

dynaklim-Publikation



Gefördert durch:



ANPASSUNGSOPTIONEN DER TRINKWASSERGEWINNUNG UND -AUFBEREITUNG AN SICH ÄNDERNDE RAHMENBEDINGUNGEN

Aktivität A4.1.2 im BMBF-Verbundprojekt *dynaklim*

Dipl.-Ing. Nadine Staben und Dr.-Ing. Andreas Nahrstedt

IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser gGmbH,

Mülheim an der Ruhr

www.iww-online.de

dynaklim-Publikation Nr. 53 / September 2014



Abstract

Historische Wetterdaten belegen für viele Regionen Deutschlands eine aktuelle Zunahme in der Häufigkeit von sommerlichen Trocken- und Hitzeperioden. Legt man die derzeit verfügbaren Klimaprognosen zugrunde, ist mit einer weiteren Zunahme von Extremereignissen wie Starkniederschlägen oder Hitze- und Trockenperioden in Deutschland zu rechnen (UBA, 2005).

Extremniederschläge können weiterhin zu einer stärkeren Hochwassergefährdung für Gewinnungs- und Aufbereitungsanlagen führen und Belastungsspitzen der Rohwässer beispielsweise hinsichtlich der Trübung, des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) oder auch an Spurenstoffen mit sich bringen. Mit länger andauernden Trockenperioden gehen bei vielen Oberflächengewässern Niedrigwasserstände einher, die aufgrund fehlender Verdünnungseffekte bei gleichbleibenden punktuellen Einträgen (z. B. aus Kläranlagenabläufen) zu Konzentrationsanstiegen diverser Wasserinhaltsstoffe führen können.

Diese zeitlich begrenzten Veränderungen der Wasserbeschaffenheit stellen eine Herausforderung für die Trinkwasseraufbereitung aus Oberflächengewässern dar. Ein frühzeitiges Erkennen potenzieller Trends für diese Veränderungen, die Prüfung und Erprobung von Limits bei der aktuell realisierbaren Eliminationsleistung in diesem Kontext sowie bei Bedarf auch von möglichen Betriebs- und Verfahrensalternativen sind daher unerlässlich. Das gilt besonders für schwer abbaubare Spurenstoffe, wie z. B. Röntgenkontrastmittel oder diverse Industriechemikalien.

Zur Elimination von organischen Spurenstoffen aus Oberflächenwasser sind neben den Verfahren zur Adsorption oxidative Verfahren (besonders ozonbasierte Prozesse) etabliert; Membranverfahren finden aktuell nur vereinzelt Anwendung. Die Effektivität dieser Verfahrensschritte bei Aufbereitungsanlagen mit entsprechenden Rohwässern ist im Hinblick auf deren einzelne relevante Inhaltsstoffe und ihre möglichen Konzentrationsbereiche sicherzustellen bzw. für den Bedarfsfall anzupassen. Denn bereits eine Adaption von Betriebsbedingungen der installierten Verfahrenstechnik an die veränderlichen Rahmenbedingungen kann in vielen Fällen eine wesentliche Verbesserung der Aufbereitungsleistung bewirken.

Dieser Fragestellung wurde im Rahmen der Aktivität A4.1.2 des *dynaklim*-Vorhabens für die Emscher-Lippe-Region nachgegangen. Es wurde eine Methodik zur Risikoanalyse entwickelt, die in fünf Stufen sowohl die Betroffenheit einer Wassergewinnung und -aufbereitung ermittelt als auch technische oder organisatorische Anpassungsoptionen aufzeigt.

Die entwickelten Ansätze wurden in Form eines Pilotprojektes gemeinsam mit dem Wasserversorger Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH (RWW) angewendet und untersucht, ob die vorhandene Prozesse, Anlagen und/oder deren Betriebsweisen zur Trinkwasserversorgung an die sich ändernden Randbedingungen angepasst werden müssen und wenn ja, ob und wie dies geschehen kann. Im Ergebnis zeigte sich, dass die angewendete Vorgehensweise zielführend war, indem der Anpassungsbedarf in verschiedenen Bereichen des Versorgungssystems gezielt benannt und mit konkreten Lösungsansätzen versehen werden konnte.

Folgende wesentliche Ergebnisse wurden erzielt:

Ergebnis 1

Das mehrstufige „Mülheimer Verfahren“ erwies sich als generell robust gegenüber den untersuchten qualitativen Schwankungen der Rohwasserbeschaffenheit der Ruhr. Auch bei starker Erhöhung z. B. der Trübung oder der DOC-Konzentration konnte einwandfreies Trinkwasser abgegeben werden. Besonders das System der Grundwasser-Anreicherung und Uferfiltration als eigenständiger Aufbereitungsschritt zeigte sich im Rahmen der Untersuchungen als sehr robust gegenüber Mengen- und Qualitätsschwankungen. Für die weiteren Aufbereitungsschritte ergaben sich Herausforderungen je nach Qualität des Rohwassers, welche sich in Abhängigkeit der klimatischen Verhältnisse stark verändern kann. Für die Wasserwerke an der Ruhr zeigten sich Starkregenereignisse und sommerliche Niedrigwasserzeiten als besonders relevant für die Wasseraufbereitung. Betriebliche und technische Anpassungsmaßnahmen als Reaktion auf z. B. Trübungsanstiege nach Starkregenereignissen im Ruhreinzugsgebiet oder auf ansteigende Spurenstoffkonzentrationen in sommerlichen Niedrigwasserperioden konnten im Bereich der Flockung/Sedimentation, der Filtration, der Ozonung sowie der Aktivkohlefiltration erarbeitet werden und werden im Rahmen von anstehenden Modernisierungsmaßnahmen teilweise bereits umgesetzt.

Ergebnis 2:

Eine bereits im Rahmen der *dynaklim*-Laufzeit errichtete unterirdische Dichtwand um das Wassergewinnungsgelände des Wasserwerkes Essen-Kettwig steigert die Hochwassersicherheit und verhindert damit eine mögliche Kontamination des nach Aufbereitung und Infiltration angereicherten Grundwassers durch Oberflächenwasser der Ruhr nach z. B. Starkniederschlagsereignissen. Weiterhin wurde durch die Maßnahme das Speichervolumen für das angereicherte Grundwassers erhöht und damit die Versorgungssicherheit in Störfällen und bei extremen Klimasituationen gesteigert.

Ergebnis 3:

Durch den geringen Nährstoffgehalt (besonders AOC) des mit Hilfe des Mülheimer Verfahrens produzierten Trinkwassers zeigte sich das Wasser auch bei erhöhten Temperaturen im Verteilungsnetz als mikrobiologisch stabil. In Kombination mit einer Minimierung von Stagnationsdauer und einem geringen Nährstoffgehalt von Dichtungs- und Rohrmaterialien lässt sich einer Aufkeimung des Trinkwassers im Versorgungsnetz sinnvoll begegnen.

In dem vorliegenden Bericht werden die Auswirkungen des Klimawandels auf die Wasserversorgung und die Betroffenheit bei der Verwendung verschiedener Rohwässern anhand von Fallbeispielen dargestellt. Nach einer Darstellung der entwickelten Methodik zur Identifikation von Risiken und der Definition des Anpassungsbedarfs wird am Beispiel der Ruhr dargestellt, wie besonders kritische klimatische Extremereignisse identifiziert und mögliche Auswirkungen auf Rohwasserqualität und Aufbereitungsleistung von Wasserwerken abgeleitet werden können. Im Anschluss werden die Schwachstellen ausgewählter Aufbereitungsverfahren und deren Lösungsansätze dargestellt. In einem Vertiefungskapitel werden besonders vor dem Hintergrund veränderlicher Rohwasserqualitäten Möglichkeiten und Grenzen der Ozonung und im Pilotmaßstab getestete betriebliche Optimierungsstrategien zur Einsparung von Ozon und zur Verbesserung des Spurenstoffabbaus vorgestellt.

Inhalt

| | |
|--|-----------|
| 1 Einleitung und Hintergrund | 5 |
| 2 Globales Klima und Klimaentwicklung in Deutschland | 7 |
| 2.1 Historische Entwicklung des globalen Klimas | 7 |
| 2.2 Historische Klimaentwicklung in Deutschland..... | 7 |
| 2.3 Klimaprojektionen in die Zukunft | 9 |
| 2.4 Klimaänderungen in der Emscher-Lippe-Region | 11 |
| 3 Wasserversorgung im Klimawandel | 14 |
| 3.1 Regionaler Wasserkreislauf in der Emscher-Lippe-Region | 14 |
| 3.2 Vulnerabilität der Wasserversorgung gegenüber Klimawandelfolgen..... | 15 |
| 3.3 Fallbeispiele: Handlungsdruck und -optionen zur Anpassung der Trinkwasserversorgung aus verschiedenen Rohwasserressourcen | 20 |
| 3.3.1 Beispiel 1: Quellwässer und oberflächenwasser-beeinflusste Grundwässer | 20 |
| 3.3.2 Beispiel 2: Grundwässer ohne direkten Oberflächenwassereinfluss..... | 26 |
| 3.3.3 Beispiel 3: Küstennahe Grundwasservorkommen | 32 |
| 3.3.4 Beispiel 4: Flusswässer | 35 |
| 3.3.5 Beispiel 5: Talsperrenwässer..... | 38 |
| 4 Anpassungsoptionen der Trinkwasserversorgung | 42 |
| 4.1 Identifikation von Risiken und Anpassungsbedarf (Methodik) | 42 |
| 4.2 Identifikation kritischer klimatischer Extremereignisse am Beispiel der Ruhr..... | 44 |
| 4.3 Auswirkung klimatischer Extremzustände auf Rohwasserqualität und Aufbereitungsleistung von Wasserwerken (Beispiel: Ruhrwasserwerke RWW) | 46 |
| 4.4 Schwachstellen ausgewählter Aufbereitungsverfahren und Lösungsansätze | 54 |
| 4.4.1 Uferfiltration | 55 |
| 4.4.2 Flockung/Sedimentation..... | 57 |
| 4.4.3 Tiefenfiltration | 59 |
| 4.4.4 Membranprozesse | 64 |
| 4.4.5 Ozonung/AOP..... | 66 |
| 4.4.6 Aktivkohleadsorption..... | 69 |
| 4.4.7 Desinfektion | 71 |
| 4.5 Anwendungsbeispiel: Technologie- und Betriebsalternativen für eine sichere Trinkwasseraufbereitung aus der Ruhr | 73 |
| 4.5.1 Das „Mülheimer Verfahren“ | 74 |
| 4.5.2 Ergebnisse einer Potenzialanalyse ausgewählter Ruhrwasserwerke | 76 |
| 5 Schlussfolgerungen und Empfehlung | 87 |
| Literaturverzeichnis | 89 |
| Anhang | 99 |

1 Einleitung und Hintergrund

Eine der großen künftigen regionalen Herausforderungen wird die Anpassung an die Folgen des Klimawandels sein. Dieser zwingt Regionen weltweit neue Herausforderungen auf:

Wissenschaftliche Untersuchungen prognostizieren für Deutschland neben nassen, moderateren Wintern insbesondere heißere Sommer als bisher, die durch längere Trockenperioden und wiederkehrende Starkregenereignisse geprägt sein werden. Diese klimatischen Veränderungen werden spürbare Auswirkungen auf die Lebens- und Wirtschaftsbedingungen der Menschen, auf Sicherheit, Qualität und Kosten der Infrastruktur und damit auf Leistungs- und Wettbewerbsfähigkeit von Regionen haben. Landwirtschaftliche Kultur- und Naturräume werden davon genauso betroffen sein wie dicht besiedelte städtische Gebiete.

Ein Bereich, der durch den erwarteten Klimawandel besonders stark betroffen sein wird, ist der Wasserkreislauf (s. Abbildung 1). Die Teilhabe an einem für den Menschen nutzbaren Kreislauf ist die Grundlage eines hohen Lebensstandards, auch in den industrialisierten Gesellschaften. Zwar ist auch bei der Ressource Wasser Handeln im internationalen Kontext erforderlich, wie es beispielsweise die europäische Wasserrahmenrichtlinie bietet. Weil aber Wasser eine lokale Ressource ist, stellen sich konkrete Probleme auf regionaler Ebene ein, die auch nur hier gelöst werden können.

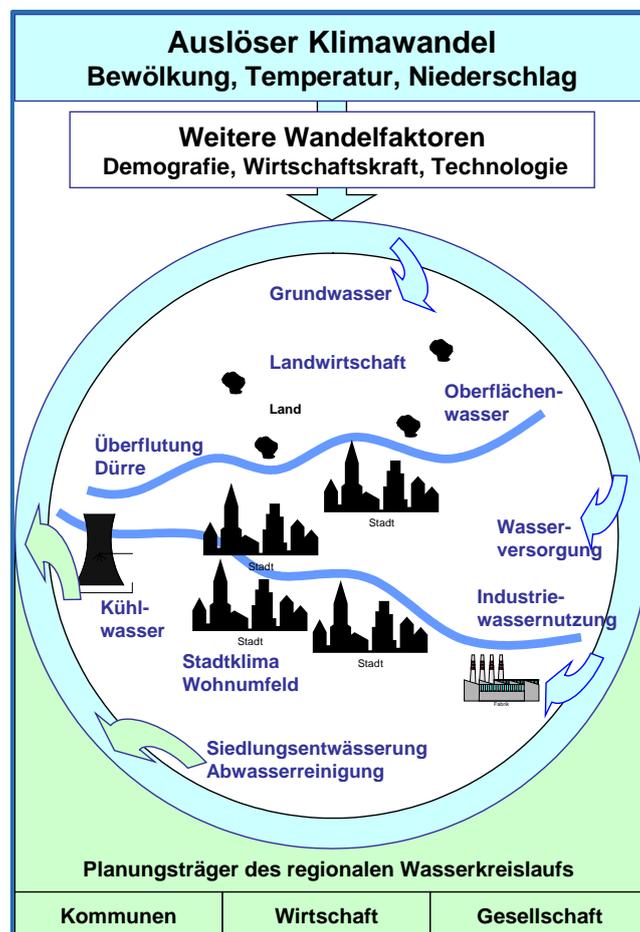


Abbildung 1: Integrierte Betrachtung der regionalen Sektoren des Wasserhaushalts und der relevanten Akteursgruppen (Quelle: *dynaklim*)

Aus diesem Grund stand im Mittelpunkt des Netzwerkforschungsvorhabens *dynaklim* die Entwicklung einer Anpassungsstrategie an die zu erwartenden Folgen des Klimawandels für den regionalen Wasserkreislauf der Emscher-Lippe-Region (Nordrhein-Westfalen). Ein wesentliches Handlungsfeld im Rahmen der *dynaklim*-Untersuchungen stellte die Wasserversorgung dar. Sie sichert die Gesundheit und den Lebensstandard der Menschen und sorgt für industrielle und

landwirtschaftliche Wettbewerbsfähigkeit der Region. Die zu erwartenden Folgen des Klimawandels werden erhöhte Anforderungen an die Anlagen und den Betrieb der Trinkwasserversorgung bedingen. In längeren Trockenperioden müssen sich die Wasserversorger auf Qualitätsschwankungen bzw. -beeinträchtigungen von Grund- und Oberflächenwässern als Rohwässer der Trinkwasserproduktion sowie einen erhöhten Trinkwasserverbrauch einstellen. Extremwittersituationen können zu einer stärkeren Hochwassergefährdung für Gewinnungs- und Aufbereitungsanlagen führen. Um die Trinkwasserversorgung an die sich ändernden Randbedingungen anpassen und damit auch zukünftig jederzeit sicher gewährleisten zu können, ist ein frühzeitiges Erkennen möglicher Veränderungen sowie die Prüfung und Erprobung von möglichen Betriebs- und Anlagenalternativen unerlässlich. Diese ist auf Ebene einzelner Versorgungsunternehmen durchzuführen. Eine systematische Vorgehensweise hierzu wurde im Rahmen von *dynaklim* entwickelt, mit dem regionalen Wasserversorger RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH erprobt und in diesem Bericht vorgestellt.

Die erarbeiteten Maßnahmen für die Anpassung der Wasserversorgung sind in die gemeinsam mit den Akteuren der Emscher-Lippe Region erarbeitete, dynamisch angelegte Anpassungsstrategie für die Emscher-Lippe-Region an die Folgen des Klimawandels eingeflossen. Diese beschreibt in Form der „Roadmap 2020 - Regionale Klimaanpassung“ einen möglichen Weg hin zu einem klimarobusten, attraktiven, lernenden Ballungsraum der Zukunft mit integrierten und anpassungsfähigen Entwicklungsprozessen (Merkel et al., 2010; Hasse et al., 2012).

2 Globales Klima und Klimaentwicklung in Deutschland

2.1 Historische Entwicklung des globalen Klimas

Das Klima der Erde unterliegt natürlichen Schwankungen in Abhängigkeit von z. B. natürlichen Schwankungen der Umlaufparameter der Erde um die Sonne, der solaren Einstrahlung, der chemischen Zusammensetzung der Atmosphäre sowie der Meereszirkulation. Dabei bezieht sich die Definition einer Klimaänderung auf eine Veränderung des durchschnittlichen Klimas über einen langen Zeitraum. Diese können natürlichen Ursprungs sein. Die schnelle Veränderung des Klimas, die wir seit der Mitte des letzten Jahrhunderts beobachten können, wird in großen Anteilen auf menschliche Emissionen von Treibhausgasen in die Atmosphäre zurückgeführt. Andere menschliche Aktivitäten wie die Emission von diversen anderen Gasen und Veränderungen in der Landnutzung (Rodung von Waldflächen, zunehmende Versiegelung von Flächen) beeinflussen das klimatische System zusätzlich. Während die natürlichen Klimaveränderungen oszillierende Effekte darstellen, scheinen die menschlichen Eingriffe eine einseitige Veränderung des Klimas in Richtung steigender globaler Durchschnittstemperaturen zu verursachen. Ursächlich für die globale Erwärmung (für das 19. Jahrhundert mit ca. +0,7 °C der bodennahen Lufttemperatur ermittelt) scheinen die zunehmenden anthropogenen Emissionen an Treibhausgasen zu sein. Die Konzentrationen dieser Gase stiegen bis 2010 im Durchschnitt um 39 % (Kohlendioxid), um 158 % (Methan) und um 20 % (Stickoxid) im Vergleich zu vorindustriellen Zeiten an (WMO, 2013). Diese veränderte Zusammensetzung der Atmosphäre verursacht eine stetig voranschreitende globale Erwärmung, welche signifikante Einflüsse auf Klima und Wetter und damit auf den Wasserkreislauf hat. So nahm der Niederschlag über den mittleren und höheren Breiten der Nordhemisphäre im letzten Jahrhundert gemäß Umweltbundesamt um 0,5 bis 1,0 % pro Dekade zu, während er über den subtropischen Breiten abnahm. „Zudem wurde ein verstärktes Auftreten von Klimaextremen beobachtet, wie z. B. eine ungewöhnliche Häufung von Temperaturanomalien im pazifischen Ozean (sog. „El Niño-Ereignisse“) seit 1970. Seit 1950 ist ein deutlicher Anstieg der Schäden durch Naturkatastrophen und Überschwemmungen zu verzeichnen.“ (UBA, 2005)

2.2 Historische Klimaentwicklung in Deutschland

Langjährige Reihen von Wetteraufzeichnungen und zahlreiche Forschungsergebnisse zeigen, dass auch Deutschland bereits vom Klimawandel betroffen ist (UBA, 2005). Die Jahresmitteltemperatur ist von 1881 bis 2012 um ca. 1,2 °C angestiegen (s. Abbildung 2). Damit liegt der Anstieg der mittleren Jahrestemperaturen in Deutschland über dem globalen Trend, der gemäß den Analysen verschiedener namhafter Institutionen¹ mit 0,8 °C angegeben wird. Dieser historische Trend verlief jedoch nicht linear. Einer starken Erwärmung bis 1911 folgte eine wechselhafte Periode. Die Jahre nach 1940 waren ungewöhnlich warm, und nach einer etwas kühleren Phase in den 1970er Jahren ist ein bis heute anhaltender kontinuierlicher und rascher Anstieg der Jahresmitteltemperaturen zu beobachten.

Dabei zeigt der Temperaturtrend regionale Unterschiede. Der mittlere Temperaturanstieg liegt zwischen 1,0 °C in Brandenburg und Berlin und 1,4 °C in Rheinland-Pfalz und dem Saarland. Die Spannweite der für einzelne Kalendermonate ermittelten Trends der Monatsmitteltemperaturanstiege reicht von 0,2 °C (Juni, Schleswig-Holstein) bis zu 2,0 °C (März, NRW, Rheinland-Pfalz und Saarland). Insbesondere die Monate Januar, März und August zeigen überdurchschnittliche Anstiege der Gebietsmitteltemperaturen.

¹ National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), Climatic Research Unit (CRU), University of East Anglia, NASA

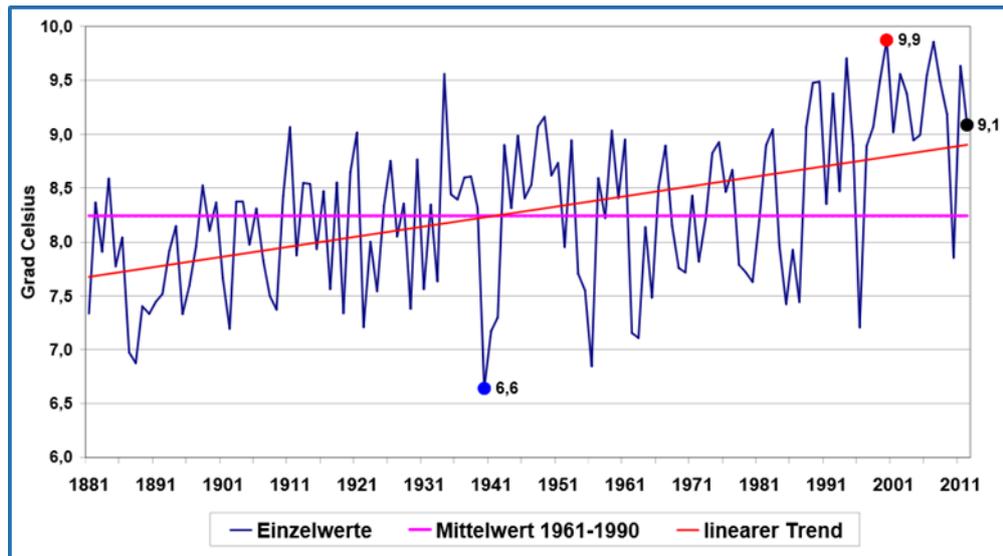


Abbildung 2: Jahresmitteltemperatur in Deutschland 1881 bis 2012 (DWD, 2013)

Der mittlere Jahresniederschlag beträgt in Deutschland ca. 800 mm mit einer regionalen Bandbreite von ca. 550 mm (Brandenburg) bis 980 mm (Baden-Württemberg). Der Trend der Jahresreihe ergibt eine mittlere Zunahme der jährlichen Niederschlagssummen um ca. 10 % (1881-2012; s. Abbildung 3).

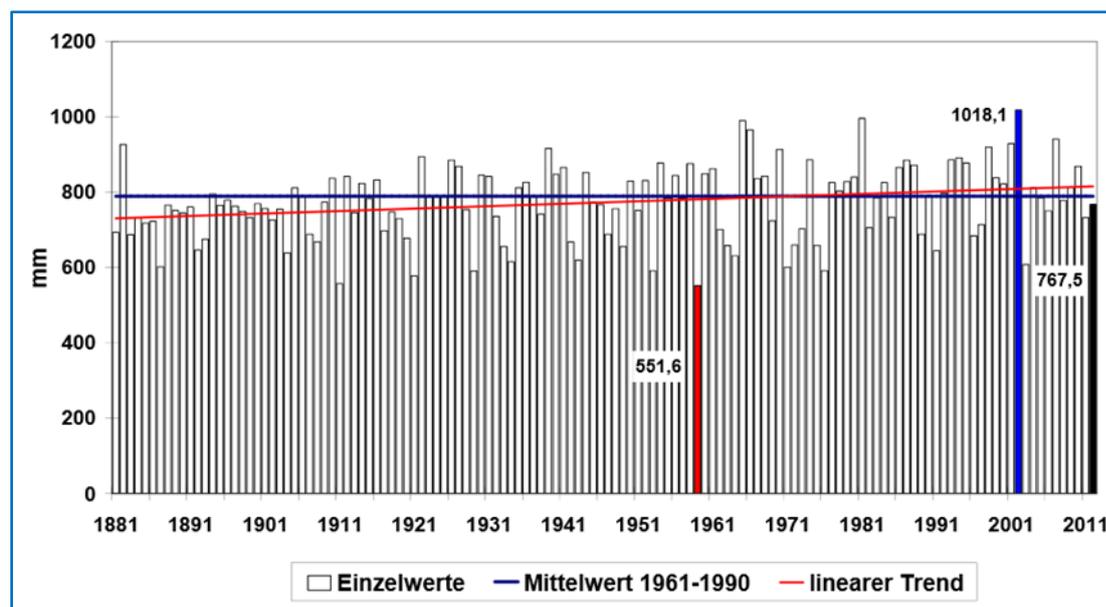


Abbildung 3: Jährliche Niederschlagshöhe in Deutschland 1881 bis 2012 (DWD, 2013)

Weiterhin zeigen Auswertungen der jahreszeitlichen Niederschlagsverteilung (bspw. MUNLV, 2009) eine deutliche Zunahme der mittleren Niederschlagshöhen im Winterhalbjahr, während diese im Sommerhalbjahr gleichbleibend bis rückläufig sind. Ursächlich hierfür scheint eine Veränderung im Auftreten von Großwetterlagen zu sein.

Die Häufigkeit von großräumigen Starkniederschlägen (Dauer > 24 Std.) im Winter wird regional voraussichtlich zunehmen. Dies gilt besonders für den süd(west)lichen Teil von Deutschland (LAWA, 2010). Über die Veränderung von Starkregenereignissen mit kürzerer Dauer (lokale Gewitter-

Ereignisse) ist derzeit keine eindeutige Aussage zu treffen. Es wird jedoch von einer Zunahme der Niederschlagsintensität und -häufigkeit auszugehen.

Zusammenfassend lässt sich für Deutschland sagen, dass die Analyse historischer Langzeitmessreihen für die Parameter Temperatur und Niederschlag eine trendhafte Veränderung zeigen. Von Anzeichen eines Klimawandels kann in Deutschland etwa ab Mitte des letzten Jahrhunderts gesprochen werden. (LAWA, 2010). Historische Klimaaufzeichnungen und Prognosemodelle belegen mit zunehmender Evidenz Veränderungen der Temperatur- und Niederschlagsverteilung im regionalen Maßstab.

2.3 Klimaprojektionen in die Zukunft

Um mögliche zukünftige Entwicklungen des Klimas abzuschätzen, wurden globale Klimamodelle entwickelt, die unter verschiedenen Annahmen über die Treibhausgasentwicklung in der Atmosphäre mögliche Veränderungen des Klimas berechnen. Es ist anzunehmen, dass die Erderwärmung aufgrund der Treibhausgasemissionen weiter fortschreiten wird. Geschwindigkeit und Ausmaß der Erwärmung stehen im Zusammenhang mit der angenommenen Zunahme der CO₂-Konzentration in der Atmosphäre. Um dieses unbekannte zukünftige Phänomen und die Auswirkungen auf das globale Klima abschätzen zu können, wurden eine Reihe von Emissionsszenarien (IPCC, 2000) durch den Weltklimarat entworfen, die verschiedene denkbare gesellschaftliche und wirtschaftliche Entwicklungen annehmen und simulieren. Mit den verfügbaren Klimamodellen wurde auf Basis dieser Szenarien die weltweite Klimaentwicklung bis zum Ende des 21. Jahrhunderts abgeschätzt.² Bei der Ableitung von Maßnahmen aus Klimaprojektionen ist generell zu beachten, dass diese Entwicklungen aufzeigen, die wir mit hoher Wahrscheinlichkeit zu erwarten haben. Ein gewisses Maß an Unsicherheit lässt sich dabei nicht völlig vermeiden.

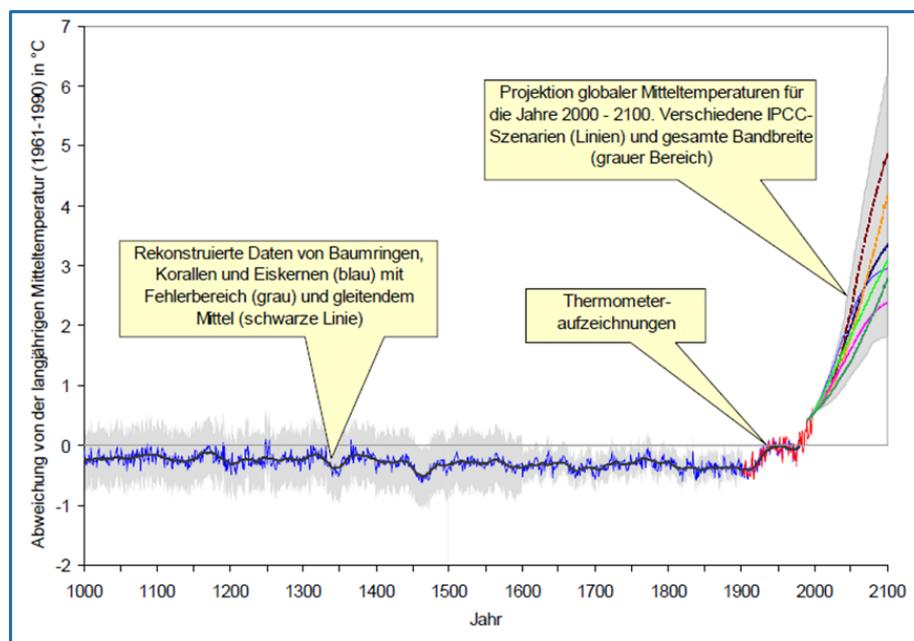


Abbildung 4: Entwicklung der durchschnittlichen Lufttemperatur der nördlichen Hemisphäre in den letzten 1000 Jahren und Projektion bis 2100 (Quelle: UBA, 2005; nach: IPCC, 2001; Mann et al., 1999)

² Für den 5. Sachstandsbericht werden von freien Wissenschaftlern sogenannte „Repräsentative Konzentrationspfade“ (Representative Concentration Pathways - RCPs) entwickelt, die die früheren SRES-Szenarien ersetzen. Den Ausgangspunkt der neuen Szenarien bilden die Treibhausgas-Konzentration und der Strahlungsantrieb und nicht wie bei den traditionellen Szenarien die Entwicklung von sozio-ökonomischen Entwicklungen.

Der in 2013 vorgelegte erste Teil des 5. Sachstandsbericht (AR5) des IPCC (International Panel on Climate Change) bestätigt die in den vorangegangenen Sachstandsberichten beschriebenen Veränderungen des globalen Klimas und dokumentiert die Übereinstimmung von Klimaprognosemodellen mit Messergebnissen und Langzeitbeobachtungen (IPCC, 2013). Gegenüber dem vierten Sachstandsbericht (IPCC, 2007) konnte eine größere Sicherheit in den Aussagen erreicht werden. Es zeigt sich, dass der Klimawandel unbestreitbar stattfindet und weiter fortschreitet. Der jüngst veröffentlichte zweite Teil des 5. Sachstandsberichtes (AR5) beschäftigt sich mit den tiefgreifenden Folgen des Klimawandels (IPCC, 2014).

In Übereinstimmung mit dem vierten Sachstandsbericht ist von weitgehenden Auswirkungen des Klimawandels auf regionale Wasserhaushalte auszugehen. Es ist mit einem Anstieg der globalen Mitteltemperatur (s. Abbildung 4) und einer im Mittel leicht erhöhten Zunahme von Niederschlägen zu rechnen, die sich aber zeitlich und räumlich sehr heterogen verteilt (UBA, 2005). Bei einer weiterhin hohen Emission von klimawirksamen Gasen wird sich eine weitere Zunahme der globalen Lufttemperaturen einstellen. In Folge von verringertem Schneefall und dem Abschmelzen von Gletschern wird die generelle Wasserverfügbarkeit abnehmen (Merkel et al., 2007). In südlichen Regionen wird sich der durchschnittliche Abfluss der Fließgewässer und die generell verfügbare Wassermenge um 10 – 30 % verringern (Hayward, 2007), für Südeuropa bspw. werden ernsthafte Wasserknappheit und häufigere Dürren erwartet. Eine genaue Vorhersage von klimatischen Extremereignissen ist derzeit nicht möglich. Es ist jedoch davon auszugehen, dass extreme Wetterereignisse wie heiße Tage sowie längere Hitze- und Trockenperioden ebenso zunehmen werden wie Starkniederschläge mit höherem Hochwasserrisiko. Kälteextreme werden vermutlich abnehmen. (UBA, 2005)

Bei der Auswertung dieser Daten zeigt sich, dass sich die Auswirkungen des Klimawandels wesentlich differenzierter darstellen als allgemeine Schlagworte wie „die Sommer werden heißer und trockener“ oder „Starkregen nimmt zu“ dies ausdrücken können. So gibt es große regionale Unterschiede in der Veränderung der einzelnen Parametern Lufttemperatur und Niederschlag und in den daraus resultierenden Auswirkungen auf den regionalen Wasserhaushalt.

Um Aussagen über mögliche regionale Klimaänderungen und deren mögliche Auswirkungen machen zu können, werden regionale Klimamodelle verwendet. Deren regionale Auflösung liegt zwischen 7 und 50 km. Die Modelle werden mit Hilfe von vielen Detailinformation aus der Region und ihrer Umgebung in die globalen Modelle eingebettet (Hagemann und Jacob, 2007). Für Nordrhein-Westfalen ergeben sich daraus bspw. Bandbreiten des Temperaturanstiegs von im Jahresmittel + 1,9 bis 3,0 °C, einer Niederschlagserhöhung im Winter von 7 – 19 % und einer Verminderung im Sommer von 14 – 20 % (s. Abbildung 5). Daraus resultiert ein Rückgang der durchschnittlichen Schneehöhen, eine Verringerung der Frost- und Eistage sowie eine Zunahme von Sommertagen (über 25 °C) und heißen Tagen (über 30 °C) (Merkel et al., 2007). Aus Sicht der Wasserversorgung sind besonders die Zunahme von Hitze- und Trockenperioden im Sommer sowie eine erhöhte Wahrscheinlichkeit für Starkregenereignisse mit einem durch häufigere Eintrittswahrscheinlichkeiten erhöhten Hochwasserrisiko relevant.

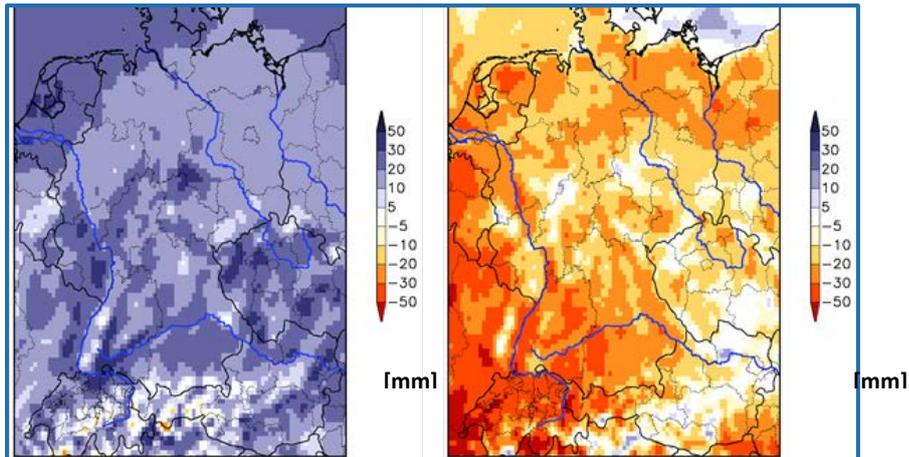


Abbildung 5: Deutliche Zunahme der Winterniederschläge (links) und Abnahme der Sommerniederschläge (rechts) in Deutschland aus der Prognose für die Periode 2071-2100 (Quelle: Hagemann und Jacob, 2007) (Referenzzeitraum: 1961-1990; Veränderungen skaliert in mm jährlicher Niederschlagshöhe) bei Annahme eines moderaten Emissionsszenarios für Treibhausgase A1B

Bettet man Wasserhaushaltsmodelle in Klimamodelle ein, lassen sich zukünftige Entwicklungen des Wasserhaushalts und mögliche Risiken abschätzen. Daraus können die Auswirkungen möglicher Maßnahmen bestimmt und zukunftsichere, nachhaltige Handlungsstrategien abgeleitet werden (s. Abbildung 6).

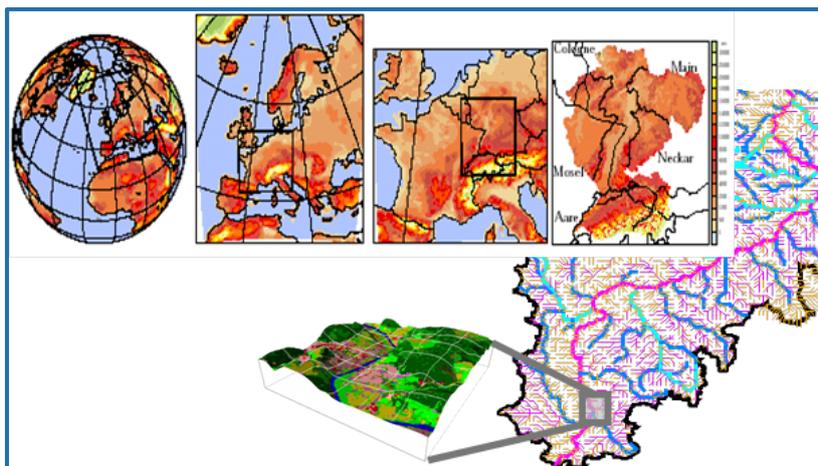


Abbildung 6: Schematisiertes Downscaling vom globalen Klimamodell zum Wasserhaushaltsmodell (Quelle: Katzenberger, 2007)

2.4 Klimaänderungen in der Emscher-Lippe-Region

Bereits heute sind durch Veränderungen der meteorologischen Parameter, insbesondere der Temperatur und des Niederschlags, zahlreiche Auswirkungen in den Bereichen biologische Vielfalt, Wasser und Boden zu beobachten (LANUV, 2010). Die vom Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV) NRW aufgezeichneten Klimafolgeindikatoren zeigen entsprechende Veränderungen auch in NRW (LANUV, 2014).

Für eine Bewertung der regionalen Klimawandelauswirkungen wurden im Rahmen von *dynaklim* zunächst historische Klimadaten in NRW für die Emscher-Lippe-Region ausgewertet. Mit Hilfe des regionalen Klimamodells CLM auf Grundlage des IPCC-Szenarios A1B (IPCC, 2000) wurden Projektionen erstellt, die auf einen moderaten Anstieg der mittleren Jahrestemperaturen (+2 °C bis zu +3,5 °C) bis zum Jahr 2100 hinweisen. Die Jahresniederschlagssummen werden sich voraussichtlich nur minimal erhöhen (+5 %), sich jedoch wesentlich in die Wintermonate verlagern. Die

Modellergebnisse deuten auf insgesamt trockenere Sommer- und deutlich nassere Wintermonate hin. Aufgrund der zunehmenden Erwärmung könnten die Winterniederschläge vermehrt als Regen (statt als Schnee) fallen (MUNLV, 2009). Neben der saisonalen Verschiebung der Niederschlagsverteilung ist mit der Zunahme von klimatischen Extremen wie Starkregen oder häufigeren und länger andauernden Hitze- und Trockenperioden in den Sommermonaten zu rechnen. Milderen Wintern werden heißere und trockenere Sommer mit einer spürbar höheren Anzahl an heißen Tagen gegenüber stehen (s. Tabelle 1).

Tabelle 1: Mittlere Anzahl Heißer Tage und mittlere Anzahl an Jahren mit mindestens 10 Heißen Tagen ($\geq 30\text{ }^{\circ}\text{C}$) für die Emscher-Lippe-Region in den CLM-Modelldaten im Zeitraum 1961-2010, in der Nahen Zukunft (2021-2050) und in der Fernen Zukunft (2071-2100), Quelle: Quirnbach et al., 2012

| Zeitraum | Anzahl der Jahre mit mindestens 10 Heißen Tagen CLM1 | Anzahl der Jahre mit mindestens 10 Heißen Tagen CLM2 | Mittlere Anzahl Heißer Tage im 30a-Zeitfenster CLM1 | Mittlere Anzahl Heißer Tage im 30a-Zeitfenster CLM2 |
|-------------|--|--|---|---|
| 1961 – 1990 | 10 | 9 | 8 | 9 |
| 2021 – 2050 | 16 | 16 | 14 | 11 |
| 2071 – 2100 | 28 | 28 | 27 | 28 |

Es ist zu erwarten, dass sich die projizierten Klimaentwicklungen spürbar auf den regionalen Wasserhaushalt und damit auf die Lebens- und Wirtschaftsbedingungen der Menschen, auf Sicherheit, Qualität und Kosten der Ver- und Entsorgung auswirken werden. Auch die Leistungs- und Wettbewerbsfähigkeit der Region wird von diesen Veränderungen beeinflusst werden. Ländliche Kultur- und Naturräume an der Lippe und im Münsterland werden davon genauso betroffen sein wie dicht besiedelte städtische Gebiete in der Emscherregion.

Die im Vergleich zu anderen Regionen der Erde gemäßigten Klimaveränderungen in der Emscher-Lippe-Region lassen keinen generellen Wassermangel in der Region erwarten. Allerdings ist mit regionalen Wasserengpässen bei länger andauernden Trockenperioden und einer zeitweisen Verschärfung von Nutzungskonkurrenzen zu rechnen. Weiterhin muss sich die Region auf ein erhöhtes Hochwasserrisiko in urbanen Räumen und einen erhöhten (Trink-)Wasserverbrauch in Hitze- und Trockenperioden einstellen.

Bei der Entwicklung einer Anpassungsstrategie für die Trinkwasserversorgung sind neben der Veränderung des regionalen Klimas weitere Wandelfaktoren zu berücksichtigen, die sich ebenfalls auf die Trinkwasserversorgung auswirken. Dies sind z. B. der demografische Wandel und die Veränderung von Siedlungsstrukturen, die den regionalen Wasserbedarf maßgeblich beeinflussen. Gemäß MKULNV (2011) werden die tatsächlichen Auswirkungen des Klimawandels vor Ort sowohl hinsichtlich ihrer Größenordnung als auch ihrer räumlichen Verteilung in erheblichem Maße von der demografischen und der wirtschaftlichen Entwicklung überlagert.

Aus diesen Gründen hat *dynaklim* den Einfluss der regionalen Klima-, Wirtschafts- und Bevölkerungsentwicklung in Regionalszenarien untersucht. Dabei ergibt sich für die Region eine eindeutige Abnahme des durchschnittlichen jährlichen Trinkwasserbedarfs um bis zu 18 %³ bis 2030,

³ Diese Prognose bezieht sich auf das Trendszenario ohne den Einfluss des Klimawandels. Berücksichtigt man den Klimawandel ist von einem etwas geringeren Rückgang des durchschnittlichen Trinkwasserbedarfs von 13,7 bis 14,5 % auszugehen. Die steigenden Spitzenfaktoren beziehen sich auf den spezifischen Wasserverbrauch je Einwohner. Berücksichtigt man die demografische Entwicklung in der Region (ELR: rückläufige Bevölkerungszahlen) werden die Spitzenfaktoren für den gesamten Wasserbedarf u.U. sinken (-5,4 bis 7,8 %). Die Auswirkungen der verschiedenen Wandelfaktoren überlagern sich und können je nach Randbedingungen bei unterschiedlichen Versorgungsgebieten und Regionen unterschiedliche Tendenzen im Wasserbedarf ergeben. Aus diesem Grund sollten Wasserbedarfsprognosen nur unter Berücksichtigung aller relevanten Wandelfaktoren erstellt werden.

aber mit nahezu konstantem täglichen Wasserbedarf in heißen Sommermonaten (Quelle: Kersting und Werbeck, 2013). Dies bedeutet technischen Anpassungsbedarf bei der bestehenden Wasserversorgung und erfordert eine Anpassung der Tarifstruktur zur Finanzierung.

3 Wasserversorgung im Klimawandel

3.1 Regionaler Wasserkreislauf in der Emscher-Lippe-Region

Die Auswirkungen des Klimawandels können von Region zu Region sehr unterschiedlich sein und müssen kleinräumig beobachtet werden. Die Herausforderungen an einen Anpassungsprozess mit Blick auf den regionalen Wasserkreislauf steigen mit zunehmender Bevölkerungszahl, mit zunehmender Anzahl eigenständiger Kommunen, mit zunehmender Diversität der Akteursgruppen und hoher Komplexität der Infrastruktur, wie sie typischerweise in einem urbanen, industriell geprägten Ballungsraum anzutreffen sind. Aus diesem Grund steht im Mittelpunkt des *dynaklim*-Vorhabens die Entwicklung von Anpassungsstrategien an den prognostizierten Klimawandel im industriell geprägten Ballungsraum „Emscher-Lippe-Region“.

Die Region Emscher-Lippe ist zentraler Teil des Ruhrgebietes, bindet aber auch das südliche Münsterland und die Lippe natur- und sozialräumlich ein. Die Projektregion umfasst einen Teil des Ruhrgebietes (des Gebietes des Regionalverbands Ruhr) östlich des Rheins, geht aber auch darüber hinaus. Im Norden reicht die Region fast bis Münster, im Osten etwa bis Soest. Das Projektgebiet ist somit unterteilt in den industriell geprägten südlichen Großstadtraum als zentralem Teil des Ruhrgebietes (vereinfacht: Emscher-Region) der in ein überwiegend ländlich geprägtes Siedlungsgefüge der Lippe-Region übergeht (s. Abbildung 7).

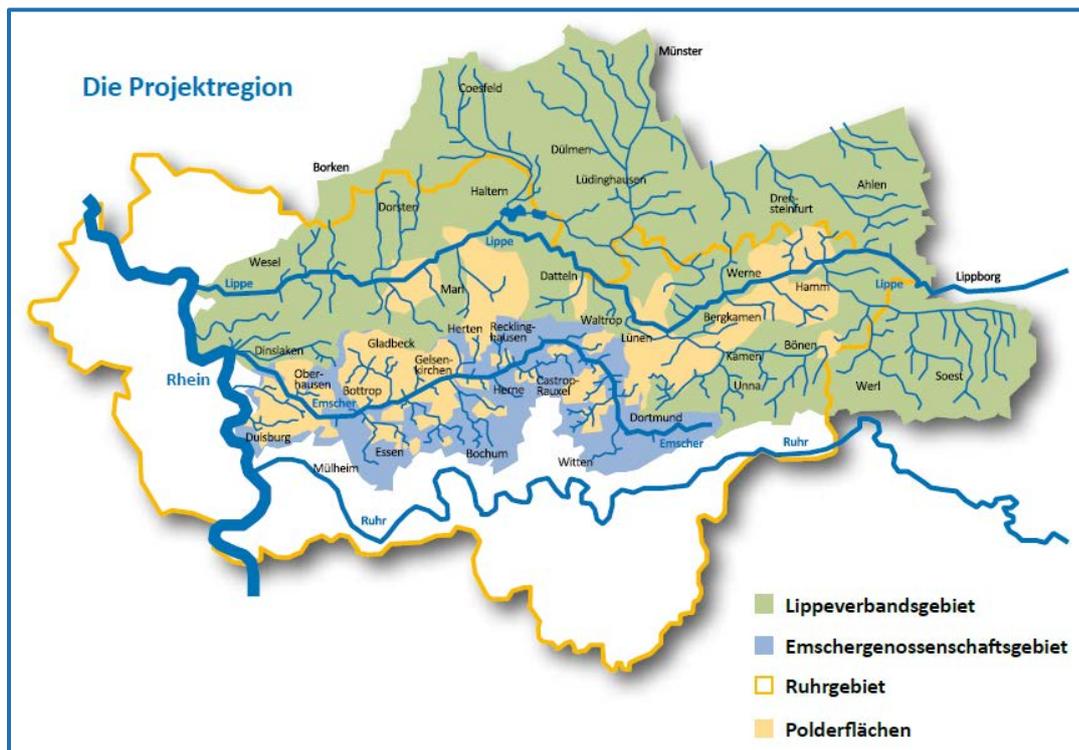


Abbildung 7: Projektgebiet Emscher-Lippe-Region

Diese siedlungsstrukturellen Unterschiede bestimmen auch die Wasserversorgungsinfrastruktur:

Im südlichen Teil, dem „Ruhrgebiet“, sind knapp fünf Millionen Einwohner und zahlreiche Industriestandorte mit Trinkwasser zu versorgen. Die regionalen Standbeine der Trinkwasserversorgung sind die Oberflächengewässer Ruhr und der Halterner Stausee (s. Abbildung 8). Die Flüsse Ruhr und Emscher dienen auch als Vorfluter für die anliegenden Kläranlagen. Die Anstrengungen des NRW-Umweltministeriums (MKULNV) und der zuständigen Verbände Emschergenossenschaft, Lippeverband und Ruhrverband mit der kontinuierlichen Verbesserung der Abwasserreinigung haben die Wasserqualität aller Oberflächengewässer in Bezug auf Nährstoffe,

Hygiene und Chemikalien deutlich verbessert. Die Ruhr wird gespeist und mengenreguliert aus den Talsperren im Sauerland, wodurch auch in Trockenzeiten eine Mindestwasserführung garantiert ist. Das System der Oberflächengewässer ist gekennzeichnet durch eine hohe Dynamik, die sich durch schnelle Änderungen der Wasserqualität auszeichnet.

Demgegenüber steht der nördliche Teil des betrachteten Projektgebietes (Lipperegion, Münsterland), der durch eine eher ländliche Struktur geprägt ist. Das vorhandene Wasserdargebot wird für die Trinkwasserversorgung und Landwirtschaft vorwiegend aus Grundwasservorkommen sowie zu Kühlwasserzwecken aus Oberflächenwasservorkommen genutzt.

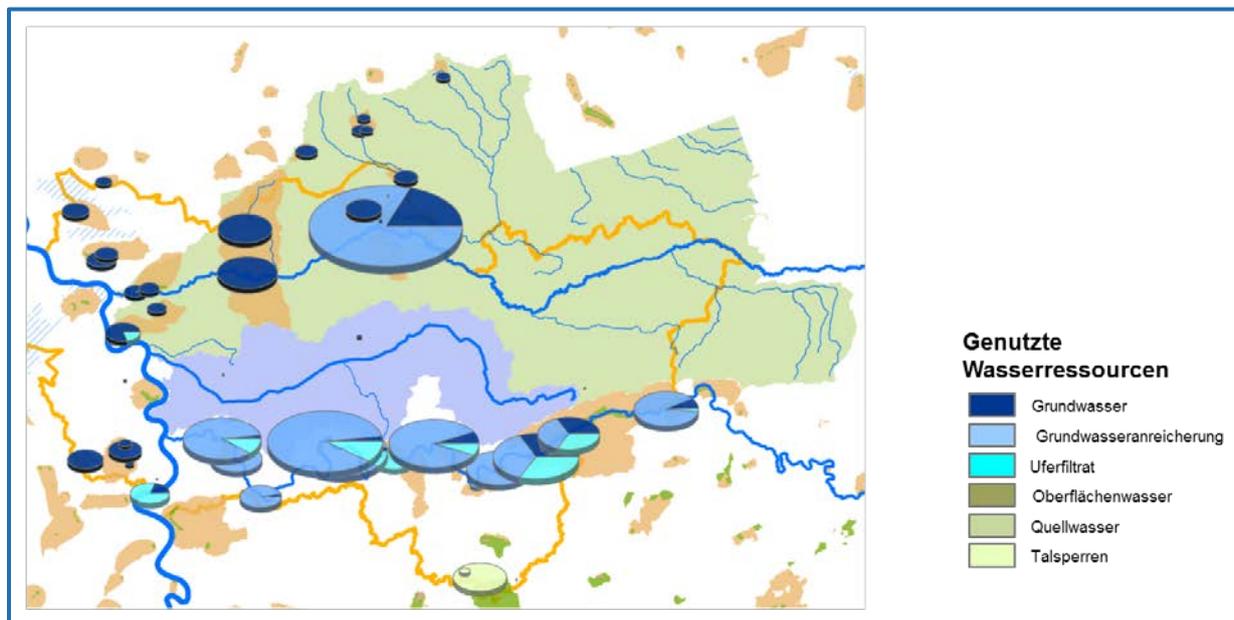


Abbildung 8: Zur Trinkwasserversorgung genutzte Rohwasserressourcen in der *dynaklim*-Projektregion

Grundwasservorkommen sind in der Regel gut geschützt – vor allem in den tieferen Grundwasserstockwerken. Qualitätsveränderungen treten zuerst verstärkt in den oberen Stockwerken bei intensiver landwirtschaftlicher Nutzung auf und können sich in tiefere Stockwerke ausbreiten: der Eintrag von Nitrat ist meist nur langfristig und ohne Veränderungen in der Landwirtschaft nicht zu verringern. Der Klimawandel könnte vor allem die landwirtschaftliche Nutzung in den Gebieten der Grundwasser-Neubildung noch intensivieren, wenn bei längeren Vegetationsperioden mehrere Ernten möglich sind. Die Gefährdung des Grundwassers könnte dann aus vermehrtem Bewässerungsbedarf und stärkerem Einsatz von Düngemitteln resultieren.

3.2 Vulnerabilität der Wasserversorgung gegenüber Klimawandelfolgen

Im Vergleich zu anderen Regionen der Erde sind die Auswirkungen des Klimawandels auf die Wasserwirtschaft in Deutschland nicht flächendeckend als gravierend zu bezeichnen. Die meisten der zu erwartenden Auswirkungen werden voraussichtlich nur zeitlich oder regional begrenzt auftreten.

Die Erkenntnisse der Klimaforschung über die bereits stattgefundenen und zukünftig zu erwartenden Klimaveränderungen sowie deren Folgen beziehen sich in den meisten Fällen auf globale oder großräumige Gebiete. Aussagen über Veränderungen der Klimafaktoren im regionalen Maßstab sind für die Bewertung möglicher Gefährdungen für die Wasserwirtschaft und die Festlegung nachhaltiger wasserwirtschaftlicher Handlungsstrategien erforderlich.

Hier setzen verschiedene Forschungsvorhaben und Verbundprojekte an, die die regionalen Veränderungen der Klimafaktoren projizieren und Konsequenzen für verschiedene Handlungsfelder ableiten wollen (z. B. KLIWA, KLIMZUG-Verbundprojekte, u.a. *dynaklim*). Im Mittelpunkt des

dynaklim-Vorhabens stehen die möglichen Auswirkungen des prognostizierten Klimawandels auf die Verfügbarkeit und Nutzung des Wassers in der Region und die damit verbundenen Folgewirkungen auf Bevölkerung, Wirtschaft und Umwelt.

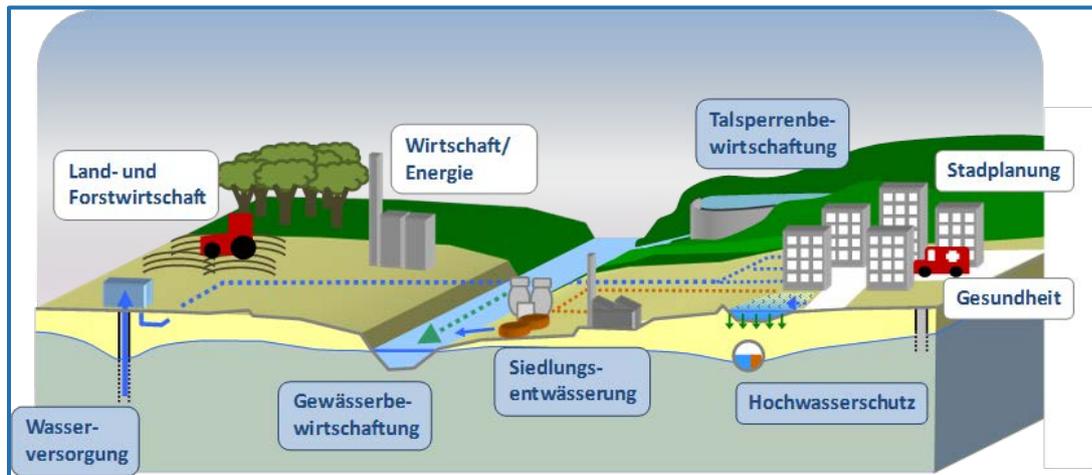


Abbildung 9: Vom Klimawandel beeinflusste Handlungsbereiche der Wasserwirtschaft sowie zusammenhängende Sektoren mit Folgewirkungen

Die *dynaklim*-Untersuchungen haben ergeben, dass für die Wasserversorgung besonders zwei der mit zunehmender Häufigkeit zu erwartenden klimatischen Extremsituationen relevante Auswirkungen haben. Dies sind:

- Starkregeneignisse sowie
- längere Trockenperioden.

Aus häufigen und intensiven Starkregen resultieren die Überflutung von Einzugsgebieten und Gewinnungsanlagen sowie mögliche Qualitätsbeeinträchtigungen von Oberflächengewässern wie Flüssen, Seen und Talsperren. Für die Grundwasser-Gewinnung können neben der direkten Überflutung der Brunnen hygienische Qualitätseinbußen von oberflächennahen Grundwässern die Folge sein. Die Abschwemmung und Remobilisierung von Trüb- und Schadstoffen sowie Mikroorganismen in Oberflächengewässern stellt besondere Anforderungen an die Leistungsfähigkeit von Aufbereitungsanlagen.

Lang andauernde Trockenperioden können vornehmlich im Frühling und Sommer zu erhöhter Trinkwassernachfrage, zu gesteigertem Bewässerungsbedarf in der Landwirtschaft und zu Schwierigkeiten in der Deckung des Kühlwasserbedarfs der Kraftwerke führen. Der erhöhte Wasserbedarf trifft dann auf ein reduziertes Wasserangebot, das sich in Oberflächengewässern vergleichsweise kurzfristiger als im Grundwasser bemerkbar machen wird. Bei Unterschreitung von Mindestabflussmengen sind unter Umständen Entnahmemengen zu reduzieren, die Funktion von Entnahmebauwerken kann beeinträchtigt werden, und es können aufgrund der fehlenden Verdünnung erhöhte Konzentrationen von z. B. hygienisch relevanten Mikroorganismen und abwasserbürtigen Inhaltsstoffen auftreten. Bei der Grundwassergewinnung wären bei der übermäßigen Absenkung von Grundwasserspiegeln Schäden am Ökosystem sowie reduzierte Mengen für alle Nutzer die Folge. Bei längeren Hitzeperioden kann es vor allem in stark versiegelten Ballungsräumen zu einer Aufheizung des Bodens und Erwärmung des Trinkwassers in den Verteilungsnetzen und Trinkwasserspeichern kommen.

Dass die beschriebenen Veränderungen in der Praxis der Wasserversorgung bereits heute Relevanz besitzen, bestätigen zahlreiche Gespräche mit Wasserversorgern aus der Emscher-Lippe-Region im Rahmen der *dynaklim*-Projektlaufzeit. Bei einer Umfrage unter den lokalen Wasserversorgungsunternehmen wurden die lokale Infrastruktur der Wasserversorgung und die erwarteten sowie existierenden Auswirkungen des Klimawandels erfasst. Hierbei zeigte sich, dass die

Trinkwasserversorger deutliche Folgen des Klimawandels auf ihre Anlagen erwarten bzw. diese bereits in der Vergangenheit erfahren haben. Weiterhin konnte verifiziert werden, dass die für dieses Projekt ausgewählten und oben kurz dargestellten Klimawandelfolgen:

- Hochwasser/Überflutung in Folge von Starkregenereignissen,
- Niedrigwasser/Wassermangel in Folge von Trockenperioden sowie
- Qualitätsverschlechterung der Rohwässer (u.a. durch Abschwemmungen nach Starkregenereignissen oder durch Aufkonzentrierung bei Niedrigwasserständen in Oberflächengewässern)

für die regionale Wasserversorgung relevant sind. Die drei genannten Klimawandelfolgen wurden in der Summe der Antworten als nahezu gleich wichtig eingestuft. Unterschiede in den Einschätzungen waren in individuell unterschiedlichen Rahmenbedingungen in Bezug auf z. B. Hochwassergefährdung oder Schutz der Rohwasserressourcen begründet.

Wie sich die Vulnerabilität auf die einzelnen Anlagenarten bzw. Prozessstufen der Trinkwasserversorgung gemäß der Einschätzung der an der Umfrage beteiligten Wasserversorgungsunternehmen verteilt und welche konkreten Erfahrungen bereits vorliegen, ist im Folgenden dargestellt.

„Hochwasser / Überflutung in Folge von Starkregenereignissen“

Tatsächlich oder potenziell von Überflutung betroffen sind aufgrund der in der Regel geringeren topografischen Höhenlage Gewinnungsgebiete und –anlagen sowie in Teilen auch Wasserwerke. Besonders wenig gefährdet sind nach Einschätzung der Wasserversorger die Pumpstationen, Druckerhöhungsanlagen und Trinkwasserspeicher. Viele Wasserversorgungsunternehmen haben bereits entsprechende Maßnahmen zum Hochwasserschutz der betroffenen Anlagen umgesetzt. Fallbeispiele zu diesem Themengebiet finden sich in Kapitel 3.3.

„Niedrigwasser/Wassermangel in Folge von Trockenperioden“

Von Niedrigwasserständen in Folge von langanhaltenden Trockenperioden sind in der Region verschiedene Wasserversorger betroffen. Die Betroffenheit ist sowohl bei Anlagen der Grundwassergewinnung als auch der Nutzung von Oberflächenwasser regional begrenzt gegeben. Folgende Auswirkungen sind bereits festgestellt worden bzw. werden befürchtet.

- *„Ein stark vermindertes Grundwasserdargebot im Kluftgrundwasserleiter führt bei anhaltender Trockenheit zum Absinken des Grundwasserspiegels.“*
- *„Bei extremen Niedrigwasserständen ist mit dem Trockenfallen von Filterabschnitten einzelner Brunnen zu rechnen, die möglicherweise zur Vermeidung von Brunnenalterungsprozessen entsprechenden Anpassungsaufwand erfordern.“*
- *„In Trockenperioden kommt es zu verminderter Wasserführung in Vorflutern der Wasseraufbereitung. Bei niedrigen Wasserständen muss die Rohwasserförderung an verschiedenen oberflächennutzenden Gewinnungsanlagen/-gebieten eingeschränkt bis eingestellt werden.“*

„Qualitätsprobleme im Rohwasser in Zusammenhang mit klimatischen Ereignissen“

Die meisten Erfahrungen und Befürchtungen wurden in Bezug auf klimatisch bedingte Veränderungen der Rohwasserqualitäten gesehen.

- *„Keimeinträge und Trübstoffe aus der Vorflut finden sich nach Starkregenereignissen im für die Trinkwasserversorgung genutzten Uferfiltrat.“*
- *„Qualitätsbeeinträchtigungen und mikrobiologische Belastung des Rohwassers durch intensive landwirtschaftliche Nutzung der Einzugsgebiete treten bei einigen Versorgern bereits auf. Zunehmende Belastungen aus der Landwirtschaft durch das Aufbringen von Gärsubstraten werden erwartet.“*
- *„Durch den Klimawandel kommt es zu stärker schwankenden Wasserführungen in Oberflächengewässern, was zunehmende Qualitätsschwankungen zur Folge hat. Dies stellt eine Herausforderung für die Anlagen der Wasseraufbereitung dar.“*
- *„Ein verstärkter Anbau von NAWARO-Pflanzen (NAWARO: Nachwachsende Rohstoffe) bzw. Energiepflanzen wird in verschiedenen Teilen der Region erwartet, welche hohe Stickstofffrachten und einen erhöhten PBSM-Einsatz mit sich bringen. Im oberflächennahen Grundwasser finden sich teilweise bereits hohe Nitratbelastungen. Unabhängig von der Art der angebauten Feldfrüchte rechnen einige Versorger aufgrund der zum Zeitpunkt der Umfrage hohen Preisen für Industriedünger mit einer verstärkten Nutzung von Gülle oder Gärresten in der Landwirtschaft.“*
- *„Bei Hochwasserereignissen und einsetzender Hochwasserentlastung von (Mischwasser)-Kläranlagen sowie bei Niedrigwasserständen mit einem erhöhtem Anteil an Kläranlagenzuflüssen ist mit einer Verschiebung des Stoff- und Konzentrationsspektrums im zur künstlichen Grundwasseranreicherung eingesetzten Ruhrwasser zu rechnen.“*
 - *„In Trockenperioden weist die Ruhr einen Abwasseranteil von bis zu 20 % auf, was stark erhöhte Gehalte an Mikroverunreinigungen erwarten lässt.“*
- *„Trinkwasserrelevante Konzentrationen verschiedener Mikroverunreinigungen finden sich auch in anderen industriell genutzten Oberflächengewässern wie dem Rhein (u. a. aus der chemischen Industrie)“*

Die von den Wasserversorgern genannten Auswirkungen beziehen sich entsprechend der Fragestellung auf den Bereich der Wasserressourcen und der Wassergewinnung. Betrachtet man den weiteren Verlauf der Prozesskette in der Wasserversorgung ergeben sich relevante Folgeerscheinungen für die Prozesse der Wasseraufbereitung sowie der -speicherung und des -transportes, welche bereits in der Praxis beobachtet wurden. Tabelle 2 zeigt exemplarisch potenzielle Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Aufbereitungsverfahren, wie diese in der Literatur beschrieben sind. Detaillierte Untersuchungen zur Vulnerabilität und Leistungsfähigkeit einzelner Aufbereitungsverfahren sind in Kap. 4.4 beschrieben.

Tabelle 2: Potenzielle Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Aufbereitungsverfahren
 (Auswahl nach Rohn und Mälzer, 2010)

| Verfahren | Potenzielle Auswirkungen |
|---|---|
| Uferfiltration (Niedrigwasser) | Rückgang der Förderkapazität (Eckert et al., 2008) |
| | Höhere Schadstoffkonzentration im Rohwasser (Bucher, 2007) |
| | Vermeehrt Probleme mit Algenblüte (Sprenger, 2011) |
| | Anfangs höhere biologische Aktivität im Untergrund (Eckert et al., 2008) |
| | Vermeehrt anaerobe Verhältnisse im Aquifer, evtl. Mangan- und Eisen-Rücklösung (Gross-Wittke et al., 2010) |
| | Dadurch Rückgang der biologischen Aktivität, weniger Abbau von gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) und Ammonium (Eckert et al., 2008; Sprenger, 2011) |
| Uferfiltration (Hochwasser) | Schlechterer Abbau von Schadstoffen aufgrund kürzerer Verweilzeit im Untergrund (Sprenger, 2011) |
| | Erhöhte Trübungen im Rohwasser kein Problem für die Uferfiltration (Sprenger, 2011) |
| | Durchbruch von Fäkalindikatoren wie E. coli im Rhein-Uferfiltrat 2003 (Eckert et al., 2008) |
| | Stark reduzierende bzw. puffernde Wirkung auf die meisten Spurenstoffe – bei Hochwasser und bei Niedrigwasser (Eckert et al., 2008) |
| | Bei der anschließenden Aufbereitung muss eine sich ggf. ändernde Qualität des Uferfiltrats berücksichtigt werden (Eckert et al., 2008) |
| Flockung | Zunehmend Probleme bei der Flockung, weil sich die Zusammensetzung des NOM ändert (Sharp, 2006) |
| | Höherer Chemikalienverbrauch, mehr Schlammfall (Eikebrokk et al., 2004; Slavik und Uhl, 2009) |
| | Höhere Konzentration an organischem Kohlenstoff (TOC) im Trinkwasser (Eikebrokk et al., 2004) |
| | Mehr organisch komplexierte Schwermetalle und DNP im Trinkwasser, Optimierte Flockungsverfahren benötigt (Matilainen, 2010) |
| Filtration | Kürzere Filterlaufzeiten, mehr Spülwasserbedarf als Folge aus erhöhtem Flockungsmittel-Verbrauch (Slavik und Uhl, 2009) |
| | Bei hohen Wassertemperaturen: Höhere Filter-Spülgeschwindigkeiten erforderlich (Nahrstedt et al., 2004; Haak, 2007) |
| | Bei hohen Wassertemperaturen: Höhere Permeabilität und geringerer Energiebedarf für Membranfiltrationsprozesse (Hagmeyer, 2004) |
| | Biologisch aktive Filter: Nitrifikation verbessert sich bei erhöhten Temperaturen (Andersson et al., 2001) |
| Belüftung | Geringere Sättigungskonzentrationen und schneller Austauschkinetik für gelöste Gase wie z. B. Sauerstoff (Bächle et al., 1997; Bächle et al., 2004) |
| Desinfektion | Desinfektion (mit Chlor): Erhöhte Bildung von Trihalogenmethanen (THM) bei steigender Temperatur (Garcia-Villanova et al., 1997) |
| | Für eine definierte Inaktivierungsleistung z. B. bei Zysten von <i>Giardia lamblia</i> sind mit steigender Temperatur geringere Expositionen (alternativ: c-t-Werte) für den Einsatz von Chlor, Chlordioxid, Ozon erforderlich (US EPA, 1999) |

Die potenziellen Auswirkungen erhöhter Boden- und Rohwassertemperaturen auf die Hygiene des Trinkwassers innerhalb der Verteilungssysteme analysierte die *dynaklim*-Aktivität A4.1.3 (z. B. Grobe et al., 2014).

3.3 Fallbeispiele: Handlungsdruck und -optionen zur Anpassung der Trinkwasserversorgung aus verschiedenen Rohwasserressourcen

Es gibt viele verschiedene Einflüsse des Klimas auf zur Trinkwasserversorgung verwendete Rohwasserressourcen. Diese hängen sowohl in Art als auch Ausmaß maßgeblich von der regionalen Ausprägung des Klimas und seiner möglichen zukünftigen Entwicklung sowie der Struktur der lokalen Wasserversorgung und der genutzten Rohwasserressource ab. Eine pauschale Aussage zu durch den Klimawandel verursachten Auswirkungen auf die Wasserversorgung lassen sich nicht seriös tätigen. Aus diesem Grund soll an dieser Stelle nur beispielhaft über mögliche Vulnerabilitäten verschiedener Rohwassertypen der Trinkwassergewinnung berichtet und mögliche Handlungsoptionen an Praxisbeispielen skizziert werden. Eine individuelle Risikoabschätzung und Maßnahmenentwicklung setzt immer eine detaillierte Kenntnis der lokalen Randbedingungen inkl. möglicher Klimaentwicklungen voraus.

3.3.1 Beispiel 1: Quellwässer und oberflächenwasser-beeinflusste Grundwässer

Der Klimawandel hat in Form von Starkniederschlägen besondere Auswirkungen auf die Trinkwassergewinnung aus oberflächenwasser-beeinflussten Grundwässern bzw. Quellwässern. Bedingt durch Infiltration von Oberflächenwasser in den Untergrund kann es, je nach geologischer Beschaffenheit, zu Beeinträchtigungen der Grundwasserqualität kommen. Weiterhin kann es in Abhängigkeit von der geologischen Situation im Untergrund und dem verfügbaren Wasserdargebot zu einem schnellen Rückgang von Quellwasserschüttungen in sommerlichen Hitzeperioden kommen. Aus Luxemburg wird bspw. von einem Trockenfallen von Quellen in lang anhaltenden Trockenperioden berichtet (Fohrmann et al., 2009). Bei Unternehmen deren Versorgung in erster Linie auf Quellwasser beruht kann es besonders bei hohem Spitzenbedarf, wie an heißen Sommertagen, zu Engpässen in der Trinkwasserversorgung kommen.

Besonders häufig finden sich witterungsabhängige negative Veränderungen der Wasserqualität sowie schwankende Rohwassermengen in Kluft- und Karstwasserleitern. Diese können in Rissen und Spalten (s. Abbildung 11) deutlich weniger Wasser im Untergrund speichern als beispielsweise Porengrundwasserleiter mit ihrer hohen Porenanteilen (s. Abbildung 10). Trotzdem sind Karstgrundwasserleiter von großer wasserwirtschaftlicher Bedeutung: Schätzungsweise ein Viertel der Weltbevölkerung bezieht sein Trinkwasser aus Karstgrundwässern (Auckenthaler, 2004). Karstaquifere (z. B. Alpengebiet, Fränkische Alb, mainfränkische Muschelkalkplatte) sind aufgrund schneller Infiltration von mikrobiologischen Verunreinigungen während Niederschlagsereignissen und geringer Infiltrationseffekte im eigentlichen Fließsystem sehr vulnerabel gegenüber Schadstoffeinträgen. Auch Kluftgrundwasserleiter, wie sie z. B. in Teilgebieten Frankens sowie im Bayerischen Wald vorgefunden werden, filtern oft unzureichend. Dadurch können auch bei diesen Wässern in Kombination mit Starkniederschlägen in den Einzugsgebieten oft hygienisch-mikrobiologisch bedenkliche Konzentrationen an Mikroorganismen nachgewiesen werden. Der Nachweis von Fäkalindikatoren hängt dabei nicht zwangsweise mit anthropogenen Einflüssen zusammen. Vielmehr kann z. B. der natürliche Tierbestand ausreichen, um Rohwässer witterungsbedingt zeitweise zu kontaminieren. (Kumutat, 2004)

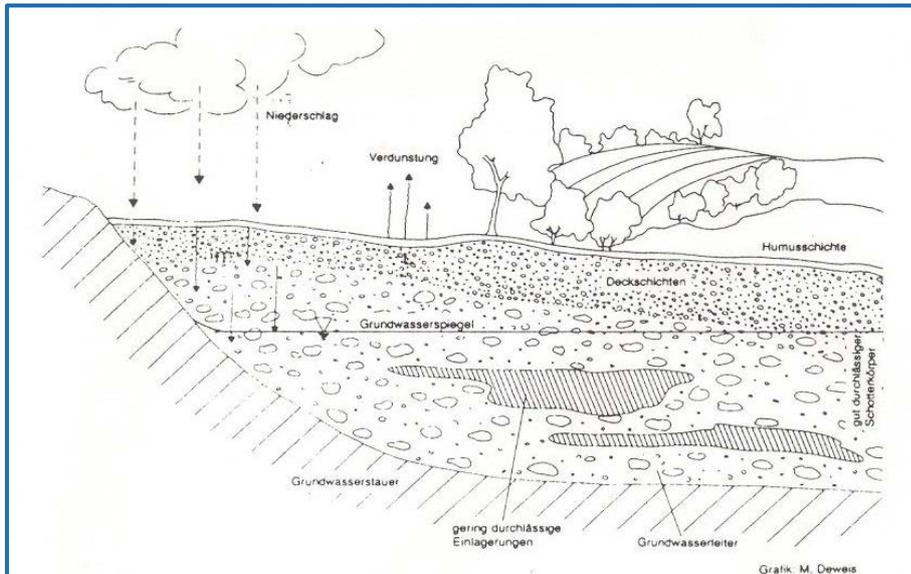


Abbildung 10: Schematische Darstellung Porengrundwasserleiter (Quelle: BOKU, 2014)

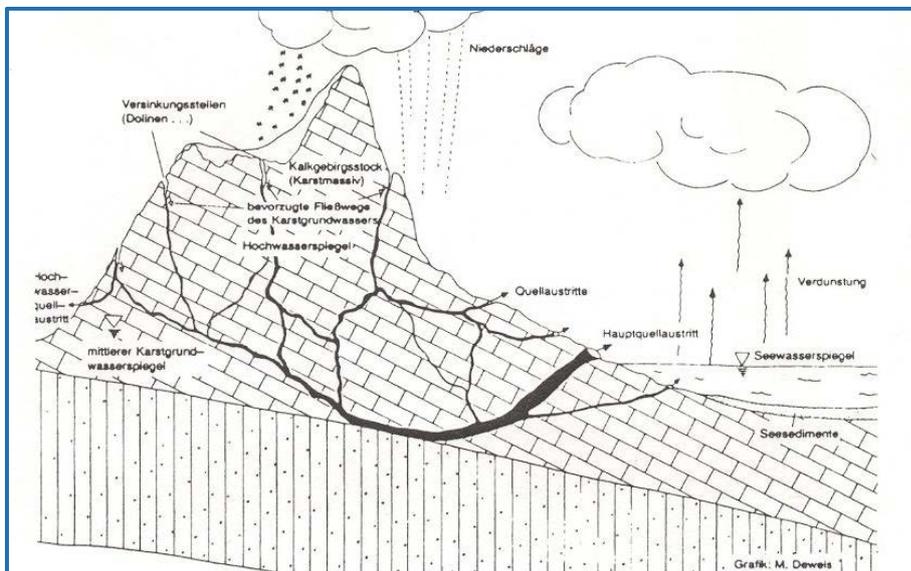


Abbildung 11: Schematische Darstellung Karst-Grundwasserleiter (Quelle: BOKU, 2014)

Ein Beispiel für eine stark von der Witterung beeinflusste Trinkwassergewinnung aus Karstquellwasser ist der Hallerbrunnen bei Lauterhofen (Nordbayern). Dieser wurde im Rahmen von wissenschaftlichen Untersuchungen jahrelang beobachtet (u.a. Günthert et al., 2002; Rugge, 2004). Die mineralische Zusammensetzung des Quellwassers ist sehr konstant. Starken Schwankungen unterliegen allerdings aufgrund der temporären Oberflächenwasserbeeinflussung des Wassers die Partikelgehalte und damit die Trübungen. Als Folge starker und anhaltender Regenfälle können sehr hohe Trübungen von bis zu 200 FNU (Trübungseinheit: Formazine Nephelometric Units) auftreten. Generell unterliegt die Quellwassertrübung großen Schwankungen in Abhängigkeit von der Witterung (s. Abbildung 12).

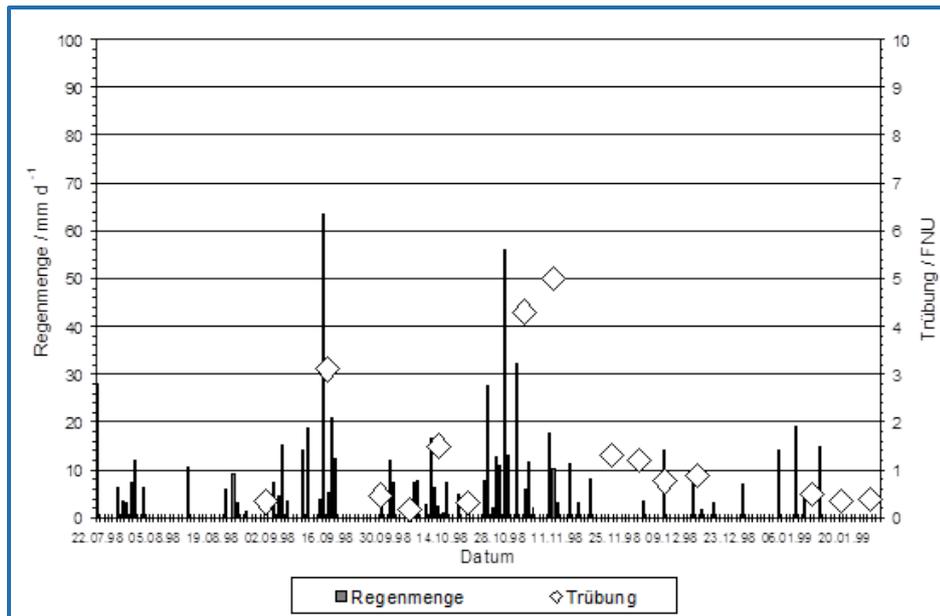


Abbildung 12: Abhängigkeit der Rohwassertrübungen von Niederschlagsereignissen (Quelle: Günthert et al., 2002)

Bei einzelnen Regenereignissen nach längeren Trockenperioden konnte die Zeit zwischen dem Einsetzen der Regenfälle und dem Anstieg der Quellwassertrübung mit etwa 6-8 Stunden bestimmt werden. Daraus lässt sich auf eine geringe Aufenthaltszeit des Wassers im Untergrund und damit auf eine unzulängliche Reinigung durch die Bodenpassage schließen. Weiterhin konnten positive Korrelationen zwischen Trübung und Partikelanzahl (s. Abbildung 13) sowie zwischen Nitratgehalt und SAK254 bestimmt werden. Die im Zusammenhang mit starken Niederschlägen erhöhten Werte für SAK254 (als näherungsweise Summenparameter für die organischen Wasserinhaltsstoffe) und Nitrat weisen auf eine direkte Beeinflussung des Rohwassers durch Oberflächenwasser hin. Die Partikelgehalte des Quellwasser unterliegen erwartungsgemäß großen Schwankungen mit Werten bis zu 500.000 Partikel > 1 µm/ml.

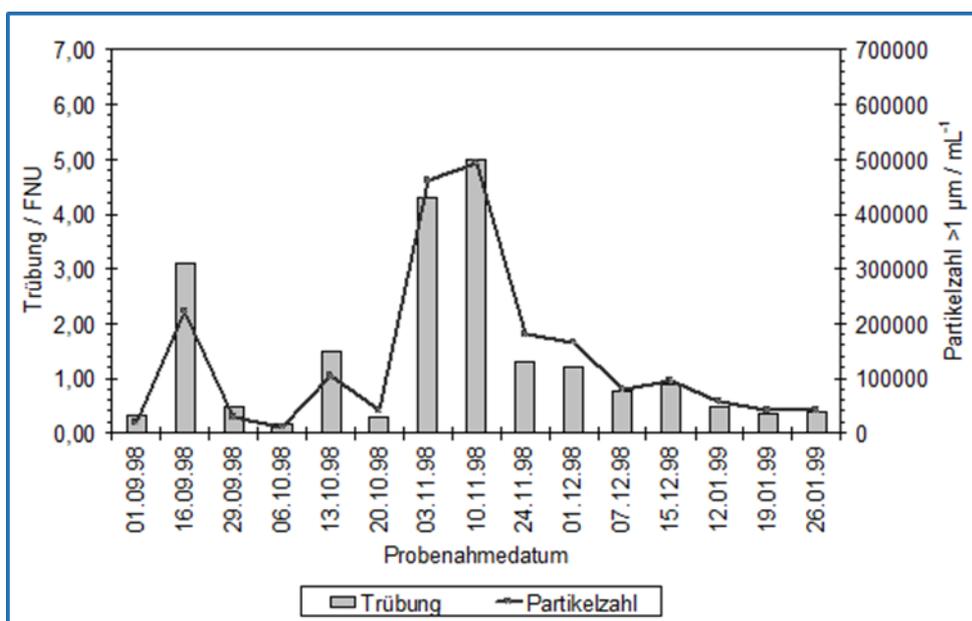


Abbildung 13: Trübung und Partikelzahl im Rohwasser Lauterhofen (Quelle: Günthert et al., 2002)

Auch bezüglich der mikrobiologischen Belastung des Quellwassers lässt sich ein Zusammenhang mit der Höhe der Trübung feststellen (s. Abbildung 14).

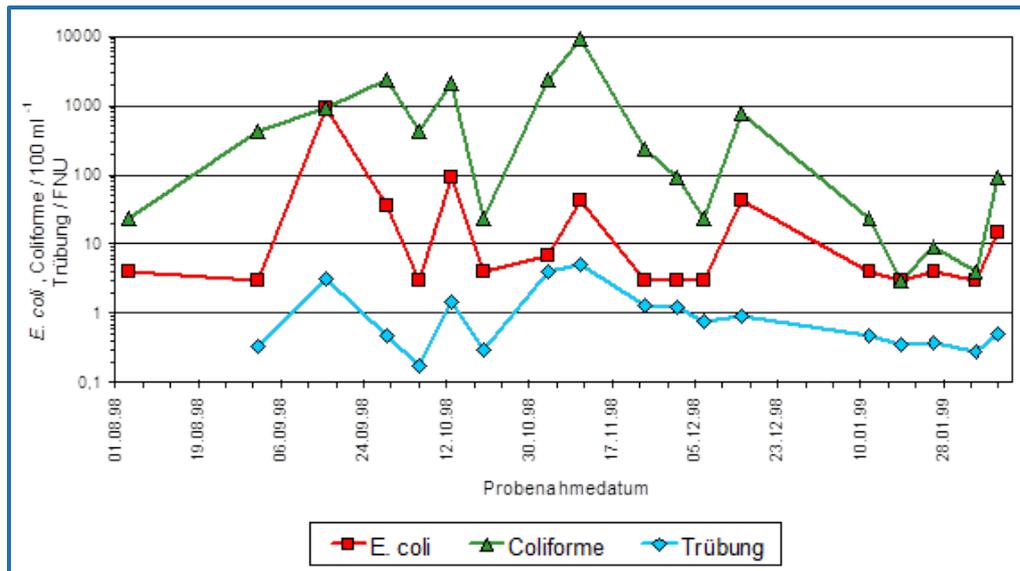


Abbildung 14: Trübung, E. Coli und Coliforme im Rohwasser Lauterhofen (Quelle: Herb, 2000)

Bei Trübungen um 5 FNU wurden ca. 10.000 Coliforme Bakterien pro 100 ml gefunden. In einigen Proben wurden laut Herb (2000) sogar Leitwerte der EG-Badegewässerrichtlinie für Gesamtcoliforme überschritten. Trübungen über 1 FNU korrelierten mit Koloniezahlen von mehr als 100 KBE/100ml. Die großen Schwankungen und die Korrelation mit der Trübung deuten auf einen unmittelbaren Einfluss bzw. schnellen Zufluss von Oberflächenwasser hin (Günthert et al., 2000). Aufgrund des häufigen Vorkommens von Fäkalcoliformen muss generell auch mit einer Belastung des Rohwassers durch Dauerstadien von Cryptosporidien und Giardien gerechnet werden (Schoenen, 1996).

Gerade in ländlichen Gebieten mit weiträumig ähnlichen hydrogeologischen Bedingungen gibt es häufig keine alternativen Rohwasserressourcen. Und in Einzugsgebieten von Karstwasservorkommen lässt sich aus den oben beschriebenen Gründen allein mit der Ausweisung entsprechender Schutzgebiete keine ausreichende Sicherheit erzielen. Gibt es nicht die Möglichkeit aufgrund ausreichender Speichervolumina, alternativer Rohwasserressourcen oder Verbundlösungen mit benachbarten Wasserversorgern die belasteten Rohwassermengen zu verwerfen, ist eine entsprechend leistungsfähige Aufbereitungstechnologie in Erwägung zu ziehen. In hygienisch-mikrobiologisch belasteten Rohwässern mit maßgeblichen Trübstoffeinbrüchen wurden früher hauptsächlich Flockungsverfahren mit anschließender Schnellfiltration eingesetzt. Die Unregelmäßigkeit und Geschwindigkeit der Trübstoffanstiege in z. B. Karstquellen erschwert jedoch die Steuerung der Flockenfiltration. Und gerade bei kleinen Wasserversorgungsunternehmen mit geringer Personalkapazität bietet sich dieses Verfahren aufgrund der Handhabung und Qualitätssicherung nicht an. Eine (temporäre) Chlorung oder UV-Desinfektion ohne vorangehende Filterstufe zur Partikelabscheidung ist weder sinnvoll noch gemäß TrinkwV 2011 zulässig, da eine sichere Inaktivierung der Mikroorganismen aufgrund der hohen Partikelanzahl und Trübung nicht gewährleistet werden kann. Hier bieten sich Membranverfahren insbesondere zur Ultra- und Mikrofiltration an, die in Abhängigkeit von der Trenngrenze partikuläre Wasserinhaltsstoffe auch bei stark schwankenden Zulaufqualitäten mit einem hohen Wirkungsgrad aus dem Wasser entfernen (DVGW W 213-5, 2013). Im Fallbeispiel des Hallerbrunnens (wie auch in anderen Quellwassergewinnungen Bayerns) wurde eine Ultrafiltrationsanlage installiert, die vollautomatisch das Quellwasser zu hygienisch einwandfreiem Trinkwasser aufbereitet.

Ähnliche Probleme treten auch in der *dynaklim*-Partnerregion Luxemburg auf, da auch hier Trinkwasser aus Sandsteingrundwasserleitern gewonnen wird. So stellte z. B. die Stadt Luxemburg ebenfalls wiederkehrend auftretende mikrobiologische Belastungen von Quellwasser zur Trinkwasseraufbereitung fest. Im Rahmen von umfangreichen Untersuchungen des IWW wurden verschiedene potenzielle Ursachen für diese Beeinträchtigungen der Quellwasserbeschaffenheit

identifiziert (z. B. Flächennutzung und Abwasserleckagen im Grundwassereinzugsgebiet) mit dem Haupteinfluss eines erhöhten Zustroms von Oberflächenwasser aus dem Vorfluter (Alzette) bei absinkenden Grundwasserständen in Folge von andauernden Trockenperioden

Eine Reihe von möglichen Einträgen für Mikroorganismen sind dabei nicht grundsätzlich klimawandelbedingt, zeigen jedoch einen direkten Zusammenhang zu Niederschlagsereignissen und dem witterungsbedingten Wasserstand des Vorfluters. Stellt sich in der Quellfassung ein niedrigerer Wasserstand als in der Alzette ein, führt der daraus resultierende hydraulische Gradient von Alzette zu Quellfassung zu einer Infiltration von Alzette-Wasser in den benachbarten Grundwasserleiter und anschließendem Zustrom zur Quellfassung sowie bei Erreichen der Quellfassung auch zu mikrobiologischen Verunreinigungen. Bauliche Maßnahmen an Quellfassung und eine Anpassung der Bewirtschaftung der Quellfassung in Abhängigkeit des Wasserstandes der Alzette wurden zeitnah vorgenommen und die Optimierungsvorschläge zur Verbesserung der Aufbereitung umgesetzt.



Klimawandel und Wasserversorgung

– Quell- und oberflächenbeeinflusste Grundwässer

Es bleibt festzuhalten, dass oberflächenbeeinflusste Grund- und Quellwässer hoch sensibel gegenüber Extremwetterereignissen und damit den zu erwarteten Klimawandelfolgen sind.

Mögliche Auswirkungen des Klimawandels auf das Quellwasser:

- (Speicher-)Volumen der Quellwasserleiter in der Regel nicht groß, Verschärfung der Problematik bei hohem Wasserbedarf und geringem Wasserdargebot (besonders in sommerlichen Hitzeperioden oder an heißen Sommertagen)
- Beeinträchtigung der Wasserqualität durch Überschwemmungen und direkten Eintrag in das Quellwasser durch Klüfte/Risse im Boden (Eintrag von Mikrobiologie, Trübung, Altlasten,...) aufgrund von Starkniederschlagsereignissen

Mögliche Folgen für die Wassergewinnung:

- Zeitweise starkes Absinken der Wasserstände in den Gewinnungsanlagen
 - Kavitationsgefährdung von Rohwasserpumpen, Ausfall von Heberanlagen, erhöhter Instandsetzungsbedarf einzelner Brunnen (Korrosionsschäden), Verockerungsprozesse, Anstieg der horizontalen Eintrittsgeschwindigkeit des Grundwassers in das Filterrohr → Gefahr turbulenter Strömung → Mitreißen von Sand- und Kieskörnern, höherer Energiebedarf der Förderanlagen
- Probleme auf „(Versorgungs-)Inseln“ ohne Alternativressourcen/-versorgungen
- Einschränkung oder Einstellung von Wasserentnahmen bei zunehmender Qualitätsverschlechterung

Mögliche Folgen für die Wasseraufbereitung:

- Höhere Zugabemengen von Chemikalien (Flockungs-/Desinfektionsmittel)
- Höherer Spülbedarf (bei erhöhter Trübung, abnehmender Viskosität bei höheren Wassertemperaturen)
- Größere zu entsorgende Schlammvolumina
- Unzureichende Aufbereitungsleistung in Zeiten erhöhter Rohwasserbelastung

Mögliche Anpassungsmaßnahmen:

- Angepasste Bewirtschaftung bzw. Rohwasserentnahme zur Verhinderung von ungewünschten Rohwassereinflüssen aus z. B. benachbarten Oberflächengewässern
- Bauliche Maßnahmen zum Schutz der Wasserfassungen vor Oberflächenwassereintritt
- Temporärer Abschlag von verunreinigten Rohwässern
- Weitergehende Aufbereitung unter Berücksichtigung von Partikel/Trübung und mikrobiologischen Belastungen (z. B. Ultrafiltration)
- Trinkwasserverbundsysteme
- Zusätzliche Speicherkapazitäten

Fotoquelle: <http://www.quellenatlas.eu/39994.html>

3.3.2 Beispiel 2: Grundwässer ohne direkten Oberflächenwassereinfluss

Grundwasservorkommen sind in der Regel gut vor äußeren Einflüssen durch das Klima geschützt – vor allem in den tieferen Grundwasserstockwerken. Geschützte Grundwasservorkommen reagieren, anders als die vorig beschriebenen Grundwässer mit Oberflächenwasser-Einfluss, nicht unmittelbar und kurzfristig auf klimatische Veränderungen bzw. Extremwetterlagen. Aber selbst bei gut geschützten Grundwässern wurden bereits Veränderungen verursacht durch veränderte klimatische Bedingungen mit entsprechenden Folgen für die Wasserversorgung, festgestellt. Dabei wurden sowohl Veränderungen der Wasserqualität durch Stoffausträge aus dem Boden als auch durch aufsteigende salzhaltige Tiefengrundwässer beobachtet. Neben qualitativen Beeinträchtigungen wird in einigen Regionen Deutschlands aufgrund der prognostizierten ansteigenden Lufttemperaturen von einer Minderung der Grundwasserneubildung ausgegangen (Nillert et al., 2008: „Minderung der Grundwasserneubildung bis zu 40 %“).

Auswirkungen auf die Grundwasserqualität – Nitrat und Pflanzenschutzmittel durch Sickerwasser

Der Klimawandel könnte vor allem die landwirtschaftliche Nutzung in den Gebieten der Grundwasser-Neubildung noch intensivieren, wenn bei längeren Vegetationsperioden mit weniger Frosttagen mehrere Ernten möglich sind. Die Gefährdung des Grundwassers könnte dann aus vermehrtem Bewässerungsbedarf und stärkerem Einsatz von Düngemitteln resultieren. Weiterhin stellt sich die Frage der langfristigen Einflüsse von beispielsweise erhöhten Lufttemperaturen und veränderten Erosionseigenschaften von Böden auf die Grundwasserqualität.

Insbesondere hinsichtlich des Stoffaustrags z. B. von Nitrat in Richtung Grundwasser können sich nach Fohrmann (2007) erhebliche Veränderungen ergeben. Witterungsbedingte Ertragseinbrüche bei landwirtschaftlichen Kulturen führen zu einer nur partiellen Ausschöpfung der angedüngten Ertragspotenziale und somit einem Nährstoffüberschuss auf den jeweiligen Nutzflächen. Der hierdurch bedingte Stoffaustrag, insbesondere von Nitrat, wird durch einen gesteigerten Humusabbau bei höheren Temperaturen forciert. Qualitätsveränderungen treten bspw. bei intensiver landwirtschaftlicher Nutzung zuerst verstärkt in den oberen Stockwerken auf und können sich in tiefere Stockwerke ausbreiten. Das Grundwasser in Nordrhein-Westfalen war laut MKULNV (2011) bereits in 2011 auf einem Gebiet von etwa 40 % der Landesfläche in einem „schlechten chemischen Zustand“ – überwiegend aufgrund erhöhter Nitratkonzentrationen. Ein zu großer Eintrag von Nährstoffen auf landwirtschaftlichen Flächen, insbesondere durch Gülle und Gärreste, führen dazu, dass aus rund 40 % der Grundwasserkörper in NRW keine Trinkwassergewinnung ohne entsprechende Aufbereitung möglich ist (MKULNV, 2013).

Am Niederrhein wurden beispielsweise bereits ansteigende Nitratgehalte in einem Förderbrunnen festgestellt. Diese konnte auf den in Folge von steigenden Temperaturen verstärkten Humusabbau im Boden, welcher zu einer verstärkten Auswaschung von mineralisiertem Stickstoff in Form von Nitrat führt, zurückgeführt werden (s. Abbildung 15).

Man sieht, dass innerhalb von 10 Jahren (1983-1993) eine Steigerung der Nitratgehalte des geförderten Grundwassers um ca. 10 mg/l (im Trend) festzustellen ist. Mittlere Nitratgehalte von ca. 40 mg/l im Jahr 2003 mit Spitzen bis über den Trinkwassergrenzwert von 50 mg/l sind in dem beobachteten Brunnen aufgetreten. Diesen Zusammenhang zwischen Temperatur und Nitrat Auswaschung sieht auch z. B. das MKULNV in NRW (2011).

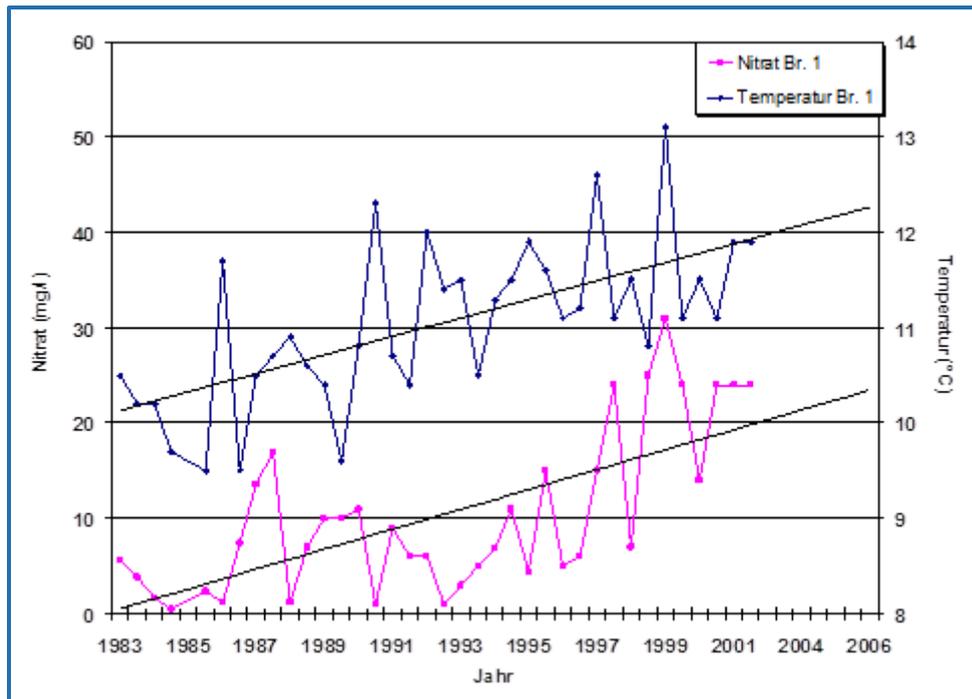


Abbildung 15: Entwicklung von Nitratkonzentration und Temperatur im Rohwasser am Beispiel eines Grundwasserförderbrunnens in einem Wassergewinnungsgebiet am Niederrhein (Quelle: Fohrmann, 2007)

Auswirkungen auf die Grundwasserneubildung und mögliche Folgen

Veränderungen in der Höhe und Verteilung von Sommer- und Winterniederschlägen können (regional unterschiedlich ausgeprägt) zu einer Verminderung der Grundwasserneubildung führen (Fohrmann, 2007). Obwohl in Deutschland nur ca. 24 % der verfügbaren Wasserressourcen genutzt werden, kann es nach Zebisch et al. (2005) insbesondere in Regionen mit einer ungünstigen Wasserbilanz zu zunehmenden Phasen von Wasserknappheit kommen.

Nillert et al. (2008) berichten beispielsweise über bereits bestehende und sich zukünftig vermutlich verschärfende Probleme der Wasserversorgung in Potsdam durch ein zurückgehendes Grundwasserdargebot in Kombination mit stark ansteigenden Chloridkonzentrationen im Grundwasser zur Trinkwasserversorgung, woraus im Folgenden zitiert wird. Das Land Brandenburg ist bereits derzeit als niederschlagsarm einzuschätzen. Im Raum Potsdam beträgt der mittlere Jahresniederschlag 590 mm bei einer mittleren Jahrestemperatur von 8,7 °C. Im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Potsdam (Leipziger Straße) resultiert daraus eine mittlere jährliche Grundwasserneubildung von 84 mm. Bereits in der Vergangenheit kam es zu massiven Versalzungen und Huminsäureeinbrüchen im Roh- sowie Reinwasser und zum zeitweiligen Totalausfall des Wasserwerkes. In Folge wurde gemeinsam mit Fachbehörden ein Brunnenmanagement erarbeitet, welches es gegenwärtig ermöglicht, ein gering mineralisiertes und nur ein einzelnen Brunnen gegen salinar beeinflusstes Rohwasser zu fördern. Neben dem lokal begrenzten Aufstieg von Salzwasser ist auch zu beobachten, dass die Süß-/Salzwassergrenze in der genutzten Rohwasserressource (Havelrinne) kontinuierlich ansteigt (s. Abbildung 16). Die dargestellte Messstelle zeigt mit Chloridkonzentrationen von 7000 mg/l nahezu den Salzgehalt des unterhalb liegenden Salzwassers, was den Anstieg der Süß-/Salzwassergrenze belegt. Es stellt sich die Frage, in wieweit der erwartete Klimawandel den Wasserhaushalt beeinflussen und sich auf die Salzwasserdynamik mit Auswirkung auf die Rohwasserbeschaffenheit auswirken kann.



Abbildung 16: Anstieg der Süß-Salzwassergrenze indiziert anhand der Entwicklung der Chloridkonzentration an einer Grundwassermessstelle in der Havelrinne (Quelle: Nillert et al., 2008)

Dabei ist der Klimawandel und in Folge ein Rückgang der Grundwasserneubildung in Brandenburg bereits seit ca. 30 Jahren nachweisbar. Der Anstieg der Jahresmitteltemperatur in Potsdam, als nur ein Indiz für den Klimawandel, ist anhand der langen Beobachtungsreihe seit 1893 gut nachweisbar und beträgt 1,02 °K bis 2006. Trotz rückläufiger Wasserentnahme fällt seit etwa 1975 wahrscheinlich wegen kontinuierlich abnehmender Grundwasserneubildung an einer Grundwassermessstelle im weiteren Einzugsgebiet des WW Leipziger Straße in der Hochfläche der Grundwasserspiegel. Die in den nächsten 30 – 50 Jahren zu erwartenden Auswirkungen auf die Wasserversorgung in Potsdam am Standort Leipziger Straße besser einschätzen zu können, wurden verschiedene Bewirtschaftungsszenarien mit den Klimaszenarien für das Land Brandenburg (Gerstengarbe et al., 2003) kombiniert.

In Abbildung 17 sind die an einer Grundwassermessstelle des Wasserwerkes Leipziger Straße „gemessenen Grundwasserdruckhöhen durch die berechneten Ganglinien für das wahrscheinliche und das trockenste Szenario ergänzt“. (Nillert et al., 2008)

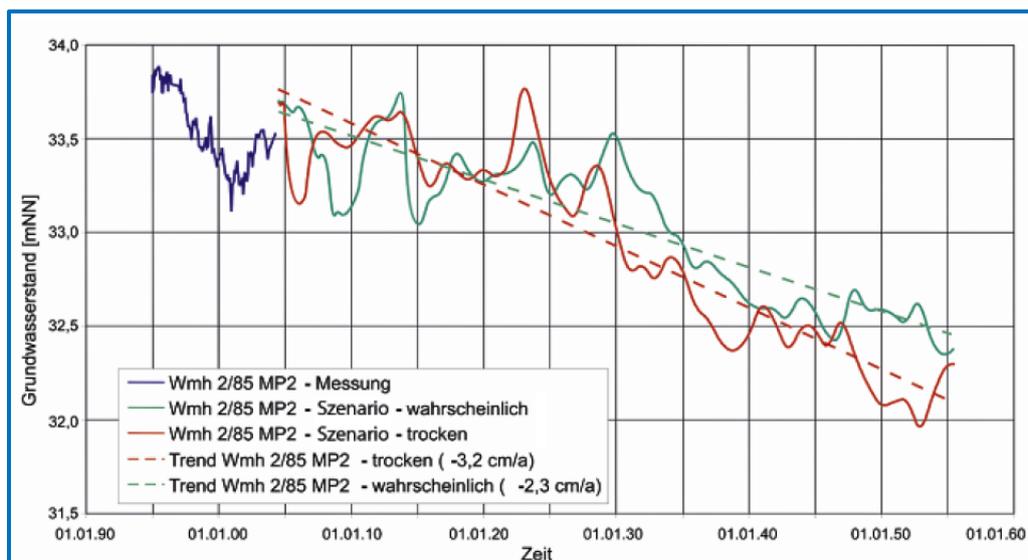


Abbildung 17: Für verschiedene Klimaszenarien an der Messstelle „Wmh 2/85“ prognostizierter Gang der Grundwasserstände (Quelle: Nillert et al., 2008)

Diese Messstelle dokumentiert bereits seit Mitte der 70er Jahre des 20. Jahrhunderts deutliche Absenkungen des Grundwasserspiegels. Die simulierten Ganglinien für den Untersuchungszeitraum schreiben diesen Trend fort und widerspiegeln dabei die stochastische Überprägung der Eingangsdaten, so dass die für das trockenste Szenario berechnete Ganglinie zeitweilig auch über derjenigen für das wahrscheinlichste Szenario liegen kann. Im Trockenszenario fallen die Grundwasserstände an diesem Standort um 3,2 cm/Jahr während dieser Wert für das wahrscheinliche Szenario bei 2,3 cm/Jahr liegt. Die hieraus resultierende Absenkung des Grundwasserspiegels beträgt über den Untersuchungszeitraum von 50 Jahren rund 1,1 bis 1,6 m.“ (Nillert et al., 2008)

Die verwendeten Stofftransportmodelle weisen in Abhängigkeit vom betrachteten Klimaszenario und von den künftigen Fördermengen einen Anstieg der Chloridkonzentration im Rohwasser der Fassung Werkgelände um 80 bis 150 % und im Gesamtrohwasser des Wasserwerks um 55 bis 95 % aus (s. Abbildung 18). Es ergibt sich prinzipiell die Möglichkeit einer deutlichen Überschreitung des Grenzwertes für Chlorid nach Trinkwasserverordnung im Rohwasser der Fassung Werkgelände und einer Verdoppelung der Chloridkonzentration im Gesamtrohwasser des Wasserwerkes. Nach Mischung mit dem Rohwasser einer anderen Fassung kann der Grenzwert von 250 mg/l aber sicher eingehalten werden.

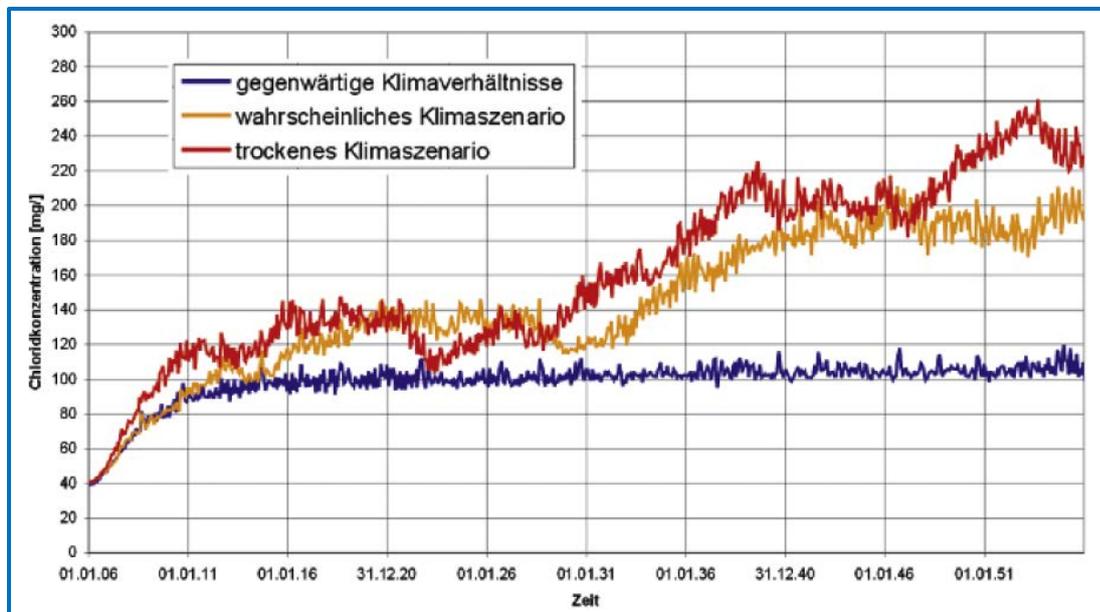


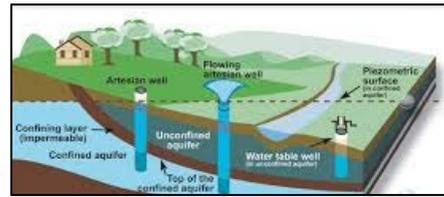
Abbildung 18: Abgeschätzte Chloridkonzentrationen im Rohwasser der Fassung Werkgelände (Quelle: Nillert et al., 2008)

Da auch Brunnen der anderen Fassung versalzungsgefährdet sind, wie die Ereignisse der Vergangenheit zeigten, ist der Problematik der Brunnenbewirtschaftung weiterhin große Aufmerksamkeit zu widmen. Ziel der Grundwasserbewirtschaftung durch den Wasserversorger ist es deshalb, den Chloridgrenzwert dauerhaft zu unterschreiten, um eine gute Trinkwasserqualität zu gewährleisten. Wichtiger Bestandteil dieses Konzeptes ist die konsequente Anpassung und Durchführung von Monitoringprogrammen. In der wasserwirtschaftlichen Rahmenplanung sind die Auswirkungen des Klimawandels auf die Menge und Beschaffenheit des Grundwassers unbedingt zu beachten. Der Minderung des nutzbaren Dargebotes sind in der Bilanz reduzierte Bedarfsgrößen infolge von Wassersparmaßnahmen und sinkender Bevölkerungszahlen gegenüberzustellen.

In anderen, niederschlagsreicheren Regionen Deutschlands wird hingegen nicht von sinkenden Grundwasserständen ausgegangen. In der *dynaklim*-Projektregion wurden beispielsweise bisher keine gravierenden Absenkungen von Grundwasserständen festgestellt, die als unmittelbare Folge des Klimawandels zu sehen sind. Und auch die Klimaprognosen für die Region gehen wie in Kap. 2.4 dargestellt von keinen wesentlichen Veränderungen der jährlichen Niederschlagssummen aus. Trotz

erhöhter Verdunstungsraten durch den Temperaturanstieg ist langfristig deshalb nicht davon auszugehen, dass die Grundwasserstände in der *dynaklim*-Region (hier: Münsterland) allein aufgrund von Klimaänderungen sinken werden (Barein et al., 2013). Zu ähnlichen Ergebnissen kommen auch Studien in anderen Regionen Deutschlands (bspw. Niedersachsen). Auch hier werden keine gravierenden Auswirkungen des Klimawandels auf die Grundwasserneubildung erwartet. Lediglich in einzelnen Bereichen der untersuchten Gebiete muss mit einer Zunahme der Grundwasserneubildung von bis zu 100 mm/a oder mit Abnahmen von bis zu 50 mm/a in Abhängigkeit von den Standortvoraussetzungen (Grundwasserflurabstand, Vegetation) gerechnet werden (Anonymus, 2010). Allerdings ist saisonal-regional durch eine (ggf. temporär) intensivere Nutzung eine Verschärfung von Nutzungskonkurrenzen (Industrie – Landwirtschaft – Wasserwirtschaft – Naturschutz) zu erwarten. Diese Vermutung lässt sich auch für die *dynaklim*-Region auf Basis der Untersuchungen zur Auswirkung einer klimaangepassten Landwirtschaft auf den Wasserhaushalt⁴ formulieren. Dabei stellte sich insbesondere die Beregnung landwirtschaftlich genutzter Flächen als potenziell problematisch heraus. Unter den Bedingungen der Klimaprojektion für die ferne Zukunft (2071-2100) und einer daran angepassten Beregnung wurde ein temporäres Wasserdefizit prognostiziert. Dieses Klimaszenario besitzt das größte Konfliktpotenzial in Bezug auf die konkurrierenden Interessen von „Wasserversorgung“, „Landwirtschaft“ und „Gewässerökologie“.

⁴ Exemplarisch wurden am Beispiel des von RWW betriebenen Wassergewinnungsgebiets „Üfter Mark“ in der Nähe von Dorsten insbesondere die Auswirkungen einer klimaangepassten Landwirtschaft auf den Wasserhaushalt in der Projektregion „Emscher-Lippe“ untersucht.



Klimawandel und Wasserversorgung – Grundwasser ohne unmittelbaren Oberflächenwassereinfluss

Mögliche Auswirkungen des Klimawandels auf das Grundwasser:

- Saisonale stärkere Schwankungen der Grundwasserneubildung (in NRW im Mittel eher leichte Zunahme)
 - Schwächung der Bodenfilterwirkung (Rissbildung) → Verschärfung der Nitratproblematik bes. nach Trockenperioden
- Beeinträchtigung Grundwasserqualität durch Überschwemmungen (Eintrag von Altlasten)
- Regional begrenzt auch sinkende Grundwasserstände (z. B. Potsdam) mit einhergehender Beeinträchtigung der Grundwasserqualität durch aufsteigendes Salzwasser und Reduktion der Grundwasserneubildung mit Veränderung von Grundwassereinzugsgebieten

Mögliche Folgen für die Wassergewinnung:

- (Zeitweise starkes) Absinken der Wasserstände in den Gewinnungsanlagen
 - Kavitationsgefährdung von Rohwasserpumpen, Ausfall von Heberanlagen, erhöhter Instandsetzungsbedarf einzelner Brunnen (Korrosionsschäden), Verockerungsprozesse, Anstieg der horizontalen Eintrittsgeschwindigkeit des Grundwassers in das Filterrohr → Mitreißen von Sand- und Kieskörnern, höherer Energiebedarf der Förderanlagen
- Probleme auf „(Versorgungs-)Inseln“
- Einschränkung oder Einstellung von Wasserentnahmen aus Grundwasservorkommen bei zunehmender Qualitätsverschlechterung

Mögliche Folgen für die Wasseraufbereitung:

- Höhere Zugabemengen von Chemikalien (Flockungs-/Desinfektionsmittel)
- Höherer Spülbedarf (bei erhöhter Trübung, abnehmender Viskosität bei steigend. Temp.)
- Größere zu entsorgende Schlammvolumina
- Unzureichende Aufbereitungsleistung in Zeiten erhöhter Rohwasserbelastung

Mögliche Anpassungsmaßnahmen:

- Trinkwasserverbundsysteme
 - Überregionaler Ausgleich zwischen Wassermangel- und Wasserüberschussgebieten
 - Verbund von Talsperren- mit Grundwasserwerken (Bayern, Harzwasserwerke)
- Ökologisches Grundwassermanagement
 - Nachhaltige Bewirtschaftung vulnerabler Gebiete
 - Verteilung der Grundwasserförderung, Einhaltung zulässiger Fördermengen
 - Grundwasseranreicherung mit aufbereitetem Oberflächenwasser
- Zusätzliche Speicherkapazitäten
- Installation erweiterter Aufbereitungstechnologien zur Entfernung von z. B. Nitrat, PBSM
- Flexibilität, Modulbauweise der Aufbereitungssysteme
- Vorsorgende Maßnahmen im Ressourcenschutz (z. B. landw. Kooperation)
- Temporäre Außerbetriebnahme von Rohwasserfassungen mit Gütebeeinträchtigungen
- Erschließung von anderen/tieferen Grundwasservorkommen mit geringerer Belastung
- Bei Nutzungskonkurrenzen:
 - Regionale Wasserbilanz und Bedarfsanalyse für alle Nutzer erstellen
 - Tatsächliche Entnahmen aller konkurrierenden Nutzungen messen
 - Vorrangstellung der Wasserentnahme zur WV-Versorgung gesetzlich verankern

Fotoquelle: <http://www.uni-kassel.de>

3.3.3 Beispiel 3: Küstennahe Grundwasservorkommen

In Küstenregionen wird zur Trinkwassergewinnung häufig Grundwasser verwendet. Dem Grundwassermanagement kommt in diesen Regionen eine besondere Bedeutung zu, da eine Übernutzung des Aquifers zu einem Zustrom von Salzwasser in die küstennahen Süßwasservorkommen (=Salzwasserintrusion) führen kann. Hierbei handelt es sich um einen natürlichen Vorgang, der in dem Dichteunterschied zwischen Salz- und Süßwasser begründet ist. Es entsteht eine Vermischungszone von Salz- und Süßwasser im Untergrund, die gleichzeitig die Brackwassergrenze darstellt (s. Abbildung 19).

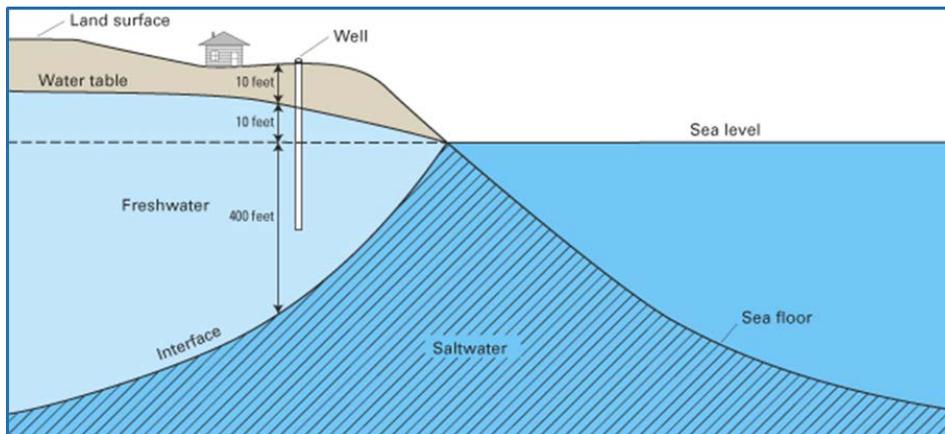


Abbildung 19: Vereinfachte Darstellung einer Süßwasser-Salzwassergrenze an einer Küste (Quelle: Barlow, 2003)

Bei einer Grundwasserentnahme aus küstennahen Süßwasservorkommen ist darauf zu achten, dass nicht mehr Wasser entnommen wird, als auf natürliche Weise dem Grundwasservorkommen wieder zufließt. Wird der Süßwasservorrat übernutzt, kommt es zu einer Verschiebung der Brackwasserzone in Richtung des Förderbrunnens bis hin zu einer Versalzung des Süßwasser-Aquifers. Dieser Effekt macht sich in ansteigenden Chloridkonzentrationen des geförderten Grundwassers bemerkbar (s. Abbildung 20).

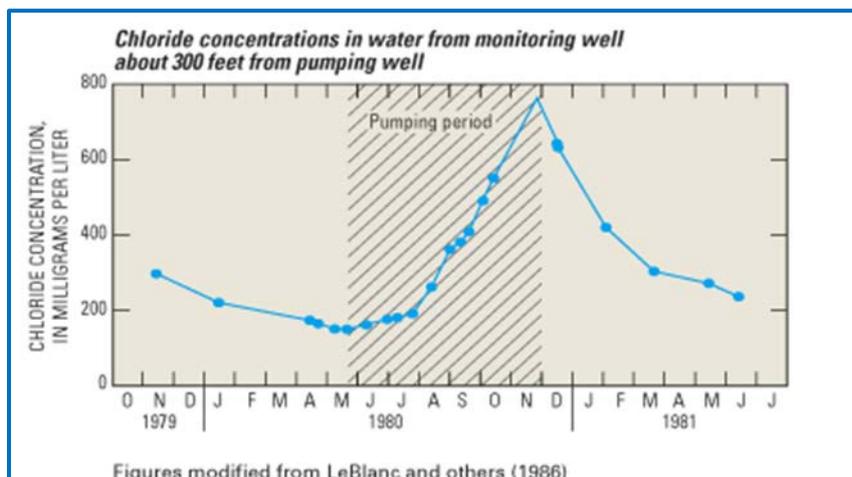


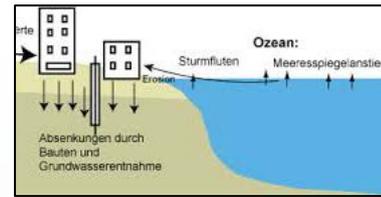
Abbildung 20: Auswirkungen der Wasserentnahme aus einem küstennahen Aquifer auf die Chloridkonzentration (Quelle: Barlow, 2003)

Besonders schwierig gestaltet sich ein nachhaltiges Wassermanagement in Inseln mit begrenztem Süßwasserdargebot in Kombination mit einem durch den Tourismus bedingt saisonal stark ansteigendem Wasserverbrauch.

Neben den direkten Auswirkungen einer nicht nachhaltigen Wasserentnahme wirkt auch der Klimawandel durch erhöhte Meereswasserstände auf küstennahe Rohwasserressourcen der Trinkwassergewinnung. Bedingt durch die globale Erwärmung und das Abschmelzen der Polkappen kommt es zu steigenden Meerwasserständen. Diese führen zu einer Verschiebung der Brackwassergrenze in Flussmündungen in Richtung Quelle. Hierdurch können Einschränkungen in der Landwirtschaft durch Versalzung von zu Bewässerungs- oder Tränkezwecken genutzten Flusswässern entstehen. Weiterhin verändern höhere Meereswasserstände den Gradienten zwischen Fluss-/Küstengewässer zu Grundwasser, wodurch es zu einem erhöhten Süß-/Salzwasseraustausch in der Vermischungszone zwischen landbürtig zufließendem Grundwasser und fluss-/küstenbürtigem Uferfiltrat kommt. In diesen Bereichen kann es zu hydrochemische Veränderungen des Grundwassers kommen. (LAWA, 2010)

Die beschriebenen Probleme bestehen an der Nordseeküste bei vielen Wasserversorgern bereits seit Jahren. In den deutschen Küstenregionen verschiebt sich bereits heute die Grenze zwischen Süß- und Salzwasser in Richtung Inland, was zu eindringendem Salzwasser in Folge des Meeresspiegelanstiegs führen kann. Beispielsweise der Oldenburgisch-Ostfriesische Wasserverband (OOWV) betreibt im Großraum Weser-Ems eine größere Anzahl von Wasserwerken zur Versorgung mit Trinkwasser. Im Verbandsgebiet wird mit einem deutlich zunehmenden Wasserbedarf in Industrie und Landwirtschaft durch längere Trockenperioden im Sommer gerechnet, was zu Engpässen in der Wassergewinnung führen kann. Aufgrund der küstennahen Wassergewinnungsgebiete im nördlichen Verbandsgebiet ist eine Steigerung der Wasserentnahme nur begrenzt möglich, um eine Verschiebung der Salzwassergrenze in die Nähe der Grundwasservorkommen zu verhindern. Da Prognosen über die Veränderung der Salzwasserfront fehlen, kann nicht sicher abgeschätzt werden, wie lange und in welchen Mengen zukünftig Trinkwasser in den Wasserwerken nahe der Küste gewonnen werden kann (EUWID, 2013). Landeinwärts im südlichen Verbandsgebiet wird die Wassergewinnung zur Trinkwasseraufbereitung durch erhebliche Nitratprobleme resultierend aus intensiver landwirtschaftlicher Nutzung stark eingeschränkt. Die Gehalte an Nitrat und Pflanzenschutzmitteln könnten bedingt durch den Klimawandel weiter zunehmen, da längere Vegetationsperioden und höhere Schädlingsraten aufgrund der erhöhten Temperaturen den Einsatz größerer Mengen an Düngern und Pflanzenschutzmittel erfordern könnten. Aus den beschriebenen Randbedingungen wird klar, dass die Erschließung geeigneter Rohwasserressourcen für den OOWV zunehmend wichtig werden wird, dies aber aufgrund der qualitativen Belastung und der Gefahr der Salzwasserintrusion nicht ohne weiteres möglich ist. Die beschriebenen Begrenzungen der Wasserentnahmen könnten in Zukunft die Ansiedlung z. B. wasserintensiver Industrien erschweren oder in Zeiten von Spitzenabgaben die Versorgung einschränken. Eine Option könnte die Nutzung alternativer Rohwasserressourcen (z. B. aus Oberflächengewässern) für industrielle Brauchwasserzwecke darstellen.

Auch in den Niederlanden kam es in den 50er bis 70er Jahren zu überhöhten Wasserentnahmen aus Grundwasservorkommen nahe der Küste, was ebenfalls aufgrund der oben beschriebenen Effekte zu eindringendem Salzwasser in das zur Trinkwassergewinnung genutzte Grundwasser führte. Um das Grundwasser auch weiterhin zu Trinkwasserzwecken verwenden zu können, wurde eine Düneninfiltration mit aufbereitetem Oberflächenwasser z. B. aus dem Rhein installiert (Breukelen et al., 1998). Diese sorgt für eine Grundwasseranreicherung und eine Verschiebung der Salzwasservorkommen im Untergrund in Richtung Meer.



Klimawandel und Wasserversorgung – Küstennahe Grundwasservorkommen

Es bleibt festzuhalten, dass küstennahe Grundwasservorkommen nicht direkt auf die beschriebenen Extremwetterereignisse und damit die erwarteten Klimawandelfolgen reagieren. Ein Risiko für eine Qualitätsbeeinträchtigung durch Versalzung entsteht indirekt durch eine Übernutzung der vorhandenen Grundwasservorkommen bei steigendem Wasserbedarf z. B. in sommerlichen Trockenperioden.

Mögliche Auswirkungen des Klimawandels auf küstennahe Grundwasservorkommen:

- Anstieg der Süß-/Salzwassergrenze im Untergrund
 - Geringerer Auflagedruck des Grundwassers, Verschiebung der Vermischungszone Süß-/Salzwasser, Salzwasserintrusion in Grundwasser

Mögliche Folgen für die Wassergewinnung:

- Förderbrunnen hinsichtlich der Tiefe ihre Verfilterung oder Einbindung in (Heber-)Galerien unzureichend anpassungsfähig → Förderung von vermehrt salzhaltigen Wässern → präventiver Förderstopp um Intrusion nicht weiter zu forcieren.
 - (aktiver) Ausfall von Heberanlagen,
 - Erhöhter Instandsetzungsbedarf einzelner Brunnen, Pumpen und Rohrleitungen (Korrosionsschäden da Auslegung auf geringe Chloridkonz.)
- Probleme auf „(Versorgungs-)Inseln“ ohne Alternativressource/-versorgung
- Einschränkung oder Einstellung von Wasserentnahmen aus küstennahen Grundwasservorkommen bei zunehmender und stark alternierender Qualitätsminderung

Mögliche Folgen für die Wasseraufbereitung:

- Alternierende Rohwasserqualität → Neutralsalze → pH → Pufferung
- Chloridminderung mit bestehenden Verfahrenstechniken i.d.R. nicht möglich → Korrosion
- Anstieg der Bromidkonzentration → erhöhtes Bromatbildungspotenzial bei der Ozonung → Einfluss auf Desinfektion mit „Chlor“
 - Hypobromige Säure ersetzt anteilig Hypochlorige Säure (veränderte pH-Gleichgewichte, Redoxpotenziale)
 - THM-Konz. steigt durch bromierte THM-Verbindungen

Mögliche Anpassungsmaßnahmen:

- Nutzung alternativer Rohwasserressourcen zur Trinkwasseraufbereitung
- Angepasste Bewirtschaftung der Rohwasserentnahme zur Verhinderung von ungewünschtem Eintritt von salzhaltigen Wässern (Meer, meerwasserbeeinflusste Oberflächengewässer)
- Grundwasseranreicherung mit aufbereiteten Oberflächenwässern → separate Bauwerke für Wassergewinnung, -aufbereitung, -transport, -infiltration
- Mischung von Trinkwässern
- Maßnahmen zum Korrosionsschutz, Werkstoffauswahl
- Maßnahmen zum Wassersparen bzw. zur Wasserwiederverwendung bei den Verbrauchern
- Weitergehende Aufbereitung zur Entsalzung (Ionenaustausch, Umkehrosmose)
- Nutzung von Wässern geringerer Qualität für Brauchwasserzwecke (Landwirtschaft, Industrie, Haushalt)

Fotoquelle: <http://www.bildungsserver.hamburg.de>

3.3.4 Beispiel 4: Flusswässer

Flusswässer reagieren, anders als gut geschützte Grundwasserressourcen, unmittelbar auf veränderte Witterungsbedingungen wie z. B. Starkregenereignisse oder lang andauernde Trockenperioden. Die möglichen Auswirkungen des Klimawandels auf Quantität und Qualität von Oberflächengewässern können von Gewässer zu Gewässer sehr unterschiedlich sein. Diese sind abhängig von Art, räumlicher Lage und Nutzungssituation, aber auch von diversen hydraulischen, stofflichen und hygienischen Faktoren. Untersuchungen zu den Auswirkungen der prognostizierten Klimaänderungen auf das Abflussverhalten der wichtigsten Fließgewässer in NRW haben gezeigt, dass die mittleren Abflüsse tendenziell in den Sommermonaten ab- und in den Wintermonaten zunehmen werden. Für die ferne Zukunft (2071-2100) ist eine wesentliche Verstärkung dieser Variabilitäten nicht auszuschließen. Verglichen mit der Referenzperiode (1971-2000) ist mit einer Zunahme von ca. 60 % in den Wintermonaten und infolge geringerer Niederschläge im Sommer mit einer Abnahme der mittleren Abflüsse von 10 bis 30 % in den Sommermonaten zu rechnen. Insgesamt wird ein leichter Anstieg der Jahresmittelabflüsse erwartet. (MKULNV, 2011)

Unabhängig vom gewählten Klimaszenario und Forschungsvorhaben gehen Wissenschaftler für NRW von einer zunehmenden Variabilität des Abflusses in Oberflächengewässern in Folge der Zunahme von lokalen Starkregenereignissen und länger andauernden Trockenperioden aus. Dies bedeutet eine höhere Wahrscheinlichkeit für Hoch- und Niedrigwasserstände mit entsprechenden Folgen auch für die Wasserversorgung.

Starkregenereignisse/Hochwasser

Die Überschwemmungsereignisse bspw. von Rhein (1993/94, 1995/96), Oder (1997), Elbe (2002, 2013) und Themse (2007) in Verbindung mit den prognostizierten Auswirkungen des Klimawandels (Zunahme der Häufigkeit von Extremniederschlagsereignissen) unterstreichen die Bedeutung zukunftsorientierter Hochwasserschutzkonzepte für Anlagen der Wasserversorgung. Je nach Art und Relevanz der vom Hochwasser betroffenen Anlagen kann die Wasserversorgung stark oder weniger stark beeinträchtigt sein. Besonders die wiederholten, starken Hochwässer in Ostdeutschland haben erhebliche Schäden auch an der Infrastruktur der Wasserversorgung hervorgerufen. Dabei traten nach Wricke et al. (2003) Schäden an technischen Anlagen (EMSR-Technik, Brunnen-/Fassungsanlagen, Wasseraufbereitungsanlagen, Rohrnetz) als auch negative Auswirkungen auf die Trinkwasserqualität auf.

Auch in der *dynaklim*-Projektregion haben viele Wasserversorger bereits negative Erfahrungen mit Hochwässern und Überflutungen in Folge von Extremwetterereignissen gemacht (s. Kap. 3.2).

Neben der Überflutungsgefahr bestehender Anlagen der Wasserversorgung können lokale Starkregenereignisse indirekt negative Auswirkungen auf die Wasserqualität von zur Trinkwasserversorgung genutzten Oberflächengewässern haben. Diese können z. B. sein:

- Erhöhung des diffusen Nähr-, Keim- und Schadstoffeintrags aus landwirtschaftlichen Flächen (Erosion)
- Erhöhung des diffusen Schadstoffeintrags aus Quellen wie Gleisanlagen, Firmengelände, private Gärten und Pflasterflächen, Gebäudeaußenflächen etc.)
- Erhöhung der Nähr- und Schadstoff- und Trübungs- und Keimbelastung durch Punktquellen wie z. B. überlastete Kläranlagen
- Erhöhung der Trübung und Anstieg der mikrobiologischen Belastung infolge Hydraulik der Gewässer
- Stoffeintrag durch Überflutung von bspw. Industrieanlagen sowie z. B. privater Heizöltanks

„Von Industrieanlagen und den dort gelagerten Stoffen, aber auch von privat genutzten Heizöltanks kann bei einer Überflutung ein erhebliches Gefährdungspotenzial für Grund- und Oberflächengewässer ausgehen. Abgeschwemmte Sedimente, Bodenbestandteile, Nährstoffe, Rückstände von Pflanzenschutzmitteln oder eingetragene Krankheitserreger können (...) insgesamt

zu einer erheblichen stofflichen oder hygienischen Verschlechterung der Wasserbeschaffenheit beitragen.“ (MKULNV, 2011) Bedingt durch höhere Temperaturen und damit einhergehende geringere Sauerstoffgehalte in den Gewässern kann eine weitere Verschlechterung der Gewässergüte und Wasserqualität erwartet werden.

Die veränderten Wasserqualitäten stellen erhöhte Anforderungen an die Trinkwasseraufbereitung und erfordern entsprechende Anpassungsmaßnahmen, wie sie in Kap. 4.4 und 4.5 beschrieben sind.

Trockenperioden/Niedrigwasser

„Durch die für die ferne Zukunft prognostizierten häufigeren Niedrigwasserabflüsse werden die sensiblen Ökosysteme der mittleren und kleineren Fließgewässer voraussichtlich auch durch erhöhte Wassertemperaturen und dadurch zurückgehende Sauerstoffgehalte beeinträchtigt.“ (MKULNV, 2011) bei gleichbleibenden Konzentrationen und Frachten der Abwassereinleitungen ist weiterhin mit erhöhten Schadstoffkonzentrationen in den Oberflächengewässern bei Niedrigwasserabflüssen zu rechnen. Hinzu kommt die möglicherweise veränderte Belastung durch wasserübertragbare Krankheitserreger bei veränderten Temperaturen.

Die beschriebenen Zusammenhänge konnten z. B. im Rahmen von *dynaklim* bei den Untersuchungen von entsprechenden Wasserqualitätsdaten der Ruhr nachgewiesen werden. Es zeigte sich bspw. ein klarer Zusammenhang zwischen diversen Qualitätsparametern und der Wassertemperatur sowie dem Abfluss der Ruhr (s. Kap. 4.3).

Weiterhin hat die Wassergewinnung Essen GmbH (WGE) in den vergangenen Jahren bereits immer wieder unvorhergesehene Beeinträchtigungen der Rohwasserqualität der Ruhr beobachtet (Rohn und Mälzer, 2010). Deshalb wurde im Mai 2009 damit begonnen, ein Wasserwerk umzubauen und zu erweitern, d. h. mit weiteren Verfahrensstufen zu modernisieren, um gegen das Auftreten von Spurenstoffen im Rohwasser gerüstet zu sein. Die vorhandene Wasseraufbereitungsanlage mit den Aufbereitungsstufen Ozonung, Flockung und Schnellfiltration wird im Zuge der Baumaßnahme um Aktivkohle-Adsorptionsfiltration, physikalische Entsäuerung und Desinfektion mit UV-Licht erweitert. Weitere Vorteile dieser Modernisierung sind die Erhöhung der mikrobiologischen Sicherheit und die Verbesserung des Geschmacks des Trinkwassers durch den zukünftigen Verzicht auf chemische Desinfektionsmittel. (Stadtwerke Essen, 2009)



Klimawandel und Wasserversorgung – Oberflächengewässer

Mögliche Auswirkungen des Klimawandels auf Oberflächengewässer:

- Stärkere Schwankungen der Wasserführung
- Unvorhergesehene, zeitlich begrenzte höhere Schadstoffkonzentrationen
 - Abnehmende Wasserführung in heißen trockenen Sommern, geringere Verdünnung der Einleitungen aus Kläranlagen
 - Überflutungen, Abschwemmungen durch Starkregenereignisse
 - Häufigere Mischwasserentlastungen aus Kläranlagen und Kanälen
- Langsame, schleichende Veränderungen durch Temperaturanstieg
 - Remobilisierung von persistenten organischen Schadstoffen, Eisen und Mangan
 - Geringere Sauerstoffkonzentration → Abbau von NH_4 und organischen Substanzen
 - Verlängerung der Vegetationsperioden, mildere Winter (Schädlingsdruck) → Eintrag Nährstoffe, Pflanzenschutzmittelproblematik, Algenblüten mit Eintrag von Toxinen

Mögliche Folgen für die Wassergewinnung:

- Zeitweise starkes Absinken der Wasserstände in den Gewinnungsanlagen
 - Kavitationsgefährdung von Rohwasserpumpen, Ausfall von Heberanlagen
 - Erhöhter Instandsetzungsbedarf einzelner Brunnen (Korrosionsschäden, Verockerung)
 - Anstieg der horizontalen Eintrittsgeschwindigkeit des Uferfiltrats oder angereicherten Grundwassers in das Filterrohr → Mitreißen von Sand- und Kieskörnern
 - Höherer Energiebedarf der Förderanlagen
- Ausfall der Anreicherung von voraufbereitetem Flusswasser infolge Einstau der Infiltrationsbecken/-brunnen → sinkende Anteile bereits aufbereiteter Wässern im Rohwasser
- Probleme auf „Versorgungsinself“
- Einschränkung von Wasserentnahmen aus Flüssen bei extremer Niedrigwasserführung

Mögliche Folgen für die Wasseraufbereitung:

- Unzureichende Aufbereitungsleistung der Uferpassage in Zeiten erhöhter Rohwasserbelastung (eingeschränkte Effektivität bei erhöhter Temperatur, Eisen-/Manganrücklösung, kürzere Verweilzeiten bei Hochwasser → Verschlechterung des Ammonium- und DOC-Abbaus, Durchbrüche von mikrobiologischen Inhaltsstoffen)
- Unzureichende Leistung der Trinkwasseraufbereitung: Flotationseffekte bei der Sedimentation wegen Sauerstoffübersättigung durch Algen (z. B. bei Luftdruckwechsel infolge Gewitter), höhere Ozonzehrung bei höherem DOC bzw. SAK254, Trägheit der filtrativen Entmanganung gegenüber rasch erhöhter Mangankonzentration)
- Höhere Zugabemengen von Chemikalien (Flockungs(hilfs)mittel/Ozon/Desinfektionsmittel)
- Höherer Spülwasserbedarf bzw. geringere Ausbeute (höhere Spülfrequenz bei erhöhter Trübung, höhere Spülgeschwindigkeit bei höherer Wassertemperaturen)
- Limitierungen durch die Kapazität der Spülwasseraufbereitung
- Größere zu entsorgende Schlammvolumina (Wasserinhaltsstoffe und Aufbereitungsstoffe)

Mögliche Anpassungsmaßnahmen:

- Trinkwasserverbundsysteme
 - Überregionaler Ausgleich zwischen Wassermangel- und Wasserüberschussgebieten
 - Verbund von Oberflächen- mit Grundwasserwerken (Bayern, Harzwasserwerke)
 - Temporäre Außerbetriebnahme von Rohwasserfassungen mit Gütebeeinträchtigungen
- Entwicklung geeigneter Konzepte für die Stauanlagenbewirtschaftung
- Installation erweiterter Aufbereitungstechnologien (z. B. zur Spurenstoffelimination)
- Vorsorgende Maßnahmen im Ressourcenschutz
- Flexibilität, Modulbauweise der Aufbereitungssysteme

„In einer früheren Studie konnte für das Ruhrtalsperrensystem allerdings auch aufgezeigt werden, dass infolge trockener Sommer die Ausfallwahrscheinlichkeit dieses Systems hinsichtlich der Unterschreitung eines Mindeststauinhalts und damit der Sicherstellung der überregionalen Wasserversorgung sich im wahrscheinlichsten Klimaszenario bis zum Jahr 2100 deutlich erhöht (statistisches Wiederkehrintervall von 500 auf 200 Jahre). Eine heutige Betriebssicherheit könnte theoretisch nur durch eine Verringerung der Mindestabflüsse oder durch die Bereitstellung zusätzlicher Speichervolumina gewährleistet bleiben (Morgenschweis et al. 2006/2007). Betrachtet man dagegen die Hochwasserschutzwirkung des bestehenden Talsperrensystems, kann unter den zu erwartenden Folgen des Klimawandels von einer nahezu unveränderten Situation ausgegangen werden.“ (MKULNV, 2011)

In Bezug auf die Wasserqualität kann davon ausgegangen werden, dass die Gefährdung des Rohwassers von Talsperren und der für die Trinkwasserversorgung relevanten Flüsse durch Krankheitserreger durch den Klimawandel zunehmen kann, wenn die entsprechenden Voraussetzungen oder Belastungsfaktoren vorhanden sind. Weiterhin kann sich die stoffliche Zusammensetzung von Uferfiltrat oder angereichertem Grundwasser aufgrund veränderter Ausgangsbelastungen der Fließgewässer und zunehmender Temperaturen verändern. (MUNLV, 2009)

Besonders im Spätsommer und Herbst treten besonders in nährstoffreichen, langsam fließenden und rückgestauten Oberflächengewässern massenhafte Algenvermehrungen (Algenblüten) auf. Ein wesentliches Merkmal bestehender Algenblüte ist u.a. die Einschränkung der Sichttiefe bedingt durch eine verstärkte Wassertrübung. Ein Überangebot an Nährstoffen, welches durch eine zu erwartende Verlängerung der Vegetationsperiode und der Aufbringungszeiten von Düngemitteln zunehmen kann, begünstigt das Wachstum von Algen. In Kombination mit länger anhaltenden warmen Temperaturen und hoher Lichtintensität kommt es zu einem explosionsartigen Wachstum von Biomasse bis hin zu Algenblüten. Viele Algen (z. B. Cyanobakterien) produzieren Stoffe verschiedener Art, die zum Teil unangenehm riechen oder auch für Menschen und Tiere giftig sind (Algtoxine). Das Auftreten von Algenblüten hängt von vielen Faktoren ab und das Verteilungsmuster ist aufgrund abiotischer (Temperatur, Lichtverfügbarkeit) und biotischer (Konkurrenz der Arten, Fraßdruck Zooplankton) Einflüsse sehr heterogen. Die Algenkonzentration ist auch abhängig von jahreszeitlichen Mustern und auch abhängig von Temperatur, Lichtverfügbarkeit, Konkurrenz durch andere Phytoplankton-Arten, Schichtung, Strömung/Wassersäule, etc. (MUGV, 2013). Je nach Algenart und -gattung sowie in Abhängigkeit von der individuellen Situation der Wasserressource können die gebildeten Toxine zu einer Gefährdung der Wasserqualität bis hin zu einer Einstellung der Wasserentnahme zur Trinkwassergewinnung führen. Es gibt zahlreiche dokumentierte Vergiftungsfälle nach dem Genuss von mit Algtoxinen kontaminiertem Trinkwasser, die das Risiko für die Trinkwassergewinnung aus Oberflächengewässern belegen. In Binnengewässern am weitesten verbreitet sind Microcystine, welche aufgrund ihrer akuten und subakuten Toxizität von der WHO mit einem Trinkwassergrenzwert von 0,1 µg/l belegt wurden. (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2006) Im Hinblick auf die Klimawandelprognosen für Deutschland muss bedingt durch Zunahme von sommerlichen Hitzeperioden mit erhöhter Sonneneinstrahlung u.U. mit einer erhöhten Gefahr durch Algenblüten in den Gewässern gerechnet werden. Probleme für die Trinkwasseraufbereitung können einerseits in der Entfernung der beschriebenen Toxine (z. B. Adsorption, Oxidation) und andererseits in Störungen der Aufbereitungsverfahren durch die Algen (z. B. Koagulationsprobleme bei der Flockung, Verstopfung von Filtern) entstehen.

Neben den beschriebenen Folgen aus Trocken-/Hitzeperioden können Starkregenereignisse im Einzugsgebiet von Talsperren nachteilige Veränderungen der Wasserbeschaffenheit mit sich bringen und damit negative Auswirkungen auf die Trinkwasserversorgung bis hin zu Grenzwertüberschreitungen im Trinkwasser haben. Dies ist z. B. im Herbst 1993 bei den Trinkwassertalsperren des Wasserwerks des Kreises Aachen GmbH eingetreten. Starke Niederschläge im Einzugsgebiet führten zu starken Eintrübungen der Talsperrenzuflüsse. Zu diesem Zeitpunkt

(September 1993) befanden sich alle Talsperrenkörper in der Herbstzirkulation (Volldurchmischung). Als Reaktion darauf wurde ein Anstieg der Trübung des aufbereiteten Wassers nach der ersten Filterstufe und beim Trinkwasser der Trinkwasseraufbereitungsanlage (TWA) Roetgen verzeichnet. Am nächsten Tag wurden Trübungswerte im Trinkwasser von 1,53 FNU festgestellt, die jedoch nach kurzer Zeit wieder unter den damaligen Grenzwert der Trinkwasserverordnung (TrinkwV 1990) von 1,5 FNU sanken, so dass das Wasserwerk in Betrieb bleiben konnte. Eine Erhöhung der Chlordosierung sowie eine Ausweitung der hygienisch-mikrobiologischen Untersuchungen wurden seitens des Gesundheitsamtes veranlasst. Es kam im Nachgang an verschiedenen Stellen im Rohrnetz und bei einem weiterverteilenden Kunden zu einem Verdacht auf Coliforme Bakterien bzw. E.coli, der sich auch bestätigte. Es wurde der Zusammenhang zwischen dem Starkniederschlagsereignis und dem kurzzeitigen Anstieg der Trübung im Trinkwasser hergestellt und eine Abkochempfehlung an die Bevölkerung herausgegeben (Hygieneinstitut Gelsenkirchen, 1994).

Im Jahre 1995 wurde der Entschluss gefasst, die TWA Roetgen zu erweitern, um auch bei extrem ungünstigen Rohwasserverhältnissen ein jederzeit einwandfreies Trinkwasser aufbereiten zu können. Neben der Möglichkeit, eine neue konventionelle Flockungsfiltrationsstufe zu errichten wurde auch der Einsatz der Membranfiltration geprüft. Begleitet durch ein Forschungsvorhaben wurde 1997-1998 die grundsätzliche Eignung der Membranfiltrationstechnik zur Aufbereitung von Talsperrenwasser untersucht und in einem weiteren Forschungsvorhaben in den Jahren 1998-2001 die Möglichkeiten des großtechnischen Einsatzes analysiert. Nach europaweiter Ausschreibung und Vergabe konnte die neue Ultrafiltrationsanlage mit einem Durchsatz von 6.000 m³/h Ende 2005 in Betrieb gehen und wird seitdem zur Zufriedenheit des Betreibers (WAG Wassergewinnungs- und -aufbereitungsgesellschaft Nordeifel mbH) betrieben.



Abbildung 22: Ultrafiltrationsblöcke zur Trinkwasseraufbereitung (1. Stufe) und zur Spülwasseraufbereitung (2. Stufe), von links nach rechts (Quelle: BMBF, 2014)



Klimawandel und Wasserversorgung – Talsperren

Mögliche Auswirkungen des Klimawandels auf Talsperren:

- Verringerung der Betriebssicherheit von Talsperren
 - Stärkere Schwankungen des Zuflusses durch Häufung von Extremereignissen (Sachsen)
 - Nutzungskonflikte: Hochwasserschutz / Trinkwasserreservoir
 - Sicherheit beim Management der Stauziele
- Qualitätsveränderungen von Talsperrenwasser
 - Im Südosten und in der Mitte Deutschlands: seit den 90er Jahren steigender Anteil organischer Stoffe, insbes. Huminstoffe
- Temperaturanstieg → Einfluss auf Schichtung, Zirkulation und biol. Aktivitäten
 - Stärkeres Algenwachstum → Einfluss auf Wasserqualität (Cyanobakterien u.a.)
 - Sauerstoffmangel in Bodenregionen, Fäulnis, Rücklösung von Eisen und Mangan, Bildung von Nitrit, Zunahme der Biomasse, Tiefenwasser könnte unbrauchbar werden

Mögliche Folgen für die Wasseraufbereitung:

- Höhere Zugabemengen von Chemikalien (Flockungs-/Desinfektionsmittel)
- Abscheideleistung der Filtration gegenüber wechselnden Algenarten (Goldalgen, Burgunderblutalgen, (Blauagen) d. h. Cyanobakterien)
- Höherer Spülbedarf (bei erhöhter Trübung höhere Spülfrequenz, bei höheren Wassertemperaturen höhere Spülgeschwindigkeiten)
- Einsatz von Adsorptions- und/oder Oxidationsverfahren erforderlich
- Aufwändigeres Monitoring der Verfahrensstufen
- Anstieg aufzubereitender/zu entsorgender Spülwasser- und Schlammengen
- Unzureichende Aufbereitungsleistung in Zeiten erhöhter Rohwasserbelastung (z. B. häufiger Geruchs-/Geschmacksprobleme, höhere mittlere Filtrattrübung, höherer DOC, Probleme bei der Desinfektion in punkte Inaktivierungsleistung und Nebenproduktbildung)

Mögliche Anpassungsmaßnahmen:

- Trinkwasserverbundsysteme
 - Überregionaler Ausgleich zwischen Wassermangel- und Wasserüberschussgebieten
 - Verbundbewirtschaftung mit Kapazitätsausgleich zwischen Talsperren oder Verbund von Talsperren- mit Grundwasserwerken (z. B. Bayern, Harzwasserwerke)
 - Großraum-/Verbundbewirtschaftung von Flussgebieten (z. B. Spree-Lausitzer Neiße – Schwarze Elster)
- Zusätzliche Speicherkapazitäten (Stauraumvergrößerung bestehender Anlagen, Neubau von Stauanlagen)
- Entwicklung geeigneter Konzepte für die Stauanlagenbewirtschaftung (Flexibilisierung, veränderte Stauraumaufteilung, Tiefenbelüftung)
- Installation erweiterter Aufbereitungstechnologie
 - Entfernung von Trübung und mikrobiologischen Verunreinigungen: z. B. Membranfiltration
 - Entfernung organischer Wasserinhaltsstoffe (Talsperren): z. B. Prozesskombinationen aus Oxidation/Biofiltration und Nanofiltration (bei hohen Konzentrationen)

Fotoquelle: <http://www.ruhrverband.de>

4 Anpassungsoptionen der Trinkwasserversorgung

4.1 Identifikation von Risiken und Anpassungsbedarf (Methodik)

Der Klimawandel ist für die Wasserversorgung nur ein Wandelfaktor von mehreren. Die Sicherstellung der Wasserversorgung bei langen Trockenperioden, bei Qualitätsveränderungen des Rohwassers oder bei durchschnittlich sinkendem Wasserbedarf mit höherem Spitzenbedarf sollte im gesamten Wasserversorgungskontext analysiert werden.

Eine in Bezug auf Trinkwassermenge und Trinkwasserqualität verlässliche Wasserversorgung kann unter den oben beschriebenen Wandelbedingungen nur gesichert werden, wenn eine Auseinandersetzung mit den potenziellen Risiken und Möglichkeiten der Anpassung stattfindet, bevor die Versorgungssicherheit gefährdet ist. Hierbei hilft eine systematische Vorgehensweise, wie sie im Rahmen von *dynaklim* entwickelt wurde (siehe Abbildung 23). Sie beinhaltet eine Status- und Gefährdungsanalyse für jede Prozessstufe der Wasserversorgung: Wasserschutz, Gewinnung, Aufbereitung und Speicherung/Verteilung. Diese Methodik wurde im Rahmen von *dynaklim* für ausgewählte Anlagen des Projektpartners RWW angewendet, wobei wichtige Erkenntnisse über mögliche Klimawandelfolgen und Risikobereiche der Versorgung gewonnen werden konnten.

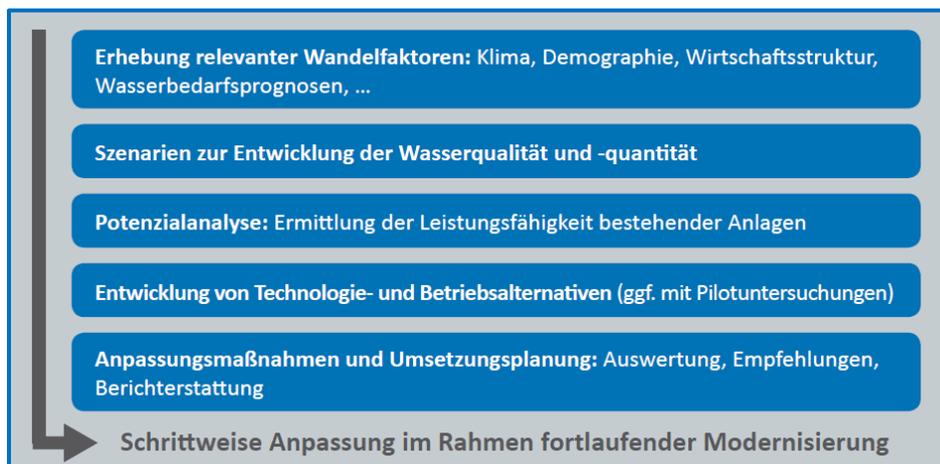


Abbildung 23: Systematische Vorgehensweise zur Anpassung eines Wasserversorgungsunternehmens an veränderliche Randbedingungen („Klimawandel-Check“)

- In einem ersten Schritt sind die für das Wasserversorgungsunternehmen relevanten Wandelfaktoren zu erheben. Diese können zum Beispiel der Klimawandel und die Bevölkerungsentwicklung im Einzugs- und Versorgungsgebiet sowie in Folge Veränderungen des spezifischen Wasserbedarfs von Industrieprozessen und Privathaushalten sein. Auf Basis dieser Wandelfaktoren sind Szenarien zur möglichen Entwicklung von Wasserbedarf, Rohwasserangebot und Rohwasserqualität zu definieren.

Im Rahmen von dynaklim wurden beispielhaft regionale Klimawandel-Szenarien entwickelt (vgl. Quirnbach et al., 2012) und mit sozioökonomischen Szenarien, die die Bevölkerungsentwicklung sowie die wirtschaftliche Entwicklung berücksichtigen, kombiniert. Klimatisch ist mit einer Verschiebung von Niederschlagssummen von den Sommermonaten in die Wintermonate zu rechnen. Weiterhin werden voraussichtlich sommerliche Hitze- und Trockenperioden sowie die Häufigkeit und Intensität von Starkniederschlägen zunehmen (vgl. Quirnbach et al., 2012). In Kombination mit den o.g. sozioökonomischen Veränderungen ergeben sich für die dynaklim-Region verschiedene Veränderungen von Wasserbedarfszielen. Es ist aufgrund der rückläufigen industriellen wasserintensiven Aktivität in der Region und der demografischen Veränderung je nach gewähltem Szenario mit einem Rückgang der jährlich aus der öffentlichen Versorgung

bezogenen Wassermenge von 14 bis 18 %⁵ bis 2030 zu rechnen. In Kombination mit zunehmenden Hitze- und Trockenperioden ist hingegen davon auszugehen, dass die täglichen Spitzenbedarfswerte nahezu konstant auf dem heutigen Niveau verbleiben (Kersting und Werbeck, 2013).

- Sind die zukünftig zu erwartenden Herausforderungen für das Wasserversorgungsunternehmen ermittelt und mögliche Szenarien zur Entwicklung der Rohwasserqualität und -quantität erarbeitet, ist in einem weiteren Schritt die Betroffenheit des Unternehmens bzw. der einzelnen technischen Anlagen zu identifizieren. Zeichnen sich bspw. relevante Veränderungen in der Rohwasserqualität oder auch in den zur Verfügung stehenden Wassermengen ab, untersucht eine Risiko- und Potenzialanalyse der technischen Anlagen deren vorhandene Leistungsfähigkeit unter diesen variierenden, sich unter Umständen verschärfenden Randbedingungen und zeigt entstehende Gefährdungen auf. Hierbei sind sowohl die Leistung der Anlagen hinsichtlich der Einhaltung der Trinkwasserqualität als auch die Förder- und Speicherkapazitäten für eine entsprechende Wasservorhaltung unter Berücksichtigung von Spitzenbedarfswerten zu berücksichtigen. Als Grundlage für diese systematische Gefährdungsanalyse bieten sich Methoden basierend auf dem Water Safety Plan Ansatz der WHO (WHO, 2009) an, wie beispielsweise nach DVGW W 1001 (DVGW W 1001 2008; Staben et al., 2008).
- Aus der Risiko- und Potenzialanalyse ergeben sich gegebenenfalls erforderliche Handlungs- und Anpassungsmaßnahmen, um auch unter den zukünftigen Randbedingungen eine sichere Versorgung mit Trinkwasser zu gewährleisten. Diese können sowohl betrieblicher, organisatorischer oder technischer Natur sein, so dass die Entwicklung von Technologie- bzw. Betriebsalternativen für die betroffenen Prozessstufen erforderlich werden kann. Wenn beispielsweise Anpassungsbedarf an einer bestehenden Aufbereitungstechnik identifiziert wird oder mögliche Alternativen erwogen werden müssen, können praktische Untersuchungen im Labor- oder Pilotmaßstab wichtige Hinweise zur Auslegung oder Entscheidungsfindung liefern. Die abgeleiteten Anpassungsmaßnahmen können in einen Maßnahmenplan mit Priorisierung überführt werden. Ziel hierbei sollte immer eine Einbindung in geplante Modernisierungsmaßnahmen sein, um Synergieeffekte mit laufenden Modernisierungsmaßnahmen zu nutzen und somit die Anpassungskosten so gering wie möglich zu halten.

Aufgrund des großen Anteils der Ruhrwasserwerke an der regionalen Trinkwasserversorgung sowie der oben beschriebenen allgemein starken Vulnerabilität von Oberflächengewässern gegenüber klimatischen Veränderungen wurde die entwickelte und beschriebene Methodik zur Entwicklung einer Anpassungsstrategie exemplarisch an den Ruhr-Wasserwerken des Projektpartners RWW durchgeführt. Die Finanzierung der Klimawandelanpassung und die Zahlungsbereitschaft der Trinkwasserkunden für entsprechende Vorsorgemaßnahmen wurden in einer repräsentativen Befragung ermittelt. Die Befragten waren der Ansicht, dass allgemein (das heißt, nicht auf die Trinkwasserversorgung beschränkt) zu wenig für die Anpassung an den Klimawandel getan wird. Ein Drittel der Befragten war bereit, höhere Trinkwasserpreise zur Finanzierung der Anpassung an den Klimawandel zu bezahlen (Hein und Neskovic, 2012).

In folgendem Kapitel werden exemplarisch einige Ergebnisse der Untersuchungen an den Anlagen der RWW dargestellt und daraus abgeleitete Anpassungsoptionen für die öffentliche Wasserversorgung in Bezug auf den Klimawandel vorgestellt. Dabei wird auf die in diesem Zusammenhang besonders beeinflussbaren Prozessstufen der Wassergewinnung und -aufbereitung eingegangen. Mögliche Auswirkungen auf die Systeme der Wasserverteilung sowie mögliche Anpassungsoptionen bearbeitete eine eigene Arbeitsgruppe im Rahmen von *dynaklim*. An dieser Stelle soll auf deren Arbeiten verwiesen werden (s. Grobe et al., 2014). Gleiches gilt für die

⁵ im Vergleich zum Basisjahr 2010

Ermittlung der Hochwassergefährdung von Anlagen der Wasserversorgung und mögliche Anpassungsstrategien (Nolte, 2014).

4.2 Identifikation kritischer klimatischer Extremereignisse am Beispiel der Ruhr

In einem ersten Schritt erfolgte die Auswahl von potenziell für die Wassergewinnung, Trinkwasseraufbereitung und Trinkwasserqualität kritischen Rohwasserzuständen. Als Datenbasis dienen dabei die vorhandenen Rohwasserdaten der Ruhr aus dem Zeitraum 1995 bis 2010 (Quelle: RWW, RV, LANUV).

In Abbildung 24 sind die vorhandenen Datensätze zu Wassertemperatur und Abfluss am Pegel Mülheim dargestellt und klimatischen Extremereignissen zugeordnet.

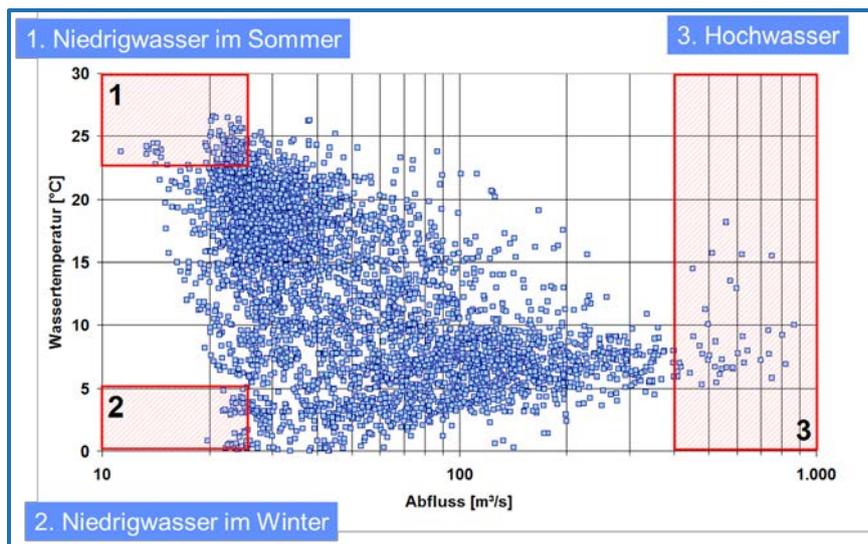


Abbildung 24: Identifikation von kritischen Situationen im Ablaufverhalten der Ruhr und bzgl. ihrer Temperatur am Pegel Mülheim (1995-2010)

Hierbei ergaben sich drei potenziell kritische Situationen in Bezug auf Temperatur und Abfluss der Ruhr:

- Niedrigwasser im Sommer ($T > 22,5 \text{ °C}$, $\text{Abfluss} < 25 \text{ m}^3/\text{s}$)
- Niedrigwasser im Winter ($T < 5 \text{ °C}$, $\text{Abfluss} < 25 \text{ m}^3/\text{s}$)
- Hochwasser ($\text{Abfluss} > 400 \text{ m}^3/\text{s}$)

Nachdem die kritischen Situationen für die Wassergewinnung und -aufbereitung an der Ruhr („Extremereignisse“) identifiziert wurden, stellte sich die Frage, ob und wenn ja in wie weit sich diese Extremereignisse als Folge des Klimawandels häufiger einstellen könnten. Ziel war es, die Relevanz der ausgewählten Ereignisse unter den veränderten Rahmenbedingungen des Klimawandels zu bewerten und dadurch eine realistische Risikoeinschätzung sowie eine ressourceneffiziente Maßnahmenplanung für die Wasserversorger zu ermöglichen.

Die erwartete Entwicklung der klimatischen Parameter Niederschlag und Lufttemperatur als Grundlage für die besonders kritischen Niedrigwasserführungen und Hochwasserzustände an der Ruhr wurde auf Basis der in *dynaklim* verfügbaren regionalen Klimaprognosen analysiert.

Trockenperioden mit Niedrigwasserführungen und hohen Temperaturen

Die Entwicklung von Dauer und Wiederkehr von Trockenperioden im Einzugsgebiet der Ruhr wurde mit Hilfe einer Modellierung ermittelt (auf Basis der Untersuchung von BIAS-korrigierten, tagesbasierten Niederschlagsdaten des regionalen Klimamodells COSMO-CLM, Lauf 1, IPCC-Szenario A1b, Einzugsgebiet der Ruhr). Dabei wurden Trockenperioden als Anzahl aufeinander folgender Tage definiert, in denen die Tagesniederschlagssumme $\leq 0,1$ mm lag.

Das Ergebnis dieser Modellierung (s. Abbildung 25) zeigt im Vergleich zur Referenzperiode (1961-1990) sowohl eine Zunahme der Häufigkeit als auch der Dauer von Trockenperioden für die nahe (2021-2050) und ferne Zukunft (2071-2100) im hydrologischen Sommerhalbjahr für das Einzugsgebiet der Ruhr. Besonders auffällig ist hierbei, dass in dem Zeitraum 2071-2100 die Anzahl der Trockenperioden mit einer Dauer von 22 bis 28 Tagen signifikant ansteigt (von 2 auf 8 Ereignisse) und dass ein Ereignis mit einer Dauer von mehr als 28 Tagen angegeben wird.

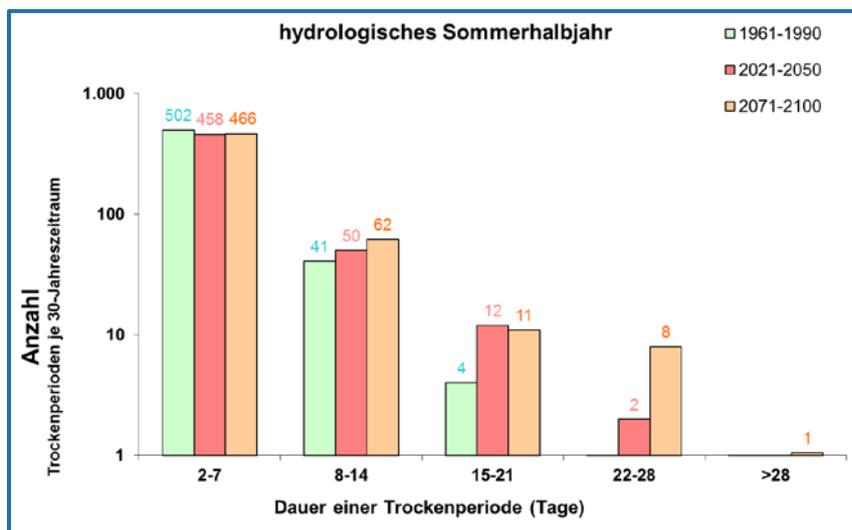


Abbildung 25: Dauer und Wiederkehr von Trockenperioden auf Basis des regionalen Klimamodells Ruhr/Emscher für zwei zukünftige Zeiträume (2021-2050, 2071-2100) im Vergleich zum Referenzzeitraum 1961-1990.

(Die Säulen sind zeitlich in der Reihenfolge von links beginnend geordnet: 1961-1990, 2012-2050, 2071-2100.)

Zu vergleichbaren Aussagen kommen Quirnbach et al. (2012) in ihren *dynaklim*-Studien zu den Auswirkungen des Klimawandels auf die gesamte Emscher-Lippe-Region. Sie gehen für die gesamte Region ebenfalls davon aus, dass in der Zukunft Trockenperioden längerer Dauer (> 7 Tage) häufiger auftreten werden und dass es zu einer Verschiebung der Anzahl der Trockentage insbesondere in den Sommer kommen wird.

Diese Untersuchungen zeigen, dass in Zukunft im Einzugsgebiet der Ruhr häufiger mit sommerlichen Trockenperioden gerechnet werden muss. Es ist davon auszugehen, dass damit auch Niedrigwasserführungen der Oberflächengewässer häufiger auftreten und damit die oben beschriebenen negativen Auswirkungen auf die Trinkwassergewinnung und -aufbereitung für die regionale Wasserversorgung zunehmend relevant werden.

Starkregenereignisse mit resultierenden Hochwässern

Untersuchungen innerhalb von *dynaklim* zeigen weiterhin, dass während in der Vergangenheit nur kürzere Starkregen ($t \approx 1a$; Wiederkehrhäufigkeit: jährlich) zugenommen haben, in Zukunft auch mit einem vermehrten Auftreten seltener, länger andauernder Starkregen ($t \approx 5a - 20a$; Wiederkehrhäufigkeit: alle 5 bis 20 Jahre) zu rechnen ist (Quirnbach et al., 2012).

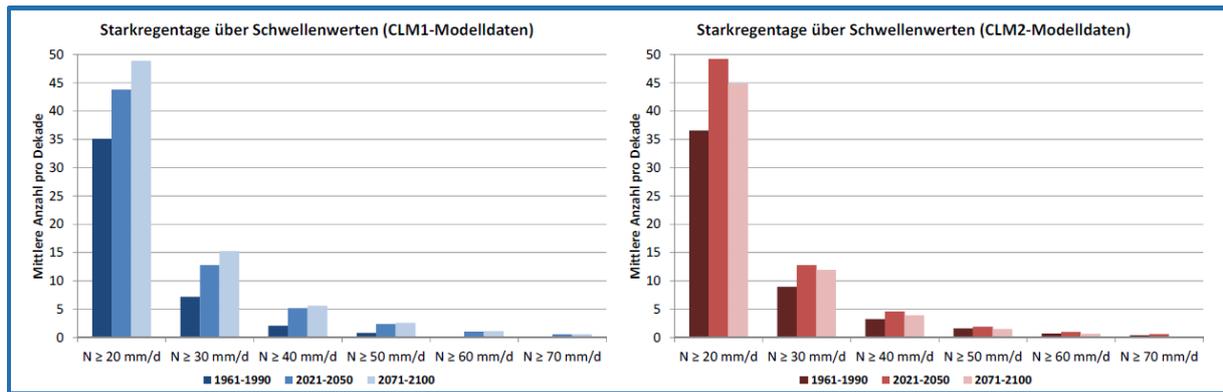


Abbildung 26: Anzahl von Starkregentagen über Schwellenwerten in den CLM-Modelldaten je Dekade und Rasterfeld im Referenzzeitraum (1961-1990), in der Nahen Zukunft (2012-2050) und in der Fernen Zukunft (2071-2100); (Quelle: Quirnbach et al., 2012)

Damit ergibt sich ebenfalls eine Gefährdung durch in Dauer und Stärke zunehmende Hochwasserereignisse an den Oberflächengewässern in der Emscher-Lippe-Region. Es ist zu erwarten, dass das Szenario „Starkregen/Hochwasser“ mit seinen beschriebenen Folgen für die Trinkwasserversorgung an der Ruhr zukünftig an Relevanz zunehmen wird.

4.3 Auswirkung klimatischer Extremzustände auf Rohwasserqualität und Aufbereitungsleistung von Wasserwerken (Beispiel: Ruhrwasserwerke RWW)

Nachdem die für die Wassergewinnung und -aufbereitung kritischen klimatischen Extremzustände ermittelt und deren mögliche Entwicklung prognostiziert wurde, wurden in einem nächsten Schritt die vorliegenden historischen Wasseranalysen der Ruhr für die drei ermittelten kritischen Kombinationen aus Abfluss und Temperatur gruppiert und statistisch ausgewertet. Dabei wurden sowohl auf starke bzw. auffällige Änderungen als auch auf hohe bzw. niedrige Konzentration während der klimatischen Extremzustände geachtet. Als Ergebnis konnten die potenziell kritischen Qualitätsparameter im Rohwasser identifiziert werden. Einige Ergebnisse für ausgewählte Parameter des Ruhrwassers sind in Tabelle 3 zusammengefasst.

Diese Datenanalyse ergab folgende wesentliche Ergebnisse.

- Hochwässer führen zu einem starkem Anstieg der Trübung (bis 220 FNU), wobei der Anstieg der Trübung maßgeblich durch einen stetig vermehrten anorganischen Anteil (zu folgern aus dem gegenüber dem DOC stärkeren Anstieg des Glückrückstandes) sowie einen Anstieg der Konzentration partikulär vorliegender Schwermetalle verursacht wird. Mit der erhöhten Trübung geht in der Regel ein Anstieg der Bakterienkonzentrationen bzw. eine deutliche Verschlechterung der mikrobiologischen Beschaffenheit einher. Weiterhin fällt ein Absinken der Säurekapazität bis pH 4,3 (Pufferkapazität) auf. Es ist davon auszugehen, dass sich der Mittelwert der Trübung auch unter der klimatisch bedingten Veränderung von Gebietsniederschlägen (nassere Sommer, trockenere Winter) nicht nennenswert verändern wird. Jedoch muss bei einer Zunahme von Hochwasserereignissen mit Trübungsspitzen gerechnet werden, die aufbereitungstechnisch relevant sind.
- Niedrigwasser hingegen führt aufgrund der fehlenden Verdünnung zu einem Anstieg der Konzentration gelöster Wasserinhaltsstoffe (z. B. Anstieg der Leitfähigkeit und der Spurenstoffkonzentrationen aus Punktquellen, s. Abbildung 27). In Kombination mit hohen Temperaturen können Niedrigwasserzeiten mit geringen Fließgeschwindigkeiten zu Algenblüten in Oberflächengewässern führen, die toxische Stoffe freisetzen wie z. B. Mikrocytin. Diese Ereignisse wurden jedoch bisher an der Ruhr nicht beobachtet.

- Im Winter muss aufgrund der niedrigeren Temperaturen und Auswaschungen am Ende der Vegetationsperiode mit steigenden Konzentrationen von Nitrat und Ammonium gerechnet werden, verschärft zu Zeiten einer Niedrigwasserführung der Ruhr.
- Im Sommer fanden sich in dem untersuchten Zeitraum höhere Konzentrationen organischer Wasserinhaltsstoffe sowie aufgrund der geringeren Gaslöslichkeit in Wasser bei höheren Temperaturen und höheren Zehnungseffekten niedrigere Sauerstoffkonzentrationen. Ein Anstieg der Wassertemperatur im Abstrom der Bodenpassage auf über 25 °C ist möglich. Eine Ausbildung anaerober Zonen im Untergrund bei der Langsandsfiltration ist unter diesen Umständen theoretisch denkbar.
- Die Konzentration an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) steigt während Niedrigwasserzeiten im Sommer an, während die Zusammensetzung der organischen Wasserinhaltsstoffe (gemessen als SUVA⁶) mehr oder weniger konstant bleibt unabhängig von Jahreszeit und Abfluss. Lediglich in den Wintermonaten scheinen die SUVA-Werte geringer zu sein.

Tabelle 3: Wasserqualitätsparameter der Ruhr während ausgewählter Extremereignisse zwischen 1995 und 2010

| | Trübung in FNU | Elektr. Leitfähigkeit bei 25°C in µS/cm | Säurekapazität bis pH 4,3 | Bromid in mg/l | Nitrat in mg/l | Ammonium in mg/l | gelöster Sauerstoff in mg/l | DOC in mg/l | SAK254 in 1/m | SUVA in 1/m/(mg/l) | Glührückstand bei 600 °C in mg/l |
|--|----------------|---|---------------------------|----------------|----------------|------------------|-----------------------------|-------------|---------------|--------------------|----------------------------------|
| Alle Daten (1995-2010) | | | | | | | | | | | |
| Anzahl | 167 | 167 | 32 | 32 | 32 | 166 | 32 | 32 | 32 | 32 | 31 |
| Median | 3,89 | 598,00 | 2,27 | 0,10 | 12,25 | 0,15 | 4,93 | 3,25 | 8,10 | 2,48 | 3,60 |
| Q25 | 2,82 | 567,00 | 2,19 | 0,09 | 9,85 | 0,10 | 4,09 | 3,09 | 7,68 | 2,39 | 2,05 |
| Q75 | 5,82 | 626,00 | 2,38 | 0,11 | 14,67 | 0,25 | 6,08 | 3,43 | 8,40 | 2,56 | 7,85 |
| Maximum | 48,40 | 731,00 | 2,51 | 0,14 | 19,30 | 1,61 | 11,14 | 3,94 | 10,92 | 3,68 | 23,40 |
| Minimum | 1,35 | 445,00 | 1,96 | 0,05 | 5,40 | 0,00 | 1,43 | 2,20 | 6,84 | 2,00 | 0,00 |
| T > 22,5 °C und Abfluss < 25 m³/s (Niedrigwasser im Sommer) | | | | | | | | | | | |
| Anzahl | 101 | 101 | 17 | 17 | 17 | 100 | 17 | 17 | 17 | 17 | 17 |
| Median | 4,02 | 596,00 | 2,30 | 0,09 | 12,99 | 0,15 | 5,41 | 3,28 | 8,30 | 2,48 | 3,40 |
| Q25 | 2,77 | 568,00 | 2,17 | 0,07 | 11,39 | 0,11 | 4,80 | 3,10 | 8,10 | 2,39 | 1,90 |
| Q75 | 5,78 | 629,00 | 2,38 | 0,10 | 14,66 | 0,25 | 6,27 | 3,37 | 8,50 | 2,61 | 7,30 |
| Maximum | 30,60 | 731,00 | 2,51 | 0,14 | 19,30 | 1,61 | 10,08 | 3,94 | 10,92 | 3,68 | 23,40 |
| Minimum | 1,35 | 467,00 | 1,96 | 0,05 | 5,40 | 0,01 | 3,20 | 2,93 | 6,84 | 2,22 | 0,00 |
| T < 5 °C und Abfluss < 25 m³/s (Niedrigwasser im Winter) | | | | | | | | | | | |
| Anzahl | 33 | 33 | 7 | 7 | 7 | 33 | 7 | 7 | 7 | 7 | 7 |
| Median | 2,38 | 630,00 | 2,20 | 0,11 | 23,39 | 2,55 | 9,72 | 2,76 | 5,80 | 2,04 | 2,00 |
| Q25 | 2,21 | 573,00 | 2,05 | 0,09 | 23,21 | 1,51 | 9,20 | 2,66 | 5,35 | 1,90 | 1,05 |
| Q75 | 2,87 | 661,00 | 2,25 | 0,11 | 23,95 | 3,05 | 9,98 | 2,91 | 6,05 | 2,14 | 3,65 |
| Maximum | 6,73 | 697,00 | 2,32 | 0,14 | 29,61 | 3,93 | 11,33 | 3,54 | 6,20 | 2,25 | 4,90 |
| Minimum | 1,80 | 510,00 | 1,98 | 0,08 | 22,72 | 0,29 | 8,71 | 2,50 | 5,10 | 1,75 | 0,50 |
| Abfluss > 400 m³/s (Hochwasser) | | | | | | | | | | | |
| Anzahl | 41 | 41 | 7 | 7 | 7 | 41 | 7 | 7 | 7 | 7 | 6 |
| Median | 94,10 | 255,00 | 1,01 | 0,03 | 14,93 | 0,18 | 11,66 | 2,29 | 6,80 | 2,93 | 88,05 |
| Q25 | 52,00 | 247,00 | 0,94 | 0,00 | 14,67 | 0,14 | 11,49 | 2,09 | 6,00 | 2,78 | 72,50 |
| Q75 | 130,10 | 277,00 | 1,06 | 0,03 | 16,23 | 0,30 | 11,68 | 2,71 | 7,91 | 3,05 | 94,08 |
| Maximum | 219,68 | 448,00 | 1,28 | 0,05 | 19,89 | 0,85 | 12,20 | 2,78 | 8,30 | 3,43 | 103,80 |
| Minimum | 10,54 | 229,00 | 0,88 | 0,00 | 14,40 | 0,06 | 10,52 | 1,98 | 5,10 | 2,23 | 24,60 |

⁶ Specific UV Absorbance (SUVA) — UV-Absorption einer Wasserprobe bei einer definierten Wellenlänge geteilt durch die DOC-Konzentration (i.d.R. SAK-254/DOC). SUVA ist eine mittlere molare UV-Absorptivität für alle Moleküle, aus welchen sich der DOC in dem Wasser zusammensetzt. SUVA charakterisiert den Anteil der DOC-Moleküle mit π -Elektrodensystemen wie bei konjugierten Doppelbindungen und beschreibt also die Natur oder Qualität des DOC in einer gegebenen Probe.

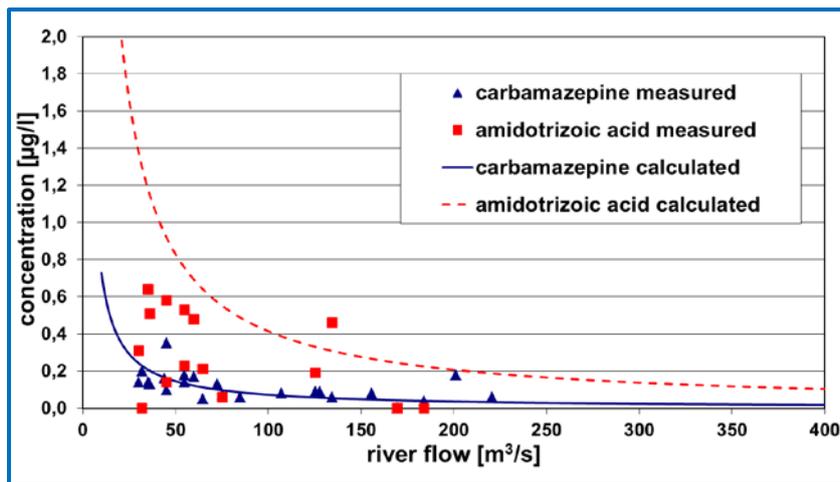


Abbildung 27: Abhängigkeit der Konzentration an Carbamazepin und Amidotrizoic acid vom Ruhrwasserabfluss

Zusammenfassend zeigten vor allem folgende Qualitätsparameter der Tabelle 4 eine signifikante Abhängigkeit von den wetterbeeinflussten Parametern Wasserführung und Wassertemperatur (Rohn et al., 2010).

Tabelle 4: Einfluss von Wasserführung und Temperatur auf die Ruhrwasserqualität

| Qualitätsparameter | Wasserführung | Temperatureinfluss |
|---|------------------------------|---------------------------------|
| Trübung, Nitrat, Aluminium | Spitzen bei hohem Abfluss | |
| DOC, SAK, Kupfer, Nickel | | Steigt bei höheren Temperaturen |
| Leitfähigkeit, Bromid, Sulfat, Natrium, | | |
| Kalium, DTPA, Carbamazepin, Amidotrizoic acid | Steigt bei niedrigem Abfluss | Schwacher Temperatureinfluss |

Ähnliche Zusammenhänge zwischen Klimawandelfolgen und den dargestellten Wasserqualitätsparametern in Oberflächengewässern sind in der Literatur beschrieben (z. B. Delpla et al., 2009).

Nachdem die theoretisch kritischen Klimasituationen für die Wasserversorgung an der Ruhr identifiziert wurden, sollten aus den vorliegenden Daten der Ruhrwasserwerke der RWW vergangene Zeiträume mit eben solchen Extremsituationen identifiziert werden, um die Aufbereitungsleistung der Wasserwerke unter solchen Lastbedingungen zu untersuchen. Für diese festgelegten historischen Zeitbereiche mit Extremsituationen wurde dann eine Detailbetrachtung der Wassergewinnung und -aufbereitung anhand der Wasserwerksdaten und auf Basis der Erfahrungen der RWW-Mitarbeiter durchgeführt.

Abbildung 28 stellt die Ergebnisse der Auswertungen von Abfluss und Wassertemperatur an der Ruhr (Pegel Mülheim) über den historischen Zeitraum 1995 bis 2010 tabellarisch dar. Hierfür wurden die vorhandenen Daten nach den beiden Kategorien „Hochwasserereignis“ (Wasserabfluss > 400 m³/s) und „Niedrigwasserereignis“ (Wasserabfluss < 25 m³/s) sortiert und die Dauer des jeweiligen Ereignisses in Tagen ermittelt. Die Auswertung ergab für den o.g. historischen Zeitraum 6 Hochwasserereignisse gemäß den festgelegten Kriterien und 30 Niedrigwasserereignisse. Aus diesen identifizierten Extremereignissen wurden 2 Niedrigwasserereignisse ausgewählt, die für eine Auswertung des Verhaltens der Ruhrwasserwerke besonders relevant erschienen. Gemeinsam mit RWW wurde sich

für die detaillierte Anwendung der entwickelten Methodik auf die längere Trockenperiode im Sommer 2003 verständigt (Hitzeperiode von 21 Tagen: 29.07.-21.08.2003, s. Abbildung 29).

| Hochwasserereignisse | | | | | Niedrigwasserereignisse | | | | |
|---------------------------------------|--------------------|------------------|-----------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|--------------------|------------------|-----------------------------|--|
| Gesamt-abfluss Mio. m ³ | Beginn Ereignis | Ende Ereignis | Anzahl: 19 | | Gesamt-abfluss Mio. m ³ | Beginn Ereignis | Ende Ereignis | Anzahl: 30 | |
| | | | Dauer Ereignis [Tage] | Mittlere Abfluss m ³ /s | | | | Dauer Ereignis [Tage] | Mittlerer Abfluss m ³ /s |
| 576,5 | 23.1.95 | 2.2.95 | 11 | 607 | 1,9 | 30.06.1995 | 30.06.1995 | 1 | 22,0 |
| 53,7 | 9.3.98 | 9.3.98 | 1 | 622 | 6,3 | 10.07.1995 | 12.07.1995 | 3 | 24,3 |
| 132,3 | 16.9.98 | 18.9.98 | 3 | 510 | 13,3 | 20.07.1995 | 26.07.1995 | 7 | 22,0 |
| 493,9 | 28.10.98 | 5.11.98 | 9 | 635 | 41,0 | 31.07.1995 | 21.08.1995 | 22 | 21,6 |
| 209,6 | 2.3.99 | 5.3.99 | 4 | 607 | 1,7 | 23.08.1995 | 23.08.1995 | 1 | 20,0 |
| 36,5 | 10.3.00 | 10.3.00 | 1 | 423 | 21,6 | 11.06.1996 | 28.06.1996 | 18 | 13,9 |
| 95,9 | 28.1.02 | 29.1.02 | 2 | 555 | 4,5 | 19.08.1996 | 21.08.1996 | 3 | 17,3 |
| 36,3 | 21.2.02 | 21.2.02 | 1 | 420 | 28,7 | 11.08.1997 | 26.08.1997 | 16 | 20,8 |
| 206,9 | 26.2.02 | 1.3.02 | 4 | 599 | 15,8 | 13.08.1998 | 20.08.1998 | 8 | 22,8 |
| 209,8 | 2.1.03 | 6.1.03 | 5 | 486 | 1,9 | 12.07.1999 | 12.07.1999 | 1 | 22,0 |
| 40,3 | 19.11.04 | 19.11.04 | 1 | 467 | 2,0 | 19.07.1999 | 19.07.1999 | 1 | 23,0 |
| 46,6 | 21.1.05 | 21.1.05 | 1 | 539 | 18,0 | 02.08.1999 | 10.08.1999 | 9 | 23,1 |
| 87,3 | 14.2.05 | 15.2.05 | 2 | 505 | 1,9 | 21.06.2000 | 21.06.2000 | 1 | 22,0 |
| 45,5 | 19.1.07 | 19.1.07 | 1 | 527 | 4,2 | 05.07.2001 | 06.07.2001 | 2 | 24,5 |
| 36,5 | 2.3.07 | 2.3.07 | 1 | 423 | 9,5 | 30.07.2001 | 03.08.2001 | 5 | 22,0 |
| 39,3 | 10.8.07 | 10.8.07 | 1 | 455 | 13,7 | 24.08.2001 | 31.08.2001 | 8 | 19,8 |
| 160,1 | 22.8.07 | 24.8.07 | 3 | 618 | 4,1 | 05.06.2003 | 06.06.2003 | 2 | 23,5 |
| 83,6 | 12.11.07 | 13.11.07 | 2 | 484 | 3,8 | 16.06.2003 | 17.06.2003 | 2 | 22,0 |
| 38,9 | 26.2.10 | 26.2.10 | 1 | 450 | 1,6 | 16.07.2003 | 16.07.2003 | 1 | 19,0 |
| | | | | | 2,1 | 24.07.2003 | 24.07.2003 | 1 | 24,0 |
| | | | | | 36,2 | 29.07.2003 | 18.08.2003 | 21 | 19,9 |
| | | | | | 17,1 | 02.08.2004 | 10.08.2004 | 9 | 22,0 |
| | | | | | 2,0 | 20.06.2005 | 20.06.2005 | 1 | 23,0 |
| | | | | | 12,7 | 23.06.2005 | 28.06.2005 | 6 | 24,5 |
| | | | | | 9,8 | 15.07.2005 | 19.07.2005 | 5 | 22,7 |
| | | | | | 3,9 | 13.07.2006 | 14.07.2006 | 2 | 22,5 |
| | | | | | 15,4 | 18.07.2006 | 25.07.2006 | 8 | 22,3 |
| | | | | | 2,0 | 01.07.2009 | 01.07.2009 | 1 | 23,0 |
| | | | | | 1,7 | 11.08.2009 | 11.08.2009 | 1 | 20,0 |
| | | | | | 1,8 | 20.08.2009 | 20.08.2009 | 1 | 21,0 |

↑
Schnell aufeinander folgende Fluten

→
Lang anhaltende Trockenperioden

Abbildung 28: Auswahl von potenziell kritischen Ereignissen für den Betrieb der Ruhrwasserwerke der RWW im Zeitraum 1995 bis 2010 an der Ruhr

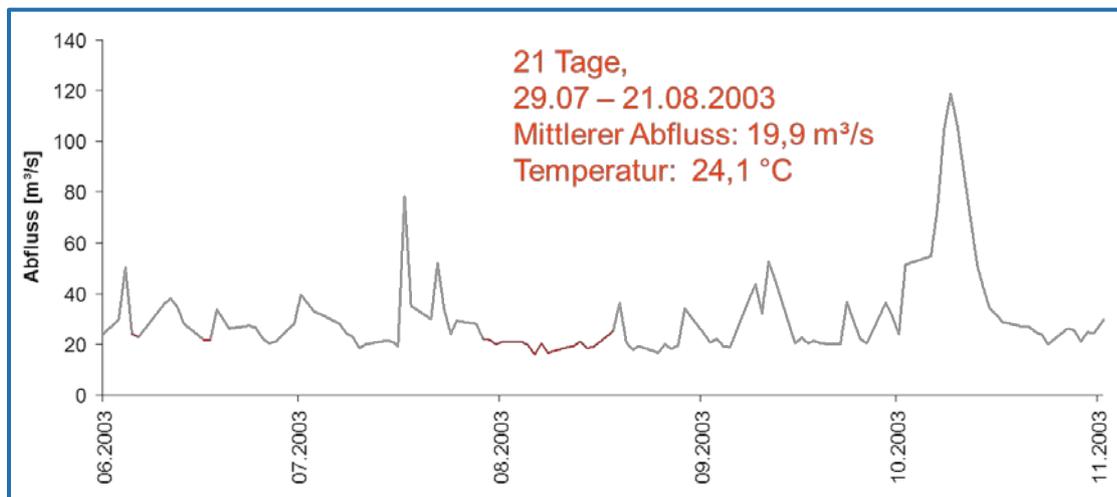


Abbildung 29: Detailbetrachtung 1: „Hitzeperiode Sommer 2003“ in Bezug auf den Abfluss der Ruhr (Pegel Mülheim)

Für den ausgewählten historischen Zeitraum wurden die vorliegenden Daten der Ruhrwasserwerke der RWW (Kettwig, Styrum-West und Styrum-Ost) in Bezug auf die relevanten Wasserparameter für die einzelnen Aufbereitungsstufen analysiert (s. beispielhaft für „Leitfähigkeit“ Abbildung 30 und „Coliforme Bakterien“ Abbildung 31).

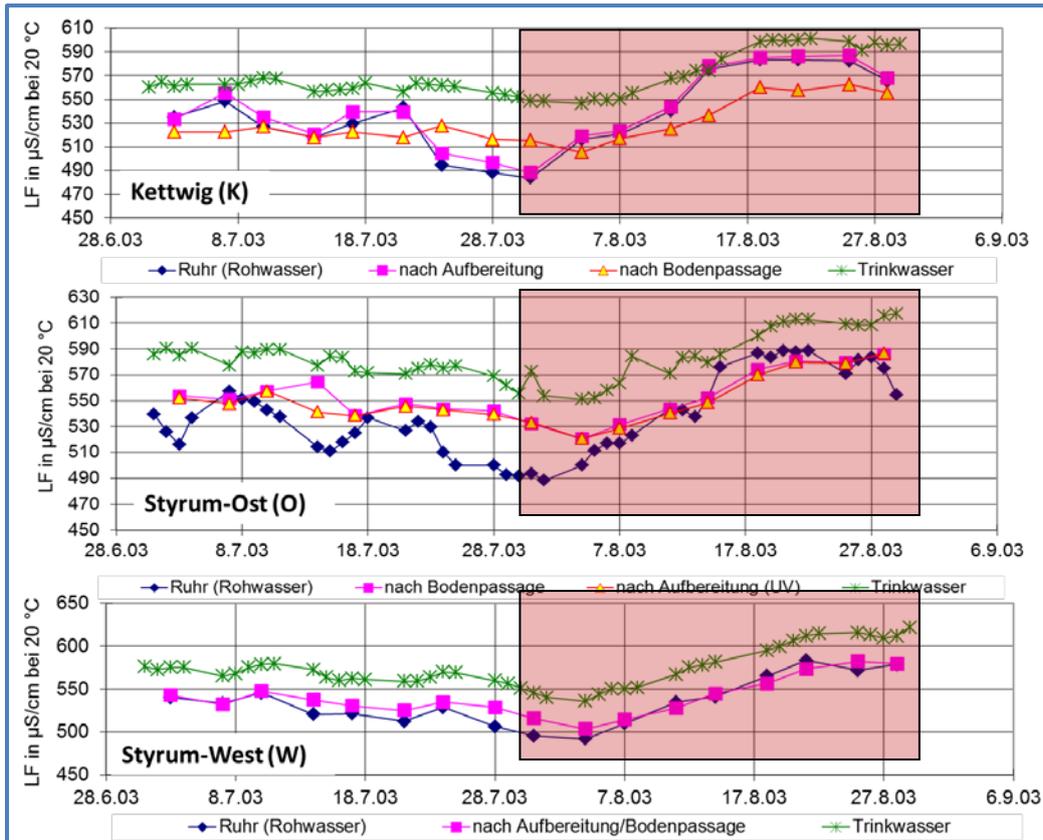


Abbildung 30: Ganglinien der Leitfähigkeit in den Ruhrwasserwerken der RWW im Juli/August 2003

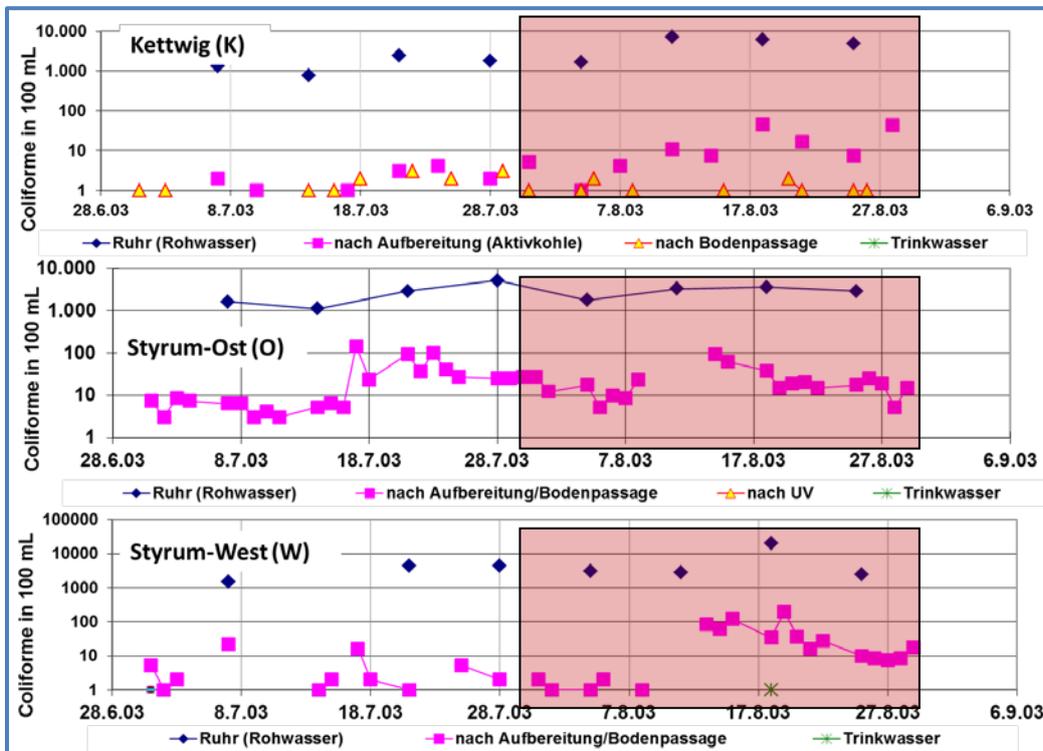


Abbildung 31: Ganglinien des Parameters Coliforme Bakterien in den Ruhrwasserwerken der RWW im Juli/August 2003

Mit der gleichen Methodik wurden weitere für die Trinkwasserqualität relevante Wasserparameter wie z. B. Temperatur, Trübung und TOC/DOC, KBE bei 20 °C und Sauerstoff ausgewertet. Zusammenfassend lassen sich für die Hitzeperiode „Sommer 2003“ folgende Aussagen treffen:

- Analog der steigenden Rohwassertemperatur stiegen die Wassertemperatur im Rahmen der Aufbereitung sowie die des abgegebenen Trinkwassers in allen Wasserwerken. Im Abstrom der Bodenpassage bzw. im Trinkwasser sind Temperaturen $> 25\text{ °C}$ möglich.
- Ein leichter Anstieg der Leitfähigkeit war erkennbar.
- Tendenziell war ein Anstieg der Coliformen Bakterien und Koloniezahlen (KBE) bei der Bodenpassage in den WW Styrum-West und Kettwig (abschließender Aufbereitungsschritt vor Desinfektion) als auch im WW Styrum-Ost (erste Aufbereitungsstufe vor Eintritt des Wassers in das Wasserwerk) erkennbar.
- Die Parameter Trübung, TOC/DOC und Sauerstoff zeigten keine Veränderung.
- Das abgegebene Trinkwasser erfüllt die Anforderungen gemäß Trinkwasserverordnung.

Ähnliche Ergebnisse ergab auch die Detailbetrachtung des Verhaltens der Wasserwerke in einer zweiten historischen Trockenperiode im Sommer 2006 (9 Tage, 18.07 – 25.07.2006, Mittlerer Abfluss: $22,3\text{ m}^3/\text{s}$, Temperatur: $24,9\text{ °C}$).

Analog wurde für ein ausgewähltes historisches Hochwasserereignis im Jahr 2002 das Verhalten der Ruhrwasserwerke untersucht. Hierbei handelte es sich um einen Zeitraum mit zwei kurz aufeinander folgenden Starkregenereignissen und in deren Folge Hochwasserstände der Ruhr. Der mittlere Abfluss dieser beiden Ereignisse lag bei nahezu $600\text{ m}^3/\text{h}$ bei einer Wassertemperatur von $6,7\text{ °C}$ (s Abbildung 32).

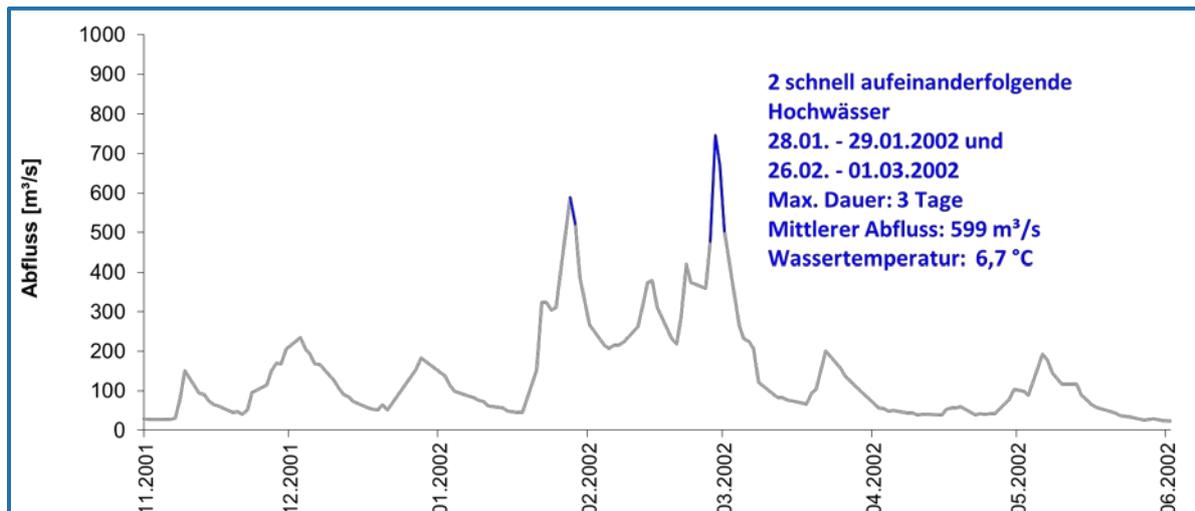


Abbildung 32: Detailbetrachtung 2 „Hochwasserereignisse 2002“

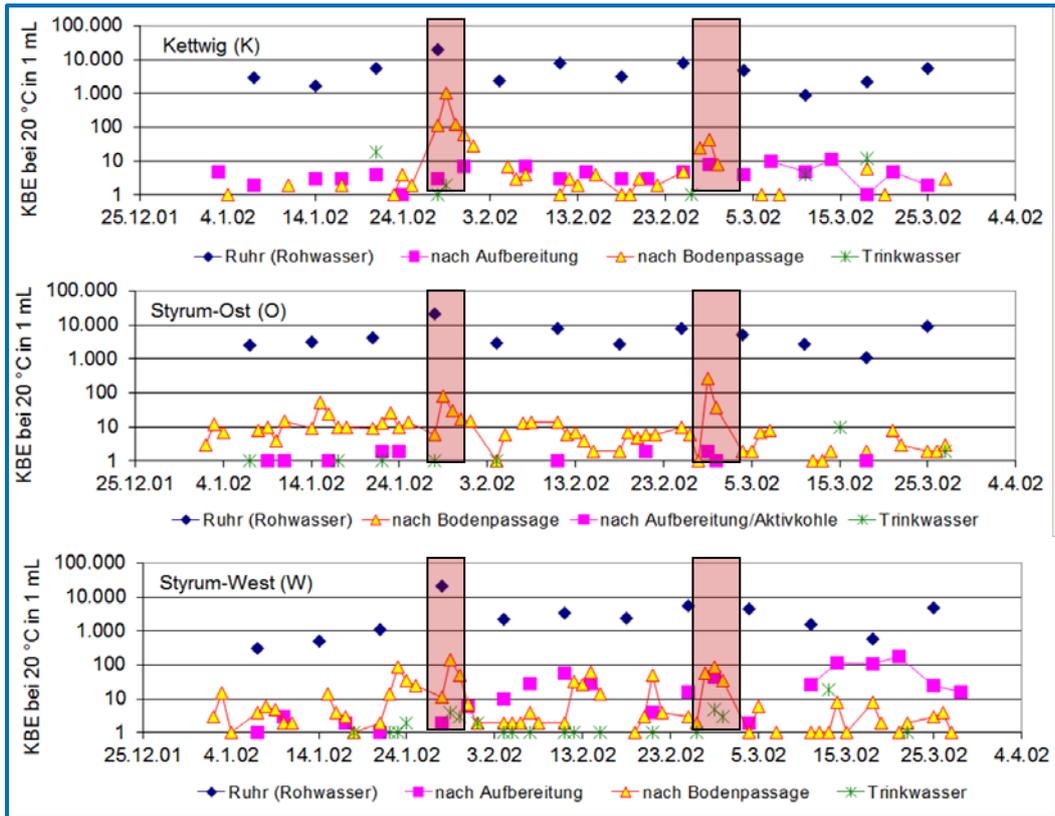


Abbildung 33: Ganglinien des Parameters Koloniezahl bei 20 °C in den Ruhrwasserwerken der RWW Januar-März 2003

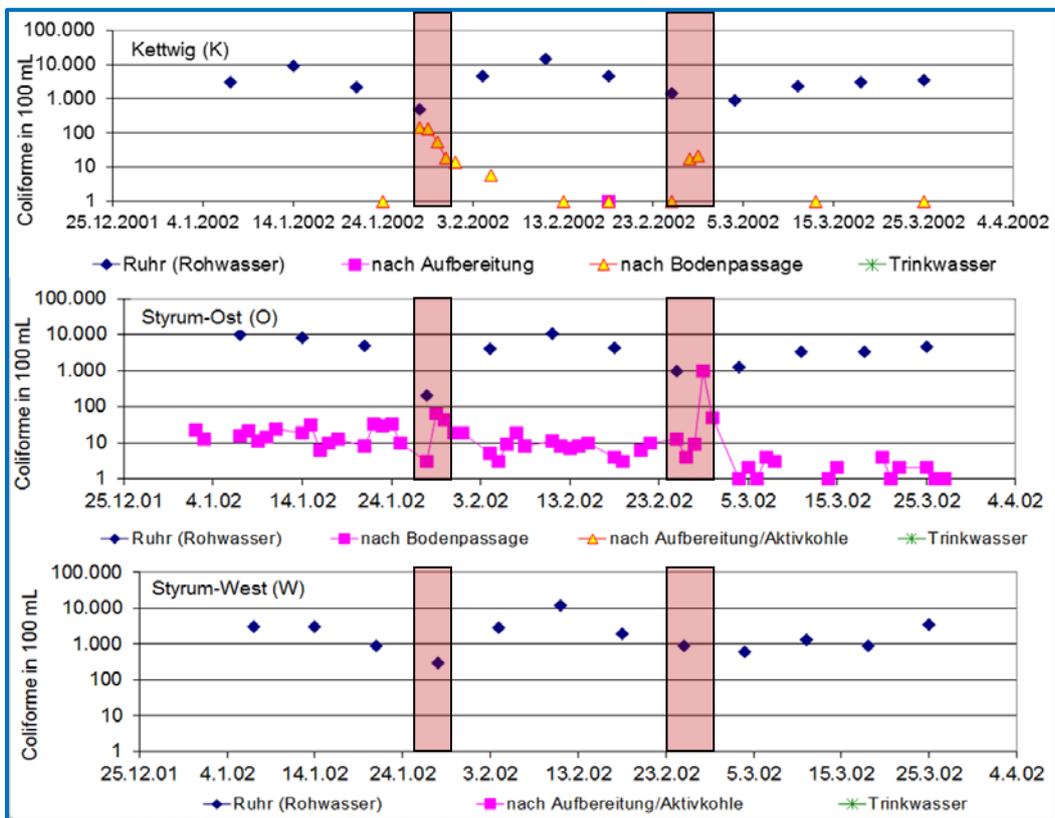


Abbildung 34: Ganglinien des Parameters Coliforme in den Ruhrwasserwerken der RWW Januar-März 2003

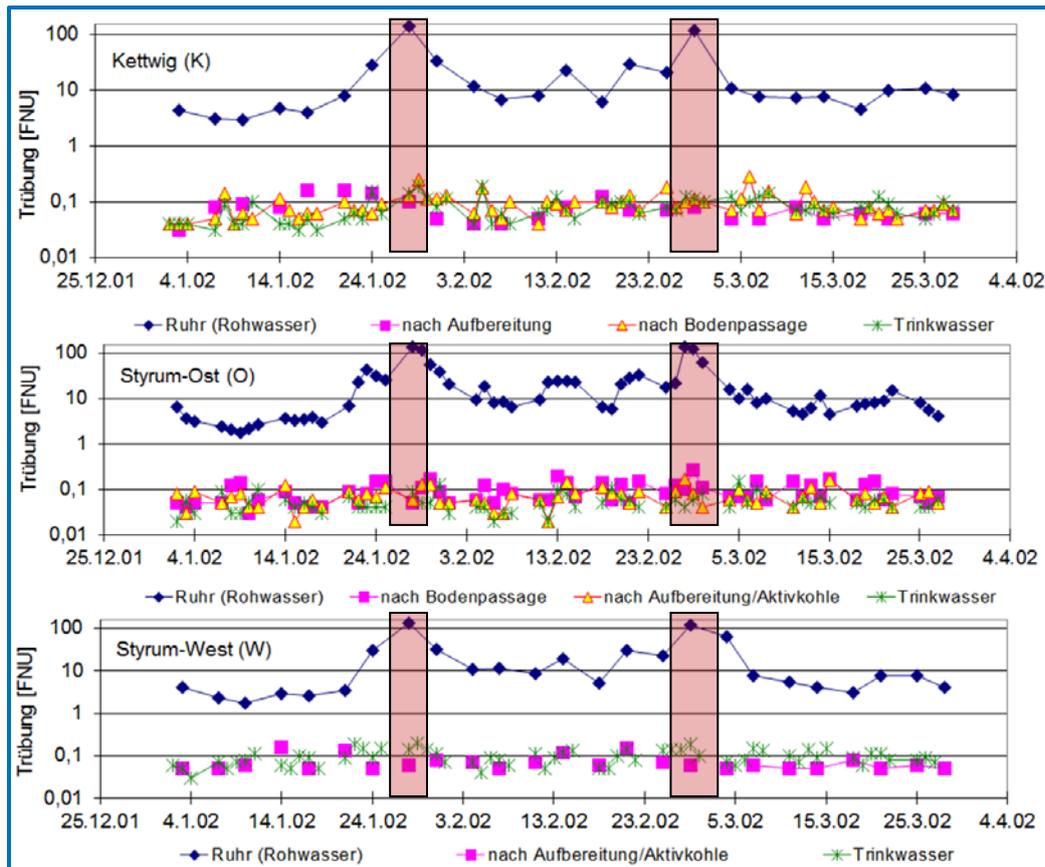


Abbildung 35: Ganglinien des Parameters Trübung in den Ruhrwasserwerken der RWW Januar-März 2003

Zusammenfassend zeigte sich für die RWW-Wasserwerke an der Ruhr, dass lange Trockenperioden in heißen Sommern mit geringen Ruhrabflüssen sowie Starkregenereignisse mit Hochwasserständen der Ruhr in der Historie zu Änderungen der Konzentration von für die Aufbereitungsprozesse relevanten Wasserinhaltsstoffen geführt haben. Die Wasserwerke konnten die untersuchten Extremsituationen bezüglich der betrachteten Wasserqualitätsparameter jederzeit dadurch sicher beherrschen, dass sie zwar gegenüber der mikrobiologischen Belastung der filtrativen Stufen keinen Rückhalt bis unter die methodischen Nachweisgrenzen erzeugen, jedoch mit der nachgeschalteten Desinfektionsstufen und ihren Randbedingungen für eine sichere Inaktivierung einwandfreies Trinkwasser erzeugen konnten.

Als Ergebnis kann für den Bereich der Unteren Ruhr allgemein abgeleitet werden, dass eine trinkwasserrelevante Veränderung der Rohwasserqualität für Niedrigwassersituationen (sowohl im Winter als auch im Sommer) durch den Anstieg von Spurenstoffen gegeben ist und Hochwasserereignisse (Abfluss $> 400 \text{ m}^3/\text{s}$) immer mit einem Trübungsanstieg und einem Anstieg der mikrobiologischen Belastung im Ruhrwasser verbunden sind.

Für die Aufbereitung konnte auch in Zeiten von länger andauernden Trockenperioden ein tendenzieller Anstieg der Konzentration an Coliformen Bakterien und Koloniezahlen in den WW Styrum-West und -Ost während der Bodenpassage beobachtet werden (s. Abbildung 31). Weiterhin zeigte sich bei schnell aufeinanderfolgenden Fluten nach längeren Trockenperioden ein tendenzieller Anstieg der Konzentration an Coliformen Bakterien und Koloniezahlen vor allem im WW Kettwig während der Bodenpassage (s. Abbildung 33 und Abbildung 34). Dies weist auf ein erhöhtes Risiko von hydraulischen Kurzschlüssen in der Bodenpassage des Wasserwerkes Essen-Kettwig hin. Durch diese könnte unaufbereitetes Wasser (Uferfiltrat oder landseitiges Grundwasser), welches partikelhaltig und mikrobiologisch belastet sein kann, in den Trinkwasser-Sammelbrunnen gelangen. Zur Minimierung dieses Risikos wurde von RWW im Laufe der Projektzeit von *dynaklim* eine

vollständige Kapselung der Trinkwassergewinnung mit einer unterirdischen Dichtwand vorgenommen (s. Abbildung 36; Details z. B. Donner et al., 2012a).

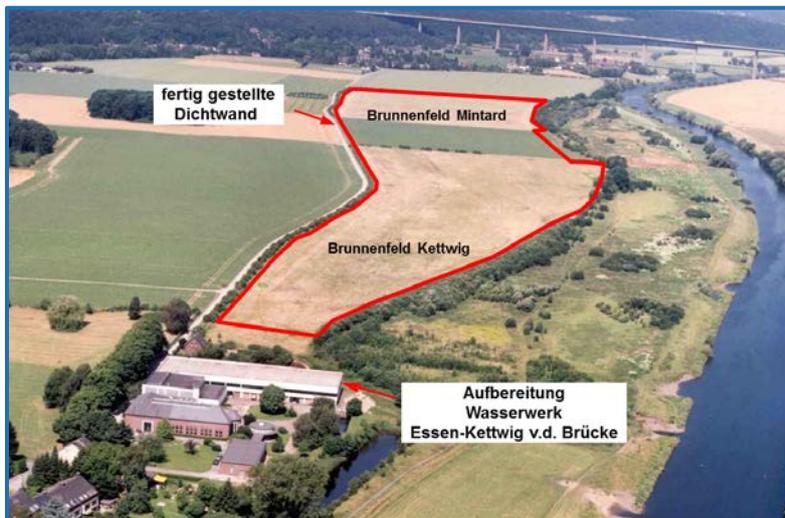


Abbildung 36: Luftbild Wasserwerk Essen-Kettwig inkl. Brunnenfeldern und in 2013 fertig gestellter, unterirdischer Dichtwand zur Verhinderung der Infiltration von unaufbereitetem Ruhrwasser in das Wassergewinnungsgelände (Quelle: RWW)

4.4 Schwachstellen ausgewählter Aufbereitungsverfahren und Lösungsansätze

Wie im vorangegangenen Kapitel beschrieben, kann der Klimawandel diverse Auswirkungen auf die zur Trinkwassergewinnung genutzten Rohwasserressourcen haben. Diese können je nach regionalen Klimaprognosen und verwendeten Rohwasserressourcen unterschiedlich sein. Die potenziell zu ergreifenden Maßnahmen bei beeinträchtigter Rohwasserqualität sind vielfältig. Technische Maßnahmen sind dabei in Abhängigkeit von der gewählten Aufbereitungstechnik zu ergreifen (Donner et al., 2012b).

Generell lässt sich sagen, dass die von den Klimawandelfolgen am unmittelbarsten und stärksten betroffenen Rohwässer die Oberflächengewässer (Flüsse und Talsperren/Seen) sowie dadurch unmittelbar beeinflusste Rohwässer (Karst- und Kluftwässer) sind. Diese reagieren sowohl quantitativ als auch qualitativ schnell auf äußere Ereignisse (wie z. B. Starkregen oder Trockenperioden). Das Ziel eines jederzeit verfügbaren, einwandfreien Trinkwassers gemäß den gesetzlichen Vorgaben auch in sommerlichen Hitzeperioden oder nach Starkregenereignissen bleibt unabhängig von diesen Extremereignissen bestehen. Die Unternehmen der Wasserversorgung sind gezwungen, mit der bestehenden Technologie der Wasserversorgung dieses Ziel auch bei raschen Veränderungen der Rohwasserseite aufrecht zu erhalten. Diese Forderung kann die Wasserversorger vor Probleme stellen, da die herkömmlichen Verfahren der Trinkwasseraufbereitung in der Regel nur für in bestimmten Grenzen variierende Rohwasserqualitäten (zeitliche Änderungsgeschwindigkeit, Minimal- und Maximalwerte; Koinzidenzen in Ganglinien verschiedener Parameter) ausgelegt wurden und teilweise auf starke Veränderungen der Rohwasserkonzentrationen /-frachten mit Einschränkungen sowohl der betrieblichen Effizienz (Energieverbrauch, Bedarf an Flockungsmitteln, Wirkungsgradverlust Pumpen,...) als auch der Ablaufqualität – ggf. unter Einschränkung der Durchsatzmenge - reagieren. Lastschwankungen einzelner Aufbereitungsstraßen werden (wie auch das An- und Abfahren einzelner Aufbereitungsstraßen) im normalen Wasserwerksbetrieb bei vielen Versorgern möglichst vermieden oder nur langsam vollzogen, da bei schnellen Änderungen insbesondere Verfahrensstufen zur Flockung, Sedimentation oder auch Tiefenfiltration mit Leistungseinbußen bei der Ablaufqualität reagieren.

Der Klimawandel könnte solche veränderten Belastungen – auch im Kontext des sprunghaftigen Wasserbedarfs eines Trinkwasserverbundnetz nach Ausfall eines Wasserwerks – mit sich bringen, für

die Gegenstrategien entwickelt werden müssen. Hierzu ist eine Bewertung der Leistungs- und Anpassungsfähigkeit einzelner Versorgungsanlagen und -prozesse unter den sich ändernden Rahmenbedingungen erforderlich. Idealerweise sollten einzelne, gegenüber Durchsatzschwankungen sensible Prozesse und Anlagen im Vorfeld speziellen Funktionsprüfungen und (Spitzen-)Lasttests mit ansteigender der unterzogen werden. Manche Fragestellungen in Bezug auf verschiedene Lastzustände können im Labormaßstab nachgestellt werden (z. B. Ozonzehrung bei verschiedenen Rohwasserqualitäten und Empfehlung für eine angepasste Ozondosierung, Festlegung optimaler Filtrationsbedingungen und Spülprogramme).

Steht die Erweiterung oder der Ersatz der bestehenden Aufbereitungstechnologie (z. B. Ergänzung von Oxidationsstufen um einen AOP-Prozess, Ersatz einer Flockungs- und Sedimentationsstufe durch eine Membrananlage) an, sollten Pilotuntersuchungen zur Auswahl der wirtschaftlich besten Alternative durchgeführt werden. Die gewonnenen Erkenntnisse in Bezug auf minimale und maximale Durchsatzmengen und die jeweils erreichbaren Trinkwasserqualitäten können in eine vorbeugende Planung für die Reaktion auf klimatisch bedingte Extremsituationen eingehen und z. B. ein Wasserversorgungskonzept zur zukünftigen Sicherung der Wasserversorgung auch bei zu erwartenden Veränderungen sinnvoll ergänzen.

Tabelle 5 stellt mögliche klimawandelbedingte Qualitätsveränderungen in Flusswasser und Uferfiltrat sowie die jeweils betroffenen Aufbereitungsverfahren zusammen.

Tabelle 5: Verfahren zur Reaktion der Trinkwasseraufbereitung auf Qualitätsveränderungen in Flusswasser und Uferfiltrat (ergänzt nach: Müller, 2012)

| Qualitätsveränderung Rohwasser | Betroffene Aufbereitungsverfahren |
|---|--|
| Trübungsanstieg Oberflächenwasser | Flockung, Sedimentation, Tiefenfiltration, Ultrafiltration |
| DOC-Anstieg Oberflächenwasser/Uferfiltrat | Filtration, Flockung, Ozonung, Aktivkohleadsorption, DOC-selektiver Ionenaustausch |
| Anstieg von mikrobiologischen Belastungen im Oberflächenwasser/Uferfiltrat | Flockung, Sedimentation, Tiefenfiltration, Ultrafiltration, Ozonung, UV- und chemische Desinfektion |
| Anstieg der Konzentration an organischen Spurenstoffen Oberflächenwasser/Uferfiltrat | Ozonung, Aktivkohleadsorption, Gasaustausch/Belüftung (bei leicht flüchtigen Inhaltsstoffen) |
| Anstieg von Eisen-/Mangankonzentrationen im Uferfiltrat | Ozonung, Belüftung, Eisen-/Manganfiltration, Kaliumpermanganatdosierung, Tiefenfiltration, Ultrafiltration |
| Sinkender Sauerstoffgehalt im Uferfiltrat | Gasaustausch/Belüftung, Sauerstoffdosierung |

Im Folgenden wird auf die durch den Klimawandel besonders betroffenen Verfahren der Trinkwasseraufbereitung eingegangen, deren Betroffenheit durch mögliche Klimawandelfolgen diskutiert und mögliche Lösungsvorschläge unterbreitet. In dem darauffolgenden Kap. 4.5 werden die dargestellten möglichen Auswirkungen auf die Prozesse der Trinkwassergewinnung und -aufbereitung am Beispiel der Aufbereitung von Oberflächenwasser aus der Ruhr beschrieben und konkrete, mögliche Gegenmaßnahmen für die untersuchten Wasserwerke formuliert.

4.4.1 Uferfiltration

Uferfiltration und Infiltration im Rahmen der künstlichen Grundwasseranreicherung gehören zu den ältesten Wasseraufbereitungstechniken und stellen oftmals die erste Stufe im Rahmen des Multi-Barrieren-Konzeptes der Trinkwasseraufbereitung dar. Detaillierte Informationen zu den Verfahren sind in der einschlägigen Fachliteratur zu finden, z. B. Schulte-Ebbert, 2004; Ray et al., 2002. Es gibt

wenige Studien darüber, wie Uferfiltrationssysteme von klimatischen Extremereignissen wie längeren Trockenzeiten beeinflusst werden.

Hitze- und Trockenperioden gehen, wie in Kap. 3.2 beschrieben häufig mit Niedrigwasserständen in Oberflächengewässern einher. Zu diesen Zeiten sind aufgrund der fehlenden Verdünnung in vielen anthropogen beeinflussten Oberflächengewässern ansteigende Konzentrationen von Stoffen aus punktuellen Einträgen (Industrie, Kläranlagen) festzustellen. Weiterhin könnten zukünftig häufiger und in höheren Mengen Pflanzenschutzmittel Einsatz finden, um die Vermehrung von Schädlingen und die Konkurrenz durch andere Pflanzen, verursacht durch zunehmend höhere Temperaturen, zu verhindern. Es kann vermutet werden, dass in länger andauernden Trockenzeiten zunehmend anoxische oder anaerobe Zonen bei der Bodenpassage entstehen, die dazu führen können, dass (überwiegend) aerob abbaubare Stoffe wie Algentoxine, DOC oder Ammonium in erhöhten Konzentrationen die Bodenpassage verlassen und in die weitere Aufbereitung gelangen (Sprenger et al., 2011). In Verbindung mit einer möglichen Zunahme von Algentoxinen in Zeiten sommerlicher Algenblüte bedingt durch erhöhte Temperaturen und geringere Fließgeschwindigkeiten kann eine verringerte Abbauleistung der Toxine in der Bodenpassage durch veränderte Redox-Verhältnisse im Untergrund zu einem Risiko für die Wasserqualität werden.

Bei Hochwasserereignissen in Folge von Starkregen verstärkt sich der Einfluss diffuser Verunreinigung auf die Oberflächenwasserqualität. Durch Abschwemmungen von industriellen, besiedelten oder landwirtschaftlichen Flächen können höhere Konzentrationen an Mikroschadstoffen und Düngemitteln (z. B. Nitrat und Pestizide) sowie Belastungen aus Abwasserabschlägen (Organische Spurenstoffe, Ammonium, Arzneimittel) in den Rohwässern erwartet werden. Partikel und assoziierte Pathogene ebenso wie Schwermetalle können mobilisiert werden. Im Flussbett selbst finden diese Vorgänge primär mit anschwellendem Abfluss statt, während bei stagnierendem oder abschwelldem Abfluss die Verdünnungseffekte überwiegen. Aufgrund der im Flutszenario erhöhten Abflüsse im Oberflächengewässer werden die durch die erhöhten Frachten erwarteten höheren Konzentrationen durch Verdünnungseffekte also ggf. auch verringert, so dass trotz ggf. erhöhter punktueller Einträge nicht zwingend mit erhöhten Konzentrationen an den genannten Wasserinhaltsstoffen zu rechnen ist. Es ist weiterhin nicht davon auszugehen, dass sich die Redox-Verhältnisse bei der Bodenpassage beim Flutszenario ändern. Aber erhöhte Fließgeschwindigkeiten in Verbindung mit verkürzten Fließwegen können zu reduzierten Fließzeiten und damit zu veränderten Abbauprozessen im Untergrund führen. Besonders viele organische Spurenstoffe benötigen aufgrund ihrer Persistenz lange Aufenthaltszeiten, was sich in verringerten Abbauraten für diese Stoffe bei hohen Durchströmungen der Bodenpassage bei Hochwasser zeigen kann. (Sprenger et al., 2011)

Im Gegensatz zur direkten Aufbereitung eines Oberflächenwassers aus der fließenden Welle reduziert der Einsatz einer vorgelagerten Bodenpassage die Vulnerabilität gegenüber Veränderungen der Rohwasserquantität und -qualität auch durch die Speicherwirkung. In Zeiten geringer Pegelstände im Oberflächengewässer kann nach Möglichkeit auf Entnahmebrunnen mit höherem Grundwasseranteil zurückgegriffen werden. In Bezug auf die Qualität ist der Einfluss von punktuellen Verunreinigungen in Trockenperioden relevanter als bei Hochwasserereignissen. Typische diffuse Verunreinigungen wie Nitrat und Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel (PBSM) und deren Metabolite werden aufgrund geringer oder fehlender Oberflächenabflüsse bei Trockenheit in geringeren Mengen eingetragen. Hierbei existieren aber auch saisonale und ausbringungstechnische Abhängigkeiten. Unabhängig von der Stoffherkunft sind die meisten Wasserinhaltsstoffe bei geringen Abflüssen aufgrund verringerter Verdünnung im Vorfluter i. d. R. in höherer Konzentration enthalten.

Generell ist die Uferfiltration ein wichtiger Schritt bei der Wasseraufbereitung vieler Oberflächenwässer, die vulnerabel gegenüber klimatischen Veränderungen und menschlichen Einflüssen sind. Besteht die Möglichkeit, den Durchfluss durch die Bodenpassage zu steuern, sollte dieser möglichst gleichmäßig und die Aufenthaltszeit ausreichend bemessen sein, um die

gewünschte Abbauleistung für die relevanten Parameter jederzeit sicherzustellen. Besonders in klimatischen Extremsituationen sollte dem Monitoring der relevanten Spurenstoffe vor und nach der Bodenpassage sowie der Vorhersage von deren Konzentration und Verhalten in der Aufbereitung im Rahmen eines qualitativen Risikomanagements eine steigende Bedeutung zukommen.

4.4.2 Flockung/Sedimentation

Hauptanwendungszweck der Verfahren Flockung und Sedimentation in der Wasseraufbereitung ist neben der DOC-Entfernung die Trübstoffelimination (Reduzierung der Feststofffracht). Bei der Flockung werden Partikel durch Entstabilisierung und Aggregation in eine abtrennbare Form überführt. Mit Hilfe der Flockung können auch an Schwebstoffen haftende Wasserverunreinigungen wie z. B. organische Stoffe, Metalle, Bakterien, Viren und Protozoen in den nachgeschalteten Abtrennstufen aus dem Wasser entfernt werden. Ein Teil der organischen Stoffe (bspw. ein Teil der undissoziierten Huminstoffe) wird durch Mitfällungseffekte in Flocken eingebunden.

In Rohwässern mit geringen Feststoffgehalten wie See- oder Talsperrenwasser reicht eine Filtration mit vorheriger Flockung in der Regel aus, um die enthaltenen Feststoffe in ausreichendem Maß, mit hoher Wasserausbeute (geringe Spülwasserverluste) und mit hoher Wirtschaftlichkeit zurückzuhalten. Bei höheren Feststoffgehalten und entsprechend höheren spezifischen Flockungsmitteldosismengen kann eine vorgeschaltete Sedimentation als grobe Vorabscheidung sinnvoll sein. Das Verfahren der Flotation ist in der mitteleuropäischen Trinkwasseraufbereitung nicht sehr weit verbreitet, kann jedoch als Vorabscheider bei der Entfernung von spezifisch leichten Trübstoffen, geflockten organischen Wasserinhaltsstoffen, Flocken (Algen, Huminstoffe) und insbesondere im Kontext sehr tiefer Wassertemperaturen mit entsprechend geringen Sedimentationsgeschwindigkeiten sinnvoll sein. (Jekel, 2004)

Von wesentlichem Einfluss auf den Erfolg der Flockung bei nachgeschalteter Filtration sind:

- Art und Dosis des Flockungsmittels
- Im Kontext des Flockungs-pH-Werts und der Pufferung (Säurekapazität bis pH 4,3)
- Art und Dosis des Flockungshilfsmittels
- Zugabestellen des Flockungs- und des Flockungshilfsmittels
- Stabilisierung der Flockungsprozesse durch Schlammrückführung oder Pulveraktivkohledosierung
- Energieeintrag und Verweilzeit bei Einmischung und Flockenausbildung (Mikro-/Makroflockung)
- Strömungsführung in Behältern und Rohrleitungen (Verweilzeitverteilung/Kurzschlussströmungen, Spitzen des Schergradienten etc.)

Die optimalen Flockungsbedingungen sind spezifisch für jeden Einzelfall zu ermitteln.

Aufgrund der mit steigender Temperatur abnehmenden Viskosität des Wassers kommt es zu einem Anstieg der Sedimentationsgeschwindigkeit der bei der Flockung aggregierten Teilchen. Bei sehr kaltem Wasser läuft hingegen die Sedimentation nach Grombach et al. (2000) um etwa 20 % langsamer ab (im Vergleich zu Wasser der Temperatur von 10-12 °C). Zudem läuft bei einigen Flockungsmitteln der Fällungsprozess retardiert ab. In Deutschland ist davon auszugehen, dass Verbrauchsspitzen vor allem in sommerlichen Hitzeperioden auftreten werden. Ein Anstieg der Sinkgeschwindigkeit bei der Sedimentation ermöglicht eine Erhöhung des Wasserdurchsatzes durch diese Verfahrensstufe, was je nach Auslegung der nachfolgenden Verfahrenskette vorteilhaft sein kann. Bei einigen Algenarten treten allerdings störende Flotationseffekte bei der Sedimentation infolge des produzierten Sauerstoffs und dessen Übersättigung im Wasser auf. Hierbei sind auch kurzzeitige Luftdruckschwankungen insbesondere als Folge von Gewitterereignissen relevant. Überschreitet der Quotient aus Durchsatz (Q) und der Beckenoberfläche (F) allerdings die Absetzgeschwindigkeit der Teilchen (v), werden diese nicht vollständig abgetrennt (s. Formel 1). Es kann zu erhöhten Ablauftrübungen kommen.

Im Idealfall entspricht die Oberflächenbeschickung (Q/F) der Sinkgeschwindigkeit (v) der Teilchen, die gerade noch zurückgehalten werden sollen (DVGW W 217 1987).

$$v > \frac{Q}{F} = v_t$$

Formel 1: Zusammenhang zwischen Absetzgeschwindigkeit und Oberflächenbeschickung (DVGW W 217, 1987)

Dadurch bedingt sind Verfahren der Sedimentation nur begrenzt in der Lage Durchsatzerhöhungen zu tolerieren, wenn nicht ergänzende Beckenvolumina zur Verfügung stehen. Durch den Einsatz von Einbauten wie Parallelplatten, bzw. Lamellen- oder Röhrensystemen lässt sich die Sedimentationseffektivität wesentlich erhöhen. Durch den Einsatz von Parallelplatten kann der Sedimentationsweg der Aggregate z. B. deutlich verkürzt bzw. die Klärfläche F' für die Oberflächenbeschickung (Q/F') maßgeblich erhöht werden. Bei einem Abstand der Platten von beispielsweise 5-10 cm verkürzt sich der Weg von mehreren Metern auf ca. 10-15 cm (Jekel, 2004). Aufgrund der verbesserten Sedimentation kann sich ein dichteres Flockenbett ausbilden und die hydraulische Belastung kann erhöht werden. Dies kann besonders vor dem Hintergrund erwarteter Spitzenwasserbedarfswerte in zunehmenden sommerlichen Hitzeperioden von Relevanz sein, wenn die Durchsatzleistung der Wasseraufbereitung erhöht werden soll.

Weiterhin ist die Wirkung der eingesetzten Flockungsmittel von der Wassertemperatur abhängig (Grombach et al., 2000). Beispielsweise Aluminium Chlorid ist bei kälteren Temperaturen weniger effektiv bei der Flockenbildung (US EPA, 2008), während die Flockengröße bei höheren Temperaturen zunimmt. Bei niedrigeren Temperaturen ist zudem mit langsameren Reaktionen und damit einer verlangsamten Aggregation zu rechnen. Es muss auch mehr Rührenergie aufgewendet werden. Die Auslegung von Flockungsanlagen sollte aus diesem Grund für sowohl für Minimal- als auch für Maximaltemperatur erfolgen. Im Betrieb sollte die Dosierung der Flockungsmittel an die Rohwassertemperatur, den pH-Wert und die Pufferung des Wassers angepasst werden. pH-Wert und Pufferung können durch Zusatz von Aufbereitungsstoffen dem Bedarf angepasst werden.

Ändern sich Art und Konzentration der dispersen Stoffe sehr rasch, wie dies in Folge von Starkniederschlagsereignissen in Oberflächengewässern sowie in Karst- und Kluftwässern auftreten können, kann es weiterhin zu Aufbereitungsproblemen bei der Feststoffentfernung mittels Flockung und Sedimentation bzw. Filtration kommen (Jekel, 2004). Die Anpassungsschritte erfolgen nahezu ausschließlich ohne eine Automatisierung auf der Basis empirischer Erkenntnisse von erfahrenen Mitarbeitern und einer intensiven Kommunikation von Labor und Betrieb: Kommt es zu erhöhten Trübstoffausträgen durch schwankende Zulaufkonzentrationen kann durch Anpassung der Flockungsmitteldosierung und der Mengen an Rückführschlamm an die Zulaufwerte reagiert werden (besonders relevant, wenn Ladungsneutralisation dominierend ist). Ändert sich der pH-Wert des Wassers stark ist ggf. eine pH-Wert-Einstellung durch z. B. Säure-, Lauge-, Soda- und Kalkmilchzugabe erforderlich. Verschiedene Algenarten sind nach Jekel (2004) besonders problematisch für den Flockungsprozess, besonders wenn die Zellen schlecht in Flocken einzubinden sind und Stoffwechselprodukte der Algen die Aggregation durch die hydrolisierenden Metallionen behindern. Mögliche Maßnahmen zur Reduzierung/Aufhebung dieser Effekte können der Einsatz kationischer Flockungshilfsmittel⁷, eine Vorozonung oder die Verwendung von vorhydrolysierten Aluminiumsalzen (Polyaluminiumchloride) sein. Zudem sind einige Algenarten bruchempfindlich und lysieren bei Beschädigung. Andere können sich nach Einbindung in Flocken mit Hilfe ihrer Flagellaten hieraus wieder befreien.

Die zur Aufbereitung von Talsperrenwasser verwendeten mehrstufigen Flockungsfiltrationsanlagen (bei weichen Wässern unter Einbeziehung einer Voraufhärtung) haben sich nach Wricke et al. (2003) auch unter den Bedingungen extrem erhöhter Rohwasserbelastungen in Folge von Starkniederschlagsereignissen bewährt. Einstufige Flockungsfiltrationsanlagen weisen dagegen ein erhöhtes Risiko für Durchbrüche von unerwünschten Wasserinhaltsstoffen auf. Generell muss bei der Verwendung der Flockungsfiltration bei Extremsituationen damit gerechnet werden, dass sich

⁷ Derzeit in Deutschland nicht als Aufbereitungsstoff zugelassen.

Filterlaufzeiten stark verkürzen können und aufgrund von kurzfristig nicht einfach realisierbaren Lastwechseln (quantitativ oder qualitativ) nur noch eine beschränkte Aufbereitungsleistung zur Verfügung stehen kann.

Ein erhöhter Eintrag von Huminstoffen in die Rohwässer durch Abschwemmungen oder Auswaschungen bspw. nach Starkregenereignissen oder aufgrund saisonaler Effekte in Oberflächengewässern kann negative Auswirkungen auf den Flockungsprozess haben und somit die Aufbereitungseffizienz verringern bzw. erhöhte Flockungsmitteldosierungen erfordern (Wricke et al., 2003). Erhöhte Konzentrationen an Desinfektionsnebenprodukten und mikrobiologische Probleme in Versorgungssystemen könnten die Folge sein. Mögliche Anpassungsmaßnahmen können die Erhöhung der Flockungsmitteldosierung, die Oxidation der organischen Stoffe durch eine Vorozonung oder die Optimierung des Flockungshilfsmittels sein.

In Sachsen führte das Hochwasser im August 2002 zu einem starken Anstieg der Konzentrationen an organischen Wasserinhaltsstoffen und Eisen sowie der Trübung in den Talsperren. Die Folgen waren deutlich höhere Flockungsmitteldosierungen, Spülwassermengen, produzierte Schlammvolumina und kürzere Filterlaufzeiten (Slavik und Uhl, 2009).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Flockung im Zusammenhang mit nachgeschalteter Sedimentation und/oder Filtration geeignete Aufbereitungstechnologien für Rohwässer mit organischen Wasserinhaltsstoffen und schwankenden Partikelkonzentrationen sind. Bei der Aufbereitung von Rohwässern mit hohen Konzentrationen an organischen Wasserinhaltsstoffen und/oder stark schwankenden Rohwasserqualitäten können diese herkömmlichen Aufbereitungsverfahren jedoch an ihre Grenzen stoßen. Sind hohe Steigerungsraten bzw. Durchsatzgradienten z. B. aufgrund stark schwankender Wasserbedarfswerte und fehlender Speicher/Ausgleichsmöglichkeiten erforderlich, können Flockungs-/Sedimentationsanlagen u. U. ebenfalls aufgrund der begrenzten Steigerungsraten limitierend auf den Durchsatz der Wasseraufbereitung wirken. Der Einsatz von geeigneten Abscheidesystemen kann die möglichen Durchsatzleistungen durch eine bestehende Anlage verbessern. Sind erweiterte Aufbereitungstechnologien erforderlich, können z. B. Prozesskombinationen von Oxidation/Biofiltration und Nanofiltration (mit und ohne Vorbehandlung) zusätzlich zur konventionellen Aufbereitung sinnvoll sein (Slavik und Uhl, 2009).

4.4.3 Tiefenfiltration

Die Tiefenfiltration stellt ein in der Wasseraufbereitung weit verbreitetes und daher oft zentrales Verfahren zur Abtrennung von Feststoffen aus der Wasserphase dar. Je nach eingesetztem Filtermaterial kommt es zum Kontakt und zur Haftung zwischen Partikeln/Kolloiden und der Oberfläche des körnigen Filtermaterials oder seiner bereits ausgebildeten Beladungsschichten, die zu einer Konzentrationsverminderung mit zunehmender Weglänge des Wassers durch das Filterbett führen (Gimbel, 1984). In der Praxis werden verschiedene Arten der Tiefenfiltration eingesetzt. Es wird unterschieden zwischen offenen (rein hydrostatisch arbeitenden) und geschlossenen Filtern (mit Vordruck betriebenen), Schnell- und Langsamfiltern, zwischen Einschicht- und Mehrschichtfiltern, zwischen Nass- und Trockenfiltern und Abstrom- und Aufstromfiltern (Gimbel et al., 2004). Allen genannten Filtrationsverfahren gemein ist, dass die optimale Betriebsweise der Dauerbetrieb mit hydraulisch gleichmäßigem Durchfluss und qualitativ gleichmäßiger Belastung darstellt, möglichst ohne Unterbrechungen und Stillstandzeiten. Plötzliche Durchsatzsteigerungen bspw. infolge eines ansteigenden Trinkwasserbedarfs können besonders bei Mehrschichtfiltern zu einem starken Anstieg des Filterwiderstandes und ggf. zu einem unerwarteten Erreichen des zulässigen Druckverlustes (s. Abbildung 37) bis hin zu einem Filterdurchbruch führen.

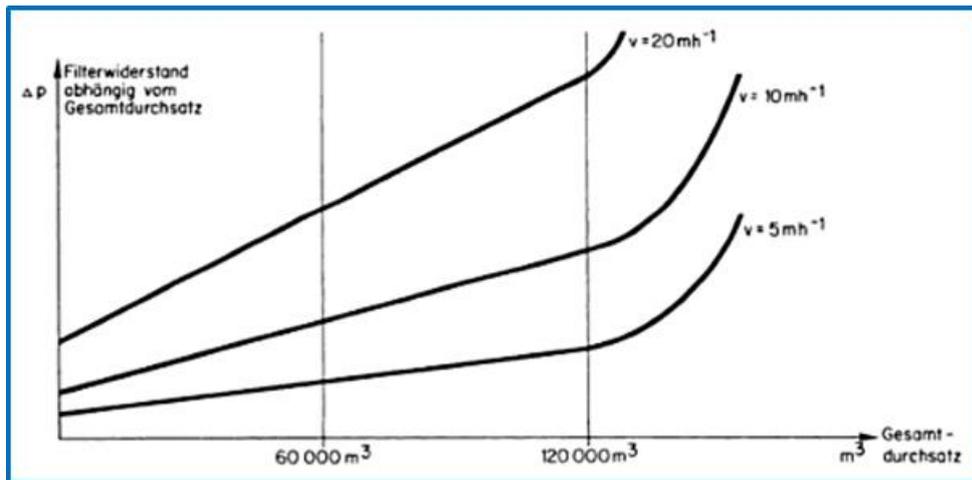


Abbildung 37: Verlauf des Filterwiderstandes in Abhängigkeit vom Gesamtdurchsatz bei Tiefenfiltern (Quelle: Grombach et al., 2000)

Wenn Durchsatzveränderungen trotzdem erfolgen sollen, sind diese langsam umzusetzen, um die Ablösung von Partikeln zu verringern. Hudson (1963) gibt dazu an, dass ein Filterstart einer Flockungsfiltration mit einer Geschwindigkeitsänderung von weniger als 3 % pro Minute „britische Aufbereitungspraxis“ sei, wobei Ives (1991) darauf hinweist, dass diese Limitierung nur unter den üblichen Flockungsbedingungen sinnvoll ist. Bei scheranfälligen weichen Flocken sollte eine Durchsatzänderung grundsätzlich auf maximal 1 % pro Minute limitiert werden.

Ist bereits bei der Anlagenplanung klar, dass stark unterschiedliche Durchsätze erforderlich werden, sollten die Filteranlagen modular konzipiert werden. Das heißt, dass einzelne Filtereinheiten z. B. in sog. Aufbereitungsstraßen oder einer Filterstufe zeitweilig in oder außer Betrieb genommen werden können. Hierdurch lässt sich ein weitgehend gleichmäßiger Betrieb der in Betrieb befindlichen Filter mit weitgehend konstanten Filtergeschwindigkeiten realisieren. Die An- und Abfahrvorgänge sind dann mit geringen Durchsatzgradienten zu realisieren.

Rechtzeitig vor einem erwarteten Filterdurchbruch sind Filterspülungen vorzunehmen. Als Indikator hierfür wird häufig neben der Filtratqualität bei entsprechender Auslegung der Filter der Filterwiderstand (gemessen über den Druckverlust über der Filterschüttung) herangezogen: Ist ein maximal zulässiger Wert erreicht, wird bei noch ausreichend guter Filtratqualität eine Filterspülung ausgelöst. „Die Filterreinigung soll so erfolgen, dass die Filterwirksamkeit annähernd wieder dem Ausgangszustand vor Beginn des Filterlaufs mit unbeladenem Filtermaterial entspricht.“ (DVGW W213-1, 2005)

„In Fällen, in denen die Filterlaufzeit nicht durch den Filterwiderstand begrenzt wird, sondern durch die Wasserqualität, ist eine kontinuierliche Filtratüberwachung notwendig.“ (DVGW W213-2, 2005) Dies geschieht in der Praxis in der Regel durch eine kontinuierliche Online-Trübungsmessung in den Filtraten.

Es sei angemerkt, dass „eine ausreichende Entfernung von aus dem Rohwasser stammenden Partikeln im hygienisch interessierenden Größenbereich (...) in der Regel nur in Verbindung mit einer Flockung und Filtergeschwindigkeiten $< 15 \text{ m/h}$ (gelingt).“ (DVGW W213-1, 2005)

Wie eingangs beschrieben, ist besonders in Oberflächengewässern mit saisonal stark schwankenden Wassertemperaturen zu rechnen. Diese wirken sich in einer Veränderung der stark temperaturabhängigen Wasserviskosität und damit in Veränderungen im Fließverhalten des Wassers aus. Ein Anstieg der Wassertemperatur von $10 \text{ }^\circ\text{C}$ auf $30 \text{ }^\circ\text{C}$ bewirkt eine Reduzierung der dynamischen Viskosität um fast 50 %. Dieser Effekt wirkt sich sowohl auf den normalen Filtrationsbetrieb als auch auf die Filterspülungen aus.

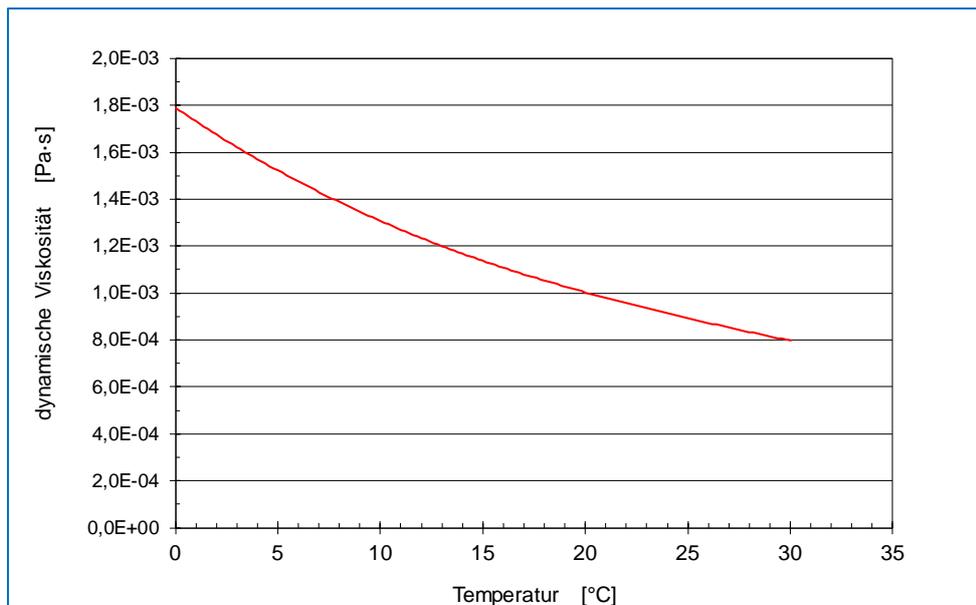


Abbildung 38: Dynamische Viskosität von Wasser gegenüber der Temperatur (Datenquelle: Perry, 1984)

Für den Filtrationsprozess bedeutet dies eine Temperaturabhängigkeit des Strömungswiderstandes bei der laminaren Durchströmung des Filterbetts, da diese proportional zur temperaturabhängigen Viskosität des Wassers ist (s. Formel 2).

$$\Delta p = \Delta p_0 \frac{\eta}{\eta_0}$$

Formel 2: Abhängigkeit des Filterwiderstandes von der dynamischen Viskosität des Wassers

Bei den für die Trinkwasseraufbereitung auftretenden Temperaturen ergeben sich die in folgender Tabelle zusammengestellten Umrechnungsfaktoren. Der Einfluss der Temperatur ist besonders bei der Aufbereitung von Oberflächenwasser, welches saisonal bedingt große Temperaturschwankungen aufweist, relevant. Bei einer Erwärmung des Wassers von 10 °C auf 30 °C sinkt der Filterwiderstand beispielsweise um ca. 40 %, was entsprechend niedrigere Betriebsdrücke für den Filtrationsprozess erfordert. Betrieblich relevant ist dieser Effekt, da die Filterbeladung häufig anhand des Filterwiderstandes abgeschätzt oder sogar limitiert (Stopp des Filtrationsbetriebs und Filterspülung) wird. Die Temperaturabhängigkeit ist also bei der Bewertung von Filterwiderständen zu berücksichtigen.

Tabelle 6: Umrechnungsfaktoren für den temperaturabhängigen Filterwiderstand, bezogen auf 10 °C (Quelle: Grombach et al., 2000)

| Temperatur in °C | $\Delta p/\Delta p_0$ | Temperatur in °C | $\Delta p/\Delta p_0$ |
|---------------------|-----------------------|---------------------|-----------------------|
| 1 | 1,32 | 20 | 0,77 |
| 5 | 1,16 | 25 | 0,68 |
| 10 | 1,00 | 30 | 0,61 |
| 15 | 0,87 | 35 | 0,55 |

Weiterhin wirkt sich eine Veränderung der Viskosität auf die erforderlichen Spülwassergeschwindigkeiten und somit auch auf den Spülwasserbedarf bzw. die Wasserausbeute des Filtrationsprozesses aus (s. Formel 3 und Abbildung 40):

$$\frac{v_{Spül}(T_1)}{v_{Spül}(T_2)} = \left(\frac{\eta(T_2)}{\eta(T_1)} \right)^{0,5}$$

Formel 3: Abhängigkeit der Spülwassergeschwindigkeit $v_{Spül}$ von der dynamischen Viskosität η des Wassers bei verschiedenen Temperaturen T (Quelle: Kawamura, 1975)

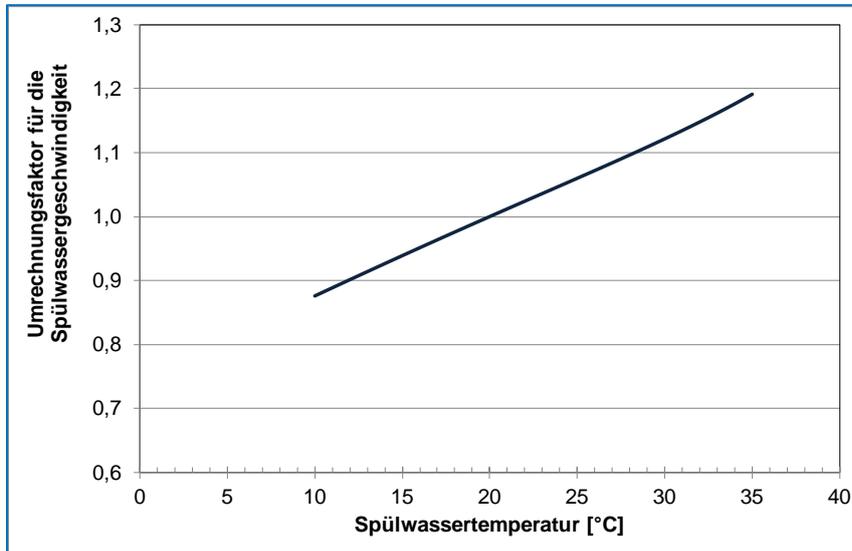


Abbildung 39: Umrechnungsfaktor für die Spülwassergeschwindigkeit in Abhängigkeit der Temperatur (Bezugsgröße: dynamische Viskosität bei 20 °C) (nach Kawamura 1975)

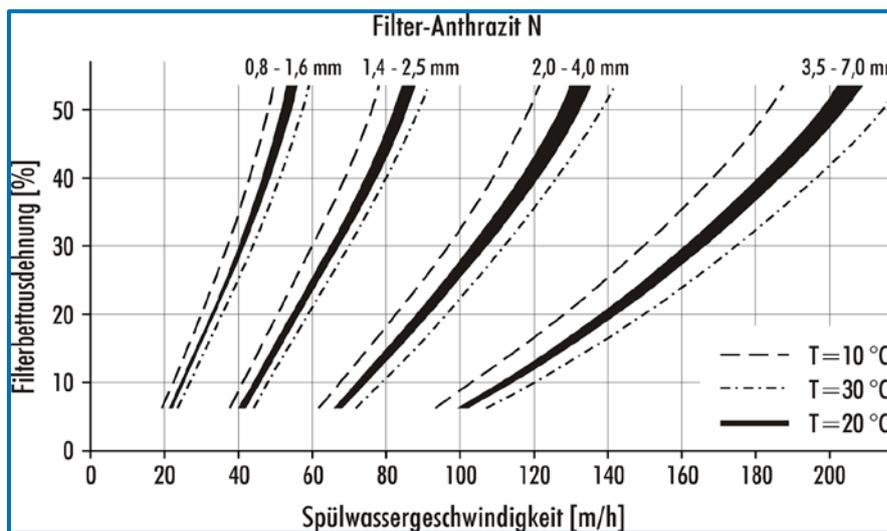


Abbildung 40: Spülwassergeschwindigkeit und erzielte Filterbettausdehnung bei verschiedenen Temperaturen am Beispiel des Filtermaterial Anthrazit („Filter-Anthrazit N“) (Quelle: Evers GmbH, 2014)

Die Änderung der Viskosität wirkt sich aus praktischer Sicht nahezu proportional auf die erforderliche Rückspülgeschwindigkeit aus (bei laminaren Strömungen, d. h. für $Re < 1$). So muss bereits bei einer um 10 °C erhöhten Spülwassertemperatur die Spülgeschwindigkeit um ca. 10 % erhöht werden, um die gewünschten Spüleffekte (Zustand der Fluidisierung des Bettes und Ablösekraft am Filterkorn infolge Scherkraft) zu erzielen. In Bezug auf den Spülwasserverbrauch bedeutet das umgekehrt eine mögliche Reduzierung des Spülwasservolumenstroms. (Wistuba, 2014) Da für die einwandfreie Reinigung des Filterbettes nicht primär die Zeit sondern – bei Erreichen der angestrebten Bettausdehnung – vor allem das Spülwasservolumen selbst (die Höhe der "durch das Filterbett geschobenen" Wassersäule) relevant ist, kann von einer niedrigeren Spülgeschwindigkeit nicht

zwingend auf eine Einsparung von Wasser geschlossen werden. Dies gilt nur, wenn der Reinigungseffekt genau identisch ist, erkennbar am Trübungsverlauf im Filtrat in den ersten Stunden der Inbetriebnahme. Daneben stehen die möglichen Einsparungen an elektrischer Förderenergie.

Hieraus lässt sich ableiten, dass Filterspülungen generell temperaturabhängig erfolgen sollten, um eine optimale Filterspülung mit möglichst geringem Energie- und Wassereinsatz zu realisieren und einen Austrag von Filtermaterial durch zu hohe Spülgeschwindigkeiten zu verhindern.

Weiterhin beeinflusst die Wassertemperatur maßgeblich sämtliche biologische Abbauvorgänge wie bspw. in Schnellfiltern oder Aktivkohleabsorbern, da die Vermehrungsgeschwindigkeiten in hohem Maße temperaturabhängig sind (für Temperaturen zwischen 0 und 28 °C s. Formel 4).

$$\mu_{max} = \mu_{max,0} \times e^{-E_A/(R_0xT)}$$

Formel 4: Vermehrungsgeschwindigkeit von Bakterien (Quelle: Uhl und Overath, 2004)

mit: μ_{max} = max. Wachstumsrate, $\mu_{max,0}$ = max. Wachstumsrate bei 25 °C, E_A : Aktivierungsenergie, R_0 : Universelle Gaskonstante, T: absolute Temperatur (K)

Betrachtet man bspw. die DOC-Entfernung in Abhängigkeit von der Betttiefe zeigt sich die Relevanz der Temperatur für biologisch arbeitende Prozesse der Wasseraufbereitung (s. Abbildung 41).

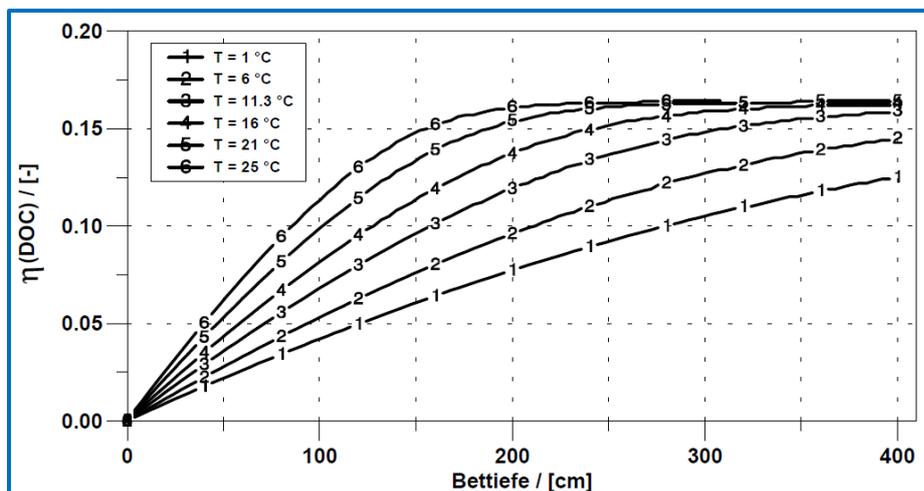


Abbildung 41: DOC-Entfernung in Abhängigkeit von der Betttiefe bei verschiedenen Temperaturen (Quelle: Uhl und Overath, 2004), mit: abbaubarer DOC-Anteil: 16 %, Durchflussgeschwindigkeit: 15 m/h

Ein weiterer von der Temperatur abhängiger biologischer Abbauvorgang ist die Nitrifikation, die häufig innerhalb von biologisch arbeitenden Filterstufen im Rahmen der Wasseraufbereitung stattfindet. Bei niedrigen Temperaturen nimmt auch die Nitrifikationsleistung in biologisch arbeitenden Filtern aufgrund der oben beschriebenen Zusammenhänge ab.

In der Literatur finden sich an diversen Stellen Hinweise darauf, dass bei niedrigen Temperaturen (3 und 5 °C) keine Nitrifikation mehr stattfindet. Diese Feststellung basiert häufig auf der Aussage, dass bei Temperaturen < 5 °C Ammoniumdurchbrüche durch Filter festgestellt werden. Allerdings sind mit solchen plötzlichen Durchbrüchen häufig plötzlich ansteigende Zulaufkonzentrationen verbunden (Uhl und Overath, 2004). Untersuchungen von bspw. Østgaard et al. (1994) findet auch bei niedrigen Temperaturen noch eine Nitrifikation statt, aber die Ammonium oxidierenden Mikroorganismen benötigen bei plötzlichen Temperaturschwankungen eine gewissen Adaptationszeit (bei + bzw. – 10 °C mehrere Stunden). Danach wurde wieder die für die neue Temperatur erwartete Aktivität erreicht. Wie Abbildung 42 zeigt, findet auch bei niedrigen Temperaturen eine Nitrifikation statt, allerdings mit stark verringerter Geschwindigkeit.

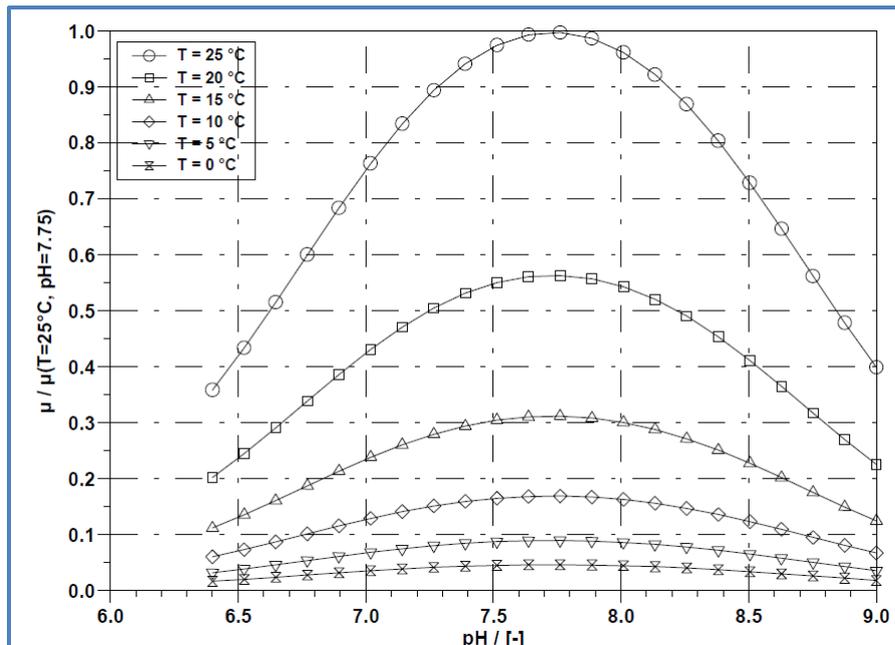


Abbildung 42: Nitrifikationsgeschwindigkeit in Abhängigkeit von pH-Wert und Temperatur; relative Geschwindigkeit, bezogen auf 25 °C und pH 7; (Quelle: Antoniou et al., 1990)

Das bedeutet, dass besonders in Oberflächengewässern mit Kläranlageneinfluss in den Wintermonaten aufgrund zurückgehender Eliminationsgrade in der kommunalen Abwasserreinigung und Selbstreinigungskräfte im Fluss mit erhöhten Ammoniumgehalten im Rohwasser zur Trinkwasseraufbereitung gerechnet werden muss. Aufgrund der geringeren Wassertemperatur ist mit einem starken Rückgang der Nitrifikationsgeschwindigkeit auch in den biologisch arbeitenden Filtern der Wasseraufbereitung zu rechnen (s. auch biologisch arbeitende Aktivkohlefilter, Kap.4.4.6). Besonders bei schnell sinkenden Temperaturen zu Beginn des Winters kommt es in Folge häufig zu einem Durchbruch des Ammoniums durch die Aufbereitung. Dieses Problem wird dadurch verursacht, dass in den Sommermonaten wenig Ammonium im Wasser befindlich ist, was dazu führt, dass die Population an ammoniumoxidierenden Bakterien stark zurückgeht. Bei stark steigenden Ammoniumgehalten benötigt die Biozönose Zeit, um nachzuwachsen, bevor die im Wasser enthaltenen Nährstoffe vollständig entfernt werden können. Die Bakterienkonzentration wächst zeitverzögert zu den steigenden Ammoniumgehalten an und erreicht ihr Maximum oft erst am Ende der kalten Periode, wenn die Ammoniumkonzentration bereits wieder abnimmt. (Uhl und Overath, 2004)

4.4.4 Membranprozesse

Aufbereitungsziel bei der Verwendung von speziell für die Partikelabscheidung konzipierten Membranverfahren (Ultrafiltration, Mikrofiltration) bei der Aufbereitung von Trinkwasser ist die weitgehende Entfernung von partikulären Wasserinhaltsstoffen, wie z. B. Eisen- und Manganverbindungen, Tonmineralien, Algen, Plankton, Bakterien, Parasiten und bei der Ultrafiltration auch Kolloide und Viren. „Das Prinzip der Mikro- und Ultrafiltration beruht auf dem Rückhalt partikulärer Wasserinhaltsstoffe beim Durchtritt von Wasser durch die Poren einer Membran, wobei üblicherweise eine maximale Druckdifferenz zwischen 0,1 bar und 2 bar zugelassen wird. Abhängig von der Trenngrenze können die im Wasser enthaltenen Partikel entsprechend ihrer Größe nahezu vollständig zurückgehalten werden. Dabei sind vor allem Siebmechanismen wirksam.“ (DVGW W 213-5 (A): 2013-10, 2013)

Das zu filtrierende Wasser kann die Membranen abhängig vom Membrantyp entweder von innen nach außen oder von außen nach innen durchströmen. Treibende Kraft ist die über die Membran

angelegte Druckdifferenz. Die Wirksamkeit der Partikelabtrennung wird (DVGW W 213-5 (A): 2013-10, 2013) bestimmt von:

- den Eigenschaften der Partikel,
- den Eigenschaften der Membran,
- den Spülbedingungen,
- dem Flux.

Sowohl Wassertemperatur als auch jahreszeitliche Belastungsschwankungen können die Betriebsbedingungen und die Leistungsfähigkeit von Membrananlagen zur Trinkwasseraufbereitung beeinflussen.

Die Wassermenge bzw. die Permeabilität ist abhängig von Wasser- und Membraneigenschaften, wie die folgende Gleichung zeigt:

$$P_M = \frac{1}{\mu \times R_M} = \frac{J_W}{\Delta p_{TM}}$$

Formel 5: Zusammenhang zwischen Flux, Permeabilität, Viskosität des Wassers und Membranwiderstand (Quelle: Nahrstedt, 2014)

mit: J_W : Flux des Wasser in (l/h), P_M : Permeabilität in $l/(m^2 \cdot h \cdot bar)$, Δp_{TM} : transmembrane Druckdifferenz in (bar), μ : dynamische Viskosität des Wassers in Pa·s, R_M : Membranwiderstand in 1/m (Membraneigenschaft)

Nach Formel 5 ist der Wasserdurchsatz durch eine Membran, bei ansonsten gleichen Betriebsbedingungen, abhängig von der dynamischen Viskosität des Wassers und damit von der Temperatur. Sinken die Wassertemperaturen, erhöht sich die Viskosität des Wassers (s. Kap. 4.4.3). Damit sinkt die Permeabilität, es sei denn, die Druckdifferenz wird durch erhöhte Pumpenenergie erhöht. Als Folge muss bei niedrigen Temperaturen mehr Pumpenenergie aufgewendet werden als bei hohen Temperaturen (s. Abbildung 43). Um den Betriebsdruck eines Membransystems nicht exorbitant steigen zu lassen, empfiehlt es sich je nach individueller Situation, den Flux in Abhängigkeit von der Wassertemperatur zu wählen (bei geringen Temperaturen: niedriger Flux; Hagen, 2011). Demnach könnte durch die klimawandelbedingte durchschnittliche Erwärmung ein positiver Effekt auf den Energiebedarf der Membranverfahren zur Oberflächenwasseraufbereitung ausgeübt werden.

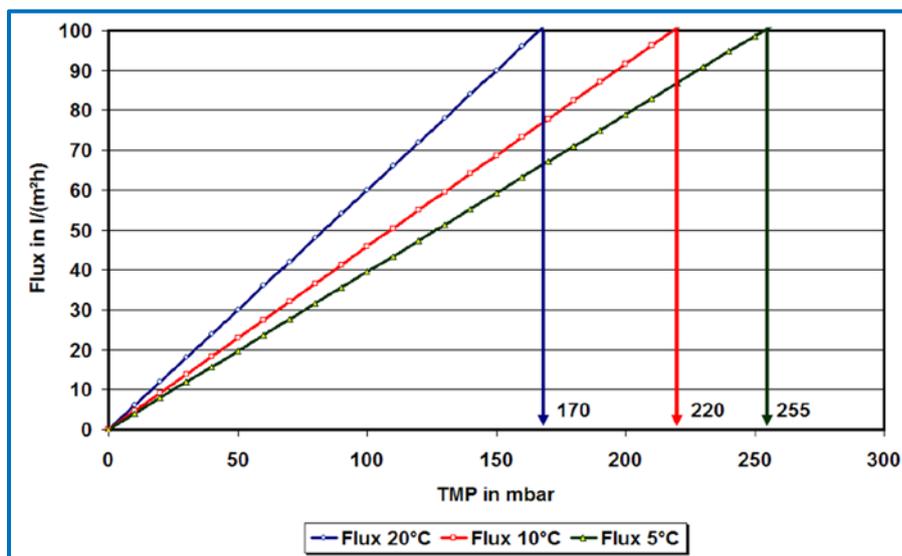


Abbildung 43: Zusammenhang zwischen Transmembrandruck (TMP) und Flux in Abhängigkeit von der Temperatur

Nachteilig können sich hingegen (zeitweise) Verschlechterungen der Rohwasserqualität auf die Membranprozesse auswirken. Erhöhte Belastungen der Rohwässer durch bspw. kolloidale und partikuläre Wasserinhaltsstoffe sowie Mikroorganismen (bspw. nach Starkregenereignissen, in

sommerlichen Hitzeperioden mit fehlender Verdünnung im Oberflächenwasser, bei Algenblüten) können zu einer vermehrten Deckschichtbildung mit höheren Durchströmungswiderständen auf der Membran (Fouling) führen. Hierdurch kann eine nicht zu vernachlässigende Minderung Steigerung der Differenzdrücke und eine deutliche Verkürzung der Filtrationszeiten zwischen zwei Spülungen mit einer entsprechenden Minderung der Wasserausbeute und Verfügbarkeit (der Anlage im Modus der Filtration) verursacht werden. Ggf. sind muss der Flux vermindert angepasst werden. Alle genannten Maßnahmen vermindern den Nettovolumenstrom an Filtrat. Dies sollte im betrieblichen Alltag durch eine gezielte Vorbehandlung des Rohwassers durch bspw. eine Flockung in Kombination mit einer Sedimentation/Filtration gesenkt. Eine Reduzierung der Kolloid-Gehalte kann in den vorgelagerten Verfahrensstufen z. B. durch eine Anpassung der Flockungsmittelmengen/-art oder Filtrationsgeschwindigkeiten in Abhängigkeit von der Rohwasserqualität erreicht werden. Einen Ansatz zur Optimierung von Flockungsprozessen mit Hilfe von neuronalen Netzen, welche eine online Anpassung an sich wandelnde Wasserqualitäten ermöglichen könnte beschreibt Strugholtz (2009). Etabliert haben sich auch Hybridverfahren aus Inline-Flockung mit Metallsalzen und UF/MF, in denen das Wasser inkl. der erzeugten Flocken direkt auf die Membran gegeben wird. Hier ist die Erzeugung einer in der nachfolgenden Filtration gut abreinigbaren Deckschicht Zielstellung der Flockung. Kolloide werden in Hydroxidflocken eingebunden und ihre Anhaftung an der Membran und in deren Kapillarsystem, die im ungünstigsten Fall einen nahezu irreversiblen Zustand annehmen kann, wird vermieden.

Aufgrund der Abtrennung von ungelösten Stoffen kommt es im Filtrationsprozess zu einer Deckschichtbildung auf der Membran, weshalb Membransysteme regelmäßig rückgespült und zeitweise mit chemischer Unterstützung gereinigt werden müssen. Wird davon ausgegangen, dass verstärkte Rohwasserbelastungen von Oberflächengewässern nicht vollständig in den vorgelagerten Verfahrensstufen kompensiert werden können, ist mit einem schnelleren Anstieg des Druckverlustes über die Membran in Zeiten erhöhter Rohwasserbelastungen zu rechnen. Das führt zu einem erhöhten Energiebedarf durch den höheren mittleren Transmembrandruck, welchem durch häufigere Rückspülungen/Reinigungen begegnet werden muss. Häufigere Rückspülungen wiederum verursachen einen erhöhten Wasserverbrauch sowie höhere spezifische Energie- und Chemikalienverbräuche.

Generell stellen die in der Trinkwasseraufbereitung in Deutschland angewendeten Membranverfahren (Mikrofiltration, Ultrafiltration) im Vergleich zu anderen konventionellen Verfahrenstechniken gut regel- und dynamisierbare Systeme mit einer hohen Wirtschaftlichkeit dar. Auf veränderte Rohwasserqualitäten (wie z. B. Kolloide) kann in der Regel gut reagiert werden. Kann die Voraufbereitung nicht an schwankende Rohwasserqualitäten angepasst werden, lassen sich in der Regel unter Reduzierung der Filtrationszeit und damit der Ausbeute gleichbleibende Permeatqualitäten erzielen. Grenzen zeigen sich u. U. nur in der Wirtschaftlichkeit bei sehr hohen erforderlichen Systemdrücken und/oder häufigen Spülungen/Reinigungen. Veränderungen der Durchsatzleistung als Reaktion auf z. B. erhöhten Wasserbedarf im Sommer sind aufgrund der hohen Automatisierungsgrade der meisten Membrananlagen anlagentechnisch einfach und mit im Vergleich bspw. zu Flockungsprozessen hohen Gradienten (Steigerungsraten des Durchsatzes) zu realisieren. Limitierend wirken hier der erforderliche Systemdruck sowie die Rohwasserbelastung, die bei erhöhten Durchsätzen zu einer schnelleren Bildung von Deckschichten führen und häufigere Spülungen verursachen kann.

4.4.5 Ozonung/AOP

Der Einsatz von Oxidationsverfahren hat sich in den letzten Jahrzehnten weltweit in vielen Anlagen der Wasseraufbereitung etabliert. Ein oft verwendetes Oxidationsmittel ist Ozon (O_3). In der Trinkwasser- und Abwasseraufbereitung wird es u.a. verwendet, um organische Spurenstoffe zumindest teilweise abzubauen, aber auch um eine Desinfektion zu erzielen. Zusätzlich ist Ozon sehr effektiv zur Geschmacks- und Geruchsverbesserung und Entfärbung des Wassers einsetzbar.

Der Abbau von organischen Wasserinhaltsstoffen erfolgt über die Spaltung von Molekülen in kleinere Fraktionen, nicht jedoch durch Mineralisierungsprozesse (Schmidt et al., 2011). Die Desinfektion und Inaktivierung von Mikroorganismen wird durch einen Angriff des Ozons auf deren Zellwand erreicht.

Die Leistungsfähigkeit des Ozons in Bezug auf die gezielte Oxidation von bestimmten Wasserinhaltsstoffen sowie die Desinfektionswirkung wird durch Veränderungen der Wassermatrix, besonders, des pH-Wertes, der Temperatur und der Konzentration des DOC und der geladenen Kohlensäurespezies (Carbonat, Hydrogencarbonat) beeinflusst. Diese Parameter können nach Rohn und Mälzer (2010) für Oberflächengewässer wie die Ruhr unter den zu erwartenden Klimawandelfolgen in variablen Konzentrationen bzw. mit einer größeren Bandbreite auftreten. Die Wirkung dieser Veränderungen auf die bei der Ozonung ablaufenden Prozesse, u.a. die Hydroxylradikalbildung, ist von der Wassermatrix und den Wechselwirkungen der einzelnen Effekte abhängig. Die Überlagerung verschiedener Effekte und deren letztendliche Auswirkung auf die spezifische Aufbereitungsleistung sind in ihrer Komplexität und Gesamtheit nicht allgemein gültig beschrieben und erforscht.

Es ist bspw. zu erwarten, dass sich erhöhte Rohwasserbelastungen, wie diese z. B. nach Starkregenereignissen oder in sommerlichen Niedrigwasserzeiten mit fehlenden Verdünnungseffekten im Vorfluter auftreten können, nachteilig auf bspw. den Spurenstoffabbau und die Desinfektionswirkung des Ozons auswirken, wenn diese bei der Voraufbereitung in ausreichendem Maße reduziert werden. Durch eine verstärkte Reaktion des Ozons mit der Wassermatrix kommt es zu einer schnellen Ozonzehrung, so dass nur eine reduzierte Ozonexposition für die Oxidation auch schwer oxidierbarer Substanzen zur Verfügung steht.

Ein Anstieg der Wassertemperatur bspw. in sommerlichen Hitzeperioden hat weitere negative Auswirkungen auf die Anwendung von Ozon bei der Wasseraufbereitung.

Erstens nimmt die Löslichkeit des Ozons mit steigender Wassertemperatur ab. Dies kann über die Henry-Konstante des Henry-Dalton-Gesetzes beschrieben werden, die ein Maß für die Flüchtigkeit eines Stoffes aus der Wasserphase ist (s. Abbildung 44). Bei gleichbleibender Ozondosierung (als Bilanz aus Gas-/Wasservolumen und Ozonkonzentration) kann eine steigende Wassertemperatur somit zu einer Reduzierung der in den Wasserkörper eingetragenen und somit verfügbaren Ozonkonzentration innerhalb des Reaktionsraums führen.

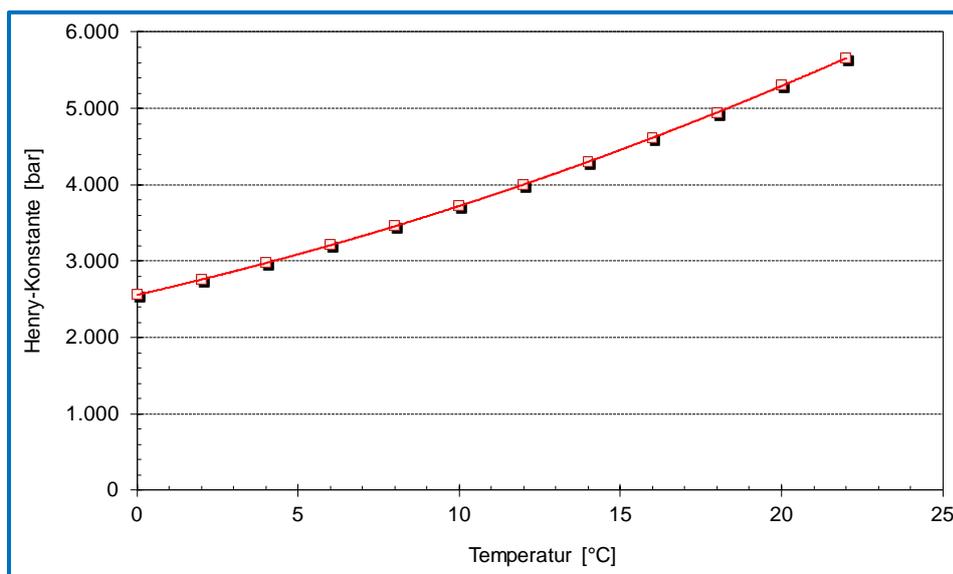


Abbildung 44: Zusammenhang zwischen Henry-Konstante für Ozon, als Maß für dessen Flüchtigkeit aus der Wasserphase und der Temperatur (Daten aus Bächle et al., 1997)

Zweitens kommt es durch die Erhöhung der Reaktionsgeschwindigkeit zu einer schnelleren Zehrung des Ozons und damit zu kleineren Ozonexpositionen bei gleicher Ozondosis. Es ist zu prüfen, ob die Erreichung des Aufbereitungsziels in gleichem Maße wie die Ozonzehrung beschleunigt wird.

Betrachtet man die bei der Ozonung gebildeten OH-Radikale, welche besonders für die Oxidation vieler organischer Spurenstoffe verantwortlich sind, gibt es Hinweise aus der Literatur darauf, dass NOM (natural organic matter) als Promotor fungieren kann, weshalb eine erhöhte DOC-Konzentration zu einer erhöhten OH-Radikalbildung führen kann (von Gunten, 2003). Bezüglich des Temperatureinflusses auf die OH-Radikalbildung gibt es unterschiedliche Ergebnisse in der Literatur. Elovitz et al. (2000) kommen bspw. zu dem Schluss, dass sich die OH-Radikalbildung in Abhängigkeit von der Temperatur nicht verändert. Aus den genannten Untersuchungen ließe sich folgern, dass eine Verschlechterung der Rohwasserqualität zumindest bzgl. bestimmter Parameter nicht zwingend zu einer Verschlechterung der Eliminationsgrade für verschiedene andere Wasserinhaltsstoffe, z. B. Spurenstoffe, führen muss. Ggf. kompensieren die verstärkte Reaktion des Ozons mit NOM und damit die verstärkte Radikalbildung erhöhte Stoffkonzentrationen im Rohwasser. Eine erhöhte Konzentration an NOM-im Wasser nach der Ozonung kann aber wiederum nachteilig für die Desinfektion oder die nachgelagerte Aktivkohlefiltration sein

Da die beschriebenen Zusammenhänge insbesondere in Ihren Auswirkungen auf den Gesamtaufbereitungsprozess nicht allgemein gültig erforscht und beschrieben sind, sollten Labor- oder Pilotversuche zur Abschätzung der einzelnen Einflüsse auf eine definierte Wasserqualität und die Oxidations- und Desinfektionsleistung der Ozonung untersucht werden.

In Bezug auf Durchsatzschwankungen ist die Ozonung ein flexibles Verfahren, wenn ausreichend Reaktionsvolumen zur Verfügung steht. Die Ozondosierung sollte mengenproportional sowie in Abhängigkeit der Ozonzehrung des Wassers erfolgen und kann bei ausreichender Kapazität des Generators entsprechend angepasst werden.

Es bleibt festzuhalten, dass die Aufbereitungsleistung einer Ozonanlage sowohl in Bezug auf die Oxidation als auch auf die Desinfektion wesentlich von der Rohwasserqualität beeinflusst wird. In der Vergangenheit wurden Ozonanlagen häufig so ausgelegt, dass bei idealen Strömungsverhältnissen eine Ozonexposition (= ct-Wert) von 240 mg/l·s gesichert eingehalten wurde (z. B. 0,4 mg/l nach 10 Minuten Kontaktzeit). Da die Ozonkonzentration im Zulauf des Ozonreaktors in der Regel deutlich höher ist als im Ablauf, ist die tatsächliche Ozonexposition deutlich höher als bei ausschließlicher Berücksichtigung der Ozonrestkonzentration (s. u. Abbildung 50). Dieser Ansatz ist in Bezug auf die Garantie einer ausreichenden Desinfektionswirkung sicher, führt jedoch sowohl zu unnötig hohen Ozonzugaben als auch zu unerwünscht starker Bildung von Oxidationsnebenprodukten wie z. B. Bromat.

Weiterhin verändert sich mit wechselnden Volumenströmen bei gleichbleibendem Reaktionsvolumen die Kontaktzeit (falls nicht Füllstände in Reaktionsbecken durchsatzabhängig variiert werden), so dass die vielerorts übliche Einstellung einer festen Restozonkonzentration am Reaktorablauf in Abhängigkeit vom Volumenstrom unterschiedliche Ozonexpositionen (Zeitintegral der Ozonabklingkurve) ergibt. Vielfach wird auch eine mengenproportionale Ozondosis eingestellt, die auf Erfahrungswerten für eine ausreichende Desinfektions- oder Oxidationswirkung basiert (bspw. 1 bzw. 2 mg Ozon pro mg DOC), wobei die Ozondosis mittels einer abgeschätzten Ozonkonzentration im erzeugten Gas sowie eines abgeschätzten Ozoneintragsgrades berechnet wird. Eine flexible, bedarfsabhängige Regelung der Ozondosis in Abhängigkeit des Ozonzehrungsverhaltens des Wassers und der sich unter Umständen verändernden Anforderungen an die Oxidation oder Desinfektion wird in der Aufbereitungspraxis in den meisten Wasserwerken nicht durchgeführt.

Es kann davon ausgegangen werden, dass derzeit sowohl aufgrund der herkömmlichen Festlegung der Ozondosis als auch aufgrund einer meist suboptimalen Art der Ozoneinbringung (mit einer in der Ablauf verbleibenden Restkonzentration an Ozon) in aller Regel eine erhebliche Überdosierung bzw.

eine schlechte Nutzung von Ozon in großtechnischen Anlagen stattfindet. Zudem werden bei der Strömungsführung des Wassers in einem Eintrags- und Reaktionsraum i. d. R. selten konstruktive Details genutzt, um eine möglichst enge Verweilzeitverteilung zu erzielen. Aus all diesen Punkten ergibt sich ein effektiver Optimierungsansatz bei bestehenden und neu zu planende Anlagen. Eine bedarfsabhängige Regelung der Ozondosierung wurde im Rahmen der im Rahmen von *dynaklim* für RWW durchgeführten Potenzialanalyse entwickelt und im Pilotmaßstab erfolgreich umgesetzt (s. Kapitel 4.5.2). Diese bringt durch die Einsparung von Ozon (bzw. Energie für die Erzeugung) sowohl wirtschaftliche als auch ökologische Vorteile, minimiert die Nebenproduktbildung und ermöglicht eine auch unter wechselnden Wasserqualitäten jederzeit sichere Trinkwasserqualität.

4.4.6 Aktivkohleadsorption

Bei der Wasseraufbereitung wird zu Adsorptionszwecken hauptsächlich Aktivkohle und bei der Trinkwasseraufbereitung primär in granulierter Form eingesetzt. Im Bereich der Aufbereitung belasteter Oberflächenwässer und Uferfiltrate dient sie vor allem der Absenkung der organischen Belastung, zur Entfernung von Geruch, Geschmack und Färbung sowie als Schutz vor vorübergehenden Mikroverunreinigungen. Sie verbessern durch die Verminderung des SAK-254 zudem die Desinfizierbarkeit des Wassers nach Aufbereitung. Bei der Grundwasseraufbereitung wird Aktivkohle eingesetzt, um gezielt anthropogene Spurenstoffe (wie z. B. Halogenkohlenwasserstoffe) zu entfernen. Neben der Adsorption können in Aktivkohlefiltern auch biologische Abbauvorgänge ablaufen, da die Aktivkohlekörner von Mikroorganismen besiedelt werden. (DVGW W 239 (A), 2011)

Durch die Aktivierung von thermisch vorbehandelten, kohlenstoffhaltigen Materialien (z. B. Torf, Steinkohle, Braunkohle, Kokosnussschalen) entsteht ein umfangreiches Porensystem im Inneren der Aktivkohle (innere Oberfläche von bis zu 1000 m²/g und mehr). Die Adsorbierbarkeit verschiedener Substanzen ist unterschiedlich, bedingt durch verschiedene Stoffeigenschaften wie z. B. Wasserlöslichkeit und Molekülgröße, die Porenstruktur der jeweiligen Aktivkohle und die Affinität zwischen den Stoffen und den verschiedenen Aktivkohleoberflächen.

Aktivkohle kann als Pulveraktivkohle oder als Kornaktivkohle (in Adsorbern, d. h. als Schüttung in offenen oder geschlossenen Tiefenfiltern) eingesetzt werden. Pulveraktivkohle wird in der Regel nach kurzer Kontaktzeit z. B. durch Sedimentation abgetrennt. Kornaktivkohle wird in der Schüttung über "Laufzeiten" zwischen einigen Monaten und mehreren Jahren genutzt und dann meist wieder reaktiviert.

Liegen verschiedene adsorbierbare Substanzen im Wasser vor, so konkurrieren sie um die verfügbaren Adsorptionsplätze. Hierbei können auch Fraktionen eines natürlichen DOC eine große Rolle spielen. Gut adsorbierbare Stoffe sind in der Lage, weniger gut adsorbierbare von den bereits belegten Adsorptionsplätzen zu verdrängen. Dies führt zu einem Chromatographieeffekt innerhalb der Filterschüttung und kann bei Durchbruch der schlecht adsorbierbaren Substanzen im Filterablauf zu Konzentrationen oberhalb derer im Filterzulauf führen. Bei adsorptiv arbeitenden Filtern ändert sich die Filtratqualität jedoch nicht schlagartig, sondern langsam und stetig über einen gewissen Zeitraum, so dass das konsequente Monitoring der Filtratqualität Schutz gegenüber diesen Effekten bietet.

Veränderungen der Rohwasserqualität von Oberflächengewässern, bspw. durch Hochwasserereignisse oder andauernde Niedrigwasserstände können zu Veränderungen der Beladung der Aktivkohle und damit zu veränderten Aufbereitungsleistungen und Filterlaufzeiten führen. Erhöht sich die Trübstofffracht z. B. in Folge von Starkregenereignissen im Einzugsgebiet und kommt es zu erhöhten Ablauftrübungen in der den Aktivkohlefiltern üblicherweise vorgeschalteten partikelabtrennenden Stufen (Flockung, Sedimentation, Filtration) ist mit einer Steigerung der Druckverluste über den Aktivkohlefilter sowie abnehmenden Beladungskapazitäten durch Verschluss von Poren zu rechnen. In Folge sind häufigere Filterspülungen erforderlich, die zur Vermischung von bereits beladender mit noch nicht beladener Aktivkohle im Filter beitragen, stetig in Strömungsrichtung voranschreitende Beladungsfronten stören und so für eine Beschleunigung des

Durchbruchs unerwünschter Substanzen mit einer entsprechenden Laufzeitverringerung führen können. Höhere Konzentrationen an adsorbierbaren Substanzen führen weiterhin z. B. zu einer schnelleren Beladung der Aktivkohle und erzwingen damit eine häufigere Reaktivierung. Treten im Rohwasser sich zeitlich rasch ändernde Mangankonzentrationen auf, führt die Trägheit bei der Effektivität vorgeschalteter Filtrationsprozesse oft dazu, dass eine Entmanganung auch in der Aktivkohle stattfindet. Nach ihrer thermischen Reaktivierung tritt beim Einfahren der Aktivkohle dann ein sehr ausgeprägtes Leaching von Mangan in das Filtrat statt, was einen langen Abschlagbetrieb für entsprechend belastete Filtrate erforderlich macht. Verändert sich die Rohwasserzusammensetzung hinsichtlich des Auftretens von Huminstoffen, können diese zu einer mit der Laufzeit ständig zunehmenden Vorbeladung bis in tiefere Filterschichten führen, die zu einer erheblichen Kapazitätsverringerung für die organischen Spurenstoffe führt. Soll ein Aktivkohlefilter als Schutz gegen bspw. unvorhersehbare Rohwasserbelastungen durch organische Spurenstoffe (in Folge von Havarien,...) eingesetzt werden, sind eine mögliche Vorbeladung und reduzierte Kapazitäten für die Zielsubstanzen zu berücksichtigen. Bereits vorbeladene Filter sollten mit geringeren Geschwindigkeiten (längeren Kontaktzeiten) betrieben werden als frische Filter, um die noch verbleibende Kapazität möglichst gut auszunutzen. Auch das Desorptionsverhalten einzelner Verbindungen ist besonders bei starken Veränderungen der Wasserzusammensetzung (z. B. pH-Wert oder Salzgehalt), wie diese in Oberflächengewässern mit saisonalen Schwankungen auftreten, zu berücksichtigen (Grombach et al., 2000). Besonders bei stark wechselnden Wasserqualitäten spielt die analytische Überwachung des Filterablaufs eine besondere Rolle (z. B. DOC, UV-Adsorption, ggf. AOX, bei Bedarf im Einzelfall wichtige schlecht adsorbierbare Einzelsubstanzen).

Im Gegensatz zur Gasphasenadsorption ist der Temperatureinfluss bei der Adsorption aus wässrigen Lösungen gering. Aufgrund der bei der Trinkwasseraufbereitung üblichen Temperaturspannen (0-30 °C) bzw. den durch den Klimawandel zu erwartenden Temperaturveränderungen (in Deutschland) von wenigen Grad ist der Temperatureinfluss und die resultierenden Veränderungen in Bezug auf die Gleichgewichtslagen und Beladungskapazitäten als untergeordnet anzusehen. Ein größerer Einfluss der Temperatur besteht bei der Nitrifikation, die z. B. im Rahmen des Mülheimer Verfahrens in Festbettaktivkohlefiltern stattfindet (s. Kap. 4.4.3).

Aufgrund der in Kap. 4.4.3 weiterhin beschriebenen Abhängigkeit der dynamischen Viskosität des Wassers von der Temperatur ist allerdings auch in Aktivkohlefiltern mit ansteigenden Druckverlusten bei sinkenden Temperaturen zu rechnen.

Mit erhöhten Temperaturen einhergehen kann auch die Vermehrung bestimmter Mikroorganismen in biologisch arbeitenden Aktivkohlefiltern. Ein verstärkter mikrobiologischer Bewuchs und veränderte Stoffwechselaktivitäten der Mikroorganismen können zu einem weiteren Absinken des Adsorptionsvermögens des gesamten Reaktors führen. In Abhängigkeit von den hydraulischen Bedingungen, und besonders bei Lastwechseln, könnten Biofilme aus dem Reaktor ausgetragen werden, wodurch die Hygiene des Wassers beeinträchtigt und eine mikrobiologische Besiedlung nachfolgender Systemkomponenten bspw. in Speicherung und Verteilung nicht ausgeschlossen werden kann. Als Reaktion auf das vermehrte Biomassewachstum bei erhöhten Temperaturen könnten häufigere Rückspülungen erforderlich werden.

Um abnehmenden Adsorptionsleistungen entgegen zu wirken, können Filtergeschwindigkeiten reduziert werden, wenn der Wasserbedarf dies zulässt. Kann hierdurch keine ausreichende Rückhaltung für die Zielsubstanzen gewährleistet werden, ist u.U. eine häufigere Reaktivierung der Aktivkohle erforderlich. Müssen Rückspülungen in einer erhöhten Frequenz erfolgen ist zu prüfen, ob die mechanische Stabilität der Kohle (Abrieb) hierfür geeignet ist. Dieser Aspekt sollte bei einer Füllung der Adsorptionsfilter mit Frischkohle im Rahmen der Materialwahl berücksichtigt werden. Reduzierten Adsorptionsleistungen kann im Betrieb durch reduzierte Filtrationsgeschwindigkeiten (längeren Kontaktzeiten) oder eine Anpassung der Schütthöhen begegnet werden. Ein Materialaustausch kann weiterhin zielführend sein, wenn sich der spezielle Anwendungsfall bzw. die Beschaffenheitsmatrix des Adsorberzulaufs (als Folge von Rohwasser- oder Verfahrensänderung)

stark geändert hat oder massiven Schwankungen unterliegt. Bei der Materialauswahl sollten auf jeden Fall folgende Aspekte berücksichtigt werden (nach Grombach et al., 2000):

- Art und Konzentrationsbereich der zu entfernenden Stoffe
- Konzentrationsbereich übriger (org.) Stoffe, die die Adsorptionskapazität stark beeinträchtigen können
- Schwankungsbreiten in Folge der Wasserzusammensetzung
- Anforderungen an Filtratqualität bzgl. Restkonzentration an Schadstoffen oder des Wirkungsgrades
- Durchsatz und Schwankungen im Volumenstrom
- Regenerierbarkeit der Aktivkohle (Rückgewinn an Adsorptionskapazität)

Besonders bei hochaktivierten, teuren Aktivkohlen sollte durch entsprechende Versuche die für den Anwendungsfall am besten geeignete Kohle mit Hilfe von Labor- und Pilotuntersuchungen ermittelt werden, um Betriebskosten zu sparen und das beste Reinigungsergebnis zu erzielen.

4.4.7 Desinfektion

Unter Desinfektion wird die Abtötung bzw. Inaktivierung von Pathogenen (Bakterien, Viren, parasitische Protozoen) und die Reduzierung der Konzentration der unspezifischen Mikroorganismen verstanden. „Eine generelle Forderung zur Desinfektion des Trinkwassers besteht in Deutschland im Gegensatz zu anderen Ländern nicht. In der TrinkwV (Anonymus, 2013) wird jedoch ein Aufbereitungsgebot für die Wässer ausgesprochen, bei denen mikrobielle Belastungen des Rohwassers, die zum Auftreten einer übertragbaren Krankheit führen können, nicht auszuschließen sind.“ (Hoffmann et al., 2004). Diese Aufbereitung kann „erforderlichenfalls unter Einschluss einer Desinfektion erfolgen“ (TrinkwV 2011).

Die Wasseraufbereitung muss so geplant und betrieben werden, dass auch bei extremen Beeinträchtigungen des Rohwassers z. B. bei Hochwassereinbrüchen mit hohen Keimbelastungen ein ausreichender Rückhalt erreicht wird. Hierzu dient u.a. das Multi-Barrieren-Prinzip mit einem Zusammenwirken von Gewässerschutz, Wassergewinnung, -aufbereitung, Desinfektion, Verteilung und Überwachung. Die Desinfektion stellt den letzten Schritt zur Sicherung eines hygienisch einwandfreien Wassers dar und dient zur Minimierung eines Restrisikos. Sie ist nicht geeignet, um aus einem nachweisbar fäkal belasteten Wasser ein hygienisch den Vorschriften entsprechendes Trinkwasser zu machen. (Hoffmann et al., 2004) Für die Desinfektion bei der Wasseraufbereitung sind grundsätzlich nur die in der Liste der Aufbereitungsstoffe und Desinfektionsverfahren gemäß §11 der Trinkwasserverordnung (UBA, 2012) genannten Chemikalien und Verfahren zugelassen. Dies sind Chlor, Chlorgas, Chlordioxid, Natrium- und Calciumhypochlorit sowie Ozon. Weiterhin kann Trinkwasser durch UV-Bestrahlung desinfiziert werden.

Die Wahl eines chemischen Desinfektionsmittels sowie dessen Zugabemenge richten sich nach der Widerstandsfähigkeit der Mikroorganismen, des pH-Wertes im Trinkwasser, dem Bildungspotenzial für Desinfektionsnebenprodukten sowie der realisierbaren Einwirkzeit vor Verteilung bzw. Nutzung. Da sowohl die chemische als auch die physikalische Desinfektion (UV-Strahlung) nur dann eine hohe Wirksamkeit hat, wenn diese direkt auf die Mikroorganismen einwirken können, kommt der vorgelagerten Partikelabtrennung eine besondere Bedeutung zu, die besonders bei mikrobiologisch belasteten Rohwässern online überwacht werden sollte. Häufig wird der Erfolg der Partikelabtrennung über Online-Trübungsmessungen kontrolliert. Die partikelabscheidenden Verfahren müssen auch in Zeiten erhöhter Rohwasserbelastung mit Partikel und Mikroorganismen, wie diese z. B. nach Starkregenereignissen auftreten können, ein nahezu partikelfreies Wasser bereitstellen, damit die abschließende Desinfektion eine ausreichende Wirksamkeit entfalten kann. Die §-11-Liste der TrinkwV 2011 fordert, vor Desinfektion „eine Trübung von 0,1 – 0,2 FNU anzustreben, wenn möglich zu unterschreiten.“ (TrinkwV 2011)

Einen ebenfalls großen Einfluss hat der Parameter SAK254 (als Maß für Absorption von UV-Licht) auf die Desinfizierbarkeit des Wassers. Diese wird durch die sog. π -Bindungen in den Molekülen organischer Wasserinhaltsstoffe (DOC) hervorgerufen, mit denen die chlorbasierten Desinfektionsmittel bevorzugt reagieren und somit deren Zehrungsverhalten maßgeblich bestimmen. Bei der UV-Desinfektion sind diese Moleküle hingegen verantwortlich für die Eindringtiefe der UV-Strahlung in den Wasserkörper. Durch Kombination des SAK254 mit dem Einfluss der Lichtabschattung durch Trübung im Parameter SSK254 erhält man (neben dem Anlagenvolumenstrom) einen der Hautparameter für die Auslegung der maximal notwendigen Strahlungsleistung für ein UV-Verfahren. Steigt der SSK254 infolge Rohwasserbeeinträchtigung oder Effektivitätsminderung vorgeschalteter Aufbereitungsverfahren (maßgeblich sind hierbei primär Ozonung und Adsorption) über die Auslegungsgrenzen hinaus, muss der Anlagendurchsatz entsprechend gedrosselt werden, um die notwendige Inaktivierung sicherzustellen.

Weiterhin ist vor dem Hintergrund des Klimawandels und der zu beobachtenden erhöhten Wassertemperaturen in Oberflächengewässern die Temperaturabhängigkeit der Desinfektionsreaktionen zu prüfen, um jederzeit eine sichere Desinfektion zu gewährleisten.

Ozon: Obwohl sich Ozon mit steigenden Temperaturen schlechter im Wasser löst und weniger stabil ist, wurde in publizierten Studien nachgewiesen, dass wasserwerksübliche Temperaturen (0-30 °C) keinen Einfluss auf den Inaktivierungsgrad von Bakterien haben, wenn Ozon angewendet wird (Kinman, 1975; US EPA, 1999). Im Rahmen von Versuchen z. B. mit Dauerstadien des Parasits *Giardia lamblia* wurden mit steigender Temperatur eine geringere notwendige Ozonexposition für einen definierten Inaktivierungsgrad ermittelt, welche die insgesamt schnelle Ozonzehrung kompensiert (US EPA, 1999).

Chlor, Chlordioxid: Bei der Verwendung von Chlor und Chlordioxid zeigt sich in zahlreichen Studien eine sinkende Effektivität bei niedrigeren Temperaturen bzw. steigende Desinfektionsleistungen bei höheren Temperaturen. LeChevallier et al. (1997) zeigten beispielsweise, dass ein Absenken der Temperatur von 20 auf 10 °C zu einer Reduzierung der Desinfektionseffektivität von Chlordioxid bezüglich *Cryptosporidium* um 40 % führte. Frühere Studien beschreiben ähnliche Effekte in Bezug auf Giardien und Viren (US EPA, 1999). Daraus lässt sich schließen, dass bei höheren Temperaturen geringere Dosierungen oder kürzere Kontaktzeiten erforderlich sind, um den gleichen ct-Wert zu erreichen.

UV-Strahlung: Um eine möglichst gute Inaktivierung mit UV-Strahlen zu erreichen, müssen diese möglichst von den Mikroorganismen absorbiert werden. Dieser Prozess ist Temperatur- und pH-unabhängig (Scheible und Bassell, 1981; Yip und Konasewitch, 1972; US EPA, 1999), wird jedoch beeinflusst von z. B. gelösten Wasserinhaltsstoffen, Trübung, Farbe und Agglomeratbildung der Mikroorganismen. Dieser Zusammenhang unterstützt die oben beschriebene Wichtigkeit der vorgelagerten Aufbereitung, besonders in Zeiten erhöhter Rohwasserbelastungen wie z. B. nach Starkniederschlägen mit erhöhten Trübungen und Keimzahlen.

Werden als Reaktion auf z. B. erhöhte Trinkwasserverbräuche die Aufbereitungsleistungen erhöht, muss die Desinfektion je nach Verfahren auf die erhöhten Durchsätze und ggf. damit verkürzten Einwirkzeiten in vorhandenen Reaktoren angepasst werden. Bei chemischen Desinfektionsmitteln erhöht sich entsprechend die erforderliche Dosis, bei UV-Anlagen ist auf die noch ausreichende Strahlungsleistung zu achten und ggf. sind weitere UV-Lampen zuzuschalten.

Ist eine ausreichende Minimierung des AOC-Gehaltes im Rahmen der Wasseraufbereitung nicht möglich, kann der Einsatz von Desinfektionsverfahren mit Depot-Wirkung (z. B. Chlor, Chlordioxid) zu einer Verbesserung der hygienischen Qualität des Trinkwassers beitragen. Hierbei ist jedoch neben dem Verfahren selbst zu berücksichtigen, dass die Akzeptanz der Verbraucher bezüglich des möglicherweise veränderten Geschmacks und Geruchs des Trinkwassers in der Regel gering ist (Staben und Grobe, 2014).

4.5 Anwendungsbeispiel: Technologie- und Betriebsalternativen für eine sichere Trinkwasseraufbereitung aus der Ruhr

Die Ruhr ist einer der sechs größeren Nebenflüsse, die innerhalb von Nordrhein-Westfalen in den Rhein münden. Sie entspringt nördlich von Winterberg im Hochsauerlandkreis in einer Höhe von 674 Metern über NN in mehreren Quellarmen. Nach einer Lauflänge von rund 219 Kilometern mündet die Ruhr auf 17 Metern über NN in Duisburg in den Rhein. Die wichtigsten Zuflüsse der Ruhr sind die Möhne, die Lenne und die Volme. Die Länge aller Fließgewässer im Ruhreinzugsgebiet beläuft sich auf rund 7.000 Kilometer. Die Gewässernetzdichte ist mit 1,56 Kilometern pro Quadratkilometer relativ hoch. Das Einzugsgebiet der Ruhr umfasst eine Fläche von 4.485 Quadratkilometern. Landschaftlich finden sich somit vorrangig bergige und hügelige Strukturen. Diese werden im Süden und Nordosten des Einzugsgebietes land- oder forstwirtschaftlich genutzt, während der Nordwesten mehrheitlich durch eine Urbanisierung und Industrialisierung geprägt ist. Bedingt durch die Funktion des Fließgewässersystems der Ruhr als Rohwasserspender für die Brauch- und Trinkwasserversorgung von Industrie und Bevölkerung ist das Abflussregime der Ruhr und ihrer größeren Nebengewässer maßgeblich durch die Bewirtschaftung der Talsperren im Sauerland bestimmt. Zudem beeinflussen die fünf Ruhrstauseen sowie eine Vielzahl von Querbauwerken das Abflussgeschehen der Gewässer. So stellt die Ruhr auf ihren letzten 93 Fließkilometern ein fast durchgängig gestautes Gewässer dar. (Quelle: Ruhrverband, 2014)



Abbildung 45: Übersichtskarte der in der Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (AWWR) organisierten Wasserwerke (Quelle: AWWR)

Aus dem Wasser der Ruhr werden Menschen im gesamten Ruhrgebiet und teilweise darüber hinaus versorgt. Hierfür werden circa 300 Mio. m³ Ruhrwasser jährlich gefördert und in 32 Wasserwerken aufbereitet. Die 19 Wasserversorger an der Ruhr sind organisiert in der Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (AWWR).

Die Ruhr unterliegt als ein "offenes" Gewässer in ihrem Einzugsgebiet zahlreichen Einflüssen aus Besiedlung, Gewerbebetrieben, Land- und Forstwirtschaft und Verkehrsströmen. Trotz der Qualitätsverbesserungen der letzten Jahre und anhaltender Anstrengungen im Rahmen des vorsorgenden Gewässerschutzes kann der Fluss allerdings nicht vollständig gegen Stoffeinträge geschützt werden. Als Vorsorgemaßnahme und zur weiteren Erhöhung der Sicherheit gegenüber nicht vorhersehbaren mikrobiologischen oder chemischen Verunreinigungen setzen die Wasserwerksbetreiber an der Ruhr ein umfangreiches Investitionsprogramm mit einem Gesamtvolumen von rund 300 Millionen Euro um (AWWR, 2014). In vielen der Ruhrwasserwerke wird die bisherige Wasseraufbereitung in den nächsten Jahren noch durch zusätzliche

Verfahrensstufen ergänzt werden. Die Bezirksregierungen in Arnsberg und Düsseldorf haben mögliche Aufbereitungskombinationen vorgegeben (Lürbke, 2013).

- Variante 1: Partikelentfernung (z. B. Flockung + Mehrschichtfiltration) + Ozonung + Festbett-Aktivkohlefiltration + Desinfektion
- Variante 2: Ultrafiltration + Festbett-Aktivkohlefiltration + Desinfektion
- Variante 3: Nanofiltration + Desinfektion

Bei der Oberflächenwasseraufbereitung an der Ruhr werden in allen Wasserwerken die Aufbereitungsprozesse Uferfiltration/Versickerung, Entsäuerung Filtration und Desinfektion angewendet (s. Anhang 2). Daneben finden sich in immer mehr Wasserwerken Aktivkohlestufen und in den Wasserwerken an der Oberen Ruhr wurden in den letzten Jahren mehrere Membrananlagen (Ultrafiltration) nachgerüstet. Eine Ozonung findet derzeit in fünf Wasserwerken statt. Da dieser jedoch eine besondere Bedeutung bei der Elimination von steigenden Spurenstoffgehalten zukommt, wurde diesem Verfahren innerhalb dieses Projektes ein inhaltlicher Schwerpunkt und eine Pilotierung mit flankierenden Laborversuchen gewidmet (s. Staben et al., 2014).

4.5.1 Das „Mülheimer Verfahren“

Im Rahmen von *dynaklim* wurden an den drei in Kap. 4.3 genannten Ruhrwasserwerken der RWW die Auswirkungen von verschiedenen klimatischen Extremsituationen exemplarisch überprüft (s. Kap. 4.3) und mögliche Anpassungsstrategien für das Unternehmen entwickelt.

In den untersuchten Wasserwerken wird das so genannte „Mülheimer Verfahren“ in zwei verschiedenen Varianten zur Trinkwasseraufbereitung eingesetzt. Dieses zeichnet sich besonders durch die Kombination von Ozonung mit biologisch wirksamen Filtrations- und Aktivkohlestufen aus. Sehr vorteilhaft an dieser Aufbereitungsform ist besonders aus Sicht des Klimawandels ein geringer AOC-Gehalt⁸ des Trinkwassers, welcher sich besonders in Bezug auf eine mögliche Aufkeimung im Verteilungsnetz bei erhöhten Bodentemperaturen positiv auswirkt (s. Grobe et al., 2014).

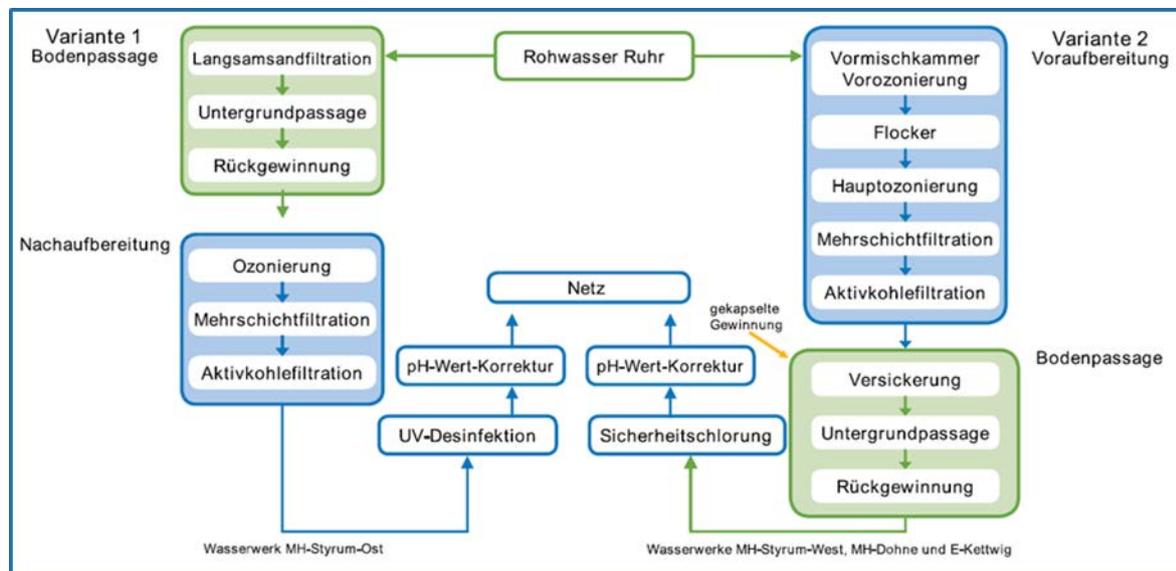


Abbildung 46: Verfahrensschema Mülheimer Verfahren (Quelle: RWW)

Die erste Variante des Mülheimer Verfahrens (Variante 1 in Abbildung 46) wird unter anderem im größten und leistungsfähigsten Ruhrwasserwerk der RWW, dem Wasserwerk Styrum-Ost realisiert. In Styrum-Ost wird das Ruhrwasser zuerst über Langsandsandfilter versickert und nach einer mehrtägigen Bodenpassage über Heberbrunnen zurückgewonnen. Dieses Wasser wird anschließend einer Aufbereitung bestehend aus Ozonung, biologisch arbeitender Mehrschicht- und

⁸ AOC: Assimilable organic carbon

Aktivkohlefiltration zugeführt. Nach einer UV-Desinfektion wird dem Wasser Natronlauge zur Entsäuerung zugegeben (s. Abbildung 47).

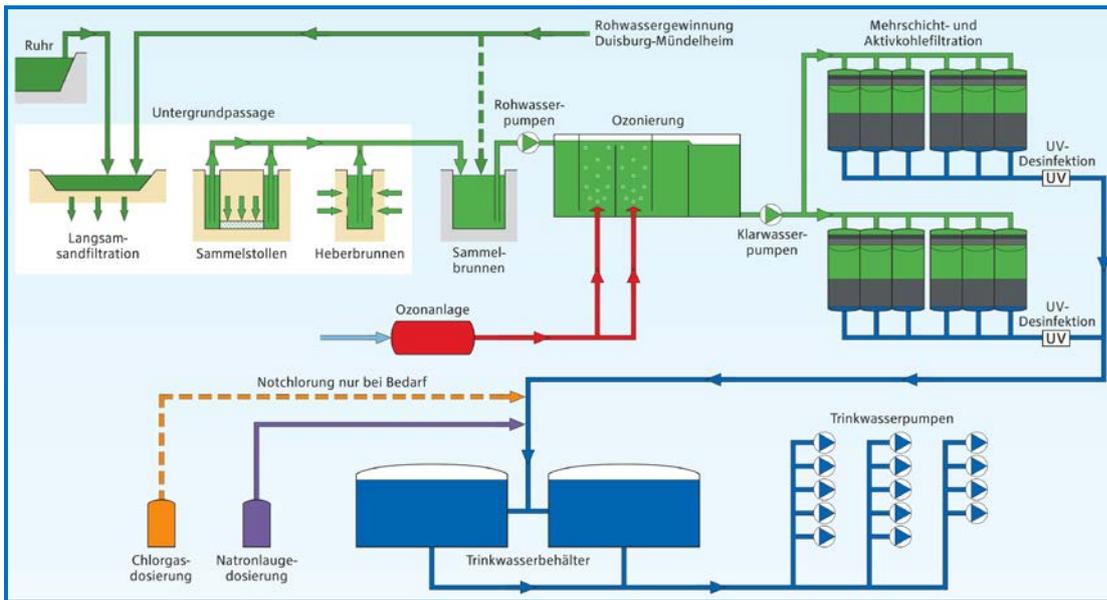


Abbildung 47: Aufbereitungsschema WW Styrum-Ost (Quelle: RWW)

Die Variante 2 des Mülheimer Verfahrens mit Voraufbereitung und abschließender Untergrundpassage wird in den Wasserwerken Mülheim Dohne, Mülheim Styrum-West und Essen-Kettwig eingesetzt. Hierbei wird das Ruhrwasser direkt aus der fließenden Welle entnommen und einer Voll-Aufbereitung bestehend aus den Stufen Vorozonung, Flockung, Hauptozonung, Mehrschicht- und Aktivkohlefiltration zugeführt. Nach der folgenden Untergrundpassage erfährt das Trinkwasser vor Einspeisung ins Verteilnetz eine abschließende Behandlung mit Chlor zur Desinfektion und Natronlauge zur Entsäuerung. Bei der Untergrundpassage des vollaufbereiteten Flusswassers werden die vorhandenen Schutzzonen genutzt. Das Verfahrensschema des Wasserwerkes Styrum-West zeigt Abbildung 48.

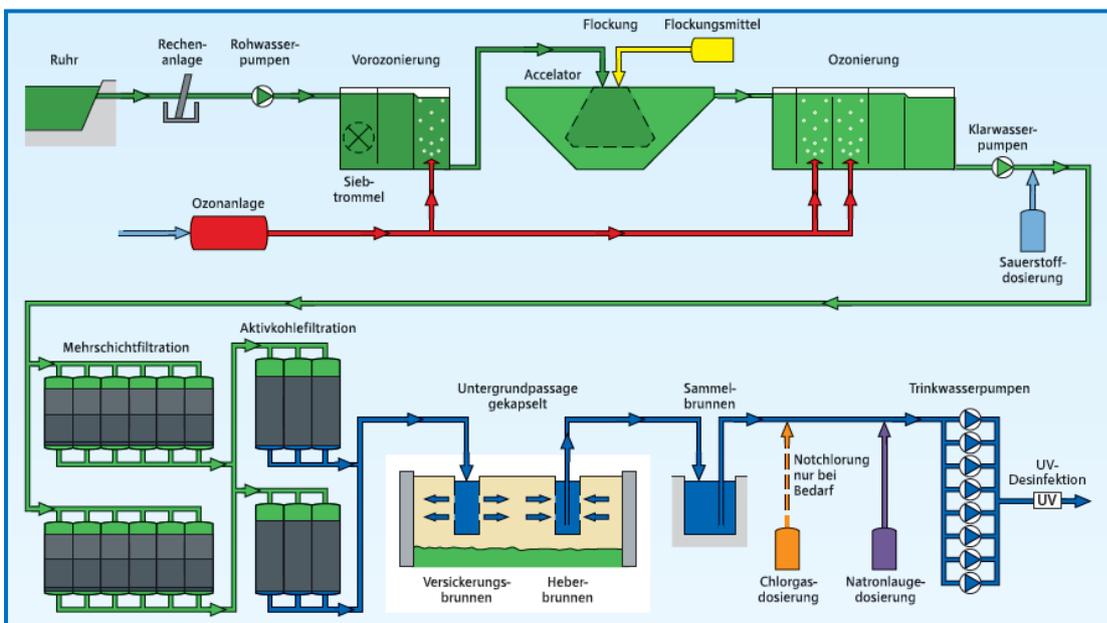


Abbildung 48: Aufbereitungsschema WW Styrum-West (Quelle: RWW)

Der wesentliche Unterschied zwischen diesen beiden Verfahrensvarianten des Mülheimer Verfahrens besteht in der Anordnung der Untergrundpassage und Grundwasseranreicherung, die in Styrum-Ost

am Anfang des Prozesses, in den anderen RWW -Ruhrwasserwerken am Ende des Prozesses steht. Weiterhin entfällt im Werk Styrum-Ost die Flockungsstufe, da das rückgewonnene Bodenfiltratwasser nach der Untergrundpassage keine ausflockbaren Trübstoffe mehr enthält.

4.5.2 Ergebnisse einer Potenzialanalyse ausgewählter Ruhrwasserwerke

Eine Auswertung von Datenaufzeichnungen der RWW für die einzelnen Aufbereitungsschritte in den besonders hinsichtlich der Trockenperioden relevanten Jahren 2003, 2006 und 2007 (s. Kap. 4.3) ergab, dass die Trinkwasserqualität der verschiedenen Wasserwerke nicht beeinträchtigt gewesen war. Das Mülheimer Verfahren als Multi-Barrieren-System inkl. Bodenpassage, Ozonung und Biofiltration zeigte hohe Robustheit gegenüber dem identifizierten Konzentrationsanstieg kritischer Rohwasserinhaltsstoffe. Lediglich eine minimale Aufkeimung (Erhöhung Coliforme Bakterien und Koloniezahlen, d. h. KBE 20°C) während der Bodenpassage im WW Styrum-West (nach Aufbereitung, vor Desinfektion) konnte beobachtet werden. Auch die Bodenpassage im Wasserwerk Styrum-Ost (erster Aufbereitungsschritt vor Eintritt in das Wasserwerk) zeigte bei den genannten extremen Trockenperioden erhöhte mikrobiologische Belastungen im Ablauf, was auf eine hydraulische Überlastung der Anlage bei stark erhöhten Keimzahlen im Rohwasser der Ruhr oder hydraulische Kurzschlüsse durch Trocknungsrisse im Untergrund spricht. Auffällig war bei der beobachteten langen Trockenperiode im Jahr 2003 ein Ansteigen der Trinkwassertemperatur auf 25 °C und mehr. Bei so hohen Trinkwassertemperaturen muss generell mit einer Aufkeimung innerhalb des Verteilungssystems gerechnet werden. Vorteilhaft für den Projektpartner RWW stellt sich hier der geringe AOC-Gehalt des Trinkwassers dar, der eine Aufkeimung erschwert. Für die weiterführenden Arbeiten und Ergebnisse in Bezug auf die mikrobiologische Aktivität des Trinkwassers innerhalb der Trinkwasserverteilungssysteme kann auf die entsprechenden Arbeiten im Rahmen der *dynaklim*-Aktivität A4.1.3 verwiesen werden (u.a. Grobe et al., 2014).

Nach dieser Bewertung, basierend auf historischen Analyseergebnissen, sollten die bestehenden Aufbereitungsanlagen der Wasserwerke (s. Abbildung 47 und Abbildung 48) einer detaillierten verfahrenstechnischen Analyse hinsichtlich ihrer Leistungsfähigkeit bei den ermittelten Extremsituationen unterzogen werden. Hierbei ergaben sich folgende wesentliche Ergebnisse (in Ergänzung zu den allgemein diskutierten Lösungsansätzen für die einzelnen Verfahren in Kap. 4.4).

Flockung

Im Rahmen des Mülheimer Verfahrens werden zur Entfernung der im Wasser dispergierten Partikel neben anderen Verfahren auch Schnellflockeranlagen z. B. des Typs Accelator® eingesetzt.

Diese sind in den Jahren 1961 bis 1963 unter Berücksichtigung anderer stärkerer Rohwasserbelastungen ausgelegt und gebaut worden. Vor dem Hintergrund der Verbesserung der Wasserqualität der Ruhr ist eine Anpassung des Verfahrens gewünscht. Ziel der Anpassung soll eine Verbesserung der Reaktion des Systems auf die unterschiedlichen Rohwasserzusammensetzungen und klimatischen Bedingungen die sich im Jahresverlauf ergeben sowie nach Möglichkeit die Steigerung des Durchsatzes sein.

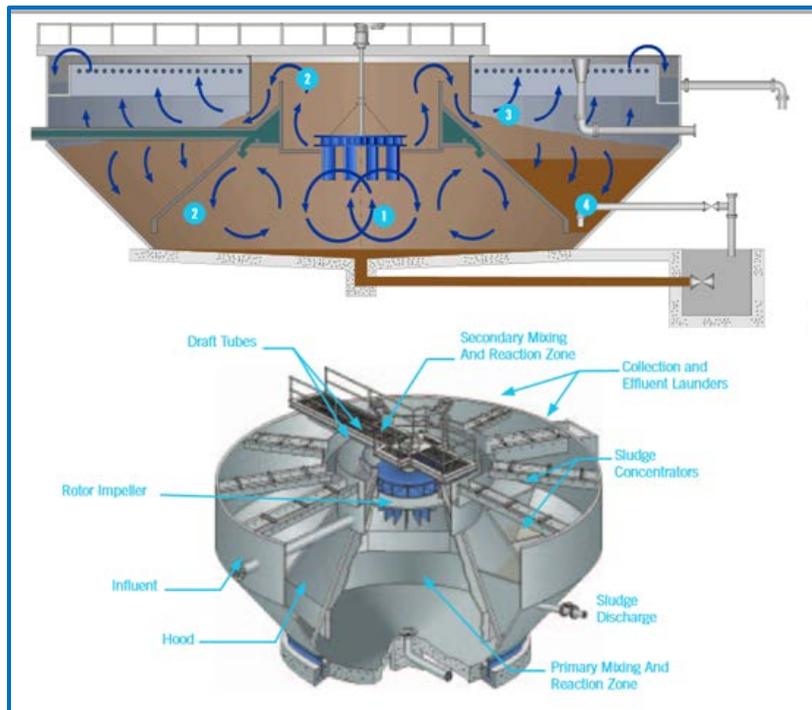


Abbildung 49: Schematischer Aufbau eines Accelerators® (Quelle: Degrément Technologies, 2014)

(mit 1: Rotor in der primären Misch- und Reaktionszone, 2: Interne Rezirkulation und sekundäre Misch- und Reaktionszone, 3: Dynamische Separation mit Klarwasserabzug, 4: Schlammabsetzraum und -abzug)

Betriebliche und verfahrenstechnische Imperfektionen

Eine Adaption der Flockeranlagen an wechselnde Rahmenbedingungen findet derzeit ausschließlich über eine Anpassung der Dosiermengen von Flockungsmittel und Flockungshilfsmittel statt. Diese werden durchsatzproportional zugegeben. Die spezifische Dosis wird bei Bedarf in Abhängigkeit der Rohwasserbeschaffenheit, welche im Labor analysiert wird, reaktiv angepasst. Dabei werden die Ablaufwerte der Flockeranlagen (z.B. Trübung) nicht berücksichtigt. Von den früheren Optionen zur Beeinflussungen des Anteils an rezirkuliertem Schlamm stehen nur noch die Frequenz und der Grad einer Abschlämzung zur Verfügung, die das Ausmaß des sich ausbildenden Schlammspiegels beeinflussen. Mischorgane, die auch einem Pumpeneffekt für die Rezirkulation ausüben, lassen sich nicht mehr in der Drehzahl regeln. Die Höhenposition des radial wirkenden Förderspalts für diesen Pumpeneffekt ist nicht mehr zu verstellen.

Die Acceleratoren® sind in Bezug auf Durchsatzänderungen sehr reaktionsträge (max. Gradient im derzeitigen Betrieb: 200 m³/h), wodurch je nach Umstand entsprechend lange Zeiträume nötig sind, um sie auf einen spezifischen Durchsatz einzustellen. Sie lassen sich an die bereits erwähnten veränderten Rohwasserbelastungen im Einlauf somit nicht frühzeitig anpassen, zumal keine Steuermöglichkeit in Abhängigkeit von relevanten, online gemessenen Qualitätsparametern im Rohwasser besteht.

Neben kritischen Belastungen, die durch Hochwasser entstehen können, ergeben sich im Jahresverlauf weitere Änderungen der Feststofffracht der Ruhr. Diese entstehen durch den Jahreszeitwechsel sowie durch Starkregenereignisse mit den einhergehenden Tiefdruckgebieten. Mit Beginn der Algenblüte in der Ruhr verschlechtert sich der Flockungsprozess in der Anlage, da durch die CO₂-Zehrung bei der deutlich verstärkten Photosynthese der pH-Wert ansteigt. Der pH-Wert der Ruhr steigt hier von Werten um 7 in Bereiche von 8 bis 9, bei denen die eingesetzten Chemikalien nicht mehr optimal arbeiten können. Eine pH-Wert-Absenkung ist im Prozess bisher nicht vorgesehen.

In den kälteren Zeiträumen des Jahres hingegen ist die Ruhr derart gering belastet, dass es theoretisch möglich wäre, geringere Mengen Flockungsmittel einzusetzen. Dies ist aber durch die Prozessführung im Accelator® nicht möglich. Bei Starkregenereignissen können Hochwässer in der Ruhr entstehen. Sie haben einen erodierenden Effekt auf die Gewässersohle und Ihre Randbereiche, dadurch gelangen in kurzer Zeit größere Mengen Geschiebe und Partikel in den Einlauf der Anlage, gefolgt von Mengen besonders sauberen Wassers. An diese Belastungen kann der Accelator® nicht eingestellt werden. Wie bereits erwähnt ist er reaktionsträge und es ist nicht möglich, zeitnah auf die auftretenden Belastungen zu reagieren. Der im Flocker erzeugte Schlamm hat eine geringe Dichte und die erzeugte Flocke ist insgesamt sehr voluminös. Wenn ein Tiefdruckgebiet über den Anlagenstandort zieht, reichen oft schon die veränderten Luftdruckverhältnisse aus, um infolge Sauerstoffausgasung das Schlammbett auftreiben zu lassen. So können verstärkt Trübstoffe über den Klarwasserablauf in die nachgelagerten Aufbereitungsstufen (Mehrschichtfiltration ...) gelangen und verbleiben in den Filtern. Diese müssen häufiger gespült werden. Der Flocker selbst verliert dadurch ganz oder teilweise sein Flockenbett, das für die Stabilisierung der Flockungsbettes und der Flockenabscheidung im Schlammkontaktverfahren benötigt wird. Um es im Flocker wieder erneut zu etablieren, wird einen Zeitraum von mehreren Tagen benötigt (je nach Umweltbedingungen).

Mögliche Optimierungsansätze

Im Rahmen von *dynaklim* wurde eine umfassende Bestandsaufnahme und Zustandsanalyse der Flockungsstufen in den Mülheimer Ruhr-Wasserwerken der RWW durchgeführt sowie konkrete Vorschläge zur Verbesserung der Leistungsfähigkeit für die Flockungsanlage im Wasserwerk Styrum-West (Accelator®) erarbeitet. Es ist davon auszugehen, dass viele der vorgeschlagenen Maßnahmen in ähnlicher Weise bei dem im Wasserwerk Essen-Kettwig eingesetzten Accelator® umgesetzt werden könnten. Die entwickelten Maßnahmen wurden nach folgenden Kategorien bewertet:

- Wirkung = Einfluss auf den Flockungs- und Sedimentationsprozess
- Kosten = Neubau-, Umbau-, Anschaffungskosten
- Aufwand = Personal- und Materialkosten im Bestand

Es lässt sich feststellen, dass es viele mögliche Optimierungsansätze für den untersuchten Accelator® gibt, von denen der Großteil durch die gängigen Theorien der Flockung, Fällung sowie der Hydraulik bestärkt werden können. Es ist gelungen, den Prozess, der im Accelator® stattfindet, in Ansätzen nachzubilden um qualitative Aussagen über diesen treffen und Optimierungsstrategien ableiten zu können.

Bei der Bewertung wurde herausgearbeitet, dass die untersuchten Maßnahmen zum Teil sehr unterschiedliche Ansatzpunkte haben und entsprechende Betriebsversuche durchgeführt werden müssten, um Verbesserungseffekte für den Accelator®, d. h. die Wasserqualität im Ablauf aber auch die Schlammkonsistenz (Schlammindex) zu prüfen. Da die Realisierung der einzelnen empfohlenen Maßnahmen einen unterschiedlichen betrieblichen Aufwand erfordert, wurde dieser insofern berücksichtigt, dass eine mittelfristige Umsetzbarkeit im Vordergrund stand.

- Es ist an erster Stelle die Verlegung der Dosierstelle aus dem Accelator® heraus in dessen Zulaufverrohrung eine der Maßnahmen mit dem höchsten Potenzial für eine Leistungssteigerung des Flockungs-/Sedimentationsprozesses; zudem entstehen durch deren Umsetzung nur geringe Kosten und praktisch keine zusätzlichen laufenden Kosten.
- Zur weitergehenden Umsetzung dieser Maßnahme sollte optional über die Optimierung der Inline-Mikroflockung im Rohr nachgedacht werden. Hierbei werden in dem als „Zone 0.2“ ausgewiesenen Rohrabschnitt zusätzlich statische Mischorgane eingebracht um die Stoßfrequenz der Partikel und gebildeten Mikroflocken zu erhöhen und homogene Primärflocken mit einer hohen Dichte zu erzeugen, bevor das Rohwasser in die „primäre Mischkammer“ des Accelators® gelangt.
- Der Einsatz von Parallelplattenabscheidern zur Erhöhung der Sedimentationsfläche (Verringerung der Flächenbelastung einer gesamten Sedimentationsfläche) in der tertiären Kammer ist

ebenfalls eine sinnvolle Maßnahme, um die Abscheideleitung des Flockers und sein dynamisches Verhalten zu verbessern. Mithilfe der sog. Lamellenabscheider können durch verkürzte Sedimentationswege Flocken besser abgetrennt und auch das Auftreiben des Flockenbetts besser verhindert werden.

- Um die Fahrweise des Accelators® besser an die Umgebungsbedingungen anpassen zu können, kann der Einsatz von Messtechnik im Zulauf des Accelators® sinnvoll sein, um einen Steuer-/Regelalgorithmus einzubinden, der Anpassungen indiziert oder ausführt.
- Es kommt darüber hinaus in Betracht, mittels radialer Strömungsbleche im Accelator® eine bessere Hydrodynamik zu erzielen. Jedoch sollten hier im Vorfeld einer Umsetzung eine erneute der Strömungsprofile und eine Simulation der Wirkung von Strömungsblechen (bspw. mittels CFD-Simulation) erfolgen.
- Eine Stabilisierung des pH-Wertes, bspw. in Zeiten von Algenblüten mit erhöhten pH-Werten, könnte die Wirksamkeit der Flockung in Bezug auf die Partikelentfernung und der Ausbildung sedimentierfähiger Flocken auch in diesen Phasen sicherstellen.

Insgesamt lässt sich feststellen, dass die Optimierung des bestehenden Prozesses möglich und sinnvoll ist. Für den Accelator Styrum-West ließ sich zeigen, dass mehrere Ansätze zur Verbesserung des Verfahrensapparates sinnvoll erscheinen und kurz- bis mittelfristig umsetzbar sind. Generell ist die Flockungsstufe in den untersuchten RWW-Wasserwerken jedoch als wenig flexibel und damit wenig robust gegenüber veränderten Rohwasserbedingungen zu bewerten. Dies liegt zum einen an der bauartbedingte Kopplung vieler Verfahrensparameter durch die wenigen vorgegebenen Einstelloptionen und -organe. Zum Beispiel fungiert der eingebaute Rührer nicht nur als Rührorgan, sondern auch als Umwälzpumpe und somit für die Schlammrezirkulation. Zum anderen sind die eingeschränkten Einstellmöglichkeiten der alten Anlagentechnik, wie z. B. die Variation der Rührerdrehzahl, zu nennen. Beide Randbedingungen führen zu einer sehr eingeschränkten Flexibilisierungsmöglichkeit der Durchsatzleistung mit der Konsequenz, dass z. B. höhere Durchsätze relativ schnell eine erhöhte Ausgangstrübung verursachen.

Die beschriebenen Optimierungsansätze stellen modelltheoretische Berechnungen und theoretische Überlegungen auf Basis der Bestandsdokumentationen, Messungen von Strömungsgeschwindigkeiten im Flocker und der Erfahrungen der RWW-Mitarbeiter sowie der IWW-Mitarbeiter dar. Die Abhängigkeit der Wasserqualität im Ablauf der Flocker konnte aber aufgrund der eingestellten Einstellmöglichkeiten des Flockers nicht praktisch in Form von konkreten Lasttests nachgewiesen werden. Vor diesem Hintergrund werden die Ergebnisse derzeit bei RWW diskutiert, und es wird über mögliche Alternativen und Umsetzungsstrategien nachgedacht. Sollte die Flockungsstufe wesentlich verbessert oder sogar ersetzt werden, würde sich eine massive Entlastung der nachfolgenden Mehrschichtfiltration hinsichtlich evtl. Trübungsdurchbrüche bei Hochwasserwellen ergeben. (Details s. Zohlen, 2012)

Ozonung

Nach Flockung (im WW Styrum-West) bzw. nach Untergrundpassage im WW Styrum-Ost folgt die Ozonung. Hier wird dem voraufbereiteten Wasser Ozon in Form eines Luft-Ozon-Gemisches zugegeben. Neben seiner stark desinfizierenden Wirkung kommt dem Ozon eine wichtige Bedeutung bei der Oxidation von organischen Spurenstoffen zu. Da erhöhte Spurenstoffgehalte u.a. aufgrund der zukünftig häufiger zu erwartenden sommerlichen Trockenperioden mit Niedrigwasserführung auftreten können, wurden im Rahmen von *dynaklim* hierzu weitergehende Untersuchungen im Rahmen einer Pilotierung am Standort des Wasserwerkes Styrum-Ost durchgeführt (s. Staben et al., 2014).

Betriebliche und verfahrenstechnische Imperfektionen

In der Wasserwerkspraxis werden verschiedene Dosieralgorithmen bei der Ozonung angewendet. Die einfachste Form der Betriebsweise stellt die Zugabe einer festen Ozondosis in Abhängigkeit von dem Wasserdurchsatz dar. Unabhängig von der Wasserqualität wird dem Wasser hierbei mengenproportional das Oxidationsmittel z. B. nach Erfahrungswerten oder begrenzt durch Restozongehalte oder Nebenproduktbildung zugegeben. Bei dieser Art der Oxidation findet keine Anpassung an wechselnde Wasserqualitäten statt, wodurch unterschiedliche Ozonexpositionen und damit Abbauraten für im Wasser enthaltene oxidierbare Substanzen erreicht werden. Eine sichere Einhaltung von Aufbereitungszielen kann so nicht wirtschaftlich erreicht und auch nicht nachgewiesen werden.

Eine Verbesserung zu dieser betrieblichen Praxis besteht in der Steuerung der Ozondosis in Abhängigkeit von einer festgelegten Restozonkonzentration. Hierbei wird die Ozon-Restkonzentration nach dem Kontaktbecken oder Zulauf der nachfolgenden Aufbereitungsstufe auf einen Sollwert geregelt; dieser wird hierfür online gemessen und in die Regeleinrichtung zurückgeführt. Dieser Ansatz berücksichtigt indirekt eine bspw. durch saisonale Effekte verursachte Variation in der Ozonzehrung des Rohwassers und variiert die Ozondosis entsprechend. Dadurch werden jederzeit ein Mindestrestozongehalt und eine Nutzung des gesamten zur Verfügung stehenden Reaktionsraumes für die Ozonung sichergestellt.

Nachteilig an dieser Art des Anlagenbetriebs stellt sich dar, dass in der Regel im Wasserwerksbetrieb keine ausreichenden Informationen über die bei verschiedenen Durchsätzen realen Aufenthaltszeiten und die im Reaktor an verschiedenen Stellen wirksamen Ozonkonzentrationen vorliegen. Das führt dazu, dass bei dieser Form der Regelung die wirksame Ozonexposition ($\int c_{O_3} dt$) nicht bekannt und damit keine Kontrolle über die reale Oxidationsleistung in Bezug auf den Abbau gezielter Wasserinhaltsstoffe möglich ist. Die verbleibende Konzentration c_S eines Stoffes nach einer beliebigen Einwirkzeit t eines Oxidationsmittels ist nach folgender Formel eine Funktion aus Initialkonzentration des zu oxidierenden Stoffes c_0 , dessen Geschwindigkeitskonstante k für die Reaktion des Stoffes mit dem Oxidationsmittel und die Exposition ($\int c_{Ox} dt$) des Oxidationsmittels nach der Einwirkzeit t ist. Die Oxidationsleistung der Ozonung ist dabei mit separaten kinetischen Konstanten mit Hilfe der Formel 6 zu berechnen: Für die Ozonkonzentration und für die daraus anteilig gebildete OH-Radikalkonzentration.

$$\frac{c_S}{c_0} = \exp \left(-k_{O_3} \cdot \int_0^{t_R} c_{O_3} dt - k_{OH^\circ} \cdot \int_0^{t_R} c_{OH^\circ} dt \right)$$

Formel 6: Stoffabbau bei der Oxidation von Wasser (kinetischer Ansatz)

Abbildung 50 zeigt die Auswirkung der konservativen Regelung nach Restozongehalt auf die Ozonexposition. Um in dem untersuchten Langsamsandfiltrat der Ruhr eine Restkonzentration von 0,4 mg/l nach einer Reaktionszeit von (10 min)⁹ zu erreichen, muss 1 mg/l O₃ dosiert werden. Dies entspricht formal einer rechnerischen Ozonexposition von 240 mg/l·s (blaues Rechteck in Abbildung 50).

⁹ häufige Auslegung gemäß DVGW W 225: DVGW, 2002

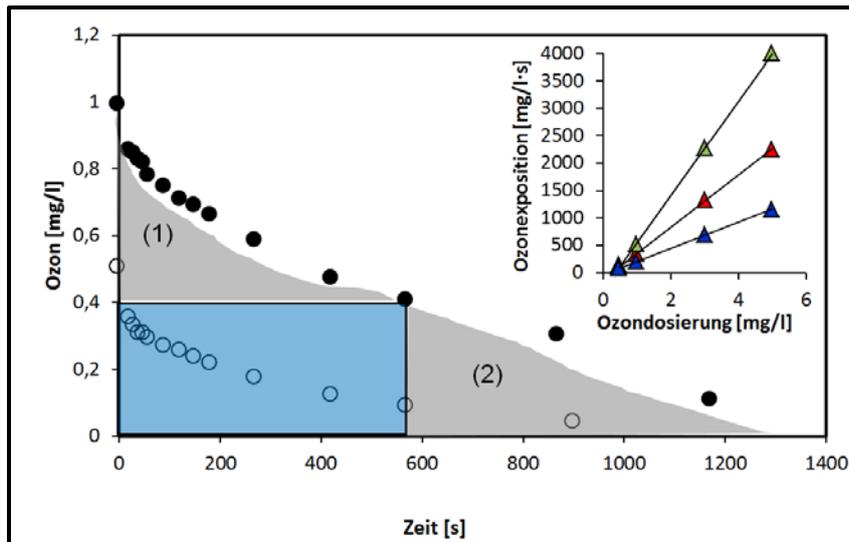


Abbildung 50: Ozonzehung und Ozonexposition im Langsamsandfiltrat der Ruhr (Quelle: Staben et al., 2014)

Ozonprofile: ● $c_0 = 1 \text{ mg/l O}_3$, ○ $c_0 = 0,5 \text{ mg/l O}_3$;

blaue Fläche: übliche Auslegung nach DVGW/2002: $0,4 \text{ mg/l O}_3$ für 10 Minuten: $ct=240 \text{ mg/l}\cdot\text{s}$;

graue Flächen: zusätzliche Exposition unter Berücksichtigung der Ozonzehung; mit (1): zusätzliche Exposition bis 10 min Reaktionszeit; mit (2): zusätzliche Exposition nach 10 Minuten Reaktionszeit bis zur vollständigen Ozonzehung;

Verkleinerte Grafik: Ozonexposition vs. Ozondosierung nach bestimmten Reaktionszeiten (grün: 20 Minuten; rot: 10 Minuten; blau: 5 min)

Wird die tatsächliche Ozonzehung berücksichtigt (Fläche 1 in Abbildung 50), ergeben sich höhere, wirksame Ozonexpositionen ($340 \text{ mg/l}\cdot\text{s}$ nach 10 Minuten Reaktionszeit). Wird für die Berechnung der Ozonexposition die Zeit bis zur vollständigen Ozonzehung herangezogen (Flächen 1 und 2), ergibt sich eine Ozonexposition von über $500 \text{ mg/l}\cdot\text{s}$, wodurch die (im Beispiel) geforderte Ozonexposition von $240 \text{ mg/l}\cdot\text{s}$ um etwa das Doppelte übertroffen wird. Es ist deutlich erkennbar, dass die Effizienz eines Ozonreaktors mit der hydraulischen Verweilzeit steigt, da der ggf. nicht nutzbare Anteil des Restozons im Ablauf des Reaktors sinkt. Bei einer hydraulischen Verweilzeit von 10 Minuten kann im Vergleich zu der konventionellen Regelung durch Berücksichtigung der Ozonzehung des Wassers die Ozondosis um ca. 20 % (Ozondosis $0,8 \text{ mg/l}$ statt $1,0 \text{ mg/l}$) gesenkt werden, um eine Exposition von $240 \text{ mg/l}\cdot\text{s}$ zu erreichen.

Neben den ökonomisch und ökologischen Nachteilen einer Überdosierung führen zu hohe Ozonzugaben zu einer verstärkten Nebenproduktbildung, weshalb diese nach Möglichkeit zu reduzieren/vermeiden sind.

Aufgrund der hohen Bromidgehalte der Ruhr begrenzt die Bildung des Oxidationsnebenproduktes Bromat (Grenzwert im Trinkwasser: $10 \mu\text{g Bromat/l}$) die spezifischen Ozonzugaben auf im Mittel $0,4$ bis $0,5 \text{ mg/l}$ (2011 und 2012, WW Styrum-Ost). Hierdurch sind die Reaktionsmöglichkeiten der konventionellen Ozonung auf z. B. erhöhte Spurenstoffgehalte bei Niedrigwasser der Ruhr stark eingeschränkt und eine Dynamisierung der Ozondosis in Abhängigkeit von der Wasserqualität ist nur in geringem Maße möglich.

Mögliche Optimierungsansätze

1) Bedarfsoptimierte Ozonzugabe

Eine Verringerung der durch die Regelung der Ozon-Restkonzentration bewirkten unnötig hohen Ozonexposition aufgrund fehlender Kenntnisse über die reale Oxidationsleistung ist z. B. durch eine Regelung der Ozonzugabe nach einer gewünschten Ozonexposition möglich. Hierfür muss die Verweilzeitverteilung des Kontaktbehälters genau bekannt sein, und die Ozonzehung ist mit einer an das hydraulische Verweilzeitverhalten und den Verlauf der Ozonzehung angepassten Anzahl an Ozonsensoren (mindestens 3-4) online zu erfassen.

Eine Regelung der Ozondosierung nach Ozonexposition hat folgende Vorteile:

- Einsparung von Ozon (und damit elektrischer Energie)
- Minimierung der Nebenproduktbildung
- Konstante Desinfektions- und Oxidationsleistung auch bei z. B. wechselnden Wasserqualitäten oder Durchsatzmengen wie diese durch den Klimawandel zu erwarten sind

Die entwickelte und über ein Jahr im Pilotmaßstab am Wasserwerksstandort getestete Regelung der Ozonzugabe anhand der Ozonexposition (ct-Wert) inkl. der verwendeten Messtechnik erwies sich als sehr robust, störungs- und wartungsarm, so dass diese Art der Regelung für den Einsatz in großtechnischen Ozonanlagen bei der Trinkwasseraufbereitung empfohlen werden kann (s. Kap. 4.4.5). Neben der eigentlichen Einbindung in die bestehende Anlagensteuerung sind online-Ozonsensoren im Reaktionsraum zur Aufnahme der Ozonzehrung erforderlich, die gemäß Hydraulik des Reaktors bzw. Verweilzeitverteilung an geeigneten Stellen zu platzieren sind. Eine nachträgliche Einbindung in den bestehenden Anlagenbestand ist aufgrund des geringen apparativen Aufwands in den meisten Fällen mit geringem Aufwand möglich. Im Vorfeld sollten Laborversuche durchgeführt werden, um eine Vorhersage der Eliminationsleistungen für verschiedene Wasserinhaltsstoffe bei verschiedenen Wasserqualitäten zu ermöglichen. Sind diese Zusammenhänge bekannt, lässt sich eine Regelung installieren, die geeignet ist, die für das jeweilige Oxidationsziel erforderliche Ozonexposition jederzeit unabhängig von der Wasserqualität zu erreichen.

Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen für Wasserwerke an der Ruhr mit den üblichen Ganglinien von Wassertemperatur und Wasserbeschaffenheit (DOC) haben ergeben, dass sich im Vergleich zu einer Ozonung mit fester Ozondosis durch die Verwendung einer Regelung nach ct-Wert die spezifischen Aufbereitungskosten um mehrere Cent/m³ senken lassen. (Details s. Schoth, 2014).

2) Prognose der Abbauleistung für organische Spurenstoffe anhand von Ozon- und OH-Radikalexposition

Bei Kenntnis von Ozon- und OH-Radikal-Exposition, welche sich in Laborversuchen für charakteristische Zusammensetzungen des jeweiligen Wassers ermitteln lassen, lässt sich die Abbauleistung einer Ozonanlage für spezifische Wasserinhaltsstoffe prognostizieren und vereinfacht kontrollieren (s. auch Kap. 4.4.5).

Am Beispiel des Humanarzneimittels Ibuprofen ließ sich nachweisen, dass der aufgrund der theoretisch über die Ermittlung von Ozon- und OH-Radikal-Expositionen berechnete Spurenstoffabbau (Aufnahme der Abbaukinetik im Labormaßstab) mit dem tatsächlichen Abbau sowohl im Labor als auch in der Pilotanlage vergleichbar gut übereinstimmt (s. Abbildung 51).

Daraus kann gefolgert werden, dass die angewendete Methodik zur Vorhersage der Abbauraten für Spurenstoffe auf Anlagen in größerem Maßstab übertragbar ist und damit als Grundlage für eine Regelung der Ozondosierung in Abhängigkeit vom Aufbereitungsziel sinnvoll angewendet werden kann (Staben et al., 2014). Anhand der für die jeweilige Wasserqualität ermittelten Ozon- und OH-Radikalexposition lassen sich für jeden beliebigen Stoff für den die kinetischen Konstanten für den Abbau durch Ozon und OH-Radikale bekannt sind, theoretisch mögliche Abbaugrade errechnen (s. Tabelle 7).

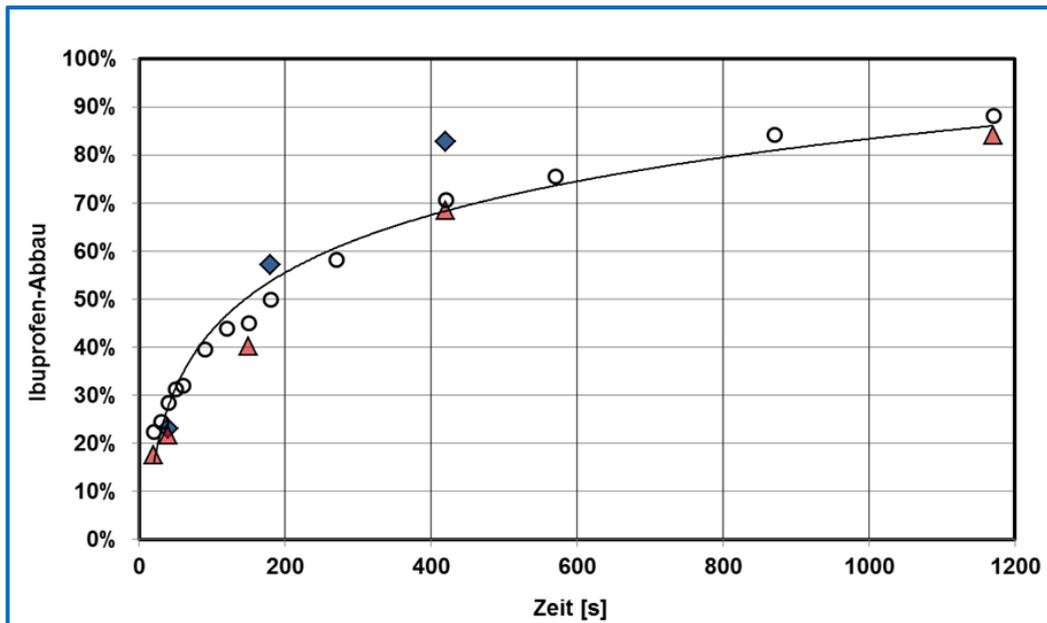


Abbildung 51: Theoretischer und realer Ibuprofenabbau im Langsandsandfiltrat der Ruhr (Staben et al., 2014)
(Ozondosierung ≈ 5 mg/l; \circ : Errechneter Ibuprofenabbau aus gemessener \bullet OH-Radikalbildung und Ozonexposition bei 8 °C,
 \diamond : Erzielter Ibuprofenabbau an der Pilotanlage bei 8 °C; Δ : Erzielter Ibuprofenabbau im Laborversuch bei 8 °C)

3) Anwendung von AOP-Prozessen (Peroxon-Verfahren)

Weiterhin konnte gezeigt werden, dass mit Hilfe einer variablen Dosierung von Wasserstoffperoxid (H_2O_2) im s.g. Peroxon-Prozess die Bromatbildung kontrolliert und eine weitergehende Oxidation von organischen Zielsubstanzen auch bei erhöhten Bromidgehalten im Rohwasser, wie diese z. B. bei sommerlichen Niedrigwasserperioden in Oberflächengewässern auftreten können, ermöglicht.

Laborversuche haben gezeigt, dass selbst bei sehr hohen Ozondosierungen von 3 mg/l und 5 mg/l schwer abbaubare Spurenstoffe wie MTBE oder Amidotrizoesäure nicht vollständig aus dem Langsandsandfiltrat der Ruhr abgebaut werden können (s. Tabelle 7). Bei einer Kombination von Ozon und H_2O_2 konnte die theoretische Abbaurrate von MTBE auf 100 % und von Amidotrizoesäure auf mindestens 80 % gesteigert werden (Ozondosis von 3 mg/l, H_2O_2 / O_3 -Verhältnis von 1:1; s. Schoth, 2014).

Stellt die Bromatbildung allerdings einen limitierenden Faktor für die Ozonzugabe dar, wie dies an der Ruhr aufgrund der teilweise sehr hohen Bromidgehalten der Fall ist, sind hohe H_2O_2 -Überschüsse (im Versuch von $< 5:1$) erforderlich, um die Bromatbildung bis unterhalb des Grenzwertes der Trinkwasserversordnung zu senken (s. auch Gaba, 2013).

Ein Vorteil des Peroxon-Verfahrens ist die Möglichkeit der nachträglichen Integration in bestehende Ozonanlagen ebenso wie die Möglichkeit einer bedarfsweisen Dosierung in Zeiten erhöhter Rohwasserbelastungen wie z. B. bei Trockenwetter oder nach einer Havarie. Bei Anwendung des Peroxon-Verfahrens ist allerdings die aufgrund der beschleunigten Ozonumsetzung in OH-Radikale reduzierte Desinfektionswirkung zu beachten.

Tabelle 7: Potenzieller oxidativer Abbau von Wasserinhaltsstoffen im Langsandsandfiltrat der Ruhr bei verschiedenen Ozondosen

| Elimination/Inaktivierung in % | | Ozondosierkonzentration in mg/l: | | | | | |
|---------------------------------|---------------------|----------------------------------|----------|----------|----------|----------|----------|
| | | 0,5 | 0,6 | 1,0 | 1,1 | 3,0 | 5,0 |
| | | Ozonexposition in mg/l-s: | | | | | |
| | | 142 | 166 | 379 | 412 | 1304 | 2339 |
| | | Ozonexposition in M-s : | | | | | |
| | | 2,96E-03 | 3,45E-03 | 7,89E-03 | 8,58E-03 | 2,72E-02 | 4,87E-02 |
| | | OH-Radikalexposition in M-s : | | | | | |
| | | 4,85E-11 | 4,30E-11 | 9,30E-11 | 9,48E-11 | 1,18E-10 | 1,63E-10 |
| Wasserinhaltsstoff ↓ | Typ ↓ | | | | | | |
| 2-Methylisoborneol (MIB) | Algenprodukt | 16% | 15% | 30% | 31% | 47% | 62% |
| Geosmin | Algenprodukt | 35% | 32% | 57% | 58% | 71% | 84% |
| Mycrocystin-LR | Algenprodukt | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% |
| pCBA | Industriechemikalie | 22% | 19% | 37% | 38% | 45% | 56% |
| CaDTPA3- | Komplexbildner | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% |
| CaEDTA2- | Komplexbildner | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% |
| EDTA4- | Komplexbildner | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% |
| Fe(III)EDTA | Komplexbildner | 63% | 69% | 93% | 94% | 100% | 100% |
| Fe(III)NTA | Komplexbildner | 1% | 1% | 1% | 2% | 2% | 3% |
| Benzen | Kraftstoffadditiv | 32% | 29% | 53% | 54% | 63% | 75% |
| Ethanol | Kraftstoffadditiv | 9% | 8% | 16% | 17% | 21% | 28% |
| MTBE | Kraftstoffadditiv | 9% | 8% | 16% | 17% | 20% | 27% |
| Trichloroethylen | Lösungsmittel | 16% | 14% | 28% | 28% | 34% | 43% |
| B. subtilis Sporen | Mikroorganismus | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% |
| Cryptosporidium parvum ooZysten | Mikroorganismus | 86% | 90% | 100% | 100% | 100% | 100% |
| E-coli | Mikroorganismus | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% |
| Giardia lamblia Zysten | Mikroorganismus | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% |
| Giardia muris Zysten | Mikroorganismus | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% |
| Rotavirus | Mikroorganismus | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% |
| Bromoform | Nebenprodukt | 1% | 1% | 1% | 1% | 2% | 3% |
| Chloroform | Nebenprodukt | 0% | 0% | 1% | 1% | 1% | 1% |
| Iodoform | Nebenprodukt | 29% | 27% | 49% | 49% | 59% | 71% |
| Trichloracetat | Nebenprodukt | 0% | 0% | 1% | 1% | 1% | 1% |
| N-nitrosodimethylamine (NDMA) | Nebenprodukt | 2% | 2% | 4% | 4% | 5% | 7% |
| Alachlor | Pestizid | 30% | 27% | 49% | 50% | 61% | 73% |
| Atrazin | Pestizid | 15% | 14% | 28% | 29% | 40% | 54% |
| Carbofuran | Pestizid | 89% | 91% | 100% | 100% | 100% | 100% |
| Amidotrizoesäure | Pharmazeutika | 4% | 4% | 9% | 9% | 12% | 17% |
| Bezafibrat | Pharmazeutika | 88% | 91% | 100% | 100% | 100% | 100% |
| Carbamazepin | Pharmazeutika | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% |
| Clofibrinsäure | Pharmazeutika | 25% | 24% | 45% | 46% | 67% | 82% |
| Diazepam | Pharmazeutika | 30% | 27% | 49% | 50% | 58% | 70% |
| Diclofenac | Pharmazeutika | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% |
| Ibuprofen | Pharmazeutika | 32% | 30% | 53% | 54% | 68% | 81% |
| Iopromid | Pharmazeutika | 15% | 13% | 27% | 27% | 34% | 44% |
| Roxithromycin | Pharmazeutika | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% |
| Sulfamethoxazol | Pharmazeutika | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% | 100% |

*Für diese Inhaltsstoffe liegt kein $k_{OH\cdot}$ [$M^{-1}s^{-1}$] zur Berechnung des Abbaus mit OH-Radikalen vor

**Für diese Inhaltsstoffe liegt kein k_{O_3} [$M^{-1}s^{-1}$] zur Berechnung des Abbaus mit O_3 vor

Mehrschichtfiltration

Der Ozonung folgt im Rahmen des Mülheimer Verfahrens eine Mehrschichtfiltration. Deren Feststoffbelastung und damit die erreichbaren Parameterwerte (z. B. Trübung) im Filtrat hängen maßgeblich von den Ablauftrübungen der Flockungs-/Sedimentationsstufe ab.¹⁰

Generell lässt sich sagen, dass für die Leistungsfähigkeit einer Filterstufe neben der richtigen Auslegung eine möglichst optimale Filterrückspülung als Regenerationsschritt für das Filterbett von entscheidender Bedeutung ist. Im Bett verbleibende Trübstoffe vermindern die Nettoaufnahmekapazität, während eine zu starke Spülung die Startbedingungen insbesondere für die biologischen Prozesse der Filtration negativ beeinflussen. Die Wasserverluste infolge Filterspülung und ggf. auch Erstfiltratabschlag definieren zusammen mit dem filtrativ durchgesetzten Wasservolumen die Wasserausbeute des Verfahrens.

Betriebliche und verfahrenstechnische Imperfektionen

Bei der Untersuchung der Mehrschichtfilter wurden u.a. nachteilige Veränderungen des Bettaufbaus (Filtermaterialverlust) festgestellt, die auf nicht optimale Filterspülungen zurück zu führen waren. Eine mögliche Ursache könnte in der fehlenden Anpassung der Spülwassermengen an unterschiedliche Wassertemperaturen liegen, was aufgrund der in Kap. 4.4.3 beschriebenen Viskositätsveränderungen zu unterschiedlichen Spülgeschwindigkeiten und damit zu unterschiedlichen Spülerfolgen sowie zum Austrag von Filtermaterial (bei sehr niedriger Wassertemperatur) führen kann.

Mögliche Optimierungsansätze

Vor diesem Hintergrund wurden Empfehlungen zur Verbesserung der Filterspülungen gegeben, wie z. B.:

- Möglichkeit zur Anpassung der Spülwassergeschwindigkeit durch Einrichten einer Regelung/Steuerung schaffen (z. B. Pumpen ausstatten mit Frequenzumrichtern)
- Regelung/Steuerung der Spülwassergeschwindigkeiten in Abhängigkeit der Wassertemperatur
- Prüfung eines Filtermaterialwechsels zur Reduzierung des Spülwasserverbrauchs (Zweischichtaufbau mit Blähton unterschiedlicher Körnung und Dichte, der eine viel geringere Spülwassergeschwindigkeit benötigt): *Hinweis: Hierbei ist eine Anpassung der Spülwassergeschwindigkeit an die Wassertemperatur besonders wichtig, damit es zu keinem Materialaustrag bei kaltem Wasser kommt!*
- Einhalten der Schüttpläne für die Filter durch periodische Prüfung und konsequentes Nachfüllen von Verlusten an Filtermaterial zur Maximierung der Filterschicht und zur Reduzierung der Freiborde (Wasserüberstand zwischen Filterbett und Filtertulpe (Spülwasseraustragstrichter)).

Eine Optimierung der Filterspülungen würde eine Verbesserung hinsichtlich der Laufzeiten und der Wasserausbeute bedeuten. Hierdurch würde sich die Verfügbarkeit der Filterstufe erhöhen und der Spülwasserverbrauch sinken bzw. die Wasserausbeute erhöhen. Dies würde im Hinblick auf einen klimatisch bedingten Anstieg von Spitzenwasserverbräuchen in den Sommermonaten zur Erhöhung der verfügbaren Wassermengen und Ausfallsicherheit der Wasserversorgung beitragen.

Aktivkohlefiltration

Der Aktivkohle- und Mehrschichtfiltration vorgeschaltet ist im Rahmen des Mülheimer Verfahrens die Ozonung. Diese wurde im Rahmen einer Pilotierung untersucht und Möglichkeiten der angepassten Regelung und der Nutzung von **Advanced Oxidation Processes (AOP)** mit dem Fokus auf einer weitergehenden Spurenstoffelimination erarbeitet (s. Kap. 4.4.5). Eine bei der Ozonung verbesserte Spurenstoffelimination würde die nachfolgenden Aktivkohlefilter entlasten. Geht man

¹⁰ Zum Zeitpunkt der Potenzialanalyse waren die Mehrschichtfilter der untersuchten Wasserwerke in Revision, weshalb eine detaillierte Leistungsuntersuchung mit Lasttests nicht möglich war (Austausch oder Auffüllen von Filtermaterial).

davon aus, dass eine weitergehende Spurenstoffelimination durch die Ozonung in den untersuchten Wasserwerken realisiert würde, wären die verbleibenden Aufgaben der Aktivkohlefilter primär der Rückhalt von refraktären, d. h. durch die Ozonung nicht transformierten Stoffen sowie der Rückhalt von transformierten Stoffen, die erfahrungsgemäß polare und hydrophile Eigenschaften aufweisen, was eine adsorptive Entfernung mit Aktivkohle erschwert. Sekundäre Aufgabe wäre der biologische Abbau des nach der biologischen Mehrschichtfiltration noch verbliebenen Rest-AOC.

Eine detaillierte Potenzialanalyse der Aktivkohlefiltration im Rahmen von *dynaklim* erschien im konkreten Fall aufgrund der aktuell durchgeführten Pilotierungs- und Optimierungsversuche seitens RWW sowie anstehenden Sanierung der vorgehenden Stufen wenig sinnvoll. Aus diesen Gründen wurden theoretische Überlegungen zum Verhalten der Aktivkohlefilter bei Dynamisierungen bzw. Qualitätsveränderungen des Rohwassers angestellt. Diese Überlegungen umfassen z. B. die Optimierung der Verschaltung der Filterkessel oder den Einsatz von Aktivkornkohle auf der Rohstoffbasis synthetischer organischer Polymere als weitere Filterstufe für das Filtrat der normalen Aktivkohle-Filterstufe.

5 Schlussfolgerungen und Empfehlung

Der deutschen Wasserversorgung steht eine robuste, nach den Regeln der Technik geplante, gebaute und betriebene Infrastruktur zur Verfügung. Allerdings bestehen bei vielen Wasserversorgern Wissenslücken hinsichtlich der zukünftigen Entwicklung des Wasserbedarfs als Folge von Klimawandel, Wirtschafts- und Bevölkerungsentwicklung. Unsicherheiten zum zukünftigen Wasserdargebot, zu Veränderung von Oberflächen- und Grundwasserbeschaffenheit sowie der tatsächliche Gefährdung durch Hochwässer bedeuten weitere Planungsrisiken.

Zur Sicherung der Trinkwasserversorgung sind grundsätzlich zwei verschiedene Anpassungspfade möglich: eine vorsorgende und risikobasierte Anpassungsstrategie unter Nutzung laufender Modernisierungsmaßnahmen oder eine reaktive Ad-hoc Anpassung nach Eintritt von Engpass-Situation oder Schäden. Die Ergebnisse von *dynaklim* legen die Verfolgung der langfristig orientierten Anpassungsstrategie unter Beachtung von Klima- und Strukturwandel nahe, die auch dem vorsorgenden Selbstverständnis der deutschen Wasserversorgung entspricht. Es empfiehlt sich eine integrierte Herangehensweise unter Berücksichtigung einer systematischen Risikoanalyse, auf deren Grundlage sich die nachfolgend umzusetzenden Maßnahmen erschließen.

Die konkrete Realisierung einer Klimawandel-Anpassungsstrategie für die Sicherung der regionalen Wasserversorgung der Emscher-Lippe-Region beschreibt die dynaklim-Roadmap 2020 (dynaklim, 2014) in Form von Maßnahmenbündeln. In zwei ausgestalteten Beispielen werden für eine Wasserversorgung aus Grundwasser bzw. Oberflächenwasser unter jeweils besonderen Randbedingungen die konkrete Anwendung der Anpassungsmaßnahmen und die erforderlichen Anpassungskapazitäten exemplarisch vorgestellt, welche Grundlage für die Ausgestaltung einer individuellen Anpassungsstrategie sein können.

Die Untersuchungen zeigen, dass in Abhängigkeit von den lokalen Gegebenheiten (wie Art, Verfügbarkeit und Qualität der Rohwasserressourcen, zu erwartender klimatischer Veränderungen sowie Veränderungen der Wasserbedarfsprognose) im Rahmen der Wassergewinnung und -aufbereitung verschiedene Anpassungsoptionen zur Sicherung der Trinkwasserqualität bestehen. Grundsätzlich basieren alle in diesem Bericht genannten Maßnahmen auf einer Analyse der vorhandenen Situation.

Grundsätzlich zeigen die in der Wasseraufbereitung verwendeten Verfahren eine unterschiedlich starke Vulnerabilität gegenüber klimawandelinduzierten Qualitätsveränderungen der Rohwässer wie z. B. Temperatur oder Trübungssubstanzen sowie möglicherweise erforderlichen Durchsatzspitzen in sommerlichen Hitzeperioden mit erhöhtem Wasserbedarf. Um Aussagen über mögliche Leistungspotenziale und -grenzen einzelner Aufbereitungsstufen zu erlangen, bietet sich die Durchführung von (Spitzen-)Lasttest in Verbindung mit Potenzialanalysen aufgrund historischer Leistungsdaten der Anlagen bei Extremereignissen (idealerweise in Kombination mit einer erhöhten Durchsatzleistung) an. Besonders vor dem Hintergrund sinkender Durchschnittsverbräuche bei einem ggf. erhöhten Wasserbedarf in Spitzenzeiten sollten die möglichen maximalen Durchsatzleistungen der Anlagen, ggf. erforderliche betriebliche Einstellungen (wie maximale Gradienten bei Durchsatzerhöhung) und mögliche Qualitätsveränderungen in Ablaufwerten einzelner Prozesse bekannt sein.

Mit Kenntnis der Potenziale und Grenzen der bestehenden Anlagentechnik können individuelle Anpassungsstrategien entwickelt werden. Reichen betriebliche Anpassungsmaßnahmen wie bspw. eine intensivere Anlagenüberwachung in Spitzenzeiten oder eine erhöhte Zugabe von Aufbereitungsmitteln (wie Flockungsmitteln oder Ozon) bei erhöhten Rohwasserbelastungen nicht aus, um eine dauerhaft gute Trinkwasserqualität in ausreichender Menge bereit stellen zu können, werden ggf. erweiterte Aufbereitungsstrategien notwendig. Im Zusammenhang mit erhöhten Spurenstoffgehalten in Oberflächengewässern während Niedrigwasserführungen könnten AOP-Verfahren an Bedeutung gewinnen. Wenn zu viele Chemikalien für die Aufbereitung nötig sind, müssen ggf. chemische Verfahren durch andere (z. B. physikalische) ersetzt werden.

Als vorteilhaft stellt sich grundsätzlich eine modulare und straßenweise Bauweise von Aufbereitungssystemen dar, weil damit eine gewisse Flexibilität in Bezug auf den Durchsatz erreicht wird und die Einhaltung gleichmäßiger Betriebsbedingungen für einzelne Prozesse erleichtert werden kann.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass es viele mögliche Einflüsse des Klimas auf zur Trinkwasserversorgung verwendete Rohwasserressourcen gibt. Diese hängen maßgeblich von der regionalen Ausprägung des Klimas und seiner möglichen zukünftigen Entwicklung sowie der Struktur der lokalen Wasserversorgung ab. Eine pauschale Aussage zu durch den Klimawandel verursachten Auswirkungen auf die Wasserversorgung lassen sich nicht seriös tätigen. Vielmehr ist eine individuelle Abschätzung unter Berücksichtigung der anderen genannten Wandelfaktoren mit Kenntnis der lokalen Randbedingungen nötig. Eine Entscheidungshilfe können die hier dargestellten Erkenntnisse um Vulnerabilitäten verschiedener Rohwasserressourcen in Bezug auf klimatische Extreme und die beschriebenen möglichen Anpassungsoptionen im Bereich Organisation, Betrieb und Technik der Wassergewinnung und -aufbereitung geben.

Literaturverzeichnis

Andersson, A.; Laurent, P.; Kihn, A.; Prévost, M.; Servais, P. (2001): Impact of temperature on nitrification in biological activated carbon (BAC) filters used for drinking water treatment. *Water Research*, 35(12), 2923-2934.

Antoniou, P.; Hamilton, J.; Koopman, B.; Jain, R. (1990): Effect of temperature and pH on the effective maximum specific growth rate of nitrifying bacteria. *Water Res.* 24 (1990) 1, 97-101.

Anonymus (2010): Mögliche Auswirkungen einer Klimaänderung auf die Grundwasserneubildung in Niedersachsen. *Geoberichte 12*, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (Hrsg.), ISBN 1864-6891, Version: 29.03.2010.

Anonymus (2013): Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe (Trinkwasserverordnung - TrinkwV) in der Fassung der Bekanntmachung vom 7. August 2013. *Bundesgesetzblatt 2013, Teil I*, S. 2977-3004.

Albers, A.; Wichmann, K.; Bendinger, B. (2012): Vermeidung von AOC-Erhöhungen in der Praxis der Schnellfiltration. *energie wasser-praxis*, 1/2012.

Auckenthaler, A. G. (2004): Transport von Mikroorganismen in einem Karstaquifer am Beispiel der Lützelquelle. Inauguraldissertation vorgelegt der Philosophisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Basel, Basel 2004.

AWWR (2014): http://www.awwr.de/fileadmin/download/wasserwerke_gelsenwasser_version2.JPG (Stand: Februar 2014).

Bächle, A.; Baldauf, G.; Brummel, F. Nahrstedt, A.; Schredelseker, F. (1997): Entfernung von flüchtigen Schadstoffen aus Wasser durch Stripppverfahren. Band 87 von DVGW-Schriftenreihe / Wasser, Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser, 1997, 152 Seiten.

Bächle, A.; Wingrich H. (2004): Gasaustausch. In: Lehr- und Handbuch Wasserversorgung Bd. 6, Oldenbourg Industrieverlag München, S. 23-62, ISBN 3-486-26365-X.

Barlow, P. M. (2003): Ground Water in Freshwater-Saltwater Environments of the Atlantic Coast. Circular 1262, U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey, 2003.

Barein, A., Werner, F., Meßer, J., Fohrmann, R. (2013): Prognose der Auswirkungen des Klimawandels auf das Grundwasser mit Hilfe eines Grundwasserströmungsmodells am Beispiel der RWW-Wassergewinnung Üfter Mark. *dynaklim*-Publikationen Nr. 42. www.dynklim.de (Stand: Juli 2014).

Bayerisches Landesamt für Umwelt (2006): Toxinbildende Cyanobakterien (Blaualgen) in bayerischen Gewässern: Massenentwicklungen, Gefährdungspotential, wasserwirtschaftlicher Bezug. *Materialienband Nr. 125*, ISBN-10: 3-940009-08-3, Dezember 2006.

BMBF (2014): Homepage zum Rahmenprogramm FONA und der „Hightech-Strategie“ der Bundesregierung. Bereich 2. Technologie, Projekt 2.2.01 „Trinkwasserquelle Talsperren – Die Vorteile des Membranverfahrens“ (Stand: April 2014).

BOKU (2014): Studienblätter Gewässerkunde, Hydrometrie und Hydroinformatik (Kapitel 4). H.P. Nachtnebel, Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau, https://iwhw.boku.ac.at/gewaesserkunde_alt/html/Kapitel8.html (Stand: April 2014).

Breukelen, B.M. van; Appelo, C.A.J.; Olsthoorn, T.N. (1998) Hydrochemical transport modeling of 24 years of Rhine Water Infiltration in the dunes of the Amsterdam Water Supply. *Journal of Hydrology*, 209 (1-4) 281-296.

Bucher B. (2007): Mögliche Auswirkungen des Klimawandels auf Grundwasser und Wasserversorgung im Bereich des Erftverbandes. 20. Mülheimer Wassertechnisches Seminar „Folgen des Klimawandels für die Wasserwirtschaft. Herausforderungen und Lösungen“. IWW-Rheinisch Westfälisches Institut für Wasserforschung gGmbH.

Degrémont Technologies (2014): Firmen-Homepage, http://www.degremont-technologies.com/IMG/pdf/ACCELATOR_US_Infilco.pdf (Stand: April 2014)

Delpla, I.; Jung, A.-V., Baures, E.; Clement, M.; Thomas, O. (2009): Impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production. *Environmental International*, 35, p. 1225-1233.

DIN 2000 (2000): Zentrale Trinkwasserversorgung - Leitsätze für Anforderungen an Trinkwasser, Planung, Bau, Betrieb und Instandhaltung der Versorgungsanlagen - Technische Regel des DVGW, 10/2000.

Donner, C.; Panglisch, S.; Grobe, S. (2012a): Anpassungsfähigkeit von Versorgungsanlagen an die Anforderungen des Klimawandels und des demografischen Wandels. In: 45. Essener Tagung, 14.-16. März 2012, Essen, Pinnekamp, J. (Hrsg.), ISBN: 978-938996-36-2.

Donner, C.; Panglisch, S.; Wingender, J. (2012b): Strategien zur Anpassung von Versorgungsanlagen an neue Herausforderungen. In: *energie wasser-praxis* 5/2012, S. 40-46.

DVGW W 213-1 (2005): Filtrationsverfahren zur Partikelentfernung - Teil 1: Grundbegriffe und Grundsätze, DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e. V., Bonn, 16 S.

DVGW W 213-2 (2005): Filtrationsverfahren zur Partikelentfernung - Teil 2: Beurteilung und Anwendung von gekörnten Filtermaterialien, DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e. V., Bonn, 32 S.

DVGW W 213-5 (2013): Filtrationsverfahren zur Partikelentfernung - Teil 5: Membranfiltration, DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e. V., Bonn, 29 S.

DVGW W 213-5 (A): 2013-10 (2013): Filtrationsverfahren zur Partikelentfernung - Teil 5: Membranfiltration DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e. V., Bonn, 29 S.

DVGW W 217 (1987): Flockung in der Wasseraufbereitung - Teil 1: Grundlagen DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e. V., Eschborn, 24 S.

DVGW W 223-1 (2005): Enteisenung und Entmanganung - Teil 1: Grundsätze und Verfahren DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e. V., Bonn, 33 S.

DVGW W 225 (2002): Ozon in der Wasseraufbereitung DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e. V., Bonn, 12 S.

DVGW W 239 (A) (2011): Entfernung organischer Stoffe bei der Trinkwasseraufbereitung durch Adsorption an Aktivkohle DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e. V., Bonn, 39 S.

DVGW W 1001 (2008): Sicherheit in der Trinkwasserversorgung - Risikomanagement im Normalbetrieb DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e. V., Bonn, 18 S.

DWD (2013): Zahlen und Fakten zum Klimawandel in Deutschland. Klima-Presskonferenz des Deutschen Wetterdienstes am 7. Mai 2013 in Berlin.

http://www.dwd.de/bvbw/generator/DWDWWW/Content/Presse/Pressekonferenzen/2013/PK__07__05__13/ZundF__zur__PK,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/ZundF_zur_PK.pdf (Stand: November 2013).

dynaklim (2014): Projekthomepage. www.dynaklim.de (Stand: Juli 2014)

Eckert P., Lamberts R., Wagner C. (2008): The impact of climate change on drinking water supply by riverbank filtration. *Water Science and Technology*, vol. 8, no 3.

Eikebrokk, B.; Vogt, R.D. ; Liltved, H. (2004): NOM increase in Northern European source waters: discussion of possible causes and impacts on coagulation/contact filtration processes. *Water Supply* Vol 4 No 4 pp 47–54.

Elovitz, M. S.; von Gunten, U.; Kaiser, H.-P. (2000): Hydroxyl radical / ozone ratios during ozonation processes II. The effect of temperature, pH, alkalinity and DOM properties. *Ozone Science and Engineering*, 2000: 123-150.

EUWID (2013): Forscher entwickeln Strategien für Wasserwirtschaft. *EUWID Wasser und Abwasser*, 46, 2013, S. 3.

Evers GmbH (2014): Technische Unterlagen zu Filtermaterial Evers Anthrazit N. Persönlich zur Verfügung gestellt, Juli 2014.

Fohrmann, R. (2007): Auswirkungen des Klimawandels im Schnittfeld Wasserwirtschaft/Flächennutzung. In: *Berichte aus dem IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung gemeinnützige GmbH*, Band 46, Mülheim an der Ruhr, 2007, ISSN: 0941-0961.

Fohrmann, R; Nahrstedt, A. (2009) Ursachenanalyse der regelmäßigen mikrobiologischen Belastungen im Rohwasser der Quelfassung „Pulvermühle“ sowie Entwicklung eines Aufbereitungskonzeptes zur langfristigen Sicherung eines hygienisch einwandfreien Trinkwassers. Gutachten des IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser Beratungs- und Entwicklungsgesellschaft mbH.

Gaba, A. (2013): Optimierung der Ozonungsstufe im Hinblick auf den Klimawandel an einer Pilotanlage. Bachelorarbeit an der Universität Duisburg-Essen, Fakultät für Chemie, 67 S.

Garcia-Villanova, R. J.; Garcia, C.; Alfonso Gomez, J.; Paz Garcia, M.; Ardanuy, R. (1997): Formation, evolution and modeling of trihalomethanes in the drinking water of a town: I. At the municipal treatment utilities. *Water Research*, 31(6), 1299-1308.

Gerstengarbe, F.-W. et al. (2008): PIK Report No. 83 – Studie zur klimatischen Entwicklung im Land Brandenburg bis 2055 und deren Auswirkungen auf den Wasserhaushalt, die Forst- und Landwirtschaft sowie die Ableitung erster Perspektiven. Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung, Potsdam, 2003.

Gimbel, R. (1994): Abscheidung von Trübstoffen aus Flüssigkeiten in Tiefenfiltern. Veröffentlichungen des Bereichs und des Lehrstuhls für Wasserchemie am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe, Heft 25 (1984) ZfGW-Verlag Frankfurt.

Gimbel, R.; Nahrstedt, A. (2004): Grundlagen der Tiefenfiltration. In: Wasseraufbereitung – Grundlagen und Verfahren, Lehr- und Handbuch Wasserversorgung Bd. 6, Oldenbourg Industrieverlag München, S. 115-184, ISBN 3-486-26365-X.

Grobe, S.; Wagener, J.; Wingender, J. (2014): Sicherung der Trinkwasserqualität bei der Wasserverteilung bei veränderten Bodentemperaturen, *dynaklim*-Publikation, 2014, www.dynaklim.de.

Grombach, P.; Haberer, K.; Merkl, G.; Trüeb, E. U. (2000): Handbuch der Wasserversorgungstechnik. Oldenbourg Industrieverlag, 2000, ISBN 3486263943, 1342 S.

Gross-Wittke A., Gunkel G., Hoffmann A. (2010): Temperature effects on bank filtration: redox conditions and physical-chemical parameters of pore water at Lake Tegel, Berlin, Germany. IWA Publishing 2010. *Journal of Water and Climate Change*, S. 55-66.

Günthert, F. W.; Eder, B.; Krause, S.; Herb, S.; Beyer-Münzel, P. (2000): Untersuchungen zum Einsatz der Ultrafiltration zur Trinkwasseraufbereitung, Karstquelle „Hallerbrunnen“ des Zweckverbandes zur Wasserversorgung Pettenhofener Gruppe. Universität der Bundeswehr München, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Eigenverlag.

Günthert, F. W.; Krause, S.; Eder, B.; Herb, S.; Schindler, P.; Gimbel, R.; Hagemeyer, G., Leimböck, A. (2002): Einsatz der Ultrafiltration zur Trinkwasseraufbereitung von trübstoffhaltigen und mikrobiologisch belasteten Karst-, Kluft- und Quellwässern, *Mitteilungen des Instituts für Wasserwesen der Universität der Bundeswehr München*, Heft 76/2002, Oldenbourg-Industrieverlag 2002.

Haakh F. (2007): Klimawandel und Wasserversorgung - Im Fokus: Wasserdargebot und Wasserqualität. Vortrag, 18. Oktober 2007, DVGW, Bonn, http://www.lw-online.de/fileadmin/downloads/service_fachbeitraege-/10_07_Haakh_-Vortrag_DVGW.pdf.

Hagemann, S. und Jacob, D. (2007): Ergebnisse des Klimamodells REMO für Deutschland und das Rheineinzugsgebiet. Band 46 der IWW-Schriftenreihe zum 20. Mülheimer Wassertechnischen Seminar am 22.11.2007, ISSN 0941-0961, S. 23-40.

Hagen, K. (2011): Der Entwurf der DIN 19643 – Teil 4 „Membranfiltration und deren Umsetzung in die Praxis“. Vortrag auf 5. Fachtagung „Sicherer Betrieb von Bädern“ Badespaß – mit Sicherheit 09./10.11.2011 – Bad Steben. http://www.dguv.de/medien/inhalt/praevention/fachbereiche/fb-gesundheitsdienst/baeder/documents/01_Hagen_Membranfiltration.pdf (Stand: Juli 2014).

Hagmeyer G. (2004): Membranverfahren. In: Wasseraufbereitung – Grundlagen und Verfahren, Lehr- und Handbuch Wasserversorgung Bd. 6, Oldenbourg Industrieverlag München, S. 193-237, ISBN 3-486-26365-X.

Hasse, J., Birke, M., Schwarz, M. (2012): Integrated Roadmapping to Shape Adaptation Processes in Metropolitan Areas. In: Otto-Zimmermann, Konrad (Hrsg.), Resilient Cities 2, Cities and Adaptation to Climate Change - Proceedings of the Global Forum 2011, ISBN 978-94-007-4222-2, 05.2012, Springer-Verlag Berlin.

Hayward, K. (2007): International waters: cause for concern. *Water* 21, (10), 2007, 14-16.

Hein, A.; Neskovic, M. (2012): Qualitäts- und Preiswahrnehmung von Trinkwasser: Hat der Klimawandel Einfluss? *dynaklim-kompakt* Nr. 10, Juli 2012.

Herb, S. (2000): Hygienisch-mikrobiologische Untersuchungen in ausgewählten bayerischen Wasserversorgungsanlagen unter besonderer Berücksichtigung von Cryptosporidien und Giardien. Interner Untersuchungsbericht, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (unveröffentlicht).

Hoffmann, O.; Hoyer, O.; Schoenen, D.; Wricke, B. (2004): Desinfektion. In: Wasseraufbereitung – Grundlagen und Verfahren, Lehr- und Handbuch Wasserversorgung Bd. 6, Oldenbourg Industrieverlag München, S. 403-439, ISBN 3-486-26365-X.

Hudson H. E. (1963): Functional Design of Rapid Sand Filters. *J. Sanit. Eng. Div.* (January), 17-29.

Hygieneinstitut Gelsenkirchen (1994), Chronologie zur Keimbelastung des Trinkwassers der TWA Roetgen im Herbst 1993, Auszug aus einem Gutachten von Prof. Dr. M. Exner; WAG Wassergewinnungs- und -aufbereitungsgesellschaft Nordeifel mbH, Roetgen.

IPCC (2000): IPCC Special Report Emissions Scenarios. Nebojsa Nakicenovic and Rob Swart (Eds.), Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, 570 S.

IPCC (2007): Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge (United Kingdom) and New York (USA), 996 S.

IPCC (2013): Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Cambridge University Press, Cambridge (United Kingdom) and New York (USA), 1535 S.

IPCC (2014): Summary for policymakers. In: Climate Change 2014: Impacts, Adaption and Vulnerability. Part A: Gobar and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge (United Kingdom) and New York (USA), 32 S.

Ives, K. (1991): Cryptosporidium - effects, detection and elimination. *Aqua Enviro - Technology Transfer*, University Leeds, 1991.

Jekel, M. (2004): Flockung, Sedimentation und Flotation. In: Lehr- und Handbuch Wasserversorgung Bd. 6, Oldenbourg Industrieverlag München, S. 403-439, ISBN 3-486-26365-X.

Katzenberger, B. (2007): KLIWA und der Einsatz von Wasserhaushaltsmodellen. Band 46 der IWW-Schriftenreihe zum 20. Mülheimer Wassertechnischen Seminar am 22.11.2007, ISSN 0941-0961.

Kawamura S. (1975): Design and Operation of High-Rate Filters - Part 2. Am. Water Works Assoc. J., 67 (Nov), 653-662.

Kersting, M.; Werbeck, N. (2013): Trinkwasser und Abwasser in Zeiten des Wandels - Eine Szenarienbetrachtung für die *dynaklim*-Region, *dynaklim*-Publikation No. 39, August 2013.

Kinman, R. N. (1975): Water and Wastewater Disinfection with Ozone: A Critical Review. Crit. Rev. Environ. Contr., 5, S. 141-152.

Kumutat, C. (2004): Der Einsatz der Ultrafiltration aus Sicht der bayerischen Wasserwirtschaftsverwaltung. In: Günthert, F. W.; Krause, S. (2004): Ultrafiltration zur Trinkwasseraufbereitung. Tagungsunterlagen zum Seminar am 30. Juni 2004, Universität der Bundeswehr München.

LANUV (2010): Klima und Klimawandel in Nordrhein-Westfalen - Daten und Hintergründe, Fachbericht 27, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen 2010.

LANUV (2014): <http://www.lanuv.nrw.de/kfm-indikatoren/index.php?mode=konzept>: (Stand: Februar 2014).

LAWA (2010): Strategiepapier „Auswirkungen des Klimawandels auf die Wasserwirtschaft“ Bestandsaufnahme und Handlungsempfehlungen. Beschlossen auf der 139. LAWA-VV am 25./26. März 2010 in Dresden, Hrsg. Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA).

Lürbke, M. (2013): Weitergehende Trinkwasseraufbereitung im WW Ruhrtal. Vortrag 12. Ruhrverbands-Forum, www.ruhrverband.de/fileadmin/pdf/Forum/2013/WFM_RV-Forum_18.04.2013.pdf, (Stand: April 2014).

Mann, M. E.; Bradley, R.S., Hughes, M.K. (1999): Northern hemisphere temperatures during the past millennium: inferences, uncertainties, and limitations. *Geophysical Research Letters*, 26.

Matilainen, A.; Vepsäläinen, M.; Sillanpää, M. (2010): Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: A review. In: *Advances in Colloid and Interface Science*, vol. 159, issue 2, September 15, 2010, p. 189-197.

Merkel, W.; Leuchs, W.; Odenkirchen, G. (2007): Herausforderungen des globalen Klimawandels für die Wasserwirtschaft in Deutschland: Praxisberichte, Handlungsfelder und Forschungsbedarf. Band 46 der IWW-Schriftenreihe zum 20. Mülheimer Wassertechnischen Seminar am 22.11.2007, ISSN 0941-0961, S. 1- 16.

Merkel, W.; Hansen, C.; Schwesig, D.; Rohn, A.; Mälzer, H.-J.; Quirnbach, M.; Bolle, F.-W.; Mueller, K. (2010): Regional roadmap for climate change adaptation in the large metropolitan Ruhr area (Germany). Konferenzbeitrag IWA World Water Congress and Exhibition, Montreal, Canada, 19-24 September 2010. In: *Proceedings*, Eigenverlag, London, UK.

Morgenschweis, G.; Zur Straussen, G.; Patzke, S.; Schwanenberg, D. (2007): Abschätzung der Auswirkung von möglichen Klimaänderungen auf die Bewirtschaftung der Talsperren im Einzugsgebiet der Ruhr. Sonderdruck aus: Jahresbericht Ruhrwassermenge 2006, Ruhrverband Essen (2007), S. 32-50.

MUGV (2013): Blaualgen (Cyanobakterien), Algentoxine und „Wasserblüte“ - Handlungsempfehlungen zur einheitlichen Vorgehensweise der für den Vollzug der Brandenburgischen Badegewässerverordnung (BbgBadV) zuständigen Behörden bei Blaualgen Massenentwicklungen in Badegewässern. Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg, Oberste Landesbehörde für Badegewässer, Potsdam, Juni 2013, http://www.mugv.brandenburg.de/sixcms/media.php/4055/bade_he.pdf (Stand: Juli 2014).

MUNLV (2009): Anpassung an den Klimawandel – Eine Strategie für Nordrhein-Westfalen. Hrsg: Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV), www.umwelt.nrw.de, Stand: April 2009.

MKULNV (2011): Klimawandel und Wasserwirtschaft - Maßnahmen und Handlungskonzepte in der Wasserwirtschaft zur Anpassung an den Klimawandel. Hrsg: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt Landwirtschaft, Natur und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV), 2. Auflage, www.umwelt.nrw.de, Stand: September 2011.

MKULNV (2013): Umweltbericht Nordrhein-Westfalen 2013. Hrsg: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt Landwirtschaft, Natur und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV), www.umwelt.nrw.de, Stand: Mai 2014.

Müller, S. (2012): Strategien zur Optimierung der Trinkwasseraufbereitung aus Flusswasser und Uferfiltrat bei variabler Rohwasserqualität. Ergebnisbericht REGKLAM, Produkt 3.2.3.a. www.regklam.de/fileadmin/Daten_Redaktion/Publikationen/Ergebnisberichte/P3.2.3a_Strategien_Wasserversorgung_TUD.pdf

Nahrstedt, A.; Gimbel, R. (2004): Erstfiltratabschlag bei der Tiefenfiltration. Abschlussbericht zur DVGW-Literaturstudie W54/99.

Nahrstedt, A. (2014): Grundlagen der Membranfiltration. Vortrag Kurs „Membrantechnik I“ Ultra- und Mikrofiltration zur Trinkwasseraufbereitung für Praktiker. 03./04. Juni 2014, Karlsruhe.

Nillert, P.; Schäfer, D.; Zühlke, K. (2008): Auswirkungen der regionalen Klimaentwicklung auf die Wasserversorgung am Beispiel Wasserwerk Potsdam Leipziger Straße. *gwf Wasser - Abwasser*, 149(12), 948-955.

Nolte, C. (2011): Wie können Anpassungskosten ermittelt werden? Methodische Darstellung für Anpassungen an klimawandelbedingte Hochwässer für Trinkwassergewinnungsanlagen an der unteren Ruhr, Vortrag *dynaklim* Symposium, Session 8, 09. November 2011, Recklinghausen.

Østgaard, K.; Lee, N.; Welander, T. (1994): Nitrification at low temperatures. *Int. Symp. Environ. Biotechnol.* 2, 1994, 134-137.

Perry, R. H. (1984): Perry's Chemical Engineers' Handbook. McGrawHill, New York, 6th edition, 2336 p, ISBN: 9780070494794.

Quirnbach, M.; Freistühler, E.; Papadakis, I. (2012): Auswirkungen des Klimawandels in der Emscher-Lippe-Region - Analysen zu den Parametern Lufttemperatur und Niederschlag. *dynaklim*-Publikation Nr. 30, November 2012.

Rapp, J. (2001): Regionale Klimatrends in Deutschland im 20. Jahrhundert. Beitrag zum Klimastatusbericht 2001, DWD, 2001.

Ray, C.; Melin, G.; Linsky, R.B. (Hrsg.) (2002): Riverbank Filtration – Improving Source-Water Quality. Water Science and Technology Library, Volume 43, ISBN 1-4020-1133-4.

Rohn, A.; Mälzer, H.-J. (2010): Herausforderungen der Klimawandel-Auswirkungen für die Trinkwasserversorgung. Veröffentlichung im Rahmen des BMBF-Verbundprojekts *dynaklim*, *dynaklim*-Publikation Nr. 3, November 2010.

Ruhrverband (2014): <http://www.ruhrverband.de/fluesse-seen/fluesse/> (Stand: Februar 2014)

Rugge, N. (2004): Überwachung einer Ultrafiltrationsanlage für die Trinkwasseraufbereitung von Karstquellwasser und Dokumentation erster Betriebserfahrungen. Diplomarbeit an der Fachhochschule Lippe und Höxter, September 2004.

Scheible, O. K.; Basell, C. D. (1981): Ultraviolet Disinfection Of A Secondary Wastewater Treatment Plant Effluent. EPA-600/2-81-152, PB81-242125, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH.

Schmidt, T. C.; Lutze, H.; Panglisch, S. (2011): „Möglichkeiten und Grenzen von oxidativen Aufbereitungsprozessen zur Entfernung von organischen Spurenstoffen.“ *energie | wasser-praxis*, April 2011: S. 38.

Schoenen, D. (1997): Möglichkeiten und Grenzen der Trinkwasserdesinfektion unter besonderer Berücksichtigung der historischen Entwicklung. In: *gwf Wasser/Abwasser*, 1997, Jg. 138, Heft 2, S. 61-74.

Schoth, J. (2014): Optimierung einer bedarfsgerechten Ozonung bei der Trinkwasseraufbereitung aus Oberflächenwasser. Master-Projekt an der Universität Duisburg-Essen, Fachgebiet Siedlungswasser- und Abfallwirtschaft, 48 S.

Schulte-Ebbert, U. (2004): Künstliche Grundwasseranreicherung und Untergrundpassage. In: *Wasseraufbereitung – Grundlagen und Verfahren*, Lehr- und Handbuch Wasserversorgung Bd. 6, Oldenbourg Industrieverlag München, S. 403-439, ISBN 3-486-26365-X.

Sharp E L, Parsons S A, Jefferson B (2006): The impact of seasonal variations in DOC arising from a moorland peat catchment on coagulation with iron and aluminium salts. *Environmental Pollution*, 140(3), 436-443.

Slavik, I.; Uhl, W. (2009): Analysing water quality changes due to reservoir management and climate change for optimization of drinking water treatment. *Water Science & Technology: Water Supply*, Vol 9 No 1, 99–105

Sprenger, C.; Lorenzen, G.; Hülshoff, I.; Grützmaker, G.; Ronghang, M.; Pekdeger, A. (2011): Vulnerability of bank filtration systems to climate change. *Science of the Total Environment* 409, p. 655-663.

Staben, N.; Mälzer, H.-J.; Merkel, W. (2008): Implementation of a technical risk management concept based on water safety plans: a benefit for German water supply? Konferenzbeitrag IWA World Water Congress & Exhibition, Vienna, Austria, 7-12 September 2008, In: Proceedings, Eigenverlag, London, UK.

Staben, N.; Gaba, A.; Nahrstedt, A.; Lutze, H. (2014): Zukunftssichere Oxidationsverfahren zur Sicherung der Trinkwasserqualität. 47. Essener Tagung, 19.-21. März 2014, Essen, Schriftenreihe "Gewässerschutz – Wasser – Abwasser", J. Pinnekamp (Hrsg.), 2014.

Staben, N.; Grobe, S. (2014): Anpassung der Wasseraufbereitung und sicherer Netzbetrieb bei hohen Temperaturen. *energie wasser-praxis*, 6/2014.

Stadtwerke Essen AG (2009): Internetseite www.trinkwasserverbundsystem.de, Stand: 07/2014.

Strugholtz, S. (2009): Neuronale Netze als Grundlage für die Analyse und Optimierung von Flockungsprozessen in der Praxis der Trinkwasseraufbereitung. Dissertation Universität Duisburg-Essen, Fakultät für Ingenieurwissenschaften - Maschinenbau und Verfahrenstechnik, 154 S.

UBA (2005): Klimawandel in Deutschland – Vulnerabilität und Anpassungsstrategien klimasensitiver Systeme. Forschungsbericht 201 41 253, UBA-FB 000844, Umweltbundesamt Dessau (Hrsg.), ISSN 1611-8855, August 2005.

UBA (2012): Bekanntmachung der Liste der Aufbereitungsstoffe und Desinfektionsverfahren gemäß § 11 der Trinkwasserverordnung – 17. Änderung (Stand: November 2012).

Uhl, W.; Overath, H. (2004): Biologische Verfahren der Trinkwasseraufbereitung. In: Lehr- und Handbuch Wasserversorgung Bd. 6, Oldenbourg Industrieverlag München, S. 339-402, ISBN 3-486-26365-X.

Universität des Saarlandes (2012): Vorlesungsunterlagen „Technische Chemie 2 – Adsorption“. http://www.uni-saarland.de/fak8/heinzle/de/teaching/Bioverfahrenstechnik_P/TC1_Adsorption.pdf (Stand: Juli 2014).

US EPA (1999): EPA Guidance Manual – Alternative Disinfectants and Oxidants. EPA 815-R-99-014, April 1999.

US EPA (2008): EPA Operational Evaluation Guidance Manual - Stage 2 Disinfectants and disinfection byproducts rule. EPA 815-R-08-018, Dezember 2008.

von Gunten, U. (2003): Ozonation of drinking water: Part I: Oxidation kinetics and product formation. *Water Research*, 2003a: 1443-1467.

WHO (2009): Water safety plan manual (WSP manual) - Step-by-step risk management for drinking-water suppliers. ISBN/ISSN 978 92 4 156263 8, 108 S.

Wistuba, E. (2014): Fachgerechter Betrieb von Filtern in öffentlichen Schwimmbädern. http://www.etc-gmbh.de/pdf/richtiger_betrieb.pdf (Stand: April 2014)

WMO (2013): the global climate 2001 – 2010: A decade of climate extremes (Summary Report), WMO-No. 1119, ISBN 978-92-63-11119-7, World Meteorological Organization, 2013.

Wricke, B.; Tränckner, J.; Böhler, E. (2003): Dokumentation von typischen Schäden und Beeinträchtigungen der Wasserversorgung durch Hochwasserereignisse, Ableitung von Handlungsempfehlungen. Studie im Auftrag des DVGW und des Sächsischen Ministerium für Umwelt und Landwirtschaft. http://www.dvgw.de/fileadmin/dvgw/wasser/organisation/hochwasser_tzw.pdf (Stand: April 2014)

Yip R W, Konasewich D E (1972): Ultraviolet Sterilisation Of Water – Its Potential And Limitations. Water Pollut. Control (Canada), 14, S. 14-18.

Zebisch, M.; Grothmann, T.; Schröter, D.; Hasse, C.; Fritsch, U.; Cramer, W.; (2005): Klimawandel in Deutschland – Vulnerabilität und Anpassungsstrategien klimasensitiver Systeme. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Forschungsbericht 201 41 253, UBA-FB 000844.

Zohlen, M. (2012): Verfahren und Methoden der Trinkwassergewinnung. Untersuchung zur dynamischen Anpassung von Verfahrensparametern in der Trinkwasserreinigung. Bachelorarbeit, vorgelegt an der Universität Duisburg-Essen, September 2012.

Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung unter dem Förderkennzeichen 01LR0804L gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt allein beim Autor.

Anhang

Anhang 1: Aufbereitungsschemata der Ruhrwasserwerke der AWWR

Anhang 1: Aufbereitungsschemata der Ruhrwasserwerke der AWWR (optimiert für Druck im Format DIN A3), Quelle: AWWR

| Berreichliche Qualitätskontrollen | Wasserversorgungsunternehmen | RWW | RWW | RWW | RWW | WGE | WGE | WWR | WWW | V V W | GWV (AVV) | Mark E | WWW | WWW | WWW | WWW | WWW | Stadtwerte Menden bzw. WFM | Stadtwerte Fröndenberg | Stadtwerte Hamm | WWW | Stadtwerte Ansbang | WBV Ansbang | HSW | HSW | HSW | HSW | SWS | SWS |
|---|--------------------------------|-------------------|------------|-------|---------------|----------------|-------------|---------|--------|--------|--------------|----------|-------------------|-------|---------|--------|----------|----------------------------|------------------------|-----------------|------------|--------------------|-------------|------|-------------|-----------|-----------|-----------|--------|
| | Wasserwerk / Aufbereitung | Styrum-West | Styrum-Ost | Dohne | Essen-Kettwig | Essen-Übermühl | Essen-Horst | Stiepel | Witten | Witten | Volkmarslein | Hengstey | Westhofen 1 und 2 | Ergle | Vilgast | Hangen | Halingen | Schwitten (RW Ruhrta) | Fröndenberg | Warmen | Echthausen | Möhnebogen | Langel | Isel | Stockhausen | Mengesohl | Hennefchl | Langeheid | Sudern |
| | | Ruhrwasser | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Rohwasser | Ver-Ozonung | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Floccung | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Vorgemittles Wasser / Infiltrationswasser | Sedimentation | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Ozonung | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Angereichertes Grundwasser | Sauerstoffanreicherung | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Mehrschicht-Filtration | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Prozesswasser (bei Bedarf) | A-Kohle-Filtration | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Verpackungsbrunnen | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Angereichertes Grundwasser | Untergundpassage | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Uferfiltration | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Reinwasser | Entsauerung | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | ClO ₂ -Desinfektion | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Trinkwasser-Überwachung Ausgang WW (TrinkwV 2001) | UV-Desinfektion | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Phosphatdosierung | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

Ansprechpartner

Jens Hasse
hasse@fiw.rwth-aachen.de

Michaela Stecking
stecking@fiw.rwth-aachen.de

Projektbüro *dynaklim*

Mozartstraße 4
45128 Essen

Tel.: +49 (0)201 104-33 39

www.dynaklim.de