

**Zeitschrift:** Bulletin für angewandte Geologie  
**Herausgeber:** Schweizerische Vereinigung der Petroleum-Geologen und –Ingenieure;  
Schweizerische Fachgruppe für Ingenieur-Geologie  
**Band:** 10 (2005)  
**Heft:** 1

**Artikel:** Hydrogeologische Untersuchungen im Abstrom der Sondermülldeponie  
Kölliken  
**Autor:** Hug, Rainer  
**DOI:** <https://doi.org/10.5169/seals-225565>

### **Nutzungsbedingungen**

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

### **Conditions d'utilisation**

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

### **Terms of use**

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

**Download PDF:** 12.01.2026

**ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>**

## Hydrogeologische Untersuchungen im Abstrom der Sondermülldeponie Kölliken Rainer Hug<sup>1</sup>

**Stichworte/Keywords:** Sondermülldeponie Kölliken, Untere Süsswassermolasse, Slug-Test, Pumpversuch, Grundwassersanierung, Pump-and-Treat

### Zusammenfassung

Der Schadstoffaustrag aus der Sondermülldeponie Kölliken erfolgt primär in einer mächtigen Sandsteinrinne innerhalb der Mergel-Sandsteinwechsellagen der Unteren Süsswassermolasse. Im Abstrom der Deponie tritt das Felsgrundwasser in einen Schottergrundwasserleiter über. Seit dem Bau einer hydraulischen Abschirmung entlang der Deponie wird der Schadstoffaustrag und die weitere Schadstoffausbreitung erfolgreich unterbunden. Der distale Bereich der deponiebürtigen Schadstofffahne in der Molasse wird von dieser Massnahme jedoch nicht erfasst. Der lückenhafte Kenntnisstand über das erweiterte Deponieumfeld erforderte im Bereich der Fahnen Spitze umfangreiche hydrogeologische Untersuchungen: Mit Slug-Tests konnten die lokalen Durchlässigkeiten und deren Variabilität ermittelt werden, Pumpversuche dienten zur Untersuchung der regionalen Aquifereigenschaften und der Verbindungen zum hangenden Schottergrundwasserleiter. Um präferenzielle Fliesspfade und die Schadstoffmobilisation analysieren zu können, wurde aufgrund dieser vorgängigen Tests ein Langzeitpumpversuch mit einem Färbversuch kombiniert. In einem zweiten Schritt wurde die Möglichkeit einer allfälligen Grundwassersanierung geprüft, welche nach dem, in den nächsten Jahren durchzuführenden Deponierückbau, die Gesamtsanierung abschliessen könnte. Um den komplexen geologischen Verhältnissen Rechnung zu tragen, wurde ein dynamisches Pump-and-Treat-Konzept ausgearbeitet. Analytische Berechnungen mit Berücksichtigung der Durchlässigkeitsvariabilität in der Sandsteinrinne erlaubten die Abschätzung der zu erwartenden Sanierungsdauer.

### Abstract

Leachate from the Kölliken Hazardous Waste Landfill flows mainly in a meander belt sandstone, between layers of less permeable overbank deposits, paleosols and swamp beds of the Lower Freshwater Molasse. Further downstream the groundwater discharges into a small unconsolidated aquifer which is used for drinking water supply in a distance of about 2,5 km. An 18 m deep hydraulic drainage system prevents further contamination of the groundwater. However this system doesn't reach the end of the former contaminant plume. A series of investigations in this area within existing boreholes in the Molasse helped to give a better picture of the hydrogeological situation: With slug tests the local hydraulic conductivities and their variabilities were explored. With pumping tests the aquifer properties and the connection to the overlying quaternary soft rock aquifer were determined. A long term pumping test combined with tracer tests allowed us to analyse the preferential flow paths and the mobilisation of contaminants. In a second phase the possible remediation of this distal part of the plume was evaluated which in the future might be – if still needed – the final clean up step after the removal of the landfill. A dynamic pump-and-treat method was devised to meet the complexity of the hydrogeological situation. The expected duration of a remediation of the distal plume was evaluated using analytical methods which incorporated the variability of permeabilities of the meander belt sandstone.

<sup>1</sup> CSD Ingenieure und Geologen AG,  
Schachenallee 29, 5000 Aarau, r.hug@csd.ch

## 1. Einleitung

Die seit 1985 geschlossene Sondermülldeponie Kölliken (SMDK) liegt rund 10 km südwestlich von Aarau in einer alten Tongrube auf der leicht geneigten nördlichen Flanke der Talung von Kölliken (Kt. Aargau), eingebettet in die bunten Mergel und grundwasserführenden Sandsteine der Unteren Süsswassermolasse (USM). Die mit wenigen Grad nach SSE einfallende Abfolge liegt südlich (d.h. im Abstrom) der Deponie unter einer 10–25 m mächtigen Quartärbedeckung, der sog. «Köllicher Rinne» (Fig. 9). Diese Lockergesteinsrinne enthält ein Grundwasservorkommen, welches etwa 2,5 km weiter stromabwärts nach dem Zusammenfluss mit dem Ürketal-Suhretalgrundwasserstrom von verschiedenen Pumpwerken genutzt wird.

Schmutzwasseraustritte aus dem Deponiekörper führten zu einer Belastung des Grundwassers im Molassefels mit anorganischen ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Br}^-$ , Ammonium, etc.) und diversen organischen Schadstoffen (Chlorbenzol, Phenole, Aniline etc.). Eine Sondierkampagne 2003/2004 konnte nachweisen, dass sich die Spitze der Schadstofffahne in der Molasse bereits die Region Obermatten erreicht hat und sich somit rund 250 m im Abstrom der Deponie befindet (Fig. 8). Sie ist in ein Gebiet vorgestossen, welches in einer Wechselbeziehung zur darüber liegenden Köllicher Rinne steht (SMDK 2005).

Mit einer hydraulischen Sicherungsmassnahme (Abschirmung Süd: 129 Drainagebrunnen, auf rund 20 m Tiefe verbunden durch einen Werkleitungsstollen) entlang des abstromseitigen Deponierandes (Fig. 8) wird seit 2003 das aus der Deponie austretende Sickerwasser weitgehend gefasst und bereits kontaminiertes Molassegrundwasser im Abstrom der Deponie zu einem grossen Teil zurückgespült. Die Grundwasserbelastung im Umfeld der Deponie konnte dank dieser Massnahme massiv reduziert werden. Es zeichnete sich jedoch ab, dass sich die Spitze der Schadstofffahne im Raum Obermatten bereits ausserhalb des Zustrombereichs der

Abschirmung Süd befindet und deshalb nicht durch dieses Brunnensystem erfasst werden kann.

Die Lage der Kontaminationsfront, wie der bis anhin lückenhafte Kenntnisstand über die hydrogeologischen Verhältnisse im Raum Obermatten, erforderten vertiefte Abklärungen. Deshalb wurden 2004 umfangreiche Feldstudien durchgeführt, welche zum Ziel hatten, den Kenntnisstand über die Systeme Molasse und Köllicher Rinne sowie derer hydraulischen Verbindungen zu erweitern und die Schadstoffmobilisation in der Molasse zu untersuchen. Anhand dieser Resultate wurde im Rahmen einer Studie die Machbarkeit einer Sanierung des kontaminierten Sandsteins im Raum Obermatten durch Anwendung der «Pump-and-Treat»-Sanierungstechnik (PAT) geprüft. Die Resultate dieser Untersuchungen werden in den folgenden Kapiteln vorgestellt (Hug 2004).

Aufgrund der vorhandenen Grundwasserbelastung im Raum Obermatten ist eine Sanierung der Schadstofffahne, welche sich bereits ausserhalb des Zustrombereichs der Abschirmung Süd befindet, vorläufig nicht angezeigt. Durch eine in der Köllicher Rinne eingebrachten Interventionsbrunnenreihe ist das Schottergrundwasser in diesem Gebiet bei einem allfälligen massiven Schadstoffübertritt gesichert. Mit einem intensiven Monitoringprogramm wird das Gebiet regelmässig überwacht. Falls sich aber die Strömungsverhältnisse oder die Belastungssituation in Zukunft ändern würden (seit Betriebsbeginn der Abschirmung Süd haben sich möglicherweise noch keine stationären Verhältnisse eingestellt, Änderungen im Betrieb der Abschirmung Süd, etc.), müsste allenfalls eine Sanierung der Fahnen Spitze in Betracht gezogen werden. Die vorliegende Studie würde dazu eine zweckmässige Grundlage liefern.

## 2. Geologie, Hydrogeologie und Kontamination

Die **Sedimente der USM** lagerten sich in einer Schwemmebene mit mäandrierenden Flüssen, Sandbänken, Sümpfen und Seen ab. Diese Ablagerungsverhältnisse mit kleinräumigen fluviatilen und terrestrischen Ablagerungsmilieus führten zu einer dreidimensional komplexen Abfolge aus durchlässigen Sandsteinen und schlecht durchlässigen Mergeln, Ton- und Siltsteinen. Von besonderem Interesse sind rund 2–15 m mächtige und bis zu mehreren hundert Metern breite Flussrinnen (Rinnensandsteine), welche oftmals mürbe ausgebildet sind und eine effektive Porosität von 5–20% aufweisen. Die Grundwasserbewegungen und somit auch der Schadstofftransport konzentrieren sich in der Molasse auf diese Rinnenkörper. Die durchgeführten Untersuchungen befassten sich im Speziellen mit einem im Mittel 6 m mächtigen und bis zu 280 m breiten Rinnenkomplex, dem «Rinnensandstein Ost», welcher im westlichen Deponiebereich an der Deponiesohle anstehend ist und sich bis ins Untersuchungsgebiet Obermatten erstreckt (Fig. 9). Im östlichen Bereich der SMDK erfolgten der Schadstoffaustrag aus der Deponie und die Ausbreitung der Fahne vornehmlich in dieser Zone.

Die **Kölliker Rinne** besteht aus einer mehrphasig abgelagerten Lockergesteinssequenz und enthält neben glazial abgelagerten Sedimenten (Grundmoränen und flow-tills) vor allem glaziofluviale Schotter mit hohem Sand- und Feinanteil (Fig. 9). Die Schotter der Kölliker Rinne stehen im Untersuchungsgebiet stellenweise in direktem Kontakt zum kontaminierten Rinnensandstein Ost.

Im Untersuchungsgebiet Obermatten (Fahnen spitze der SMDK) treten bisher erst die mobilsten **Deponieschadstoffe** auf. Dabei handelt es sich hauptsächlich um konservative anorganische Schadstoffe ( $\text{Cl}^-$  und  $\text{Br}^-$  mit Konzentrationen bis 1040 resp. 5,6 mg/l). Deshalb ist die elektrische Leitfähigkeit (bis 3200  $\mu\text{S}/\text{cm}$  im Untersuchungsgebiet) als

Leitparameter sehr gut geeignet. Organische Schadstoffe liegen bis anhin nur im Spurenbereich vor (z.B. Chlorbenzol bis 2,9  $\mu\text{g}/\text{l}$ ). Diffuse Übertritte von belastetem Molassegrundwasser führen in der hangenden Kölliker Rinne zwar lokal zu erhöhten Salzkonzentrationen, diese sind für die Grundwasserqualität jedoch nicht relevant.

Durch den Betrieb der Abschirmung Süd bildete sich im Untersuchungsgebiet Obermatten im Molassestockwerk eine **Grundwasserscheide** aus (Fig. 8 und 10), welche das Felsgrundwasser in zwei Zonen unterteilt: Grundwasser westlich dieser Linie strömt der Abschirmung Süd zu, während das Felsgrundwasser östlich dieser Linie, weiterhin dem natürlichen Gradienten folgend, ost- bis südostwärts abströmt. Weil sich die Schadstofffront bereits über diese jetzige Trennlinie ausgebreitet hat, ist die Fahnen spitze nun vom stärker kontaminierten, deponienahen Fahnenteil und der eigentlichen Schadstoffquelle (Deponie) hydraulisch abgetrennt: Die Dateninterpolation in Figur 11 zeigt, dass die divergierenden Fliessrichtungen im Bereich der Wasserscheide bereits eine Abkoppelung der Fahnen spitze von der mit der Deponie verbundenen Hauptfahne bewirkten. Ob die Zweiteilung bereits so weit fortgeschritten ist wie diese Abbildung zeigt, ist jedoch noch unklar. Für eine abschliessende Beurteilung fehlen Messstellen zwischen den beiden Belastungszentren in Figur 11. Aufgrund des hydraulischen Modells ist eine solche Zweiteilung plausibel und mit der Zeit auch zu erwarten.

## 3. Feldversuche

### 3.1 Slug-Tests

Die Feldstudien begannen mit einer Serie von Slug-Tests in 27 Molasse- und 12 Schottermessstellen. Ein Slug-Test ist ein sehr einfa-

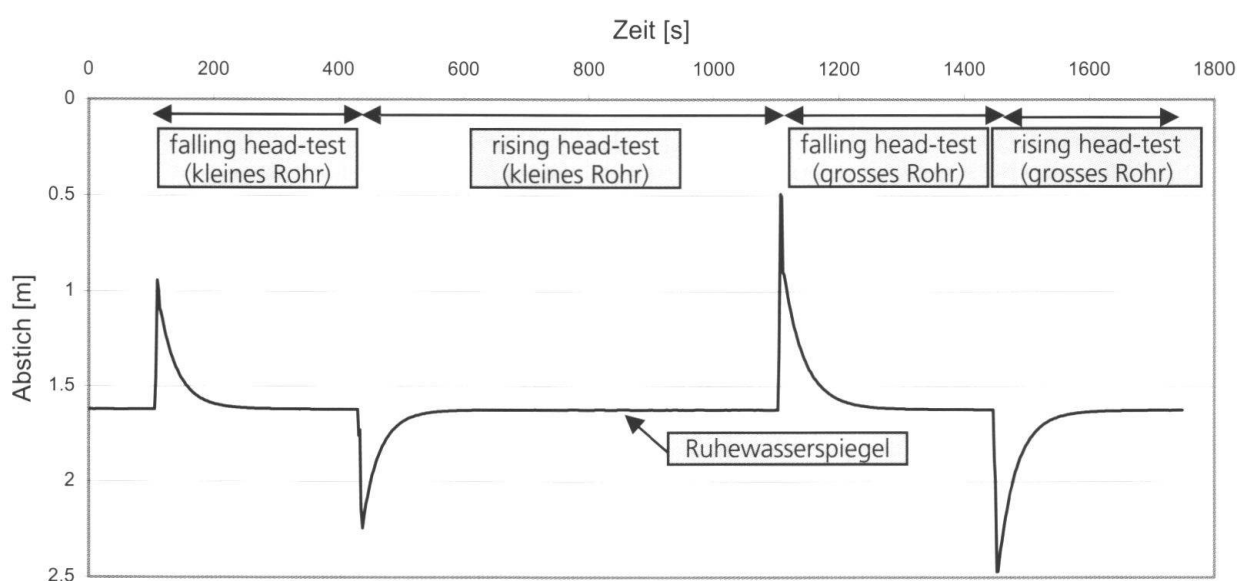


cher, schneller und kostengünstiger Test zur Bestimmung der hydraulischen Durchlässigkeit in der unmittelbaren Umgebung der Messstelle (lokale Durchlässigkeit im Meterbereich): Durch das schnelle Eintauchen eines Verdrängungskörpers wird ein plötzlicher Anstieg des Wasserspiegels erzeugt («falling head-Test»), dessen allmählicher Rückgang zum Ruhezustand registriert und ausgewertet wird. Umgekehrt tritt beim plötzlichen Herausziehen des Verdrängungskörpers eine Absenkung in der Messstelle auf, wobei der zeitliche Verlauf, des Wiederanstiegs gemessen wird («rising head-Test», Fig. 1).

Slug-Tests können von verschiedenen Faktoren, wie z.B. Ausbau der Messstelle, Slug-Handhabung, Fliessbedingungen und -mechanismen während der Testphase (dynamische Skin-Effekte) etc., stark beeinflusst oder verfälscht werden. In jeder Messstelle wurde deshalb gemäss den Empfehlungen von Butler (1998) eine Abfolge von mehreren Slug-Tests (falling head und rising head-Tests mit unterschiedlicher initialer Wasserspiegeländerung) durchgeführt, um verschiedene Anfangsbedingungen zu schaffen (im Normalfall vier Tests pro Messstelle). Die gemittelten Werte aller Versuche kommen den wahren

hydraulischen Eigenschaften am nächsten. Oftmals zeigte sich, dass die aufgezeichneten Wasserspiegelreaktionen in der Anfangsphase erhebliche Störsignale aufwiesen. Diese Testdaten wurden mit der Translationsmethode von Pandit und Minder (in Butler 1998) korrigiert, was zu deutlich besseren und realistischeren Resultaten führte. Die so aufbereiteten Testreihen einer Messstelle wurden in einem semilogarithmischen, normalisierten Diagramm dargestellt. Im Idealfall sind die Kurven deckungsgleich. Wuch eine Testkurve deutlich von den übrigen Kurven ab, wurde diese nicht weiter ausgewertet, da dieser Test wahrscheinlich durch dynamische Skin-Effekte oder eine schlechte Slug-Handhabung verfälscht wurde.

Die Tests wurden mit der Software «Hydro Tec® 5.0 Pro» (Röhrich 2004) ausgewertet. Für die meisten Tests wurde die Auswertmethode nach Cooper, Bredehoeft & Papadopoulos (in Butler 1998) verwendet. Bei dieser Methode handelt es sich um eine exakte analytische Lösung, welche für die meisten Aquiferbedingungen plausible Resultate liefert. Nebst der Durchlässigkeit liess sich mit diesem Ansatz auch der Speicherkoeffizient bestimmen. Dieser ist nach Renard (2003) jedoch meist mit einem sehr grossen Fehler



**Fig. 1:** Reaktion der Druckspiegelhöhe (als Abstichwert ab Rohroberkante) auf die Slug-Tests in der Messstelle KB147A (Kölliker Rinne). Siehe auch Figur 2 mit den verwendeten Rohren.



behaftet und sollte nicht weiter verwendet werden. Deshalb wurde der Speicherkoeffizient im Folgenden nicht weiter berücksichtigt.

Die meisten untersuchten Messstellen sind 4,5"-Piezometer. In diesen Messstellen kamen als Verdrängungskörper zwei mit Zement verfüllte handelsübliche Plastikrohre mit einer Länge von 2,07 m und einem Aussendurchmesser von 63 resp. 75 mm zum Einsatz (Fig. 2). Damit liess sich rein rechnerisch eine initiale Wasserspiegeländerung von 63 resp. 89 cm erzielen. Der Wasserspiegel wurde von einem Drucksensor im 2-Sekunden-Intervall aufgezeichnet. Einige ältere Messstellen sind jedoch mit 2"-Piezometer ausgerüstet. Für diesen geringen Durchmesser sind Verdrängungskörper als Slug nicht mehr empfehlenswert (enge Platzverhältnisse neben Logger und Kabel). Aus diesem Grund wurde in diese Messstellen mit einer Gieskanne 0,5 bis 2,5 l Wasser eingefüllt. Nachteilig ist, dass mit dieser Metho-

de nur «falling head-Tests» durchgeführt werden können.

Die Druckerholung nach einem Slug-Impuls dauerte im mürben Rinnensandstein meist 20–50 min, in sehr gut durchlässigen Zonen erfolgte die Erholung in weniger als 10 min. In schlecht durchlässigen Molassezonen konnte ein einzelner Test hingegen mehrere Stunden dauern. In den Schottern der Kölliker Rinne war ein einzelner Slug-Test in 3–10 min abgeschlossen. Durch den Einsatz mehrerer Datenlogger und zweier Slug-Rohre war es somit möglich, ohne grossen technischen Aufwand Durchlässigkeitsinformationen von bis zu 7 Messstellen pro Tag zu erhalten (bei 4 Tests pro Piezometer).

### 3.2 Pumpversuche

Ausgewählt wurden drei Messstellen im Rinnensandstein Ost, welche verschiedene Positionen im Bereich der Fahnen spitze abdecken (KB128B: höchstkontaminierter westlicher



**Fig. 2:** Mit Zement verfüllte Plastikrohre für Slug-Tests in 4,5"-Piezometer. Links kleines Rohr ( $\varnothing$  6,3 cm), rechts grosses Rohr ( $\varnothing$  7,5 cm).



Abschnitt, KB147B: im Zentrum der Fahnen-  
spitz, KB152B: Front der Fahne, Lage siehe  
Fig. 8). Jede Messstelle wurde während rund  
50–55 h bei möglichst konstanter Förderrate  
bepumpt (Förderrate KB128B: 11,1 l/min,  
KB147B: 3,7 l/min, KB152B: 2,6 l/min). Die  
gewählte Förderleistung ergab sich aus den  
nach der Fertigstellung der Bohrungen aus-  
geführten Kurzpumpversuchen. Ein quasi-  
stationärer Zustand wurde bei allen Versu-  
chen erreicht.

Die Versuche wurden von einem intensiven  
Monitoringprogramm begleitet: Die wichtig-  
sten Messstellen im Rinnensandstein Ost  
wurden mit total 11 Datenloggern ausgerüs-  
tet. Zusätzlich wurden weitere 25 Molasse-  
messstellen und 28 Messstellen der Köllicher  
Rinne mit Handabstichmessungen beobach-  
tet. Die Grundwasserqualität wurde mit dem  
Leitparameter «elektrische Leitfähigkeit» in  
17 Molasse- und 9 Schottermessstellen mehr-  
mals täglich überwacht (im Pumpbrunnen  
kontinuierliche Aufzeichnung). Zur Bestim-  
mung der «flüchtigen organischen Substan-  
zen» wurden im Brunnen jeweils 3–4 Wasser-  
proben pro Versuch entnommen.

Die Auswertung der Versuche erfolgte wiede-  
rum mit der Software «Hydro Tec® 5.0 Pro».  
Es zeigte sich, dass die Auswertung über das  
Typkurvenverfahren nach Hantush für halb-  
gespannte Aquifere (in Langguth & Voigt  
2004) für den vorliegenden Aquifer die  
besten Resultate liefert (vgl. Kap. 4.2). Eben-  
falls ausgewertet wurde der Wiederanstieg  
nach dem Ausschalten der Pumpe.

Im Gegensatz zu den Slug-Tests konnten mit  
den Pumpversuchen die regionalen Aquifer-  
eigenschaften (100-Meter-Massstab) ermit-  
telt werden. Nebst diesen hydraulischen  
Parametern liess sich das Einzugsgebiet der  
einzelnen Brunnen ermitteln und Interaktio-  
nen mit dem Schottergrundwasser sowie  
Auswirkungen eines Pumpbetriebes auf die  
Grundwasserkontamination abklären.

### 3.3 Langzeitpumpversuch

Im Hinblick auf eine mögliche Sanierung der  
Fahnen Spitze wurde die Messstelle KB128B  
(Lage siehe Fig. 8) aufgrund der relativ hohen  
Ergiebigkeit und der Lage im höchstkontami-  
nierten Bereich östlich der Grundwasser-  
scheide für einen 30tägigen Langzeitpump-  
versuch ausgewählt. Mit diesem Versuch  
sollte das Fliessmuster im komplexen Molas-  
seaquifer und der Schadstoffaustrag unter  
stationären Bedingungen untersucht wer-  
den. Die Förderleistung wurde deshalb mög-  
lichst konstant gehalten (Förderrate 12,3  
l/min, total 530,5 m<sup>3</sup> gefördert). Dieser Ver-  
such wurde wie die vorgängigen Pumpver-  
suche (Kap. 3.2) von einem intensiven  
Grundwasserspiegel- und Qualitätsmonito-  
ring begleitet.

Um den Anteil des geförderten Wassers aus  
den verschiedenen Zonen des Sandstein-  
komplexes abschätzen zu können wie auch  
Informationen über die echten Fliesszeiten  
zu erhalten, wurde der Pumpversuch mit  
einem **Markierversuch** kombiniert. In  
KB147B wurde Uranin, in KB150B Sulforhoda-  
min B (beide Messstellen 50 m im Abstrom  
des Brunnens) und in KB145A (30 m im  
Zustrom) Iodid als Tracer eingepflegt (alles  
Messstellen im Rinnensandstein Ost, Lage  
siehe Fig. 8).

## 4. Resultate und Diskussion

### 4.1 Lokale Durchlässigkeiten

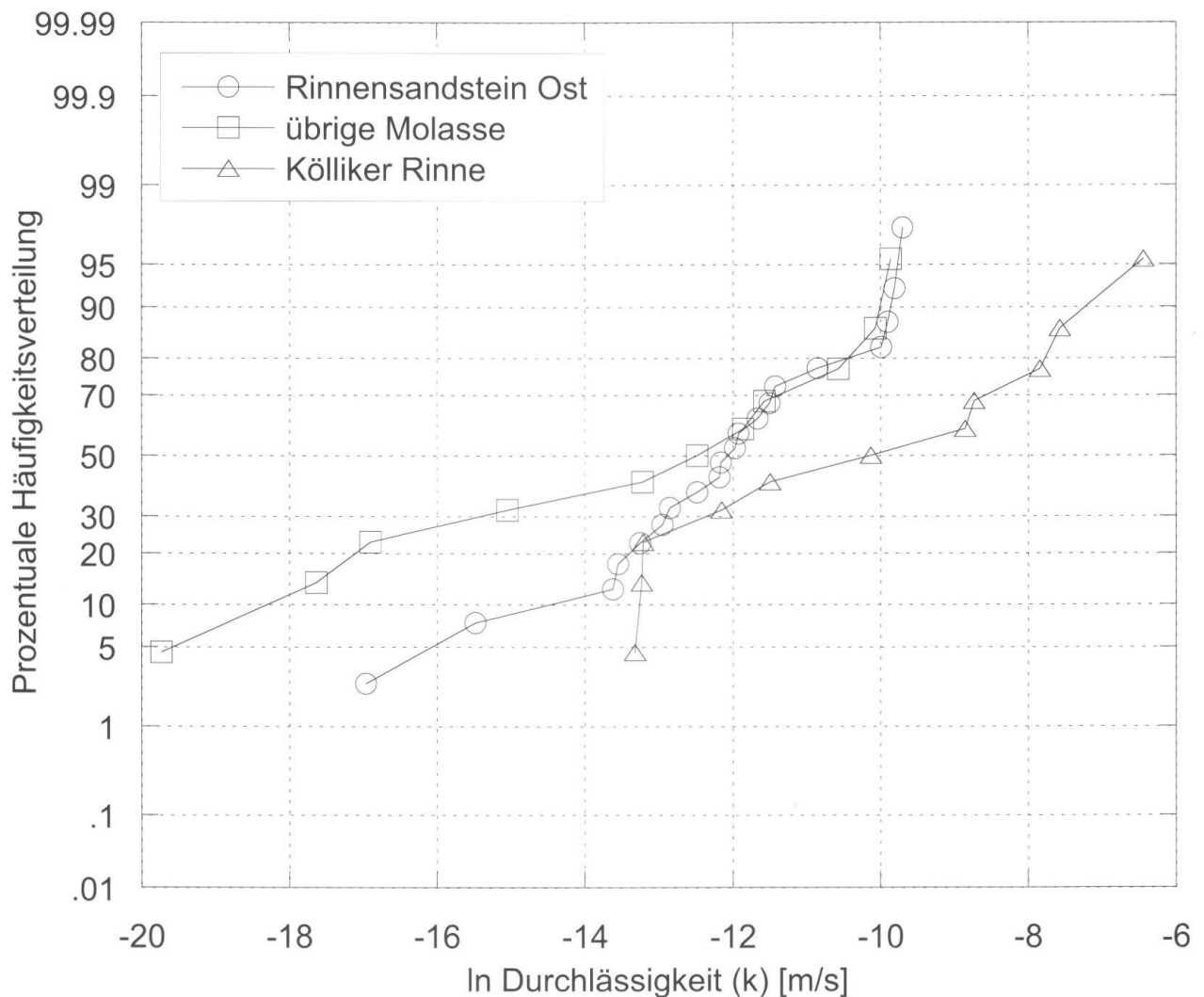
Die Slug-Tests lieferten erstmals eine fundier-  
te Analyse der kleinräumigen Durchlässig-  
keitsvariabilität bzw. des heterogenen Auf-  
baus der untersuchten Grundwasserleiter  
«USM» und «Köllicher Rinne» im Umfeld der  
Deponie. Die lokalen Durchlässigkeitsbeiwerte  
(K-Werte) sind in Figur 3 für die drei geolo-  
gischen Einheiten Rinnensandstein Ost, übrige  
Molasse (Molasse ausserhalb Rinnensand-  
stein Ost, alle Lithologien) und Köllicher Rin-  
ne grafisch dargestellt. Tabelle 1 fasst die

ermittelten hydraulischen Parameter und die statistischen Eckwerte für diese drei Einheiten zusammen.

### Untere Süsswassermolasse

Das geometrische Mittel der Durchlässigkeitskoeffizienten (K) für den meist mürben Rinnensandstein Ost liegt bei  $5 \times 10^{-6}$  m/s. Dieser Wert korreliert sehr gut mit früheren Packer-Tests (Solexperts AG 1989), welche für den Rinnensandstein Ost im deponienahen Bereich ein geometrisches Mittel von  $3,8 \times 10^{-6}$  m/s ergaben. Vergleiche mit BUWAL (1997) und Keller (1992) zeigen, dass die Durchlässigkeit des Rinnensandstein Ost im Raum Obermatten mit einem Median von

$5,8 \times 10^{-6}$  m/s sehr gut mit den porösen Sandsteinen der mittelländischen USM übereinstimmt (Median  $4,0 \times 10^{-6}$  m/s). Die lithologisch heterogene Ausbildung der Sandsteinrinne äussert sich in einer beträchtlichen Variabilität der lokalen K-Werte: Diese können ähnlich einem heterogenen Lockergesteinsaquifer in einem Bereich von 4 Zehnerpotenzen variieren (Fig. 3). Aufgrund dieser signifikanten Streuung bildet der Rinnensandstein im Untersuchungsmassstab keine hydraulische Einheit, es ist mit quasi undurchlässigen Zonen und präferenziellen Fließspaden zu rechnen. Die Durchlässigkeitsverteilung ist vermutlich zufälliger Natur, es konnte keine eindeutige räumliche Beziehung zwischen den einzelnen Messpunkten erkannt werden.



**Fig. 3:** Vergleich der lokalen Durchlässigkeiten der untersuchten geologischen Einheiten im Raum Obermatten.

Der Vergleich mit den übrigen Molasse-schichten macht deutlich, dass der Rinnensandstein innerhalb der im Allgemeinen schlecht durchlässigen Molasseabfolge ( $K = 1,3 \times 10^{-6}$  m/s) einem permeablen Kanal und somit grossmassstäblich einem präferenziellen Fliesspfad entspricht (Fig. 3). Die vielen verschiedenen Gesteinsklassen ausserhalb der Sandsteinrinne Ost sind dafür verantwortlich, dass die Durchlässigkeitsvariabilität der übrigen Molasse mit einer Varianz von 11 extrem hoch ist. Frühere Untersuchungen im deponienahen Umfeld der Rinne Ost ergaben (CSD 1993), dass die Molasse ausserhalb von Sandsteinrinnen sogar nur eine mittlere Durchlässigkeit von  $5,2 \times 10^{-8}$  m/s aufweist. Dieser Unterschied zu den vorliegenden Untersuchungen ist primär dadurch bedingt, dass bei den früheren Untersuchungen im noch unverrohrten Bohrloch in der «umgebenden Molasse» nur Mergel, Silte und Feinsandsteine berücksichtigt wurden. Da Messstellen primär in den besser durchlässigen Zonen verfiltert sind, repräsentiert die hier vorliegende Klasse «übrige Molasse» der Slug-Testserie hingegen in erster Linie die immer noch relativ durchlässigen Zonen ausserhalb des Rinnensandsteins.

Bei diesen vergleichenden Betrachtungen ist zu beachten, dass der Einfluss von Klüften nicht berücksichtigt wurde. Klüfte können zu einer lokal massiv höheren Durchlässigkeit führen und folglich für beträchtliche Wasserbewegungen verantwortlich sein. Im Untersuchungsgebiet wurden insbesondere in den Feinsedimenten vereinzelt Klüfte beobachtet. Im mürben Sandstein traten nur vereinzelte Klüfte auf, bedeutende Kluftzonen sind nicht zu erwarten. Die geologische Baubegleitung des Stollenvortriebs der Abschirmung Süd konnte nachweisen, dass die relevanten Wasserbewegungen im Porenraum der Rinnensandsteine erfolgen (CSD 2005).

#### Köl liker Rinne

Die Durchlässigkeit der Köl liker Schotter übertrifft mit einem geometrischen Mittel-

wert von  $4,8 \times 10^{-5}$  m/s den Rinnensandstein Ost nur um eine Zehnerpotenz (Tab. 1). Mit einer Minimaldurchlässigkeit von  $1,6 \times 10^{-6}$  m/s sind die Schotter lokal sogar schlechter durchlässig als gut durchlässige mürbe Molassesandsteine (vgl. Fig. 3). Das komplexe glaziofluviatile Ablagerungsmilieu führte zu einer heterogenen Lockergesteinsauffüllung, welche sich in komplizierten Durchlässigkeitsstrukturen äussert. Die durchlässigsten getesteten Schotterzonen leiten das Grundwasser rund 1000mal besser als die aufgrund der Testresultate dichtesten Zonen (Wertebereich  $10^{-6}$  bis  $10^{-3}$  m/s, Tabelle 1). Da die Messstellen generell nur in den grobkörnigeren und folglich besser durchlässigen Zonen der Köl liker Rinne verfiltert sind, ist anzunehmen, dass die Durchlässigkeitskontraste innerhalb der ganzen Rinnenfüllung in Wirklichkeit noch um ein bis zwei Grössenordnungen grösser sind. Innerhalb der einzelnen Schotterstockwerke ist somit aufgrund dieser Heterogenitäten ein lokal stark verästeltes Netzwerk aus präferenziellen Fliesspfaden und stagnierenden Wasserzonen zu erwarten.

#### 4.2 Regionale Durchlässigkeiten Untere Süsswassermolasse

Die mit den Slug-Tests nachgewiesene bedeutende Durchlässigkeitsvariabilität innerhalb der Sandsteinrinne zeichnete sich in den Pumpversuchen erwartungsgemäss nicht ab: In Figur 4 sind die aus den Druckspiegelreaktionen der einzelnen Messstellen errechneten K-Werte für den Rinnensandstein dargestellt und werden mit den Slug-Tests verglichen. Auffallend ist die deutlich kleinere Variabilität der einzelnen K-Werte aus den Pumpversuchen (vgl. Tab. 1). Das selbe Muster ist in Figur 5 zu erkennen: Die Steigung, aus der sich die Durchlässigkeit bestimmen lässt, ist im halblogarithmischen Zeit-Absenkungsdiagramm für fast alle Messstellen im Rinnensandstein Ost unabhängig von der lokalen Geologie und Distanz zum Brunnen nahezu identisch. Diese Feldstudien konnten somit die theoretischen Untersuchungen mit

		Rinnensandstein Ost				übrige Molasse		Kölliker Rinne	
		PV KB128B	PV KB147B	PV KB152B	Slug	Slug		Slug	
Anzahl Messstellen:		17	11	11	20	11		12	
geom. Mittel	K	[m/s]	1.47E-05	4.81E-06	4.31E-06	4.98E-06	1.32E-06	4.77E-05	
arithm. Mittel	K	[m/s]	2.50E-05	6.23E-06	5.75E-06	1.49E-05	1.30E-05	3.72E-04	
arithm. Mittel	ln K	[m/s]	-11.13	-12.24	-12.36	-12.21	-13.54	-9.95	
Varianz	ln K	[m/s]	1.02E+00	7.29E-01	6.48E-01	3.42E+00	1.11E+01	7.04E+00	
min.	K	[m/s]	4.57E-06	9.80E-07	1.25E-06	4.30E-08	2.70E-09	1.64E-06	
max.	K	[m/s]	1.11E-04	1.14E-05	1.65E-05	6.10E-05	5.24E-05	1.60E-03	
geom. Mittel	S	[-]	1.45E-04	1.56E-04	5.85E-05	--	--	--	
arithm. Mittel	S	[-]	2.75E-04	1.66E-04	1.30E-04	--	--	--	
arithm. Mittel	ln S	[-]	-8.84	-8.77	-9.75	--	--	--	
Varianz	ln S	[-]	1.46E+00	1.47E-01	2.06E+00	--	--	--	
min.	S	[-]	2.28E-05	7.99E-05	1.14E-05	--	--	--	
max.	S	[-]	9.81E-04	3.08E-04	3.77E-04	--	--	--	
geom. Mittel	c	[s]	3.37E+08	7.10E+08	7.72E+08	--	--	--	
arithm. Mittel	c	[s]	6.16E+08	8.07E+08	9.38E+08	--	--	--	
arithm. Mittel	c	[s]	19.63	20.38	20.46	--	--	--	
Varianz	ln c	[s]	1.23E+00	2.78E-01	4.44E-01	--	--	--	
min.	c	[s]	5.81E+07	3.43E+08	3.64E+08	--	--	--	
max.	c	[s]	3.86E+09	1.79E+09	1.87E+09	--	--	--	

K Durchlässigkeit  
 S Speicherkoeffizient  
 T Transmissivität

c hydraulischer Widerstand  
 min. / max. kleinster / grösster Wert

**Tab 1:** Zusammenstellung der hydraulischen Parameter. PV: Pumpversuch mit Angabe Pumpbrunnen, Slug: Slug-Tests. Anmerkung: geom. Mittel (X) = exp[arithm. Mittel (ln(x))].



numerischen Modellen für heterogene Aquifere von Meier et al. (1998) bestätigen. Die berechneten K-Werte (oder hydraulische Parameter im Allgemeinen) der einzelnen Messstellen sind abhängig von den grossräumigen hydraulischen Eigenschaften und Vorgängen im gesamten Aquifer. Wie Meier et al. (1998) zeigen, sind bei Langzeit-Pumpversuchen insbesondere die Aquiferparameter zwischen Messstelle und Pumpbrunnen relevant. Mit den mehrtägigen Pumpversuchen wurden gemäss diesen Autoren die **mittleren äquivalenten** (oder effektiven) **Parameter des Aquifers** untersucht, welche für geplante hydraulische Massnahmen im Aquifer aussagekräftig sind. Diese effektiven Parameter ergeben sich aus dem Mittelwert aller ausgewerteten Messstellen eines Pumpversuches, wobei auch hier das geometrische Mittel repräsentativ ist. Die effektive Durchlässigkeit der beiden Pumpversuche in KB147B und in KB152B ist fast identisch (ca.  $4,5 \times 10^{-6}$  m/s) und entspricht dem geometrischen Mittel der lokalen Durchlässigkeiten (vgl. Fig. 4 und Tab. 1). Dies ist typisch für ein multilognormales Durchlässigkeitsfeld (Meier et al. 1998). Dies könnte erklären, warum die Kartierung der lokalen K-Werte keine eindeutige Beziehung erkennen liess. Demgegenüber ergibt sich bei einem Pumpbetrieb in KB128B mit  $1,5 \times 10^{-5}$  m/s eine deutlich höhere effektive Durchlässigkeit, welche die mittlere lokale Durchlässigkeit rund 3mal übersteigt. Dies deutet auf ein nicht-multilognormales Durchlässigkeitsfeld hin (Meier et al. 1998), wie es vielmals in alluvialen Aquiferen vorzufinden ist (der Rinnensandstein ist kein quartärer Grundwasserleiter, gewisse Ähnlichkeiten sind aber durchaus vorhanden). Hochdurchlässige Strukturen (sedimentäre Strukturen, diagenetische Prozesse, ev. Klüfte) können die effektive Durchlässigkeit des Rinnensandsteins Ost erhöhen. Bei einer stichprobenartigen Ermittlung der lokalen Durchlässigkeiten mittels Slug-Tests können derartige Durchlässigkeitsstrukturen unter Umständen nicht erfasst werden, wodurch das geometrische Mittel der lokalen K-Werte die regional wirksame Durchlässigkeit unterschätzt.

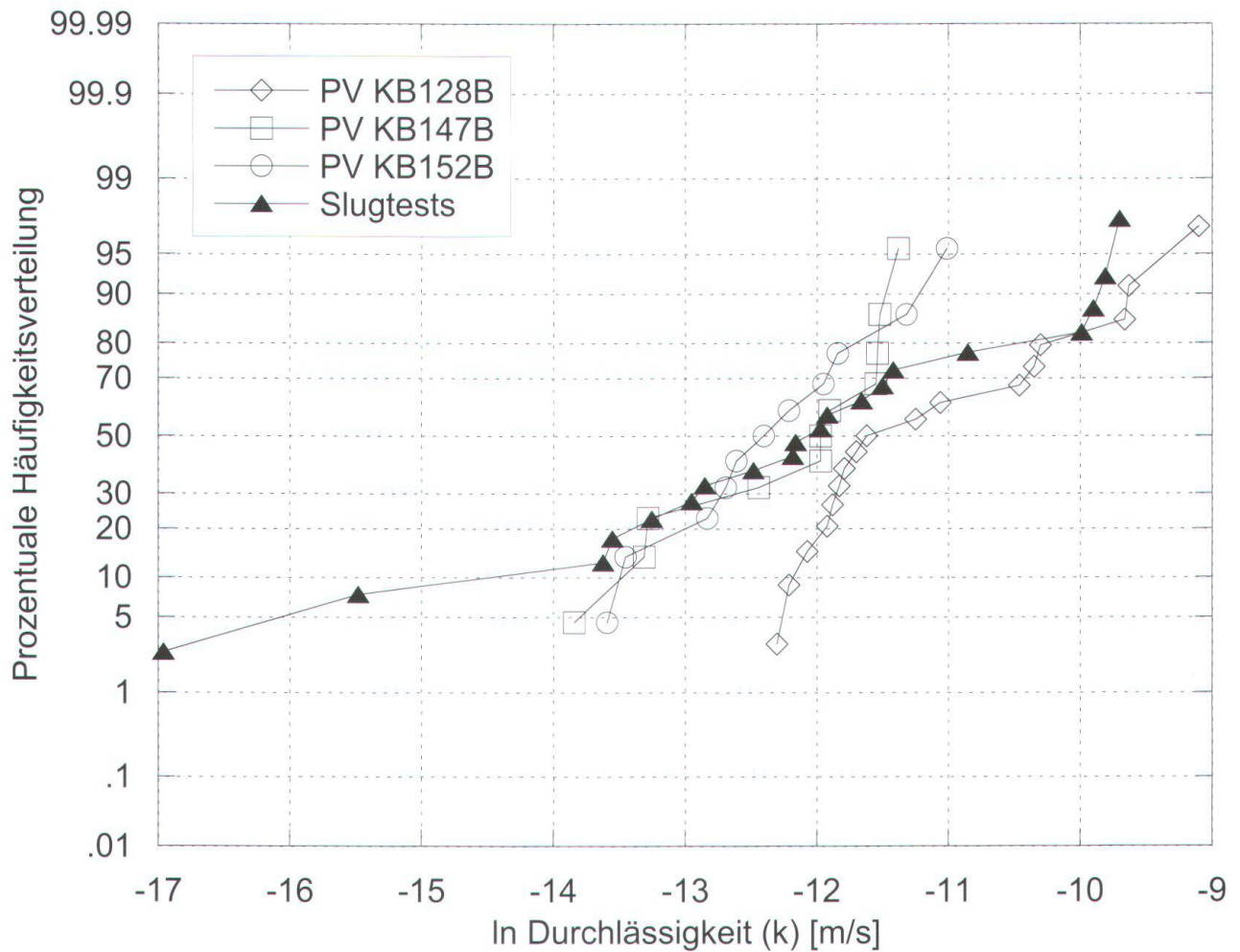
Aus den Resultaten der Pumpversuche lässt sich folgern, dass im Rinnensandstein Ost aufgrund der heterogenen Durchlässigkeitsverteilung und variablen Mächtigkeit je nach Position des Pumpbrunnens eine andere effektive Durchlässigkeit wirksam ist. Je nach Pumpbrunnen werden nicht dieselben hochdurchlässigen Strukturen aktiviert. Die Durchlässigkeitsbedingungen und bevorzugten hydraulischen Wegsamkeiten können somit je nach Position einer hydraulischen Massnahme sehr unterschiedlich ausfallen. Die effektive Durchlässigkeit ist aber mindestens so gross wie das geometrische Mittel aller lokalen Durchlässigkeiten.

### Köllicher Rinne

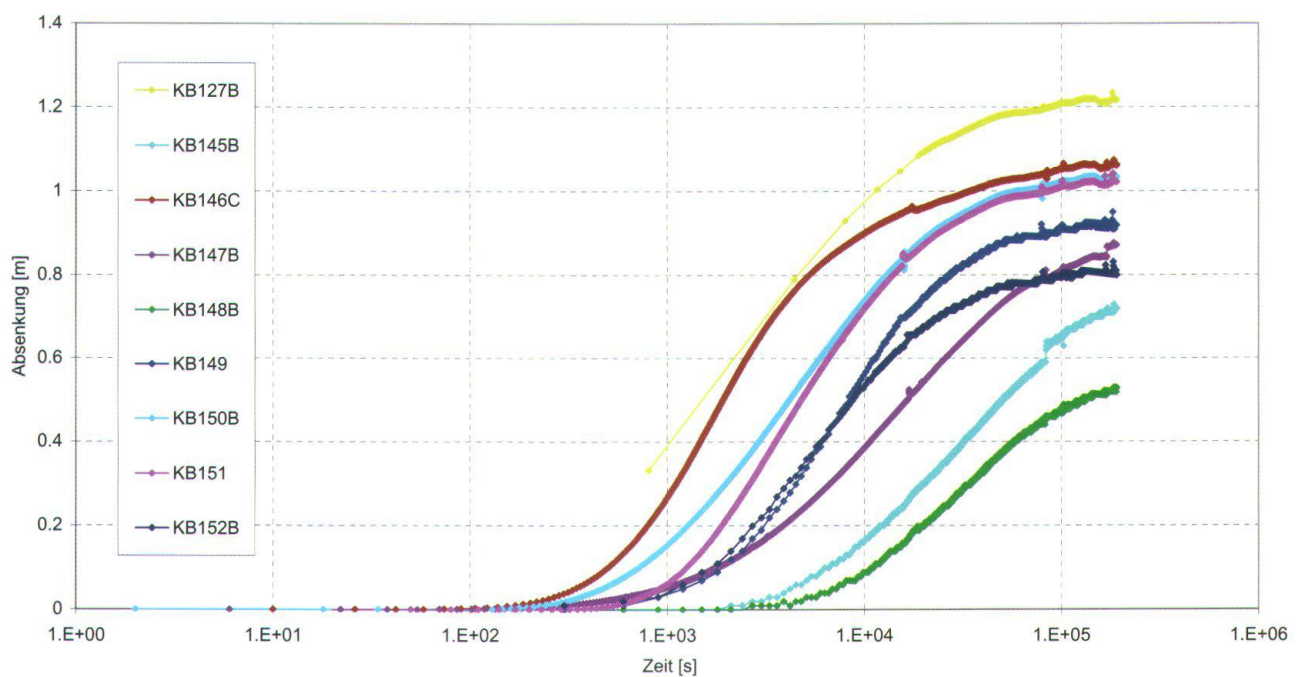
Frühere Pumpversuche (CSD 1993, 2004) ergaben für die Köllicher Rinne im Raum Obermatten deutlich variierende regionale K-Werte zwischen  $2,9 \times 10^{-6}$  und  $1,6 \times 10^{-4}$  m/s mit einem Mittelwert bei  $5 \times 10^{-5}$  m/s. Der Mittelwert aller Pumpversuche entspricht somit dem geometrischen Mittelwert der lokalen K-Wertbestimmungen. Die Pumpversuche zeigten eine deutliche regionale Zonierung: Der zentrale Rinnenbereich ist rund 1–2 Grössenordnungen durchlässiger als die randlichen Bereiche. Dieser Befund ist zwar teilweise mit den lokalen Durchlässigkeitsmessungen korrelierbar. Die Slug-Tests zeigten aber, dass die lokalen K-Werte innerhalb eines Schotterstockwerks signifikanter variieren als zwischen Rinnenzentrum und -rand.

### Vergleich Slug-Tests - Pumpversuche

Trotz der oben aufgeführten Vorbehalte besteht eine gewisse Korrelation zwischen den K-Werten aus Slug-Tests sowie den Reaktionen der einzelnen Messstellen während eines Pumpversuchs: Zonen mit einer guten lokalen Durchlässigkeit (Slug) ergaben in den Pumpversuchen tendenziell auch höhere K-Werte (und umgekehrt). Die Charakterisierung der lokalen Durchlässigkeit ausschliesslich anhand der Pumpversuche wäre aber



**Fig. 4:** Vergleich der lokalen Durchlässigkeiten (Slug-Tests) und regionalen Durchlässigkeiten (Pumpversuche, PV) im Rinnensandstein Ost.



**Fig. 5:** Verlauf der Grundwasserpotenziale im Rinnensandstein Ost während Pumpversuch in KB128B, Versuchsdauer 53 h. Lage der Messstellen siehe Figur 8.

dennoch nicht statthaft und würde, weil beispielsweise Extremwerte durch die regionalen Eigenschaften gedämpft werden, zu bedeutenden Fehlern führen.

In den meisten Fällen entsprach die mittlere lokale Durchlässigkeit der effektiven regionalen Durchlässigkeit. Je nach bevorzugten Fliesspfaden, welche im Pumpbetrieb aktiviert werden, kann die regional wirksame Durchlässigkeit den Mittelwert der lokalen K-Werte signifikant übersteigen. Somit sind Slug-Tests zur Charakterisierung kleinräumiger Phänomene wie z.B. präferenziellen Fliesspfaden anzuwenden, während für regionale Fragestellungen (z.B. Förderbrunnen) die lokalen Variabilitäten oftmals nicht von Belang sind und deshalb Pumpversuche die angepasste Untersuchungsmethode darstellen.

#### 4.3 Weitere Parameter

Aus den Pumpversuchen ergibt sich für den Rinnensandstein Ost ein mittlerer Speicherkoeffizient ( $S$ ) von  $5,9 \times 10^{-5} - 1,5 \times 10^{-4}$  (Tab. 1). Wie bei der oben besprochenen Durchlässigkeit handelt es sich auch bei diesem Wert um einen effektiven Speicherkoeffizient.

Das geometrische Mittel des äquivalenten (regionalen) hydraulischen Widerstands ( $C$  im Hantush-Modell für halbgespannten Aquifer) für die beiden Pumpversuche KB147B und KB152B ist rund 2mal grösser als dasjenige für den Versuch in KB128B (Tab. 1). Dies zeigt, dass bei einem Pumpbetrieb in KB128B deutlich mehr Wasser aus der Kolliker Rinne angezogen wird (kompensiert die grössere Ergiebigkeit in KB128B). Lokal sind von diesen Mittelwerten grosse Differenzen zu erwarten, da der hydraulische Widerstand zwischen den beiden Grundwasserträgern von vielen Faktoren abhängig ist (variable Mächtigkeit des Stauers,  $S$  in Stauer, Anwesenheit/Abwesenheit des Stauers, etc.). Die vertikale Zusickerung variiert deshalb von Gebiet zu Gebiet stark (vgl. Kap. 4.4). Bei einer mittleren Mächtigkeit des Stauers (alle Feinsedimente Molasse und Quartär zwischen Rinnensandstein und Schotter, 4,1 m)

führt die Beziehung nach Hantush (in Langguth & Voigt 2004) zu einer mittleren Durchlässigkeit des Stauers von rund  $1 \times 10^{-8}$  m/s. Die Grössenordnung dieses Wertes ist für eine vertikale Durchlässigkeit von Mergeln und Siltsteinen plausibel. Aufgrund der heterogenen Ausbildung und der begrenzten seitlichen Ausdehnung des Stauers ist dieser Wert jedoch nur bedingt aussagekräftig.

#### 4.4 Hydraulische Beziehungen

##### Rinnensandstein – Kolliker Rinne

Die Pumpversuche bestätigten die bereits aus früheren Untersuchungen teilweise bekannten oder vermuteten engen hydraulischen Verbindungen zwischen den beiden Aquifersystemen Molasse (insbesondere Rinnensandstein Ost) und Lockergestein (Kolliker Rinne). Die Messstellen im Rinnensandstein Ost zeigten bei sämtlichen Pumpversuchen bei zunehmender Versuchsdauer eine Stabilisierung der Potenzialabsenkung (Fig. 5). Dies bedeutet, dass die Grundwasserentnahme in der Molasse mit der Zeit durch einen Zufluss aus einem anderen Grundwasserstockwerk kompensiert wird. Als Zustrom kommen einerseits andere grundwasserführende Molassezonen in Frage. Eine viel wichtigere Quelle stellt jedoch die Kolliker Rinne dar, welche stellenweise in direktem Kontakt zum Sandstein steht. Die Potenziale in der Kolliker Rinne reagierten unmittelbar auf die Pumpversuche im Molassesandstein. Bei Förderleistungen von 11–12 l/min konnten beachtliche Grundwasserabsenkungen (bis zu 30 cm) in den Schottermessstellen registriert werden. Beim Rinnensandstein (sowie bei der Molasse im Allgemeinen) handelt es sich somit um einen **halbgespannten Aquifer («leaky Aquifer»)**, welcher durch semipermeable Schichten (Stauer) von den übrigen Grundwasserstockwerken abgetrennt ist. Bei einem Pumpbetrieb in der Molasse wird folglich Wasser aus der Kolliker Rinne nachgezogen. Die Zusickerung aus dem Schottergrundwasserleiter in den Rinnensandstein fand jedoch

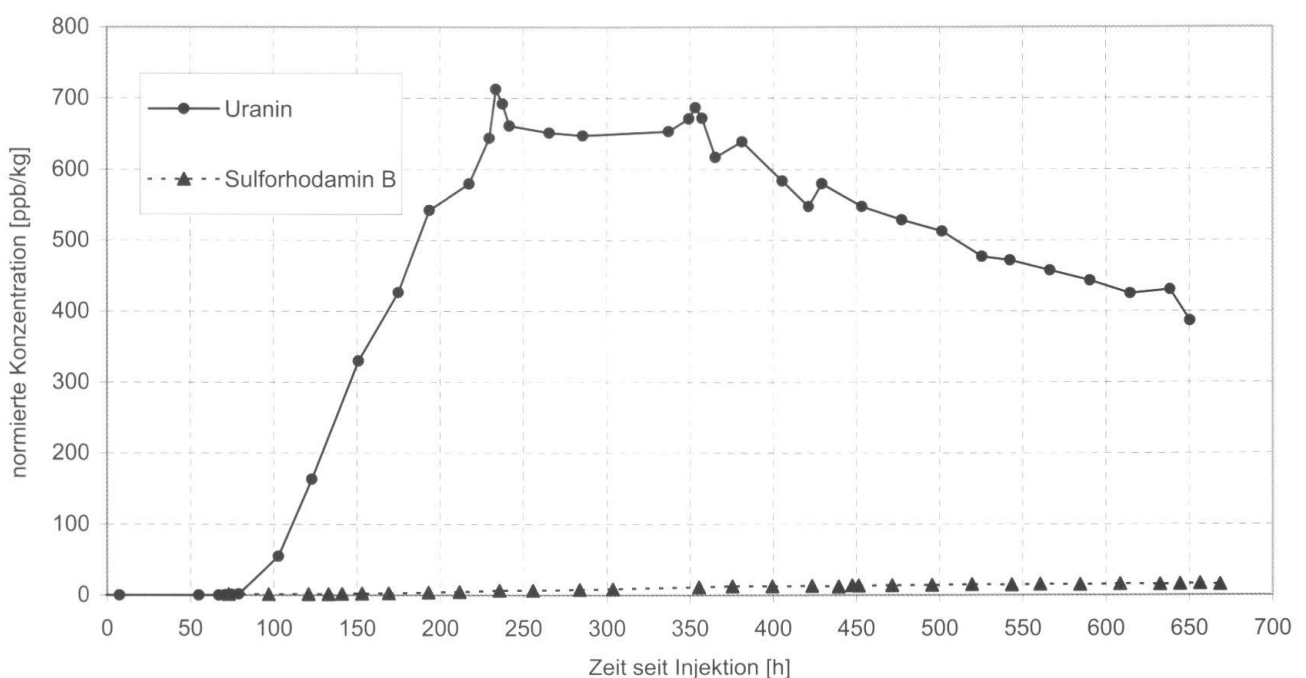
nicht flächendeckend mit einem konstanten Betrag statt, sondern war abhängig von der Mächtigkeit und Ausbildung der dazwischen liegenden, meist feinkörnigen Sedimentgesteinen (Stauer). Bei allen Versuchen zeigten die beiden Schotter-Messstellen KB150A und KB152A die grösste Potenzialabsenkung an. Der grösste Zufluss aus der Köl liker Rinne erfolgte folglich unabhängig vom Pumpbrunnen in diesem Gebiet, in welchem eine überdurchschnittlich gute hydraulische Verbindung zwischen den beiden Grundwasserleitern bestehen muss. Dies führte dazu, dass sich in der Köl liker Rinne ebenfalls ein Absenkt trichter ausbilden konnte, welcher jedoch lateral bis zu 100 m vom Absenkt trichter in der Molasse verschoben war (vgl. Fig. 13).

#### 4.5 Präferenzielle Fliesspfade und Schadstofftransport

Die komplexen kleinräumigen Fliessmuster im Rinnensandstein Ost lassen sich mit den Ergebnissen des Färbversuches veranschaulichen. Obwohl die beiden Messstellen KB147B (Uranin) und KB150B (Sulforhodamin B)

min B) vom Pumpbrunnen KB128B gleich weit entfernt sind (50 m), zeigen die beiden Durchgangskurven im Pumpbrunnen ein völlig anderes Bild (Fig. 6). Aus dieser Abbildung geht deutlich hervor, dass die hydraulischen Verbindungen zwischen KB147B und dem Brunnen um ein Vielfaches besser sind als die Verbindung zwischen KB150B und dem Brunnen. Der Anteil an gefördertem Grundwasser aus der Region KB147B übersteigt den Anteil aus KB150B um etwa das 50fache. Dieselben oder ähnliche präferenzielle Wegsamkeiten lassen sich ebenfalls mit den Messungen der elektrischen Leitfähigkeit während den Pumpversuchen belegen: So deutet der starke Rückgang der el. Leitfähigkeit in KB147B im Langzeitpumpversuch (Brunnen KB128B) eine präferenzielle Wasserzirkulation zwischen diesen beiden Messstellen an, während in KB150B aufgrund der schlechten hydraulischen Verbindungen nur ein geringer Rückgang des Salzgehaltes gemessen werden konnte (Fig. 12).

Diese Ergebnisse wie auch die Form des Absenkt trichters (Fig. 13) und die Druckspiegelreaktionen unterstreichen die heterogene Ausbildung des Rinnenkörpers: Zwischen



**Fig. 6:** Tracer-Durchgangskurven im Pumpbrunnen KB128B. Die gemessenen Konzentrationen wurden mit der eingepfumpten Tracermenge normiert.



einzelnen Zonen bestehen hochdurchlässige Strukturen, in denen im ungestörten Zustand wie auch während eines Pumpbetriebs eine dominierende Wasserzirkulation erfolgt, während in anderen Zonen fast kein Wasser mobilisiert werden kann (stagnierende Wasserkörper). Dies führt zu einem dreidimensional komplexen Strömungsmuster. Innerhalb des Rinnensandsteins Ost können somit auf kleinem Raum verschiedene Fliessmuster, wie schnelle, kanalisierende Channel-Strukturen und langsame, kleinräumig verästelte Fliesspfade wie auch stagnierende Wasserzonen nebeneinander auftreten. Je nach Pumpbrunnen bilden sich andere präferenzielle Wegsamkeiten aus, sodass Wasser aus anderen Zonen mobilisiert werden kann. Die präferenziellen Fliesspfade im Pumpbetrieb müssen nicht den im ungestörten Zustand bevorzugten Wegsamkeiten entsprechen. Die Dispersion ist im Rinnensandstein Ost primär der Makrodispersion (Porositäts- und Durchlässigkeitsunterschiede) zuzuschreiben.

Die Anordnung, Geometrie und Lage der gut durchlässigen Zonen kann bewirken, dass die effektiven Fliesspfade schräg zum regionalen Druckgefälle orientiert sein können. Dies bedeutet, dass ein Schadstofftransport (advektiv und dispersiv) schräg zu den grossräumigen Grundwasserisohypsen erfolgen kann.

#### 4.6 Grundwassersanierung

Dank den vorliegenden umfangreichen hydrogeologischen Untersuchungen liegt eine sehr gute Datengrundlage vor, mit der Möglichkeiten wie auch Grenzen einer Grundwassersanierung mittels der PAT-Technik im heterogenen Rinnensandstein zuverlässig beurteilt werden können. Zwar wird in der Literatur PAT bei heterogenen Bedingungen meist als ineffiziente, langwierige und teure Sanierungslösung angesehen (z.B. Mackay und Cherry 1989); sofern zu gegebener Zeit eine Grundwassersanierung aktuell wird, sprechen hier dennoch einige Punkte für die Anwendung dieser Technik:

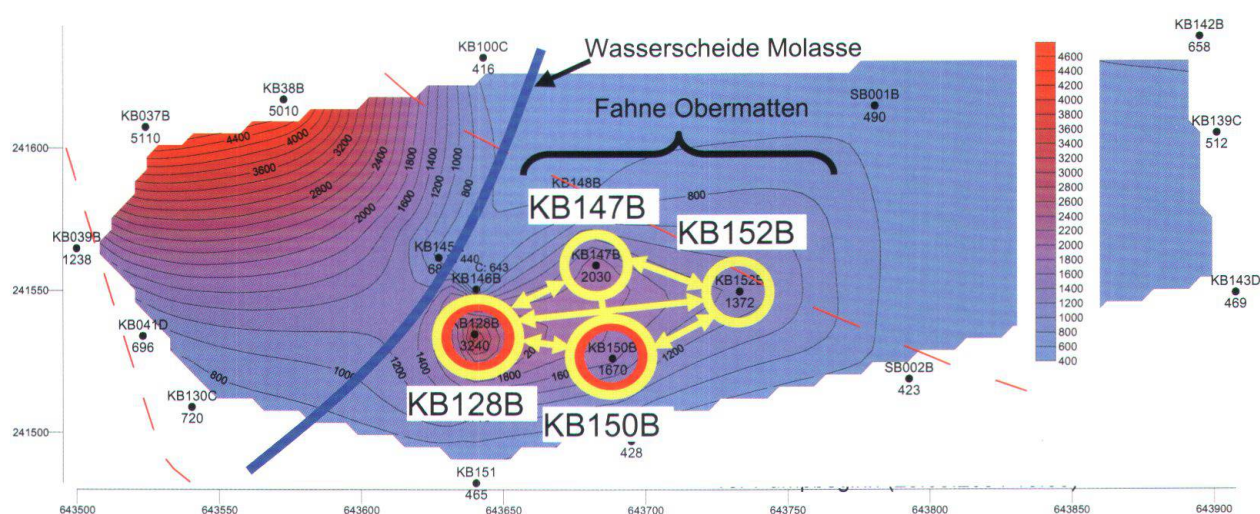
- Die Fahnnenspitze ist von der Schadstoffquelle (Deponie und deponienaher Hauptfahne) durch die Wasserscheide hydraulisch abgetrennt.
- Die Durchlässigkeit des Rinnensandsteines ist mit  $10^{-6}$ – $10^{-5}$  m/s relativ hoch; es handelt sich um einen Porenaquifer, die Klüfte sind in dieser Zone kaum von Bedeutung.
- Die Fahnnenspitze wird durch die mobilsten Deponieschadstoffe gebildet (vor allem Salze und untergeordnet relativ mobile Organika wie Chlorbenzol). Organische Phasen sind nicht vorhanden.
- Die Schadstofffahne hat das Gebiet Obermatten erst vor relativ kurzer Zeit (max. 5–10 Jahre) erreicht, sodass die Schadstoffdiffusion in die Feinsedimente noch nicht weit fortgeschritten sein kann.
- Trotz der komplexen geologischen Verhältnisse konnte im 30tägigen Langzeitpumpversuch ein bedeutender Schadstoffrückgang erzielt werden (Fig. 12): Im Pumpbrunnen reduzierte sich die elektrische Leitfähigkeit von 3240 auf 2219  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , während in gut durchspülten Zonen am Rand der Fahne Reduktionen bis zu 75% beobachtet wurden (KB147B, von 2030 auf 524  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ).

Die Untersuchungen zeigten aber auch, dass aufgrund signifikanter Heterogenitäten eine vollständige Dekontamination des belasteten Aquifers nicht angestrebt werden kann. Stagnierende Wasserkörper und präferenzielle Fliesspfade erhöhen die Sanierungsdauer beträchtlich. Zudem kann mit nur einem Pumpbrunnen die untersuchte Fahnnenspitze nicht vollständig erfasst werden.

Diese Schwachpunkte lassen sich jedoch mit einer angepassten, dynamischen PAT-Sanierungstechnik umgehen. Zuerst wurde für den belasteten Molasseabschnitt ein realistisches Sanierungsziel definiert, welches die Felsgrundwasserbelastung soweit reduziert, dass das Schottergrundwasser vor einer deponiebürtigen Belastung geschützt ist. Eine gewisse Restbelastung wird aber toleriert. Für Chlorid sollte beispielsweise ein Zielwert von 200 mg/l angestrebt werden. Gemäss dem Konzept von «Smart PAT» (Hoff-

man 1993) wurde ein dynamisches Sanierungskonzept (Fig. 7) ausgearbeitet, um stagnierende Wasserzonen zu verhindern und den Schadstoffaustrag möglichst hoch halten zu können: In einer ersten Phase sollte möglichst viel belastetes Wasser aus dem Aquifer entfernt werden. Dazu werden zwei Brunnen vorgeschlagen (KB128B und KB150B). Mit dieser Wahl sollte trotz mangelnder hydraulischen Verbindungen die gesamte Fahnnenspitze erreicht werden können. Sobald der Schadstoffaustrag über längere Zeit nicht mehr weiter abnimmt (Gleichgewichts-Zustand), können die zwei Pumpen alternierend in allen Messstellen mit belastetem Molassegrundwasser eingesetzt werden. Damit kann gewährleistet werden, dass auch die bis anhin immobilen Zonen durchspült werden und sich fortlaufend neue Fließmuster einstellen, sodass der Schadstoffaustrag die gesamte belastete Zone erfassen kann. Die zu erwartende Sanierungsdauer wurde mit einem analytischen Verfahren nach Riva et al. (2004) abgeschätzt. Das Modell berechnet die mittlere Verweilzeit und deren Variabilität für einen Schadstoffpartikel in einer beliebigen Distanz zum Pumpbrunnen in Funktion der Aquiferheterogenität (lognormale Zufallsverteilung). Die Berechnung geht von einer kreisförmigen Grundwasserbelas-

stung mit einem Pumpbrunnen im Zentrum aus und gilt nur für konservative Kontaminanten. Für die Fahnnenspitze wurde eine äquivalente kreisförmige Schadstoffwolke mit einem Radius von 100 m angenommen, als Förderleistung  $Q$  wurde die total erwartete Fördermenge beider Pumpen verwendet und die Heterogenität floss aus den Angaben der Slug-Tests ins Modell ein (Varianz von  $\ln(\text{Transmissivität } T)$ : 2,16). Tab. 2 zeigt die absoluten Verweilzeiten bei homogenen Verhältnissen für ein Partikel vom Fahnenrand ( $r = 100$  m) sowie vom stärker belasteten zentralen Bereich der Wolke ( $r = 50$  m). Je nach Förderrate und Porosität könnte die gesamte radiale Wolke in 110–330 Tagen beseitigt werden. Wie Tab. 2 zeigt, nehmen die Verweilzeiten bei den vorliegenden Heterogenitäten bedeutend zu: Die mittlere Verweilzeit für Partikel vom Fahnenrand steigt auf 174–522 Tage. Um das definierte Sanierungsziel erreichen zu können, reicht ein Schadstoffaustrag von 50–80%. Ein Schadstoffaustrag von 68% wird erst nach ca. 250–760 Tagen erreicht. Diese Verweilzeiten sind aber nur als reine Sanierungszeiten interpretierbar, wenn alles geförderte Wasser ausschliesslich aus der belasteten Zone stammt, was aufgrund der komplexen Brunnenzuströmung (u.a. aus verschiedenen Grundwasserstockwerken)



**Fig. 7:** Sanierungskonzept Rinnensandstein Ost Raum Obermatten. Rot: Pumpbrunnen 1. Etappe. Gelb: Brunnen mit alternierendem Pumpbetrieb während der 2. Etappe. Karte: El. Leitfähigkeit in der Molasse.



Rinnensandstein Ost: Homogener Aquifer				
Förderrate [m <sup>3</sup> /d]	14.4	14.4	28.8	28.8
eff. Porosität n	0.1	0.15	0.1	0.15
Verweilzeit	t [d]	t [d]	t [d]	t [d]
Distanz: 50 m	<b>55</b>	<b>82</b>	<b>27</b>	<b>41</b>
Distanz: 100 m	<b>218</b>	<b>327</b>	<b>109</b>	<b>164</b>

Rinnensandstein Ost: Heterogener Aquifer								
Förderrate [m <sup>3</sup> /d]	14.4		14.4		28.8		28.8	
eff. Porosität n	0.1		0.15		0.1		0.15	
Mittlere Verweilzeit/ Standardabweichung	t [d]		t [d]		t [d]		t [d]	
Distanz: 50 m	<b>86</b>	<b>42</b>	<b>129</b>	<b>63</b>	<b>43</b>	<b>21</b>	<b>65</b>	<b>32</b>
Distanz: 100 m	<b>348</b>	<b>159</b>	<b>522</b>	<b>238</b>	<b>174</b>	<b>79</b>	<b>261</b>	<b>119</b>

**Tab 2:** Absolute Verweilzeiten von konservativen, nicht reaktiven Schadstoffen bei homogenen (oben) und heterogenen (unten) Verhältnissen in Abhängigkeit der Förderrate und der eff. Porosität. Distanz: Entfernung eines Partikels zum Pumpbrunnen.

und der Schadstoffverteilung im Untersuchungsgebiet jedoch nicht realistisch ist. Regional hochdurchlässige Strukturen wie z.B. der präferenzielle Fliesspfad zwischen KB147B und KB128B werden nicht berücksichtigt. Aus diesen Gründen erhöht sich für eine die gesamte Fahnnenspitze umfassende Grundwassersanierung die Anzahl effektiv umzusetzender Porenvolumen, was die Sanierungsdauer dementsprechend verlängert. Dennoch liefert der Ansatz nach Riva et. al (2004) wertvolle Grössenordnungen.

Die Kombination dieser Berechnungen mit den Befunden aus dem Tracerversuch sowie Überlegungen bezüglich erwartetem Brunnenzustrom und Schadstoffverteilungen lassen den Schluss zu, dass die durchlässigen Zonen mit den grössten Schadstoffmengen in gut zwei Jahren dekontaminiert werden können. Das Schadstoffpotenzial in den schlechter durchlässigen Zonen kann aufgrund der kurzen Verweildauer der Fahne vernachlässigt werden. Das geförderte belastete Wasser könnte in die bestehende deponieeigene Schmutz-

wasserbehandlungsanlage (SWALBA) geleitet werden.

## 5. Schlussfolgerung

Der Rinnensandstein Ost wirkt grossräumig als Hauptfliesspfad innerhalb der mergel-dominierten Wechsellagerung der USM und ist somit für den Austrag und die Ausbreitung der Schadstoffwolke verantwortlich. Innerhalb dieser Rinne treten jedoch bedeutende Durchlässigkeitsunterschiede auf. Die Verteilung der lokalen K-Werte ist mit den Verhältnissen in einem heterogenen Lockergesteinsaquifer vergleichbar, was zu komplizierten Fliessmustern führt.

Mit dieser Arbeit konnte gezeigt werden, dass PAT trotz schwierigen geologischen Randbedingungen bei einer Belastung mit hauptsächlich konservativen Schadstoffen bei angepasstem Vorgehen und realistischem Sanierungsziel eine effiziente Behandlungsmethode darstellt.

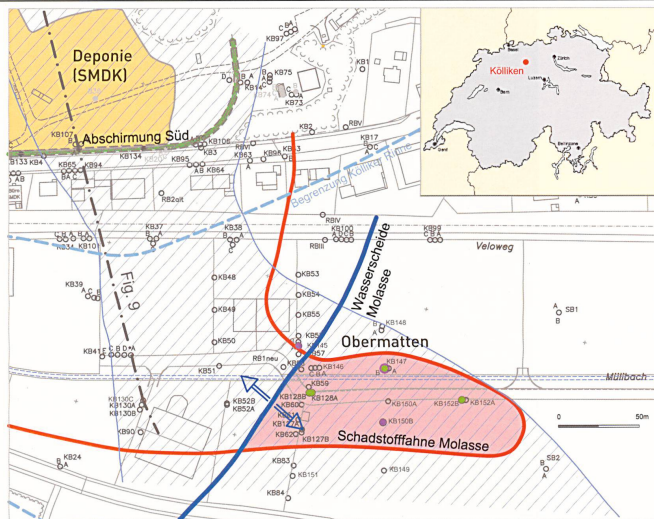


Fig. 8: Lageplan mit Deponie und Schadstofffahne im Molassefeld. Blau schraffiert: Rinnensandstein Ost; rote Fläche: Fahne ausserhalb Zuströmbereich Abschirmung Süd; grüne Bohrungen: Pumpbrunnen für Pumpversuche; violette Bohrungen: Impfstellen beim Tracerversuch.

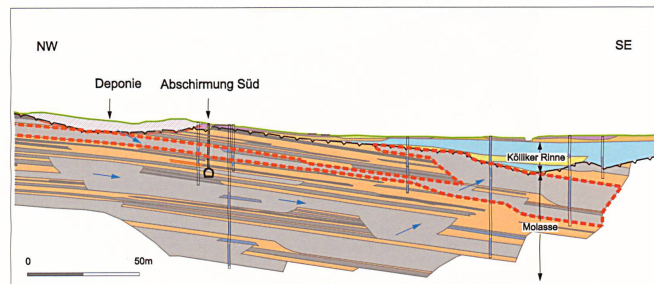


Fig. 9: Geologischer Profilschnitt. Orange: Mergel und Siltsteine (USM), grau: Sandsteine (USM), blau: Schotter (Kölliker Rinnen), grün: flow-till (Trennschicht in Kölliker Rinne). Rot umrandet: Rinnensandstein Ost. Profilspur siehe Fig. 8.

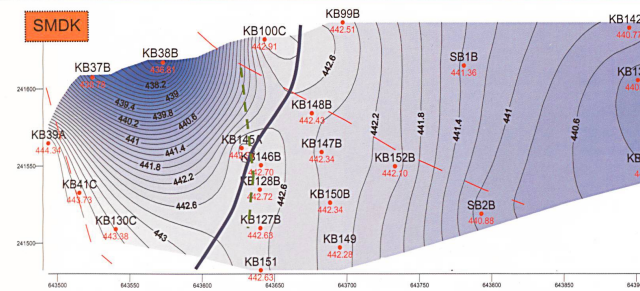


Fig. 10: Grundwasserpotenzialfläche für das Molassestockwerk im Raum Obermatten. Dunkelblaue Linie: Grundwasserscheide, gestrichelte rote Linie: Begrenzung Rinnensandstein Ost, gestrichelte grüne Linie: Interventionsbrunnenreihe in der darüberliegenden Kölliker Rinne. Massstab: CH-Koordinatennetz.

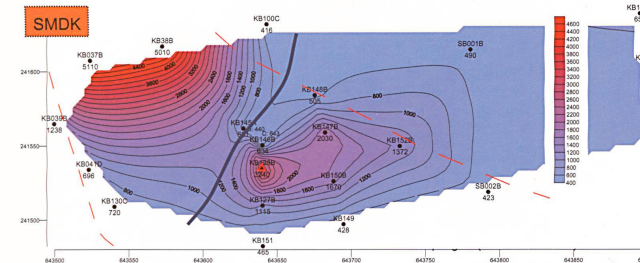


Fig. 11: Schadstofffahne im Molassefeld im Raum Obermatten. Abtrennung der Spitze der Schadstofffahne (distale Fahne) von der deponienahen Hauptfahne. Illustration der Fahne anhand der el. Leitfähigkeit ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Rote Linie: Abgrenzung Rinnensandstein Ost. Rotes Dreieck: KB128B (Belastungsspitze der abgetrennten Fahne). Blaue Linie: Ungefähre Position der Wasserscheide. Massstab: CH-Koordinatennetz.

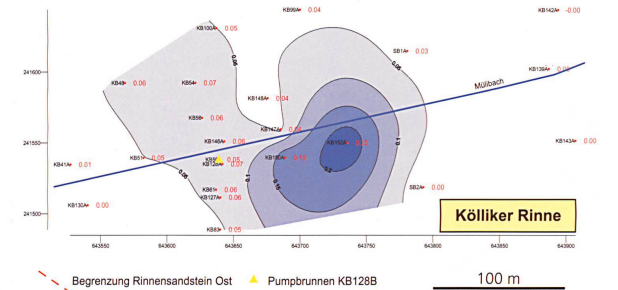
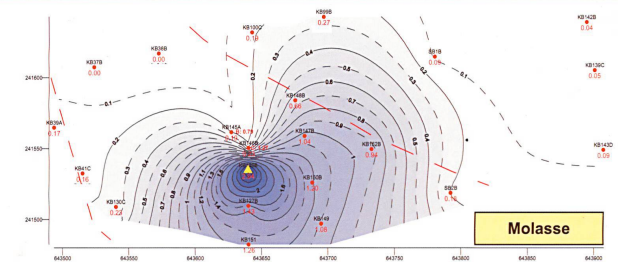
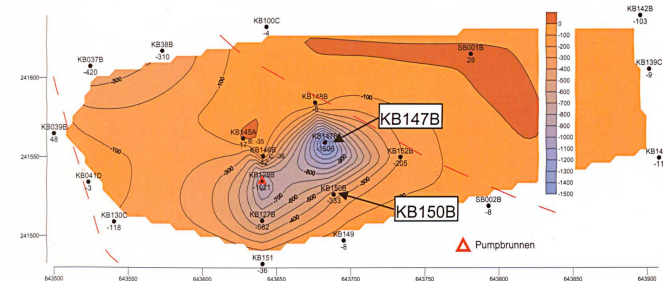


Fig. 13: Absenkrichter in der Molasse [Rinnensandstein Ost] und im Lockergestein der Kölliker Rinne nach 300h Pumpbetrieb in KB128B [Brunnen im Rinnensandstein mit  $Q=12 \text{ l}/\text{min}$ ]. Die Darstellung erfolgt mittels Isolinen und Messwerten, welche die Potenzialreduktion in [m] darstellen. Massstab: CH-Koordinatennetz.

← Fig. 12: [links]: Reduktion der el. Leitfähigkeit in  $\mu\text{S}/\text{cm}$  nach 30-tägigem Pumpbetrieb in KB128B. Blaue Zonen: markanter Rückgang der el. Leitfähigkeit. Rote Strichlinie: Begrenzung Rinnensandstein Ost. Massstab: CH-Koordinatennetz.

## Verdankung

Die Arbeiten erfolgten im Rahmen einer Nachdiplomarbeit am Centre d'hydrogéologie der Universität Neuchâtel (CHYN) in Zusammenarbeit mit der CSD Ingenieure und Geologen AG in Aarau und der Sondermülldeponie Kölliken. An dieser Stelle sei allen Verantwortlichen und Mitarbeitern dieser drei Institutionen, welche diese Arbeit tatkräftig unterstützt und zu ihrem erfolgreichen Abschluss beigetragen haben, herzlich gedankt.

## Literatur

- Butler, J. J. 1998: The Design, Performance and Analysis of Slug Tests. Lewis Publishers, Boca Raton.
- BUWAL 1997: Geologie und Hydrogeologie der Unteren Süsswassermolasse im SBB-Grauholztunnel bei Bern (Dollinger J.). Geol. Berichte Nr. 21. Landeshydrologie und -geologie, Bern.
- CSD AG 1993: Bericht über Geologie, Hydrogeologie und Grundwasserhydraulik im Deponiebereich und im Umfeld. Unveröffentlichter Bericht. CSD Ingenieure und Geologen AG, Aarau.
- CSD AG 2004: SMDK – Interventionsbrunnenreihe – Kölliker Rinne. Pumpversuche 2003 / Funktionsanalyse und Wirkungsnachweis. Unveröffentlichter Bericht. CSD Ingenieure und Geologen AG, Aarau.
- Hoffman, F. 1993: Ground-Water Remediation Using «Smart Pump and Treat». Ground Water. 31(1), 98–105.
- Hug, R. 2004: Entwicklung eines Sanierungskonzeptes für die Spitze der Schadstofffahne der Sondermülldeponie Kölliken (AG). Unveröffentlichte Nachdiplomarbeit, Université de Neuchâtel, Neuchâtel und CSD Ingenieure und Geologen AG, Aarau.
- Keller, B. 1992: Hydrogeologie des schweizerischen Molasse-Beckens: Aktueller Wissensstand und weiterführende Betrachtungen. Eclogae geologicae Helveticae. 85(3), 611–651.
- Langguth, H.-R. & Voigt, R. 2004: Hydrogeologische Methoden (2. Auflage). Springer-Verlag, Berlin.
- Mackay, D. M. & Cherry, J. A. 1989: Groundwater contamination: Pump-and-treat remediation. Environmental Science & Technology. 23,(6), 630–636.
- Meier, P. M., Carrera, J. & Sánchez-Vila, X. 1998: An evaluation of Jacob's method for the interpretation of pumping tests in heterogeneous formations. Water Resources Research. 34(5), 1011–1025.
- Renard, P. 2003: An introduction to well test interpretation. Unveröffentlichtes Vorlesungsskript. Université de Neuchâtel, Neuchâtel.
- Riva M., Sánchez-Vila X., De Simoni M., Guadagnini A. & Willmann M. 2004: Effect of Heterogeneity on Aquifer Remediation Time. In: geoENV IV – Geostatistics for Environmental Applications Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 259–270.
- SMDK 2005: GEOHYD'04, Statusbericht zum Grundwasserschutz im Umfeld der Deponie. Unveröffentlichter Bericht. Sondermülldeponie Kölliken (in Vorbereitung).
- Solexperts AG 1989: Durchlässigkeitsbestimmungen der Messkampagne 1989. Unveröffentlichter Bericht. Solexperts AG, Schwerzenbach.

## Software

- Röhrich, T. 2004: Hydro Tec® 5.0 Pro für Windows. GeoLogik Software GmbH, Braunfels.