

Hydrogeologie der Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ bei Hopsten (Nordrhein-Westfalen, Nordwestdeutschland) - erste Ergebnisse

Mareike Weinert, Münster, Dominique Remy, Osnabrück und
Eckehard P. Löhnert, Münster*

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung / Abstract	14
1. Einleitung	14
2. Bisherige Untersuchungen	16
3. Methodik	20
3.1 Sedimentanalysen	20
3.2 Meßstellennetz	21
3.3 Erfassung der Grundwasserdynamik	24
3.4 Entnahme von Grundwasserproben	24
3.5 Analytik	25
4. Ergebnisse	27
4.1 Quartärer Grundwasserleiter	27
4.2 Aquiferparameter und Grundwasserdynamik	30
4.3 Hydrochemie	37
4.4 Umweltisotope	45
4.4.1 Tritium	45
4.4.2 Stabile Isotope (Deuterium und Sauerstoff-18)	46
5. Schlußfolgerungen und Ausblick	47
Danksagung	50
6. Literaturverzeichnis	50

* Veröffentlichung der Arbeitsgemeinschaft für Biologisch-Ökologische Landesforschung (ABÖL) Nr. 124; finanziell unterstützt wurden die Untersuchungen von der Volkswagen-Stiftung (Hannover).

Kurzfassung

Seit dem Frühjahr 1996 konnten im Zuge eines von der Volkswagen-Stiftung (Hannover) finanzierten Projektes neue Erkenntnisse zur Hydrogeologie im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ gewonnen werden. Im wesentlichen stützen sich die Untersuchungsergebnisse dabei auf zwei im März 1996 errichtete 30 m tiefe Multilevel-Brunnen. Untersucht werden sowohl der - bisher nur bis 10 m Tiefe im Detail bekannte - sedimentologische Aufbau (Korngrößenspektrum, Gesamtkohlenstoff und Pollenbefunde organogener Einschaltungen) des Porengrundwasserleiters als auch die hydraulischen Gegebenheiten anhand von Durchlässigkeitsbeiwerten, Ganglinienanalysen und Grundwassergleichplänen. Von wesentlicher Bedeutung für die Erfassung der grundwasserspezifischen Prozesse sind zudem die hydrochemischen Untersuchungen an den tiefenbezogenen Wässern der Multilevel-Brunnen. Diese zeigen örtlich für das oberflächennahe Grundwasser einen Einfluß der landwirtschaftlichen Nutzung. Aber es wird auch das Selbstreinigungsvermögen des Aquifers z.B. durch Nitratreduktion, Adsorption etc. deutlich. Neben den hydrochemischen Untersuchungen wurden erste Bestimmungen der Umweltsotope Tritium, Sauerstoff-18 und Deuterium durchgeführt. Die aus den Tritium-Gehalten resultierenden „Grundwasseralter“ können mit den hydrochemischen und hydraulischen Gegebenheiten in Einklang gebracht werden. Aus der Deuterium-Sauerstoff-18-Relation kann auf mögliche Wechselbeziehungen zwischen Oberflächen- und Grundwasser geschlossen werden.

Abstract

New findings concerning the hydrogeology of the conservation area „Heiliges Meer“ (Holy Sea) are presented. The study area is located at the northern margin of the federal state North Rhine-Westphalia, FRG, and the lakes under protection originated from subrosion processes underground. Results presented in this contribution were achieved in the scope of a research project funded by the Volkswagen Foundation, Hannover. Two 30 m deep multilevel wells yielded new results as to the Quaternary aquifer's lithology (grain size distribution, carbon content and age) and its hydraulic properties, i.e. permeability, hydrographs and water table contours. Of major importance with respect to the lake's risk potential are depth-related hydrochemical parameters and processes. These show clearly impacts of agricultural land use but at the same time purification effects (denitrification, adsorption etc.) within the aquifer system. Beside hydrochemical investigations few environmental isotopes (tritium, oxygen-18, deuterium) were analysed. Tritium figures in terms of „ages“ can well be brought in agreement with hydrochemical and hydraulic findings, while stable isotopes hint possibilities of identifying relationship between surface waters and groundwaters.

1. Einleitung

Das Untersuchungsgebiet liegt im westlichen Nordzipfel des Bundeslandes Nordrhein-Westfalen, ca. 25 km westlich von Osnabrück (Abb. 1). Es umfaßt einen mit Stillgewässern unterschiedlicher Größe bestückten Bereich, der in der Südost-Hälfte der TK 25 Blatt 3611 Hopsten gelegen ist und auf dieser Karte als „Heiliges Feld“ bezeichnet ist.

Die Gewässer sind etwa Südwest-Nordost aufgereiht. Den Kern des Untersuchungsgebietes bildet das ca. 90 ha große Naturschutzgebiet (NSG) „Heiliges Meer“, das in Richtung SSE-NNW von der Landstraße L 504 Ibbenbüren-Hopsten durchschnitten wird. Unmittelbar östlich der Landstraße liegt das „Große Heilige Meer“, das mit ca. 11 ha als

größtes Binnengewässer Westfalens apostrophiert wird. Gut halb so groß (ca. 7 ha) ist der „Erdfallsee“ westlich der Landstraße (s. Abb. 1). Weitere kleinere Gewässer werden im nachfolgenden Text angesprochen.

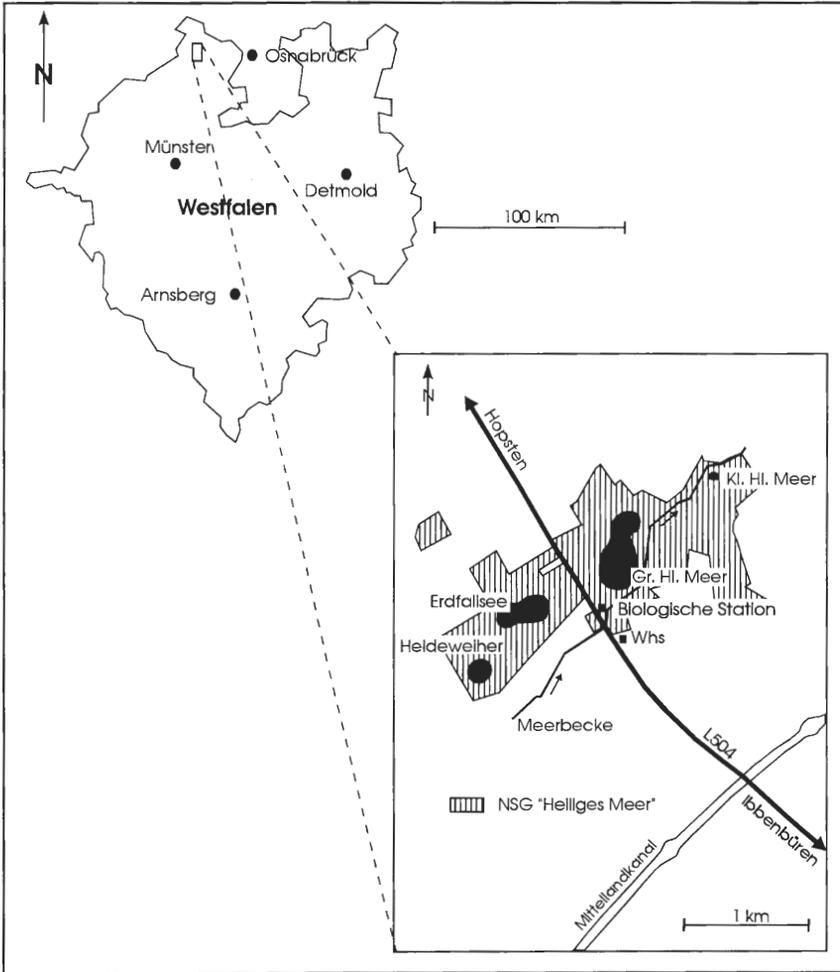


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes.

Das Untersuchungsgebiet gehört zur Ebene des Norddeutschen Flachlandes, das dem Mittelgebirgsrücken - hier vertreten durch den Karbon-Horst des Schafberges - vorgelagert ist. Der NW-Fuß des Schafberges ist durch den Verlauf des Mittelland-Kanals markiert. Daran schließt sich nach NW die Gemarkung „Heiliges Feld“ mit der Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ an. Die Geländeoberfläche liegt hier bei etwa +41 bis +45 m NN.

Das feucht-milde Klima ist durch atlantische Luftmassen gekennzeichnet; die Jahresniederschläge liegen bei rund 750 mm, wovon knapp die Hälfte im Winterhalbjahr fällt.

„Das NSG Heiliges Meer ist durch seine Kombination von naturnahen, nährstoffarmen Lebensgemeinschaften und den eng benachbarten Gewässern mit unterschiedlichem Nährstoffgehalt einzigartig für Nordwestdeutschland, aber gerade die Nährstoffarmut ist durch anthropogene Eutrophierung in höchstem Maße bedroht“ (TERLUTTER 1995). Damit

ist die Aufgabenstellung eines laufenden, von der Volkswagen-Stiftung geförderten Projekts „Die Schadstoffbelastung der Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ und die Möglichkeiten der landschaftsplanerischen Gegensteuerung“ umrissen (POTT et al. 1996).

Die hydrogeologischen Untersuchungen im Rahmen des o.g. Projekts, für die die drei Autoren dieses Beitrags verantwortlich zeichnen, begannen im Frühjahr 1996 (WEINERT et al. 1997); sie sollen 1999 mit Vorlage der Dissertation der erstgenannten Autorin abgeschlossen werden. Kern der Arbeiten ist eine detaillierte Erfassung des Aquifersystems einschließlich seiner Hydraulik, seines Grundwasserhaushaltes und vor allem seiner Wasserbeschaffenheit. Aus dem Ist-Zustand sollen Schlüsse für mögliche zukünftige Entwicklungen gezogen werden. Diese Entwicklungen beziehen sich insbesondere auf anthropogene Einflüsse auf die Oberflächengewässer einschließlich des Grundwassers.

2. Bisherige Untersuchungen

Die naturwissenschaftlichen Aspekte des Gebietes und speziell des NSG, d.h. dessen Geologie, Hydrologie, Flora und Fauna, wurden jüngst von TERLUTTER (1995) zusammengefaßt. Im folgenden werden besonders die geologischen und hydrologischen Aspekte vertieft.

Die Ursache der Entstehung der Gewässer und speziell des Großen Heiligen Meeres deutet sich bereits in Sagen und Legenden an, die TERLUTTER zitiert. Danach könnte das Heilige Meer als durch Einbrechen der Erdoberfläche entstandenes „Bruchmeer“ gedeutet werden. Dieser Einbruch erfolgte u.a. nach pollenanalytischen Befunden zwischen 600 v. Chr. und 800 n. Chr., wahrscheinlich aber erst um 400-800 n. Chr. (SCHROEDER 1956). Die Wassertiefe des Sees beträgt heutzutage maximal ca. 10-11 m.

Die Entstehung des Erdfallsees am 14. April 1913 beschreiben die Geologen WEGNER (1913) und TIETZE (1914). Der plötzliche Einbruch machte eine Auslaugung von Salzgestein mit Hohlraumbildung im Untergrund wahrscheinlich. Während WEGNER eine stratigraphische Zuordnung der Evaporite offenläßt, sind nach TIETZE die „Auslaugungen ... mit großer Wahrscheinlichkeit im Zechstein“ anzunehmen. WEGNER (1913) gibt eine Beschreibung der oberflächennahen quartärzeitlichen Lockergesteine, die kurzfristig freilagen, ehe sie nach einigen Tagen vom ansteigenden (Grund-)Wasser verdeckt wurden. Es handelt sich um (abgekürzt nach WEGNER):

0,5 m	Humusschicht
2,0 m	gelbe Sande, nach unten etwas tonig
0,05-0,1 m	Torflage, auskeilend
1,0 m	grauer, tonfreier, scharfer Sand
0,05-0,08 m	Torflage, auskeilend
0,1-0,2 m	stark toniger Sand
3,0 m	grauer Sand, z.T. tonig, mit Torflage
>2,0 m	Schwimmsande

Die Mächtigkeit der angeschnittenen Schichten betrug also knapp 9 m, wengleich der Erdfall im Südteil ursprünglich etwa 14 m tief war. Die eingeschalteten Torflagen deuten frühere wiederholte Senkungsperioden mit Vermoorungen vermutlich im jüngeren Holozän an. TIETZE spricht im oben genannten Profil von „ziemlich feinkörnigen Sanden“ (sog. Emstalsande), während die Bezeichnung „scharf“ bei WEGNER auch gröberes Korn andeutet. „Talsande“ im Sinne von TIETZE sollen im Großraum 60 m Mächtigkeit erreichen. Diese müssen als bedeutender, prinzipiell ungespannter Grundwasserleiter mit geringem Flurabstand angesehen werden. Der hydraulische Zusammenhang dieses Was-

serkörpers ist im engeren Untersuchungsgebiet dadurch belegt, daß bei Einbrechen des Erdfallsees synchron der Grundwasserspiegel einiger benachbarter Hausbrunnen kurzfristig anstieg und lokal sogar Wasser an der Oberfläche austrat (WEGNER 1913).

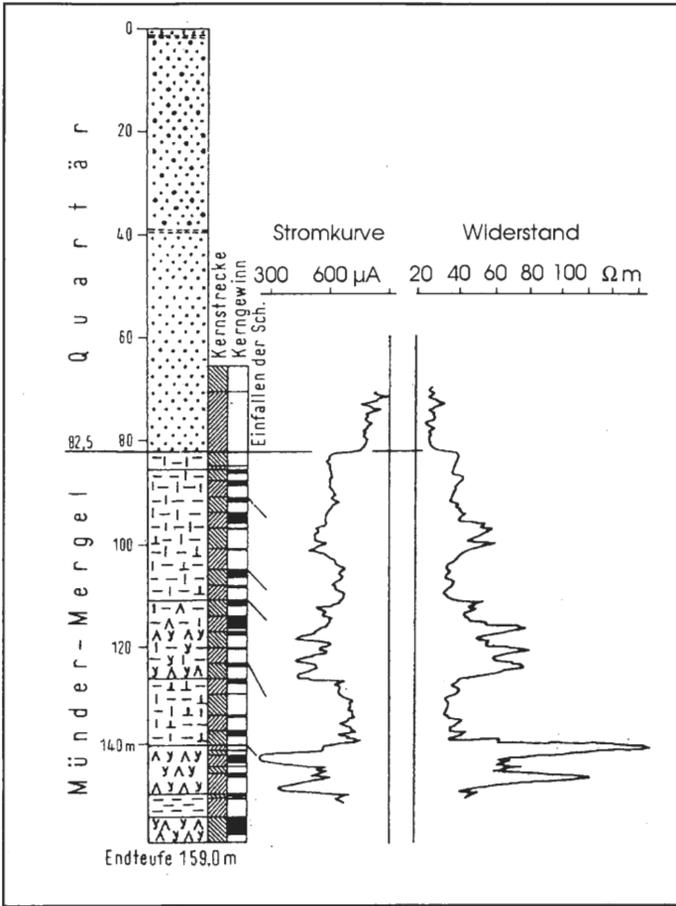


Abb. 2: Säulenprofil und Bohrchloß-Meßdiagramm der Untersuchungsbohrung Hörstel 1015 (aus THIERMANN 1975b). Die Lage der Bohrung ist der Abb. 3 zu entnehmen.

LOTZE (1957) hat die Senkungsformen der „Heilig-See-Zone“ quasi monographisch bearbeitet und auch knappe Angaben über die Grundwasserverhältnisse gemacht (1951). Er unterscheidet 61 Hohlformen, die er einer morphologischen Klassifikation und Typisierung unterzieht. Unter den „ursprünglichen (rein natürlichen) Hohlformen“ werden A. „Flaschenkenne ohne scharfe Ränder“ und B. „Steiler geböschte Hohlformen mit scharf markierten Rändern“ unterschieden. Der Erdfallsee gehört im westlichen Teil zu A., im östlichen zu B.. Auch das Große Heilige Meer rechnet z.T. zu A. und z.T. zu B.. Auch LOTZE (1957) glaubte als Ursache der Senkungen Subrosion von Zechstein-Evaporiten (Anhydrit bzw. Gips neben untergeordnet Steinsalz) heranziehen zu müssen. Dies konnte von THIERMANN (1975a, b) eindeutig widerlegt werden. Diesem Autor standen Bohrergergebnisse der Erdölindustrie zur Verfügung, darunter die der 159 m tiefen Untersuchungsbohrung „Hörstel 1015“ (s. Abb. 2) an der Landstraße L 504 etwa zwischen Erdfallsee und Großem Heiligem Meer, visavis der jetzigen Biologischen Station (s. Abb. 3). Hier

wurde die Quartärbasis bei 82,5 m unter Gelände (-37,5 m NN) erreicht, darunter Mürder-Mergel (Oberer Jura) bestehend aus einer Wechsellagerung Tonmergelstein / Anhydrit; unterhalb der Endteufe ist mächtiges Steinsalz zu erwarten. Diese Gesteine sind für die Entstehung der Erdfälle im engeren Untersuchungsgebiet verantwortlich.

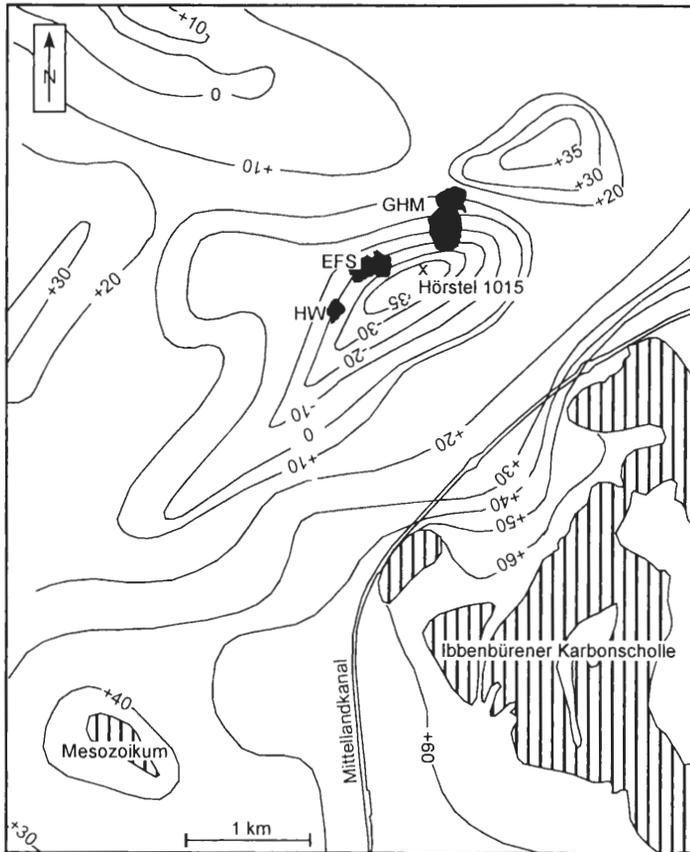


Abb. 3: Tiefenlage (m NN) der Quartärbasis im Bereich der Erdfallzone des „Heiligen Feldes“ nach THIERMANN 1975b. Zur Orientierung sind das Große Heilige Meer (GHM), der Erdfallsee (EFS) und der Heideweiher (HW) angegeben.

Durch Subrosion jurassischer Salinargesteine sind auch in den letzten Jahrzehnten aufgetretene Erdfälle zu erklären, die östlich (RUNGE 1959) und südlich (LINDENSCHMIDT & REHAGE 1982) und damit außerhalb der Heilig-See-Zone LOTZES liegen. Im Südwesten dieser Zone sind nach THIERMANN allerdings auch Auslaugungen von Steinsalz des Mittleren Muschelkalks zu erwarten.

Wir versuchen eine **hydrogeologische** Interpretation der Befunde wie folgt:

- Das quartärzeitliche Aquifersystem kann örtlich über 80 m Mächtigkeit erreichen; THIERMANNs Karte der Quartärbasis (s. Abb. 3) läßt eine SW-NE-streichende Rinne mit einer Vertiefung im Untergrund des Heiligen Feldes erkennen, die im Nordosten allerdings durch ein Hochgebiet abgeschnitten ist.
- Im basalen Teil des Quartärs ist das Grundwasser nach der Widerstandskurve der Bohrung Hörstel 1015 versalzen (Abb. 2); die Grenze Salz-/Süßwasser liegt also an dieser Stelle oberhalb 70 m (-25 m NN); nach SUCHAN (in THIERMANN 1975a) wurden in eini-

gen Brunnen nördlich der Gemarkung „Heiliges Feld“ Grundwasser mit erhöhten Salzgehalten angetroffen, darunter eines am Südrand von Hopsten mit 4,3 g/l Lösungsinhalt vom Typ Ca-Na-SO₄-Cl, was eine Herkunft aus Münder-Mergel nahelegt.

- Der generelle Grundwasserabstrom erfolgt vom Fuß des Schafberges nach Norden bis Nordwesten; auf dem Grundwassergleichenplan der HK 50 Blatt L 3710 Rheine (KOCH 1983) ist der gleichmäßige Abstrom (Gradient $I=1,4 \cdot 10^{-3}$) im Bereich Erdfallsee/Großes Heiliges Meer durch eine Anomalie in Form einer örtlichen Aufhöhung der Grundwasseroberfläche unterbrochen (Abb. 4).

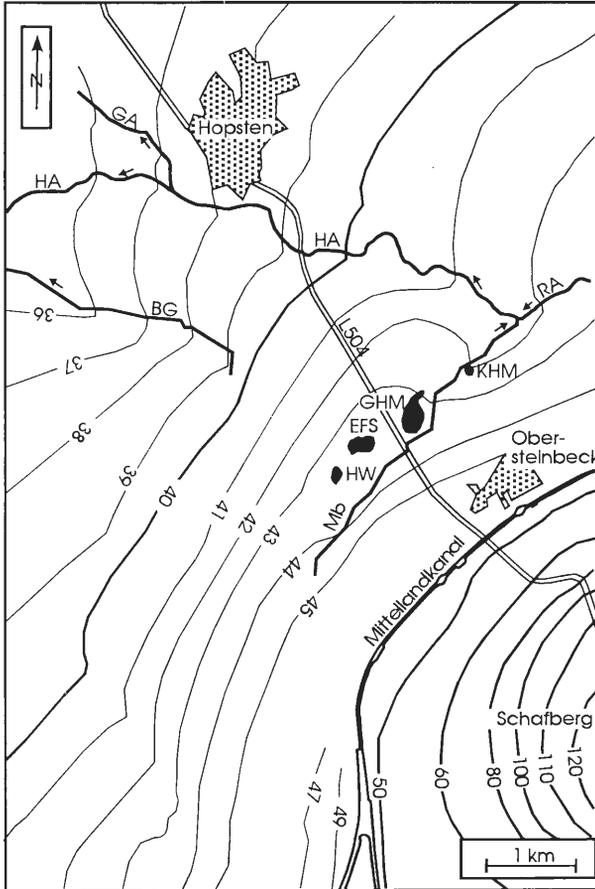


Abb. 4: Grundwassergleichenplan nach KOCH (1983). (BG= Breischengraben, EFS= Erdfallsee, GA= Giegel Aa, GHM= Großes Heiliges Meer, HA= Hopstener Aa, HW= Heideweier, KHM= Kleines Heiliges Meer, Mb= Meerbecke, RA= Recker Aa).

Als Vorläufer unseres im Kapitel 1 vorgestellten Projektanteils dürfen die vor wenigen Jahren von PUST (1993) vorgelegten ersten Untersuchungsergebnisse im NSG „Heiliges Meer“ gewertet werden. Das Schwergewicht lag auf der Beschaffenheit des flachen Grundwassers bis ca. 10 m unter Gelände. Es wurde ein Netz von 23 Beobachtungsbrunnen (Abb. 7) wiederholt beprobt; diese Meßstellen sind pro Rohr mit je 1 m langen Filterstrecken bei 1,5-2,5 m, 4-5 m und 9-10 m unter Gelände ausgebaut, mit Filterkies umschüttet und dazwischen mit Quelltondichtungen versehen. Durch Einhängen einer

Tauchpumpe bei 2,5 bzw. 9 m können tendenziell Tiefenänderungen der Grundwasserbeschaffenheit erfaßt werden, aber exakte tiefenbezogene Aussagen sind kaum möglich. Dennoch konnte PUST (1993) folgende Ursachen anthropogener Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit identifizieren:

- landwirtschaftliche Nutzflächen (Acker- und Weideland), die das NSG vollständig umgeben;
- die Landstraße L 504 und
- die Meerbecke, die südöstlich des NSG fließt bzw. seit Ende der 60er Jahre östlich um das Große Heilige Meer herumgeleitet ist, ehe sie in die Recker Aa mündet.

Gegen den geogenen Background der Grundwasserbeschaffenheit werden die verschiedenen anthropogenen Einflüsse - nach dem derzeitigen Kenntnisstand - im Kap. 4 ausführlich behandelt. Dabei geht es vor allem um die Frage, inwieweit die ökologisch wertvollen Stillgewässer des NSG über den Grundwasserpfad gefährdet oder schon geschädigt sind. Eine Gefährdung durch flaches Grundwasser ist für den östlichen Bereich des Großen Heiligen Meeres unstrittig, wo die Meerbecke zeitweise influent ist. PUST et al. (1997) haben dazu interessante winterliche Beobachtungen mitgeteilt.

3. Methodik

3.1 Sedimentanalysen

Während des Bohrvorgangs erfolgte bei allen Bohrungen nach jedem Schichtwechsel, mindestens aber meterweise, die Entnahme von Bodenproben von der jeweiligen Bohrfirma. Einen Eindruck von der Beschaffenheit der gewonnenen Bodenproben gibt die Abb. 5.

Für die bodenanalytischen Untersuchungen stehen insgesamt 289 Sedimentproben zur Verfügung. Das Bodenmaterial der BBR 1-23 (222 Einzelproben) wurde bis zur Bearbeitung 1996 trocken und kühl gelagert.

Zu den bodenanalytischen Untersuchungen zählte als erster Schritt die Ansprache des Bohrgutes im Gelände mit zugehöriger Dokumentation in Schichtenverzeichnissen nach DIN 4022, T 1 (1987).

Zur Ermittlung der Durchlässigkeit des Grundwasserleiters erfolgte eine Naßsiebung sämtlicher Bodenproben nach DIN 18123 (1983). Bei erhöhtem Feinkornanteil wurde zusätzlich eine Schlämmanalyse durchgeführt (DIN 18123).

Aus den Ergebnissen der Sieb- und Schlämmanalysen ließen sich nach dem Verfahren von BEYER (1964) die Durchlässigkeitsbeiwerte (k_f in m/s) bestimmen. Für Bodenproben, deren Material schlecht sortiert ist, fand zusätzlich das Verfahren von NAHRGANG (DVGW 1983) Berücksichtigung.

Unter Zugrundelegung der ermittelten Durchlässigkeitsbeiwerte sowie der Klassifizierung eines Korngemisches durch den Ungleichförmigkeitsgrad und die Lagerungsdichte läßt sich die nutzbare (effektive) Porosität des Grundwasserleiters nach BEYER & SCHWEIGER (1969) ermitteln.

Während des oben genannten Siebvorgangs wurde der Kiesanteil (> 2 mm Korngröße) separiert und auf sein Gesteinsspektrum hin untersucht.

Neben den Siebanalysen wurde für die 67 Sedimentproben der Multilevel-Brunnen kurz nach der Probenahme der Gesamtkohlenstoff-Gehalt (C in %) bestimmt, da er als ein wesentlicher Bestandteil aller organischen Substanzen entscheidenden Einfluß auf die verschiedensten physikochemischen Eigenschaften des Bodens und das den Boden durch-



Abb. 5: Bohrgut aus dem Multilevel-Brunnen ML 1. Der Probenahmeabstand beträgt 1 m. Die unterschiedliche Färbung wird durch Austrocknung an der Luft deutlich.

strömende Grundwasser hat. Die Bestimmung des Gesamtkohlenstoff-Gehaltes erfolgte konduktometrisch (SCHLICHTING et al. 1995) mit dem Meßgerät Carmhograph 8 der Firma Wösthoff an der Universität Osnabrück. Auf eine entsprechende Bearbeitung der Proben der Meßstellen BBR 1 bis 23 wurde aufgrund der langen Lagerzeit verzichtet.

3.2 Meßstellennetz

Zur hydrogeologischen Beschreibung der Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ stehen insgesamt 25 Grundwassermeßstellen zur Verfügung (Lageplan s. Abb. 7). Im einzelnen handelt es sich dabei um 23 jeweils 10 m tiefe Grundwassermeßstellen, die von der Firma Reeker (Hopsten) 1991 und 1992 im Trockenbohrverfahren niedergebracht wurden (s. Kap. 2). Im März 1996 wurden im Zuge unseres Projektes zwei weitere Bohrungen, die bis in eine Tiefe von 30 m reichen, von der Firma B. Vormann (Nottuln) ebenfalls im Trockenbohrverfahren (Durchmesser 324 mm) mit durchgehender Probengewinnung erstellt. Als Bohrwerkzeug wurde bis 2 m Tiefe die sogenannte Schnecke benutzt, bis zur Endteufe kam dann ein Ventilbohrer zum Einsatz.

Der Ausbau dieser zwei Bohrungen (ML 1 und ML 2) erfolgte nach der von der Ruhr-Universität Bochum in Zusammenarbeit mit der Firma Pumpenboese (Hannover) entwickelten Multilevel-Technik (LEUCHS & OBERMANN 1991, Prospekt der Fa. Pumpenboese KG) (s. Abb. 6).

Pro Meßstelle sind jeweils 10 einzelne Multilevel-Filter entsprechend den sedimentologischen Gegebenheiten des Untergrundes eingebaut worden (s. Tab. 1).

Zur detaillierten Auflösung der hydrochemischen Verhältnisse wurden die Filterabstände im oberen Bohrabschnitt kürzer (2 m Abstand) als im unteren gewählt, da mit jahreszeit-



Abb. 6: Einbau des Rohrstrangs am Multilevel-Brunnen ML 2 durch die Firma B. Vormann.

lichen Änderungen des Grundwasserchemismus hauptsächlich in den oberen Metern zu rechnen war. Für die Grundwasserentnahme aus dem Basalbereich der Brunnen ist jeweils ein Filterrohr am Ende des Rohrstranges in einer Tiefe von 29-30 m eingebaut und mit Filterkies ummantelt worden.

Tab. 1: Tiefenposition der einzelnen Multilevel-Filter.

Tiefenposition der Multilevel-Filter (m unter Gelände)	
ML 1	2 / 4 / 6 / 8 / 10 / 12 / 15 / 17,5 / 20,5 / 25,5
ML 2	2 / 4 / 6 / 8 / 10 / 12 / 15 / 18 / 21 / 24,5

Im Zusammenhang mit Fragen der Grundwasserneubildung aus versickernden Niederschlägen erfolgt eine Erfassung der Sickerwasserquantität und -qualität innerhalb wichtiger, im Untersuchungsgebiet flächenhaft verbreiteter Vegetationseinheiten (s. Tab. 2). Zu diesem Zweck wurden im Sommer 1996 5 Kleinst-Lysimeter im Umfeld bestehender Beobachtungsbrunnen (BBR 12, 14, 16, 21, 23; s. Abb. 7) eingebracht. Die Anlagen sind aus chemisch-neutralem Material gefertigt und bestehen jeweils aus einem wasserdichten, nicht wägbaren, zylinderförmigen Behälter mit kontinuierlichem Sickerwasserablauf und Probenahmeschacht mit Auffanggefäß (2 l). Der Zylinder enthält einen 55 cm hohen, weitgehend ungestört eingebrachten, bewachsenen Bodenmonolithen mit 40 cm Durchmesser. Die regelmäßige Beprobung begann nach einjähriger Konsolidierungsphase im Herbst 1997.

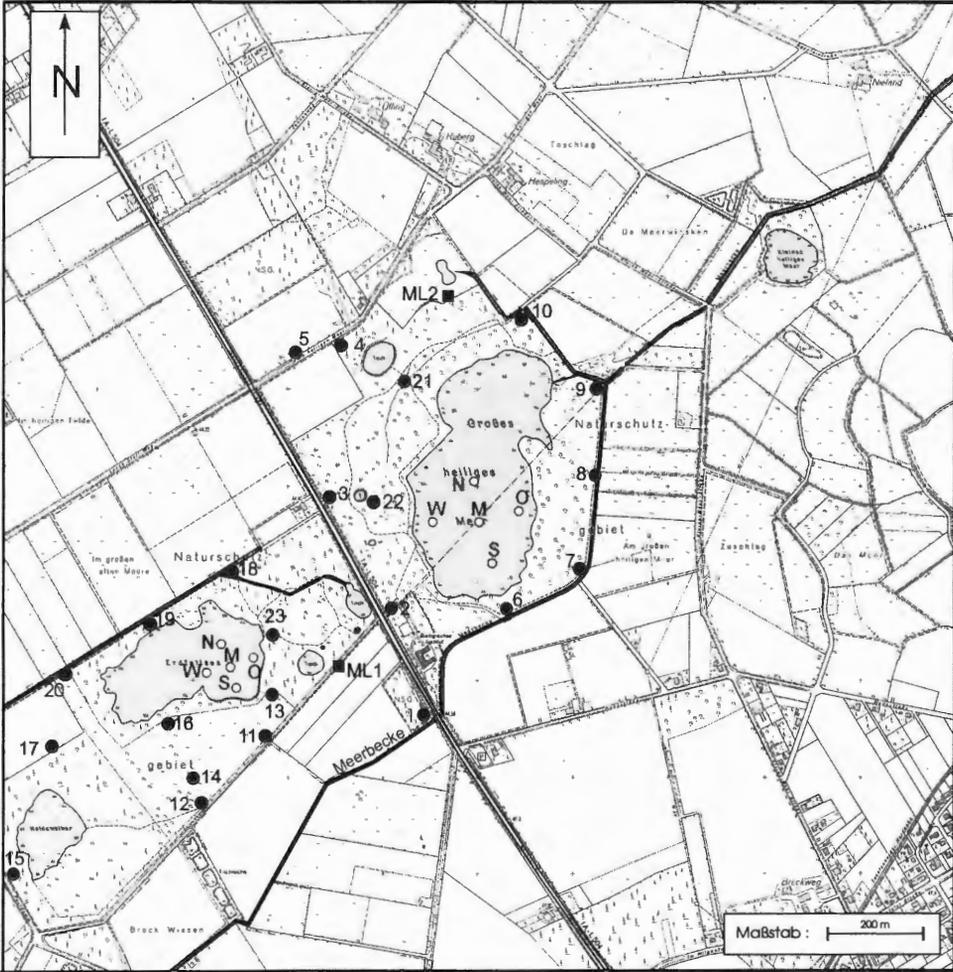


Abb. 7: Lage der Grundwassermeßstellen 1 bis 23 und der Multilevel-Brunnen ML 1 und ML 2 in der vom Landesvermessungsamt Nordrhein-Westfalen zur Verfügung gestellten Deutschen Grundkarte. Zusätzlich sind die nach den Himmelsrichtungen bezeichneten Entnahmestellen der Seen Großes Heiliges Meer und Erdfallsee Kreise markiert.

Tab. 2: Mit Lysimetern versehene Vegetationseinheiten. Die Lage der Beobachtungsbrunnen ist der Abb. 7 zu entnehmen.

Vegetationseinheit	BBR
<i>Erico tetralicis-Molinietum</i> (Pfeifengras-Rasen)	23
<i>Genisto-Callunetum typicum</i> (Trockene Heide)	21
<i>Spergulo vernalis-Corynephorsetum canescentis</i> (Silbergras-Flur)	12
<i>Agrostietum tenuis</i> (Rotstraußgras-Flur)	14
<i>Epilobio palustris-Juncetum effusi</i> (Flutterbinsen-Weide)	16

3.3 Erfassung der Grundwasserdynamik

An den 25 Grundwassermeßstellen wurden in den hydrologischen Jahren 1996 und 1997 die Grundwasserstände regelmäßig (ca. monatlich) mittels eines Lichtlots gemessen und auf Normal Null (NN) bezogen. Zusätzlich zu den manuellen Messungen erfolgte im März 1997 die Montage eines Pegelschreibers der Firma Ott zunächst auf der Meßstelle BBR 10. Diese Meßstelle wurde vorwiegend aus logistischen Gründen (geringer Publikumsverkehr, keine Erschütterungen durch Weidetiere sowie gute Erreichbarkeit mit dem Auto) ausgewählt.

Neben der Ermittlung der Grundwasserstände werden auch die Wasserstände der Oberflächengewässer dokumentiert. Zu diesem Zweck sind im Zuge des Projektes an den einzelnen Still- und Fließgewässern Lattenpegel installiert worden.

Zur anschließenden Auswertung der Wasserstände ist eine Korrelation mit den Tagesniederschlägen von besonderer Bedeutung. Hierzu werden die mit dem Hellmann'schen Niederschlagsmesser der Biologischen Station „Heiliges Meer“ seit 1971 gemessenen Werte herangezogen.

Die ermittelten Grundwasserstände eines Stichtages lassen sich in einen Gleichenplan umsetzen, der ein räumliches Bild über die Strömungssituation liefert. Als Grundlage für die Erstellung des Gleichenplans dient das Isolinienprogramm ISO/9 von Dr. P.P. Smolka (Universität Münster, Geologisch-Paläontologisches Institut). Der mit dem Programm ermittelte Plan wurde einer anschließenden Plausibilitätskontrolle unterzogen und entsprechend korrigiert.

3.4 Entnahme von Grundwasserproben

Der in der vorliegenden Arbeit berücksichtigte Probenahmezeitraum erstreckt sich vom März 1996 bis zum September 1997 und umfaßt somit etwa drei hydrologische Halbjahre. Die **Beobachtungsbrunnen** BBR 1 bis 23 wurden im ersten Beprobungsjahr (März 1996 bis März 1997) monatlich in einer Tiefe von 2 m und 9,5 m beprobt (s. auch PUST 1993). Da jedoch eine Trennung der einzelnen Filter (z.B. durch Packereinsatz) in der Verrohrung nicht möglich ist, sind hydraulische Kurzschlüsse zwischen den einzelnen Filtern nicht auszuschließen. Aus diesem Grund wurde ab März 1997 nur noch das obere Tiefenniveau monatlich beprobt. Eine Grundwasserentnahme aus dem basalen Bereich der Meßstellen fand weiterhin alle zwei Monate zu Kontrollzwecken statt.

Die Probenahme an den **Multilevel-Brunnen** wurde mit einer für diesen Zweck entworfenen Apparatur der Universität Osnabrück durchgeführt (s. Abb. 8). Dabei handelt es sich um ein Kupferrohrgestell mit einzelnen Anschlüssen (GEKA-Kupplungen) für die aus den jeweiligen Multilevel-Teilfiltern zulaufenden PVC-Schlauchverbindungen. In den ersten Monaten stand leihweise die Entnahmeapparatur des Wasserwerkes Harsewinkel für die Probenahme zur Verfügung (vgl. OSWALD & LÖHNERT 1990).

Zur Messung der physikalischen Vor-Ort-Parameter wird eine Vakuummeßkammer aus Kunststoff an den Schlauch des jeweils zu beprobenden Filters angeschlossen. Hinter der Meßkammer schließt sich ein Glasgefäß mit einem Volumen von zwei Litern für die Probenahme an, das wiederum am beschriebenen Kupferrohr befestigt wird. Dieser Apparatenaufbau gewährleistet ein geschlossenes Vakuumsystem. Allerdings kann es dabei zu einer systembedingten Entgasung von Wasserinhaltsstoffen kommen.

Die Grundwasserförderung der einzelnen Filterstufen der Multilevel-Brunnen erfolgt gleichzeitig, so daß eine weitgehend horizontale Anströmung erreicht wird und repräsentative tiefenbezogene Proben gewonnen werden können. Nach Beprobung der einzelnen

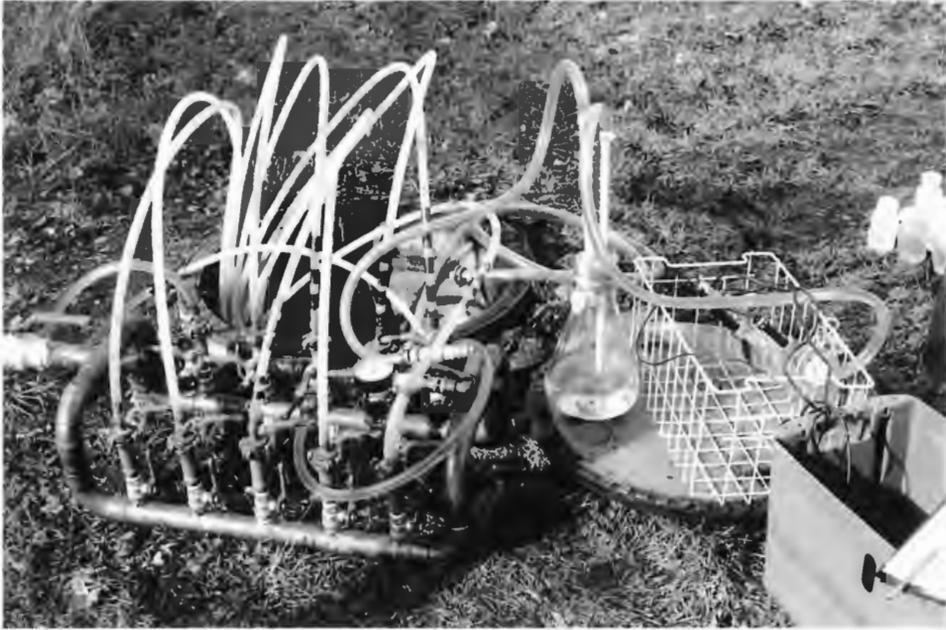


Abb. 8: Probenahme am Multilevel-Brunnen ML 2.

Filter von oben nach unten wird auch aus dem Zentralfilterrohr (29-30 m) mit derselben Entnahmetechnik eine Grundwasserprobe entnommen.

Im ersten Beprobungsjahr (März 1996 bis März 1997) fand die Grundwasserentnahme aus allen Tiefen in einem Rhythmus von zwei Monaten statt. Da es jedoch ab Winter 1996/97 zu deutlichen Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit in den oberen Metern kam, wurden seit diesem Zeitpunkt die Filter bis 10 m Tiefe monatlich beprobt.

Im ersten Halbjahr der Beprobung ließen sich noch deutliche Trübungen der Wasserproben durch Feinsedimente beobachten, während es danach nur noch zu gelegentlichen leichten Trübungen kam. Dieser Effekt spricht für die allmähliche Ausbildung eines natürlichen Sedimentfilters um die Multilevel-Filter.

3.5 Analytik

Über die durchgeführten **chemischen Analysen** der genommenen Wasserproben, die verwendeten Geräte und die Analyseorte gibt die Tab. 3 Aufschluß.

Neben den in der Tab. 3 aufgeführten Untersuchungen wurden bisher nur stichprobenhaft **Isotopengehaltsbestimmungen** an einigen Wasserproben von der Firma Hydroisotop in Schweitenkirchen (bei München) durchgeführt.

Isotopenmethoden beruhen auf der Tatsache, daß Wasser von Natur aus (Isotopenfraktionierung, radioaktiver Zerfall) bzw. durch den Menschen (z.B. Kernwaffenversuche) durch bestimmte stabile und radioaktive Umweltsotope gekennzeichnet ist (s. dazu MOSER & RAUERT 1980). Diese Markierungen können Rückschlüsse über das Grundwasseralter bzw. über die Verweilzeit und somit über die Fließgeschwindigkeiten des Grundwassers liefern. Weiterhin besteht die Möglichkeit, Grundwassertypen bzw. deren Mischung und Grundwassereinzugsgebiete zu erfassen.

Die Grundwasserproben der Multilevel-Brunnen vom November 1996 wurden nach elektrolytischer Anreicherung mit einem Flüssigkeitsszintillationsspektrometer auf ihren Gehalt an **Tritium** (^3H) analysiert. Die Konzentration dieses radioaktiven Wasserstoffisotops - mit einer Halbwertszeit von 12,43 Jahren - wird in **Tritium Units** (TU = 0,119 Bq/l) angegeben. Die Meßgenauigkeit ist probenspezifisch, wobei der Schwankungsbereich mit zweifacher Standardabweichung berechnet ist.

Aufgrund einer - bedingt durch die verschiedenen Atombombenversuche (Ende der 50er bis Mitte der 60er Jahre) - heute nicht mehr bestimmbar Anfangstritium-Konzentration im Grundwasser und durch Vermischung verschieden alter Wässer ist eine exakte Altersbestimmung nicht möglich. Außerdem führen unterschiedliche Grundwasserneubildungsraten und hydromechanische Dispersion zu Veränderungen. So ist prinzipiell nur zwei-

Tab. 3: Überblick über die ermittelten Parameter mit ihren Einheiten und Meßgeräten sowie den Analyseorten.

Parameter		Einheit	Meßgerät / Elektrode	Meßort	
Feldmethoden	Temperatur	T	°C	Temperaturfühler des WTW LF 90	Gelände NSG „Heiliges Meer“
	Leitfähigkeit	Lf	µS/cm	WTW Lf 90	
	pH-Wert	pH	-	WTW pH 90	
	Redoxpotential	Eh	mV	WTW pH 90 <u>Bezugselektrode:</u> Silberchlorid-Elektrode mit 3 mol/l Kaliumchlorid-Elektrolytlösung	
	Sauerstoff	O ₂	mg/l bzw. %	Methode nach Winkler (HÜTTER 1994) bzw. WTW OXI 92	
	freies Kohlendioxid	CO ₂	mg/l	Titration mit 0,02 N Natronlauge gegen Phenolphthalein	
Labormethoden	Hydrogencarbonat	HCO ₃ ⁻	mg/l	Titration mit 0,05 N Salzsäure gegen Methylorange	Labor der Biologischen Station „Heiliges Meer“
	Organische Substanz	---	mg/l	Oxidierbarkeit mit Kaliumpermanganat	
	Ammonium	NH ₄ ⁺	mg/l	Spektralphotometer Uvikon 931 / Kontron bzw. Nanocolor 100D / Macherey-Nagel	
	Nitrat	NO ₃ ⁻			
	Nitrit	NO ₂ ⁻			
	Phosphat	PO ₄ ³⁻			
	Eisen	Fe _{ges}			
	Sulfat	SO ₄ ²⁻	mg/l	DX-100 Ion Chromatograph / Dionex	Universität Osnabrück, Fachbereich Ökologie
	Chlorid	Cl ⁻			
	Calcium	Ca ²⁺			
Magnesium	Mg ²⁺				
Natrium	Na ⁺				
Kalium	K ⁺				
Mangan	Mn ²⁺	mg/l			
Zink	Zn ²⁺				

schen tritiumarmem Grundwasser, das vor Beginn der Atombombenversuche infiltrierte, tritiumreichem Grundwasser, das der Zeit der Atombombenversuchen zuzuordnen ist, sowie jungem Infiltrat zu unterscheiden.

Neben den Tritium-Untersuchungen sind ausgesuchte Grundwasser- und Oberflächenwasserproben auf die stabilen Isotope **Sauerstoff-18** (^{18}O) und **Deuterium** (^2H bzw. D) mittels Massenspektrometer untersucht worden. Das Häufigkeitsverhältnis R von ^2H bzw. ^{18}O wird zur Erhöhung der Genauigkeit nicht absolut, sondern relativ auf den internationalen V-SMOW-Standard (**V**ienna-**S**tandard-**M**ean-**O**cean-**W**ater) bezogen und als Delta-wert (δ) in Promille (‰) mit einer Genauigkeit von 0,15 ‰ (^{18}O) bzw. 1,5 ‰ (^2H) angegeben.

Die stabilisotopische Zusammensetzung von Niederschlag folgt weltweit einer Regressionsgeraden, die als meteorische Wasserlinie (**M**eteoritic **W**ater **L**ine, MWL) wie folgt beschrieben wird:

$$\delta^2\text{H} = 8 \cdot \delta^{18}\text{O} + 10$$

Bei Phasenänderungen (Evaporation, Kondensation) unter Gleichgewichtsbedingungen bewegen sich infolge von Isotopenfraktionierungseffekten alle meteorischen Wässer entlang der MWL, so auch die aus Niederschlag gebildeten Grundwässer. Durch Verdunstungsvorgänge in Oberflächengewässern (z.B. Seen) ändert sich die o.g. $\delta^2\text{H}$ - $\delta^{18}\text{O}$ -Relation: die „Verdunstungsgerade“ besitzt eine geringere Steigung (< 8) als die „Niederschlagsgerade“ und die Position der durch Evaporation beeinflussten Oberflächenwässer liegt unterhalb der MWL. Auf diese Weise sollen die Grund- und Oberflächenwässer des Untersuchungsgebietes und ihre Beziehungen zueinander geprüft werden.

4. Ergebnisse

4.1 Quartärer Grundwasserleiter

Genauere Aussagen über den Aufbau des über 80 m mächtigen quartären Grundwasserleiters (s. Kap. 2) lassen sich aufgrund der beschränkten Bohrtiefe von maximal 30 m nur bis in diese Tiefe machen.

Wie die Geländeaufzeichnungen und die Laboranalysen zeigen, setzt sich das Bodenmaterial bis mindestens 10 m Tiefe im wesentlichen aus humusarmen, pleistozänen Fein- und Mittelsanden mit einem Gesamtkohlenstoff-Gehalt bis 0,5 % zusammen (s. Abb. 9). Gelegentlich sind Beimengungen von Schluff und Grobsand sowie organischem Material zu beobachten. Die in der geologischen Karte Blatt 3611 Hopsten aufgeführten holozänen Bruchwaldtorfe sind in den BBR 8 und 9 bis in eine Tiefe von maximal 2 m nachweisbar.

Für das Quartär unterhalb der bisher im Detail bekannten 10 m ergaben sich im Zuge des Projektes durch die Ergebnisse der beiden Multilevel-Brunnen neue Erkenntnisse (s. Abb. 10).

Insgesamt ist eine Dreiteilung des Grundwasserleiters bis 30 m Tiefe zu beobachten. Im ersten Abschnitt (bis ca. 15 m [ML 1] bzw. 11 m [ML 2] Tiefe) erscheint das erbohrte Sedimentmaterial relativ einheitlich. Erst die Ergebnisse der Korngrößenanalysen haben gezeigt, daß das Sediment bis ca. 5 m unter Gelände teilweise ein gröberes Kornspektrum als das darunter anstehende Material aufweist (s. Kap. 4.2). Diese bei fast allen Bohrungen gemachte Beobachtung kann als Hinweis auf wechselnde Ablagerungsbedingungen vom fluviatilen Milieu (Talsande der Niederterasse und Hochflutsedimente) hin zu äolischen Bedingungen (Dünen und Flugsande) gedeutet werden.

Unterhalb der relativ einheitlichen Talsande wurde in beiden Multilevel-Brunnen ein Abschnitt wechselnder Sedimente mit erhöhtem Schluffanteil und Torfschichten erbohrt. Die organogenen Lagen mit z.T. größeren Holzstücken weisen auf einen wärmeren Ablagerungszeitraum mit ausgeprägter Vegetation hin. Weiterhin deuten die feinkörnigen Sedimente auf geringe Fließgeschwindigkeiten und somit auf das langsame Verlanden bzw. Vermooren von Oberflächengewässern hin. Infolge davon ist der Gesamtkohlenstoff-Gehalt der feinkörnigen Ablagerungen - aufgrund der adsorbierenden Wirkung von Tonmineralien (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992) - häufig leicht erhöht (s. Abb. 9).

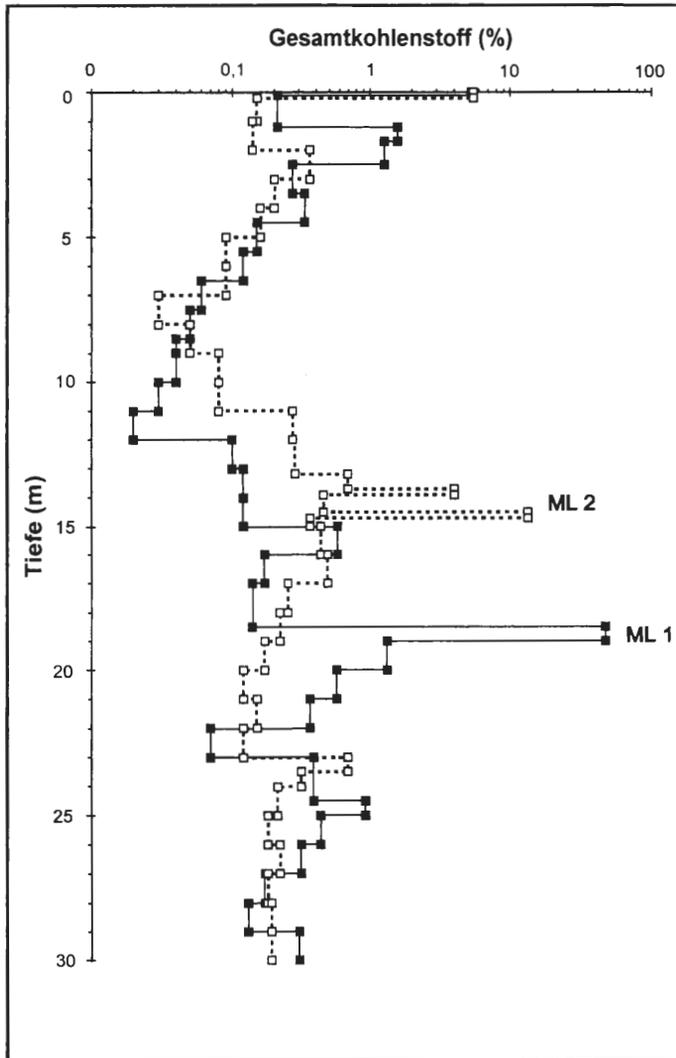


Abb. 9: Gesamtkohlenstoff-Gehalt in Prozent (%) der Bodenproben der Multilevel-Brunnen ML 1 und ML 2.

Als Besonderheit des **ML 1** ist zum einen eine 50 cm mächtige organogene Schicht mit größeren Holzresten in 18,5 m Tiefe zu nennen. Der Gesamtkohlenstoff-Gehalt von 47 % (s. Abb. 9) weist diesen Horizont nach DIN 1054 (1976) als hochorganisch und somit als

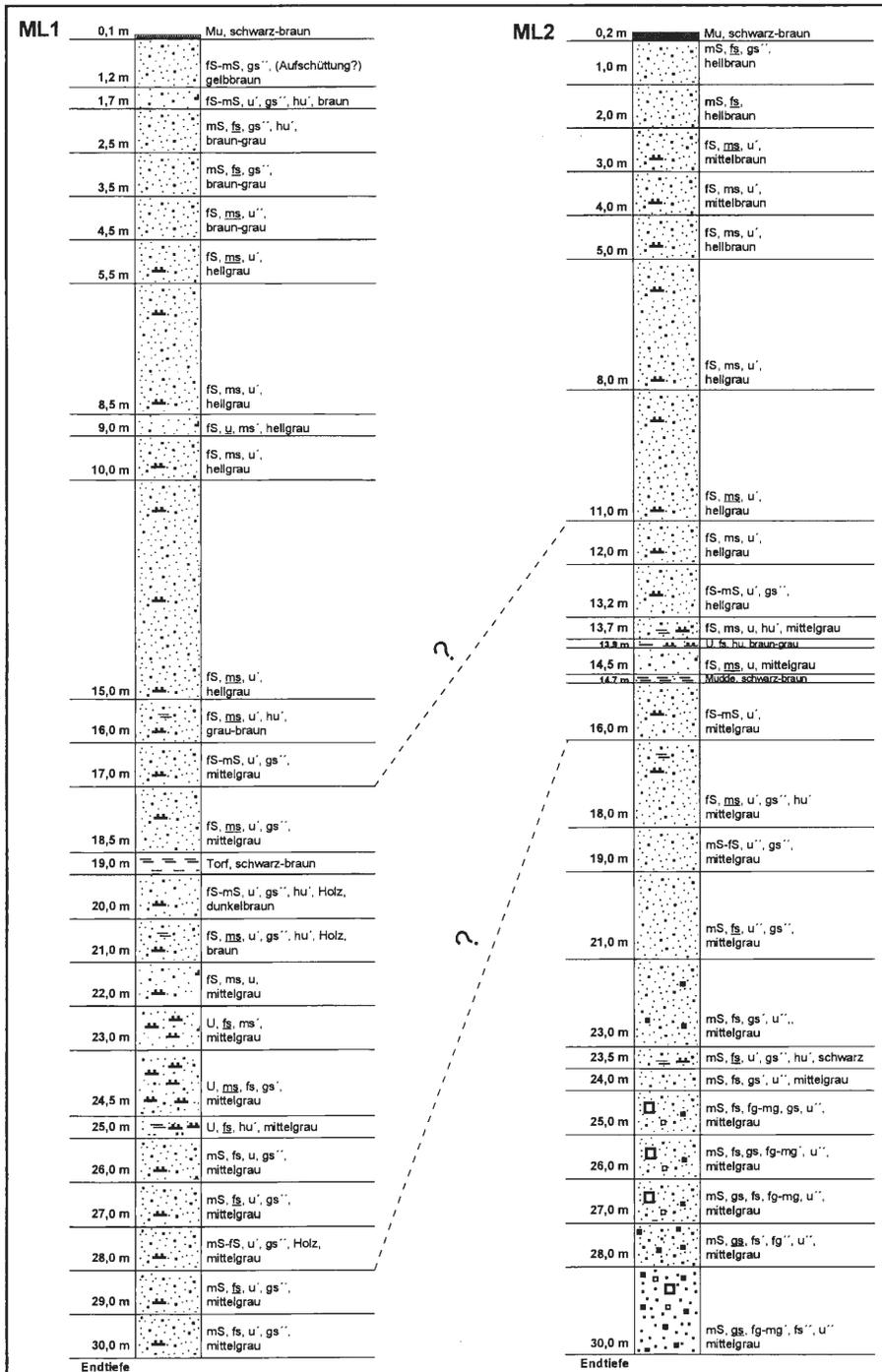


Abb. 10: Schichtenprofile des ML 1 und des ML 2. Die Bohrprofile (nach DIN 4022 (1987) und DIN 4023 (1982)) stützen sich auf die im Gelände und im Labor gemachten Beobachtungen. Die gestrichelten Linien sind als Arbeitshypothese einer möglichen Korrelation zu verstehen.

Torf aus. Zum anderen ist im Tiefenbereich von 19-29 m ein erhöhter Schluffanteil ($> 10\%$) nachweisbar, der zwischen 24,5 m und 25 m auf ca. 70 % zunimmt.

Auch das Bohrprofil des **ML 2** zeigt eine organogene Lage (14,5-14,7 m). Mit nur 12,3 % Gesamtkohlenstoff ist der Anteil an anorganischem Material hier jedoch deutlich größer (s. Abb. 9). Weiterhin wurde ein Schluffband in 13,7-13,9 m angetroffen.

Bemerkenswert ist weiterhin der im Basisbereich (ab 24 m) des ML 2 erbohrte Anteil an Grobsand und Kies. Bei dem Kiesmaterial handelt es sich im wesentlichen um das typische Spektrum nordischen Materials (Granit, Gneis, Porphyrr etc.) sowie um Feuersteine, die wahrscheinlich aus den Oberkreidegesteinen Norddeutschlands bzw. dem Ostseegebiet stammen (THIERMANN 1975a). Außerdem sind auch geringe Anteile lokaler Gesteine vertreten (z.B. Sandsteine des Ibbenbürener Karbons).

Der Ablagerungszeitraum der organogenen Bildungen im ML 1 fällt sehr wahrscheinlich in ein Interstadial des Weichsel-Frühglazials (Brörup = WFII), wie die durchgeführten **pollenanalytischen Untersuchungen** von Herrn Dr. G. Caspers (Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover) gezeigt haben. Ob das organogene Material des ML 2 demselben Interstadial zuzuordnen ist, bleibt wegen der Dominanz von Nichtbaumpollen unsicher.

Unterhalb der genannten Wechsellagerung wurden wiederum Fein- bis Mittelsande erbohrt, die dann im ML 2 in gröbere Sedimente mit Kiesanteil übergehen (s. Abb. 10). Das grobkörnige Material deutet auf ein feuchteres Klima mit einem stärkeren Transportregime hin, wie es zur Zeit der Frühweichsel-Eiszeit herrschte. Genauere Untersuchungen des separierten Kiesspektrums könnten weitere Hinweise über den Ablagerungszeitraum und die Ablagerungsbedingungen geben.

Aufgrund der stärkeren Absenkung im Zentrum der Senkungszone (s. Abb. 3, Quartärbasis) sind im ML 1 größere Mächtigkeiten der einzelnen Abschnitte zu erwarten. Es ist somit anzunehmen, daß auch im Bereich des ML 1 unterhalb von 30 m gröbere Sedimente folgen.

4.2 Aquiferparameter und Grundwasserdynamik

Die nach der BEYER-Methode (1964) ermittelten **kf-Werte** schwanken in den oberen 10 m (BBR 1 bis 23 sowie ML 1 und 2) des Grundwasserleiters in einem relativ kleinen Intervall von $1,5 \cdot 10^{-5}$ m/s bis $1,9 \cdot 10^{-4}$ m/s. Bei differenzierter Betrachtung fällt auf, daß die kf-Werte im Tiefenbereich von 0-5 m mit durchschnittlich $1,1 \cdot 10^{-4}$ m/s um etwa eine halbe Zehnerpotenz über denen des Tiefenbereichs von 5 m bis 10 m (Durchschnitt um $5,0 \cdot 10^{-5}$ m/s) liegen (s. Abb. 11). Da diese Erscheinung bei fast allen Beobachtungsbrunnen und auch bei den Multilevel-Brunnen (s. Abb. 12) beobachtet werden kann, ist trotz der relativ eng begrenzten Schwankungsbreite wahrscheinlich von einem Sedimentationswechsel auszugehen (s. auch Kap. 4.1). Nach DIN 18130, T 1 (1989) sind die Sedimente im oberen Abschnitt überwiegend als stark durchlässig und im Abschnitt unterhalb 5 m als durchlässig einzustufen.

Wie in Kapitel 4.1 festgestellt wurde, sind unterhalb von ca. 10 m Tiefe deutliche Unterschiede in der Korngrößenzusammensetzung zu beobachten. Dies spiegelt sich in der Bandbreite der kf-Werte zwischen $1 \cdot 10^{-8}$ m/s (Orientierungswert für Schluff nach PRINZ 1991) und $6,4 \cdot 10^{-4}$ m/s wider, wie Abb. 12 veranschaulicht.

Die geringmächtigen Schluffschichten sind nach DIN 18130, T 1 (1989) als schwach durchlässig (10^{-6} bis 10^{-8} m/s) und das an der Basis des ML 2 abgelagerte grobkörnige Sedimentmaterial als stark durchlässig (10^{-2} bis 10^{-4} m/s) einzustufen.

Neben den kf-Werten läßt sich auch die **nutzbare Porosität** aus den Siebanalysen ermitteln. Für die BBR 1 bis 23 ergibt sich nach dem Verfahren von BEYER & SCHWEIGER (1969) für den Grundwasserleiter bei mittlerer Lagerung eine durchschnittliche nutzbare Porosität von ca. 28 %. HÖLTING (1996) gibt für Fein- bis Mittelsande, wie sie hier bis mindestens 10 m anstehen, eine grundwasserwirksame Porosität von 10 % bis 25 % an. Der hier ermittelte Wert liegt also leicht oberhalb des Orientierungsintervalls.

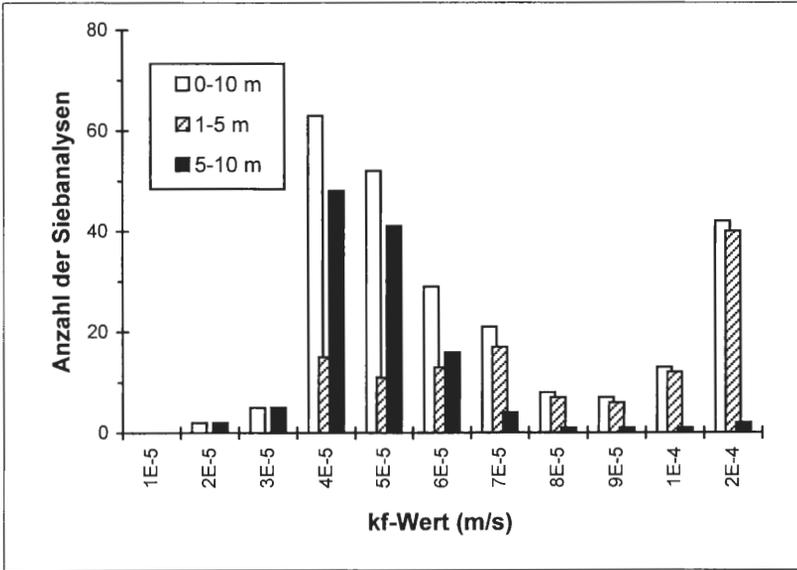


Abb. 11: Häufigkeitsverteilung der aus 242 Siebanalysen ermittelten kf-Werte des Grundwasserleiters bis 10 m Tiefe. Die Zweigipfligkeit der Verteilung ist durch Korngrößenunterschiede der Bereiche 1-5 m und 5-10 m bedingt.

Die nutzbare Porosität innerhalb der Multilevel-Brunnen schwankt erwartungsgemäß stark. Sie erreicht im groben Basalbereich des ML 2 Werte bis 31 %, während die feinkörnigen Schluffschichten beider Meßstellen eine nutzbare Porosität von < 5 % aufweisen.

Die Grundwasserstände im Untersuchungsgebiet werden grundsätzlich durch die Grundwasserneubildung, den Grundwasserzufluß sowie -abfluß gesteuert. Diese Faktoren sind wiederum entscheidend von der Summe und der Verteilung der **Niederschläge** innerhalb des hydrologischen Jahres (November bis Oktober) abhängig. Die Niederschläge der hydrologischen Jahre 1996 und 1997 lagen bei 572 mm/a bzw. 747 mm/a. Bei einem langjährigen Mittel von 759 mm/a (1972-1997) entsprechen die Niederschläge des Jahres 1997 somit dem Durchschnitt, während die Niederschlagssumme des Jahres 1996 deutlich unterhalb des langjährigen Mittels liegt. In den 25 Jahren der Niederschlagsmessung an der Biologischen Station „Heiliges Meer“ wurde nur im hydrologischen Jahr 1976 eine geringere Niederschlagsmenge (560 mm/a) gemessen.

Da für die Grundwasserneubildung überwiegend die Winterniederschläge (im Durchschnitt 357 mm) - im wesentlichen bedingt durch die geringere Evapotranspiration - verantwortlich sind, sollen diese hier separat betrachtet werden (s. Abb. 13). Für das hydrologische Winterhalbjahr November 1996 bis April 1997 liegen sie mit 305 mm um 15 % unter dem langjährigen Mittel, während die Niederschläge 1996 mit 149 mm (42 % des langjährigen Mittels) das absolute Minimum repräsentieren. Selbst in dem Extremjahr 1976 waren die Winterniederschläge mit 286 mm fast doppelt so hoch wie 1996.

Die Sommerniederschläge beider Beobachtungsjahre liegen mit 423 mm bzw. 442 mm leicht über dem langjährigen Mittel von 398 mm.

Innerhalb des Untersuchungsgebietes liegen die **Grundwasserstände** im Mittel zwischen +42,03 m NN und +43,16 m NN. Die Grundwasseroberfläche des Untersuchungsgebietes besitzt somit ein relativ geringes Gefälle.

Die Grundwasserstände sämtlicher Meßstellen zeigen deutliche jahreszeitliche Schwankungen. Generell sind die Grundwasserstände in den Wintermonaten höher als in den Sommermonaten (s. Abb. 14). Diese Tendenz läßt sich durch die hauptsächlich im hydrologischen Winterhalbjahr stattfindende Grundwasserneubildung erklären.

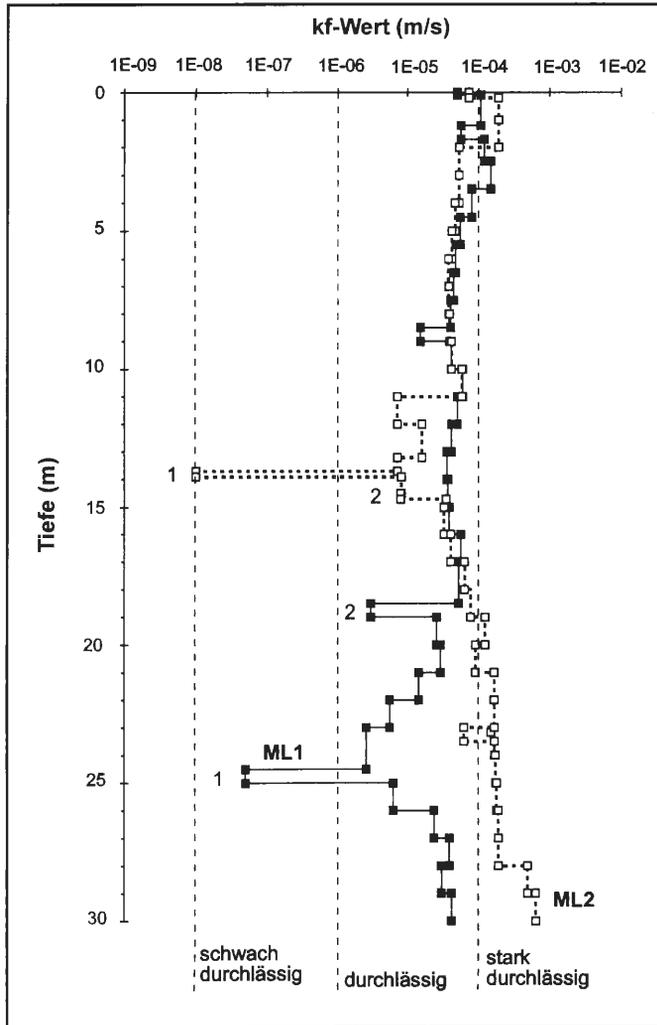


Abb. 12: Kf-Verteilung der Multilevel-Brunnen ML 1 und ML 2. Die Intervalle der Durchlässigkeitsbezeichnungen nach DIN 18130, T 1 (1989) sind durch gestrichelte Linien markiert. Für die Schluff-Bodenproben (1) sind Orientierungswerte angegeben, die sich aus dem Vergleich verschiedener Typkurven ergeben (PRINZ 1991). Für die organogenen Schichten (2) wurden Orientierungswerte von MÜLLER et al. (1992) herangezogen, die die Torfart, die Zersetzungsstufe und das Substanzvolumen berücksichtigen.

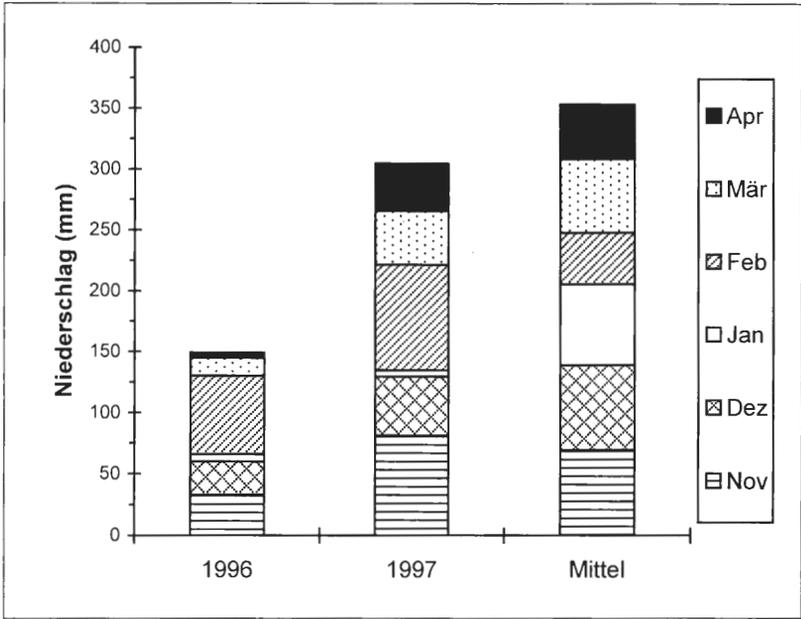


Abb. 13: Niederschlagsverteilung der hydrologischen Winterhalbjahre 1995/96 und 1996/97 im Vergleich zum langjährigen Mittel der hydrologischen Jahre 1972 bis 1997.

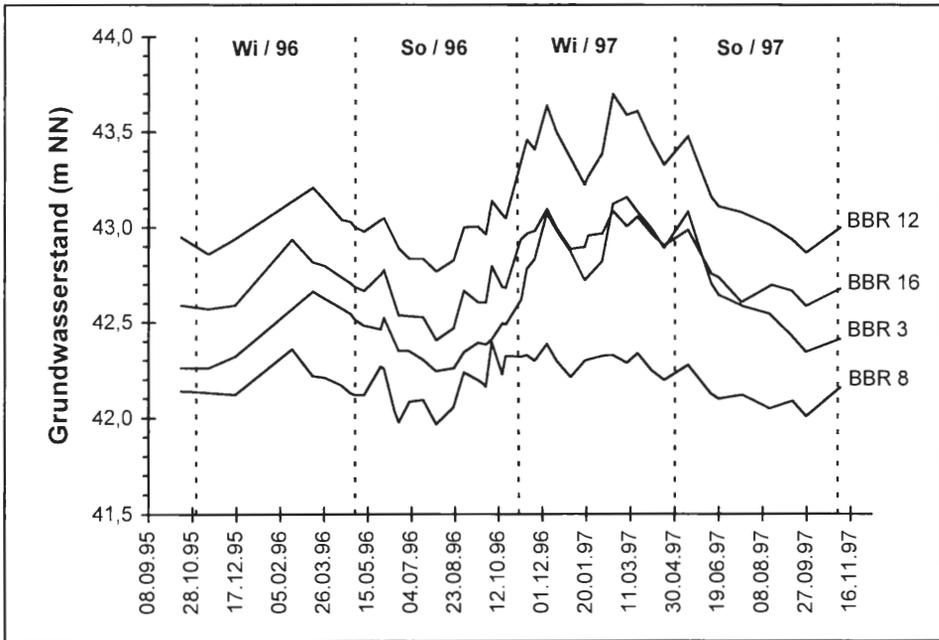


Abb. 14: Grundwasserganglinien ausgewählter Grundwassermeßstellen, die sich durch das Grundwasserniveau (m NN) sowie die Jahresamplituden voneinander unterscheiden. Die hydrologischen Halbjahre (So = Sommerhalbjahr, Wi = Winterhalbjahr) sind durch gestrichelte Linien getrennt. Die Meßwerte der Monate Oktober 1995 bis Dezember 1995 entstammen der Examensarbeit von NIEHAUS (1996).

Auffällig ist, daß die Grundwasserstandsschwankungen der verschiedenen Meßstellen unterschiedlich stark ausgeprägt sind (s. Abb. 14). Sie variieren im Meßzeitraum zwischen 0,29 m und 1,15 m. Die geringsten mittleren Amplituden zeigen die BBR 6 bis 9 (0,43-0,57 m) am Ufer der Meerbecke sowie die Meßstellen 23 (0,62 m) und 13 (0,61 m). Gemeinsam haben diese einen gegenüber den anderen Meßstellen geringen Flurabstand und eine relative Nähe zum Vorfluter (Meerbecke bzw. Erdfallsee). Größere Amplituden sind im Bereich der Grundwasserneubildungsgebiete feststellbar (s. Abb. 14, z.B. BBR 3 mit 0,92 m), da hier seitlich kein Wasser zuströmt, sondern die Schwankungen nur über das Sickerwasser gesteuert werden. Daraus folgt eine Amplitudenabnahme von der Wasserscheide in Richtung Vorfluter.

Neben den jahreszeitlichen Schwankungen sind auch kurzfristige Bewegungen zu beobachten. Diese sind unmittelbar von einzelnen Niederschlagsereignissen, aber auch von „Trockenperioden“ (z.B. Januar 1997 mit 5 mm Niederschlag) abhängig (s. Abb. 14). Diese spontanen Reaktionen des Grundwasserstandes sind im wesentlichen auf geringe Sickerzeiten zurückzuführen. Ermöglicht werden diese durch geringe Flurabstände innerhalb des Untersuchungsgebietes (0,07-2,19 m) und die als durchlässig bis stark durchlässig einzustufenden Deckschichten.

Um den Zusammenhang zwischen einem Niederschlagsereignis und der damit verbundenen Reaktion des Grundwassers explizit erfassen zu können, wurde im März 1997 auf der Meßstelle BBR 10 ein Pegelschreiber installiert (s. Kap. 3). Da die Ganglinie dieser Meßstelle parallel zum mittleren Grundwasserstand aller Meßstellen verläuft (s. Abb. 15) und die für den Untersuchungszeitraum ermittelte Amplitude mit 0,71 m nur um 0,03 m vom allgemeinen Mittel abweicht, kann der BBR 10 als repräsentativ für das gesamte NSG angesehen werden.

Die Gegenüberstellung der Tagesniederschläge zu den Grundwasserspiegelhöhen des BBR 10 zeigt eine deutliche Abhängigkeit; so ist bei stärkeren Niederschlagsereignissen (z.B. 21.05.1997: 26 mm) innerhalb eines Tages ein Ansteigen des Grundwassers um mehrere Zentimeter (z.B. 21.05.1997: 6 cm) zu beobachten (s. Abb. 15).

Die unterschiedlichen Niederschlagsmengen der hydrologischen Jahre 1996 und 1997 spiegeln sich deutlich im Ganglinienverlauf sämtlicher Meßstellen wider. Grundsätzlich liegen die Grundwasserstände des hydrologischen Jahres 1996 unter denen des Jahres 1997, und zwar das mittlere Jahresminimum um 0,11 m und das mittlere Jahresmaximum um 0,33 m (s. Abb. 16). Zudem sind im erstgenannten Betrachtungszeitraum die Amplitudenschwankungen der einzelnen Meßstellen mit 0,29 m bis 0,59 m gegenüber dem Beobachtungszeitraum 1997 (0,39 - 1,15 m) deutlich geringer. Das hat einen ausgeglicheneren Ganglinienverlauf zur Folge (s. Abb. 14). Offenbar werden die Grundwasserstände im hydrologischen Jahr 1996 weniger durch die Grundwasserneubildung als vielmehr durch den lateralen Grundwasser-Zustrom gesteuert.

Die Frage, ob das hydrologische Jahr 1997 bereits als „normal“ einzustufen ist, oder ob die extrem defizitären Bedingungen des Jahres 1996 noch einen Einfluß haben, läßt sich nur durch weitere Datenerhebungen in den Folgejahren klären.

Zur Erfassung der räumlichen Grundwasserdynamik wurden die am 07.03.1997 gemessenen Grundwasserstände in einen **Grundwassergleichenplan** umgesetzt.

Wie die Abb. 4 und 17 zeigen, strömt das Grundwasser dem NSG generell von S bis SE aus dem Einzugsgebiet des Schafberges zu. Der Abstrom erfolgt in zwei Richtungen. Im Erdfallsee-Gebiet richtet er sich nach NW in Richtung Hopstener Aa. Dagegen ist im Bereich des Großen Heiligen Meeres eine Orientierung des Abflusses in Richtung des Ursprungs der Hopstener Aa bzw. der Meerbecke nach NE zu beobachten. Dieses unterschiedliche Abflußverhalten ist durch Ausbildung einer lokalen Grundwasserscheide zwi-

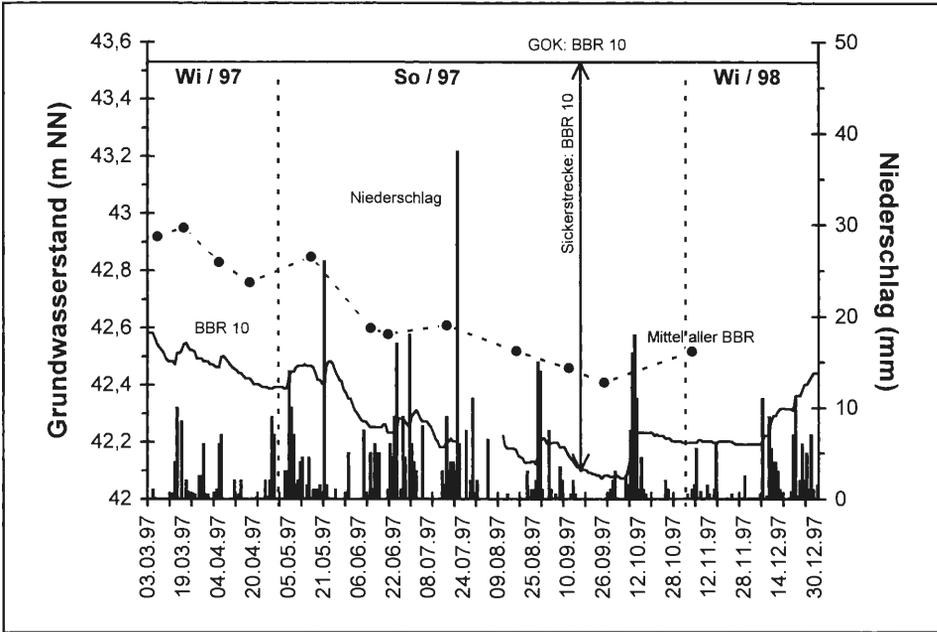


Abb. 15: Gegenüberstellung der mittels des Pegelschreibers auf dem BBR 10 aufgezeichneten Grundwasserstände und der Tagesniederschläge. Zusätzlich wurde zum Vergleich die sich aus dem Mittel aller Meßstellen konstruierte Grundwasserganglinie dargestellt. Die hydrologischen Halbjahre (So = **S**ommerhalbjahr, Wi = **W**interhalbjahr) sind durch gestrichelte Linien getrennt.

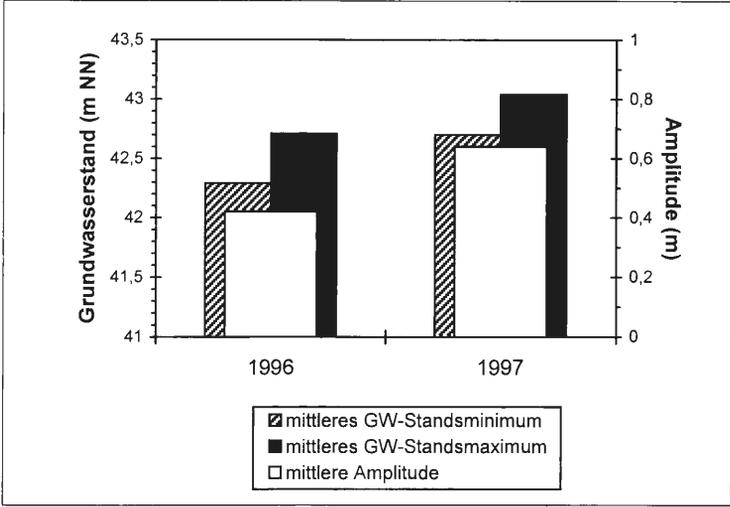


Abb. 16: Gegenüberstellung der mittleren Grundwasserstandsminima und -maxima sowie der mittleren jahreszeitlichen Amplituden der hydrologischen Jahre 1996 und 1997.

schen Erdfallsee und Großem Heiligen Meer bedingt. Als Ursache dafür kann in diesem Bereich die Vorflutfunktion der beiden Seen gesehen werden. Am ausgeprägtesten ist der Effekt bei hohen Grundwasserständen; dann bildet sich ein lokales Grundwassereinzugsgebiet aus (s. Abb. 17). Neben den Stillgewässern haben der Bach Meerbecke, verschiedene Drainagen sowie Umlaufgräben eine lokale Vorflutfunktion.

Aus den Isolinienplänen läßt sich der hydraulische Gradient bestimmen, der im Anstrom des Erdfallsees zwischen $1,5 \cdot 10^{-3}$ und $3,3 \cdot 10^{-3}$ liegt bzw. im Anstrom des Großen Heiligen Meeres um $0,9 \cdot 10^{-3}$ schwankt. Mit der nutzbaren Porosität und dem Durchlässigkeitsbeiwert kann die **Abstandsgeschwindigkeit** nach DIN 4049, T 3 (1994) ermittelt werden. Sie schwankt im Naturschutzgebiet während des Untersuchungszeitraum etwa zwischen 10 und 20 m/a.

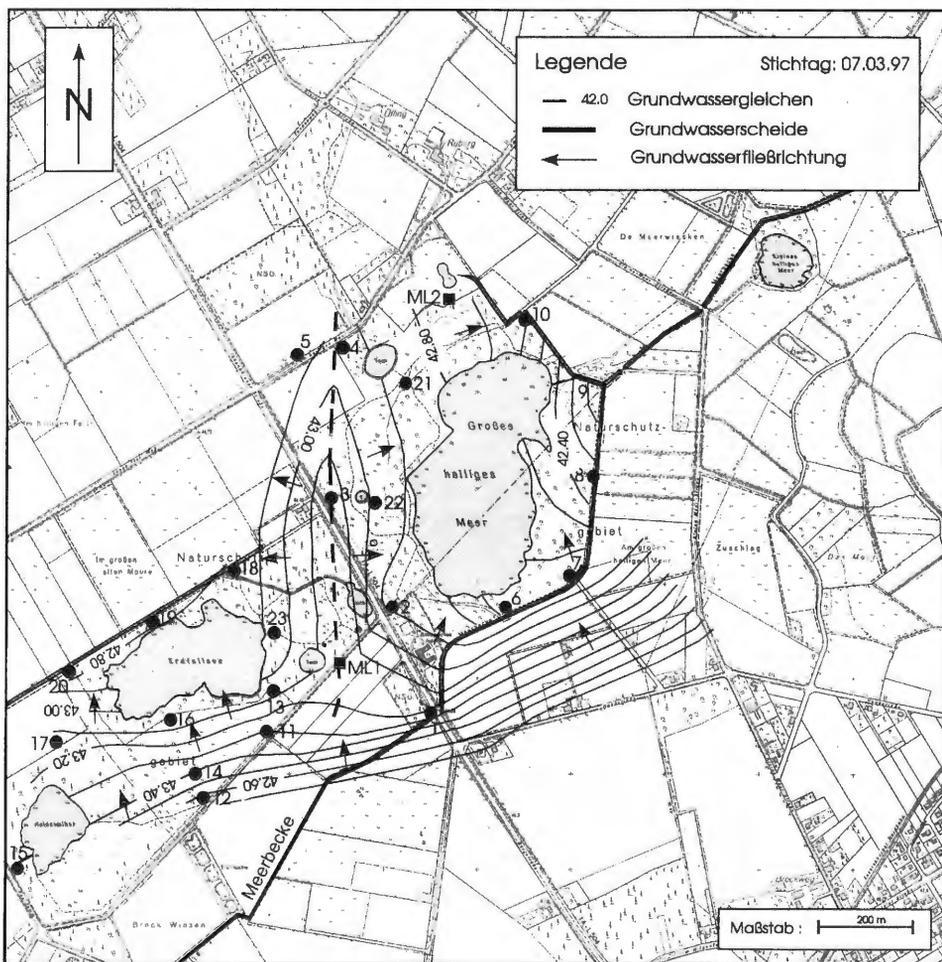


Abb. 17: Grundwassergleichenplan vom 07.03.97 für das NSG Heiliges Meer (Kartengrundlage: Landesvermessungsamt Nordrhein-Westfalen).

4.3 Hydrochemie

Eine anthropogene Überprägung des Grundwassers kann vielfach schon bei der Probenahme an erhöhten Leitfähigkeitswerten erkannt werden (s. Abb. 18). Normalerweise sind die Leitfähigkeiten innerhalb eines kalkarmen, silikatischen Grundwasserleiters - wie er im Untersuchungsgebiet vorkommt - gering. Diese Beobachtung konnte an den „Heidewässern“ der BBR 18, 21, 22 und 23 (s. auch PUST 1993, POTT et al. 1996) sowie an den Wässern der Basis des ML 1 gemacht werden (s. Abb. 18). Bei den oberflächennahen Wässern unter der Heide ist jedoch eine gewisse anthropogene Beeinträchtigung über den Luftpfad nicht auszuschließen (s.u.), während die Wässer des ML 1 (29-30 m) unter Berücksichtigung ihrer Tiefe und ihres Alters (s. Kap. 4.4.1) sicher rein geogenen Ursprungs sind.

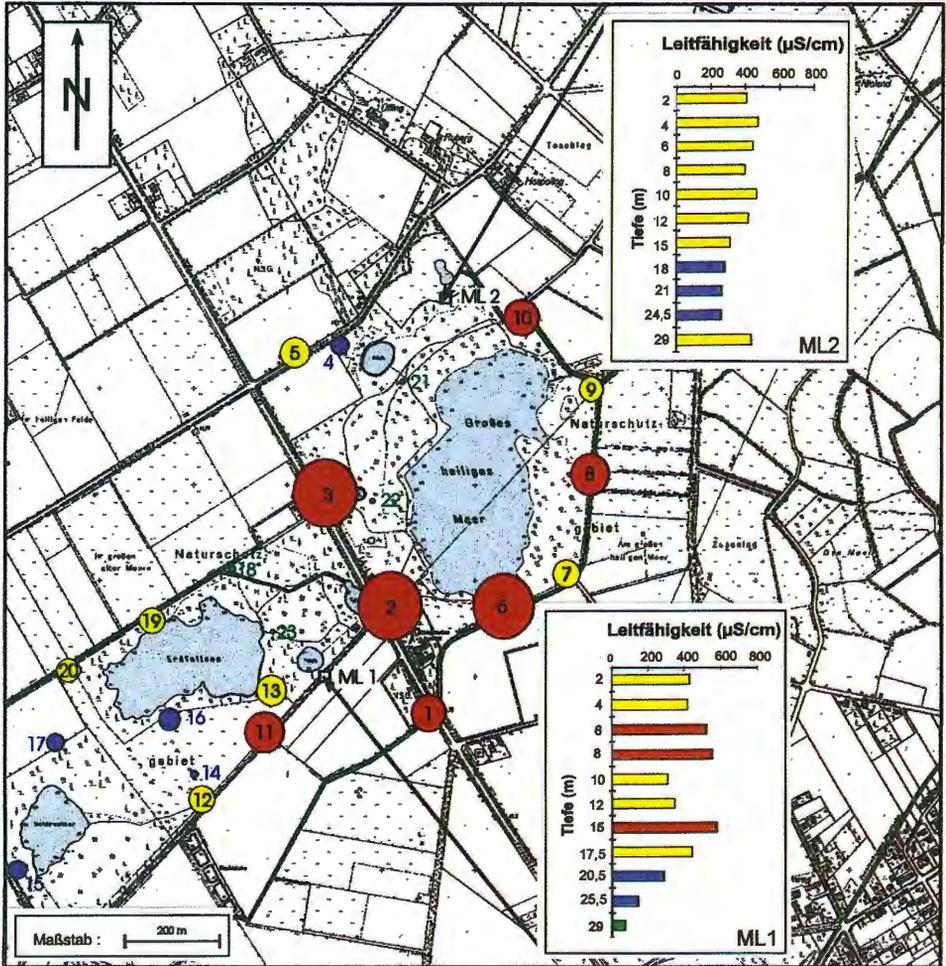
Höher mineralisierte Wässer mit Leitfähigkeiten $> 500 \mu\text{S}/\text{cm}$ werden entlang der Landstraße (BBR 1 bis 3), im Kontaktbereich der Meerbecke (BBR 6 und 8) sowie teilweise im Abstrom landwirtschaftlich genutzter Flächen (BBR 10 und 11 sowie ML 1 in 6, 8 und 15 m Tiefe) festgestellt (s. Abb. 18). Erwähnenswert ist eine kurzfristige Leitfähigkeits-Erhöhung im ML 2 in 4 m Tiefe von ca. $350 \mu\text{S}/\text{cm}$ auf über $1000 \mu\text{S}/\text{cm}$ im Winter 1996/97, deren Ursache noch nicht eindeutig geklärt werden konnte. Diese auf einen kurzen Zeitraum beschränkte Beobachtung wird in Abb. 18 durch die Mittelwertbildung allerdings nicht deutlich.

Zwar liefern die erhöhten Leitfähigkeiten bereits erste Hinweise auf mögliche Kontamination, doch ist grundsätzlich eine chemisch-analytische Überprüfung unter Betrachtung verschiedener Verschmutzungsindikatoren nötig.

Die das Naturschutzgebiet umgebenden landwirtschaftlichen Nutzflächen stellen für die Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ eine potentielle Gefährdung dar. Infolge von Überdüngung, Ernterückständen, Überweidung und Ammoniakverflüchtigung können erhebliche Mengen an Stickstoffverbindungen, die bei der Bodenpassage häufig zu Nitrat oxidiert werden, in das Grundwasser eingetragen werden. Kalium und Phosphat - die als Bestandteile von Düngern ebenfalls eine wichtige Rolle spielen - werden in der Regel bereits in der wasserungesättigten Zone absorbiert (HÜTTER 1994).

In den folgenden Ausführungen soll der Einfluß der landwirtschaftlichen Nutzung auf das NSG - in erster Linie am Beispiel des Nitrats - dargestellt werden. Aus Abb. 19 geht der Zusammenhang zwischen hohen Nitrat-Konzentrationen und landwirtschaftlicher Nutzung hervor. So zeigen die Wässer der BBR 11, 12 und 14 im direkten Abstrom von Ackerflächen (s. Abb. 19) im Mittel erhöhte Nitrat-Werte bis zu $105 \text{ mg}/\text{l}$ (BBR 11). Der im Frühjahr 1996 gemessene Höchstwert liegt bei $145 \text{ mg}/\text{l}$ (BBR 11). Bemerkenswert ist, daß es im Abstrom der genannten Meßstellen (Richtung Erdfallsee) zu einer Veränderung der Milieubedingungen von oxidierenden zu reduzierenden und somit zu einem Nitrat-Abbau kommt. Auch die Wässer der Beobachtungsbrunnen BBR 4, 5 und 10 zeigen erhöhte Werte, die sich durch die in direkter Nachbarschaft befindlichen Äcker erklären lassen (s. Abb. 19). Die Wässer des BBR 22 unter der Heidefläche westlich des Großen Heiligen Meeres weisen im Mittel Nitrat-Konzentrationen von $13 \text{ mg}/\text{l}$ auf, wobei das Maximum mit $25 \text{ mg}/\text{l}$ im Frühjahr 1997 erreicht wurde. Vermutlich sind diese leicht erhöhten Nitrat-Gehalte im wesentlichen auf atmosphärischen Eintrag zurückzuführen, wobei die Höchstwerte wahrscheinlich eine Folge der Ammoniakverflüchtigung während der Frühjahrsdüngung der umliegenden Felder sind.

Bemerkenswert sind die Wässer der BBR 6 bis 8 entlang der Meerbecke, die trotz ihrer unmittelbaren Nähe zu landwirtschaftlichen Nutzflächen nur minimale Nitrat-Konzentrationen von durchschnittlich ca. $0,3 \text{ mg}/\text{l}$ aufweisen. Offenbar wird ein Großteil der nitratreichen Sickerwässer der landwirtschaftlich genutzten Flächen als Drainagewässer ober-



○ Kreisfläche proportional zur durchschnittlichen Leitfähigkeit

Leitfähigkeits-Intervalle

	BBR	ML 1 (m)	ML 2 (m)	Ø-Leitfähigkeit (µS/cm)
●	1; 2; 3; 6; 8; 10; 11	6; 8; 15		500 - 1000
●	5; 7; 9; 12; 13; 19; 20	2; 4; 10; 12; 17,5	2; 4; 6; 8; 10; 12; 15; 29	300 - 500
●	4; 14; 15; 16; 17	20; 5; 25,5	18; 21; 24,5	100 - 300
●	18; 21; 22; 23	29		< 100

Abb. 18: Verteilung der gemittelten Leitfähigkeiten des Grundwassers der BBR 1 bis 23 sowie der einzelnen Tiefenniveaus der ML 1 und 2 (Kartengrundlage: Landesvermessungsamt Nordrhein-Westfalen).

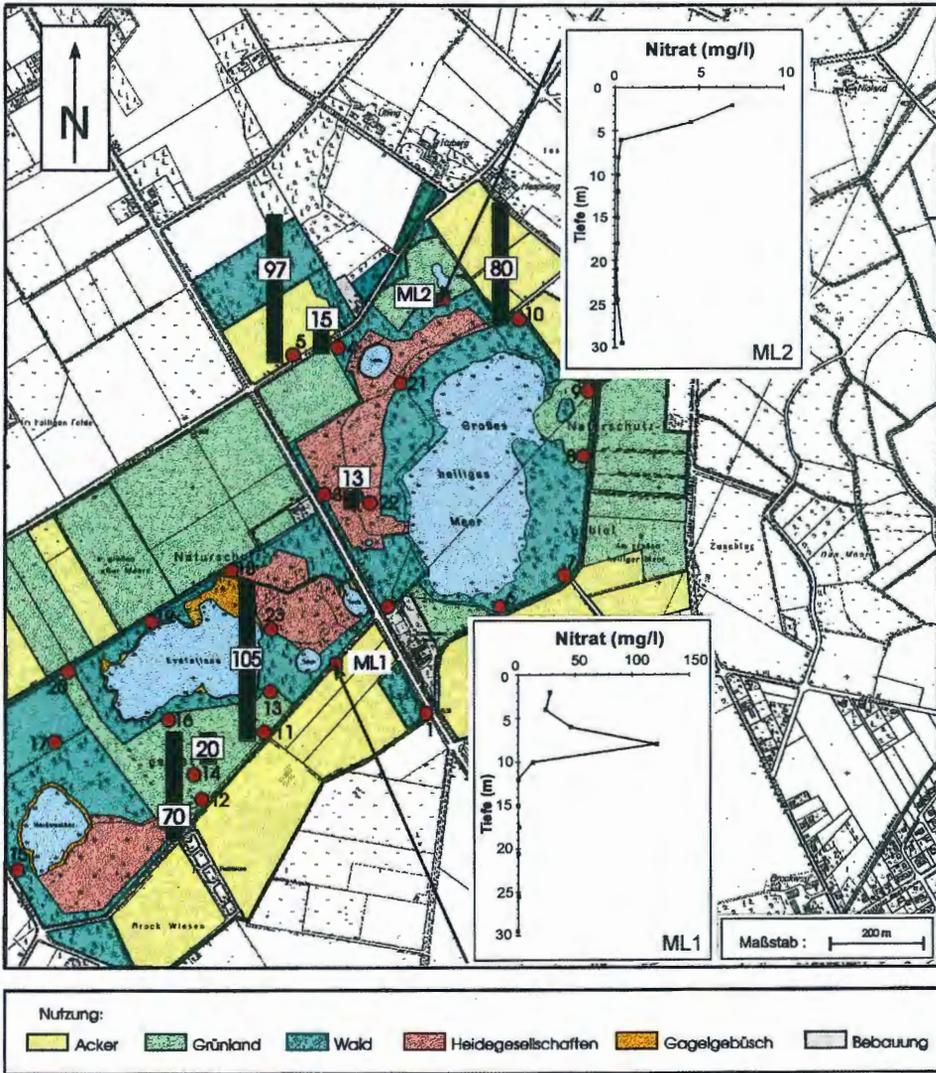


Abb. 19: Mittlere Nitrat-Konzentrationen (> 2 mg/l) der Wässer der BBR 1 bis 23 sowie der einzelnen Tiefenniveaus der ML 1 und 2. Die im Untersuchungsgebiet vertretenen Flächennutzungen sind in der Deutschen Grundkarte (Landesvermessungsamt Nordrhein-Westfalen) farbig unterlegt.

flächlich in der Meerbecke abgeführt. Entscheidend sind jedoch vornehmlich die reduzierenden Milieubedingungen im Einflußbereich der Meerbecke, unter denen Nitrat denitrifiziert wird.

Einen Einblick in die hydrochemischen Verhältnisse verschiedener Tiefenabschnitte ermöglichen die beiden Multilevel-Brünnen. An den Wässern des ML 1 ist der Einfluß der Landwirtschaft in den oberen Metern des Aquifers sowohl an erhöhten Nitrat-Mittelwerten als auch an Kalium-Gehalten bis zu durchschnittlich 36 mg/l zu erkennen (s. Abb. 20). Nach SCHLEYER & KERNDORFF (1992) kann in einem sedimentären Grundwasserleiter ab 9 mg/l Kalium von einer anthropogenen Beeinflussung (z.B. durch Kalidünger) ausge-

gangen werden. Diese noch bis in 10 m Tiefe nachweisbaren, hohen Kalium-Konzentrationen sind ein Beleg für das schlechte Adsorptionsverhalten des Bodens gegenüber Kalium, das normalerweise schon in der ungesättigten Zone adsorbiert wird.

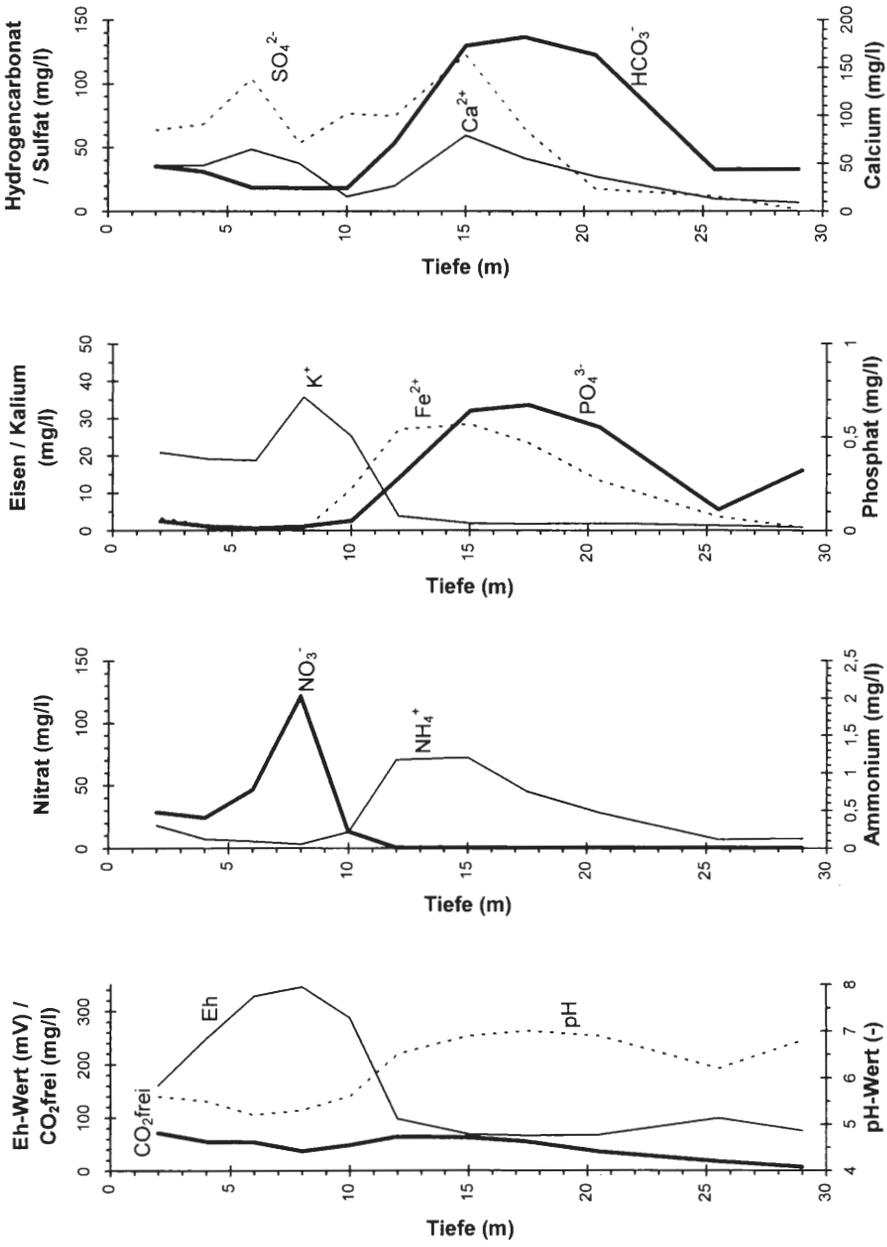


Abb. 20: Gegenüberstellung der Vor-Ort-Parameter (pH-, Eh-Wert und freies Kohlendioxid), der mittleren Nitrat- und Amonium-Konzentrationen sowie der mittleren Kalium-, Phosphat-, Eisen-, Sulfat-, Hydrogencarbonat- und Calcium-Konzentrationen der Wässer des ML 1.

Erhöhte Nitrat-Konzentrationen sind in den Wässern des ML 1 in einer Tiefe von 2 bis 8 m gemessen worden (s. Abb. 20). In diesem Aquiferabschnitt ist das Nitrat für den Grundwasser-Typ nach QUENTIN (1969) namensgebend (s. Tab. 4). Allerdings scheint in den oberen zwei Filterniveaus zeitweise - bedingt durch die Schwankungen des Grundwassers - eine **Reduktionszone** mit Nitrat-Abbau ausgebildet zu sein. Dafür sprechen die erhöhten Sulfat-, Eisen- und Ammonium-Gehalte sowie niedrige Eh- und erhöhte pH- und Kohlendioxid-Werte (s. Abb. 20).

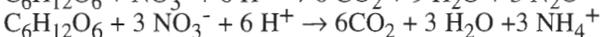
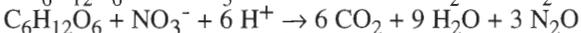
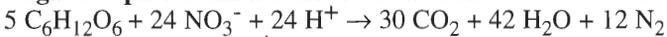
Tab. 4: Grundwasser-Typen der einzelnen Filterstufen der Multilevel-Brunnen 1 und 2 nach QUENTIN (1969). Fettdruck markiert Schadstoffindikatoren.

Entnahmetiefe (m)	Grundwasser-Typen des ML 1		Grundwasser-Typen des ML 2	
	Kationen	Anionen	Kationen	Anionen
2	Ca	Cl- SO ₄ -NO ₃	Ca	SO ₄
4	Ca	SO ₄ -Cl-NO ₃	Ca	SO ₄
6	Ca	SO ₄ -NO ₃ - Cl	Ca-Mg-Na	SO ₄ -Cl
8	Ca-K	NO ₃	Ca-Mg-Na	Cl-HCO ₃
10	Ca-K-Mg	SO ₄ -Cl	Ca	HCO ₃ -Cl
12	Ca-Na	SO ₄ -HCO ₃ - Cl	Ca	HCO ₃ -Cl
15	Ca	SO ₄ -HCO ₃	Ca	HCO ₃
17,5 bzw. 18	Ca	HCO ₃ -SO ₄	Ca	HCO ₃
20,5 bzw. 21	Ca	HCO ₃	Ca	HCO ₃
25,5 bzw. 24,5	Ca-Na	Cl-HCO ₃	Ca	HCO ₃ -Cl
29	Ca-Na	HCO ₃ -Cl	Ca	HCO ₃ - Cl-SO ₄

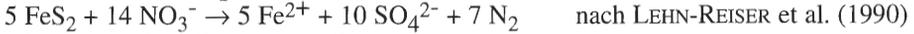
Die höchsten Nitrat-Konzentrationen (bis maximal 144 mg/l) treten in einer Tiefe von 8 m auf. Dieser Bereich markiert die **Oxidationszone** mit hohem Redoxpotential, geringen Kohlendioxid- und Ammonium-Gehalten sowie minimalen Eisen-Werten

Unterhalb 8 m Tiefe nehmen die Nitrat-Konzentrationen bis in eine Tiefe von 12 m auf ein Minimum von 0,3 mg/l ab. Diese Abnahme beruht auf den einsetzenden **Denitrifikationsprozessen**. Die bakterielle Aktivität wird an leicht zunehmenden Kohlendioxid-Werten sowie abnehmendem Redoxpotential deutlich. Weiterhin hat die Aufnahme von Wasserstoffionen eine Zunahme des pH-Wertes zur Folge. Die Zunahme der Ammonium-, Sulfat- und Hydrogencarbonat-Konzentrationen mit einsetzender Denitrifikation (s. auch Tab. 4 und Abb. 21) läßt auf eine Kombination von dissimilatorischer organotropher Nitratreduktion und chemolithoautotropher Denitrifikation schließen (Umsetzungsprozesse s.u.). Somit spielen als Elektronendonatoren sowohl sulfidische Eisenverbindungen (z.B. Pyrit), als auch organische Substanzen, die allerdings meist nur in relativ geringen Mengen vorkommen (s. Kap. 4.1, Abb. 9), eine Rolle.

Organotroph-dissimilatorische Nitratreduktion nach OBERMANN (1982):



Chemolithoautotrophe Denitrifikation:



In einer Tiefe unterhalb 15 m setzt die Sulfatreduktion ein. Die unter extrem anaerobem Milieu lebende Bakteriengattung *Desulfovibrio* gewinnt ihre Energie aus der Zerlegung des Sulfats. Als Nebenprodukt wird bei abnehmenden Sulfat-Gehalten Schwefelwasserstoff (H_2S) freigesetzt, der hier organoleptisch festgestellt wurde. Da auch die Eisen-Gehalte abnehmen, ist zu vermuten, daß es zu Mineralneubildungen in Form von Pyrit bzw. Siderit kommt.

Sulfatreduktion

nach HÖLTING (1996):



Neben Nitrat und Kalium ist Phosphat ein wichtiger Bestandteil einer Vielzahl von Düngemitteln. Abb. 20 zeigt jedoch für den eindeutig landwirtschaftlich beeinflussten Aquiferabschnitt bis ca. 10 m nur geringe Phosphat-Mittelwerte (0,01 bis 0,05 mg/l), was sich

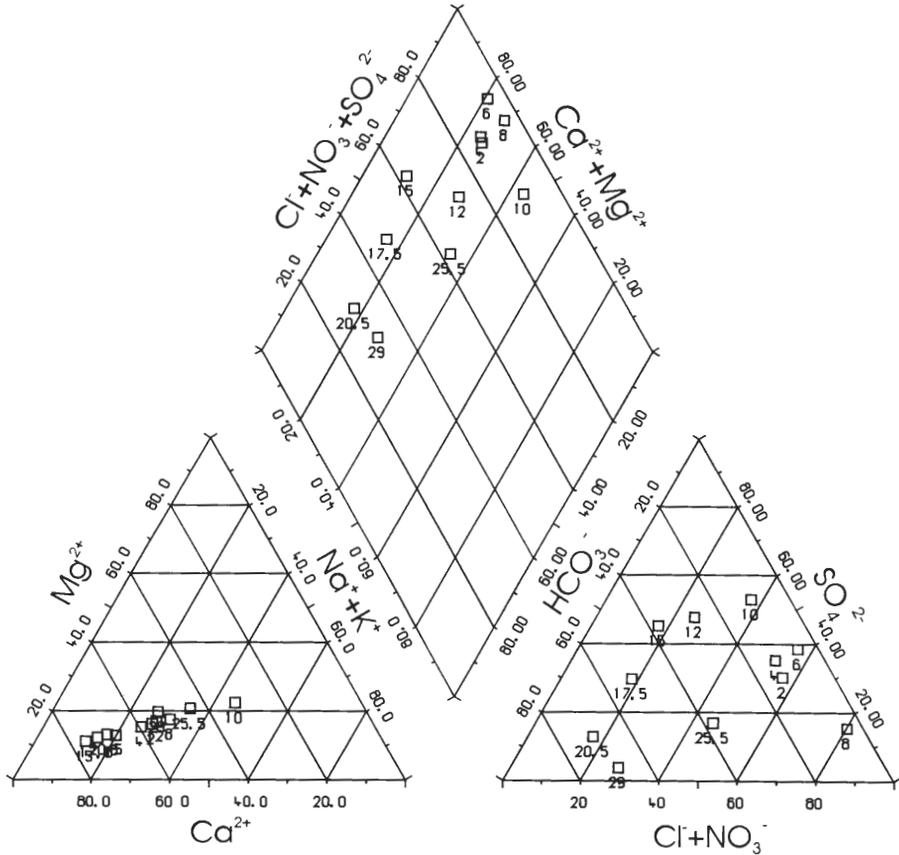


Abb. 21: Piper-Diagramm mit Durchschnittswerten für die Wässer des ML 1. Die Ziffern geben die entsprechenden Entnahmetiefen (m unter Gelände) an.

durch eine direkte Phosphat-Entnahme über die Pflanzen sowie eine schnelle Adsorbition erklären läßt. Die Phosphat-Adsorbition ist im wesentlichen von der Zahl der funktionellen Gruppen (Fe- und Al-Oxide/-Hydroxide, Tonminerale und Huminsäuren) und der Menge der Konkurrenzstoffe (Silicate, Molybdate und organische Anionen), insbesondere aber von den vorherrschenden pH-Werten abhängig (DVWK 1996). Nach Untersu-

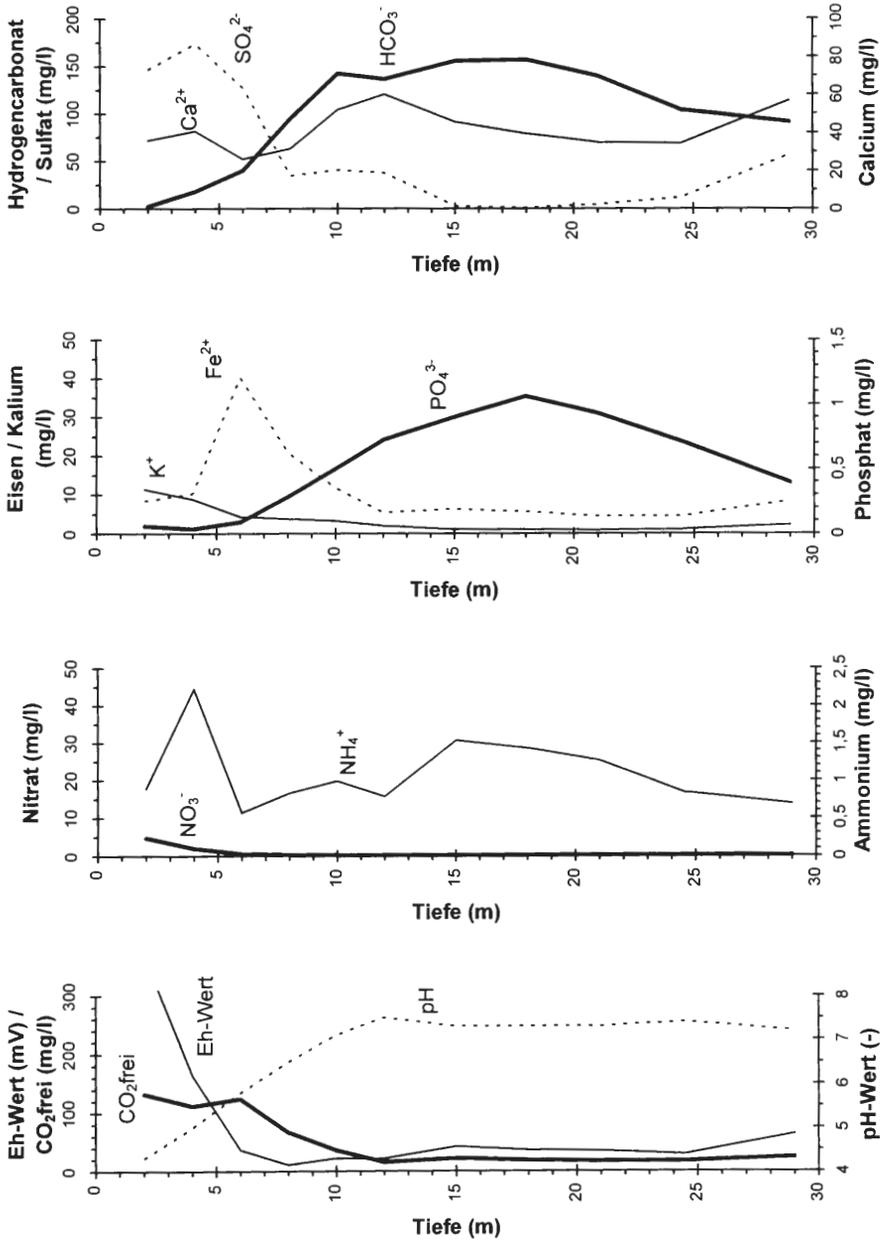


Abb. 22: Gegenüberstellung der Vor-Ort-Parameter (pH-, Eh-Wert und freies Kohlendioxid), der mittleren Nitrat- und Ammonium-Konzentrationen sowie der mittleren Kalium-, Phosphat-, Eisen-, Sulfat-, Hydrogencarbonat- und Calcium-Konzentrationen der Wässer des ML 2.

chungen der FACHGRUPPE WASSERCHEMIE (1978) ist das Adsorptionsverhalten unter neutralen und basischen Bedingungen deutlich niedriger als unter sauren. Diese Beziehung läßt sich gut an den Wässern des ML 1 nachvollziehen, wie der parallele Verlauf der pH- und Phosphat-Graphen in Abb. 20 veranschaulicht. Die höchsten Phosphat-Konzentrationen von 0,67 mg/l sind in 17,5 m Tiefe bei einem mittleren pH-Wert von 7 festzustellen. Da in dieser Tiefe ein landwirtschaftlicher Einfluß nicht mehr eindeutig ist, liegt die Vermutung nahe, daß das Phosphat geogenen Ursprungs ist.

Die Wässer im oberflächennahen Bereich des ML 2 zeigen im Gegensatz zu denen des ML 1 eine deutliche Versauerung mit pH-Werten um 4 und Hydrogencarbonat-Konzentrationen mit durchschnittlich 2,5 mg/l (s. Abb. 22). Erst in einer Tiefe von 12 m ließen sich pH-Werte um den Neutralpunkt nachweisen. Weiterhin zeichnen sich die oberflächennahen Wässer durch ein hohes Redoxpotential und hohe Gehalte an freiem Kohlendioxid aus. Ferner enthalten sie einen höheren Anteil an Huminstoffen, die bereits im Gelände an der goldgelben Wasserfärbung deutlich werden (ABBT-BRAUN 1996). Diese chemische Charakteristik weist auf einen Eintrag verschiedener Gase und Säuren mit dem Sickerwasser in die gesättigte Zone hin.

Während die Nitrat-Konzentrationen an der Grundwasseroberfläche mit maximal 10 mg/l eher unauffällig sind (s. Abb. 22), sind die mittleren Sulfat-Konzentrationen von 147 mg/l

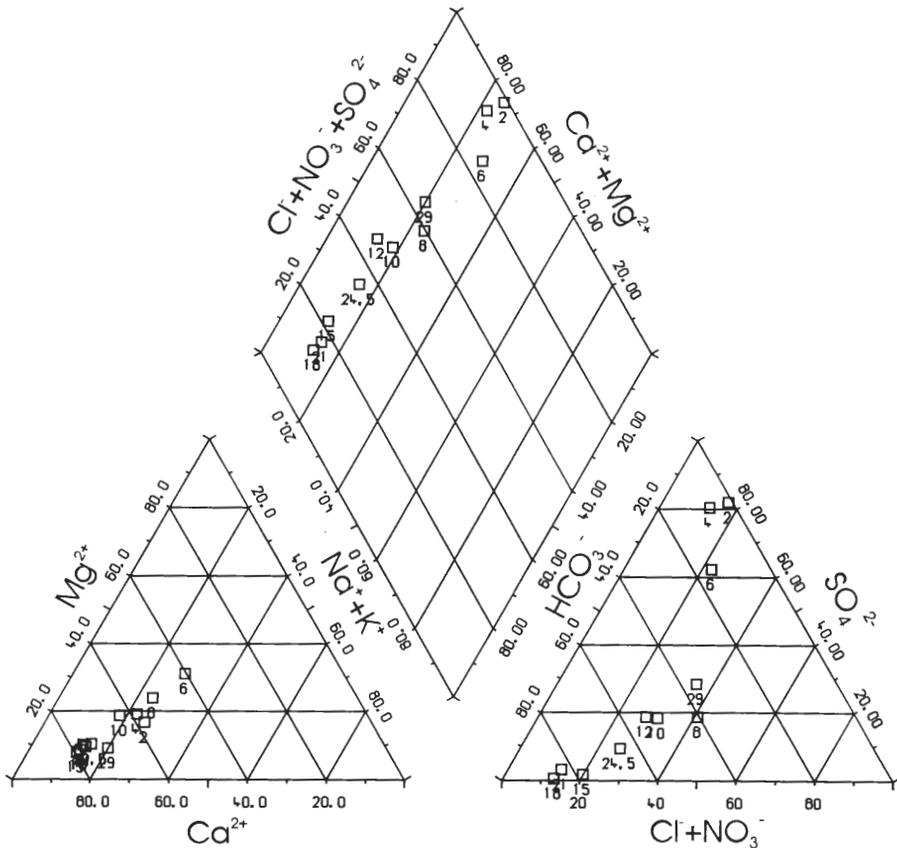


Abb. 23: Piper-Diagramm mit Durchschnittswerten für die Wässer des ML 2. Die Ziffern geben die entsprechenden Entnahmetiefen (m unter Gelände) an.

(2 m) bzw. 174 mg/l (4 m) deutlich erhöht, was einem Anteil von ca. 80 % der Anionen entspricht. Damit ist dieses Grundwasser als Ca-SO₄-Wasser zu typisieren (s. Tab. 4) und somit für das Untersuchungsgebiet einzigartig, wie auch an der Position der Wässer im Piper-Diagramm deutlich wird (s. Abb. 23). Das Grundwasser mit durchschnittlich 128 mg/l Sulfat (62 % der Anionen) aus 6 m Tiefe gehört bereits einem anderen Grundwasser-Typ an (Ca-Mg-Na-SO₄-Cl-Typ, s. Tab. 4).

Neben Sulfat sind in 4 m Tiefe - trotz des relativ hohen Redoxpotentials (164 mV) - erhöhte Ammonium-Gehalte mit durchschnittlich 2,2 mg/l vorhanden. Damit kann das Ammonium als primärer Verschmutzungsindikator gewertet werden. Die eigentliche Reduktionszone mit einsetzender Eisen- und Sulfatreduktion beginnt ab ca. 6 m Tiefe.

Die Sulfatreduktion wird neben der Abnahme der Sulfat-Gehalte auch an steigenden pH- und sinkenden Eh-Werten deutlich. In 15 und 18 m Tiefe konnten nur noch Konzentrationen von 0,1-4,8 mg/l SO₄²⁻ nachgewiesen werden. Zur Basis der Meßstelle hin nimmt Sulfat jedoch neben Calcium, Chlorid und Natrium wieder zu (s. Abb. 22).

Bemerkenswert ist der annähernd gleichartige, charakteristische Verlauf der Phosphat-Konzentrationen der Wässer beider Multilevel-Brunnen, der sich für den ML 2 allerdings nur bis in eine Tiefe von 18 m auf die vorherrschenden pH-Bedingungen zurückführen läßt. Unterhalb 18 m nimmt dort die Phosphat-Konzentration - vermutlich aufgrund eines geringen Phosphat-Dargebotes im Grundwasserleiter - wieder ab.

4.4 Umweltisotope

4.4.1 Tritium

Abb. 24 zeigt die Tiefenverteilung von Tritium in den beiden Multilevel-Brunnen ML 1 und 2. Die ³H-Gehalte variieren zwischen <0,6 und 25,4 ± 1,2 TU; der letztgenannte Höchstwert liegt im ML 1 in 15 m Tiefe unter Gelände. In beiden Multilevel-Brunnen ist eine vertikale Altersstruktur erkennbar. Für eine genauere Altersangabe (mittlere Verweildauer des Wassers) wäre allerdings eine Tritium-Inputkurve des Niederschlags notwendig, die für das Untersuchungsgebiet nicht vorliegt. Es läßt sich aber, auch unter Berücksichtigung der hydrochemischen Beschaffenheit, eine grobe Untergliederung in eine „junge“ und eine „alte“ Grundwasserkomponente sowie Mischungen beider wie folgt vornehmen.

Der Tritium-Gehalt des Niederschlags der letzten 20 bis 25 Jahre kann mit 10-15 TU angenommen werden (vgl. auch OSWALD 1993). Dieses jüngste Infiltrat reicht im ML 1 bis ca. 12 m Tiefe, im ML 2 nur bis 4 m unter Gelände. Die Fortsetzung nach der Tiefe verläuft in beiden Brunnen unterschiedlich (s. Abb. 24):

- im **ML 1** wird das junge Infiltrat zunächst von Grundwasser mit höheren Tritium-Konzentrationen unterlagert, das bedeutende Anteile aus der Zeit der Atombombentests (Ende der 50er bis Mitte der 60er Jahre) enthält. Darunter folgt, unterhalb von ca. 20 m Tiefe, älteres Grundwasser (Neubildungszeit vor ca. 1960) mit ³H-Gehalten bis nahe der Nachweisbarkeit;
- im **ML 2** wird das jüngste Infiltrat zwischen ca. 5-21 m Tiefe von Grundwasser mit hoher älterer Komponente unterlagert, einschließlich solches mit <0,7 TU bei 15-18 m unter Gelände. Im Liegenden steigen die ³H-Gehalte wieder leicht an, was auf eine Beimischung junger Neubildungsanteile hinweist. Damit deutet sich eine Unterströmung von älterem durch jüngeres Grundwasser an, was in Zusammenhang mit der Kornvergrößerung im basalen Abschnitt des ML 2 zu sehen ist (s. Abb. 10 und 12).

Zusammenfassend läßt sich feststellen: am Standort ML 1 ist die Grundwasser-Neubildungsrate (= Eindringtiefe des jungen Infiltrats) deutlich höher als am Standort ML 2, dessen vertikale Altersstruktur anomal entwickelt ist.

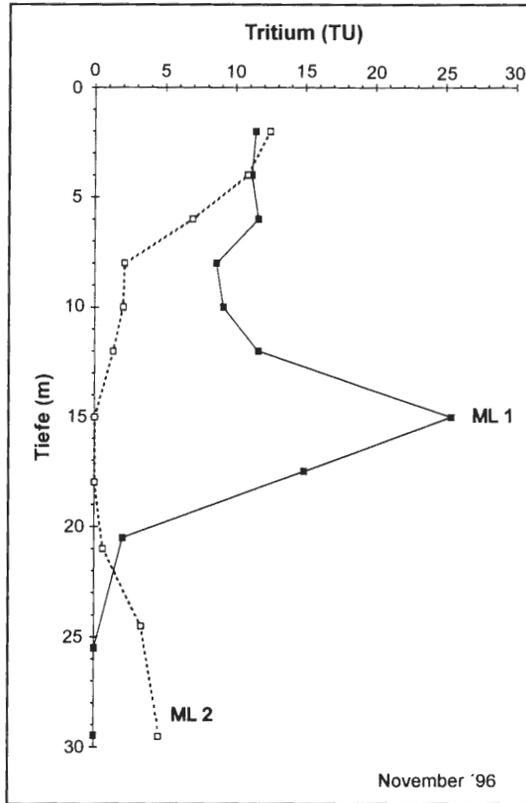


Abb. 24: Tritium-Profile der Multilevel-Brunnen ML 1 und ML 2 vom 19./20.11.1996.

4.4.2 Stabile Isotope (Deuterium und Sauerstoff-18)

Die Ergebnisse der bisher vorliegenden Analysen der Grund- und Oberflächenwässer sind im $\delta^2\text{H}$ - $\delta^{18}\text{O}$ -Diagramm dargestellt (s. Abb. 25).

Alle **Grundwasser**proben liegen mit $\delta^{18}\text{O}$ -Werten von $-6,65$ bis $-8,06$ ‰ und $\delta^2\text{H}$ -Werten von $-47,5$ bis $-55,8$ ‰ nahe der **Meteoric Water Line (MWL)**. Die $\delta^{18}\text{O}$ -Konzentrationen decken sich mit den Werten, die von FÖRSTEL & HÜTZEN (1982) für flache Grundwässer der Westfälischen Bucht bekannt gemacht wurden und die im wesentlichen als Folge des Kontinentaleffektes (ca. $0,24$ ‰ Abnahme pro 100 km Distanz von der Küste) anzusehen sind.

Die **Oberflächenwasser**proben des Großen Heiligen Meeres und des Erdfallsees liegen mit ihren Wertepaaren deutlich unterhalb der MWL und zeigen damit Hinweise auf Verdunstung, deren Effekt im Erdfallsee zum Zeitpunkt der Probenahme stärker ist (s. Abb. 25). Prinzipiell kann aus der Tiefenverteilung der stabilen Isotope in beiden Gewässern auf eine Exfiltration von Grundwasser geschlossen werden. Die Verbindungslinien zwischen den jeweiligen Tiefenentnahmen 0 und 5 m zeigen allerdings, daß es sich weder um

einfache Mischungen Grund-/Oberflächenwasser noch ausschließlich um Verdunstungsvorgänge handelt. Die komplexen Prozesse bei der Kommunikation Grund-/Oberflächenwasser müssen durch zusätzliche Analysen (zeitlich und räumlich) genauer geklärt werden.

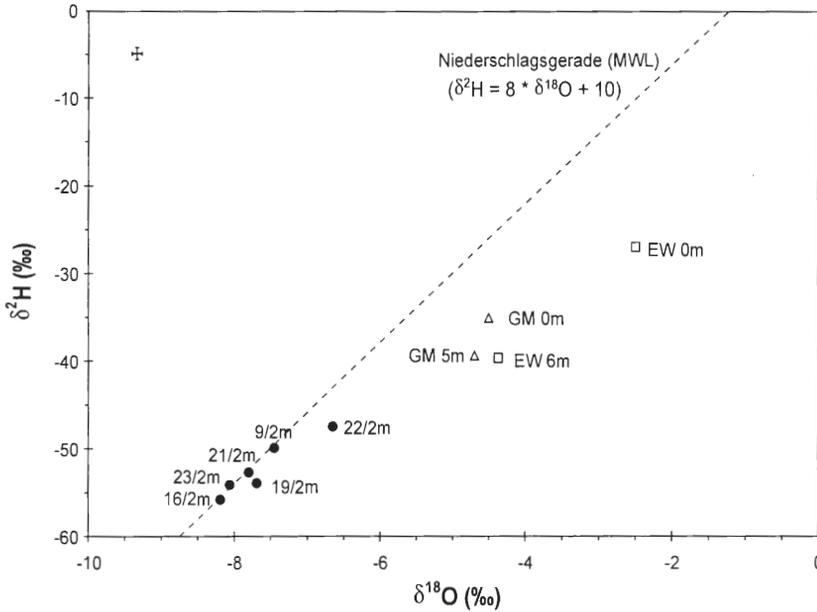


Abb. 25: $\delta^2\text{H}$ - $\delta^{18}\text{O}$ -Relation einiger Grundwässer (● BBR 9, 16, 19, 21, 22 & 23, jeweils aus 2 m Tiefe) sowie der Seewässer des Großen Heiligen Meeres aus dem Bereich der mittleren Boje (△ GM 0 m und GM 5 m) und des Erdfallsees aus dem Bereich der westlichen Boje (□ EW 0 m und EW 6 m) vom September 1996.

5. Schlußfolgerungen und Ausblick

Der nachweislich örtlich über 80 m mächtige Porengrundwasserleiter wurde durch die Multilevel-Brunnen ML 1 und 2 bis zu einer Tiefe von 30 m erschlossen. Diese Meßstellen erlauben **punktueller** Aussagen zum lithologischen Aufbau und damit zur Grundwasserdurchlässigkeit der beiden Profilsäulen. Sie liefern weiterhin Informationen über vertikal wechselnde hydrochemische Gegebenheiten und Prozesse sowie über Altersstrukturen des Grundwasserkörpers (durch Tritium-Gehalte) und über hydraulische Beziehungen Grund-/Oberflächenwässer (durch die stabilen Isotope Sauerstoff-18 und Deuterium). Aus den punktuellen Aufschlüssen muß eine konzeptionelle Modellvorstellung über die **räumlichen** Fließbedingungen entwickelt werden.

Eine Einpassung des engeren Untersuchungsgebietes in den regionalen Grundwassergleichplan (vgl. Kap. 2) ergibt, daß

- der ML 1 im Oberstrom der Gewässer, vor allem des Erdfallsees, und
- der ML 2 im Unterstrom, grob unterhalb des Großen Heiligen Meeres positioniert ist.

Es stellt sich zunächst die Frage, ob die Multilevel-Brunnen ausreichend tief sind, um das Gefährdungspotential über den Grundwasserpfad erfassen zu können. Dies kann für ML 1

eindeutig bejaht werden: bis ca. 20 m unter Gelände ist tritiumhaltiges, meteorisches (oder Umsatz-) Wasser nachgewiesen, das von (mineralstoffarmem) Vorratswasser im Sinne HÖLTINGS (1992) unterschichtet wird (Abb. 26). Im meteorischen Bereich sind Stoffeinträge aus den umliegenden landwirtschaftlichen Nutzflächen (z.B. Nitrat, Kalium), aber auch wirksame Abbauprozesse in der Reduktionszone dokumentiert. Ob Sulfide, wie Pyrit, als Elektronendonatoren bei der Denitrifikation eine Rolle spielen, soll durch Untersuchungen der Sedimente noch geklärt werden.

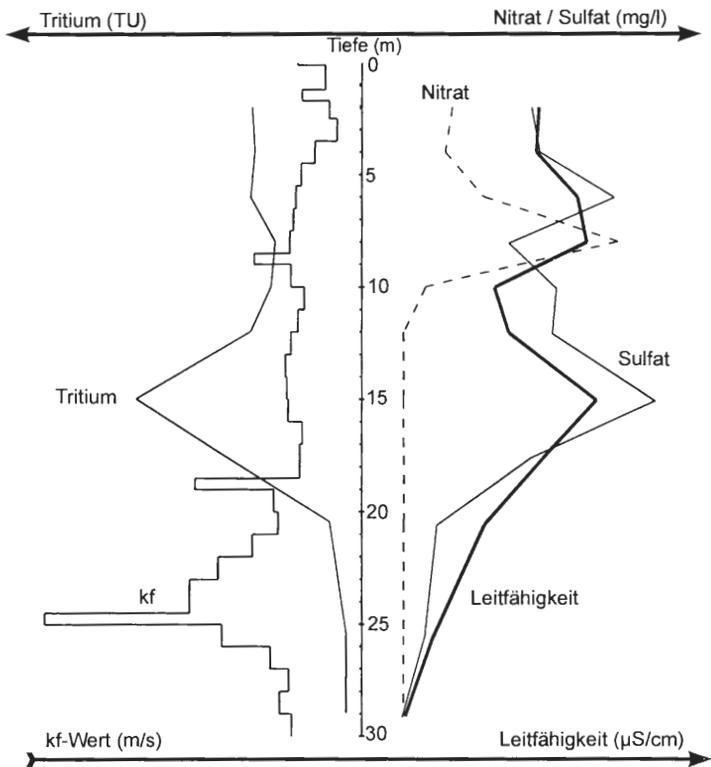


Abb. 26: Gegenüberstellung der kf-Werte, der Tritium-Konzentrationen sowie ausgesuchter hydrochemischer Parameter (Leitfähigkeit, Nitrat und Sulfat) des ML 1. Abzissen ohne Maßstab.

Die ermittelten Aquiferparameter (Durchlässigkeit, nutzbare Porosität, hydraulischer Gradient) erlauben eine überschlägige Berechnung der Abstandsgeschwindigkeiten für die meteorischen Grundwässer in der Größenordnung von 10-20 m pro Jahr. Dies bedeutet, daß sich Schadstoffe im (fiktiven) Vorfluter Erdfallsee (Entfernung zum ML 1 knapp 200 m) bereits bemerkbar gemacht haben sollten. Tatsächlich haben POTT et al. (1996) über erhöhte Stickstoff-Gehalte der Seen berichtet, die sie mindestens z.T. vom Grundwasser herleiten, und zwar Nitrat im Epi- und besonders Metalimnion und Ammonium insbesondere im Hypolimnion sowohl des Erdfallsees als auch des Heiligen Meeres. Der Schadstoffparameter Kalium zeigt bisher keine abnormen Werte in den Seen. Der Grundwasseraustrag kann und soll in Zukunft intensiver durch Isotopengehaltsbestimmungen untersucht werden. Dabei sind mikrobiologisch beeinflusste physikalisch-chemische Prozesse im heterogen aufgebauten Aquifersystem in Rechnung zu stellen.

Das Grundwasser im ML 2 (Abb. 27) zeigt nur im oberflächennahen Bereich (bis ca. 5 m unter Gelände) deutliche anthropogene Überprägung, gekoppelt mit Tritium-Gehalten in der Größenordnung rezenter Niederschläge (also meteorisches Grundwasser). In diesem gering mächtigen Bereich sind aber auch Umsetzungsprozesse wirksam. Die darunter folgende mächtige Tritium-arme bis -freie Zone repräsentiert z.T. Vorratswasser (s.o.), das aber von Grundwasser mit meteorischem Anteil unterlagert wird. Dies möchten wir als Folge der Änderung des hydraulischen Regimes im Zusammenhang mit der Entstehung des Großen Heiligen Meeres und evtl. auch des Erdfallsees deuten. Stärker als im Erdfallsee dürfte heutzutage im Großen Heiligen Meer die Kolmation (Abdichtung) des Seebodens wirksam sein. Diese Frage soll mit Hilfe von Umwelteisotopen genauer geklärt werden, ist aber hier im Unterstrom für die Beurteilung der Gefährdung der Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ weniger relevant.

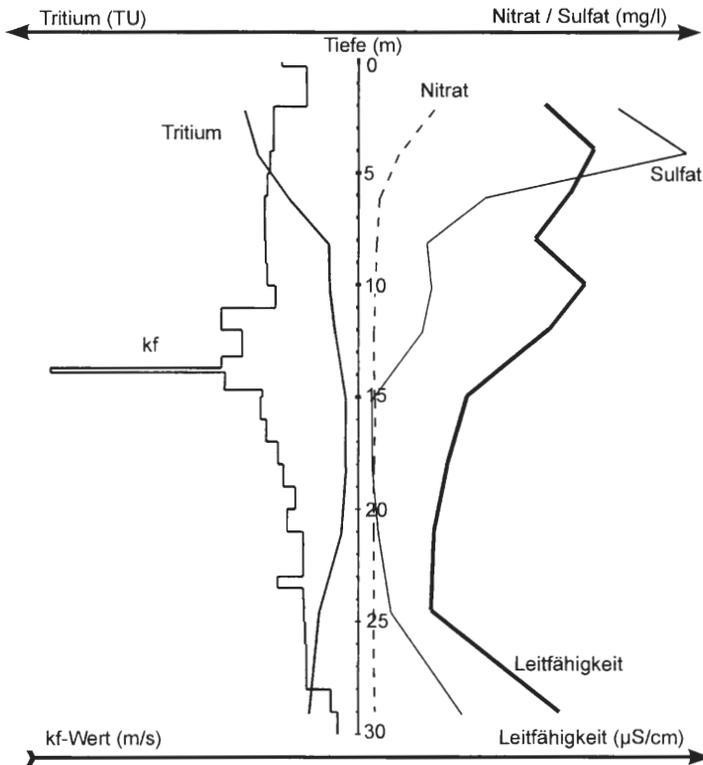


Abb. 27: Gegenüberstellung der k_f -Werte, der Tritium-Konzentrationen sowie ausgesuchter hydrochemischer Parameter (Leitfähigkeit, Nitrat und Sulfat) des ML 2. Abzissen ohne Maßstab.

Die bisher vorliegenden Meßdaten müssen zeitlich und räumlich verdichtet werden. Dazu sind vor allem weitere Grundwassermeßstellen zur kleinräumigen Erfassung der Grundwasserneubildung und -dynamik und Gehaltsbestimmungen von Umwelteisotopen zur detaillierten Erfassung der Beziehungen zwischen Grund- und Oberflächenwässern notwendig. Schließlich sollen alle Daten in eine realistische dreidimensionale Modellierung des Schadstofftransports einfließen.

Danksagung

Der Volkswagen-Stiftung (Hannover) ist für die Förderung des vorgestellten Forschungsprojektes zu danken.

Außerdem gebührt unser Dank dem Westfälischen Museum für Naturkunde, vor allem dem Leiter der Biologischen Station, Herrn H.-O. Rehage, sowie den Zivildienstleistenden der Außenstelle „Heiliges Meer“, die uns aktiv bei den Geländearbeiten unterstützten.

Dem Wasserwerk Harsewinkel sind wir für die Bereitstellung der Entnahmeapparatur für die Multilevel-Brunnen in den ersten Monaten der Probenahme zu Dank verpflichtet.

Für die Untersuchungen am Ionenchromatographen (Universität Osnabrück) danken wir Dipl. Biol. U. Menzel. Die Bestimmung der Isotopengehalte wurde von der Firma Hydroisotop GmbH (85301 Schweitenkirchen) durchgeführt, wofür wir Dr. L. Eichinger danken.

6. Literatur

- ABBT-BRAUN, G. (1996): Refraktäre organische Säuren (Huminstoffe) in aquatischen Systemen - Vorkommen, Reaktionen und Charakterisierung. - Wasserkalender 1997: 112-141, 9 Abb., 6 Tab.; Berlin (Erich Schmidt).
- BEYER, W. (1964): Zur Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit von Kiesen und Sanden aus der Kornverteilung. - WWT **14**: 165-168, 7 Abb., 3 Tab.; Berlin.
- BEYER, W. & SCHWEIGER, K. H. (1969): Zur Bestimmung des entwässerbaren Porenanteils der Grundwasserleiter. - WWT **19**: 57-60, 9 Abb.; Berlin.
- DIN 1054 (1976): Zulässige Belastung des Baugrunds (mit Beiblatt).
- DIN 4022, T 1 (1987): Benennen und Beschreiben von Boden und Fels; Schichtenverzeichnisse für Bohrungen ohne durchgehende Gewinnung von gekernten Proben im Boden und im Fels.
- DIN 4023 (1982): Baugrund- und Wasserbohrungen; Zeichnerische Darstellung der Ergebnisse.
- DIN 4049, T 3 (1994): Hydrologie, Begriffe zur quantitativen Hydrologie.
- DIN 18123 (1983): Bestimmung der Korngrößenverteilung.
- DIN 18130, T 1 (1989): Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwertes, Laborversuche.
- DVGW, Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. [Hrsg.] (1983): Ermittlung, Darstellung und Auswertung der Korngrößenverteilung wasserleitender Lockergesteine für geohydrologische Untersuchungen und für den Bau von Brunnen. - DVGW-Regelwerk Arbeitsblatt **W113**: 17 S., 5 Abb.; Frankfurt am Main (ZfGW).
- DVWK (1996): Hydrogeochemische Stoffsysteme, Teil 1. - Schriftenreihe des DVWK **110**: 288 S., 83 Abb.; Hamburg, Berlin (Parey).
- FÖRSTEL, H. & HÜTZEN, H. (1982): $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ -Verhältnis im Grundwasser der Bundesrepublik Deutschland. - KFA Jülich GmbH, Inst. für Radioagronomie, Bericht Jül - 1784: 58 S.; Jülich.
- FACHGRUPPE WASSERCHEMIE in der Gesellschaft Deutscher Chemiker (1978): Phosphor - Wege und Verbleib in der Bundesrepublik Deutschland. - Weinheim (VCH).
- HÖLTING, B. (1992): Ökologische Aspekte der Grundwassergewinnung in der Bundesrepublik Deutschland. - gwf Wasser Abwasser **133**(12): 609-614; München.
- HÖLTING, B. (1996): Hydrogeologie, Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. - 5. Aufl.: 441 S., 114 Abb., 46 Tab.; Stuttgart (Enke).
- HÜTTER, L. A. (1994): Wasser und Wasseruntersuchung. - Reihe: Laborbücher, 6. erw. u. aktualisierte Aufl.: 516 S.; Frankfurt am Main (Salle + Sauerländer).
- KOCH, M. (1983): Hydrogeologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:50.000, Blatt L 3710 Rheine. - 2 Kt., Erl., 14 S., 1 Tab.; Krefeld.
- KÖLLE, W., STREBEL, O. & BÖTTCHER, J. (1987): Reduced sulfur compounds in sandy aquifers and their interactions with groundwater. - Int. Symp. Groundwater Monitoring and Management; Dresden.

- LEHN-REISER, M., BENCKISER, G. & OTTOW, J. C. G. (1990): Mikrobieller Nitratabbau in der ungesättigten Zone verschiedener Böden eines landwirtschaftlich genutzten Trinkwassereinzugsgebiets. - VDLUFA - Schriftreihe **32**: 645-651; Berlin.
- LEUCHS, W. & OBERMANN (1991): Grundsätzliche Überlegungen zur Probenahme von Grundwasser, insbesondere bei tiefenspezifischer Probenahme. - LWA-Materialien **1**: 47-73.
- LINDENSCHMIDT, M. & REHAGE, H.-O. (1982): Ein neuer Erdfall in Hörstel, Kreis Steinfurt aus dem Jahre 1980. - Natur und Heimat **42**(2): 47-51; Münster.
- LOTZE, F. (1951): Die Grundwasserverhältnisse in den Naturschutzgebieten am Heiligen Meer. - Natur und Heimat **11**(Beiheft): 97-99; Münster.
- LOTZE, F. (1956): Zur Geologie der Senkungszone des Heiligen Meeres (Kreis Tecklenburg). - Abh. Landesmus. Naturkunde Münster **18**(1): 1-36, 10 Abb., 4 Taf.; Münster.
- MOSER, H. & RAUERT, W. (1980): Isotopenmethoden in der Hydrologie. - Lehrbuch der Hydrologie **8**: 400 S., 227 Abb., 32 Tab.; Stuttgart (Gebrüder Borntraeger).
- MÜLLER, U., DEGEN, C. & JÜRGING, C. (1992): Dokumentation zur Methodenbank des Fachinformationssystems Bodenkunde. - Technische Berichte zum NIBIS **3**: Hannover (E. Schweizerbart).
- NIEHAUS, N. (1996): Wechselbeziehungen von Stickstoff-Deposition und Grundwasser in Heidelandschaften. - 184 S., 3 Anl.; Hannover. - [unveröff. Examensarbeit, Inst. für Geobotanik, Univ. Hannover]
- OBERMANN, P. (1982): Hydrochemische - hydromechanische Untersuchungen zum Stoffgehalt von Grundwasser bei landwirtschaftlicher Nutzung. - Bes. Mitt. dtsh. gewässerk. Jb., 2. Aufl., **42**: 217 S.; Düsseldorf.
- OSWALD, T. & LÖHNERT, E. P. (1990): Probenahme aus Multilevel-Brunnen. - Die Geowissenschaften **3**: 61-62, 3 Abb.; Weinheim (VCH).
- OSWALD, T. (1993): Hydrogeologische Grundlagen des Stoffeintrages und Untersuchungen zur Stoffumsetzungen in einem Wasserschutzgebiet des östlichen Münsterlandes. - 170 S., 96 Abb., 22 Tab., 20 Kt.; Münster. - [unveröff. Dissertation]
- PIPER, A. M. (1944): A graphic procedure in the geochemical interpretation of water analysis. - Trans. Am. Geophysik. Union **25**: 914-928, 4 Abb., 2 Tab.; Washington, D.C.
- POTT, R., PUST, J. & HOFMANN, K. (1996): Trophiedifferenzierungen von Stillgewässern im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ und deren Auswirkungen auf die Vegetation - erste Ergebnisse. - Abh. Westf. Mus. Naturkunde **58**(2): 60 S., 44 Abb., 16 Tab.; Münster.
- PRINZ, H. (1991): Abriß der Ingenieurgeologie. - 2. überarb. Aufl.: 466 S., 352 Abb., 74 Tab.; Stuttgart (Enke).
- PUST, J. (1993): Erste Ergebnisse zur Untersuchung der Grundwasserverhältnisse im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt). - Abh. Westf. Mus. Naturkunde **55**(2): 80 S., 43 Abb., 3 Tab.; Münster.
- PUST, J., HAGEMANN, B., & POTT, R. (1997): Winterliche Grundwasserdynamik und deren Beeinflussung durch die Ufervegetation am Beispiel des Erlenbruchwaldes am Großen Heiligen Meer, Kr. Steinfurt. - Natur und Heimat **57**(2): 53-63, 6 Abb., 1 Tab.; Münster.
- QUENTIN, K.-E. (1969): Beurteilungsgrundsätze und Anforderungen an Mineral- und Heilwässer. - Handb. Lebensmittelchemie **8**(2): 1043-1056; Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- RUNGE, F. (1959): Ein neuer Erdfall bei Hopsten. - Natur und Heimat **19**(3): 94-96, 3 Abb.; Münster.
- SCHAEFFER, F. & P. SCHACHTSCHABEL (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. - 13. Aufl.: 491 S., 220 Abb., 102 Tab., 1 Farbtafel; Stuttgart (Enke).
- SCHLICHTING, E., BLUME, H.-P. & STAHR, K. (1995): Bodenkundliches Praktikum - Eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, insbesondere Land- und Forstwirte, und für Geowissenschaftler. - Pareys Studentexte **81**: 277 S.; Berlin, Wien (Blackwell).
- SCHLEYER, R. & KERNDORFF, H. (1992): Die Grundwasserqualität westdeutscher Grundwasserressourcen. - Weinheim (VCH).
- SCHROEDER, F.-G. (1956): Zur Vegetationsgeschichte des Heiligen Meeres bei Hopsten (Westfalen). - Abh. Landesmus. Naturkunde Münster **18**(2): 1-38, Münster.
- TERLUTTER, H. (1995): Das Naturschutzgebiet Heiliges Meer. - 144 S., 98 Abb., 40 Tab.; Münster (Westf. Museum f. Naturkunde).
- THIERMANN, A. (1975a): Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:25.000, Erläuterung zu Blatt 3611 Hopsten, mit Beiträgen von F.J. BRAUN, J. KALTERHERBERG, H.-W. REHAGEN, K.-H.

- SUCHAN, K.-H. WILL u. J. WOLBURG. - Geologisches Landesamt NRW: 214 S., 21 Abb., 9 Tab., 5 Taf.; Krefeld.
- THIERMANN, A. (1975b): Zur Geologie der Erdfälle des „Heiligen Feldes“ im Tecklenburger Land/Westfalen. - Mitt. Geol.-Paläont. Inst. Univ. Hamburg **44**: 517-530, 8 Abb.; Hamburg.
- TIETZE, O. (1914): Der Erdfall vom 14. April 1913 in der Gemeinde Hopsten (Kreis Tecklenburg). - Jb. kgl. preuß. geol. L.-Anst. **34**(I): 648-657, 3 Abb.; Berlin.
- WEGNER, T. (1913): Der Erdfall bei Hopsten vom 14. April 1913. - Petermanns Mitt. aus J. Perthes Geogr. Anst. **59**: 69-70, 2 Abb., 1 Kt.; Gotha.
- WEINERT, M., REMY, D. & LÖHNERT, E.P. (1997): Untersuchungen zur Hydrogeologie im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ bei Hopsten.- 64. Tagung der Arge NW-deutscher Geologen in Kevelaer, Tagungsband u. Exk.-Führer: 40-41; Krefeld.

Anschriften der Verfasser:

Dipl.-Geol. Mareike Weinert, Univ.-Prof. a. D. Dr. Eckehard P. Löhnert, Geologisch-Paläontologisches Institut der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster, Corrensstraße 24, D-48149 Münster

Dr. Dominique Remy, Fachbereich 5 - Ökologie der Universität Osnabrück, Barbarastraße 11, D-49069 Osnabrück

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Abhandlungen aus dem Westfälischen Provinzial-Museum für Naturkunde](#)

Jahr/Year: 1998

Band/Volume: [60_2_1998](#)

Autor(en)/Author(s): Weinert Mareike, Löhnert Eckehard P., Remy Dominique

Artikel/Article: [Hydrogeologie der Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ bei Hopsten \(Nordrhein-Westfalen, Nordwestdeutschland\) - erste Ergebnisse 13-52](#)