \pm 0,04 \mu\text{g/l}$ (TRINKWV 1990). Der natürliche Gehalt der Summe PAK liegt in Darmstadt bei $0,01 \mu\text{g/l}$. Die Konzentrationen in 32 oberflächennah verfilterten Grundwassermeßstellen liegen zwischen $0,01$ und maximal $103 \mu\text{g/l}$ (Abb. 9.22). In jeder der auf alle PAKs untersuchten Grundwassermeßstellen konnten zumindest 4 der 17 untersuchten Vertreter dieser Verbindungen nachgewiesen werden. An 3 Meßstellen, im Stadtzentrum (2) und im Abstrom eines Industriestandortes (1), wird der Grenzwert überschritten. Die höchste Konzentration von rd. $103 \mu\text{g/l}$ wurde hierbei in der Innenstadt gemessen (GWM 6, Wilhelminenstraße). Hier traten hauptsächlich die PAKs Chrysen (55 % Chr), Indeno(1,2,3-cd)pyren (17 % Indeno), Benzo(a)-Pyren (13 % BaP), Benzo(b)fluoranthen sowie Benzo(k)fluoranthen (5 % Bbf-BkF), Dibenzo(a,h)anthracen (5 % DahA) und Benzo(a)anthracen (2 % BaA) auf. Weitere statistische Daten zu den PAK-Analysen in Verbindung mit der genauen Stoffbezeichnung sind den Anlagen H 1 und I 1 zu entnehmen.

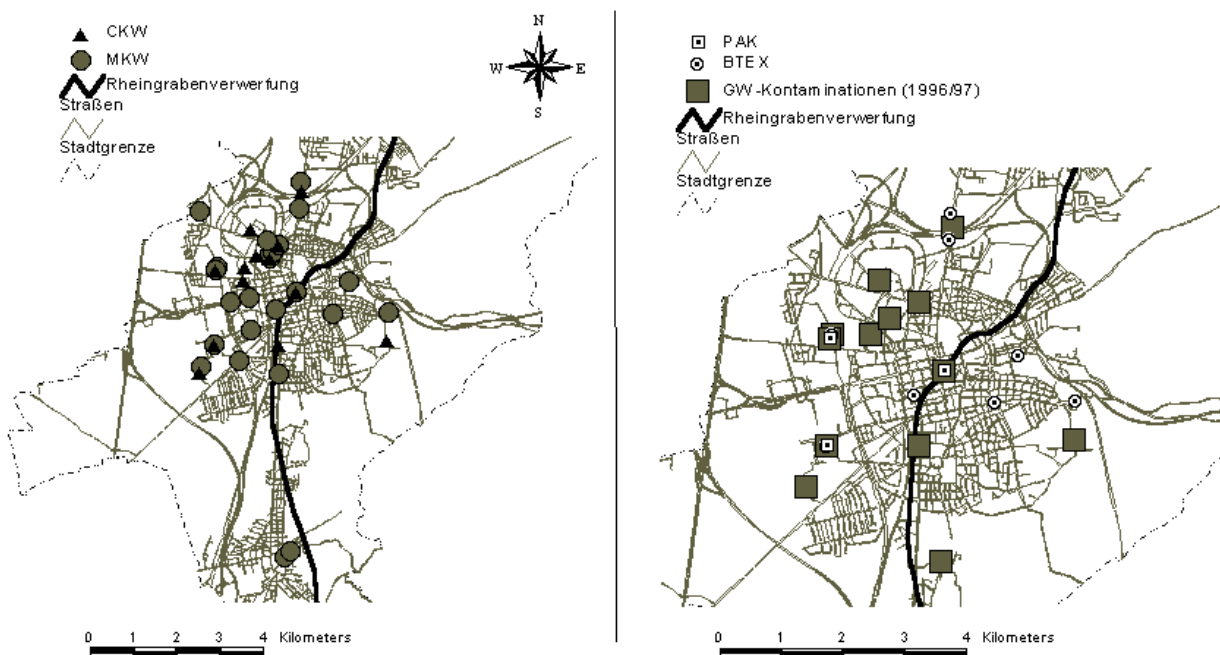


Abb. 9.21: Datenerhebung organischer Stoffe bei Grundwasser- und Bodenkontaminationen

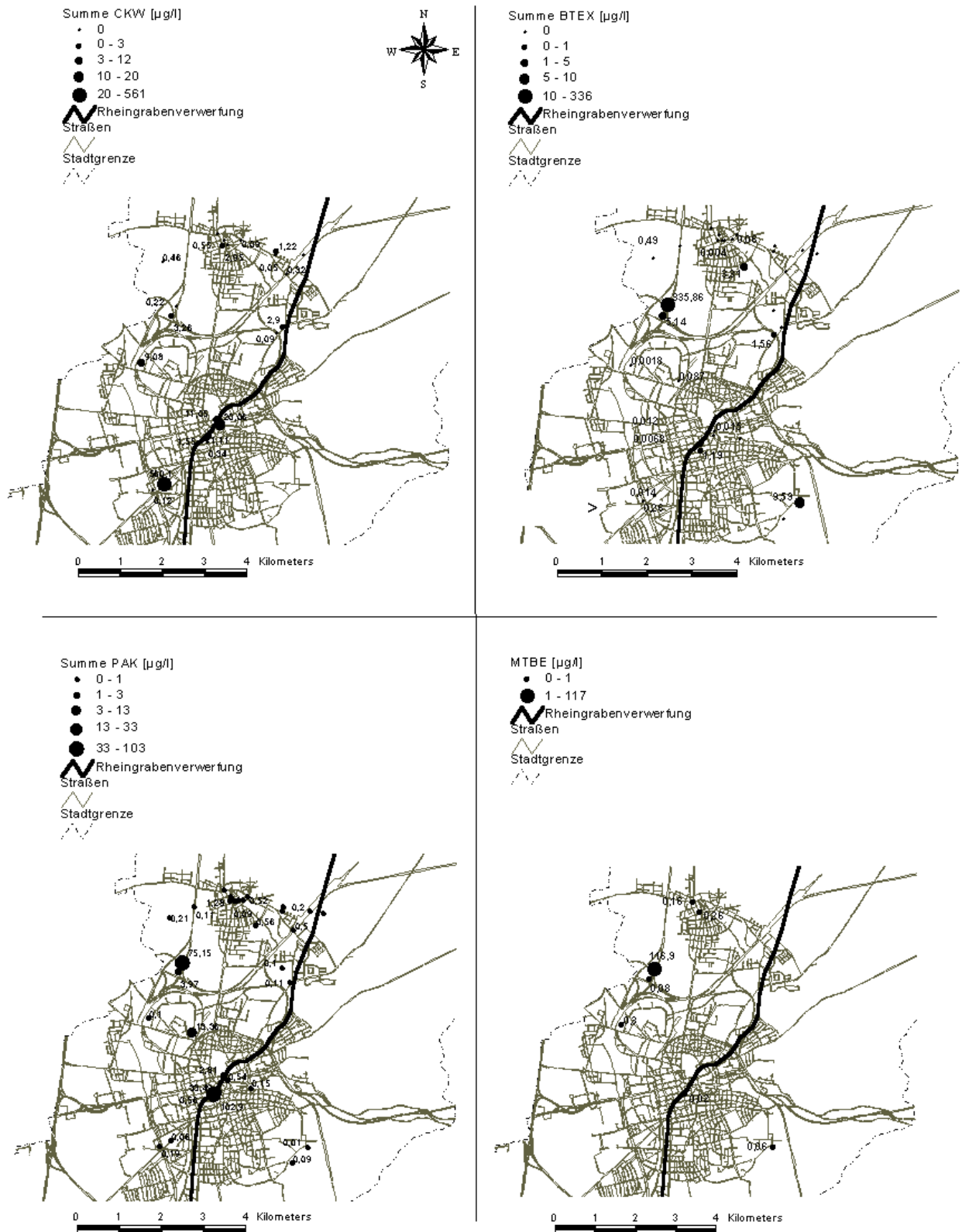


Abb. 9.22: Verteilung der org. Stoffspezies Summe- PAK, BTEX u. CKW sowie MTBE (2/99)

9.8 Tritium und Grundwasseralter

Durch die Bestimmungen des radioaktiven Umweltisotopes Tritium besteht die Möglichkeit, Hinweise über das Alter des Grundwassers und dessen Herkunft und Infiltrationspfad zu bekommen. Der Gehalt an Tritium charakterisiert hauptsächlich die seit 1953 aus Niederschlägen neu gebildeten Grundwässer, wobei seit 1970 keine signifikante zeitlich korrelierbare Abhängigkeit des Tritiumgehaltes von einem Jahr zum nächsten zu beobachten ist (MOSER & RAUERT 1980).

Die Bandbreite der Tritiumgehalte, die in den NBs von Darmstadt ermittelt wurde, liegt zwischen rd. 3 und 34 TU (Tritiumeinheiten). Eine TU entspricht einer Isotopenkonzentration von ${}^3\text{H}/{}^1\text{H} = 10^{-18}$ bzw. eine TU = 0,12 Bq/l (HÖLTING 1992). Der geringste Tritiumgehalt wurde im Notbrunnen 3 in etwa 700 m Entfernung zur Grabenrandverwerfung festgestellt (Abb. 9.23). Die höchsten Konzentrationen lagen im westlichsten Brunnen NB 8 nördlich der Waldkolonie. Der Mittelwert aller Analysen beträgt 21 TU und läßt auf eine Grundwasserneubildung schließen, die größtenteils aus Niederschlag nach 1953 mit einem entsprechenden Anteil an "Bomben-Tritium" resultierte (Tab. 9.3).

Die mittlere Tritiumkonzentration im Niederschlag von 1990 - 1995 betrug in Karlsruhe 21,5 TU (Meßstation des GLOBAL NETWORK FOR ISOTOPES IN PRECIPITATION, 120 m ü. NN). Nach PINNEKER (1992) zeigen Tritiumkonzentrationen, die im Bereich der Gehalte von Oberflächengewässern liegen, Grundwasseralter von 1 - 2 Jahren an. Bei einer Halbwertszeit von 12,3 Jahren kann zum Analysezeitpunkt im Jahr 1999 im Niederschlag ein Tritiumgehalt von ca. 16 bis 17 TU extrapoliert werden. Die Notbrunnen 14 und 15 zeigen eine Konzentration in diesem Bereich, so daß hier von relativ jungen Wässern mit einem Alter von 1 bis 3 Jahren auszugehen ist. Dies wird durch die geringen Flurabstände von rd. 3 - 4 m bestätigt (Tab. 9.3).

Tab. 9.3: Tritiumgehalte der Notbrunnen im Stadtgebiet von Darmstadt

Brunnen	${}^3\text{H}$ (TU)	Fehler (+ -)	Flur. (rd. m)	Aquifertyp	Geologie	Datum	% von MW	A >50%	A >25%	A (TU)
NB 1	18,3	1,9	30	gespannt	Quartär	24.06.98	89			11
NB 2	24,9	2,5	31	frei	Quartär	24.06.98	121			-21
NB 3	2,8	0,6	30	gespannt	Quartär	25.06.98	14	X	X	86
NB 4	30,7	3,1	42	frei	Störungzone	23.06.98	149		X	-49
NB 5	26,5	2,7	32	frei	Quartär	23.06.98	129		X	-29
NB 6	12,7	1,4	8	unklar	Quartär	24.06.98	62		X	38
NB 8	34,1	3,5	15	frei	Quartär	23.06.98	166	X	X	-66
NB 11	23,9	2,5	6	Kluft-GWL	Kristallin	23.06.98	116			-16
NB 14	17,7	1,8	4	unklar	Quartär	23.06.98	86			14
NB 15	16,1	1,8	3	Kluft-GWL	Rotliegendes	23.06.98	78			22
NB 17	19	2	4	frei	Quartär	25.06.98	92			8
NB 19	20	2,1	28	frei	Quartär	22.06.98	97			3

A:	Abweichung von Mittelwert
MW:	Mittelwert
Flur.:	Flurabstand

Die Tritiumkonzentration der Grundwasserneubildung für die Zeit vor 1953, also vor der anthropogenen Beeinträchtigung der Tritiumverhältnisse, betrug rd. 4 TU (MATTHEß 1994). Im Falle sehr niedriger Tritiumkonzentrationen (< 4 TU) kann somit davon ausgegangen werden, daß ein Teil dieses Grundwassers vor 1953 neu gebildet wurde. Ab 1963 lagen die Tritiumkonzentrationen im Niederschlag über 1000 TU. Es ist also davon auszugehen, daß ein großer Teil des Wassers im Bereich des Grundwasserleiters von Notbrunnen 3 vor 1953 neu gebildet wurde bzw. älter als 46 Jahre ist und dem Grundwasser später tritiumhaltiges relativ jüngeres Wasser zuströmte. Die Tritiumkonzentration für ein natürliches Grundwasser, das vor rd. 50 Jahren neu gebildet wurde, beträgt ca. 0,25 TU.

PINNEKER (1992) gibt für Grundwässer mit einem sehr geringem Tritiumgehalt von 15 - 25 % des Niederschlagswertes bis zu einem vollständigen Verschwinden von Tritium ein Alter von 20 - 70 Jahren an. Dieses Alter und die geringe Tritiumkonzentration ist typisch für an Bruchzonen aufsteigende Thermalwässer und spricht für eine Speisung der hydrothermalen Systeme durch junge meteorische Wässer (PINNEKER 1992).

Als Ergebnis läßt sich aus den hier ermittelten Tritiumkonzentrationen ableiten, daß es sich im allgemeinen bei den Darmstädter Grundwässern um relativ junge Wässer handelt. Fossile und ältere Grundwässer treten nicht - wie es an aktiven Störungszonen evtl. zu vermuten wäre - großräumig auf. Die hier durchgeführten Untersuchungen für den Tiefenbereich bis 60 m u. Gel. lassen lediglich lokal bei NB 3 auf ein Zuströmen von älterem Grundwasser schließen.

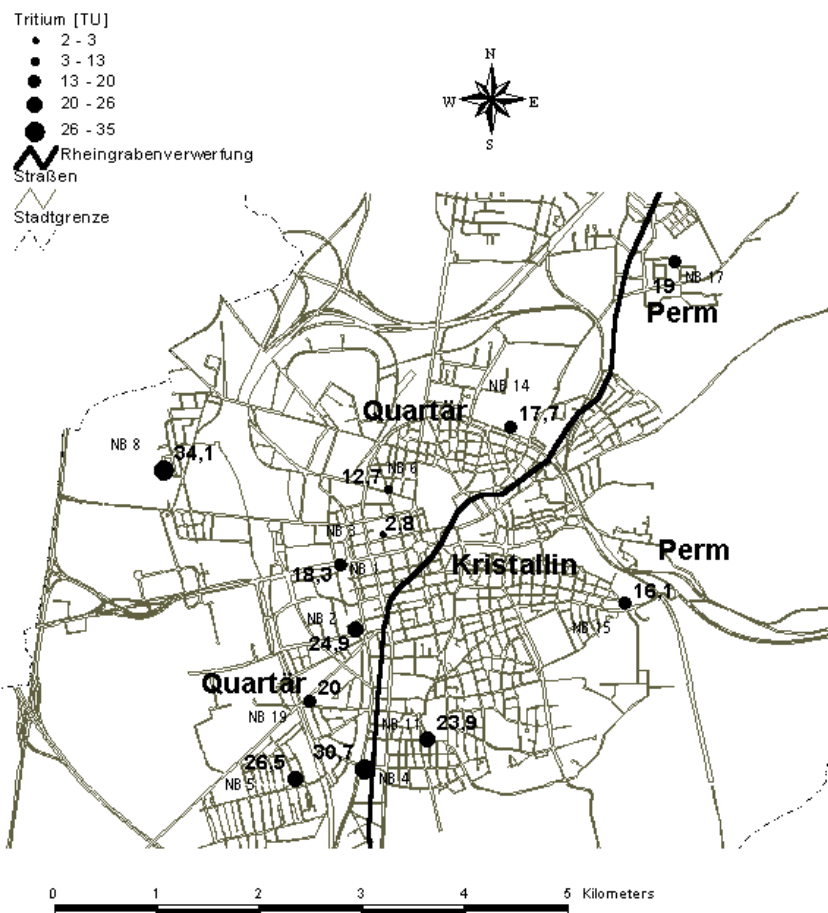


Abb. 9.23: Räumliche Verteilung der Tritiumkonzentrationen in den Notbrunnen (in TU)

9.9 Ergebnisse und Diskussion zur Hydrochemie

Unter Verwendung von Literaturdaten zur natürlichen Hintergrundbelastung und Analysedaten von Quellwässern im Anstrombereich von Darmstadt konnte der Gesamteinfluß einer Stadt auf die Grundwasserqualität untersucht werden, wobei der Stadteinfluß als eine über die Fläche integrierte Wirkung aller in einem Ballungsraum wirksamen Einflußgrößen zu verstehen ist. Im folgenden werden die wichtigsten Untersuchungen und Ergebnisse zusammengefaßt. Außerdem sollen hier noch einmal die Vorteile bei der Verwendung von Datenbank, DBMS, Informationssystem und SQL-Abfragen - insbesondere für chemische Grundwasserdaten - herausgearbeitet werden (vgl. Grundlagen, Kap. 2).

Zur Bewertung der Stoffkonzentrationen im Kontext wurden sämtliche potentiellen natürlichen (geogenen) und nicht natürlichen Quellen (Urbanisation und Landwirtschaft) unter besonderer Berücksichtigung der urbanen Einflußgröße von Darmstadt sowie der örtlichen Geologie diskutiert. Das Stoffspektrum umfaßt die physikalischen Parameter, anorganischen Hauptinhaltsstoffe, Spurenelemente und die organischen Inhaltsstoffe. Problematisch ist hierbei die Bewertung von Konzentrationen im Hinblick auf eine Schadstoffbelastung, da die einzelnen Probenahmevolumen - auch aus technischen Gründen - nicht immer repräsentativ für einen bestimmten Aquiferbereich sind. Durch eine umfassende, nahezu flächendeckende Probenahme in den letzten drei Jahren konnte jedoch die Variable der Grundwasserbeschaffenheit - zumindest partiell - in Form von Punktinformationen dargestellt werden. Bei Stoffen mit besonderen Gefahren für das Grundwasser wurden entsprechende Grenz- und Vergleichswerte mit in die Diskussion eingebunden.

Bewertungsprobleme bestehen in der genauen Qualifizierung der Stoffquellen und deren thematische Einteilung in geogenen und anthropogenen Eintrag, da die i. d. R. untersuchten anorganischen Inhaltsstoffe gleichermaßen aus geogenen sowie anthropogenen Quellen stammen können. Hierzu wurden organische Stoffe, die primär nicht in natürlichen Systemen emittiert werden, als Nachweis des anthropogenen Einflusses herangezogen. Durch den Nachweis von signifikanten und z. T. grenzwertüberschreitenden Konzentrationen an CKWs, PAKs und BTEX sowie MTBE wurde der urbane Einfluß auf das Grundwasser bewiesen und somit die Kausalkette initialisiert. Die sehr hohe Belastung im Stadtbereich mit NO_3^- und K^+ ist somit - insbesondere im Vergleich der nahezu unbelasteten Meßorte mit Hintergrundwerten (bewaldete Gebiete) - mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit auch größtenteils auf einen "urban-geogen" Eintrag zurückzuführen. Ebenso liegen die Gehalte an Na^+ , SO_4^{2-} und Cl^- größtenteils wesentlich über den anzunehmenden Hintergrundkonzentrationen. Bei diesen Schlußfolgerungen ist zu beachten, daß die Stadt Darmstadt auf einer der größten noch aktiven Bruchzonen in Mitteleuropa liegt und somit ein geogener Eintrag von hoch mineralisierten Tiefenwässern generell nicht auszuschließen ist. An anderen Lokalitäten wurden aufsteigende Tiefenwässer, die ebenfalls an junge Bruchzonen gebunden waren, nachgewiesen (PINNEKER 1992).

In anderen Stadtgebieten sind jedoch ähnliche Verteilungsmuster und Konzentrationsspannweiten im Vergleich zum Umland vorhanden, so daß hier mit Sicherheit eine urbane Komponente als Wirkungsgröße auftritt (vgl. CHILTON et al. 1997 und CHILTON 1999). Auf der Basis ihrer räumlichen Lage und Ausdehnung wurden im urbanen Bereich wirkende Schadstoffquellen aufgeführt. Hierbei konnte in lokale Einträge und den Eintrag aus eindimensionalen und vernetzten Systemen differenziert werden. Punktförmige Verschmutzungsherde, wie Deponien, Industriebetriebe, Tanklager und Tankstellen, führen lediglich zu einer meist lokal begrenzten Kontamination, während vernetzte Schadstoffquellen, wie Straßen und defekte Abwasserkanäle, eine diffuse Belastung im ganzen Stadtbereich verursachen.

Durch die Klassifikation des gesamten Datenkollektivs mit verschiedenen Verfahren wurde der Einfluß eines urbanen Raumes auf die Grundwasserqualität am Beispiel der Stadt Darmstadt mit verschiedenen Kennzahlen sowie Bewertungsinstrumenten (z. B. Grenz- und Vergleichswerte) dargestellt und im Umfeld der hydrogeologischen Verhältnisse im Raum Darmstadt diskutiert.

In bezug auf die Bewertung vernetzter Schadstoffquellen, wie defekte Abwasserkanäle und lokaler Einträge, müssen Strömungsverhältnisse und Flurabstand berücksichtigt werden. Durch den Kluffgrundwasserleiter und das Störungssystem im Stadtzentrum, das entsprechend lokal stark variierende Strömungsbild sowie die z. T. unklaren Strömungsverhältnisse im Festgestein, wird hier eine eindeutige Definition und Bewertung der Schadstoffpfade erschwert. Im Stadtgebiet Arheilgen treten demgegenüber oberflächennahe Grundwasserstände in einem Porengrundwasserleiter mit relativ klaren Verhältnissen und einem natürlichen Grundwasserabstrom in EW-Richtung auf. Der Flurabstand liegt zu Naßperioden im Stadtzentrum zwischen 2 und 5 m u. Gel. (vgl. JUSTEN 1999), so daß bei der Tiefenlage der Kanalsole im Bereich zwischen 2 - 4 m u. Gel. eine lokale und temporäre Infiltration in das Grundwasser stattfinden kann (vgl. auch Kap. 3.8.5 und 9.4).

Durch die Verbindung der Datenbank mit einem graphischen System kann die Visualisierung und Untersuchung von hydrochemischen Daten insbesondere auch bei sich ständig ändernden Datenbeständen erleichtert und effizienter gestaltet werden. Die Trennung von Datenhaltung und Visualisierungsmodul reduziert bei Veränderungen des Datenbestandes, z. B. bei erneuter Probennahme, den Änderungsaufwand in den Dateien. Neue Daten müssen lediglich in dem zentralen Datenbankmodul eingepflegt werden, die Änderungen wirken sich direkt auf sämtliche Kartenabbildungen aus (vgl. Abbildungen 9.8, 9.10, 9.18, 9.20 u. 9.22). Diese Abbildungen des Datenbestandes werden durch die SQL-Verbindung zwischen Datenbank und graphischem System bei jedem System-Neustart aktualisiert.

Des weiteren steigt das Informationspotential und die Auskunftsfähigkeit in bezug auf Grundwasserbelastungen und Grenzwertüberschreitungen durch den geregelten Zugriff auf den Datenbestand. Die Möglichkeiten der Akquisition von Daten zu den unterschiedlichsten Fragestellungen wird verbessert. Die gesamte Datenbasis wird somit für den Anwender transparenter und ist universeller nutz- und einsetzbar. Statistische Kenngrößen zur Bewertung chemischer Daten sind leichter abzuleiten und zu visualisieren. Außerdem erleichtert das relationale Datenmodell Auswertungen des Datenbestandes sowie den Datenexport und die Datenweitergabe für andere Anwendungen und weitere Datenempfänger (vgl. Kap. 5.2). Letztlich wird die Offenheit des Informationssystems begünstigt.

Weitere Einsatzpotentiale der Datenbank ergeben sich auch bei der numerischen Modellierung von Schadstofftransport und der zeitlichen Entwicklung der Stoffkonzentrationen. Der geregelte Zugriff auf den Datenbestand von zeitabhängigen berechneten sowie gemessenen Konzentrationsdaten kann hierbei ebenso die Modellbildung und -anpassung erleichtern (vgl. Kap. 10).

Als wichtige Schnittstelle zwischen chemischen Daten und nutzerspezifischen Anwendungen erleichtert das Datenmodell sowie die Datenbank in Verbindung mit dem DBMS und den SQL-Abfragen das Informationsmanagement. Insbesondere erhöht sich durch das relationale Datenmodell der Informationsgehalt einzelner oftmals schwer zu interpretierender chemischer Daten. Dies wird durch die Relationen "Grenzwerte, Parameter, Einheiten und Medium" gewährleistet, mit denen speziell den Besonderheiten chemischer Daten Rechnung getragen wird (vgl. Kap. 5.4). Sämtliche "atomaren" Datenobjekte sind direkt in einem chemischen Kontext implementiert. Datenbewertungen und Interpretationen werden somit erleichtert.

10 Zusammenfassung und Ausblick

Diese Arbeit behandelt die Probleme bei der Erstellung und Anwendung eines Informations- und Datenbanksystems zur speziellen Bearbeitung von hydrogeologischen Daten und Fragestellungen. Hierbei wurde sowohl die Methodik des Aufbaus wie auch die allgemeinen und speziell bei der Bearbeitung von GEO-Daten sowie bei GEO-Informationsverarbeitungsaufgaben auftretenden Besonderheiten im Rahmen der Anwendung eines solchen Systems untersucht.

Im Rahmen der Informationsbildung aus GEO-Daten zeigte sich, daß die originär implementierte Selbstverwaltung von Daten durch Anwendungsprogramme kein nachhaltiges und ganzheitliches Informations- und Datenmanagement zuläßt, so daß ein Datenbankverwaltungs- bzw. Datenbankmanagementsystem (DBMS) zur zentralen Verwaltung sämtlicher Grundwasser- und Umweltdaten des Untersuchungsraumes verwendet wurde. Insbesondere stand hierbei das Ziel einer technologisch innovativen Informationsbearbeitung im Vordergrund.

Da keine Mittel zur Entwicklung und Beschaffung von neuer Software zur Verfügung standen, mußte hierbei auf einfache Methoden und Standardsoftware zurückgegriffen werden. Grundlegender Baustein des Informationssystem ist das Datenmodell für hydrogeologische Anwendungen. Nach der Abgrenzung eines zu modellierenden Realweltausschnittes erfolgte eine der Problemstellung angepaßte Datenmodellierung mit dem *Entity-Relationship-Modell* (ERM). Physisch realisiert wurde dieses relationale Modellkonzept auf einer ACCESS 97 Datenbank. Auf dieses Fundament konnte das eigentliche System zur grafischen Dateninterpretation als zweiter wichtiger Kern des Grundwasserinformationssystem aufgesetzt werden. Hierzu kam das Geoinformationssystem ARCVIEW zum Einsatz, das mit einer SQL-Schnittstelle direkt auf die Datenbasis zugreift. In diesem Modul werden sämtliche digitalen Karteninformationen zentral verwaltet und können mit den numerischen Daten aus der Datenbank verknüpft und visualisiert werden. Zur 3D-Visualisierung von GEO-Daten und Isolinien kam ergänzend das Softwaremodul SURFER zum Einsatz.

Neben der Systemerstellung lag ein zweiter Schwerpunkt im Bereich der Datenakquisition. Im Rahmen der Datenbeschaffung wurden einerseits Fremddaten aus verschiedenen städtischen Ämtern, Institutionen und Ingenieurbüros sowie selbst erhobene Geländedaten genutzt. Im Rahmen mehrerer Geländekampagnen konnte ein umfangreicher und nahezu flächendeckender Datenbestand zum Stadtgebiet aufgebaut werden. Die Daten umfassen den Bereich der Hydrogeochemie, Grundwasserhydraulik, Geologie und Morphologie. Ergänzend erfolgte zur Abgrenzung und Quantifizierung der urbanen Einflüsse auf Basis von Luftbildern und Topographischen Karten eine Einteilung des Stadtgebietes in verschiedene Versiegelungsklassen. Der gesamte Datenbestand der im Gelände erhobenen Daten mit Ergebnissen von Untersuchungen und Gutachten aus verschiedenen städtischen Ämtern und Institutionen wurde in der ACCESS 97 Datenbank gespeichert. Die flächenhaften Informationen mündeten in die Datenbasis des Geoinformationssystem (ARCVIEW).

In einem weiteren Schritt wurde das Datenmodell und Geoinformationssystem getestet und für verschiedene Fragestellungen angewandt. Hierbei kann die Abfrage des Benutzers als Resultat eines systematisch oder ad-hoc auftretenden Informationsbedürfnisses interpretiert werden. Der direkte Zugriff auf die Datenbasis erfolgt über die nicht-prozedurale, mengenorientierte Datenbanksprache für relationale Systeme SQL. Hiermit können aus dem vorhandenen Gesamtdatenbestand an GEO-Daten Teildatenmengen, die bestimmten Kriterien genügen, abgefragt, untersucht sowie für Entscheidungs- und Planungsprozesse herangezogen werden. Außerdem besteht die Möglichkeit, einfache statistische Werte aus dem Datenbestand zu extrahieren und Teildatenbestände zu entscheidungsrelevanten Informationen zu verdichten.

Aus pragmatischer Sicht können die so aus den Daten gewonnenen Informationen in räumliche und zeitliche Informationen eingeteilt werden. Entsprechend erfolgten die statistischen Untersuchungen zur Hydrogeologie der Stadt Darmstadt mit Hilfe des Grundwasserinformationssystems sowohl an zeitlichen Daten - unter Verwendung der Zeitreihenanalyse - als auch an räumlichen Daten unter Nutzung der regionalisierten Variable aus dem Bereich der Geostatistik.

Mit Hilfe ausgewählter statistischer Methoden wurden die Grundwasserganglinien hinsichtlich Trend, Periodizität und Autokorrelation sowie ihre Kreuzkorrelation untersucht. Die Ergebnisse dienen als Prognosemodell zur Abschätzung des zukünftig zu erwartenden Grundwasserstandes und dessen periodischen Verlaufsmusters sowie zur Ableitung von systemsteuernden Einflußgrößen und Prozessen.

Des Weiteren konnte die Ganglinienanalyse zur Bestimmung der Grundwasserneubildung herangezogen werden. Diese Berechnung erfolgte zuerst lokal am Meßpunkt. Die anschließende Bestimmung des Volumens basierte auf der Regionalisierung der lokalen Meßwerte mit einem definierten Algorithmus. Im Anschluß an diese Kalkulationen wurde die Grundwasserbilanzgröße der Grundwasserneubildung auf Basis der geostatistischen Regionalisierung berechnet.

Die Isolinienkonstruktion und Regionalisierung lokaler Variablen erfolgte mit Hilfe von mathematischen Methoden in Verbindung mit statistischer Untersuchung der regionalisierten Variablen. Mathematische Operationen wurden hierbei mit der Software SURFER, die eine große Anzahl von Funktionen und Routinen zu geostatistischen Berechnungen sowie deren Visualisierung zur Verfügung stellt, durchgeführt. Im Rahmen dieser Berechnungen kam das Inverse-Distanzen-Verfahren, die Triangulation und das Kriging-Verfahren zum Einsatz. Die Methoden wurden parametrisiert, angepaßt und die Ergebnisse diskutiert sowie im Hinblick auf ihre Aussagekraft und Modellgüte bewertet. Die im weiteren angestellten Untersuchungen der regionalen und lokalen geostatistischen Eigenschaften regionalisierter Variablen basierten auf der Erstellung und Interpretation von Variogrammen.

Bei der Betrachtung von qualitativen Aspekten stellt der urbane Raum eine besondere Gefahr für das Grundwasser dar. Neben dem natürlichen geogenen Eintrag tritt zusätzlich eine große Anzahl von unterschiedlichen anthropogen emittierten Stoffen auf. Mit Hilfe des Grundwasserinformationssystems konnte eine große Anzahl anorganischer und organischer Inhaltsstoffe in übersichtlicher Weise kartographisch abgebildet und durch Vergleichsoperationen in bezug auf den Gesamtdatenbestand bewertet werden. Zur Visualisierung der chemischen Daten wurden verschiedene Methoden mit einem direkten Zugriff auf die Datenbank über SQL verwendet. Hierbei ergaben sich signifikant erhöhte und z. T. grenzwertüberschreitende Konzentrationen an CKWs, PAKs und BTEX sowie MTBE und hohe Belastungen an NO_3^- und K^+ sowie relativ hohe Gehalte an Na^+ , SO_4^{2-} und Cl^- .

Ausblick

Weiterer Untersuchungs- und Forschungsbedarf besteht im Bereich der lokalen hydrogeologischen Verhältnisse des Kluftgrundwasserleiters sowie lokaler urbaner *preferential flow*-Phänomene und der Auswirkungen von Bauwerken auf das Grundwasser (Wasserleitungen, Kanäle, Keller etc.). Darüber hinaus können flächenhafte detaillierte Aussagen über potentielle Kanalleckagen erst nach einer Regionalisierung der Kanalhöhen getroffen werden. Dafür stehen die hier beschriebenen Modelle und Methoden zur Verfügung. Diese Leckagen könnten u. U. mit Hilfe von anthropogenen Tracern (z. B. Stickstoffisotope oder Bor) stichhaltiger bewiesen werden.

Im Bereich der Methodik kann eine detailliertere Aufschlüsselung der urbanen Wasserbilanz durch die Erstellung eines Niederschlag-Abflußmodells mit dem GIS auf Basis des digitalen Geländemodells in

Verbindung mit mathematischer Strömungsmodellierung im Grundwasserbereich besser abgebildet werden. Außerdem bietet es sich an, den Schadstofftransport und Schadstoffaustrag im Bereich der Stadt über den gesamten Urbanisations- und Industrialisierungszeitraum (z. B. 100 Jahre) instationär nachzubilden und auf das Modell auf Basis der vorhandenen Daten zumindest für die letzten 10 bis 15 Jahre detailliert anzupassen. Hiermit hätte man für diesen Zeitraum eine Bewertungsgrundlage zur Modellgüte und Sinnhaftigkeit des Modellierungsprozesses. Besonders interessant in diesem Zusammenhang (und somit zu optimieren) ist im Hinblick auf das Datenmanagement die Schnittstelle zwischen numerischem Grundwassermodellsystem (z. B. VISUAL MODFLOW) und GIS.

Im Bereich der Modellierung könnten angepaßte fraktale Modelle eine realistischere Aussage über die geometrischen Eigenschaften von Naturobjekten machen. Der große Vorteil der fraktalen Modelle liegt hier in der einfacheren Parametrisierbarkeit (BARTELME 1995). Für natürliche, unscharfe und gewachsene Strukturen bietet sich außerdem die *Fuzzy-Logik* an. Im Gegensatz zur Booleschen Logik mit den Zugehörigkeiten 0 oder 1, operiert die *Fuzzy-Logik* mit einer gewissen Unschärfe, die in das System mit einfließt und somit eine eher dem natürlichen (unscharfen) System entsprechende Modellierungsvariante darstellt. Dies könnte auch bei der Abbildung von dynamischen Prozessen in der Hydrogeologie und Hydrologie von Nutzen sein.

Im Rahmen des aktuellen Themas Energieversorgung wäre zu untersuchen, ob bei ausreichender Informationsverfügbarkeit die flächendeckende Errichtung einer dezentralen Versorgung mit Wärmeenergie unter Nutzung des hohen Energieeintrags aus der Urbanisation im Bereich der Geothermie möglich ist und ob ggf. eine Weiterentwicklung der z. T. schon vorhandenen Energiepotentialfelder in der Zukunft einen Energienutzen stiften kann (Wärmespeicher, Grundwasserwärmepumpen, Energiebohrpfähle).

Literaturverzeichnis

AKIN, H. & SIEMES, H. (1988): Praktische Geostatistik - eine Einführung für den Bergbau und die Geowissenschaften.- 304 S.; Berlin - Heidelberg (Springer-Verlag).

ALBERT, K. (1994): Hydrogeologische Untersuchungen in den Einzugsgebieten des Grünbaches, Gerchsheimer Grabens und Rödersteingrabens auf Blatt 6324 Tauberbischofsheim-Ost.- Forschungsergebnisse aus dem Bereich Hydrogeologie und Umwelt, Heft 8: 158 S.; Würzburg.

ANDERLE, H.-J. (1968): Die Mächtigkeiten der sandig-kiesigen Sedimente des Quartärs im nördlichen Oberrhein-Graben und der östlichen Untermain-Ebene.- Notitzbl. hess. L.-Amt Bodenforsch., 96: 185 - 196; Wiesbaden.

ANDRES, J. & SCHAD, A. (1959): Seismische Kartierung von Bruchzonen im mittleren und nördlichen Teil des Oberrheintalgrabens und deren Bedeutung für die Ölabsammlung.- Erdöl und Kohle, 12: 323 - 334; Hamburg.

BARTELME, N. (1995): Geoinformatik - Modelle, Strukturen, Funktionen.- 414 S.; Berlin - Heidelberg (Springer-Verlag).

BARTELS, U. (1988): Abschätzung der organischen Kohlenstoffeinträge in Waldökosysteme durch Messung der UV-Absorption (254 nm) im Niederschlagswasser.- Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 151: 405 - 406; Weinheim.

BILL, R. & FRITSCH, D. (1994): Grundlagen der Geo-Informationssysteme.- 415 S.; Heidelberg (Wichmann).

BJÖRNSEN, G. (1982): Grundwasserverhältnisse in der Hessischen Rheinebene - Untersuchungen mit einem mathematischen Modell.- Gutachten; Koblenz.

BÖHNKE, B. (1973 zit. in VOIGT 1990): Gefährdung von Grund- und Oberflächenwasser durch Gifte und Reststoffe aus Abwasser und Ablagerungen.- Reihe GWA, Nr. 10; Aachen.

BÖKE, E. & LINDSTEDT, H.-J. (1981): Zur Grundwasserneubildung in Waldgebieten der Rhein-Main-Niederung.- Geol. Jb. Hessen, 109: 179 - 189; Wiesbaden.

BÖKE, E. (1977): Ermittlung der Grundwasserneubildung aus Januar-Niederschlag und Spiegelgang.- Geol. Jb. Hessen, 105: 223 - 233; Wiesbaden.

BONHAM-CARTER, G. F. (1994): Geographic Information Systems for Geoscientists: Modelling with GIS.- Computer Methods in the Geosciences Vol. 13: 398 S.; Ontario.

BUSCH, K. F. & LUCKNER, L. & THIEMER, K. (1993): Geohydraulik.- 497 S.; Berlin - Stuttgart (Gebrüder Bornträger).

CETTRI, M. & SMITH G. D. (1995): Nitrate Pollution in Groundwater in selected Districts of Nepal.- Hydrogeology Journal, Vol. 3, Nr. 1: 71 - 76; Hannover.

CHELIUS, C. (1890a): Erläuterungen zur Geologischen Karte Blatt 6117 Darmstadt-West.- 85 S.; Darmstadt.

CHELIUS, C. (1890b): Erläuterungen zur Geologischen Karte Blatt 6017 Mörfelden; Darmstadt.

CHEN, P. P.-S. (1976): The Entity-Relationship Model - towards a unified View of Data.- ACM Transactions on Database Systems, 1: 9 - 36.

CHILTON, J. et al. (1997): Groundwater in the Urban Environment - Problems, Processes and Management.- Proceedings of the 27. Congress on Groundwater in the Urban Environment / Nottingham: 682 S.; Rotterdam.

CHILTON, J. (1999): Groundwater in the Urban Environment - Selected City Profiles.- International Contributions to Hydrogeology, Vol. 21: 342 S.; Rotterdam.

CLARK, M. J. (1993): Data Constraints on GIS Application Development for Water Resource Management.- Proceedings of the international Conference HydroGis 1993, IAHS Publication No. 211: 693 S.; Wallingford - Oxfordshire.

CODD, E. F. (1970): A relational Model of Data for large shared Data Banks.- Communications of the ACM, 13: 377 - 387.

CONRAD, R. (1998): Entwicklung eines Umweltinformationssystems - Methoden und Werkzeuge zur Integration von einem Geographischen Informationssystem, einer Datenbank und dynamischen Prozeßmodellen.- Dissertation TU Braunschweig: 149 S.; Braunschweig.

DATE, C. J. (1977): An Introduction to Database Systems.- 536 S.; Reading - Amsterdam - Madrid - Ontario - Sydney (Addison-Wesley).

DAVID, I. (1998): Grundwasserhydraulik - Strömungs- und Transportvorgänge.- 204 S.; Braunschweig - Wiesbaden (Vieweg).

DAVIS, J. C. (1986): Statistics and Data Analysis in Geology.- New York (Wiley & Sons).

DE MARSILY, G. (1986): Quantitative Hydrogeology - Groundwater Hydrology for Engineers.- 434 S.; San Diego (Academic Press).

DECKERS, F. (1993): EGIS - a geohydrological Information System.- Proceedings of the international Conference HydroGis 1993, IAHS Publication No. 211: 693 S.; Wallingford - Oxfordshire.

DEUTSCHER WETTERDIENST, DWD (1972 - 1993): Deutsches Meteorologisches Jahrbuch der BRD 1972 - 1998; Offenbach a. M.

DIEHL, O. (1933): Einige Betrachtungen über die quartären Ablagerungen an der Bergstraße und im Ried.- Notizblatt des Vereins für Erdkunde 1931/32, 5. Folge, 14. Heft: 20 - 24; Darmstadt.

DOHERR, D. (1993): Geo-Informationssysteme in den Geowissenschaften - Definition, Aufbau und Einsatzmöglichkeiten.- Schriftenreihe des BDG, Heft Nr. 9: 30 S.; Bonn.

DVGW (1985): Daten und Informationen zu Wasserinhaltsstoffen.- DVGW-Schriftenreihe, 48: 331 S.; Eschborn.

DVWK (1982): Auswertung hydrochemischer Daten.- DVWK Schriften, 54: 193 S.; Hamburg - Berlin.

DVWK (1990): Methodensammlung zur Auswertung und Darstellung von Grundwasserbeschaffenheitsdaten.- DVWK-Schriften, Heft 89; Hamburg - Berlin.

DVWK (1996): Hydrogeochemische Stoffsysteme, Teil I.- DVWK Schriften, 110: 324 S.; Bonn.

EBHARDT, G. & HECKWOLF, M. & JUSTEN, N. (1999): Gutachten zur Regenwasserversickerung in Darmstadt-Arheilgen.- Darmstadt (unveröffentlicht).

EINSELE, G. (1975): Eichung von Grundwasser-Ganglinien zur Bestimmung der Grundwasserneubildung und des Grundwasserabflusses.- Z. dt. geol. Ges., 126: 239 - 315; Hannover.

EISBACHER, H. (1996): Einführung in die Tektonik.- 374 S.; Stuttgart.

EISWIRTH, M. & HÖTZL, H. (1997): The Impact of leaking Sewers on Urban Groundwater.- Proceedings of the 27. Congress on Groundwater in the Urban Environment / Nottingham: 399 - 404; Rotterdam.

FAHLBUSCH, K. (1970): Zur Deutung eines Bohrprofils im Bereich der Darmstädter Rheingrabenverwerfung (Bohrung Mengler).- Z. dt. geol. Ges., 121: 125 - 127; Hannover.

FAHLBUSCH, K. (1974): Zur Geologie von Odenwald und Rheingraben.- Jb. TH Darmstadt, 1974: 39 - 78; Darmstadt.

FAHLBUSCH, K. (1975): Störungszonen an den Rheingraben-Schultern (Hardt, Darmstadt) mit Hinweisen auf junge Bewegungen.- Notitzbl. hess. L.-Amt Bodenforsch., 103: 315 - 326; Wiesbaden.

FAHLBUSCH, K. (1980): Die Geologischen Grundlagen der alten Wasserversorgung Darmstadts.- Geol. Jb. Hessen, 108: 223 - 240; Wiesbaden.

FASSBENDER, H. W. (1978 zit. in VOIGT 1990): Abwasserzusammensetzung und Abwasserverregnung im Wald.- Mitt. Dt. Bodenkdl. Gesellsch., 27: 101 - 110.

FEDRA, K. (1993): Models, GIS and Expert Systems - integrated Water Resources Models.- Proceedings of the international Conference HydroGis 1993, IAHS Publication No. 211: 693 S.; Wallingford - Oxfordshire.

FISHER, R. A. (1929 zit. in LANGGUTH & VOIGT 1980): Tests in Significance in harmonic Analysis.- Royal Society London, Proceedings Series A, Vol. 125: 54 - 59; London.

FRYSINGER, S. P. & THOMAS, R. P. & PARSONS, A. M. (1993): Hydrogeological Modelling and GIS - the Sandia Environmental Decision Support System.- Proceedings of the international Conference HydroGis 1993, IAHS Publication No. 211: 693 S.; Wallingford - Oxfordshire.

FURTAK, H. & LANGGUTH, H. R. (1967): Zur hydrochemischen Kennzeichnung von Grundwässern und Grundwassertypen mittels Kennzahlen.- IAH Mémoires, Vol. 7: 89 - 96; Hannover.

GELHAR, L. W. (1993): Stochastic Subsurface Hydrology.- Massachusetts Institute of Technology: 390 S.; New Jersey (Prentice-Hall).

GLOBAL NETWORK FOR ISOTOPES IN PRECIPITATION (1999): Description and Mode of Operation.- <http://www.iaea.or.at/programs/ri/gnip/gnipinfo.htm>.

GOCHT, W. (1983): Wirtschaftsgeologie und Rohstoffpolitik.- 295 S.; Berlin - Heidelberg - New York - Tokyo (Springer-Verlag).

GREIFENHAGEN, G. (1997): Die geologischen grundwasserhydraulischen und hydrochemischen Verhältnisse im Stadtgebiet von Darmstadt.- Diplomarbeit TU Darmstadt: 243 S.; Darmstadt (unveröffentlicht).

HECHT, F. (1953): Die Tiefbohrungen bei Pfungstadt und der Bau des Rheintalgrabens im Raum Darmstadt.- Erdöl und Kohle, 6: 374; Hamburg.

HECKWOLF, M. (1999): Grundwasserbeschaffenheit von Darmstadt-Arheilgen und Darmstadt-Kranichstein.- Diplomarbeit TU Darmstadt: 91 S.; Darmstadt (unveröffentlicht).

HISCOCK, K. M. & DENNIS, P. F. & FEAST, N. A. & FAIRBAIRN, J. D. (1997): Experience in the use of stable Isotopes to distinguish Groundwater Contamination from leaking Sewers in Urban Areas.- Proceedings of the 27. Congress on Groundwater in the Urban Environment / Nottingham: 427 - 432; Rotterdam.

HESSISCHE LANDESANSTALT FÜR UMWELT, HLFU (1986): Studie - Verunreinigung des Grundwassers in Hessen durch leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe.- Schriftenreihe der HLFU, Heft 36: 505 S.; Wiesbaden.

HLFU (1990): Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit in Hessen.- Schriftenreihe der HLFU, Heft 94: 159 S.; Wiesbaden.

HLFU (1992): Wasserumsatz im Boden - Teil 1: Südhessen.- Heft 139: 96 S.; Wiesbaden.

HLFU (1993): Hydrologie in Hessen - Handbuch Teil III, Grundwasserbeschaffenheitsbericht 1993.- 83 S.; Wiesbaden.

HÖLL, K. (1970): Wasser - Untersuchung, Beurteilung, Aufbereitung, Chemie, Bakteriologie, Biologie.- 423 S.; Berlin.

HÖLSCHER, J. & WALTER, W. (1986): Belastung von Wasser und Boden in der BRD durch Luftverunreinigungen - Literaturstudie.- Mitt. niedersächs. L.-Amt Wasserwirtschaft, 2: 257 S.; Hildesheim.

HÖLTING, B. (1992): Hydrogeologie.- 415 S.; Stuttgart.

HOLZBRECHER, E. (1996): Modellierung dynamischer Prozesse in der Hydrologie - Grundwasser und ungesättigte Zone.- 211 S.; Berlin - Heidelberg (Springer-Verlag).

HÖTZL, H. & MAKURAT, A. (1981): Veränderungen der Grundwassertemperaturen unter dicht bebauten Flächen am Beispiel der Stadt Karlsruhe.- Z. dt. geol. Ges., 132 (2): 767 - 777; Hannover.

- ISAAKS, E. H. & SRIVASTAVA, R. M. (1989 zit. in SCHLÜTER 1996): Applied Geostatistics.- Oxford (Oxford, Univ. Press).
- JUNGE, E. (1963): Air Chemistry and Radioactivity.- 382 S.; New York - London.
- JUSTEN, N. (1999): Grundwassermodellierung und hydrogeologische Untersuchungen zur Infiltration von Dachflächenwasser im Raum Darmstadt-Arheilgen unter Berücksichtigung der gewerblichen Grundwasserentnahmen.- Diplomarbeit TU Darmstadt: 69 S.; Darmstadt (unveröffentlicht).
- KAIER, E. (1997): SQL LexiCom - Einführung und Referenz.- 32 S.; Darmstadt (Winklers Verlag).
- KARREBERG, H. (1981): Hydrogeologie der nichtverkarstungsfähigen Festgesteine.- 284 S.; Wien - New York.
- KECKLER, D. (1995): SURFER for Windows, Ver. 6 - Contouring and 3D Surface Mapping.- User's Guide; Golden (Golden Software).
- KINZELBACH, W. & RAUSCH, R. (1995): Grundwassermodellierung - Eine Einführung mit Übungen.- 283 S.; Berlin - Stuttgart (Gebrüder Bornträger).
- KINZELBACH, W. (1992): Numerische Methoden zur Modellierung des Transports von Schadstoffen im Grundwasser.- Schriftenreihe gwf Wasser - Abwasser, Band 21: 343 S.; München - Wien (Oldenbourg).
- KLEMM, G. (1910): Erläuterungen zur Geologischen Karte Blatt 6018 Messel (Langen); Darmstadt.
- KLEMM, G. (1938): Erläuterungen zur Geologischen Karte Blatt 6118 Darmstadt-Ost (ehem. Blatt Roßdorf).- 111 S.; Darmstadt.
- KLUT-OLSZEWSKI, H. (1945): Untersuchung des Wassers an Ort und Stelle, seine Beurteilung und Aufbereitung.- 281 S.; Berlin.
- KOCH, R. (1995): Umweltchemikalien - Physikalisch-chemische Daten, Toxizitäten, Grenz- und Richtwerte, Umweltverhalten.- 421 S.; Weinheim - New York - Basel - Cambridge - Tokyo (VCH).
- KOVAR, K. & NACHTNEBEL, H. P. (1993): Application of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources Management.- Proceedings of an international Conference held in Vienna, IAHS Publication No. 211: 693 S.; Wallingford - Oxfordshire.
- KUHLMANN, G. & MÜLLMERSTADT, F. (1994): Datenbanksprache SQL - eine strukturierte Einführung; für Dos, Windows OS/2 und Unix.- 330 S.; Hamburg.
- KUPFAHL, H.-G. & MEISL, S. & KÜMMERLE, E. (1972): Erläuterungen zur Geologischen Karte 6217 Blatt Zwingenberg; Wiesbaden.
- LA BARBERA, P. & LANZA, L. & SICCARDI, F. (1993): Hydrogeologically oriented GIS and Application to Rainfall-Runoff distributed Modelling: Case Study of the Arno Basin.- Proceedings of the international Conference HydroGis 1993, IAHS Publication No. 211: 693 S.; Wallingford - Oxfordshire.

- LANGENEGGER, O. (1981): High Nitrate Concentrations in shallow Aquifers in a Rural Area of Central Nigeria caused by random Deposits of domestic Refuse and Excrement.- Quality of Groundwater, Proceedings of an Int. Symposium, Studies in Environmental Science, Vol. 17: 135 - 139.
- LANGGUTH, H. R. & VOIGT, R. (1980): Hydrogeologische Methoden.- 486 S.; Berlin - Heidelberg - New York.
- LANS, R. F. VAN DER (1988): Das SQL-Lehrbuch.- 382 S.; Bonn (Addison-Wesley).
- LANS, R. F. VAN DER (1989): SQL in dBase IV.- 405 S.; Bonn - München (Addison-Wesley).
- LEIDRAD BODEMSANERING (1988): Niederländische Orientierungswerte zur Sanierungsbedürftigkeit von verunreinigten Böden und Grundwässern.
- LEPSIUS, R. (1890): Das Bohrloch der Gebrüder Becker in der Mauerstraße zu Darmstadt.- Notizblatt des Vereins für Erdkunde zu Darmstadt, 4. Folge, Heft 11: 1 - 9; Darmstadt.
- LERNER, D. N. (1997): Too much or too little: Recharge in urban Areas.- Proceedings of the 27. Congress on Groundwater in the Urban Environment / Nottingham: 41 - 47; Rotterdam.
- LERNER, D. N. (1990 zit. in LERNER 1997): Groundwater Recharge in urban Areas.- Atmospheric Environment, 24B(1), 29-33.
- LERNER, D. N. & YANG, Y. & BARRETT, M. H. & TELLAM, J. H. (1999): Quantification of Groundwater Recharge in the City of Nottingham, UK.- Environmental Geology, Vol. 38, Nr. 3: 183 - 198; Berlin - Heidelberg (Springer).
- LFU BADEN-WÜRTTEMBERG (1994): Grundwasserüberwachungsprogramm - Geogen geprägte Beschaffenheit des Grundwassers, Hintergrundwerte 1985 - 1991.- 89 S.; Karlsruhe.
- LILLICH, W. (1970): Vergleich moderner Methoden zur Bestimmung des Grundwasseranteils am Gesamtabfluß an der Erdoberfläche.- Z. dt. geol. Ges., Sonderh. Hydrogeol. Hydrogeochem.: 17 - 25; Hannover.
- LIMPRICH, H. (1970): Berechnung der Grundwasserneubildung und des nutzbaren und verbrauchbaren Grund- und Oberflächenwasserdargebotes für die wasserwirtschaftliche Rahmenplanung.- Z. dt. geol. Ges., Sonderh. Hydrogeol. Hydrogeochem.: 69 - 88; Hannover.
- LUTZ, T. & KLIMESCH, H. (1971): Die Datenbank im Informationssystem.- 232 S.; München - Wien.
- MANIAK, U. (1993): Hydrologie und Wasserwirtschaft - Eine Einführung für Ingenieure.- 568 S.; Berlin - Heidelberg - New York (Springer-Verlag).
- MARELL, D. (1989): Das Rotliegende zwischen Odenwald und Taunus.- Geol. Abh. Hessen, 89: 128 S.; Wiesbaden.
- MATHERON, G. (1965): Les Variables régionalisées et leur Estimation.- Paris.

MATTHEß, G. & UBELL, K. (1983): Allgemeine Hydrogeologie - Grundwasserhaushalt.- 438 S.; Berlin - Stuttgart.

MATTHEß, G. (1962): Zur Vergrusung der magmatischen Tiefengesteine des Odenwaldes.- Notitzbl. hess. L.-Amt Bodenforsch., 92: 160 - 178; Wiesbaden.

MATTHEß, G. (1994): Die Beschaffenheit des Grundwassers.- 499 S.; Berlin - Stuttgart.

MENZ, J. (1991 zit. in TONN 1996): Gebirgs- und Lagerstättengeometrie- Studienhilfe für die Vorlesung über Gebirgs- und Lagerstättengeometrie.- Bergakademie Freiberg; Freiberg.

MEßER, J. (1997): Auswirkungen der Urbanisierung auf die Grundwasser-Neubildung im Ruhrgebiet unter besonderer Berücksichtigung der Castroper Hochfläche und des Stadtgebietes Herne.- DMT-Berichte aus Forschung und Entwicklung, 58: 254 S.; Bochum.

MIKAT, H. (1998): Geoökologische Systemanalyse und hydrogeologische Modellierung im Einzugsgebiet zweier Wasserwerke im Hessischen Ried.- Dissertation Johannes Gutenberg-Universität Mainz: 175 S.; Göttingen (Cuvillier).

MISGELD, W. (1991): SQL - Einstieg und Anwendung; mit IBM DB 2, IBM SQL/DS, Informix SQL, Oracle.- 374 S.; München - Wien (Hanser Verlag).

MOLENAAR, A. & ROELOFFZEN, A. B. & STRENG, J. M. A. & PEPELS, A. H. M. & UIL, H. (1997): A Groundwater Information System as a Tool for Environmental Management in Rotterdam.- Proceedings of the 27. Congress on Groundwater in the Urban Environment / Nottingham: 682 S.; Rotterdam.

MOSER, H. & RAUERT, W. (1980): Isotopenmethoden in der Hydrologie.- 400 S.; Berlin - Stuttgart.

MULL, J. (1996): Kostenwirksamkeitsbetrachtungen bei der Sanierung ckw-emittierender Altlasten - Ansätze für ein nutzungsorientiertes Grundwassermanagement auf regionaler Ebene.- Mitt. Inst. f. Wasserwirtschaft, Hydrologie und Landwirt. Wasserbau, Heft 82: 1 - 181; Hannover.

MÜLLER, K.-H. & PRINZ, H. (1966): Zur Frage rezenter tektonischer Bewegungen am Oberrheingrabenabbruch.- Notitzbl. hess. L.-Amt Bodenforsch., 94: 390 - 393; Wiesbaden.

MÜLLER, K.-H. & PRINZ, H. (1967): Zur Ausbildung des Oberrheingrabenabbruchs auf dem Baugelände für den Neubau des Landestheaters in Darmstadt.- Notitzbl. hess. L.-Amt Bodenforsch., 95: 158 - 167; Wiesbaden.

MÜLLER, T. (1996): Hydrogeologie der Modau bis zum Abflußmeßpegel Darmstadt - Eberstadt (Westlicher Odenwald).- Diplomarbeit TH Darmstadt: 165 S.; Darmstadt (unveröffentlicht).

MÜLLER, T. & EBHARDT, G. & VRBKA, P. (1998): Hydrogeologie der Modau im kristallinen Odenwald.- Geol. Jb. Hessen, 126: S. 5 - 13; Wiesbaden.

MÜLLER, T. (1999): Quantifizierung der Uferfiltration bei hohen Flurabständen am Beispiel des Modau - Sandbach - Systems.- Dissertation TU Darmstadt: 175 S.; Darmstadt.

- NATERMANN, E. (1958): Der Wasserhaushalt des oberen Emsgebietes nach dem A_v-Linien-Verfahren.- Min. f. Ernährung, Landwirtschaft u. Forsten des Landes Nordrhein-Westfalen: 44 S.; Düsseldorf.
- NESTLER, W. (1987 zit. in VOIGT 1990): Problems in the Utilization of Soil Passage for Water Treatment.- Proc. Int. Symp. Groundwater Monitoring, IV, 15.
- NEUMANN, D. (1997): Ein ingenieurgeologisches Informationssystem, vorgestellt am Beispiel des Stadtgebietes Düren.- Dissertation RWTH Aachen: 168 S.; Aachen.
- NICKEL, E. (1985): Odenwald - Vorderer Odenwald zwischen Darmstadt und Heidelberg.- Sammlung Geologischer Führer, Band 65: 231 S.; Berlin - Stuttgart.
- NICOL, N. & ALBRECHT, R. (1998): Microsoft Access 97 - Das Handbuch.- 857 S.; Unterschleißheim (Microsoft Press Deutschland).
- NÖRING, F.(1958): Tektonische Auswertung einer Reliefdarstellung von Hessen.- Notitzbl. hess. L.-Amt Bodenforsch., (VI) 2: 67 - 73; Wiesbaden.
- O'NEILL, P. (1998): Chemie der Geo-Bio-Sphäre - Natürliche Vorgänge und Auswirkungen menschlicher Eingriffe.- 221 S.; Stuttgart (Enke).
- PESCHEL, G. J. (1992): Anwendung geostatistischer Verfahren.- Beiträge zur Mathematischen Geologie und Geoinformatik, Band 3; Köln (Sven von Loga).
- PESCHEL, G. J. (1993): Neue Modellierungsmethoden in Geologie und Umweltinformatik.- Beiträge zur Mathematischen Geologie und Geoinformatik, Band 5: 172 S.; Köln (Sven von Loga).
- PFLUG, R. (1982): Bau und Entwicklung des Oberrheingrabens.- 144 S.; Darmstadt.
- PINNEKER, E. V. (1992): Das Wasser in der Litho- und Asthenosphäre - Wechselwirkungen und Geschichte.- 263 S.; Berlin - Stuttgart.
- PRINZ, H. (1966): Baugrunderkundung und Gründungsberatung für den Neubau des Landestheaters zu Darmstadt.- Gutachten des Hess. Landesamtes für Bodenforschung: 46 S.; Wiesbaden.
- RAUH, O. (1997): Auf der Suche nach Verkettung in Entity-Relationship-Schemata.- Informatik Forschung und Entwicklung, 12: S. 117 - 127; Berlin - Heidelberg - New York (Springer-Verlag).
- REGIERUNGSPRÄSIDIUM DARMSTADT (1985): Wasserwirtschaftlich - ökologische Gesamtplanung Ried.- 296 S.; Darmstadt.
- REGIERUNGSPRÄSIDIUM DARMSTADT (1993): Bewirtschaftungsplan Gewässersystem Schwarzbach/ Ried.- 140 S.; Darmstadt.
- REINHEIMER, H. (1933): Über einige Beobachtungsbrunnen der Firma E. Merck, Darmstadt (Dilluvium - Pliozän).- Notitzbl. Ver. Erdk. u. hess. geol. L.-A., (V) 14: 46 - 57; Darmstadt.

REMKE, A. (1997): Konzeption und Realisierung eines wissensbasierten GIS-Werkzeuges zur mobilen Erfassung raumbezogener Daten - unter besonderer Berücksichtigung der ökologischen Bewertung von Fließgewässern.- Dissertation Westfälische Wilhelms-Universität Münster: 162 S.; Münster.

RICHTER, W. & LILLICH, W. (1975): Abriß der Hydrogeologie.- 281 S.; Stuttgart.

RIVERS, C. N. & BARRETT, M. H. & HISCOCK, K. M. & DENNIS, P. F. & FEAST, N. A. & LERNER, D. N. (1996): Use of Nitrogen Isotopes to identify Nitrogen Contamination of the Sherwood Sandstone Aquifer beneath the City of Nottingham, UK.- Hydrogeology Journal, Vol. 4, Nr. 1: 90 - 102; Hannover.

ROCK, N. M. S. (1988): Numerical Geology - a Source Guide, Glossary and Selective Bibliography to Geological Uses of Computers and Statistics.- Lecture Notes in Earth Sciences 1988, Vol 18: 427 S.; Berlin - Heidelberg (Springer-Verlag).

ROMANOWICZ, R. & BEVEN, K. & FREER, J. & MOORE, R. (1993): TOPMODELL as an Module within WIS.- Proceedings of the international Conference HydroGis 1993, IAHS Publication No. 211: 693 S.; Wallingford - Oxfordshire.

SACHS, L. (1974): Angewandte Statistik - Planung und Auswertung, Methoden und Modelle.- 519 S.; Berlin - Heidelberg - New York (Springer).

SCHEER, H.-D. (1978): Gliederung und Aufbau der Niederterrassen von Rhein und Main im nördlichen Oberrheingraben.- Geol. Jb. Hessen, 106: S. 273 - 289; Wiesbaden.

SCHAEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1992): Lehrbuch der Bodenkunde.- 491 S.; Stuttgart.

SCHERELIS, G. & BLÜMEL, W. D. (1988): Geostatistik und ihre Anwendungsperspektiven in der Geoökologie am Beispiel des Kriging-Verfahrens.- Karlsruher Manuskripte zur Mathematischen und Theoretischen Wirtschafts- und Sozialgeographie, Heft 92: 19 S.; Karlsruhe.

SCHIRMER, M. (1999): Das Verhalten des Benzininhalstoffes Methyltertiärbutylether (MTBE) in Grundwasser.- Grundwasser, Zeitschrift der FH-DGG, 3/99: 95 - 102; Berlin - Heidelberg (Springer).

SCHLÜTER M. (1996): Einführung in geomathematische Verfahren und deren Programmierung.- 326 S. Stuttgart (Enke).

SCHMIDT, F. & KRAMER, K. & TISCHENDORF, M. (1995): Dienstorientierte Architektur von Umweltinformationssystemen.- Software Labor 1995, Bericht SL-1/96: 91 S.; Stuttgart.

SCHMIDT, G. (1996): Informationsmanagement - Modelle Methoden Techniken.- 181 S.; Berlin - Heidelberg.

SCHMITT, O. (1955): Die Darmstädter Flugsande und Dünensande.- 2. Sonderheft zum Mitteilungsblatt "Der Aufschluß": 82 - 86; Darmstadt.

SCHMITT, O. (1966): Über Pleistozäne Ablagerungen am Rande des Odenwaldes.- Z. dt. geol. Ges., 116: 987 - 989; Hannover.

SCHOELLER, H. (1962): Les Eaux Souterraines.- 642. S.; Paris.

SCHÖNENBERG, R. & NEUGEBAUER, J. (1994): Einführung in die Geologie Europas.- 294 S.; Freiburg.

SCHOTTLER, W. (1926): Die quartären Sandablagerungen der Umgegend von Darmstadt und ihre Bodenprofile.- Notizblatt des Vereins für Erdkunde 1925, 5. Folge, 8. Heft: 174 - 196; Darmstadt. Wiesbaden.

SCHUHMAN, W. (1991): Informationsmanagement - Unternehmensführung und Informationssysteme aus systemtheoretischer Sicht .- 139 S.; Frankfurt/Main - New York.

SCHULZ, H. D. (1982): Regionalisierung geohydrochemischer Daten.- DVWK-Schriften, Heft 54, S. 71 - 83; Hamburg - Berlin.

SCHULZ, H. D. (1986): Regionalisierung von Daten zur Grundwasserbeschaffenheit.- DVWK-Schriften, Heft 78, S. 99 - 113; Hamburg - Berlin.

SCHWINN, H. (1992): Relationale Datenbanksysteme.- 273 S.; München - Wien (Hanser Verlag).

STADT DARMSTADT (1997): Wasser - Förderung von Wassersparmaßnahmen.- 11 S.; Darmstadt.

STADT DARMSTADT (1998): Statistische Berichte - 1. Halbjahr 1998.- 33 S.; Darmstadt.

STIBITZ, M. & PATZELT, Z. & WOLFBAUER, J. (1993): Database Development and GIS Application in Support of Groundwater Management: Case Study at the Austrian-Bohemian Border.- Proceedings of the international Conference HydroGis 1993, IAHS Publication No. 211: 693 S.; Wallingford - Oxfordshire.

STRAUB, E. W. (1962): Die Erdöl- und Erdgaslagerstätten in Hessen.- Abh. des geol. Landesamt Baden-Württemberg, 4: 123 - 136; Freiburg.

STUART, M. E. & MILNE C. J. (1997): Groundwater Quality implications of Wastewater irrigation in León, Mexiko.- Proceedings of the 27. Congress on Groundwater in the Urban Environment / Nottingham: 193 - 198; Rotterdam.

TGU (1996): Grundwasserentnahmen zweier Firmen in Darmstadt - Hydrologisches Beweissicherungsprogramm.- Gutachten: 31 S; Koblenz.

TGU (1997): Hauptsache Grundwasser.- 227 S; Koblenz.

TONN, F. (1996): Anwendung der geostatistischen Simulation zur computergestützten Generierung von praxisnahen Erkundungsdaten.- Dissertation TU Bergakademie Freiberg: 116 S.; Freiberg.

TRINKWV (1990): Bundesminister für Jugend, Familie u. Gesundheit: TRINKWV v. 5.12.1990, Verordnung zur Änderung der Trinkwasserverordnung und der Mineral- u. Tafelwasser-Verordnung; Bonn.

TURC (1954 zit. in MATTHEß & UBELL 1983): Le Bilan d'Eau des Sols, relations entre les Precipitations, l'Evaporation et l'Écoulement.- Trois. Journée d'Hydraulique, S. 36 - 43, Algier.

UNTERSTEIN, M. (1989): Systematischer Einsatz von SQL / dBase IV.- 396 S.; Bonn - München (Addison-Wesley).

VEIT, E. (1953): Die Tiefbohrungen bei Pfungstadt und der Bau des Rheintalgrabens im Raum Darmstadt.- Z. dt. geol. Ges., 105: 150; Hannover.

VOIGT, H.-J. (1990): Hydrogeochemie.- 310 S.; Berlin - Heidelberg.

VOSSEN, G. (1991a): Data Models, Database Languages and Database Management Systems.- 590 S; New York - Amsterdam - Madrid - Sydney - Reading - Ontario (Addison-Wesley).

VOSSEN, G. (1991b): Databases and Database Management.- Schriften zur Informatik und angewandten Mathematik, Bericht Nr. 151: 67 S.; Aachen.

VRBKA, P. & SAUERWEIN, M. (1997): Grundwasserqualität und Qualitätsprobleme in ariden Gebieten Afrikas (N-Sudan) - Prinzipien für eine regionale Nachhaltigkeit.- Zbl. Geol. Paläont. Teil I, H. 7/8: 727 - 738; Stuttgart.

WAGNER, W. (1950): Diluviale Tektonik im Senkungsbereich des nördlichen Rheintalgrabens und an seinen Rändern.- Notizbl. hess. L.-Amt Bodenforsch., (VI) 1: 177 - 192; Wiesbaden.

WELLHAUSEN, D. (1998): Analyse der baugrundgeologischen Verhältnisse als Grundlage einer ingenieurgeologischen Karte für das Stadtgebiet Darmstadt.- Diplomarbeit TU Darmstadt: 94 S.; Darmstadt (unveröffentlicht).

WILLE, R. (1996): Introduction to Formal Concept Analysis.- FB Mathematik, TU Darmstadt: 11 S.; Darmstadt.

WILLE, R., VOGT, F., KOLLEWE, W. & SKORSKY, M. (1994): TOSCANA - ein Werkzeug zur begrifflichen Analyse und Erkundung von Daten.- FB Mathematik, TU Darmstadt: 22 S.; Darmstadt.

WOLFF, K. E. (1988): Einführung in die Formale Begriffsanalyse.- FH Darmstadt und Forschungsgruppe Begriffsanalyse der TU Darmstadt: 12 S.; Darmstadt.

ZEHNDER, C. A. (1989 zit. in BARTELME 1995): Informationssysteme und Datenbanken.- Stuttgart (Teubner).

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2.1: Modell eines offenen Systems mit Kommunikationspfaden zum Nachbarsystem

Abb. 2.2: Die Beziehungen zwischen Daten, Information, Wissen und Technologie

Abb. 2.3: Aufbau eines offenen Geoinformationssystems

Abb. 2.4: Datenverwaltung durch die einzelnen Anwendungsprogramme

Abb. 2.5: Zentralisierung der Dateiverwaltung mit Hilfe eines Datenbankmanagementsystems, verändert nach VOSSEN (1991b)

Abb. 2.6: Erstellung und Überlagerung thematischer Karten aus Benutzersicht mit Hilfe eines DBMS

Abb. 2.7: Beziehung zwischen zwei Entitäten im *Entity-Relationship*-Datenmodell

Abb. 2.8: Datenmodell einer 1-c-Beziehung

Abb. 2.9: Regionalisierte Variable $Z(x_n)$

Abb. 2.10: Relation zwischen Punktinformation und repräsentativem Einheitsvolumen

Abb. 2.11: Verteilungstypen und Verteilungsmuster von Punkten in der Ebene

Abb. 2.12: Inverse-Distanzen-Methode

Abb. 2.13: Quadrant-Search-Verfahren mit $n = 1$ (genutzte Punkte je Quadrant)

Abb. 2.14: Triangulation

Abb. 2.15: Gegenüberstellung der drei Verfahren (Grundwasserstände 3/96, 250 m Rasterweite)

Abb. 2.16: Idealisierte Variogrammkurven

Abb. 2.17: Richtungsabhängige Variogramme von regionalisierten Meßwerten

Abb. 3.1: Übersichtskarte

Abb. 3.2: 3-D Darstellung des digitalen Geländemodells als Gittermodell im 100 m Raster (unten) mit Höhenlinien im 5 m Intervall und Rheingrabenverwerfung (oben); Kriging-Methode

Abb. 3.3: Einzugsgebiet des Schwarzbaches und Stadtgebiet von Darmstadt

Abb. 3.4: Vorflutverhältnisse und oberirdische Randeinzugsgebiete in Darmstadt

Abb. 3.5: Unterteilung des Arbeitsgebietes und wichtige Lokalitäten (L) im Untersuchungsraum

Abb. 3.6: Geologische Übersichtskarte und tektonische Hauptelemente im Stadtgebiet

Abb. 3.7: Kluffrosen K 1 bis K 5 und Hauptverwerfungen in Darmstadt

Abb. 3.8: Mittlere jährliche Lufttemperaturen in Darmstadt

Abb. 3.9: Räumliche Niederschlagsverteilung der Zeiträume 1891 - 1955, 1951 - 1980 u. 1970 - 1995

Abb. 3.10: Zeitliche Niederschlagsverteilung von 1986 bis 1998 und die 10 größten Monatssummen

Abb. 3.11: Niederschlag (oben); reelle Evapotranspiration nach TURC sowie Differenz

Abb. 3.12: Hydrogeologischer Modellschnitt I und Schnittführungen

Abb. 3.13: Grundwassergleichenplan ohne Berücksichtigung der Tektonik und Geologie

Abb. 3.14: Hydrogeologischer Modellschnitt II in NS-Richtung

Abb. 3.15: Lage der Grundwasserentnahmen und Gesamtbilanzraum Darmstadt-Zentrum

Abb. 3.16: Flächenaufteilung der Versiegelungsklassen

Abb. 3.17: Einteilung des Stadtgebietes von Darmstadt in 6 Versiegelungsklassen

Abb. 3.18: Abschätzung der Grundwasserneubildungsreduktion auf Basis der Versiegelungsgrade

Abb. 3.19: Geländemorphologie und hydrogeologischer Schnitt in Gebäudenähe

Abb. 3.20: Ganglinien, Wasserandrang, Kellersohle und Kanalsohlen

Abb. 4.1: Lage der Meßorte

Abb. 4.2: Grundwasserdatensammler und Datenweitergabe

Abb. 4.3: Ausschnitt aus dem Datenbestand als hierarchisches Modell

Abb. 5.1: Datenfluß-Diagramm

Abb. 5.2: Tabellarische Darstellung der normalisierten Relationen

Abb. 5.3: Ausschnitt aus dem Datenmodell mit Relationen und Beispieldatensätzen

Abb. 5.4: *Entity-Relationship*-Datenmodell und Modellierungsmodule

Abb. 5.5: *Entity-Relationship*-Modell in expliziter Relationenschreibweise

Abb. 5.6: Umsetzung des Datenmodells und Anwendungssoftware zur Manipulation der Datenbasis

Abb. 6.1: Allgemeiner Aufbau eines Abfrageausdruckes

Abb. 6.2: Werkzeuge zur Informationsakquisition im Anwendungsprogramm eines GIS

Abb. 6.3: Ablauf einer vorgegebenen Abfrage mit dem GIS ARCVIEW 3.0

Abb. 7.1: Lage der ausgewählten Grundwassermeßstellen

Abb. 7.2: Niederschlag und Grundwasserganglinien der 15 ausgewählten Meßstellen

Abb. 7.3: Korrelation zwischen Flurabstand im Bereich von 2 - 8 m und der Standardabweichung s

Abb. 7.4: Ablaufplan der Zeitreihenanalyse

Abb. 7.5: Ganglinie GWM 46 mit signifikantem Trend und trendbereinigt (Lage s. Abb. 7.1)

Abb. 7.6: Komponenten der harmonischen Schwingung: Periode, Amplitude und Frequenz

Abb. 7.7: Periodogramm der amtlichen GWMs 41, 96 und 63

Abb. 7.8: Trendbereinigte Zeitreihe der GWM 41 $XB_{(t)}$, periodischer Anteil $XP_{(t)}$ und Zufallsanteil $(XB_{(t)} - XP_{(t)} + a_0)$; a_0 = Mittelwert der Zeitreihe (Fourierkoeffizient nullter Ordnung)

Abb. 7.9: Mittlere Ganglinie (MoMW) und normale Zeitreihe, GWM 16 (ohne Trend)

Abb. 7.10: Mittlere Ganglinie (MoMW) und normale Zeitreihe, GWM 44 (mit Trend)

Abb. 7.11: Sinuskurve und Verschiebung

Abb. 7.12: Mittlere jährliche Verläufe (MoMW) der GWMs 63, 69 im Vergleich zu den GWMs 76, 41, 43

Abb. 7.13: Jährliche Verläufe der GWM 43 und mittlere Verhältnisse

Abb. 7.14: Mittlere trendbereinigte jährliche Verläufe (MoMW) der GWMs 44, 52, 53, 61 und 46

Abb. 7.15: Autokorrelogramme kurzfristig, r gegen die Zeitverschiebung 0 bis 12 Monate

Abb. 7.16: Autokorrelogramm langfristig, r gegen die Zeitverschiebung 0 bis 6 Jahre

Abb. 7.17: Abschnittsweise Nachbildung der Ganglinien mit polynomischen Trends; $n = 2, 3, 5$ u. 6

Abb. 7.18: Modellschema der Bestimmungsstücke zur Berechnung der Grundwasserneubildung

Abb. 7.19: Bestimmung der jährlichen Grenzkurven aus den Zeitreihen

Abb. 7.20: Ganglinien der Grundwasserneubildung bei S_{\min}

Abb. 7.21: Räumliche Verteilung der Grundwasserneubildung in mm bei S_{\min} , Rasterweite = 500 m

Abb. 7.22: Volumenberechnung der Neubildung in m^3 /Jahr bei S_{\min} und Rasterweite = 500 m

Abb. 8.1: Programmablaufplan der Isolinienkonstruktion und Untersuchung von regionalisierten Variablen

Abb. 8.2: Teilgebietsdaten TG_i und Interpolationsergebnis mit unterschiedlichem Raster (für $i = 1$ bis 3)

Abb. 8.3: Interpolation der Grundwasserstände im Frühjahr 1995 (Naßjahr), IP- RA_2 -G = T-250-G

Abb. 8.4: Berechnete Variogramme für das gesamte Gebiet und die Teilgebiete TG 1 bis TG 3

Abb. 8.5: Fehlerberechnung in Abhängigkeit von Rasterweite und Berechnungsmethode (Gesamtgebiet)

Abb. 9.1: Zeitlicher Verlauf der Grundwassertemperaturen (Stadtzentrum)

Abb. 9.2: Mittelwerte der Grundwassertemperaturen im Stadtgebiet (Juni - Juli / 1998)

Abb. 9.3: Zeitliche Entwicklung des Spektralen Absorptionskoeffizienten bei 254 nm (SAK_{254}) an 12 ausgewählten Notbrunnen

Abb. 9.4: E_h /pH-Bedingungen des Grundwassers in Darmstadt

Abb. 9.5: Ganglinien der physikalischen Parameter EL u. pH (Notbrunnen 1988 - 1998)

Abb. 9.6: Räumliche Verteilung der Parameter EL, pH, E_h und O_2 -Gehalt (Mittelwerte 1997 - 1999)

Abb. 9.7: Ganglinien der Kationen an ausgewählten Notbrunnen (1988 - 1998)

Abb. 9.8: Räumliche Verteilung der Kationen (Mittelwerte des Zeitraums 1997 - 1999)

- Abb. 9.9: Ganglinien der Anionen an ausgewählten Notbrunnen im Zeitraum 1988 bis 1998
- Abb. 9.10: Räumliche Verteilung der Anionen (Mittelwerte 1997 - 1999; HCO_3^- nur 1998)
- Abb. 9.11: Klassifikation der Felder nach FURTAK & LANGGUTH (1967)
- Abb. 9.12: Zuordnungen der einzelnen Brunnen nach der Einteilung von FURTAK & LANGGUTH (1967)
- Abb. 9.13: PIPER-Diagramm der Notbrunnen- und Quellwässer sowie statistische Kennwerte
- Abb. 9.14: Kreisdiagramme der Hauptinhaltsstoffe in Notbrunnen und Quellen (1998)
- Abb. 9.15: Häufigkeitsverteilungen der Hauptkationen (absolute Häufigkeit in mg/l)
- Abb. 9.16: Häufigkeitsverteilungen der Hauptanionen (absolute Häufigkeit in mg/l)
- Abb. 9.17: Ionenverhältnisse
- Abb. 9.18: Einteilung der NO_3^- -Gehalte an 62 Meßorten nach vorgegebenen Skalen
- Abb. 9.19: Zeitliche Daten von 1968 - 1971 und 1988 - 1998 sowie räumliche Verteilung von Fe- und Mn-gesamt (räumliche Verteilung der Mittelwerte von 1997 - 1998)
- Abb. 9.20: Verteilung von TC u. NPOC in oberflächennahen Meßstellen im Februar 1999 (n = 34)
- Abb. 9.21: Datenerhebung organischer Stoffe bei Grundwasser- und Bodenkontaminationen
- Abb. 9.22: Verteilung der org. Stoffspezies Summe- PAK, BTEX u. CKW sowie MTBE (2/99)
- Abb. 9.23: Räumliche Verteilung der Tritiumkonzentrationen in den Notbrunnen (in TU)

Tabellenverzeichnis

Tab. 2.1: Verwendete Assoziationstypen bei der Datenmodellierung

Tab. 2.2: Beziehungstypen

Tab. 3.1: Versiegelungsgrad und Abschätzung der Reduktion von Grundwasserneubildung im Verhältnis zur natürlichen Grundwasserneubildung (vgl. MEßER 1997)

Tab. 3.2: Bestimmung des mittleren Randzuflusses

Tab. 4.1: Meßorte mit kontinuierlicher digitaler Grundwasserstandsaufzeichnung

Tab. 5.1: Beispieltabelle in der 1. Normalform, Schlüsselattribute sind unterstrichen

Tab. 6.1: Struktur der SELECT-Anweisung

Tab. 6.2: Beispiel der Einrichtung einer SQL-Verbindung von ACCESS 97 mit ARCVIEW 3.0

Tab. 7.1: Grundwassermeßstellen für die Zeitreihenanalyse (s: Standardabweichung, Einheiten: m)

Tab. 7.2: Ergebnisse der Trendanalyse

Tab. 7.3: Zeitabschnitte für relativ trockene, mittlere und nasse Verhältnisse auf Basis der langjährigen Monatsmittel (mit und ohne Trendbereinigung)

Tab. 7.4: Ergebnisse der Prüfung auf eine signifikante Autokorrelation

Tab. 7.5: Ergebnisse der Kreuzkorrelation zwischen 10 GWMs im Zeitraum von Juni 1989 bis 1998

Tab. 7.6: Kurvengleichungen der Polynome n-ten Grades; $x \in \{31868, 31869 \dots 36251\}$; die Koeffizienten b und a_n sind zur Darstellung hier stark gerundet

Tab. 7.7: Differenz aus Grundwasserstand und Grenzkurve Δh

Tab. 9.1: Anionen an ausgewählten Notbrunnen aus dem Zeitraum 1968 bis 1971

Tab. 9.2: Korrelation zwischen Hauptanionen und -kationen

Tab. 9.3: Tritiumgehalte der Notbrunnen im Stadtgebiet von Darmstadt

Abkürzungen und Symbole

A	mm, mm/a	Abflußhöhe
AAS		Atomabsorptionsspektralphotometrie
ALK		behördliches allgemeines Liegenschaftskataster
A_n	m ²	Gebiet n
A_O	mm, mm/a	oberirdischer Abfluß
A_{REZ}	m ²	Fläche des Randeinzugsgebietes bis zur Verwerfungslinie
ASCII		<i>American Standard Code of Information Interchange</i>
A_U	mm, mm/a	unterirdischer Abfluß
B_A	mm, mm/a	Grundwasser, das den Oberflächengewässern zufließt
BT(E)X		Summenparameter Benzol, Toluol (Ethylbenzol) und Xylol
B_Z	mm, mm/a	Versickerung von Oberflächenwasser
CKW		chlorierte Kohlenwasserstoffe
CSB		Chemischer Sauerstoffbedarf
D		Datenmatrix
DA		Darmstadt
DB		Datenbank
DBMS		Datenbankmanagementsystem
DBVS		Datenbankverwaltungssystem
DCA		Dichlorethan
DCE		Dichlorethen
DEM		digitales Geländemodell
DFD		Datenfluß-Diagramm
DFÜ		Datenfernübertragung
DOC		gelöster organischer Kohlenstoff
DWD		Deutscher Wetterdienst
E		Erwartungswert
E	mm, mm/a	Entnahmen
EL	µS/cm	elektrische Leitfähigkeit
ERM		<i>Entity-Relationship-Modell</i>
ET	mm, mm/a	Evapotranspiration
ET_G	mm, mm/a	Verdunstung von Grundwasser
ET_{reell}	mm, mm/a	reelle Evapotranspiration
F		Flurabstand
FG		Freiheitsgrad
G		Matrix des gesamten Gebietes
GC/MS		Gaschromatograph mit Massenspektrometer
GEO-Daten		georeferenzierte Daten, raumbezogene Daten
GIS		GEO(GRUNDWASSER)-Informationssystem
GISDA		Grundwasserinformationssystem Darmstadt
G_j		Gitterpunkt, der an der Stelle j berechnet wird
GN_{REZ}		Grundwasserneubildung im Randeinzugsgebiet
GN_{VR}		durch Versiegelung reduzierte Grundwasserneubildung im REZ
GOK		Geländeoberkante
GPS		Global Position System
GW		Grundwasser
GWL		Grundwasserleiter
GWM		Grundwassermeßstelle

GW_{neu}	mm, mm/a	Grundwasserneubildung
GWS	m, m + NN	Grundwasserstand
h	m	Schrittweite bzw. Abstandsintervall
h'	m	Aussage- bzw. Einflußweite
H-Wert	m	Hochwert (Gauß-Krüger Koordinaten)
$I_{(t,T)}$		Information zum Zeitpunkt t mit der Technologie T
I; I 1, I 2 ...		Inverse-Distanzen-Verfahren; Parameter 1, 2 ... des Verfahrens
IP		Interpolationsmethode
IP-RA-S _{Mn}		Rechenergebnis als Rasterdatensatz in Matrixform, Ergebnisrelation
IRDA		Infrarot-Schnittstelle (Datenlogger - PC)
J		Jahr
J_t		Faktor nach TURC zur Berechnung von ET_{reell}
K; K 1, K 2 ...		Kriging-Verfahren; Parameter 1, 2 ... des Verfahrens
K_A	mm, mm/a	Kanal- und Gebäudedrainagen (Exfiltration)
k_f	m/s	Durchlässigkeitsbeiwert
K_n		Kluftrose Nr. n
KW		Kohlenwasserstoffe
K_{ZK}	mm, mm/a	Kanalverluste (Infiltration)
K_{ZR}	mm, mm/a	Rohrnetzverluste (Infiltration)
$L_{(I,t)}$		Lösung (eines Realweltproblems) mit der Information I zum Zeitpunkt t
LAN		<i>Local Area Network</i>
LCKW		leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe
LHKW		leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe
L_n		(Aufschluß)-Lokalität n
Lok		Lokalität
L_{REZ}	m	Länge der Verwerfungslinie im Randeinzugsgebiet
m + NN	m	Meter über NN (m ü. NN)
M	m	Mächtigkeit des Grundwasserleiters (genutzter Aquifer)
M_i		Meßpunkte i
MKW		Mineralölkohlenwasserstoffe
MoMW		monatlicher Mittelwert
MPH		Meßpunkthöhe
MTBE		Metyltertiärbutylether
N		" <i>nugget-effect</i> ": Beprobungsfehler + kleinräumige lokale Variabilität
n, n_e		Porosität, effektive Porosität
n		Stichprobenumfang
N	mm, mm/a	Niederschlagshöhe
$n_{(h)}$		Anzahl der Wertepaare
NB		Notversorgungsbrunnen
Nd		Niederschlag
NPOC		nicht austreibbarer organischer Kohlenstoff
$P_{(x, y, z)}$		Punktinformation am Raumpunkt P mit den Koordinaten x, y, z
PAK		polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PAP		Programmablaufplan
PER		Perchlorethylen
POC		austreibbarer organischer Kohlenstoff
POK		Pegeloberkante (Pegelnul = Rohroberkante; ROK)
PtOC		Part. Organic Carbon
PV		Pumpversuch

Q, Q _e	m ³ /s	Abfluß- bzw. Entnahmemenge
Q _{R,nat}	l/s·km, m ³ /a	natürlicher Randzufluß (ohne Versiegelung)
Q _{R,vers}	l/s·km, m ³ /a	urbaner Randzufluß (mit Versiegelung)
r		PEARSONSCHER Korrelationskoeffizient
R		Teilmenge des kartesischen Produktes
r ₁ , r ₂		Relation X, Y
R _A	mm, (mm/a)	Randabfluß
RA, RA _i	m	Rasterweite, Rasterweite für das i-te Gebiet
REZ	km ²	Randeinzugsgebiet
r _{krit}		kritischen Korrelationskoeffizienten (r _{FG ; α})
R-Wert	m	Rechtswert (Gauß-Krüger Koordinaten)
R _Z	mm, mm/a	Randzufluß
S		Speicherkoeffizient
s		Standardabweichung
SAK	1/m	Spektraler Absorptionskoeffizient
S _{min} , S _{max}		minimaler und maximaler Speicherkoeffizient
S _{Mn}		Relation mit den Mittelwerten einer Selektion
S _{Mni}		Relation mit den Mittelwerten einer Selektion für das i-te Gebiet
S _n		Ergebnisrelation einer Selektion n
S _{ni}		Ergebnisrelation einer Selektion n für das i-te Gebiet
SQL		<i>Structured Query Language</i>
t _{FG ; α}		Signifikanzschranke der t-Verteilung
t	s, d, Monat	Zeit(punkt)
T	°C	Jahresmittel der Temperatur
T; T 1, T 2 ...		Triangulation; Parameter 1, 2 ... des Verfahrens
t _{0,5}		diskreten Zeitabschnitt von 1/2 Jahr
t ₁ , t ₂ ... t _n		Zeitpunkt 1, 2 ... n
TCA		Trichlorethan
TCP/IP		Internet-Protokoll
TG, TG 1, TG 2	Teilgebiet	
TIC		Total Inorganic Carbon
T _n		Thema n (GIS)
TOC		Total Organic Carbon
TRI		Trichlorethylen
TU		Tritiumkonzentration in Tritiumeinheiten
TVO		Trinkwasserverordnung
u. Gel.	m	unter Gelände(oberfläche)
US-EPA		<i>United States Environmental Protection Agency</i>
V	mm, mm/a	Verdunstungshöhe
W _(A_n)		endliche Menge A _n
w _{ij}		Faktor der Wichtung des Wertes am i-ten Datenpunkt
X _(t)		Funktionswert zum Zeitpunkt t
XA _(t)		autoregressiver Anteil
X _{Gj}		Lage des Gitterpunktes j (R-Wert)
X _i		Raumpunkt, Lokalität i
X _{Mi}		Lage des Meßpunktes i (R-Wert)
XP _(t)		periodischer Anteil
XS _(t)		Zufallsanteil
XT _(t)		Trendanteil

Y_{Gj}		Lage des Gitterpunktes j (H-Wert)
Y_{Mi}		Lage des Meßpunktes i (H-Wert)
Z	mm, mm/a	Versickerung von Dachflächenwasser
$Z(x, \xi_1)$		Realisierung 1 einer Zufallsfunktion Z am Punkt x
$Z_{(x,y) \text{ ber}}$		berechneter Wert Z (Koordinaten: x, y)
$Z_{(x,y) \text{ gem}}$		Meßwert am Meßpunkt M_n (Koordinaten: x, y)
$Z(x_0, \xi)$		alle Realisierungen einer Zufallsfunktion Z am Punkt x_0
$Z_{(x_i + h)}$		gemessene ortsabhängige Variable an der Stelle $x_i + h$
$Z_{(x_i)}$		gemessene ortsabhängige Variable an der Stelle x_i
$Z(x_n)$		Regionalisierte Variable
Z_{Gitter}		berechneter Wert Z am Gitter(Raster)punkt
Z_i		Wert (Z-Wert) am Punkt i (Lokalität i)
α		Signifikanzniveau bzw. Irrtumswahrscheinlichkeit
β		Exponent in der Gleichung 2.7 (Inverse-Distanzen-Verfahren)
$\varepsilon_{(t)}$		reiner Zufallsanteil
$\gamma_{(h)}$		Variogrammwert
ξ		Störgröße und Meßfehler
Θ_1, Θ_2		Vergleichsoperator 1, 2 $\in \{\neq, =, \geq, >, \leq, <, \wedge, \vee, \neg\}$
Δ_{ij}		Abstand zwischen dem Meßpunkt i und dem Gitterpunkt j
Δh	m	Differenz zwischen Grundwasserstand und Grenzkurve
ΔR	mm, mm/a	Speicheränderung, Grundwasservorratsänderung
Periodizitätsanalyse		
ϕ	rad	Phasen(voreil)winkel, Nullphasenwinkel
ω	rad/t	Winkelgeschwindigkeit
$2\pi/\omega$	t	Periode
A, A_k	l, [m]	Amplitude
a_0, a_k, b_k		Fourierkoeffizienten k-ter Ordnung
I_k		Intensität der Schwingung
$I_{k, \text{max}}$		größte Intensität
I_{krit}		kritische Intensität für ein Signifikanzniveau von 5 %
k	1/t	Frequenz ($\omega/2\pi$)
k_n	1/t	Frequenz der Ordnung $n = 1, 2, 3 \dots m$
m		harmonische Ausdrücke es gilt: $m = n/2$ (m: ganze Zahl)
n/k	t	Periode für k bei gegebenem n
$R_{\text{gem-ger}}$	l, [m]	Residuen zwischen gemessenen und gerechneten Wasserständen
t_{ges}	t	Gesamter Meßzeitraum (in Monaten)

Notation ERM

1	einfache Beziehung
c	konditionelle Beziehung
$E_{1,2}$	Entität 1, 2
m	multipl Beziehung
mc	multipl-konditionelle Beziehung
$R_{(E_1/E_2)}$	Beziehung zwischen den Entitäten E_1 und E_2
$R_{(E_2/E_1)}$	Beziehung zwischen den Entitäten E_2 und E_1
"_"	Beziehung zwischen 2 Entitäten

Notation SQL

AND	... und Bedingung ...
FROM	von Relation ...
GROUP BY	Einteilung des Ergebnisses in gleiche Gruppen
IN	Abfrageergebnis muß (zusätzlich) folgende Bedingung erfüllen ...
INNER JOIN	Verknüpfung 2er Tabellen über gleiche Attribute
NOT IN	Abfrageergebnis darf folgende Bedingung nicht erfüllen ...
ORDER BY	sortiert nach Attribut ...
SELECT	Auswahl Attribut / Daten
SELECT DISTINCT	identische Zeilen werden ausgeschlossen
COUNT	Angabe der Anzahl ...
MAX	Angabe des Maximums ...
MIN	Angabe des Minimums ...
SUM	Angabe der Summe zutreffender Tupel
WHERE	an der die Bedingung = ... zutrifft

Software

ACCESS 97, ARCVIEW, AUTOCAD, COREL DRAW, COREL PHOTO-PAINT, DB 2, DBASE III, EXCEL, GISPAD, INFORMIX, MAPINFO, MS-OFFICE, ORACLE, SMALLWORLD, SPATIAL ANALYST, SURFER, TOSCANA, VISUAL BASIC (VBA), VISUAL MODFLOW.