

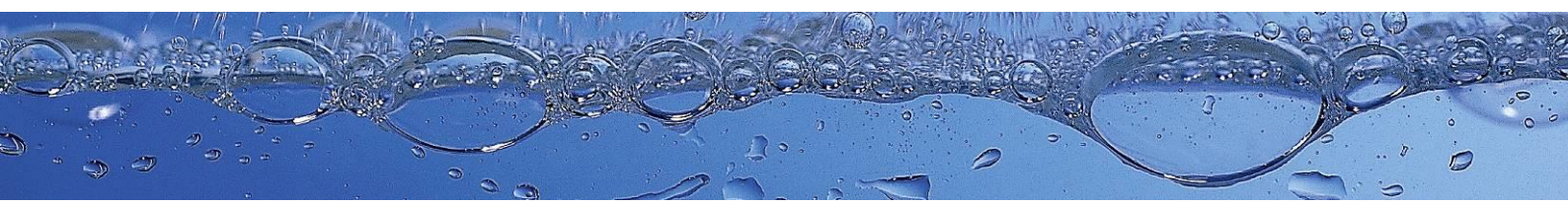
Abgrabungen innerhalb von Wasserschutzgebieten –

Potenzielle Risiken für die Trinkwassergewinnung

Studie zum Angebot 25273/2020/10021

September 2020

Auftraggeber: Wasserverbund Niederrhein GmbH



Bearbeitung

IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser Beratungs- und Entwicklungsgesellschaft mbH

Moritzstraße 26

45476 Mülheim an der Ruhr

www.iww-online.de

Für:

Wasserverbund Niederrhein GmbH

Grafschafter Straße 261

47443 Moers

Bearbeitungszeitraum: März 2020 bis September 2020

Vor einer auszugsweisen Wiedergabe der Studie bitten wir um eine inhaltliche Abstimmung.

Zur besseren Lesbarkeit wird nicht zwischen weiblichen und männlichen Berufsbezeichnungen unterschieden; es sind immer beide Geschlechter gleichberechtigt angesprochen.

Management Summary/Zusammenfassung der Ergebnisse

Abgrabungen stellen flächige und dauerhafte Eingriffe in die Umwelt dar. Bei Nassabgrabungen, die unterhalb der Grundwasseroberfläche vorgenommen werden, handelt es sich nach Wasserhaushaltsgesetz (WHG) um unmittelbare Eingriffe in das Schutzgut Grundwasser. Aus Sicht einer durch die Abgrabung beeinflussten Trinkwassergewinnung ist daher eine sorgfältige Prüfung der Risiken und der unerwünschten Beeinträchtigungen notwendig. Mit der vorliegenden Ausarbeitung soll eine zusammenhängende Darstellung zum aktuellen Wissensstand über die Folgen von Abgrabungen innerhalb von Trinkwasserschutzgebieten vorgelegt werden.

Bei der Beurteilung der Einflüsse von Abgrabungen auf das Grundwasser ist zunächst zwischen der aktiven Abbauphase und der Zeit der Folgenutzung zu unterscheiden. Beide Phasen, Errichtung und Betrieb von Kies- und Sandgewinnungen sowie die Folgenutzung, üben Einfluss auf die Grundwasserqualität und –quantität aus und betreffen somit unmittelbar verschiedene wasserwirtschaftliche und wasserrechtliche Aspekte.

Während der Abgrabungsphase sind im Wesentlichen die folgenden Auswirkungen zu betrachten:

- Verlust der Retentions- und Abbauprozesse im Boden, verursacht durch die Abtragung der Deckschicht; dadurch sind direkte Gefährdungen des Grundwasser z. B. durch Pestizide, Industriechemikalien oder radioaktive Stoffe möglich. Dies gilt auch für Trockenabgrabungen mit einem verbleibenden Mindestabstand zum Grundwasser.
- Umlagerung von Auenböden führt zur Belüftung dieser Böden; Der enthaltene Sulfid-Schwefel oxidiert zu Schwefelsäure (Sulfat) und mobilisiert ggf. mit dem Sulfid assoziierte Schwermetalle (Co, Ni, Cu, Zn, As, Mo).
- Freisetzungen von Treib- und Schmierstoffen durch die Abgrabungstätigkeit.

Nach der Abgrabungsphase kann eine anteilige oder vollständige Verfüllung durchgeführt werden. Dadurch ergeben sich folgende Auswirkungen:

- Verfüllung mit Bauschutt, Bergmaterial oder humosem (Ober-)Boden kann im abströmenden Grundwasser zu Sulfatkonzentrationen führen, die deutlich über dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung liegen.

In der Folgenutzung einer Trockenabgrabung sind im Wesentlichen die folgenden Auswirkungen zu betrachten:

- Im Zuge einer landwirtschaftlichen Folgenutzung können Nährstoffe und Pflanzenschutz- und –behandlungsmittel (u. a.) schneller ins Grundwasser gelangen, da die Länge der Sickerwasserpassage um den abgegrabenen Anteil verkürzt wurde.

In der Folgenutzung einer Nassabgrabung sind im Wesentlichen die folgenden Auswirkungen zu betrachten:

- Durch die Schaffung eines See-Ökosystems entsteht die Gefahr eines direkten Eintrags von Pathogenen (Parasiten, Viren und Bakterien) in den Grundwasserkörper durch die sich ansiedelnde Seefauna und von durch Cyanobakterien produzierten Toxinen.
- Durch die saisonalen Veränderungen der Wasserqualität und –temperatur in einem Baggersee erhöhen sich auch die Schwankungen in der Qualität des abströmenden Grundwassers, vergleichbar mit einer Uferfiltratgewinnung. Dadurch können sich die technischen Anforderungen an die Wasseraufbereitung ändern. Bereits existierende Aufbereitungen müssen ggf. angepasst werden.
- Eine Temperaturerhöhung des Grundwassers im Abstrom von Nassauskiesungen und Baggerseen hat dort eine Zunahme der Strömungsgeschwindigkeit des Grundwassers und die Ausdehnung der Schutzgebiete zur Folge. Ggf. werden dabei Flächennutzungen erfasst, die vorher nicht in den jeweiligen Schutzgebieten lagen und zusätzliche Risiken mit sich bringen.
- Durch das Anlegen eines Baggersees kann mit einem erheblichen Eingriff in den lokalen bzw. regionalen Wasserhaushalt gerechnet werden. Die Verdunstung einer offenen Wasserfläche wird im Zuge der klimatischen Veränderungen größer sein als von Landflächen.

Anhand der hier aufgeführten Aspekte wurde eine allgemeine Worst-Case-Risikoabschätzung auf Grundlage des Merkblatts DVGW W 1001-B2 (M) „Sicherheit in der Trinkwasserversorgung - Risikomanagement im Normalbetrieb; Beiblatt 2: Risikomanagement für Einzugsgebiete von Grundwasserfassungen zur Trinkwassergewinnung“ (2015) durchgeführt. Dabei wurde die im Anhang A des Merkblatts aufgeführte Systematik angewendet (Qualitative Abschätzung für Wassereinzugsgebiete mit geringer Datengrundlage), wobei die für eine Worst-Case-Betrachtung erforderlichen Annahmen getroffen wurden. Für Auskiesungen (sowohl Trocken- als auch Nassauskiesungen) wurden die davon ausgehenden einzelnen gefährdenden Ereignisse identifiziert und die in den Wasserschutz-zonen II, III/IIIA und IIIB daraus resultierenden Einzelrisiken für das Rohwasser zur Trinkwasserversorgung ermittelt. Zur Ermittlung des Gesamtrisikos in einer

Wasserschutzzone wurde das höchste Einzelrisiko herangezogen. Als Ergebnis stellen Auskiesungen (sowohl Trocken- als auch Nassauskiesungen) in den Wasserschutzzonen II, III/IIIA und IIIB ein hohes Gesamtrisiko dar.

Empfehlungen

Abgrabungen bringen viele gefährdende Ereignisse mit sich, die die Rohwasserqualität negativ beeinflussen können, so dass der Abstand zwischen einer Abgrabung und Trinkwasserbrunnen so groß wie möglich sein sollte. Unter Berücksichtigung der Vielzahl von Risiken, wie sie im vorliegenden Gutachten aufgezeigt werden konnten, und vor dem Hintergrund des Verschlechterungsverbotes der Wasserrahmenrichtlinie ist daher ein Verbot von Abgrabungen innerhalb eines Wasserschutzgebietes die einfachste und sicherste Methode zur Risikominimierung.

Wichtig ist aber nicht nur die Betrachtung der qualitativen Risiken für ein zur Trinkwassergewinnung genutztes Grundwasser. Vielmehr muss vor dem Hintergrund der aktuellen klimatischen Veränderungen (z.B. häufigere und ausgeprägtere Dürreperioden), die zu zukünftigen saisonalen Engpässen in der Versorgung mit Trinkwasser führen können, auch die zur Trinkwasserversorgung genutzte Menge einer Wasserressource gewährleistet bleiben. Dieser Aspekt sollte bei der Sicherung der Trinkwasserversorgung Berücksichtigung finden.

Die Berichtsversion als pdf ist nicht unterschrieben. Bitte vergleichen Sie im Zweifelsfall das unterschriebene Original.

IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser
Beratungs- und Entwicklungsgesellschaft mbH

Mülheim an der Ruhr, den 09.10.2020

ppa.

i.V.

Dr. D. Schwesig
(Technischer Leiter)

Dr. T. aus der Beek
(Bereichsleiter Wasserressourcen-
Management)

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung und Hintergrund	9
1.1	Ziel des Projekts.....	9
1.2	Auftrag und Projektdurchführung.....	10
2	Kiesabbau in Trinkwasserschutzgebieten.....	11
2.1	Kiesabbau und damit einhergehende Eingriffe in Boden und Grundwasser.....	11
2.2	Kiesabbau in Nordrhein-Westfalen unter besonderer Berücksichtigung des Gindericher Feldes	12
2.3	Maßnahmen der Rekultivierung und Folgenutzungen.....	15
3	Einfluss von (Nass- und Trocken-)Auskiesungen sowie bestehenden Kiesgruben und Baggerseen auf die Wasserqualität und –quantität innerhalb eines Wasserschutzgebietes	18
3.1	Physikalische Veränderungen in wasserwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten durch Auskiesungen bzw. durch Baggerseen.....	18
3.1.1	Morphologie von Baggerseen.....	19
3.1.2	Hydrologie	19
3.1.3	Verfüllung	27
3.1.4	Temperatur.....	27
3.1.5	Aufenthaltszeit und Altersverteilung.....	28
3.1.6	Hydraulischer Kurzschluss	28
3.2	Wasserqualität im abströmenden Grundwasser	29
3.2.1	Flächenumnutzung.....	30
3.2.2	Betrieb.....	30
3.2.3	Oberirdische Zuläufe	30
3.2.4	Abtragung und Umlagerung des Bodens	32
3.2.5	Abtragung von organikreichen Horizonten.....	32
3.2.6	Verfüllung	32
3.2.7	Atmosphärische Deposition	33
3.2.8	Trübung.....	34

3.2.9	Temperatur.....	35
3.2.10	Enthärtung.....	36
3.2.11	Oxidation	36
3.2.12	Primärproduktion	37
3.2.13	Denitrifikation.....	38
3.2.14	Viren, Bakterien und Parasiten	38
3.2.15	Gelöster organischer Kohlenstoff	40
3.2.16	Folgenutzung	41
4	Rechtliche Rahmenbedingungen.....	43
5	Risikoabschätzung und Empfehlung.....	48
5.1	Allgemeine Vorgehensweise bei der Risikoabschätzung	48
5.2	Annahmen bei der Risikoabschätzung im Rahmen einer Worst-Case-Betrachtung	53
5.3	Risikoabschätzung für identifizierte gefährdende Ereignisse	55
5.3.1	Abtrag der schützenden Bodenschicht	56
5.3.2	Temperaturerhöhung des Grundwassers	56
5.3.3	Aufhaltung von abgetragenem Boden	57
5.3.4	Einsatz von Maschinen und Fahrzeugen.....	57
5.3.5	Aufenthalt von Tieren	58
5.3.6	Algenblüten im See	58
5.3.7	Stoffumwandlungsprozesse im See.....	59
5.3.8	Landwirtschaftliche Nutzung umliegender Flächen.....	59
5.3.9	Atmosphärische Deposition im Normalfall	60
5.3.10	Atmosphärische Deposition nach Unfall/Katastrophe	60
5.3.11	Vandalismus, terroristischer Anschlag.....	61
5.3.12	Verfüllung der Abgrabung.....	61
5.3.13	Baden.....	62
5.3.14	Fischzucht/Angeln	62
5.3.15	Landwirtschaftliche Nutzung der Abgrabung nach Verfüllung	63



5.3.16	Zusammenfassung der Risikoabschätzung	63
5.4	Empfehlung	65
6	Literatur	67

1 Einleitung und Hintergrund

Kies- und Sandabgrabungen in Flussablagerungen und glazialen Tälern verursachen Veränderungen in Landschaft, Geoökologie und Hydrogeologie und stellen daher einen erheblichen Eingriff in die Umwelt dar. Durch die verursachten landschaftlichen, geoökologischen und hydrogeologischen Veränderungen stellen sie einen erheblichen Eingriff in die Umwelt dar. In der unmittelbaren Nähe zu Wassergewinnungsanlagen bzw. innerhalb von Schutzgebieten können die Folgen des Errichtens, Betriebens, Rückbaus oder die Verfüllung von Kiesgruben Auswirkungen auf die Menge und die Beschaffenheit des verfügbaren Wasserdargebots haben. Am Niederrhein sind Sand- und Kiesvorkommen weit verbreitet und bilden teils ergiebige Grundwasserleiter, die für die regionale Trinkwassergewinnung und -versorgung von großer Bedeutung sind (Wrobel 2006). Daher finden sich in dieser Region viele Beispiele für Wassergewinnungen, die in unmittelbarer Nähe zu Standorten der Steine- und Erdenindustrie gelegen sind. Hier ist Konfliktpotenzial gegeben. Eine systematische Zusammenstellung der möglichen Konfliktpunkte, deren Bewertung mithilfe einer Risikoanalyse und eine auf die Verhältnisse am Niederrhein abgestimmte Zusammenfassung des Sachverhalts liegen bis heute nicht vor. Diese Lücke soll mit der vorliegenden Ausarbeitung geschlossen werden.

1.1 Ziel des Projekts

Im Rahmen einer Literaturstudie soll eine strukturierte Übersicht über die bestehende Informations- und Sachlage zu den Wechselwirkungen zwischen Kiesabbau, Wasserkreislauf und Wassergewinnung bereitgestellt werden. Die Literatursammlung hierzu umfasst drei Themenbereiche:

- i. Relevante Aspekte im Kontext von Kiesabbau und Baggerseen in Trinkwasserschutzgebieten
- ii. Einfluss von Auskiesungen sowie bestehenden Kiesgruben auf die Wasserqualität und -quantität innerhalb eines Wasserschutzgebietes
- iii. Rechtliche Rahmenbedingungen

Basierend auf der zusammengestellten Informations- und Datenbasis nimmt IWW eine Erstabschätzung des potenziellen Risikos von Auskiesungen in Wasserschutzgebieten für die Trinkwassergewinnung vor und leitet hieraus praktische Handlungsempfehlungen für die Wasserverbund Niederrhein GmbH ab. Spezifische limnologische, ökologische und

hydrologische Aspekte werden im Rahmen dieser Arbeit nur dann angesprochen, wenn sie für die Gewinnung von Grundwasser zur Bereitstellung von Trinkwasser von Bedeutung sind.

Eigenversorgungsanlagen sind nicht Gegenstand der vorliegenden Ausarbeitung. Nach Hofman (1981) sind qualitative und quantitative Einschränkungen und Risiken jedoch auch für Hausbrunnen zu erwarten, die teils in unmittelbarer Nähe zu Baggerseen stehen.

1.2 Auftrag und Projektdurchführung

Vor diesem Hintergrund beauftragte die Wasserverbund Niederrhein GmbH die IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser - Beratungs- und Entwicklungsgesellschaft mbH mit Schreiben vom 13.02.2020, Auftragsnummer 202012, in einem Gutachten folgende Fragen zu beantworten:

- Was sind die relevanten Aspekte von Kiesgewinnung und Baggerseen in Trinkwasserschutzgebieten?
- Welchen Einfluss haben (Nass- und Trocken-)Auskiesungen sowie bestehende Kiesgruben und Baggerseen auf die Wasserqualität und –quantität innerhalb eines Wasserschutzgebietes?
- Welche rechtlichen Rahmenbedingungen existieren?
- Welche Handlungsempfehlungen lassen sich aus den Risiken ableiten?

2 Kiesabbau in Trinkwasserschutzgebieten

In diesem Kapitel wird eine Übersicht über das Thema gegeben, die sich hauptsächlich nach den allgemeinen Gegebenheiten in Nordrhein-Westfalen und speziell im Gindericher Feld richtet. Die allgemeine Zusammenfassung richtet sich hauptsächlich nach den speziellen Gegebenheiten in Nordrhein-Westfalen. Daher liegt der Fokus auf Nassabbau und dessen Folgenutzung (Baggersee). Trockenabgrabungen zur Kiesgewinnung haben in NRW nur eine untergeordnete Bedeutung. Literatur und Beispiele zu Abgrabungen außerhalb von NRW werden ebenfalls zur Veranschaulichung einzelner Aspekte herangezogen.

2.1 Kiesabbau und damit einhergehende Eingriffe in Boden und Grundwasser

Der Abbau von Kies kann als Trockenabgrabung (Kiesgrube) oder als Nassabgrabung (Baggersee) erfolgen. Der Kiesabbau erfolgt an den Niederrheinischen Standorten nach vergleichbaren Abläufen: Vor Beginn werden die Abbauflächen gesichert und die notwendige Infrastruktur geschaffen. Dabei werden Zufahrtswege, Versorgungsleitungen und ggf. Nebenanlagen (Gerätelager, Tanklager, Leitungen) errichtet (Hofman 1981). Dafür müssen ggf. Baumbestände gerodet werden. Danach wird der bestehende Oberboden bis zur rohstoffführenden Schicht abgetragen und teilweise auf dem Betriebsgelände zwischengelagert. Am Niederrhein handelt es sich dabei vor allem um teils podsolierte Braunerden auf den Terrassen oder Gley- bzw. Auenböden in den Niederungen mit geringen Grundwasserflurabständen (Hofman 1981). Der gesamte Flächenbedarf ergibt sich aus den Zufahrtswegen, den Nebenanlagen, den Abraum- und Fördermaterialhalden, den Reserveflächen und der eigentlichen Abgrabung. Die Förderung des Materials erfolgt bei der Nassabgrabung durch Schwimmbagger und bei der Trockenabgrabung durch Baggerfahrzeuge. Nach der Förderung wird das Material einer Waschung und Siebung unterzogen. Die Siebanlage befindet sich in der Regel in kurzer Distanz zur Abgrabung. Grobe und feine Kornfraktionen werden abgetrennt. Zur Feinfraktion gehören schluffige und tonige Bestandteile sowie ggf. auch organisches Material wie Pflanzenreste, Holz oder auch Kohle.

Bei der Nassabgrabung wird das Waschwasser aus dem Baggersee oder durch Brunnen entnommen. Nach Verwendung wird das anfallende Wasser in den See geleitet, teilweise kann ein Absetzbecken vorgeschaltet sein. In einigen Fällen wird das Material aus dem Absatzbecken für weitere Zwecke wie Ufergestaltung verwendet.

Bei der Trockenabgrabung wird das Waschwasser durch Brunnen dem Grundwasserleiter entnommen. Nach Verwendung wird das anfallende Wasser vor Ort versickert.

Bei der Waschung können Teile des Wassers im Bereich der Waschanlage verdunsten oder versickern. Die Wasserverluste durch Siebung und Waschung werden allerdings als gering angesehen (z. B. Tillmanns und Hoffmann, 2007). Belastbare Zahlen für den Niederrhein konnten im Rahmen der vorliegenden Studien allerdings nicht zusammengetragen werden.

Ein Trockenabbau kann beim Freilegen der Grundwasseroberfläche eine Grundwasserhaltung erforderlich machen. Das geförderte Grundwasser wird in der Regel abgeschlagen, wodurch sich ein verringertes Grundwasserdargebot während der Betriebsphase ergeben kann.

Die Trockenabgrabung oberhalb des Grundwasserspiegels erfordert teils vergleichbare logistische Maßnahmen wie der Nassabbau. Unterschiede gibt es vor allem bei der Folgenutzung. Bezogen auf die Fläche ist diese Form des Abbaus am Niederrhein jedoch wenig bedeutsam (Hofman 1981).

2.2 Kiesabbau in Nordrhein-Westfalen unter besonderer Berücksichtigung des Gindericher Feldes

Nordrhein-Westfalen verfügt über großflächige quartäre, tertiäre und kretazische Kies- und Sandvorkommen, die zur Verwendung als Baukies und für verschiedene Spezialanwendungen gewonnen werden. Diese finden sich im Eggegebirge, der Eifel, dem Münsterland („Halturner Sande“) und im Bereich der Flussniederungen von Rhein, Lippe, Ems und Weser (Dingethal et al. 1998).

Von diesen Gewinnungsgebieten ist nach Fördermenge das Niederrheingebiet von größter Bedeutung. Hier finden seit mehr als 70 Jahren Abgrabungen statt (Hofmann 1981). Allein in den Planungsgebieten Regionalverband Ruhr und Düsseldorf hat die Steine- und Erdenindustrie in den Jahren 2013 bis 2018 jährlich insgesamt etwa 24 Mio. Tonnen Kies und Kiessand gefördert (Geologischer Dienst NRW 2019). Steine und Kiese sind vor allem entlang des Rheins im westlichen Teil des Planungsgebiets Regionalverband Ruhr und nahezu im gesamten Gebiet des Planungsgebietes Düsseldorf in abbauwürdiger Menge zu finden. Die Nähe zum Rhein als einem der größten europäischen Schifffahrtswege begünstigt die Lage als Standort für die Steine- und Erdenindustrie.

Die quartären Kies- und Sandvorkommen am Niederrhein sind zumeist zwischen 5 und 30 m mächtig, wobei in einzelnen Beckenstrukturen bis zu 100 m mächtige Ablagerungen gefunden werden (Wrobel 2006). In den Schichten können Reste von Hölzern und Niedermooren

eingeschaltet sein, die sich zu verschiedenen Warmzeiten gebildet haben. Darunter folgen schluffige Fein- bis Mittelsande des Tertiärs, die letztlich die Tiefe von Abgrabungen begrenzen. In den Schichten nahe der Tertiäroberfläche finden sich zum Teil Pyritkonkretionen (Wrobel 2006).

Lage und Größe der Gewinnungsstätten der Steine- und Erdenindustrie werden zur Beobachtung, Überprüfung und Umsetzung der Regionalpläne regelmäßig durch den geologischen Dienst NRW erfasst. Die Erfassung von Lage, Flächenanspruch, Restfläche, Restvolumen und Rohstoffmenge erfolgt mittels Luftbildauswertung zum Stichtag 01. Januar eines jeden Jahres. Die Ergebnisse werden für jedes der sechs Planungsgebiete in NRW in aggregierter Form veröffentlicht (Abbildung 1).

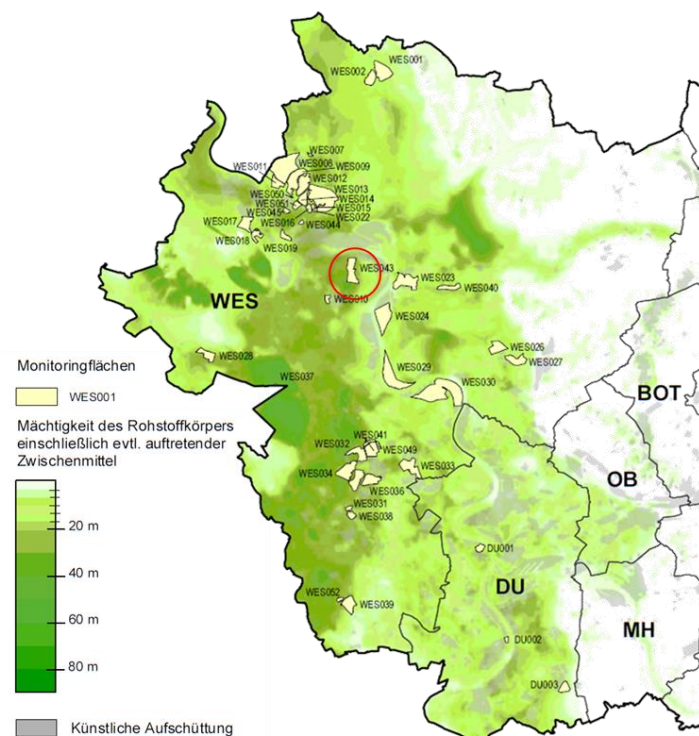


Abbildung 1: Beispiel für die Lage der vom Geologischen Dienst NRW im Regionalverband Ruhr erfassten Monitoringflächen. Der rote Kreis markiert die Lage einer innerhalb der Schutzzone IIIA befindlichen Nassauskiesung im Wasserschutzgebiet Gindericher Feld. Verändert nach: Geologischer Dienst NRW (2019)

Im Planungsbezirk Regionalverband Ruhr liegt eine Restfläche von 1.000 ha mit einem Restvolumen von 137 Mio. m³ vor; im Planungsbezirk Düsseldorf liegt eine Restfläche von

1.363 ha mit einem Restvolumen von 203 Mio. m³ vor (GD NRW 2019). Als Restlaufzeiten wurden vom Geologischen Dienst NRW 16 bis 23 Jahre ab dem 01.01.2019 angegeben.

In den Regionalentwicklungsplänen Nordrhein-Westfalens müssen verschiedene Boden- und Landnutzungen Berücksichtigung finden, aus denen sich Nutzungskonflikte ergeben können (Natur- und Umweltschutz-Akademie des Landes Nordrhein-Westfalen 2007; Dose und Reintjes 2009). Die Konflikte ergeben sich z. B. aus der Abwägung zwischen Sicherung der Rohstoffversorgung auf der einen Seite und der Sicherung der Trinkwasserversorgung auf der anderen. Die Steine- und Erdenindustrie kann durch den Flächenanspruch und die Flächenveränderung potenziell Nutzungskonflikte erzeugen, wenn die für den Abbau vorgesehenen Flächen gleichzeitig auch für weitere Zwecke vorgesehen sind. Ein Beispiel hierfür ist das Gindericher Feld. Die hochdurchlässigen holozänen Terrassenablagerungen des Rheins (Sande- und Kiese) eignen sich nicht nur zum Abbau, sondern auch zur Trinkwassergewinnung. Der Bereich Gindericher Feld gilt seit langem als für die Wasserversorgung geeignetes und verfügbares Gewinnungsgebiet am unteren Niederrhein (Regierungspräsident Düsseldorf 1982). Eine tatsächliche Förderung von Grundwasser zur Bereitstellung von Trinkwasser findet im Gindericher Feld zurzeit noch nicht statt. Die Bedeutung des Gindericher Feldes liegt in seiner Funktion als Reservegebiet für die Sicherung der Trinkwasserversorgung am Niederrhein. Die Bezirksregierung Düsseldorf hat daher in Anlehnung an das Konzept „Großraumwasserversorgung Niederrhein“ eine Fläche von ca. 2.200 ha bzw. 22 km² im Erlass von 05.04.2007 als Wasserschutzgebiet ausgewiesen, das aus der weiteren Schutzzone (Schutzzone IIIA) besteht. Die [noch] nicht festgesetzten Bereiche der potenziellen Schutzzone I und II wurden in den Karten nachrichtlich dargestellt (aus: Wasserschutzgebietsverordnung Gindericher Feld). Das gesamte Einzugsgebiet der späteren Wassergewinnung mit der dann noch auszuweisenden Schutzzone IIIB wurde bereits im Regionalplan dargestellt. Das Gindericher Feld ist damit zunächst als strategische Reservefläche deklariert worden, mit der ein Dargebot von rund 20 Mio. m³ / a erschlossen werden kann. Ursache für die Höffigkeit des Gebietes sind neben dem natürlichen Vorkommen von Sand- und Kiesschichten als hervorragenden Grundwasserleitern auch Geländeabsenkungen und daraufhin notwendige Polderungen infolge des dortigen untertägigen Salzabbaus (Landtag Nordrhein-Westfalen 2019). Nach derzeitigen Überlegungen können die Polderwässer zur öffentlichen Trinkwasserversorgung genutzt werden (Landtag Nordrhein-Westfalen 2019).

Im Bereich Gindericher Feld wird die gesamte Mächtigkeit des Rohstoffkörpers mit mehr als 30 m angegeben (Geologischer Dienst NRW, 2019). Ein aktiver Kiesabbau befindet sich am nordwestlichen Rand der Schutzzone IIIA. Die Genehmigung für diese Abgrabung läuft am

31.12.2020 aus. Die Kiesindustrie hat jedoch in 2019 eine erweiterte Abgrabung in Ginderich/Pettenkaul in einer Größenordnung von 80 ha vorgeschlagen, da es aus ihrer Sicht "eine sinnvolle Erweiterung einer vorhandenen Abgrabung bei geringem Konfliktpotenzial und nur einer geringen Beeinträchtigung von Schutzgütern sei" (Abbildung 2). Bei dieser Feststellung wurde jedoch nicht bedacht, dass die Flächen dieser angedachten Abgrabung in der Trinkwasserschutzzone IIIB liegen, wenn die Trinkwasserrförderung im Gindericher Feld aufgenommen wird und folglich auch die Schutzzone IIIB ausgewiesen werden muss (wie sie nachrichtlich schon im Regionalplan dargestellt ist, s.o.). Darüber hinaus wird durch die Genehmigungsbehörden geprüft werden, ob die neu entstehende Seefläche sogar der Schutzzone IIIA zuzuordnen ist. Innerhalb der südlichen Schutzzone liegen bereits einige ehemalige Abgrabungen, die heute zum Teil als Freizeitsee genutzt werden. Weitere Abgrabungen im späteren Trinkwassereinzugsgebiet würden das bereits vorhandene Konfliktpotenzial, wie es in der vorliegenden Ausarbeitung aufgezeigt wird, weiter verschärfen.



Abbildung 2: Lage der geplanten Erweiterungsfläche am Rand der Schutzzone IIIA (in blau dargestellt).

2.3 Maßnahmen der Rekultivierung und Folgenutzungen

Seen nehmen als stehende Oberflächengewässer rund 0,8 % der Landesfläche in NRW ein (Destatis 2017). Durch den Nassabbau entstehen seit Jahrzehnten großflächig neue offene Standgewässer. Durch die Kiesindustrie zählt der Niederrhein neben den ostdeutschen Braunkohlenrevieren zu den Regionen in Deutschland mit den meisten neu entstehenden offenen Wasserflächen seit 1985 (Abb. 3).

Viele ehemalige Kiesgruben, die vor 1980 entstanden sind, wurden bereits wieder verfüllt (Hofman 1981). Von dieser Praxis wird heute in der Regel jedoch abgewichen. Hauptgrund sind die Auflagen an das zur Verfüllung genutzte Material sowie die verfügbare Menge dieses Materials. Die Richtlinien für Abgrabungen nach dem Runderlass des Ministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (I A 6 - 2.00.03- vom 1.1.1984, geändert durch RdErl. vom 8.3.1990) besagen, dass die Herrichtung des Betriebs- und Abbaugeländes zur Wiedereingliederung in die umgebende Landschaft mittels Gestaltung, Rekultivierung, Renaturierung oder natürlicher Sukzession erfolgen kann. Wenn die Folgenutzung Naturschutz ist, dann kann die Abbausohle sich selbst überlassen werden. Ansonsten sollte die Sohle beim Abbau von Lockergestein gleichmäßig eingeebnet werden.

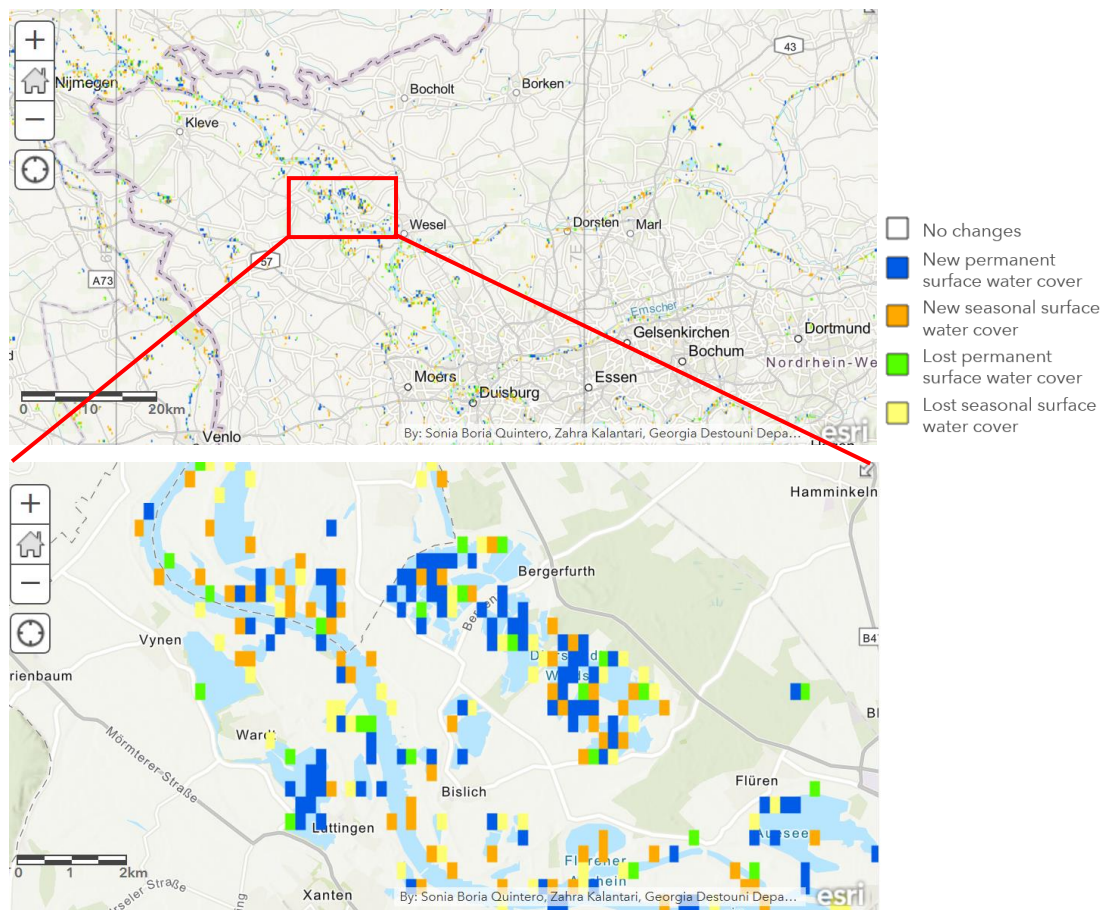


Abbildung 3: Beispiel für in der Periode 2001 – 2015 neugeschaffene permanente (blau) oder saisonal auftretende (orange) offene Wasserflächen am Niederrhein, die in der Periode 1985 – 2000 noch nicht vorhanden waren. Die Karte unten zeigt einen Ausschnitt aus der Umgebung von Bislich. (Link zur interaktiven Karte: <http://arcg.is/0HWzfy>; Borja et al. 2020).

Bei der Folgenutzung von Kiesgruben nach Trockenabbau ist eine Bodenabdeckung nicht überall erforderlich. Wenn beispielsweise bei dem angestrebten Naturschutzziel keine Abdeckung mit kulturfähigem Boden notwendig ist, kann darauf verzichtet werden. Flächen, auf denen später etwas angepflanzt werden soll, müssen entweder mit Mutterboden oder kulturfähigem Boden abgedeckt werden. Eingebrachter Mutterboden darf nicht durch Vermischung mit anderen Materialien verschlechtert worden sein.

Begrünung/Bepflanzung sollte nur an Orten erfolgen, wo sie funktionell notwendig ist oder eine gewünschte Entwicklung beschleunigt. Dabei darf nur bodenständiges Pflanzgut verwendet werden. Die weiteren rechtlichen Vorgaben bei Verfüllungen werden in Kapitel 4 diskutiert.

Bei der Ausgestaltung eines Seekörpers nach einer Nassabgrabung muss die Folgenutzung berücksichtigt werden. Als Nachfolgenutzung von Nassabgrabungen kommen je nach Eignung vor allem die Schaffung von ökologischen Rückzugsgebieten oder Freizeitaktivitäten wie Surfen, Segeln, Baden und Angeln in Frage. Aufgrund der steilen Hänge an den Rändern kommt eine Nutzung als Badesee jedoch nicht immer in Frage. Eine Nutzung zum Regenwasserrückhalt ist ebenfalls denkbar aber mit einigen Risiken verbunden. Die Nutzung zu Fischereizwecken ist aufgrund der Nährstoffeinträge und der Folgen für die hygienische Belastung des Gewässers innerhalb von Trinkwasserschutzgebieten ungeeignet.

Erste Überlegungen zur Nutzung von Baggerseen zur Stromerzeugung mittels schwimmender Photovoltaikinseln (Solarpanels) stehen ebenfalls im Raum. Am Niederrhein wurde kürzlich bereits eine kleinere Photovoltaikanlage auf einem Baggersee eingeweiht, die zumindest die Eigenenergie für den Abbau liefert. Solarpanels reduzieren die unmittelbare Sonneneinstrahlung und damit die Verdunstungsraten. Untersuchungen zum Einfluss von Solarpanelen auf einen Baggersee lagen im Rahmen dieser Studie nicht vor. Darüber hinaus gibt es Ideen zur Nutzung von Baggerseen als vorübergehende Wärmespeicher für überschüssige Energie aus erneuerbaren Energiequellen (Novo et al. 2010).

3 Einfluss von (Nass- und Trocken-)Auskiesungen sowie bestehenden Kiesgruben und Baggerseen auf die Wasserqualität und –quantität innerhalb eines Wasserschutzgebietes

In diesem Kapitel wird der Einfluss von Auskiesungen auf den gesamten Wasserhaushalt sowie die Grundwasserqualität diskutiert. Dabei sollen sowohl die Risiken, die möglichen Beeinträchtigungen als auch die positiven Effekte, die sich während der Errichtung, der Gewinnungsphase als auch während der Folgenutzung für das Grundwasser ergeben, diskutiert werden. Obwohl Kiesgruben zunehmend im Landschaftsbild an Bedeutung gewinnen, existiert weltweit nur eine begrenzte Zahl an wissenschaftlichen Untersuchungen zu den Umweltauswirkungen. Aufgrund der wenigen für NRW vorliegenden Berichte werden daher auch Beispiele aus anderen Bundesländern bzw. angrenzenden Ländern (Österreich, Dänemark, Niederlande) herangezogen. Ökologische Aspekte mit Ausnahme solcher, die für die Wasserqualität eine entscheidende Rolle spielen, sind nicht Bestandteil dieser Studie. Diese wurden z.B. für Baggerseen bereits an anderer Stelle ausführlich erörtert (z. B. Deutsche Gesellschaft für Limnologie 1995).

Bei der Auswertung der bestehenden Literatur zu Nassabgrabungen muss zudem beachtet werden, dass Baggerseen relativ junge Gebilde sind. Das drückt sich, zum Beispiel, in einer geringen Biodiversität und Speziesabundanz aus, die sich im Laufe der Zeit noch verändern (Søndergaard et al. 2018). Alle gesichteten Untersuchungen beziehen sich auf Baggerseen mit einem Alter von nicht mehr als 30 Jahren. Es muss davon ausgegangen werden, dass natürliche Prozesse im Laufe der Zeit zu langsamen Veränderungen führen, die zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht beobachtet bzw. in der Literatur beschrieben wurden und daher nur schwer abschätzbar sind.

Im Hinblick auf die wasserwirtschaftliche Relevanz von Abgrabungen und deren Folgenutzung (Offenlassen [Baggersee] oder Verfüllen) ist die Wasserrahmenrichtlinie maßgeblich, die ein Verschlechterungsverbot für Wassermenge und Wasserqualität vorsieht.

3.1 Physikalische Veränderungen in wasserwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten durch Auskiesungen bzw. durch Baggerseen

Die Gewinnung von Steinen und Erden führt zunächst zu einem künstlichen Relief in der Landschaft. Durch Trockenabgrabungen entstehen Mulden. Bei Nassabgrabungen unterhalb der Grundwasseroberfläche entstehen Baggerseen, die im Zentrum der Betrachtungen in diesem Kapitel stehen. Die Errichtung eines Baggersees stellt einen erheblichen Eingriff in die

Umwelt dar. Durch die Nutzung einer Fläche für eine Kiesgewinnung steht sie nicht mehr für andere Arten der Flächennutzung wie Landwirtschaft oder Siedlung/Gewerbegebiet zur Verfügung. Darüber hinaus gibt es markante Veränderungen im Ökosystem.

3.1.1 Morphologie von Baggerseen

Baggerseen sind teilweise mit natürlichen Seen vergleichbar, allerdings müssen bei der Bewertung von Baggerseen innerhalb von Trinkwasserschutzgebieten die gewässermorphologischen, hydrochemischen und ökologischen Unterschiede beachtet werden (Abbildung 4). Auffälligster Unterschied ist zunächst die Morphologie. Baggerseen haben ein größeres Tiefe-zu-Fläche-Verhältnis als natürliche Seen, um den Flächenverbrauch so gering wie möglich zu halten. Daher sind Baggerseen in der Regel tiefer und haben steilere Hänge im Vergleich zu natürlichen Seen. Die steileren Hänge führen zu einer geringeren Bewuchsfläche für Makrophyten. Häufig werden Baggerseen ausschließlich von Grundwasser durchströmt und sind nicht wie viele natürliche Seen an ein Oberflächengewässer angeschlossen. Ohne Anschluss an ein Fließgewässer sind die Sedimentationsraten in Baggerseen deutlich niedriger als in natürlichen Seen, dennoch ist mit einer langsam voranschreitenden Verlandung zu rechnen (Mollema und Antonellini 2016).

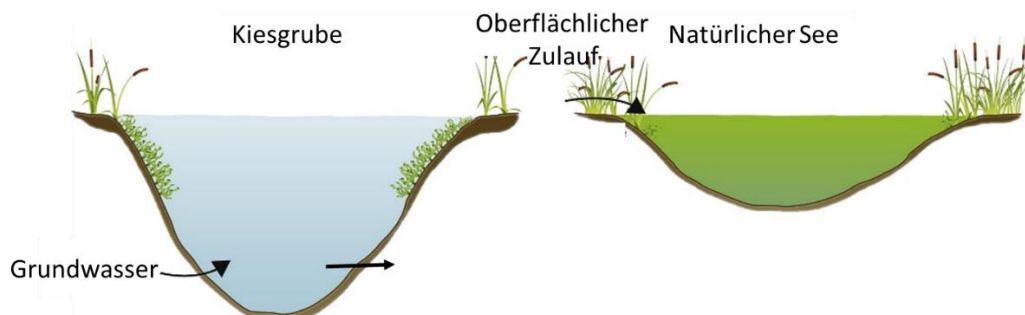


Abbildung 4: Beispiele für spezifische Unterschiede zwischen Baggersee (links) und natürlichem See (rechts). Nach Søndergaard et al. (2018).

3.1.2 Hydrologie

Die durch Kiesabgrabungen hervorgerufenen hydrologischen und hydrogeologischen Veränderungen in einem (wasserwirtschaftlich genutzten) Einzugsgebiet ergeben sich durch eine mögliche Wasserhaltung während der Abbauphase (Trockenaus Kiesung), die Abtragung des Oberbodens, die Umlagerung von Böden, die Entfernung des den Grundwasserleiter

aufbauenden kiesig-sandigen Materials, ggf. die Freilegung der Grundwasseroberfläche und die Einbringung von Verfüllungsmaterial.

Bei Trockenabgrabungen wird der Wasserhaushalt durch die Entfernung der Vegetation und des ursprünglichen Bodens verändert. Die Veränderung hängt jedoch stark von der Folgenutzung ab. Zu Beginn ist der Anteil an Sickerwasserbildung aus Niederschlag sehr hoch, da oberflächlicher Abfluss sowie Transpiration fehlen. Das Fehlen von Vegetation und Bodenschicht bewirkt eine hohe Infiltration von Niederschlagswasser. Zudem wird die Sickerwasserpassage (von der Geländeoberkante bis zu Grundwasseroberfläche) verkürzt. Wird die Grube der natürlichen Sukzession überlassen, so kommt über die Jahre eine erhöhte Transpiration durch Sträucher, Gräser und Bäume hinzu. Bei einer Folgenutzung als Ackerland würden während der Anbauphase Transpirationsverluste entstehen.

Bei Nassabgrabungen entsteht durch die Freilegung der Grundwasseroberfläche ein neuer Wasserkörper. Das Relief am Niederrhein ist gering, so dass die sich dem Relief anschließenden hydraulischen Gradienten im Grundwasser ebenfalls flach ausgeprägt sind. Ohne künstliche Aufschüttungen ist daher davon auszugehen, dass viele Baggerseen am Niederrhein in der Regel entlang des vorherrschenden hydraulischen Gradienten von Grundwasser durchströmt werden. Das bedeutet, dass Grundwasser durch die Gewässersohle in den See hineinströmt und an einer anderen Stelle wieder in den Grundwasserleiter infiltriert. Durch die im Vergleich zu natürlichen Seen deutlich steileren Uferhänge und Böschungen erfolgt ein hauptsächlich horizontaler Durchfluss von Grundwasser durch den Seekörper (Bertleff et al. 2001).

Mit der Freilegung des Grundwassers wird die Lage der Grundwasseroberfläche durch das „Einpendeln“ auf ein neues hydraulisches Niveau verändert (Dingethal et al. 1998; Abbildung 5). Hydraulische Untersuchungen mittels numerischer Grundwasserströmungsmodelle zeigen, dass dadurch die Grundwasserfließrichtung in der unmittelbaren Umgebung verändert werden kann (Dr. Tillmanns und Partner 2017).

Die hydraulischen Wechselwirkungen mit dem umliegenden Grundwasserkörper können sich mit der Zeit verändern. Mit zunehmendem Alter eines Baggersees entwickelt sich eine organische Schicht an der Seesohle, die eine geringere Durchlässigkeit hat als das grobkörnige Material des kiesig sandigen Grundwasserleiters. Dadurch kommt es zu sich langsam verändernden hydraulischen Verhältnissen bei der Infiltration von Seewasser in den Grundwasserleiter sowie beim generellen Durchströmungsverhalten. In einigen Baggerseen im Oberrheingraben ist die Ausbildung einer Kolmationsschicht bereits während der Abbauphase beobachtet worden (Bertleff et al. 2001). Je nach Stärke der Kolmation verändert sich die Austauschrate mit dem umliegenden Grundwasserleiter (Dingethal et al. 1998).

Wrobel (1980) fand z.B. bei Untersuchungen an einem Baggersee in Süddeutschland, dass eine nahezu vollständige Entkopplung zwischen dem Seewasserspiegel und dem Grundwasser entstehen kann. Dadurch wird aus dem Seekörper eine Art „hydraulische Barriere“, was je nach Lage dazu führen kann, dass sich das Einzugsgebiet einer Fassungsanlage verschiebt (und mögliche kritische Bereiche erschlossen werden).

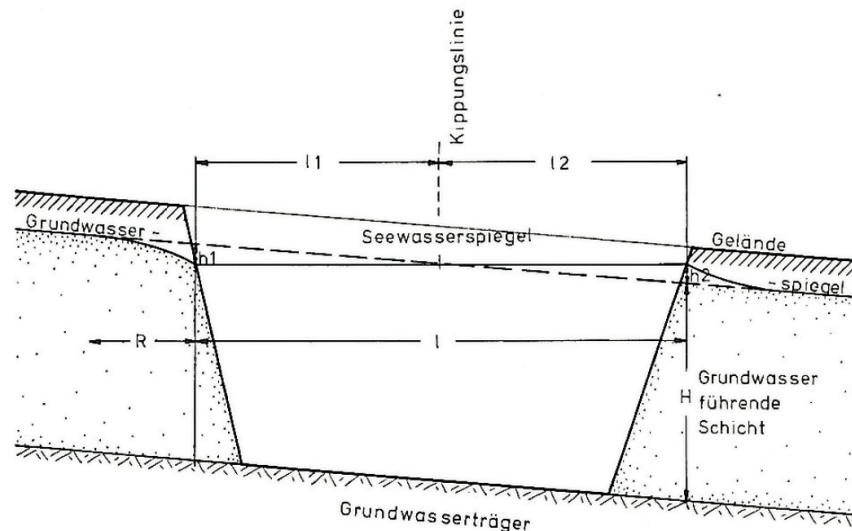


Abbildung 5: Neuausrichtung des Grundwasserspiegels durch die Errichtung eines Baggersees (aus: Dingethal et al. 1998).

Die Kolmationsschicht besteht aus der sedimentierten Biomasse und vermutlich auch aus feinkörnigen Bestandteilen, die nach der Siebung und der Kies- und Sandwäsche mit dem Waschwasser wieder in den See geleitet werden. Häufig kann es zur Bildung von Faulschlamm kommen, wenn der hohe Anteil an organischem Material zur Sauerstoffzehrung führt. Die daraus resultierenden hydrochemischen Auswirkungen werden in Kapitel 3.2 besprochen. Erkenntnisse zur spezifischen Zusammensetzung der Kolmationsschicht an Niederrheinischen Baggerseen liegen nicht vor. Einige allgemeinere Punkte werden in Kapitel 3 an verschiedenen Stellen angesprochen.

Während der Entnahmephase kann der Wasserspiegel in einem Baggersee durch die Entnahme des den Grundwasserleiter aufbauenden Materials (Kies und Sand) vorübergehend sinken. Der See bekommt dann ggf. eine Vorflutfunktion, wodurch es zu sinkenden Grundwasserständen in der Umgebung kommen kann (Bertleff et al. 2001). Das ist dann der Fall, wenn die Verdunstungsraten im Seekörper zusammen mit der Entnahme von Kies und Sand während der Abbauphase das Volumen des zuströmenden Grundwassers übersteigen. In den Folgejahren stellt sich dann ein neues hydraulisches Gleichgewicht ein. Eine

vergleichbare Situation kann auch auftreten, wenn ein nahegelegenes Fließgewässer Hochwasser führt. Am Rhein ergeben sich bei Hochwasser z.B. oft infiltrierende Verhältnisse, wodurch der Anteil an Uferfiltrat in nahe der Rheinaue gelegenen Brunnen zunimmt. Speziell entlang des Niederrheins (z.B. im Bereich des Gindericher Feldes) sind die hydraulischen Verhältnisse allerdings nicht vollständig natürlich. Bergbaubedingte Geländeabsenkungen machen hier seit Jahrzehnten eine Regulierung des durch die Nähe zum Rhein bei Hochwasser um bis zu 5 m schwankenden Grundwasserspiegels in den Polderbereichen notwendig. Ein Teil des aus dem Rhein infiltrierenden Wassers wird durch die Wasserhaltung im Grundwasserleiter abgefangen (Regierungspräsident Düsseldorf 1982).

Frühere Arbeiten versuchten Baggerseen als eine Art Speichersee zu beschreiben, durch den das potenzielle Speichervolumen vergrößert wird, weil durch die Entnahme von Sediment quasi ein Speicherbecken entsteht, das nach Auffüllen mit Niederschlags- und Grundwasser des durch das entnommene Material entstandenen Hohlvolumens mehr Wasser speichern kann als der ursprüngliche Aquifer (Dr. Tillmanns und Partner 2017). Das ist allerdings nur eine theoretische Erwägung. Ob das größere Speichervolumen tatsächlich auch zu einer vermehrten Speicherung von Wasser in der Landschaft führt, hängt von den durch die Errichtung eines Baggersees verursachten Veränderungen im Gebietswasserhaushalt ab.

Zur Frage über den Einfluss von Baggerseen auf die lokale Wasserbilanz finden sich in der Literatur verschiedene Angaben. Grund dafür ist, dass viele Aspekte im ökohydrologischen Geschehen zu beachten sind, die teils komplexe Interaktionen untereinander aufzeigen. Hinzu kommt, dass zwei der wesentlichen Komponenten der Wasserbilanz, der Austausch zwischen Baggersee und Grundwasserkörper sowie die Verdunstung über die offene Wasserfläche, grundsätzlich schwierig im Gelände zu bestimmen sind.

Die gesamte Wasserbilanz des Seekörpers wird zunächst durch die Zu- und Abflüsse von Grund- und Oberflächenwasser sowie durch oberflächliche Abschwemmung nach stärkeren Regenfällen bestimmt. Im Seekörper verändert sich das Volumen je nach den klimatischen Randbedingungen durch den direkten Eintrag von Niederschlag und durch Verdunstung. Durch die Freilegung der Grundwasseroberfläche wird häufig mit einem Anstieg der Verdunstungsraten argumentiert, wenngleich die Transpiration durch Vegetation wegfällt, die ggf. ursprünglich im Bereich der Abgrabung gestanden hat. Indirekt führt die Evapotranspiration zu einer Verringerung der Bodenfeuchte während der Vegetationszeit, so dass dadurch der Sickerwasserfluss sowie eine sich daran anschließende Grundwasserneubildung aus dem Sickerwasser heraus ebenfalls reduziert würden. Wasserverluste aus einem Grundwasserleiter an die Atmosphäre entstehen durch den kapillaren Aufstieg von Grundwasser an die Bodenoberfläche oder den Wasserverlust durch

Pflanzenwurzeln, die direkten Kontakt zum Grundwasser haben (grundwasserabhängige Vegetation). Wenn der Boden ausgetrocknet ist oder die Vegetation ihren Grundwasseranschluss verliert, ist keine tatsächliche Evapotranspiration mehr möglich. Eine Limitation durch die verminderte Wasserverfügbarkeit im Boden ist in Deutschland häufig im Sommer zu beobachten. Die Verdunstung einer offenen Wasserfläche ist im Gegensatz zu einem Boden durch die permanente Verfügbarkeit von Wasser in diesem Zeitraum nicht limitiert.

Die Menge des Seewassers, das durch Verdunstung an die Atmosphäre verloren geht, hängt aber nicht nur von der Wasserverfügbarkeit, sondern auch von der lokalen Strahlungsbilanz, der Windgeschwindigkeit, der Luftfeuchtigkeit über der Seeoberfläche, der mittleren Aufenthaltszeit des Wassers im See und der Temperatur des zuströmenden Grundwassers ab (Vietinghoff 2002; Winter et al. 2003; Muellleger et al. 2013). Zentral für beide Prozesse, Verdunstung wie Transpiration, ist die Globalstrahlung. Das direkte Auftreffen der Globalstrahlung auf Vegetation und Boden führt zur Überführung von Bodenwasser in die Atmosphäre. Wenn kein Wasser mehr für Evapotranspiration zur Verfügung steht, erwärmt sich der Boden bzw. die Pflanze. Bei einer offenen Wasserfläche, wie bei einem Baggersee, hingegen nimmt ein Teil des Wasserkörpers direkt die Globalstrahlung auf, ein anderer Teil wird von der Wasseroberfläche wieder reflektiert. Eine offene Wasserfläche reflektiert rund 5 bis 15 % der eingehenden Strahlung (Vietinghoff 2002). Der von dem Wasser aufgenommene Teil der Strahlung erwärmt den Wasserkörper und steht nicht direkt zur Verdunstung zur Verfügung; ebenso wie der reflektierte Teil der Strahlung. Je klarer und tiefer ein Wasserkörper ist, desto mehr Strahlung wird in der Tiefe eines (Bagger)Sees aufgenommen. So werden in gemäßigten Breiten rund 30 % und mehr der eingehenden Globalstrahlung in künstlichen Seen im Frühjahr und Sommer für die Erwärmung des Seekörpers statt für die Verdunstung aufgewendet (Kohli und Frenken 2015). Erst im Herbst/Winter wird ein Teil der vom Seekörper absorbierten Energie wieder freigesetzt, wenn die Lufttemperatur unter der Temperatur der Wasseroberfläche liegt. Der übrige Teil der Wärme wird mit dem Grundwasser abgeführt (Winter et al. 2003). In der Herbst/Winter Phase kann die Verdunstungsrate dann über den Evapotranspirationsraten von Gras- oder Grünlandflächen liegen.

Die Transpiration fällt durch die Anlage eines Baggersees vollständig weg, es sei denn der Uferbereich wird von Wasserpflanzen bewachsen. Ist der Uferbereich mit Wasserpflanzen bewachsen, kann das die Wasserverluste durch zusätzliche Transpiration deutlich erhöhen. Beobachtungen der Universität Erlangen zeigen, zum Beispiel, dass offene Wasserflächen jährlich mehr als 100 mm weniger Wasser an die Atmosphäre abgeben als ein durch Schilfrohr oder Rohrkolben bewachsener Bereich (Baier und Lüttig 2013).

Die ebenfalls für die Verdunstung wichtige Windgeschwindigkeit in Grenzflächennähe ist in Wäldern und Grünland niedriger im Vergleich zu den offenen Flächen eines Baggersees. Das kann wiederum zu höheren Verdunstungsverlusten einer offenen Wasserfläche führen.

Für das vom Kiesabbau betroffene Gebiet am Niederrhein liegen keine Untersuchungen zur spezifischen Verdunstung der Wasserflächen vor. Wrobel (1980) fand bei einer Untersuchung an einem Baggersee in Süddeutschland, dass weniger als 1 % des den See durchströmenden Grundwasservolumens durch Verdunstung verloren geht. Der Deutsche Wetterdienst gibt an, dass die Wasserverluste von offenen Wasserflächen in den Sommermonaten bis zu 200 % im Vergleich zu Verlusten von einem Grünlandstandort betragen können (DWD 2015). Werner (1973; zitiert in Hofman 1981) ermittelte am Halterner Stausee Verdunstungsraten von 750 mm / Jahr. Zum Vergleich: Grünland sowie junge Laub- und Nadelwälder (Bestandsalter < 10 Jahre) geben rund 300 bis 600 mm pro Jahr durch Evapotranspiration an die Atmosphäre ab; ältere Laub- und Nadelwälder (Bestandsalter > 30 Jahre) hingegen zwischen 500 und 800 mm pro Jahr (Harsch et al 2009). Nimmt man diese Größenordnung für Wald-, Forst- und Ackerflächen am Niederrhein an, so sind die Wasserverluste durch Verdunstung einer offenen Wasserfläche vor allem im Vergleich zu Acker- und Grünlandnutzung höher. Unter der Annahme, dass durch die Errichtung einer offenen Wasserfläche mit einer Ausdehnung von 1 km² an einem gemischten Standort (Acker und Wald/Forst) rund 200 mm / Jahr mehr durch zusätzliche Verdunstung verloren gehen würde, ergäbe sich ein verringertes Wasserdargebot von 200.000 m³ pro Jahr.

Diese Abschätzung ist jedoch noch nicht vollständig. Denn entscheidend für den Wasserhaushalt ist neben der Verdunstung auch die Menge der Zuflüsse. Niederschlag kann in Böden nur eindringen, wenn der Boden nicht gesättigt ist, und die Durchlässigkeit ein Versickern erlaubt. Andernfalls fließt ein Teil des Niederschlagswassers oberflächlich ab. Untersuchungen am vom LANUV betriebenen Großlysimeter in St. Arnold zeigen, dass zwischen 1966 und 2010 unter Grünland rund 35 bis 55 % des Niederschlags zu Grundwasser werden (Harsch et al. 2009). Unter bewaldeten Standorten ist der Anteil des neugebildeten Grundwassers sogar deutlich geringer. Eine Seeoberfläche kann demgegenüber auf der gesamten Fläche direkt den Niederschlag sowie den Oberflächenabfluss aus den umgebenden Flächen aufnehmen. Bei stärkeren Regenereignissen steigt der Seespiegel durch den direkten Niederschlag und durch laterale Zuflüsse an, wodurch eine anschließende Infiltration in den Grundwasserleiter begünstigt wird (Baier und Lüttig 2013). Ein See dient demnach dem Regenwasserrückhalt in der Landschaft und kann die Grundwasserneubildung begünstigen. Dieser Prozess wird bei der Bilanzierung des Wasserhaushalts von Baggerseen

allerdings kaum berücksichtigt. Es finden sich daher keine belastbaren Zahlen hierzu in der Literatur.

Zu beachten ist, dass bei der vorliegenden Betrachtung noch nicht die Wasserverluste durch die Kieswaschung und durch den Abtransport des Haftwassers (Restfeuchte des abtransportierten Materials) während der aktiven Abbauphase eingerechnet sind.

In der Zusammenfassung legt die Fachliteratur dar, dass es zu deutlichen Änderungen im Wasser- und Energiehaushalt einer Fläche durch die Errichtung eines Baggersees kommt. Nach der hier diskutierten Literatur scheint eine Verringerung des Wasserdargebots durch die Anlage eines Baggersees sehr wahrscheinlich. Allerdings ist keiner der hier diskutierten und für den Einfluss von Baggerseen auf den Landschaftswasserhaushalt wichtigen Aspekte bisher in hinreichender Detailtiefe am Niederrhein untersucht worden. Eine präzise Bilanzierung des Einflusses von Baggerseen auf den Wasserhaushalt kann an dieser Stelle daher nicht erfolgen. Aufgrund der komplexen Zusammenhänge kann der Einfluss eines Baggersees auf den gesamten Wasserhaushalt nur durch Vor-Ort Untersuchungen unter Berücksichtigung der lokalen Gegebenheiten abschließend geklärt werden.

Für die Zukunft wird erwartet, dass die tatsächliche Verdunstung von der gesamten Landoberfläche im Zuge des Klimawandels zunehmen wird. Auch für die Region Niederrhein wird mit einer Abnahme der Grundwasserneubildung und des Abflusses gerechnet während die Evapotranspiration steigt (Tabelle 1). Ursache dafür ist eine Zunahme der potenziellen Verdunstung durch die Globalstrahlung sowie ein steigender Verdunstungsanspruch der Atmosphäre (Vicente-Serrano et al. 2019). Bei Oberflächengewässern kommt hinzu, dass durch die Erwärmung des Wassers die Verdunstung von offenen Wasserflächen nochmals begünstigt wird¹. Daher ist durch die zukünftigen klimatischen Veränderungen mit einer gesteigerten Verdunstung von Oberflächengewässern zu rechnen, wodurch eine Verschiebung der Wasserbilanz eines Baggersees in negativere Bereiche zu erwarten ist. Das bedeutet, dass –im Vergleich zu heute- in Zukunft mehr Wasser durch offene Wasserflächen verdunstet wird. Dadurch würde das Wasserdargebot in einem Einzugsgebiet geringer werden.

¹ Das ergibt sich aus dem Bowen-Verhältnis. Wärmeres Wasser setzt anteilig mehr Energie in latente Wärme um, als kühleres Wasser.

Tabelle 1: Klimatische Veränderungen nach dem RCP 8.5² Szenario im Kreis Wesel, die aus wasserwirtschaftlicher Sicht relevant sind (Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung (PIK) e. V. 2020). Angaben in mm/a.

Periode	2001-2010	2091-2100
Evapotranspiration	637	695
Grundwasserneubildung	183	143
Oberirdischer Abfluss	199	178

Auch hierzu liegen keine detaillierten Untersuchungen am Niederrhein vor. Es existiert jedoch eine Untersuchung zu einem Gebiet mit rund 70 Baggerseen entlang der Maas an der belgisch-niederländischen Grenze unweit der Stadt Roermond (Mollema und Antonellini 2016). Die dortigen klimatischen und geologischen Verhältnisse sind hinreichend gut vergleichbar mit den Verhältnissen am Niederrhein, weshalb die Ergebnisse der Studie hier kurz vorgestellt werden sollen. Basierend auf den Klimaszenarien des 5. Assessment Reports des Intergovernmental Panel on Climate Change wurde dort eine Zunahme der Verdunstung der Wasserflächen von bis zu 32 mm pro Monat im Sommer bis in das Jahr 2085 gegenüber den Jahren 1981-2010 abgeschätzt. Eine Modellierung mit einem Bodenwasserhaushaltsmodell zeigte, dass die tatsächliche Evapotranspiration der bewachsenen Landoberfläche in der Umgebung der Baggerseen in den Sommermonaten hingegen im gleichen Zeitraum um rund 15 mm pro Monat sinken wird. Grund dafür ist eine Limitation des verfügbaren Bodenwassers durch niederschlagsärmere Sommer. Unter den Annahmen der gewählten Klimaszenarien ergibt sich mit Hilfe dieses vereinfachten Ansatzes durch die Errichtung von Baggerseen alleine im Sommer eine Änderung der Wasserbilanz im Bereich der offenen Wasserfläche von -47 mm pro Monat. Die Autoren räumen allerdings eine Reihe von Faktoren ein, die noch nicht vollständig berücksichtigt wurden. Die gewählten Modelle basieren z. B. auf den Evapotranspirations-Ansätzen von Penman und Monteith (Monteith 1981; Penman 1948), deren Eignung für offene Wasserflächen bis heute kritisch in der Literatur diskutiert wird. Auch sind die Rückkopplungseffekte von Seen auf das lokale Klima und damit auf die Verdunstungsraten noch ungeklärt (Mironov et al. 2010). Eine weitaus größer angelegte Studie prognostizierte unter Verwendung der Priestley-Taylor Methode und den Annahmen des RCP 8.5 Szenarios für den Zeitraum 2091 bis 2100 sogar eine Zunahme der jährlichen Verdunstung offener Wasserflächen von mehr als 100 mm gegenüber der

² Die RCP Szenarien beruhen auf verschiedenen Annahmen über die zukünftige Entwicklung der Weltbevölkerung und der Nutzung von Energiequellen. Die daraus abgeleiteten Emissionsszenarien (RCP = representative concentration pathway) werden in globalen Klimamodellen als Strahlungsantrieb verwendet. Das Szenario RCP 8.5 geht von einer stark wachsenden Weltbevölkerung aus, die ihren Energiebedarf hauptsächlich aus Kohle, Öl und Gas versorgt (Stark vereinfachte Zusammenfassung)

Periode von 2006–2015 (Wang et al 2018). Trotz des weiterhin bestehenden Forschungsbedarfs zeigen die Vorhersagen, dass sich durch steigende Verdunstungsraten offener Wasserflächen das Wasserdargebot –je nach zukünftiger klimatischer Entwicklung- in Zukunft in Einzugsgebieten verringern könnte.

3.1.3 Verfüllung

Ehemalige Kiesgruben können ganz oder teilweise verfüllt sein. Wenn eine Kiesgrube verfüllt wird, kann es sein, dass das eingebrachte Material andere hydraulische Eigenschaften aufweist, als der ursprüngliche Aquifer. Selbst wenn das ursprüngliche Material verwendet wird, ist durch Umlagerung und Verdichtung mit veränderten hydraulischen Eigenschaften zu rechnen. Dadurch kann es zu Veränderungen in der Grundwasserneubildung bzw. innerhalb des Grundwasserkörpers zu Veränderungen in der Grundwasserströmungsrichtung und der -aufenthaltszeit kommen. Im Bereich des Niederrheins geht man davon aus, dass viele der bis 1980 verwendeten Verfüllungen im Vergleich zum ursprünglichen Grundwasserleiter eine geringere Leitfähigkeit aufweisen, wodurch sich die Grundwasserströmungsgeschwindigkeiten im Bereich der Verfüllung verlangsamt haben (Regierungspräsident Düsseldorf 1982).

3.1.4 Temperatur

Die in einem Seekörper zu beobachtenden saisonalen Temperaturschwankungen setzen sich beim Infiltrieren von Seewasser in einen Grundwasserleiter fort. Dadurch verändert sich die hydraulische Leitfähigkeit. Während die Dichte nahezu keine Veränderungen über den Temperaturbereich zwischen 5 und 20 °C erfährt, verändert sich die dynamische Viskosität von $1.52 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ auf $1.00 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ bei einer Erwärmung von 5 °C auf 20 °C, wodurch sich -nach dem Gesetz von Darcy - die hydraulische Leitfähigkeit um 50 % erhöht. Anders ausgedrückt; ein Grundwasser, das bei 5 °C in 3 Tagen durch eine Passage strömt, durchströmt die gleiche Strecke bei 20 °C innerhalb von 2 Tagen. Untersuchungen von Stichler et al. (2008) und Wrobel (1980) zeigen, dass die Temperaturschwankungen mehrere hundert Meter im Abstrom eines Baggersees im Grundwasserleiter zu beobachten sind. Der Einfluss von Baggerseen auf die Grundwasserströmungsgeschwindigkeiten könnte daher z. B. bei der Ausweisung der 50-Tage-Linie zu beachten sein.

3.1.5 Aufenthaltszeit und Altersverteilung

Bertleff et al (2001) haben für 8 Baggerseen in Süddeutschland anhand von Isotopenuntersuchungen die Aufenthaltszeiten bestimmt. In Seen mit einer Fläche kleiner als 10 ha, betrug die Aufenthaltszeit rund 1 Jahr. Seen mit einer größeren Fläche zeigten Aufenthaltszeiten von bis zu 9 Jahren. Nimmt man für diese Baggerseen eine rechteckige Fläche an und setzt die von Bertleff et al (2001) bestimmten Abstandsgeschwindigkeiten in den umliegenden Grundwasserleitern (berechnet nach Darcy) ein, so ergibt sich eine Aufenthaltszeit von 0,5 bis 2 Jahre für die gleiche Fließstrecke im Grundwasserleiter. Es zeigt sich, dass sich die Strömungsgeschwindigkeit im Seekörper verlangsamt. Im Vergleich zum Grundwasserleiter war das die Baggerseen durchströmende Grundwasser somit länger unterwegs. Als Grund für diese Beobachtung kommt vor allem die sich mit der Zeit bildende Kolmationsschicht in Frage, die den Austausch von Grund- und Oberflächenwasser hemmt. Solchen Berechnungen liegen allerdings eine Vielzahl von Annahmen zu Grunde, die das in der Realität sehr komplexe hydrologische Geschehen nicht vollständig erfassen.

Für das tiefere Wasser in einem grundwasserdurchströmten Baggersee kann ein höheres Alter erwartet werden als für das oberflächennahe Wasser. Untersuchungen an zwei Brandenburger Seen zeigen, dass die Zunahme des Grundwasseralters mit der Tiefe auch im Wasserkörper des Sees zu erkennen ist (Seebach et al. 2010). Der Zustand hält während der Stagnationsphase an. Nach einem Durchmischungsereignis sollte die Alterstruktur im See weitgehend aufgehoben sein. Während der Abbauphase kann es durch die Grabungstätigkeiten zur künstlichen Durchmischung kommen. Dabei führt die Durchmischung des Seekörpers auch zu einer Homogenisierung der Wasserqualität. Untersuchungen hierzu wurden im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht gesichtet.

3.1.6 Hydraulischer Kurzschluss

Wenn bei einer Abgrabung geringleitende Schichten entfernt werden, wird durch die Grube bzw. den Baggersee ein hydraulischer Kontakt zwischen zwei Grundwasserstockwerken hergestellt. Dadurch ist eine Durchmischung von Grundwasser aus zwei Stockwerken im Baggersee möglich, mit allen dazu gehörenden hydrochemischen Folgen. Im Extremfall muss die Trinkwasseraufbereitung an die geänderten Bedingungen angepasst werden. In der für diesen Bericht gesichteten Literatur wird der Kontakt zwischen zwei oder mehreren Grundwasserstockwerken allerdings nur theoretisch angesprochen.

3.2 Wasserqualität im abströmenden Grundwasser

Kiesabgrabungen beeinflussen das abströmende Grundwasser auf unterschiedliche Weise. Dabei ist zu unterscheiden zwischen Kiesgruben und Baggerseen. Die Abtragung der obersten Bodenschicht sowie die Verkürzung der Bodenfilterpassage beim Sickerwasserfluss führen zu einem schnellen Eindringen von oberflächlich eingebrachten Stoffen. Welche Stoffe eingetragen werden hängt von der Folgenutzung ab. Wird die Kiesgrube sich selber überlassen, sind lediglich Einträge über den atmosphärischen Pfad relevant. Eine Folgenutzung als landwirtschaftliche Nutzfläche hingegen führt zu unmittelbareren Einträgen von Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln (PSM) in den Grundwasserleiter.

Durch die Errichtung eines Baggersees ergeben sich durch die im Seekörper stattfindenden Prozesse weitere Konsequenzen für das abströmende Grundwasser. Natürliche Seen sowie Baggerseen beeinflussen die Grundwasserqualität im Abstrom der Seen. Dazu tragen biogeochemische Prozesse innerhalb des Seekörpers und in der Gewässersohle bei, aber auch Einträge aus der Atmosphäre und aus oberirdischen Zuflüssen. Untersuchungen an Baggerseen in Österreich und Deutschland zeigen Einflüsse des Seekörpers auf die Beschaffenheit des abströmenden Grundwassers, die vergleichbar sind zu den durch natürliche Seen hervorgerufenen Einflüssen (Bertleff et al. 2001; Muellegger et al. 2013; Dr. Tillmanns & Partner 2017). Die Untersuchungen zeigen jedoch auch, dass sich Baggerseen in einigen Aspekten ihrer Wasserqualität von natürlichen Seen unterscheiden können. Durch die Abtragung der Bodenschicht, die Freilegung der Grundwasseroberfläche und ggf. die Verfüllung mit verschiedenen Materialien bewirkt die Errichtung eines Baggersees entscheidende Veränderungen für die Qualität des im Abstrom des Sees befindlichen Grundwasserleiters. Dadurch können Stoffeinträge aus Flächen durch Oberflächenabfluss und atmosphärische Deposition direkt in den Wasserkörper gelangen. Sonnenlicht regt zudem die Primärproduktion und treibt weitere physikalische und chemische Prozesse im lichtdurchfluteten Wasserkörper an. Nachdem das Grundwasser den See durchströmt hat, infiltriert es wieder in den Grundwasserleiter. Das mittels eines Brunnens gehobene Grundwasser entspricht dann einem Uferfiltrat.

Die einzelnen Prozesse und Faktoren sollen im Weiteren detailliert beschrieben werden. Kapitel 3.2.1 bis 3.2.7 gehen auf die allgemeinen Folgen für die Grundwasserbeschaffenheit von Trocken- und Nassabbau sowie deren Folgenutzungen ein, während die Kapitel 3.2.8 bis 3.2.16 die speziell mit der Errichtung eines Wasserkörpers einhergehenden Einflüsse diskutieren.

3.2.1 Flächenumnutzung

Durch eine Abgrabung wird zunächst die ursprüngliche Flächennutzung durch eine Mulde oder eine offene Wasserfläche ersetzt. Im Bereich des Gindericher Feldes finden sich z. B. vorwiegend Acker und Grünland (Kosfeld 2011). Durch die landwirtschaftlichen Anbauflächen ist mit dem Eintrag von Nährstoffen (Stickstoff und Phosphor), Chlorid und PSM ins Grundwasser zu rechnen, welche durch die Umwidmung der Flächennutzung wegfallen. Nährstoffe und PSM können aber weiterhin durch oberflächliche Zuflüsse oder die atmosphärische Deposition aus der Umgebung in einen Baggersee und damit potenziell auch schneller ins Grundwasser gelangen (siehe unten). Durch die Anlage einer offenen Wasserfläche kommen neue Nährstoffquellen hinzu (siehe unten).

Bei Trockenabgrabungen werden die zur Abgrabung genutzten Flächen teilweise wieder als landwirtschaftliche Nutzfläche verwendet. Daraus ergibt sich ein erhöhtes Eintragsrisiko gegenüber Nährstoffen und PSM aufgrund der fehlenden Bedeckung durch einen natürlich gewachsenen Boden sowie der kürzeren Sickerwasserpassage bis zur Grundwasseroberfläche. Zum Beispiel konnten im Abstrom einer landwirtschaftlich genutzten ehemaligen Trockenaus Kiesung PSM im Grundwasser nachgewiesen werden (Stadtwerke Duisburg 2018).

3.2.2 Betrieb

Beim Abbau kommen verschiedene Abbaugeräte zum Einsatz (u. a. Schaufellader, Löffelbagger). Der Transport wird mittels Sattelzügen auf teils eigens errichteten Zufahrtswegen durchgeführt. Der DVGW (2020) sieht hier Gefährdungen durch Öl, Kühlwasser- und Schmiermittelverluste aus Maschinen und der Verringerung der Grundwasserüberdeckung. Als Ursache kommen absichtliche, durch menschliches Versagen oder durch Unfälle herbeigeführte Freisetzungen von Treib- und Schmierstoffen in Frage. Die Eintrittswahrscheinlichkeit einer aus Sicht der Trinkwasserversorgung relevanten Verunreinigung wird in der Literatur als gering diskutiert, während das Schadensausmaß groß sein kann (DVGW 2020).

3.2.3 Oberirdische Zuläufe

Der Zustrom von Fließgewässern bzw. der oberirdische Ablauf von Flächen in der Umgebung von Baggerseen kann die Gewässerqualität in einem Baggersee durch den Eintrag von

Nährstoffen, Spurenstoffen und Sediment beeinträchtigen. Baggerseen sind häufig nicht von Fließgewässern, sondern nur von Grundwasser durchströmt, so dass Einträge aus der Fläche eher durch oberflächlichen Ablauf von Niederschlagswasser oder durch im Vorfeld belastetes Grundwasser zu erwarten sind. Dabei sind vor allem die Frachten unter Berücksichtigung der durchschnittlichen Verweilzeit im (Bagger-)seekörper zu bewerten. Am Niederrhein sind vor allem landwirtschaftliche Nutzflächen in der näheren Umgebung von Baggerseen zu erwarten. Hohe Nährstoffeinträge von landwirtschaftlichen Nutzflächen können die Eutrophierung begünstigen. Eine Diskussion über den Verbleib der Nährstoffe schließt sich weiter unten an.

Aus Sicht einer Trinkwassergewinnung sind weiterhin Pestizide relevant, die durch oberflächlich ablaufendes Niederschlagswasser oder durch Verdriften³ während des Ausbringens mittels Sprühtechnik in einen angrenzenden Baggersee oder eine Kiesgrube eingetragen werden können. Da bei Baggerseen und Kiesgruben die schützende Bodenschicht fehlt, können sich eingetragene Pestizide direkt im Wasserkörper bzw. im Sickerwasser ausbreiten. Quantitative Untersuchungen zur Größenordnung von Pestizid- und Nährstoffeinträgen an Baggerseen und Kiesgruben am Niederrhein liegen nicht vor. Eine Untersuchung an fünf Kiesgruben in Österreich fand keine Pestizidrückstände im Wasserkörper, obwohl in der Umgebung intensive landwirtschaftliche Nutzung stattfindet (Muellegger et al. 2013). Eine Erklärung für die negativen Befunde wurde nicht gegeben. Möglich wäre z.B. eine Verdünnung der Substanzen unterhalb der Nachweisgrenze.

Gelegentlich befinden sich Siedlungsgebiete in der direkten Umgebung von Baggerseen und Kiesgruben. Die Abläufe von Siedlungsflächen können Schwermetalle, Kohlenwasserstoffe, Pestizide aus Fassaden und ebenfalls Nährstoffe beinhalten und damit zur Belastung von Oberflächengewässern führen (Masoner et al. 2019; Müller et al. 2020). Einige Schadstoffeinträge sind mit der aktiven Flächennutzung verbunden (z. B. Kohlenwasserstoffe aus Reifenabrieb; Phenole aus Autowaschanlagen oder Streusalzanwendung im Winter), andere mit statischen Quellen (z. B. Schwermetalle von Dächern; Pestizide aus Sportplätzen; Fungizide aus Fassaden). Die Belastung mit Schadstoffen nimmt oft mit dem Versiegelungsgrad zu. Besonders nach längeren Trockenperioden sind die Stoffe stark angereichert im Regenwasserablauf. Generell werden Abläufe von Straßen und Dächern nicht in Baggerseen eingeleitet. Sollte es dennoch zu einem direkten Stoffeintrag von versiegelten Flächen kommen, ist hier mit einer Qualitätsverschlechterung zu rechnen.

³ Durch Verdriften können bis zu 75 % der ausgebrachten Pestizidmenge in Windrichtung verlagert werden (Barbash und Resek 1996)

3.2.4 Abtragung und Umlagerung des Bodens

Viele Kiesgewinnungen am Niederrhein befinden sich nahe des Rheins, wo hauptsächlich, je nach Grundwasserbeeinflussung, Auenböden (Auenlehme, Hochflutlehme und Auenrinnensedimente) und Braunerden zu finden sind. Schluff, Ton und organische Bestandteile in diesen Böden erfüllen einen Schutz vor Stoffeinträgen von der Oberfläche und aus der Atmosphäre in das Grundwasser. Dieser Schutz geht mit der Abtragung verloren.

Die Aufhaldung oder Umlagerung der abgetragenen Bodenschicht setzt in den vorwiegend reduzierenden Böden (Gley- und Auenböden) Oxidationsprozesse in Gang. Ohne eine schützende Überdeckung transportiert das eindringende Niederschlagswasser Sauerstoff in den Bodenaushub, der mit den reduzierten Schwefelverbindungen (Organisch gebundener Schwefel und Pyrit) reagiert. Durch die Oxidation des Sulfid-Schwefels wird Schwefelsäure (Sulfat) freigesetzt, die im Erdreich unter der Aufhaldung versickert. Da Pyrit auch eine Reihe von Schwermetallen wie Co, Ni, Cu, Zn, As und Mo beinhalten kann, ist ebenfalls mit einer Freisetzung dieser Metalle zu rechnen (Huerta-Diaz und Morse 1992; Morse und Luther 1999). Der Prozess findet auch in Verfüllungen statt, wenn diese reduzierten Schwefel enthalten (Geobit 2005). Eine Diskussion zum Einfluss des zur Verfüllung genutzten Materials findet sich weiter unten.

3.2.5 Abtragung von organikreichen Horizonten

In den Kies- und Sandvorkommen am Niederrhein können vereinzelt Torfhorizonte eingeschaltet sein, die auf die Bildung von Mooren während einer Warmzeit zurückzuführen sind (Wrobel 2006). Die Freilegung dieser Schichten führt zu Oxidationsprozessen, bei denen der in den Torfschichten enthaltene reduzierte Schwefel zu Schwefelsäure (Sulfat) oxidiert werden kann (siehe Kapitel 3.2.4). Auch das Abschürfen der Tertiäroberfläche kann zur Oxidation der darin befindlichen Pyritkonkretionen führen.

3.2.6 Verfüllung

Wenn eine Kiesgrube verfüllt wird, ergibt sich durch die Wahl des Materials ein Einfluss auf die Hydrochemie des Grundwassers. Als Verfüllmaterialien wurden in der Vergangenheit verschiedene Stoffe verwendet. Hierzu zählten Bodenaushub, Bauschutt, und industrielle Abfälle (Tillmanns und Partner 2017; Geobit 2005). In vielen Wasserschutzgebietsverordnungen bzw. den gültigen übergeordneten Regelwerken sind

klare Vorgaben enthalten, die lediglich den Einbau von nicht-wassergefährdenden Materialien erlauben. Bodenaushub und Bauschutt werden häufig als unbedenklich klassifiziert. Beide Materialien können sich aber ungünstig auf die Wasserqualität auswirken. Bauschutt kann durch die Lösung von Gips zu erhöhten Sulfatkonzentrationen führen. Die Oxidation von Pyrit kann aus einem natürlichen Boden ebenfalls hohe Sulfatkonzentrationen freisetzen. Erfahrungen aus dem teilweise verfüllten Angermunder Baggersee haben gezeigt, dass beide Prozesse zur Überschreitung des Grenzwertes für Sulfat nach Trinkwasserverordnung führen können. Hier wurden im Grundwasser bis zu 400 mg Sulfat / l im Abstrom der Verfüllung gemessen (König 1992). Das Wasser erfüllt demnach nicht mehr die Vorgaben der Trinkwasserverordnung und entwickelt ungünstige korrosive Eigenschaften (Geobit 2005). Das Einbringen von humusreichem organischen Bodenmaterial kann darüber hinaus weitere Prozesse induzieren, die sich nachteilig auf die Gewässerqualität auswirken können (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2016). Dazu zählt der Abbau der organischen Substanz, durch den Nährstoffe freigesetzt (u. a. Ammonium) und anaerobe Bedingungen begünstigt werden, die dann zu einer Freisetzung von Schwermetallen führen können. Insgesamt können Bauschutt und Bodenaushub als Verfüllungsmaterial zu einer Erhöhung von Sulfatkonzentrationen, Nährstoffen und Schwermetallen im abströmenden Grundwasser führen.

3.2.7 Atmosphärische Deposition

Nach einer vom LUBW veröffentlichten Analyse an Baggerseen am Oberrhein ist die atmosphärische Deposition von Nährstoffen und Schwermetallen aus Sicht der Wasserqualität nicht als kritisch zu bewerten (Bertleff et al. 2001). Das Eintragsrisiko gegenüber radioaktiven Substanzen aus Unfällen und dessen Folgen für das Grundwasser sind dahingegen wesentlich schwieriger abschätzbar und stellen ein schlecht kalkulierbares Risiko dar. Reaktorunfälle setzen z. T. erhebliche Mengen an radioaktiven Stoffen in die Atmosphäre frei. Untersuchungen der Unfälle in den japanischen Kernkraftanlagen Fukushima Dai-ichi und Fukushima Dai-ni sowie dem russischen Tschernobyl zeigen Freisetzungen von mehreren Petabecquerel durch radioaktive Substanzen wie ¹³¹Iod und ¹³⁷Cs (Steinhauser et al. 2014). Auch Unfälle in zur Aufbereitung von radioaktivem Müll genutzten Anlagen stehen im Verdacht erhebliche Mengen an radioaktiven Substanzen in die Atmosphäre freizusetzen. So haben viele europäische Länder im Oktober 2017 deutlich erhöhte Aktivitäten von ¹⁰⁶Ru in der Atmosphäre gemeldet (Masson et al. 2019). Als Ursprung wurde mit hoher Wahrscheinlichkeit die Region des südlichen Urals identifiziert, in dem die russische Mayak Aufbereitungsanlage steht (Masson et al. 2019). Durch das vorherrschende atmosphärische

Zirkulationsmuster wurde das freigesetzte 106-Ru nach Europa transportiert. Zuvor wurden bereits Anfang 2017 erhöhte 131-Iod Konzentrationen in der Luft über Europa beobachtet (Masson et al. 2018). Die Beispiele belegen, dass für Mitteleuropa ein permanentes Risiko für atmosphärische Einträge von radioaktiven Stoffen besteht. Das Ausmaß der Einträge ist weder vorhersagbar noch direkt kontrollierbar. Durch Niederschlag werden die löslichen Elemente aus der Atmosphäre ausgewaschen. Grundwasser ist in der Regel vor Einträgen von radioaktiven Substanzen aus der Atmosphäre durch die über dem Grundwasserleiter befindlichen Böden geschützt. Iod wird, zum Beispiel, nach atmosphärischer Deposition vorwiegend in der Bodenumauflage und durch die Aufnahme mit Pflanzenwurzeln abgefangen und gelangt durch diese Mechanismen nur in sehr geringen Mengen durch den Sickerwasserfluss in tiefere Bodenschichten oder bis in den Grundwasserleiter (Landis et al. 2012). Das Rückhaltevermögen der aus Kies und Sand aufgebauten Grundwasserleiter am Niederrhein ist aufgrund der geringen Tongehalte hingegen als relativ gering zu bewerten. Intakte Böden mit Humusauflage und eine gesunde Vegetation erfüllen hier demnach eine wichtige Schutzfunktion am Niederrhein gegenüber radioaktiven Belastungen aus der Atmosphäre. In Kiesgruben ist hingegen durch das Fehlen der Deckschicht das Eintragsrisiko gegenüber atmosphärischen Einträgen in das Grundwasser deutlich erhöht.

Die Kolmationsschicht am Grund eines Baggersees kann ebenfalls eine rückhaltende Wirkung haben. Allerdings ist über das Alter und die notwendige Beschaffenheit einer als Barriere für radioaktive Substanzen geeignete Kolmationsschicht beim Übertritt von Seewasser in einen Grundwasserleiter nichts bekannt. Zudem ist aufgrund der steilen Hänge nur an der Sohle, aber nicht in den Bereichen, wo der größte Austausch mit dem Grundwasserleiter vorwiegend geschieht, mit einer ausgeprägten Kolmationsschicht zu rechnen. Bei einem horizontal von Grundwasser durchströmten See ist daher mit einem hohen Eintragsrisiko von durch die Atmosphäre eingetragenen Substanzen zu rechnen.

3.2.8 Trübung

Allgemein zeigt die Sichttiefe in Baggerseen einen Zusammenhang mit den Chlorophyllkonzentrationen (Eckartz-Nolden, 2000). Die Sichttiefe kann während der aktiven Phase der Kiesgewinnung beeinträchtigt werden. Der Prozess der Materialentnahme durch verschiedene Gewinnungsgeräte erhöht zunächst den Schwebstoffanteil im Wasserkörper (Tillmanns und Hoffmann, 2007). Während der Abbauphase kann es durch Aufwirbeln von Sediment zu einer Trübung des Gewässers im Bereich der Abgrabungstätigkeiten kommen. Die Einleitung der Waschwässer, in denen sich Ton- und Schluffpartikel noch in Suspension

befinden, führt am Ort der Einleitung weiterhin zu einer Trübung des Wasserkörpers. Nach Beobachtungen in Nordrhein-Westfalen im Rahmen eines durch die Sand- und Kiesindustrie finanzierten Projekts betrifft die Trübung aber nicht den gesamten Wasserkörper. Die Trübung während der Abbauphase reduziert zunächst die Photosynthese im Seekörper. Nach der aktiven Abbauphase zeigen Baggerseen im Vergleich zu natürlichen Seen eine höhere Sichttiefe und einen geringeren Chlorophyllgehalt (Søndergaard et al. 2018; Vucic et al. 2019). Untersuchungen an dänischen Baggerseen zeigen, dass die Sichttiefe deutlich größer ist als in natürlichen Seen (Søndergaard et al. 2018). Die größere Sichttiefe bleibt auch über 25 Jahre nach Errichten des Baggersees erhalten. Das hat u. a. Bedeutung für das Eindringen von Sonnenlicht in den Wasserkörper und die damit verbundenen Faktoren (Photosynthese, Temperatur, Oxidation).

3.2.9 Temperatur

Die Temperaturen des Seekörpers, speziell die der oberen Wasserschichten, können in den Sommermonaten deutlich über 25 °C liegen. Im Winter können Temperaturen nahe des Gefrierpunktes beobachtet werden. Das Zufrieren von Seen wird mit Fortschreiten der Klimaveränderungen zunehmend unwahrscheinlicher (DAS Monitoringbericht 2019). In grundwasserdurchströmten Wasserkörpern, die tiefer als 10 m sind, können die Temperaturschwankungen am Seegrund hingegen deutlich geringer sein. Durch die Erwärmung des Oberflächenwassers im Sommer und Herbst steigt ebenfalls die Temperatur des abströmenden Grundwassers vergleichbar zu der Situation einer Uferfiltration (Muellegger et al. 2013). Da die Temperatur einen Einfluss auf eine Reihe von physikalischen, chemischen und biologischen Prozessen im Grundwasserleiter hat (Sprenger et al. 2011; Riedel 2019), muss neben den durch biologische Aktivität hervorgerufenen saisonalen Schwankungen in der Beschaffenheit des Seewassers mit einer schwankenden Beschaffenheit des Grundwassers im Abstrom gerechnet werden. Das infiltrierende Seewasser transportiert die enthaltene Wärme in den Grundwasserleiter und reguliert so die stofflichen Umsatzraten in der Uferpassage. Das zeigt sich vor allem bei den Parametern Kalzium, Magnesium, Hydrogenkarbonat, Mangan und DOC. Erhöhte Temperaturen begünstigen die Freisetzung von wasserwirtschaftlich relevanten Stoffen wie Mangan und DOC im Grundwasser (Riedel 2019). Daher sollte eine Nutzung von Kiesgruben als Wärmespeicher (siehe Kapitel 2.3) innerhalb von Wasserschutzgebieten grundsätzlich als kritisch gesehen werden.

3.2.10 Enthärtung

Im Boden- und Grundwasser liegen CO_2 Konzentrationen etwa bei dem 10-100fachen des Atmosphärendrucks. Die Kohlensäure führt bei Kontakt mit Mineralen zu ihrer Auflösung. Speziell die Lösung von Kalzit und/oder Aragonit erhöht die Kalzium- und Magnesiumkonzentrationen im Grundwasser. In karbonatischen Grundwasserleitern liegen diese typischerweise bei Werten von bis zu 100 mg Ca / l und 20 mg Mg / l und mehr. Beim Austritt des Grundwassers in einen Seekörper entgast das CO_2 an der Wasseroberfläche, um sich dem CO_2 Druck der Atmosphäre anzupassen. Zudem wird dem Wasser im Baggersee CO_2 durch Photosynthese entzogen. Hierdurch verschiebt sich das Kalk-Kohlensäure Gleichgewicht, die CO_2 -Partialdrücke reduzieren sich auf Werte von 500 bis 1.500 μatm , und es kommt zu einer Übersättigung des Seewassers mit Kalk. Als Folge der Übersättigung tritt eine Fällung von Kalzit mit anschließender Sedimentation im Wasserkörper auf. Nach der Sedimentation am Seegrund kann eine Rücklösung des Kalks eintreten. Der rückgelöste Anteil bleibt zunächst im Hypolimnion und wird dann mit der Herbstzirkulation wieder im gesamten Wasserkörper verteilt. Untersuchungen an einer Vielzahl von Baggerseen zeigen, dass die Fällung quantitativ wichtiger ist als die Rücklösung. In der Regel hat das in den Grundwasserleiter wieder infiltrierende Grundwasser nach dem Durchströmen des Baggersees deutlich niedrigere Kalzium-, Magnesium- und Hydrogenkarbonat-Konzentrationen (Bertleff et al. 2001; Hofman 1987; Muellegger et al. 2013; Wrobel 1980). Im Seekörper findet somit eine naturnahe Enthärtung statt.

3.2.11 Oxidation

Oxidationsprozesse finden vor allem dann im Wasserkörper statt, wenn das in den Baggersee einströmende Grundwasser sauerstoffarm oder sogar reduzierend ist. Im Seekörper kann der Sauerstoffgehalt saisonal und mit der Tiefe stark variieren. Im Sommer steigt die Sauerstoffsättigung im lichtdurchfluteten Bereich durch die Primärproduktion auf Werte über 100 % (Eckartz-Nolden, 2000). In größeren Tiefen findet eine Sauerstoffzehrung statt. Das Einströmen von sauerstoffarmem bzw. -freiem Grundwasser kann ebenfalls zu niedrigen Sauerstoffkonzentrationen im Seekörper führen. Der Kontakt mit Sauerstoff im Seekörper reduziert bei einströmenden anaeroben Grundwässern die Eisen- und Mangankonzentrationen durch Oxidation und Fällung von Eisen und Mangan in der Form von Hydroxiden (Bertleff et al. 2001; Hofman 1987; Wrobel 1980). Der Prozess ist vergleichbar mit einer Enteisung bzw. einer Entmanganung und führt dazu, dass weitere Spurenmetalle wie Zn, Cu und Ni an den ausfallenden Eisenhydroxiden binden (Mollema und Antonellini 2016).

Hat sich im See bereits eine organikreiche Kolminationsschicht gebildet oder ist das Tiefenwasser durch eine starke Eutrophierung anaerob, so können sich beim erneuten Infiltrieren des Seewassers in den Grundwasserleiter allerdings wieder reduzierende Verhältnisse einstellen (Hofman 1987). Die im Sediment gebundenen Metalle können dann wieder in Lösung gehen. Das Grundwasser im Abstrom eines Baggersees kann deshalb wieder eisen- und manganführend sein. Durch den Abbau des organischen Materials wird unter stark reduzierenden Bedingungen zudem auch Ammonium ins Grundwasser freigesetzt. Speziell in stark eutrophen Seen können deutlich erhöhte Ammoniumkonzentrationen im abströmenden Grundwasser auftreten (Hofman 1987).

3.2.12 Primärproduktion

Seeökosysteme zeigen in Mitteleuropa nicht nur in den physikalischen Bedingungen ein saisonales Muster, sondern auch in der biologischen Aktivität. Im sonnenlichtdurchfluteten Wasserkörper findet in den Sommermonaten der Aufbau von Biomasse statt. Durch Photosynthese werden dem Wasserkörper anorganischer Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor und weitere Spurenelemente entzogen und in Biomasse umgewandelt. Dadurch stellen Baggerseen eine erhebliche Stickstoff- und Phosphorsenke dar (Wrobel 1980; Hölscher und Walther 1990; Muellegger et al. 2013). Selbst in kleineren Baggerseen von weniger als 100.000 m² können bis zu 99 % des Nitratstickstoffs durch die Primärproduktion aus dem Wasser des Sees entfernt werden (Tabelle 2). Dabei ist zu erwarten, dass eine längere Aufenthaltszeit des Wassers im Baggersee zu einer größeren biologischen Entfernung von Nitrat und anderen Nährsalzen wie Phosphat führt. Am Ende der biologisch aktiven Zeit (Herbst/Winter) sterben die Primärproduzenten ab und werden auf dem Seegrund als organikreiche Lage sedimentiert. Mit der Zeit bildet sich dadurch eine Schicht mit organischem Material an der Sohle.

Tabelle 2: Stickstoffabbau in fünf österreichischen Baggerseen mit unterschiedlichem Alter, Größe und Aufenthaltszeiten abgeleitet aus im Grundwasser beobachteten Nitratkonzentrationen im Zu- und Abstrom der Baggerseen (nach: Muellegger et al. 2013).

Baggersee	Aquifer	Alter [#] a	Ausdehnung, km ²	Max. Tiefe, m	Mittlere Aufenthaltszeit, a	N Abbau, %
1	Marchfeld	1	0,04	9,6	1,4	99
2	Tullner Feld	5	0,16	10,1	1,5	99
3	Leibnitzer Feld	10	0,06	5,0	0,2	73
4	Ybbser Scheibe	17	0,06	9,2	1,1	94
5	Welser Heide	28	0,09	6,3	0,3	52

[#]Zeitpunkt, ab dem der Abbau eingestellt wurde

3.2.13 Denitrifikation

Neben der Stickstoffumsetzung im Seekörper während der Primärproduktion kann auch die Reduktion des Stickstoffs durch Denitrifikation innerhalb der organikreichen Gewässersohle oder dem sauerstofffreien Wasser darüber (z. B. im sauerstoffreduzierten Hypolimnion während der Sommerstagnation) eine Rolle spielen (AG Kiesabbau in Auen am Beispiel der Elbe 2000; Wrobel 1980; Hofman 1987). Dabei wird Nitrat zu elementarem Stickstoff (N₂) reduziert. Bei der Denitrifikation bildet sich u. a. Nitrit als Zwischenprodukt. Nitrit wurde bis zu 700 m entfernt von einem Baggersee im Grundwasser nachgewiesen (Wrobel 1980). Die gemessenen Nitritkonzentrationen wurden in dem Bericht allerdings nicht angegeben, so dass nicht klar ist, ob der trinkwasserrelevante Grenzwert von 0,5 mg/l überschritten wurde.

Zusammenfassend zeigt sich, dass Baggerseen durch Primärproduktion und Denitrifikation zu einer Entfernung von Stickstoff und Phosphor aus dem durchströmenden Grundwasser beitragen. Diese Schlussfolgerung deckt sich mit Untersuchungen an deutschen, österreichischen, dänischen und kanadischen Baggerseen, in denen gezeigt wurde, dass die Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen in Baggerseen in der Regel deutlich geringer sind als in natürlichen Seen (Hölscher und Walther 1990; Muellegger et al. 2013; Søndergaard et al. 2018; Vucic et al. 2019; Wrobel 1980).

3.2.14 Viren, Bakterien und Parasiten

Aus wasserwirtschaftlicher Sicht kann die Primärproduktion in einem Oberflächengewässer allerdings auch mit Nachteilen für die Wasserqualität verbunden sein. In nährstoffreichen Seen kann sich am Ende des Sommers unter verschiedenen Voraussetzungen ein

Massenwachstum von Cyanobakterien entwickeln. In der Folge sind in vielen flachen Seen erhöhte Konzentrationen von durch die Cyanobakterien produzierten Toxinen zu finden (z.B. Microcystine), die zum Teil erheblich die Gewässerqualität beeinträchtigen können und beim Menschen lebertoxisch wirken. Microcystine sind hochmolekulare Substanzen, die durch Infiltration von Oberflächengewässern in einen Grundwasserleiter gelangen können. Aufgrund der Wirkung hat die Weltgesundheitsorganisation (WHO) 1998 einen vorläufigen Leitwert von $1 \mu\text{g} / \text{l}$ für eine Strukturvariante des Stoffes, das Microcystin-LR, angegeben. In den Sommermonaten zum Zeitpunkt der Cyanobakterienblüte können kurzzeitig Konzentrationen von mehreren $100 \mu\text{g} / \text{l}$ in Oberflächengewässern gemessen werden, die auch für eine Uferfiltration von Bedeutung werden können. Microcystin wird zwar im Grundwasserleiter abgebaut, der Prozess ist aber temperatur- und zeitabhängig (Grützmaier et al. 2009). Ungünstig auf den Abbau wirken sich niedrige Temperaturen und geringe Aufenthaltszeiten aus, die zu einem unvollständigen Abbau führen können.

Die Möglichkeit des Vordringens von Microcystinen in den Grundwasserleiter hängt von den Standortbedingungen ab und sollte im Rahmen einer Untersuchung am abströmenden Grundwasser bewertet werden. Aufgrund der hohen Durchlässigkeiten von sandigen und kiesigen Grundwasserleitern im Umfeld von Kiesabbau muss von einem möglichen Risiko für die Wassergewinnungen ausgegangen werden. Maßgeblich für eine Risikoabschätzung kann die Aufenthaltszeit im Grundwasserleiter sein. Nach mehr als 70 Tagen Untergrundpassage rechnet das deutsche Umweltbundesamt nicht mehr mit nachweisbaren Konzentrationen im gewonnenen Uferfiltrat (Chorus et al. 2006). Daher ist von einem Risiko auszugehen, wenn die Untergrundpassage (Fließweg zwischen Ort der Infiltration bis zum Brunnen) weniger als 2 Monate beträgt.

Weiterhin werden im Laufe der Jahre Baggerseen von Wasserpflanzen, Fischen und Vögeln sowie zahlreichen benthischen Bewohnern erobert. Vögel bringen durch Kot Nährstoffe in den Seekörper (Deutsche Limnologische Gesellschaft, 1995). Zudem kann durch Säugetiere und Vögel das Vorkommen von Parasiten, Viren und Bakterien begünstigt werden, wodurch hygienische Beeinträchtigungen zu erwarten sind. Auch Klarwassereinträge über Oberflächengewässer können theoretische Quellen für Viren und Bakterien sein. Zu den aus Trinkwassersicht relevanten Parasiten zählen Cryptosporidien und Giardien, die relativ häufig in Oberflächengewässern gefunden werden und bis ins Trinkwasser vordringen können, wo sie ein erhebliches Gesundheitsrisiko darstellen (Rose et al. 1991; Mac Kenzie et al. 1994). In sandig-kiesigen Grundwasserleitern mit einem hohen Grobporenanteil, wie sie in der Umgebung von Kiesabgrabungen zu finden sind, muss mit einer hohen Mobilität von Cryptosporidien gerechnet werden (z. B. Harter et al. 2000). Als Hauptemittenten kommen

Tiere in Frage, die direkt im See, am Ufer oder im Zustrom leben. Oberflächliche Abläufe von landwirtschaftlichen Nutzflächen stellen einen weiteren Eintragspfad in Oberflächengewässer dar. Die bei der Aufbereitung von Trinkwasser genutzten Methoden zur Desinfektion sind oft unzureichend, um Parasiten zu entfernen. Deshalb müssen Aufbereitung und Gewässerschutz zusammen wirken, um den höchstmöglichen Schutz vor Infektionen zu gewährleisten (Schönen et al. 1997). Weiterhin kann ein strikter Mindestabstand bzw. eine ausreichend hohe Fließzeit zwischen Baggersee und Brunnen dazu beitragen, dass Pathogene nicht bis in das Brunnenwasser vordringen.

Die Relevanz von Viren für eine Trinkwassergewinnung ist nicht direkt aus der Literatur abschätzbar, da über das Vorkommen und den Transport von Viren in Grundwasserleitern noch wenig bekannt ist. Es gibt Hinweise, dass einige Viren einen längeren Transport im Grundwasser überleben können. Die Aktivität von Viren nimmt mit längerer Aufenthaltszeit im Grundwasserleiter ab. Die Inaktivierungsrate ist allerdings abhängig von der Temperatur (Sobsey et al. 1986). Bei 5 °C können z.B. Hepatitis A und Polioviren mehr als 8 Wochen in Boden und Grundwasser aktiv bleiben. Selbst bei 25 °C werden die genannten Viren erst nach 12 Wochen zu mehr als 99 % inaktiv.

3.2.15 Gelöster organischer Kohlenstoff


Nach dem Absterben der Biomasse am Ende der Produktivität im Seekörper sinkt das Material auf den Seegrund. Dabei finden in der Wassersäule und am Seegrund eine Reihe von Abbauprozessen statt, die zu hohen mikrobiellen Zellzahlen im Seekörper führen (Muellegger et al. 2013). In der Folge wird junges und biologisch gut verwertbares organisches Material u. a. in Form von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) freigesetzt. Daher sind die DOC-Konzentrationen und Gesamtzellzahlen in Baggerseen in der Regel höher als im zuströmenden Grundwasser (Muellegger et al. 2013). In Baggerseen sind DOC Konzentrationen von 2 – 3 mg / l beobachtet worden (Muellegger et al. 2013). Im Abstrom können die DOC-Konzentrationen durch eine Freisetzung aus dem am Boden befindlichen Faulschlamm allerdings deutlich höher sein. Je nach Mächtigkeit des Faulschlamm muss dann ebenfalls mit der Bildung von Sulfid oder Methan gerechnet werden. Beide Stoffe sind bei der Förderung von Grundwasser mit dem Zweck der Trinkwasserbereitstellung unerwünscht. Finden die in einem Baggersee auftretenden DOC Konzentrationen den Weg bis in das Brunnenwasser, müssen diese ggf. dort entfernt werden. Erhöhte DOC Konzentrationen können mit einer Verfärbung des Wassers einhergehen sowie zu Beeinträchtigungen von Geschmack und Geruch führen. Solche ästhetischen Veränderungen

sollten nach Vorgabe der Trinkwasserverordnung geringgehalten werden und führen nicht selten zu Kundenunzufriedenheit. Aus hygienischer Sicht sind erhöhte DOC-Konzentrationen ebenfalls unerwünscht. So können hohe DOC-Konzentrationen, die während einer möglichen mikrobiologischen Belastung der Brunnenwässer auftreten, die Effizienz der in einem Wasserwerk vorgehaltenen chemischen oder physikalischen Desinfektion reduzieren. Weiterhin kann es bei der Reaktion von Cl_2 oder ClO_2 mit DOC zur Bildung von chlorierten organischen Verbindungen (z.B. Trihalomethane, Geruchs- und Geschmackstoffe) oder von Chlorit kommen (Kölle 2009). Beides kann zu einer Beeinträchtigung der Trinkwasserqualität führen und eine Wasseraufbereitung zur Verringerung des DOC erforderlich machen, falls eine Desinfektion des Wassers mittels Chlorung bzw. eine Sicherheitschlorung erforderlich ist.

Darüber hinaus ist auch die Gefahr einer Aufkeimung im Netz zu bewerten. Diese wird allerdings nicht durch die gesamte DOC-Konzentration direkt bestimmt. Vielmehr spielt hier der biologisch verfügbare Anteil des DOCs eine Rolle, der leicht abbaubare organische Kohlenstoff (assimilable organic carbon; AOC). Der in einem See durch die Primärproduktion entstehende DOC besteht in der Regel zu einem großen Teil aus AOC. Der AOC, der nicht in der Aufbereitung entfernt wurde, wird ins Trinkwasserverteilnetz eingetragen und dort biologisch abgebaut. Zusätzlich führen Aufbereitungsschritte wie z. B. Ozonung oder die Behandlung mit UV zu deutlichen AOC-Erhöhungen. Erhöhte AOC-Konzentrationen am Ausgang Wasserwerk führen somit zu einer Vermehrung der natürlichen Bakterien im Trinkwasser und einer verstärkten Biofilmbildung im Netz. Eine Minimierung der geschmacks- und geruchsbildenden Stoffe sowie des AOC ist daher notwendig für die hygienische Stabilität des Trinkwassers im Netz. Teile des DOC werden durch eine Kombination von biologischen und photochemischen Abbauprozessen in einem See entfernt. Auch Sorption an Mineralen kann dazu beitragen. Vor allem in den Sommermonaten führt die Photooxidation des UV-aktiven Anteils des DOC in Oberflächengewässern tagsüber zu einer (ggf. vollständigen) Mineralisation dieses Anteils zu CO_2 oder durch eine unvollständige Oxidation zur Entstehung von polaren und teils biologisch wieder gut verfügbaren Verbindungen. Dadurch sinkt die Gesamt-DOC Konzentration. Der Anteil an biologisch verfügbarem AOC erhöht sich allerdings durch die Sonneneinstrahlung (Riedel et al. 2016).

3.2.16 Folgenutzung

Die Nutzung einer ehemaligen Nassabgrabung als Badesee kann die Wassergüte hygienisch (z. B. Intestinale Enterokokken und *Escherichia coli*) und chemisch (Sonnenmilch oder andere Rückstände aus auf der Haut aufgetragenen Pflegeprodukten) beeinträchtigen. Darüber

A solid orange vertical bar is located on the left side of the page, above the main text.

hinaus haben Sonnenmilchrückstände zum Teil eine toxikologische Wirkung auf die Gewässerökologie (Tovar-Sanchez et al. 2013). Zur Relevanz von Sonnenmilchrückständen aus Trinkwassersicht liegen noch keine Studien vor.

4 Rechtliche Rahmenbedingungen

Planung und Betrieb eines Kiesabbaus sind durch eine Reihe von gesetzlichen Vorgaben reguliert. Dazu gehören Raumplanungsrecht, Bestimmungen zum Naturschutz, Bau- und Bergrecht sowie Wasserrecht. Im Folgenden soll vor allem auf alle das Grundwasser betreffenden rechtlichen Regelungen eingegangen werden.

Zur Beurteilung bei der Neuerrichtung und Erweiterung kann zunächst unter Umständen eine Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) erforderlich sein, wenn durch den Kiesabbau mit erheblichen Umweltauswirkungen gerechnet werden muss. Unter Umweltauswirkungen versteht das Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG) „unmittelbare und mittelbare Auswirkungen eines Vorhabens oder der Durchführung eines Plans oder Programms auf [...] Schutzgüter. Dies schließt auch solche Auswirkungen des Vorhabens ein, die aufgrund von dessen Anfälligkeit für schwere Unfälle oder Katastrophen zu erwarten sind“ (§ 2 UVPG). Zu den Schutzgütern nach UVPG zählen u. a. Boden und Wasser. Mit einer UVP wird das Risiko gegenüber einer Überschreitung von Schwellenwerten im Grundwasser untersucht. Weitere Aspekte einer UVP betreffen Schall- und Staubbelastungen, die aus Sicht des Grundwasserschutzes nicht ins Gewicht fallen. Zu Beginn einer UVP muss der Betreiber einer Kiesgewinnung Angaben zum Flächenbedarf inkl. Verkehrswegen, zum zeitlichen und räumlichen Verlauf des Abbaus, zur Abbautechnik (Bagger-, Transport und Spültechnik) sowie zu den zu erwartenden Emissionen durch Fahrzeuge, Geräte und Spülwasser machen. Aus wasserwirtschaftlicher Sicht sind zunächst Angaben zu Konfliktbereichen (Wasserschutzgebiete) und zur (Hydro-)Geologie erforderlich. Wichtig ist aber auch die Bewertung der Funktion der Böden für den Schutz des Grundwassers.

Für die Abschätzung von Auswirkungen wird in der Regel ein „Prognosezustand“ verwendet. Wie realistisch der Prognosezustand bei Durchführung der UVP war, lässt sich erst während bzw. nach dem Betrieb einer Kiesabgrabung beurteilen. Dazu sind kontinuierliche Untersuchungen an den jeweiligen Schutzgütern wie dem Grundwasser notwendig. Deshalb empfiehlt die Deutsche Gesellschaft für Limnologie (1995) eine Fortsetzung der UVP während der Betriebsphase und darüber hinaus. Das kann z. B. im Rahmen der Untersuchungsprogramme zur Überwachung von Baggerseen und dem abströmenden Grundwasser umgesetzt werden. Dem Betreiber wird dadurch die Möglichkeit gegeben, die Richtigkeit des angenommenen „Prognosezustands“ zu verifizieren. Außerdem können schadhafte Veränderungen in der Grundwasserbeschaffenheit frühzeitig erkannt werden.

Nach der Abgrabung ist ein neues Gewässer entstanden, das u. a. im Rahmen des Wasserhaushaltsgesetzes bewertet werden muss. Das Wasserhaushaltsgesetz gibt vor, dass „die Gewässer als Bestandteil des Naturhaushalts, als Lebensgrundlage des Menschen, als

Lebensraum für Tiere und Pflanzen sowie als nutzbares Gut zu schützen“ sind (§ 1 WHG). In § 6 WHG heißt es dann weiter: „Die Gewässer sind nachhaltig zu bewirtschaften, insbesondere mit dem Ziel (...) bestehende oder künftige Nutzungsmöglichkeiten insbesondere für die öffentliche Wasserversorgung zu erhalten oder zu schaffen, [sowie] mögliche[n] Folgen des Klimawandels vorzubeugen“ Folglich muss während des Betriebs und in der Phase der Folgenutzung ein Baggersee als Bestandteil des Naturhaushalts betrachtet und dementsprechend bewirtschaftet werden (§ 27-31, § 47 WHG). Um feststellen zu können, ob „signifikante nachteilige Auswirkungen auf [...] die Trinkwasserversorgung“ nach § 28 WHG auftreten, ist eine kontinuierliche Beobachtung des chemischen und biologischen Zustands unerlässlich. Dazu gehören laufende Kontrollen der Gewässerqualität, insbesondere dann, wenn der Baggersee oder ein durch einen Baggersee beeinflusstes Grundwasservorkommen (Infiltration vom Baggersee in den Grundwasserleiter) zur Trinkwassergewinnung verwendet wird. Vor diesem Hintergrund sind Nutzungseignungen abzuschätzen oder ggf. anfallende Sanierungsmaßnahmen zu planen.

Aus den rechtlichen Vorgaben ist nicht eindeutig ersichtlich, ob vorübergehende Grundwasserabsenkungen während der Aushubphase (durch Entnahme von Festmaterial aus dem Grundwasserleiter) zu einer Verschlechterung des mengenmäßigen Zustands führen, wenn diese Auswirkungen auf grundwasserabhängige Ökosysteme in der unmittelbaren Umgebung haben. Weiterhin ist aufgrund der unterschiedlichen in der Literatur beschriebenen Auswirkungen auf die lokale Wasserbilanz (Kapitel 3.1) die mengenmäßige Bewertung nach WHG nicht ohne detaillierte Untersuchungen möglich.

Nach derzeitiger Gesetzeslage sind Abgrabungen in einem Wasserschutzgebiet nicht erlaubt. Im Landeswassergesetz NRW (Stand: 31.8.2020) ist ein Verbot von Nassabgrabungen in den Wasserschutzzonen I, II, III A und III B enthalten (§ 35 Abs. 2 Satz 1 LWG). Auch in Wasserschutzgebietsverordnungen, so z.B. Gindericher Feld, unterliegen Abgrabungen dem Verbotstatbestand. Nach Odenkirchen (in: Natur- und Umweltschutz-Akademie des Landes Nordrhein-Westfalen 2007) ist jedoch ein Abbau in der Schutzzone III B durch die Entfernung zu den Brunnen und unter bestimmten „für den Grundwasserschutz sehr günstigen hydrogeologischen, chemischen, physikalischen, biologischen und hydraulischen Rahmenbedingungen und unter Einhaltung erhöhter Anforderungen an den Abbau im Ausnahmefall möglich“. Aufgrund des Umstands, dass Auskiesungen auch schon vor dem aktuell gültigen LWG genehmigt wurden oder in älteren Schutzgebietsverordnungen Abgrabungen noch genehmigungsfähig waren, finden sich heute noch aktive Abgrabungen in Wasserschutzgebieten, zumeist in der Schutzzone IIIB. Die dort jeweils gültigen Schutzgebietsverordnungen erlauben in der Schutzzone IIIB Abgrabungen, Bodenabbau, die

Entfernung der Deckschichten auf Dauer oder die Freilegung des Grundwassers unter Auflagen. Je nach behördlichen Entscheidungen können sich daraus Ansprüche für Privatpersonen ergeben, die durch den Vorrang der Trinkwassergewinnung Einschränkungen beim Kiesabbau hinnehmen müssten (siehe Nassauskiesungsbeschluss des Bundesverfassungsgerichts vom 15. Juli 1981).

In einem aktuellen Gesetzentwurf der Landesregierung NRW („Gesetz zur Änderung wasser- und wasserverbandsrechtlicher Vorschriften“) wird das generelle Verbot zurückgenommen. Dort wird formuliert: „Das Abgrabungsverbot in Wasserschutzgebieten könnte sich gewinnmindernd bei der Kies- und Sandindustrie sowie der Festgesteinsindustrie auswirken. [...] Auch jetzt schon kann die zuständige Behörde bei der Festsetzung in begründeten Fällen von diesem Grundsatz abweichen und auch jetzt finden in Einzelfällen die bundesrechtlichen Befreiungsregelungen Anwendung.“

Während der Abbauphase kommen innerhalb eines Schutzgebiets ggf. die Verordnung über Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen (AwSV) zum Tragen, wenn Treibstoffe oder Schmieröle gelagert werden, und die Richtlinien für bautechnische Maßnahmen an Straßen in Wassergewinnungsgebieten (RiStWag), wenn Zuwege angelegt werden.

Nach dem Abbau kann eine Grube ganz oder teilweise verfüllt werden. In Nordrhein-Westfalen geben die Richtlinien für Abgrabungen nach dem Runderlass des Ministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (I A 6 - 2.00.03- vom 1.1.1984, geändert durch RdErl. vom 8.3.1990) vor, dass die Herrichtung des Betriebs- und Abbaugeländes mittels „Wiedereingliederung in die umgebende Landschaft durch Gestaltung, Rekultivierung oder Renaturierung oder natürliche Sukzession,“ zu erfolgen hat. Bis ca. 1980 wurden viele Kiesgruben am Niederrhein mit Bauschutt, Bergematerial, Industrieabfall, Hafenschlamm oder Klärschlamm verfüllt (Hofman 1981; Regierungspräsident Düsseldorf 1982; Dingethal et al. 1998). Mittlerweile ist nur noch nachweislich grundwasserunschädliches Material zugelassen. Für die Verfüllung kommen daher nur noch Materialien mit Zuordnungswert Z0 („uneingeschränkter Einbau“) nach den technischen Regeln der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA 2003) in Frage. Dazu zählen alle Böden, auch Fremdböden, die nach Vorgaben der LAGA auf Basis von Elutionsversuchen als unbelastet eingestuft werden können. Das Mindestuntersuchungsprogramm für die Eluate sieht zunächst nur eine Reihe von Schwermetallen (z. B. Cu, Ni, Hg) und Kohlenwasserstoffen vor. Nur bei Verdacht werden weitere Parameter untersucht. Für die Verfüllung von Abgrabungen unterhalb der durchwurzelbaren Schicht eignet sich i.d.R. nur Bodenmaterial (LABO 2002). Bauschutt darf nur für betriebstechnische Zwecke verwendet werden. Weiterhin gelten bei Verfüllungen in

NRW laut Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Aktenzeichen IV-4-547-02-05 vom 01.12.2014):

- Das Abfallrecht im Hinblick auf den Zweck einer Verwertung nach § 3 Abs. 23 KrWG und die Schadlosigkeit nach § 7 Abs. 3 KrWG,
- das Bodenschutzrecht im Hinblick auf die Sicherung und Wiederherstellung von Bodenfunktionen sowie die Vorsorge gegen das Entstehen schädlicher Bodenveränderungen nach §§ 1 und 7 BBodSchG und 9 BBodSchV sowie
- das Wasserrecht im Hinblick auf die Besorgnis einer Verunreinigung des Grundwassers (§§ 5 Abs. 1 Nr. 1, 9 Abs. 2 Nr. 2, 12 Abs. 1 Nr. 1, 3 Nr. 10, § 48 Abs. 2 WHG).

Die Überwachung dieser gesetzlichen Anforderungen ist allerdings schwierig und Z0-Material in den benötigten Mengen oft nicht vorhanden. Hinzu kommt, dass im Referentenentwurf vom April 2017 zur Neufassung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung mittels einer Mantelverordnung festgestellt wird, dass die Anwendung solcher Kriterien keine rechtsverbindliche Grundlage für die ordnungsgemäße und schadlose Verwertung mineralischer Abfälle ist. Sie entsprächen auch aus fachlicher Sicht nicht mehr in vollem Umfang dem gegenwärtigen Stand der Erkenntnisse.

Rechtliche Regelungen in anderen Bundesländern weisen teils vergleichbare, teils anders lautende Vorgaben auf. In Niedersachsen wird empfohlen, die Gewinnung von Bodenschätzen nur innerhalb der Schutzzone IIIB zu erlauben (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz 2013). In der Schutzzone IIIA kann eine Erlaubnis erfolgen, wenn keine Freilegung des Grundwassers erfolgt. Bei einem Erlaubnisverfahren über einen Nassabbau sollte zusätzlich berücksichtigt werden, ob der Abbau direkt einen zur Trinkwassergewinnung genutzten Grundwasserleiter betrifft oder ob eine Trennung zum bewirtschafteten Grundwasserleiter besteht. Ohne bestehende Schutzzonen wird nur der Bereich außerhalb der 50-Tage-Linie als genehmigungsfähig angesehen. Damit wird den Risiken gegenüber hygienischen Beeinträchtigungen (z. B. Cyanotoxine, Kapitel 3.2) Rechnung getragen. Verfüllungen sollten die Anforderungen der LAGA (2003) erfüllen.

In Bayern werden Abgrabungen als bauliche Anlagen behandelt (Richtlinien für Anlagen zur Gewinnung von Kies, Sand, Steinen und Erden, Bekanntmachung des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen vom 9. Juni 1995). Entsteht dabei ein permanentes Oberflächengewässer muss eine Planfeststellung oder eine Plangenehmigung in Form einer UVP durchgeführt werden. Durch die Offenlegung des Grundwassers muss zudem eine wasserrechtliche Erlaubnis eingeholt werden. Als mögliche

Standorte gelten „festgesetzte, vorläufig gesicherte und geplante Trinkwasser- und qualitative Heilquellenschutzgebiete“ jedoch als „ungeeignet“.

In Schleswig-Holstein verweist der Erlass „Anforderungen an den Abbau oberflächennaher Bodenschätze und die Verfüllung von Abgrabungen“ des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz und Landwirtschaft vom 01.10.2003 auf die bestehenden Wasserschutzgebietsverordnungen und die darin getroffenen Regelungen.

5 Risikoabschätzung und Empfehlung

Da es sich bei Abgrabungen um flächige und dauerhafte Eingriffe in die Umwelt handelt, ist aus Sicht einer durch die Abgrabung beeinflussten Trinkwassergewinnung eine sorgfältige Prüfung aller Risiken, die sich aus der Vielzahl der in Kap. 3 aufgeführten Faktoren ergeben können, notwendig.

Risiken bei Abgrabungen ergeben sich durch absichtliche oder durch menschliches Versagen herbeigeführte Verschmutzungen, stoffliche Einträge aus der Atmosphäre, aus eingebrachtem Boden und aus der umgebenden Flächennutzung. Bei den entstehenden Baggerseen kommen Risiken durch Cyanotoxine, hygienische Parameter (Viren, Bakterien, Parasiten), Temperaturveränderungen im Grundwasser und ein erhöhtes Aufkeimungspotenzial im Leitungsnetz des Wasserversorgers, Ammonium und Schwermetalle hinzu. Bei Nassabgrabungen muss während des Betriebs und der nachfolgenden unterschiedlichen Entwicklungsphasen eines Baggersees von unterschiedlichen Risiken für das abströmende Grundwasser ausgegangen werden. Darüber hinaus kann es aus wasserwirtschaftlicher Sicht zu unerwünschten Beeinträchtigungen in der Grundwasserqualität und beim gesamten Wasserdargebot kommen. Qualitative Beeinträchtigungen ergeben sich aus der sommerlichen Erwärmung des Grundwassers und der damit verbundenen Freisetzung von Mangan im Grundwasserleiter sowie der Freisetzung von AOC, Methan und Sulfid aus einer sich im Laufe der Jahre bildenden Faulschlammschicht am Grund des Baggersees. Weiterhin sind Einträge von PSM aus landwirtschaftlichen Nutzflächen in der unmittelbaren Umgebung zu bewerten sowie Stoffeinträge durch die mögliche Folgenutzung (z.B. UV-Filter aus Sonnencreme bei Nutzung als Badesees, Viren und Parasiten durch Fischzucht oder PSM aus landwirtschaftlicher Nutzung von ehemaligen Trockenabgrabungen). Die Folgen einer möglichen Eutrophierung sollten ebenfalls betrachtet werden. Hinzu kommen Vandalismus und terroristischer Anschlag.

Quantitative Beeinträchtigungen sind durch die zu erwartenden Verdunstungsverluste im Zuge der Klimaveränderungen denkbar.

5.1 Allgemeine Vorgehensweise bei der Risikoabschätzung

Die Risikoabschätzung erfolgt unter Anwendung des Merkblatts DVGW W 1001-B2 (M) „Sicherheit in der Trinkwasserversorgung - Risikomanagement im Normalbetrieb; Beiblatt 2: Risikomanagement für Einzugsgebiete von Grundwasserfassungen zur Trinkwassergewinnung“ von 2015. Da die Risikoabschätzung nicht für einen konkreten Fall

sondern allgemein erfolgen sollte, wurde die im Anhang A des Merkblatts erläuterte Methode zur qualitativen Risikoabschätzung von Einzugsgebieten von Grundwasserfassungen zur Trinkwassergewinnung mit geringer Datengrundlage angewendet. Im Folgenden wird die Methode kurz erläutert.

Für ein definiertes Ereignis werden zunächst das Schadensausmaß am Ort des Ereignisses und die Eintrittswahrscheinlichkeit bestimmt. Hierzu werden die in Tabelle 3 und Tabelle 4 aufgeführten Klassen und Definitionen verwendet, die dem Merkblatt DVGW W 1001-B2 entnommen sind und Beispiele für eine Bewertung enthalten. Die Beispiele können jedoch auch durch unternehmensspezifische Definitionen ersetzt werden.

Jeder Klasse ist eine Rangzahl zwischen eins und fünf zugeordnet:

SA = Rangzahl für das Schadensausmaß

EW = Rangzahl für die Eintrittswahrscheinlichkeit

Tabelle 3: Definitionen für das Schadensausmaß (DVGW W1001-B2)

Klasse	Rang SA	Bezeichnung	Umschreibung (Eintreten hätte ... zur Folge)
sehr gering	1	kein nennenswertes Schadstoffpotential	keine beobachtbaren negativen Auswirkungen auf die Beschaffenheit der betrachteten Wassermatrix
gering	2	geringes Schadstoffpotential	nur unbedeutende/geringfügige Auswirkungen auf die sensorische Beschaffenheit der betrachteten Wassermatrix
mittel	3	mittleres Schadstoffpotential, begrenzte Schadstoffmengen bzw. geringe Stoffkritikalität	minder schwere Konzentrationsanstiege (nicht gesundheitsrelevant), ggf. vorübergehende oder zeitlich sehr begrenzte Auswirkungen auf die sensorische Beschaffenheit der betrachteten Wassermatrix
hoch	4	hohes Schadstoffpotential (Menge und Stoffkritikalität)	Überschreitung kritischer Schwellenwerte in der betrachteten Wassermatrix (aber ohne akute Gesundheitsrelevanz)
sehr hoch	5	sehr hohes Schadstoffpotential (Menge und Stoffkritikalität)	deutliche Überschreitung von kritischen Schwellenwerten in der betrachteten Wassermatrix (ggf. mit akuter oder langfristiger Gesundheitsrelevanz)

Tabelle 4: Definitionen für die Eintrittswahrscheinlichkeit (DVGW W1001-B2)

Klasse	Rang EW	Beschreibung (Ereigniseintritt ist ...)	Beispiele/Wiederkehrintervall
sehr gering	1	nahezu ausgeschlossen/sehr unwahrscheinlich, tritt mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit nicht ein	Havarien/Katastrophen
gering	2	unwahrscheinlich/eher unwahrscheinlich, auf seltene, nicht wiederkehrende Einzelfälle begrenzt	Unfälle oder sonstige Schadensfälle, die z. B. seltener als alle 10 Jahre auftreten
mittel	3	unregelmäßig/gelegentlich, völlig unbestimmt	Leckagen, unregelmäßige Einzelfälle, aber Häufigkeit uneindeutig
hoch	4	wahrscheinlich/ziemlich wahrscheinlich	keine Einzelfälle mehr aber nicht dauerhaft oder nicht flächendeckend
sehr hoch	5	nahezu sicher/sehr wahrscheinlich, regelmäßig wiederkehrend oder dauerhaft vorhanden	z. B. jedes Jahr im Winter oder häufiger pro Jahr

Aus dem Produkt der Rangzahlen ergibt sich ein Zahlenwert zwischen 1 und 25 (siehe Tabelle 5). Anhand dieses Zahlenwertes werden dem Ausgangsrisiko wiederum Rangzahlen (R_A) zwischen eins und fünf zugeordnet (siehe Tabelle 6). Somit erhält man die in Tabelle 7 dargestellte Matrix zur Ermittlung der Rangzahl des Ausgangsrisikos.

Tabelle 5: Matrix zur Ermittlung des Produkts aus EW und SA (DVGW W1001-B2)

			Eintrittswahrscheinlichkeit (Rangzahl EW)				
			sehr gering	gering	mittel	hoch	sehr hoch
			1	2	3	4	5
Schadensausmaß (Rangzahl SA)	sehr gering	1	1	2	3	4	5
	gering	2	2	4	6	8	10
	mittel	3	3	6	9	12	15
	hoch	4	4	8	12	16	20
	sehr hoch	5	5	10	15	20	25

Tabelle 6: Ermittlung der Klasse und der Rangzahl des Ausgangsrisikos (DVGW W1001-B2)

Klasse	Wertebereich (Produkt aus EW und SA)	Rangzahl Ausgangsrisiko R_A
sehr gering	1-5	1
gering	6-10	2
mittel	12-15	3
hoch	16-20	4
sehr hoch	21-25	5

Tabelle 7: Matrix zur Ermittlung der Rangzahl des Ausgangsrisikos R_A in Abhängigkeit von der Eintrittswahrscheinlichkeit und des Schadensausmaßes

			Eintrittswahrscheinlichkeit (Rangzahl EW)				
			sehr gering	gering	mittel	hoch	sehr hoch
			1	2	3	4	5
Schadensausmaß (Rangzahl SA)	sehr gering	1	1	1	1	1	1
	gering	2	1	1	2	2	2
	mittel	3	1	2	2	3	3
	hoch	4	1	2	3	4	4
	sehr hoch	5	1	2	3	4	5

Aus der Abschätzung des Ausgangsrisikos nach Tabelle 7 wird das Risiko für das Rohwasser abgeleitet. Dabei wird der Transport der durch das gefährdende Ereignis freigesetzten Stoffe durch die ungesättigte und gesättigte Zone bewertet.

Hierzu werden folgende Vulnerabilitäten abgeschätzt:

- Die Vulnerabilität des Grundwassers, die die Schutzwirkung der grundwasserüberdeckenden Schichten und des Bodens, also der ungesättigten Zone, berücksichtigt und
- die Vulnerabilität des Rohwassers, die die Schutzfunktion der gesättigten Zone, also des Grundwasserleiters berücksichtigt

Die Vulnerabilität des Grundwassers am Ort des Ereignisses (V_{GW}) wird gemäß der Mächtigkeit und Eigenschaften der grundwasserüberdeckenden Schichten abgeschätzt und mit Zahlenwerten zwischen 0,2 (sehr gering) und 1 (sehr hoch) belegt (Abbildung 6).

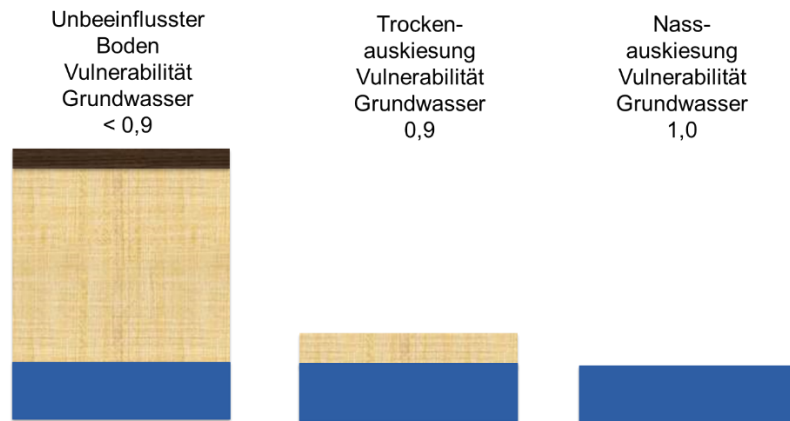


Abbildung 6: Illustration zur Herleitung der Zahlenwerte für die Vulnerabilität des Grundwassers. Dunkelbraun = Oberboden; hellbraun = ungesättigte Zone; blau = Grundwasser.

Die Vulnerabilität des Rohwassers wird anhand der horizontalen Durchlässigkeit des gesättigten Aquifers und des Abstands des gefährdenden Ereignisses von der Rohwasserfassung ermittelt. Dieser Abstand wird vereinfachend durch die Schutzzone beschrieben, in der das gefährdende Ereignis eintritt. Für die Standorte am linken Niederrhein werden k_f -Werte in der Größenordnung von 1×10^{-3} bis 1×10^{-2} m/s angenommen. Nach DVGW W 1001-B2 ergeben sich hierfür die in Tabelle 8 aufgeführten Vulnerabilitäten des Rohwassers (V_{RW}).

Tabelle 8: Vulnerabilität des Rohwassers in Abhängigkeit von der Schutzzone bei einem k_f -Wert im Bereich von 1×10^{-3} bis 1×10^{-2} m/s (DVGW W1001-B2)

Schutzzone	Vulnerabilität des Rohwassers (V_{RW})
III B bzw. außerhalb der Schutzzone	0,6
III / III A	0,8
II	0,8
I	1,0

Das Risiko für das Rohwasser (R_{RW}) wird anhand des Ranges der Ausgangsgefährdung (R_A) sowie der Vulnerabilitäten des Grundwassers (V_{GW}) und des Rohwassers (V_{RW}) ermittelt aus

$$R_{RW} = R_A * V_{GW} * V_{RW}.$$

Aus dem Zahlenwert des Risikos werden die Klasse des Risikos sowie Dringlichkeiten von Handlungsoptionen abgeleitet (siehe Tabelle 9).

Tabelle 9: Beschreibung der Klassen des Risikos für das Rohwasser (R_{RW}) und der Dringlichkeit von Handlungsoptionen (DVGW W1001-B2)

Klasse/ Priorität	R_{RW}	Bezeichnung (Beispiele)	Umschreibung (Beispiele für Handlungsoptionen)
sehr gering	0 bis 1	vernachlässigbar	keine besondere Aufmerksamkeit erforderlich; Behandlung im Routinebetrieb, Beschreibung in Dokumentation und erneute Berücksichtigung in künftigen Bewertungen
gering	> 1 bis 2	unbedeutend/ akzeptabel	gegenwärtig kein Handlungsbedarf, Lösung im Routinebetrieb und Berücksichtigung bei zukünftigen Veränderungen der Trinkwasserversorgung oder bei Revision
mittel	> 2 bis 3	nicht vernachlässigbar, aber tolerierbar	künftig Aufmerksamkeit erforderlich, Handlungsbedarf prüfen: ggf. Wissenslücken schließen, evtl. Neubewertung bzw. mittelfristige Maßnahmen prüfen
hoch	> 3 bis 4	bedeutend	zeitnah Aufmerksamkeit erforderlich, Handlungsbedarf: Wissenslücken schließen, ggf. Neubewertung oder Maßnahmen erforderlich, Überwachung vorhandener Maßnahmen wichtig
sehr hoch	> 4 bis 5	gravierend	umgehend Aufmerksamkeit erforderlich, sofortiger Handlungsbedarf: Wissenslücken schließen, ggf. Neubewertung oder dringende Maßnahmen (bis hin zur Gefahrenabwehr) erforderlich, Überwachung vorhandener Maßnahmen sehr wichtig

5.2 Annahmen bei der Risikoabschätzung im Rahmen einer Worst-Case-Betrachtung

Bei der in Kapitel 5.1 erläuterten Vorgehensweise zur Risikoabschätzung sind gefährdende Ereignisse und die Vulnerabilitäten des Grundwassers und des Rohwassers zu beurteilen. Da bei der allgemeinen Risikoabschätzung keine konkreten Einzelfälle betrachtet werden, ist im Sinne des Gewässerschutzes eine Worst-Case-Betrachtung vorzunehmen. Dabei wurden die in den folgenden Abschnitten erläuterten Annahmen getroffen.

Bei der Klassifizierung der Eintrittswahrscheinlichkeit und des Schadensausmaßes eines gefährdenden Ereignisses wurden im Zweifelsfall jeweils die höheren Klassen gewählt. Bereits bestehende Maßnahmen zur Verringerung der Eintrittswahrscheinlichkeit und des Schadensausmaßes wurden nicht berücksichtigt. Die Klassifizierung ergibt somit das höchstmögliche Ausgangsrisiko.

Zur Ermittlung des Ausgangsrisikos sieht das DVGW Merkblatt W1001-B2 die in Tabelle 7 dargestellte Matrix vor. Demnach ergibt sich für Ereignisse, von denen eine akute oder

langfristige Gesundheitsgefährdung ausgehen kann (Ereignisse mit sehr hohem Schadensausmaß (Rangzahl SA=5) nach Definition gemäß Tabelle 3) nur dann ein sehr hohes Ausgangsrisiko, wenn auch die Eintrittswahrscheinlichkeit sehr hoch ist (Rangzahl EW=5). Bei weniger häufig auftretenden Ereignissen mit gesundheitsgefährdender Auswirkung wird ein geringeres Ausgangsrisiko ermittelt und hygienische Risiken werden mit abnehmender Eintrittswahrscheinlichkeit zunehmend als akzeptabel dargestellt. Diese Bewertung widerspricht jedoch dem Gedanken des grundsätzlichen Gesundheitsschutzes. Besteht eine mögliche gesundheitliche Gefährdung, so sollte das Ausgangsrisiko unabhängig von der Eintrittswahrscheinlichkeit als sehr hoch (Rangzahl $R_A=5$) eingestuft werden. Diese Einstufung entspricht auch der im DVGW Hinweis W 1001 (2008, derzeit zurückgezogen und in Überarbeitung) dargestellten Beispielmatrix (3x3 Matrix) zur Risikoabschätzung. Zur Ermittlung des Ausgangsrisikos wurde daher die in Tabelle 10 dargestellte Matrix verwendet.

Tabelle 10: Modifizierte Matrix zur Ermittlung der Rangzahl des Ausgangsrisikos R_A in Abhängigkeit von der Eintrittswahrscheinlichkeit und des Schadensausmaßes

			Eintrittswahrscheinlichkeit (Rangzahl EW)				
			sehr gering	gering	mittel	hoch	sehr hoch
			1	2	3	4	5
Schadensausmaß (Rangzahl SA)	sehr gering	1	1	1	1	1	1
	gering	2	1	1	2	2	2
	mittel	3	1	2	2	3	3
	hoch	4	1	2	3	4	4
	sehr hoch	5	5	5	5	5	5

Die Einstufung der Vulnerabilität des Grundwassers erfolgt unter Berücksichtigung der Mächtigkeit und Eigenschaften der grundwasserüberdeckenden Schichten. Da bei der Nassabgrabung die grundwasserüberdeckende Schicht vollständig entfernt wird, wurde hierfür grundsätzlich eine Vulnerabilität des Grundwassers von 1 (sehr hoch) angenommen. Bei Trockenabgrabungen wird die grundwasserüberdeckende Schicht nicht vollständig entfernt, jedoch in jedem Fall die oberen Bodenschichten. Da diese eine bedeutendere Rolle beim Schutz des Grundwassers vor Einträgen spielen als die darunter liegenden Kiesschichten, welche durch den Kiesabbau auch noch weiter verringert werden, wurde bei der Trockenabgrabung eine nur sehr geringe Restmächtigkeit der verbleibenden Kiesschicht (< 3 m) und eine daraus resultierende Vulnerabilität des Grundwassers von 0,9 angenommen. Die

Annahme höherer Restmächtigkeiten würde die Annahme geringerer Zahlenwerte für die Vulnerabilität des Grundwassers rechtfertigen.

In den Fällen, bei denen keine deutliche Konzentrationsverringering der eingetragenen Stoffe z. B. durch Abbau- oder Sorptionsprozesse bei der horizontalen Durchströmung der sehr gut durchlässigen Sand/Kiesschichten zu erwarten ist (z. B. Sulfat, PSM), wurden bei Ereignissen in der Schutzzone IIIB die Vulnerabilität des Rohwassers gleich der Vulnerabilität in den Schutzzonen II und III/IIIA gesetzt ($V_{RW} = 0,8$ anstelle von 0,6), da die in der Gewinnungsanlage ankommende Fracht aus der WSZ IIIB und der WSZ IIIA dann gleich ist. Diese Anpassung erfolgte weiterhin vor dem Hintergrund, dass bei kontinuierlichen Einträgen, z. B. in Form der Freisetzung aus Aufhaldungen und Verfüllungen oder bei regelmäßig aufgetragenen PSM, eine Konzentrationsverringering infolge Dispersion während der Durchströmung des Grundwasserleiters langfristig entfällt.

5.3 Risikoabschätzung für identifizierte gefährdende Ereignisse

Aufgrund der Ergebnisse der Literaturstudie wurden die folgenden gefährdenden Ereignisse identifiziert, für die eine Risikoabschätzung durchgeführt wurde:

- Abtrag der schützenden Bodenschicht
- Temperaturerhöhung des Grundwassers
- Aufhaldung von abgetragenen Boden
- Einsatz von Maschinen und Fahrzeugen
- Aufenthalt von Tieren
- Algenblüten im See
- Stoffumwandlungsprozesse im See
- Landwirtschaftliche Nutzung umliegender Flächen
- Einsatz von Mineraldünger und/oder Wirtschaftsdünger bei landwirtschaftlicher Nutzung umliegender Flächen
- Atmosphärische Deposition im Normalfall
- Atmosphärische Deposition nach Unfall/Katastrophe
- Vandalismus, terroristischer Anschlag
- Verfüllung der Abgrabung
- Baden
- Fischzucht/Angeln
- Landwirtschaftliche Nutzung der Abgrabung nach Verfüllung

Die Ergebnisse der Risikoabschätzung sind in den folgenden Steckbriefen zusammengefasst. Dabei wird zwischen Trocken- und Nassauskiesung unterschieden. Als Folgenutzungen werden die Verfüllung der Auskiesung sowie die Nutzung als Badesee und zur Fischzucht bzw. Angelgewässer betrachtet.

Werden bei einem gefährdenden Ereignis mehrere Stoffe bzw. Stoffgruppen freigesetzt, so wird die Risikoabschätzung für die Stoffe bzw. Stoffgruppen mit dem höchsten Schadensausmaß vorgenommen.

Die Ermittlung des Rohwasserrisikos erfolgt nicht für die Wasserschutzzone I, da hier nur Tätigkeiten zugelassen sind, die zur Sicherung der Wassergewinnung durchgeführt werden.

5.3.1 Abtrag der schützenden Bodenschicht

Der Abtrag der schützenden Bodenschicht stellt im Sinne der Risikoanalyse kein eigenständiges gefährdendes Ereignis dar. Durch die Entfernung der Bodenschicht wird jedoch die Vulnerabilität des Grundwassers gegenüber Einträgen erhöht. Dies wird in der angewendeten Bewertungssystematik durch die Vulnerabilität des Grundwassers berücksichtigt, wie bereits in Kapitel 5.2 erläutert wurde. Die höchste Vulnerabilität (Wert von 1,0) liegt bei Freilegung des Grundwassers vor. Durch den Abtrag der Bodenschicht erhöht sich die Vulnerabilität des Grundwassers bei einer Trockenaus Kiesung auf einen Wert von 0,9 und bei einer Nassauskiesung auf 1,0.

5.3.2 Temperaturerhöhung des Grundwassers

Infolge der Temperaturerhöhung des Grundwassers im Abstrom von Nassauskiesungen und Baggerseen ist eine Zunahme der hydraulischen Leitfähigkeit zu verzeichnen (siehe Kapitel 3.1.4). Es wird angenommen, dass die hydraulische Leitfähigkeit trotzdem in der Klasse zwischen 1×10^{-3} - 1×10^{-2} m/s verbleibt. Dieser Effekt wirkt sich somit nicht auf die Risikoanalyse nach der hier durchgeführten Systematik aus und kann nur bei einer Einzelfallbetrachtung berücksichtigt werden. Weiterhin werden durch die Ausdehnung der Schutzzonen infolge der Temperaturerhöhung des Wassers Flächennutzungen erfasst, die vorher nicht in den jeweiligen Schutzzonen lagen. Diese auf die Weise neu dazukommenden Risiken können bei dieser pauschalen Risikoabschätzung ebenfalls nicht berücksichtigt werden und sind nur im Rahmen einer konkreten Einzelfallbetrachtung zu beurteilen.

5.3.3 Aufhaltung von abgetragenem Boden

Gefährdendes Ereignis: Freisetzen von Sulfat und Schwermetallen durch Stoffumwandlungsprozesse in Aufhaltungen von abgetragenem Boden		
Auswirkung: Eindringen von Schadstoffen (Sulfat, Schwermetalle) in den Untergrund und in das Grundwasser		
Eintrittswahrscheinlichkeit mittel	Schadensausmaß sehr hoch	Ausgangsrisiko sehr hoch
Begründung: Auftreten des gefährdenden Ereignisses möglich, aber unbestimmt; mittlere Eintrittswahrscheinlichkeit, aber sehr hohes Schadensausmaß, da ggf. kritische Schwellenwerte überschritten werden (mit Gesundheitsrelevanz)		
Trockenauskiesung *)		
WSZ II Rohwasserrisiko hoch	WSZ III/IIIA Rohwasserrisiko hoch	WSZ IIIB Rohwasserrisiko hoch **)
Nassauskiesung *)		
WSZ II Rohwasserrisiko hoch	WSZ III/IIIA Rohwasserrisiko hoch	WSZ IIIB Rohwasserrisiko hoch **)

*) Für die Vulnerabilität des Grundwassers wurde $V_{GW} = 0,8$ angenommen, da die Aufhaltung neben der Abgrabung erfolgt, der Boden jedoch abgetragen wurde.

***) Für die Vulnerabilität des Rohwassers wurde $V_{RW} = 0,8$ gewählt, da keine stärkere Rückhaltung der Schadstoffe in WSZ IIIB als in II und III/IIIA angenommen wird und eine langfristig andauernde Belastung zu erwarten ist.

5.3.4 Einsatz von Maschinen und Fahrzeugen

Gefährdendes Ereignis: Freisetzen von Schmier- und Treibstoffen sowie Hydraulikölen aus Anlagen des Kiesabbaus und aus Fahrzeugen infolge von Unfällen und Undichtigkeiten		
Auswirkung: Eindringen von Schadstoffen in den Untergrund und in das Grundwasser		
Eintrittswahrscheinlichkeit Mittel	Schadensausmaß sehr hoch	Ausgangsrisiko sehr hoch
Begründung: Unbestimmtes Auftreten des gefährdenden Ereignisses (Leckagen, unregelmäßige Einzelfälle), aber ggf. sehr hohes Schadensausmaß wegen möglicher Gesundheitsgefährdung		
Trockenauskiesung		
WSZ II Rohwasserrisiko hoch	WSZ III/IIIA Rohwasserrisiko hoch	WSZ IIIB Rohwasserrisiko hoch *)
Nassauskiesung		
WSZ II Rohwasserrisiko hoch	WSZ III/IIIA Rohwasserrisiko hoch	WSZ IIIB Rohwasserrisiko hoch *)

*) Für die Vulnerabilität des Rohwassers wurde $V_{RW} = 0,8$ gewählt, da keine stärkere Rückhaltung der Schadstoffe in WSZ IIIB als in II und III/IIIA angenommen wird und eine langfristig andauernde Belastungen zu erwarten ist.

5.3.5 Aufenthalt von Tieren

Gefährdendes Ereignis: Freisetzen von Bakterien, Viren und Parasiten durch Ausscheidungen von Tieren		
Auswirkung: Eindringen von Bakterien, Viren und Parasiten in den Untergrund und in das Grundwasser		
Eintrittswahrscheinlichkeit Mittel	Schadensausmaß sehr hoch	Ausgangsrisiko sehr hoch
Begründung: Unbestimmtes Auftreten des gefährdenden Ereignisses, aber ggf. sehr hohes Schadensausmaß wegen möglicher Gesundheitsgefährdung		
Trockenaus Kiesung		
WSZ II Rohwasserrisiko hoch	WSZ III/IIIA Rohwasserrisiko hoch	WSZ IIIB Rohwasserrisiko mittel
Nassaus Kiesung		
WSZ II Rohwasserrisiko hoch	WSZ III/IIIA Rohwasserrisiko hoch	WSZ IIIB Rohwasserrisiko mittel

5.3.6 Algenblüten im See

Gefährdendes Ereignis: Freisetzen von Algentoxinen infolge des Auftretens von Algenblüten		
Auswirkung: Eindringen von Algentoxinen in den Untergrund und in das Grundwasser		
Eintrittswahrscheinlichkeit Mittel	Schadensausmaß sehr hoch	Ausgangsrisiko sehr hoch
Begründung: Gelegentliches Auftreten des gefährdenden Ereignisses möglich, ggf. sehr hohes Schadensausmaß wegen möglicher Gesundheitsgefährdung		
Trockenaus Kiesung mit Folgenutzung See		
WSZ II Rohwasserrisiko hoch	WSZ III/IIIA Rohwasserrisiko hoch	WSZ IIIB Rohwasserrisiko mittel
Nassaus Kiesung		
WSZ II Rohwasserrisiko hoch	WSZ III/IIIA Rohwasserrisiko hoch	WSZ IIIB Rohwasserrisiko mittel

5.3.7 Stoffumwandlungsprozesse im See

Gefährdendes Ereignis: Freisetzen von AOC, Ammonium und Mangan infolge von Stoffumwandlungsprozessen im See		
Auswirkung: Eindringen von AOC, Ammonium und Mangan in den Untergrund und in das Grundwasser		
Eintrittswahrscheinlichkeit Mittel	Schadensausmaß Hoch	Ausgangsrisiko mittel
Begründung: Auftreten des gefährdenden Ereignisses möglich aber unbestimmt; hohes Schadensausmaß, aber keine Gesundheitsgefährdung		
Trockenaus Kiesung mit Folgenutzung See		
WSZ II Rohwasserrisiko mittel	WSZ III/IIIA Rohwasserrisiko mittel	WSZ IIIB Rohwasserrisiko gering
Nassauskiesung		
WSZ II Rohwasserrisiko mittel	WSZ III/IIIA Rohwasserrisiko mittel	WSZ IIIB Rohwasserrisiko gering

5.3.8 Landwirtschaftliche Nutzung umliegender Flächen

Gefährdendes Ereignis: Abschwemmungen von PSM, Wirtschaftsdünger oder Mineraldünger von landwirtschaftlichen Flächen		
Auswirkung: Eindringen von PSM, Nährstoffen und Mikroorganismen in den Untergrund und in das Grundwasser		
Eintrittswahrscheinlichkeit Gering	Schadensausmaß sehr hoch	Ausgangsrisiko sehr hoch
Begründung: Auftreten des gefährdenden Ereignisses eher unwahrscheinlich, sehr hohes Schadensausmaß wegen möglicher Gesundheitsgefährdung		
Trockenaus Kiesung		
WSZ II Rohwasserrisiko hoch	WSZ III/IIIA Rohwasserrisiko hoch	WSZ IIIB Rohwasserrisiko hoch *)
Nassauskiesung		
WSZ II Rohwasserrisiko hoch	WSZ III/IIIA Rohwasserrisiko hoch	WSZ IIIB Rohwasserrisiko hoch *)

*) Für die Vulnerabilität des Rohwassers wurde $V_{RW} = 0,8$ gewählt, da keine stärkere Rückhaltung der Schadstoffe in WSZ IIIB als in II und III/IIIA angenommen wird und eine langfristig andauernde Belastungen zu erwarten ist.

5.3.9 Atmosphärische Deposition im Normalfall

Gefährdendes Ereignis: Atmosphärische Deposition von Schadstoffen (z.B. Stickstoff- und Schwefelverbindungen, Schwermetalle)		
Auswirkung: Eindringen von Schadstoffen in den Untergrund und in das Grundwasser		
Eintrittswahrscheinlichkeit sehr hoch	Schadensausmaß Mittel	Ausgangsrisiko mittel
Begründung: Auftreten des gefährdenden Ereignisses sehr wahrscheinlich bzw. nahezu sicher, mittleres Schadensausmaß da nur geringe (nicht gesundheitsrelevante) Konzentrationsanstiege angenommen		
Trockenaus Kiesung		
WSZ II Rohwasserrisiko mittel	WSZ III/IIIA Rohwasserrisiko mittel	WSZ IIIB Rohwasserrisiko mittel *)
Nassaus Kiesung		
WSZ II Rohwasserrisiko mittel	WSZ III/IIIA Rohwasserrisiko mittel	WSZ IIIB Rohwasserrisiko mittel *)

*) Für die Vulnerabilität des Rohwassers wurde $V_{RW} = 0,8$ gewählt, da keine stärkere Rückhaltung der Schadstoffe in WSZ IIIB als in II und III/IIIA angenommen wird und eine langfristig andauernde Belastungen zu erwarten ist.

5.3.10 Atmosphärische Deposition nach Unfall/Katastrophe

Gefährdendes Ereignis: Atmosphärische Deposition von Schadstoffen nach Unfall oder Katastrophe		
Auswirkung: Eindringen von Schadstoffen in den Untergrund und in das Grundwasser		
Eintrittswahrscheinlichkeit sehr gering	Schadensausmaß sehr hoch	Ausgangsrisiko sehr hoch
Begründung: Auftreten des gefährdenden Ereignisses sehr unwahrscheinlich, sehr hohes Schadensausmaß wegen möglicher Gesundheitsgefährdung		
Trockenaus Kiesung		
WSZ II Rohwasserrisiko hoch	WSZ III/IIIA Rohwasserrisiko hoch	WSZ IIIB Rohwasserrisiko hoch *)
Nassaus Kiesung		
WSZ II Rohwasserrisiko hoch	WSZ III/IIIA Rohwasserrisiko hoch	WSZ IIIB Rohwasserrisiko hoch *)

*) Für die Vulnerabilität des Rohwassers wurde $V_{RW} = 0,8$ gewählt, da keine stärkere Rückhaltung der Schadstoffe in WSZ IIIB als in II und III/IIIA angenommen wird und eine langfristig andauernde Belastungen zu erwarten ist.

5.3.11 Vandalismus, terroristischer Anschlag

Gefährdendes Ereignis: Freisetzen von wassergefährdenden Stoffen infolge von Vandalismus oder terroristischem Anschlag auf Anlagen der Auskiesung		
Auswirkung: Eindringen von wassergefährdenden Stoffen in den Untergrund und in das Grundwasser		
Eintrittswahrscheinlichkeit Gering	Schadensausmaß sehr hoch	Ausgangsrisiko sehr hoch
Begründung: Eintrittswahrscheinlichkeit auf seltene, nicht wiederkehrende Einzelfälle begrenzt. Stoffe können ggf. gesundheitsschädlich sein.		
Trockenauskiesung		
WSZ II Rohwasserrisiko hoch	WSZ III/IIIA Rohwasserrisiko hoch	WSZ IIIB Rohwasserrisiko hoch *)
Nassauskiesung		
WSZ II Rohwasserrisiko hoch	WSZ III/IIIA Rohwasserrisiko hoch	WSZ IIIB Rohwasserrisiko hoch *)

*) Für die Vulnerabilität des Rohwassers wurde $V_{RW} = 0,8$ gewählt, da keine stärkere Rückhaltung der Schadstoffe in WSZ IIIB als in II und III/IIIA angenommen wird und eine langfristig andauernde Belastungen zu erwarten ist.

5.3.12 Verfüllung der Abgrabung

Gefährdendes Ereignis: Freisetzen von Schadstoffen (Nitrat, Sulfat, Schwermetalle, ...) aus dem Verfüllungsmaterial		
Auswirkung: Eindringen von Schadstoffen in den Untergrund und in das Grundwasser		
Eintrittswahrscheinlichkeit Mittel	Schadensausmaß sehr hoch	Ausgangsrisiko sehr hoch
Begründung: Auftreten des gefährdenden Ereignisses möglich, aber unbestimmt; sehr hohes Schadensausmaß, da ggf. kritischer Schwellenwerte überschritten werden (mit Gesundheitsrelevanz)		
Trockenauskiesung		
WSZ II Rohwasserrisiko hoch	WSZ III/IIIA Rohwasserrisiko hoch	WSZ IIIB Rohwasserrisiko hoch *)
Nassauskiesung		
WSZ II Rohwasserrisiko hoch	WSZ III/IIIA Rohwasserrisiko hoch	WSZ IIIB Rohwasserrisiko hoch *)

*) Für die Vulnerabilität des Rohwassers wurde $V_{RW} = 0,8$ gewählt, da keine stärkere Rückhaltung der Schadstoffe in WSZ IIIB als in II und III/IIIA angenommen wird und eine langfristig andauernde Belastungen zu erwarten ist.

5.3.13 Baden

Gefährdendes Ereignis: Freisetzen von Bakterien durch Badende		
Auswirkung: Eindringen von Schadstoffen in den Untergrund und in das Grundwasser		
Eintrittswahrscheinlichkeit mittel	Schadensausmaß sehr hoch	Ausgangsrisiko sehr hoch
Begründung: Auftreten des gefährdenden Ereignisses möglich, aber unbestimmt; hohes Schadensausmaß, da mögliche Gesundheitsgefährdung		
Trockenaus Kiesung mit Folgenutzung See		
WSZ II Rohwasserrisiko hoch	WSZ III/IIIA Rohwasserrisiko hoch	WSZ IIIB Rohwasserrisiko mittel
Nassauskiesung		
WSZ II Rohwasserrisiko hoch	WSZ III/IIIA Rohwasserrisiko hoch	WSZ IIIB Rohwasserrisiko mittel

5.3.14 Fischzucht/Angeln

Gefährdendes Ereignis: Freisetzen von Bakterien, Parasiten, Nährstoffen, Medikamenten		
Auswirkung: Eindringen von Schadstoffen in den Untergrund und in das Grundwasser		
Eintrittswahrscheinlichkeit mittel	Schadensausmaß sehr hoch	Ausgangsrisiko sehr hoch
Begründung: Auftreten des gefährdenden Ereignisses möglich, aber unbestimmt; hohes Schadensausmaß, da mögliche Gesundheitsgefährdung		
Trockenaus Kiesung		
WSZ II Rohwasserrisiko hoch	WSZ III/IIIA Rohwasserrisiko hoch	WSZ IIIB Rohwasserrisiko mittel
Nassauskiesung		
WSZ II Rohwasserrisiko hoch	WSZ III/IIIA Rohwasserrisiko hoch	WSZ IIIB Rohwasserrisiko mittel

5.3.15 Landwirtschaftliche Nutzung der Abgrabung nach Verfüllung

Gefährdendes Ereignis: Aufbringen von PSM, Wirtschaftsdünger oder Mineraldünger		
Auswirkung: Eindringen von PSM, Nährstoffen und Mikroorganismen in den Untergrund und in das Grundwasser		
Eintrittswahrscheinlichkeit mittel	Schadensausmaß sehr hoch	Ausgangsrisiko sehr hoch
Begründung: Gelegentliches Auftreten des gefährdenden Ereignisses, sehr hohes Schadensausmaß wegen möglicher Gesundheitsgefährdung		
Trockenaus Kiesung nach Verfüllung in landwirtschaftlicher Folgenutzung		
WSZ II Rohwasserrisiko*) mittel	WSZ III/IIIA Rohwasserrisiko mittel	WSZ IIIB Rohwasserrisiko mittel **)
Trockenaus Kiesung nach Verfüllung in landwirtschaftlicher Folgenutzung		
WSZ II Rohwasserrisiko*) mittel	WSZ III/IIIA Rohwasserrisiko mittel	WSZ IIIB Rohwasserrisiko mittel **)

*) Für die Vulnerabilität des Grundwassers wurde $V_{GW} = 0,6$ nach Verfüllung angenommen.

***) Für die Vulnerabilität des Rohwassers wurde $V_{RW} = 0,8$ gewählt, da keine stärkere Rückhaltung der Schadstoffe in WSZ IIIB als in II und III/IIIA angenommen wird und eine langfristig andauernde Belastungen zu erwarten ist.

5.3.16 Zusammenfassung der Risikoabschätzung

Die bei der Risikoabschätzung ermittelten Rohwasserrisiken aus Erstellung, Betrieb und Folgenutzung sind in Tabelle 11 zusammengefasst. Es zeigte sich, dass für Trocken- und Nassauskiesungen für dieselben Gefährdungen auch Risiken in derselben Höhe ermittelt wurden, was durch den nur sehr geringen Unterschied bei der Vulnerabilität des Grundwassers ($V_{GW} = 0,9$ für Trockenaus Kiesungen und $1,0$ für Nassauskiesungen) begründet ist.

Weiterhin zeigen sich bei gleichem gefährdenden Ereignis keine Unterschiede zwischen den Risiken in der Wasserschutzzone II und III A, was in der gleichen Vulnerabilität des Rohwassers für diese beiden Schutzzonen ($V_{RW} = 0,8$) begründet ist. In den Fällen, in denen keine stärkere Verringerung der eingetragenen Stoffe durch die WSZ IIIB als durch die Schutzzonen II und III/IIIA zu erwarten ist, wird für alle drei betrachteten Wasserschutz zonen ein Risiko in gleicher Höhe ermittelt.

Tabelle 11: Gefährdende Ereignisse bei Auskiesungen und Risiken in Abhängigkeit des Auftretens in einer Schutzzone

Gefährdende Ereignisse bei Auskiesungen (Trocken- und Nassauskiesungen)	Risiko für Rohwasser		
	WSZ II	WSZ III/IIIA	WSZ IIIB
Abtrag der schützenden Bodenschicht	Wird in Systematik berücksichtigt		
Temperaturerhöhung des Grundwassers			
Aufhaldung von abgetragenen Boden	hoch	hoch	hoch
Einsatz von Maschinen und Fahrzeugen	hoch	hoch	hoch
Aufenthalt von Tieren	hoch	hoch	mittel
Algenblüten im See	hoch	hoch	mittel
Stoffumwandlungsprozesse im See	mittel	mittel	gering
Landwirtschaftliche Nutzung umliegender Flächen	hoch	hoch	hoch
Atmosphärische Deposition im Normalfall	mittel	mittel	mittel
Atmosphärische Deposition nach Unfall/Katastrophe	hoch	hoch	hoch
Vandalismus, terroristischer Anschlag	hoch	hoch	hoch
Verfüllung der Abgrabung	hoch	hoch	hoch
Baden	hoch	hoch	mittel
Fischzucht/Angeln	hoch	hoch	mittel
Landwirtschaftliche Nutzung der Abgrabung nach Verfüllung	mittel	mittel	mittel

Gemäß der Beispielformulierungen nach DVGW W 1001-B2 (siehe Tabelle 9) sind geringe Risiken akzeptabel, mittlere Risiken sind nicht vernachlässigbar, bedürfen aber der zukünftigen Aufmerksamkeit und Prüfung von ggf. mittelfristig erforderlichen Maßnahmen zur Risikoverringerung. Hohe Risiken sind bedeutend und bedürfen einer zeitnahen Aufmerksamkeit sowie ggf. der Ergreifung und Überwachung von Maßnahmen.

Tabelle 11 listet die einzelnen gefährdenden Ereignisse und deren Risiken auf, die von der Errichtung, des Betriebs und der Folgenutzung von Auskiesungen in Wasserschutzgebieten ausgehen können. Zur Ermittlung des Gesamtrisikos in einer Wasserschutzzone wird das höchste Einzelrisiko herangezogen, das für die Handlung ermittelt wurde. Auskiesungen (sowohl Trocken- als auch Nassauskiesungen) stellen somit in allen Schutzzonen eines Trinkwasserschutzgebietes ein hohes Gesamtrisiko dar.

Die Risikoabschätzung erfolgte pauschal mittels einer generellen Systematik unter Anwendung der in DVGW W 1001-B2 vorgeschlagenen Definitionen für Eintrittswahrscheinlichkeit, Schadensausmaß und Risiko.

5.4 Empfehlung

Aus der Risikoabschätzung ergibt sich eine Reihe von möglichen Maßnahmen, die zur Risikobeherrschung eingesetzt werden können. Diese müssen auf die jeweiligen aktuellen und zukünftigen Verhältnisse vor Ort abgestimmt sein. Dazu zählen Vorsorgemaßnahmen bei Errichtung, Betrieb und Folgenutzung einer Abgrabung (Deutsche Gesellschaft für Limnologie 1995; Bertleff et al 2001) sowie hydraulische Sicherungsmaßnahmen im Abstrom (ahu 2000). Aus der verfügbaren Literatur steht jedoch eine Maßnahme vor jeglicher Einzelbetrachtung weiterer Maßnahmen:

Unabhängig vom jeweiligen Einzelrisiko und den örtlichen Gegebenheiten ist eine Vermeidung bzw. ein Verbot von Abgrabungen (ahu 2000) immer als die einfachste und effektivste Methode zur Risikominimierung zu bewerten. Nur wenn dies nicht möglich ist, gilt als zweite Maxime, einen maximal möglichen Abstand zwischen Abgrabung und Brunnen zu halten. Durch diesen größtmöglichen Abstand werden eine ausreichende Verweilzeit sowie die Verdünnung eines möglicherweise durch Abgrabungen belasteten Grundwassers soweit wie möglich gewährleistet. In einer solchen nur in Einzelfällen und unter Auflagen erteilten Erlaubnis innerhalb der Schutzzone IIIB (Odenkirchen, in: Natur- und Umweltschutzakademie NRW 2007) sollten die Genehmigungsbehörden die Voraussetzungen dazu schaffen, dass nachteilige Veränderungen im Grundwasser streng kontrolliert werden, z.B. durch eine fortlaufende UVP während und nach dem Abbau.

Sollten dennoch nicht beherrschbare Veränderungen eintreten, so ist die Kostenfrage für eine Anpassung der Aufbereitung und im Extremfall für Ersatzmaßnahmen bei ggf. erforderlicher Aufgabe der Wassergewinnung bereits im Genehmigungsverfahren zu klären.

Wasserreservegebiete wie das Gindericher Feld sollten aber auch im Hinblick auf die zukünftigen klimatischen Entwicklungen, wie die extremen Trockenjahre 2003 und 2018/2019 zeigten, dauerhaft und umfassend vor konkurrierenden Nutzungen geschützt werden. Unter Betrachtung der aktuellen Klimaprognosen können sich Dürre und Trockenheit in Zukunft zu einem deutlich häufigeren Phänomen in Deutschland entwickeln. Modellrechnungen zur zukünftigen Entwicklung der klimatischen Wasserbilanz, die auf den Emissionsszenarien RCP 4.5⁴ und RCP 8.5 beruhen, zeigen, dass die Häufigkeit von meteorologischen Dürren im 21. Jahrhundert in Deutschland zunehmen wird (Spinoni et al. 2018; Hari et al 2020). Vor allem im

⁴ Das RCP 4.5 Szenario entspricht einer Welt mit einer bis 2080 anwachsenden Weltbevölkerung, die ihren Energiebedarf teilweise aus erneuerbaren Energiequellen deckt.

Sommer und im Herbst ist mit häufigeren Dürren zu rechnen. Überschlägige Bilanzierungen zeigen, dass die allgemeine Zunahme des atmosphärischen Verdunstungsanspruchs von 100 bis 200 mm bis 2100 (je nach Szenario und Klimamodell; Vicente-Serrano et al. 2019) zu steigenden Verdunstungsverlusten von Oberflächengewässern führen wird (Mollema und Antonellini 2016). Es muss daher damit gerechnet werden, dass die Wasserbilanz in Einzugsgebieten mit (Bagger-)Seen deutlich sensibler auf klimatische Veränderungen reagieren wird, als solche ohne offene Wasserflächen. Das ist problematisch, da in den kommenden Jahrzehnten ohnehin von einer geringer werdenden Grundwasserneubildung ausgegangen werden muss (Riedel und Weber 2020). Sollte der zukünftige Pro-Kopf-Trinkwasserbedarf steigen, während andere Wassernutzer ebenfalls einen steigenden Bedarf anmelden (z.B. Beregnungsbedarf der Landwirtschaft), muss ein Wasserversorger mit steigenden Abgaben bei größerer Nutzungskonkurrenz rechnen. Berichte aus Regionen, die bereits heute mit einer im Vergleich zum Niederrhein deutlich ungünstigeren Wasserbilanz aufwarten, zeigen, welche Auswirkungen durch Kiesabbau in Trinkwassergewinnungsgebieten auf den lokalen Wasserhaushalt unter dem Einfluss des Klimawandels zu erwarten sein werden (Apaydın 2012). Bei Planungen oder im Zuge von Genehmigungsverfahren muss daher mit einer Verschärfung von Nutzungskonflikten zwischen Kiesabgrabungen und Trinkwassergewinnung durch die klimatischen Veränderungen gerechnet werden.

Die Bedeutung von Wasserschutzgebieten für die Bereitstellung von Trinkwasser in ausreichender Menge und Qualität sollte demnach vor dem Hintergrund der Versorgungssicherheit am Niederrhein, und besonders im Hinblick auf die anstehenden klimatischen Veränderungen, einen noch höheren Stellenwert bei allen Beteiligten, inkl. den für die Genehmigung einer Abgrabung zuständigen Behörden, haben.


6 Literatur

- ahu (2000) Hydrogeologisches Gutachten zur Konkretisierung des Wasserreservegebiets Ginderich, Kreis Wesel, Aachen
- AG Kiesabbau in Auen am Beispiel der Elbe (2000) Grundlagen zur Einschätzung großräumiger ökologischer Auswirkungen. In: BfG/Projektgruppe Elbe-Ökologie (Hrsg.), Mitteilung Nr. 7
- Apaydin A (2012) Dual impact on the groundwater aquifer in the Kazan Plain (Ankara, Turkey): sand-gravel mining and over-abstraction. *Environ Earth Sci*, 65:241–255
- Baier A, Lüttig G (2013) Neue Ergebnisse zur Verdunstung von Baggerseen, online verfügbar: <http://www.angewandte-geologie.geol.uni-erlangen.de/vortrag1.htm>, zuletzt erreicht 15.06.2020
- Barbash J. E. and Resek E. A. (1996) *Pesticides in Ground Water—Distribution, Trends, and Governing Factors*. CRC Press, Boca Raton
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (2016) Umgang mit humusreichem und organischem Material, Merkblatt
- Bertleff B, Plum H, Schuff J, Stichler W, Storch DH, Trapp C (2001) Wechselwirkungen zwischen Baggerseen und Grundwasser. Baden-Württemberg: Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau
- Borja, S., Kalantari, Z., & Destouni, G. (2020). Global Wetting by Seasonal Surface Water Over the Last Decades. *Earth's Future* 8, e2019EF001449
- Chorus I, Grützmacher G, Bartel H, Wessel G (2006) Abbau von Cyanobakterien-(Blualgen-)toxinen bei der Infiltration, NASRI Abschlussseminar
- Destatis (2017) Bodenfläche nach Art der tatsächlichen Nutzung - Fachserie 3 Reihe 5.1, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden
- Deutsche Limnologische Gesellschaft (1995) Untersuchung, Überwachung und Bewertung von Baggerseen - Empfehlungen und Entscheidungshilfen der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e.V. für Planung, Naturschutz und Gewässergüte, Krefeld
- Dingethal FJ, Jürging P, Kaule G (1996): *Kiesgrube und Landschaft*. – Berlin (Blackwell Wissenschafts-Verlag)
- Dose N, Reintjes M (2018) Die Zukunft der Kies- und Sandindustrie im Planungsbezirk Düsseldorf vor dem Hintergrund einer möglichen Fortschreibung des Regionalplans Düsseldorf, Studie des Rhein-Ruhr-Institut für Sozialforschung und Politikberatung e.V.
- DVGW (2006) Technische Regel – Arbeitsblatt W 101 (A), Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete Teil 1: Schutzgebiete für Grundwasser
- DVGW (2008) Technische Mitteilung – Hinweis W 1001, Sicherheit in der Trinkwasserversorgung - Risikomanagement im Normalbetrieb
- DVGW (2015) Technischer Hinweis – Merkblatt W 1001-B2 (M), Sicherheit in der Trinkwasserversorgung - Risikomanagement im Normalbetrieb; Beiblatt 2: Risikomanagement für Einzugsgebiete von Grundwasserfassungen zur Trinkwassergewinnung
- DVGW (2020) Technische Regel – Arbeitsblatt W 254 (A), Grundsätze für Rohwasseruntersuchungen, Entwurf

- DWD (2015) Verdunstung, Deutscher Wetterdienst, https://www.dwd.de/DE/leistungen/bilanzgutachten/download/verdunstung_pdf.html, zuletzt erreicht 07.07.2020
- Eckartz-Nolden G (2000) Baggerseen und ihre Folgenutzung, Gewässergütebericht 2000, StuA NRW
- Geobit (2005) Zusammenfassende Bewertung zur Sulfatbelastung des Grundwassers im Bereich Angermunder Baggersee, Gutachten [unveröffentlicht]
- Geologischer Dienst NRW (2019) Abgrabungsmonitoring NRW – Lockergesteine, Regionalverband Ruhr, Krefeld
- Grützmaker G, Wessel G, Klitzke S, Chorus I (2010) Microcystin elimination during sediment contact. *Environ. Sci. Technol.* 44, 657–662
- Hari V, Rakovec O, Markonis Y, Hanel M, Kumar R (2020) Increased future occurrences of the exceptional 2018-2019 Central European drought under global warming, *Scientific Reports* 10, 12207
- Harsch N, Brandenburg M, Klemm O (2009) Large-scale lysimeter site St. Arnold, Germany: analysis of 40 years of precipitation, leachate and evapotranspiration. *Hydrol Earth Syst Sci* 13, 305-317
- Harter T, Wagner S, Atwill ER (2000) Colloid transport and filtration of *Cryptosporidium parvum* in sandy soils and aquifer sediments. *Environ. Sci. Technol.* 34, 62–70
- Huerta-Diaz M. A. and Morse J. W. (1992) The pyritization of trace metals in anoxic marine sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta* 56, 2681–2702
- Hofman M (1981) Belastung der Landschaft durch Sand- und Kiesabgrabungen, Forschungen zur deutschen Landeskunde 219, Zentralausschuß für deutsche Landeskunde, Trier
- Hofman M (1987): Gefährden Baggerseen unser Grundwasser. *GWF Wasser, Abwasser* 128, 296 - 299
- Hölscher J, Walther W (1990) Auswirkungen des Kiesabbaus auf den Sauerstoff- und Stickstoffhaushalt eines Grundwasserleiters im Einzugsgebiet eines Wasserwerks im oberen Okertal. *GWF Wasser, Abwasser* 131, 192 - 197
- Kohli A, Frenken K (2015) Evaporation from artificial lakes and reservoirs; FAO AQUASTAT Report
- Kölle W (2009) Wasseranalysen - richtig beurteilt, Grundlagen, Parameter, Wassertypen, Inhaltsstoffe, Wiley-VCH, Weinheim
- König M P (1992) Sulfatbelastung des Grundwassers durch teilweise verfüllte Naßauskiesungen in der Rheinniederterasse bei Düsseldorf-Angermund, Diplomarbeit Geologisches Institut der Universität Köln [unveröffentlicht]
- LAGA (2003): Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/ Abfällen – Technische Regeln, Mitteilungen der LAGA 20
- Landis, J.D., Hamm, N.T., Renshaw, C.E., Dade, W.B., Magilligan, F.J., Gartner, J.D., 2012. Surficial redistribution of fallout 131iodine in a small temperate catchment. *Proc. Nat. Acad. Sci. U. S. A.* 109, 4064-4069
- Landtag Nordrhein-Westfalen (2019) Antwort der Landesregierung auf die Große Anfrage 14 der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN, Drucksache 17/6865 - 17. Wahlperiode Drucksache 17/8021
- Mac Kenzie, W. R., Hoxie, N. J., Proctor, M. E., Gradus, M. S., Blair, K. A., Peterson, D. E., Kazmierczak, J. J., Addiss, D. G., Fox, K. R., Rose, J. B., Davis, J. P. (1994) A Massive

- Outbreak in Milwaukee of Cryptosporidium Infection Transmitted Through the Public Water Supply. *New England J. of Medicine* 331, 161–167
- Masoner, J.R., Kolpin, D.W., Cozzarelli, I.M., Barber, L.B., Burden, D.S., Foreman, W.T., Forshay, K.J., Furlong, E.T., Groves, J.F., Hladik, M.L., Hopton, M.E., Jaeschke, J.B., Keefe, S.H., Krabbenhoft, D.P., Lowrance, R., Romanok, K.M., Rus, D.L., Selbig, W.R., Williams, B.H., Bradley, P.M., 2019. Urban stormwater: an overlooked pathway of extensive mixed contaminants to surface and groundwaters in the United States. *Environmental Science & Technology* 53, 10070–10081
- Masson O. et al. (2018) Potential source apportionment and meteorological conditions involved in airborne 131I detections in January/February 2017 in Europe. *Environ. Sci. Technol.* 52, 8488–8500
- Masson O. et al. (2019) Airborne concentrations and chemical considerations of radioactive ruthenium from an undeclared major nuclear release in 2017, *Proc. Nat. Acad. Sci. U. S. A.* 116, 16750–16759
- Mironov, D., Rontu, L., Kourzeneve, E., Terzhevik, A. (2010) Towards improved representation of lakes in numerical weather prediction and climate models: introduction to the special issue of boreal environment research. *Boreal Environ. Res.* 15, 97–99
- Mollema PN, Antonellini M (2016) Water and (bio)chemical cycling in gravel pit lakes: a review and outlook. *Earth Sci Rev* 159, 247-270.
- Monteith JL (1981) Evaporation and surface temperature. *Q J R Meteorol Soc* 107:1–27
- Morse J W, Luther G W III (1999) Chemical influences on trace metal-sulfide interactions in anoxic sediments, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 63, 3373–3378
- Müller A, Österlund H, Marsalek J, Viklander M (2020) The pollution conveyed by urban runoff: A review of sources, *Science of the total environment* 709, 136125
- Natur- und Umweltschutz-Akademie des Landes Nordrhein-Westfalen (2007) Kiesabbau am Niederrhein - Quo vadis?, NUA-Heft 21, Recklinghausen
- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (2013) Praxisempfehlung für niedersächsische Wasserversorgungsunternehmen und Wasserbehörden, Handlungshilfe (Teil II) - Erstellung und Vollzug von Wasserschutzgebietsverordnungen für Grundwasserentnahmen, Grundwasser 17
- Novo, A.V., Bayon, J.R., Castro-Fresno, D., Rodriguez-Hernandez, J. (2010) Review of seasonal heat storage in large basins: water tanks and gravel–water pits. *Appl. Energy* 87, 390–397
- Penman HL (1948) Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proc Roy Soc London* 193,120–145
- Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung (PIK) e. V. (2020) <http://www.klimafolgenonline.com>, zuletzt aufgerufen am 03.07.2020.
- Regierungspräsident Düsseldorf (1982) Großraumwasserversorgung Niederrhein – Vorsorgeplanung, Ingenieurbüro Schlegel-Spiekermann GmbH und Co
- Richtlinien für Abgrabungen RdErl. d. Ministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten - I A 6 - 2.00.03- v. 1.1.1984
- Riedel T, Zark M, Vähätalo A, Niggemann J, Spencer R, Hernes P, Dittmar T (2016) Molecular signatures of biogeochemical transformations in dissolved organic matter from ten World Rivers. *Front. Earth Sci.*, 4, 85.
- Riedel T (2019) Temperature-associated changes in groundwater quality. *J. Hydrol.* 572, 206–212

- Riedel T, Weber TKD (2020) Review: The influence of global change on Europe's water cycle and groundwater recharge, *Hydrogeol. J.*, doi.org/10.1007/s10040-020-02165-3
- Rose JB, Gerba CP, Jakubowski W (1991) Survey of potable water supplies for *Cryptosporidium* and *Giardia*. *Environ. Sci. Tech.* 25, 1393–1400
- Schönen, D.; Botzenhart, K.; Exner, M.; Feuerpfeil, I.; Hoyer, O.; Scare, C.; Szewzyk, R. (1997) Vermeidung einer Übertragung von *Cryptosporidien* und *Giardien* mit dem Wasser. *Bundesgesundheitsblatt*, 40, 466-475
- Seebach A, von Rohden C, Ilmberger J, Weise SM, Knöller K. (2010) Dating problems with selected mining lakes and the adjacent groundwater body in Lusatia, Germany. *Isot Environ Health Stud* 46:291–8.
- Sobsey, M. D., Shields, P. A., Hauchmann, F. H., Hazard, R. L., and Caton, L. W. 1986. Survival and transport of hepatitis A virus in soils, groundwater, and wastewater. *Water Sci. Technol.* 18,97–106
- Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Johansson, L.S., Jeppesen, E. (2018) Gravel pit lakes in Denmark: chemical and biological state. *Sci. Total Environ.* 612, 9–17
- Spinoni J, Vogt JV, Naumann G, Barbosa P, Dosio A. 2018. Will drought events become more frequent and severe in Europe? *Int J Climatol.* 38:1718–1736
- Stadtwerke Duisburg (2018) Monitoringbericht Wassergewinnungsanlagen Bockum, Wittlaer, Wittlaerer Werth und Kaiserswerth
- Steinhauser G, Brandl A, Johnson TE. 2014. Comparison of the Chernobyl and Fukushima nuclear accidents: a review of the environmental impacts. *Sci. Total Environ.* 470:800–817
- Stichler W, Maloszewski P, Bertleff B, Watzel R (2008) Use of environmental isotopes to define the capture zone of a drinking water supply situated near a dredge lake. *J Hydrol* 362, 220–33
- Tillmanns W, Hoffmann R (2007) Erfahrungen zu Untersuchungen über die Auswirkungen des im Rahmen der Kieswäsche entnommenen und wiedereingeleiteten Wassers auf die Eigenschaften von Abgrabungswässern, *Gesteins-Perspektiven* 5, 26-30
- Tovar-Sanchez A, Sanchez-Quiles D, Basterretxea G, Benede JL, Chisvert A, Salvador A, Moreno-Garrido I, Blasco J(2013) Sunscreen products as emerging pollutants to coastal waters. *PLoS One* 8, e6545
- Vicente-Serrano SM, McVicar TR, Miralles DG, Yang Y, Tomas-Burguera M (2019) Unraveling the influence of atmospheric evaporative demand on drought and its response to climate change. *WIREs Clim Chang.* <https://doi.org/10.1002/wcc.632>
- Vietinghoff H (2002) Die Verdunstung freier Wasserflächen – Grundlagen, Einflussfaktoren und Methoden der Ermittlung, *Ufo Naturwissenschaft Band 201*, 1. Aufl., Atelier für Gestaltung und Verlag, 2000
- Vucic J M, Cohen RS, Gray DK, Murdoch AD, Shuvo A, Sharma S (2019) Young gravel-pit lakes along Canada's Dempster Highway: How do they compare with natural lakes? *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 51, 25–39
- Wang W, Lee X, Xiao W, Liu S, Schultz N, Wang Y, Zhang M, Zhao L (2018) Global lake evaporation accelerated by changes in surface energy allocation in a warmer climate. *Nat. Geosci.* 11, 410–414
- Winter TC, Buso DC, Rosenberry DO, Likens GE, Sturrock AMJ, Mau DP (2003) Evaporation determined by the energy budget method for Mirror Lake, New Hampshire. *Limnol Oceanogr* 48, 995–1009



Wrobel JP (1980) Wechselbeziehungen zwischen Baggerseen und Grundwasser in gut durchlässigen Schottern. GWF Wasser, Abwasser 121, 165 - 173

Wrobel A (2006) Gliederung des Quartärs am unteren Niederrhein an Hand von Bohrdaten, Dissertation an der Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät der Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf