RWE

Tagebausee Hambach

Antrag auf Planfeststellung nach §68 Abs. 1 WHG

Anlage A-TMS

Bericht 2025
–
Grundwassermodell für das Rheinische Revier im Untersuchungsraum zu dem Planfeststellungsverfahren See Hambach

Teil Sulfat

Stand: 2024

Niederaußem, 30. September 2025

Inhaltsverzeichnis

1. EINLEITUNG 3

2. AUFGABENSTELLUNG UND AKTUALISIERUNG DER MODELLDATEN 6

3. RECHENPROGRAMM 9

3.1. Diskretisierung in Raum und Zeit 9

3.2. Verfahren 10

3.2.1. Strömungsmodell 10

3.2.2. Wanderpunktverfahren zur Berechnung der Sulfatausbreitung aus den Tagebaukippen 15

4. SULFATAUSBREITUNG 19

4.1. Kurzbeschreibung des Berechnungsalgorithmus 19

4.2. Zusätzliche Eingangsdaten 20

4.3. Ergebnisse 21

4.3.1. Situation im Jahr 2030 22

4.3.2. Situation im Jahr 2070 25

4.3.3. Situation im Jahr 2100 27

4.3.4. Situation im Jahr 2200 29

4.3.5. Situation im Jahr 2300 32

4.3.6. Situation im Jahr 2400 34

5. ZUSAMMENFASSUNG 38

6. TABELLENVERZEICHNIS 40

7. ANLAGENVERZEICHNIS 41

8. LITERATURVERZEICHNIS 43

1. Einleitung

Die Untersuchung von Auswirkungen der notwendigen Grundwasserabsenkung für die Tagebaue Garzweiler, Hambach und Inden und der erforderlichen Maßnahmen zum Erhalt von grundwasserabhängigen, schützenswerten Feuchtgebieten und Oberflächengewässern erfolgt regelmäßig mit dem Grundwassermodell für das Rheinische Braunkohlenrevier (kurz: Reviermodell). Das revierweite Grundwassermodell berücksichtigt schollenübergreifend die Einflüsse aller drei Tagebaue und wird gemäß der Wasserrechtlichen Erlaubnis zur Fortführung der Sümpfung des Tagebau Hambach vom 18.03.2021 (61.h 2-7-2015-1) fortlaufend aktualisiert und im Rahmen des regelmäßig vorzulegenden Modellberichtes nachvollziehbar dokumentiert. Die letzte komplette Fortschreibung des Reviermodells wurde mit dem Stand 2012 durchgeführt und mit dem Modellbericht 2013 (RWE Power AG, 2013) zur Verfügung gestellt. In der Folge wurden im Rahmen der Modellpflege wiederholt Aktualisierungen der wesentlichen Eingangsdaten - wie beispielsweise Grundwasserneubildungsrate, Grundwasserentnahmen, stratigraphischer Aufbau des Untergrundes uvm. - vorgenommen und in entsprechenden Modellversionen implementiert. Das Berichtswesen beschränkte sich im Zuge dessen auf die für die jeweiligen Verfahren (Wasserrechtsanträge Hambach 2019 und Garzweiler 2021) relevanten Untersuchungsräume. Dahingegen stellt der Modellbericht 2022 wieder eine revierweite Dokumentation des aktuellen Grundwassermodells dar und diente mit dem Referenzzeitpunkt 2021 der fachlichen Ergänzung der Antragsunterlagen in folgenden Verfahren:

- Braunkohleplanänderungsverfahren Hambach
- Änderung des Sümpfungswasserrechts Inden

In diesem Modell wurden die notwendigen Hebungsmengen für die sichere Gewinnung der Kohle in allen drei von RWE betriebenen Tagebauen aktualisiert und deren sümpfungsbedingte Auswirkungen berechnet. Dazu wurden weiterhin die erforderlichen Eingangsdaten (z.B. Brunnen, Neubildung, Tagebaubetrieb usw.) aktualisiert, neu kalibriert und die erforderlichen Simulationen durchgeführt.

Für das Planfeststellungsverfahren Tagebausee Inden (Strömung und Sulfattransport) sowie alle rein hydraulischen Aspekte des Planfeststellungsverfahrens Tagebausee Hambach wurde dasselbe Reviermodell 2022 verwendet jedoch unter Bezugnahme auf den Referenzzeitpunkt 2030 (entspricht dem Zeitpunkt Beginn der Seebefüllungen Inden und Hambach). Dazu wurde der beiliegende Bericht zur hydraulischen Grundwassermodellierung (Anlage A-GWM) um verschiedene, in den Anmerkungen zu o.g. Verfahren geforderte, Detailauswertungen ergänzt.

Für die sulfatbezogenen Auswertungen des Planfeststellungsverfahrens zum Tagebausee Hambach wird auf das für das Braunkohleplanänderungsverfahren Garzweiler überarbeitete Reviermodell 2023 zurückgegriffen (vgl. „Bericht 2024 – Grundwassermodell für das

Rheinische Revier im Untersuchungsraum zum Braunkohleplanänderungsverfahren Garzweiler“). In diesem ist für die Prognosesimulationen die gemäß der Leitentscheidung 2023 reduzierte Tagebau- und Tagebauseefläche des Tagebaus Garzweiler II und der Beginn der Seefüllung für das Jahr 2036 implementiert.

Dieses Strömungsmodell stellt die hydraulische Grundlage für die Grundwassergütesimulation des Kippenabstroms anhand des konservativen Leitparameters Sulfat dar, wobei auf fachlich fundierte Hinweise seitens des Erftverbandes hin und mit Blick auf den Zeithorizont des Planfeststellungsverfahrens, bereits einige ursprünglich erst für die nächste Modellgeneration vorgesehenen Änderungen gegenüber dem Reviermodell 2023 vorgenommen wurden, um die bereits heutzutage auf der Erft-Scholle messbare bergbauinduzierte Sulfatausbreitung besser abbilden und somit die Aussagekraft des Transportmodells stärken zu können. So wurde zum Einen das modellseitig angesetzte Sulfatinventar in der Sophienhöhe angepasst (siehe Kapitel 4.2), um eine Unterschätzung des Kippenabstroms im OSTW zu vermeiden und zum Anderen die Implementierung des Götzenkirchener Sprungs und des nördlichen Erftsprungs am Westrand der Ville überarbeitet, um den Sulfataustritt aus dem Verkippungsbereich des ehemaligen Tagebaus Frechen realitätsgetreuer nachzubilden. Diese Transportmodellierung wird im vorliegenden Bericht dokumentiert und findet Eingang in das

- Planfeststellungsverfahren zur Herstellung des Tagebausees Hambach

Die Modellfläche bzw. das **Modellgebiet** des Grundwassermodells ist etwa 4.000 km² groß und umfasst die Venloer Scholle, die Erft-Scholle, die Rur-Scholle und die linksrheinische Kölner Scholle mit ihrem im Westen gelegenen Villebereich sowie einen Teil der Krefelder Scholle im Nordosten. Das Gebiet wird durch 151.563 Modellpunkte horizontal diskretisiert. Dabei wurde vor allem im Bereich der Feuchtgebiete und der Tagebaue die Diskretisierung besonders hoch aufgelöst, um mit dem Modell nicht nur grundlegende Berechnungen für den Gesamtraum, sondern auch detaillierte Untersuchungen durchführen zu können. Der Strömungsraum wurde im Modell durch 12 Grundwasserleiter und 11 Grundwasserstauer nachgebildet. Das entspricht bei der vorgenommenen horizontalen Diskretisierung einer Anzahl von 1.818.756 Modellelementen. Wie bei jeder Modellbearbeitung wird über den eigentlichen Untersuchungsraum hinaus eine größere Modellfläche berücksichtigt, um sicher zu stellen, dass die schollenübergreifenden wasserwirtschaftlichen Auswirkungen in die Betrachtung Eingang finden und die Modellränder von der Sümpfung unbeeinflusst bleiben. Im vorliegenden Fall schließt das bekannte Modellgebiet des revierweiten Grundwassermodells die nördliche Krefelder Scholle nicht mit ein. Die Gewässer Maas, Nordkanal und Rhein geben in Ihrer Funktion als Vorfluter die hydrogeologisch wirksamen Modellränder vor, während der Festgesteinsrand der Eifel das Modellgebiet im Süden begrenzt. So ist sichergestellt, dass die bergbaulich bedingten Effekte in den

betrachtungsrelevanten Grundwasserleitern des rheinischen Braunkohlenreviers ausreichend abgebildet werden und das verwendete Reviermodell als Bewertungsgrundlage im Zuge der anstehenden Genehmigungsverfahren geeignet ist.

2. Aufgabenstellung und Aktualisierung der Modelldaten

Komplexe geohydraulische Strömungsvorgänge können nur mit Grundwassermodellen untersucht werden, welche die natürlichen Gegebenheiten des Strömungsraumes möglichst genau nachbilden und den Grundwasserströmungsprozess anhand naturwissenschaftlicher Gesetzmäßigkeiten mathematisch korrekt beschreiben. Dies gilt insbesondere für die Prognostizierung der großräumigen Auswirkungen der Grundwasserabsenkung des Braunkohlenbergbaus auf den umgebenden Strömungsraum.

Mit dem bei RWE Power betriebenen und ständig weiterentwickelten Grundwassermodell werden die zahlreichen wasserwirtschaftlichen Aufgaben bearbeitet, die sich aus der notwendigen Entwässerung der Tagebaue ergeben. Die hier vorgestellte Modellierung hat insbesondere die Aufgabe, den modellbezogenen Teil der in den wasserrechtlichen Erlaubnissen aufgeführten Nebenbestimmungen zu erfüllen.

Eine kontinuierliche Fortschreibung und Aktualisierung eines derartigen Grundwassermodells ist essenziell, um einerseits jegliche neuen Entwicklungen und Planungen abzubilden und deren Auswirkungen zu betrachten. Andererseits stehen mit fortlaufender Zeit mehr und mehr Daten der Eingangsgrößen und auch der Bewertungsgrundlage zur Verfügung, die die wirklichkeitsnahe Abbildung weiter und weiter verbessern. Dazu wurden alle modellrelevanten Messdaten in die Modelle eingearbeitet, die zwischen der letzten Modellgeneration und 2021 erfasst wurden. Dies betraf zum Beispiel die Geologie der nördlichen Erft-Scholle, die Geländehöhen, die Gewässerdaten, der Jahresfaktor der Grundwasserneubildung und die Fortschreibung der zeitvarianten äußeren Randbedingungen. Zudem wurden alle bergbaubedingten Daten aktualisiert, wie die zum Redaktionsschluss Frühjahr 2022 vorliegende Planung der Tagebaue und ihrer Fortschritte, die Hebungsmengen der Sümpfungsbrunnen sowie weitere Grundwasserentnehmerdaten und die Angaben zu Grundwasserinfiltrationen und Gewässereinleitungen.

Bereits in den 1980er Jahren wurden für den Norden des Rheinischen Braunkohlenreviers, sowie für die Rur- und Erft-Scholle verschiedene Modelle erarbeitet, die aufgrund des damaligen Standes der Technik jeweils nur Teilräume betrachten konnten.

Vor einigen Jahren wurden die Randströme der schollenbezogenen Teilmodelle noch indirekt und nicht dynamisch ermittelt. Mit dem Modellbericht 2007 wurden die vier Teilmodelle für die Bereiche Venloer Scholle, Erft-Scholle, Rur-Scholle und Kölner Scholle zu einem Gesamtmodell für das Rheinische Braunkohlenrevier zusammengefasst. Damit wurden alle Teilschollenränder als reguläre Verwerfungen innerhalb des Modells integriert. Diese Vorgehensweise hat sich bewährt und wird in der vorliegenden Modellierung weitergeführt. Das Reviermodell wurde aus den schollenbezogenen Modellen zusammengesetzt, welche in

der Vergangenheit aber auch aktuell unterschiedliche Untersuchungsschwerpunkte hatten. Die Historien sollen im Folgenden kurz beschrieben werden.

In Vorbereitung des Braunkohlenverfahrens für den Tagebau Garzweiler II wurde Ende der achtziger Jahre im Auftrag der Landesbehörden von der RWTH Aachen das Grundwassermodell Venloer Scholle entwickelt. Die zugehörige Aufgabenstellung war auf die grundlegende Ermittlung der erforderlichen Sümpfung und die Wirkung verschiedener Maßnahmen zum Erhalt der grundwasserabhängigen schützenswerten Feuchtgebiete ausgerichtet. In die Untersuchungen, die durch den Arbeitskreis Grundwassermodelle begleitet wurden, flossen alle vorhandenen, für den Grundwasserströmungsprozess relevanten Daten, ein. In diesem Arbeitskreis waren insbesondere Experten aus den örtlich zuständigen oberen und unteren Wasserbehörden, den Landesfachbehörden und Wasserverbänden, den Wasserversorgungsunternehmen und der damaligen Rheinbraun AG eingebunden. Für die weitergehende detaillierte Planung der einzelnen Versickerungsmaßnahmen, zur Untersuchung ihrer lokalen Wirkung und zur optimierten Betriebsweise der Tagebauentwässerung wurde in den neunziger Jahren von der Rheinbraun AG für den Norden des Rheinischen Braunkohlenreviers das Nordraummodell aufgebaut. Nach Vorlage des Modellberichts im Jahre 2002 wurde das Nordraummodell vertikal auf 12 Grundwasserleiter und horizontal auf die dreieinhalbfache Anzahl Modellknoten erweitert. Seit dem Modellbericht 2007 wurde das Modellgebiet in seiner horizontalen Auflösung noch einmal verfeinert.

Die Zielsetzung beim Entwurf des Grundwassermodells für die Erft-Scholle war weniger die Untersuchung schützenswerter Feuchtgebiete. Die Auswirkungen der Sümpfung für den Tagebau Hambach betreffen vor allem den hydrogeologischen Raum der Erft-Scholle. In den Nebenbestimmungen zur wasserrechtlichen Erlaubnis/Zulassung vorzeitigen Beginns für die Sümpfung des Tagebaus Hambach vom 30.12.1999 wird die Vorlage eines Grundwassermodells Erft-Scholle gefordert, welches die Auswirkungen der Entwässerungsmaßnahmen in den Liegendhorizonten auf die Erft-Scholle selbst und ihre Umgebung genauer erfasst. Dazu wurde bei der damaligen Rheinbraun AG ein eigenes Modell entwickelt, welches die wesentlichen Grundwasserleiter und -stauer sowie den Zustrom aus dem unterlagernden Festgestein berücksichtigt. Das Grundwassermodell wurde zum Modellbericht 2007 in seiner horizontalen und vertikalen Diskretisierung ähnlich dem Nordraummodell noch einmal deutlich verfeinert. Für den Modellbericht (2013) wurde das Modellgebiet in seiner horizontalen Auflösung noch einmal verfeinert. Nachdem im Zuge des Wasserrechtantrages für den Tagebau Hambach im Jahr 2015 die Modellgeologie der südlichen Erft-Scholle mit Unterstützung des Geologischen Dienstes NRW aktualisiert wurde,

wurde mit der aktuellen Modellgeneration auch die Modellgeologie der nördlichen Erft-Scholle aktualisiert.

Für den Bereich der Rur-Scholle wurde das bestehende Grundwassermodell im Vorfeld der Erstellung des Antrages auf Verlängerung der wasserrechtlichen Erlaubnis zum Entnehmen und Ableiten von Grundwasser für die Entwässerung des Tagebaus Inden vom 06.03.2002 als drittes der bestehenden Teilmodelle noch einmal deutlich überarbeitet. Zur Erfüllung der Nebenbestimmung 4.2.1 der Wasserrechtlichen Erlaubnis für die Sümpfung des Tagebaus Inden erfolgte eine Erweiterung des modellierten Raumes entlang des Eifelrandes nach Süden bis in den Bereich von Rheinbach und der Einbau einer vom Geologischen Dienst NRW konstruierten Geologie. Im Bereich Shinvelder Bossen wurde eine mit der Provinzregierung Limburg abgestimmte Geologie in das Grundwassermodell übernommen. Mit Vorlage des Modellberichtes 2007 wurde die südliche Rur-Scholle bis zum Eifelrand erstmalig in das Reviermodell intergiert. Die in den letzten Jahren gesammelten neuen Erkenntnisse wurden zur deutlichen Verbesserung der Kalibrierung genutzt.

Für den Bereich der Kölner Scholle erfolgte zum Bericht 2007 der Aufbau eines vollständig neuen Grundwassermodells mit einer Gesamtfläche von 680 km². Dort wurden die wesentlichen Alttagebaue, Gewässer, sowie die bekannten Fremdentnehmer berücksichtigt. Damit konnten die sümpfungsbedingten Auswirkungen auch für den Bereich der Kölner Scholle beschrieben werden. Die Anbindung an den Rhein schaffte eine stabile östliche Randbedingung, die von den bergbaulichen Aktivitäten auf der Ville unabhängig ist. Die in den letzten Jahren gesammelten neuen Erkenntnisse wurden zur deutlichen Verbesserung der Kalibrierung genutzt. Darüber hinaus wurde eine vom Geologischen Dienst NRW vorgenommenen Überarbeitung des geologischen Modells in das Grundwassermodell eingebaut.

Mit der fortschreitenden Tagebauführung und den Bestrebungen der Beendigung der Braunkohleverstromung rückt mehr und mehr die nachbergbauliche Phase in den Fokus. So wurden erstmalig für die Tagebaue Hambach und Inden eine brunnenscharfe Betrachtung der seebegleitenden Sümpfung durchgeführt. Somit wurde auch die hydraulische Situation und standsicherheitliche Aspekte während der Seebefüllung aus wasserwirtschaftlicher Sicht umfangreicher als in den Vorgängermodellen überprüft.

Auch das Thema Kippenabstrom wurde in den vergangenen Verfahren betrachtet. So wird mit diesem Dokument der Stofftransportmodellierung erstmalig eine eigene Dokumentation gewidmet.

3. Rechenprogramm

Zur Berechnung der Grundwasserströmungs und -transportvorgänge mit dem Grundwassermodell wird das Rechenprogramm GWDREI verwendet. Es wurde zur Simulation der nichtstationären dreidimensionalen gesättigten Grundwassermengen- und -güteströmung in bergbaulich beeinflussten Strömungsräumen entwickelt. Es baut auf dem Verfahren der finiten Volumen auf. Im folgenden Kapitel werden die modelltechnischen und numerischen Grundlagen beschrieben. Dabei wird neben der Beschreibung der Transportrechnung auch das die Berechnung der Strömung erläutert, da diese die unabdingbare Grundlage für alle Transportprozesse insbesondere der advektiven Komponente darstellt.

3.1. Diskretisierung in Raum und Zeit

Zur Diskretisierung des Ortes wird das flexible Verfahren der Bildung unregelmäßiger Modellknotennetze (Dreiecknetze) angewendet, wodurch komplizierte geologische, hydrogeologische oder hydrographische Strukturen sowie beliebig gekrümmte Modellberandungen im ortsdiskreten Grundwassermodell sehr gut abgebildet werden können. Dem zu untersuchenden Grundwasserströmungsraum entsprechend erfolgt die räumliche Diskretisierung für ein Strombandmodell mit nichtäquidistanten Punktabständen und Strombandbreiten als orthogonales Elementnetz für einen oder mehrere Grundwasserleiter und für ein Gebietsmodell durch eine beliebige Punktwolke, die in ein Dreiecknetz und ein Elementnetz überführt wird. Das Dreiecknetz wird durch Triangulation der Punktwolke gebildet, wobei an einem Punkt bis zu neun Dreiecke anliegen können. Das Element- oder Polygonnetz entsteht für Modellpunkte, die sich im Innern des Strömungsraumes befinden aus der Verbindung der Dreiecksschwerpunkte. Für Modellpunkte die auf dem Modellrand stehen, kommt noch die Verbindung der am Rand gelegenen Dreiecksschwerpunkte durch das Lot auf den Rand hinzu. Die Elementfläche ergibt sich aus der Berechnung der Flächen der Polygone. Der zur Berechnung der hydraulischen Widerstände bzw. Leitwerte notwendige Fließweg ist durch den Abstand der Modellpunkte zu seinen Nachbarpunkten gegeben. Die Fließwegbreite wird durch Summation der Lote vom anliegenden Dreiecksschwerpunkt auf die Dreiecknetzseite berechnet. Die räumliche Diskretisierung ist bei Modellen mit mehreren Grundwasserleitern für jeden Grundwasserleiter gleich.

Dem Rechenprogramm liegt eine frei wählbare Zeitdiskretisierung zugrunde. Äquidistante und/oder nichtäquidistante Zeitschritte können als Diskretisierung der Zeit für die nichtstationäre Grundwasserströmung gebildet werden. Die (quasi-)stationäre Grundwasserströmung kann in einem oder mehreren Zeitschritten extrem großer Zeitschrittweite berechnet werden. Das Programm enthält einen internen Kalender, der vom Datum des Simulationsbeginns (Modellzeitnullpunkt) ausgehend für die Zeit der

abgearbeiteten Zeitschritte das jeweils aktuelle Modellzeitdatum ermittelt. In die Ergebnisdateien werden die Zeitschrittnummer, die Zeitschrittweite in Sekunden und das aktuelle Datum übertragen.

Das hier beschriebene Modell startet zu Beginn des Wasserwirtschaftsjahres 1971. Die Zeitschrittweite beträgt ein Jahr, sodass die vorliegenden Modellergebnisse sich stets auf das Ende des jeweils genannten Wasserwirtschaftsjahres beziehen. Unterjährige und damit auch saisonale Entwicklungen werden dementsprechend nicht abgebildet.

3.2. Verfahren

3.2.1. Strömungsmodell

Für die Lösung des mathematischen Modells der dreidimensionalen gesättigten nichtstationären Grundwasserströmung wird das numerische Verfahren der finiten Volumen verwendet. Es können Grundwasserströmungsvorgänge in folgenden Grundwasserleiter-modellen berechnet werden:

- Stromband für einen Grundwasserleiter als eindimensionales Modell
- Stromband für mehrere Grundwasserleiter als eindimensionales Modell mit Leckagekopplung der Grundwasserleiter (quasi-zweidimensional)
- Stromband mit mehreren Grundwasserleitern als vertikal-ebenes zweidimensionales Modell
- Horizontal-ebener Strömungsraum für einen Grundwasserleiter als zweidimensionales Modell
- Horizontal-ebener Strömungsraum für mehrere Grundwasserleiter mit vertikaler Leckagekopplung der Grundwasserleiter als zweidimensionales Modell (quasi-dreidimensional)
- Räumlicher Strömungsraum direkt gekoppelter Grundwasserleiter als dreidimensionales Modell
- Horizontal ebener Strömungsraum für mehrere getrennte Grundwasserleiter mit vertikaler Leckagekopplung der Grundwasserleiter und räumlicher Strömungsraum direkt gekoppelter Grundwasserleiter als kombiniertes quasi-dreidimensionales und dreidimensionales Modell

Das mathematische Modell der Grundwasserströmung wird durch Finitisierung und Linearisierung in ein Gleichungssystem überführt, wobei die Bestimmung und die Lösung der nichtlinearen Parameter in einer Iteration erfolgen. Eine vollständige implizite Behandlung aller Volumenströme (außer dem Quell-Senken Term) führt zu einem schnell konvergierenden

Gleichungssystem. Beim Abreißen der Grundwasserströmung an Grundwasserstauern, Mehrschichtbrunnen, Gewässern usw. wird die implizite Behandlung der Volumenströme durch einen Gradientenausgleich beibehalten. Dabei wird der Gradient der abgerissenen Strömung in die implizite Lösung des Gleichungssystems eingeführt. Das lineare Gleichungssystem wird nach dem Verfahren der sukzessiven Überrelaxation iterativ gelöst. Die Iteration schließt die Bestimmung der nichtlinearen Parameter, die Bestimmung der Ersatzgradienten, die Bestimmung der Relaxationsparameter der Einzelgleichungen und die Lösung des Gleichungssystems ein. Der Aufbau des Gleichungssystems wird dynamisch in Abhängigkeit von der im Iterationszyklus bereits erreichten Genauigkeit vollzogen, sodass das zu lösende Gleichungssystem sich ständig bis zur Lösung hin verkleinert. Die an den Elementen anliegenden hydraulischen Widerstände bzw. Leitwerte können bis zur Lösung aktualisiert oder nur bis zum Erreichen einer vorzugebenden Genauigkeitsschranke neu berechnet und dann konstant gehalten werden. Die Leitwerte der Hin- und Rückkopplung sind gleich.

Die konstanten Größen der Leitwertberechnung werden vor dem Beginn der Abarbeitung der Zeitschritte berechnet und als Konstanten gespeichert. Die Berechnung der Leitwerte erfolgt in Abhängigkeit von den sich während der numerischen Lösung einstellenden Strömungszuständen in den an den Leitwerten anliegenden Elementen und Randbedingungen. Dabei wird für jeweils einen Leitwert der Strömungszustand vom Element zum Nachbarelement und umgekehrt untersucht und der die Strömung bestimmende Zustand zur Berechnung des Leitwertes herangezogen. Die Leitwertberechnungen erfolgen dynamisch in Abhängigkeit von der Güte der erreichten Lösung für die Elemente, die an einem Abbruchkriterium bewertet werden.

Die von dem zu berechnenden Grundwasserstand abhängigen Größen (Transmissivität und ggf. Ausgleichsgradient) des Leitwertes werden in jedem Zeitschritt und bei jedem Iterationsdurchlauf dynamisch berechnet oder zugewiesen. Für ungeschichtete Grundwasserleiter wird der Leitwert als Funktion des Grundwasserstandes berechnet, für horizontal geschichtete Grundwasserleiter werden die Parameter der vollständig oder anteilig durchströmten Schichten verwendet. Die Transmissivitäten der durch den Leitwert gekoppelten Elemente werden als arithmetisches Mittel oder als Minimum angesetzt.

Die Leitwerte sind Minimum oder Null, wenn sich ein Abstrom von einem gering bzw. nicht wasserführenden Element ergibt. Explizite Volumenströme werden bei abgerissener Strömung durch die Einbeziehung des hydraulisch wirksamen Gradienten in den Leitwert vermieden (Gradientenausgleich).

Die Geometrie der Grundwasserleiter entscheidet über die Art der vertikalen Kopplung. Die Bewertung der vertikalen Leitwerte erfolgt mit dem Teil der Elementfläche, der vertikal durchströmt wird und/oder mit

- den Parametern des angrenzenden Grundwasserstauers (Leakage-Ansatz)
- den Parametern der gekoppelten Grundwasserleiter
- den Parametern der gekoppelten vertikal geschichteten Grundwasserleiter.

Zur Beibehaltung der impliziten Lösung bei einer abgerissenen vertikalen Strömung werden die Leitwerte dem Gradientenausgleich unterzogen.

An tektonischen Verwerfungen können Grundwasserleiter vollständig oder teilweise horizontal getrennt sein, wodurch grundwasserleiterübergreifende Verbindungen zu einem oder mehreren Grundwasserleitern entstehen (Sonderverbindungen von Grundwasserleitern). Die Leitwerte dieser Sonderverbindungen werden aus dem konstanten geometrischen Faktor, einem konstanten Faktor der hydraulischen Wirksamkeit der Verwerfung (Abdichtfaktor) und den Transmissivitäten des Elementes und des horizontalen Nachbarelementes in einem höher oder tiefer gelegenen Grundwasserleiter berechnet. Grundwasserleiter- und elementübergreifende Sonderverbindungen können zur Simulation der Grundwasserströmung in lokal verbreiteten Grundwasserleitern angesetzt werden, wobei Speicherprozesse in diesen lokal ausgebildeten Grundwasserleitern nicht berücksichtigt werden. Die Berechnung des Speicherinhaltes der Elemente erfolgt im Iterationszyklus. Bei auftretendem Wechsel des Fließzustandes, wie z.B. beim Übergang von der gespannten zur freien Grundwasserströmung und umgekehrt oder von der freien Strömung zum nicht wasserführenden Grundwasserleiter und umgekehrt, werden die Speicherinhalte des gespannten und des freien Speicheranteils bilanztreu berechnet.

Die Grundwasserstände für den Modellzeitnullpunkt beschreiben die Anfangsbedingungen des Grundwassermodells. Die berechneten Grundwasserstände als Ergebnis eines Zeitschrittes werden für den nächstfolgenden Zeitschritt als Anfangsbedingungen angesetzt. Sie werden als Startwerte für die Berechnung der Leitwerte des ersten Iterationsschrittes verwendet.

Das Verfahren zur Behandlung der Randbedingungen gestattet, dass an einem Element zugleich verschiedene Randbedingungen anliegen können. Der Wechsel der Randbedingungsart oder der Randbedingungswerte an einem Element ist vor jedem Zeitschritt möglich. Es können potentialunabhängige (z.B. Brunnenentnahme) und potentialabhängige (z.B. Einleitung mit Zielwasserstand) Randbedingungen mit Nebenbedingung formuliert werden. Vor der Abarbeitung eines Zeitschrittes werden die Werte der potentialunabhängigen Randbedingungen zugewiesen. Potentialabhängige Randbedingungen werden während der Lösung in den Iterationsschritten behandelt. Elemente mit einer Randbedingung 1. Art werden

als dem Strömungsraum zugehörige Elemente behandelt. Alle horizontalen und vertikalen Volumenströme werden implizit berechnet; die Elementbilanz dieser Elemente geht in die Gesamtmodellbilanz ein. Ist der Eintrag eines Randbedingungswertes vor einem Zeitschritt mit einer Veränderung des Grundwasserspiegels in einem Element verbunden, erfolgt die Bilanzierung der Speicheränderung im folgenden Zeitschritt. Die Randbedingung 1. Art kann als konstante Größe über die Zeit, als Stufenfunktion und als Interpolationsfunktion eingegeben werden. Randbedingungen 1. Art mit Nebenbedingungen sind potentialabhängig. Sie werden aktiv, wenn der Grundwasserstand den Wert der Nebenbedingung erreicht hat, andernfalls sind sie inaktiv. Zum Beispiel wird eine Randbedingung 1. Art zur Quelle, wenn der Grundwasserstand unter den Wert der Nebenbedingung fällt (Infiltrationsanlage). Sie wird zur Senke, wenn der Grundwasserstand auf den Wert der Nebenbedingung angestiegen ist (Grundwasseraustritt an der Böschung).

Die Randbedingung 2. Art kann als konstante Größe über die Zeit, als zeitliche Stufenfunktion und als Interpolationsfunktion eingegeben werden. Eine negative Randbedingung 2. Art kann zu einer Sohlunterschreitung führen. In diesem Fall wird der Volumenstrom der Entnahme reduziert. Es können unterschiedliche potentialabhängige Randbedingungen 2. Art mit Nebenbedingung eingesetzt werden. Die Randbedingung 2. Art mit Nebenbedingung kann als Quelle oder Senke angesetzt werden. Der Volumenstrom wird gegen Null geregelt, wenn der Grundwasserstand bei einer Entnahme unter die Nebenbedingung absinkt oder bei einem Einstrom über die Nebenbedingung ansteigt. Eine weitere Form der Randbedingung 2. Art, Entnahme mit Nebenbedingung, ist aktiv, wenn der Grundwasserstand über der Nebenbedingung liegt. Fällt der Grundwasserstand auf die Höhe der Nebenbedingung, wird die Entnahme reduziert, indem zusätzlich eine potentialabhängige Randbedingung 1. Art aktiviert wird. Der Grundwasserstand wird dann auf dem Niveau der Nebenbedingung gehalten. Eine Randbedingung 2. Art, Einstrom mit Nebenbedingung, ist aktiv, wenn sich der Grundwasserstand unter der Nebenbedingung befindet. Steigt der Grundwasserstand auf die Höhe der Nebenbedingung an, wird der Einstrom reduziert, indem zusätzlich eine potentialabhängige Randbedingung 1. Art aktiviert wird. Der Grundwasserstand wird dabei auf dem Niveau der Nebenbedingung gehalten. Auch flächenhafte Entnahmen oder Einspeisungen können für Elemente eines Teilgebietes als Zeitreihe eingegeben werden. Die Grundwasserneubildung ist eine Randbedingung 2. Art und kann als örtlich und zeitlich verteilter Einstrom berücksichtigt werden. Der zeitliche Gang der Grundwasserneubildung kann für jedes Element und jeden Zeitschritt eingegeben werden. Zudem besteht die Möglichkeit den zeitlichen Gang der Grundwasserneubildung durch Eingabe des langjährigen Mittels der Neubildung und des zeitlichen jährlichen oder innerjährlichen Ganges in Form einer prozentualen Reihe zu berechnen.

Die Eingabe der Geländehöhe und der Durchlässigkeit, der über dem 1. Grundwasserstauer anstehenden Bodenschicht, führt zur Bildung einer potentialabhängigen Randbedingung 3. Art, wobei die Geländehöhe als Nebenbedingung fungiert. Steigt der Grundwasserstand bis an die Geländehöhe oder darüber hinaus an, wird ein Leakage-Leitwert gebildet und der Grundwasseraustritt aus dem Gelände implizit berechnet.

Die Sohlhöhe eines Gewässers bestimmt die Art der Kopplung des Gewässers an einen oder mehrere Grundwasserleiter. Es sind zwei unterschiedliche Arten der Kopplung des Gewässers an die Grundwasserleiter möglich. Liegt die Gewässersohle unter der Oberkante eines Grundwasserleiters, dann ergibt sich ein Kontakt über die Uferzone des Gewässers. Dieser wird als abgerissene Strömung von dem an dem Gewässereinschnitt anstehenden Grundwasserleiter zum Gewässer berücksichtigt. Ein Sohlkontakt entsteht, wenn die Gewässersohle über der Grundwasserleiterbasis liegt. Für diesen Fall wird ein Leakage-Leitwert aus den Kolmationsparametern der Gewässersohle gebildet. Die Höhenlage des Gewässerspiegels zum Grundwasserspiegel der an das Gewässer gekoppelten Grundwasserleiter entscheidet darüber, ob das Gewässer in- oder exfiltriert und welche Leitwerte zur impliziten Berechnung der Volumenströme herangezogen werden. Die Gewässerspiegel können als Orts- und Zeitfunktion eingegeben werden, sodass wasserbauliche Maßnahmen (z.B. Flussverlegungen) und der zeitliche Gang des Wasserstandes der Gewässer simuliert werden können. Des Weiteren besteht die Möglichkeit, den zeitlichen Gang der Gewässerspiegel in Abhängigkeit von der Grundwasserneubildung anzusetzen. Weiterhin ist der Aufbau eines gekoppelten Oberflächengewässer-Grundwasserleitermodells möglich, in dem auch die Strömungsvorgänge in den Gewässern behandelt und die Lage der Gewässerspiegel berechnet werden. Voraussetzung hierfür ist aber eine gute Kenntnis der Geometrie der Gewässerprofile und der Rauhigkeitsparameter.

Die Volumenströme von Brunnen werden implizit behandelt. Dazu ist es notwendig, den für den vorgegebenen Volumenstrom des Brunnens entsprechenden Brunnenwasserspiegel für die geschlossene und abgerissene Strömung zu berechnen. Es werden für alle von dem Brunnen erfassten (verfilterten) Grundwasserleiter die Leitwerte berechnet. Mit den Grundwasserspiegeln der verfilterten Grundwasserleiter sowie dem Volumenstrom erfolgt die Berechnung des Brunnenspiegels im Iterationszyklus. Wird statt der Vorgabe eines Volumenstromes der Brunnenwasserspiegel eingegeben, ist die Behandlung der Brunnen vereinfacht, weil lediglich die Brunnenleitwerte zu berechnen sind. Es können Ein- und Mehrschichtbrunnen simuliert werden. Einschichtbrunnen sind in einem Grundwasserleiter verfiltert, Mehrschichtbrunnen erfassen mehrere Grundwasserleiter. Auch die Berücksichtigung unterschiedlicher Betriebsarten von Brunnen einschließlich Nebenbedingungen ist möglich. So kann eine Absenkung des Grundwasserspiegels bis auf

ein bestimmtes Niveau durch Vorgabe eines Zielwasserstandes im selben Element, in dem sich auch der Brunnen befindet, realisiert werden. Dies dient z. B. der modellseitigen Entwässerungssteuerung im Prognosezeitraum zu Zwecken der Trockenhaltung während des aktiven Tagebaus, aber auch der Einhaltung geotechnisch motivierter Entwässerungsziele während der Seebefüllung. Letzteres kann alternativ auch über die Festlegung eines dynamischen Zielwasserstands im Brunnen erfolgen, der innerhalb eines definierten Wertebereichs mit konstanter Differenz zum zeitvarianten Seewasserstand errechnet wird.

Der in einem Grundwasserströmungsraum umgehende Tagebau wird als potentialabhängige Randbedingung 1. Art simuliert, die aktiv wird, wenn sich ein Grundwasseraustritt an einer Böschung ergibt. Diese Randbedingung schließt alle Grundwasserleiter ein, die sich zwischen der Geländehöhe und der Tagebausohle befinden. Der Tagebau kann zeitlich nacheinander mit mehreren Abraum- und Kohleschnitten geführt werden. Die zum Zeitpunkt der Überbaggerung vorhandenen Grundwasserstände, die über der Sohlhöhe des Tagebaues oder über der Basis des von der Überbaggerung betroffenen Grundwasserleiters liegen, werden auf das Niveau der Tagebausohle bzw. der entsprechenden Grundwasserleiterbasis zurückgesetzt. Der dem Restwasserstand entsprechende Grundwasservorrat wird als Vorratsänderung bilanziert. Der Tagebau entfernt die hydraulische Wirkung der Verwerfungen bis zur Höhe der Tagebausohle, wenn die Verwerfung vollständig überbaggert wird. Der Grundwasserströmungsraum kann zeitlich und örtlich verändert werden. Damit lässt sich der Austausch gewachsener Bodenschichten durch verstürzten Abraum, wie es beim Prozess der Verkippung geschieht, im Modell simulieren. Durch die Kippe können Grundwasserleiter und Grundwasserstauer oder gekoppelte Grundwasserleitersysteme zeitlich nach dem Tagebau neu aufgebaut werden. Die Durchlässigkeitsparameter des verkippten Materials sind vorzugeben; das entwässerbare Porenvolumen wird aus dem k_f-Wert berechnet.

3.2.2. Wanderpunktverfahren zur Berechnung der Sulfatausbreitung aus den Tagebaukippen

Standardlösungsmethoden der Transportgleichung wie die Finiten Differenzen, die Finiten Elemente und auch das in GWDREI zum Einsatz kommende Finite-Volumen-Verfahren erfordern die Einhaltung strenger Regeln hinsichtlich der räumlichen Diskretisierung, um numerische Dispersion zu vermeiden (Kinzelbach, W. (1988)).

Die Umsetzung dieser strengen Diskretisierung auf das hier beschriebene Modellgebiet von mehr als 4000 km² in drei Dimensionen unter Berücksichtigung der komplexen hydrogeologischen Gliederung würde zu unpraktikablen Rechenzeiten führen.

Das Wanderpunktverfahren (random walk method) stellt in diesem Fall eine Alternative dar, die robust ist und deutlich weniger Rechenaufwand erfordert. Das Random-Walk-Verfahren ist

eine Methode der statistischen Physik, die zur Beschreibung von Diffusionsphänomenen eingesetzt wird. Die Tracerteilchen oder Wanderpunkte sind dabei mit einer Schadstoffmasse verknüpft. Die Dispersion wird dadurch abgebildet, dass die konvektive Bewegung des Einzelteilchens durch eine Zufallsbewegung überlagert wird, deren statistische Eigenschaften den Eigenschaften des dispersiven Prozesses entsprechen.

Die eigentliche Bewegung wird durch einen konvektiven und dispersiven Teil beschrieben. Der konvektive Teil orientiert sich am Strömungsfeld, das für den betrachteten Zeitschritt errechnet wurde. Jeder Wanderpunkt wird dazu entlang des Stromfadens bewegt, auf der er zu Beginn des betrachteten Zeitschritts liegt. Die Bewegungsgeschwindigkeit wird dabei aus dem Gradienten entlang des Stromfadens und dem Durchlässigkeitsbeiwert berechnet. Um die Heterogenität des Strömungsraums berücksichtigen zu können, wird jeder Zeitschritt der Strömungssimulation, im beschriebenen Modell ein Jahr, in mehrere (hier: acht) Realisationen unterteilt.

Erst durch die Simulation vieler zufallsbehafteter Einzelbahnen (Random Walks) entsteht eine dispergierende Tracerpunktverteilung, welche die Stoffmassenverteilung darstellt (Kinzelbach, W. (1992)). Die Summe der Massen aller Wanderpunkte, die sich zum Betrachtungszeitpunkt in einer Modellzelle befinden, ergeben die Stofffracht in eben dieser Zelle. So kann unter Quotientenbildung mit dem Wasservorrat die Konzentration errechnet werden. Es ist also eine Buchhaltung über Fracht Ort und Zeit eines jeden Teilchens notwendig, an Quellen und Senken müssen die Teilchen erzeugt bzw. vernichtet werden. An undurchlässigen Rändern findet eine Reflektion statt.Häufig wird die Wanderpunktmethode im Falle einer stationären Strömungssituation eingesetzt. Für die hier definierte Aufgabenstellung muss aber auch die hinsichtlich der Strömung sehr dynamische Phase des Grundwasserwiederanstiegs betrachtet werden. Diese Phase zeichnet sich nicht nur durch starke Änderungen des Strömungsfeldes von Zeitschritt zu Zeitschritt aus, sondern auch durch eine Schadstoffquelle (die Kippe) unterschiedlicher Stärke in Abhängigkeit des Wasserstands (in der Kippe). Aus diesem Grund hat die Implementierung des Quellterms instationär über Raum und Zeit zu erfolgen (Kinzelbach, W. (1987)).

Die Qualität der numerischen Resultate hängt wesentlich von der Anzahl der verwendeten Tracerteilchen (Wanderpunkte) ab. Daher wurde bei der Umsetzung der Methode in GWDREI darauf geachtet, dass die Anzahl der Wanderpunkte nur durch den Speicher begrenzt wird und je Realisation (Unterzeitschritt) und Kippenelement frei wählbar ist.

In der Natur der Methode liegt die Eigenschaft, dass sie zufallsbehaftete Ergebnisse liefert. Die Zufallskomponente wird zum einen bei der Ermittlung der Startposition als auch bei der Berücksichtigung der Dispersion eingesetzt.

Für jeden Wanderpunkt wird die exakte vertikale und horizontale Startposition im Kippenelement zufällig ermittelt. Dadurch entsteht zu jedem Zeitpunkt und zu jedem Kippenelement eine zufällige Verteilung der Startpunkte, sodass die Lösung der Masse nicht nur punktuell und für alle Partikel am gleichen Ort sondern verteilt erfolgt. Dadurch wird eine bessere Verteilung der Wanderpunkte im Strömungsfeld erreicht.

Die Dispersion jedes Wegabschnitts wird in Abhängigkeit der konvektiven Strecke berechnet. Dazu wird der Dispersionskoeffizient mit Hilfe einer Zufallsfunktion auf eine Normalverteilung projiziert und mit der Strecke multipliziert. Der auf diese Weise ermittelte dispersive Anteil des Gesamtweges wird auf den konvektiven Anteil addiert. Für die longitudinale und die transversale Dispersion können die Dispersionskoeffizienten differenziert angegeben werden.

Infolge der stochastischen Natur des dispersiven Berechnungsschrittes bleibt weiterhin eine gewisse Unabhängigkeit der Teilchenbewegung von der Wasserbewegung bestehen, die sich in unphysikalischen Fluktuationen der Konzentration bemerkbar machen kann. Eine exakte Reproduzierbarkeit der Ergebnisse ist somit nicht möglich. Es hat sich aber gezeigt, dass bei der Verwendung einer ausreichenden Anzahl von Wanderpunkten die Vergleichbarkeit der Ergebnisse zweier Rechnungen gegeben ist.

Die unter GWDREI umgesetzte Methode des Wanderpunktverfahrens ist gültig für konservative Tracer. Im typischen Kippenwasser kann Sulfat als weitgehend konservativ und damit als Leitparameter für die Beeinflussung des Abstroms durch Pyritabbauprodukte angesehen werden.

Um die methodisch bedingte Aufkonzentration von Wanderpunkten an Staustellen und im Bereich geringer Strömungsgeschwindigkeiten entgegenzuwirken und unplausible Konzentrationen jenseits des Gipsgleichgewichts zu vermeiden, wurde die Möglichkeit implementiert, die Umwandlung von Sulfat in Gips zu berücksichtigen, wenn sich aus Fracht und Wasservorrat eine Sulfatkonzentration ergibt, die über einer definierte Grenzkonzentration liegt. Diese Grenzkonzentration beträgt im Bereich der gekalkten Kippe 2.700 mg/l und sonst 12.000 mg/l. Ergibt sich im betrachteten Element aus Stofffracht und Wasservorrat eine Konzentration unterhalb der genannten Grenzen wird die gebundene Sulfatmasse wieder in die Wanderpunktverteilung überführt, bis maximal wieder eben diese Grenzkonzentration erreicht ist. Dieser Mechanismus kommt bisher nur bei der Betrachtung des Kippenabstroms im Nordraum zum Einsatz.

Prinzipiell besteht die Möglichkeit, mit dem Wanderpunktverfahren weitere reaktive Prozesse abzubilden. Diese bietet GWDREI jedoch nicht, da die Umsetzung sehr komplex und stoffspezifisch ist. Um die reaktiven Prozesse im Kippenwasser bewerten zu können, kommt spezielle Software, z.B. PHREEQC, zum Einsatz. In diesem Kontext sei auf das Kippenabstromgutachten von Rüde, T.R., et al. 2025 verwiesen. In diesem wird mit der o. g.

Software die Wasserqualität im Abstrom der Abraumkippen entlang definierter Strombahnen berechnet.

4. Sulfatausbreitung

Die Simulation des kippenbürtigen Abstroms erfolgt durch die Betrachtung des Austrags des Pyritoxidationsproduktes Sulfat. Sulfat verhält sich weitgehend konservativ und kann daher als Leitparameter für den Austrag von Stoffen angesehen werden, die bei der Pyritoxidation anfallen.

Dazu wird ausschließlich die Kippe mit den zugehörigen Pyritoxidationsprodukten als Sulfat-Quelle betrachtet. Geogene Hintergrundfrachten oder durch Belüftung entstandene Oxidationsprodukte im gewachsenen Gebirge werden nicht berücksichtigt.

Zum Einsatz kommt dabei das Wanderpunktverfahren (Random Walk), da dieses gegenüber der vollständigen numerischen Lösung der Transportgleichung hinsichtlich der räumlichen und zeitlichen Diskretisierung deutlich weniger anspruchsvoll ist (Kinzelbach, W. (1988)) und sich daher besonders für Regionalmodelle wie dem hier beschriebenen eignet.

4.1. Kurzbeschreibung des Berechnungsalgorithmus

Als Quellterm wird eine dynamische Randbedingung zweiter Art verwendet. Repräsentieren einige Leiter eines Modellpolygons einen Kippenbereich werden diesen entsprechend des abgebildeten Kippen-Volumens eine Sulfatmasse zugewiesen, die in Lösung gehen kann. Die Herleitung und räumliche Verteilung dieser Sulfatmassen ist dem Kapitel 6.2 zu entnehmen.

Die Lösung kann sowohl über die Grundwasserneubildung als auch über den Wasseranstieg in der Kippe erfolgen:

- Erfolgt die Lösung durch die Grundwasserneubildung wird aus dem lokalen Sulfatdargebot eben die Menge entnommen, die zur Sättigung der neugebildeten Wassermenge benötigt wird.
- Erfolgt die Lösung über den Grundwasserwiederanstieg, wird aus dem Sulfatpool die Masse entnommen, die unter Annahme einer homogenen Verteilung bis zum Wasserspiegel verbaut ist.

Die zu lösende Masse wird auf mehrere, in der Regel acht, Wanderpunkte im Element gleich verteilt. Für jeden Wanderpunkt wird eine zufällige Startposition im Elementraum ermittelt. Der Start der Wanderpunkte und ihre Bewegung erfolgt über ein Simulationsjahr, welches in acht sogenannte Realisationen unterteilt ist.

Unter Berücksichtigung des im aktuellen Zeitschritt errechneten Strömungsbildes werden die Wanderpunkte einzeln entlang der Strombahnen bewegt. Dabei erfolgt eine Berücksichtigung von dispersiven Effekten sowohl in der Longitudinalen als auch in der Transversalen.

Am Ende einer Realisation (Unterzeitschritt) wird für jedes Modellelement die Sulfatmasse aller Wanderpunkte summiert und auf die gleiche Anzahl von Wanderpunkten wieder gleichmäßig verteilt. Nach der Durchführung aller Realisationen eines Zeitschritts wird die im Element befindliche Sulfatfracht ermittelt und für die Konzentrationsermittlung ins Verhältnis zum Wasservolumen des Elements gesetzt.

4.2. Zusätzliche Eingangsdaten

Die Parametrisierung des Sulfatinventars der Kippenbereiche (siehe Anlage B-TMS-1) erfolgt auf der Basis von Feststoffanalysen und Schätzungen über den Disulfid der verkippten Materialien. Ebenfalls differenziert nach den Kippenbereichen wurde unter Einbeziehung von Anteilen des bindigen Materials, des Oxidationsgrads und des Porenvolumens ein spezifisches Sulfatinventar bei vollständiger Lösung (in [mg/l]) ermittelt. Über die Rückwärtsbetrachtung mit dem Porenvolumen ergibt sich ein spezifisches Kippeninventar des Kippvolumens (in [g/m³]). Die zugrundeliegenden Eingangsdaten und Ergebnisse sind der folgenden Tabelle 4 zu entnehmen.

Tabelle 1 Grundlagen der Parametrisierung des Sulfatinventars: Die rechte Spalte zeigt die im Modell verwendeten spezifischen Sulfatinventare

Nr.	Tagebau	Bemerkung	Anteil des bindigen Materials in Vol.-%	Anteil Klasse 0 (pyritfrei) in Vol.-%	Disulfid-Gehalt in Gew.-%	Oxidationsgrad in %	oxidierte Disulfid-S in Gew.-%	mobilisiertes SO4 in mg/l	SO4 im Gips-reservoir in mg/l	Gesamtinventar SO4 in mg/l	Kippeninventar in g/m³	Kippeninventar in g/m³ nach Abzug bindiger u. pyritfreier Anteile
1	**HAM**	**Mittel**	**30**	**0**	**0,072**	20	0,014	1600	400	2000	780	**546**
2	SOPHIEN	aus HAM	20	0	0,072	20	0,014	1700	300	2000	780	**624**
3	FORT	wie HAM	20		0,05	20	0,010	1300	0	1300	507	**406**
4	BERG	wie HAM	20		0,05	20	0,010	1300	0	1300	507	**406**
5	FISCHB		20		0,06	20	0,012	1500	0	1500	585	**468**
6	GLESSEN	aus FORT	20		0,06	20	0,012	1500	0	1500	585	**468**
7	ABTSBUSCH	aus FORT	90		0,013	20	0,003	320	0	320	125	**12**
8	VOLLRATH	aus FRIMM	15		0,044	20	0,009	1100	0	1100	429	**365**
11	NIERCHEN	aus IND	25		0,02	20	0,004	500	0	500	195	**146**
12	GOLTSTEIN	aus IND	35		0,016	20	0,003	400	0	400	156	**101**
13	FRECH	aus FORT, BH, GRZ	20		0,1	18	0,018	2200	200	2400	936	**749**
14	BERR	aus FRECHEN	20		0,106	18	0,019	2200	400	2600	1014	**811**
15	S'Ville: Hohe Scholle Habbelrath	VILLE	5		0,02	20	0,004	500	0	500	195	**185**
15	S'Ville: Kippe Gotteshülfe-Theresia	VILLE	5		0,02	20	0,004	500	0	500	195	**185**
15	Kippe S'Ville	VILLE	5		0,02	20	0,004	500	0	500	195	**185**
15	Kippe Ville	VILLE	5		0,02	20	0,004	500	0	500	195	**185**
16	IND I	IND	20		0,084	14	0,012	1450	0	1450	566	**452**
17	IND II	IND II	20		0,072	14	0,010	1250	0	1250	488	**390**
18	ZUKUNFT	ZUKUNFT	20		0,084	14	0,012	1450	0	1450	566	**452**
10	GÜRATER, SOOD, ZECH	aus FRIMM	20		0,04	20	0,008	1000	0	1000	390	**312**
9	NEURATH	aus FRIMM	20		0,06	20	0,012	1500	0	1500	585	**468**
19	GRZ I	GRZ I	0	0	0,26	14	0,036	0	0	0	0	**0**
20	GRZ II	GRZ II	0	0	0,26	14	0,036	0	0	0	0	**0**
20	*GRZ*	*GRZ (obere Kippe: Kl. 1-2)*	0	0	0,16	14	0,022	1700	1000	2700	1053	**1053**
20	*GRZ*	*GRZ (untere Kippe: Kl. 1-3)*	0	0	0,3	14	0,042	1700	3400	5100	1989	**1989**
	GRZ ges	**Mittel**	**0**	**0**	**0,26**	14	0,036	1700	2700	4400	1716	**1716**

Für die Sopienhöhe wurde auf Anregung des Erftverbandes das Kippeninventar im Vergleich zu älteren Rechnungen erhöht, in denen über diesen Parameter eine Kompensation des im Modell zu hoch implementierten Volumens der Sophienhöhe erfolgte.

4.3. Ergebnisse

Die Sulfatmobilisierung erfolgt im Allgemeinen, wie oben beschrieben, sowohl durch die bereits heute wirksame Grundwasserneubildung und den Anstieg des Wasserspiegels in der Kippe der aktiven Tagebaue und auch der Altkippen. Aktuell und auch zu Beginn der Tagebauseebefüllung ist der Strömungsgradient im Wesentlichen zum offenen Tagebaubereich gerichtet. Mit fortschreitendem Wiederanstieg der Grundwasserstände in den vormals drainierten Bereichen und der damit einhergehenden Füllung des drainierten Porenraums, wird es zu einer zunehmenden Mobilisierung von Sulfat aus diesen Bodenmassen kommen. Zudem erfolgen weitreichende Änderungen des Strömungsfeldes, sodass die hydraulischen Gradienten zunehmend auch vom Tagebaubereich ins gewachsene Gebirge gerichtet sind. Im Zuge dieser Entwicklung kommt es neben den bereits heute zu beobachtenden Sulfatausträgen im Untersuchungsraum zu einer deutlich erhöhten Befrachtung des gewachsenen Gebirges sowohl aus den Altkippen der nördlichen Ville als auch der Innenkippe des Tagebaus Hambach. Der Prozess der Austragung beginnt in den tieferen Leitern und erreicht erst bei fast erreichtem Zielwasserspiegel auch das Quartär des OSTW. Dabei werden, vor allem in den tieferen Leitern Austräge in das gewachsene Gebirge betrachtet. Im gewachsenen Gebirge finden Mischprozesse statt, die die ausgetragenen Frachten häufig auf Konzentrationen unterhalb des TVO (Trinkwasserverordnung)-Grenzwertes von 250 mg/l verdünnen.

Im Folgenden wird die Entwicklung der Sulfatkonzentrationsverteilung nach Grundwasserleiterkomplexen differenziert beschrieben. Die Tagebaukippe wird dabei nicht betrachtet. Um die Situation zu Beginn des Vorhabenzeitraums zu dokumentieren beginnt die Betrachtung und die Kartendarstellung (Anlage B-TMS-2_1 bis Anlage B-TMS-7_8) im Jahr 2030. Im weiteren werden die Situationen jeweils zur Jahrhundertwende beschrieben. Da die Transportprozesse vergleichsweise langsam vonstattengehen, erfolgt eine Betrachtung bis 2400, einem Zeitpunkt, zu dem die Kippenausträge ihr Maximum lange überschritten haben und damit die Maximalbelastung an den Schutzgütern abgebildet ist. In den im Folgenden beschriebenen Karten beschränkt sich die Darstellung der Sulfatkonzentrationsverteilungen auf die Verbreitungsbereiche der jeweiligen Leiterkomplexe.

Zur Bewertung der Kippenwassereinflüsse auf ökologische Schutzgüter wurden weiterhin die Sulfatkonzentrationen in der Wurzelzone (Flurabstand kleiner oder gleich 5 m oberhalb des ersten Geringleiters) kartografisch dargestellt (siehe Anlage B-TMS-8_1 bis Anlage B-TMS-

8_5). Die Aggregation der notwendigen Informationen erfolgte dabei auf Basis der Modelldiskretisierung. Die Informationen finden Eingang in den Erläuterungsbericht zum Vorhaben, auf die in diesem Kontext verwiesen wird.

In den von GWDREI berechneten Wasserqualitäten sind die komplexen reaktiven Prozesse zwischen den Grundwasserinhaltsstoffen nicht berücksichtigt (siehe Kap. 4.3.3), sie bilden die grundsätzliche Stoffausbreitung jedoch sehr gut ab. Für spezielle Fragestellungen wie Auswirkungen auf die Wasserversorgung, Feuchtgebiete und Oberflächengewässer unter Berücksichtigung der im Grundwasser vorhandenen stofflichen Reaktionen wird auf das Gutachten zum Kippenabstrom (s. Anlage A-KIP) verwiesen.

4.3.1. Situation im Jahr 2030

Im **oberen Stockwerk** zeigen sich in näherer Umgebung des Tagebaus Hambach bereits 2030 kleinere Bereiche, häufig mit geringer Grundwasserführung, in denen bereits Sulfatkonzentrationen größer 100 mg/l ausgewiesen werden (siehe Anlage B-TMS-2_1). Diese verteilen sich vor allem in den Nordwesten des Tagebaus im Bereich der Sophienhöhe, aus der über die Grundwasserneubildung bereits seit mehreren Jahrzehnten Sulfat gelöst wird. 2030 zeigt sich, dass eine Sulfatfahne in Fließrichtung migriert, sodass Sulfatwerte nicht nur in und unter der Außenkippe prognostiziert werden. In diesen Bereichen ist das oberste Stockwerk aber vor Allem durch flurferne Grundwasserführung geprägt. So zeigt sich in einer Darstellung, in der die Sulfatkonzentrationen in Bereichen eines Flurabstands kleiner 5 m aufgeführt ist (siehe Anlage B-TMS-8_1) nahe des Tagebaus Hambach keine Sulfatkonzentration über 10 mg/l. Die Altkippen verursachen in den flurfernen Bereichen des OSTWs eine Verbreitung von Sulfat von der nördlichen Grenze zur Venloer Scholle bis Kierdorf auf der Erft-Scholle, bis Brühl auf der Kölner Scholle und ihren direkten Abstromfahnen. Südwestlich von Brühl befinden sich Bereiche geringer Grundwasserführung, welche rechnerisch zu extrem hohen Sulfatwerten führen. Auf der Kölner Scholle sind größere oberflächennahe Sulfat befrachtete Bereiche innerhalb der Altkippen des Südreviers. Diese beschränken sich auf einen Bereich zwischen Frechen und Brühl. Im Südrevier zeigen sich flurnahe Bereiche mit erhöhten Sulfatkonzentrationen. In weiten Bereichen liegen feinkörnige und geringmächtige Kippenkörper vor, deren komplexe Hydraulik im Rahmen dieses Regionalmodells nur bedingt abgebildet werden kann. Der Grundwasserspiegel ist dort seit vielen Jahren bereits wieder angestiegen, sodass auch höhere Sulfatkonzentrationen flurnah beobachtet werden. Insgesamt ist nicht zu erwarten, dass die hier implizierte Aktivierung von Sulfat zu einer gegenüber heute erhöhten Belastung der Grundwasser- und Oberflächenwasserkörper führen wird.

Am nordöstlichen Rand der Sophienhöhe sowie im Bereich der Altkippen werden für das Jahr 2030 im Grundwasserleiter **9B** Sulfatkonzentrationen größer 10 mg/l erwartet. An der Sophienhöhe sind zwei Sulfatfahnen zu erkennen, wobei die erste in Richtung Jülich migriert und die zweite im Osten in Richtung der Ortschaft Oberembt. In diesem Bereich zeigen sich auch teils hohe Sulfatkonzentrationen, wobei diese Konzentrationen in nahezu nicht wassererfüllten Polygonen berechnet werden, welche ein geringes Wasservolumen prognostiziert bekommen. Diese hohen Konzentrationen ergeben sich verfahrensbedingt rechnerisch, haben in der Natur aber keine Entsprechung. Dieses Phänomen ist auch im Osten der Ortschaft Titz zu sehen. Von den Altkippen zeigt sich 2030 bereits eine Fahnenausbreitung westlich der Erft bis zur Ortschaft Königshoven. Auch südlich von Bedburg zeigen sich vereinzelte Polygone mit Sulfatbefrachtung westlich der Erft. Die Quelle dieses Sulfats liegt in den Altkippen des ehemaligen Tagebaus Frimmersdorf. Entlang der Erft in südlicher Richtung sind bis zur Ortschaft Gymnich weiter vereinzelt relevante Sulfatkonzentrationen zu erkennen, die ihren Ursprung in den Altkippen haben. Im Süden zeigt sich der Einfluss der Trinkwasserbrunnen des Wasserwerks Dirmerzheim. Diese Brunnen sind teilweise auch im 9B verfiltert, sodass 2030 mit Sulfat befrachtetes Wasser in Richtung dieser Brunnen strömt, die zwar nicht mehr im Betrieb sind, aber über ihre Brunnenröhre eine hydraulische Verbindung in den Förderhorizont 8 darstellen Da auch hier der Grundwasserleiter 9B nur ein relativ geringes Wasservolumen aufweist, werden in dieser Fahne vereinzelt hohe Konzentrationen prognostiziert. Auf der Kölner Scholle ist der Leiter 9B nicht verbreitet (siehe Anlage B-TMS-2_2).

Der Grundwasserleiter Horizont **8** weist 2030 eine ähnliche Sulfatausbreitung wie Horizont 9B aus (siehe Anlage B-TMS-2_3). Auch hier breitet sich Sulfat von der Kippe Sophienhöhe sowie von den Altkippen im Bereich der Ortschaften Bedburg und Bergheim aus. Am Fuße der Sophienhöhe zeigen sich 2030 bereits Sulfatkonzentrationen und einzelne Wanderpunkte sorgen für Sulfatkonzentrationen im niedrigen Konzentrationsbereich bei der Ortschaft Jülich. Von der Sophienhöhe ausgehend, wird eine Ausbreitung in Richtung Osten prognostiziert. Im Bereich der Altkippen zeigt ein genereller Strom westwärts, sodass 2030 bereits Sulfatkonzentrationen westlich der Erft berechnet werden. Diese Sulfatfahne zieht sich bis zur Ortschaft Kierdorf bei Dirmerzheim. Im Norden, östlich von Titz, zeigen sich vereinzelt Wanderpunkte ähnlich zum Leiter 9B, die sehr hohe Sulfatkonzentrationen generieren.

Im Grundwasserleiterkomplex **7** (siehe Anlage B-TMS-2_4) sind im Bereich der Sophienhöhe und im nördlichen Abstrom Sulfatkonzentrationen größer als 10 mg/l prognostiziert. Auch im Norden der Erft-Scholle werden Sulfatkonzentrationen östlich der Gemeinde Titz berechnet. Wie auch bereits die Leiter 9B und 8, zeigt der Grundwasserkomplex 7 entlang bzw.

ausgehend von den Altkippen eine Sulfatfahne, welche 2030 in Richtung Westen migriert. Die westliche Ausdehnung dieser Fahne überschreitet die Autobahn A61. Auch im Bereich des Autobahnkreuzes Kerpen ist eine Sulfatfahne in Richtung Westen zu erkennen. Die Sulfatfahne der Altkippen erstreckt sich in ihrer Nord-Süd-Ausdehnung zwischen Bedburg im Norden und der Ortschaft Kierdorf im Süden. Von der Sophienhöhe ausgehend, ist eine Sulfatfahne zu erkennen, welche in Richtung Westen zum Rurrand strömt und durch dessen abdichtende Wirkung dort verharrt.

Der Grundwasserleiterkomplex **6D** (siehe Anlage B-TMS-2_5) zeigt im Jahr 2030 nur in kleinen Bereichen Sulfatausbreitungen. Nahe der Sophienhöhe gibt es einzelne Polygone, welche Sulfatkonzentrationen über 10 mg/l vorweisen. Am Rand des Tagebausees zeigt sich ein geringer Austrag aus der Kippe in den Grundwasserleiter. Vor allem zeigt sich aber ein Sulfataustrag aus den Altkippen im Bereich Bedburg. Dort werden teils sehr hohe Sulfatkonzentrationen berechnet, die zu diesem Zeitpunkt mit der Strömungsrichtung westwärts migrieren. Wie bereits in den Hangendleitern zeigt sich auch im Leiter 6D eine kleine Sulfatfahne östlich der Gemeinde Titz. Die südlichen Altkippen haben keinen Einfluss auf die Sulfatausbreitung im Leiter 6D, da dieser nur im Norden verbreitet ist.

Grundwasserleiter **6B** zeigt ein Bild mit sehr geringen Sulfateinflüssen im Referenzjahr im Bereich des ehemaligen Tagebaus Hambach (siehe Anlage B-TMS-2_6). 2030 sind in diesem Komplex nur sehr vereinzelt Sulfatkonzentrationen über 10 mg/l. Im Bereich der Altkippen zeigen sich zusätzlich Sulfatkonzentrationen im gleichen Bereich wie im Leiter 6D. Im tieferen Leiter 6B ist die Ausbreitung dieses Sulfatinventars weniger weit fortgeschritten und nur kleine Bereiche zeigen Sulfatkonzentrationen über 10 mg/l.

Im Grundwasserleiterkomplex **2 – 5** zeigen sich Sulfatkonzentrationen größer 10 mg/l im Betrachtungsjahr 2030 nur im Bereich der Altkippen sowohl auf der Erft-Scholle als auch auf der Kölner Scholle (siehe Anlage B-TMS-2_7). Betroffen sind die ehemaligen Tagebaubereiche Fortuna, Garsdorf und Fortuna Alt sowie die Südtagebaue (randlich) und der Tagebau Frechen. Hier verhindern abdichtende Verwerfungen teilweise eine großflächigere Sulfatausbreitung. Markant zeigt sich der Louisensprung, welcher auf der Ville die Hochscholle von der Tiefscholle trennt und damit den ehemaligen Tagebau Frechen in einen Bereich tiefer Abgrabungen im Westen und weniger tiefen im Osten unterteilt. Auch der Erftsprung im Süden zeigt durch seine abdichtende Wirkung und großen Versatzhöhen, eine Aufkonzentration von Sulfat. Wie auch in den Hangendleitern zeigt sich eine Sulfatfahne am nördlichen Rand der Erft-Scholle östlich der Gemeinde Titz mit Quelle im Tagebau Frimmersdorf Süd. Auf der Kölner Scholle zeigen sich vereinzelt Sulfatfahnen mit geringen Konzentrationen von meist unter 100 mg/l. Diese Fahnen befinden sich südlich von Hürth und Frechen, entlang des Frechener Sprunges und am nordwestlichen Schollenrand. Diese

Fahnen sind teilweise Ursprung eines geringen und lokal begrenzten Überstroms von der Erft-Scholle zur Kölner Scholle, als auch bedingt durch Alttagebaue auf der südlichen Ville bzw. auf der östlichen Kölner Scholle.

Ähnlich stellt sich die Situation im Horizont **09** dar, siehe Anlage B-TMS-2_8 Hier werden für 2030 keine Sulfatkonzentrationen über 10 mg/l nahe des Tagebausees Hambach ausgewiesen. In den Altkippen der Erft-Scholle zeigen sich ähnlich zum Grundwasserkomplex 2-5 Sulfatkonzentrationen, welche vom Kippeninventar der Altkippen ausgehen. Auch die Verwerfungen zeigen einen ähnlichen Einfluss im Leiter 09. An der östlichen Schollengrenze sind auf der Kölner Scholle zwei Sulfatfahnen mit Konzentrationen über 10 mg/l zu sehen. Im Süden, nahe der Ortschaft Grefrath, werden im Bereich des Alttagebaus Konzentrationen bis zu 380 mg/l prognostiziert, wobei im Norden südlich der Ortschaft Oberaußem eine deutlich größere Fahne auch östlich der Alttagebaue zu erkennen ist.

4.3.2. Situation im Jahr 2070

Im **oberen Stockwerk** (siehe Anlage B-TMS-3_1) zeigen sich mit dem Erreichen des Zielwasserspiegels in näherer Umgebung des Tagebausees Hambach kleinere Bereiche, häufig mit geringer Grundwasserführung, in denen Sulfatkonzentrationen größer 100 mg/l ausgewiesen werden. Wie schon 2030 zeigt sich eine Ausbreitungsfahne in Richtung Norden von der Sophienhöhe ausgehend. Diese Fahne breitet sich bis Titz im Norden aus wobei weiterhin Flurabstände von über 5 m in dieser Fahne berechnet werden. Da sich 2070 bereits das Strömungsfeld verändert hat und das OSTW an den See angebunden ist, wird vom Tagebau ausgehend eine weitere Fahne in Richtung Nordwesten im Bereich der Stadt Elsdorf berechnet, die aber nur geringe Konzentrationen aufweist. Weiterhin zeigt sich eine Ausbreitung mit Ursprung in den Alttagebauen auf der Ville sowie in der Kölner Scholle. Im Vergleich zum Jahr 2030 zeigt sich ein größerer Bereich der Sulfatfahne, welche nun bis in die ersten städtischen Bereiche von Köln vordringt. Weitere Ausbreitungen sind nahezu deckungsgleich mit den Sulfatverbreitungen im Jahr 2030. 2070 sind bereits in der Ville und auf der Kölner Scholle Grundwasserwiederanstiege auch im obersten Stockwerk zu erkennen. Damit einhergehend werden bei einer Betrachtung der Sulfatausbreitungen in Abhängigkeit vom Flurabstand (siehe Anlage B-TMS-8_2) einige Bereiche der Erft-Scholle mit Sulfatkonzentrationen von mehr als 10 mg/l ausgewiesen. Im direkten Umfeld des Tagebausees Hambach werden beispielsweise an Kiesgruben oder Bächen bei Flurabständen unter 5 m vereinzelt Sulfatkonzentrationen im Grundwasser berechnet. Auf der östlichen Erft-Scholle im Bereich der Ville zeigen sich Konzentrationen über 10 mg/l vor allem in der direkten Nähe von Seelandschaften, welche sich in den Bereichen der Altkippen

befinden. Hier fällt das Peringsmaar sowie der Boisdorfer See auf. In diesen Bereichen werden 2070 Flurabstände unter 2 m berechnet.

2070 zeigt Grundwasserleiter **9B** verglichen mit 2030 eine deutlich verbreiterte Sulfatkonzentration auf der Erft-Scholle (siehe Anlage B-TMS-3_2). Von der Sophienhöhe ausgehend, breitet sich die bereits 2030 prognostizierte Fahne weiter aus entlang der Stadt Elsdorf. Entlang der Tagebaukante zeigt sich eine Ausbreitung bis zur Ortschaft Heppendorf. Ein Abstrom in Richtung Norden ist fast nicht zu erkennen. Lediglich bei den Ortschaften Rödingen und Bettenhoven zeigen sich 2070 Sulfatkonzentrationen über 10 mg/l. Am nördlichen Rand der Erft-Scholle zeigen sich weiterhin die bereits beschriebenen Bereiche mit erhöhten Sulfatkonzentrationen. In diesem Bereich stagnieren die Sulfatkonzentrationen bereits, sodass nur in wenigen Modellpolygonen Konzentrationen über 2.000 mg/l berechnet werden. Weiterhin zeigt sich eine Sulfatbefrachtung aus den Altkippen, welche westwärts in Richtung Erft strömt. Die hohen Konzentrationen, welche für das Jahr 2030 in diesem Bereich berechnet wurden, werden für das Jahr 2070 nicht mehr prognostiziert. Das Sulfat hat sich in der Fläche verteilt. Darüber hinaus ist am Wasserwerk Dirmerzheim eine Sulfatfahne im Anstrom der im Horizont 9B verfilterten Trinkwasserbrunnen zu erkennen. Dort zeigt sich auch der geringe Austausch über den Erftsprung hinweg in die Altkippe Frechen, sodass sich an diesem Übergang Sulfat kumuliert.

Der Grundwasserleiter Horizont **8** weist 2070 eine deutlich vergrößerte Sulfatfahne im Vergleich zum Jahr 2030 aus (siehe Anlage B-TMS-3_3). Auffällig ist die Sulfatfahne, welche sich vom Tagebaurand ausgehend in Richtung Osten ausbreitet. Waren für 2030 nur unter wenigen Ortsteilen der Stadt Elsdorf Sulfatkonzentrationen von mehr als 10 mg/l berechnet worden, ist im Jahr 2070 bereits eine flächige Abdeckung des nahezu gesamten Stadtgebietes Elsdorf zu erkennen. Im Südosten reicht diese Fahne bis zum Ortsteil Heppendorf. Für sie werden insbesondere am Tagebaurand Sulfatkonzentrationen bis zu 1.000 mg/l berechnet. Von den Altkippen ausgehend, ist auch eine Vergrößerung der Sulfatfahne zu erkennen. Auf der nördlichen Erft-Scholle bei Titz zeigen sich stagnierende Sulfatkonzentrationen.

Im Grundwasserleiterkomplex **7** (siehe Anlage B-TMS-3_4) sind 2070 im Vergleich zu 2030 vergrößerte Sulfatfahnen auf der Erft-Scholle zu erkennen. Wie auch bereits im Leiter 8, zeigt sich hier eine Ausbreitung vom Tagebaurand ausgehend nach Osten über den Stadtbereich Elsdorf. Eine kleinflächigere Ausbreitung in Richtung Westen, wie bereits zum Betrachtungszeitpunkt 2030, führt 2070 nur noch in wenigen Bereichen Konzentrationen von mehr als 10 mg/l. In Richtung Osten erreicht die Sulfatfahne den Ortsteil Heppendorf mit Konzentrationen über 10 mg/l. Weiterhin erkennbar ist auch am nördlichen Rand der Erft-Scholle eine Sulfatfahne im Osten der Gemeinde Titz. Hier zeigen sich stagnierende Konzentrationen die dort vereinzelt 500 mg/l überschreiten. Von den Altkippen in der Ville geht

auch zu diesem Betrachtungszeitpunkt eine großflächige Sulfatfahne aus. Eine Ausbreitung in Richtung Westen, wie bereits im Jahr 2030, ist durch die veränderte Strömungsrichtung nicht zu erkennen. Sulfat wird dort durch den Potenzialanstieg im Bereich des Tagebausees zurückgedrängt. Im Bereich der Ortschaften Sindorf sind stagnierende Sulfatkonzentrationen am Fahnenrand zu erkennen. Im südlichen Bereich der Altkippen ist die Sulfatausbreitung fast unverändert im Vergleich zum Jahr 2030.

Der Grundwasserleiterkomplex **6D** (siehe Anlage B-TMS-3_5) zeigt auch im Jahr 2070 eine Sulfatausbreitung von der Innenkippe in Richtung Nordwesten. Hier werden geringflächige Bereiche unter der Sophienhöhe in diesem tiefen Leiter mit Sulfatkonzentrationen größer 10 mg/l prognostiziert. Im Nordosten der Erft-Scholle zeigt sich weiterhin ein Sulfataustrag aus der Kippe des Alttagebaus Garsdorf, sowie des Alttagebaus Fortuna. Diese Sulfatfahne ist durch die Strömungsrichtung zu diesem Zeitpunkt geprägt und zeigt eine Ausbreitung in Richtung Westen.

Im Vergleich zum Jahr 2030 wird 2070 ein deutlicher Eintrag von Sulfat in den Leiter **6B** im Bereich des Tagebausees prognostiziert (siehe Anlage B-TMS-3_6). Dabei macht sich das höhere Inventar der Innenkippe im Vergleich zum Bereich unter dem See in der Konzentrationsverteilung bemerkbar. Weiterhin zeigt sich auch die bisher beschriebene Fahne am nördlichen Rand der Erft-Scholle östlich der Ortschaft Titz mit geringen Konzentrationen mit Quelle im Alttagebau Fimmersdorf.

Im Grundwasserleiterkomplex **2 – 5** zeigen sich 2070 niedrige Sulfatkonzentrationen nahe des Tagebausees Hambach, welche durch Leakage aus dem Leiter 6B bedingt sind, siehe Anlage B-TMS-3_7. Im Erft-Scholle Bereich der Altkippen wird weiterhin Sulfat in den Leiterkomplex 2-5 eingetragen. Im Vergleich zum Jahr 2030 ist die veränderte Strömungsrichtung zu erkennen, die dafür sorgt, dass sich die Sulfatfahne auf der Kölner Scholle in Richtung Osten ausbreitet. Zu erkennen ist auch ein Rückgang der Sulfatkonzentrationen auf der Kölner Scholle.

Ähnlich stellt sich die Situation im Horizont **09** dar, siehe Anlage_B-TMS-3_8. Hier ist 2070 kein Sulfat am Tagebausee Hambach zu erkennen aber weiterhin eine Sulfatausbreitung aus den Altkippen. Generell ist ein Rückgang der Sulfatkonzentrationen zu erkennen. Im Vergleich zum Jahr 2030 zeigen sich jedoch kaum Veränderungen der Sulfatausbreitung in der Erft-Scholle. Erwähnt werden soll hier nur die Verlagerung von Sulfat auf der Kölner Scholle nach Osten bei niedrigen Konzentrationen.

4.3.3. Situation im Jahr 2100

Im **oberen Stockwerk** (siehe Anlage B-TMS-4_1) zeigen sich auch 30 Jahre nach dem Erreichen des Zielwasserspiegels in näherer Umgebung des Tagebausees Hambach weitere

Bereiche in denen bereits Sulfatkonzentrationen größer 100 mg/l ausgewiesen werden. Von der Sophienhöhe aus bildet sich die Fahne, welche bereits im Jahr 2030 wesentlich kleinflächiger zu sehen ist, weiter mit dem Strömungsbild in Richtung Osten bis in den Bereich der Ortschaft Kirdorf aus. Weiterhin ist erkennbar, dass sich die einst erhöhten Konzentrationen in den Ortslagen Lich-Steinstraß und Stetternich bis 2100 verdünnt haben. Der Bereich der Altkippen auf der Ville und der Kölner Scholle zeigt weitere Einträge in das OSTW. Zwischen Bergheim und Bedburg verteilte sich bis zum Jahr 2070 die Sulfatkonzentration vor allem auf die östlich der Erft liegenden Bereiche von den Altkippen ausgehend. Im Jahr 2100 zeigt die Darstellung eine Ausbreitung der Sulfatfahne auch westlich der Erft, beispielsweise im Bereich der Ortschaft Paffendorf. Fast unverändert zeigen sich die Sulfatausbreitungen auf der Kölner Scholle. Dort verbreitern sich die Sulfatfahnen im Osten und verlagern sich weiter in Richtung des Rheins. Verdünnungs- und Auswaschungsprozesse verkleinern die Konzentrationen in den Altkippen.

Bei einer Betrachtung der Bereiche mit Flurabständen kleiner 5 m fallen, bedingt durch den Grundwasseranstieg, im Vergleich zum Jahr 2070 weitere Flächen auf (siehe Anlage_B-TMS-8_3). Auf der Erft-Scholle zeigen sich im Bereich der Ortschaft Paffendorf Flurabstände von unter 2 m nahe der Erft mit Sulfatkonzentrationen. Hohe Konzentrationen über 1000 mg/l zeigen sich jedoch nur auf der Altkippe Fortuna in der näheren Umgebung des Peringsmaars. Im Südrevier zeigen sich flurnahe Bereiche mit erhöhten Sulfatkonzentrationen. In weiten Bereichen liegen feinkörnige und geringmächtige Kippenkörper vor, deren komplexe Hydraulik im Rahmen dieses Regionalmodells nur bedingt abgebildet werden kann. Der Grundwasserspiegel ist dort seit vielen Jahren bereits wieder angestiegen, sodass auch höhere Sulfatkonzentrationen beobachtet werden. Insgesamt ist nicht zu erwarten, dass die hier implizierte Aktivierung von Sulfat bis zum Ende das 21. Jahrhunderts zu einer gegenüber heute erhöhten Belastung der Grundwasser- und Oberflächenwasserkörper führen wird.

Kaum Veränderung zum Betrachtungszeitpunkt 2070 zeigt der Grundwasserleiter **9B** im Jahr 2100 (siehe Anlage_B-TMS-4_2). Eine Ausbreitung vom Rand der Innenkippe und der östlichen Seeböschung in Richtung Osten ist hier nun bis zu der Ortschaft Sindorf zu erkennen. Im Bereich der Ortslage Lich-Steinstraß werden nun erstmals Sulfatkonzentrationen über 10 mg/l berechnet. Außerdem zeigt sich weiterhin eine Sulfatfahne im nördlichen Teil der Erft-Scholle zwischen den Ortschaften Titz und Bedburg. Ferner zeigt sich ein Sulfataustrag aus dem ehemaligen Tagebau Frechen und ein damit einhergehender Zustrom zu den Trinkwasserbrunnen des Wasserwerks Dirmerzheim.

Auch im Grundwasserleiter Horizont **8** ist 2100 im Vergleich zum Betrachtungszeitpunkt 2070 kaum Veränderung zu sehen (siehe Anlage_B-TMS-4_3). Die von der Innenkippe Hambach ausgehende Sulfatfahne zeigt eine leichte Vergrößerung, sodass in den ersten Bereichen der

Ortschaft Sindorf Sulfatkonzentrationen über 10 mg/l berechnet werden. Auch die östliche Sulfatfahne, welche von den Altkippen ausgeht, zeigt eine flächenmäßige Vergrößerung, insbesondere nach Süden. Teilweise stagnieren die Sulfatkonzentrationen oder gehen leicht zurück, wie beispielsweise am nördlichen Rand der Erft-Scholle zu erkennen ist.

Im Grundwasserleiterkomplex **7** (siehe Anlage B-TMS-4_4) zeigen sich 2100 im Vergleich zur Sulfatausbreitung zum Betrachtungszeitpunkt im Jahr 2070 kaum Veränderungen. Zu erkennen ist das migrieren der Sulfatfahne in Richtung Osten, welche sich von der Innenkippe Hambach und dem Tagebauseerand in Richtung Osten ausbreitet. Auch die Sulfatfahne, welche von den Altkippen ausgeht, zeigt einen Einfluss der veränderten Strömungsrichtung und einen Zurückdrängen der Front in Richtung Osten. Weitere Bereiche, wie der südliche Teil der Altkippen sowie der nördliche Modellrand östlich der Ortschaft Titz zeigen stagnierende Sulfatkonzentrationen.

Der Grundwasserleiterkomplex **6D** (siehe Anlage B-TMS-4_5) zeigt auch im Jahr 2100 eine Sulfatausbreitung vom Nordrand der Innenkippe ausgehend. Hier werden in Einzelfällen auch Sulfatkonzentrationen über 1.000 mg/l prognostiziert. In der nordöstlichen Erft-Scholle ist auch weiterhin von den Altkippen ausgehend eine Sulfatfahne zu erkennen. Flächenmäßig sind im Vergleich zum Zeitpunkt 2070 kaum Veränderungen zu sehen.

Auch der Grundwasserleiter **6B** zeigt im Vergleich zum Betrachtungszeitpunkt im Jahr 2070 kaum Veränderung (siehe Anlage B-TMS-4_6). Erwähnenswert sind hier die stagnierenden Sulfatkonzentrationen im Tagebauseeumfeld.

Im Grundwasserleiterkomplex **2 – 5** zeigt sich ähnlich der anderen Liegendleiter kaum Veränderung der Sulfatausbreitung innerhalb der 30 Jahre nach dem letzten Betrachtungszeitpunkt (siehe Anlage B-TMS-4_7). Unter den Altkippen ist eine Verlagerung des Fahnenschwerpunkts in Richtung Osten im Zuge der Grundwasserströmung zu erkennen. Damit einhergehend, zeigt sich auf der Kölner Scholle eine Ausbreitung und flächenmäßige Vergrößerung der Sulfatfahnen in Richtung des Rheins.

Ebenso stellt sich die Situation im Horizont **09** dar, siehe Anlage B-TMS-4_8. Auch dieser Leiter ist nach dem Wiederanstieg durch die nach Osten gerichtete Strömung geprägt. Durch diese migrieren die Sulfatfahnen ausgehend von den Altkippen in Richtung Osten und überschreiten lokal die Grenze zur Kölner Scholle.

4.3.4. Situation im Jahr 2200

Im **oberen Stockwerk** (siehe Anlage B-TMS-5_1) hat sich im Vergleich zum Zustand 2100 die mit Kippensulfat befrachtete Fläche weiterentwickelt und verteilt. Weiterhin zeigt das obere Stockwerk eine Befrachtung von Sulfat, welche, ausgehend von der Sophienhöhe und der Innenkippe Hambach, in Richtung Osten wandert. Die Sulfatfahne, die vom ehemaligen

Tagebau Hambach ausgeht, hat nun die Erftaue erreicht und sich dort mit der Front, welche ihren Ursprung in den Kippen Fortuna / Bergheim hat, vereinigt.

Die Sulfatkonzentrationen in der direkten Umgebung der Sophienhöhe stagnieren weiterhin, sodass auch 2200 im hydraulisch stationären Endzustand keine oberflächennahen Sulfatfrachten von Bedeutung prognostiziert werden, siehe Anlage B-TMS-8_4. Wenige Ausnahmen bilden Kiesgruben und Bachläufe. Ausgehend von den Alttagebauen zwischen Bedburg und Bergheim zeigt sich eine Verbreitung des Sulfats in Richtung Westen zum Vorfluter Erft. Hier ist zu erkennen, dass sich der Bereich rund um das Peringsmaar, der 2100 noch erhöhte Sulfatkonzentrationen aufgewiesen hat, etwa 1 km nach Westen zur Erft migriert ist. Auch nahezu im gesamten Gebiet der Stadt Bergheim zeigen sich 2200 Sulfatkonzentrationen größer 10 mg/l. Östlich der Schollengrenze entstehen in direkter Nähe zum Kippenrand und zur Übergang in die Kölner Scholle einzelne kleineräumige Flächen mit sehr hohen Konzentrationen nahe Niederaußem und Auenheim. Auch südlich von Bergheim zeigt sich 2200 ein differenziertes Bild. In der Nähe der Ortschaft Türnich zeigen sich einzelne Fahnenbereiche, die westlich der Erft in die Fassung Türnich migrieren. Auf der Kölner Scholle zeigt sich weiterhin die Strömung zum Rhein prägend. 2200 ist die 10 mg/l-Sulfatfront im Stadtgebiet Köln bis zum Rhein vorgedrungen. In dem großräumigen Bereich vom Rhein bis Frechen werden aber nur vereinzelt Sulfatkonzentrationen von über 100 mg/l berechnet. Auf der südlichen Kölner Scholle zeigen sich in den Altkippen des Südreviers weiterhin teils hohe Sulfatkonzentrationen, insbesondere ist hier der Bereich der Deponie Vereinigte Ville zu nennen, der im vorliegenden Regionalmodell vereinfacht mit niedrigen Durchlässigkeiten abgebildet ist, woraus langsame Sulfatausträge resultieren. Insgesamt ist im gesamten Bereich der Kippen der Alttagebaue eine Reduktion des Sulfatinventars zu beobachten Dadurch verkleinert sich die Sulfatfahne im Vergleich zu 2100 in diesem Bereich. Bei der Betrachtung der Bereiche geringer Flurabstände, siehe Anlage B-TMS-8_4, zeigen sich im Süden der Kölner Scholle weiterhin nur einzelne Modellpolygone mit geringen Flurabständen und hohen Konzentrationen von über 2.700 mg/l. In der Erftaue im Bereich der Städte Bergheim und Bedburg werden 2200 deutlich höhere Konzentrationen als 2100 berechnet, die in größeren Bereichen 1.000 mg/l übersteigen. Eine Migration in südlicher Richtung lässt sich im Verlauf ebenfalls erkennen. Weiterhin sind hohe Sulfatkonzentrationen in der Kippe Frechen im Bereich des Boisdorfer Sees zu erkennen.

Im Vergleich zum Jahr 2100 werden zum Betrachtungszeitpunkt im Jahr 2200 im Grundwasserleiter **9B** in weiten Bereichen stagnierende Sulfatkonzentrationen dargestellt (siehe Anlage B-TMS-5_2). Weiterhin ist von der Innenkippe Hambach ein Sulfatabstrom in Richtung Osten zu erkennen. Hier werden für das Jahr 2200 verringerte Sulfatkonzentrationen berechnet. Auswaschungseffekte machen sich bemerkbar. Der Konzentrationsschwerpunkt

der Fahne verlagert sich nach Osten. Die Front der Fahne erreicht die Erftaue. Außerdem ist eine vergrößerte Fahne mit geringen Konzentrationen unter 100 mg/l im Bereich der Ortslagen Lich/Steinstrass zu sehen. Die nördliche Erft-Scholle weist auch 2200 später eine Sulfatfahne östlich der Ortschaft Titz auf, wobei nun deutlich geringe Konzentrationen von unter 250 mg/l ausgewiesen werden. Auch die Austräge aus den Altkippen zeigen einen Rückgang der Sulfatkonzentration und damit ihr Einfluss auf die Trinkwassergewinnung bei Dirmerzheim.

Im Grundwasserleiter Horizont **8** ist 2200 eine ausgedehnte Sulfatausbreitung zu erkennen (siehe Anlage B-TMS-5_3). Die bereits für 2100 beschriebene Fahne, welche von der Innenkippe Hambach ausgeht, folgt der Veränderung der Strömungsrichtung und migriert in Richtung Erft. Dabei werden für 2200 deutlich geringere Sulfatkonzentrationen prognostiziert, sodass nur in kleinen Bereichen die Konzentrationen 1.000 mg/l überschreiten. Weiterhin ist östlich der Ortschaft Titz eine leicht vergrößerte Sulfatfahne zu erkennen, welche 2200 stagnierende Sufaltkonzentrationen aufweist. Eine neue Ausbreitung von Sulfat zeigt sich im Bereich der Ortslagen Lich/Steinstrass. Diese Sulfatfahne hat ihren Ursprung auf der Rur-Scholle in der Kippe des Tagebau Inden. Außerdem sind im Bereich der Alttagebaue stagnierende Sulfatkonzentrationen zu erkennen. Die von dort ausgehende Fahne zeigt im Bereich der Ortschaft Gymnich erstmals im Horizont 8 einen Einfluss des Wasserwerks Dirmerzheim auf die Richtung bei niedrigen Konzentrationen, so dass die Wasserversorgung über den Standort gesichert ist.

Im Grundwasserleiterkomplex **7** (siehe Anlage B-TMS-5_4) zeigen sich deutliche Veränderungen der Sulfatausbreitung. Von der Innenkippe Hambach ausgehend, ist weiterhin ein präferierter Sulfataustrag in Richtung Osten zu erkennen. Auch im Westen zeigen sich von Sulfat betroffene Bereiche mit geringen Konzentrationen unter 100 mg/l. Im Jahr 2200 hat sich der Konzentrationsschwerpunkt der von der Innenkippe und dem Tagebauseerand ausgehenden Sulfatfahne nach Osten verlagert. Die Front der Fahne hat sich ebenfalls mit der Strömungsrichtung nach Osten bewegt. Am nördlichen Rand der Erft-Scholle sind die Konzentrationen der Sulfatfahne 2200 im Vergleich zum Jahr 2100 weiter zurückgegangen. Auch die Sulfatkonzentrationen in der Sulfatfahne, welche von den Altkippen der Ville ausgeht, stagnieren oder gehen zurück und nur im südlichen Bereich zeigen sich höhere Konzentrationen, als im vorherigen Betrachtungszeitpunkt.

Für den Grundwasserleiterkomplex **6D** (siehe Anlage B-TMS-5_5) werden im Vergleich zu 2100 im Betrachtungszeitpunkt 2200 stagnierende Sulfatkonzentrationen prognostiziert. Es sind zwei Sulfatfahnen zu erkennen. Von der Innenkippe Hambach ausgehend existiert weiterhin eine Sulfatfahne welche nahezu unverändert in der gleichen Position verharrt, wie im vorherigen Betrachtungszeitpunkt bereits beschrieben. Auffällig sind die geringen

Sulfatkonzentrationen die nur noch in kleineren Bereichen 2.700 mg/l überschreiten. Auf der nordöstlichen Erft-Scholle berechnet das Modell weiterhin eine Sulfatfahne ausgehend von den Altkippen der Alttagebaue Fortuna und Frimmersdorf. Auch hier werden stagnierende Sulfatkonzentrationen berechnet, sodass deutlich kleinere Bereiche Konzentrationen über 10 mg/l vorweisen.

Auch der Grundwasserleiter **6B** weist einen deutlichen Rückgang der Sulfatkonzentrationen aus (siehe Anlage B-TMS-5_6). Beide im vorherigen Betrachtungszeitpunkt erkennbaren Sulfatfahnen zeigen einen deutlich Rückgang der Konzentration. Unter dem Tagebausee und der Innenkippe werden die betroffenen Flächen deutlich geringer und Konzentrationen über 1.000 mg/l werden nur für vereinzelte Modellpolygone berechnet. Die Fahne am nördlichen Schollenrand ist nur noch in einem deutlich reduzierten Bereich mit Konzentrationen über 10 mg/l zu erkennen.

Im Grundwasserleiterkomplex **2 – 5** zeigen sich auf der Erft-Scholle wie auch in den anderen Liegendleitern stagnierende Sulfatkonzentrationen (siehe Anlage B-TMS-5_7). Flächenmäßig verkleinern sich die Sulfatfahnen, welche von den Altkippen ausgehen. Der Austrag aus den Altkippen geht zurück. Auf der Kölner Scholle ist ein anderes Bild zu erkennen. Hier werden im Vergleich zum vorherigen Betrachtungszeitpunkt deutlich vergrößerte und nach Osten ausgedehnte Sulfatfahnen ermittelt, die aber meist Konzentrationen unter 100 mg/l vorweisen.

Ähnlich stellt sich die Situation im Horizont **09** dar, siehe Anlage B-TMS-5_8. Weiterhin zeigen sich auch 2200 nur von den Altkippen ausgehend Sulfatausbreitungen auf Erft-Scholle und Kölner Scholle. Auf der Erft-Scholle werden deutlich stagnierende Sulfatkonzentrationen prognostiziert. Auch hier geht der Eintrag aus den Altkippen der Ville zurück. Auf der Kölner Scholle sind jedoch deutliche Ausbreitungen mit der nach Osten gerichteten Strömung zu erkennen. Im Vergleich zum vorherigen Betrachtungszeitpunkt zeigen sich hier flächige Sulfatfahnen von den nördlichen Altkippen der Ville ausgehend, die bereits die Ortslage Brauweiler erreichen.

4.3.5. Situation im Jahr 2300

Im **oberen Stockwerk** (siehe Anlage B-TMS-6_1) zeigen sich 2300 im Vergleich zu 2200 wenig Veränderung der Sulfatkonzentrationen auf der Erft-Scholle. Vor allem im direkten Umfeld der Sophienhöhe und der Innenkippe Hambach sind stagnierende oder zurückgehende Sulfatkonzentrationen zu erkennen. Die Fläche der Fahne wird etwas kleiner. Im Bereich der Alttagebaue zeigen sich auch stagnierende oder zurückgehende Sulfatkonzentrationen. Der Eintrag aus den Altkippen ins OSTW geht zurück. Auf der Kölner Scholle sind diese stagnierenden und zurückgehenden Konzentrationen auch deutlich zu

sehen. Auffällig zeigt sich jedoch eine bisher nicht aufgetretene Fahne am westlichen Schollenrand im Bereich der Ortschaft Linnich. Dort migriert Sulfat entlang des Schollenrandes und übertritt an einzelnen Polygonen auch den Schollenrand zur Rur-Scholle.

Ein weiterer Rückgang der Sulfatkonzentrationen zeigt der Grundwasserleiter **9B** zum Jahr 2300 (siehe Anlage B-TMS-6_2). Von der Innenkippe Hambach und der östlichen Seeböschung wird weiterhin Sulfat, aber in geringeren Frachten ausgetragen, was an den geringeren Konzentrationen der Fahne in Richtung Osten zu sehen ist. Insbesondere die geringeren Konzentrationen am Kippenrand deuten darauf hin. Auf der nördlichen Erft-Scholle zeigt sich die bereits in den vorherigen Betrachtungszeitpunkten beschriebene Fahne bei größerer Ausdehnung aber stagnierenden Konzentrationen, sodass hier 2300 flächig weniger als 100 mg/l Sulfat ausgewiesen wird. Auch aus einigen Bereichen der Altkippen geschieht eine weiterer Sulfataustrag, der unter dem Kippenbereich für zurückgehende aber im Abstrom zur Erftaue erhöhte Konzentrationen sorgt.

Im Grundwasserleiter Horizont **8** ist auch 2300 eine ausgedehnte Sulfatausbreitung zu erkennen (siehe Anlage B-TMS-6_3). In diesem Jahr zeigt sich der Einfluss des quasistationären Strömungsregimes noch deutlicher, als im vorherigen Betrachtungszeitpunkt. Von der Innenkippe Hambach ausgehend zeigen sich weiterhin zwei Sulfatfahnen, welche in Richtung Osten und, deutlich weniger ausgeprägt, Richtung Westen migrieren. Im Bereich der Ortslage Lich/Steinstrass ist eine im Vergleich zu 2200 in Fläche und Konzentration reduzierte Sulfatfahne zu erkennen. Weiter im Norden zeigt sich weiterhin eine Sulfatfahne östlich von Titz, welche ihren Ursprung in der Kippe Frimmersdorf hat. Bei der Sulfatfahne, die von der Innenkippe Hambach in Richtung Osten ausgeht, erkennt man die die vorherrschende Strömungsrichtung im Horizont 8 in Richtung Nordosten vom ehemaligen Tagebau zur Erftaue. Auch von den Altkippen tritt weiterhin Sulfat in den Horizont 8 über. Dieses aus den Altkippen stammende Sulfat bewegt sich, vom Strömungstrichter des Wasserwerks Dirmerzheim angezogen, leicht weiter nach Süden. Insgesamt zeigen sich auf der Erft-Scholle aber stagnierende Sulfatkonzentrationen, was sich durch die in ihrer Gesamtheit verkleinerte Sulfatausbreitung bemerkbar macht.

Im Grundwasserleiterkomplex **7** (siehe Anlage B-TMS-6_4) zeigt das Jahr 2300 kaum Veränderung der Sulfatverteilung im Vergleich zum Jahr 2200. Im Bereich der Ortslage Lich/Steinstrass zeigt sich eine Verkleinerung der Sulfatausbreitung. Am nördlichen Rand der Schollengrenze zeigt sich weiterhin eine Ausbreitung im Osten der Ortschaft Titz. Die Sulfatfahne, welche vom Rand der Innenkippe und der Tagebauseeböschung ausgehend im Stadtbereich Elsdorf und nördlich davon zu beobachten ist, hat sich in Richtung Osten bewegt. Fortwährend zeigt sich auch von den Altkippen ausgehend eine Sulfatausbreitung und damit einhergehend im Süden am Rand zur Ville eine leicht ansteigende Sulfatkonzentration.

Der Grundwasserleiterkomplex **6D** (siehe Anlage B-TMS-6_5) weist im Jahr 2300 zurückgehende Sulfatkonzentrationen auf der Erft-Scholle aus. Die Sulfatfahne, die von der Innenkippe Hambach ausgeht, erfährt im Vergleich zum Zustand 2200 eine deutliche Reduktion der Sulfatkonzentrationen, aber auch die Sulfatfahne im nordöstlichen Teil der Erft-Scholle, von der Altkippe Fortuna ausgehend, zeigt eine deutliche Verkleinerung.

Ein ähnliches Bild wird für den Leiter **6B** errechnet (siehe Anlage_B-TMS-6_6). Der Austrag aus der tiefen Kippe Hambach kommt zum Erliegen. Daher zeigen sich im Bereich des Tagebausees und nördlich davon lediglich Residuen der ehemaligen etwas großflächigeren Ausbreitung mit Sulfatkonzentrationen, die nur vereinzelt 250 mg/l überschreiten. Auf der nordöstlichen Erft-Scholle ist ebenfalls lediglich ein Residuum der in den vorherigen Betrachtungszeitpunkten dargestellten Sulfatfahne zu erkennen.

Im Grundwasserleiterkomplex **2 – 5** zeigen sich Sulfatkonzentrationen größer 10 mg/l im Betrachtungsjahr 2300 im Wesentlichen nur östlich der Erft (siehe Anlage_B-TMS-6_7). Auch von den Altkippen ausgehend, zeigt sich ein Rückgang der Sulfatfahne in der Fläche, als auch in der Konzentration. Die Konzentrationen unter den Altkippen überschreiten in einigen Bereichen 2300 aber weiterhin Werte von 1.000 mg/l was ein Indiz dafür ist, dass das Kippeninventar zwar deutlich reduziert, aber noch nicht vollständig ausgetragen wurde. Auf der Kölner Scholle ist 100 Jahre nach dem letzten Betrachtungszeitpunkt die Sulfatfahne weiter in Richtung Rhein migriert. In dieser Fahne werden Konzentrationen über 250 mg/l selten überstiegen.

Ähnlich stellt sich die Situation im Horizont **09** dar, siehe Anlage_B-TMS-6_8. Lediglich östlich der Erft ist weiterhin eine Sulfatausbreitung prognostiziert. Auf der Kölner Scholle zeigt sich bei reduzierten Konzentrationen und von den Altkippen ausgehend eine Ausbreitung von Sulfat in Richtung Osten, sodass 2300 erste Bereiche der Stadt Pulheim und der Stadt Köln von der Fahne erfasst werden. Entlang des nördlichen Schollenrands zur Venloer Scholle werden linienhafte Sulfatausbreitungen beobachtet, die bis zur Ortschaft Nettesheim mit prognostizierten Sulfatkonzentrationen von über 10 mg/l reichen.

4.3.6. Situation im Jahr 2400

Im **oberen Stockwerk** (siehe Anlage_B-TMS-7_1) ist 2400 auf der Erft-Scholle weiterhin verbreitet Sulfat zu erkennen. Wie bereits 2300 zeigen sich wenige Veränderungen zum vorherigen Betrachtungszeitpunkt. An der Sophienhöhe ist zu erkennen, dass auch 2400 weiterhin Sulfat aus dem Kippenkörper ausgetragen wird. Das Maximum des Austrags ist überschritten. Gleichwohl zeigen sich am Fuß weiterhin Konzentrationen von über 250 mg/l. An der westlichen Schollengrenze am Rurrand zeigen sich weiterhin Sulfatkonzentrationen, welche teilweise die Schollengrenze überquert haben und östlich bei Linnich Konzentrationen

von bis zu 450 mg/l vorhanden sind. Weiter im Osten im Bereich der Alttagebaue und Altkippen bei den Ortschaften Bergheim und Bedburg zeigt sich ein weiterer Rückgang der Sulfatkonzentrationen. Hier ist das Kippeninventar teilweise aufgebraucht, sodass kein weiteres Sulfat aus diesen den vorhandenen Fahnen zuströmt. Auch auffällig ist der Rückgang einer Sulfatfahne, welche im Bereich der Ortschaft Sindorf 2300 prognostiziert wurde. Hier zeigen sich 2400 lediglich Sulfatkonzentrationen unter 10 mg/l. Noch anschaulicher zeigen sich die stagnierenden Sulfatkonzentrationen auf der Kölner Scholle. Hier zeigen sich 2400 nur noch Teile der Fahne, welche für die vorhergehenden Betrachtungszeitpunkte prognostiziert wurde. Durch die Strömungsrichtung nach Nordost migrieren die Residuen dieser Fahne weiter in den Norden der Kölner Scholle. Weiterhin führen Verdünnungseffekte zu einem Zerreißen der ehemals geschlossenen Fahne. Auf der südlichen Kölner Scholle, unter den Kippen des ehemaligen Südreviers, zeigen sich weiterhin vereinzelt Bereiche mit erhöhten Konzentrationen. Im Vergleich zum Betrachtungszeitpunkt 2200 ist die die Größe der betroffenen Fläche aber rückläufig. Auf der Erft-Scholle zeigen sich südlich von Sindorf 2400 nur noch vereinzelte Reste von Sulfatfahnen bei stagnierenden Konzentrationen.

Bei einer Fokussierung auf Bereiche mit geringen Flurabständen zeigen sich, bis auf vereinzelte Ausnahmen, lediglich Bereiche auf der Erft-Scholle mit Sulfatkonzentrationen von mehr als 10 mg/l. Zu erkennen sind in der Anlage B-TMS-8_5) die Auenbereiche der Erft sowie des Licher Baches und des Finkelbaches westlich der Stadt Elsdorf. Auf der Kölner Scholle südlich des Chorbuschs zeigen sich, bedingt durch die oben beschriebene Migration der Fahne nach Norden nun auch Sulfatkonzentrationen von mehr als 10 mg/l in flurnahen Bereichen.

Im Grundwasserleiter **9B** ist die Sulfatfahne zum Betrachtungszeitpunkt 2400 von der Innenkippe Hambach und der Tagebauseeböschung ausgehend zwar weiterhin markant dargestellt (siehe Anlage B-TMS-7_2). Im Vergleich zum Jahr 2300 zeigt sich aber ein deutlicher Rückgang der Sulfatkonzentrationen in diesem Bereich, sodass dort nur noch maximale Konzentrationen von unter 1.000 mg/l dargestellt werden. Weiterhin ist eine Sulfatfahne im Norden der Erft-Scholle zu sehen, welche 2400 lediglich Konzentrationen unter 100 mg/l anzeigt. Außerdem ist zu erkennen, dass die Sulfatfahnen ausgehend von den Kippeninventaren der Altkippen stagnieren oder sich in Konzentration bzw. Fläche zurückziehen. Dies zeigt sich besonders in der Erftaue von den ehemaligen Tagebauen Fortuna und dem Südrevier.

Im Grundwasserleiter Horizont **8** ist im Vergleich zum Betrachtungszeitpunkt 2300 eine weiter in Richtung Erftaue voranschreitende Sulfatfahne auf der nördlichen Erft-Scholle zu erkennen (siehe Anlage B-TMS-7_3). Nördlich von Lich/Steinstrass zeigen sich bereichsweise Residuen der in den vorherigen Betrachtungszeitpunkten bereits beschriebenen Fahnen bei

weiterhin geringen Sulfatkonzentrationen. Am Rande der Innenkippe Hambach werden Sulfatkonzentrationen über 100 mg/l prognostiziert. Der Kippenaustrag dauert bei niedrigen Konzentrationen noch an. Auch östlich von Titz ist weiterhin eine Sulfatfahne erkennbar, welche eine flächenmäßige Vergrößerung im Vergleich zum Stand 2300 vorweist. Das Modell berechnet in diesem Bereich geringe Sulfatkonzentrationen von nicht mehr als 150 mg/l. An der Fahne, welche von der Innenkippe Hambach und der Seeböschung über den Stadtbereich Elsdorf in Richtung der nordöstlichen Schollengrenze reicht, ist weiterhin die generelle nordöstliche Strömungsrichtung zu diesem Zeitpunkt zu erkennen. 2400 reicht die Fahne mit Sulfatkonzentrationen über 100 mg/l bis in die Erftaue. Generell stagnieren in dieser Fahne weiterhin die Sulfatkonzentrationen, sodass in ihrem südlichen Bereich deutlich kleinere Flächen mit Sulfatkonzentrationen über 10 mg/l betroffen sind. Auch die Altkippen besitzen vereinzelt weiterhin Sulfatinventar, sodass diese markante Einträge generieren. Grundsätzlich sind in diesem Bereich aber auch stagnierende Konzentrationen zu erkennen. Wie bereits zum Betrachtungszeitpunkt 2300 ist auch 2400 eine Sulfatfahne zu erkennen, welche bedingt durch die Trichter der Trinkwasserbrunnen des Wasserwerks Dirmerzheim, entlang der Altkippenränder in Richtung Süden migriert, aber die Trinkwasserversorgung aus der Wassergewinnungsanlage Dirmerzheim nicht gefährdet.

Im Grundwasserleiterkomplex **7** (siehe Anlage B-TMS-7_4) zeigen sich 2400 auf der Erft-Scholle weiterhin stagnierende Sulfatkonzentrationen. Lediglich an der westlichen Schollengrenze zeigen sich steigende Sulfatkonzentrationen in einem kleinen Bereich der Ortslagen Lich/Steinstrass. Vom Rand der Innenkippe Hambach ausgehend, zeigt sich weiterhin eine Sulfatfahne mit Strömungsrichtung Nordost. In einigen Bereich der Altkippen ist 2400 im Leiterkomplex 7 wenig, neu mobilisiertes Sulfat zu erkennen. Das Kippeninventar ist dort ausgeschöpft. In der Kippe Bergheim ist dieser Zustand noch nicht erreicht.

Der Grundwasserleiterkomplex **6D** (siehe Anlage B-TMS-7_5) zeigt in den Jahren bis zum Betrachtungszeitpunkt 2400 einen weiteren Rückgang der Sulfatkonzentrationen. Flächenmäßig sind auf der Erft-Scholle kaum Veränderungen der generell sehr kleinen Sulfatfahnen zu erkennen.

Der Grundwasserleiter **6B** zeigt ein sehr ähnliches Bild mit durchweg stagnierenden bzw. zurückgehenden Sulfatkonzentrationen und dadurch bedingt kleineren Sulfatfahnen auf der gesamten Erft-Scholle (siehe Anlage B-TMS-7_6).

Im Grundwasserleiterkomplex **2 – 5** (siehe Anlage B-TMS-7_7) zeigen sich Sulfatkonzentrationen größer 10 mg/l im Betrachtungsjahr 2400 lediglich östlich der Erft. Unter den Altkippen sind weiterhin stagnierende bzw. zurückgehende Sulfatkonzentrationen zu erkennen. Daraus resultiert, dass dort lediglich Residuen der ehemaligen Sulfatausbreitungen zu sehen sind. Auf der Kölner Scholle werden auch deutlich geringere Sulfatkonzentrationen

prognostiziert. Eine Ausbreitung mit der Strömungsrichtung zum Rhein ist weiterhin zu erkennen.

Ähnlich wie 2300 stellt sich die Situation im Horizont **09** auch 2400 dar, siehe Anlage B-TMS-7 8. Die Sulfatfront reicht 2400 bei insgesamt geringerem Konzentrationsniveau bis zum Stadtteil Mengenich der Stadt Köln. Weiter nördlichen zeigen sich weiterhin zwei Sulfatfahnen entlang von östlich gerichteten Strömungspfaden, die durch die zurückgehenden Austräge aus der Kippe Fortuna eine Reduzierung ihrer Fläche erfahren haben.

5. Zusammenfassung

Der vorliegende Bericht ist als Ergänzung zum Bericht zur hydraulischen Grundwassermodellierung (s. A-GWM)zu verstehen und dokumentiert die Fortschreibung und Weiterentwicklung des Transportmodells für das Rheinische Braunkohlerevier mit besonderem Fokus auf die Sulfatausbreitung in dem Untersuchungsraum Hambach. Die beschriebenen Simulationsergebnisse werden im Planfeststellungsverfahren zur Herstellung des Tagebausees Hambach im Rahmen der schutzgutbezogenen Auswirkungsprognose des Vorhabens eingesetzt. Der Untersuchungsraum umfasst die Erft-Scholle mit der bedeutenden Sophienhöhe und der mächtigen Innenkippe Hambach sowie die Kölner Scholle und die Ville-Scholle, in denen zahlreiche ehemalige verfüllte Alttagebaue lokalisiert sind. Hierzu sind im Kapitel 2 die Aufgabenstellung und die Aktualisierung der Modelldaten beschrieben. Das verwendete Grundwassermodell für das Rheinische Braunkohlerevier deckt ein Modellgebiet ab, welches neben den in den genannten Verfahren verwendeten Untersuchungsraum auch den „Nordraum“ mit der Venloer Scholle und einem Teil der Krefelder Scholle und die Rur-Scholle abdeckt. Damit ist sichergestellt, dass die Schollenüberströme als wesentliche Bilanzglieder des Untersuchungsraums im Simulationszeitraum dynamisch berücksichtigt werden. Das Modellgebiet wird im Kapitel 3.1 hinsichtlich der geohydrologischen und der hydrologischen Verhältnisse beschrieben. Weiterhin wird ausgeführt, welche Grundwasserentnahmen und Tagebauaktivitäten für den Grundwasserhaushalt relevant sind und in die Modellbetrachtung Eingang finden. Ein besonderer Fokus wurde dabei auf Änderungen gelegt, die sich gegenüber Vorgängermodellen im Untersuchungsraum ergeben haben. Erwähnt seien hier besonders die geänderten Tagebauführungen, reduzierte Abbaufelder und Seegeometrien und -bathymetrien und darauf basierend Grundwasserentnahmen während des Tagebaubetriebes und der Seebefüllung.

Der für die Simulationen verwendete Programmcode GWDREI weist einige Spezifika auf, die die bergbaulichen Besonderheiten bei der Berechnung der nichtstationären gesättigten Strömung ermöglichen. Im Kapitel 3 wird erläutert, wie die Berechnung im Allgemeinen erfolgt und wie die bergbauspezifischen Funktionen Anwendung finden. Weiterhin wird auf die Möglichkeiten der Software eingegangen, Transportprozesse zu simulieren.

Der Berechnungsalgorithmus des Wanderpunktverfahrens, die Parametrisierung und die Ergebnisse der Prognosesimulation werden im Kapitel 4 erläutert. Ein wesentliches Augenmerk liegt auf der Dynamik der Sulfatmobilisierung aus den pyrithaltigen Kippenmaterialien, welche durch den Grundwasserwiederanstieg erfolgt. Es ergeben sich die durch den Kippenaustrag bedingten Auswirkungen auf die Grundwasserleiter, die in Form von leiterspezifischen Sulfatkonzentrationsverteilungen zu den Betrachtungszeitpunkten 2030, 2070, 2100, 2200, 2300 und 2400 visualisiert und beschrieben werden. Zusammenfassend ist

festzuhalten, dass die Hangendgrundwasserleiter ausgehend von der Innenkippe Hambach und der Außenkippe Sophienhöhe einen relevanten Sulfateintrag erfahren, der künftig, der prägenden Strömungsrichtung zur Erftaue folgend, eine flächige Sulfatfahne zwischen der Kippe Hambach und der Erftaue generiert. Dort ergibt sich eine Vermischung mit den Kippensulfatausträgen aus den Altkippen. Die Liegendleiter erfahren relevante Sulfateinträge fast ausschließlich aus den Altkippen. Diese machen sich der zum Rhein gerichteten Hauptströmungsrichtung folgend auch auf der Kölner Scholle bemerkbar. Von den Altkippen ausgehend ist zudem ein Sulfataustrag in das Obere Stockwerk der Kölner Scholle bei vergleichsweise niedrigen Sulfatkonzentrationen prognostiziert. Grundsätzlich zeigen sich am Rand der Kippenkörper zum letzten Betrachtungszeitpunkt 2400 zurückgehende Sulfatkonzentrationen, da das Sulfatinventar bis dahin weitgehend mobilisiert ist. Eine spätere Verschlechterung der Situation an den Schutzgütern, im Vergleich zu den betrachtenden Zeitpunkten, ist demnach nicht zu erwarten. Für das obere Grundwasserstockwerk werden ergänzend zur Beurteilung der Auswirkung auf grundwasserabhängige Biotope die Sulfatkonzentrationen in Bereichen mit geringem Flurabstand dargestellt.

Das vorliegende Modell beschreibt die komplexen Sulfataustragungsprozesse aus den Abraumkippen im Modellgebiet und somit auch im Untersuchungsraum des Planfeststellungsverfahrens für die Herstellung des Tagebausees Hambach mit einer entsprechend hohen Genauigkeit, sodass es ein verlässliches Instrument zur Entscheidungsfindung und Lieferung von Eingangsdaten für weiterführende Gutachten darstellt.

6. Tabellenverzeichnis

Tabelle 1 Grundlagen der Parametrisierung des Sulfatinventars: Die rechte Spalte zeigt die im Modell verwendeten spezifischen Sulfatinventare 20

7. Anlagenverzeichnis

Anlage_B-TMS-1	Übersichtsplan_Quellbereiche.pdf
Anlage_B-TMS-2_1	Sulfatkonzentration_2030_OSTW.pdf
Anlage_B-TMS-2_2	Sulfatkonzentration_2030_Hor9B.pdf
Anlage_B-TMS-2_3	Sulfatkonzentration_2030_Hor8.pdf
Anlage_B-TMS-2_4	Sulfatkonzentration_2030_Hor7.pdf
Anlage_B-TMS-2_5	Sulfatkonzentration_2030_Hor6D.pdf
Anlage_B-TMS-2_6	Sulfatkonzentration_2030_Hor6B.pdf
Anlage_B-TMS-2_7	Sulfatkonzentration_2030_Hor2-5.pdf
Anlage_B-TMS-2_8	Sulfatkonzentration_2030_Hor01-09.pdf
Anlage_B-TMS-3_1	Sulfatkonzentration_2070_OSTW.pdf
Anlage_B-TMS-3_2	Sulfatkonzentration_2070_Hor9B.pdf
Anlage_B-TMS-3_3	Sulfatkonzentration_2070_Hor8.pdf
Anlage_B-TMS-3_4	Sulfatkonzentration_2070_Hor7.pdf
Anlage_B-TMS-3_5	Sulfatkonzentration_2070_Hor6D.pdf
Anlage_B-TMS-3_6	Sulfatkonzentration_2070_Hor6B.pdf
Anlage_B-TMS-3_7	Sulfatkonzentration_2070_Hor2-5.pdf
Anlage_B-TMS-3_8	Sulfatkonzentration_2070_Hor01-09.pdf
Anlage_B-TMS-4_1	Sulfatkonzentration_2100_OSTW.pdf
Anlage_B-TMS-4_2	Sulfatkonzentration_2100_Hor9B.pdf
Anlage_B-TMS-4_3	Sulfatkonzentration_2100_Hor8.pdf
Anlage_B-TMS-4_4	Sulfatkonzentration_2100_Hor7.pdf
Anlage_B-TMS-4_5	Sulfatkonzentration_2100_Hor6D.pdf
Anlage_B-TMS-4_6	Sulfatkonzentration_2100_Hor6B.pdf
Anlage_B-TMS-4_7	Sulfatkonzentration_2100_Hor2-5.pdf
Anlage_B-TMS-4_8	Sulfatkonzentration_2100_Hor01-09.pdf
Anlage_B-TMS-5_1	Sulfatkonzentration_2200_OSTW.pdf
Anlage_B-TMS-5_2	Sulfatkonzentration_2200_Hor9B.pdf
Anlage_B-TMS-5_3	Sulfatkonzentration_2200_Hor8.pdf
Anlage_B-TMS-5_4	Sulfatkonzentration_2200_Hor7.pdf
Anlage_B-TMS-5_5	Sulfatkonzentration_2200_Hor6D.pdf

Anlage_B-TMS-5_6 Sulfatkonzentration_2200_Hor6B.pdf

Anlage_B-TMS-5_7 Sulfatkonzentration_2200_Hor2-5.pdf

Anlage_B-TMS-5_8 Sulfatkonzentration_2200_Hor01-09.pdf

Anlage_B-TMS-6_1 Sulfatkonzentration_2300_OSTW.pdf

Anlage_B-TMS-6_2 Sulfatkonzentration_2300_Hor9B.pdf

Anlage_B-TMS-6_3 Sulfatkonzentration_2300_Hor8.pdf

Anlage_B-TMS-6_4 Sulfatkonzentration_2300_Hor7.pdf

Anlage_B-TMS-6_5 Sulfatkonzentration_2300_Hor6D.pdf

Anlage_B-TMS-6_6 Sulfatkonzentration_2300_Hor6B.pdf

Anlage_B-TMS-6_7 Sulfatkonzentration_2300_Hor2-5.pdf

Anlage_B-TMS-6_8 Sulfatkonzentration_2300_Hor01-09.pdf

Anlage_B-TMS-7_1 Sulfatkonzentration_2400_OSTW.pdf

Anlage_B-TMS-7_2 Sulfatkonzentration_2400_Hor9B.pdf

Anlage_B-TMS-7_3 Sulfatkonzentration_2400_Hor8.pdf

Anlage_B-TMS-7_4 Sulfatkonzentration_2400_Hor7.pdf

Anlage_B-TMS-7_5 Sulfatkonzentration_2400_Hor6D.pdf

Anlage_B-TMS-7_6 Sulfatkonzentration_2400_Hor6B.pdf

Anlage_B-TMS-7_7 Sulfatkonzentration_2400_Hor2-5.pdf

Anlage_B-TMS-7_8 Sulfatkonzentration_2400_Hor01-09.pdf

Anlage_B-TMS-8_1 Sulfatkonzentration_2030_Bereiche_mit_Flurabstand_kleiner_5m.pdf

Anlage_B-TMS-8_2 Sulfatkonzentration_2070_Bereiche_mit_Flurabstand_kleiner_5m.pdf

Anlage_B-TMS-8_3 Sulfatkonzentration_2100_Bereiche_mit_Flurabstand_kleiner_5m.pdf

Anlage_B-TMS-8_4 Sulfatkonzentration_2200_Bereiche_mit_Flurabstand_kleiner_5m.pdf

Anlage_B-TMS-8_5 Sulfatkonzentration_2400_Bereiche_mit_Flurabstand_kleiner_5m.pdf

8. Literaturverzeichnis

Erftverband, Bezirksregierung Düsseldorf, Bezirksregierung Köln, Forschungszentrum Jülich GmbH, Geologischer Dienst NRW; LANUV NRW, RWE Power AG (2012): Flächendifferenzierte Ermittlung der Grundwasserneubildung im Rheinischen Braunkohlenrevier, Abschlussbericht der AG Grundwasserneubildung.

Holzbecher, E. (1996): Modellierung dynamischer Prozesse in der Hydrologie. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.

Kinzelbach, W. (1992): Numerische Methoden zur Modellierung des Transports von Schadstoffen im Grundwasser. Schriftenreihe gwf Wasser – Abwasser, Band 21. Oldenbourg Verlag München Wien

Kunkel, R., Wendland, F. (2002): The GROWA98 Model for Water Balance Analysis in Large River Basins – the River Elbe Case Study. J. Hydrol., 259, 152–162.

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV) (2022): Ermittlung von Gebieten mit potenziellen Geländevernässungen im Rheinischen Braunkohlenrevier in der Nachbergbauphase - Projekt Flurabstandsprognose – (Entwurf des Abschlussberichts). Recklinghausen.

Landesbetrieb Information und Technik Nordrhein-Westfalen (2016): Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserentsorgung in NRW – Teil 1: Wasserversorgung, Artikel-Nr.: Q109 201651

Landesbetrieb Information und Technik Nordrhein-Westfalen (2019): NRW (ge)zählt: Vorausberechnung der Bevölkerung in den kreisfreien Städten und Kreisen Nordrhein-Westfalens 2018 bis 2040/60, Artikel-Nr.: Z249 201954

Luckner, L. und Schestakow, W. (1975): Migrationsprozesse im Boden- und Grundwasserbereich. VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie. Leipzig.

Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV) (Hrsg.) (2017): Monitoring Garzweiler II – Jahresbericht 2016. Bearbeitung durch Entscheidungsgruppe Monitoring Garzweiler II und ahu AG. Düsseldorf / Köln.

Rüde, T.R., Demmel, T., Fahrenbach, F. (2025): Gutachterliche Prognose über die zukünftig zu erwartende Grundwassergüte im Abstrombereich der Kippe Hambach

RWE Power AG (2000): Bericht über die Auswirkungen der Grundwasserabsenkung durch die Entwässerungsmaßnahmen des Braunkohlebergbaus, Bericht 1: Revierbericht, Stand 2015, Wasserwirtschaftliche Planung und Genehmigungen.

RWE Power AG (2013): Grundwassermodell für das Rheinische Braunkohlenrevier, Bericht 5.5, Fortschreibung der Grundwassermodelle, Stand 2012, Wasserwirtschaftliche Planung und Genehmigungen.

RWE Power AG (2016): Bericht über die Auswirkungen der Grundwasserabsenkung durch die Entwässerungsmaßnahmen des Braunkohlebergbaus, Bericht 1: Revierbericht, Stand 2015, Wasserwirtschaftliche Planung und Genehmigungen.

RWE Power AG (2019): Antrag auf Erteilung der wasserrechtlichen Erlaubnis zur Fortsetzung der Entnahme und Ableitung von Grundwasser für die Entwässerung des Tagebaus Hambach im Zeitraum 2020 – 2030, Anlage G: Grundwassermodell, Stand 10/2015.

Schrey, H. P. (1993): Simulation des Bodenwasserhaushaltes auf der Grundlage der digitalen Bodenkarte 1:50.000 in NRW. In: Grundwasserneubildung aus Niederschlag, LfU-Schriften, Reihe Grundwasserüberwachungsprogramm, Landesanstalt für Umweltschutz (LfU) Baden-Württemberg, Abt. IV – Wasser, Karlsruhe.

Schroeder, M., Wyrwich, D. (1990): Eine in Nordrhein-Westfalen angewendete Methode zur flächendifferenzierten Ermittlung der Grundwasserneubildung.- DGM, 34 (1/2): 12-16.