

TEXTE

54/2015

Auswirkungen thermischer Veränderungen infolge der Nutzung oberflächennaher Geothermie auf die Beschaffenheit des Grundwassers und seiner Lebensgemeinschaften – Empfehlungen für eine umweltverträgliche Nutzung

TEXTE 54/2015

Umweltforschungsplan des
Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

Forschungskennzahl 3710 23 204
UBA-FB 002090

Auswirkungen thermischer Veränderungen infolge der Nutzung oberflächennaher Geothermie auf die Beschaffenheit des Grundwassers und seiner Lebensgemeinschaften – Empfehlungen für eine umweltverträgliche Nutzung

von

Christian Griebler, Claudia Kellermann, Christine Stumpp, Florian Hegler
Helmholtz Zentrum München (HMGU) – Deutsches Forschungszentrum für
Gesundheit und Umwelt, Institut für Grundwasserökologie, Neuherberg

David Kuntz, Simone Walker-Hertkorn
TEWAG, Technologie – Erdwärmeanlagen – Umweltschutz GmbH, Starzach

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber:

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
info@umweltbundesamt.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt

Durchführung der Studie:

Helmholtz Zentrum München (HMUG) – Deutsches Forschungszentrum für
Gesundheit und Umwelt, Institut für Gewässerökologie
Ingolstädter Landstraße 1
85764 Neuherberg

Abschlussdatum:

Dezember 2014

Redaktion:

Fachgebiet II 2.1 Übergreifende Angelegenheiten Wasser und Boden
Bernd Kirschbaum

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/auswirkungen-thermischer-veraenderungen-infolge-der>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Juli 2015

Das diesem Bericht zu Grunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit unter der Forschungskennzahl 3710 23 204 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung

Die Erdwärmenutzung spielt heute eine zunehmend wichtige Rolle als regenerative Energiequelle. Die Nutzung oberflächennaher Geothermie für Heiz- und Kühlzwecke verursacht dabei Temperaturveränderungen in einem sonst thermisch stabilen Lebensraum, dem Ökosystem Grundwasser. Sie führt lokal zu langfristigen Änderungen im unterirdischen Temperaturhaushalt. Eine Veränderung der Temperatur beeinflusst den Stoffwechsel von Organismen und somit auch wichtige biogeochemische Prozesse. Inwieweit die induzierten Temperaturveränderungen und andere begleitenden Risikofaktoren bei der oberflächennahen Geothermie, wie etwa das gelegentliche Entweichen von Wärmeträgerfluiden, eine unmittelbare oder möglicherweise langfristige Gefährdung der Ressource Grundwasser darstellen, wurde bisher nicht umfassend betrachtet. Das UBA UFOPLAN Projekt „Auswirkungen thermischer Veränderungen infolge der Nutzung oberflächennaher Geothermie auf die Beschaffenheit des Grundwassers und seiner Lebensgemeinschaften – Empfehlungen für einen umweltverträglichen Umgang (3710 23 204)“ widmete sich folgenden Themenschwerpunkten: (1) Den möglichen Auswirkungen von Temperaturveränderungen auf die Wasserqualität (inkl. pathogener Keime & Viren); (2) Den möglichen Auswirkungen auf Grundwasserlebensgemeinschaften und Ökosystemfunktionen; (3) Dem Ausbreitungsverhalten von Kälte und Wärme im gesättigten Untergrund und dem thermischen Regenerationsvermögen; (4) Der Erarbeitung spezifischer Empfehlungen für eine umweltverträgliche Nutzung geothermischer Technologien. Im Zuge des Projekts wurden Laborexperimente, Felduntersuchungen und verschiedene Modellrechnungen durchgeführt. Bereits vorliegende Erkenntnisse aus eigenen Vorversuchen, früheren Projekten, sowie aus anderen themenverwandten Projekten und der internationalen Literatur wurden zusammengetragen und zusammen mit den neu gewonnenen Daten interpretiert. Die gesammelten Erkenntnisse untermauern, dass sich Temperaturveränderungen im Grundwasser bzw. im Aquifer auf die Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften, ihre Aktivitäten und somit auf Ökosystemprozesse auswirken. Entscheidend ist in jedem Fall das Ausmaß der Temperaturveränderung und die Ausgangssituation bezüglich der standortspezifischen Grundwasserqualität. Eine Erwärmung bzw. Abkühlung des Grundwassers um wenige Grad Celsius wirken sich nur unwesentlich auf die Wasserbeschaffenheit und Ökosystemfunktionen aus, sofern das Grundwasser ‚sauber‘ bzw. das Ökosystem ‚energiearm‘ ist. Im umgekehrten Fall einer vorliegenden Hintergrundbelastung (erhöhte Konzentrationen an organischen Verbindungen, Nährstoffen bzw. Schwermetallen) kann bereits eine geringe Temperaturerhöhung ($\geq 5\text{K}$) die Wasserqualität negativ beeinflussen. Kritisch in diesem Zusammenhang sind die Zehrung von Sauerstoff und die Mobilisierung von Schadstoffen. Eine Reihe von Studien zeigt, dass sich bei Temperaturen zwischen 30 und 40°C die positive Korrelation zwischen Temperatur und mikrobieller Diversität umkehrt. Derart erhöhte Temperaturen, wie sie etwa bei der Wärmespeicherung erreicht werden, führen zu einer signifikanten Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit und zur Etablierung systemfremder thermophiler Mikroorganismengemeinschaften. Für manche Vertreter der

Grundwasserfauna sind bereits Temperaturen $\geq 16^{\circ}\text{C}$ mittel- bis langfristig kritisch. Die Diversität der Grundwasserfauna zeigte über den gesamten untersuchten Temperaturbereich eine negative Korrelation mit der Temperatur. In allen Untersuchungen zeigte sich, dass pathogene Keime und Viren bei niedrigen Temperaturen ($<10^{\circ}\text{C}$) besser überdauern als bei erhöhter Temperatur ($>10^{\circ}\text{C}$). Besondere Risiken für die hygienische Grundwasserqualität in Zusammenhang mit der Nutzung oberflächennaher Geothermie wurden nicht festgestellt. Weitere negative Einflüsse auf das Grundwasser im Zuge des Betriebes von Erdwärmesonden (z.B. Leckagen) werden trotz der geringen Häufigkeit und der sehr kleinräumigen Auswirkungen wegen toxischer Inhaltstoffe in den Wärmeträgerfluiden (z.B. Korrosionshemmer und Biozide) als kritisch erachtet. Mögliche Auswirkungen im Zuge der Errichtung von geothermischen Anlagen (z.B. Stockwerksverbindungen, Betriebsmittel) sind nicht Gegenstand dieser Untersuchung. Aus ökologischer Sicht ergibt sich, dass Temperaturveränderungen im Ökosystem Grundwasser auf ein Minimum beschränkt werden sollten. Eine Gefahr für die Störung des ökologischen Gleichgewichts ergibt sich vor allem bei großen Anlagen (offene Systeme und Erdwärmesondenfelder) und/oder bei einer bereits vorherrschenden schlechten Grundwasserqualität (Belastung durch Organik, Nährstoffe und Schwermetalle). In solchen Fällen raten wir bereits im Zuge des Zulassungsverfahrens, die thermischen Auswirkungen der Anlage abzuschätzen und zu einem begleitenden Monitoring. In Anbetracht des zunehmenden Ausbaus des Untergrunds für die geothermische Nutzung und einem vorsorgenden und nachhaltigen Ressourcenschutz, erachten wir, in Anlehnung an etablierte ‚oberirdische‘ Vorgehensweisen, die Entwicklung unterirdischer Temperatur-Raumnutzungspläne als notwendig.

Abstract

Geothermal energy plays an increasingly important role as a renewable energy source. Its use for heating and cooling purposes induces temperature changes and fluctuations within typically thermally static habitats, i.e. the groundwater ecosystems. Locally, these changes result in long-term modifications of the temperature regime. Changes in temperature cause changes in the metabolisms of organisms and linked to that changes in biogeochemical processes. To what extent temperature shifts induced as well as other accompanying factors, such as the occasional release of borehole heat exchanger fluids, represent a serious risk to the resource groundwater has hardly been tackled so far. The UBA UFOPLAN project „Effects of thermal changes induced by the use of shallow geothermal energy on groundwater compositions and communities – recommendations for a sustainable application” (3710 23 204) focused on the following topics: (1) Possible effects of groundwater temperature shifts to water quality (incl. pathogenic microbes and viruses); (2) potential effects to groundwater communities and ecosystem functions; (3) distribution of cold and heat in the saturated subsurface and its regeneration potential; (4) Delineation of specific recommendations for a sustainable use of geothermal energy. In course of the project, lab experiments as well as field surveys have been conducted, complemented by mathematical modelling. Findings from earlier experiments and projects as well as data from the international literature have been collected and combined to be interpreted in a concerted way. Our results substantiate the severe impact of temperature alterations onto groundwater communities, microbes as well as fauna, their activities and in consequence onto ecosystem processes. Decisive is the degree to which the natural temperature regime is altered as well as the initial site-specific groundwater composition (quality). A temperature shift of only a few degrees Celsius did cause only minor changes in water chemistry and ecosystem functions in clean and energy-poor (oligotrophic) groundwater systems. In reverse, with a considerable background contamination of organics, nutrients and heavy metals in groundwater and aquifer sediments, a slight increase in temperature ($\geq 5K$) may negatively impact the water quality. Critical in this context is the depletion of dissolved oxygen as well as the mobilization of previously adsorbed contaminants. A number of studies underline that at temperatures exceeding 30 to 40°C the positive correlation between temperature and microbial diversity is reversed. Such high temperatures, reached and even exceeded in heat storage applications, lead to a significant alteration of groundwater composition as the establishment of atypical thermophilic microbial

communities. For some representatives of the groundwater fauna, temperatures $\geq 16^{\circ}\text{C}$ are lethal on a mid-term to long-term range. The faunal diversity always exhibited a negative correlation with temperature. Pathogens, in all studies, survived longest at low temperatures ($<10^{\circ}\text{C}$). No direct risks for the hygienic water quality could be related to geothermal energy use. Further related impacts on groundwater quality, such as the obviously rarely occurring leakage of borehole heat exchanger fluids to the aquifer, are considered serious because of the content of toxic compounds (e.g. corrosion inhibitors, biocides). Potential further risks from the installation of geothermal systems (e.g. hydraulic short-cut between different aquifer levels, operation fluids) are not specifically tackled in this report. From an ecological point of view, temperature changes in the subsurface should be restricted to a minimum. A serious risk for the ecological integrity is foreseen with large facilities (open systems, fields of borehole heat exchangers) and/or with an already low groundwater quality (elevated concentrations of organics, nutrients & heavy metals). In such cases we recommend already at the stage of admission procedure with the authorities to consider an accompanying ecological monitoring. Taking into account the increasing use of geothermal energy, we suggest, in the future, developing local and regional concepts/maps for the sustainable and ecologically sound use of subterranean heat and cold.

Inhaltsverzeichnis

Berichts-Kennblatt.....	7
Report Cover Sheet	9
1 Einführung	14
1.1 Geothermie und Grundwasserqualität	15
1.2 Qualitätssicherung bei Planung, Bau und Betrieb von Erdwärmesonden.....	17
1.2.1 Praxisuntersuchungen.....	19
1.2.2 Defizitanalyse & Lösungsansätze.....	20
1.3 Einfluss von Temperaturveränderungen auf Grundwasserlebens- gemeinschaften und Ökosystemfunktionen	21
1.4 Rechtliche Aspekte thermischer Veränderungen im Untergrund.....	22
2 Problemstellung, Ziele & Anwendungsbereich.....	25
2.1 Projektziele.....	25
2.2 Anwendungsbereich und Übertragbarkeit	26
3 Laborexperimente, Feldstandort und Messmethoden	27
3.1 Experimentelles Design	27
3.1.1 Temperaturbedingte (Im)Mobilisierung von DOC, Nährstoffen und anderen Elementen aus Aquifersedimenten.....	27
3.1.2 Säulenexperimente	27
3.1.3 Versuchsbehälter bei VEGAS	29
3.1.4 Feldstandort Bad Wurzach	31
3.1.5 Messmethoden und Analytik.....	33
3.1.6 Modellierung der Durchbruchkurven aus den Säulenexperimenten.....	33
4 Ergebnisse.....	35
4.1 Temperaturveränderungen im Grundwasser	35
4.1.1 Technische & rechtliche Vorgaben	35
4.1.2 Bisherige Erfahrungen und Untersuchungen	36
4.1.3 Modellrechnungen & beobachtete Bewertungsgrößen.....	39
4.1.4 Einflussfaktoren.....	40
4.1.5 Definition von Referenzanforderungen.....	42
4.1.6 Modellbasierte Untersuchung realistischer Amplituden und Reichweiten geschlossener Systeme (Erdwärmesonden)	45

4.1.7	Modellbasierte Untersuchung realistischer Amplituden und Reichweiten offener Systeme (Brunnenanlagen).....	51
4.1.8	Zusammenfassung	54
4.2	Thermisches Regenerationsvermögen von Grundwasserleitern.....	56
4.2.1	Literaturübersicht.....	57
4.2.2	Begrenzter/Lokaler Bilanzierungsraum - Vorüberlegungen	57
4.2.3	Begrenzter/Lokaler Bilanzierungsraum - Beispielszenarien	58
4.2.4	Unbegrenzter/Regionaler Bilanzierungsraum - Vorüberlegungen	60
4.2.5	Unbegrenzter/Regionaler Bilanzierungsraum - Beispielszenarien	61
4.2.6	Regeneration bei offenen Systemen (Brunnenanlagen)	63
4.2.7	Fazit.....	63
4.3	Temperaturbedingte (Im)Mobilisierung von DOC, Nährstoffen und anderen Elementen aus Aquifer-sedimenten	64
4.4	Transport, Sorption, Rückhalt und Überleben von „pathogenen“ Bakterien und Viren bei unterschiedlichen Temperaturbedingungen.....	68
4.5	Einfluss von Frier- und Tauzyklen und von kurzzeitigen pH-Wertänderungen auf die intrinsischen Bakteriengemeinschaften.....	83
4.6	Ergebnisse aus Felduntersuchungen in Bad Wurzach	86
5	Ergebnisse aus anderen Studien.....	91
5.1	Auswirkungen von Temperaturveränderungen auf natürliche mikrobielle Gemeinschaften im Grundwasserleiter und die Grundwasserfauna	91
5.1.1	Mikrobielle Gemeinschaften.....	91
5.1.2	Die Grundwasserfauna	96
5.2	Einfluss der Temperaturveränderung und der Errichtung von geothermischen Anlagen auf die Grundwasser- und Trinkwasserqualität.....	100
5.2.1	Wasserchemie	100
5.2.2	Wärmeträgerfluide	101
5.2.3	Pathogene Viren und Bakterien.....	103
6	Diskussion Wasserqualität und Ökologie	107
6.1	Grundwasser- und Trinkwasserqualität	107
6.1.1	Physikalisch-chemische Wasserbeschaffenheit.....	107
6.1.2	Kontamination beim Bau und Betrieb von Anlagen.....	107
6.1.3	Gefahr durch Leckagen und Austritt von Wärmeträgerfluiden	108

6.1.4	Einfluss von Frier- und Tauzyklen.....	108
6.1.5	Eintrag, Transport und Vermehrung von pathogenen Keimen und Viren.....	108
6.2	Natürliche mikrobielle Gemeinschaften	110
6.3	Die Grundwasserfauna	114
7	Empfehlungen für eine umweltverträgliche Nutzung	116
8	Ausblick.....	123
8.1	Thermischer Impact als mögliche zukünftige Bewertungshilfe.....	123
8.2	Thermische Geringfügigkeitsschwellenwerte.....	124
8.3	Fazit.....	125
9	Danksagung	126
10	Quellenverzeichnis	127
	Abbildungsverzeichnis	139
	Tabellenverzeichnis	145
	Annex	147

1 Einführung

Die Erdwärmenutzung spielt heute eine zunehmend wichtige Rolle als regenerative Energiequelle (LUND ET AL. 2011) und gilt als vergleichbar CO₂-neutrale Energieform (SANNER ET AL. 2003; GAO ET AL. 2009). Erneuerbar ist diese Energie streng genommen nur in oberflächennahen Bereichen, denn hier wird fortlaufend Energie aus der Sonneneinstrahlung eingetragen und im Untergrund gespeichert. Nahezu uneingeschränkt kann diese oberflächennahe Erdwärme genutzt werden.

Bei oberflächennahen Geothermieanlagen unterscheidet man generell 3 Formen, (1) geschlossene (closed loop) Systeme, d.h. vertikale Erdwärmesonden (Abbildung 1A) bzw. horizontale Erdwärmekollektoren und (2) offene (open loop) Systeme wie beispielsweise Aquifer Wärme- und Kältespeicher (Abbildung 1B) und Brunnenanlagen zur Kühlwassergewinnung (Abbildung 1C) (MALIN & WILSON 2000). Erdwärmesonden (EWS) repräsentieren den häufigsten Anlagentyp erdgekoppelter Wärmepumpen. Sie finden zunehmend für die thermische Energieversorgung von Gebäuden (Heizen und Kühlen) Verwendung. Geschlossene Systeme werden entweder oberflächennah horizontal im Boden verlegt (Erdwärmekollektor), oder vertikal bis in Tiefen von 100 bis 250m abgeteuft (Erdwärmesonden). Zum Heizen und Kühlen großer Gebäude bedarf es meist einer Vielzahl von Erdwärmesonden (Erdwärmesondenfeld). Im Moment gibt es in Deutschland etwa 320.000 derartige Anlagen zur oberflächennahen geothermischen Nutzung und jedes Jahr kommen 20.000 neue hinzu (GtV BUNDESVERBAND GEOTHERMIE 2014). Ein ähnlicher Trend ist auch international zu beobachten (LUND ET AL. 2011).

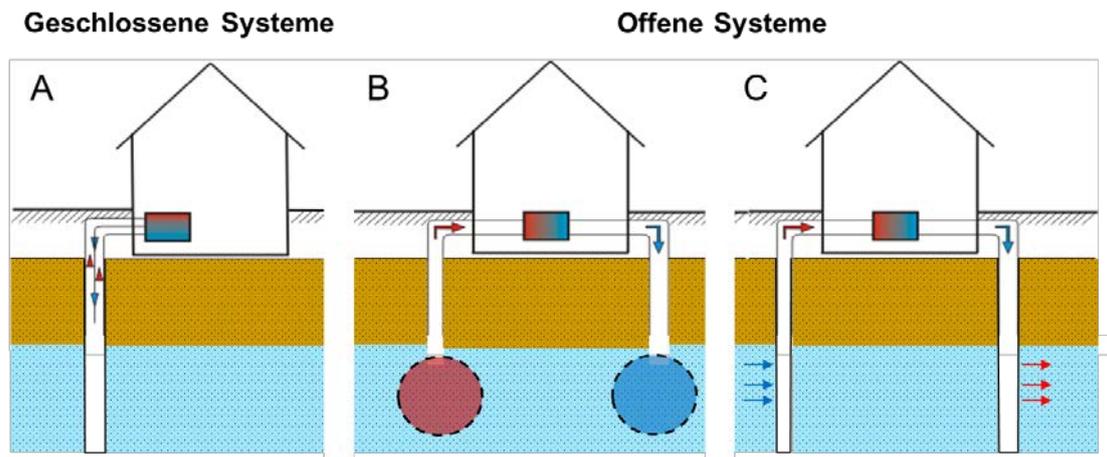


Abbildung 1: Schematische Darstellung der verschiedenen Typen von Geothermieanlagen. A – Erdwärmesonde; B – Wärme- und Kältespeicher; C – offene Brunnenanlage im hochdurchlässigen Aquifer.

Der Grundwasserleiter kann auch zur Wärmespeicherung genutzt werden. Zur warmen Jahreszeit wird warmes Wasser mit einer Temperatur von 25 bis $\leq 90^{\circ}\text{C}$ in den Untergrund eingeleitet, um in der kalten Jahreszeit wieder als Wärmequelle genutzt zu

werden. Ähnliches kann auch mit kaltem Wasser für Kühlzwecke gemacht werden. Bei offenen Aquifer-Wärmespeicheranlagen sind geringe Grundwasserabstandsgeschwindigkeiten im Aquifer Voraussetzung. In den Niederlanden gab es 2012 etwa 2000 unterirdische Wärmespeicheranlagen (BONTE 2013). In Deutschland, ist diese Art der Wärme- und Kältespeicherung bisher noch wenig verbreitet. Eine derartige Wärmespeicheranlage heizt und kühlt zum Beispiel den Berliner Reichstag. Häufiger sind oberflächennahe Brunnenanlagen zur Förderung von Kühlwasser für industrielle Produktionsanlagen. Das erwärmte Grundwasser wird anschließend wieder unterstromig in den Grundwasserleiter oder in ein nahes Oberflächengewässer abgegeben.

Ein weiteres Entwicklungsfeld in der nachhaltigen Energieversorgung ist die tiefe Geothermie, bei der sowohl offene als auch geschlossene Systeme zum Einsatz kommen. Bohrungen werden hier bis in mehrere Kilometer Tiefe abgeteuft und Wasser im Durchlauf erhitzt bzw. natürliches Grundwasser mit sehr hohen Temperaturen über Wärmetauscher genutzt für Fernwärme bzw. um Strom zu gewinnen. Meist werden derartige Anlagen in Gebieten mit einer thermalen Tiefenanomalie gebaut. Die verschiedenen Formen der Tiefengeothermie und ihre möglichen Auswirkungen auf die Umwelt sind nicht Teil dieser Studie.

Neben dem beinahe unerschöpflichen Energiereservoir im Untergrund und dem wirtschaftlichen Boom (LUND ET AL. 2011), kam in den letzten Jahren zunehmend der Aspekt einer nachhaltigen und einheitlich gesetzlich geregelten Nutzung der Erdwärme in die Diskussion (HÄHNLEIN ET AL. 2010a). Fragen um die mögliche Gefährdung der Grundwasser- und Trinkwasserqualität und Beeinträchtigung wichtiger Ökosystemfunktionen, wie etwa die biologischen Reinigungsprozesse, bedürfen dringlicher Klärung.

1.1 Geothermie und Grundwasserqualität

Die Qualität von Grundwasser wird von vielen Faktoren bestimmt. Dazu zählen die Beschaffenheit des Untergrunds, die Herkunft des Wassers und dessen Verweilzeit im Untergrund, aber auch das vorhandene natürliche physikalische, chemische und vor allem biologische Reinigungspotential. Ein Aquifer ist gewissermaßen ein Bioreaktor, der, sofern er in einem ungestörten Zustand ist, das Wasser kontinuierlich in seiner Qualität verbessert oder diese aufrechterhält. Entnimmt man dem Wasserhahn Trinkwasser und lässt dieses mehrere Tage bei Raumtemperatur stehen, unterbricht man die kontinuierliche Selbstreinigung, die vor allem durch die Mikroorganismen an der Sedimentmatrix bewerkstelligt wird, und setzt das Wasser dem Licht und neuen Stoffeinträgen aus der Luft aus. Das Trinkwasser verliert in der Regel zunehmend an Qualität. Gekühlt hält es einige Zeit länger, da die Aktivität der darin enthaltenen Mikroorganismen herabgesetzt wird. Dieses Beispiel soll veranschaulichen, dass die Wasserqualität etwas Dynamisches ist. Der Einfluss der Biologie in direkter Abhängigkeit zur Wassertemperatur spielt eine entscheidende Rolle.

In zahlreichen Studien konnte gezeigt werden, dass die Abgabe von Wärme in den Untergrund, in Abhängigkeit von der Sedimentbeschaffenheit und weiteren Parametern

wie dem Gehalt an organischem Material (TOM), eine Reihe von geochemischen Reaktionen maßgeblich beeinflusst. Chemische Ausfällungs- und Lösungsreaktionen können die Folge sein (z.B. BONTE 2013; POSSEMIERS ET AL. 2014). Temperaturveränderungen beeinflussen die Dichte und Viskosität des Wassers und die Löslichkeit von Gasen (STUMM & MORGAN 1995). Letzteres ist vor allem im Zusammenhang mit der Verfügbarkeit von Sauerstoff für die Organismen von Bedeutung. Bei Temperaturänderungen um 5-10°C wird mit einer nur geringen Veränderung der Wasserbeschaffenheit gerechnet. Bei Temperaturen wie sie in Aquifer-Wärmespeichern erreicht werden ($\leq 90^{\circ}\text{C}$) sind jedoch signifikante Veränderungen der Grundwasser- und Grundwasserleiterbeschaffenheit die Folge.

Häufig werden größere geothermische Anlagen im städtischen Bereich realisiert. Gerade hier haben wir es mit einer sehr speziellen Situation zu tun. Durch die großflächige Versiegelung der Oberflächen und die zahlreichen Tiefbauten (z.B. Kellergeschoße, Tiefgaragen, U-Bahntrecken) sind die natürlichen Fließbedingungen im Grundwasserleiter nachhaltig gestört. Zudem kommt es durch den Klimawandel, das Aufheizen von zunehmend versiegelten Flächen und Bauwerken, und der Abwärme von Kanälen und Fernwärmeleitungen zu einer kontinuierlich steigenden Wärmeabgabe in den Untergrund (Abbildung 2).

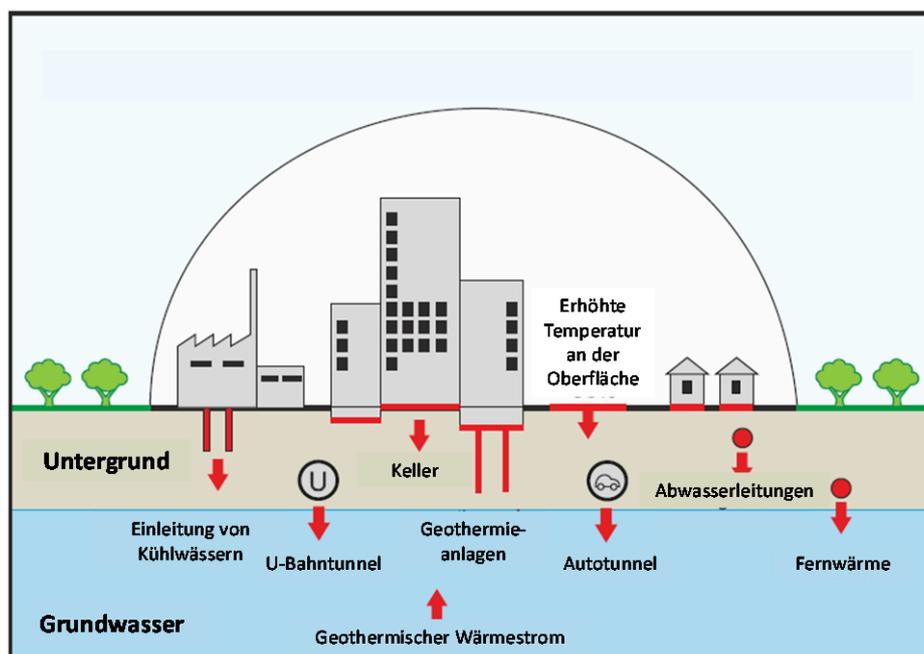


Abbildung 2: Potenzielle anthropogene und natürliche Wärmequellen im Untergrund (verändert nach MENBERG ET AL., 2013a).

Als Ergebnis dieser markanten Einflüsse ist die durchschnittliche Grundwassertemperatur im städtischen Bereich oft um mehrere Grad Celsius erhöht. Vielfach kommt es zur Ausbildung sogenannter Wärmeinseln (heat islands) (MENBERG ET AL. 2013a). Dabei werden Temperaturveränderungen von + 10K erreicht. Städte wie Frankfurt, Karlsruhe

und Köln zeigen Grundwassertemperaturen von $>16^{\circ}\text{C}$, München sogar $>20^{\circ}\text{C}$ (ZHU ET AL. 2010; DOHR 2011; MENBERG ET AL. 2013a; 2013b). Dieser Umstand hat nicht nur Konsequenzen für die Nutzung von Grundwasser zum Heizen und Kühlen von Gebäuden; die ins Grundwasser abgegebene Wärmemenge wird oftmals nicht ausreichend abtransportiert oder beeinflusst unterstromig benachbarte Anlagen. Gerade für die Lebensgemeinschaften im Grundwasserleiter bedeuten diese anhaltenden Temperaturveränderungen, gepaart mit der meist verringerten Grundwasserqualität im städtischen Bereich, einen zusätzlichen Stress; beispielsweise kommt es häufig zu hypoxischen oder anoxischen Bedingungen.

In den letzten Jahren haben wiederholt „Schadensfälle“ im Zuge der Errichtung von Geothermieranlagen für Aufmerksamkeit gesorgt. Die Ursachen lagen dabei meist in einer unzureichenden Abdichtung des Ringraumes der Bohrung sowie einer unzureichenden geotechnischen Bewertung und Erkundung des Untergrunds (z.B. GRIMM ET AL. 2014).

Unter Beobachtung stehen zunehmend auch hydraulische Kurzschlüsse von Grundwasserstockwerken, die es zu verhindern gilt. Werden Grundwasserstockwerke durch eine Bohrung verbunden und deren Trennhorizont nach Einbau einer Erdwärmesonde nicht wieder ordnungsgemäß hergestellt, können in Abhängigkeit der geologischen Abfolge Geländebewegungen aufgrund von Lösungs- oder Ausfällungsprozessen sowie Schadstoffeinträge von oben in den Grundwasserleiter nicht ausgeschlossen werden. Als häufigste Ursachen für die unzureichende Abdichtung zwischen den Grundwasserleitern gelten eine mangelhafte Ringraumverfüllung bzw. nachträgliche Undichtigkeit der Verfüllung durch wiederholte Frier-Tau Zyklen bei falsch dimensionierten Anlagen. Negative Veränderungen der Grundwasserqualität können zudem direkt bei der Errichtung einer Geothermie-Anlage auftreten, z.B. durch den Eintrag von Schmiermittel während der Bohrarbeiten, pH-Veränderungen bei der Aushärtung der Ringraumverfüllung mit Zement, oder später im Betrieb durch Leckagen bei geschlossenen Anlagen (Austreten von Frostschutzmittel und Korrosionshemmer). Zur Vermeidung derartiger ‚nicht akzeptabler‘ Auswirkungen auf das Grundwasser bzw. den Untergrund sind Qualitätsstandards sowie deren Umsetzung und Kontrollen im Rahmen von Planung, Bau und Betrieb geothermischer Anlagen erforderlich. Die wichtigsten Aspekte in diesem Zusammenhang werden im folgenden Abschnitt kurz angesprochen.

1.2 Qualitätssicherung bei Planung, Bau und Betrieb von Erdwärmesonden

Die Einführung von Qualitätsstandards ist eine zentrale Errungenschaft der modernen Wirtschaft und heutzutage aus der produzierenden Industrie nicht mehr wegzudenken. Standards wie die DIN Norm ISO 9000 garantieren eine dokumentierte, gleich bleibende und reproduzierbare Qualität und verpflichten zum Streben nach Verbesserung der internen und externen Abläufe. Dieselben Ansprüche sollte man berechtigterweise für die Planung, den Bau und den Betrieb von geothermischen Anlagen haben. Durch in der Vergangenheit bekannt gewordene „Schadensfälle“ im Zusammenhang mit der Errichtung von Geothermieranlagen (meist Erdwärmesonden), und die entsprechende

Darstellung in den Medien, sind Zweifel an der sicheren Umsetzung und Nutzung dieser Technologie aufgekommen. Das Vertrauen in eine aus technischer Sicht sichere Technologie kann nur wieder erreicht werden, wenn die Gefährdungspotenziale ermittelt, die hierfür verantwortlichen Ursachen erkannt und Lösungswege aufgezeigt werden.

Die Praxis hat gezeigt, dass Geothermie ein sehr komplexes Betätigungsfeld ist. Dies beginnt bereits bei der Planung von Anlagen, die zum Großteil auf Simulationen und Prognosen basieren. Nicht messbare Parameter wie zum Beispiel Betriebszyklen der Wärmepumpen und erforderliche Jahresheizenergien müssen praxisnah abgeschätzt werden. In der gängigen Auslegungspraxis wird üblicherweise die Grundwasserströmung dabei nicht oder nur indirekt berücksichtigt. Dabei wird die Temperaturverteilung und somit die Länge von Wärme oder Kältefahnen, sowie die gegenseitige Beeinflussung von Erdwärmesonden in einem Erdwärmesondenfeld untereinander, gelegentlich unterschätzt. Gleichfalls wird unter Ausblendung der Grundwasserströmung oft auch das thermische Potential des Untergrundes unterschätzt, und stärker in den Ausbau des Untergrundes eingegriffen als erforderlich.

Um die Planungssicherheit für Erdwärmesondenbohrungen zu erhöhen, spielen die Informationssysteme der staatlichen Geologischen Dienste (Internetportale, Kartenwerke oder Informations-CDs) eine wichtige Rolle. Neben Informationen zur Geologie am Standort, liefern sie auch eine Einschätzung zu bohrtechnischen Risiken oder anderen Gefährdungspotentialen wie auch Informationen zur geothermischen Ergiebigkeit. Zudem erscheint eine zusätzliche Bewertung aller bislang bekannten Risiken durch die staatlichen geologischen Dienste notwendig (SCHÄFER 2012). Die daraus abgeleiteten Erkenntnisse müssen in die wasserrechtliche Zulassungspraxis mit einfließen und entsprechend kontinuierlich angepasst werden. Neben einer transparenten und umfassenden Dokumentation der Arbeiten, spielen die Einführung und Umsetzung von Qualitätsmanagementsysteme (QMS) sowie eine fachgerechte Planung und Ausführung eine wichtige Rolle. Dabei sollten Planer für technische Gebäudeausrüstung (TGA) bereits in der Vorplanung einen Geothermie-Fachplaner einschalten, da die Planung einer Geothermieanlage detaillierte Kenntnisse der geologischen und hydrogeologischen Situation am Standort erfordert. Es gilt nicht nur die thermischen Anforderungen zu bewerten, sondern auch die bohr- und ausbautechnischen Gesichtspunkte zu berücksichtigen.

Übergeordnetes Ziel ist eine nachhaltige Gewässerbewirtschaftung und der Schutz dieses nutzbaren Gutes (§1 WHG). Ein wesentlicher Grundsatz des Wasserhaushaltsgesetzes ist in §6 Abs. 1, Satz 1 WHG verankert, der den „Schutz vor nachteiligen Veränderungen von Gewässereigenschaften“ beinhaltet. Gefahrenpotential bzw. Risiken aus Sicht der Wasserwirtschaft konzentrieren sich daher im Wesentlichen auf:

- Die chemische Verunreinigung von Grundwasser durch den Eintrag von Schmierstoffen, Fetten und Hydraulikölen während des Bohrvorganges oder durch mögliche Leckagen der Erdwärmesonde und dem Austritt von Wärmeträgerfluiden (WGK I);

- Die Auslösung und Verfrachtung von Trübungen z.B. während des Bohrvorganges aufgrund von Spülungsverlusten oder während der Verfüllarbeiten durch das Einbringen von hohen Verfüllmengen (beim Verfüllen von Hohlräumen und Klüftigkeiten im Untergrund);
- Hydrogeologische Stockwerksverbindungen mit aufsteigender, eventuell artesischer, oder absteigender Vertikalströmung und den damit verbundenen quantitativen und qualitativen (mikrobiologischen sowie hydrochemischen) Konsequenzen (Abbildung 3; siehe auch GRIMM et al. 2014);
- Die maßgebliche Veränderung der Grundwasser- bzw. Untergrundtemperatur und damit im Zusammenhang stehender Beeinflussung der Lebensgemeinschaften und ihrer ökologischen Funktionen (ecosystem services).

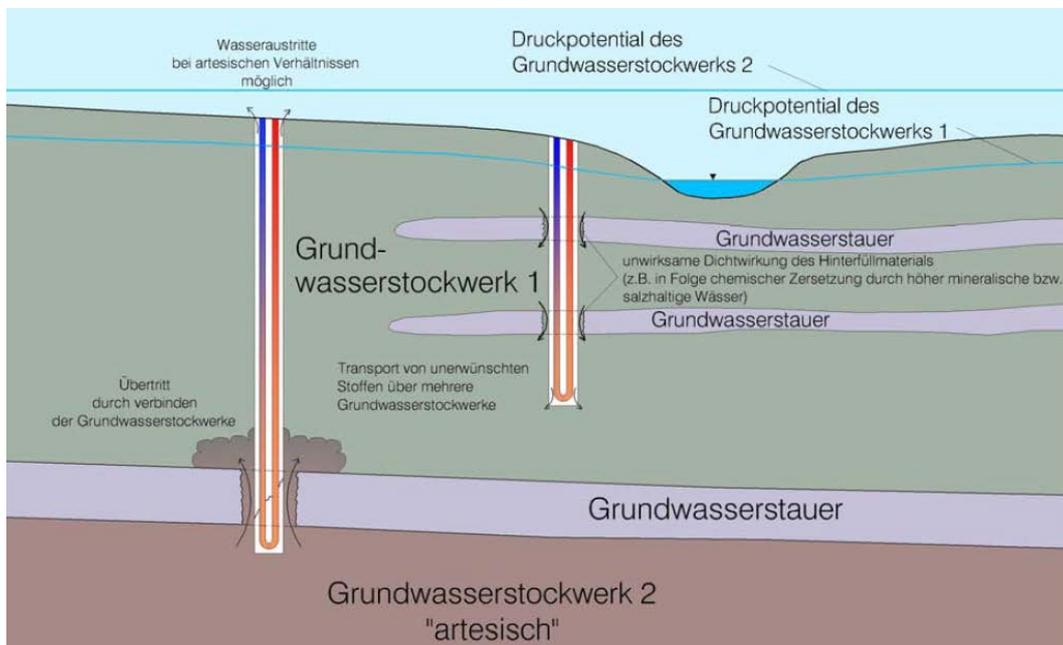


Abbildung 3: Gefährdungspotenzial Grundwasserstockwerksbau und Artesik (Quelle: LBEG; AD HOC ARBEITSGRUPPE GEOLOGIE 2011)

1.2.1 Praxisuntersuchungen

Bis dato gibt es keine verlässlichen Aussagen über die Anzahl von unerwarteten Auswirkungen bzw. Schadensfällen bei der Errichtung und dem Betrieb von Geothermieranlagen. Dies liegt darin begründet, dass die beteiligten Gruppen (genehmigende Behörden, Bohrfirmen, Planer, Bauherren) eine unterschiedliche Auffassung bzw. Sensitivität gegenüber besonderen Vorkommnissen und Anlagenstörungen haben, und diese nicht zwingend bzw. nicht systematisch erfasst und dokumentiert werden. Zudem werden Auswirkungen, die nicht an der Erdoberfläche sichtbar sind, ggf. nicht erkannt wie z.B. Kurzschlüsse verschiedener

Grundwasserstockwerke. Eine vollständige und verlässliche Quantifizierung von ‚Schadensfällen‘ ist daher nicht möglich. Eine Zusammenstellung der häufigsten bisher bekannten Auswirkungen geothermischer Vorhaben bietet der Geothermie-Fachbericht der AD HOC ARBEITSGRUPPE GEOLOGIE (2011). Der Bericht macht deutlich, dass die kausalen Zusammenhänge, die zu nachteiligen Auswirkungen führen, vielschichtig sind. Angefangen von den komplexen geologischen Verhältnissen bis hin zu mangelnder Qualifikation der ausführenden Unternehmen. Die Analyse bisher bekannter Auswirkungen zeigt jedoch auch, dass in den meisten Fällen eine Kombination mehrerer Gefährdungspotenziale zu den unerwarteten Schadensfällen geführt hat. Zu den wichtigsten standortbezogenen Risikofaktoren gehören dem Bericht nach, Schichtkomplexe mit stark wechselnden lithologischen Eigenschaften, Grundwasser-Stockwerksbau, Verkarstung, geologische Störungszonen, natürliche Gasvorkommen, artesische Verhältnisse und Altbergbau (AD HOC ARBEITSGRUPPE GEOLOGIE 2011). Die direkte Gefährdung der Grundwasserqualität durch Sondenleckagen und den Austritt wassergefährdender Stoffe scheint laut Umfragen kein akutes und ein eher seltenes Problem zu sein. Die Dunkelziffer an realen Leckagen ist auch hier nicht bekannt. Weitere Informationen zu möglichen Risiken und negativen Auswirkungen in Hinblick auf den Bau und den Betrieb von Geothermieanlagen finden sich in einschlägigen Veröffentlichungen, Projektberichten und Vorträgen (ROHNER ET AL. 2001; BASSETTI 2006; BERGER 2009; DE HAAS 2010; GRIMM et al. 2014).

1.2.2 Defizitanalyse & Lösungsansätze

Die meisten gravierenden Probleme bzw. Schwierigkeiten und somit das größte Risiko geht auf Fehlstellen bei der Ringraumverfüllung und somit eine fehlende Abdichtung zurück. Im Falle eines vorhandenen Grundwasserstockwerksbaus kann eine fehlende Abdichtung zu einer Durchmischung von Wässern oder einem beschleunigten Eintrag von Verunreinigungen von der Erdoberfläche über den Ringraum der Bohrung in das Grundwasser führen. Die vom Land Baden-Württemberg initiierten Leitlinien Qualitätssicherung Erdwärmesonden (LQS EWS 2012) fordern daher z.B. eine automatische Überwachung des Abdichtvorgangs. Die Herausforderung dabei ist, den Suspensionsspiegel in der Bohrung und die eingebrachte Suspensionsmenge während des Abdichtvorganges anzuzeigen und digital zu dokumentieren. Wichtig dabei ist, Klüfte und Verlustzonen zu erkennen um mit entsprechenden Maßnahmen darauf reagieren zu können. Zusammen mit der Erfassung der Wasserstände, Wasserzutritte und dem Ermitteln des entsprechenden Druckpotentials, werden diese Maßnahmen zu einer Erhöhung der Qualität und zu einer besseren Nachweisbarkeit der erfolgreichen Abdichtung führen.

In der praktischen Umsetzung zeigen sich allerdings noch Unsicherheiten, sowohl in einer störungsfreien Betriebsweise als auch in der Funktionalität und Auswertung der Messergebnisse solcher Überwachungssysteme.

Defizitär im Bereich der Qualitätssicherung ist derzeit sicherlich auch der Umstand, dass das in Deutschland bekannteste und einschlägige Regelwerk zur thermischen Nutzung des Untergrundes, das VDI Regelblatt 4640, Blatt 2 „Erdgekoppelte Wärmepumpenanlagen“, das sich auch mit dem Bau, der Errichtung und der

Ausführung einer Erdwärmesondenanlage befasst, aus dem Jahr 2001 stammt. Diese Richtlinie gilt es grundlegend zu überarbeiten, da sich in den letzten 10 Jahren ein erheblicher Erkenntnisgewinn sowohl bei der Errichtung als auch beim Ausbau von Erdwärmesondenanlagen ergeben hat. Zudem sind heute auch neue Materialien und Baustoffe im Einsatz. Dabei sollten die bisherigen Funktionalitätsprüfungen wie die Durchführung einer Druckprüfung genauso auf den Prüfstand gestellt werden, wie auch die bisherige Auslegungspraxis, um bei der Auslegung und Bemessung von Erdwärmesondenanlagen, sowie bei deren Installation dem aktuellen Stand der Wissenschaft und Technik gerecht zu werden.

Die Langlebigkeit und Verarbeitung von Baustoffen, sowie die hydraulische Systemdichtigkeit im System Erdwärmesonde sind heute ein weiteres wichtiges Forschungsgebiet, um nachhaltige Anlagen ausführen zu können. Daneben ist die Entwicklung von geophysikalischen Messmethoden zur qualitativen Überprüfung einer mangelfrei ausgeführten Erdwärmesondenanlage ein wesentlicher Baustein, um eine Überprüfbarkeit und Kontrollmöglichkeit besonders im Bereich der Abdichtung bzw. im Bereich von stockwerksübergreifenden Bohrungen zu schaffen. Die Entwicklung eines standardisierten Rückbauverfahrens und die Sanierung von mangelhaft ausgeführten Erdwärmesonden sind weitere wichtige Themenfelder, die in Zukunft Beachtung finden sollten.

1.3 Einfluss von Temperaturveränderungen auf Grundwasserlebensgemeinschaften und Ökosystemfunktionen

Bisher wenig beachtet ist, dass Aquifere auch Lebensraum für eine Vielzahl von Organismen sind; vor allem Mikroorganismen sind überall im Untergrund ubiquitär vorhanden. Zusätzlich leben im Grundwasser, sofern ausreichend Sauerstoff vorhanden ist, auch höhere Organismen, die sogenannte Meio- und Makrofauna, die sich vor allem aus kleinen Krebstieren, Würmern, Milben, und Schnecken zusammensetzt (GRIEBLER & MÖSSLACHER 2003). Diese Organismen sind mit dafür verantwortlich, dass das Wasser im Untergrund gereinigt wird und man Grundwasser in guter Qualität (oft in Trinkwasserqualität) fördern kann (DANIELOPOL ET AL. 2003). Man spricht in diesem Zusammenhang von einer Ökosystemleistung (AVRAMOV ET AL. 2010; GRIEBLER & AVRAMOV 2014).

Die Lebensbedingungen im Grundwasser werden oft aus Sicht des Beobachters als ‚extrem‘ und widrig bezeichnet und in der Tat ist Grundwasser meist arm an Nährstoffen und Energie. Dies hat zur Folge, dass Grundwasserlebensräume eine geringe Resistenz (Widerstandspotential) und Resilienz (Potential zur Rückkehr in den Ursprungszustand nach einer Störung) haben. Anders ausgedrückt sind Grundwasserlebensräume sehr störanfällig. Vorteilhaft hingegen sind, aus Sicht der Organismen, die generell sehr stabilen und vorhersehbaren Umweltbedingungen, oft über geologische Zeiträume hinweg. Wichtigstes Beispiel in diesem Zusammenhang ist die Grundwassertemperatur mit Werten in Deutschland zwischen 9°C und 14°C (10te bis 90te Perzentile; THIEM ET AL. 2012) und einer meist nur sehr geringen jährlichen Schwankung von $\pm 1^\circ\text{C}$. Die

echten Grundwasserorganismen (Stygobionten) haben sich physiologisch perfekt an diesen Lebensraum angepasst. Gerade die Temperatur ist in der Ökologie eine wichtige Einflussgröße, da viele biologische Vorgänge, wie etwa die Stoffwechselaktivität von Organismen und ihr Wachstum, aber auch viele chemische Reaktionen direkt an die Temperaturbedingungen gekoppelt sind. Veränderungen der Temperaturverhältnisse haben demzufolge Veränderungen der Lebensgemeinschaften, Ökosystemprozesse (Stoffkreisläufe) und der Grundwasserqualität zur Folge.

1.4 Rechtliche Aspekte thermischer Veränderungen im Untergrund

Aufgrund unterschiedlicher regionaler hydrogeologischer Raumstrukturen und heterogenen hydrogeologischen Standortfaktoren, ist ein einheitliches Genehmigungsverfahren der Bundesländer für die Nutzung der oberflächennahen Geothermie nicht zweckmäßig. Die Aussage dass, „Die thermische Nutzung von Grundwasser bisher in Deutschland wie auch in vielen anderen Ländern nicht ausreichend rechtlich geregelt ist“ (HÄHNLEIN ET AL. 2010a), ist differenziert zu betrachten. Die bundesländerspezifischen Verfahren richten sich nach dem Wasserhaushaltsgesetz, dem Bundesberggesetz, dem Lagerstättengesetz und dem Bodenschutzgesetz sowie nach den jeweiligen Landesgesetzen und entsprechenden Verordnungen. In Deutschland haben 14 von 16 Bundesländern einen eigenen Leitfaden zur Nutzung der oberflächennahen Geothermie und/oder im Speziellen für Erdwärmesonden erarbeitet (siehe www.infogeo.de). Diese Leitfäden sind in Umfang und Ausführung sehr unterschiedlich und reichen von einer kurzen Übersichtskarte mit Stichpunkten bis hin zu umfassenden Broschüren.

Das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) ist grundlegend für den Gewässerschutz. Ziel des WHG ist es, die Gewässer als Bestandteil des Naturhaushalts und als Lebensraum für Tiere und Pflanzen zu sichern und deren Bewirtschaftung zum Wohl der Allgemeinheit und im Einklang mit dem WHG auch zum Nutzen Einzelner zu gestalten. Dabei sollen vermeidbare Beeinträchtigungen der ökologischen Funktionen der Gewässer unterlassen werden. Die Bewirtschaftung muss so gestaltet sein, dass eine nachhaltige Entwicklung der Gewässer gewährleistet ist. Welche Eingriffe als ‚Benutzungen‘ anzusehen sind, definiert § 9 WHG. Nach § 5 (Allgemeine Sorgfaltspflicht) sind nachteilige Veränderungen der physikalischen, chemischen oder biologischen Beschaffenheit des Wassers zu vermeiden. Für Kriterien in Bezug auf die Wasserbeschaffenheit verweist das WHG auf die EU-WRRL (2000). Dazu zählt auch die Veränderung der Grundwassertemperatur. In Ermangelung einheitlicher Kriterien und Grenzwerte haben die Bundesländer, wie bereits oben angesprochen, ihren Vollzugsbehörden zum Teil Leitfäden an die Hand gegeben, anhand derer sie die Zulässigkeit eines Vorhabens prüfen können. Dabei wird insbesondere auf die geplante Lage des Vorhabens (innerhalb oder außerhalb von Schutzzonen, Nachbarschaft zu weiteren geothermischen Vorhaben), die Art der verwendeten Wärmeträgerflüssigkeiten und die hydrogeologischen Verhältnisse geachtet. Die Grundwasserqualität und die Ökologie werden bisher unterschiedlich bewertet und im Vollzug behandelt.

Unabhängig von der wasserrechtlichen Anzeigepflicht und dem wasserrechtlichen Erlaubnisverfahren sind die Vorschriften des Bundesberggesetzes (BBergG) zu beachten. Dieses dient u.a. der Vorsorge gegen Gefahren, die sich aus bergbaulicher Tätigkeit für Leben, Gesundheit und Sachgüter Dritter ergeben können. Jede Erdwärmesondenbohrung ist zudem nach § 4 Lagerstättengesetz bzw. für Bohrungen über 100 Meter Tiefe nach § 127 BBergG dem zuständigen geologischen Dienst anzuzeigen (SCHÄFER, STEUERWALD & RUMOHR 2011). Sofern die Erdwärmeanlagen nicht über die Grundstücksgrenzen hinausragen, das Nachbargrundstück nicht thermisch oder stofflich beeinträchtigt und die gewonnene Wärme nur grundstücksbezogen eingesetzt wird, liegt keine Rohstoffgewinnung im Sinne des BBergG vor. Sind diese Ausnahmetatbestände nicht erfüllt, bedarf die Aufsuchung der Erdwärme einer Erlaubnis nach § 7 BBergG und die Gewinnung einer Bewilligung nach § 8 BBergG. Das BBergG geht aber nicht explizit auf Geothermieanlagen ein und enthält somit keine konkreten Vorgaben über z.B. Temperaturgrenzwerte oder Abstände zwischen einzelnen Anlagen.

Aus Sicht der Grundwasserqualität und aus ökologischen Gesichtspunkten sind vor allem die unterschiedlichen Angaben zu Mindestabständen zur Grundstücksgrenze und die erlaubten Temperaturveränderungen von großem Interesse. Erdwärmesonden müssen den bundesländer-spezifischen Vorgaben zufolge einen Grenzabstand zum nächsten Grundstück zwischen mindestens 3 m (Saarland) bis mindestens 5 m (Hessen) aufweisen. In den Ländern ohne verbindliche Vorgaben zu Grenzabständen bleibt die Entscheidung den zuständigen Behörden im Wege der Einzelfallentscheidung überlassen. In diesen Fällen orientieren sich die meisten an den Empfehlungen der LAWA (2011). In Baden-Württemberg sind die Regelungen der LQS (LQS EWS 2012) maßgebend. Danach richten sich *„Notwendige Abstände zu Grundstücksgrenzen [...] nach der zum Ausführungszeitpunkt vorhandenen Sonden auf dem angrenzenden Grundstück. Sind keine Sonden vorhanden, ist grundsätzlich der gemäß VDI 4640 vorgegebene halbe Mindestabstand zweier benachbarten Sonden (z.B. 3 Meter) bei Bohrtiefen von 100 Metern einzuhalten. Für größere Bohrtiefen oder ggf. geringere Abstände bedarf es einer Einzelfallbetrachtung“* (LQS Baden Württemberg, 07/2012). In der VDI 4640, Blatt 2, Tabelle 2 (2001) werden allerdings keine Grenzabstände behandelt, sondern es wird im Zuge der Anlagenbemessung in Abhängigkeit der Erdwärmesondenlänge als Abstand der Erdwärmesonden untereinander, ein Abstand von 5–6 m vorgeschlagen.

Zur erlaubten Temperaturveränderung sind die Inhalte lückenhaft. In manchen Bundesländern werden die Temperaturveränderungen durch Erdwärmesonden im privaten Bereich als unschädlich betrachtet und bedürfen keiner wasserrechtlichen Erlaubnis. Auch nach VDI 4640 (2001) stellt die geringfügige Temperaturveränderung beim Betrieb von solchen Einzelanlagen keinen Benutzungstatbestand dar. Eine direkte Einleitung erwärmten Wassers in das Grundwasser mittels künstlicher Versickerung kommt – nach einem LAWA Bericht (1977) - nur für kleine Wärme- bzw. Wassermengen in Frage. Des Weiteren sollte die Temperatur des eingeleiteten warmen Wassers nur wenig über der ungestörten Grundwassertemperatur liegen. Bei größeren Anlagen richtet man sich heute vielfach nach den in der VDI 4640 empfohlenen ± 6 K im Vergleich zum unbeeinflussten Grundwasser und einer maximalen Erwärmung auf 20°C.

Eine kurze Übersicht und Diskussion der rechtlichen Grundlagen in Deutschland finden sich bei HÄHNLEIN (2007) und WALKER-HERTKORN ET AL. (2010).

2 Problemstellung, Ziele & Anwendungsbereich

Das Projekt greift ein akutes Problem auf; nämlich die ungleich schnelle Entwicklung einer „nachhaltigen“ Energietechnologie und der notwendigen Genehmigungs-, Überwachungs- und Regulierungsmechanismen. Wie bereits eingangs erwähnt wird der wasserrechtliche Vollzug regional z.T. sehr unterschiedliche gehandhabt. Bisher fehlen einheitliche Grundlagen und ein gemeinsamer Konsens zur Bewertung der Auswirkungen geothermischer Anlagen. Dies liegt zum Teil auch daran, dass unser Wissen noch sehr unvollständig ist, und nicht klar ist inwieweit die induzierten Temperaturveränderungen im Untergrund und etwa das gelegentliche Entweichen von Wärmeträgerfluiden eine unmittelbare oder möglicherweise langfristige Gefährdung der Ressource Grundwasser darstellt. Zum anderen ist die ständig steigende Erfahrung aus der Praxis und der Modellierung bisher zwar individuell publiziert, nicht aber oder nur sehr spärlich in die existierenden Leitfäden eingeflossen. Pläne sogenannte Qualitäts-Gütesiegel zu etablieren sind bislang gescheitert. Den Behörden fehlen nach wie vor wissenschaftlich fundierte Grundlagen auf Basis derer Genehmigungen erteilt oder eben nicht erteilt werden dürfen.

2.1 Projektziele

Dieses Vorhaben setzt sich eine Reihe sehr engagierter Ziele:

1. Die möglichen Auswirkungen von Temperaturveränderungen auf die Wasserchemie und die Wasserqualität (inkl. pathogener Keime) werden evaluiert.
2. Die möglichen Auswirkungen von Temperaturänderungen auf Grundwasserlebensgemeinschaften und Ökosystemfunktionen werden evaluiert.
3. Das Ausbreitungsverhalten von Kälte und Wärme im gesättigten Untergrund als auch das thermische Regenerationsvermögen wird mittels mathematischer Modelle für ausgewählte Beispielszenarien analysiert.
4. Abschließendes Ziel dieses Vorhabens ist die Entwicklung von Bewertungshilfen bzw. Empfehlungen für eine umweltverträgliche Nutzung geothermischer Technologien.

Um diese Ziele zu erreichen wurden Laborexperimente, Felduntersuchungen und verschiedene Modellrechnungen durchgeführt. Bereits vorliegende Erkenntnisse aus eigenen Vorversuchen, früheren Projekten, sowie aus anderen themenverwandten Projekten und der internationalen Literatur wurden zusammengefasst und werden zusammen mit den im Rahmen dieses Projekts gewonnenen Daten diskutiert und interpretiert.

2.2 Anwendungsbereich und Übertragbarkeit

Nach herkömmlicher Definition erstreckt sich der ‚oberflächennahe Bereich‘ auf eine absolute Tiefe von 400 m unter Geländeoberkante (VDI 4640, Blatt 1, 2010). In der vorliegenden Studie werden thermische Zusammenhänge anhand von Berechnungen und Anlagen-Beispielen bis in 100 m Tiefe betrachtet. Solange jedoch keine weiteren Untersuchungen für tiefere Untergrundbereiche vorliegen, können diese Ergebnisse durchaus auf größere Tiefen übertragen werden.

Aus Sicht der Grundwasserökologie ist zu beachten, dass bisher vergleichsweise wenige Kenntnisse zu den Bereichen tiefer als 100 m unter Geländeoberkante (GOK) vorliegen, insbesondere in Bezug auf die Auswirkung anthropogen induzierter Temperaturänderungen auf das Ökosystem. Obwohl es verschiedene Nachweise von Grundwasserfauna aus großen Tiefen gibt, sind in der Regel in Tiefen >100 m wegen des Fehlens von gelöstem Sauerstoff nur noch Mikroorganismen anzutreffen.

Die in diesem Bericht zusammengefassten Untersuchungen zur Wasserqualität und Ökologie stützen sich nahezu ausschließlich auf Felduntersuchungen in Porengrundwasserleitern und Laborexperimenten mit Lockergesteinsmaterial (verschiedene Sande). Wir sind dennoch der Meinung, dass bisherige Erkenntnisse zur Wasserqualität und Ökologie, als auch die daraus abgeleiteten Empfehlungen grundsätzlich auf andere Grundwasserleitertypen übertragbar sind. Unterschiedliche Charakteristika der Geologie (z.B. Mineralogie, Durchlässigkeiten) und Hydrologie (z.B. Fließgeschwindigkeiten) müssen dabei selbstverständlich berücksichtigt werden.

3 Laborexperimente, Feldstandort und Messmethoden

3.1 Experimentelles Design

3.1.1 Temperaturbedingte (Im)Mobilisierung von DOC, Nährstoffen und anderen Elementen aus Aquifersedimenten

Um die temperaturabhängige Freisetzung bzw. Ausfällungen von organischem Material, Nährstoffen und individuellen Salzen zu untersuchen, wurde sandiges Sediment aus einem unbelasteten oberflächennahen quartären Grundwasserleiter (Münchner Schotterebene) und vergleichbares sandiges Sediment aus einem quartären Aquifer im Münchner Stadtgebiet (Milbertshofen) zusammen mit Grundwasser in Batchversuchen bei unterschiedlichen Temperaturen (4, 10, 15, 20, 30, 45, 70, 90°C) über den Zeitraum von 5 bzw. 12 Tagen inkubiert. Als Kontrolle für den ‚Sedimenteffekt‘ wurde zudem Grundwasser ohne Sediment inkubiert. In regelmäßigen Abständen wurden den Flaschen Proben zur Nährstoff, Ionen- und DOC-Analyse entnommen.

3.1.2 Säulenexperimente

Eine Reihe von Säulenversuchen wurde durchgeführt um den Einfluss von pH-Veränderungen und Frier-Tau-Zyklen auf natürliche Bakteriengemeinschaften zu untersuchen. Des Weiteren wurden Versuche gemacht zum Transport, Rückhalt und Überleben von pathogenen Keimen und Viren. Für die Säulenversuche wurde das Sedimentmaterial aus der Bohrung am Feldstandort Bad Wurzach (siehe unten) verwendet. Um die Heterogenität zu verringern und die Vergleichbarkeit zwischen den einzelnen Säulen zu erhöhen wurde nur die Korngrößenfraktion von 0,2 bis 2,0 mm verwendet. Das gewonnene Sedimentmaterial wurde in einer großen Säule (430 mm x 140 mm) sechs Wochen lang mit quartärem Grundwasser durchströmt. Damit wurden eine geochemische Equilibrierung und eine Anpassung der im Sediment vorhandenen Bakteriengemeinschaft an die Hydrochemie im Wasser angestrebt. Anschließend wurde das Sediment in kleine Säulen (100 mm x 13 mm) gepackt. Da in diesen Experimenten ausschließlich die Korngrößenfraktion 0,2 bis 2,0 mm verwendet wurde, sind Angaben zur mikrobiellen Biomasse und Aktivität in Bezug auf die Situation im Freiland (natürliches Sediment) eine ‚Überschätzung‘. Große Korngrößen, die hier aus den Versuchen ausgeschlossen wurden, enthalten, durch die sehr viel geringere Oberfläche je Volumeneinheit, auch eine geringere Biomasse und biologische Aktivität. In den Sedimentsäulen (Abbildung 4) wurden unterschiedliche Fragestellungen mit entsprechend unterschiedlichen Inkubationsbedingungen untersucht:

Einfluss von kurzzeitigen pH-Wertänderungen auf die Bakteriengemeinschaft:

- Bei 10°C ($\pm 1^\circ\text{C}$) wurde untersucht, welchen Einfluss ein hoher pH – wie er bei der Aushärtung von Zement (Ringraumverfüllung) kurzfristig auftritt – auf die Bakteriengemeinschaft hat. Dazu wurde Grundwasser mittels NaOH auf pH 12 gebracht und jeweils 6 Sedimentsäulen wurden mit diesem Grundwasser für

24 h durchströmt. Die Säulen wurden von unten nach oben durchströmt. Die Durchflussrate betrug 28 ml h^{-1} , was einer Abstandsgeschwindigkeit von etwa 6 m Tag^{-1} entspricht. Anschließend wurde wieder auf pH-neutrales Grundwasser umgestellt.

Einfluss von Frier- und Tauzyklen auf die Bakteriengemeinschaft:

- Dieser Versuch simulierte das Frieren und Tauen in unmittelbarer Umgebung einer unterdimensionierten Erdwärmesonde. Es wurden 6 Säulen wiederholt (3x) für zwei Stunden eingefroren (-20°C) und wieder aufgetaut. Zuvor und anschließend wurden die Säulen mit natürlichem GW bei einer Temperatur von 10°C kontinuierlich durchströmt (28 ml h^{-1} ; siehe oben).

Als Kontrolle dienten in beiden Versuchen ‚ungestörte‘ Säulen, die bei gleichen Temperaturbedingungen inkubiert wurden. Bei allen Versuchen wurde zu ausgewählten Zeitpunkten (t_0 , $t_{1\text{Woche}}$, $t_{4\text{Wochen}}$) Messungen im durchlaufenden Grundwasser vorgenommen (Gesamtzellzahl im Säulenausfluß, die mikrobielle Aktivität, pH, Leitfähigkeit, Haptonen sowie DOC) bzw. die Bakteriengemeinschaft im Sediment der Säulen analysiert.

Transport und Überleben von ‚pathogenen‘ Bakterien und Viren bei unterschiedlichen Temperaturbedingungen:

- Für diese Experimente wurden je 6 Säulen bei unterschiedlichen Temperaturen (4, 10, 15, 20 & 45°C) gefahren (Abbildung 4). Die Säulen wurden mit einem Volumenstrom von 9 ml h^{-1} mit Grundwasser durchströmt, was einer Durchflussrate von $1,9 \times 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$ entspricht. Bei der Annahme einer Porosität von 0,35 entspricht dies einer Abstandsgeschwindigkeit von $4,3 \text{ m Tag}^{-1}$. Nach einer 4 wöchigen Equilibrationsphase wurden im Säulenausfluss pH, DOC und die Haptonen bestimmt. Anschließend wurde zu vier der sechs Säulen eine Mischung (Mischungsvolumen 1 ml) bestehend aus deuteriertem Wasser ($80 \mu\text{g ml}^{-1}$) als konservativer Tracer und aus den Bakteriophagen MS2 ($1,3 \times 10^{10} \text{ pfu ml}^{-1}$) bzw. T7 ($8,25 \times 10^9 \text{ pfu ml}^{-1}$) und den Bakterien *Escherichia coli* 11303 ($10^9 \text{ Zellen ml}^{-1}$) bzw. *Escherichia coli* 5695 ($10^8 \text{ Zellen ml}^{-1}$), *Legionella erythra* und *Legionella steigerwaltii* ($10^8 \text{ Zellen ml}^{-1}$) zugegeben. Zwei der sechs Säulen dienten als Kontrolle und wurden nicht inokuliert. Bei den verwendeten Organismen handelt es sich um ‚nicht pathogene‘ Modellorganismen, die in ihrer Physiologie und Verhalten mit ihren humanpathogenen Verwandten als vergleichbar einzustufen sind. In zeitlich hochaufgelösten Proben wurden im Anschluss an die Inokulation die Konzentration des deuterierten Wassers, die Anzahl der Modellorganismen und die Gesamtzellzahl bestimmt. Aus diesen Durchbruchkurven lassen sich über mathematische Modellierung Transport- und Sorptionsparameter

quantifizieren. Nach 100 Minuten wurden für jede Temperatur zwei mit Modellorganismen beschickte Säulen und eine Kontrollsäule terminiert, um Sedimentanalysen durchzuführen (aufgeteilt in 3 Fraktionen: nahe Zufluss/1.Drittel, Säulenmitte/2.Drittel, nahe Ausfluss/3.Drittel). Das Sediment wurde ebenfalls auf die Gesamtzellzahl und die eingesetzten Modellorganismen hin untersucht.

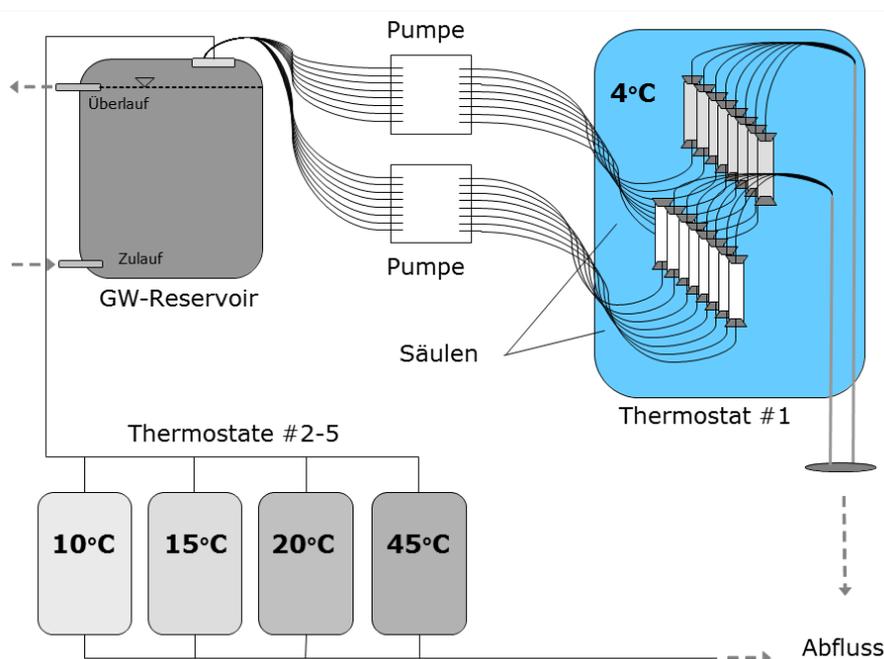


Abbildung 4: Beispielhafter Aufbau eines Säulenversuchs

3.1.3 Versuchsbehälter bei VEGAS

In einem Modellgrundwasserleiter bei VEGAS (Universität Stuttgart) welcher mit Erdwärmesonden bestückt ist (Abbildung 5) wurde der Eintrag von pathogenen Bakterien und Viren ins Grundwasser simuliert, um das Transportverhalten, das Überleben und in dem Fall auch die Vermehrung dieser Agenzien zu untersuchen.

Versuchsaufbau & Probenahme

Der Behälter (L 9m, B 5m, H 4m) war mit Sand gefüllt, bestehend aus Schichten verschiedener Korngrößen/Sandarten (Abbildung 6). In allen Schichten, über die gesamte

Länge und Breite des Behälters verteilt, standen Wasserentnahmestellen und Temperaturmessstellen zur Verfügung.

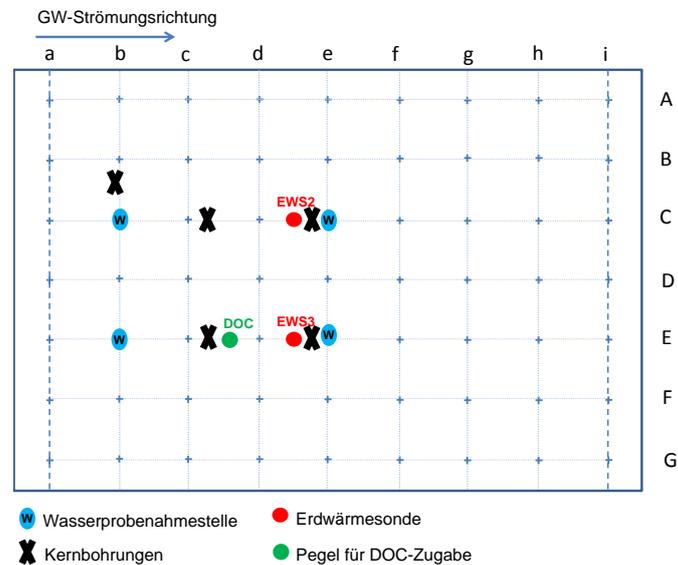


Abbildung 5: Aufsicht auf den VEGAS-Versuchsbehälter

Von den vier in das System eingebauten Erdwärmesonden (EWS) wurden EWS 2 und EWS 3, auf 40-45°C erwärmt. Der ursprünglich zirkulierende Wasserlauf wurde für diese Versuche auf kontinuierlichen Durchfluss (520 L h⁻¹) mit frischem Trinkwasser, welches zusätzlich gekühlt wurde, umgestellt. Nach einer chemischen und thermischen Equilibrierungsphase von 23 Wochen wurde eine erste Probenahme durchgeführt (Wasser- und Sedimentproben), um den Ist-Zustand des Systems zu erfassen. Anschließend folgte die pulsformige Zugabe einer Mischung aus deuteriertem Wasser (68µg ml⁻¹ D₂O) als konservativer Tracer sowie verschiedenen Bakterienstämmen (*Escherichia coli* 11303 [6*10⁵ Zellen ml⁻¹], einer Mischung aus *Legionella erythra* und *Legionella steigerwaltii* [1*10⁷ Zellen ml⁻¹]) und dem Bakteriophagen MS2 (8*10⁷ pfu ml⁻¹). Zudem wurde lokal in Abschnitt E gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) zugegeben (oberstromig der EWS 3, bestehend aus Huminsäuren und Nährmedium R2A im Verhältnis 3:2; Konzentration 30 mg L⁻¹) (Abbildung 6) um einen erhöhten Nährstoffeintrag von der Erdoberfläche zu simulieren, welcher günstigere Wachstumsbedingungen für Mikroorganismen schaffen sollte. Über einen Zeitraum von zwei Wochen wurden zu ausgewählten Zeitpunkten Wasserproben aus unterschiedlichen Bereichen im Versuchsbehälter entnommen.

Insgesamt wurden 8 Wasserentnahmestellen beprobt:

5. b/C3 – in der Grobsandschicht oberstromig der Erdwärmesonde EWS2
6. b/C4 – in der Feinsandschicht oberstromig der Erdwärmesonde EWS2
7. e/C3 – in der Grobsandschicht unterstromig der Erdwärmesonde EWS2
8. e/C4 – in der Feinsandschicht unterstromig der Erdwärmesonde EWS2
9. b/E3 – in der Grobsandschicht oberstromig der Erdwärmesonde EWS3

- 10. b/E4 - in der Feinsandschicht oberstromig der Erdwärmesonde EWS3
- 11. e/E3 - in der Grobsandschicht unterstromig der Erdwärmesonde EWS3
- 12. e/E4 - in der Feinsandschicht oberstromig der Erdwärmesonde EWS3

Die erwarteten Durchbruchkurven und damit die Probenahmezeitpunkte wurden anhand bereits vorliegender Daten zu Durchlässigkeit der einzelnen Sedimentschichten und Ergebnissen aus einem zurückliegenden Tracerversuch prognostiziert.

Die entnommenen Proben wurden auf die Konzentration des deuterierten Wassers, die Anzahl der Modellorganismen, die Gesamtzellzahl und den DOC-Gehalt hin untersucht. Um zu untersuchen, ob und wie viele Modellorganismen am Sediment verblieben sind bzw. dieses besiedelten, wurden vor Zugabe der Modellorganismen und 8 Wochen nach Beenden des Experimentes Sedimentkerne entnommen. In den Sedimentproben wurden die Anzahl der einzelnen Modellorganismen und die Gesamtzellzahl bestimmt.

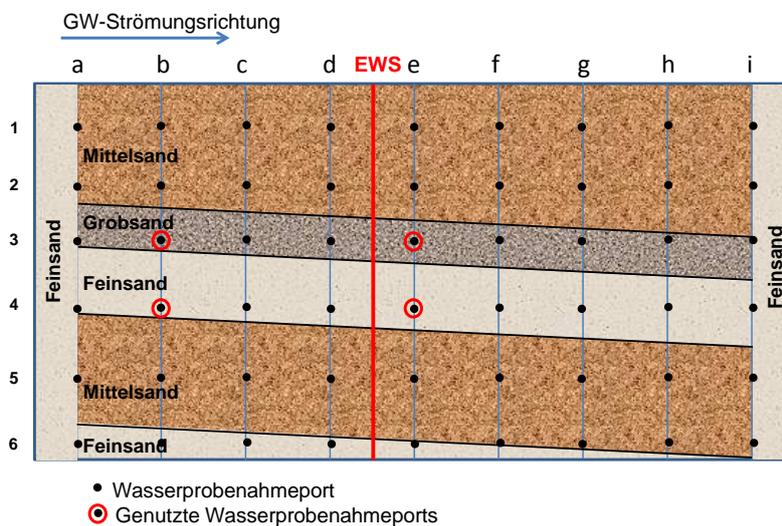


Abbildung 6: Seitenansicht VEGAS-Versuchsbehälter, Längstransect C (siehe Abbildung 5)

3.1.4 Feldstandort Bad Wurzach

Felduntersuchungen wurden an einem bestehenden Testfeld des geomatrix.bw Projekts in Bad Wurzach auf dem Gelände der Firma BauGrund Süd durchgeführt (BISCH ET AL. 2011; EICKER ET AL. 2011; WAGNER & BLUM 2011). Ziel des geomatrix.bw Projekts war es, die potentiellen Veränderungen physikalisch-chemischer Bedingungen im Untergrund im direkten Umfeld einer Erdwärmesonde zu messen und im Anschluss mittels mathematischer Modellierung abzubilden bzw. Voraussagen für eine veränderte Grundwasserbeschaffenheit zu treffen (BISCH ET AL. 2011; EICKER ET AL. 2011; WAGNER & BLUM 2011). Für eine detaillierte Beschreibung des Standorts und eine Übersicht der Ergebnisse aus diesem Projekt verweisen wir auf aktuelle Projektberichte (BISCH ET AL.

2011; EICKER ET AL. 2011; WAGNER & BLUM 2011). Auch die Einrichtung dieses Testfelds wurde wissenschaftlich begleitet (BRANDSTETTER 2011).

Am Standort Bad Wurzach wird mit einer Erdwärmesonde von 100 m Gesamtlänge ein Bürogebäude geheizt und gekühlt. Abstromig von der Erdwärmesonde sind vier Temperaturmessstellen installiert, wobei zwei der Messstellen sowie eine weitere Referenzstelle auch mit der Möglichkeit zur Grundwasserentnahme ausgestattet sind (Abbildung 7). Der Abstand zwischen Erdwärmesonde und den beiden benachbarten Probenahmestellen beträgt 3,9 m bzw. 13,9 m. In den beiden Messstellen sind Doppelventilpumpen eingebaut, die es erlauben aus einer Tiefe von 10 und 20 m Grundwasser über PE-Schläuche (\varnothing 2 mm) zu fördern. Die Bohrungen wurden mit Feinsand verfüllt. Die Grundwasserfließrichtung variiert im Lauf des Jahres von -7° bis 7° Nord. Die Kontrollmessstelle ist ca. 20 m oberstromig gelegen. In unmittelbarer Umgebung der Erdwärmesonde gab es leider keine Möglichkeit der Probenentnahme.

Proben wurden im Winter 2011/12 entnommen. Die Druckluftpumpen in den Messstellen wurden mit Stickstoff (5.0) betrieben. Vor der eigentlichen Probenentnahme wurde das doppelte Totvolumen der PE Leitungen verworfen. Anschließend wurden jeweils zwei Liter Grundwasser aus den beiden Messstellen und den beiden Tiefen in sterile Flaschen abgefüllt. Da die Pumpenleistung gering war, dauerte dies bis zu 60 min. Die Proben wurden gekühlt nach München transportiert und dort entsprechend kontaminationsfrei aufgearbeitet. Analysiert wurden der ATP-Gehalt, die Gesamtzellzahl, sowie die Diversität der Bakteriengemeinschaften. In Zusammenarbeit mit VEGAS (Universität Stuttgart) wurden weitere Analysen zur physikalisch-chemischen Beschaffenheit des Grundwassers durchgeführt (Hauptionen, Leitfähigkeit, pH, Karbonatgehalt). Insgesamt wurden drei Probenahmekampagnen durchgeführt (Oktober 2011, Dezember 2011, Januar 2012). Zusätzlich wurde am 10.01.2012 eine Vollkernbohrung 4 m abstromig von der Erdwärmesonde durchgeführt. Diese hatte das Ziel, Sedimentmaterial (aus den Tiefen 11-15 m) für Säulenexperimente zu gewinnen.

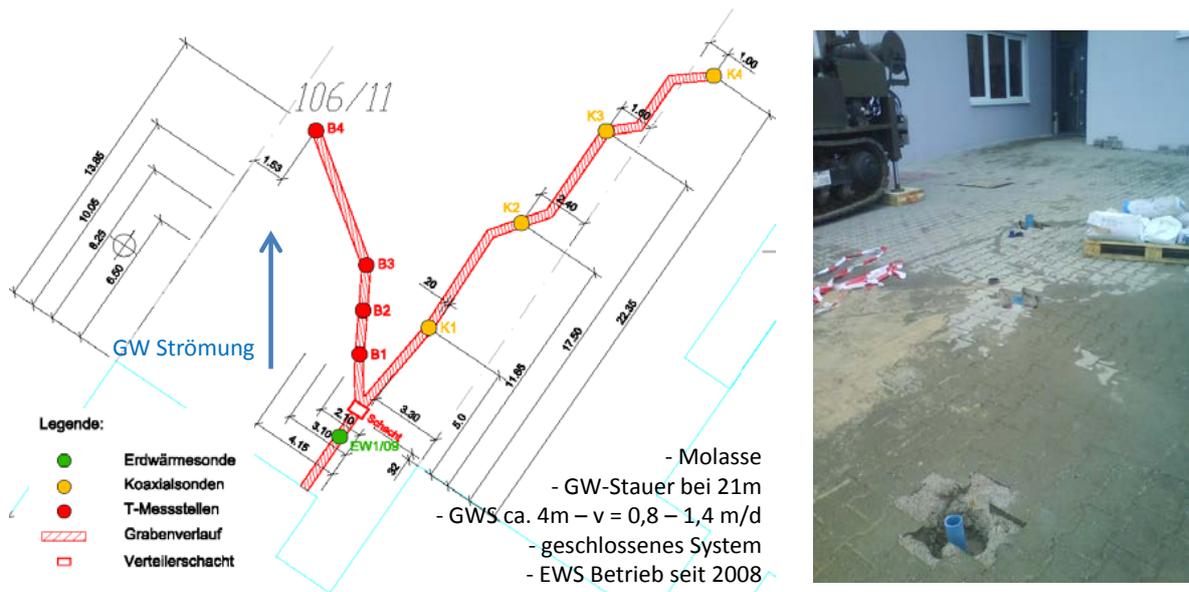


Abbildung 7: Standort Bad Wurzach.

3.1.5 Messmethoden und Analytik

Für Details zu den einzelnen Analysemethoden verweisen wir auf die Fachliteratur: ATP-Gehalt im Wasser und im Sediment (KARL 1993; EYDAL & PEDERSEN 2007; HAMMES ET AL. 2010); Gesamtzellzahl im Wasser und Sediment (ANNESER ET AL. 2010); Bakterielle Diversität (GABOR ET AL. 2003; LUEDERS ET AL. 2004; LANE 1991; CULMAN ET AL. 2009; KINDT & COE 2005; HAMMER ET AL. 2001); DOC im Grundwasser (SSM-TOC 500A, Shimadzu, Japan). Anionen und Kationen im Grundwasser wurden mittels Ionenchromatographie bestimmt (Dionex DC-100, Dionex, Deutschland). Leitfähigkeit und pH wurden mit Feldsensoren gemessen. Für die quantitative Lebend-Bestimmung von *Escherichia coli* wurde das Selektivnährmedium Endo-NKS Typ 14053 von Sartorius nach Angaben des Herstellers verwendet. Die beiden *Legionella*-Arten wurden semi-quantitativ aus extrahierter DNA mittels T-RFLP über die *Legionella*-spezifischen TRF-Peaks (*L. erythra* 498 bp, *L. steigerwaltii* 497 bp) nachgewiesen. Der Nachweis der Bakteriophagen MS2 und T7 erfolgte über einen Plaque-Test. Deuterium wurde mit Laserabsorptionsspektrometrie relativ zum Standard (Vienna Standard Mean Ocean Water) gemessen (LS2120-i, Picarro Inc., Santa Clara, USA). Die Deuterium-Werte in ‰ wurden nach BECKER & COPLEN (2001) in Konzentrationen umgerechnet.

3.1.6 Modellierung der Durchbruchskurven aus den Säulenexperimenten

Die mittlere Verweilzeit und die Dispersivität wurden für jede Säule einzeln aus den Deuterium-Durchbruchskurven mit einem eindimensionalen Advektions-Dispersions-

Modell bestimmt. Aus der mittleren Verweilzeit lassen sich wiederum die Fließgeschwindigkeit und die effektive Porosität berechnen. Zur Quantifizierung des Transport- und Sorptionsverhaltens der Viren wurde ein Advektions-Dispersions-Modell mit einem Sorptionsmodell gekoppelt (HENDRY ET AL. 1997). Dieses Modell beschreibt die Sorption durch ein zweiseitiges Reaktionsmodell, in dem die Sorption als kinetische Reaktion 1. Ordnung beschrieben wird. Es berücksichtigt sowohl irreversible Sorption, welche mathematisch als Zerfall über eine irreversible Sorptionsrate (k_{irr}) beschrieben wird, als auch reversible Sorption, die durch Adsorptions- und Desorptionsraten (k_f und k_r) berechnet wird (HENDRY ET AL. 1997). Aus Durchbruchkurven lassen sich somit die Retardation (R) und das Sorptionsverhalten über das Modell quantifizieren (HENDRY ET AL. 1997; 1999; STUMPP ET AL. 2011) und das Rückhaltevermögen als Funktion der Zeit bestimmen.

4 Ergebnisse

4.1 Temperaturveränderungen im Grundwasser

In diesem Abschnitt soll der Rahmen der realistischen Temperaturveränderungen in Grundwasserleitern als Folge von oberflächennahen geschlossenen (Erdwärmesonde) und offenen geothermischen Anlagen dargestellt werden. In beiden Fällen werden anhand von Modellrechnungen für vereinfachte Standortbedingungen die zu erwartenden Maximal- und Minimaltemperaturen sowie der räumliche Einflussbereich im Umfeld geothermischer Anlagen gezeigt. Zunächst jedoch wird die bekannte bzw. zu erwartende Bandbreite der Temperaturveränderungen aus technischen und rechtlichen Vorgaben sowie Erfahrungen aus bestehenden Anlagen als Überblick zusammengefasst.

4.1.1 Technische & rechtliche Vorgaben

Als Stand der Technik bei der Planung und Ausführung von Anlagen zur Nutzung der oberflächennahen Geothermie in Deutschland können die Empfehlungen der VDI 4640, Blatt 2 (2001) herangezogen werden. Diese werden in den verschiedenen Bundesländern z.T. sehr unterschiedlich durch Empfehlungen in Leitfäden ergänzt. Für offene Systeme empfiehlt die VDI 4640, Blatt 1 (2010) z.B. eine maximale Abkühlung des Grundwassers auf 5°C, und eine maximale Erwärmung auf 20°C (kurzzeitig auch bis 25°C). Blatt 2 der Richtlinie VDI 4640 (2001) empfiehlt zusätzlich eine maximale Veränderung des eingeleiteten Wassers um 6 K im Vergleich zum ungestörten Grundwasser. Für geschlossene Systeme (Erdwärmesonden) wird der Einfluss von kleinen Anlagen (bis 5 Bohrungen) auf maximal 10 m angenommen (Temperaturveränderung dort weniger als 1 K). Dies gilt gemäß VDI 4640 auch für größere Anlagen, jedoch nur, wenn der Wärmeentzug und Wärmeeintrag in der Jahresbilanz annähernd ausgeglichen ist. Bei unausgeglichener Bilanz wird eine Einzelfallbetrachtung empfohlen. Vorgaben existieren lediglich für die Temperatur des Wärmeträgermediums, welches langfristig nicht mehr als 11 K von der ungestörten Temperatur abweichen soll (kurzzeitig maximal 17 K Differenz). Bei Anwendungen zur Energiespeicherung weist Blatt 3 der VDI 4640 (2001) je nach Anwendungsfall Speichertemperaturen von 0°C bis 90°C aus. Für Speichertemperaturen > 40°C wird lediglich darauf hingewiesen, dass Einflüsse auf konkurrierende Grundwassernutzungen bei der Anlagenplanung auszuschließen sind. Darüber hinaus werden Veränderungen im Grundwasser durch Temperaturverschiebungen als „lokal und insoweit zeitlich begrenzt“ eingeschätzt. Es wird angenommen, dass sie bei Rückkehr in den Ausgangszustand auch ‚zur Gänze reversibel‘ sind (VDI 4640, Blatt 3, 2001). Sterilisierende Effekte bei Spitzentemperaturen > 60°C werden erwähnt, jedoch nicht als kritisch und als reversibel eingestuft, sofern der Eintrag von Nährstoffen (z.B. über Bohrspülungen) vermieden wird.

In den „Empfehlungen der LAWA für wasserwirtschaftliche Anforderungen an Erdwärmesonden und Erdwärmekollektoren“ (2011) wird bezüglich der Temperaturen ein frostfreier Betrieb von Erdwärmesondenanlagen empfohlen. Im Hinblick auf die aktuellen Diskussionen bezogen auf die Beständigkeit von Hinterfüllmaterialien von Erdwärmesonden in Zusammenhang mit Frost/Tauwechsel scheint die naheliegende

Interpretation einer Temperaturuntergrenze von 0°C im Wärmeträgermedium jedoch diskussionswürdig. Eine quantitative Definition von „frostfrei“ bezüglich konkreter Temperaturgrenzen sowie dem zugehörigen Ort der Beurteilung ist aus den Empfehlungen der LAWA nicht abzuleiten. In jedem Fall sind Sondenanlagen auch im Spitzenlastfall so zu betreiben, dass keine Gefahr einer Vereisung des Bohrlochringraumes sowie des Untergrundes besteht. Temperaturgrenzen nach oben oder thermische Reichweiten werden in den Empfehlungen der LAWA nicht behandelt.

Die Thematik der Frostfreiheit des Ringraumes bei Erdwärmesondenanlagen wird z.B. in den „Leitlinien Qualitätssicherung Erdwärmesonden“ des Umweltministeriums Baden-Württemberg vom 01.07.2012 präziser behandelt (LQS EWS 2012). Dort wird ein „frostfreier Betrieb bis zu einer minimalen Temperatur des Wärmeträgermediums beim Austritt aus der Wärmepumpe in Richtung Erdwärmesondenanlage von -3°C“ definiert, begründet aus dem Temperaturverlust über die Rohrwand der Erdwärmesonden. Seit 17.12.2012 wird dieser Grenzwert für das zu einer Sondenanlage zurückkehrende Medium auch in wasserrechtlichen Verfahren in Bayern vorgegeben, begründet mit einer Unbedenklichkeitsempfehlung der Schweizer Norm SIA 384/6 (2010).

In einem detaillierteren Vergleich der rechtlichen Vorgaben zum Stand 2011 stellen HÄHNLEIN ET AL. (2013) fest, dass in den wenigsten Ländern rechtlich bindende Vorgaben zu zulässigen Temperaturänderungen existieren. Empfehlungen und Richtwerte zu absoluten Temperaturänderungen im Grundwasser liegen im Bereich der in Deutschland geltenden Richtlinien (s.o.), ein wissenschaftlich begründeter Bezug hierfür wird jedoch nicht genannt.

Gegenüber den rechtlichen Randbedingungen existieren auch technische. Im Heizbetrieb werden geothermische Wärmequellen über Wärmepumpen genutzt. Deren minimale Arbeitstemperatur am Verdampfer liegt je nach verwendetem Arbeitsmittel bei ca. -5 bis -10°C (DIMPLEX GMBH, 2011). Im aktiven Kühlbetrieb können Temperaturen bis zur technischen Obergrenze der Kältemaschinen eingespeist werden, diese liegt aktuell bei ca. 65°C. In der Praxis sind extrem niedrige oder hohe Einspeisetemperaturen jedoch unwirtschaftlich, so dass der praxisrelevante Temperaturbereich bezogen auf das Wärmeträgermedium für erdgekoppelte Wärmepumpen bei ca. -5 bis +35°C angesetzt werden kann, sofern die Wärmequelle fachgerecht dimensioniert ist.

4.1.2 Bisherige Erfahrungen und Untersuchungen

Über langfristig beobachtete geothermische Anlagen gibt es bisher vergleichsweise wenig belastbare Daten. Sehr genau wurde z.B. eine Einzelsonde (nur Heizen) in Elgg (Schweiz) von EUGSTER (1998 & 2001) vermessen und untersucht. Über einen Zeitraum von insgesamt 15 Jahren wurden Temperaturen im Nahbereich um eine koaxiale Erdwärmesonde (50cm & 100cm Abstand) in verschiedenen Tiefen erfasst und aufgezeichnet. Die gesamte Messreihe zeigt in 50 cm Abstand zur Sonde langfristig eine maximale Abkühlung des ungestörten Untergrundes von 1,8 K. Grundwassereinfluss ist bei dieser Anlage nicht vorhanden.

Hervorzuheben ist auch die Feldstudie „Wärmepumpen Effizienz“ des Fraunhofer Instituts für Solare Energiesysteme ISE (MIARA ET AL. 2011), in der aus 110

Wärmepumpenanlagen (überwiegend im Neubau) im Zeitraum Juli 2007 bis Juni 2010 insgesamt 41 Erdwärmesondenanlagen und 3 Wasser/Wasser Anlagen (offene Systeme) überwacht und ausgewertet wurden. Über drei Heizperioden lagen die Rücklauftemperaturen (d.h. das zu den Sonden zurückkehrende Wärmeträgermedium) aller Anlagen im Mittel oberhalb von 0°C und minimal bei ca. -3°C (vgl. Abbildung 8).

Da die beobachteten Anlagen überwiegend zum Heizen genutzt wurden/werden, ist eine Ableitung von Maximaltemperaturen im Kühlbetrieb aus diesen Daten nicht möglich. Des Weiteren ist davon auszugehen, dass fehldimensionierte Anlagen oder Anlagen mit groben Ausführungsfehlern für die statistische Auswertung nicht berücksichtigt wurden.

Weitere Studien mit ähnlicher statistischer Relevanz sind uns nicht bekannt. Obwohl zahlreiche Beispielanlagen, Pilotanlagen und Testanlagen mit verbauter Messtechnik existieren, erfolgt in der Mehrzahl der überwachten Anlagen keine systematische Auswertung. Oft sind Anlagendaten nur vereinzelt bei Herstellern oder Systemanbietern vorhanden, ein zentraler Vergleich findet nicht statt.

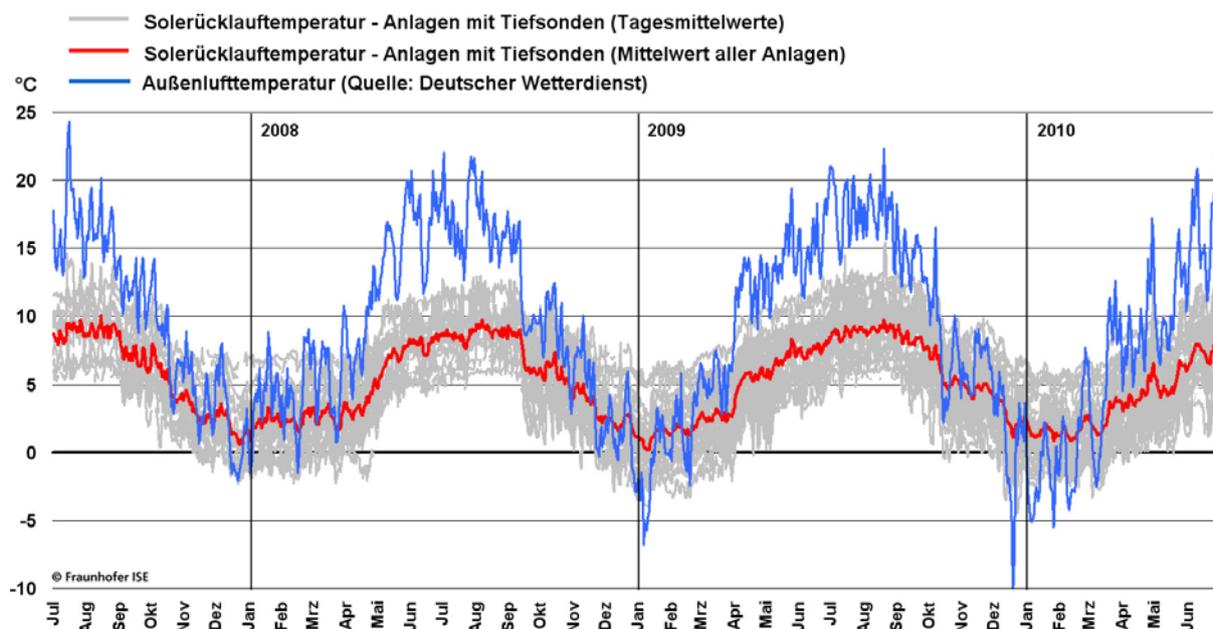


Abbildung 8: Beobachtete Rücklauftemperaturen im Wärmeträgermedium von 41 Erdwärmesondenanlagen im Neubaubereich über 3 Heizperioden (Quelle: MIARA ET AL., 2011)

Theoretische Betrachtungen dagegen gibt es verschiedentlich, jedoch meist mit eng fokussierter Fragestellung und Relevanz. Oft steht die Entwicklung von Berechnungsmodellen oder Berechnungsmethoden im Vordergrund (DIAO ET AL. 2004; KIM ET AL. 2010) oder die Betrachtung des Wärmeträgerfluids in der Anlage bzw. die Wechselwirkungen mehrerer Wärmeübertrager (PAHUD ET AL. 2002). Sofern diesen Veröffentlichungen z.B. anhand von Beispielrechnungen Temperaturprognosen entnommen werden können, bewegen sich diese alle innerhalb der bereits durch den rechtlichen Rahmen abgesteckten Abweichungen zur ungestörten Temperatur des

Grundwassers bzw. Untergrundes. Meist betragen die Modellprognosen zur Temperaturveränderung in einigen Metern Abstand zu den Wärmeüberträgern nur wenige Kelvin.

Aussagen bzw. Modellrechnungen zur Wärme- bzw. Kälteausbreitung im Untergrund finden sich seltener, z.B. untersuchten PANNIKE ET AL. (2006) anhand numerischer Modellrechnungen den Einfluss verschiedener hydrogeologischer Kenngrößen auf die Kältefahnen von Erdwärmesondenanlagen in Lockersedimenten. Bei Filtergeschwindigkeiten von $10^{-12} \text{ m s}^{-1}$ bis 10^{-5} m s^{-1} wurden Fahnenlängen von 5 m bis 130 m ermittelt (anhand der 0,1 K Isotherme) sowie Temperaturabweichungen zur ungestörten Temperatur in 10 m Abstand zur Sondenanlage von maximal 1,5 K. HÄHNLEIN ET AL. (2010b) stellen analytische Lösungen zur Berechnung der Länge von Kältefahnen bei Erdwärmesonden im Grundwasser vor. Über Beispielrechnungen kommen sie zu dem Schluss, dass Kältefahnen in gut durchlässigen Grundwasserleitern (z.B. Kiesen) bei spezifischen Entzugsleistungen von mehr als 50 W m^{-1} länger als 10 m werden. Hierbei wird die 1 K-Isotherme betrachtet, d.h. die Temperaturveränderung des Grundwassers beträgt im Bereich der Beeinflussung mehr als 1 K. In einer detaillierten Untersuchung der Temperaturveränderungen im quartären Grundwasserleiter unter Leipzig prognostiziert NEUMANN (2007) bei Grundwassertemperaturen zwischen 12°C und 15°C eine Temperaturveränderung durch eine Erdwärmesondenanlage auf ca. 5°C im Nahbereich der Sonden bei einer Ausdehnung der 1 K Isolinie von ca. 50 m nach 30 Jahren. Ähnliche Untersuchungen und Modellprognosen führte auch MAHABADI (2006) für Berlin durch, die Modellprognosen zeigen ebenfalls maximale Temperaturveränderungen von 3-5 K im Nahbereich von Erdwärmesonden und Fahnenlängen von mehreren 10er Metern. Zu beachten ist bei den modellgestützten Prognosen von Kältefahnen, dass die maximalen Temperaturveränderungen im Nahbereich von Wärmeüberträgern oft nur näherungsweise korrekt wiedergegeben werden, da sie auch von der Modelldiskretisierung, d.h. der räumlichen Auflösung, abhängen.

Der Überblick über bekannte Literatur und Veröffentlichungen zeigt, dass sich die bisher untersuchten, durch oberflächennahe geothermische Anlagen verursachten, Temperaturveränderungen im Grundwasser bzw. Untergrund im Bereich von 5-8 K Differenz zu den ungestörten Verhältnissen bewegen. Deutlich kältere Untergrundtemperaturen als 0°C sind vereinzelt aus unterdimensionierten Anlagen bekannt, spielen jedoch statistisch keine Rolle. Deutlich wärmere Untergrundtemperaturen sind bei Anlagen zur Kühlung zu erwarten, solche Anlagen wurden jedoch bisher wenig messtechnisch erfasst oder gar wissenschaftlich ausgewertet. D.h. die bekannte Literatur enthält überwiegend Anlagen zum Heizen und ist zur umfassenden Bewertung von Temperaturveränderungen im Grundwasser (noch) unvollständig. Aus den wenigen Anlagen zur thermischen Energiespeicherung, die z.T. deutlich höheren Temperaturverhältnisse im Untergrund generieren sind uns nur Messwerte der Anlagen in Neckarsulm und Crailsheim bekannt. Die gemessene Temperaturbandbreite in den Wärmeüberträgern dort reicht von ca. 10°C bis 65°C (NUBBICKER-LUX, 2010).

Als Basis für die nachfolgenden Betrachtungen werden die in diesem und dem vorangegangenen Abschnitt diskutierten technischen, rechtlichen und beobachteten

bzw. prognostizierten Temperaturveränderungen gegenübergestellt. Abbildung 9 zeigt, ausgehend von einer ungestörten Temperatur im Grundwasserleiter von 8°C bis 16°C, die Temperaturreichweiten bei oberflächennahen geothermischen Anlagen. Die Darstellung ist als Überblick zu verstehen, die Temperaturgrenzen sind aufgrund der verschiedenen Quellen, Untersuchungsziele und Bezugspunkte (z.B. Wärmeträgermedium oder Untergrund) mit einer gewissen Unschärfe behaftet.

Bei den rechtlichen Vorgaben ist die Angabe der Zahl geschätzter installierter Anlagen in Deutschland als Hinweis auf die praktische Relevanz zu verstehen. D.h. Temperaturveränderungen im Grundwasser von mehr als 20 K sind für großflächiges Grundwassermanagement in Deutschland praktisch nicht von Bedeutung und nur an vereinzelten, lokal begrenzten Standorten zu erwarten.

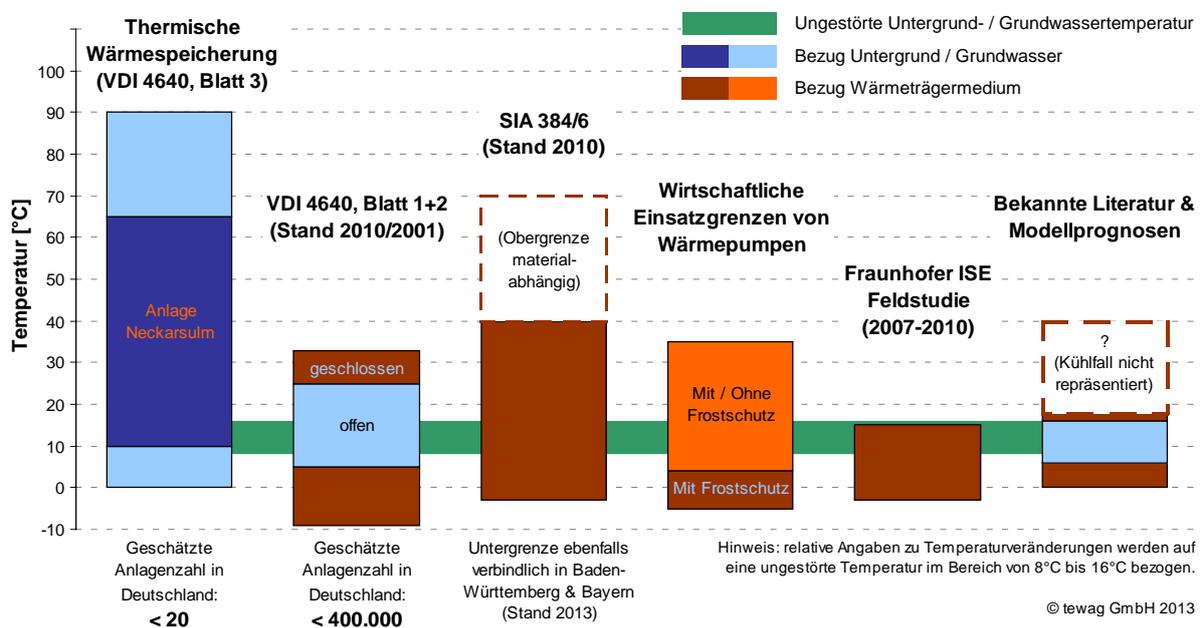


Abbildung 9: Gegenüberstellung der Temperaturamplituden bei oberflächennahen geothermischen Anlagen aus rechtlichen Vorgaben, technischen Regeln und bekannter Literatur.

4.1.3 Modellrechnungen & beobachtete Bewertungsgrößen

Die im Rahmen dieser Studie durchgeführten dreidimensionalen Modellrechnungen betrachten den Untergrund sowie das Grundwasser als thermisches Reservoir und natürlichen Lebensraum. Die in Abbildung 9 zusammengefassten Temperaturveränderungen bei oberflächennahen geothermischen Anlagen verteilen sich heterogen auf den Einflussbereich einer Anlage. Anhand ausgewählter Referenzszenarien soll der praktisch relevante Nutzungsbereich der oberflächennahen Geothermie in Form, Reichweite und Ausmaß der Temperaturveränderung im Untergrund bzw. Grundwasser charakterisiert werden.

Für die Bewertung von Temperaturveränderungen im Grundwasser stehen verschiedene Kennwerte und Maßstäbe zur Verfügung. Aus der bisher zitierten Literatur und bekannten Untersuchungen wird deutlich, dass Betrachtungen von Kältefahnen im Grundwasser oder Untergrund zumeist deren Länge in Metern bzw. geometrische Form im Fokus haben. Ebenso üblich ist die Betrachtung der Temperaturveränderung in Kelvin oder Grad Celsius gegenüber der ungestörten Grundwasser- bzw. Untergrundtemperatur. Damit sind bereits die wesentlichen Kenngrößen genannt, die eine Temperaturveränderung im Untergrund oder Grundwasser beschreiben.

Da die Temperatur fester oder flüssiger Stoffe ein Ausdruck Ihres Energieinhaltes ist und geothermische Anlagen im weiteren Sinne Wärmeüberträger darstellen, liegt darüber hinaus eine energetische Betrachtung bzw. Bilanzierung nahe. Energie bzw. die Wärmemenge (z.B. in Joule oder Wattstunden) ist mit den bereits genannten Kenngrößen Temperatur (in Kelvin oder Grad Celsius) sowie der geometrischen Form (als beeinflusstes Volumen in m³) über die volumetrische Wärmekapazität des Untergrundes bzw. Grundwassers (ρ_{Cp}) verknüpft ($\delta E = \rho_{Cp} \cdot \delta T \cdot V$). Tabelle 1 fasst die im Rahmen dieser Studie verwendeten Kenngrößen zusammen:

Tabelle 1: Kenngrößen zur Bewertung des thermischen Einflusses geothermischer Anlagen

Kenngröße	Formelzeichen	Einheit	Bedeutung
Energetische Bilanz	δE	MWh	Veränderung des Energieinhaltes in einem definierten Bilanzraum (z.B. grundstücksbezogener Untergrund oder Grundwasserkörper)
Temperaturveränderung	δT	K	Amplitude der Temperaturveränderung in einem definierten Abstand zur geothermischen Anlage oder in einem begrenzten Bereich.
Beeinflusstes Volumen	V	m ³	Form und Ausbreitung der thermischen Veränderung, grafisch dargestellt z.B. durch Linien gleicher Temperatur (Isolinien).

Die numerischen Simulationen wurden auf Basis des Finite-Differenzen Codes SHEMAT in der Version 7.1 (CLAUSER 2003) durchgeführt. Ziel ist die Definition repräsentativer Modellszenarien, sowie die Zusammenstellung und Bewertung praxisrelevanter Temperaturveränderungen im Grundwasser als Grundlage und Rahmen für die Untersuchungen des Einflusses auf die Grundwasserqualität und -ökologie. Nach Festlegung der Bewertungsgrößen (Tabelle 1) werden nachfolgend die wesentlichen der Simulation zugrunde liegenden Einflussfaktoren erläutert.

4.1.4 Einflussfaktoren

Die tatsächliche Geometrie, Größe und Intensität des durch eine geothermische Anlage thermisch beeinflussten Gebietes im Untergrund und Grundwasser sind stark abhängig von verschiedenen Einflussgrößen. Nachfolgend werden die wesentlichen Faktoren und Randbedingungen, welche Temperaturveränderungen im Grundwasser durch geothermische Anlagen beeinflussen, aufgelistet und kurz erläutert.

Energetische Bilanz und saisonale Verteilung des Wärmeentzuges und Wärmeeintrages in den Untergrund

Wichtigster Faktor ist die Energiemenge, die über die geothermische Anlage dem Untergrund entzogen oder zugeführt wird. Für langfristige und großräumige Betrachtungen lässt sich dieser Faktor auf die Netto-Energiemenge reduzieren, die im Laufe eines Betriebszyklus' (ein Jahr) dem Untergrund zugeführt oder entzogen wird. Im saisonalen Betrieb wird meist im Winter geheizt (d.h. dem Untergrund Wärme entzogen) und im Sommer ggf. gekühlt (d.h. dem Untergrund Wärme zugeführt). Im Nahbereich der thermisch aktiven Bauteile spielt auch die saisonale Verteilung des Entzuges bzw. der Einleitung eine Rolle.

Grundwasserhydraulik

Wichtigster Transportmechanismus für Wärme ist die Advektion, d.h. der Transport durch im Untergrund vorhandenes und strömendes Grundwasser. Die Grundwasserhydraulik hat damit einen entscheidenden Einfluss auf die Gestalt und Intensität der thermischen Beeinflussung. Wichtigste Parameter sind hierbei v.a. die Art des Hohlraumgefüges im Untergrund (Poren- oder Kluftgrundwasserleiter, Porosität, Permeabilität), der hydraulische Gradient sowie die hydraulische Durchlässigkeit. Da die Grundwasserhydraulik in Kluftgrundwasserleitern für allgemeingültige Aussagen zu heterogen ist, werden die Betrachtungen im Rahmen dieser Untersuchungen auf Porengrundwasserleiter begrenzt. In diesen können Durchlässigkeitsbeiwert (k_f) und hydraulischer Gradient (i) zur Filtergeschwindigkeit nach DARCY (v_f , 1856) zusammengefasst werden ($v_f = k_f i$).

Thermodynamische Untergrundeigenschaften

Bei geringem Grundwasserfluss ist Konduktion der vorherrschende Transportmechanismus, dieser wird v.a. bestimmt durch die Wärmeleitfähigkeit sowie die Wärmekapazität des Untergrundes. Bei vorhandener Grundwasserströmung sind diese Eigenschaften neben der Porosität außerdem relevant für die thermische Retardation der Kälte- bzw. Wärmefront.

Anordnung der thermisch aktiven Bauteile

Die Anordnung der Sonden, Brunnen oder anderweitigen Wärmeüberträgern ist lediglich bei größeren Anlagen relevant, bei denen mehrere thermisch aktive Bauwerke errichtet werden. Klassischerweise ist dies bei Erdwärmesondenfeldern der Fall. Dann beeinflussen die Geometrie der Anlage sowie der Abstand zwischen Einzelbauwerken die thermische Überlagerung der einzelnen Einflussfelder und damit v.a. die Temperaturveränderungen im Kernbereich der Anlage.

Art der Wärmeübertragung

Die Art der Wärmeübertragung bezieht sich hier auf die Unterscheidung in offene und geschlossene Systeme. Neben den bisher genannten Faktoren ist bei offenen Systemen ein zusätzlicher hydraulischer Einfluss auf die Grundwasserbewegung vorhanden, welcher rückwirkend wiederum den advektiven Wärmetransport beeinflusst.

4.1.5 Definition von Referenzanforderungen

Für die Modellsimulationen sollen zunächst die im vorigen Abschnitt vorgestellten Einflussfaktoren festgelegt werden. Über die energetische Bilanz und den saisonalen Wärmeeintrag / -entzug in den Untergrund werden zunächst zwei Anforderungsklassen definiert, entsprechend einem Wohnhaus mit ausschließlich Heizanforderungen und einem größeren Bürogebäude, welches Heizanforderungen großteils auch im Winter aus inneren Wärmegewinnen deckt und über die geothermische Anlage überwiegend gekühlt werden muss. Für die Parameterfestlegung werden alle Prozesse der Gebäudetechnik ausgeklammert und direkt die monatlichen Anforderungen an die geothermische Anlage vorgegeben:

Tabelle 2: Definition von zwei (thermischen) Anforderungsklassen an oberflächennahe geothermische Anlagen (SH = „Small, Heating“; LC = „Large, Cooling“)

Gebäude- klasse	Monatliche geothermische Wärmebilanz [MWh]	Jährlich
Wohnhaus (nur Heizen)	<p>Szenario-ID: SH</p>	15,3 MWh/a Wärmeentzug
Bürogebäude & Rechenzentrum (v.a. Kühlen)	<p>Szenario-ID: LC</p>	65,1 MWh/a Wärmeeintrag

Die Untergrundeigenschaften beeinflussen die lokale Temperaturentwicklung sowie die Form und Größe der Temperaturfahne. Wie bereits gezeigt werden konnte (MAHABADI 2006; PANNIKE ET AL. 2006; HÄHNLEIN ET AL. 2010b), sind die Temperaturfahnen in gut durchströmten Grundwasserleitern vergleichsweise lang (> 100 m), die maximale Temperaturabweichung zum ungestörten Untergrund überschreitet jedoch selten 5 K und das nur im unmittelbaren Nahbereich der geothermischen Anlage. D.h. die Wärmeleitfähigkeit des Untergrundes gewinnt erst bei sehr langsamen Grundwasserbewegungen an Bedeutung.

Die Fließgeschwindigkeit des Grundwassers soll im Rahmen dieser Untersuchungen durch die Filtergeschwindigkeit (v_f) nach DARCY (1856) angegeben werden. Ausgehend von Durchlässigkeitsbeiwerten in Grundwasserleitern von 10^{-2} ms^{-1} bis 10^{-5} ms^{-1} bei hydraulischen Gradienten von 0% bis 5% variiert die Filtergeschwindigkeit in natürlichen Porengrundwasserleitern von 0 m/s bis 0,0005 m/s (Grundwasserströmung in Kluft- oder

Karstgrundwasserleitern ist von diesen Betrachtungen auszunehmen). Für die nachfolgenden Modellrechnungen legen wir drei hydraulische Zustände fest, einen unbewegten, einen „langsam“ ($v_f = 10^{-7}$ m/s) fließenden Grundwasserleiter und einen „mäßige“ schnell ($v_f = 10^{-6}$ m/s) fließenden.

Mit abnehmender Fließgeschwindigkeit gewinnt zunehmend der konduktive Wärmetransport an Bedeutung bis hin zu Grundwassernichtleitern oder Grundwasserleitern mit hydraulischen Gradienten, in denen die Regeneration durch nachströmendes Grundwasser praktisch vernachlässigt werden kann. In diesen Fällen ist der zentrale Einflussfaktor die Wärmeleitfähigkeit und Wärmekapazität des Untergrundes. Für die hier vorgestellten Modellrechnungen wird ein homogener Untergrundaufbau angenommen, mit einer Wärmeleitfähigkeit von 2,0 W/(m·K) und einer Wärmekapazität von 2,3 MJ/(m³·K). Diese Annahmen entsprechen in Thermal Response Tests ermittelten Werten für tonige bis sandig-kiesige Locker- und Festgesteine. Für Fälle ohne Grundwasserbewegung wird ein zweiter Fall mit einer Wärmeleitfähigkeit von 3,4 W/(m·K) vorgegeben, repräsentativ z.B. für Standorte im kristallinen Grundgebirge.

Da im Rahmen dieser Untersuchungen v.a. Temperaturänderungen im Untergrund und Grundwasser betrachtet werden, spielt die absolute ungestörte Untergrundtemperatur nur eine untergeordnete Rolle. Der geothermische Wärmestrom wird daher auf 0,07 W/m² und die konstante Temperatur an der Erdoberfläche auf eine Jahresmitteltemperatur von 9,7°C festgelegt und nicht variiert. Ebenso wird eine konstante unveränderliche Porosität von 15% angenommen (eine Unterscheidung zwischen tatsächlicher und durchflusswirksamer Porosität wird hier nicht berücksichtigt). Tabelle 3 fasst die Standortdefinitionen zusammen.

Für Darcy-Geschwindigkeiten größer als 10^{-6} ms⁻¹ werden die Temperaturveränderungen im Umfeld der Anlage hinsichtlich der Amplitude so klein, dass diese Fälle in der vorliegenden Studie nicht berücksichtigt werden.

Tabelle 3: Definition von 4 Referenzstandorten für die Modellrechnungen der Temperaturentbreitung

Grundwasserszenario		Unbeweglich	Unbeweglich	Langsame Strömung	Mittlere Strömung
Szenario-ID		WLF34	WLF20	VFE7	VFE6
Wärmeleitfähigkeit des Untergrundes	[W/(m·K)]	3,4	2,0	2,0	2,0
Wärmekapazität des Untergrundes	[MJ/(m ³ ·K)]	2,3	2,3	2,3	2,3
Durchlässigkeitsbeiwert	[m s ⁻¹]	1·10 ⁻⁴	1·10 ⁻⁴	1·10 ⁻⁴	1·10 ⁻³
Hydraulischer Gradient	-	0	0	0,1 %	0,1 %
Darcy - Geschwindigkeit	[m s ⁻¹]	0	0	1·10 ⁻⁷	1·10 ⁻⁶
Porosität	-	15 %	15 %	15 %	15 %
Geothermischer Wärmestrom	[W / m ²]	0,07	0,07	0,07	0,07
Jahresmitteltemperatur	[°C]	9,7	9,7	9,7	9,7

Aus den beiden Anforderungsklassen (SH & LC, vgl. Tabelle 2) sowie den vier definierten Referenzstandorten ergeben sich insgesamt 8 verschiedene Referenzszenarien die anhand der zusammengesetzten Szenarien-ID identifiziert werden können (z.B. „SH_WLF20“). Diese werden in Abschnitt 4.1.6 mit geschlossenen geothermischen Anlagen simuliert und in Abschnitt 4.1.7 mit offenen Systemen. Die Festlegung der Anordnung der thermisch aktiven Bauteile erfolgt in den jeweiligen Abschnitten.

4.1.6 Modellbasierte Untersuchung realistischer Amplituden und Reichweiten geschlossener Systeme (Erdwärmesonden)

Bei geschlossenen Systemen erfolgt die Dimensionierung der erforderlichen Größe der Wärmeüberträger (hier: Erdwärmesonden) gemäß VDI 4640, Blatt 2. Zur Festlegung der Größe des Erdwärmesondenfeldes wurden die Szenarien SH_WLF20 sowie LC_WLF20 herangezogen und die Software „Earth Energy Designer“ (BLOMBERG ET AL. 2008) in der Version 3.14 verwendet. Bei fachgerechter Auslegung des erforderlichen Erdwärmesondenfeldes für die in Tabelle 2 definierten Anforderungen und einer Bohrtiefe von 60 m wurden für das Wohnhaus drei Erdwärmesonden á 60 m Tiefe (6 m Abstand) und für das Bürogebäude 25 Erdwärmesonden á 60 m Tiefe (8 m Abstand) gewählt (vgl. Abbildung 10).

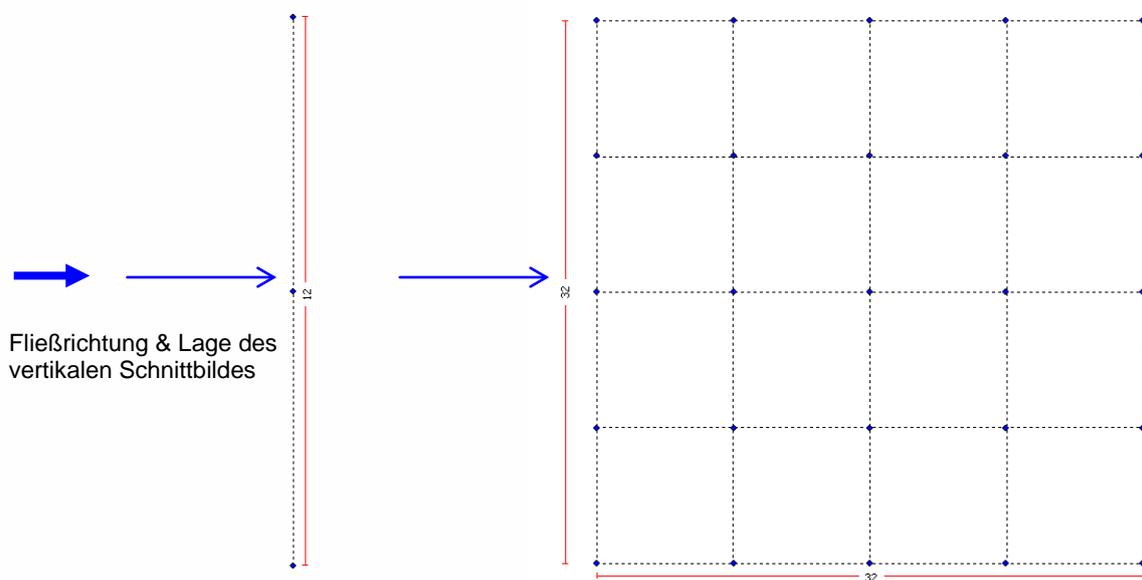


Abbildung 10: Anordnung der Erdwärmesonden für die Szenarien SH_WLF34, SH_WLF20, SH_VFE7 & SH_VFE6 (3 x 60 m, links) sowie LC_WLF34, LC_WLF20, LC_VFE7 & LC_VFE6 (25 x 60 m, rechts)

Das Modellgebiet umfasst eine Länge von 1.000 m in Grundwasserfließrichtung, eine Breite von 400 m und eine Tiefe bis 140 m. Beobachtungspunkte für die Temperatur im

Untergrund wurden jeweils im Nahbereich der zentralen Sonde gewählt sowie 1 m, 5 m und 50 m (nur LC) Abstand zur äußeren Sonde in Grundwasserfließrichtung. Die Simulationsdauer beträgt 50 Jahre, die Ergebnisdarstellung umfasst eine Visualisierung der Temperaturfahne nach 50 Jahren Betrieb sowie den zeitlichen Verlauf der Beobachtungsgrößen. Die Ergebnisse für alle Referenzszenarien sind im Anhang 1 beigefügt. Nachfolgend wird Szenario SH_VFE7 detailliert vorgestellt sowie zur Bewertung einzelne Kennwerte gegenübergestellt.

Ergebnisdarstellung Szenario SH_VFE7

Im Szenario SH_VFE7 wurde eine Erdwärmesondenanlage mit 3 Erdwärmesonden á 60 m Tiefe mit einem jährlichen Wärmeentzug von 15,2 MWh bei einer Filtergeschwindigkeit des Grundwassers von 10^{-7} m/s simuliert. Abbildung 11 fasst die Simulationsergebnisse zusammen:

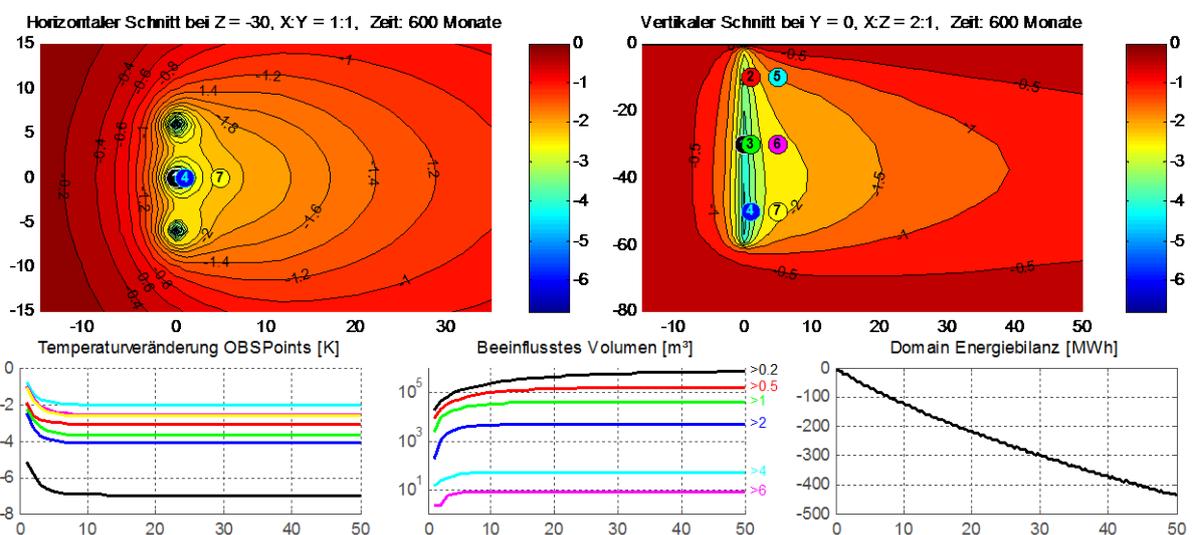


Abbildung 11: Simulationsergebnisse Szenario SH_VFE7

Oben links ist ein horizontaler Schnitt durch das Modellgebiet nach 50 Jahren Betrieb visualisiert auf der mittleren Sondentiefe bei 30 m Tiefe. Dargestellt ist die Temperaturveränderung gegenüber der ungestörten Temperatur in Kelvin sowie die Lage der virtuellen Beobachtungspunkte. Gleiches zeigt die Abbildung oben rechts, jedoch für einen vertikalen Schnitt durch das Modellgebiet in Fließrichtung im Zentrum der Sondenanlage. Der dargestellte Ausschnitt des Modellgebietes wurde für jedes Szenario so gewählt, dass die Temperaturen um die Beobachtungspunkte erkennbar sind und der relevante Einflussbereich soweit möglich sichtbar ist. Die Längenskala ist in [m], zu beachten ist jedoch das Seitenverhältnis der Achsen, welches zur Optimierung der Darstellung bei einzelnen Darstellungen verzerrt wurde. So ist z.B. in Abbildung 11 oben rechts die X-Achse zweifach gestreckt gegenüber der Z-Achse.

Die Abbildung 11 unten links zeigt die Temperaturveränderung an den virtuellen Beobachtungspunkten (OBSPoints) über die Simulationsdauer von 50 Jahren. Um die

Darstellung übersichtlicher zu gestalten wurden jeweils nur die Jahresextremwerte geplottet, der saisonale Temperaturgang ist für die Bewertung weniger relevant. Hierbei ist zu beachten, dass die schwarze Kurve stets Beobachtungspunkt 1 entspricht, welcher in jedem Szenario in unmittelbarer Nähe der zentralen Sonde platziert ist.

In den Schnittbildern ist erkennbar, dass sich Temperaturveränderungen von mehr als 2 K auf den Bereich bis ca. 10 m Entfernung zur Sondenanlage beschränken. Dies verdeutlicht auch die Betrachtung des beeinflussten Untergrundvolumens (Abbildung unten Mitte). Auf einer logarithmischen Y-Achse zeigt z.B. die rote Kurve das um mehr als 0,5 K in seiner Temperatur veränderte Bodenvolumen über die Simulationszeit. D.h. bereits in den ersten Betriebsjahren werden ca. 100.000 m³ Boden & Grundwasser mehr als 0,5 K abgekühlt (das entspricht etwa einem Block mit 30x50 m Kantenlänge und 70 m Tiefe). Mehr als 2 K werden jedoch nur etwa 5.000 m³ beeinflusst und mehr als 6 K in diesem Szenario lediglich ca. 10 m³ im direkten Umfeld der Sonden (etwa 20 – 30 cm Radius um die Sonden). Ebenfalls deutlich wird, dass sich das beeinflusste Volumen nach 20 Jahren praktisch nicht mehr verändert, zumindest nicht im Bereich > 0,5 K. Hinweis: in dieser Abbildung wurde jeweils der Jahresmittelwert geplottet, ebenfalls zur Erhöhung der Lesbarkeit. Eine saisonale Schwankung ist v.a. im Sondennahbereich vorhanden, für die hier zu bewertenden Sachverhalte jedoch nicht von Bedeutung.

Das Diagramm unten rechts in Abbildung 11 zeigt schließlich die Veränderung des Energiehaushaltes des gesamten Modellgebietes über 50 Jahre. Hier ist erkennbar, dass ein Gleichgewichtszustand in der simulierten Zeit nicht erreicht wird, obwohl sich die Kurve asymptotisch einem Grenzwert nähert. D.h. die Temperaturfahne ist rechnerisch auch nach 50 Jahren nicht konstant. Wie jedoch das beeinflusste Volumen zeigt, wächst die Temperaturfahne nach 20 Jahren nur noch in Bereichen, die weniger als 0,5 K Temperaturbeeinflusst sind und nach 50 Jahren nur noch im Bereich < 0,2 K, der messtechnisch praktisch nicht mehr relevant ist.

Ergebnisvergleich aller Referenzszenarien

Die vollständigen Ergebnisse aller Referenzszenarien analog zu Abbildung 11 sind in Anhang 1 beigefügt. Für einen Vergleich der acht Referenzszenarien werden einzelne Kennwerte gegenübergestellt. Die Temperaturveränderung am Beobachtungspunkt 1 als am stärksten beeinflusster Bereich im Modell (Jahresextremwerte). Für die thermische Reichweite wird das um mehr als 0,2 K, mehr als 2 K sowie das um mehr als 5 K veränderte Volumen verglichen (Jahresmittelwerte). Als dritter Vergleichswert wird die Veränderung des Energiehaushaltes im Modellgebiet gegenübergestellt (unverändert). Abbildung 12 vergleicht zunächst die Entwicklung der Extremtemperatur am zentralen Beobachtungspunkt (1) über die Simulationszeit.

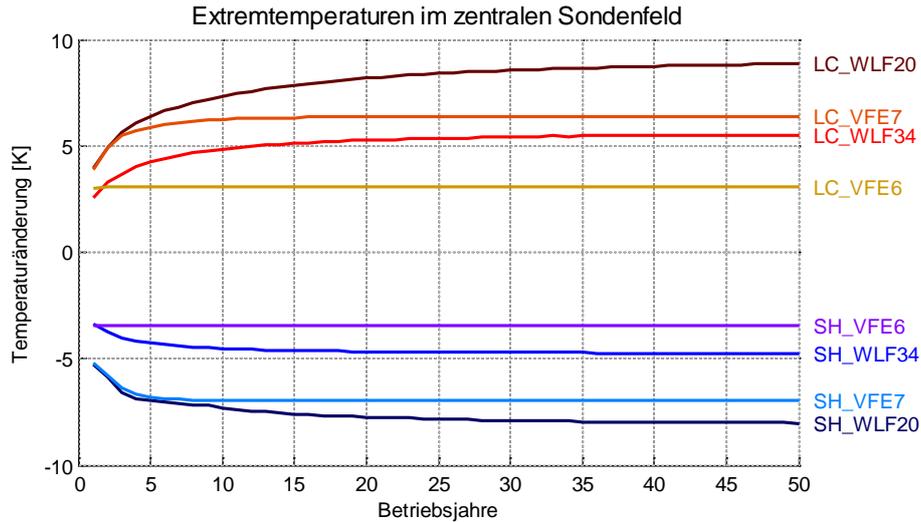


Abbildung 12: Szenarienvergleich – maximale Temperaturveränderung im zentralen Bereich in Sondennähe

Bei den Szenarien mit Grundwasserbeeinflussung (VFE6 & VFE7) ändern sich die Extremtemperaturen bereits nach wenigen Jahren nicht mehr, da stetig unbeeinflusstes Grundwasser nachströmt. Bei den Szenarien ohne Grundwassereinfluss (WLF20 & WLF34) verändert sich das Temperaturniveau stetig, jedoch nach 20 Jahren nur noch sehr wenig. Erwartungsgemäß sind die Temperaturabweichungen stärker bei geringerer Wärmeleitfähigkeit bzw. geringerer Fließgeschwindigkeit des Grundwassers (vorstellbar als „Wärme-/Kältestau“). Obwohl sich die Temperaturen an definierten Beobachtungspunkten langfristig stationär darstellen, erreicht der Energiehaushalt kein Gleichgewicht:

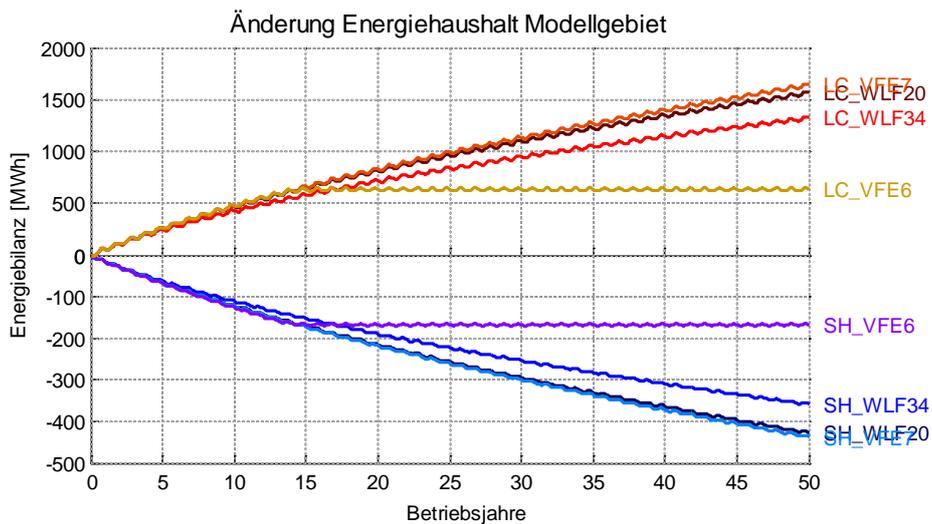
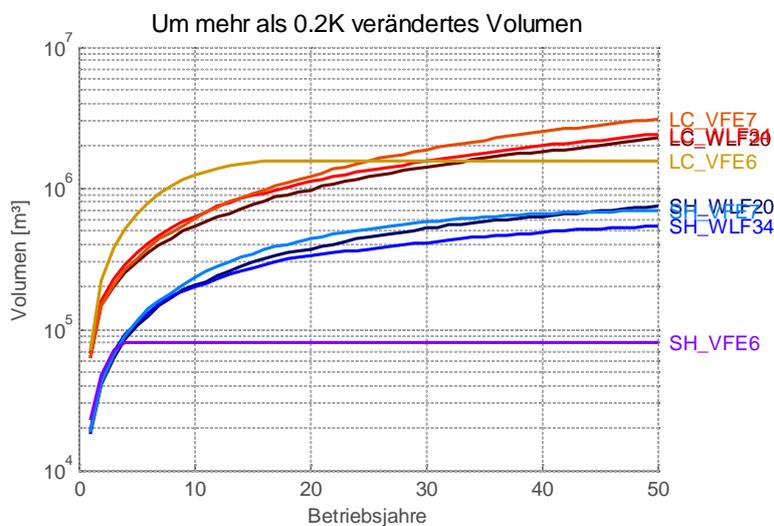


Abbildung 13: Szenarienvergleich – Gesamtenergiehaushalt (Hinweis: positiver und negativer Teil der Bilanzachse sind unterschiedlich skaliert!)

Lediglich bei starker Grundwasserströmung (Szenarien VFE6) wird der Energiehaushalt scheinbar stationär, dies liegt jedoch im vorliegenden Fall daran, dass die Temperaturfahne das simulierte Modellgebiet verlässt, d.h. die Temperaturbeeinflussung wandert aus der Bilanz hinaus (vgl. hierzu die Temperaturfahne in den Szenarien SH_VFE6 und LC_VFE6 im Anhang 1). Bei allen anderen Szenarien wird dem Untergrund stetig Wärme entzogen (SH = „Small Heating“) bzw. zugeführt (LC = „Large Cooling“). Die leichte Krümmung der Kurven verdeutlicht jedoch die zunehmende Regeneration mit steigender Ausbreitung der Temperaturfahne (größere Regenerationsfläche).

Vernachlässigt man die Form der Temperaturbeeinflussung, stellt das thermisch veränderte Volumen im Untergrund eine leicht verständliche Größe zur Beurteilung des thermischen Einflusses dar. Diese Größenangaben können im Modell für verschiedene Temperaturgrenzwerte getrennt ermittelt werden und erlauben differenziertere Aussagen als nur die energetische Gesamtbilanzierung.

In Abbildung 14 ist der thermische Einflussbereich aller Referenzszenarien für ausgewählte Grenztemperaturen gegenübergestellt. Die oberste Abbildung summiert für jedes Szenario das um mehr als 0,2 K thermisch beeinflusste Volumen im Modellgebiet. Die 0,2 K Grenze wurde als plausible unterste Grenze gewählt, über der numerische Artefakte und Modellungenauigkeiten nahezu ausgeschlossen werden können. Auffällig ist, dass alle LC Szenarien und alle SH Szenarien einen ähnlichen Kurvenverlauf haben (mit Ausnahme der Szenarien VFE6, bei denen die Temperaturfahne das Modellgebiet verlässt).



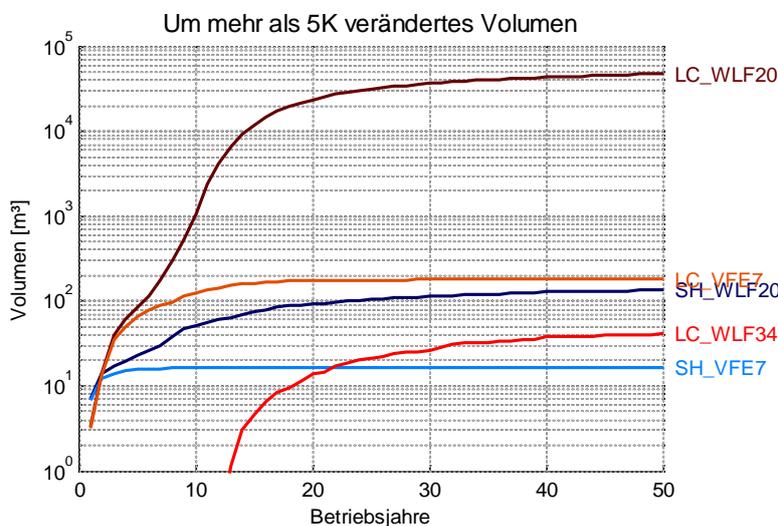
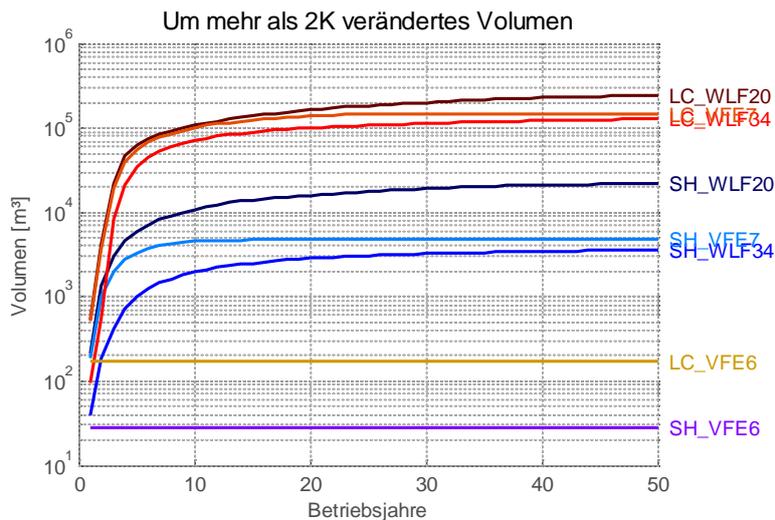


Abbildung 14: Szenarienvergleich - thermisch beeinflusstes Untergrund-Volumen

Umfasst die gesamte Temperaturfahne einen Raum von annähernd 2 Mio. m^3 bei den Szenarien des Bürogebäudes (LC) und 500.000 m^3 bis 700.000 m^3 bei den Szenarien des Wohnhauses (SH), so ist der um mehr als 2 K beeinflusste Bereich um den Faktor 10 bis 100 geringer (100.000 m^3 bis 200.000 m^3 bei LC und 4.000 m^3 bis 20.000 m^3 bei SH). Zur Verdeutlichung: ein Raumvolumen von 1 Mio. m^3 entspricht etwa einem Quader mit 250 m Länge, 50 m Breite und 80 m Tiefe.

Betrachtet man das um mehr als 5 K beeinflusste Volumen, so umfasst dies bei den meisten Szenarien nur mehr wenige 10er bis 100 m^3 (Nahbereich der geothermischen Bauwerke). Lediglich die Kombination aus größeren Anlagen (LC) bei geringen Wärmeleitfähigkeiten und geringem Grundwassereinfluss erreicht größere Werte bis 50.000 m^3 (LC_WLF20). Diese Kombination weist ähnliche Randbedingungen auf, wie sie für Anlagen zur thermischen Wärmespeicherung gesucht werden; die Form der

Obwohl Form und Länge der Temperaturfahnen verschieden sind, ist das insgesamt beeinflusste Untergrundvolumen bei gleicher jährlicher Energiebilanz und gleicher Anlagengeometrie ähnlich. Die 0,2 K Kurve wird über 50 Jahre nicht stationär (außer VFE6), dies korreliert mit dem Verlauf des Energiehaushaltes im Untergrund (Abbildung 13).

Demgegenüber erreicht das um mehr als 2 K beeinflusste Volumen nach 20 bis 30 Jahren in allen Szenarien einen Wert der sich nicht mehr stark verändert. D.h. auch nach 50 Jahren Betrieb findet zwar eine stetig weitere Ausbreitung der Temperaturfahne statt, jedoch nur in den äußeren Bereichen mit Temperaturveränderungen von weniger als 2 K.

Temperaturfahne bleibt auf das Gebiet der geothermischen Anlage beschränkt (vgl. Anhang 1). Die Extremtemperaturen im Szenario LC_WLF20 erreichen etwas über 8 K Temperaturveränderung (nicht dargestellt), das so stark beeinflusste Volumen liegt jedoch bei ca. 50 m³ (entspricht bei 25 Sonden á 60 m Tiefe einem Bereich ca. 20 cm um die Sonden herum).

4.1.7 Modellbasierte Untersuchung realistischer Amplituden und Reichweiten offener Systeme (Brunnenanlagen)

Für die Betrachtung offener Systeme werden die Referenzszenarien mit einer Brunnenanlage (Dublette) simuliert. Da offene Systeme an grundwasserunbeeinflussten Standorten praktisch keine Bedeutung haben, wird die Modellierung auf die beiden Szenarien des Bürogebäudes (LC) mit Grundwasserströmung (LC_VFE6 und LC_VFE7) beschränkt.

Zur Deckung der thermischen Anforderungen wird meist eine Brunnenpumpe bei konstanter Förderrate nach Bedarf gefahren. Die Temperaturspreizung zwischen Förder- und Schluckbrunnen ist im Heizbetrieb oft konstant (meist 3 – 6 K) und im Kühlbetrieb teilweise leistungsabhängig. Zur näherungsweise Abbildung des Intervallbetriebs wird im Modell eine konstante Temperaturspreizung zwischen Förderbrunnen und Schluckbrunnen von 4 K angenommen. Die Förderpumpe ist im Modell dauerhaft in Betrieb, die Förderrate wird jedoch monatlich angepasst, so dass durch Förderleistung und Temperaturspreizung die monatliche thermische Arbeit entzogen bzw. eingespeist wird. Durch diese Methodik werden die Temperaturveränderungen auch im Nahbereich der Brunnen akkurat prognostiziert und die Veränderung der Grundwasserhydraulik zumindest im erweiterten Einzugsbereich der Brunnen dynamisch abgebildet. D.h. Absenkungs- bzw. Aufstauraten im Brunnen selbst werden im Modell nicht abgebildet, mögliche hydraulische und thermische Kurzschlüsse zwischen Förder- und Injektionsbrunnen jedoch durchaus.

Die Brunnen werden als 20 m tiefe Vertikalfilterbrunnen angenommen, die in einer Tiefe von 14 m bis 20 m verfiltert sind. Grundwasserhydraulik wird transient (zeitlich veränderlich) modelliert, in den Auswertungen jedoch nicht behandelt da ausschließlich die thermischen Einflüsse untersucht werden.

Im Vergleich zu den geschlossenen Systemen konzentriert sich der Wärmeaustausch mit dem Grundwasserleiter auf einen vertikal meist deutlich kleineren Tiefenbereich. In den vorliegenden Referenzszenarien stehen 6 m Filterstrecke in den Brunnenbauwerken der Sondenlänge von 60 m gegenüber. Offensichtlich ist der thermische Einfluss offener Systeme daher in den betroffenen Grundwasserschichten stärker als bei Erdwärmesondenanlagen. Durch die größere Nähe der Temperaturanomalie zur Erdoberfläche sowie die höheren Temperaturgradienten wird ein oberflächennaher Grundwasserleiter jedoch auch geringfügig stärker thermisch regeneriert als die tieferen erschlossenen Bereiche von Erdwärmesondenanlagen.

Diese Unterschiede in Form und Konzentration der Temperaturfahne sind in den entsprechenden Abbildungen in Anhang 1 deutlich erkennbar (Hinweis: die Raumachsen sind zur optimalen Nutzung der Darstellung unterschiedlich skaliert). Abbildung 15 zeigt

einen vertikalen Modellschnitt des Szenarios LC_VFE7 einmal mit Erdwärmesonden als Wärmesenke und einmal mit einer Brunnenanlage als Wärmesenke:

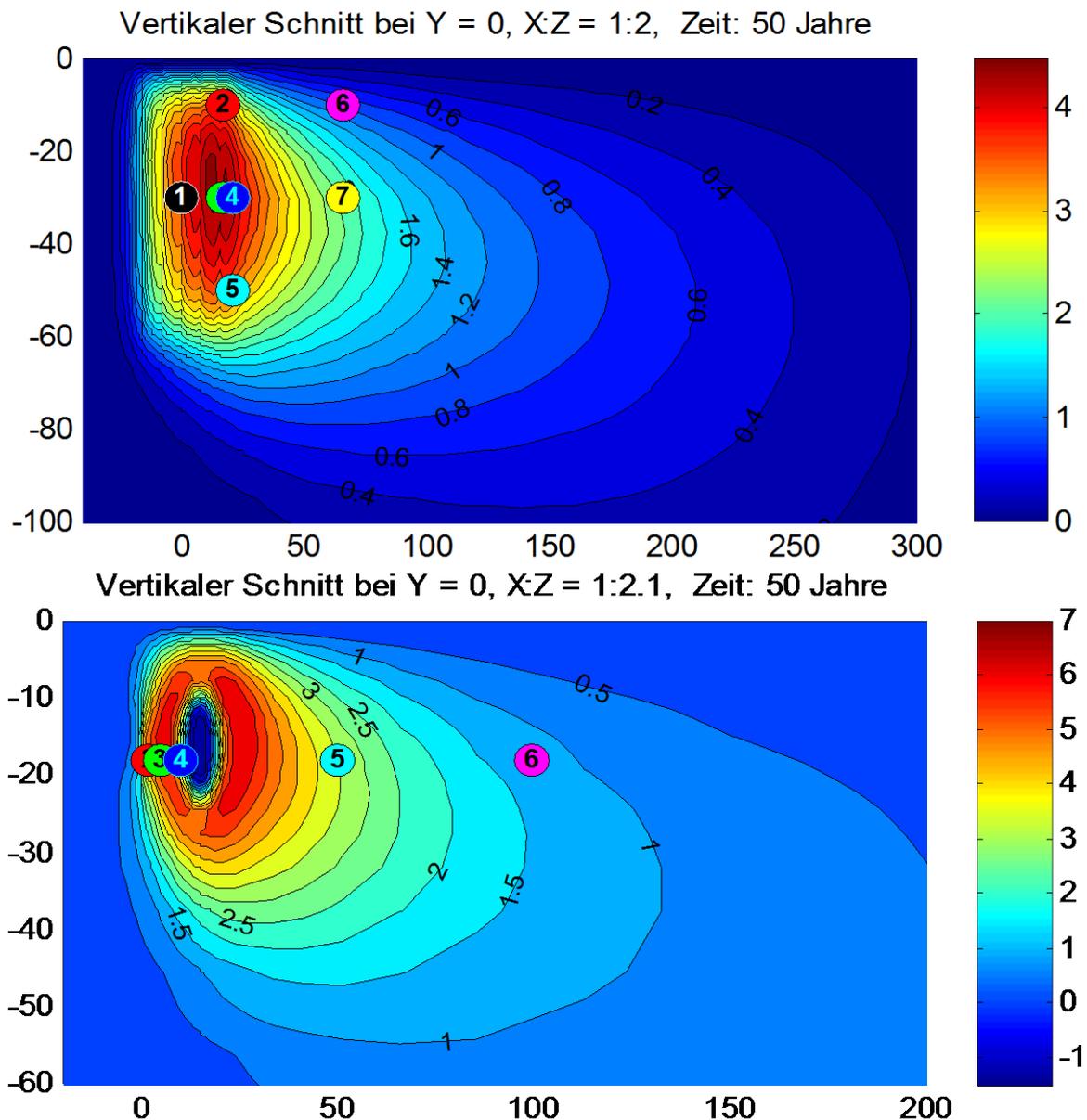


Abbildung 15: Vergleich der prognostizierten Temperaturfahne im Szenario LC_VFE7, oben mit 25 Erdwärmesonden á 60 m Tiefe und unten mit einem Förder-/Schluckbrunnen bis 20 m Tiefe

Die 1 K Differenz-Isolinie erstreckt sich bei Erdwärmesonden bis in ca. 78 m Tiefe und ca. 100 m Abstromrichtung. Bei der offenen Systemvariante reicht sie nur bis ca. 55 m Tiefe, dafür bis in 140 m Abstromrichtung. Bei der geringen Filtergeschwindigkeit von 10^{-7} m/s entsteht bei der Brunnenvariante in diesem Szenario überdies ein thermischer Kurzschluss, der zur Erhöhung der Fördertemperatur um bis zu 3 K führt. Dies führt auch

bei konstanter Temperaturspreizung von 4 K zwischen Förder- und Schluckbrunnen zu maximalen Temperaturabweichungen am Schluckbrunnen gegenüber der ungestörten Grundwassertemperatur von knapp 7 K.

Ein Vergleich der Beobachtungsgrößen zeigt Unterschiede deutlicher. Als Referenz werden den beiden Referenzszenarien mit Brunnenanlage die korrespondierenden Szenarien mit Erdwärmesonden gegenübergestellt. Aufgrund der zu unterschiedlichen Anordnung der virtuellen Beobachtungspunkte werden in Abbildung 16 zunächst der Energiehaushalt des Modellgebietes sowie die Entwicklung des thermisch beeinflussten Untergrundvolumens gegenübergestellt. Eine Darstellung der Temperaturentwicklung an den Beobachtungspunkten ist in der vollständigen Szenarienübersicht in Anhang 1 sowie in Abschnitt 4.2.3 zu finden.

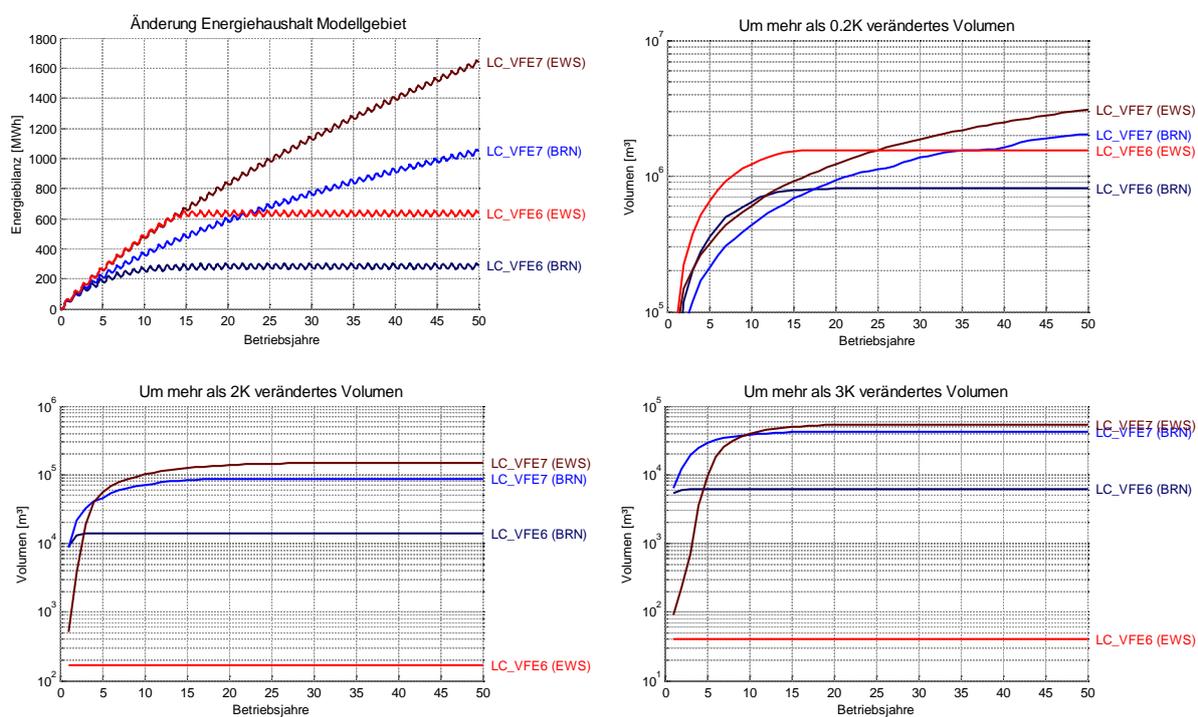


Abbildung 16: Szenarienvergleich der thermisch veränderten Bereiche LC = „Large Cooling“ (VFE6 + VFE7), jeweils offene Systemvariante (Brunnen = BRN) und geschlossene Systemvariante (Erdwärmesonden = EWS), in Energiehaushalt und beeinflusstem Untergrundvolumen

Die Entwicklung des Energiehaushaltes bestätigt zunächst auch für die offenen Systeme die starke Verschleppung der Temperaturfahne aus dem Modellgebiet heraus bei mäßigen bis hohen Grundwasserfließgeschwindigkeiten (VFE6). Bereits nach 15 Jahre ist die Energiebilanz im Modellgebiet (scheinbar) stationär. Bezogen auf einen unendlichen Betrachtungsraum ist dies natürlich nicht so, wie die Kurven für geringe Fließgeschwindigkeiten (VFE7) zeigen. Auffällig ist, dass in den Szenarien mit offenen Systemen (BRN) über die Jahre dem Untergrund offensichtlich weniger Wärme zugeführt wird, als in den geschlossenen Systemen (EWS). Dies liegt an der im einleitenden

Abschnitt bereits erwähnten stärkeren Regeneration der Temperaturfahne aufgrund der größeren Nähe und Konzentration zur Oberfläche. Die dem Untergrund über die geothermische Anlage zugeführte Energie ist in allen (LC-) Szenarien gleich, wird jedoch bei offenen Systemen stärker im oberflächennahen Bereich konzentriert und daher auch schneller an die Oberfläche abgegeben bzw. regeneriert.

Die räumliche Ausbreitung der Temperaturfahne in den Referenzszenarien zeigt, dass die Art der Wärmeübertragung für die Reichweite der thermischen Beeinflussung nur eine untergeordnete Rolle spielt. Wesentlich dagegen sind die jährlich dem Untergrund entzogene oder zugeführte Wärmemenge sowie die hydraulischen und physikalischen Eigenschaften des Untergrundes. Unterschiede zwischen offenen und geschlossenen Systemen resultieren aber aus der Konzentration des Wärmeentzuges/-einleitung auf wenige Punkte (Brunnen) gegenüber der Verteilung auf mehrere und tiefere Sonden bei geschlossenen Anlagen. Dies zeigt deutlich die Entwicklung des beeinflussten Untergrundvolumens. Das um mehr als 0,2 K veränderte Volumen –repräsentativ für die Gesamtausdehnung der Beeinflussung – liegt im Szenario LC_VFE7 bei offenen und geschlossenen Systemen in der gleichen Größenordnung. Erwartungsgemäß beeinflusst die Sondenanlage etwas mehr Volumen, da ein größerer Tiefenbereich erschlossen wird und der Temperaturgradient zur Oberfläche weniger stark ausgeprägt ist. Die stärker thermisch veränderten Bereiche (>2 K, >3 K) gleichen sich zwischen Brunnenanlage und Erdwärmesondenanlage deutlich an, so beträgt der Unterschied im mehr als 3 K veränderten Volumen zwischen offenem und geschlossenem System im hier dargestellten Szenario nicht mehr als 20 %-25 %. Für den grundsätzlichen Verlauf der Beobachtungsgrößen gelten darüber hinaus die gleichen Beobachtungen wie für geschlossene Anlagen.

4.1.8 Zusammenfassung

In den vorangegangenen Abschnitten wurden verschiedene realistische Referenzszenarien für oberflächennahe geothermische Anlagen simuliert und hinsichtlich der thermischen Auswirkungen auf Untergrund und Grundwasser untersucht.

Die im Modellgebiet beobachteten relativen Temperaturveränderungen bewegen sich insgesamt innerhalb +/- 10 K Differenz zum ungestörten Temperaturniveau (vgl. Anhang 1). Dabei werden jedoch Temperaturveränderungen von mehr als +/- 6 K lediglich im unmittelbaren Nahbereich von geothermisch aktiven Bauteilen prognostiziert. Bereits in 1 m Abstand von z.B. Erdwärmesonden sind Temperaturveränderungen von mehr als 6 K Differenz bei fachgerecht dimensionierten Anlagen (z.B. gemäß VDI 4640, Blatt 2, 2001) nicht zu erwarten. Bei offenen Systemen kann die Verschleppung der stärker beeinflussten Bereiche größer ausfallen, ist jedoch direkt abhängig von der im Betrieb gefahrenen Spreizung. Da diese Spreizung üblicherweise zwischen 4-6 K liegt, sind höhere Temperaturveränderungen im Untergrund nur bei thermischen Kurzschlüssen zwischen Entnahmen und Wiedereinleitung möglich (oder Aquiferspeichern mit bewusst hohen Einleitertemperaturen). Ausgehend von natürlichen Grundwassertemperaturen zwischen 8 °C und 16 °C liegen die absoluten Temperaturen im engeren Einflussbereich von oberflächennahen geothermischen Anlagen somit etwa

zwischen +2 °C und +22 °C. Die Gesamtreichweite der Temperaturbeeinflussung kann je nach Grundwasserfließgeschwindigkeit Fahnenlängen von mehreren 100 m umfassen, die Temperaturveränderung des Untergrundes bzw. Grundwassers in Entfernungen ab mehrerer 10er m beträgt jedoch bei allen Szenarien weniger als 2 K.

Für eine detailliertere Charakterisierung des thermischen Einflusses einer geothermischen Anlage bietet sich die vorgestellte volumenbezogene Temperaturveränderung an. Hierdurch lassen sich verständliche Prognosen z.B. des um mehr als 5 K veränderten Untergrundvolumens treffen. Solche Prognosen erfordern jedoch eine vergleichsweise aufwändige 3D Simulation der Anlage und sind messtechnisch in Feldversuchen kaum verifizierbar. Modellprognosen lassen sich jedoch an einzelnen Messpunkten im Feld kalibrieren bzw. für einzelne Anlagen validieren. Nach Ansicht der Autoren ist eine gewisse Ungenauigkeit im Rahmen einer Modellprognose vertretbar, da für wasserwirtschaftliche Belange die Größenordnung einer thermischen Beeinflussung bzw. deren Verhältnis zur Grundwasserressource relevanter ist als ein exaktes Untergrundvolumen. Einige Anregungen zu möglichen zukünftigen Bewertungsmethoden werden in Abschnitt 8.1 diskutiert.

Für eine grundwasserökologische Bewertung der Auswirkungen geothermischer Anlagen sind nach den hier vorgestellten Untersuchungen die in Tabelle 4 dargestellten Temperaturbandbreiten relevant:

Tabelle 4: Relevante Temperaturbandbreiten im Einflussbereich oberflächennaher geothermischer Anlagen (bezogen auf natürliche Untergrundtemperaturen von 8°C – 16°C)

Temperatur		Einflussbereich* / Relevanz	
<i>Relative Maximaländerung</i>	<i>Absolut</i>	<i>Horizontale Reichweite</i>	<i>Beeinflusstes Volumen</i>
+/- 2 K	+6°C / +18°C	20 – 500 m	10.000 – >1.000.000 m ³
+/- 6 K	+2°C / +22°C	1 – 50 m	100 – 100.000 m ³
+/- 10 K	-2°C / +26°C	< 1 m	10 – 100 m ³
> -10 K	< -2°C	Fehldimensionierte Anlagen, Ausführungsfehler	
> +10 K	> +26°C	Thermische Energiespeicher, Einzelfallbetrachtung erforderlich	

*) Hinweis: Die angegebenen Reichweiten und Volumen sind aus den Referenzszenarien dieser Studie abgeleitete Näherungswerte. Sie spiegeln plausible Größenordnungen wieder und können im Einzelfall je nach Anlage abweichen.

Die vorgestellten Referenzszenarien decken einen großen Teil der oberflächennahen geothermischen Anlagen ab, sofern diese fachgerecht dimensioniert wurden. Größere Temperaturamplituden als dargestellt können bei unterdimensionierten Anlagen auftreten oder Anlagen zur gezielten thermischen Wärmespeicherung gemäß VDI 4640, Blatt 3 (2001).

Bei unterdimensionierten geothermischen Anlagen können höhere Temperaturabweichungen im Nahbereich der Wärmeübertrager bzw. Injektionsbrunnen auftreten. Die Entnahme oder Einleitung thermischer Energie in den Untergrund bzw. das Grundwasser konzentriert sich dann auf einen zu kleinen Bereich. Dennoch sind die

absoluten Temperaturgrenzen im Nahbereich durch die technischen Einsatzgrenzen limitiert (vgl. Abbildung 9). Für das Temperaturfeld im weiteren Umfeld der Anlage ist die (von der Anlagendimensionierung unabhängige) Jahresenergiebilanz der Anlage ausschlaggebend, d.h. die Abweichungen zu fachgerecht ausgelegten Anlagen sind gering.

Anlagen zur geothermischen Wärmespeicherung müssen für hohe Wirkungsgrade deutlich höhere Temperaturen als die bisher behandelte Reichweite im Untergrund erzielen. Die Anzahl an installierten Anlagen ist bisher allerdings so gering, dass die Auswirkungen für regionales Grundwassermanagement wenig Relevanz besitzen. Darüber hinaus ist zu beachten, dass die Größe der Anlagen meist eine detaillierte Planung und Einzelfallbetrachtung erfordert. Im unmittelbaren Umfeld solcher Anlagen sind sicher Temperaturabweichungen zum ungestörten Untergrund von deutlich mehr als 20°C für signifikante Volumina des Untergrundes zu erwarten. Da jedoch Anlagen zur Energiespeicherung nur so errichtet werden, dass die gespeicherte Wärme nicht den Speicher verlässt, wird sich eine Temperaturfahne ähnlich wie z.B. in Referenzszenario LC_WLF20 nicht weiter als 50 – 100 m um die Anlage herum erstrecken. Eine großräumige Verschleppung der Temperaturveränderungen ist unwirtschaftlich und daher nicht zu erwarten.

4.2 Thermisches Regenerationsvermögen von Grundwasserleitern

Das thermische Regenerationsvermögen von Grundwasserleitern kann unter zwei Gesichtspunkten betrachtet werden. Erstens als räumliches Abklingen einer thermischen Beeinflussung des Grundwassers, d.h. das Regenerationsvermögen des Grundwasserleiters spiegelt sich in der räumlichen Ausdehnung der Temperaturisolines um die Stelle der Beeinflussung herum wider. Dieser Ansatz wurde bereits in Abschnitt 4.1 näher untersucht. Zweitens als Zeitdauer, die ein Grundwasserleiter benötigt, um nach Abschalten oder Außerbetriebnahme einer geothermischen Anlage wieder seinen (thermisch) ungestörten Zustand zu erreichen. Dieser zeitliche Aspekt wird in diesem Abschnitt näher untersucht.

Bei der zeitlichen thermischen Regeneration des Untergrundes soll weiter zwischen zwei Bilanzierungsräumen unterschieden werden. Zunächst nahe liegend ist die Betrachtung des am stärksten beeinflussten Nahbereiches um eine geothermische Anlage. Dies kann z.B. anhand von virtuellen (Modell) oder realen (Messstelle) Beobachtungspunkten erfolgen, in denen der Temperaturverlauf über die Zeit untersucht wird. Der Untergrund oder Grundwasserleiter hat sich dann regeneriert, wenn am Beobachtungspunkt wieder die ungestörten Temperaturen vorherrschen. Dies entspricht praktisch einem begrenzten/lokalen Bilanzierungs- oder Betrachtungsraum um die thermisch aktiven Bauteile herum (z.B. das Grundstück der Erdwärmennutzung).

Insbesondere in Grundwasserleitern, in denen eine thermische Anomalie oder Beeinflussung durch die Grundwasserbewegung vergleichsweise rasch lateral versetzt oder auch „verdünnt“ wird, ist eine Regeneration dieses begrenzten oder „lokalen“ Betrachtungsraumes in relativ kurzer Zeit zu erwarten. Erweitert man den Betrachtungsraum jedoch auf die regionale Grundwasserressource (theoretisch in einen

unendlichen Bilanzierungsraum), führen laterale Wärmetransportprozesse (Konduktion und Advektion) lediglich zu einer Vergrößerung der thermischen Störung (mit entsprechend geringerer Amplitude = „Verdünnung“) bzw. zu einer Verschiebung aus einem begrenzten Bilanzierungsraum hinaus. Das energetische Defizit (oder Überschuss) zum ungestörten Energieinhalt des Untergrundes ändert sich dagegen durch solche Prozesse nicht. D.h. eine großräumige Regeneration von Grundwasserleitern nach erfolgtem Wärmeentzug kann nur durch Wärmeeintrag in den Bilanzraum erfolgen. Vernachlässigt man exotherme Prozesse wie z.B. radioaktiven Zerfall im oberflächennahen Untergrund, beschränken sich die natürlichen Wärmequellen auf den geothermischen Wärmestrom von unten sowie den Energieeintrag durch Sonneneinstrahlung von oben. Wärmeeintrag von oben erfolgt dabei sowohl konduktiv durch Wärmeabgabe oder -aufnahme an bzw. von der Oberfläche, als auch advektiv durch Sickerwassereintrag bzw. Grundwasserneubildung. Eine ganzheitliche Betrachtung des Regenerationsvermögens von Grundwasserleitern kann daher nur im (nahezu) unbegrenzten Bilanzierungsraum in lateraler Richtung erfolgen.

4.2.1 Literaturübersicht

In der uns bekannten Fachliteratur finden sich nur wenige Studien mit Bezug auf die Temperaturentwicklung im Untergrund nach Beendigung eines Wärmeeintrages oder -entzuges. SIGNORELLI ET AL. (2004) kommen anhand von Modellrechnungen zu dem Schluss, dass die Zeit bis zur vollständigen Regeneration des Untergrundes etwa gleich lang wie die Betriebsdauer der Anlage ist. Zu ähnlichen Ergebnissen kommt EUGSTER (1991), wobei seine Modellrechnungen zeigen, dass die ursprünglichen Temperaturverhältnisse auch dann noch nicht ganz erreicht werden (asymptotische Regenerationskurve mit anfänglich hoher, langfristig aber sehr geringer Regenerationsrate).

4.2.2 Begrenzter/Lokaler Bilanzierungsraum - Vorüberlegungen

Im Grundwasserleiter mit begrenztem Bilanzierungsraum (Nahbereich um eine geothermische Anlage) ist davon auszugehen, dass die thermische Regeneration durch nachströmendes Grundwasser mit ungestörter Temperatur deutlich schneller stattfindet als im nicht durchströmten Untergrund, der sich ausschließlich durch konduktiven Wärmetransport regeneriert. Der zentrale Einflussfaktor für die Dauer der thermischen Regeneration in Grundwasserleitern ist demnach durch die Fließgeschwindigkeit des Grundwassers gegeben. Neben der Verdrängung des thermisch gestörten Porenwassers durch ungestörtes Grundwasser muss jedoch auch das thermisch veränderte Korngerüst bzw. die Festphase des Untergrundes regeneriert werden, dies ist vergleichbar mit einer „Retardation“ (Verzögerung) der Regeneration. Zusätzlich ist zu berücksichtigen, dass die thermische Beeinflussung in gut durchströmten Grundwasserleitern bereits während des Betriebs der Anlage geringer ausgeprägt ist als in weniger stark durchströmten Horizonten. D.h. mit zunehmender Fließgeschwindigkeit des Grundwassers ist die maximale Temperaturabweichung auch im Nahbereich des Wärmeübertragers geringer und gleichzeitig die Regeneration nach Stilllegung schneller.

4.2.3 Begrenzter/Lokaler Bilanzierungsraum - Beispielszenarien

Bei der zeitlichen Definition und einem begrenzten Bilanzierungsraum wird v.a. das Nahfeld um die geothermische Anlage betrachtet, welches am stärksten thermisch gestört ist. Die Simulationen werden nach einer Betriebsdauer von 50 Jahren fortgeführt, jedoch ohne den thermischen Betrieb.

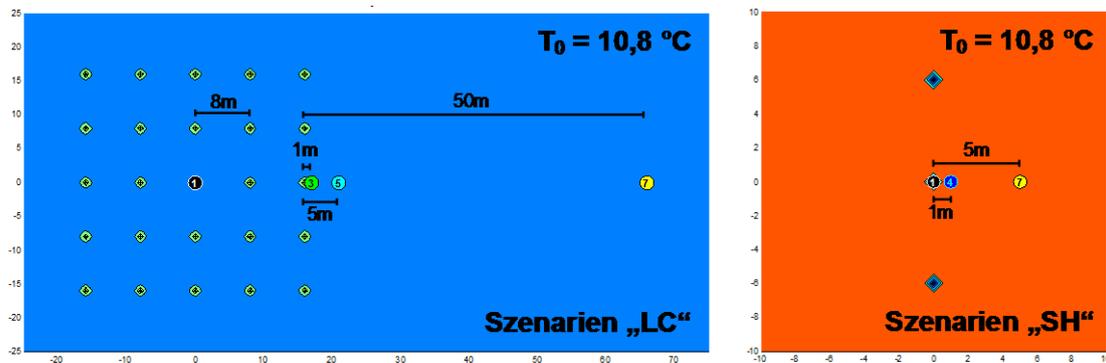


Abbildung 17: Horizontaler Schnitt durch die Sondenanlage bei den Szenarien „LC“ (links) und „SH“ (rechts) mit geschlossenem System sowie den virtuellen Beobachtungspunkten in 30 m Tiefe. Hinweis: die gelb dargestellten Punkte „7“ werden nachfolgend als rote Kurven visualisiert.

Beobachtet wird der Temperaturverlauf über die Zeit an ausgewählten Beobachtungspunkten im Nahbereich der Anlage und im näheren Abstrom. Abbildung 17 zeigt die Anordnung der Sonden sowie der virtuellen Beobachtungspunkte in den Szenarien „LC“ und „SH“ mit geschlossener geothermischer Anlage (25 Erdwärmesonden á 60 Tiefe, bzw. 3 Erdwärmesonden á 60 m Tiefe). Der Temperaturverlauf an den dargestellten Beobachtungspunkten wird nachfolgend über 100 Jahre Simulationsdauer als Abweichung von der ungestörten Temperatur gegenübergestellt:

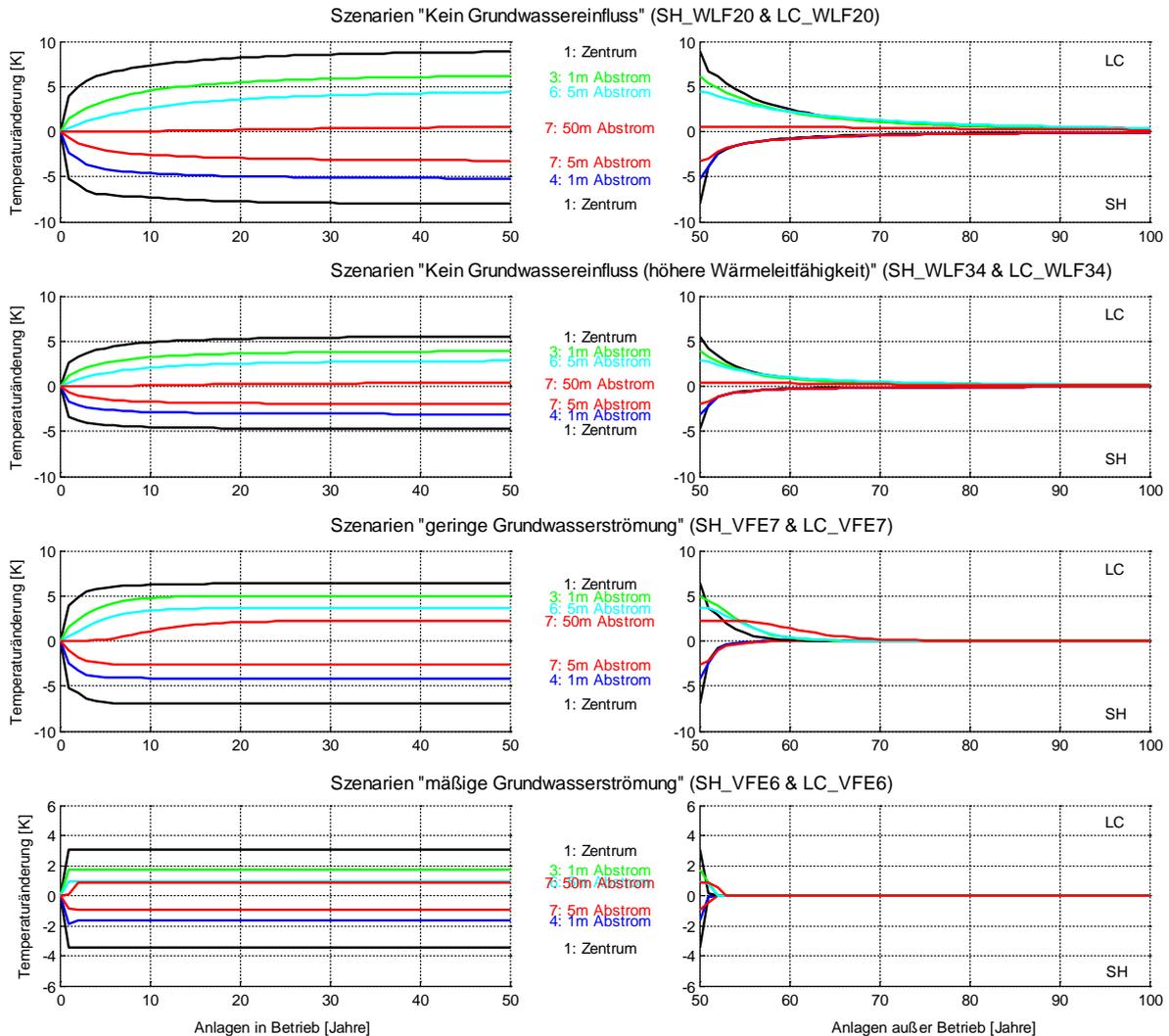


Abbildung 18: Zeitlicher Verlauf der Temperaturveränderung an den Beobachtungspunkten in allen Szenarien. Links Temperaturverlauf in 50 Jahren Betrieb der Anlagen, rechts in den 50 Jahren nach Außerbetriebnahme. Pro Diagramm sind die „SH“ und „LC“ Szenarien gemeinsam dargestellt, Temperaturabsenkung kennzeichnet „SH“ und Erhöhung die Wärmeeinleitung in „LC“.

In den ersten 50 Jahren ist die Anlage in Betrieb (Ergebnisse aus Abschnitt 4.1), in den darauf folgenden 50 Jahren findet keine weitere geothermische Nutzung statt, der Untergrund regeneriert sich ausschließlich aus dem geothermischen Wärmestrom, der als konstant angesetzten Temperatur an der Oberfläche sowie dem nachströmenden Grundwasser.

An den Standorten mit Grundwasserströmung (VFE6 & VFE7) erholen sich die Temperaturen an den Beobachtungspunkten innerhalb weniger Jahre wieder auf den ursprünglichen Zustand, v.a. durch das nachströmende Grundwasser mit unbeeinflusster Temperatur. An den Standorten ohne Grundwasserströmung (WLF20 & WLF34) zeigt sich, dass sich Extremtemperaturen innerhalb weniger Jahre (ca. 20-30 Jahre bei einer Wärmeleitfähigkeit von 2,0 und 10-20 Jahre bei einer Wärmeleitfähigkeit von 3,4) auf

wenige Kelvin Abweichung zum ungestörten Niveau erholen. Eine vollständige Regeneration ist jedoch auch nach 50 Jahren nicht erfolgt. Die vollständige Regeneration des Untergrundes ist in allen Fällen lediglich eine Frage des Betrachtungszeitraumes und wird langfristig (> 1.000 Jahre) stattfinden. Höhere Wärmeleitfähigkeiten des Untergrundes (WLF34) führen erwartungsgemäß zu schnellerer Regeneration. Diese schnelle Regeneration durch Grundwasserströmung ist wie bereits angesprochen keine echte Regeneration, sondern (bezogen auf den begrenzten Bilanzraum) lediglich eine scheinbare Regeneration durch Verschiebung der Temperaturfahne. Im folgenden Abschnitt erweitern wir den Betrachtungsraum über die Beobachtungspunkte hinaus und wiederholen den Szenarienvergleich.

4.2.4 Unbegrenzter/Regionaler Bilanzierungsraum - Vorüberlegungen

Im unbegrenzten Bilanzierungsraum beeinflussen die im Abschnitt 4.1.4 genannten Faktoren Filtergeschwindigkeit und Wärmeleitfähigkeit lediglich die Ausbreitung der thermischen Störung im Grundwasser. Die maximale Temperaturabweichung zum ungestörten Temperaturniveau sowie die Wärmekapazität des Untergrundes dagegen sind ein Maß für die entzogene bzw. zugeführte Energiemenge. Eine thermische Regeneration des Grundwasserleiters im Sinne einer regionalen Energieressource ist dann erfolgt, wenn der energetische Haushalt (Bilanz) ausgeglichen ist bzw. wieder dem ungestörten Zustand entspricht. Dies kann auf regionaler Ebene sowohl durch einen aufeinander abgestimmten Entzug (Anlagen zum Heizen) und Einspeisung (Anlagen zum Kühlen) von Wärme erfolgen. In der vorliegenden Untersuchung wird jedoch ausschließlich die zeitliche Regeneration nach Stilllegung einer Anlage betrachtet.

Wie bereits im einführenden Abschnitt diskutiert, sind für die Regeneration des unbegrenzten Bilanzierungsraumes als wesentliche Einflussfaktoren v.a. der Nettoentzug (oder -eintrag) von Wärme in einen Grundwasserkörper über die gesamte Betriebsdauer einer Anlage zu nennen, sowie die natürlichen Wärmequellen und -senken (geothermischer Wärmestrom und solare Einstrahlung). Der geothermische Wärmestrom ist vergleichsweise konstant und liegt im Bereich von $0,03 \text{ W/m}^2$ bis $0,12 \text{ W/m}^2$ (SCHULZ 2009). Die solare Einstrahlung ist demgegenüber wesentlich größer (Größenordnung bis 800 W/m^2 an Sommersonnentagen), und wird in den durchgeführten Simulationen durch eine konstante Temperatur der Erdoberfläche (Jahresmitteltemperatur) berücksichtigt. Tatsächlich wird im Rahmen von 50-100 Jahren Betrieb mehr gespeicherte Wärme des Untergrundes genutzt, da ein ausgeglichener Energiehaushalt in diesem Zeitraum nicht erreicht wird (vgl. Abschnitt 4.1). Zu ähnlichen Ergebnissen gelangen auch HUBER & PAHUD (1999) sowie EUGSTER & HOPKIRK (1999). Letztere belegen diesen Befund durch Langzeitmessreihen an einer Einzelanlage (EUGSTER 1998; EUGSTER 2001).

Großräumig verteilen sich lokale thermische Störungen schnell soweit, dass die absolute Temperaturabweichung auf wenige zehntel Kelvin schrumpft. Eine solche großräumige Bilanzierung ist daher nur im Modell plausibel durchführbar, da im Großversuch messbedingte Fehler sowie die natürlich Heterogenität des Betrachtungsraumes eine vollständige Bilanzierung des Energiehaushaltes eines Grundwasserkörpers kaum zulassen.

4.2.5 Unbegrenzter/Regionaler Bilanzierungsraum - Beispielszenarien

Analog zu den Betrachtungen des begrenzten Bilanzierungsraumes vergleichen wir in Abbildung 19 das beeinflusste Untergrundvolumen sowie den Energiehaushalt des gesamten Modellgebietes für die verschiedenen Referenzszenarien:

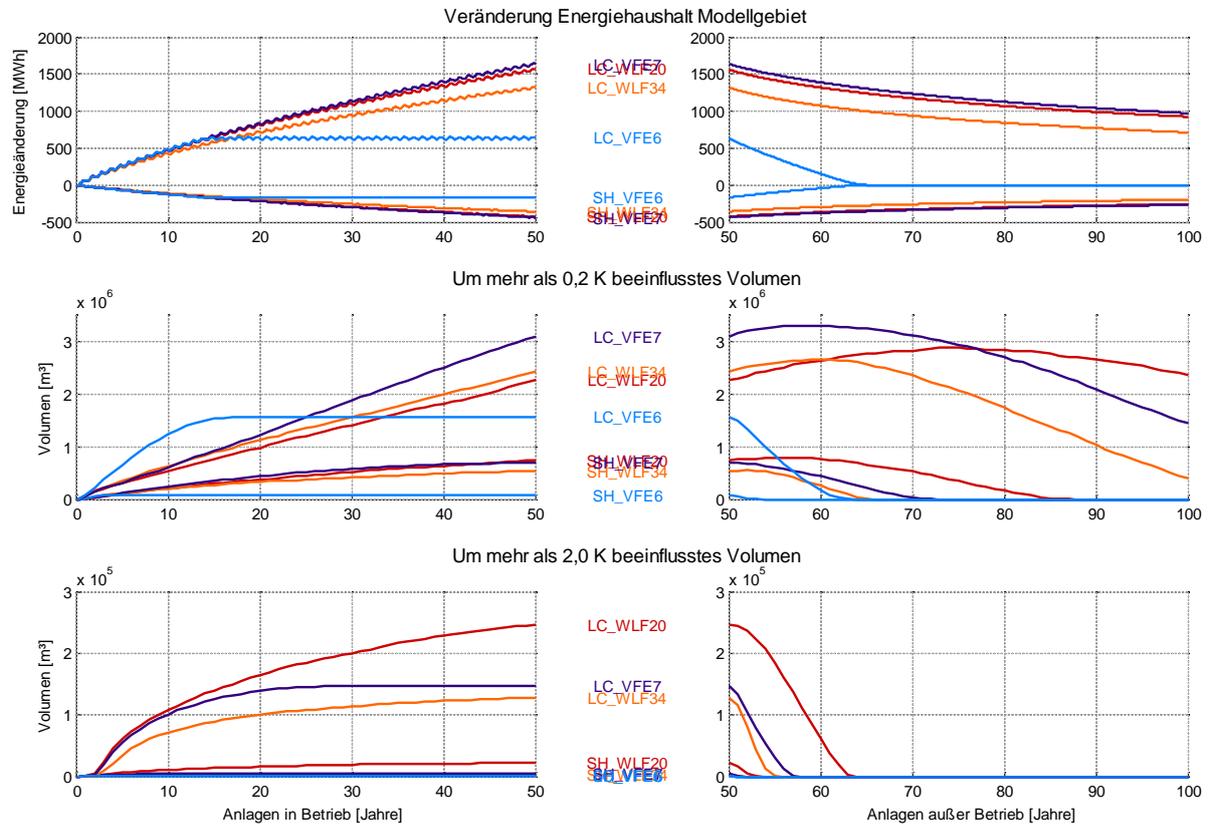


Abbildung 19: Zeitlicher Verlauf des um mehr als 0,2 K und 2,0 K beeinflussten Untergrundvolumens sowie des Energiehaushaltes des Modellgebietes in den Szenarien mit Erdwärmesonden. Darstellung des 50-jährigen Anlagenbetriebes (links) sowie 50 Jahre Regeneration (rechts). Hinweis: Im Unterschied zu den Darstellungen im Abschnitt 4.1 (Abbildung 14 / Abbildung 16) ist die Ordinate linear skaliert (statt logarithmisch).

In allen Diagrammen sind der Vollständigkeit halber auch die Szenarien mit mäßiger Grundwasserströmung (VFE6) aufgeführt (hellblaue Kurven in Abbildung 19). Da das Modellgebiet mit 1.000 m Länge zur langfristigen Beobachtung der sich relativ schnell bewegenden Temperaturfahne zu klein ist, sollten diese Szenarien aus dem direkten Vergleich ausgeschlossen werden. Z.B. ist der Energiehaushalt oben rechts in Abbildung 19 nach etwa 15 Jahren vollständig erholt, dies jedoch nur, da die Temperaturfahne aus dem Modellgebiet herausgewandert ist (und damit der Bilanzraum, vergleichbar mit dem vorigen Abschnitt, begrenzt wird).

Gegenüber der Betrachtung der Regeneration der Temperatur an Beobachtungspunkten (vgl. Abbildung 18) zeigt sich, dass die energetische Regeneration des Untergrundes nach

50 Jahren in allen Szenarien zu nicht mehr als 50 % erfolgt ist. Die thermische Beeinflussung verdünnt sich jedoch vergleichsweise schnell, so dass zwar ein großer Bereich langfristig beeinflusst wird, jedoch nur mit Temperaturabweichungen von weniger als 1 K zum Referenzzustand. Dies zeigen deutlich die unteren Diagramme in Abbildung 19. Nach 15 Jahren Außerbetriebnahme ist praktisch kein Bereich im Umfeld der Anlage mehr stärker als 2 K gegenüber dem ungestörten Zustand beeinflusst. Demgegenüber zeigen die Diagramme in der Mitte, mit dem $>0,2$ K beeinflussten Volumen, dass die Temperaturfahne auch nach Außerbetriebnahme geothermischer Anlagen zunächst noch im Umfang wachsen kann. Bei den kleineren Anlagen (Szenarien „SH“) ist nach mehr als 40 Jahren praktisch keine Beeinflussung stärker als 0,2 K mehr zu beobachten. Temperaturfahnen von Großanlagen klingen jedoch erst nach 50 Jahren und länger vollständig ab.

Zur Verdeutlichung zeigt Abbildung 20 einen horizontalen Schnitt durch das Modellgebiet des Referenzszenarios LC_VFE7 (Großanlage mit langsamer Grundwasserströmung) 50 Jahre nach Außerbetriebnahme der Anlage:

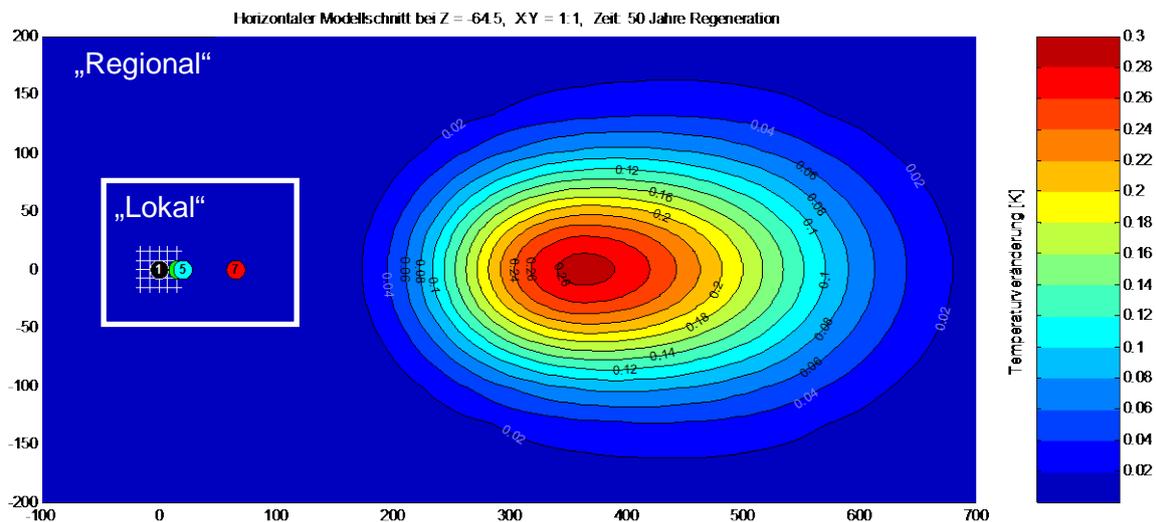


Abbildung 20: Horizontaler Schnitt durch die Sondenanlage im Szenario LC_VFE7 50 Jahre nach Außerbetriebnahme der Anlage in 30 m Tiefe, Vergleich lokaler und regionaler Bilanzraum

Es zeigt sich, dass die Temperaturfahne vollständig aus dem von den Beobachtungspunkten erfassten ‚lokalen‘ Bilanzraum gewandert und, bezogen auf die 0,02 K Isolinie, auf eine Größe von nahezu 500 x 300 m angewachsen ist. Die maximale Temperaturveränderung im Zentrum der Fahne beträgt zu diesem Zeitpunkt jedoch nur mehr 0,3 K. Bemerkenswerterweise ist die größte Ausdehnung der Temperaturfahne hier in einer Tiefe von ca. 65 m. Bei Wärmeinleitung in den Untergrund wirkt v.a. Wärmeabgabe an die Oberfläche als regenerativer Prozess. Der geothermische Wärmestrom hingegen „regeneriert“ eine Erwärmung des Untergrundes nicht. Daher wird in den „LC“ Szenarien die langfristige Regeneration v.a. von oben erfolgen und der

Restwärmeeinfluss ist in größeren Tiefen am längsten und stärksten ausgebildet. Wir verweisen hierzu auch auf die vertikalen Schnittbilder zu den gerechneten Referenzszenarien im Anhang.

4.2.6 Regeneration bei offenen Systemen (Brunnenanlagen)

Wie bereits in Abschnitt 4.1.7 diskutiert, spielt die Art der Wärmeübertragung (geschlossenes oder offenes System) für die Temperaturbeeinflussung im weiteren Umfeld der geothermischen Anlage nur eine untergeordnete Rolle. Lediglich die höhere vertikale Konzentration des Wärmeaustausches bewirkt Unterschiede in Amplitude und Form der Temperaturfahne (bei sonst gleicher Jahresenergiebilanz). Dementsprechend sind auch die in den vorigen Abschnitten anhand von Erdwärmesondenanlage diskutierten Zusammenhänge für die thermische Regeneration von offenen Systemen ohne weiteres übertragbar.

Abbildung 21 zeigt die Temperaturentwicklung im Referenzszenario der Großanlage bei geringer Grundwasserfließgeschwindigkeit (LC_VFE7) an Beobachtungspunkten (lokaler Bilanzraum) sowie im direkten Vergleich zum geschlossenen System für die Entwicklung des Energiehaushaltes auf regionaler Skala. Der qualitative Verlauf der Beobachtungsgrößen ist praktisch identisch (vgl. auch Abbildung 18 in Abschnitt 4.2.3).

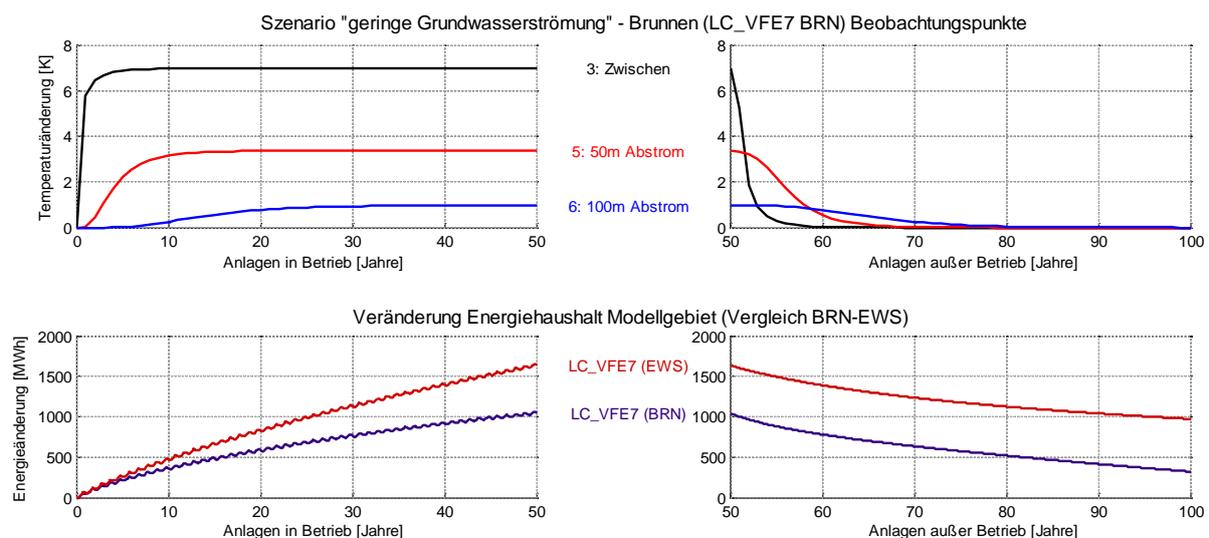


Abbildung 21: Temperaturentwicklung an Beobachtungspunkten im Szenario LC_VFE7 BRN (oben) und Vergleich der Entwicklung des Energiehaushaltes in 50 Jahren Betrieb und 50 Jahren Regeneration zwischen offenen und geschlossenen Systemen anhand des Referenzszenarios LC_VFE7 (unten)

4.2.7 Fazit

Die vorgestellten Szenariensimulationen zeigen, dass sich die Temperaturen an diskreten Beobachtungspunkten nach Außerbetriebnahme einer geothermischen Anlage innerhalb von Zeiträumen, die annähernd der Betriebsdauer der Anlage entsprechen, nahezu auf die ungestörten Temperaturen erholen. Diese Regeneration der Temperatur findet schneller statt bei höheren Wärmeleitfähigkeiten des Untergrundes. Bei

Grundwasserströmung erfolgt die Regeneration auf lokaler Skala innerhalb weniger Jahrzehnten, wobei die Temperaturfahne aus dem Beobachtungsgebiet wandert. Temperaturveränderungen im Untergrund und Grundwasser von mehr als 6 K sind demnach innerhalb eines Zeitraumes von ca. 10 – 15 Jahren nach Außerbetriebnahme abgeklungen. Aus energetischer Sicht jedoch dauert die vollständige Regeneration des Reservoirs „oberflächennaher Untergrund“ wesentlich länger. Die vorgestellten Modellrechnungen zeigen, dass die natürlichen Regenerationsprozesse von oben und unten vergleichsweise langsam sind, und die Energiegewinnung aus dem oberflächennahen Untergrund i.W. eine Energieentnahme darstellt (bzw. Energieeinspeisung im Kühlfall). Diese wird langfristig zwar tatsächlich thermisch regeneriert, die Zeiträume hierfür sind jedoch deutlich länger als 50 Jahre. Relevanz erlangt diese Betrachtung vor dem Hintergrund einer energetischen Bewirtschaftung des oberflächennahen Untergrundes oder bei starker flächenhafter Konzentration von geothermischen Anlagen mit starker Überlappung der thermischen Einflussbereiche.

4.3 Temperaturbedingte (Im)Mobilisierung von DOC, Nährstoffen und anderen Elementen aus Aquifer-sedimenten

Die Temperaturexperimente mit Grundwasser und Aquifersedimenten aus einem unbelasteten und einem ‚belasteten‘ (städtischer Untergrund) oberflächennahen, sandigen quartären Grundwasserleiter lieferten ein sehr klares Bild für den Einfluss der Temperatur auf die Löslichkeit, und somit auf die Mobilisierung bzw. Immobilisierung, von organischem Kohlenstoff (DOC), Nährstoffen (Nitrat, Ammonium und Sulfat) und anderen Elementen (Cl⁻, K⁺, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺). Während sich die Löslichkeit bzw. Unlöslichkeit mancher Stoffe im Vergleich zur natürlichen Grundwassertemperatur (hier 10°C) erst ab Temperaturen von >30°C maßgeblich änderten, reagierten andere schon bei sehr moderaten Temperaturveränderungen. Wie am Beispiel des DOC gezeigt wird, spielt dabei auch die Zeit eine entscheidende Rolle. Die Rolle des Sediments wurde im Vergleich zu Versuchen mit nur Grundwasser deutlich.

Die Konzentration von DOC im Grundwasser nahm nach einem Tag Inkubation bei unterschiedlichen Temperaturen mit steigender Temperatur etwas zu, veränderte sich dann jedoch in den einzelnen Inkubationen nicht mehr über die Zeit. Der DOC im Sedimentporenwasser nahm mit steigender Temperatur und Inkubationszeit zu, wobei dieser Trend im unbelasteten Aquifersediment bei nur wenigen Tagen Inkubation und bei Temperaturen unter 30°C nicht eindeutig war. Die DOC Änderungen lagen hier im Fehlerbereich der analytischen Bestimmung. Für das unbelastete Sediment war ein systematischer Trend erst ab einer Temperatur von 45°C erkennbar. Nach 12 Tagen enthielt das Sedimentporenwasser bei 45°C die 1,5fache, bei 70°C die 2,5fache und bei 90°C die 12fache Menge an DOC (Abbildung 22). Das Sediment aus dem Münchner Untergrund zeigte zu Beginn des Experiments bereits einen etwa 5fach höheren DOC Wert für das Porenwasser. Eine Erhöhung um 10 K führte nach 12 Tagen Inkubation bereits zu einer Mobilisierung von oberflächenassoziiertem DOC. Das Sedimentporenwasser bei 45°C enthielt die 2fache, bei 70°C die 6fache und bei 90°C die 30fache Menge an DOC (Abbildung 22). Im Maximum wurde ein DOC Gehalt von ca. 150

mg L⁻¹ bestimmt. Es muss jedoch angemerkt werden, dass bei Temperaturen über 80°C organische Verbindungen auch thermisch transformiert werden können, d.h. mobilisierter DOC durchaus aus vorhandenem partikulären organischen Kohlenstoff (POC) stammen kann, während für niedrigere Temperaturen angenommen werden kann, dass es sich um zuvor oberflächenassoziierten (sorbierten) DOC handelt. Diese Daten zeigen sehr deutlich dass im Fall von DOC, das Sediment als Reservoir von entscheidender Bedeutung ist.

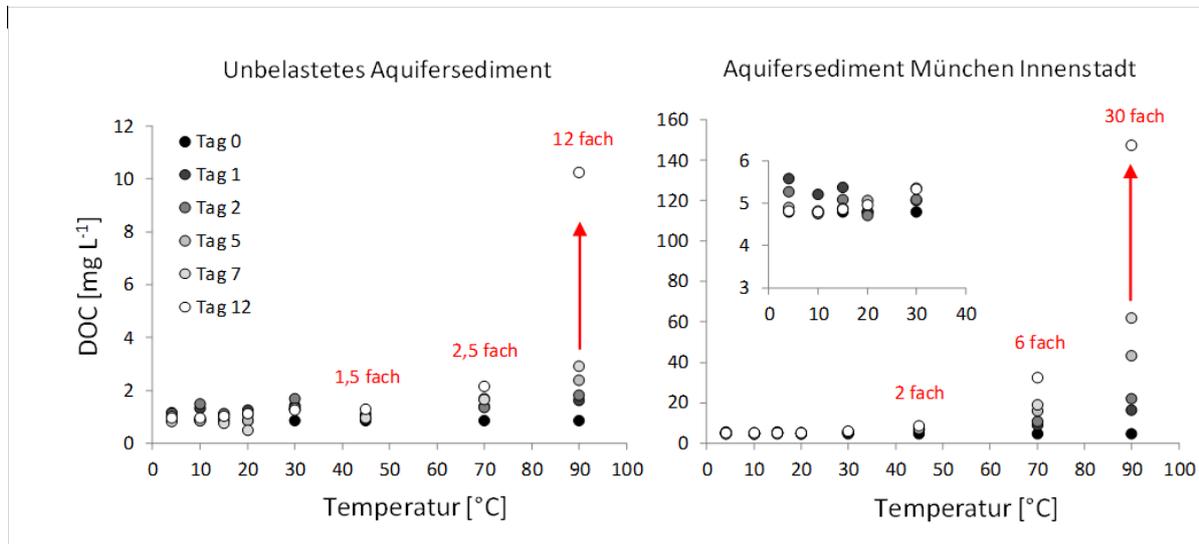


Abbildung 22: Mobilisierung von DOC aus sorbierten DOC/POC über die Zeit bei unterschiedlichen Inkubationstemperaturen. Werte sind Mittelwerte von Mehrfachbestimmungen, die STABW lag in allen Fällen unter 10%.

Da im Fall der Nährstoffe die Löslichkeit bzw. die (Im)Mobilisierung zeitlich nicht systematisch untersucht wurde, können Aussagen nur für die durchgeführte Inkubationszeit von 5 Tagen gemacht werden. Im Grundwasser zeigte sich für die Nährstoffe kein systematisches Bild. Während bei Nitrat und Sulfat bei 90°C erhöhte Werte auftraten, lagen für beide Salze die Werte bei 45°C und 70°C unterhalb der Ausgangskonzentration. Nitrat zeigte zudem einen erhöhten Wert bei 4°C. Ammonium konnte nur einmal bei 30°C nachgewiesen werden (Nachweisgrenze 0,05 mg L⁻¹). Nitrit tauchte in keiner Probe auf (Nachweisgrenze 0,1 mg L⁻¹). Im Sedimentporenwasser waren die Ergebnisse hingegen sehr eindeutig. Sowohl Nitrat als auch Sulfat zeigten eine Zunahme der Porenwasserkonzentration mit steigender Temperatur. Im unbelasteten Sediment war dieser Trend bei Sulfat bereits bei geringer Erwärmung deutlich, für Nitrat jedoch erst ab einer Temperatur von 45°C (Abbildung 23). Nitrat stieg insgesamt von 6,3 auf 9,5 mg L⁻¹ und Sulfat von 8,5 auf 13,5 mg L⁻¹. Nitrit und Ammonium waren für das unbelastete Sediment in keiner der Inkubationen nachweisbar. Im belasteten Sediment waren die Effekte noch ausgeprägter. Neben einer Erhöhung von Nitrat und Sulfat (SO₄²⁻ stieg von einer Ausgangskonzentration von 114 mg L⁻¹ bei 10°C auf 388 mg L⁻¹ bei 90°C) kam es bei Temperaturen ab 30°C bzw. 45°C zum Auftreten von Nitrit und Ammonium (Abbildung 23).

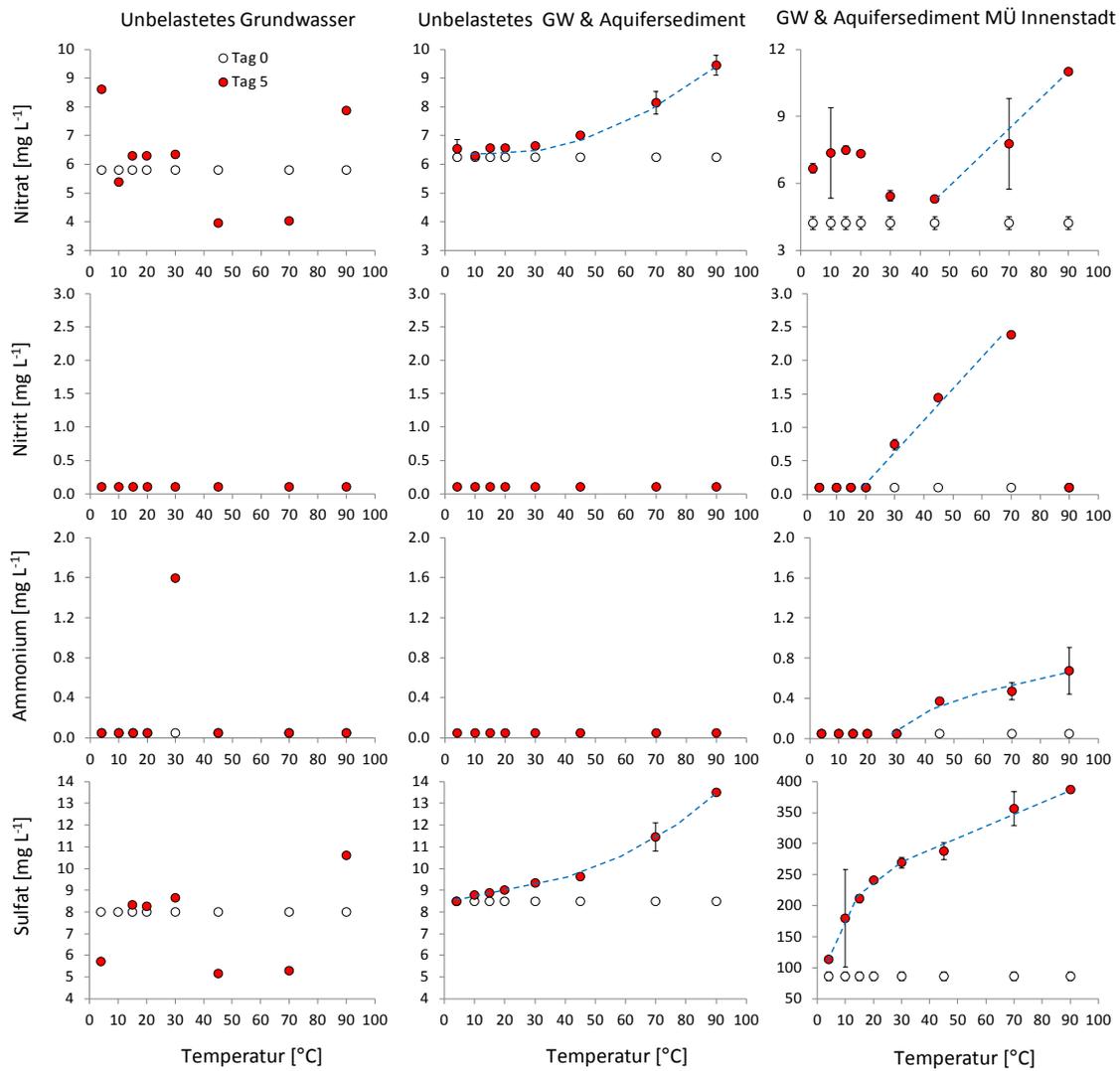


Abbildung 23: Mobilisierung von Nährstoffen im Zeitraum von 5 Tagen bei verschiedenen Inkubations-temperaturen

Die beiden Kationen Natrium und Kalium zeigten für das Grundwasser als auch für beide Sedimenttypen eine Zunahme der Porenwasserkonzentration mit der Temperatur. Während für das Grundwasser und das unbelastete Sediment die Werte erst bei sehr hohen Temperaturen maßgeblich anstiegen, war ein steigender Trend im belasteten Sediment auch bei einer geringen Erwärmung bereits deutlich (Abbildung 24). Ähnliche Ergebnisse fanden sich für Chlorid, wobei hier die Daten aus den Grundwasserproben nicht aussagekräftig waren. Die beiden Kationen Kalzium und Magnesium zeigten einen gegenläufigen Trend. Kalziumwerte nahmen im Grundwasser und im Sedimentporenwasser des unbelasteten Sediments kontinuierlich ab. Für das belastete Sediment zeigte sich ein widersprüchliches Bild, hier zeigte Ca^{2+} im Porenwasser keine Abnahme, im Gegenteil bei sehr hohen Temperaturen kam es zu einer geringen Zunahme der gelösten Stoffmenge (Abbildung 24).

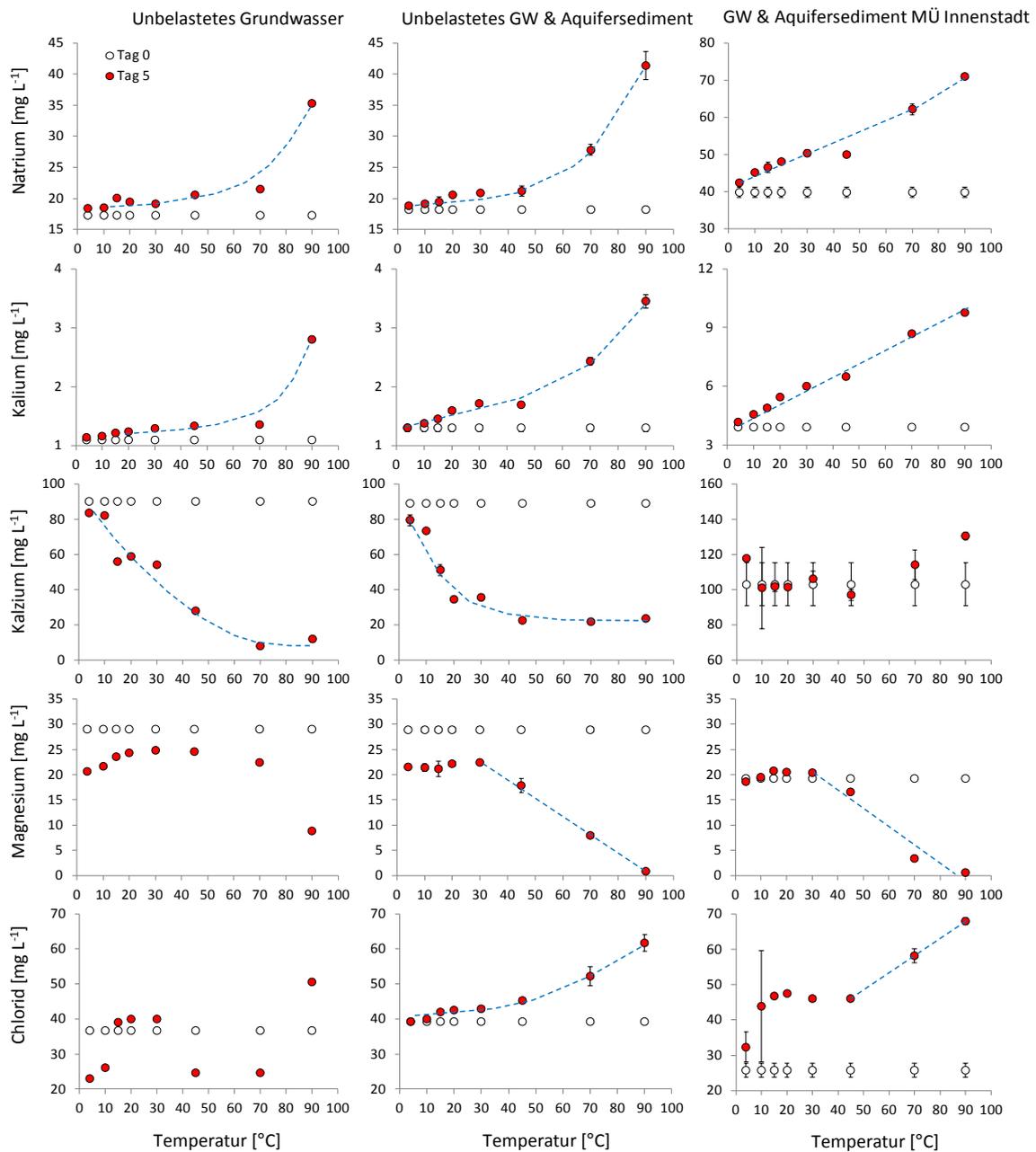


Abbildung 24: Mobilisierung und Immobilisierung von Kat- und Anionen im Zeitraum von 5 Tagen bei verschiedenen Inkubationstemperaturen

Bei Magnesium setzte die verringerte Löslichkeit ab einer Temperatur von $>30^{\circ}\text{C}$ ein (Abbildung 24). Die Abnahme der Porenwasserkonzentration bei Kalzium und Magnesium ist zumindest teilweise die Folge von Ausgasungsprozessen (Grundwasser ist in der Regel CO_2 übersättigt) und dem Ausfallen von z.B. Kalzium- und Magnesiumkarbonat. Darauf weisen deutlich die Mg^{2+} Werte im Porenwasser des

unbelasteten Aquifersediments hin, die sich nach 5 Tagen Inkubation systematisch von der Ausgangskonzentration am Tag 0 unterschieden.

4.4 Transport, Sorption, Rückhalt und Überleben von „pathogenen“ Bakterien und Viren bei unterschiedlichen Temperaturbedingungen

Ziel der Versuche war, den Einfluss unterschiedlicher Temperaturen auf den Transport, die Retardation und Sorption, als auch auf die Inaktivierung pathogener Viren und Bakterien zu untersuchen. Wie bereits im Material und Methodenteil ausführlich beschrieben wurden die Versuche mit bekannten Pathogenen verwandten Modellorganismen und -viren durchgeführt.

Säulenversuche

Aufgrund organisatorischer Schwierigkeiten wurden die Versuche in zwei Ansätzen (4/45°C und 10/15/20°C) mit einem etwas abgewandelten Mix aus Modellorganismen (Versuch 1: Säulen bei 10°C, 15°C und 20°C, inokuliert mit *Escherichia coli* 5695, *Legionella erythra*, *Legionella steigerwaltii* und Bakteriophage T7; Versuch 2: Säulen bei 4°C und 45°C, inokuliert mit *Escherichia coli* 11303 und Bakteriophage MS2) durchgeführt.

Wie im vorangegangenen Abschnitt dargestellt, hat eine Temperaturveränderung einen Einfluss auf die Löslichkeit von Stoffen. Das Porenwasser am Säulenausfluss wurde für alle Inkubationstemperaturen exemplarisch an einigen Säulen untersucht. Generell, zeigte sich ein geringer Anstieg im pH Wert von 7,6 bei 4°C auf 7,9 bei Temperaturen über 15°C. DOC Konzentrationen sowie der Gehalt an Nährstoffen und Ionen zeigten mit wenigen Ausnahmen keine signifikanten Unterschiede zum Dotationwasser. Bei 45°C kam es zu einer deutlichen Abnahme an gelöstem Kalzium, von etwa 70 mg L⁻¹ auf 50 mg L⁻¹.

Tabelle 5: Mittelwerte der in den Säulen bestimmten Hauptionen und Nährstoffe.

Na ⁺ [mg·L ⁻¹]	K ⁺ [mg·L ⁻¹]	Mg ²⁺ [mg·L ⁻¹]	Ca ²⁺ [mg·L ⁻¹]	Cl ⁻ [mg·L ⁻¹]	NO ₃ ⁻ [mg·L ⁻¹]	SO ₄ ²⁻ [mg·L ⁻¹]
10	0,8	22	52-75	20	4,5	6,8

Konservativer Transport

Aus den Deuterium-Durchbruchskurven wurden Verweilzeiten und Dispersivitäten bestimmt (Tabelle 6). Generell war die Modellanpassung sehr gut (Modelleffizienzen >93%; 100% entspricht einer kompletten Übereinstimmung zwischen Mess- und Simulationswerten) und die Transportprozesse über Advektion und Dispersion beschreibbar. Vorhandene Unterschiede und Abweichungen der effektiven Porositäten (0.41±0.10) sowie der Abstandsgeschwindigkeiten ($4.8 \times 10^{-5} \pm 1.3 \times 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$) und Dispersivitäten (0.39±0.44 cm) waren Ergebnis unterschiedlicher Säulenpackung. Die

Werte spiegeln in diesem Sinn Unterschiede wider, wie sie auch im Feld in heterogenen Systemen zu finden sind, und lassen somit Rückschlüsse auf den Einfluss unterschiedlicher Fließgeschwindigkeiten auf das Sorptionsverhalten von Viren und Bakterien zu. In Abbildung 25 sind exemplarisch gemessene und simulierte Deuterium-Durchbruchskurven dargestellt.

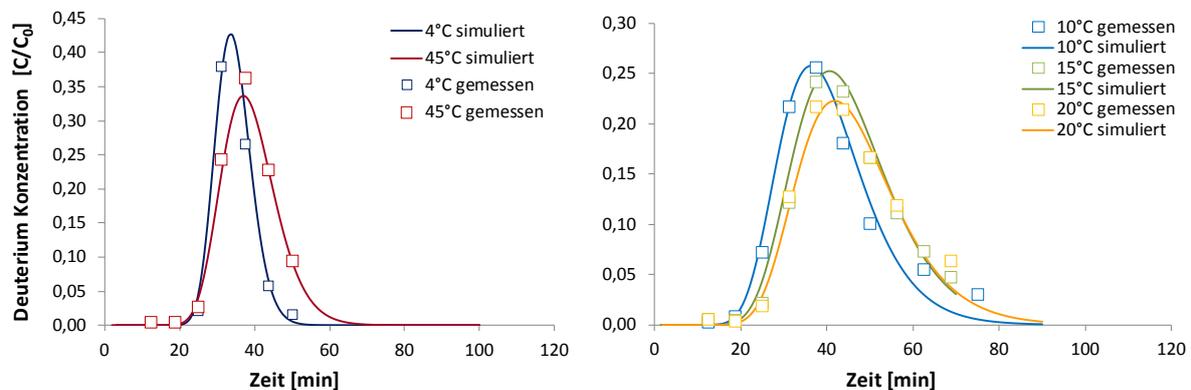


Abbildung 25: Vergleich des gemessenen Verlaufes mit dem berechneten Verlauf der Tracer-Durchbruchskurven bei den verschiedenen Versuchstemperaturen an ausgewählten Beispielsäulen.

Virentransport

Die beiden Bakteriophagen, MS2 und T7, wurden mittels Plaquetests quantitativ nachgewiesen. Mit diesem Test werden, ähnlich wie bei den Lebendnachweisen für Bakterien, nur aktive Virenpartikel erfasst. Die Durchbruchskurven aller Virenversuche zeigten eine deutliche Retardation im Vergleich zum idealen Tracer Deuterium, sowohl für die gemessenen Werte als auch in der Modellierung. Die Modellierung deutet in diesem Zusammenhang neben einer kinetischen Sorption, die das ausgeprägte Tailing erklärt, auch auf eine zusätzliche lineare Gleichgewichtssorption hin. Die Adsorptionsraten immer deutlich höher als die Desorptionsraten. Bei keinem der Versuche waren Parameter für ‚irreversible Sorption‘ notwendig, um die Durchbruchskurven mit hoher Genauigkeit zu simulieren. Das bedeutet, dass für die kurze Versuchszeit von 100 min offensichtlich nur reversible Sorptionsprozesse eine Rolle gespielt haben. Mit steigender Temperatur nahm die Adsorptionsrate zu. Der Wiedererhalt nach zwei Porenvolumen lag in den 45°C Säulen bei nur 0.02 (± 0.003)% im Vergleich zu 0.45 (± 0.50)% bei 4°C. Ein Zusatztest bestätigte, dass die Zahl an aktiven Virenpartikel bei 4°C und 45°C nach 100min für die eingesetzten Modellphagen nicht signifikant unterschiedlich war. Die Viren wurden also bei 45°C deutlich besser zurückgehalten. Bei den mittleren Temperaturen (10, 25 und 20°C) konnten keinen temperatur-abhängigen signifikanten Unterschiede im Wiedererhalt gefunden werden. Der Wiedererhalt war ebenfalls sehr gering (0.06-0.4% der zugegebenen Menge) (Abbildung 26).

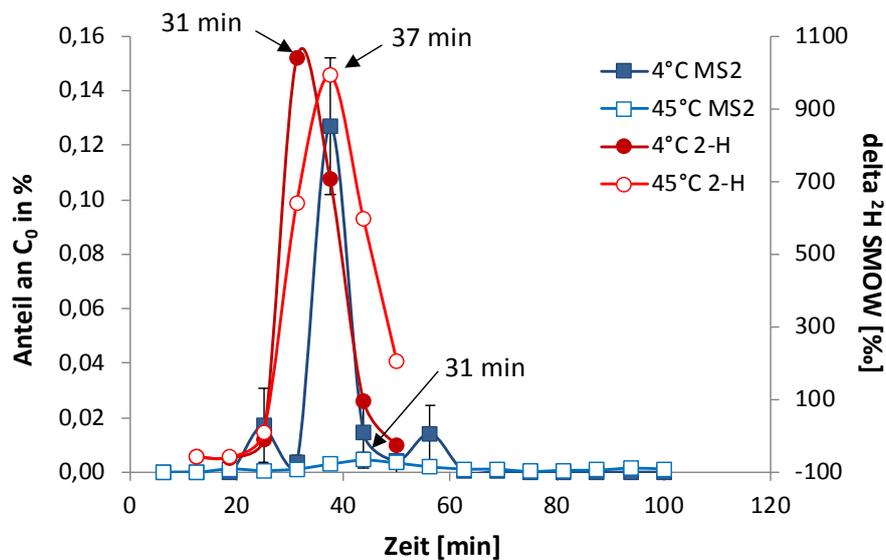


Abbildung 26: Durchbruchkurven des Bakteriophagen MS2

Tabelle 6: Modellierete Parameter der Modelbakteriophagen MS2 und T7.

Parameter	MS2		T7		
	4°C	45°C	10°C	15°C	20°C
mittlere Verweilzeit [t_0 (min)]	32,0	34,3	29,3	43,3	41,0
Fließgeschwindigkeit v (cm min ⁻¹)	0,34	0,34	0,37	0,68	0,43
Porosität n (-)	0,36	0,39	0,36	0,24	0,25
αL (cm)	0,25	0,15	0,33	0,49	0,46
Retardation R (-)	1,3	1,4	1,4	1,3	1,4
Adsorptionsrate k_f (min ⁻¹)	0,119	0,186	0,157	0,209	0,221
Desorptionsrate k_r (min ⁻¹)	0,0001	0,0012	0,0007	0,0003	0,0012
k_{irr} (min ⁻¹)	-	-	-	-	-
$R(t=2)$ (%)	0,45	0,02	0,17	0,40	0,06
$R(t=100\text{min})$ (%)	0,46	0,02			

Aus den Versuchen wurde auch der Einfluss der Abstandsgeschwindigkeit auf die Adsorptionsrate deutlich (Abbildung 27). Bei beiden getesteten Viren sinkt die Adsorptionsrate mit zunehmender Abstandsgeschwindigkeit.

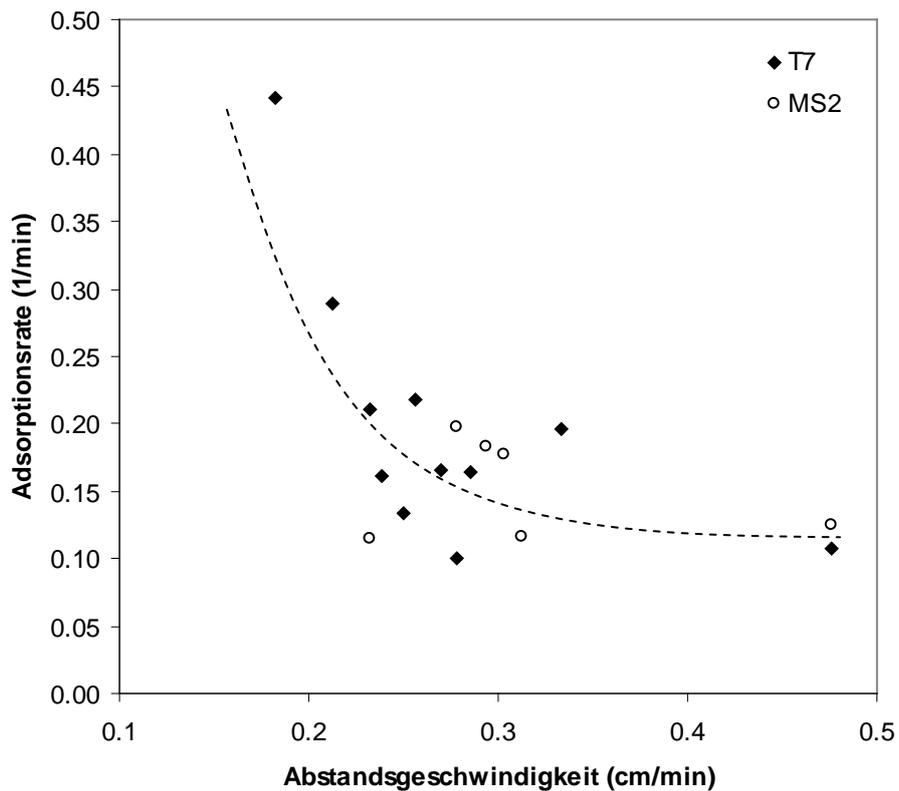


Abbildung 27: Abhängigkeiten der Adsorptionsraten und der Abstandsgeschwindigkeiten aller getesteten Viren und Temperaturen.

Bakterientransport

In den Versuchen wurden sowohl Lebendnachweise für die einzelnen Bakterienstämme als auch eine Gesamtzellzahlbestimmung durchgeführt. Dies ermöglichte neben Sorptionseffekten auch Rückschlüsse auf Inaktivierungseffekte in Abhängigkeit zur Temperatur zu ziehen.

E. coli (Stamm 11303) wurde sowohl bei 4°C als auch bei 45°C stark sorbiert. Berücksichtigt man die unterschiedlichen Fließzeiten in den Säulen, so lag der Wiedererhalt von lebenden, kultivierbaren Zellen bei einem Durchfluss des zweifachen Porenvolumens bei 0.017% (± 0.021) und 0.067% (± 0.118) für 4°C und 45°C (Abbildung 28). Sowohl *E. coli* 5695 als auch die beiden Legionellen-Arten, *Legionella erythra* & *Legionella steigerwaltii*, ließen sich in den Säulenversuchen bei 10°C, 15°C und 20°C nicht mehr durch Lebendnachweis im Säulenausfluss nachweisen.

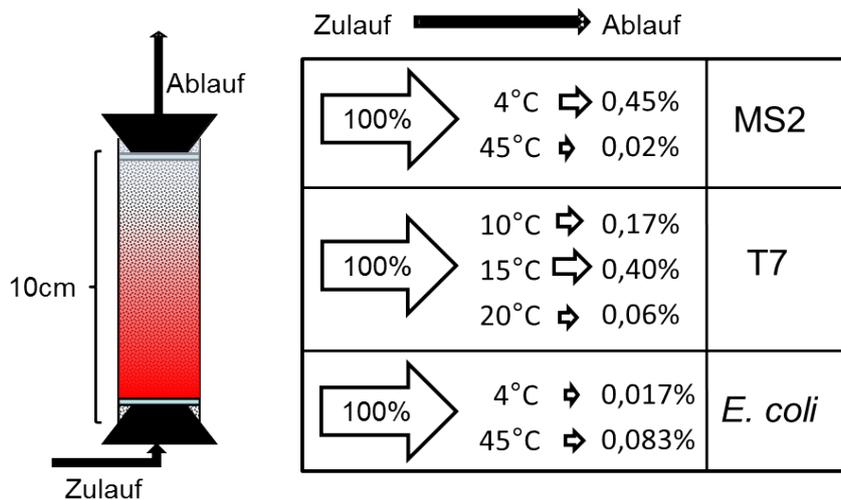


Abbildung 28: Rückhalt von ausgewählten Bakterien und Viren bei unterschiedlichen Temperaturen in kleinen Grundwasser-durchströmten Sedimentsäulen. Es sind relative Zell- und Partikelzahlen angegeben. Der zugegebene Puls (100%) am Säulenzulauf wird mit dem Säulenauslauf (Wiederfindung nach 2 Säulenvolumina) verglichen.

Die Gesamtzellzahl umfasst alle lebenden, inaktiven und toten Zellen. Diese Messgröße unterscheidet auch nicht zwischen Zellen der natürlichen Bakteriengemeinschaft und den inokulierten Modellorganismen. Da jedoch die Menge an zugegebenen Modellorganismen die Zahl der intrinsischen Bakterien um ein Vielfaches überstieg, kann anhand der Gesamtzellzahl der Transport der inokulierten Zellen untersucht und Sorptions- bzw. Inaktivierungseffekte im Vergleich zu den Daten aus den Lebendnachweisen, zumindest qualitativ, unterschieden werden. Die Durchbruchkurven für die Gesamtzellzahlen zeigen einen deutlichen Unterschied zwischen den Temperaturen. Bei 4°C liegt der Peak der Kurve bei 31 Minuten, wie auch für den konservativen Tracer Deuterium (Abbildung 29).

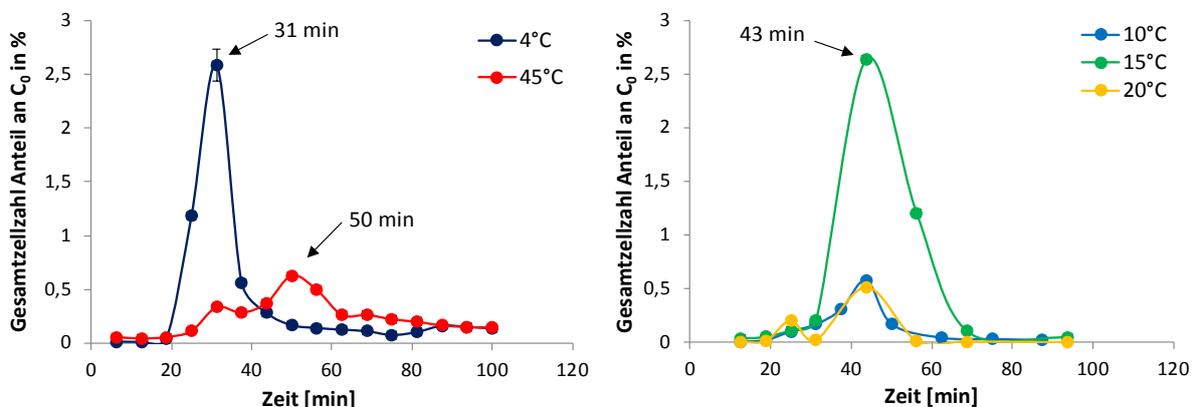


Abbildung 29: Durchbruchkurven für die Gesamtzellzahl bei den verschiedenen Versuchstemperaturen an ausgewählten Beispielsäulen.

Das bedeutet, dass es hier zu keiner Retardation durch Gleichgewichtssorption der Zellen an das Sediment kommt. Die Säulen gleicher Packungsdichte zeigen bei 45°C einen verspäteten Durchbruch der Zellen bei etwa 50 min, Beweis für eine deutliche Retardation im direkten Vergleich mit der Deuteriumkurve. Bei allen anderen Säulen (10, 15 & 20°C) erfolgt der Durchbruch etwa zur selben Zeit nach 43 min. Sie liegen also zwischen den Säulen bei 4°C und 45°C. Mit 2,5% Anteil an der Initialkonzentration am höchsten Punkt der Durchbruchskurve wurden bei 4°C und 15°C deutlich mehr Zellen transportiert als bei 10°C, 20°C und 45°C (jeweils $\sim 0,5\%$ der Initialkonzentration). Diese Ergebnisse unterstreichen, dass ein großer Teil der inokulierten Bakterienzellen während des Transports inaktiviert wurden. Bei 4°C waren dies für *E. coli* etwa 99% der transportierten Zellen.

Verbleib und Aktivität der sediment-assoziierten Bakterien und Viren

Unmittelbar nach Ende der Probennahmen für die Durchbruchskurven und noch einmal vier Wochen später wurden Säulen gestoppt und das Sediment auf den Verbleib von Bakterien und Viren untersucht. Im Fall von *E. coli* konnte nur ein Bruchteil der inokulierten Zellen im Sediment der Säulen wiedergefunden werden. Bei 4°C direkt nach dem Versuch war nur 1 Kolonie* g^{-1} sed nachweisbar und 4 Wochen später waren es maximal 55 Kolonien in einem Gramm Sediment. Bei 45°C konnten nach Versuchsende 100 bis 3600 Kolonien* g^{-1} sed Kolonien detektiert werden. Nach vier Wochen waren keine aktiven *E. coli*-Zellen mehr nachweisbar (Abbildung 30). Diese Messungen weisen darauf hin, dass ein Großteil der sorbierten Zellen inaktiviert wurde.

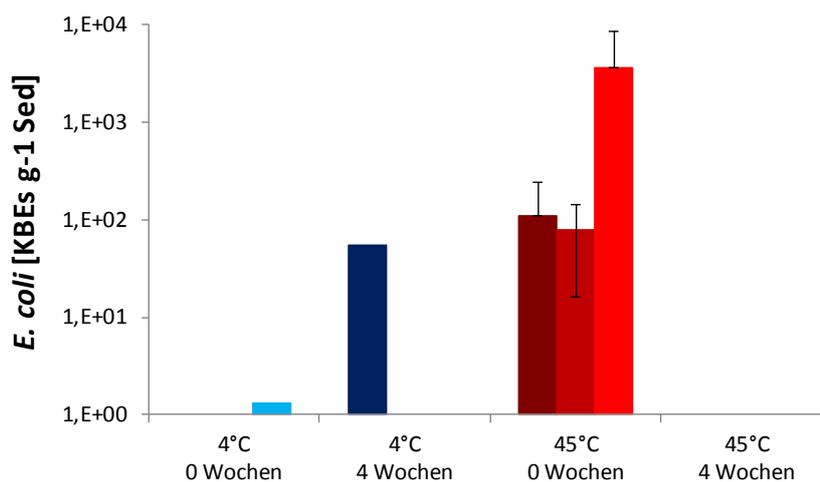


Abbildung 30: Verteilung von *E. coli* im Säulensediment

Bei den Viren wurde unmittelbar nach Versuchsende im Sediment der 4°C-Säulen 10^5 bis 10^6 MS2-Partikel pro Gramm Sediment ($\text{pfu} \cdot \text{g}^{-1} \text{sed}$) bestimmt, was 0,003 bis 0,05% der Initialkonzentration entspricht. Diese Anzahl blieb bei 4°C auch über die nächsten 4 Wochen konstant. Waren im Sediment der 45°C-Säulen direkt nach Versuchsende ebenfalls 10^5 - 10^6 aktive Virenpartikel je Gramm Sediment zu finden, so konnten vier Wochen später nur noch 10 bis 100 MS2-Partikel nachgewiesen werden (Abbildung 31). Ein ähnliches Bild zeigten die Ergebnisse der anderen Säulen. Unmittelbar nach Versuchsende wurden 10^5 - 10^6 (10°C , 0,005-0,02% der Initialkonzentration) und 10^6 - 10^7 (15°C & 20°C ; 0,01-0,16% der Initialkonzentration) aktive T7 Partikel pro Gramm Sediment gefunden. Nach 4 Wochen zeigte das Sediment bei 10°C eine Reduktion der aktiven Partikel um 65-94%. In den 15°C und 20°C Säulen wurden in dem Zeitraum 2-3 log-Stufen, (99,00-99,90%) bzw. 3-4 log Stufen (99,90-99,99%) des T7 Phagen inaktiviert oder aus dem Sediment ausgespült (Abbildung 31).

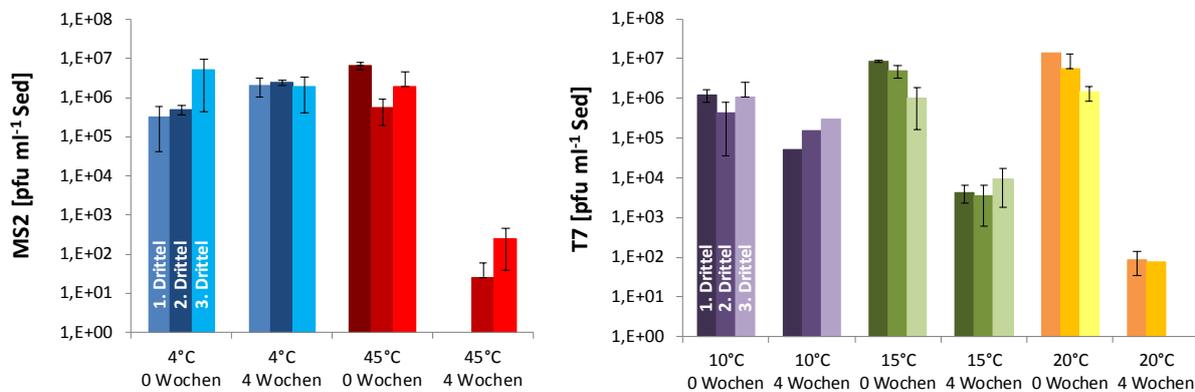


Abbildung 31: Verbleib und Verteilung aktiver Virenpartikel der Bakteriophagen MS2 (linke Abb.) und T7 (rechte Abb.) im Säulensediment bei unterschiedlichen Temperaturen.

Betrachtet man die Wiederfindungsraten für Viren in den Wasserproben bis Versuchsende und die Sedimentproben direkt nach Versuchsende zusammen, so konnten nur 0,3% bis maximal 1,1% der eingesetzten Virenpartikel wiedergefunden werden. Alle anderen Partikel wurden im Zuge der Sorption und/oder während des Transports inaktiviert. Die Anzahl an im Sediment verbleibenden aktiven Virenpartikeln nahm mit zunehmender Temperatur kontinuierlich ab. Ergo, werden Viren bei niedrigen Temperaturen am besten konserviert und bei hohen am effektivsten inaktiviert.

Modellaquifer bei VEGAS

Kernfragestellung dieses Großversuchs war, wie pathogene Bakterien und Viren in einem durch Erdwärmesonden lokal erwärmten Aquifer transportiert werden, ob sie ans Sediment sorbieren und überdauern oder sich sogar vermehren. Die Untersuchungen konzentrierten sich auf zwei Sedimentschichten mit unterschiedlicher Korngröße und

Durchlässigkeit. Ferner wurde das Schicksal der Modellorganismen im unmittelbaren Umfeld der (Erd)Wärmesonden im Vergleich zu nicht erwärmten Zonen untersucht. Um die Rolle der Wasserqualität näher zu erörtern wurde lokal gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) dotiert und dessen Einfluss auf das Wachstum von *E. coli* und Legionellen untersucht.

Zwei der vier im System verbauten Erdwärmesonden im Modellaquifer bei VEGAS wurden auf 40-45°C aufgeheizt. Abbildung 32 zeigt die Wärmeverteilung in der Grob- (a) und Feinsandschicht (b).

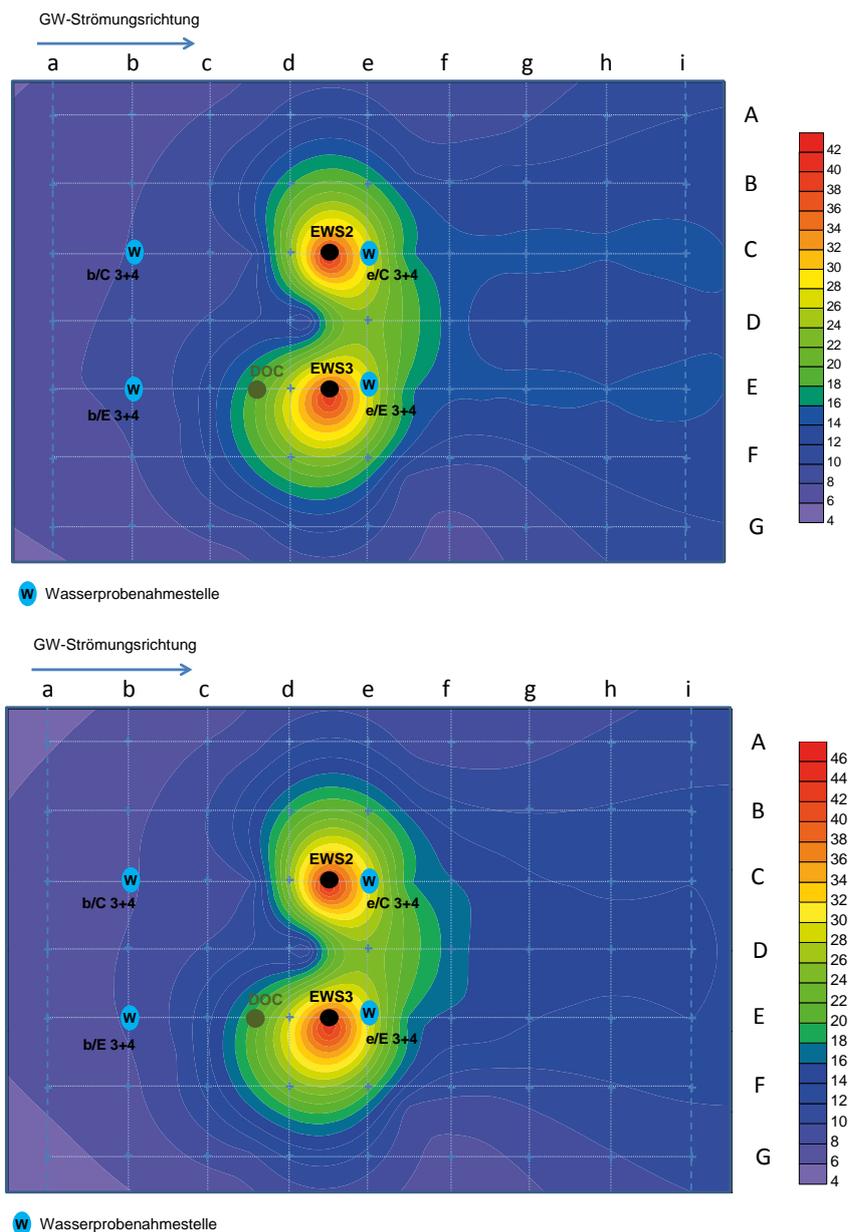


Abbildung 32: Ausbreitung der Wärmefahne in Grob- (oben) und Feinsand (unten)

Im Zentrum der Erdwärmesonden wurde eine Maximaltemperatur von 40°C (Grobsand) bzw. 45°C (Feinsand) gemessen. Bereits im Abstand von 50 cm betrug die Temperatur im Wasser nur noch 30°C. Ab einer Entfernung von 150 cm kam es zu Temperaturabweichungen von maximal 5°C über dem Hintergrund. Die Temperaturverteilung in den beiden Sandschichten, Grobsand und Feinsand, unterschied sich nur unwesentlich (Abbildung 32). Wie bereits zuvor erläutert, wurden wiederholt Grundwasserproben entlang zweier Längstransecte (C und E), oberstromig (b) und unterstromig (e) der Erdwärmesonde in der Grobsandschicht (C3 bzw. E3) bzw. der Feinsandschicht (C4 bzw. E4) genommen. Um den möglichen Einfluss einer organischen Hintergrundbelastung, wie sie oft in Städten und intensiv landwirtschaftlichen Gebieten (z.B. durch Gülleausbringung) auftritt, zu simulieren, wurde oberstromig der EWS 3 in Längstransect E für die gesamte Versuchsdauer DOC (30 mg L⁻¹ Ausgangskonzentration) zudosiert. Abbildung 33 zeigt die Verteilung des DOC in der Grob- (a) und Feinsandschicht (b). Die Konzentration im DOC-Fahnenzentrum lag im Grobsand mit etwa 9 mg L⁻¹ deutlich höher als im Feinsand (5 mg L⁻¹).

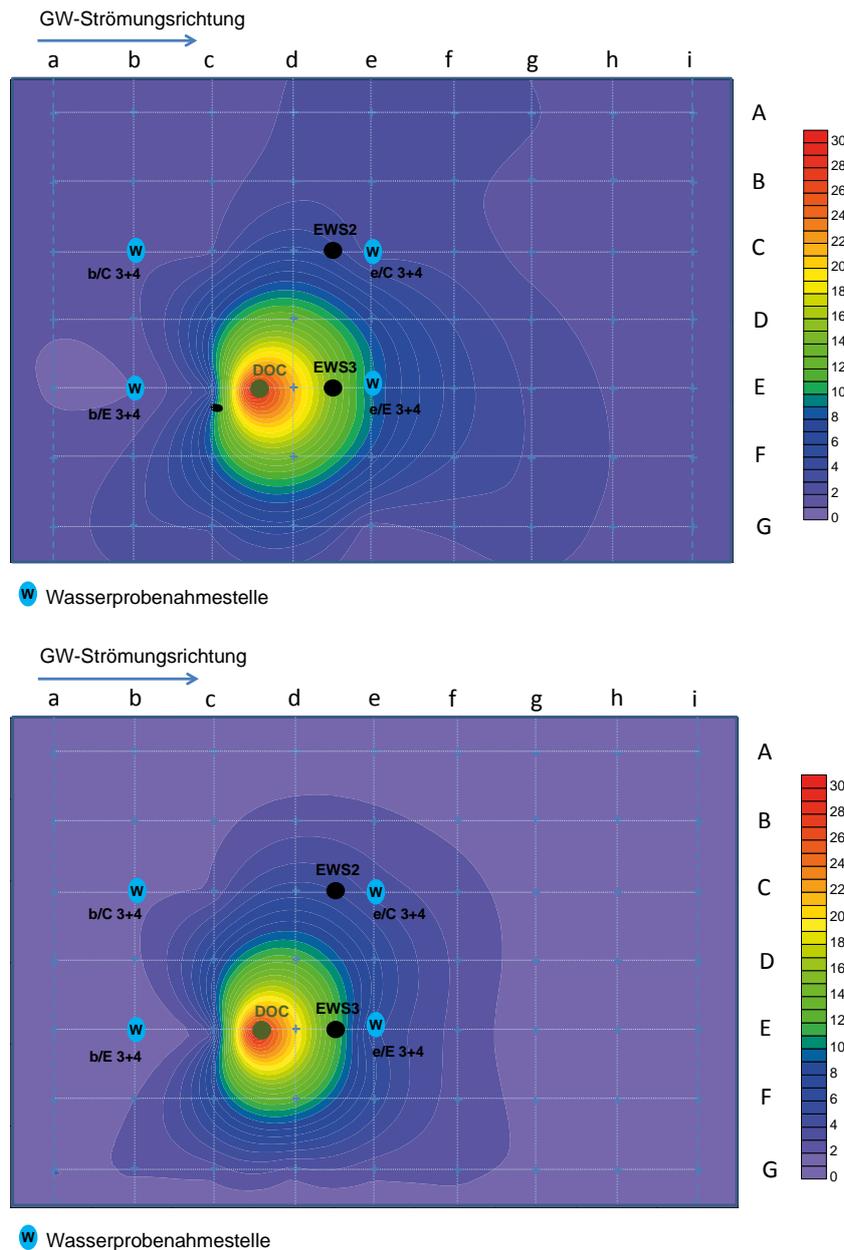


Abbildung 33: Ausbreitung der DOC-Fahne in Grob- (oben) und Feinsand (unten)

Für den Versuch wurde dem System ein Inokulat (1000 Liter) bestehend aus *E. coli* 11303 ($6 \cdot 10^5$ Zellen mL^{-1}), *L. erythra* ($5 \cdot 10^7$ Zellen mL^{-1}), *L. steigerwaltii* ($5 \cdot 10^7$ Zellen mL^{-1}) und dem Bakteriophagen MS2 ($8 \cdot 10^7$ pfu $\cdot \text{mL}^{-1}$) zusammen mit deuteriertem Wasser ($68 \mu\text{g mL}^{-1}$ D₂O) als einmaliger Puls zugegeben.

Die beiden untersuchten Längstransekte C und E unterschieden sich hinsichtlich der Deuterium-Durchbruchkurven nur unwesentlich (einzige Ausnahme: Feinsandschicht, Abfluss-nahe). Zufluss-nah, oberstromig der Erdwärmesonden, erreichen die Durchbruchkurven im Grobsand nach 24 Stunden ihr Maximum, im Feinsand nach 30 Stunden.

Transport und Verbleib der Bakterien

Die zugegebenen *E. coli* 11303-Zellen verhielten sich in der Grobsandschicht der beiden Längstransecte unterschiedlich. In Transekt C wurden Zufluss-nah weniger aktive Organismen (maximal 0,002% der Initialkonzentration nach 51h) nachgewiesen als in Transekt E (maximal 0,0054% der Initialkonzentration nach 24h). In Transekt C kam es somit zu einer deutlichen Retardation, die in Transekt E nicht beobachtet wurde. Unterstromig der Erdwärmesonde konnten im Peak nur noch 0,001% (Transekt C) bzw. 0,002% (Transekt E) der eingesetzten *E. coli*-Zellen detektiert werden (Abbildung 34).

In der Feinsandschicht war das Bild anders. Oberstromig der Erdwärmesonden waren hier im Peak der Durchbruchskurve in Transekt C mehr aktive *E. coli*-Zellen detektierbar (0,0024%) als in Transekt E (0,0002%). Beide Kurven weisen auf eine Retardation der Zellen hin, allerdings in Transekt E (Peak nach 51h) deutlich stärker als in Transekt C (Peak nach 35h). Unterstromig der Erdwärmesonden kommt es in Transekt C nach 198 Stunden zu einem Peak von 0,003%. Allerdings wurde nur zu einem einzigen Probenahmezeitpunkt eine erhöhte *E. coli*-Konzentration gefunden, obwohl aufgrund der Dispersivität (siehe Deuterium-Durchbruchskurve) ein breiterer Peak und aufgrund der Sorptionsprozesse ein ausgeprägteres Tailing zu erwarten gewesen wäre. Ähnliches gilt für Transekt E, in dem nach 198 Stunden mit 0,0002% ein kaum noch messbarer *E. coli*-Peak beobachtet wurde (Abbildung 34). Ähnlich wie bei den Säulenversuchen, weisen diese Ergebnisse darauf hin, dass ein Großteil der transportierten Zellen sorbiert und/oder inaktiviert wurde.

Weder die lokal höheren Temperaturen (in der Umgebung der Erdwärmesonde) noch die Anwesenheit von erhöhten DOC Konzentrationen führten zu einem nachweisbaren Wachstum von *E. coli*-Zellen im Modellaquifer. Die Plattentests zum Nachweis von *E. coli* zeigten jedoch zweifelsfrei den allgemeinen Effekt der DOC-Erhöhung auf Vertreter der natürlichen mikrobiellen Gemeinschaft. Viele der Platten mit Proben aus der Erdwärmesonden-Umgebung in Transekt E waren *E. coli* frei, aber stark mit anderen Kolonien be- und teilweise überwachsen.

Zu Beginn des Experiments waren keine *E. coli*-Zellen in den Sedimentproben aus dem Großversuchsbehälter nachweisbar. Acht Wochen nach Versuchsende konnten maximal eine Kolonie (entspricht einer aktiven *E. coli* Zelle; in Probe c/C3) pro Gramm Sediment nachgewiesen werden.

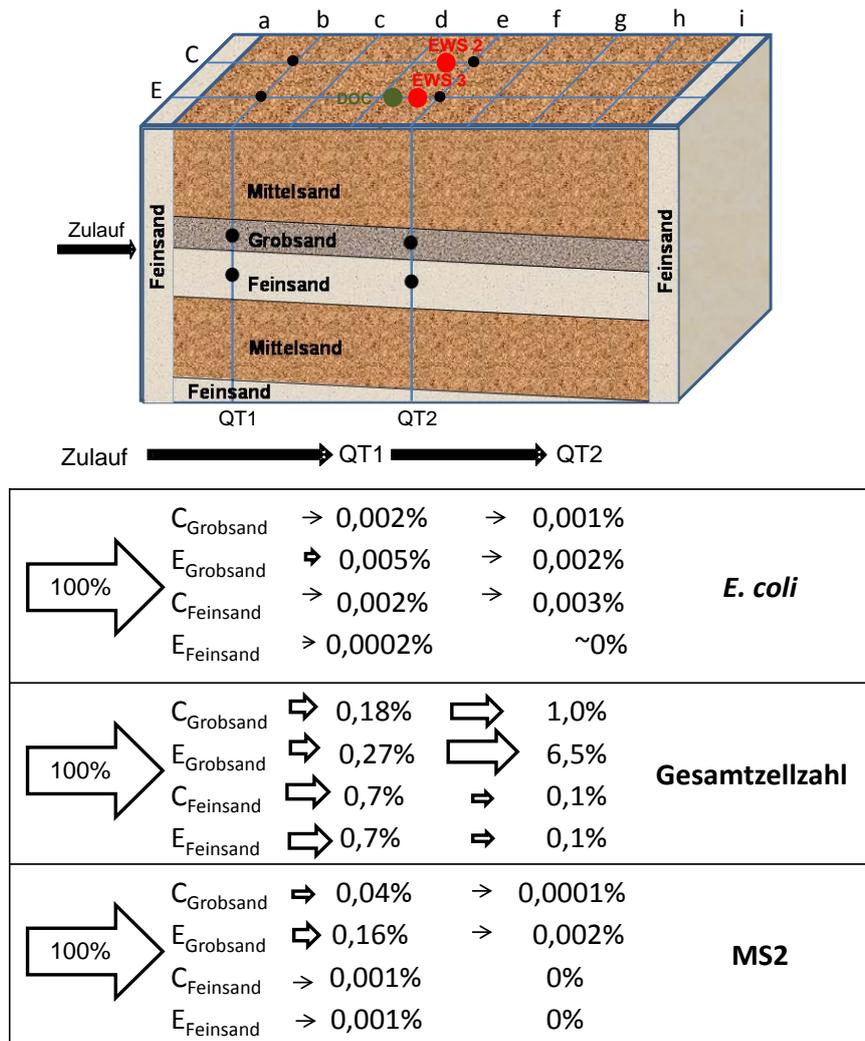


Abbildung 34: Rückhalt von ausgewählten Viren und Bakterien im VEGAS-Behälter. Der zugegebene Puls (100%) am Behälterzulauf wurde mit den Peakmaxima an den verschiedenen Probenahmestellen verglichen. QT1 = Quertransekte 1; QT2 = Quertransekte 2. Schwarze Kreise: Probenahmestellen.

Für beide eingesetzten *Legionella*-Arten, *L. erythra* und *L. steigerwaltii*, war kein quantitativer Lebendnachweis in den Wasser- und Sedimentproben möglich. Um ihr Transportverhalten im VEGAS-Versuchsbehälter dennoch auswerten zu können, wurde eine T-RFLP-Analyse („terminale Restriktionsfragmentlängenpolymorphismus“) durchgeführt. Für diese Analyse standen Wasserproben über den gesamten Versuchsverlauf von drei Positionen in der Grobsandschicht zur Verfügung (b/C3: oberstromig EWS2, Transekt C; b/E3: oberstromig EWS2, Transekt E; e/C3: unterstromig EWS2, Transekt C). Mit Hilfe dieser Methode konnte der relative Anteil der *Legionella*-Arten (spezifische Fragmente) an der gesamten Bakteriengemeinschaft ermittelt werden. Für alle drei untersuchten Positionen ist eine klare Durchbruchkurve zu erkennen. In den Erdwärmesonden oberstromigen Bereichen, nahe dem Zufluss erschien der *Legionella*-Peak bereits nach 20 Stunden, vier Stunden vor dem Deuteriumpeak. Die

Ursachen für einen präferentiellen Transport von Legionellen gegenüber Deuterium kann entweder durch die Mobilität der Organismen (Flagellen) verursacht sein oder durch zeitliche Veränderungen des Sorptionsverhaltens/Zerfall der Zellen bzw. DNA. Ersteres würde sich aber auf einen allgemeinen präferentiellen Transport im gesamten Aquifer auswirken und ist somit unwahrscheinlich. Mit 30% Anteil an der Gesamtfragmentmenge konnten in Transekt C doppelt so viele *Legionella*-Fragmente nachgewiesen werden wie in Transekt E. In Transekt C unterstromig der Erdwärmesonde zeigte der *Legionellen*-Peak mit 53 Stunden eine leichte Retardation gegenüber dem Deuteriumpeak (45 Stunden) (Abbildung 35). Der Anteil der *Legionella*-Fragmente nahm gegenüber der Probe oberhalb der Erdwärmesonde von 30% auf 10% ab.

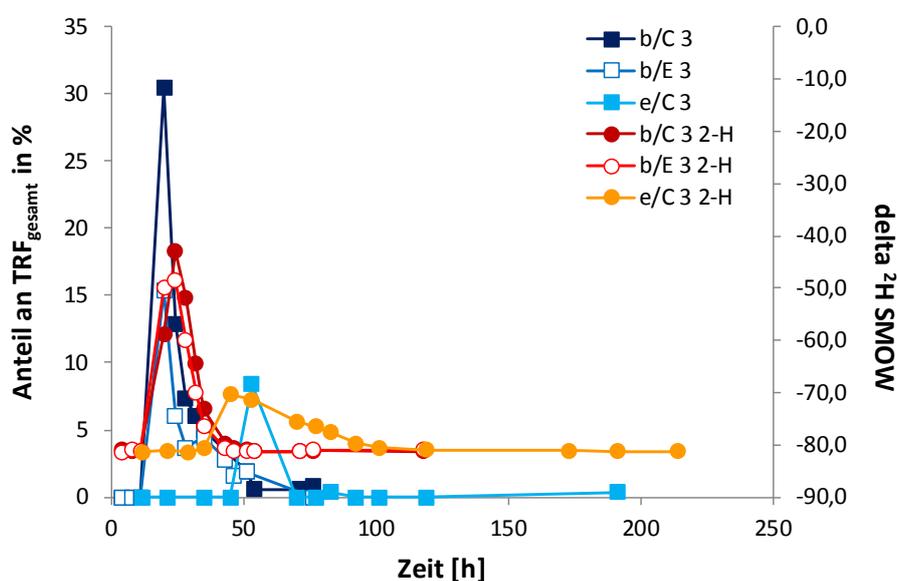


Abbildung 35: *Legionellen* im Grobsand oberhalb und unterhalb der Erdwärmesonde.

Betrachtet man die Abundanz aller Zellen, so wurden Zulauf-nah im Feinsand mit knapp 0,7% der Initialkonzentration deutlich mehr Zellen im Peak detektiert als im Grobsand (0,18% Transekt C, 0,27% Transekt E). Unterhalb der Erdwärmesonden wurde in Transekt C der Peak im Grobsand nach 53 Stunden erfasst, eine schwache Retardation zeigend. In Transekt E wurde in der Grobsandschicht ein deutlicher Einfluss des zugegebenen DOC festgestellt. Hier stieg die Konzentration der Gesamtzellzahl im Peak (nach 53 Stunden) auf über 6%, bei einer deutlich unklarerer Durchbruchkurve. In der Feinsandschicht kam es zu einer Verschiebung des Deuterium-Peaks in beiden Transekten. In Transekt C wurde der Peak nach 166 Stunden erreicht, in Transekt E bereits nach 119 Stunden. Für die Gesamtzellzahl konnten keine klaren Durchbruchkurven gefunden werden. Da aber das Deuterium Kurven mit klaren Maxima zeigte, kann davon ausgegangen werden, dass die Gesamtzellzahlpeaks nicht verpasst wurden. Ein Einfluss der DOC-Zugabe wurde in der Feinsandschicht nicht beobachtet (Abbildung 36).

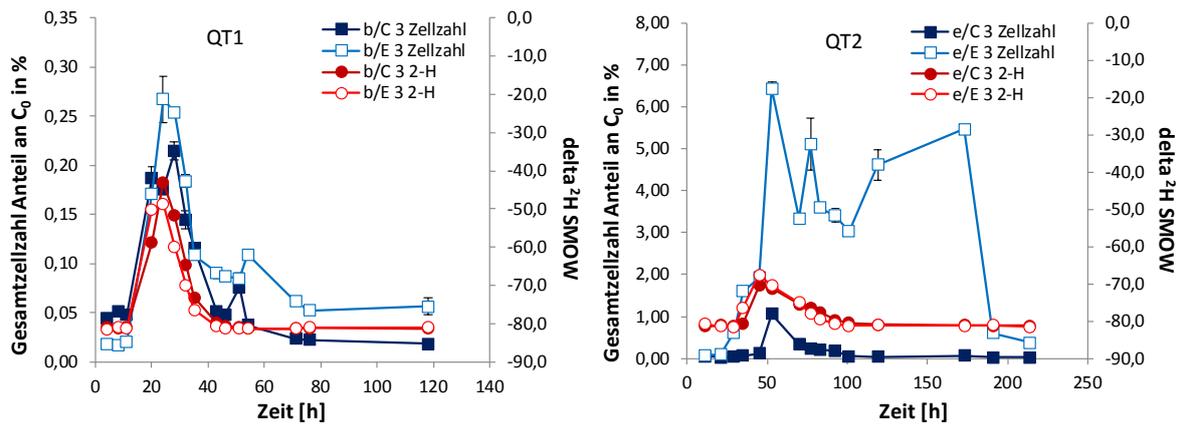


Abbildung 36: Gesamtzellzahl-Durchbruchskurven im Grobsand, oberhalb (QT1) und unterhalb (QT2) der Erdwärmesonden gemessen

Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass ein Großteil der zugegebenen Bakterien an das Sediment sorbiert wurde. Ob die Zellen über einen längeren Zeitraum sorbiert blieben oder nach und nach ausgewaschen wurden, darüber gibt die Zellzahlbestimmung in den Sedimentproben Auskunft. Nach der Equilibrationsphase noch vor Versuchsbeginn lagen die Zellzahlen im Grobsand zwischen $3 \cdot 10^5$ und $4 \cdot 10^6$ Zellen pro Gramm Sediment, im Feinsand bei $1\text{-}3 \cdot 10^6$ Zellen pro Gramm Sediment. Acht Wochen nach Versuchsende waren die Zellzahlen im Mittel noch doppelt so hoch. Einzige Ausnahme: Probenahmestelle e/E4, hier sank die Zellzahl von $5 \cdot 10^6$ auf $2 \cdot 10^6$ Zellen g^{-1} Sediment. Von der 2-wöchigen DOC-Zugabe konnte zu diesem Zeitpunkt kein Einfluss mehr beobachtet werden, die Zellzahlen lagen in den entsprechenden Sedimentproben im gleichen Bereich wie in den übrigen Proben (Abbildung 37). Es konnten auch Unterschiede zwischen den beiden Sandarten beobachtet werden. Vor dem Versuch waren im Feinsand mehr Zellen pro Gramm Sediment zu finden als im Grobsand (Ausnahme Sediment von Probenahmestelle e/E, direkt unterhalb EWS3). Nach dem Versuch wurden dagegen im Grobsand deutlich mehr Zellen als im Feinsand detektiert ($2 \cdot 10^5\text{-}5 \cdot 10^6$ mehr Zellen pro g Sediment).

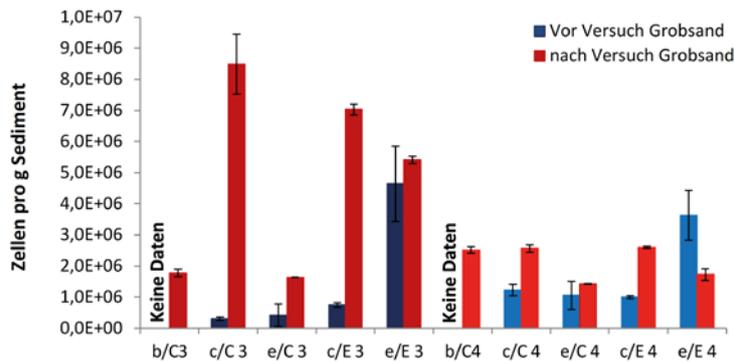


Abbildung 37: Gesamtzellzahl in Grob- und Feinsand vor und nach der Zugabe der Modellorganismen

In dem vor dem Versuch genommenen Sedimentproben konnten weder aktive *Legionella*-Zellen noch *Legionella*-spezifische TRFs gefunden werden. In den nach dem Versuch entnommenen Sedimenten konnten nur noch geringe *Legionella*-spezifische TRF-Anteile detektiert werden (Abbildung 38).

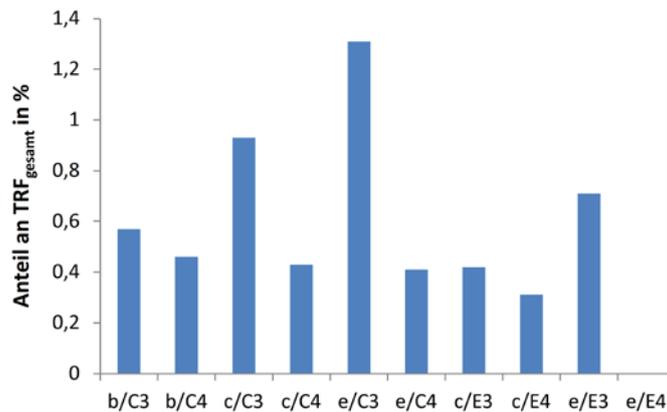


Abbildung 38: *Legionellen* im Sediment 8 Wochen nach Versuchsdurchführung

Transport und Verbleib der Viren (MS2 Bakteriophagen)

Die zudotierten Virenpartikel verhielten sich in der Grobsandschicht der beiden untersuchten Transekte unterschiedlich. In Transekt C waren zuflussnahe 0,04% der Initialkonzentration im Peak nachweisbar. Retardation war keine zu beobachten (Peak Deuterium und Phagen nach 24h). Wesentlich mehr Viren wurden in Transekt E im Peak gemessen, hier waren es 0,16% der Initialkonzentration. Interessanterweise lag hier der Phagen-Peak (20h) deutlich vor dem Deuterium-Peak (24h). Drei Meter weiter stromabwärts, unterstromig der Erdwärmesonde konnten in Transekt C maximal nur noch 0,0001% der Initialkonzentration nachgewiesen werden, eine Durchbruchskurve war nicht mehr zu erkennen. Wiederum war in Transekt E eine höhere

Phagenkonzentration messbar, mit einer Maximalkonzentration von 0,002% nach 45 Stunden, gleichzeitig mit dem Deuterium-Peak. Da die Proben direkt unterstromig der Erdwärmesonde genommen wurden, mag diese starke Abnahme aktiver Partikel mit der Passage der durch die Erdwärmesonden deutlich erwärmten Zone in Zusammenhang stehen.

In der Feinsandschicht konnte zuflussnahe in Transekt C eine Durchbruchskurve mit einer maximalen Konzentration von 0,0012% bestimmt werden, allerdings mit Hinblick auf das Deuterium (30h) mit einem deutlich verschobenen Peak (45h), was auf eine starke reversible Adsorption der Virenpartikel hindeutet. In Transekt E war dagegen keine Durchbruchskurve zu erkennen, die Werte schwankten von 0% bis 0,0011%. Unterstromig der Erdwärmesonde konnten keine Bakteriophagen mehr nachgewiesen werden, was für eine noch stärkere Adsorption der Virenpartikel an den Fein- als an den Grobsand spricht. Zusätzlich könnte auch der Temperaturunterschied der beiden Sandschichten eine Rolle spielen, im Feinsand wurde 45°C an der Erdwärmesonde gemessen, während es im Grobsand nur 40°C waren, was zu einer stärkeren Inaktivierung der Phagen im Feinsand geführt haben kann.

Als kurzes Fazit aus den Säulenexperimenten und den Versuchen im VEGAS Großbehälter, kann festgestellt werden, dass sowohl Bakterien als auch Viren effektiv durch Sorption (zumindest kurz- bis mittelfristig) aus der Wasserphase entfernt wurden. Die Sorption führt dabei bei einem Großteil der Zellen und Viruspartikel zu einer Inaktivierung. Ähnliches gilt auch für Zellen und Viren die weiterer Strecken (mehrere Meter) transportiert wurden. Auch hier wurde der Großteil inaktiviert. Die Versuche geben keine Auskunft darüber, ob diese Inaktivierung nur vorübergehend oder endgültig war. Wichtig erscheint uns auch das Ergebnis, dass es in keinem der Versuche, weder Säulen noch VEGAS Behälter, zu einem Wachstum von *E. coli* oder Legionellen kam, auch nicht in Bereichen mit erhöhter Temperatur und erhöhten DOC-Konzentrationen.

4.5 Einfluss von Frier- und Tauzyklen und von kurzzeitigen pH-Wertänderungen auf die intrinsischen Bakteriengemeinschaften

Wurden mikrobiell natürlich besiedelte Aquifersedimente in Säulenversuchen wiederholten Tau- und Frierzyklen unterworfen, sankt die Zellzahl in der Folge deutlich unter jene in Referenzsäulen (siehe blauer Balken in Abbildung 39) ab. Eine Woche später lag die Gesamtzellzahl jedoch deutlich über dem Hintergrundniveau. In der Literatur wird dies als ‚Burst‘ (engl. für ‚Ausbruch‘ bzw. ‚Explosion‘) bezeichnet. Bereits vier Wochen nach dem letzten Frier-Tauzyklus lag die Zellzahl wieder im Bereich der ungestörten Referenzsäulen (Abbildung 39).

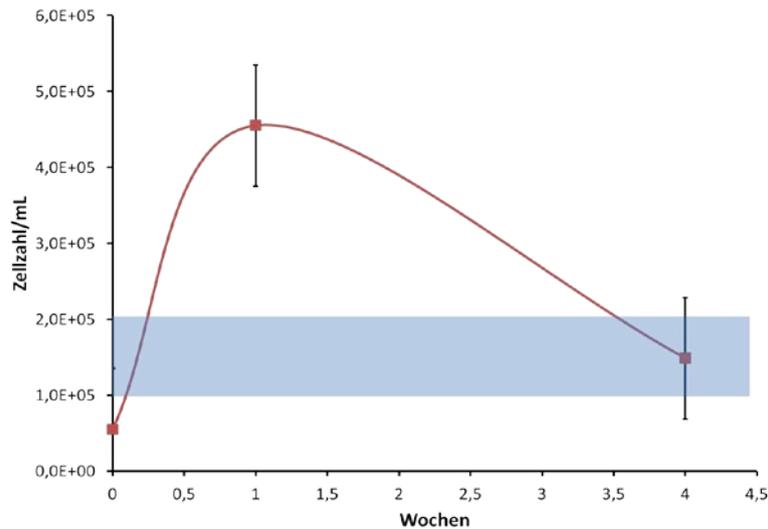


Abbildung 39: Die Erholung der Gesamtzellzahl (rote Quadrate) im Porenwasser nach Ende eines Frier-Tau-Zyklus. Die Zellzahl von ungestörten Sedimentsäulen liegt im Bereich des blauen Balkens. Zeitpunkte: direkt, 1 und 4 Wochen nach Versuchsende.

Da für die Verfüllung des Ringraums bei Erdwärmesonden-Bohrungen für gewöhnlich ein Zement-Bentonit Gemisch verwendet wird, kommt es in der Phase der Einbringung und Aushärtung im direkten Umfeld der Erdwärmesonde zu signifikanten pH-Wertverschiebungen. Den Effekt einer Alkalisierung zeitlich begrenzt auf die intrinsischen Bakteriengemeinschaften wurde modelliert bzw. in Sedimentsäulen experimentell untersucht.

Modellierung geochemischer Parameter bei der Zementaushärtung

Der Hauptbestandteil von Zement ist Brandkalk (CaO) woraus sich bei der Aushärtung vor allem Portlandit ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) bildet. Die während der Aushärtung des Zements ablaufenden Prozesse wurden mit Phreeqc Interactive (USGS, Version 2.18.3.5570) modelliert (PARKHURST & APPELO 1999). Für das Modell wurde eine Temperatur von 10°C vorgegeben, der pH-Wert war zu Anfang neutral, das System wurde mit $3,8 \text{ mg L}^{-1}$ Bicarbonat gepuffert und enthielt Natrium ($3,1 \text{ mg L}^{-1}$) sowie Chlorid für den Ladungsausgleich. Als typische Minerale in Zement wurden $2,3 \text{ mol kg}^{-1} \text{ Al}_2\text{O}_3$ und $0,6 \text{ mol kg}^{-1}$ Silikat im Gleichgewicht angenommen, während der Hauptbestandteil Brandkalk ($6,6 \text{ mol kg}^{-1}$) zu Portlandit sowie Quarz reagierte. Die Konzentrationen an Mineralien wurden für 1 kg Material und einem Zement-Bentonit-Mischung von 90:10 gewählt. Die ablaufenden Reaktionen wurden stufenweise berechnet, sodass der pH-Verlauf während des Aushärtens ermittelt wurde. Da Zement ein nicht genau definiertes Gemisch ist, handelt es sich um Näherungswerte und Trends.

Die Aushärtung von Zement geht mit einem steilen pH-Anstieg auf ca. 12 bis 13 einher (Abbildung 40). Dieser Anstieg ist vor allem auf die Umwandlung von CaO zu $\text{Ca}(\text{OH})_2$ und ähnlichen Mineralien zurückzuführen. Dieser hohe pH-Wert ist langfristig innerhalb des Porenraums des Zements zu finden, spielt aber vor allem in der Anfangsphase der

Aushärtung auch in der unmittelbaren Umgebung des Zementkörpers eine Rolle. Studien zeigen, dass der pH langfristig in der Umgebung des Zements erhöht sein kann, vor allem, wenn das Grundwasser langsam fließt (BERNER 1992). Ein teilweises Ausspülen des Zement-Bentonit-Gemischs in den Aquiferporenraum während des Verfüllens des Bohrlochs lässt erwarten, dass der pH-Anstieg kurzfristig nicht nur auf das Bohrloch selbst beschränkt ist. Auswirkungen auf die geochemischen Verhältnisse sind jedoch sowohl räumlich als auch zeitlich begrenzt.

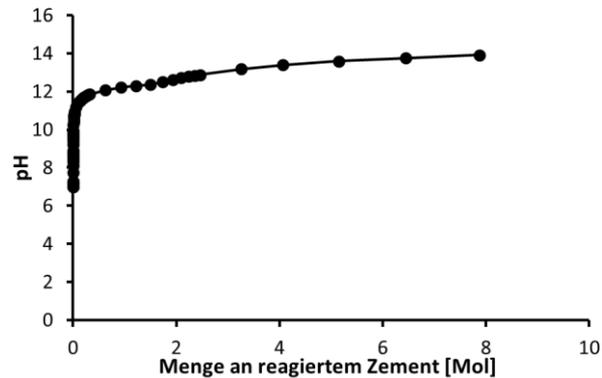


Abbildung 40: Geochemische Berechnung des pH-Wertes während der Aushärtung von Zement im Porenwasser und der unmittelbaren Umgebung des Zements.

Die Untersuchungen in Sedimentsäulen, bei denen Sedimente mit alkalischem Wasser (ca. pH 12) durchströmt wurden zeigten, dass die Zellzahl nach der Behandlung deutlich auf ein nicht mehr nachweisbares Niveau absank (Abbildung 41).

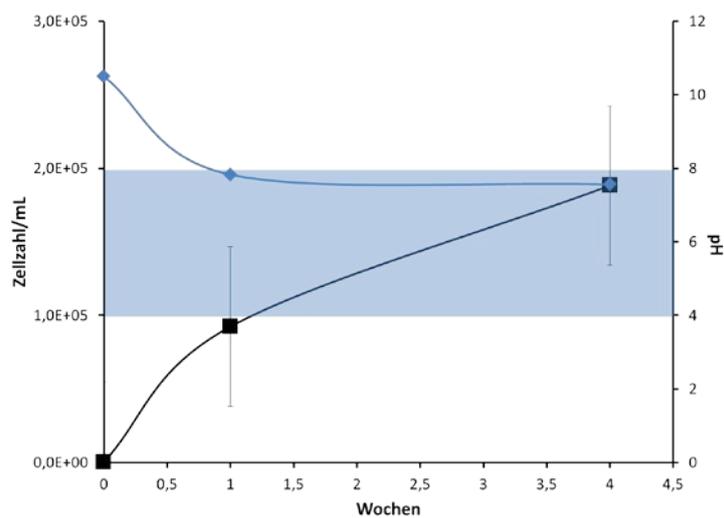


Abbildung 41: Die Erholung der Gesamtzellzahl aktiver Bakterien (errechnet aus ATP-Werten) über die Zeit (schwarzes Quadrat), nach der Behandlung der Säulen mit Wasser hohen pHs (blaue Raute: pH-Wert). Blau hinterlegter Bereich: Zellzahl in ungestörten Säulen.

Die Regeneration des ursprünglichen pH-Werts im Porenwasser dauerte nach Umstellung auf natürliches Grundwasser eine Woche. Die Bakterienzellzahl erreichte innerhalb von vier Wochen wieder das Niveau von ungestörten Sedimentsäulen (Abbildung 41).

4.6 Ergebnisse aus Felduntersuchungen in Bad Wurzach

Eine Veränderung der geochemischen Parameter aufgrund von der Temperaturveränderung durch Geothermie wurde im Projekt geomatrix.bw untersucht und wird daher in dieser Studie nicht näher erläutert. Kurz zusammengefasst konnten im Feld keine signifikante Veränderung der Geochemie 4 m und 14 m abstromig der Erdwärmesonde nachgewiesen werden, die in direktem Zusammenhang mit den vorgefundenen Temperaturanomalien standen.

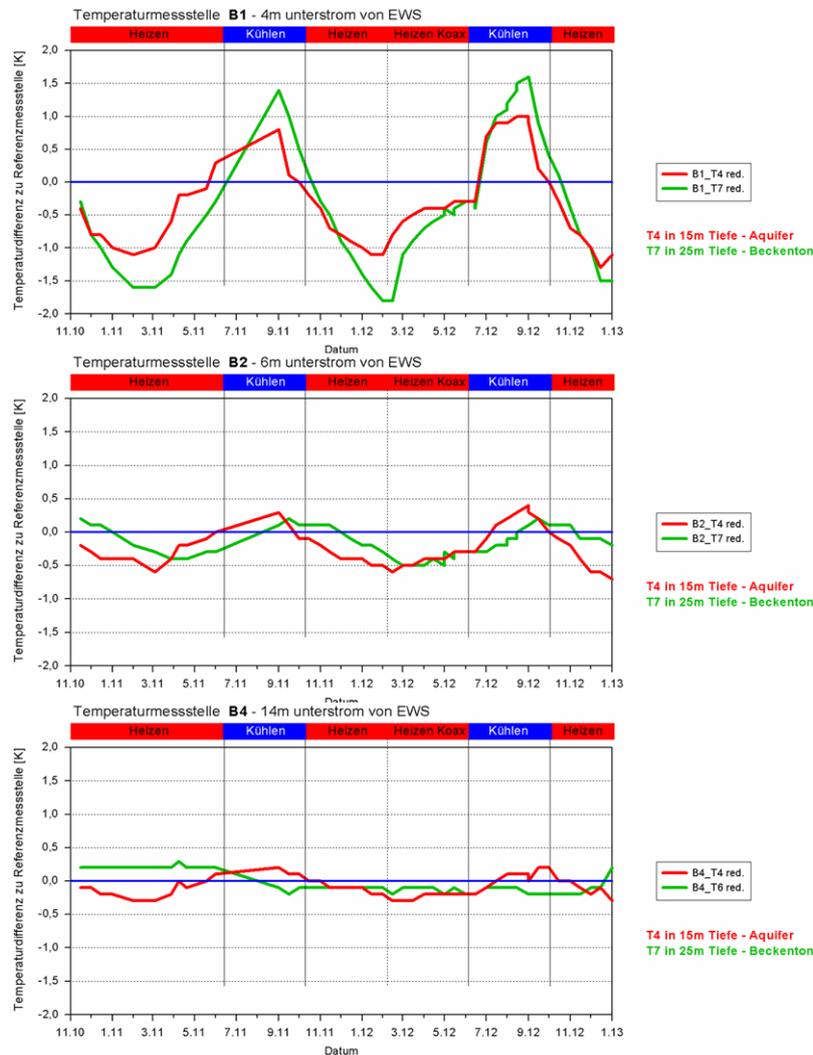


Abbildung 42: Saisonaler Temperaturverlauf, aufgezeichnet im Aquifer (15m unter GOK) und im darunter liegenden Beckenton (25m unter GOK) mit zunehmendem Abstand zur Erdwärmesonde. Abbildungen zur Verfügung gestellt von Gerhard Bisch und Kollegen bei VEGAS, geomatrix Projekt.

In 4 m Entfernung wurde noch eine maximale Temperaturänderung von 3,3 K gemessen, in 14 m Entfernung wurde im Jahr 2010 nur noch eine Temperaturänderung von maximal 0,4 K beobachtet (BISCH ET AL. 2013) (Abbildung 42).

Biologische Veränderungen der Bakteriengemeinschaft in Zusammenhang mit der Temperatur wurde mittels des Shannon-Wiener-Index (Maß für die Diversität) für die DNA-Fingerabdrücke der Grundwasserproben überprüft (Abbildung 43). Eine signifikante Korrelation zwischen der Diversität mit Abstand zur Erdwärmesonde, dem pH, der Leitfähigkeit oder dem Temperaturunterschied zur natürlichen Hintergrundtemperatur konnte nicht festgestellt werden.

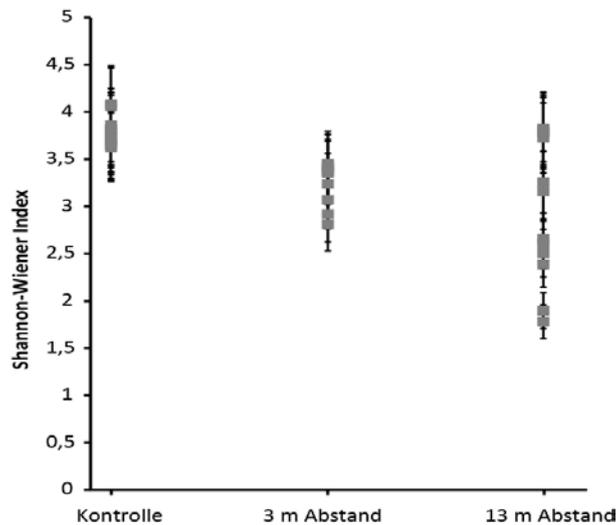


Abbildung 43: Shannon-Wiener Index als Maß der Biodiversität der Bakterienpopulationen in Abhängigkeit zum Abstand zur Geothermiesonde.

Deutlich zeigte sich aber, dass die beiden besammelten Tiefen im Grundwasserleiter (10 m und 20 m) sich nicht nur geochemisch signifikant voneinander unterschieden sondern auch in der Zusammensetzung der Bakteriengemeinschaften (Abbildung 44).

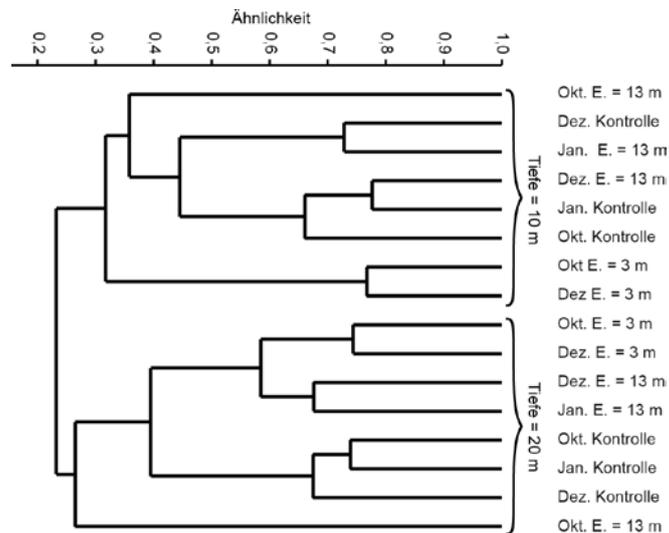


Abbildung 44: Bray-Curtis Ähnlichkeitsindex der T-RFLPs für die Bakterienpopulation an verschiedenen Probezeitpunkten an Brunnen in 3 und 13 m Entfernung (E) abstromig der Geothermiesonde sowie dem Kontrollbrunnen (Kontrolle).

In der Vollkernbohrung vom Januar 2012 zeigte sich, dass zwischen 0,45 m und 16,8 m Tiefe ein sandig-kiesiger bis grobkiesiger Aquifer vorliegt. Unterhalb von 16,80 m dominierte schluffiger Ton/Sand (Beckenton) und damit ein Grundwassergeringleiter. Diese Unterschiede sind auch im Sauerstoffgehalt und der Leitfähigkeit deutlich (Abbildung 45).

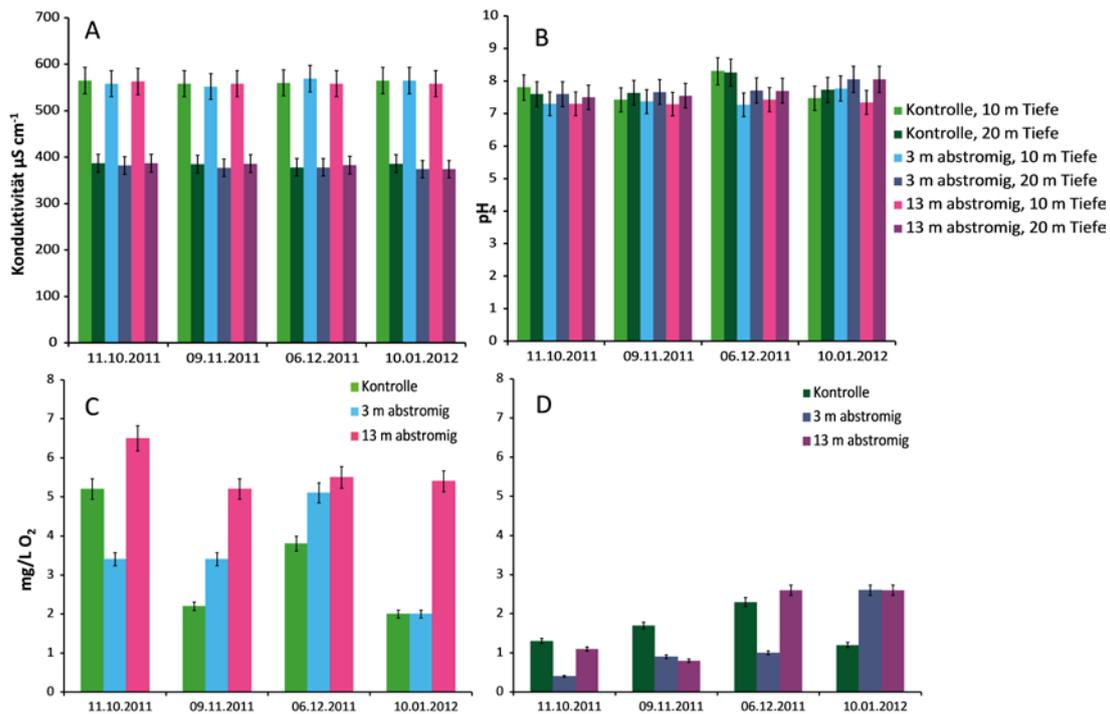


Abbildung 45: Analysen der geochemischen Parameter zu unterschiedlichen Probenzeitpunkten, dabei sind A: Leitfähigkeit, B: pH, C und D: Sauerstoffgehalt bei 10 und 20 m Brunnentiefe.

Die dargestellten Daten, insbesondere die TRFs, lassen darauf schließen, dass die Diversität an den einzelnen Probenahmestellen hoch ist. Diese Diversität zwischen den unterschiedlichen Brunnen entspricht den zu erwartenden Unterschieden zwischen einzelnen Brunnen in einem Aquifer. Dabei spielen verschiedene Faktoren eine Rolle: Zum einen die Heterogenität im Untergrund, die durch die drei vorhandenen Probenahmestellen statistisch nicht abgesichert erfasst werden konnte. Weitere Faktoren sind beispielsweise Unterschiede in der Grundwasserfließgeschwindigkeit oder in den geochemischen Verhältnissen (DOMENICO & SCHWARTZ 1998).

Im Fall Bad Wurzach spielt noch ein weiterer Faktor eine wesentliche Rolle. Am Standort wurden Polyethylen (PE)-Schläuche permanent installiert, welche eine gute Besiedelungsfläche für Mikroorganismen bieten (GILAN ET AL. 2004). Diese Bakterienpopulationen werden, bei den sehr niedrigen Pumpraten, bei jeder Probenahme ebenso mit beprobt wie die intrinsischen Grundwasser-Populationen selbst. Es ist daher nicht auszuschließen, dass in den vorliegenden Proben Bakterien mit erfasst wurden, die im ungestörten Grundwasser oder Sediment keine dominante Rolle spielen.

Die von der Erdwärmesonde induzierten Temperaturänderungen sind nur über sehr kurze Distanzen wirksam. Temperaturunterschiede wie sie im Abstand von 4 m und 14 m zur Erdwärmesonde zu messen waren zeigten keinen statistisch relevanten Effekt auf die Zusammensetzung der Bakteriengemeinschaften und deren Diversität. Zwar lässt sich nicht ausschließen, dass die anthropogen verursachten Temperaturänderung mittel- bzw. langfristig die Biozönosen an diesem Standort verändern, dieser Effekt wird jedoch in

jedem Fall von anderen natürlichen Faktoren wie der Sedimentheterogenität und transienten Bedingungen in der Hydrologie begleitet und wahrscheinlich überlagert.

5 Ergebnisse aus anderen Studien

5.1 Auswirkungen von Temperaturveränderungen auf natürliche mikrobielle Gemeinschaften im Grundwasserleiter und die Grundwasserfauna

5.1.1 Mikrobielle Gemeinschaften

Eine Temperaturerhöhung führt nach üblicher Lehrmeinung zur Erhöhung der Stoffwechselaktivität und Teilungsrate bei Bakterien. Obwohl dieses Bild in vielen Fällen zutrifft, darf man nicht außer Acht lassen, dass jede Art ihren ganz persönlichen Temperaturbereich hat, mit einem Temperaturminimum, einem Optimum und einem Maximum (Abbildung 46). So ist zwar die Aktivität eines Individuums direkt an die Temperatur gekoppelt, d.h. bei steigender Temperatur werden biochemische Reaktionen für gewöhnlich schneller. Dies gilt jedoch nicht für die absolute Reaktionsgeschwindigkeit eines Stoffwechselprozesses. Ein psychrophiles (kälteliebendes) Bakterium kann durchaus eine bestimmte Reaktion bei 10°C schneller ausführen als andere mesophile Arten bei 15°C. Was also für die einzelne Bakterienkultur stimmt, kann in der Umwelt ein ganz anderes Bild ergeben. In Abhängigkeit von den vorherrschenden Umweltbedingungen setzen sich Grundwasserbiozöosen daher unterschiedlich zusammen (GRIEBLER & MÖSSLACHER 2003). Während eine natürliche Grundwasserwassertemperatur (etwa 10-12°C) optimale Wachstumsbedingungen für psychrophile und psychrotolerante Mikroorganismen darstellt, fördert eine Temperaturerhöhung auf 15 bis 20°C bereits mesophile und noch höhere Temperaturen ab 40°C gar thermophile Arten (Abbildung 46).

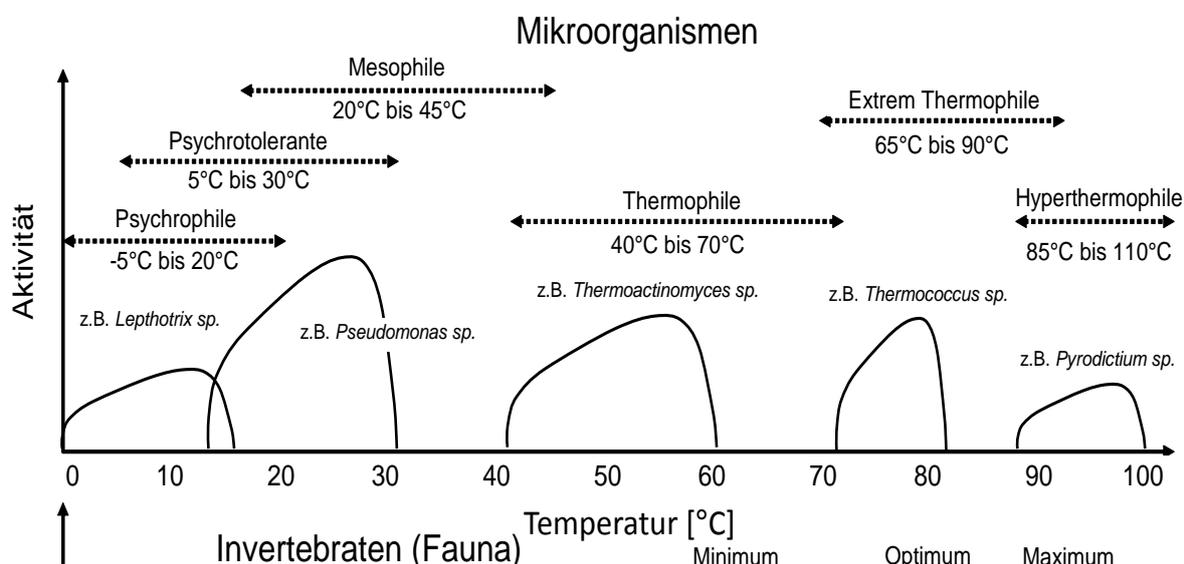


Abbildung 46: Anpassung der Mikroflora an verschiedene Temperaturbereiche. Jede physiologische Gruppe bzw. Art hat ihren ganz eigenen Temperaturtoleranzbereich. Abbildung verändert nach BRIELMANN ET AL. (2011).

Der direkte und indirekte Einfluss von Temperaturänderungen auf mikrobielle Gemeinschaften ist unbestritten. In ‚nicht-limitierten‘ Laborkulturen kann die Reaktion biologischer Aktivität aufgrund von Temperaturänderungen teilweise durch Modelle (z.B. Q_{10} -Funktion; KATTERER ET AL. (1998)) vorhergesagt werden. In der Umwelt, die sich durch ‚limitierende‘ Bedingungen charakterisiert, führen derartige Vorhersagen meist zu einer Überschätzung (DALIAS ET AL. 2003). Eine Vielzahl von Studien zeigte, dass bereits eine geringe Erwärmung von 2-3°C, vor allem wenn diese dauerhaft erfolgt, zu Veränderungen in der Aktivität und Zusammensetzung von mikrobiellen Gemeinschaften (Bakterien und Pilze) in unterschiedlichen Böden führte (ZOGG ET AL. 1997; BRADFORD ET AL. 2008; CASTRO ET AL. 2010; YERGEAU ET AL. 2012). Eine Temperaturerhöhung mag kurzfristig zu einer Erhöhung der Respiration und des Umsatzes von organischem Kohlenstoff führen (ACUNA ET AL. 2008). Langfristig jedoch, werden die Pools an organischen Kohlenstoff oder Nährstoffen im System schneller erschöpft und Abbauaktivitäten gehen als Folge trotz erhöhter Temperatur auf niedrigere Niveaus zurück (BRADFORD ET AL. 2008; FREY ET AL. 2008). Mehr noch, Temperaturveränderungen können einzelne Teilnehmer und somit Interaktionen in Nahrungsnetzen beeinflussen. Für Ciliaten (Einzeller, Wimpertierchen) wurde gezeigt, dass diese sowohl bei erhöhten als auch bei erniedrigten Temperaturen einen höheren Bedarf an Nahrung haben um ihre Produktivität (Vermehrung) stabil zu halten. Bei erhöhten Temperaturen und einem geringen Nahrungsangebot kam es zu negativen Produktionsraten (WEISSE ET AL. 2002). Diese Situation entspräche einer Temperaturerhöhung in einem oligotrophen Grundwasserleiter. Bei einer negativen Teilungsrate würde dieser Ciliat als Räuber (Beweider von kleineren Einzellern und Bakterien) an Bedeutung verlieren, was Einfluss auf den mikrobiellen Kohlenstoffkreislauf hat.

Erste Arbeiten, die sich auf mikrobielle Gemeinschaften in ausgewählten Grundwasserleitern konzentrierten, konnten keine statistisch signifikanten Effekte moderater Temperaturerhöhungen auf die Gesamtbakterienzahlen und Lebendkeimzahlen feststellen (ADINOLFI ET AL. 1994; SCHIPPERS & REICHLING 2006), jedoch wiesen einzelne Ergebnisse auf eine zunehmende Veränderung in der Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaften bei erhöhten Temperaturen hin (SCHIPPERS & REICHLING 2006). Im Rahmen des Projekts SPEOS in der Schweiz hat sich zum Beispiel gezeigt, dass sich innerhalb kurzer Zeit während der Warmwasserinjektionsphase in einem Aquiferspeicher eine völlig neue thermophile Mikroflora etablierte (ARAGNO 1983).

In einer mehrjährigen Studie, gefördert von der Life Science Stiftung (<http://www.life-science-stiftung.org>) wurden die ökologischen Auswirkungen von Grundwassererwärmung auf die Lebensgemeinschaften und Ökosystemfunktionen in einem oberflächennahen quartären Grundwasserleiter im Münchner Norden untersucht. Der Standort, ausgestattet mit einer offenen Brunnengallerieanlage, zeigte eine mehrere Kilometer lange Wärmefahne mit Höchsttemperaturen von 19°C in den Sommermonaten, verursacht durch die Einbringung großer Wärmemengen in Form von erwärmtem Kühlwasser. Die Feldstudie ergab ein sehr deutliches Bild. Funktionelle Parameter wie etwa die bakterielle Kohlenstoffproduktion im Grundwasser des

hochdurchlässigen Aquifers (Abstandsgeschwindigkeiten $> 10 \text{ m d}^{-1}$) zeigten keine signifikanten Veränderungen in Abhängigkeit zur Temperatur. Auch die bakterielle Abundanz (Gesamtkeimzahl) und die Lebendkeimzahl im Wasser unterlagen keinen maßgeblichen Veränderungen. Allein die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften reagierte signifikant auf die Temperaturveränderungen. Bereiche mit höherer Temperatur waren durch eine erhöhte Diversität in den Bakteriengemeinschaften charakterisiert (Abbildung 47). Andere Faktoren wie saisonale hydrologische Schwankungen, der Einfluss eines nahegelegenen Oberflächengewässers und landwirtschaftliche Einflüsse trugen maßgeblich zur Dynamik im Grundwasserleiter bei (BRIELMANN ET AL. 2009).

In Laborexperimenten mit Sedimentsäulen wurde, unter Verwendung von Standortmaterial, die Situation im Freiland noch einmal nachgestellt und die Veränderungen mikrobieller Parameter über ein breiteres Temperaturspektrum (4°C bis 45°C) untersucht. Diese Experimente untermauerten im Wesentlichen die Ergebnisse aus den Feldversuchen, berücksichtigt man die dort angetroffenen Temperaturverhältnisse. Bei Temperaturen von 20°C und 30°C war die bakterielle Aktivität (Kohlenstoffproduktion) in den Sedimentsäulen bereits signifikant erhöht. Am deutlichsten war der Temperatureffekt aber erneut bei der bakteriellen Biodiversität. Diese war bei den Extremtemperaturen 4°C und 45°C deutlich geringer als in der Kontrolle (10°C). Bei Temperaturen zwischen 15°C und 30°C war die Diversität im Sediment im Vergleich zur Kontrolle erhöht. Die bei 45°C inkubierten Säulen zeigten die stärksten Veränderungen für die Gesamtzellzahl und ausgewählte Aktivitätsparameter. Der Rückgang aller Werte bei 45°C ist vor allem darauf zurückzuführen, dass sich bei dieser Temperatur die mikrobielle Gemeinschaft grundlegend umstrukturiert hatte (BRIELMANN ET AL. 2011). Viele psychrophile Arten verschwanden, was sich in der deutlich verringerten Diversität widerspiegelte.

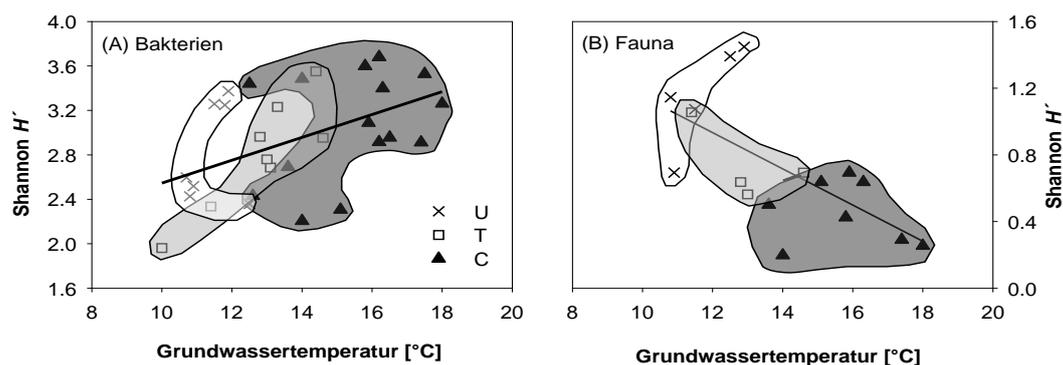


Abbildung 47: Diversität nach Shannon-Wiener [H'] für (A) die bakteriellen Gemeinschaften (wurde auf Basis von T-RFLP Fingerprints analysiert) und (B) die Grundwasserfauna. Proben wurden zu vier Zeitpunkten über das Jahr verteilt an ausgewählten Grundwassermessstellen entnommen; Bakterien entstammten dem gepumpten Grundwasser und die Fauna wurde im Pegelsumpf unter Verwendung eines speziellen Netzsammlers entnommen. U = unbeeinflusst, T = zeitweise beeinflusst, C = kontinuierlich beeinflusst (verändert nach BRIELMANN ET AL. (2009)).

Da derart unbelastete Aquifere wie im Fall des untersuchten Grundwasserleiters im Münchner Norden eher die Ausnahme bilden, konzentrierten sich nachfolgende Laborexperimente auf Situationen wie man sie häufiger in Grundwasserleitern antrifft, i.e. (1) eine moderate organische Hintergrundbelastung, (2) geringe Konzentrationen eines (Model)Schadstoffes (hier Toluol) und (3) das gelegentliche Auftreten von pathogenen Bakterien. Die Resultate zeigten diesmal sehr viel deutlichere Änderungen in den untersuchten mikrobiellen Parametern. Bereits eine geringe Erhöhung der Temperatur (+ 5°C) hatte höhere Keimzahlen und Aktivitäten zur Folge. Pathogene Bakterien (*E. coli*) waren bei niedrigen Temperaturen am längsten im Sediment nachweisbar. Erwähnenswert ist auch, dass in manchen der erwärmten Säulen Legionellen nachgewiesen wurden, welche in den Kontrollsäulen unter der Nachweisgrenze lagen. Der Modellschadstoff Toluol wurde zwischen 15-30°C schneller abgebaut als bei natürlichen Temperaturen. Wichtig anzumerken ist, dass es bei der moderaten organischen Hintergrundbelastung bei erhöhten Temperaturen rasch zu einer Sauerstoffzehrung kam, die eine Verminderung der Wasserqualität zur Folge hatte (BRIELMANN ET AL., unpubl. Ergebnisse).

Einen ähnlichen Aspekt beschreibt FOULQUIER ET AL. (2009). In den Sedimenten unterhalb von Sammelbecken für oberflächlich abfließenden Niederschlag bei Starkregenereignissen, kam es zu signifikanten Temperaturerhöhungen im Vergleich zu weiter entfernten Bereichen im Aquifer. Diese Temperaturanomalien zusammen mit einem erhöhten Eintrag von DOC führten lokal zu einer gesteigerten mikrobiellen Aktivität und damit im Zusammenhang zu einer Sauerstoffzehrung (FOULQUIER ET AL. 2009).

Säulenversuche mit Material aus einem reduzierten (anoxischen) Aquifer zeigten, dass Sulfatreduktion als dominant vorherrschender Redoxprozess in diesen Sedimenten bei Zugabe von Acetat eine klare Temperaturabhängigkeit zeigte. Mit einer Erhöhung der Temperatur von 10°C auf 40°C ging eine Erhöhung der Aktivität, sprich Sulfatreduktion, einher. Eine weitere Erhöhung auf 70°C führte jedoch wieder zu einer Abnahme des Sulfatumsatzes (JESUBEK ET AL. 2013b). Hinweis auf Fermentation und Methanogenese wurde nur in Säulen bei 25°C gefunden, nicht jedoch bei niedrigeren und höheren Temperaturen. Diese Studie weist auf ein vorhandenes Potential hin, den biologischen Abbau an Altlastenstandorten mittels Temperaturerhöhung zu steigern, etwa durch eine geothermische Anlage im kontaminierten Bereich. Zu einem ähnlichen Befund kommen ZEMAN und Kollegen (2014). Eine Temperaturerhöhung führte in Säulenversuchen mit Standortmaterial zu einem beschleunigten Abbau von aromatischen Kohlenwasserstoffen. Konkret, wurde bei Temperaturen von 22°C und 30°C eine erhöhte Methanproduktion beobachtet. Auch der an die Sulfatreduktion gekoppelte Schadstoffabbau zeigte eine deutliche Temperaturabhängigkeit. Bei natürlichen Grundwassertemperaturen spielte Methanogenese keine Rolle. Temperaturen >35°C wurden für die Bioremediation als ungeeignet befunden, da sich mikrobielle Prozesse wieder signifikant erniedrigten (ZEMAN ET AL. 2014).

LERM und Kollegen (2011) untersuchten im Norddeutschen Becken einen Kältespeicher in 30-60m Tiefe. Im Rahmen dieser Studie wurden im Fluid die Gesamtzellzahl und die

Zusammensetzung der Bakteriengemeinschaften (mittels genetischem Fingerabdruck) untersucht. Die Autoren fanden geringe Unterschiede in der mikrobiellen Zusammensetzung zwischen Brunnenproben und Prozessfluiden. Die identifizierten Mikroorganismen wurden den Phyla *Proteobacteria* und *Flavobacteria* zugeordnet. Neben dem routinemäßigen Anlagenbetrieb wurde eine Phase mit technischen Störungen durch zugesetzte Filter dokumentiert. Es kam zu einer Zunahme an Schwefel-oxidierenden Bakterien. Diese und auch Eisen-oxidierende Bakterien spielten durch die Bildung von Biofilmen und induzierter mineralischer Ausfällungen eine essentielle Rolle für die Filterstandzeiten in der obertägigen Anlage und die Injektivität der Bohrungen. Vor allem Vertreter von *Thiothrix*, einer Gattung Schwefel-oxidierender Bakterien, bildeten filamentöse Biofilme und trugen wesentlich zum Zusetzen der Filter bei (LERM ET AL. 2011).

In einer weiteren Studie wurde gezeigt, dass sich die mikrobiellen Gemeinschaften in den warmen/heissen (68-73°C) und ‚kühlen‘ (46°C) Fluiden einer tiefen Wärme- und Kältespeicheranlage im Norddeutschen Becken (Neubrandenburg, Sandsteinaquifer, ca. 1.300m UGK) deutlich voneinander unterschieden (LERM ET AL. 2013). Warme Fluide enthielten nur wenige Zellen, tlw. unter der Nachweisgrenze (hier 10^4 Zellen ml^{-1}). Die Hauptvertreter waren *Firmicutes*, *Bacterioidetes*, *Deferribacteres* und Proteobakterien (α , β und γ). Zellzahlen in den am Wärmetauscher abgekühlten Fluiden und produktionswasser aus der ‚kühlen‘ Seite der Dublette, waren 2 Größenordnungen höher. In den ‚kühlen‘ Fluiden waren Wasserstoff (H_2), Schwefelwasserstoff (H_2S) und Methan (CH_4) nachweisbar. Entsprechend zeichnete sich die Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaften durch die Anwesenheit von verschiedenen sulfatreduzierenden und fermentierenden Bakterien aus, die in den Fluiden der erwärmten Seite der Dublette nicht nachzuweisen waren. Über einen Beobachtungszeitraum von 2 Jahren unterlagen die mikrobiellen Gemeinschaften im Zuge der Wärmeeinspeicherung und -entladung dynamischen Veränderungen (LERM ET AL. 2013).

Dasselbe Team von Wissenschaftlern untersuchte auch Fluide unter mikrobiologischen, geochemischen und mineralogischen Gesichtspunkten in einer Tiefengeothermieanlage im Molassebecken (ALAWI ET AL. 2011). Die Fluidtemperatur der vor und nach dem Wärmetauscher entnommenen Fluide betrug zwischen 103 °C und 61 °C. Die Salinität variierte zwischen 600 und 900 $mg L^{-1}$ und der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) lag zwischen 6,4 und 19,3 $mg C L^{-1}$. Die mikrobielle Lebensgemeinschaft in der Anlage wurde erneut mithilfe eines genetischen Fingerabdrucks charakterisiert. Hierzu wurde das 16S rRNA Gen sowie die für sulfatreduzierende Bakterien (SRB) spezifische dissimilatorische Sulfitreduktase untersucht. In allen Fluidproben konnten Mikroorganismen nachgewiesen werden. Die Zuordnung der Organismen zu stoffwechselphysiologischen Gruppen lieferte Hinweise auf verschiedene biogeochemische Prozesse, wie beispielsweise Sulfatreduktion. Die Untersuchungen zeigten eine beachtliche Diversität von sulfatreduzierenden Bakterien. Diese sind für ihre Rolle bei biologisch induzierten Korrosions- und Fällungsprozessen bekannt (ALAWI ET AL. 2011).

5.1.2 Die Grundwasserfauna

Bei den höheren Organismen bezeichnet man Tiere mit einer engen Temperaturtoleranz als stenotherm und solche mit einem breiten Temperaturspektrum als eurytherm (Abbildung 48). Vertreter der europäischen Grundwasserfauna sind meist kaltstenotherm mit jedoch einigen temperaturtoleranten Ausnahmen. Untersuchungen verschiedener Amphipodenarten zeigten, dass *Niphargus virei* als echter Grundwasserflohkrebs alle Charakteristika einer kaltstenothermen Art ausweist, während der nah verwandte Bachflohkrebs *Gammarus fossarum* in einem verhältnismäßig breiten Temperaturbereich aktiv ist (ISSARTEL ET AL. 2005). Überraschend zeigte auch eine weitere Grundwasserart, *N. rhenorhodanensis* eurytherme Eigenschaften. Der Effekt einer Temperaturänderung auf Grundwasserorganismen ist bislang wenig dokumentiert. Eine Temperaturerhöhung führt zweifelsohne zu gesteigerten physiologischen Aktivitäten (z.B. Bewegungsaktivität, Sauerstoffverbrauch). Ab einem artspezifischen Grenzwert kehrt sich dieser Trend um und führt häufig zu einer Art Hitzestarre und zum Tod der Tiere. ISSARTEL und Kollegen (2005) fanden für *Niphargus virei* bei 17°C eine 50 % erhöhte Sauerstoffkonsumation und eine höhere Mortalität im Vergleich zu Tieren die bei 11°C gehalten wurden. Auch die viel tolerantere Grundwasserart *N. rhenorhodanensis* zeigte Langzeiteffekte. Eine andauernde Temperaturerhöhung um 6°C führte zu 50 % Mortalität nach 3 Monaten im Vergleich zur Kontrollgruppe bei 11°C (COLSON-PROCH ET AL. 2010). Dieselben Autoren zeigten eine dreifach höhere Transkriptionsrate für Hitze-Schock Proteine (heat-shock protein HSP70) nach einem Monat Hälterung bei 16°C im Vergleich zu Tieren bei 10°C (COLSON-PROCH ET AL. 2010).

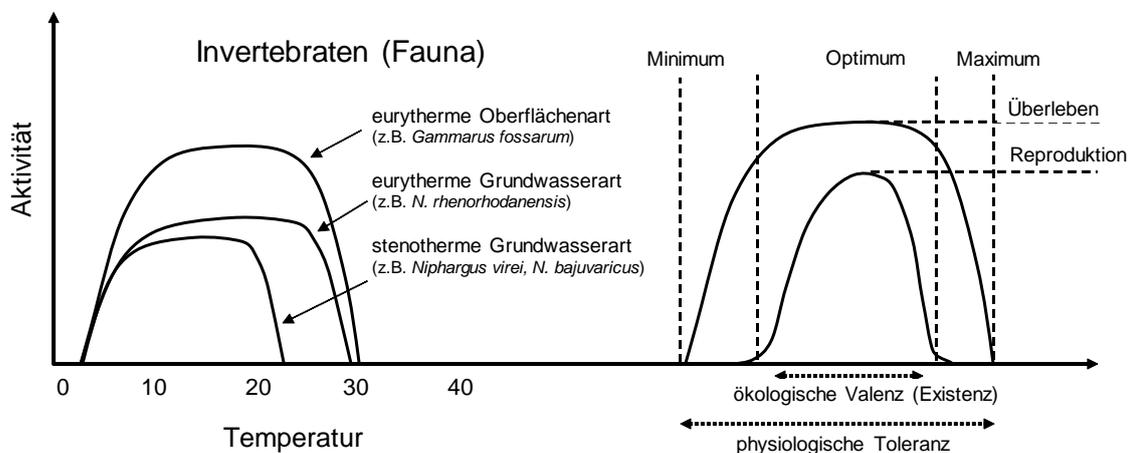


Abbildung 48: Anpassung der Meiofauna an verschiedene Temperaturbereiche. Jede Art hat ihren ganz eigenen Temperaturtoleranzbereich. Die ökologische Valenz, also der Bereich in der die jeweilige Art in der Umwelt angetroffen wird, ist noch wesentlich enger als ihr Toleranzbereich. Abbildung verändert nach BRIELMANN ET AL. (2011).

GLATZEL (1990) konnte für einen Grundwasserruderfußkrebs (*Parastenocaris phyllura*, Copepoda, Harpacticoida) zeigen, dass eine Temperaturerhöhung von 8°C auf 16,5 - 24°C

bei ausreichendem Nahrungsangebot die Gesamtentwicklungszeit (von der Eiablage bis zum adulten Individuum) auf ein Viertel verkürzte. Allerdings beobachtete er bei Kulturen, die über 19°C gehalten wurden eine sehr hohe Mortalität; bis 100% nach 84 Tagen.

Experimente in unserem Labor zur Temperaturtoleranz von ausgewählten Vertretern der Grundwasserfauna zeigten ein sehr deutliches Bild. Die an gleichbleibend niedrige Temperaturen angepassten Grundwasser-Krebstiere konnten nur sehr kurzfristig Temperaturen > 20°C tolerieren. Bei *N. inopinatus* sank der LT₅₀ Wert von 27°C nach 24h (LT = lethal temperature), auf 23°C nach 5 Tagen, und 20°C nach 30 Tagen (Abbildung 49). Die höchste Temperatur die alle Testorganismen bei den Flohkrebse für die längste Versuchszeit (50 Tage) unbeschadet überstanden lag bei 16°C. *Proasellus cavaticus*, als Vertreter der Grundwasserasseln, war deutlich empfindlicher gegenüber Temperaturerhöhungen. Der LT₅₀ lag bei 23°C nach 24h und bereits bei 16,6°C nach 5 Tagen (Abbildung 49). 16°C entsprach auch der höchsten Temperatur welche alle Testorganismen für 24h unbeschadet überstanden. Fünf Tage wurden nur bei einer natürlichen Grundwassertemperatur (12°C) von alle Testorganismen innerhalb der Asseln überlebt (BRIELMANN ET AL. 2011).

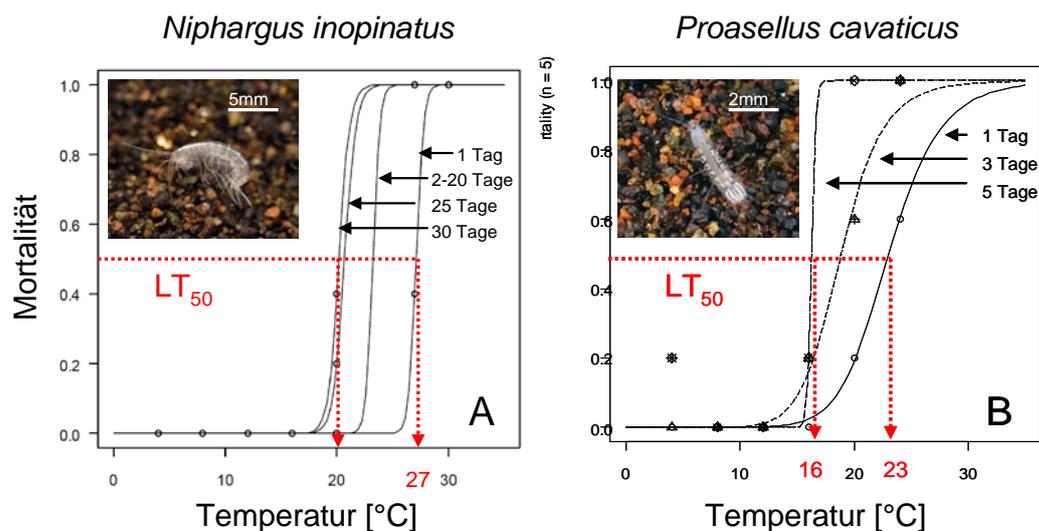


Abbildung 49: Temperatur Dosis-Wirkungs- Beziehungen für zwei ausgewählte Grundwasser-Invertebraten. LT₅₀ = Letale Temperatur für 50% der Versuchstiere. Die Versuche wurden dynamisch über einen Zeitraum von 5 Tagen (*P. cavaticus*) bis 30 Tage (*N. inopinatus*) ausgewertet. A) verändert nach Schreglmann (2010), (B) verändert nach Ferraro (2009).

Bisher noch nicht veröffentlichte Ergebnisse einer Promotion an der Universität Landau lieferten konkrete Hinweise, dass bereits Temperaturen über 14 °C von einigen stygobionten Grundwasserarten und -gemeinschaften nicht toleriert werden (SPENGLER C. & HAHN H.J. 2014, mündl. Mitt.).

Wurden Grundwasserasseln und Flohkrebse in eine Temperatorkammer (2-30 °C) gesetzt, so hielten sie sich vorwiegend im Bereich der natürlichen Temperaturen auf. Die mittlere Temperatur für den Ort der höchsten Aufenthaltshäufigkeit lag bei 11,4 °C für *P. cavaticus* und 11,7 °C für *N. inopinatus* (Abbildung 50). Selten wanderten die Tiere in Bereiche < 5 °C und > 20 °C ein. Hier fielen Individuen oft in eine Kälte- oder Wärmestarre, wobei die letztere in beinahe allen Fällen tödlich endete (SCHREGLMANN 2010).

In einer jüngst veröffentlichten Studie (AVRAMOV ET AL. 2013) wurde die Stressantwort in Folge einer kurzfristigen Temperaturänderung für den Bachflohkrebs *Gammarus pulex* und den Grundwasserflohkrebs *N. inopinatus* untersucht. Als Stressindikatoren dienten die Katecholamine Dopamin (DA), Noradrenalin (NA) und Adrenalin (A). Die Basis- bzw. Ruhekonzentrationen der einzelnen Katecholamine waren sehr unterschiedlich zwischen der oberirdischen und unterirdischen Flohkrebseart. *N. inopinatus* hatte etwa 1000fach höhere DA, 100fach höhere NA und 10fach höhere Adrenalinwerte (AVRAMOV ET AL. 2013; PFISTER ET AL. 2013). In der Biosynthese bzw. während einer Stressreaktion wird DA zu NA und anschließend weiter zu Adrenalin umgesetzt. Eine spontane Temperaturänderung von 12 °C auf 24 °C führte bei beiden Amphipodenarten zu einer starken Stressreaktion (Abbildung 51).

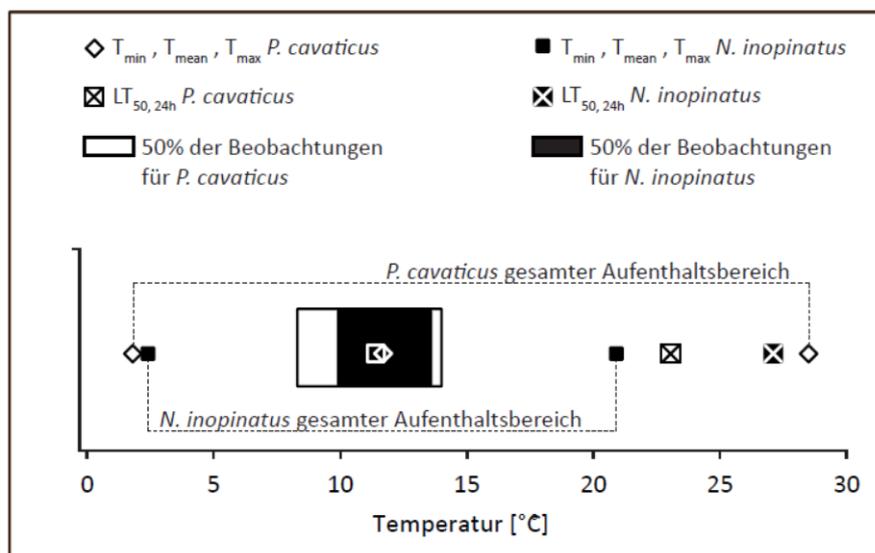


Abbildung 50: Bevorzugte Temperaturbereiche für den Grundwasserflohkrebs *Niphargus inopinatus* (volle Symbole) und die Grundwasserassel *Proasellus cavaticus* (leere Symbole) in einem Temperaturgradienten von 1,8 bis 36 °C. Die gestrichelte Linie zeigt den gesamten Temperaturbereich in dem Tiere angetroffen wurden. Die Boxen im Zentrum der Abbildungen zeigen den ‚interquartilen‘ Bereich (Q3-Q1) und bilden jenen Temperaturbereich ab, in dem sich die Testorganismen 50% der Zeit aufhielten. Ergänzend sind die LT50 Werte nach 24h gezeigt (siehe dazu auch Abbildung 49). Abbildung verändert nach AVRAMOV ET AL. (2013).

In *G. pulex* kam es zu einer signifikanten Erhöhung von NA, das DA:NA Verhältnis sank mit steigender Temperatur, und das NA:A Verhältnis steigt; Hinweis für einen Umsatz

von DA nach NA (AVRAMOV ET AL. 2013). Bei *N. inopinatus* führte bereits eine Temperaturerhöhung auf 18°C und gleichfalls eine auf 24°C zur Bildung von Adrenalin, welches in Kontrollorganismen nicht nachweisbar war. Die AdrenalinKonzentration stieg mit steigender Temperatur während NA sank; Hinweis auf einen Umsatz von NA nach A (Abbildung 51). Zusammenfassend heißt das, dass im selben Zeitraum der Erwärmung bei den *Gammariden* der erste Umsatzschritt, von DA nach NA, aktiv abläuft, während bei den *Niphargen* die zweite Reaktion, von NA zu Adrenalin dominiert. Dies spricht für eine raschere Stressantwort bei den Grundwassertieren welche durch das Vorhalten eines Katecholaminspeichers (Dopamin) erklärt werden kann (AVRAMOV ET AL. 2013).

Freilandstudien zu Temperatureffekten auf die Grundwasserfauna gibt es nur wenige. In jener Studie im Münchner Norden, die eine ausgedehnte Wärmefahne untersuchte (BRIELMANN ET AL. 2009), und eine Zunahme der bakteriellen Diversität mit zunehmender Temperatur feststellte (siehe oben), zeigte einen gegenläufigen Trend für die Grundwasserfauna. Mit zunehmender Temperatur nahm die Artenvielfalt ab.

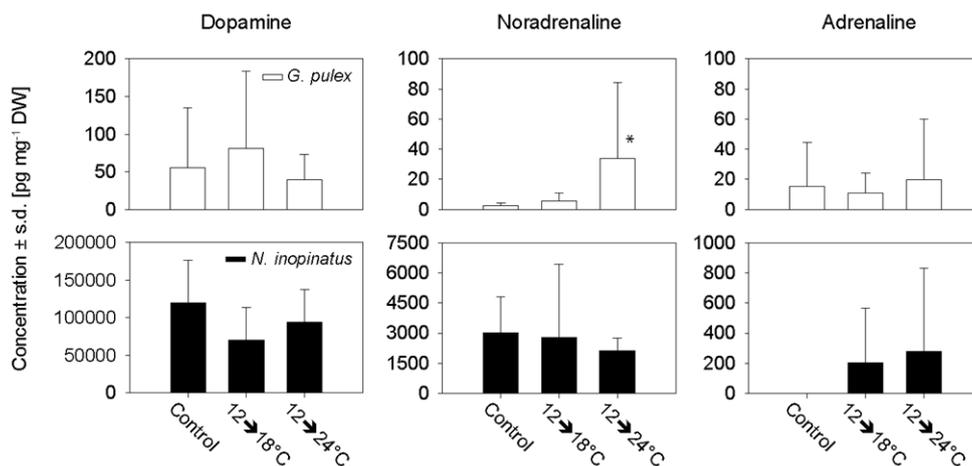


Abbildung 51: Katecholaminkonzentrationen in den Flohkrebsen *Gammarus pulex* (Oberflächenart, Abbildungen in der oberen Reihe) und *Niphargus inopinatus* (Grundwasserart, Abbildungen in der unteren Reihe); für Erklärung siehe Text. Abbildung aus AVRAMOV ET AL. (2013).

FOULQUIER ET AL. (2011) zeigten in einer Studie zur Versickerung von Oberflächenabfluss (bei Extremregenereignissen) in einen Aquifer, dass die Fauna in jenen Bereichen die großen Temperaturveränderungen unterworfen waren (Temperaturen bis 22°C) fast gänzlich fehlte obwohl diese Habitats durch die größte mikrobielle Biomasse gekennzeichnet waren. Durch den organischen Eintrag und die erhöhte Temperatur kam es zeitweise zur Sauerstoffzehrung. Es bleibt offen, ob die Temperaturerhöhung oder die niedrigen Sauerstoffkonzentrationen letztendlich hauptverantwortlich für das Fehlen der Fauna waren. Unbestritten scheint, dass der Stress durch die Sauerstoff/Temperatur Bedingungen den Energiefluß zwischen den

trophischen Ebenen unterbricht. Erhöhte mikrobielle Aktivitäten wurden in diesem Fall von einem Ausfall der höchsten trophischen Ebenen begleitet (FOULQUIER ET AL. 2009).

Zusammenfassend hat sich in den Feld- und Laboruntersuchungen gezeigt, dass sehr saubere, energielimitierte Grundwassersysteme nur sehr eingeschränkt und sehr verzögert auf Temperaturveränderungen um wenige Grad Celsius ($\pm 5-10^{\circ}\text{C}$) reagieren, solche die ausreichend DOC und Nährstoffe enthalten unterliegen dazu im Vergleich raschen Veränderungen schon bei geringen Temperaturveränderungen.

5.2 Einfluss der Temperaturveränderung und der Errichtung von geothermischen Anlagen auf die Grundwasser- und Trinkwasserqualität

5.2.1 Wasserchemie

Eine Temperaturveränderung hat Einfluss nicht nur auf biologische Prozesse, sondern auch auf physikalisch-chemische Verhältnisse, die ihrerseits wiederum die Biologie beeinflussen können. Temperaturveränderungen führen zudem zu einer Veränderung von Lösungs- und Sorptionsgleichgewichten. Konkret, kann die Einleitung von erwärmtem Wasser in den Untergrund zu Karbonatausfällungen (GRIFFIOEN & APPELO 1993), einer erhöhten Lösung von silikatischen Mineralien (CARROLL & WALTHER 1990; KÖHLER ET AL. 2003; ARNING ET AL. 2006) und anderer Salze (BALKE 1978; WILLIBALD 1979), der Mobilisierung von organischen Material (CHRIST & DAVID 1996; KAISER ET AL. 2001; JESUBEK ET AL. 2013a) begleitet durch die vermehrte CO_2 Abgabe aus den Sedimenten (BRONS ET AL. 1991), und einer geringeren Löslichkeit von Sauerstoff (STUMM & MORGAN 1995) führen. Bei einer Temperatur von 70°C kam es in Sedimentsäulen zu einer dreifach erhöhten Freisetzung von DOC im Vergleich zu Kontrollen bei 10°C (JESUBEK ET AL. 2013a). JESUBEK und Kollegen (2013a), weisen darauf hin dass eine Erwärmung von Grundwasser im Aquifer um 10°C auf 25°C und darüber hinaus dazu führen können, dass eine Verwendbarkeit als Trinkwasser und Prozesswasser nicht mehr gewährleistet ist. Als Ursache werden die Reduktion und Lösung von Metalloxiden angeführt. Zu einem gegenteiligen Urteil kommen PROSSEMIERS und Kollegen (2014) in ihrem Review zu belgischen Wärmespeicheranlagen. Moderate Temperaturveränderungen, gefährden aus ihrer Sicht die Grundwasser- und Trinkwasserqualität kaum.

In Säulenversuchen mit Material aus einem oligotrophen, quartären Porengrundwasserleiter im Münchner Becken wurde die Veränderung hydrochemischer Parameter über ein breiteres Temperaturspektrum (4°C bis 45°C) untersucht. Nur sehr geringe Änderungen konnten für die Chemie des Porenwassers festgestellt werden. Es kam zu geringen Veränderungen im Karbonatgleichgewicht; es wurde eine verringerte Löslichkeit mit steigender Temperatur beobachtet. Der pH-Wert zeigte einen abnehmenden Trend mit zunehmender Temperatur (BRIELMANN ET AL. 2011); ein durchaus bekanntes Phänomen (BALKE 1978).

Keine deutlichen Änderungen in der Porenwasserbeschaffenheit zwischen 10 und 40°C belegt auch eine Studie von JESUBEK et al. (2013b). Bei höheren Temperaturen (70°C)

zeigten sich in Säulenexperimenten mit tertiären Lignitsanden (Oberer Braunkohlesand, >90% Quartz) eine Abnahme im pH, eine Abnahme im Kalzium- und Magnesiumgehalt, eine Zunahme im Kalium- und Siliziumgehalt und eine maßgebliche Mobilisierung von DOC. Mit zunehmender Temperatur veränderte sich das Redoxregime in Richtung eines niedrigeren Redoxpotentials. Aerobe Respiration und Nitratreduktion waren die vorherrschenden Redoxprozesse bei 10°C. Ab einer Temperatur von 25°C gab es Hinweise auf mikrobielle Eisenreduktion und bei 70°C wurde auch Sulfat als Elektronenakzeptor mikrobiell reduziert.

In Säulenversuchen mit Sedimenten aus einem anoxischen sandigen Aquifer in den Niederlanden, dessen Grundwasser für die Produktion von Trinkwasser verwendet wird, konnten BONTE und Kollegen (2013) zeigen, dass eine Temperaturerhöhung zur Mobilisierung verschiedenster Schwermetalle und natürlicher Kontaminanten führte. Bereits eine Erhöhung auf 25°C hatte die Freisetzung von Arsen zur Folge. Bei einer Temperatur von 60°C fanden sich unter anderen erhöhte Arsen, Chrom, Molybden, Bor und Fluorwerte im Porenwasser. Es kam zudem zu einer Mobilisierung von DOC und pH-Wertänderungen (BONTE ET AL. 2013). Die Autoren vermuten, dass diese Veränderungen der Wasserbeschaffenheit mit der gesteigerten Lösung von silikatischen Mineralien im Zusammenhang stehen.

Ein pH-Anstieg auf über zwölf, wie er beim Aushärten von Zement bzw. Bentonit – zum Beispiel nach der Ringraumverfüllung bei Erdwärmesonde – auftritt, ist für viele Mikroorganismen letal und daher kommt es in den alkalisch beeinflussten Bereichen zu einer Störung der mikrobiellen Gemeinschaften (SAITO & KOBAYASHI 2003). Der pH-Bereich, indem einzelne Bakterienarten wachsen bzw. langfristig überdauern können, umspannt selten mehr als 4 pH-Einheiten (ROSSO ET AL. 1995; MADIGAN ET AL. 2006; EHRLICH & NEWMAN 2009). Die im Grundwasser dominant vorkommenden Arten sind an die vorherrschenden Lebensbedingungen angepasst. Neben letalen Effekten kann eine pH-Wertverschiebung eine Veränderung des Adsorptionverhaltens von Bakterien zur Folge haben (HARVEY ET AL. 2010).

5.2.2 Wärmeträgerfluide

Bei geschlossenen Anlagen (z.B. Erdwärmesonde) zirkuliert eine Wärmeträgerflüssigkeit bzw. Wärmetauscherflüssigkeit, die im Idealfall nie mit dem Grundwasser in Berührung kommt. Dennoch kommt es gelegentlich zu Leckagen (Abbildung 52). Darum war in der jüngsten Vergangenheit das Transportverhalten, die biologische Abbaubarkeit, und die Ökotoxizität von Wärmeträgerfluiden Gegenstand einiger Studien.

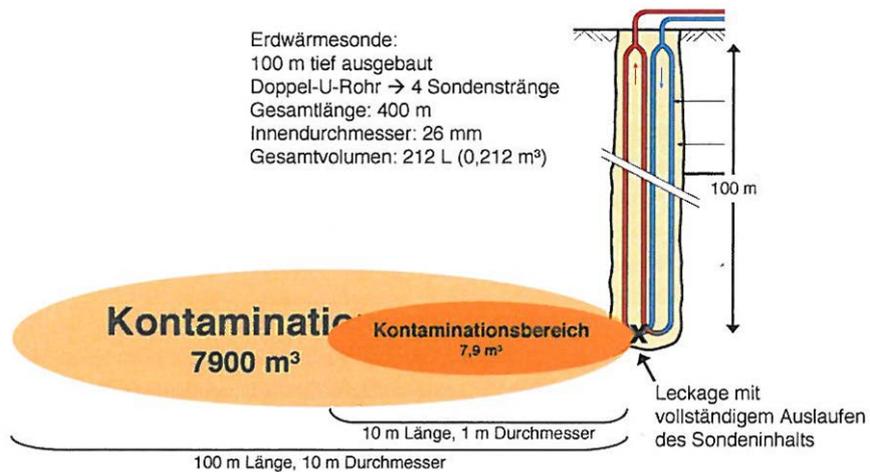


Abbildung 52: Schema Leckage einer Erdwärmesonde mit einem möglichen Kontaminationsszenario (aus THIEM ET AL. 2012).

Wärmeträgerfluide bestehen im Normalfall aus einer Mischung aus Wasser und Glykolen (bis zu 30%), vor allem Ethylenglykol und Propylenglykol. Alternativ können auch Betain und Kaliumcarbonat-Sole verwendet werden. Studien haben gezeigt, dass reine Glykole unter verschiedenen Bedingungen, oxisch als auch anoxisch, meist schnell biologisch abgebaut werden (KLOTZBÜCHER ET AL. 2007; ILIEVA ET AL. 2014).

Neben den Frostschutzmitteln werden dem Wärmeträgerfluid verschiedene Zusatz- und Hilfsstoffe beigesetzt um eine lange Lebensdauer der Anlage zu gewährleisten. Es handelt sich dabei um Korrosionshemmer, Alkalimittel, Farbstoffe, Antischaummittel, Tenside, Lösungsmittel und Duftstoffe (ILIEVA ET AL. 2014). Die Identität der einzelnen Additive unterliegt oftmals dem Betriebsgeheimnis der Hersteller. In den vergangenen Jahren wurden einzelne Inhaltsstoffe identifiziert und auf ihr Umweltverhalten hin untersucht. Eine umfassende Untersuchung fand im Rahmen des Programms ‚Herausforderung Erdwärme‘ gefördert durch das Land Baden-Württemberg statt. Das Projekt ‚Risikominimierung beim Einsatz von Wärmeträgerflüssigkeiten: Einfluss von Additiven auf Umweltverhalten und Abbaubarkeit im Untergrund‘ (ILIEVA ET AL. 2014) führte eine umfassende Hersteller- und Vertreiberbefragung zu Additiven in kommerziell erhältlichen Wärmeträgerfluiden durch. Aus 40 deklarierten Additiven wurden neun häufig eingesetzte Substanzen hinsichtlich ihrer physikalisch-chemischen Eigenschaften und ihrer Abbaubarkeit näher charakterisiert. Wie in Tabelle 7 zusammengefasst, sind bis auf Oleylalkohol alle ausgewählten Substanzen als im Grundwasserleiter äußerst mobil charakterisiert. Die Substanzen 1H-Benzotriazol, Tolyltriazol und 2-Ethylhexansäure wurden in bisherigen Studien als (sehr) persistent gegenüber mikrobiologischen Abbau beschrieben ILIEVA ET AL. (2014) und Referenzen darin.

Tabelle 7: Physikalisch-chemische Eigenschaften der ausgewählten Additive sowie Bewertung ihrer Mobilität in der Umwelt; GW Konz. = zu erwartende Konzentration im Grundwasser (verändert nach ILIEVA ET AL., 2014).

Substanz	Art	GW Konz. [mg L ⁻¹]	Mobilität	Persistenz	Toxizität	Prioritäre Substanzen
1H-Benzotriazol	Korrosionshemmer	6	+	++	+	+
Tolyltriazol	Korrosionshemmer	70	+	+	+	+
2-Ethylhexansäure	Korrosionshemmer	480	+	+	+	+
Sebacinsäure	Korrosionshemmer	256	+	-	+	-
Benzoessäure	Korrosionshemmer	190	+	-	+	+
Propylencarbonat	Tensid	4	+	-	-	-
Tripopylenglykolmethylether	Tensid	0,4	+	-	-	-
Oleylalkohol	Tensid	0,2	-	-	-	-
Methanol	Lösungsmittel	0,2	+	-	-	-

Weitere zwei Substanzen, Sebacinsäure und Benzoessäure, wurde als toxisch deklariert. Eine Beeinträchtigung des Bioabbaus von Glykolen bei Anwesenheit einzelner und der Mixtur von Additiven berichten CORNELL ET AL. (2000), KLOTZBÜCHER ET AL. (2007), ILIEVA ET AL. (2014) und Referenzen darin. Bereits Konzentrationen von 50 µM von Benzotriazolen beeinträchtigten den biologischen Abbau der Frostschutzmittel (ILIEVA ET AL. 2014). Zusammenfassend werden in dem Projekt vier der ausgewählten Substanzen, nämlich Benzotriazol, Tolyltriazol, 2-Ethylhexanoat und Benzoat, als potentiell problematisch bewertet (ILIEVA ET AL. 2014).

Im Rahmen des thematisch verwandten Projekts „Wärmeträgerfluide in der Geothermie: exemplarische Gefährdungsabschätzung anhand von Strukturaufklärung, Abbaubarkeit und Toxizität“ (DVGW-Forschungsvorhaben W 1/01/09, BADENOVA Innovationsfonds Vorhaben 2010-3) wurden neun ausgewählte Wärmeträgerfluide und ein Korrosionshemmer hinsichtlich ihrer chemischen Zusammensetzung, Abbaubarkeit und Toxizität untersucht (SCHMIDT ET AL. 2012; THIEM ET AL. 2012). Die Autoren kommen teilweise zu sehr ähnlichen Ergebnissen. Als Problematisch werden vor allem die persistenten Inhaltstoffe, wie etwa Triazole, und die Gefährdung des Grundwassers durch organischen Eintrag (führt potentiell zu einer Sauerstoffzehrung) angeführt. Unbelastetes Grundwasser zeigte ein nur geringes Potenzial für einen raschen Abbau hoher Fluidkonzentrationen, ergo hoher DOC Konzentrationen (100 mg L⁻¹). Die Toxizität der einzelnen Wärmeträgerflüssigkeiten war im Vergleich zu den Grundsubstanzen Mono-Ethylenglykol und Propylenglykol im Leuchtbakterientest und Fischtest deutlich erhöht (THIEM ET AL. 2012).

5.2.3 Pathogene Viren und Bakterien

Grundwasser unterliegt heute einer Vielzahl von Einflüssen (SAMPAT 2000), dazu gehört auch die Kontamination mit pathogenen Mikroorganismen und Viren (PEDLEY & HOWARD 1997). Da regelmäßig pathogene Keime in Aquiferen auftauchen, besteht theoretisch auch die Gefahr, dass sich diese bei einer Temperaturveränderung ungewollt lange halten oder sogar vermehren. Temperatur ist ein maßgeblicher Einflussfaktor für

das Schicksal von pathogenen Mikroorganismen und Viren in der Umwelt (JOHN & ROSE 2005).

Vorherrschende Temperaturverhältnisse beeinflussen die Sorption von Bakterien und Viren an Oberflächen und ihre Reproduktion. Mehr noch, Temperaturbedingungen bestimmen, neben anderen Umweltfaktoren, den Zeitraum über den Pathogene aktiv bleiben und wie weit sie in der Umwelt bzw. im Grundwasserleiter transportiert werden. BALES ET AL. (1991) konnten zeigen, dass Bakteriophagen bei höheren Temperaturen stärker an Glaskugeln anhefteten als bei niedrigeren Temperaturen. Auch für Bakterien zeigten HENDRICKS ET AL. (1979), dass diese bei höheren Temperaturen stärker adsorbieren. In diesem Zusammenhang ist wichtig zu beachten, dass verschiedene Bakterienstämme unterschiedliches Sorptionsverhalten zeigen, je nachdem, ob sie freibeweglich sind oder nicht, oder ob sie alleine oder mit anderen Organismen zusammen in einem Sedimentkörper vorkommen (MCCAULOU ET AL. 1995; HENDRY ET AL. 1999; STUMPP ET AL. 2011). MCCAULOU ET AL. (1995) wiesen darauf hin, dass bakterielle Motilität den advektiven Transport durch natürliches Aquifersediment durch eine Veränderung der Attachment/Detachment-Kinetik begünstigt. Freibewegliche Bakterien können sich wesentlich schneller vom Sediment lösen als nicht-bewegliche Bakterien.

Im Allgemeinen gilt dass pathogene Viren und Bakterien, sofern sie nicht aus Lebensräumen stammen die durch hohe Temperaturen gekennzeichnet sind, länger bei niedrigen Temperaturen überdauern und aktiv bleiben als bei hohen (Abbildung 53) (JOHN & ROSE 2005; OGORZALY ET AL. 2010; JONCZYK ET AL. 2011; KRAUSS & GRIEBLER 2011; BOGOSIAN ET AL. 1996; ROZEN & BELKIN 2001).

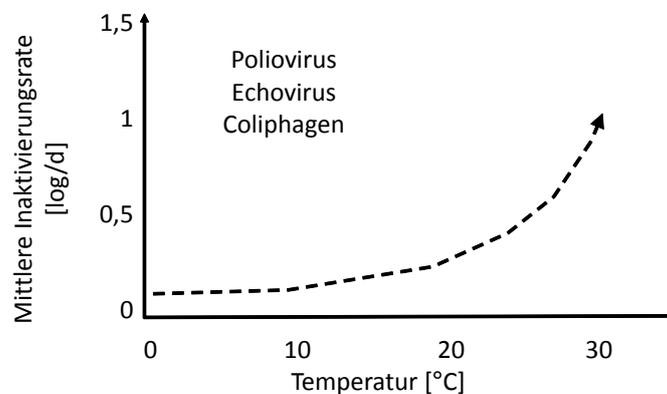


Abbildung 53: Inaktivierungsrate für ausgewählte Virengruppen in Abhängigkeit zur Temperatur. Schema in Anlehnung an Daten in JOHN & ROSE (2005).

In der Literatur finden sich Überlebenszeiten für pathogene Bakterien und Viren im Trink- und Grundwasser von bis zu 300 Tagen (Abbildung 54). Eine Vermehrung von pathogenen Bakterien wurde bisher nur in Einzelfällen dokumentiert (CAMPER ET AL. 1991; VITAL ET AL. 2007; VITAL ET AL. 2008) und diese haben gezeigt, dass sich *Vibrio cholerae* (Stamm O1 Ogawa Eltor) und *Escherichia coli* (Stamm O157) in sterilem Fluss- und Teichwasser vermehren konnten. Die Wachstumsraten zeigten eine positive

Korrelation mit der Temperatur bis 30°C. Eine Freilandstudie in einem oligotrophen quartären Grundwasserleiter konnte keinen Hinweis auf ein gehäuftes Auftreten von *E. coli* in einer Wärmefahne liefern (BRIELMANN ET AL. 2009).

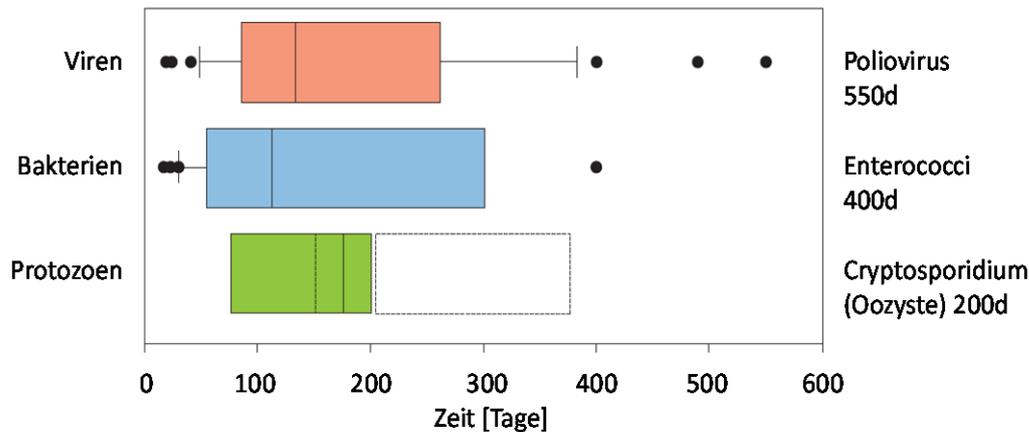


Abbildung 54: Überlebenszeiten von Pathogenen in Grund- und Trinkwasser bei Temperaturen zwischen 4 und 15°C (aus KRAUSS & GRIEBLER 2011)

BONTE und Kollegen (2011) hingegen zeigten, dass es in einer Wärmespeicheranlage zum vermehrten Wachstum von heterotrophen Bakterien und zum Auftreten von *E. coli* kam. Dies ist ein deutlicher Hinweis, dass erhöhte Temperaturen das mikrobielle Wachstum inklusive pathogener Keime fördern kann. Als Ursprung für den Eintrag machten die Autoren der Studie den Eintrag von erwärmtem Oberflächenwasser in den Aquifer verantwortlich. Glücklicherweise konnte kein Hinweis für einen Transport der Fäkalindikatoren zum nahe gelegenen Trinkwasserbrunnen und Wasserwerk (in ca. 500m Entfernung) gefunden werden (BONTE ET AL. 2011).

Obwohl pathogene Viren und Bakterien unter natürlichen Bedingungen sehr effektiv durch Sorption im Sedimentkörper zurückgehalten werden, kann eine kleine Fraktion durchaus mehrere hundert Meter durch einen Aquifer transportiert werden (Abbildung 55). Der direkte Einfluss von Temperaturänderungen auf den Transport von Zellen und Viruspartikel ist bisher jedoch kaum untersucht.

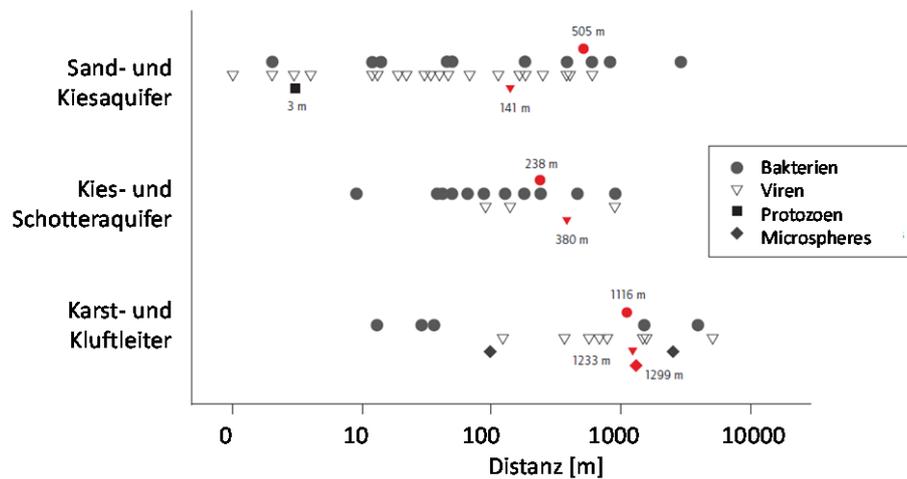


Abbildung 55: Transportstrecken von Pathogenen in verschiedenen Grundwasserleitertypen. Rote Symbole stehen für die durchschnittliche Distanz (aus KRAUSS und GRIEBLER 2011).

Manche pathogene Keime sind bzw. wurden Bestandteile natürlicher mikrobieller Gemeinschaften. Verschiedene Stämme von *E. coli* werden regelmäßig in Böden und aquatischen Lebensräumen nachgewiesen. Auch Legionellen sind Bestandteil natürlicher mikrobieller Gemeinschaften (FLIERMANS ET AL. 1981; FLIERMANS 1996; STEINERT ET AL. 2002). Sie kommen in geringer Zahl in Oberflächenwässern und Grundwasser vor und vermehren sich vorwiegend bei Temperaturen zwischen 25 und 45°C. Ihre Vermehrung hängt in der Regel von der Anwesenheit geeigneter Wirtsorganismen (Amöben) und/oder Biofilmen ab. In den Dauerstadien von Amöben (Zysten) können Legionellen ungünstige Lebensbedingungen, wie etwa zu niedrige oder zu hohe Temperaturen, pH-Wert Schwankungen und die Wirkung von Bioziden überdauern.

6 Diskussion Wasserqualität und Ökologie

Im folgenden Abschnitt werden die im Rahmen des Projekts gewonnenen Ergebnisse zusammen mit Erkenntnissen aus der internationalen Literatur und Berichten von fachverwandten Projekten diskutiert. Diese Diskussion bildet die Grundlage für die nachfolgenden Empfehlungen.

6.1 Grundwasser- und Trinkwasserqualität

6.1.1 Physikalisch-chemische Wasserbeschaffenheit

Wie im Ergebnisteil ausführlich dargestellt, kann eine Temperaturveränderung zu deutlichen Veränderungen in der physikalisch-chemischen Beschaffenheit von Grundwasser führen, und somit auch – aus Sicht der Wasserwirtschaft und Ökologie - zu einer Verbesserung oder Verschlechterung der Wasserqualität. Die erarbeiteten und zusammengetragenen Daten zeigen, dass bei Temperaturveränderungen zwischen 4°C und 20°C in energiearmen, oligotrophen Systemen die zu erwartenden Veränderungen nur sehr gering und in der Regel unbedeutend sind (z.B. PROSSEMIERS ET AL. 2014). Eine moderate Erhöhung einzelner Nährstoffe wie etwa Sulfat und Nitrat bei ausreichender Menge an gelöstem Sauerstoff und das Fehlen von größeren Mengen an organischen Kohlenstoff, sowie die moderate Erhöhung bzw. Verringerung der Konzentration einzelner An- und Kationen, zieht keine unmittelbare Verschlechterung der Wasserqualität mit sich, sofern die Biologie nicht gerade durch einen dieser Stoffe limitiert war. In der Regel sind Grundwasserökosysteme durch die Verfügbarkeit von gut verwertbarem organischem Kohlenstoff in ihrer Produktivität limitiert. Standorte die eine signifikante organische Hintergrundbelastung aufweisen oder durch Sauerstoffzehrung charakterisiert sind müssen differenziert betrachtet werden. Hierzu zählen zum Beispiel oberflächennahe Grundwasserleiter im städtischen Bereich oder unter organisch gedüngten landwirtschaftlich genutzten Flächen. Hier kann es bereits bei einer Temperaturerhöhung von wenigen Grad Celsius zu einem vermehrten Umsatz des organischen Materials und einer damit in Zusammenhang stehenden Sauerstoffzehrung kommen. In der weiteren Folge treten an Stelle der aeroben Respiration andere Redoxprozesse die mitunter zur Produktion von gelöstem Eisen oder Sulfid und Methan führen, Stoffe die die Wasserqualität zweifelsfrei massiv beeinträchtigen.

6.1.2 Kontamination beim Bau und Betrieb von Anlagen

Die Gefahr einer Kontamination des Grundwassers durch den Bau und den Betrieb von Geothermieanlagen ist schwer abzuschätzen. Wie bereits erwähnt kann es im Zuge der Bohrarbeiten zum Eintrag von Schmier- und Treibstoffen kommen. Im Fall, dass diese Ölverbindungen nicht in den oberen Bodenzonen zurückgehalten und biologisch abgebaut werden, sondern direkt oder indirekt ins Grundwasser gelangen, liegt eine ernstzunehmende Beeinträchtigung der Wasserqualität vor.

Wie in einem Säulenexperiment gezeigt werden konnte, führt das Einbringen von Bentonit und dessen Aushärten zu massiven pH-Wert Änderungen. Derartige pH-Wert Verschiebungen in den alkalischen Bereich ziehen sowohl chemische Reaktionen nach

sich, wie etwa das Ausfallen von Salzen, als auch Konsequenzen für die Biologie. Da diese zeitlich beschränkten Veränderungen der Wasserchemie an den meisten Standorten räumlich nur sehr eingegrenzt auftreten, i.e. im unmittelbaren Umfeld von Erdwärmesonden, ist eine Gefahr für den Grundwasserkörper nicht abzusehen. Die hydrogeologischen Verhältnisse (z.B. Fließgeschwindigkeiten) müssen damit in Zusammenhang berücksichtigt werden.

6.1.3 Gefahr durch Leckagen und Austritt von Wärmeträgerfluiden

Recherchen und Umfragen in der Branche in Deutschland zeigen, dass Leckagen in den Sondenrohrleitungen sehr selten sind, und selbst bei derzeit über 300.000 Erdwärmesondenanlagen im Untergrund mit mehreren Millionen Bohrmeter und bis zu 40 jährigem Anlagenbetrieb in der Praxis kaum vorzufinden sind. Auch zeigt sich in der Praxis, falls Leckagen auftreten, dass sich diese dann verstärkt in der horizontalen Anbindung oder im Bereich der Verteileranschlüsse finden. Dennoch sollte dieser Aspekt nicht verharmlost werden. Die Hauptinhaltsstoffe von Wärmeträgerflüssigkeiten, wie Ethylenglykol und Propylenglykol, führen zu einer ungewünschten organischen Kontamination werden aber in der Regel rasch aerob oder auch anaerob durch die vorhandene Mikroflora abgebaut. Problematisch sind weitere Inhaltsstoffe der Fluide, z.B. Korrosionshemmer und Biozide wie etwa Triazole, die den natürlichen Abbau aller Inhaltsstoffe deutlich verlangsamen und ökotoxikologisch bedenklich sind.

6.1.4 Einfluss von Frier- und Tauzyklen

Wiederholte Frier- und Tauzyklen verändern die Sedimentstruktur und haben einen signifikanten Einfluss auf mikrobiologische Gemeinschaften. Wiederholtes Frieren führt zum Absterben von Mikroorganismen. Wie Säulenversuche zeigten erholen sich die Bakteriengemeinschaften in der Regel rasch wieder, zumindest soweit dies die mikrobielle Biomasse betrifft. Auswirkungen auf die Diversität wurden in diesen Experimenten nicht untersucht. Ähnlich wie bei den pH Effekten im Zuge der Aushärtung von Bentonit, ist ein Frieren auf den unmittelbaren Bereich um eine ‚falsch‘ dimensionierte Erdwärmesonde begrenzt. Die Auswirkungen auf den Grundwasserleiter aus biologischer Sicht sind demnach bescheiden. Nicht zu vernachlässigen ist jedoch, dass wiederholte Frier-Tauzyklen die Ringraumverfüllung verschlechtern. Im Rahmen eines Forschungsvorhabens zur Qualitätssicherung bei Erdwärmesonden wurde das hydraulische Abdichtungsverhalten und die Alterungsbeständigkeit gegenüber Frost-Tau-Wechseln in einem Großversuchsstand untersucht. Dabei konnte gezeigt werden, dass bereits nach einem ersten Frost-Tau-Zyklus die Systemdurchlässigkeit etwas ansteigt (KUCKELKORN & REUSS, 2012 & 2013).

6.1.5 Eintrag, Transport und Vermehrung von pathogenen Keimen und Viren

Ohne Zweifel werden regelmäßig pathogene Mikroorganismen und Viren in Grundwasserleiter eingetragen (KRAUSS & GRIEBLER 2011). In der Regel gelangen sie mit Kläranlagenwässern in Oberflächengewässer und damit auch ins Grundwasser. Ein weiterer wichtiger Eintragspfad sind Mist und Gülle welche auf landwirtschaftliche Flächen aufgebracht werden. Pathogene gelangen mit dem Sickerwasser ins

Grundwasser. Manche für den Menschen relevante Keime sind auch Teil natürlicher mikrobieller Gemeinschaften im Boden, aber auch im Aquifer (z.B. Legionellen).

Die meisten humanpathogenen Keime vermehren sich nicht in der Umwelt und sind somit einer kontinuierlichen Abnahme in ihrer Zahl auf dem Weg durch einzelne Umweltkompartimente (Boden, Oberflächengewässer, Grundwasserleiter) unterworfen. Für manche Keime gibt es jedoch Hinweise dass sie unter bestimmten Umweltbedingungen, vor allem bei erhöhten Temperaturen und Substratkonzentrationen, auch in der Umwelt wachsen können. Wachstumsraten zeigten eine positive Korrelation mit der Temperatur bis 30°C. Auch in einem Grundwasserwärmespeicher in den Niederlanden trat eine Vermehrung von *E. coli* im in den Aquifer eingeleiteten, erwärmten Oberflächenwasser auf (BONTE ET AL. 2011) und in einem Wärmespeicher in Finnland wurde bei erhöhten Temperaturen die Vermehrung von pathogenen Keimen beobachtet (SEPPÄNEN in WAGNER ET AL. (1988)).

Die Ergebnisse unserer Laboruntersuchungen konnten keine Vermehrung der getesteten *E. coli* und Legionellenstämme, und der eingesetzten Virenstämme nachweisen. Die Experimente zeigten weiter, dass Virenpartikel und Bakterien effektiv in Sedimenten retardiert werden, am effektivsten im Feinsand (siehe Ergebnisse im VEGAS Behälter). Die Ergebnisse unterstreichen weiters dass der Einfluss der Fließgeschwindigkeit (Porosität und mittleren Verweilzeit) auf die Adsorptionsrate, und somit auf den Transport, deutlich größer ist als der Einfluss der Temperatur. Bereits HARVEY ET AL. (1997) zeigten in ihrer Studie, dass die Fließgeschwindigkeit, gemeinsam mit anderen Faktoren (Sedimentheterogenität), das Transportverhalten von Mikroorganismen entscheidend beeinflusst. Dennoch, die ermittelten Wiederfindungsraten nahmen in den Säulenversuchen mit zunehmender Temperatur tendenziell ab. Da am Ende der Experimente nur eine relativ geringe Anzahl aktiver Zellen (*E. coli*) und Virenpartikel (MS2 & T7) im Sediment nachweisbar war, steht fest, dass der Großteil der Zellen und Viren durch die Bindung an das Sediment zumindest temporär inaktiviert wurde. Dies ist insbesondere interessant, da zum Beispiel die Viren, wie Vorversuche zeigten, im Flüssigmedium bei allen getesteten Temperaturen für den Versuchszeitraum von 100 min aktiv blieben. Die (temporäre) Inaktivierung ist demnach direkt mit der Sorption in Zusammenhang zu bringen. Es kann auf Basis unserer Versuche nicht ausgeschlossen werden, dass einzelne Zellen die ans Sediment sorbierten beziehungsweise ‚inaktiv‘ durch den Modellaquifer transportiert wurden, zu einem späteren Zeitpunkt wieder in einen aktiven Zustand übergegangen wären (OLSON 1993; SCHIJVEN ET AL. 2002a; PEDLEY ET AL. 2006). Ein Beispiel für einen Pathogenen der in einen solchen reversiblen temporären ruhenden/schlafenden Zustand übergehen kann ist der pathogene *E. coli*-Stamm O157:H7 (WANG & DOYLE 1998).

Im Fall der Viren stellt sich die Situation ähnlich dar. Die Vermehrung von humanpathogenen Viren in der Umwelt wurde bisher nicht nachgewiesen und ist unwahrscheinlich, da es dazu einen geeigneten Wirt braucht. Eine Gefahr geht daher nur durch ein langes ‚aktives‘ Verbleiben im Grundwasser(leiter) aus. Obwohl die Rolle der Temperatur in den Säulenversuchen nicht deutlich zu sehen war, weisen vergleichbare Studien auf den Einfluss der Temperatur, teilweise als wichtigster

Degradationsfaktor bei Viren, hin (RYAN ET AL. 2002; GORDON & TOZE 2003; PEDLEY ET AL. 2006). Bei hohen Temperaturen kommt es in der Regel zu einem raschen Zerfall der Virenpartikel. Zu den weiteren Faktoren die bei der Elimination von Viren eine Rolle spielen zählen die natürliche mikrobielle Gemeinschaften und gelöster Sauerstoff (GORDON & TOZE 2003; KRAUSS & GRIEBLER 2011).

Die lokale Zugabe von DOC führte unmittelbar zu einem gesteigerten Bakterienwachstum, wie dies anhand der Gesamtzellzahlen im Wasser und, am Ende des Experiments, auch im Sediment deutlich wurde. Der gesteigerte DOC Gehalt hatte jedoch keinen direkten Einfluß auf die Vermehrung von *E. coli* und Legionellen. Beide waren trotz hoher DOC Konzentrationen nicht durch Standardplattentests nachweisbar.

Es kann davon ausgegangen werden, dass von der Erdoberfläche eingetragene humanpathogene Mikroorganismen und Viren in der Regel im Grundwasser nicht dauerhaft überleben und keine stabilen Populationen etablieren können. Die von Geothermieranlagen verursachten Temperaturerhöhungen haben sichtlich keinen positiven Einfluss auf die Vermehrung von pathogenen Bakterien und Viren. Dies ist umso wahrscheinlicher, vergleicht man die Gesamtzahl der in den Versuchen eingesetzten pathogenen Keime und Viren (10^4 bis 10^7 Zellen L^{-1}) mit den Zelldichten wie sie gelegentlich in der Umwelt gefunden werden (1-100 Zellen L^{-1}). Im Fall einer Temperaturabsenkung kann es zu einer Art Konservierung und einem längeren Verbleib von pathogenen Keimen im Grundwasserleiter kommen (BOGOSIAN ET AL. 1996).

6.2 Natürliche mikrobielle Gemeinschaften

Temperaturveränderungen, aber auch natürliche und anthropogene Veränderungen anderer Faktoren, führen in der Regel auch zu Veränderungen in mikrobiellen Messgrößen. Schnellen Veränderungen ist die Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft unterworfen mit wechselnden Schlüsselorganismen die unter den gegebenen Lebensbedingungen eine dominante Rolle spielen. Mikrobielle Gemeinschaften setzen sich aus Hunderten und Tausenden von Arten zusammen die eine hohe funktionelle Redundanz aufweisen; d.h. verschiedene teils eng verwandte Arten können dieselben Prozesse katalysieren. Die große Anzahl von Arten zwingt die einzelnen Vertreter in enge räumliche und zeitliche ökologische Nischen in denen sie ihr Optimum vorfinden und sich gegen andere durchsetzen können. Vereinfacht heißt das, dass bei Änderungen der Umweltbedingungen dominierende Arten schnell durch andere mit ähnlichen Fähigkeiten (Funktionen) abgelöst werden. Dies hat zwei wichtige Konsequenzen. Zum einen führen, wie bereits angesprochen, oft kleine Veränderungen bereits zu Verschiebungen in der Zusammensetzung der Gemeinschaften. Zum anderen finden wir, durch die große kleinräumige Heterogenität in einem Grundwasserleiter, eine große natürliche Variabilität in der Zusammensetzung von mikrobiellen Gemeinschaften. Ob eine Veränderung durch eine Störung verursacht ist, kann im Fall nur im Vergleich zur natürlichen Variabilität (räumlich und zeitlich) bewertet werden. Das erfordert eine ausreichende Anzahl von Proben und Messstellen. Ist im Fall die Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft deutlich verändert, sollte im weiteren

Schritt untersucht werden ob auch Ökosystemfunktionen, die durch die Mikroorganismen katalysiert werden, von der Störung betroffen sind.

Wichtiger als die Zusammensetzung erscheint uns, aus Sicht der Ökosystemfunktionen, die von den mikrobiellen Gemeinschaften katalysierten Prozesse, ihre Aktivität und ihre Biomasse bzw. die Abundanz der Zellen. In Laborsystemen bei nicht-limitierenden Wachstumsbedingungen lässt sich ein direkter Zusammenhang zwischen Temperatur und Aktivität schön zeigen und mathematisch beschreiben. Ein oft zitiertes Beispiel ist, dass es bei einer Erhöhung von 10 K zu einer Verdoppelung der Geschwindigkeit von Enzymreaktionen kommt. In der Umwelt sind diese Idealbedingungen nicht verwirklicht. Der Großteil der Zellen ist in seiner Aktivität und dem Wachstum limitiert. Eine wichtige Schlussfolgerung daraus ist, dass in energiearmen Systemen eine Temperaturerhöhung nicht automatisch zu einer Erhöhung der mikrobiellen Aktivität führt (mehr dazu zeigt nachfolgendes Beispiel).

Unsere Untersuchungen aus einem vorangehenden Feldexperiment und anschließenden Sedimentsäulenversuchen im Labor zeigten, dass eine Temperaturerhöhung um 10 K in einem sehr oligotrophen (energie- und produktionsarmen) Aquifer nur zur Veränderung der bakteriellen Diversität und Zusammensetzung der bakteriellen Gemeinschaft führte, jedoch nicht zu signifikanten Änderungen in der mikrobiellen Aktivität und Biomasse. Simulierten wir in Säulen eine moderate organische Hintergrundbelastung (2-3 fach Erhöhung des DOCs) veränderten die Zellzahlen und die heterotrophe Produktion bereits bei einer Temperaturerhöhung um 5K signifikant. Schematisch ist der allgemeine Trend für die Messgrößen mikrobielle Diversität, Aktivität und Biomasse in

Abbildung 56 für ein energiearmes und ein moderat belastetes System dargestellt. Der Umkehrpunkt an dem mikrobielle Messgrößen aufgrund von Temperaturerhöhung wieder beginnen zu sinken, liegt in der Abbildung schematisch bei 30°C, kann aber auch durchaus höher liegen (z.B. 40°C). Gekennzeichnet ist dieser Übergang durch den Wechsel von vorwiegend mesophilen Arten zu thermophilen Arten, welche in hohen Abundanzen ‚unnatürlich‘ für oberflächennahe Grundwassersysteme sind.

Nach derzeitigem Wissensstand kann wie folgt zusammengefasst werden. In unbelasteten, sauberen und energiearmen Grundwasserleitern hat eine moderate Temperaturerhöhung (+5K) keine signifikanten Auswirkungen auf die Ökosystemfunktionen, führt jedoch über längere Zeiträume zu Veränderungen in der Zusammensetzung der bakteriellen Gemeinschaft. Mögliche Auswirkungen auf andere Mitglieder der mikrobiellen Gemeinschaft (z.B. Protozoen, Viren) sind bis dato für Grundwassersysteme nicht untersucht. In Grundwassersystemen mit entsprechender organischer Hintergrundbelastung ($> 3\text{mg L}^{-1}$ unter oxidischen Bedingungen) führen auch moderate Temperaturänderungen bereits zu funktionellen Veränderungen (Respiration, Umsatz organischer Verbindungen). Dies kann mittel- und langfristig eine Beeinträchtigung der Wasserqualität zur Folge haben. In diesem Zusammenhang ist vor allem auf die Folgen einer möglichen Sauerstoffzehrung wegen gesteigerter Umsätze von Organik zu achten. Kommt es zu Temperaturerhöhungen von 10 K und mehr, gehen wir davon aus, dass es langfristig zur Etablierung von neu zusammengesetzten Gemeinschaften kommt die auch in ihrer Biomasse und Aktivität vom ursprünglichen

Zustand abweichen. Bei Temperaturen von 40°C und darüber, wie sie in Wärmespeichern erreicht werden, sind diese Veränderungen mehrfach dokumentiert. Hier stellt sich eine ‚grundwasserfremde‘ thermophile Gemeinschaft mit verringerter Funktionsfähigkeit ein (

Abbildung 56).

Der Umstand, dass eine Temperaturerhöhung zu einer vermehrten Freisetzung von organischem Material aus dem Sediment führt, hat vielfach zur Folge, dass einer Erhöhung der Umsatzraten durch eine gesteigerte Verfügbarkeit später eine deutliche Verringerung der Aktivitäten folgt, wenn die systeminternen Speicher an C_{org} erschöpft sind.

Weitere Effekte auf die Mikrobiologie, die im Zusammenhang mit einer Temperaturerhöhung im Grundwasser immer wieder diskutiert wurden, sind die starke Schleimproduktion durch verstärktes Bakterienwachstum und die Gefahr der Verstopfung. In organisch unbelasteten oder nur gering belasteten Grundwassersystemen scheint die Gefahr einer Massenentwicklung von Bakterien und einer daraus resultierenden Verstopfung des Grundwasserleiters aus unserer Sicht gering. In organisch belasteten Aquiferen hingegen kann vermehrtes Bakterienwachstum durchaus auftreten (ALEXANDER 1982; PAGNI 1985).

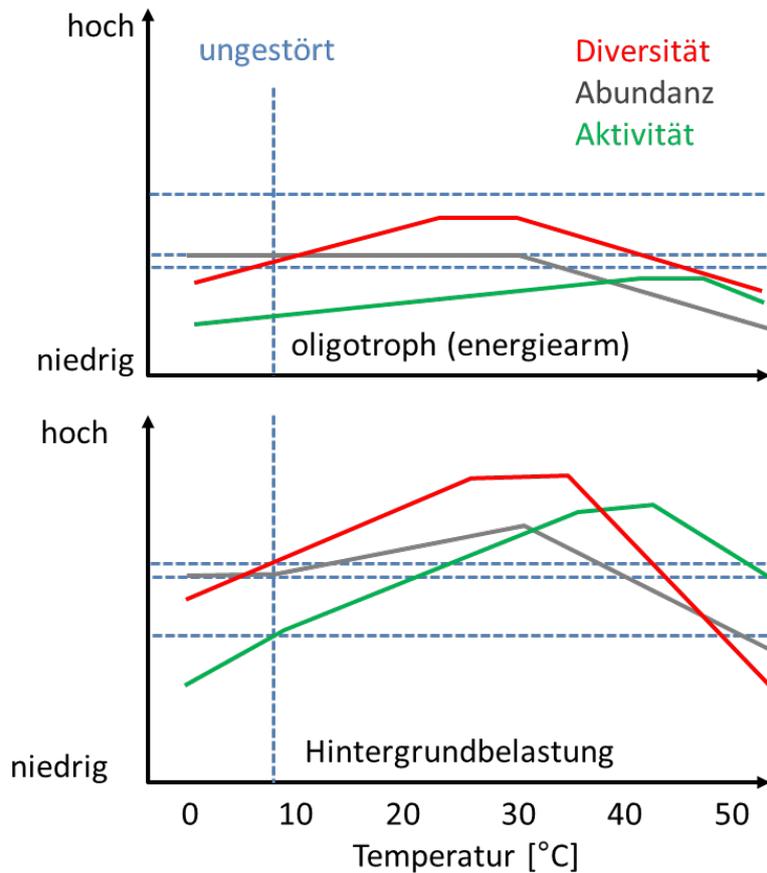


Abbildung 56: Schematische Darstellung vom Verlauf der mikrobiellen Diversität, Biomasse und Aktivität in Abhängigkeit zur Temperatur für einen oligotrophen und einen moderat belasteten Grundwasserleiter.

Im Fall von Erdwärmesondenanlagen ist zu berücksichtigen, dass die Bereiche die durch deutliche Temperaturveränderungen betroffen sind meist auf die unmittelbare Umgebung der Sonde beschränkt sind. Mögliche Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften und Ökosystemfunktionen müssen daher im Zusammenhang mit dem betroffenen Volumen und den maximalen Temperaturamplituden bewertet werden (siehe dazu Kapitel 7 ‚Empfehlungen für eine nachhaltige Nutzung‘).

Da die Heterogenität – sowohl geologisch als auch biologisch – im Untergrund sehr groß ist (DOMENICO & SCHWARTZ 1998; EHRLICH & NEWMAN 2009), ist bei entsprechenden Felduntersuchungen auf eine ausreichende Anzahl von Proben und Messstellen zu achten um die natürliche räumliche und zeitliche Variabilität im System zu erfassen. Wir empfehlen im Fall von Untersuchungen wesentliche physikalisch-chemische (z.B. Sauerstoff, DOC, Nährstoffe) und/oder biologische Parameter (Keimzahlen, mikrobielle Aktivitäten, Fauna) an zumindest 2-4 Zeitpunkten im Jahr (Saisonalität, Frühjahr-Herbst) an zumindest 6 Standorten, 3 mit deutlicher Temperaturbeeinflussung und 3 außerhalb

des Einflussbereichs einer Anlage zu untersuchen, um statistisch belastbare Aussagen machen zu können.

Weiterhin sollte bei der Probenahme beachtet werden, dass dauerhaft installierte Schläuche und Rohre über die Zeit mit Mikroorganismen besiedelt werden, die in ihrer Zusammensetzung meist nicht den Gemeinschaften im Aquifer entsprechen und Ergebnisse verfälschen können sofern nicht ausreichend gespült wird um deren Einfluss zu reduzieren. Ausführliche Angaben zu einer adäquaten und reproduzierbaren Probenahme finden sich bei GUDERITZ & HAHN (2012).

6.3 Die Grundwasserfauna

Grundwassertiere haben sich über geologische Zeiträume hinweg an die vergleichsweise konstanten Lebensbedingungen im Grundwasserleiter angepasst. Sie haben wegen der generell niedrigen Temperaturen (10-12°C) und der Nahrungsarmut einen sehr niedrigen Basisstoffwechsel und geringe Reproduktionsraten. Im Vergleich zu ihren nächsten Verwandten in Oberflächengewässern ist ihre Entwicklung um das 5 bis 10fache verlangsamt mit einer ebenso erhöhten Lebenserwartung. Während die großteils oberirdisch lebende Wasserassel (*Asellus aquaticus*) nur etwa 1 Jahr alt wird, leben manche Grundwasserarten bis zu 15 Jahre (GRIEBLER & MÖSSLACHER 2003). Zudem können einige Grundwassertiere (z.B. Amphipoden) lange Hungerperioden von teilweise mehr als einem Jahr unbeschadet überstehen.

Höhere Temperaturen bedeuten für die meisten Grundwassertiere Stress. Wie in Studien mit Grundwasserflohkrebsen, -asseln, -hüpferlingen und Brunnenkrebsen gezeigt wurde, ist die Toleranz gegenüber einer Temperaturerhöhung zwar artspezifisch sehr unterschiedlich, im Allgemeinen aber sehr gering. Bei den Asseln führte eine Erhöhung der Temperatur von nur 4°C (von 12°C auf 16°C) im Verlauf von 5 Tagen zu einer Mortalität von 50% (BRIELMANN ET AL. 2011). Die Hüpferlinge zeigten eine ähnliche Mortalität im selben Zeitraum bei Temperaturen über 20°C (SCHREGLMANN 2010) wie auch die Flohkrebse bei Temperaturen über 20°C, allerdings erst nach 4 Wochen (SCHREGLMANN 2010; BRIELMANN ET AL. 2011). Zu ähnlichen Ergebnisse kommt auch GLATZEL (1990) für den Grundwasserhüpferling (*Parastenocaris phyllura*). Diese Ergebnisse untermauern, dass Grundwassertemperaturen von 20°C und darüber für verschiedene Vertreter der Grundwasserfauna letal sind. In Freilanduntersuchungen konnte eine deutliche Abnahme der Diversität der Fauna mit zunehmender Temperatur in einer Grundwasserwärmefahne beobachtet werden (BRIELMANN ET AL. 2009). Ergebnisse aus einer Temperaturgradientenkammer untermauern diese Erkenntnisse. Die Tiere hielten sich vorwiegend in Bereichen mit Temperaturen zwischen 5°C und 14°C auf. Bei niedrigeren Temperaturen verfielen Tiere wiederholt in eine Kältestarre, bei hohen Temperaturen (>23°C) fielen einzelne Asseln in eine letale Hitzestarre. Schlussfolgernd sind, aus Sicht der Grundwasserfauna, Temperaturerhöhungen um wenige Grad Celsius bereits als Stress anzusehen und eine langfristige Temperaturerhöhung auf über 16°C ist, auf Basis unserer Ergebnisse, für den Großteil mancher Populationen bereits letal.

Wie die Auswirkung von Temperaturveränderungen auf die Lebensgemeinschaften in einem Grundwasserleiter und die daran gekoppelten Ökosystemfunktionen zu bewerten ist, hängt letztlich auch von der Dimension des temperaturbeeinflussten Bereiches im Untergrund ab. Dieser Punkt wird später noch im Kapitel 8 ‚Ausblick‘ diskutiert.

7 Empfehlungen für eine umweltverträgliche Nutzung

Ziel dieses Projekts war es, klare Empfehlungen aus Sicht der Planung, des Baus, des Betriebs, und vor allem der möglichen ökologischen Auswirkungen von oberflächennahen Geothermieanlagen für den wasserrechtlichen Vollzug zusammenzustellen. Gerade in Hinblick auf mögliche ökologische Risiken war dies aufgrund des noch sehr lückenhaften Wissens um mittel- bzw. langfristige Auswirkungen von Temperaturveränderungen auf unterirdische Ökosysteme nicht einfach. Bemüht um eine klare und logische Abfolge unserer Empfehlungen orientierten wir uns an einem von HÄHNLEIN ET AL. (2013) vorgeschlagenen ‚Rechtlichen Rahmen zur nachhaltigen Nutzung von oberflächennaher Geothermie‘ (Abbildung 57).

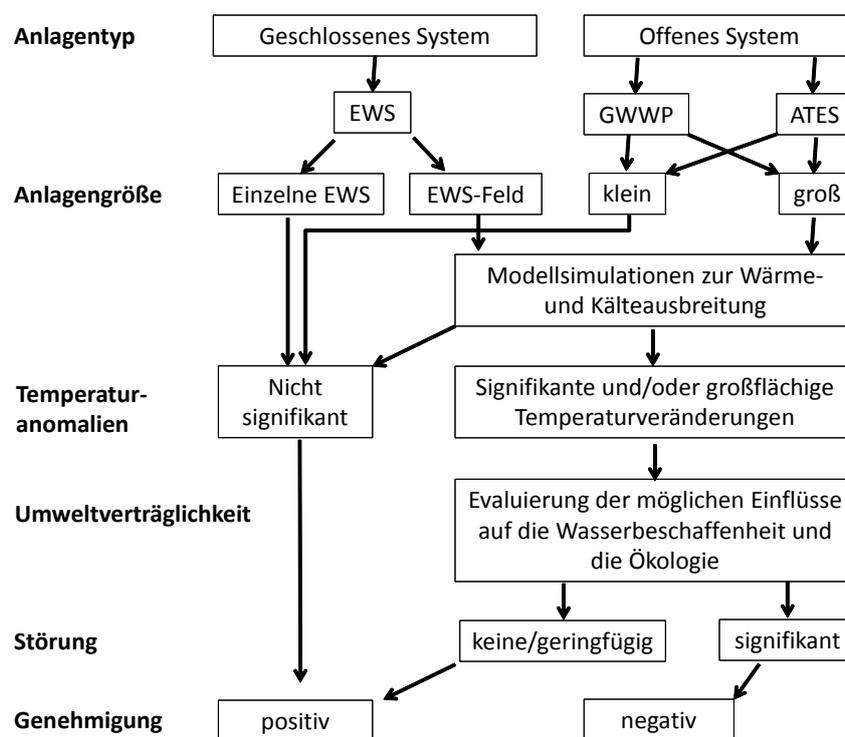


Abbildung 57: Entscheidungsabfolge bei der Erlaubnis einer Anlage zur Nutzung oberflächennaher Geothermie (verändert nach HÄHNLEIN ET AL, 2013).

Empfehlungen hinsichtlich Planung und Bau

1. Da vorhandene Leitfäden vorwiegend für die Planung und den Bau von kleinen Anlagen (< 30 kW) konzipiert sind, empfehlen wir bei der Planung von großen Anlagen neben den üblichen ‚Gesteinsparametern‘ auch bohrtechnische, geotechnische und geohydraulische Gesichtspunkte, insbesondere zur Risikoabwägung, zu berücksichtigen.
2. Im Zuge einer Machbarkeitsprüfung und Vorplanung spielen die Informationssysteme der Staatlichen Geologischen Dienste eine wichtige Rolle.

Auf deren Internetportalen, Kartenwerken oder Informations-CDs sind Informationen zur Geologie am Standort, zu bohrtechnischen Risiken oder anderen Gefährdungspotentialen verfügbar. Dabei ist jedoch zu beachten, dass die sehr grobe Einschätzung zur geothermischen Ergiebigkeit kein Bemessungsinstrument einer Erdwärmesondenanlage darstellt. Auf den komplexen Sachverhalt bei der Auslegung und Bemessung einer Erdwärmesondenanlage soll hiermit hingewiesen werden. Denn alleine über die Kenntnis der Untergrundparameter können keine Rückschlüsse auf eine Entzugsleistung bzw. Aussagen zur Bemessung einer Erdwärmesondenanlage gegeben werden, hierzu sind weitere Parameter im Zusammenhang mit der Auslegung der Wärmepumpenanlage zu beachten (z.B. Gebäudeanforderungen, Klima, Sondenkonfiguration, usw.).

3. Wir empfehlen, dass die staatlichen geologischen Dienste sich kontinuierlich untereinander über Risiken und Schwierigkeiten im Bauablauf abstimmen und sich zusammen mit Branchenvertretern aus Industrie, Planern und ausführenden Firmen austauschen, um Risiken und Gefahren entsprechend zu bewerten und die daraus abgeleiteten Erkenntnisse in den wasserrechtlichen Vollzug einbringen. Die Entwicklung von Ampelkarten (grün = Untergrund geeignet für geothermische Nutzung, orange = Eignung unklar, rot = geothermische Nutzung ausgeschlossen) wie dies auch BUTSCHER ET AL. 2011 empfehlen, unterstützen wir.
4. Über vorhandene Geoinformationsdienste kann die Nutzungsdichte oberflächennaher Geothermie im urbanen Raum erfasst werden. Ab einer kritischen Nutzungsdichte (siehe unten) halten wir Nutzungspläne (unterirdischer Bebauungsplan) bzw. ein regionales oder städtisches Untergrundmodell für sinnvoll, auf Basis derer die maximale Wärme bzw. Kältelast für ein vorgegebenes Volumen festgelegt werden kann. Wir empfehlen, geothermische Machbarkeitsstudien für Wohngebiete mit potentiell geothermischer Nutzung zu standardisieren. Hierdurch können vorab Auslegungsempfehlungen für geothermische Kleinanlagen getroffen werden, die zukünftige Überlappungseffekte berücksichtigen und negative Beeinflussungen vorausschauend verhindern.
5. Das Verbot von Erdwärmesondenbohrungen und -anlagen in Wasserschutzgebieten (Schutzzone I, II & IIIa) auch in Anlehnung an das DVGW Positionspapier „Erdwärmennutzung in Trinkwasserschutzgebieten“ (DVGW, 2013) sowie die Umsetzung der AwSV ist ein deutliches Signal zum vorsorgenden und flächendeckenden Grundwasserschutz. Wir schließen uns dieser Empfehlung an.
6. Beim Bau von Anlagen muss gewährleistet sein, dass im Zuge der Bohrarbeiten keine chemischen und biologischen Schadstoffe (z.B. Schmieröle) in den Untergrund, bzw. das Grundwasser gelangen.

Empfehlungen hinsichtlich Betrieb von Anlagen

7. Für eine nachhaltige Bewirtschaftung der Ressource „oberflächennahe Geothermie“ sollte der Wärmeentzug/Eintrag in den Untergrund aller Anlagen erfasst werden. Sinnvoll sind der verpflichtende Einbau eines Wärmemengenzählers im Primärkreis der Anlage sowie die jährliche Erfassung des Energieentzugs bzw. -eintrags durch eine zentrale Stelle bzw. Datenbank. Die bisher oft abgefragten Leistungskennwerte bzw. die Anlagengröße sind für ein (in Zukunft vielleicht notwendiges) regionales Ressourcenmanagement unzureichend. Ergänzend könnten jährliche Extremtemperaturen und Mitteltemperaturen im Primärkreis langfristige Trends aufzeigen und so auch Anlagenbetreibern bei der Feststellung von Planungsmängeln helfen.
8. Ein ausgewogener Betrieb von erdgekoppelten Wärmepumpenanlagen zum Heizen und Kühlen ist anzustreben. Bei ausgeglichener Jahresenergiebilanz sind großräumig keine signifikanten thermischen Veränderungen im Grundwasser zu erwarten.

Empfehlungen hinsichtlich Wasserqualität und Ökologie

9. Die Erdwärmennutzung darf keine direkten und indirekten Naturschäden für Grundwasserökosysteme, grundwasserabhängige Ökosysteme (z. B. Flüsse, Feuchtgebiete) als auch für die Vegetation zur Folge haben. Auch der Lebensraumverlust für Grundwasserorganismen durch signifikante Absenkung des Grundwasserspiegels (z.B. bei offenen Brunnenanlagen) wird als Störung gewertet (STUMPP & HOSE 2013).
10. Bei allen Empfehlungen hinsichtlich Wasserqualität und Ökologie sind die Dimension der einzelnen Anlage bzw. Anlagen und die Dimension der beobachteten oder zu erwartenden Auswirkungen wichtige Entscheidungsgrundlage. Allgemein gilt, dass die negativen Auswirkungen einer einzelnen Erdwärmesonde als geringfügig eingestuft werden, die möglichen Auswirkungen von mehreren Einzelanlagen (Erdwärmesonden-Feld bzw. viele Erdwärmesonden in einem Wohngebiet) bzw. von großen (offenen) Anlagen als ernstzunehmend eingestuft werden. Neben kritischen Maximal- und Minimaltemperaturwerten bzw. kritischen Abweichungen von der Hintergrundtemperatur (siehe dazu später) sollte in einem definierten Gebiet die mäßig temperaturbeeinflusste Fläche bzw. das temperaturbeeinflusste Volumen (definiert als 2K über dem Hintergrund) 10% und die deutlich temperaturbeeinflusste Fläche bzw. das temperaturbeeinflusste Volumen (definiert als 5K über dem Hintergrund) 1% nicht überschreiten. Eine Überschreitung dieser Orientierungswerte definieren wir als kritische Nutzungsdichte.
11. Soll bewertet werden, ob eine Temperaturabweichung vom natürlichen Hintergrund signifikante Auswirkungen auf die Wasserqualität bzw. auf die Ökologie hat, muss die natürliche Dynamik in einem Grundwasserleiter (saisonale Temperaturschwankungen) bzw. auch kleinräumige und großräumige

Variationen in physikalisch-chemischen und biologischen Messgrößen mit berücksichtigt werden.

12. Die Genehmigung bzw. die maximal genehmigte Abweichung von der natürlichen Hintergrundtemperatur muss auf den physikalisch-chemischen und biologischen Zustand des jeweiligen Grundwasserleiters (z.B. Redoxverhältnisse, Nährstoffbelastung, räumliche Nähe zu Risikofaktoren (z.B. Klärgrube und Sickerbecken, Trinkwassergewinnung) als auch auf den Anlagentyp abgestimmt sein. Dies ist wichtig aus Sicht der Wasserbeschaffenheit und Ökologie.

- In reduzierten (anoxischen) Grundwasserleitern führen Temperaturerhöhungen potentiell zur Mobilisierung von Schwermetallen und anderen Schadstoffen (gezeigt für Arsen bei Erhöhung auf 25°C; (BONTE ET AL. 2013)), zur Mobilisierung von organischem Kohlenstoff und Nährstoffen, sowie zur Stimulierung von mikrobiellen Prozessen (z.B. Eisenreduktion, Sulfatreduktion, Methanogenese) was die Erhöhung unerwünschter Stoffwechselprodukte (z.B. gelöstes Fe(II), Sulfid, Methan) im Grundwasser zur Folge hat. Eine Temperaturerniedrigung (bis $\geq 2^\circ\text{C}$) gilt in diesem Zusammenhang aus chemischer Sicht als unkritisch. Eine deutliche Erhöhung bzw. Erniedrigung der Temperatur führt in allen Fällen zu einer Veränderung in der Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaften (siehe dazu später).
- In oxischen Grundwasserleitern gehen Temperaturerhöhungen mit einer direkten (über die Löslichkeit) und indirekten (über gesteigerte biologische Prozesse) Verringerung der Sauerstoffkonzentration einher. Der Übergang von einem oxidierten zu einem hypoxischen bzw. anoxischen Zustand zieht eine signifikante Verschlechterung der Wasserqualität und der ökologischen Integrität nach sich. Eine geothermische Nutzung darf nicht zur Folge haben, dass oxische Verhältnisse in anoxische übergehen. Auch unter oxischen Bedingungen kann eine Temperaturerhöhung zur Mobilisierung von Metallen und Schadstoffen führen (BONTE ET AL. 2013).

13. Auf Basis heutiger Erkenntnisse empfehlen wir Temperaturgrenzwerte (Maximal- und Minimaltemperatur) die nicht oder nur sehr kurzfristig über- bzw. unterschritten werden sollten. Empfehlungen sprechen wir auch hinsichtlich der akzeptablen Temperaturabweichung vom Hintergrund aus.

- Aus ökologischer Sicht, sollte im Grundwasserleiter eine Temperatur von 4°C nicht unterschritten und eine Temperatur von 16°C nicht überschritten werden. Diese Grenzwerte gelten für Anlagen in Grundwasserleitern die keine signifikanten Hintergrundbelastungen (z.B. Nährstoffe, organischer Kohlenstoff, Schadstoffe) im Grundwasser oder Sediment aufweisen. Dies entspricht im Wesentlichen den $\pm 6\text{ K}$ wie sie in der VDI 4640, Blatt 1 (2010) angegeben sind. Temperaturen außerhalb dieser Grenzwerte führen potenziell zu signifikanten Veränderungen von Ökosystemfunktionen und der Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften. Im Zweifel muss die Umweltverträglichkeit von höheren bzw. niedrigeren Temperaturen durch

eine wissenschaftliche Untersuchung untermauert werden. Werte zur natürlichen Beschaffung des Grundwassers in verschiedenen Gebieten Deutschlands bzw. für verschiedene hydrogeologische Einheiten finden sich beispielsweise in einer Zusammenstellung von KUNKEL ET AL. (2004) oder können dem BGR Web Map Service (WAGNER ET AL. 2011; <http://www.bgr.de/Service/grundwasser>) entnommen werden. Auf bekannte lokale bzw. regionale Abweichungen darf dabei natürlich Rücksicht genommen werden.

- Sollte es in ‚unbelasteten‘, oxischen Grundwasserleitern zu einer dauerhaften und großflächigen Überschreitung der Grundwassertemperatur von 16°C kommen, empfehlen wir eine faunistische Untersuchung. Laborstudien haben gezeigt, dass einzelne Vertreter der Grundwasserfauna (z.B. Grundwasserasseln) bei diesen Temperaturen nicht dauerhaft überleben ($LT_{50,d5} = 16^{\circ}\text{C}$; letale Temperatur für 50% der Testorganismen nach 5 Tagen; BRIELMANN ET AL. (2011)).
- In Grundwasserleitern mit einer chemischen Hintergrundbelastung empfehlen wir eine Abweichung zum natürlichen Hintergrund von max. 3 K. Als eine kritische Hintergrundbelastung definieren wir das gleichzeitige Auftreten von Nährstoffen, organischer Materie (DOC) und einem geeigneten Elektronenakzeptor (Sauerstoff, Nitrat, Sulfat, ...) in Konzentrationen über dem natürlichen Hintergrund. Im Fall eines oxischen Grundwasserleiters heißt das, beispielsweise, Nitrat-, Phosphat- und DOC Konzentrationen signifikant über dem natürlichen Hintergrund (wiederholte lokale Messwerte werden dem natürlichen Hintergrund mit seiner natürlichen Variabilität gegenüber gestellt; statistischer Test auf Signifikanz). Im Fall eines anoxischen Grundwasserleiter werden DOC Werte mit vorliegenden Ammonium- und Phosphatkonzentrationen verglichen.
- In Grundwasserleitern mit einer bekannten biologischen Hintergrundbelastung (regelmäßiger Nachweis von Fäkalindikatoren, bzw. Direktnachweis von pathogenen Mikroorganismen) empfehlen wir eine Abweichung zum natürlichen Hintergrund von max. 3 K nicht zu überschreiten, da ein Wachstum und ein verlängertes Überdauern von Pathogenen nach heutigem Wissensstand nicht ausgeschlossen werden kann (VITAL ET AL. 2007; VITAL ET AL. 2008; KRAUSS & GRIEBLER 2011).
- In städtischen Gebieten liegen die Grundwassertemperaturen oft deutlich über den natürlichen Hintergrundwerten. Dennoch sollten hier die oben erwähnten Grenzbereiche gelten. Eine weitere Temperaturerhöhung von 6 bzw. 3K (abhängig von der Grundwasserqualität) erachten wir bei einer Hintergrundtemperatur von 16-20°C als nicht akzeptabel. Eine Abkühlung in Richtung natürlicher Hintergrundtemperaturen (durch Wärmeentzug zur Gebäudeklimatisierung) scheint im Vergleich dazu aus ökologischer Sicht durchaus vorteilhaft. Bei derartigen Überlegungen dürfen jedoch die

neuerliche Veränderungen in der Wasserqualität (durch Lösungs- und Fällungsprozesse) nicht vernachlässigt werden.

14. Alleinstehende Erdwärmesondenanlage: Da Temperaturabweichungen von mehr als 6 K bei Einzelanlagen nur im engen Nahbereich um das unterirdische Bauwerk zu erwarten sind und weitreichende Temperaturfahnen von mehr als 100 m zwar auftreten können, jedoch mit Temperaturveränderungen von deutlich weniger als 3 K, interpretieren wir, nach heutigem Wissensstand, Auswirkungen auf die Wasserqualität bzw. Ökologie als geringfügig. Ausgenommen davon sind Erdwärmesondenanlagen in Grundwasserleitern die eine bekannte Belastung mit pathogenen Mikroorganismen aufweisen. In diesem Fall sollten mögliche Risiken für das Wachstum und die Verbreitung von Pathogenen durch einen Experten abgeklärt werden. Für umschlossene Wärme- oder Kältespeicher (mittels Erdwärmesonden oder andere umschlossene unterirdische Bauwerke) werden dieselben Empfehlungen abgegeben, mit dem Zusatz, dass diese in ihrem Volumen oder in ihrer Anzahl die hydrologischen Bedingungen im Untergrund nicht maßgeblich beeinflussen sollten.
15. Erdwärmesondenfelder und große offene Anlagen: Da diese Anlagenformen zu einer großflächigen Veränderung der natürlichen Temperaturverhältnisse führen sollten hier die oben erwähnten Empfehlungen für Temperaturgrenzwerte Anwendung finden.
16. Unterirdische offene Wärme- und Kältespeicher (ATES; aquifer thermal energy storage): Bei nicht-umschlossenen Wärmespeichern kommt es aufgrund der sehr hohen Temperaturen (>20°C bis 90°C) zu signifikanten Veränderungen in der Wasserchemie und Biologie. Es ist bei den sehr hohen Temperaturunterschieden zum natürlichen Hintergrund und Maximalwerten darauf zu achten, dass die von den Temperaturveränderungen und deren Auswirkungen beeinflussten Bereiche klein im Vergleich zu den unbeeinflussten Bereichen bleiben (z.B. <10% eines definierten Bereiches für denselben Tiefenhorizont mit > 2K; <1% eines definierten Bereiches für denselben Tiefenhorizont mit > 5K; siehe oben). Dies gilt vor allem für oberflächennahe Anlagen. Bei großen Anlagen empfehlen wir mögliche Risiken für die Wasserqualität durch die Mobilisierung und den Transport von z.B. Schwermetallen (BONTE ET AL. 2013) standortspezifisch zu untersuchen. Vorsicht ist geboten bei Anlagen in die Oberflächenwasser eingespeist wird, da dies meist eine unterschiedliche Wasserchemie und -qualität aufweist (BONTE ET AL. 2011).
17. Recherchen und Umfragen in der Branche lassen vermuten, dass Leckagen bei geschlossenen Erdwärmesondenanlagen sehr selten sind und meist in der horizontalen Anbindung oder im Bereich der Verteileranschlüsse auftreten. Wir sehen Leckagen im gesättigten Grundwasserleiter im Zusammenhang mit dem Austritt von Wärmeträgerfluiden, die toxikologisch bedenkliche Additive enthalten, dennoch als kritisch an. In einem derartigen Fall empfehlen wir den betroffenen Kreislauf zu identifizieren, mit Wasser auszuspülen, das Wärmeträgerfluid fachgerecht zu entsorgen und den defekten Strang, sofern die Leckage nicht dauerhaft und umweltverträglich abgedichtet werden kann, still zu

legen. Wir empfehlen ferner eine Meldepflicht identifizierter Leckagen, die sich aus dem Wasserrecht ergibt, da in diesem Fall eine Gewässerverschmutzung verursacht wird. Die Meldepflicht sollte Bestandteil eines Bescheides sein. Die Gesamtmenge an ausgetretenem Fluid und die Identität der Inhaltstoffe sollte bestmöglich abgeschätzt werden.

18. Zur besseren Identifizierung und Überwachung von Leckagen und um einen dauerhaften Austritt kleinerer Mengen von Wärmeträgerflüssigkeiten zu verhindern empfehlen wir den standardisierten Einbau von Drucksensoren im Wärmepumpen-Kreislauf. Die Wartung von Anlagen (z.B. das Nachfüllen von Wärmeträgerfluid) sollte nur von Fachpersonal ausgeführt werden dürfen und sollte in einem Anlagenlogbuch dokumentiert werden, in welches die Genehmigungsbehörde jederzeit Einsicht nehmen kann.

8 Ausblick

Die wachsenden Nutzungskonflikte zwischen dem vorsorgenden Grundwasserschutz und der Nutzung oberflächennaher Geothermie verlangen Überlegungen, die deutlich über den Rahmen dieses Projekts hinausgehen und Gegenstand zukünftiger Forschungsprojekte sein sollten. Im Wesentlichen geht es dabei um Instrumente zur regionalen Bewirtschaftung der Ressourcen „Erdwärme“ und „Grundwasser“, basierend auf einem „Thermischen Impact“ als Kennzahl punktueller thermischer Einflüsse auf den Untergrund, sowie einem Bewertungsansatz für thermische Veränderungen auf das Grundwasser bzw. den Untergrund basierend auf dem Konzept thermischer Geringfügigkeitsschwellenwerte.

8.1 Thermischer Impact als mögliche zukünftige Bewertungshilfe

Zur Bewertung einer thermischen Veränderung des Untergrundes bzw. des Grundwassers sind drei Faktoren offensichtlich:

1. Die Amplitude der Temperaturabweichung zum ungestörten Zustand
2. Die Reichweite der Temperaturveränderung, bzw. das beeinflusste Bodenvolumen
3. Die zeitliche Dauer der Temperaturveränderung

Der Einfluss geothermischer Anlagen auf den Untergrund ist klassischerweise in allen drei Faktoren nicht stationär, sondern veränderlich. Bei theoretischen Anlagen, die dem Untergrund dauerhaft in konstanter Leistung Wärme entziehen oder zuführen, wäre die zeitliche Komponente vernachlässigbar, da sich im Abstrom irgendwann eine (zumindest innerhalb bestimmter Temperaturgrenzen) stationäre Temperaturfahne einstellt. Tatsächlich unterliegen geothermische Anlagen einem saisonalen Betrieb (Heizperiode, Kühlperiode, Regeneration (Stillstand)), so dass der Wärmeeintrag bzw. -austrag nicht konstant ist. In der großen Mehrzahl der Fälle sind die saisonalen Unterschiede jedoch auf den Nahbereich der Wärmetauscher bzw. Brunnenanlagen beschränkt, so dass sich im weiteren Abstrom quasi-stationäre Verhältnisse einstellen (vgl. Abschnitt 4.1). Die zeitliche Dauer der Temperaturveränderung beginnt bei geothermischen Anlagen mit deren Inbetriebnahme und endet mit der Regeneration des Untergrundes nach Stilllegung der Anlage. Üblicherweise liegt die angestrebte Betriebsdauer dieser Anlagen bei 25 Jahren und mehr. Die zeitliche Komponente sowie die Regeneration nach Außerbetriebnahme werden im Abschnitt 4.2 näher diskutiert.

In der vorliegenden Studie wurde gezeigt, dass Temperaturfahnen von geothermischen Anlagen innerhalb von 50 Jahren nicht stationär werden. Im weitaus größten langfristigen Einflussbereich liegen die Temperaturveränderungen jedoch deutlich unter 1 K und können für praktische Belange vernachlässigt werden. Erst durch eine räumlich außerordentlich dichte Konzentration von vielen geothermischen Anlagen können diese Bereiche durch Überlagerung relevant werden. Solche „geothermischen Siedlungsgebiete“ erfordern eine umfassende geothermische Planung und thermische Bewirtschaftung, in deren Rahmen Überlagerungen berücksichtigt werden können. Für

den derzeitigen Regelfall der geothermischen Einzelanlagen kann der Bewertungsbereich auf thermische Einflüsse z.B. größer 1 - 2 K begrenzt werden. In diesem Veränderungsbereich können die Temperaturfahnen nach einigen 10er Jahren Betrieb als quasi-stationär angenommen werden.

Für eine zukünftige Bewertung des Einflusses geothermischer Anlagen schlagen wir vor, diesen quasi-stationären „Fingerabdruck“ einer Anlage anhand einer rechnerischen Kennzahl quantitativ zu erfassen. Dieser „Thermische Impact“ (TI) kann verschiedene Randbedingungen berücksichtigen, z.B.:

- 2D oder 3D Berechnung des anlagenspezifischen Temperaturfeldes nach einer Betriebsdauer von 25 oder 50 Jahren
- Berücksichtigung der natürlichen Regenerationsprozesse, zumindest jedoch dem geothermischen Wärmestrom sowie dem solaren Eintrag
- Veränderung des langfristigen Energiehaushaltes des großräumigen thermischen Reservoirs (oberflächennahe geothermische Energie).
- Quantisierung der Temperaturveränderungen im Untergrund und das beeinflusste Volumen (2D: beeinflusste Fläche)
- Vereinfachende Zusammenfassung des Nahbereiches um geothermische Bauwerke auf Extremtemperaturen zur Ausblendung von (saisonalen) kurzzeiteffekten als „worst-case“

Oft werden Temperaturfahnen um geothermische Anlage als horizontale 2D Schnittbilder berechnet. Für vertikal homogene Anlagen liefert auch eine 2D Simulation hinreichend genaue Bewertungsgrundlagen, bei offenen Systemen (Punktquellen) oder vertikal heterogenen Anlagen (Geologie, Wärmeübertrager) kann nur eine 3D Darstellung der Anlage das Gesamtbild abschätzen.

Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens wurden bereits einige Ansätze vorgestellt, die zur Ermittlung eines solchen TI herangezogen werden können (z.B. beeinflusstes Untergrundvolumen je K Temperaturveränderung). Die Simulation ist jedoch vergleichsweise aufwändig. Die genaue Implementierung eines in praktischer Anwendung mit vertretbarem Aufwand erfassbaren thermischen Impacts von geothermischen Anlagen erfordert weitergehende Untersuchungen und Bewertung von Modellansätzen und möglichen Vereinfachungen, die in zukünftigen Projekten aufgegriffen werden sollten.

8.2 Thermische Geringfügigkeitsschwellenwerte

In Anlehnung an das Konzept der Geringfügigkeitsschwellenwerte für Grundwasser (LAWA, 2004), soll ein Maßstab definiert werden, bis zu welchen Temperaturveränderungen bzw. Maximal- und Minimaltemperaturen und räumlichen Ausmaßen temperaturbedingte Änderungen der chemischen und biologischen/ökologischen Beschaffenheit des Grundwassers als geringfügig einzustufen sind und ab welcher thermischen Belastung eine Grundwasserverunreinigung (=

Grundwasserschaden) vorliegt. Im räumlich-zeitlichen Kontext können somit, unter Berücksichtigung ökologischer und ökonomischer Rahmenbedingungen und unter Berücksichtigung von Temperatureffekten auf die Wasserbeschaffenheit und -qualität, tolerierbare Temperaturveränderungen abgeleitet werden, welche in regionalen Bewirtschaftungsplänen für oberflächennahe thermische Ressourcen Verwendung finden.

8.3 Fazit

Der „Thermische Impact“ erlaubt in Verbindung mit Temperatur-Geringfügigkeitsschwellenwerten (T-GFS) Behörden und Anwendern gleichermaßen zu eruieren, ab welcher Grenze hinsichtlich Zeit, absoluter und relativer Temperaturen und betroffenem Volumen thermische Veränderungen im Grundwasser und im Untergrund allgemein als kritisch anzusehen sind. Neben der Beurteilung bereits eingetretener Temperaturveränderungen und laufender Anlagen, kann dieses innovative Konzept Grundlagen für ein regionales Management der unterirdischen Energieressourcen und -speicher sein. Es soll einen ersten Ansatz zur regionalen thermische Bewirtschaftung des Untergrundes unter Vermeidung einer ineffizienten Nutzung durch Nutzungskonflikte (geothermische Anlagen beeinflussen sich gegenseitig, Einfluss auf Trinkwassergewinnung) und Übernutzung unter Berücksichtigung des Schutzes und der nachhaltigen Bewirtschaftung der Grundwasser- und Trinkwasserressourcen darstellen. Eine optimale thermische Bewirtschaftung mit Berücksichtigung ökologischer Folgen könnte die effiziente Nutzung nachhaltig steigern und bereits bestehende negative ökologische Auswirkungen durch eine „thermische Sanierung“ ausgleichen.

9 Danksagung

Die Autoren bedanken sich bei den Kollegen Gerhard Bisch, Norbert Klaas und Jürgen Braun von VEGAS an der Universität Stuttgart für die Unterstützung dort durchgeführter Arbeiten. Dank auch an BauGrund Süd in Bad Wurzach für die Unterstützung bei den Felduntersuchungen. Frau Sandra Ertl hat im Rahmen ihrer Projektarbeit bei Laborexperimenten und Modellierung mitgeholfen. Vielen Dank auch dem vielfältig zusammengesetzten Projektbegleitkreis, namentlich Andreas Bertram (UBA), Wolfgang Büttner (LfU Bayern), Eva de Haas (UM-BW, Stuttgart), Claus Heske (CDM Smith Consulting GmbH), Lutz Keppner (BMU), Carla Landgraf (LfU Bayern), Tobias Lienen (GFZ), Brigitte Moll (LAWA AG), Simone Richter (UBA), Martin Sabel (BWP), Ingo Sass (TU Darmstadt), Valentin Wagner (KIT), Marec Wedewardt (Senat für Umwelt Berlin), Bernd Wenzel (Viessmann Deutschland GmbH), Joachim Helmut Werner (Senat für Umwelt Bremen), Anke Westphal (GFZ), Hilke Würdemann (GFZ), für kritische Kommentare im Rahmen der regelmäßigen Projekttreffen. Dank geht auch an Vertreter des LAWA-Ausschuss ‚Grundwasser und Wasserversorgung‘ für Kommentare zu verschiedenen Entwürfen des Endberichts, diskutiert mit Herrn Arnold Quadflieg (HMUELV) und Herrn Sven Rumohr (HLUG). Frau Maria Avramov (HGU, IGÖ) ist gedankt für die kritische Durchsicht des Berichts und Hilfe bei der Editierung.

10 Quellenverzeichnis

- Acuna, V., Wolf, A., Uehlinger, U. & Tockner, K. (2008): Temperature dependence of stream benthic respiration in an Alpine river network under global warming. *Freshwater Biology* 53: 2076-2088.
- Ad hoc Arbeitsgruppe Geologie, P. G. d. S. G. D. (2011): Fachbericht zu bisher bekannten Auswirkungen geothermischer Vorhaben in den Bundesländer, erarbeitet für den Bund/Länder-Ausschuss Bodenforschung (BLA-Geo), Wiesbaden.
- Adinolfi, M., Koch, M. & Ruck, W. (1994): Ökologische und mikrobielle Folgen der Wärmespeicherung im Aquifer. *Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft*, Oldenbourg Industrieverlag GmbH, München.
- Alawi, M., Lerm, S., Vetter, A., Wolfgramm, M., Seibt, A. & Würdemann, H. (2011) Diversity of sulfate-reducing bacteria in a plant using deep geothermal energy. *Grundwasser* 16: 105-112.
- Alexander, I. (1982): Gutachten über Mikrobiologie im Aquiferspeicher. In: *Entwicklung eines Aquifer-Wärmespeichers, Phase 1*. A. Harasim and B. Weissenbach (Hrsg.). S.D1-D4.
- Anneser, B., Piloni, G., Bayer, A., Lueders, T., Griebler, C., Einsiedl, F. & Richters, L. (2010) High resolution analysis of contaminated aquifer sediments and groundwater – what can we learn in terms of natural attenuation? *Geomicrobiology Journal* 27: 130-142.
- Aragno, M. (1983): Annex 10, Impacts Microbiologiques. Premier cycle d'exploitation de l'installation pilote SPEOS.
- Arning, E., Kölling, M., Schulz, H. D., Panteleit, B. & Reichling, J. (2006): Einfluss oberflächennaher Wärmegewinnung auf geochemische Prozesse im Grundwasserleiter. *Grundwasser* 11: 27-39.
- Avramov, M., Rock, T. M., Pfister, G., Schramm, K. W., S.I., S. & Griebler, C. (2013): Catecholamine levels in groundwater and stream amphipods and their response to temperature stress. *General and Comparative Endocrinology* 194: 110-117.
- Avramov, M., Schmidt, S. I., Hahn, H. J., Berkhoff, S. & Griebler, C. (2010): Dienstleistungen der Grundwasserökosysteme. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 3: 74-81.
- Bales, R. C., Hinkle, S. R., Kroeger, T. W., Stocking, K. & Gerba, C. P. (1991): Bacteriophage adsorption during transport through porous media: chemical perturbations and reversibility. *Environmental Science & Technology* 25: 2088-2095.
- Balke, K. D. (1978): Problematik der Kühlwassereinleitung in den Untergrund. S.1978371-1978389.
- Bassetti, S. (2006): Dokumentation von Schadensfällen bei Erdwärmesonden, GEOWATT AG, Zürich, Schweiz.
- Becker, M. W. & Coplen, T. B. (2001): Use of deuterated water as a conservative artificial groundwater tracer. *Hydrogeology Journal* 9: 512-516.
- Berger, H. (2009): Erdwärmesonden – Hauptprobleme durch fehlerhafte Planung und Erstellung. *bbr - Fachmagazin für Brunnen und Leitungsbau* 04: 16-21.

- Berner, U. R. (1992): Evolution of pore water chemistry during degradation of cement in a radioactive waste repository environment. *Waste Management* 12: 201-219.
- Bisch, G., Klaas, N. & Braun, J. (2011): GEOMATRIX.de, Zwischenbericht Teilprojekt 3: Kosteneffiziente Messsysteme und Konzepte zur Überwachung oberflächennaher Erdwärmennutzung. Herausforderung Erdwärme, VEGAS - Versuchseinrichtung zur Grundwasser- und Altlastensanierung, Universität Stuttgart.
- Bisch, G., Klaas, N. & Braun, J. (2013): GEOMATRIX.de, Zwischenbericht Teilprojekt 3: Kosteneffiziente Messsysteme und Konzepte zur Überwachung oberflächennaher Erdwärmennutzung. Herausforderung Erdwärme, VEGAS - Versuchseinrichtung zur Grundwasser- und Altlastensanierung, Universität Stuttgart.
- Blomberg, T., Claesson, J., Eskilson, P., Hellström, G. & Sanner, B. (2008): EED3.0 Earth Energy Designer. PC-Software Manual.
- Bogosian, G., Sammons, L. E., Morris, P. J. L., O'Neil, J. P., Heitkamp, M. A., Weber, D. B. & Weber, D. B. (1996): Death of *Escherichia coli* K-12 strain W3110 in soil and water. *Applied and Environmental Microbiology* 62: 4114-4120.
- Bonte, M. (2013) Impacts of shallow geothermal energy on groundwater quality – A hydrochemical and geomicrobial study of the effects of ground source heat pumps and aquifer thermal energy storage. Promotionsarbeit, Freie Universität Amsterdam.
- Bonte, M., Stuyfzand, P. J., van den Berg, G. A. & Hijnen, W. A. M. (2011): Effects of aquifer thermal energy storage on groundwater quality and the consequences for drinking water production: a case study from the Netherlands. *Water Science and Technology* 63: 1922-1931.
- Bonte, M., van Breukelen, B. M. & Stuyfzand, P. J. (2013): Temperature-induced impacts on groundwater quality and arsenic mobility in anoxic aquifer sediments used for both drinking water and shallow geothermal energy production. *Water Research* 47: 5088-5100.
- Bradford, M. A., Davies, C. A., Frey, S. D., Maddox, T. R., Melillo, J. M., Mohan, J. E., Reynolds, J. F., Treseder, K. K. & Wallenstein, M. D. (2008): Thermal adaptation of soil microbial respiration to elevated temperature. *Ecology Letters* 11: 1316-1327.
- Brandstetter, G. (2011). Planung und Errichtung eines Testfeldes zur Messung der Kältefahne im Nahbereich einer Erdwärmesonde. Diplomarbeit, Universität Tübingen.
- Brielmann, H., Griebler, C., Schmidt, S. I., Michel, R. & Lueders, T. (2009): Effects of thermal energy discharge on shallow groundwater ecosystems. *FEMS Microbiology Ecology* 68: 273-286.
- Brielmann, H., Lueders, T., Schregelmann, K., Ferraro, F., Avramov, M., Hammerl, V., Blum, P., Bayer, P. & Griebler, C. (2011): Oberflächennahe Geothermie und ihre potentiellen Auswirkungen auf Grundwasserökologie. *Grundwasser* 16: 77-91.
- Brons, H. E., Griffioen, J., Appelo, C. A. J. & Zehnder, A. J. B. (1991): (Bio)geochemical reactions in aquifer material from a thermal energy storage site. *Water Research* 25: 729-736.
- Butscher, C., Huggenberger, P., Auckenthaler, A. & Bänninger, D. (2011) Risikoorientierte Bewilligung von Erdwärmesonden. *Grundwasser* 16: 13-24.

- Camper, A. K., McFeters, G. A., Characklis, W. G. & Jones, W. L. (1991): Growth kinetics of coliform bacteria under conditions relevant to drinking water distribution systems. *Applied and Environmental Microbiology* 57: 2233-2239.
- Carroll, S. A. & Walther, J. V. (1990): Kaolinite dissolution at 25°, 60° and 80° C. *American Journal of Science* 290: 797-810.
- Castro, H. F., Classen, A. T., Austin, E. E., Norby, R. J. & Schadt, C. W. (2010): Soil microbial community responses to multiple experimental climate change drivers. *Applied and Environmental Microbiology* 76: 999-1007.
- Christ, M. J. & David, M. B. (1996): Temperature and moisture effects on the production of dissolved organic carbon in a Spodosol. *Soil Biology & Biochemistry* 28: 1191-1199.
- Clauser, C. (2003): *Numerical Simulation of Reactive Flow in Hot Aquifers, SHEMAT and Processing SHEMAT*. Heidelberg, Springer Verlag.
- Colson-Proch, C., Morales, A., Hervant, F., Konecny, L., Moulin, C. & Douady, C. J. (2010): First cellular approach of the effects of global warming on groundwater organisms: a study of the HSP70 gene expression. *Cell Stress & Chaperones* 15(3): 259-270.
- Cornell, J. S., Pillard, D. A. & Hernandez, M. T. (2000): Comparative measures of the toxicity of component chemicals in aircraft deicing fluid. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19: 1465-1472.
- Culman, S. W., Bukowski, R., Gauch, H. G., Cadillo-Quiroz, H. & Buckley, D. H. (2009): T-REX: software for the processing and analysis of T-RFLP data. *BMC Bioinformatics* 10: 171.
- Dalias, P., Kokkoris, G. D. & Troumbis, A. Y. (2003): Functional shift hypothesis and the relationship between temperature and soil carbon accumulation. *Biology and Fertility of Soils* 37: 90-95.
- Danielopol, D. L., Griebler, C., Gunatilaka, A. & Notenboom, J. (2003): Present state and future prospects for groundwater ecosystems. *Environmental Conservation* 30: 104-130.
- Darcy, H. P. G. (1856): *Les Fontaines Publiques de la Ville de Dijon*. Paris, Victor Dalmont.
- de Haas, E. (2010): Qualitätssicherung bei der Herstellung von Erdwärmesonden. Vortrag, af-Fachgespräche Geothermie.
- de Haas, E. (2012). Regelungen und Kontrollen - Umsetzung der LQS EWS. Vortrag im Rahmen des Geotherm, 02.03.2012.
- Diao, N. R., Li, Q. Y. & Fang, Z. H. (2004): Heat transfer in ground heat exchangers with groundwater advection. *International Journal of Thermal Sciences* 43: 1203-1211.
- Dohr (2011): Grundwassertemperaturen München, Messungen 2009-2010, Referat für Gesundheit und Umwelt, München.
- Domenico, P. A. & Schwartz, F. W. (1998): *Physical and chemical hydrogeology*. New York, Wiley.
- DVGW (2013) Erdwärmenutzung in Einzugsgebieten von Trinkwassergewinnungsanlagen. DVGW-Information, 23.07.2013.
- EG-WRRL (Wasserrahmenrichtlinie)(2000) Richtlinie 2000/60/EG Des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23 Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der

- Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Official Journal of the European Commission, Brüssel, Belgien. L327(1).
- Ehrlich, H. L. & Newman, D. K. (2009): Geomicrobiology. New York, CRC Press.
- Eicker, U., Pesch, R. & Martin, M. (2011): GEOMATRIX.de, Zwischenbericht Teilprojekt 1: Ganzjährige Nutzung von Geothermie zum Heizen und Kühlen von Gebäuden. Herausforderung Erdwärme, Universität für Technik Stuttgart.
- Eugster, W. J. & Hopkirk, R. J. (1999): "Ist untiefe Geothermie erneuerbar?" , Kurzbericht im Auftrag des Bundesamtes für Energie, Projekt-Nr. 29'606, März 1999.
- Eugster, W. J. (1991). Erdwärmesonden - Funktionsweise und Wechselwirkung mit dem geologischen Untergrund - Feldmessungen und Modellsimulation, Dissertation Nr. 9524, ETH Zürich, 151 S.
- Eugster, W. J. (1998): Langzeitverhalten der Erdwärmesonden-Anlage in Elgg/ZH. Schlussbericht PSEL-Projekt Nr. 102 zuhanden des Projekt- & Studienfonds der Elektrizitätswirtschaft (PSEL).
- Eugster, W. J. (2001): Langzeitverhalten der EWS-Anlage in Elgg (ZH) - Spotmessung vom Herbst 2001. Schlussbericht November 2001, Polydynamics Engineering Zürich, DIS-Projekt Nr.: 42478
- Eydal, H. S. C. & Pedersen, K. (2007): Use of an ATP assay to determine viable microbial biomass in Fennoscandian Shield groundwater from depths of 3-1000 m. *Journal of Microbiological Methods* 70: 363-373.
- Fliermans, C. B. (1996): Ecology of Legionella: From data to knowledge with a little wisdom. *Microbial Ecology* 32: 203-228.
- Fliermans, C. B., Cherry, W. B., Orrison, L. H., Smith, S. J., Tison, D. L. & Pope, D. H. (1981): Ecological distribution of Legionella pneumophila. *Applied and Environmental Microbiology* 41: 9-16.
- Fontes, D. E., Mills, A. L., Hornberger, G. M. & Herman, J. S. (1991): Physical and chemical factors influencing transport of microorganisms through porous media. *Applied and Environmental Microbiology* 57: 2473-2481.
- Foulquier, A., Malard, F., Barraud, S. & Gibert, J. (2009): Thermal influence of urban groundwater recharge from stormwater infiltration basins. *Hydrological Processes* 23: 1701-1713.
- Foulquier, A., Malard, F., Mermillod-Blondin, F., Montuelle, B., Doledec, S., Volat, B. & Gibert, J. (2011): Surface Water Linkages Regulate Trophic Interactions in a Groundwater Food Web. *Ecosystems* 14: 1339-1353.
- Frey, S. D., Drijber, R., Smith, H. & Melillo, J. (2008): Microbial biomass, functional capacity, and community structure after 12 years of soil warming. *Soil Biology & Biochemistry* 40: 2904-2907.
- Gabor, E. M., de Vries, E. J. & Janssen, D. B. (2003): Efficient recovery of environmental DNA for expression cloning by indirect extraction methods. *FEMS Microbiology Ecology* 44: 153-163.
- Gao, Q., Li, M., Yu, M., Spitler, J. D. & Yan, Y. Y. (2009): Review of development from GSHP to UTES in China and other countries. *Renewable & Sustainable Energy Reviews* 13: 1383-1394.

- Gilan, I., Hadar, Y. & Sivan, A. (2004): Colonization, biofilm formation and biodegradation of polyethylene by a strain of *Rhodococcus ruber*. *Applied Microbiology and Biotechnology* 65: 97-104.
- Glatzel, T. (1990): On the biology of *Parastenocaris phyllura* Kiefer (Copepoda, Harpacticoida). *Stygologia* 5: 131-136.
- Gordon, C. & Toze, S. (2003): Influence of groundwater characteristics on the survival of enteric viruses. *Journal of Applied Microbiology* 95: 536-544.
- Griebler, C. & Avramov, M. (2014) Groundwater ecosystem services – a review. *Freshwater Science*, in Druck.
- Griebler, C. & Mösslacher, F. (2003): *Grundwasserökologie*, UTB-Facultas Verlag, Wien.
- Griffioen, J. & Appelo, C. A. J. (1993): Nature and extent of carbonate precipitation during aquifer thermal energy storage. *Applied Geochemistry* 8: 161-176.
- Grimm, M., Stober, I., Kohl, T. & Blum, P. (2014) Schadensfallanalyse von Erdwärmesondenbohrungen in Baden-Württemberg. *Grundwasser* 19: 275-286.
- Guderitz, I. & Hahn, H.J. (2012) Probenahme für mikrobiologische, molekularbiologische und faunistische Untersuchungen. In: *Grundwasserbiologie – Grundlagen und Anwendungen*. DWA-Themen T5/2012, S: 179-191.
- Hähnlein, S. (2007). *Rechtliche Grundlagen und Ausdehnung von Kältefahnen bei Erdwärmesonden*. Diplomarbeit, Universität Tübingen.
- Hähnlein, S., Bayer, P. & Blum, P. (2010a): International legal status of the use of shallow geothermal energy. *Renewable & Sustainable Energy Reviews* 14: 2611-2625.
- Hähnlein, S., Bayer, P., Ferguson, G. & Blum, P. (2013): Sustainability and policy for the thermal use of shallow geothermal energy. *Energy Policy* 59(C): 914-925.
- Hähnlein, S., Molina-Giraldo, N., Blum, P., Bayer, P. & Grathwohl, P. (2010b): Ausbreitung von Kältefahnen im Grundwasser bei Erdwärmesonden *Grundwasser* 15: 123-133.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T. & Ryan, P. D. (2001): PAST: Paleontological statistics software for education and data analysis. 4: 9.
- Hammes, F., Goldschmidt, F., Vital, M., Wang, Y. & Egli, T. (2010): Measurement and interpretation of microbial adenosine tri-phosphate (ATP) in aquatic environments. *Water Research* 44: 3915-3923.
- Harvey, R. W., Metge, D. W., Barber, L. B. & Aiken, G. R. (2010): Effects of altered groundwater chemistry upon the pH-dependency and magnitude of bacterial attachment during transport within an organically contaminated sandy aquifer. *Water Research* 44: 1062-1071.
- Harvey, R. W., Metge, D. W., Kinner, N. & Mayberry, N. (1997): Physiological considerations in applying laboratory-determined buoyant densities to predictions of bacterial and protozoan transport in groundwater: Results of in-situ and laboratory tests. *Environmental Science & Technology* 31: 289-295.

- Hendricks, D. W., Post, F. J. & Khairnar, D. R. (1979): Adsorption of bacteria on soils. *Water Air Soil Pollution* 12: 219-232.
- Hendry, M. J., Lawrence, J. R. & Maloszewski, P. (1997): The role of sorption in the transport of *Klebsiella oxytoca* through saturated silica sand. *Ground Water* 35: 574-584.
- Hendry, M. J., Lawrence, J. R. & Maloszewski, P. (1999): Effects of velocity on the transport of two bacteria through saturated sand. *Ground Water* 37: 103-112.
- Huber, A. & Pahud, D. (1999): „Untiefe Geothermie: Woher kommt die Energie?“, Schlussbericht, 18S., im Auftrag des Bundesamtes für Energie, Schweiz, Projekt-Nr. 33'206, September 1999.
- Ilieva, D., Haderlein, S. & Morasch, B. (2014): Grundwassergefährdungspotenzial von Additiven in Wärmeträgerflüssigkeiten aus Erdwärmesonden. *Grundwasser* 19: 263-274.
- Issartel, J., Hervant, F., Voituron, Y., Renault, D. & Vernon, P. (2005): Behavioural, ventilatory and respiratory responses of epigeal and hypogean crustaceans to different temperatures. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A* 141: 1411-1417.
- Jesušek, A., Grandel, S. & Dahmke, A. (2013a): Impacts of subsurface heat storage on aquifer hydrogeochemistry. *Environmental Earth Sciences* 69: 1999-2012.
- Jesušek, A., Koeber, R., Grandel, S. & Dahmke, A. (2013b): Aquifer heat storage: sulphate reduction with acetate at increased temperatures. *Environmental Earth Sciences* 69: 1763-1771.
- John, D. E. & Rose, J. B. (2005): Review of factors affecting microbial survival in groundwater. *Environmental Science & Technology* 39: 7345-7356.
- Jonczyk, E., Klak, M., Miedzybrodzki, R. & Gorski, A. (2011): The influence of external factors on bacteriophages—review. *Folia Microbiologica (Praha)* 56: 191-200.
- Kaiser, K., Kaupenjohann, M. & Zech, W. (2001): Sorption of dissolved organic carbon in soils: effects of soil sample storage, soil-to-solution ratio, and temperature. *Geoderma* 99: 317-328.
- Karl, D. M. (1993): Total microbial biomass estimation derived from the measurement of particulate adenosine-5'-triphosphate. In: *Handbook of methods in aquatic microbial ecology*. P. F. Kemp, S. B. F. and C. J. J. (eds.). Boca Raton, Lewis Publishers. S.359-367.
- Katterer, T., Reichstein, M., Andren, O. & Lomander, A. (1998): Temperature dependence of organic matter decomposition: a critical review using literature data analyzed with different models. *Biology and Fertility of Soils* 27: 258-262.
- Kim, S.-K., Bae, G.-O., Lee, K.-K. & Song, Y. (2010): Field-scale evaluation of the design of borehole heat exchangers for the use of shallow geothermal energy. *Energy* 35: 491-500.
- Kindt, R. & Coe, R. (2005): *Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*. Nairobi, World Agroforestry Centre (ICRAF).
- Klotzbücher, T., Kappler, A., Straub, K. L. & Haderlein, S. B. (2007): Biodegradability and groundwater pollutant potential of organic anti-freeze liquids used in borehole heat exchangers. *Geothermics* 36: 348-361.

- Köhler, S. J., Dufaud, F. & Oelkers, E. H. (2003): An experimental study of illite dissolution kinetics as a function of pH from 1.4 to 12.4 and temperature from 5 to 50 °C. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 67: 3583-3594.
- Krause, L. & Borens, D. (2009): Das strategische Risikomanagement der ISO 31000, zweiteilig, ZRFG 4+5/2009.
- Krauss, S. & Griebler, C. (2011): Pathogenic Microorganisms and Viruses in Groundwater. *acatech Materialien Nr. 6, Georessource Wasser - Herausforderung Globaler Wandel, München.*
- Kuckelkorn, M. & Reuss, M. (2012): Methodik und Ergebnisse zur hydraulischen Durchlässigkeit von Verfüllbaustiffen bei erdwärmesonden – Bestimmung des k_f -Wertes und Alterung von Erdwärmesonden-Systemen in einem Großversuchsstand; Tagungsband, 3. VDI-Fachkonferenz Wärmepumpen, VDI Wissensforum GmbH, Düsseldorf
- Kuckelkorn, M. & Reuss, M. (2013): Hydraulische Systemdichtigkeit und Frostbeständigkeit von Erdwärmesonden, *bbr Sonderheft Geothermie 2013, Fachmagazin für Brunnen- und Leitungsbau; Verlagsgesellschaft wvgw, Bonn, 6 – 13*
- Kunkel, R., F. Wendland, H.-J. Voigt, & S. Hannappel (2004): Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland. *Schriften des Forschungszentrums Jülich Reihe Umwelt/Environment Band/Volume 47.*
- Lane, D. J. (1991): 16S/23S rRNA sequencing. In: *Nucleic acid techniques in bacterial systematics*. E. Stackebrandt and M. D. Goodfellow (eds.). New York, NY, John Wiley and Sons. S.115-175.
- LAWA (1977). *Grundlagen für die Beurteilung der Wärmebelastungen von Gewässern. Teil I. Binnengewässer: 123.*
- LAWA (2004) *Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser unter Vorsitz Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.*
- LAWA (2011): *Empfehlungen der LAWA für wasserwirtschaftliche Anforderungen an Erdwärmesonden und Erdwärmekollektoren, Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Dresden.*
- Lerm, S., Alawi, M., Miethling-Graff, R., Wolfgramm, M., Rauppach, K., Seibt, A. & Wuerdemann, H. (2011): Influence of microbial processes on the operation of a cold store in a shallow aquifer: impact on well injectivity and filter lifetime. *Grundwasser* 16: 93-104.
- Lerm, S., Westphal, A., Miethling-Graff, R., Alawi, M., Seibt, A., Wolfgramm, M. & Würdemann, H. (2013) Thermal effects on microbial composition and microbiologically induced corrosion and mineral precipitation affecting operation of a geothermal plant in a deep saline aquifer. *Extremophiles* 17: 311-327.
- LQS EWS (2012) *Leitlinien Qualitätssicherung Erdwärmesonden, Baden-Württemberg, Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg, Stand 01.07.2012.* <https://um.baden-wuerttemberg.de/de/energie/erneuerbare-energien/geothermie/lqs-ews/>
- Lueders, T., Manefield, M. & Friedrich, M. W. (2004): Enhanced sensitivity of DNA- and rRNA-based stable isotope probing by fractionation and quantitative analysis of isopycnic centrifugation gradients. *Environmental Microbiology* 6: 73-78.

- Lund, J. W., Freeston, D. H. & Boyd, T. L. (2011): Direct utilization of geothermal energy 2010 worldwide review. *Geothermics* 40: 159-180.
- Madigan, M. T., Martinko, J. M. & Brock, T. D. (2006): *Brock biology of microorganisms*. Upper Saddle River, NJ, Pearson Prentice Hall.
- Mahabadi, O. K. (2006). *Geothermal Simulation for the City of Berlin*. Master Thesis, Brandenburg University of Technology.
- Malin, N. & Wilson, A. (2000): Ground-source heat pumps: are they green? *Environmental Building News* 9: 1-22.
- McCaulou, D. R., Bales, R. C. & Arnold, R. G. (1995): Effect of Temperature-Controlled Motility on Transport of Bacteria and Microspheres Through Saturated Sediment. *Water Resources Research* 31: 271-280.
- Menberg, K., Bayer, P., Zosseder, K., Rumohr, S. & Blum, P. (2013a): Subsurface urban heat islands in German cities. *Science of the Total Environment* 442: 123-133.
- Menberg, K., Blum, P., Schaffitel, A. & Bayer, P. (2013b): Long-term evolution of anthropogenic heat fluxes into a subsurface urban heat island. *Environmental Science & Technology* 47: 9747-9755.
- Miara, M., Günther, D., Kramer, T., Oltersdorf, T. & Wapler, J. (2011): *Wärmepumpen Effizienz, messtechnische Untersuchung von Wärmepumpenanlagen zur Analyse und Bewertung der Effizienz im realen Betrieb*, Freiburg.
- Neumann, C. (2007). *Oberflächennahe Geothermie urbaner Gebiete - Verfahren zur Ermittlung von Parametern und zur Bewertung von Nutzungseinflüssen*. Diplomarbeit, Technische Universität Bergakademie Freiberg.
- Nußbicker-Lux, J. (2010): *Simulation und Dimensionierung solar unterstützter Nahwärmesysteme mit Erdsonden-Wärmespeicher*, Dissertation, Institut für Thermodynamik und Wärmetechnik der Universität Stuttgart, 145 S.
- Ogorzaly, L., Bertrand, I., Paris, M., Maul, A. & Gantzer, C. (2010): Occurrence, survival, and persistence of human adenoviruses and F-specific RNA phages in raw groundwater. *Applied and Environmental Microbiology* 76: 8019-8025.
- Olson, B. H. (1993): Pathogen occurrence in source waters: factors affecting survival and growth. In: *Safety of Water disinfection: balancing chemical & microbial risks*. G. F. Craun (Hrsg.). Washington D.C., ILSI Press.
- Pagni, M. (1985): SPEOS Project – Microbiological aspects. In: *IEA Summary of the presentations*.
- Pahud, D., Kohl, T., Mégel, T. & Brenni, R. (2002): *Langzeiteffekt von Mehrfach-Erdwärmesonden*. Schlussbericht DIS Projekt Nr. 39690, Schweiz.
- Pannike, S., Koelling, M., Panteleit, B., Reichling, J., Scheps, V. & Schulz, H. D. (2006): Influence of hydrogeological parameters on temperature variations due to borehole heat exchangers. *Grundwasser* 11: 6-18.

- Parkhurst, D. L. & Appelo, C. A. J. (1999): User's guide to PHREEQC (Version2)—A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. Water-Resources Investigations Report, U.S. Geological Survey.
- Pedley, S. & Howard, G. (1997): The public health implications of microbiological contamination of groundwater. *Quarterly Journal of Engineering Geology* 30: 179-188.
- Pedley, S., Yates, M., Schijven, J. F., West, J., Howard, G. & Barrett, M. (2006): Pathogens: Health relevance, transport and attenuation. In: *Protecting groundwater for health: Managing the quality of drinking-water sources*. O. Schmoll, G. Howard, J. Chilton and I. Chorus (eds.), World Health Organization S.697.
- Pfister, G., Rieb, J., Avramov, M., Rock, T., Griebler, C. & Schramm, K.-W. (2013): Detection of catecholamines in single specimens of groundwater amphipods. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 405: 5571-5582.
- Possemiers, M., Huysmans, M. & Batelaan, O. (2014) Influence of Aquifer Thermal Energy Storage on groundwater quality: A review illustrated by seven case studies from Belgium. *Journal of Hydrology: Regional Studies* 2: 20-34.
- Rohner, A., Rybach, L. & Salton, M. (2001): Lebensdauer von Erdwärmesonden in Bezug auf Druckverhältnisse und Hinterfüllung. Schlussbericht, Bundesamt für Energiewirtschaft, Programm Geothermie, BFE-Vorhaben 60'137, Projektnummer 20'536, S. 1-30.
- Rosso, L., Lobry, J. R., Bajard, S. & Flandrois, J. P. (1995): Convenient model to describe the combined effects of temperature and pH on microbial-growth. *Applied and Environmental Microbiology* 61: 610-616.
- Rozen, Y. & Belkin, S. (2001): Survival of enteric bacteria in seawater. *FEMS Microbiology Ecology* 25: 523-529.
- Ryan, J. N., Harvey, R. W., Metge, D., Elimelech, M., Navigato, T. & Pieper, A. P. (2002): Field and laboratory investigations of inactivation of viruses (PRD1 and MS2) attached to iron oxide-coated quartz sand. *Environmental Science & Technology* 36: 2403-2413.
- Saito, H. & Kobayashi, H. (2003): Bacterial responses to alkaline stress. *Sci Prog* 86(Pt 4): 271-282.
- Sampat, P. (2000): *Deep Trouble: The Hidden Threat of Groundwater Pollution*. WORLDWATCH PAPER Worldwatch Institute.
- Sanner, B. (2004): *Thermische Untergrundspeicherung auf höherem Temperaturniveau: Begleitforschung mit Messprogramm Aquiferspeicher Reichstag*, Universität Gießen.
- Sanner, B., Karytsas, C., Mendrinou, D. & Rybach, L. (2003): Current status of ground source heat pumps and underground thermal energy storage in Europe. *Geothermics* 32: 579-588.
- Schäfer, I.; Steuerwald, K. & Rumohr, S. (2011): *Sichere Erdwärmeprojekte durch Geodaten*, bbr Sonderheft Geothermie 2011, Fachmagazin für Brunnen- und Leitungsbau; Verlagsgesellschaft wvgw, Bonn, 6 – 12
- Schäfer, I. (2012). *Geothermie, Licht ins Dunkel bringen, Band 6 ; Risikominimierung durch unabhängige Datenpools*. Geothermie. Bonn, Deutsches CleanTech Institut.

- Schijven, J. F., Berger, P. & Miettinen, I. (2002a): Removal of pathogens, surrogates, indicators and toxins using bank filtration. In: A monograph on riverbank filtration. C. Ray (Hrsg.). University of Hawaii, Kluwer Academic.
- Schippers, A. & Reichling, J. (2006): Laboruntersuchungen zum Einfluss von Temperaturveränderungen auf die Mikrobiologie des Untergrundes. *Grundwasser* 11: 40–45.
- Schmidt, K. & Tiehm, A. (2011) Geothermie und Grundwasser-Mikrobiologie. In: VEGAS-Kolloquium 2011, Flache Geothermie – Perspektiven und Risiken (Braun, J. & Koschitzky, H.P., Hrsg.), Mitteilungen Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, Heft 205.
- Schreglmann, K. (2010). Potential impacts of temperature changes on groundwater fauna. Diplomarbeit, Universität Tübingen.
- SIA – Schweizerischer Ingenieur- und Architektenverein (2010): SIA 348/6 - Erdwärmesonden, Schweizer Norm SN 546 384/6, gültig ab 01.01.2010, 76 S., Zürich
- Signorelli, S., Kohl, T. & Rybach, L. (2004). Sustainability of production from borehole heat exchanger fields. Proceedings 29th workshop on Geothermal Reservoir Engineering, Stanford University, California.
- Steinert, M., Hentschel, U. & Hacker, J. (2002): Legionella pneumophila: an aquatic microbe goes astray. *FEMS Microbiology Reviews* 26: 149-162.
- Stumm, W. & Morgan, J. J. (1995): Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters. New York, Wiley.
- Stumpp, C. & Hose, G.C. (2013) The impact of water table drawdown and drying on subterranean aquatic fauna in in-vitro experiments. *PLoS ONE* 8: e78502.
- Stumpp, C., Lawrence, J. R., Hendry, M. J. & Maloszewski, P. (2011): Transport and Bacterial Interactions of Three Bacterial Strains in Saturated Column Experiments. *Environmental Science & Technology* 45: 2116-2123.
- Thiem, A., Schmidt, K., Augenstein, T. & Betting, D. (2012): Wärmeträgerfluide in der Geothermie: Exemplarische Gefährdungsabschätzung anhand von Strukturaufklärung, Abbaubarkeit und Toxizität. DVGW-Forschungsvorhaben W 1/01/09/ Badenova Innovationsfonds-Vorhaben 2010-3.
- Tholen, M. & Walker-Hertkorn, S. (2008): Arbeitshilfen Geothermie, Grundlagen für oberflächennahe Erdwärmebohrungen, wvgw Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn.
- Umwelt- und Wirtschaftsministerium Baden-Württemberg, S. (2009): Qualitätsmanagement, Fehlervermeidung bei Wärmepumpen- und Erdsonden-Heizsystemen.
- Verein Deutscher Ingenieure (2010): VDI Richtlinie 4640, Blatt 1, Thermische Nutzung des Untergrundes – Grundlagen, Genehmigungen, Umweltaspekte
- Verein Deutscher Ingenieure (2001): VDI Richtlinie 4640, Blatt 2, Thermische Nutzung des Untergrundes – Erdgekoppelte Wärmepumpenanlagen
- Verein Deutscher Ingenieure (2001): VDI Richtlinie 4640, Blatt 3, Thermische Nutzung des Untergrundes – Unterirdische Thermische Energiespeicher

- Vital, M., Fuchslin, H. P., Hammes, F. & Egli, T. (2007): Growth of *Vibrio cholerae* O1 Ogawa Eltor in freshwater. *Microbiology* 153(Pt 7): 1993-2001.
- Vital, M., Hammes, F. & Egli, T. (2008): *Escherichia coli* O157 can grow in natural freshwater at low carbon concentrations. *Environmental Microbiology* 10: 2387-2396.
- Wagenplast, P. (2005): Ingenieurgeologische Gefahren in Baden-Württemberg. Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau, Informationen 16, Freiburg 10/2005.
- Wagner, B., Walter, T., Himmelsbach, T., Clos, P., Beer, A., Budziak, D., Dreher, T., Fritsche, H.-G., Hübschmann, M., Marczinek, S., Peters, A., Poeser, H., Schuster, H., Steinel, A., Wagner, F. & Wirsing, G. (2011) Hydrogeochemische Hintergrundwerte der Grundwässer Deutschlands als Web Map Service. *Grundwasser* 16: 155–162.
- Wagner, R., Koch, M. & Adinolfi, M. (1988): Chemische und biologische Prozesse in Aquifer Warmespeichern. *Stuttgarter Berichte Siedlungswasserwirtschaft Heft 101*.
- Wagner, V. & Blum, P. (2011): GEOMATRIX.de, Zwischenbericht Teilprojekt 2: Prozessmodellierung und Chancenanalyse oberflächennaher Erdwärme in Baden-Württemberg. Herausforderung Erdwärme, Karlsruher Institut für Technologie (KIT), Institut für Angewandte Geowissenschaften (AGW).
- Walker-Hertkorn, S., Hähnlein, S., Urban, K., B., P. & Bayer, P. (2010): Genehmigungsverfahren für die oberflächennahe geothermische Nutzung. *bbr - Fachmagazin für Brunnen und Leitungsbau Sonderheft*: 8-13.
- Wang, G. D. & Doyle, M. P. (1998): Survival of enterohemorrhagic *Escherichia coli* O157 : H7 in water. *Journal of Food Protection* 61: 662-667.
- Weisse, T., Stadler, P., Lindstrom, E. S., Kimmance, S. A. & Montagnes, D. J. S. (2002): Interactive effect of temperature and food concentration on growth rate: A test case using the small freshwater ciliate *Urotricha farcta*. *Limnology and Oceanography* 47: 1447-1455.
- Willibald, D. (1979) Auswirkungen von Wärmepumpen auf das Grundwasser: In: *Wärmepumpen und Gewässerschutz*, Glatzel, W.D. & Heise, K.D. (Hrsg.), Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Yergeau, E., Bokhorst, S., Kang, S., Zhou, J., Greer, C. W., Aerts, R. & A., K. G. (2012): Shifts in soil microorganisms in response to warming are consistent across a range of Antarctic environments. *ISME Journal* 6: 692-702.
- Zeman, N.R., Renno, M.I., Olson, M.R., Wilson, L.P., Sale, T.C. & De Long, S.K. (2014) Temperature impacts on anaerobic biotransformation of LNAPL and concurrent shifts in microbial community structure. *Biodegradation* 25: 569-585.
- Zhu, K., Blum, P., Ferguson, G., Balke, K.-D. & Bayer, P. (2010): The geothermal potential of urban heat islands. *Environmental Research Letters* 5: 044002.
- Zogg, G. P., Zak, D. R., Ringelberg, D. B., MacDonald, N. W., Pregitzer, K. S. & White, D. C. (1997): Compositional and functional shifts in microbial communities due to soil warming. *Soil Science Society of America Journal* 61: 475-481.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Schematische Darstellung der verschiedenen Typen von Geothermieanlagen. A – Erdwärmesonde; B – Wärme- und Kältespeicher; C – offene Brunnenanlage im hochdurchlässigen Aquifer.....	14
Abbildung 2: Potenzielle anthropogene und natürliche Wärmequellen im Untergrund (verändert nach MENBERG ET AL., 2013a).....	16
Abbildung 3: Gefährdungspotenzial Grundwasserstockwerksbau und Artesik (Quelle: LBEG; AD HOC ARBEITSGRUPPE GEOLOGIE 2011).....	19
Abbildung 4: Beispielhafter Aufbau eines Säulenversuchs	29
Abbildung 5: Aufsicht auf den VEGAS-Versuchsbehälter	30
Abbildung 6: Seitenansicht VEGAS-Versuchsbehälter, Längstransekt C (siehe Abbildung 5).....	31
Abbildung 7: Standort Bad Wurzach.	33
Abbildung 8: Beobachtete Rücklauftemperaturen im Wärmeträgermedium von 41 Erdwärmesondenanlagen im Neubaubereich über 3 Heizperioden (Quelle: MIARA ET AL., 2011).....	37
Abbildung 9: Gegenüberstellung der Temperaturamplituden bei oberflächennahen geothermischen Anlagen aus rechtlichen Vorgaben, technischen Regeln und bekannter Literatur.....	39
Abbildung 10: Anordnung der Erdwärmesonden für die Szenarien SH_WLF34, SH_WLF20, SH_VFE7 & SH_VFE6 (3 x 60 m, links) sowie LC_WLF34, LC_WLF20, LC_VFE7 & LC_VFE6 (25 x 60 m, rechts).....	45
Abbildung 11: Simulationsergebnisse Szenario SH_VFE7.....	46
Abbildung 12: Szenarienvergleich – maximale Temperaturveränderung im zentralen Bereich in Sondennähe	48
Abbildung 13: Szenarienvergleich – Gesamtenergiehaushalt (Hinweis: positiver und negativer Teil der Bilanzachse sind unterschiedlich skaliert!)	48
Abbildung 14: Szenarienvergleich - thermisch beeinflusstes Untergrund-Volumen	50
Abbildung 15: Vergleich der prognostizierten Temperaturfahne im Szenario LC_VFE7, oben mit 25 Erdwärmesonden á 60 m Tiefe und unten mit einem Förder-/Schluckbrunnen bis 20 m Tiefe	52
Abbildung 16: Szenarienvergleich der thermisch veränderten Bereiche LC = „Large Cooling“ (VFE6 + VFE7), jeweils offene Systemvariante (Brunnen = BRN) und geschlossene Systemvariante	

(Erdwärmesonden = EWS), in Energiehaushalt und beeinflusstem Untergrundvolumen	53
Abbildung 17: Horizontaler Schnitt durch die Sondenanlage bei den Szenarien „LC“ (links) und „SH“ (rechts) mit geschlossenem System sowie den virtuellen Beobachtungspunkten in 30 m Tiefe. Hinweis: die gelb dargestellten Punkte „7“ werden nachfolgend als rote Kurven visualisiert.	58
Abbildung 18: Zeitlicher Verlauf der Temperaturveränderung an den Beobachtungspunkten in allen Szenarien. Links Temperaturverlauf in 50 Jahren Betrieb der Anlagen, rechts in den 50 Jahren nach Außerbetriebnahme. Pro Diagramm sind die „SH“ und „LC“ Szenarien gemeinsam dargestellt, Temperaturabsenkung kennzeichnet „SH“ und Erhöhung die Wärmeeinleitung in „LC“.....	59
Abbildung 19: Zeitlicher Verlauf des um mehr als 0,2 K und 2,0 K beeinflussten Untergrundvolumens sowie des Energiehaushaltes des Modellgebietes in den Szenarien mit Erdwärmesonden. Darstellung des 50-jährigen Anlagenbetriebes (links) sowie 50 Jahre Regeneration (rechts). Hinweis: Im Unterschied zu den Darstellungen im Abschnitt 6.1 (Abbildung 14 / Abbildung 16) ist die Ordinate linear skaliert (statt logarithmisch).	61
Abbildung 20: Horizontaler Schnitt durch die Sondenanlage im Szenario LC_VFE7 50 Jahre nach Außerbetriebnahme der Anlage in 30 m Tiefe, Vergleich lokaler und regionaler Bilanzraum	62
Abbildung 21: Temperaturentwicklung an Beobachtungspunkten im Szenario LC_VFE7 BRN (oben) und Vergleich der Entwicklung des Energiehaushaltes in 50 Jahren Betrieb und 50 Jahren Regeneration zwischen offenen und geschlossenen Systemen anhand des Referenzszenarios LC_VFE7 (unten).....	63
Abbildung 22: Mobilisierung von DOC aus sorbierten DOC/POC über die Zeit bei unterschiedlichen Inkubationstemperaturen. Werte sind Mittelwerte von Mehrfachbestimmungen, die STABW lag in allen Fällen unter 10%.	65
Abbildung 23: Mobilisierung von Nährstoffen im Zeitraum von 5 Tagen bei verschiedenen Inkubations-temperaturen	66
Abbildung 24: Mobilisierung und Immobilisierung von Kat- und Anionen im Zeitraum von 5 Tagen bei verschiedenen Inkubationstemperaturen.....	67
Abbildung 25: Vergleich des gemessenen Verlaufes mit dem berechneten Verlauf der Tracer-Durchbruchskurven bei den verschiedenen Versuchstemperaturen an ausgewählten Beispielssäulen.	69
Abbildung 26: Durchbruchskurven des Bakteriophagen MS2.....	70

Abbildung 27: Abhängigkeiten der Adsorptionsraten und der Abstandsgeschwindigkeiten aller getesteten Viren und Temperaturen.....	71
Abbildung 28: Rückhalt von ausgewählten Bakterien und Viren bei unterschiedlichen Temperaturen in kleinen Grundwasser-durchströmten Sedimentsäulen. Es sind relative Zell- und Partikelzahlen angegeben. Der zugegebene Puls (100%) am Säulenzulauf wird mit dem Säulenauslauf (Wiederfindung nach 2 Säulenvolumina) verglichen.	72
Abbildung 29: Durchbruchkurven für die Gesamtzellzahl bei den verschiedenen Versuchs-temperaturen an ausgewählten Beispielsäulen.....	73
Abbildung 30: Verteilung von <i>E. coli</i> im Säulensediment	73
Abbildung 31: Verbleib und Verteilung aktiver Virenpartikel der Bakteriophagen MS2 (linke Abb.) und T7 (rechte Abb.) im Säulensediment bei unterschiedlichen Temperaturen.....	74
Abbildung 32: Ausbreitung der Wärmefahne in Grob- (oben) und Feinsand (unten)	75
Abbildung 33: Ausbreitung der DOC-Fahne in Grob- (oben) und Feinsand (unten).....	77
Abbildung 34: Rückhalt von ausgewählten Viren und Bakterien im VEGAS-Behälter. Der zugegebene Puls (100%) am Behälterzulauf wurde mit den Peakmaxima an den verschiedenen Probenahmestellen verglichen. QT1 = Quertransekte 1; QT2 = Quertransekte 2. Schwarze Kreise: Probenahmestellen.	79
Abbildung 35: <i>Legionellen</i> im Grobsand oberhalb und unterhalb der Erdwärmesonde.....	80
Abbildung 36: Gesamtzellzahl-Durchbruchkurven im Grobsand, oberhalb (QT1) und unterhalb (QT2) der Erdwärmesonden gemessen.....	81
Abbildung 37: Gesamtzellzahl in Grob- und Feinsand vor und nach der Zugabe der Modellorganismen	82
Abbildung 38: <i>Legionellen</i> im Sediment 8 Wochen nach Versuchsdurchführung	82
Abbildung 39: Die Erholung der Gesamtzellzahl (rote Quadrate) im Porenwasser nach Ende eines Frier-Tau-Zyklus. Die Zellzahl von ungestörten Sedimentsäulen liegt im Bereich des blauen Balkens. Zeitpunkte: direkt, 1 und 4 Wochen nach Versuchsende.	84
Abbildung 40: Geochemische Berechnung des pH-Wertes während der Aushärtung von Zement im Porenwasser und der unmittelbaren Umgebung des Zements.....	85
Abbildung 41: Die Erholung der Gesamtzellzahl aktiver Bakterien (errechnet aus ATP-Werten) über die Zeit (schwarzes Quadrat), nach der	

	Behandlung der Säulen mit Wasser hohen pHs (blaue Raute: pH-Wert). Blau hinterlegter Bereich: Zellzahl in ungestörten Säulen.....	85
Abbildung 42:	Saisonaler Temperaturverlauf, aufgezeichnet im Aquifer (15m unter GOK) und im darunter liegenden Beckenton (25m unter GOK) mit zunehmendem Abstand zur Erdwärmesonde. Abbildungen zur Verfügung gestellt von Gerhard Bisch und Kollegen bei VEGAS, geomatrix Projekt.....	87
Abbildung 43:	Shannon-Wiener Index als Maß der Biodiversität der Bakterienpopulationen in Abhängigkeit zum Abstand zur Geothermiesonde.....	88
Abbildung 44:	Bray-Curtis Ähnlichkeitsindex der T-RFLPs für die Bakterienpopulation an verschiedenen Probezeitpunkten an Brunnen in 3 und 13 m Entfernung (E) abstromig der Geothermiesonde sowie dem Kontrollbrunnen (Kontrolle).....	88
Abbildung 45:	Analysen der geochemischen Parameter zu unterschiedlichen Probenzeitpunkten, dabei sind A: Leitfähigkeit, B: pH, C und D: Sauerstoffgehalt bei 10 und 20 m Brunnentiefe.....	89
Abbildung 46:	Anpassung der Mikroflora an verschiedene Temperaturbereiche. Jede physiologische Gruppe bzw. Art hat ihren ganz eigenen Temperaturtoleranzbereich. Abbildung verändert nach BRIELMANN ET AL. (2011).....	91
Abbildung 47:	Diversität nach Shannon-Wiener [H'] für (A) die bakteriellen Gemeinschaften (wurde auf Basis von T-RFLP Fingerprints analysiert) und (B) die Grundwasserfauna. Proben wurden zu vier Zeitpunkten über das Jahr verteilt an ausgewählten Grundwassermessstellen entnommen; Bakterien entstammten dem gepumpten Grundwasser und die Fauna wurde im Pegelsumpf unter Verwendung eines speziellen Netzsammlers entnommen. U = unbeeinflusst, T = zeitweise beeinflusst, C = kontinuierlich beeinflusst (verändert nach BRIELMANN ET AL. (2009)).....	93
Abbildung 48:	Anpassung der Meiofauna an verschiedene Temperaturbereiche. Jede Art hat ihren ganz eigenen Temperaturtoleranzbereich. Die ökologische Valenz, also der Bereich in der die jeweilige Art in der Umwelt angetroffen wird, ist noch wesentlich enger als ihr Toleranzbereich. Abbildung verändert nach BRIELMANN ET AL. (2011).	96
Abbildung 49:	Temperatur Dosis-Wirkungs- Beziehungen für zwei ausgewählte Grundwasser-Invertebraten. LT_{50} = Letale Temperatur für 50% der Versuchstiere. Die Versuche wurden dynamisch über einen Zeitraum von 5 Tagen (<i>P. cavaticus</i>) bis 30 Tage (<i>N. inopinatus</i>)	

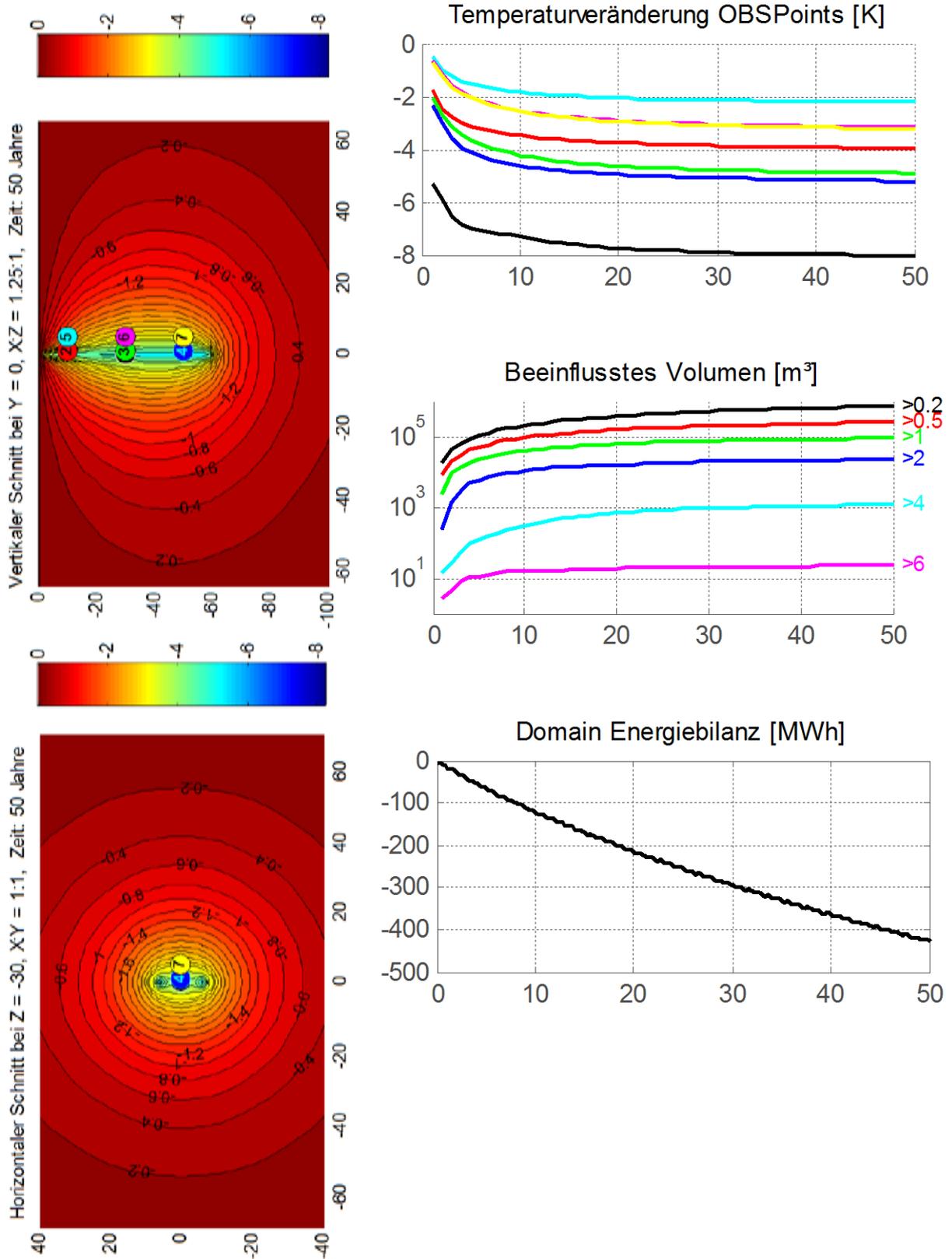
ausgewertet. A) verändert nach Schreglmann (2010), (B) verändert nach Ferraro (2009).....	97
Abbildung 50: Bevorzugte Temperaturbereiche für den Grundwasserflohkrebs <i>Niphargus inopinatus</i> (volle Symbole) und die Grundwasserassel <i>Proasellus cavaticus</i> (leere Symbole) in einem Temperaturgradienten von 1,8 bis 36°C. Sie gestrichelte Linie zeigt den gesamten Temperaturbereich in dem Tiere angetroffen wurden. Die Boxen im Zentrum der Abbildungen zeigen den ‚interquartilen‘ Bereich (Q3-Q1) und bilden jenen Temperaturbereich ab, in dem sich die Testorganismen 50% der Zeit aufhielten. Ergänzend sind die LT50 Werte nach 24h gezeigt (siehe dazu auch Abbildung 49). Abbildung verändert nach AVRAMOV ET AL. (2013).....	98
Abbildung 51: Katecholaminkonzentrationen in den Flohkrebsen <i>Gammarus pulex</i> (Oberflächenart, Abbildungen in der oberen Reihe) und <i>Niphargus inopinatus</i> (Grundwasserart, Abbildungen in der unteren Reihe); für Erklärung siehe Text. Abbildung aus AVRAMOV ET AL. (2013).....	99
Abbildung 52: Schema Leckage einer Erdwärmesonde mit einem möglichen Kontaminationsszenario (aus THIEM ET AL. 2012).....	102
Abbildung 53: Inaktivierungsrate für ausgewählte Virengruppen in Abhängigkeit zur Temperatur. Schema in Anlehnung an Daten in JOHN & ROSE (2005).....	104
Abbildung 54: Überlebenszeiten von Pathogenen in Grund- und Trinkwasser bei Temperaturen zwischen 4 und 15°C (aus KRAUSS & GRIEBLER 2011).....	105
Abbildung 55: Transportstrecken von Pathogenen in verschiedenen Grundwasserleitertypen. Rote Symbole stehen für die durchschnittliche Distanz (aus KRAUSS und GRIEBLER 2011).....	106
Abbildung 56: Schematische Darstellung vom Verlauf der mikrobiellen Diversität, Biomasse und Aktivität in Abhängigkeit zur Temperatur für einen oligotrophen und einen moderat belasteten Grundwasserleiter.....	113
Abbildung 57: Entscheidungsabfolge bei der Erlaubnis einer Anlage zur Nutzung oberflächen-naher Geothermie (verändert nach HÄHNLEIN ET AL, 2013).....	116

Tabellenverzeichnis

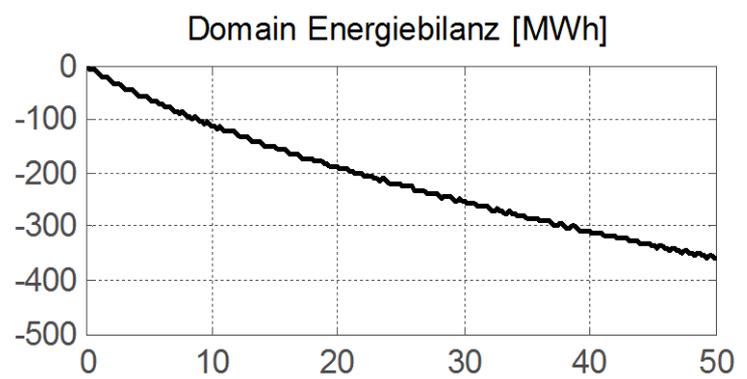
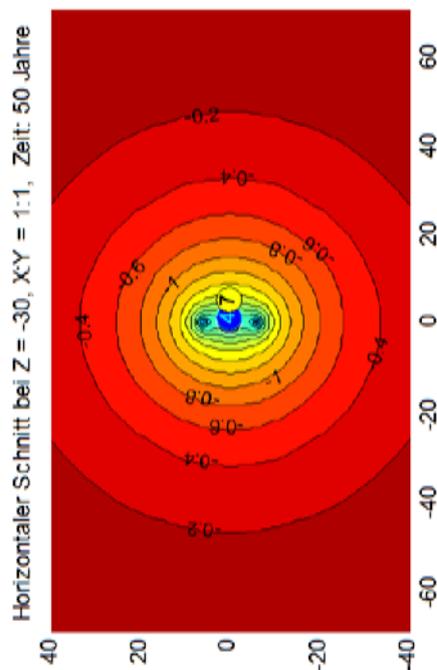
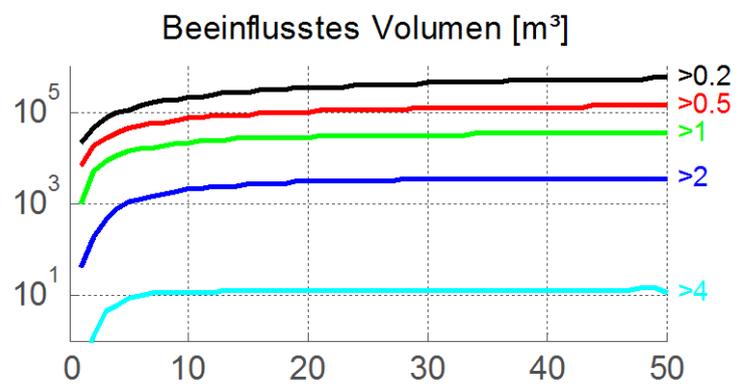
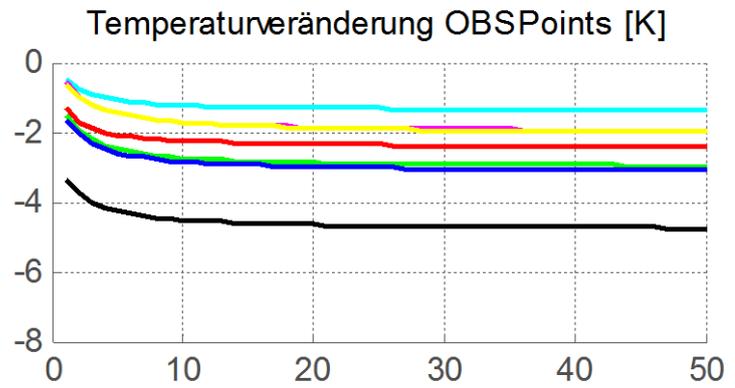
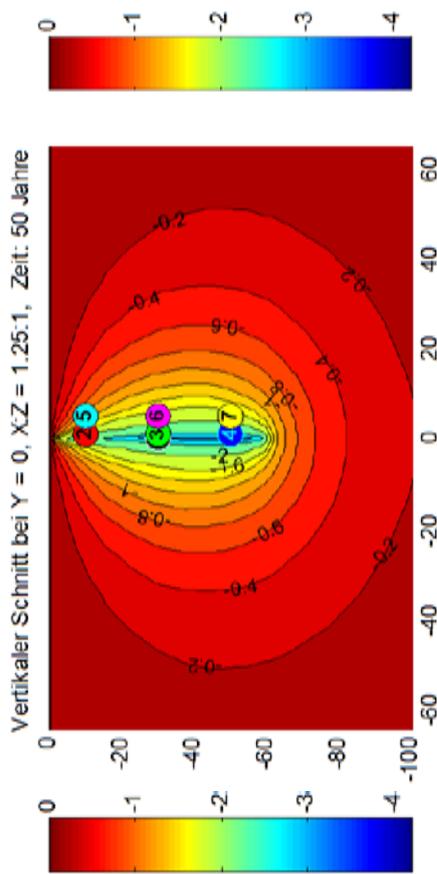
Tabelle 1: Kenngrößen zur Bewertung des thermischen Einflusses geothermischer Anlagen	38
Tabelle 2: Definition von zwei (thermischen) Anforderungsklassen an oberflächennahe geothermische Anlagen (SH = „Small, Heating“; LC = „Large, Cooling“)	40
Tabelle 3: Definition von 4 Referenzstandorten für die Modellrechnungen der Temperaturlausbreitung.....	41
Tabelle 4: Relevante Temperaturbandbreiten im Einflussbereich oberflächennaher geothermischer Anlagen (bezogen auf natürliche Untergrundtemperaturen von 8°C – 16°C).....	51
Tabelle 5: Mittelwerte der in den Säulen bestimmten Hauptionen und Nährstoffe.	63
Tabelle 6: Modellierte Parameter der Modelbakteriophagen MS2 und T7.....	65
Tabelle 7: Physikalisch-chemische Eigenschaften der ausgewählten Additive sowie Bewertung ihrer Mobilität in der Umwelt; GW Konz. = zu erwartende Konzentration im Grundwasser (verändert nach ILIEVA ET AL., 2014).	94

Annex

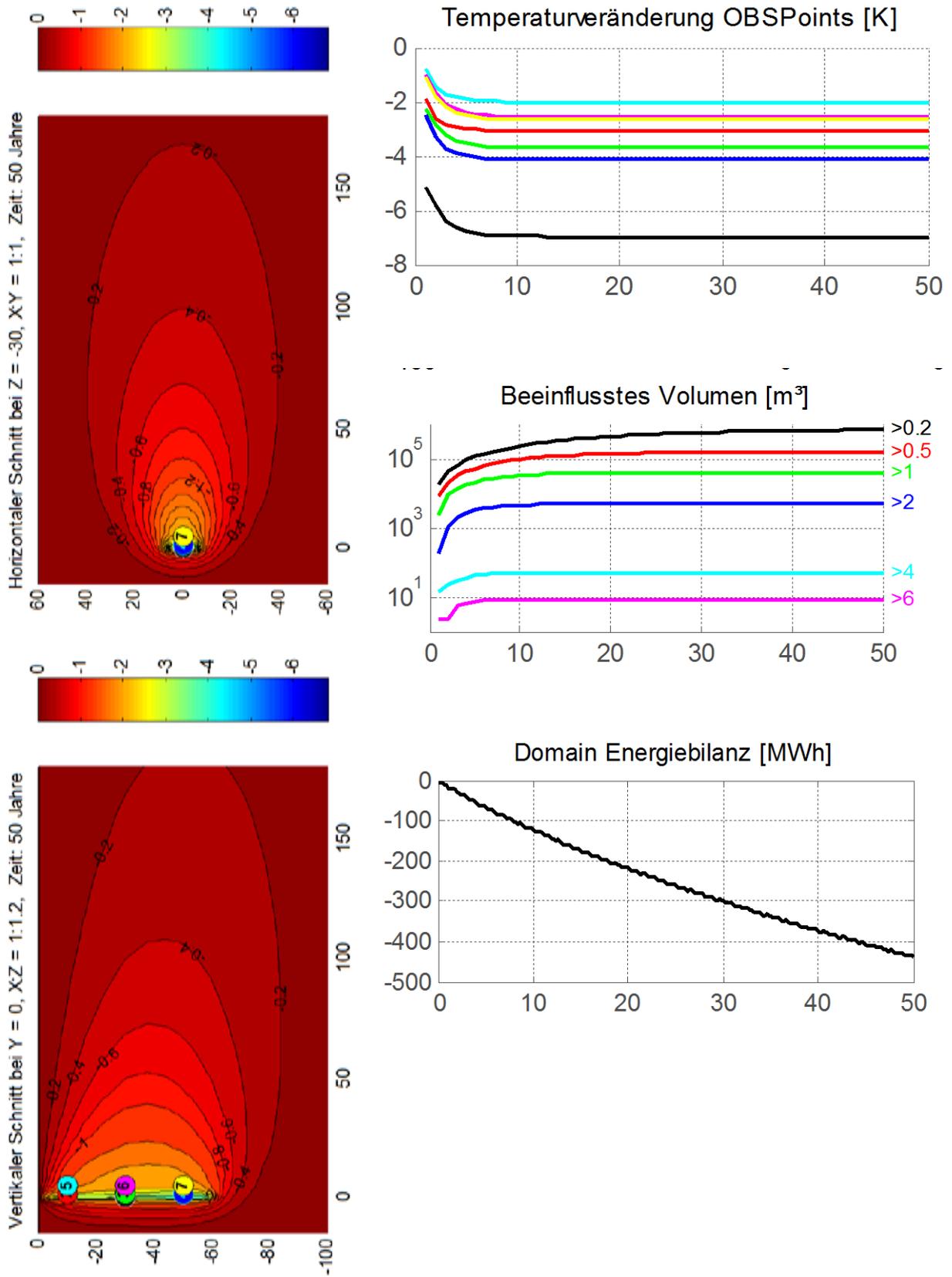
Thermische Prognose – Referenzszenario SH_WLF20 (Erdwärmesonden)



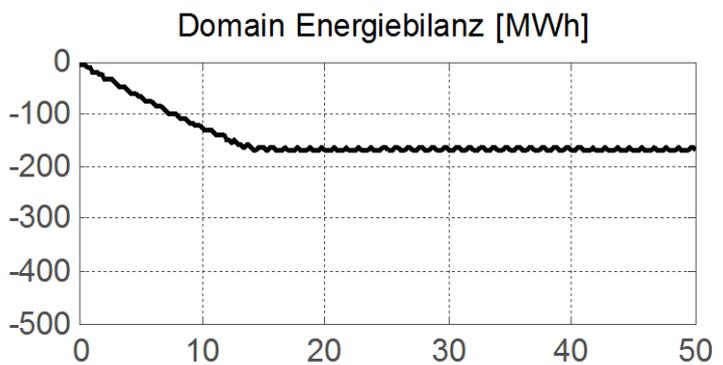
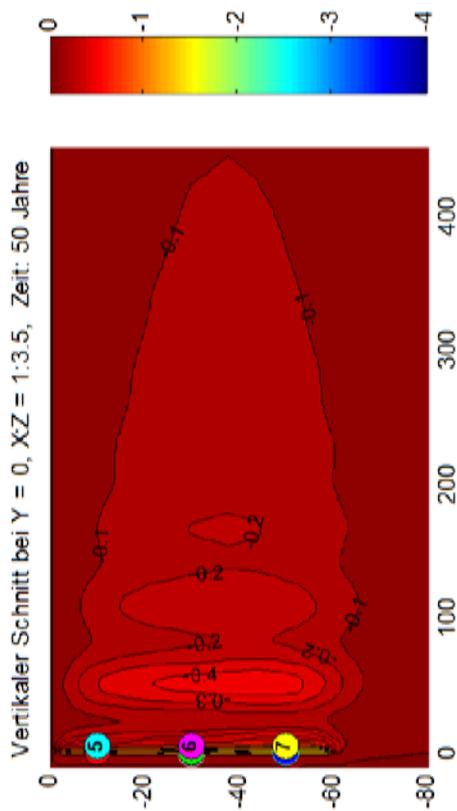
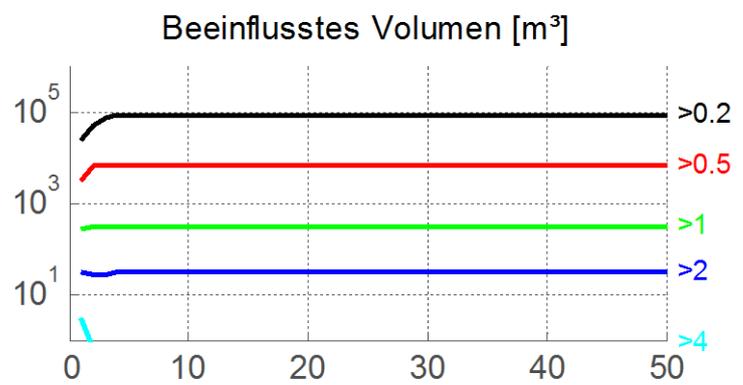
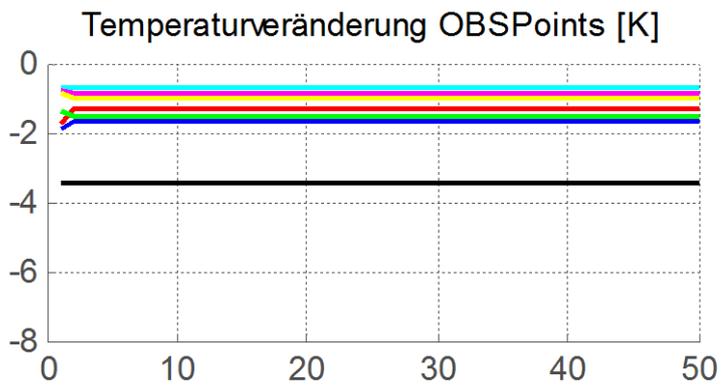
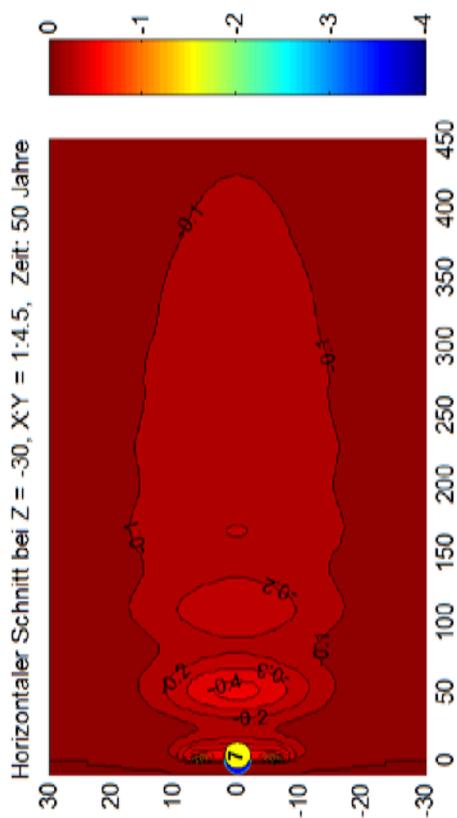
Thermische Prognose – Referenzscenario SH_WLF34 (Erdwärmesonden)



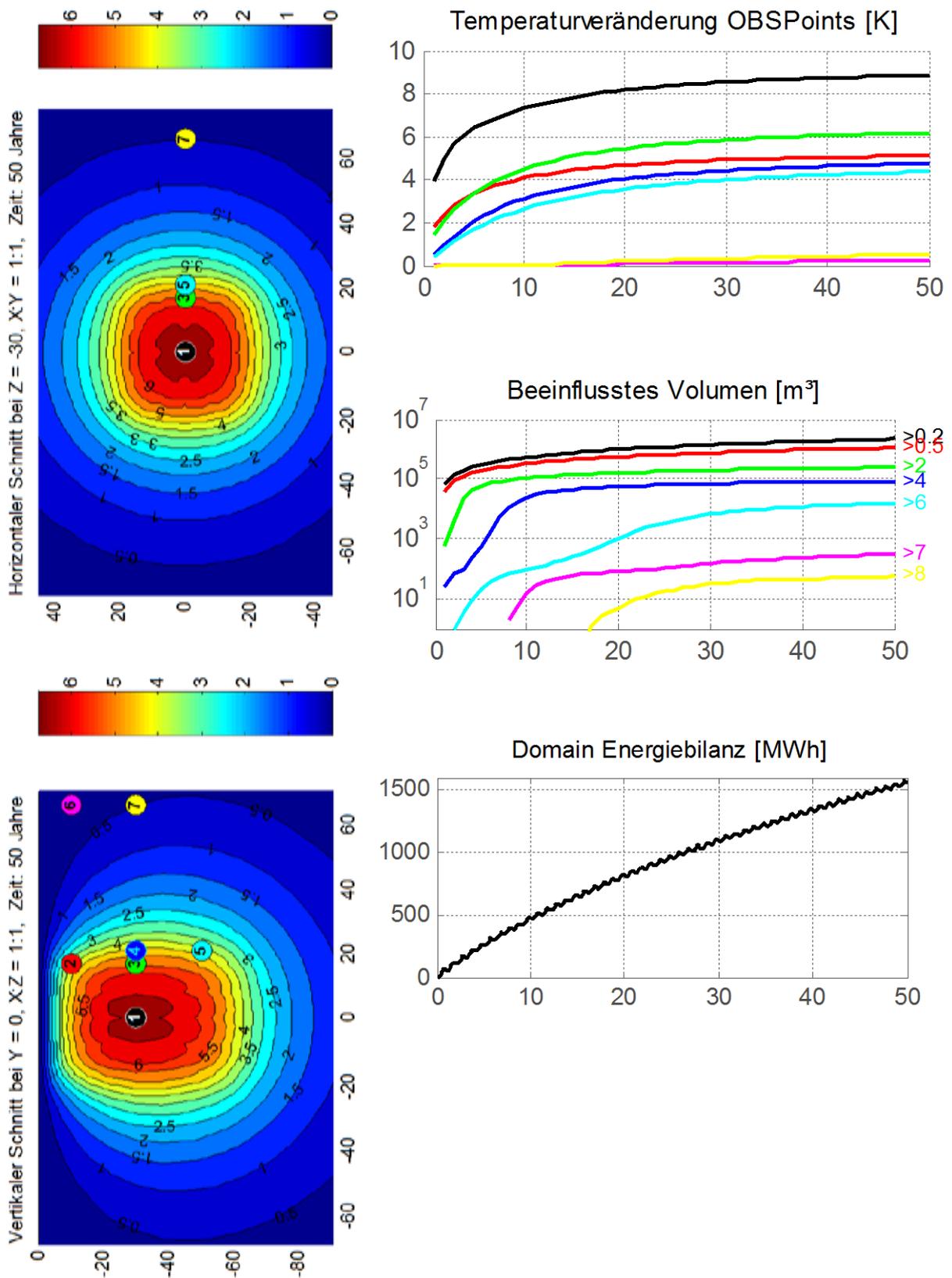
Thermische Prognose – Referenzscenario SH_VFE7 (Erdwärmesonden)



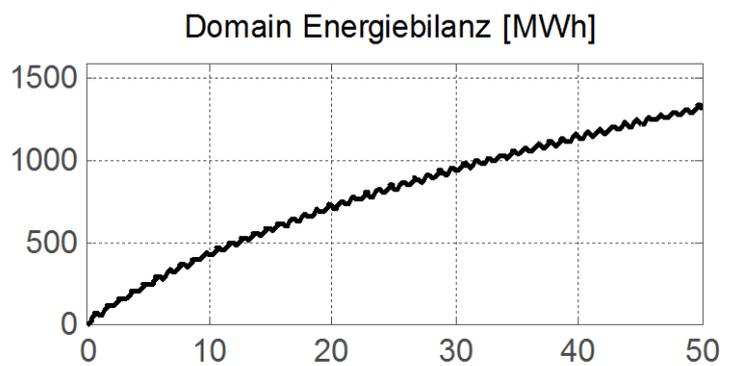
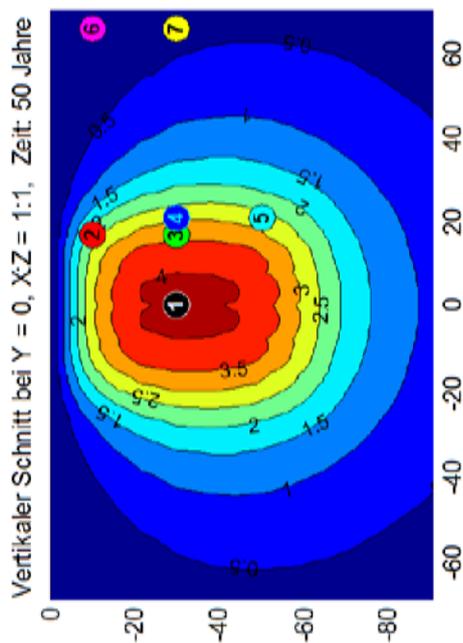
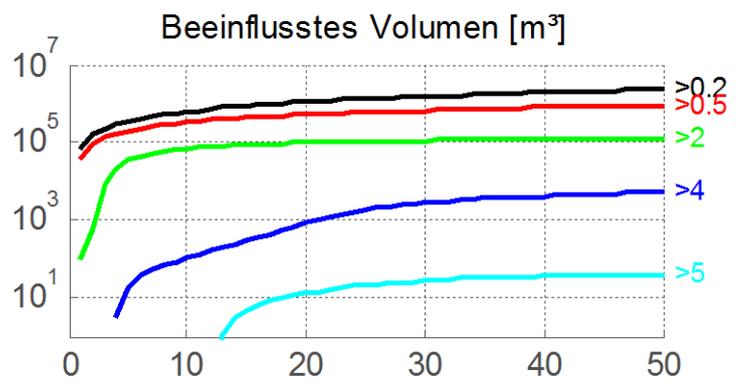
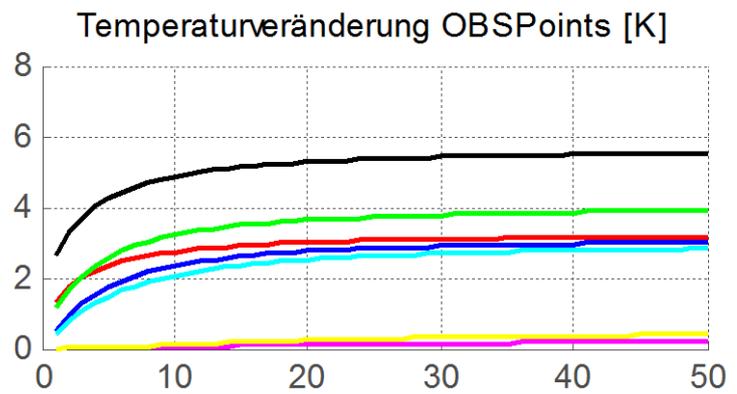
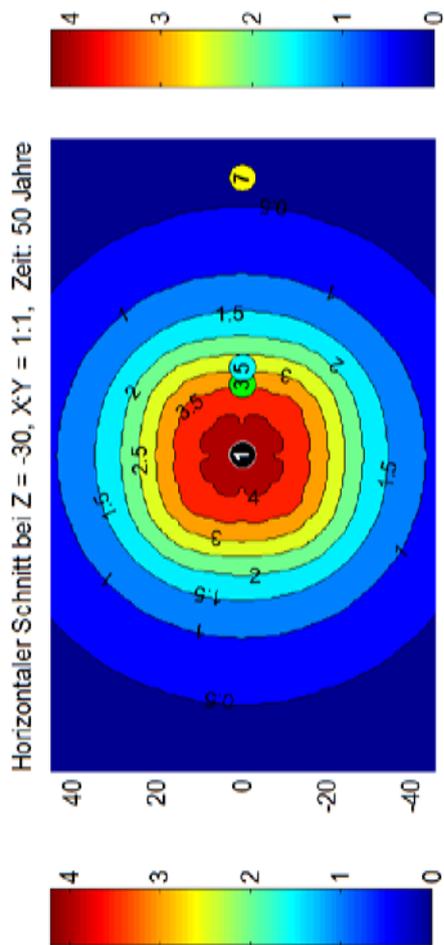
Thermische Prognose – Referenzscenario SH_VFE6 (Erdwärmesonden)



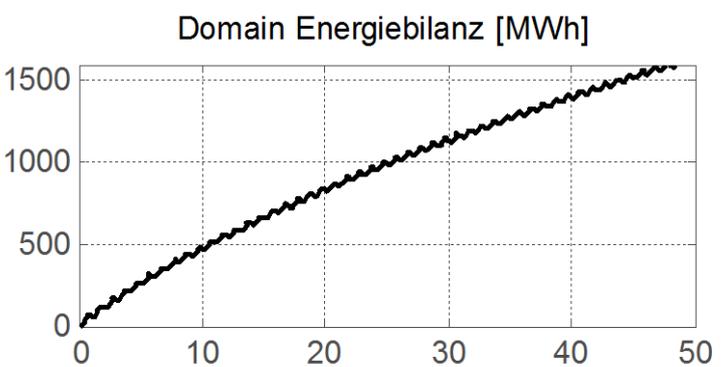
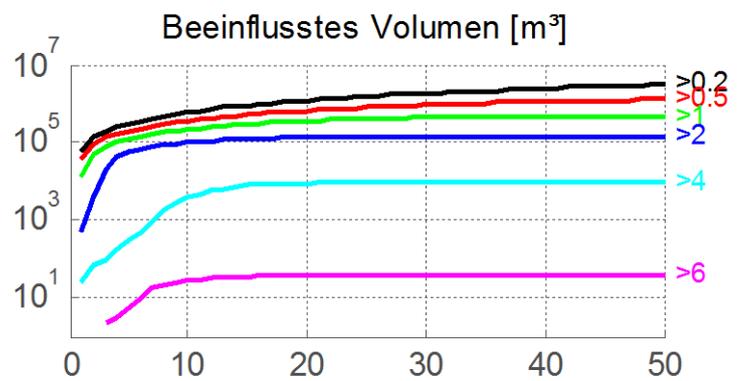
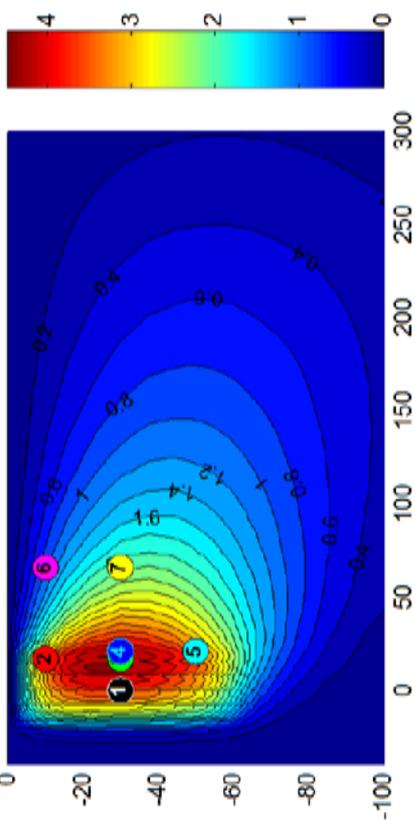
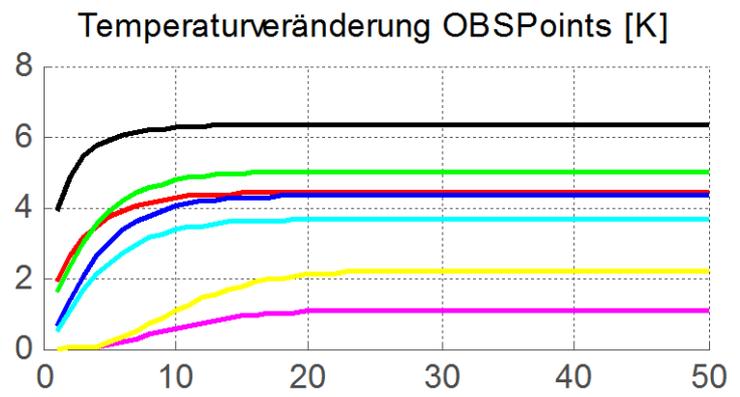
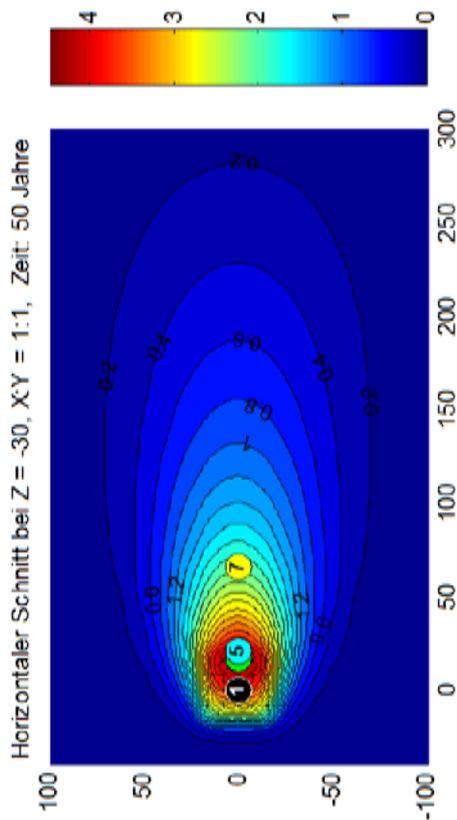
Thermische Prognose – Referenzscenario LC_WLF20 (Erdwärmesonden)



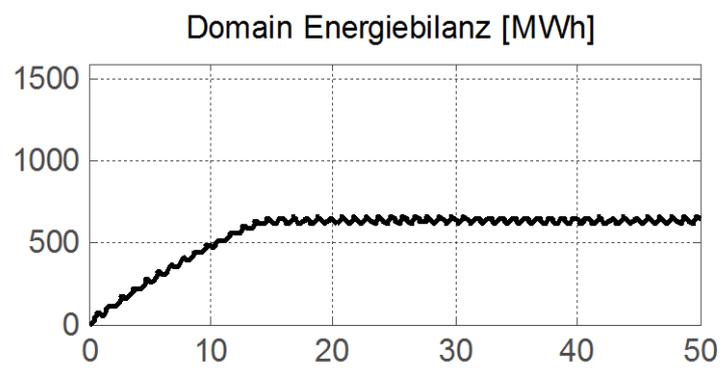
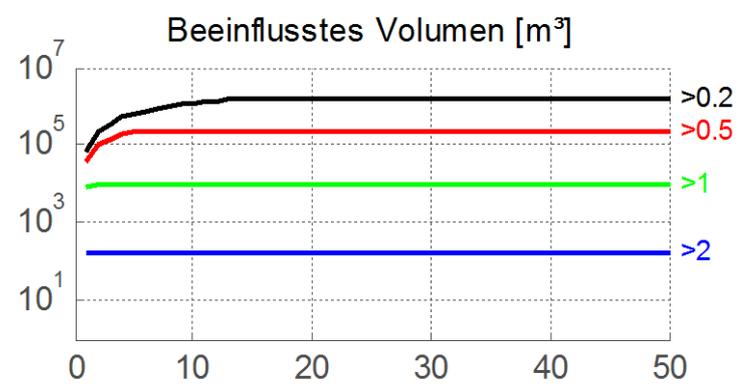
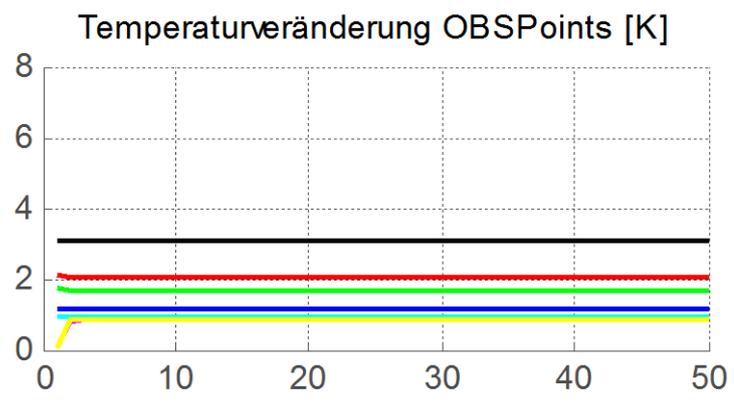
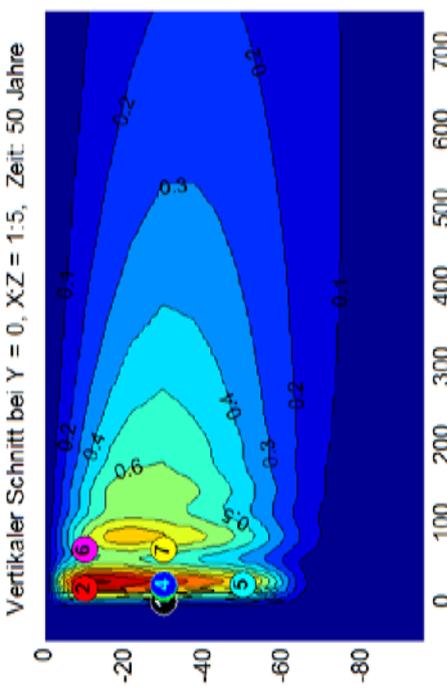
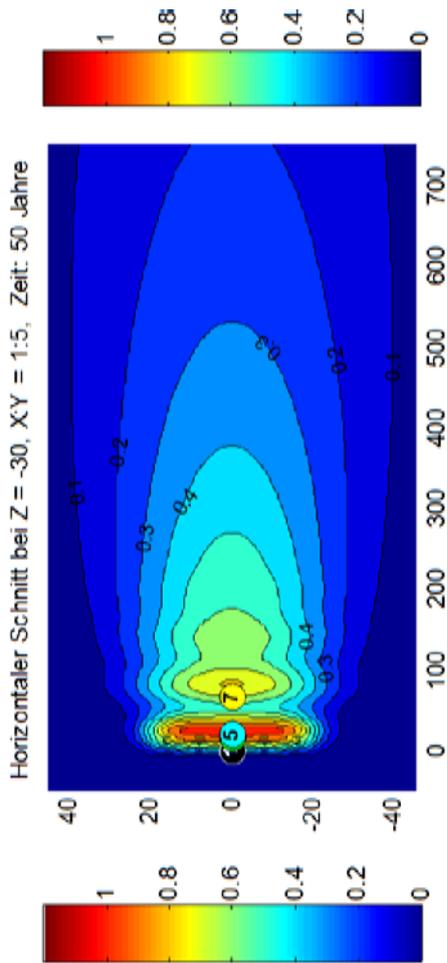
Thermische Prognose – Referenzscenario LC_WLF34 (Erdwärmesonden)



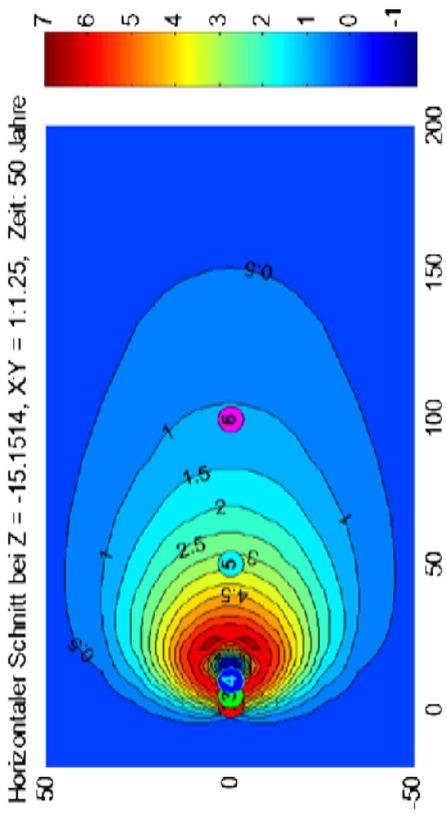
Thermische Prognose – Referenzscenario LC_VFE7 (Erdwärmesonden)



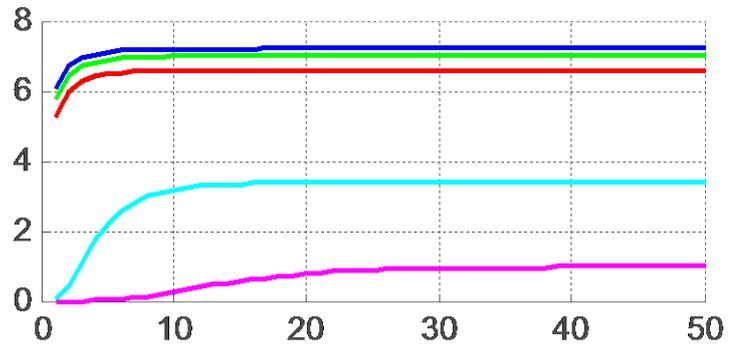
Thermische Prognose – Referenzscenario LC_VFE6 (Erdwärmesonden)



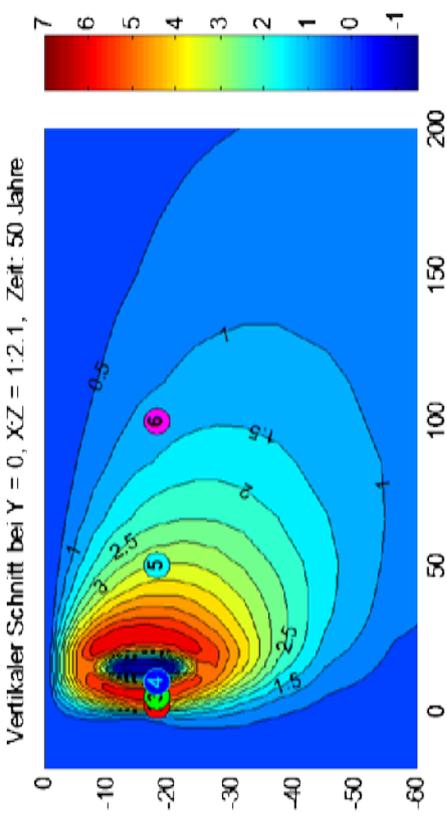
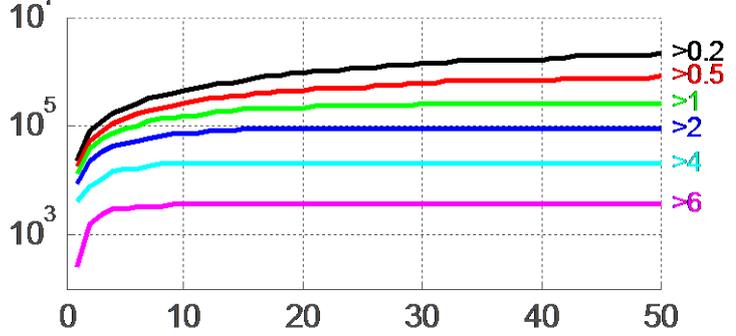
Thermische Prognose – Referenzscenario SH_VFE7 (Brunnen)



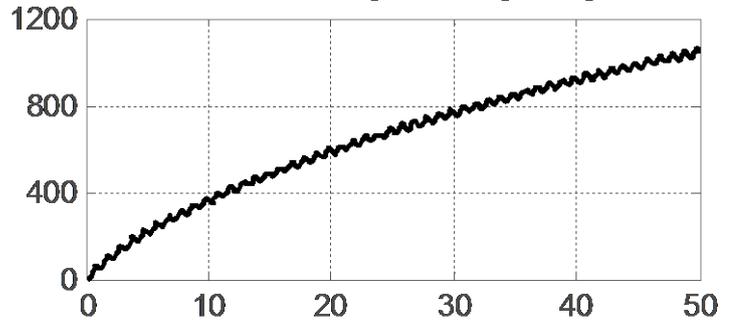
Temperaturveränderung OBSPoints [K]



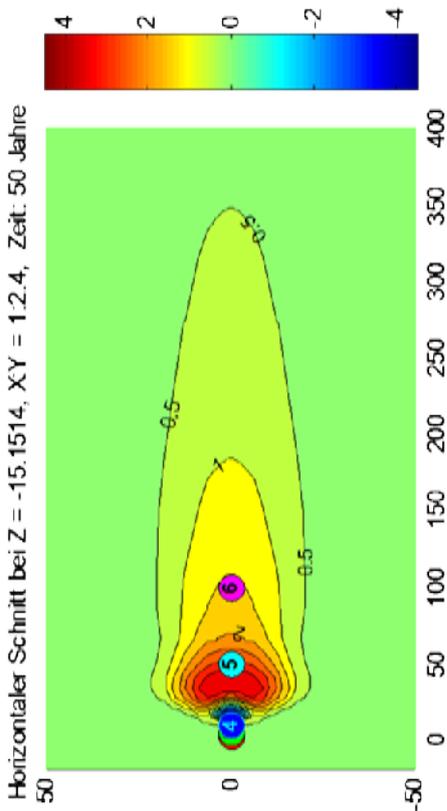
Beeinflusstes Volumen [m³]



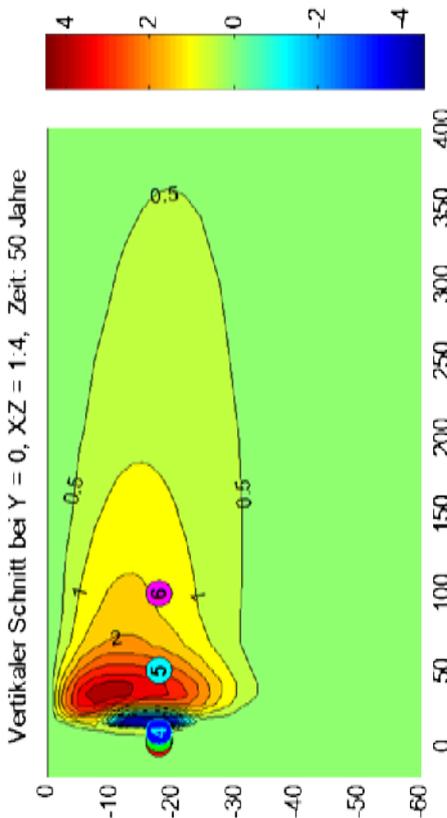
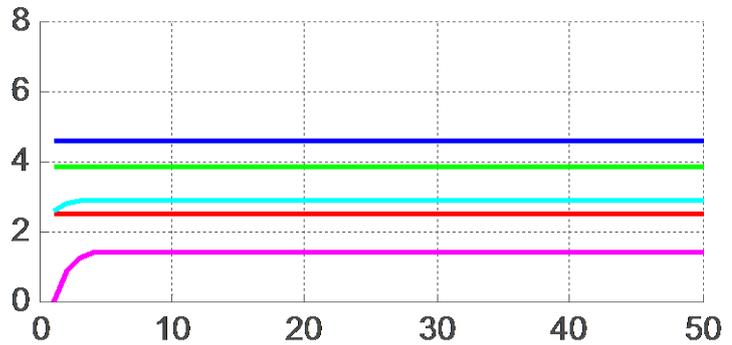
Domain Energiebilanz [MWh]



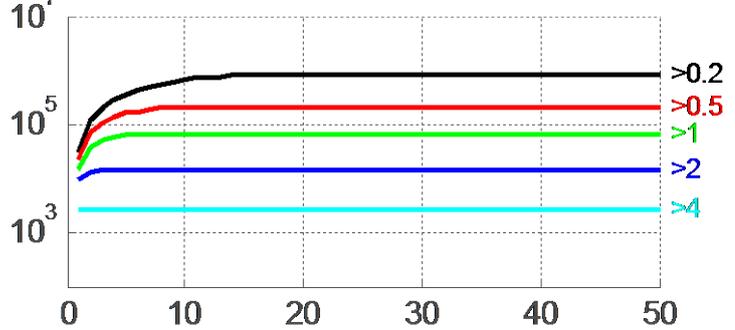
Thermische Prognose – Referenzscenario LC_VFE6 (Brunnen)



Temperaturveränderung OBSPoints [K]



Beeinflusstes Volumen [m³]



Domain Energiebilanz [MWh]

