

Hydrogeologische Untersuchungen zur Beurteilung von Tiefbaggerungen durch den Oberen Zwischenhorizont in der Rheinniederung nördlich von Karlsruhe



Titelbild: Baggersee „Rohrköpfe“ (KA 39) der Fa. Silex Normkies GmbH & Co. KG



Hydrogeologische Untersuchungen zur Beurteilung von Tiefbaggerungen durch den Oberen Zwischenhorizont in der Rheinniederung nördlich von Karlsruhe

Zusammenfassender Auswertungsbericht des OZH-Projekts

Bearbeiter:

BRUNO BERTLEFF, WOLFGANG ENGESSER, WILHELM SCHLOZ, LGRB

WILLIBALD STICHLER, GSF,

Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Neuherberg

| | | | | | | |
|------------------|------|-------|---------|--------|---|---------------------------|
| LGRB-Fachbericht | 1/06 | 66 S. | 37 Abb. | 7 Tab. | — | Freiburg i. Br. Juli 2006 |
|------------------|------|-------|---------|--------|---|---------------------------|



Herausgeber: REGIERUNGSÄPRÄSIDIUM FREIBURG
Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau
Albertstraße 5, 79104 Freiburg i. Br.
Telefon: (0761) 208-3000, Fax: (0761) 208-3029
E-Mail: abteilung9@rpf.bwl.de
Internet: <http://www.rp-freiburg.de>

Bearbeiter: Dr. BRUNO BERTLEFF, LGRB, Dr. WOLFGANG ENGESSER, LGRB, WILHELM SCHLOZ, WILLIBALD STICHLER, GSF,
Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Neuherberg

Photos: Dr. WOLFGANG ENGESSER

Satz, Gestaltung: MIRSADE GEHRING-KRSO

Stand: Juli 2006



Vorwort

Die nachhaltige Bewirtschaftung von mineralischen Rohstoffen zielt darauf ab, die verfügbaren Vorräte so lange wie möglich zu strecken und damit Raum für technische Fortschritte und alternative Lösungen zu schaffen. Das Rohstoffsicherungskonzept des Landes Baden-Württemberg - Stufe 2 „Nachhaltige Rohstoffsicherung“ benennt eine Reihe von Kriterien, die Voraussetzungen für eine möglichst langfristige Nutzung von Rohstoffvorkommen sind. So sollten sich Abbaustätten aus Gründen des Landschaftsschutzes möglichst auf Standorte mit hoher Rohstoffmächtigkeit und geringem Abraumanteil beschränken. Darüber hinaus sollte der möglichst vollständige Abbau Vorrang vor Erweiterung und Neuaufschluss haben soweit sonstige Belange wie beispielsweise der Grundwasserschutz nicht entgegenstehen. Dabei ist eine Einzelfallprüfung erforderlich.

Die Rohstoffgewinnung in der Rheinniederung nördlich von Karlsruhe wurde bisher auf das Obere Kieslager beschränkt. Weitere Rohstoffgewinnung bei gleich bleibender Flächeninanspruchnahme erfordert Tiefbaggerungen bis in das unterlagernde Mittlere Kieslager. Beide Kieslager stellen ergiebige Grundwasservorkommen dar, die zur Trinkwasserversorgung genutzt werden. Für die Genehmigung von Tiefbaggerungen sind aus der Sicht des Grundwasserschutzes die lithologische Beschaffenheit sowie die geohydrologische und hydrochemische Trennwirkung der Zwischenschicht zu ermitteln und zu bewerten.

Die hier vorgestellten Ergebnisse belegen die komplexen Wechselwirkungen zwischen Baggerseen und Grundwasser in unterschiedlichen hydrogeologischen Einheiten. Die Ergebnisse des Projekts dokumentieren die Situation an den untersuchten Standorten. Die eingesetzten hydrogeologischen Instrumente haben sich bewährt. Sie sind für einen Einsatz bei vergleichbaren Fragestellungen grundsätzlich geeignet.

Dr. Ralph Watzel

Leiter des Landesamts für Geologie, Rohstoffe und Bergbau
im Regierungspräsidium Freiburg





Inhalt

| | | Seite |
|---------|---|-------|
| 1 | Einleitung | 10 |
| 2 | Untersuchungsprogramm | 13 |
| 3 | Hydrogeologischer Bau des Untersuchungsgebiets | 14 |
| 4 | Grundwasserfließsystem | 23 |
| 4.1 | Großräumiges Fließsystem | 23 |
| 4.2 | Fließsystem im Untersuchungsgebiet | 26 |
| 4.3 | Grundwasserdruckverhältnisse | 26 |
| 4.4 | Am Fließsystem beteiligte Grundwasserkomponenten | 26 |
| 4.5 | Hydraulische Kennwerte | 26 |
| 5 | Physikalische, hydrochemische und isopenhydrologische Untersuchungsergebnisse | 31 |
| 5.1 | Datengrundlage | 31 |
| 5.2 | Hydrochemische Untersuchungsergebnisse | 31 |
| 5.2.1 | Grundwässer im Zu- und Abstrombereich der Baggerseen | 31 |
| 5.2.2 | Oberflächengewässer | 35 |
| 5.2.2.1 | Baggerseewasser | 35 |
| 5.2.2.2 | Rheinwasser | 42 |
| 5.2.2.3 | Weitere Fließgewässer | 42 |
| 5.3 | Isopenhydrologische Untersuchungsergebnisse | 43 |
| 5.3.1 | Niederschlag | 43 |
| 5.3.2 | Oberflächengewässer | 44 |
| 5.3.2.1 | Seewasser | 44 |
| 5.3.2.2 | Rheinwasser | 46 |
| 5.3.2.3 | Weitere oberirdische Gewässer | 48 |
| 5.3.3 | Grundwasser im Zu- und Abstrombereich der Seen | 48 |
| 5.3.4 | Austauschraten zwischen Grundwasser und Seewasser | 49 |
| 5.4 | Korrelation isopenhydrologischer und hydrochemischer Parameter | 54 |
| 6 | Hydrogeologisches, hydrochemisches und isopenhydrologisches Systemmodell | 61 |
| 7 | Auswirkungen einer Tiefbaggerung bis in das Mittlere Kieslager | 64 |
| | Literatur | 65 |

Kurzfassung

Aufbauend auf den bisherigen Untersuchungen zu den Auswirkungen einer Rohstoffgewinnung im Grundwasser wurden nördlich von Karlsruhe in der Lockergesteinsfüllung des Oberrheingrabens die Möglichkeiten und Grenzen einer Tiefbaggerung im Bereich bestehender Abbaustätten hydrogeologisch und limnologisch erkundet.

Das Untersuchungsgebiet befindet sich in der Rheinniederung bei Eggenstein-Leopoldshafen und Linkenheim-Hochstetten. Die Abfolge der jungquartären Sedimente besteht aus dem Oberen Kieslager (OKL), dem Oberen Zwischenhorizont (OZH) und dem Mittleren Kieslager (MKL). Das Obere und das Mittlere Kieslager stellen hoch durchlässige und ergiebige Grundwasserleiter und für die Trinkwassergewinnung genutzte Grundwasserstockwerke dar, die durch den Oberen Zwischenhorizont markant untergliedert und teilweise bis weitgehend hydraulisch getrennt sind.

Bisher war die Rohstoffgewinnung im Untersuchungsgebiet zum Schutz des tieferen Grundwassers nur aus dem Oberen Kieslager bis zur Oberkante des Oberen Zwischenhorizonts zugelassen. Infolge der eng begrenzten Erweiterungsmöglichkeiten für die bestehenden Baggerseen war es erforderlich, die standortspezifischen Voraussetzungen und Auswirkungen einer Tiefbaggerung bis in das Mittlere Kieslager zu klären. Dazu wurde ein aufwändiges Untersuchungsprogramm zur Erkundung der lokalen und regionalen geologischen, hydrogeologischen und geohydraulischen Verhältnisse und insbesondere der lithologischen Ausbildung und der Trennfunktion des Oberen Zwischenhorizonts durchgeführt (so genanntes „OZH-Projekt“). Die Untersuchungen erstreckten sich auf vier betriebene und zwei stillgelegte Baggerseen, den Rhein, die Alb und die meist künstlich angelegten Vorflutgräben, insbesondere den Rheinniederungskanal, sowie auf das Grundwasser im Umfeld der Seen. Im vorliegenden Fachbericht werden die Ergebnisse zusammenfassend dargestellt.

Zwölf neu abgeteufte Kernbohrungen ergaben, dass der Obere Zwischenhorizont im engeren Untersuchungsgebiet wechselnd, vorherrschend sandig, zum Teil auch kiesig und nur bereichsweise in linsenförmigen Ablagerungsstrukturen schluffig-tonig ausgebildet ist. Seine Mächtigkeit beträgt wenige bis etwa 15 m. In Teilgebieten fehlt er vollständig.

Nach den Wasserstandsmessungen in den eingerichteten Messstellennetzen im Oberen und im

Mittleren Kieslager besteht in der Rheinniederung generell ein nach oben gerichtetes Druckgefälle des Grundwassers vom Mittleren zum Oberen Kieslager, das sich nur in Rheinnähe, insbesondere bei Hochwasserereignissen umkehrt.

Die hydraulischen Zusammenhänge zwischen den Grundwasserstockwerken, den Baggerseen und den Fließgewässern waren jedoch alleine mit Wasserstandsmessungen nicht ausreichend zu klären. Erst mit Hilfe hydrochemischer und isotopehydrologischer Untersuchungen ($\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$, ^3H) konnten im Grund- und im Oberflächenwasser die Komponenten regional neugebildetes Grundwasser, Rheinuferfiltrat, Seeuferfiltrat sowie örtlich spezifisch markierte Wässer typisiert und in ihrer zeitlichen und räumlichen Verbreitung erkannt und quantifiziert werden. Mit diesen Verfahren war bereits zuvor nachgewiesen und mit einer neuen Abgrenzung des Wasserschutzgebiets berücksichtigt worden, dass die Tiefbrunnen des Wasserwerks Tiefgestade über 90 % Rheinuferfiltrat fördern und von keinem der untersuchten Baggerseen aus angeströmt werden.

Das Grundwasser im Oberen und im Mittleren Kieslager unterscheidet sich hauptsächlich isotopehydrologisch bzw. in seinem Alter, weniger markant hydrochemisch und in seinem Redoxzustand.

Sowohl im Oberen als auch im Mittleren Kieslager besteht eine generell rheinbegleitende, etwa 1 bis 3 km breite, z. T. bis zu den Baggerseen reichende Zone, in der isotopisch leichtes, unterschiedlich altes Rheinuferfiltrat abströmt. Von Ostsüdost fließt aus Richtung Hochgestade und Niederterrasse regional neugebildetes Grundwasser zu, das im Oberen Kieslager tritiumhaltig, d. h. relativ jung und erkennbar anthropogen beeinflusst sowie bis zum nahezu vollständigen Nitratabbau reduziert ist. Im Mittleren Kieslager ist dieser Zufluss meist tritiumfrei, d. h. älter als 50 Jahre, anthropogen unbeeinflusst und weitergehend bis zur Sulfatzehrung reduziert.

In allen untersuchten Baggerseen wurden hohe Anteile von Rheinuferfiltrat nachgewiesen. Der Zufluss von Grundwasser zu den Seen und der Abfluss des durch Isotopenfraktionierung infolge Verdunstung markierten Seewassers erfolgt nahezu vollständig im Oberen Kieslager.

Abweichungen von der stockwerksspezifischen chemischen und isotopischen Grundwasserbeschaffenheit stimmen meist mit den örtlichen Grundwas-



serdruckverhältnissen zwischen dem Oberen und dem Mittleren Kieslager überein und belegen Vertikalströmungen durch den Oberen Zwischenhorizont.

Zusammenfassend ist der Obere Zwischenhorizont im Untersuchungsgebiet nach seiner lithologisch wechselnden Ausbildung verbreitet „durchlässig“ und nur in Teilbereichen „schwach durchlässig“. Seine weiter nördlich im Oberrheingraben ausgeprägte hydraulische Trennfunktion ist hier nur eingeschränkt entwickelt. Im Grundwasseraustragsgebiet (discharge area) der Rheinniederung bestehen generell vom Mittleren in das Obere Kieslager und von diesem bis in die Vorflut abnehmende Druckhöhen bzw. eine aufwärtsgerichtete Grundwasser-Fließrichtung. Die Vorflut-Konkurrenz der Entwässerungsgräben gegenüber dem Rhein und saisonale Rheinhochwässer führen allerdings zu

einer „natürlichen“ Einströmung von Rheinuferfiltrat durch das Obere Kieslager und den Oberen Zwischenhorizont bis in das Mittlere Kieslager.

Nach den Untersuchungsergebnissen wird eine Vertiefung der Baggerseen durch den Oberen Zwischenhorizont bis in das Mittlere Kieslager weder einen erheblichen Abstrom von Seewasser in das tiefere Grundwasserstockwerk noch eine wesentliche Zunahme von Grundwasserzuflüssen aus dem Mittleren Kieslager in die Seen und schließlich in das Obere Kieslager bewirken. Als Schlussfolgerung daraus ergibt sich, dass im Untersuchungsgebiet im Falle einer Tiefbaggerung durch den Oberen Zwischenhorizont bis zur Basis des Mittleren Kieslagers keine wesentlichen negativen Veränderungen des qualitativen und des quantitativen Grundwasserzustands zu erwarten sind.

Summary

Based on previous studies about the impact of gravel extraction upon groundwater, the possibilities and limits of deep dredging in existing gravel extraction sites north of Karlsruhe in unconsolidated rock of the Upper Rhine graben were hydrogeologically and limnologically investigated.

The investigation area is in the Rhine floodplain near Eggenstein-Leopoldshafen and Linkenheim-Hochstetten. The sequence of the Upper Quaternary sediments is composed of an upper gravel layer (the Oberen Kieslager, OKL), an upper interlayer (the Oberen Zwischenhorizont, OZH), and a middle gravel layer (the Mittleren Kieslager, MKL). The OKL and the MKL build a highly permeable and productive aquifer that is used for drinking water and the multiaquifer formation is distinctively partitioned by the OZH and to some, even up to a large extent, hydraulically divided.

Up to now, in order to protect the deep groundwater, the gravel extraction in the investigation area has been allowed only in the OKL to the top of the OZH. Due to the severely limited extensibility for the existing gravel pit lakes, it was necessary to clarify the site-specific requisites and impacts of a deeper dredging to the MKL. To do this, a complex investigation program to explore the local and regional geological, hydrogeological, and geohydraulic relationships, especially the lithological formation and partitioning function of the OZH, was carried out ("OZH-Project"). The investigations covered four active and two disused gravel pit lakes, the Rhine, the Alb, and the for the most part man-made receiving streams, in particular, the Rhine floodplain canal, as well as the groundwater in the area of the lakes. The results are presented summarily in this technical report.

Twelve newly drilled core holes showed that in the central investigation area, the OZH varies, and is predominately sandy, partially gravelly and forms silty-clayey lenticular deposit structures only in certain areas. Its thickness ranges from a few meters to ca. 15 meters. In some areas, the OZH is missing completely.

According to the water level measurements in the measuring station network setup in the OKL and MKL, in the Rhine floodplain, there is generally an upward directed pressure gradient in the groundwater, from the MKL to the OKL, which switches direction only near the Rhine, in particular during flooding events.

However, the hydraulic relationship between the groundwater storeys, the gravel pit lakes, and the rivers could not be adequately explained using only water level measurements. Only with the aid of the results from the hydrochemical and isotope-hydrological investigations ($\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$, ^3H), could the components of the regional groundwater recharge, Rhine bank filtration, lake bank filtration, as well as local specifically marked water types, be classified and their temporal and spatial distribution identified and quantified in the surface and groundwater. Utilizing these methods it was shown that the deep wells of the Tiefgestade Waterworks have over 90 % Rhine riverbank filtration water and have no inflow from any of the investigated gravel pit lakes. In addition, the methods have also already been used to delineate the new water protection area.

The groundwater in the OKL and MKL differ mainly isotope-hydrologically and respectively in age, less pronouncedly hydrochemically and in redox state.

In the OKL as well as in the MKL, there is a zone, ca. 1 to 3 km wide, in parts reaching to the gravel quarry lakes, which generally follows the Rhine with a flow of isotopically light Rhine filtration with varying ages. From the east-southeast there is a flow from the lower terrace of regionally recharged groundwater, which in the OKL contains tritium, i.e. relatively young and identifiably anthropogenically influenced as well as almost totally reduced nitrate decomposition. In the MKL, the inflow is usually tritium-free, i.e. older than 50 years, not anthropogenically influenced and reduced to sulfate depletion.

In all investigated gravel pit lakes, a high percentage of Rhine bank filtration was proven. The inflow of groundwater to the lakes and the outflow of the lake water, identifiable because of isotope-fractionation due to evaporation, takes place almost completely in the OKL.

Deviations from the chemical and isotopical groundwater quality specific to each groundwater storey usually coincide with the local groundwater pressure conditions between the OKL and MKL and substantiate vertical flow through the OZH.

In summary, in the investigation area, the OZH, due to its lithologically changing development, is widely "permeable" and only in certain areas "weakly permeable". Its distinctive hydraulic partitioning function, well-developed further north in the Upper



Rhine graben is only weakly developed here. In general, in the discharge area of the Rhine floodplain, there is a decreasing pressure head from the MKL to the OKL and from this to the receiving streams, i.e. an upward groundwater flow. However, the competition between the drainage ditches and canals compared to the Rhine and the seasonal Rhine flood waters leads to a "natural" flow of the Rhine bank filtration through the OKL and the OZH to the MKL.

According to these investigation results, a deepening of the gravel pit lakes through the OZH into the MKL would cause neither a substantial flow of lake water into the deeper aquifer nor an essential increase of groundwater flow out of the MKL into the lakes and thus into the OKL. This leads to the conclusion that in the investigation area, no substantial negative changes in the quality and quantity of the groundwater due to deep dredging through the OZH to the basis of the MKL are to be expected.

1 Einleitung

Nördlich von Karlsruhe bestehen in der Rheinniederung bei Eggenstein-Leopoldshafen und Linkenheim-Hochstetten im Oberen Kieslager (OKL) vier in Abbaubetrieb befindliche und zwei stillgelegte Baggerseen, die flächenmäßig nicht mehr erweitert werden können (Abb. 1). Ausgehend von der früheren Annahme einer weitgehenden hydraulischen Trennfunktion des Oberen Zwischenhorizonts (OZH) war die Rohstoffgewinnung in diesem Bereich zum Schutz des tieferen Grundwassers bisher auf das OKL beschränkt worden. Zur Klärung der tatsächlichen Verhältnisse und zur Erkundung der standortspezifischen Möglichkeiten und Auswirkungen einer Tiefbaggerung bis in das Mittlere Kieslager (MKL) waren deshalb aufwändige Untersuchungen angemessen und erforderlich.

Das Untersuchungsprogramm wurde von den vier Betreiberfirmen der in Abbau befindlichen Baggerseen finanziert und von der Steine und Erden Service Gesellschaft SES GmbH, vertreten durch Dipl.-Geologin Christa Szenkler und Dipl.-Biologe Thomas Beißwenger, in Auftrag gegeben und betreut. Das Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau (LGRB), jetzt Abteilung 9 im Regierungspräsidium Freiburg, wurde von SES beauftragt, die Ergebnisse in Einzelberichten für die vier betriebenen Baggerseen darzustellen (LGRB 2004 a, b, c, d). Die Untersuchungen wurden unter der Bezeichnung OZH-Projekt durch einen Arbeits-

kreis der betroffenen Betriebe, des Auftraggebers sowie der beteiligten Institutionen und Personen begleitet.

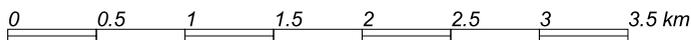
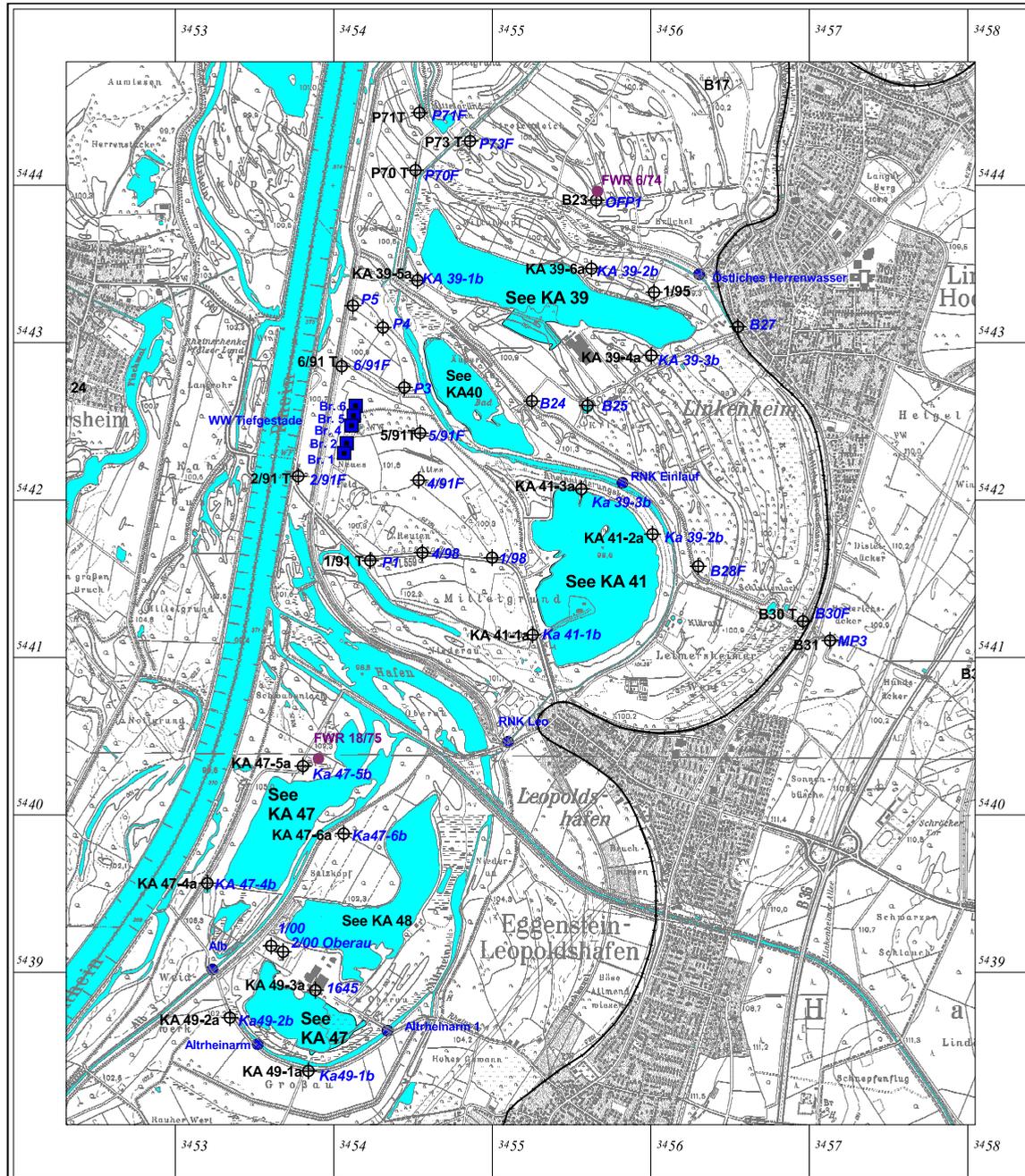
Aufgrund der regional bedeutsamen hydrogeologischen Befunde, die allerdings nur methodisch, nicht jedoch lokalspezifisch auf andere Gebiete in den Lockergesteinssedimenten des Oberrheingrabens übertragen werden können, und in Fortsetzung der bisherigen Arbeiten zum Thema Rohstoffgewinnung und Grundwasserschutz hat das LGRB in Zusammenarbeit mit dem GSF, Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit GmbH, im vorliegenden Fachbericht die entscheidenden Ergebnisse zusammengefasst.

Die wichtigsten Daten zu den Baggerseen sind aus Tab. 1 ersichtlich. Wie auch aus Schnitt B in Abb. 7 hervorgeht, wurden im See KA 41 bereichsweise der Obere Zwischenhorizont beseitigt und das Mittlere Kieslager teilweise ausgebaggert.

Im Untersuchungsgebiet liegt zwischen Rhein und Rheinniederungskanal, westlich des Sees KA 40, das Wasserwerk Tiefgestade. Nach neueren Untersuchungen mit der darauf ausgerichteten Abgrenzung eines Wasserschutzgebietes werden die Tiefbrunnen nahezu vollständig von Rheinerfiltrat und nicht, wie früher angenommen wurde, aus Richtung des Baggersees KA 41 angeströmt.

Tab. 1: Allgemeine Angaben zu den untersuchten Baggerseen

| Name | LfU-Nr. | Fläche [ha] | OZH- Oberkante [m NN] [m u. Gel.] | Gemessene Abbautiefe [m NN] [m u. Gel.] | Bemerkungen |
|--|---------|-------------|-----------------------------------|---|---|
| Silex-See, Rohrköpfe-See | KA 39 | 57 | 84–85 15–16 | 81 19 | Abbaubetrieb |
| Streitköpfe-See | KA 40 | | keine Aufschlussdaten | ca. 80 ca. 20 | stillgelegt, Badeseesee |
| Hauf-See, Baggersee Mittelgrund, Leopoldshafener-See | KA 41 | ca. 64 | 88 12 | ca. 77 ca. 23 | Abbaubetrieb |
| Krieger-See, Neupfotzer Kopf | KA 47 | 30,3 | 90 12 | ca. 76 ca. 24 | Abbaubetrieb, Anschluss an Alb und Rhein |
| Fuchs & Gros | KA 48 | ca. 40 | 85–90 10–15 | 75 25 | stillgelegt |
| Schwenk-See, Hötzel-See | KA 49 | 19,1 | 87–91 9–13 | ca. 88 ca. 12 | Abbaubetrieb, Überlauf zum Rheinniederungskanal |



Legende:

- Grundwassermessstellen
 - ⊕ Oberes Kieslager
 - ⊕ Mittleres Kieslager
 - GWM in tieferen Grundwasserleitern
- Brunnen WW Tiefgestade
- ~ Hochgestade
- Oberflächenwasser-Messpunkte

Abb. 1: Topografische Übersichtskarte der Rheinniederung bei Eggenstein-Leopoldshafen und Linkenheim-Hochstetten mit Fließgewässern, Baggerseen, Grundwassermessstellen, Brunnen des Wasserwerks Tiefgestade und Oberflächenwasser-Messpunkten

Am OZH-Projekt waren folgende Institutionen mit nachstehenden Aufgaben beteiligt:

- FADER Umweltanalytik: Probenahme, wöchentliche Messungen der Grundwasserstände, hydrochemische Analysen und Auswertung der Ergebnisse (Hansjörg Fader, Dr. Stefan Ludwig)
- GSF – Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit GmbH: Isotopen-hydrologische Untersuchungen und Auswertungen (Willibald Stichler)
- BGL – Büro für Gewässerkunde und Landschaftsökologie: Limnologische Untersuchungen und Auswertungen (Klaus-Jürgen Boos)
- Ingenieurgesellschaft KÄRCHER mbH: Durchführung von Siebanalysen an Kernproben des OZH und Ermittlung von Durchlässigkeitsbeiwerten
- Fa. HYDRO-DATA: Durchführung und Auswertung von Kurzpumpversuchen sowie Erstellung eines numerischen Grundwasserströmungsmodells für den südlichen Teil des Untersuchungsgebiets
- Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau: Hydrogeologische Untersuchungen, Gesamtkoordination und Berichterstellung (Dr. Buno Bertleff, Dr. Wolfgang Engesser)

Zusätzlich lieferten die am Lehrstuhl für Hydrologie der Universität Freiburg (Prof. Dr. Müller) gefertigten Diplomarbeiten JODOCY (2003) und SCHULER (2003) wertvolle Grundlagen für den vorliegenden Fachbericht.

Die Untersuchungen wurden 2004 abgeschlossen, ausgewertet und in Einzelberichten für jeden Baggersee dokumentiert (LGRB 2004 a, b, c, d).

Das OZH-Projekt baut auf dem Kenntnisstand des in Baden-Württemberg durchgeführten Forschungsvorhabens „Konfliktarme Baggerseen“ (KaBa) auf, dessen Ergebnisse u. a. in Boos (1996, 2000) und Boos & STROHM (1999) veröffentlicht und auch in die Schrift Kiesgewinnung und Wasserwirtschaft der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU 2004) eingeflossen sind. Eine wesentliche Grundlage bilden insbesondere die Ergebnisse isotope-hydrologischer und hydrochemischer Untersuchungen zu den Wechselwirkungen zwischen Baggerseen und Grundwasser im KaBa-Teilprojekt 6 (BERTLEFF et al. 2001).

Eine Übersicht über die Prozesse, die die Grund- und Seewasserbeschaffenheit im Bereich von Baggerseen beeinflussen, gibt Abb. 2.

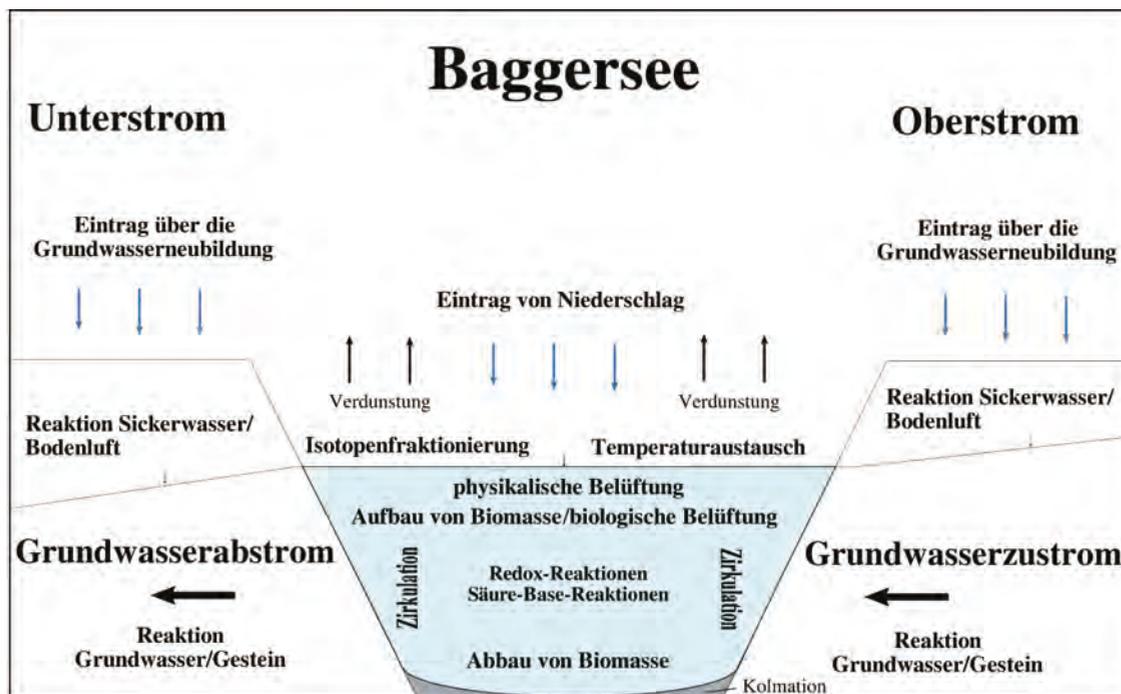


Abb. 2: Übersicht über Prozesse, die die Grund- und Seewasserbeschaffenheit beeinflussen (nach BERTLEFF et al. 2001).



2 Untersuchungsprogramm

Das Untersuchungsprogramm des OZH-Projekts bestand aus folgenden Maßnahmen:

- Durchführung von zwölf Kernbohrungen bis zur Basis des MKL (drei je Baggersee), deren Ausbau zu tiefen Grundwassermessstellen im MKL (GWM a) und zusätzlich dem Bau je einer flachen Grundwassermessstelle im OKL (GWM b) in unmittelbarer Nachbarschaft.
- Durchführung von Kurzpumpversuchen in den tiefen Grundwassermessstellen.
- Wöchentliche Messungen der Grundwasserstände in den neuen Messstellen über einen Zeitraum von einem Jahr.
- Messung der Grundwasserstände an zwei Stichtagen in einem erweiterten Messnetz.
- Monatliche Beprobung der Baggerseen sowie des Grund- und Oberflächenwassers im Zeitraum April 2001–März 2002 und Analytik auf Chlorid und die stabilen Isotope ^2H und ^{18}O .
- Im Zuge der monatlichen Probenahme zusätzliche Entnahme von Schöpfproben des Seewassers mit Messung von Temperatur, pH-Wert, Sauerstoff und elektrischer Leitfähigkeit vor Ort und umfangreicher hydrochemischer und isotopenhydrologischer Analytik, u. a. auf die stabilen Isotope ^2H und ^{18}O sowie Tritium ^3H (August 2001 und März 2002); bei den stillgelegten Seen KA 40 und KA 48 wurde nur ein reduzierter Untersuchungsumfang durchgeführt.

Auf die limnologischen Untersuchungen wird im Folgenden nicht näher eingegangen. Die Untersuchungsergebnisse sind in den Einzelberichten zu den vier betriebenen Baggerseen enthalten (LGRB 2004 a, b, c, d).

3 Hydrogeologischer Bau des Untersuchungsgebiets

Von besonderer Bedeutung für die Beurteilung des geologischen Baus im untersuchten Gebiet sind die Kernbohrungen bis zur MKL-Basis, die im Rahmen des OZH-Projekts im Zu- und Abstrom der Baggerseen abgeteuft wurden. Abb. 3 und 4 zeigen die Fotodokumentation der Kernproben von 2 Bohrungen und deren lithostratigrafische Gliederung. Aufgrund der detaillierten neuen Bohrprofile konnten auch ältere Bohrungen aus dem Archiv des LGRB neu interpretiert werden.

Der Aufbau der quartären und tertiären Lockergesteinsfüllung des Oberrheingrabens ist in der Hydrogeologischen Karte Karlsruhe-Speyer (HGK 1988) beschrieben. Die nachfolgend verwendete Gliederung und deren Nomenklatur wurden vor allem von BARTZ (1982) und durch die Hydrogeologische Kartierung (HGK 1988) eingeführt. Sie umschreiben lithofazielle und hydrogeologische Einheiten, die derzeit nach ihrer Genese stratigrafisch neu bearbeitet werden.

Von hohem Interesse für die Rohstoffgewinnung sind die kiesig-sandigen Schichten des sogenannten Jungquartärs (qJ), das im Raum Karlsruhe eine Mächtigkeit von etwa 30 bis 40 m aufweist. Darunter folgen die feinklastischen Sedimente des Altquartärs (qA) und des fluviatilen Jungtertiärs (Pliozän, tF).

Aufgrund der lithologischen Ausbildung wird die jungquartäre Abfolge im Raum Karlsruhe von oben nach unten in drei weithin verbreitete, zugleich hydrogeologisch definierte Einheiten unterschieden (Abb. 7, 8, 9):

- Oberes Kieslager (OKL)
- Oberer Zwischenhorizont (OZH)
- Mittleres Kieslager (MKL)

Oberes Kieslager (OKL)

Das OKL bildet das obere Grundwasserstockwerk. Es besteht überwiegend aus sandigem Kies aller Körnungen mit lokalen Sandlagen. Die Mächtigkeit beträgt 10 bis 16 m. Beim See KA 49 wurden im OKL größere sandige Bereiche erbohrt. In geologischen Profilaufnahmen älterer Bohrungen ist die Grenze zum OZH nur schwer zu erkennen. Die Höhenlage der Basis des OKL im Untersuchungsgebiet sowie der Verlauf der Hydrogeologischen Schnitte (Abb. 7 und 8) sind der Abb. 5 zu entnehmen.

Oberer Zwischenhorizont (OZH)

Eine erste hydrogeologische Darstellung des OZH im Raum Karlsruhe (HGK 1988) zeigt die große Heterogenität der lithologischen Beschaffenheit im regionalen Maßstab. Vor allem im nördlichen Teil des Landkreises Karlsruhe ist der OZH überwiegend tonig-schluffig ausgebildet. Im Projektgebiet besteht er dagegen verbreitet aus Feinsanden, z. T. auch aus Mittel- bis Grobsanden mit kiesigen Lagen, in die linsenförmig Schluffe und Tone eingelagert sind. Zwischen Rhein und See KA 41 auf Höhe des Wasserwerks Tiefgestade haben Schluffe eine größere Verbreitung. Nördlich des Sees KA 47 fehlt der OZH hingegen vollständig. Im Untersuchungsgebiet liegt seine Oberkante zwischen 85 und 90 m NN. Seine Mächtigkeiten erreicht im Untersuchungsgebiet einige bis etwa 15 m und steigt nach Norden auf 30 m an. Weiter im Süden und nach Osten zum Gebirgsrand hin wurde der OZH nicht abgelagert.

Je nach lithologischer Beschaffenheit und Durchlässigkeit trennt der OZH die Grundwässer im OKL und im MKL. Ausbildung und Mächtigkeit des OZH sind dabei entscheidend für seine Funktion als hydraulische Trennschicht. Die wechselhafte Ausbildung des OZH im Untersuchungsgebiet bedingt auch eine wechselnde, bereichsweise erhebliche vertikale Durchlässigkeit. Gegenüber den weiter nördlich herrschenden Verhältnissen weist der OZH im Projektgebiet insgesamt nur eine eingeschränkte Trennwirkung auf.

Fazies und Mächtigkeit des OZH sind aus den Schnitten in Abb. 7 und 8, die Verbreitung über 1 m mächtiger schluffig-toniger Lagen ist aus Abb. 5 zu ersehen.

Mittleres Kieslager (MKL)

Das Mittlere Kieslager bildet das untere Grundwasserstockwerk. Es besteht überwiegend aus sandigem, zum Teil grobkörnigem Kies und kiesigem Sand. Der Übergang vom MKL zum Altquartär (Aquiferbasis) ist durch einen Wechsel von überwiegend kiesigen Schichten zu Schluffen oder Sanden charakterisiert.

Die Höhenlage der Basis des MKL ist in Abb. 6 dargestellt. Sie liegt im Norden des Untersuchungsgebiets bei etwa 60 m NN. Nach Süden hin steigt sie zum „Karlsruher Hoch“ auf etwa 70 m NN an.



Altquartär

Das so genannte Altquartär besteht überwiegend aus einer Wechselfolge von Sanden und Schluffen, in die – besonders an der Basis – auch kiesige Lagen eingebettet sein können. Die Mächtigkeit beträgt im Untersuchungsgebiet etwa 25–30 m. Hydrogeologisch ist das Altquartär als Geringleiter anzusprechen.

Landschaftliche Gliederung

Das Untersuchungsgebiet liegt in der Rheinniederung (Tiefgestade), in deren Bereich das OKL von feinkörnigen holozänen Ablagerungen überdeckt ist. Sie wird östlich durch das morphologisch markante Hochgestade begrenzt. Im Bereich der anschließenden Niederterrasse sind die Kiese unter feinkörnigen jungpleistozänen Sedimenten verborgen (Prinzipschnitt Abb. 9, Detailschnitt B, Abb. 7).



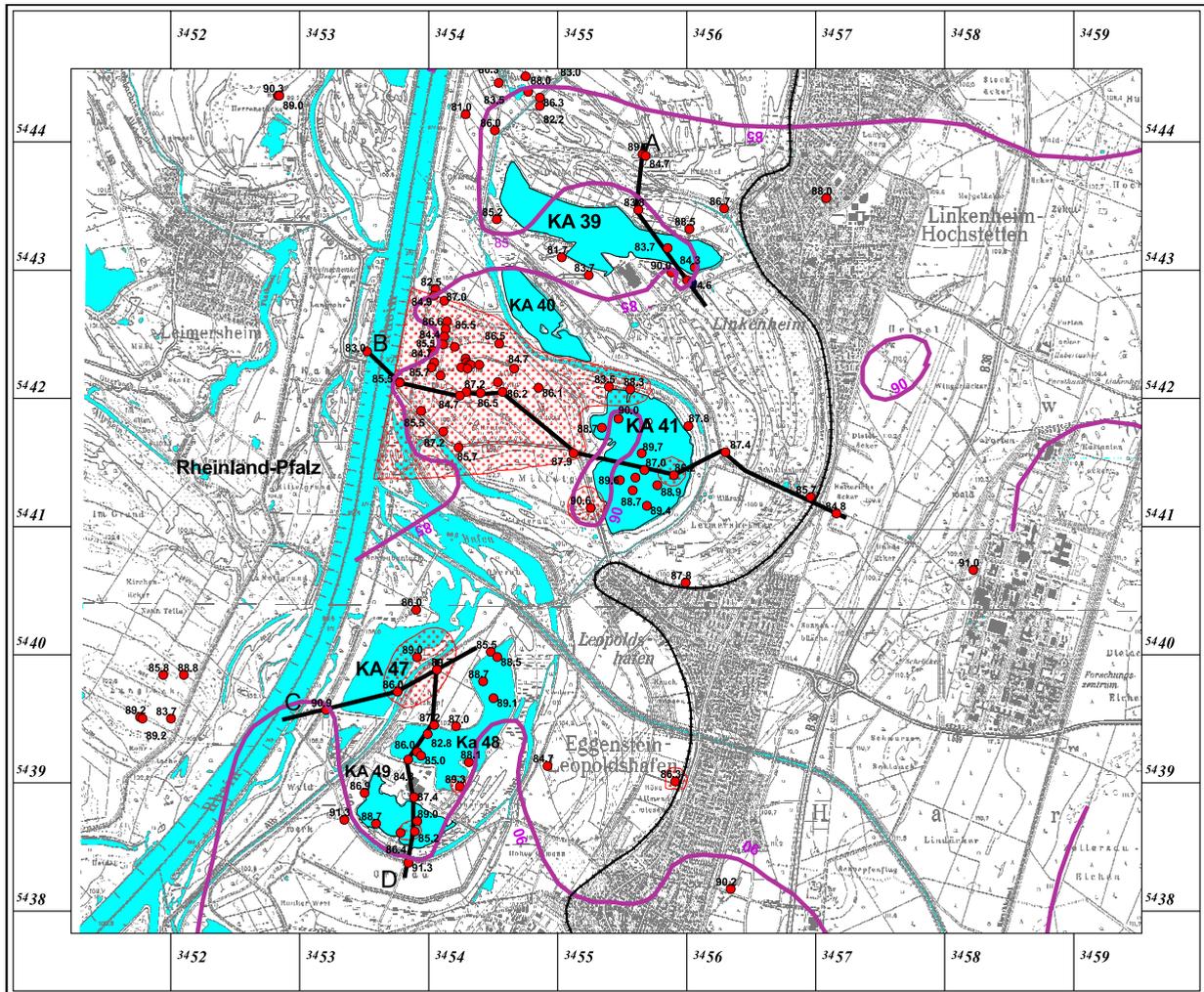
Abb. 3.1: Fotodokumentation der Bohrung KA 39-6a mit lithostratigrafischer Gliederung



Abb. 3.2: Fotodokumentation der Bohrung KA 39-6a mit lithostratigrafischer Gliederung



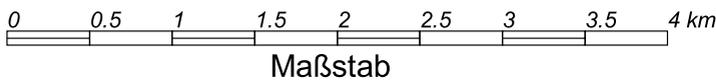
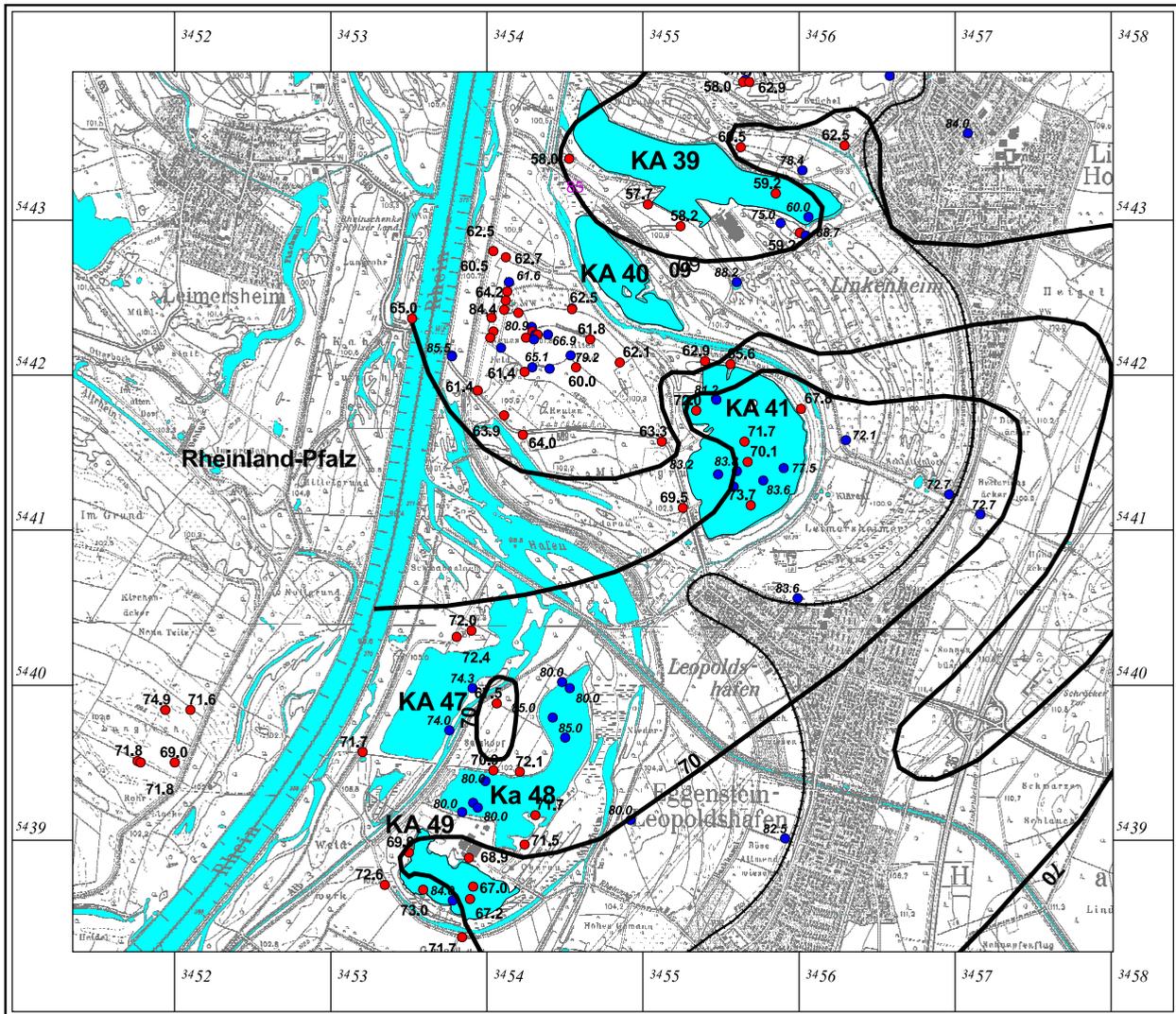
Abb. 4: Fotodokumentation der Bohrung 41-1a mit lithostratigrafischer Gliederung



Legende:

- Verbreitung des OZH mit schluffig-tonigen Anteilen (Mächtigkeit von Ton u. Schluff > 1 m)
 - 70.5 Bohrung, Basis des Oberen Kieslagers erreicht, mit Angabe der Höhenlage [m NN]
 - Linien gleicher Höhe der Basis des Oberen Kieslagers [m NN]
- Hochgestade
 - Hydrogeologische Schnitte A - D

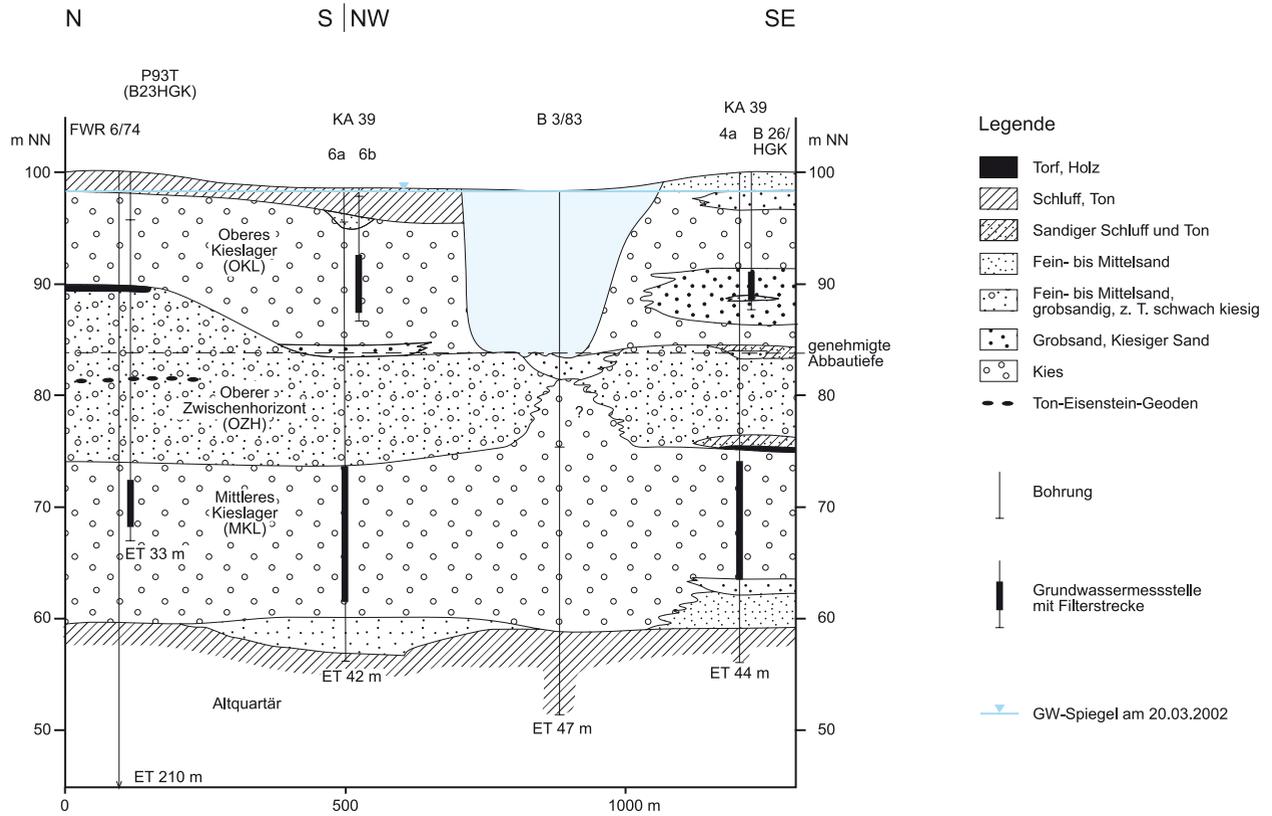
Abb. 5: Karte der Höhenlage der Basis des Oberen Kieslagers und Verlauf der Hydrogeologischen Schnitte A-D



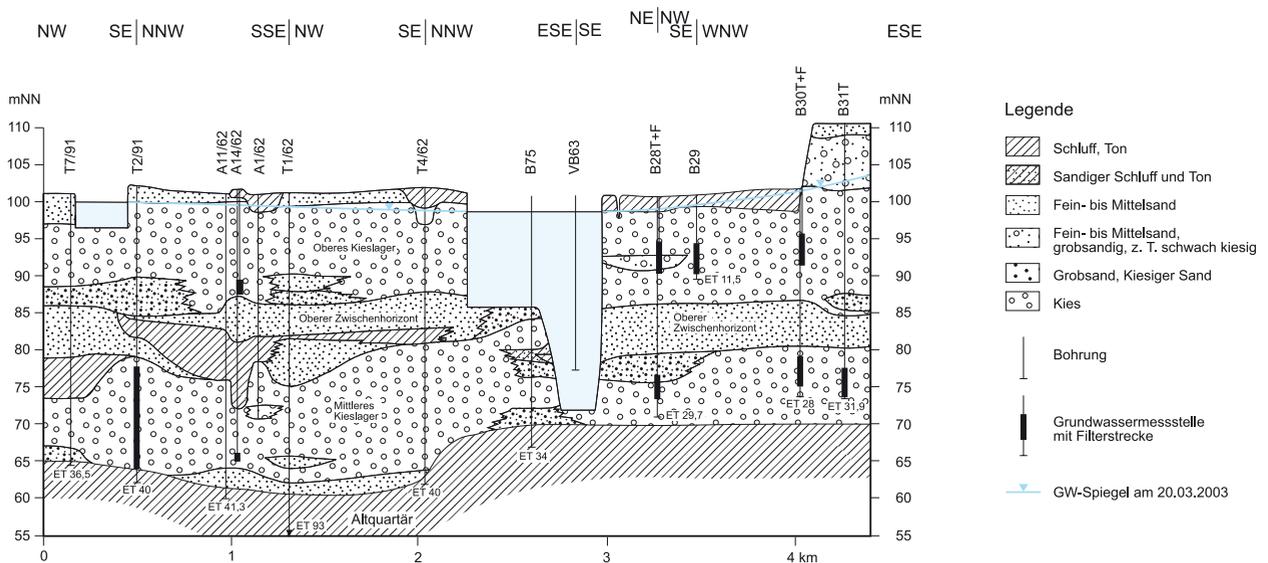
Legende:

- 73,0 Bohrung, Basis des Mittleren Kieslagers erreicht, mit Angabe [m NN]
 - 80,0 Bohrung, Basis des Mittleren Kieslagers nicht erreicht, mit Angabe der Endtiefe [m NN]
- Linien gleicher Höhe der Basis des Mittleren Kieslagers [m NN]
 - Hochgestade

Abb. 6: Karte der Höhenlage der Basis des Mittleren Kieslagers

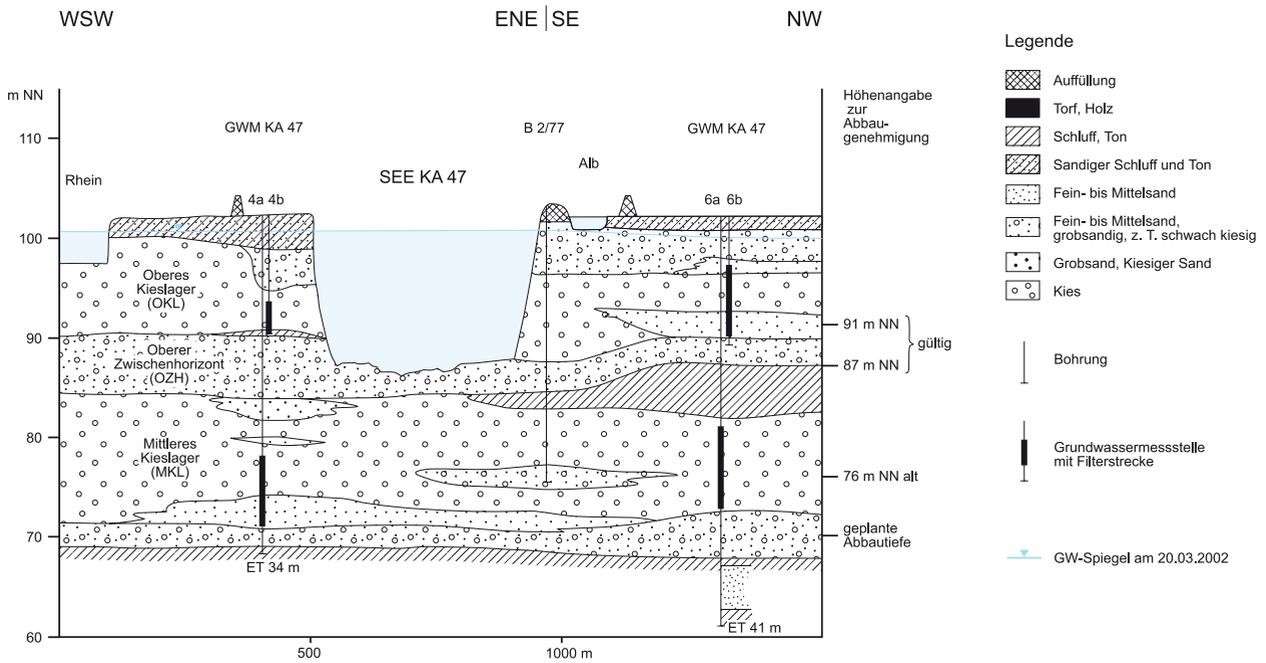


Hydrogeologischer Schnitt durch den See KA 39

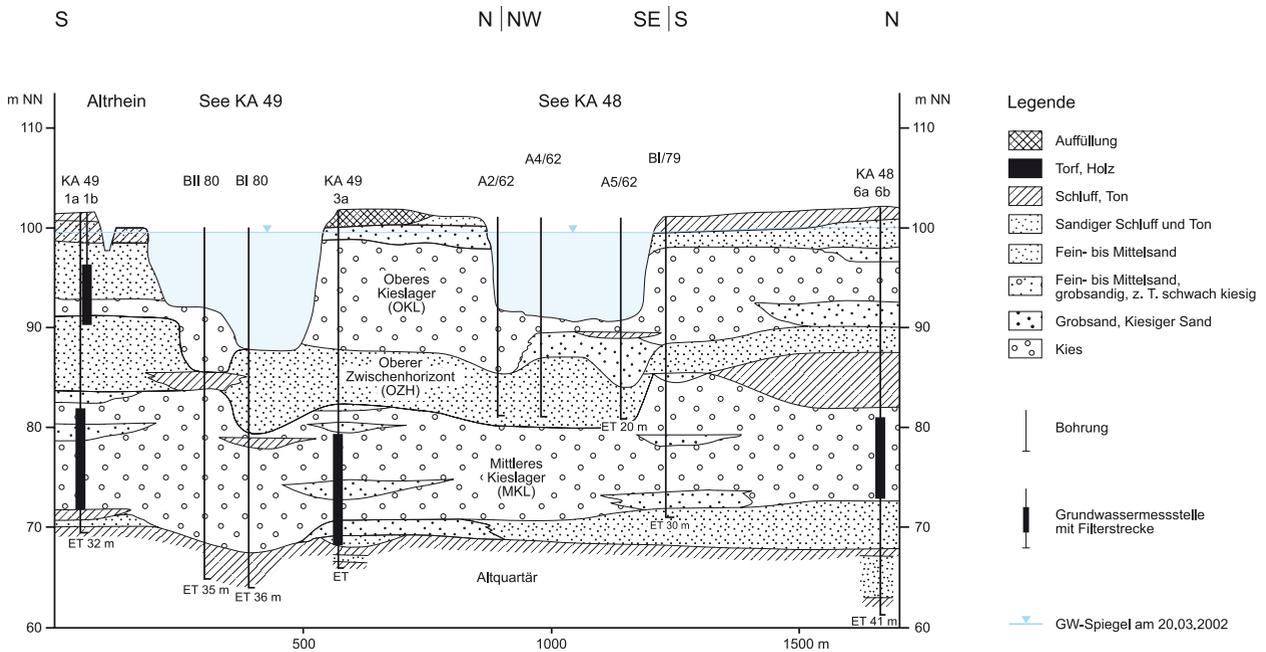


Hydrogeologischer Schnitt durch den See KA 41

Abb. 7: Hydrogeologische Schnitte A und B durch die Seen KA 39 und KA 41



Hydrogeologischer Schnitt durch den See KA 47



Hydrogeologische Schnitte durch die Seen KA 49 und KA 48

Abb. 8: Hydrogeologische Schnitte C und D durch die Seen KA 47, KA 49 und KA 48



4 Grundwasserfließsystem

4.1 Großräumiges Fließsystem

Im Raum Karlsruhe ist das großräumige Fließsystem des Grundwassers in den Lockergesteinen der Grabenfüllung relativ wenig gestört, so dass noch weitgehend natürliche Abstrom- und Vorflutverhältnisse bestehen (Prinzipschnitt Abb. 9).

Die Grundwasserneubildung für die tieferen Lockergesteinsaquifere des Oberrheingrabens erfolgt vorherrschend am östlichen Grabenrand. Dort besteht ein in die Tiefe gerichteter Druckgradient. In der Rheinniederung steigt das Grundwasser aus allen Aquifern auf, um dem Rhein als überregionaler Vorflut zuzuströmen. Das tiefere Grundwas-

ser unter dem MKL ist unter der Rheinniederung artesisch gespannt.

Die Rheinniederung wird von einer Reihe künstlicher Gräben durchzogen, zu denen als wichtigste der Rheinniederungskanal/Altrhein und das Herrenwasser am Fuß des Hochgestades gehören. Diese wirken als lokale Vorfluter. Zusätzlich beeinflussen die Baggerseen das Fließgeschehen.

Das komplexe Fließsystem kann nicht allein aus den Wasserstandshöhen des Grundwassermessnetzes und der Oberflächengewässer ermittelt werden. Hydrochemische und isopenhydrologische Messungen (Kap. 5.3) tragen wesentlich zur Klärung der Grundwasserfließverhältnisse im OKL und MKL bei.

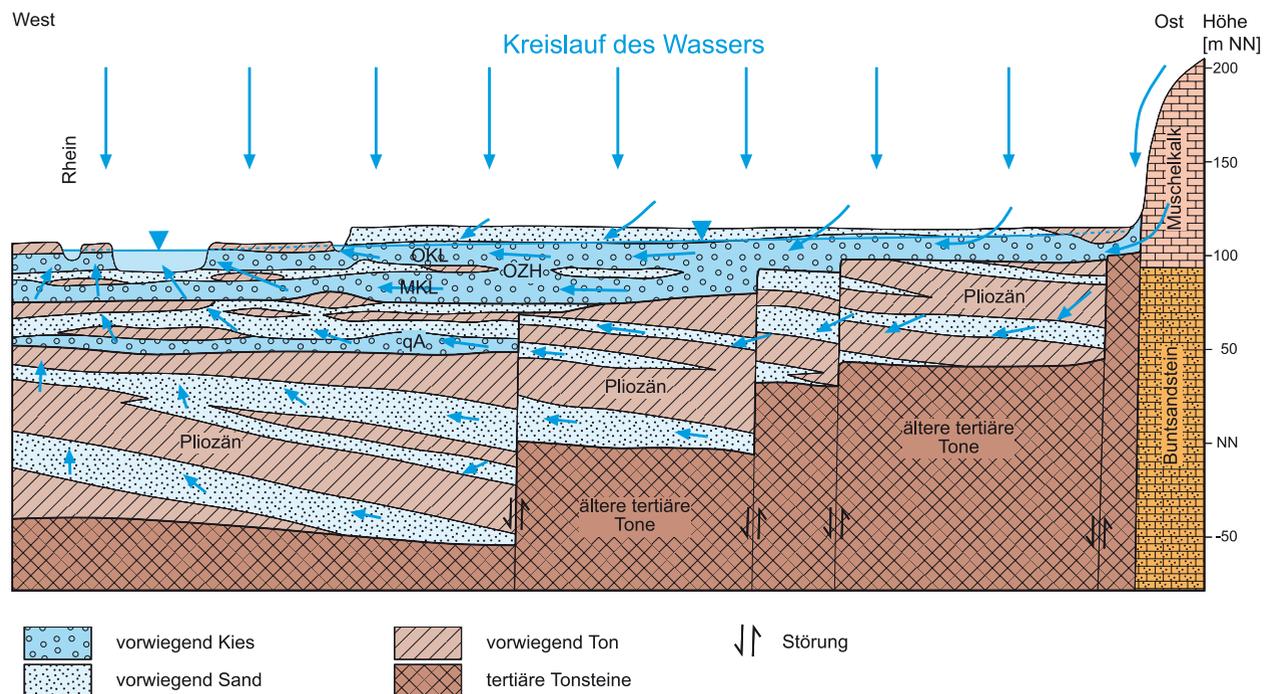


Abb. 9: Geologischer und hydrogeologischer Prinzipschnitt

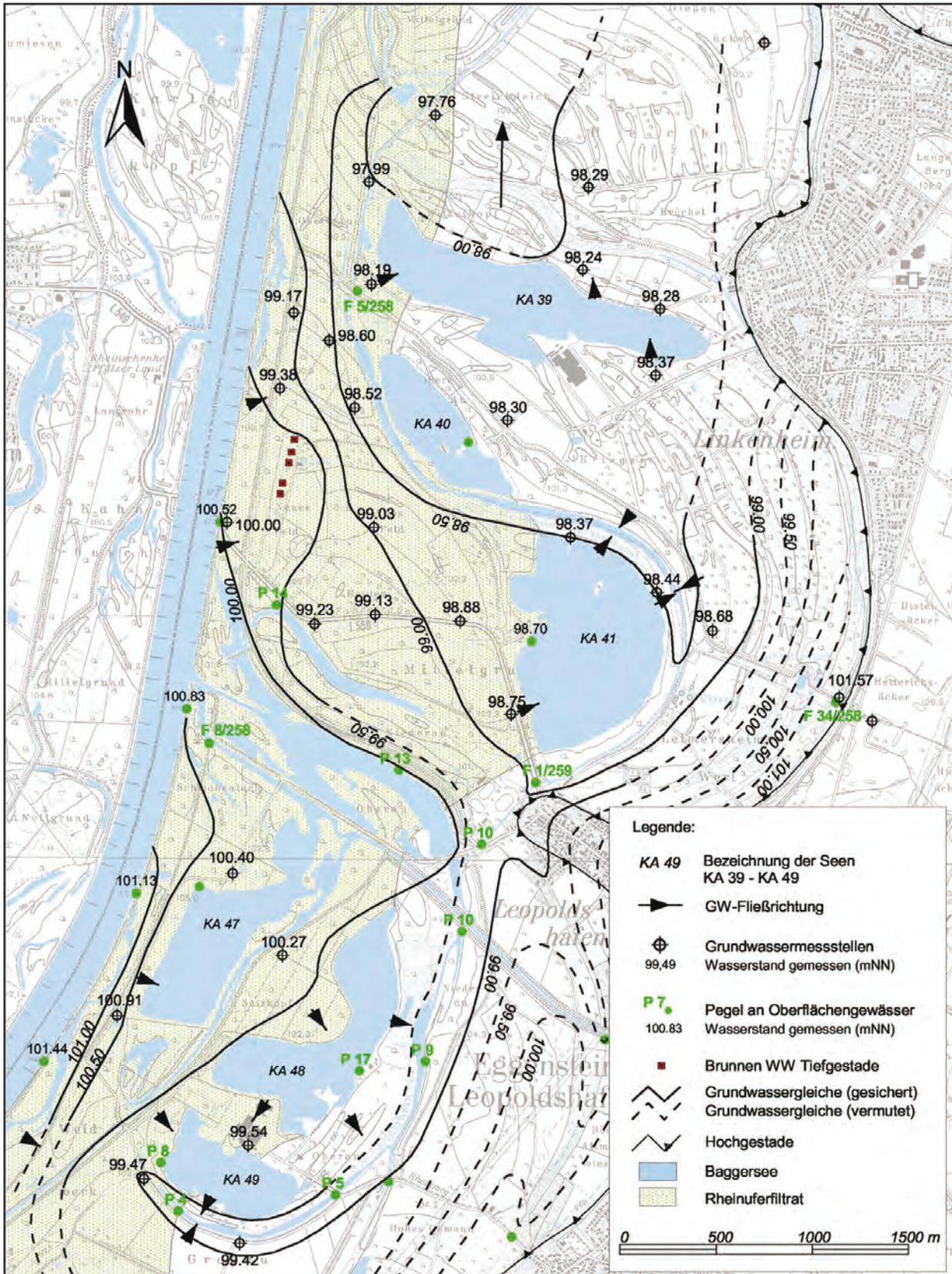


Abb. 10: Grundwassergleichen für das Obere Kieslager am 20.03.2002

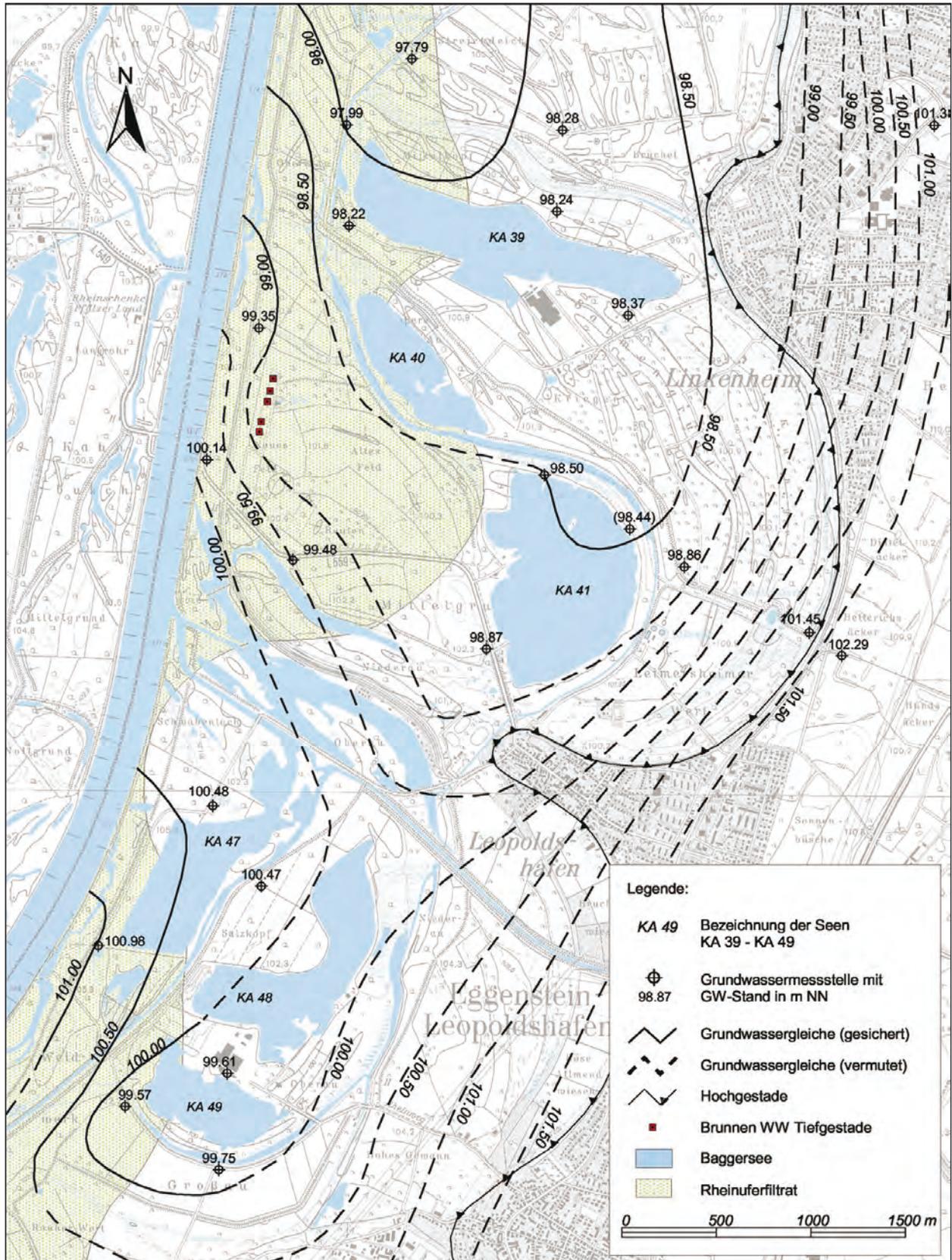


Abb. 11: Grundwassergleichenplan für das Mittlere Kieslager am 20.03.2002

4.2 Fließsystem im Untersuchungsgebiet

In Abb. 10 sind die Grundwassergleichen für das OKL am Stichtag 20.03.2002 bei mittlerem Wasserstand dargestellt. Deutlich erkennbar und in der Darstellung abgegrenzt ist der Zustrom von Rheinuferfiltrat. Das Wasserwerk Tiefgestade wird demnach vollständig, nach isopenhydrologischen Ergebnissen zu über 90 % von Rheinuferfiltrat angeströmt (und nicht, wie früher vermutet, aus Richtung See KA 41).

Von Osten, aus dem Bereich Hochgestade und Niederterrasse, strömt das Grundwasser mit relativ hohem Gefälle in Richtung Rheinniederungskanal und Altrhein. Diese wirken auch für den Grundwasserabstrom von Seeuferfiltrat der benachbarten Baggerseen als Vorflut. Lediglich See KA 47 hat über den Zu- und Abfluss der Alb eine direkte Verbindung zum Rhein. Außerdem ergeben isopenhydrologische Befunde (Kap. 5.3.3), dass Seeuferfiltrat aus See KA 48, entgegen der generellen Fließrichtung, nach Süden zum See KA 49 gelangt.

Im MKL wurden vergleichbare Verhältnisse angetroffen (Grundwassergleichenplan für den gleichen Stichtag in Abb. 11). Auch hier strömt in einer breiten Zone Rheinuferfiltrat etwa parallel zum Rhein. Aus dem Bereich der Niederterrasse erfolgt der Grundwasserzustrom von Ostsüdost.

4.3 Grundwasserdruckverhältnisse

Die Wasserstandsganglinien in den Grundwassermessstellen für das OKL und das MKL verlaufen etwa parallel zum Rheinwasserstand. Die Druckdifferenzen zwischen beiden Stockwerken sind für das Umfeld der Baggerseen und für den Zeitraum April 2001 bis März 2002 aus Abb. 13.1 und 13.2 ersichtlich.

Die Grundwasserdruckhöhe ist im MKL meist höher als im OKL (JODOCY 2003; Anl. 12). Ausnahmen bilden Bereiche beim See KA 39 mit nahezu ausgeglichenen Druckverhältnissen und beim Wasserwerk Tiefgestade mit durch die Entnahme gestörten Druckverhältnissen. Im Bereich des Hochgestades

und der anschließenden Niederterrasse herrscht im OKL flächig ein höheres Potenzial als im MKL.

4.4 Am Fließsystem beteiligte Grundwasserkomponenten

Wie aus den Grundwassergleichenplänen hervorgeht, besteht das Grundwasser in der Rheinniederung aus mindestens zwei Komponenten: Dem aus Richtung Hochgestade zuströmenden Grundwasser, das auf der Niederterrasse überwiegend aus Niederschlag neu gebildet wird, und dem Rheinuferfiltrat. Die nach ARMBRUSTER (2002) berechnete Grundwasserneubildungsrate ist im Bereich der Rheinniederung gering und beträgt im langjährigen Mittel (1961–1990) $4,8 \text{ l/s} \cdot \text{km}^2$. Als zusätzliche Komponente ist das Seewasser zu berücksichtigen. Alle drei Komponenten sind hydrochemisch und isopenhydrologisch signifikant verschieden.

4.5 Hydraulische Kennwerte

Aufgrund von Pumpversuchsauswertungen aus der weiteren Umgebung sind für die Durchlässigkeit der Kiese folgende Mittelwerte bekannt (PIKULSKI 2000):

Oberes Kieslager: $k_f = 2,8 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$ (9 Werte)

Mittleres Kieslager: $k_f = 1,9 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$ (6 Werte)

Im Rahmen des OZH-Projekts wurden in den neuen Grundwassermessstellen 2001 und 2004 Pumpversuche durchgeführt. Diese lieferten k_f - und T-Werte zwischen $3,8 \cdot 10^{-3}$ und $1,6 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$ bzw. $2,3 \cdot 10^{-2}$ und $1,8 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$ (Tab. 2). Durchlässigkeiten unter $1 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$ erscheinen nach früheren Untersuchungen (LGRB 2002) allerdings zu niedrig.

Die Auswertung von Kornverteilungsanalysen nach BEYER (1964) ergab für sandige Partien im OZH Durchlässigkeiten von etwa $k_f = 10^{-4} \text{ m/s}$. Für tonige und schluffige Lagen sind entsprechend niedrigere k_f -Wert anzunehmen.

Die Auswertung von Kornverteilungsanalysen nach BEYER (1964) ergab für sandige Partien im OZH Durchlässigkeiten von etwa $k_f = 10^{-4} \text{ m/s}$. Für tonige und schluffige Lagen sind entsprechend niedrigere k_f -Werte anzunehmen.

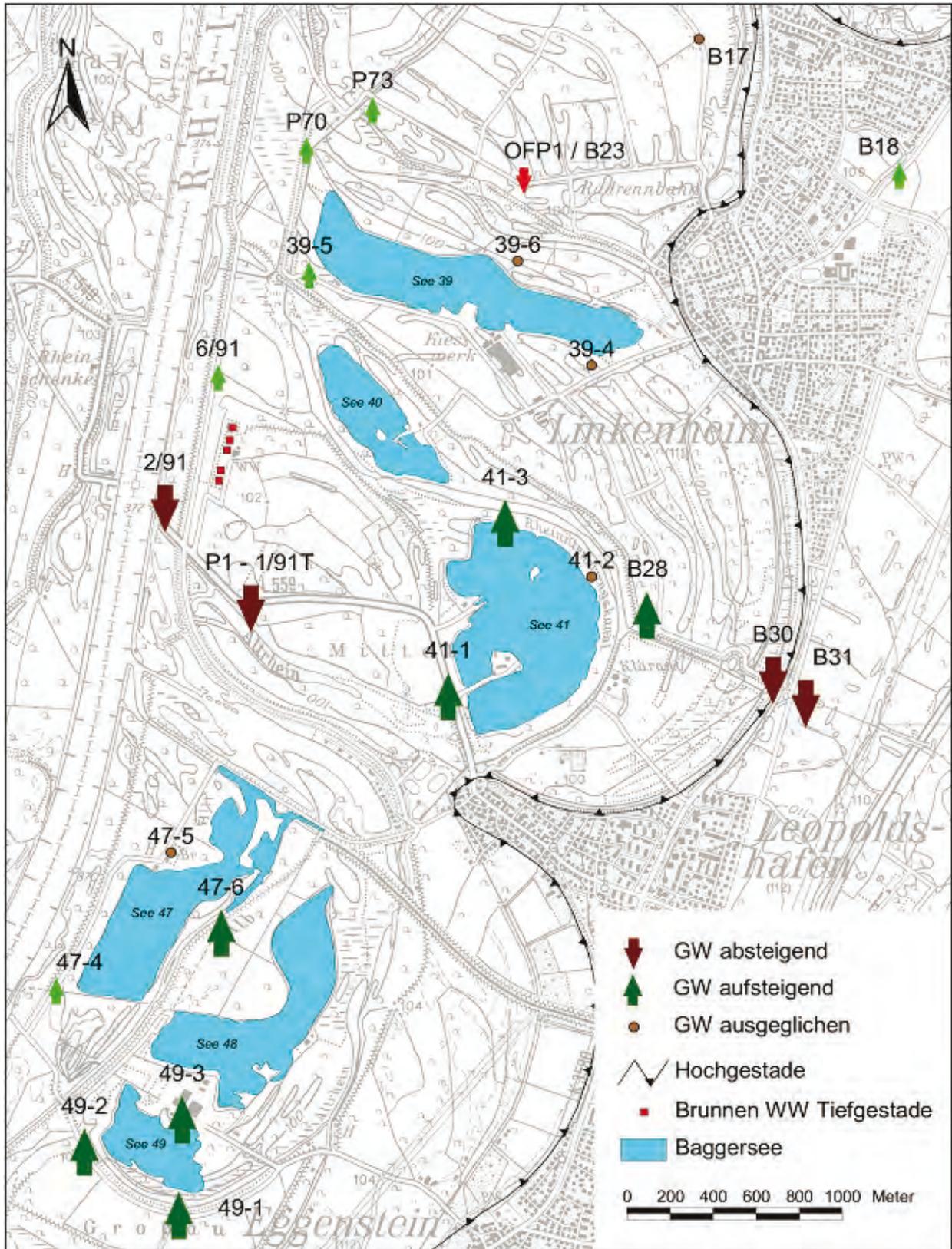
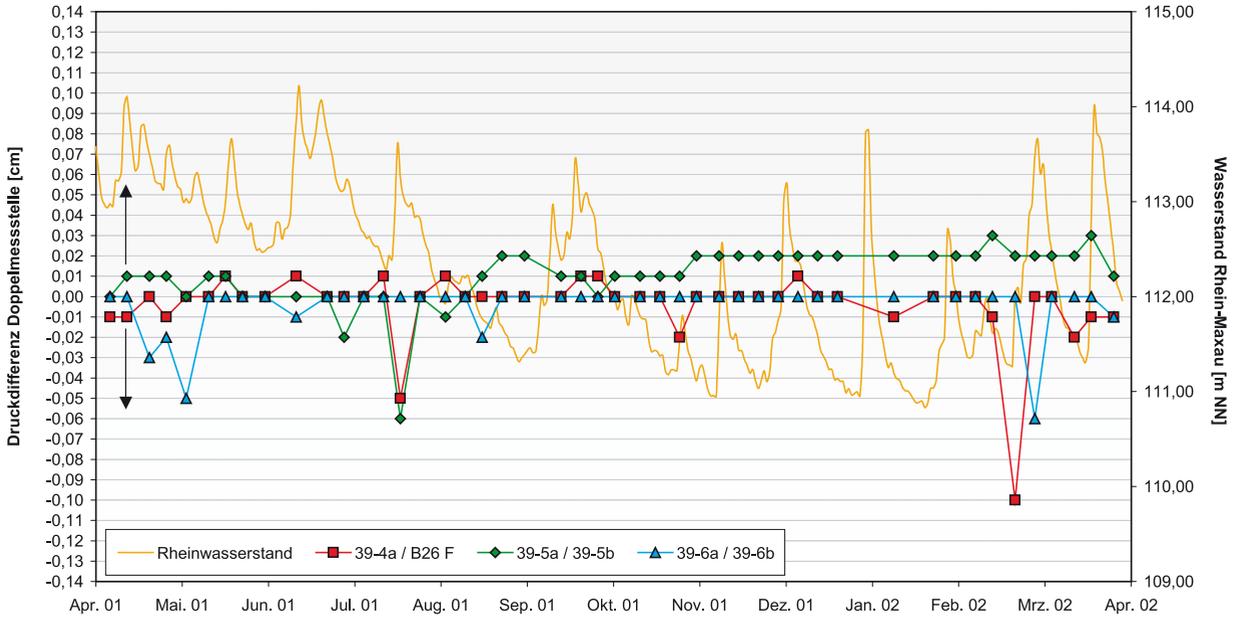


Abb. 12: Karte der Grundwasserdruckdifferenzen zwischen Oberem und Mittlerem Kieslager (nach Jobocy 2003)

Ganglinien der Druckdifferenzen an den Doppelmessstellen im Umfeld des Sees 39 und des Rheinwasserstands am Pegel Maxau



Ganglinien der Druckdifferenzen an den Doppelmessstellen im Umfeld des Sees 41 und des Rheinwasserstands am Pegel Maxau

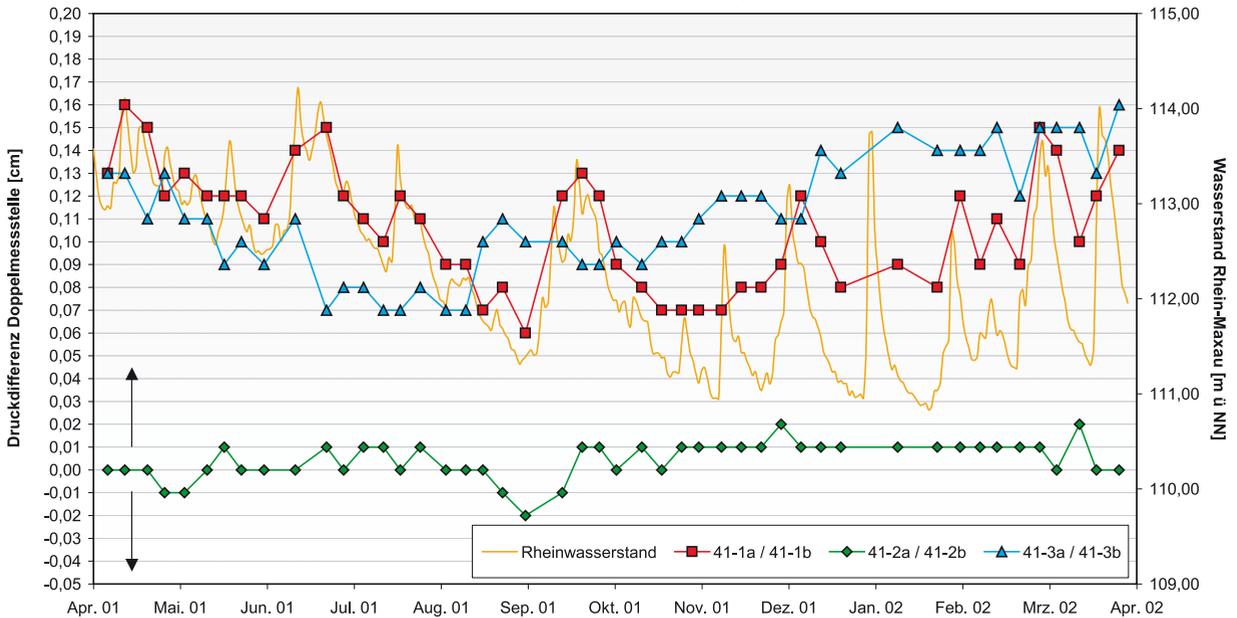
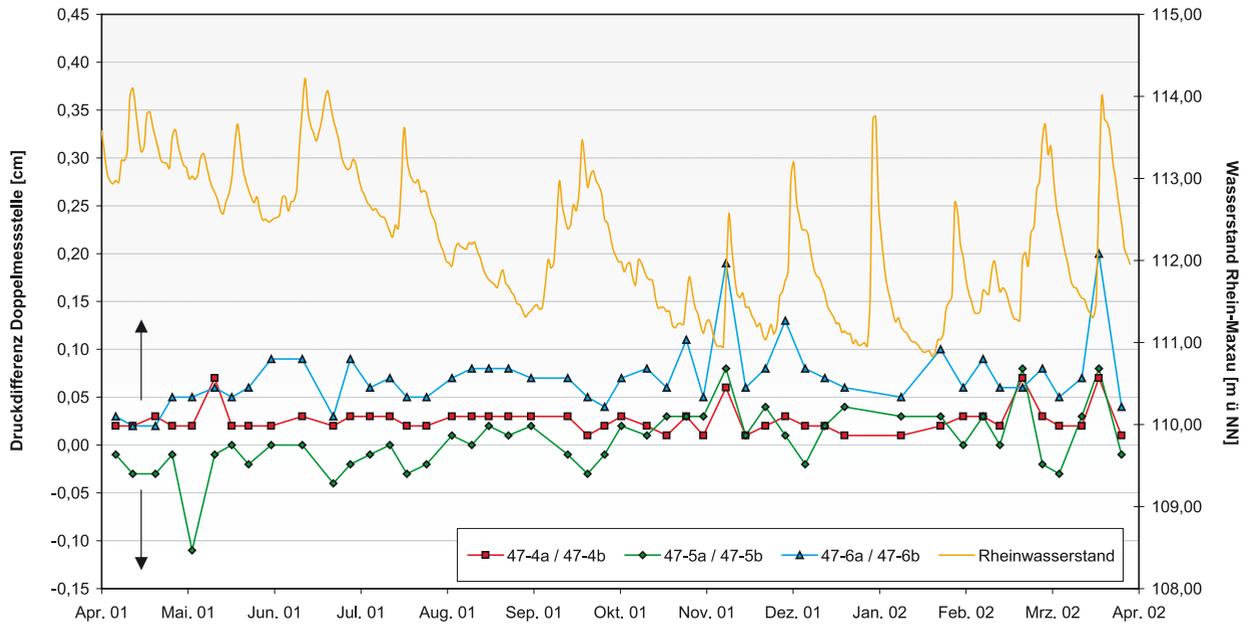


Abb. 13.1: Ganglinien der Druckdifferenzen in den Doppelmessstellen im Umfeld der Seen KA 39 und KA 41 sowie Ganglinie des Rheinwasserstands am Pegel Maxau



Ganglinien der Druckdifferenzen an den Doppelmessstellen im Umfeld des Sees 47 und des Rheinwasserstands am Pegel Maxau



Ganglinien der Druckdifferenzen an den Doppelmessstellen im Umfeld des Sees 49 und des Rheinwasserstands am Pegel Maxau

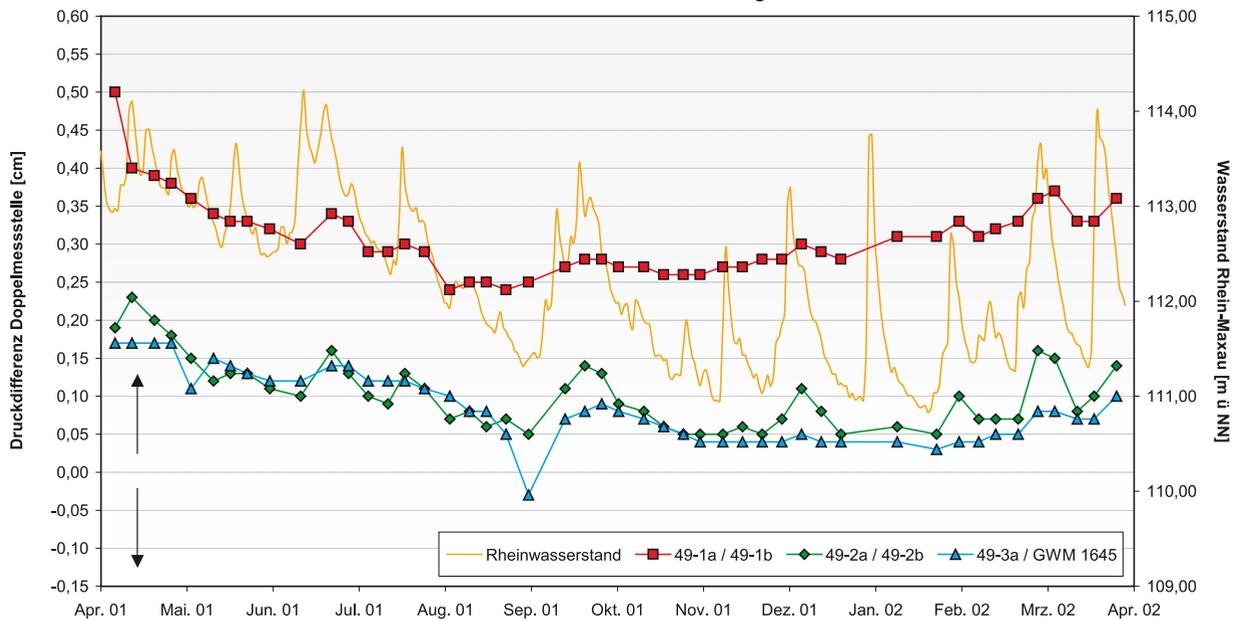


Abb. 13.2: Ganglinien der Druckdifferenzen in den Doppelmessstellen im Umfeld der Seen KA 47 und KA 49 sowie Ganglinie des Rheinwasserstands am Pegel Maxau

Tab. 2: Hydraulische Kennwerte für das Obere und das Mittlere Kieslager aus Pumpversuchen

| GWM-Bezeichnung (erschlossener Horizont) | Pumpversuche 2001 | | Pumpversuche 2004 | |
|---|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|
| | T [m ² /s] | k _f [m/s] | T [m ² /s] | k _f [m/s] |
| Bereich See KA 47 | | | | |
| KA 47-4a (MKL) | n.b. | n.b. | 2,1 · 10 ⁻³ | 2,6 · 10 ⁻⁴ |
| KA 47-5a (MKL) | 7,7 · 10 ⁻³ | 1,6 · 10 ⁻³ | n.b. | n.b. |
| KA 47-6a (MKL) | 4,9 · 10 ⁻³ | 4,9 · 10 ⁻⁴ | n.b. | n.b. |
| KA 47-4b (OKL) | n.a. | n.a. | 3,3 · 10 ⁻³ | 1,1 · 10 ⁻³ |
| KA 47-5b (OKL) | n.a. | n.a. | 4,0 · 10 ⁻³ | 2,9 · 10 ⁻⁴ |
| KA 47-6b (OKL) | n.a. | n.a. | 1,5 · 10 ⁻² | 2,2 · 10 ⁻³ |
| Bereich See KA 49 | | | | |
| KA 49-1a (MKL) | 1,8 · 10 ⁻³ | 1,6 · 10 ⁻⁴ | n.a. | n.a. |
| KA 49-2a (MKL) | n.a. | n.a. | 5,2 · 10 ⁻³ | 4,3 · 10 ⁻⁴ |
| KA 49-3a (MKL) | 2,0 · 10 ⁻² | 2,5 · 10 ⁻³ | 1,4 · 10 ⁻² | 1,4 · 10 ⁻³ |
| KA 49-1b (OKL) | n.b. | n.b. | 7,0 · 10 ⁻³ | 8,8 · 10 ⁻⁴ |
| KA 49-2b (OKL) | 2,3 · 10 ⁻² | 3,8 · 10 ⁻³ | 3,1 · 10 ⁻³ | 5,2 · 10 ⁻⁴ |

n.a.: nicht auswertbar n.b.: nicht bestimmt



5 Physikalische, hydrochemische und isotopenhydrologische Untersuchungsergebnisse

5.1 Datengrundlage

Im Folgenden werden die wichtigsten Untersuchungen und Ergebnisse aufgeführt. Die vollständige Dokumentation der Feld- und Laboruntersuchungen findet sich in den Einzelberichten zu den vier Baggerseen (LGRB 2004 a, b, c, d).

Ausgewählte Mess- und Analysenergebnisse zur chemischen Beschaffenheit der Grund- und Oberflächenwässer sind in den Tabellen 3–7 zusammengefasst. Dabei handelt es sich um die Konzentrationen hydrochemisch und biochemisch relevanter Parameter von zwei Stichtagsbeprobungen.

Die Ergebnisse der im Zeitraum März 2001 bis April 2002 an Grund- und Oberflächenwässern durchgeführten Gehaltsmessungen von Deuterium (^2H), Sauerstoff-18 (^{18}O) und Tritium (^3H) bilden die Grundlage der isotopenhydrologischen Auswertungen, die in Abb. 22–37 dargestellt sind.

5.2 Hydrochemische Untersuchungsergebnisse

5.2.1 Grundwässer im Zu- und Abstrombereich der Baggerseen

Die Analysen der aus den Grundwassermessstellen des Untersuchungsgebiets entnommenen Wasserproben geben Aufschluss über die allgemeine hydrochemische Beschaffenheit der Grundwässer im Zu- und Abstrom der Baggerseen im OKL sowie im MKL.

Die **Temperaturen** des nicht von Oberflächengewässern beeinflussten Grundwassers schwanken im OKL zwischen 10,0 und 12,9 °C und im MKL zwischen 11,2 und 13,5 °C und damit im Wertebereich natürlicher oberflächennaher Grundwässer. Die im Zustrom von Rheinuferfiltrat gelegene Messstelle GWM KA 47-4b zeigt hingegen eine größere Schwankungsbreite mit ausgeprägtem Jahresgang und einem Maximum von 16,1 °C im Oktober 2001. Die hohe mittlere Temperatur in der Messstelle GWM KA 49-1645 dürfte auf die geringe Ausbautiefe zurückzuführen sein. In den Abstrommessstellen der Baggerseen konnte keine

Beeinflussung der Grundwassertemperatur durch Seeuferfiltrat beobachtet werden, die über den unmittelbaren Nahbereich der Seen hinausgeht.

Die **elektrischen Leitfähigkeiten** liegen zwischen 450 und 760 $\mu\text{S}/\text{cm}$, wobei die Grundwässer im OKL durchschnittlich etwas höhere Werte aufweisen als die des MKL. Eine Ausnahme bilden die Grundwässer des MKL mit höheren Anteilen von Rheinuferfiltrat. Diese Grundwässer zeigen auch deutliche Schwankungen der elektrischen Leitfähigkeit. Als Ursache hierfür werden die erhöhte Chlorid-Konzentration des Rheinuferfiltrats und dessen wechselnde Anteile im Grundwasser angenommen.

Die **pH-Werte** der Grundwässer liegen relativ einheitlich zwischen 7,0 und 7,6, wobei das im direkten Abstrom der Baggerseen untersuchte Grundwasser erwartungsgemäß stets die höchsten Werte aufwies.

Das Grundwasser im Umfeld der Baggerseen ist generell arm an Sauerstoff. Sowohl im OKL als auch im MKL werden reduzierende Verhältnisse mit Sauerstoff-Konzentrationen meist unter 1 mg/l angetroffen. Allerdings treten in oberflächennahen Grundwässern temporär geringfügig höhere Konzentrationen bis zu 1,9 mg/l O_2 in den Herbst- und Wintermonaten auf.

Die **Gesamthärten** und die **Hydrogenkarbonat-Konzentrationen** variieren sowohl im OKL als auch im MKL beträchtlich (HCO_3 150 bis 350 mg/l). Zum Teil treten auch deutliche Unterschiede in einzelnen Messstellen zwischen den beiden Stichtagsmessungen auf. Ferner ergeben sich gute negative Korrelationen zwischen Chlorid- und Hydrogenkarbonat-Konzentration sowie zwischen Chlorid und Gesamthärte (Abb. 14, 15). Ursache dafür sind die unterschiedlichen Anteile von älterem Rheinuferfiltrat (Kap. 5.2.2.2) im Grundwasser. Niedrige Gesamthärten und niedrige Hydrogenkarbonat- in Kombination mit hohen Chlorid-Gehalten sind Hinweise auf hohe Anteile von Rheinuferfiltrat. Änderungen der Gesamthärte zwischen den Stichtagen in MKL-Messstellen, die kein Uferfiltrat erfassen, müssen andere Ursachen haben.

Zu erwähnen ist, dass im Abstrombereich der Seen im OKL die Hydrogenkarbonat-Konzentration durch Prozesse im See (Verlust von CO_2 in die Atmosphäre, Einbau in die Biomasse und Karbonatfällung) oft etwas niedriger ist als im Zustrom-

Tab. 3: Ausgewählte hydrochemische Parameter der Grundwässer aus den Messstellen im Bereich der Baggerseen KA 39, KA 41, KA 47 und KA 49 (Probenahme im August 2001 und März 2002; grau hinterlegt: Messstellen im MKL)

| Grundwasser- messstelle GWM | Gesamthärte [°dGH] | | Hydrogen- karbonat [mg/l] | | Natrium [mg/l] | | Kalium [mg/l] | | Chlorid [mg/l] | | Sulfat [mg/l] | |
|-----------------------------------|-----------------------|------|---------------------------------|------|-------------------|------|------------------|------|-------------------|-------|------------------|------|
| | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 |
| Datum | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 |
| B26 F | 15,0 | 18,9 | 284 | 305 | 4,7 | 6,5 | 1,6 | 1,2 | 13,2 | 19,1 | 42,4 | 54,1 |
| KA 39-4a | 16,2 | 14,8 | 320 | 314 | 4,4 | 5,0 | 1,5 | 1,2 | 3,8 | 4,2 | 6,8 | 7,6 |
| KA 39-5b | 12,1 | 12,3 | 192 | 204 | 57,8 | 57,8 | 3,4 | 2,8 | 95,3 | 103 | 28,7 | 28,6 |
| KA 39-5a | 12,0 | 15,7 | 226 | 271 | 17,3 | 10,7 | 3,2 | 2,1 | 93,2 | 44,6 | 24,3 | 10,8 |
| KA 39-6b | 17,4 | 16,4 | 336 | 183 | 12,0 | 12,2 | 2,1 | 1,4 | 22,9 | 21,9 | 3,2 | 7,8 |
| KA 39-6a | 17,6 | 15,0 | 342 | 229 | 5,0 | 6,3 | 1,9 | 1,3 | 4,4 | 3,2 | 1,4 | 1,0 |
| 1/95 | 15,8 | 14,0 | 305 | 150 | 7,2 | 17,5 | 1,4 | 1,6 | 9,5 | 35,4 | 13,7 | 47,9 |
| KA 41-1a | 15,7 | 3,9 | 302 | 287 | 5,0 | 4,6 | 1,4 | 1,1 | 5,3 | 4,4 | 4,1 | 3,1 |
| KA 41-1b | 15,1 | 13,9 | 287 | 284 | 13,3 | 18,2 | 2,1 | 1,6 | 19,3 | 33,7 | 8,1 | 27,8 |
| KA 41-2a | 18,1 | 16,1 | 348 | 351 | 3,1 | 6,0 | 1,4 | 1,3 | 7,0 | 5,0 | 6,0 | 4,0 |
| KA 41-2b | 11,7 | 11,6 | 210 | 183 | 21,1 | 29,3 | 2,6 | 2,5 | 49,1 | 44,7 | 28,2 | 29,6 |
| KA 41-3a | 18,0 | 15,7 | 348 | 339 | 4,7 | 5,2 | 1,2 | 1,2 | 3,9 | 4,1 | 3,1 | 2,8 |
| KA 41-3b | 11,8 | 11,1 | 210 | 180 | 9,9 | 29,0 | 2,6 | 2,8 | 47,7 | 48,0 | 28,9 | 33,8 |
| KA 47-4a | 12,2 | 12,3 | 192 | 195 | 63,6 | 53,9 | 1,9 | 2,5 | 108,0 | 102,0 | 25,5 | 22,4 |
| KA 47-4b | 12,4 | 12,0 | 226 | 217 | 36,9 | 27,6 | 3,0 | 2,9 | 36,4 | 41,1 | 25,4 | 27,0 |
| KA 47-5a | 17,1 | 14,8 | 329 | 323 | 23,5 | 15,7 | 1,6 | 2,3 | 13,9 | 14,2 | 1,5 | <1,0 |
| KA 47-5b | 14,7 | 15,2 | 281 | 293 | 59,9 | 39,7 | 2,8 | 3,0 | 57,8 | 51,0 | 34,2 | 30,3 |
| KA 47-6a | 16,9 | 14,6 | 326 | 302 | 12,8 | 10,9 | 1,6 | 1,4 | 15,4 | 17,1 | 1,7 | 1,9 |
| KA 47-6b | 13,6 | 15,2 | 244 | 287 | 37,5 | 27,1 | 5,7 | 3,0 | 31,7 | 34,4 | 30,7 | 26,6 |
| KA 49-1a | 12,5 | 14,2 | 311 | 311 | 6,6 | 9,7 | 1,5 | 1,4 | 8,5 | 8,6 | <1,0 | <1,0 |
| KA 49-1b | 14,9 | 18,0 | 323 | 333 | 16,4 | 11,1 | 1,4 | 1,7 | 12,3 | 14,1 | 17,1 | 23,1 |
| KA 49-2a | 16,6 | 14,2 | 250 | 250 | 15,5 | 33,8 | 2,1 | 2,1 | 69,3 | 67,5 | 21,0 | 15,0 |
| KA 49-2b | 13,6 | 13,4 | 256 | 250 | 19,6 | 39,7 | 2,8 | 2,8 | 62,3 | 50,8 | 31,2 | 25,8 |
| KA 49-3a | 13,9 | 13,9 | 311 | 308 | 10,5 | 12,4 | 1,6 | 1,6 | 13,8 | 13,5 | <1,0 | 1,7 |
| KA 49-1645 | 12,9 | 11,2 | 244 | 235 | 22,8 | 31,8 | 12,3 | 13,0 | 46,9 | 40,9 | 23,8 | 18,2 |



Tab. 4: Ausgewählte biochemisch relevante Parameter der Grundwässer aus den Messstellen im Bereich der Baggerseen KA 39, KA 41, KA 47 und KA 49 (Probenahme im August 2001 und März 2002; grau hinterlegt: Messstellen im MKL)

| Grundwasser- messstelle GWM | Sauer- stoff [mg/l] | | Ammonium [mg/l] | | Nitrat [mg/l] | | Nitrit [mg/l] | | Eisen [mg/l] | | Mangan [mg/l] | |
|-----------------------------------|---------------------------|------|--------------------|-------|------------------|------|------------------|-------|-----------------|-------|------------------|-------|
| | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 |
| Datum | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 |
| B26 F | 0,7 | 0,2 | 0,089 | 0,032 | 0,5 | 2,8 | <0,005 | 0,018 | 2,1 | 0,52 | 1,06 | 0,300 |
| KA 39-4a | 0,2 | 0,2 | 0,198 | 0,111 | <0,2 | <0,2 | <0,005 | <0,01 | 2,1 | 1,47 | 0,083 | 0,091 |
| KA 39-5b | 0,6 | 0,2 | 0,576 | 0,656 | 0,5 | <0,2 | 0,015 | 0,030 | 1,7 | 1,77 | 0,207 | 0,239 |
| KA 39-5a | 0,2 | <0,2 | 0,672 | 0,561 | <0,2 | <0,2 | <0,005 | <0,01 | 2,8 | 1,62 | 0,128 | 0,099 |
| KA 39-6b | 0,3 | <0,2 | 0,156 | 0,079 | <0,2 | <0,2 | <0,005 | <0,01 | 3,6 | 2,99 | 0,443 | 0,476 |
| KA 39-6a | 0,3 | <0,2 | 0,308 | 0,267 | <0,2 | <0,2 | <0,005 | <0,01 | 2,6 | 1,59 | 0,100 | 0,097 |
| 1/95 | 0,3 | <0,2 | 0,108 | 0,513 | <0,2 | <0,2 | <0,005 | <0,01 | 1,6 | 0,97 | 0,126 | 0,223 |
| KA 41-1a | 0,3 | 0,2 | 0,289 | 0,309 | <0,2 | <0,2 | <0,005 | <0,01 | 1,3 | 1,2 | 0,098 | 0,095 |
| KA 41-1b | 0,3 | 0,3 | 0,449 | 0,348 | <0,2 | 1,7 | <0,005 | <0,01 | 2,6 | 2,2 | 0,229 | 0,274 |
| KA 41-2a | <0,2 | 0,2 | 0,264 | 0,199 | <0,2 | <0,2 | <0,005 | <0,01 | 2,1 | 1,8 | 0,117 | 0,105 |
| KA 41-2b | 0,2 | 0,9 | 0,169 | 0,201 | <0,2 | <0,2 | <0,005 | <0,01 | 1,1 | 0,88 | 0,185 | 0,189 |
| KA 41-3a | 0,3 | <0,2 | 0,190 | 0,157 | <0,2 | <0,2 | <0,005 | <0,01 | 1,6 | 1,5 | 0,099 | 0,099 |
| KA 41-3b | 0,4 | 0,2 | 0,069 | <0,01 | <0,2 | <0,2 | <0,005 | <0,01 | 0,49 | 0,52 | 0,121 | 0,101 |
| KA 47-4a | 0,4 | 0,2 | 0,650 | 0,713 | <0,2 | <0,2 | <0,005 | <0,01 | 1,4 | 1,5 | 0,167 | 0,159 |
| KA 47-4b | 1,8 | 0,8 | 0,016 | 0,046 | <0,2 | 0,3 | <0,005 | 0,012 | 0,19 | 0,09 | 0,170 | 0,190 |
| KA 47-5a | <0,2 | 0,2 | 0,550 | 0,513 | <0,2 | <0,2 | <0,005 | <0,01 | 1,7 | 1,7 | 0,178 | 0,217 |
| KA 47-5b | 0,4 | 0,6 | 0,105 | 0,072 | <0,2 | <0,2 | <0,005 | <0,01 | 0,72 | 1,1 | 0,182 | 0,189 |
| KA 47-6a | 0,3 | 0,2 | 0,422 | 0,379 | 0,9 | <0,2 | <0,005 | <0,01 | 1,6 | 1,5 | 0,211 | 0,177 |
| KA 47-6b | 0,3 | 0,8 | 0,182 | 0,372 | 0,3 | <0,2 | <0,005 | 0,01 | 1,3 | 1,8 | 0,138 | 0,186 |
| KA 49-1a | 0,2 | 0,2 | 0,449 | 0,450 | <0,2 | <0,2 | <0,005 | <0,01 | 2,1 | 2,3 | 0,193 | 0,203 |
| KA 49-1b | 0,8 | 2,4 | 0,025 | 0,017 | 10,3 | 19,0 | <0,021 | <0,01 | 0,07 | <0,03 | 0,057 | 0,037 |
| KA 49-2a | 0,2 | 0,2 | 0,568 | 0,665 | <0,2 | 0,4 | <0,005 | <0,01 | 2,3 | 2,3 | 0,232 | 0,232 |
| KA 49-2b | 1,6 | 0,6 | 0,438 | 0,574 | <0,2 | <0,2 | <0,011 | <0,01 | 0,20 | 0,38 | 0,264 | 0,293 |
| KA 49-3a | <0,2 | 0,2 | 0,479 | 0,471 | 0,6 | 0,3 | <0,005 | <0,01 | 1,7 | 1,8 | 0,260 | 0,197 |
| KA 49-1645 | 0,6 | 0,4 | 0,061 | 0,043 | <0,2 | <0,2 | <0,005 | <0,01 | 0,67 | 0,69 | 0,125 | 0,119 |

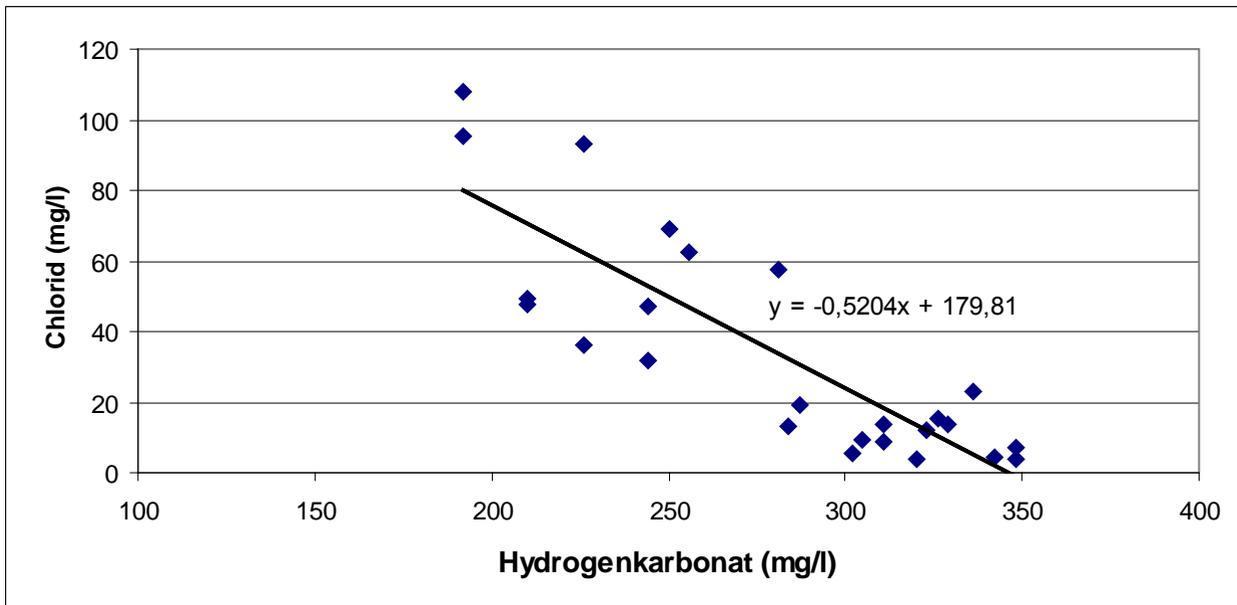


Abb. 14: Korrelation von Chlorid und Hydrogenkarbonat in den Grundwässern

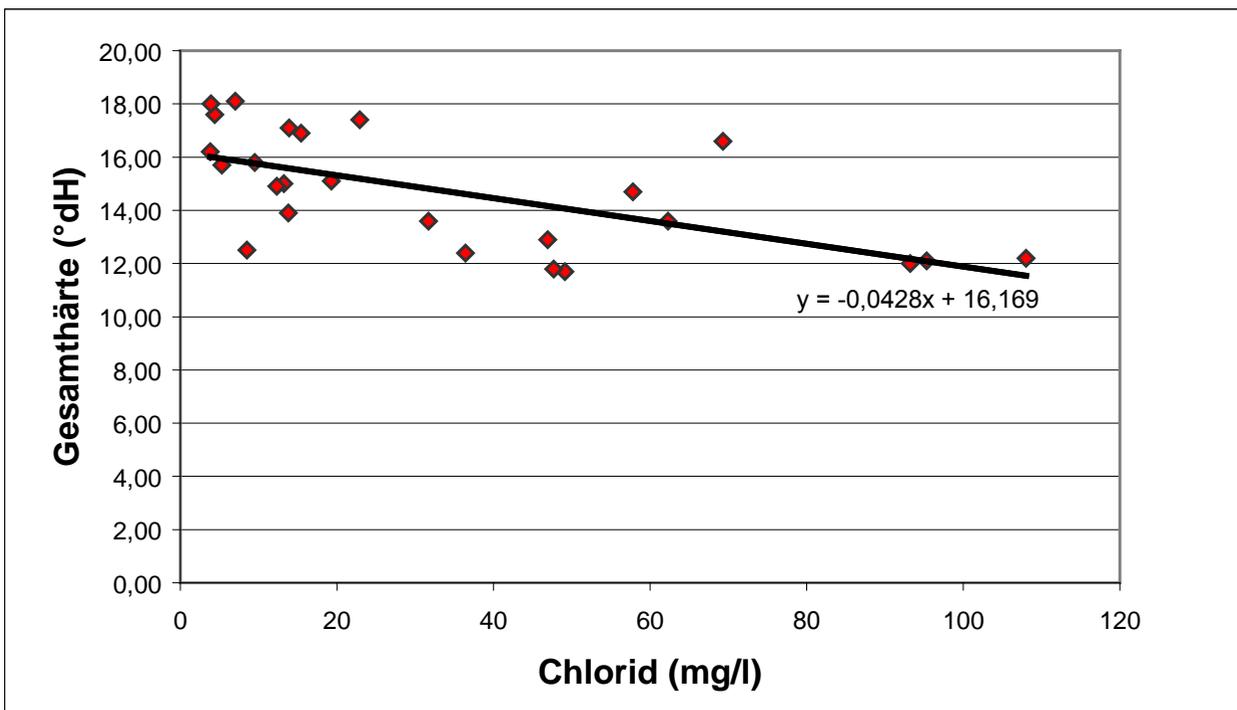


Abb. 15: Korrelation Gesamthärte und Chlorid in den Grundwässern

bereich. Beispielsweise wurden beim See 41 in der oberstromigen GWM KA 41-1b 285 mg/l HCO_3 und in den unmittelbar unterstromigen Messstellen KA 41-2b und KA 41-3b, die 100 % Seeuferfiltrat erfassen, um 210 mg/l HCO_3 gemessen.

Die **Chlorid**-Konzentrationen im Grundwasser des OKL sowie in den Fließgewässern und Baggerseen sind in Abb. 16 für die Probenahmezeit März 2002 dargestellt (vgl. auch Tab. 3). Der Grundwasserzufluss aus dem Bereich der Niederterrasse



weist Chlorid-Konzentrationen um 20 mg/l auf. Der Einfluss des erhöht chloridhaltigen Rheinuferfiltrats hat demnach alle Baggerseen erfasst.

Auch im MKL treten im Einflussbereich von Rheinuferfiltrat stark erhöhte Chlorid-Konzentrationen bis 100 mg/l auf (Abb. 17). Die von Osten zufließenden Grundwässer besitzen dagegen Chlorid-Konzentrationen unter 10 mg/l. Diese Wässer sind, abweichend vom Rheinuferfiltrat, tritiumfrei (Kap. 5.3.3), d. h. vor 1950 gebildet und deshalb anthropogen weitgehend unbeeinflusst.

Die zeitliche Entwicklung der Chlorid-Konzentrationen in den Messstellen beim See KA 41 vom Februar 2001 bis März 2002 (Abb. 18) lässt die Differenz zwischen OKL und MKL deutlich erkennen. In der flachen GWM KA 41-1b im Zustrombereich steigen die Chlorid-Konzentrationen von etwa 15 mg/l auf über 30 mg/l an. Im Abstrom des Sees betragen die Chloridwerte in den GWM KA 41-2b und KA 41-3b im OKL über 50 mg/l. Es handelt sich um Seeuferfiltrat mit einem hohen Anteil von Rheinuferfiltrat. Im MKL dagegen belegen die Chlorid-Konzentrationen unter 10 mg/l, dass hier kein Rheinuferfiltrat vorhanden ist.

Nitrat ist meist vollständig reduziert, d. h. die Konzentrationen liegen meist unter der Nachweisgrenze. Nur das Grundwasser der GWM KA 49-1b (OKL) südlich des Sees KA 49 enthält zwischen 10 und 20 mg. Diese Messstelle liegt unmittelbar unterstromig einer landwirtschaftlich genutzten Fläche, was den höhere Nitratwert erklärt. Auch Nitrit liegt, mit Ausnahme in GWM KA 39-5b, meist unter der Nachweisgrenze. Die Ammonium-Konzentrationen sind im MKL signifikant höher als im OKL, bewegen sich jedoch deutlich unter 1 mg/l.

Die **Eisen**-Konzentrationen betragen bis 3,6 mg/l und die von **Mangan** bis 1 mg/l, wobei im MKL stets höhere Konzentrationen als im OKL auftreten.

Die **Sulfat**-Konzentration ist im MKL in Folge weitgehender oder vollständiger Reduktion sehr gering. Eine Ausnahme bilden die GWM B 28 T und GWM B 30 T am Hochgestade östlich des Sees KA 41. Hier ist Abwasser aus einer undichten Leitung in das OKL und offensichtlich bis in das MKL gesickert. Auch im Verbreitungsgebiet von Rheinuferfiltrat treten im MKL Sulfat-Konzentrationen bis 31 mg/l auf.

Silizium wurde in den Grundwässern mit Konzentrationen von 1,9 bis 11,4 mg/l nachgewiesen,

wobei im MKL deutlich höhere Werte als im OKL auftreten. Ein z. T. erkennbarer Jahresgang ist möglicherweise auf Temperatureffekte zurückzuführen.

Phosphor und **Orthophosphat** sind sowohl im OKL als auch im MKL nur in geringen Konzentrationen enthalten bzw. nicht nachweisbar. Die im August 2001 im Umfeld der Baggerseen KA 47 und KA 49 vorgefundenen Konzentrationen von Orthophosphat bis zu 0,29 mg/l deuten auf einen anthropogenen Einfluss hin, der nicht weiter geklärt werden konnte.

Die Summenparameter für die organischen Wasserinhaltsstoffe **DOC** und **Oxidierbarkeit** waren unauffällig.

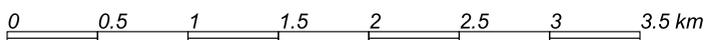
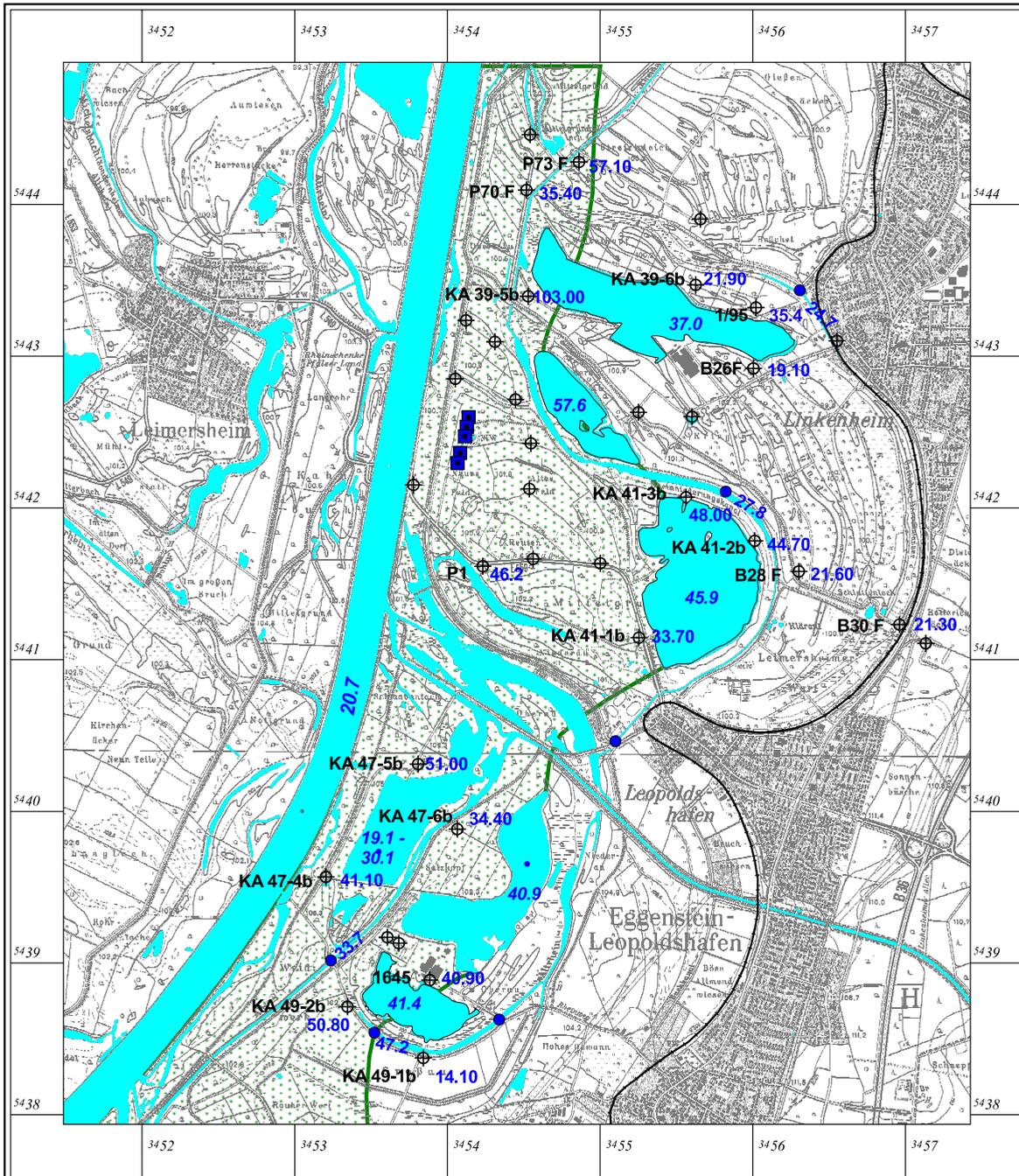
Zusammenfassend wird als Ergebnis der hydrochemischen Untersuchungen festgehalten, dass die Unterschiede der Beschaffenheit sowohl zwischen den Grundwässern im OKL und im MKL als auch zwischen den Grundwässern im Zu- und im Abstrom der Baggerseen relativ gering sind. Änderungen der Grundwasserbeschaffenheit als Folge der Seepassage bleiben auf den unmittelbaren Nahbereich der Seen begrenzt (BERTLEFF et al. 2001). Abweichungen hiervon sind durch den Zufluss von Rheinuferfiltrat und lokale Besonderheiten verursacht.

5.2.2 Oberflächengewässer

5.2.2.1 Baggerseewasser

Die Baggerseen KA 39, KA 41, KA 47 und KA 49 wurden an zwei Stichtagen im Juli 2001 zum Zeitpunkt der Stagnationsphase und im März 2002 zum Beginn der Zirkulationsphase, beprobt. Ergänzend wurden im Sommer 2001 (Stagnationsphase) auch die Seen KA 40 und KA 48 untersucht. Ausgewählte Parameter sind für die beiden Stichtage in den Tabellen 5 und 6 zusammengestellt.

Die Seewässer bestehen aus dem zuströmenden Grundwasser (einschließlich Rheinuferfiltrat) und aus einem Anteil von direkt eingetragenen Niederschlagswasser. Von der freien Seeoberfläche erfolgt Verdunstung. In den Seen finden hydrochemische und biologisch gesteuerte Prozesse statt (Abb. 2; LGRB 2001). Alle untersuchten Seen weisen im Zeitraum November bis März eine vollständige Zirkulation auf. Die Stagnations- und Zirkulati-

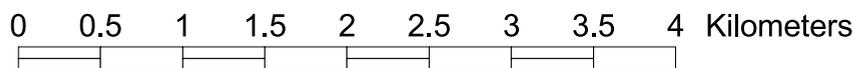
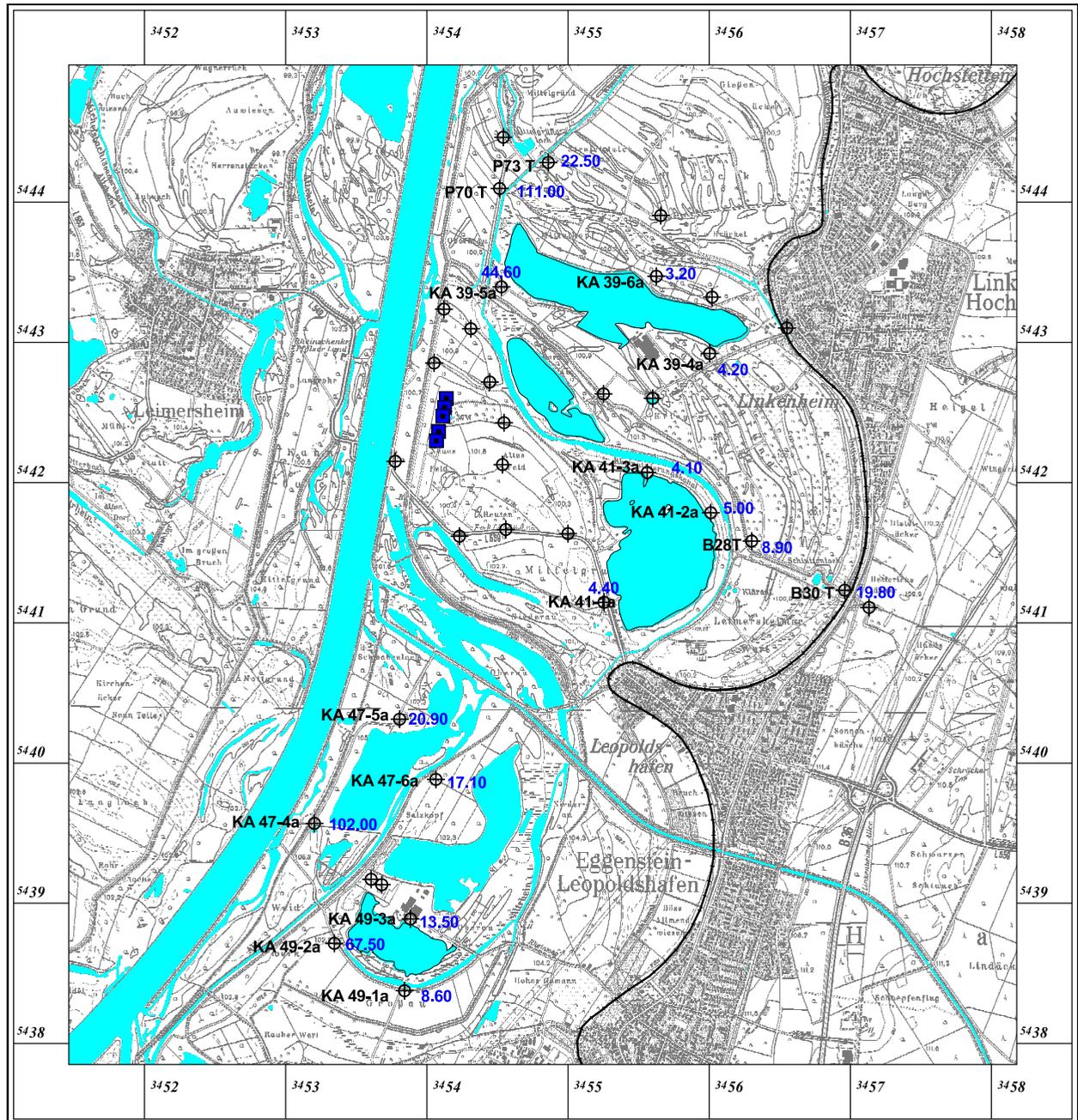


Legende:

Ka 47-4b ⊕ 41.1 GWM im Oberen Kieslager mit Chlorid-Konzentration [mg/l] im März 2002

- Brunnen WW Tiefgestade
- 33.1 Messpunkt an Fließgewässer mit Chlorid-Konzentration [mg/l]
- Hochgestade
- ▨ Verbreitung von Rheinuferfiltrat

Abb. 16: Verteilung der Chlorid-Konzentration im Oberen Kieslager (März 2002)



Legende:

- KA 47-4a ⊕ 102.00 GWM im Mittleren Kieslager mit Chlorid-Konzentration [mg/l] im März 2002
- Brunnen WW Tiefgestade
- Hochgestade

Abb. 17: Verteilung der Chlorid-Konzentration im Mittleren Kieslager (März 2002)

onsphasen sind durch Tiefenprofile der Temperatur (Abb.19), des pH-Werts, der elektrischen Leitfähigkeit und des Sauerstoffgehalts nachgewiesen (LGRB 2004 a, b, c, d). Alle diese Prozesse beeinflussen die jahreszeitabhängige hydrochemische und isopenhydrologische Beschaffenheit der Seewässer.

Die Analysen in Tab. 5 und 6 lassen die hydrochemische Schichtung während der Stagnationsphase und die weitgehend ausgeglichene Beschaffenheit des Seewassers während der Zirkulation erkennen. Eine Ausnahme bildet nur der See KA 47 als Folge der direkten Anbindung an die Alb.

Während der Zirkulation weisen die Seewässer **Gesamthärten** zwischen 10 und 12 °dGH und **Hy-**

drogenkarbonat-Konzentrationen zwischen 170 und 235 mg/l auf.

Bei Stagnation nimmt der Hydrogenkarbonat-Gehalt durch den Zufluss von Grundwasser generell mit der Tief zu. Die verminderte Konzentration an der Seeoberfläche wird hauptsächlich auf CO₂-Ausgasungsvorgänge infolge höherer Wassertemperaturen im Sommer zurückgeführt.

Die Gesamthärte des Wassers wird in starkem Maße vom Seemetabolismus bestimmt. Bei Stillgewässern kommt es insbesondere während der Stagnationsphase u. a. durch die Verlagerung von Algenbiomasse in die Tiefe und ihre anschließende Mineralisierung zu einer Erhöhung der Gesamthärte.

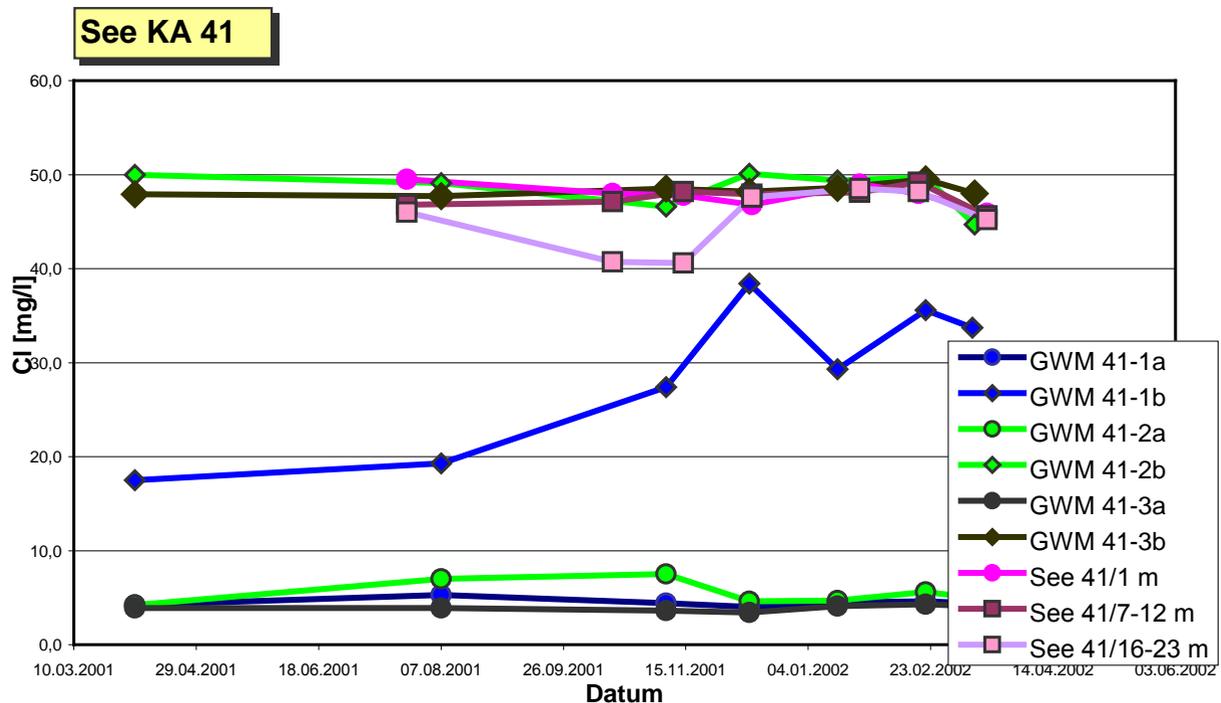


Abb. 18: Ganglinien der Chlorid-Konzentration in den Grundwassermessstellen und im See KA 41

Die **Chlorid**-Konzentrationen liegen zwischen etwa 40 und 50 mg/l, beim See KA 40 bis 58 mg/l und sind damit gegenüber dem Grundwasserzufluss von der Niederterrasse (20 mg/l im OKL) relativ hoch (Abb. 16, Tab. 3). Die erhöhten Chlorid-Gehalte der Seewässer sind im wesentlichen auf die Anteile an Rheinuferfiltrat zurückzuführen (Kap.

5.2.2.2). Zusätzlich ist eine geringe Aufkonzentrierung durch Verdunstung anzunehmen (Kap. 5.3). Während der Zirkulationsphase ändern sich die Chlorid-Werte nur geringfügig.

Die **Sulfat**-Konzentrationen liegen zwischen etwa 25 und 50 mg/l. Bei den herrschenden Redox-



Bedingungen in den Seen wird Sulfat noch nicht oder nur schwach reduziert. Im See KA 49 wurde während der Stagnationsphase allerdings nur 5,7 mg/l SO_4 gemessen, was auf Reduktionsvorgänge zurückgeführt wird. **Schwefelwasserstoff** war lediglich während der Stagnationsphase jeweils im

Tiefsten der Seen KA 49, KA 41 und KA 39 mit geringen Spuren bis zu 0,037 mg/l nachweisbar. Im See KA 47 wurde kein Schwefelwasserstoff festgestellt. Analyseergebnisse, die die Redox-Verhältnisse charakterisieren, enthält Tab. 6.

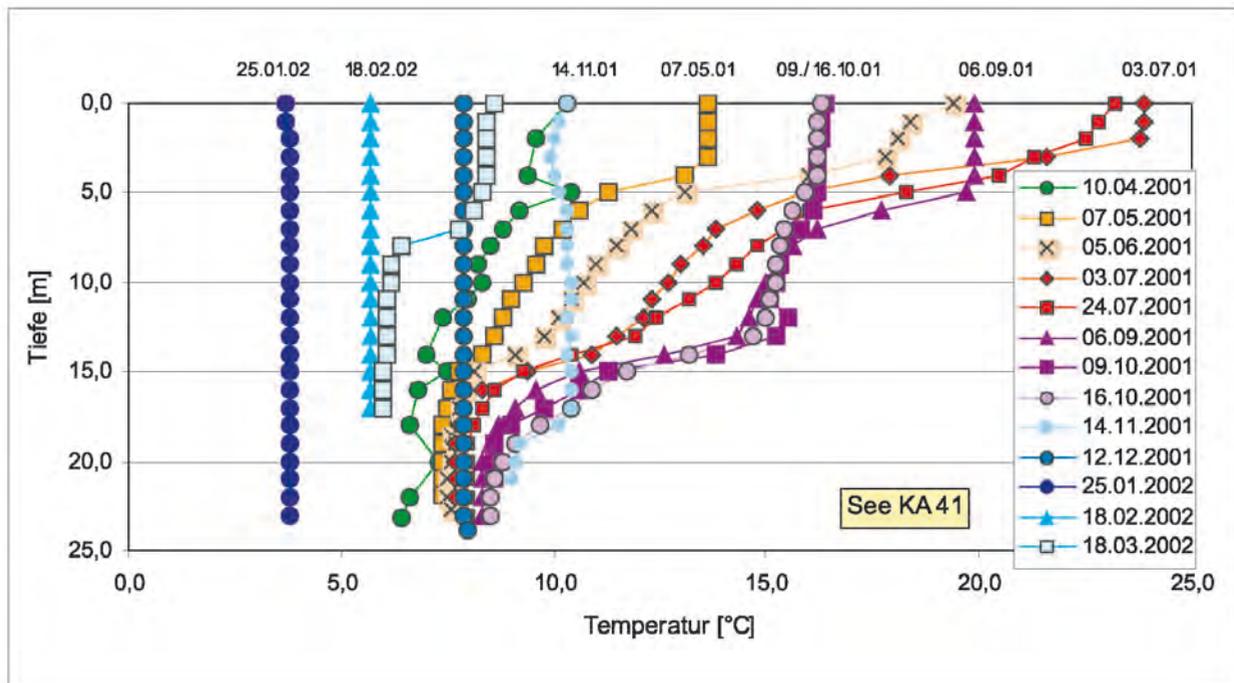


Abb. 19: Tiefenprofile der Temperatur im See KA 41

Während der Zirkulationsphase sind alle Seen bis in die unteren Bereich mit 10 bis 13 mg/l ausreichend mit **Sauerstoff** versorgt. Während der Stagnationsphase sinken in den meisten Seen die Konzentrationen in der Tiefe unter 0,5 mg/l Sauerstoff. Die im Hypolimnion der Seen KA 39, KA 40, KA 47 und KA 49 während der Stagnation zeitweise bestehenden reduzierenden Bedingungen führen zum Abbau von **Nitrat** und jeweils im Seetiefsten meist zu deutlich erhöhten **Ammonium**-Konzentrationen bis 3,0 mg/l. Unter toxischen Bedingungen waren Nitrat, Nitrit und Ammonium nicht oder nur im Spurenbereich nachweisbar.

Während die **Eisen**- und **Mangan**-Konzentrationen in der belüfteten Zone der Baggerseen stets sehr gering waren, nahmen sie während der Stagnation im Seetiefsten auf Werte bis 2,2 mg/l (Fe) und 2,3 mg/l (Mn) zu. Eine Ausnahme hiervon bildet der See KA 41, der auch im Seetiefsten bei 21 m stets

sehr geringe oder nicht nachweisbare Fe- und Mn-Konzentrationen aufwies.

Die **Silizium**-Konzentrationen im Seewasser schwanken zwischen 0,9 und 6,1 mg/l. Während nach der Vollzirkulation im Winter Konzentrationen von 1,3–3,3 mg/l und nur geringe tiefenabhängige Schwankungen bis 0,5 mg/l bestehen, wurden während der Stagnation generell zur Tiefe hin zunehmende Silizium-Gehalte festgestellt. Verglichen mit unbeeinflussten Grundwässern war in den Seewässern stets ein Rückgang der Silizium-Werte um über 50 % zu erkennen. Ursache ist der Entzug von Silizium durch Kieselalgen für ihren Skelettbau.

Die Gehalte an **Orthophosphat** und **Gesamtphosphor** sind von besonderer Bedeutung für das Algenwachstum in einem See. Die natürlich auftretenden geringen Konzentrationen wirken wachstumslimitierend für Algen. Die in den Wasserproben be-

Tab. 5: Ausgewählte hydrochemische Parameter der Seewässer

| See [Tiefe] | Gesamt- härte [°dGH] | | Hydrogen- karbonat [mg/l] | | Natrium [mg/l] | | Kalium [mg/l] | | Chlorid [mg/l] | | Sulfat [mg/l] | |
|------------------|----------------------------|------|---------------------------------|------|-------------------|------|------------------|------|-------------------|------|------------------|------|
| See KA 39 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Datum</i> | 7/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 |
| 1 m (oben) | 11,1 | 12,0 | 168 | 177 | 21,3 | 21,8 | 2,1 | 2,1 | 38,6 | 37,0 | 50,4 | 49,0 |
| 9 m (Mitte) | 11,5 | 12,3 | 180 | 149 | 21,1 | 19,1 | 2,2 | 2,0 | 37,3 | 35,7 | 51,0 | 47,7 |
| 18 m (unten) | 12,1 | 12,4 | 198 | 177 | 20,1 | 19,1 | 2,1 | 2,1 | 36,7 | 35,1 | 46,5 | 49,2 |
| See KA 40 | | | | | | | | | | | | |
| 25.07.2001 | | | | | | | | | | | | |
| 1 m (oben) | 9,4 | | 171 | | 32,9 | | 2,1 | | 57,6 | | 17,4 | |
| 6 m (Mitte) | 9,5 | | 171 | | 32,6 | | 2,2 | | 57,6 | | 18,1 | |
| 10 m (unten) | 11,6 | | 226 | | 31,5 | | 2,1 | | 52,9 | | 12,1 | |
| See KA 41 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Datum</i> | 7/01 | 3/02 | 7/01 | 3/02 | 7/01 | 3/02 | 7/01 | 3/02 | 7/01 | 3/02 | 7/01 | 3/02 |
| 1 m (oben) | 9,4 | 10,2 | 158 | 171 | 29,8 | 27,4 | 2,9 | 2,8 | 49,5 | 45,9 | 34,9 | 31,5 |
| 10 m (Mitte) | 9,7 | 10,3 | 168 | 171 | 30,1 | 27,6 | 2,8 | 3,2 | 46,8 | 45,6 | 33,5 | 31,6 |
| 20 m (unten) | 10,8 | 10,2 | 183 | 174 | 27,6 | 28,2 | 2,7 | 2,6 | 46,0 | 45,2 | 33,9 | 31,5 |
| See KA 47 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Datum</i> | 7/01 | 3/02 | 7/01 | 3/02 | 7/01 | 3/02 | 7/01 | 3/02 | 7/01 | 3/02 | 7/01 | 3/02 |
| 1 m (oben) | 9,5 | 7,4 | 168 | 122 | 30,4 | 14,6 | 5,1 | 3,2 | 37,5 | 19,1 | 41,7 | 24,1 |
| 9 m (Mitte) | 11,2 | 8,3 | 207 | 140 | 26,1 | 16,8 | 4,2 | 3,5 | 33,9 | 23,4 | 34,8 | 26,6 |
| 18 m (unten) | 12,7 | 10,8 | 241 | 180 | 30,7 | 21,8 | 4,0 | 3,9 | 44,7 | 30,3 | 37,4 | 29,9 |
| See KA 48 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Datum</i> | 8/01 | | 8/01 | | 8/01 | | 8/01 | | 8/01 | | 8/01 | |
| -1 m (oben) | 8,5 | - | 162 | - | 29,6 | - | 3,1 | - | 40,9 | - | 26,2 | - |
| -8 m (Mitte) | 10,2 | - | 199 | - | 29,8 | - | 3,0 | - | 43,3 | - | 24,7 | - |
| -14 m (unten) | 9,9 | - | 199 | - | 32,1 | - | 2,8 | - | 42,5 | - | 24,1 | - |
| See KA 49 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Datum</i> | 7/01 | 3/02 | 7/01 | 3/02 | 7/01 | 3/02 | 7/01 | 3/02 | 7/01 | 3/02 | 7/01 | 3/02 |
| 1 m (oben) | 11,0 | 11,4 | 220 | 235 | 30,4 | 28,2 | 6,1 | 5,9 | 43,9 | 41,4 | 25,5 | 21,6 |
| 6 m (Mitte) | 12,0 | 11,5 | 241 | 232 | 29,8 | 28,2 | 5,7 | 5,9 | 44,2 | 42,3 | 23,1 | 22,3 |
| 12 m (unten) | 12,3 | 11,9 | 278 | 232 | 31,5 | 27,9 | 5,9 | 6,1 | 47,2 | 41,6 | 5,7 | 21,9 |



Tab. 6: Ausgewählte biochemisch relevante Parameter der Seewässer

| See [Tiefe] | Sauerstoff [mg/l] | | Ammonium [mg/l] | | Nitrat [mg/l] | | Nitrit [mg/l] | | Eisen [mg/l] | | Mangan [mg/l] | |
|------------------|----------------------|------|--------------------|-------|------------------|------|------------------|-------|-----------------|-------|------------------|--------|
| See KA 39 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Datum</i> | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 |
| 1 m - oben | 8,4 | 13,0 | 0,009 | 0,031 | <0,2 | <0,2 | <0,005 | 0,011 | 0,04 | 0,04 | <0,01 | <0,005 |
| 9 m - Mitte | 10,2 | 13,0 | 0,026 | 0,019 | <0,2 | 0,2 | <0,005 | <0,01 | <0,01 | 0,04 | <0,01 | <0,005 |
| 18 m - unten | 0,4 | 10,9 | 0,276 | 0,023 | <0,2 | <0,2 | 0,015 | 0,012 | 0,42 | <0,03 | 1,98 | 0,021 |
| See KA 40 | | | | | | | | | | | | |
| 25.07.2001 | | | | | | | | | | | | |
| 1 m - oben | 8,4 | | 0,042 | | <0,2 | | <0,05 | | 0,02 | | <0,010 | |
| 6 m - Mitte | 7,9 | | 0,026 | | <0,2 | | <0,05 | | 0,03 | | <0,010 | |
| 10 m - unten | 0,4 | | 0,058 | | <0,2 | | <0,05 | | 0,75 | | <0,010 | |
| See KA 41 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Datum</i> | 7/01 | 3/02 | 7/01 | 3/02 | 7/01 | 3/02 | 7/01 | 3/02 | 7/01 | 3/02 | 7/01 | 3/02 |
| 1 m - oben | 8,8 | 11,8 | 0,055 | 0,046 | <0,2 | 0,2 | <0,005 | <0,01 | 0,07 | 0,09 | <0,01 | 0,006 |
| 10 m - Mitte | 8,7 | 12,9 | 0,027 | 0,055 | <0,2 | <0,2 | <0,005 | <0,01 | 0,06 | 0,14 | <0,01 | 0,008 |
| 20 m - unten | 4,6 | 12,0 | 0,012 | 0,045 | 0,7 | <0,2 | <0,005 | 0,01 | 0,16 | 0,12 | <0,01 | 0,006 |
| See KA 47 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Datum</i> | 7/01 | 3/02 | 7/01 | 3/02 | 7/01 | 3/02 | 7/01 | 3/02 | 7/01 | 3/02 | 7/01 | 3/02 |
| 1 m - oben | 22,5 | 9,7 | 0,025 | 0,137 | 5,7 | 9,4 | 0,032 | 0,101 | 0,06 | 0,24 | 0,018 | 0,033 |
| 9 m - Mitte | 0,2 | 8,7 | 0,772 | 0,457 | 6,1 | 9,4 | 0,048 | 0,088 | 0,11 | 0,25 | 0,426 | 0,031 |
| 18 m - unten | 0,3 | 4,8 | 2,8 | 0,310 | 1,5 | 8,2 | 0,007 | 0,064 | 1,4 | 0,11 | 1,43 | 0,196 |
| See KA 48 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Datum</i> | 9/01 | 3/02 | 9/01 | 3/02 | 9/01 | 3/02 | 9/01 | 3/02 | 9/01 | 3/02 | 9/01 | 3/02 |
| 1 m **- oben | 9,5 | - | <0,005 | - | <0,2 | - | <0,005 | - | 0,01 | - | <0,01 | - |
| 9 m**- Mitte | 6,5 | - | 0,032 | - | <0,2 | - | <0,005 | - | 0,02 | - | <0,01 | - |
| 14 m - unten | 1,9 | - | 0,011 | - | <0,2 | - | <0,005 | - | 0,07 | - | <0,01 | - |
| See KA 49 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Datum</i> | 7/01 | 3/02 | 7/01 | 3/02 | 7/01 | 3/02 | 7/01 | 3/02 | 7/01 | 3/02 | 7/01 | 3/02 |
| 1 m - oben | 9,8 | 12,5 | <0,005 | 0,012 | <0,2 | <0,2 | <0,005 | 0,016 | 0,02 | 0,12 | <0,01 | 0,025 |
| 6 m - Mitte | 0,3 | 10,6 | 0,028 | 0,071 | <0,2 | 0,2 | <0,005 | 0,021 | 0,17 | 0,23 | 0,41 | 0,023 |
| 12 m - unten | 0,3 | 9,2 | 3,0 | 0,150 | <0,2 | 0,6 | <0,005 | 0,031 | 2,2 | 1,9 | 2,30 | 0,102 |

stimmten Orthophosphat- und Gesamtphosphor-Konzentrationen zeigen für die Seen KA 39 und KA 41 einen einheitlichen Verlauf. Dabei ist das pflanzenverfügbare Orthophosphat nur in Spuren oder unterhalb der Nachweisgrenze vorhanden. Auch die Gesamtphosphor-Konzentrationen erreichen nur während der Stagnationsphase über Grund leicht erhöhte Werte bis 0,017 mg/l, die noch einem mesotrophen Gütezustand entsprechen. In den Seen KA 47 und KA 49 wurden für die Orthophosphat- und Gesamtphosphor-Konzentration deutliche Unterschiede zwischen der Stagnations- und der Zirkulationsphase sowie in den beprobten Tiefenbereichen festgestellt. In diesen Seen kommt es während der Stagnation vor allem über Grund unter Sauerstoffarmut zu hohen Phosphat- und Phosphor-Anreicherungen infolge von Rücklösungen aus dem Sediment. Beide Parameter führen in diesen Seen im Mittel zu einem hypotrophen Zustand.

5.2.2.2 Rheinwasser

In einer breiten Zone entlang des Rheins wird die hydrochemische Beschaffenheit des Grundwasser sowohl im OKL als auch im MKL entscheidend durch Rheinuferfiltrat geprägt, weshalb auch das Rheinwasser zweimal untersucht wurde (Tab. 7). Außerdem wurden die Wasseranalysen des Rheins herangezogen, die von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg am Pegel Maxau regelmäßig durchgeführt werden.

Das Rheinwasser war – nach Daten der LfU – im Jahr 2001 durch wechselnde, jedoch überdurchschnittliche Mineralisation mit elektrischen Leitfähigkeiten zwischen 318 und 615 µS/cm sowie Konzentrationen von Chlorid mit 18,1 bis 58,3 mg/l, im Mittel 36,5 mg/l und Sulfat mit 19,9 bis 29,4 mg/l, im Mittel 26 mg/l geprägt.

Die wichtigsten Parameter zur hydrochemischen Charakterisierung des Rheinwassers sind Tab. 7 zu entnehmen.

Chlorid, das keinem Abbau unterliegt und das nicht adsorbiert wird, ist zum Nachweis von Rheinuferfiltrat besonders geeignet. Allerdings weisen die heutigen Chlorid-Konzentrationen des Rheins um 20 mg/l (Tab. 7) keinen Kontrast zu dem aus Niederschlag neugebildeten Grundwasser auf, so dass der Nachweis von jungem Rheinuferfiltrat schwierig ist. Früher führte der Rhein jedoch aufgrund von Einleitungen der elsässischen Kaliminen sehr hohe Chlorid-Konzentrationen von über 200 mg/l. Diese sind allerdings als Ergebnis des Chloridübereinkommens zwischen den Anliegerstaaten seit Mitte der 80er Jahre stark zurückgegangen (Abb. 20).

5.2.2.3 Weitere oberirdische Gewässer

Das in Kapitel 4 beschriebene Grundwasserfließsystem belegt komplexe Wechselbeziehung zwischen dem Grundwasser und den oberirdischen Gewässern. Um, neben dem Rhein, weitere Zusammenhänge des Grundwassers mit den Oberflächengewässern erkennen zu können, wurden auch die ehemaligen Baggerseen KA 40 und KA 48 sowie der Rheinniederungskanal, das Östliche Herrenwasser, die Alb und der Altrheinarm hydrochemisch und isopenhydrologisch untersucht (Verlauf der Gewässer und Lage der Probenahmestellen vgl. Abb. 1).

Stillgelegte Seen KA 40 und KA 48

See KA 40 liegt im Einzugsgebiet des Baggersees KA 39, See KA 48 im Zustrom zu See KA 49. Alle untersuchten Parameter zeigen Konzentrationen, wie sie auch in den betriebenen Baggerseen gemessen wurden.

Rheinniederungskanal

Die Hydrochemie des Wassers im Rheinniederungskanal entspricht weitgehend der Beschaffenheit des Grundwassers im OKL (und etwa der des MKL) in seinem Einzugsgebiet, für das er Vorflutfunktion aufweist. Das hydrochemische Milieu im Rheinniederungskanal ist jedoch oxidierend mit

| Messstele | Natrium (mg/l) | | Kalium (mg/l) | | Chlorid (mg/l) | | Sulfat (mg/l) | | Ammonium (mg/l) | | Nitrat (mg/l) | | Nitrit (mg/l) | | Eisen (mg/l) | | Mangan (mg/l) | |
|--------------|----------------|------|---------------|------|----------------|------|---------------|------|-----------------|------|---------------|------|---------------|------|--------------|------|---------------|-------|
| | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 | 8/01 | 3/02 |
| Rhein, Maxau | 11,1 | | 2,2 | | 16,0 | 21,9 | 26,5 | 20,7 | 0,03 | 0,08 | 5,0 | 8,5 | 0,03 | 0,11 | 0,15 | | 0,012 | 0,026 |

Tab. 7: Ausgewählte hydrochemische Parameter des Rheinwassers

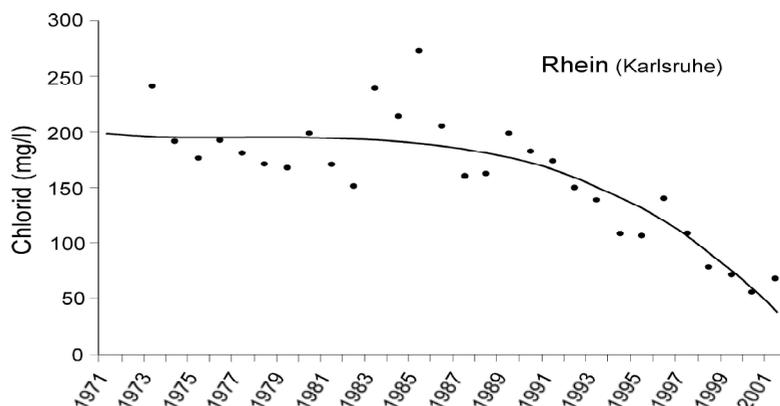


Abb. 20: Entwicklung der Chlorid-Konzentration (Jahresmittelwerte) im Rhein bei Karlsruhe (Quelle: LfU)

Sauerstoff-Konzentrationen von 4,8 bis 5,9 mg/l sowie geringen Eisen-, Mangan- und Ammonium-Konzentrationen.

Östliches Herrenwasser

Dieser Wassergraben verläuft östlich des Sees KA 39 entlag dem Hochgestade und dient als Vorflut für das von Osten zuströmende Grundwasser. Dem entsprechend gleicht die hydrochemische Beschaffenheit des Östlichen Herrenwassers weitgehend derjenigen des Grundwassers.

Alb

Die Alb bzw. der Albüberleitungskanal fließt zwischen den Seen KA 47 und KA 48 hindurch und ist vor der Mündung in den Rhein an dessen Nordende mit dem See KA 47 verbunden. Auf diesem Wege ist ein Schiffsverkehr zwischen Rhein und See möglich. Bei Hochwasser strömt Rhein- und Albwasser zurück in den See.

Die Untersuchungsergebnisse zeigen, dass die hydrochemische Zusammensetzung des Albwassers weitgehend der Beschaffenheit des Grundwassers im Einzugsgebiet des Sees KA 47 entspricht. Die Verhältnisse im Albwasser sind allerdings oxidierend mit Sauerstoff-Konzentrationen im Bereich der Sättigung und geringen Eisen-, Mangan- und Ammonium-Konzentrationen. Das Albwasser wurde jedoch nicht auf spezielle Abwasser-Inhaltsstoffe untersucht.

Altrheinarm

Der Altrheinarm beginnt südwestlich des Sees KA 49, verläuft östlich um den See KA 49 und mündet nach Dükerung des Pfinzentlastungskanal in den Rheinniederungskanal.

Das Wasser des Altrheinarms weist Werte für Gesamthärte, Hydrogenkarbonat und Sulfat auf, wie

sie durchschnittlich auch in den Grundwässern des OKL und des MKL auftreten. Die Chlorid-Konzentration belegt einen Anteil von Rheinuferfiltrat. Das Wasser ist mit geringen Sauerstoff- sowie etwas erhöhten Eisen- und Mangan-Gehalten schwach reduzierend. Ammonium war nicht nachweisbar.

5.3 Isotopenhydrologische Untersuchungen

5.3.1 Niederschlag

Zur Charakterisierung des aus lokalem Niederschlag gebildeten Grundwassers sind Isotopengehaltmessungen an Niederschlagsproben erforderlich. Die hierfür notwendigen Messergebnisse wurden bereits im Rahmen anderer Projekte ermittelt.

Für den Niederschlag im Untersuchungsgebiet liegen für den Zeitraum Januar 1981 bis Dezember 2001 folgende $\delta^{18}\text{O}$ - und $\delta^2\text{H}$ -Mittelwerte und Variationsbereiche vor (Niederschlagsstation Karlsruhe, JODOCY 2003):

| Mittelwert | Variationsbreite (max, min) |
|---------------------------------|-----------------------------|
| $\delta^{18}\text{O}$: -7,87 ‰ | -1,69 bis -14,30 ‰ |
| $\delta^2\text{H}$: -55,7 ‰ | -14,3 bis -107,0 ‰ |

Die Gehalte an stabilen Isotopen schwanken jahreszeitlich. Im Winter treten niedrigere, im Sommer höhere Werte auf. Da die Winterniederschläge mit niedrigen $\delta^{18}\text{O}$ - und $\delta^2\text{H}$ -Werten bevorzugt zur Grundwasserneubildung beitragen, werden im lokal gebildeten Grundwasser $\delta^{18}\text{O}$ -Werte von etwa -8,40 ‰ angetroffen.

Die $\delta^2\text{H}/\delta^{18}\text{O}$ -Wertepaare gruppieren sich generell auf einer so genannten **lokalen Niederschlagsgeraden (Lokal Meteoric Water Line = LMWL)**, vgl. Abb. 23), die durch die folgende Gleichung beschrieben wird:

$$\delta^2\text{H} = 8,0 \delta^{18}\text{O} + 8,0$$

Der Niederschlag der Wetterstation Karlsruhe des Deutschen Wetterdienstes wird seit 1981 im Rah-

men des weltweiten IAEA-Messnetzes auf seinen Tritiumgehalt untersucht. Es liegen Messwerte von 1981 bis 1999 vor. Komplettiert wird diese Zeitreihe einerseits durch Tritiumgehalte vor 1961 aus Wien und Ottawa sowie nach 1999 vom Kahlen Asten, dem zweithöchsten Berg (841 m ü NN) im Rothaargebirge westlich von Kassel. Derzeit kann von Tritiumwerten um 10 TU in den Niederschlägen ausgegangen werden.

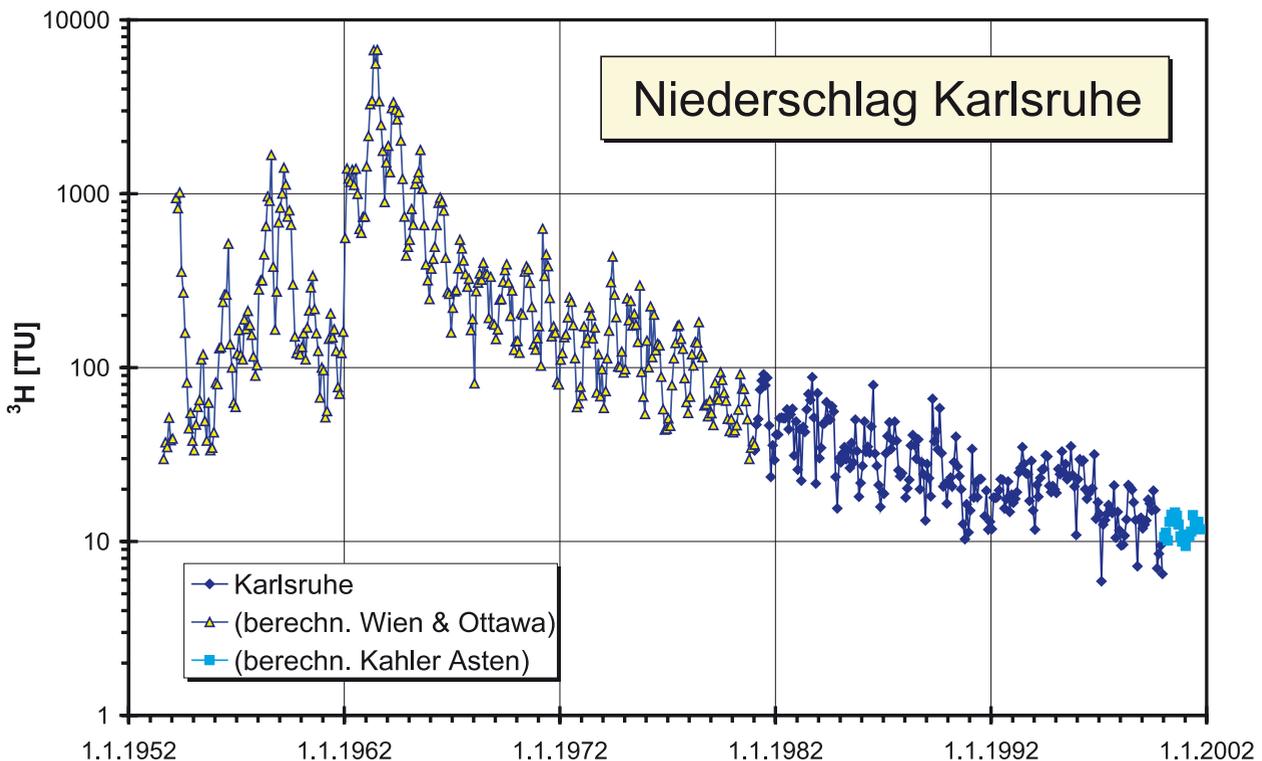


Abb. 21: Tritiumgehalte des Niederschlags verschiedener Stationen in Mitteleuropa und Kanada

5.3.2 Oberflächengewässer

5.3.2.1 Baggerseewasser

Die Baggerseewässer weisen als Folge von Verdunstungseffekten gegenüber dem zuströmenden Grundwasser deutlich erhöhte Gehalte an schweren stabilen Isotopen auf (Isotopenfraktionierung). Diese Anreicherung, die an der Seeoberfläche erfolgt, ist beispielhaft aus den Tiefenprofilen der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte im See KA 41 ersichtlich (Abb. 22). Ausgehend von einer weitgehend ausgeglichenen Isotopengehaltsverteilung im See am Ende der Zirkulationsphase im April und Mai 2001 (Mittelwert $\delta^{18}\text{O} = -4,99 \text{ ‰}$

bzw. $-4,98 \text{ ‰}$ und $\delta^2\text{H} = -44,5 \text{ ‰}$ bzw. $-44,2 \text{ ‰}$) ist im Sommer mit zunehmender Erwärmung des Seewassers im oberflächennahen Bereich eine Schichtung mit Anreicherung der schweren Isotope als Folge der Verdunstung von Seewasser erkennbar, die dem Temperaturprofil des Sees entspricht.

Nach Ausbildung der Sprungschicht ist ab Juni 2001 unterhalb von 5 m und zuletzt noch im November am Seeboden eine Abnahme der $\delta^{18}\text{O}$ -Gehalte mit der Tiefe durch zuströmendes Grundwasser zu erkennen. Mit Beginn der Herbstzirkulation im September wandert die Sprungschicht in die Tiefe und erreicht im November 15 m. In den Monaten Dezember 2001 bis März 2002 weisen die

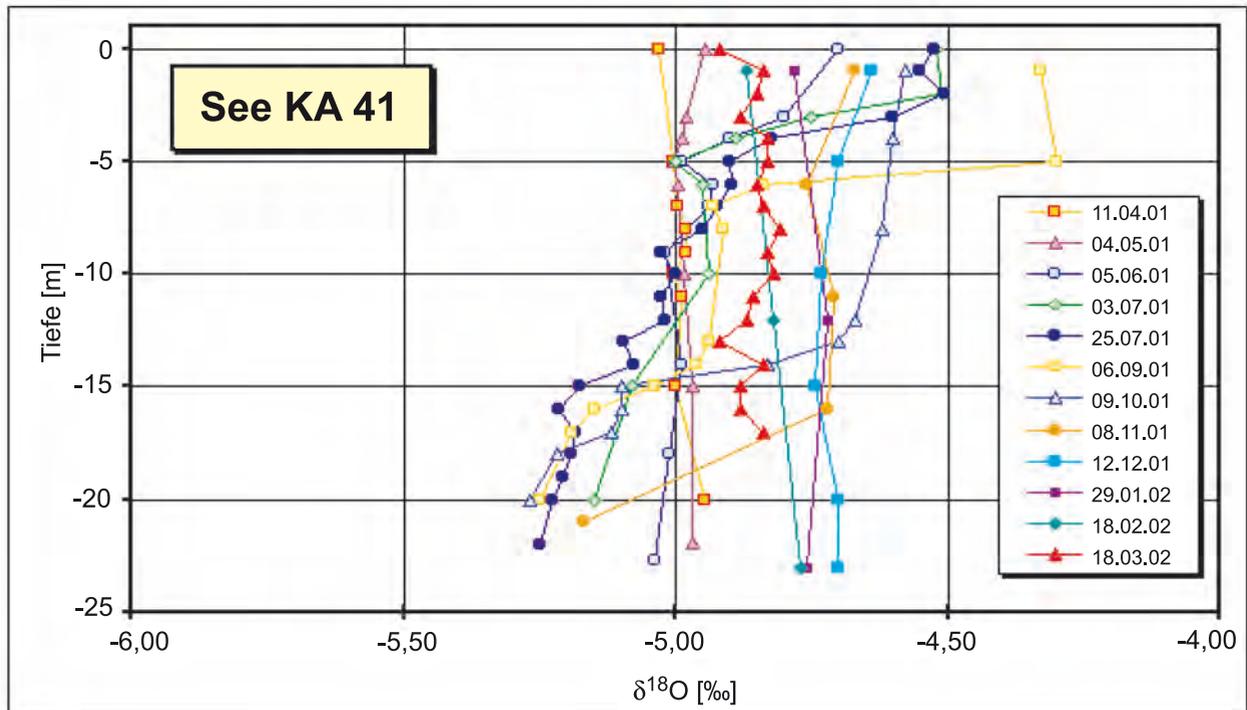


Abb. 22: Tiefenprofile der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte im See KA 41

Isotopenprofile infolge der Vollzirkulation des Seewassers wieder eine über die gesamte Seetiefe ausgeglichene Isotopenverteilung auf.

Die Isotopen-Wertepaare des Seewassers liegen aufgrund der beschriebenen Fraktionierungsprozesse im $\delta^2\text{H}/\delta^{18}\text{O}$ -Diagramm auf einer Verdunstungsgeraden. Diese ist für die Monatsmittelwerte der Seewässer, zusätzlich die Werte einer tiefenorientierten Beprobung und für Einzelwerte aus den stillgelegten Seen KA 40 und KA 48 in Abb. 23 dargestellt.

Für die Seen KA 41 und KA 39 liegen Isotopen-Wertepaare am weitesten von der Niederschlagsgeraden entfernt. Dies deutet auf eine hohe Verdunstung und einen geringen Austausch mit dem Grundwasser hin. Für See KA 49 liegen die Isotopen-Wertepaare deutlich näher an der Niederschlagsgerade. Dieser See läuft zumindest zeitweise in den benachbarten Altrhein über. Dies bedingt einen relativ hohen Zufluss von Grundwasser und damit eine geringe Auswirkung von Verdunstungseffekten. Der See KA 47 wird von der Alb durchflossen. Der ständige Zufluss von Oberflächenwasser verhindert die Anreicherung schwerer Isotope.

In den Baggerseen, deren Wasser nach den Chlorid-Gehalten Anteile von Rheinuferfiltrat aufwei-

sen (Abb. 16), ist mit den stabilen Isotopen kein isotopisch leichteres Rheinuferfiltrat (Kap. 5.3.2.2) nachzuweisen, da diese Signatur durch die Verdunstungseffekte überdeckt wird.

Die Wertepaare der stillgelegten Seen KA 40 und KA 48 befinden sich in Abb. 23 im mittleren Bereich der Verdunstungsgeraden. Dies ist auf einen höheren Anteil an Rheinuferfiltrat als im See KA 41 zurückzuführen.

Aus der Änderung der Isotopengehalte während der Vollzirkulation können die Grundwasseraustauschraten abgeschätzt werden (Kap. 5.3.4). Ausgenommen hiervon sind allerdings die Baggerseen, bei denen eine Beimischung von Oberflächenwasser in nicht erfassbarer Menge erfolgt.

Die Tritiumgehalte zeigen in den Seen keine ausgeprägte Schichtung. Die Verteilung von Tritium im Seewasser wird durch die Zuflussraten der beteiligten Komponenten, deren Tritiumgehalt und der Verweilzeit des Wassers im See gesteuert.

Aus den seit 1981 für den See KA 40 vorliegenden Messwerten geht hervor, dass in diesem See früher sehr hohe Tritiumgehalte vorlagen, die nicht durch lokale Einträge aus Niederschlag oder Rhein-

uferfiltrat, sondern (wie beim See KA 39) durch Zuflüsse von hoch tritiumhaltigem Abwasser verursacht wurden. Vermutlich besteht bei Hochwasser ein Zufluss aus dem Rheinniederungskanal.

Anhand der gemessenen Tritium-Tiefenprofile in den Seen KA 40 und KA 48 mit Mittelwerten von 18,3 und 15,8 TU ist ein Zufluss von tritiumfreiem Grundwasser aus dem MKL nicht zu erkennen.

Zusammenfassend wird festgestellt, dass die untersuchten Baggerseewässer (Ausnahme See KA 47) infolge der Verdunstung durch die angereicherten Gehalte an stabilen Isotopen deutlich markiert sind. Dadurch kann das abströmende Seeuferfiltrat in seiner räumlichen Ausbreitung und Menge sicher verfolgt werden.

Bei See KA 39 ist der Grundwasserabstrom auch durch erhöhte Tritiumgehalte gekennzeichnet (Kap. 5.3.3).

5.3.2.2 Rheinwasser

Die durchschnittlichen Werte des Rheinwassers bei Karlsruhe liegen für $\delta^{18}\text{O}$ bei $-10,5\text{‰}$ und für $\delta^2\text{H}$ bei $-76,2\text{‰}$ (Abb. 24). Das Rheinwasser ist auf Grund des überwiegend alpinen Einzugsgebiets durch den Höheneffekt deutlich isotopisch markiert. Im Jahresverlauf treten die niedrigsten $\delta^2\text{H}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Werte in den Sommermonaten auf. Die Ursache liegt in der in den Alpen Ende Mai einsetzenden und bis in den Spätsommer anhaltenden Schneeschmelze, die in dieser Zeit

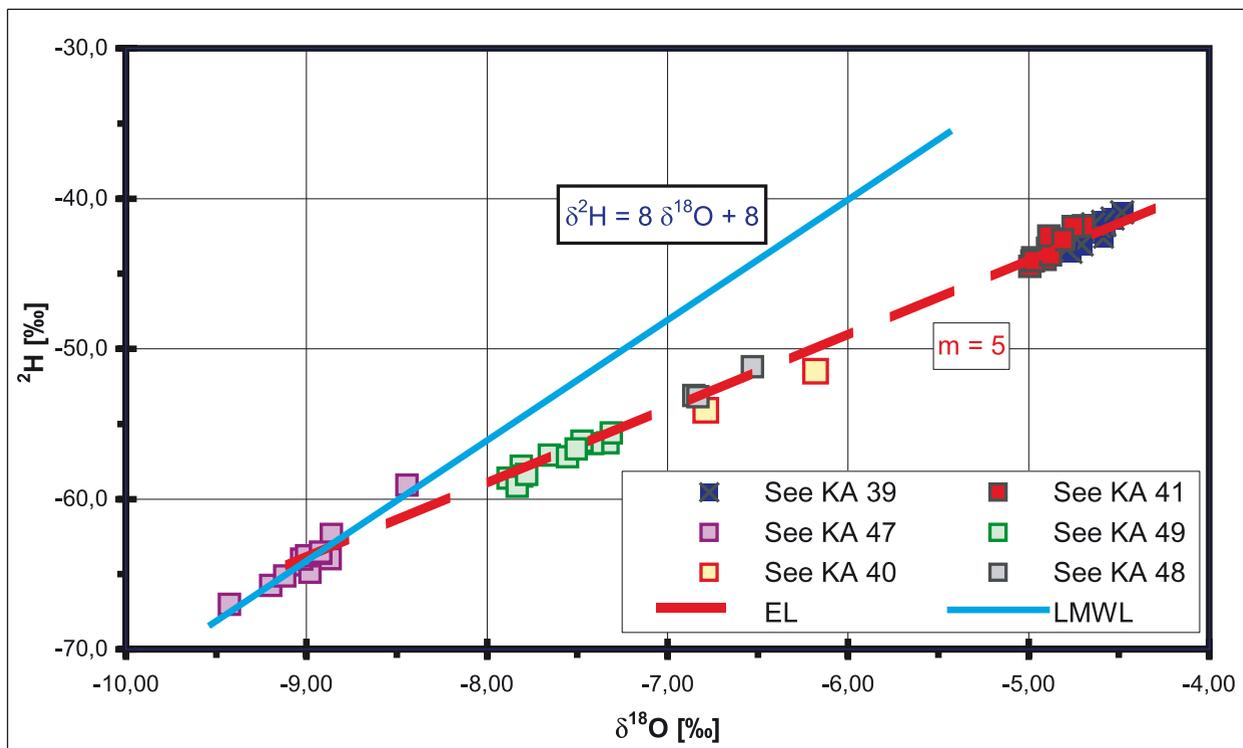


Abb. 23: $\delta^2\text{H} / \delta^{18}\text{O}$ -Diagramm (Monatsmittelwerte) von Seewässern

zur erhöhten Wasserführung des Rheins führt. Die Einflüsse der Rhein-Zubringer mit tieferen Einzugsgebieten, die isotopisch hauptsächlich durch Winterniederschläge geprägt werden, sind in der $\delta^{18}\text{O}$ -Ganglinie des Rheinwassers zwar erkennbar, bleiben aber ohne wesentlichen Einfluss auf den Jahresgang.

Um eine Vorstellung der Tritiumgehalte des Rheins in den 60er und 70er Jahren zu erhalten, wurden die mit einem Tritium-Modell errechneten und als Grafik in WEISS & ROETHER (1975) veröffentlichten Werte übernommen (Abb. 25). Der dargestellte Verlauf der Tritiumkonzentration zeichnet die Ganglinie des Tritiums im Niederschlag in Mitteleuropa

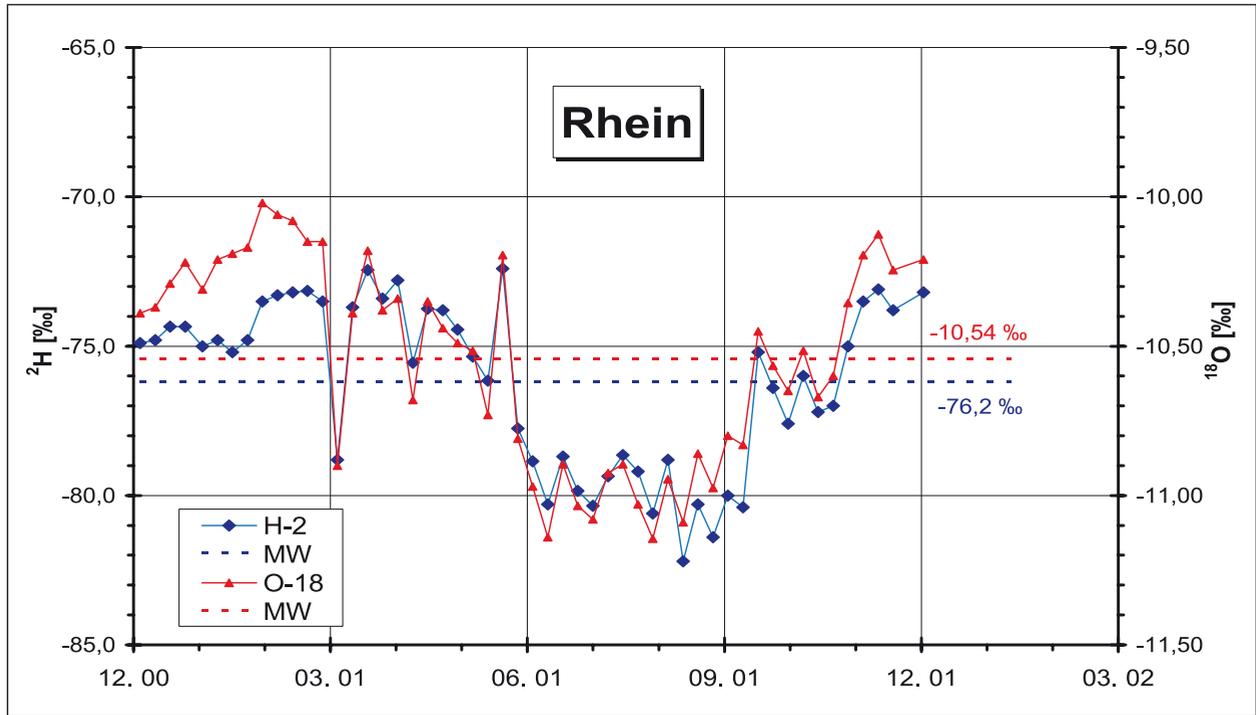


Abb. 24: Gehalte der stabilen Isotope des Rheinwassers bei Karlsruhe

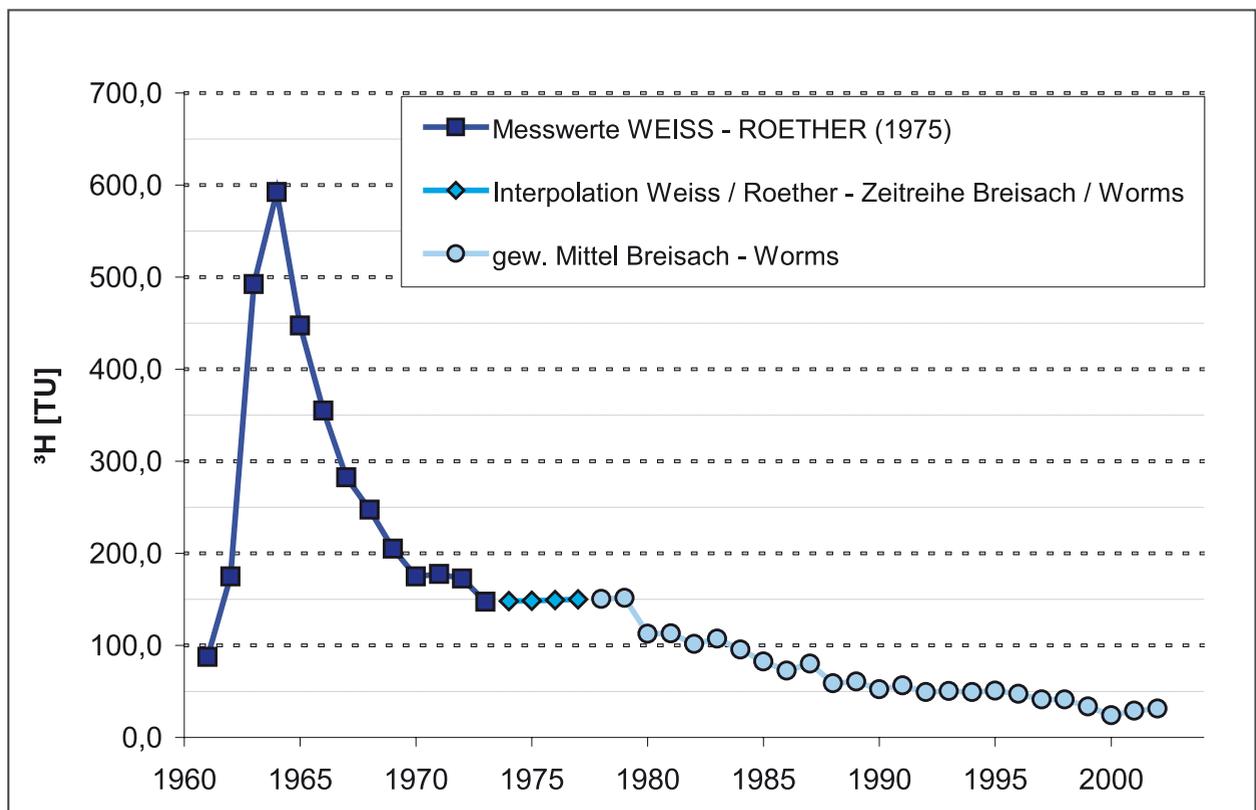


Abb. 25: Tritiumgehalte des Rheinwassers 1961–2002

in abgeschwächter und geglätteter Form nach. Gemessene Spitzenwerte des Rheins waren 1963 nahezu 1000 TU. Hohe Tritiumgehalte treten auch heute auf, wenn die am Rhein gelegenen Kernkraftwerke tritiumhaltige Abwässer im Rahmen der gesetzlichen Regelungen ablassen.

5.3.2.3 Weitere Fließgewässer

Rheinniederungskanal

Die Ergebnisse der Isotopengehaltsmessungen verdeutlichen die Vorflutfunktion des Rheinniederungskanals für das Grundwasser im Oberen Kieslager beidseitig des Kanals in weiten Bereichen des Untersuchungsgebiets (Abb. 26). Vom See KA 41 strömt dem Rheinniederungskanal Seeuferfiltrat zu. Eine Abschätzung anhand der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte ergibt einen Seewasseranteil von 25 %.

Anhand unterschiedlicher Tritiumgehalte in den Anströmungsbereichen kann belegt werden, dass das Grundwasser auch im MKL beidseitig dem Rheinniederungskanal zuströmt.

Wie bereits erwähnt, wurden in den Rheinniederungskanal bis Mai 2001 Abwässer des Kernforschungszentrums Karlsruhe mit sehr hohen Tritiumgehalten eingeleitet. So wurden im Zeitraum 1968–1997 Tritiumgehalte bis rd. 70 000 TU gemessen (BONKA & FEITEN 1997). Derzeit weist das Wasser im Kanal noch ^3H -Gehalte von 15 bis 35 TU auf (Abb. 27).

Östliches Herrenwasser

Aus den $\delta^2\text{H}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Mittelwerten von $-59,8$ ‰ und $-8,36$ ‰ sowie einem ^2H -Exzess von 7,7 ‰ ergibt sich, dass der Abfluss des Östlichen Herrenwassers hauptsächlich von aus lokalem Niederschlag gebildetem Grundwasser gespeist wird (Abb. 26).

Die gegenüber dem derzeitigen Niederschlag erhöhten Tritiumwerte von über 30 TU im Östlichen Herrenwasser werden durch einen Zufluss von älterem, durch tritiumhaltige Abwässer kontaminiertem Grundwasser erklärt.

Alb

Das dem See KA 47 zufließende Albwasser mit einem $\delta^{18}\text{O}$ -Mittelwert von $-8,75$ ‰ besteht überwiegend aus Niederschlagswasser bzw. lokal aus Niederschlag gebildetem Grundwasser (Abb. 26). Das Albwasser beeinflusst die vertikale Verteilung der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte im See KA 47, so dass der Verdun-

stungseffekt im See wenig ausgeprägt ist. Der Jahresgang der Isotopengehalte des Albwassers findet sich im oberflächennahen Seekörper wieder. Nach den Isotopengehalten wird das Verhältnis von Alb- und Seewasser vom Wasserstand des Rheins gesteuert.

Der Tritiumgehalt des Albwassers von 15 TU liegt geringfügig über dem Wert des benachbarten Seewassers KA 47 mit 13 TU.

Altrheinarm

Das Wasser des Altrheinarms beim See KA 49 wurde an zwei Beprobungsstellen untersucht. Während das Wasser vom westlichen Entnahmepunkt (Abb. 1) nach den $\delta^{18}\text{O}$ -Werten von $-9,81$ ‰ und dem Tritium-Gehalt von 19,6 TU wesentliche Anteile von Rheinuferfiltrat enthält, ergaben die $\delta^2\text{H}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Werte für die östliche Entnahmestelle Anteile von etwa 70 % Seewasser, das oberhalb der Probenahmestelle überwiegend oberirdisch in den Altrheinarm überfließt.

5.3.3 Grundwasser im Zu- und Abstrombereich der Baggerseen

Isotopengehaltsmessungen erlauben eine eindeutige Zuordnung der beprobten Grundwassermessstellen zum Zu- oder Abstrombereich der Baggerseen.

Die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte der Oberflächen- und der Grundwässer im OKL bei der Stichtagsbeprobung März 2002 sind aus Abb. 26 ersichtlich. Die Untersuchung zur Probenahme vom August 2001 ergab ähnliche Werte.

Die Verbreitung des Rheinuferfiltrats ist an den relativ niedrigen $\delta^{18}\text{O}$ -Werten von unter -10 ‰ deutlich zu erkennen. Seine Einflüsse reichen bis zum See KA 41, wo das Grundwasser aus GWM KA 41-1b mit einem $\delta^{18}\text{O}$ -Wert von $-8,95$ ‰ noch etwa 30 % Rheinuferfiltrat enthält. Alle anderen Baggerseen weisen sehr hohe Anteile von Rheinuferfiltrat auf.

Mit Hilfe der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte wurde auch nachgewiesen, dass das Wasserwerk Tiefgestade im OKL und im MKL aus südlicher bis westlicher Richtung angeströmt wird und über 90 % Rheinuferfiltrat fördert (Untersuchungen zur Abgrenzung des Wasserschutzgebiets, LGRB 2001, 2003). Damit konnte die frühere Annahme eines Zustroms aus Richtung See KA 41 nicht bestätigt werden.



Während die $\delta^{18}\text{O}$ -Variationen der Grundwässer im MKL innerhalb der Messgenauigkeit liegen, schwanken die Werte im OKL infolge unterschiedlicher Anteile von Rheinuferfiltrat messbar. Dabei variieren die $\delta^2\text{H}/\delta^{18}\text{O}$ -Wertepaare auf der Niederschlagsgeraden.

Die mit etwa 20 TU gegenüber dem aktuell aus Niederschlägen neugebildeten Grundwasser leicht erhöhten Tritiumgehalte im OKL sind ebenfalls durch Anteile von Rheinuferfiltrat verursacht (Abb. 27).

Die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte für das östlich von Altrhein und Rheinniederungskanal aus Niederschlag neugebildete Grundwasser liegen zwischen $-8,03\text{‰}$ und $-8,39\text{‰}$ (GWM B26F, Abb. 26). Der See KA 39 enthält neben Rheinuferfiltrat auch Anteile dieser Komponente.

Die meisten Tritiumwerte der Grund- und Oberflächenwässer liegen im unauffälligen Bereich von 10 bis 16 TU (Abb. 27). Die niedrigen Werte von 4 bis 5 TU in den Messstellen GWM B26F südlich des Sees KA 39 und GWM KA 49-1b südlich des Sees KA 49 sind durch aufsteigendes tritiumfreies Grundwasser aus dem MKL bedingt. Die stark erhöhten Tritiumwerte der Messstellen GWM B28F (1238 ± 83 TU) und GWM B30F ($36,7 \pm 2,9$ TU) östlich des Sees KA 41 und des Rheinniederungskanals werden auf hier abgeleitete tritiumhaltige Abwässer zurückgeführt (Kap. 5.3.2.3). Entsprechend der zur Tiefe hin abnehmenden Druckhöhe werden am Hochgestade unter dem Kanalbereich auch im MKL erhöhte Tritiumwerte angetroffen (Abb. 30).

In den meisten Grundwassermessstellen des MKL wurde tritiumfreies, vor 1960 aus den regionalen Niederschlägen gebildetes Grundwasser angetroffen (Abb. 30). In Rheinnähe sind die Tritiumgehalte jedoch mit 13 bis 27 TU durch Anteile von älterem Rheinuferfiltrat erhöht (Tritium-Ganglinie des Rheinwassers in Abb. 25).

5.3.4 Austauschraten zwischen Grundwasser und Seewasser

Die Berechnungsgrundlagen der Austauschraten zwischen Baggersee und Grundwasser sind ausführlich in LGRB (2000) dargestellt. Hydraulisch wird die Austauschrate nach dem Gesetz von DARCY ermittelt. Hierbei ist jedoch die Kolmation in

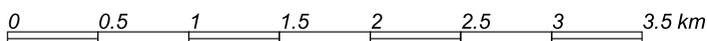
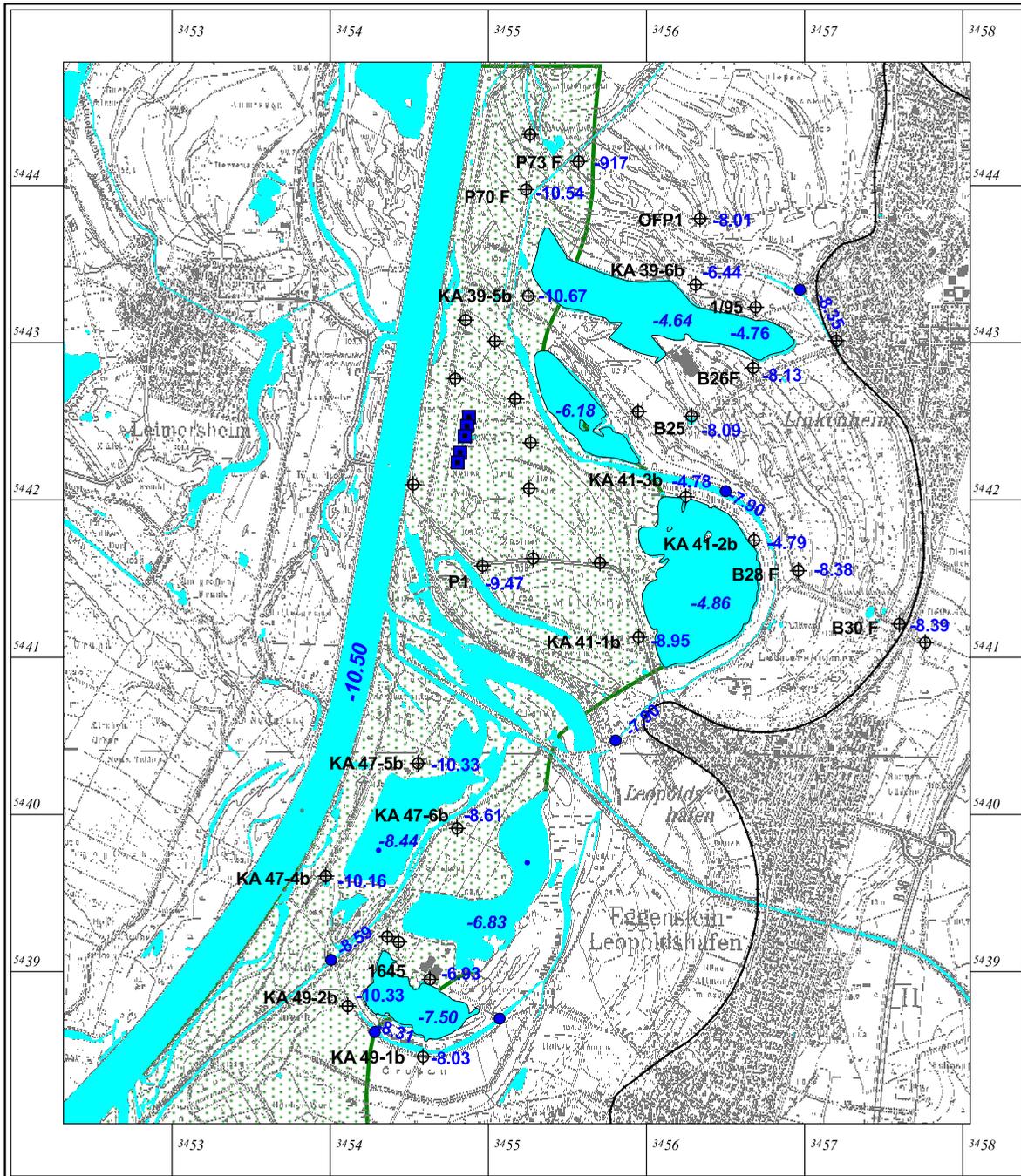
Ermangelung konkreter Daten nur schwer zu berücksichtigen, so dass meist zu hohe Zustromraten errechnet werden. Der Grundwasserzustrom zum Baggersee kann zuverlässiger auch mit Hilfe der $\delta^2\text{H}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Werte von See- und Grundwasser abgeschätzt werden.

Die zeitliche und tiefenabhängige Entwicklung der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte ist aus der 3D-Darstellung in Abb. 31 ersichtlich. Die roten und orangen Bereiche zeigen die Anreicherung der ^{18}O -Gehalte durch Verdunstung an der Seeoberfläche. Nach Ausbildung der Sprungschicht im Juni 2001 unterhalb von 5 m ist eine Abnahme des Isotopengehalts mit der Tiefe durch Mischung mit zuströmendem Grundwasser zu erkennen. Dieser Grundwasserzufluss im Hypolimnion während der Stagnation wird durch den blauen Bereich, die Vollzirkulation in den Monaten Dezember 2001 bis März 2002 durch den einheitlich gelben und grünen Bereich repräsentiert. Während der Vollzirkulationsphase nehmen die Mittelwerte von $\delta^{18}\text{O}$ und $\delta^2\text{H}$ von $-4,69\text{‰}$ und $-41,8\text{‰}$ (12.12.2001) auf $-4,82\text{‰}$ und $-42,7\text{‰}$ (18.03.2002) ab. Dies ist sowohl auf die Zumischung von gegenüber dem Seewasser isotopisch leichterem Winterniederschlag als auch auf den Zufluss von Grundwasser mit ebenfalls leichten Isotopengehalten zurückzuführen. In gleichem Maße strömt isotopisch schwereres Seewasser ab.

Erfahrungsgemäß spielt der Niederschlagseintrag für die Höhe des Isotopengehalts im Seewasser eine untergeordnete Rolle. Bei Vernachlässigung dieser Komponente ergibt sich für das Grundwasser eine maximale Zuflussrate.

Mit einer Mischungsrechnung für den Zeitraum von Dezember bis März mit den Endgliedern Seewasser und Grundwasser im OKL (Zustrommesstelle GWM KA 41-1b: $\delta^{18}\text{O} = -8,94\text{‰}$) wird, bezogen auf das Seevolumen, ein Zustrom von 3 % ermittelt. Für die Deuterium-Gehalte ergeben sich 4,5 %. Bei dem derzeitigen Seevolumen von $V = 7,2$ Mio m^3 entspricht ein Wasseraustausch von 4 % in 3 Monaten einer Zufluss- bzw. Austauschrate von 1,15 Mio. m^3/a oder 35 l/s.

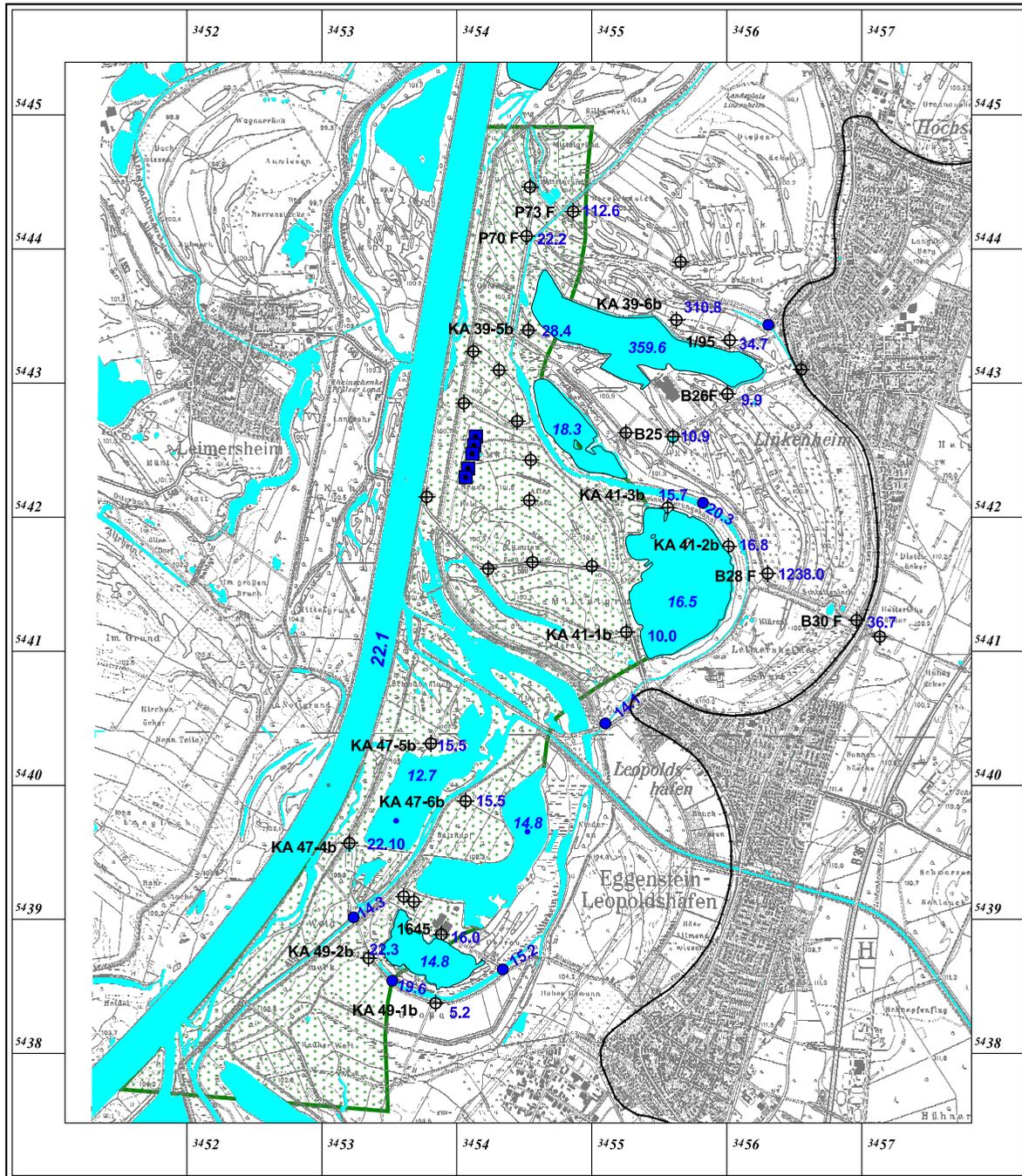
Da die Bedingungen der Vollzirkulation nur über drei Monate bestanden, sind die Veränderungen der Isotopengehalte durch den Grundwasserzufluss aber gering und damit die Berechnung ungenau. Insgesamt ergibt sich aus den Isotopendaten ein im Vergleich zur Seegröße relativ kleiner Grundwasserzufluss.



Legende:

- Ka 47-4b ⊕ -10.53 GWM im Oberen Kieslager mit Sauerstoff18 -Gehalten ($\delta^{18}\text{O}\text{‰}$) im März 2002
- Brunnen WW Tiefgestade
- -8.59 Messpunkt am Fließgewässer
- ∧ Hochgestade
- ▨ Verbreitung von Rheinuferfiltrat

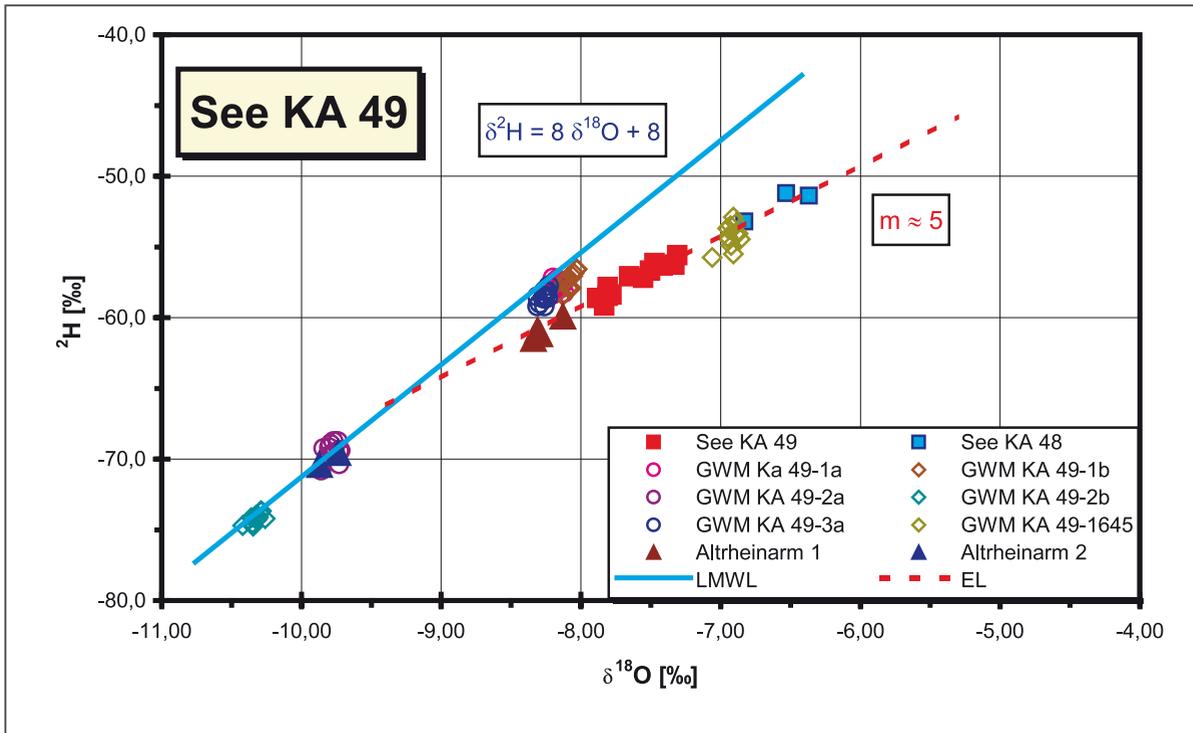
Abb. 26: Verteilung der $\delta^{18}\text{O}$ -Gehalte im Oberen Kieslager (März 2002)



Legende:

- Ka 47-4b ⊕ 22.10 GWM im Oberen Kieslager mit Angabe der Tritium-Gehalte (TU) im März 2002
- Brunnen WW Tiefgestade
- Messpunkt an Fließgewässer (TU)
- Hochgestade
- ▨ Verbreitung von Rheinuferfiltrat

Abb. 27: Verteilung der Tritium-Gehalte im Oberen Kieslager (März 2002)



EL: Verdunstungsgerade LMWL: lokale Niederschlagsgerade

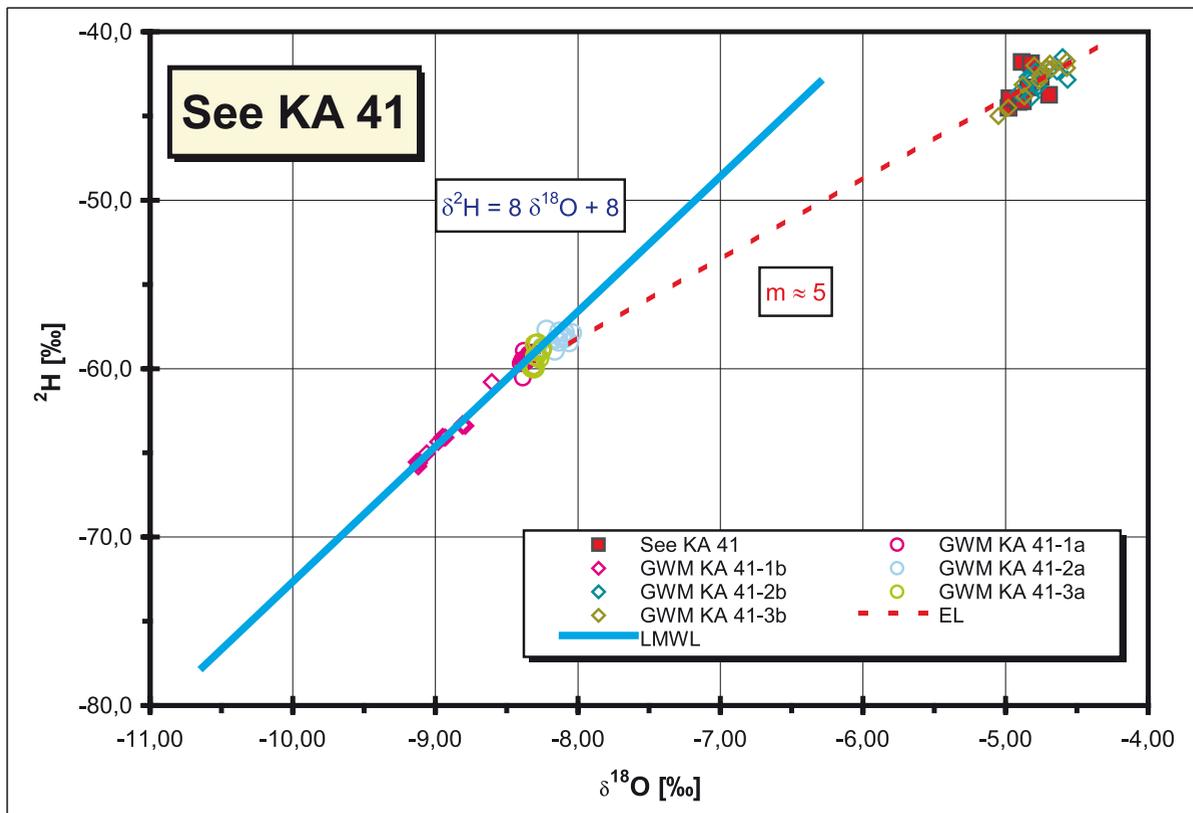
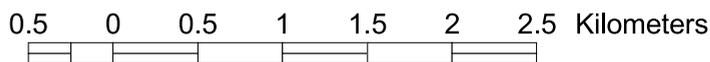
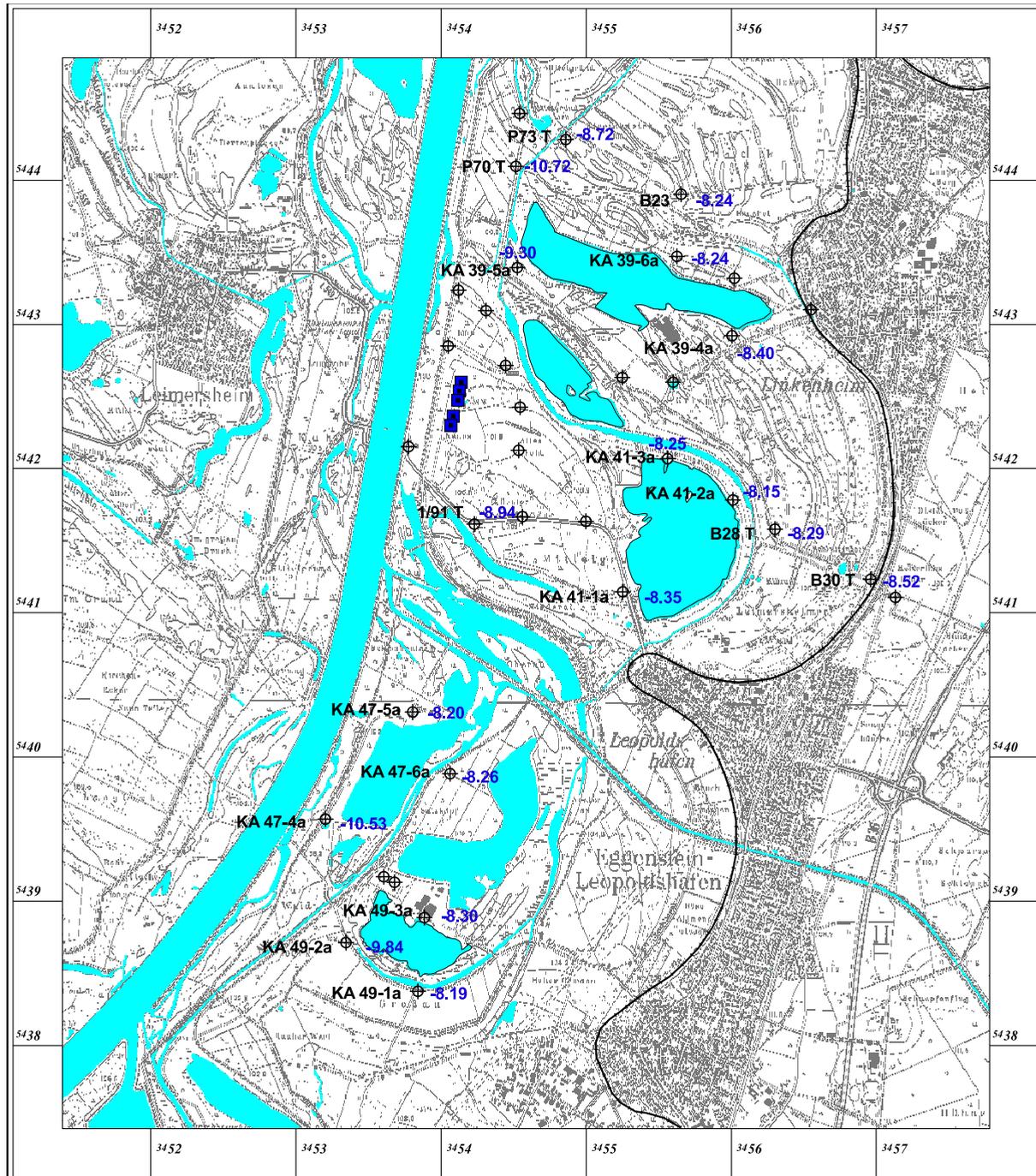


Abb. 28: $\delta^2\text{H}/\delta^{18}\text{O}$ -Diagramme der Grundwässer im Umfeld der Seen KA 41 und KA 49 sowie der Seewässer (KA 41, KA 49 und KA 48)



Legende:

Ka 47-4a ⊕ -10.53 GWM im Mittleren Kieslager mit Sauerstoff-18-Gehalten ($\delta^{18}\text{O}$ in ‰) im März 2002

■ Brunnen WW Tiefgestade — Hochgestade

Abb. 29: Karte der $\delta^{18}\text{O}$ -Gehalte im Mittleren Kieslager (März 2002)

Für den See KA 39 wurde nach dem gleichen Verfahren für den Zeitraum Dezember bis März, allerdings ohne Berücksichtigung gelegentlicher Zutritte aus dem Rheinniederungskanal, ein Anteil von 4 % Grundwasserzufluss am Seevolumen abgeschätzt. Beim derzeitigen Seevolumen von $V = 5,3 \text{ Mio. m}^3$ ergibt sich daraus eine Zuflussrate von etwa $0,8 \text{ Mio. m}^3/\text{a}$ oder 25 l/s .

JODOCY (2003) errechnete unter Berücksichtigung der Niederschlagseinträge in die Seen noch geringere Grundwasser-Zustromraten.

Für den See KA 49 konnte wegen des direkten Überlaufs in den Altrheinarm und für den See KA 47 wegen dessen Anschluss an die Alb keine derartige Berechnung durchgeführt werden. In diesen Fällen wurden die Austauschraten mit dem numerischen Grundwasserströmungsmodell ermittelt.

5.4 Korrelationen zwischen isotopenhydrologischen und hydrochemischen Parametern

In den Abb. 32 bis 37 sind die Konzentration von Chlorid als charakteristische Kenngröße für älteres Rheinuferfiltrat gegen ^2H -Exzess, stabile Isotope und Tritium aufgetragen. Anhand dieser Diagramme lassen sich die bereits in Kap. 5.2 und 5.3 charakterisierten Grundwasserkomponenten besonders deutlich unterscheiden.

Für die Seen KA 39 und KA 41 sind die Chlorid-Konzentrationen von See- und Grundwasser im Verhältnis zu den entsprechenden $\delta^{18}\text{O}$ -Werten aus Abb. 32 und 34 ersichtlich. Das regional aus Niederschlag gebildete Grundwasser, das im OKL und MKL fließt, weist Chlorid-Konzentrationen von wenigen bis etwa 20 mg/l , im MKL meist deutlich unter 10 mg/l auf. Die tritiumfreien und somit alten Wässer des MKL sind anthropogen wenig oder unbeeinflusst. Dagegen lässt das Grundwasser im OKL geringe bis mäßige anthropogene Stoffeinträge erkennen.

Die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte des aus Niederschlag gebildeten Grundwassers liegen im Bereich der Niederschlagswerte zwischen $-8,0$ und $-8,5 \text{ ‰}$. Die

Wässer, die aus einer Mischung von regional gebildetem Grundwasser aus dem OKL (GWM KA 39-5b, GWM P73F, GWM KA 41-1b und GWM P1F) und aus dem MKL (GWM KA 39-4a, GWM KA 39-5a, GWM P73T, GWM P70T und GWM 1/91T) sowie aus Rheinuferfiltrat bestehen, liegen auf einer Mischungsgeraden. Die erhöhten Chlorid-Konzentrationen des Rheinuferfiltrats zeigen, dass es sich um älteres Rheinwasser handelt (Abb. 20). Des Weiteren besteht eine Mischung von regional aus Niederschlag gebildetem Grundwasser und aus Seewasser.

Durch Verdunstung entwickelt sich in den Seen aus den Grundwasserzuflüssen (Rheinuferfiltrat und aus Niederschlag gebildetes Grundwasser) das an stabilen schweren Isotopen angereicherte Seewasser mit $\delta^{18}\text{O}$ -Werten größer als $-5,0 \text{ ‰}$. Die Chlorid-Konzentration der beiden Seewässer von etwa 40 mg/l wird durch älteres Rheinuferfiltrat und Anreicherung als Folge der Verdunstung hervorgerufen.

Das Grundwasser aus der unmittelbar unterstromig am See KA 39 gelegenen Grundwassermessstelle GWM 1/95 besteht zu 100% aus Seeuferfiltrat (Abb. 32). Die Wertepaare der weiter westlich gelegenen GWM KA 39-6b liegen auf der Mischungsgeraden regional gebildetes Grundwasser und Seewasser.

Für den See KA 39 sind in Abb. 33 die Chlorid-Konzentrationen gegen den ^2H -Exzess (d) aufgetragen. Dieser ist folgendermaßen definiert:

$$d = \delta^2\text{H} - 8 \cdot \delta^{18}\text{O} \text{ (‰)}$$

Mit dem ^2H -Exzess-Wert können Verdunstungseffekte aufgezeigt werden. Der regionale Exzess beträgt, unbeeinflusst von Fraktionierungseffekten, $d = 8 \text{ ‰}$.

Die Abbildung zeigt, dass die ^2H -Exzess-Werte als Folge der Verdunstung im Seewasser überwiegend zwischen $-4,0$ und $-6,5 \text{ ‰}$ liegen. Von diesem Seewasser ist auch das Grundwasser in der flachen Messstelle GWM KA39-6b dicht unterstromig des Sees beeinflusst. Die benachbarte tiefe Messstelle GWM KA 39-6a weist dagegen regional aus Niederschlag gebildetes Grundwasser ohne Einfluss von Seewasser auf.

Deutlich zeigt sich der Einfluss von Rheinuferfiltrat in den flachen und tiefen Grundwassermessstellen

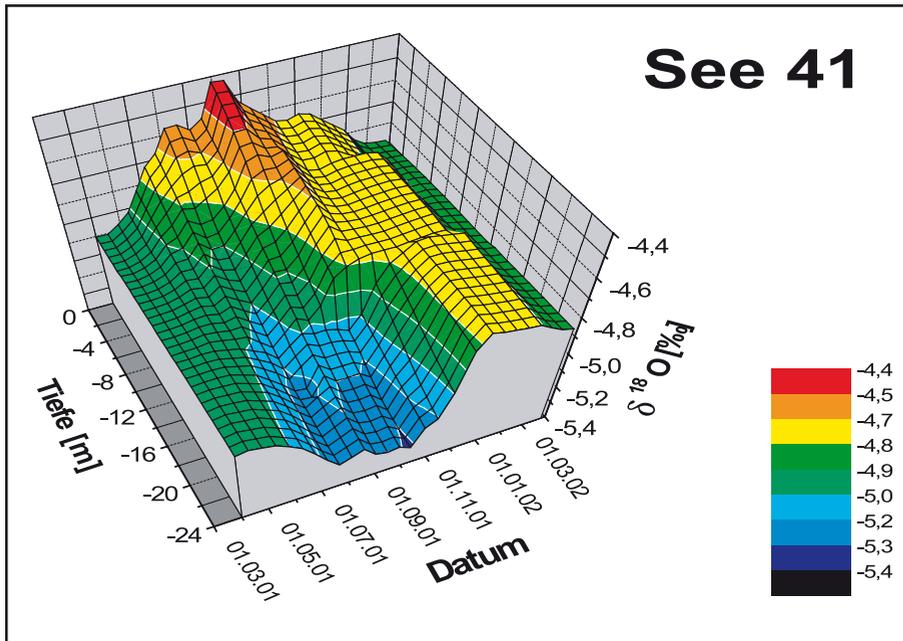


Abb. 31: Blockbild zur zeitlichen und tiefenabhängigen Entwicklung der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte im See KA 41

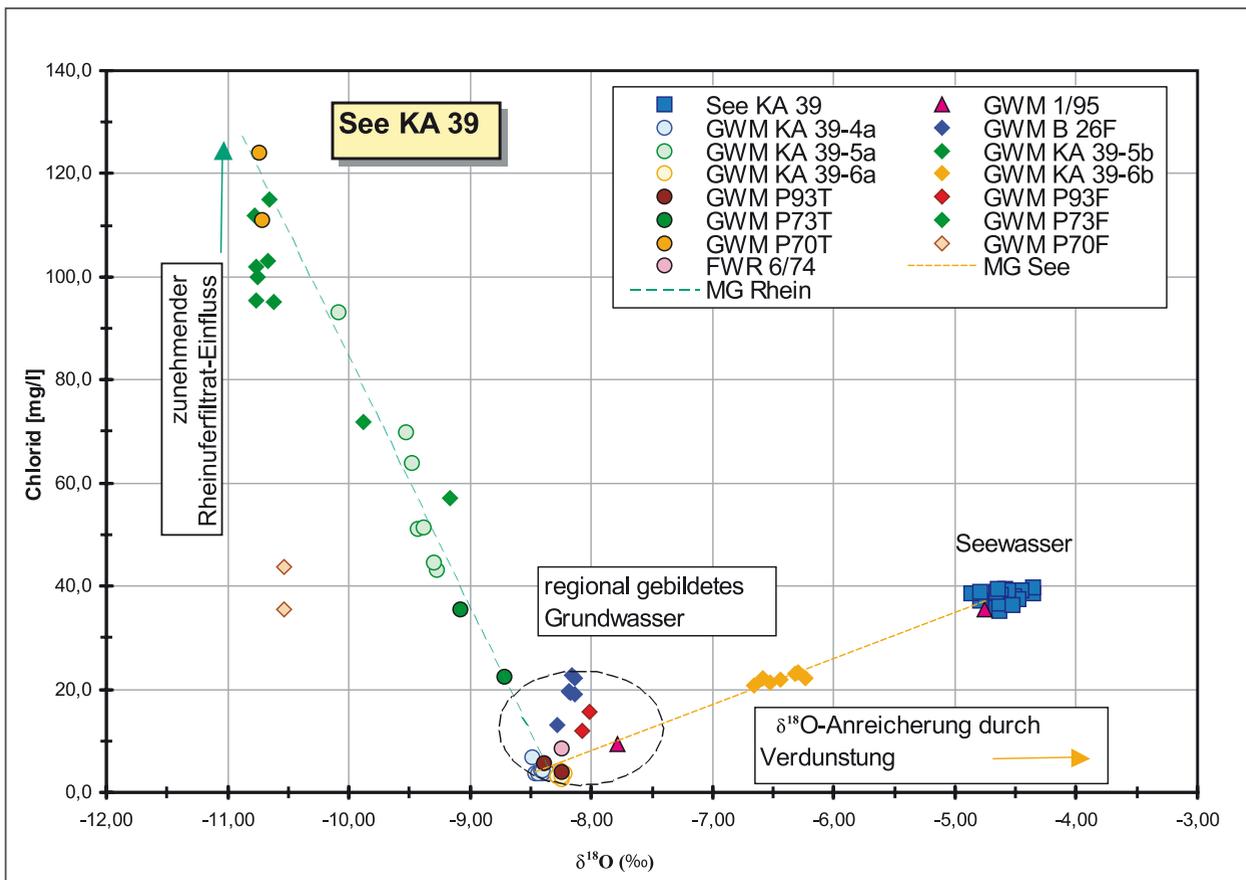


Abb. 32: Korrelation Chlorid/ $\delta^{18}\text{O}$ von See- und Grundwasserproben im Bereich See KA 39



in der Nähe des Rheins. Die ^2H -Exzess-Werte liegen hier zwischen +6,0 und +10,0 ‰. Auf die vom Alter des Uferfiltrats abhängigen Chloridkonzentrationen wurde bereits hingewiesen. Auch bei dieser Darstellung zeigt sich, dass Rheinuferfiltrat im Oberen und im Mittleren Kieslager vorhanden ist.

In Abb. 35 sind die Chlorid-Konzentrationen und die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte des Seewassers KA 47, des Rheins, der Alb und der benachbarten Grundwässer gegeneinander aufgetragen. Ein Teil der Wertepaare für die Seewässer und jene der Grundwässer aus den tiefen Grundwassermessstellen GWM KA 47-5a und GWM KA 47-6a liegen eng zusammen und bilden die Gruppe der aus regionalem Niederschlag gebildeten Grundwässer. Auch die Albwasserwerte liegen im weiteren Bereich des regional gebildeten Grundwassers.

Die Gruppe der Grundwässer aus dem OKL und MKL mit $\delta^{18}\text{O}$ -Werten um -10,5 ‰ und zum Teil Chlorid-Konzentrationen bis über 100 mg/l besteht fast ausschließlich aus Rheinuferfiltrat. Ihre unterschiedlichen Chlorid-Konzentrationen sind Folge des unterschiedlich alten Rheinuferfiltrats. Die meisten Wasserproben des Sees KA 47 liegen auf der Mischungsgeraden für regional aus Niederschlag gebildetem Grundwasser und Rheinuferfiltrat.

Die Wertepaare des Grundwassers der tiefen Messstelle GWM KA 47-6b östlich der Alb, befinden sich im Bereich der Seewerte KA 47. Die Messstelle enthält möglicherweise reines Seeuferfiltrat. Dies würde bedeuten, dass die Alb hier keine Vorflutfunktion ausübt. Das Uferfiltrat aus See KA 47 könnte somit zum See KA 48 fließen.

Für die Seewasserproben aus KA 49 und KA 48 und die Grundwasserproben der Umgebung wurden Tritium- (^3H) und $\delta^{18}\text{O}$ -Gehalte gegeneinander aufgetragen (Abb. 37). Dabei zeigt sich der Rheinwassereinfluss durch Tritium-Gehalte um 20 TU und $\delta^{18}\text{O}$ -Werte von etwa -10,0 ‰. Das Grundwasser aus der GWM KA 49-2a und der GWM KA 49-2b

sowie das Oberflächenwasser der Beprobungsstelle „Altrheinarm 2“ besteht überwiegend aus Rheinuferfiltrat (Kap. 5.3.2.3). Zu den aus regionalen Niederschlägen gebildeten Grundwässern gehören die Proben aus den tiefen Messstellen GWM KA 49-1a und GWM KA 49-3a sowie die der flachen Messstelle GWM KA 49-1b (südlicher Zustrom zum Altrheinarm, Kap. 5.3.3).

Deutliche Verdunstungseffekte sind neben den Seewässern KA 49 und KA 48 auch in der GWM KA 49-1645 und im Altrheinarm bei der Beprobungsstelle 1 abzulesen. Deutlich wird dabei, dass die GWM KA 49-1645 nur durch Seeuferfiltrat aus dem See KA 48 angeströmt wird. Die Verdunstungseinflüsse im Altrheinarm bei der Entnahmestelle 1 sind sowohl auf direktes Überfließen als auch auf vermutliches Zusickern von Seewasser aus KA 49 durch den wenige Meter breiten Kiesstreifen zwischen See und Altrheinarm zurückzuführen (Kap. 5.3.2.3).

Die Chlorid-Konzentrationen und Tritium-Gehalte der Seewasserproben KA 49 und KA 48 sowie der Grundwässer sind in Abb. 36 aufgetragen. Auch bei dieser Darstellung können die Beprobungsstellen wie zuvor den drei Grundwasser-Komponenten zugeordnet werden. Dabei kann eine Komponente „Rheinuferfiltrateinfluss“ abgegrenzt werden. Es zeigt sich, dass die Wässer aus der westlichen Beprobungsstelle Altrheinarm 2 und der tiefen GWM KA 49-2a nicht identisch sind, wie die Darstellung in der Abb. 37 vermuten ließe. Das Wasser Altrheinarm 2 enthält überwiegend Rheinuferfiltrat, wie es in der flachen GWM KA 49-2b vorliegt.

Das Wasser der östlichen Beprobungsstelle Altrheinarm 1 besteht aus einer Mischung von überwiegend Seewasser (Überlauf von See KA 49 vor der Brücke) und untergeordnet dem Zufluss von Altrheinarm 2. Die Probe liegt folglich in der Gruppe Seewasser und seewasserbeeinflusste Grund- und Oberflächenwässer (Abb. 37).

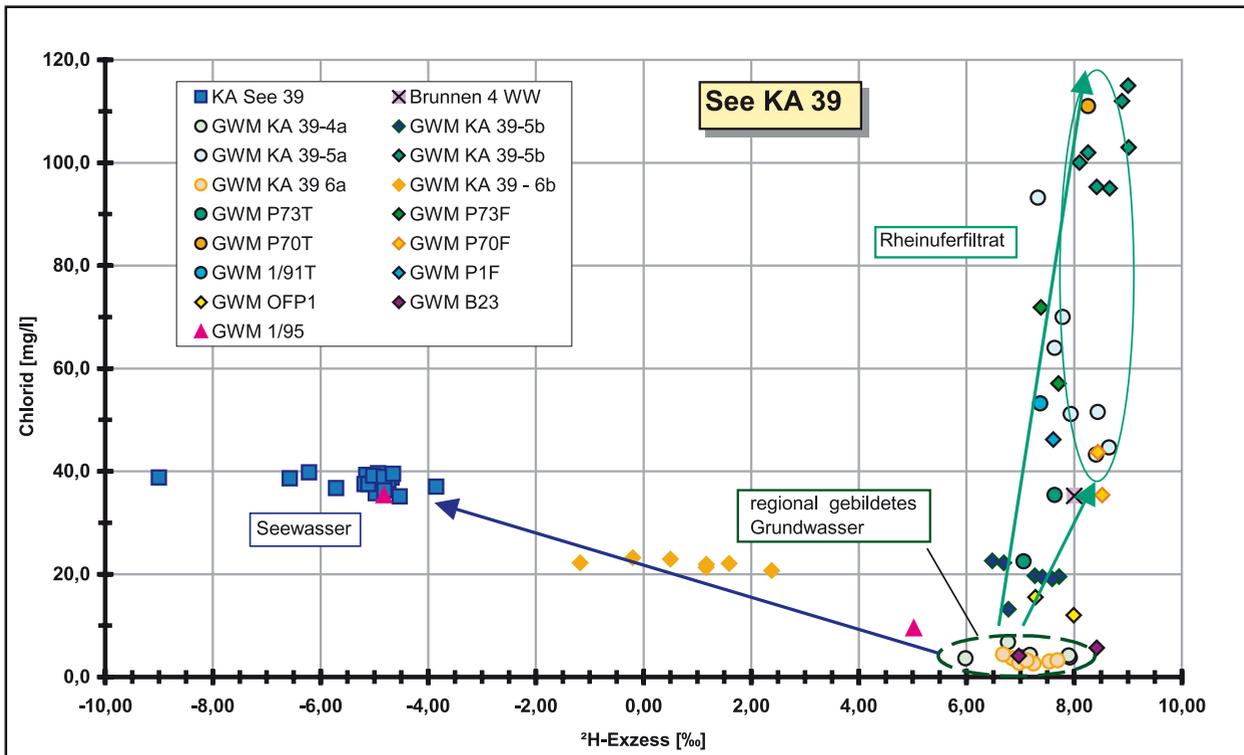


Abb. 33: Korrelation ^2H -Exzess/Chlorid von See- und Grundwasserproben im Bereich See KA 39

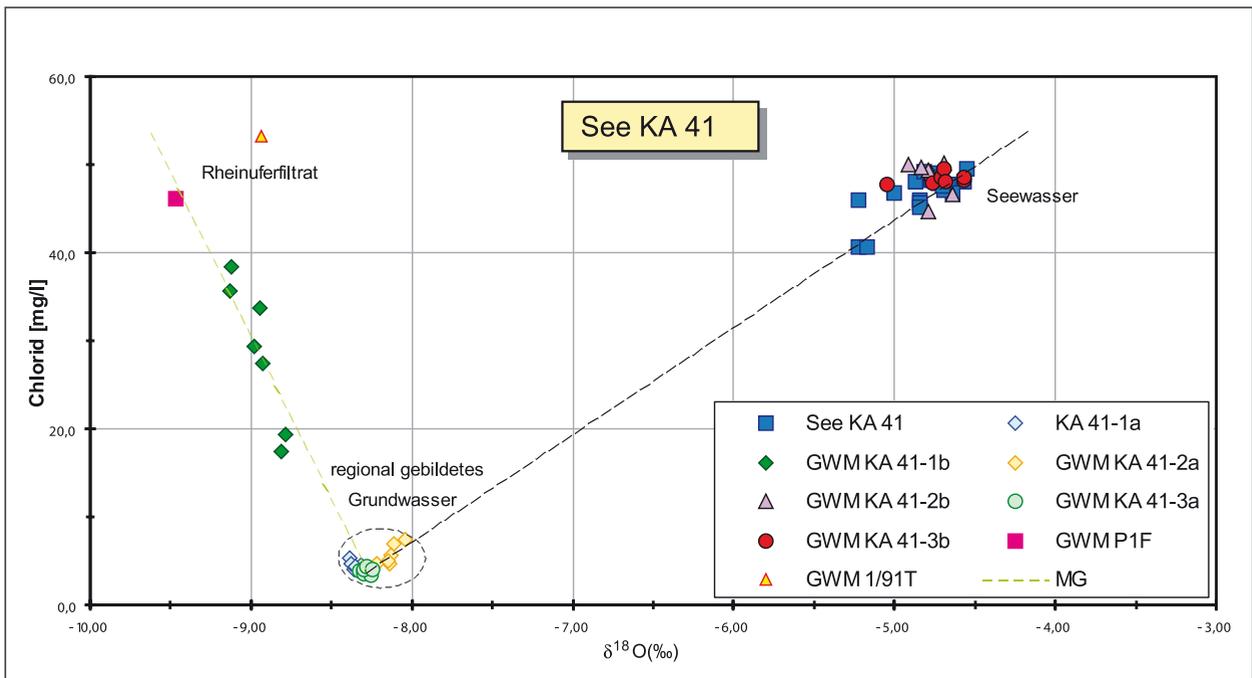


Abb. 34: Korrelation Chlorid/ $\delta^{18}\text{O}$ von See- und Grundwasserproben im Bereich See KA 41

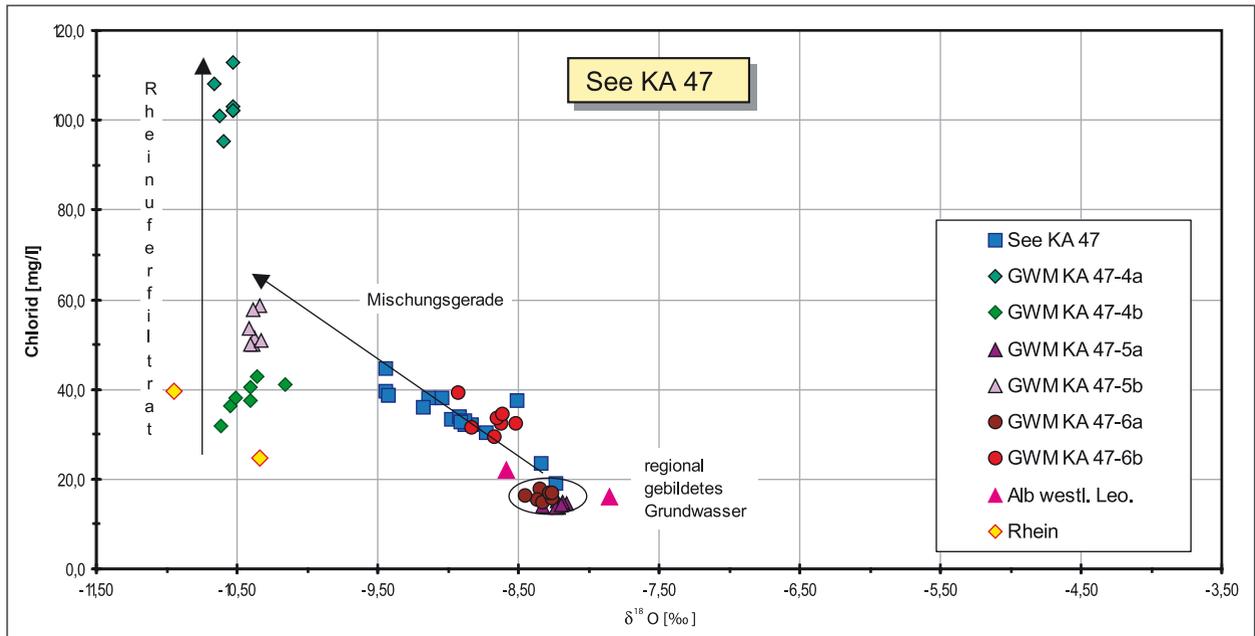


Abb. 35: Korrelation Chlorid/ $\delta^{18}\text{O}$ von See-, Alb-, Rhein- und Grundwasserproben im Bereich See KA 47

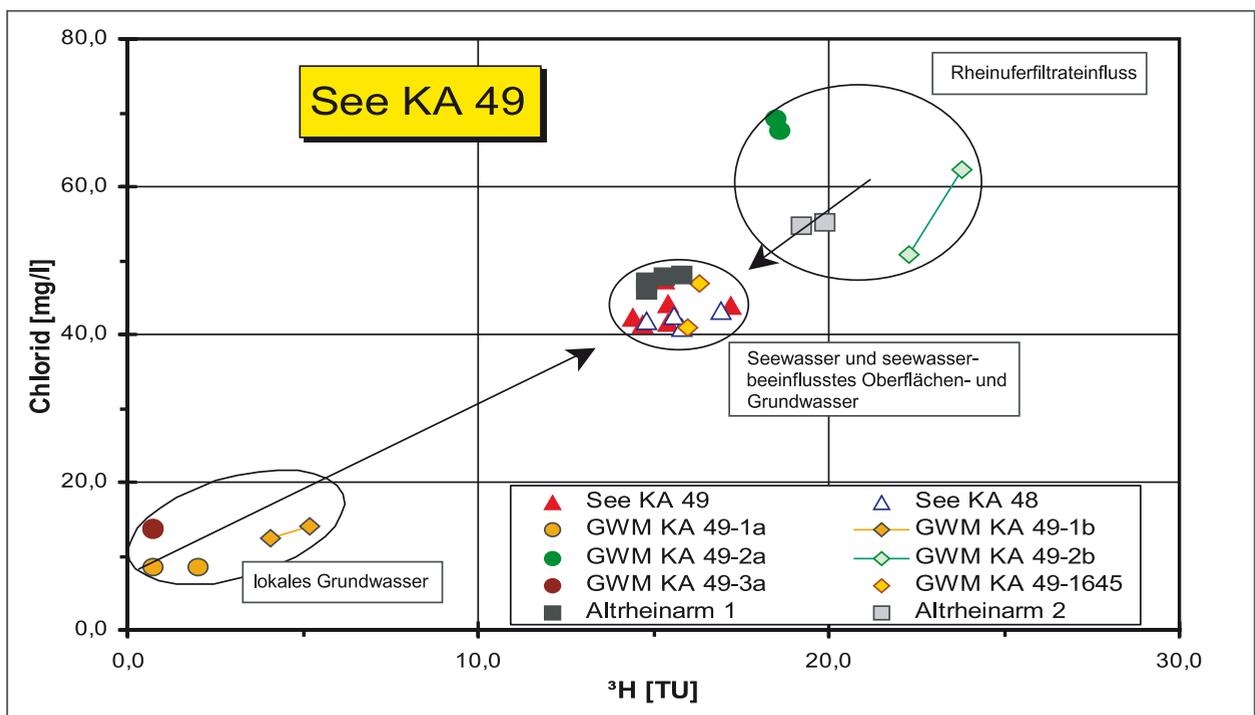


Abb. 36: Korrelation Chlorid/ ^3H von Seewasserproben KA 49 und KA 48 und von Grundwasserproben

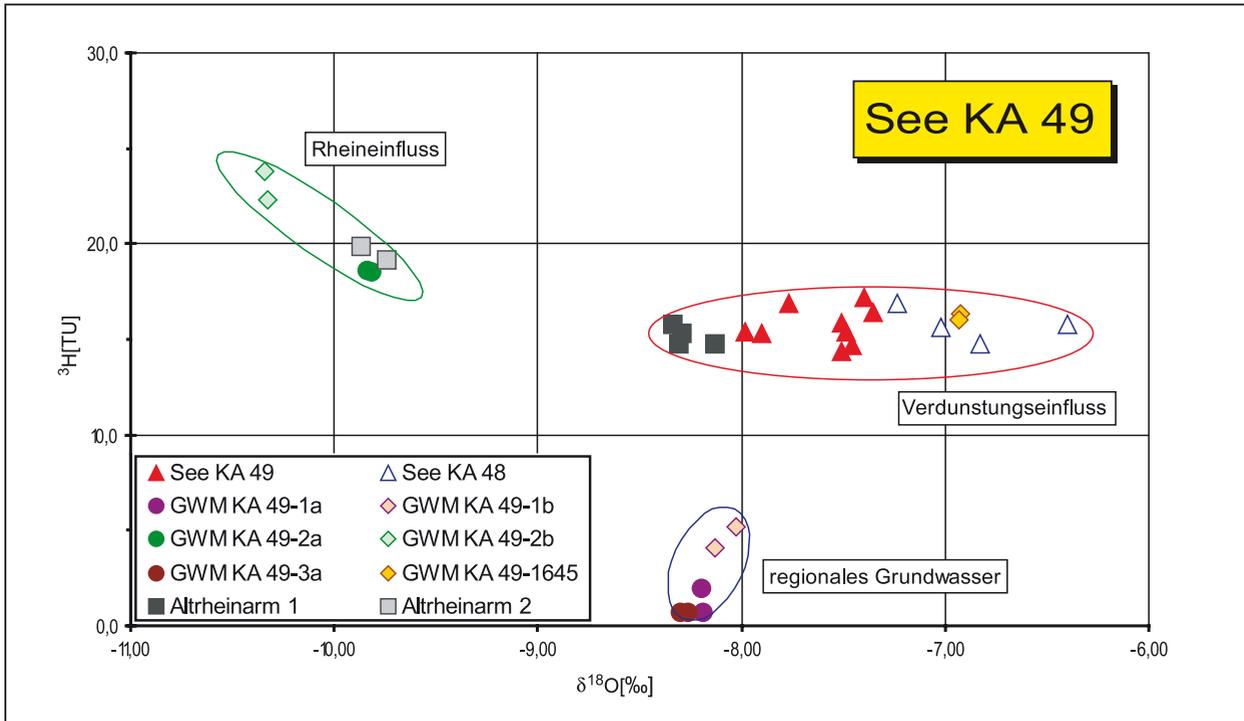


Abb. 37: Korrelation $^3\text{H}/\delta^{18}\text{O}$ von Seewasserproben KA 49 und KA 48 und von Grundwasserproben



6 Hydrogeologisches, hydrochemisches und isotopenhydrologisches Systemmodell

Der **geologische Bau** des Untersuchungsgebiets wird durch die Gliederung der etwa 30 bis 34 m mächtigen jungquartären Lockersedimente in Oberes Kieslager, OKL, Oberer Zwischenhorizont, OZH, und Mittleres Kieslager, MKL, bestimmt. Darunter folgen überwiegend feinkörnige Sedimente des Altquartärs.

Der OZH ist nach den abgeteuften Bohrungen im Projektgebiet wechselnd, vorherrschend sandig, z. T. auch kiesig und nur bereichsweise in linsenförmigen Ablagerungsstrukturen schluffig-tonig ausgebildet. Seine Mächtigkeit beträgt wenige bis etwa 15 m. In Teilgebieten fehlt er vollständig.

Der lithologischen Abfolge entspricht die **hydrogeologische Stockwerksgliederung** mit einem oberen Grundwasserleiter im OKL und einem unteren Grundwasserleiter im MKL. Der OZH bildet im Untersuchungsgebiet eine „durchlässige“, bereichsweise „schwach durchlässige“ Zwischenschicht mit eingeschränkter hydraulischer Trennwirkung zwischen den Grundwasserstockwerken.

Die örtliche Grundwasserneubildung in der Rheinniederung beträgt im langfristigen Durchschnitt $4,8 \text{ l/s} \cdot \text{km}^2$. Gegenüber dem zufließenden Grundwasser ist dieser Beitrag zur Wasserbilanz des Untersuchungsgebietes sehr gering.

Die Rheinniederung ist insgesamt als Grundwasseraustragsgebiet (discharge area) mit einem Grundwasserzustrom vom Gebirgsrand des Oberrheingrabens zum Rhein als Hauptvorflut charakterisiert. Darin bestimmen die in Abbau befindlichen und die stillgelegten Baggerseen, die Alb mit dem einmündenden Pfinzentlastungskanal sowie das Entwässerungssystem durch den Altrheinarm und den Rheinniederungskanal die hydrographischen Verhältnisse. Wasserstandsmessungen und Grundwassergleichenpläne belegen die örtliche Vorflutwirkung des Altrheinarms und des Rheinniederungskanals für das aus Richtung Hochgestade und Niederterrasse von Ostsüdost und für das generell aus Richtung Rhein von Westen zuströmende Grundwasser, das anteilig in die Baggerseen gelangt und aus diesen abfließt. Am Hochgestade drainiert auch das Herrenwasser den Grundwasserzustrom von der Niederterrasse. Lokal bestehen weiter differenzierte Verhältnisse, z. B. beim See KA 47, der von der Alb durchströmt wird, oder die Position der Baggerseen orografisch rechts oder links des Rheinniederungskanals. Insgesamt werden die hydrologischen und hydraulischen Ver-

hältnisse weitgehend vom Rheinwasserstand gesteuert.

Die stockwerksspezifisch ausgebauten Grundwassermessstellen belegen, dass die vorgenannten Verhältnisse für das OKL auch von den **Grundwasserdruckhöhen** im unteren Stockwerk generell nachgezeichnet wird. Das Grundwasser weist im Projektgebiet generell im MKL ein geringfügig, bis zu 0,5 m höheres Potenzial als im OKL auf. Beim See KA 39 sind die Verhältnisse ausgeglichen, beim Wasserwerk Tiefgestade als Folge der Förderung aus beiden Stockwerken gestört. Im Bereich der Niederterrasse und zumindest zeitweise in unmittelbarer Rheinnähe, z. B. bei See KA 47, werden vom OKL zum MKL abnehmende Grundwasserdruckhöhen gemessen. Beim See KA 41 besteht zeitweise ein Überlauf und ein Abfluss mit sehr kurzer Untergrundpassage in den Rheinniederungskanal. Der Baggersee KA 47 wird von der Alb durchflossen und ist dadurch mit dem Rhein verbunden.

Das voranstehende hydrogeologisch-geohydraulische Grundmodell kann mit Hilfe der hydrochemischen und isotopenhydrologischen Signatur einzelner Wasserkomponenten sowie der Auswirkungen der stattfindenden chemischen und physikalischen Prozesse auf die Wasserbeschaffenheit weiter differenziert werden. Im Untersuchungsgebiet sind am Grundwasserfließgeschehen folgende Komponenten beteiligt:

- Rheinwasser und Grundwasser aus Rheinuferfiltrat unterschiedlichen Alters im OKL und im MKL
- Regional aus Niederschlag gebildetes Grundwasser im OKL und im MKL
- Seewasser aus Grundwasserzuflüssen und direktem Niederschlagseintrag
- Durch seenphysikalische Prozesse markiertes, abfließendes Seeuferfiltrat
- Oberflächenwasser in den Vorflutgräben aus unterschiedlichen Komponenten

Die Komponenten können durch ihre hydrochemische Beschaffenheit und Gehalte an den Umweltisotopen Deuterium (^2H), Tritium (^3H) und Sauerstoff-18 (^{18}O) unterschieden, altersmäßig eingestuft und quantifiziert werden. Die Korrelation hydrochemischer Parameter, insbesondere Chlorid, mit Isotopengehalten verbessert die Differenzierung und trägt wesentlich zum Verständnis der Fließvorgänge, vor allem der Verbreitung von Rheinuferfiltrat, bei.

Rheinwasser und Grundwasser aus Rheinuferfiltrat im OKL und im MKL

Das Rheinwasser war bis Ende der 80er Jahre durch hohe Chlorid-Konzentrationen um 200 mg/l belastet, die inzwischen auf etwa 50 mg/l abgesunken sind. Mit Hilfe der Konzentrationsentwicklung ist eine grobe Alterdifferenzierung des Rheinuferfiltrats im Untergrund möglich. Isotopisch ist das Rheinwasser durch niedrige $\delta^2\text{H}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Gehalte sowie, als Folge von Abwassereinleitungen, örtlich durch erhöhte Tritium-Gehalte gekennzeichnet.

Sowohl im OKL als auch im MKL strömt entsprechend beschaffenes Rheinuferfiltrat in einer etwa 1 bis 3 km breiten Zone rheinbegleitend ab und erreicht dabei auch die Baggerseen. Aufgrund der erhöhten Chlorid- und der verminderten Tritium-Gehalte ist das Rheinuferfiltrat im MKL älter als im OKL. In beiden Stockwerken ist das Grundwasser reduziert.

Regional aus Niederschlag gebildetes Grundwasser im OKL und MKL

Die Grundwässer im OKL und im MKL sind hydrochemisch sehr ähnlich. Im OKL ist das Grundwasser jedoch tritiumhaltig, d. h. relativ jung und erkennbar anthropogen beeinflusst. Dem gegenüber ist das Grundwasser im MKL tritiumfrei, d. h. noch vor 1960 aus Niederschlag gebildet, und anthropogen unbelastet.

Sowohl im OKL als auch im MKL herrschen hydrochemisch reduzierende Verhältnisse mit niedrigen Sauerstoff- und erhöhten Eisen-, Mangan- und Ammonium-Konzentrationen. Im OKL ist Nitrat nahezu vollständig, im MKL ist auch Sulfat teilweise reduziert.

Das aus Richtung Hochgestade und Niederterrasse zuströmende Grundwasser ist aus regionalem Niederschlag gebildet. Dies belegen auch die relativ schweren Wertepaare von $\delta^2\text{H}$ und $\delta^{18}\text{O}$, die auf der Niederschlagsgeraden liegen.

Seewasser aus Grundwasserzuflüssen und direktem Niederschlagseintrag

Das Seewasser wird dominant aus Grundwasser gespeist. Die Zu- und Abflüsse erfolgen praktisch vollständig im OKL. Auch die Tritium-Gehalte der Seewässer, die geringfügig über den Gehalten im aktuellen Niederschlag liegen, sind ein Hinweis darauf, dass der überwiegende Grundwasserzustrom aus dem OKL erfolgen muss und nicht

aus dem MKL mit tritiumarmem (Rheinuferfiltrat) bis tritiumfreiem Grundwasser stammen kann. Die Befunde zeigen auch, dass die Wässer eine durchschnittliche Verweilzeit in den Seen von einigen Jahren aufweisen. Nur in See KA 47 wurden durch verminderte Tritium-Gehalte im Seetiefsten Grundwasserzutritte aus dem MKL nachgewiesen. In den anderen Seen waren solche Grundwasserzutritte aus dem MKL mit den durchgeführten Untersuchungen nicht zu erkennen, sind jedoch grundsätzlich in allerdings nur geringem Umfang nicht auszuschließen.

Die Seewasserkörper bestehen aus Rheinuferfiltrat und aus regional aus Niederschlag gebildetem Grundwasser, untergeordnet auch aus direktem Niederschlagseintrag. Der Anteil von Rheinuferfiltrat beträgt im See KA 39 etwa 30 % und liegt in den übrigen Seen deutlich höher, z. T. bei nahezu 100 %.

Mit Eintritt des Grundwassers in den Baggersee ändern sich die hydrochemischen Milieuverhältnisse. Dem zuströmenden reduzierten Grundwasser wird im See Sauerstoff durch physikalische Lösung aus der Atmosphäre und zeitweise durch die biochemische Assimilationstätigkeit der Algen zugeführt. Die oxidierenden Bedingungen bewirken eine Ausfällung und Sedimentation von Eisen- und Manganverbindungen. Durch Freisetzung an der Seeoberfläche und ebenfalls durch die Assimilation wird dem Wasser CO_2 entzogen. Die Verschiebung des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichts führt zur Fällung von Karbonaten und damit zu einer Absenkung der Karbonat- und Gesamthärte im Seewasser um 2 bis 5 Härtegrade.

Die Wasserkörper unterliegen dem seedynamischen Wechsel von Stagnation und Zirkulation. Diese Vorgänge wurden durch Temperaturmessungen sowie chemisch und isopenhydrologisch detailliert nachgewiesen. Während der Stagnation sind Grundwasserzutritte im Hypolimnion besonders deutlich zu erkennen.

Die Verdunstung von der Seeoberfläche führt zur Isotopenfraktionierung mit einer Anreicherung schwerer Isotope. Durch die Lage der $\delta^2\text{H}/\delta^{18}\text{O}$ -Wertepaare auf der Verdunstungsgeraden sind diese Seewässer signifikant markiert. Die Positionen der Wertepaare auf der Verdunstungsgeraden bzw. ihre Entfernung von der Niederschlagsgeraden wird von mehreren Faktoren beeinflusst, u. a. vom Verhältnis Seefläche zu Seevolumen



und von der Austauschrate mit dem Grundwasser. Da der See KA 47 durch die Anbindung an die Alb und der See KA 49 durch erhöhten Abfluss und zeitweise bestehenden Überlauf einen verstärkten Wasseraustausch aufweisen, wird in diesen Seen die Isotopen-Anreicherung als Folge der Verdunstung unterdrückt.

Für die limnologischen Verhältnisse ist entscheidend, dass alle Seen während der Zirkulationsphase bis zum Grund mit 10 bis 13 mg/l Sauerstoff versorgt werden. Während der Stagnation sinkt die Sauerstoff-Konzentration in den meisten Seen bereichsweise unter 0,5 mg/l ab. Das Seewasser ist nitratfrei und führt etwas Ammonium.

Durch seenphysikalische Prozesse markiertes, abfließendes Seeuferfiltrat

Unterstromig der Baggerseen klingen die vor allem milieubedingten hydrochemischen Veränderungen nach Übertritt des Seewassers in den Grundwasserleiter rasch wieder ab, so dass, einschließlich der Gehalte an Hydrogenkarbonat, nur in unmittelbar am See gelegenen Grundwassermessstellen ein hydrochemisch verändertes Seeuferfiltrat nachgewiesen werden kann. Dem gegenüber ist das Seeuferfiltrat isotopisch durch die erhöhten, auf der Verdunstungsgeraden liegenden Gehalte von ^2H und ^{18}O eindeutig markiert und im Grundwasserabstrom sicher zu verfolgen (außer bei den Seen KA 47 und KA 49 ohne signifikante Verdunstungseffekte).

Oberflächenwasser in den Vorflutgräben aus unterschiedlichen Komponenten

Im Altrheinarm, im Rheinniederungskanal und im Östlichen Herrenwasser können die dominanten Grundwasserzuflüsse nach ihrer isotopenhydrologischen Charakteristik unterschieden und damit den entsprechenden Zuflusskomponenten und -richtungen zugeordnet werden.

Bei signifikanter Belastung der Vorflutgräben sind auch örtliche Uferexfiltrationen in das Grundwasser nachzuweisen, so z. B. im Bereich der Seen KA 40 und KA 39. Deren früher wesentlich höhere, jedoch immer noch erhöhten Tritium-Gehalte von 18,3 TU in KA 40 und von 359,6 TU in KA 39 (März 2002) stammen aus dem Rheinniederungskanal, in den bis 2002 entsprechend kontaminierte Abwässer eingeleitet wurden, die exfiltrierten und in die Seen KA 39 und KA 40 gelangten.

Die Datengrundlage und deren Interpretation im hydrogeologischen Systemmodell ergibt als **zusammenfassende Beurteilung für den Oberen Zwischenhorizont (OZH)** eine deutliche Gliederungs-, jedoch nur eine eingeschränkte, örtlich fehlende Trennfunktion zwischen der Grundwasserströmung im OKL und im MKL. Belege hierfür sind insbesondere die vorherrschend sandige lithologische Ausbildung des OZH im Untersuchungsgebiet, sein Fehlen in einzelnen Bohrprofilen sowie die Reichweite der Ausbreitung von Rheinuferfiltrat und der Einfluss von tritiumhaltigem Abwasser aus dem Rheinniederungskanal jeweils bis in das MKL.

7 Auswirkungen einer Tiefbaggerung bis in das Mittlere Kieslager

Aufgrund der umfangreichen gewonnenen Daten und des voranstehenden hydrogeologischen Systemmodells sind bei einer Vertiefung der Baggerseen durch den OZH bis zur Basis des MKL bezüglich der Grundwasserverhältnisse folgende Auswirkungen zu erwarten:

- Im See findet ein Ausgleich zwischen den Grundwasserdruckhöhen im OKL und im MKL statt. Da im Projektgebiet das Potenzial des Grundwassers im MKL verbreitet etwas höher ist als im OKL, kann sich auch ein geringfügig höherer Seewasserspiegel als derzeit einstellen. Gegebenfalls wird dieser Anstieg innerhalb der jahreszeitlich bedingten Schwankungen des Seespiegels und der Grundwasserdruckhöhen kaum erfassbar sein. Ein Überlaufen der Seen ist (außer wie bisher beim See KA 49) nicht zu erwarten. Der Grundwasser-Zufluss und der Abfluss von Seeuferfiltrat werden weiterhin dominant im OKL erfolgen. Der Zuflussanteil an MKL-Grundwasser kann jedoch etwas zunehmen.
- Eine Verschlechterung der Seewasserqualität durch eine Vertiefung der Baggerseen bis in das Mittlere Kieslager (MKL) wird ausgeschlossen. Die Grundwasserqualität im MKL bleibt unverändert, da, außer im See KA 47 bei Hochwasser, aufgrund der Grundwasserdruckverhältnisse kein Seewasser in das MKL abströmt.

- Die Seen liegen dicht am lokalen Vorflutsystem Altrhein/Rheinniederungskanal. See KA 47 hat über die Alb direkten Anschluss an den Rhein. Insgesamt ist nicht zu erkennen, dass das Vorflutsystem durch eine Vertiefung der Baggerseen nachteilig verändert wird.
- Die Vertiefung eines Sees und somit die Vergrößerung seines Volumens erhöht das „Pufferungsvermögen“ im Hinblick auf Stoffeinträge, da der See selbst eine Stoffsenke darstellt.

Die umfangreichen limnologischen Untersuchungen von Boos (enthalten in den Einzelberichten, LGRB 2004 a, b, c, d) haben keine Hinweise auf ökologische relevante Veränderungen ergeben. Allerdings wird der See KA 47 bezüglich der ökologischen Verhältnisse bereits derzeit als problematisch eingestuft, da mit der Alb Abwasseranteile aus dem Pfinzentlastungskanal in den See gelangen.

Die im OZH-Projekt erzielten Ergebnisse sind in hohem Umfang standortspezifisch und können deshalb nicht auf andere Baggerseen in der Rheinniederung direkt übertragen werden. Unabhängig davon hat sich die angewandte kombinierte hydrogeologische, hydraulische, hydrochemische und isotopenhydrologische Untersuchungsmethodik bewährt und kann für entsprechende Fragestellungen grundsätzlich erfolgreich angewandt werden.



Literatur

- ARMBRUSTER, V. (2002): Grundwasserneubildung in Baden-Württemberg. – Freiburger Schriften zur Hydrologie, 17: 141 S., zahlr. Abb. Und Tab., 3 Karten; Freiburg i. Br. [Inst. F. Hydrologie Univ. Freiburg].
- BARTZ, J. (1982): Quartär und Jungtertiär II im Oberrheingraben im Großraum Karlsruhe. – Geol. Jb., A 63: 237 S., 13 Abb., 1 Kt.; Hannover.
- BERTLEFF, B., PLUM, H., SCHUFF, J., STICHLER, W., STORCH, D. H. & TRAPP, C. (2001): Wechselwirkung zwischen Baggerseen und Grundwasser, Ergebnisse isotopenhydrologischer und hydrochemischer Untersuchungen im Teilprojekt 6 des Forschungsvorhabens Konfliktarme Baggerseen (KaBa)⁶. – LGRB Informationen, 10: 64 S., 42 Abb., 15 Tab.; Freiburg i. Br.
- BEYER, W. (1967): Zur Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit von Kiesen und Sanden aus der Kornverteilungskurve. – Wasserwirtschaft – Wassertechnik (WWT), 14:165 – 168; Berlin.
- BONKA, H. & FEITEN, A. (1997): Bewertung der Auswirkungen durch die Einleitung der Abwässer aus dem Forschungszentrum Karlsruhe in den Rheinniederungskanal. – Unveröff. Gutachten im Auftrag des UVM BW⁶; Aachen.
- BOOS, K.-J. (1996): Nährstoff- und Schadstoffeinträge in Baggerseen – Literaturstudie. – Veröff. zentr. Fachdienstes Wasser – Boden – Abfall – Altlasten, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 33: 163 S., 38 Abb., 41 Tab.; Karlsruhe [LfU].
- (2000): Beeinflussung des Grundwassers durch Baggerseen. – In: Kiesgewinnung, Wasser- und Naturschutz. – Umweltberatung ISTE Baden-Württ., 2, S. 39–43, 2 Abb.; 2. erw. Aufl.; Ostfildern [ISTE].
- BOOS, K.-J. & STROHM, F. (1999): Ab- und Umbauprozesse in Baggerseen und deren Einfluss auf das Grundwasser: Literaturschau. – Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie, 52, 178 S., 50 Abb., 61 Tab.; Karlsruhe [LfU].
- GAT, J. R. & GONFIANTINI, R. [Hrsg.] (1981): Stable isotope hydrology. Deuterium and oxygen-18 in the water cycle. – IAEA Tech. Rep. Ser. 210: 337 S., 100 Abb., 18 Tab.; Vienna.
- JODOCY, M. (2003): Bewertung der hydrochemischen und isotopenhydrologischen Untersuchungen im Grundwasser und den Baggerseen in der Rheinniederung zwischen Linkenheim-Hochstetten und Eggenstein-Leopoldshafen. – Unveröff. Diplomarbeit Univ. Freiburg; Freiburg i. Br. [Univ.].
- LfU Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1975): Wasserwirtschaftliche Untersuchungen an Baggerseen 1. Bericht. – Institut für Wasser- und Abfallwirtschaft: 53 S., 5 Tab., 34 Anl.; Karlsruhe [LfU].
- (1977): Wasserwirtschaftliche Untersuchungen an Baggerseen 2. Bericht. – Institut für Wasser- und Abfallwirtschaft: 165 S., 7. Tab., 66 Anl.; Karlsruhe [LfU].
- (1981): Wasserwirtschaftliche Untersuchungen an Baggerseen 3. Bericht. – Institut für Wasser- und Abfallwirtschaft: 69 S., 66 Abb., 17 Tab.; Karlsruhe [LfU].
- (2004): Kiesgewinnung und Wasserwirtschaft. Empfehlungen für die Planung und Genehmigung des Abbaues von Kies und Sand. – Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie, 88: 104 S., 19 Abb., 6 Tab., Karlsruhe [LfU].
- LGRB, Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg (2000): Untersuchungen zur Wechselwirkung zwischen Baggerseewasser und Grundwasser. – Abschlussberichte für die im KaBa-Teilprojekt 6 untersuchten Seen (Eppelsee, Leissee, Alter Vogelbaggersee, Waldsee/Hesselhurst, Apostelsee, Waldsee/Emmendingen, Binninger Baggersee und Bechinger See); Bearbeiter: BERTLEFF, B., KILGER, M., PLUM, H., SELG, M., STICHLER, W., STORCH, D. H., TRAPP, C. & WATZEL, R.; 8 unveröff. Berichte: 226 S., 599 Abb., 56 Tab.; Freiburg i. Br. [LGRB].
- (2001): Hydrogeologisches Zwischengutachten zur Abgrenzung eines Wasserschutzgebiets für das Wasserwerk „Tiefgestade“ der Gemeinde Eggenstein-Leopoldshafen, Az.: 1935.03/92-4763 vom 16.06.2001. – Unveröff. Gutachten, Freiburg i. Br. [LGRB].
- (2003): Hydrogeologisches Abschlussgutachten zur Abgrenzung eines Wasserschutzgebiets für das Wasserwerk „Tiefgestade“ der Gemeinde Eggenstein-Leopoldshafen, Az.: 8932//02 5192 vom 10.04.2003. – Unveröff. Gutachten, Freiburg i. Br. [LGRB].
- (2004 a): Untersuchungen zur geplanten Tieferbaggerung des Baggersees Rohrköpfe [LfU-Nr. KA 39], Gemarkung Linkenheim-Hochstetten,

- Landkreis Karlsruhe. – Unveröff. Bericht: 110 S., 40 Abb., 32 Tab., 6 Anl.; Freiburg i. Br. [LGRB].
- (2004 b): Untersuchungen zur geplanten Tieferbaggerung vom Baggersee Erndwein und Dreher [LfU-Nr. KA 41], Gemarkung Eggenstein-Leopoldshafen, Landkreis Karlsruhe. – Unveröff. Bericht: 102 S., 39 Abb., 32 Tab., 31 Anl.; Freiburg i. Br. [LGRB].
 - (2004 c): Untersuchungen zur geplanten Tieferbaggerung des Baggersees Krieger [LfU-Nr. KA 47], Eggenstein-Leopoldshafen, Landkreis Karlsruhe. – Unveröff. Bericht: 96 S., 40 Abb., 29 Tab., 23 Anl.; Freiburg i. Br. [LGRB].
 - (2004 d): Untersuchungen zur geplanten Tieferbaggerung des Baggersees Schwenk [LfU-Nr. KA 49], Eggenstein-Leopoldshafen, Landkreis Karlsruhe. – Unveröff. Bericht: 103 S., 39 Abb., 33 Tab., 26 Anl.; Freiburg i. Br. [LGRB].
- Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg & Ministerium für Umwelt und Gesundheit Rheinland-Pfalz (1988): Hydrogeologische Kartierung und Grundwasserbewirtschaftung im Raum Karlsruhe-Speyer. Analyse des Ist-Zustandes. Aufbau eines Grundwassermodells. – Bericht, 111 S., 23 Abb., 9 Tab.; Stuttgart – Mainz .
- PFEIFFER, K. D. (2000): Seenphysikalische Prozesse in Baggerseen – Modellgestützte Bewertungs- und Entscheidungshilfen. – Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie, 62: 57 S., 25 Abb.; Karlsruhe [LfU].
- PIKULSKI, A. (2000): Geohydraulische Wirksamkeit des Oberen Zwischenhorizontes nördlich von Karlsruhe in Rheinnähe. – Unveröff. Bericht vom 08.10.2000; Freiburg i. Br. [Büro Pikulski].
- SCHULER, M. (2003): Wechselwirkung der Grundwässer im Oberen und Mittleren Kieslager im Rhein-graben zwischen Kronau und Leopoldshafen. – Unveröff. Diplomarbeit Univ. Freiburg; Freiburg i. Br. [Univ.].
- STICHLER, W. (1980): Application of ^2H and ^{18}O in hydrological studies. – GST-Bericht, R 229: 32 S., 18 Abb.; München [GSF].
- STICHLER, W. & HERRMANN, A. (1983): Application of environmental isotope techniques in water balance studies of small basins. – New Approaches Water Balance Computations.- Proceed. Hamburg Workshop, August 1983. IAHS Publ., o. 148: S. 93–112, 9Abb., 4Tab.
- STICHLER, W., MALOSZEWSKI, P., BERTLEFF, B., TRAPP, C., WATZEL, R., WEINSZIEHR, R. (1999): Modelling of lake – groundwater interaction based on environmental isotopes. – Isotopes in Water Resources Management, Proc. Symp. Isotopes in Water Resources Management, Vienna 1999 UNESCO, IAEA, CD-ROM, IAEA-SM-361/5; Vienna.
- WEISS, W. & ROETHER, W. (1975): Der Tritiumabfluss des Rheins 1961–1973. – Dt. Gewässerkd. Mitt., 19: 1–5; Koblenz.

Informationen des Regierungspräsidiums Freiburg - Abteilung 9 - Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau

(bis Heft 9: Informationen des Geologischen Landesamts Baden-Württemberg,
bis Heft 15: Informationen des Landesamts für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg)

- Heft 10** (2001): Wechselwirkungen zwischen Baggerseen und Grundwasser
64 S., 42 Abb., 15 Tab., 1 CD-Rom € 10,-
- Heft 11** (1999): Anwendung geowissenschaftlicher Informationssysteme am Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg
84 S., 49 Abb., 1 Tab., 1 Taf.(vergriffen)
- Heft 12** (1999): Freiburg im Breisgau – Geologie und Stadtgeschichte
60 S., 28 Abb., 2 Tab., 1 Taf., 2 Kt. als Beil. € 5,-
- Heft 13** (2000): Tätigkeitsbericht 1997 – 1999
104 S., 52 Abb., 6 Tab.(vergriffen)
- Heft 14** (2002): Rohstoffbericht Baden-Württemberg 2002
92 S., 58 Abb., 12 Tab. (vergriffen)
- Heft 15** (2004): Exotische Gehölze im KIRCHHEIMER-Arboretum Freiburg
36 S., 48 Abb. € 5,-
- Heft 16** (2005): Ingenieurgeologische Gefahren in Baden-Württemberg
79 S., 46 Abb. € 10,-
- Heft 17** (2005): Ergebnisse neuer Forschungsbohrungen in Baden-Württemberg
150 S., 17 Abb., 7 Tab., 3 Taf. € 15,-

Preise zuzüglich Versandkosten