

Abschlussbericht

Forschungsvorhaben „Nutzwasser – Gewinnung und Einsatzmöglichkeiten am Beispiel der Schweinfurter Trockenplatte“

AZ: 52-4429-10

Autoren

*Christoph J. Schwaller, Technische Universität München
Email: c.schwaller@tum.de*

*Prof. Dr. Brigitte Helmreich, Technische Universität München
Email: b.helmreich@tum.de*

*Dr.-Ing. Heiko Gerdes, BGS Umweltplanung GmbH
Email: gerdes@bgsumwelt.de*

*Prof. Dr.-Ing. Jörg E. Drewes, Technische Universität München
Email: jdrewes@tum.de*

Datum

10.12.2020

INHALTSVERZEICHNIS

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	IV
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	V
TABELLENVERZEICHNIS	VIII
ZUSAMMENFASSUNG	X
1 EINLEITUNG	1
1.1 Problemstellung und Motivation.....	1
1.2 Status quo der Wasserwiederverwendung in Europa und Deutschland.....	3
1.3 Projektziele	6
2 PLANUNGSRAUM.....	7
2.1 Allgemeines	7
2.2 Klima.....	9
2.3 Hydrogeologie.....	12
2.3.1 Gochsheim	13
2.3.2 Schwebheim.....	16
2.3.3 Schweinfurt.....	18
2.4 Angebaute landwirtschaftliche Kulturen, aktuell bewässerte urbane Flächen und aktuelle Bewässerungspraktiken im Planungsraum.....	19
2.4.1 Gochsheim	19
2.4.2 Schwebheim.....	20
2.4.3 Schweinfurt.....	22
3 VERANSTALTUNGEN UND ARBEITSGESPRÄCHE	23
4 BESCHREIBUNG DER PROJEKTARBEIT UND VORGEHENSWEISE.....	24
4.1 Etablierung eines Stakeholder-Prozesses (AP 1).....	25
4.2 Erhebung potenziell nutzbarer alternativer Wasserressourcen (AP 2)	26
4.3 Ermittlung des Wasserbedarfs sowie der Wasserqualitäten (AP 3).....	29
4.4 Anforderungen an die Aufbereitung und örtliche Bereitstellung von Nutzwasser für potentielle Anwender (AP 4).....	32
4.5 Konzeption und Konkretisierung von Handlungsempfehlungen sowie von Betreibermodellen für die Etablierung eines Nutzwasserkonzeptes (AP 5).....	35
4.6 Kostenabschätzung (AP 6).....	36
4.7 Projekttreffen und Berichte (AP 7)	38
5 ERGEBNISSE UND DISKUSSION.....	39
5.1 Darstellung der Erfahrungen mit dem Stakeholder-Prozess (AP 1).....	39
5.2 Erhebung potenziell nutzbarer alternativer Wasserressourcen als Nutzwasser (AP 2).....	40
5.2.1 Von Dachflächen gesammeltes Niederschlagswasser	40

5.2.2	Weitergehend aufbereitetes Klarwasser der Kläranlage Schweinfurt	48
5.2.3	Grundwassersenkungsanlage Grafenrheinfeld	52
5.2.4	Industrielle Produktionsabwässer	55
5.2.5	Mainwasser	57
5.2.6	Baggerseen.....	59
5.2.7	Weitere mögliche Wasserressourcen	62
5.3	Ermittlung des Wasserbedarfs und der Wasserqualität konventionell genutzter Wasserressourcen (AP 3).....	63
5.3.1	Ermittlung des Wasserbedarfs	63
5.3.2	Ermittlung der Wasserqualität	81
5.4	Verfügbarkeit von gesammeltem Niederschlagswasser und Klarwasser im Vergleich zum landwirtschaftlichen Wasserbedarf	89
5.5	Anforderungen an die Aufbereitung und örtliche Bereitstellung von Nutzwasser für potentielle Anwender (AP 4).....	91
5.5.1	Nationale Anforderungen an Bewässerungswasser und -methoden.....	94
5.5.2	Internationale Anforderungen an Bewässerungswasser und -methoden	96
5.5.3	Anwender- und nutzerspezifische Anforderungen	104
5.5.4	Akkumulationspotential von Schadstoffen in Boden, Grundwasser oder auf bewässerten Kulturen durch den Einsatz von Nutzwasser	105
5.5.5	Aufbereitungstechnologien zur Erfüllung der qualitativen und quantitativen Anforderungen	107
5.5.6	Erwartete Nutzwasserqualität nach weitergehender Aufbereitung von Klarwasser mithilfe der empfohlenen Technologien.....	111
5.5.7	Auswirkungen auf den Mainpegel bei einer Nutzwasserverwendung.....	114
5.6	Konzeption und Konkretisierung von Handlungsempfehlungen für die Etablierung eines Nutzwasserkonzeptes (AP 5).....	116
5.6.1	Landwirtschaftliches Bewässerungskonzept für Gochsheim	116
5.6.2	Landwirtschaftliches Bewässerungskonzept für Schwebheim	121
5.6.3	Urbanes Bewässerungskonzept Schweinfurt	124
5.6.4	Demonstration von Nutzwasseranwendungen.....	127
5.7	Kostenabschätzung (AP 6).....	129
5.7.1	Kostenabschätzung der Verfahrensanpassung an der Kläranlage Schweinfurt.....	129
5.7.2	Kostenschätzung für eine Anpassung der Infrastruktur zur landwirtschaftlichen Bewässerung in Gochsheim	133
5.7.3	Kostenschätzung für eine Anpassung der Infrastruktur zur landwirtschaftlichen Bewässerung in Schwebheim.....	134

6	FAZIT.....	135
6.1	Allgemeine offene Fragestellungen in Bezug auf einen Nutzwassereinsatz für Bewässerungszwecke.....	137
6.2	Fallstudienspezifische offene Fragestellungen	138
7	QUELLENVERZEICHNIS.....	141
8	ANHANG.....	CLII
8.1	Karten.....	CLII
8.2	Diagramme und andere Abbildungen	CLVI
8.3	Tabellen.....	CLX

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

Tabelle 1-1: Abkürzungen

Abkürzung	Bedeutung
AAS	Atomabsorptionsspektrometrie
ARB	Antibiotikaresistente Bakterien
AELF	Amt für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten
ALB	Arbeitsgemeinschaft Landtechnik und Landwirtschaftliches Bauwesen in Bayern e. V.
AN	Auftragnehmer
AP	Arbeitspaket
ARG	Antibiotikaresistenzgene
BAK	Biologisch aktivierter GAK-Filter
BGS	BGS Umweltplanung GmbH
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BKW	Behandeltes Klarwasser
BPA	Bisphenol-A
CrAssphage	Cross-assembly phage
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
DIN	Deutsches Institut für Normung
DN	Nennweite
DOC	Dissolved organic carbon
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.
DWD	Deutscher Wetterdienst
E. coli	Escherichia coli
FAO	Food and agricultural organization of the United Nations
FFH	Fauna-Flora-Habitat
GAK	Granulierte Aktivkohle
GOK	Geländeoberkante
GrwV	Grundwasserverordnung
GW	Grundwasser
GWM	Grundwassermessstelle
ha	Hektar
InVeKoS	Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem
ISO	International organization for standardization
KA	Kläranlage
KBE	Koloniebildende Einheiten
KP	Kooperationspartner
kWh	Kilowattstunde
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LDBV	Landesamt für Digitalisierung, Breitband und Vermessung
LfL	Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft
LfU	Bayerisches Landesamt für Umwelt

Abkürzung	Bedeutung
LMH	Liter pro Quadratmeter und Stunde
LoRa	Long range
LoRaWAN	Long range wide area network
LRA	Landratsamt
LRZ	Leibniz-Rechenzentrum der Bayerischen Akademie der Wissenschaften
LWG	Bayerische Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau
Mg	Megagramm
MPN	Most probable number
NRW	Nordrhein-Westfalen
NSG	Naturschutzgebiet
O₃	Ozon
PAK	Pulveraktivkohle
PKG	Projektkoordinierungsgruppe
PMMoV	Pepper mild mottle virus
prov.	provisorisch
PVC	Polyvinylchlorid
PU	Polyurethan
RUF	Regierung von Unterfranken
SAK₂₅₄	Spektraler Absorptionskoeffizient bei 254 nm
SW	Schweinfurt
TCEP	Tris(2-chlorethyl)phosphat
TOC	Total organic carbon
TrinkwV	Trinkwasserverordnung
TUM	Technische Universität München
ü. NN	über Normalnull
UF	Ultrafiltration
uOK	unter Oberkante
US	United States
UV	Ultraviolette Strahlung
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
WHO	World Health Organization
WSA	Wasserstraßen- und Schifffahrtsamt
WWA	Wasserwirtschaftsamt
ZV	Zweckverband

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 2-1: Gesamtplanungsraum für das Projekt, konkretisierte Teilplanungsräume sind zusätzlich farbig umrahmt (Quelle: WWA Bad Kissingen)..... 8

Abbildung 2-2: Mittlerer Jahresniederschlag in Bayern (1961–1990) (https://www.lfu.bayern.de/wasser/hydrometeorologische_parameter/hydrometeorologie_auswertung/niederschlag/doc/karte_niederschlag.pdf)..... 10

Abbildung 2-3: Jahresniederschlagssummen und Jahresmitteltemperaturen für die Jahre 2005–2019, gemessen an den Klimastationen Schonungen-Mainberg und Bad Kissingen (https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/observations_germany/climate/daily/kl/) 11

Abbildung 2-4: Klimadiagramm Planungsraum Schweinfurt (Betrachtungszeitraum 30 Jahre von 1989–2018, Temperatur gemessen an der Klimastation Schonungen-Mainberg, Niederschlagsdaten berechnet über Rasterdatensatz der DWD-Webseite (https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/grids_germany/monthly/precipitation/) 11

Abbildung 2-5: Monatsniederschlagssummen und potentielle monatliche Evaporationssummen berechnet nach der Penman-Monteith Methode (Allen et al. 1998; Savva et al. 2002), gemittelt über einen Zeitraum von 30 Jahren (1989–2018), Klimadaten gemessen an der Klimastation Bad Kissingen (https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/observations_germany/climate/daily/kl/) 11

Abbildung 2-6: Geologische Karte des Planungsraums (Quelle: WWA Bad Kissingen); die landwirtschaftlich genutzten Flächen in Gochsheim und Schwebheim sind jeweils rot umrandet..... 12

Abbildung 2-7: Geologische Karte Gochsheim (von BGS UMWELT); rote Umrahmung kennzeichnet den landwirtschaftlich genutzten Bereich 13

Abbildung 2-8: Grundwassergleichenplan Gochsheim (von BGS UMWELT)..... 13

Abbildung 2-9: Abflussmessungen in Drainagegräben im Teilplanungsgebiet Gochsheim (von BGS UMWELT) 14

Abbildung 2-10: Ruhewasserspiegel im Brunnen 25 Bilanzgebiet Gochsheim (von BGS UMWELT)..... 15

Abbildung 2-11: Bodenarten im Teilplanungsraum Gochsheim/Schwebheim (Karten a) vom WWA Bad Kissingen, und b) sowie c) von <https://geoviewer.bgr.de/mapapps/resources/apps/geoviewer/index.html?lang=de>)..... 15

Abbildung 2-12: Geologische Karte Schwebheim (von BGS UMWELT); die rote Umrandung kennzeichnet den landwirtschaftlich genutzten Bereich 17

Abbildung 2-13: Bohrprofil eines Brunnens in Schwebheim (von Weikert Brunnenbau) 17

Abbildung 2-14: Wasserstände des Unkenbachs und Grundwassermessstellen im Teilplanungsgebiet Schwebheim (von BGS UMWELT) 18

Abbildung 2-15: Abfluss des Unkenbachs im Jahr 2015 (von BGS UMWELT) 18

Abbildung 2-16: Angebaute Kulturen und ihre Flächenanteile im Teilplanungsgebiet Gochsheim (InVeKoS-Daten der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft) 19

Abbildung 2-17: Räumliche Verteilung der in Gochsheim etablierten Brunneninfrastruktur 20

Abbildung 2-18: Räumliche Verteilung der in Schwebheim etablierten Bewässerungsinfrastruktur, bestehend aus Wasserbecken, Brunnen sowie dem Unkenbach 21

Abbildung 4-1: Schematische Darstellung der Verfahrenskombinationen für die Produktion von Nutzwasser aus Klarwasser..... 32

Abbildung 5-1: Sammelbare Niederschlagswassermengen von Gewerbedachflächen in Gochsheim in Abhängigkeit vom Anschlussgrad für den Gesamtjahreszeitraum (vgl. Tabelle 5-3 und Gliederungspunkt 4.2 → Niederschlagsdaten 1881–2019); die Box umfasst die Werte zwischen dem 25 %- und 75 %-Quantil, der horizontale durchgehende Strich innerhalb der Box repräsentiert den Median, das x das arithmetische Mittel und die Enden der „Whiskers“ der Box-Plots kennzeichnen den 1,5-fachen Interquartilsabstand. 42

Abbildung 5-2: Kumulativ sammelbare Niederschlagswassermengen von allen Dachflächen in Schwebheim (Gliederungspunkt 4.2 → Niederschlagsdaten 1881–2019) 43

Abbildung 5-3: Kumulativ sammelbare Niederschlagswassermengen von allen Dachflächen in Gochsheim (Gliederungspunkt 4.2 → Niederschlagsdaten 1881–2019) 43

Abbildung 5-4: Verteilung der monatlich anfallenden Abwassermengen an der Kläranlage Schweinfurt für den Zeitraum 2012–2018; die Box umfasst die Werte zwischen dem 25 %- und 75 %-Quantil, der horizontale durchgehende Strich innerhalb der Box repräsentiert den Median, das grüne x das arithmetische Mittel und die Enden der „Whiskers“ der Box-Plots kennzeichnen den 1,5-fachen Interquartilsabstand. (n = 84) 48

Abbildung 5-5: Pumpmengen der Grundwassersenkungsanlage Grafenrheinfeld in den Trockenjahren 2015 und 2018 53

Abbildung 5-6: Schmachtenberg-Baggersee als potentielle alternative Wasserressource 59

Abbildung 5-7: Ganglinie des Wasserstandes des südlichen Schmachtenberg-Sees (vgl. Abbildung 5-6, grün umrandet), bei einer alternierenden Entnahme von ca. 920 m ³ /Tag für 180 Tage, mit einer anschließenden Entnahmepause von ca. 180 Tagen	60
Abbildung 5-8: Weitere mögliche Wasserressourcen im Planungsraum – Übersichtskarte	62
Abbildung 5-9: Jährlicher Bewässerungsbedarf Gochsheim – Jahressummen (Gegenüberstellung Modelldaten – Realdaten)	65
Abbildung 5-10: Monatlicher Bewässerungsbedarf Gochsheim – Monatssummen (Gegenüberstellung Modelldaten – Realdaten 2018)	66
Abbildung 5-11: Modellierter Bewässerungsbedarf Gochsheim – Jahressummen für 1998–2018	69
Abbildung 5-12: Temperatur- und Niederschlagswerte im Bewässerungszeitraum (April–Oktober) für die Jahre 1998–2018.....	69
Abbildung 5-13: Häufigkeitsverteilung der modellierten täglichen Bewässerungsbedarfswerte für den 20-Jahres-Zeitraum von 1998–2018 in Gochsheim (n = 2.095); die Zahlen in eckigen Klammern entlang der x-Achse stehen für den unteren sowie oberen Bereich des jeweiligen Intervalls.....	71
Abbildung 5-14: Gesamter Bewässerungsbedarf in Schwebheim in den Jahren 2016, 2017 und 2018	73
Abbildung 5-15: Entnommene Wassermengen nach Ressource für das Jahr 2018 in Schwebheim.....	73
Abbildung 5-16: Täglicher Bewässerungsbedarf in Schwebheim im Jahr 2018 (Zahlenangaben auf der X-Achse stehen für das Datum der Entnahme in dem Format Jahr/Monat/Tag)	74
Abbildung 5-17: Tägliche Entnahmemenge zur Bewässerung aus den Wasserbecken in Schwebheim im Jahr 2018 (Zahlenangaben auf der X-Achse stehen für das Datum der Entnahme in dem Format Jahr/Monat/Tag).....	75
Abbildung 5-18: Tägliche Entnahmemenge zur Bewässerung aus dem Unkenbach in Schwebheim im Jahr 2018 (Zahlenangaben auf der X-Achse stehen für das Datum der Entnahme in dem Format Jahr/Monat/Tag).....	75
Abbildung 5-19: Tägliche Entnahmemenge zur Bewässerung aus den Schwebheimer Brunnen im Jahr 2018 (Zahlenangaben auf der X-Achse stehen für das Datum der Entnahme in dem Format Jahr/Monat/Tag).....	77
Abbildung 5-20: Zukünftig potentiell zu bewässernde urbane Flächen in Schweinfurt (blau eingefärbt).....	79
Abbildung 5-21: Gegenüberstellung der Verfügbarkeit sammelbarer Niederschlagswassermengen mit dem modellierten und "realen" Bewässerungsbedarf in Gochsheim. Die Box umfasst die Werte zwischen dem 25 %- und 75 %-Quantil, der horizontale, durchgehende Strich innerhalb der Box repräsentiert den Median, das x das arithmetische Mittel und die Enden der „Whiskers“ der Box-Plots kennzeichnen den 1,5-fachen Interquartilsabstand.....	89
Abbildung 5-22: Schematische Darstellung der Verfahrenskombinationen für die Produktion von Nutzwasser aus Klarwasser.....	109
Abbildung 5-23: Relative Entfernungsleistung von Spurenstoffen durch getestetes Hybridverfahren „inline dosierte PAK/Ultrafiltration“ (vgl. Abbildung 5-22, Option 2)	110
Abbildung 5-24: Modellierte Konzentrationen der organischen Spurenstoffe Carbamazepin, Diclofenac und Sulfamethoxazol bei der Aufbereitung von Klarwasser (Abwasser Nachklärung) über UF/PAK/UV; die Box umfasst die Werte zwischen dem 25 %- und 75 %-Quantil, der horizontale, durchgehende Strich innerhalb der Box repräsentiert den Median, der Punkt das arithmetische Mittel und die Enden der „Whiskers“ der Box-Plots kennzeichnen den 1,5-fachen Interquartilsabstand	111
Abbildung 5-25: Modellierte Pathogen-Konzentrationen bei der Aufbereitung von Klarwasser (Abwasser Nachklärung) mit UF/PAK/UV; Bakterien dargestellt als koloniebildende Einheiten pro Liter (KBE/L), Viren als Kopien/L	112
Abbildung 5-26: Modellierte Konzentrationen der organischen Spurenstoffe Carbamazepin, Diclofenac und Sulfamethoxazol bei der Aufbereitung von Klarwasser (Abwasser Nachklärung) über UF/O ₃ /BAK/UV; die Box umfasst die Werte zwischen dem 25 %- und 75 %-Quantil, der horizontale, durchgehende Strich innerhalb der Box repräsentiert den Median, der Punkt das arithmetische Mittel und die Enden der „Whiskers“ der Box-Plots kennzeichnen den 1,5-fachen Interquartilsabstand	113
Abbildung 5-27: Modellierte Pathogen-Konzentrationen bei der Aufbereitung von Klarwasser (Abwasser Nachklärung) über UF/O ₃ /BAK/UV; Bakterien dargestellt als koloniebildende Einheiten pro Liter (KBE/L), Viren als Kopien/L.....	113
Abbildung 5-28: Potentielle Auswirkung auf den Mainabfluss durch Verwendung von weitergehend aufbereitetem Klarwasser der Kläranlage Schweinfurt als Nutzwasser; prozentuale Angaben des Anteils des verwendeten Kläranlagenablaufs beziehen sich auf einen ganzen Jahreszeitraum; Pegeldaten des Mains von „Gewässerkundlicher Dienst Bayern“ https://www.gkd.bayern.de/de/fluesse/wasserstand/main_unten/schweinfurt-neuer-hafen-24022003	115
Abbildung 5-29: Nutzwasserkonzept landwirtschaftliche Bewässerung Gochsheim	118
Abbildung 5-30: Grundwasseranreicherung in Gochsheim über Rigolen	118

Abbildung 5-31: Schematische Darstellung des Betreibermodells für die landwirtschaftliche Bewässerung in Gochsheim	120
Abbildung 5-32: Nutzwasserkonzept landwirtschaftliche Bewässerung Schwebheim.....	123
Abbildung 5-33: Nutzwasserkonzept urbane Bewässerung Schweinfurt, die Nummerierung der „Bewässerungsflächen“ entspricht der Objekt-ID in Tabelle 5-42.....	125
Abbildung 5-34: Möglicher Standort einer Demonstration von Nutzwasseranwendungen auf dem Betriebsgelände der Kläranlage Schweinfurt.....	128
Abbildung 5-35: Spezifische Investitionskosten als Funktion der Anlagenkapazität nach inge GmbH (basierend auf einer telefonischen Beratung mit einem Mitarbeiter der inge GmbH).....	129
Abbildung 5-36: Spezifische Jahreskosten für Ozonung und Pulveraktivkohle, abgeändert nach Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW (2016).....	131
Abbildung 8-1: Gewerbedachflächen in Schwebheim zur potentiellen Niederschlagssammlung (Quelle: WWA Bad Kissingen)	CLII
Abbildung 8-2: Gewerbedachflächen in Gochsheim zur potentiellen Niederschlagssammlung (Quelle: WWA Bad Kissingen)	CLIII
Abbildung 8-3: Flurkarte Schwebheim (Quelle: BGS UMWELT)	CLIV
Abbildung 8-4: Wassergewinnung der landwirtschaftlichen Bewässerung in Schwebheim	CLV
Abbildung 8-5: Vergleich der Jahresniederschlagssummen von Schonungen und Bad Kissingen, abgekürzt als KG.....	CLVI
Abbildung 8-6: Vergleich der Jahresmitteltemperaturen von Schonungen und Bad Kissingen, abgekürzt als KG.....	CLVI
Abbildung 8-7: Vergleich der jährlich gemittelten Humidität von Schonungen und Bad Kissingen, abgekürzt als KG....	CLVII
Abbildung 8-8: Vergleich der jährlich gemittelten Sonnenscheindauer von Schonungen und Bad Kissingen, abgekürzt als KG.....	CLVII
Abbildung 8-9: Höhenplan der Grundwassersenkungsanlage Grafenrheinfeld (von WSA Schweinfurt)	CLVIII
Abbildung 8-10: Pumpwerke der Grundwassersenkungsanlage Grafenrheinfeld (von WSA Schweinfurt).....	CLIX

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1-1: Abkürzungen.....	IV
Tabelle 4-1: Analysemethoden zur Bestimmung der Wasserqualitätsparameter.....	31
Tabelle 4-2: Bemessungsgrundlagen für eine Kostenschätzung.....	37
Tabelle 4-3: Nutzwasserbereitstellungsszenarien.....	38
Tabelle 5-1: Größe der für die Niederschlagswassersammlung zur Verfügung stehenden Gewerbedachflächen, abhängig vom entsprechenden Anschlussgrad in Schwebheim und Gochsheim.....	40
Tabelle 5-2: Sammelbare Niederschlagswassermengen von Gewerbedachflächen in Schwebheim in Abhängigkeit vom Anschlussgrad und für jeweils zwei verschiedene Zeiträume (ganzes Jahr und Hauptbewässerungssaison von April–September).....	41
Tabelle 5-3: Sammelbare Niederschlagswassermengen von Gewerbedachflächen in Gochsheim in Abhängigkeit vom Anschlussgrad und für jeweils zwei verschiedene Zeiträume (ganzes Jahr und Hauptbewässerungssaison von April–September).....	41
Tabelle 5-4: Physikochemische und mikrobiologische Analyseergebnisse des Niederschlagswassers, aufgefangen in Regenrückhaltebecken in Schwebheim und Gochsheim (eigene Messwerte).....	44
Tabelle 5-5: Quantitative Daten der Kläranlage Schweinfurt sowie Anzahl der Trockenwettertage in den Jahren 2007–2018.....	48
Tabelle 5-6: Physikochemische Parameter des Kläranlagenablaufs Schweinfurt.....	50
Tabelle 5-7: Pumpmengen der Grundwassersenkungsanlage Grafenrheinfeld in den Jahren 2005–2018.....	52
Tabelle 5-8: Physikochemische und mikrobiologische Parameter des Grundwassers, abgepumpt und gesammelt an der Senkungsanlage Grafenrheinfeld (n = 3).....	54
Tabelle 5-9: Quantitatives Potential industrieller Produktionsabwässer.....	55
Tabelle 5-10: Erlaubte und gemessene Konzentrationen zu Qualitätsparametern von Produktionsabwasser (für die Direkteinleitung in den Main), verglichen mit Hintergrundwerten im lokalen Grundwasser sowie Richt- und Schwellenwerten.....	56
Tabelle 5-11: Physikochemische und mikrobiologische Parameter des Mainwassers (n = 2).....	58
Tabelle 5-12: Physikochemische und mikrobiologische Parameter des Baggerseewassers (n = 2).....	61
Tabelle 5-13: Weitere mögliche Wasserressourcen im Planungsraum.....	62
Tabelle 5-14: Protokollierte bzw. "reale" Bewässerungsmengen in Gochsheim.....	63
Tabelle 5-15: Protokollierte bzw. "reale" Bewässerungsmengen in Gochsheim, bereinigt.....	64
Tabelle 5-16: Modellierter Bewässerungsbedarf in Gochsheim – Jahressummen für 1998–2018.....	70
Tabelle 5-17: Statistik zu modellierten täglichen Bewässerungsbedarfswerten für den 20-Jahres-Zeitraum von 1998–2018 in Gochsheim (n = 2.095).....	71
Tabelle 5-18: Statistik des täglichen Bewässerungsbedarfs in Schwebheim im Jahr 2018.....	74
Tabelle 5-19: Auswertung Beckengröße und gespeichertes Wasservolumen der Wasserbecken in Schwebheim.....	76
Tabelle 5-20: Aktuelle Bewässerungsmengen im urbanen Bereich.....	78
Tabelle 5-21: Zukünftig potentiell zu bewässernde urbane Flächen in Schweinfurt.....	79
Tabelle 5-22: Quantitativer Wasserbedarf von Gewerbe und Industrie in Schweinfurt.....	80
Tabelle 5-23: Qualität des Bewässerungswassers in Gochsheim, Probenahme am 26.02.2019, 23.07.2019 und 18.02.2020.....	82
Tabelle 5-24: Qualität des Bewässerungswassers (Grundwasser) in Schwebheim, Probenahme am 23.07.2019 und 18.02.2020.....	84
Tabelle 5-25: Qualität des Bewässerungswassers (Unkenbach) in Schwebheim, Probenahme am 23.07.2019 und 18.02.2020.....	85
Tabelle 5-26: Qualität des Bewässerungswassers (Wasserbecken) in Schwebheim, Probenahme am 23.07.2019 und 18.02.2020.....	86
Tabelle 5-27: Wasserqualität des Notbrunnens am Willy-Sachs-Stadion, Probenahme am 29.08.2011 durch das Wasserwirtschaftsamt Bad Kissingen.....	88

Tabelle 5-28: Übersicht der relevanten nationalen und internationalen Anforderungen/Vorschriften, welche im Zusammenhang mit der Nutzung von (weitergehend aufbereitetem) Klarwasser für die landwirtschaftliche oder urbane Bewässerung möglicherweise zu berücksichtigen sind	92
Tabelle 5-29: Hygienisch-mikrobiologische Klassifizierung und Anwendung von Bewässerungswasser nach DIN 19650.....	94
Tabelle 5-30: Empfohlene Qualitätsparameter für Bewässerungswasser gemäß DIN 19684-10.....	95
Tabelle 5-31: Vorgeschlagene Qualität des aufbereiteten Wassers abgeändert nach ISO 16075, MW = arithm. Mittelwert	97
Tabelle 5-32: Vorgeschlagene Arten und akkreditierte Anzahl von Barrieren abgeändert nach ISO 16075, basierend auf USEPA (2012) und World Health Organization (2006).....	98
Tabelle 5-33: Vorgeschlagene Anzahl von Barrieren, die für die Bewässerung mit aufbereitetem Abwasser notwendig sind; abgeändert nach ISO 16075, basierend auf USEPA (2012) und World Health Organization (2006)	99
Tabelle 5-34: Qualitätsklassen des wiedergewonnenen Wassers, erlaubte landwirtschaftliche Nutzung und Bewässerungsmethode, abgeändert nach European Commission (2020)	100
Tabelle 5-35: Qualitätsanforderungen an zurückgewonnenes Wasser für die landwirtschaftliche Bewässerung, abgeändert nach European Commission (2020)	101
Tabelle 5-36: Mindesthäufigkeiten für die routinemäßige Überwachung von aufbereitetem Wasser für die landwirtschaftliche Bewässerung, abgeändert nach European Commission (2020).....	101
Tabelle 5-37: Validierungsüberwachung von aufbereitetem Wasser für die landwirtschaftliche Bewässerung, abgeändert nach European Commission (2020); Validierungsüberwachung nur für Klasse A.....	101
Tabelle 5-38: Spezifische präventive Maßnahmen zur Risikobegrenzung, abgeändert nach European Commission (2020)	102
Tabelle 5-39: Relevanz von Spurenstoffen mit potentiell negativer öko- und humantoxikologischer Wirkung bei typischen Wasserwiederverwendungspraktiken (Becker et al. 2018).....	103
Tabelle 5-40: Wichtigkeit chemischer Inhaltsstoffe für unterschiedliche Wasserwiederverwendungspraktiken (Drewes et al. 2018d)	103
Tabelle 5-41: Anwender- und nutzerspezifische Anforderungen an die Aufbereitung und örtliche Bereitstellung von Nutzwasser	104
Tabelle 5-42: Bisher bewässerte und zukünftig potentiell bewässerungsbedürftige urbane Flächen; die Objekt-ID entspricht der Nummerierung der „Bewässerungsflächen“ in Abbildung 5-33.....	124
Tabelle 5-43: Investitions- und Kapitalkosten der Ultrafiltration als Funktion der Anlagenkapazität.....	129
Tabelle 5-44: Betriebskosten für eine Ultrafiltration	130
Tabelle 5-45: Investitions-, Betriebs- und Jahreskosten für die Ultrafiltration.....	130
Tabelle 5-46: (Spezifische) Jahreskosten für Ozonung und Pulveraktivkohle, abgeleitet aus den Kostenfunktionen, dargestellt in Abbildung 5-36.....	131
Tabelle 5-47: (Spezifische) Jahreskosten für eine UV-Desinfektion gemäß DWA-M 205 (2013).....	132
Tabelle 5-48: Gesamte spezifische Jahreskosten; für die dargestellten Optionen vgl. Abbildung 5-22	132
Tabelle 5-49: Investitionskostenschätzung für das Nutzwasserkonzept zur landwirtschaftlichen Bewässerung in Gochsheim	133
Tabelle 5-50: Investitionskostenschätzung für das Nutzwasserkonzept zur landwirtschaftlichen Bewässerung in Schwebheim	134
Tabelle 8-1: Akteure im Vorhaben Nutzwasser	CLX
Tabelle 8-2: Datengrundlagen zur Modellierung des landwirtschaftlichen Bewässerungsbedarfs mit CROPWAT 8.0.....	CLX
Tabelle 8-3: Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion (Probability density function) und prozentuale Entfernungsleistung von organischen Spurenstoffen für verschiedene Behandlungsstufen, verwendet für die Modellierung der potentiellen Nutzwasserqualität (vgl. Gliederungspunkte 4.4 und 5.5.6).....	CLXI
Tabelle 8-4: Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion (Probability density function) und LRVs (log Entfernungsstufen bzw. log removal values) von Pathogenen für verschiedene Behandlungsstufen, verwendet für die Modellierung der potentiellen Nutzwasserqualität (vgl. Gliederungspunkte 4.4 und 5.5.6).....	CLXI
Tabelle 8-5: Qualität von gesammeltem Niederschlagswasser von Dachflächen – Ergebnisse der Literaturrecherche	CLXII
Tabelle 8-6: Qualität von gesammeltem Niederschlagswasser, abhängig vom „First-Flush“ – Ergebnisse der Literaturrecherche	CLXV

ZUSAMMENFASSUNG

Zunehmende Nutzungskonflikte im Wassersektor sowie unsicherer werdende Verfügbarkeiten von schon heute angespannten Wasserressourcen, verschärft durch Auswirkungen des Klimawandels, erfordern eine wesentlich effizientere und nachhaltigere Bewirtschaftung der Ressource Wasser als es derzeit üblich ist. Auch in Deutschland sind einige Regionen von dieser Problematik betroffen. Unterfranken zählt mit einem durchschnittlichen jährlichen Niederschlag von 450–650 mm zu den trockensten Gebieten in Bayern und ist zudem durch geringe Grundwasserneubildungsraten sowie durch abflussschwache Oberflächengewässer gekennzeichnet. Die Region um die Stadt Schweinfurt ist für andere Standorte mit vergleichbaren Herausforderungen repräsentativ. Zur Gewährleistung einer integrierten sowie nachhaltigen Bewirtschaftung des lokal stark genutzten Grundwassers, vor allem zum Zweck der Sicherung des Grundwassers als Trinkwasserquelle, ist eine Erarbeitung von alternativen Handlungsoptionen für die Gewinnung, Verteilung und potentielle Einsatzmöglichkeiten für sogenanntes Nutzwasser (z. B. gesammeltes Niederschlagswasser, weitergehend aufbereitetes kommunales Klarwasser) in dieser Region dringend notwendig. Zur Konkretisierung dieser Handlungsoptionen wurden aus dem Planungsraum rund um Schweinfurt die drei kleineren Planungsgebiete Gochsheim, Schwebheim und urbane Bereiche in der Stadt Schweinfurt ausgewählt.

Das Projekt wurde von einem Stakeholder-Prozess begleitet, um durch einen transparenten sowie partizipativen Ansatz alle potentiellen Bedenken zu berücksichtigen und auszuräumen, alle betroffenen Akteure, die Öffentlichkeit sowie zuständige Verwaltungsbehörden von Beginn an einzubinden und Erkenntnisse ergebnisorientiert gemeinsam zu erörtern (Gliederungspunkt 5.1).

Im Rahmen der 24-monatigen Projektlaufzeit wurden neben der Etablierung des Stakeholder-Prozesses potentiell nutzbare alternative Wasserressourcen (z. B. gesammeltes Niederschlagswasser, weitergehend aufbereitetes Klarwasser der Kläranlage Schweinfurt, Grundwasser der Senkungsanlage Grafenrheinfeld, industrielle Produktionsabwässer, Baggerseen, etc., vgl. Gliederungspunkt 5.2) sowie der landwirtschaftliche und urbane Wasserbedarf quantitativ ermittelt, hinsichtlich ihres Potentials bewertet (Gliederungspunkt 5.3) und partiell einander gegenübergestellt (Gliederungspunkt 5.4). Es hat sich gezeigt, dass für eine zuverlässige Abdeckung des landwirtschaftlichen Bewässerungsbedarfs die Sammlung von Niederschlagswasser von den verfügbaren Gewerbedachflächen alleine nicht ausreichend wäre. Das quantitative Potential von weitergehend aufbereitetem Klarwasser aus der Kläranlage Schweinfurt ist demgegenüber mit einer durchschnittlich jährlich anfallenden Menge von rund 9,6 Millionen m³ deutlich höher. Durch die Wiederverwendung von einem geringen Anteil des weitergehend aufbereiteten Klarwassers ließen sich bereits der komplette landwirtschaftliche und urbane Bewässerungsbedarf in einem extremen Trockenjahr zuverlässig substituieren. Allerdings wäre dabei sicherzustellen, dass die Qualität des weitergehend aufbereiteten Wassers mit den Nutzungen sowie Umweltstandards vereinbar ist. Auch die lokalen Baggerseen repräsentieren substantielle, bereits existierende Wasserspeicher. Aus den ermittelten Wasserqualitäten der jeweiligen alternativen Wasserressourcen (Gliederungspunkt

5.2) konnte durch den Abgleich mit bestehenden nationalen, internationalen sowie nutzerspezifischen Anforderungen (Gliederungspunkte 5.5.1–5.5.3) eine entsprechende Aufbereitungstechnologie abgeleitet werden (Gliederungspunkt 5.5.5). Die über die identifizierte weitergehende Aufbereitungstechnologie (Ultrafiltration kombiniert mit Ozonung oder Pulveraktivkohle) potentiell erzeugbare Nutzwasserqualität wurde basierend auf einer Modellierung abgeschätzt und das davon ausgehende Risiko bei einer Bewässerungsanwendung für die Schutzgüter Boden, Grund-/Oberflächenwasser, Pflanze und menschliche Gesundheit eruiert (Gliederungspunkte 5.5.6, 5.5.4). Basierend auf den Erkenntnissen aus den regelmäßigen Arbeitsgruppentreffen wurden Konzepte sowie Handlungsempfehlungen zur Nutzwasseranwendung im landwirtschaftlichen (Gliederungspunkte 5.6.1, 5.6.2) und urbanen (Gliederungspunkt 5.6.3) Bereich entwickelt und die Randbedingungen und Zielsetzungen für ein mögliches Demonstrationsprojekt (Gliederungspunkt 5.6.4) ausgearbeitet. Für die dafür erforderliche Verfahrensanpassung sowie für ein Nutzwasserkonzept zur landwirtschaftlichen Bewässerung in Gochsheim und Schwebheim wurden bereits erste grobe Kostenschätzungen (Gliederungspunkt 5.7) vorgenommen.

1 EINLEITUNG

1.1 Problemstellung und Motivation

Aufgrund des globalen Bevölkerungswachstums, einer zunehmenden Urbanisierung, fortschreitender Industrialisierung, landwirtschaftlicher Aktivitäten sowie des Klimawandels geraten Süßwasserressourcen weltweit unter enormen Nutzungsdruck (Marcotullio 2007; Zimmerman et al. 2008; Vörösmarty et al. 2010; McDonald et al. 2014; Drewes and Khan 2015). Der damit verbundene wachsende Nahrungs- sowie Energiebedarf hinterlassen ebenfalls einen signifikanten “Wasserfußabdruck” (Drewes et al. 2012). Wegen des steigenden Wasserbedarfs, einer immer stärker eingeschränkten Wasserverfügbarkeit durch langanhaltende Dürreperioden, fallender Grundwasserneubildungsraten, Verschmutzung des Grundwassers und der Abhängigkeit von einem eingeschränkten Portfolio zur Verfügung stehender Wasserressourcen in einigen Regionen, sehen sich Betreiber und Entscheidungsträger weltweit mit Herausforderungen der Wasserversorgung konfrontiert (Miller 2006). Im Zusammenhang mit Nutzungskonflikten zwischen verschiedenen Sektoren (z. B. Trinkwasserversorgung, Landwirtschaft und Energiesektor), den Auswirkungen des Klimawandels, steigenden Energiepreisen und der Notwendigkeit Treibhausgasemissionen zu reduzieren, ist es erforderlich, dass Regionen mit angespannten Wasserbilanzen zukünftig die zur Verfügung stehenden Wasserressourcen wesentlich effizienter und nachhaltiger bewirtschaften, als es derzeit üblich ist (Mantovani et al. 2001; Daigger 2009; Maczulak 2010).

Auch in Deutschland sind einige Regionen durch zunehmende Nutzungskonflikte im Wassersektor gekennzeichnet (Jacob et al. 2008; LfU 2009; RUF 2010). Diese Konflikte entstehen, wenn bei knappen Oberflächen- und Grundwasserressourcen der gleichzeitige Bedarf für die landwirtschaftliche Bewässerung, die öffentliche Trinkwasserversorgung, Bewässerung von kommunalen Grünflächen und grünen Infrastrukturen, Kühlwasserbedarf für die Energieerzeugung, Anforderungen von Industrie und Gewerbe oder auch die Sicherung von ökologischen Mindestabflüssen in Summe das Dargebot übertreffen. Häufig treten diese Konflikte saisonal im Frühjahr und Sommer für mehrere Wochen bis zu mehreren Monaten auf, wenn der Wasserbedarf in den verschiedenen Sektoren überproportional hoch ist. Es ist zu erwarten, dass die Verfügbarkeit von schon jetzt angespannten Wasserressourcen in den betroffenen Regionen durch die Auswirkungen des Klimawandels in naher Zukunft unsicherer wird und Nutzungskonflikte durch saisonal ähnliche Bedarfsanforderungen deutlich zunehmen. **Die Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) veröffentlichte 2017 einen Bericht zu den Auswirkungen des Klimawandels auf die Wasserwirtschaft in Deutschland (LAWA 2017).** Zudem wurden die Auswirkungen des Klimawandels auf das Abflussregime von Oberflächengewässern in einer wasserarmen Region wie Unterfranken in den letzten Jahren eingehend untersucht (Altmayer et al. 2017). Nach den Erkenntnissen dieser Studien werden extreme Wetterereignisse wie Starkregenereignisse, die zu Hochwasser führen können, und langanhaltende Trockenzeiten in Ausmaß und Dauer häufiger werden. Neben dem Auftreten extremer Hochwasser sind insbesondere auch eine Veränderung der Niedrigwasserabflüsse in den Fließgewässern sowie Grundwasserabsenkungen zu erwarten. In der nahen Zukunft (2021–2050) liegen die erwarteten Veränderungen der langjährig gemittelten Niedrigwasserabflüsse

im Bereich von $\pm 10\%$, aber die Schätzungen für die ferne Zukunft (2071–2100) lassen einen Rückgang des Niedrigwasserabflusses in vielen Fließgewässern von 10–35 % erwarten. Diese Studien adressieren auch Anpassungsmöglichkeiten für die Wasserwirtschaft, insbesondere an Niedrigwasserverhältnisse (Altmayer et al. 2017; LAWA 2017). Bisher weniger beachtete Optionen, diese Konflikte auszugleichen, könnten darin bestehen, das lokale Portfolio verfügbarer Wasserressourcen um bisher nicht genutzte Ressourcen zu erweitern sowie durch Mehrfachnutzungen hochwertige Wasserressourcen zu substituieren und damit Wasser insgesamt länger in einer Region zu halten. Dies könnte den Druck auf angespannte Frischwasserressourcen deutlich reduzieren und wird in anderen Regionen mit ähnlichen Randbedingungen bereits in großem Maßstab praktiziert (Bischel et al. 2012; Bixio et al. 2006; Burgess 2015; Drewes et al. 2018c; Nakamoto 2010; Shishkina et al. 2012; van Houtte and Verbauwhede 2012).

Mit einem mittleren jährlichen Niederschlag von ca. 450–650 mm (https://www.lfu.bayern.de/wasser/klima_wandel/bayern/niederschlag/index.htm) zählt das Gebiet Würzburg-Schweinfurt-Kitzingen in Unterfranken zu den trockensten Regionen in Bayern. Jährliche Niederschlagsminima von ca. 450 mm wurden bereits gehäuft in der Region verzeichnet. Sie ist durch geringe Grundwasserneubildungsraten von teilweise weniger als 25 mm/Jahr sowie durch abflussschwache Oberflächengewässer charakterisiert. Um die Trinkwasserversorgung so weit wie möglich aus lokalen und gut geschützten Grundwasserressourcen zu gewährleisten, waren in Unterfranken immer besondere Anstrengungen erforderlich. Das lokale Grundwasser soll auch zukünftig in dieser Region die Basis der öffentlichen Trinkwasserversorgung sein. Dies erfordert einen konsequenten Schutz und eine integrierte und nachhaltige Bewirtschaftung des Grundwassers gemäß dem Wasserhaushaltsgesetz (RUF 2006, 2010). Vor allem in der Umgebung der Stadt Schweinfurt verursachen die begrenzten Wasserressourcen in mehreren Sektoren (z. B. im landwirtschaftlichen, urbanen oder gewerblichen/industriellen Bereich) zunehmende Konflikte bei der Wassernutzung. Das Gebiet um Schweinfurt wird als repräsentativ angesehen für andere Standorte in Unterfranken, für andere Teile Bayerns, aber auch für andere Regionen in Deutschland mit ähnlichen Herausforderungen (RUF 2010).

Durch (weitergehende) Wasseraufbereitung und Wasserwiederverwendung kann den Herausforderungen in Bezug auf die zunehmenden Nutzungskonflikte rund um die Ressource Wasser wirkungsvoll begegnet werden, da so alternative Quellen für eine qualitativ hochwertige Wasserversorgung geschaffen werden. Das zukünftige Potenzial für (weitergehend) aufbereitetes Abwasser ist hoch (Bixio et al. 2006). Um den wachsenden Wasserbedarf zu decken, werden grundsätzlich auch andere nicht traditionelle Wasserquellen, wie behandeltes kommunales und industrielles Abwasser, entsalztes Meerwasser oder Brackwasser sowie gesammelter Niederschlag von befestigten Flächen in Betracht gezogen. Die Einbeziehung der Wasserwiederverwendung in eine integrierte Wasserressourcenplanung entspricht einem nachhaltigen Ansatz im Wasserressourcenmanagement. Das integrierte Konzept, bei dem verschiedene Bereiche wie Produzenten, Anwender, Behörden, Gesundheitsaspekte, Regulierung und die öffentliche Wahrnehmung zusammengeführt werden, stellt jedoch eine Herausforderung für die Implementierung einer

Wasserwiederverwendung dar (Miller 2006). Erfolgreiche Wasserwiederverwendungsprojekte weltweit sind in verschiedenen Publikationen detailliert beschrieben: Asano and Cotruvo (2004), Asano et al. (2007), Bischel et al. (2012), Bixio et al. (2006), California Department of Water Resources (2003), California Natural Resources Agency Delgado et al. (2012), Drewes and Khan (2011), Drewes and Khan (2015), Drewes et al. (2017), Drewes et al. (2012), Du Pisani (2006), Everest et al. (1998), Exall (2004), Gerdes et al. (2010), Hanak et al. (2011), Hernández et al. (2006), Ingram et al. (2006), Molinos-Senante et al. (2011), Nakamoto (2010), National Research Council (2012), Rosenblum (1999), Sharma and Sanghi (2013), Sheikh et al. (1990), Tchobanoglous et al. (2011), van Houtte et al. (2005), van Houtte and Verbauwheide (2012).

1.2 Status quo der Wasserwiederverwendung in Europa und Deutschland

Innerhalb der Europäischen Union werden aktuell lediglich rund 2,4 % des gereinigten kommunalen Abwassers wiederverwendet (Sanz and Gawlik 2014). Davon werden 52 % für die Bewässerung eingesetzt (Water Reuse Europe 2018). In den meisten EU-Staaten sowie vielen Ländern weltweit ist das Potenzial für den Ausbau der Wasserwiederverwendung und den Einsatz entsprechender Technologien sehr hoch (Khan et al. 2017; Drewes et al. 2019). Für Deutschland geht man von einem geschätzten Wasserwiederverwendungspotential von 144 Mio. m³/Jahr bis zum Jahr 2025 aus, was einer Verdreifachung der heutigen Nutzung entspricht (Water Reuse Europe 2018). Das Potential für eine Wasserwiederverwendung in Regionen mit eingeschränktem Dargebot wie in Süd- und Osteuropa, im Mittleren Osten/Nordafrika oder China, liegt um ein Vielfaches darüber. Vorteile, die für eine Wasserwiederverwendung sprechen, sind folgende: lokale Verfügbarkeit einer alternativen Süßwasserressource, die durch den Abwasseranfall konstant zur Verfügung steht, die Möglichkeit, eine auf spezielle Anwendungen ausgerichtete Wasserqualität zu erzeugen („fit-for-purpose“), die Entlastung von Oberflächengewässern durch die Vermeidung von Abwassereinleitungen sowie die Einsparung von natürlichen Süßwasserressourcen und teilweise auch von Energie bei der Bereitstellung und Aufbereitung.

Aus technologischer Sicht stellt die Behandlung von Abwasser für eine Vielzahl von kommunalen Wiederverwendungsanwendungen im Prinzip kein Problem mehr dar (National Research Council 2012). Dennoch ist die Anzahl neu implementierter Wasserwiederverwendungsanlagen eher gering. Wesentliche Barrieren sind Kosten für den Aufbau einer eigenen Infrastruktur, eine fehlende wasserrechtliche Verankerung, aber auch Unsicherheiten bei Entscheidungsträgern bezüglich der Wahrung der öffentlichen Gesundheit oder dem Schutz von Grund- und Oberflächenwasser. Die Sicherstellung zuverlässiger und effizienter Aufbereitungsverfahren sowie eine Öffentlichkeit, die dem Konzept eines Wasserrecyclings nicht immer positiv gegenübersteht, sind weitere Hemmnisse bei der Umsetzung. Das Fehlen technischer Richtlinien, Handlungsanleitungen und Genehmigungspraktiken, aber auch von Referenzprojekten, erschwert die Implementierung innovativer Ansätze zur Mehrfachnutzung von Wasser, insbesondere für Anwendungen mit einem unmittelbaren und hohen Wasserbedarf wie die Bewässerung in landwirtschaftlichen und urbanen Räumen.

Für die Verwendung von aufbereitetem Wasser (aufbereitetes Abwasser, gesammeltes Niederschlagswasser, usw.) für die landwirtschaftliche oder urbane Bewässerung ist es von größter Bedeutung, die Anforderungen an die Wasserqualität für diese Anwendungen zu definieren, um hygienisch sichere und umweltverträgliche Praktiken zu gewährleisten. Der Schwerpunkt muss auf hygienisch relevanten mikrobiologischen Parametern (Fäkal-Indikatoren, Bakterien, Viren) einschließlich Antibiotikaresistenzgenen und antibiotikaresistenten Bakterien liegen, da diese ein hohes akutes Risiko bei der Wasserwiederverwendung darstellen (Ebele et al. 2017; Raber and Nunez von Voigt 2018; Kumar and Pal 2018; Rupprich 2018). Bei der Wiederverwendung von Wasser, die indirekt durch (geplante) Grundwasseranreicherung (z. B. Bewässerung nach Grundwasseranreicherung für Konzept Gochsheim, Gliederungspunkt 5.6.1) erfolgt, müssen organische Spurenchemikalien (Haushalts- und Industriechemikalien, Pharmazeutika) und andere Verbindungen (Nitrat, Nitrit, etc.) ebenfalls so weit entfernt werden, dass Beeinträchtigungen der Grundwasserqualität sicher ausgeschlossen werden können. Einige dieser Wasserqualitätsparameter werden in den aktuellen nationalen Qualitätsrichtlinien für Bewässerungswasser (DIN 19650; DIN 19684-10; Grundwasserverordnung 2010) oder in internationalen Qualitätsanforderungen für die Wiederverwendung von Wasser (European Commission 2020; USEPA 2012; EU WRRL 2010; World Health Organization 2006) adressiert. Nationale oder internationale multidisziplinäre Konzepte, die eine umfassende Beurteilung der Wasserqualität und des Risikos bei einer geplanten Wasserwiederverwendung zur urbanen und landwirtschaftlichen Bewässerung zulassen, fehlen jedoch bisher. Die Europäische Kommission hat 2015 einen Prozess initiiert, um EU-weit minimale Wasserqualitätsanforderungen für eine Wasserwiederverwendung für die landwirtschaftliche Bewässerung und die Grundwasseranreicherung zur Stützung der Trinkwasserversorgung zu entwickeln. Dieser Prozess mündete Ende 2019 in einem Kompromissvorschlag des Europäischen Parlaments, des Europäischen Rates und der Kommission. Im Mai 2020 wurde die finale Verordnung über Mindestanforderungen bei der Wasserwiederverwendung veröffentlicht (European Commission 2020). In Ländern, in denen die Wasserwiederverwendung eine lange Tradition hat, wie Australien, den USA und in einzelnen EU-Mitgliedsstaaten (z. B. Spanien), gibt es bereits gesetzgeberische Anforderungen für die urbane und landwirtschaftliche Bewässerung. Allerdings sind auch in diesen Konzepten einige mögliche Risiken nicht adäquat adressiert und es fehlen Bewertungsansätze für neue Aufbereitungsverfahren und Kontaminanten. Diese neue EU-Verordnung regelt die Wiederverwendung von Wasser ausschließlich für landwirtschaftliche Bewässerungszwecke. Die Anforderungen an das Risikomanagement sind in Anhang II der Verordnung aufgeführt. Maßnahmen, die im Falle des Auftretens von Schwermetallen, Pestiziden, Desinfektionsnebenprodukten, Pharmazeutika, anderen bedenklichen Substanzen und antibiotikaresistenten Bakterien oder Genen zu ergreifen sind, wurden jedoch nicht weiter spezifiziert. Die Festlegung weiterer Anforderungen obliegt den einzelnen Mitgliedsstaaten. Die Relevanz von chemischen Verbindungen bei der Wasserwiederverwendung, welche z. B. innerhalb der Projekte der BMBF-Fördermaßnahme WavE herausgearbeitet wurden (Becker et al. 2018), wird nicht angesprochen. Das wichtige Thema eines adäquaten Salzmanagements bleibt ebenfalls offen. Folglich sind die von der EU vorgeschlagenen Mindestanforderungen an

chemische Parameter nicht für alle Schutzgüter ausreichend. Das Risiko einer bakteriellen Aufkeimung in Wasserspeichern und Verteilungssystemen sowie eine proaktive Überwachung in Verteilungsnetzen wurden ebenfalls nicht erarbeitet. Die Verordnung legte auch keine spezifischen Mess- oder Überwachungsrichtlinien für den Betreiber der Wasseraufbereitungsanlage fest. Diese Defizite in der EU-Verordnung unterstreichen die Notwendigkeit der Konzeption eines Regelwerkes, das alle Aspekte der Planung, Durchführung und des Betriebs von Projekten zur Wasserwiederverwendung abdeckt (Drewes et al. 2018c).

In einem Bericht des Umweltbundesamtes aus dem Jahr 2016 wurden bereits verschiedene Aspekte dargestellt, die bei der Realisierung und Bewertung von Bewässerungsmaßnahmen mit behandeltem Abwasser speziell in Deutschland zu berücksichtigen sind (Seis et al. 2016). Neben der Zusammenfassung des Status quo der Bewässerungslandwirtschaft in Deutschland, der Darstellung der für die Bewässerung mit behandeltem Abwasser benötigten Infrastruktur, sowie der Einschätzung des Potentials und Bedarfs einer Bewässerung mit behandeltem Abwasser, wurden zudem hygienische und chemische Risiken für die Schutzgüter Gewässer, Boden und menschliche Gesundheit eruiert. Dafür wurden u. a. einige nationale und internationale Standards für Bewässerungswasser bzw. behandeltes Abwasser zusammengetragen. Im Rahmen dieses Berichts wurde geschlussfolgert, dass in Deutschland zwar kein Bedarf einer flächendeckenden landwirtschaftlichen Bewässerung mit behandeltem Abwasser bestehe, aber eine Erhöhung der Wasserverfügbarkeit, z. B. durch die Wiederverwendung von behandeltem Abwasser, eine sinnvolle Option darstellen könnte. Weiterhin wurde betont, dass die Schutzziele für die menschliche Gesundheit und die Umwelt, insbesondere das Grundwasser, unbedingt zu wahren sind. Für die Wiederverwendung von behandeltem Abwasser bedarf es jedoch noch der Schaffung eines speziellen rechtlichen Rahmens in Deutschland. Bislang ist konkret die Nutzung von behandeltem Abwasser zur landwirtschaftlichen oder urbanen Bewässerung in Deutschland nicht gesondert gesetzlich geregelt und entsprechende Umsetzungsmaßnahmen sind im deutschen Abwasserrecht noch nicht definiert (Seis et al. 2016). In diesem Zusammenhang betonen Seis et al. (2016) die Notwendigkeit einer Ergänzung des gesetzlich verbindlichen Rahmens um Empfehlungen für die gute fachliche Praxis bei der Bewässerung mit behandeltem Abwasser. Zusätzlicher Forschungs- und Handlungsbedarf wird v. a. in Bezug auf ein adäquates systematisches und prozessorientiertes Risikomanagement gesehen, welches sowohl auf bereits identifizierten (z. B. Indikatororganismen wie *Escherichia coli*, etc.) als auch noch festzulegenden Wasserqualitätsparametern basieren sollte. Weiterhin sollen zur Einhaltung der flächenbezogenen Höchstmengen an Stickstoff und Phosphor die mit dem Bewässerungswasser (behandeltes Abwasser) aufgebrachten Frachten entsprechend der Düngeverordnung berücksichtigt werden. Zur Gewährleistung einer hygienisch einwandfreien Bewässerung werden in dem Bericht UV-Strahlung, Ozonung und Ultra- sowie Mikrofiltration als bereits großtechnisch etablierte Optionen zur Desinfektion genannt. Es wird in dem Bericht bereits erwähnt, dass nur die Ultrafiltration aufgrund des physikalisch-mechanischen Abscheidungsprozesses einen zuverlässigen Rückhalt aller relevanten Krankheitserreger ermöglichen kann. Zur Entfernung von Mikroschadstoffen bzw. organischen Spurenstoffen (pharmazeutische Rückstände, etc.) werden die Ozonung sowie die Adsorption an Aktivkohle als kosteneffiziente Verfahren genannt. Diese Erkenntnisse sind im Einklang mit den im

Rahmen dieses Nutzwasserprojektes abgeleiteten Aufbereitungstechnologien zur Erfüllung der qualitativen Anforderungen (Gliederungspunkt 5.5.5).

1.3 Projektziele

Dieses Vorhaben verfolgte das Ziel, alternative Handlungsoptionen für die Gewinnung, Verteilung und potentielle Einsatzmöglichkeiten für sogenanntes „Nutzwasser“ zu erarbeiten. Unter Nutzwasser werden hier Wasserressourcen verstanden, die im Rahmen einer traditionellen Wasserwirtschaft möglichst schnell aus einer Region „entwässert“ werden (d. h. Regenwasser, Abläufe kommunaler Kläranlagen, industrielle Produktionsabwässer, Grundwasserhaltungen, etc.), hier aber einer lokalen Mehrfachnutzung mit Schwerpunkt der Bewässerung landwirtschaftlicher Flächen und kommunaler Grünflächen zugeführt werden sollen.

Für die Konkretisierung dieser Handlungsoptionen wurde der Raum Schwebheim/Gochsheim/Schweinfurt in Unterfranken ausgewählt, in dem unter Beteiligung aller betroffenen Akteure potentielle Einsatzmöglichkeiten von Nutzwasser näher betrachtet werden sollen (Abbildung 2-1). In einem ersten Schritt wurde hierfür ein Stakeholder-Prozess etabliert (vgl. Gliederungspunkte 4.1 und 5.1). Neben der Erhebung von potenziell nutzbaren alternativen Wasserressourcen (vgl. Gliederungspunkte 4.2 und 5.2), wurde auch der Wasserbedarf einschließlich der Wasserqualitäten erhoben (vgl. Gliederungspunkte 4.3 und 5.3). Aufbauend auf der Definition von Anforderungen an die Aufbereitung und örtliche Bereitstellung von Nutzwasser für potenzielle Anwender (vgl. Gliederungspunkte 4.4 und 5.5) wurde eine Konzeption und Konkretisierung von Handlungsempfehlungen sowie von Betreibermodellen für die Etablierung eines Nutzwasserkonzeptes erarbeitet (vgl. Gliederungspunkte 4.5 und 5.6). Für die vorgeschlagenen Konzepte wurden die damit einhergehenden Kosten grob abgeschätzt (vgl. Gliederungspunkte 4.6 und 5.7).

2 PLANUNGSRAUM

2.1 Allgemeines

Der Planungsraum dieser Studie liegt bei Schweinfurt (50,049206 °N, 10,219422 °E) in Unterfranken in Nordbayern, im sogenannten Schweinfurter Becken, welches auf einer Höhe von 210–240 müNN liegt und von Mittelgebirgen wie dem Spessart und dem Steigerwald umgeben ist. Innerhalb des Planungsraums wurden drei spezifische, kleinere Planungsgebiete ausgewählt (Abbildung 2-1):

1. **Gochsheim:** In diesem Teilplanungsraum gibt es ca. 130 Hektar landwirtschaftlich berechnungsfähige Flächen, wobei in der Regel durchschnittlich lediglich 40–60 ha bewässert werden. Auf diesen Flächen wird v. a. Gemüse angebaut. Zur Bewirtschaftung dieser Flächen sind während der Wachstumsperiode der Feldfrüchte oft beträchtliche Mengen an Wasser zur Bewässerung erforderlich. Bisher wird der Bewässerungsbedarf über das lokale, oft oberflächennah anstehende Grundwasser gedeckt. Genehmigt ist eine Grundwasserentnahme von insgesamt 120.000 m³/Jahr, die über 36 installierte Brunnen entnommen werden kann.
2. **Schwebheim:** Die Gesamtfläche der Gemarkung Schwebheim beträgt ca. 812 ha. Davon sind ca. 250 ha bewässerungsfähig, wobei hiervon im Rahmen der Fruchtfolge jährlich max. 90–100 ha tatsächlich bewässert werden. Auf den berechneten Flächen werden Heil- und Gewürzpflanzen, aber auch Spargel und Beerenobst angebaut. Zur Bewirtschaftung dieser Flächen sind während der Wachstumsperiode der Kräuter oft beträchtliche Mengen an Wasser zur Bewässerung erforderlich. Bisher wird der Bewässerungsbedarf einerseits über das lokale, oft oberflächennah anstehende Grundwasser (über Brunnen oder Wasserbecken), andererseits über den von Grundwasser gespeisten, künstlich aufgestauten Unkenbach gedeckt.
3. **Stadt Schweinfurt:** In der Stadt Schweinfurt werden neben Baumalleen auch diverse urbane Grünflächen und Sportplätze aktiv bewässert. Zur Bewässerung der Grünanlagen des **Willy-Sachs-Stadions** wurde 1960 der Brunnen „Stadion“ errichtet. Im Jahr 1961 wurde hierfür die wasserrechtliche Erlaubnis beantragt, welche am 25.04.1966 erteilt wurde. Der Brunnen fungierte bis ca. 2001 auch als Notbrunnen (NB1). Im Laufe der Zeit ist das Verteilersystem im Stadion marodiert, sodass in den letzten Jahren Trinkwasser für die Beregnung verwendet wurde (**in den Jahren 2001 bis 2011 zwischen 5.000 und 16.000 m³ jährlich**). 2013 wurde eine neue wasserrechtliche Erlaubnis ausgesprochen und eine jährliche Entnahme von 2.800 m³ beschieden. Beregnet wurde zunächst nur ein Platz mit 7.800 m² sowie zum Teil angrenzende Grünflächen, sodass eine Fläche von max. 10.000 m² mit diesem Wasser bewässert wird. Die Entnahmemenge betrug in den Jahren 2013 bis 2017 jeweils 1.940 m³, 1.545 m³, 2.373 m³, 2.241 m³ und 1.285 m³ (Quelle: Balzer, Karsten, Bauverwaltungs- und Umweltamt der Stadt Schweinfurt, 10.01.2019). Das Kasernenviertel mit einer Fläche von ungefähr 100.000 m² soll evtl. in urbane Grünflächen transformiert werden. Diese drei Einheiten – Willy-Sachs-Stadion, Kasernenviertel und andere urbane Grünflächen/Sportplätze – werden mit bedarfsgerechten Wassermengen bewässert. Bisher wird dafür v. a. Grundwasser aus NB1 und aus dem Main entnommenes Flusswasser (zur Baumbewässerung) genutzt.

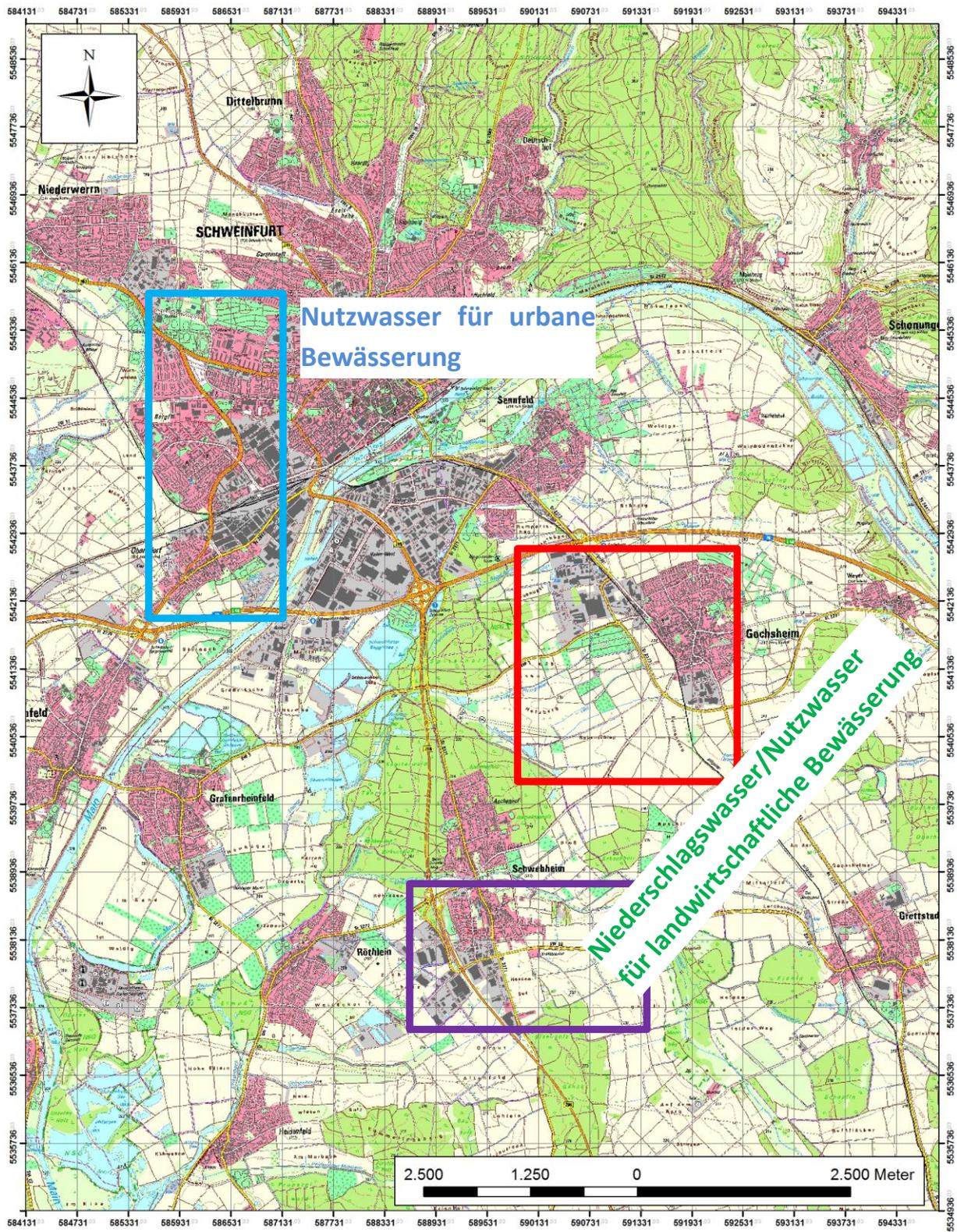


Abbildung 2-1: Gesamtplanungsraum für das Projekt, konkretisierte Teilplanungsräume sind zusätzlich farbig umrahmt (Quelle: WWA Bad Kissingen)

2.2 Klima

Das Klima in der Region Schweinfurt ist gemäßigt und warm. Die Klimaklassifikation nach Köppen und Geiger lautet Cfb (C = Klimazone, warmgemäßigte Klimate; f = Klimatyp, immerfeucht; b = Klimauntertyp, warmer Sommer). In der Region Schweinfurt herrscht im Jahresdurchschnitt eine Temperatur von ca. 9 °C (<https://de.climate-data.org/europa/deutschland/bayern/schweinfurt-22944/>). Über ein Jahr verteilt summieren sich die Niederschläge auf 450–650 mm. Demzufolge zählt die Umgebung Würzburg-Schweinfurt-Kitzingen in Unterfranken zu den trockensten Regionen in Bayern (Abbildung 2-2). Der Spessart und der Steigerwald, welche das Untersuchungsgebiet, die sog. Schweinfurter Trockenplatte, umgeben, bedingen oftmals ein vorzeitiges Abregnen heranziehender Wolken. Jährliche Niederschlagsminima von < 500 mm wurden bereits gehäuft in der Region verzeichnet. Exemplarisch für sehr trockene sowie auch warm-heiße Jahre stehen die Jahre 2005, 2015, 2018 und 2019 (Abbildung 2-3).

In dem 30-Jahreszeitraum von 1989 bis 2018 und gemessen an der Klimastation Mainberg-Schonungen, welche sich relativ zentral im Planungsraum befindet, betrug die Niederschlagsmenge im April und Februar jeweils durchschnittlich 36 mm. Diese Monate waren damit die niederschlagsärmsten. Mit 71 mm ist der Juli der Monat mit dem durchschnittlich höchsten Niederschlag. Mit 18,6 °C ist der Juli auch der wärmste Monat. Die Durchschnittstemperatur ist im Januar am niedrigsten und beträgt 0,7 °C (Abbildung 2-4).

Aufgrund abnehmender Jahresniederschlagsmengen sind rückläufige Grundwasserneubildungsraten zu verzeichnen. Bis zum Jahr 2050 werden Grundwasserneubildungsraten von 10–30 mm/Jahr erwartet (RUF 2010).

Da von März bis Mitte September die potentielle Verdunstung höher als die durchschnittliche Niederschlagsmenge ist, kommt es in diesem Zeitraum zu einem klimatisch bedingten Wasserdefizit. Da sich dieser Zeitraum zudem mit der urbanen sowie landwirtschaftlichen Hauptbewässerungsperiode deckt, wird dieses natürliche Wasserdefizit aufgrund des künstlichen Bewässerungsbedarfs zusätzlich verschärft. Lediglich ab Mitte September bis März besteht ein klimatisch bedingter Wasserüberschuss (Abbildung 2-5).

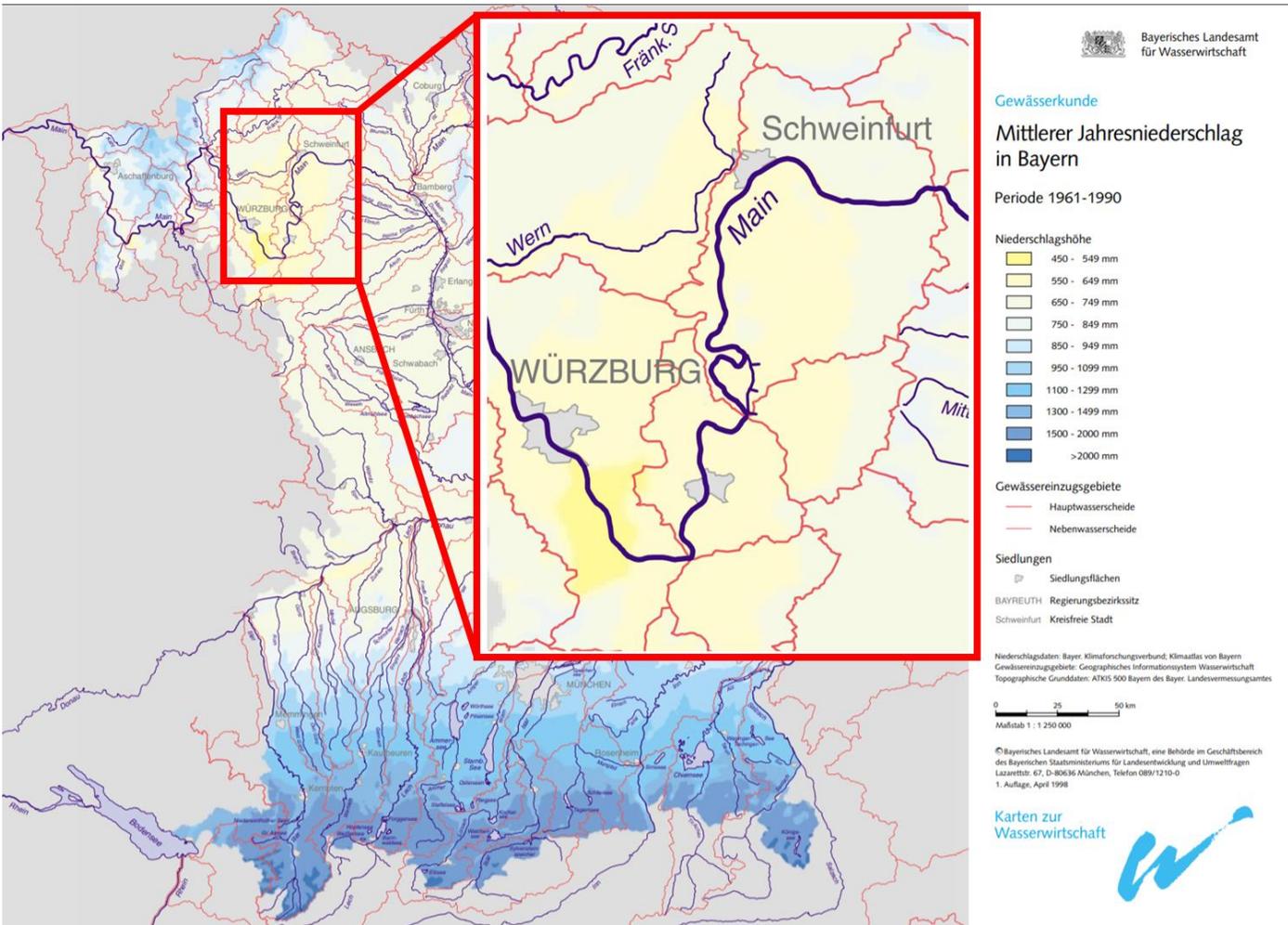


Abbildung 2-2: Mittlerer Jahresniederschlag in Bayern (1961–1990) (https://www.lfu.bayern.de/wasser/hydrometeorologische-parameter/hydrometeorologie-auswertung/niederschlag/doc/karte_niederschlag.pdf)

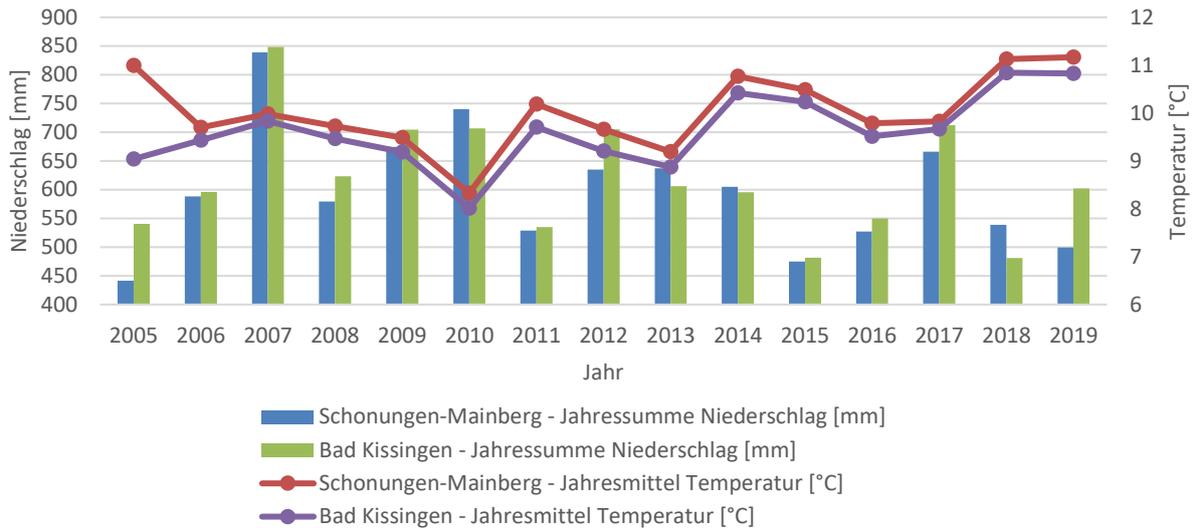


Abbildung 2-3: Jahresniederschlagssummen und Jahresmitteltemperaturen für die Jahre 2005–2019, gemessen an den Klimastationen Schonungen-Mainberg und Bad Kissingen (https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/observations_germany/climate/daily/kl/)

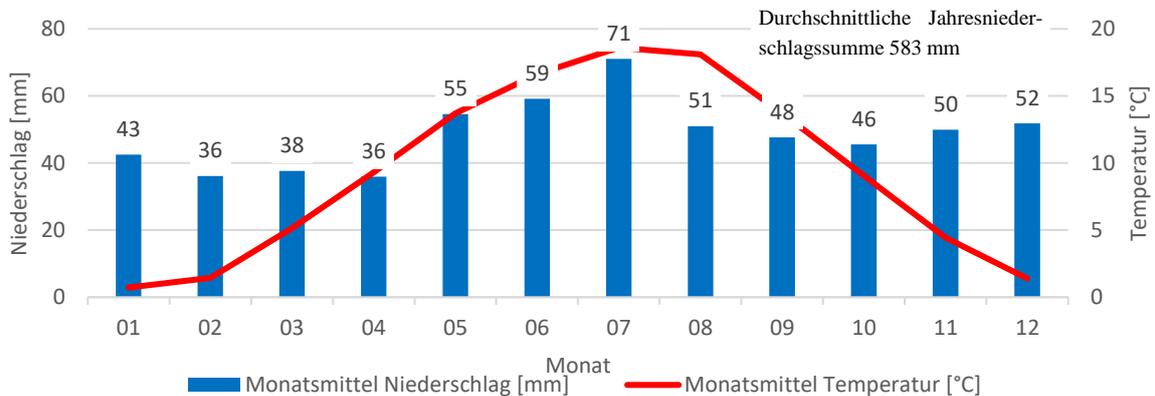


Abbildung 2-4: Klimadiagramm Planungsraum Schweinfurt (Betrachtungszeitraum 30 Jahre von 1989–2018, Temperatur gemessen an der Klimastation Schonungen-Mainberg, Niederschlagsdaten berechnet über Rasterdatensatz der DWD-Webseite (https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/grids_germany/monthly/precipitation/))

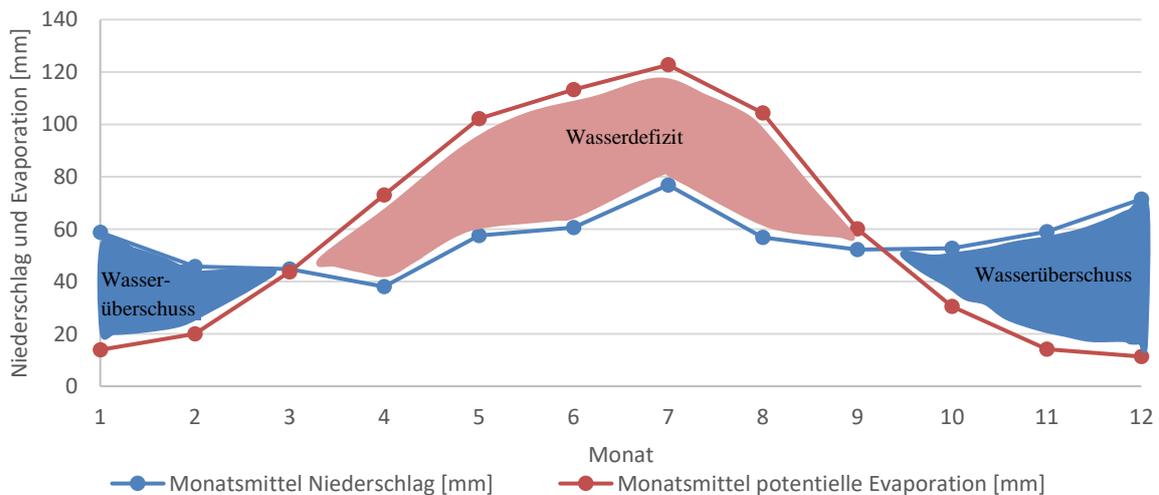


Abbildung 2-5: Monatsniederschlagssummen und potentielle monatliche Evaporationssummen berechnet nach der Penman-Monteith Methode (Allen et al. 1998; Savva et al. 2002), gemittelt über einen Zeitraum von 30 Jahren (1989–2018), Klimadaten gemessen an der Klimastation Bad Kissingen (https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/observations_germany/climate/daily/kl/)

2.3 Hydrogeologie

Im Planungsraum streichen die triassischen Schichten des Unteren Keupers in silikatisch/karbonatischer, in toniger (Myophorienschichten) aber auch in karbonatischer (Grenzdolomit) Fazies aus. Für den Unteren Keuper in silikatisch/karbonatischer Fazies sind petrographisch Ton- und Sandsteine, zum Teil Dolomit bzw. Kalkstein-Bänke typisch, während für den Unteren Keuper in toniger Fazies Ton- und Mergelsteine, zum Teil mit Gipslagen überwiegen. Petrographisch charakteristisch für den Unteren Keuper in karbonatischer Fazies sind dolomitische Kalksteine. Diese triassischen Schichten sind weitflächig von quartären Sedimenten diskordant überlagert – neben quartären silikatischen Flussschottern (Hoch- sowie Niederterrassenschotter) treten neben quartären Lößlehmen, die vorwiegend aus Schluff bzw. Lehm bestehen, auch Flugsande auf (Freudenberger 1996). Abbildung 2-6 zeigt einen Ausschnitt der geologischen Karte von Bayern für das Planungsgebiet.

Hydrogeologisch kann das Planungsgebiet dem „Süddeutschen Buntsandstein“ und Muschelkalk, Teilraum Muschelkalkplatten, zugeordnet werden (Büttner et al. 2003). Die folgenden Grundwasserleiter können als die im Untersuchungsgebiet bedeutendsten identifiziert werden:

- Quartär: hierzu zählen u. a. die Nieder-, sowie Hochterrassenschotter
- Lettenkeuper
- Grenzdolomit
- Mittlerer Keuper: hierzu zählen u. a. die sog. Myophorienschichten

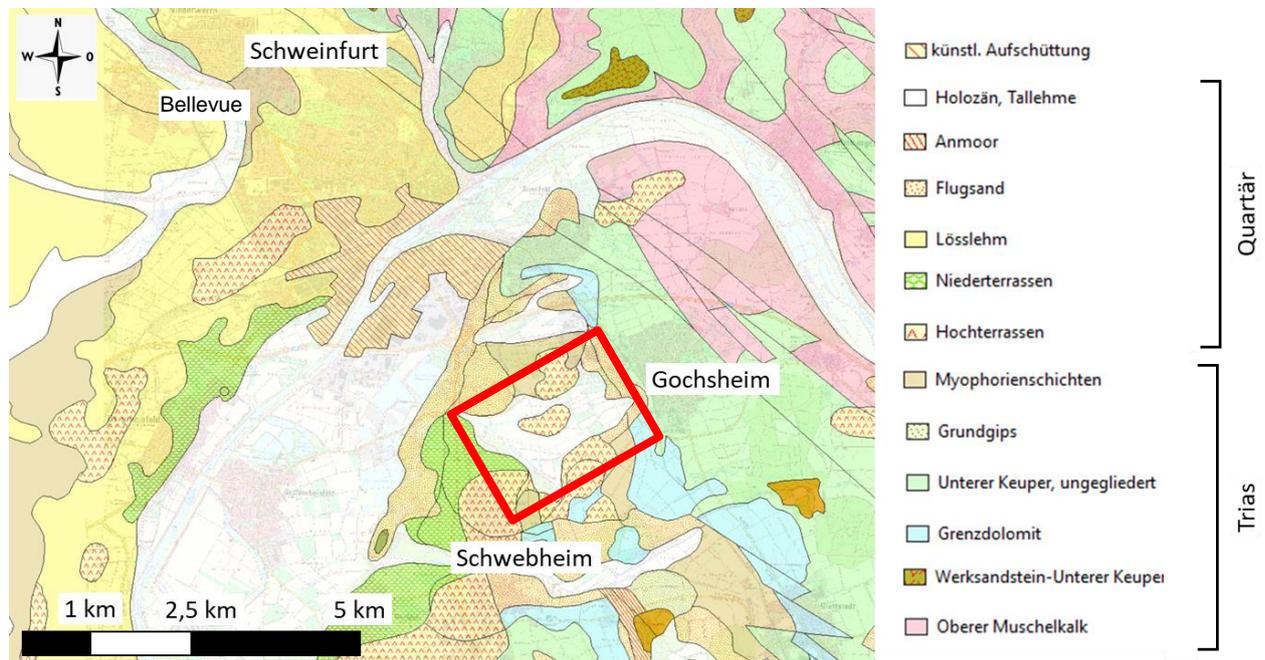


Abbildung 2-6: Geologische Karte des Planungsraums (Quelle: WWA Bad Kissingen); die landwirtschaftlich genutzten Flächen in Gochsheim und Schwebheim sind jeweils rot umrandet

2.3.1 Gochsheim

Das Untersuchungsgebiet in Gochsheim sind die landwirtschaftlich genutzten Flächen westlich der Gemarkung Gochsheim (rote Umrahmung in Abbildung 2-6 und Abbildung 2-7). Hier bilden überwiegend quartäre Sedimente (holozäne Talfüllungen/Schwemmfächer, pleistozäne Terrassensande/-schotter und Flugsande/Dünen) die grundwasserleitenden Sedimente. Neben diesen treten jedoch auch holozäne, tendenziell eher aquitarde (schlecht grundwasserleitende) Tallehme auf. Auf Grundlage des Grundwassergleichenplans in Abbildung 2-8 lässt sich eine Grundwasserfließrichtung von Ost nach West ableiten.

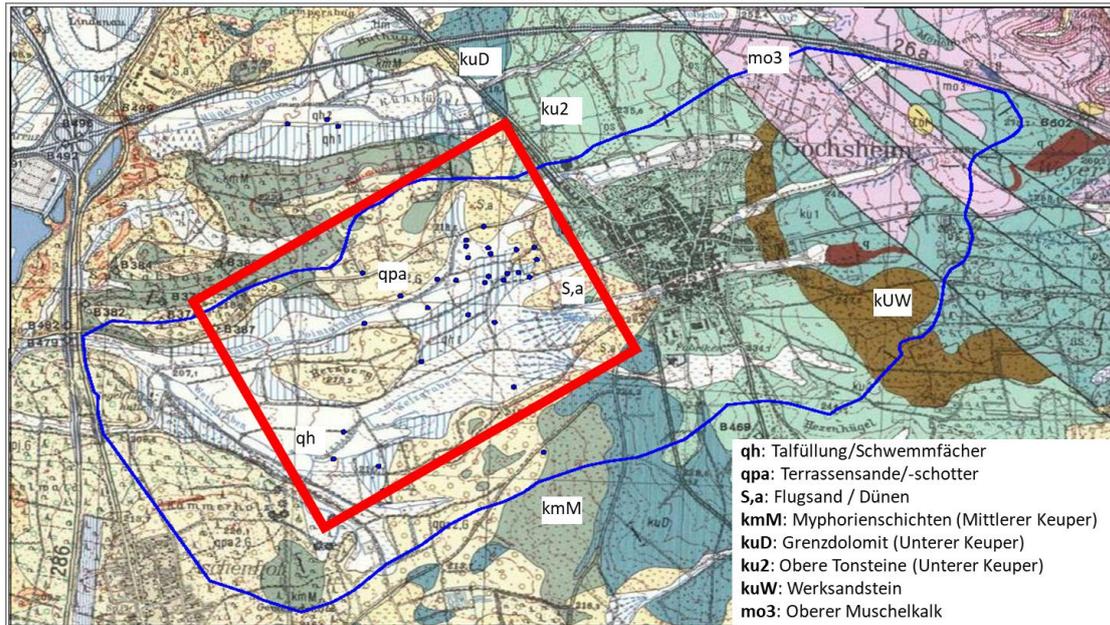


Abbildung 2-7: Geologische Karte Gochsheim (von BGS UMWELT); rote Umrahmung kennzeichnet den landwirtschaftlich genutzten Bereich

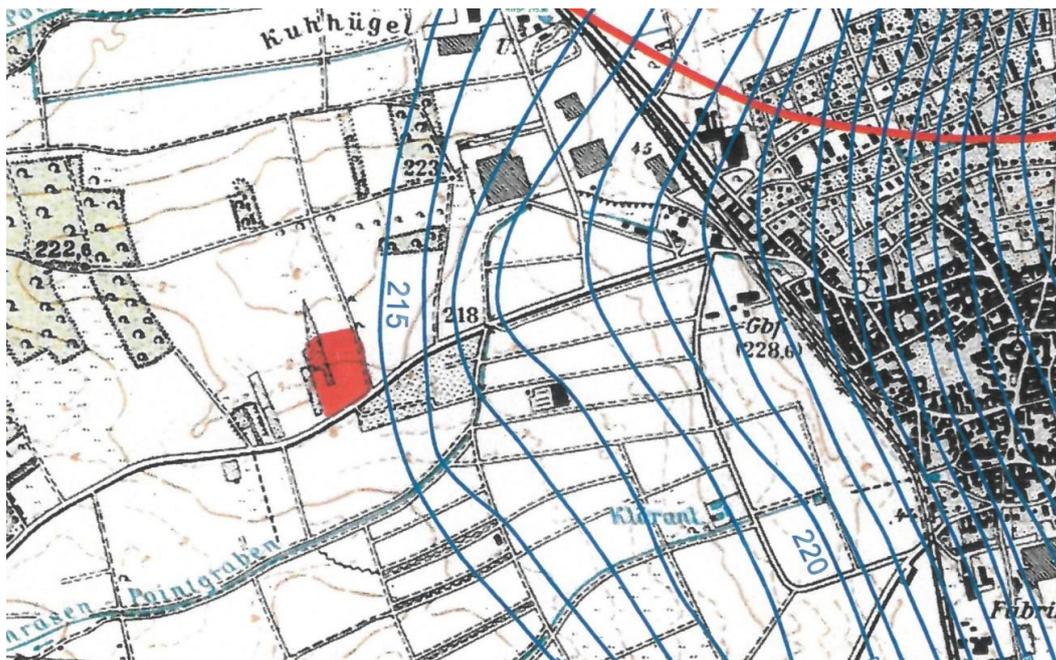


Abbildung 2-8: Grundwassergleichenplan Gochsheim (von BGS UMWELT)

Die seitens BGS UMWELT dokumentierten Abflussmessungen in Drainagegräben im Bilanzgebiet Gochsheim (Abbildung 2-9) verdeutlichen exemplarisch für das Trockenjahr 2015 mit Übergang zu 2016, dass die Gräben während der späten Beregnungsaison 2015 (ca. Juni bis Oktober 2015) kein Wasser führten, während nach Abschluss der Beregnungsaison November 2015 bis April 2016 Abflüsse zu messen waren. Dies bedeutet, dass es während der Beregnungsaison zu einer Grundwasserabsenkung bis unterhalb der Sohle der Drainagegräben und nach der Beregnungsaison zu einer Auffüllung des oberflächennahen Grundwassers bis oberhalb der Sohle der Drainagegräben gekommen ist. Die substantielle Grundwasserabsenkung ließ sich seitens BGS UMWELT auch im Rahmen der Vermessung des Ruhewasserspiegels in einem der im Teilplanungsgebiet Gochsheim installierten Brunnen (Brunnen 25) beobachten (Abbildung 2-10). Staatliche Grundwassermessstellen zu einem gezielten Monitoring existierten bislang noch nicht. Im Brunnen 25 kam es 2015 während der Hauptberegnungsaison zu einer Grundwasserabsenkung von etwa 3 m und zu einem erneuten Anstieg des Ruhewasserspiegels nach der Beregnungsaison.

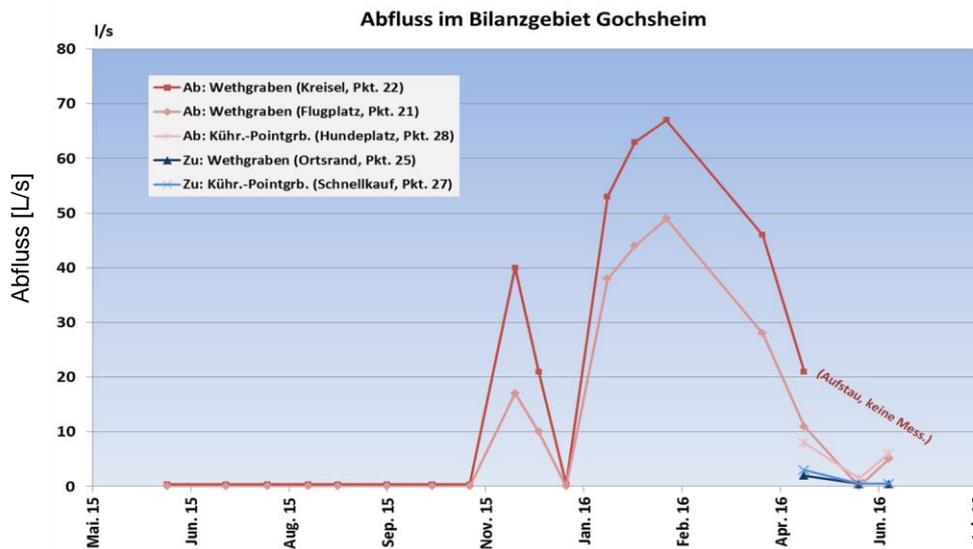
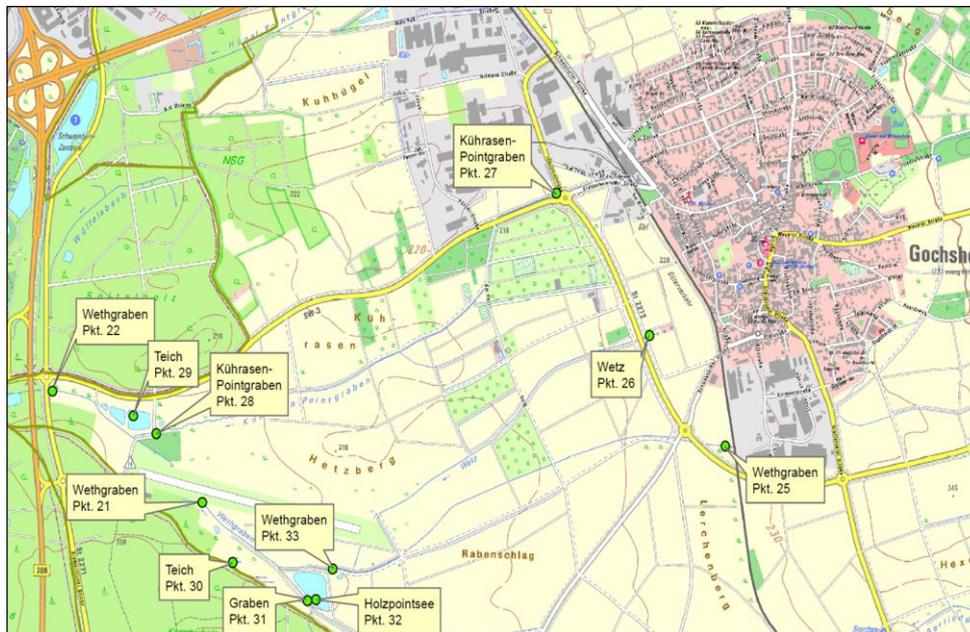


Abbildung 2-9: Abflussmessungen in Drainagegräben im Teilplanungsgebiet Gochsheim (von BGS UMWELT)

Trockenjahr 2015: Leistungsabfall einzelner Brunnen bei Spitzenbedarf

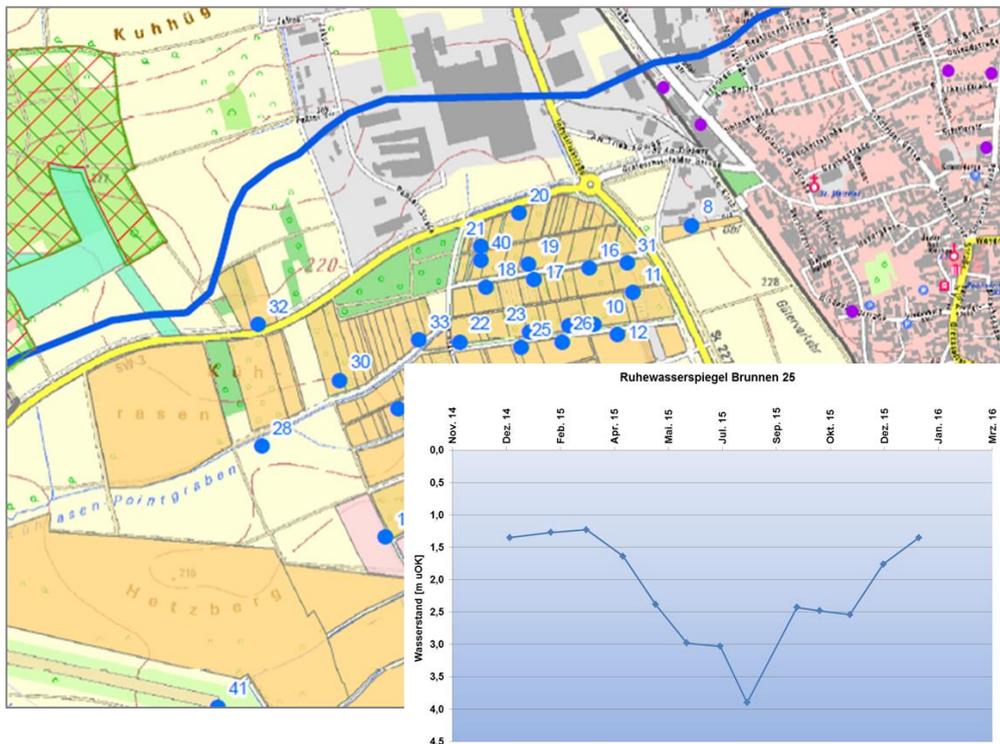


Abbildung 2-10: Ruhewasserspiegel im Brunnen 25 Bilanzgebiet Gochsheim (von BGS UMWELT)

Im Untersuchungsgebiet Gochsheim befinden sich hauptsächlich Gley- und Braunerde-Gley-Böden aus Schluff, Lehm oder Ton, aber auch Pseudogley und Braunerde-Pseudogley aus Sand bis Lehmsand (Abbildung 2-11a, b)). Abbildung 2-11c) zeigt die Bodenartengruppen des Oberbodens, in denen sich auch die Wurzeln der Nutzpflanzen befinden. Daraus ergibt sich, dass der Oberboden in Gochsheim aus Lehmsanden (Lehm = Sand + Schluff + Ton) und Schlufftonen besteht.

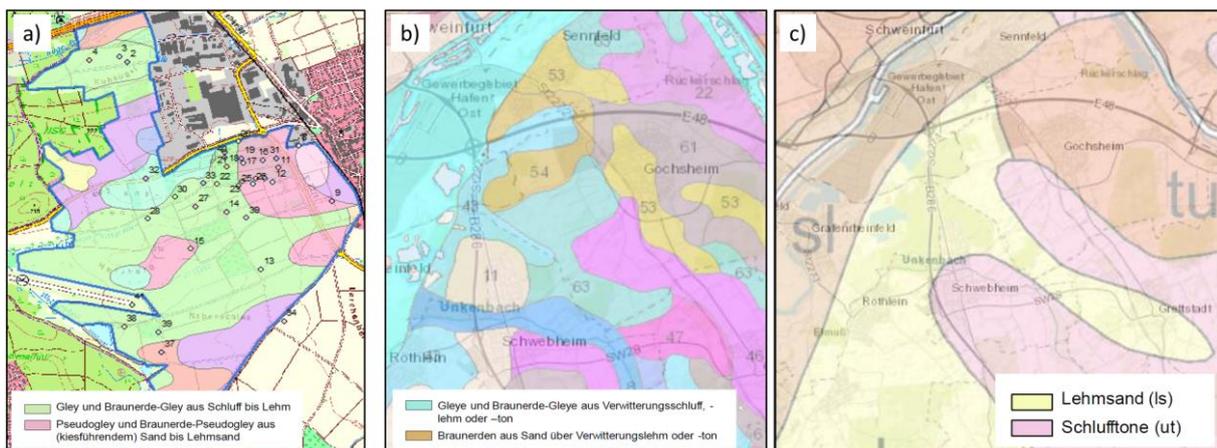


Abbildung 2-11: Bodenarten im Teilplanungsraum Gochsheim/Schwebheim (Karten a) vom WWA Bad Kissingen, und b) sowie c) von <https://geoviewer.bgr.de/mapapps/resources/apps/geoviewer/index.html?lang=de>)

2.3.2 Schwebheim

Die (hydro-)geologische Situation in Schwebheim, insbesondere in Bezug auf die landwirtschaftlich genutzten Flächen, ist wesentlich differenzierter als die in Gochsheim. Hier verteilen sich die relevanten Flächen auf quartäre Sedimente wie Flugsande, Tallehme, Anmoor- sowie Niedermoorablagerungen, aber auch auf triassische Ablagerungen, nämlich Grenzdolomit sowie Obere Tonsteine (Abbildung 2-6 und Abbildung 2-12). Die Oberböden bestehen, ähnlich wie in Gochsheim, aus Lehmsanden und Schlufftonen (Abbildung 2-11). Die partiell auftretenden, geologisch bedingten aquitarden Verhältnisse – v. a. charakteristisch für lehmige sowie tonige Ablagerungen wie z. B. Obere Tonsteine – führen aufgrund des relativ geringen sowie schlecht untereinander hydraulisch verbundenen Porenraums der jeweiligen Sedimente zu geringen Entnahmeleistungen der entsprechenden Brunnen. Abbildung 2-13 zeigt das Bohrprofil sowie den Ausbau eines Brunnens in Schwebheim, abgeteuft in Ton-/Schluffstein mit erwartungsgemäß geringer Ergiebigkeit. Da die Schüttung der Brunnen in Schwebheim oftmals für eine Abdeckung des (Stunden-)Spitzenbedarfs nicht ausreicht, hat sich zur Gewährleistung der Abdeckung der (Stunden-)Spitzenlast historisch eine Bewässerung über ausreichend große Speicher etabliert, wie den Unkenbach oder sog. Wasserbecken.

Der Unkenbach, welcher den Teilplanungsraum Schwebheim von Südosten nach Nordwesten durchquert, entwässert den Unteren und Mittleren Keuper. In Höhe der Unkenmühle mündet der Froschbach von Nordosten in den Unkenbach. Da der Unkenbach jedoch an fünf Stellen mithilfe von mobilen Stauwehren (I, II, III, IV, V; vgl. Abbildung 2-18) künstlich aufgestaut wird, unterliegt dieser in der Beregnungssaison bei ausreichender Wasserverfügbarkeit in der Regel nur geringen Schwankungen. Eine sechste stationäre Stauhaltung im Naturschutzgebiet (NSG) Auwald-Riedholz dient der Sicherung des Grundwasserstandes im Naturschutzgebiet. Durch die Stauwehre I–V werden die Schwankungen des Grundwasserstands aktiv gesteuert, was dazu führt, dass die Drainageleitungen überstaut werden und somit eine Entwässerung der landwirtschaftlich genutzten Felder verhindert wird. In der Wintersaison werden die mobilen Stauhaltungen entfernt und folglich die Felder entwässert. Durch dieses bisher praktizierte Wassermanagement wird in der Vegetationsperiode eine ausreichende Bereitstellung der für die Pflanzen erforderlichen Wassermenge garantiert, wohingegen im Winter Staunässe vorgebeugt wird. Diese enge Korrelation zwischen der Wasserführung des Unkenbachs und dem Grundwasserstand kann auch aus der Abbildung 2-14 abgeleitet werden. Der Wasserspiegel des Unkenbachs verläuft ungefähr parallel zu den Grundwasserständen, gemessen an den Grundwassermessstellen GWM I, GWM II sowie GWM III. Besonders auffällig war das Jahr 2015: In einem Zeitraum von Mitte Mai bis Mitte November fielen der Unkenbach und der Froschbach komplett trocken und parallel dazu waren Grundwassertiefststände zu verzeichnen. Im übrigen Teil des Jahres war der Oberlauf des Unkenbachs deutlich abflussärmer als der Unterlauf (Abbildung 2-14, Abbildung 2-15). Einerseits war das durch den Zufluss des Froschbachs zu erklären, den größten Anteil trug jedoch der Grundwasserzustrom (natürlich und anthropogen über aktives Zupumpen) in den Unkenbach bei.

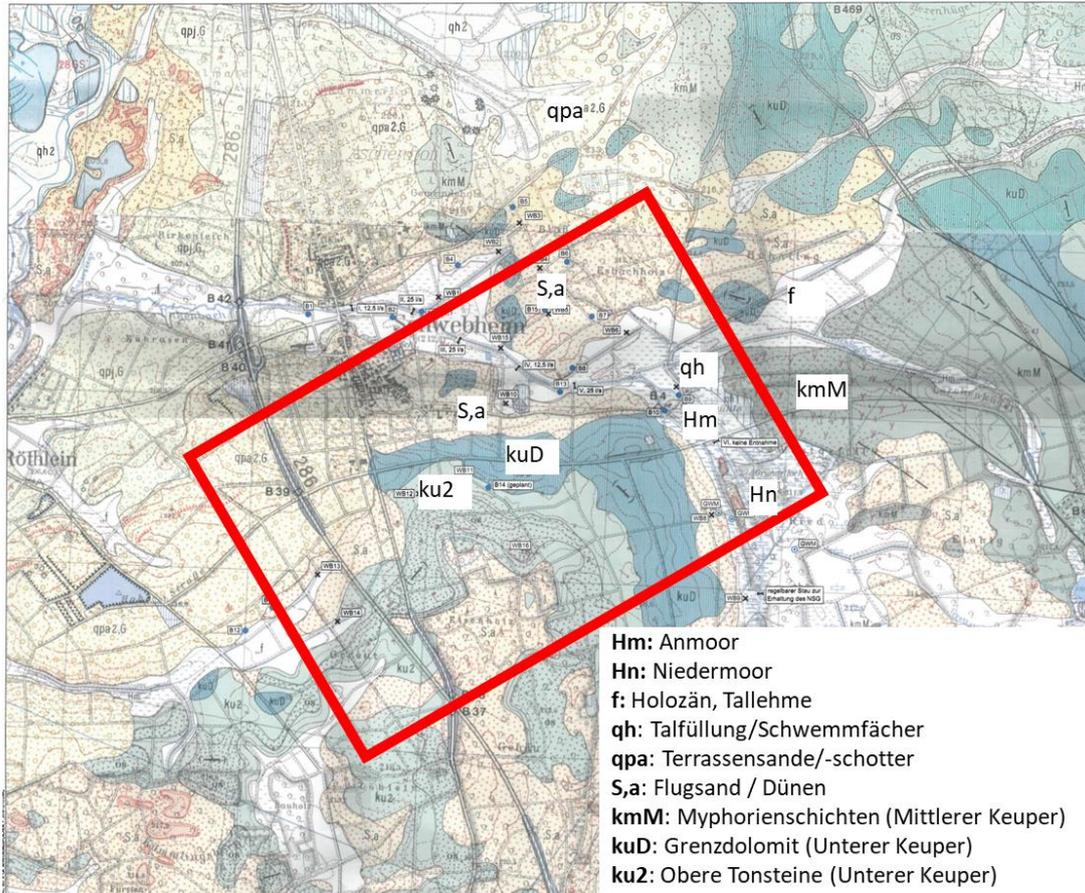


Abbildung 2-12: Geologische Karte Schwebheim (von BGS UMWELT); die rote Umrandung kennzeichnet den landwirtschaftlich genutzten Bereich

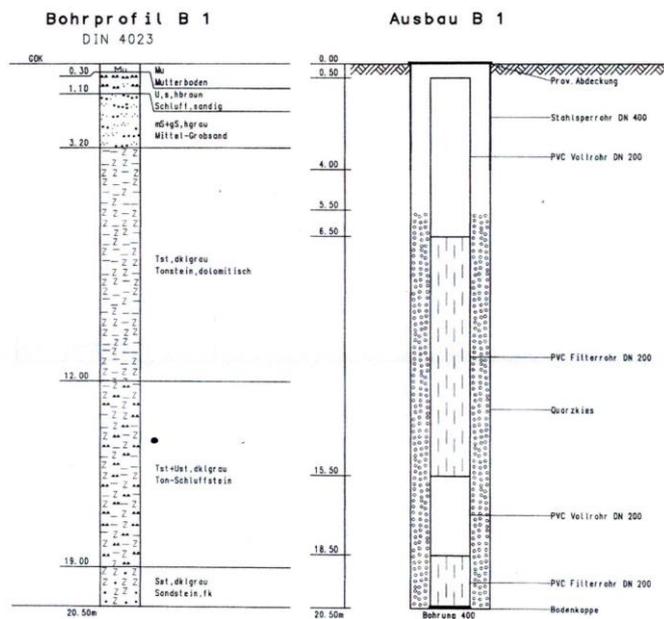


Abbildung 2-13: Bohrprofil eines Brunnens in Schwebheim (von Weikert Brunnenbau)

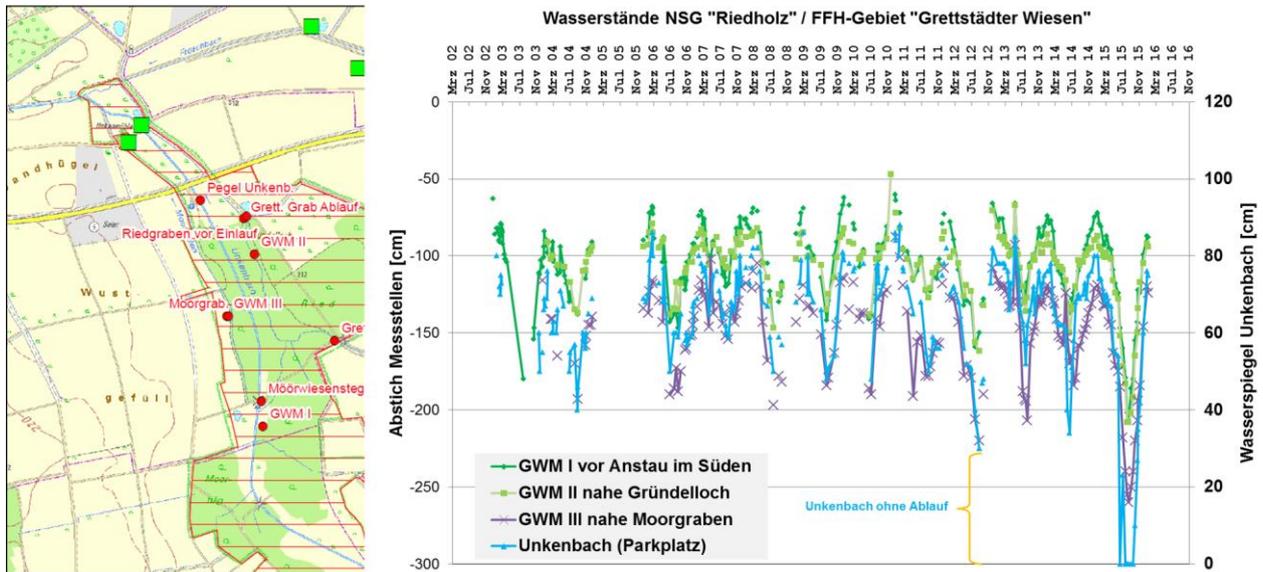


Abbildung 2-14: Wasserstände des Unkenbachs und Grundwassermessstellen im Teilplanungsgebiet Schwebheim (von BGS UMWELT)

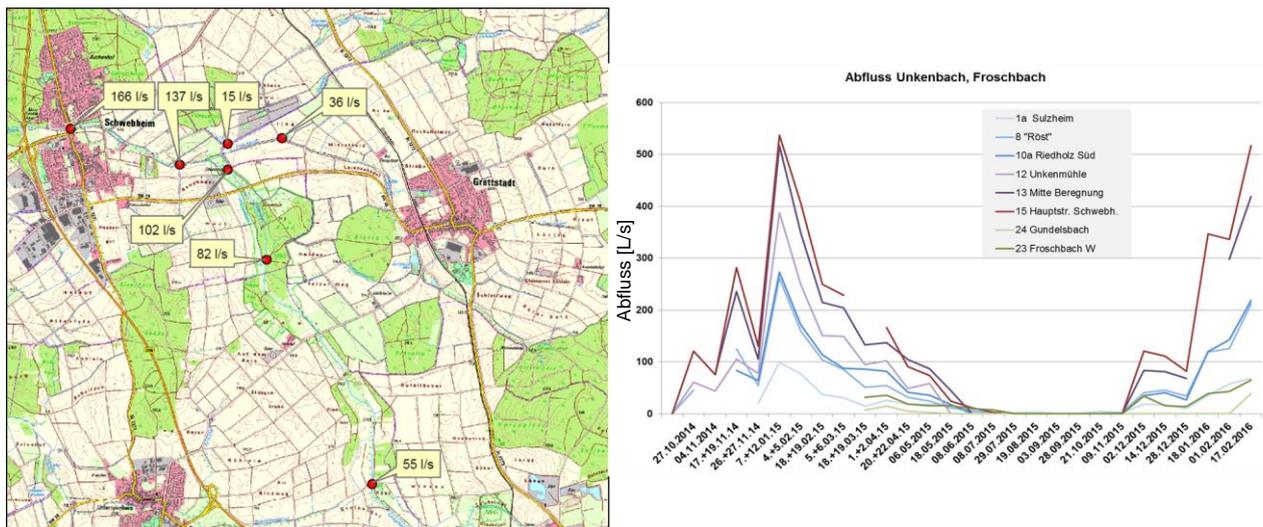


Abbildung 2-15: Abfluss des Unkenbachs im Jahr 2015 (von BGS UMWELT)

2.3.3 Schweinfurt

Der geologische Untergrund Schweinfurts wird hauptsächlich von pleistozänen Löß- bzw. Lößlehmlagerungen dominiert. Lediglich im Stadtbereich Bellevue treten partiell triassische Myophorienschichten (Tonsteine, schluffig, dolomitisch) auf, die dem Mittleren Keuper zuzuordnen sind, während bei Oberndorf pleistozäne Hoch- sowie Niederterrassenschotter anstehen (Abbildung 2-6).

2.4 Angebaute landwirtschaftliche Kulturen, aktuell bewässerte urbane Flächen und aktuelle Bewässerungspraktiken im Planungsraum

2.4.1 Gochsheim

Basierend auf den InVeKoS-Daten zur landwirtschaftlichen Flächennutzung von 2005 bis 2018 lassen sich folgende bewässerungswürdige Kulturpflanzen im Teilplanungsraum Gochsheim identifizieren (Abbildung 2-16):

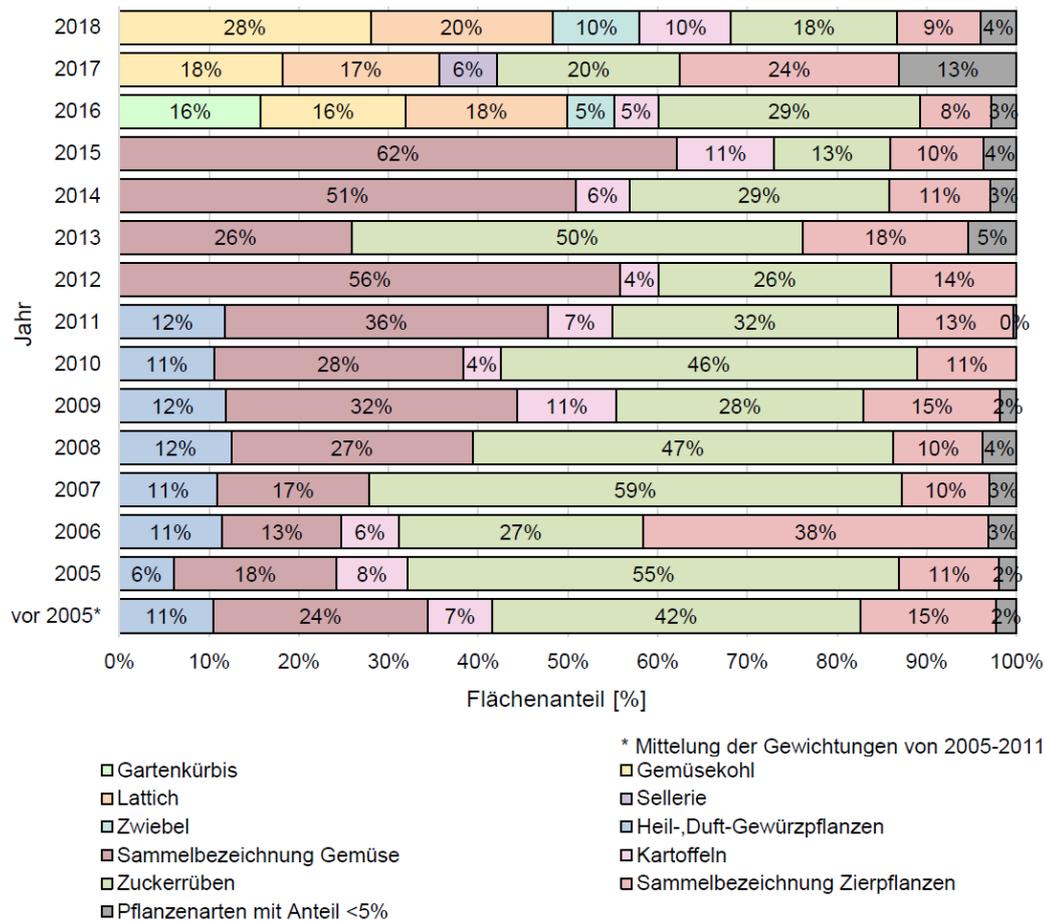


Abbildung 2-16: Angebaute Kulturen und ihre Flächenanteile im Teilplanungsgebiet Gochsheim (InVeKoS-Daten der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft)

In der Regel werden etwa zwischen 40–60 ha/Jahr der landwirtschaftlich genutzten Gesamtfläche in Gochsheim mit diesen Kulturen bepflanzt. Deren Bewässerung wird über eine historisch gewachsene und in der Fläche etablierte Infrastruktur aus 36 Brunnen mit (oberflächennahem) Grundwasser bewerkstelligt (Abbildung 2-17). Nach der derzeit gültigen wasserrechtlichen Entnahmegenehmigung („Bescheid auf Zulassung zum vorzeitigen Beginn vom 25.05.2011, Nr. 42.3 – 6420/01/02/09/3“) sind aus diesen 36 Brunnen Grundwasserentnahmen mit einer maximalen Entnahmemenge von 120.000 m³/Jahr zulässig. Die Beregnungssaison beginnt, je nach Witterung, im März/April und endet im September/Oktober.

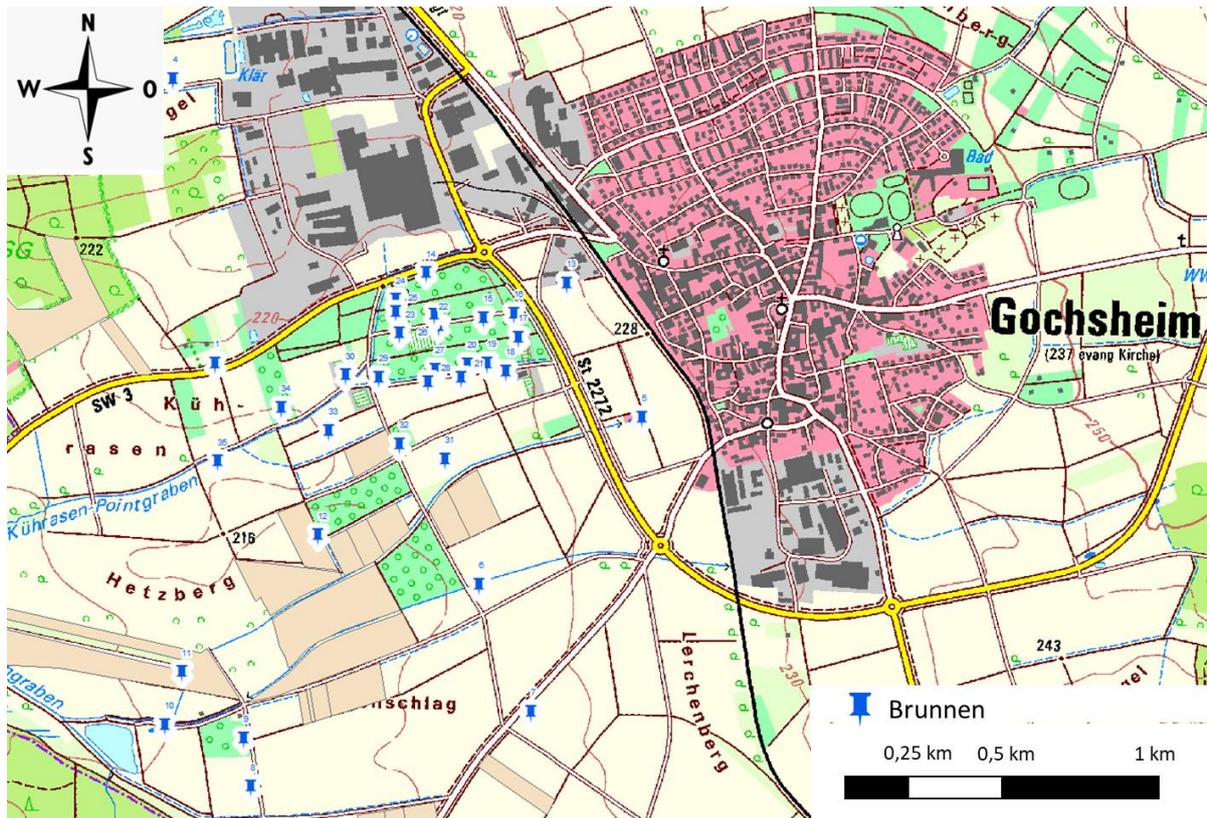


Abbildung 2-17: Räumliche Verteilung der in Gochsheim etablierten Brunneninfrastruktur

2.4.2 Schwebheim

Laut der aktuellen wasserrechtlichen Gestattung („*Verlängerung und Neufassung der Erteilung einer wasserrechtlichen Erlaubnis zur Beregnung landwirtschaftlich genutzter Flächen in Schwebheim*“) bewässert der Beregnungsverein Schwebheim e. V. folgende Sonderkulturen:

- Heil- und Gewürzpflanzen: Andorn, Thymian, Majoran, Ysop, Frauenmantel, Schafgarbe, Petersilie, Winterheckzwiebel, Blattsellerie, Sonnenhut, Löwenzahn, Baldrian, Eibisch, Rosenwurz, Pfefferminze, Zitronenmelisse, Artischocke, Bibernelle, Grünhafer, Grünweizen, Gründinkel, Brennnessel, Spitzwegerich, Kapuzinerkresse, Gartenkresse, Mariendistel, Rucola, Angelika, Alant, Schabzieger Klee, Wilde Karde, Karottenkraut, Beinwell, Wasserminze
- Spargel
- Beerenobst: Erdbeere, Himbeere

In der Regel werden diese Kulturen in Schwebheim auf 90–100 ha/Jahr angebaut. Die Bewässerungsflächen sind in 11 Gewanne untergliedert, die aus unterschiedlichen Gewinnungen bewässert werden. Da die Schüttung der örtlichen Brunnen oftmals für eine Abdeckung des (Stunden-)Spitzenbedarfs nicht ausreicht, hat sich zur Gewährleistung der Abdeckung der (Stunden-)Spitzenlast historisch eine Bewässerung über Speicher (sog. Wasserbecken) und den Unkenbach etabliert (Abbildung 2-18). Die Beregnungssaison in Schwebheim beginnt im April und endet im September. Um eine Vergeudung von Wasser in Folge starker Verdunstung zu vermeiden, wird vorgegeben, die Beregnung während der

verdunstungsarmen Tageszeit von 16:00–10:00 Uhr durchzuführen. Zur Wasserentnahme stehen 15 Wasserbecken und 5 temporäre, mobile Stauhaltungen (I, II, III, IV, V) im Unkenbach zur Verfügung. Zudem wird aus 12 Brunnen zur direkten Bewässerung (Brunnen 1, 4, 6, 7, 8, 11 und 12) und/oder zum Einspeisen in Wasserbecken (Brunnen 5 und 14) oder in die Stauhaltungen (Brunnen 3, 8, 9 und 10) Grundwasser entnommen. Der überwiegende Teil der Flächen wird mittels Beregnungsmaschinen mit Weitwurfdüsen oder Düsenwagen bzw. fliegenden Leitungen und Kreisregnern bewässert. Wo es kultur- und anbautechnisch möglich ist, kommen teilweise Tropfschlauchsysteme zum Einsatz. Laut wasserrechtlicher Erlaubnis benötigt der Beregnungsverein Schwebheim zur Bewässerung der landwirtschaftlich genutzten Fläche (90–100 ha) ca. 250.000 m³/Jahr. Hiervon können ca. 110.000 m³/Jahr aus den Stauhaltungen des Unkenbachs, 100.000 m³/Jahr aus Wasserbecken und ca. 40.000 m³/Jahr aus den Brunnen abgedeckt werden. Im Falle eines Auftretens von Niedrigwasser im Unkenbach (Durchfluss < 14 L/s an der Stauhaltung VI oder Durchfluss < 19 L/s an der Stauhaltung I) ist vorgesehen, diesen aus maximal 4 Brunnen (Brunnen 3, 8, 9 und 10) mit Grundwasser bis zu einer Menge von maximal 100.000 m³/Jahr zu speisen.

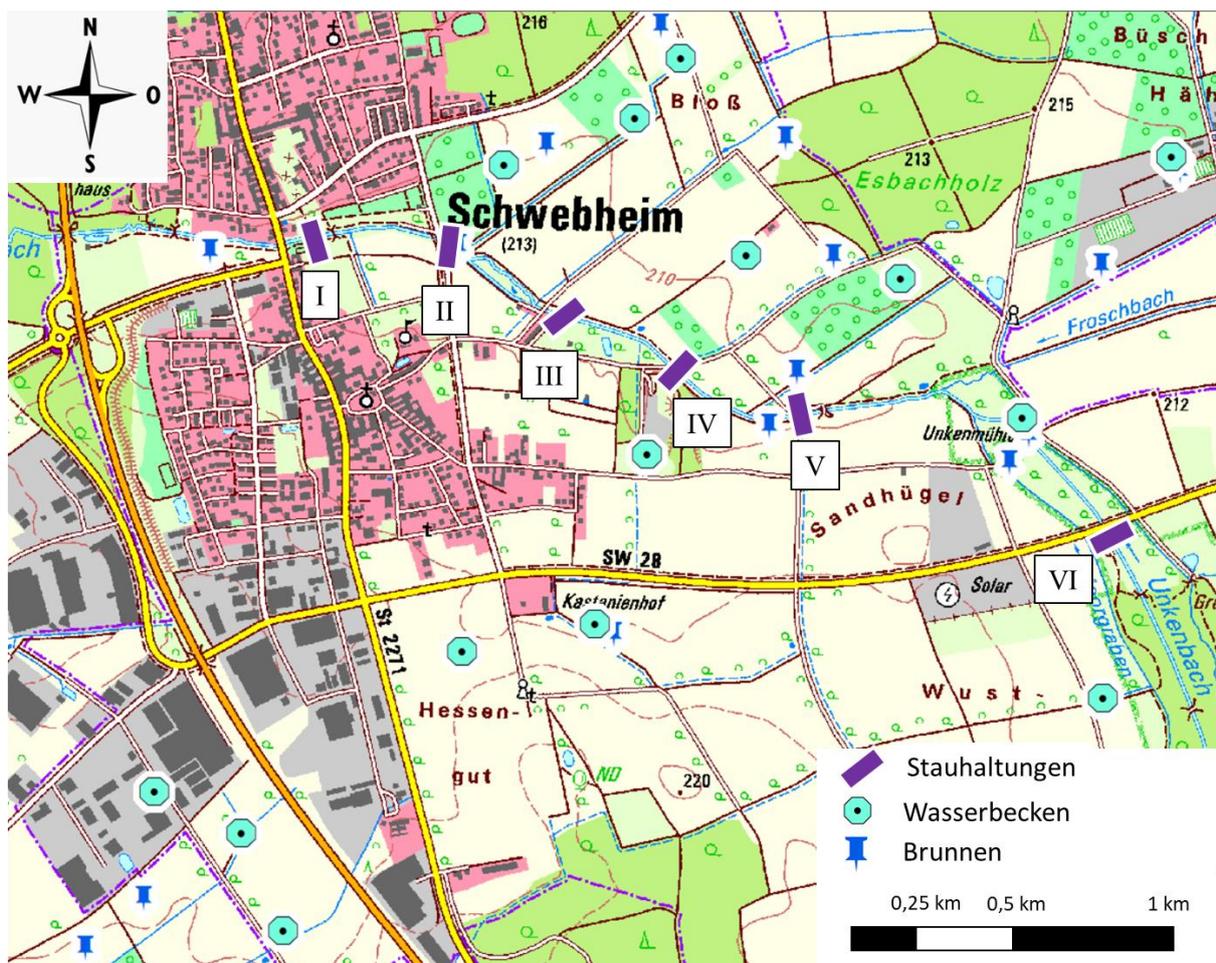


Abbildung 2-18: Räumliche Verteilung der in Schwebheim etablierten Bewässerungsinfrastruktur, bestehend aus Wasserbecken, Brunnen sowie dem Unkenbach

2.4.3 Schweinfurt

In Schweinfurt werden bisher v. a. Bäume im urbanen Bereich sowie Sportplätze (u. a. Willy-Sachs-Stadion Schweinfurt) bewässert. Die Bewässerung des Willy-Sachs-Stadions mit ca. 5,5–7 ha bewässerungsbedürftiger Grünfläche wird teilweise (Platz 9) aus dem dort gebohrten sog. Notbrunnen bewerkstelligt. In einem Trockenjahr wie 2018 wurden dafür ca. 20.475 m³ und in einem „normalen“ Jahr wie 2017 ca. 11.212 m³ Grundwasser genutzt. Die Bewässerung der Baumbestände im Stadtbereich erfolgt mit zwei bis drei Tanklastwagen (Fassungsvermögen 8.000–10.000 L/Tank), welche das Bewässerungswasser aus dem Main beziehen. Für die Baumbewässerung wurde in der Vergangenheit mit einem Wasserbedarf von ca. max. 150 m³/Tag gerechnet.

3 VERANSTALTUNGEN UND ARBEITSGESPRÄCHE

Die Stakeholder-Arbeitsgruppe traf sich im ersten Projektjahr in einem vierteljährlichen und im zweiten Projektjahr in einem halbjährlichen Rhythmus, um vorläufige Erkenntnisse und Handlungsalternativen, die im Rahmen des Vorhabens erarbeitet wurden, ergebnisorientiert zu diskutieren. Bei einer Auftaktinformationsveranstaltung im Oktober 2018 wurde die interessierte Öffentlichkeit über das Vorhaben informiert. Insgesamt haben acht Veranstaltungen bzw. Stakeholder-Arbeitsgruppentreffen stattgefunden:

1. Erstes internes Projekttreffen der Projektkoordinierungsgruppe am 11.09.2018
2. Auftaktveranstaltung am 22.10.2018
3. Erstes Treffen der Stakeholder-Arbeitsgruppe am 19.11.2018
4. Zweites Treffen der Stakeholder-Arbeitsgruppe am 18.02.2019
5. Drittes Treffen der Stakeholder-Arbeitsgruppe am 03.06.2019
6. Viertes Treffen der Stakeholder-Arbeitsgruppe am 16.09.2019
7. Fünftes Treffen der Stakeholder-Arbeitsgruppe am 02.12.2019
8. Sechstes (letztes) Treffen der Stakeholder-Arbeitsgruppe am 17.06.2020

Für die detaillierte Zusammenstellung der besprochenen Inhalte der hier aufgelisteten Treffen sei auf die entsprechenden Protokolle verwiesen.

Im Rahmen einer Abschlussveranstaltung, die am 15.09.2020 als Videokonferenz durchgeführt worden ist, wurde über die Ergebnisse und ein mögliches Anschlussvorhaben informiert.

4 BESCHREIBUNG DER PROJEKTARBEIT UND VORGEHENSWEISE

Die Bearbeitung des Projektes orientiert sich an den im Rahmen des Angebotes für das Forschungsvorhaben „*Nutzwasser – Gewinnung und Einsatzmöglichkeiten auf der Schweinfurter Trockenplatte*“ beschriebenen Arbeitspaketen (AP), welche den zwei nachfolgenden Projektstufen zugeordnet werden:

Projektstufe 1: Datenerhebung im Planungsraum

AP 1: Etablierung eines Stakeholder-Prozesses

AP 2: Erhebung potentiell nutzbarer alternativer Wasserressourcen in der Planungsregion

AP 3: Ermittlung des Wasserbedarfs einschließlich der Wasserqualitäten potentieller Nutzer

AP 4: Anforderungen an die Aufbereitung und örtliche Bereitstellung von Nutzwasser für potentielle Anwender

Projektstufe 2: Erarbeitung von Handlungsempfehlungen

AP 5: Konzeption und Konkretisierung von Handlungsempfehlungen sowie von Betreibermodellen für die Etablierung eines Nutzwasserkonzeptes auf der Schweinfurter Trockenplatte

AP 6: Kostenabschätzung

AP 7: Projekttreffen und Berichte

4.1 Etablierung eines Stakeholder-Prozesses (AP 1)

Das Konzept einer Schließung lokaler Wasserkreisläufe und der Einsatz einer neuen Ressource wie Nutzwasser bedürfen der Berücksichtigung und Ausräumung aller potentiellen Bedenken für eine solche Praxis und damit der Einbindung aller betroffenen Akteure, der Öffentlichkeit sowie der zuständigen Verwaltungsstellen bereits in der Frühphase einer Planung. Die Erfahrungen mit einer Vielzahl von Projekten dieser Art an anderen Standorten, national wie international, bestätigen, dass es nur so gelingen kann, eine breite Akzeptanz für diese Art einer alternativen Wasserbewirtschaftung zu erreichen (Miller 2006; Angelakis et al. 2012; Bruvold 1988; Ching and Yu 2010; Dolnicar et al. 2011; Goodwin et al. 2019; Haarhoff and van der Merwe 1996; Hartley 2006; Marks 2006; McClelland et al. 2012; Nancarrow et al. 2008; Po et al. 2003; Rock et al. 2012).

Daher wurde das Vorhaben im Planungsraum Schwebheim/Gochsheim/Schweinfurt von einem Stakeholder-Prozess begleitet. Dabei wurde ein partizipativer Ansatz gewählt, der einen strukturierten und transparenten Dialog gewährleistete, um potentielle alternative Wasserressourcen zu erheben sowie potentielle Anwendungsfelder für Nutzwasser zu identifizieren.

Dafür wurde in einem ersten Schritt eine Projektkoordinierungsgruppe (PKG) aus Vertretern der Regierung von Unterfranken (RUF), des Wasserwirtschaftsamts (WWA) Bad Kissingen, des Auftragnehmers TUM sowie des Kooperationspartners (KP) BGS UMWELT etabliert. Die PKG hat für die Vorbereitung des Stakeholder-Dialogs in Abstimmung mit potentiellen Nutzern (Bewässerungsvereine von Gochsheim und Schwebheim, Landwirtschaft, Kommunen, Gewerbe), der Wasserwirtschaft, betroffenen Gemeinden und der Stadt Schweinfurt sowie den zuständigen Verwaltungen und Umweltverbänden eine Stakeholder-Arbeitsgruppe eingerichtet, die aus ca. 30 ausgewählten Vertretern bestand. Neben den von Beginn an eingebundenen Akteuren wurden im Laufe des Projektes noch weitere, relevante Akteure identifiziert, z. B. das Wasserstraßen- und Schifffahrtsamt (WSA) Schweinfurt. Diese Entwicklung unterstreicht die Relevanz sowie die Dynamik des begleitenden Stakeholder-Prozesses. Für die Auflistung aller vertretenen Institutionen durch die Stakeholder-Arbeitsgruppe sei auf die Tabelle 8-1 im Anhang verwiesen.

Diese Stakeholder-Arbeitsgruppe traf sich im ersten Projektjahr zur Erzeugung eines entsprechenden Momentums in einem vierteljährlichen Rhythmus und im zweiten in einem halbjährlichen Rhythmus, um vorläufige Erkenntnisse und Handlungsalternativen, die im Rahmen des Vorhabens erarbeitet wurden, ergebnisorientiert zu diskutieren. Diese Treffen wurden von Herrn Dr.-Ing. Heiko Gerdes (KP BGS UMWELT) und Herrn Prof. Dr.-Ing. Jörg E. Drewes (TUM) moderiert und von der PKG durch Versendung von Unterlagen im Vorfeld sowie elektronische Abfragen vorbereitet. Diese Treffen wurden umfassend protokolliert und die entsprechenden Dokumente mit den Stakeholdern geteilt.

4.2 Erhebung potenziell nutzbarer alternativer Wasserressourcen (AP 2)

Im AP 2 erfolgte in den Planungsräumen für einen Planungshorizont bis 2030 eine Erhebung aller potenziell nutzbaren alternativen Wasserressourcen. Für das Vorhaben wurden folgende potentielle alternative Wasserressourcen ausgewählt und bewertet:

- Niederschlagswasserabflüsse bzw. Niederschlagswassersammlung von großen zusammenhängenden Dachflächen der Gewerbegebiete bei Schwebheim und Gochsheim (vgl. Abbildung 8-1 und Abbildung 8-2): Die zur Abschätzung der anfallenden Niederschlagsmengen erforderlichen Niederschlagsdaten stammten vom „Climate Data Center-FTP-Server“ des „Deutschen Wetterdienstes (DWD)“ (https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/grids_germany/monthly/). Als Datengrundlage wurden die monatlich aufgelösten Messreihen, welche in Form von Rasterdaten (1km x 1km) dokumentiert sind, gewählt. Die dem Raster zu Grunde liegenden Niederschlagsdaten wurden ortsgenau für Gochsheim und Schwebheim vollautomatisiert über ein selbstprogrammiertes Python-Tool ausgelesen und somit eine monatlich aufgelöste Zeitreihe von 1881 bis 2019 generiert. Zur Abbildung von verschiedenen Szenarien wurden aus diesen Niederschlagsdaten drei extrem trockene Jahre (1976, 2003, 2018), das sehr nasse Jahr 1965, sowie das arithmetische Mittel, der Median, das 25 %-Perzentil und das 75 %-Perzentil der gesamten Datenreihe gewählt. Zur Berechnung der Größe der Dachflächen wurden Kartengrundlagen des WWA Bad Kissingen und des Landesamtes für Digitalisierung, Breitband und Vermessung bezogen (LDBV) und mittels ArcMap 10.6 ausgewertet. Dachabflussmengen wurden unter Zuhilfenahme des Merkblattes DWA-M 153 berechnet. Die betrachteten Dachflächen werden im Planungsraum entweder über eine Trennkanalisation, eine Mischkanalisation, oder über gedrosselte Speicherbecken entwässert. Zwischen diesen unterschiedlichen Entwässerungsinfrastrukturen wurde auf Grundlage von Kanalkarten oder mündlichen Informationen differenziert. Darauf basierend wurden zur Berechnung der sammelbaren Regenmengen fünf unterschiedliche Szenarien betrachtet:

1. Anschluss aller Dachflächen
2. Anschluss lediglich der über die Trennkanalisation entwässerten Dachflächen
3. Anschluss der über die Trennkanalisation oder Speicherbecken entwässerten Dachflächen
4. Anschluss der über die Trennkanalisation oder Speicherbecken entwässerten Dachflächen mit einer Größe oberhalb des Medianwertes
5. Anschluss der über die Trennkanalisation oder Speicherbecken entwässerten Dachflächen mit einer Größe oberhalb des 75 %-Perzentils

Zudem wurden zwei unterschiedlich lange Zeiträume zur Niederschlagswassersammlung betrachtet: einerseits die über das gesamte Jahr (Januar bis Dezember) sammelbaren Niederschlagsmengen, andererseits nur die Niederschlagsmengen, welche in der Hauptbewässerungssaison von April bis September anfallen würden.

- (Weitergehend aufbereitetes) Klarwasser der kommunalen Kläranlage Schweinfurt und zudem andere potentielle Klarwasserressourcen: Hierfür wurden die Kläranlagen Grettstadt und ZV Unterer Unkenbach ausgewählt. Betriebsinformationen zur Kläranlage Schweinfurt stammten teilweise vom WWA Bad Kissingen, teilweise direkt vom Betreiber der Kläranlage. Aufbereitete Abwassermengen der Kläranlagen Grettstadt und ZV Unterer Unkenbach wurden seitens des Lehrstuhles für Siedlungswasserwirtschaft bereits im Rahmen des Projektes „*Dynamik der Klarwasseranteile in Oberflächengewässern und mögliche Herausforderung für die Trinkwassergewinnung in Deutschland*“ (Drewes et al. 2018a) erhoben.
- Grundwasser aus der Senkungsanlage in Grafenrheinfeld: Im Zuge des Ausbaues der Bundeswasserstraße Main wurde im Jahr 1956 die Staustufe Garstadt in Betrieb genommen. Im Genehmigungsverfahren wurde das hydrostatische Oberwasser am Wehr Garstadt auf NN +203,00 festgestellt. Etwa 3 km oberhalb der Stauanlage Garstadt liegt der Ort Grafenrheinfeld. Um nachteilige Auswirkungen des Aufstaus auf den Ortsbereich zu verhindern, mussten vor der Vollstauerrichtung bauliche Maßnahmen ergriffen werden. Das geschah durch den Bau der Grundwassersenkungsanlage Grafenrheinfeld bestehend aus einer ca. 2.700 m langen Sickergalerie und 3 Pumpwerken. Als Vorfluter für die Grundwasserableitung aus den 3 Pumpwerken wurde der südliche Altmain ausgewählt. Dieser wiederum fließt über einen Entwässerungsgraben unterhalb der Staustufe Garstadt in den Main. Die an der Grundwassersenkungsanlage Grafenrheinfeld anfallenden Pumpmengen sowie die zugehörigen Baupläne/-zeichnungen wurden vom Wasserstraßen- und Schifffahrtsamt (WSA) Schweinfurt zur Verfügung gestellt.
- (Industrielle) Produktionswässer/Kühlwasser: Vor allem im Raum Schweinfurt sind einige Firmen angesiedelt, welche einen substantiellen Wasserbedarf/-verbrauch aufweisen. Im Rahmen dieses Projektes wurden Angaben folgender Firmen berücksichtigt: Rexroth, ZF Sachs, Fresenius Medical Care, Schäffler, SKF. Die Abfrage der entsprechenden Daten bei den jeweiligen Firmen erfolgte durch die Betriebsleitung der Kläranlage Schweinfurt (Frau Dr.-Ing. Nadine Scheyer).
- Mainwasser, entweder via Direkt- oder Uferfiltrationsentnahme: Abflusswerte des Mains wurden vom „Gewässerkundlichen Dienst Bayern“ (www.gkd.bayern.de/de/fluesse/wasserstand/main_unten/schweinfurt-neuer-hafen-24022003) bezogen.
- Baggerseen: Als vielversprechende alternative Wasserressource wurde der Schmachtenberg-See, der südlich an den Schweinfurter Baggersee angrenzt, identifiziert, da dieser See bisher nicht für Freizeitaktivitäten genutzt wird (im Gegensatz zum Schweinfurter Baggersee, der zum Baden/für Naherholung genutzt wird). Zur Abschätzung einer potenziellen nachteiligen Absenkung des Wasserspiegels wurde seitens BGS UMWELT eine Grundwassermodellierung durchgeführt. Das Grundwassermodell wurde mit dem Softwarepaket Spring® der Ingenieurgesellschaft delta h GmbH erstellt. Spring® ist ein modular aufgebautes Programmsystem zur Berechnung von Grundwasserströmungs- und Stofftransportvorgängen und beruht auf der Finiten Elemente Methode (FEM). Die FEM erlaubt unter anderem, das Modellgebiet in Elemente unterschiedlicher Form und Größe zu unterteilen sowie eine Verfeinerung des Netzes in

wichtigen Systembereichen. Das Grundwassermodell ist dreidimensional, was eine exakte Beschreibung des hydrogeologischen Systems, der Grundwasserströmung, der Wechselwirkungen zwischen Fließgewässer und dem Grundwasser sowie eine tiefendifferenzierte Modellierung von Entnahmen und Infiltrationen ermöglicht. Die westliche Begrenzung des Modellgebietes wurde durch den Main gebildet. Das Grundwassermodell wurde anhand gemessener Grundwassergleichen grob kalibriert.

- Fernwasserversorgung: Hierfür wurde die Option einer Fernwasserleitung vom Ellertshäusersee (Stadtlauringen, westlich von Aidhausen) identifiziert.

Wasserqualitätsdaten der möglichen alternativen Wasserressourcen wurden durch gezielte Probenahmekampagnen entweder seitens des Auftragnehmers TUM in Form von manuellen Stichproben oder durch die Mitarbeiter der Kläranlage Schweinfurt in Form von 24-Stunden-Mischproben vor Ort ermittelt. Der Fokus der Wasserqualitätserhebung lag auf physikochemischen und mikrobiologischen Standardparametern (pH-Wert, Temperatur, elektrische Leitfähigkeit, gelöster Sauerstoff, CSB, DOC, SAK₂₅₄, Kationen, Anionen, ausgewählte Schwermetalle, Fäkalindikatoren wie *Escherichia coli*) und wurde entsprechend der in Tabelle 4-1 aufgeführten etablierten Methoden bestimmt.

Die erhobenen Daten der Wassermengen und -qualitäten wurden in eine Excel-Datenbank eingepflegt. Der Ort des Anfalls potentiell nutzbarer alternativer Wassermengen und -arten im Planungsraum wurde durch den Auftragnehmer TUM in ArcGIS visualisiert.

4.3 Ermittlung des Wasserbedarfs sowie der Wasserqualitäten (AP 3)

Im Rahmen dieses Arbeitspaketes wurde eine Abschätzung des landwirtschaftlichen, urbanen und industriellen Wasserbedarfs vorgenommen sowie die Wasserqualität der bisher genutzten Wasserressourcen ermittelt.

Die Beregnungsvereine von Schwebheim und Gochsheim sind verpflichtet, ihre jeweiligen Bewässerungsmengen zu dokumentieren und dem WWA Bad Kissingen zu berichten. In Gochsheim fand in der Vergangenheit eine Umrechnung von Stromzählerständen auf den entsprechenden Wasserverbrauch statt. Seit etwa 2014 werden in Schwebheim und Gochsheim direkte Messungen des Wasserverbrauchs mit Wasseruhren handschriftlich protokolliert und vom WWA Bad Kissingen archiviert. Diese Daten wurden vom Auftragnehmer TUM digitalisiert und ausgewertet. Da die Daten zu den Wasserentnahmemengen für die Untersuchungen in diesem Forschungsvorhaben nicht ausreichend waren bzw. zeitlich eine zu geringe Auflösung hatten, war es notwendig, die Ermittlung des Wasserbedarfs für die landwirtschaftliche Bewässerung mit einer entsprechenden Modellierung zu unterstützen. Dies geschah mit Hilfe einer von der „Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation“ der Vereinten Nationen (FAO) frei zur Verfügung gestellten Software namens „CROPWAT 8.0“. Die Modellierung wurde lediglich für den landwirtschaftlichen Bewässerungsbedarf in Gochsheim durchgeführt, da dort die zeitliche Auflösung der protokollierten Daten zu gering war. Denn diese wurden in der Regel als Jahres- oder Monatssummen (z. B. im Jahr 2018) protokolliert. Dagegen konnte der tägliche Bewässerungsbedarf in Schwebheim über eine umfangreiche Auswertung der protokollierten Daten ermittelt werden, weshalb hierfür keine Modellierung vorgenommen wurde. Die mathematische Grundlage des Modells basierte auf der Penman-Monteith-Gleichung (Savva et al. 2002; Allen et al. 1998). Dabei musste zuerst eine umfangreiche Recherche zu den dafür erforderlichen Daten durchgeführt werden. Die notwendige Datengrundlage für eine solche Modellierung ist in Tabelle 8-2 zusammengefasst. Für eine repräsentative Abschätzung des landwirtschaftlichen Bewässerungsbedarfs wurden in das Modell Klimadaten der Klimastation Bad Kissingen eingespeist, die den 20 Jahres-Zeitraum 1999–2018 darstellten (https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/observations_germany/climate/). Die Klimastation Bad Kissingen (Entfernung zum Planungsgebiet ca. 28 km) wurde gegenüber der im Planungsraum lokalisierten Klimastation Schonungen-Mainberg präferiert, da hier umfassende Klimaaufzeichnung (Niederschlag, Temperatur, Windgeschwindigkeiten, Sonnenstunden, Humidität, etc.) über einen ausreichend langen Zeitraum von 1946 bis heute vorlagen. Ein Vergleich der Daten der Klimastationen Schonungen-Mainberg und Bad Kissingen zeigte, dass sie nahezu identisch waren und untermauerten somit die Repräsentativität der Station Bad Kissingen für die Planungsregion (vgl. Abbildung 8-5, Abbildung 8-6, Abbildung 8-7, Abbildung 8-8). Daten zu angebauten Kulturen in Schwebheim und Gochsheim wurden aus der InVeKoS-Datenbank oder direkt von den Bewässerungsvereinen bezogen (vgl. Gliederungspunkt 2.4). Pflanzenspezifische Kennwerte wie Entwicklungsstadien, Pflanzenkoeffizienten (pflanzenspezifischer Koeffizient zur jeweiligen Evapotranspiration), Wurzeltiefe, kritischer Erschöpfungsgrad, Ertragsfaktor und Pflanzdatum konnten Savva et al. (2002) sowie dem Merkblatt DWA-M 590 entnommen

werden oder wurden von der Hochschule Geisenheim (2019) zur Verfügung gestellt. Relevante bodenspezifische Kennwerte wie die gesamte pflanzenverfügbare Bodenfeuchte, maximale Regeninfiltrationsrate, maximale Durchwurzelungstiefe sowie die anfängliche Erschöpfung der pflanzenverfügbaren Bodenfeuchte, konnten aus georeferenzierten Bodenkarten des WWA Bad Kissingen sowie mit Hilfe des sog. „Geoviewer“ (<https://geoviewer.bgr.de/mapapps/resources/apps/geoviewer/index.html?lang=de>) bestimmt werden. Durch die Einspeisung täglich aufgelöster Klimadaten war es möglich, zeitlich hoch aufgelöste, tagesgenaue Bewässerungsbedarfsmengen zu kalkulieren (vgl. Gliederungspunkt 5.3). Für eine genaue Beschreibung des verwendeten Modells zur Abschätzung der landwirtschaftlichen Bewässerungsmengen in Gochsheim sei hier auf die im Rahmen des Projektes entstandene Publikation verwiesen (Schwaller et al. 2021).

Auf Grundlage der protokollierten Bewässerungsmengen für das Willy-Sachs-Stadion aus einem sog. Notbrunnen wurde der urbane Bewässerungsbedarf für bereits heute und zukünftig potenziell bewässerte Grünflächen (Sportplätze, Parkanlagen, Friedhöfe, etc.) abgeschätzt. Der Bedarf zur Baumbewässerung wurde in Zusammenarbeit mit den entsprechenden Stakeholdern (Vertreter der Stadt Schweinfurt bzw. des Grünflächenamtes) bestimmt. **Unter Annahme eines Tagesspitzenbedarfs von ca. 150–160 m³** (gleichbedeutend mit ca. jeweils 8 Fahrten der zwei Tanklastwagen mit jeweils ca. 10.000 Liter Fassungsvermögen) sowie **einer einmal pro Woche durchgeführten Bewässerung** im Zeitraum März bis Oktober (ca. 30 Wochen) ergab sich ein entsprechender Wasserbedarf zur Bewässerung der Stadtbäume von **ca. 4.500–4.800 m³/Jahr**. Da im Bereich der Carus-Allee weitere 100 Bäume gepflanzt werden sollen, erhöhte sich der erwartete Bewässerungsbedarf um ca. 900 m³/Jahr (100 Bäume * 300 L/Baum/Woche * 30 Wochen/Jahr, vgl. <https://www.baumpflegeportal.de/baumpflege/trockenheit-duerre-wann-baeume-giessen/>, zuletzt aufgerufen am 10.08.2020). Insgesamt würde der **Bewässerungsbedarf für die Stadtbäume dann ca. 5.400–5.700 m³/Jahr** betragen.

Die von der Industrie benötigten Wassermengen ließen sich aus Daten abschätzen, welche von den jeweiligen Betrieben an die Kläranlage Schweinfurt übermittelt wurden.

Qualitätsdaten der momentan konventionell genutzten Wasserressourcen (Oberflächenwasser, z. B. aus Wasserbecken oder dem Unkenbach, Grundwasser aus Brunnen) wurden durch gezielte Probenahmekampagnen seitens des Auftragnehmers TUM in Form von manuellen Stichproben vor Ort ermittelt. Der Fokus der Wasserqualitätserhebung lag auf physikochemischen und mikrobiologischen Standardparametern (pH-Wert, Temperatur, elektrische Leitfähigkeit, gelöster Sauerstoff, CSB, DOC, SAK₂₅₄, Kationen, Anionen, ausgewählte Schwermetalle, Fäkalindikatoren wie *Escherichia coli*) und wurde entsprechend der in Tabelle 4-1 aufgeführten etablierten Methoden bestimmt.

Die erhobenen Daten zu Wassermengen und -qualitäten wurden ergänzend zu den Daten des AP 2 (Gliederungspunkt 4.2) in eine Excel-Datenbank eingepflegt.

Tabelle 4-1: Analysemethoden zur Bestimmung der Wasserqualitätsparameter

	Parameter	Mess- und Analysemethode	Bestimmungsgrenze
In-situ Parameter	Elektrische Leitfähigkeit	EN ISO 10523, DEV C 5	-
	pH	EN ISO 10523, DEV C 5	-
	Sauerstoff (gelöst)	DIN EN ISO 5814-G22	-
Summenparameter	TOC	EN 1484, DEV H3	3 µg/L
	DOC	EN 1484, DEV H3	3 µg/L
	Spektraler Absorptionskoeffizient bei 254 nm (SAK ₂₅₄)	DIN 38404-3	-
Anionen	Nitrat NO ₃ ⁻	DIN EN ISO 10304-1, DEV D19	0,05 mg/L
	Nitrit NO ₂ ⁻		0,05 mg/L
	ortho-Phosphat PO ₄ ³⁻		0,05 mg/L
	Sulfat SO ₄ ²⁻		0,05 mg/L
	Chlorid Cl ⁻		0,05 mg/L
	Bromid Br ⁻		0,05 mg/L
	Fluorid F ⁻		0,05 mg/L
Kationen	Blei	DIN 38406, DEV E6, AAS	5 µg/L
	Cadmium	EN ISO 5961, DEV E19, AAS	0,5 µg/L
	Calcium	DIN EN ISO 7980, DEV E3a, AAS	100 µg/L
	Chrom	EN 1233, DEV E10, AAS	2,5 µg/L
	Eisen	DIN 38406, DEV E32, AAS	20 µg/L
	Kalium	DIN 38406, DEV E13, AAS	50 µg/L
	Kupfer	DIN 38406, DEV E7, AAS	5 µg/L
	Magnesium	DIN EN ISO 7980, DEV E3a, AAS	10 µg/L
	Mangan	DIN 38406, DEV E33, AAS	5 µg/L
	Zink	DIN 38406, DEV E8, AAS	20 µg/L
Mikrobiologische Parameter	Coliforme	DIN EN ISO 9308-2:2014	-
	<i>E. coli</i>		-
	Enterokokken	DIN EN ISO 7899-2:2000	-
Organische Spurenstoffe	4-Formylaminoantipyrin	Müller et al. (2017)	10,0 ng/L
	Antipyrin		10,0 ng/L
	Atenolol		10,0 ng/L
	Benzotriazol		50,0 ng/L
	Caffein		10,0 ng/L
	Carbamazepin		5,0 ng/L
	Citalopram		5,0 ng/L
	Climbazol		5,0 ng/L
	Diclofenac		5,0 ng/L
	Erythromycin		50,0 ng/L
	Gabapentin		2,5 ng/L
	Iopromid		50,0 ng/L
	Metoprolol		2,5 ng/L
	Phenytoin		5,0 ng/L
	Primidon		25,0 ng/L
	Sotalol		5,0 ng/L
	Sulfamethoxazol		5,0 ng/L
	TCEP		50,0 ng/L
	Tramadol		5,0 ng/L
	Trimethoprim		5,0 ng/L
	Valsartansäure		5,0 ng/L
Venlafaxin	2,5 ng/L		

4.4 Anforderungen an die Aufbereitung und örtliche Bereitstellung von Nutzwasser für potentielle Anwender (AP 4)

Aufbauend auf den Arbeitspaketen 2 und 3 wurden für verschiedene potentielle Nutzungen Anforderungen an die Wasserqualität definiert, die eine sichere und umweltverträgliche Praxis gewährleisten (vgl. Gliederungspunkte 5.5.1, 5.5.2 und 5.5.3). Diese Anforderungen berücksichtigen insbesondere nationale (DIN 19650; DIN 19684-10; Grundwasserverordnung 2010) und internationale Regelwerke (Grundwasserrichtlinie 2006; EU WRRL 2010; ISO 16075; USEPA 2012; European Commission 2020; ISO 20761) sowie nutzerspezifische Erfordernisse für unterschiedliche alternative Wassernutzungen.

Darauf basierend wurden Aufbereitungstechnologien zur Erfüllung der qualitativen und quantitativen Anforderungen ausgewählt (vgl. Abbildung 4-1 und Gliederungspunkt 5.5.5). Für einen sicheren Rückhalt von mikrobiellen Pathogenen bzw. für eine zuverlässige Desinfektion des Nutzwassers würden sich Ultrafiltrationsmembranen (UF) eignen. Kombiniert mit einer Ozonung (O_3) oder einer adsorptiven Behandlungsstufe, wie der Pulveraktivkohle-Adsorption (PAK), könnten auch organische Spurenstoffe effizient zurückgehalten werden. Eine der oxidativ wirkenden Ozonung nachgeschaltete Behandlung über einen BAK-Filter (biologisch aktivierter GAK-Filter) wäre dazu imstande, potentiell erzeugte Transformationsprodukte zu entfernen. Eine optionale abschließende Bestrahlung mit UV könnte eine weitere desinfizierende Barriere gegenüber Pathogenen repräsentieren.

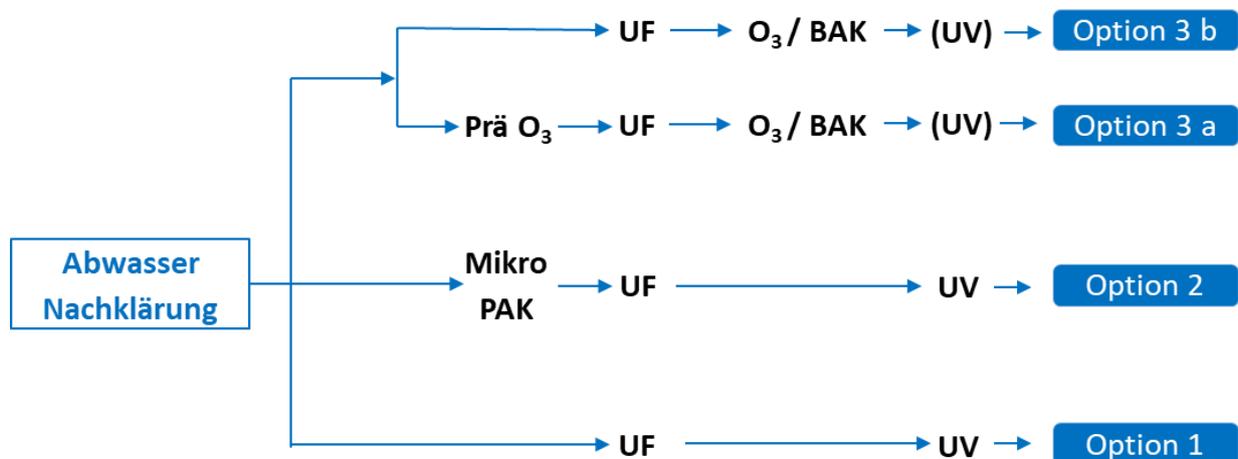


Abbildung 4-1: Schematische Darstellung der Verfahrenskombinationen für die Produktion von Nutzwasser aus Klarwasser

Die mit diesen weitergehenden Aufbereitungstechnologien potentiell erzeugten Nutzwasserqualitäten wurden durch eine Modellierung mithilfe sog. „Bayesian Networks“ (Bayessche Netze) abgebildet (Beaudequin et al. 2017). Besonderer Dank gilt an dieser Stelle unserer Kollegin Veronika Zhiteneva (TUM), die die Hauptarbeit für die Modellierung leistete. Die Netzwerke mit übergeordneten („parental nodes“) und untergeordneten Knoten („child nodes“) wurden mithilfe der GeNie 2.3-Software (BayesFusion 2019) generiert. Die zugrunde liegenden Entfernungsleistungen für organische Spurenstoffe (vgl. z. B. Tabelle 4-1) wurden aus unterschiedlichen Quellen entnommen: Spurenstoff-Konzentrationen nach der Abwassernachklärung basierten auf eigenen Analysedaten. Eine Dreiecksverteilung als Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion (engl. „probability density function“) wurde zu jeder

Spurenstoff-Konzentration unter Verwendung des entsprechenden Minimal-, Median- und Maximalwertes angepasst. Die relative Entfernung von organischen Spurenstoffen durch das Hybridmembranverfahren Pulveraktivkohle (PAK) kombiniert mit Ultrafiltration (UF) wurde experimentell im Rahmen eines Pilotversuches ermittelt (vgl. Gliederungspunkt 5.5.5). Entfernungsdaten von Carbamazepin und Sulfamethoxazol durch UV-Bestrahlung bei einer typischen Desinfektionsdosis stammten von Miklos et al. (2019), während die Entfernung von Diclofenac aus Snyder et al. (2007a) entnommen wurde. Entfernungsleistungen von diesen chemischen Verbindungen durch Ozon (O₃) wurden bereits von Bourgin et al. (2018) bestimmt. Es wurde weiterhin angenommen, dass der Rückhalt von organischen Spurenstoffen durch den Ultrafiltrationsprozess vernachlässigbar ist. Die Entfernungsleistung durch einen biologisch aktivierten Aktivkohlefilter (BAK) wurde aus den Ergebnissen von Rattier et al. (2012) abgeleitet. Die der Modellierung der Entfernungsleistung organischer Spurenstoffe zu Grunde gelegten Daten sind in Tabelle 8-3 aufgeführt. Alle prozentualen Entfernungsleistungen wurden, sofern nicht anders beschrieben, als uniforme Wahrscheinlichkeitsverteilungen angenommen und alle Bayesschen Netzwerke wurden 1.000-mal simuliert. Neben den zuvor genannten organischen Spurenstoffen wurde zudem die zu erwartende mikrobiologische Qualität des produzierten Nutzwassers modelliert. Dafür wurde in einem ersten Schritt die mikrobiologische Rohabwasserqualität definiert: Die Konzentrationen von Noroviren im Rohabwasser wurden entsprechend der Ergebnisse aus NRMMC-EPHC-AHMC (2006), Campos et al. (2016), World Health Organization (2016, 2017a), Eftim et al. (2017) und Gerba et al. (2017) abgeleitet. Für *Campylobacter* stammten die Daten aus NRMMC-EPHC-AHMC (2006), Soller et al. (2017) und World Health Organization (2017a) und die Daten zu *Cryptosporidium* wurden aus NRMMC-EPHC-AHMC (2006), World Health Organization (2016, 2017a), Soller et al. (2017) entnommen. Basierend auf Angaben in NRMMC-EPHC-AHMC (2006) wurde die Entfernung von Pathogenen während der ersten (mechanischen) Behandlungsstufe vernachlässigt. Die Konzentrationen von Noroviren im Abwasser nach der Nachklärung wurden entsprechend der Ergebnisse aus Beaudeau et al. (2016), World Health Organization (2017a), Soller et al. (2018b) abgeleitet. Die Konzentrationen von *Campylobacter* im Ablauf einer Nachklärung wurden aus Page et al. (2010a) und Toze et al. (2010) entnommen. Die Konzentrationsdaten zu *Cryptosporidium* wurden aus Page et al. (2010a), Toze et al. (2010), Agulló-Barceló et al. (2012), Soller et al. (2018b) generiert. Entfernungsleistungen durch BAK für *Campylobacter* und *Cryptosporidium* wurden aus Soller et al. (2017; 2018a) und für Norovirus aus Campos et al. (2016), Soller et al. (2017; 2018a) bezogen. Die Desinfektionsleistungen für die UV-Bestrahlung wurden für alle Pathogene aus Mohammed and Seidu (2019) abgeleitet. Entfernungsleistungsdaten für *Campylobacter* und *Cryptosporidium* durch den Einsatz einer Ultrafiltration wurden aus NRMMC-EPHC-NHMR (2008), Page et al. (2010b), NHMRC (2016), Soller et al. (2017; 2018a), World Health Organization (2017a) entnommen, für Noroviren aus NRMMC-EPHC-NHMR (2008), NHMRC (2016), Soller et al. (2017; 2018a), World Health Organization (2017a, 2017b), und Amoueyan et al. (2019). Der Deaktivierungseffekt von Ozon auf *Campylobacter* wurde auf Basis von NRMMC-EPHC-AHMC (2006), World Health Organization (2016, 2017a), Soller et al. (2018a) dargestellt, der Deaktivierungseffekt auf *Cryptosporidium* auf Basis von Chaudhry et al. (2017), World Health Organization (2017a), Soller et al. (2018a; 2018b). Die entsprechende Wirkungsleistung von Ozon auf Noroviren wurde auf Grundlage von NRMMC-EPHC-NHMR (2008), World Health Organization (2016, 2017a), Soller et al. (2018a; 2018b),

Amoueyan et al. (2019, 2020) abgeschätzt. Die der Modellierung der Entfernungsleistungen der Pathogene zu Grunde gelegten Daten sind in Tabelle 8-4 aufgeführt. Für alle zuvor beschriebenen Behandlungsstufen (Nachklärung, BAK, UF, Ozon, UV) wurden wiederum Dreiecksverteilungen als Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion („probability density function“) zu jeder Pathogen-Konzentration unter Verwendung des entsprechenden Minimal-, Median- und Maximalwertes erstellt und alle Bayesschen Netzwerke wurden 1.000-mal simuliert.

Weiterhin wurde das Potential einer möglichen Akkumulation von Schadstoffen im Boden, Grundwasser oder auf den bewässerten landwirtschaftlichen Produkten beim Einsatz von Nutzwasser bewertet (vgl. Gliederungspunkt 5.5.4). Dies erfolgte basierend auf den Simulationsergebnissen der vorher beschriebenen Modellierung sowie auf einer umfassenden Literaturrecherche zu entsprechenden Forschungsergebnissen (Chen et al. 2013a; 2013b; Chiou 2008; Gallegos et al. 1999; Mahjoub et al. 2011; Malkawi and Mohammad 2003; Qin et al. 2015; Wang et al. 2003; 2017; Xu et al. 2010; Zemann et al. 2016). Zudem wurde auch das lokale Bewirtschaftungsmanagement der landwirtschaftlichen Flächen berücksichtigt (Bewässerungspraktiken, Düngemittelaufbringung). Dafür wurde eine telefonische Umfrage bei den lokalen Landwirten durchgeführt.

Neben der Definition der qualitativen Anforderungen wurden potentielle Auswirkungen auf den Main diskutiert, wenn die als Nutzwasser verwendete Wassermenge nicht mehr zur Stützung von Mindestabflüssen zur Verfügung stehen würde. Die dieser Evaluierung zu Grunde liegenden Abflussmessungen des Mains umfassen eine Messreihe von etwa 120 Jahren (täglich gemessene Pegeldata von 1900–2018, bezogen vom „Gewässerkundlichen Dienst Bayern“ (www.gkd.bayern.de/de/fluesse/wasserstand/main_unten/schweinfurt-neuer-hafen-4022003)).

4.5 Konzeption und Konkretisierung von Handlungsempfehlungen sowie von Betreibermodellen für die Etablierung eines Nutzwasserkonzeptes (AP 5)

Aufbauend auf den Erkenntnissen der Projektstufe 1 wurden im AP 5 Konzepte für die Etablierung eines Nutzwasserkonzeptes für die Teilplanungsräume Gochsheim, Schwebheim und Schweinfurt erarbeitet. Im Rahmen der Konzepte wurden Handlungsempfehlungen dargestellt und eine Entscheidungshilfe geboten, besonders geeignete Standorte für die Etablierung von konkreten Maßnahmen im Planungsraum zu identifizieren. Die Ableitung dieser Empfehlungen erfolgte in engem Dialog mit den beteiligten Akteuren (AP 1) und hat die Aspekte und Vorschläge, die im Rahmen der Stakeholder-Arbeitsgruppen erarbeitet wurden, berücksichtigt. Diese Konzepte behandeln die folgenden Aspekte:

- Visualisierung von möglichen Flächen zur gezielten Sammlung von Niederschlagswasser
- Visualisierung von potenziellen Nutzwasseranwendungen im Planungsraum für landwirtschaftliche, kommunale und gewerbliche Praktiken
- Speicheroptionen sowie Bereitstellungsoptionen (d. h. existierende oder neu zu erstellende Verteilungsleitungen): Für die landwirtschaftliche Nutzung konnte bei der Konzepterstellung partiell auf eine bereits existierende Verteilungsinfrastruktur (z. B. Brunnen, Kanäle, Speicherseen-/becken) im Planungsraum zurückgegriffen werden. Die Dimensionierung von potentiell neu zu bauenden Wasserbecken für Schwebheim als zusätzliche Speicher erfolgte basierend auf dem sogenannten „Sequent-Peak-Algorithmus“ (Lele 1987). Für den Einsatz von Nutzwasser im urbanen Raum wurden weiterhin Vorgaben der Stadtplanung (d. h. existierende Vorgaben laut Bebauungsplänen, vorhandener Baumbestand) berücksichtigt. Die potentiell mit Nutzwasser zu bewässernden Grünflächen wurden in ArcGIS visualisiert.
- Überlegungen zu möglichen Betreibermodellen (Vorhabensträger, Finanzierung, ggf. Förderung)
- Konzeptionelles Beleuchten einer ersten Testphase im Sinne einer einfachen Umsetzung (als Vorbereitung einer weiteren Projektphase)

4.6 Kostenabschätzung (AP 6)

Für die im AP 5 entwickelten Nutzungsoptionen wurde im AP 6 eine vorläufige Kostenschätzung vorgenommen. Es wurde zwischen folgenden Kostenpunkten und den jeweiligen Kostenunterpunkten differenziert:

- Investitionskosten = Mittel zum Kauf bzw. Bau einer Anlage:
 - Kosten Bautechnik
 - Kosten Maschinenteknik
 - Kosten Elektrotechnik
 - Nebenkosten (Honorare, Gutachten, Unvorhergesehenes, Sonstiges)
- Kapitalkosten = jährlich anfallende Kosten für die Bereitstellung dieser Mittel, berechnet über die Annuitätsmethode (Melin and Rautenbach 2007)
- Betriebskosten
 - Personalkosten: 55.000 €/(Personenjahr*Jahr)
 - Personalaufwand für Ultrafiltration: 0,01 Personen/(100 m³/h)
 - Energiekosten: elektrische Energie 0,20 €/kWh
 - Energiebedarf für Ultrafiltration im Dead-End-Mode: 0,2 kWh/m³
 - Wartungskosten/Unterhaltskosten: Annahme 2 % von Investitionskosten
 - Betriebsmittelkosten, wie z. B.:
 - Sauerstoff mit 0,14 €/kg, 5 mg O₃/L
 - Pulveraktivkohle mit 1.100 €/Mg, 10 mg PAK/L
 - Schlamm Entsorgung mit 50 €/Mg Mitverbrennung, 80 €/Mg Monoverbrennung
 - Flockungshilfsmittel z. B. Polyaluminiumchlorid, 3 mg/L mit 730 €/Mg
→ ~8.000 €/(Mg Wirksubstanz)
 - Abwasserabgabe 35,79 €/Schadeinheit
- Jahreskosten = Kapitalkosten + Betriebskosten
- Spezifische Kosten = Gesamtkosten pro Jahr / Jahresproduktion

Die Kosten wurden auf Basis der Leitlinien zur Durchführung einer dynamischen Kostenvergleichsrechnung nach DWA (2012) berechnet. Dabei kam die Annuitätsmethode (Verteilung des Kapitalwertes der Investition auf Nutzungsdauer durch Umwandlung in Annuitäten) zur Anwendung (Melin and Rautenbach 2007). Die gesetzliche Mehrwertsteuer wurde in den Kosten mit 19 % berücksichtigt.

Einerseits wurden die Kosten für eine entsprechende Verfahrensanpassung an der Kläranlage Schweinfurt für verschiedene Nutzwasserbereitstellungsszenarien (vgl. Gliederungspunkt 5.5.5) und andererseits die Kosten für eine infrastrukturelle Umsetzung einer Nutzwasseranwendung in Gochsheim (vgl. Gliederungspunkt 5.6.1) sowie Schwebheim (vgl. Gliederungspunkt 5.6.2) grob kalkuliert. Tabelle 4-3 gibt einen Überblick über die angenommenen Nutzwasserbereitstellungsszenarien, welche den Bemessungsgrundlagen in Tabelle 4-2 zu Grunde gelegt wurden.

Im **Szenario 1** wurde nur ein Teil des maximal zu erwartenden Wasserbedarfs der landwirtschaftlichen Bewässerung in Gochsheim (vgl. Gliederungspunkt 5.3.2.1), aber der gesamte Bedarf der urbanen Bewässerung in Schweinfurt (vgl. Gliederungspunkt 5.3.1.3) zur

Verfügung gestellt. Insgesamt ergab sich eine aufzubereitende Gesamtmenge von etwa 230.000 m³/Saison. Unter der Annahme, dass diese Menge im Zeitraum von April–Ende September, also in 6 Monaten zur Verfügung gestellt werden soll, resultierte dies in einer täglich aufzubereitenden Menge von ca. 1.280 m³/Tag.

Im **Szenario 2** sollte der Bedarf von Gochsheim teilweise, von Schweinfurt komplett und zusätzlich ein Teil des Bedarfs von Schwebheim abgedeckt werden. Für Schwebheim wurde die maximal vom Unkenbach entnommene Wassermenge (135.000 m³/Saison) zum Teil durch Nutzwasser substituiert (66.000 m³/Saison, vgl. Gliederungspunkt 5.3.1.2). Bei ca. 6 Monaten Beregnungszeit betrug beträgt die insgesamt aufzubereitende Nutzwassermenge ca. 1.670 m³/Tag.

Für **Szenario 3** wurde eine Vollstrombehandlung angenommen, d. h. der gesamte Kläranlagenablauf würde weitergehend behandelt werden. Dabei ergaben sich eine aufzubereitende Gesamtmenge von ungefähr 10 Mio. m³/Jahr und bei einer Bereitstellung dieser Gesamtmenge über 12 Monate entsprechend eine aufzubereitende Tagesmenge von ca. 27.400 m³.

Tabelle 4-2: Bemessungsgrundlagen für eine Kostenschätzung

	Jährlicher Bewässerungsbedarf in einem extremen Trockenjahr		Jährliche Bereitstellungsmenge	Tägliche Bereitstellungsmenge ⁺	Stündliche Bereitstellungsmenge
	[m ³ /(ha*Jahr)]	[m ³ /Jahr]	[m ³ /Jahr]	[m ³ /Tag]	[m ³ /Stunde]
Schweinfurt (Extrapolation)	-	130.000	130.000	725	30,2
Gochsheim (Protokoll- und Modelldaten, vgl. Gliederungspunkt 7.3.1.1.3)	ca. 3.000–3.200	165.000–176.000 (ca. 55 ha)	100.000	556	23,2
Schwebheim (Protokolldaten, vgl. Gliederungspunkt 7.3.1.1.3)	ca. 2.000–2.565	205.000 (ca. 80–100 ha)	66.000	360	15

⁺Annahme, dass von April bis Ende September Bewässerungsbedarf besteht (183 Tage)

Tabelle 4-3: Nutzwasserbereitstellungsszenarien

Szenario	Beschreibung	Bereit- zustellender Jahresbedarf Gochsheim ⁺	Bereit- zustellender Jahresbedarf Schweinfurt ⁺	Bereit- zustellender Jahresbedarf Schwebheim ⁺	Aufzu- bereitende Gesamt- menge ⁺	Aufzu- bereitende Tages- menge ⁺
		[m ³ /Jahr]	[m ³ /Jahr]	[m ³ /Jahr]	[m ³ /Jahr]	[m ³ /Tag]
1	Abdeckung Bedarf Gochsheim und Schweinfurt	100.000	130.000	-	230.000	1.280
2	Abdeckung Bedarf Gochsheim und Schweinfurt und Schwebheim	100.000	130.000	66.000	300.000	1.670
3	Vollstrom- behandlung	-	-	-	10 Mio.	27.400

⁺Annahme, dass von April bis Ende September Bewässerungsbedarf besteht (183 Tage)

4.7 Projekttreffen und Berichte (AP 7)

Zu Beginn des Projektes erfolgte eine Projektbesprechung der PKG in der Planungsregion (siehe AP 1). Nach 6 Monaten und nach 18 Monaten wurde ein Zwischenbericht, nach 24 Monaten der vorliegende Abschlussbericht inklusiv Endfassung des Konzeptes „Nutzwasser - Gewinnung und Einsatzmöglichkeiten auf der Schweinfurter Trockenplatte“ erstellt. Der Zwischenbericht nach 18 Monaten fasste v. a. die Ergebnisse der Projektstufe 1 zusammen und bildete die Grundlage für die Projektstufe 2.

5 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

5.1 Darstellung der Erfahrungen mit dem Stakeholder-Prozess (AP 1)

Insgesamt ist die Wichtigkeit eines transparenten Stakeholder-Prozesses zur Entwicklung jeglicher Konzepte (einer alternativen Wasserbewirtschaftung, angepasst an die lokalen Gegebenheiten) zu betonen. Nur so kann garantiert werden, dass durch den kontinuierlichen gemeinschaftlichen Input und damit verbundenen gemeinsamen Lernfortschritt eine Lösung erarbeitet wird, welche die Interessen sowie Bedenken aller beteiligter Akteure bestmöglich berücksichtigt. Dies wurde bereits mehrfach in anderen vergleichbaren nationalen, aber auch internationalen Projekten bestätigt (Miller 2006; Angelakis et al. 2012; Bruvold 1988; Ching and Yu 2010; Dolnicar et al. 2011; Goodwin et al. 2019; Haarhoff and van der Merwe 1996; Hartley 2006; Marks 2006; McClelland et al. 2012; Nancarrow et al. 2008; Po et al. 2003; Rock et al. 2012). Diese positiven Erfahrungen wurden auch in diesem Vorhaben gemacht. Der Input der interessierten und aktiven Teilnehmerinnen und Teilnehmer war sehr lösungsorientiert und unterstreicht die Relevanz und die Dynamik eines begleitenden Stakeholder-Prozesses.

Weiterhin wurde die Erfahrung gemacht, dass zu Projektbeginn Wasserwiederverwendung – v. a. die potentielle Verwendung von weitergehend aufbereitetem Klarwasser als Nutzwasser – von den Stakeholdern oft mit einer Wiederverwendung von traditionell behandeltem Abwasser assoziiert bzw. verwechselt wurde. Es muss hier jedoch deutlich darauf hingewiesen werden, dass sich die Qualität von Kläranlagenablauf und weitergehend aufbereitetem Klarwasser (Nutzwasser) deutlich unterscheiden (vgl. Gliederungspunkt 5.5.6).

Trotz der Bedenken in Bezug auf die Wirtschaftlichkeit einer Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft, waren sich die teilnehmenden Akteure einig über die Notwendigkeit eines solchen Projektes, v. a. zur Gewährleistung der Versorgungssicherheit in der Zukunft unter Berücksichtigung der Auswirkungen des Klimawandels (d. h. längere, intensivere Hitze- und Trockenperioden sowie kurze und heftige Regenschauer). Außerdem haben potentielle Nutzer (Gewerbe und Landwirtschaft) bestätigt, dass der Stakeholder-Prozess nicht nur zu einigen wichtigen neuen Denkansätzen (Notwendigkeit eines umfassenden Verständnisses des Bewässerungsbedarfs, sukzessive Anpassung des derzeitigen Bewirtschaftungs- sowie Bewässerungsmanagements an die klimawandelbedingten Veränderungen, z. B. Anpassung der Drainagesysteme, neue hitze- bzw. trockenresistente Kulturen, etc.) geführt hat, sondern auch, dass sie sich generell eine Wasserwiederverwendung gut vorstellen können. Entsprechende Umfragen zu Beginn des Projektes sowie insbesondere der rege Austausch während der Stakeholder-Treffen und telefonische Umfragen am Ende des Projektes haben die Akzeptanz potentieller Nutzwasseranwendungen eindeutig bestätigt.

5.2 Erhebung potenziell nutzbarer alternativer Wasserressourcen als Nutzwasser (AP 2)

5.2.1 Von Dachflächen gesammeltes Niederschlagswasser

Quantitatives Potential einer Niederschlagswassersammlung

Zur Abschätzung der Niederschlagswassermengen, die potentiell von Gewerbedachflächen in Gochsheim und Schwebheim gesammelt und gespeichert werden könnten, war es notwendig, entsprechende Dachflächen in Abhängigkeit von unterschiedlichen Anschlussgraden an die lokale Entwässerungsinfrastruktur (Misch-, oder Trennsystem, Regenrückhaltebecken) mithilfe einer Kartierung in ArcMap 10.6 zu bemessen (vgl. Abbildung 8-1, Abbildung 8-2). Die Größe der Gewerbedachflächen in Schwebheim und Gochsheim, abhängig von den unterschiedlichen Anschlussarten an die Kanalisation, sind in der Tabelle 5-1 angeführt. In Gochsheim waren ca. 50 % der Dachflächen (149.811 m²) an die Trennkanalisation angeschlossen. Zusätzlich wurden von ca. 21 % der Flächen (ca. 67.381 m²) das Niederschlagswasser dezentral in Regenrückhaltebecken (in den Tabellen als „Speicher“ bezeichnet) gesammelt, um die Gewässer hydraulisch zu entlasten. Laut Information des Ingenieurbüros Werb (Schweinfurt) wurde für Schwebheim angenommen, dass alle Dachflächen (243.295 m²) über eine Trennkanalisation entwässert werden.

Tabelle 5-1: Größe der für die Niederschlagswassersammlung zur Verfügung stehenden Gewerbedachflächen, abhängig vom entsprechenden Anschlussgrad in Schwebheim und Gochsheim

	Dachflächen aller Gebäude	Dachflächen an Trennkanalisation	Dachflächen an Trennkanalisation oder Speicher	Dachflächen an Trennkanalisation oder Speicher über dem Median	Dachflächen an Trennkanalisation oder Speicher über dem 75%-Quantil
	[m ²]	[m ²]	[m ²]	[m ²]	[m ²]
Schwebheim	243.295	243.295	243.295	236.360	216.947
Gochsheim	312.586	149.811	217.192	214.179	200.934

Mit einem mittleren Abflussbeiwert von 0,9 für Flachdächer mit einer Neigung von 3–5° (DWA-M 153 2007) ließen sich die potentiell jährlich sammelbaren Dachabflussmengen für Schwebheim und Gochsheim berechnen (Tabelle 5-2, Tabelle 5-3). Hervorzuheben sind für die quantitative Betrachtung v. a. die sammelbaren Niederschlagsmengen der Trockenjahre 1976, 2003 und 2018. In Schwebheim schwankten die jährlichen Niederschlagsmengen, die von allen Dachflächen gesammelt werden könnten, in den Trockenjahren 1976, 2003 und 2018 zwischen 71.000–107.000 m³ (vgl. Tabelle 5-2). Während der Hauptbewässerungssaison (von April–September) hätte in diesen Jahren nur noch etwa die Hälfte des entsprechenden Niederschlags gesammelt werden können. Für Schwebheim wurde ein Anschlussgrad an die Trennkanalisation von 100 % angenommen und es lag eine relativ homogene Dachflächengrößenverteilung vor. Daher unterschieden sich die potentiell sammelbaren Niederschlagsmengen von den Dachflächen, welche sowohl über die Trennkanalisation entwässert wurden, als auch oberhalb des Medianwertes oder oberhalb des 75 %-Perzentils lagen, nur geringfügig von denen, die von allen Dachflächen gesammelt werden könnten (ca. 3–11 %).

Tabelle 5-2: Sammelbare Niederschlagswassermengen von Gewerbedachflächen in Schwebheim in Abhängigkeit vom Anschlussgrad und für jeweils zwei verschiedene Zeiträume (ganzes Jahr und Hauptbewässerungssaison von April–September)

	Nieder- schlag [mm]	Potentiell sammelbare Niederschlagsmengen in [m ³ /Jahr] von Dachflächen			
		alle Dach- flächen	an Trenn- kanalis- ation	an Trenn- kanalisation und oberhalb des Medianwertes	an Trennkanalisation und oberhalb des 75 %-Quantils
2018	488	106.855	106.855	103.809	95.283
2018 (Apr–Sept)	263	57.588	57.588	55.946	51.351
2003	409	89.557	89.557	87.004	79.858
2003 (Apr–Sept)	199	43.574	43.574	42.332	38.855
1976	326	71.383	71.383	69.348	63.652
1976 (Apr–Sept)	155	33.940	33.940	32.972	30.264
Median (1881–2019)	557	121.964	121.964	118.487	108.756
Median (Apr–Sept)	323	70.726	70.726	68.710	63.067
arith. Mittel (1881–2019)	561	122.860	122.860	119.358	109.555
arith. Mittel (Apr–Sept)	321	70.288	70.288	68.285	62.676
1965	878	192.252	192.252	186.772	171.432
1965 (Apr–Sept)	478	104.666	104.666	101.682	93.331

Tabelle 5-3: Sammelbare Niederschlagswassermengen von Gewerbedachflächen in Gochsheim in Abhängigkeit vom Anschlussgrad und für jeweils zwei verschiedene Zeiträume (ganzes Jahr und Hauptbewässerungssaison von April–September)

	Nieder- schlag [mm]	Potentiell sammelbare Niederschlagsmengen in [m ³ /Jahr] von Dachflächen				
		alle Dach- flächen	an Trenn- kanalisation	an Trenn- kanalisation oder Speicher	an Trenn- kanalisation oder Speicher und oberhalb des Medianwertes	an Trenn- kanalisation oder Speicher und oberhalb des 75 %- Quantils
2018	488	137.288	65.797	95.391	94.067	88.250
2018 (Apr–Sept)	263	73.989	35.460	51.409	50.696	47.561
2003	409	115.063	55.145	79.948	78.839	73.964
2003 (Apr–Sept)	199	55.984	26.831	38.899	38.359	35.987
1976	326	91.713	43.954	63.724	62.840	58.954
1976 (Apr–Sept)	155	43.606	20.899	30.298	29.878	28.030
Median (1881–2019)	557	156.699	75.100	108.878	107.368	100.728
Median (Apr–Sept)	323	90.869	43.550	63.138	62.262	58.412
arith. Mittel (1881–2019)	561	157.851	75.652	109.678	108.157	101.469
arith. Mittel (Apr–Sept)	321	90.306	43.280	62.747	61.876	58.050
1965	878	247.005	118.380	171.625	169.244	158.778
1965 (Apr–Sept)	478	134.474	64.449	93.436	92.140	86.442

Für Gochsheim bewegten sich die von allen Dachflächen über das ganze Jahr sammelbaren Niederschlagsmengen in den Trockenjahren 1976, 2003 und 2018 zwischen 92.000–137.000 m³ (vgl. Tabelle 5-3). Während der Hauptbewässerungssaison (von April–September) hätte in den jeweiligen Jahren wiederum nur noch etwa die Hälfte der entsprechenden Niederschlagsmengen gesammelt werden können. Etwa 50 % der Dachflächen sind an die Trennkanalisation angeschlossen, weshalb etwas weniger als die Hälfte der insgesamt auf den Dachflächen anfallenden Niederschlagsmenge in die Trennkanalisation entwässert. Ca. 70 %

aller Dachflächen wurden über eine Trennkanalisation oder über Regenrückhaltebecken (in den Tabellen als „Speicher“ bezeichnet) entwässert, daher würde der hier sammelbare Niederschlagsanteil etwa 70 % betragen (vgl. Tabelle 5-1).

Abbildung 5-1 illustriert die in Tabelle 5-3 dargestellten sammelbaren Niederschlagsmengen von Gewerbedachflächen in Gochsheim in Abhängigkeit vom Anschlussgrad innerhalb eines Jahres in Form von sog. Box-Whisker-Plots.

Die beiden nachfolgenden Abbildungen (Abbildung 5-2 und Abbildung 5-3) zeigen jeweils für Schwebheim und Gochsheim die kumulativ sammelbaren Niederschlagsmengen von allen Gewerbedachflächen im zeitlichen Verlauf während ausgewählter Jahre.

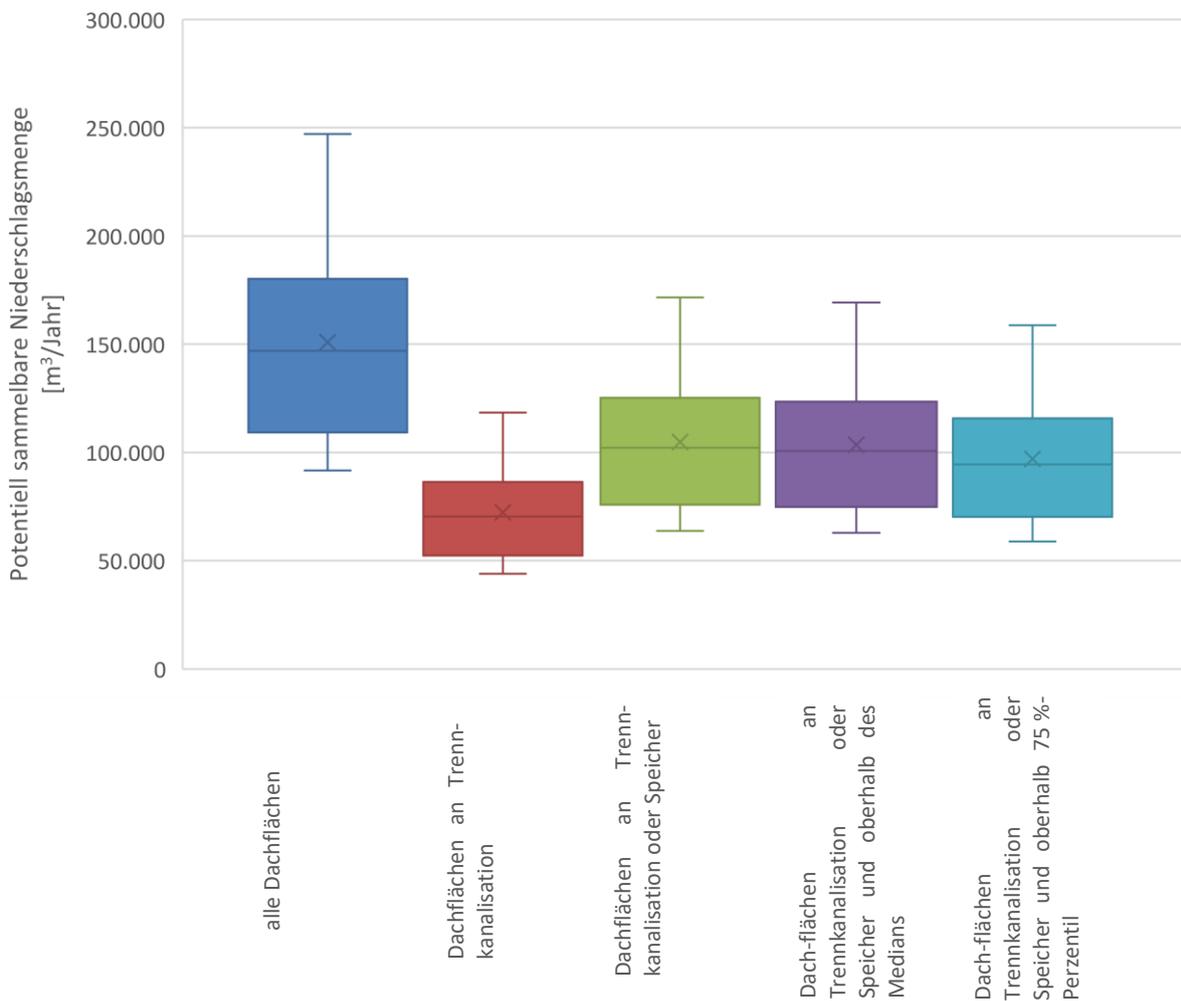


Abbildung 5-1: Sammelbare Niederschlagswassermengen von Gewerbedachflächen in Gochsheim in Abhängigkeit vom Anschlussgrad für den Gesamtjahreszeitraum (vgl. Tabelle 5-3 und Gliederungspunkt 4.2 → Niederschlagsdaten 1881–2019); die Box umfasst die Werte zwischen dem 25 %- und 75 %-Quantil, der horizontale durchgehende Strich innerhalb der Box repräsentiert den Median, das x das arithmetische Mittel und die Enden der „Whiskers“ der Box-Plots kennzeichnen den 1,5-fachen Interquartilsabstand.

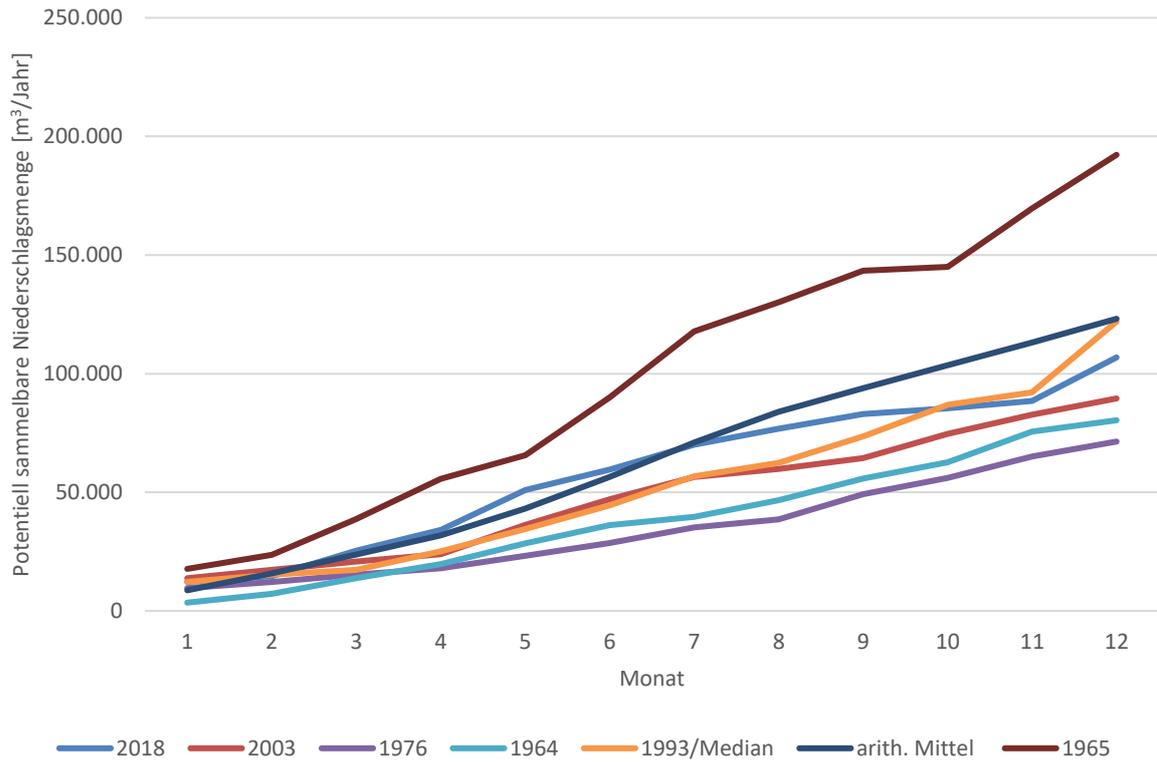


Abbildung 5-2: Kumulativ sammelbare Niederschlagswassermengen von allen Dachflächen in Schwebheim (Gliederungspunkt 4.2 → Niederschlagsdaten 1881–2019)

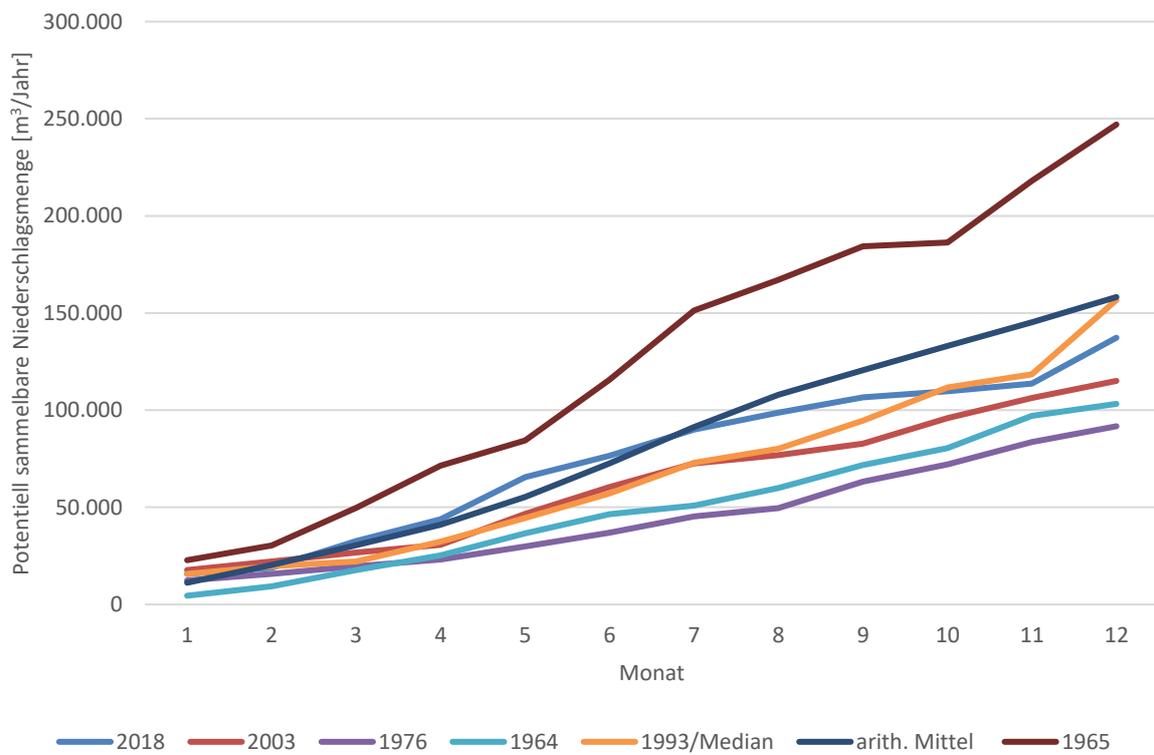


Abbildung 5-3: Kumulativ sammelbare Niederschlagswassermengen von allen Dachflächen in Gochsheim (Gliederungspunkt 4.2 → Niederschlagsdaten 1881–2019)

Qualitative Parameter von gesammeltem Niederschlagswasser

Im Rahmen von zwei Probenahmekampagnen (23.07.2019, 18.02.2020) wurden sieben Regenrückhaltebecken (im Trennsystem) in Schwebheim und Gochsheim beprobt (manuelle Stichproben) und umfassend analysiert (vgl. Tabelle 4-1). Nachfolgende Tabelle 5-4 fasst die gemessenen physikochemischen sowie mikrobiologischen Parameter zusammen:

Tabelle 5-4: Physikochemische und mikrobiologische Analyseergebnisse des Niederschlagswassers, aufgefangen in Regenrückhaltebecken in Schwebheim und Gochsheim (eigene Messwerte)

	Parameter	Einheit	Anzahl Proben	Minimum	Mittelwert	Maximum
In-situ Parameter	Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	7	99	434	988
	pH	-	7	6,9	7,7	8,6
Summenparameter	DOC	mg/L	7	2,4	8,5	20,3
	SAK ₂₅₄	l/m	7	3,6	23,8	66,9
Anionen (gelöst)	Bromid Br ⁻	mg/L	7	0,1	0,1	0,2
	Chlorid Cl ⁻	mg/L	7	2,7	36,5	82,8
	Fluorid F ⁻	mg/L	7	0,1	0,2	0,3
	Nitrat NO ₃ ⁻	mg/L	7	< 0,05	2,2	4,2
	Nitrit NO ₂ ⁻	mg/L	7	< 0,05	0,2	0,6
	ortho-Phosphat PO ₄ ³⁻	mg/L	7	0,1	0,5	1,2
	Sulfat SO ₄ ²⁻	mg/L	7	2,8	31,2	68,5
Kationen (gesamt)	Aluminium	µg/L	6	94,9	556,4	2.107
	Arsen, gesamt	µg/L	6	< 5	< 5	< 5
	Blei	µg/L	6	6,4	8,0	9,2
	Cadmium	µg/L	6	< 0,5	< 0,5	< 0,5
	Calcium	mg/L	6	5,9	44,8	98,9
	Chrom	µg/L	6	6,3	10,9	18,4
	Eisen	µg/L	6	51,9	597,8	2.291
	Kalium	mg/L	6	0,8	7,3	18,5
	Kupfer	µg/L	6	5,9	6,3	6,7
	Magnesium	mg/L	6	0,7	22,8	87,6
	Mangan	µg/L	6	10,7	134,6	267
	Nickel	µg/L	6	5,0	8,1	10,2
	Zink	µg/L	1	65,8	65,8	65,8
Mikrobiologische Parameter	Coliforme Bakterien	MPN/100mL	7	47	819	2.420
	<i>E. coli</i>	MPN/100mL	7	2	16	38
	Enterokokken	KBE/100mL	1	112	112	112
	Intestinale Enterokokken	KBE/100mL	6	2	27	79

Tabelle 5-4: Fortsetzung

	Parameter	Einheit	Anzahl Proben	Minimum	Mittelwert	Maximum
Organische Spurenstoffe	4-Formylamino-antipyrin	ng/L	7	< 10,0	< 10,0	< 10,0
	Antipyrin	ng/L	7	< 10,0	< 10,0	< 10,0
	Atenolol	ng/L	7	< 10,0	< 10,0	< 10,0
	Benzotriazol	ng/L	7	< 50	80	244,1
	Caffeine	ng/L	7	< 10	135,2	390,4
	Carbamazepin	ng/L	7	< 5	< 6	6,1
	Citalopram	ng/L	7	< 5	7,8	9,5
	Climbazol	ng/L	7	< 5	60,3	71,3
	Diclofenac	ng/L	7	< 5	5,6	5,8
	Gabapentin	ng/L	7	< 2,5	< 5,1	5,1
	Iopromid	ng/L	7	< 50,0	< 50,0	< 50,0
	Metoprolol	ng/L	7	< 2,5	< 2,5	< 2,5
	Phenytoin	ng/L	7	< 5,0	< 5,0	< 5,0
	Primidon	ng/L	7	< 25,0	< 25,0	< 25,0
	Sotalol	ng/L	7	< 5,0	< 5,0	< 5,0
	Sulfamethoxazol	ng/L	7	< 5,0	1.510,0	10.540,0
	TCEP	ng/L	7	< 50,0	57,0	99,0
	Tramadol	ng/L	7	< 5,0	< 5,0	< 5,0
	Trimethoprim	ng/L	7	< 5,0	< 5,0	< 5,0
Valsartansäure	ng/L	7	< 5,0	< 5,0	< 5,0	
Venlafaxin	ng/L	7	< 3,0	< 3,0	< 3,0	

Die physikochemischen und mikrobiologischen Analyseergebnisse von gesammeltem Niederschlagswasser (aufgefangen in Regenrückhaltebecken) in Schwebheim und Gochsheim zeigten eine starke Schwankungsbreite. Es ist jedoch darauf hinzuweisen, dass es sich nicht um eine repräsentative Probenahme handelt, da nur jeweils eine Stichprobe aus 7 Rückhaltebecken entnommen wurde. Vereinzelt entsprachen gewisse Parameter, wie z. B. die in-situ Parameter einer typischen wasserchemischen Signatur von Regenwasser (Celle-Jeanton et al. 2009). Oft konnten jedoch auch deutlich erhöhte Konzentrationen von (bedenklichen) Wasserinhaltsstoffen nachgewiesen werden. Beispielsweise wurden zum Teil unüblich hohe Aluminium-, Blei-, Chrom-, Eisen-, Kupfer-, Nickel- sowie Zinkkonzentrationen gemessen. Die maximal gemessene Aluminiumkonzentration von ca. 2,1 mg/L war sogar um mehr als das **Vierfache höher als der für Bewässerungswasser empfohlene Grenzwert nach DIN 19684-10 (vgl. Tabelle 5-30)**. Aufgrund witterungsbedingter Erosion der Dachflächen und anschließender Abschwemmung sind solche Beobachtungen plausibel. Als typische Dachmaterialien wurden in den Gewerbegebieten Aluminiumbleche, Zinkbleche, Bitumenfolien/Teerfolien, Asbestfaserzement-Dachwellplatten (Eternit), PU-Folie, PVC-Folie oder Ziegel verwendet. Teilweise wurden auf diesen Dächern Photovoltaik-Anlagen angebracht. Bei den Messwerten der mikrobiologischen Parameter fiel ebenfalls auf, dass das Niederschlagswasser aufgrund erhöhter Werte bei den Coliformen Bakterien, aber auch den (intestinalen) Enterokokken sowie *E. coli* hygienisch beeinträchtigt war. Die gemessenen Werte überschritten beispielsweise die seitens der Europäischen Kommission vorgeschlagenen Grenzwerte für *E. coli* (*E. coli* < 10 für die Bewässerungswasserklasse A, vgl. European Commission (2020), Gliederungspunkt 5.5)

oder Grenzwerte für fäkale Coliformen der US Environmental Protection Agency („no detectable fecal coliform/100 ml“, vgl. USEPA (2012), Gliederungspunkt 5.5). Diese Beobachtung war nicht überraschend, da nicht nur die Dachflächen selbst, sondern auch die offenen Regenrückhaltebecken von Vögeln oder anderen Tieren fäkal verunreinigt werden können.

Die Messwerte der organischen Spurenstoffe (Haushalts- und Industriechemikalien, Pharmaka) 4-Formylaminoantipyrin, Antipyrin, Atenolol, Benzotriazol, Caffein, Carbamazepin, Citalopram, Climbazol, Diclofenac, Gabapentin, Iopromid, Metoprolol, Phenytoin, Primidon, Sotalol, Sulfamethoxazol, TCEP, Tramadol, Trimethoprim, Valsartansäure und Venlafaxin waren teilweise unterhalb der Bestimmungsgrenze (vgl. Tabelle 4-1). Manche Proben der gesammelten Niederschlagswässer enthielten jedoch hohe Konzentrationen von einigen organischen Spurenstoffen (z. B. Benzotriazol, Climbazol und Sulfamethoxazol). Demzufolge wurde das Niederschlagswasser in dem Retentionsbecken messbar durch Abwasser aus Fehlan schlüssen beeinflusst.

Neben der direkten Bestimmung qualitativer Parameter des Niederschlagswassers konnte auf Grundlage einer telefonischen Umfrage zu den Dachflächenmaterialien abgeschätzt werden, welche weiteren Belastungen zu erwarten wären. Potenziell könnten Kunststoffadditive wie Bisphenol-A (BPA) abgeschwemmt werden und die Wasserqualität beeinträchtigen. Mikrobielle Verunreinigungen durch tierische Fäkalien sind generell zu erwarten. Zudem muss damit gerechnet werden, dass je nach gewerblicher bzw. industrieller Aktivität vor Ort auch die Luft (z. B. über Abgase) die Qualität des sammelbaren Niederschlagswassers beeinträchtigen kann. Auch Biozide, Insektizide, Fungizide und Herbizide könnten möglicherweise eingetragen werden (z. B. von Fassadenanstrichen und -putzen, Dachmaterialien oder über Verfrachtung aus der Luft). Eine umfassende Literaturrecherche zu dieser Thematik bestätigte diese Einschätzung zu möglichen zusätzlichen Kontaminationen (Tabelle 8-5). Eine weitere nicht zu unterschätzende Problematik hinsichtlich der Qualität von gesammeltem Niederschlagswasser sind die deutlich erhöhten Konzentrationen verschiedener, möglicherweise toxischer Inhaltsstoffe bei einem sogenannten „First-Flush“. Das wurde ebenfalls durch eine Literaturrecherche bestätigt (vgl. Tabelle 8-6). Ob sich die in der Literaturrecherche festgestellten Beeinträchtigungen durch einen First-Flush auf die in dieser Studie untersuchten Niederschlagsabflüsse übertragen lassen, kann aufgrund der nicht repräsentativen Probenahme von jeweils einer Stichprobe aus 7 Rückhaltebecken nicht ausgesagt werden. Letztendlich ist der First-Flush von vielen Faktoren abhängig, insbesondere der Zusammensetzung der gelösten und partikulär gebundenen Stoffe und Keime. Hierzu wird empfohlen, eine ausführliche Probenahmekampagne über den Zeitraum von mindestens einem Jahr (20–30 Regenereignisse pro Rückhaltebecken in Abhängigkeit der Höhe der Regenspende) mit 10–20 Proben je Regenereignis und Beprobungsstelle (z. B. volumen- oder zeitproportional) durchzuführen. Sollte ein ausgeprägter First-Flush vorliegen, könnte dieser vor dem jeweiligen Rückhaltebecken abgetrennt werden, was zu einer Verbesserung der Qualität des gespeicherten Regenwassers führen würde. Ob jedoch eine direkte Bewässerungsanwendung des Niederschlagswassers nach Abtrennung des First-Flush erfolgen kann, bedarf jedoch einer umfangreichen Probenahmekampagne und wasserchemischen Analyse.

Die Abtrennung von Spülstößen oder First-Flush-Ereignissen kann dezentral oder zentral erfolgen:

- Dezentral: Für den dezentralen Bereich (Abtrennung direkt nach dem Fallrohr eines Daches) gibt es diverse einfache Vorrichtungen. Diese Vorrichtungen haben in der Regel eine kleine Sedimentationskammer, in die die ersten Liter des Dachabflusses fließen. Diese wird bei Vollfüllung solange mit einem Verschlussystem abgedichtet, bis das Regenereignis beendet ist. Dadurch kann der restliche Dachabfluss nach der Abtrennung des ersten Spülstoßes in den Regenwasserspeicher weitergeleitet werden. In die Sedimentationskammer ist ein Ablassventil integriert, das sich nach dem Ende des Regenereignisses öffnet und den dort zurückgehaltenen ersten Spülstoß ableitet. Beispiele hierfür sind z. B. First-Flush-Diverter der Fa. National Tank Outlet, USA, oder der Fa. BLUEBARREL, USA, sowie PLURAFIT der Fa. Intewa, Deutschland. Letzterer hat zusätzlich zur First-Flush-Abtrennung eine integrierte Behandlung des First-Flush.
- Zentral: Zentral angeordnete First-Flush-Abtrennungssysteme bestehen aus einer Kammer mit Bypass. Ab einer bestimmten Regenspende, die zu definieren ist, fließt der Niederschlagsabfluss über den Bypass in das Rückhaltebecken. Unterhalb der definierten Regenspende verbleibt der Niederschlagsabfluss im First-Flush-Abtrennungssystem. Eine kritische Komponente des zentralen First-Flush-Abtrennungssystems ist der Bypass. Dieser springt in der Regel erst bei mittelschweren bis großen Niederschlagsereignissen an, d. h. der Speicher wird nur bei diesen Regenereignissen gefüllt. Weiterhin ist kritisch anzumerken, dass bei Niederschlagsabflüssen aus großen Einzugsgebieten der First-Flush schwer abzugrenzen ist, da die Fließzeiten aus verschiedenen Teilen der Einzugsgebiete bis hin zur Speicherung bzw. First-Flush-Abtrennung stark variieren können (Christchurch City Council 2012). Dies kann dazu führen, dass sich der verschmutzte erste Abfluss und der spätere Abfluss des Gebietes vermischen. Aus dem gleichen Grund ist der erste Spülstoß in Bereichen, in denen mehrere weit auseinanderliegende Abflussquellen zusammengeführt werden, möglicherweise nicht besonders ausgeprägt. Die Behandlungseffizienz von zentralen First-Flush-Abtrennungssystemen ist daher geringer als bei einer Kombination von mehreren kleineren First-Flush-Abtrennungssystemen, die dezentral an der Quelle (Dachabfluss) angebracht sind.

Auch nach Abtrennung des First-Flush wird es trotzdem höchstwahrscheinlich erforderlich sein, eine entsprechende Aufbereitung des gesammelten Niederschlagswassers vor einer Bewässerungsanwendung vorzusehen, um die Einhaltung von entsprechenden Qualitätsnormen (vgl. Gliederungspunkt 5.5), die Gewährleistung eines einwandfreien Oberflächen-, Grundwasser- und Bodenschutzes sowie die Minimierung von Gesundheitsrisiken sicherzustellen. Dabei ist anzumerken, dass für eine solche Aufbereitung, die sinnvollerweise zentral ausgelegt sein sollte, dezentral gesammeltes Niederschlagswasser in irgendeiner Form zentral zusammengeleitet werden müsste.

5.2.2 Weitergehend aufbereitetes Klarwasser der Kläranlage Schweinfurt

Quantitatives Potential von (weitergehend aufbereitetem) Klarwasser

In Tabelle 5-5 sind die wichtigsten Ergebnisse der quantitativen Betrachtung des Potentials der Kläranlage Schweinfurt als Nutzwasserquelle zusammengefasst. Sowohl die mittlere Jahresabwassermenge (arithmetisches Mittel der Jahre 2007–2018) als auch der Median betragen ca. 9,6 Millionen m³. Die minimale Abwassermenge von ca. 8,5 Millionen m³ wurde im Jahr 2015 aufbereitet, die maximale Abwassermenge von ca. 11,2 Millionen m³ fiel im Jahr 2010 an.

Tabelle 5-5: Quantitative Daten der Kläranlage Schweinfurt sowie Anzahl der Trockenwettertage in den Jahren 2007-2018

Jahr	Abwassermenge	Schmutzwasser- menge	Anzahl Trocken- wettertage	Fremdwasser- anteil
	[m ³ /Jahr]		[Tage/Jahr]	[%]
2007	10.562.366	7.435.568	162	-
2008	10.234.720	7.788.230	173	-
2009	8.692.965	6.339.344	210	-
2010	11.184.902	7.852.844	144	22
2011	10.089.326	7.571.468	192	16
2012	9.794.671	7.193.894	209	10
2013	10.078.693	7.464.850	202	18
2014	8.851.810	6.634.538	192	8
2015	8.496.912	6.369.699	194	8
2016	9.316.965	6.681.229	177	11
2017	9.022.618	6.296.257	167	16
2018	9.323.538	7.100.556	176	18
Arithmetisches Mittel	9.637.457	7.060.706	183	14
Median	9.559.105	7.147.225	185	16

Die monatlichen Abwassermengen bewegten sich im betrachteten Zeitraum zwischen ca. 560.000–1.220.000 m³/Monat, wobei das arithmetische Mittel bei ca. 770.000 m³/Monat und der Median bei ca. 750.000 m³/Monat lag (vgl. Abbildung 5-4).

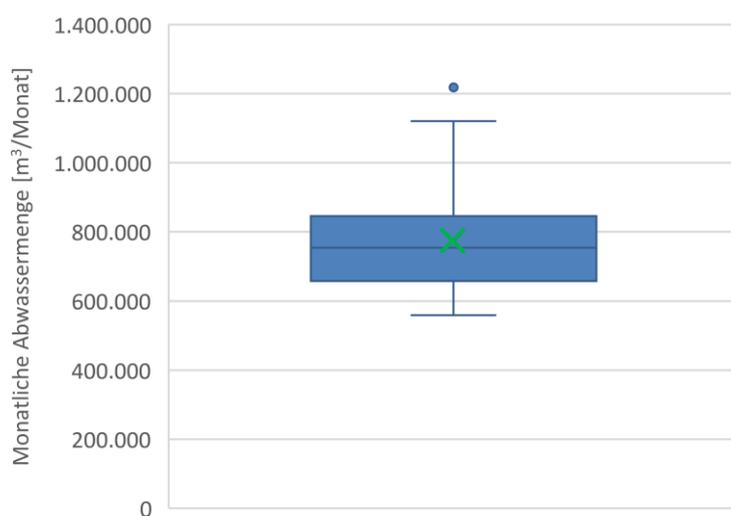


Abbildung 5-4: Verteilung der monatlich anfallenden Abwassermengen an der Kläranlage Schweinfurt für den Zeitraum 2012–2018; die Box umfasst die Werte zwischen dem 25 %- und 75 %-Quantil, der horizontale durchgehende Strich innerhalb der Box repräsentiert den Median, das grüne x das arithmetische Mittel und die Enden der „Whiskers“ der Box-Plots kennzeichnen den 1,5-fachen Interquartilsabstand. (n = 84)

Qualitative Parameter des Klarwassers

Da das Klarwasser der Kläranlage Schweinfurt das Zulaufwasser einer potentiellen weitergehenden Wasseraufbereitung zur Produktion von Nutzwasser darstellt, wurde dieser Ablauf zur physikochemischen Charakterisierung sechsmal beprobt (24h-Mischprobe) und umfassend analysiert (Methodik vgl. Tabelle 4-1). Nachfolgende Tabelle 5-6 fasst die Messwerte der physikochemischen Parameter zusammen. Bei den *in-situ* Messwerten, Summenparametern sowie Anionen und Kationen waren keine besonderen Auffälligkeiten zu beobachten. Bei den Spurenstoffen fielen jedoch besonders die erhöhten Benzotriazol-Konzentrationen auf. Diese wurden höchstwahrscheinlich von den industriellen Indirekteinleitern (ZF, SKF, Schäffler, etc.) im Raum Schweinfurt verursacht. Benzotriazole befinden sich in Korrosionsschutzmitteln für Metalle, in Kühlschmiermitteln, Kühlmitteln, Frostschutzmitteln und Geschirrspülmitteln (aus [Römpp Online](#), Georg Thieme Verlag, abgerufen am 14.08.2020) und werden in der kommunalen Kläranlage nur bedingt abgebaut (Herzog et al. 2014). Zur Einhaltung von entsprechenden Richtlinien (European Commission 2020; ISO 16075; USEPA 2012; World Health Organization 2006; DIN 19650) und für eine sichere Gewährleistung hygienischer Aspekte beim Endverbraucher wäre es erforderlich, den Ablauf der Kläranlage für Wiederverwendungszwecke im urbanen sowie landwirtschaftlichen Bereich über eine weitergehende Klarwasseraufbereitung zu behandeln.

Im Gegensatz zu einer Niederschlagswassersammlung von Gewerbedachflächen (vgl. Gliederungspunkt 5.2.1), für welche sowohl inhomogene Wasserqualitäten als auch saisonal bedingte, starke Schwankungen in der quantitativen Wasserverfügbarkeit typisch sind, unterliegt der Klarwasseranfall an der Kläranlage Schweinfurt weniger ausgeprägten saisonalen quantitativen Fluktuationen (vgl. Abbildung 5-4). Außerdem ist aufgrund des sehr stabilen Kläranlagenbetriebs eine relativ konstante Wasserqualität zu erwarten. Diese Umstände würden den Anlagenbetrieb zur weitergehenden Klarwasseraufbereitung entsprechend vereinfachen.

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Tabelle 5-6: Physikochemische Parameter des Kläranlagenablaufs Schweinfurt

	Parameter	Einheit	Anzahl Proben	Minimum	Mittelwert	Maximum
In-situ Parameter	pH	-	6	7,4	7,5	7,7
	Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	6	1.106	1.283	1.551
Summenparameter	DOC	mg/L	6	8,6	11,8	16,6
	SAK ₂₅₄	l/m	6	17,9	23,4	29,3
Anionen (gelöst)	Bromid Br ⁻	mg/L	2	0,11	0,13	0,14
	Chlorid Cl ⁻	mg/L	6	133	176	216
	Fluorid F ⁻	mg/L	2	0,1	0,1	0,2
	Nitrat NO ₃ ⁻	mg/L	6	7,1	14,6	22,1
	Nitrit NO ₂ ⁻	mg/L	4	0,3	0,6	1,0
	ortho-Phosphat PO ₄ ³⁻	mg/L	4	< 0,05	< 0,05	< 0,05
	Sulfat SO ₄ ²⁻	mg/L	6	89,1	112,2	154,0
Kationen (gesamt)	Aluminium	µg/L	2	59,1	59,1	59,1
	Ammonium-N	mg/L	2	0,8	0,8	0,8
	Arsen, gesamt	µg/L	2	< 5	< 5	< 5
	Blei	µg/L	3	< 5	< 5	< 5
	Cadmium	µg/L	3	< 0,5	< 0,5	< 0,5
	Calcium	mg/L	7	81,8	101,7	132,0
	Chrom	µg/L	3	14,4	14,4	14,4
	Eisen	µg/L	7	29,3	107,0	274,0
	Kalium	mg/L	7	23,3	37,6	55,1
	Kupfer	µg/L	3	< 5	< 5	< 5
	Magnesium	mg/L	7	21,3	27,2	35,7
	Mangan	µg/L	7	27,3	54,6	79,6
	Nickel	µg/L	2	15,7	15,7	15,7
	Zink	µg/L	3	26,5	39,3	52,0

Tabelle 5-6: Fortsetzung

Organische Spurenstoffe	4-Formylaminoantipyrin	ng/L	5	4.154,0	5.937,8	7.900,0
	Antipyrin	ng/L	5	69,0	168,3	268,3
	Atenolol	ng/L	5	197,0	234,8	290,0
	Benzotriazol	ng/L	5	36.590,0	55.136,0	63.430,0
	Caffein	ng/L	5	18,3	31,1	62,6
	Carbamazepin	ng/L	5	526,0	766,4	1089,0
	Citalopram	ng/L	5	147,1	207,5	332,5
	Climbazol	ng/L	5	67,1	85,8	111,3
	Diclofenac	ng/L	5	2.336,0	3.008,2	4.106,0
	Gabapentin	ng/L	5	1.766,0	2.798,0	3.706,0
	Iopromid	ng/L	5	486,7	3760,3	6.264,0
	Metoprolol	ng/L	5	705,6	964,2	1.304,0
	Phenytoin	ng/L	5	10,6	13,4	18,0
	Primidon	ng/L	5	148,4	208,1	295,6
	Sotalol	ng/L	5	137,1	194,9	306,2
	Sulfamethoxazol	ng/L	5	102,9	157,1	260,0
	TCEP	ng/L	5	80,0	104,4	120,7
	Tramadol	ng/L	5	391,4	572,5	858,7
	Trimethoprim	ng/L	5	59,7	179,2	267,9
	Valsartansäure	ng/L	5	122,5	267,6	533,0
Venlafaxin	ng/L	5	626,2	831,7	1.105,0	

5.2.3 Grundwassersenkungsanlage Grafenrheinfeld

Quantitatives Potential der Grundwassersenkungsanlage Grafenrheinfeld

Tabelle 5-7 gibt einen statistischen Überblick über die Pumpmengen, welche an der Grundwassersenkungsanlage in Grafenrheinfeld zur Regulierung des Grundwasserstandes in den Jahren 2005 bis 2018 angefallen sind. Im Jahr 2015 wurde die geringste Menge Grundwasser (363.340 m³) abgepumpt, im Jahr 2013 die größte (1.075.210 m³). Im Mittel wurden jährlich ca. 680.000 m³ abgepumpt. Der Median entsprach etwa 660.000 m³/Jahr. Die enorme monatliche Schwankungsbreite der abtransportierten Grundwassermenge von 0–213.940 m³ verdeutlicht die Saisonalität sowie Witterungsabhängigkeit dieser potentiellen Wasserressource – zumindest bei dem aktuellen Grundwassermanagement, welches ausschließlich der Begrenzung des Grundwasseranstiegs über ein zu hohes „kellervernässendes“ Niveau dient.

Tabelle 5-7: Pumpmengen der Grundwassersenkungsanlage Grafenrheinfeld in den Jahren 2005–2018

Jahr	Jahres- menge	Minimum Monatswerte	Arithmetischer Mittelwert Monatswerte	Median Monatswerte	Maximum Monatswerte
	[m ³ /Jahr]	[m ³ /Monat]			
2005	461.340	17.520	38.445	26.010	79.840
2006	480.140	12.660	40.012	36.030	81.750
2007	903.880	35.830	75.323	71.005	135.390
2008	883.840	24.120	73.653	54.335	155.910
2009	571.400	15.290	47.617	43.000	98.650
2010	900.880	7.540	75.073	67.655	143.480
2011	955.550	18.110	79.629	66.710	213.940
2012	666.530	15.140	55.544	43.680	134.310
2013	1.075.210	45.790	89.601	88.325	168.520
2014	651.500	24.700	54.292	49.340	89.030
2015	363.340	0	30.278	19.680	81.250
2016	683.280	12.890	56.940	57.380	131.410
2017	427.784	21.325	35.649	32.779	57.542
2018	514.030	798	42.836	34.377	140.068
Jahres- minimum	363.340				
Jahres- mittelwert	681.336				
Jahres- median	659.015	Minimum Monatswerte	Mittelwert Monatswerte	Median Monatswerte	Maximum Monatswerte
Jahres- maximum	1.075.210	0	56.778	51.744	213.940

Abbildung 5-5 illustriert für die zwei Trockenjahre 2015 und 2018 die extreme Saisonalität der monatlich anfallenden Pumpmengen an der Grundwassersenkungsanlage in Grafenrheinfeld. Während zu Beginn der beiden Jahre (Januar–Mai) die abgepumpten Grundwassermengen relativ hoch waren (zwischen 40.000–80.000 m³/Monat im Jahr 2015 und zwischen 50.000–140.000 m³/Monat im Jahr 2018), sanken diese in den Sommermonaten Juni bis Ende August sukzessive auf bis zu 0 m³/Monat ab. Das bedeutet, dass während der Hauptberegnungssaison

(April bis September) die potentielle Verfügbarkeit dieser möglichen alternativen Wasserressource v. a. in Trockenjahren am geringsten wäre und dass für eine zuverlässige Abdeckung des Bewässerungsbedarfs große Speichervolumina benötigt würden. Die quantitative Limitierung der Grundwassersenkungsanlage ließ sich auf die bauliche/konstruktive Umsetzung der Grundwassersenkungsanlage zurückführen: Überschreitet der Grundwasserspiegel eine bestimmte Höhe, wird das Grundwasser passiv über ein Rigolensystem gefasst. Dieses ist in ca. 3 m Tiefe verlegt. Das Grundwasser wird anschließend im Freispiegelgefälle den Pumpwerken zugeführt (vgl. Abbildung 8-9, Abbildung 8-10), von denen es abgepumpt und in einen Altarm des Mains entwässert wird. Deshalb ist eine aktive Bewirtschaftung des lokalen Grundwassers bzw. ein zusätzliches Pumpen von Grundwasser aus größerer Tiefe mit dem bestehenden System nicht möglich.

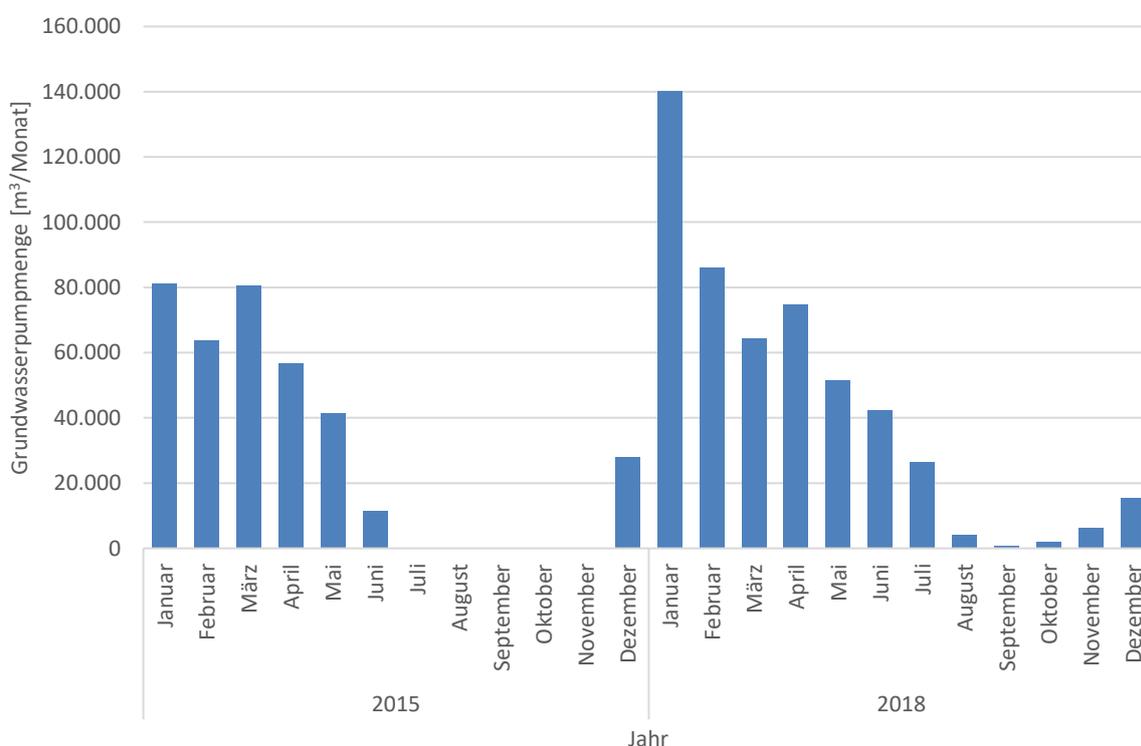


Abbildung 5-5: Pumpmengen der Grundwassersenkungsanlage Grafenrheinfeld in den Trockenjahren 2015 und 2018

Qualitative Parameter des Grundwassers der Senkungsanlage Grafenrheinfeld

Tabelle 5-8 zeigt die Zusammenfassung der Messwerte der physikochemischen sowie mikrobiologischen Parameter des Grundwassers (manuelle Stichproben), welches in der Grundwassersenkungsanlage Grafenrheinfeld abgepumpt wurde. Die Messwerte entsprachen einer hydrogeochemischen Signatur, die weitgehend typisch für das lokale Grundwasser ist (vgl. Grundwasseranalysen aus den Quartärschottern mit vorwiegend silikatischer Zusammensetzung, Wagner et al. 2003). Die für Grundwasser ungewöhnlich hohen mikrobiologischen Parameter sind wahrscheinlich auf die Bauweise der Anlage zurückzuführen. Im Abstand von jeweils 100 m ist das Ringleitungssystem über Schächte zugänglich, welche eine mögliche Kontaminationsquelle darstellen. Im Hinblick auf eine potentielle Nutzung als alternative Wasserressource ist zudem anzumerken, dass es aufgrund

des geringen Sauerstoffgehaltes und der hohen Mangan- und Eisenkonzentrationen bei Kontakt mit Luftsauerstoff zu Mangan- und Eisenhydroxidausfällungen (sog. „Verockerungen“) kommen und dies u. a. im Leitungssystem zu hydraulischen Problemen führen kann. Deshalb müssten diese Aspekte ebenfalls durch eine entsprechende Aufbereitung adressiert werden.

Tabelle 5-8: Physikochemische und mikrobiologische Parameter des Grundwassers, abgepumpt und gesammelt an der Senkungsanlage Grafenrheinfeld (n = 3)

	Parameter	Einheit	Minimum	Mittelwert	Median	Maximum
In-situ Parameter	Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	920	956	945	1.002
	pH	-	7,1	7,1	7,1	7,1
	Sauerstoff, gelöst	mg/L	0,7	0,8	0,8	0,9
Summenparameter	DOC	mg/L	1,7	1,8	1,8	2,0
	SAK ₂₅₄	l/m	5,1	8,8	7,7	13,7
Anionen (gelöst)	Nitrat NO ₃ ⁻	mg/L	6,4	11,9	11,9	17,3
	Nitrit NO ₂ ⁻	mg/L	0,1	0,1	0,1	0,1
	ortho-Phosphat PO ₄ ³⁻	mg/L	0,4	0,8	0,8	1,2
	Sulfat SO ₄ ²⁻	mg/L	161	175	174	189
	Chlorid Cl ⁻	mg/L	58	59	60	60
	Bromid Br ⁻	mg/L	0,06	0,10	0,12	0,14
	Fluorid F ⁻	mg/L	0,1	0,1	0,1	0,2
Kationen (gesamt)	Blei	µg/L	< 5	< 5	< 5	< 5
	Cadmium	µg/L	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
	Calcium	mg/L	153	162	166	168
	Chrom	µg/L	5,3	8,6	9,0	11,6
	Eisen	µg/L	69	69	69	69
	Kalium	mg/L	4,4	10,2	10,2	16,1
	Kupfer	µg/L	< 5	< 5	< 5	< 5
	Magnesium	mg/L	26	28	29	31
	Mangan	µg/L	229	460	316	834
	Zink	µg/L	< 20	< 20	< 20	< 20
Mikrobiologische Parameter	Coliforme Bakterien	KBE/100ml	130	191	158	284
	<i>E. coli</i>	KBE/100ml	0	1	2	2
	Enterokokken	KBE/100ml	3	9	6	17

Die Messwerte zu den organischen Spurenstoffen 4-Formylaminoantipyrine, Antipyrin, Atenolol, Benzotriazol, Caffein, Carbamazepin, Citalopram, Climbazol, Diclofenac, Gabapentin, Iopromid, Metoprolol, Phenytoin, Primidon, Sotalol, Sulfamethoxazol, TCEP, Tramadol, Trimethoprim, Valsartansäure und Venlafaxin waren jeweils unterhalb der Bestimmungsgrenze (vgl. Tabelle 4-1). Demzufolge war das Grundwasser frei von messbaren Abwassereinflüssen (z. B. durch undichte Abwasserkanäle).

5.2.4 Industrielle Produktionsabwässer

Quantitatives Potential industrieller Produktionsabwässer

Im Planungsraum sind einige Industriebetriebe angesiedelt, welche einen erheblichen Wasserbedarf und damit verbundenen Abwasseranfall haben. Besonders auffällig ist dabei das Unternehmen ZF. Mit einer Entnahme von 6.600.000 m³/Jahr aus dem Main und einer Grundwasserentnahme von 34.000 m³/Jahr stellte es den größten bekannten industriellen Wasserverbraucher und Abwasserproduzenten in der Planungsregion dar. Mit einer Mainwasserentnahme von 1.900.000 m³/Jahr und einer Grundwasserentnahme von 7.000 m³/Jahr war der SKF-Konzern der zweitgrößte bekannte Wasserverbraucher/Abwasserproduzent im Untersuchungsgebiet. Die davon ausgehenden quantitativen Potentiale als etwaige alternative Wasserressourcen wären somit beträchtlich (vgl. Tabelle 5-9). Dabei würde bei einer Verwendung dieser Wässer als Nutzwasser bevorzugt der Anteil genutzt werden, der in den Main zurückgeleitet wird. Denn der Anteil, der in den Abwasserkanal eingeleitet wird, würde grundsätzlich eine aufwändigere Aufbereitung erfordern. Zudem besteht die Gefahr, dass eine verringerte Spülwirkung im Kanalsystem potentiell zu hydraulischen Beeinträchtigungen (Ablagerungen, etc.) und biochemisch verstärkter Korrosion von Betonrohren (durch Stagnation induzierte Säurebildung bzw. Verringerung des pH-Wertes) führen kann (Vollertsen et al. 2008; Peyre Lavigne et al. 2016).

Tabelle 5-9: Quantitatives Potential industrieller Produktionsabwässer

Name Betrieb	Entnahme Main	Entnahme Grundwasser	Trinkwasserbedarf	Einleitung Main	Einleitung Abwasserkanal
	[m ³ /Jahr]				
Fa. Bosch Rexroth	-	-	30.000–38.000	-	-
Fa. ZF	6.600.000	34.000	-	3.034.000	3.600.000
Fa. Fresenius Medical Care	-	-	55.000	-	55.000
Fa. Schäffler			-		65.000
Fa. SKF	1.900.000	7.000	88.000	1.800.000	240.000

Qualitatives Potential industrieller Produktionsabwässer

Auf Grundlage von Angaben des WWA Bad Kissingen wurden industrielle Produktionsabwässer, welche direkt in den Main eingeleitet werden, hinsichtlich ihrer Qualität und Brauchbarkeit für eine direkte oder indirekte (über Grundwasseranreicherung) Bewässerungsanwendung in der Landwirtschaft evaluiert. Die laut dem entsprechenden Bescheid zugelassene Wasserqualität zur Direkteinleitung in den Main schneidet bei fast jedem einzelnen Parameter schlechter ab, als die zur Bewertung herangezogenen Wasserqualitätsdaten (Tabelle 5-10). Beispielsweise liegt bei Chrom der erlaubte Direkteinleitergrenzwert (nach Bescheid 0,4 mg/l) ungefähr um den Faktor 100 über den Geringfügigkeitsschwellenwerten der LAWA für Grundwasser (LAWA 2016). Das würde bedeuten, dass mit der derzeit für die Direkteinleitung zugelassenen Wasserqualität keine sichere Bewässerungsanwendung garantiert werden könnte. Abgesehen davon überschreiten

auch die gemessenen Konzentrationen von diversen Qualitätsparametern der Produktionsabwässer die herangezogenen Grenzwerte. Insbesondere die **Chloridkonzentration ist um das 3–10 fache höher als zur landwirtschaftlichen Bewässerung empfohlen (DIN 19684-10)**. Damit ist sowohl mit einer Versalzung des Bodens als auch mit phytotoxischen Effekten zu rechnen. Die lokalen Hintergrundwerte von einigen betrachteten Qualitätsdaten des lokalen Grundwassers in Gochsheim sind ebenfalls geringer als die entsprechenden Konzentrationen des industriellen Produktionswassers. Folglich müsste basierend auf dem Verschlechterungsverbot des Grundwassers (Grundwasserrichtlinie 2006) das industrielle Produktionsabwasser vor einer Grundwasseranreicherung, wie sie für eine indirekte Bewässerungsanwendung vorgesehen wird (vgl. Gliederungspunkt 5.6.1), aufbereitet werden. Die effiziente Reduktion der genannten Anionen und Kationen könnte nur durch Aufbereitungstechnologien umgesetzt werden (Ionenaustauscher, Nanofiltration oder Umkehrosiose), die nicht nur technisch aufwändiger, sondern auch erwartungsgemäß wesentlich kostspieliger als die Technologien sind, die unter Gliederungspunkt 5.5.5 beschrieben werden.

Tabelle 5-10: Erlaubte und gemessene Konzentrationen zu Qualitätsparametern von Produktionsabwasser (für die Direkteinleitung in den Main), verglichen mit Hintergrundwerten im lokalen Grundwasser sowie Richt- und Schwellenwerten

Parameter	Einheit	Konzentration erlaubt für Direkteinleitung	Messwert Produktionsabwasser (Direkteinleitung)	Richtwert, Hintergrundwert, Schwellenwert nach			
				DIN 19684-10	Grundwasser Gochsheim	Grundwasserverordnung (2010)	Geringfügigkeits-schwellenwert nach LAWA (2016)
CSB	mg/L	100	18	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.
TOC	mg/L	k. A.	4,4	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.
Ammonium-Stickstoff	mg/L	15	0,38	k. A.	k. A.	0,5	k. A.
Nitrit-Stickstoff	mg/L	5	0,24	k. A.	< 0,05	0,5	k. A.
Phosphor, gesamt	mg/L	2	0,25	k. A.	< 0,05	k. A.	k. A.
Nickel	mg/L	0,4	0,004	0,5	< 0,006	k. A.	0,007
Chrom, gesamt	mg/L	0,4	0,097	0,05	< 0,007	k. A.	0,0034
Zink	mg/L	2	0,03	2	0,06	k. A.	0,06
Eisen	mg/L	3	0,05	10	0,14	k. A.	k. A.
Aluminium	mg/L	1	0,03	0,5	< 0,05	k. A.	k. A.
Cobalt	mg/L	0,5	< 0,002	k. A.	k. A.	k. A.	0,002
Sulfat	mg/L	k. A.	160–240	k. A.	171	k. A.	250
Chlorid	mg/L	k. A.	610	70–280	47	250	250
Fluorid	mg/L	10	0,36	k. A.	0,1	k. A.	0,9
Elektrische Leitfähigkeit	mS/cm	k. A.	2,16	0,3–1,6	1,1	k. A.	k. A.

5.2.5 Mainwasser

Quantitatives Potential von Mainwasser

Die Betrachtung des quantitativen Potentials von Mainwasser ist kommensurabel zu den Ausführungen in Gliederungspunkt 5.5.7 (Auswirkungen auf den Mainpegel bei einer Nutzwasserverwendung). Folgend der hier aufgeführten Argumentation könnte die Abdeckung des derzeitigen (maximalen) landwirtschaftlichen Bewässerungsbedarfs in Gochsheim und Schwebheim ohne signifikante Auswirkungen auf die Wasserführung im Main geschehen. Eine Wasserentnahme könnte entweder direkt aus dem Main oder über eine Uferfiltration (via Horizontal- oder Vertikalbrunnen) entnommen werden.

Qualitatives Potential von Mainwasser

Potentielle qualitative Einschränkungen einhergehend mit der Verwendung von Mainwasser als Bewässerungswasser wurden durch eine Probenahmekampagne (18.02.2020) abgeschätzt. Die zugehörigen physikochemischen sowie mikrobiologischen Parameter des Mainwassers sind in Tabelle 5-11 aufgeführt. Die Messwerte zu den Coliformen Bakterien, (intestinalen) Enterokokken sowie *E. coli* überschritten beispielsweise die seitens der Europäischen Kommission vorgeschlagenen Grenzwerte zu *E. coli* ($E. coli < 10$ für die Bewässerungswasserklasse A, vgl. European Commission (2020), Gliederungspunkt 5.5) oder die von der US Environmental Protection Agency vorgeschlagenen Grenzwerte zu fäkalen Coliformen („no detectable fecal coliform/100 ml“, vgl. USEPA (2012), Gliederungspunkt 5.5). Teilweise hohe Anteile an organischen Spurenstoffen im Mainwasser indizierten messbare Klarwasseranteile im Mainwasser (Tabelle 5-11). Drewes et al. (2018a) haben bereits von substantiellen Klarwasseranteilen in Oberflächengewässern berichtet, wobei für den Main eine Schätzung von bis zu ca. 30 % Klarwasseranteil bei Niedrigwasserabfluss vorgelegt wurde. Zwar würde das Risiko einer hygienischen Beeinträchtigung durch eine Uferfiltration weitestgehend minimiert, organische Spurenstoffe dadurch jedoch nicht mit ausreichender Sicherheit entfernt werden. Hinzu kommt, dass eine Uferfiltration in einer Rücklösung von Eisen und Mangan resultiert, die vor einer Nutzung als Bewässerungswasser eine entsprechende Aufbereitung (d. h. Belüftung und Filtration) erfordert. Vor allem die Einhaltung von nutzerspezifischen Anforderungen an das Bewässerungswasser, also sofern der Wunsch bestünde, weiterhin Bewässerungswasser mit Grundwasserqualität (wie derzeit üblich) zu verwenden, könnte damit nicht mehr gewährleistet werden.

Tabelle 5-11: Physikochemische und mikrobiologische Parameter des Mainwassers (n = 2)

	Parameter	Einheit	Mittelwert
In-situ Parameter	pH	-	4,7
	Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	695
Summenparameter	DOC	mg/L	7,9
	SAK ₂₅₄	l/m	13,3
Anionen (gelöst)	Bromid	mg/L	0,1
	Chlorid	mg/L	37,1
	Fluorid	mg/L	0,1
	Nitrat	mg/L	19,3
	Nitrit	mg/L	0,1
	ortho-Phosphat	mg/L	0,1
	Sulfat	mg/L	53,4
Kationen (gesamt)	Aluminium	µg/L	1.449
	Arsen, gesamt	µg/L	5,0
	Blei	µg/L	7,3
	Cadmium	µg/L	0,5
	Calcium	mg/L	59,9
	Chrom	µg/L	11,0
	Eisen	µg/L	1.453
	Kalium	mg/L	1,7
	Kupfer	µg/L	5,9
	Magnesium	mg/L	16,2
	Mangan	µg/L	47,0
	Nickel	µg/L	5,7
	Zink	µg/L	20,0
Mikrobiologische Parameter	Coliforme	MPN/100mL	2.420
	<i>E. coli</i>	MPN/100mL	1.427
	Intestinale Enterokokken	KBE/100mL	248
Organische Spurenstoffe	4-Formylaminoantipyrin	ng/L	169
	Antipyrin	ng/L	13,6
	Atenolol	ng/L	20,7
	Benzotriazole	ng/L	578
	Caffein	ng/L	249
	Carbamazepin	ng/L	28,4
	Citalopram	ng/L	20,1
	Climbazol	ng/L	59,8
	Diclofenac	ng/L	104
	Gabapentin	ng/L	176
	Iopromid	ng/L	315
	Metoprolol	ng/L	45,7
	Phenytoin	ng/L	5,2
	Primidon	ng/L	25,4
	Sotalol	ng/L	16,5
	Sulfamethoxazol	ng/L	17,2
	TCEP	ng/L	50,0
	Tramadol	ng/L	42,9
	Trimethoprim	ng/L	20,5
	Valsartansäure	ng/L	65,0
Venlafaxin	ng/L	47,9	

5.2.6 Baggerseen

Quantitatives Potential der Baggerseen

Eine vielversprechende alternative Wasserressource könnte der Schmachtenberg-(Bagger-)See südlich des Schweinfurter Baggersees sein. Im Gegensatz zum Schweinfurter Baggersee wird dieser See bisher nicht für Freizeitaktivitäten genutzt (Abbildung 5-6). Der nördliche Teil des Schmachtenberg-Sees (lila umrandet) hat eine Wasserfläche von ungefähr 14 ha, der Wasserspiegel befindet sich bei ca. 204,3 m ü. N.N. und seine Wassertiefe beträgt etwa 6 m. Der südliche Teil (grün umrandet) hat dagegen nur eine Wasserfläche von ca. 7 ha, bei ähnlichem Wasserspiegel und vergleichbarer Wassertiefe.

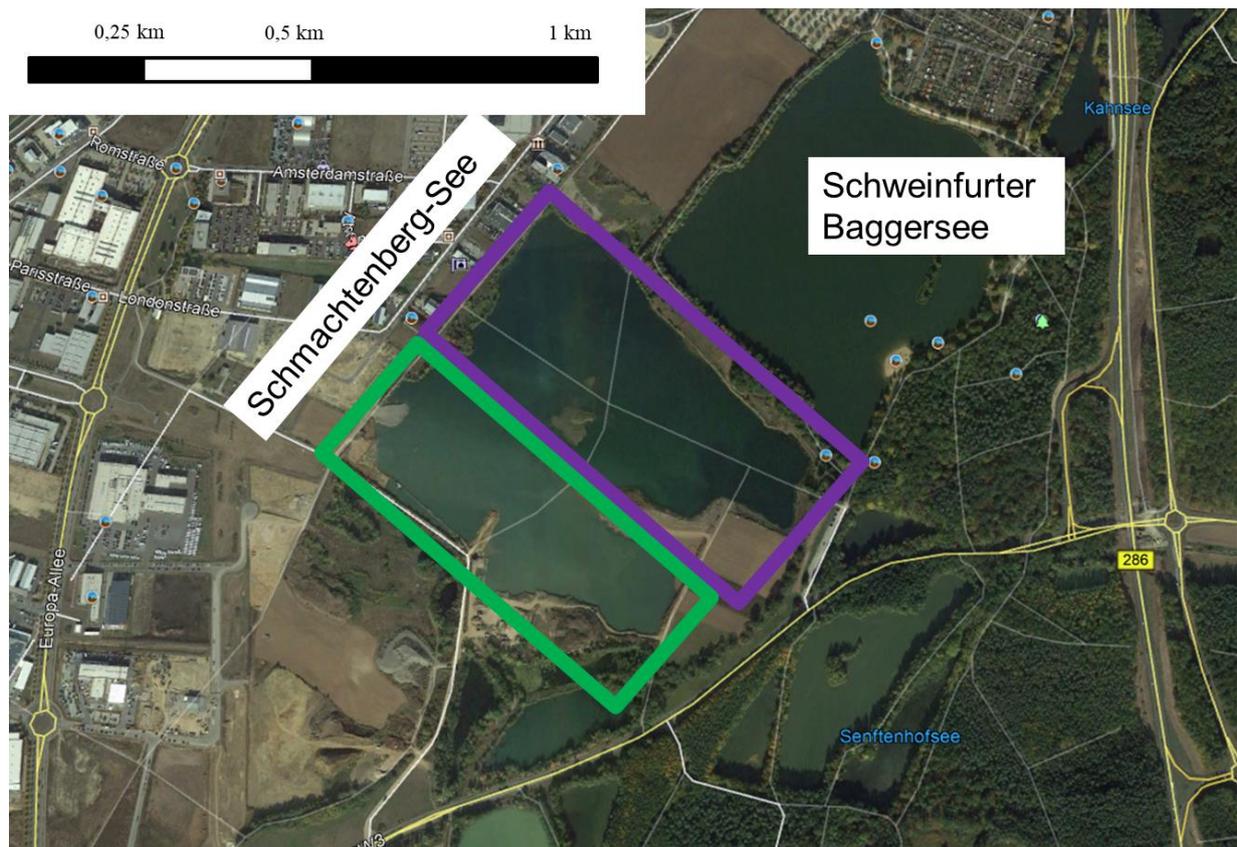


Abbildung 5-6: Schmachtenberg-Baggersee als potentielle alternative Wasserressource

Zur Abschätzung einer möglichen Absenkung des Wasserspiegels durch Wasserentnahmen wurde von BGS UMWELT eine Grundwassermodellierung auf Grundlage Finitier-Elemente durchgeführt. Dafür wurde angenommen, dass für einen Zeitraum von ca. 180 Tagen eine tägliche Entnahme von etwa 920 m^3 aus dem südlichen Teil des Schmachtenberg-Sees (Abbildung 5-6, grün umrandet) stattfindet. Mit dieser Menge könnte der landwirtschaftliche Bewässerungsbedarf von Gochsheim und Schwebheim abgedeckt werden (vgl. Tabelle 4-2). Die alternierende Entnahmemenge (über 180 Tage Entnahme von $920 \text{ m}^3/\text{Tag}$, anschließende Entnahmepause von 180 Tagen) hätte eine Wasserspiegelabsenkung im südlichen Teil des Sees von insgesamt 20 cm zur Folge (Abbildung 5-7). Diese Absenkung würde durch lateralen Grundwasserzustrom innerhalb der 180 Tage, in denen keine Entnahme stattfindet, fast vollständig kompensiert werden (Abbildung 5-7). Die Auswirkungen auf den Wasserspiegel im

nördlichen Teil des Schmachtenberg-Sees und auf den Wasserspiegel des Schweinfurter-Baggersees wären mit jeweils ca. 15 cm und 10 cm noch geringer. Dieses Absenkungsmaß ist in Relation zu den witterungsbedingten Schwankungen vernachlässigbar klein. Demzufolge kann geschlussfolgert werden, dass der Schmachtenberg-See zur Abdeckung des landwirtschaftlichen Bewässerungsbedarfs einen ausreichend großen Speicher darstellen würde und negative Auswirkungen auf den Wasserstand der zur Naherholung genutzten Baggerseen nicht zu besorgen wären. Bei wesentlich größeren Bedarfsmengen (z. B. durch Nachbargemeinden), einer weiteren Abnahme der lokalen Niederschläge und längeren Dürreperioden könnten in diesem Zusammenhang jedoch Probleme entstehen. Grundsätzlich können Baggerseen in gut wasserdurchlässigen Talauen aufgrund ihrer großen Speicherwirkung durchaus einen wirksamen Beitrag zum lokalen Wasserdargebot leisten.

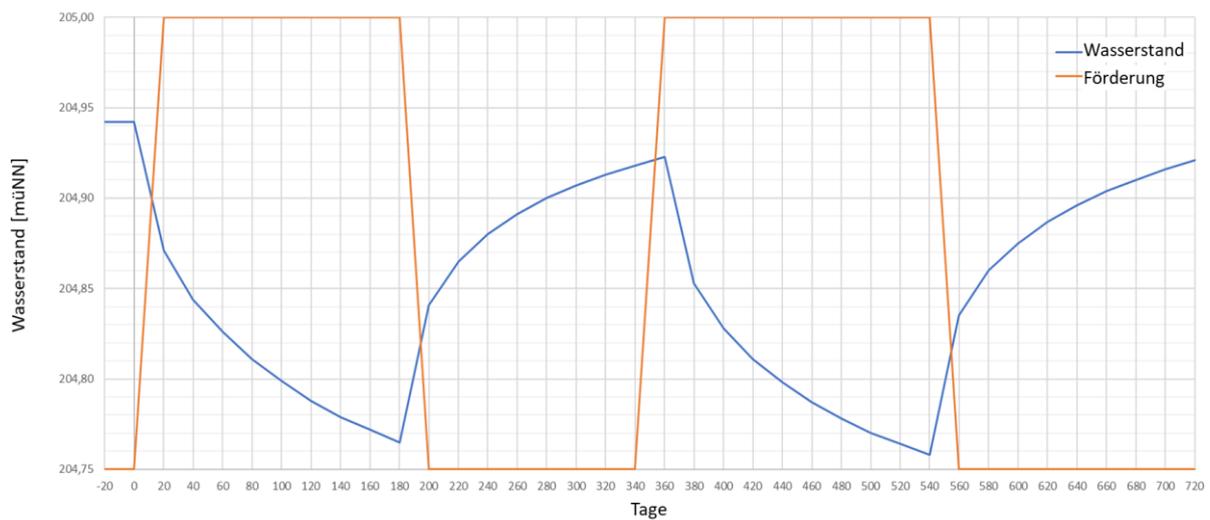


Abbildung 5-7: Ganglinie des Wasserstandes des südlichen Schmachtenberg-Sees (vgl. Abbildung 5-6, grün umrandet), bei einer alternierenden Entnahme von ca. 920 m³/Tag für 180 Tage, mit einer anschließenden Entnahmepause von ca. 180 Tagen

Qualitatives Potential der Baggerseen

Tabelle 5-12 zeigt die Zusammenfassung der Messwerte zu den physikochemischen sowie mikrobiologischen Parametern des Baggerseewassers (manuelle Stichproben am Schweinfurter Baggersee). Die Messwerte entsprachen einer hydrogeochemischen Signatur, die weitgehend typisch für das lokale Grundwasser ist (vgl. Grundwasseranalysen aus den Quartärschottern mit vorwiegend silikatischer Zusammensetzung, Wagner et al. 2003). Dies ist plausibel, da die Baggerseen zum größten Teil durch Grundwasser gespeist werden. Die Messwerte der organischen Spurenstoffe (Haushalts- und Industriechemikalien, Pharmaka) 4-Formylaminoantipyrin, Antipyrin, Atenolol, Benzotriazol, Caffein, Carbamazepin, Citalopram, Climbazol, Diclofenac, Gabapentin, Iopromid, Metoprolol, Phenytoin, Primidon, Sotalol, Sulfamethoxazol, TCEP, Tramadol, Trimethoprim, Valsartansäure und Venlafaxin waren jeweils unterhalb der Bestimmungsgrenze (vgl. Tabelle 4-1). Demzufolge unterlag das Baggerseewasser keinem oder lediglich einem nicht messbaren Einfluss durch Abwasser (z. B. durch undichte benachbarte Kanalisation).

Tabelle 5-12: Physikochemische und mikrobiologische Parameter des Baggerseewassers (n = 2)

	Parameter	Einheit	Mittelwert
In-situ Parameter	Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	916
	pH	-	8,5
Summenparameter	TOC	mg/L	18,6
	DOC	mg/L	7,9
	SAK ₂₅₄	l/m	10
Anionen (gelöst)	Chlorid	mg/L	137
	Nitrat	mg/L	1,0
	Nitrit	mg/L	< 0,05
	ortho-Phosphat	mg/L	< 0,05
	Sulfat	mg/L	65,2
Kationen (gesamt)	Calcium	mg/L	48,7
	Eisen	µg/L	69,6
	Kalium	mg/L	4,92
	Magnesium	mg/L	41,3
	Mangan	µg/L	36,1

5.2.7 Weitere mögliche Wasserressourcen

Neben den zuvor ausführlich beschriebenen möglichen alternativen Wasserressourcen sollen hier noch weitere genannt werden, welche im Rahmen der regelmäßig stattfindenden Stakeholder-Arbeitsgruppentreffen diskutiert wurden. Nachfolgende Tabelle 5-13 und Abbildung 5-8 bewerten und verorten diese weiteren möglichen Wasserressourcen. Die Kläranlage Grettstadt befindet sich zwar relativ nahe an den bewässerten landwirtschaftlichen Flächen (Distanz ca. 3,5 km), aber das quantitative Potential (156.000 m³/Jahr) war verglichen mit dem urbanen und landwirtschaftlichen Bedarf zu gering. Im Gegensatz dazu wäre das quantitative Potential der Kläranlage ZV Unterer Unkenbach mit ca. 760.000 m³/Jahr wesentlich höher. Allerdings ist möglicherweise die Betriebsstabilität gegenüber der der Kläranlage Schweinfurt im Nachteil, andererseits ist die Distanz zu den landwirtschaftlichen (ca. 6–8 km), aber v. a. zu den urbanen Bewässerungsflächen größer (mindestens 12 km). Dies hätte höhere Investitionskosten für den Bau der notwendigen Trasse/Nutzwasserleitung zur Folge. Auch eine Abdeckung des Bewässerungsbedarfs per Fernwasserversorgung (z. B. Fernwasserversorgung Franken, vgl. RUF 2010, oder eine Fernwasserleitung vom Ellertshäusersee bei Stadtlauringen westlich von Aidhausen) wäre mit enormen Investitionskosten für den Bau der erforderlichen Trasse verbunden.

Tabelle 5-13: Weitere mögliche Wasserressourcen im Planungsraum

Weitere mögliche Wasserressource	Potentielle Vorteile	Einschränkung
Kläranlage Grettstadt	Nähe zum Planungsraum	Unzureichende Quantität (156.000 m ³ /Jahr Abwasseranfall)
Kläranlage ZV Unterer Unkenbach	Unabhängig von der Witterung	Große Distanz + geringere Betriebsstabilität
Fernwasserversorgung (z. B. Fernwasserversorgung Franken, vgl. RUF (2010), oder Fernwasserleitung vom Ellertshäusersee)	Quantität ausreichend	Distanz, Kosten

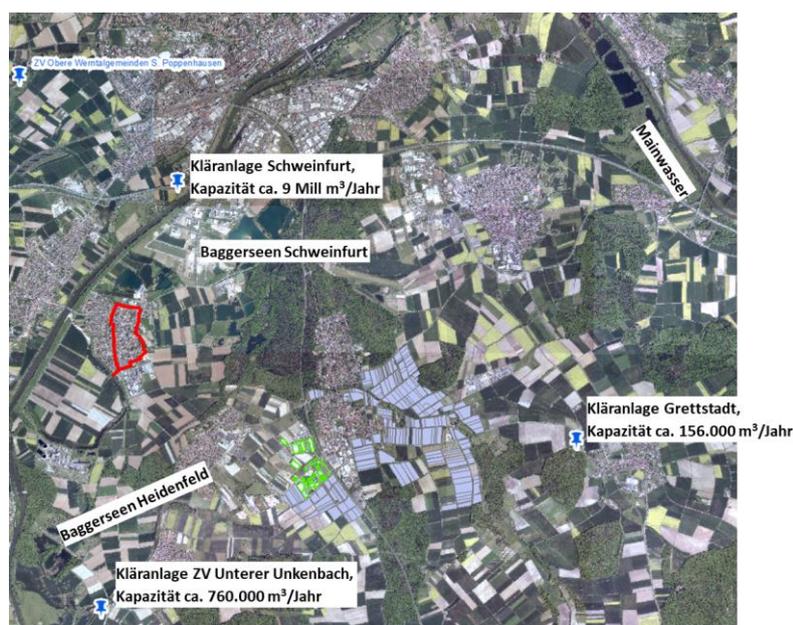


Abbildung 5-8: Weitere mögliche Wasserressourcen im Planungsraum – Übersichtskarte

5.3 Ermittlung des Wasserbedarfs und der Wasserqualität konventionell genutzter Wasserressourcen (AP 3)

5.3.1 Ermittlung des Wasserbedarfs

5.3.1.1 Landwirtschaftlicher Bewässerungsbedarf in Gochsheim

„Realdaten“ bzw. protokollierte Bewässerungsmengen in Gochsheim

Die landwirtschaftliche Bewässerung in Gochsheim erfolgt ausschließlich aus dem Grundwasser. Als „reale“ Bewässerungsmengen lagen verschiedene Angaben vor: Zum einen wurden in Gochsheim durch den lokalen Beregnungsverein für die Jahre 1995, 1999 und 2003 sowie 2009 bis 2015 die jährlichen Bewässerungsmengen sowie die jeweiligen gesamten Beregnungsflächen dokumentiert. Zum anderen dienten die durch Landwirte protokollierten Brunnenentnahmemengen als „Realdatengrundlage“. Diese lagen für die Jahre 2009 bis 2018 vor. Für 2009 bis 2013 waren lediglich die jährlichen Entnahmemengen je Brunnen vorhanden, für die Jahre 2015 bis 2018 und teilweise 2014 lagen die Entnahmemengen je Brunnen auch in monatlicher Auflösung vor. Tabelle 5-14 zeigt die Bewässerungsmengen in m³/Jahr, die insgesamt bewässerten Flächen sowie die daraus berechneten Bedarfsmengen pro Hektar, jeweils für die beiden verwendeten Datenquellen. Es ist ersichtlich, dass die Angaben zum Teil etwas voneinander abweichen.

Tabelle 5-14: Protokollierte bzw. "reale" Bewässerungsmengen in Gochsheim

Jahr	Bewässerungsmenge	Bewässerte Fläche	Bewässerungsbedarf
	[m ³ /Jahr]	[ha/Jahr]	[m ³ /(ha*Jahr)]
1995	81.500 ⁺	57,1 ⁺	1.427 ⁺
1999	84.396 ⁺	53,4 ⁺	1.580 ⁺
2003	167.939 ^{+,**}	54,6 ^{+,**}	3.076 ^{+,**}
2009	111.421 ⁺ /101.984 ^{**}	43,1 ⁺ /36,7 ^{**}	2.585 ⁺ /2.779 ^{**}
2010	104.285 ⁺ /98.825 ^{**}	37,6 ⁺ /32,4 ^{**}	2.774 ⁺ /3.050 ^{**}
2011	115.327 ⁺ /111.707 ^{**}	43,5 ⁺ /38,8 ^{**}	2.651 ⁺ /2.879 ^{**}
2012	124.082 ⁺ /119.676 ^{**}	40,5 ⁺ /39,7 ^{**}	3.064 ⁺ /3.015 ^{**}
2013	120.165 ^{+,**}	40,5 ⁺ /41,4 ^{**}	2.967 ⁺ /2.903 ^{**}
2014	63.172 ⁺ /73.816 ^{**}	40,5 ⁺ /41,7 ^{**}	1.573 ⁺ /1.770 ^{**}
2015	120.476 ^{**}	40,5 ⁺ /53,8 ^{**}	2.975 ⁺ /2.239 ^{**}
2016	122.804 ^{**}	56,1 ^{**}	2.189 ^{**}
2017	102.551 ^{**}	52,9 ^{**}	1.939 ^{**}
2018	115.358 ^{**}	54,9 ^{**}	2.101 ^{**}

⁺Quelle: Beregnungsverein Gochsheim

^{**}Quelle: WWA Bad Kissingen

Um die Brunnenentnahmemengen [m³/Jahr] mit dem über das Modell ermittelten Bewässerungsbedarf [m³/(ha*Jahr)] vergleichbar zu machen, war neben Informationen zu den Entnahmemengen auch die Angabe der bewässerten Flächen nötig. Diese lag jedoch nicht für alle Brunnenentnahmen vor. Darüber hinaus wurden einzelne Brunnen auch von anderen Nutzern mitgenutzt, wobei keine Angaben dazu vorlagen, welcher Anteil auf den entsprechenden Nutzer entfiel. Entnahmen ohne Angabe der bewässerten Fläche oder Brunnen,

welche durch Dritte mitgenutzt wurden, konnten deshalb nicht berücksichtigt werden. Darüber hinaus wurde mit den Grundwasserentnahmen auch ein Speichersee und ein Hochbehälter befüllt, wobei jedoch keine Angaben vorlagen, zu welchem Zeitpunkt dieses Wasser für die Feldbewässerung genutzt wurde. Dies erschwerte eine monatsweise Betrachtung der Bewässerungsmengen. Für eine Jahresbetrachtung wurde vereinfacht angenommen, dass die pro Jahr eingespeiste Menge wieder aus den Speichern zur Bewässerung genutzt wurde. Beim Festlegen der zur Validierung dienenden Werte wurden zwei Ansätze verfolgt, um die flächenbezogenen Bewässerungsmengen [$\text{m}^3/(\text{ha} \cdot \text{Jahr})$] zu generieren:

- **Ansatz 1:** Die monatliche Bewässerungsmenge wurde ausschließlich auf die im jeweiligen Monat bewässerte Fläche bezogen. Hierbei fiel das Bewässerungsverhalten der einzelnen Landwirte stärker ins Gewicht. Da sich die bewässerte Fläche jedoch monatsweise änderte, war der Ansatz weniger geeignet, eine generelle Aussage für ein gesamtes Gebiet zu treffen.
- **Ansatz 2:** Die Entnahmen wurden auf die gesamte Bewässerungsfläche bezogen, ungeachtet dessen, dass eventuell nicht in jedem Monat alle Flächen bewässert wurden. Im Allgemeinen fiel so der flächenspezifische Bewässerungsbedarf eventuell niedriger aus, als der auf das einzelne (bewässerte) Feld bezogene. Dieser Ansatz stellte jedoch eine pauschale Aussage für das gesamte Untersuchungsgebiet dar.

Tabelle 5-15 zeigt den nach Ansatz 1 und Ansatz 2 berechneten flächenbezogenen Bewässerungsbedarf in den Jahren 2015 bis 2018 unter Beachtung der angesprochenen Datenlücken. Um eine mit dem Modell vergleichbare Datengrundlage zu schaffen, wurden die realen Bewässerungsdaten erst ab dem 1. April berücksichtigt, was bis auf einzelne Ausnahmen auch den Beginn der Wasserentnahmen darstellte. Die absolute Jahressumme der beiden Ansätze war identisch. Die höheren flächenbezogenen Werte von Ansatz 1 ergaben sich durch die im Vergleich zu Ansatz 2 geringere Fläche, die pro Monat berechnet wurde.

Tabelle 5-15: Protokollierte bzw. "reale" Bewässerungsmengen in Gochsheim, bereinigt

Jahr	Bewässerungs- menge	Bewässerte Fläche	Bewässerungsbedarf auf Einzelfläche bezogen (Ansatz 1)	Bewässerungsbedarf auf Gesamtfläche bezogen (Ansatz 2)
	[m^3/Jahr]	[ha/Jahr]	[$\text{m}^3/(\text{ha} \cdot \text{Jahr})$]	[$\text{m}^3/(\text{ha} \cdot \text{Jahr})$]
2015	120.386 ⁺⁺	53,8 ⁺⁺	3.025 ⁺⁺	2.238 ⁺⁺
2016	102.566 ⁺⁺	56,1 ⁺⁺	2.292 ⁺⁺	1.828 ⁺⁺
2017	94.129 ⁺⁺	50,6 ⁺⁺	2.358 ⁺⁺	1.860 ⁺⁺
2018	102.294 ⁺⁺	53,5 ⁺⁺	2.306 ⁺⁺	1.912 ⁺⁺

⁺⁺Quelle: Wasserwirtschaftsamt Bad Kissingen

Validierung des CROPWAT-Modell-Ansatzes zur Bedarfsberechnung in Gochsheim

Bei der Validierung wurde geprüft, inwieweit die durch das Modell ermittelten Werte zum Bewässerungsbedarf mit den entsprechenden „Realdaten“ (bzw. protokollierten Daten) übereinstimmen.

Die detaillierteste sowie umfassendste Datengrundlage für das Untersuchungsgebiet Gochsheim war für das Jahr 2018 vorhanden. Aber auch die Jahre 2015 bis 2017 wurden umfassend protokolliert. Zudem war die Datenlage hinsichtlich der angebauten Kulturen sowie deren Flächengewichtung ebenfalls für die Jahre 2016–2018 am detailliertesten. Für die Validierung wurden deshalb die Realdaten der Jahre 2015 bis 2018 herangezogen.

In Abbildung 5-9 ist für die Jahre 2015 bis 2018 jeweils der mit dem Modell ermittelte Wertebereich des Bewässerungsbedarfs den „realen“ bzw. protokollierten Bewässerungsmengen (in der Abbildung bezeichnet als „Realdaten“) gegenübergestellt. Für die „realen“ Bewässerungsdaten sind pro Jahr je zwei Werte angegeben, welche sich aus den Ansätzen 1 und 2 (Tabelle 5-15) ergaben. In der Validierung wurden jedoch ausschließlich die über Ansatz 2 ermittelten Werte verwendet. Grund hierfür war, dass die dem Ansatz 1 zu Grunde liegenden monatlichen Bewässerungsflächen für die Modellbetrachtung nicht zur Verfügung standen.

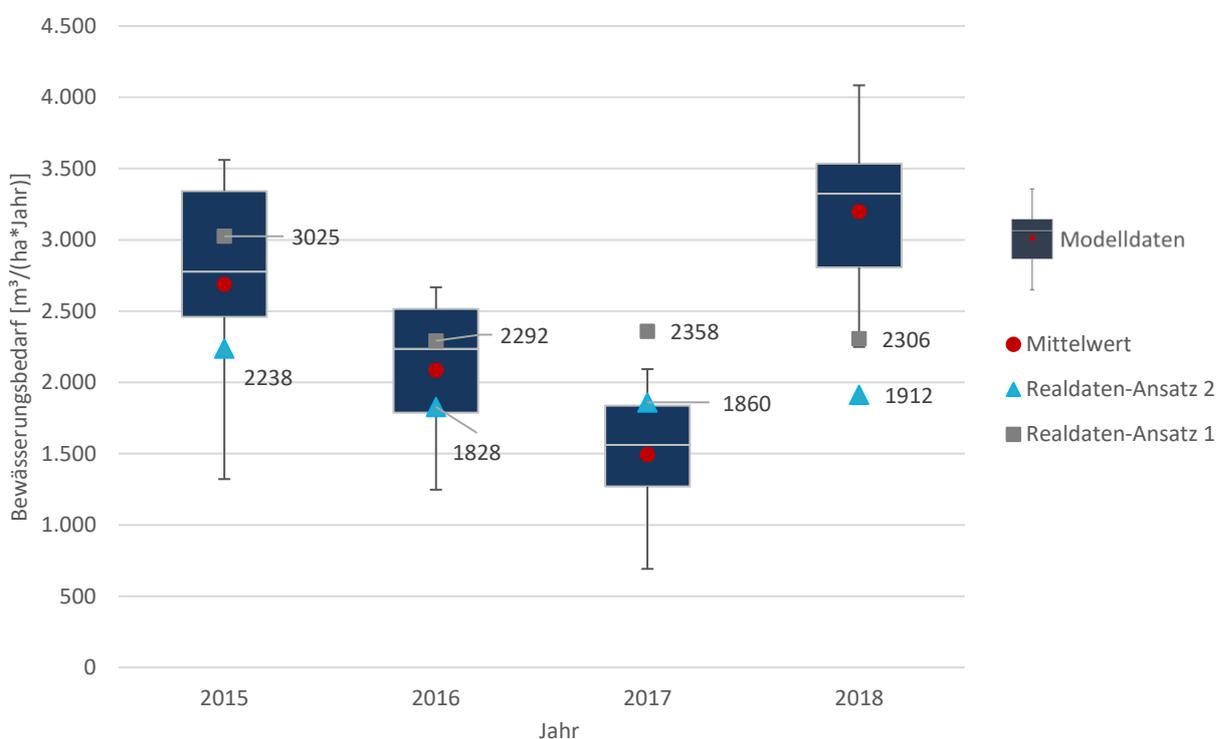


Abbildung 5-9: Jährlicher Bewässerungsbedarf Gochsheim – Jahressummen (Gegenüberstellung Modelldaten – Realdaten)

Bei der Gegenüberstellung fällt auf, dass in den Jahren 2015–2017 der reale Bewässerungsbedarf innerhalb des modellierten Wertebereichs und relativ nahe am Mittelwert lag. Das Jahr 2015 wies einen insgesamt höheren Bedarf auf als 2016 und 2017, da es sich um ein trockenes und heißes Jahr handelte. Bezogen auf den Mittelwert wurde der Bewässerungsbedarf im Jahr 2015 durch das Modell um rund 20 % überschätzt. Im Jahr 2016 fiel der Bewässerungsbedarf, sowohl laut den Realdaten als auch nach den Modellergebnissen, geringer aus. Der berechnete Bedarf lag dabei sehr nahe am Realwert und wurde lediglich um 14 % überschätzt. 2017 stellte innerhalb der betrachteten vier Jahre eine Ausnahme dar, da der reale Bewässerungsbedarf zwar innerhalb des modellierten Wertebereichs lag, jedoch 20 % über dem Mittelwert. Im Gegensatz zu den drei beschriebenen Jahren befand sich der Realwert für das Jahr 2018 außerhalb des errechneten Wertebereichs. 2018 stellte bezüglich der Witterungsverhältnisse ein extrem trockenes und heißes Jahr dar. Daher lag der durch das Modell errechnete Jahresbewässerungsbedarf deutlich über dem der übrigen Jahre, der Realbedarf fiel jedoch nicht in gleichem Maße höher aus. Tatsächlich war dieser sogar unter dem Wert von 2015. Das führte zu einer massiven Überschätzung des realen Bewässerungsbedarfs durch das Modell von 67 % bezogen auf den Mittelwert.

Da 2018 die größte Abweichung aufwies, wurde dieses Jahr in einer höheren Auflösung betrachtet. Abbildung 5-10 zeigt deshalb den durch das Modell ermittelten Bewässerungsbedarf pro Monat. Diese Monatswerte wurden aus den summierten Tageswerten ermittelt. Für den Monat April lag nur ein Mittelwert vor, da nur Tageswerte von einem Anbaustartzeitpunkt (1. April) vorhanden waren.

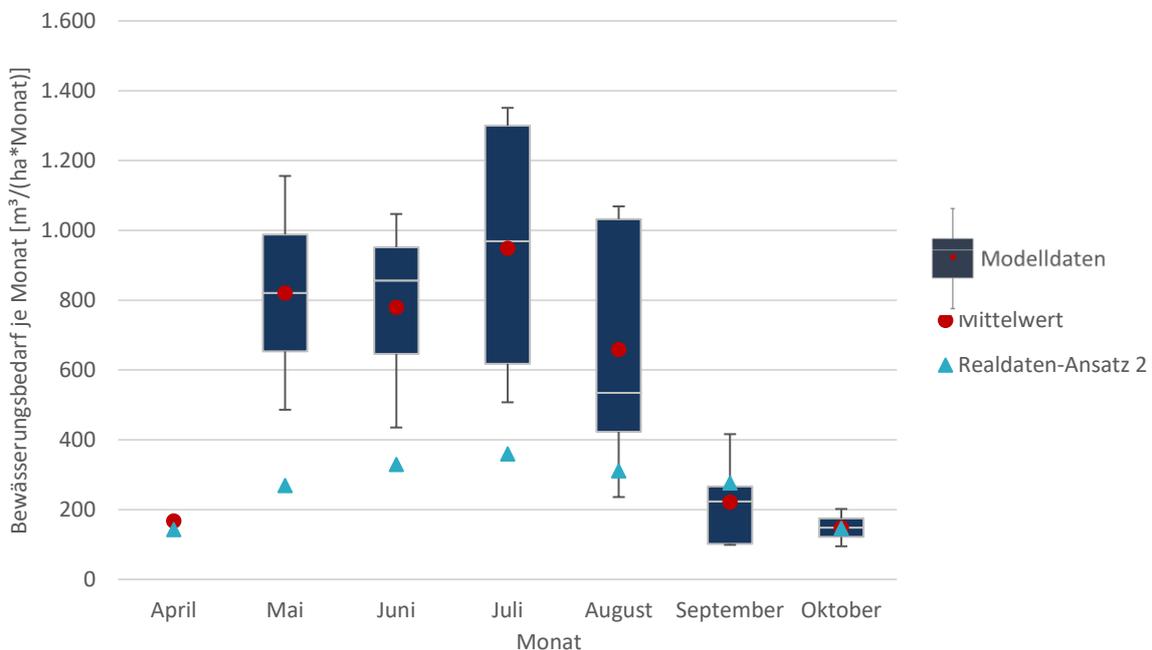


Abbildung 5-10: Monatlicher Bewässerungsbedarf Gochsheim – Monatssummen (Gegenüberstellung Modelldaten – Realdaten 2018)

Abbildung 5-10 zeigt, dass fast alle Modelldaten deutlich von den „Realdaten“ abwichen. Die „Realdaten“ lagen nahezu in allen Monaten unterhalb des jeweiligen modellierten Minimalwertes.

Ursachen für die Abweichungen der auf Basis des CROPWAT-Modell-Ansatzes ermittelten Bewässerungsbedarfswerte von den „realen“ Bewässerungsmengen können wie folgt erklärt werden:

- **Datengrundlage Eingangsdaten:** Grundsätzlich hängen die Modellergebnisse von der Qualität der Eingangsparameter ab. Insbesondere die Datengrundlage der zu berücksichtigenden Pflanzenarten und der zu hinterlegenden Kennwerte erwies sich als lückenhaft.
- **Datengrundlage Realdaten:** Neben den Modelldaten sind v. a. die zum Vergleich herangezogenen realen Bewässerungsdaten kritisch zu betrachten, da sie für die Studie nicht umfassend und zeitlich hoch genug aufgelöst waren. Zudem änderte sich die Art der Datenerfassung. Zunächst wurde der Verbrauch indirekt über die Betriebsstunden der Pumpen, dann direkt mit Wasserzählern an den Pumpen ermittelt. Auch die unterschiedliche zeitliche Auflösung der Dokumentation, teils nur einmal im Jahr, teils einmal im Monat, beeinflusste die Datenqualität.
- **Bewässerungsverhalten:** Des Weiteren war das Bewässerungsverhalten der Landwirte hinsichtlich der Bewässerungshäufigkeit und der Intensität nicht bekannt. Das Bewässerungsverhalten im Modell basierte auf der Bodenfeuchtebilanz und bewässerte stets bis zur vollen Bodensättigung. Demgegenüber berechneten die Landwirte in der Realität meist nach subjektivem Bemessen, also nicht entsprechend der idealisierten Modellbewässerung.

Die teils deutliche Überschätzung der protokollierten Daten durch das Modell könnte aber v. a. mit folgendem Faktor zusammenhängen:

- **Ernteeinbußen:** Nach Angaben des Vorstandes des Bewässerungsvereins in Gochsheim waren im Jahr 2018 aufgrund der Trockenheit mindestens 15–20 % an Ernteeinbußen zu verzeichnen. Das bedeutete, dass zur Verhinderung der Ernteeinbußen entsprechend höhere Wassergaben erforderlich gewesen wären. In der Modellberechnung wurde von einer optimalen Bewässerung ohne jegliche Ernteeinbußen ausgegangen, was in höheren Bedarfsmengen resultierte.

Modellbasierte Bewässerungsmengen in Gochsheim

Basierend auf der Modellierung der Bodenfeuchtebilanz wurde der historische Bewässerungsbedarf der letzten 20 Jahre tagesgenau berechnet. Abbildung 5-11 zeigt für Gochsheim den modellierten flächenbezogenen Jahresbewässerungsbedarf in $\text{m}^3/(\text{ha} \cdot \text{Jahr})$ in den letzten 20 Jahren (1998 bis 2018). Dargestellt sind jeweils der minimale und maximale Jahresbedarf, die 25 %-, 50 %- (= Median) und 75 %-Quantile sowie das arithmetische Mittel. Daten zum jährlichen Bewässerungsbedarf sind zudem in Tabelle 5-16 zu finden. Abbildung 5-12 verdeutlicht den engen Zusammenhang zwischen Witterungsverhältnissen und dem entsprechenden Bewässerungsbedarf – tendenziell zeichneten sich Jahre mit hoher mittlerer Temperatur und geringem Niederschlag im Bewässerungszeitraum durch einen relativ hohen Bewässerungsbedarf aus (z. B. die Jahre 2003, 2015 und 2018). Diese Interdependenz bestätigt die Plausibilität der durch das Modell erzeugten Ergebnisse für den Bewässerungsbedarf. Die einzelnen Jahre des dargestellten 20-Jahres-Zeitraums ließen sich in drei Cluster zusammenfassen:

- **Cluster 1 (1998-2002, 2004, 2007):** Die Jahre in diesem Cluster zeichneten sich durch einen geringen Bewässerungsbedarf aus, so lag der mittlere Jahresbedarf bei rund $1.000 \text{ m}^3/(\text{ha} \cdot \text{Jahr})$. Das Minimum dieser Jahre lag bei circa $500 \text{ m}^3/(\text{ha} \cdot \text{Jahr})$, das Maximum bei etwa $1.500 \text{ m}^3/(\text{ha} \cdot \text{Jahr})$. Damit wies diese Gruppe die geringste Schwankungsbreite auf. Eine mögliche Ursache des geringen Gesamtbedarfs ist die meist über dem Mittelwert liegende Jahresniederschlagsmenge. So befanden sich vier der fünf regenreichsten Jahre in diesem Cluster. Die Temperaturen lagen im Bewässerungszeitraum dabei meist unterhalb der durchschnittlichen $14,6 \text{ }^\circ\text{C}$.
- **Cluster 2 (2005, 2006, 2008-2014, 2016, 2017):** Der Bewässerungsbedarf in diesen Jahren lag mit durchschnittlich $1.500 \text{ m}^3/(\text{ha} \cdot \text{Jahr})$ rund 50 % über dem des Clusters 1. Die Maximalwerte betragen meist über $2.000 \text{ m}^3/(\text{ha} \cdot \text{Jahr})$, die Minimalwerte hingegen ca. $500\text{--}800 \text{ m}^3/(\text{ha} \cdot \text{Jahr})$. Dieser größere Abstand zwischen Minima und Maxima zeigte die höhere Variabilität im Vergleich zu Cluster 1. Innerhalb dieses Clusters fielen die Jahre 2006 und 2016 durch einen höheren Bewässerungsbedarf auf. Dabei lag der Mittelwert dieser Jahre bei rund $2.200 \text{ m}^3/(\text{ha} \cdot \text{Jahr})$ und damit über den Maximalwerten der übrigen Jahre des Clusters. Für das Jahr 2006 könnte dies mit höheren Temperaturen bei durchschnittlichem Niederschlag zusammenhängen. Das Jahr 2016 war hingegen charakterisiert durch geringere Niederschläge bei durchschnittlichen Temperaturen.
- **Cluster 3 (2003, 2015, 2018):** Die in diesem Cluster zusammengefassten Jahre wiesen den höchsten Bedarf des gesamten Betrachtungszeitraumes auf. Die Mittelwerte lagen jeweils bei $2.300 \text{ m}^3/(\text{ha} \cdot \text{Jahr})$, $2.700 \text{ m}^3/(\text{ha} \cdot \text{Jahr})$ und $3.200 \text{ m}^3/(\text{ha} \cdot \text{Jahr})$. Auch die Extremwertgrenzen waren höher als die der vorherigen Cluster. Die Variabilität fiel in diesen Jahren ebenfalls hoch aus. Auffallend war, dass die Niederschlagsmenge im Bewässerungszeitraum jeweils mindestens 30 % unter dem langjährigen Mittel lag. 2003 und insbesondere 2018 zeichneten sich zudem durch die mit Abstand höchsten mittleren Temperaturwerte aus. Darüber hinaus war die Anzahl der heißen Tage ($> 30 \text{ }^\circ\text{C}$) in den Jahren 2003, 2015 und 2018 um das Zwei- bis Dreifache höher als in den übrigen Jahren.

Zusammenfassend kann die Aussage getroffen werden, dass gemäß der Modellierung in extremen Trockenjahren wie 2003, 2015 oder 2018 mit einem flächenspezifischen Jahresbewässerungsbedarf von maximal 3.200–4.100 m³/(ha*Jahr) (Mittelwert und Maximum des bewässerungsintensivsten Jahres 2018) zu rechnen ist, während in einem Normaljahr eine Bewässerungsmenge von ca. 2.100–2.700 m³/(ha*Jahr) (Mittelwert und Maximum vom Jahr 2016) ausreichend sein sollte. Der modellierte Mittelwert des Jahres 2018 von 3.200 m³/(ha*Jahr) wurde für die nachfolgenden Betrachtungen als Dimensionierungsgrundlage gewählt, da dieser dem protokollierten Maximal-Wert von etwa 3.100 m³/(ha*Jahr) (vgl. Tabelle 5-14, Tabelle 5-15) sehr ähnlich war. Bei einer maximal zu bewässernden Gesamtfläche von ca. 55 ha würde dies in einem maximalen jährlichen Bewässerungsbedarf von etwa 176.000 m³ resultieren. Dieser Wert war vergleichbar mit der protokollierten Bewässerungsmenge im Jahr 2003 (vgl. Tabelle 5-14).

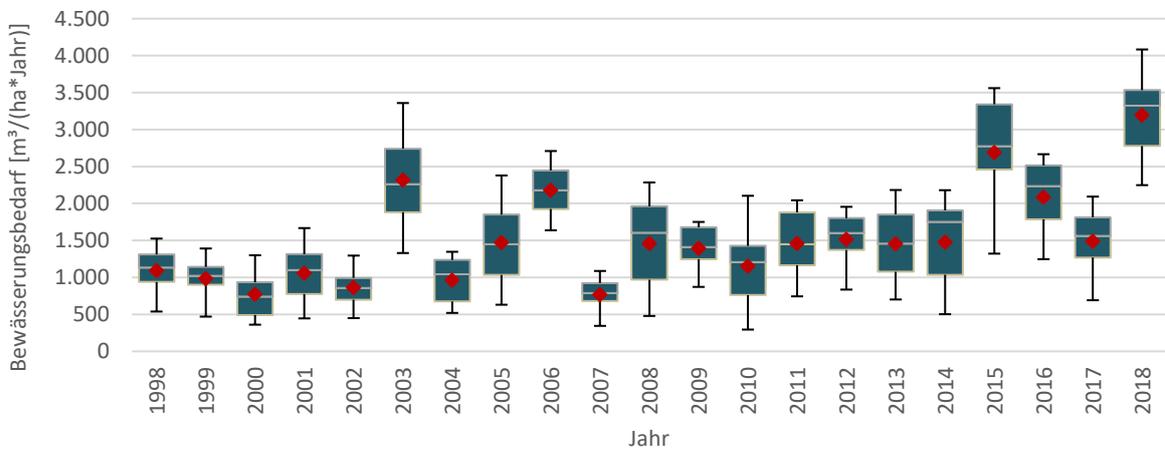


Abbildung 5-11: Modellierter Bewässerungsbedarf Gochsheim – Jahressummen für 1998–2018

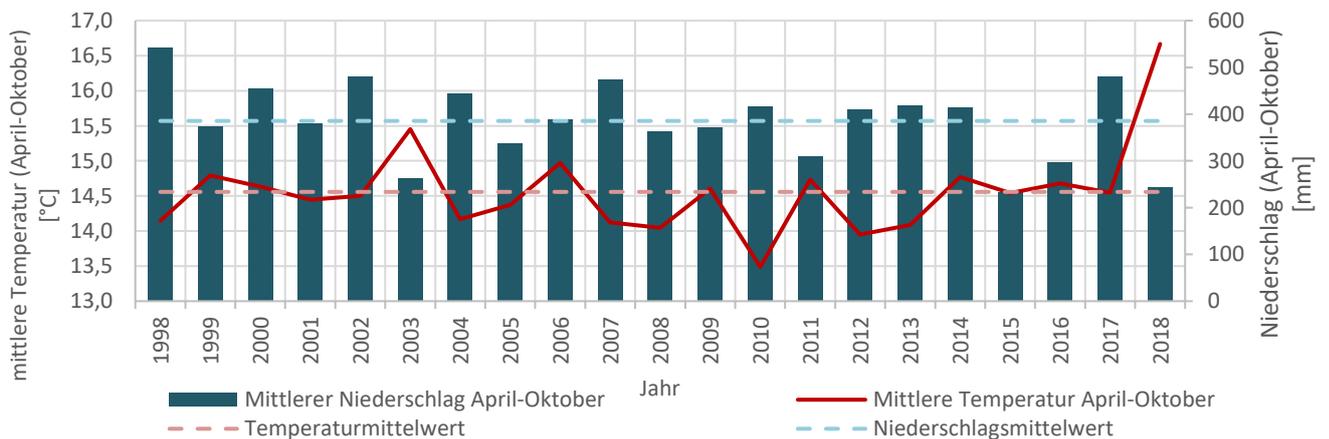


Abbildung 5-12: Temperatur- und Niederschlagswerte im Bewässerungszeitraum (April–Oktober) für die Jahre 1998–2018

Tabelle 5-16: Modellierter Bewässerungsbedarf in Gochsheim – Jahressummen für 1998–2018

Jahr	Jahresbewässerungsbedarf [m ³ /(ha*Jahr)]					
	Minimum	25 %-Quantil	Median	75 %-Quantil	Maximum	Mittelwert
2018	2.248	2.777	3.323	3.534	4.084	3.193
2017	692	1.269	1.560	1.814	2.093	1.490
2016	1.247	1.786	2.235	2.514	2.667	2.086
2015	1.322	2.458	2.777	3.343	3.560	2.687
2014	503	1.036	1.753	1.907	2.180	1.473
2013	702	1.076	1.457	1.852	2.182	1.454
2012	836	1.371	1.602	1.802	1.955	1.515
2011	744	1.166	1.449	1.879	2.043	1.457
2010	295	761	1.206	1.426	2.104	1.153
2009	872	1.247	1.412	1.678	1.751	1.392
2008	479	969	1.603	1.961	2.285	1.456
2007	345	680	787	924	1.087	765
2006	1.638	1.926	2.179	2.447	2.710	2.177
2005	631	1.034	1.449	1.849	2.379	1.470
2004	520	675	1.044	1.236	1.347	962
2003	1.330	1.882	2.260	2.742	3.359	2.315
2002	449	699	858	994	1.295	860
2001	446	776	1.098	1.314	1.668	1.056
2000	361	493	741	934	1.300	770
1999	470	901	1.023	1.143	1.392	985
1998	539	938	1.133	1.311	1.525	1.089

Neben der Betrachtung des jährlichen Bewässerungsbedarfs wurde auch eine höhere zeitliche Auflösung in Form von Tageswerten des Bewässerungsbedarfs gewählt. In Abbildung 5-13 und Tabelle 5-17 wird die Häufigkeitsverteilung der modellierten Tagesbedarfswerte veranschaulicht. Es ist zu erkennen, dass die Häufigkeit von Tagesbedarfswerten, welche größer als der Mittelwert waren ($\sim 47 \text{ m}^3/(\text{ha}*\text{Tag})$), sprunghaft abnahm (Intervall $52\text{--}64 \text{ m}^3/(\text{ha}*\text{Tag})$). Maximalwerte von bis zu $480 \text{ m}^3/(\text{ha}*\text{Tag})$ waren extrem selten. 75 % aller Tagesbedarfswerte lagen unterhalb von $60 \text{ m}^3/(\text{ha}*\text{Tag})$ und 95 % aller Tagesbedarfswerte lagen unterhalb von $165 \text{ m}^3/(\text{ha}*\text{Tag})$. Der von BGS UMWELT ermittelte Tagesspitzenbedarf lag bei etwa $150 \text{ m}^3/(\text{ha}*\text{Tag})$ und war somit vergleichbar mit dem 95 %-Perzentil der modellierten Tagesbedarfswerte, welches folglich als modellierter Tagesspitzenbedarfs angenommen werden durfte. Unter der Annahme, dass der modellierte Tagesspitzenbedarf von $165 \text{ m}^3/(\text{ha}*\text{Tag})$ innerhalb von 4 bis 6 Stunden verregnet wird, ergäbe sich ein Stundenspitzenbedarf von $27,5\text{--}41,3 \text{ m}^3/(\text{ha}*\text{Stunde})$, bei einer 12-stündigen Beregnung ergäbe sich ein Stundenspitzenbedarf von $13,8 \text{ m}^3/(\text{ha}*\text{Stunde})$.

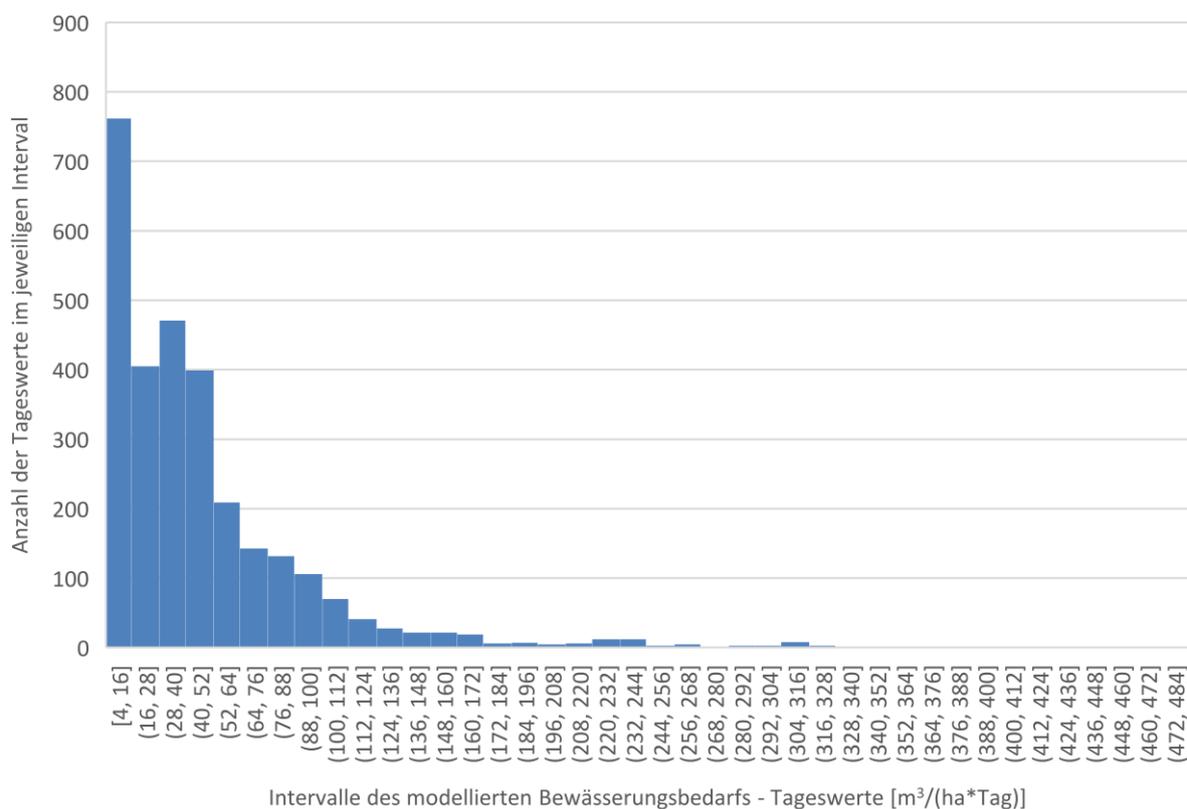


Abbildung 5-13: Häufigkeitsverteilung der modellierten täglichen Bewässerungsbedarfswerte für den 20-Jahres-Zeitraum von 1998–2018 in Gochsheim (n = 2.095); die Zahlen in eckigen Klammern entlang der x-Achse stehen für den unteren sowie oberen Bereich des jeweiligen Intervalls.

Tabelle 5-17: Statistik zu modellierten täglichen Bewässerungsbedarfswerten für den 20-Jahres-Zeitraum von 1998–2018 in Gochsheim (n = 2.095)

Täglicher Bewässerungsbedarf [m³/(ha*Tag)]						
Minimum	25 %-Quantil	Median	Arithmetischer Mittelwert	75 %-Quantil	95 %-Perzentil	Maximum
4	12	36	47	60	165	480

Für eine umfassendere Auseinandersetzung mit dem Bewässerungsbedarf sei auf Schwaller et al. (2021) verwiesen.

5.3.1.2 *Landwirtschaftlicher Bewässerungsbedarf in Schwebheim*

Gemäß der wasserrechtlichen Genehmigung vom 25.11.2018 werden in Schwebheim maximal 100 ha/Jahr mit einer maximalen Wassermenge von etwa 250.000 m³/Jahr bewässert. Die Bewässerungsflächen sind in 11 Gewanne untergliedert, welche aus unterschiedlichen Gewinnungen bewässert werden (Abbildung 8-4):

- Brunnen (15 Brunnen, i. d. R. zur Abdeckung des Spitzenbedarfs nicht ausreichend):
 - 12 Brunnen für direkte Bewässerung (Brunnen 1, 4, 6, 7, 8, 11, 12, Entnahme von max. 40.000 m³/Jahr)
 - und/oder Befüllen der Wasserbecken (Brunnen 5 und 14)
 - Befüllen der Stauhaltungen (Brunnen 3, 8, 9,10)
 - bei Niedrigwasser Stützen des Unkenbachs durch Einspeisen von Grundwasser (max. 100.000 m³/Jahr) aus max. 4 Brunnen (Brunnen 3, 8, 9, 10)
- 15 Wasserbecken (Entnahme von max. 100.000 m³/Jahr)
- Unkenbach (5 temporäre Stauhaltungen, Entnahme von max. 110.000 m³/Jahr)

Die Beregnungssaison beginnt frühestens im April und endet im September/Oktober. Um eine Vergeudung von Wasser durch hohe Verdunstung zu vermeiden, darf die Beregnung nur in der verdunstungsarmen Zeit von 16:00–10:00 Uhr stattfinden. Ausnahmen hiervon sind möglich für die Beregnung mittels Tröpfchen-Bewässerung sowie bei frisch angepflanzten Sonderkulturen bis maximal 5 Tage nach der Pflanzung. Zur Wasserentnahme aus Wasserbecken und Stauhaltungen werden Dieselaggregate mit Saugpumpe, Elektromotoren mit Saugpumpe und Schlepper mit Saugpumpe eingesetzt. Zur Wasserentnahme aus Brunnen werden neben den oben genannten Entnahmetechniken auch Unterwasser-Elektropumpen eingesetzt. Der überwiegende Teil der Flächen wird mittels Beregnungsmaschinen mit Weitwurfdüsen bzw. Kreisregnern bewässert. Wo es kultur- und anbautechnisch möglich ist, werden Tropfschlauchsysteme eingesetzt.

Da die Bewässerungsmengen in Schwebheim im Jahr 2018 am umfassendsten protokolliert waren (tägliche Auflösung) und das Jahr durch Hitze, Trockenheit und einen hohen Wasserbedarf gekennzeichnet war (Abbildung 5-14), wurden die Bedarfsmengen aus diesem Jahr als weitere Referenz für Dimensionierungszwecke erforderlicher Bewässerungsinfrastrukturmaßnahmen genutzt. In Schwebheim dienen hauptsächlich drei unterschiedliche Wasserressourcen/Gewinnungen zur landwirtschaftlichen Bewässerung oder anderen Zwecken (z. B. Wurzelwaschen): das über Brunnen entnommene Grundwasser, der Unkenbach und das in Wasserbecken gesammelte Grundwasser. Demzufolge ließen sich die jährlich insgesamt entnommenen Wassermengen zur Bewässerung für das Jahr 2018 entsprechend der genutzten Wasserressource noch feiner differenzieren (Abbildung 5-15). Der Hauptteil von etwa 100.000 m³ stammte im Jahr 2018 aus dem Unkenbach. Ca. 28.000 m³ wurden im Jahr 2018 über Brunnen direkt aus dem Grundwasser gefördert und ungefähr 76.000 m³ aus Wasserbecken entnommen. Summarisch wurden im Jahr 2018 also ca. 205.000 m³ Wasser zur Bewässerung benötigt (Abbildung 5-14 und Abbildung 5-15). Bei einer bewässerten Fläche von ca. 90–100 ha lag der flächenspezifische Bewässerungsbedarf bei etwa 2.000–

2.300 m³/(ha*Jahr). Zur Befüllung der Wasserbecken und des Unkenbachs wurden im Jahr 2018 ca. 80.000 m³ Grundwasser gepumpt.

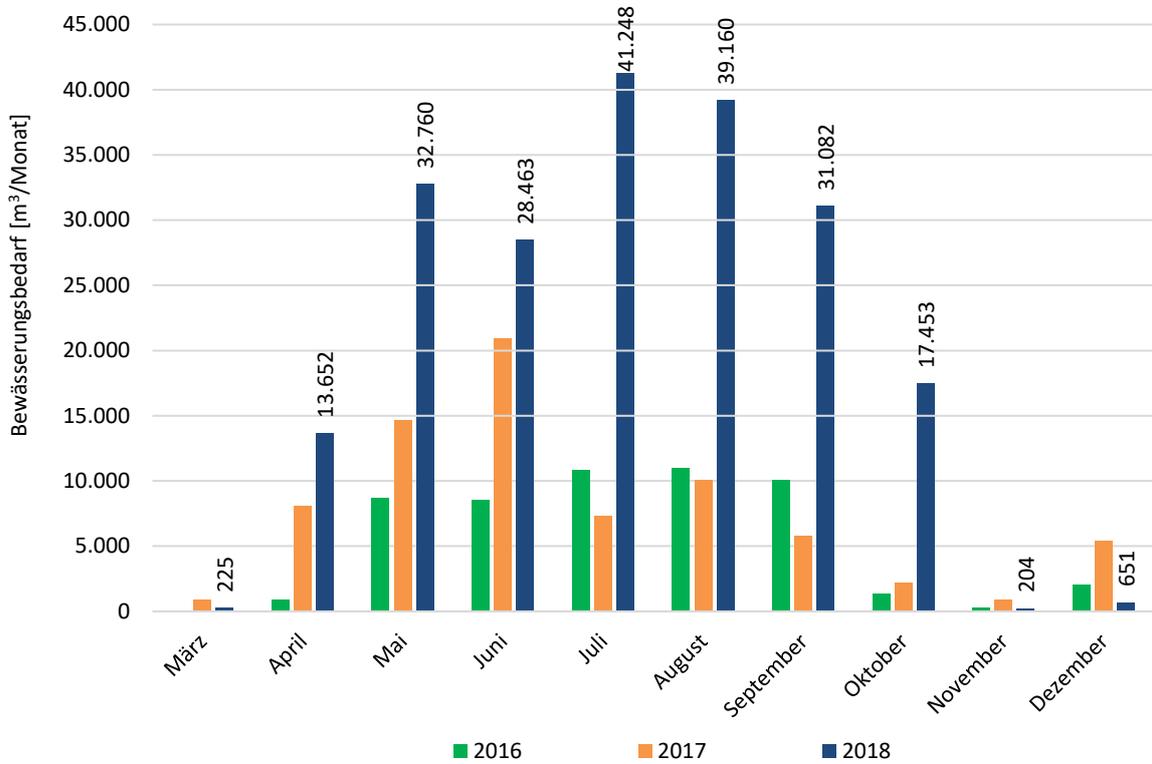


Abbildung 5-14: Gesamter Bewässerungsbedarf in Schwebheim in den Jahren 2016, 2017 und 2018

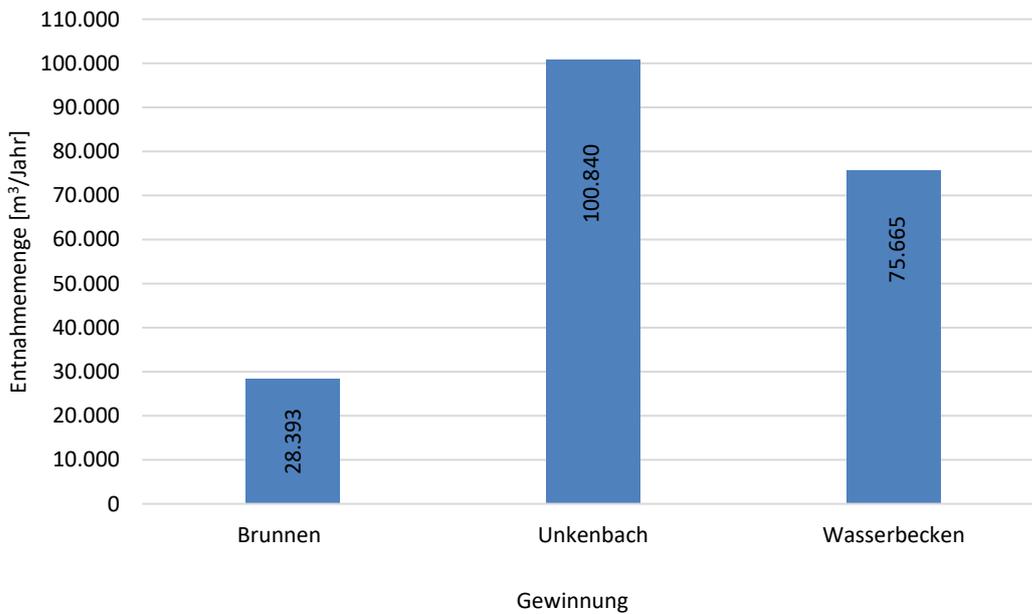


Abbildung 5-15: Entnommene Wassermengen nach Ressource für das Jahr 2018 in Schwebheim

Auf Grundlage der täglich protokollierten gesamten Bewässerungsmengen aus den drei Gewinnungen (Abbildung 5-16) konnte die Tagesspitze für das Jahr 2018 ermittelt werden. Demzufolge belief sich der maximale Tagesbedarf auf ca. 3.151 m³, entsprechend einem flächenspezifischen Tagesspitzenbedarf von ca. 158 m³/(ha*Tag) (Tabelle 5-18). Dieser Wert deckte sich sowohl sehr gut mit dem 95 %-Perzentil der modellierten Tagesbedarfswerte in Gochsheim (165 m³/(ha*Tag)), welches als plausibler Tagesspitzenwert angenommen wurde (Tabelle 5-17), als auch mit dem seitens BGS UMWELT ermittelten Tagesspitzenbedarf von 150 m³/(ha*Tag).

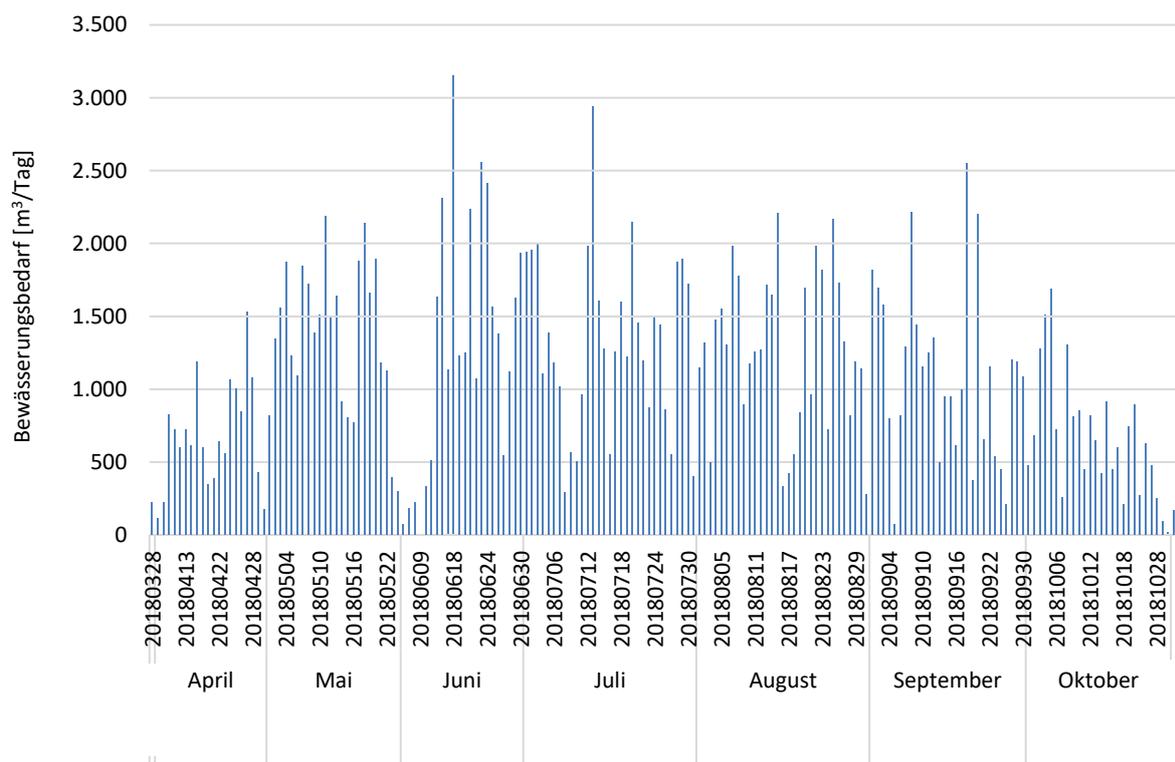


Abbildung 5-16: Täglicher Bewässerungsbedarf in Schwebheim im Jahr 2018 (Zahlenangaben auf der X-Achse stehen für das Datum der Entnahme in dem Format Jahr/Monat/Tag)

Tabelle 5-18: Statistik des täglichen Bewässerungsbedarfs in Schwebheim im Jahr 2018

	Tagesbedarf [m³/Tag]	Flächenspezifischer Tagesbedarf [m³/Tag] (Annahme bewässerte Fläche ca. 20 ha/Tag)
Maximum	3.151	158
Minimum	17	1
Mittelwert	1.110	56
Median	1.112	56
75 % Perzentil	1.558	78
97 % Perzentil	2.271	114
Modalwert	450	23

Für die Bewässerung wurde aus den Wasserbecken im Jahr 2018 maximal eine Tagesspitze von ca. 1.960 m³ entnommen (Abbildung 5-17). Die gesamte aus den Wasserbecken entnommene Wassermenge belief sich im Jahr 2018 auf ca. 76.000 m³. Damit vergleichbar war die zur Bewässerung entnommene maximale Tagesmenge aus dem Unkenbach von ca. 1.500–1.700 m³ (Abbildung 5-18), während die jährliche Entnahme aus diesem mit ca. 101.000 m³ deutlich höher war.

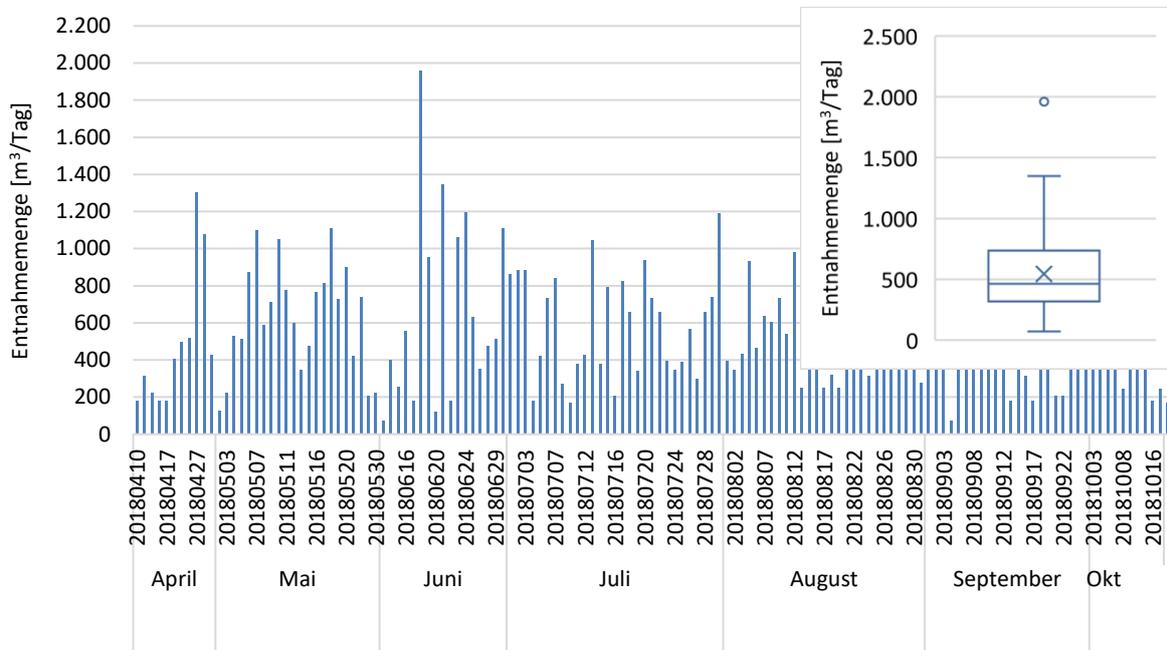


Abbildung 5-17: Tägliche Entnahmemenge zur Bewässerung aus den Wasserbecken in Schwebheim im Jahr 2018 (Zahlenangaben auf der X-Achse stehen für das Datum der Entnahme in dem Format Jahr/Monat/Tag)

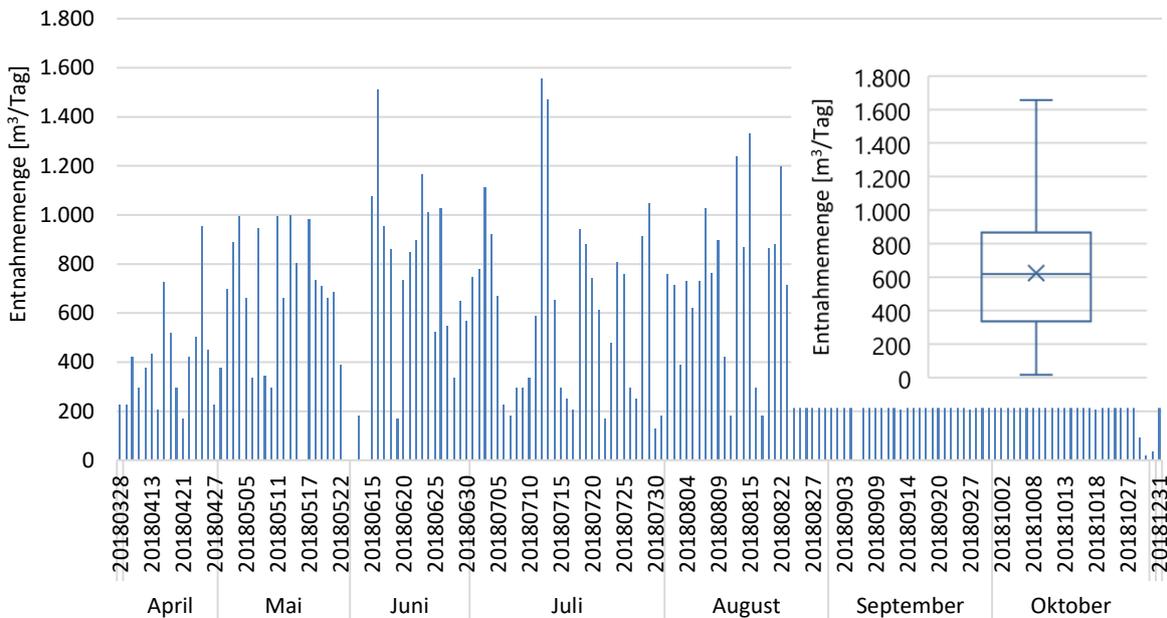


Abbildung 5-18: Tägliche Entnahmemenge zur Bewässerung aus dem Unkenbach in Schwebheim im Jahr 2018 (Zahlenangaben auf der X-Achse stehen für das Datum der Entnahme in dem Format Jahr/Monat/Tag)

Eine Abschätzung der Speichervolumina sowie der zugelassenen Entnahmemengen aus den 15 Wasserbecken, welche als Zwischenspeicher zur Abdeckung des Stundenspitzenbedarfs fungieren, findet sich in Tabelle 5-19. Basierend auf dieser tabellarischen Auswertung ergab sich eine mittlere Beckengröße von ca. 671 m³/Wasserbecken und ein Median von ca. 760 m³/Wasserbecken. Die mittlere zugelassene Entnahmemenge daraus belief sich auf ca. 420 m³/Wasserbecken, der Median auf ca. 455 m³/Wasserbecken. Summarisch können mit Hilfe der Wasserbecken insgesamt ca. 5.465 m³ Wasser zwischengespeichert werden. Basierend auf dieser Auswertung wurde für die Konzeption und Konkretisierung von Handlungsempfehlungen für die Etablierung eines Nutzwasserkonzeptes (Gliederungspunkt 5.6.2) eine mögliche Größe von noch zu bauenden Wasserbecken als zusätzliche Speicherbecken bestimmt.

Tabelle 5-19: Auswertung Beckengröße und gespeichertes Wasservolumen der Wasserbecken in Schwebheim

Wasser- becken	Beckenvolumen	Potentielles Wasservolumen	[m ³ /Becken]	
			Mindestwasservolumen	Erlaubte Wasserentnahme
1	288	174	21	153
2	827	593	90	503
3	1.035	854	128	726
4	-	-	-	-
5	813	562	107	455
6	-	-	-	-
7	320	256	42	214
8	760	543	84	459
9	760	619	84	535
10	1.112	939	144	795
11	313	242	90	152
12	581	388	166	222
13	287	211	67	144
14	1.209	1.013	126	887
15	413	313	91	221
Minimum	287	174	21	144
Maximum	1.209	1.013	166	887
Mittelwert	671	516	96	420
Median	760	543	90	455
Summe	8.717	6.706	1.242	5.465

Neben den Wasserbecken stellt der Unkenbach einen weiteren Speicher zur Abdeckung des Spitzenbedarfs dar. Dafür wird der Unkenbach an fünf Stellen mithilfe von mobilen Stauwehren (I, II, III, IV, V; vgl. Abbildung 2-18, Abbildung 8-4) aufgestaut. Bei einer Länge von ca. 3.115 m und einem ungefähren Höhenunterschied von 5 m auf dieser Strecke ergab sich ein Gefälle α von:

$$\tan \alpha = \frac{\text{Gegenkathete}}{\text{Ankathete}} = \frac{5 \text{ m}}{3.115 \text{ m}} \Rightarrow \alpha \sim 0,092$$

Bei einer durchschnittlichen Höhe der Stauhaltungen von ca. 0,6 m konnte die ungefähre Länge des gestauten Bereichs nach den Stauhaltungen berechnet werden:

$$\tan \alpha = \frac{\text{Gegenkathete}}{\text{Ankathete}} \Rightarrow \text{Ankathete} = \frac{0,6 \text{ m}}{\tan(0,092)} \Rightarrow \text{Länge Stauhaltung} \sim 370 \text{ m}$$

Die auf einer ArcGIS-Karte gemessene Länge der Stauhaltungen von ca. 350–380 m stimmte sehr gut mit diesem berechneten Wert überein. Damit errechnete sich das Stauvolumen des Unkenbachs bei einer Breite von ca. 4–6 m und insgesamt 5 Stauhaltungen wie folgt:

$$\begin{aligned} \frac{1}{2} * 0,6 \text{ m} * 4 \text{ m} * 370 \text{ m} * 5 &= 2.200 \text{ m}^3 \leq \text{Stauvolumen Unkenbach} \\ &\leq \frac{1}{2} * 0,6 \text{ m} * 6 \text{ m} * 370 \text{ m} * 5 = 3.330 \text{ m}^3 \end{aligned}$$

Das ermittelte Stauvolumen des Unkenbachs von 2.220–3.330 m³ war in gutem Einklang mit der Angabe seitens des Schwebheimer Berechnungsvereins (2.500–3.000 m³).

Die Brunnen, welche neben der Befüllung der Wasserbecken und des Unkenbachs auch zur direkten Bewässerung genutzt werden, lieferten im Jahr 2018 basierend auf den täglich protokollierten Brunnenentnahmemengen (Abbildung 5-19) eine Tagesspitze von etwa 590 m³. Bei einem Vergleich mit den Entnahmemengen aus dem Unkenbach oder den Wasserbecken stützte diese Beobachtung auch die Hypothese einer unzureichenden Schüttung der Brunnen in Schwebheim zur Abdeckung des (Stunden-)Spitzenbedarfs.

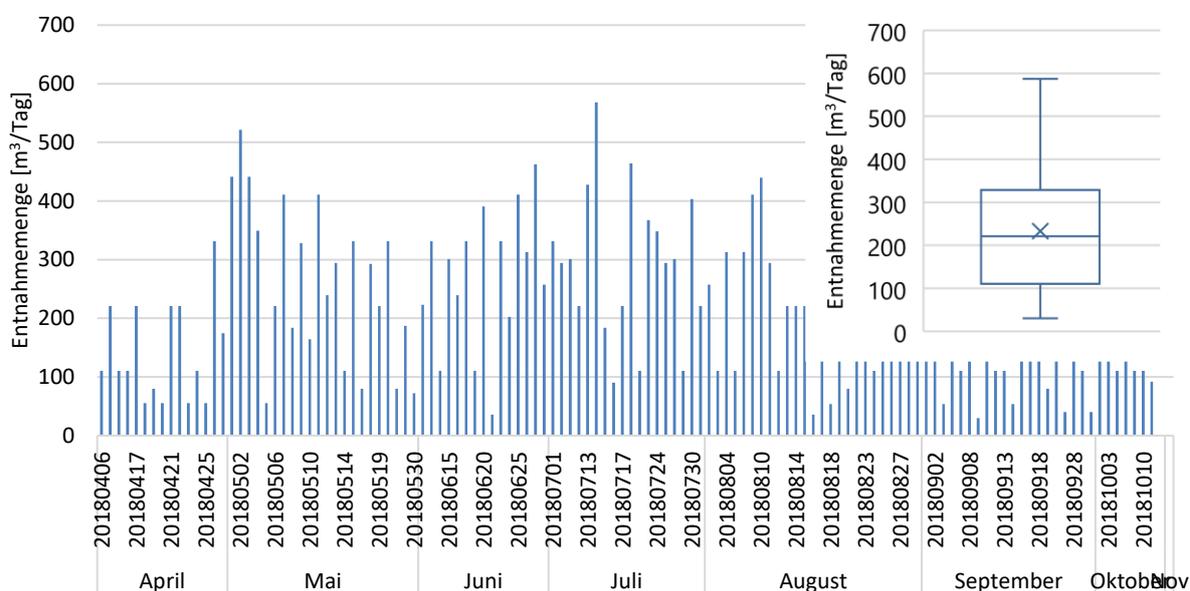


Abbildung 5-19: Tägliche Entnahmemenge zur Bewässerung aus den Schwebheimer Brunnen im Jahr 2018 (Zahlenangaben auf der X-Achse stehen für das Datum der Entnahme in dem Format Jahr/Monat/Tag)

5.3.1.3 *Urbaner Bewässerungsbedarf in Schweinfurt*

In der Stadt Schweinfurt werden bisher v. a. Sportflächen und Baumalleen hauptsächlich in einem Zeitraum von März/April bis Oktober bewässert. Beispiele sind die Bewässerung des Willy-Sachs-Stadions und der städtischen Bäume, die mit zwei bis drei Tanklastwagen versorgt werden, welche das Wasser aus dem Main beziehen. Mit Hilfe der von der Stadt protokollierten Bewässerungsmenge konnte sowohl der flächenspezifische als auch der gesamte urbane Bewässerungsbedarf grob extrapoliert werden. Wie in Tabelle 5-20 dargestellt, fiel im Trockenjahr 2018 auf „Platz 9“ der maximale flächenspezifische Bewässerungsbedarf von etwa 3.500–4.450 m³/(ha*Jahr) an. Nach Rücksprache mit den entsprechenden Stakeholdern der Stadt wird für die weitere Betrachtung ein flächenspezifischer urbaner Bewässerungsbedarf von etwa 3.700 m³/(ha*Jahr) angenommen. Da für die Dimensionierung z. B. einer Anlage zur Wasseraufbereitung oder von Leitungen zum Endverbraucher insbesondere Maximalwerte ausschlaggebend sind, ist dieser Wert ausreichend, ohne Bedarfswerte für Normaljahre berücksichtigen zu müssen.

Tabelle 5-20: Aktuelle Bewässerungsmengen im urbanen Bereich

Bezeichnung urbane Fläche/ bewässertes Objekt	Flächen- größe	Jahr	Gesamte jährliche Bewässerungsmenge	Flächenspezifische Bewässerungsmenge
	[ha]		[m ³ /Jahr]	[m ³ /(ha*Jahr)]
Platz 9 (Willy-Sachs-Stadion)	0,8–1	2013	1.940	1.940–2.425
		2014	1.545	1.545–1.931
		2015	2.373	2.373–2.966
		2016	2.241	2.241–2.801
		2017	1.285	1.285–1.606
		2018	3.549	3.549–4.436
Willy-Sachs-Stadion	5,5	2016	20.474	3.723
		2017	11.212	2.038
		2018	14.352	2.609
Bäume	-	-	4.500–5.400	-

Im Rahmen der regelmäßig stattfindenden Stakeholder-Treffen wurden die zukünftig potentiell zu bewässernden urbanen Flächen/Objekte identifiziert (Tabelle 5-21, Abbildung 5-20). Summarisch ergab sich eine zukünftig potentiell zu bewässernde Gesamtfläche von mindestens ca. 33 ha. Bei Annahme des maximalen flächenspezifischen Bewässerungsbedarfs von 3.700 m³/(ha*Jahr) errechnete sich ein maximaler jährlicher Bedarf von etwa 123.000 m³. Durch die Addition des erwarteten Wasserbedarfs der Stadtbäume (max. 5.400–5.700 m³/Jahr) ergab sich ein maximaler urbaner Gesamtbewässerungsbedarf von etwa ca. 130.000 m³/Jahr.

Tabelle 5-21: Zukünftig potentiell zu bewässernde urbane Flächen in Schweinfurt

Bezeichnung urbane Fläche / bewässertes Objekt	Flächengröße
	[ha]
Willy-Sachs-Stadion Sportplätze	7,5
Kasernenviertel - Landesgartenschau	12
Sonstige (Parks, „Grünstreifen“, etc.)	3
Sportplatz Oberndorf + DJK	5
Baseballstadion Schweinfurt	4
Carus-Allee	1
Potentiell zu bewässernde urbane Gesamtfläche [ha]	Min. 33

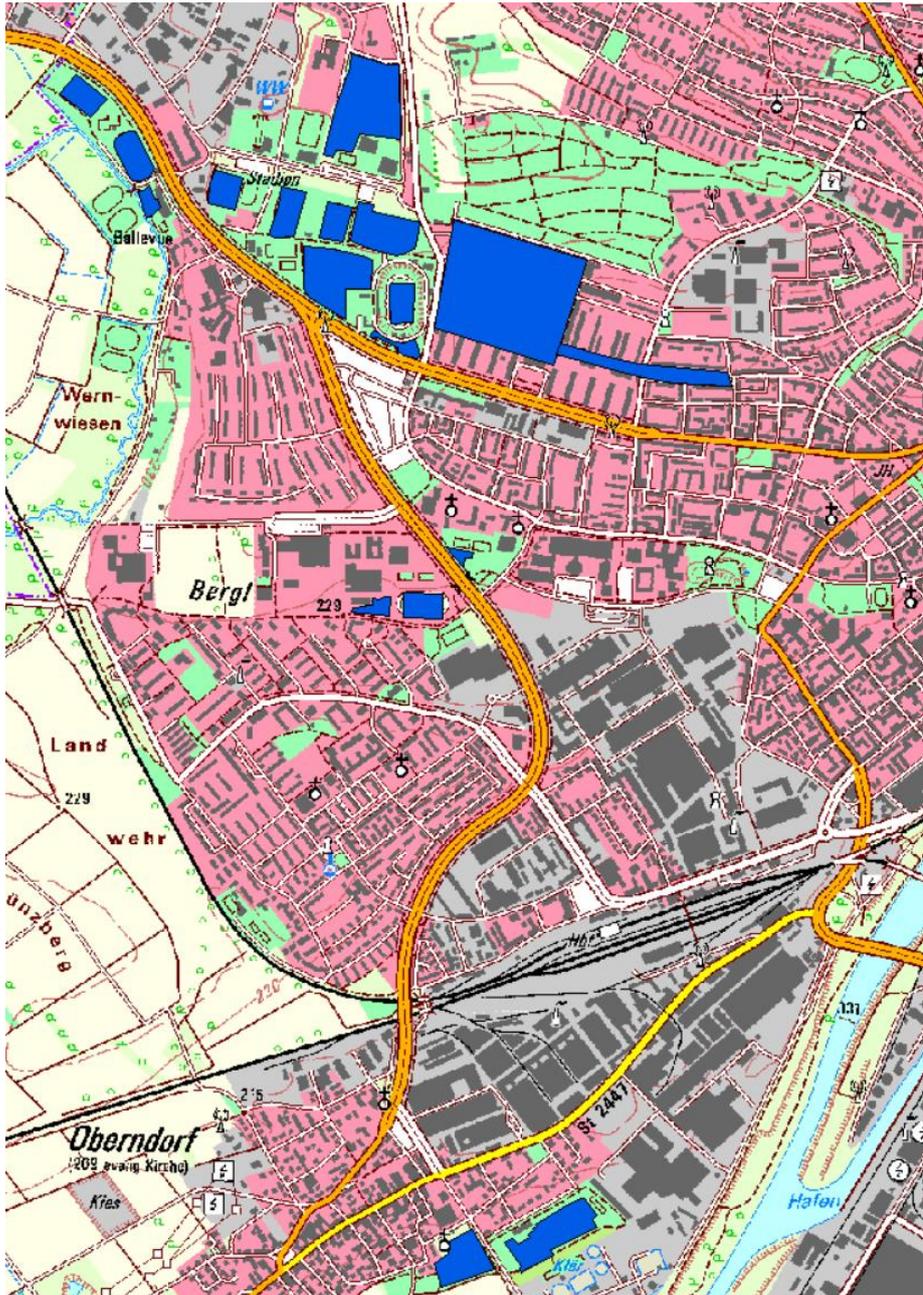


Abbildung 5-20: Zukünftig potentiell zu bewässernde urbane Flächen in Schweinfurt (blau eingefärbt)

5.3.1.4 Gewerblicher und industrieller Wasserbedarf in Schweinfurt

Neben der Betrachtung von gewerblichen und industriellen Produktionsabwässern als potentiell nutzbare alternative Wasserressource (vgl. Gliederungspunkt 5.2.4), können Gewerbe und Industrie entsprechend auch als etwaige Abnehmer von Nutzwasser gesehen werden. Wie der Tabelle 5-22 entnommen werden kann, besteht substantieller Wasserbedarf seitens Gewerbe und Industrie in der Planungsregion. Am meisten Wasser benötigten die Firmen ZF und SKF. Diese beiden Firmen deckten einen Großteil ihres Wasserbedarfs durch Entnahmen aus dem Main. Nur ein kleiner Teil wurde aus dem Grundwasser bezogen. Mit Ausnahme der Wäscherei Rudolf Leimeister zeigten die befragten Betriebe aus Gewerbe und Industrie wenig Interesse an einer Verwendung von Nutzwasser. Gemäß den Angaben der Geschäftsleitung der Wäscherei sei der Stand des Grundwassers, aus dem die Firma ihr Wasser mit einem ca. 40 m tiefen Brunnen bezieht, in den letzten Jahren stark gefallen. Es wurde berichtet, dass in extremen Trockenperioden der Brunnen zeitweise abgestellt werden musste, da der Grundwasserspiegel unter die Ausbautiefe des Brunnens fiel. Aufgrund dieser bereits aufgetretenen Beschränkung der Grundwasserverfügbarkeit bestehe seitens der Wäscherei Leimeister Interesse an einer Nutzwasserverwendung. Da die Wäscherei in direkter Nachbarschaft des Willy-Sachs-Stadions liegt, welches konzeptionell für eine Nutzwasseranwendung vorgesehen wird (Gliederungspunkt 5.6.3), wäre ein Nutzwasseranschluss wohl auch relativ kostengünstig zu realisieren.

Tabelle 5-22: Quantitativer Wasserbedarf von Gewerbe und Industrie in Schweinfurt

Name Betrieb	Entnahme Main	Entnahme Grundwasser	Trinkwasserbedarf	Einleitung Main	Einleitung Abwasserkanal
	[m ³]	[m ³]	[m ³]	[m ³]	[m ³]
Fa. Bosch Rexroth	-	-	30.000–38.000	-	-
Fa. ZF	6.600.000	34.000	-	3.034.000	3.600.000
Fa. Fresenius Medical Care	-	-	55.000	-	55.000
Fa. Schäffler			-		65.000
Fa. SKF	1.900.000	7.000	88.000	1.800.000	240.000
Wäscherei Leimeister	-	70.000	-	-	70.000

5.3.2 Ermittlung der Wasserqualität

5.3.2.1 *Qualität des zur Bewässerung genutzten Wassers in Gochsheim*

Die Landwirte in Gochsheim verwenden zur Bewässerung ihrer Felder ausschließlich lokales Grundwasser (vgl. Gliederungspunkt 2.4.1). Es ist relativ gut vor externer Kontamination geschützt. Tabelle 5-23 zeigt die Zusammenfassung der Messwerte der physikochemischen sowie mikrobiologischen Parameter des Grundwassers in Gochsheim. Die Messwerte entsprachen im Wesentlichen einer typischen hydrogeochemischen Signatur für das lokale Grundwasser (vgl. Grundwasseranalysen aus den Quartärschottern mit vorwiegend silikatischer Zusammensetzung, Wagner et al. 2003). Auffällig waren jedoch die erhöhten Nitratwerte von im Mittel ca. 39 mg/L. Es zeigte sich im Grundwasser also eine höchstwahrscheinlich seitens der Landwirtschaft durch Düngung bedingte anthropogene Verunreinigung. Vereinzelt wurden auch organische Spurenstoffe (Haushalts- und Industriechemikalien, Pharmaka), wie Atenolol, Benzotriazol, Diclofenac, Iopromid, Gabapentin, Primidon und Sotalol in geringen Konzentrationen nachgewiesen. Dies deutete auf eine leichte Verunreinigung des Grundwassers mit abwasserbürtigen Stoffen hin, zumindest im Bereich der beprobten Grundwasserbrunnen. Unklar ist jedoch die genaue Ursache dieser Kontamination, wobei die Quelle eventuell eine undichte Kanalisation in der Nähe sein könnte.

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Tabelle 5-23: Qualität des Bewässerungswassers in Gochsheim, Probenahme am 26.02.2019, 23.07.2019 und 18.02.2020

	Parameter	Einheit	Grundwasser Gochsheim			
			Anzahl Proben	Minimum	Mittelwert	Maximum
In-situ Parameter	Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	8	1.002	1.110	1.553
	pH	-	8	7,3	7,4	7,6
	Sauerstoff	mg/L	2	2,8	5,8	8,8
Summenparameter	DOC	mg/L	8	0,9	1,8	4,0
	SAK ₂₅₄	l/m	8	0,9	7,2	20,4
Anionen (gelöst)	Bromid	mg/L	4	0,1	0,1	0,2
	Chlorid	mg/L	8	39,7	47,1	58,7
	Fluorid	mg/L	4	0,1	0,1	0,2
	Nitrat	mg/L	8	20,8	39,0	74,6
	Nitrit	mg/L	8	< 0,05	< 0,05	< 0,05
	ortho-Phosphat	mg/L	8	< 0,05	< 0,05	< 0,05
	Sulfat	mg/L	8	107,0	170,8	211,0
Kationen (gesamt)	Aluminium	µg/L	4	< 50	< 50	< 50
	Arsen, gesamt	µg/L	4	< 5	< 5	< 5
	Blei	µg/L	6	< 5	< 5	5,9
	Cadmium	µg/L	6	< 0,5	< 0,5	< 0,5
	Calcium	mg/L	10	90,6	192,2	919,0
	Chrom	µg/L	6	< 5	< 7,2	12,7
	Eisen	µg/L	10	43,3	140,3	505,0
	Kalium	mg/L	10	16,5	25,7	41,4
	Kupfer	µg/L	6	< 5	< 5	< 5
	Magnesium	mg/L	10	51,3	62,5	74,7
	Mangan	µg/L	10	8,2	40,1	97,0
	Nickel	µg/L	4	< 5	< 6	9,0
	Zink	µg/L	6	36,9	61,3	126,0
Mikrobiologische Parameter	Coliforme	KBE/100mL	2	0	1	2
	<i>E. coli</i>	KBE/100mL	2	0	0	0
	Enterokokken	KBE/100mL	2	0	0	0
	Intestinale Enterokokken	KBE/100mL	2	0	0	0
Organische Spurenstoffe	4-Formylaminoantipyrin	ng/L	6	< 10,0	< 10,0	< 10,0
	Antipyrin	ng/L	6	< 10,0	< 10,0	< 10,0
	Atenolol	ng/L	6	< 10,0	< 20,4	61,6
	Benzotriazol	ng/L	6	< 50,0	< 80,3	205,8
	Caffeine	ng/L	6	< 10,0	< 29,0	91,8
	Carbamazepin	ng/L	6	< 5,0	< 5,0	< 5,0
	Citalopram	ng/L	6	< 5,0	< 5,0	7,9
	Climbazol	ng/L	6	< 5,0	< 21,0	56,5
	Diclofenac	ng/L	6	< 5,0	< 12,7	33,5
	Gabapentin	ng/L	6	< 2,5	< 10,2	38,7
	Iopromid	ng/L	6	< 50,0	< 96,4	322,7
	Metoprolol	ng/L	6	< 2,5	< 4,5	8,7
	Phenytoin	ng/L	6	< 5,0	< 5,0	8,2
	Primidon	ng/L	6	< 25	< 30,5	57,8
	Sotalol	ng/L	6	< 5,0	< 11,1	29,2
	Sulfamethoxazol	ng/L	6	< 5,0	< 6,0	10,8
	TCEP	ng/L	6	< 50,0	< 50,0	< 50,0
	Tramadol	ng/L	6	< 5,0	< 7,4	19,5
	Trimethoprim	ng/L	6	< 5,0	< 6,2	10,9
	Valsartansäure	ng/L	6	< 5,0	< 5,0	< 5,0
Venlafaxin	ng/L	6	< 2,5	< 5,3	16,7	

5.3.2.2 *Qualität des zur Bewässerung genutzten Wassers in Schwebheim*

Die landwirtschaftliche Bewässerung erfolgt in Schwebheim hauptsächlich über drei verschiedene Wasserressourcen/Gewinnungen: direkt aus dem Grundwasser mit Brunnen, aus dem Unkenbach und aus künstlich angelegten Wasserbecken (vgl. Gliederungspunkt 2.4.2). Anzumerken ist hierbei, dass sowohl der Unkenbach als auch die Wasserbecken aktiv (über Zupumpen) und passiv (lateraler Grundwasserzustrom) mit Grundwasser gespeist werden. In Bezug auf die Wasserqualität des Unkenbachs fielen v. a. die erhöhten Konzentrationen der mikrobiologischen Parameter wie Coliforme Keime, *E. coli* sowie Enterokokken auf (Tabelle 5-25). Die gemessenen Werte überstiegen auch deutlich z. B. die in der Deutschen Norm zu den hygienischen Belangen von Bewässerungswasser (DIN 19650) vorgeschlagenen Grenzwerte (vgl. Gliederungspunkt 5.5). In geringen Konzentrationen konnten auch organische Spurenstoffe, wie Benzotriazol, Climbazol oder Diclofenac im Unkenbachwasser nachgewiesen werden. Das Wasser aus den Wasserbecken war ebenfalls nicht hygienisch einwandfrei. Es konnten vereinzelt Spuren von organischen Stoffen nachgewiesen werden (Tabelle 5-26). Teilweise unterlagen die Wasserbecken, aber auch der Unkenbach wohl einem Abwassereinfluss. Die Analysewerte des Grundwassers in Schwebheim (Tabelle 5-24) entsprachen einer typischen hydrogeochemischen Signatur für das lokale Grundwasser (vgl. Grundwasseranalysen aus den Quartärschottern mit vorwiegend silikatischer Zusammensetzung, Wagner et al. 2003). Auffällig waren lediglich die leicht erhöhten Nitratwerte von im Mittel 10 mg/L, die auf eine durch Düngung bedingte anthropogene Verunreinigung hindeuteten. Die erhöhten Eisenwerte traten wahrscheinlich bedingt durch die Probenahme auf, da trotz ausreichendem Spülen des Leitungssystems noch „Rostpartikel“ im Probenwasser zu finden waren.

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Tabelle 5-24: Qualität des Bewässerungswassers (Grundwasser) in Schwebheim, Probenahme am 23.07.2019 und 18.02.2020

	Parameter	Einheit	Anzahl Proben	Minimum	Mittelwert	Maximum
In-situ Parameter	Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	2	1.350	1.725	2.100
	pH	-	2	7,2	7,4	7,5
Summenparameter	DOC	mg/L	2	1,3	1,4	1,5
	SAK ₂₅₄	l/m	2	1,8	3,3	4,7
Anionen (gelöst)	Bromid	mg/L	2	0,1	0,1	0,2
	Chlorid	mg/L	2	34,8	38,3	41,7
	Fluorid	mg/L	2	0,2	0,2	0,2
	Nitrat	mg/L	2	0,1	10,4	20,8
	Nitrit	mg/L	2	0,1	0,1	0,1
	ortho-Phosphat	mg/L	2	0,1	0,1	0,1
	Sulfat	mg/L	2	0,1	210,5	421,0
Kationen (gesamt)	Aluminium	µg/L	1	< 50,0	< 50,0	< 50,0
	Arsen, gesamt	µg/L	1	< 5,0	< 5,0	< 5,0
	Blei	µg/L	1	< 5,0	< 5,0	< 5,0
	Cadmium	µg/L	1	< 0,5	< 0,5	< 0,5
	Calcium	mg/L	1	484,0	484,0	484,0
	Chrom	µg/L	1	< 5,0	< 5,0	< 5,0
	Eisen	µg/L	1	1.978,0	1.978,0	1.978,0
	Kalium	mg/L	1	8,9	8,9	8,9
	Kupfer	µg/L	1	5,0	5,0	5,0
	Magnesium	mg/L	1	42,0	42,0	42,0
	Mangan	µg/L	1	48,0	48,0	48,0
	Nickel	µg/L	1	< 5,0	< 5,0	< 5,0
	Zink	µg/L	1	105,0	105,0	105,0
Mikrobiologische Parameter	Coliforme Bakterien	KBE/100mL	1	4	4	4
	<i>E. coli</i>	KBE/100mL	1	1	1	1
	Enterokokken	KBE/100mL	1	2	2	2
	Intestinale Enterokokken	KBE/100mL	1	1	1	1
Organische Spurenstoffe	4-Formylaminoantipyrin	ng/L	2	< 10,0	< 10,0	< 10,0
	Antipyrin	ng/L	2	< 10,0	< 10,0	< 10,0
	Atenolol	ng/L	2	< 10,0	< 10,0	< 10,0
	Benzotriazol	ng/L	2	< 50,0	< 50,0	< 50,0
	Caffein	ng/L	2	< 10,0	< 10,0	< 10,0
	Carbamazepin	ng/L	2	< 5,0	< 5,0	< 5,0
	Citalopram	ng/L	2	< 5,0	< 5,0	< 5,0
	Climbazol	ng/L	2	< 5,0	< 35,3	65,7
	Diclofenac	ng/L	2	< 5,0	< 5,0	< 5,0
	Gabapentin	ng/L	2	< 2,5	< 2,5	< 2,5
	Iopromid	ng/L	2	< 50,0	< 50,0	< 50,0
	Metoprolol	ng/L	2	< 2,5	< 2,5	< 2,5
	Phenytoin	ng/L	2	< 5,0	< 5,0	< 5,0
	Primidon	ng/L	2	< 25,0	< 25,0	< 25,0
	Sotalol	ng/L	2	< 5,0	< 5,0	< 5,0
	Sulfamethoxazol	ng/L	2	< 5,0	< 5,0	< 5,0
	TCEP	ng/L	2	< 50,0	< 50,0	< 50,0
	Tramadol	ng/L	2	< 5,0	< 5,0	< 5,0
	Trimethoprim	ng/L	2	< 5,0	< 5,0	< 5,0
Valsartansäure	ng/L	2	< 5,0	< 5,0	< 5,0	
Venlafaxin	ng/L	2	< 2,5	< 2,5	< 2,5	

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Tabelle 5-25: Qualität des Bewässerungswassers (Unkenbach) in Schwebheim, Probenahme am 23.07.2019 und 18.02.2020

	Parameter	Einheit	Anzahl Proben	Minimum	Mittelwert	Maximum
In-situ Parameter	Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	4	1.429	1.517	1.570
	pH	-	4	7,5	7,7	7,9
Summenparameter	DOC	mg/L	4	2,0	6,0	7,5
	SAK ₂₅₄	l/m	4	16,0	20,5	22,2
Anionen (gelöst)	Bromid	mg/L	4	0,1	0,1	0,2
	Chlorid	mg/L	4	37,4	39,8	46,9
	Fluorid	mg/L	4	0,2	0,2	0,2
	Nitrat	mg/L	4	19,1	39,2	46,5
	Nitrit	mg/L	4	0,1	0,1	0,2
	ortho-Phosphat	mg/L	4	0,1	0,1	0,1
	Sulfat	mg/L	4	447,0	593,8	660,0
Kationen (gesamt)	Aluminium	µg/L	3	624,0	799,7	982,0
	Arsen, gesamt	µg/L	3	< 5,0	< 5,0	< 5,0
	Blei	µg/L	3	< 5,0	< 5,0	< 5,0
	Cadmium	µg/L	3	< 0,5	< 0,5	< 0,5
	Calcium	mg/L	3	287,0	296,7	303,0
	Chrom	µg/L	3	< 5,0	< 15,6	34,2
	Eisen	µg/L	3	311,0	417,7	500,0
	Kalium	mg/L	3	4,5	4,5	4,6
	Kupfer	µg/L	3	5,0	5,0	5,0
	Magnesium	mg/L	3	52,0	53,0	53,8
	Mangan	µg/L	3	36,3	42,6	49,4
	Nickel	µg/L	3	< 5,0	< 9,2	17,6
	Zink	µg/L	3	< 20,0	< 20,0	< 20,0
	Mikrobiologische Parameter	Coliforme Bakterien	MPN/100mL	4	1.733	1.968
<i>E. coli</i>		MPN/100mL	4	548	709	792
Enterokokken		KBE/100mL	1	506	506	506
Intestinale Enterokokken		KBE/100mL	3	124	133	142
Organische Spurenstoffe	4-Formylaminoantipyrin	ng/L	4	< 10,0	< 32,8	45,5
	Antipyrin	ng/L	4	< 10,0	< 10,0	< 10,0
	Atenolol	ng/L	4	< 10,0	< 10,0	< 10,0
	Benzotriazol	ng/L	4	< 50,0	< 80,0	91,5
	Caffein	ng/L	4	< 10,0	< 42,3	56,1
	Carbamazepin	ng/L	4	< 5,0	< 7,7	11,7
	Citalopram	ng/L	4	< 5,0	< 7,5	11,9
	Climbazol	ng/L	4	< 5,0	< 45,0	60,5
	Diclofenac	ng/L	4	< 5,0	< 34,7	48,6
	Gabapentin	ng/L	4	< 2,5	< 24,2	34,4
	Iopromid	ng/L	4	< 50,0	< 50,0	< 50,0
	Metoprolol	ng/L	4	< 2,5	< 10,8	12,9
	Phenytoin	ng/L	4	< 5,0	< 5,0	< 5,0
	Primidon	ng/L	4	< 25,0	< 25,0	< 25,0
	Sotalol	ng/L	4	< 5,0	< 5,0	< 5,0
	Sulfamethoxazol	ng/L	4	< 5,0	< 5,0	< 5,0
	TCEP	ng/L	4	< 50,0	< 50,0	< 50,0
	Tramadol	ng/L	4	< 5,0	< 5,0	< 5,0
	Trimethoprim	ng/L	4	< 5,0	< 5,0	< 5,0
	Valsartansäure	ng/L	4	< 5,0	36,6	50,7
Venlafaxin	ng/L	4	< 2,5	12,0	15,5	

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Tabelle 5-26: Qualität des Bewässerungswassers (Wasserbecken) in Schwebheim, Probenahme am 23.07.2019 und 18.02.2020

	Parameter	Einheit	Anzahl Proben	Minimum	Mittelwert	Maximum
In-situ Parameter	Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	7	760,0	824,0	960,0
	pH	-	7	7,6	7,9	8,7
Summenparameter	DOC	mg/L	7	0,8	4,2	8,3
	SAK ₂₅₄	l/m	7	1,4	11,5	21,4
	Sauerstoff	mg/L	2	6,8	7,1	7,4
Anionen (gelöst)	Bromid	mg/L	7	0,1	0,1	0,1
	Chlorid	mg/L	7	11,7	26,1	72,2
	Fluorid	mg/L	7	0,1	0,2	0,2
	Nitrat	mg/L	7	6,0	49,3	103,0
	Nitrit	mg/L	7	0,1	0,2	0,3
	ortho-Phosphat	mg/L	7	0,1	0,1	0,1
	Sulfat	mg/L	7	53,9	101,3	163,0
Kationen (gesamt)	Aluminium	µg/L	5	50,0	258,3	430,6
	Arsen, gesamt	µg/L	5	5,0	5,0	5,0
	Blei	µg/L	5	5,0	5,0	5,0
	Cadmium	µg/L	5	0,5	0,5	0,5
	Calcium	mg/L	5	71,6	90,7	114,5
	Chrom	µg/L	5	6,3	23,4	47,8
	Eisen	µg/L	5	61,8	208,2	329,0
	Kalium	mg/L	5	1,1	4,1	9,2
	Kupfer	µg/L	5	5,0	5,0	5,0
	Magnesium	mg/L	5	49,0	58,2	71,3
	Mangan	µg/L	5	9,5	38,2	102,0
	Nickel	µg/L	5	5,0	10,5	21,6
	Zink	µg/L	5	20,0	20,5	22,7
Mikrobiologische Parameter	Coliforme Bakterien	MPN/100mL	7	67,7	343,9	727,0
	<i>E. coli</i>	MPN/100mL	7	1,0	10,7	52,0
	Enterokokken	KBE/100mL	2	42,0	138,0	234,0
	Intestinale Enterokokken	KBE/100mL	5	9,0	17,8	36,0
Organische Spurenstoffe	4-Formylaminoantipyrin	ng/L	7	< 10,0	< 10,0	< 10,0
	Antipyrin	ng/L	7	< 10,0	< 25,7	116,1
	Atenolol	ng/L	7	< 10,0	< 27,5	126,4
	Benzotriazol	ng/L	7	< 50,0	< 50,0	< 50,0
	Caffein	ng/L	7	< 10,0	< 83,0	405,5
	Carbamazepin	ng/L	7	< 5,0	< 5,0	< 5,0
	Citalopram	ng/L	7	< 5,0	< 7,8	17,0
	Climbazol	ng/L	7	< 5,0	< 48,1	76,8
	Diclofenac	ng/L	7	< 5,0	< 22,6	102,8
	Gabapentin	ng/L	7	< 2,5	< 19,4	109,4
	Iopromid	ng/L	7	< 50,0	< 134,4	611,6
	Metoprolol	ng/L	7	< 2,5	< 7,2	32,5
	Phenytoin	ng/L	7	< 5,0	< 6,9	18,2
	Primidon	ng/L	7	< 25,0	< 38,6	120,3
	Sotalol	ng/L	7	< 5,0	< 24,3	129,8
	Sulfamethoxazol	ng/L	7	< 5,0	< 15,2	72,6
	TCEP	ng/L	7	< 50,0	< 50,0	< 50,0
	Tramadol	ng/L	7	< 5,0	< 11,7	48,1
	Trimethoprim	ng/L	7	< 5,0	< 15,1	75,8
	Valsartansäure	ng/L	7	< 5,0	< 5,0	< 5,0
Venlafaxin	ng/L	7	< 2,5	< 9,4	40,9	

5.3.2.3 *Qualität des zur urbanen Bewässerung genutzten Wassers*

Zur Qualität der urban genutzten Wasserressourcen lagen für das aus dem sog. Notbrunnen geförderte Grundwasser zur Sportplatzbewässerung im Willy-Sachs-Stadion bereits Wasserqualitätsparameter vor (Tabelle 5-27). Wie der Tabelle 5-27 zu entnehmen ist, waren die Qualitätsparameter des über den Notbrunnen gewonnenen Grundwassers unauffällig und das Wasser war hygienisch einwandfrei. Lediglich die mittleren Nitratwerte waren wieder für Grundwasser mit ca. 45,5 mg/L untypisch hoch. Die eigene Beprobung des Brunnenwassers, welche für den 18.02.2020 geplant war, konnte nicht durchgeführt werden, da der Grundwasserstand in dem Brunnen, der zur Beprobung vorgesehen gewesen war, unterhalb der Pumpentiefe lag.

In Hinblick auf die Qualität des Mainwassers, welches zur städtischen Baumbewässerung herangezogen wird, sind im Zusammenhang mit saisonalen Pegelfluktuationen starke saisonale Schwankungen zu erwarten. Vor allem bei Niedrigwasserabfluss konnten in der Vergangenheit Klarwasseranteile von bis zu 30 % gemessen werden (Drewes et al. 2018a). Ein zunehmender Klarwasseranteil hat in der Regel auch eine abnehmende Wasserqualität zur Folge. Eine Beprobung und Analyse des Mainwassers wurde am 18.02.2020 durchgeführt (vgl. Gliederungspunkt 5.2.5, Tabelle 5-11). Die Ergebnisse bestätigten den substantiellen Anteil von Klarwasser im Main.

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Tabelle 5-27: Wasserqualität des Notbrunnens am Willy-Sachs-Stadion, Probenahme am 29.08.2011 durch das Wasserwirtschaftsamt Bad Kissingen

Parameter	Einheit	Messwert	Grenzwerte	Verfahren
Temperatur	°C	13,1		DIN 38404 C4
pH-Wert	-	7,24	6,5–9,5	DIN 38404 C5
Elektrische Leitfähigkeit 20°C	µS/cm	836	2.500	DIN EN 27888 C8
Geruch/Intensität		ohne		DEV B 1/2
Geruch/allg. Art		keine		DEV B 1/2
Geruch/differenz. Art		keine		DEV B 1/2
Sauerstoff, gelöst	mg/l	6,7		DIN EN 25814 G22
Färbung bei 436 nm	m -l	< 0,02	0,5	DIN EN ISO 7887 C1
SAK ₂₅₄	m -l	0,94		DIN 38404 C3
Trübung	FNU	0,37	1	DIN EN 7027 C2
DOC	mg/l	< 1		DIN EN 1484 H3
Summe der Erdalkalien	mmol/l	5,09		berechnet
Gesamthärte	°dH	28,5	1	berechnet
Cyanid leicht freisetzbar	mg/l	< 0,005	0,05	DIN EN ISO 14403 D6
Ammonium	mg/l	< 0,05	0,5	DIN EN ISO 11732 E23
Nitrit	mg/l	< 0,04	0,5	DIN EN ISO 10304 D19/D20
Nitrat	mg/l	45,5	50	DIN EN ISO 10304 D19/D20
Sulfat	mg/l	31,9	240	DIN EN ISO10 304 D19/D20
Chlorid	mg/l	47,7	250	DIN EN ISO 10304 D19/D20
Kieselsäure	mg/l	11,6		Küvettentest
Eisen	mg/l	0,101	0,2	DIN EN ISO 11885 E22
Mangan	mg/l	0,003	0,05	DIN EN ISO 11885 E22
Calcium	mg/l	101		DIN EN ISO 11885 E22
Magnesium	mg/l	62,6		DIN EN ISO 11885 E22
Natrium	mg/l	7,1	200	DIN EN ISO 11885 E22
Kalium	mg/l	1,72		DIN EN ISO 11885 E22
Kupfer	mg/l	< 0,03	2	DIN EN ISO 11885 E22
Zink	mg/l	0,233		DIN EN ISO 11885 E22
Aluminium	mg/l	< 0,02	0,2	DIN EN ISO 11885 E22
Chrom	mg/l	< 0,005	0,05	DIN EN ISO 11885 E22
Nickel	mg/l	< 0,002	0,2	DIN EN ISO 11885 E22
Blei	mg/l	< 0,001	0,01	DIN EN ISO 11885 E22
Cadmium	mg/l	0,0007	0,005	DIN EN ISO 11885 E22
Arsen	mg/l	< 0,001	0,01	DIN EN ISO 11885 E22
Koloniezahl bei 22°C	KBE/ml	0	100	nach TVO 1990 Anlage 1
Koloniezahl bei 36°C	KBE/ml	8	100	nach TVO 1990 Anlage 1
Coliforme Bakterien	KBE/100ml	0	0	Colilert-18/QuantyTray
<i>Escherichia coli</i>	KBE/100ml	0	0	Colilert-18/QuantyTray
LHKW gesamt	mg/l	< 0,10		
Benzol	mg/l	< 0,00025	0,001	DIN 38407 F9
1,2 Dichlorethan	mg/l	< 0,0003	0,003	DIN EN ISO 10301 F4
Trichlorethen	mg/l	0,0014	0,01	DIN EN ISO 10301 F4
Tetrachlorethen	mg/l	< 0,00002	0,01	DIN EN ISO 10301 F4
Trichlorethen, Tetrachlorethen	mg/l	0,0014	0,01	DIN EN ISO 10301 F4
Trihalogenmethane	mg/l	nicht nachweisbar		berechnet
Trichlormethan	mg/l	< 0,0001	0,05	DIN EN ISO 10301 F4
Bromdichlormethan	mg/l	< 0,0001	0,05	DIN EN ISO 10301 F4
Dibromchlormethan	mg/l	< 0,0001	0,05	DIN EN ISO 10301 F4
Tribrommethan	mg/l	< 0,0001	0,05	DIN EN ISO 10301 F4

5.4 Verfügbarkeit von gesammeltem Niederschlagswasser und Klarwasser im Vergleich zum landwirtschaftlichen Wasserbedarf

Zur Abschätzung der quantitativen Potentiale der alternativen Wasserressourcen gesammeltes Niederschlagswasser und weitergehend aufbereitetes Klarwasser wurde deren Verfügbarkeit dem Wasserbedarf der Landwirtschaft gegenübergestellt. Abbildung 5-21 zeigt die potentielle Verfügbarkeit von sammelbarem Niederschlagswasser (vgl. Gliederungspunkt 5.2.1) sowie den modellierten und „realen“ Bewässerungsbedarf in Form von Box-Whisker-Plots.

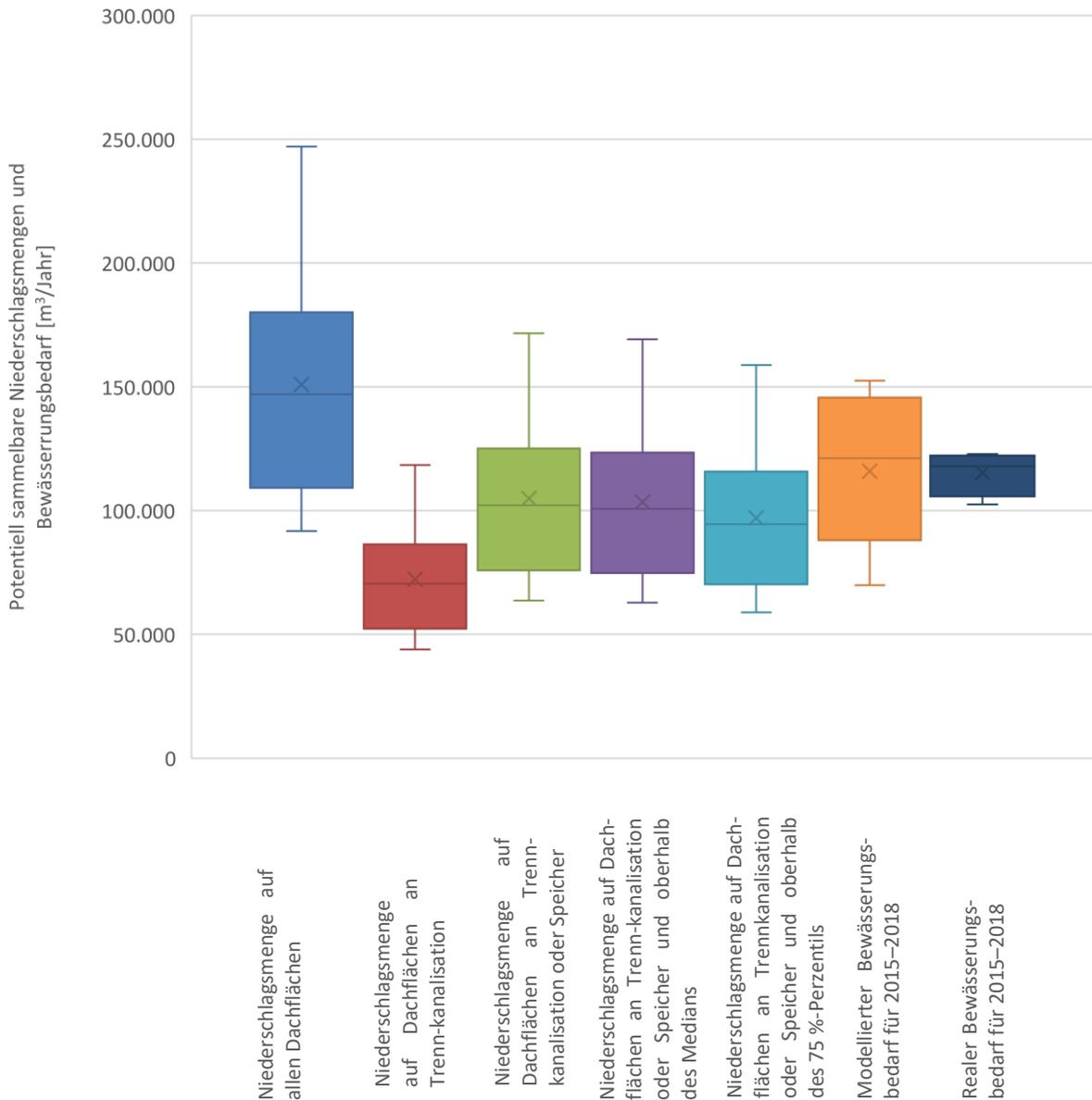


Abbildung 5-21: Gegenüberstellung der Verfügbarkeit sammelbarer Niederschlagswassermengen mit dem modellierten und "realen" Bewässerungsbedarf in Gochsheim. Die Box umfasst die Werte zwischen dem 25 %- und 75 %-Quantil, der horizontale, durchgehende Strich innerhalb der Box repräsentiert den Median, das x das arithmetische Mittel und die Enden der „Whiskers“ der Box-Plots kennzeichnen den 1,5-fachen Interquartilsabstand.

Es geht deutlich aus der Abbildung 5-21 hervor, dass sowohl der modellierte als auch der „reale“ Bewässerungsbedarf in Gochsheim nur durch einen Anschluss aller Gewerbedachflächen in Gochsheim gedeckt werden könnte. Weitere Voraussetzungen wären ein ausreichend feuchtes bzw. bewässerungsarmes Jahr sowie eine verlustfreie Sammlung des Niederschlagswassers. Dieses Szenario ist sowohl schwer umsetzbar (hohe Kosten für die Infrastruktur bei Anschluss aller Gewerbedachflächen), als auch in Bezug auf das dafür erforderliche witterungsspezifische Szenario sehr unwahrscheinlich. Bei den anderen Anschlussgraden (Anschlussgrad < 100 % aller Dachflächen) überstieg der Bewässerungsbedarf fast durchweg die Wasserverfügbarkeit über die sammelbaren Niederschlagsmengen. Aufgrund dieser Erkenntnisse lässt sich ableiten, dass eine Bedarfsabdeckung über eine Niederschlagswassersammlung weder ausreichend noch zuverlässig sein wird. Diese Versorgungsunsicherheit mit gesammeltem Niederschlagswasser wird sich insbesondere im Zusammenhang mit der fortschreitenden Klimaerwärmung zunehmend verschärfen.

Da in Schwebheim bisher die bewässerte Fläche größer (insgesamt ca. 90–100 ha gegenüber ca. 55 ha in Gochsheim), der jährliche Bewässerungsbedarf damit höher (vgl. Gliederungspunkt 5.3.1.2), die gesamte zur Niederschlagswassersammlung zur Verfügung stehende Dachfläche und somit die potentiell sammelbare Niederschlagsmenge sogar kleiner als die in Gochsheim waren (vgl. Tabelle 5-1, Tabelle 5-3, Abbildung 5-2 und Abbildung 5-3), hätte der gesamte Bewässerungsbedarf in Schwebheim auch hier nicht ausreichend oder zuverlässig durch eine Niederschlagswassersammlung über Schwebheimer Gewerbedachflächen abgedeckt werden können. Exemplarisch kann hierfür das Jahr 2018 genannt werden. Der gesamte jährliche Bewässerungsbedarf belief sich auf rund 200.000 m³ (vgl. Gliederungspunkt 5.3.1.2), während in diesem Jahr insgesamt nur etwa 107.000 m³ Niederschlagswasser über alle Gewerbedachflächen in Schwebheim über das ganze Jahr hätten gesammelt werden können (vgl. Tabelle 5-2).

Eine Niederschlagswassernutzung in Gochsheim und Schwebheim würde zudem voraussetzen, dass der gesamte Niederschlag vor Beginn der Hauptbewässerungssaison (Oktober/November–April) in Speicherbecken vorgehalten werden müsste.

Weitaus größer und zuverlässiger erschien demgegenüber das quantitative Potential von weitergehend aufbereitetem Klarwasser aus der Kläranlage Schweinfurt. Mit einem relativ kleinen Anteil von etwa 4,6 % der durchschnittlich jährlich aufbereiteten Klarwassermenge von rund 9,6 Millionen Kubikmetern (vgl. Gliederungspunkt 5.2.2) ließe sich in einem Trockenjahr wie 2018 der gesamte Bewässerungsbedarf von ca. 500.000 m³ in Schwebheim, Gochsheim und Schweinfurt (vgl. Gliederungspunkte 5.3.1.1–5.3.1.3) abdecken.

5.5 Anforderungen an die Aufbereitung und örtliche Bereitstellung von Nutzwasser für potentielle Anwender (AP 4)

Aufbauend auf den Erkenntnissen der Arbeitspakete 2 und 3 wurden für verschiedene potenzielle Nutzungen Anforderungen an die Wasserqualität definiert, die eine (hygienisch) sichere und umweltverträgliche Praxis gewährleisten. Als besonders wichtige Schutzgüter sind in diesem Kontext der Boden, das Grundwasser, Oberflächengewässer und die menschliche Gesundheit, aber auch die bewässerte Pflanze selbst zu nennen. Weiterhin müssen die verschiedenen Transferpfade zwischen diesen Schutzgütern berücksichtigt werden. Basierend auf den genannten Schutzgütern, sind Rechtsbereiche des Umweltschutzes, des Verbraucher- und Gesundheitsschutzes sowie der Produkthaftung tangiert (Seis et al. 2016). Die identifizierten Anforderungen berücksichtigen nationale und internationale Regelwerke bzw. Verordnungen und Empfehlungen, aber auch nutzerspezifische Erfordernisse für unterschiedliche alternative Wassernutzungen. Speziell für die Wasserwiederverwendung für Bewässerungszwecke gibt es weltweit unterschiedliche Anforderungen an die Wasserqualität und an die Aufbereitungstechnologien. Dabei liegt der Fokus vor allem auf hygienisch relevanten mikrobiologischen Parametern (Fäkalindikatoren, Bakterien, Viren) einschließlich Antibiotikaresistenzgenen (ARG) und antibiotikaresistenten Bakterien (ARB), da von diesen bei einer Wasserwiederverwendung ein hohes akutes Risiko ausgeht. Für Bewässerungsanwendungen, die indirekt über eine Grundwasseranreicherung erfolgen, müssen auch organische Spurenstoffe (Haushalts- und Industriechemikalien, Pharmaka) und andere Inhaltstoffe (Nitrat, etc.) soweit reduziert werden, dass eine Beeinträchtigung der Grundwasserqualität nicht zu besorgen ist. Durch die Einhaltung der Grenzwerte, die in existierenden Gesetzen und Verordnungen festgelegt wurden, sollen negative Konsequenzen für die jeweiligen Schutzgüter (Boden, Grund- und Oberflächenwasser, Pflanze) auf ein minimales Niveau gesenkt werden. Speziell für die Bewässerung definierte Regelwerke mit Anforderungen an die Wasserqualität dienen der Gewährleistung einer für Mensch sowie Umwelt unbedenklichen Beregnung (mit aufbereitetem Wasser). Bislang ist jedoch konkret die Nutzung von aufbereitetem Wasser zur landwirtschaftlichen oder urbanen Bewässerung in Deutschland nicht gesondert gesetzlich geregelt und entsprechende Umsetzungsmaßnahmen sind im deutschen Abwasserrecht noch nicht definiert (Seis et al. 2016). In diesem Zusammenhang betonten auch Seis et al. (2016) die Notwendigkeit einer Ergänzung des gesetzlich verbindlichen Rahmens um Empfehlungen für die gute fachliche Praxis bei der Bewässerung mit aufbereitetem Wasser (vgl. Gliederungspunkt 1.2). Allerdings gibt es seit Mai 2020 nun erstmalig minimale Anforderungen für eine Wasserwiederverwendung zur landwirtschaftlichen Bewässerung von Seiten der EU (European Commission 2020).

Nachfolgend sind sowohl die existierenden nationalen und internationalen Gesetze, Verordnungen oder Richtlinien im Zusammenhang mit den Rechtsbereichen des Umweltschutzes, des Verbraucher- und Gesundheitsschutzes sowie der Produkthaftung, als auch die Anforderungen an Bewässerungswasser für entsprechende Nutzungen im landwirtschaftlichen sowie im urbanen Bereich zusammengetragen. In Tabelle 5-28 sind die relevanten Gesetze, Verordnungen und Empfehlungen zusammengefasst.

Tabelle 5-28: Übersicht der relevanten nationalen und internationalen Anforderungen/Vorschriften, welche im Zusammenhang mit der Nutzung von (weitergehend aufbereitetem) Klarwasser für die landwirtschaftliche oder urbane Bewässerung möglicherweise zu berücksichtigen sind

Rechtlicher Geltungsbereich	Schutzgut	Gesetz, Verordnung bzw. Richtlinie	Inhaltliche Kurzzusammenfassung	
Deutschland (rechtlich bindend)	Grundwasser, Oberflächengewässer, Boden	Abwasserverordnung (2020)	<ul style="list-style-type: none"> • Mindestanforderungen für das Einleiten von Abwasser in Gewässer • Anforderungen an Errichtung, Betrieb und Benutzung von Abwasseranlagen • Mindestanforderungen an Behandlung und Ablaufqualität für häusliches und kommunales Abwasser 	
		Bundes-Bodenschutzgesetz (1998)	<ul style="list-style-type: none"> • Nachhaltige Sicherstellung und Wiederherstellung der Funktionen des Bodens (als Lebensgrundlage für Menschen, Tiere, Pflanzen, Bodenorganismen) • Nur bedingt anwendbar für Bewässerung mit weitergehend aufbereitetem Klarwasser, da sich Fragestellungen damit im Bereich Vorsorge bewegen, während BbodSchG v. a. nachsorgend ist (Umgang Altlasten, etc.) 	
		Düngegesetz (2009) und Düngeverordnung (2017)	<ul style="list-style-type: none"> • Beschreibung einer guten fachlichen Praxis bei der Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten, Pflanzenhilfsmittel auf landwirtschaftlich genutzten Flächen • Ziel: Minimierung stofflicher Risiken durch diese Anwendung + Erhaltung Bodenfruchtbarkeit + Einhaltung Grundwasserschutz (Schwellenwert Nitrat 50 mg/L) • Verpflichtung des Landwirtes zu einer Flächenbilanz über Zufuhr und Entnahme von Stickstoff 	
		Grundwasserverordnung (2010)	<ul style="list-style-type: none"> • Grundwasserschutz gegen Verschmutzung durch bestimmte gefährliche Stoffe wie Nitrat, Pestizide, Arsen, Cadmium, Blei, Quecksilber usw. 	
		Oberflächengewässerverordnung (2016)	<ul style="list-style-type: none"> • Schutz der Oberflächengewässer und Verpflichtung zur Erreichung eines guten ökologischen und chemischen Zustandes nach EU WRRL (2010). • Verschlechterungsverbot für Oberflächenwasserkörper, die zur Trinkwasserversorgung genutzt werden 	
		EU WRRL (2010) und Grundwasserrichtlinie (2006)	<ul style="list-style-type: none"> • Verpflichtung, bis spätestens 2027 einen guten ökologischen, chemischen/ qualitativen und quantitativen Zustand aller Gewässer (einschließlich Meeresgewässer bis zu einer Seemeile von der Küste entfernt) zu erreichen • Verschlechterungsverbot des Grundwassers 	
		WHG (2009) und BayWG (2010)	<ul style="list-style-type: none"> • Schutz und Nutzung von Oberflächengewässern und Grundwasser, Vorschriften über den Ausbau von Gewässern und die wasserwirtschaftliche Planung sowie den Hochwasserschutz 	
	Verbraucher- und Gesundheitsschutz	Bayerische Badegewässerverordnung (2008) und EU-Badegewässerrichtlinie (2006)	<ul style="list-style-type: none"> • Berücksichtigung v. a. der gesundheitlichen Risiken ausgehend von mikrobiellen Belastungen (Indikatororganismen <i>E. coli</i> und Enterokokken) • Umsetzung der Richtlinie in nationales Recht 2008 	
		Produkthaftungsgesetz (2017)	<ul style="list-style-type: none"> • Produkthersteller kann für etwaige Schäden am Leib, Leben oder Eigentum haftbar und schadenersatzpflichtig gemacht werden 	
		Rückstands-Höchstmengenverordnung (2010)	<ul style="list-style-type: none"> • Gewährleistung der Lebensmittelsicherheit • Begrenzung der Konzentration von beim Anbau eingesetzten Hilfsstoffen (Pflanzenschutz-, Düng- und sonstige Mittel) in Erzeugnissen 	
		European Commission (2006)	<ul style="list-style-type: none"> • Festsetzung der Höchstgehalte bestimmter Kontaminanten in Lebensmitteln 	
		Trinkwasserverordnung (2020)	<ul style="list-style-type: none"> • Ziel: Keine nachteilige Beeinflussung der menschlichen Gesundheit durch Trinkwasser → Trinkwasser ist hygienisch einwandfrei • Trinkwasser frei von Krankheitserregern, Grenzwerte für potentiell humantoxische chemische Stoffe + Indikatorparameter 	
	Deutschland (empfehlend)	Verbraucher- und Gesundheitsschutz, Grundwasser, Oberflächengewässer, Boden: konkrete Anforderungen an Bewässerungswasser	DIN 19650	<ul style="list-style-type: none"> • Hygieneanforderungen für Bewässerungswasser in Landwirtschaft, Gartenbau, Landschaftsgestaltung sowie Park- und Sportanlagen • Qualitätsanforderungen für Bewässerungswasser aus dem natürlich vorkommenden Oberflächen- und Grundwasser. • Zusätzlich können Regenwasser, Abwasser und Trinkwasser zur Bewässerung verwendet werden. • Die Verwendung von behandeltem Abwasser ist möglich
			DIN 19684-10	<ul style="list-style-type: none"> • Spezifikation der qualitativen und quantitativen Anforderungen an Bewässerungswasser in Abhängigkeit von den Anwendungsbedingungen (Klima, Boden, Pflanzen)
DWA-M 590			<ul style="list-style-type: none"> • Grundsätze und Richtwerte zur Beurteilung von Anträgen zur Entnahme von Wasser für die Bewässerung 	
Qualitätsanforderungen des Handels			<ul style="list-style-type: none"> • U. a. abhängig von Vermarktung: als Bioprodukt oder konventionell?, frei von Gentechnik?, etc. 	
TLL (2010)			<ul style="list-style-type: none"> • Empfehlungen für die Bewässerungspraxis im Bundesland Thüringen • Anforderungen an Bodenschutz und Nutzpflanzen berücksichtigt • Hygienische Anforderungen angelehnt an DIN 19650 	

Tabelle 5-28: Fortsetzung

Europa (empfehlend)	Verbraucher- und Gesundheitsschutz, Grundwasser, Oberflächengewässer, Boden: Anforderungen speziell an aufbereitetes Abwasser zum Bewässerungseinsatz im urbanen oder landwirtschaftlichen Bereich	European Commission (2020)	<ul style="list-style-type: none"> • Definition der verschiedenen Klassen der Wasserqualität des aufbereiteten Wassers sowie der zulässigen Verwendungs- und Bewässerungsmethoden für jede Klasse. • Definitionen, die insbesondere auf mikrobiellen Wasserqualitätsparametern basieren • Mindesthäufigkeiten und Leistungsziele der Überwachung des zurückgewonnenen Wassers • Im Rahmen dieser Verordnung werden auch Vorschläge für spezifische vorbeugende Maßnahmen zur Risikobegrenzung vorgeschlagen.
		ISO 16075	<ul style="list-style-type: none"> • Bestehend aus drei Teilen • Erster Teil ("The basis of a reuse project for irrigation"): Vergleichbar mit den Beschreibungen DIN 19684-10, bezieht sich jedoch im Gegensatz dazu speziell auf die Verwendung von aufbereitetem Abwasser zur Bewässerung • Zweiter Teil ("Development of the project"): Vorschläge zur Wasserqualität von aufbereitetem Abwasser in Abhängigkeit von der Abwasserqualität oder der möglichen Nutzung. Basierend auf den Richtlinien der USEPA (2012) und World Health Organization (2006) → Multi-Barriere-Konzept. Diese (redundanten) Barrieren minimieren die Gesundheitsrisiken, die durch die Krankheitserreger entstehen, die mit dem Verzehr von mit aufbereitetem Wasser bewässerten Produkten oder mit dem Zugang zu Bereichen, welche mit aufbereitetem Wasser bewässerten werden, verbunden sind. • Dritter Teil ("Components of a reuse project for irrigation"): Beschreibung der Komponenten, die für ein Wasserwiederverwendungsprojekt erforderlich sind, z. B. Wasserspeicher, zusätzliche Aufbereitungstechnologien, Rohrleitungssysteme und Bewässerungsanlagen.
		ISO 20761	<ul style="list-style-type: none"> • Risikobewertung bei der Wiederverwendung von aufbereitetem Abwasser (nicht trinkbarem Wasser) in urbanen Gebieten • Beschreibung von Parametern und Methoden zur Bewertung der öffentlichen Akzeptanz für eine Abwasserwiederverwendung • Verwendung in verschiedenen Phasen bei Wasserwiederverwendungsprojekten (z. B. Planung, Betrieb und Nachbewertung)
USA (empfehlend)		USEPA (2012)	<ul style="list-style-type: none"> • Überlegungen zur Planung und zum Management • Arten der Wasserwiederverwendung • Staatliche Regulierungsprogramme für die Wiederverwendung von Wasser • Regionale Unterschiede bei der Wiederverwendung von Wasser • Behandlungstechnologien zum Schutz der öffentlichen Gesundheit und der Umwelt • Finanzierung von Wasserwiederverwendungssystemen • Öffentlichkeitsarbeit, Teilnahme und Konsultation • Globale Erfahrungen bei der Wiederverwendung von Wasser
Global (empfehlend)		World Health Organization (2006)	<ul style="list-style-type: none"> • Bewertung des Gesundheitsrisikos • Gesundheitsbasierte Ziele • Gesundheitsschutzmaßnahmen • Überwachung und Systembewertung • Soziokulturelle Aspekte • Umweltaspekte • Wirtschaftliche und finanzielle Überlegungen • Politische Aspekte • Planung und Umsetzung

In den nachfolgenden Gliederungspunkten 5.5.1 und 5.5.2 wurden lediglich die nationalen und internationalen Verordnungen/Richtlinien näher betrachtet, welche konkrete (qualitative) Anforderungen speziell für landwirtschaftliches oder urbanes Bewässerungswasser definieren. Für eine detaillierte Auseinandersetzung mit den nationalen, rechtlich bindenden Gesetzen und Verordnungen, welche sich nicht konkret auf die Qualitätsanforderungen für Bewässerungswasser beziehen (Abwasserverordnung 2020; Bundes-Bodenschutzgesetz 1998; Bayerische Badegewässerverordnung 2008; Düngegesetz 2009; Düngeverordnung 2017), sei auf [Seis et al. \(2016\)](#) verwiesen.

5.5.1 Nationale Anforderungen an Bewässerungswasser und -methoden

In Deutschland wurden bereits 1999 im Rahmen der DIN 19650 hygienische Anforderungen an Bewässerungswasser für Landwirtschaft, Gartenbau, Landschaftsbau sowie für Park- und Sportanlagen definiert. Diese Norm legt Beschaffenheitskriterien für Bewässerungswasser fest, welches den natürlich vorkommenden ober- oder unterirdisch fließenden bzw. stehenden Gewässern entnommen wird. Es wird dabei zwischen Oberflächen- und Grundwasser unterschieden. Darüber hinaus können Regen-, Drän- sowie Trinkwasser zur Bewässerung verwendet werden. Die Nutzung von unterschiedlich behandeltem Klarwasser ist möglich (DIN 19650). Tabelle 5-29 gibt einen Überblick über die hygienisch-mikrobiologischen Beschaffenheitskriterien von Bewässerungswasser – hier werden bereits mikrobielle Grenzwerte sowohl für die urbane (Sportplätze, öffentliche Parkanlagen) als auch landwirtschaftliche Anwendung vorgegeben.

Tabelle 5-29: Hygienisch-mikrobiologische Klassifizierung und Anwendung von Bewässerungswasser nach DIN 19650

Eignungs- klasse	Anwendung	Fäkal- streptokokken- Koloniezahl/100 ml (nach TrinkwV [3] bzw. Badegewässer- richtlinie)	E. coli- Koloniezahl/100 ml (nach TrinkwV [3] bzw. Badegewässer- richtlinie)	Salmonellen/ 1.000 ml (nach DIN 38414-13)	Potentiell infektiöse Stadien von Mensch- und Haustier- parasiten in 1.000 ml
1 (Trink- wasser)	<ul style="list-style-type: none"> alle Gewächshaus- und Freilandkulturen ohne Einschränkung 	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
2	<ul style="list-style-type: none"> Freiland- und Gewächshauskulturen für den Rohverzehr Schulsportplätze, öffentliche Parkanlagen 	≤ 100 ⁴⁾	≤ 200 ⁴⁾	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
3	<ul style="list-style-type: none"> nicht zum Verzehr bestimmte Gewächshauskulturen Freilandkulturen für den Rohverzehr bis Fruchtansatz bzw. Gemüse bis 2 Wochen vor der Ernte Obst und Gemüse zur Konservierung Grünland bzw. Grünfütterpflanzen bis 2 Wochen vor dem Schnitt oder der Beweidung alle anderen Freilandkulturen ohne Einschränkung sonstige Sportplätze 	≤ 400	≤ 2.000	nicht nachweisbar	nicht nachweisbar
4	<ul style="list-style-type: none"> Wein- und Obstkulturen zum Frostschutz Forstkulturen, Polterplätze und Feuchtbiotop Zuckerrüben, Stärkekartoffeln, Ölfrüchte und Nichtnahrungspflanzen zur industriellen Verarbeitung und Saatgut bis 2 Wochen vor der Ernte Getreide bis zur Milchreife (nicht zum Rohverzehr) Futter zur Konservierung bis 2 Wochen vor der Ernte 	Abwasser, das mindestens eine biologische Reinigungsstufe durchlaufen hat			für Darm-Nematoden keine Standardempfehlung möglich für Stadien von Taenia: nicht nachweisbar

Im Rahmen der DIN 19684-10 werden qualitative und quantitative Anforderungen vorgegeben, welche das Bewässerungswasser in Abhängigkeit von den Anwendungsbedingungen (Klima, Boden, Pflanze) zu erfüllen hat. Tabelle 5-30 fasst die im Rahmen der DIN 19684-10 empfohlenen Werte der physikochemischen Beschaffenheit des Bewässerungswassers zusammen.

Tabelle 5-30: Empfohlene Qualitätsparameter für Bewässerungswasser gemäß DIN 19684-10

	Parameter	Einheit	Empfohlener Wertebereich	Anmerkung / Bewertung
Physikalische Beschaffenheit	Temperatur	°C	20–25	Bei temperaturempfindlichen Kulturpflanzen (z. B. Gurke) sollten 20 °C nicht unterschritten werden
	Färbung	-		Dokumentation der Ursache und Herkunft der Färbung empfohlen
	Schwebstoffe	mg/L	< 50	Bewertung des Wassers: geeignet
			50–100	Bewertung des Wassers: mäßig geeignet
			> 100	Bewertung des Wassers: nicht geeignet
	Gelöste Stoffe	mg/L	< 500	Bewertung des Wassers: geeignet
500–2.000			Bewertung des Wassers: mäßig geeignet	
> 2.000			Bewertung des Wassers: nicht geeignet	
Chemische Beschaffenheit	pH	-	6–8	Bei pH < 5 → zunehmende Konzentration an Eisen- und Aluminium-Ionen zu erwarten → toxische Effekte auf Pflanzen
	Salzkonzentration / elektrische Leitfähigkeit	mS/cm bei 25 °C bzw. g/L	< 0,3 mS/cm < 0,2 g/L	Für Pflanzen mit geringer Salzverträglichkeit (z. B. Bohne, Zwiebel, Salat)
			0,3–0,8 mS/cm 0,2–0,5 g/L	Für Pflanzen mit mittlerer Salzverträglichkeit (z. B. Tomate, Spinat, Mais)
			0,8– < 1,6 mS/cm 0,5– < 1 g/L	Für Pflanzen mit hoher Salzverträglichkeit (z. B. Rübe, Gerste, Spargel)
	Prozentualer Anteil an Natrium SP (sodium percentage)	mmol/L	< 60	Bewertung nach Salzverträglichkeit: gering
			60–75	Bewertung nach Salzverträglichkeit: mittel
			> 75	Bewertung nach Salzverträglichkeit: hoch
	Natriumadsorptionswert SAR (sodium adsorption ratio)	mmol/L	< 6	Bewertung nach Salzverträglichkeit: gering
			6–10	Bewertung nach Salzverträglichkeit: mittel
			> 10	Bewertung nach Salzverträglichkeit: hoch
	Carbonat und Hydrogencarbonat (residual sodium carbonate (RSC))	mmol/L	< 1,25	Bewertung des Wassers: geeignet
			1,25–2,5	Bewertung des Wassers: bedingt geeignet
			> 2,5	Bewertung des Wassers: nicht geeignet
	Chlorid	mg/L	< 70	Bewertung des Wassers: geeignet für nahezu alle Pflanzenarten
			70–80	Bewertung des Wassers: geeignet für chloridverträgliche Pflanzenarten
> 280			Bewertung des Wassers: geeignet nur für extrem chloridverträgliche Pflanzenarten, im Allgemeinen ungeeignet	
Nitrat	-	-	Berücksichtigung der Nitrateinträge über N-Düngebedarf erforderlich	
Bor	mg/L	0,3– < 1	Bewertung des Wassers: geeignet für nahezu alle Pflanzenarten	
		1– < 2	Bewertung des Wassers: geeignet für borverträgliche Pflanzenarten	
		2–4	Bewertung des Wassers: geeignet nur für extrem borverträgliche Pflanzenarten, im Allgemeinen ungeeignet	

Tabelle 5-30: Fortsetzung

	Parameter	Einheit	Empfohlene Grenzwerte	Anmerkung / Bewertung
Spurenelemente	Aluminium	mg/L	0,5	Richtwerte für die Massenkonzentration an Spurenelementen im Bewässerungswasser, bei deren Überschreitung phytotoxische Effekte auftreten können
	Arsen		0,1	
	Blei		0,1	
	Bor		1,0	
	Cadmium		0,01	
	Chrom		0,05	
	Eisen		10,0	
	Kupfer		1,0	
	Mangan		1,0	
	Molybdän		0,01	
	Nickel		0,5	
	Quecksilber		0,002	
	Zink		2,0	

Als Anforderungen an potentiell aufnehmende Gewässer (Oberflächen- und Grundwasser) müssen zudem insbesondere die Grundwasserrichtlinie (2006), die Grundwasserverordnung (2010) sowie die EU WRRL (2010) berücksichtigt werden (dies gilt sowohl national als auch international).

5.5.2 Internationale Anforderungen an Bewässerungswasser und -methoden

Die Richtlinien zur Nutzung von behandeltem Abwasser für Bewässerungszwecke in der ISO 16075 gliedern sich in insgesamt drei Teile – der Inhalt des ersten Teils („*The basis of a reuse project for irrigation*“) ist vergleichbar mit den Beschreibungen in der zuvor genannten DIN 19684-10, bezieht sich aber im Gegensatz dazu konkret auf die Nutzung von behandeltem Abwasser zur Bewässerung. Im zweiten Teil der ISO 16075 („*Development of the project*“) werden Vorschläge zur Wasserqualität von aufbereitetem Wasser in Abhängigkeit von der Abwasserqualität bzw. der potentiellen Nutzung erarbeitet (Tabelle 5-31). Um aufbereitetes Wasser mit unterschiedlicher Qualität zur Bewässerung einer möglichst großen Gruppe von Nutzpflanzen oder für andere Bewässerungszwecke sicher einsetzen zu können, wurde im Rahmen des zweiten Teils der ISO 16075 basierend auf den Richtlinien der USEPA (2012) sowie der World Health Organization (2006) das sog. Multi-Barrieren-Konzept abgeleitet. Durch diese (redundanten) Barrieren werden die von den Pathogenen ausgehenden gesundheitlichen Risiken, welche mit dem Verzehr von mit Nutzwasser berechneten Produkten oder mit dem Zugang zu mit Nutzwasser bewässerten Flächen verbunden sind, minimiert. In Tabelle 5-32 werden die vorgeschlagenen Barrieren beschrieben und Tabelle 5-33 stellt die Anzahl der für die Bewässerung mit aufbereitetem Wasser erforderlichen Barrieren unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Wasserqualitäten und der damit bewässerten Kulturpflanzen dar. Der dritte Teil der ISO 16075 („*Components of a reuse project for irrigation*“) beschreibt die für ein Wasserwiederverwendungsprojekt erforderlichen technischen Komponenten wie z. B. Wasserspeicher, zusätzliche Aufbereitungstechnologien, Leitungssysteme und Bewässerungseinrichtungen.

Tabelle 5-31: Vorgeschlagene Qualität des aufbereiteten Wassers abgeändert nach ISO 16075, MW = arithm. Mittelwert

Kategorie	Qualität des behandelten Abwassers	BOD		TSS		Trübung		Thermo-tolerante Coliforme		Darm-nematoden		Potentielle Nutzungen	Entsprechende Vorbehandlung
		MW	Max	MW	Max	MW	Max	95%ile	Max	Eier/L	MW		
A	Sehr hohe Qualität des behandelten Abwassers	≤ 5	10	≤ 5	10	≤ 2	5	≤ 10	100	-	-	Uneingeschränkte urbane Bewässerung und landwirtschaftliche Bewässerung von Lebensmittelpflanzen zum Rohverzehr	Sekundäre biologische Stufe, Kontaktfilter, Membranfiltration und Desinfektion
B	Hohe Qualität des behandelten Abwassers	≤ 10	20	≤ 10	25	-	-	≤ 200	1.000	-	-	Eingeschränkte urbane Bewässerung und landwirtschaftliche Bewässerung von Lebensmittelpflanzen zur Weiterverarbeitung	Sekundäre biologische Stufe, Filtration und Desinfektion
C	Gute Qualität des behandelten Abwassers	≤ 20	35	≤ 30	50	-	-	≤ 1.000	10.000	≤ 1	-	Landwirtschaftliche Bewässerung von „Non-Food-Kulturen“ (nicht essbare Kulturen)	Sekundäre biologische Stufe und Desinfektion
D	Mittlere Qualität des behandelten Abwassers	≤ 60	100	≤ 90	140	-	-	-	-	≤ 1	5	Eingeschränkte Bewässerung von Industriepflanzen und Saatgut	Nachklärbecken oder Koagulation mit Flockung
E	Gereinigtes Abwasser	≤ 20	35	-	-	-	-	-	-	≤ 1	5	Eingeschränkte Bewässerung von Industriepflanzen und Saatgut	Stabilisierungsteiche und Pflanzenkläranlage

Tabelle 5-32: Vorgeschlagene Arten und akkreditierte Anzahl von Barrieren abgeändert nach ISO 16075, basierend auf USEPA (2012) und World Health Organization (2006)

Art der Barriere*	Anwendung	Pathogen-reduktion (log Einheiten)	Anzahl Barrieren
Bewässerung von Kulturen zum menschlichen Verzehr			
Tröpfchenbewässerung	Tropfbewässerung von niedrigwachsenden Kulturen (min. 25 cm über dem Boden)	2	1
	Tropfbewässerung von hochwachsenden Kulturen (min. 50 cm über dem Boden)	4	2
	Tropfbewässerung unter der Oberfläche, wo Wasser nicht durch Kapillarwirkung zur Oberfläche aufsteigt	6	3
Sprüh- und Sprinkler-Bewässerung	Sprinkler und Mikrosprinklerbewässerung von niedrigwachsenden Pflanzen, Entfernung > 25 cm von der Wasserdüse	2	1
	Sprinkler und Mikrosprinklerbewässerung von Obstbäumen, Entfernung > 50 cm von der Wasserdüse	4	2
Zusätzliche Desinfektion im Feld	Low-level Desinfektion	2	1
	High-level Desinfektion	4	2
Sonnenschutzfolie	Bei Tropfbewässerung, wobei die Folie das Gemüse vor dem direkten Kontakt mit dem Bewässerungswasser schützt	2–4	1
Pathogen die-off	Absterben durch Beenden oder Unterbrechen der Bewässerung vor der Ernte	0,5–2 pro Tag	1–2
Waschen der Erzeugnisse vor Verkauf an Konsumenten	Waschen von Salat, Gemüse und Obst mit Trinkwasser	1	1
Desinfektion der Erzeugnisse vor Verkauf an den Konsumenten	Waschen von Salat, Gemüse und Obst mit einer schwachen Desinfektionslösung, anschließend mit Trinkwasser abgespült	2	1
Schälen der Erzeugnisse	Schälen von Früchten und Wurzelfrüchten	2	1
Abkochen der Erzeugnisse	Eintauchen in kochendes Wasser bis das Produkt gekocht ist	6–7	3
Bewässerung von Futtermitteln und Saatgut			
Kontrolle der Zugänglichkeit	Beschränkung des Zugangs zum bewässerten Feld für 24 h und mehr nach der Bewässerung	0,5–2	1
	Beschränkung des Zugangs zum bewässerten Feld für fünf Tage und mehr nach der Bewässerung	2–4	2
Sonnentrocknung von Futterpflanzen	Futterpflanzen und andere Nutzpflanzen, sonnengetrocknet und geerntet vor Verbrauch	2–4	2
Bewässerung von öffentlichen Gärten			
Kontrolle der Zugänglichkeit	Bewässerung bei Nacht, wenn die Öffentlichkeit bewässerte Parks, Sportplätze und Gärten nicht betritt	0,5–1	1
Kontrolle der Sprüh-Bewässerung	Sprühbewässerung mit Entfernung > 70 m von Wohngebieten oder Orten mit öffentlichem Zugang	1	1

*Um die Gruppe der Pflanzkulturen bzw. die Bewässerungszwecke zu erweitern, die mit den verschiedenen Qualitäten von behandeltem Klarwasser (BKW) bewässert werden können, wurde das Barriere-Konzept entwickelt. Diese Barrieren verhindern den Kontakt zwischen den im BKW befindlichen Krankheitserregern und den Menschen, die die bewässerten Nahrungspflanzen verzehren, die bewässerte Fläche nutzen oder die während der Bewässerung erzeugten Aerosole einatmen. Durch folgende Methoden lässt sich das Risiko, dass die in BKW befindlichen Krankheitserreger auf das Gemüse/Früchte übertragen werden, minimieren: Desinfektion des BKW, physikalische Trennung des BKW und der zu bewässernden landwirtschaftlichen Erzeugnisse (z. B. ein gewisser Abstand zwischen Wasserdüse und Feldfrucht), Installation einer physikalischen Barriere zwischen dem BKW und der Feldfrucht (z. B. Sonnenschutzfolie), Bewässerung mit unterirdischer Tropfbewässerung, Beenden der Bewässerung vor der Ernte, um Pathogene absterben zu lassen (Pathogen die-off).

Tabelle 5-33: Vorgeschlagene Anzahl von Barrieren, die für die Bewässerung mit aufbereitetem Abwasser notwendig sind; abgeändert nach ISO 16075, basierend auf USEPA (2012) und World Health Organization (2006)

Qualität des behandelten Abwassers	Kategorie	Bewässerung von privaten Gärten und Grünflächen mit uneingeschränktem Zugang der Öffentlichkeit	Bewässerung von Gärten und Grünflächen mit beschränktem Zugang der Öffentlichkeit	Bewässerung von Gemüse für Rohverzehr	Bewässerung von Gemüse mit anschließender Verarbeitung und Weiden	Bewässerung von Kulturen zur Nahrungsmittelproduktion außer Gemüse (Obstgärten, Weinberge) und im Gartenbau	Bewässerung von Futterpflanzen und Saatgut	Bewässerung von Industrie- und Energiepflanzen
Sehr hohe Qualität des behandelten Abwassers	A	0	0	0	0	0	0	0
Hohe Qualität des behandelten Abwassers	B	1	0	1	0	0	0	0
Gute Qualität des behandelten Abwassers	C	Verboten	1	3	2	1	0	0
Mittlere Qualität des behandelten Abwassers	D	Verboten	2	Verboten	Verboten	3	1	0
Gereinigtes Abwasser	E	Verboten	2	Verboten	2	2	0	0
Unbehandeltes Abwasser	F	Verboten	Verboten	Verboten	Verboten	Verboten	Verboten	Verboten

Im Mai 2020 hat das Europäische Parlament die Verordnung zu Mindestanforderungen an eine Wasserwiederverwendung für die landwirtschaftliche Bewässerung veröffentlicht (European Commission 2020). In dieser Verordnung werden verschiedene Qualitätsklassen von wiederaufbereitetem Wasser sowie die dafür zulässigen Verwendungs- und Bewässerungsmethoden definiert (vgl. Tabelle 5-34). Die festgelegten Mindestanforderungen an die Wasserqualität sind in Tabelle 5-35 aufgeführt. Mindesthäufigkeiten und Leistungsziele einer Überwachung des wiederaufbereiteten Wassers zeigen Tabelle 5-36 (Routineüberwachung) und Tabelle 5-37 (Validierungsüberwachung). Im Rahmen der Verordnung werden zudem spezifische präventive Maßnahmen zur Risikobegrenzung vorgeschlagen (European Commission 2020). Diese sind in Tabelle 5-38 zusammengefasst.

Tabelle 5-34: Qualitätsklassen des wiedergewonnenen Wassers, erlaubte landwirtschaftliche Nutzung und Bewässerungsmethode, abgeändert nach European Commission (2020)

Qualitätsklasse des aufbereiteten Klarwassers	Art der bewässerten Kulturpflanzen	Bewässerungsmethode
A	Alle zum menschlichen Verzehr angebauten Kulturpflanzen einschließlich Wurzelpflanzen, die roh verzehrt werden und Nahrungspflanzen, bei denen der essbare Teil in direktem Kontakt mit aufbereitetem Wasser steht	Alle Bewässerungsmethoden
B	Roh verzehrte Nahrungspflanzen, bei denen der essbare Teil oberirdisch erzeugt wird und nicht in direktem Kontakt mit aufbereitetem Wasser steht, verarbeitete Nahrungspflanzen und Non-Food-Pflanzen einschließlich	Alle Bewässerungsmethoden
C	Pflanzen zur Fütterung von milch- oder fleischproduzierenden Tieren	Nur Tröpfchenbewässerung
D	Industrie-, Energiepflanzen und Saatgut	Alle Bewässerungsmethoden

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Tabelle 5-35: Qualitätsanforderungen an zurückgewonnenes Wasser für die landwirtschaftliche Bewässerung, abgeändert nach European Commission (2020)

Qualitätsklassen des aufbereiteten Klarwassers	Entsprechende Vorbehandlung	Qualitätsanforderungen				
		<i>E. coli</i> [KBE/100mL]	BOD ₅ [mg/L]	TSS [mg/L]	Trübung [NTU]	Andere
A	Sekundäre biologische Stufe, Filtration und Desinfektion	≤ 10 oder nicht nachweisbar	≤ 10	≤ 10	≤ 5	Legionellen < 1.000 KBE/L, falls Aerosol
B	Sekundäre biologische Stufe und Desinfektion	≤ 100			-	Darmnematoden < 1 Ei/L bei Bewässerung von Weiden und Futterpflanzen
C	Sekundäre biologische Stufe und Desinfektion	≤ 1.000			-	
D	Sekundäre biologische Stufe und Desinfektion	≤ 10.000			-	

Tabelle 5-36: Mindesthäufigkeiten für die routinemäßige Überwachung von aufbereitetem Wasser für die landwirtschaftliche Bewässerung, abgeändert nach European Commission (2020)

Qualitätsklassen des aufbereiteten Klarwassers	Mindesthäufigkeiten für die routinemäßige Überwachung von					
	<i>E. coli</i>	BOD ₅	TSS	Trübung	Legionellen	Darmnematoden
A	Einmal pro Woche	Einmal pro Woche	Einmal pro Woche	Kontinuierlich	Einmal pro Woche	Zweimal im Monat oder in der Häufigkeit, die vom Betreiber der Aufbereitungsanlage entsprechend der Anzahl der Eier im Abwasser festgelegt wird, die in die Aufbereitungsanlage gelangen
B	Einmal pro Woche			-		
C	Zweimal pro Monat			-		
D	Zweimal pro Monat			-		

Tabelle 5-37: Validierungsüberwachung von aufbereitetem Wasser für die landwirtschaftliche Bewässerung, abgeändert nach European Commission (2020); Validierungsüberwachung nur für Klasse A

Qualitätsklassen des aufbereiteten Klarwassers	Indikator Organismus	Leistungsziele für die Behandlungskette (log ₁₀ -Reduktion)
A	<i>E. coli</i>	≥ 5,0
	Koliphagen gesamt / F-spezifische Koliphagen / somatische Koliphagen	≥ 6,0
	<i>Clostridium perfringens</i> Sporen / sporenbildende Sulfat reduzierende Bakterien	≥ 5,0

Tabelle 5-38: Spezifische präventive Maßnahmen zur Risikobegrenzung, abgeändert nach European Commission (2020)

Qualitätsklassen des aufbereiteten Klarwassers	Spezifische präventive Maßnahmen
A	<ul style="list-style-type: none"> • Schweine dürfen keinem mit aufbereitetem Klarwasser bewässertem Futter ausgesetzt werden, es sei denn, es liegen ausreichende Daten vor, die indizieren, dass die Risiken für einen bestimmten Fall beherrschbar sind.
B	<ul style="list-style-type: none"> • Verbot der Ernte von Erzeugnissen, welche noch von der Bewässerung mit Klarwasser nass sind. • Milchvieh von der Weide ausschließen, bis die Weide trocken ist. • Das Futter muss vor dem Verpacken getrocknet oder siliert werden. • Schweine dürfen keinem mit aufbereitetem Klarwasser bewässertem Futter ausgesetzt werden, es sei denn, es liegen ausreichende Daten vor, die indizieren, dass die Risiken für einen bestimmten Fall beherrschbar sind.
C	<ul style="list-style-type: none"> • Verbot der Ernte von Erzeugnissen, welche noch von der Bewässerung mit Klarwasser nass sind. • Weidetiere bis fünf Tage nach der letzten Bewässerung von der Weide ausschließen. • Das Futter muss vor dem Verpacken getrocknet oder siliert werden. • Schweine dürfen keinem mit aufbereitetem Klarwasser bewässertem Futter ausgesetzt werden, es sei denn, es liegen ausreichende Daten vor, die indizieren, dass die Risiken für einen bestimmten Fall beherrschbar sind.
D	<ul style="list-style-type: none"> • Verbot der Ernte von Erzeugnissen, welche noch von der Bewässerung mit Klarwasser nass sind.

Im Zusammenhang mit der BMBF-Fördermaßnahme WavE (Wasser, Wiederverwendung, Entsalzung; <https://www.bmbf-wave.de/>, zuletzt aufgerufen am 11.08.2020) wurden vier sog. „Fact-Sheets“ zum WavE-Querschnittsthema „Risikomanagement in der Wasserwiederverwendung“ erarbeitet. Diese geben eine Einschätzung des zu erwartenden Risikos gemäß einer öko- oder humantoxikologischen Bewertung von Spurenstoffen bei der Wasserwiederverwendung (Becker et al. 2018), zeigen und kategorisieren die Wichtigkeit chemischer Inhaltsstoffe (Organik, Nährstoffe, Salze, Schwermetalle) für unterschiedliche Wasserwiederverwendungspraktiken (Drewes et al. 2018d) und referenzieren internationale Anforderungen an eine Entfernung von Pathogenen für verschiedene Wasserwiederverwendungspraktiken (Cornel et al. 2018). Außerdem definieren sie Anforderungen an Wasserrecycling-Projekte und liefern Beispiele einer praktischen Umsetzung (Drewes et al. 2018b). Folgende Tabellen (Tabelle 5-39, Tabelle 5-40) fassen die wichtigsten Inhalte dieser Fact Sheets in Bezug auf die Relevanz von Spurenstoffen und anderen chemischen Stoffen bei der Wasserwiederverwendung zusammen. Hier muss jedoch zwischen den negativen öko- und humantoxikologischen Wirkungen ausgehend von Spurenstoffen und den wachstumsfördernden oder auch phytotoxischen Wirkungen von anderen chemischen Inhaltsstoffen (Organik, Nährstoffe, Salze, Schwermetalle) differenziert werden. Die wesentlichen nationalen und internationalen Anforderungen an die Entfernung von pathogenen Krankheitserregern bei der Wasserwiederverwendung, welche beispielhaft in Cornel et al. (2018) genannt sind, wurden bereits vorher aufgezeigt (Tabelle 5-29, Tabelle 5-31, Tabelle 5-32, Tabelle 5-33, Tabelle 5-34, Tabelle 5-35, Tabelle 5-36).

Als weitere wichtige Referenzen zu relevanten Richtlinien, Anforderungen und Barrieren bei der Wasserwiederverwendung sind noch Sanz and Gawlik (2014) sowie Alcalde-Sanz and

Gawlik (2017) sowie der Themenband „Non-potable Water Reuse“ der DWA (DWA 2019) zu nennen.

Als Anforderungen für potentiell aufnehmende Gewässer wie Oberflächen- oder auch Grundwasser müssen zudem insbesondere die Grundwasserrichtlinie (2006), die Grundwasserverordnung (2010) sowie die EU WRRL (2010) berücksichtigt werden (dies gilt sowohl im nationalen als auch internationalen Bereich).

Tabelle 5-39: Relevanz von Spurenstoffen mit potentiell negativer öko- und humantoxikologischer Wirkung bei typischen Wasserwiederverwendungspraktiken (Becker et al. 2018)

Landwirtschaftliche Bewässerung	Urbane Nutzungen/ Landschaftsbewässerungen	Grundwasseranreicherung	Industrielle Wiederverwendung
a. Nahrungsmittel für Rohverzehr humantoxikologisch ●● ökotoxikologisch ●	a. ohne Zugangsbeschränkung humantoxikologisch ● ökotoxikologisch ●	a. via direkter Injektion in einen gesättigten Grundwasserleiter humantoxikologisch ● ökotoxikologisch ●	a. Prozesswasser humantoxikologisch ● ökotoxikologisch ●
b. Nahrungsmittel, Verzehr nach Abkochen humantoxikologisch ●● ökotoxikologisch ●	b. mit Zugangsbeschränkung humantoxikologisch ● ökotoxikologisch ●	b. via Anreicherungsbecken mit Perkolation durch Bodenschichten humantoxikologisch ● ökotoxikologisch ●	b. Kühlwasser humantoxikologisch ● ökotoxikologisch ●
c. Futtermittel humantoxikologisch ● ökotoxikologisch ●	c. Toilettenspülung humantoxikologisch ● ökotoxikologisch ●		c. Kesselspeisewasser humantoxikologisch ● ökotoxikologisch ●
d. Energiepflanzen/nachwachsende Rohstoffe humantoxikologisch ● ökotoxikologisch ●			

● = erhöhtes Risiko möglich, abhängig vom Einzelfall
● = Gegenstand laufender Untersuchungen
● = kein erhöhtes Risiko

Tabelle 5-40: Wichtigkeit chemischer Inhaltsstoffe für unterschiedliche Wasserwiederverwendungspraktiken (Drewes et al. 2018d)

Landwirtschaftliche Bewässerung	Urbane Nutzungen/ Landschaftsbewässerungen	Grundwasseranreicherung	Industrielle Wiederverwendung
a. Nahrungsmittel für Rohverzehr Organik ● Nährstoffe ● Salze ● Schwermetalle ●	a. ohne Zugangsbeschränkung Organik ● Nährstoffe ● Salze ● Schwermetalle ●	a. via direkter Injektion Organik ● Nährstoffe ● Salze ● Schwermetalle ●	a. Prozesswasser Organik ● Nährstoffe ● Salze ● Schwermetalle ●
b. Nahrungsmittel, Verzehr nach Abkochen Organik ● Nährstoffe ● Salze ● Schwermetalle ●	b. mit Zugangsbeschränkung Organik ● Nährstoffe ● Salze ● Schwermetalle ●	b. via Anreicherungsbecken Organik ● Nährstoffe ● Salze ● Schwermetalle ●	b. Kühlwasser Organik ● Nährstoffe ● Salze ● Schwermetalle ●
c. Futtermittel Organik ● Nährstoffe ● Salze ● Schwermetalle ●	c. Toilettenspülung Organik ● Nährstoffe ● Salze ● Schwermetalle ●		c. Kesselspeisewasser Organik ● Nährstoffe ● Salze ● Schwermetalle ●
d. Energiepflanzen/nachwachsende Rohstoffe Organik ● Nährstoffe ● Salze ● Schwermetalle ●			

● = relevant; positiver Effekt ● = relevant; negativer Effekt ● = nicht relevant

5.5.3 Anwender- und nutzerspezifische Anforderungen

Bisher erfolgt die landwirtschaftliche Bewässerung in Gochsheim ausschließlich aus dem Grundwasser (vgl. Gliederungspunkt 5.3.1.1), in Schwebheim aus Grund- und Oberflächenwasser (Brunnen, Wasserbecken und Unkenbach) (vgl. Gliederungspunkt 5.3.1.2). Die lokalen Landwirte würden gerne zur Qualitätssicherung ihrer Produkte (geprüft unter Berücksichtigung der Rückstands-Höchstmengenverordnung (2010) sowie der Verordnungen der European Commission (2006)) auch in Zukunft Bewässerungswasser mit vergleichbar guter Qualität (vgl. Gliederungspunkte 5.3.2.1 für Gochsheim und 5.3.2.2 für Schwebheim) nutzen. Auf einer einwandfreien Produktqualität beruht schließlich auch das Vertrauen der Abnehmer und Verbraucher der landwirtschaftlichen Erzeugnisse. Zudem sollte der Schutz des Grundwassers, der Oberflächengewässer und des Bodens zuverlässig sichergestellt werden. Um einer Verschlechterung der Qualität des Beregnungswassers und damit verbundenen Konsequenzen vorzubeugen und eine ähnlich gute Qualität wie das lokale Grundwasser zu gewährleisten, bedarf es entsprechender Aufbereitungsprozesse (Gliederungspunkt 5.5.5).

Neben den qualitativen nutzerspezifischen Anforderungen, wurden im Rahmen des Stakeholder-Prozesses noch folgende andere nutzerspezifische Anforderungen an die Aufbereitung und örtliche Bereitstellung des Nutzwassers für Bewässerungszwecke erarbeitet (Tabelle 5-41):

Tabelle 5-41: Anwender- und nutzerspezifische Anforderungen an die Aufbereitung und örtliche Bereitstellung von Nutzwasser

Stakeholder	Anforderungen
Potentieller Dienstleister/Anwender (Kläranlage Schweinfurt) sowie Behörde (WWA Bad Kissingen)	<ul style="list-style-type: none"> • Zuverlässige und resiliente (Aufbereitung und) Bereitstellung • Möglichst unkomplizierte und kostengünstige (Aufbereitung und) Bereitstellung • Kompatibilität der Aufbereitungstechnologie mit längeren Standzeiten • Anwendersichere Aufbereitungstechnologie • Kompatibilität der Aufbereitungstechnologie mit den Anforderungen einer vierten Reinigungsstufe • Gewährleistung des Schutzes von Boden, Grundwasser und Oberflächenwasser
Potentielle Nutzer (Landwirte in Gochsheim und Schwebheim, sowie Stadtbewässerung Schweinfurt)	<ul style="list-style-type: none"> • Möglichst unkomplizierte und kostengünstige (Aufbereitung und) Bereitstellung • An Anforderungen angepasste Wasserqualität, aber Wunsch einer Qualität vergleichbar mit den bisher konventionell genutzten Wasserressourcen • Hochzuverlässige und resiliente Barriere gegen Pathogene und Antibiotikaresistenzen • Gewährleistung einer einwandfreien Produktqualität (bewässerte Pflanze) und eines hygienisch unbedenklichen Bewässerungswassers, sodass z. B. bei der Nutzung von öffentlichen urbanen Flächen keine Gefährdung vorliegt • Nach Möglichkeit Nutzung der bereits etablierten Bewässerungsinfrastruktur, um teure bauliche Maßnahmen zu vermeiden

5.5.4 Akkumulationspotential von Schadstoffen in Boden, Grundwasser oder auf bewässerten Kulturen durch den Einsatz von Nutzwasser

Verschiedene Studien haben bereits auf das Akkumulationspotential unterschiedlicher Schadstoffe im Boden, im Grundwasser oder auf bewässerten Kulturen durch die Wiederverwendung von aufbereitetem Wasser zur landwirtschaftlichen Bewässerung hingewiesen (Chen et al. 2013a; Chen et al. 2013b; Chiou 2008; Gallegos et al. 1999; Mahjoub et al. 2011; Qin et al. 2015; Wang et al. 2003; Xu et al. 2010; Zemmann et al. 2016; Pedrero et al. 2010). Diese Studien beleuchteten jedoch ausschließlich die Auswirkungen einer Wiederverwendung von sekundärem Kläranlagenablauf (Abwasser Nachklärung bei konventioneller Abwasserbehandlung, also mechanisch und biologisch) oder sogar von Rohabwasser (Gallegos et al. 1999), jedoch nicht von weitergehend aufbereitetem Wasser, wie in dieser Nutzwasser-Studie.

Chen et al. (2013a) sowie Wang et al. (2017) kamen zu dem Schluss, dass die Wiederverwendung von aufbereitetem Wasser aufgrund der darin enthaltenen Nährstoffe (v. a. Stickstoff) und der damit verbundenen düngenden Wirkung sowohl förderlich für das Pflanzenwachstum, als auch für den Boden selbst sind. Als Konsequenz davon leiteten Chen et al. (2013a) auch ökonomische Vorteile für die Landwirtschaft ab. Das Risiko für Boden und Grundwasser, das von im Abwasser enthaltenen Schwermetallen und organischen Spurenstoffen (pharmazeutische Rückstände, endokrin wirksame Chemikalien) ausgeht, ordneten sie als sehr gering ein, insbesondere bei der Durchführung einer angemessenen und bedarfsgerechten Bewässerung. Zu einem ähnlichen Schluss kam eine Studie von Chen et al. (2013b): Die Akkumulation von verschiedenen organische Spurenstoffen (Clofibrinsäure, Ibuprofen, 4-tert-Octylphenol, 4-n-Nonylphenol, Naproxen, Triclosan, Diclofenac, Bisphenol A und Estron) in sandig-lehmigen und lehmig-sandigen Böden wurde untersucht und festgestellt, dass sogar nach einem langen Bewässerungszeitraum von 10 Jahren nur sehr geringe Konzentrationen im Oberboden (20 cm) nachweisbar waren (< 1 ng/g–140 ng/g). Durch Adsorption und mikrobielle Degradation wurde der Großteil der organischen Spurenstoffe bereits in den ersten 40 cm des Bodens komplett zurückgehalten. Auswaschung und Verflüchtigung von organischen Spurenstoffen aus den Böden wurde eher ausgeschlossen (Chen et al. 2013b), was entsprechend bedeuten würde, dass das Risiko einer Grundwasserkontamination mit den entsprechenden organischen Spurenstoffen als eher gering einzustufen wäre. Insgesamt beurteilten Chen et al. (2013b) das ökologische Risiko durch eine Akkumulation von organischen Spurenstoffen im Boden für Bodenbiota bei einer Wiederverwendung von aufbereitetem Wasser als gering. Chiou (2008) kam ebenfalls zu dem Schluss, dass bei einer adäquaten, bedarfsgerechten Bewässerung das Gesundheitsrisiko für den Menschen auf ein unbedenkliches Niveau gesenkt werden könnte. Trotz vergleichsweise widriger Umstände (extrem sandige Böden mit geringer adsorptiver Leistung) haben auch Mahjoub et al. (2011) in den Böden, welche mit aufbereitetem Wasser bewässert wurden, nur sehr geringe oder sogar nicht messbare Konzentrationen von endokrin wirksamen Substanzen festgestellt. Im Rahmen einer Studie von Qin et al. (2015) wurde die Literatur zusammengefasst, welche sich mit dem Verhalten von organischen Spurenstoffen in landwirtschaftlichen Böden auseinandersetzte, die mit aufbereitetem Wasser bewässert wurden,

sowie mit den nachteiligen Auswirkungen auf Bodenorganismen (einschließlich Mikroorganismen und Fauna), Kulturpflanzen und Menschen (über Nahrungsaufnahme). Neben Strategien und potenziellen Technologien zum Abbau oder zur Entfernung dieser Spurenstoffe aus den Böden, wurden auch Bewässerungsstrategien und landwirtschaftliche Praktiken zur Minimierung des Transfers von organischen Spurenstoffen auf Kulturpflanzen und ins Grundwasser untersucht. Basierend auf diesen Untersuchungen kamen Qin et al. (2015) ebenfalls zu dem Schluss, dass die landwirtschaftlichen Risiken ausgehend von organischen Spurenstoffen im Zusammenhang mit der Wiederverwendung von aufbereitetem Wasser unter bestimmten agrarökologischen Bedingungen auf ein Minimum reduziert werden könnten. Insbesondere konservative Praktiken (Bewässerung mit gering belastetem Wasser, eine bedarfsgerechte Bewässerung, Bewirtschaftung der Kulturen unter Gewährleistung einer geringen Aufnahme von Schadstoffen, etc.) seien dringend erforderlich, um eine potentielle ökologische Gefährdung durch organische Spurenstoffe zu minimieren. Eine Ausarbeitung von Vorschriften, speziell für die Bewässerung mit aufbereitetem Wasser, mit adäquaten Grenzwerten für unterschiedliche organische Spurenstoffen wurde für eine sichere Bewässerungsanwendung dringend empfohlen (Qin et al. 2015).

In einer Studie von Xu et al. (2010) wurde ebenfalls die positive Wirkung einer Bewässerung mit aufbereitetem Wasser auf die chemischen sowie physikalischen Eigenschaften des Bodens (Versorgung mit Nährstoffen und organischem Material) und der dadurch höhere Ertrag und eine verbesserte Bodenfruchtbarkeit aufgezeigt. Jedoch wurde auch betont, dass insbesondere in Regionen mit „leichten“ Böden (sandige Textur und arm an organischem Material) eine erhöhte Gefahr einer Ausschwemmung von Schwermetallen und einer Versickerung dieser ins Grundwasser bestehe. Eine weitere Studie, die ein erhöhtes Risiko einer Anreicherung von organischen Spurenstoffen im Boden feststellte, verwies auch auf die Gefahr einer Auswaschung von anreicherungs-fähigen Spurenstoffen ins Grundwasser (Zemann et al. 2016). V. a. bei Stoffen mit einer hohen Persistenz gegenüber mikrobiologischem Abbau (z. B. Carbamazepin, künstlichen Süßstoffen oder iodierter Röntgenkontrastmittel) bestehe eine erhöhte Wahrscheinlichkeit, durch Perkolation ins Grundwasser verfrachtet zu werden. Bei dieser Studie muss jedoch beachtet werden, dass sie v. a. unter ariden Klimaverhältnissen und auf sandigen Böden mit schlechter bzw. stark inhibierter mikrobiologischer Aktivität durchgeführt wurde.

Zur besseren Einschätzung der lokalen Bewässerungspraxis im Planungsgebiet Gochsheim/Schwebheim wurde eine telefonische Umfrage unter den Landwirten durchgeführt. Beruhend auf dieser Umfrage bewässerten die lokalen Landwirte bei Bedarf, jedoch basierend auf eigener Expertise. Messtechnik zur Abschätzung der Bodenfeuchte komme dabei nicht zum Einsatz. Trotzdem kann davon ausgegangen werden, dass die Mehrheit der lokalen Landwirte bedarfsgerecht bewässert. Dafür sprechen auch die Vorteile einer bedarfsgerechten Bewässerung, z. B. weniger Energiekosten, und geringerer Arbeitsaufwand (bisher wird größtenteils manuell bewässert), sowie eine Vermeidung von Pfützen und Staunässe (teilweise haben die Böden hohe Lehmenteile, woraus aquitarde Verhältnisse resultieren). Die erhobenen Daten zur Grundwasserqualität deuten ebenfalls auf eine bedarfsgerechte Bewässerung hin, da mit wenigen Ausnahmen nur geringe Konzentrationen von anthropogen bedingten

Inhaltsstoffen nachgewiesen wurden (vgl. Gliederungspunkte 5.3.2.1 und 5.3.2.2). Bei einer übermäßigen Bewässerung würde es wohl zu einer stärkeren Auswaschung der Stoffe ins Grundwasser kommen.

Auf Basis der Literaturrecherche, der Ergebnisse der Telefonumfrage und der Tatsache, dass das zum Einsatz geplante Nutzwasser eine wesentlich bessere Qualität als sekundäres Abwasser (Abwasser Nachklärung) aufweist (vgl. Gliederungspunkt 5.5.6), lässt sich das Risiko einer Akkumulation von Schwermetallen, Pathogenen oder organischen Spurenstoffen im Boden, im Grundwasser oder auf den bewässerten Kulturen als gering bzw. vernachlässigbar bewerten. Das davon ausgehende gesundheitliche Risiko für den Menschen wäre somit vertretbar. Trotzdem sollte der Nutzwassereinsatz für die landwirtschaftliche Bewässerung von einer fallspezifischen Risikobewertung sowie einem Risikomanagement begleitet werden. Dies würde ein umfassendes Monitoring-Programm zur Boden-, Pflanzen- sowie Grundwasserqualität inkludieren. **Eine Verbesserung des Beregnungsmanagements mit einer optimierten Beregnungssteuerung wäre evtl. zusätzlich erforderlich, um Stoffausträge in das Grundwasser und in Fließ- und Oberflächengewässer zu verhindern, die aus zu hohen Bewässerungsmengen resultieren könnten. Diese Empfehlung geben auch Seis et al. (2016).**

5.5.5 Aufbereitungstechnologien zur Erfüllung der qualitativen und quantitativen Anforderungen

Aus der qualitativen Betrachtung potentiell nutzbarer alternativer Wasserressourcen (vgl. Gliederungspunkt 5.2) wird deutlich, dass zur Einhaltung der qualitativen Anforderungen (vgl. Gliederungspunkt 5.5) eine Aufbereitung erforderlich sein wird, welche neben den hygienischen Parametern wie mikrobiellen Pathogenen auch organische Spurenstoffe (Haushalts- und Industriechemikalien, Pharmaka) effektiv entfernt.

Eine Aufbereitung von sekundärem Abwasser (Ablauf der Nachklärung) mit Ultrafiltrationsmembranen garantiert die effiziente physikalische Entfernung pathogener Bakterien und Viren einschließlich Antibiotikaresistenzen (ARB und teils auch ARG) und repräsentiert somit einen zuverlässigen Desinfektionsschritt (Madaeni 1999; Di Zio et al. 2005; Gómez et al. 2006; Ferrer et al. 2015). Damit können die meisten nationalen und internationalen Mindestanforderungen erfüllt werden, die momentan für mikrobiologische Parameter bei einer Wasserwiederverwendung für die landwirtschaftliche oder urbane Bewässerung definiert sind (ISO 16075; European Commission 2020; USEPA 2012; World Health Organization 2006). Neben den mikrobiellen Parametern, für welche bereits Grenzwerte definiert wurden (*E. coli*, Enterokokken, etc.), müssen bei der Wasserwiederverwendung jedoch noch weitere Kontaminanten berücksichtigt werden. Zu diesen zählen unter anderem antibiotikaresistente Bakterien, antibiotikaresistente Gene und organische Mikroschadstoffe wie Rückstände oder Metabolite von Pharmazeutika, oder Industrie- und Haushaltschemikalien (Dong et al. 2015; Ternes 2007; Biel-Maeso et al. 2018; Drewes et al. 2018c; Drewes et al. 2018d).

Eine Kombination aus Ultrafiltrationsmembranen mit Ozon oder Pulveraktivkohle stellt einen vielversprechenden Ansatz zur Reduktion organischer Mikroschadstoffe dar und wurde bereits in mehreren Studien in sogenannten Hybridmembranprozessen (HMP) untersucht (Snyder et

al. 2007b; Löwenberg et al. 2014; Ivancev-Tumbas et al. 2018; Ivancev-Tumbas and Hobby 2010; Ivancev-Tumbas et al. 2008; Snoeyink et al. 2000; Campinas and Rosa 2010; Rodriguez et al. 2016; Margot et al. 2013; Stoquart et al. 2012; Huang et al. 2017; Fan et al. 2014). Grundsätzlich können drei verschiedene Konfigurationen von PAK/UF-Hybridmembranprozessen unterschieden werden: a) HMP mit PAK-Vorbehandlung; b) HMP mit PAK-Nachbehandlung und c) HMP mit integrierter PAK-Behandlung (Stoquart et al. 2012). Aufgrund längerer hydraulischer Verweilzeiten und der damit verbundenen höheren Effizienz der Mikroschadstoff-Adsorption wird dem HMP üblicherweise ein PAK-Kontaktreaktor vorgeschaltet (Löwenberg et al. 2014; Ivancev-Tumbas et al. 2008; Sheng et al. 2016; Margot et al. 2013). Um eine kompaktere Prozesskonfiguration zu erhalten, haben im Gegensatz dazu z. B. Ivancev-Tumbas et al. (2008) und Ivancev-Tumbas et al. (2018) vor der UF-Membran eine Inline-Dosierung von PAK in die Zulaufleitung appliziert und damit die Notwendigkeit eines PAK-Kontaktreaktors vermieden. Andere Studien untersuchten die Kombination mit Ozon und konnten zeigen, dass die Kombination von Ozon(vor-)behandlung und Ultrafiltration ein wirksamer HMP ist, um organische Mikroschadstoffe zu entfernen (Wang et al. 2007; Huang et al. 2017; Fan et al. 2014).

Oxidative Verfahren wie die Ozonung oder weitergehende Oxidationsverfahren (engl.: „Advanced Oxidation Processes, AOPs“) stellen eine vielversprechende Option bei der Behandlung und Wiederverwendung von Abwasser dar. Insbesondere Ozon- und UV-basierte Verfahren bieten neben der Oxidation vieler relevanter Wasserinhaltsstoffe bei adäquater Dosis zusätzlich eine effektive Desinfektion des Wassers. **Generell führt die Oxidation mit Ozon zu einer Verbesserung der biologischen Abbaubarkeit des organischen Kohlenstoffs, was als assimilierbarer organischer Kohlenstoff (AOC) oder biologisch abbaubarer gelöster organischer Kohlenstoff (BDOC) gemessen werden kann** (Yavich et al. 2004; Hammes et al. 2006). Aus diesem Grund wird eine Kombination mit einer nachgeschalteten biologischen Stufe häufig empfohlen. Verschiedene Studien haben die Effektivität der Kombination von Ozonung und AOPs mit Sandfiltern (Hollender et al. 2009), biologisch aktiven Aktivkohlefiltern (Reungoat et al. 2012) und Verfahren der Grundwasseranreicherung gezeigt (Zucker et al. 2015; Hübner et al. 2012). **Die Oxidation, insbesondere mit Ozon, führt dabei zu einer deutlichen Verbesserung des biologischen Abbaus von DOC** (Hübner et al. 2012). Ein weiterer Vorteil der Kombination von Ozon und nachgeschalteter Biologie ist die mögliche Entfernung von Transformationsprodukten und Nebenprodukten durch biologische Prozesse. Viele Transformationsprodukte, die bei der Oxidation von Spurenstoffen entstehen, sind biologisch besser abbaubar (Hübner et al. 2014; Scheurer et al. 2012). Darüber hinaus bietet die Verfahrenskombination komplementäre Barrieren mit unterschiedlichen Mechanismen (Oxidation, Adsorption, biologischer Abbau) zur Elimination von organischen Spurenstoffen und Pathogenen.

Granulierte Aktivkohle (GAK) und Pulveraktivkohle (PAK) werden traditionell für die Entfernung organischer Kontaminanten eingesetzt (Worch 2012). Eine Vielzahl organischer Spurenstoffe kann mit Aktivkohle effizient entfernt werden (Altmann et al. 2014), insbesondere aus vorbehandeltem Wasser mit relativ geringen Restkonzentrationen konkurrierender Wasserinhaltsstoffe (Zietzschmann et al. 2014). Der Einsatz von GAK ist nach einer

weitergehenden Wasseraufbereitung (z. B. Ozonprozess) als nachgeschalteter biologisch-aktiver Adsorber (BAK) zu bevorzugen, weil auf eine zusätzliche Prozessstufe für eine zuverlässige Abtrennung von PAK verzichtet werden kann. Grundsätzlich ist die Aktivkohleadsorption zwar für viele organische Spurenstoffe geeignet, jedoch sind einige sehr polare Vertreter nur schlecht adsorbierbar, z. B. iodierter Röntgenkontrastmittel oder die künstlichen Süßstoffe und Komplexbildner (Jekel et al. 2015). Diese Substanzen sind daher mit dieser Technik nicht wirtschaftlich zu entfernen.

Aufgrund des saisonalen Wasserbedarfs, der in der Regel für die Bewässerung in der deutschen Landwirtschaft typisch ist und wegen der Notwendigkeit einer kurzfristigen Deckung des Spitzenbedarfs sind flexible, kompakte und modulare Aufbereitungsverfahren erforderlich, die kurzfristig eine adäquate Wasserqualität bereitstellen sowie längeren Stillstandszeiten standhalten können. Um dieser Flexibilität zu genügen, bedarf es technischer Lösungen, die spontan an- und abgefahren werden können. Deshalb wurde für dieses Vorhaben die Kombination aus einer keramischen Ultrafiltrationsmembran (UF) mit einer adsorptiven Vorbehandlung mit PAK oder die Kopplung mit Ozon (O₃) als die vielversprechendsten Aufbereitungsverfahren identifiziert, um einerseits die qualitativen und quantitativen Anforderungen für die landwirtschaftliche und urbane Bewässerung sowie andererseits die betrieblichen Vorgaben zu erfüllen. Bei den Hybridmembranverfahren UF/PAK oder UF/O₃ ergeben sich aber auch betriebliche Vorteile wie ein deutlich höherer Flux (> 250 LMH) und längere Filtrationszyklen, bevor eine Rückspülung erforderlich wird. Dadurch können die höheren Investitionskosten kompensiert werden (Ng et al. 2018). Diese Verfahrenskombinationen inklusive einer finalen ultravioletten Bestrahlung (UV) stellen effektive Mehrfachbarrieren für mikrobiologische sowie chemische Kontaminanten dar. Die unterschiedlichen Verfahrenskombinationen sind in Abbildung 5-22 schematisch illustriert. Für die Optionen 2 und 3 wurden die Kostenkalkulationen für entsprechende Verfahrensanpassungen an der Kläranlage Schweinfurt durchgeführt (vgl. Gliederungspunkt 5.7.1).

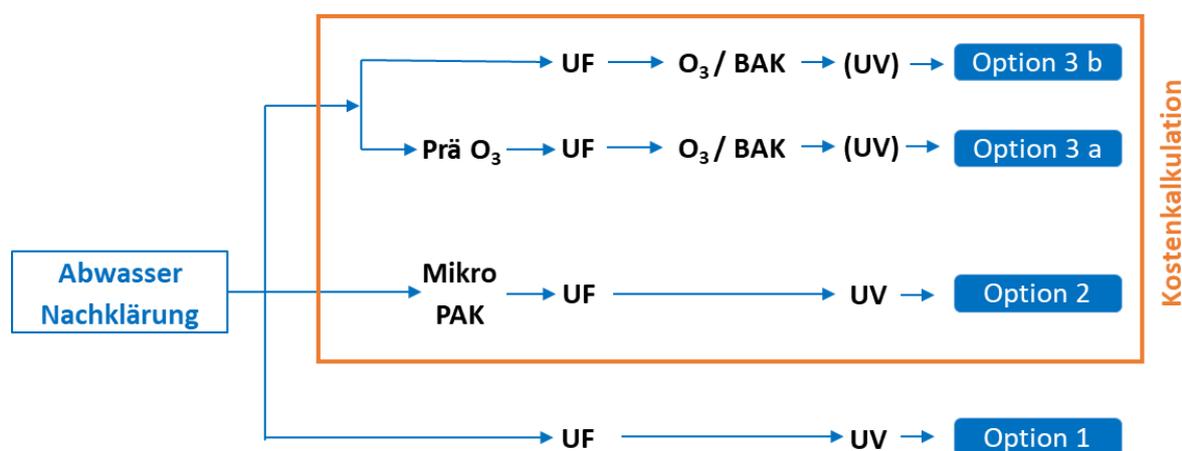


Abbildung 5-22: Schematische Darstellung der Verfahrenskombinationen für die Produktion von Nutzwasser aus Klarwasser

In einem ersten mehrwöchigen Testlauf (August 2019) wurde bereits die Verfahrenskombination UF mit einer vorgeschalteten inline PAK-Dosierung (Korngröße der

PAK ca. 6–9 µm, dosierte Konzentration ca. 30 mg/L) entsprechend der Option 2 in Abbildung 5-22 getestet. Untersucht wurde u. a. die Entfernungsleistung für folgende organische Spurenstoffe (Haushalts- und Industriechemikalien, Pharmaka): 4-Formylaminoantipyrin, Antipyrin, Atenolol, Benzotriazol, Caffein, Carbamazepin, Citalopram, Climbazol, Diclofenac, Gabapentin, Iopromid, Metoprolol, Phenytoin, Primidon, Sotalol, Sulfamethoxazol, TCEP, Tramadol, Trimethoprim, Valsartansäure und Venlafaxin. Es konnte eine relative Entfernungseffizienz ($1 - \text{Konzentration}_{\text{UF-Permeat}} / \text{Konzentration}_{\text{UF-Zulauf}}$) von 25–99 % erzielt werden (Abbildung 5-23). Demzufolge konnte für dieses Hybridverfahren eine effektive Reduzierung von teilweise gesundheitsgefährdenden organischen Spurenstoffen beobachtet werden. Die detaillierten Ergebnisse zur Untersuchung dieses HMPs werden umfassend in Schwaller et al. (submitted) dargestellt.

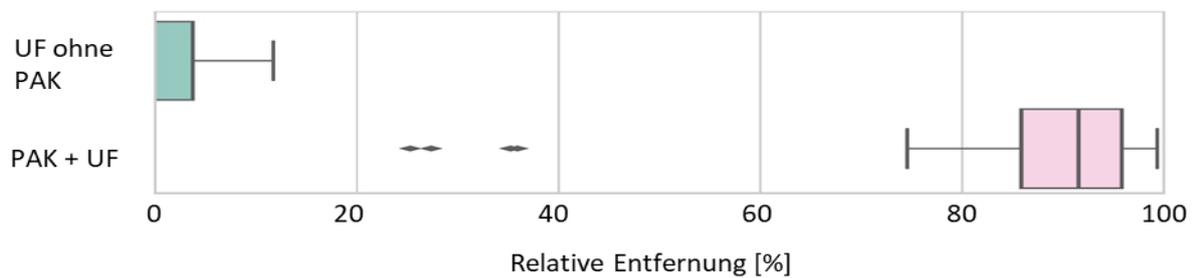


Abbildung 5-23: Relative Entfernungsleistung von Spurenstoffen durch getestetes Hybridverfahren „inline dosierte PAK/Ultrafiltration“ (vgl. Abbildung 5-22, Option 2)

Eine differenzierte Evaluierung der zu erwartenden Nutzwasserqualität wird im nächsten Gliederungspunkt (5.5.6) vorgenommen.

5.5.6 Erwartete Nutzwasserqualität nach weitergehender Aufbereitung von Klarwasser mithilfe der empfohlenen Technologien

Basierend auf einer Modellierung (Beschreibung der Methodik vgl. Gliederungspunkt 4.4) wurde die zu erwartende Nutzwasserqualität (Mikrobiologie und organische Spurenstoffe) nach der weitergehenden Aufbereitung von Klarwasser mithilfe der identifizierten Technologien (vgl. Gliederungspunkt 5.5.5) abgeschätzt.

Die potentiell Nutzwasserqualität hinsichtlich Pathogene und organischer Spurenstoffe, die über eine Aufbereitung mit einer Kombination aus einer Ultrafiltrationsmembran (UF) und inline-dosierter Pulveraktivkohle (PAK) erreicht werden kann, ist in Abbildung 5-24 und Abbildung 5-25 dargestellt. Für die organischen Spurenstoffe Carbamazepin, Diclofenac und Sulfamethoxazol zeigte sich eine deutliche Reduktion der Konzentrationen nach der adsorptiven Behandlungsstufe inline-dosierte PAK vor der UF (Abbildung 5-24). Bei der Bestrahlung mit UV konnte v. a. beim UV-sensitiven Diclofenac eine leichte Abnahme der Konzentration beobachtet werden. Die Mediane sowie die arithmetischen Mittelwerte der organischen Spurenstoffkonzentrationen wären nach der Aufbereitung über den HMP UF/PAK mit abschließender UV-Bestrahlung vergleichbar mit den entsprechenden Konzentrationen im Mainwasser. Die Pathogen-Konzentrationen würden sich mithilfe des HMP UF/PAK mit abschließender UV-Bestrahlung ebenfalls beträchtlich reduzieren lassen (Abbildung 5-25). Die mikrobielle Qualität des Nutzwassers wäre sogar bedeutend besser als die des Mains oder anderer konventionell genutzter Oberflächenwasserressourcen, wie z. B. der Unkenbach oder die Wasserbecken (vgl. Gliederungspunkt 5.3.2.2). Insgesamt kann basierend auf den Ergebnissen der Modellierung geschlussfolgert werden, dass die zu erwartende Qualität des Nutzwassers nach dem HMP UF/PAK mit abschließender UV-Bestrahlung wahrscheinlich größtenteils besser wäre als die Qualität der bisher genutzten Oberflächenwasserressourcen (Main, Unkenbach, Wasserbecken).

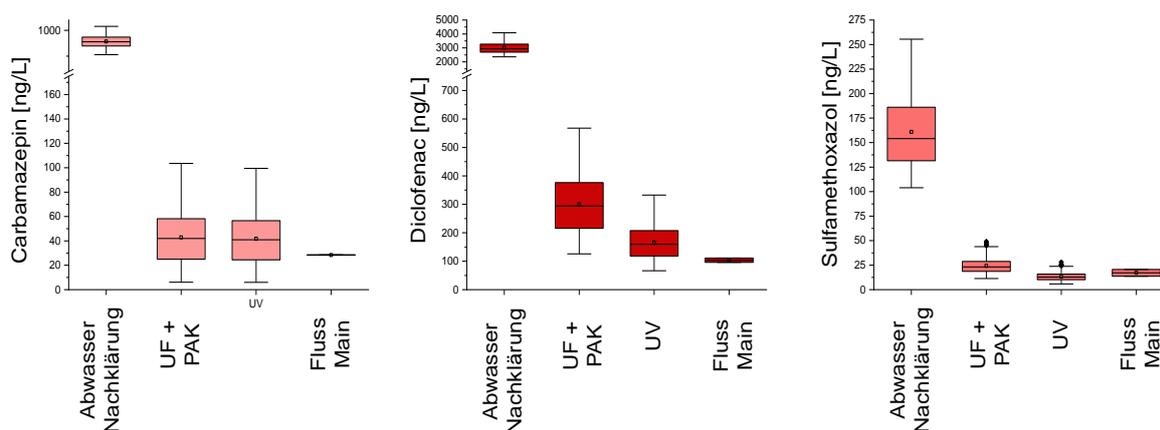


Abbildung 5-24: Modellierte Konzentrationen der organischen Spurenstoffe Carbamazepin, Diclofenac und Sulfamethoxazol bei der Aufbereitung von Klarwasser (Abwasser Nachklärung) über UF/PAK/UV; die Box umfasst die Werte zwischen dem 25 %- und 75 %-Quantil, der horizontale, durchgehende Strich innerhalb der Box repräsentiert den Median, der Punkt das arithmetische Mittel und die Enden der „Whiskers“ der Box-Plots kennzeichnen den 1,5-fachen Interquartilsabstand

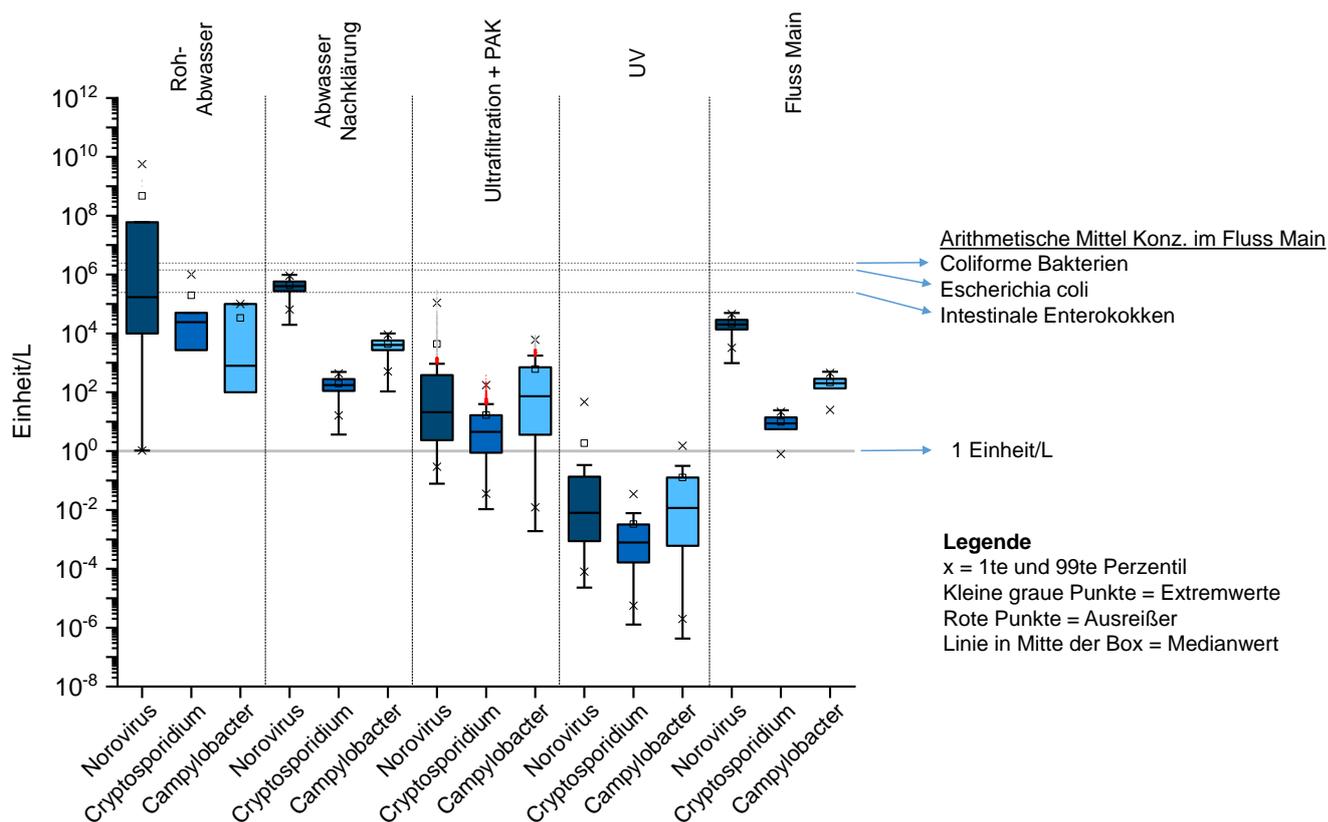


Abbildung 5-25: Modellerte Pathogen-Konzentrationen bei der Aufbereitung von Klarwasser (Abwasser Nachklärung) mit UF/PAK/UV; Bakterien dargestellt als koloniebildende Einheiten pro Liter (KBE/L), Viren als Kopien/L

Die potentielle Nutzwasserqualität in Bezug auf Pathogene und organische Spurenstoffe, die durch eine Aufbereitung mit einer UF-Membran kombiniert mit Ozonung (O₃) und anschließender BAK-Filtration sowie UV-Bestrahlung erzeugt werden kann (Option 3, Abbildung 5-22), ist in Abbildung 5-26 und Abbildung 5-27 dargestellt. Für die organischen Spurenstoffe Carbamazepin, Diclofenac und Sulfamethoxazol zeigte sich eine deutliche Reduktion der Konzentrationen nach der oxidativen Behandlungsstufe O₃ (Abbildung 5-26). Die adsorptiv wirkende BAK-Filtration führte zu einer weiteren substantiellen Entfernung der organischen Spurenstoffe. Die Bestrahlung mit UV reduzierte v. a. die Konzentration des UV-sensitiven Diclofenac. Die Mediane sowie die arithmetischen Mittelwerte der organischen Spurenstoffkonzentrationen wären nach der Aufbereitung mit dem HMP UF/O₃/BAK mit abschließender UV-Bestrahlung signifikant geringer als die entsprechenden Konzentrationen im Mainwasser. Die Pathogen-Konzentrationen würden sich durch den HMP UF/O₃/BAK mit abschließender UV-Bestrahlung ebenfalls deutlich reduzieren lassen (Abbildung 5-27). Die mikrobielle Qualität des Nutzwassers wäre bedeutend besser als die des Mains oder anderer konventionell genutzter Oberflächenwasserressourcen, wie z. B. der Unkenbach oder die Wasserbecken (vgl. Gliederungspunkt 5.3.2.2). Insgesamt kann basierend auf der Modellierung geschlossen werden, dass die zu erwartende Qualität des Nutzwassers nach dem HMP UF/O₃/BAK mit abschließender UV-Bestrahlung sowohl besser wäre als die der bisher genutzten Oberflächenwasserressourcen (Main, Unkenbach, Wasserbecken), als auch signifikant besser als die Nutzwasserqualität, die mit HMP UF/PAK/UV erzeugt werden könnte.

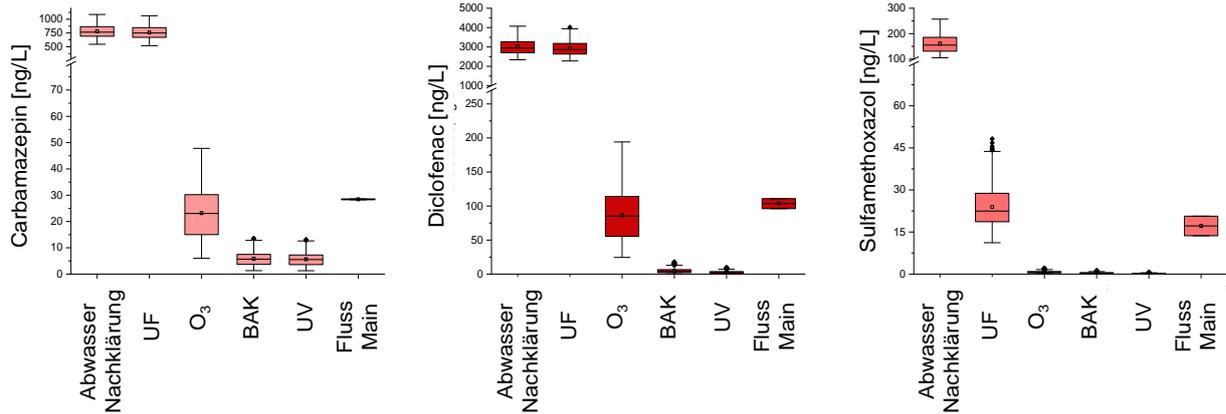


Abbildung 5-26: Modellerte Konzentrationen der organischen Spurenstoffe Carbamazepin, Diclofenac und Sulfamethoxazol bei der Aufbereitung von Klarwasser (Abwasser Nachklärung) über UF/O₃/BAK/UV; die Box umfasst die Werte zwischen dem 25 %- und 75 %-Quantil, der horizontale, durchgehende Strich innerhalb der Box repräsentiert den Median, der Punkt das arithmetische Mittel und die Enden der „Whiskers“ der Box-Plots kennzeichnen den 1,5-fachen Interquartilsabstand

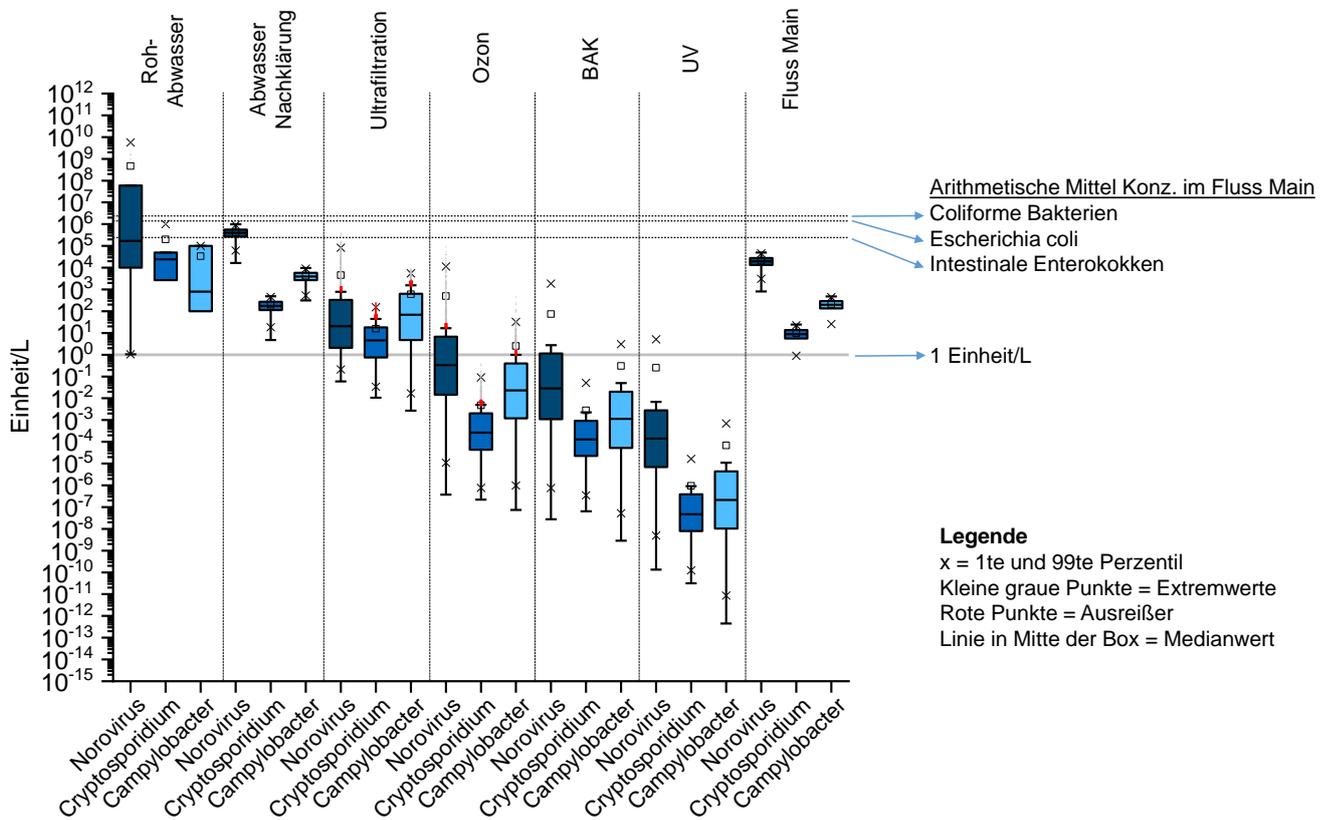


Abbildung 5-27: Modellerte Pathogen-Konzentrationen bei der Aufbereitung von Klarwasser (Abwasser Nachklärung) über UF/O₃/BAK/UV; Bakterien dargestellt als koloniebildende Einheiten pro Liter (KBE/L), Viren als Kopien/L

5.5.7 Auswirkungen auf den Mainpegel bei einer Nutzwasserverwendung

Bei einer (intensiven) Nutzung alternativer Wasserressourcen wie dem weitergehend aufbereiteten Klarwasser der Kläranlage Schweinfurt ist von potentiellen Auswirkungen auf den Main auszugehen, insbesondere wenn die genutzte Wassermenge nicht mehr dem Fluss zur Verfügung steht. Die in Bezug darauf erarbeiteten Erkenntnisse werden in Abbildung 5-28 veranschaulicht. Für die Evaluierung der potentiellen Auswirkungen auf den Mainabfluss bei einer Verwendung von weitergehend aufbereitetem Klarwasser der Kläranlage Schweinfurt wurden vier Szenarien unterschieden: Verwendung des gesamten (= 100 %) Ablaufs der Kläranlage (= 9,6 Millionen m³/Jahr, ca. 26.000 m³/Tag), Verwendung von 50 % (= 4,8 Millionen m³/Jahr, ca. 13.000 m³/Tag), Verwendung von 25 % (= 2,4 Millionen m³/Jahr, ca. 6.500 m³/Tag) und Verwendung von 10 % der Ablaufmenge (= 0,96 Millionen m³/Jahr, ca. 2.600 m³/Tag). Mit der anfallenden Klarwassermenge des 10 %-Szenarios von 2.600 m³/Tag könnte der gesamte Bewässerungsbedarf von Schweinfurt, Schwebheim und Gochsheim zusammen in einem Trockenjahr wie 2018 (ca. 500.000 m³) abgedeckt werden (vgl. Gliederungspunkte 5.3.1.1, 5.3.1.2 und 5.4). Da der Mainabfluss saisonalen Schwankungen unterlag/unterliegt, bestanden unterschiedliche Wahrscheinlichkeiten dafür, dass Nutzwasser aus der Kläranlage Schweinfurt einen bestimmten Anteil am Mainabfluss ausmacht (Abbildung 5-28). Der Annahme, dass bei der Verwendung des gesamten Kläranlagenablaufs als Nutzwasser dem Main 1 % seines Abflusses fehlen würde (bzw. dass die verwendete Nutzwassermenge einem Anteil von ca. 1 % des Mainabflusses entsprechen würde), konnte auf Grundlage der historischen Abflussdaten (1900–2018) eine Wahrscheinlichkeit von ca. 3 % zugeordnet werden. Dass bei derselben Betrachtung (Verwendung 100 % des Kläranlagenablaufs) das potentiell als Nutzwasser verwendete weitergehend aufbereitete Klarwasser einen Anteil am Mainabfluss von ca. 1,3 % überstiegen hätte, wäre höchst unwahrscheinlich gewesen (< 0,5 %). Entsprechend geringer wären die Auswirkungen auf den Abfluss bei einer Verwendung von lediglich 10 % des Kläranlagenablaufs. Bereits für das Auftreten eines Nutzwasseranteils am Mainabfluss von nur 0,15 % wäre die Wahrscheinlichkeit vernachlässigbar klein (< 0,25 %). Schwankungen des Mainabflusses aufgrund der potentiellen Verwendung des weitergehend aufbereiteten Klarwassers würden sich für alle vier Szenarien ohnehin unterhalb der Messgenauigkeit der verwendeten akustischen Durchflussmessung ($\pm 2\%$) bewegen. Schlussendlich kann also festgehalten werden, dass eine derartige Nutzwasserverwendung im Planungsraum auch bei Niedrigwasserabflüssen kaum messbare Auswirkungen auf den Mainabfluss haben würde. Durch die Stilllegung des Atomkraftwerkes Grafenrheinfeld würde der dem Main fehlende Kläranlagenablauf ausreichend kompensiert werden, da in der Vergangenheit bei der Kühlung der Brennstäbe etwa 0,8 m³/Sekunde (ca. 70.000 m³/Tag) verdampft sind.

Zu einem ähnlichen Schluss kam auch eine Studie von Seis et al. (2016). Darin wurde konstatiert, dass bei einer vollständigen Nutzung des Kläranlagenablaufs großer Kläranlagen (Größenklasse 5) nur vereinzelt die Gefahr einer deutlichen Unterschreitung der Mindestwasserabflüsse in aufnehmenden Gewässern besteht. Dagegen wäre bei kleineren Kläranlagen (Größenklasse 2–4), welche auch meist in kleinere Fließgewässer einleiten, häufiger von einem negativen Einfluss auf den Mindestabfluss auszugehen (Seis et al. 2016).

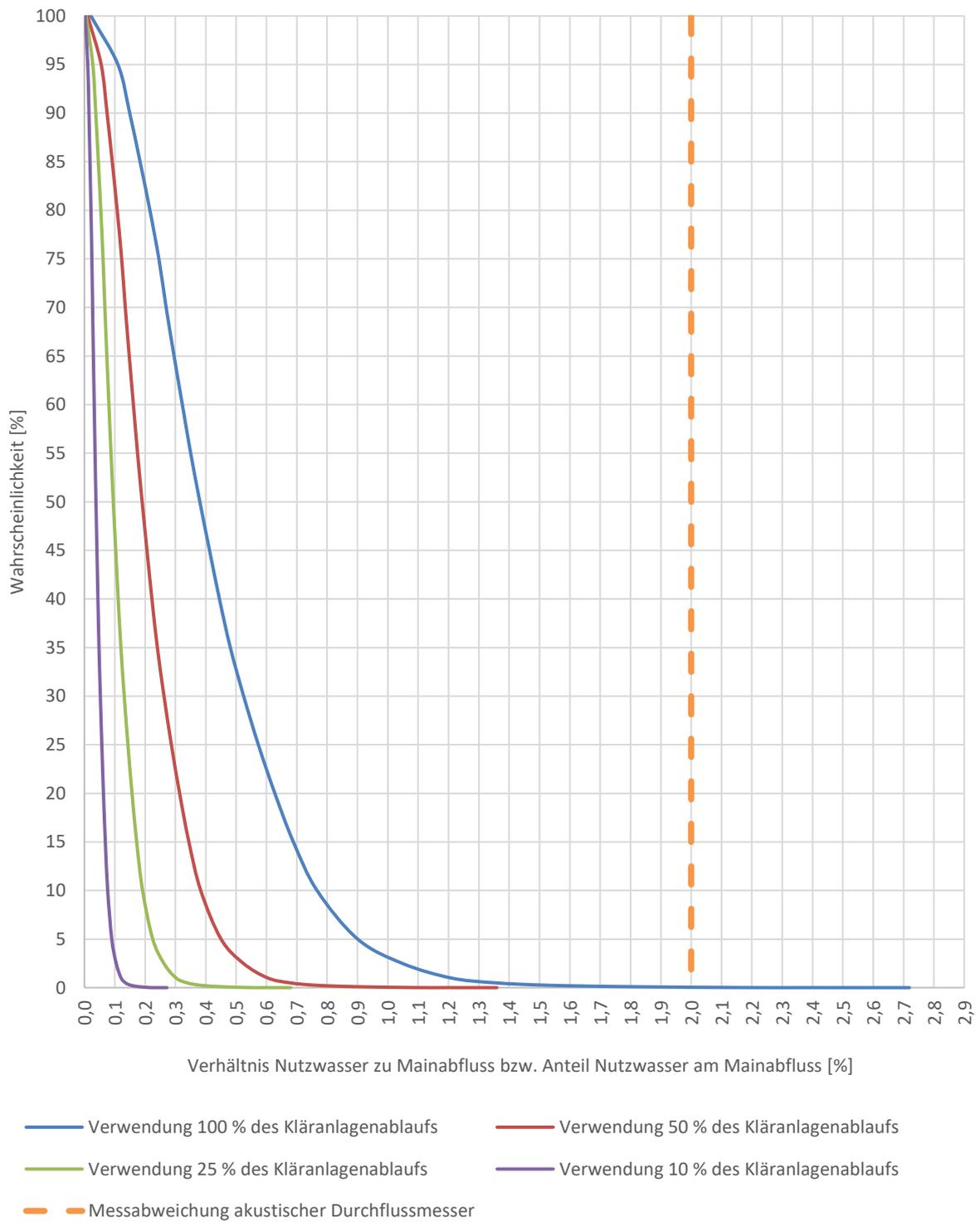


Abbildung 5-28: Potentielle Auswirkung auf den Mainabfluss durch Verwendung von weitergehend aufbereitetem Klarwasser der Kläranlage Schweinfurt als Nutzwasser; prozentuale Angaben des Anteils des verwendeten Kläranlagenablaufs beziehen sich auf einen ganzen Jahreszeitraum; Pegeldata des Mains von „Gewässerkundlicher Dienst Bayern“ https://www.gkd.bayern.de/de/fluesse/wasserstand/main_unten/schweinfurt-neuer-hafen-24022003.

5.6 Konzeption und Konkretisierung von Handlungsempfehlungen für die Etablierung eines Nutzwasserkonzeptes (AP 5)

Im Allgemeinen müssen für die Nutzung von neuen bzw. alternativen Wasserressourcen folgende Voraussetzungen geschaffen werden:

- Entnahmebauwerke
- und/oder Aufbereitungsanlagen
- Leitungen zum Transport des Wassers
- Speicher zur Gewährleistung einer Abdeckung des (Stunden-)Spitzenbedarfs
- Gegebenenfalls Druckerhöhungsanlagen
- Verteilungs- und Bewässerungssystem
- Separates Management/Betrieb
- Qualitätssicherung

In der weiteren Betrachtung wurden nur die alternativen Wasserressourcen bei der Konzeption und Konkretisierung von Handlungsempfehlungen berücksichtigt, welche nicht a priori ausgeschlossen wurden (z. B. die Grundwassersenkungsanlage Grafenrheinfeld, vgl. Gliederungspunkt 5.2).

5.6.1 Landwirtschaftliches Bewässerungskonzept für Gochsheim

In Zusammenarbeit mit den im Projekt beteiligten Stakeholdern wurde im Rahmen der regelmäßig stattfindenden Arbeitsgruppentreffen ein Konzept für die Gemeinde Gochsheim erarbeitet, welches die bereits etablierte Bewässerungsinfrastruktur einbezieht, um die notwendigen Anpassungen und infrastrukturellen Maßnahmen so gering und kostengünstig wie möglich zu halten. Die nutzerspezifischen Anforderungen an die Aufbereitung und örtliche Bereitstellung von Nutzwasser (vgl. Gliederungspunkt 5.5.3, Tabelle 5-41), wie die Gewährleistung einer einwandfreien Produktqualität durch ein hygienisch einwandfreies Bewässerungswasser, wurden bei der Ausarbeitung des Konzeptes ebenfalls berücksichtigt.

Mögliche Wasserressourcen zur Deckung des Bewässerungsbedarfs in Gochsheim wurden unter dem Gliederungspunkt 5.2 aufgezeigt. Da weder die Menge (Gliederungspunkt 5.4) noch die Qualität des potentiell von Gewerbedachflächen sammelbaren Niederschlagswassers (Gliederungspunkt 5.2.1) den Anforderungen der lokalen Landwirtschaft genügen würde, könnte Niederschlagswasser höchstens als Supplement einer anderen potentiellen alternativen Wasserressource eingesetzt werden. Wahrscheinlich müsste eine Aufbereitung des Niederschlagswassers zur Sicherstellung einer einwandfreien Qualität erfolgen, um eine Kontamination des Bodens, Grund- oder Oberflächenwassers oder der Kulturpflanzen auszuschließen. Quantitativ betrachtet wären die anderen identifizierten alternativen Wasserressourcen (weitergehend aufbereitetes Klarwasser der Kläranlage Schweinfurt, industrielle Produktionsabwässer, Mainwasser, Baggerseen) zwar ausreichend, es gibt aber

deutliche Unterschiede in Bezug auf deren Nutzungsmöglichkeiten bzw. die mit den jeweiligen Wasserressourcen verbundenen Komplikationen bei der Nutzung (vgl. Gliederungspunkt 5.2). Als vielversprechendste alternative Wasserressourcen wurden weitergehend aufbereitetes Klarwasser der Kläranlage Schweinfurt und Wasser aus Baggerseen (z. B. Schmachtenberg-See) identifiziert. Begründet war dies einerseits mit einer zuverlässigen und ausreichenden Menge, andererseits mit einer bereits ausreichenden (Baggersee) oder konstanten und somit gut planbaren (z.B. Klarwasser) Qualität dieser Wasserressourcen.

Bei einer maximalen jährlichen Gesamtbewässerungsmenge von ca. 160.000 m³ (Tabelle 5-14 im Jahr 2003) wurde davon ausgegangen, dass eine zusätzliche Bereitstellung von Nutzwasser (oder irgendeiner anderen alternativen Wasserressource) in Höhe von etwa 100.000 m³/Jahr in Kombination mit den lokal verfügbaren Grundwasserressourcen für eine zuverlässige Abdeckung des Bedarfs ausreichen sollte (Tabelle 4-2). Dadurch würde sich der Nutzungsdruck auf das lokale Grundwasser verringern.

Der Transport des Nutzwassers von der Kläranlage Schweinfurt in das zu bewässernde landwirtschaftlich genutzte Gebiet bei Gochsheim würde über eine ca. 5,5 km lange, nicht frostsicher verlegte Druckrohrleitung erfolgen (Abbildung 5-29). Die Leitung zum Transport des Wassers vom Schmachtenberg-Baggersee wäre mit ca. 3,5 km etwas kürzer. Im Gegensatz zum weitergehend aufbereiteten Klarwasser der Kläranlage Schweinfurt könnte das Baggerseewasser wahrscheinlich ohne zusätzliche Aufbereitung direkt zur Bewässerung verwendet werden (vgl. Gliederungspunkt 5.2.6). Die auf dem Weg zum Bewässerungsgebiet in Gochsheim zu querenden Verkehrswege könnten mithilfe von ca. fünf Sonderbauwerken (Horizontalbohrungen) überwunden werden (von Kläranlage Schweinfurt ausgehend).

Aufgrund der teilweise hohen Grundwasserabsenkung in Gochsheim während der Hauptbewässerungssaison (Gliederungspunkt 2.3.1) würde entsprechend frei gewordener Porenraum im Untergrund als potentieller Speicherraum für das Nutzwasser zur Verfügung stehen. Dieser natürliche Speicher bzw. das oberflächennahe Grundwasser ließe sich z. B. über gefräste Rigolen (konzeptionell sind vier angedacht, vgl. Abbildung 5-30), Sickerschlitzgräben oder Schluckbrunnen (das Infiltrationsorgan wird auf Grundlage noch besser zu bestimmender hydrogeologischer Randbedingungen zu wählen sein) aktiv anreichern. Als ein Bewirtschaftungsszenario könnte, in Abhängigkeit von Grundwasserständen, Wetterdaten, Grundwasserentnahmemengen und Bedarfsprognosen der Bewässerung, Nutzwasser zur Stützung des Grundwasserhaushaltes konkretisiert werden. Damit könnte auch in extremen Dürrejahre eine gesicherte Abdeckung des Spitzenbedarfs mit Bewässerungswasser gleichbleibender Qualität erfolgen. Mit der bereits etablierten Brunneninfrastruktur könnte das künstlich angereicherte Grundwasser wiederum zur Bewässerung der landwirtschaftlichen Flächen genutzt werden (Abbildung 5-29). Eine aktive Grundwasseranreicherung würde außerdem zu weniger stark schwankenden Grundwasserständen führen, eine zu starke Grundwasserabsenkung verhindern und somit die zur Grundwasserförderung erforderliche Pumpenergie reduzieren. Damit wäre eine nachhaltigere Bewirtschaftung des lokalen Grundwasservorkommens gegeben.

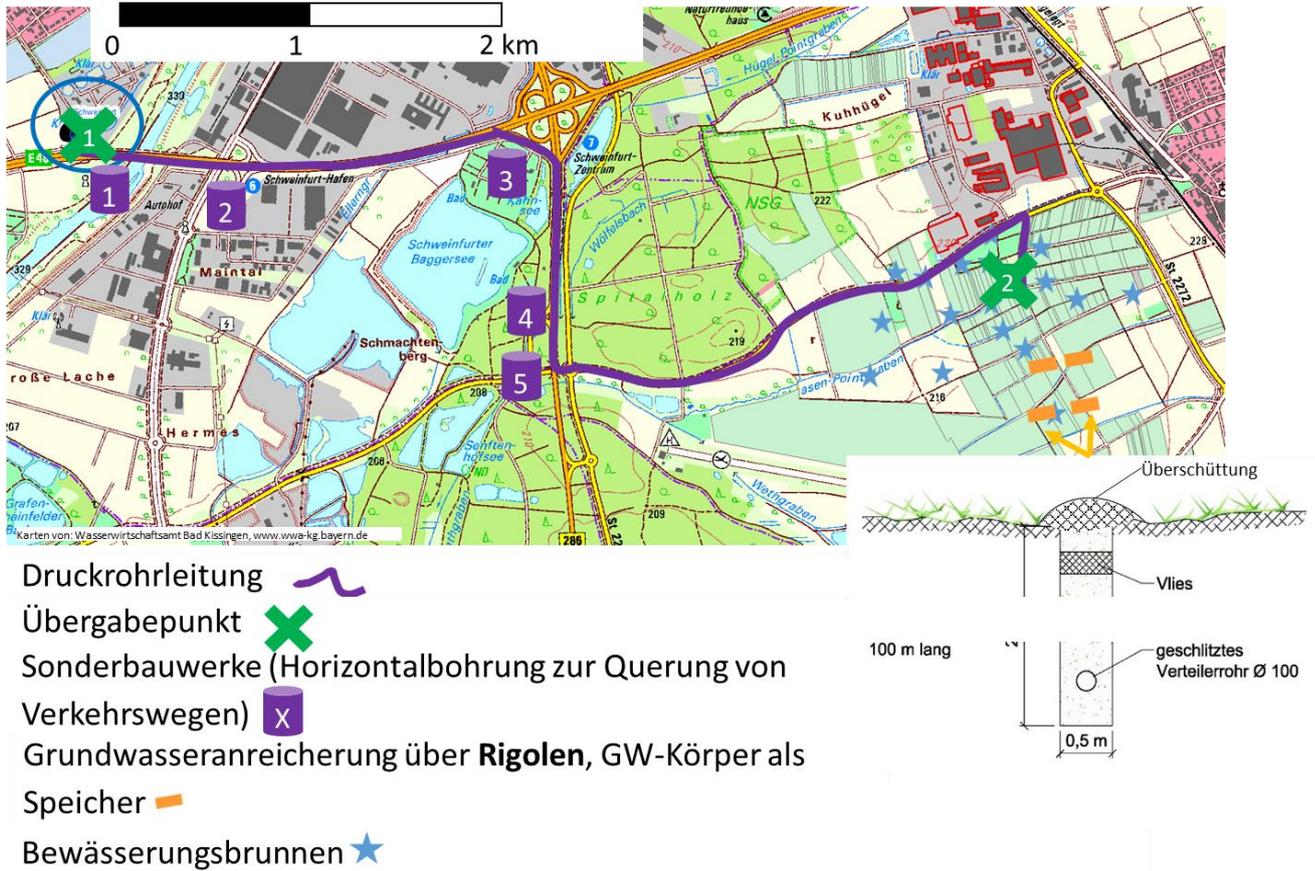


Abbildung 5-29: Nutzwasserkonzept landwirtschaftliche Bewässerung Gochsheim

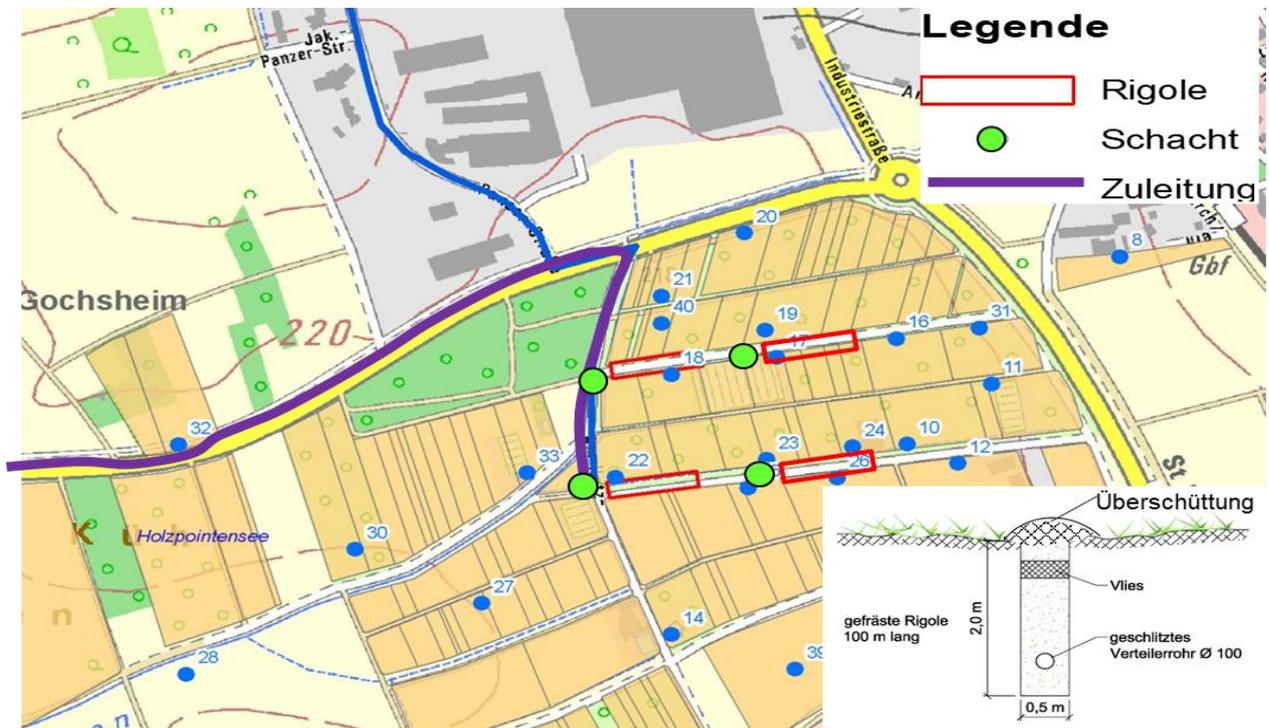


Abbildung 5-30: Grundwasseranreicherung in Gochsheim über Rigolen

Für die Beurteilung der vorhandenen Grundwasserdynamik und zur Abschätzung des möglichen Speichervolumens wurden im Zuge des Projektes zwei Grundwassermessstellen eingerichtet und mit Datenloggern ausgestattet, die das oberflächennahe Grundwasserstockwerk (Unterer Keuper) erschließen. Im Fall der Realisierung eines Nutzwassereinsatzes in Gochsheim können diese auch für die Steuerung der Grundwasseranreicherung und für das staatliche Monitoring herangezogen werden. Außerdem wurde eine Testbohrung bis in 50 m Tiefe durchgeführt, um die Mächtigkeit und geophysikalischen Eigenschaften des oberen Grundwasserstockwerks zu erkunden.

Bei dieser Form der Wasserwiederverwendung für Bewässerungszwecke müssen die unter Gliederungspunkt 5.5 geschilderten Anforderungen an Wasserqualität und Aufbereitungstechnologien eingehalten werden. Dabei liegt der Fokus auf hygienisch relevanten mikrobiologischen Parametern (Fäkalindikatoren, Bakterien, Viren) einschließlich Antibiotikaresistenzgenen (ARG) und antibiotikaresistenten Bakterien (ARB), da von diesen ein hohes akutes Risiko ausgeht. Für Bewässerungsanwendungen, die indirekt über eine Grundwasseranreicherung erfolgen, müssen zudem organische Spurenstoffe (Haushalts- und Industriechemikalien, Pharmaka) und andere Schadstoffe (Nitrat, etc.) soweit reduziert werden, dass eine Beeinträchtigung der Grundwasserqualität ausgeschlossen werden kann, insbesondere hinsichtlich des gesetzlichen Verschlechterungsverbots nach den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie und der Grundwasserrichtlinie. Deshalb bedarf es für die Sicherstellung einer adäquaten Wasserqualität bis zum Anwender weiterhin einer Online-Prozesskontrolle. Für die Einhaltung der hygienisch-mikrobiologischen Qualität könnte eine Online-Durchflusszytometrie zum Einsatz kommen. Die Durchflusszytometrie ist ein modernes und sehr schnelles Laser-basiertes Nachweisverfahren für die Gesamtzellzahl. Wie in der EU Verordnung „Wasserwiederverwendung“ vorgesehen (European Commission 2020), muss der Betreiber auch die Rückhalteeffizienz für pathogene Keime nachweisen. Für diese Validierung könnten neben den bereits vorgeschlagenen Leitparametern (Fäkalindikatoren, Bakteriophagen) auch andere virale Surrogatparameter (z. B. PMMoV oder CrAssphage, Stachler et al. 2017) dienen.

Für ein optimales Bewässerungsmanagement vor Ort sind Prognosen des kurzfristigen und unmittelbaren landwirtschaftlichen Bewässerungsbedarfs essenziell. Dies könnte über einen Cloud-basierten Ansatz erfolgen. Dabei würden für das landwirtschaftliche Bewässerungsgebiet der Gemeinde Gochsheim Echtzeit-Wetterdaten, Wettervorhersagedaten des DWD und schlagbezogene Daten in einer für Landwirte frei verfügbaren Bewässerungs-App des ALB e. V. bereitgestellt und verrechnet. Mit einer entsprechenden infrastrukturellen Anpassung könnten Daten von lokalen Grundwassermessstellen, Bodenfeuchtesensoren und Wasseruhren an den von Landwirten eingesetzten Bewässerungspumpen in Echtzeit über Sensoren ausgelesen werden. Diese Daten würden per LoRaWAN erst an ein zentrales Gateway und anschließend an eine Cloud übermittelt werden. Die dort ausfallsicher gespeicherten und prozessierten Daten würden dann für eine bedarfsgerechte Nutzwasserbereitstellung ausgelesen werden. Gleichzeitig sollten für ausgewählte Übergabepunkte (Kläranlage–Nutzwassernetz = Übergabepunkt 1; Nutzwassernetz–Landwirte = Übergabepunkt 2, vgl. Abbildung 5-29) die Wassermengen und -qualitätsdaten ebenfalls über Echtzeit-Sensoren an die Cloud übermittelt

werden. Damit ergäbe sich einerseits ein autonomes Steuerungssystem für die Anforderung und Verteilung von Nutzwasser, andererseits aber auch ein System zur Qualitätssicherung. Eine Ausstattung von Grundwassermessstellen im Planungsgebiet mit Sensoren für die Parameter elektrische Leitfähigkeit, Temperatur, pH-Wert, Nitrat und SAK₂₅₄ würde eine frühzeitige Erkennung einer möglichen Veränderung der lokalen Grundwasserqualität ermöglichen.

Schematisch und vereinfacht ist das für Gochsheim denkbare Betreibermodell in Abbildung 5-31 illustriert. Das WWA Bad Kissingen würde als staatliche Kontrollinstanz fungieren, aber auch die Kontrolle von staatlichen Grundwassermessstellen übernehmen. Die Verantwortung zur regelmäßigen Kontrolle sowie Wartung der Wasseruhren an den Brunnen, und Bodenfeuchtesensoren, aber auch zur Nutzung der Bewässerungs-App sowie zur Einhaltung der passenden Nutzwasserqualität am Übergabepunkt 2 (vgl. Abbildung 5-29) könnte den Mitgliedern des Beregnungsvereins Gochsheim obliegen, während die Kläranlage Schweinfurt für das Qualitätsmanagement des Nutzwassers bis zum Übergabepunkt 1 verantwortlich wäre. Die damit verbundenen Kosten könnten durch die Landwirte oder über nationale und internationale Förderprogramme (z. B. EU-Fördergelder) getragen werden.

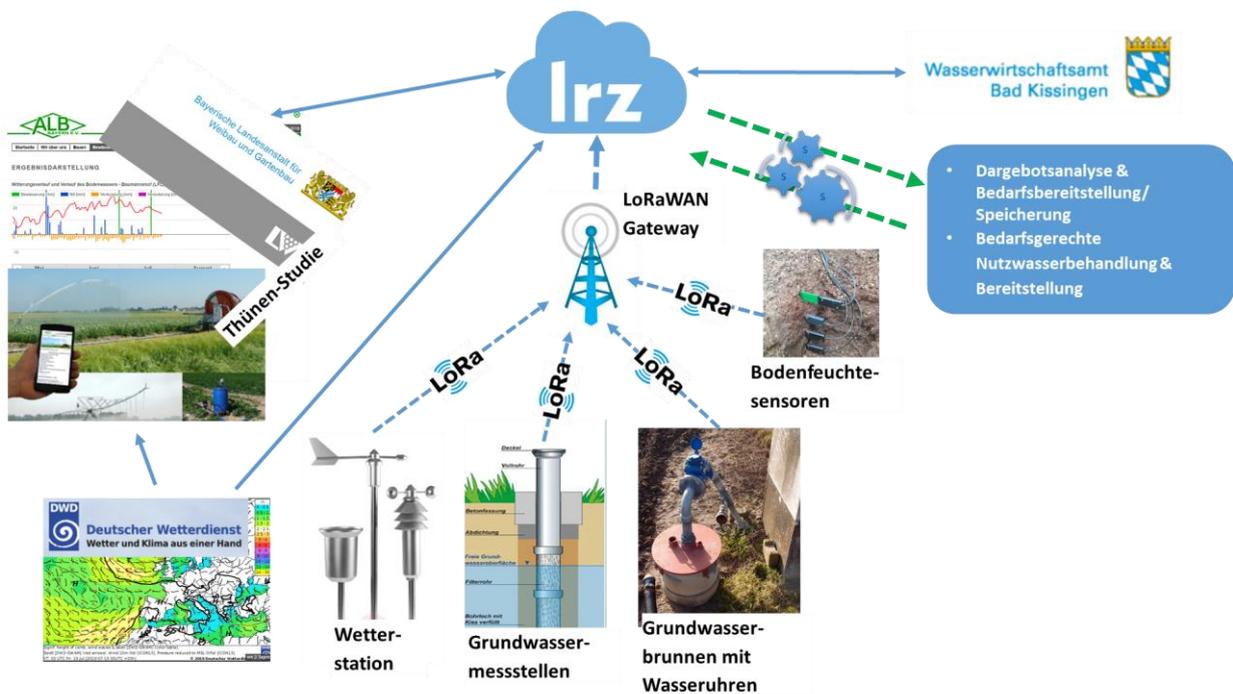


Abbildung 5-31: Schematische Darstellung des Betreibermodells für die landwirtschaftliche Bewässerung in Gochsheim

5.6.2 Landwirtschaftliches Bewässerungskonzept für Schwebheim

Das landwirtschaftliche Bewässerungskonzept für Schwebheim wurde ebenfalls in Zusammenarbeit mit der Stakeholder-Arbeitsgruppe ausgearbeitet. Die nutzerspezifischen Anforderungen (Tabelle 5-41) wurden entsprechend der Beschreibungen unter Gliederungspunkt 5.6.1 berücksichtigt. Auch hier besteht die Bestrebung, die für eine Nutzwasseranwendung erforderlichen Anpassungs- und infrastrukturellen Baumaßnahmen so klein und kostengünstig wie möglich zu halten. Deshalb sollten die bestehenden Bewässerungsbauwerke, insbesondere die Brunnen und Wasserbecken (vgl. Gliederungspunkt 2.4.2), möglichst weiterhin genutzt werden. Aufgrund der Vorgaben der EU WRRL (2010) wird in naher Zukunft (Ende 2027) möglicherweise eine veränderte Nutzung des Unkenbachs erfolgen müssen. Daher wird der Unkenbach, welcher bisher konventionell durch Bewässerungsentnahmen aus Stauhaltungen bewirtschaftet wurde (vgl. Gliederungspunkt 2.4.2), in nachfolgender Betrachtung nicht weiter berücksichtigt.

Die möglichen Wasserressourcen zur Stützung bzw. Teilsubstitution der lokalen Grundwasserressourcen, welche bisher über die Brunnen, oder indirekt über die Wasserbecken und den Unkenbach bewirtschaftet werden, wären die gleichen wie in Gliederungspunkt 5.6.1 (weitergehend aufbereitetes Klarwasser der Kläranlage Schweinfurt, industrielle Produktionsabwässer, Mainwasser, Baggerseen).

Die höchste jährliche Gesamtbewässerungsmenge in Schwebheim wurde im extremen Trockenjahr 2018 benötigt (ca. 205.000 m³) (vgl. Gliederungspunkt 5.3.1.2). Davon entfielen ca. 101.000 m³ auf den Unkenbach. Im Jahr 2018 wurden aus diesem täglich maximal etwa 1.500–1.700 m³ entnommen (Abbildung 5-18). Da der Unkenbach möglicherweise zukünftig nicht mehr für Bewässerungszwecke zur Verfügung stehen wird, dienten die täglichen Wasserentnahmemengen aus diesem im Referenzjahr 2018 (vgl. Abbildung 5-18) als Bemessungsgrundlage für die potentielle Bereitstellung von Nutzwasser. Weiterhin wurde angenommen, dass zusätzlich zu einer Nutzwasserbereitstellung von ca. 350 m³/Tag auch Grundwasserentnahmen zur Substitution des Unkenbachs als Wasserressource beitragen könnten. Diese würden etwa 300 m³/Tag betragen, was ungefähr der Hälfte der Tagesspitze (ca. 590 m³/Tag, vgl. Abbildung 5-19) entspräche, welche im Jahr 2018 hydraulisch über die lokale Brunneninfrastruktur förderbar war. Insgesamt ergäbe sich also eine während der Bewässerungssaison konstant zur Verfügung stehende Nutz-/Grundwassermenge von ca. 650 m³/Tag. Unter Anwendung des sogenannten „Sequent-Peak-Algorithmus“ (vgl. Gliederungspunkt 4.5) wurde ein Speichervolumen von ca. 3.100 m³ ermittelt, welches zusätzlich zu den bereits existierenden Wasserspeichern erforderlich wäre, um die im Jahr 2018 aus dem Unkenbach entnommenen Tagesbedarfsmengen zuverlässig mit der Nutz-/Grundwassermenge von ca. 650 m³/Tag zu substituieren. Dieses zusätzliche Speichervolumen wäre in etwa vergleichbar mit dem derzeit genutzten Speichervolumen des Unkenbachs (Gliederungspunkt 5.3.1.2). Zur Bereitstellung des berechneten Speichervolumens von 3.100 m³ wären fünf bis sechs neue Wasserbecken mit einem Inhalt von je 600 m³ notwendig. Dies entspricht etwa der derzeit bereitgestellten durchschnittlichen Wassermenge pro Wasserbecken (Tabelle 5-19). Die neuen Wasserbecken könnten entlang des Unkenbachs

errichtet werden (Abbildung 5-32). Um einer Wechselwirkung mit dem lokalen Grundwasser oder dem Unkenbach vorzubeugen, sollten abgedichtete Wasserbecken vorgesehen werden. Ein schädliches Aufschwimmen der Beckenabdichtung bei hohen Grundwasserständen wäre durch eine Lage der Beckensohle oberhalb des Grundwasserspiegels zu verhindern, wobei dies aufgrund der teilweise oberflächennahen Wasserspiegellagen bautechnisch noch näher untersucht werden müsste. Zur Abdichtung könnten HDPE-Folien oder Stahlfolien eingesetzt werden.

Als Alternative zu abgedichteten Wasserbecken könnten 3–4 m tiefe (zur Minimierung des Risikos von Algenwachstum aufgrund starker Erwärmung des Wassers) Erdbecken, die das Grundwasser aufdecken, angelegt werden. Da diese Becken direkt mit dem Grundwasserleiter in Verbindung stehen, wäre ein ausreichendes Verständnis der Wechselwirkungen zwischen Wasserbecken, Grundwasser und Unkenbach eine zwingende Voraussetzung für einen Bau. Dies könnte in dem Projekt „Regionales Bewässerungskonzept in der Gemeinde Schwebheim“ (Auftraggeber Gemeinde Schwebheim) näher beleuchtet und eruiert werden. Um zusätzlichen Speicherraum zu schaffen, einer zu schnellen Entwässerung der landwirtschaftlich genutzten Flächen entgegenzuwirken und die lokale Grundwasserneubildung zu fördern, könnte auch eine Absperrung von Drainagegräben mit aufblasbaren Stopfen vorgesehen werden.

Der Transport des Nutzwassers (weitergehend aufbereitetes Klarwasser der Kläranlage Schweinfurt) oder einer anderen alternativen Wasserressource könnte über eine nicht frostsichere Druckrohrleitung (Länge Kläranlage Schweinfurt–Schwebheim ca. 7,5 km, Länge Schmachtenberg-See–Schwebheim ca. 6 km) geschehen. Das angelieferte Nutzwasser könnte dann beispielsweise die bereits bestehenden oder neu zu errichtenden Wasserbecken befüllen und über die etablierte Bewässerungsinfrastruktur zur Verfügung gestellt werden (Abbildung 5-32).

Das Betreibermodell wäre kommensurabel zu dem in Gochsheim (vgl. Gliederungspunkt 5.6.1).

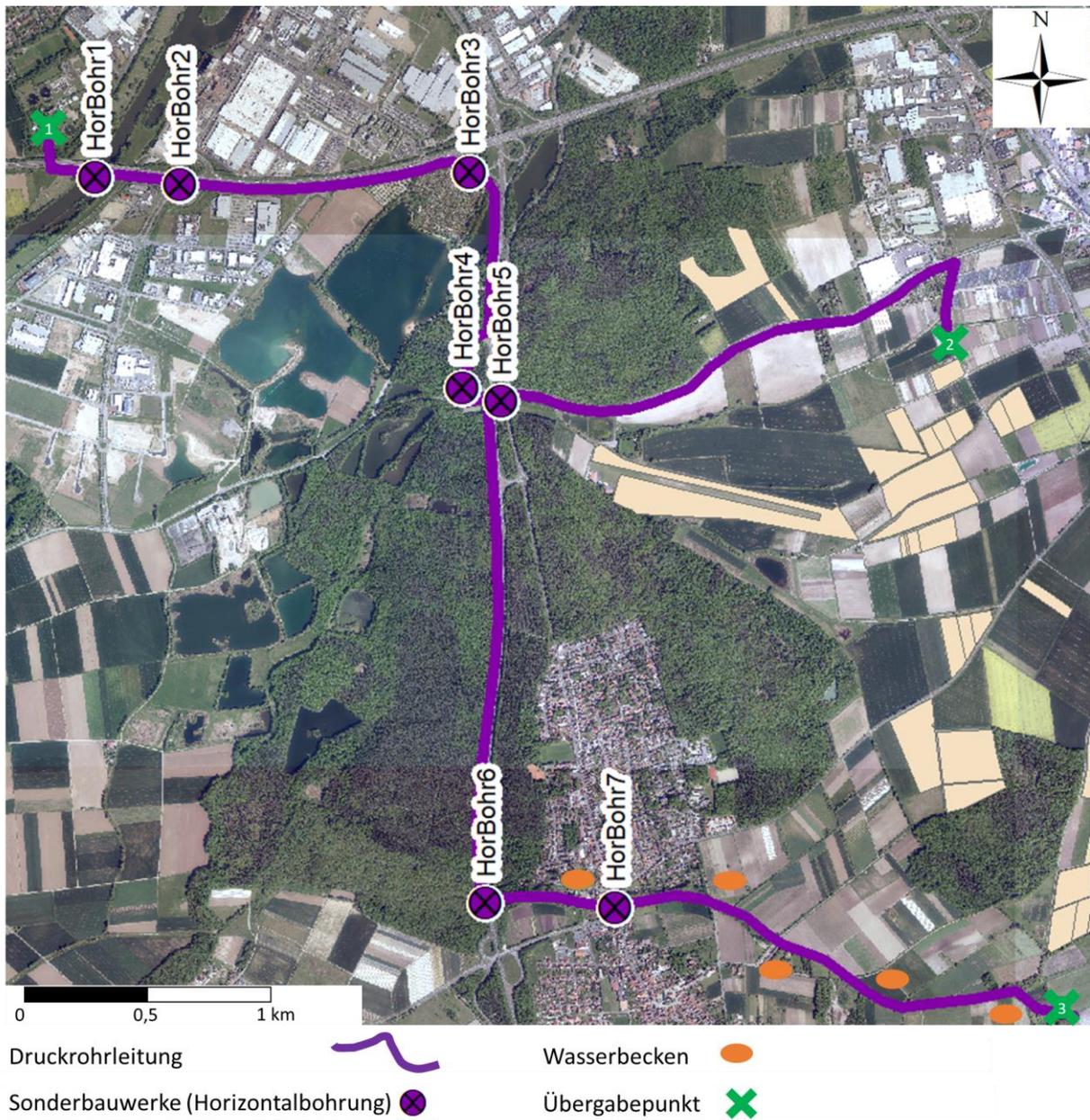


Abbildung 5-32: Nutzwasserkonzept landwirtschaftliche Bewässerung Schwebheim

5.6.3 Urbanes Bewässerungskonzept Schweinfurt

Neben den bisher bewässerten Flächen in Schweinfurt (vgl. Gliederungspunkt 2.4.3) sollen in Zukunft noch weitere beregnet werden. Beispielsweise soll auf dem Gelände des Kasernenviertels 2026 die Landesgartenschau veranstaltet werden und vom Theodor-Fischer-Platz bis zum Kasernenviertel wird die Carus-Allee mit Baumbepflanzung entstehen. Die bisher bewässerten und zukünftig potentiell bewässerungsbedürftigen urbanen Flächen sind in der Tabelle 5-42 aufgeführt und in Abbildung 5-33 dargestellt. Weitergehend aufbereitetes Klarwasser der Kläranlage Schweinfurt ist aufgrund der räumlichen Nähe und des hohen sowie zuverlässigen quantitativen Potentials (vgl. Gliederungspunkt 5.2.2) eine besonders praktikable alternative Wasserressource für die urbane Bewässerung. Der Transport dieses Nutzwassers könnte entweder entlang der „lila“ Trasse über eine im Schmutzwasser-Hauptsammelkanal (Eiprofil DN2300/1750) eingebrachte Druckrohrleitung (DN 50, Länge ca. 3,5 km) oder über eine Druckrohrleitung entlang der alternativen „pinken“ Trasse (Länge ca. 4 km), welche ein kurzes Stück entlang der Bahnstrecke verlaufen würde, realisiert werden. Für die Option der im Hauptsammelkanal integrierten Druckrohrleitung müsste die technische Machbarkeit noch geprüft werden – in der Stakeholder-Arbeitsgruppe wurden Bedenken wegen möglicher hydraulischer Komplikationen durch den Einbau der Druckrohrleitung geäußert, da eine Verengung des Kanalquerschnitts stattfinden würde. Eine belastbare Untersuchung der Auswirkungen eines solchen Eingriffes in den Hauptsammelkanal konnte im Rahmen dieses Projektes nicht durchgeführt werden. Die pinke Variante des Verlaufs der Nutzwasserleitung wurde im Rahmen des Stakeholder-Dialoges ausgeschlossen, da entlang der Bahnstrecke einerseits mit genehmigungsrechtlichen und konstruktiven Komplikationen zu rechnen wäre, andererseits die Entfernung zu den zu bewässernden urbanen Flächen größer wäre.

Tabelle 5-42: Bisher bewässerte und zukünftig potentiell bewässerungsbedürftige urbane Flächen; die Objekt-ID entspricht der Nummerierung der „Bewässerungsflächen“ in Abbildung 5-33

Objekt-ID	Fläche [ha]	Name der Fläche
2	2,3	Sportgelände Oberndorf
3	1,6	Pfisterpark
4	0,8	Sportplatz Alexander-von-Humboldt-Gymnasium
5	0,4	Grünfläche Alexander-von-Humboldt-Gymnasium
6	0,2	Sportplatz gegenüber Alexander-von-Humboldt-Gymnasium
7	0,8	DJK Schweinfurt
8	1,0	DJK Schweinfurt
9	0,3	DJK Schweinfurt
10	0,8	Willy-Sachs-Stadion
11	2,0	Willy-Sachs-Stadion
12	0,7	Willy-Sachs-Stadion
13	2,7	Willy-Sachs-Stadion
14	1,0	Willy-Sachs-Stadion
15	11,8	Gelände Landesgartenschau 2026 (Kasernenviertel)
16	1,8	Carus-Allee
17	0,3	Willy-Sachs-Stadion
18	4,1	Baseball Stadion
19	0,8	Eishalle Schweinfurt
Summe urbane Fläche	33,3	

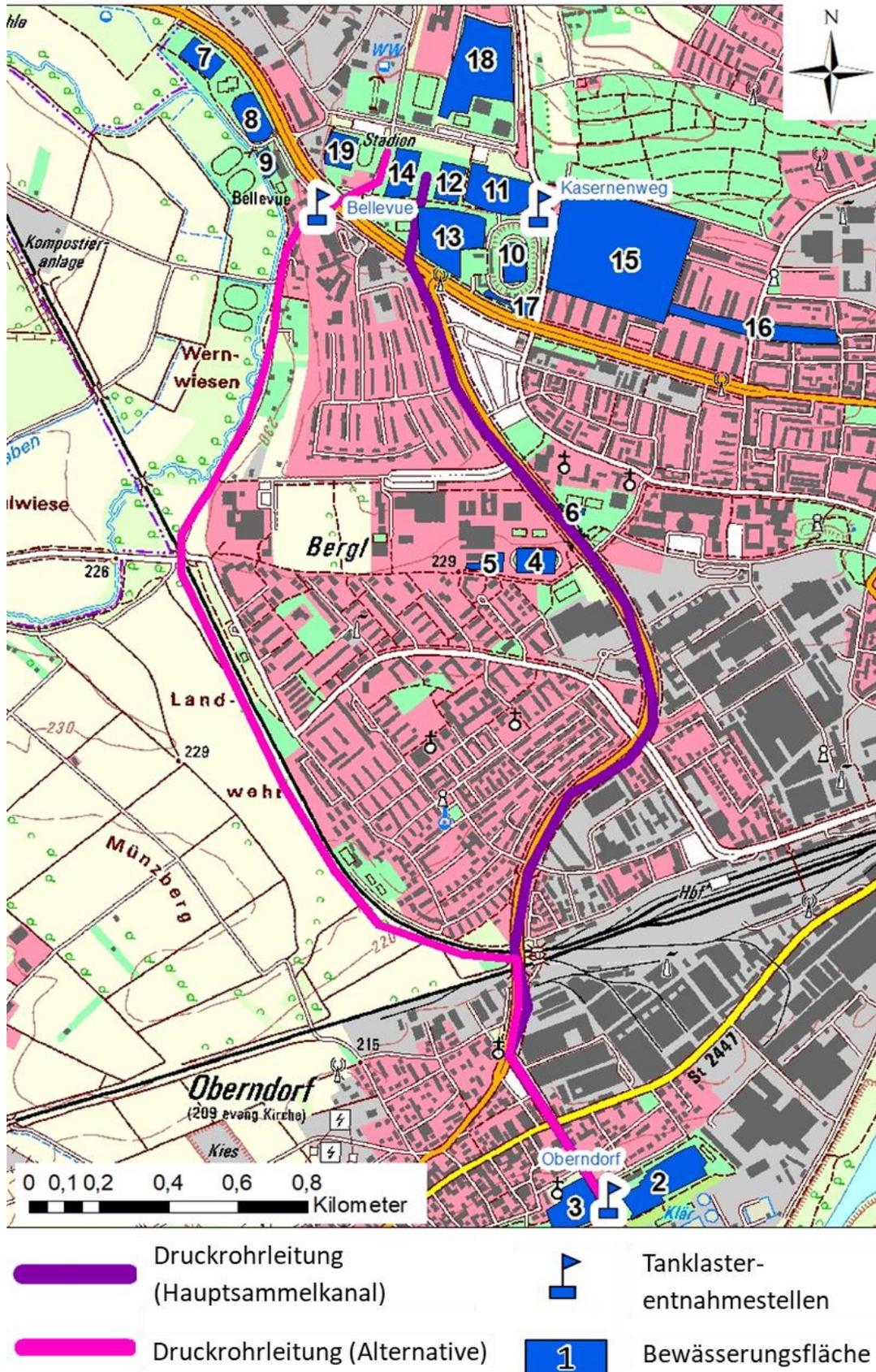


Abbildung 5-33: Nutzwasserkonzept urbane Bewässerung Schweinfurt, die Nummerierung der „Bewässerungsflächen“ entspricht der Objekt-ID in Tabelle 5-42

Die bisher zur Bewässerung der urbanen Baumbestände eingesetzten (zwei bis drei) Tanklastwagen (Kapazität ca. 8.000–10.000 L pro Tanklastwagen) könnten alternativ zur Betankung am Main ihr Bewässerungswasser aus drei über die Stadt Schweinfurt verteilten Nutzwasser-Entnahmestellen beziehen (Abbildung 5-33). An jeder dieser Entnahmestellen müssten mindestens 20 m³ Wasser (besser 30 m³) in einem (unterirdischen) Speicher vorgehalten werden, sodass auch für den Fall, dass zwei (oder drei) Tanklastwagen in Folge die gleiche Entnahmestelle anfahren würden, eine effiziente Befüllung erfolgen könnte. Die urbanen Grünflächen sowie die Sportplätze und das Willy-Sachs-Stadion könnten evtl. über die bereits vor Ort installierten Bewässerungseinrichtungen (Sprinkleranlagen, etc.) mit Nutzwasser bewässert werden. Für zukünftig bewässerungsbedürftige Flächen wie die Konversionsfläche für die Landesgartenschau (ehemaliges Kasernenviertel) müsste eine neue, noch näher zu bestimmende Bewässerungsinfrastruktur eingerichtet werden. Unterirdisch verbaute, abgedichtete Rigolen könnten als Speicher zur Abdeckung von Bedarfsspitzen dienen – solche Systeme existieren zur Löschwasserbevorratung bzw. Niederschlagswassernutzung. Diese könnten jedoch zur Nutzwasserbevorratung entsprechend modifiziert werden. Während der Wintermonate besteht auch ein Wasserbedarf der Eishalle in Schweinfurt (Tabelle 5-42 und Abbildung 5-33, Objekt-ID 19). Durch den Bau entsprechender Leitungen könnte der Wasserbedarf (Eisproduktion im Zeitraum November bis März) dort ausreichend über die für die urbane Bewässerung (Hauptbewässerungssaison April bis Oktober) ausgelegte Nutzwasserversorgung gedeckt werden. Das Gewerbegebiet Hainig in der Nachbarschaft des Willy-Sachs-Stadions (Wäscherei Leimeister, vgl. Gliederungspunkt 5.3.1.4) würde ebenfalls einen potentiellen Abnehmer des Nutzwassers darstellen.

Für die Betriebsüberwachung gilt es die erforderliche Mess- und Regeltechnik bereits in der Planungsphase vorzusehen. Dafür müssten jegliche Transportleitungen mit Durchflussmessern und die Speicher mit Niveaumessern ausgestattet werden. Die Rohdatenströme könnten via LTE/UMTS beispielsweise in die Cloud des Leibniz-Rechenzentrums eingespeist werden und würden hier als Grundlage für die Steuerung des Gesamtsystems zur Verfügung stehen.

5.6.4 Demonstration von Nutzwasseranwendungen

Die zuvor beschriebenen Konzepte für die landwirtschaftliche und urbane Bewässerung mit Nutzwasser sollten im Rahmen eines Demonstrationsvorhabens getestet werden. Die Demonstration einer landwirtschaftlichen Bewässerung mit Wasser in fünf unterschiedlichen Qualitätsstufen (d. h. Grundwasser und Flusswasser (Main) als Referenz, konventioneller Kläranlagenablauf sowie Nutzwasser vor und nach Infiltration/Bodenpassage) könnte durch einen kontrollierten Anbau von Gemüse in einem Gewächshaus und im Freiland auf dem Gelände der Kläranlage Schweinfurt erfolgen (Abbildung 5-34). Um eine bessere Einordnung der Nutzwasserqualitäten in Bezug auf mögliche phytotoxische Effekte oder eine hygienische/chemische Beeinträchtigung der Gewächshauskulturen vornehmen zu können, würden die Gewächshauskulturen mit den unterschiedlich produzierten Nutzwässern sowie mit Grundwasser und Flusswasser (Main) bewässert werden.

Diese Arbeiten könnten vom Grünflächenamt der Stadt Schweinfurt unterstützt federführend durch die LWG übernommen werden. Die für Gochsheim konzeptionell betrachtete Grundwasseranreicherung als Speicher für die landwirtschaftliche Bewässerung (vgl. Gliederungspunkt 5.6.1) könnte mithilfe einer Bodensäule ebenfalls auf dem Betriebsgelände der Kläranlage Schweinfurt demonstriert werden („Nutzwasser nach Infiltration“).

Die Demonstration der urbanen Bewässerung könnte durch eine Nutzwasseranwendung auf Flächen des Turnvereins Schweinfurt-Oberndorf e. V. (Reallabor Oberndorf, vgl. Abbildung 5-33, Objekt-ID 2) erfolgen, die direkt an das Betriebsgelände der Kläranlage Schweinfurt angrenzen und ca. 2 ha groß sind (Abbildung 5-34). Die Darstellung sicherer Nutzwasserpraktiken und die Beurteilung der oberflächennahen Grundwasserqualität während einer Nutzwasseranwendung müsste dabei im Fokus der Untersuchungen stehen. Zur besseren Abschätzung von damit verbundenen Grundwasserbeeinträchtigungen könnte z. B. mithilfe von Saugkerzen in unterschiedlichen Tiefen das Porenwasser beprobt werden. Zur Abdeckung der Bedarfsspitze würde das Nutzwasser in der vor Ort vorhandenen Zisterne zwischengespeichert werden. Die Bewässerung würde über das bereits etablierte Bewässerungssystem erfolgen. Zur Gewährleistung einer hygienisch sicheren Bewässerung müsste diese in den Nachtstunden durchgeführt werden. Der mit einer Wasseruhr gemessene Wasserbedarf könnte in Echtzeit über Sensoren ausgelesen und entsprechend dem System in Abbildung 5-31 über ein LoRaWAN-Gateway an die Cloud übermittelt werden.

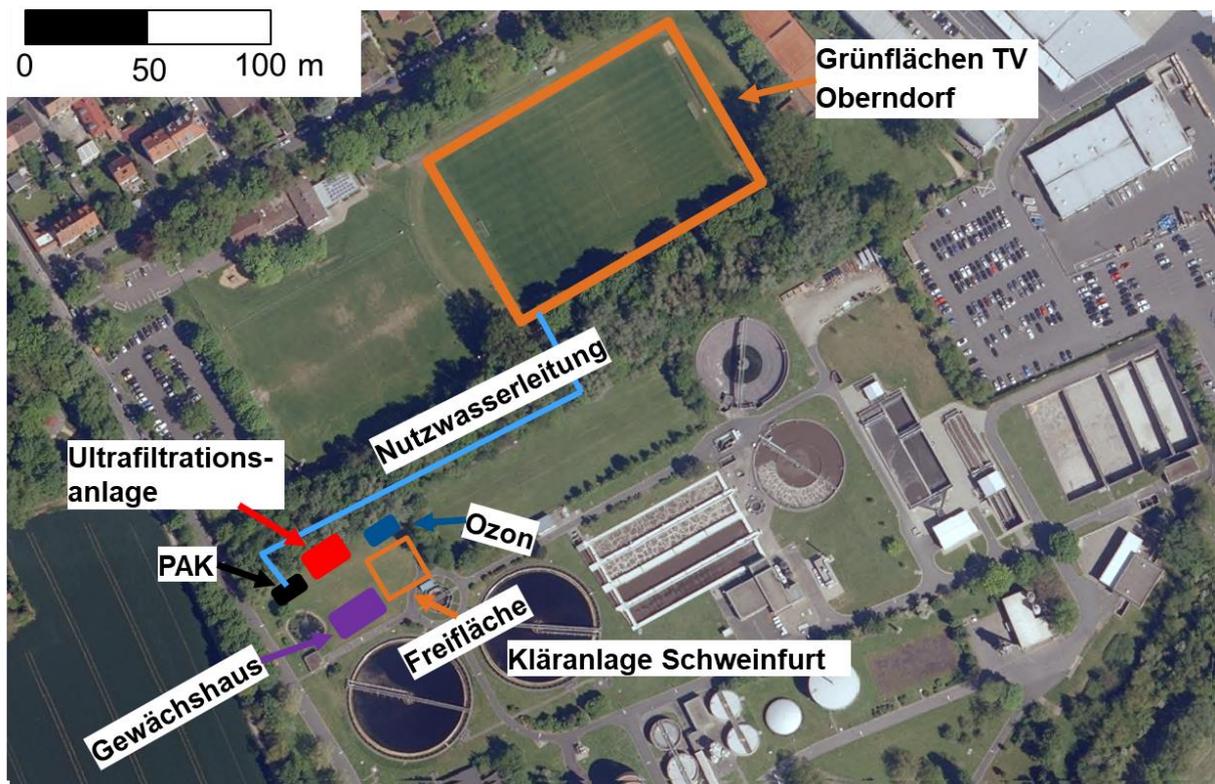


Abbildung 5-34: Möglicher Standort einer Demonstration von Nutzwasseranwendungen auf dem Betriebsgelände der Kläranlage Schweinfurt

5.7 Kostenabschätzung (AP 6)

Zu den in AP 5 entwickelten Nutzwasserkonzepten für die landwirtschaftliche Bewässerung in Gochsheim (vgl. Gliederungspunkt 5.6.1) und Schwebheim (vgl. Gliederungspunkt 5.6.2) wurde basierend auf den Ausführungen unter Gliederungspunkt 4.6 eine vorläufige Kostenschätzung unter Berücksichtigung der Investitions- sowie Betriebskosten vorgenommen. Eine Kostenschätzung für das urbane Bewässerungskonzept konnte aufgrund der unter Gliederungspunkt 5.6.3 erwähnten Schwierigkeiten nicht durchgeführt werden.

5.7.1 Kostenabschätzung der Verfahrensanpassung an der Kläranlage Schweinfurt

Unter Zugrundelegung der im Gliederungspunkt 4.6 geschilderten Bemessungsgrundlagen und Aufbereitungsszenarien (Tabelle 4-2, Tabelle 4-3) ergaben sich die als Funktion der entsprechenden Anlagenkapazitäten dargestellten spezifischen sowie gesamten Investitionskosten und Kapitalkosten (berechnet über die Annuitätsmethode unter Annahme eines Abschreibungszeitraumes von 15 Jahren), die in Tabelle 5-43 zusammengefasst sind. Diese Kosten wurden mithilfe der in Abbildung 5-35 dargestellten Funktion für die spezifischen Investitionskosten abgeschätzt – hier wird außerdem der typische Kostendegressionseffekt mit zunehmender Anlagenkapazität deutlich.

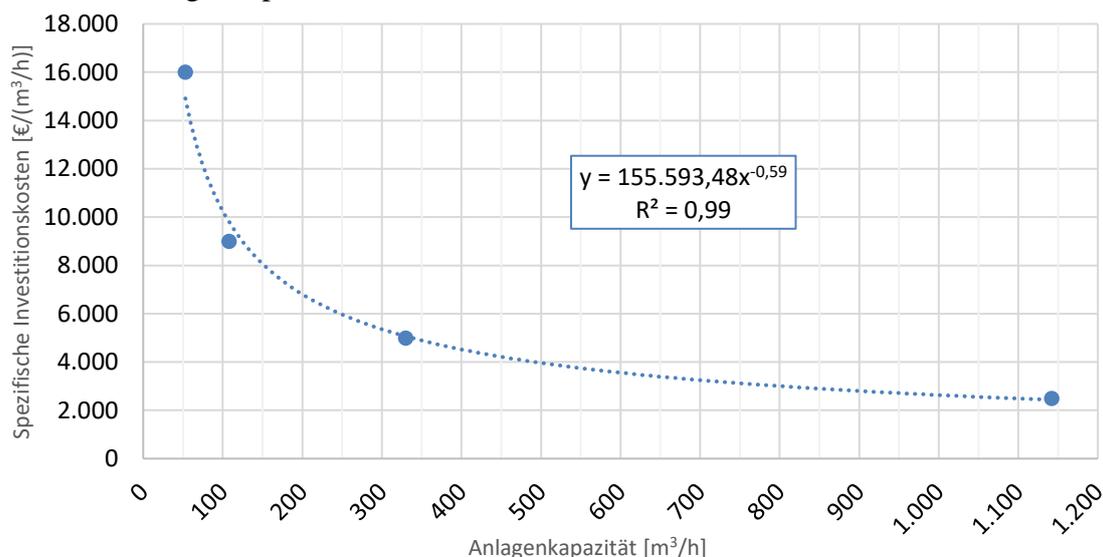


Abbildung 5-35: Spezifische Investitionskosten als Funktion der Anlagenkapazität nach inge GmbH (basierend auf einer telefonischen Beratung mit einem Mitarbeiter der inge GmbH)

Tabelle 5-43: Investitions- und Kapitalkosten der Ultrafiltration als Funktion der Anlagenkapazität

Szenario	Beschreibung	Anlagenkapazität		Spezifische Investitionskosten entsprechend Abbildung 5-35 [€/m³/h]	Gesamte Investitionskosten [€]	Kapitalkosten* [€/Jahr]
		[m³/Jahr]	[m³/Stunde]			
1	Gochsheim und Schweinfurt	230.000	53	16.000	851.852	71.357
2	Gochsheim, Schweinfurt und Schwebheim	300.000	69	13.000	902.778	75.623
3	Vollstrombehandlung	10.000.000	1.142	2.500	2.853.881	239.060

*Berechnet über die Annuitätsmethode unter Annahme eines Abschreibungszeitraumes von 15 Jahren

Tabelle 5-44 zeigt die Betriebskosten für die Ultrafiltration. Hierfür wurden neben den unter Gliederungspunkt 4.6 aufgeführten Personalkosten sowie Personalaufwandkosten für die Ultrafiltration, die Energiekosten, der Energiebedarf für die Ultrafiltration im Dead-End-Mode (bei der Dead-End-Filtration wird ein Zulauf gegen die Membran gepumpt), die Wartungskosten/Unterhaltskosten sowie die Kosten für Betriebsmittel (z. B. Flockungshilfsmittel) berücksichtigt.

In Tabelle 5-45 werden aus den Investitions- und Betriebskosten (Tabelle 5-43, Tabelle 5-44) die (spezifischen) Jahreskosten für die Ultrafiltration abgeleitet.

Tabelle 5-44: Betriebskosten für eine Ultrafiltration

Szenario	Beschreibung	Anlagenkapazität			Gesamte Investitionskosten [€]	Spezifische Betriebskosten [€/m ³]	Jährliche Betriebskosten [€/Jahr]
		[m ³ /Jahr]	[m ³ /Tag]	[m ³ /Stunde]			
1	Gochsheim und Schweinfurt	230.000	1.278	53	851.852	0,14	32.050
2	Gochsheim, Schweinfurt und Schwebheim	300.000	1.670	69	902.778	0,13	37.638
3	Vollstrombehandlung	10.000.000	27.397	1.142	2.853.881	0,07	703.356

Tabelle 5-45: Investitions-, Betriebs- und Jahreskosten für die Ultrafiltration

Szenario	Beschreibung	Anlagenkapazität		Kapitalkosten [€/Jahr]	Jährliche Betriebskosten [€/Jahr]	Jahreskosten [€/Jahr]	Spezifische Jahreskosten [€/m ³]
		[m ³ /Jahr]	[m ³ /Stunde]				
1	Gochsheim und Schweinfurt	230.000	53	71.357	32.050	103.407	0,45
2	Gochsheim, Schweinfurt und Schwebheim	300.000	69	75.623	37.638	113.260	0,38
3	Vollstrombehandlung	10.000.000	1.142	239.060	703.356	942.416	0,09

Auf Grundlage des Berichts des Kompetenzzentrums Mikroschadstoffe aus dem Jahr 2016 (Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW 2016) konnten die spezifischen Jahreskosten für die Ozonung und die adsorptive Abwasseraufbereitung mit Pulveraktivkohle ermittelt werden, die in Abbildung 5-36 dargestellt sind. Mithilfe der Kosten für Ozonung und Pulveraktivkohlebehandlung konnten die Funktionen für die spezifischen Jahreskosten abgeleitet werden, welche zur Kostenkalkulation in Tabelle 5-46 dienen.

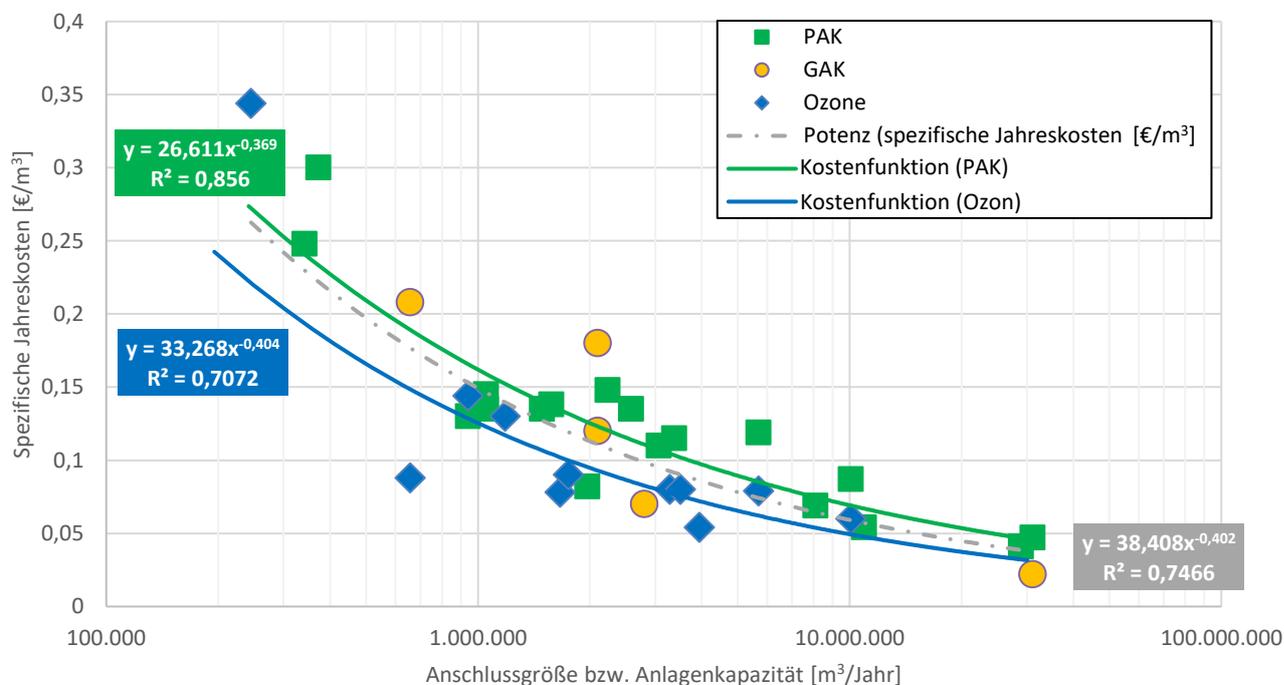


Abbildung 5-36: Spezifische Jahreskosten für Ozonung und Pulveraktivkohle, abgeändert nach Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW (2016)

Tabelle 5-46: (Spezifische) Jahreskosten für Ozonung und Pulveraktivkohle, abgeleitet aus den Kostenfunktionen, dargestellt in Abbildung 5-36

Szenario	Beschreibung	Anlagenkapazität		PAK		Ozon	
				Spezifische Jahreskosten	Jahreskosten	Spezifische Jahreskosten	Jahreskosten
		[m³/Jahr]	[m³/Stunde]	[€/m³]	[€/Jahr]	[€/m³]	[€/Jahr]
1	Gochsheim und Schweinfurt	230.000	53	0,28	65.000	0,23	53.000
2	Gochsheim, Schweinfurt und Schwebheim	300.000	69	0,25	76.000	0,20	62.000
3	Vollstrombehandlung	10.000.000	1.142	0,07	700.000	0,05	495.000

Für eine abschließende Desinfektion durch UV-Bestrahlung sind die (spezifischen) Jahreskosten gemäß DWA-M 205 (2013) in Tabelle 5-47 aufgeführt. In Tabelle 5-48 sind basierend auf den vorangehenden Kostenbetrachtungen die gesamten spezifischen Jahreskosten für die Verfahrenskombinationsoptionen 2 und 3 (vgl. Abbildung 5-22) zusammenfassend berechnet.

Tabelle 5-47: (Spezifische) Jahreskosten für eine UV-Desinfektion gemäß DWA-M 205 (2013)

Szenario	Beschreibung	Anlagenkapazität			UV-Desinfektion	
					Spezifische Jahreskosten	Jahreskosten
		[m ³ /Jahr]	[m ³ /Tag]	[m ³ /Stunde]	[€/m ³]	[€/Jahr]
1	Gochsheim und Schweinfurt	230.000	1.278	53	0,09	20.700
2	Gochsheim, Schweinfurt und Schwebheim	300.000	1.670	69	0,08	24.000
3	Vollstrombehandlung	10.000.000	27.397	1.142	0,03	300.000

Tabelle 5-48: Gesamte spezifische Jahreskosten; für die dargestellten Optionen vgl. Abbildung 5-22

Szenario	Spezifische Jahreskosten UF	Spezifische Jahreskosten PAK	Spezifische Jahreskosten Ozon	Spezifische Jahreskosten UV-Desinfektion	Spezifische Gesamtjahreskosten für Option 2 (PAK / UF / UV)	Spezifische Gesamtjahreskosten für Option 3 (UF / Ozon / (UV))
	[€/m ³]	[€/m ³]	[€/m ³]	[€/m ³]	[€/m ³]	[€/m ³]
1	0,45	0,28	0,23	0,09	0,82	0,68 (+0,09)
2	0,38	0,25	0,20	0,08	0,71	0,58 (+0,08)
3	0,09	0,07	0,05	0,03	0,19	0,14 (+0,03)

5.7.2 Kostenschätzung für eine Anpassung der Infrastruktur zur landwirtschaftlichen Bewässerung in Gochsheim

Das Ingenieurbüro BGS UMWELT hat für das Nutzwasserkonzept Gochsheim (vgl. Gliederungspunkt 5.6.1) eine Investitionskostenschätzung vorgenommen, wobei dafür nur die Option einer Nutzung des weitergehend aufbereiteten Klarwasser der Kläranlage Schweinfurt als alternative Wasserressource und nicht das potentielle zu nutzende Wasser des Schmachtenberg-Baggersees berücksichtigt wurde. Demzufolge dienen Abbildung 5-29 und Abbildung 5-30 als Konzeptgrundlage für die in Tabelle 5-49 aufgeführte Investitionskostenschätzung.

Tabelle 5-49: Investitionskostenschätzung für das Nutzwasserkonzept zur landwirtschaftlichen Bewässerung in Gochsheim

Position	Leistungsbeschreibung	Menge	Einheit	Einheitspreis [€]	Gesamtbetrag [€]
1	Baustelleneinrichtung				
1.1	Baustelle einrichten und räumen	1	pauschal	56.700	56.700
				Nettosumme	56.700
2	Transportleitung				
2.1	Leitungsgraben ¹⁾	5.400	m	60	324.000
2.2	Leitung DN 100 ²⁾	6.000	m	15	90.000
2.3	Formteile	1	pauschal	9.000	9.000
2.4	Horizontalbohrung (Start- und Zielgruben) ³⁾	5	Stück	4.000	20.000
2.5	Horizontalbohrung ³⁾	600	m	100	60.000
				Nettosumme	503.000
3	Mess- und Regelschacht				
3.1	Betonschacht DN 1.000	4	Stück	2.000	8.000
3.2	Innenverrohrung, Wasserzähler und Regelventil	4	Stück	1.000	4.000
				Nettosumme	12.000
4	Rigolen				
4.1	Aushub ⁴⁾	400	m ³	20	8.000
4.2	Kiesfüllung	400	m ³	75	30.000
4.3	Verteilerrohr DN 100	400	m	20	8.000
4.4	Trennvlies und Überschüttung	400	m	15	6.000
				Nettosumme	52.000
5	Sonstige Leistungen				
5.1	Sonstige Leistungen	1	pauschal	56.700	56.700
				Nettosumme	56.700
	Baukosten, netto				680.400
	zzgl. Umsatzsteuer	19	%		129.276
	Baukosten, brutto				809.676

¹⁾ Leitungsgraben ohne Oberflächenbefestigung (z. B. Asphaltdecke)

²⁾ Nutzwasser = 100.000 m³ in 6 Monaten, Q = 22,8 m³/h bzw. 6,3 L/s

³⁾ Horizontalbohrungen im Bereich von Straßenquerungen

⁴⁾ Rigole: Breite 0,5 m und Tiefe 2,0 m

5.7.3 Kostenschätzung für eine Anpassung der Infrastruktur zur landwirtschaftlichen Bewässerung in Schwebheim

Auch für das Nutzwasserkonzept Schwebheim (vgl. Gliederungspunkt 5.6.2) hat BGS UMWELT eine Investitionskostenschätzung vorgenommen, wobei ebenfalls nur die Option einer Nutzung des weitergehend aufbereiteten Klarwasser der Kläranlage Schweinfurt als alternative Wasserressource und nicht das potentielle zu nutzende Wasser des Schmachtenberg-Baggersees berücksichtigt wurde. Abbildung 5-32 diente als Konzeptgrundlage für die in Tabelle 5-50 aufgeführte Investitionskostenschätzung.

Tabelle 5-50: Investitionskostenschätzung für das Nutzwasserkonzept zur landwirtschaftlichen Bewässerung in Schwebheim

Position	Leistungsbeschreibung	Menge	Einheit	Einheitspreis [€]	Gesamtbetrag [€]
1	Baustelleneinrichtung				
1.1	Baustelle einrichten und räumen	1	pauschal	85.400	85.400
				Nettosumme	85.400
2	Transportleitung				
2.1	Leitungsgraben ¹⁾	7.450	m	60	447.000
2.2	Leitung DN 160 (Q=38 m ³ /h)	3.300	m	25	82.500
2.3	Leitung DN 125 (Q=15 m ³ /h)	4.800	m	15	72.000
2.4	Formteile	1	pauschal	15.500	15.500
2.5	Horizontalbohrung (Start- und Zielgruben) ²⁾	7	Stück	4.000	28.000
2.6	Horizontalbohrung ²⁾	650	m	100	65.000
				Nettosumme	710.000
3	Mess- und Regelschacht				
3.1	Betonschacht DN 1.000	5	Stück	2.000	10.000
3.2	Innenverrohrung, Wasserzähler und Regelventil	5	Stück	1.000	5.000
				Nettosumme	15.000
4	Speicherbecken				
4.1	Aushub ³⁾	1.410	m ³	7,5	10.575
4.2	Aufschüttung/Verwallung	1.465	m ³	12,5	18.313
4.3	Folienabdichtung (HDPE-Folie 2 mm)	4.950	m ²	15,0	74.250
4.4	Einleite- und Entnahmestelle	5	Stück	2.500,0	12.500
				Nettosumme	115.638
5	Zaunanlage				
5.1	Zaun	725	m	15	10.875
5.2	Zauntür	5	Stück	500	2.500
				Nettosumme	13.375
5	Sonstige Leistungen				
5.1	Sonstige Leistungen	1	pauschal	85.588	85.588
				Nettosumme	85.588
	Baukosten, netto				1.025.000
	zzgl. Umsatzsteuer	19	%		194.750
	Baukosten, brutto				1.219.750

¹⁾ Leitungsgraben ohne Oberflächenbefestigung (z. B. Asphaltdecke)

²⁾ Horizontalbohrungen im Bereich von Straßenquerungen

³⁾ 5 Speicherbecken mit jeweils ca. 600 m³ Speichervolumen (Beckenmaße ca. 30 m x 20 m)

6 FAZIT

Zunehmender Druck auf unsere Frischwasserressourcen durch den fortschreitenden Klimawandel und die damit einhergehenden Versorgungsengpässe sowie Nutzungskonflikte im Wassersektor machen eine Erweiterung des Portfolios verfügbarer Wasserressourcen um bisher ungenutzte Alternativen unabdingbar. Vor allem für Anwendungen, welche keine Trinkwasserqualität erfordern, wie die landwirtschaftliche und urbane Bewässerung oder die industrielle/gewerbliche Brauchwassernutzung, würde sich eine Wiederverwendung von weitergehend aufbereitetem Klarwasser anbieten. In Deutschland sind solche Praktiken jedoch noch nicht umfassend reglementiert (Gliederungspunkt 1.2).

Unterfranken, insbesondere die Region um die Stadt Schweinfurt, ist eines der trockensten Gebiete in Deutschland (vgl. Gliederungspunkt 2.2). Die intensive Nutzung der lokalen Grundwasserressourcen durch die Landwirtschaft, durch Industrie und Gewerbe sowie durch die öffentliche Trinkwasserversorgung führte in jüngerer Vergangenheit zu Nutzungskonflikten (vgl. Gliederungspunkt 5.3.1). Sinkende Grundwasserstände als Resultat der vergangenen Trockenjahre (2015, 2018 und 2019) führten nicht nur in der Landwirtschaft, sondern auch vermehrt in anderen Sektoren zu Versorgungsengpässen. Ein Beispiel dafür ist die Wäscherei Leimeister, die aufgrund eines Absinkens des Grundwasserspiegels unter die Ausbautiefe des Brunnens Probleme bei der Versorgung mit Brauchwasser hatte (vgl. Gliederungspunkt 5.3.1.4). Auch die Landwirtschaft in Gochsheim verzeichnete in Trockenjahren substantielle Absenkungen des Grundwasserspiegels (vgl. Gliederungspunkt 2.3.1). Das zusätzliche Trockenfallen von kleineren Oberflächengewässern wie dem Unkenbach bei Schwebheim (vgl. Gliederungspunkt 2.3.2) untermauert die Notwendigkeit, die konventionell genutzten Wasserressourcen (v. a. Grundwasser, vgl. Gliederungspunkte 2.1, 5.3.1.1, 5.3.1.2) partiell zu substituieren, um auch zukünftig im Kontext des Klimawandels eine zuverlässige sowie resiliente Versorgungssicherheit gewährleisten zu können und das Grundwasser als Trinkwasserquelle weiterhin zu sichern.

Deshalb wurden in dem Projekt zusammen mit einer Stakeholder-Arbeitsgruppe (vgl. Gliederungspunkt 4.1, 5.1) Konzepte für eine alternative Wasserversorgung erarbeitet, um das Angebot an lokalen Wasserressourcen zu erweitern. Im Planungsraum um Schweinfurt befinden sich einige bisher noch ungenutzte Wasserressourcen. Das potentiell von lokalen Gewerbedachflächen sammelbare Niederschlagswasser könnte aufgrund der stark fluktuierenden Verfügbarkeit sowie der unzureichenden Menge höchstens supplementär zu anderen alternativen Wasserressourcen genutzt werden (vgl. Gliederungspunkte 5.2.1, 5.4). Zusätzlich müsste es aufbereitet werden, um den qualitativen Anforderungen (vgl. Gliederungspunkte 5.5.1, 5.5.2) zu genügen. Mit weitergehend aufbereitetem kommunalen Klarwasser aus der Kläranlage Schweinfurt könnte der gesamte urbane und landwirtschaftliche Bedarf leicht gedeckt werden (Gliederungspunkt 5.2.2). Diese Art der Nutzwasserverwendung im Planungsraum hätte auch bei Niedrigwasser nur unwesentliche Auswirkungen auf den Mainabfluss (vgl. Gliederungspunkt 5.5.7). Durch eine weitergehende Aufbereitung mit Hybridmembranprozessen wie Ultrafiltration kombiniert mit Pulveraktivkohleadsorption oder Ultrafiltration mit Ozonung (vgl. Gliederungspunkt 5.5.5) könnte eine Wasserqualität erzeugt

werden, welche nicht nur den bereits existierenden Anforderungen (vgl. Gliederungspunkte 5.5.1, 5.5.2) genügen würde, sondern wahrscheinlich besser wäre als die Qualität mancher konventionell genutzter Wasserressourcen (v. a. Oberflächenwasser, vgl. Gliederungspunkt 5.5.6). Insbesondere für den Fall der gesetzlichen Verordnung einer vierten Reinigungsstufe würde sich diese Option anbieten, da sie durch die effiziente Reduzierung organischer Spurenstoffe und den Rückhalt von (antibiotikaresistenten) Bakterien, Antibiotikaresistenzgenen und Viren nicht nur mit den Anforderungen der vierten Reinigungsstufe kompatibel wäre, sondern auch qualitativ hochwertiges Nutzwasser generieren könnte, welches vor Ort sowohl ökonomisch als auch ökologisch sinnvoll einsetzbar wäre. Dieser Ansatz wäre auch in Einklang mit dem Prinzip einer nachhaltigen Kreislaufwirtschaft, wie sie beispielsweise im Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG) definiert ist. Substantielle Mengen an Grundwasser, welche über die Senkungsanlage in Grafenrheinfeld abgepumpt werden, sind aufgrund der baulich-konstruktiven Umsetzung der Anlage nur schwer nutzbar (vgl. Gliederungspunkt 5.2.3). Das quantitative Potential industrieller Produktionsabwässer wäre zwar groß, aber hier muss berücksichtigt werden, dass bei einer etwaigen Verwendung dieser Wässer als Nutzwasser bevorzugt der Anteil genutzt werden sollte, der direkt in den Main zurückgeleitet wird, um negativen Auswirkungen auf das Kanalsystem aufgrund eines zu geringen Durchflusses vorzubeugen (vgl. Gliederungspunkt 5.2.4). Mainwasser würde zwar zur Abdeckung des lokalen Bewässerungsbedarfs ausreichen, aber eventuell müsste eine entsprechende Aufbereitung des Wassers vor der Bewässerungsanwendung vorgesehen werden (vgl. Gliederungspunkt 5.2.5). Der Schmachtenberg-Baggersee wurde ebenfalls als quantitativ vielversprechende Option mit einer bereits ausreichenden Wasserqualität ermittelt.

Mit den praktikabelsten alternativen Wasserressourcen, wie weitergehend aufbereitetes Klarwasser der Kläranlage Schweinfurt oder Baggerseewasser, könnte in Gochsheim das lokale Grundwasser über Rigolen gestützt oder Wasserbecken in Schwebheim befüllt werden. Die vor Ort etablierte Bewässerungsinfrastruktur könnte weiterhin genutzt und Neubaumaßnahmen auf ein Minimum beschränkt werden. Durch einen Cloud-basierten Ansatz könnte das landwirtschaftliche Bewässerungsmanagement zu einem großen Teil automatisiert werden (vgl. Gliederungspunkte 5.6.1, 5.6.2). Die urbane Bewässerung mit Nutzwasser ließe sich durch den Bau einer entsprechenden Nutzwasserleitung zu den Bewässerungsflächen und adäquaten Zwischenspeichern bewerkstelligen. Ein zusätzlicher Anschluss von Gewerbe und Industrie an die Nutzwasserleitung wäre denkbar und praktikabel. (vgl. Gliederungspunkt 5.6.3). Die Demonstration einer Nutzwasseranwendung wäre öffentlichkeitswirksam auf dem Betriebsgelände der Kläranlage Schweinfurt realisierbar (vgl. Gliederungspunkt 5.6.4). Kostenschätzungen für die entsprechenden Nutzwasserkonzepte wurden bisher grob vorgenommen (vgl. Gliederungspunkt 5.7).

Basierend auf den Ergebnissen dieser Studie konnten sowohl allgemeine offene Fragestellungen in Bezug auf einen Nutzwassereinsatz für Bewässerungszwecke (Gliederungspunkt 6.1), als auch offene fallstudienspezifische Fragestellungen (Gliederungspunkt 6.2) abgeleitet werden:

6.1 Allgemeine offene Fragestellungen in Bezug auf einen Nutzwassereinsatz für Bewässerungszwecke

Der Einsatz von weitergehend aufbereitetem Abwasser für die landwirtschaftliche oder urbane Bewässerung ist in Deutschland noch nicht gängige Praxis. Zur Erweiterung des Portfolios konventionell genutzter Wasserressourcen und zur Sicherstellung einer zuverlässigen Wasserversorgung im Kontext des fortschreitenden Klimawandels, stellt Nutzwasser eine alternative Wasserressource mit großem Potential dar. Aufgrund der oftmals falschen Assoziation von weitergehend aufbereitetem Klarwasser (Nutzwasser) mit Rohabwasser oder sekundärem Abwasser (biologisch behandeltes Abwasser nach der Nachklärung) bedarf es einer umfassenden und klaren Einordnung des Risikos einer Bewässerungspraxis mit Nutzwasser sowie der Entwicklung eines allgemeingültigen, umfassenden sowie standardisierten Regelwerks für eine solche Anwendung. Die Defizite in der aktuellen Verordnung der European Commission (2020) unterstreichen die Notwendigkeit der Konzeption eines technischen Regelwerkes, das alle Aspekte der Planung, Durchführung und des Betriebs von Projekten zur Wasserwiederverwendung abdeckt (Drewes et al. 2018c) (vgl. Gliederungspunkt 1.2). Vor allem die Klärung der nachfolgenden Aspekte wäre im Hinblick auf eine zukünftige Nutzwasser Verwendung für landwirtschaftliche oder urbane Bewässerungszwecke erforderlich. Partiiell sollen diese in dem bereits beantragten BMBF-Verbundvorhaben „Nutzwasserbereitstellung und Planungsoptionen für die urbane und landwirtschaftliche Bewässerung (Nutzwasser als alternative Wasserressource)“ weiter untersucht werden:

- **Rechtliche Einordnung, Anforderungen und konkrete Handlungsempfehlungen für die genehmigungsrechtliche Implementierung einer Nutzwasseranwendung** von aufbereitetem Klarwasser für den Antragsteller und die Verwaltungsstellen (z. B. Kreisverwaltungsbehörden, Wasserwirtschaftsämter): Dazu könnten insbesondere **Ablaufschemas und Checklisten** für Antragsteller und Genehmigungsbehörden erarbeitet werden. Mit Hilfe der Handlungsempfehlung sollte der Weg zur Erstellung von Genehmigungsbescheiden klar dargestellt werden, wodurch letztendlich ermöglicht würde, Nutzwasser rechtssicher zu produzieren und zu verwenden. Diese Empfehlungen könnten zudem eine Ausgestaltung sowie Umsetzung der EU Verordnung zur Wasserwiederverwendung (European Commission 2020) in Deutschland direkt unterstützen und wären damit potenziell auch auf andere Standorte innerhalb und außerhalb Deutschlands übertragbar. Wichtig im Zusammenhang mit der rechtlichen Einordnung einer Nutzwasseranwendung wäre auch eine Festlegung, ob Nutzwasser im rechtlichen Sinne als Abwasser zu werten ist oder ob die Einführung einer neuen Terminologie erforderlich wäre. Die neue EU Verordnung sieht hierfür bereits den Begriff „aufbereitetes Wasser“ vor. Eine Zusammenstellung und Bewertung aller wasserrechtlichen Tatbestände im Zusammenhang mit Nutzwasser unter Beachtung vorhandener Gesetze und Regelwerke wäre in diesem Kontext sehr wichtig.
- **Definition bzw. Standardisierung/Harmonisierung von Verfahren/Normen/Regelwerken:** Für die Implementierung von Nutzwasseranwendungen wäre es hilfreich, auf standardisierte Verfahren zurückzugreifen. Die International Organization for

Standardization hat für die landwirtschaftliche Bewässerung die ISO 16075 und für die urbane Bewässerung die ISO 20761 entwickelt, die allerdings nur peripher auf ein standardisiertes Verfahren zur Implementierung von Nutzwasseranwendungen eingeht. Auf nationaler Ebene wäre es erforderlich (bereits seit längerem geplant) die Normen DIN 19650 und DIN 19684-10 zu überarbeiten bzw. zusammenzuführen. Es müssten also relevante Normen identifiziert und ein Standard erarbeitet werden. Die Bündelung der relevanten Normen zur Vorbereitung einer DIN SPEC (PAS) für grundsätzliche Nutzwasseranwendungen wäre empfehlenswert.

- **Ausgestaltung eines umfassenden Risikomanagements:** Neben den bisher etablierten chemischen und mikrobiologischen Parametern zur Bewertung der Wasserqualität (z. B. Fäkalindikatoren wie *E. coli*, Bakteriophagen wie F-spezifische und somatische Coliphagen, humanpathogene Bakterien wie *Campylobacter*) wird empfohlen, zusätzliche Untersuchungsparameter wie z. B. humanpathogene Viren, Protozoen, antibiotikaresistente Bakterien und Antibiotikaresistenzgene zur Bewertung heranzuziehen. Ergänzend zur mikrobiologischen Bewertung der Wasserqualität sollten auch chemische Parameter erfasst werden, wie organische Spurenstoffe (z. B. Industrie- und Haushaltschemikalien, Biozide, Pharmaka, hormonell wirkende Verbindungen), Transformationsprodukte sowie Oxidationsprodukte. Basierend auf der umfassenden Identifikation und Definition von adäquaten Leitparametern sollte eine Charakterisierung des relativen Risikos von Nutzwasseranwendungen durchgeführt werden. Dieses Risiko sollte durch eine quantitative mikrobielle Bewertung (Quantitative Microbial Risk Assessment, QMRA) und parallel dazu durch eine Auswertung der chemischen Parameter bestimmt werden.

6.2 Fallstudien-spezifische offene Fragestellungen

Für die drei ausgewählten Planungsgebiete Gochsheim, Schwebheim und die Stadt Schweinfurt werden in folgendem Abschnitt die wichtigsten Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen zusammengefasst.

Im Rahmen des begleitenden Stakeholder-Prozesses äußerten die lokalen Landwirte die Befürchtung, dass eine Nutzwasserversorgung mit zu hohen Kosten verbunden sein könnte. Die Wirtschaftlichkeit ihrer Betriebe wäre in Gefahr, weshalb die Notwendigkeit einer Umstellung ihres Bewässerungsmanagements auf die konzipierte Nutzwasserversorgung berechtigterweise in Frage gestellt wurde. Trotzdem war ihre Akzeptanz gegenüber einer potentiellen Nutzwasseranwendung, also der Wiederverwendung von weitergehend aufbereitetem Klarwasser sehr hoch. Insbesondere für die zukünftige (nächste 10–50 Jahre) Gewährleistung der Versorgungssicherheit wurde Nutzwasser als wichtige Ressource angesehen. Es bestand Einigkeit darüber, dass das quantitative Potential von Nutzwasser ausreichend wäre und die betrachteten Aufbereitungstechnologien sowie das vorgesehene Qualitätsmanagement die erforderliche Wasserqualität garantieren könnten. Die Demonstration einer Nutzwasseranwendung im kleineren Maßstab wurde seitens aller Stakeholder als notwendig erachtet. Dies würde auch die Akzeptanz dieser Art der Wassernutzung in der Öffentlichkeit erhöhen.

Für den Einsatz von Nutzwasser (insbesondere weitergehend aufbereitetes Klarwasser) für die landwirtschaftliche Bewässerung in Gochsheim und Schwebheim müssten folgende Fragen geklärt werden:

- Genehmigungsrechtliche Anforderungen für die Umsetzung der Nutzwasseraufbereitung, Bereitstellung und Einsatz in der Bewässerung. Dabei sind insbesondere die Fragen des Boden- und Grundwasserschutzes, z. B. hinsichtlich des Verschlechterungsverbots, zu klären.
- Holistische Bewertung der Wirtschaftlichkeit unter Berücksichtigung der lokalen Gegebenheiten: Umfassende ökonomisch-ökologische Analyse der unterschiedlichen Nutzwasseranwendungen gegenüber traditionellen wasserwirtschaftlichen Lösungen zwecks einer Ausweisung von „unique selling propositions (USPs)“ und Identifikation von Optimierungspotentialen der eingesetzten Systemlösungen. Auf Basis einer Analyse der zentralen Kostentreiber und deren Wirkungspfade könnten unter Einbeziehung der Stakeholder spezifische Nutzwerte und darauf aufbauend nachhaltige Betreibermodelle für die im Projekt entwickelten Systemlösungen und Produkte erarbeitet werden. Um die Investitions- und Betriebskosten einer bedarfsgerechten Nutzwasserbereitstellung zur urbanen und landwirtschaftlichen Bewässerung über den gesamten Lebenszyklus der Anlagen hinweg (Life Cycle Costing, LCC) bestimmen zu können, sollten zunächst alle Kostenpositionen, von der Cloud-Anwendung bis hin zur Wasseraufbereitung und -verteilung, anwendungs- und zeitbezogen erfasst werden.
- Entwicklung von detaillierten Betreibermodellen: Aufbauend auf einer detaillierten Kostenanalyse sollten Finanzierungsmodelle für einen mittelfristig (mind. 8 Jahre) kostendeckenden Betrieb des komplexen Nutzwasseraufbereitungssystems identifiziert und erarbeitet werden (z. B. EU-Förderprogramme zur Finanzierung der Infrastruktur, etc.). Auf dieser Grundlage und in Abstimmung mit den Stakeholdern könnte sich ein Entwurf des Betreibermodells mitsamt einem zugehörigen Umsetzungsplan ergeben.
- Erarbeitung und Festlegung einer guten fachlichen Praxis, speziell angepasst an die lokale landwirtschaftliche Bewässerung, v. a. in Bezug auf die Düngung und Bewässerung. Dies sollte insbesondere dem Risiko einer Akkumulation und Verfrachtung von umwelt- oder gesundheitsschädlichen Schadstoffen in den Schutzgütern Boden, Grundwasser sowie angebaute Kultur Rechnung tragen.
- Für eine gute fachliche Praxis wäre auch eine zeitlich hoch aufgelöste (tägliche), bestenfalls automatisierte und zentrale Erfassung sowie Archivierung des lokalen Bewässerungsbedarfs empfehlenswert. Dies könnte zu einer nachhaltigeren Bewirtschaftung der lokalen Wasserressourcen (insbesondere des Grundwassers) beitragen. Eine Umsetzung könnte beispielsweise durch die Ausstattung der Wasseruhren an den Pumpen mit Funksendern erfolgen, die die erfassten Daten an eine Cloud übermitteln würden. In diesem Zusammenhang sind auch die Fragen zum Grundwassermonitoring (allgemein, im laufenden Betrieb, Dokumentation, etc.) zu behandeln.

Speziell für das Fallbeispiel Schwebheim wären folgende Fragestellungen zu klären:

- Die Wechselwirkungen zwischen Unkenbach, Wasserbecken und Grundwasser erfordern ein besseres hydrogeologisches Verständnis. Dafür wären z. B. eine hydrogeologische Modellierung sowie Sicker- und Pumpversuche vorzusehen. Dies könnte z. B. im Rahmen des Projektes „Regionales Bewässerungskonzept in der Gemeinde Schwebheim“ (Auftraggeber Gemeinde Schwebheim) umgesetzt werden.
- Welche Speichermöglichkeiten sind in Schwebheim am praktikabelsten: abgedichtete Wasserbecken oder tiefe, offene Erdbecken? Auch diese Betrachtung könnte im Rahmen des Bewässerungskonzepts Schwebheimerfolgen.

Speziell für das Fallbeispiel Gochsheim wären folgende Fragestellungen zu klären:

- In Gochsheim wurde als Speicher des Nutzwassers konzeptionell das lokale oberflächennahe Grundwasser vorgesehen. Nach derzeitigem Kenntnisstand soll die Grundwasseranreicherung über gefräste Rigolen erfolgen. Für die Auswahl eines adäquaten Anreicherungssystems und zum besseren Verständnis der lokalen Grundwasserverhältnisse sollten eine Untergrunderkundung und zusätzliche Grundwassermessstellen vorgesehen werden. Diese zusätzlichen Untersuchungen sind in dem bereits beantragten BMBF-Verbundvorhaben „Nutzwasserbereitstellung und Planungsoptionen für die urbane und landwirtschaftliche Bewässerung (Nutzwasser als alternative Wasserressource)“ beabsichtigt bzw. wurden schon durchgeführt.

Neben dem Nutzwassereinsatz in der Landwirtschaft wurde im Rahmen dieser Studie auch die Bewässerung urbaner Flächen in der Stadt Schweinfurt mit Nutzwasser konzeptionell untersucht. Die folgenden für eine Umsetzung des Konzepts vorgeschlagenen Empfehlungen könnten ebenfalls in dem bereits beantragten BMBF-Verbundvorhaben „Nutzwasserbereitstellung und Planungsoptionen für die urbane und landwirtschaftliche Bewässerung (Nutzwasser als alternative Wasserressource)“ durchgeführt werden:

- Neben der Dargebotsanalyse ist der Transport des Nutzwassers eine zentrale Fragestellung. Dabei gilt es, Transportlösungen in die bestehende Infrastruktur zu integrieren. Im Detail sollte die technische Machbarkeit einer Druckrohrleitung (DN 50) im Schmutzwasser Hauptsammelkanal (DN 2300/1750) der Stadt Schweinfurt geprüft werden.
- Prüfung möglicher traditioneller Speicherlösungen auf den Konversionsflächen der Stadt Schweinfurt und Untersuchung der Möglichkeit, diese in die bereits bestehende Infrastruktur zu integrieren.
- Umfangreiche Bestandsaufnahme der vorhandenen Infrastruktur.

7 QUELLENVERZEICHNIS

- Abwasserverordnung (2020): Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV). Available online at <http://www.gesetze-im-internet.de/abwv/AbwV.pdf>, checked on 7/10/2020.
- Agulló-Barceló, M.; Casas-Mangas, R.; Lucena, F. (2012): Direct and indirect QMRA of infectious *Cryptosporidium* oocysts in reclaimed water. In *Journal of water and health* 10 (4), pp. 539–548. DOI: 10.2166/wh.2012.082.
- Alcalde-Sanz, L.; Gawlik, B. M. (2017): Minimum quality requirements for water reuse in agricultural irrigation and aquifer recharge. In *Towards a Legal Instrument on Water Reuse at EU Level*.
- Allen, Richard G.; Pereira, Luis S.; Raes, Dirk; Smith, Martin (1998): Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements-FAO Irrigation and drainage paper 56. In *Fao, Rome* 300 (9), D05109.
- Altmann, Johannes; Ruhl, Aki Sebastian; Zietzschmann, Frederik; Jekel, Martin (2014): Direct comparison of ozonation and adsorption onto powdered activated carbon for micropollutant removal in advanced wastewater treatment. In *Water Research* 55, pp. 185–193. DOI: 10.1016/j.watres.2014.02.025.
- Altmayer, Michael; Belau, Michael; Foltyn, Maria (2017): Strategien zum Umgang mit Niedrigwasser in Zeiten des Klimawandels in Bayern. In *gwf Wasser/Abwasser* (158 (12)), pp. 29–37.
- Amoueyan, Erfaneh; Ahmad, Sajjad; Eisenberg, Joseph N.S.; Gerrity, Daniel (2019): Equivalency of indirect and direct potable reuse paradigms based on a quantitative microbial risk assessment framework. In *Microbial Risk Analysis* 12, pp. 60–75. DOI: 10.1016/j.mran.2019.06.003.
- Amoueyan, Erfaneh; Ahmad, Sajjad; Eisenberg, Joseph N.S.; Gerrity, Daniel (2020): A dynamic quantitative microbial risk assessment for norovirus in potable reuse systems. In *Microbial Risk Analysis* 14, p. 100088. DOI: 10.1016/j.mran.2019.100088.
- Angelakis, Andreas N.; Mays, Larry; Koutsoyiannis, Demetris; Mamassis, Nikos (2012): Evolution of Water Supply Through the Millennia. In *wio* 11. DOI: 10.2166/9781780401041.
- Asano, T.; Burton, F. L.; Leverenz, H. L.; Tsuchihashi, R.; Tchobanoglous, G. (2007): Water reuse: issue, technologies, and applications. With assistance of FAO of the UN.
- Asano, T.; Cotruvo, J. A. (2004): Groundwater recharge with reclaimed municipal wastewater: Health and regulatory considerations. In *Water Research* 38 (8), pp. 1941–1951. DOI: 10.1016/j.watres.2004.01.023.
- Bae, Sungwoo; Maestre, Juan P.; Kinney, Kerry A.; Kirisits, Mary Jo (2019): An examination of the microbial community and occurrence of potential human pathogens in rainwater harvested from different roofing materials. In *Water Research* 159, pp. 406–413. DOI: 10.1016/j.watres.2019.05.029.
- Bannerman, R. T.; Owens, D. W.; Dodds, R. B.; Hornewer, N. J. (1993): Sources of Pollutants in Wisconsin Stormwater. In *Water Science and Technology* 28 (3-5), pp. 241–259. DOI: 10.2166/wst.1993.0426.
- Bayerische Badegewässerverordnung (2008): Verordnung über die Qualität und die Bewirtschaftung der Badegewässer. Available online at [https://www.gesetze-bayern.de/X\(1\)S\(qwda4fl1m15oe1oilzh3cplu\)/Content/Pdf/BayBadeGewV?all=True](https://www.gesetze-bayern.de/X(1)S(qwda4fl1m15oe1oilzh3cplu)/Content/Pdf/BayBadeGewV?all=True).
- BayesFusion 2019: GeNie 2.3. Available online at <https://www.bayesfusion.com/genie/>, checked on 6/23/2020.
- BayWG (2010): Bayerisches Wassergesetz (BayWG).
- Beaudequin, Denise; Harden, Fiona; Roiko, Anne; Mengersen, Kerrie (2016): Utility of Bayesian networks in QMRA-based evaluation of risk reduction options for recycled water. In *The Science of the total environment* 541, pp. 1393–1409. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.10.030.
- Beaudequin, Denise; Harden, Fiona; Roiko, Anne; Mengersen, Kerrie (2017): Potential of Bayesian networks for adaptive management in water recycling. In *Environmental Modelling & Software* 91, pp. 251–270. DOI: 10.1016/j.envsoft.2017.01.016.
- Becker, Dennis; Jekel, Martin; Nahrstedt, Andreas; Drewes, Jörg E. (2018): WavE - Risikomanagement in der Wasserwiederverwendung: Relevanz von Spurenstoffen in der Wasserwiederverwendung. BMBF-Fördermaßnahme WavE: Zukunftsfähige Technologien und Konzepte zur Erhöhung der Wasserverfügbarkeit durch Wasserwiederverwendung und Entsalzung. Available online at <https://www.bmbf-wave.de/1564.php>, checked on 9/5/2019.
- Biel-Maeso, Miriam; Corada-Fernández, Carmen; Lara-Martín, Pablo A. (2018): Monitoring the occurrence of pharmaceuticals in soils irrigated with reclaimed wastewater. In *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 235, pp. 312–321. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.12.085.
- Bischel, Heather N.; Simon, Gregory L.; Frisby, Tammy M.; Luthy, Richard G. (2012): Management experiences and trends for water reuse implementation in Northern California. In *Environmental science & technology* 46 (1), pp. 180–188. DOI: 10.1021/es202725e.

- Bixio, D.; Thoeve, C.; Koning, J. de; Joksimovic, D.; Savic, D.; Wintgens, T.; Melin, T. (2006): Wastewater reuse in Europe. In *Desalination* 187 (1-3), pp. 89–101. DOI: 10.1016/j.desal.2005.04.070.
- Bossi, R.; Vejrup, K.V; Mogensen, B.B; Asman, W.A.H (2002): Analysis of polar pesticides in rainwater in Denmark by liquid chromatography–tandem mass spectrometry. In *Journal of Chromatography A* 957 (1), pp. 27–36. DOI: 10.1016/S0021-9673(02)00312-6.
- Bourgin, Marc; Beck, Birgit; Boehler, Marc; Borowska, Ewa; Fleiner, Julian; Salhi, Elisabeth et al. (2018): Evaluation of a full-scale wastewater treatment plant upgraded with ozonation and biological post-treatments: Abatement of micropollutants, formation of transformation products and oxidation by-products. In *Water Research* 129, pp. 486–498. DOI: 10.1016/j.watres.2017.10.036.
- Bridgman, Howard A. (1992): Evaluating rainwater contamination and sources in southeast Australia using factor analysis. In *Atmospheric Environment. Part A. General Topics* 26 (13), pp. 2401–2412. DOI: 10.1016/0960-1686(92)90370-Z.
- Bruvold, W. H. (1988): Public opinion on water reuse options. In *Water Pollution Control Federation* 60 (1), pp. 45–49.
- Bucheli, Thomas D.; Müller, Stephan R.; Heberle, Siegrun; Schwarzenbach, René P. (1998): Occurrence and Behavior of Pesticides in Rainwater, Roof Runoff, and Artificial Stormwater Infiltration. In *Environ. Sci. Technol.* 32 (22), pp. 3457–3464. DOI: 10.1021/es980317n.
- Bundes-Bodenschutzgesetz (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten. Available online at <http://www.gesetze-im-internet.de/bbodschg/BBodSchG.pdf>, checked on 7/10/2020.
- Burgess, Jo (2015): Water re-use in South Africa. In *Water: Journal of the Australian Water Association* 42 (5), p. 42.
- Burkhardt, Michael; Hodel, Philipp (2019): Abschwemmung von Metallflächen und Eintrag ins Grundwasser: Literaturrecherche und Messungen unter Berücksichtigung von drei urbanen Pestiziden.
- Büttner, Georg; Pamer, Robert; Wagner, Bernhard (2003): Hydrogeologische Raumgliederung von Bayern: Bayerisches Geologisches Landesamt.
- California Department of Water Resources (2003): Water Recycling 2030: Recommendations of California's Recycled Water Task Force. In *Water Recycling 2030: Recommendations of California's Recycled Water Task Force*. Available online at https://water.ca.gov/LegacyFiles/pubs/use/water_recycling_2030/recycled_water_tf_report_2003.pdf, checked on 8/27/2017.
- California Natural Resources Agency (2009): California Water Plan Update 2009. In *California Water Plan Update 2009*. Available online at <https://water.ca.gov/-/media/DWR-Website/Web-Pages/Programs/California-Water-Plan/Water-Plan-Updates/Files/Update-2009/Water-Plan-Update-2009-Volume-1.pdf>, checked on 9/4/2018.
- Campinas, Margarida; Rosa, Maria João (2010): Removal of microcystins by PAC/UF. In *Separation and Purification Technology* 71 (1), pp. 114–120. DOI: 10.1016/j.seppur.2009.11.010.
- Campos, Carlos J. A.; Avant, Justin; Lowther, James; Till, Dale; Lees, David N. (2016): Human norovirus in untreated sewage and effluents from primary, secondary and tertiary treatment processes. In *Water Research* 103, pp. 224–232. DOI: 10.1016/j.watres.2016.07.045.
- Celle-Jeanton, Hélène; Travi, Yves; Loÿe-Pilot, Marie-Dominique; Huneau, Frédéric; Bertrand, Guillaume (2009): Rainwater chemistry at a Mediterranean inland station (Avignon, France): Local contribution versus long-range supply. In *Atmospheric Research* 91 (1), pp. 118–126. DOI: 10.1016/j.atmosres.2008.06.003.
- Chang, Mingteh; Crowley, Christopher M. (1993): PRELIMINARY OBSERVATIONS ON WATER QUALITY OF STORM RUNOFF FROM FOUR SELECTED RESIDENTIAL ROOFS. In *J Am Water Resources Assoc* 29 (5), pp. 777–783. DOI: 10.1111/j.1752-1688.1993.tb03237.x.
- Chang, Mingteh; McBroom, Matthew W.; Scott Beasley, R. (2004): Roofing as a source of nonpoint water pollution. In *Journal of environmental management* 73 (4), pp. 307–315. DOI: 10.1016/j.jenvman.2004.06.014.
- Chaudhry, Rabia M.; Hamilton, Kerry A.; Haas, Charles N.; Nelson, Kara L. (2017): Drivers of Microbial Risk for Direct Potable Reuse and de Facto Reuse Treatment Schemes: The Impacts of Source Water Quality and Blending. In *International journal of environmental research and public health* 14 (6). DOI: 10.3390/ijerph14060635.
- Chen, Weiping; Lu, Sidan; Jiao, Wentao; Wang, Meie; Chang, Andrew C. (2013a): Reclaimed water: A safe irrigation water source? In *Environmental Development* 8, pp. 74–83. DOI: 10.1016/j.envdev.2013.04.003.
- Chen, Weiping; Xu, Jian; Lu, Sidan; Jiao, Wentao; Wu, Laosheng; Chang, Andrew C. (2013b): Fates and transport of PPCPs in soil receiving reclaimed water irrigation. In *Chemosphere* 93 (10), pp. 2621–2630. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2013.09.088.
- Chilton, J.C; Maidment, G.G; Marriott, D.; Francis, A.; Tobias, G. (2000): Case study of a rainwater recovery system in a commercial building with a large roof. In *Urban Water* 1 (4), pp. 345–354. DOI: 10.1016/S1462-0758(00)00032-7.
- Ching, L.; Yu, D.J.H. (2010): Turning the tide: Informal institutional change in water reuse. In *Water Policy* 12 (SUPPL. 1), pp. 121–134. DOI: 10.2166/wp.2010.117.
- Chiou, Ren-Jie (2008): Risk assessment and loading capacity of reclaimed wastewater to be reused for agricultural irrigation. In *Environmental monitoring and assessment* 142 (1-3), pp. 255–262. DOI: 10.1007/s10661-007-9922-9.

- Christchurch City Council (2012): Waterways, wetlands and drainage guide: Part B: Design. Stormwater Treatment Systems. In *Christchurch City Council, Christchurch*. Available online at <https://www.ccc.govt.nz/assets/Documents/Environment/Water/waterways-guide/WaterwayswetlandsandDrainageGuideWWDGchapter6StormwatertreatmentsystemsMay2012.pdf>, checked on 12/9/2020.
- Clark, Shirley E.; Steele, Kelly A.; Spicher, Julia; Siu, Christina Y.; Lalor, Melinda M.; Pitt, Robert; Kirby, Jason T. (2008): Roofing materials' contributions to storm-water runoff pollution. In *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 134 (5), pp. 638–645.
- Cornel, Peter; Mohr, Marius; Nocker, Andreas; Selinka, Christoph; Schramm, Engelbert; Stange, Claudia; Drewes, Jörg E. (2018): WavE - Risikomanagement in der Wasserwiederverwendung: Relevanz mikrobiologischer Parameter für die Wasserwiederverwendung. BMBF-Fördermaßnahme WavE: Zukunftsfähige Technologien und Konzepte zur Erhöhung der Wasserverfügbarkeit durch Wasserwiederverwendung und Entsalzung. Available online at <https://www.bmbf-wave.de/1564.php>, checked on 9/5/2019.
- Daigger, Glen T. (2009): Evolving Urban Water and Residuals Management Paradigms: Water Reclamation and Reuse, Decentralization, and Resource Recovery. In *water environ res* 81 (8), pp. 809–823. DOI: 10.2175/106143009X425898.
- Delgado, Sebastián; Rodríguez-Gómez, Luis E.; Vera, Luisa; Álvarez, Manuel; Díaz, Fernando; Rodríguez-Sevilla, Juan (2012): Water reuse in the management of island water resources: the case of the Canary Islands and the Region of Madeira. In *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua* 61 (8), pp. 484–493. DOI: 10.2166/aqua.2012.028.
- Despins, Christopher; Farahbakhsh, Khosrow; Leidl, Chantelle (2009): Assessment of rainwater quality from rainwater harvesting systems in Ontario, Canada. In *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua* 58 (2), pp. 117–134. DOI: 10.2166/aqua.2009.013.
- Di Zio, Alessia; Prisciandaro, Marina; Barba, Diego (2005): Disinfection of surface waters with UF membranes. In *Desalination* 179 (1-3), pp. 297–305. DOI: 10.1016/j.desal.2004.11.075.
- DIN 19650: Bewässerung - Hygienische Belange von Bewässerungswasser - Februar 1999.
- DIN 19684-10: Bodenbeschaffenheit - Chemische Laboruntersuchungen - Teil 10: Untersuchung und Beurteilung des Wassers bei Bewässerungsmaßnahmen - Januar 2009.
- Dolnicar, S.; Hurlimann, A.; Grün, B. (2011): What affects public acceptance of recycled and desalinated water? In *Water Research* 45 (2), pp. 933–943. DOI: 10.1016/j.watres.2010.09.030.
- Dong, Bingfeng; Kahl, Alandra; Cheng, Long; Vo, Hao; Ruehl, Stephanie; Zhang, Tianqi et al. (2015): Fate of trace organics in a wastewater effluent dependent stream. In *The Science of the total environment* 518-519, pp. 479–490. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.02.074.
- Drewes, J. E.; Horstmeyer, N.; Michel, P.; Khan, S. (2017): Producing high-quality recycled water. In *Innovative Wastewater Treatment & Resource Recovery Technologies: Impacts on Energy, Economy and Environment*, p. 285.
- Drewes, J. E.; Karakurt, S.; Schmid, L.; Bachmaier, M.; Hübner, U.; Clausnitzer, V. et al. (2018a): Dynamik der Klarwasseranteile in Oberflächengewässern und mögliche Herausforderung für die Trinkwassergewinnung in Deutschland.
- Drewes, J. E.; Khan, S.; Mujeriego, R. (2012): Water reuse: achievements and future challenges: IWA Publishing.
- Drewes, J. E.; Khan, S. J. (2011): Water reuse for drinking water augmentation. In *Water Quality & Treatment: A Handbook on Drinking Water* (Edzwald, JK, ed.). McGraw-Hill Professional, New York, 16.1-16.48.
- Drewes, J. E.; Khan, S. J. (2015): Contemporary design, operation, and monitoring of potable reuse systems. In *J Water Reuse Desalination* 5 (1), pp. 1–7. DOI: 10.2166/wrd.2014.148.
- Drewes, J. E.; Schramm, E.; Ebert, B.; Mohr, M.; Beckett, M.; Krömer, K.; Jungfer, C. (2019): Potenziale und Strategien zur Überwindung von Hemmnissen für die Implementierung von Wasserwiederverwendungsansätzen in Deutschland. In *Korrespondenz Abwasser* 66 (12) 995-1003.
- Drewes, J. E.; Schramm, Engelbert; Cornel, Peter; Maaßen, Sebastian (2018b): WavE - Risikomanagement in der Wasserwiederverwendung: Anforderungen an Wasserrecycling-Projekte. BMBF-Fördermaßnahme WavE: Zukunftsfähige Technologien und Konzepte zur Erhöhung der Wasserverfügbarkeit durch Wasserwiederverwendung und Entsalzung. Available online at <https://www.bmbf-wave.de/1564.php>, checked on 9/5/2019.
- Drewes, Jörg E.; Becker, Dennis; Jungfer, Christina; Krömer, Kerstin; Mohr, Marius; Nahrstedt, Andreas et al. (2018c): Mindestanforderungen an eine Wasserwiederverwendung: Hinweise aus Sicht der WavE Forschungsprojekte des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF). Available online at https://www.gwf-wasser.de/fileadmin/GWF/Downloads/gwf_Wasser_Abwasser_Ausgabe_12_2018_WAVE.pdf.
- Drewes, Jörg E.; Jungfer, Christina; Zimmermann, Barbara (2018d): WavE - Risikomanagement in der Wasserwiederverwendung: Relevanz chemischer Stoffe in der Wasserwiederverwendung. BMBF-Fördermaßnahme WavE: Zukunftsfähige Technologien und Konzepte zur Erhöhung der Wasserverfügbarkeit durch Wasserwiederverwendung und Entsalzung. Available online at <https://www.bmbf-wave.de/1564.php>, checked on 9/5/2019.

- Du Pisani, Petrus L. (2006): Direct reclamation of potable water at Windhoek's Goreangab reclamation plant. In *Desalination* 188 (1-3), pp. 79–88. DOI: 10.1016/j.desal.2005.04.104.
- Düngegesetz (2009): Düngegesetz. Available online at https://www.gesetze-im-internet.de/d_ngg/D%C3%BCngG.pdf, checked on 7/10/2020.
- Düngeverordnung (2017): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen. Available online at https://www.gesetze-im-internet.de/d_v_2017/D%C3%BCV.pdf, checked on 7/10/2020.
- DWA (2012): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen. In *Abwasser und Abfall eV Hennef*.
- DWA (2019): Non-Potable Water Reuse: Development, Technologies and International Framework for Agricultural, Urban and Industrial Uses. June 2019. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall. Available online at <https://webshop.dwa.de/de/dwa-topics-june-2019.html#:~:text=DWA%20Topics%3A%20Non%2DPotable%20Water,centralized%20or%20decentralized%20treatment%20facilities>.
- DWA-M 153 (2007): Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser. August 2007. Hennef: DWA (DWA-Regelwerk, M 153).
- DWA-M 205 (2013): Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser. März 2013. Hennef (Sieg): Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall (DWA-Regelwerk, M 205).
- DWA-M 590: Grundsätze und Richtwerte zur Beurteilung von Anträgen zur Entnahme von Wasser für die Bewässerung.
- Ebele, Anekwe Jennifer; Abou-Elwafa Abdallah, Mohamed; Harrad, Stuart (2017): Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the freshwater aquatic environment. In *Emerging Contaminants* 3 (1), pp. 1–16. DOI: 10.1016/j.emcon.2016.12.004.
- Eftim, Sorina E.; Hong, Tao; Soller, Jeffrey; Boehm, Alexandria; Warren, Isaac; Ichida, Audrey; Nappier, Sharon P. (2017): Occurrence of norovirus in raw sewage - A systematic literature review and meta-analysis. In *Water Research* 111, pp. 366–374. DOI: 10.1016/j.watres.2017.01.017.
- EU WRRL (2010): Europäische Wasserrahmenrichtlinie. Available online at https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:5c835afb-2ec6-4577-bdf8-756d3d694eeb.0004.02/DOC_1&format=PDF, checked on 9/5/2018.
- EU-Badegewässerrichtlinie (2006): RICHTLINIE 2006/7/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG. Available online at <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:064:0037:0051:DE:PDF>, checked on 7/10/2020.
- European Commission (2006): Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 der Kommission vom 19. Dezember 2006 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln.
- European Commission (2020): Regulation of the European Parliament and of the Council on minimum requirements for water reuse. Available online at https://www.europarl.europa.eu/doceo/document/TA-8-2019-0071_EN.pdf, checked on 5/15/2020.
- Everest, W. R.; Watson, I. C.; MacLain, D. (1998): Groundwater reclamation by innovative desalting in Organe County, California. In *Desalination* 117 (1-3), pp. 197–202. DOI: 10.1016/S0011-9164(98)00095-2.
- Exall, Kirsten (2004): A Review of Water Reuse and Recycling, with Reference to Canadian Practice and Potential: 2. Applications. In *Water Qual Res J Can* 39 (1), pp. 13–28. DOI: 10.2166/wqrj.2004.004.
- Fan, Xiaojiang; Tao, Yi; Wang, Lingyun; Zhang, Xihui; Lei, Ying; Wang, Zhuo; Noguchi, Hiroshi (2014): Performance of an integrated process combining ozonation with ceramic membrane ultra-filtration for advanced treatment of drinking water. In *Desalination* 335 (1), pp. 47–54. DOI: 10.1016/j.desal.2013.12.014.
- Farreny, Ramon; Morales-Pinzón, Tito; Guisasaola, Albert; Tayà, Carlota; Rieradevall, Joan; Gabarrell, Xavier (2011): Roof selection for rainwater harvesting: quantity and quality assessments in Spain. In *Water Research* 45 (10), pp. 3245–3254. DOI: 10.1016/j.watres.2011.03.036.
- Ferrer, O.; Casas, S.; Galvañ, C.; Lucena, F.; Bosch, A.; Galofré, B. et al. (2015): Direct ultrafiltration performance and membrane integrity monitoring by microbiological analysis. In *Water Research* 83, pp. 121–131. DOI: 10.1016/j.watres.2015.06.039.
- Förster, J. (1999): Variability of roof runoff quality. In *Water Science and Technology* 39 (5). DOI: 10.1016/S0273-1223(99)00095-5.
- Freudenberger, Walter (1996): Erläuterungen zur geologischen Karte von Bayern 1: 500 000: mit 21 Tabellen: Bayer. Geolog. Landesamt.
- Gallegos, E.; Warren, A.; Robles, E.; Campoy, E.; Calderon, A.; Sainz, Ma. G. et al. (1999): The effects of wastewater irrigation on groundwater quality in Mexico. In *Water Science and Technology* 40 (2). DOI: 10.1016/S0273-1223(99)00429-1.

- Gerba, Charles P.; Betancourt, Walter Q.; Kitajima, Masaaki (2017): How much reduction of virus is needed for recycled water: A continuous changing need for assessment? In *Water Research* 108, pp. 25–31. DOI: 10.1016/j.watres.2016.11.020.
- Gerdes, H.; Berthold, G.; Euler, C.; Hergesell, M.; Kämpf, M.; Mikat, H.; Roth, U. (2010): Anpassungsstrategien an Klimatrends und Extremwetter sowie Maßnahmen für ein nachhaltiges Grundwassermanagement – AnKliG - Bericht zum gleichnamigen Forschungsprojekt des Bundesministeriums für Bildung und Forschung, Schwerpunktprojekt KlimaZwei. Available online at http://www.anklig.de/_docs_/AnKliG-Bericht.pdf, checked on 8/27/2018.
- Gikas, Georgios D.; Tsihrintzis, Vassilios A. (2012): Assessment of water quality of first-flush roof runoff and harvested rainwater. In *Journal of Hydrology* 466-467, pp. 115–126. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2012.08.020.
- Göbel, P.; Dierkes, C.; Coldewey, W. G. (2007): Storm water runoff concentration matrix for urban areas. In *Journal of contaminant hydrology* 91 (1-2), pp. 26–42. DOI: 10.1016/j.jconhyd.2006.08.008.
- Gómez, M.; La Rua, A. de; Garralón, G.; Plaza, F.; Hontoria, E.; Gómez, M. A. (2006): Urban wastewater disinfection by filtration technologies. In *Desalination* 190 (1-3), pp. 16–28. DOI: 10.1016/j.desal.2005.07.014.
- Goodwin, D.; Raffin, M.; Jeffrey, P.; Smith, H. M. (2019): Stakeholder evaluations of risk interventions for non-potable recycled water schemes: A case study. In *Science of The Total Environment* 674, pp. 439–450. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.04.044.
- Goonetilleke, Ashantha; Lampard, Jane-Louise (2019): Stormwater Quality, Pollutant Sources, Processes, and Treatment Options. In Ashok K. Sharma, Don Begbie, Ted Gardner (Eds.): *Approaches to water sensitive urban design. Potential, design, ecological health, urban greening, economics, policies, and community perceptions*. Duxford: Elsevier, pp. 49–74.
- Grundwasserrichtlinie (2006): EU Parlament: Grundwasserrichtlinie (Richtlinie 2006/118). Available online at https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=uriserv:OJ.L_.2006.372.01.0019.01.DEU&toc=OJ:L:2006:372:TOC, checked on 9/10/2019.
- Grundwasserverordnung (2010): Verordnung zum Schutz des Grundwassers. Available online at http://www.gesetze-im-internet.de/grwv_2010/GrwV.pdf, checked on 9/10/2019.
- Haarhoff, Johannes; van der Merwe, Ben (1996): Twenty-five years of wastewater reclamation in windhoek, Namibia. In *Water Science and Technology* 33 (10-11), pp. 25–35. DOI: 10.2166/wst.1996.0658.
- Hammes, Frederik; Salhi, Elisabeth; Köster, Oliver; Kaiser, Hans-Peter; Egli, Thomas; Gunten, Urs von (2006): Mechanistic and kinetic evaluation of organic disinfection by-product and assimilable organic carbon (AOC) formation during the ozonation of drinking water. In *Water Research* 40 (12), pp. 2275–2286. DOI: 10.1016/j.watres.2006.04.029.
- Hanak, E.; Lund, J.; Dinar, A.; Gray, B.; Howitt, R.; Mount, J. et al. (2011): Managing California's Water: From Conflict to Reconciliation. In *Managing California's Water: From Conflict to Reconciliation*.
- Hartley, T. W. (2006): Public perception and participation in water reuse. In *Desalination* 187 (1-3), pp. 115–126. DOI: 10.1016/j.desal.2005.04.072.
- He, Jianxun; Valeo, Caterina; Chu, Angus; Neumann, Norman F. (2008): Water Quality Assessment in the Application of Stormwater Reuse for Irrigating Public Lands. In *Water Qual Res J Can* 43 (2-3), pp. 145–159. DOI: 10.2166/wqrj.2008.018.
- Hernández, F.; Urkiaga, A.; las Fuentes, L. de; Bis, B.; Chiru, E.; Balazs, B.; Wintgens, T. (2006): Feasibility studies for water reuse projects: an economical approach. In *Desalination* 187 (1-3), pp. 253–261. DOI: 10.1016/j.desal.2005.04.084.
- Herzog, Bastian; Lemmer, Hilde; Helmreich, Brigitte; Horn, Harald; Müller, Elisabeth (2014): Monitoring benzotriazoles: a 1 year study on concentrations and removal efficiencies in three different wastewater treatment plants. In *Water Science and Technology* 69 (4), pp. 710–717. DOI: 10.2166/wst.2013.766.
- Hochschule Geisenheim (2019): Geisenheimer Bewässerungssteuerung 2019 - für Penman-Verdunstung -. Available online at https://www.hs-geisenheim.de/fileadmin/redaktion/FORSCHUNG/Institut_fuer_Gemuesebau/Ueberblick_Institut_fuer_Gemuesebau/Geisenheimer_Steuerung/kc-Werte_PENMAN_2019.pdf, checked on 12/20/2019.
- Hollender, Juliane; Zimmermann, Saskia G.; Koepke, Stephan; Krauss, Martin; McArdell, Christa S.; Ort, Christoph et al. (2009): Elimination of organic micropollutants in a municipal wastewater treatment plant upgraded with a full-scale post-ozonation followed by sand filtration. In *Environ. Sci. Technol.* 43 (20), pp. 7862–7869. DOI: 10.1021/es9014629.
- Huang, Weiwei; Wang, Lin; Zhou, Wenzong; Lv, Weiguang; Hu, Mengliu; Chu, Huaqiang; Dong, Bingzhi (2017): Effects of combined ozone and PAC pretreatment on ultrafiltration membrane fouling control and mechanisms. In *Journal of Membrane Science* 533, pp. 378–389. DOI: 10.1016/j.memsci.2017.03.044.
- Hübner, U.; Mieke, U.; Jekel, M. (2012): Optimized removal of dissolved organic carbon and trace organic contaminants during combined ozonation and artificial groundwater recharge. In *Water Research* 46 (18), pp. 6059–6068. DOI: 10.1016/j.watres.2012.09.001.
- Hübner, U.; Seiwert, B.; Reemtsma, T.; Jekel, M. (2014): Ozonation products of carbamazepine and their removal from secondary effluents by soil aquifer treatment--indications from column experiments. In *Water Research* 49, pp. 34–43. DOI: 10.1016/j.watres.2013.11.016.

- Ingram, P. C.; Young, V. J.; Millan, M.; Chang, C.; Tabucchi, T. (2006): From controversy to consensus: The Redwood City recycled water experience. In *Desalination* 187 (1-3), pp. 179–190. DOI: 10.1016/j.desal.2005.04.078.
- ISO 16075: Guidelines for treated wastewater use for irrigation projects 2015.
- ISO 20761: ISO 20761: Water reuse in urban areas — Guidelines for water reuse safety evaluation — Assessment parameters and methods.
- Ivancev-Tumbas, Ivana; Hobby, Ralph (2010): Removal of organic xenobiotics by combined out/in ultrafiltration and powdered activated carbon adsorption. In *Desalination* 255 (1-3), pp. 124–128.
- Ivancev-Tumbas, Ivana; Hobby, Ralph; Kuchle, Benjamin; Panglisch, Stefan; Gimbel, Rolf (2008): p-Nitrophenol removal by combination of powdered activated carbon adsorption and ultrafiltration—comparison of different operational modes. In *Water Research* 42 (15), pp. 4117–4124.
- Ivancev-Tumbas, Ivana; Hoffmann, Grit; Hobby, Ralph; Kerkez, Đurđa; Tubić, Aleksandra; Babić-Nanić, Spomenka; Panglisch, Stefan (2018): Removal of diclofenac from water by in/out PAC/UF hybrid process. In *Environmental technology* 39 (18), pp. 2315–2320. DOI: 10.1080/09593330.2017.1354077.
- Jacob, Daniela; Göttel, Holger; Kotlarski, Sven; Lorenz, Philip; Sieck, Kevin (2008): Klimaauswirkungen und Anpassungen in Deutschland – Phase 1: Erstellung regionaler Klimaszenarien in Deutschland, Umweltbundesamt, Forschungsbericht 204 41 138. Available online at <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3513.pdf>, checked on 8/27/2018.
- Jekel, Martin; Dott, Wolfgang; Bergmann, Axel; Dünnbier, Uwe; Gnirß, Regina; Haist-Gulde, Brigitte et al. (2015): Selection of organic process and source indicator substances for the anthropogenically influenced water cycle. In *Chemosphere* 125, pp. 155–167. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2014.12.025.
- Khan, Stuart J.; Walker, Troy; Stanford, Benjamin D.; Drewes, Jörg E. (2017): Advanced treatment for potable water reuse. In *wio* 16, pp. 581–605. DOI: 10.2166/9781780407197_0581.
- Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW (2016): Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination. In *Auflage “*. Herausgegeben von ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe. NRW, Köln.
- Kumar, Awanish; Pal, Dharm (2018): Antibiotic resistance and wastewater: Correlation, impact and critical human health challenges. In *Journal of Environmental Chemical Engineering* 6 (1), pp. 52–58. DOI: 10.1016/j.jece.2017.11.059.
- Lamprea, K.; Ruban, V. (2008): Micro pollutants in atmospheric deposition, roof runoff and storm water runoff of a suburban Catchment in Nantes, France.
- LAWA (2016): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser. Aktualisierte und überarbeitete Fassung 2016.
- LAWA (2017): Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser: Auswirkungen des Klimawandels auf die Wasserwirtschaft. Bestandsaufnahme, Handlungsoptionen und strategische Handlungsfelder 2017. Available online at http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb_prod/WaBoAb/Vorhaben/Sonstige/K_1.17/20171221_lawa-bericht_hydron.pdf, checked on 8/30/2018.
- Lee, Ju Young; Bak, Gippeum; Han, Mooyoung (2012): Quality of roof-harvested rainwater—comparison of different roofing materials. In *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 162, pp. 422–429. DOI: 10.1016/j.envpol.2011.12.005.
- Lele, Sharad M. (1987): Improved algorithms for reservoir capacity calculation incorporating storage-dependent losses and reliability norm. In *Water Resour. Res.* 23 (10), pp. 1819–1823. DOI: 10.1029/WR023i010p01819.
- LfU (2009): Bayerisches Landesamt für Umwelt: Klimawandel im Süden Deutschlands. Ausmaß – Folgen – Strategien, Auswirkungen auf die Wasserwirtschaft. Available online at http://kliwa.de/download/Klimawandel_im_Sueden_Deutschlands.pdf.
- Löwenberg, Jonas; Zenker, Armin; Baggenstos, Martin; Koch, Gerhard; Kazner, Christian; Wintgens, Thomas (2014): Comparison of two PAC/UF processes for the removal of micropollutants from wastewater treatment plant effluent: process performance and removal efficiency. In *Water Research* 56, pp. 26–36. DOI: 10.1016/j.watres.2014.02.038.
- Maczulak, Anne Elizabeth (2010): Environmental engineering. Designing a sustainable future. New York: Facts On File (Green technology, / Anne Maczulak ; 4).
- Madaeni, S.S (1999): The application of membrane technology for water disinfection. In *Water Research* 33 (2), pp. 301–308. DOI: 10.1016/S0043-1354(98)00212-7.
- Mahjoub, O.; Escande, A.; Rosain, D.; Casellas, C.; Gomez, E.; Fenet, H. (2011): Estrogen-like and dioxin-like organic contaminants in reclaimed wastewater: transfer to irrigated soil and groundwater. In *Water Science and Technology* 63 (8), pp. 1657–1662. DOI: 10.2166/wst.2011.322.
- Malkawi, Hanan I.; Mohammad, Munir J. (2003): Survival and accumulation of microorganisms in soils irrigated with secondary treated wastewater. In *Journal of basic microbiology* 43 (1), pp. 47–55. DOI: 10.1002/jobm.200390004.
- Malmqvist, Per-Arne (1983): Urban stormwater pollutant sources-an analysis of inflows and outflows of nitrogen, phosphorus, lead, zinc and copper in urban areas: Chalmers University of Technology.

- Mantovani, P.; Abu-Orf, M.; O'Connor, T. (2001): Bridging the Gap: Meeting the World's Water and Environmental Resources Challenges. In *Nonpotable Water Reuse Management Practices*.
- Marcotullio, Peter J. (2007): Urban water-related environmental transitions in Southeast Asia. In *Sustain Sci* 2 (1), pp. 27–54. DOI: 10.1007/s11625-006-0019-0.
- Margot, Jonas; Kienle, Cornelia; Magnet, Anoy's; Weil, Mirco; Rossi, Luca; Alencastro, Luiz Felipe de et al. (2013): Treatment of micropollutants in municipal wastewater: ozone or powdered activated carbon? In *The Science of the total environment* 461-462, pp. 480–498. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.05.034.
- Marks, J. S. (2006): Taking the public seriously: The case of potable and non potable reuse. In *Desalination* 187 (1-3), pp. 137–147. DOI: 10.1016/j.desal.2005.04.074.
- May, Simone; Prado, Racine T. A. (2006): Experimental evaluation of rainwater quality for non-potable applications in the city of São Paulo, Brazil. In *Urban Water Journal* 3 (3), pp. 145–151. DOI: 10.1080/15730620600961213.
- McClelland, C. J.; Linden, K.; Drewes, J. E.; Khan, S. J.; Raucher, R.; Smith, J. (2012): Determining key factors and challenges that affect the future of water reuse. In *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua* 61 (8), pp. 518–528. DOI: 10.2166/aqua.2012.188.
- McDonald, Robert I.; Weber, Katherine; Padowski, Julie; Flörke, Martina; Schneider, Christof; Green, Pamela A. et al. (2014): Water on an urban planet: Urbanization and the reach of urban water infrastructure. In *Global Environmental Change* 27, pp. 96–105. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2014.04.022.
- McIntyre, J. K.; Winters, N.; Rozmyn, L.; Haskins, T.; Stark, J. D. (2019): Metals leaching from common residential and commercial roofing materials across four years of weathering and implications for environmental loading. In *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 255 (Pt 2), p. 113262. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.113262.
- Melin, Thomas; Rautenbach, Robert (2007): *Membranverfahren: Grundlagen der Modul-und Anlagenauslegung*: Springer-Verlag.
- Mendez, Carolina B.; Klenzendorf, J. Brandon; Afshar, Brigit R.; Simmons, Mark T.; Barrett, Michael E.; Kinney, Kerry A.; Kirisits, Mary Jo (2011): The effect of roofing material on the quality of harvested rainwater. In *Water Research* 45 (5), pp. 2049–2059. DOI: 10.1016/j.watres.2010.12.015.
- Miklos, D. B.; Wang, W.-L.; Linden, K. G.; Drewes, J. E.; Hübner, U. (2019): Comparison of UV-AOPs (UV/H₂O₂, UV/PDS and UV/Chlorine) for TOC removal from municipal wastewater effluent and optical surrogate model evaluation. In *Chemical Engineering Journal* 362, pp. 537–547. DOI: 10.1016/j.cej.2019.01.041.
- Miller, Wade G. (2006): Integrated concepts in water reuse: managing global water needs. In *Desalination* 187 (1-3), pp. 65–75. DOI: 10.1016/j.desal.2005.04.068.
- Mohammed, Hadi; Seidu, Razak (2019): Climate-driven QMRA model for selected water supply systems in Norway accounting for raw water sources and treatment processes. In *The Science of the total environment* 660, pp. 306–320. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.12.460.
- Molinos-Senante, M.; Hernández-Sancho, F.; Sala-Garrido, R. (2011): Cost-benefit analysis of water-reuse projects for environmental purposes: a case study for Spanish wastewater treatment plants. In *Journal of environmental management* 92 (12), pp. 3091–3097. DOI: 10.1016/j.jenvman.2011.07.023.
- Müller, Alexandra; Österlund, Heléne; Nordqvist, Kerstin; Marsalek, Jiri; Viklander, Maria (2019): Building surface materials as sources of micropollutants in building runoff: A pilot study. In *The Science of the total environment* 680, pp. 190–197. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.05.088.
- Müller, Johann; Drewes, Jörg E.; Hübner, Uwe (2017): Sequential biofiltration - A novel approach for enhanced biological removal of trace organic chemicals from wastewater treatment plant effluent. In *Water Research* 127, pp. 127–138. DOI: 10.1016/j.watres.2017.10.009.
- Nakamoto, M. (2010): Watsonville recycled water project story: Preserving agriculture in the Pajaro Valley. In *WaterReuse California Annual Conference*.
- Nancarrow, B. E.; Leviston, Z.; Po, M.; Porter, N. B.; Tucker, D. I. (2008): What drives communities' decisions and behaviours in the reuse of wastewater (*Water Science and Technology*, 57).
- National Research Council (2012): *Water reuse: potential for expanding the nation's water supply through reuse of municipal wastewater*: National Academies Press.
- Ng, Isaac; Shorney-Darby, Holly; Zheng, Jumeng; Galjaard, Gilbert (2018): Ceramic membranes for reuse. In *Water Practice and Technology* 13 (2), pp. 414–423. DOI: 10.2166/wpt.2018.053.
- NHMRC (2016): Australian drinking water guidelines: draft framework on microbial health based targets. Available online at <https://consultations.nhmrc.gov.au/files/consultations/drafts/draftframeworkonhbt.pdf>, checked on 6/19/2020.
- NRMMC–EPHC–AHMC (2006): Australian Guidelines for Water Recycling: Managing Health and Environmental Risks (Phase 1) National Water Quality Management Strategy. Canberra, Australia. Available online at https://www.susana.org/_resources/documents/default/2-1533-waterrecyclingguidelines-02nov06.pdf, checked on 6/19/2020.

- NRMCC-EPHC-NHMR (2008): Australian Guidelines for Water Recycling: Managing Health and Environmental Risks (Phase 2) Augmentation of Drinking Water Supplies. Available online at <https://www.nhmrc.gov.au/about-us/publications/australian-guidelines-water-recycling>, checked on 6/19/2020.
- Oberflächengewässerverordnung (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer. Available online at https://www.gesetze-im-internet.de/ogewv_2016/OGewV.pdf, checked on 7/10/2020.
- O'Connor, G. A.; Elliott, H. A.; Bastian, R. K. (2008): Degraded water reuse: an overview. In *Journal of environmental quality* 37 (5 Suppl), S157-68. DOI: 10.2134/jeq2007.0459.
- Olaoye, R. A.; Olaniyan, O. S. (2012): Quality of rainwater from different roof material. In *International Journal of Engineering and Technology* 2 (8), pp. 1413–1421.
- Page, Declan; Dillon, Peter; Toze, Simon; Bixio, Davide; Genthe, Bettina; Jiménez Cisneros, Blanca Elena; Wintgens, Thomas (2010a): Valuing the subsurface pathogen treatment barrier in water recycling via aquifers for drinking supplies. In *Water Research* 44 (6), pp. 1841–1852. DOI: 10.1016/j.watres.2009.12.008.
- Page, Declan; Dillon, Peter; Vanderzalm, Joanne; Toze, Simon; Sidhu, Jatinder; Barry, Karen et al. (2010b): Risk assessment of aquifer storage transfer and recovery with urban stormwater for producing water of a potable quality. In *Journal of environmental quality* 39 (6), pp. 2029–2039. DOI: 10.2134/jeq2010.0078.
- Pedrero, Francisco; Kalavrouziotis, Ioannis; Alarcón, Juan José; Koukoulakis, Prodromos; Asano, Takashi (2010): Use of treated municipal wastewater in irrigated agriculture—Review of some practices in Spain and Greece. In *Agricultural Water Management* 97 (9), pp. 1233–1241. DOI: 10.1016/j.agwat.2010.03.003.
- Peyre Lavigne, M.; Lors, C.; Valix, M.; Herisson, J.; Paul, E.; Bertron, A. (2016): Microbial-induced concrete deterioration in sewer environment: Mechanisms and Microbial populations. In *Microorganisms-cementitious Materials Interactions*, pp. 1–17.
- Po, M.; Kaercher, J. D.; Nancarrow, B. E. (2003): Literature review of factors influencing public perceptions of water reuse. In *Literature Review of Factors Influencing Public Perceptions of Water Reuse*. Available online at <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.197.423&rep=rep1&type=pdf>, checked on 8/27/2018.
- Polkowska, Ż.; Górecki, T.; Namieśnik, J. (2002): Quality of roof runoff waters from an urban region (Gdańsk, Poland). In *Chemosphere* 49 (10), pp. 1275–1283. DOI: 10.1016/S0045-6535(02)00611-2.
- Produkthaftungsgesetz (2017): Gesetz über die Haftung für fehlerhafte Produkte. Available online at <https://www.gesetze-im-internet.de/prodhaftg/ProdHaftG.pdf>, checked on 7/10/2020.
- Qin, Qin; Chen, Xijuan; Zhuang, Jie (2015): The Fate and Impact of Pharmaceuticals and Personal Care Products in Agricultural Soils Irrigated With Reclaimed Water. In *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 45 (13), pp. 1379–1408. DOI: 10.1080/10643389.2014.955628.
- Quek, Udo; Frster, Jrgen (1993): Trace metals in roof runoff. In *Water Air Soil Pollut* 68 (3-4), pp. 373–389. DOI: 10.1007/BF00478464.
- Raber, Wolf; Nunez von Voigt, Tamara (2018): Experten-Befragung: "Spurenstoffe in der deutschen Wasserwirtschaft". In *gwf Wasser/Abwasser* 159.
- Rattier, M.; Reungoat, J.; Gernjak, W. (2012): Organic Micropollutant Removal by Biological Activated Carbon Filtration : A Review, Urban Water Security Research Alliance Technical Report No. 53. Available online at <http://www.urbanwateralliance.org.au/publications/uwsra-tr53.pdf>, checked on 6/19/2020.
- Reungoat, J.; Escher, B. I.; Macova, M.; Argand, F. X.; Gernjak, W.; Keller, J. (2012): Ozonation and biological activated carbon filtration of wastewater treatment plant effluents. In *Water Research* 46 (3), pp. 863–872. DOI: 10.1016/j.watres.2011.11.064.
- Rock, Channah; Solop, Frederic I.; Gerrity, Daniel (2012): Survey of statewide public perceptions regarding water reuse in Arizona. In *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua* 61 (8), pp. 506–517. DOI: 10.2166/aqua.2012.070.
- Rodriguez, Elena; Campinas, Margarida; Acero, Juan Luis; Rosa, Maria João (2016): Investigating PPCP Removal from Wastewater by Powdered Activated Carbon/Ultrafiltration. In *Water Air Soil Pollut* 227 (6), p. 139. DOI: 10.1007/s11270-016-2870-7.
- Rosenblum, E. (1999): Selection and implementation of nonpotable water recycling in 'Silicon Valley' (San Jose area) California (Water Science and Technology, 40).
- Rückstands-Höchstmengenverordnung (2010): Verordnung über Höchstmengen an Rückständen von Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmitteln, Düngemitteln und sonstigen Mitteln in oder auf Lebensmitteln. Available online at https://www.gesetze-im-internet.de/rhmv_1994/RHmV.pdf, checked on 7/10/2020.
- RUF (2006): Regierung von Unterfranken: Trinkwasserversorgung in Unterfranken.
- RUF (2010): Regierung von Unterfranken: Wasserversorgungsbilanz Unterfranken 2025 - I Bericht. Available online at https://www.regierung.unterfranken.bayern.de/assets/6/3/wvb_unterfranken_teil_i_bericht_klein.pdf, checked on 8/30/2018.

- Rupprich, Werner (2018): Multiresistente Keime und Mikroschadstoffe im Kläranlagenablauf - Eine Herausforderung und deren Bewältigung. In *gwf Wasser/Abwasser* 159.
- Sanz, Laura Alcalde; Gawlik, Bernd Manfred (2014): Water reuse in Europe. In *Relevant guidelines, needs for and barriers to innovation. A synoptic overview*, European Commission, Joint Research Centre and Institute for Environment and Sustainability, Ispra.
- Savva, A. P.; Frenken, K.; Sunguro, S.; Tirivamwe, L. (2002): Irrigation manual: planning, development monitoring and evaluation of irrigated agriculture with farmer participation. Available online at <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/ai596e/ai596e.pdf>.
- Scheurer, Marco; Godejohann, Markus; Wick, Arne; Happel, Oliver; Ternes, Thomas A.; Brauch, Heinz-Jürgen et al. (2012): Structural elucidation of main ozonation products of the artificial sweeteners cyclamate and acesulfame. In *Environmental science and pollution research international* 19 (4), pp. 1107–1118. DOI: 10.1007/s11356-011-0618-x.
- Schwaller, Christoph; Hoffmann, Grit; Hiller, Christian X.; Helmreich, Brigitte; Drewes, Jörg E. (submitted): Advanced wastewater treatment by inline dosing of powdered activated carbon and/or coagulant prior to ultrafiltration at pilot-scale – Trace organic chemicals removal efficiencies and effects on operational stability. In *Separation and Purification Technology*.
- Schwaller, Christoph; Keller, Yvonne; Helmreich, Brigitte; Drewes, Jörg E. (2021): Estimating the agricultural irrigation demand for planning of non-potable water reuse projects. In *Agricultural Water Management* 244, p. 106529. DOI: 10.1016/j.agwat.2020.106529.
- Seis, W.; Lesjean, B.; Maaßen, S.; Balla, D.; Hochstrat, R.; Düppenbecker, B. (2016): Rahmenbedingungen für die umweltgerechte Nutzung von behandeltem Abwasser zur landwirtschaftlichen Bewässerung. In *Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit*, p. 196. Available online at https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_34_2016_rahmenbedingungen_fuer_die_umweltgerechte_nutzung_von_behandeltem_abwasser_0.pdf, checked on 6/19/2020.
- Sharma, Sanjay K.; Sanghi, Rashmi (Eds.) (2013): Wastewater Reuse and Management. Dordrecht: Springer. Available online at <http://dx.doi.org/10.1007/978-94-007-4942-9>.
- Sheikh, B.; Cort, R. P.; Kirkpatrick, W. R.; Jaques, R. S.; Asano, T. (1990): Monterey wastewater reclamation study for agriculture. In *Research Journal of the Water Pollution Control Federation* 62 (3), pp. 216–226.
- Sheng, Chenguang; Nnanna, A. AgwuG.; Liu, Yanghe; Vargo, John D. (2016): Removal of Trace Pharmaceuticals from Water using coagulation and powdered activated carbon as pretreatment to ultrafiltration membrane system. In *Science of The Total Environment* 550, pp. 1075–1083. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.01.179.
- Shishkina, Natalia; Hannelly, Toni; Rodriguez, Clemencia (2012): Water recycling in Western Australia: analysis of 2003–2009 water quality monitoring programme. In *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua* 61 (8), pp. 463–472. DOI: 10.2166/aqua.2012.046.
- Simmons, Greg; Hope, Virginia; Lewis, Gillian; Whitmore, John; Gao, Wanzhen (2001): Contamination of potable roof-collected rainwater in Auckland, New Zealand. In *Water Research* 35 (6), pp. 1518–1524. DOI: 10.1016/S0043-1354(00)00420-6.
- Snoeyink, V. L.; Campos, C.; Mariñas, B. J. (2000): Design and performance of powdered activated carbon/ultrafiltration systems. In *Water Science and Technology* 42 (12), pp. 1–10. DOI: 10.2166/wst.2000.0228.
- Snyder, S. A.; Wert, E. C.; Lei, H.; Westerhoff, P.; Yoon, Y. (2007a): Removal of EDCs and Pharmaceuticals in Drinking and Reuse Treatment Processes. Available online at <http://s3-us-west-2.amazonaws.com/uclcd-nuxeo-ref-media/2b8a1c5f-75dd-419f-be65-517b5263defa>, checked on 6/19/2020.
- Snyder, Shane A.; Adham, Samer; Redding, Adam M.; Cannon, Fred S.; DeCarolis, James; Oppenheimer, Joan et al. (2007b): Role of membranes and activated carbon in the removal of endocrine disruptors and pharmaceuticals. In *Desalination* 202 (1-3), pp. 156–181. DOI: 10.1016/j.desal.2005.12.052.
- Soller, Jeffrey A.; Eftim, Sorina E.; Nappier, Sharon P. (2018a): Direct potable reuse microbial risk assessment methodology: Sensitivity analysis and application to State log credit allocations. In *Water Research* 128, pp. 286–292. DOI: 10.1016/j.watres.2017.10.034.
- Soller, Jeffrey A.; Eftim, Sorina E.; Warren, Isaac; Nappier, Sharon P. (2017): Evaluation of microbiological risks associated with direct potable reuse. In *Microbial Risk Analysis* 5, pp. 3–14. DOI: 10.1016/j.mran.2016.08.003.
- Soller, Jeffrey A.; Parker, Austa M.; Salvesson, Andrew (2018b): Public Health Implications of Short Duration, Off-Specification Conditions at Potable Reuse Water Treatment Facilities. In *Environ. Sci. Technol. Lett.* 5 (11), pp. 675–680. DOI: 10.1021/acs.estlett.8b00470.
- Stachler, Elyse; Kelty, Catherine; Sivaganesan, Mano; Li, Xiang; Bibby, Kyle; Shanks, Orin C. (2017): Quantitative CrAssphage PCR Assays for Human Fecal Pollution Measurement. In *Environmental science & technology* 51 (16), pp. 9146–9154. DOI: 10.1021/acs.est.7b02703.
- Stoquart, Céline; Servais, Pierre; Bérubé, Pierre R.; Barbeau, Benoit (2012): Hybrid Membrane Processes using activated carbon treatment for drinking water: A review. In *Journal of Membrane Science* 411-412, pp. 1–12. DOI: 10.1016/j.memsci.2012.04.012.

- Tchobanoglous, G.; Leverenz, H.; Nellor, M.; Crook, J. (2011): Direct Potable Reuse: A Path Forward, WaterReuse Research Foundation, WaterReuse California, Alexandria, VA. Available online at <http://www.nwri-usa.org/pdfs/829260-direct-potable-reuse-conference-2012.pdf>.
- Ternes, T. (2007): The occurrence of micropollutants in the aquatic environment: a new challenge for water management. In *Water Science and Technology* 55 (12), pp. 327–332. DOI: 10.2166/wst.2007.428.
- Thomas, P. R.; Greene, G. R. (1993): Rainwater Quality from Different Roof Catchments. In *Water Science and Technology* 28 (3-5), pp. 291–299. DOI: 10.2166/wst.1993.0430.
- Tiwari, S.; Chate, D. M.; Bisht, D. S.; Srivastava, M. K.; Padmanabhamurty, B. (2012): Rainwater chemistry in the North Western Himalayan Region, India. In *Atmospheric Research* 104-105, pp. 128–138. DOI: 10.1016/j.atmosres.2011.09.006.
- TLL (2010): Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft: Bewässerungsqualität - Hygienische und chemische Belange, Themenblatt-Nr.: 52.06. Available online at https://www.db-thueringen.de/servlets/MCRFileNodeServlet/dbt_derivate_00020405/Bew%20a4sserungswasserqualit%20a4t.pdf, checked on 7/10/2020.
- Tobiszewski, Marek; Polkowska, Żaneta; Konieczka, Piotr; Namieśnik, Jacek (2010): Roofing materials as pollution emitters–concentration changes during runoff. In *Polish Journal of Environmental Studies* 19 (5), pp. 1019–1028.
- Toze, Simon; Bekele, Elise; Page, Declan; Sidhu, Jatinder; Shackleton, Mark (2010): Use of static Quantitative Microbial Risk Assessment to determine pathogen risks in an unconfined carbonate aquifer used for Managed Aquifer Recharge. In *Water Research* 44 (4), pp. 1038–1049. DOI: 10.1016/j.watres.2009.08.028.
- Trinkwasserverordnung (2020): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch. Available online at https://www.gesetze-im-internet.de/trinkwv_2001/TrinkwV.pdf, checked on 7/10/2020.
- Uba, Beatrice Nnene; Aghogho, Onakufe (2000): Rainwater quality from different roof catchments in the Port Harcourt district, Rivers State, Nigeria. In *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua* 49 (5), pp. 281–288. DOI: 10.2166/aqua.2000.0024.
- USEPA (2012): US Environmental Protection Agency: Guidelines for Water Reuse.
- van Houtte, Emmanuel; Verbauwhede, Johan (2012): Sustainable groundwater management using reclaimed water: the Torreele/St-André case in Flanders, Belgium. In *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua* 61 (8), p. 473.
- van Houtte, Emmanuel; Verbauwhede, Johan; Driessens, Rika (2005): Sustainable groundwater management of a dune aquifer by re-use of wastewater effluent in Flanders, Belgium. In *VLIZ Special Publication*. Available online at https://www.researchgate.net/publication/267952468_Sustainable_groundwater_management_of_a_dune_aquifer_by_re-use_of_wastewater_effluent_in_Flanders_Belgium, checked on 93.09.2018.
- Vázquez, Ana; Costoya, Miguel; Peña, Rosa M.; García, Sagrario; Herrero, Carlos (2003): A rainwater quality monitoring network: a preliminary study of the composition of rainwater in Galicia (NW Spain). In *Chemosphere* 51 (5), pp. 375–386. DOI: 10.1016/S0045-6535(02)00805-6.
- Vega-García, Pablo; Schwerd, Regina; Scherer, Christian; Schwitalla, Christoph; Johann, Sabine; Rommel, Steffen H.; Helmreich, Brigitte (2020): Influence of façade orientation on the leaching of biocides from building façades covered with mortars and plasters. In *Science of The Total Environment*, p. 139465.
- Vialle, C.; Sablayrolles, C.; Lovera, M.; Jacob, S.; Huau, M-C; Montrejeud-Vignoles, M. (2011): Monitoring of water quality from roof runoff: Interpretation using multivariate analysis. In *Water Research* 45 (12), pp. 3765–3775. DOI: 10.1016/j.watres.2011.04.029.
- Vollertsen, Jes; Nielsen, Asbjørn Haaning; Jensen, Henriette Stokbro; Wium-Andersen, Tove; Hvitved-Jacobsen, Thorkild (2008): Corrosion of concrete sewers—the kinetics of hydrogen sulfide oxidation. In *Science of The Total Environment* 394 (1), pp. 162–170. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2008.01.028.
- Vörösmarty, C. J.; McIntyre, P. B.; Gessner, M. O.; Dudgeon, D.; Prusevich, A.; Green, P. et al. (2010): Global threats to human water security and river biodiversity. In *Nature* 467 (7315), pp. 555–561. DOI: 10.1038/nature09440.
- Wagner, Bernhard; Töpfner, C.; Lischeid, G.; Scholz, M.; Klinger, R., Klaas, P. (2003): GLA Fachberichte Nr. 21: Hydrogeochemische Hintergrundwerte der Grundwässer Bayerns.
- Wang, Xudong; Wang, Lei; Liu, Ying; Duan, Wensong (2007): Ozonation pretreatment for ultrafiltration of the secondary effluent. In *Journal of Membrane Science* 287 (2), pp. 187–191. DOI: 10.1016/j.memsci.2006.10.016.
- Wang, Z.; Chang, A.C.; Wu, L.; Crowley, D. (2003): Assessing the soil quality of long-term reclaimed wastewater-irrigated cropland. In *Geoderma* 114 (3-4), pp. 261–278. DOI: 10.1016/S0016-7061(03)00044-2.
- Wang, Zhen; Li, Jiusheng; Li, Yanfeng (2017): Using Reclaimed Water for Agricultural and Landscape Irrigation in China: a Review. In *Irrig. and Drain.* 66 (5), pp. 672–686. DOI: 10.1002/ird.2129.
- Ward, S.; Memon, F. A.; Butler, D. (2020): Harvested rainwater quality-the importance of building design.
- Water Reuse Europe (2018): Water Reuse Europe Review. Available online at https://www.water-reuse-europe.org/wp-content/uploads/2018/08/wre_review2018_final.pdf, checked on 6/23/2020.

- Wei, Zhang; Simin, Li; Fengbing, Tang (2013): Characterization of urban runoff pollution between dissolved and particulate phases. In *TheScientificWorldJournal* 2013, p. 964737. DOI: 10.1155/2013/964737.
- WHG (2009): Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz - WHG).
- Worch, Eckhard (2012): Adsorption technology in water treatment: fundamentals, processes, and modeling: Walter de Gruyter. Available online at https://vancuaphai.com/pic/FileLibrary/Adsorptio_636815213382331503.pdf, checked on 7/13/2020.
- World Health Organization (2006): Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater, Volume 4. Excreta and Greywater Use in Agriculture. Geneva: World Health Organization. Available online at <http://gbv.ebib.com/patron/FullRecord.aspx?p=284771>.
- World Health Organization (2016): Quantitative Microbial Risk Assessment: Application for Water Safety Management. Geneva: World Health Organization. Available online at <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/246195/9789241565370-eng.pdf?sequence=1&isAllowed=y>, checked on 6/19/2020.
- World Health Organization (2017a): Guidelines for drinking-water quality. Fourth edition incorporating the first addendum. Geneva: World Health Organization.
- World Health Organization (2017b): Potable reuse: Guidance for producing safe drinking-water. In 92415127.
- Xu, Jian; Wu, Laosheng; Chang, Andrew C.; Zhang, Yuan (2010): Impact of long-term reclaimed wastewater irrigation on agricultural soils: a preliminary assessment. In *Journal of Hazardous Materials* 183 (1-3), pp. 780–786. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2010.07.094.
- Yavich, Alex A.; Lee, Kyung-Hyuk; Chen, Kuan-Chung; Pape, Lars; Masten, Susan J. (2004): Evaluation of biodegradability of NOM after ozonation. In *Water Research* 38 (12), pp. 2839–2846. DOI: 10.1016/j.watres.2004.03.040.
- Yaziz, M. I.; Gunting, H.; Sapari, N.; Ghazali, A. W. (1989): Variations in rainwater quality from roof catchments. In *Water Research* 23 (6), pp. 761–765. DOI: 10.1016/0043-1354(89)90211-X.
- Zemann, M.; Majewsky, M.; Wolf, L. (2016): Accumulation of pharmaceuticals in groundwater under arid climate conditions - Results from unsaturated column experiments. In *Chemosphere* 154, pp. 463–471. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.03.136.
- Zhang, Qianqian; Wang, Xiaoke; Hou, Peiqiang; Wan, Wuxing; Li, Ruida; Ren, Yufen; Ouyang, Zhiyun (2014): Quality and seasonal variation of rainwater harvested from concrete, asphalt, ceramic tile and green roofs in Chongqing, China. In *Journal of environmental management* 132, pp. 178–187. DOI: 10.1016/j.jenvman.2013.11.009.
- Zietzschmann, Frederik; Worch, Eckhard; Altmann, Johannes; Ruhl, Aki Sebastian; Sperlich, Alexander; Meinel, Felix; Jekel, Martin (2014): Impact of EfOM size on competition in activated carbon adsorption of organic micro-pollutants from treated wastewater. In *Water Research* 65, pp. 297–306. DOI: 10.1016/j.watres.2014.07.043.
- Zimmerman, Julie Beth; Mihelcic, James R.; Smith, and James (2008): Global stressors on water quality and quantity: ACS Publications.
- Zucker, I.; Mamane, H.; Cikurel, H.; Jekel, M.; Hübner, U.; Avisar, D. (2015): A hybrid process of biofiltration of secondary effluent followed by ozonation and short soil aquifer treatment for water reuse. In *Water Research* 84, pp. 315–322. DOI: 10.1016/j.watres.2015.07.034.

8 ANHANG

8.1 Karten

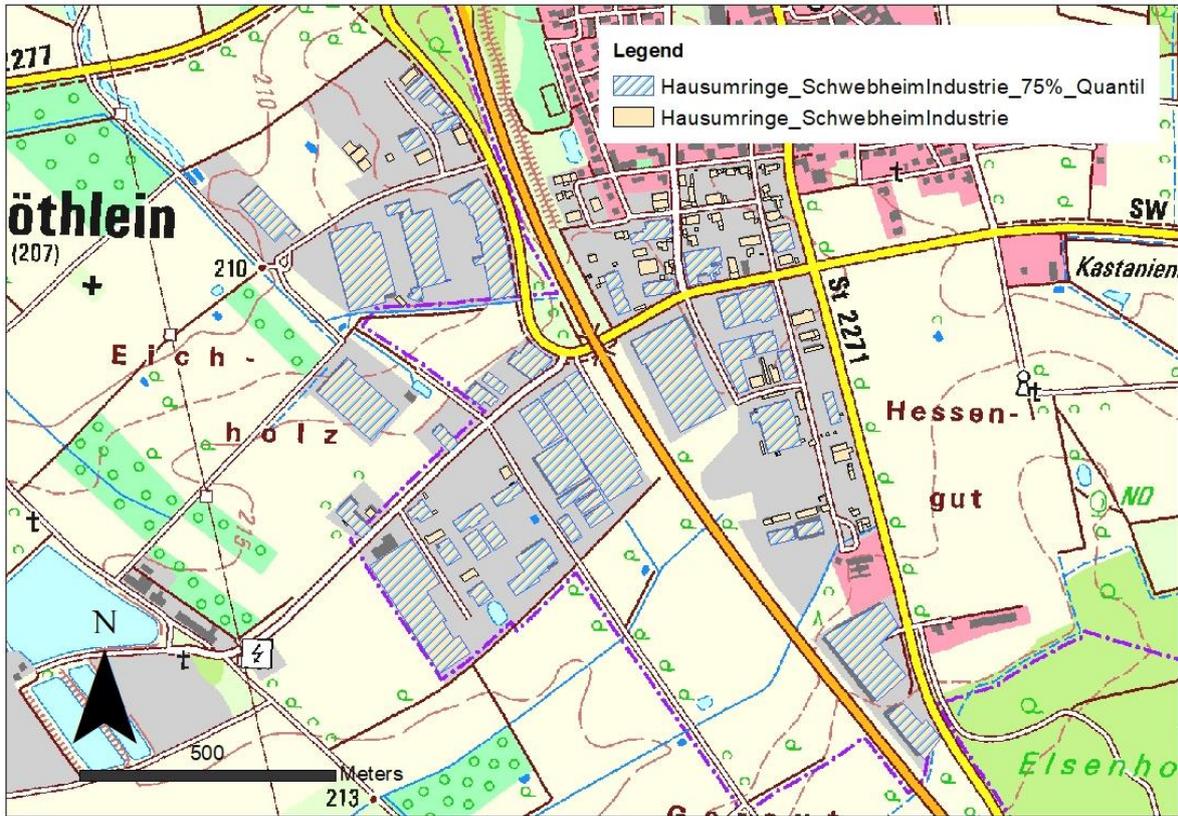


Abbildung 8-1: Gewerbedachflächen in Schwebheim zur potentiellen Niederschlagssammlung (Quelle: WWA Bad Kissingen)

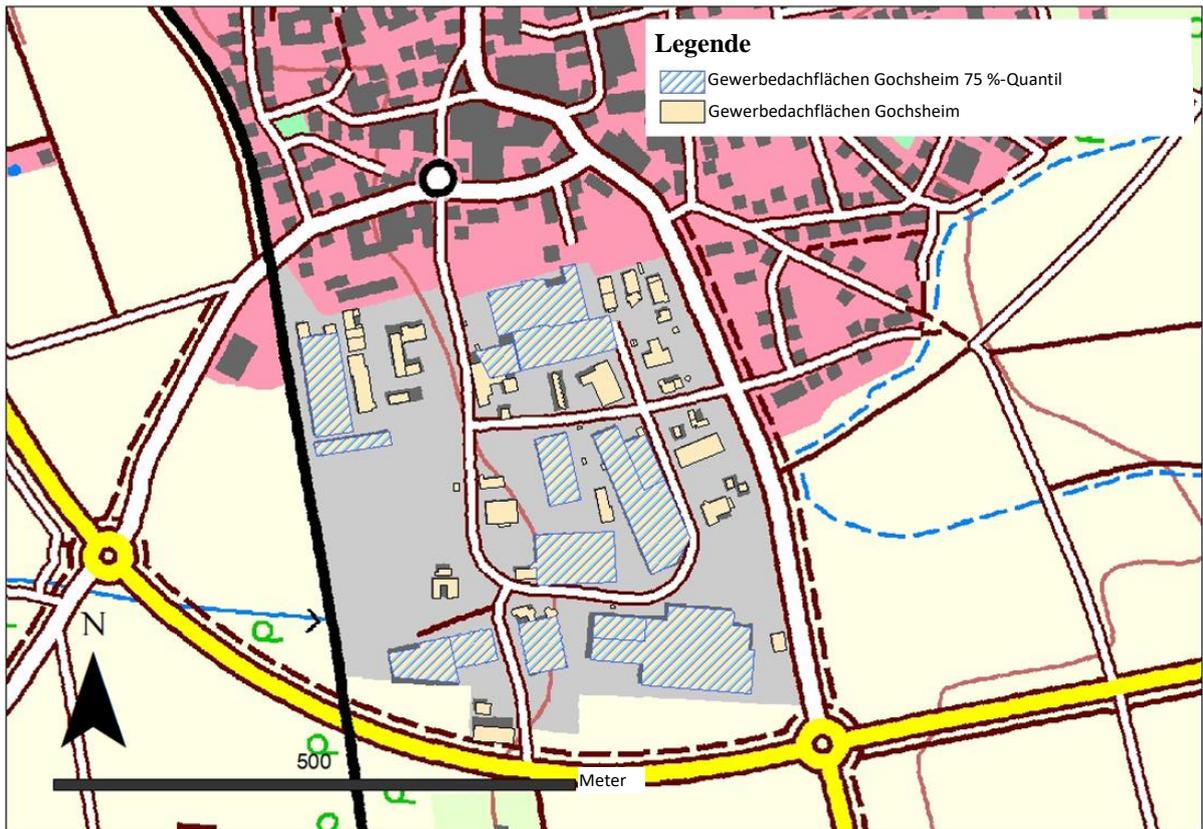
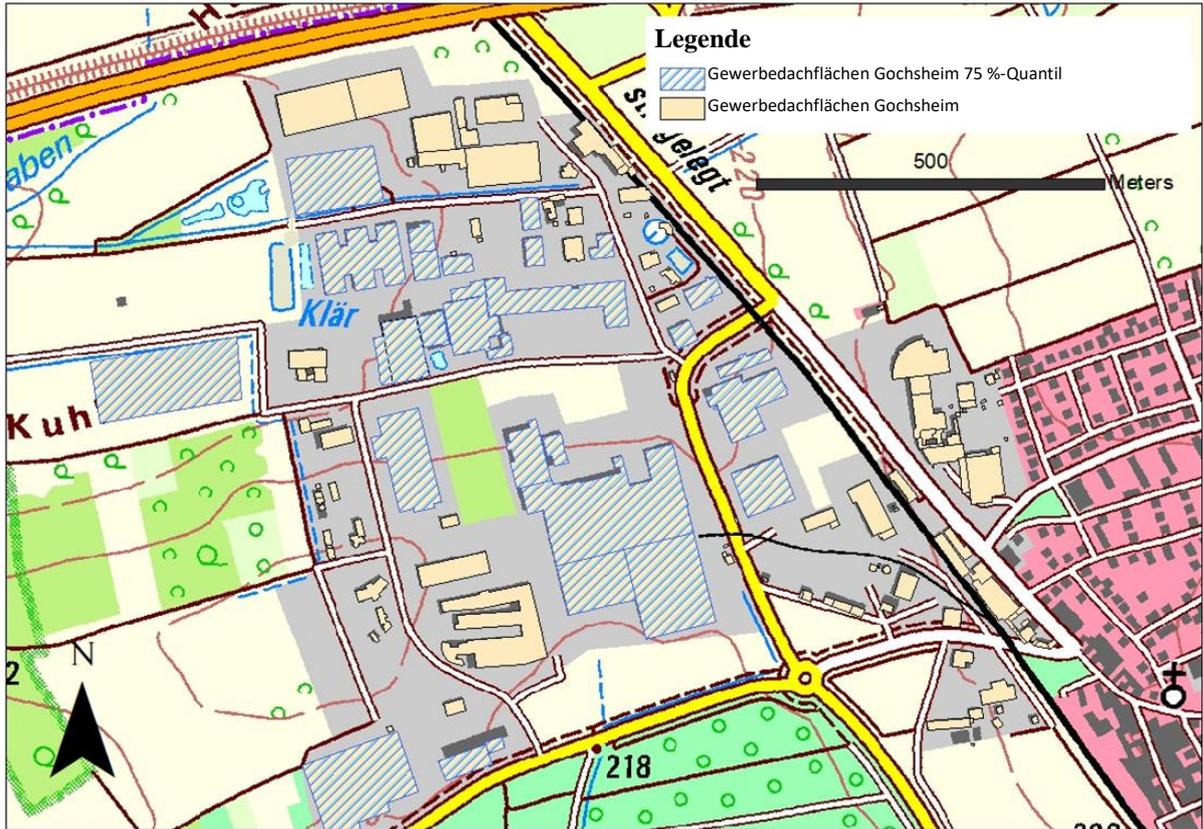
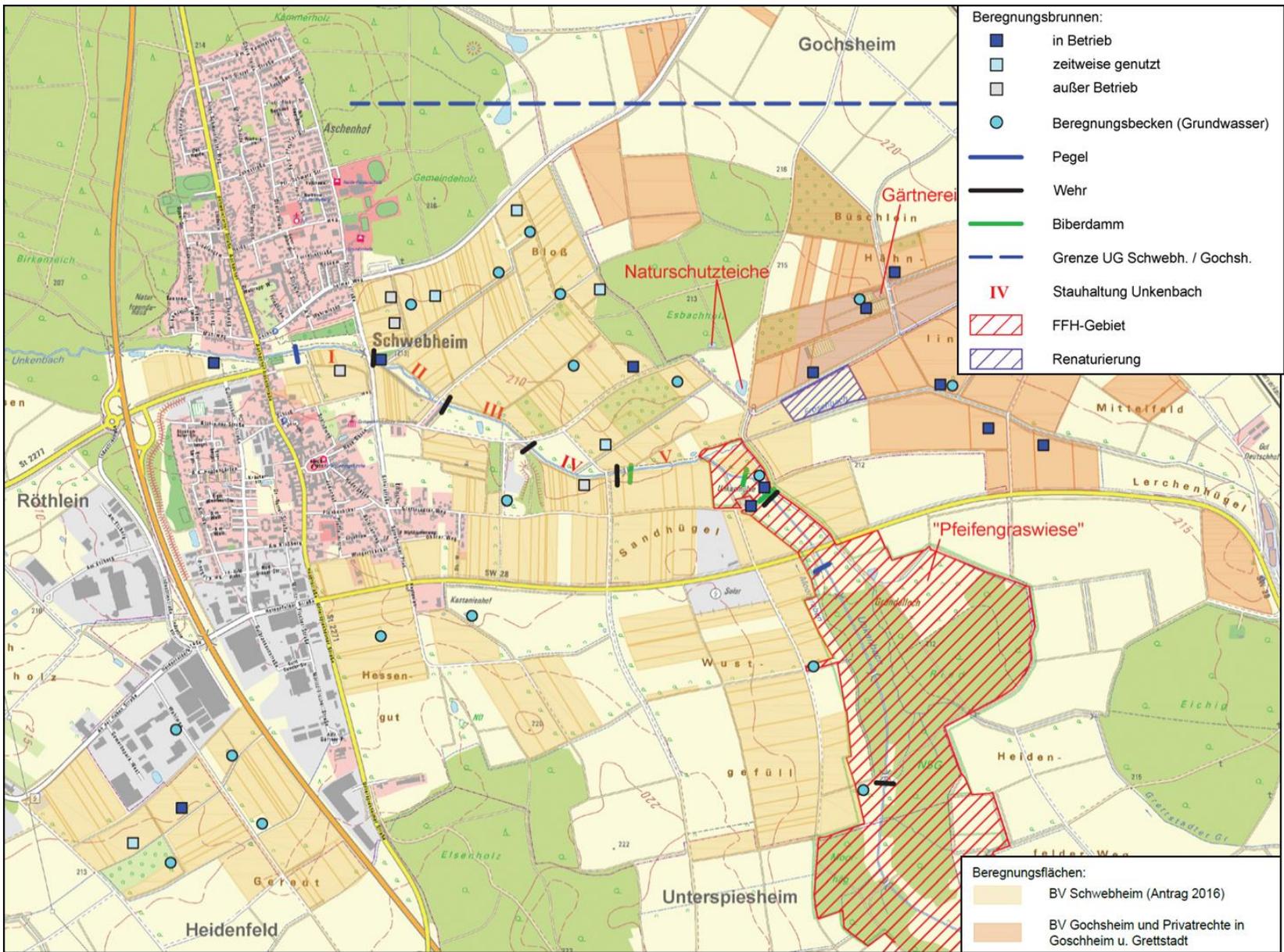


Abbildung 8-2: Gewerbedachflächen in Gochsheim zur potentiellen Niederschlagssammlung (Quelle: WWA Bad Kissingen)

Abbildung 8-3: Flurkarte Schwebheim (Quelle: BGS UMWELT)



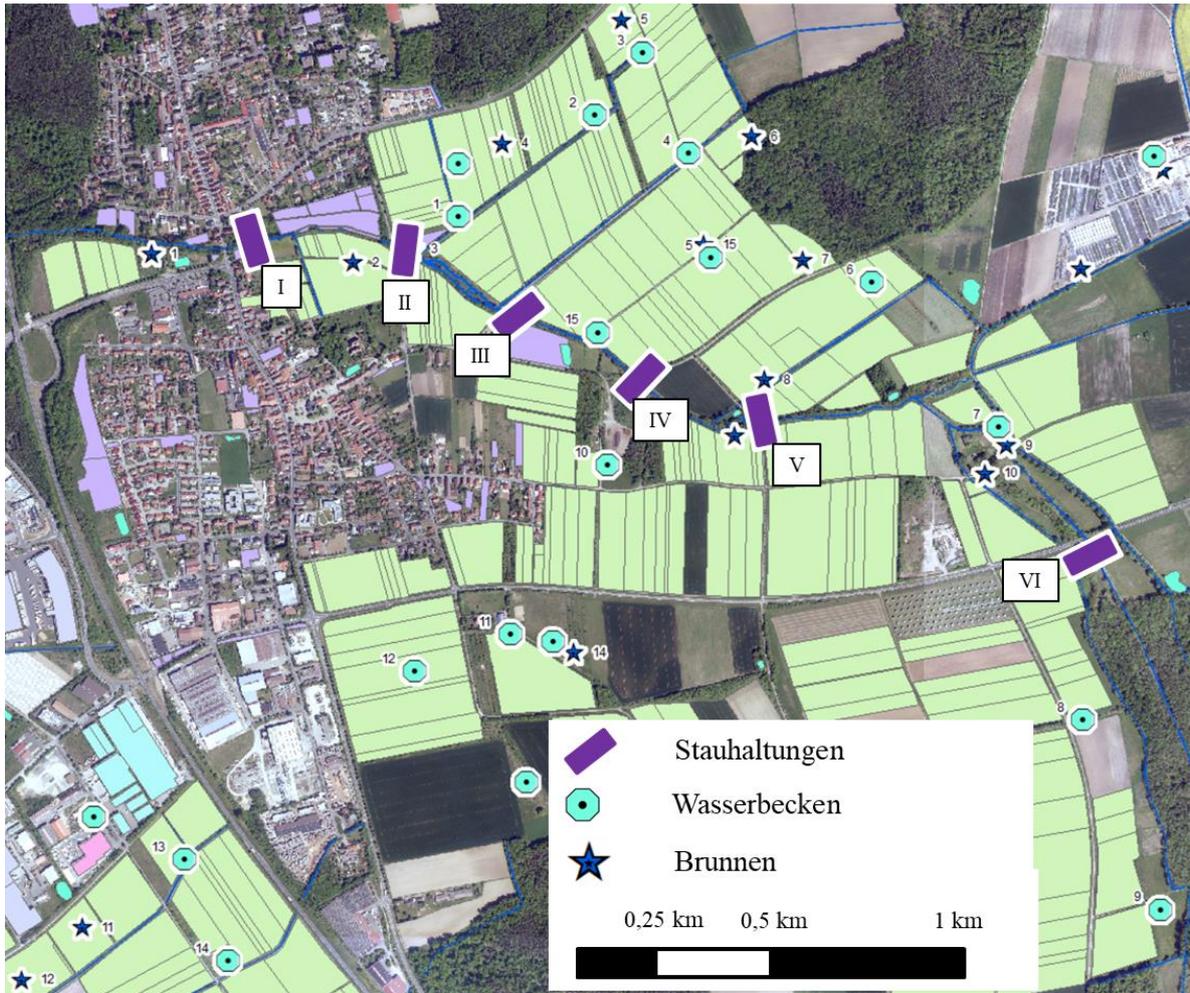


Abbildung 8-4: Wassergewinnung der landwirtschaftlichen Bewässerung in Schwebheim

8.2 Diagramme und andere Abbildungen

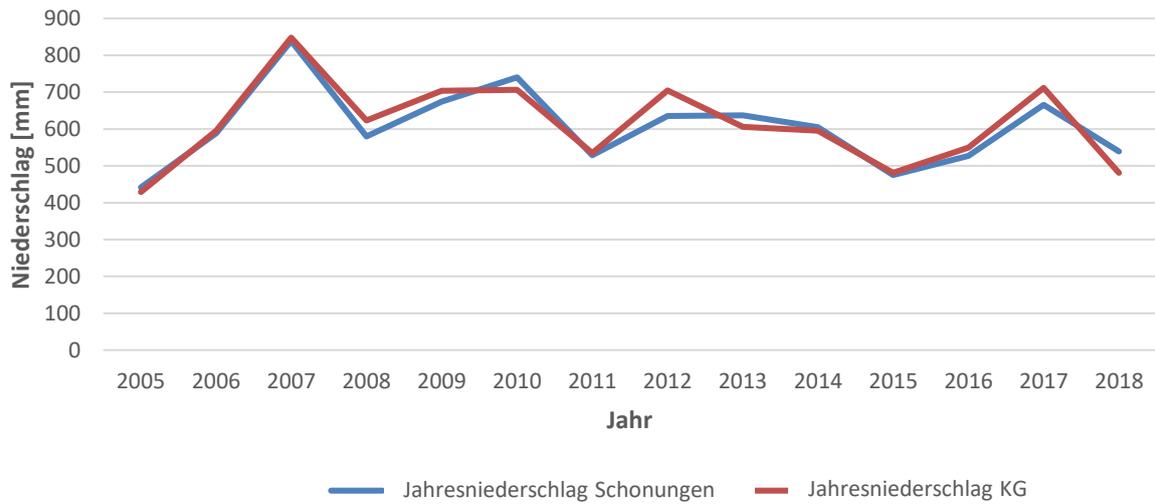


Abbildung 8-5: Vergleich der Jahresniederschlagssummen von Schonungen und Bad Kissingen, abgekürzt als KG

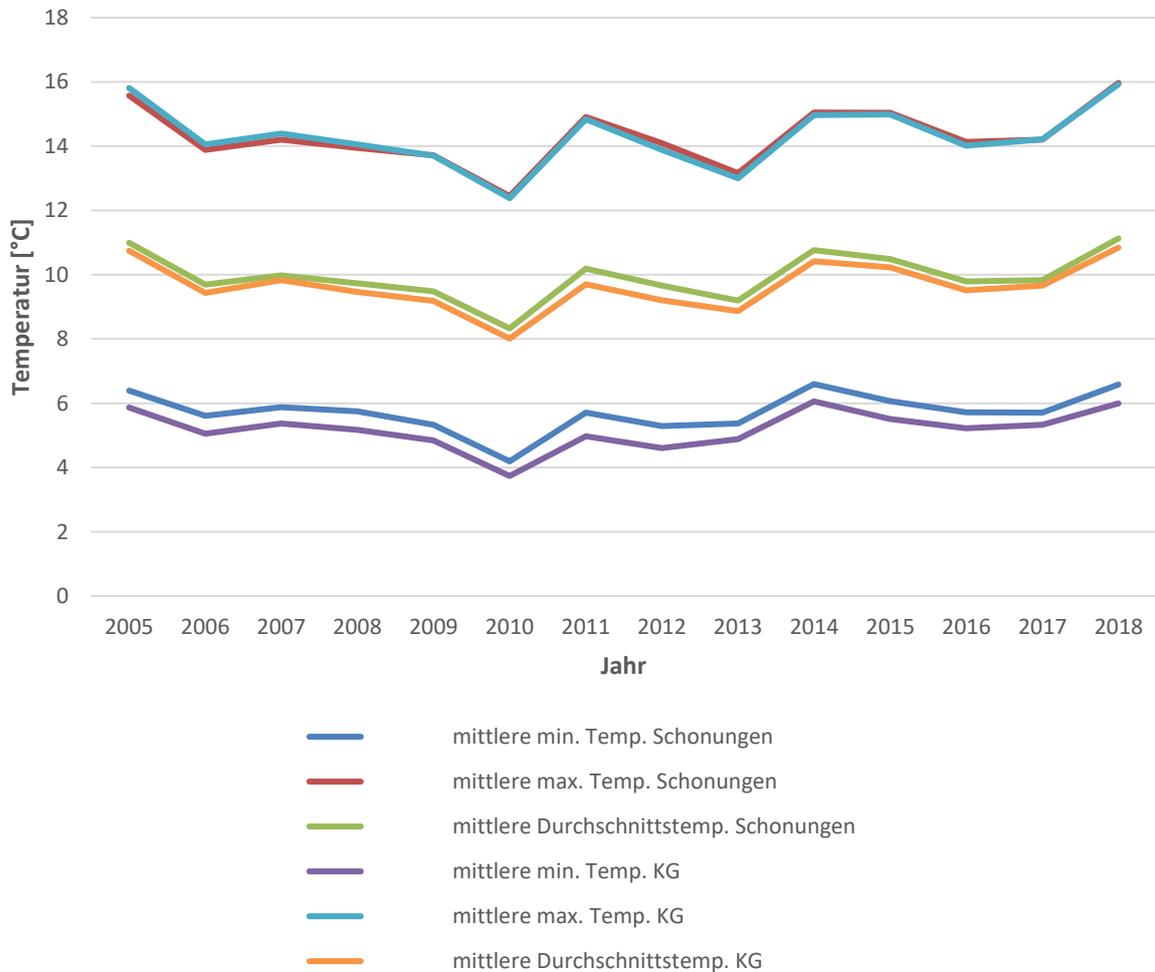


Abbildung 8-6: Vergleich der Jahresmitteltemperaturen von Schonungen und Bad Kissingen, abgekürzt als KG

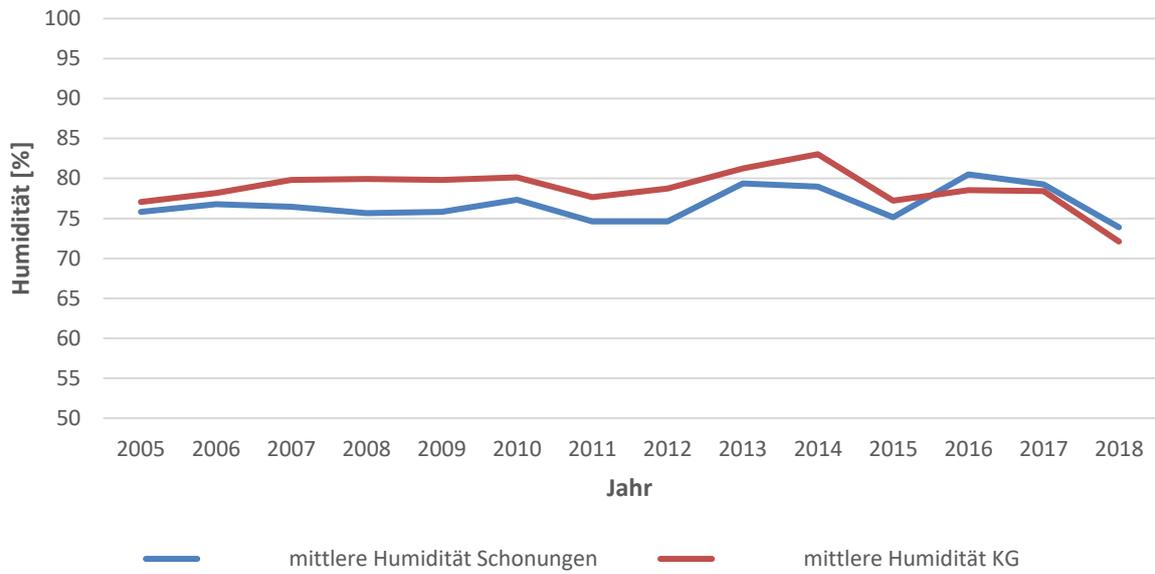


Abbildung 8-7: Vergleich der jährlich gemittelten Humidität von Schonungen und Bad Kissingen, abgekürzt als KG

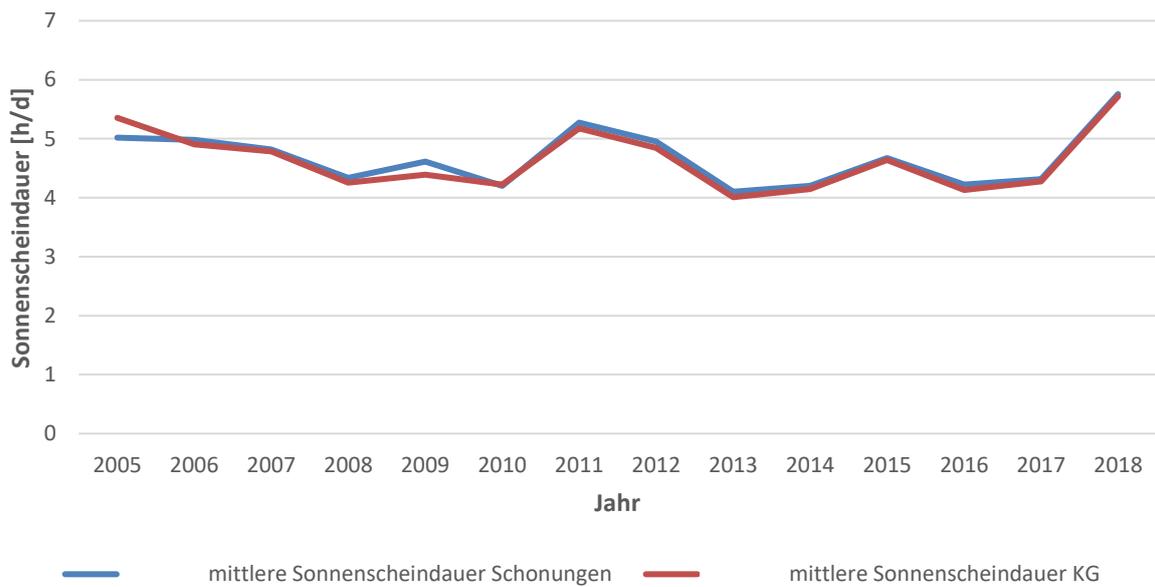
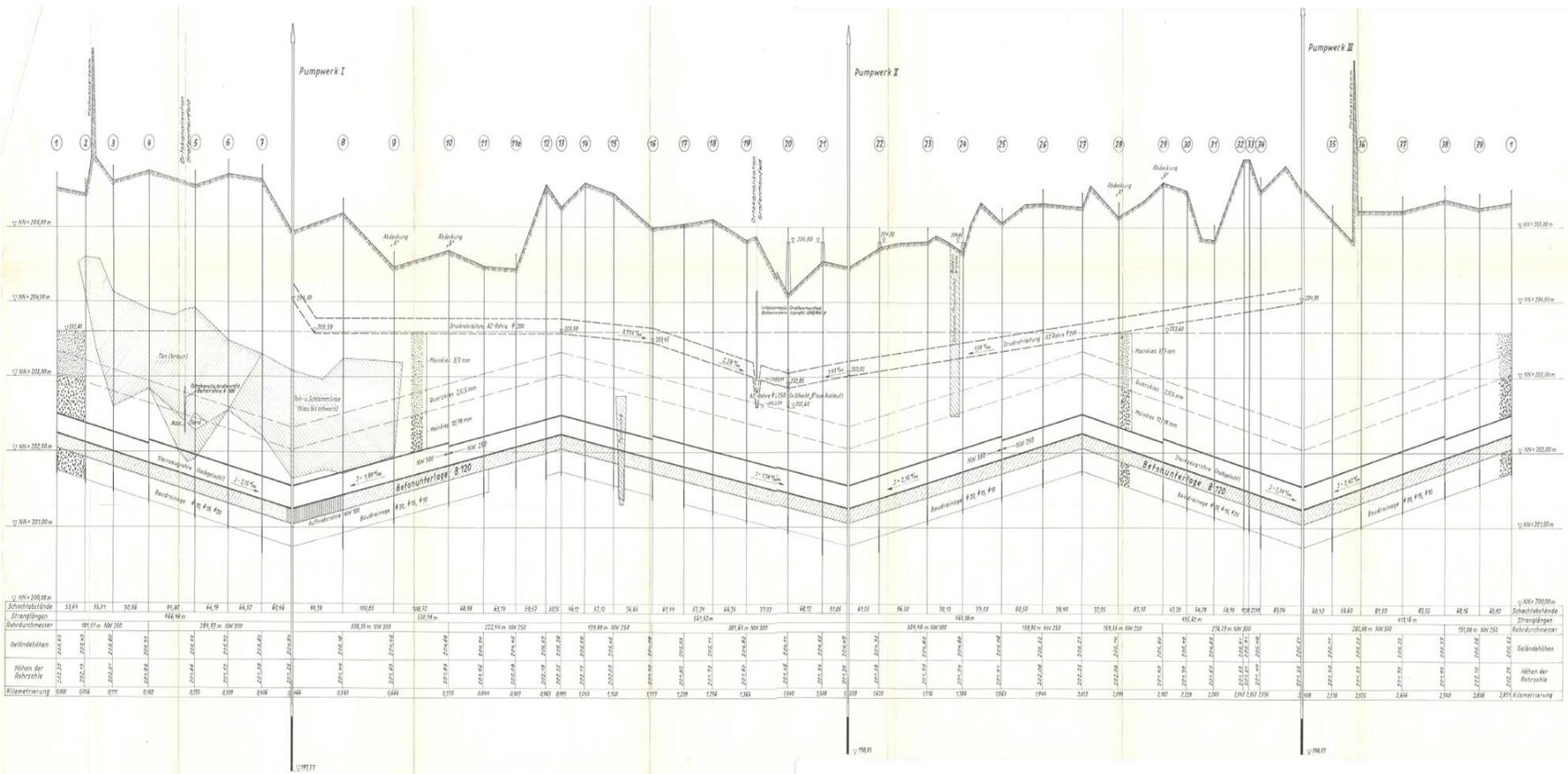


Abbildung 8-8: Vergleich der jährlich gemittelten Sonnenscheindauer von Schonungen und Bad Kissingen, abgekürzt als KG



8.3 Tabellen

Tabelle 8-1: Akteure im Vorhaben Nutzwasser

Projektkoordinierungsgruppe		Weitere Akteure	
Institution	Abkürzung	Institution	Abkürzung
Regierung von Unterfranken	RUF	Amt für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Kitzingen	AELF KT
Wasserwirtschaftsamt Bad Kissingen	WWA KG	Amt für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Schweinfurt	AELF SW
Brandt Gerdes Sitzmann Umweltplanung GmbH	BGS UMWELT	Allianz Schweinfurter Mainbogen	-
Technische Universität München	TUM	Bayerischer Bauernverband	BBV
		Berechnungsgemeinschaft Gochsheim	BG Gochsheim
		Berechnungsverein Schwebheim	BV Schwebheim
		Bund Naturschutz	BN
		Geis Gruppe	GG
		Gemeinde Gochsheim	-
		Gemeinde Schwebheim	-
		Gemeinde Sennfeld	-
		Landratsamt Schweinfurt	LRA SW
		Bayerische Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau	LWG
		Stadt Schweinfurt	
		Stadtentwässerung Schweinfurt	SE SW
		Wasserstraßen- und Schifffahrtsamt Schweinfurt	WSA SW
		Zweckverband Abwasserbeseitigung Unterer Unkenbach	ZV Unterer Unkenbach

Tabelle 8-2: Datengrundlagen zur Modellierung des landwirtschaftlichen Bewässerungsbedarfs mit CROPWAT 8.0

Kategorie	Daten konkret	Quelle
Klimadaten	Niederschlagsdaten, Temperatur, Humidität, Windgeschwindigkeiten, Sonnenscheindauer, etc.	DWD, Wetterstation Bad Kissingen (Begründung siehe Gliederungspunkt 4.2)
Feldfruchtdaten	Angebaute Kulturen in der Planungsregion, Kc-Werte (crop coefficients), Wurzeltiefe, Entwicklungsstadien der Feldfrüchte, Wurzeltiefe der Feldfrüchte, Pflanzzeiten, etc.	InVeKoS-Daten der LfL, Fachbücher, Merkblatt DWA-M 590, Savva et al. (2002), AELF, etc.
Bodendaten	Bodenarten im Planungsraum, Feldkapazität, Welkepunkte, nutzbare Feldkapazitäten, maximale Durchwurzelungstiefe, Infiltrationsraten, etc.	LfU (Geodatendienste), WWA KG, Fachbücher, Savva et al. (2002), Geoviewer, etc.
Bewässerungseffizienz	Annahme von ca. 75 %	Savva et al. (2002), Landwirte in Gochsheim und Schwebheim

Tabelle 8-3: Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion (Probability density function) und prozentuale Entfernungsleistung von organischen Spurenstoffen für verschiedene Behandlungsstufen, verwendet für die Modellierung der potentiellen Nutzwasserqualität (vgl. Gliederungspunkte 4.4 und 5.5.6)

Behandlungsstufe	Einheit	Diclofenac	Carbamazepin	Sulfamethoxazol
Abwasser Nachklärung	ng/L	Triangular (Dreiecksverteilung) (2.336; 2.627; 4.106)	Triangular (526; 728; 1.089)	Triangular (103; 122; 260)
UF + PAK	% Entfernung	85–95 %	90–99 %	80–90 %
UV	% Entfernung	40–50 %	0,1-5 %	40–50 %
Ozon (0,54 mg Ozon je mg DOC)	% Entfernung	95–99 %	95–99 %	95–99 %
UF	% Entfernung	0,1–5 %	0,1–5 %	0,1–5 %
BAK	% Entfernung	90–99 %	70–80 %	40–50 %

Tabelle 8-4: Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion (Probability density function) und LRVs (log Entfernungsstufen bzw. log removal values) von Pathogenen für verschiedene Behandlungsstufen, verwendet für die Modellierung der potentiellen Nutzwasserqualität (vgl. Gliederungspunkte 4.4 und 5.5.6)

Behandlungsstufe	Einheit	<i>Campylobacter</i>	<i>Cryptosporidium</i>	Norovirus
Rohabwasser Mittelwert	Einheit/L	2.9e4	1.8e5	4.5e8
Rohabwasser Maximum	Einheit/L	1e5	1e6	5.7e9
Abwasser Nachklärung	Einheit/L	Triangular (Dreiecksverteilung) 3,9; 2.866; 1e4	Triangular 0,5; 101; 496	Triangular 0; 2,8e5; 1e6
UF	LRV	Triangular (0; 0; 6)	Triangular (0; 1; 4)	Triangular (0; 6; 6)
UV (40 mJ/cm ²)	LRV	Triangular (3,5; 3,5; 4,2)	Triangular (3,5; 3,5; 4,2)	Triangular (3,1; 3,1; 4)
BAK/BAF	LRV	Uniform (0,5; 2)	Triangular (0; 0; 0,85)	Triangular (0; 0; 2,95)
Ozon (0,8-1,0 mg Ozon je mg DOC)	LRV	Triangular (1; 3; 6)	Triangular (2,3; 4; 6)	Triangular (0; 6; 6)

Tabelle 8-5: Qualität von gesammeltem Niederschlagswasser von Dachflächen – Ergebnisse der Literaturrecherche

	Parameter	Einheit	Anzahl Datenpunkte	Minimum	Mittelwert	Maximum
In-situ Parameter	Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	77	13,7	100	418
	pH	-	178	3,5	6,9	8,2
Summenparameter	TOC	mg/L	29	1,8	13,5	65,0
	DOC	mg/L	13	0,5	9,6	25,0
	SAK ₂₅₄	l/m	12	2,0	9,1	19,0
Anionen (gelöst)	Chlorid	mg/L	95	0,1	39,6	780
	Fluorid	mg/L	26	0,0	0,5	1,0
	Nitrat	mg/L	116	0,1	4,5	39,0
	Nitrit	mg/L	37	0,0	0,3	1,4
	ortho-Phosphat	mg/L	45	0,0	0,2	2,1
	Sulfat	mg/L	87	0,0	9,5	51,0
Kationen (gesamt)	Aluminium	µg/L	38	20,0	399	2.000
	Antimon	µg/L	2	3,7	9,4	15,0
	Arsen	µg/L	38	0,0	108	2.500
	Blei	µg/L	131	0,0	69,2	540
	Blei, gelöst	µg/L	13	1,8	7,6	35,0
	Blei, gesamt	µg/L	6	2,7	9,8	21,0
	Cadmium	µg/L	62	0,0	12,0	480
	Cadmium, gelöst	µg/L	6	0,3	0,5	0,7
	Cadmium, gesamt	µg/L	3	0,0	0,1	0,1
	Calcium	mg/L	88	0,0	7,8	42,0
	Chrom	µg/L	28	1,8	7,3	29,0
	Chrom, gelöst	µg/L	6	2,0	2,3	3,0
	Chrom, gesamt	µg/L	3	0,4	0,5	0,6
	Eisen	µg/L	64	0,0	1.210	13.000
	Eisen, gesamt	µg/L	3	29,0	71,3	95,0
	Kalium	mg/L	42	0,0	2,3	13,8
	Kupfer	µg/L	148	0,0	209	3.500
	Kupfer, gelöst	µg/L	8	2,0	22,4	128
	Kupfer, gesamt	µg/L	6	6,0	56,0	217
	Magnesium	mg/L	70	0,0	7,8	39,0
	Mangan	µg/L	19	15,0	108	380
	Nickel	µg/L	19	1,0	6,2	23,0
	Nickel, gelöst	µg/L	7	2,0	3,9	5,5
	Quecksilber	µg/L	11	0,0	0,1	0,3
	Vanadium	mg/L	6	0,0	0,0	0,0
	Zink	µg/L	246	0,0	1.116	43.935
	Zink, gelöst	µg/L	13	31,5	1.410	11.900
	Zink, gesamt	µg/L	6	9,0	280	1.155

Tabelle 8-5: Fortsetzung

	Parameter	Einheit	Anzahl Datenpunkte	Minimum	Mittelwert	Maximum
Mikrobiologische Parameter	Campylobakter spp,	/L	24	5,0	48,0	110
	Coliforme Bakterien	/100mL	143	0	2058	50.000
	Cryptosporidium	/L	-	-	-	-
	Enterokokken	/100mL	31	2	9.090	120.000
	Escherichia coli	/100mL	34	1	173	1.900
	Fadenpilze	/100mL	6	10	103	400
	Fäkale Streptokokken	/100mL	16	0	11.049	26.000
	Giardia lamblia	/L	24	120	287	580
	Hefen	/100mL	6	0	335	1.280
	Pseudomonas	/100mL	6	0	254	880
	Salmonellen	/100mL	30	0	227	730
	Shigella spp,	/100mL	6	0	52	190
	Vibrionen spp,	/100mL	6	0	171	950
Fungizide	Metalaxyl	ng/L	1	14,0	14,0	14,0
	p-nitrophenol	µg/L	6	1,0	5,0	12,0
Herbizide	2,4-Dichlorphenoxyessigsäure	ng/L	1	16,0	16,0	16,0
	2,4-Dinitrophenol	µg/L	6	0,6	2,7	4,0
	2-methyl-4,6-dinitro-phenol	µg/L	6	0,3	0,6	1,0
	2-Methyl-4-chlorphenoxyessigsäure	ng/L	5	0,0	11,2	30,0
	3-Methyl-4-nitrophenol	µg/L	6	0,1	0,7	2,5
	Alachlor	ng/L	1	19,0	19,0	19,0
	Atrazin	ng/L	11	0,0	12,3	60,0
	Desethylatrazin	ng/L	1	29,0	29,0	29,0
	Desisopropylatrazin	ng/L	1	26,0	26,0	26,0
	Dimethenamid	ng/L	1	24,0	24,0	24,0
	Isoproturon	µg/L	4	0,0	0,0	0,1
	Mechlorprop	µg/L	5	0,0	0,0	0,0
	Metazachlor	ng/L	1	12,0	12,0	12,0
	Metolachlor	ng/L	1	15,0	15,0	15,0
	Propachlor	ng/L	1	10,0	10,0	10,0
	Propazine	ng/L	8	0,1	3,1	12,6
	R-Dichlorprop	ng/L	1	12,0	12,0	12,0
	R-Mecoprop	ng/L	1	10,0	10,0	10,0
	S-Dichlorprop	ng/L	1	9,0	9,0	9,0
	Simazin	ng/L	5	0,6	3,5	10,0
S-Mecoprop	ng/L	1	10,0	10,0	10,0	
Terbuthylatrazin	ng/L	1	9,0	9,0	9,0	
Terbuthylazine	ng/L	9	0,0	4,9	20,0	

Tabelle 8-5: Fortsetzung

	Parameter	Einheit	Anzahl Datenpunkte	Minimum	Mittelwert	Maximum
Insektizide	Acenaphtylen	ng/L	3	6,9	8,1	9,5
	Aldrin	ng/L	10	0,3	992	6.100
	Bromophos	ng/L	4	0,1	0,2	0,4
	Chlorfenvinphos	ng/L	3	0,1	0,2	0,3
	Fenitrothion	ng/L	7	0,0	0,2	0,7
	Heptachlor epoxide	ng/L	4	0,2	0,9	1,5
	Hexachlorcyclohexan	ng/L	14	0,3	216	1.600
	Malathion	ng/L	6	0,1	0,3	0,5
	Methoxychlor	ng/L	1	0,2	0,2	0,2
	o,p,- DDD	ng/L	1	0,1	0,1	0,1
	o,p-DDD	ng/L	1	0,2	0,2	0,2
	o,p'DDT	µg/L	4	0,5	1,1	1,9
	p,p'-DDT	µg/L	4	0,8	3,4	8,4
	p,p'- DDE	µg/L	4	0,9	1,8	2,9
	p,p'-DDD	µg/L	4	0,5	2,0	4,6
	p,p-DDD	ng/L	1	0,4	0,4	0,4
	p,p-DDE	ng/L	3	0,2	0,7	1,7
Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	Benzofluoranthen	ng/L	22	7,6	131	1.766
	Benzol anthracene	ng/L	3	1,4	2,8	3,5
	Chrysen	ng/L	3	7,9	11,0	13,4
	Fluoranthene	ng/L	3	49,0	55,7	64,0
	Indeno [1 2 3-cd]Pyren	µg/L	-	-	-	-
	Phenanthrene	ng/L	3	86,0	88,3	90,0
TOxC	4-tert-octylphenol triethoxylat	µg/L	2	0,0	0,1	0,1
	Bis(2-ethylhexyl)phthalat	µg/L	1	9,5	9,5	9,5
	Diisodecyl phthalat	µg/L	2	12,0	33,0	54,0
	gelöste Fluoranthene	ng/L	4	10,1	19,2	24,3
	gelöste Pyrene	ng/L	2	4,0	6,1	8,1
	Methylenchlorid	µg/L	1	11,2	11,2	11,2
	Nonylphenol	µg/L	4	0,2	6,8	26,0
	Nonylphenoldiethoxylat	µg/L	4	0,1	0,1	0,2
	Nonylphenolmonoethoxylat	µg/L	4	0,1	0,1	0,1
	Nonylphenol triethoxylate	µg/L	5	0,1	0,3	0,8
	Pyrene	ng/L	3	37,0	44,0	55,0
Weichmacher	Diisodecyl phthalate	µg/L	1	1,0	1,0	1,0
	Diisononyl phthalate	µg/L	2	365	410	455
	Di-n-octyl phthalate	µg/L	2	1,7	1,9	2,0
	PCB 180	µg/L	3	75,0	92,7	107
	PCB 52	µg/L	3	196	240	320

Referenzen: (Bae et al. 2019; Bannerman et al. 1993; Bossi et al. 2002; Bridgman 1992; Bucheli et al. 1998; Burkhardt and Hodel 2019; Celle-Jeanton et al. 2009; Chang and Crowley 1993; Chang et al. 2004; Clark et al. 2008; Chilton et al. 2000; Despins et al. 2009; Farreny et al. 2011; Förster 1999; Gikas and Tsihrintzis 2012; Göbel et al. 2007; Goonetilleke and Lampard 2019; He et al. 2008; Lamprea and Ruban 2008; Lee et al. 2012; Malmqvist 1983; May and Prado 2006; McIntyre et al. 2019; Mendez et al. 2011; Müller et al. 2019; O'Connor et al. 2008; Olaoye and Olaniyan 2012; Polkowska et al. 2002; Quek and Frster 1993; Simmons et al. 2001; Thomas and Greene 1993; Tiwari et al. 2012; Tobiszewski et al. 2010; Uba and Aghogho 2000; Vázquez et al. 2003; Vega-Garcia et al. 2020; Vialle et al. 2011; Ward et al. 2020; Wei et al. 2013; Yaziz et al. 1989; Zhang et al. 2014)

Tabelle 8-6: Qualität von gesammeltem Niederschlagswasser, abhängig vom „First-Flush“ – Ergebnisse der Literaturrecherche

	Parameter	Einheit	Anzahl Datenpunkte		Mittelwert	
			bei First-Flush	nach First-Flush	bei First-Flush	nach First-Flush
In-situ Parameter	Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	11	26	195,5	61,5
	pH	-	26	43	6,7	7,6
Summen-parameter	TOC	mg/L	4	8	37,3	10,5
	DOC	mg/L	5	5	11,9	11,1
Anionen (gelöst)	Chlorid	mg/L	8	6	5,1	4,5
	Fluorid	mg/L	5	6	0,1	0,1
	Nitrat	mg/L	17	31	2,6	1,8
	Nitrit	mg/L	10	11	0,3	0,1
	ortho-Phosphat	mg/L	5	6	0,9	0,2
	Sulfat	mg/L	12	14	9,1	5,9
Kationen (gesamt)	Aluminium	µg/L	13	18	730	233
	Arsen	µg/L	7	7	7,0	2,9
	Blei	µg/L	24	40	106	22,7
	Cadmium	µg/L	3	14	8,3	1,0
	Chrom	µg/L	4	3	19,8	6,7
	Eisen	µg/L	8	12	541	146
	Kalium	mg/L	8	6	4,3	3,4
	Kupfer	µg/L	13	34	66,4	46,9
	Kupfer, gelöst	µg/L	1	1	7,0	5,0
	Magnesium	mg/L	5	11	3,3	1,2
	Mangan	µg/L	4	9	181,3	46,6
	Natrium	mg/L	8	6	5,0	4,6
	Zink	µg/L	13	14	422,7	178,1
	Zink, gelöst	µg/L	1	1	1.610	1.080
Mikrobiologische Parameter	Coliforme Bakterien	KBE/100mL	10	10	656	207
	<i>E. coli</i>	/100mL	4	2	12	1
Insektizide	Acenaphtylene	ng/L	3	-	8,1	-
Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	Benzol anthracene	ng/L	3	-	2,8	-
	Chrysen	ng/L	3	-	11,0	-
	Fluoranthene	ng/L	3	-	55,7	-
	Phenanthrene	ng/L	3	-	88,3	-
Organische Spurenstoffe	Pyrene	ng/L	3	-	44,0	-
Weichmacher	PCB 180	µg/L	3	-	92,7	-
	PCB 52	µg/L	3	-	240	-

Referenzen: (Bae et al. 2019; Bannerman et al. 1993; Bossi et al. 2002; Bridgman 1992; Bucheli et al. 1998; Burkhardt and Hodel 2019; Celle-Jeanton et al. 2009; Chang and Crowley 1993; Chang et al. 2004; Clark et al. 2008; Chilton et al. 2000; Despins et al. 2009; Farreny et al. 2011; Förster 1999; Gikas and Tsihrintzis 2012; Göbel et al. 2007; Goonetilleke and Lampard 2019; He et al. 2008; Lamprea and Ruban 2008; Lee et al. 2012; Malmqvist 1983; May and Prado 2006; McIntyre et al. 2019; Mendez et al. 2011; Müller et al. 2019; O'Connor et al. 2008; Olaoye and Olaniyan 2012; Polkowska et al. 2002; Quek and Frster 1993; Simmons et al. 2001; Thomas and Greene 1993; Tiwari et al. 2012; Tobiszewski et al. 2010; Uba and Aghogho 2000; Vázquez et al. 2003; Vega-Garcia et al. 2020; Vialle et al. 2011; Ward et al. 2020; Wei et al. 2013; Yaziz et al. 1989; Zhang et al. 2014)