RWE

Tagebausee Hambach

Antrag auf Planfeststellung nach § 68 Abs. 1 WHG

Anlage A-BIO

Prognose grundwasserabhängiger Auswirkungen auf Biotope

BCE
BJÖRNSEN BERATENDE INGENIEURE

Björnsen Beratende Ingenieure GmbH
Standort Köln
Brügelmannstraße 3, 50679 Köln
Telefon +49 221 689308-0, bce-koeln@bjoernsen.de
August 2026, wirfse/DiJu, 2021310.21

Inhaltsverzeichnis

1	**Einleitung**	**1**
2	**Terrestrische Biotope**	**6**
2.1	Grundwasserabsenkungen	6
2.1.1	Methodische Grundlagen	6
2.1.2	Ermittlung der potenziellen Betroffenheit und Beeinträchtigung	12
2.1.3	Potenzielle Beeinträchtigung durch Grundwasserabsenkungen (Einzelfallprüfung)	24
2.2	Grundwasseraufhöhungen	25
2.2.1	Methodische Grundlagen	25
2.2.2	Ermittlung der potenziellen Betroffenheit und Beeinträchtigung	33
2.2.3	Potenzielle Beeinträchtigung durch Vernässung (Einzelfallprüfung)	41
2.3	Stoffeintrag (Kippeninhaltsstoffe)	46
2.3.1	Methodische Grundlagen	46
2.3.2	Ermittlung der potenziellen Betroffenheit und Beeinträchtigung	49
2.3.3	Potenzielle Beeinträchtigung durch Stoffeintrag (Einzelfallprüfung)	50
2.4	Stoffeintrag (Rheinwasserinfiltration)	50
3	**Aquatische Biotope**	**52**
3.1	Grundwasserabsenkungen	52
3.1.1	Methodische Grundlagen und Auswahl potenziell betroffener Gewässer	52
3.1.2	Potenzielle Beeinträchtigung durch Grundwasserentzug (Einzelfallprüfung)	56
3.2	Grundwasseraufhöhungen	66
3.2.1	Methodische Grundlagen und Auswahl potenziell betroffener Gewässer	66
3.2.2	Potenzielle Beeinträchtigung durch dauerhaften Grundwasserentzug (Einzelfallprüfung)	70
3.3	Stoffeintrag (Kippeninhaltsstoffe)	76
3.3.1	Methodische Grundlagen und Auswahl potenziell betroffener Gewässer	76
3.3.2	Potenzielle Beeinträchtigung durch Stoffeinträge aus der Kippe (Einzelfallprüfung)	81
3.4	Stoffeintrag (Rheinwasserinfiltration)	101
3.4.1	Methodische Grundlagen und Auswahl potenziell betroffener Gewässer	101
3.4.2	Potenzielle Beeinträchtigungen durch Stoffeinträge aus dem Rhein (Einzelfallprüfung)	104

4 Feuchtgebiete 105

5 Zusammenfassung 109

A**bbildungsverzeichnis**

Abbildung 1 Absenkungsbereich 2070 zu 2030 im Untersuchungsraum „Grundwasser“ mit Teilbereichen für die Auswirkungsprognose zu terrestrischen Biotopen 8
Abbildung 2 Vorgehensweise zur Prognose grundwasserabhängiger Auswirkungen auf terrestrische Biotope infolge von Absenkungen des Grundwasserspiegels 10
Abbildung 3 Aufhöhungsbereich 2200 zu 2030 mit Relevanz für die Auswirkungsprognose zu terrestrischen Biotopen (Flurabstand 2200 ≤ 2 m, Flurabstand-Differenz 2200 zu 2030 ≥ 0,1 m) 27
Abbildung 4 Hydraulisch entkoppelter Bereich im Oberen Grundwasserstockwerk östlich der Ville 28
Abbildung 5 Vorgehensweise zur Prognose grundwasserabhängiger Auswirkungen auf terrestrische Biotope infolge von Aufhöhungen des Grundwasserspiegels 30
Abbildung 6 Räumliche Verteilung der Bewertung der potenziellen Veränderung der Biotoptypen infolge der prognostizierten Aufhöhungen im Hinblick auf die naturschutzfachliche Bedeutung 39
Abbildung 7 Übersicht zur Lage der potenziell betroffenen Flächen (Kategorien 3, 4) des KlfL-Biotoptyps „Trockenes Offenland “ (Trockene Heide, Silikattrockenrasen) innerhalb des Aufhöhungsbereichs südlich des Tagebaus Hambach sowie südlich des Peringsmaares) 41
Abbildung 8 Silikattrockenrasen südlich des Tagebaus Hambach und der Kiesgrube Buir mit potenziell negativer Veränderung (braune Fläche) im Zuge von Aufhöhungen ≥ 0,1 m 2200 zu 2030 (Übersicht) 42
Abbildung 9 Prognostizierte Aufhöhungen an der Abbaukante am Tagebau Hambach mit potenzieller Bedeutung für bestehenden Silikattrockenrasen 43
Abbildung 10 Prognostizierte Aufhöhungen in der Kiesgrube Buir mit potenzieller Bedeutung für bestehenden Silikattrockenrasen 44
Abbildung 11 Silikattrockenrasen südlich des Peringsmaares mit potenziell negativer Veränderung (braune Fläche) im Zuge von Aufhöhungen ≥ 0,1 m 2200 zu 2030 (Übersicht) 45
Abbildung 12 Modellierte Aufhöhungen südlich des Peringmaares mit potenzieller Bedeutung für trockene Heiden/Silikattrockenrasen 46
Abbildung 13 Kippenabstrom im Umfeld des Tagebaus Hambach: Maximale Sulfatkonzentrationen im Oberen Grundwasserstockwerk (gem. Anlage A-TMS) sowie Pfadlinien und Abstrombereiche (I bis IX) der reaktiven Stofftransportmodellierung (aus Anlage A-KIP) 47
Abbildung 14 Lage der betrachtungsrelevanten Gewässer im Absenkungsbereich 2070 zu 2030 (Flurabstand 2030 ≤ 2 m, Flurabstand-Differenz 2070 zu 2030 ≥ 0,1 m) (Übersicht) 53

Abbildung 15	Lage des potenziell beeinträchtigen Abschnitts des Baaler Bachs (28256)	56
Abbildung 16	Lage des potenziell beeinträchtigen Abschnitts des Dickopsbachs (27314)	58
Abbildung 17	Lage des potenziell beeinträchtigen Abschnitts der Erft (274_53485)	59
Abbildung 18	Lage des potenziell beeinträchtigen Abschnitts des Ersdorfer Bachs (274232)	61
Abbildung 19	Lage des potenziell beeinträchtigen Abschnitts des Rotbachs (2744_7419)	62
Abbildung 20	Lage des potenziell beeinträchtigen Abschnitts des Villegrabens 1 (2745422)	63
Abbildung 21	Lage der potenziell beeinträchtigen Fläche des Concordiasees (80003274542)	64
Abbildung 22	Lage der potenziell beeinträchtigen Fläche des Kiesweihers bei Buschhoven (800012719811)	65
Abbildung 23	Lage der potenziell beeinträchtigen Fläche des unbenannten Stillgewässers (Biotoptypenkartierung)	66
Abbildung 24	Gewässer mit nachgewiesenem oder prognostiziertem bergbaubedingten Grundwasserentzug	69
Abbildung 25	Oberirdische Gewässer im potenziellen Befrachtungsbereich des Kippenabstroms westlich der Erft (nach Anlage A-KIP)	78
Abbildung 26	Gewässer in Bereichen mit Flurabständen ≤ 2 m und Bereichen mit Sulfatkonzentrationen > 200 mg/l im Grundwasser im Zeitraum 2030 – 2400 auf Grundlage der konservativen Sulfattransportmodellierung (RWE Power AG, Anlage A-TMS) (Beschriftung für ausgewählte Gewässer)	80
Abbildung 27	Grundwasserflurabstände am Finkelbach zwischen Ober- und Niederembt im stationären Endzustand (2200)	84
Abbildung 28	Verhältnis von in- und exfiltrierenden Bedingungen entlang der Erft im potenziellen Kippenabstrom (2200)	89
Abbildung 29	Hydraulisch entkoppelter Bereich im Oberen Grundwasserstockwerk östlich des „Kierberger Sprungs“	92
Abbildung 30	Sulfatkonzentrationen im Ausgangszustand > 200 mg/l, Trend abnehmend, keine Aufhöhungen	94
Abbildung 31	Prognostizierte Entwicklung der Sulfatkonzentrationen im Bereich des Boisdorfer Sees (bezogen auf die obersten 2 m im Oberen Grundwasserstockwerk)	96
Abbildung 32	Gewässernetz im Bereich der ehemaligen Grube „Vereinigte Ville“	97
Abbildung 33	Oberflächennahe Entwicklung der Sulfatkonzentrationen in bzw. an der Rekultivierung Fortuna-Garsdorf im Bereich des Peringsmaares	99
Abbildung 34	Maximale Flusswasseranteile in der Erft-Niederung, beschränkt auf Bereiche an Gewässern mit Flurabständen ≤ 2 m im stationären Endzustand (2200)	103
Abbildung 35	Lage der Stützungsmaßnahmen im Norf-System, Aufhöhungsbereich und resultierende Flurabstände im stationären Endzustand (2200)	106
Abbildung 36	Lage des schollenübergreifenden Feuchtgebiets „Scherresbruch“ und der Stützungsmaßnahmen, Aufhöhungsbereich und resultierende Flurabstände im stationären Endzustand (2200)	108

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1	Vorhabenbezogene Grundlagen zur Quantifizierung von Grundwasserhaushalt und -beschaffenheit	3
Tabelle 2	Verwendete Datengrundlagen zur Bestandsbeschreibung der Biotoptypen im Absenkungsbereich (Prüfschritt 1a)	9
Tabelle 3	Kategorisierung der potenziellen Betroffenheit und einer damit potenziell einhergehenden Beeinträchtigung von Biotopen infolge von Absenkungen des Grundwasserspiegels (Prüfschritt 1a)	11
Tabelle 4	Gesamtbestand der Biotope in den prognostizierten Absenkungsbereichen 2070 zu 2030 mit Aufschlüsselung der Teilbereiche	16
Tabelle 5	Ausschluss von potenziellen Betroffenheiten und einer damit einhergehenden möglichen Beeinträchtigung der KlfL- Biotope (Fläche [ha]) aller Teilbereiche gegenüber Absenkungen nach standardisierten, amplitudenbezogenen Kriterien (Prüfschritt 1a) (ohne Darstellung der potenziell betroffenen Biotope – Kategorie 3, Gesamtfläche rd. 14,4 ha)	18
Tabelle 6	Überprüfung der nach standardisierten, amplitudenbezogenen Kriterien potenziell betroffenen Biotope aufgrund der biotoptypischen Empfindlichkeit und Qualität einschließlich weiterer räumlicher und fachlicher Kriterien (Prüfschritt 1b)	19
Tabelle 7	Verwendete Datengrundlagen zur Bestandsbeschreibung der Biotoptypen in den Aufhöhungsbereichen	28
Tabelle 8	Erste Kategorisierung der potenziellen Betroffenheit und einer damit potenziell einhergehenden Beeinträchtigung von Biotoptypen infolge von Aufhöhungen des Grundwasserspiegels	30
Tabelle 9	Ökologische Bewertung der potenziellen Veränderung von Biotoptypen infolge von Aufhöhungen des Grundwasserspiegels	32
Tabelle 10	Biotoptypen (gruppiert) im Aufhöhungsbereich	33
Tabelle 11	Ergebnisse des 1. Prüfschrittes (Prüfschritt 1a): Ausschluss der Betroffenheit der Biotoptypen (Fläche [ha], gerundet) im Aufhöhungsbereich gemäß der biotopspezifischen Empfindlichkeit gegenüber Aufhöhungen nach Anlage A-BIO-2	34
Tabelle 12	Bewertung der potenziellen Veränderung der Biotoptypen infolge der prognostizierten Aufhöhungen im Hinblick auf die naturschutzfachliche Bedeutung (Prüfschritt 1b nach Anlage A-BIO-1.2, vgl. Kartendarstellung in Anlage B-BIO-1.2.2)	38
Tabelle 13	Prognostizierte Grundwasserbeschaffenheit des OSTW im Kippenabstrom und im Unverritzten (Mittelwert) (Anlage A-TMS)	48
Tabelle 14	Gewässer mit nachgewiesenem oder prognostiziertem bergbaubedingten Grundwasserentzug	68
Tabelle 15	Angaben zum Wasserhaushalt der Oberflächenwasserkörper mit bestehendem, (teilweise) erheblichem Grundwasserentzug gemäß Hintergrundpapier Braunkohle)	70

Tabelle 16	Maximale Stoffkonzentration im Kippenabstrom (gemäß reaktiver Stofftransportmodellierung) mit Gegenüberstellung relevanter Beurteilungswerte (BW) (hervorgehoben: Konzentration oberhalb des Beurteilungswerts)	79
Tabelle 17	Prognostizierte Grundwassergüte für den Finkelbach und den Licher Bach mit potenziellem Grundwasserkontakt (2200, Flurabstand ≤ 2 m) im Kippenabstrom	84
Tabelle 18	Prognostizierte Grundwassergüte für die Erft mit potenziellem Grundwasserkontakt (2200, Flurabstand ≤ 2 m) im Kippenabstrom	88
Tabelle 19	Betrachtungsrelevante Parameter für das Schutzgut „Aquatische Biozönose“ (Grundwasserpfad)	101
Tabelle 20	Maximale Flusswasseranteile für betrachtungsrelevante Stoffe mit resultierender Konzentration im Grundwasserdargebot in Höhe des stoffspezifischen Beurteilungswertes zum Schutzgut „Aquatische Biozönose“ nach vereinfachter Mischungsrechnung	102
Tabelle 21	Ökowasserrechte zur Kompensation des sümpfungsbedingten Grundwasserentzugs im Norf-System	106
Tabelle 22	Zusammenfassung der ermittelten potenziellen Beeinträchtigungen	109

Anlagen

Reihe A: Hefte und Tabellen

A-BIO-1	Biotopspezifische Grenzflurabstände und Relevanz von Veränderungen des Grundwasserspiegels
A-BIO-2	Ökologische Bewertung von Aufhöhungen

Reihe B: Pläne und Karten		**Maßstab**
B-BIO-1	Terrestrische Biotope: Absenkungen (2030 – 2070)	1 : 10.000
B-BIO-1.1	Biotope und Flurabstände 2030 in Absenkungsbereichen	
B-BIO-1.2	Beeinträchtigungen von Biotopen durch Grundwasserentzug	
B-BIO-2	Terrestrische Biotope: Aufhöhungen (2030 – 2200)	1 : 10.000
B-BIO-2.1	Biotoptypen und Flurabstände in Aufhöhungsbereichen	
B-BIO-2.2	(Wieder-) Vernässung von Biotoptypen in Aufhöhungsbereichen	
B-BIO-2.3	Ökologische Bewertung der Aufhöhungen	

Literatur

[1] Ergebnisbericht Erft: Wasserrahmenrichtlinie in NRW – Bestandsaufnahme
Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Lande Nordrhein-Westfalen
2005

[2] Fachbeitrag Wasserrahmenrichtlinie – Gesamtheitliche Beurteilung der Vereinbarkeit des Vorhabens mit den Bewirtschaftungszielen für Oberflächen- und Grundwasserkörper
Änderung des Braunkohlenplans Hambach Teilplan 12/1 – Angaben zur Umweltprüfung Anlage 6
Björnsen Beratende Ingenieure, i. A. der RWE Power AG
Juli 2023

[3] Hintergrundpapier Braunkohle
Begründung für die Inanspruchnahme von Ausnahmen von den Bewirtschaftungszielen
Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz NRW
09.02.2022

[4] Flurabstandsprognose für das Rheinische Braunkohlenrevier – Ermittlung von Gebieten mit potenziellen Geländevernässungen in der Nachbergbauphase
Landesamt für Natur, Umwelt und Klima NRW (LANUK, ehemals LANUV)
LANUV-Fachbericht 146
Dezember 2023

[5] Entwicklung der Restseen im Rheinischen Braunkohlerevier
Forkel et al.
WasserWirtschaft – Technik – Forschung – Praxis, Sonderdruck 4/2017
2017

[6] Regionalplan Köln. Nichtenergetische Rohstoffe (Lockergesteine)
Bezirksregierung Köln
Juli 2025

[7] Braunkohlenplan Hambach für das geänderte Tagebauvorhaben aufgrund des Kohlestrom-beendigungsgesetzes
Bezirksregierung Köln
zugelassen durch das Ministerium für Wirtschaft, Industrie, Klimaschutz und Energie des Landes Nordrhein-Westfalen am 19.12.2024, In Kraft getreten am 06.01.2025 (GV. NRW Ausgange 2025 Nr. 2, S. 27 – 42)
Januar 2025

[8] Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. In ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. UTB für Wissenschaft Große Reihe, Bd. 8104)
Ellenberg, H. und Leuschner, C.
1996, 5. Auflage

[9] Änderung des Braunkohlenplans Teilplan 12/1 Tagebau Hambach. Inanspruchnahmefläche Angaben zur Umweltprüfung. Anlage 1: Fachbeitrag Natur und Landschaft
RWE Power AG, Bearbeitung: Froelich und Sporbeck – Umweltplanung und Beratung
2023

[10] Metal and metalloid toxicity in plants: An overview on molecular aspects
Angulo-Bejarano, P., Puente-Rivera, J. & Cruz-Ortega, R.
In: Plants (Basel, Switzerland) 10 (4). https://doi.org/10.3390/plants10040635
2021

[11] Heavy metal toxicity: cadmium permeates through calcium channels and disturbs the plant water status
Perfus-Barbeoch et al.
In: The Plant Journal: For Cell and Molecular Biology 32 (4), S. 539–548.
https://doi.org/10.1046/j.1365-313X.2002.01442.x
2018

[12] Drought-enhanced xylem sap sulfate closes stomata by affecting ALMT12 and guard cell ABA Synthesis
Malcheska et al.
In: Plant Physiology 174 (2), S. 798 – 814. https://doi.org/10.1104/pp.16.01784
2017

[13] Sulfate is incorporated into cysteine to trigger ABA production and stomatal closure
Batool et al.
In: The Plant Cell 30 (12), S. 2973–2987. https://doi.org/10.1105/tpc.18.00612
2018

[14] Heavy Metals in Soils – Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavalability
Alloway, B.
3. Ausgabe, Springer Verlag. ISBN: 978-9400744691
2013

[15] Nickel Toxicity and Tolerance in Plants
Helaoui et al..
In: Heavy Metal Toxicity and Tolerance in Plants: A Biological, Omics, and Genetic Engineering Approach, Wiley. 610 S.
doi: 10.1002/9781119906506.ch11
05.09.2023

[16] Transport and use of bicarbonate in plants: Current knowledge and challenges ahead
Poschenrieder et al.
In: International Journal of Molecular Sciences 19 (5), 1352.
https://doi.org/10.3390/ijms19051352
2018

[17] pH-Wert – Grundprogramm des NLWKN
Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz
URL: https://www.umwelt.niedersachsen.de/startseite/themen/wasser/grundwasser/grundwasserbericht_niedersachsen/grundwasserbeschaffenheit/guteparameter/grundprogramm_des_nlwkn/ph_wert/pH-Wert-137608.html
Letzte Abfrage: 24.01.2025

[18] Kalkdüngung
Fechner, Holger, Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen
https://www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/ackerbau/duengung/basisinfos/kalkung/kalkduengung.htm
Letzte Abfrage: 24.01.2025

[19] Heavy metal toxicity: cadmium permeates through calcium channels and disturbs the plant water status
Perfus-Barbeoch et al.
In: The Plant Journal: For Cell and Molecular Biology 32 (4), S. 539–548.
https://doi.org/10.1046/j.1365-313X.2002.01442.x
2018

[20] Wasserwirtschaftliche Folgen des Braunkohleausstiegs in der Lausitz
Umweltbundesamt (Hrsg.)
Bearbeitung: Dr. Uhlmann et al.
UBA-Texte 90/2023
2023

[21] Typspezifische Ableitung von Orientierungswerten für den Parameter Sulfat
Sächsisches Landesamt für Umwelt Landwirtschaft und Geologie (Auftraggeber)
Bearbeitung: Halle, M. & Müller, A.
Februar 2015

Karten, Informationssysteme, Datenbanken

[22] Elektronisches wasserwirtschaftliches Verbundsystem für die Wasserwirtschaftsverwaltung in NRW (ELWAS)
Landesamt für Natur, Umwelt und Klima NRW (LANUK, ehemals LANUV)
https://www.elwasweb.nrw.de/elwas-web/index.xhtml
Letzte Abfrage: 04/2026

[23] Landschaftsinformationssammlung NRW (@LINFOS)
Landesamt für Natur, Umwelt und Klima NRW (LANUK, ehemals LANUV)
https://linfos.naturschutzinformationen.nrw.de/atlinfos/de/start
Letzte Abfrage: 04/2026

[24] Aktuelle Messwerte und Hochwasserinformationen Erft
Erftverband
https://www.erftverband.de/mapserver/arcshp/flussgebiet/klima_abfluss/howis/html/pegel/Pegel_Bedburg_zr.html
Letzte Abfrage: 04/2026

[25] GEOportal.NRW
Landesbetrieb Information und Technik Nordrhein-Westfalen
https://www.geoportal.nrw/?wms=https://www.wms.nrw.de/gd/bk050&activetab=map
Letzte Abfrage: 04/2026

[26] TIM- online NRW - Geobasis.NRW
Bezirksregierung Köln
https://www.tim-online.nrw.de/tim-online2/.
Letzte Abfrage: 04/2026

[27] biomet – „user-friendly“ Biotic Ligand Model
European Copper Institute; Nickel Producers Environmental Research Association, Inc; International Zinc Association, International Lead Association
https://www.biomet.net

Planungs- und Geodaten

Die verwendeten Planungs- und Geodaten sind im Grundlagenverzeichnis (Anlage A-GVZ des Planfeststellungsantrags) zusammengestellt.

1 Einleitung

Für den Tagebau Hambach leitet sich gemäß des Stilllegungspfades des Kohleverstromungsbeendigungsgesetzes (KVBG) ein deutlich verminderter Braunkohlenbedarf ab, sodass die Braunkohlenförderung im Jahr 2029 endet. Der am 06.01.2025 vom Ministerium für Wirtschaft, Industrie, Klimaschutz und Energie des Landes Nordrhein-Westfalen genehmigte Braunkohlenplan „Braunkohlenplan Hambach für das geänderte Tagebauvorhaben aufgrund des Kohleverstromungsbeendigungsgesetzes“ (2025) sieht vor, mit der Befüllung des Tagebausees Hambach ab dem Jahr 2030 zu beginnen und diese möglichst bis zum Jahr 2070 abzuschließen. Der Tagebausee Hambach ist ein wichtiger Baustein bei der finalen Wiedernutzbarmachung des Bergbaubetriebs und dient auch der Beschleunigung des natürlichen Wiederanstiegs des zu Bergbauzwecken abgesenkten Grundwasserspiegels.

Das zur Befüllung der Tagebaumulde benötigte Wasser wird dem Rhein bei Dormagen entnommen und über die bereits in Bau befindliche Rheinwassertransportleitung (RWTL) bis an den Tagebaurand geführt. Die Einleitung von bis zu 13,5 m³/s Rheinwasser in den Tagebausee erfolgt über ein nördlich von Elsdorf zu errichtendes Einleitbauwerk bestehend aus einer Kombination von erdverlegten Rohrleitungen und Kaskadengerinnen. Das Einleitbauwerk schließt unmittelbar an das Auslaufbauwerk der RWTL an. Dabei werden auch Wässer der nachlaufenden Sümpfung eingeleitet, mit der die laufende Grundwasserentnahme in reduziertem Umfang im Nahbereich des Tagebaus fortgeführt wird. Sie erzeugt einen hydraulischen Gradienten vom entstehenden See in das umliegende Gebirge, der während der Befüllung des Sees die Standsicherheit der Böschungen gewährleistet. Bei Erreichen des Zielwasserspiegels von +65 m NHN wird der Tagebausee eine Wasserfläche von rd. 3.530 ha und eine Tiefe von bis zu rd. 345 m aufweisen. Nach erfolgtem Grundwasserwiederanstieg unterstützt der Tagebausee durch den gewählten Zielwasserspiegel und zuströmendes Grundwasser die erforderlichen Niedrighaltungsmaßnahmen des Erftverbandes in der Erftniederung. Der Tagebausee wird über ein in einem separaten Planfeststellungsverfahren zu genehmigendes Ablaufgewässer mit Ableitung in Richtung Erft in den natürlichen Wasserhaushalt eingebunden.

Für die Umsetzung des Gesamtvorhabens „Tagebausee Hambach“ mit seinen Teilvorhaben

- Herstellung des Tagebausees sowie
- Einleitbauwerk

ist die Durchführung eines wasserrechtlichen Planfeststellungsverfahrens gemäß § 68 Abs. 1 WHG erforderlich. Eine ausführliche rechtliche Einordnung ist dem Erläuterungsbericht zu entnehmen.

Die Herstellung des Tagebausees Hambach schließt das Einleitbauwerk, Maßnahmen des Uferausbaus, die limnologische Entwicklung des Tagebausees sowie dessen Funktion in Natur und Landschaft einschließlich der Interaktion mit dem Grundwasser ein. Mit dem Einleitbauwerk werden das mittels der RWTL entnommene Wasser aus dem Rhein sowie eine Teilmenge der Wässer der nachlaufenden Sümpfung in die Seekubatur geführt. Die nachlaufende Sümpfung beinhaltet die zeitlich befristete Fortführung der Grundwasserentnahme und trägt zur Gewährleistung der Standsicherheit bei. Eine ausführliche technische Beschreibung ist dem Erläuterungsbericht zu entnehmen.

Im Rahmen des Planfeststellungsverfahrens wird eine Umweltverträglichkeitsprüfung durchgeführt. Der zugehörige UVP-Bericht (Anlage A-UVP) stellt mit der Wirkpfadanalyse die systematische, ganzheitliche Aufarbeitung der möglichen Umweltauswirkungen des Gesamtvorhabens bereit, die als einheitliche Grundlage für die einzelnen Auswirkungsprognosen nach den verschiedenen Umweltschutzzielen in den jeweiligen Antragsunterlagen dient.

Biotope besitzen nach einschlägigen fachrechtlichen Maßstäben Relevanz im Hinblick auf ihre **Funktion bzw. Ausprägung** als:

- Habitat für planungsrelevante Tierarten (§ 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG) und Berücksichtigung von Arten nach dem Umweltschadensgesetz (§ 19 Abs. 2 BNatSchG i. V. m. § 2 Nr. 1a) USchadG) sowie Standort für planungsrelevante Pflanzenarten (§ 44 Abs. 1 Nr. 4 BNatSchG) (u. a. Prüfung im Fachbeitrag Artenschutz, Anlage A-ASP),
- Geschützter Teil von Natur und Landschaft (§§ 23, 26, 28, 29, 30 BNatSchG), natürlicher Lebensraum i. S. des § 19 Abs. 3 BNatSchG i. V. m. § 2 Nr. 1a) USchadG sowie Bestandteil von Biotopverbundflächen i. S. des § 21 BNatSchG (Prüfung im UVP-Bericht, Anlage A-UVP),
- Lebensraumtyp als maßgebliche Bestandteile von FFH-Gebieten (§ 33 Abs. 1 BNatSchG) (Prüfung im Fachbeitrag Natura 2000, Anlage A-FFH),
- Abschnitt eines Wasserkörpers als Gegenstand der Bewirtschaftungsplanung i. S. der EG-Wasserrahmenrichtlinie (Prüfung im Fachbeitrag Wasserrahmenrichtlinie, Anlage A-WRL) sowie
- Bestandteil des Naturhaushalts (Naturgut „Pflanzen“ i. S. des § 7 Abs. 2 Nr. 2 BNatSchG) und somit Gegenstand des allgemeinen Natur- und Landschaftsschutzes einschließlich der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung (§§ 13 – 19 BNatSchG) (ggf. Prüfung im Rahmen einer Landschaftspflegerischen Begleitplanung).

Eine potenzielle Beeinflussung von Biotopen kann im Falle von Veränderungen des Grundwasserhaushalts und der Grundwasserbeschaffenheit im für die Biotope relevanten oberen Grundwasserstockwerk (OSTW) als Folge der folgenden **grundwasserbezogenen Wirkpfade** stattfinden (ausführliche Erläuterungen sind dem UVP-Bericht zu entnehmen):

- **Grundwasserabsenkungen**: Als Beitrag zur Gewährleistung standsicherer Böschungen während der Befüllung des Tagebausees wird die derzeitige Grundwasserentnahme befristet in sukzessive reduziertem Umfang fortgeführt („nachlaufende Sümpfung“) und kann grundsätzlich kleinräumig zu Absenkungen des Grundwasserspiegels führen. Das Sümpfungswasser, welches nicht für andere betriebliche Zwecke (bspw. Ökowasserversorgung, Ausgleichs- und Ersatzwasser) verwendet wird, wird dem Tagebausee zugeführt.

- **Grundwasseraufhöhungen**: Die sukzessive Einstellung der Sümpfung führt zum natürlichen Wiederansteigen des Grundwassers und einer Aufhöhung des Grundwasserspiegels gegenüber dem Ausgangszustand 2030;

- **Stoffeintrag (sog. Kippenabstrom)**: Der steigende Grundwasserspiegel führt zur Mobilisierung der in der Kippe enthaltenden Stoffe, die der Grundwasserströmung folgend ausgewaschen werden und sich im Untergrund diffus ausbreiten können;

- **Stoffeintrag (Rheinwasserinfiltration)**: Der Tagebausee wird zur Gewährleistung standsicherer Böschungen sowie zur Beschleunigung des natürlichen Grundwasseranstiegs überwiegend mit Rheinwasser befüllt, wobei die im Rheinwasser enthaltenen Inhaltsstoffe über den Tagebausee in das Grundwasser infiltrieren und sich der Grundwasserströmung folgend diffus ausbreiten können.

Die vorhabenbezogene **Quantifizierung** der wirkpfadspezifischen Grundwasserveränderungen basiert auf den in Tabelle 1 zusammengestellten Grundlagen (ausführliche Beschreibung in den jeweiligen Modellberichten und Fachgutachten als Anlagen des Planfeststellungsantrags). Die Grundwassermodelle basieren auf dem aktuellen, wissenschaftlich anerkannten Stand der Methodik zur Prognose der Grundwasserverhältnisse. Die Prognoseergebnisse sind grundsätzlich als hinreichend belastbar einzustufen. Über das Monitoring wird bereits heute in besonders sensiblen Bereichen sichergestellt, dass die tatsächlichen Auswirkungen in der Landschaft adäquat erfasst werden können. Sämtliche Prognosen des Grundwasserhaushalts basieren auf dem für die Umweltverträglichkeitsprüfung festgelegten Ausgangszustand im Jahr 2030.

Tabelle 1 Vorhabenbezogene Grundlagen zur Quantifizierung von Grundwasserhaushalt und -beschaffenheit

Wirkfaktor	**Grundlage der Quantifizierung**	**Parameter**
Grundwasserabsenkungen	– Grundwassermodell (Teil Strömung, RWE Power AG, Anlage A-GWM)	– Grundwasserspiegel 2030, 2070 – Grundwasserspiegeldifferenz 2070 zu 2030
Grundwasseraufhöhungen	– Grundwassermodell (Teil Strömung, RWE Power AG, Anlage A-GWM)	– Grundwasserspiegel 2030, 2200 – Grundwasserspiegeldifferenz 2200 zu 2030
Stoffeintrag (Kippeninhaltsstoffe)	– Reaktives Stofftransportmodell (RWTH, Anlage A-KIP), – Grundwassermodell (Teil Sulfat, Sulfattransportmodellierung (RWE Power AG, Anlage A-TMS)	– Sulfatfahne (Ausbreitung) – Konzentration (Kippeninhaltsstoffe)
Stoffeintrag (Rheinwasserinfiltration)	– Datenauswertung Rheinwasserqualität (Björnsen Beratende Ingenieure, Anlage A-RWI); Grundwassermodell (Teil Strömung, RWE Power AG, Anlage A-GWM)	– Konzentration betrachtungsrelevanter Stoffe im Rheinwasser – Rheinwasser-Anteile am Grundwasservolumen (OSTW)

Es handelt sich bei den potenziell grundwasserabhängigen Auswirkungen auf die Biotope um fachlich komplexe Prognosen mit großer räumlicher Ausdehnung vor dem Hintergrund einer Vielzahl einzelner fachrechtlicher Maßstäbe. Im Rahmen der vorliegenden Unterlage werden diese Prognosen **potenzieller grundwasserabhängiger Auswirkungen auf Biotope** gebündelt vollzogen. Anhand dieser Auswirkungsprognosen wird im Nachfolgenden ermittelt, ob und inwieweit durch das Vorhaben eine Beeinträchtigung der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts oder des Landschaftsbilds im Sinne der Eingriffsregelung des § 14 Abs. 1 BNatSchG oder eine schädliche Gewässerveränderung im Sinne des § 3 S. 1 Nr. 10 WHG ausgelöst wird.

Im Übrigen fließen die entwickelten Erkenntnisse grundwasserabhängiger Veränderungen in die Betrachtungen zum Artenschutz (Anlage A-ASP) und zur Wasserrahmenrichtlinie (Anlage A-WRL) als einheitliche und konsistente Grundlagen ein. Insoweit gibt es jeweils einen gesonderten Fachbeitrag, in dem diese Belange nach den dem jeweiligen Fachrecht entsprechenden eigenständigen Maßstäben bewertet werden. Darüber hinaus wurde zur Überprüfung der FFH-Verträglichkeit des Vorhabens eine gesonderte Unterlage (Anlage A-FFH) erstellt. Zusammenfassend werden im UVP-Bericht (Anlage A-UVP) sodann die fachgesetzlichen Prüfungen zu einer Bewertung der Umweltverträglichkeit zusammengeführt.

Die nachfolgend dokumentierte Auswirkungsprognose fokussiert auf mögliche grundwasserabhängige potenzielle Betroffenheiten und hieraus ggfs. resultierende Beeinträchtigungen i. S. d. § 14 Abs. 1 BNatSchG für Biotope durch Grundwasserabsenkungen, Grundwasseraufhöhungen sowie Stoffeintrag (Kippenabstrom, Rheinwasser) über den Grundwasserpfad. Hierbei ist festzuhalten, dass stoffliche Einträge nicht vom Eingriffsbegriff umfasst sind, da hiermit weder Veränderungen des Grundwasserspiegels noch der Gestalt oder Nutzung von Grundflächen einhergehen. Bei Stoffeinträgen in Gewässer kann es sich hingegen um schädliche Gewässerveränderungen nach § 3 S. 1 Nr. 10 WHG handeln, die umfänglich betrachtet werden (vereinfacht nachfolgend auch als „Beeinträchtigung“ bezeichnet). Inbegriffen sind dabei auch Fernwirkungen für aquatische Biotope (Gewässer), sofern sich der Grundwasserpfad auf die Vorflut auswirkt und sich oberflächig auf dem Fließweg ausbreitet (bspw. der oberirdische Transport von Stoffeinträgen flussabwärts). Auf wirkpfadspezifische Besonderheiten und Hintergründe wird in den nachfolgenden Kapiteln eingegangen. Die Prüfung im Hinblick auf das Erreichen konkreter Zielsetzungen an Biotope (bspw. günstiger Erhaltungszustand eines FFH-Lebensraumtyps, guter Zustand für Gewässer i. S. der Wasserrahmenrichtlinie) ist hingegen ausschließlich Gegenstand der jeweiligen fachrechtlichen Betrachtungen.

Die **Abgrenzung des Untersuchungsraums** richtet sich nach den tektonisch bedeutsamen geologischen Verwerfungen innerhalb der Niederrheinischen Bucht. Die Abgrenzung anhand der Schollengrenzen folgt dem hydrogeologischen Grundsatz, dass die Grundwasserstände aufgrund der weitgehenden hydrologischen Wirksamkeit der tektonisch bedeutsamen Verwerfungen durch Einflussfaktoren innerhalb der jeweiligen Schollengrenzen bestimmt werden, auch wenn es lokal hydraulische Verbindungen zwischen den Schollen gibt. So werden die Grundwasserstände der benachbarten Rur- und Venloer Scholle durch die Sümpfung für die Tagebaue Inden und Garzweiler überprägt. Der Untersuchungsraum „Grundwasser“ entspricht der räumlichen Ausdehnung, die für die Auswirkungsprognosen im Rahmen des Braunkohlenplanänderungsverfahrens Hambach sowie des Erlaubnisverfahrens zur Sümpfung im Zeitraum 2020 bis 2030 einbezogen wurde. Weiterführende Erläuterungen sind dem UVP-Bericht (Anlage A-UVP) zu entnehmen.

Die Prognosen werden grundsätzlich in einem **gestuften Verfahren** konsistent zu etablierten Ansätzen u. a. aus dem Braunkohlenplan Hambach (2025) durchgeführt. Insbesondere vor dem Hintergrund der Größe des Untersuchungsraums „Grundwasser“ (Erftscholle, linksrheinische Kölner Scholle (teilweise) einschließlich Teilbereich der Ville) wird auf diese Weise eine belastbare und nachvollziehbare Prognose etwaiger Betroffenheiten gewährleistet.

Der Prognoseansatz sieht zuerst die wirkpfadspezifische Abgrenzung des Untersuchungsumfangs nach fachlichen und räumlichen Belangen vor („**Methodische Grundlagen**"). In diesem Rahmen werden fachliche Grundlagen, verwendete Daten und wirkpfadspezifische Regelsätze für Veränderungen des Grundwasserhaushalts erläutert, die im zweiten Schritt als Grundlage zur **Ableitung potenziell betroffener Biotope** herangezogen werden. Im Rahmen dieser Ableitung wird für die Biotope zuerst wirkpfadspezifisch und regelbasiert geprüft, ob diese funktional in einem Zusammenhang zu den Grundwasserveränderungen stehen und sodann unter Hinzuziehen weiterer fachlicher und räumlicher Kriterien sowie Prüfungsmaßstäbe festgestellt, ob in Folge dieser Betroffenheit auch eine potenzielle Beeinträchtigung nach obenstehender Definition resultieren könnte. Im dritten Schritt werden ebendiese abgeleiteten, potenziell beeinträchtigten Biotope einer Detailprüfung unterzogen, in deren Rahmen biotopspezifische Eigenschaften und die lokalen Standortverhältnisse einbezogen werden („**Einzelfallprüfung**"). Weitergehende Erläuterungen zu den Regelsätzen, Datengrundlagen sowie spezifischen methodischen Ansätzen sind den wirkpfadspezifischen Ausführungen der nachfolgenden Kapitel zu entnehmen.

Methodisch bedingt wird nachfolgend zwischen **terrestrischen** (s. Kap. 2) und **aquatischen** Biotopen (s. Kap. 3) differenziert. Dies ist vorrangig durch räumlich-funktionale Belange der Prognose begründet. So erlaubt die genaue Kenntnis über die Bestandsverhältnisse der terrestrischen Biotope sowie die Intensität der Wirkfaktoren mit einer Auflösung von 10 x 10 m (Rastergröße des Grundwassermodells) eine unmittelbare und raumkonkrete, rasterscharfe Durchführung der Konfliktanalyse für terrestrische Biotope. Für aquatische Biotope sind indes die raumkonkreten, rasterscharfen Modelldaten nur bedingt aussagefähig. So sind in Stillgewässern die Grundwasserverhältnisse über die gesamte Wasserfläche zu betrachten, da sich grundwasserabhängige Veränderungen eines Modellrasters stets auf das Wasservolumen des gesamten Stillgewässers auswirken und nicht isoliert wirken. In Fließgewässern werden lokale Veränderungen der Grundwasserverhältnisse durch den Zufluss aus dem oberen Einzugsgebiet beeinflusst und tragen sich mit der Strömung flussabwärts fort. Rasterscharfe Modellwerte sind also stets in den räumlichen Kontext zu setzen. Einzelheiten sind den Prognosen im Kapitel 3 zu entnehmen.

Bei den Feuchtgebieten der sogenannten „Feuchtgebietskulisse", für die teilweise vorhabenimmanente Maßnahmen zur Stützung des (Grund-)Wasserspiegels ergriffen werden, um etwaigen Beeinträchtigungen durch die laufende Sümpfung entgegenzuwirken, handelt es sich i. d. R. um einen Komplex aus (semi-)terrestrischen und aquatischen Biotopen. In einem eigenständigen Abschnitt (s. Kapitel 4) wird für diese Feuchtgebiete dargelegt, dass die laufenden vorhabenimmanenten Stützungsmaßnahmen spätestens mit dem Abschluss des Grundwasserwiederanstiegs beendet werden können und sich wieder naturnahe, biotoptypische Flurabstände einstellen werden, sodass eine Aufrechterhaltung des Grundwasserentzugs als Betroffenheit im weiteren Sinne nicht zu besorgen ist.

Die Ergebnisse der Prognosen fließen in die einzelnen Umweltfachbeiträge nach den jeweiligen fachrechtlichen Maßstäben ein.

2 Terrestrische Biotope

2.1 Grundwasserabsenkungen

2.1.1 Methodische Grundlagen

Das Grundwasser kann die Standortverhältnisse für terrestrische Biotope in Abhängigkeit der Höhe des Grundwasserspiegels wesentlich bestimmen, indem bodenbildende Prozesse sowie wesentliche puffernde, regulierende und filternde Bodenfunktionen beeinflusst werden. So kann (zeitweise) hoch anstehendes oder kapillar aufsteigendes Grundwasser je nach Bodentyp und Bodenart die pflanzenverfügbare Wassermenge im Porenraum des Bodens deutlich beeinflussen und vor allem in niederschlagsarmen Zeiten stützen. Neben der Beeinflussung von Stoffumsetzungsprozessen werden dem Boden über das Grundwasser zudem die darin enthaltenen Stoffe zugeführt, die Einfluss auf die Bodenbeschaffenheit nehmen können. Pflanzen wiederum benötigen das über den Grundwasserspiegel ggf. beeinflusste, verfügbare Bodenwasser zur Aufrechterhaltung der Zellstruktur und als zentrales Transportmedium für den (Nähr-) Stofftransport innerhalb der Leitbündel. Dabei werden gleichzeitig die im Boden enthaltenen und ggf. über das Grundwasser bereitgestellten oder in ihrer Entstehung beeinflussten Stoffe aufgenommen. Pflanzen sind dabei aufgrund ihrer artspezifischen physiologischen Anpassungen in unterschiedlichem Maße an den Grundwassereinfluss angepasst bzw. von Grundwasserveränderungen betroffen. Die an der Oberfläche wachsenden Pflanzenarten und ihr Zustand können somit i. d. R. mittel- bis langfristig als Indikatoren für Veränderungen der mengenmäßigen und qualitativen Grundwasserverhältnisse herangezogen werden und die grundwasserabhängige Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts – bezogen auf terrestrische Biotope – abbilden.

Während der nachlaufenden Sümpfung, die befristet und ab Beginn der Seebefüllung in ihrer Menge rückläufig ist, kann es lokal zu Absenkungen des Grundwasserspiegels kommen, also einer Zunahme des Grundwasserflurabstands. Die Absenkungen sind durch hydraulische Gradienten zwischen dem Oberen Grundwasserstockwerk und tieferen Leitern begründet, infolgedessen oberflächennahes Grundwasser u. a. über hydraulische Fenster in die nach dem Ende des Tagebaubetriebs noch nicht vollständig wiederaufgefüllten tieferen Grundwasserleiter abfließen kann (vgl. Detailausführungen in Anlage A-GWM).

In Abhängigkeit von Bodenart und Bodentyp sowie Wasserbedarf der Pflanze wirken sich diese Absenkungen in unterschiedlichem Ausmaß auf die Biotope aus. Ein Grundwasserentzug kann Trockenstress auslösen und zu einer Nährstoffunterversorgung bis hin zum Absterben der Pflanze führen. Potenziell sind hierbei auf nasse Bedingungen angewiesene Arten sowie Pflanzen mit hohem Wasserbedarf – zumeist Bäume mit ausgeprägtem Blattwerk – besonders gefährdet. Mittel- bis langfristig können größere Flurabstände zu einer Abnahme von an Feuchte bzw. Nässe angepassten Arten zugunsten von Arten mit mesophilen bis trockenen Standortansprüchen führen, infolgedessen das ursprüngliche Biotop zurückweicht oder vollständig verloren gehen kann. Die möglichen Auswirkungen werden nach Erfordernis im Rahmen der einzelfallspezifischen Prognosen (s. Kap. 2.1.3) weitergehend ausgeführt.

Die Prognose grundwasserabhängiger Auswirkungen auf terrestrische Biotope beruht grundsätzlich auf dem Abgleich

a) der biotopspezifischen Empfindlichkeit gegenüber Absenkungen des Grundwasserspiegels und
b) der Ausdehnung und dem Ausmaß ebendieser Absenkungen.

Die **biotopspezifische Empfindlichkeit gegenüber Absenkungen** des Grundwasserspiegels ist im Rahmen bereits durchgeführter Verfahren im Zusammenhang mit den Tagebauen im Rheinischen Revier auf Ebene von Biotoptypen („KlfL-Biotop“) literaturbasiert ermittelt und in einem einheitlichen Katalog zusammengestellt worden (s. Anlage A-BIO-1). In diesem Katalog werden biotopspezifische und -typische Spannen der Flurabstände („Grenzflurabstände“) angegeben und für die Funktionsfähigkeit des Biotops irrelevante, maximale Flurabstandsänderungen („Spanne“) innerhalb des biotoptypischen Grundwasserschwankungsbereichs („Amplitude“) quantifiziert. Der Katalog gewährleistet die regelbasierte, handhabbare und nachvollziehbare Vorauswahl der im Nachgang weitergehend zu betrachtenden Biotope (ggf. bis auf Art-Ebene).

Ausdehnung und Ausmaß der Absenkungen des Grundwasserspiegels im Jahr 2070 (voraussichtliches Erreichen des Zielwasserspiegels im Tagebausee Hambach) gegenüber dem Jahr 2030 (Ausgangszustand) werden über das Grundwassermodell der RWE Power AG abgebildet (Auflösung: 10 x 10 m). Zunächst wird – losgelöst von der biotopspezifischen Empfindlichkeit und den prognostizierten Absenkungsbeträgen – angenommen, dass sich Absenkungen des Grundwasserspiegels von zumindest 0,1 m grundsätzlich auf Biotope in Bereichen auswirken könnten, sofern der Flurabstand im Ausgangszustand (2030) einen Wert von 5 m (Wälder, Gehölze) bzw. 3 m (bei Offenland) nicht überschreitet. Es handelt sich somit um grundsätzlich betrachtungsrelevante Absenkungen. Dementgegen liegen Änderungen des Flurabstands von < 0,1 m im Bereich natürlicher Schwankungen (z. B. Witterungsverlauf) und sind den vorhabenbedingten Absenkungen nicht hinreichend belastbar zuzuordnen. Ebenfalls gilt: Ein Flurabstand von 3 m bzw. 5 m markiert den größten unteren Grenzflurabstand, der für die Wurzeln der Biotope des Offenlandes bzw. für Wälder und Gehölze erreichbar ist, d. h. bei Flurabständen im Ausgangszustand (2030) > 3 bzw. > 5 m kann ein relevanter Grundwasserkontakt der Biotope und damit auch eine grundwasserabhängige Beeinträchtigung infolge (weiterer) Absenkungen offensichtlich ausgeschlossen werden.

Der in Konsequenz relevante Raumbezug („**Absenkungsbereich**“) für die Prognose grundwasserabhängiger Auswirkungen auf Biotope innerhalb des Untersuchungsraums „Grundwasser“ (Flurabstand 2030 ≤ 3 bzw. ≤ 5 m, Flurabstand-Differenz 2070 zu 2030 ≥ 0,1 m) ist nachfolgend in Abbildung 1 abgebildet. Absenkungen werden für folgende Teilbereiche prognostiziert:

- Tagebauumfeld (Teilbereich 1),
- Baal / Scherresbruch (Teilbereich 2),
- Tetz (Teilbereich 3),
- Rekultivierung Fortuna / Rather Schleife (Teilbereich 4),
- Rotbach, Erftmühlenbach und Kiesgruben nordöstlich Euskirchen (Teilbereich 5),
- Ersdorfer Bach bei Meckenheim (Teilbereich 6),
- Kiesweiher bei Buschhoven (Teilbereich 7),

- Ville (Teilbereich 8) und
- Südliche linksrheinische Kölner Scholle (Teilbereich 9).

Die Absenkungsbereiche konzentrieren sich vorwiegend im zentralen Teilbereich der Ville und der westlichen Grenze der Erftscholle (am Übergang zur Rurscholle). Insbesondere im Umfeld des Tagebaus Hambach treten kleinflächige Absenkungen auf. In der linksrheinischen Kölner Scholle werden Absenkungen lediglich vereinzelt prognostiziert. Dabei ergibt sich im östlichen Teil des sogenannten „Südreviers“ der Alttagebaue (hier: Teilbereich 9) die geohydraulische Besonderheit, dass das Obere Grundwasserstockwerk östlich der Schollengrenze der Ville (sogenannter „Kierberger Sprung“) weitgehend hydraulisch entkoppelt vom umliegenden Grundwasserspiegel ist, sodass Veränderungen des Grundwasserspiegels nicht auf die nachlaufende Sümpfung, sondern auf Dritte zurückzuführen sind und daher ausschließlich nachrichtlich dargestellt werden (s. hierzu Kap. 2.2.1, Abbildung 4). Insgesamt erstreckt sich der Absenkungsbereich innerhalb des Untersuchungsraums (einschließlich entkoppelter Bereich) über eine Gesamtfläche von rd. 250 ha. Die einzelnen Teilbereiche werden eingangs in Kapitel 2.1.2.1 beschrieben.

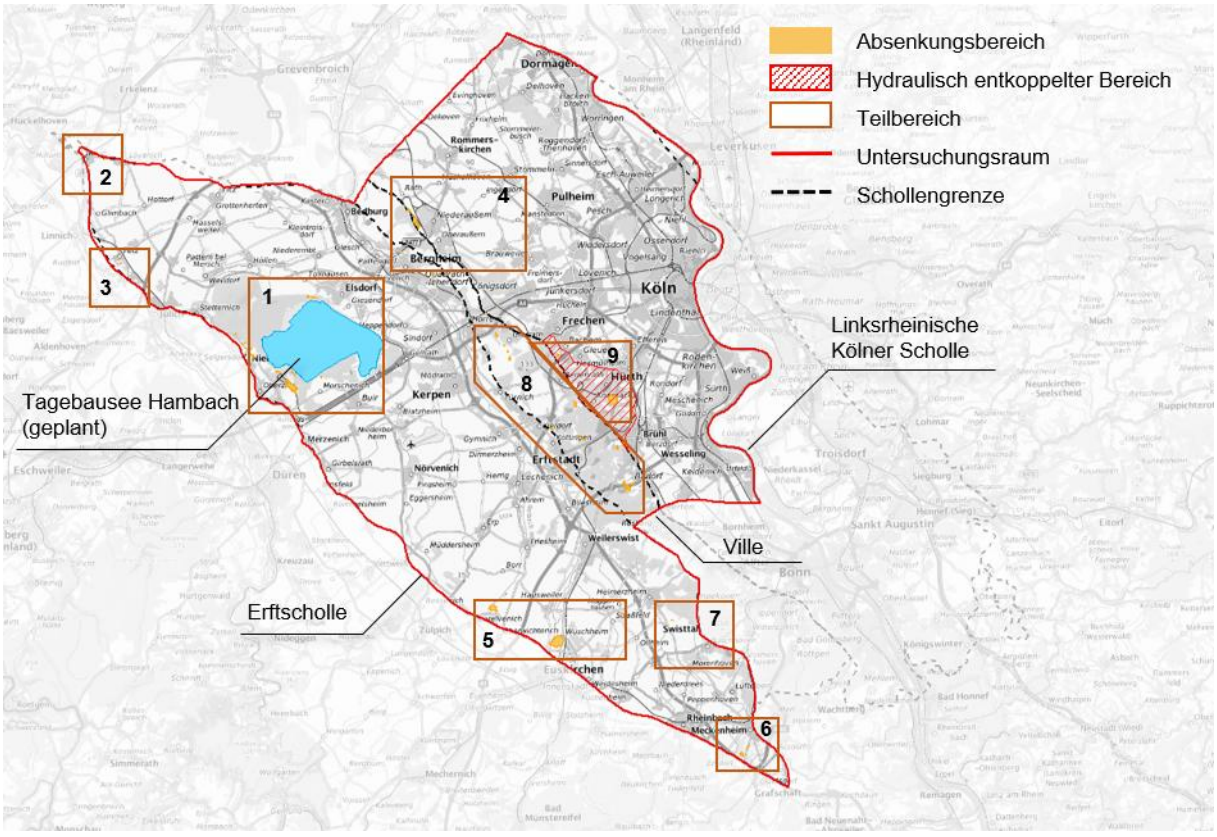


Abbildung 1 Absenkungsbereich 2070 zu 2030 im Untersuchungsraum „Grundwasser“ mit Teilbereichen für die Auswirkungsprognose zu terrestrischen Biotopen

Zur Ableitung der potenziellen grundwasserabhängigen Beeinträchtigung der Biotope sind in einem nächsten Schritt hinreichend detaillierte **Kenntnisse zum Biotopbestand** innerhalb des Absenkungsbereichs erforderlich. Informationen zum Biotoptypenbestand innerhalb des Absenkungsbereichs entstammen den nachfolgend zusammengestellten Datensätzen.

Tabelle 2 Verwendete Datengrundlagen zur Bestandsbeschreibung der Biotoptypen im Absenkungsbereich (Prüfschritt 1a)

Inhalt Datensatz	Stand	Quelle	Fläche (ha)
Biotoptypenkartierung (Feuchtgebiete)	02.11.2022	RWE Power AG	111,8
Biotoptypenkartierung (Rheinwassertransportleitung)	10.02.2023	Büro Froelich und Sporbeck	3,1
Biotoptypenkartierung (Sümpfungswasserrecht Garzweiler)	16.02.2024	Kölner Büro für Faunistik	1,4
Datensatz „Geschützte Biotope“	02.02.2023	LANUK	0,3
Datensatz „Lebensraumtypen“	17.04.2024	LANUK	1,4
Luftbildkartierung	10.02.2023	Büro Froelich und Sporbeck	35,8
ALKIS (Ville: 16.02.24)	09.02.2023	Geobasis.NRW	95,8

Die Prognose grundwasserabhängiger Auswirkungen auf terrestrische Biotope infolge von Absenkungen des Grundwasserspiegels beruht auf dem in Abbildung 2 skizzierten Vorgehen.

Die Prognose grundwasserabhängiger Auswirkungen auf terrestrische Biotope sieht für den Absenkungsbereich (Flurabstand 2030 ≤ 5 m) zuerst den **Ausschluss aller offensichtlich nicht-grundwasserabhängigen Biotope** vor, die gegenüber den Absenkungen nicht empfindlich sind und damit keinen absenkungsbedingten Betroffenheiten unterliegen können (**Prüfschritt 0**). Es handelt sich hierbei um wie folgt (vgl. Anlage A-BIO-1):

- Anthropogen stark überformte Flächen (gemäß Einstufung in Anlage A-BIO-1, u. a. Siedlungs- und Verkehrsflächen, Tagebau- und sonstige Betriebsflächen etc.),
- Offenland mit Flurabstand im Ausgangszustand > 3 m und
- Trockenes Offenland (nicht landwirtschaftlich genutzt), unabhängig vom Flurabstand.

Für die verbleibenden betrachtungsrelevanten Biotope werden folgende zwei **Prüfschritte** vollzogen:

- **Prüfschritt 1**: Ermittlung der potenziellen Betroffenheit und damit potenziell einhergehender Beeinträchtigung betrachtungsrelevanter Biotope infolge von Absenkungen mittels
  a) standardisierter, amplitudenbezogener Kriterien sowie
  b) biotoptypischer Empfindlichkeiten und Qualitäten (einschließlich weiterer räumlicher oder fachlicher Kriterien),
- **Prüfschritt 2**: Detaillierte Prognose der potenziell mit der Betroffenheit einhergehenden Beeinträchtigung unter Einbeziehung standörtlicher Verhältnisse (Einzelfallprüfung).

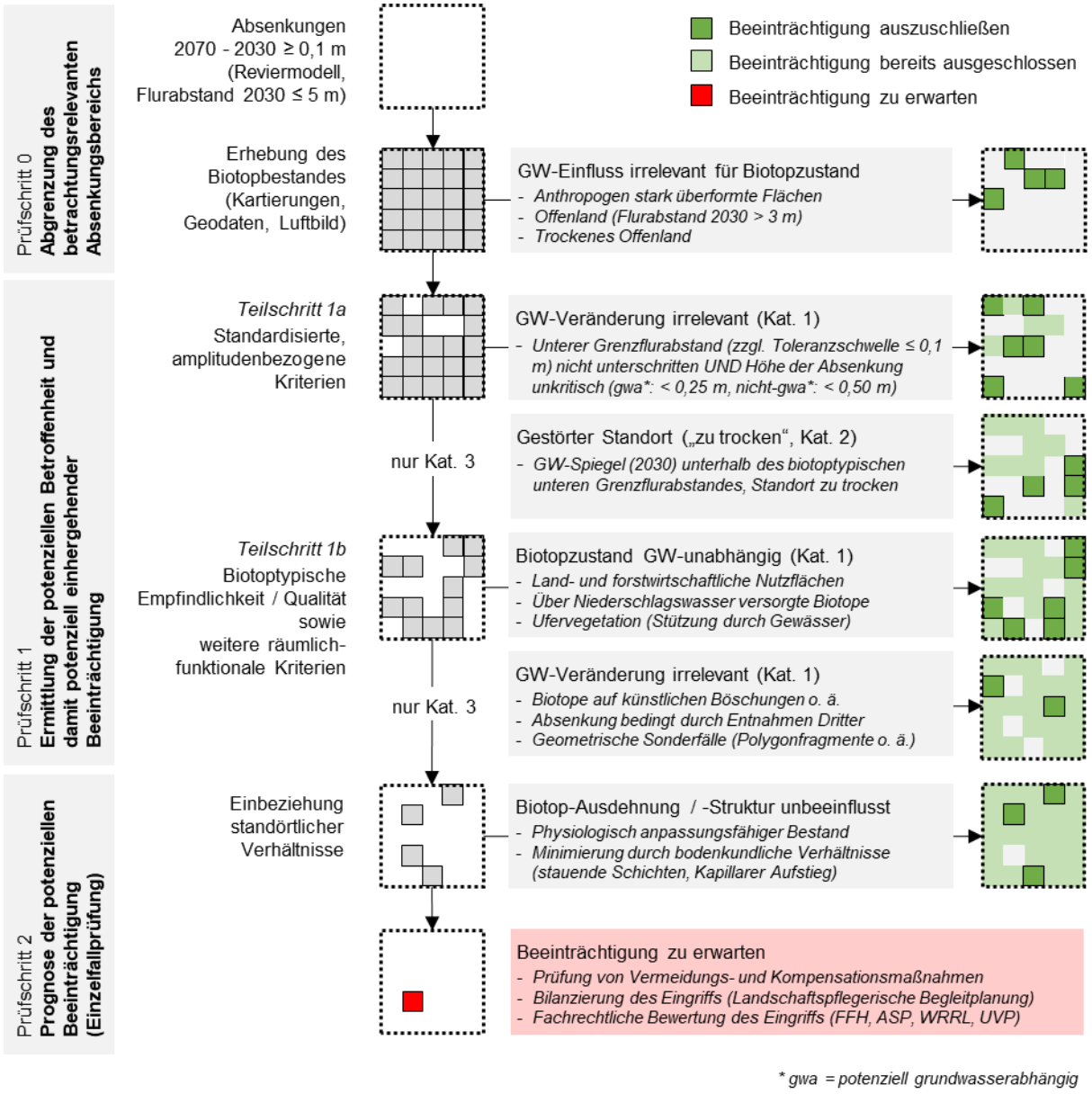


Abbildung 2 Vorgehensweise zur Prognose grundwasserabhängiger Auswirkungen auf terrestrische Biotope infolge von Absenkungen des Grundwasserspiegels

Zur **Ermittlung der potenziellen Betroffenheit und einer damit potenziell einhergehenden Beeinträchtigung** wird der Biotopbestand mit den Prognosen des Grundwassermodells verschnitten und anhand standardisierter, amplitudenbezogener Kriterien (Anlage A-BIO-1) entsprechend Tabelle 3 kategorisiert (Prüfschritt 1a).

Tabelle 3 Kategorisierung der potenziellen Betroffenheit und einer damit potenziell einhergehenden Beeinträchtigung von Biotopen infolge von Absenkungen des Grundwasserspiegels (Prüfschritt 1a)

Kat.	Beschreibung	Beschreibung
1	Betroffenheit ausgeschlossen (GW-Veränderung irrelevant)	Die Grundwasserstandsänderungen bewegen sich ausschließlich innerhalb der biotoptypischen Amplitude (zzgl. eines Toleranzbereichs von ≤ 0,1 m), wobei die Absenkungsbeträge eine kritische Höhe (grundwasserabhängige Biotope: 0,25 m, nicht grundwasserabhängige Biotope: 0,50 m) nicht überschreiten. In Bereichen mit einem Grundwasserspiegel oberhalb des oberen biotoptypischen Grenzflurabstands („zu nass“) führen die Absenkungen zu biotoptypischen Grundwasserverhältnissen, ohne dass der Grundwasserspiegel unter den unteren biotoptypischen Grenzflurabstand (zzgl. Toleranzbereich ≤ 0,1 m) fällt.
2	Betroffenheit bereits vorhanden, Beeinträchtigung jedoch ausgeschlossen (gestörter Standort)	Der Grundwasserspiegel liegt im Ausgangszustand (2030) bereits unterhalb des biotoptypischen unteren Grenzflurabstands, sodass der Standort im Ausgangszustand bereits gestört ist („zu trocken“).
3	Betroffenheit zu erwarten und Beeinträchtigung nicht auszuschließen / Einzelfallprüfung erforderlich	Der Grundwasserspiegel sinkt unter den unteren Grenzflurabstand des Biotoptyps (zzgl. Toleranzbereich ≤ 0,1 m) oder überschreitet den biotopspezifisch definierten, maximalen Absenkungsbetrag innerhalb der biotoptypischen Amplitude (grundwasserabhängige Biotope: 0,25 m, nicht grundwasserabhängige Biotope: 0,50 m)

Für Biotope, für die eine Beeinträchtigung nicht bereits aufgrund der in Tabelle 3 genannten standardisierten, amplitudenbezogenen Kriterien auszuschließen ist (Kategorie 3 nach Prüfschritt 1a), wird anhand der biotoptypischen Empfindlichkeit und Qualität geprüft, ob etwaige absenkungsbedingte Auswirkungen bereits unmittelbar auszuschließen sind (Prüfschritt 1b). Hierbei kommen im Ergebnis der Prüfung insbesondere folgende Begründungen zum Tragen:

- Land- und forstwirtschaftliche Nutzungen (aufgrund der Bewirtschaftung gegenüber Veränderungen des Grundwasserspiegels nicht empfindlich),
- Mesophile Biotope (in ihrer Funktionsfähigkeit nicht vom Grundwasserspiegel abhängig oder anpassungsfähig gegenüber dessen Veränderung),
- Geometrische Sonderfälle (Betroffenheit sind durch die Geodatenverarbeitung bedingt, de facto allerdings offensichtlich auszuschließen, bspw. einzelne, isolierte Polygonfragmente),
- Laufende vorhabenimmanente Stützungsmaßnahmen (Scherresbruch) zur Vermeidung von Beeinträchtigungen durch Grundwasserentzug.

Die genannten Gründe sind in Kapitel 2.1.2.3 aufgeschlüsselt und detailliert erläutert (vgl. Tabelle 6).

Ebenfalls fließen einzelfallspezifisch räumlich-fachliche Belange ein, die den Ausschluss von Auswirkungen bereits in einem frühen Schritt ermöglichen; sie werden an relevanter Stelle genannt.

Biotope, deren Betroffenheit aufgrund der biotoptypischen Empfindlichkeit und Qualität sowie räumlich-fachliche Belange auszuschließen ist, erhalten ebenfalls die Kategorie 1.

Die Durchführung der Kategorisierung der Biotope mitsamt der Erläuterung der Einstufungen und Benennung weiterer Kriterien zum Ausschluss einer Betroffenheit ist Gegenstand von Kapitel 2.1.2.

Soweit bereits die Betroffenheit eines Biotops durch eine Grundwasserstandveränderung ausgeschlossen werden kann, können auch Beeinträchtigungen im Sinne der naturschutzrechtlichen Eingriffsregel offensichtlich ausgeschlossen werden.

Im Prüfschritt 2 werden alle potenziell beeinträchtigten Biotope einer **detaillierten Einzelfallprüfung unter Berücksichtigung der standörtlichen Verhältnisse** und detaillierten Anforderungen des Biotops an den Grundwasserhaushalt ggf. bis auf Ebene einzelner Arten unterzogen (s. Kap. 2.1.3). Im Ergebnis werden etwaige potenzielle Beeinträchtigungen beschrieben und die darauf zu erwartenden Veränderungen der Biotope hinsichtlich ihrer Ausdehnung und Wertigkeit prognostiziert.

Die Bewältigung identifizierter potenzieller Beeinträchtigungen ist sodann Gegenstand der jeweiligen Umweltfachbeiträge.

2.1.2 Ermittlung der potenziellen Betroffenheit und Beeinträchtigung

2.1.2.1 Beschreibung der Teilbereiche

Um die Absenkungsbereiche im Untersuchungsraum „Grundwasser“ differenziert betrachten zu können, werden diese in insgesamt zehn Teilbereiche eingeteilt (Übersicht zur Lage in Abbildung 1); sie werden nachfolgend kurz beschrieben. In diesen Beschreibungen wird zuerst die grobe Lage der Teilbereiche skizziert und die vorkommenden Nutzungen und Schutzgebiete umrissen. Darauf aufbauend werden die Flurabstände im Ausgangszustand (2030), ggf. Erkenntnisse der Prüfungen auf Ebene der Braunkohlenplanänderung [9] bzgl. möglicher Veränderungen des Biotopbestands durch Absenkungen bis zum Ausgangszustand (2030 zu 2021) und das Ausmaß der prognostizierten Absenkungen bis 2070 benannt. Der Biotoptypenbestand der Teilbereiche ist anschließend in Tabelle 4 zusammengestellt. Die kartografische Darstellung der Teilbereiche ist den Kartensätzen der Anlage B-BIO-1.1 zu entnehmen.

Teilbereich 1 „Tagebauumfeld“

Prognostizierte Absenkungen im Teilbereich 1 liegen am Tagebau Hambach, genauer nordöstlich im Bereich des geplanten Einleitungsbauwerks sowie im Südwesten (Tagesanlagen) und Westen (entlang der Sophienhöhe). Insgesamt umfassen die Absenkungen eine Gesamtfläche von rd. 48,3 ha. Die Flächen sind in erster Linie durch landwirtschaftliche Nutzung und die Tagesanlagen des Tagebaus Hambach deutlich anthropogen überprägt. Der „Hambacher Forst nördlich A4“ (BK-5105-001) südlich des Tagebaus ist als schutzwürdiges Biotop verzeichnet [23].
Die prognostizierten Flurabstände im prognostizierten Absenkungsbereich liegen im Ausgangszustand (2030) bei bis zu 5,0 m. Kleinräumig sind auch Flächen innerhalb des Hambacher Forstes potenziell betroffen.
Bis 2030 sind in kleinräumigen Bereichen der Ortslage Oberzier Absenkungen zu erwarten, die aber keine Beeinträchtigungen der dortigen Biotope nach sich ziehen [9].
Zwischen 2030 und 2070 kommt es den Modelldaten zufolge zu Absenkungen des Grundwasserspiegels um durchschnittlich rd. 0,7 m.

Teilbereich 2 „Baal / Scherresbruch“

Absenkungen im Teilbereich 2 betreffen Flächen des Naturschutzgebietes „Scherresbruch / Haberger Busch“ (HS-002) sowie Flächen nordwestlich von Baal (Kreis Heinsberg). Sie umfassen eine Gesamtfläche von rd. 4,0 ha.
Der Baaler Bach gilt gemäß Erlaubnis zur Sümpfung für den Tagebau Garzweiler vom 30.10.1998 (Az.: g27-7-1-2) als bedeutsam und ist durch Maßnahmen der Abflussstützung zu erhalten. Im Bereich des Naturschutzgebiets „Scherresbruch / Haberger Busch“ (HS-002), das als grundwasserabhängiges schützenswertes Feuchtgebiet „Scherresbruch“ Gegenstand des Monitorings für den Tagebau Garzweiler ist, betreibt die RWE Power AG daher wasserwirtschaftliche Anlagen zur Stützung des Baaler Bachs in Abschnitten oberflächennaher Grundwasserstände (wasserrechtliche Erlaubnis Az.: 86.g27-7-2003-4).
Die Biotopstrukturen im Teilbereich sind überwiegend durch Feuchtwaldkomplexe gekennzeichnet. Neben den Waldstrukturen liegen auch Ackerflächen außerhalb des Naturschutzgebietes.
Die prognostizierten Flurabstände im prognostizierten Absenkungsbereich bewegen sich im Ausgangszustand (2030) durchschnittlich bei 1,8 m mit einer Spanne von -0,1 m bis 5,0 m. Bereits im Zeitraum vor 2030 sind im Bereich des Naturschutzgebietes Absenkungen modellbedingt prognostiziert, wobei aufgrund wasserwirtschaftlicher Anlagen zur Stützung des Feuchtgebietes Beeinträchtigungen des Abflussregimes ausgeschlossen werden und eine grundwasserabhängige Biotopveränderung bis 2030 nicht zu erwarten ist [9].
Im Jahr 2070 werden Flurabstände von durchschnittlich rd. 2,5 m mit einer Spanne von -0,9 - 5,8 m prognostiziert. Die Absenkungsbeträge liegen durchschnittlich bei rd. 0,7 m.

Teilbereich 3 „Tetz“

Absenkungen im Teilbereich 3, die sich im nordwestlichen Untersuchungsraum „Grundwasser“ östlich der Rur bei Tetz befinden, erstrecken sich über eine Fläche von ca. 1,3 ha.
Die Absenkungen liegen in unmittelbarer Nähe des Naturschutzgebietes „Rurmäander zwischen Jülich und Flossdorf mit Kellenberger Kamp und Teilbereich des Barmener Sees“ (DN-089), des FFH-Gebietes „Kellenberg und Rur zwischen Floßdorf und Broich“ (DE-5003-301) sowie des Feuchtgebietes „Rurdriesch“ (L 2/1). Die genannten Gebiete werden hingegen selbst nicht berührt.
Ein Großteil der Absenkungsbereiche im Teilbereich 3 befindet sich innerhalb geschlossener Ortslagen (Tetz) und ist von menschlicher Nutzung geprägt. Zudem finden sich Ackerflächen und Forste im Absenkungsbereich.
Im Jahr 2030 liegen die Flurabstände im prognostizierten Absenkungsbereich im Bereich von 2,1 m bis 5,0 m. In kleinräumigen Bereichen der Ortslage Tetz sind bereits bis 2030 Absenkungen des Grundwasserspiegels zu erwarten, die sich jedoch nicht auf den Biotopzustand auswirken [9].
Im Jahr 2070 liegen die prognostizierten Flurabstände zwischen 2,3 m und 5,3 m, durchschnittlich bei 3,5 m. Die Absenkungsbeträge liegen durchschnittlich bei 0,2 m.

Teilbereich 4 „Rekultivierung Fortuna/ Rather Schleife“

Die Absenkungen im Teilbereich 4, die innerhalb der rekultivierten Flächen des ehemaligen Tagebaus Fortuna sowie an der sogenannten „Rather Schleife“ östlich von Bergheim und Bedburg liegen, umfassen eine Gesamtfläche von rd. 22,5 ha. Die Rekultivierung hatte im Wesentlichen die Wiederherstellung land- und forstwirtschaftlicher Nutzflächen zum Ziel. Die Rather Schleife umfasst überwiegend Bahnanlagen. Die Absenkungen erstrecken sich östlich der Naturschutzgebiete „NSG Erft zwischen

Bergheim und Bedburg“ und „NSG Ehemalige Klärteiche Bedburg“, berühren diese Gebiete allerdings nicht. Des Weiteren ist das Feuchtgebiet „Glessener Bach“ am Südwestrand der Ortschaft Bergheim-Glessen im Teilbereich vorhanden, das allerdings ebenfalls nicht von Absenkungen betroffen ist.
Ein kleinräumiger Absenkungsbereich liegt abseits der Rather Schleife innerhalb der geschlossenen Ortslage Sinthern bei Pulheim und wird in den Teilbereich einbezogen.
Die prognostizierten Flurabstände im prognostizierten Absenkungsbereich reichen im Jahr 2030 auf Werte bis zu 5 m, wobei die Modelldaten lokal kleinräumig auch Druckwasserverhältnisse anzeigen.
Im Bereich der kleinräumigen Absenkungen in der Ortslage Sinthern entlang des Glessener Bachs sind bereits bis 2030 Absenkungen zu erwarten. Den Ausführungen in [9] zufolge sind allenfalls geringfügige Grundwasserabsenkungen und demnach auch keine Biotopveränderungen zu erwarten, da das Feuchtgebiet „Glessener Bach“ durch Oberflächenwasser gespeist ist.
Im Jahr 2070 liegen im Teilbereich infolge durchschnittlicher Absenkungen von rd. 5,1 m prognostizierte Flurabstände von bis zu 7,4 m vor.

Teilbereich 5 „Rotbach, Erftmühlenbach und Kiesgruben nordöstlich Euskirchen“

Die Absenkungen im Teilbereich 5, die sich vom Erftmühlenbach bis zu den Kiesgruben nordöstlich von Euskirchen entlang des südwestlichen Randes der Erftscholle erstrecken, umfassen eine Gesamtfläche von rd. 86,5 ha.
Ein geringer Anteil der Absenkungsbereiche liegt in den Naturschutzgebieten „Kiesgrube nordöstlich Strassfeld“ (SU-071) sowie „Kiesgrube Dünstekoven“ (SU-006). Teilbereich 5 ist hauptsächlich von Ackerflächen, Siedlungsbereichen, Kiesabbaugebieten sowie Grünland und Grünlandbrachen geprägt.
Die prognostizierten Flurabstände im prognostizierten Absenkungsbereich liegen im Jahr 2030 bei durchschnittlich rd. 3,0 m. Im Teilbereich 5 sind keine Absenkungen bis 2030 zu erwarten [9].
Im Jahr 2070 liegt der Mittelwert der prognostizierten Flurabstände bei 3,3 m. Die Absenkungen liegen im Mittel bei rd. 0,3 m.

Teilbereich 6 „Ersdorfer Bach bei Meckenheim“

Die Absenkungen im Teilbereich 6 liegen in der südlichen Erftscholle am Ersdorfer Bach bei Meckenheim und umfassen eine Gesamtfläche von rd. 8,7 ha.
Das Umfeld des Ersdorfer Baches ist hauptsächlich landwirtschaftlich geprägt und weist Grünland, Ackerflächen und Wirtschaftswege auf.
Die prognostizierten Flurabstände im prognostizierten Absenkungsbereich liegen im Jahr 2030 durchschnittlich bei 2,8 m mit einer Spanne von 0,6 m bis 5,0 m. Vor 2030 sind Teile des Ersdorfer Baches und des angrenzenden Ackers von Absenkungen allenfalls kleinräumig (ca. 200 m²) betroffen, ohne dass es zu Auswirkungen auf die Biotope kommt [9].
Im Jahr 2070 betragen die prognostizierten Flurabstände im Mittel rd. 3,4 m und reichen lokal bis zu 6,9 m. Die durchschnittlichen Absenkungen betragen rd. 0,6 m.

Teilbereich 7 „Kiesweiher bei Buschhoven“

Die Absenkungen des Teilbereichs 7 liegen innerhalb eines Kiesabbaugebietes am Rand der südlichen Erftscholle nahe der Ortslage Buschhoven bei Meckenheim und umfassen eine Gesamtfläche von rd. 1,7 ha.

Das Naturschutzgebiet „NSG Villewälder“ (BM-036) sowie das FFH-Gebiet „Waldville“ (DE-5207-301) liegen angrenzend, aber außerhalb der prognostizierten Absenkungsbereiche.
Die Absenkungen im Teilbereich 7 erstrecken sich über ein Abgrabungsgewässer und eine angrenzende Kies- und Sandaufschüttung.
Die prognostizierten Flurabstände im prognostizierten Absenkungsbereich liegen im Ausgangszustand (2030) durchschnittlich bei rd. 2,6 m mit einer Spanne von -0,9 m bis 5,0 m.
Vor 2030 sind im Bereich des Kiesweihers Absenkungen modellbasiert zu erwarten, die sich allerdings nicht auf den Biotopzustand auswirken [9].
Im Jahr 2070 liegen die prognostizierten Flurabstände im Mittel bei 3,0 m mit einer Spanne von -0,8 m bis 5,7 m; die Absenkungen belaufen sich auf durchschnittlich rd. 0,4 m.

Teilbereich 8 „Ville“

Die Absenkungen im Teilbereich 8 liegen im südlichen Bereich der Ville, sind kleinräumig verteilt und umfassen eine Gesamtfläche von rd. 28,9 ha.
Die Ville ist Teil der Niederrheinischen Bucht und bildet einen Höhenzug zwischen der Erft-Scholle im Westen und der Kölner Bucht im Osten; Sie ist identisch mit der tektonischen Scholle und wurde durch den Braunkohletagebau großflächig umgestaltet. Die Ville – insbesondere das OSTW mit dem Ton 5 – ist aufgrund der hydrogeologischen Gegebenheiten als weitgehend hydraulisch entkoppelt gegenüber der Erft- und Kölner Scholle zu betrachten. Dies gilt insbesondere für den Bereich der ehemaligen Südtagebaue und die Hochscholle östlich des Louisensprungs. Entlang der wesentlichen schollentrennenden Verwerfung sind randlich jedoch kleinräumig einzelne Verbindungsstellen zur Kölner Scholle und zur Erft-Scholle vorhanden. Auf der Tiefscholle westlich des Louisensprungs (z. B. im Bereich des ehemaligen Tagebaus Frechen) ist heute das Grundwasser noch abgesenkt. Hier strömt Grundwasser ausgehend von einem Hochpunkt im zentralen Bereich der Ville (Berrenrather Börde) in nordwestlicher Richtung aus dem OSTW über ein komplexes Staffelbruchsystem und die schollentrennende Verwerfung (Horremer Sprung) punktuell in die tieferen Hangendleiter der Erft-Scholle. Derzeit sind die Grundwasserstände in diesen Hangendleitern auf der Erft-Scholle aufgrund der Sümpfungsmaßnahmen für den Tagebau Hambach noch abgesenkt. Am Übergang von der Hochscholle zur Tiefscholle kann bis zum abgeschlossenen Wiederanstieg noch Grundwasser in Richtung Erft-Scholle strömen, so dass leichte Absenkungen in den entsprechenden Bereichen nicht vollständig ausgeschlossen werden können. Aus diesen Gründen werden die modelltechnisch prognostizierten flurnahen Grundwasserstandsänderungen vorsorglich hinsichtlich der Auswirkungen auf Schutzgüter in der Ville betrachtet.

In diesem Teilgebiet finden sich überwiegend landwirtschaftliche Nutzflächen, mehrere durch den Bergbau entstandene, Stillgewässer (Dinnendahl-See und Knapsacker See (BK-5106-025), Concordia-See, Köttinger See und „Klärteich A" (BK-5106-020) sowie Berggeistsee und Nordufer (BK-5207-005)) sowie Anteile an feuchten Wäldern und Röhrichten. Dabei ist zu berücksichtigen, dass es sich beim Klärteich A nicht um ein Gewässer, sondern eine Abwasserbehandlungsanlage handelt. Teilweise liegen Absenkungsbereiche im Feuchtgebiet „Teich-Vegetationskomplex nordwestlich Grefrath“. Jedoch sind keine FFH-Gebiete und Naturschutzgebiete im Teilbereich 8 von Absenkungen betroffen.

Die prognostizierten Flurabstände im prognostizierten Absenkungsbereich liegen im Jahr 2030 durchschnittlich bei 0,8 m. Die Flurabstände nehmen im Ausgangszustand Werte von bis zu 5 m an, können lokal allerdings auch Druckwasserverhältnisse auslösen.
In den Feuchtgebieten „Teich-Vegetationskomplex nordwestlich Grefrath“, „Wälder westlich Schnorrenberg“ sowie „Ententeich“ sind bereits vor 2030 sümpfungsbedingte Absenkungen zu erwarten, die den Prognosen nach [9] zu keinen relevanten Auswirkungen auf die Biotope führen.
Im Jahr 2070 liegen die prognostizierten Flurabstände im Mittel bei 1,8 m mit maximalen Werten von bis zu 8,9 m. Die Absenkungsbeträge belaufen sich auf durchschnittlich rd. 1,0 m.

Teilbereich 9 „Südliche linksrheinische Kölner Scholle“

Die Absenkungen im Teilbereich 9 (einschließlich des nachrichtlich dargestellten, hydraulisch entkoppelten Bereichs, s. hierzu Kap. 2.2.1, Abbildung 4) erstrecken sich über die südliche linksrheinische Kölner Scholle zwischen Hürth und Brühl, unmittelbar östlich der Ville. Die Gesamtfläche des Teilgebietes beträgt 47,5 ha.
In diesem Teilbereich finden sich überwiegend Gewerbe- und Industrieflächen, Ackerflächen, Forste, Grünland sowie Wälder, Fließgewässer und Röhrichte. Prognostizierte Absenkungsbereiche erstrecken sich nicht über FFH- Naturschutzgebiete, allerdings über das schutzwürdige Biotop „Nordostteil des ehemaligen Tagebaus Vereinigte Ville (BK-5107-0006) sowie das Feuchtgebiet „Waldkomplex am Werkstattweiher“.
Im prognostizierten Absenkungsbereich liegen im Ausgangszustand (2030) überwiegend Druckwasserverhältnisse vor.
Bereits im Zeitraum vor 2030 sind Absenkungen im Siedlungsbereich der Ortslage Hürth nahe der Deponie „Vereinigte Ville“ zu erwarten, die teilweise innerhalb des Feuchtgebietes „Waldkomplex am Werkstattweiher“ liegen [9]. Da keine wesentlichen Veränderungen gegenüber des natürlichen Verlandungs-/ Sukzessionsprozesses stattfinden, sind nach [9] keine negativen Biotopveränderungen zu erwarten [9].
Im Jahr 2070 liegen die Flurabstände bei durchschnittlich -2,4 m, d. h. insgesamt ist weiterhin von einem durch Druckwasser geprägten Teilbereich auszugehen. Die durchschnittlichen Absenkungsbeträge liegen bei rd. 0,2 m.

Gesamtbestand der Biotope

Der Gesamtbestand der Biotope in den prognostizierten Absenkungsbereichen 2070 zu 2030 ist in Tabelle 4 zusammengestellt (vgl. räumliche Darstellung in den Kartensätzen der Anlage B-BIO-1.1).

Tabelle 4 Gesamtbestand der Biotope in den prognostizierten Absenkungsbereichen 2070 zu 2030 mit Aufschlüsselung der Teilbereiche

KlfL-Biotop (A-BIO-1)	**Ausdehnung der Biotope je Teilbereich [ha]**									
	1	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**Gesamt**
Acker	0,8	1,8	0,3	<0,1	46,9	0,1	-	3,8	2,0	**55,6**
Anthr. stark überformte Flächen	42,4	0,5	0,7	20,9	17,5	0,3	0,4	11,3	41,4	**135,3**
Einzelbaum, Baumgruppe	-	-	-	< 0,1	0,1	-	-	0,1		**0,2**
Feuchte Gebüsche	-	-	-	-	0,1	-	-	0,1	0,2	**0,4**
Feuchte Wälder: Bruchwälder	-	-	-	-	-	-	-	0,6	-	**0,6**
Feuchte Wälder: Auwälder	-	< 0,1	-	-	-	-	-	-	-	**< 0,1**
Feuchte Wälder: degr. Feuchtwälder	-	1,2	-	-	-	-	-	0,6	-	**1,8**

KlfL-Biotop (A-BIO-1)	Ausdehnung der Biotope je Teilbereich [ha]									
	1	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**Gesamt**
Feuchtes Offenland	-	-	-	-	-	-	-	<0,1	< 0,1	**< 0,1**
Fließgewässer	-	0,1	-	-	1,3	0,3	-	0,2	0,1	**2,0**
Gebüsche	1,7	0,1	-	0,22	1,8	-	-	0,6	0,8	**5,2**
Grünland und Grünlandbrache	0,1	-	-	0,34	15,1	2,1	-	1,0	0,5	**19,1**
Mageres Grünland	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	**0,1**
Röhricht	-	-	-	-	-	-	-	0,1	0,9	**0,9**
Sonst. Landw., Obstbau, Gartenbau	-	-	-	-	0,1	5,9	-	< 0,1	-	**6,0**
Sonstiges Offenland	-	-	-	< 0,1	1,9	-	-	-	-	**1,9**
Stillgewässer	0,2	< 0,1	-	-	0,3	-	1,4	1,4	-	**3,3**
Streuobstwiesen	< 0,1	-	-	-	0,7	-	-	0,2	-	**1,0**
Trockenes Offenland	-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	**0,2**
Wälder: Forste	3,1	0,1	0,3	1,07	0,7	-	-	5,4	1,6	**12,3**
Wälder: Mesophile Wälder	-	0,1	-	-	-	-	-	3,3	< 0,1	**3,4**
Gesamt	**48,3**	**4,0**	**1,3**	**22,5**	**86,5**	**8,7**	**1,7**	**28,9**	**47,5**	**249,4**

Teilbereiche: 1 - Tagebauumfeld, 2 - Baal / Scherresbruch, 3 - Tetz, 4 - Rekultivierung Fortuna / Rather Schleife, 5 - Rotbach, Erftmühlenbach und Kiesgruben nordöstlich Euskirchen, 6 - Ersdorfer Bach bei Meckenheim, 7 - Kiesweiher bei Buschhoven, 8 - Ville, 9 - Südliche linksrheinische Kölner Scholle

In Anwendung der in Abbildung 2 (S. 10) dargestellten Kriterien können Teilflächen des Gesamtbestands von den weitergehenden Betrachtungen ausgeschlossen werden, da Absenkungen des Grundwasserspiegels offensichtlich für den Biotopzustand irrelevant sind. Betroffenheiten und damit einhergehende mögliche Beeinträchtigungen sind insoweit ebenfalls offensichtlich ausgeschlossen. Es handelt sich hierbei um sämtliche Flächen der KlfL-Biotope „anthropogen stark überformte Flächen“ (rd. 135,3 ha), „Trockenes Offenland“ (rd. 0,2 ha) sowie „Sonstiges Offenland“ in Bereichen mit Flurabständen von mehr als 3 m im Ausgangszustand 2030 (rd. 0,82 ha) mit einer Gesamtfläche von rd. 136,4 ha.

Fließ- und Stillgewässer nehmen eine Fläche von rd. 5,3 ha ein; sie sind Gegenstand von Kapitel 3.1.

Da die Absenkungen bis 2030 keine negativen Auswirkungen auf den Biotopbestand auslösen [9], werden diese in der weiteren Prognose zur potenziellen Betroffenheit nicht weiter berücksichtigt.

Der nachfolgend betrachtungsrelevante Absenkungsbereich für terrestrische Biotope umfasst demnach rd. 107,7 ha (249,4 ha (Gesamtfläche) – 136,4 ha (Irrelevanz) – 5,3 ha (Gewässer)). Dieser wird maßgeblich durch landwirtschaftliche Nutzflächen geprägt (Ackerflächen und Grünland, rd. 69 % des betrachtungsrelevanten Absenkungsbereichs). Feuchte Biotope treten allenfalls kleinräumig in Erscheinung (rd. 3 % Flächenanteil).

2.1.2.2 Einstufung der potenziellen Betroffenheit nach standardisierten, amplitudenbezogenen Kriterien (Prüfschritt 1a)

Aufbauend auf den standardisierten, amplitudenbezogenen Kriterien (Prüfschritt 1a; vgl. Anlage A-BIO-1 sowie Tabelle 3) können potenzielle Betroffenheiten für die nachfolgend zusammengefassten terrestrischen Biotope ausgeschlossen werden.

Tabelle 5 Ausschluss von potenziellen Betroffenheiten und einer damit einhergehenden möglichen Beeinträchtigung der KlfL- Biotope (Fläche [ha]) aller Teilbereiche gegenüber Absenkungen nach standardisierten, amplitudenbezogenen Kriterien (Prüfschritt 1a) (ohne Darstellung der potenziell betroffenen Biotope – Kategorie 3, Gesamtfläche rd. 14,4 ha)

KlfL-Biotop (A-BIO-1, ohne Gewässer)	**1 – Potenzielle Betroffenheit ausgeschlossen (GW-Veränderung irrelevant)**	**2 – Betroffenheit bereits vorhanden, Beeinträchtigung jedoch ausgeschlossen (gestörter Standort)**
Acker	50,4	0,0
Einzelbaum, Baumgruppe	< 0,1	0,1
Feuchte Gebüsche	0,2	0,2
Feuchte Wälder: Bruchwald	0,5	0,1
Feuchte Wälder: Degr. Feuchtwälder	0,9	0,3
Feuchtes Offenland	< 0,1	< 0,1
Gebüsche	1,9	2,6
Grünland und Grünlandbrache	0,6	18,4
Mageres Grünland	0,0	< 0,1
Röhricht	0,9	< 0,1
Sonstige Landwirtschaft […]	5,0	0,0
Sonstiges Offenland	0,9	1,0
Streuobstwiesen	0,4	0,0
Wälder: Forste	7,2	0,0
Wälder: Mesophile Wälder	0,8	1,7
Gesamtergebnis	**69**	**25**

Die Zusammenstellung zeigt, dass eine potenzielle Betroffenheit der terrestrischen Biotope infolge von Absenkungen des Grundwasserspiegels bis 2070 größtenteils, dabei schwerpunktmäßig im Falle von Ackerflächen, bereits wegen geringer prognostizierter Absenkungsbeträge offensichtlich auszuschließen ist (Kat. 1, rd. 69 ha, ca. 64 % der prognostizierten Absenkungsbereiche). Dies ist dadurch begründet, dass sich die Absenkungen des Grundwasserspiegels ausschließlich innerhalb der biotoptypischen Spanne des Grundwasserflurabstands (Amplitude) bewegen: Es wird weder eine kritische Höhe der Grundwasserstandsänderung überschritten, noch wird der untere Grenzflurabstand der einzelnen Biotope unterschritten. Die Höhe der Absenkungen ist somit nicht geeignet, die Wasserversorgung der jeweiligen Biotope in relevanter Weise zu beeinträchtigen.

Des Weiteren unterliegen rd. 25 ha der Biotope bereits heutzutage einer Störung (Kat. 2, rd. 23 % der prognostizierten Absenkungsbereiche), d. h. der modellierte Grundwasserspiegel im Jahr 2030 liegt derart tief, dass sich dieser unterhalb des jeweils biotopspezifischen unteren Grenzflurabstands befindet und somit im Hinblick auf die Wasserversorgung der jeweiligen Biotope keine wesentliche Bedeutung einnehmen kann. Die Standortverhältnisse sind demnach nicht grundwassergeprägt bzw. bereits

gestört. In der Folge sind Absenkungen in diesen Bereichen für die vorhandenen Biotope nicht von Bedeutung; eine potenzielle Beeinträchtigung ist deshalb auszuschließen.

Auf einer Gesamtfläche von rd. 14 ha ist eine potenzielle Betroffenheit und eine damit einhergehende mögliche Beeinträchtigung von Biotoptypen nach standardisierter, amplitudenbezogener Einstufung vorerst nicht offensichtlich auszuschließen (Kategorie 3). Dies schließt sämtliche Biotoptypen mit Ausnahme von feuchten Gebüschen, Bruchwäldern sowie feuchtem und magerem Grünland ein, die ausschließlich den Kategorien 1 und 2 zuzuordnen sind. Entsprechend der biotopspezifischen Empfindlichkeit führt die Höhe der prognostizierten Absenkungen potenziell zu einem (anteiligen) Grundwasserentzug (Unterschreitung des unteren Grenzflurabstandes oder Überschreitung einer maximal verträglichen Höhe der Absenkungen innerhalb der typischen Amplitude).

Für diese erste Vorauswahl bedarf es – noch vor einer Detailprüfung unter Einbeziehung standörtlicher Einflussfaktoren – einer Überprüfung der bislang Kategorie 3 zugeordneten Biotope nach weiteren räumlichen und fachlichen Kriterien, die im nachfolgenden Kapitel vollzogen wird (Prüfschritt 1b), um die potenzielle Betroffenheit zu bestätigen oder zu widerlegen.

2.1.2.3 Einbeziehung der biotoptypischen Empfindlichkeit und Qualität (einschließlich weiterer räumlicher und fachlicher Kriterien) zur Anpassung der Einstufung potenziell betroffener Biotope (Prüfschritt 1b)

Die im Prüfschritt 1a nach standardisierten, amplitudenbezogenen Kriterien durchgeführte Vorauswahl potenziell betroffener Biotope ist vor dem Hintergrund der biotoptypischen Empfindlichkeit und Qualitäten einschließlich weiterer räumlicher oder fachlicher Kriterien zu überprüfen (Prüfschritt 1b), ob eine Beeinträchtigung vorliegt oder widerlegt werden kann.

Das Ergebnis des Prüfschrittes 1b für sämtliche im ersten Teilschritt nicht bereits den Kategorien 1 und 2 zugewiesenen Biotope ist nachfolgend tabellarisch zusammengefasst. Die jeweils angegebenen Begründungen der biotoptypischen Empfindlichkeit und Qualität einschließlich weiterer räumlicher und fachlicher Kriterien werden im weiteren Verlauf erläutert.

Tabelle 6 Überprüfung der nach standardisierten, amplitudenbezogenen Kriterien potenziell betroffenen Biotope aufgrund der biotoptypischen Empfindlichkeit und Qualität einschließlich weiterer räumlicher und fachlicher Kriterien (Prüfschritt 1b)

KlfL-Biotop (A-BIO-1)	**Prüfschritt 1a – Potenziell betroffen (standardisiert, amplitudenbezogen) (Kat. 3)**	**Prüfschritt 1b – biotoptypische Empfindlichkeit / Qualität**	
		Betroffenheit auszuschließen (Kat. 1)	**Begründung**
	Fläche [ha]	Fläche [ha]	
Acker	5,2	5,2	Bewirtschaftet (Landwirtschaft)
Einzelbaum, Baumgruppe	< 0,1	< 0,1	Straßenbegleitvegetation
Feuchte Gebüsche	0,0	-	[irrelevant, keine Kategorie-3-Biotope]
Feuchte Wälder: Auwälder	< 0,1	< 0,1	Vorhabenimmanente Stützungsmaßnahme Scherresbruch-Baaler Bach
Feuchte Wälder: Bruchw.	0,0	-	[irrelevant, keine Kategorie-3-Biotope]
Feuchte Wälder:	0,7	0,7	Vorhabenimmanente Stützungsmaßnahme

KlfL-Biotop (A-BIO-1)	Prüfschritt 1a – Potenziell betroffen (standardisiert, amplitudenbezogen) (Kat. 3)	Prüfschritt 1b – biotoptypische Empfindlichkeit / Qualität	
		Betroffenheit auszuschließen (Kat. 1)	Begründung
	Fläche [ha]	Fläche [ha]	
degradierte Feuchtwälder			Scherresbruch-Baaler Bach
		< 0,1	Ufervegetation (Stützung durch Gewässer)
Feuchtes Offenland	0,0	-	[irrelevant, keine Kategorie-3-Biotope]
Gebüsche	0,6	< 0,1	Lage an Abbaukante Tagebau Hambach
		< 0,1	Absenkungsbeträge modelltechnisch bedingt (Ville)
		< 0,1	Böschung „Rekultivierung Fortuna“
		0,2	Ufervegetation (Stützung durch Gewässer)
		< 0,01	Isoliertes Modellfragment
		< 0,1	Straßenbegleitend (ggf. Dammlage oder Einschnitt)
		< 0,1	Anthropogen überprägt (Sportplatz)
		0,1	Rather Schleife
		0,3	Tagesanlagen Tagebau Hambach
Grünland / -brache	0,1	0,1	Bewirtschaftet (Landwirtschaft)
Mageres Grünland	0,0	-	[irrelevant, keine Kategorie-3-Biotope]
Röhricht	< 0,1	< 0,1	Ufervegetation (Stützung durch Gewässer)
Sonstige Landwirtschaft	1,0	1,0	Bewirtschaftet (Landwirtschaft)
Sonstiges Offenland	< 0,1	< 0,1	Ufervegetation (Stützung durch Gewässer)
Streuobstwiesen	0,6	0,4	Bewirtschaftet (Landwirtschaft)
		0,2	Absenkungsbeträge modelltechnisch bedingt (Ville)
Wälder: Forste	5,1	0,4	Lage an Abbaukante Tagebau Hambach
		0,4	Böschung „Rather Schleife“
		0,4	Hanglage Sophienhöhe
		< 0,1	Isoliertes Modellfragment
		0,4	Rather Schleife
		< 0,1	Straßenbegleitvegetation
		< 0,1	Vorhabenimmanente Stützungsmaßnahme Scherresbruch-Baaler Bach
		0,4	Tagesanlagen Tagebau Hambach
		0,2	Ufervegetation (Stützung durch Gewässer)
		1,5	Absenkungsbeträge modelltechnisch bedingt (Ville)
		0,6	Rekultivierungsflächen
		0,5	Wasserhaltungen Dritter
		0,5	Forstliche Nutzung (grundwasserunabhängig)
Wälder: Mesophile Wälder	0,9	< 0,1	Vorhabenimmanente Stützungsmaßnahme Scherresbruch-Baaler Bach
		0,7	Absenkungsbeträge modelltechnisch bedingt (Ville)
		0,2	Wasserhaltungen Dritter
		< 0,1	Ufervegetation (Stützung durch Gewässer)
Summe		**14,4**	

Bei den berücksichtigten Begründungen zur Kategorisierung aufgrund der biotoptypischen Empfindlichkeit und Qualität einschließlich weiterer räumlicher und fachlicher Kriterien handelt es sich um wie folgt (vgl. Kartendarstellungen in Anlage B-BIO-1.2):

- **Absenkungsbeträge modelltechnisch bedingt (Ville)**
  Innerhalb der Ville werden Absenkungen prognostiziert, die vielfach modelltechnisch bedingt, de facto allerdings nicht zu erwarten sind. Potenziell betroffene Flächen werden voraussichtlich keine Biotopveränderungen durch Grundwasserabsenkungen zeigen, da die obersten Schichten des Bodens nicht wasserdurchlässig sind, etwaige Absenkungen wirken sich also nicht bis an die Oberfläche aus. Das Grundwassermodell berücksichtigt diese Schichten zwar rechnerisch; die modellierten Flurabstände charakterisieren allerdings keinen tatsächlich vorhandenen Wasservorrat. Die in den relevanten Bereichen der Ville durchgeführten Bohrungen zeigen, dass sandige Schichten erst in 70 m Tiefe auftreten. Die obersten Schichten hingegen sind tonig oder kohlig. Aufgrund der Trennung durch die dichten Tonschichten ist keine Auswirkung auf die Biotope zu erwarten.

- **Anthropogen überprägt (Sportplatz)**
  Biotope auf den betroffenen Flächen am Sportplatz der Ortslage Hambach werden nicht durch die prognostizierte Absenkung des Grundwassers betroffen, da diese Gebüsche unmittelbar auf anthropogen überprägten Flächen (Sportplatz) vorkommen. Ein relevanter Grundwassereinfluss auf die Funktionsfähigkeit der Biotope ist in diesen Bereichen auszuschließen.

- **Böschungen Rekultivierung Fortuna-Garsdorf**
  Im Rahmen der Rekultivierungsmaßnahmen des ehemaligen Tagebaus Fortuna-Garsdorf sind die Böschungsflächen entlang der Rekultivierungsflächen von einer potenziellen Betroffenheit durch Absenkung des Grundwassers ausgeschlossen. Dies begründet sich durch das Fehlen eines relevanten, oberflächennahen Grundwasserspiegels in den Böschungen; stattdessen erfolgt die Wasserversorgung aus im Zwischenabfluss ablaufendem Niederschlagswassers, das auf den oberhalb gelegenen Rekultivierungsflächen versickert.

- **Bewirtschaftete Flächen**
  Landwirtschaftlich genutzte Flächen lassen eine natürliche Entwicklung und Ausprägung von Biotopen nicht zu; stattdessen ist der Biotopzustand das Ergebnis der Flächenbewirtschaftung. Die Grundwasserverhältnisse können zwar auf die Bewirtschaftungsmöglichkeiten Einfluss nehmen, sind für den Biotopzustand indes irrelevant. Die Funktionsfähigkeit der Acker- und mesophilen Grünlandflächen wird durch entsprechende Bewirtschaftungsmaßnahmen sichergestellt.

- **Forstliche Nutzung (grundwasserunabhängig)**
  Grundsätzlich gilt für Forste wie folgt: Bei den vorläufig als „potenziell betroffen“ kategorisierten Forstwäldern handelt es sich um Wälder, die zu den nicht-grundwasserabhängigen Waldformationen zählen. Die Absenkungen führen zur Unterschreitung des unteren Grenzflurabstands. Aufgrund der fehlenden Grundwasserabhängigkeit des Bestands sind zwar

Anpassungen des Wurzelwachstums sowie Anpassungen an der Bestandsstruktur denkbar, ohne dass der Waldbestand jedoch in Funktion oder Struktur wesentlich verändert wird. Eine potenzielle Betroffenheit des Biotoptyps in räumlicher Ausdehnung oder der Ausprägung ist daher nicht zu erwarten.

- **Hanglage Sophienhöhe**
  Die Betroffenheit von Biotopen auf bzw. in Randlage der Sophienhöhe ist auszuschließen. Dies begründet sich durch das Fehlen eines relevanten, oberflächennahen Grundwasserspiegels in den Böschungen; stattdessen erfolgt die Wasserversorgung aus im Zwischenabfluss ablaufendem Niederschlagswasser, das auf den oberhalb gelegenen Rekultivierungsflächen versickert.

- **Isoliertes Modellfragment**
  Etwaige Betroffenheiten für isolierte Kleinstflächen sind auszuschließen. Es handelt sich um Modellfragmente, die durch die Geodatenverarbeitung entstehen (Verschnitt von Modelldaten und Biotoptypenkartierung), aufgrund ihrer isolierten Lage allerdings offensichtlich nicht betroffen sind.

- **Lage an Abbaukante Tagebau Hambach**
  Für die an den Tagebau Hambach angrenzenden Biotopflächen sind die Absenkungen im Hinblick auf Biotopveränderungen als irrelevant einzustufen. In diesen Bereichen sind die Flurabstände für den Tagebaubetrieb heutzutage abgesenkt und liegen deutlich tiefer, als es über das Grundwassermodell lokal abgebildet wird. Ein heutiger Grundwassereinfluss auf die Funktionsfähigkeit des Biotoptyps ist auszuschließen; ergo führen die Absenkungen zu keiner Betroffenheit.

- **Straßenbegleitvegetation**
  Die Gehölzstrukturen in den Absenkungsbereichen sind nach Überprüfung auf Luftbildbasis ausschließlich straßenbegleitend bzw. liegen entlang von Wirtschaftswegen (bspw. in Teilbereich 5) unmittelbar auf einer Dammlage bzw. im Einschnitt. Durch ihre Lage direkt am Straßenkörper, in dessen Umfeld von Regulierungen des Grundwasserspiegels zum Schutz des Straßenkörpers auszugehen ist (bspw. durch Drainage), ist ein lokal relevanter Grundwassereinfluss nicht anzunehmen und der Grundwassereinfluss als irrelevant einzustufen.

- **Rather Schleife / Böschung Rather Schleife**
  Im Rahmen der Rekultivierungsmaßnahmen des Tagebaus Fortuna-Garsdorf sind die Flächen, die unmittelbar entlang der Bahnanlagen der Rather Schleife sowie die Böschungsflächen entlang der Rekultivierungsflächen liegen, von einer potenziellen Betroffenheit durch Absenkung des Grundwassers ausgeschlossen. Dies begründet sich durch das Fehlen eines relevanten, oberflächennahen Grundwasserspiegels in den Böschungen; stattdessen erfolgt die Wasserversorgung aus im Zwischenabfluss ablaufendem Niederschlagswasser, das auf den oberhalb gelegenen Rekultivierungsflächen versickert.

- **Rekultivierungsflächen**
  Auf den Rekultivierungsflächen des ehemaligen Tagebaus Frechen zwischen Kerpen und Frechen befinden sich betroffene Flächen innerhalb von Absenkungsbereichen, welche allerdings als irrelevant einzustufen sind. Dies begründet sich durch das Fehlen eines relevanten, oberflächennahen Grundwasserspiegels in den Böschungen; stattdessen erfolgt die Wasserversorgung aus im Zwischenabfluss ablaufendem Niederschlagswasser, das auf den oberhalb gelegenen Rekultivierungsflächen versickert.

- **Vorhabenimmanente Stützungsmaßnahme Scherresbruch / Baaler Bach**
  Es handelt sich um Flächen, die ausschließlich in Teilbereich 2 innerhalb des Naturschutzgebietes „NSG Scherresbruch / Haberger Busch“ sowie im Feuchtgebiet „Scherresbruch“ vorhanden sind. Der Baaler Bach gilt gemäß Erlaubnis zur Sümpfung für den Tagebau Garzweiler vom 30.10.1998 (Az.: g27-7-1-2) als bedeutsam und ist durch vorhabenimmanente Maßnahmen der Abflussstützung zu erhalten. Im Bereich des Naturschutzgebiets, das als grundwasserabhängiges schützenswertes Feuchtgebiet „Scherresbruch“ Gegenstand des Monitorings für den Tagebau Garzweiler ist, betreibt die RWE Power AG daher vorhabenimmanente wasserwirtschaftliche Anlagen zur Stützung des Baaler Bachs in Abschnitten oberflächennaher Grundwasserstände (wasserrechtliche Erlaubnis Az.: 86.g27-7-2003-4). Mit den ergriffenen Maßnahmen können die Flurabstände und die Wasserführung des Baaler Bachs entsprechend der Nebenbestimmung 6.1. zur wasserrechtlichen Erlaubnis für die „Entnahme von Grundwasser und die oberirdische Einleitung in das Feuchtgebiet Nüsterbachaue (Scherresbruch)“ ständig gesichert und nachteilige Auswirkungen infolge eines etwaigen Entzugs von GW-Zustrom vermieden werden (auch nach Ende der Sümpfung). Die Wasserführung wird jeweils im Herbst eines jeden Jahres durch gemeinsame Begehungen mit dem Kreis Heinsberg kontrolliert. Zusätzlich erfolgt im Zuge des Monitorings Garzweiler eine weitere Begehung im Frühjahr und eine Überwachung des Mindestabflusses über den Pegel Baal. Innerhalb der Grenzen der Erft-Scholle werden im Naturschutzgebiet „Scherresbruch / Haberger Busch“ (HS-002) auf einer Länge von rd. 140 m maximale Absenkungen des Grundwassersspiegels zum Zeitpunkt 2070 prognostiziert. Die maximalen Absenkungen des Grundwasserspiegels für das Jahr 2070 im Vergleich zu 2030 belaufen sich überwiegend auf ≤ 0,2 m, kleinräumig auf ≤ 1,5 m (nicht abgebildet). Die prognostizierten Absenkungen im Bereich des Scherresbruchs sowie des Baaler Bachs sind auf die Sümpfung des Tagebaus Garzweiler zurückzuführen. Die prognostizierten Absenkungen befinden sich in unmittelbarer Nähe zur Venloer Scholle und breiten sich nicht weiter nach Süden aus. Die durch die Sümpfung des Tagebaus Hambach entstehenden Absenkungen erstrecken sich insbesondere in Richtung Süden und nicht in Richtung des Baaler Bachs. Durch die vorhabenimmanenten Stützungsmaßnahme sind keine Biotopveränderungen aufgrund sümpfungsbedingter Absenkungen zu erwarten.

- **Tagesanlagen Tagebau Hambach**
  Für die an den Tagebau Hambach angrenzenden Flächen des Biotops sind die Absenkungen im Hinblick auf Biotopveränderungen als irrelevant einzustufen. In diesen Bereichen sind die Flurabstände für den Tagebaubetrieb heutzutage abgesenkt und liegen deutlich tiefer, als es über das Grundwassermodell lokal abgebildet wird. Ein heutiger

Grundwassereinfluss auf die Funktionsfähigkeit des Biotoptyps ist auszuschließen; ergo führen die Absenkungen zu keinen Betroffenheiten.

- **Wasserhaltungen Dritter**
  In der Nähe der Deponie „Vereinigte Ville“ sind prognostizierte Absenkungen auf Wasserhaltungsmaßnahmen Dritter zurückzuführen, die im Grundwassermodell berücksichtigt sind. Die prognostizierten Absenkungen sind mithin nicht vorhabenbedingt (vgl. Ausführungen zum hydraulisch entkoppelten Bereich in Kap. 2.2.1, Abbildung 4).

- **Ufervegetation (Stützung durch Gewässer)**
  Die betroffenen Flächen des Biotops grenzen unmittelbar an ein Gewässer, z. B. den Concordiasee. Für den Concordiasee sind voraussichtlich keine Betroffenheiten durch Grundwasserabsenkungen zu erwarten, da die Absenkungen nur einen geringen Anteil des gesamten Wasserkörpers ausmachen (s. Kap. 3.1.2.10). Daher sind für die anliegenden terrestrischen Biotope ebenfalls keine Beeinträchtigungen zu erwarten, da das Gewässer den lokalen Grundwasserspiegel weiterhin stützt. Weitere gewässerbegleitende Strukturen liegen an anderen Gewässern im Untersuchungsraum (z. B. Ersdorfer Bach, Broicher Fließ). Für diese gilt ebenfalls, dass die Gewässer maßgeblich den lokalen Grundwasserhaushalt prägen. Sümpfungsbedingte Auswirkungen sind daher für die Wasserversorgung der Biotope nicht relevant.

Vor dem Hintergrund der genannten Gründe können aufgrund der fehlenden Empfindlichkeit und Qualität der Biotope sowie weiterer räumlicher und fachlicher Kriterien für alle weiteren Biotope Betroffenheiten offensichtlich ausgeschlossen werden (Prüfschritt 1b).

Absenkungen vor 2030 sind für die Einstufungen nicht relevant, da sich diese in keiner relevanten Weise auf den Biotopzustand (bis 2030) sowie das Ausmaß der Absenkungen (summarische Betrachtung der Absenkungen vor und nach 2030) auswirken.

Im Ergebnis des Prüfschrittes 1 sind Betroffenheiten und damit potenziell einhergehende Beeinträchtigungen terrestrischer Biotope durch prognostizierte Absenkungen des Grundwasserspiegels aufgrund standardisierter, amplitudenbezogener Kriterien (Prüfschritt 1a) sowie der Empfindlichkeit und Qualität der Biotope unter Einbeziehung weiterer räumlicher und fachlicher Kriterien (Prüfschritt 1b) offensichtlich auszuschließen. Die Ergebnisse des Prüfschrittes 1 sind in Anlage B-BIO-1.2 räumlich dargestellt.

2.1.3 Potenzielle Beeinträchtigung durch Grundwasserabsenkungen (Einzelfallprüfung)

Da für alle von betrachtungsrelevanten Absenkungen potenziell tangierten terrestrischen Biotope Betroffenheiten bereits im Rahmen des Prüfschritts 1 ausgeschlossen werden können (s. vorstehende Kapitel), ist eine detaillierte Prognose der Beeinträchtigung unter Einbeziehung standörtlicher Verhältnisse (Prüfschritt 2) nicht erforderlich und entfällt. Beeinträchtigungen terrestrischer Biotope aufgrund vorhabenbedingter Grundwasserabsenkungen sind daher insgesamt offensichtlich ausgeschlossen.

2.2 Grundwasseraufhöhungen

2.2.1 Methodische Grundlagen

Die Bedeutung des Grundwasserspiegels für die Struktur und Funktionsfähigkeit von Biotopen ist eingangs in Kapitel 2.1.1 skizziert.

Mit sukzessiver Einstellung der (nachlaufenden) Sümpfung kommt es zur Auffüllung der Grundwasserkörper und einem durch die Grundwasserneubildung bedingten natürlichen Anstieg des bergbaubedingt abgesenkten Grundwasserspiegels, sodass sich spätestens 2200 ein Grundwasserspiegel eingestellt haben wird, der weitestgehend den vorbergbaulichen Verhältnissen entspricht (sogenannter „stationärer Endzustand“). Hiervon ausgenommen sind sowohl der Nahbereich des Tagebausees, in dem die vorbergbauliche Trennung der Grundwasserleiter durch den Tagebausee aufgehoben wird, als auch die Erftniederung, in der der Erftverband perspektivisch eigenständig Maßnahmen zur Niedrighaltung des wiederansteigenden Grundwasserspiegels zum Schutz der Siedlungsentwicklung umsetzen wird. Die dauerhafte Niedrighaltung des Grundwasserspiegels kann für derzeit gestützte Feuchtgebiete von Bedeutung sein, sofern sich ein naturgemäßer Grundwasserhaushalt nicht wiedereinstellen würde (s. hierzu Kap. 4).

Durch den wiederansteigenden Grundwasserspiegel nimmt der Flurabstand ab, wodurch es zu sogenannten „Aufhöhungen“ der Flurabstände bis hin zu Druckwasseraustritt kommen kann. Dies kann dazu führen, dass die standörtlichen Verhältnisse für Biotope beeinflusst werden. Die wesentlichen Zusammenhänge sind in Kapitel 2.1.1 skizziert und aus den biotopspezifischen Ausführungen in Anlage A-BIO-1 abzuleiten. Der im Zuge des Grundwasseranstiegs erfolgende Stoffeintrag in das Grundwasser (Kippenabstrom und Rheinwasserinfiltration) ist Gegenstand eigenständiger Betrachtungen (s. Kap. 2.3 und 2.4).

Grundsätzlich können Aufhöhungen zu einer Förderung feuchter bis nasser Standorte führen. Das Ausmaß der Beeinflussung von Biotopen kann – neben der Veränderung des Grundwasserspiegels und dem sich einstellenden Flurabstand – insbesondere in Abhängigkeit der Empfindlichkeit der einzelnen Pflanzen gegenüber hoch anstehendem Grundwasser / Überstauung sowie den lokalen Bodenverhältnissen variieren. So finden sich in Feuchtgebieten, also in Landschaften, in denen Grund- und ggf. auch Oberflächenwasser maßgeblich die Standortverhältnisse prägt (bspw. Bruchwälder, Sümpfe, Auen etc.), vornehmlich Pflanzenarten, die an hohe Wasserstände und die damit verbundenen speziellen Standortfaktoren im Wurzelhorizont (vor allem Sauerstoffarmut, reduzierende Verhältnisse) angepasst sind. Außerhalb der Feuchtgebiete können infolge von Aufhöhungen biotopspezifische natürliche Grundwasserschwankungsbereiche überschritten werden und Vegetationsveränderungen einsetzen. Der Grundwasserwiederanstieg erfolgt allerdings langsam und vollzieht sich über einen sehr langen Zeitraum, sodass die Vegetation auf Grundwasserstandänderungen durch Anpassung an die Standortverhältnisse reagieren kann.

Die räumliche Zunahme und qualitative Verbesserung feuchter und nasser Standorte ist aus naturschutzfachlicher Sicht zumeist positiv zu bewerten und in Feuchtgebieten zudem teils explizit gefordert. Sie tragen zur Biotop- und Habitatvielfalt in anthropogen stark überprägten Landschaften bei,

zählen regional natürlicherweise zu den artenreichsten Ökosystemen, bieten Lebensraum für wasser- bzw. feuchtgebietsabhängige, oftmals gefährdete Arten und erbringen vielfältige Ökosystemleistungen einschließlich klimaschutzrelevanter Belange.

Die Prognose etwaiger grundwasserabhängiger Konflikte für terrestrische Biotope infolge von Aufhöhungen beruht grundsätzlich – analog zum Vorgehen für Absenkungen – auf dem Abgleich der biotopspezifischen Empfindlichkeit gegenüber Aufhöhungen des Grundwasserspiegels und der Ausdehnung und dem Ausmaß ebendieser Aufhöhungen.

Die **biotopspezifische Empfindlichkeit gegenüber Aufhöhungen** des Grundwasserspiegels ist auf Ebene der „KIfL-Biotope“ literaturbasiert ermittelt und im Katalog der Anlage A-BIO-1 zusammengestellt. In diesem Katalog werden der biotopspezifische und -typische Grundwasserschwankungsbereich („Amplitude“) sowie für die Funktionsfähigkeit des Biotops irrelevante, maximale Flurabstandsänderungen („Spanne“) quantifiziert. Der Katalog gewährleistet die regelbasierte, handhabbare und nachvollziehbare Vorauswahl der im Nachgang weitergehend zu betrachtenden Biotope (ggf. bis auf Art-Ebene).

Ausdehnung und Ausmaß der Aufhöhungen des Grundwasserspiegels im Jahr 2200 (Stationärer Endzustand bezogen auf den Grundwasserspiegel) gegenüber dem Jahr 2030 (Ausgangszustand) werden über das Grundwassermodell der RWE Power AG abgebildet (Auflösung: 10 x 10 m). Zuerst wird – losgelöst von der biotopspezifischen Empfindlichkeit – angenommen, dass sich Aufhöhungen des Grundwasserspiegels grundsätzlich auf Biotope in Bereichen auswirken könnten, in denen der Flurabstand (2200) maximal 2 m beträgt und Aufhöhungen von zumindest 0,1 m prognostiziert werden. Änderungen des Flurabstands von < 0,1 m liegen im Bereich der Prognoseunschärfe und sind den Aufhöhungen somit nicht hinreichend belastbar zuzuordnen. Bei Flurabständen von maximal 2 m kann das Grundwasser die oberflächennahen und für das Pflanzenwachstum wesentlichen Bodenschichten im Hinblick auf den Bodenwasserhaushalt und die Bodenbildung sowie Aspekte wie den Stoffumsatz derart beeinflussen, dass sich die Standortbedingungen für Pflanzen wesentlich verändern könnten. Dies ist bei Flurabständen von mehr als 2 m nicht zu erwarten, sodass relevante grundwasserabhängige Betroffenheiten und damit auch Beeinträchtigungen infolge von Aufhöhungen in Bereichen mit Flurabständen ≥ 2 m (2200) offensichtlich auszuschließen sind. Grundsätzlich ist ein Grundwasseranstieg hinsichtlich der Veränderungen in der Struktur und Vegetation der KIfL-Biotope positiv zu bewerten, da dieser häufig zu einer Stabilisierung der Lebensräume führt. Eine negative Veränderung der KIfL-Biotope kommt erst dann zustande, wenn das aufsteigende Grundwasser nicht abfließen kann, sich somit Feuchtezeiger etablieren und die charakteristische Vegetation des Biotops verschwindet.

Der in Konsequenz relevante Raumbezug („**prognostizierter Aufhöhungsbereich**“) für die Prognose grundwasserabhängiger Auswirkungen auf Biotope innerhalb der Erftscholle und linksrheinischen Kölner Scholle (Flurabstand 2200 ≤ 2 m, Flurabstand-Differenz 2200 zu 2030 ≥ 0,1 m) ist nachfolgend in Abbildung 3 abgebildet.

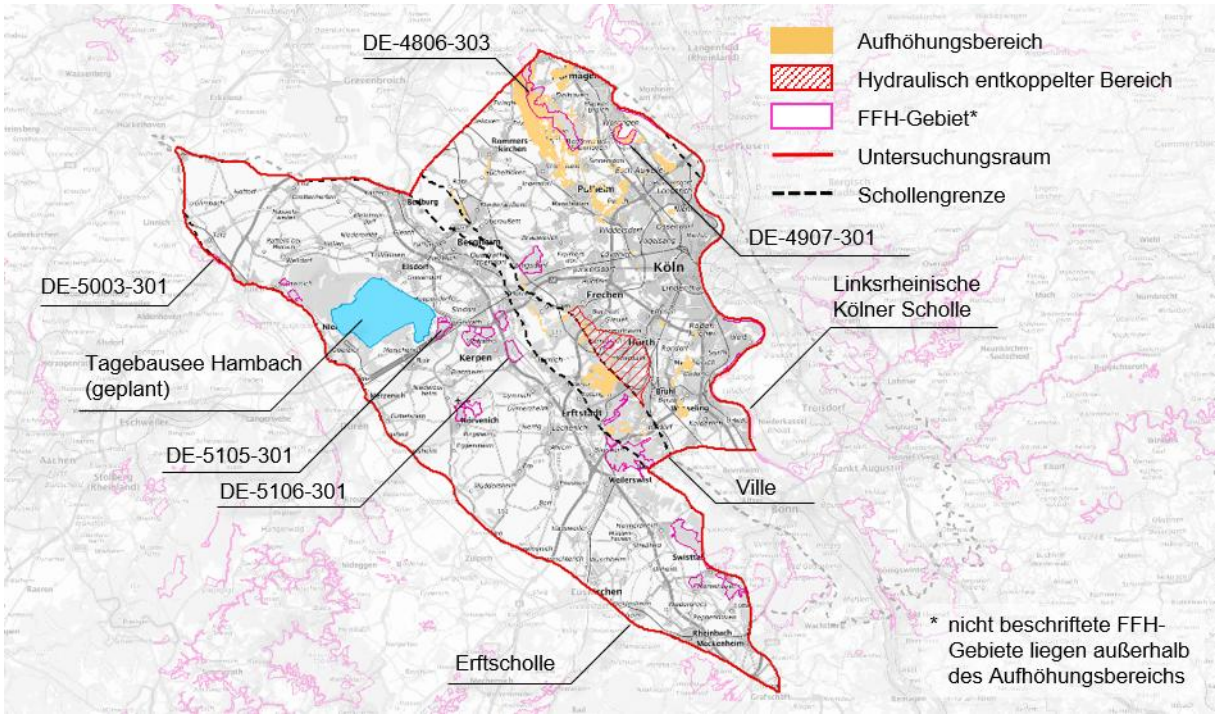


Abbildung 3 Aufhöhungsbereich 2200 zu 2030 mit Relevanz für die Auswirkungsprognose zu terrestrischen Biotopen (Flurabstand 2200 ≤ 2 m, Flurabstand-Differenz 2200 zu 2030 ≥ 0,1 m)

Der modellbasierte prognostizierte Aufhöhungsbereich erstreckt sich über insgesamt rd. 2.713 ha. Innerhalb des Aufhöhungsbereichs befinden sich die FFH-Gebiete „Kellenberg und Rur zwischen Floßdorf und Broich“ (DE-5003-301), „Dickbusch, Loersfelder Busch, Steinheide“ (DE-5105-301), „Kerpener Bruch und Parrig“ (DE-5106-301), „Knechtstedener Wald mit Chorbusch“ (DE-4806-303) und „Worringer Bruch“ (DE-4907-301), welche in einer gesonderten Unterlage betrachtet werden (Anlage A-FFH).

Im östlichen Teil des sogenannten „Südreviers“ der Alttagebaue ergibt sich die geohydraulische Besonderheit, dass das Obere Grundwasserstockwerk östlich der Schollengrenze der Ville (sogenannter „Kierberger Sprung“) weitgehend hydraulisch entkoppelt vom umliegenden Grundwasserspiegel ist (s. Abbildung 4). In diesem Bereich ist der Grundwasserwiederanstieg bereits abgeschlossen, d. h. Veränderungen des Grundwasserspiegels (sowie ggf. damit einhergehende stoffliche Veränderungen im Zuge des Kippenabstroms, vgl. Kap. 2.3, 3.3) stehen in keinem funktionalen Zusammenhang zum großflächigen Grundwasserwiederanstieg mit Einstellung der (nachlaufenden) Sümpfung für den Tagebau Hambach. Etwaige Grundwasserveränderungen wären demnach auf Einflüsse Dritter und die bereits abgeschlossene Rekultivierung des Südreviers zurückzuführen, sind allerdings nicht durch das Gewässerausbauvorhaben im weiteren Sinne (also mit der Rekultivierung des Tagebaus Hambach zusammenhängend) bedingt. Etwaige, schollenübergreifend modellierte Grundwasserveränderungen in dem in Abbildung 4 abgegrenzten, hydraulisch entkoppelten Bereich sind somit ausschließlich nachrichtlich dargestellt.

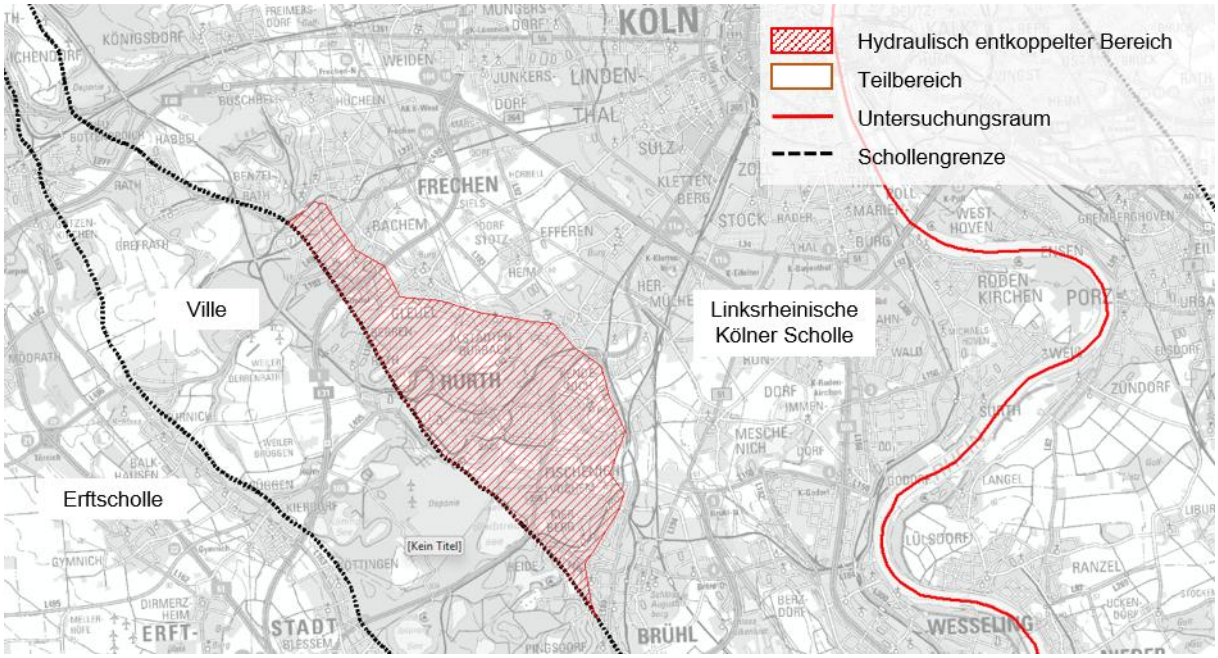


Abbildung 4 Hydraulisch entkoppelter Bereich im Oberen Grundwasserstockwerk östlich der Ville

Zur Bewertung einer potenziellen grundwasserabhängigen Betroffenheit der Biotope sind in einem nächsten Schritt hinreichend detaillierte **Kenntnisse zum Biotopbestand** innerhalb des prognostizierten Aufhöhungsbereichs erforderlich. Die Bestandsverhältnisse sind aufbauend auf den in Tabelle 7 genannten Datensätzen zusammengestellt und in die kategorisierten Biotoptypen entsprechend Anlage A-BIO-2 überführt worden. Kern der Zusammenstellung bilden Ergebnisse von Biotoptypenkartierungen im Zusammenhang mit dem laufenden Betrieb des Tagebaus Hambach. Sie wurden sukzessive um frei verfügbare sowie bei zuständigen Behörden vorliegende Datensätze ergänzt. Verbleibende Lücken wurden auf Basis topografischer Karten und Luftbilder geschlossen. Der gesamte Datensatz wurde abschließend validiert, insbesondere um im Bereich geschützter Flächen sachgerechte Abbildungen des Biotopbestands zu erzielen.

Tabelle 7 Verwendete Datengrundlagen zur Bestandsbeschreibung der Biotoptypen in den Aufhöhungsbereichen

Datensatz	Stand	Quelle	Fläche (ha)
Biotoptypenkartierung (mit Feuchtgebieten)	02.11.2022	RWE Power AG	1.516,5
Biotoptypen Feuchtgebiete	24.06.2022	IVOER	< 0,1
Biotoptypenkartierung (Rheinwassertransportleitung)	10.02.2023	Froelich und Sporbeck	42,9
Biotoptypen Bereich Inanspruchnahme	23.06.2022	Kölner Büro für Faunistik	42,1
Biotoptypenkartierung Am Bruch (Randliche Überlappungsbereiche zu Rurscholle (Inden))	26.10.2022	IVOER	36,6
Biotoptypenkartierung Mersheimer Bruch (Randliche Überlappungsbereiche zu Rurscholle (Inden))	26.10.2022	IVOER	0,7
Biotoptypenkartierung Rurdriesch (Randliche Überlappungsbereiche zu Rurscholle (Inden))	26.10.2022	IVOER	23,4
Biotoptypenkartierung (Sümpfungswasserrecht Garzweiler)	16.02.2024	Kölner Büro für Faunistik	1,3
Datensatz „Geschützte Biotope“	02.02.2023	LANUK	103,8

Datensatz	Stand	Quelle	Fläche (ha)
Datensatz „Lebensraumtypen“	17.04.2024	LANUK	9,7
ALKIS (Ville: 16.02.24)	09.02.2023	Geobasis.NRW	930,1
Luftbildkartierung	10.02.2023	Froelich und Sporbeck	6,1

Mit den aufgeführten Datengrundlagen kann der Biotopbestand im prognostizierten Aufhöhungsbereich hinreichend und flächendeckend beschrieben werden. Die Ergebnisse der Bestandserfassungen werden im nachfolgenden Kapitel umrissen und sind kartografisch in Anlage B-BIO-2.1 dargestellt.

Die Prognose grundwasserabhängiger Auswirkungen auf terrestrische Biotope infolge von Aufhöhungen des Grundwasserspiegels beruht auf dem in Abbildung 2 skizzierten Vorgehen.

Die Prognose grundwasserabhängiger Auswirkungen auf terrestrische Biotope durch Aufhöhungen des Grundwasserspiegels sieht für den Aufhöhungsbereich (Flurabstand (2200) ≤ 2 m) zuerst den Ausschluss aller anthropogen stark überformten Flächen (gemäß Einstufung in Anlage A-BIO-2, u. a. Siedlungs- und Verkehrsflächen, Tagebau- und sonstige Betriebsflächen etc.) vor, die gegenüber den Aufhöhungen (aus naturschutzfachlicher Sicht) nicht empfindlich sind und damit keinen aufhöhungsbedingten Beeinträchtigungen unterliegen können.

Für die verbleibenden betrachtungsrelevanten Biotope werden folgende **zwei Prüfschritte** vollzogen:

- **Prüfschritt 1**: Ermittlung der potenziellen Betroffenheit und damit potenziell einhergehenden Beeinträchtigung betrachtungsrelevanter Biotope
  a) mittels standardisierter, amplitudenbezogener und weitergehender Kriterien (Empfindlichkeit, Qualität) infolge von prognostizierten Aufhöhungen und
  b) ökologischer Bewertung etwaiger Biotopveränderungen,
- **Prüfschritt 2**: Detaillierte Prognose zur potenziell mit der Betroffenheit einhergehenden Beeinträchtigung unter Einbeziehung standörtlicher Verhältnisse (Einzelfallprüfung).

Über die genannten Prüfschritte hinaus ist zudem darzulegen, dass der Grundwasserkontakt in derzeit sümpfungsbedingt beeinflussten Biotopen nach erfolgtem Grundwasserwiederanstieg wiederhergestellt wird und bereits bestehende Betroffenheiten aufgelöst werden. Diesbezügliche, weitergehende Ausführungen sind Kapitel 4 zu entnehmen.

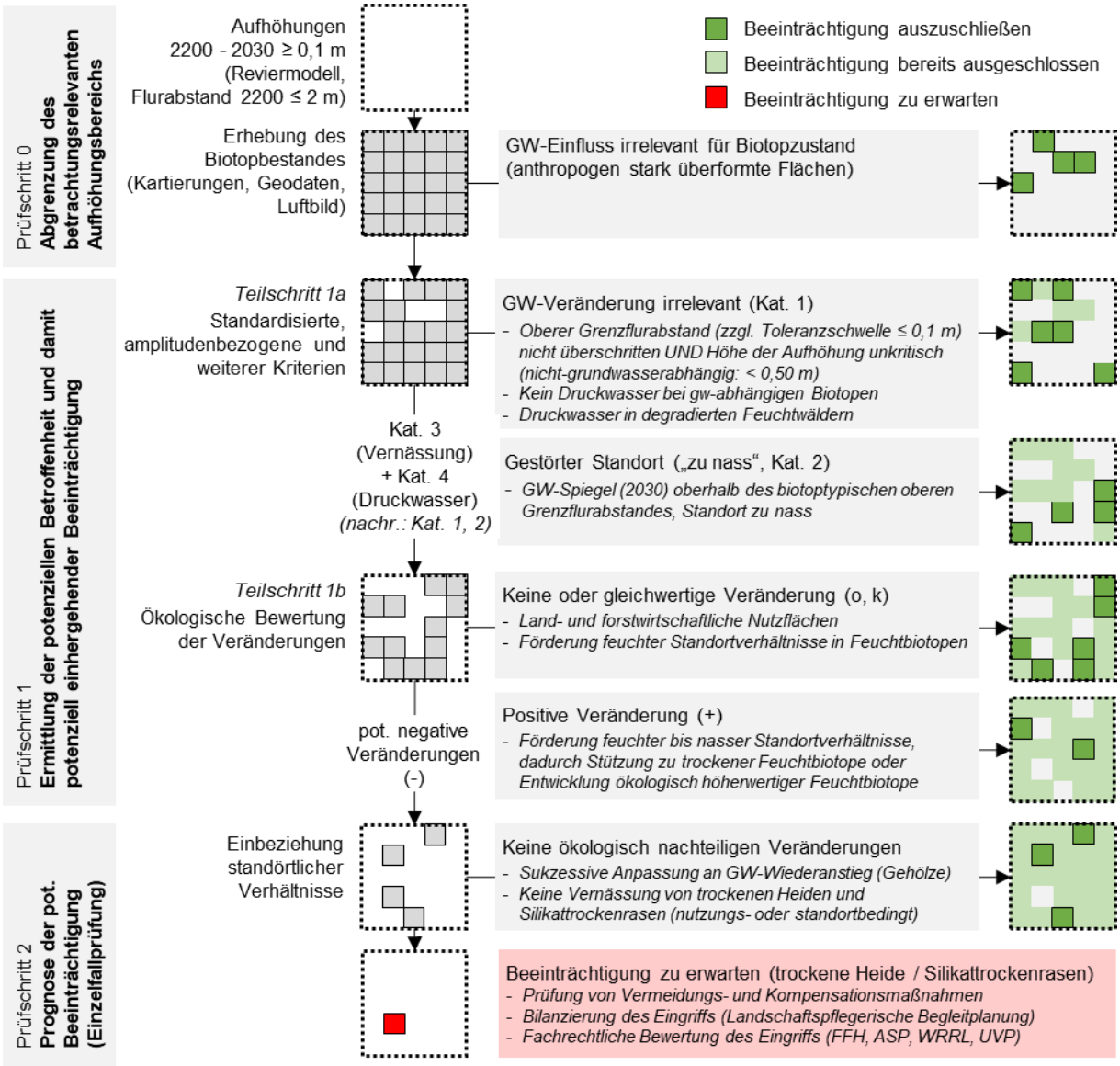


Abbildung 5 Vorgehensweise zur Prognose grundwasserabhängiger Auswirkungen auf terrestrische Biotope infolge von Aufhöhungen des Grundwasserspiegels

Zur **Ermittlung der potenziellen Betroffenheit und einer damit potenziell einhergehenden Beeinträchtigung** (Prüfschritt 1a) infolge der Aufhöhungen wird der Biotopbestand mit den Prognosen des Grundwassermodells verschnitten und anhand standardisierter, amplitudenbezogener Kriterien (Anlage A-BIO-2) entsprechend Tabelle 8 kategorisiert.

Tabelle 8 Erste Kategorisierung der potenziellen Betroffenheit und einer damit potenziell einhergehenden Beeinträchtigung von Biotoptypen infolge von Aufhöhungen des Grundwasserspiegels

Kat.	Beschreibung	Beschreibung
1	Betroffenheit ausgeschlossen	Die Aufhöhungen bewegen sich unterhalb des biotoptypischen unteren Grenzflurabstands („zu trocken“) oder reichen in die biotoptypische Amplitude hinein (Herstellung typischer Verhältnisse). Der Grundwasserspiegel überschreitet den oberen Grenzflurabstand (zzgl. 0,1 m

Kat.	Beschreibung	Beschreibung
		Toleranzbereich) allerdings nicht. Bei Aufhöhungen innerhalb der biotoptypischen Amplitude (zzgl. 0,1 m Toleranzbereich) wird ein Aufhöhungsbetrag von 0,5 m bei nicht-grundwasserabhängigen Gehölzformationen nicht überschritten.
2	Betroffenheit bereits vorhanden, Beeinträchtigung jedoch ausgeschlossen (gestörter Standort)	Der Grundwasserstand liegt im Ausgangszustand (2030) oberhalb des biotoptypischen oberen Grenzflurabstands (zzgl. 0,1 m Toleranzbereich), sodass der Standort im Ausgangszustand bereits gestört ist („zu nass“).
3	Betroffenheit zu erwarten und Beeinträchtigung nicht auszuschließen (Vernässung) / Einzelfallprüfung erforderlich	Der Grundwasserspiegel überschreitet erstmals den biotoptypischen unteren Grenzflurabstand (zzgl. 0,1 m Toleranzbereich) oder steigt bei nicht-grundwasserabhängigen Gehölzformationen um mehr als 0,5 m in einem für den Biotoptyp relevanten Ausmaß an, sodass es zu Vernässungen des Biotoptyps kommen kann. Beeinträchtigungen aufgrund der Grundwasserstandsänderung können ohne eine vertiefende Betrachtung nicht ausgeschlossen werden; ggf. muss der Standort einer Einzelfallprüfung unterzogen werden.
4	Betroffenheit zu erwarten und Beeinträchtigung nicht auszuschließen (Druckwasser) / Einzelfallprüfung erforderlich	Druckwasser entsteht oder wird verstärkt, sodass ein oberflächiger Austritt von Grundwasser auftreten kann, der i. d. R. diffus abfließt oder sich in Senken anstaut. Beeinträchtigungen aufgrund der Grundwasserstandsänderung können ohne eine vertiefende Betrachtung nicht ausgeschlossen werden; ggf. muss der Standort einer Einzelfallprüfung unterzogen werden.

Im Rahmen der Einstufungen werden ergänzende Kriterien im Hinblick auf die Empfindlichkeit der Biotope gegenüber Aufhöhungen wie folgt einbezogen und begründen den Ausschluss ausgewählter Biotope von der weiteren Betrachtung:

- Aufhöhungen in grundwasserabhängigen Biotopen führen zu keinen Betroffenheiten, sofern der Grundwasserspiegel die Geländeoberkante nicht übersteigt, also kein Druckwasser entsteht (Kategorie 1). Bei „Feuchten Wäldern: Degradierte Feuchtwälder“ ist zudem das Einsetzen von Druckwasser in gestörten Standorten irrelevant (Kategorie 2).
- Aufhöhungen in landwirtschaftlich genutzten Flächen wirken sich grundsätzlich positiv auf die Standortproduktivität aus; gegen im Einzelfall mögliche Vernässungen können gängige Maßnahmen gemäß der guten fachlichen Praxis zur Drainage, etc. ergriffen werden.

Grundsätzlich können Aufhöhungen im Hinblick auf strukturelle und qualitative Verhältnisse zwar zu Veränderungen bestehender Biotope führen und somit eine potenzielle Betroffenheit hervorrufen. Im Regelfall ist allerdings die Entstehung gleich- oder sogar höherwertiger Biotope zu erwarten und daher naturschutzfachlich positiv zu bewerten.

Die Grundannahmen zur naturschutzfachlichen Bedeutung der Aufhöhungen für einzelne Biotoptypen sind – bezogen auf das Ausmaß der Aufhöhungen – in Anlage A-BIO-2 zusammengefasst. Die ökologische Bewertung der potenziellen Veränderung von Biotoptypen infolge von Aufhöhungen (Prüfschritt 1b) wird biotopspezifisch entsprechend den Regelsätzen der Anlage A-BIO-2 vorgenommen und den Kategorien nach Tabelle 9 zugeordnet.

Tabelle 9 Ökologische Bewertung der potenziellen Veränderung von Biotoptypen infolge von Aufhöhungen des Grundwasserspiegels

Kategorie	Beschreibung
+ Positiv	Aufhöhungen führen zu feuchten bis nassen Standortverhältnissen, infolge dessen die Entwicklung im Ausgangszustand potenziell gestörter grundwasserabhängiger Biotope (Kategorie 2) gefördert wird oder sich Biotope mesophiler Standorte langfristig zu feuchten bis nassen Biotopen entwickeln. Es kommt zu einer Aufwertung der Biotope in ökologischer Hinsicht.
o Gleichwertig	Infolge der Aufhöhungen verringert sich der Flurabstand, sodass Auswirkungen auf das Biotop zu erwarten sind. Strukturelle Veränderungen des Biotops oder die Entwicklung eines abweichenden Biotoptyps führen zu keiner Aufwertung, aber auch keiner Abwertung des Biotops in ökologischer Hinsicht.
k Keine	Infolge der Aufhöhungen verringert sich zwar der Flurabstand, ohne dass Vernässungen entsprechend der biotopspezifischen Anforderungen an den Flurabstand zu erwarten sind. Die Funktionsfähigkeit des Biotops wird nicht beeinflusst, so dass keine Veränderung des Biotops eintritt.
- Negativ	Aufhöhungen führen zu feuchten bis nassen Standortverhältnissen auf Standorten von trockenen Heiden oder Silikattrockenrasen, die als Extremstandorte insbesondere spezialisierten Arten seltene Lebensräume bieten und Vernässungen zu mesophilen bis feuchten / nassen Standorten in ökologischer Hinsicht eine Abwertung bedeuten.

Diese Bewertung erlaubt insbesondere für die Biotope der Kategorien 3 (Vernässung) und 4 (Druckwasser) nachgelagerte Einstufungen der potenziellen Veränderung und damit eine fachliche Begründung zur Bewertung etwaiger Beeinträchtigungen. Entsprechende Fälle sind auf Ebene der relevanten Biotoptypen im Rahmen des Kapitels 2.2.2 erläutert.

Soweit bereits die Betroffenheit eines Biotops durch eine Grundwasserstandveränderung ausgeschlossen werden kann, können auch Beeinträchtigungen im Sinne der naturschutzrechtlichen Eingriffsregel offensichtlich ausgeschlossen werden.

Im Rahmen der **detaillierten Prognose der möglichen Betroffenheit und einer damit potenziell einhergehenden Beeinträchtigung** (Prüfschritt 2) werden letztlich ausschließlich potenziell betroffene Biotope des Typs „Trockenes Offenland“ – beschränkt auf naturschutzfachlich hochwertige trockene Heiden und Silikattrockenrasen – einer detaillierten Betrachtung unter Einbeziehung der standörtlichen Verhältnisse unterzogen, da nur diese durch eine Aufhöhung des Grundwasserspiegels eine negative Veränderung erfahren können (Ergebnis des Prüfschrittes 1 mit Kombination der Einstufung der Betroffenheit und Bewertung etwaiger Veränderungen).
Trockenstandorte zeichnen sich üblicherweise durch eine begrenzte Verfügbarkeit von Wasser und Nährstoffen aus, sodass sich ausschließlich Arten ansiedeln, die auf diese anspruchsvollen Bedingungen angepasst sind. Trockene Heiden und Silikattrockenrasen beherbergen daher meist seltene oder gefährdete Arten, die in der ansonsten intensiv genutzten Landschaft wenig konkurrenzfähig sind. Bei Aufhöhungen nimmt grundsätzlich der Bodenwassergehalt (und ggf. der Gehalt damit eingetragener Nährstoffe) zu, sodass sich weniger spezialisierte, wuchskräftigere bzw. konkurrenzstärkere Arten durchsetzen können. In Abhängigkeit der resultierenden Verhältnisse ist die Entwicklung von geringerwertigem gemäßigtem Offenland (ggf. mit Aufkommen von Gehölzen) oder Feucht- und Nassbiotopen möglich. Wenngleich letztere aus naturschutzfachlicher Sicht zwar grundsätzlich gleichwertig einzustufen sind, ist die Verdrängung von seltenen trockenen Heiden und Silikattrockenrasen samt daran angepasster Tier- und Pflanzenarten naturschutzfachlich zu überprüfen.

Etwaige Veränderungen potenziell betroffener Biotope (Trockene Heiden und Silikattrockenrasen) werden im Rahmen der detaillierten Prüfung unter Berücksichtigung der standörtlichen Verhältnisse und detaillierten Anforderungen ggf. bis auf Ebene einzelner Arten in Kapitel 2.2.3 beschrieben. Im Ergebnis werden zu erwartende Veränderungen der Biotope hinsichtlich ihrer Ausdehnung und Wertigkeit prognostiziert.

Die Bewältigung identifizierter potenzieller Beeinträchtigungen ist sodann Gegenstand der jeweiligen Umweltfachbeiträge, sofern nicht hier bereits eine Beeinträchtigung von Anfang an ausgeschlossen werden kann.

2.2.2 Ermittlung der potenziellen Betroffenheit und Beeinträchtigung

2.2.2.1 Beschreibung der Aufhöhungsbereiche

Die prognostizierten Aufhöhungsbereiche (rd. 2.713 ha, vgl. Abbildung 3) sind hinsichtlich der darin vorherrschenden Flurabstände im Jahr 2030 auf übergeordneter Ebene wie folgt gekennzeichnet (vgl. detaillierte Darstellungen in Anlage B-BIO-2.1):

Die größten Flurabstände zeichnen sich sümpfungsbedingt südöstlich von Bedburg mit maximalen Werten von bis ca. 224 m ab. Die Aufhöhungsbeträge in diesem Bereich belaufen sich auf bis zu 222 m. Abseits des Tagebaus sind überwiegend Flächen mit Flurabständen von bis zu etwa 10 m vorhanden. Diese sind im gesamten Untersuchungsraum „Grundwasser“ verteilt und vor allem im Bereich nördlich von Euskirchen, nordöstlich von Rommerskirchen, zwischen Jülich und Linnich sowie östlich von Pulheim vorzufinden. Die lokal relevanten Flurabstände werden im Rahmen der Auswirkungsprognose differenziert und detailliert beschrieben (s. Kap. 2.2.3).

Die im Aufhöhungsbereich **vorhandenen Biotoptypen** (ohne „anthropogen stark überprägte Bereiche“) sind nachfolgend zusammengestellt (entsprechend den Datengrundlagen gem. Tabelle 9). Der Bestand ist im Allgemeinen durch bewirtschaftete Flächen wie Äcker, Grünland sowie Forste gekennzeichnet. Zusammenhängende Siedlungsstrukturen werden nicht in die Betrachtungen einbezogen und von den nachfolgenden Darstellung daher ausgeschlossen (s. o.).

Tabelle 10 Biotoptypen (gruppiert) im Aufhöhungsbereich

KlfL-Biotoptyp	**Fläche [ha]**
Acker und sonstige Landwirtschaft, Obstbau, Gartenbau	723,9
Einzelbaum, Baumgruppe	14,9
Feuchte Gebüsche	16,3
Feuchte Wälder, davon	132,2
- Auwald	70,4
- Bruchwald	31,7
- Degradierte Feuchtwälder	30,2
Feuchtes Grünland und Röhricht	14,0
Feuchtes Offenland	17,5
Fließ- und Stillgewässer	671,6

KlfL-Biotoptyp	Fläche [ha]
Gebüsche	177,0
Grünland und Grünlandbrache, mageres Grünland	358,2
Moore: Niedermoore, Sümpfe, Seggenriede	1,0
Sonstiges Offenland	38,5
Streuobstwiesen	11,3
Trockenes Offenland	8,8
Wälder, davon - Forste - Mesophile Wälder	528,9 419,2 109,7
Gesamt	**2.713,2**

Die zusammengestellten Biotoptypen und modellierten Flurabstände im Ausgangszustand (2030) sind kartografisch in Anlage B-BIO-2.1 flächendeckend dargestellt.

Im Zuge des Grundwasserwiederanstiegs ist davon auszugehen, dass sich weitestgehend wieder naturnahe Grundwasserverhältnisse einstellen. Übergeordnet ist eine Entwicklung wie folgt zu erwarten:

Im Bereich Bedburg und Bergheim sowie südlich des Peringsmaares werden die größten Aufhöhungsbeträge prognostiziert, die sich überwiegend auf Werte von 100 - 222 m belaufen. Südlich des Tagebaus Hambach sind Aufhöhungen von bis zu 24 m zu erwarten. Aufhöhungswerte > 80 m sind auf Flächen nördlich des Tagebaus Hambach bei Bedburg sowie südlich des Tagebaus Hambach bei Kerpen beschränkt. Auf hieraus lokal resultierende Flurabstände wird im Folgenden nach Erfordernis eingegangen.

2.2.2.2 Einstufung der potenziellen Betroffenheit unter Einbeziehung der biotoptypischen Empfindlichkeit und Qualität (Prüfschritt 1 a)

Die Einstufung einer **potenziellen Betroffenheit und potenziellen Beeinträchtigung terrestrischer Biotope** nach standardisierten, amplitudenbezogenen Kriterien (Prüfschritt 1a; vgl. Anlage A-BIO-2) ist nachfolgend mit den resultierenden Ausdehnungen summarisch zusammengefasst (ohne Fließ- und Stillgewässer, rd. 672 ha, s. hierzu Kap. 3.1).

Tabelle 11 Ergebnisse des 1. Prüfschrittes (Prüfschritt 1a): Ausschluss der Betroffenheit der Biotoptypen (Fläche [ha], gerundet) im Aufhöhungsbereich gemäß der biotopspezifischen Empfindlichkeit gegenüber Aufhöhungen nach Anlage A-BIO-2

KlfL-Biotoptyp (A-BIO-1)	1 – Betroffenheit ausgeschlossen	2 – Betroffenheit bereits vorhanden, Beeinträchtigung jedoch ausgeschlossen (gestörter Standort)
Acker	708,6	11,7
Einzelbaum, Baumgruppe	11,3	0,4
Feuchte Gebüsche	13,9	2,3
Feuchte Wälder […]	132,2	-
Feuchtes Grünland	5,4	< 0,1
Feuchtes Offenland	2,0	15,5
Gebüsche	170,5	6,4

KlfL-Biotoptyp (A-BIO-1)	1 – Betroffenheit ausgeschlossen	2 – Betroffenheit bereits vorhanden, Beeinträchtigung jedoch ausgeschlossen (gestörter Standort)
Grünland und Grünlandbrache	355,6	0,7
Mageres Grünland	1,9	< 0,1
Moore […]	0,0	1,0
Röhricht	3,7	4,8
Sonstige Landwirtschaft […]	3,6	-
Sonstiges Offenland	38,5	-
Streuobstwiesen	8,04	< 0,1
Trockenes Offenland	3,3	-
Wälder (Forste, mesophile Wälder)	425,9	52,8
Summe	**1.885**	**99**

Bereits durch den Verschnitt der Grundwassermodelldaten mit dem Biotoptypenbestand und der regelbasierten Einstufung der Betroffenheit nach Anlage A-BIO-2 wird – ohne detaillierte Prüfung der einzelnen Biotope – deutlich, dass für den überwiegenden Anteil der Biotope im Aufhöhungsbereich (rd. 1.983 ha) Betroffenheiten sowie Beeinträchtigungen offensichtlich auszuschließen sind, da das Ausmaß der Aufhöhungen nicht geeignet ist, die Funktionsfähigkeit der Biotope nach den amplitudenbezogenen Kriterien wesentlich zu beeinträchtigen (Kat. 1, rd. 92 % der relevanten Fläche terrestrischer Biotope) oder die Aufhöhungen auf gestörten Standorten stattfinden, die nach amplitudenbezogenen Kriterien bereits im Referenzjahr zu nass sind (Kat. 2, rd. 5 %).

Nach der standardisierten, amplitudenbezogenen Einstufung ergibt sich ein Bedarf für eine Einzelfallprüfung (Kategorie 3, 4) für lediglich 3 % (rd. 61 ha der betrachteten Biotoptypen), da Betroffenheiten und damit potenziell einhergehende Beeinträchtigungen durch das Ausmaß der Aufhöhungen nicht von Anfang an offensichtlich auszuschließen sind. Hiervon umfasst sind Einzelbäume / Baumgruppen (2,3 ha), Streuobstwiesen 3,2 (ha), Wälder (Forste, mesophile Wälder, 50,1 ha) und trockenes Offenland (5,5 ha).

Die potenzielle Betroffenheit wird nahezu vollständig durch prognostiziertes Einsetzten oder Verstärken von Druckwasserverhältnissen ausgelöst (rd. 60 ha). Eine Vernässung ohne Druckwasser (Kategorie 3) liegt regelbasiert ausschließlich für Trockenes Offenland auf einer Fläche von rd. 1,1 ha vor.

Es handelt sich bei den obenstehenden Darstellungen insgesamt um Zwischenergebnisse (Prüfschritt 1a). Losgelöst von der potenziellen Betroffenheit ist darüber hinaus zur Bewertung einer potenziellen Beeinträchtigung maßgeblich, ob sich Aufhöhungen in ökologischer Hinsicht negativ auswirken könnten.

2.2.2.3 Bewertung der potenziellen Veränderung (Prüfschritt 1b)

Die **Bewertung der potenziellen Veränderungen** (Prüfschritt 1b) bestimmt über ein Erfordernis zur weitergehenden Betrachtung im Rahmen einer detaillierten Einzelfallprüfung.

Auswirkungen von Grundwasserstandsänderungen auf Biotope sind im Rahmen der Prüfungen zur Änderung des Braunkohlenplans Hambach (2025, [9]) beschrieben worden. Auf dieser Grundlage ist die Bedeutung von Aufhöhungen für die Biotoptypen – über die regelbasierte Ermittlung einer möglichen Betroffenheit hinaus – wie folgt anzunehmen:

- **Landwirtschaftliche Nutzflächen (Acker, Grünland /-brachen (mesophil, feucht, mager), sonstige Landwirtschaft, Obstbau, Gartenbau)**
  Grundwasseranstiege haben meist keine wesentlichen Auswirkungen auf die Vegetation und Struktur landwirtschaftlicher Nutz-/ Kulturflächen, da diese abhängig von der Bewirtschaftung sind und keiner natürlichen Entwicklung im eigentlichen Sinne unterliegen. Die Bodenwasserverfügbarkeit für die Kulturpflanzen wird erhöht; insbesondere vor dem Hintergrund eines sich abzeichnenden Klimawandels mit einhergehenden Dürreperioden, die schon in den letzten vergangenen Jahren eine intensive Bewässerung der Landwirtschaftsflächen in Deutschland zur Folge hatten, ist dies grundsätzlich positiv zu werten. Bezüglich möglicher Vernässungen ist in der intensiv genutzten Agrarlandschaft in der Regel davon auszugehen, dass diesen mit den in der Landwirtschaft üblichen Drainagemaßnahmen oder mit der Anlage von Gräben entgegenzuwirken ist, sofern das Wasser nicht ohnehin reliefbedingt abfließt. Außerdem nehmen mit den Aufhöhungen Feuchtezeiger sowie die Produktivität der Standorte zu. Bei Überstauung können sich z. B. Flutrasenbestände entwickeln. Auf Landwirtschaftsflächen führt ein Grundwasseranstieg daher in der Regel zu keiner oder zu einer positiven Biotopwertveränderung.

- **Gehölze (Einzelbaum / Baumgruppe, Wälder (Forste, Mesophile Wälder), Gebüsche)**
  Für einzelne Bäume, Gebüsche und Wälder ergeben sich keine Strukturveränderungen, soweit es nicht zu dauerhaften Überstauungen kommt. Aufgrund der Langfristigkeit der Veränderung können sich die Gehölzarten durch natürliche Konkurrenz oder durch forstliche Bewirtschaftung sukzessive an die veränderten Standortverhältnisse anpassen. Forstliche Nutzungen können bei zunehmender Bodenfeuchte zwar beeinträchtigt werden und es kann zu einem Absterben von älteren Bäumen kommen, infolgedessen der ökologisch wertvolle Totholzanteil steigt. Der Grad der Naturnähe der Gehölzbiotope nimmt in aller Regel aber zu, sodass meist keine oder eine etwa gleichwertige Biotopveränderung zu erwarten ist. Kommt es zu Überstauungen, ohne dass das Druckwasser abfließen kann, kann eine forstliche Nutzung betroffen sein. Mit einer langfristigen Entwicklung von Feucht- und Bruchwäldern (z.B. Feuchtweiden-Gebüsch) oder anderen Feucht- bzw. Nassbiotopen (Seggenried o. ä.), die ebenfalls eine hohe naturschutzfachliche Bedeutung haben, ist aber im Regelfall eine ökologisch mindestens gleichwertige Biotopentwicklung zu erwarten.

- **Feuchte Gehölze (Gebüsche, Wälder, Auwald)**
  Aufhöhungen haben grundsätzlich positive Auswirkung auf die Struktur der Feuchten Gehölze, weil dadurch die typische Feuchtvegetation gefördert wird. Strukturveränderungen sind nur bei längerfristiger Überstauung möglich – z. B. bei einem Absterben älterer Bäume, dadurch kommt es zur bedingten Erhöhung des ökologisch wertvollen Totholzanteils im Wald und Aufkommen nässeliebender Arten sowie Einwanderung von Röhrichten. Biotoptyp und -wert ändern sich dadurch jedoch i. d. R. nicht.

- **Feuchtes Offenland**
  Potenzielle Betroffenheiten von feuchtem Offenland sind möglich, wenn austretendes Druckwasser nicht abfließen kann und es daher zur dauerhaften Überstauung kommt. Das feuchte Offenland wird in diesem Fall durch Nassbiotope (oder Gewässer) ersetzt, die hinsichtlich ihrer Biotopwertigkeit i. d. R. als gleich- oder sogar höherwertig einzustufen sind. Erhebliche negative Auswirkungen sind somit nicht gegeben.

- **Nassbiotope (Moore, Niedermoore, Übergangs- und Zwischenmoore, Sümpfe, Seggenriede, Röhrichte)**
  In den meisten Fällen führt ein Grundwasseranstieg bei Nassbiotopen zu einer Rückführung zu natürlicheren Standortverhältnissen und somit zu einer positiven ökologischen Auswirkung. Im Einzelnen kann es bei einem Grundwasseranstieg an solchen Standorten zu einer räumlichen Verschiebung der Grenzlinien, z. B. der Schilfgürtel oder Feuchtwälder an Gewässerrändern kommen, wobei meist eine Vergrößerung der grundwasserbeeinflussten Flächen zu erwarten ist. Negative Auswirkungen sind damit in der Regel nicht verbunden.

- **Streuobstwiesen**
  Steigt der Grundwasserflurabstand bei Streuobstwiesen auf weniger als 0,5 m an, ist mit einem Absterben der Obstbäume zu rechnen. Die Flächen werden ggf. weiter als Grünland oder Feuchtgrünland genutzt oder aber durch Feucht-/Nassbiotope ersetzt. Für Streuobstwiesen ist ohnehin nach einem Zeitraum von ungefähr 30 bis 40 Jahren mit einem altersbedingten Absterben der Bäume zu rechnen, sodass Nachpflanzungen erforderlich sind. Die neu gepflanzten Bäume können sich besser an die veränderten Grundwasserverhältnisse anpassen, sodass der Biotoptyp in vielen Fällen grundsätzlich weiterhin bestehen bleiben kann. Negative Betroffenheiten sind daher aufgrund der Langfristigkeit der Veränderungen nicht zu erwarten.

- **Trockenes Offenland (ohne trockene Heiden und Silikattrockenrasen), sonstiges Offenland**
  Im Bereich des trockenen und sonstigen Offenlandes führen höhere Grundwasserstände zu einer Zunahme der Frische- und Feuchtezeiger. Werden die Bereiche langfristig überstaut, können sich Hochstaudenfluren, Röhrichte oder Feuchtgebüsche entwickeln, die naturschutzfachlich i. d. R. höherwertig einzustufen sind.

- **Trockenes Offenland (trockene Heiden und Silikattrockenrasen)**
  Trockene Heiden und Silikattrockenrasen beherbergen meist seltene oder gefährdete Arten, die in der ansonsten intensiv genutzten Landschaft wenig konkurrenzfähig sind. Bei Aufhöhungen nimmt grundsätzlich der Bodenwassergehalt (und ggf. der Gehalt damit eingetragener Nährstoffe) zu, sodass sich weniger spezialisierte, wuchskräftigere bzw. konkurrenzstärkere Arten durchsetzen können. In Abhängigkeit der resultierenden Verhältnisse ist die Entwicklung von geringerwertigem gemäßigtem Offenland (ggf. mit Aufkommen von Gehölzen) oder Feucht- und Nassbiotopen möglich. Wenngleich letztere aus naturschutzfachlicher Sicht zwar grundsätzlich gleichwertig einzustufen sind, ist die Verdrängung von seltenen

trockenen Heiden und Silikattrockenrasen samt daran angepasster Tier- und Pflanzenarten naturschutzfachlich im Rahmen der Konfliktanalyse zunächst kritisch zu betrachten.

Es wird demnach deutlich, dass

a) Aufhöhungen i. d. R. zu gleichwertigen oder positiven Veränderungen der Biotoptypen führen (Kategorien 1, 2) und
b) potenziell betroffene Biotope (Kategorien 3, 4; Einzelbäume, Streuobstwiesen, Trockenes Offenland (ohne trockene Heiden und Silikattrockenrasen) und Wälder) Veränderungen unterliegen können, die in ökologischer Hinsicht indes positiv zu bewerten sind.

Aufhöhungen werden demnach ausschließlich im Bereich des Biotoptyps „Trockenes Offenland“ – beschränkt auf trockene Heiden und Silikattrockenrasen – ökologisch negativ bewertet und sind weitergehend im Detail zu betrachten (Einzelfallbetrachtung – Prüfschritt 2).

Die Annahmen zur **potenziellen Veränderung der Biotoptypen** innerhalb des Aufhöhungsbereichs (**Prüfschritt 1b**) sind in Anlage A-BIO-2 aufgeschlüsselt und nachfolgend tabellarisch für die terrestrischen Biotoptypen zusammengefasst (zu Gewässern s. Kap. 3.1). In der Tabelle sind diejenigen Biotoptypen hervorgehoben, für die eine Betroffenheit nach standardisierten Kriterien (Prüfschritt 1a) nicht ausgeschlossen werden konnte.

Tabelle 12 Bewertung der potenziellen Veränderung der Biotoptypen infolge der prognostizierten Aufhöhungen im Hinblick auf die naturschutzfachliche Bedeutung (Prüfschritt 1b nach Anlage A-BIO-1.2, vgl. Kartendarstellung in Anlage B-BIO-1.2.2)

KlfL-Biotop	**Potenzielle Veränderung (Fläche [ha])**			
	keine	**gleichwertig**	**positiv**	**negativ**
Acker	614,9	-	105,4	-
Einzelbaum, Baumgruppe	11,7	2,3	-	-
Feuchte Gebüsche	13,1	3,2	-	-
Feuchte Wälder	-	-	132,2	-
Feuchtes Grünland	5,2	-	0,2	-
Feuchtes Offenland	15,5	2,0	-	-
Fließgewässer	-	14,7	44,2	-
Gebüsche	90,3	-	86,7	-
Grünland und Grünlandbrache	216,0	-	140,3	-
Mageres Grünland	1,9	0,1	-	-
Moore, Niedermoore, Sümpfe, Seggenriede	1,0	-	0,0	-
Röhricht	5,0	-	3,6	-
Sonstige Landwirtschaft, Obstbau, Gartenbau	3,4	-	0,2	-
Sonstiges Offenland	25,7	-	12,8	-
Stillgewässer	-	523,0	89,7	-
Streuobstwiesen	8,0	3,2	-	-
Trockenes Offenland	2,6	0,8	-	5,5
Wälder (Forste, mesophile Wälder)	52,8	327,0	149,0	-
Summe	**1067,2**	**876,3**	**764,3**	**5,5**

Durch die Aufhöhungen sind somit auf rd. 1.944 ha (72 % der Gesamtfläche des Aufhöhungsbereichs) keine oder gleichwertige Veränderungen des Biotopbestands langfristig zu erwarten.

Auf rd. 764 ha Fläche (28 % der Gesamtfläche des Aufhöhungsbereichs) führen die Aufhöhungen zu Veränderungen des Biotopbestands, die positiv zu werten sind, da feuchte bis nasse Standortbedingungen gefördert werden, die naturschutzfachlich als hochwertig einzustufen sind.

Die räumliche Darstellung der potenziellen Veränderungen ist in Abbildung 6 in der Übersicht und detailliert in den Kartensätzen der Anlage B-BIO-2.2 enthalten.

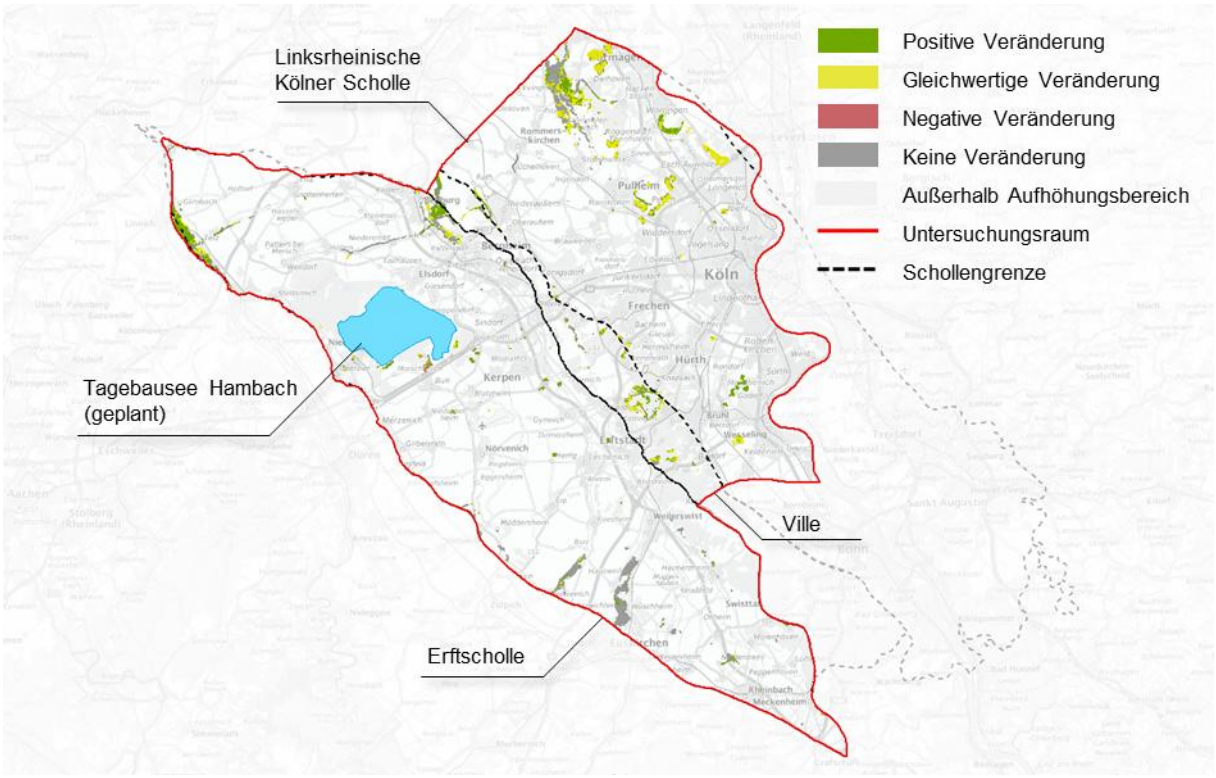


Abbildung 6 Räumliche Verteilung der Bewertung der potenziellen Veränderung der Biotoptypen infolge der prognostizierten Aufhöhungen im Hinblick auf die naturschutzfachliche Bedeutung

Positive Veränderungen durch Aufhöhung treten demnach im gesamten Untersuchungsraum „Grundwasser“ überwiegend kleinflächig auf. Größere zusammenhängende Flächen mit positiven Veränderungen befinden sich hauptsächlich im nördlichen Bereich des Untersuchungsraums „Grundwasser“. Insbesondere im nordwestlichen Bereich des Untersuchungsraums „Grundwasser“ entlang der Rur bei Broich sowie im Bereich der ehemaligen Transportgleise „Rather Schleife“ bei Bedburg, befindet sich ein großflächiger Aufhöhungsbereich, der positive Veränderungen der Biotope begünstigt.

In den FFH-Gebieten „Kellenberg und Rur zwischen Floßdorf und Broich“ (DE-5003-301), „Dickbusch, Loersfelder Busch, Steinheide“ (DE-5105-301), „Kerpener Bruch und Parrig“ (DE-5106-301), „Knechtstedener Wald mit Chorbusch“ (DE-4806-303) und „Worringer Bruch“ (DE-4907-301) zeigen sich potenziell positive Veränderungen, welche in der FFH-Betrachtung detailliert untersucht werden.

Flächen des KlfL-Biotops: „Trockenes Offenland“ finden sich in den Aufhöhungsbereichen auf insgesamt rd. 8 ha.

Aufhöhungen im trockenen Offenland sind sehr kleinteilig in der nordöstlichen linksrheinischen Kölner Scholle, im südlichen Bereich der Erft-Scholle bei Heimerzheim, östlich der Rur bei Broich sowie in der südlichen Ville vorzufinden. Entsprechend der biotopspezifischen Empfindlichkeit gegenüber Aufhöhungen gilt für trockenes Offenland, dass ausschließlich „Heideflächen, Silikattrockenrasen“ negative Veränderungen aufgrund von Aufhöhungen erfahren könnten. Übrige trockene Säume bzw. Hochstaudenfluren zeigen hingegen keine negativen Veränderungen infolge von Grundwasseraufhöhungen. Etwaige Auswirkungen wurden auf diesen Flächen naturschutzfachlich zu gleich- oder höherwertigen Beständen führen; sie sind daher nachfolgend nicht weiter berücksichtigt.

Eine potenzielle Beeinträchtigung (negative Biotopveränderung) infolge der Aufhöhungen ist regelbasiert letztlich für zwei Teilflächen des KlfL-Biotoptyps „Trockenes Offenland“ (Trockene Heiden und Silikattrockenrasen) vorhanden. Die betroffenen Flächen befinden sich südlich des Tagebaus Hambach an bzw. in der Kiesgrube Buir sowie südlich des Peringsmaares, einem künstlich angelegten See innerhalb der Rekultivierungsfläche des Tagebaus Fortuna-Garsdorf (s. Abbildung 7).

Die potenziell beeinträchtigten Silikattrockenrasen erstrecken sich über eine Fläche von insgesamt rd. 5,5 ha.

Silikattrockenrasen sind Trockenrasen, die auf sauren Gesteinen, wie z. B. Granit, Schiefer oder Quarzsand auftreten. Dabei finden sich vor allem niederwüchsige Arten wie Steppen-Lieschgras (*Phleum phleoides*), Makranthis-Lieschgras (*Koeleria macrantha*), Ähriger Ehrenpreis (*Veronica spicata*), Granat-Steinbrech (*Saxifraga granulata*), Straußgräser (*Agrostis strica*) [7].

Hierbei sind den modellierten Flurabständen zufolge langfristig auf rd. 2,7 ha Druckwasserverhältnisse möglich; diese Standorte weisen allerdings bereits 2030 Flurabstände auf, die den biotoptypischen unteren Grenzflurabstand (0,8 m) unterschreiten, d. h. diese Standorte sind per Definition bereits gestört. Erstmalige Druckwasserverhältnisse auf vorab ungestörten Flächen werden auf 1,57 ha prognostiziert (Kategorie 4). Auf rd. 1,1 ha wird der untere Grenzflurabstand im Zuge der Aufhöhungen erstmals überschritten, ohne dass Druckwasserverhältnisse entstehen (Kategorie 3). Die prognostizierten Aufhöhungen sind in allen übrigen Flächen nicht geeignet, trockene Heiden und Silikattrockenrasen zu beeinträchtigen, da die resultierenden Flurabstände den unteren Grenzflurabstand des Biotoptyps (0,8 m) weiterhin z. T. deutlich überschreiten.

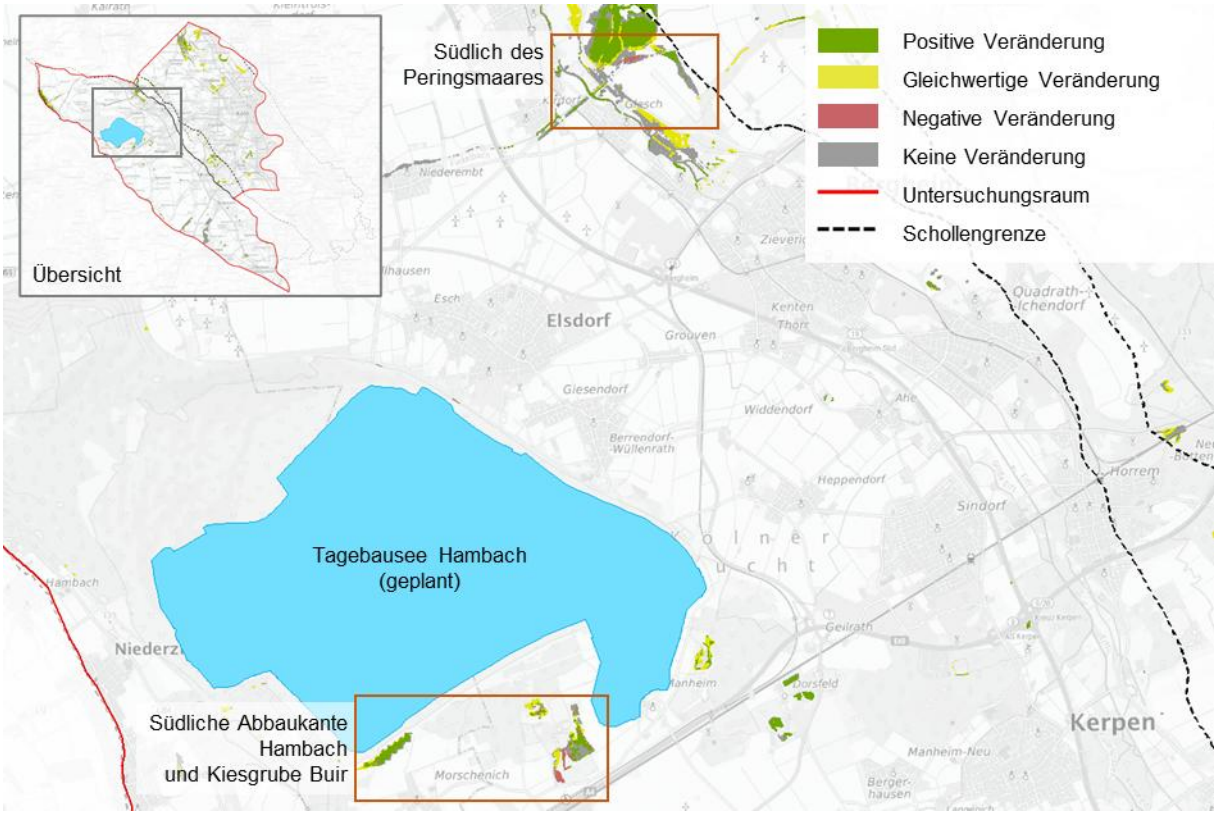


Abbildung 7 Übersicht zur Lage der potenziell betroffenen Flächen (Kategorien 3, 4) des KlfL-Biotoptyps „Trockenes Offenland “ (Trockene Heide, Silikattrockenrasen) innerhalb des Aufhöhungsbereichs südlich des Tagebaus Hambach sowie südlich des Peringsmaares)

Relevante Einzelheiten zu den potenziell beeinträchtigten trockenen Heiden (zugrunde liegende Biotoptypen, ggf. vorkommende Pflanzenarten, ggf. Schutzstatus) sowie den lokalen Standortverhältnissen (insb. Grundwasserhaushalt, ggf. Bodenverhältnisse) werden in Kapitel 2.2.3 ausgeführt.

2.2.3 Potenzielle Beeinträchtigung durch Vernässung (Einzelfallprüfung)

2.2.3.1 Südliche Abbaukante Hambach und Kiesgrube Buir

Südlich des Tagebaus Hambach befindet sich Silikattrockenrasen innerhalb von potenziell negativ wirkenden Aufhöhungen. Schwerpunkt der potenziell beeinträchtigten Flächen bilden Silikattrockenrasen innerhalb der Kiesgrube Buir (rd. 3,53 ha), kleinflächig (rd. 0,12 ha) ergänzt um Flächen westlich des Hambacher Forsts unmittelbar an der Abbaukante des Tagebaus Hambach (s. Abbildung 8).

Auf insgesamt ca. 3,7 ha kann eine negative Veränderung des Silikattrockenrasens infolge von Aufhöhungen nicht offensichtlich ausgeschlossen werden (Prüfschritt 1). Die potenzielle Beeinträchtigung leitet sich wie folgt ab:

- Überschreitung des unteren Grenzflurabstands von 0,8 m (Kat. 3): rd. 0,37 ha,
- Verstärkte oder einsetzende Druckwasserverhältnisse (Kat. 4): rd. 3,28 ha.

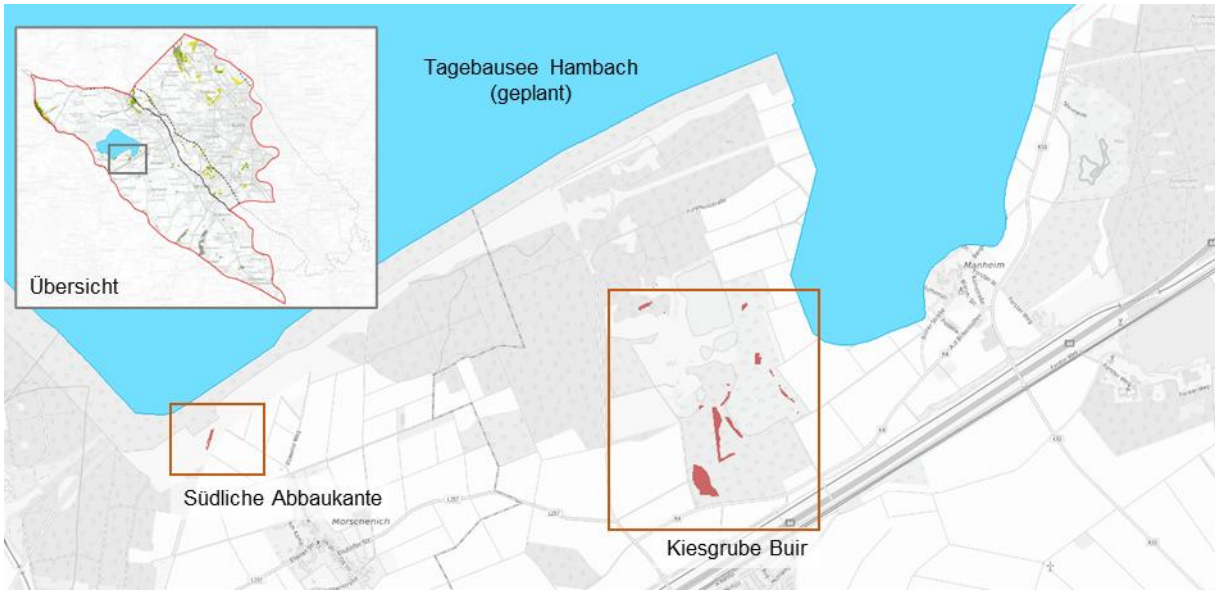


Abbildung 8 Silikattrockenrasen südlich des Tagebaus Hambach und der Kiesgrube Buir mit potenziell negativer Veränderung (braune Fläche) im Zuge von Aufhöhungen ≥ 0,1 m 2200 zu 2030 (Übersicht)

Die Bestandsverhältnisse und möglichen Beeinträchtigungen der Teilflächen sind wie folgt zu beschreiben:

<u>Südliche Abbaukante Tagebau Hambach</u>

Die potenziell beeinträchtigte Fläche (rd. 0,12 ha) befindet sich unmittelbar außerhalb der Abbaukante des Tagebaus Hambach. Der Silikattrockenrasen ist kein Bestandteil eines Schutzgebietes.

Der Grundwasserspiegel liegt im Ausgangszustand (2030) den Modelldaten zufolge rd. 9,5 – 10,5 m unter Flur.

Die modellierten Aufhöhungen belaufen sich in diesem potenziell konfliktträchtigen Bereich mit einer geringfügigen Spanne von ± 0,3 m auf durchschnittlich 9,6 m (s. Abbildung 9). Modellbasiert resultieren im stationären Endzustand demnach Flurabstände von durchschnittlich 0,4 m, d. h. der Grundwasserspiegel überschreitet modellbasiert den unteren Grenzflurabstand des Biotoptyps (0,8 m), sodass es zu Vernässungen kommen könnte.



Abbildung 9 Prognostizierte Aufhöhungen an der Abbaukante am Tagebau Hambach mit potenzieller Bedeutung für bestehenden Silikattrockenrasen

Aufgrund der unmittelbaren Nähe zum Tagebau sind die prognostizierten Aufhöhungsbeträge einzuordnen. So befinden sich die potenziell beeinträchtigten Flächen des Silikattrockenrasens auf einer Höhe von rd. +113 bis +114 m NHN. Sie liegen damit etwa 8 – 9 m oberhalb der unmittelbar anstehenden ersten Berme der Tagebauböschung und rd. 50 m oberhalb des zukünftigen Tagebausees Hambach. Ein Ansteigen des Grundwasserspiegels auf oberflächennahe Flurabstände (< 0,5 m) entsprechend der modellbasierten Prognosen ist unter den lokalen topografischen Verhältnissen de facto nicht zu erwarten. Stattdessen ist davon auszugehen, dass aus Süden anströmendes Grundwasser durch den Tagebausee auf niedrigem Niveau gehalten wird, das sich mit zunehmender Nähe zur Uferlinie des künftigen Sees der Höhenlage des Seewasserspiegels annähert. Es handelt sich demnach ausschließlich um modelltechnisch bedingte potenzielle Betroffenheiten.

Eine Beeinträchtigung durch Vernässungen ist auszuschließen.

<u>Kiesgrube Buir</u>

Das Abbaugebiet „Kiesgrube Buir“ wird aktuell zur Gewinnung von Rohstoffen (z. B. Kies/ Kiessand, Ton/Schluff) betrieben. Bei den potenziell beeinträchtigten Silikattrockenrasen handelt es sich um Sekundärbiotope auf bergbaulich überprägten Flächen, die im Zuge der Sukzession auf nicht mehr genutzten Flächen entstanden sind. Die Kiesgrube erstreckt sich anteilig im Landschafsschutzgebiet „Hambacher Forst“ (LSG-5005-0006). Die potenziell durch Aufhöhungen beeinträchtigten Silikattrockenrasen sind kleinteilig verteilt und erstrecken sind insgesamt über eine Fläche von rd. 3,53 ha.

Im Ausgangszustand (2030) sind den Modelldaten zufolge Flurabstände von durchschnittlich 0,2 m vorhanden, die allerdings von -3,1 bis 7,4 m reichen. Druckwasserverhältnisse zeigen sich den Modelldaten zufolge bereits im Ausgangszustand auf einer Fläche von rd. 1,38 ha, schwerpunktmäßig im Süden des Abbaugebiets. Die dortigen Flächen liegen rd. 2 m oberhalb der lokalen Grubensohle und ca. 18 m unterhalb des unmittelbar anstehenden gewachsenen Gebirges. Die lokalen topografischen Verhältnisse, der Biotopbestand mit seiner Indikatorfunktion für Trockenstandorte und

die derzeitige Nutzung (Rohstoffgewinnung im Trockenabbau) lassen den Schluss zu, dass sich etwaige Druckwasserverhältnisse nicht in oberflächennah anstehendem Grundwasser abbilden.

Die modellierten Aufhöhungen des Grundwasserspiegels belaufen sich im potenziell konfliktträchtigen Bereich auf durchschnittlich 2,39 m innerhalb der Spanne 1,74 – 6,62 m (s. Abbildung 10). Modellbasiert resultieren demnach Flurabstände von durchschnittlich rd. -2,17 m, wobei die größten prognostizierten Flurabstände (0,78 m) in einem Grundwasserspiegel resultieren würden, der den biotoptypischen unteren Grenzflurabstand (0,8 m) überschreiten würde. Unter den prognostizierten Flurabständen ist innerhalb der Kiesgrube nach Nutzungseinstellung ohne weitere Maßnahmen langfristig die Entstehung eines Gewässers denkbar, da aufkommendes Grundwasser nicht abfließen kann.

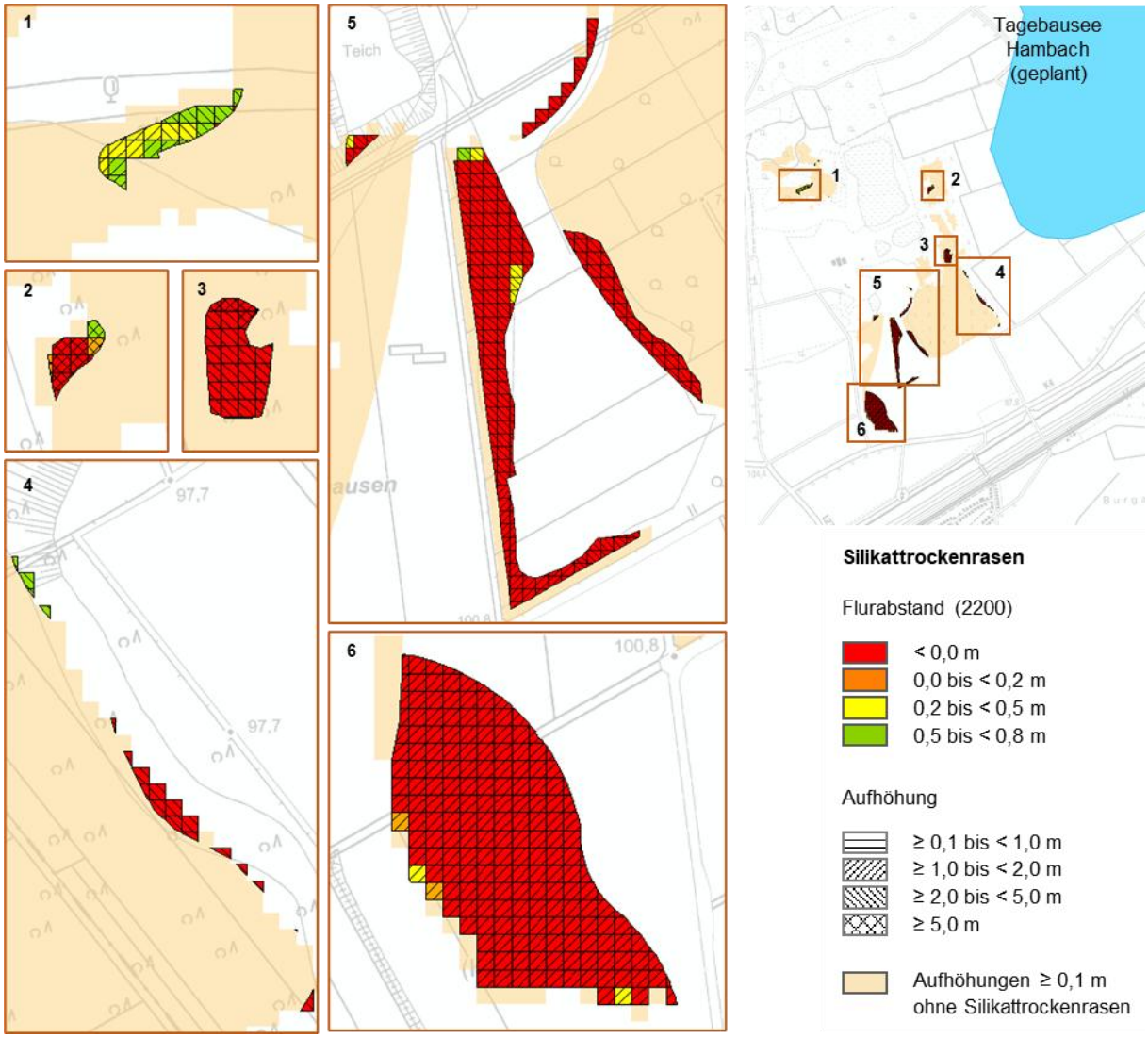


Abbildung 10 Prognostizierte Aufhöhungen in der Kiesgrube Buir mit potenzieller Bedeutung für bestehenden Silikattrockenrasen

Im Zuge der Rekultivierung der Kiesgrube Buir sollen Bereiche für den Schutz der Landschaft und der landschaftsorientierten Erholung sowie Bereiche für den Schutz der Natur entstehen; nach dem

derzeitigen Rekultivierungsplan ist eine natürliche Sukzession vorgesehen, die sich bereits zunehmend durch Gehölzentwicklung zeigt [6].

Ohne Pflegemaßnahmen wird der Silikattrockenrasen den Rekultivierungsplänen entsprechend sukzessive verbuschen. Im hier maßgeblichen stationären Endzustand ist der Silikattrockenrasen somit nicht mehr vorhanden und kann damit losgelöst von den modellierten und letztlich tatsächlich eintretenden Grundwasserverhältnissen nicht nachteilig beeinträchtigt werden.

Eine Beeinträchtigung durch Vernässung bzw. Grundwasseraufhöhungen ist auszuschließen.

2.2.3.2 Südlich des Peringsmaares

Das Peringsmaar ist ein auf der Rekultivierungsfläche des Tagebaus Fortuna-Garsdorf künstlich hergestellter See. Dieser liegt zwischen den Ortslagen Bergheim und Bedburg und wird aktuell bedarfsweise durch den Erftverband künstlich gestützt. Südlich des Peringsmaares ist auf einer Fläche von insgesamt rd. 1,67 ha eine potenzielle Betroffenheit von Silikattrockenrasen infolge von Aufhöhungen abgeleitet worden, infolge derer es zu negativen Veränderungen des Bestands kommen könnte (s. Abbildung 11).

Die potenziell negative Veränderung leitet sich wie folgt ab:
- Überschreitung des unteren Grenzflurabstands von 0,8 m (Kat. 3): 0,71 ha
- Einsetzende Druckwasserverhältnisse (Kat. 4): 0,96 ha

Die Trockenrasenfläche südlich des Peringsmaares wurde im Zuge des Rückbaus der Fernbandtrasse zwischen dem Tagebau Hambach und dem alten Tagebau Bergheim angelegt. Sie befindet sich im Landschaftsschutzgebiet „Rekultivierungsflächen Fortuna Garsdorf“ (LSG-4905-0016).

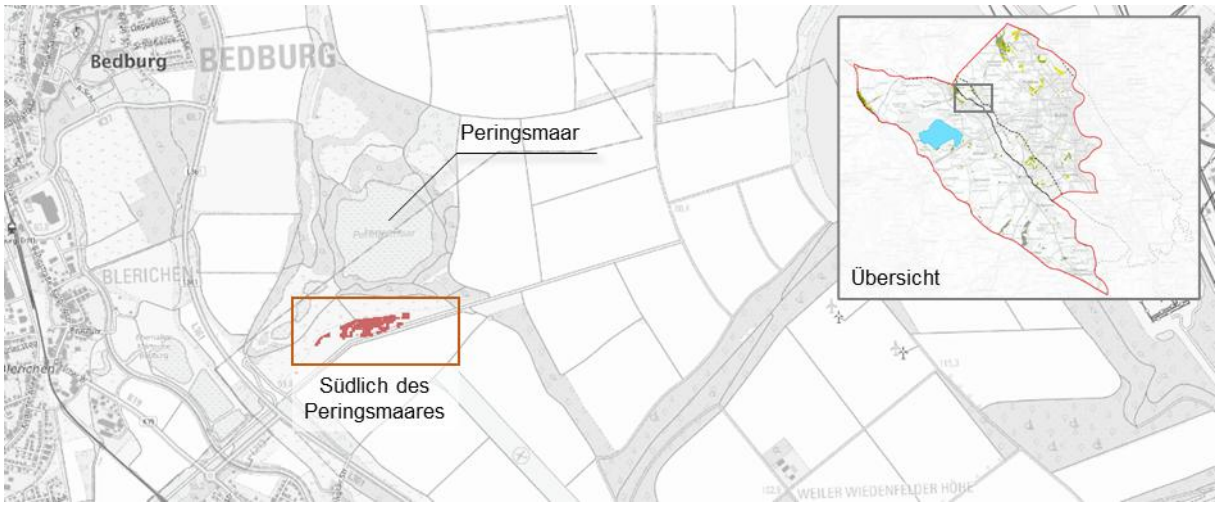


Abbildung 11 Silikattrockenrasen südlich des Peringsmaares mit potenziell negativer Veränderung (braune Fläche) im Zuge von Aufhöhungen ≥ 0,1 m 2200 zu 2030 (Übersicht)

Im Ausgangszustand (2030) liegt der Grundwasserspiegel rd. 181 m unter Flur. Die prognostizierten Aufhöhungen des Grundwasserspiegels belaufen sich im potenziell konfliktträchtigen Bereich auf

durchschnittlich 182 m, sodass im stationären Endzustand rechnerisch Druckwasserverhältnisse zu erwarten wären (mittlerer Flurabstand: -0,6); die modellierten Aufhöhungen sind in Abbildung 12 dargestellt.

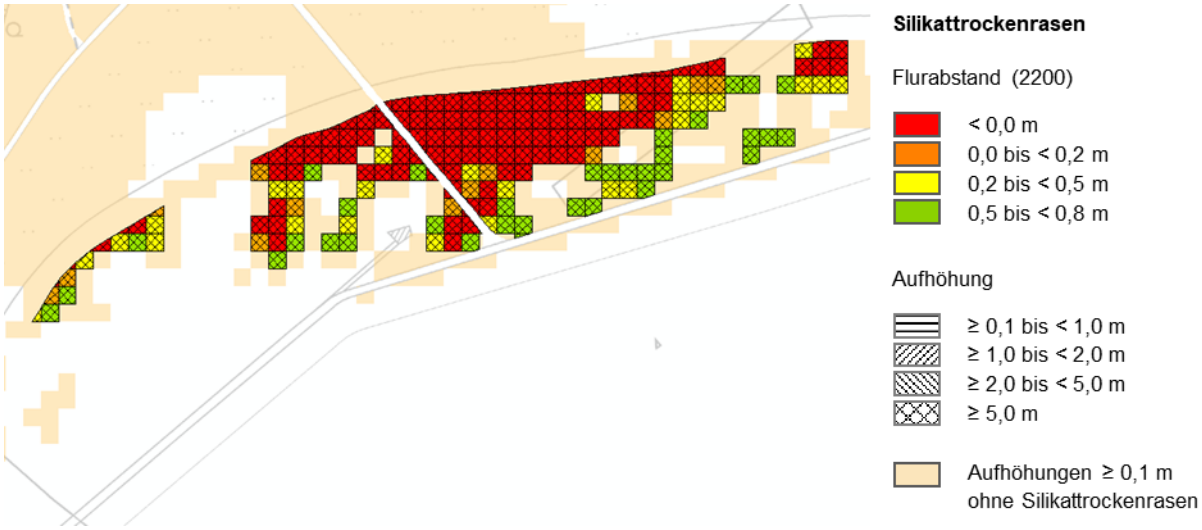


Abbildung 12 Modellierte Aufhöhungen südlich des Peringmaares mit potenzieller Bedeutung für trockene Heiden/Silikattrockenrasen

Der Grundwasserspiegel wird im Bereich des Peringsmaares durch das sogenannte „Buchholzer Tal“ langfristig reguliert. Das Tal dient im Hochwasserfall als Retentionsraum der Erft und stellt bei geöffnetem Wehr eine Vorflutstruktur dar, die den Grundwasserspiegel in den angrenzenden Bereichen unter Flur hält. Auch die Grabenstrukturen der sogenannten „Glescher Mulde“ regulieren den Grundwasserspiegel durch ein Gefälle in Richtung Erft. Die genannten Strukturen sind im zugrunde liegenden Grundwassermodell im Sinne einer worst-case-Betrachtung nicht berücksichtigt worden, sodass die resultierenden Grundwasserstände im stationären Endzustand tendenziell lokal überschätzt werden.

Hinweise darauf, dass sich in den potenziell betroffenen Flächen ein Grundwasserspiegel einstellt, der die Höhe des Wasserspiegels des benachbarten, 6 m tiefer liegenden Peringsmaares deutlich überschreitet und damit den Bodenwasserhaushalt des Trockenrasens beeinflusst, sind nicht abzuleiten.

Unter den genannten modelltechnischen und topografischen Aspekten sind Vernässungen des Silikattrockenrasens nicht zu besorgen.

Eine Beeinträchtigung durch Vernässung bzw. Grundwasseraufhöhungen ist auszuschließen.

2.3 Stoffeintrag (Kippeninhaltsstoffe)

2.3.1 Methodische Grundlagen

Im Zuge der Abbautätigkeiten wird Abraum erzeugt, der innerhalb des Tagebaus umgelagert (verkippt) wird. Innerhalb der Kippe setzen infolge dieser Umlagerung sowie Entwässerung bzw. Belüftung des Gesteins hydrochemische Prozessen ein: die geogen enthaltenen Pyrite (FeS_2) werden zu Sulfat und Eisen-Ionen oxidiert, wobei die freigesetzten Wasserstoff-Ionen vorhandene Schwermetalle lösen. Mit

Wiederanstieg des Grundwassers kommt es schließlich zum sogenannten „Kippenabstrom“, infolgedessen gelöste Stoffe aus der Kippe in das umliegende Grundwasser eingetragen werden können.

Unter die potenziell relevanten Parameter des Kippenabstroms fallen – neben Sulfat, Eisen und dem pH-Wert – Natrium, Kalium, Magnesium, Calcium, Chlorid, Hydrogencarbonat sowie Blei, Cadmium und Arsen. Zudem kann Nickel infolge einer chemo-lithotrophen Reduktion von landwirtschaftlich eingetragenem Nitrat durch Eisendisulfide freigesetzt werden und dem Kippenwasser vorauslaufen.

Die räumliche und zeitliche Entwicklung des Kippenabstroms ist im Rahmen einer Stofftransportmodellierung vorhabenbezogen entlang sogenannter, für einzelne Abstrombereiche repräsentativen „Pfadlinien“ quantifiziert worden (Anlage A-KIP). Die Modellierung basiert auf Berechnungen zum konservativen Sulfattransport und der weitergehenden Beurteilung des reaktiven Stofftransports von Kippenwasser in das im Abstrom angrenzende Grundwasser. Ausführliche Erläuterungen zu den Modell- und Datengrundlagen sind Anlage A-KIP zu entnehmen. Abseits der reaktiven Stofftransportmodellierung wird auf die Ergebnisse des konservativen Sulfattransportmodells Bezug genommen (Anlage A-TMS). Diese stellt flächenhafte, nicht Pfadlinien-bezogene Prognosen zu Sulfat insbesondere im Bereich der Alttagebaue bereit. Als konservativer Stoff gilt Sulfat als Indikator für die größte räumliche Ausbreitung bergbaulicher Betroffenheiten der Grundwasserbeschaffenheit.

Im Ergebnis der reaktiven Modellierung kommt es zu potenziellen räumlichen Überlagerungen zwischen dem Kippenabstrom und terrestrischen Biotopen in den Abstrombereichen I bis VII (s. Abbildung 13). Die Aufstellung der potenziell betroffenen Biotope ist Anlage A-KIP zu entnehmen.

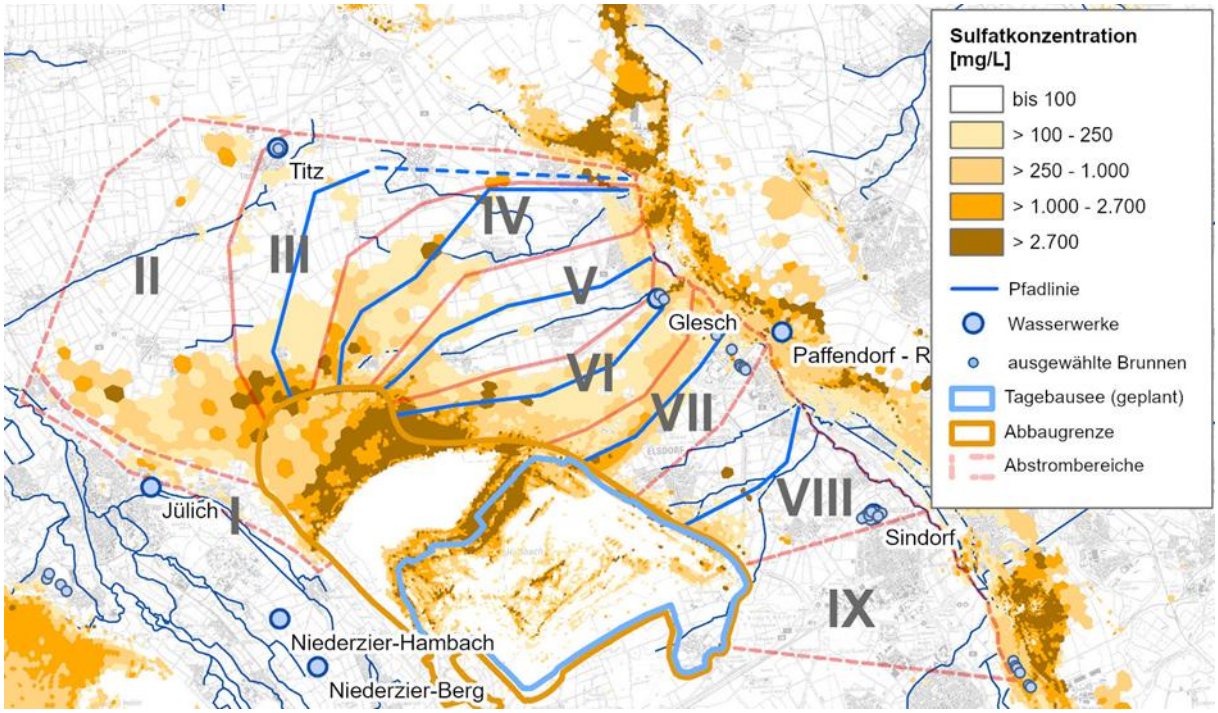


Abbildung 13 Kippenabstrom im Umfeld des Tagebaus Hambach: Maximale Sulfatkonzentrationen im Oberen Grundwasserstockwerk (gem. Anlage A-TMS) sowie Pfadlinien und Abstrombereiche (I bis IX) der reaktiven Stofftransportmodellierung (aus Anlage A-KIP)

Grundsätzlich breitet sich der oberflächennahe Kippenabstrom im Uhrzeigersinn um den Tagebausee schwenkend aus; d. h. die höchsten Stoffgehalte in den Abstrombereichen III bis V treten zwischen 2100 und 2200, in Zone VI bis 2300 und in Zone VII bis 2400 auf. Aus der Kippe fließt Sulfat nicht bzw. in keinen relevanten Konzentrationen (< 100 mg/l) in die Abstrombereiche II, VIII und IX ab; diese Abstrombereiche bleiben nachfolgend daher außen vor. Für den Abstrombereich I sowie die Alttagebaue östlich der Erft wird die reaktive Stofftransportmodellierung nicht angewendet (zu Hintergründen s. Anlage A-KIP), sodass auf die konservative Sulfatprognosen zurückzugreifen ist (Anlage A-TMS).

Die prognostizierte Beschaffenheit des Kippenabstroms im Oberen Grundwasserstockwerk (OSTW) ist nachfolgend beispielhaft zusammengefasst. Die zusammengefassten Daten beziehen sich auf den Zeitpunkt und die Entfernung zur Kippe, zu der die höchste Sulfatkonzentration (reaktiv) im Bereich eines terrestrischen Biotops prognostiziert wird.

Tabelle 13 Prognostizierte Grundwasserbeschaffenheit des OSTW im Kippenabstrom und im Unverritzten (Mittelwert) (Anlage A-TMS)

Pfadlinie	Zeitpunkt Entfernung	Sulfat	Calcium	Eisen	HCO3-	Arsen	Nickel	Cadmium	Blei	pH
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	-
Unverritzt	-	107	112	0,9	209	4	9	0,2	0,2	6,7
OSTW1a-OST, V1 (Zone III)	Jahr: 2150 Distanz: 500	200	190	0,0	472	0	70	0,35	0,12	6,8
OSTW1b (Zone IV)	Jahr: 2110 Dist.: 1.700 m	770	345	0	452	0	179	0,52	0,38	6,7
OSTW1c2a (Zone V)	Jahr: 2110 Dist. 1.200 m	960	404	0	503	0	201	0,61	0,49	6,6
OSTW-2 (Zone VI)	Jahr: 2250 Dist. 7.900 m	500	235	0	282	0	19	0,42	0,17	7,0
OSTW-4a (Zone VII)	Jahr: 2380 Dist.: 50 m	130	163	0	444	0	32	0,31	0,67	6,8

Für den Bereich der Alttagebaue zeigt die konservative Stofftransportmodellierung z. T. prognostizierte Sulfatwerte mit Konzentrationen deutlich > 1.000 mg/l. Dies gilt bereits für Bestandsverhältnisse und ist auf die damalige Verkippungstechnik zurückzuführen, die zu hoch mineralisiertem Grundwasser führt. Die modellierten Konzentrationen bilden sich de facto an der Oberfläche derzeit nicht ab, sodass es weitergehender Einordnungen der Modellwerte bedarf (s. hierzu Kap. 3.3).

Pflanzen können die im Kippenabstrom enthaltenen Stoffe über das Bodenwasser aufnehmen. Dabei ist hervorzuheben, dass die in den Grundwassermodellen prognostizierte Grundwasserqualität nicht dem pflanzenverfügbaren Wasser gleichzusetzen sind, das weiteren bodenchemischen Prozessen unterliegt. Insbesondere ist hierbei eine Sorptions- und Filterfunktion des Bodens zu nennen, d. h. die im Untersuchungsraum häufig vorkommenden karbonat- und basenreichen Böden besitzen eine Säureneutralisationskapazität und ein Puffervermögen, die der durch Sulfateinträge hervorgerufenen Bodenversauerung entgegenwirken können. In der Folge kommt es insbesondere zum Rückhalt der im Kippenabstrom gelösten Metalle (Ausfällung). Bodenchemische Einflüsse sind in den Grundwassermodellen maßstabsbedingt nicht berücksichtigt und minimieren die in obenstehender Tabelle genannten Werte; die Prognosewerte sind daher als höchstvorsorglich zu verstehen. Eine genaue

Quantifizierung (resultierende Konzentration) ist aktuell aufgrund der vielfältigen Variablen (insb. lokale Bodenverhältnisse, langer Prognosehorizont) nicht möglich.

Für stoffliche Auswirkungen auf terrestrische Biotope sind alle Bereiche mit einem Flurabstand ≤ 3 m (in FFH-Gebieten ≤ 5 m) potenziell von Bedeutung.

Eine stoffspezifische Einordnung der prognostizierten Verhältnisse bezogen auf die Funktionsfähigkeit terrestrischer Biotope ist dem nachfolgenden Kapitel zu entnehmen.

2.3.2 Ermittlung der potenziellen Betroffenheit und Beeinträchtigung

Bei den im Bodenwasser enthaltenen Stoffen ist grundsätzlich zwischen essenziellen, für das Pflanzenwachstum erforderlichen Stoffen sowie nicht-essenziellen Stoffen zu unterscheiden. So zählen die im Kippenabstrom enthaltenen Stoffe Calcium und Sulfat zu den wichtigsten Makronährstoffen der Pflanzen. Auch Nickel ist für Pflanzen essenziell, wohingegen Cadmium besonders schädlich wirken kann [10][11]. Die Funktionsfähigkeit einer Pflanze ist dabei maßgeblich von der Dosierung der einzelnen Stoffe abhängig, d. h. Nährstoffmangel und erhöhte Schadstoffbelastungen können Einfluss auf das Wachstum und die Biomasse, die Photosynthese und die Nährstoffaufnahme nehmen und letztlich zum Absterben der Pflanze führen. Pflanzen können dabei in unterschiedlichem Maße aktiv auf stoffliche Belastungen im Bodenwasser reagieren oder Stoffe schadlos anreichern. Diese Fähigkeiten werden u. a. bei der Phytoextraktion, also der Bodensanierung mittels Pflanzen, zur Anwendung gebracht.

Die Berücksichtigung stofflicher Auswirkungen auf terrestrische Biotope fokussiert derzeit weitestgehend auf Nährstoffeinträge (Phosphor- und Stickstoffverbindungen), also die anthropogen bedingte Eutrophierung infolge intensivierter Landnutzung oder atmosphärischen Eintrags. Im Gegensatz zu den aquatischen Biotopen (Gewässer), für die i. d. R. ökotoxikologisch nach den biologischen Qualitätskomponenten (u. a. Fische, Wirbellose) abgeleitete Beurteilungswerte für stoffliche Belastungen vorliegen (s. hierzu Kap. 3.3), beruhen Erkenntnisse zum physiologischen Einfluss der im Kippenabstrom enthaltenen Stoffe i. d. R. auf Labor- und Feldversuchen mit einzelnen Arten (i. d. R. Nutz- bzw. Futterpflanzen). Grundsätzlich kann es dabei auf Ebene der Arten, Gattungen und Familien in Abhängigkeit der jeweiligen physiologischen Anpassungen der Pflanzen bereits zu wesentlichen Unterschieden in der Empfindlichkeit gegenüber stofflichen Einwirkungen kommen.

Bei Sulfat und Calcium handelt es sich – wie oben genannt – um zwei der wichtigsten Makronährstoffe, die erst bei deutlichem Überschuss schädigend auf Pflanzen wirken können, ohne dass hierbei allgemeingültige Werte abzuleiten sind. Versuchsergebnisse deuten indes auch darauf hin, dass Sulfat zu erhöhter Spaltöffnungs-Aktivität und somit zum Verdunstungsschutz beitragen kann [12][13]. Hinweise auf schädigende Wirkungen der prognostizierten Konzentrationen von Sulfat und Calcium sind somit **nicht abzuleiten**.

Nickel stellt ebenfalls einen pflanzenphysiologisch essenziellen Stoff dar, der jedoch in deutlich überhöhten Konzentrationen u. a. die Nährstoffaufnahme hemmen und zu direktem Wurzelschaden führen könnte. Der einschlägigen Literatur sind schädigende Konzentrationen i. H. v. 500 µg/l, insbesondere

> 1.000 µg/l zu entnehmen [14][15]; diese Werte überschreiten die prognostizierten Konzentrationen deutlich. Hinweise auf schädigende Wirkungen der prognostizierten Nickel-Konzentrationen sind somit **nicht abzuleiten**.

Die Aufnahme von u. a. Sulfat (und anderer Salze und Nährstoffe) kann durch Hydrogencarbonat gehemmt werden, wobei effektive Konzentrationen (305 mg/l – 1.220 mg/l) die prognostizierten Werte im Kippenabstrom z. T. deutlich überschreiten [16]. Die Nährstoffversorgung kann auch durch eine Versauerung des Bodens wesentlich beeinträchtigt werden, wobei dies erst bei pH-Werten < 4,5 zu besorgen wäre; die prognostizierten Werte im Kippenabstrom liegen hingegen im optimalen Bereich der meisten Kulturpflanzen (bzgl. Phosphor: 5,5 – 7,0) [17][18]. Eine relevante Beeinträchtigung der Nährstoffaufnahme im Abstrombereich durch Hydrogencarbonat und den pH-Wert ist vor diesem Hintergrund **auszuschließen**.

Cadmium kann als potenziell toxisches Spurenelement die Kohlenstoffassimilierung hemmen, oxidativen Stress hervorrufen und schlussendlich zu einer Wachstumshemmung und Chlorose führen [19]. Die in Versuchen verwendeten Effektkonzentrationen lagen indes mit > 1 mg/l deutlich über der Konzentration im Kippenabstrom. Eine schädigende Wirkung von Cadmium im Kippenabstrom ist auf Grundlage bekannter Laborversuche daher **auszuschließen**.

Etwaige Beeinträchtigungen terrestrischer Biotope durch den Kippenabstrom können im Rahmen des Monitorings überwacht werden. Effekte des Kippenabstroms auf terrestrische Biotope aus anderen Revieren sind bislang nicht bekannt [20].

Belastbare Hinweise auf Beeinträchtigungen aus dem laufenden Monitoring zum Tagebau Hambach liegen bislang ebenfalls nicht vor.

2.3.3 Potenzielle Beeinträchtigung durch Stoffeintrag (Einzelfallprüfung)

Auf Grundlage des in Kapitel 2.3.2 zusammengefassten, aktuellen Wissenstandes ist eine **Beeinträchtigung durch den Kippenabstrom nicht zu erwarten**. Eine weitergehende Einzelfallprüfung erfolgt daher nicht.

2.4 Stoffeintrag (Rheinwasserinfiltration)

Der Tagebausee trägt – neben der allgemeinen Rekultivierungsverpflichtung – zur beschleunigten Wiederauffüllung der infolge der für den Tagebaubetrieb erforderlichen Sümpfung weitgehend entleerten Grundwasserkörper bei (Ziel 2 zu Ziff. 3.1.5 des BKP Hambach). Der „beschleunigte Grundwasserwiederanstieg durch externe Tagebauseebefüllung“ wird zudem als Maßnahme M7 im aktuellen „Hintergrundpapier Braunkohle – Begründung für die Inanspruchnahme von Ausnahmen von den Bewirtschaftungszielen“ vom 09.02.2022 angeführt, um u. a. die für den Tagebaubetrieb erforderliche Inanspruchnahme von Ausnahmen von den Bewirtschaftungszielen nach den §§ 27 und 47 zu begründen. Mit der Überleitung von Rheinwasser in den Tagebausee gelangen dabei auch die im Rheinwasser enthaltenen Stoffe in den Tagebausee und können durch die Infiltration von Seewasser ins umliegende Gebirge während der Befüllung die Grundwasserbeschaffenheit wesentlich prägen.

Das potenzielle Gefährdungspotenzial des Rheinwassers für den Gewässer-, Trink- und Grundwasserschutz ist im Zuge der vorhabenbezogenen Auswertungen der Rheinwasserbeschaffenheit abgeleitet worden (s. detaillierte Hintergründe in Anlage A-RWI). Die in diesem Rahmen herangezogenen Monitoringdaten des Rheinwassers geben Auskunft über insgesamt 444 Parameter, die in 21 Fällen aufgrund ihrer Konzentration im Rheinwasser oberhalb herangezogener gewässerschutzbezogener Beurteilungswerte und zunächst nicht weitergehender möglicher methodischer und fachlicher Abschichtung als „betrachtungsrelevant“ identifiziert wurden. Für einzelne Stoffe ergehen über den herangezogenen Datensatz hinaus zusätzliche Hinweise auf eine potenzielle Betrachtungsrelevanz. Die detaillierte Ableitung und Aufschlüsselung ist Anlage A-RWI zu entnehmen.

Mit den gewässerschutzbezogenen Beurteilungswerten wird ein Maßstab gewählt, der ein hohes Maß der Umweltvorsorge sicherstellt und stellvertretend für sämtliche stofflich bedingten Umweltauswirkungen auf dem Grundwasserpfad herangezogen werden kann. Dies ist möglich, da der Gewässer- und insbesondere der Grundwasserschutz einen umfassenden, weitreichenden Schutzansatz verfolgt, der u. a. auch mittelbare Auswirkungen auf den Boden einbezieht.

Grundsätzlich sind die Prognosen von Auswirkungen auf die Funktionsfähigkeit terrestrischer Biotope fachlich ausschließlich auf **Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel mit Metaboliten** zu beschränken. Belastbare Grundlagen zur Ableitung etwaiger Einflüsse von betrachtungsrelevanten Stoffen der weiteren Stoffgruppen (insb. Arzneimittel mit Metaboliten und Polycyclische aromatisierte Kohlenwasserstoffe (PAK)) liegen bislang in der einschlägigen Literatur sowie nach Recherche des aktuellen Wissenstandes außerhalb einzelner Laborversuche nicht allgemeingültig vor, sodass eine Anwendung vorliegend nicht möglich ist.

Im Ergebnis der Auswertungen nach Anlage A-RWI sind die im Rheinwasser beprobten Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel mit Metaboliten hingegen unauffällig oder aus methodischen Gründen (kein quantitativer Nachweis) nicht betrachtungsrelevant. Dies gilt auch für das seit 2004 verbotene Insektizid Heptachlor (und Heptachlorepoxid), das zwar in Biota betrachtungsrelevante Konzentrationen aufweist (Eintrag in Gewässer insb. aus Altlasten), als nur wenige Monate bis zwei Jahre beschränkt wirksames Insektizid für den Stoffeintrag über das Grundwasser in terrestrische Biotope allerdings funktional offensichtlich irrelevant ist.

Im Hinblick auf die Rheinwasserinfiltration ist somit nach aktuellem Kenntnisstand eine **Beeinträchtigung** terrestrischer Biotope durch das Rheinwasser **auszuschließen**.

Weitere Einordnungen im Hinblick auf aquatische Biotope sind Kapitel 3.4 zu entnehmen.

3 Aquatische Biotope

3.1 Grundwasserabsenkungen

3.1.1 Methodische Grundlagen und Auswahl potenziell betroffener Gewässer

Oberirdische Gewässer können als Vorfluter für das Grundwasser dienen, d. h. das Grundwasser kann in Abhängigkeit des hydraulischen Gradienten zum Gewässer Einfluss auf dessen Abflussmenge und Wasserführung nehmen.

Der hydraulische Gradient leitet sich vereinfacht aus der Differenz zwischen dem Wasserspiegel des Grundwassers und des Gewässers ab. Liegt der Grundwasserspiegel unterhalb des Wasserspiegels des Gewässers, überwiegen infiltrierende Verhältnisse, d. h. aus dem Gewässer versickern Abflussanteile und können lokal zur Stützung des Grundwasserspiegels führen. In der Folge sind Abflussreduzierungen bis hin zum (temporären) Trockenfallen des Gewässers möglich. Bei einem Grundwasserspiegel oberhalb des Wasserspiegels des Gewässers können indes überwiegend exfiltrierende Verhältnisse vorherrschen, d. h. dem Gewässer fließt Grundwasser zu. Dieser Grundwasserzustrom führt sodann zu einer Erhöhung der Abflussmenge sowie einer Stützung der Wasserführung in Zeiten geringer Abflüsse bspw. in niederschlagsarmen Phasen. In untergeordneter Bedeutung sind dabei auch stets Versickerungen bzw. ein Rückstrom vom Oberflächenwasser in das Grundwasser möglich. Ex- und infiltrierende Verhältnisse treten natürlicherweise auf und können sich je nach Lage des Gewässers lokal sowie saisonal verändern.

Bei sümpfungsbedingten Absenkungen des Grundwasserspiegels kann es zu einer Reduzierung des Grundwasserzustroms und somit einer Verstärkung der Versickerung aus dem Gewässer kommen. Unmittelbar führt dies zu einer Abflussreduzierung und in der Folge möglicherweise auch zu einer veränderten Wasserführung. Mittelbar können reduzierte Abflüsse zu einer Verringerung der eigendynamischen Entwicklungsfähigkeit des Gewässers führen, da die für Umlagerungsprozesse an den Ufern und auf der Sohle verantwortlichen hydraulischen Kräfte abnehmen. Die Abflussreduzierung führt in frei fließenden Gewässern zum Trockenfallen semiaquatischer Habitate im und am Gewässer bis hin zur Reduzierung des Ausuferungsvermögens in die Aue. An Querbauwerken können reduzierte Abflüsse die Durchgängigkeit behindern, sofern für die Passierbarkeit erforderliche Wassertiefen nicht mehr erreicht werden können. Des Weiteren ist eine Abnahme der Fließgeschwindigkeiten denkbar, die sich auf das Selbstreinigungsvermögen des Gewässers auswirken kann. Insbesondere in staugeregulierten Abschnitten wird der Rückstau verstärkt und kann mittelbar zu stofflichen Betroffenheiten des Gewässers (bspw. Sauerstoffabnahme bei organischer Belastung oder Temperaturzunahme) führen.

Zur Abbildung sümpfungsbedingter Absenkungen des Grundwasserspiegels kommt das Grundwassermodell der RWE Power AG zur Anwendung, mit dem die (weiteren) Absenkungen des Grundwasserspiegels im Jahr 2070 (erstmaliges Erreichen des Zielwasserspiegels im Tagebausee Hambach) gegenüber dem Jahr 2030 (Ausgangszustand) prognostiziert werden.

In einem ersten Schritt wird angenommen, dass ein Gewässer einen **Grundwasserkontakt** aufweist, wenn der **Flurabstand maximal 2 m** beträgt.

Infolge von (weiteren) Absenkungen des Grundwasserspiegels (2070 zu 2030) sind daher alle Gewässer betrachtungsrelevant, die einen Flurabstand ≤ 2 m (2030) aufweisen und betrachtungsrelevanten Absenkungen (Differenz 2070 zu 2030 ≥ 0,1 m) unterliegen könnten.

Der Bestand der Gewässer entspricht dem Gewässernetz im Untersuchungsraum „Grundwasser“ (Erft- und linksrheinische Kölner Scholle einschließlich Ville), Auflage 3E.

Das Gewässernetz sowie die Absenkungsbereiche im Untersuchungsraum „Grundwasser“ (Flurabstand 2030 ≤ 2 m, Flurabstand-Differenz 2070 zu 2030 ≥ 0,1 m) sind nachfolgend in einer Übersicht abgebildet. Detaillierte Darstellungen der betroffenen Abschnitte sind Gegenstand der nachfolgenden Ausführungen in Kapitel 3.1.2.

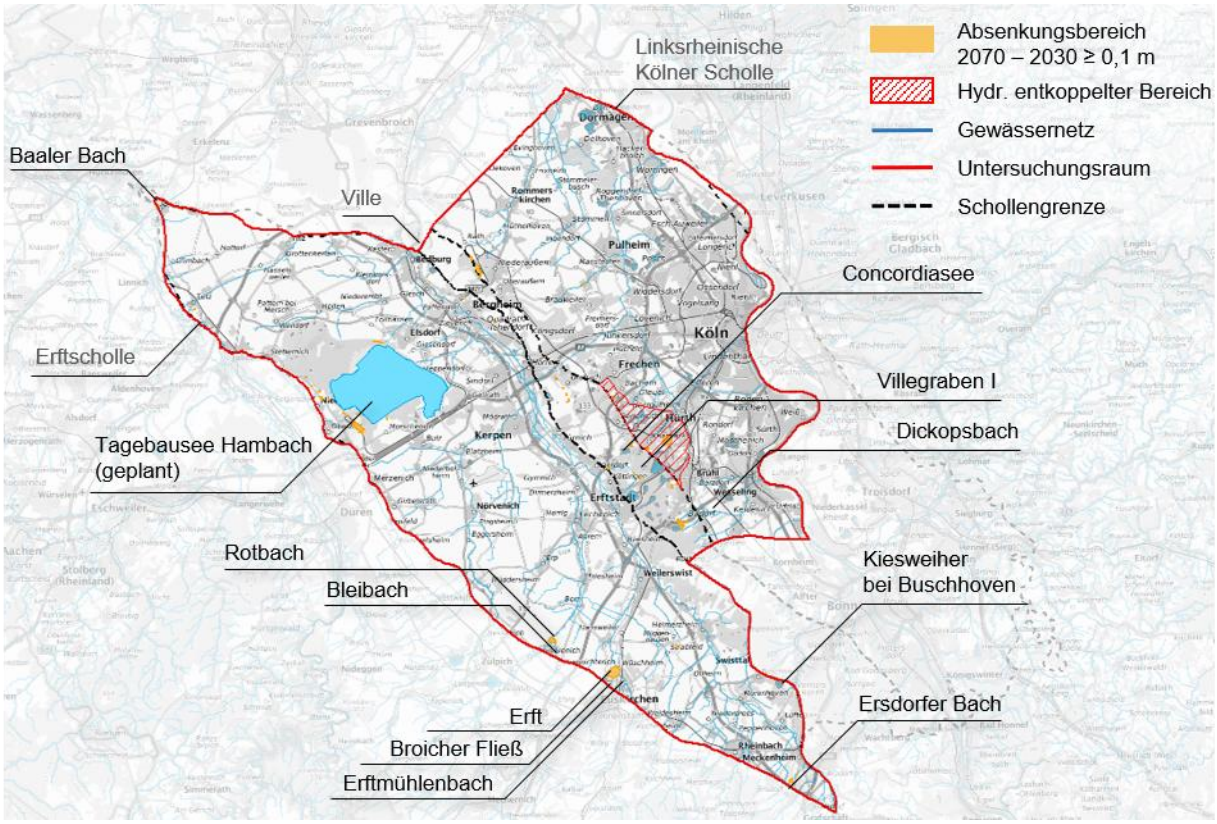


Abbildung 14 Lage der betrachtungsrelevanten Gewässer im Absenkungsbereich 2070 zu 2030 (Flurabstand 2030 ≤ 2 m, Flurabstand-Differenz 2070 zu 2030 ≥ 0,1 m) (Übersicht)

Insgesamt befinden sich folgende **Fließgewässer** innerhalb der o. g. Absenkungsbereiche (in Klammern: Gewässerkennzahl):

- Baaler Bach (28256),
- Bleibach (27448),
- Broicher Fließ (2741928),
- Dickopsbach (27314),
- Erft (274),

- Erftmühlenbach (274192),
- Ersdorfer Bach (274232),
- Rotbach (2744),
- Villegraben 1 (2745422) und
- N.N. (274478).

In die weitergehenden Betrachtungen werden sämtliche vorgenannten Fließgewässer mit Ausnahme des unbenannten Gewässers 274478 einbezogen. Bei Letzterem handelt es sich um einen Graben bei Witterich, der aus dem Rotbach abgeschlagen wird und diesem kurz vor Einmündung des Bleibachs wieder zufließt. Aufgrund des prägenden Abschlags sind Auswirkungen auf den Wasserhaushalt durch Absenkungen auf lediglich 12 m offensichtlich auszuschließen. Eine weitergehende Betrachtung entfällt.

Im Übrigen wird darauf hingewiesen, dass es sich beim Baaler Bach, Bleibach, der Erft, dem Erftmühlenbach, Rotbach und Dickopsbach um Anteile von Oberflächenwasserkörpern handelt und die Inhalte der Bewirtschaftungsplanung für diese Oberflächenwasserkörper dem Fachbeitrag Wasserrahmenrichtlinie (s. Anlage A-WRL) zu entnehmen sind.

Absenkungsbereiche erstrecken sich des Weiteren über folgende **Stillgewässer**:

- Concordia See (80003274542),
- Kiesweiher bei Buschhoven (800012719811),
- Knapsacker See (80006274542),
- N. N. (80010427472229),
- N. N. (80010328252193),
- N. N. (8001072747399) und
- N. N. (8001002825222).

Da Beeinträchtigungen nicht offensichtlich auszuschließen sind, erfolgt für Stillgewässer eine weitergehende Betrachtung für den Concordia See und den Kiesweiher bei Buschhoven. Hinsichtlich der übrigen Stillgewässer ist festzuhalten, dass Beeinträchtigungen offensichtlich auszuschließen sind. Im Einzelnen:

Der Knapsacker See (80006274542) befindet sich innerhalb der Rekultivierung der Vereinigten Ville zwischen Liblar und Hürth und ist bergbaulichen Ursprungs. Der etwa 2,5 ha große und bis zu 8,1 m tiefe See ist zwar auf rd. 200 m² potenziell betroffen. Bei Absenkungsbeträgen von 0,1 m auf < 1 % der Seefläche sind relevante Auswirkungen auf den Wasserhaushalt offensichtlich auszuschließen, sodass eine weitergehende Betrachtung entfällt.

Bei den Stillgewässern 80010427472229 und 80010328252193 handelt es sich um Wasserhaltungen des Tagebaus Hambach. Diese technischen Becken sind abgedichtet oder befinden sich innerhalb der zukünftigen Seefläche, sodass Absenkungen offensichtlich irrelevant sind. Sie scheiden daher von den Betrachtungen aus.

Das Stillgewässer 8001072747399 befindet sich im Bereich der Bahnanlagen der „Rather Schleife“ an der Deponie Fortuna. Als technisches Gewässer ist es gegenüber Absenkungen in ökologischer Hinsicht unempfindlich und nachfolgend nicht berücksichtigt.

Das Gewässer 8001002825222 befindet sich innerhalb einer Trockenfläche und hat ebenfalls keinen Grundwasserkontakt. Der vorliegende tiefe Geländeabschnitt, in dem das Gewässer liegt, kann im Modell bedingt durch die räumliche Auflösung nicht topografisch nachgebildet werden. Demnach sind Absenkungen in diesen Bereich zu vernachlässigen.

Unter den rd. 5,3 ha Fließ- und Stillgewässern im Absenkungsbereich (vgl. Kap. 2.1.2.2) befinden sich zudem zwei Stillgewässer und ein Fließgewässer (s. Darstellungen zu Teilbereich 5 in Karte B-BIO-1.1), die nicht im Gewässernetz des Landes enthalten und daher nicht Bestandteil der obenstehenden Aufstellungen sind. Das Fließgewässer, welches nahe des Erftmühlenbachs und westlich von Groß-Büllesheim liegt, ist modellbasiert auf rd. 10 m betroffen; Auswirkungen sind aufgrund der Geringfügigkeit der möglichen Betroffenheit offensichtlich auszuschließen. Bei einem der beiden Stillgewässer handelt es sich um ein Speicherbecken im Nebenschluss des Erftmühlenbachs. Absenkungen sind für diese wasserwirtschaftliche Anlage ohne Belang. Das zweite Stillgewässer befindet sich auf einem landwirtschaftlichen Hof westlich der Gemeinde Wichterich, nordwestlich von Euskirchen, und wird in die Prüfung aufgenommen.

Bei allen verbleibenden, potenziell betroffenen Gewässern handelt es sich – der Kategorisierung aus Kapitel 2.1.1 folgend – um Biotope der Kategorie 3.

Für diese Gewässer erfolgt eine Einzelfallprüfung unter Hinzuziehung der gewässertypologischen Einstufung des Gewässers, Angaben der Gewässerstrukturkartierung sowie digitalen Geländemodellen in hoher Auflösung (DGM 1). Des Weiteren wird bspw. die Lage des betroffenen Abschnitts im Gewässer (Ober-, Mittel-, Unterlauf) sowie der Ausbaugrad (naturnah, ausgebaut, staureguliert) berücksichtigt, da diese Kriterien Einfluss auf die mögliche Intensität und Reichweite einer Absenkung nehmen können. Ziel ist es, die möglichen Auswirkungen auf den Wasserhaushalt (Abflussmenge, Wasserführung) zu konkretisieren.

Sofern im Ergebnis der Prüfungen zur Braunkohlenplanänderung Hambach (2025) bis 2030 bereits relevante Absenkungen prognostiziert wurden, fließen diese in die Betrachtungen ein.

Im Falle von für den Wasserhaushalt des Gewässers relevanten prognostizierten Absenkungen ab 2030 folgen weitergehende Abschätzungen zu den ökologischen und ggf. chemischen Auswirkungen auf das Gewässer, um das Ausmaß der potenziellen Betroffenheit zu konkretisieren.

Die Bewältigung etwaiger Konflikte ist grundsätzlich Gegenstand der jeweiligen Umweltfachbeiträge; sollten im Zuge der nachfolgenden, konkreten Prüfung Konflikte erkannt werden, würden entsprechende Schnittstellen zu anderen Fachbeiträgen entsprechend aufgezeigt.

3.1.2 Potenzielle Beeinträchtigung durch Grundwasserentzug (Einzelfallprüfung)

3.1.2.1 Baaler Bach (28256)

Der Baaler Bach entspringt als Nysterbach am Ortsrand von Erkelenz-Katzem (Kreis Heinsberg), fließt in westlicher Richtung und mündet nach rd. 10,8 km in die Rur (Stat. km 38,7). Der OWK umfasst den gesamten Baaler Bach von der Quelle zur Mündung mit einem Einzugsgebiet von insgesamt rd. 36,2 km² [22]. Der Baaler Bach quert die Erft-Scholle lediglich auf einer Länge von rd. 1,0 km (Stat. km 4,7 - 5,7) und befindet sich somit abschnittsweise im potenziellen Einflussbereich des Tagebaus Hambach. Der flussaufwärts (östlich) liegende Gewässerabschnitt bis zur Quelle befindet sich innerhalb der Venloer Scholle und damit im potenziellen Einflussbereich des Tagebaus Garzweiler. Der flussabwärts gelegene Gewässerabschnitt bis zur Rur liegt innerhalb der Rur-Scholle und im potenziellen Einflussbereich des Tagebaus Inden.

Innerhalb der Grenzen der Erft-Scholle werden im Naturschutzgebiet „Scherresbruch / Haberger Busch“ (HS-002) [23] auf einer Länge von rd. 140 m Absenkungen des Grundwasserspiegels prognostiziert.

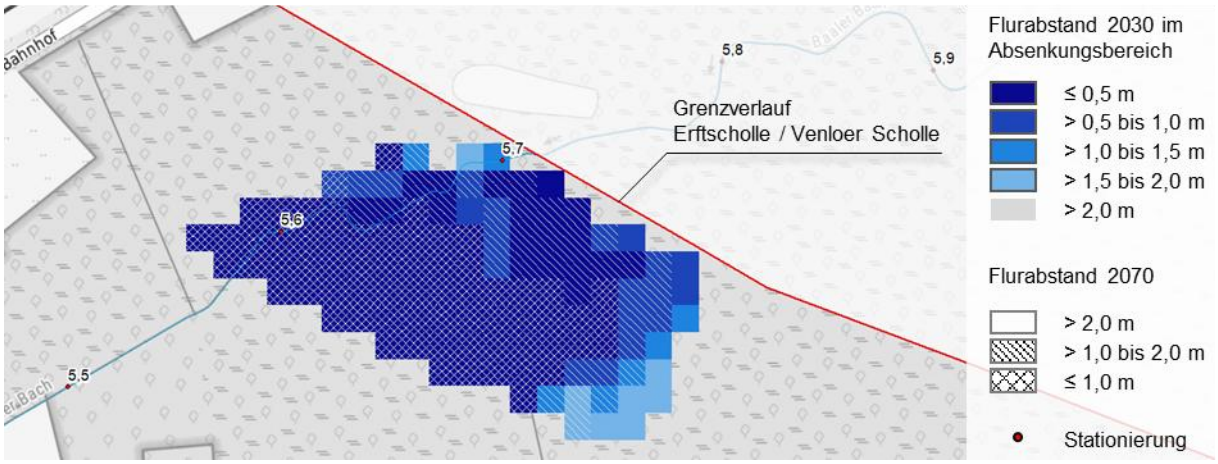


Abbildung 15 Lage des potenziell beeinträchtigen Abschnitts des Baaler Bachs (28256)

Im Ausgangszustand weist das Grundwassermodell für den potenziell betroffenen Abschnitt einen Flurabstand von durchschnittlich rd. 0,2 m auf. Das Gewässer weist demnach Grundwasserkontakt auf und ist permanent wasserführend (bedingt durch Stützungen, s. unten).

Die mittleren Absenkungen des Grundwasserspiegels belaufen sich auf rd. 0,8 m; maximal betragen sie bis zu 1,4 m.

Die prognostizierten Absenkungen im Bereich des Scherresbruchs sowie des Baaler Bachs sind auf die Sümpfung des Tagebaus Garzweiler zurückzuführen. Die prognostizierten Absenkungen befinden sich in unmittelbarer Nähe zur Venloer Scholle und breiten sich nicht weiter nach Süden aus. Der Baaler Bach gilt gemäß Erlaubnis zur Sümpfung für den Tagebau Garzweiler vom 30.10.1998 (Az.: g27-7-1-2) als bedeutsam und ist durch Maßnahmen der Abflussstützung zu erhalten. Im Bereich des

Naturschutzgebiets, das als grundwasserabhängiges schützenswertes Feuchtgebiet „Scherresbruch“ Gegenstand des Monitorings für den Tagebau Garzweiler ist, betreibt die RWE Power AG daher vorhabenimmanente wasserwirtschaftliche Anlagen zur Stützung des Baaler Bachs in Abschnitten oberflächennaher Grundwasserstände (wasserrechtliche Erlaubnis Az.: 86.g27-7-2003-4).

Da im Ausgangszustand den Modelldaten zufolge überwiegend kein Grundwasserkontakt besteht, sind die prognostizierten Absenkungen für die Abflüsse irrelevant. Beeinträchtigungen der Wasserführung sind in der Folge auszuschließen.

Der Wasserhaushalt des Baaler Bachs wird weiterhin durch die genannten Stützungsmaßnahmen geprägt.

Relevante Beeinträchtigungen des Wasserhaushalts des Baaler Bachs (Abflussmenge, Wasserführung) durch (weitere) Absenkungen des Grundwasserspiegels sind somit insgesamt **auszuschließen**.

Eine vorhabenbedingte Beeinträchtigung ist auszuschließen.

3.1.2.2 Bleibach (27448)

Der Bleibach (27448_0) umfasst den rd. 10,6 km langen Unterlauf des insgesamt rd. 24 km langen Zuflusses zum Rotbach. Der durch Absenkungen potenziell betroffene Abschnitt mit einer Länge von 9 m (< 1 % des OWK) betrifft den Mündungsbereich in Zülpich-Wichterich (s. Abbildung 19 in Kap. 3.1.2.8).

Im Jahr 2030 beträgt der Grundwasserflurabstand im potenziell betroffenen Bereich des Bleibachs rd. 1,9 m, die mittleren Absenkungen des Grundwasserspiegels belaufen sich auf rd. 0,6 m.

Aufgrund der geringen Abschnittslänge und der Lage im Unterlauf mit Stützung durch das oberhalb liegende Einzugsgebiet sind die prognostizierten Absenkungen nicht geeignet negative Auswirkungen auf den Wasserhaushalt des Bleibachs auszulösen.

Relevante Beeinträchtigungen des Wasserhaushalts des Bleibachs (Abflussmenge, Wasserführung) durch (weitere) Absenkungen des Grundwasserspiegels sind somit insgesamt auszuschließen.

Eine vorhabenbedingte Beeinträchtigung ist auszuschließen.

3.1.2.3 Broicher Fließ (2741928)

Das Broicher Fließ liegt westlich von Groß Büllesheim nördlich von Euskirchen. Dieser begradigte, ephemere Bach gehört zum Einzugsgebiet der Erft, mündet schließlich in ein künstlich angelegtes Becken und anschließend wieder in die Erft [22].

Das Broicher Fließ hat eine Länge von rd. 2 km; rd. 0,24 km des Gewässers sind potenziell durch Absenkungen betroffen (s. Abbildung 17 in Kap. 3.1.2.5) [22].

Das Fließgewässer ist geradlinig ausgebaut und im potenziell betroffenen Abschnitt des Mittellaufs ausschließlich bei anhaltenden Niederschlägen wasserführend (ephemer). Der minimale Flurabstand des betrachteten Gewässerabschnitts beträgt rd. 1,5 m (2030). Die Einschnittstiefe des Broicher Fließ beträgt trotz des Ausbaugrades indes < 1,0 m [26]. Bei der gegebenen Einschnittstiefe ist gegenüber den modellierten Flurabständen ein Grundwasserkontakt nicht zu erwarten; dies stützt die Annahmen zur Wasserführung.

Infolge der nachlaufenden Sümpfung sind Absenkungen (durchschnittlich -0,18 m) zu erwarten, die aufgrund des im Ausgangszustand bereits fehlenden Grundwasserkontakts als irrelevant einzustufen sind.

Da es zu keinem (weiteren) Grundwasserentzug im potenziell betroffenen Abschnitt kommt, werden die Abflussmengen nicht beeinträchtigt.

Beeinträchtigungen der Wasserführung sind in der Folge auszuschließen, d. h. das Broicher Fließ wird weiterhin voraussichtlich ephemer sein.

Eine vorhabenbedingte Beeinträchtigung ist auszuschließen.

3.1.2.4 Dickopsbach (27314)

Der Dickopsbach ist ein rd. 10,4 km langer, im Oberlauf ephemerer Rheinzufluss südlich von Köln, der am Rande des Höhenzugs Ville im Süden der Stadt Brühl auf dem Gebiet des Phantasialands entspringt.

Durch die prognostizierten Absenkungen ist der oberste Laufabschnitt des Dickopsbachs in der Nähe des Phantasialands, das den heutigen Startpunkt des Dickopsbachs markiert und durch dieses gespeist wird, auf einer Länge von rd. 4 m potenziell betroffen.

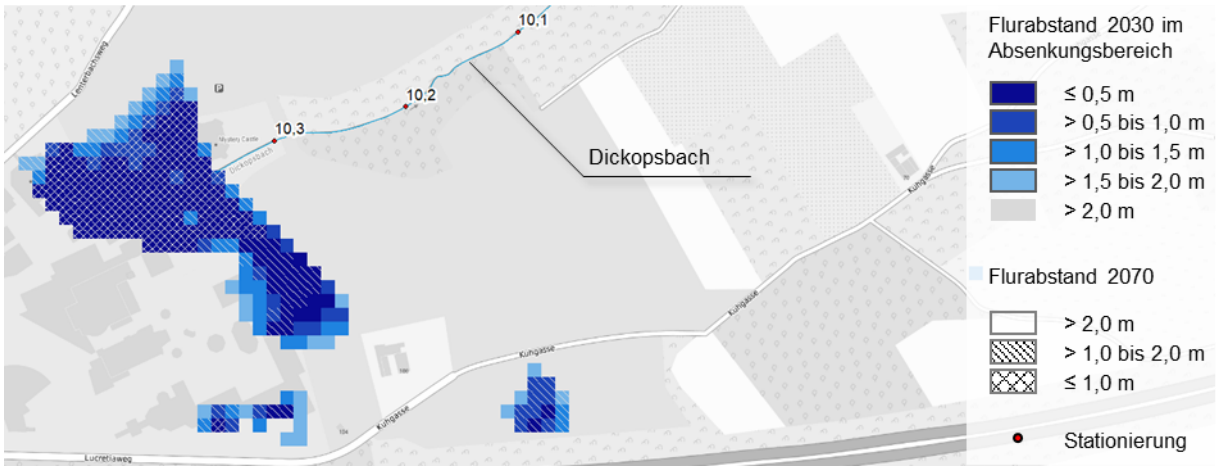


Abbildung 16 Lage des potenziell beeinträchtigen Abschnitts des Dickopsbachs (27314)

Die aktuelle Grundwasser-Flurabstand im betroffenen Bereich beträgt 1,8 m, die prognostizierte Absenkung beträgt 0,3 m.

Durch die Lage im Oberlauf und den geringen Anteil am OWK (< 0,1 %) ist die Bedeutung des Abschnitts mit verringertem GW-Kontakt für den Wasserhaushalt des OWK als vernachlässigbar einzustufen.

Hinzutritt, dass prognostizierte Absenkungen modelltechnisch bedingt, de facto allerdings nicht zu erwarten sind. So sind die obersten Schichten des Bodens in Teilbereichen der Ville, in der auch der Dickopsbach entspringt, nicht wasserdurchlässig, sodass sich etwaige Absenkungen also nicht bis an die Oberfläche auswirken können (s. o.). Das Grundwassermodell berücksichtigt diese Schichten zwar rechnerisch; die modellierten Flurabstände charakterisieren allerdings keinen tatsächlich vorhandenen Wasservorrat. Die in den relevanten Bereichen der Ville durchgeführten Bohrungen zeigen, dass sandige Schichten erst in 70 m Tiefe auftreten. Die obersten Schichten hingegen sind tonig oder kohlig.

Auswirkungen auf den Wasserhaushalt des Dickopsbachs (27314_0) sind daher bereits in einem frühen Prüfschritt irrelevant.

Eine vorhabenbedingte Beeinträchtigung ist auszuschließen.

3.1.2.5 Erft (274)

Der potenziell betroffene Abschnitt des OWK der Erft (274_73324) liegt nördlich von Euskirchen in ausgeprägten Niederungen unmittelbar oberhalb des Hochwasserrückhaltebeckens Horchheim. Im betroffenen Abschnitt ist die Erft natürlich permanent wasserführend, die Gewässerstruktur wurde als sehr stark verändert bewertet [22]. Die Erft wird aus dem Festgestein der Eifel gespeist [1].

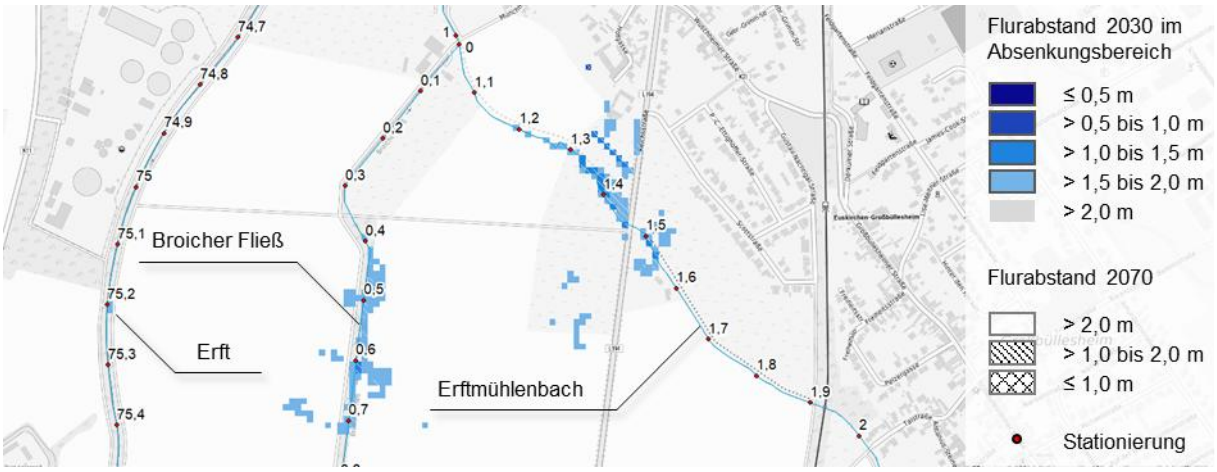


Abbildung 17 Lage des potenziell beeinträchtigen Abschnitts der Erft (274_53485)

Der Grundwasserflurabstand der Erft (2030) beträgt rd. 1,9 m, eine Absenkung von 0,1 m ist prognostiziert.

Aktuell weist der potenziell betroffene Abschnitt unter den genannten Flurabständen keinen GW-Kontakt auf; die permanente Wasserführung ist durch den Zufluss aus dem Einzugsgebiet begründet. Die potenziellen Absenkungen des Grundwasserspiegels sind somit für die Abflüsse der Erft irrelevant.

Auswirkungen auf den Wasserhaushalt und die Wasserführung der Erft (274_73324) sind daher auszuschließen.

Eine vorhabenbedingte Beeinträchtigung ist auszuschließen.

3.1.2.6 Erftmühlenbach (274192)

Der Erftmühlenbach (274192_0) befindet sich im südlichen Randbereich der Erft-Scholle nördlich von Euskirchen und erhält seinen Abfluss durch Abschlag aus der Erft südlich der Ortschaft Rheder. Der im Hinblick auf Absenkungen des GW-Spiegels betroffene Abschnitt umfasst eine Länge von rd. 245 m auf Höhe der Ortschaft Wüschheim, kurz vor Einmündung des Broicher Fließ (s. Abbildung 17 in Kap. 3.1.2.5).

Der mittlere Grundwasserflurabstand im Jahr 2030 beträgt 1,9 – 2,0 m, die erwartete Absenkung beläuft sich auf durchschnittlich 0,4 m.

Da die kontinuierliche Wasserversorgung aus der Erft auch zukünftig gewährleistet ist, werden potenzielle Wasserverluste auf der geringen Strecke des Erftmühlenbachs (rd. 2 % des OWK) durch die kontinuierliche Wasserzufuhr aus der Erft vollständig kompensiert. Auswirkungen auf den Wasserhaushalt (Abflussmenge, Abflussdynamik) des Erftmühlenbachs (274192_0) sind daher auszuschließen.

Eine vorhabenbedingte Beeinträchtigung ist auszuschließen.

3.1.2.7 Ersdorfer Bach (274232)

Der Ersdorfer Bach liegt westlich von Meckenheim zwischen landwirtschaftlich genutzten Flächen und verläuft stellenweise durch die Ortschaft Meckenheim. Das Fließgewässer gehört zum Einzugsgebiet des Swistbachs und ist rd. 8 km lang [22]. Auf rd. 200 m befindet sich der Ersdorfer Bach im Absenkungsbereich (s. Abbildung 18)

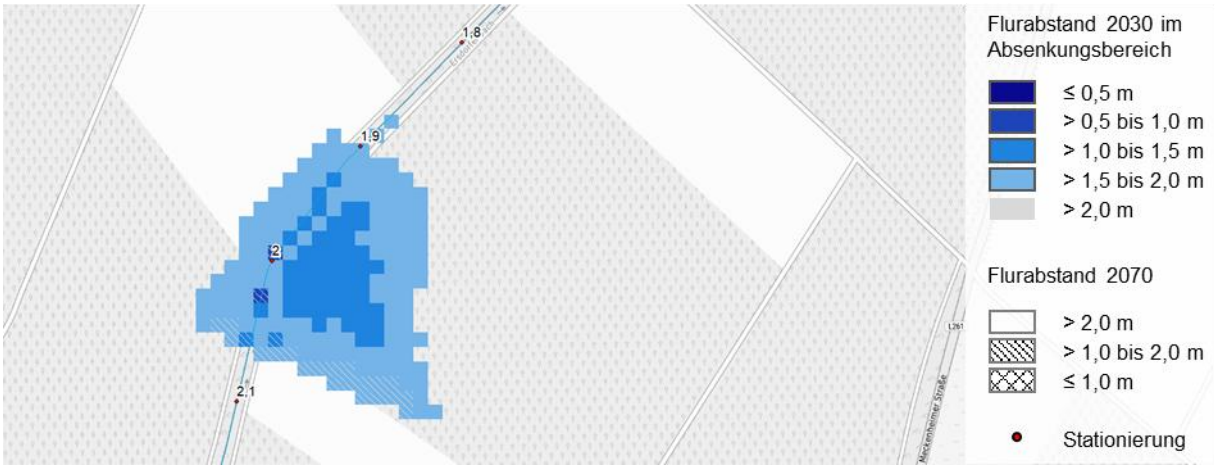


Abbildung 18 Lage des potenziell beeinträchtigen Abschnitts des Ersdorfer Bachs (274232)

Die Flurabstände im potenziell betroffenen Abschnitt des Ersdorfer Bachs betragen im Ausgangszustand im Mittel 1,5 m. Etwa 2 % des Mittellaufs sind von Absenkungen betroffen. Es sind keine Absenkungen vor 2030 verzeichnet.

Der Ersdorfer Bach ist ein vollkommen begradigter Bach, führt nicht dauerhaft Wasser (temporär) und fällt zeitweise im potenziell betroffenen Abschnitt trocken [22].

Im Mittellauf des Ersdorfer Bachs werden infolge der nachlaufenden Sümpfung modellbedingt Absenkungen von bis zu 1,0 m angezeigt. Im Jahr 2200 wird aufgrund des prognostizierten Flurabstände (rd. 2,5 m) voraussichtlich kein Grundwasserkontakt mehr vorhanden sein.

Die Bedeutung eines möglichen Grundwasserentzugs ist als vernachlässigbar einzustufen. Dies begründet sich durch die insgesamt temporäre Wasserführung, die Lage des potenziell betroffenen Abschnitts im Mittellauf des Gewässers sowie die insgesamt absenkungsbedingt allenfalls geringfügig potenziell betroffene Abschnittslänge (rd. 2 % des Gewässers).

Beeinträchtigungen der Wasserführung sind in der Folge auszuschließen, d. h. ein vorhabenbedingtes, dauerhaftes Trockenfallen ist nicht zu besorgen. Das Gewässer wird weiterhin temporär wasserführend sein.

Eine vorhabenbedingte Beeinträchtigung ist auszuschließen.

3.1.2.8 Rotbach (2744)

Der Rotbach (2744_7419) entspringt als „Nöthener Stiefen“ am Südostrand des Kermeters zwischen den Ortschaften Kall-Wallenthal und Mechernich-Voißel. Der potenziell von Absenkungen betroffene Abschnitt (rd. 1,2 % des OWK) liegt westlich des Ortes Mülheim (s. Abbildung 19).

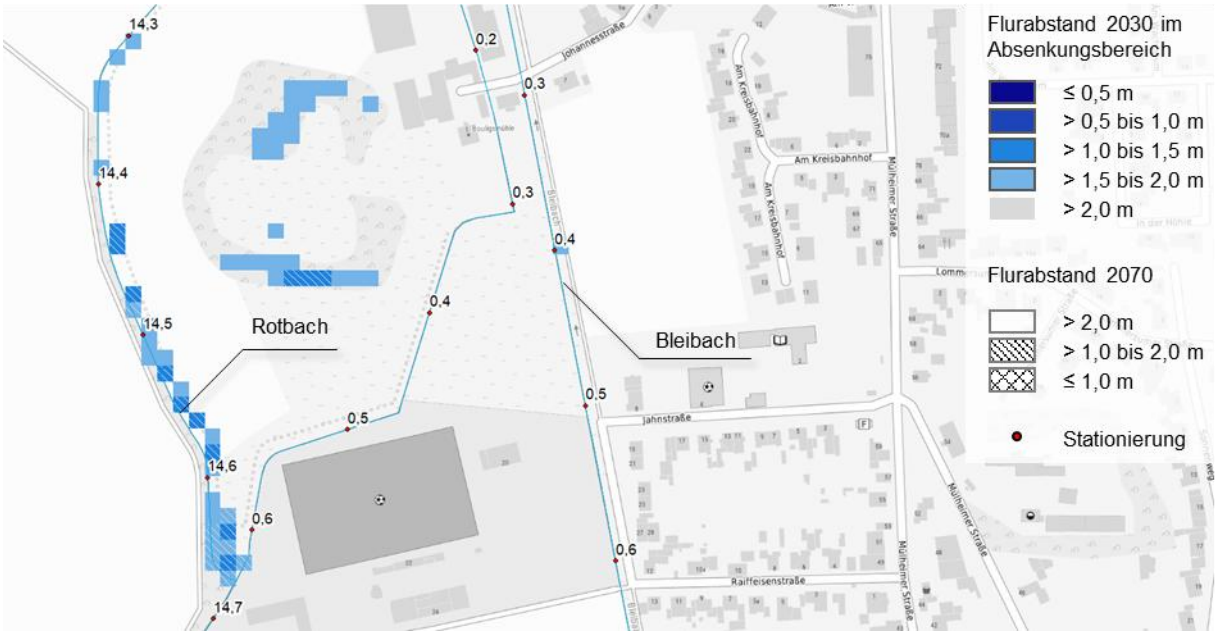


Abbildung 19 Lage des potenziell beeinträchtigen Abschnitts des Rotbachs (2744_7419)

Der mittlere Grundwasserflurabstand im Bereich des Rotbachs beträgt 3,6 m, stellenweise jedoch lediglich 1,3 m. Die prognostizierten Absenkungen belaufen sich auf 0,4 m.

Der potenziell betroffene Abschnitt weist im Ausgangszustand lediglich punktuell GW-Kontakt auf. Somit ist mit Auswirkungen durch die Absenkung des Grundwassers nur lokal zu rechnen, Auswirkungen auf den Wasserhaushalt des Rotbachs (2744_7419) sind mit Blick auf den geringen betroffenen Anteil auszuschließen.

Eine vorhabenbedingte Beeinträchtigung ist auszuschließen.

3.1.2.9 Villegraben 1 (2745422)

Der Villegraben 1 durchläuft die Rekultivierung des ehemaligen Tagebaus der Vereinigten Ville zwischen Liblar und Hürth. Er verbindet die künstlich angelegten Stillgewässer (Knapsacker See, Dinnendahlsee, Köttinger See und Concordiasee) und dient insbesondere als Vorfluter der Entwässerung der Deponie Vereinigte Ville. Der Grundwasserspiegel steht in der Rekultivierung bereits hoch an und bedingt bspw. die Entwässerung der Deponie.

Das Gewässer mündet in den Liblarer Mühlenteich und zählt zum Einzugsgebiet der Erft. Der potenziell betroffene Bereich des Villegrabens 1 hat eine Länge von rd. 0,06 km (s. Abbildung 20).

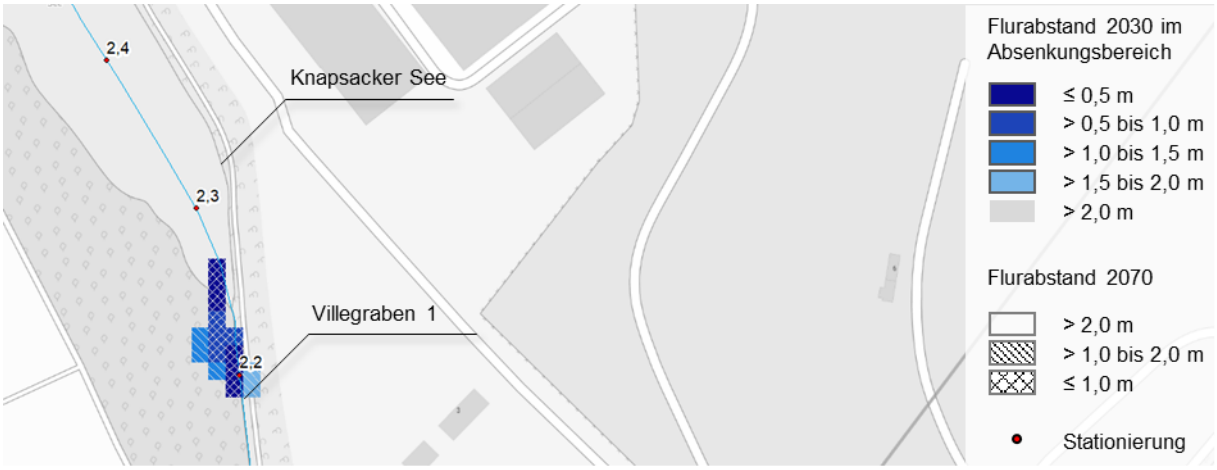


Abbildung 20 Lage des potenziell beeinträchtigen Abschnitts des Villegrabens 1 (2745422)

Durch die Absenkungen ist potenziell eine allenfalls marginale Gewässerlänge betroffen (1 %). Aufgrund der geringfügigen Absenkungsbeträge (ca. -0,1 m) sind diese daher insgesamt als vernachlässigbar einzustufen. Im Prognosezustand wird der Villegraben 1 demnach weiterhin über einen Grundwasserkontakt verfügen.

Ein potenziell betroffener Abschnitt von ca. 10 m Länge liegt im Einflussbereich des Knapsacker Sees, sodass die geringfügigen Absenkungsbeträge durch den See überprägt werden.

Auswirkungen auf den Abfluss des Gewässers sind somit aufgrund des dauerhaften GW-Kontakts, der geringen betroffenen Streckenlänge und der geringen Absenkungsbeträge nicht zu besorgen. Außerdem agiert der Villegraben 1 als Vorfluter zur Entwässerung, die zumindest zeitweise den Wasserhaushalt des Gewässers (stützend) beeinflusst.

Beeinträchtigungen der Wasserführung sind in der Folge auszuschließen, d. h. ein Trockenfallen erfolgt nicht.

Eine vorhabenbedingte Beeinträchtigung ist auszuschließen.

3.1.2.10 Concordiasee (80003274542)

Der Concordiasee befindet sich innerhalb der Rekultivierung der Vereinigten Ville zwischen Liblar und Hürth. Der 11,9 ha große und bis 8,5 m tiefe See ist über eine Kaskade mit dem Köttinger See verbunden. Er entstand 1955 als Behandlungsbecken für Kraftwerks- und Fabrikwässer. Absenkungen werden auf rd. 0,9 ha prognostiziert.

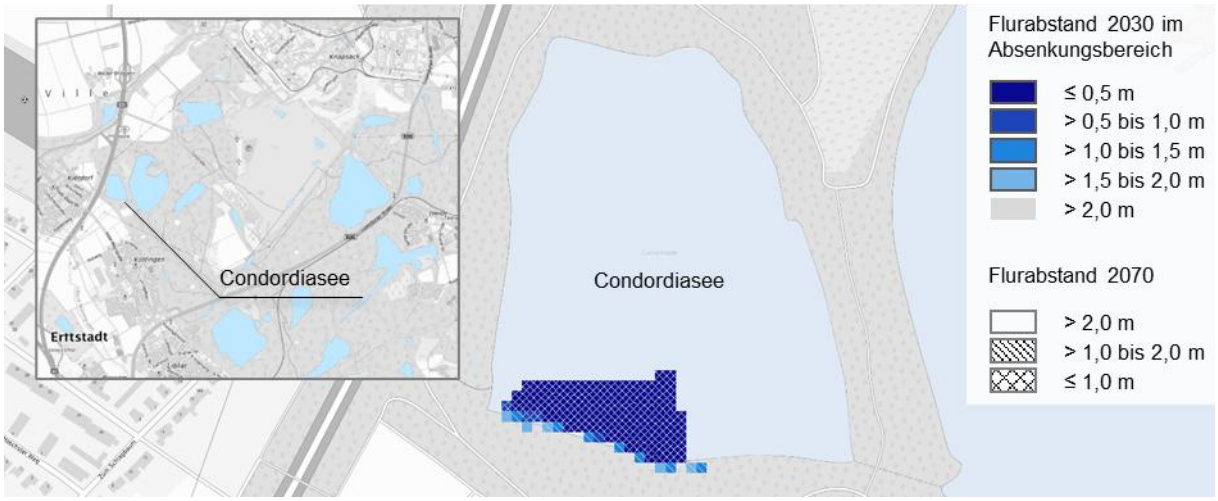


Abbildung 21 Lage der potenziell beeinträchtigen Fläche des Concordiasees (80003274542)

Das Grundwasser im Bereich der potenziell betroffenen Teilfläche des Concordiasees steht im Ausgangszustand (2030) hoch an (Flurabstand 0,0 – 0,1 m). Für diese potenziell betroffene Teilfläche werden Absenkungen von rd. 0,3 m prognostiziert mit resultierenden Flurabständen von rd. 0,4 m, d. h. der Concordiasee steht auch im Prognosezustand mit dem Grundwasser in Kontakt. Die Absenkungen im Bereich des Concordiasees sind im Verhältnis zur Gesamtfläche des Sees (8 %) lediglich lokal begrenzt und betreffen nur einen kleinen Bereich des Sees. Die potenziell nicht betroffene Seefläche minimiert lokale Absenkungen, indem aus nicht betroffenen Flächenanteilen Wasser zuströmt und Absenkungen (anteilig) kompensiert. Aufgrund der geringen Absenkungsbeträge und des kleinen Flächenanteils am gesamten See sind daher keine relevante Auswirkung auf den Wasserspiegel des Sees zu besorgen.

Der Wasserhaushalt des Sees wird somit nicht beeinflusst und Beeinträchtigungen können folglich ausgeschlossen werden.

Eine vorhabenbedingte Beeinträchtigung ist auszuschließen.

3.1.2.11 Kiesweiher bei Buschhoven (800012719811)

Der Kiesweiher bei Buschhoven liegt nordöstlich von Buschhoven, angrenzend an ein aktives Kiesabbaugebiet. Die potenziell betroffene Gewässerfläche ist rd. 0,6 ha groß und umfasst ca. 2 % der Gesamtfläche des Sees.

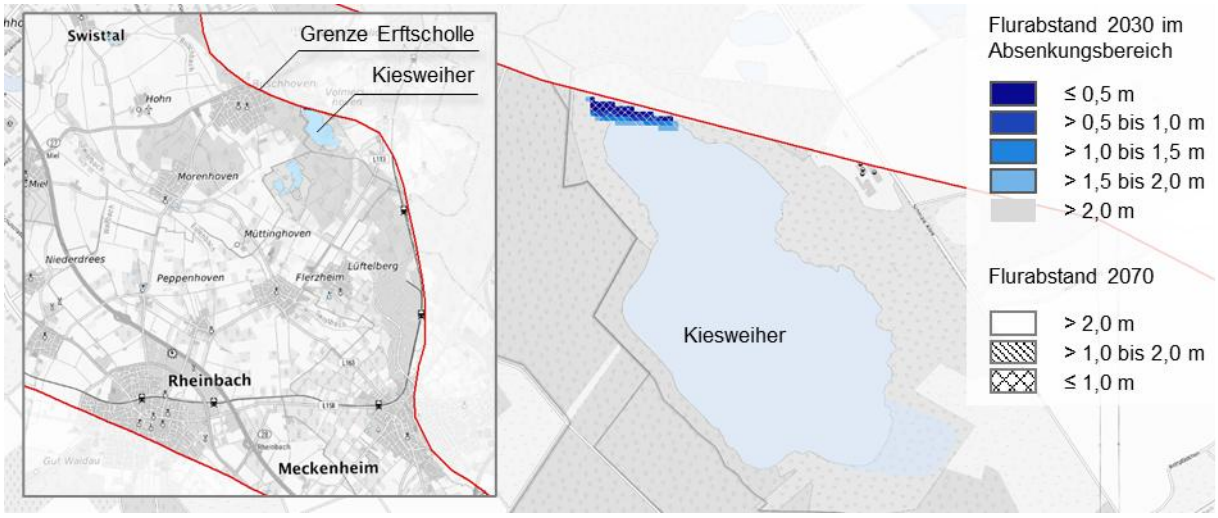


Abbildung 22 Lage der potenziell beeinträchtigen Fläche des Kiesweihers bei Buschhoven (800012719811)

Die Absenkungen konzentrieren sich ausschließlich auf einen kleinen Bereich des gesamten Sees.

Unter den absenkungsbedingt prognostizierten Flurabständen (rd. 1,0 m) ist ein Grundwasserkontakt weiterhin zu erwarten, da diese unter 2 m liegen.

Im Verhältnis zur Gesamtfläche des Sees werden die kleinräumig, lokal begrenzten Absenkungen keine relevanten Auswirkungen auf das Gewässer haben. Die Absenkungsbeträge sind aufgrund ihrer Geringfügigkeit (-0,2 m) und Kleinflächigkeit (2 % des Gewässers) im Hinblick auf das Wasservolumen des Sees und damit den Wasserspiegel zu vernachlässigen.

Der Wasserhaushalt des Sees wird somit nicht beeinflusst und Beeinträchtigungen können ausgeschlossen werden.

Eine vorhabenbedingte Beeinträchtigung ist auszuschließen.

3.1.2.12 Stillgewässer, unbenannt (-)

Das unbenannte Stillgewässer liegt an einem landwirtschaftlichen Hof westlich der Gemeinde Wichterich bei Euskirchen. Das Stillgewässer ist kein Bestandteil des Gewässernetzes des Landes. Eine Teilfläche des potenziell betroffenen Gewässers ist gesetzlich geschützt (Teich, Biotoptyp FF0 (BT-EU-04953). Der Teich ist künstlich hergestellt und bedingt naturnah [23].

Das Stillgewässer hat eine Flächengröße von 0,12 ha und ist auf rd. 0,02 ha potenziell von Absenkungen betroffen (s. Abbildung 23).

Das Stillgewässer ist an zwei Teilbereichen durch Absenkungen von bis zu 0,6 m betroffen, bei denen der untere Grenzflurabstand (2 m) unterschritten wird. Die Flurabstände im Ausgangszustand (1,8 m) lassen die Annahme zu, dass das Stillgewässer grundsätzlich über einen Grundwasserkontakt verfügt.

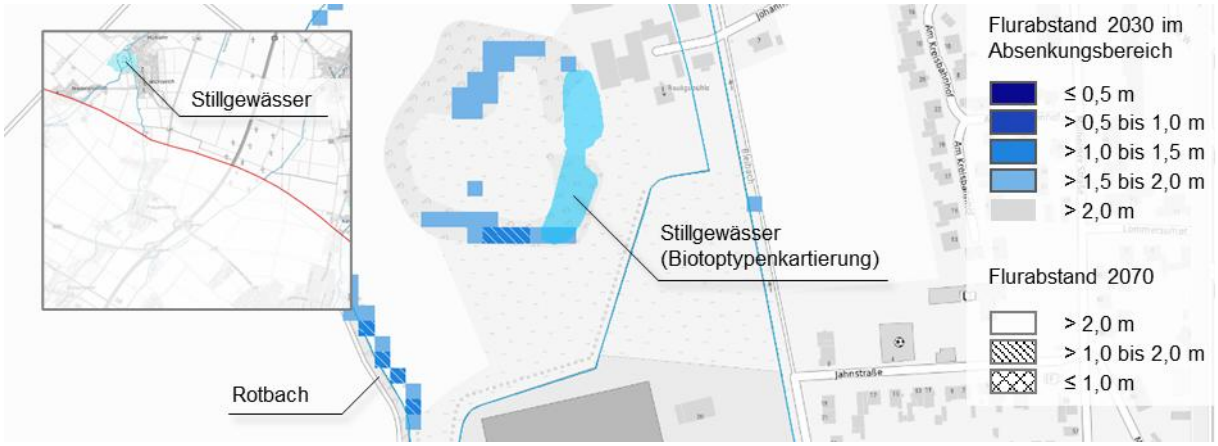


Abbildung 23 Lage der potenziell beeinträchtigen Fläche des unbenannten Stillgewässers (Biotoptypenkartierung)

Die Absenkungen sind im Verhältnis zur Gesamtfläche des Stillgewässers (9 %) lediglich lokal. Es ist daher zu erwarten, dass die Absenkungen keine relevante Auswirkung auf den Wasserspiegel des Stillgewässers haben.

Der Wasserhaushalt des Stillgewässers wird somit nicht beeinflusst und Beeinträchtigungen sind ausgeschlossen.

Eine vorhabenbedingte Beeinträchtigung ist auszuschließen.

3.2 Grundwasseraufhöhungen

3.2.1 Methodische Grundlagen und Auswahl potenziell betroffener Gewässer

Die Hintergründe zum Grundwasserwiederanstieg sind in Kapitel 2.2.1, die grundlegenden Zusammenhänge zwischen dem Grundwasserspiegel und dem Wasserhaushalt von Gewässern in Kapitel 3.1.1 dargestellt.

Im Zuge des (beschleunigten) natürlichen Grundwasserwiederanstiegs können Aufhöhungen des Grundwasserspiegels das hydraulische Gefälle zum Gewässer reduzieren oder umkehren, sodass Versickerungsmengen aus dem Gewässer abnehmen oder ein Grundwasserzustrom zum Gewässer zeitweise oder dauerhaft einsetzt bzw. sich verstärkt. Als unmittelbare Folge nehmen die Abflüsse in den Gewässern zu; in (zeitweise) trockengefallenen Gewässern kann eine Wasserführung entstehen bzw. die wasserführende Phase verlängert werden.

Die Wiederherstellung des vorbergbaulichen Grundwasserkontakts stellt keine Betroffenheit und damit keinen vorhabenbedingten Eingriff dar. So ist grundsätzlich davon auszugehen, dass sich im Zuge des Grundwasserwiederanstiegs langfristig flächenhaft weitestgehend wieder vorbergbauliche Flurabstände als Rahmenbedingungen für einen leitbildtypischen Wasserhaushalt der Gewässer einstellen. Die Zunahme oder Wiederherstellung des Grundwasserzustroms zu Oberflächengewässern im Zuge des Grundwasserwiederanstiegs ist daher in hydraulisch-hydrologischer Hinsicht nicht geeignet, zu hydraulisch-hydrologischen Beeinträchtigungen der Gewässer zu führen.

Im Zusammenhang mit dem Grundwasserwiederanstieg einschließlich der regulierenden Wirkung des Tagebausees sind Beeinträchtigungen allenfalls im Falle der

- **Überhöhungen des Abflusses** oder
- **Aufrechterhaltung des Grundwasserentzugs**

grundsätzlich denkbar.

Eine **Überhöhung des Abflusses** setzt voraus, dass der Grundwasserzustrom im stationären Endzustand die Leistungsfähigkeit des Gewässers übersteigt. Bergbaulich bedingt ist dies prinzipiell in Bodensenkungsgebieten oder im Fall einer Überhöhung des Grundwasserspiegels durch den Tagebausee zwar denkbar, de facto indes nicht zu erwarten. So führt die Grundwasserentnahme zu einer Verringerung des Porenwasserdrucks im Lockergestein, sodass sich das Gelände senkt, bis es durch die Aufhöhungen wieder unter Druck gerät und sich in der Regel flächenhaft großräumig und sehr gleichmäßig wieder hebt. Mit Ausnahme geologischer Sonderfälle (z. B. bewegungsaktive tektonische Störungen oder entwässerte humose Böden in Niederungsbereichen) folgt das Vorflutniveau den Bodenbewegungen, d. h. eine Veränderung des Grundwasserflurabstands resultiert aus den Bodenbewegungen in der Regel nicht. Des Weiteren ist eine seewasserspiegelbedingte Überhöhung auszuschließen, da der Zielwasserspiegel des Tagebausees (+65 m NHN) die Höhe des Grundwasserspiegels im Umfeld des Sees bestimmen wird, d. h. gegenüber dem vorbergbaulichem Grundwasserspiegel sind – aufgrund der von Süden nach Norden gerichteten Grundwasserströmung – gleiche oder größere (insbesondere zwischen dem Tagebausee und der Erft), allerdings keine geringeren Flurabstände zu erwarten und ein überhöhter GW-Zustrom auszuschließen.

Hydraulisch-hydrologisch begründete Beeinträchtigungen der Gewässer im Zuge etwaige Überhöhungen der Abflüsse im Zuge des Grundwasserwiederanstiegs sind daher **auszuschließen**. Eine weitere Prüfung im Hinblick auf etwaige Beeinträchtigungen ist insoweit folglich entbehrlich.

Die **Aufrechterhaltung des Grundwasserentzugs** ist als vorhabenbedingte potenzielle Beeinträchtigung im weiteren Sinne zu fassen, die insbesondere bewirtschaftungsplanerische Implikationen nach sich ziehen kann (vgl. Anlage A-WRL). Wenngleich hierbei keine neuen nachteiligen Veränderungen entstehen, liegt eine potenzielle Beeinträchtigung vor, sofern die Wiederherstellung des leitbildtypischen Wasserhaushalts der Gewässer in Bezug auf den Grundwasserkontakt unterbunden wird. Im Rahmen der Auswirkungsprognose wird daher für sämtliche grundwasserabhängigen Oberflächenwasserkörper mit nachgewiesenem oder prognostiziertem Grundwasserentzug sowie sämtliche vorhabenbedingt potenziell betroffenen Gewässer mit Absenkungen infolge der nachlaufenden Sümpfung (vgl. Kap. 3.1) geprüft, ob diese im stationären Endzustand (2200) im Hinblick auf den Grundwasserzustrom wieder über einen weitgehend bergbaulich unbeeinflussten Wasserhaushalt verfügen

Die Auswahl der Gewässer mit nachgewiesenem oder prognostiziertem Grundwasserentzug, für die es im Hinblick auf die Aufrechterhaltung des Grundwasserentzugs insbesondere im Hinblick auf Aspekte der Bewirtschaftungsplanung einer Einordnung bedarf, leitet sich wie folgt ab:

- Oberflächenwasserkörper mit bergbaulichem Grundwasserentzug („(teilweise) erheblicher Grundwasserentzug“) gemäß Anlage 1 des Hintergrundpapiers Braunkohle (2022),

- Oberflächenwasserkörper mit prognostiziertem Grundwasserentzug infolge der laufenden Sümpfung (Zeitraum 2021 – 2030) im Ergebnis der Prüfungen zur Änderung des Braunkohlenplans Hambach (2025) [2] sowie
- Oberirdische Gewässer mit prognostizierten Absenkungen infolge der nachlaufenden Sümpfung (Zeitraum 2030 – 2070) und Einzelfallprüfung in Kapitel 3.1.2.

Die dementsprechend relevanten Gewässer sind nachfolgend zusammengestellt.

Tabelle 14 Gewässer mit nachgewiesenem oder prognostiziertem bergbaubedingten Grundwasserentzug

Gewässer	**Gewässer-kennzahl**	**OWK-ID**	**(Tlw.) Bergbaubedingter Grundwasserentzug**		
			vor 2022 (OWK) (HGP BK, 2022)	**bis 2030 (OWK)** (BKPÄ 2025)	**2070 zu 2030** (vgl. Kap. 3.1)
Baaler Bach[1]	28256	28256_3887	X	-	X
Bleibach	27448	27448_0	-	-	X
Broicher Fließ	2741928	-	-	-	X
Dickopsbach	27314	27314_0	-	X	X
Erft	274	274_23300[3]/ _30266/ _38627	X	-	-
		274_73324	-	-	X
Erftmühlenbach	274192	274192_0	-	-	X
Ersdorfer Bach	274232	-	-	-	X
Finkelbach	27474	27474_0	X	-	-
Kleine Erft	274732	274732_0	X	-	-
Große Erft	27472	27472_0	X	-	-
Gillbach[3]	2748	2748_8372	X	-	-
Malefinkbach	28254	28254_0/ _10292	X	-	-
Norf[1]	27494	27494_0	X	-	-
Pützer Bach	274752	274752_0	X	-	-
Rotbach	2744	2744_7419	-	-	X
Stommelner Bach[1]	274942	274942_0	X	-	-
Swistbach	2742	2742_0 / _27000	-	X	-
Villegraben 1	2745422	-	-	-	X
Wiebach[2]	274722	274722_0	X	-	-
Condordiasee	80003274542	-	-	-	X
Kiesweiher (Buschhoven)	800012719811	-	-	-	X
Stillgewässer (N. N.)	-	-	-	-	X

[1] derzeitige vorhabenimmanente Stützungsmaßnahmen zur Kompensation des Grundwasserentzugs im Zusammenhang mit Betrieb Tagebau Garzweiler
[2] langfristig Umgestaltung zum Ablaufgewässer für den Tagebausee Hambach
[3] aktuelle Einleitungen von Brauchwasser des Kraftwerks

Die betrachtungsrelevanten Oberflächenwasserkörper mit Absenkungen vor 2022 bzw. bis 2030 sind in der nachfolgenden Darstellung verortet. Die betrachtungsrelevanten Gewässer mit Absenkungen nach 2030 sind bereits in Abbildung 14 dargestellt. Das gesamte Gewässernetz ist der Kartendarstellung in Anlage B-BIO-3 zu entnehmen.

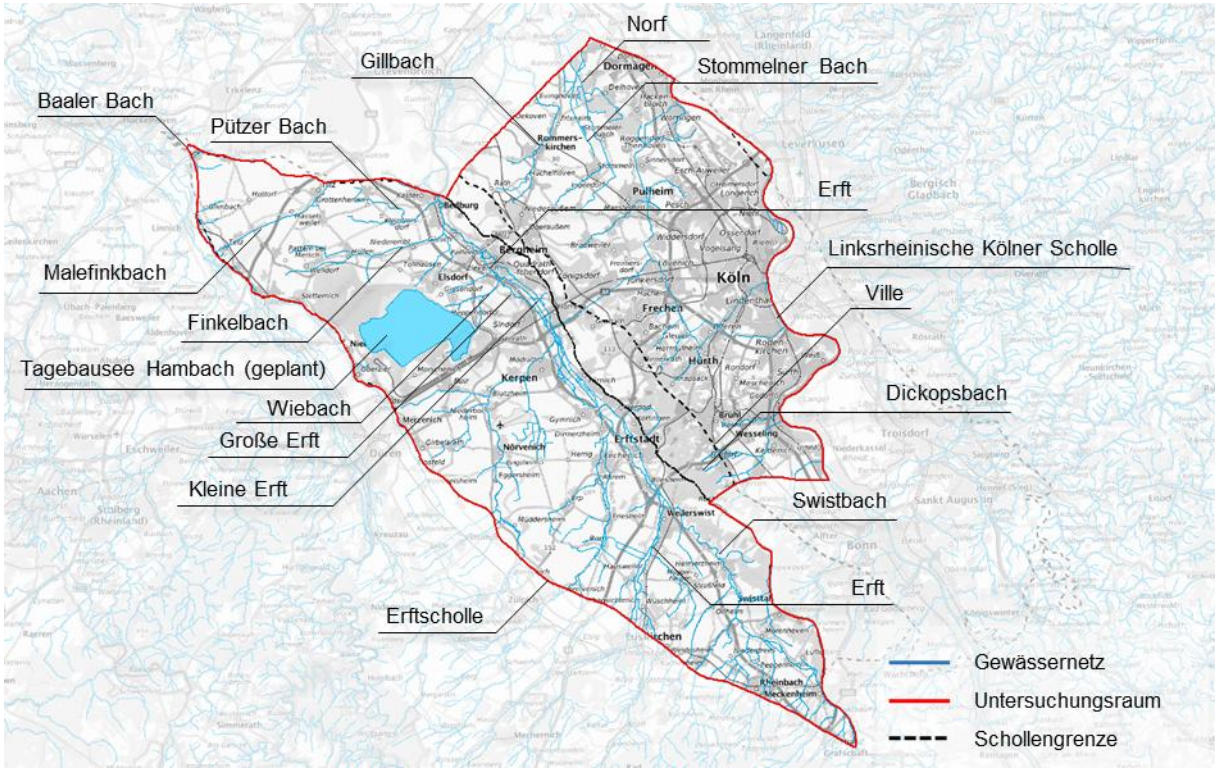


Abbildung 24 Gewässer mit nachgewiesenem oder prognostiziertem bergbaubedingten Grundwasserentzug

Zur Abbildung der Wiederherstellung des Grundwasserkontakts kommt das Grundwassermodell der RWE Power AG zur Anwendung, mit dem die Aufhöhungen des Grundwasserspiegels im Jahr 2200 (Erreichen des stationären Endzustands für den Grundwasserspiegel) gegenüber dem Jahr 2030 (Ausgangszustand) prognostiziert werden.

Informationen zum vorbergbaulichen Grundwasserkontakt sind dem Hintergrundpapier Braunkohle für die darin genannten Gewässer zu entnehmen. Für darin nicht genannte Gewässer bildet der Ausgangszustand (BKPÄV Hambach: 2021; PFV: 2030) die jeweilige Referenz für den Grundwasserkontakt vor einem etwaigen Grundwasserentzug. Im Bedarfsfall kann bspw. auf gewässertypologische Einstufungen ergänzend zurückgegriffen werden. Ergänzende Hinweise zur möglichen dauerhaften Niedrighaltung des Grundwasserspiegels aus der „Flurabstandsprognose“ [4], die aus dem Abgleich der prognostizierten Flurabstände unter dem Einfluss der Niedrighaltungsmaßnahmen des Erftverbandes in der Erftniederung ohne (Referenzszenario) und mit (Bergbauszenario) dem Einfluss der regulierenden Wirkung des Tagebausees resultieren, sind Gegenstand von Kapitel 3.2.2.

Die Bewältigung etwaiger Beeinträchtigungen erfolgt im Rahmen des Fachbeitrags Wasserrahmenrichtlinie unter Einordnung in die bewirtschaftungsplanerischen Anforderungen sowie im UVP-Bericht, sofern an die Gewässer weitere naturschutzrechtliche Zielsetzungen bestehen.

3.2.2 Potenzielle Beeinträchtigung durch dauerhaften Grundwasserentzug (Einzelfallprüfung)

3.2.2.1 Oberflächenwasserkörper mit bestehendem, (teilweise) erheblichem Grundwasserentzug (Hintergrundpapier Braunkohle)

Für die Oberflächenwasserkörper mit bestehendem, (teilweise) erheblichem Grundwasserentzug nach Einstufung der Anlage 1 des Hintergrundpapiers Braunkohle (2022) werden in Tabelle 15 Angaben zum vorbergbaulichen Grundwasserkontakt und derzeitigen Wasserführung (nach [3]) getroffen sowie die prognostizierten Flurabstände für den stationären Endzustand nach den Ergebnissen der Grundwassermodellierung zusammenfassend dargestellt.

Tabelle 15 Angaben zum Wasserhaushalt der Oberflächenwasserkörper mit bestehendem, (teilweise) erheblichem Grundwasserentzug gemäß Hintergrundpapier Braunkohle)

Gewässer	**OWK-ID**	**Länge OWK (davon in UR)**	**Wasserhaushalt (HGP)**		**Aufhöhung (Flurabstand 2200 ≤ 2 m)**		**Gesamtlänge pot. GW-Kontakt in UR (Anteil OWK)**
			GW-Kontakt (vorbergb.)	**Wasserführung (aktuell)**	**Stat. km in UR**	**Länge pot. GW-Kontakt[4]**	
Baaler Bach	28256_3887	7,0 km (1,0 km)	Ja	Permanent (a)[1]	4,7 – 5,7	+0,6 km	1,0 km (100 %)
Erft	274_23300	7,0 km (0,4 km)	Ja	Permanent (a)[3]	29,9 – 30,1	+0,1 km	0,4 km (100 %)
	274_30266	8,4 km	Ja	Permanent (a)[3]	31,1 – 35,9	+4,2 km	4,2 km (50 %)
	274_38627	14,8 km	(Ja)	Permanent (n, a)[3]	Keine[5]	+0,0 km	0,0 km (0 %)
Finkelbach	27474_0	15,9 km	(Ja)	Ephemer (n, a)	0,8 - 8,3	+4,8 km	4,8 km (30 %)
Kleine Erft	274732_0	12,8 km	Ja	Permanent (a)[6]	Keine[5]	+0,0 km	0,0 km (0 %)
Große Erft	27472_0	7,3 km	Ja	Permanent (a)[6]	Keine[5]	+0,0 km	0,0 km (0 %)
Gillbach	2748_8372	20,1 km	(Ja)	Permanent (a)[3]	20,2 - 22,1	+1,4 km	1,4 km (7 %)
Malefinkbach	28254_0	10,3 km (2,3 km)	Ja	Temporär (a)	6,9 – 10,4	+0,4 km	2,3 km (100 %)
	28254_10292	11,5 km	(Ja)	Ephemer (n, a)	11,7 – 13,9	+2,1 km	3,2 km (28 %)
Norf	27494_0	19,9 km (11,8 km)	(Ja)	Ephemer (n, a), Permanent (a)[1]	8,1 – 18,7	+4,4 km	10,6 km (90 %)
Pützer Bach	274752_0	11,1 km	(Ja)	Ephemer (n, a)	Keine[5]	+0,0 km	0,0 km (0 %)
Stommelner Graben	274942_0	7,6 km	ja	Ephemer (a), Permanent (a)[1]	0,0 – 5,7	+4,2 km	6,0 km (79 %)
Wiebach[2]	274722_0	5,4 km	(Ja)	Ephemer (n, a)	Keine[5]	+0,0 km	0,0 km (0 %)

Erläuterungen zu „Wasserhaushalt“
(Ja) abschnittsweise, (n) natürlicherweise, (a) anthropogenbedingt

[1] derzeitige vorhabenimmanente Stützungsmaßnahmen zur Kompensation des Grundwasserentzugs im Zusammenhang mit Betrieb Tagebau Garzweiler
[2] Umgestaltung zum Ablaufgewässer für den Tagebausee Hambach
[3] aktuelle Einleitungen von Sümpfungs- und Brauchwasser
[4] Gewässerlänge mit Flurabstand 2030 > 2 m (kein GW-Kontakt) und Flurabstand 2200 ≤ 2 m (pot. GW-Kontakt)
[5] Keine Aufhöhungen mit resultierendem Flurabstand 2200 ≤ 2 m
[6] Wasserhaushalt geprägt durch gesteuerte Ausleitung aus Erft
[7] bei mehreren Angaben: abschnittsweiser Wechseln innerhalb des Wasserkörpers

Unter Bezug auf die obenstehenden Angaben (sowie ggf. ergänzende Hinweise auf der „Flurabstandsprognose“ [4]) ist für die einzelnen Oberflächenwasserkörper wie folgt zu erwarten:

Am **Baaler Bach** (28256_3887) sind Aufhöhungen von durchschnittlich rd. 4,1 m prognostiziert, infolgedessen sich mittlere Flurabstände von 0,5 m einstellen. Innerhalb des Untersuchungsraums „Grundwasser“ wird der Baaler Bach spätestens im stationären Endzustand somit auf gesamter Länge (1,0 km) bei Flurabständen deutlich unter 2 m wieder über einen Grundwasserkontakt verfügen und voraussichtlich dauerhaft wasserführend sein, sodass der wiedereinsetzende Grundwasserzustrom die derzeit durch die Stützungsmaßnahmen im Scherresbruch (s. hierzu Kap. 4) begründete permanente Wasserführung ersetzt. Vorhabenbedingte Beeinträchtigungen durch die dauerhafte Aufrechterhaltung des Grundwasserentzugs sind innerhalb des Untersuchungsraums „Grundwasser“ somit **auszuschließen**.

Die **Erft** (274_23300, 274_30266, 274_38627) stand vorbergbaulich vollständig (274_23300, 274_30266) bis abschnittsweise (274_38627) in Grundwasserkontakt und unterliegt derzeit einem Grundwasserentzug, der durch die Einleitung von Sümpfungs- und Grubenwasser des Tagebaus Hambach überprägt wird. Die Einleitungen führen zu einer deutlichen Überhöhung und Vergleichmäßigung der Abflüsse, die sich auf rd. 9,8 m³/s (274_23300, Pegel Glesch) bzw. 8,7 m³/s (274_30266, Pegel Bedburg) belaufen [24]. Die Einleitungen werden mit Ende des Braunkohlenabbaus mit Ausnahmen von betrieblich erforderlichen Fortführungen entfallen, da die Sümpfungs- und Grubenwässer zur Befüllung des Tagebaus Hambach bzw. zu anderen betrieblichen Zwecken verwendet sowie das Kraftwerk und die damit verbundenen Einleitungen gemäß Stilllegungspfad außer Betrieb genommen werden. Vorübergehend ist geplant, die Erft bis zum Grundwasserwiederanstieg zu stützen. Vorbehaltlich etwaiger Stützungen werden die Abflüsse in deutlichem Umfang zurückgehen (Unter Berücksichtigung der derzeit noch laufenden Abstimmungen zur Erftstützung wird von einem mittleren Niedrigwasserabfluss der Erft in Höhe von MNQ = 2,5 m³/s (Pegel Neubrück) ausgegangen). Mit dem Perspektivkonzept Erft liegen die konzeptionellen Planungen für den naturnahen Ausbau der Erft unter den zukünftig deutlich geringen Abflüssen bereits vor.
Im Zuge des Grundwasserwiederanstiegs wird es entlang der mittleren Erft (274_23300, 274_30266) zu Aufhöhungen um 25 – 30 m kommen, die im Laufabschnitt zwischen Bedburg und Bergheim den Grundwassermodelldaten zufolge zu Flurabständen von durchschnittlich ca. 1,3 – 1,4 m führen. Vergleichbare Aufhöhungen sind weiter flussaufwärts (274_38627) nicht zu erwarten.
Die Prognosen berücksichtigen die Niedrighaltungsmaßnahmen des Erftverbands zum Schutz vor Gebäudeschäden durch Nässe sowie der Begrenzung der Grundwasserstände auf ein siedlungsverträgliches Niveau. Bedingt durch die Niedrighaltungsmaßnahmen erreichen die Flurabstände nicht vorbergbauliche Zustände. So zeigen die Prognosen zu potenziellen Vernässungsbereichen deutlich, dass der Tagebausee zwar die Niedrighaltungen unterstützt, die räumliche Wirkung des Tagebausees allerdings auf Bereiche abseits der Niedrighaltungsmaßnahmen beschränkt ist (vgl. [3], darin Abb. 29 und 33). Der bergbauliche Einfluss auf die Niedrighaltung des Grundwasserspiegels ist dabei den Darstellungen (vgl. [3], darin Abb. 30) zufolge überwiegend auf wenige Dezimeter beschränkt.
Trotz der genannten Flurabstände werden den Modelldaten zufolge entlang der mittleren Erft (274_23300, 274_30266) im stationären Endzustand infiltrierende Verhältnisse vorherrschen, d. h. zwischen Bergheim und Bedburg wird Wasser aus der Erft in den Untergrund in einer Gesamthöhe von rd. 14 m³/min (rd. 0,23 m³/min) versickern. Die Versickerungsverluste belaufen sich auf Anteile <

10 % des langfristig erwarteten Abflusses, sodass eine Relevanz für die Wasserführung der Erft nicht abzusehen ist.
Insgesamt wird es somit entlang der Erft zum dauerhaften Grundwasserentzug kommen, der in erster Linie durch die erforderlichen Niedrighaltungsmaßnahmen des Erftverbandes bedingt ist. Aufbauend auf den vorliegenden Modelldaten ist dabei nach derzeitiger Einschätzung davon auszugehen, dass der Grundwasserentzug im stationären Endzustand den Wasserhaushalt der Erft nicht wesentlich beeinträchtigt. Die zusätzlich regulierende Wirkung des Tagebausees wird als allenfalls geringfügig eingeschätzt. Vor diesem Hintergrund ist eine vorhabenbedingte Beeinträchtigung der Erft durch Aufrechterhaltung des Grundwasserentzugs **nicht zu erwarten**.

Am **Finkelbach** (27474_0) kommt es infolge des bergbaubedingten Grundwasserentzugs heutzutage zur Ausdehnung der natürlicherweise ephemeren Wasserführung im Oberlauf auf den Mittel- und Unterlauf. Im Zuge des Grundwasserwiederanstiegs hebt sich der Grundwasserspiegel um durchschnittlich rd. 23 m und führt im Mittel- bis Unterlauf mit Schwerpunkt auf den Laufabschnitt von Ober- bis Niederembt zu durchschnittlichen Flurabständen um 1,1 m. In der Folge ist langfristig vom Einsetzen des Grundwasserzustroms auf einer Länge von rd. 4,8 km (30 % des Gewässers) auszugehen, der eine temporäre bis dauerhafte Wasserführung im Mittellauf des Finkelbachs auslöst und den vorbergbaulichen Verhältnissen gleichgesetzt werden kann. Im Unterlauf liegen die Flurabstände überwiegend über 2 m und nehmen mit Annäherung an die Erft auf bis zu knapp 4 m zu, sodass ein Grundwasserzustrom allenfalls kleinräumig anzunehmen ist. Es ist möglich, dass der Abfluss des Mittellaufs auch eine Wasserführung im Unterlauf bedingt; ob und inwiefern dies eine temporäre bis permanente Wasserführung begründet, ist nicht belastbar abzuleiten. Den Darstellungen zur Flurabstandsprognose (darin Abb. 30) zufolge kommt es im Unterlauf bergbaubedingt zur Vergrößerung der Flurabstände um wenige Dezimeter, die gegenüber den prognostizierten Flurabständen (im Mittel 2,7 m) den fehlenden Grundwasserkontakt nicht begründen können. Stattdessen ist anzunehmen, dass die im Grundwassermodell bereits berücksichtigten geplanten Niedrighaltungsmaßnahmen des Erftverbandes im Bereich von Bedburg ursächlich für die prognostizierten Flurabstände sind. Ein möglicher dauerhafter Grundwasserentzug ist demnach, sofern de facto nicht den vorbergbaulichen Verhältnissen entsprechend, auf die Niedrighaltungen in der Erftniederung zurückzuführen. Vorhabenbedingte Beeinträchtigungen durch die dauerhafte Aufrechterhaltung des Grundwasserentzugs sind hingegen **nicht zu erwarten**.

Die **Kleinen Erft (27456_0)** und die **Große Erft (27472_0)** verfügen über einen Wasserhaushalt, der in erster Linie durch die Ausleitung aus der Erft geprägt wird und nachgeordnet vereinzelten Einleitungen unterliegt. Es handelt sich um einen vollständig anthropogenbedingt bestimmten Wasserhaushalt, der auf die Erfüllung verschiedener wasserwirtschaftlicher Anforderungen an die Kleine und die Große Erft ausgelegt ist. Hinweise, die eine wesentliche gewässerökologisch relevante Veränderung der zukünftigen Wasserführung aufgrund anzupassender wasserwirtschaftlicher Anforderungen nahe legen, liegen nicht vor, d. h. es ist auch zukünftig von einem anthropogen bestimmten Wasserhaushalt auszugehen. Die Kleine und Große Erft liegen nicht in Bereichen mit prognostizierten Aufhöhungen, sodass ein relevanter Grundwasserzustrom bei Flurabständen > 2 m im stationären Endzustand nicht zu erwarten ist. Durch die permanente Wasserführung und die ausleitungsbedingt verhältnismäßig gleichförmige Wasserführung ist die Bedeutung des Grundwasserzustroms zur Vermeidung des Trockenfallens bzw. zur Minimierung ausgeprägter Niedrigwasserphasen als irrelevant bzw.

vernachlässigbar zu beurteilen. Vorhabenbedingte Beeinträchtigungen durch die dauerhafte Aufrechterhaltung des Grundwasserentzugs sind somit **auszuschließen**.

Der **Gillbach (2748_8372)** wird innerhalb des Untersuchungsraums „Grundwasser“ im stationären Endzustand ausschließlich unmittelbar südlich von Rommerskirchen auf rd. 1,4 km Länge Flurabstände aufweisen, die nach den lokalen Aufhöhungen von rd. 2,7 m mit Werten von durchschnittlich 1,4 m einen Grundwasserzustrom erwarten lassen. Im überwiegenden Verlauf innerhalb der Erftscholle (93 %) wird sich langfristig bei Flurabständen, die insbesondere im Oberlauf deutlich über 10 m betragen können, kein Grundwasserkontakt einstellen. Da die derzeit permanente Wasserführung durch die Einleitung aus dem Kraftwerk Niederaußen resultiert, die wiederum mittelfristig mit Ende des Kraftwerkbetriebs eingestellt wird, ist von einem zumindest zeitweisen Trockenfallen des Gillbachs mit einer ephemeren bis temporären Wasserführung auszugehen, die ausschließlich lokal durch Grundwasserzustrom gestützt wird. Damit wird der Wasserhaushalt des Gillbachs der Beschreibung im Hintergrundpapier Braunkohle (sommertrockener löss-lehmgeprägtes Gewässer mit abschnittsweisem Grundwasserkontakt) entsprechen, sodass die Entwicklung des Gillbachs hin zu seinem natürlichen Zustand anzunehmen ist. Eine vorhabenbedingte Beeinträchtigung durch dauerhafte Aufrechterhaltung des Grundwasserentzugs ist **auszuschließen.**

Am **Malefinkbach** (28254_0, 28254_10292) kommt es infolge des bergbaubedingten Grundwasserentzugs heutzutage zur Ausdehnung der nicht-permanent wasserführenden Abschnitte im natürlicherweise ephemeren Oberlauf, sodass der Malefinkbach auch im mittleren bis unteren Lauf zumindest bis zur Rurwasserüberleitung bei Körrenzig derzeit ausschließlich ephemer bis temporär wasserführend ist. Im Mittellauf des Malefinkbachs (28254_10292) ist nach erfolgtem Grundwasserwiederanstieg auf Höhe der Gemeinde Boslar abschnittsweise bei mittleren Flurabständen von rd. 0,8 m ein Grundwasserkontakt möglich. Der Oberlauf wird hingegen auch langfristig Flurabstände aufweisen, die im Verlauf auf deutlich über 20 m zunehmen. Im Unterlauf (28254_0, unterhalb Tetz) ist im stationären Endzustand bei Flurabständen von rd. 0,5 m eine durch den einsetzenden Grundwasserzustrom begründete dauerhafte Wasserführung auf der gesamten Länge innerhalb der Grenzen der Erft-Scholle (rd. 2,3 km) zu erwarten. Unter dem Einfluss der Aufhöhungen in der Niederung der Rur (Rur-Scholle) ist anzunehmen, dass der Grundwasserwiederanstieg in der Rurscholle auf Ebene des gesamten Wasserkörpers maßgeblich für die permanente Wasserführung sein wird. Insgesamt zeigen die modellierten Flurabstände somit Grundwasserverhältnisse am Malefinkbach im stationären Endzustand an, die keinen bergbaulichen Einfluss mehr anzeigen. Eine vorhabenbedingte Beeinträchtigung durch dauerhafte Aufrechterhaltung des Grundwasserentzugs ist **auszuschließen.**

Entlang des Systems der **Norf** (**27494_0**, umfasst den Norfbach und Knechtstedener Graben) betragen die Aufhöhungen des Grundwassers im Jahr 2200 bis zu rd. 3,3 m, im Mittel rd. 1,6 m und führen zu Flurabständen von im Mittel ca. 1 m. In der Folge verlängert sich die Gewässerlänge mit potenziellem Grundwasserkontakt (Flurabstand ≤ 2 m) um rd. 4,4 km und macht nach erfolgtem Wiederanstieg rd. 90 % des gesamten Wasserkörpers innerhalb der Kölner Scholle aus. Dabei reichen die vom Unterlauf kommenden Aufhöhungen flussaufwärts bis in den Oberlauf und über die heutigen Einleitstellen der Stützungsmaßnahmen hinaus. Lediglich die Oberläufe mit den Zuflüssen (Stommelner Bach, Fliestedener Graben) werden auch im stationären Endzustand keine dauerhafte Wasserführung aufweisen, wobei die ephemere Wasserführungen den natürlichen Verhältnissen entspricht. Der

einsetzende Grundwasserzustrom löst damit das Erfordernis zur Stützung der Norf perspektivisch ab. Eine vorhabenbedingte Beeinträchtigung durch dauerhafte Aufrechterhaltung des Grundwasserentzugs ist **auszuschließen.**

Der **Pützbach (274752_0)** handelt sich typologisch um einen löss-lehmgeprägten Tieflandbach (LAWA-Typ 18), der typischerweise und regional auch außerhalb des bergbaulichen Einflusses im Oberlauf ephemer bis temporär wasserführend ist und trockenfallen kann. Eine raumkonkrete Eingrenzung des in Anlage 1 des Hintergrundpapiers Braunkohle angeführten anthropogen bedingt temporär wasserführenden Abschnitts ist nicht möglich und angesichts der derzeitigen Flurabstände > 30 m vermutlich auf den unmittelbaren Mündungsbereich im Einfluss der Erft zu beschränkt. Unter Berücksichtigung der Darstellung vorbergbaulicher Flurabstände der Flurabstandsprognose und der Angaben zum vorbergbaulichen Grundwasserkontakt im Hintergrundpapier Braunkohle ist eine temporäre Wasserführung natürlicherweise unterhalb der Einmündung des Kalrather Fließes mit zunehmender Nähe zur Erftniederung denkbar, da insbesondere ab dem Zusammenfluss von Pützbach und Kalrather Fließ vorbergbaulich ein Vernässungspotenzial (Flurabstand < 3 m) bestand. Im Zuge des Grundwasserwiederanstiegs stellen sich allerdings Flurabstände entlang des Pützbachs ein, die selbst im Unterlauf i. d. R. 4 - 7 m betragen und flussaufwärts sukzessive auf bis zu rd. 30 m zunehmen. Infolgedessen ist auch im stationären Endzustand von einer ephemeren statt einer zumindest im Unterlauf natürlicherweise temporären Wasserführung auszugehen. Auch das zufließende Kalrather Fließ weist langfristig im Mündungsbereich Flurabstände von 5 – 7 m, überwiegend jedoch deutlich über 10 m auf. Den Darstellungen der Flurabstandsprognose (darin Abb. 29, 30, A13) zufolge kommt es im Einzugsgebiet des Pützbachs einschließlich Kalrather Fließ zur dauerhaften Niedrighaltung durch den Tagebausee mit Flurabständen, die am Unterlauf des Pützbachs bis zu rd. 1 m unterhalb der vorbergbaulichen Verhältnisse (bzw. Referenzszenario) verbleiben und auch das zufließende Kalrather Fließ mit einer Niedrighaltung von bis zu 2 m betreffen. Gegenüber den modellierten Flurabständen erklären diese bergbaubedingten Differenzen nicht den potenziell fehlenden Grundwasserzustrom (ab Flurabständen ≤ 2 m). Stattdessen quert der Pützbach im Unterlauf die Flächenkulisse der geplanten Niedrighaltungsmaßnahmen in der Erftniederung, die im Abgleich der Modellergebnisse der Flurabstandsprognose (darin Abb. A38, A85, A103) maßgeblich für die langfristig zu erwartenden Flurabstände am Unterlauf des Pützbach erscheinen. Wenngleich der Tagebausee die Niedrighaltung unterstützen kann, zeigen sich wesentliche Unterschiede zwischen Szenarien ausschließlich in den Fällen mit und ohne Niedrighaltungsmaßnahmen. Die dauerhafte Aufrechterhaltung des Grundwasserentzugs zum Pützbach ist damit vor allem den Niedrighaltungsmaßnahmen anzurechnen. Eine vorhabenbedingte Beeinträchtigung ist daher **nicht zu erwarten.**

Im Bereich des **Stommelner Grabens (274942_0)** werden Aufhöhungen von rd. 2,3 m im Mittel, stellweise bis zu rd. 3,7 m prognostiziert, die im stationären Endzustand zu einem Flurabstand von rd. 1 m führen. In der Folge verlängert sich die Gewässerlänge mit potenziellem Grundwasserkontakt (Flurabstand ≤ 2 m) um rd. 4,2 km und macht nach erfolgtem Wiederanstieg rd. 79 % des gesamten Wasserkörpers aus. Dabei reichen die vom Unterlauf kommenden Aufhöhungen flussaufwärts bis in den Oberlauf und über die heutigen Einleitstellen der Stützungsmaßnahmen hinaus. Lediglich der Oberlauf wird auch im stationären Endzustand bei Flurabständen von überwiegend 2 - 4 m keine dauerhafte Wasserführung aufweisen. Wenngleich der Stommelner Graben damit nach den Ausführungen des Hintergrundpapiers Braunkohle nicht vollumfänglich in Grundwasserkontakt gerät, ist aufgrund der

lokal natürlicherweise ephemeren bis temporären Oberläufe der kleinen Gewässer und der hohen Laufanteile mit Grundwasserkontakt einschließlich der heute gestützten Abschnitte von keinen relevanten Beeinträchtigungen des Wasserhaushalts des Stommelner Grabens im stationären Endzustand im Hinblick auf den Grundwasserzustrom auszugehen. Eine vorhabenbedingte Beeinträchtigung durch dauerhafte Aufrechterhaltung des Grundwasserentzugs ist **auszuschließen.**

Der **Wiebach (274722_0)** besteht durch den vorgesehenen Ausbau zum Ablaufgewässer für den Tagebausee Hambach im stationären Endzustand in seiner heutigen Form nicht mehr. Den Begutachtungen im Zuge des Änderungsverfahrens für den BKP Hambach zufolge [2] besitzt das Grundwasser aufgrund des sich einstellenden Grundwasserspiegels auf Höhe oder unterhalb der Sohle des Ablaufgewässers langfristig keine Bedeutung für die Gewässerbewirtschaftung des Ablaufgewässers, welches hingegen maßgeblich durch den Wasserhaushalt des Tagebausees bestimmt wird. Das Ablaufgewässer wird demnach nicht grundwasserabhängig sein. Eine vorhabenbedingte Beeinträchtigung durch dauerhafte Aufrechterhaltung des Grundwasserentzugs ist **auszuschließen.**

Insgesamt kommt es somit durch die regulierende Wirkung des Tagebausees auf den Grundwasserwiederanstieg zu keinen bzw. keinen relevanten Beeinträchtigungen oberirdischer Gewässer. Der künftige Grundwasserstand wird maßgeblich durch die geplanten Niedrighaltungsmaßnahmen des Erftverbands in der Erftniederung begründet ist. Eine vorhabenbedingte Beeinträchtigung durch dauerhafte Aufrechterhaltung des heutzutage (teilweise) erheblichen Grundwasserentzugs nach Einstufung in Anlage 1 des Hintergrundpapiers Braunkohle ist somit insgesamt **nicht zu erwarten** (Erft, Finkelbach, Pützbach) bzw. **auszuschließen** (Kleine Erft, Große Erft, Baaler Bach, Gillbach, Malefinkbach, Norf, Stommelner Graben, Wiebach).

3.2.2.2 Oberflächenwasserkörper mit Absenkungen bis 2030 (BKPÄV Hambach, 2025)

Infolge der derzeit laufenden Sümpfung sind Absenkungen des Grundwasserspiegels im Bereich der OWK Dickopsbach (27314_0; teilw. ephemer, teilweise permanent) und Swistbach (2742_0, 2742_27000, permanent) zu erwarten. Sie sind im Rahmen des Fachbeitrags Wasserrahmenrichtlinie zum Braunkohlenplanänderungsverfahren Hambach einer Einzelprüfung unterzogen worden [2].

Im Ergebnis dieser Einzelfallprüfungen sind vorhabenbedingte, absenkungsbedingte Betroffenheiten des Wasserhaushalts der genannten Oberflächenwasserkörper auszuschließen, da die prognostizierten Absenkungsbeträge zu keinen relevanten Veränderungen des Grundwasserzustroms und damit der Wassermenge und Wasserführung der Gewässer führen.
Mangels relevanter Auswirkungen der laufenden Sümpfung auf den Wasserhaushalt der genannten Oberflächenwasserkörper ist der Grundwasserwiederanstieg zur Wiederherstellung eines naturnahen Wasserhaushalts somit nicht erforderlich.

Relevante dauerhafte Beeinträchtigungen des Wasserhaushalts der Oberflächenwasserkörper mit Absenkungen bis 2030 durch Aufrechterhaltung des Grundwasserentzugs treten somit nicht auf.

Eine vorhabenbedingte Beeinträchtigung durch dauerhafte Aufrechterhaltung des Grundwasserentzugs ist auszuschließen.

3.2.2.3 Oberirdische Gewässer mit Absenkungen nach 2030

Die nachlaufende Sümpfung führt zu Absenkungen des Grundwasserspiegels im Zeitraum 2030 – 2070, wobei für nachfolgend genannte oberirdische Gewässer eine potenzielle Betroffenheit nicht offensichtlich ausgeschlossen werden konnte und daher Einzelfallprüfungen durchgeführt wurden (s. Kap. 3.1.2):

- Baaler Bach (28256),
- Broicher Fließ (2741928),
- Bleibach (27448),
- Dickopsbach (27314),
- Erft (274),
- Ersdorfer Bach (274232),
- Erftmühlenbach (274192),
- Rotbach (2744).
- Villegraben 1 (2745422),
- Concordia See (80003274542),
- Kiesweiher bei Buschhoven (800012719811) und
- Stillgewässer, unbenannt.

Im Ergebnis der Einzelfallprüfungen sind vorhabenbedingte, absenkungsbedingte Betroffenheiten des Wasserhaushalts der jeweiligen oberirdischen Gewässer auszuschließen, da die prognostizierten Absenkungsbeträge zu keinen relevanten Veränderungen des Grundwasserzustroms und damit der Wassermenge und Wasserführung der oberirdischen Gewässer führen.

Mangels relevanter Auswirkungen der nachlaufenden Sümpfung auf den Wasserhaushalt der genannten Gewässer ist der Grundwasserwiederanstieg zur Wiederherstellung eines naturnahen Wasserhaushalts somit nicht erforderlich.

Relevante dauerhafte Beeinträchtigungen des Wasserhaushalts der oberirdischen Gewässer mit Absenkungen nach 2030 durch Aufrechterhaltung des Grundwasserentzugs treten somit nicht auf.

Eine vorhabenbedingte Beeinträchtigung durch dauerhafte Aufrechterhaltung des Grundwasserentzugs ist auszuschließen.

3.3 Stoffeintrag (Kippeninhaltsstoffe)

3.3.1 Methodische Grundlagen und Auswahl potenziell betroffener Gewässer

Die Hintergründe des Kippenabstroms sind in Kapitel 2.3 grundsätzlich skizziert.

Gewässer können potenziell durch den Kippenabstrom beeinträchtigt werden, sofern diese in dessen Einflussbereich über einen Grundwasserkontakt verfügen. Entsprechend der Einstufung der Oberflächengewässerverordnung – OGewV – sind die kippenbürtigen Stoffe im Falle relevanter

Eintragsmengen grundsätzlich geeignet, die Wasserbeschaffenheit der Gewässer in ökologischer (insb. Sulfat, Eisen, pH-Wert) sowie chemischer Hinsicht (insb. Arsen, Nickel, Blei, Cadmium) zu beeinträchtigen und schädliche Gewässerveränderungen i. S. des § 3 Nr. 10 WHG hervorzurufen. Im Zusammenhang mit der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung des § 14 BNatSchG ist allerdings festzuhalten, dass stoffliche Einträge in Gewässer nicht vom Eingriffsbegriff umfasst sind, da hiermit weder Veränderungen des Grundwasserspiegels noch der Gestalt oder Nutzung von Grundflächen einhergehen. Sie werden, soweit es sich um berichtspflichtige Gewässer handelt, im Fachbeitrag Wasserrahmenrichtlinie (Anlage A-WRL) beurteilt.

Die im Kippenabstrom enthaltenen Stoffe weisen keine kontinuierlich zu- oder abnehmenden Werte auf. Stattdessen breiten sich maximale Belastungen instationär im Grundwasser aus, d. h. es kommt zu befristeten Spitzenbelastungen gefolgt von abnehmenden Konzentrationen. Insgesamt sind Spitzenbelastungen nahe des Kippenrandes um 2070 zu erwarten, die erst etwa in den 2100er Jahren das Grundwasser in 1 - 2 km Entfernung zum Kippenrand erreichen. Demnach werden im Folgenden jeweils in Abhängigkeit der räumlichen Lage der Gewässer und der auftretenden Maximalkonzentrationen verschiedene Zeitpunkte (bspw. 2070, 2100 oder 2400) herangezogen.

Für die Prognose von Beeinträchtigungen von Gewässern durch Stoffeinträge im Zuge des oberflächennahen Kippenabstroms ist zuerst die **Auswahl der betrachtungsrelevanten Gewässer** von Bedeutung. Sie ist dem Gutachten zum Kippenabstrom (Anlage A-KIP) zu entnehmen (ausschließlich für den oberflächennahen Kippenabstrom; zu Gewässern östlich der Erft einschließlich der Ville s. unten).

Es handelt sich demnach um folgende oberirdische Gewässer (Vorauswahl nach Anlage A-KIP, s. weitergehende Einordnung in Kap. 3.3.2.1):

- Erft (abschnittsweise zwischen Bedburg und Paffendorf, 274),
- Kasterer Mühlenerft (274754) mit angrenzendem Stillgewässer (800100274753)
- Pützbach-Einzugsgebiet: Lippe (ohne GewKz)
- Erft-Niederung:
  - Stillgewässer (Erft-Altarm nahe Finkelbach-Mündung, 800100274749),
  - Stillgewässer (Schlosspark Paffendorf, 8001112747399),
  - Stillgewässer (Erft-Altarm bei Paffendorf, 8001022747399).
- Finkelbach-Einzugsgebiet:
  - Finkelbach (27474),
  - Licher Bach (274742),
  - Elsdorfer Fließ (274744_0),
  - Stillgewässer (nahe Mündung Elsdorfer Fließ, 800100274743).
- Paffendorfer Mühlengraben (2747392) und Verbindungsgraben zur Erft (ohne GewKz)
- Giesendorfer Fließ (2747312)
- Rur-Einzugsgebiet:
  - Mühlengraben von Haus Broich (2825312),
  - Mühlengraben (bei Stetternich, 282522),
  - Ellebach (bei Stetternich, 28252),
  - Malefinkbach (abschnittsweise, 28254).

Die Lage der aufgeführten Gewässer ist in der nachfolgenden Abbildung verortet.

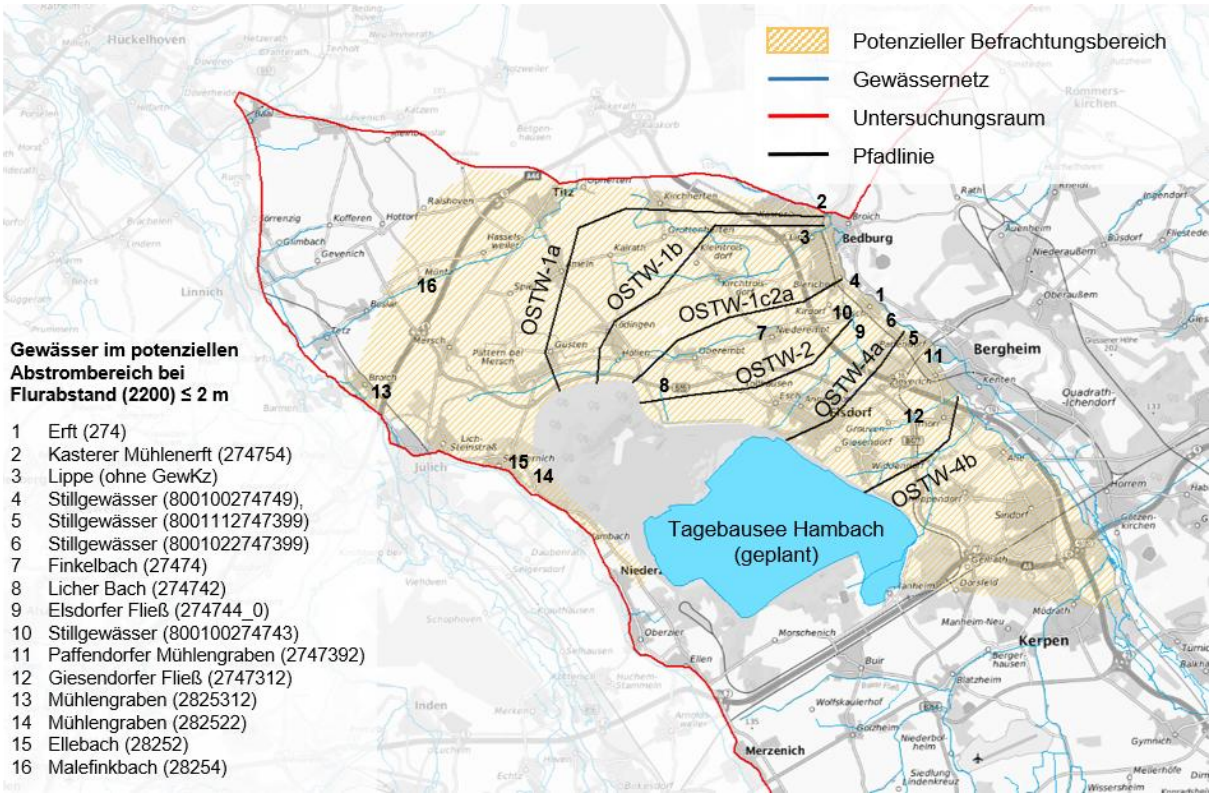


Abbildung 25 Oberirdische Gewässer im potenziellen Befrachtungsbereich des Kippenabstroms westlich der Erft (nach Anlage A-KIP)

Die Auswahl beruht auf einer Überlagerung der im OSTW wirksamen Kippenabströme (abgebildet durch repräsentative sogenannte „Pfadlinien“ zur reaktiven Stofftransportmodellierung, hier: OSTW-1a, OSTW-1b, OSTW-1c2a, OSTW-2 und OSTW-4a, für Erläuterungen s. Anlage A-KIP) mit allen oberirdischen Gewässern (Gewässernetz des Landes, LANUK, Auflage 3E), die sich im Jahr 2200 (stationärer Endzustand bezogen auf den Grundwasserspiegel) in Bereichen mit Flurabständen von maximal 2 m befinden. Entsprechend den Ausführungen in den Kapiteln 3.1.1 und 3.2 weisen sie einen potenziellen Grundwasserkontakt auf und stehen damit im möglichen Einflussbereich des diffusen Stoffeintrags aus der Kippe.

Die nachfolgende Tabelle stellt die Maximalwerte im oberflächennahen Kippenabstrom gemäß der reaktiven Stofftransportmodellierung (Pfadlinien OSTW-1a, OSTW-1b, OSTW-1c2a, OSTW-2 und OSTW-4a, zur Lage s. Abbildung 25) dar. Die Zusammenstellung ist noch nicht mit dem de facto zu erwartenden Stoffeintrag gleichzusetzen (s. unten zu Prüfschritt 3).

Der Darstellung ist zu entnehmen, dass Sulfat, Eisen, Nickel, Cadmium und der pH-Wert potenziell Werte im Grundwasser aufweisen, die für Oberflächengewässer gewässerschädlich wirken können. Die übrigen Stoffe sind unauffällig und können daher von den nachfolgenden Betrachtungen ausgeschlossen werden.

Tabelle 16 Maximale Stoffkonzentration im Kippenabstrom (gemäß reaktiver Stofftransportmodellierung) mit Gegenüberstellung relevanter Beurteilungswerte (BW) (hervorgehoben: Konzentration oberhalb des Beurteilungswerts)

Pfadlinie (Jahr)	Sulfat	Calcium	Eisen	HCO3-	Arsen	Nickel	Cadmium	Blei	pH-Wert
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	-
OSTW-1a (2070)	1.431	496	0,0	484	0,0	362	0,7	0,7	6,6
OSTW-1b (2070)	1.435	497	0,0	474	0,0	350	0,7	0,5	6,6
OSTW-1c2a (2100)	1.100	430	0,3	548	0,0	288	0,6	0,8	6,6
OSTW-2-2 (2100)	2.006	569	10,5	298	0,0	449	0,9	0,4	6,8
OSTW-4a (2400)	149	182	0,0	444	0,0	32	0,3	0,7	6,8
OSTW-4b (2070)	360	195	0,0	527	0,0	19	0,3	0,1	6,8
BW[1,2,3]	200	n. v.	0,7	n. v.	1,3	4	< 0,25	1,2	7,0 – 8,5
Quelle	Anl. 7 OGewV	-	Anl. 7 OGewV	-	D4-Liste	Anl. 8 OGewV	Anl. 8 OGewV	Anl. 8 OGewV	Anl. 7 OGewV

[1] für Stoffe nach Anlage 7 OGewV: bezogen auf den empfindlichsten Gewässertyp im Abstrombereich
[2] für Schadstoffe: Angabe des jahresdurchschnittlichen Beurteilungswerts
[3] für Calcium und Hydrogencarbonat können keine Beurteilungswerte abgeleitet werden
[4] Angabe der gelösten Konzentration gem. D4-Liste (in OGewV ausschließlich für Schwebstoffmatrix angegeben)

Die Auswahl der betrachtungsrelevanten Gewässer ist folgenden weiteren Prüfschritten zu unterziehen, die auf die Quantifizierung des möglichen Stoffeintrags abzielen, um die Möglichkeit tatsächlich zu erwartender schädlicher Gewässerveränderungen hinreichend genau ableiten zu können:

- **Prüfschritt 1: Konkretisierung der Qualität des Kippenabstroms** im Bereich des Gewässers (unter Berücksichtigung der zeitlichen Entwicklung des Kippenabstroms und der Lage des Gewässers) mit Ausschluss der Betroffenheit, sofern lokale, maximale Belastungen im Grundwasser die maßgeblichen Beurteilungswerte für das oberirdische Gewässer nicht überschreiten.
- **Prüfschritt 2: Einordnung der Bedeutung des Grundwasserzustroms** im stationären Endzustand (2200) für den Wasserhaushalt des Gewässers (unter Berücksichtigung der Einschnittstiefe, der potenziell betroffenen Gewässerlänge bzw. Gewässerfläche, der Lage im Gewässerverlauf etc.; analog zu den Schritten in Kapitel 3.1.1 und 3.2) mit Abschichtung des Gewässers, sofern ein relevanter Grundwasserkontakt nicht zu erwarten ist.
- **Prüfschritt 3: Einordnung des Stoffeintrags** unter Berücksichtigung der Durchmischung mit der Vorflut, der Vorbelastung, des Zeitpunktes des Stoffeintrags etc. zur Abschätzung der resultierenden potenziell stofflichen Beeinträchtigungen im Gewässer.

Sofern im Ergebnis des Prüfschrittes 3 relevante stoffliche Beeinträchtigungen festgestellt werden, erfolgt eine weitergehende Einordnung im Hinblick auf die ökologische und chemische Funktionsfähigkeit des Gewässers unter dem Einfluss des Kippenabstroms. Sofern relevant, werden die Betrachtungen auch auf weitere, im Fließweg liegende Gewässer ausgedehnt, die einer mittelbaren Beeinflussung unterliegen könnten.

Abseits des oberflächennahen Abstroms aus den Kippen des Tagebaus Hambach kann es im Zuge des Grundwasserwiederanstiegs zudem in den hydraulisch mit der Erftscholle in Kontakt stehenden Altkippen der Ville zum Austrag von Sulfat kommen, das bislang in den verkippten Rekultivierungen in größeren Tiefen lagert. Als konservativer Stoff gilt Sulfat als Indikator für die größte räumliche Ausbreitung bergbaulicher Beeinträchtigungen der Grundwasserbeschaffenheit. Die Sulfatausbreitung ist

durch die RWE Power AG in einem eigenständigen Modell konservativ berechnet und flächenhaft dargestellt worden (Anlage A-TMS). Dieses Modell liegt der reaktiven Stofftransportmodellierung der RWTH zugrunde (Anlage A-KIP).

Sulfat kann sich in Abhängigkeit des Gewässertyps nachteilig auf die Erreichbarkeit des guten ökologischen Zustandes i. S. der EG-WRRL auswirken, sofern bereits Konzentrationen von 200 mg/l im Gewässer anthropogen bedingt überschritten werden (vgl. Anl. 7 OGewV, Tab. 2.1.2). Bei Überschreitung dieses Orientierungswerts wird die Ausbildung einer naturnahen Artengemeinschaft im Gewässer i. d. R. in ihrer Gesamtheit beeinträchtigt; für einzelne aquatische und terrestrische Arten können hiervon abweichende Werte gelten.

Der vorgenannten Auswahl für den oberflächennahen Kippenabstrom des Tagebaus Hambach werden mit Blick auf den Kippenabstrom der Altkippen alle Fließgewässer hinzugefügt, die langfristig im potenziellen Grundwasserkontakt stehen (Flurabstand 2200 ≤ 2 m) und sich in Bereichen mit zukünftigen Sulfatkonzentrationen > 200 mg/l (in mindestens einem Prognosejahr) befinden.

Sie beschränken sich in ihrer räumlichen Ausdehnung (mit Ausnahme eines Grabens (ohne GewKz) bei Bedburg) auf das Südrevier der Ville (s. Abbildung 26).

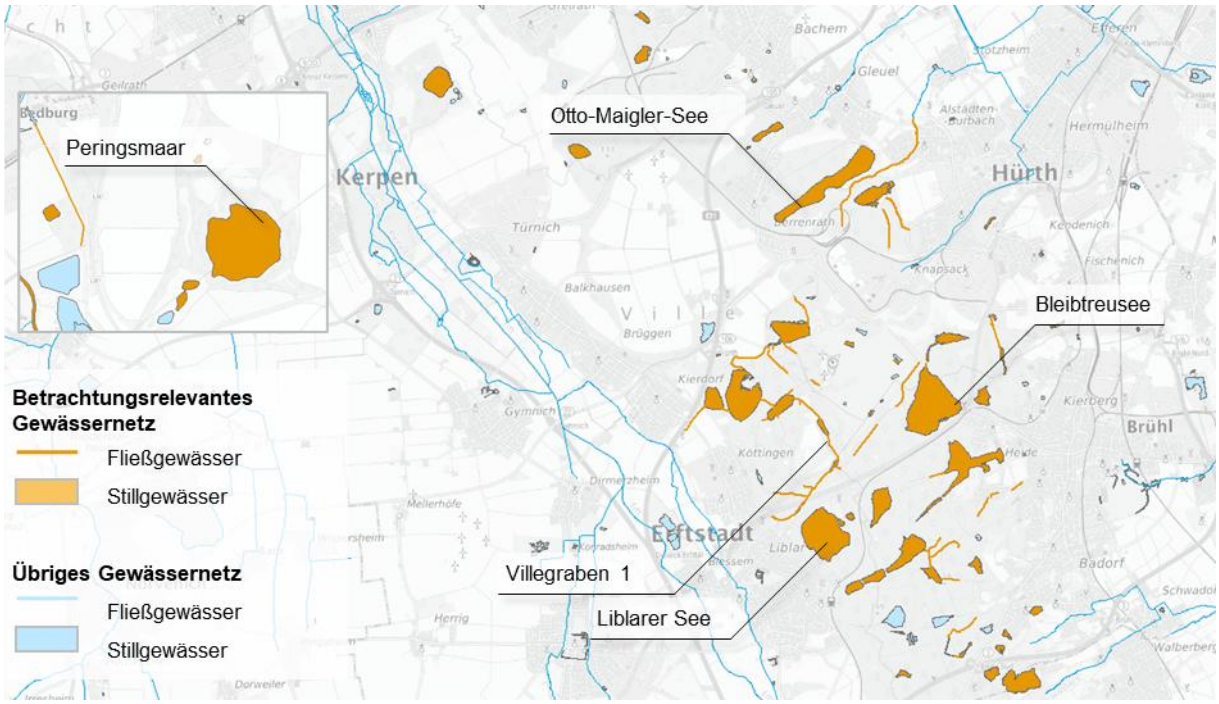


Abbildung 26 Gewässer in Bereichen mit Flurabständen ≤ 2 m und Bereichen mit Sulfatkonzentrationen > 200 mg/l im Grundwasser im Zeitraum 2030 – 2400 auf Grundlage der konservativen Sulfattransportmodellierung (RWE Power AG, Anlage A-TMS) (Beschriftung für ausgewählte Gewässer)

Mühlengraben, Ellebach, Erft, Kasterer Mühlenerft, Finkelbach, Licher Bach und Elsdorfer Fließ sind berichtspflichtige Oberflächenwasserkörper (für diesbzgl. weitergehende, bewirtschaftungsplanerisch relevante Beschreibungen s. Anlage A-WRL).

Das herzustellende Ablaufgewässer des Tagebausees Hambach wird voraussichtlich keinen Grundwasserkontakt aufweisen; stattdessen ist der Wasserhaushalt des Tagebausees maßgeblich für die Wasserführung und die Wasserbeschaffenheit des Ablaufgewässers. Der Kippenabstrom ist für das Ablaufgewässer somit irrelevant.

Zur Auswahl der Stillgewässer liegen keine Orientierungswerte für Sulfat vor, sodass ersatzweise der Orientierungswert für Fließgewässer (200 mg/l) herangezogen wird, da die grundsätzlichen Wirkungen von Sulfat auf Organismen sowohl in Fließ- als auch Stillgewässern vergleichbar sind. Der geogene Hintergrundwert des Grundwassers (131 mg/l) kommt im Zuge der Auswirkungsprognose zur Anwendung, bleibt für die Auswahl der Gewässer indes unberücksichtigt, da dieser noch keine Ableitung von Betroffenheiten erlaubt. Wenngleich es sich insbesondere bei den Stillgewässern der Ville i. d. R. um sehr tiefe Restseen der Alttagebaue handelt, kommt auch für Stillgewässer der untere Grenzflurabstand von ≤ 2 m (2200) zur Auswahl der Gewässer zur Anwendung, bis zu dessen Erreichen ein Grundwasserzustrom als potenziell für das Stillgewässer relevant angenommen wird.

Die demnach potenziell betroffenen Stillgewässer konzentrieren sich in der Ville, dabei schwerpunktmäßig auf das Südrevier zwischen Brühl und Erftstadt und ergänzt um das Peringsmaar mitsamt benachbarter Stillgewässer (s. Abbildung 26).

Mit dem Liblarer See, dem Bleibtreusee und dem Otto-Maigler-See sind auch drei Oberflächenwasserkörper weitergehend betrachtungsrelevant. Bei den Seen handelt es sich um künstlich angelegte Gewässer, die im Zuge der Rekultivierung der Braunkohlentagebaue (Fortuna, Südrevier) sowie weiterer Abbauvorhaben entstanden sind.

Die grundsätzliche Begutachtung der genannten Gewässer erfolgt entsprechend den skizzierten Prüfschritten. Auf methodische Einzelheiten wird in Kapitel 3.3.2.2 eingegangen. Als konservativer Stoff gilt Sulfat als Indikator für potenzielle bergbauliche Beeinträchtigungen der Grundwasserbeschaffenheit. Sofern relevante Sulfateinträge zu besorgen sind, werden weitergehende Einschätzungen zu den weiteren Inhaltsstoffen des Kippenabstroms getroffen.

Die Einzelfallprüfung ist den nachstehenden Kapiteln zu entnehmen.

3.3.2 Potenzielle Beeinträchtigung durch Stoffeinträge aus der Kippe (Einzelfallprüfung)

3.3.2.1 Kippenabstrom des Tagebaus Hambach (reaktive Stofftransportmodellierung)

3.3.2.1.1 Übersicht

Der detaillierten Betrachtung der Gewässer im Bereich mit potenziell oberflächennahem Kippenabstrom ist ein weiter Auswahlschritt wie folgt voranzustellen:

Aufgrund der sehr schnellen Sulfatausbreitung im Nordosten (Abstrombereich III, Pfadlinie OSTW-1a-OST) sind im Zuge der Modellierungen ergänzende Kalibrierungen der Prognoseergebnisse an der tatsächlich gemessenen Grundwasserqualität vorgenommen worden (Hintergründe s. Anlage A-KIP).

Im Ergebnis sind langfristig Sulfatkonzentrationen in der Erftniederung bei Bedburg im oberflächennahen Kippenabstrom von < 100 mg/l und damit deutlich unterhalb des für eine Prognose von Betroffenheiten relevanten Orientierungswertes von 200 mg/l zu erwarten. Eine weitergehende Betrachtung der in diesem Abstrombereich liegenden Gewässer mit langfristig potenziellem Grundwasserkontakt (Kasterer Mühlenerft (274754) mit angrenzendem Stillgewässer (800100274753), Lippe (ohne GewKz), Erft bei Bedburg) ist daher nicht erforderlich.

Bei Blerichen befindet sich südlich der Mündung des Finkelbachs ein Erft-Altarm (800100274749) im potenziellen Abstrombereich (Abstrombereich V, Pfadlinie OSTW-1c2a), der per Durchlass mit der Erft verbunden ist und daher trotz derzeitiger Flurabstände > 20 m dauerhaft wasserführend ist. Bei langfristig prognostizierten Flurabständen von rd. 1,8 m ist zwar ein Grundwasserzustrom grundsätzlich denkbar, allerdings gegenüber dem dominierenden Einfluss der Erft auf den Wasserhaushalt im Altarm als mengenmäßig vernachlässigbar einzustufen. Relevante stoffliche Auswirkungen des Kippenabstroms sind daher nicht zu erwarten und eine weitergehende Betrachtung entbehrlich.

Das Elsdorfer Fließ kann langfristig auf < 50 m unmittelbar vor der Einmündung in den Finkelbach wieder einen Grundwasserkontakt (Flurabstand rd. 1,4 m) erhalten. Da ein mengenmäßig relevanter Grundwasserzustrom indes nicht zu erwarten ist und letztlich lediglich für den untersten Laufabschnitt auf marginaler Lauflänge gelten würde, ist ein relevanter Einfluss des Kippenabstroms offensichtlich zu verneinen und eine weitere Betrachtung entbehrlich. Diese Grundannahme lässt sich ebenfalls auf das unmittelbar an der Mündung des Elsdorfer Fließ liegende Stillgewässer (800100274743) übertragen, das derzeit trotz Flurabständen von mehr als 25 m wohl wasserführend ist (vsl. zurückzuführen auf die einleitbedingte permanente Wasserführung des naheliegenden Elsdorfer Fließ).

In vergleichbarer Weise gilt für das Giesendorfer Fließ (2747312), dass zwar ein kleinräumiger Grundwasserkontakt (< 100 m) langfristig einsetzen könnte (Flurabstand 2200 rd. 1,0 m), der Kippenabstrom (Abstrombereich XIII, Pfadlinie OSTW-4b) mit maximalen Sulfatkonzentrationen von ca. 210 mg/l allerdings nicht geeignet ist, das Gewässer in relevanter Weise zu beeinträchtigen.

Entlang der Ruraue (Abstrombereich I) sowie (nord-)westlich der Sophienhöhe ist eine reaktive Stofftransportmodellierung nicht durchgeführt worden, da in erster Linie die Fließrichtungen oberflächennah insbesondere in der Rurniederung derart kleinteilig variieren, dass eine Modellierung des oberflächennahen Kippenabstroms reaktiv nicht belastbar möglich ist. Die konservative Modellierung des Sulfattransportes zeigt hingegen zwar lokal in der Rurniederung eine Sulfatbefrachtung an, die jedoch den maßgeblichen Orientierungswert (200 mg/l) deutlich unterschreitet. Für die vorläufig ausgewählten Gewässer (Malefinkbach, Mühlengraben von Haus Broich, Mühlengraben bei Stetternich, Ellebach) ist indes eine potenziell relevante Sulfatbefrachtung nicht zu erkennen, sodass eine Betroffenheit durch den oberflächennahen Kippenabstrom nicht zu erwarten ist. Eine weitergehende detaillierte Betrachtung ist vor diesem Hintergrund entbehrlich.

Im Bereich von Paffendorf befinden sich mit dem Paffendorfer Mühlengraben (2747392) und einem Verbindungsgraben zur Erft (ohne GewKz), einem Stillgewässer im Schlosspark Paffendorf (8001112747399) sowie einem Erft-Altarm (8001022747399) mehrere Gewässer im potenziellen Abstrombereich VII (Pfadlinie OSTW-4a, Distanz zum Tagebau rd. 5,8 km). Die prognostizierte

Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit zeigt indes bereits vom heutigen Zustand ausgehende Verbesserungen der Grundwasserqualität für die im Kippenabstrom enthaltenen Parameter an. Langfristig (2200) sind bei wiedereinsetzendem Grundwasserkontakt die Konzentrationen der im Kippenwasser enthaltenen Stoffe unauffällig (Sulfat rd. 100 mg/l, Cadmium rd. 0,23 mg/l). Eine Beeinträchtigung durch den Kippenabstrom ist daher nicht zu erwarten und eine weitergehende detaillierte Betrachtung vor diesem Hintergrund entbehrlich.

Die im potenziell relevanten Einfluss des oberflächennahen Kippenabstroms aus dem Tagebau Hambach liegenden Gewässer betreffen insbesondere das Finkelbach-Einzugsgebiet sowie die Erft, im Einzelnen:

- Licher Bach (274742),
- Finkelbach (27474) und
- Erft (abschnittsweise zwischen Bedburg und Paffendorf, 274).

Die Prognosen zum Kippenabstrom (Spitzenwerte) im Bereich der genannten Gewässer sind den nachfolgenden gewässerbezogenen Ausführungen zu entnehmen. Die Prognosen zum Kippenabstrom sind dabei noch nicht mit dem de facto zu erwartenden Stoffeintrag gleichzusetzen, für dessen Prognose insbesondere die Durchmischung mit der Vorflut, die bestehende Vorbelastung im Gewässer und der Zeitpunkt des Stoffeintrags in Abhängigkeit des Grundwasserwiederanstiegs u. w. einzubeziehen sind.

Beim Licher Bach handelt es sich um einen Zufluss zum Finkelbach, der wiederum der Erft zufließt. Der mittelbare Einfluss von Kippenwasser aus den Zuflüssen wird nachfolgend berücksichtigt.

Für die verbleibenden betrachtungsrelevanten Fließgewässer ist demnach wie folgt zu erwarten:

3.3.2.1.2 Finkelbach (27474) mit Licher Bach (274742)

Der Finkelbach befindet sich etwa zwischen Ober- und Niederembt langfristig auf einer Länge von rd. 5.200 m im oberflächennahen Abstrombereich der Kippe (Flurabstand 2200 ≤ 2 m). Oberhalb von Oberembt fließt der Licher Bach zu, dessen Unterlauf auf einer Länge von rd. 600 m Kippenwasser zufließen könnte (s. Abbildung 27). Aufgrund der räumlichen Verknüpfung und den z. T. auf identische Modelldaten zurückgreifenden Prognosen werden beide Gewässer nachfolgend zusammen betrachtet.

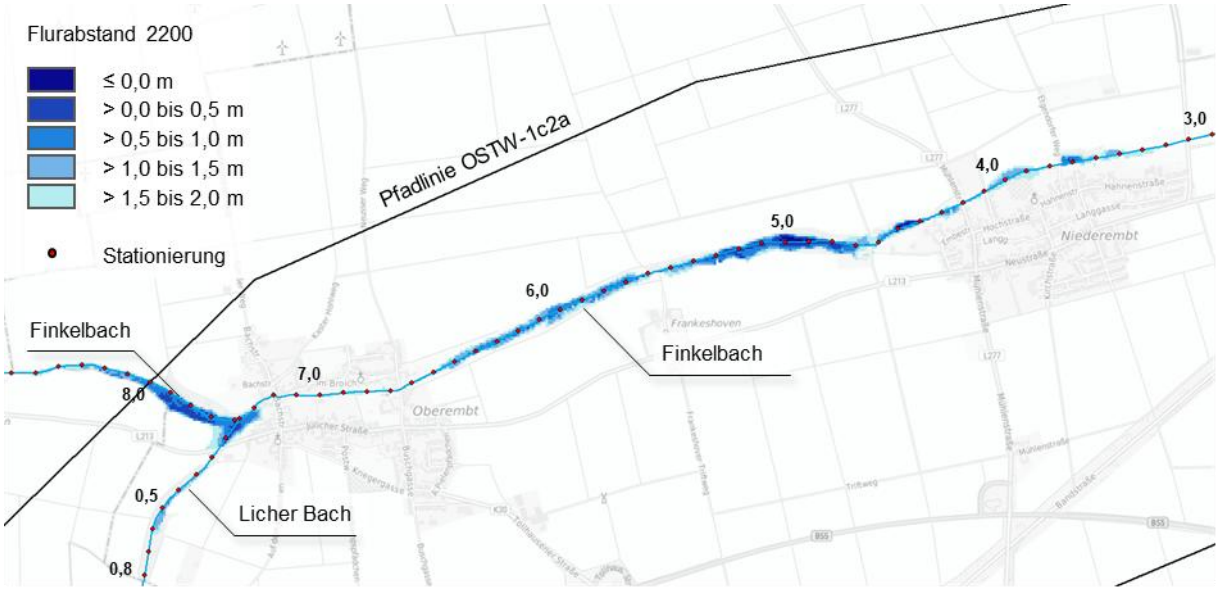


Abbildung 27 Grundwasserflurabstände am Finkelbach zwischen Ober- und Niederembt im stationären Endzustand (2200)

Die prognostizierte Grundwassergüte (Maximalwerte) für den Finkelbach und den Licher Bach ist in Tabelle 17 zusammengestellt. Für den Bereich oberhalb von Oberembt gelten die Prognosen für beide Gewässer gleichermaßen. Des Weiteren ist die durchschnittliche Kippenwasserqualität zum Zeitpunkt maximaler Belastungen für den weiteren Abschnitt des Finkelbachs bis Niederembt mit potenziellem Grundwasserzustrom angegeben.

Tabelle 17 Prognostizierte Grundwassergüte für den Finkelbach und den Licher Bach mit potenziellem Grundwasserkontakt (2200, Flurabstand ≤ 2 m) im Kippenabstrom

	Pfadlinie OSTW-1c2a		**Sulfat**	**Eisen**	**Nickel (biov.)**[2]	**Cadmium**	**pH-Wert**
Gewässer	**Kennwert** [1]	**Jahr**	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	-
Finkelbach, Licher Bach	Maximum (oh Oberembt)	2110	907	< 0,01	29,3	0,68	6,6
		2200	427	< 0,01	27,3	0,41	6,7
Finkelbach	Mittelwert aller Maxima (Ober- bis Niederembt)	2110	347	< 0,01	7,5	0,38	6,9
		2200	364	< 0,01	21,0	0,38	6,8
Beurteilungswert			< 200	< 0,7	< 4,0	< 0,25	7,0 – 8,5
Quelle (OGewV)			Anl. 7	Anl. 7	Anl. 8	Anl. 8	Anl. 7

[1] Maximum: Distanz zum Tagebaurand rd. 1,6 km, Mittelwert: bezogen auf den Abschnitt mit potenziellem Grundwasserzustrom (Flurabstand 2200 ≤ 2 m, Distanz Pfadlinie 1,6 – 6,6 km)
[2] Umrechnung der prognostizierten Konzentration auf die Bioverfügbarkeit mit dem Werkzeug „bio-met“ (Version 5.1)

Im Zuge des Grundwasserwiederanstiegs ist für die beiden Gewässer im Hinblick auf den **Wasserhaushalt** wie folgt zu erwarten:

Im stationären Endzustand (2200) wird sich entlang des Unterlaufs des **Finkelbachs** ein Flurabstand von überwiegend rd. 1,0 – 1,5 m einstellen; unmittelbar oberhalb von Oberembt und der Einmündung des Licher Bachs sind Flurabstände von maximal 1 m, nahe des Guts Richardshoven auch Druckwasserverhältnisse zu erwarten (s. Abbildung 27). Im Übrigen weist das oberhalb liegende Einzugsgebiet (rd. 35 km²) sowie der verbleibende Gewässerverlauf bis zur Erft auch langfristig keine oder allenfalls

kleinräumig und wasserwirtschaftlich voraussichtlich irrelevante oberflächennahe Flurabstände auf (bspw. am Unterlauf bei Kirdorf). Spätestens im stationären Endzustand ist ein Zufluss aus dem Unterlauf des Licher Bachs möglich. Beim Finkelbach handelt es sich um einen natürlicherweise abschnittsweise, insbesondere im Mittel- bis Unterlauf anthropogen bedingt ephemeren löss-lehmgeprägten Tieflandbach [3][22]. Anhand der prognostizierten Flurabstände und unter Berücksichtigung der anzunehmenden mittleren Einschnittstiefe (im Mittellauf rd. 0,5 – 1,0 m) ist zwischen Ober- und Niederembt grundsätzlich ein Grundwasserkontakt zu erwarten, der abschnittsweise (bspw. Ortslage Niederembt) auch temporär ausfallen kann. Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass der Wasserhaushalt des Finkelbachs im oberen Einzugsgebiet (oberhalb Rödingen) auch nach erfolgtem Grundwasserwiederanstieg maßgeblich ephemer geprägt sein wird und sich eine Wasserführung ausschließlich durch anhaltende Niederschlagsereignisse ergibt. Zwischen Ober- und Niederembt setzt (auch unter Einbeziehung des Licher Bachs) voraussichtlich eine dauerhafte Wasserführung ein. Die Wasserführung wird voraussichtlich über den in Grundwasserkontakt tretenden Abschnitt flussabwärts hinausreichen. Aufgrund der dann vorherrschenden Flurabstände von mehr als 2 m bis zur Erft ist von Versickerungen auszugehen, infolgedessen eine dauerhafte Wasserführung auf gesamter Länge zwischen Oberembt und der Erft als unwahrscheinlich eingeschätzt wird. Der mögliche Zufluss aus dem Elsdorfer Fließ rd. 2 km unterhalb von Niederembt und 1 km oberhalb der Finkelbach-Mündung in die Erft, bleibt hierbei unberücksichtigt, da das Fortbestehen der heute durch die Einleitung der Kläranlage Elsdorf bedingte Wasserführung im ansonsten ephemeren Gewässer nicht belastbar angesetzt werden kann. Eine exakte unterstromige Abgrenzung der Wasserführung im Finkelbach ist auf bestehender Datengrundlage nicht belastbar vorzunehmen, eine Wasserführung in der Erftniederung unmittelbar vor der Mündung ist denkbar.

Im stationären Endzustand (2200) wird sich entlang des Unterlaufs des **Licher Bachs** ein Flurabstand von überwiegend rd. 1 – 2 m einstellen; unmittelbar vor der Einmündung in den Finkelbach sind Flurabstände von maximal 1 m zu erwarten (im Mittel rd. 0,6 m). Im Übrigen weist der restliche Verlauf des Licher Bachs samt Einzugsgebiet keine oberflächennahen Flurabstände auf (s. Abbildung 27). Beim Licher Bach handelt es sich um einen natürlicherweise ephemeren löss-lehmgeprägten Tieflandbach [3][22], sodass grundsätzlich davon auszugehen ist, dass der Wasserhaushalt des Licher Bachs insgesamt auch nach erfolgtem Grundwasserwiederanstieg maßgeblich durch anhaltende Niederschlagsereignisse geprägt werden wird. Auf den untersten rd. 600 m ist der Licher Bach indes rd. 1 – 2 m ins Gelände eingeschnitten (bei ephemeren Gewässer unmittelbar aus Geländemodellen abzuleiten). Unter den langfristig prognostizierten Flurabständen ist dabei südlich der L 213 ein Grundwasserzustrom nicht auszuschließen (Flurabstand: rd. 1,0 – 1,5 m) und nördlich der L 213 auf rd. 150 m Länge anzunehmen (Flurabstand < 0,5 m). Für den Unterlauf ist daher langfristig von einer grundwassergestützten, dauerhaften Wasserführung auf zumindest 150 m (bis maximal rd. 600 m) auszugehen, wobei der Wasserhaushalt des Licher Bachs insgesamt weiterhin als ephemer einzustufen ist.

Auf Grundlage der zu erwartenden Entwicklungen des Wasserhaushalts nimmt der Grundwasserzustrom für die **Wasserbeschaffenheit** folgende Bedeutung ein:

Die im oberen Einzugsgebiet des Finkelbachs und des Licher Bachs weiterhin ephemere Wasserführung bedingt, dass die Wasserbeschaffenheit im Mittellauf (Finkelbach) bzw. Unterlauf (Licher Bach) maßgeblich bis ausschließlich durch den Grundwasserzustrom geprägt werden wird. Am Finkelbach

tritt der Zufluss aus dem Licher Bach hinzu. Ausschließlich bei niederschlagsbedingter Wasserführung im Einzugsgebiet ist eine Wasserbeschaffenheit zu erwarten, die sich in Abhängigkeit der Niederschlagsmengen der Qualität des Niederschlagswassers bzw. des oberflächig abfließenden Wassers annähert.

Unter Bezug auf die beschriebene, zu erwartende Funktionsweise der beiden Gewässer ist im Hinblick auf den **Kippenabstrom** wie folgt zu erwarten:

Die Spitzenbelastungen im Kippenwasser treten etwa um 2110 auf. Zu diesem Zeitpunkt – rd. vier Jahrzehnte nach Erreichen des Zielwasserspiegels im Tagebausee sowie nach Einstellung der nachlaufenden Befüllung – ist nicht auszuschließen, dass der Grundwasserwiederanstieg auch am Finkelbach und Licher Bach bereits abgeschlossen sein wird. Demnach ist von einem Grundwasserzustrom in den Finkelbach und Licher Bach auszugehen, der nach vorsorglichem Ansatz der Beschaffenheit gemäß der in Tabelle 17 dargestellten Qualität gleichzusetzen ist.

Die modellierten Werte berücksichtigen noch nicht etwaige Effekte in der ungesättigten Zone unmittelbar vor Austritt des Grundwassers an die Oberfläche. Im löss-lehmgeprägten Umfeld des Finkelbachs und Licher Bachs ist davon auszugehen, dass der feinmaterialreiche, i. d. R. neutrale bis alkalische Boden sowohl zu einer Pufferung des Grundwassers als auch einem Rückhalt der stark zur partikulären Bindung neigenden Stoffe Nickel und Cadmium führt. Eine Quantifizierung ist indes nicht belastbar möglich. Ein relevanter Rückhalt ist für Sulfat als konservativer Stoff nicht zu erwarten.

Gegenüber den maßgeblichen Beurteilungswerten (vgl. Tabelle 17) ist insgesamt wie folgt anzunehmen:

- **Sulfat**: Die prognostizierten Werte im Kippenabstrom (bis zu rd. 900 mg/l) überschreiten den maßgeblichen Orientierungswert (200 mg/l) deutlich. Wenngleich die Konzentrationen oberhalb von Oberembt sukzessive abnehmen werden, ist noch im Jahr 2400 von Sulfatkonzentrationen im Bereich von 350 – 400 mg/l auszugehen. Der Kippenabstrom weist für den übrigen Bereich entlang des Finkelbachs bis Niederembt auch langfristig Konzentrationen von etwa 350 mg/l auf. Da sich Sulfat in der Umwelt konservativ verhält, sind im Finkelbach und Licher Bach zum Kippenabstrom vergleichbare Konzentrationen zu erwarten. In der Folge wird der Orientierungswert für Sulfat im Gewässer voraussichtlich deutlich überschritten.
- **Nickel**: Im Kippenabstrom beläuft sich die bioverfügbare Nickelkonzentration auf Werte rd. sechs- bis siebenfach über dem maßgeblichen Beurteilungswert (Umweltqualitätsnorm / Grenzwert). Nickel neigt zur partikulären Bindung in der ungesättigten Zone und kann in Abhängigkeit der Standortbedingungen dem Grundwasser entzogen werden, bis sich im Boden eine Sättigung einstellt. Eine konkrete Quantifizierung des möglichen Potenzials zur Reduzierung der gelösten Konzentration ist auf der gegebenen Prüftiefe indes nicht möglich. Vor dem Hintergrund der Höhe der Konzentrationen im Kippenabstrom ist eine UQN-Überschreitung in beiden Gewässern zu erwarten.
- **Cadmium**: Analog zu Nickel kann Cadmium in der ungesättigten Zone zwar an Löss und Lehm gebunden werden, allerdings i. d. R. in weniger starkem Umfang. Eine konkrete Quantifizierung des möglichen Potenzials zur Reduzierung der gelösten Konzentration ist auf der

gegebenen Prüftiefe indes nicht möglich. Bei den prognostizierten Werten im Kippenabstrom rd. zwei- bis dreifach über dem maßgeblichen Beurteilungswert (Umweltqualitätsnorm / Grenzwert) ist trotz einer möglichen partikulären Bindung von Cadmium zu erwarten, dass eine UQN-Überschreitung im Licher Bach eintritt. Entlang des Finkelbachs werden die Grenzwerte im Grundwasser um ca. 50 % überschritten. Die partikuläre Bindung führt zu einer weiteren Reduzierung der Belastung, allerdings ist eine UQN-Überschreitung nicht auszuschließen.

- **pH-Wert**: Die prognostizierten Werte im Kippenabstrom (6,6 – 6,7) weichen geringfügig von den Beurteilungswerten ab (mindestens 7,0), wobei im neutralen bis alkalischen Gewässerumfeld eine Pufferung zu erwarten ist, infolgedessen es voraussichtlich zu keinen wesentlichen Abweichungen von typischen Verhältnissen (7,0 – 8,5) im Finkelbach und Licher Bach kommen wird.

Insgesamt ist somit eine Beeinträchtigung der Wasserbeschaffenheit des Licher Bachs durch den Kippenabstrom auf einer Länge von zumindest rd. 150 m (maximal rd. 600 m) für Sulfat, Nickel und Cadmium zu erwarten und für den pH-Wert nicht anzunehmen.

Die Aussagen lassen sich auf den Finkelbach oberhalb von Oberembt übertragen. Im weiteren Verlauf nimmt die potenzielle Beeinträchtigung zwar ab. Dennoch ist eine deutliche Überschreitung der Beurteilungswerte für Sulfat und Nickel zu erwarten und für Cadmium nicht auszuschließen. Diese Prognosen gelten für den Abschnitt mit potenziellen Grundwasserkontakt (rd. 5,2 km); Es ist davon auszugehen, dass der potenziell betroffene Abschnitt darüber hinaus weiter flussabwärts in Abschnitte ohne Grundwasserkontakt reicht, ohne dass eine exakte räumliche Konkretisierung möglich ist.

Aufgrund der voraussichtlich dauerhaften Wasserführung wird die Wasserbeschaffenheit in den potenziell betroffenen Abschnitten ökologisch wirksam, da von einer Besiedlung aquatischer Zönosen auszugehen ist.

In der Folge ist davon auszugehen, dass die ökologische Funktionsfähigkeit des Finkelbachs und des Licher Bachs (Sulfat) lokal beeinträchtigt wird und chemische Belastungen (Nickel, ggf. Cadmium) lokal einsetzen.

Für **Sulfat** als allgemein physikalisch-chemischer Parameter liefert Anlage 7 OGewV ausschließlich einen Orientierungswert (200 mg/l) für die weitergehende Prüfung hinsichtlich ökologisch relevanter, anthropogen bedingter Einträge. Im Rahmen eines LfULG-Projektes sind Orientierungswerte für Sulfat für aquatische Zönosen (biologische Qualitätskomponenten des ökologischen Gewässerzustandes i. S. der Wasserrahmenrichtlinie) getrennt nach einzelnen Zustandsklassen gewässertypspezifisch differenziert abgeleitet worden [21].
Insbesondere das Makrozoobenthos reagiert empfindlich auf stoffliche Belastungen im Fließgewässer. Monitoringbasiert sind im Ergebnis des genannten LfULG-Projektes Schwellenwerte für den hier relevanten Gewässertyp 18 (Löss-lehmgeprägter Tieflandbach) statisch bestimmt worden, bei denen sich die Artenzusammensetzung des Makrozoobenthos deutlich verändert. Der Übergang vom guten zum mäßigen Zustand wird dabei bei 210 mg/l angesetzt; Sulfatkonzentrationen > 285 mg/l gehen i. d. R. mit einem schlechten Gewässerzustand einher. Den obenstehenden Prognosen zufolge werden die

Sulfatkonzentrationen oberhalb dieser Schwellenwerte liegen, sodass die Wasserbeschaffenheit einer naturgemäßen Ausbildung der Zönosen (hier: Makrozoobenthos) voraussichtlich entgegensteht.
Auf dieser Grundlage sind lokale Beeinträchtigungen i. S. schädlicher Gewässerveränderungen hinreichend belastbar anzunehmen, wenngleich die konkreten artspezifischen Auswirkungen in den heutzutage trockenen, also nicht oder allenfalls kurzzeitig besiedelten Gewässern, mangels eines konkret zu Grunde zu legenden Artenspektrum nicht abzubilden sind.

Für **Nickel** und **Cadmium** handelt es sich bei den herangezogenen Beurteilungswerten um ökotoxikologisch abgeleitete Grenzwerte (Umweltqualitätsnormen der Anlage 8 OGewV), die keiner weitergehenden Einordnung hinsichtlich der möglichen ökologischen Relevanz wie für allgemeine physikalisch-chemische Parameter (Sulfat) bedürfen. Die Grenzwerte gelten unmittelbar.

Beide Gewässer führen heutzutage noch nicht dauerhaft Wasser. Ob der Kippenabstrom gleichzeitig mit dem Grundwasserkontakt eintritt oder dem Finkelbach und dem Licher Bach noch vor dem Kippenabstrom bereits Grundwasser (ohne Kippenwasser) zufließt und sich daher Zönosen ausbilden, die noch nicht unter den Einfluss des Kippenabstroms liegen, lässt sich heute nicht belastbar ableiten.

Insgesamt ist daher eine Beeinträchtigung i. S. einer schädlichen Gewässerveränderung des Finkelbachs und des Licher Bachs durch den Kippenabstrom **zu erwarten**.

3.3.2.1.3 Erft (abschnittsweise zwischen Bedburg und Paffendorf, 274)

Die Erft wird zwischen Bedburg und Paffendorf langfristig zwar voraussichtlich wieder einen Grundwasserkontakt erlangen (mittlere Flurabstände von 1,3 – 1,4 m), wobei die vorbergbaulichen Verhältnisse infolge der geplanten Niedrighaltungsmaßnahmen des Erftverbandes zum Schutz der Siedlungsstrukturen nicht wieder erreicht werden (vgl. weitergehende Ausführungen in Kap. 3.2.2.1).

Auf einer Länge von insgesamt rd. 2,3 km kommt es langfristig (ab ca. 2200) zur Überlagerung von Grundwasserkontakt und Kippenabstrom entlang der Erft zwischen Bedburg und Paffendorf. Die prognostizierte Grundwassergüte ist in Tabelle 18 zusammengestellt.

Tabelle 18 Prognostizierte Grundwassergüte für die Erft mit potenziellem Grundwasserkontakt (2200, Flurabstand ≤ 2 m) im Kippenabstrom

Pfadlinie			**Sulfat**	**Eisen**	**Nickel (biov.)**[1]	**Cadmium**	**pH-Wert**
Maximalwerte	**Länge**	**Jahr**	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	-
OSTW-1b	rd. 0,2 km	2220	234	< 0,01	3,7	0,33	7,0
OSTW-1c2a	rd. 0,8 km	2180	435	< 0,01	4,9	0,41	6,9
OSTW-2	rd. 1,3 km	2260	453	< 0,01	4,4	0,41	7,0
Längengewichtet	rd. 2,3 km	2180 – 2260	428	< 0,01	4,5	0,40	7,0
Beurteilungswert			200	0,7	4,0	< 0,25	7,0 – 8,5
Quelle (OGewV)			Anl. 7	Anl. 7	Anl. 8	Anl. 8	Anl. 7

[1] Umrechnung der prognostizierten Konzentration auf die Bioverfügbarkeit mit dem Werkzeug „bio-met“ (Version 5.1)

Langfristig nach Auslaufen des bergbaubedingten Grundwasserentzugs ist nach derzeitigem Kenntnisstand ein mittlerer Abfluss in der Erft i. H. v. rd. 3 m³/s zu erwarten (Mitteilung des Erftverband v.

22.09.2020 im Zusammenhang mit der Alternativenprüfung zum Ablaufgewässer für den Tagebau Hambach).

Die Vorflut stellt eine hydraulische Randbedingung für die modellierten Entwicklungen des Grundwasserspiegels im Zuge des Grundwasserwiederanstiegs dar, d. h. insbesondere größere Fließgewässer können in Abhängigkeit ihrer Lage durch Versickerungen (Infiltration) zur Anreicherung des Grundwassers führen als auch oberflächennah anstehendes Grundwasser ableiten (Exfiltration) und den Grundwasserspiegel lokal regulieren.
Mit den im Grundwassermodell enthaltenen In- und Exfiltrationsraten kann die hydraulische Verbindung von Grundwasserspiegel oder Vorfluter – über den alleinigen Bezug auf die Flurabstände hinaus – konkretisiert und näherungsweise quantifiziert werden.

Wie in Abbildung 28 deutlich zu erkennen ist, unterliegt die Erft im stationären Endzustand (unter Berücksichtigung der Niedrighaltungsmaßnahmen des Erftverbandes) zwischen Bedburg und Paffendorf nahezu ausschließlich infiltrierenden Verhältnissen, d. h. trotz des unter den prognostizierten Flurabständen anzunehmenden, potenziellen Grundwasserkontakts dominiert insgesamt eine Strömung von der Erft in den Untergrund (Versickerung). Den Modelldaten zufolge beläuft sich die Höhe der Infiltration im hier relevanten Abschnitt auf ca. 0,1 m³/s (5,82 m²/min).

Die insgesamt auch kleinräumig abschnittsweise überwiegenden infiltrierenden Verhältnisse schließen einen Grundwasserzustrom nicht per se aus. Gegenüber den langfristig zu erwartenden Abflüssen in der Erft (rd. 3 m³/s) ist dieser auch unter Bezug auf die Flurabstände allerdings als mengenmäßig voraussichtlich geringfügig einzuschätzen.

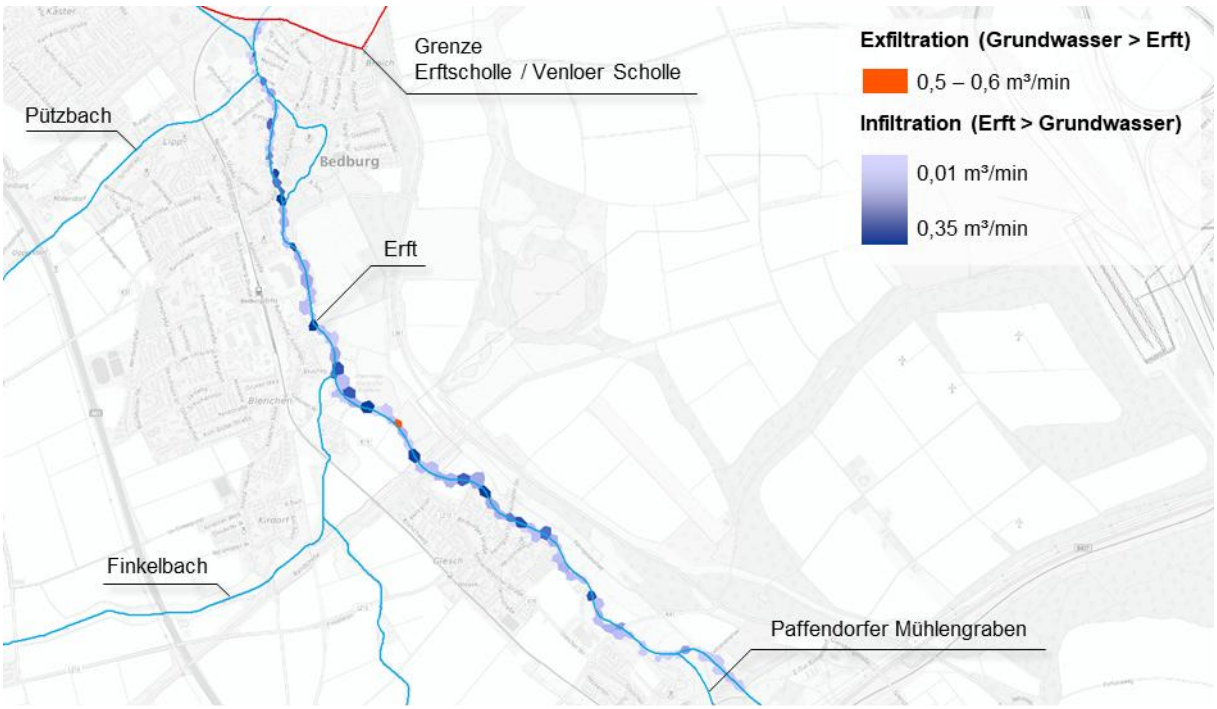


Abbildung 28 Verhältnis von in- und exfiltrierenden Bedingungen entlang der Erft im potenziellen Kippenabstrom (2200)

Unter Ansatz der heutigen Wasserbeschaffenheit der Erft (Sulfat ca. 70 mg/l, Cadmium ca. 0,05 µg/l) wäre ein Grundwasserzustrom zur Erft im hier betrachteten Abschnitt zwischen Bedburg und Paffendorf von mindestens 1,5 – 2,0 m³/s erforderlich (vereinfachte Mischungsrechnung), damit die in der Erft resultierende Konzentration die maßgeblichen Beurteilungswerte überschreitet. Unter Bezug auf die insgesamt infiltrierenden Verhältnisse wird ein Grundwasserzustrom in der genannten Höhe insgesamt als unwahrscheinlich eingestuft, sodass relevante Sulfat- und Cadmiumbelastungen der Erft durch den Kippenabstrom auf der gegebenen Daten- und Kenntnisgrundlage nicht zu besorgen sind.

Die bioverfügbare Nickelkonzentration im Kippenabstrom beläuft sich voraussichtlich auf Werte, die den Grenzwert von 4 µg/l (vor Berücksichtigung des geogenen Hintergrundwerts) geringfügig (ca. 10 - 15 %) überschreiten könnten. Derzeit ist Nickel in Konzentrationen von > 15 µg/l (nach eigener Berechnung (Programm „bio-met“) überwiegend rd. 10 – 25 µg/l) in der Erft bioverfügbar (Messstellen 138009 (bei Paffendorf), 137807 (Straße Sindorf-Horrem), 137315, uh Mdg Rotbach; Zeitraum 2021-2025). Die Vorbelastung der Erft überschreitet somit den Gehalt im Kippenwasser deutlich.

Gemäß den Ausführungen zum Monitoring für Oberflächengewässer kommt neben der Bioverfügbarkeit auch der geogene Hintergrundwert für die Beurteilung von Stoffkonzentrationen zur Anwendung, wobei der geogene Hintergrundwert als Gesamtgehalt angegeben ist (im Kippenwasser: Angabe der gelösten Konzentration). Entlang der Erft im potenziellen Einflussbereich des Kippenabstroms beträgt der geogene Hintergrundwert für den Gesamtgehalt an Nickel 11,2 µg/l (Grundwasserkörper 274_05).

Das Verhältnis von der gelösten zur gesamten Konzentration richtet sich nach mehreren Faktoren, u. a. dem pH-Wert. In der Erft beträgt der Anteil der gelösten an der gesamten Konzentration derzeit ca. 80 – 90 % (137315, uh Mdg Rotbach; Zeitraum 2021-2025). Unter vereinfachten Annahmen ist daher davon auszugehen, dass gelöste Nickel-Konzentrationen von 9 – 10 µg/l keine gegenüber den geogenen Bedingungen hinausreichenden Auswirkungen auslösen. Wenngleich die gelösten Nickelkonzentrationen im Kippenabstrom oberhalb dieser genannten Werte liegen, resultieren nach Berücksichtigung der Bioverfügbarkeit Konzentrationen, die die geogene Hintergrundbelastung deutlich unterschreiten.

Gegenüber den in der Erft vorherrschenden Verhältnissen ist durch den Kippenabstrom unter Berücksichtigung der voraussichtlich geringen Eintragsmengen daher von keinem relevanten Nickeleintrag in die Erft auszugehen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die modellierten Werte noch nicht etwaige Effekte in der ungesättigten Zone unmittelbar vor Austritt des Grundwassers an die Oberfläche einbeziehen. So ist davon auszugehen, dass der Auenboden zu einem Rückhalt des stark zur partikulären Bindung neigenden Nickel führt.

Insgesamt ist somit davon auszugehen, dass es durch den Kippenabstrom weder zu Auswirkungen auf die ökologische Funktionsfähigkeit der Erft (Sulfat) noch den chemischen Zustand (Cadmium, Nickel) kommt. Eine **Beeinträchtigung** der Erft durch den Kippenabstrom ist demnach **nicht zu erwarten**.

3.3.2.2 Kippenabstrom der Alttagebaue (konservative Sulfattransportmodellierung)

Nach Einstellung der Braunkohlenförderung in der Ville sind die ehemaligen Tagebaue sukzessive rekultiviert worden, sodass sich heute eine Bergbaufolgelandschaft zeigt, die im Südrevier zwischen Erftstadt, Brühl und Hürth durch ein Mosaik aus Still- und Fließgewässern in einem weiten Waldgebiet geprägt ist, wohingegen die nördliche Ville vorrangig für landwirtschaftliche Nutzungen wiederhergestellt wurde. Im Südrevier, u. a. mit dem berichtspflichtigen Liblarer See, dem Bleibtreusee und dem Otto-Maigler-See, sowie im Bereich der Rekultivierung des ehemaligen Tagebaus Fortuna-Garsdorf, u. a. mit dem Peringsmaar, werden zukünftig potenziell relevante Sulfatkonzentrationen im Grundwasser (> 200 mg/l) prognostiziert. Sie resultieren – wie auch im Tagebau Hambach – aus der Umlagerung pyrithaltigen Materials im Zuge des abgeschlossenen Braunkohlenabbaus.

Die Ville stellt sich aufgrund der hydrogeologischen Eigenschaften (weitgehend hydraulisch entkoppelt von der Erft- und linksrheinischen Kölner Scholle), der topografischen Verhältnisse (Höhenzug mit oberem Grundwasserstockwerk oberhalb des Tagebaus Hambach) sowie bergbaulichen Vergangenheit (rekultivierte Alttagebaue mit geologisch vollständiger Überprägung) als Sonderfall in den Betrachtungen dar.

Von den Betrachtungen ausgenommen werden demnach die ehemaligen Tagebaubereiche östlich der Schollengrenze der Ville hinter dem sogenannten „Kierberger Sprung“ (s. Abbildung 29), da sie ein hydraulisches Eigenleben aufweisen, das unabhängig von den Einflüssen des Wiederanstiegs auf der Erft-Scholle ist. Diese Alttagebau-Bereiche haben, wie auch die Fläche westlich des Kierberger Sprungs, den Ton 5 als Basis. Damit ist das Grundwasser des Oberen Stockwerks gegenüber der Kölner Scholle (und der Erft-Scholle) schwebend und somit entkoppelt. Weiterhin zeigen die Wasserscheiden auf der zentralen Ville-Hochfläche und der Kierberger Sprung sowie die aktuellen Grundwassergleichen, dass die ehemaligen Tagebaubereiche östlich des Kierberger Sprungs eigenständige hydraulische Systeme darstellen, die in Richtung Osten über die angeschlossenen Vorfluter (z.B. Gotteshülfe Teich, Gleueler Bach, Otto-Maigler-See, Hürther Waldsee, Burbach, Duffesbach, Bleibtreusee) entwässern. Diese Systeme haben keine hydraulische Verbindung in die Erft-Scholle.

Veränderungen des Grundwasserspiegels sowie ggf. damit einhergehende stoffliche Veränderungen stehen somit in keinem funktionalen Zusammenhang zum großflächigen Grundwasserwiederanstieg mit Einstellung der (nachlaufenden) Sümpfung für den Tagebau Hambach. Etwaige Grundwasserveränderungen wären demnach auf Einflüsse Dritter und die bereits abgeschlossene Rekultivierung des Südreviers zurückzuführen, sind allerdings nicht durch das Gewässerausbauvorhaben im weiteren Sinne (also mit der Rekultivierung des Tagebaus Hambach zusammenhängend) bedingt. Etwaige, schollenübergreifend modellierte Grundwasserveränderungen in dem in Abbildung 29 dargestellten Bereich bleiben somit nachfolgend unberücksichtigt. Lediglich Gewässer, die nicht vollständig innerhalb des hydraulisch entkoppelten Bereichs liegen, werden vorsorglich in die Auswirkungsbetrachtung mit einbezogen.

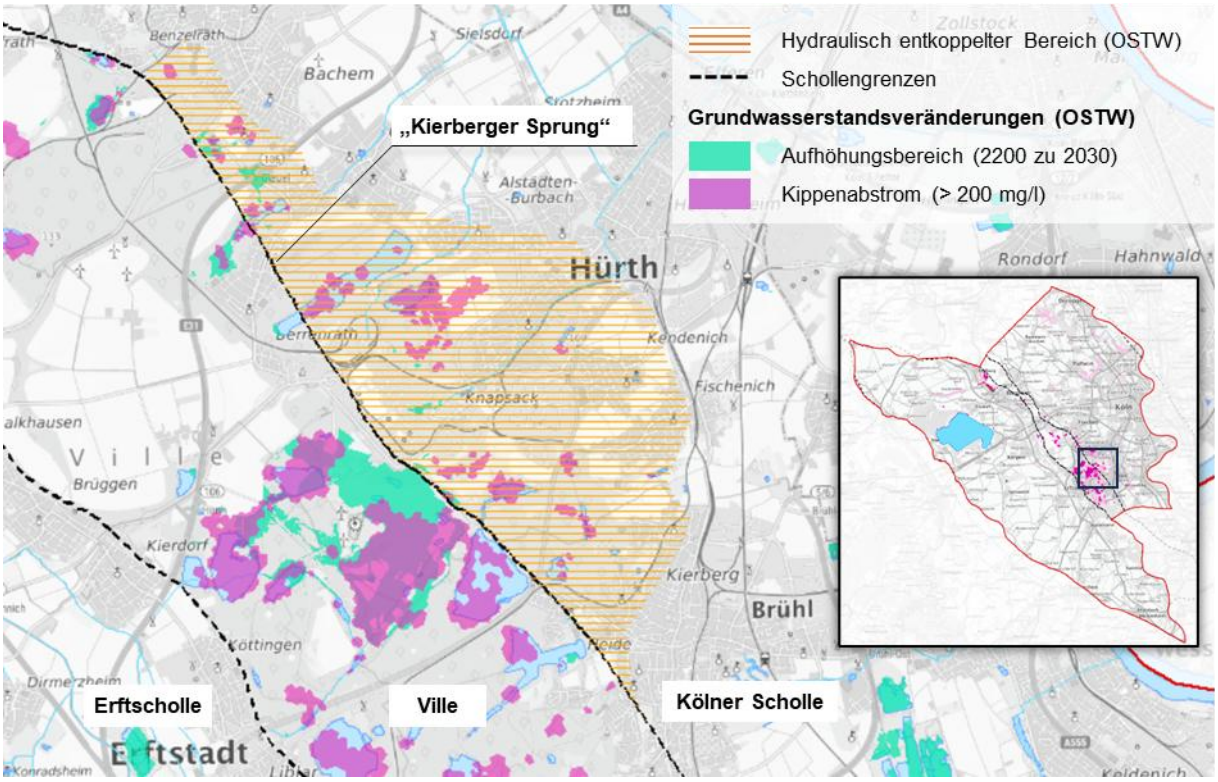


Abbildung 29 Hydraulisch entkoppelter Bereich im Oberen Grundwasserstockwerk östlich des „Kierberger Sprungs“

Für die Ville liegen ausschließlich Prognosen auf Grundlage der konservativen Sulfattransportmodellierung vor, da eine reaktive Stofftransportmodellierung vergleichbar zum Umfeld des Tagebaus Hambach aufgrund der anspruchsvollen geohydraulischen und -chemischen Rahmenbedingungen im Rahmen des beabsichtigten Planfeststellungsverfahrens nicht umzusetzen ist.

Das konservative Transportmodell liefert flächig Anhaltspunkte für die mögliche Entwicklung der bergbaulich bedingten Sulfatkonzentration im Grundwasser, bezieht indes u. a. geochemische und physikalische Prozesse (u. a. Stoffrückhalt und -umwandlung) nicht mit ein und ist daher als Näherung zu verstehen, die die tatsächlich zu erwartenden Konzentrationen überschätzt.

Der konservativen Modellierung zufolge liegen bereits 2030 flächenhaft Sulfatkonzentrationen von überwiegend > 1.000 mg/l auch in den Bereichen vor, die bereits über geringe Flurabstände (≤ 2 m) verfügen. Relevante Sulfatbelastungen der Gewässer im Südrevier sind hingegen mit Ausnahme des Zieselsmaars nicht bekannt, d. h. die modellierten Werte bilden sich in den Oberflächengewässern nicht ab. Dem Zieselsmaar fließt schwefeleisenhaltiges Wasser zu, sodass dieses rötlich gefärbt ist. Die erhöhten Eisenwerte zeigen sich auch in einer rötlichen Färbung des nördlichen Uferbereichs des Köttinger Sees in unmittelbarer Nähe des Zieselsmaares. Die Differenz zwischen den Modellwerten und den tatsächlichen Belastungen in den Oberflächengewässern kann neben den modellimmanenten Aspekten insbesondere in der im Detail nicht umfänglich abzubildenden lokalen Funktionsweise des Wasserhaushalts der Gewässer und besonders ihrem stofflichen Austausch mit dem Grundwasser begründet sein.

Der auf Grundlage der reaktiven Stofftransportmodellierung verfolgte Prognoseansatz ist daher für die Gewässer im Bereich der Alttagebaue nicht unmittelbar anwendbar, d. h. quantifizierende Aussagen sind nicht möglich. Stattdessen wird im Sinne einer Gefährdungsanalyse eine Einschätzung getroffen, ob es im Zuge des Grundwasserwiederanstiegs zu stofflichen Beeinträchtigungen der Gewässer kommen könnte. Die Einschätzung wird anhand der Prognosen zur Sulfatentwicklung und zum Grundwasserwiederanstieg vollzogen; dabei kommen auch räumliche Aspekte zur Anwendung (Ausdehnung / Umfang des bestehenden oder einsetzenden Grundwasserkontakts). Belastbare Aussagen zu weiteren bergbaubedingten Stoffen (insb. (Schwer-)Metalle im Grundwasser bzw. in der Vorflut, für die Sulfat eine Indikatorfunktion übernehmen kann, sind auf der gegebenen Datengrundlage nicht belastbar zu prognostizieren und bleiben daher nachfolgend unberücksichtigt.

Insgesamt zeigt die konservative Sulfattransportmodellierung auf einer Fläche von rd. 1.210 ha im Ausgangs- (2030) oder zumindest einem Prognosezustand (2070, 2100, 2200, 2400) Sulfatkonzentrationen > 200 mg/l im oberflächennahen Grundwasser (Flurabstand ≤ 2 m) an. Auf rd. 625 ha der Fläche (rd. 52 %) fehlt eine räumliche Überlagerung zum Gewässernetz, d. h. ein Sulfateintrag in die Gewässer ist offensichtlich auszuschließen. Das im Umkehrschluss potenziell betroffene Gewässernetz befindet sich lediglich zu nachgeordneten Anteilen (28 %) in Bereichen mit potenziellen Aufhöhungen mit resultierenden Flurabständen ≤ 2 m.

Abseits der prognostizierten Aufhöhungen werden für rd. 55 % des Gewässernetzes Sulfatkonzentrationen > 200 mg/l im Ausgangszustand (2030) modelliert, die langfristig sukzessive (51 %) oder mit geringen Schwankungen, die jedoch die Werte im Ausgangszustand nicht überschreiten (4 %), abnehmen. Langfristig verbleibt i. d. R. keine bergbaubedingte Sulfatbelastung im Grundwasser. Da für diese Bereiche ein zunehmender Grundwasserzustrom nicht zu erwarten ist und die Sulfatkonzentrationen zudem abnehmen, ist ein (zusätzlicher) Sulfateintrag in die Gewässer nicht zu besorgen. Stattdessen sind Abnahmen der Grundwasserbelastungen denkbar. Die genannte Fallkonstellation ist für weite Teile des Gewässernetzes im Südrevier zu erwarten (Abbildung 30).

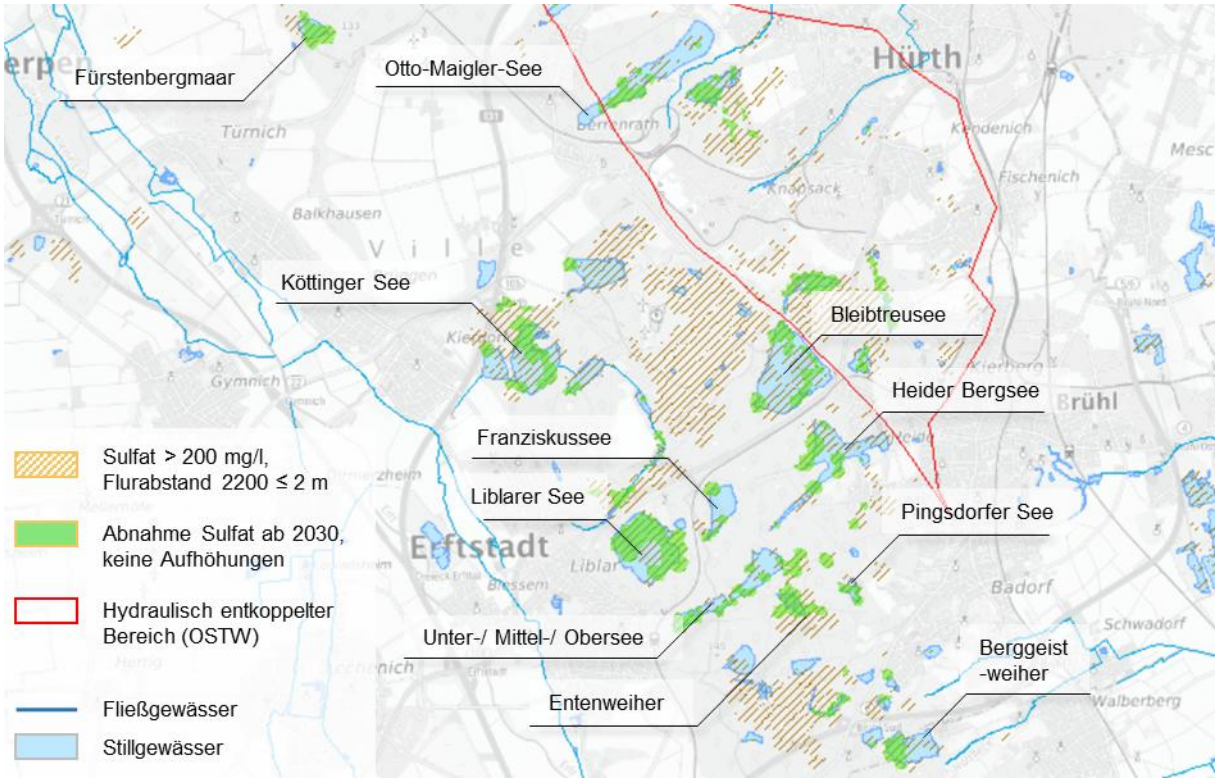


Abbildung 30 Sulfatkonzentrationen im Ausgangszustand > 200 mg/l, Trend abnehmend, keine Aufhöhungen

Dies gilt in erster Linie u. a. für den Berggeistweiher, den Pingsdorfer See, den Entenweiher, den Franziskussee, den Mittel- und Obersee und mehrere unbenannte Gräben.

Wenngleich im Einzelfall nach 2030 einzelne Sulfatspitzen (> 200 mg/l) im Grundwasser bei unveränderten Flurabständen erreicht werden könnten, sind für deutlich überwiegende Flächenanteile von Liblarer See, Untersee, Heider Bergsee und Otto-Maigler-See keine oder rückläufige Sulfatkonzentrationen im Grundwasser prognostiziert, sodass auf Ebene des gesamten Gewässers keine relevanten Sulfateinträge zu erwarten sind. Dies schließt zufließende Gräben ein, da die Modelldaten keine bzw. keine räumlich relevanten Hinweise auf zukünftige Sulfateinträge geben.

Im Einzelfall ist es möglich, dass rückläufige Sulfatkonzentrationen auf einen ansteigenden Grundwasserspiegel treffen. Am Beispiel des Ablaufs des Stiefelweihers resultiert dies zwar in einer potenziellen Zunahme des Grundwasserzustroms, wobei die Aufhöhungsbeträge i. d. R. gering sind (rd. +0,1 m) und im Ausgangszustand bereits ein potenzieller Grundwasserkontakt besteht (Flurabstand ca. -0,9 m). Wenngleich zu dieser Fallkonstellation auch der Kiesweiher am Kraftwerk Frechen-Wachtberg zu zählen ist, wird dieser nicht weitergehend betrachtet, da es sich um eine Abwasserbehandlungsanlage und somit nicht um ein Gewässer handelt. Eine relevante Zunahme des Sulfateintrags ist daher nicht abzuleiten.

Der **Bleibtreusee** befindet sich zwar nicht im Bereich relevanter Aufhöhungen, allerdings mit etwa halber Seefläche (rd. 47 %) im Bereich modellierter Zunahmen der Sulfatkonzentrationen im Grundwasser. Die Höchstwerte sind vorübergehend und treten nicht zeitgleich auf (vom Südufer zur Seemitte im

Zeitraum 2070 – 2200); Langfristig verbleibt kein bergbaubedingtes Sulfat im Grundwasser. Demgegenüber stehen rückläufige Sulfatwerte für etwa ein Drittel der Seefläche (rd. 37 %). Die summarische Betrachtung (nicht flächengewichtet) der Sulfatentwicklung (Zu- und Abnahme) ergibt für die potenziell betroffene Seefläche (rd. 75 %) eine sukzessive Zunahme der Sulfatkonzentration im Grundwasser gegenüber dem Ausgangszustand um +36 % (2070), +60 % (2100) bzw. +88 % (2200), die erst 2400 vollständig umgekehrt ist (- 100 %). Als berichtspflichtiger Oberflächenwasserkörper unterliegt der Bleibtreusee dem WRRL-Monitoring. Den jüngeren Messungen zufolge (Messstelle: 27320000101, Bleibtreusee Mitte, 2019 – 2025, n = 29) weist das Seewasser eine Konzentration von rd. 90 mg/l Sulfat auf, wobei sich keine wesentlichen Unterschiede (< 5 mg/l) zwischen Stagnation und Vollzirkulation zeigen. Unter in mengenmäßiger Hinsicht unverändertem Grundwasserzustrom ist dem modellierten Sulfattransport zufolge zwar eine Zunahme der Sulfatkonzentration im Bleibtreusee bis etwa 2200 anzunehmen, die unter der modellierten Zunahme (max. +88 % auf ca. 75 % der Seefläche) ausgehend von heutigen Verhältnissen allerdings voraussichtlich nicht geeignet ist, im gesamtem See nach Durchmischung zur Erhöhung der Sulfatkonzentration um über 120 % und damit zu einer Überschreitung des maßgeblichen Orientierungswertes (200 mg/l) zu führen.

Der **Boisdorfer See** (Gesamtfläche rd. 19 ha) ist ein Restsee innerhalb der Rekultivierung des ehemaligen Tagebaus Frechen, der in einer Geländemulde liegt und für die Hochwasserentlastung der Erft genutzt werden kann. Der Boisdorfer See ist rd. 24 m tief und befindet sich in Bereichen mit Flurabständen von 130 – 140 m (2030); das Seewasser stammt heutzutage aus niederschlagsbedingten Zuflüssen aus dem unmittelbaren Umfeld sowie eine Speisung aus der Kleinen Erft.
Auf einer Fläche von insgesamt rd. 5 ha (rd. 25 - 30 %) kommt es den Modellierungen zufolge zum Anstieg der Sulfatkonzentrationen im Zuge des Grundwasserwiederanstiegs, wobei Maximalwerte vorübergehend in den Jahren 2070, 2100 und 2200 für verschiedene Teilbereiche des Sees prognostiziert werden (s. Abbildung 31). Die prognostizierte räumliche Ausdehnung des Kippenabstroms lässt erwarten, dass der Sulfateintrag durch aufströmendes Grundwasser erfolgt, nicht durch eine seitliche Durchströmung des Sees (die Prognosen zeigen lokal isolierte Konzentrationen, keine erkennbare Sulfatfahne). Eine eindeutige vertikale Differenzierung der Prognosen ist aus den Modelldaten nicht abzuleiten, d. h. es ist anzunehmen, dass sich im betroffenen Bereich über die gesamte Tiefe Werte vergleichbar zur oberflächennah prognostizierten Konzentration einstellen.
Die mittleren, oberflächennahen Sulfatkonzentrationen im Kippenabstrom erreicht um 2100 ihr Maximum (rd. 800 - 850 mg/l). Zu den weiteren Prognosezeitpunkten liegen die mittleren Werte deutlich niedriger (2070: rd. 440 mg/l, 2100: rd. 390 mg/l) und unterschreiten langfristig (2400) mit Werten von 40 mg/l den herangezogenen Orientierungswert wieder deutlich. Aufgrund des überwiegenden Seeanteils außerhalb des Kippenabstroms (70 – 75 %) ist zu erwarten, dass die mittlere Sulfatkonzentration im gesamten See nach der einzubeziehenden Durchmischung des Kippenwassers den herangezogenen Orientierungswert (200 mg/l) unterschreitet, sodass gewässerökologisch relevante Beeinträchtigungen – auch unter Einbeziehung der bisher nicht berücksichtigten Effekte (oberflächig zuströmendes Fluss- und Niederschlagswasser), Sorption und Stoffabbau bei aeroben und neutralen Verhältnissen u. w. – für weite Zeiträume der Prognose mit Ausnahme der Phase um 2100 ausgeschlossen werden können.
Im Jahr 2100 beträgt die Teilfläche des Boisdorfer Sees im Kippenabstrom (> 200 mg/l) rd. 3,2 ha (ca. 15 – 20 % des Sees). Über den gesamten See (also einschließlich der Flächen ohne Kippenabstrom sowie mit Kippenabstrom, aber Sulfatkonzentrationen < 200 mg/l) beläuft sich die mittlere

Sulfatkonzentration auf rd. 250 mg/l und damit auf Werte, die den näherungsweise herangezogenen Orientierungswert nur geringfügig überschreiten.
Im Kontext der limnologischen Prognosen für den Tagebausee nach Anlage A-LIM kommen die Gutachter zu der Einschätzung, dass am Beispiel des Tagebausees Hambach eine gewässerökologische Bedeutung der zu erwartenden Sulfat-Konzentrationen von bis zu rd. 270 mg/l noch nicht abzuleiten ist. Diese Grundannahmen sind insbesondere deswegen auch auf den Boisdorfer See zu übertragen, da nicht nur die durchschnittliche Konzentration die Vergleichswerte zum Tagebausee Hambach rechnerisch unterschreiten, sondern weitere Faktoren (insb. oberirdische Zuflüsse aus Überleitung, Niederschlag, Hochwasserentlastung) weitere, reduzierende Effekte auf die Sulfatkonzentration im Boisdorfer See besitzen können. Auch für die weiteren, bergbaulich relevanten Stoffe im Grundwasser (Metalle), für die Sulfat eine Indikatorfunktion einnimmt, sind relevante Einträge in den Boisdorfer See nicht zu erwarten, da hierbei auch noch weitere hydrochemische und -physikalische Prozesse (Sorption, Ausfällung) einzubeziehen sind, die sich ebenfalls minimierend auf die letztlich resultierende Seewasserkonzentration auswirken.
Eine gewässerökologisch relevante Beeinträchtigung des Boisdorfer Sees ist infolge der voranstehenden Annahmen daher **nicht zu erwarten**.

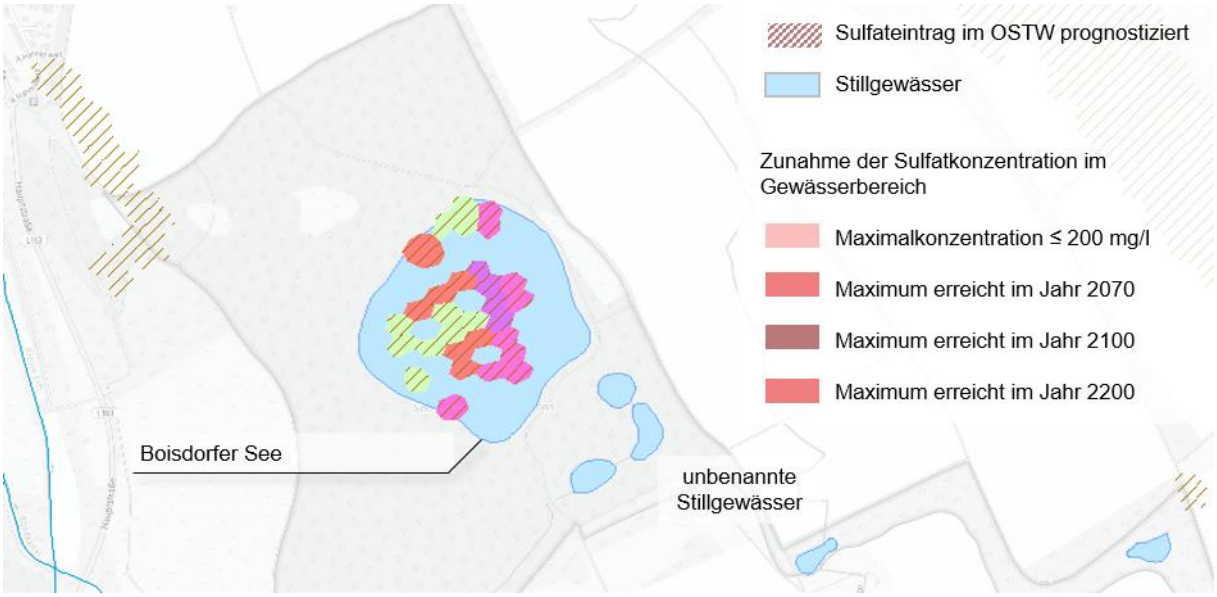


Abbildung 31 Prognostizierte Entwicklung der Sulfatkonzentrationen im Bereich des Boisdorfer Sees (bezogen auf die obersten 2 m im Oberen Grundwasserstockwerk)

Innerhalb **des teilweise rekultivierten ehemaligen Tagebaus Vereinigte Ville** erstreckt sich ein Gewässernetz aus mehreren Stillgewässern, die durch mehrere Gräben mit dem zentralen Villegraben 1 miteinander verbunden sind. Die Entwicklung der Grundwasserbeschaffenheit unterliegt kleinräumig wechselnden prognostizierten Veränderungen (s. Abbildung 32), sodass das Gewässernetz der Vereinigten Ville gesamtheitlich betrachtet wird. Hierbei ist zu erwähnen, dass der Bereich der Deponie Knapsack zum Schutz des Grundwassers mittelfristig abgedichtet wird und danach keine Verbindung zum Grundwasser haben wird. Aufhöhungen in diesen Bereichen sind damit lokalen Maßnahmen zuzuschreiben, nicht jedoch dem großräumigen Grundwasserwiederanstieg.

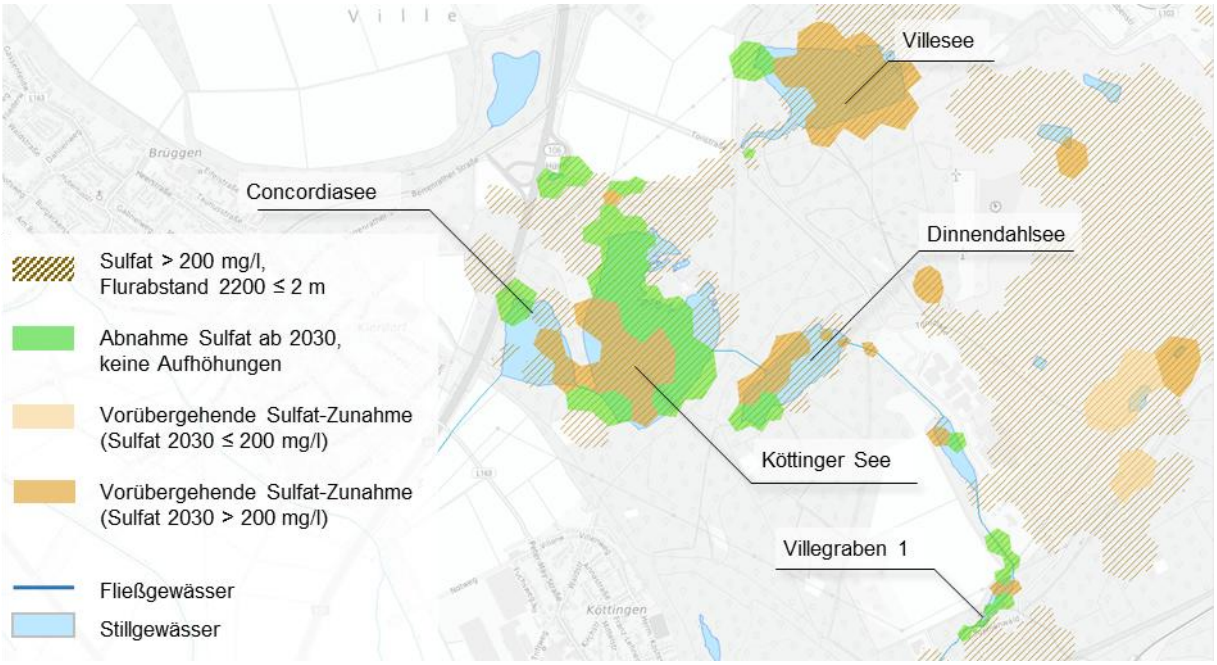


Abbildung 32 Gewässernetz im Bereich der ehemaligen Grube „Vereinigte Ville“

Im Wesentlichen lässt sich eine räumliche Trennung zwischen dem östlichen Bereich (Deponie Knapsack mit Entwässerungsgräben sowie nördlicher Klärteich A und Dinnendahlsee), in dem Aufhöhungen bei gleichzeitiger Zunahme der modellierten Sulfatkonzentrationen angezeigt werden, und dem westlichen Bereich (Villegraben 1, Köttinger und Concordiasee) ohne Aufhöhungen und grundsätzlich rückläufigen Sulfatkonzentrationen erkennen. Letztere bilden die Vorflut für den östlichen Teil des Gewässernetzes.

Für den **Villegraben 1** oberhalb des Dinnendahlsees sind überwiegend rückläufige Sulfatkonzentrationen im möglichen Grundwasserzustrom zu erwarten und Beeinträchtigungen daher nicht abzuleiten. Bei den unmittelbar an die Deponie Knapsack anschließenden Gewässern handelt es sich um Entwässerungsgräben des Deponieumfelds, die – wie auch der Klärteich A (Villesee) – nicht als Gewässer zu fassen sind und daher nachfolgend nicht berücksichtigt werden; als Entwässerungsgräben ist ein relevanter, dauerhafter Zustrom in die Vorflut nicht zu erwarten.

Insgesamt werden für ca. drei Viertel des **Dinnendahlsees** Veränderungen der Sulfatkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser prognostiziert, wobei die geringen Flächenanteile mit Veränderungen aufgrund der deutlichen Zunahme an Sulfat (rd. 38 %) auch auf Ebene des gesamten Sees zwischen 2030 und 2070 modelltechnisch zu einer deutlichen Erhöhung der Sulfatkonzentration führen (rd. 39 %), die indes ab 2100 wieder deutlich rückläufig ist. Die lokalen Aufhöhungen des Grundwasserspiegels werden aufgrund der geringen Werte (rd. 0,2 - 0,3 m) und den im Ausgangszustand bereits oberflächennahen Flurabständen (< 0 m) im Hinblick auf Veränderungen des Grundwasserzustroms als vernachlässigbar eingeschätzt.
Zur Wasserbeschaffenheit des Dinnendahlsees sind lediglich einzelne Stichproben verfügbar, die Sulfatwerte unmittelbar unterhalb des herangezogenen Orientierungswertes im Bereich von 180 – 200

mg/l anzeigen (Messstelle: 27454000501, Roddersee, Ablauf, 2021 – 2024; Messstelle: 27454000502, Roddersee, 1m uh. Oberfläche, 2009). Im Zuge der genannten relativen Erhöhungen ist daher zu erwarten, dass sich im Dinnendahlsee sukzessive bis ca. 2070 Sulfatkonzentrationen einstellen, die den herangezogenen Orientierungswert von 200 mg/l überschreiten. Wenngleich also Überschreitungen des näherungsweise herangezogenen Orientierungswerts nicht auszuschließen sind, werden Sulfatwerte oberhalb der in Anlage A-LIM noch als unkritisch eingestuften Konzentrationen im Tagebausee Hambach (270 mg/l) als unwahrscheinlich eingeschätzt. Dies ist in erster Linie dadurch begründet, dass es mit den geringfügigen Aufhöhungsbeträgen am maßgeblichen Vektor für den vorliegend im Kontext des Grundwasserwiederanstiegs betrachteten Kippenabstrom in den Alttagebauen fehlt, d. h. sofern ein zunehmender Sulfateintrag tatsächlich erfolgt, spielt der hier relevante Grundwasserwiederanstieg voraussichtlich ausschließlich eine nachgeordnete Rolle.

Der **Klärteich A / Villesee** ist nicht als Gewässer zu betrachten, bildet allerdings Teile des Einzugsgebiets des Köttinger Sees (s. unten) und ist vor diesem Hintergrund einzubeziehen. Der Villesee nördlich der Deponie Knapsack unterliegt auf überwiegender Fläche (mitsamt Zufluss) Aufhöhungen mit außerdem vorübergehender modellierter Zunahme der Sulfatkonzentrationen im Grundwasser. Die maximalen Sulfatbefrachtungen bewegen sich dabei vom östlichen (2070) und nördlichen (2100) Ufer zur Seemitte (2200). Die modellierten Sulfatkonzentrationen legen eine Erhöhung zwischen 2030 und 2070 um rd. 20 % nahe, ehe die Werte bereits 2100 unterhalb der für den Ausgangszustand (2030) modellierten Werte liegen. Für den Ausgangszustand liegen indes keinerlei Daten zur resultierenden Sulfatkonzentration im Villesee vor, sodass die Einordnung der Entwicklungen nicht möglich ist. Die prognostizierten Aufhöhungen führen zu einer Verringerung der Flurabstände von rd. 1,5 (2030) auf 1,0 m (2200), sodass der Grundwasserzustrom grundsätzlich zwar zunehmen könnte, die mögliche Zunahme insgesamt allerdings als gering eingeschätzt wird. In Kombination mit den vorübergehenden Erhöhungen der Sulfatkonzentration im Grundwasser ist dennoch nicht auszuschließen, dass sich um 2070 potenziell relevante Sulfatkonzentrationen ergeben. Dies gilt im Wesentlichen auch für den Zu- und Ablauf des Klärteichs A.

Dem **Köttinger See** fließen die Wässer aus dem Klärteich A / Villesee und dem Dinnendahlsee zu. Des Weiteren befindet sich zwar das östliche Ufer in Aufhöhungsbereichen, wobei die prognostizierten Aufhöhungen (< 0,2 m) im Hinblick auf ihre Bedeutung für den Grundwasserzustrom in mengenmäßiger Hinsicht als vernachlässigbar eingestuft werden. Zur Wasserbeschaffenheit des Köttinger Sees sind lediglich einzelne Stichproben verfügbar, die allerdings Sulfatwerte deutlich oberhalb des herangezogenen Orientierungswertes (330 – 430 mg/l, 200 mg/l anzeigen (Messstelle: 27454000103, Köttinger See, Ablauf; 2020 – 2024, n = 3) anzeigen. Grundsätzlich werden für den Bereich des Köttinger Sees langfristig rückläufige Sulfatkonzentrationen im Grundwasser modelliert, die voraussichtlich spätestens 2200 keine bergbauliche Beeinflussung mehr aufweisen. Auf rd. 35 % der Seefläche kommt es den Modellierungen zufolge indes zu zwischenzeitlichen Erhöhungen der Sulfatkonzentration (2070), die allerdings insgesamt die rückläufigen Tendenzen nicht überprägen können (-24 %, von 2030 bis 2070, nicht flächen- oder tiefengewichtet). Insgesamt sind durch die Entwicklungen der Grundwasserbeschaffenheit im unmittelbaren Bereich des Köttinger Sees demnach direkte Beeinträchtigungen nicht abzuleiten.
Ob und inwiefern sich die oben beschriebenen möglichen Veränderungen im Einzugsgebiet (Klärteich A / Villesee und Dinnendahlsee) auch auf den Köttinger See auswirken können, ist auf der gegebenen

Datengrundlage nicht belastbar einzuschätzen. Überschreitungen des näherungsweise herangezogenen Orientierungswerts (200 mg/l) sind daher zwar nicht auszuschließen, allerdings werden Werte oberhalb der maximalen und in Anlage A-LIM noch als unkritisch eingestuften Konzentrationen im Tagebausee Hambach (270 mg/l) als unwahrscheinlich eingeschätzt, da keine Hinweise vorliegen, dass sich die geogenen Verhältnisse im Einzugsgebiet in einem zu einer relevanten Belastung hinreichendem Maß verschlechtern könnten.

Dies gilt in der Folge ebenfalls für den **Concordiasee** als Vorfluter des Köttinger Sees.

In bzw. unmittelbar an der Rekultivierung des Tagebaus Fortuna-Garsdorf befinden sich mit dem **Peringsmaar** (und einem benachbarten Teich) sowie einem unbenannten Graben rechtsseitig der Erft mehrere Gewässer in Aufhöhungsbereichen bei gleichzeitig modelliertem Anstieg der Sulfatkonzentrationen im Grundwasser (s. Abbildung 33). Auswirkungen auf die Erft-Umflut sind aufgrund der geringen räumlichen Ausdehnung auszuschließen.

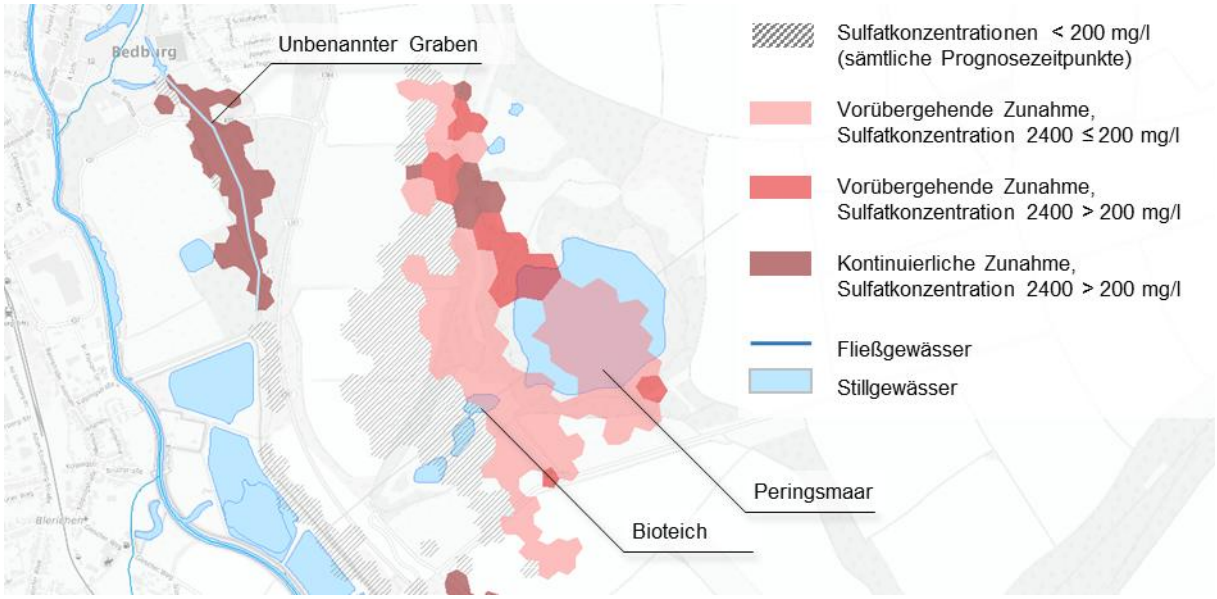


Abbildung 33 Oberflächennahe Entwicklung der Sulfatkonzentrationen in bzw. an der Rekultivierung Fortuna-Garsdorf im Bereich des Peringsmaares

Das **Peringsmaar** befindet sich in Bereichen mit Flurabständen von deutlich über 200 m, sodass es derzeit künstlich gestützt werden muss. Im Zuge des Grundwasserwiederanstiegs ist für das rd. 3 - 5 m unterhalb der nahegelegenen Erft liegende, rd. 25 m tiefe Stillgewässer langfristig mit einem oberflächennahen Grundwasserspiegel zu rechnen. Die modellierten Sulfatkonzentrationen zeigen für das Peringsmaar auf rd. zwei Drittel der Seefläche oberflächennahe Zunahmen der Sulfatkonzentrationen auf bis zu rd. 2.500 mg/l (2070), die sukzessive abnehmen und den Modellierungen zufolge langfristig (2400) bei ca. 80 mg/l liegen. Der Sulfateintrag in das Gewässer richtet sich in erster Linie nach der Entwicklung des lokalen Grundwasserspiegels, wobei davon auszugehen ist, dass sich die nachbergbaulichen Flurabstände voraussichtlich vor 2200 eingestellt haben werden. In der Folge ist ein Grundwasserzustrom anzunehmen, der mit modellierten Sulfatkonzentrationen von ca. 1.000 mg/l (2100) und knapp 400 mg/l (2200) den herangezogenen Orientierungswert (200 mg/l) deutlich überschreitet

und im Hinblick auf das potenziell betroffene Seevolumen (großer Flächenanteile, große Gewässertiefe) voraussichtlich auch nach Durchmischung im gesamten Stillgewässer zu Sulfatkonzentrationen deutlich über 200 mg/l führen könnte, die über viele Jahrzehnte andauern und trotz rückläufiger Tendenz erst nach 2200 relevant niedrige Werte einnehmen. Es ist grundsätzlich anzunehmen, dass mit dem Sulfateintrag auch weitere bergbaulich relevante Stoffe (Metalle) in das Peringsmaar gelangen. Eine Quantifizierung ist allerdings unter den gegebenen prognostischen Unwägbarkeiten nicht möglich. In den Modellierungen nicht berücksichtigte Einflussfaktoren (bspw. Sorption, Umwandlung) können sich zwar minimierend auf die potenziell resultierenden Konzentrationen auswirken (insb. bei Metallen, für Sulfat als sich konservativ ausbereitender Stoff weniger bedeutsam) sind aufgrund des Umfangs der potenziellen Betroffenheit des Peringsmaars voraussichtlich nicht wesentlich für die Höhe der prognostizierten Konzentrationen. Insofern sind daher Beeinträchtigungen (i. S. einer schädlichen Gewässerveränderung) der Wasserbeschaffenheit des Peringsmaars in Bezug auf Sulfat im Zuge des Grundwasserwiederanstiegs zu erwarten.

Relevante Beeinträchtigungen des benachbarten **Bioteichs** sind nicht zu erwarten, da dieser auch zukünftig voraussichtlich insbesondere durch Oberflächenzuflüsse gespeist wird und der teilweise im Kippenabstrom liegende Anteil (280 mg/l) nicht geeignet ist, zu einer im gesamten See relevanten Beeinträchtigung zu führen.

Im Zuge des Grundwasserwiederanstiegs sind für das Jahr 2400 entlang eines **unbenannten Grabens** nördlich der ehemaligen Klärteiche Bedburg oberflächennahe Sulfatkonzentrationen um 350 mg/l modelliert worden. In diesen Bereichen kommt es zu deutlichen Aufhöhungen bei langfristig (2200) resultierenden Flurabständen im Bereich von 1,5 – 1,7 m. Das Gewässer stellt mutmaßlich die Verlängerung des Glescher Bendengrabens dar, der oberflächig nicht mehr zu erkennen ist. Es handelt sich demnach entweder um einen verrohrten Abschnitt oder eine flache, trockene Mulde, sodass ein Grundwasserzustrom unter den prognostizierten Flurabständen nicht einsetzen kann und ein relevanter Sulfateintrag daher auszuschließen ist.

Insgesamt ist somit eine **Beeinträchtigung** (i. S. der schädlichen Gewässerveränderung) der Wasserbeschaffenheit in Folge des Grundwasserwiederanstiegs **für die Still- und Fließgewässer sowie Gräben der Ville überwiegend nicht abzuleiten**.

Auf Grundlage der verfügbaren Datengrundlagen ist für das Peringsmaar aufgrund der hohen Sulfatkonzentrationen im Grundwasser und der Relevanz des Grundwasserzustroms für den Wasserhaushalt des Gewässers von einer Veränderung der Wasserbeschaffenheit auszugehen, infolge derer die ökologische Funktionsfähigkeit des Peringsmaars nach gewässerökologischen Maßstäben beeinträchtigt werden könnte. Auf der verfügbaren Datengrundlage lassen sich keine vergleichbaren Prognosen für weitere kippenbürtige Stoffe (insb. Schwermetalle) treffen.

Insgesamt sind Beeinträchtigungen (i. S. der schädlichen Gewässerveränderung) des Peringsmaars nicht auszuschließen.

Als maßgeblicher Einflussfaktor für die potenziell resultierende Beeinträchtigung werden die im Zuge des Grundwasserwiederanstiegs eingetragenen Abbauprodukte der Pyritoxidation als Folge der Verkippungen der Alttagebaue eingestuft.

3.4 Stoffeintrag (Rheinwasserinfiltration)

3.4.1 Methodische Grundlagen und Auswahl potenziell betroffener Gewässer

Die Hintergründe zur Rheinwasserinfiltration sind in Kapitel 2.4 grundsätzlich dargestellt.

Rheinwasser kann grundsätzlich nach der Versickerung aus dem (entstehenden) Tagebausee über den Grundwasserpfad transportiert, in die im Grundwasserkontakt stehende Vorflut eingetragen werden und die Wasserbeschaffenheit der Vorfluter im Sinne einer schädlichen Gewässerveränderung beeinflussen. Im Zusammenhang mit der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung des § 14 BNatSchG ist allerdings auch insoweit festzuhalten, dass stoffliche Einträge in Gewässer nicht vom Eingriffsbegriff umfasst sind, da hiermit weder Veränderungen des Grundwasserspiegels noch der Gestalt oder Nutzung von Grundflächen einhergehen.

Im Ergebnis der Auswertungen der Anlage A-RWI leitet sich eine weitergehende Betrachtungsrelevanz für diesen Wirkpfad für die in Tabelle 19 aufgeführten, im Rheinwasser enthaltenen Stoffe ab.

Tabelle 19 Betrachtungsrelevante Parameter für das Schutzgut „Aquatische Biozönose“ (Grundwasserpfad)

Maßgeblicher Beurteilungswert		**Betrachtungsrelevanter Parameter**	
Quelle	Art	(Summen-) Parameter	Stoff-Nr.
D4-Liste	Orientierungswert	Ibuprofen	2637
		Valsartansäure	4313
	Präventivwert	4-Acetamidoantipyrin	4211
		4-Formylaminoantipyrin	4210
		Amidotrizoesäure	2969
		Candesartan	4220
		Gabapentin	4205
		Iomeprol	2968
		Iopamidol	2966
		Iopromid	2967
		Metformin	4206
		N-Guanylharnstoff *	4349
		Melamin *	4410
* Zusätzliche Hinweise auf eine Betrachtungsrelevanz mit Bezug auf die „Identifizierung von potentiell relevanten Parametern auf Basis von Monitoringdaten im Kontext der Rheinwassertransportleitung“ der Kerngruppe „Rheingüte / Messstellen“			

Die aufgeführten Stoffe weisen im Rhein Konzentrationen auf, die oberhalb der herangezogenen Beurteilungswerte zum Schutzgut „Aquatische Biozönose“ liegen und nicht bereits wegen methodischer (kein quantitativer Nachweis) oder fachlicher (hohe partikuläre Bindung im Tagebausee vor Austrag ins Grundwasser, betrifft Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe – PAK) Gründe offensichtlich keine Relevanz für die Vorflut haben können. Ausschlaggebend sind Orientierungs- und Präventivwerte der D4-Liste des Leitfadens Monitoring Oberflächengewässer. Eine Betrachtungsrelevanz

gegenüber Stoffen, die in der Oberflächengewässerverordnung geregelt sind, besteht demnach nicht. Die detaillierte Ableitung und Aufschlüsselung ist Anlage A-RWI zu entnehmen.

Stoffe, die ausschließlich für den Tagebausee betrachtungsrelevant sind, werden vorliegend nicht behandelt. Qualitative Auswirkungen auf den Tagebausee sind Gegenstand der Betrachtungen im Fachbeitrag Wasserrahmenrichtlinie (Anlage A-WRL).

Grundvoraussetzung für eine relevante Beeinträchtigung der Vorflut durch Rheinwasser ist ein diffuser Stoffeintrag in die Vorflut in einer Höhe, infolge derer es nach Durchmischung von Grund- und Oberflächenwasser zu Überschreitungen der stoffspezifischen Beurteilungswerte in der Vorflut kommen kann. Dies setzt indes voraus, dass das Grundwasser im Bereich der Vorfluter bereits Konzentrationen an betrachtungsrelevanten Stoffen aufweist, die höher als die jeweiligen Beurteilungswerte für die Vorflut sind.

Zu diesem Zweck kann im Sinne einer vereinfachten Mischungsrechnung und unter höchstkonservativen Annahmen (bspw. ohne Stoffrückhalt, -abbau, -umwandlung; langfristig keine Verbesserung der Rheinwasserqualität) der maximale Flusswasseranteil bestimmt werden, bis zu dem das Rheinwasser nach Durchmischung mit dem Grundwasser insgesamt nicht zu relevanten Konzentrationen (> Beurteilungswert) eines Stoffes im Grundwasserdargebot führt.

Der stoffspezifische maximale Flusswasseranteil ist Tabelle 20 zu entnehmen. Überschreitet der Flusswasseranteil im Bereich der Vorflut die berechneten Werte nicht, resultieren im Grundwasserdargebot keine Konzentrationen oberhalb des stoffspezifischen Beurteilungswertes für das Schutzgut „Aquatische Biozönose“. Beeinträchtigungen sind in der Folge bereits nach höchstkonservativem Ansatz offensichtlich auszuschließen.

Tabelle 20 Maximale Flusswasseranteile für betrachtungsrelevante Stoffe mit resultierender Konzentration im Grundwasserdargebot in Höhe des stoffspezifischen Beurteilungswertes zum Schutzgut „Aquatische Biozönose“ nach vereinfachter Mischungsrechnung

Bezeichnung	Stoff-Nr.	Einh.	Mittelwert[2]	Beurteilungswert[3]	Flusswasseranteil (Max.)
4-Acetamidoantipyrin	4211	µg/l	0,13	0,1	77 %
4-Formylaminoantipyrin	4210	µg/l	0,18	0,1	56 %
Amidotrizoesäure	2969	µg/l	0,12	0,1	83 %
Candesartan	4220	µg/l	0,125	0,1	80 %
Gabapentin	4205	µg/l	0,117	0,1	85 %
Ibuprofen	2637	µg/l	0,015	0,01	67 %
Iomeprol	2968	µg/l	0,33	0,1	30 %
Iopamidol	2966	µg/l	0,15	0,1	67 %
Iopromid	2967	µg/l	0,125	0,1	80 %
Melamin[1]	4410	µg/l	0,33	0,1	30 %
Metformin	4206	µg/l	0,47	0,1	21 %
N-Guanylharnstoff[1]	4349	µg/l	1,27	0,1	8 %
Valsartansäure	4313	µg/l	0,22	0,1	45 %

[1] Stoffe gem. Kerngruppe „Rheingüte / Messstellen“
[2] Mittelwert; abflussgewichtet (IWB-Auswertung) bzw. arithmetisch (Kerngruppe „Rheingüte / Messstellen“)
[3] Beurteilungswert ausschließlich in D4-Liste angegeben

Aufbauend auf Tabelle 20 können Vorfluter, die spätestens nach erfolgtem Grundwasserwiederanstieg (2200) potenziell im Grundwasserkontakt stehen, in Bereichen mit Flusswasseranteilen > 8 % (restriktivster Wert, N-Guanylharnstoff) grundsätzlich und höchstvorsorglich Rheinwasser in beeinträchtigenden Konzentrationen ausgesetzt sein.

Die oberflächennahe Ausbreitung des Flusswasserabstroms (Flurabstand 2200 ≤ 2 m, Flusswasseranteil am Grundwasser zu mindestens einem Prognosezeitpunkt: 2070, 2100, 2200, 2400) ist nachfolgend dargestellt. Sie beschränkt sich im Wesentlichen auf die Erftniederung zwischen Bedburg und Bergheim. Das Flusswasser erstreckt sich dabei lediglich kleinräumig zwischen Glesch und Paffendorf auf das Gewässernetz mit langfristig potenziellem Grundwasserkontakt (Flurabstand 2200 ≤ 2 m).

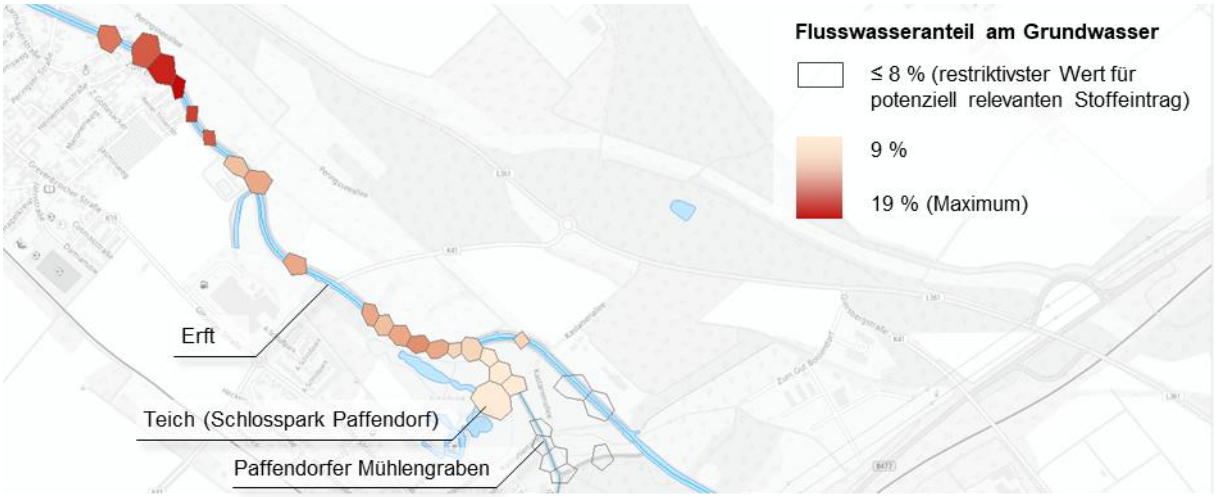


Abbildung 34 Maximale Flusswasseranteile in der Erft-Niederung, beschränkt auf Bereiche an Gewässern mit Flurabständen ≤ 2 m im stationären Endzustand (2200)

Den Grundwassermodell-Daten zufolge belaufen sich die maximalen Flusswasseranteile im OSTW bei langfristig (2200) resultierenden Flurabständen von bis zu 2 m auf 5 % (2070), 7 % (2100), 19 % (2200) und 17 % (2400). In Konsequenz kann – mit Ausnahme von N-Guanylharnstoff, das bereits ab einem Flusswasseranteil von 8 % potenziell relevant werden kann – für die vorerst betrachtungsrelevanten Stoffe im Rheinwasser bereits auf äußerst konservativer Grundlage bedingt durch die Verdünnungen auf dem Grundwasserpfad eine mögliche Beeinträchtigung der Vorflut **offensichtlich ausgeschlossen** werden.

Entsprechend sind somit ausschließlich für **N-Guanylharnstoff** weitergehende Betrachtungen im Sinne einer detaillierten Einzelfallprüfung erforderlich.

Insgesamt befinden sich folgende Gewässer im potenziell relevanten Abstrom des Rheinwassers (Flusswasseranteil > 8 % und Flurabstand 2200 ≤ 2 m):

- Teich im Schlosspark Paffendorf (8001112747399),
- Paffendorfer Mühlengraben (2747392) und
- Erft (274).

Für diese Gewässer ist eine potenzielle Beeinträchtigung nicht offensichtlich auszuschließen und bedarf weitergehender Betrachtungen, die Gegenstand des nachfolgenden Kapitels sind.

3.4.2 Potenzielle Beeinträchtigungen durch Stoffeinträge aus dem Rhein (Einzelfallprüfung)

Entsprechend vorstehender Ableitungen sind für die im Rheinwasser enthaltenen Gehalte von N-Guanylharnstoff nicht bereits auf höchstvorsorglicher Ebene eine Betrachtungsrelevanz im Hinblick auf die Wasserbeschaffenheit der Vorflut auszuschließen.

Für die in Abbildung 34 dargestellten Abschnitte bzw. Teilflächen der Gewässer (Teich im Schlosspark Paffendorf (8001112747399), Paffendorfer Mühlenteich (2747392), Erft (274)) im potenziell relevanten Abstrom des Rheinwassers (Flusswasseranteil > 8 % und Flurabstand 2200 ≤ 2 m) sind folgende Annahmen zu treffen:

Für den **Teich** im Schlosspark Paffendorf (Seekennzahl 8001112747399), der sich im Bereich potenziell relevanter Flusswasseranteile befindet (9 % in 2200, 12 % in 2400), sind relevante Auswirkungen aufgrund der marginalen räumlichen Überlagerungen zum Flusswasser (< 10 % der Gewässerfläche) auszuschließen.

Eine Beeinträchtigung für den Teich im Schlosspark Paffendorf durch Rheinwasser ist auszuschließen.

Gleichsam gilt für den **Paffendorfer Mühlengraben** (2747392), dass ein relevanter Einfluss von Rheinwasser auf den Unterlauf bei langfristigen Flurabständen von 1,5 – 2,0 und der geringen Abschnittlänge (rd. 140 m) allenfalls unter sehr theoretischen Annahmen denkbar, de facto allerdings bereits nach überschlägiger Betrachtung ausgeschlossen werden kann.

Eine Beeinträchtigung des Paffendorfer Mühlenteichs durch Rheinwasser ist auszuschließen.

Die **Erft** befindet sich auf einer summierten Länge von rd. 0,8 km innerhalb eines rd. 1,4 km langen Abschnittes im potenziellen Einflussbereich des Grundwasserzustroms mit mindestens 8 % Rheinwasseranteil. Langfristig werden für die potenziell betroffenen Gewässerabschnitte Flurabstände von durchschnittlich rd. 1,8 m prognostiziert. Das hydraulische Grundwassermodell weist für die potenziell betroffenen Gewässerabschnitte auch langfristig infiltrierende Verhältnisse an, d. h. aus der Erft versickert Flusswasser in den Untergrund (< 0,01 m³/s), sodass ein in mengenmäßiger Hinsicht relevanter Grundwasserzustrom nicht erfolgt. In der Folge sind relevante Stoffeinträge von N-Guanylharnstoff in die Erft aufgrund der geringen Rheinwasseranteile am Grundwasserdargebot und der lokalen Strömungsverhältnisse auszuschließen.

Eine Beeinträchtigung der Erft durch Rheinwasser ist auszuschließen.

Das Rheinwasser ist somit insgesamt nicht geeignet, zur Beeinträchtigung der Vorflut des Tagebausees über den Grundwasserpfad zu führen.

4 Feuchtgebiete

Der Braunkohlenplan Hambach (2025) legt fest, dass die Bereitstellung von Ersatz-, Ausgleichs- und Ökowasser soweit erforderlich bis zur Wiederauffüllung des Grundwasserkörpers bzw. bis zur Erreichung von bergbaulich unbeeinflussten Grundwasserverhältnissen, die als endgültiger Zustand angesehen und angestrebt werden, fortzuführen und sümpfungsbedingte Eingriffe in Natur und Landschaft nach dem Stand der Technik auf ein notwendiges Maß zu reduzieren sind. Dabei sind bereits durchgeführte Maßnahmen zum Erhalt von Feuchtgebieten – soweit erforderlich – fortzuführen (Ziele zu den Ziff. 4.1.5 und 4.2 des Braunkohlenplans Hambach, 2025).

Um erhebliche Umweltauswirkungen der Sümpfung zu vermeiden und zu minimieren, werden vorhabenimmanente Stützungsmaßnahmen im sogenannten „**Norf-System**“ durchgeführt. Die Wasserrechte zur Einleitung in den Stommelner Bach, den Knechtstedener Bach sowie die Norfbachaue und den Nievenheimer Bruch sind zwar im Zusammenhang mit dem Betrieb des Tagebaus Garzweiler erteilt worden, allerdings aufgrund ihrer Lage in der linksrheinischen Kölner Scholle nachfolgend zu behandeln.

Die RWE Power AG betreibt zudem wasserwirtschaftliche Anlagen zur vorhabenimmanenten Stützung des Feuchtgebietes **Scherresbruch** (wasserrechtliche Erlaubnis Az.: 86.g27-7-2003-4) aufgrund sümpfungsbedingter Absenkungen des Grundwasserspiegels durch den Tagebau Garzweiler. Aufgrund der schollenübergreifenden Ausdehnung sind etwaige Verhältnisse für die Flächenanteile auf der Erftscholle nachfolgend einzubeziehen.

Weitere schollenübergreifende Feuchtgebiete befinden sich im Übergang zur Rurscholle (Waldfläche „Am Bruch“, Rurdriesch, Mersheimer Bruch), in denen bislang keine Einleitungen zur Stützung des Grundwasserhaushalts erforderlich sind. Der Grundwasserentzug wirkt sich nicht nachteilig auf die Feuchtgebiete aus, sodass im Umkehrschluss eine Gefährdung der Gebiete durch ausbleibenden Grundwasserwiederanstieg auszuschließen ist. Sie werden daher nicht weiter betrachtet.

Darüber hinaus werden aktuell noch Einleitungen in oberirdische Gewässer (Kölner Randkanal, tlw. Erft, Gillbach) innerhalb der Erft- bzw. linksrheinischen Kölner Scholle vorgenommen, die jedoch keinen ökologischen Zielsetzungen unterliegen (Einleitung von Sümpfungs-, Gruben- oder Brauchwasser). Sie sind daher vorliegend nicht relevant (zur Bedeutung entfallender Einleitungen für den Wasserhaushalt der Erft s. Kap. 3.2.2.1).

Im Zuge des Grundwasserwiederanstiegs kommt es in den derzeit gestützten Feuchtgebieten des Norf-Systems (Stommelner Bach, Knechtstedener Graben bzw. Feuchtgebiet Knechtstedener Bruch) sowie im Scherresbruch zu Aufhöhungen. Im Einzelnen sind folgende Verhältnisse zu erwarten:

<u>Norf-System (Stommelner Bach, Knechtstedener Graben bzw. Feuchtgebiet Knechtstedener Bruch)</u>

Das Einzugsgebiet der Norf befindet sich im Norden der linksrheinischen Kölner Scholle und umfasst wesentliche Anteile des rechtsseitigen Einzugsgebiets der unteren Erft unmittelbar vor deren Einmündung in den Rhein bei Neuss.

Im Zusammenhang mit dem Betrieb des Tagebaus Garzweiler sind die nachfolgend zusammengestellten Wasserrechte erteilt worden, um Auswirkungen durch Absenkungen des Grundwasserspiegels zu kompensieren.

Tabelle 21 Ökowasserrechte zur Kompensation des sümpfungsbedingten Grundwasserentzugs im Norf-System

Bezeichnung	Zulassung	Aktenzeichen	Wassermenge	Frist
Wasserrechtliche Erlaubnis nach §§ 8, 9 WHG; Erlaubnisbescheid für die Einleitung von Reinwasser in den Stommelner Bach und in die Norf	28.06.2024	61.g27-7-2024-1	3,5 Mio. m³/a	31.12.2045
Änderungsbescheid des Erftverbands – Wassereinspeisung in den Knechtstedener Graben – Bau einer 2. Einleitstelle	15.10.2008	68.1.15.00015	1,5 Mio. m³/a	31.10.2028
Wasserrechtliche Erlaubnis des Erftverbands zur Einleitung von Wasser aus der Reinwassertransportleitung (RTL) im Bereich der Norfbachaue und des Nievenheimer Bruch	12.11.2013	68.1.21.01043	Norfbachaue (Schwarzer Graben, Groher Graben, und Bio-Teiche): 1.000.000 m³/a Nievenheimer Bruch: 1.500.000 m³/a	31.12.2033

Die Lage der genannten Stützungsmaßnahmen ist nachfolgend dargestellt.



Abbildung 35 Lage der Stützungsmaßnahmen im Norf-System, Aufhöhungsbereich und resultierende Flurabstände im stationären Endzustand (2200)

Das Gebiet wird in erster Linie durch Waldformationen dominiert, die z. T. als Feucht- bzw. Auwälder ausgeprägt sind. Die walddominierten Flächen werden insbesondere im Südwesten durch Ackerflächen abgelöst und sind durch mehrere Fließgewässer durchzogen.

Das Norf-System unterliegt langfristig Aufhöhungen von überwiegend 1 – 2 m, im Westen und Süden zudem flächenhaft von mehr als 2 m. Infolge der Aufhöhungen kommt es zu heterogenen Flurabständen, die sich maßgeblich nach den eiszeitlichen Laufstrukturen des Rheins richten, d. h. auf ehemaligen Uferbänden / Rehnen belaufen sich die Flurabstände langfristig auf 2 – 3 m, wohingegen in alten Flussschleifen oberflächennahe Flurabstände vorherrschen und entlang der ehemaligen Prallhänge des Rheins Druckwasserverhältnisse entstehen können (s. Abbildung 35).

Die prognostizierten Flurabstände entsprechen den biotoptypischen Anforderungen an den Grundwasserspiegel für die verschiedenen vorhandenen Waldformationen, d. h. langfristig bietet sich ein breites Spektrum für mesophile Wälder als auch Au- und Bruchwälder (vgl. Grenzflurabstände nach A-BIO-1). Die heutigen Fließgewässer verlaufen überwiegend innerhalb der alten Rheinläufe, sodass unter den dort prognostizierten Flurabständen (< 1 m, zudem überwiegend Druckwasserverhältnisse) langfristig von einem relevanten Grundwasserzustrom zur Vorflut auszugehen ist, d. h. langfristig verbleiben keine relevanten Beeinträchtigungen des Wasserhaushalts der Vorflut. Dies deckt sich mit den Prognosen nach Kapitel 3.2.2.1.

Ein für den Biotopzustand relevanter dauerhafter Grundwasserentzug ist somit **auszuschließen**.

<u>Scherresbruch (Anteile in Erftscholle)</u>

Das schollenübergreifende Feuchtgebiet „Scherresbruch“ umfasst weite Teile des NSG „Scherresbruch / Haberger Busch“ (HS-002, BK-4903-901). Das vorwiegend in der Venloer Scholle gelegene und eher kleinflächig auf die Erft-Scholle übergreifende Gebiet liegt im Nordosten von Hückelhoven-Baal (Kreis Heinsberg) und ist Bestandteil der Monitoring-Kulisse Garzweiler II. Weite Teile des rund 38,6 ha großen, vom Nysterbach bzw. Baaler Bach durchzogenen Gebietes besitzen keinen Grundwasserkontakt. In den zentralen Bereichen des Feuchtgebietes sind Flurabstände von ≤ 1 m bis 5 m vorherrschend.

Der Scherresbruch liegt an der nordwestlichen Grenze der Erftscholle. Das Grundwasserregime des Scherresbruchs ist seit Jahrzehnten durch die Sümpfung für den Tagebau Garzweiler beeinflusst, daher ist das Feuchtgebiet im BKP Garzweiler II als Ziel-2-Gebiet (nach Möglichkeit zu erhaltendes, teilweise bereits sümpfungsbedingt beeinflusstes Feuchtgebiet) eingestuft. Seit den 1990er-Jahren werden grundwasserstützende vorhabenimmanente Maßnahmen zur Stabilisierung des Wasserhaushaltes durchgeführt (Einleitung aufbereiteten Grundwassers). Hierbei wird der Baaler Bach im gesamten Bereich mit Flurabständen < 1 m künstlich gespeist. Gemäß Nebenbestimmung 6.1 der wasserrechtlichen Erlaubnis für die Entnahme von Grundwasser und die oberirdische Einleitung in das Feuchtgebiet Nüsterbachaue (Scherresbruch) ist die Wasserbespannung des Baaler Baches ständig sicherzustellen. Im Zuge des Monitorings Garzweiler II erfolgt eine Überwachung des Mindestabflusses über den Pegel Baal.

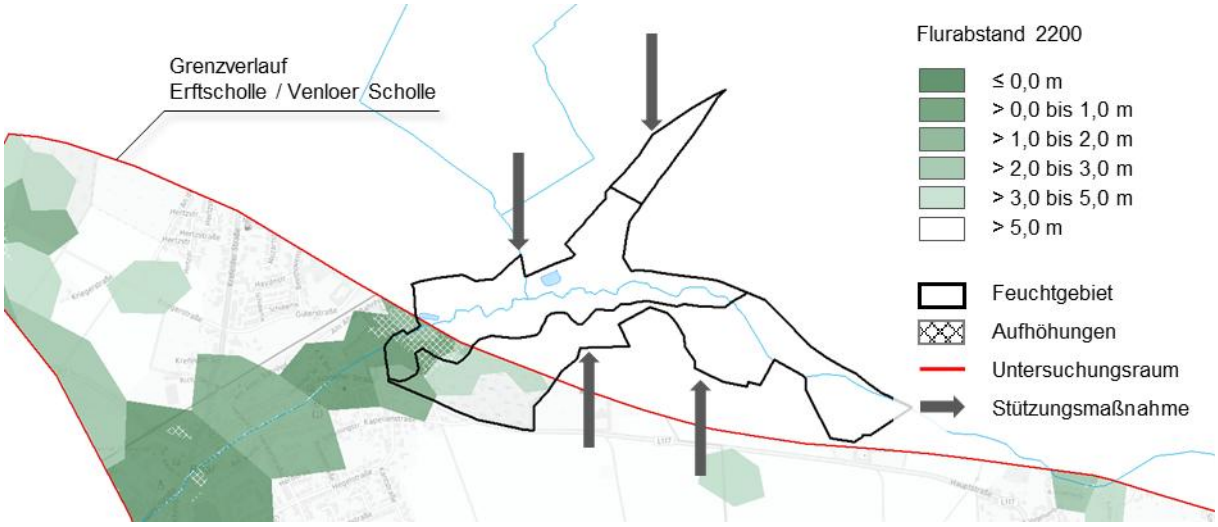


Abbildung 36 Lage des schollenübergreifenden Feuchtgebiets „Scherresbruch“ und der Stützungsmaßnahmen, Aufhöhungsbereich und resultierende Flurabstände im stationären Endzustand (2200)

Im südwestlichen Bereich des Feuchtgebiets innerhalb der Erftscholle sind wechselfeuchte Eichenmischwälder und gestörte Feuchtwälder vorherrschend. In der Bachniederungen mit Grundwasserkontakt wachsen Feuchtwälder unterschiedlicher Ausprägung.

Der Scherresbruch unterliegt langfristig innerhalb der Erftscholle Aufhöhungen von überwiegend bis zu rd. 0,5 m, in nördlichen Randbereichen z. T. bis zu knapp 2 m. Infolge der Aufhöhungen resultiert in weiteren Teilen ein oberflächennaher Grundwasserspiegel (Flurabstände bis zu rd. 1 m), wobei insbesondere in unmittelbarer Bachnähe Druckwasserverhältnisse vorliegen (s. Abbildung 36). Die prognostizierten Flurabstände entsprechen den biotoptypischen Anforderungen an den Grundwasserspiegel für die vorhandenen Waldformationen (vgl. Grenzflurabstände nach A-BIO-1). Unter den prognostizierten Flurabständen (< 1 m, zudem überwiegend Druckwasserverhältnisse) ist zudem von einem relevanten Grundwasserzustrom zum Baaler Bach auszugehen, sodass langfristig innerhalb der Erftscholle keine relevanten Beeinträchtigungen des Wasserhaushalts verbleiben (nicht berücksichtigt sind etwaige Einschränkungen im Einzugsgebiet der Venloer Scholle). Dies deckt sich mit den Prognosen nach Kapitel 3.2.2.1.

Ein für den Biotopzustand relevanter dauerhafter Grundwasserentzug innerhalb der Erftscholle ist somit **auszuschließen**.

Insgesamt wird deutlich, dass der sümpfungsbedingte Grundwasserentzug der Feuchtgebiete im Zuge des Grundwasserwiederanstiegs langfristig ausgeglichen wird und sich wieder naturgemäße Grundwasserverhältnisse einstellen werden. In Konsequenz können die derzeit laufenden Stützungsmaßnahmen spätestens im stationären Endzustand eingestellt werden. Der genaue Zeitpunkt der Wiederherstellung des Grundwasserkontakts ergibt sich aus den Erkenntnissen des laufenden Monitorings der Feuchtgebiete.

5 Zusammenfassung

Im Rahmen der vorliegenden Unterlage werden die Prognosen grundwasserabhängiger Betroffenheiten infolge von Absenkungen und Aufhöhungen des Grundwasserspiegels, Stoffeintrag des Kippenabstroms sowie Stoffeintrag infolge infiltrierenden Rheinwassers gebündelt vollzogen. Es wird eine einheitliche und konsistente Auskunft über die potenzielle Betroffenheit und damit einhergehende potenzielle Beeinträchtigung von Biotopen geschaffen, auf der die nachgelagerten Bewertungen etwaiger Beeinträchtigungen nach den jeweiligen fachrechtlichen Maßstäben aufsetzen können.

Das Ergebnis der vorliegenden Prognosen ist nachfolgend wirkpfadbezogen zusammengefasst.

Tabelle 22 Zusammenfassung der ermittelten potenziellen Beeinträchtigungen

Wirkpfad	**Potenzielle Beeinträchtigungen von Biotopen**		
Absenkung des Grundwasserspiegels	Terrestrisch	*Keine Beeinträchtigung*	s. Kap. 2.1.3
	Aquatisch	*Keine Beeinträchtigung*	s. Kap. 3.1.2
Aufhöhung des Grundwasserspiegels	Terrestrisch	*Keine Beeinträchtigung*	s. Kap. 2.2.3
	Aquatisch	*Keine Beeinträchtigung*	s. Kap. 3.2.2
	Feuchtgebiete	*Keine Beeinträchtigung*	s. Kap. 4
Stoffeintrag (Kippeninhaltsstoffe)	Terrestrisch	*Keine Beeinträchtigung*	s. Kap. 2.3
	Aquatisch	Potenzielle Beeinträchtigung (i. S. der schädlichen Gewässerveränderung) durch Kippenabstrom (Sulfat, Nickel, ggf. Cadmium) aus dem Tagebau Hambach für: – Finkelbach (27474) – Licher Bach (274742) Potenzielle Beeinträchtigung (i. S. der schädlichen Gewässerveränderung) durch Kippenabstrom (Sulfat) aus den Alttagebauen für: Peringsmaar (80001274751)	s. Kap. 3.2.2
Stoffeintrag (Rheinwasser)	Terrestrisch	*Keine Beeinträchtigung*	s. Kap. 2.4
	Aquatisch	*Keine Beeinträchtigung*	s. Kap. 3.4

Insgesamt wird deutlich, dass infolge der grundwasserabhängigen Wirkpfade des Vorhabens Beeinträchtigungen von terrestrischen Biotopen und Gewässern überwiegend auszuschließen sind. Ausnahme bildet der Kippenabstrom des Tagebaus Hambach sowie der Alttagebaue der Ville, die im Zuge des Grundwasserwiederanstiegs zu potenziell stofflichen Beeinträchtigungen im Sinne schädlicher Veränderungen im Sinne des § 3 S. 1 Nr. 10 WHG einzelner Gewässer führen können. Die weitergehende Bewertung dieser potenziellen Beeinträchtigungen erfolgt im Rahmen des Fachbeitrags Wasserrahmenrichtlinie (Anlage A-WRL) und des UVP-Berichts (Anlage A-UVP).

Im Zuge der weitgehenden Wiederherstellung des Grundwasserspiegels auf naturnahe, weitestgehend bergbauunbeeinflusste Verhältnisse ist darüber hinaus grundsätzlich davon auszugehen, dass feuchte bis nasse Standortbedingungen großflächig wiederhergestellt werden können, die in ökologischer Hinsicht auch vor dem Hintergrund etwaiger klimawandelbedingter Einflüsse positiv zu bewerten sind. Dies gilt insbesondere auch für die Gewässer sowie Feuchtgebiete, die derzeit sümpfungsbedingten Betroffenheiten unterliegen.

Mit den vorliegenden Prognosen wird die fachliche Grundlage für die weitergehende Einordnung der Auswirkungen auf den Grundwasserhaushalt vor dem Hintergrund der einzelnen spezifischen fachrechtlichen Anforderungen aus dem nationalen und gemeinschaftlichen Arten- und Biotopschutz sowie der Gewässerbewirtschaftung gelegt, die dezidiert in den jeweiligen Fachgutachten erfolgt.

Aufgestellt:
Elisa Wirfs, B.Eng.
Julia Ditton, M.Sc.
P. Modrak, M.Sc.

Köln, 03.08.2026

Björnsen Beratende Ingenieure GmbH

Patrick Blase, Aug 17, 2026 12:48 UTC
Dipl.-Ing. Patrick Blase

Sebastian Rubbert, Aug 17, 2026 15:02 UTC
ppa. Dr.-Ing. Sebastian Rubbert