Universität für Bodenkultur Wien
University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna

Department Wasser-Atmosphäre-Umwelt
Institut für Siedlungswasserbau, Industriewasserwirtschaft und Gewässerschutz

Leiter: Priv.-Doz. Dipl.-Ing. Dr.nat.techn. Thomas Ertl

UFERFILTRATION – STAND DER TECHNIK UND NEUE HERAUSFORDERUNGEN FÜR DIE WEITERFÜHRENDE TRINKWASSERAUFBEREITUNG AN RHEIN UND DONAU

Masterarbeit

zur Erlangung des akademischen Grades

Diplomingenieur

eingereicht von:

SCHMOLLER, CHRISTOPH

Betreuer: PERFLER, Reinhard

Mitbetreuer: MAYR, Ernest

Matrikelnummer 0640377

Mai, 2014

Vorwort

Die vorliegende Masterarbeit wurde am Institut für Siedlungswasserbau, Industriewasserwirtschaft und Gewässerschutz an der Universität für Bodenkultur in Wien durchgeführt und ist Abschluss meines Studiums Kulturtechnik und Wasserwirtschaft.

In erster Linie möchte ich mich an dieser Stelle recht herzlich bei Herrn Priv.-Doz. Dipl.-Ing. Dr.nat.techn. Reinhard Perfler für die Bereitstellung dieses interessanten Themas und der umfangreichen Betreuung meiner Masterarbeit bedanken.

Ein besonderer Dank gilt auch Herrn Dipl.-Ing. Ernest Mayr, der mich während der gesamten Arbeit großartig unterstützt hat und mir jederzeit bei aufkommenden Fragen weitergeholfen hat.

Des Weiteren möchte ich mich bei Herrn Dipl.-Ing. Dr.nat.techn. Roman Neunteufel für die Zurverfügungstellung von notwendigen Arbeitsbehelfen im Rahmen dieser Masterarbeit bedanken.

Der größte Dank gilt meiner Familie, die mir während der gesamten Studienzeit stets ermutigend und mit guten Ratschlägen zur Seite gestanden ist.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung 1

2. Zielsetzung und Aufgabenstellung 2

3. Grundlagen zur Trinkwassergewinnung und –aufbereitung aus Uferfiltration 3

3.1 Uferfiltratgewinnung 3

3.2 Reinigungsvorgänge bei der Bodenpassage 5
3.2.1 Partikuläre Wasserinhaltsstoffe 6
3.2.2 Mikroorganismen und Viren 6
3.2.3 Nährstoffe 7
3.2.4 Schwermetalle und Metallkationen 7
3.2.5 Organische Wasserinhaltsstoffe 8

3.3 Trinkwasseraufbereitungsverfahren nach der Uferfiltration 10
3.3.1 Aufbereitungsverfahren 10
3.3.1.1 Flockung 11
3.3.1.2 Sedimentation 12
3.3.1.3 Entsäuerung/Enthärtung/Entkarbonisierung 12
3.3.1.4 Filtration 13
3.3.1.5 Oxidation 17
3.3.1.6 Dosierung von Phosphat und Silikat 18
3.3.2 Desinfektionsverfahren 19
3.3.2.1 Chlor und Hypochlorite 19
3.3.2.2 Chlordioxid 20
3.3.2.3 Ozon 20
3.3.2.4 UV-Bestrahlung 21

3.4 Herausforderungen für die Trinkwasserversorgung aus Uferfiltration 22
3.4.1 Qualitätsanforderungen 22
3.4.2 „Neue“ wasserrelevante Stoffe 23
3.4.3 Grenzen der weiterführenden (technischen) Trinkwasseraufbereitung 24
3.4.4 Kosten 24

4. Literaturstudie – Aktualisierung der Literatur-Datenbank (2008-2013) 26

4.1 Prozesse in der fließenden Welle 34
4.1.1 Prozesse hinsichtlich physikalischer Parameter 34
4.1.2 Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter 40
4.1.3 Prozesse hinsichtlich mikrobiologischer Parameter 46
4.1.4 Prozesse hinsichtlich sonstiger Parameter 47

4.2 Prozesse in der Fließgewässersohle, hyporheisches Interstitial (bis 1m Fließstrecke) 50
4.2.1 Prozesse hinsichtlich physikalischer Parameter 50
4.2.2 Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter 53
4.2.3 Prozesse hinsichtlich sonstiger Parameter 61

4.3 Prozesse entlang der Fließstrecke in der gesättigten Zone 63
4.3.1 Prozesse hinsichtlich physikalischer Parameter 63
4.3.2 Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter 64
4.3.3 Prozesse hinsichtlich mikrobiologischer Parameter 70

4.4 Prozesse in der ungesättigten Bodenzone des Retentionsraums 71
4.4.1 Prozesse hinsichtlich physikalischer Parameter 71
4.4.2 Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter 71

4.5 Prozesse an der Entnahmestelle 74
4.5.1 Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter 74
4.5.2 Prozesse hinsichtlich mikrobiologischer Parameter 76

4.6 „Black-Box-Modelle“ 77
4.6.1 Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter 77
4.6.2 Prozesse hinsichtlich mikrobiologischer Parameter 108
4.6.3 Prozesse hinsichtlich sonstiger Parameter 124

5. Uferfiltration an Rhein und Donau ***126***

5.1 Rheineinzugsgebiet 126
5.1.1 Ziele und Herausforderungen der Wasserwerke 126
5.1.2 Aufbereitungstechniken am Rhein und praktische Versuche 128
5.1.2.1 Verfahren 1: Uferfiltration → Ozonung → Mehrschichtfiltration → Aktivkohlefiltration → UV-Desinfektion → physikalische Entsäuerung 128
5.1.2.2 Verfahren 2: Düsseldorfer Verfahren: Uferfiltration → Ozonung → Filtration (Kohle, Aktivkohle) → Phosphat-Silikat-Zugabe → Desinfektion (ClO_2) 131
5.1.2.3 Verfahren 3: Uferfiltration → Gasaustausch/Oxidation (Verdüsung) → Filtration → Phophat-Silikat-Zugabe → Desinfektion (Chlor) 133
5.1.2.4 Verfahren 4: Uferfiltration → Filtration (Aktivkohle) (→ Desinfektion) 135
5.1.2.5 Verfahren 5: Mülheimer Verfahren: Langsamsandfiltration → Ozonierung → Mehrschicht- und Aktivkohlefiltration → UV-Desinfektion 136
5.1.3 Risikomanagement für Wasserschutzgebiete 139

5.2 Donaueinzugsgebiet 142
5.2.1 Ziele und Herausforderungen der Wasserwerke 143
5.2.2 Wasserbeschaffenheit im Donaueinzugsgebiet 143
5.2.3 Aufbereitungstechniken an der Donau 144
5.2.3.1 Tulln (Österreich) 144
5.2.3.2 Budapest (Ungarn) 146
5.2.3.3 Belgrad (Serbien) 146

5.3 Zusammenfassende Diskussion der aktuellen Situation bei der Gewinnung von Trinkwasser aus Uferfiltrat an Rhein und Donau 148

6. Zusammenfassung ***149***

7. Literaturverzeichnis ***152***

8. Anhang ***160***

9. Lebenslauf ***174***

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Räumliche Gliederung des Uferfiltrationsprozesses _____ 4
Abbildung 2: Reinigungsprozesse während der Infiltration und Untergrundpassage _____ 5
Abbildung 3: Abgrenzung der Verfahren hinsichtlich der trennbaren Wasserinhaltsstoffe _____ 14
Abbildung 4: Autokorrelation (a) und Kreuzkorrelation (b) der Trübung des uferfiltrierten Wassers (RBW) und des Flusswassers (RW) 2002 und 2005 _____ 36
Abbildung 5: Autokorrelation (a) und Kreuzkorrelation (b) der Wasserspiegel des Grundwassers beim Brunnen DS5 und des Flusswassers (RW) 2005 _____ 36
Abbildung 6: Klimafaktoren beeinflussen die Leistung der Uferfiltration _____ 37
Abbildung 7: Änderung der Redoxparameter TOC und SUVA während der Uferfiltration (Fluss: S. Platte, Überwachungsbrunnen: PTMW2, 3, und 4, Förderbrunnen: PTW1) _____ 40
Abbildung 8: Simulierte Prozesse im Rhein-Modell _____ 44
Abbildung 9: Mittelwerte und Standardabweichung der gefassten Konzentrationen von Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb und Zn im Wasser (mg/L), in den Sedimenten (mg/kg Trockengewicht) und in M. aquaticum (µg/g Trockengewicht) zu verschiedenen Zeiten an zwei Standorten des Xanaes Rivers _____ 45
Abbildung 10: Simulation des Transportes von Cryptosporidium spp. Oozysten in Leinster (Nord) ____ 47
Abbildung 11: Beobachtete Wasserstände bei Hainburg (oben); laterales Wasserstandsgefälle im Aquifer nahe dem Fluss, das durch Subtrahierung der beobachteten Grundwasserstände in den Piezometern F2 und F4 bestimmt wird (unten) _____ 48
Abbildung 12: Zusammenhang zwischen der Dauer der steigenden Wasserstandsganglinie des Unwetterereignisses und der Änderung der Flussbettdurchlässigkeit (k_f) _____ 51
Abbildung 13: (a) Beobachtete und simulierte Konzentrationen des gelösten Sauerstoffes für verschiedene Annahmen der Temperatur in Redoxmodellen, (b) Ausmaß des biologischen Abbaus bezüglich der übertragenen Elektronen _____ 52
Abbildung 14: (c) Simulierte Verweilzeit des Wassers _____ 52
Abbildung 15: Zusammenhang zwischen der IPU-Mineralisierung und den vorhandenen IPU-Konzentrationen bei IPU-dosierten Untersuchungen bei der Zugabe von 0,1 (○), 1 (□), und 100 µg/L (Δ) ^{14}C-IPU _____ 54
Abbildung 16: Prozentanteile der nachgewiesenen monodispersen Harz-Mikropartikel mit 7-Amino-4-Methylcoumarin (Φ 2,44 µm) in den oberen 5 cm der litoralen Sedimente des Tegeler Sees (April 2005) 58
Abbildung 17: Porenwasser-Profile von Alkalinität, pH, Eh, O_2, DOC, NO_3^-, SO_4^{2-}, S^{2-}, PO_4^{3-}, und einigen Hauptelementen (Ca, Fe und Mn) der entnommenen Sedimentkerne (Deûle;11.Mai 2007) _____ 60
Abbildung 18: Sensibilitätsanalyse zeigt den Einfluss von Veränderungen der Schichtstärke auf die Abschätzung des gesamten k_f des Flussbettsystems _____ 62
Abbildung 19: Modell des Uferfiltrationsprozesses beim Untersuchungsstandort in Petrignano d'Assisi 66
Abbildung 20: Zeitliche Veränderung der Biofilmstärke (September 2007 - Januar 2009) und Ort (1 - 2 m, 5 - 10 m) _____ 75
Abbildung 21: Zeitliche Konzentrationsveränderungen von TNT, RDX und HMX in oxischen/anoxischen Sedimenten _____ 77
Abbildung 22: Relative Entfernung von (a) SMX und (b) DOC in Laborsäulen, SMX_0 = 0,25 ± 0,08 µg/L, Fließzeit: 14 Tage _____ 81
Abbildung 23: Entfernung von SMX in Batchtests: (a) aerob (60 Tage) und anoxisch (75 Tage) _____ 82
Abbildung 24: Abbau von Metformin bei einem simulierten aeroben Uferfiltrationstest (zusätzliche Erhöhung nach 46 Tagen) und gleichzeitiger Bildung des Metabolites Guanylurea _____ 85
Abbildung 25: Vergleich der Reduktion von DOC in Sandsäulen nach der Ozonisierung des Oberflächenwassers mit der Ozonisierung des Uferfiltrates _____ 87
Abbildung 26: Abluss-Konzentrationen von Sulfamethoxazol, Carbamazepin, Diclofenac, Ibuprofen, Bromid sowie die zuströmenden Konzentrationen von Nitrat (1 PV = 6,3 d) _____ 88
Abbildung 27: Biotransformation der TOrC nach 7 Tagen unter anoxischen Bedingungen _____ 90
Abbildung 28: Glyphosat-Verteilung bei der bepflanzten Langsamsandfiltration _____ 91
Abbildung 29: Berechnete Anlagerungseffizienz für blanke oder polymerbeschichtete Partikel bei unterschiedlicher ionischer Stärke von $NaNO_3$ oder $CaCl_2$ _____ 94
Abbildung 30: Gleichgewichtskonzentration der Toluen-Lösung (mg/L) _____ 96
Abbildung 31: Gleichgewichtskonzentration der Phenol-Lösung (mg/L) _____ 96

Abbildung 32: Bestimmte Veränderung des organischen Materials mittels LC-OCD unter oxischen Bedingungen in der Bodensäule 1 und 2 _____ 98
Abbildung 33: Zeitliche, chemische Entwicklung bei biotischen Abläufen; zeitliche Entwicklung der durchschnittlichen Konzentration (C_0) von DCF und SMX bei biotischen Abläufen sowie bei abiotischen Abläufen (mit jeweils 1 µg/L bzw. 1 mg/L)_____ 100
Abbildung 34: Zeitliche Entwicklung der durchschnittlichen, normierten Konzentration von Atenolol bei unterschiedlichen Experimenten (LDet = Nachweisgrenze) _____ 101
Abbildung 35: Wasser/Sediment-Experiment zur SMX-Umwandlung unter denitrierenden Bedingungen _____ 104
Abbildung 36: Wasser/Sediment-Experiment zur Rückwandlung von 4-Nitro-SMX: Konzentrationen von 4-Nitro-SMX und SMX _____ 105
Abbildung 37: Rückhalt von 1 µm großen Kolloiden in natürlichem Sand _____ 108
Abbildung 38: Histogramm der Rückgewinnungsanteile für alle verwendeten Sedimente_____ 109
Abbildung 39: Einfluss des abgelagerten extrahierbaren Metallgehaltes auf Oozysten und Mikrosphären (3 µm) bei der Entfernung in statischen Säulen _____ 110
Abbildung 40: Auswirkung von unbehandeltem und mit organischem Material ergänztem Wasser auf die Anlagerung von Oozysten und Mikrosphären innerhalb von Durchflusssäulen _____ 111
Abbildung 41: Anlagerung (%) von C. parvum Oozysten und Mikrosphären an den Boden in statischen Säulen _____ 114
Abbildung 42: Sorption von Anatoxin-a an organische und sandige Sedimente _____ 116
Abbildung 43: Sorption von Cylindrospermopsin an organische und schluffig-sandige Sedimente____ 117
Abbildung 44: Experimentelle MS2 Durchbruch-Daten und angepasste mathematische Modell-Prognosen in wassergesättigten Sandsäulen _____ 118
Abbildung 45: Durchbruchkurven von E. coli J6-2 und MS2-Phage bei schrittweise konditionierten Sandsäulen _____ 119
Abbildung 46: Durchbruchkurven der Oozysten als Funktion unterschiedlicher Ionenstärke bei verschiedenen Darcy-Geschwindigkeiten in der Säule mit Quarz-Sand (a, b) bzw. mit Ottawa-Sand (c) _____ 121
Abbildung 47: Durchbruchkurve von aktiven Pseudomonas fluorescens und prozentuelle Verteilung von stabförmigen Zellen im Ablauf bei verschiedenen Zulaufkonzentrationen _____ 123
Abbildung 48: Rheineinzugsgebiet _____ 127
Abbildung 49: Aufbereitungsanlage Bodenheim _____ 130
Abbildung 50: Düsseldorfer Verfahren _____ 132
Abbildung 51: Verfahrensschema Wasserwerk Oberwerth _____ 134
Abbildung 52: Standorte der Wasserwerke in Köln_____ 135
Abbildung 53: Mülheimer Verfahren _____ 137
Abbildung 54: Verfahrensvarianten der Ruhrwasserwerke_____ 137
Abbildung 55: Altersentwicklung der verschiedenen Reaktivierungsmodi _____ 138
Abbildung 56: Risikomanagement für Wasserschutzgebiete - Bearbeitung in 3 Komplexitätsstufen___ 140
Abbildung 57: Risikoanalyse und Risikobewertung _____ 140
Abbildung 58: Donaueinzugsgebiet_____ 142
Abbildung 59: Übersicht Tulln _____ 145

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Einfluss des Klimas auf die Entfernung von Schadstoffen bei den Szenarien Dürre und Hochwasser 39
Tabelle 2: Zusammenfassung der Standortbedingungen 63
Tabelle 3: Entfernung von organischen Schadstoffen und ausgewählten Wasserqualitätsparametern unter verschiedenen Bedingungen 68
Tabelle 4: Zusammenfassung der beobachteten TOrC-Konzentrationen in den Säulenuntersuchungen 80
Tabelle 5: Zusammenfassung der Entfernungseffizienz von pharmazeutischen Stoffen bei Batchexperimenten 84
Tabelle 6: Zusammenfassung der Entfernungseffizienz von pharmazeutischen Stoffen bei Säulenexperimenten 84
Tabelle 7: Zusammenfassung der Entfernungseffizienz von pharmazeutischen Stoffen bei Batchexperimenten 84
Tabelle 8: Charakterisierung der Sedimentpartikelgröße und lineare Sorptionskoeffizienten (K_d) für die beobachtete Sorption an Sedimente 102
Tabelle 9: Sorptionskoeffizienten (K_d) für Hg(II) mit ungestörten Sedimenten bei Vorkommen unterschiedlicher Konzentrationen von DOC und bei unterschiedlichen Anfangsdichten von Bakterienzellen in der wässrigen Phase 103
Tabelle 10: Wiederfreisetzung der Kolloide und löslichen Tracer (%) 107
Tabelle 11: Zusammenfassung der experimentellen Bedingungen und Ergebnisse der Säulenversuche 112
Tabelle 12: Aufenthaltszeiten des infiltrierenden Wassers und Inaktivierung der Phagen bei verschiedenen Porenwassergeschwindigkeiten und Tiefen 113
Tabelle 13: Reaktion der Durchlässigkeit auf die Sickerrichtung, Bettbeweglichkeit und Betttyp 124

Tabelle A - 1: Auflistung der in der Literaturstudie behandelten Berichte, sortiert nach Nummer 161
Tabelle A - 2: Auflistung der in der Literaturstudie behandelten Berichte, sortiert nach Autor 165
Tabelle A - 3: Übersichtstabelle physikalische Parameter 169
Tabelle A - 4: Übersichtstabelle chemische Parameter 170
Tabelle A - 5: Übersichtstabelle chemische Parameter (Blackbox) 171
Tabelle A - 6: Übersichtstabelle mikrobiologische Parameter 172
Tabelle A - 7: Übersichtstabelle sonstige Parameter 173

Abkürzungsverzeichnis

AMDOPH	… 1-Acetyl-1-methyl-2-dimethyl-oxymoyl-2-phenylhydrazid
AAA	… Acetoaminoantipyrin
AOI	… absorbierbares organisches Iod
AOS	… adsorbierbare organische Schwefelverbindungen
AOX	… adsorbierbare organische Halogenverbindungen
As	… Arsen
ATX	… Anatoxin-a
BDOC	… biologisch abbaubarer organischer Kohlenstoff
Br	… Brom
Ca	… Calzium
$CaCO_3$	… Calciumcarbonat
Ca-Cl	… Calzium-Chlor
$Ca\text{-}HCO_3$	… Calzium-Hydrogencarbonat
$Ca\text{-}SO_4$	… Calzium-Sulfat
Cd	… Cadmium
Cl	… Chlor
ClO_2	… Chlordioxid
Co	… Cobalt
CO_2	… Kohlendioxid
Cu	… Kupfer
CYN	… Cylindrospermopsin
DOC	… gelöster organischer Kohlenstoff
EDTA	… Ethylendiamintetraessigsäure
ETBE	… Ethyl-tert-butylether
F	… Fluor
FAA	… Formylaminoantipyrin
Fe	… Eisen
FPOM	… feines partikuläres organisches Material
H	… Wasserstoff
HCO_3	… Hydrogencarbonat
Hg	… Quecksilber
$HgCl_2$	… Qucksilber(II)-chlorid
HMX	… 1,3,5,7-Tetranitro-1,3,5,7-Tetrazocan
K	… Kalium
Li	… Lithium
MCPP	… Mecoprop
Mg	… Magnesium
Mn	… Mangan
MTBE	… Methyl-tert-butylether
N_2	… Stickstoff
Na	… Natrium
$NaNO_3$	… Natriumnitrat
NDMA	… N-Nitrosodimethylamin
$Na\text{-}HCO_3$	… Natrium-Hydrogencarbonat
Na-Cl	… Natrium-Chlor
NH_3	… Ammoniak
NH_4	… Ammonium
Ni	… Nickel
NO	… Stickstoffmonoxid
NO_2	… Nitrit
NO_3	… Nitrat
NOM	… Natürliches organisches Material
O_2	… Sauerstoff
Pb	… Blei
POM	… partikuläres organisches Material
PO_4	…Phosphat
RDX	…1,3,5- Trinitro-1,3,5-Triazacyclohexan
Rn	… Radon
S	… Schwefel
SDBS	… Natriumdodecylbenzolsulfonate
SiO_2	… Siliciumdioxid
SO_4	… Sulfat
TCEP	… Tris-(2-chlorethyl)phosphate
TCIPP	… Tris-(trichlorisopropyl)-phosphat
TCPP	… Tris-(2-chlorisopropyl)-phosphat
TDCPP	… Tris(1,3-dichlorisopropyl)phosphat
TiO_2	… Titandioxid
TNT	… 2,4,6-Trinitrotoluen
TOC	… Gesamter organischer Kohlenstoff
Zn	… Zink
ZnO	… Zinkoxid

Kurzfassung

Die Uferfiltration ist eine naturnahe Methode der Trinkwassergewinnung, bei der Oberflächenwasser durch die Förderung von Grundwasser in den Untergrund infiltriert und dabei natürlich gereinigt wird. Während der Fließstrecke vom Oberflächenwasser bis hin zum Brunnen finden verschiedene physikalische, chemische und mikrobiologische Prozesse statt.

Die Arbeit umfasst einerseits eine allgemeine Literaturstudie von 2008 bis 2013 zum aktuellen Stand des Wissens über die Uferfiltration sowie andererseits praktische Erkenntnisse der weiterführenden Trinkwasseraufbereitung aus Uferfiltrat entlang der Flüsse Rhein und Donau.

Die in der Literaturstudie untersuchten Parameter wurden hinsichtlich physikalischer, chemischer und mikrobiologischer Prozesse als auch räumlich gegliedert. Neben der Aufenthaltszeit des Wassers im Untergrund haben die Redoxbedingungen den größten Einfluss auf wesentliche Entfernungsvorgänge, wie biologischer Abbau und Sorption. Heute stellen „neu aufkommende“ Spurenstoffe, die noch unzureichend erforscht und in toxikologischer Hinsicht schwer einschätzbar sind, das zentrale Problem dar.

Seit der engen Zusammenarbeit der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet, die auf eine natürliche Trinkwassergewinnung aus Oberflächen- und Grundwässern zielen, konnten die Gewässerbelastungen aufgrund regelmäßiger Überwachung der Gewässerqualität sowie wissenschaftlicher Untersuchungen zum Trinkwasserschutz und der Umsetzung entsprechender Maßnahmen deutlich reduziert werden. Zur weiterführenden Aufbereitung der Uferfiltrate haben sich technische Kombinationen unterschiedlicher Reinigungsstufen bewährt. Vergleichsweise dazu konnten im oberen und mittleren Bereich der Donau die nationalen und europäischen Anforderungen für die Trinkwassergewinnung aus Oberflächenwasser weitgehend eingehalten werden, während unterhalb des österreichischen Einzugsgebietes Messungen zur Ermittlung der Belastung mit organischen Spurenstoffen sowie mikrobiologischen Verunreinigungen selten erfolgen.

Abstract

The bank filtration is a natural method of drinking water abstraction. Surface water is infiltrated into the subsoil by extracting groundwater and in the process naturally purified. Along the way from surface water to the well, physical, chemical and microbiologic procedures take place.

On the one hand this scientific paper comprises a general literature study from 2008 until 2013 about the actual knowledge level of bank filtration and on the other hand practical insights on further drinking-water purification from bank filtration along the rivers Rhine and Danube.

The examined parameters of this literature study were organised by physical, chemical and microbiological processes as well as spatial allocation.

Besides the waters residence time in the subsoil the redox-conditions have the greatest effect on significant removal processes like biological degradation or sorption. Nowadays, „emerging“ trace substances, which are insufficiently studied and toxicologically difficult to predict, constitute the main problem.

Since the close cooperation of waterworks in the Rhine basin, which aims at a natural drinking water abstraction from surface and ground waters, water pollution has been significantly reduced. This was due to regular water quality monitoring, scientific studies on drinking water protection and the implementation of appropriate measures. Technical combinations of different purification stages have proven to be successful for further processing of bank filtrates. In comparison, most of the European and national requirements for drinking water abstraction from surface water were met in the upper and middle region of the Danube, whereas downstream of the Austrian catchment area measurements for the determination of the pollution with organic trace substances and microbiological contaminants are rare.

1. Einleitung

Ausgangspunkt dieser Arbeit ist die Diplomarbeit von Karl Stepan aus dem Jahr 2010 über die Prozesse bei der Gewinnung von Trinkwasser durch Uferfiltration, deren Ziel es unter anderem war, mittels einer Literaturstudie einen Überblick über den Stand des Wissens hinsichtlich jener Prozesse zu schaffen, die bei diesem Verfahren Auswirkungen auf die Wasserqualität haben. Dadurch konnten wichtige Informationen über die Reinigungsleistung der Uferfiltration und die darauf einwirkenden Faktoren bzw. die dabei herrschenden Bedingungen gewonnen werden.

Uferfiltration ist ein naturnahes Verfahren zur Trinkwassergewinnung, bei dem durch Untergrundpassage eine Vielzahl von Stoffen reduziert oder eliminiert werden kann. Die dabei wichtigsten, vorkommenden Prozesse sind biologische Abbauprozesse (v.a. zur Reduktion organischer Verunreinigungen), Sorption als auch Mischungs- und Verteilungsprozesse. Bei der Gewinnung von Oberflächenwasser durch Untergrundpassage sind in Abhängigkeit von der Rohwasserbeschaffenheit und den Bodenbedingungen meist noch weitergehende Aufbereitungsstufen erforderlich. Im Gegensatz zur direkten Entnahme von Flusswasser, das aufgrund seiner starken Qualitätsschwankungen überwiegend für die Betriebswasserversorgung verwendet wird und nur nach aufwändiger Aufbereitung in technischen Anlagen als Trinkwasser verwendet werden kann, stellt die indirekte Flusswasseraufbereitung (Uferfiltration und/oder Grundwasseranreicherung) einen nachhaltigen, ökologischen als auch wirtschaftlichen Nutzen für die Trinkwassergewinnung dar.

Die besonderen Herausforderungen durch physikalische, chemische oder mikrobiologische Beeinträchtigungen für die Belastung der aquatischen Umwelt unterlagen im Verlauf der Zeit einem deutlichen Wandel. Während man sich früher vorrangig auf Substanzgruppen konzentrierte, die über punktuelle Einträge in hohen Konzentrationen in Flüsse eingeleitet wurden, wie sauerstoffzehrende Verbindungen oder Nährstoffe, stellen heute sogenannte Spurenstoffe das zentrale Problem dar, die bereits in geringen Konzentrationen negative Auswirkungen auf die Qualität des Uferfiltrates haben können. Viele dieser „neuen Stoffe“ sind noch unzureichend erforscht und in toxikologischer Hinsicht schwer einschätzbar.

In Österreich stellen vor allem die Wasserwerke an den Flüssen Rhein und Donau die wichtigsten Know-how-Träger zur Trinkwassergewinnung aus Gewässern mit naturnahen Aufbereitungsverfahren dar. Die Gewässerqualität wird regelmäßig mit Hilfe von Messprogrammen und verschiedenen Untersuchungen von den Wasserwerken überwacht, gemessen und ausgewertet. Außerdem werden wissenschaftliche Erhebungen und Forschungsprojekte zu Fragen des Ressourcen- und Trinkwasserschutzes im Rhein- bzw. Donaueinzugsgebiet durchgeführt. Während in sechs Anrainerstaaten rund 30 Millionen Menschen ihr Trinkwasser direkt oder indirekt aus dem Rhein beziehen, stellt die Donau entlang ihrem Lauf durch zehn Länder derzeit für rund 10 Millionen Menschen eine bedeutende Trinkwasserquelle dar.

2. Zielsetzung und Aufgabenstellung

Das Ziel dieser Arbeit ist, den Stand des Wissens auf der Basis der Erkenntnisse der Diplomarbeit von STEPAN (2010) über die im Untergrund stattfindenden Prozesse bei der Trinkwassergewinnung durch Uferfiltration mittels einer Literaturstudie von 2008 bis 2013 zu aktualisieren. Dabei sollen neue Erkenntnisse über die Reinigungsleistung der Uferfiltration gewonnen und die aktuellen Herausforderungen an die Rohwasserqualität verdeutlicht werden. Die in den Forschungsberichten vorkommenden Prozesse und Erkenntnisse werden zusammengefasst und hinsichtlich physikalischer, chemischer und mikrobiologischer Parameter zugeordnet. Anschließend werden sie entlang der Fließstrecke, die das Wasser vom Oberflächenwasser bis hin zum Brunnen zurücklegt, räumlich zugewiesen, während nicht genau zuordenbare Untersuchungen in gesonderten „Black-Box-Modellen“ (Säulen- und Batchexperimente) zusammengefasst werden. Die im Zuge der Literaturstudie gewonnenen Informationen werden anschließend durch eine geeignete Tabellengliederung übersichtlich dargestellt und dienen somit als Nachschlagwerk zur prozess- und parameterorientierten Literaturstellenzuordnung.

Im zweiten Teil der Arbeit wird der praktische Stand der Technik bezüglich des Trinkwasseraufbereitungssystems aus Uferfiltrat entlang der Flüsse Rhein und Donau sowie die Effektivität dieser Aufbereitungsstufe in Hinblick auf neue Herausforderungen durch Spurenstoffe erläutert. Da am Rhein großteils hoch entwickelte Aufbereitungstechniken zur Trinkwasseraufbereitung zum Einsatz kommen, werden anhand von Beispielen sowohl die naturnahen als auch die weiterführenden oder kombinierten Aufbereitungsschritte, die von großen deutschen Wasserversorgern häufig angewandt werden und sich in der Vergangenheit bewährt haben, behandelt. Dabei wird auch auf praktische Versuche mit Aktivkohle sowie auf Risikomanagement für Wasserschutzgebiete zur Optimierung der künftigen Wasserversorgung eingegangen. Vergleichsweise zum Rhein erfolgen die Messungen zur Ermittlung der Belastung entlang der Donau und ihrer Zuflüsse unterhalb des österreichischen Einzugsgebietes mit organischen Spurenstoffen sowie mikrobiologischen Verunreinigungen selten bzw. nur unregelmäßig. Daher sollen die aktuelle Wasserbeschaffenheit in Bezug auf physikalische, chemische und mikrobiologische Parameter generell im Donaueinzugsgebiet betrachtet als auch die zur Zeit eingesetzten Trinkwasseraufbereitungssysteme aus Uferfiltrat bei den größeren Standorten an der Donau dargestellt werden.

3. Grundlagen zur Trinkwassergewinnung und –aufbereitung aus Uferfiltration

3.1 Uferfiltratgewinnung

Uferfiltration ist ein Verfahren zur Trinkwassergewinnung, bei dem durch Untergrundpassage bei minimalem Wartungsbedarf, Energie- und Rohstoffeinsatz eine Vielzahl von Stoffen reduziert oder eliminiert werden kann (BMI, 1975, SONTHEIMER, 1991; zit. in ZIEGLER, 2001). Dabei wird das Oberflächenwasser in den Grundwasserleiter, aufgrund über Brunnen erzeugter Potentialgefälle vom Oberflächengewässer zum Grundwasser, infiltriert (BMI, 1975; zit. in ZIEGLER, 2001). Der positive Gradient zwischen dem Wasserspiegel des Oberflächenwassers und des Grundwassers entsteht natürlicherweise durch Hochwässer oder durch künstliches Absenken des Grundwasserspiegels mittels Wasserförderung (SCHULTE-EBBERT, 2004).

FRITSCH et al. (2011) erläutert, dass die mögliche Uferfiltrationsrate durch den Eintrittswiderstand an Flussufer und -sohle, den Durchlässigkeitsbeiwert (k_f) der Bodenpassage und das mögliche Gefälle (i) beschränkt wird. Während im unbeeinflussten Grundwasser mit Abfluss zum Grundwasser die Poren des Flussufers durch den Wasserüberdruck freigehalten werden, kommt es je nach der Beschaffenheit des Oberflächengewässers durch Ablagerung und Eindringung von feinem Material sowie durch mikrobielle oder chemische Vorgänge zur Kolmation, was durch die starken Krafteinflüsse von Hochwässern wieder verringert werden kann.

Die Beschaffenheit des Oberflächenwassers wird bei der Bodenpassage teilweise verändert, wobei Schwebstoffe und einige gelöste Stoffe zurückgehalten oder abgebaut werden, derweil die Konzentrationen von persistenten Substanzen, wie z.B. Chlorid, meist erhalten bleiben. Das gewonnene Wasser ist ein Mischwasser aus natürlichem Grundwasser und Uferfiltrat, dessen Verhältnis von den Schwankungen des Grundwasserspiegels und der Entnahmemenge abhängig ist (FRITSCH et al., 2011). Für die mikrobiologische Beschaffenheit ist in Österreich nach KNORR (1951; zit. in ÖVGW, 2004) in der Regel eine Aufenthaltszeit von mindestens 60 Tagen im Untergrund bzw. Grundwasser maßgebend, da grundwasserfremde Keime normalerweise nach dieser Verweilzeit inaktiv werden, was auf dem Zusammenwirken von zahlreichen Eliminationsmechanismen im Boden beruht. Dementsprechend sollte der Abstand der Entnahmebrunnen zum Oberflächengewässer gewählt werden.

Abbildung 1 gibt einen Überblick über die bei der Uferfiltration vorkommenden Prozesse und verdeutlicht die enge Verbindung von Fluss- und Grundwasser:

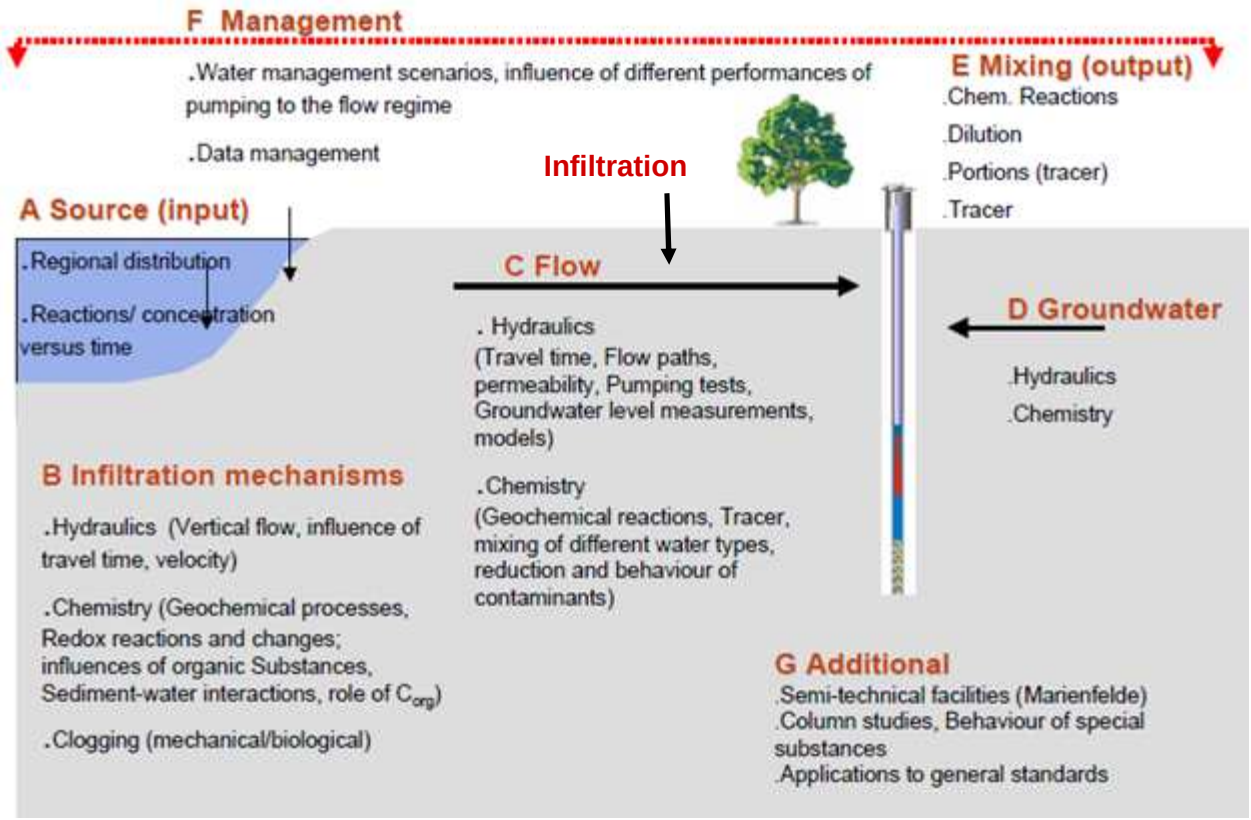


Abbildung 1: Räumliche Gliederung des Uferfiltrationsprozesses (FRITZ, 2003, ergänzt; zit. in Stepan, 2010)

In quantitativer Hinsicht bietet die Nutzung von Oberflächengewässern oder Uferfiltrat für viele Menschen in Abhängigkeit der Größe des Flusseinzugsgebietes und den klimatischen Verhältnissen eine gleichmäßige Trinkwasserversorgungsmöglichkeit. Während bei Niedrigwasser unter Umständen nur Grundwasser im Uferfiltrat-Brunnen gefördert wird, kann bei Stoßbelastungen der Uferfiltrat-Anteil stark ansteigen und durch Verdünnungs- bzw. Konzentrationsausgleichsprozesse die Sicherheit für die Trinkwasserversorgung erhöht werden.

In Deutschland wird die Uferfiltration beispielsweise am Rhein, an Ruhr und Neckar sowie an der Elbe zur Trinkwassergewinnung angewandt. Trotz der überaus komplexen Effekte der Reinigungsmechanismen und der relevanten physikalischen, chemischen und biologischen Gegebenheiten kann diese Methode auch in Ländern eingesetzt werden, in denen eine technisch aufwändige Betreuung und Wartung von Wassergewinnungs- bzw. -aufbereitungsanlagen nicht möglich ist (SCHULTE-EBBERT, 2004). Daher stellt die Uferfiltration gerade für alle Großstädte an Flussläufen in vielen Entwicklungsländern eine günstige Möglichkeit zur Trinkwassergewinnung dar. Wasser aus gut geschützten und gut filtrierenden Grundwasserleitern kann aus hygienisch-mikrobiologischer Sicht auch ohne aufwändige Aufbereitungsstufen für die Trinkwasserversorgung eingesetzt werden.

3.2 Reinigungsvorgänge bei der Bodenpassage

Die Reinigung des Oberflächenwassers erfolgt während der Infiltration des Wassers durch den Boden (Sand/Kies). Dabei bewirken die vier Mechanismen

- mechanische Filtration,
- Sedimentation,
- Sorption und
- mikrobiologischer Abbau

unter Einfluss von anderen physikalischen (z.B. Temperatur) und chemischen Randbedingungen (z.B. Rohwasserbeschaffenheit) den Rückhalt von Schadstoffen. Während die beiden Prozesse mechanische Filtration und Sedimentation wichtige Reinigungsmechanismen zur Partikelentfernung aufweisen, spielen sorptive Kräfte eine wichtige Rolle bei der Abscheidung von partikulären Schadstoffen und Mikroorganismen. Gelöste organische Substanzen und auch kleine partikelartige Stoffe werden in Abhängigkeit des Verbrauches von Elektronen-Akzeptoren (Sauerstoff, Mangan, Eisen, Nitrat, Sulfat) sowie der möglichen Veränderung der Redoxverhältnisse und des pH-Wertes vor allem durch die Aktivität von Mikroorganismen abgebaut (SCHULTE-EBBERT, 2004). Verschiedene Untersuchungen beweisen, dass die biologische Aktivität mit zunehmender Filtertiefe abnimmt (Abbildung 2).

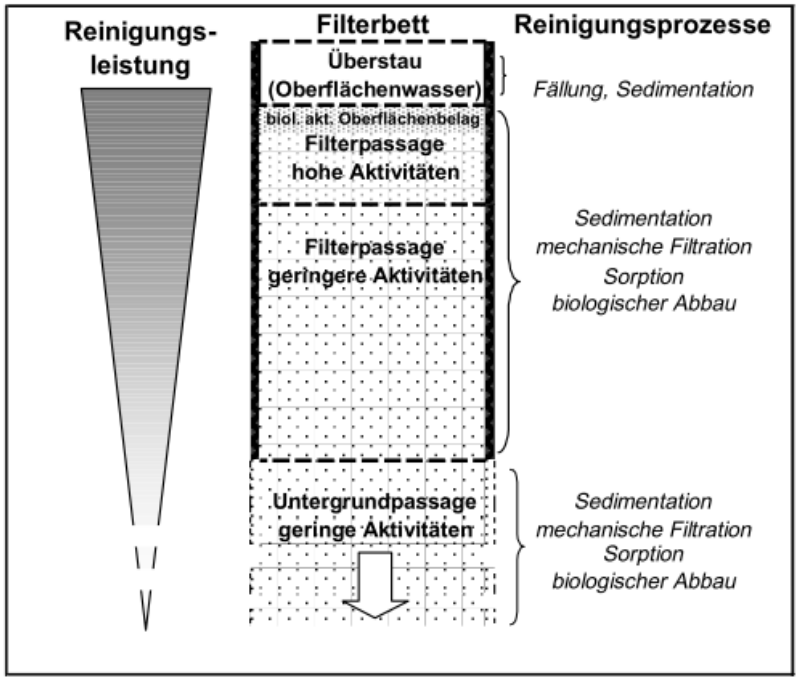


Abbildung 2: Reinigungsprozesse während der Infiltration und Untergrundpassage (Nach PREUß & SCHULTE-EBBERT, 2000; zit. in SCHULTE-EBBERT, 2004)

Nach SONTHEIMER et al., (1981; zit. in ZIEGLER, 2001) funktioniert die Bodenpassage zur Wasseraufbereitung als sehr guter Filter für Partikel, Kolloide und pathogene Keime, entfernt Ionen und hydrophobe organische Stoffe durch Fällung und Sorption, entfernt Ammonium sowie abbaubare organische Wasserinhaltsstoffe durch biologische Oxidation und inaktiviert Keime als auch Viren durch biologische Vorgänge.

Nicht entfernt werden dabei polare, biologisch schwer abbaubare organische Stoffe und konservative Ionen. Einfluss auf die Entfernungsraten bzw. auf die Reinigungsleistung haben vor allem Redoxbedingungen, Qualität des infiltrierenden Wassers und des natürlichen

Grundwassers vor Ort, Fließstrecke (Länge), Fließzeit (Dauer), Bodenbeschaffenheit und klimatische Verhältnisse (ZIEGLER, 2001).

3.2.1 Partikuläre Wasserinhaltsstoffe

Da Oberflächenwässer praktisch immer partikuläre Stoffe enthalten und sich daran anorganische (Spurenmetalle) und organische Verunreinigungen (unpolare Stoffe) anhaften, sowie partikulär mikrobiologische Verunreinigungen (Bakterien, Viren, Protozoen und Parasiten) vorliegen, müssen diese möglichst weitgehend durch entsprechende Abscheideverfahren entfernt werden. Bedeutend dabei sind vor allem Einflüsse auf die elektrochemischen Eigenschaften der Partikel und die Porenwassergeschwindigkeit. Während eine Verringerung des Oberflächenpotentials der Feststoffe durch eine Veränderung des pH-Wertes möglich ist und zu Agglomerationen führt, kann eine Komprimierung der elektrischen Doppelschicht beispielsweise durch eine höhere Ionenstärke zu einer Destabilisierung führen. Die Transportreichweiten von Partikeln im Untergrund können durch die Sorption von Huminstoffen wesentlich erhöht werden (HOFMANN & SCHÖTTLER, 1998; zit. in SCHULTE-EBBERT, 2004).

Partikuläre Rohwasserinhaltsstoffe können bis zu Größenordnungen von 50 – 500 nm mit dem Grundwasser transportiert werden, wobei der Partikelrückhalt bei der Bodenpassage sowohl als Oberflächen- als auch als Tiefenfiltration erfolgt (ZIEGLER, 2001). Nach SCHULTE-EBBERT (2004) weist die der Uferfiltration nachgeschaltete Untergrundpassage generell ein hohes Abscheidepotential gegenüber suspendierten oder kolloidalen stabilen Partikeln auf. Unabhängig der Feststoffbelastungen der Fließgewässer messen die Trübstoffgehalte in Uferfiltraten großteils weniger als 0,1 FNU.

An unteren Standorten am Rhein steigen die hydraulischen Gradienten aufgrund von Hochwässern rasch an, wodurch die Flusssohle stark bewegt und Partikel abtransportiert werden und somit ein selbstregelnder Reinigungsprozess auftritt (SCHUBERT, 2000; zit. in ZIEGLER, 2001). An Seen wird die Kolmation überwiegend durch Wellenschlag an den Ufern verzögert (ZIEGLER, 2001).

3.2.2 Mikroorganismen und Viren

Mikroorganismen (Bakterien, Protozoen, Algen etc.) und Viren werden bei der Bodenpassage durch Filtrations- und Sorptionsprozesse sowie biologische Inaktivierung entfernt (ZIEGLER, 2001), wobei für Viren und Bakterien vor allem die Strecke der Bodenpassage entscheidend ist (BOTZENHART, 1998; zit. in ZIEGLER, 2001).

Bei der Uferfiltration werden Bakterien in den obersten Zentimetern des Filters, in denen Mikrofauna und -flora äußerst aktiv sind, am effektivsten durch Adsorbtion zurückgehalten. Auch in tieferen Schichten des Sandfilters sowie bei der Untergrundpassage spielt die Sorption von Stoffen an organische und anorganische Oberflächen als auch die mechanische Filtration eine wichtige Rolle. Mit zunehmendem Filterkorndurchmesser erhöht sich laut Modelluntersuchungen die Transportreichweite von Bakterien (ELLIS & AYDIN, 1995; zit. in SCHULTE-EBBERT, 2004). Cyano-Bakterien und ihre Toxine, die bei günstigen Wachstumsbedingungen im Sommer die Wasserqualität negativ beeinträchtigen können, werden bei der Filtration durch Böden oder sandige Sedimente effektiv durch Adsorption und biologischen Abbau entfernt (LATHI et al., 1996; zit. in SCHULTE-EBBERT, 2004). Einige Mikrometer große Protozoen sind sehr gut durch Filtration eliminierbar (SCHUBERT, 2000; zit. in ZIEGLER, 2001). VAN HAAREN (1977; zit. in ZIEGLER, 2001) und HAMBSCH (1992; zit. in ZIEGLER, 2001) beobachten bei der Langsamsandfiltration bereits in den ersten Metern bakterielle Keimzahlreduktionen von 10^6/ml auf 10^3/ml, d.h. um 3 log-Stufen.

Wegen hydrophoben Oberflächen werden Viren vorwiegend über Sorption entfernt, worauf die mit Polysacchariden überzogenen Biofilme der obersten Infiltrationszone wesentlichen Einfluss haben (BOTZENHART, 1998; zit. in ZIEGLER, 2001).

3.2.3 Nährstoffe

Die Nährstoffe Ammonium, Nitrat und Phosphat kommen vor allem in Gewässern mit hohen Anteilen an Kläranlagenabläufen in Regionen intensiver Landwirtschaft vor. Sie stellen aber in der Regel kein Problem für die Trinkwassergewinnung durch Uferfiltration dar (ZIEGLER, 2001).

Nach SCHACHTSCHABEL et al. (1998; zit. in ZIEGLER, 2001) wird Ammonium im Boden unter Anwesenheit von Sauerstoff durch Nitrifikation zu Nitrat umgewandelt. Allerdings genügen schon geringe Ammonium-Konzentrationen, um eine ausgeprägte Sauerstoffzehrung zu bewirken (4,6 O_2/g NH_4-N). Laut DOUSSAN et al., (1998; zit. in ZIEGLER, 2001) wird Ammonium sehr stark an Kalk adsorbiert. Wenn im Wasser hohe Ammoniumkonzentrationen vorliegen, hohe Organikanteile zu reduzierenden Bedingungen führen und die Nitrifikation gehemmt ist, kann Ammonium zum Teil auch den Boden passieren. Bei ausreichendem Vorkommen von abbaubaren organischen Kohlenstoffverbindungen erfolgt unter anoxischen Bedingungen im Boden die Denitrifikation von Nitrat (ZIEGLER, 2001). Mit Eisensulfid kann es auch autotroph denitrifiziert werden (SCHACHTSCHABEL et al., 1998; zit. in ZIEGLER, 2001).

Phosphat bildet bei neutralen bis alkalischen pH-Werten größtenteils schwerlösliche Calcium-, Eisen- oder Aluminiumphosphate und wird daher in Böden weitgehend gut zurückgehalten. Es adsorbiert besonders effektiv an amorphe Al-Oxide und Ferrihydrit, während nach SCHACHTSCHABEL et al. (1998; zit. in ZIEGLER, 2001) mit Quarz keine Adsorbtion erfassbar ist (ZIEGLER, 2001). Bei der Uferfiltration am Müggelsee kann DRIESCHER et al. (1989; zit. in ZIEGLER, 2001) allerdings eine erhebliche Phophatbeweglichkeit nachweisen.

3.2.4 Schwermetalle und Metallkationen

Eisen, Mangan und verschiedene Schwermetalle werden bei der Bodenpassage in Abhängigkeit des pH-Wetes hauptsächlich durch Sorptionsvorgänge entfernt (SCHÖTTLER, 1986; zit. in ZIEGLER, 2001). Unter aeroben Bedingungen kommt es zum Ionenaustausch mit negativ geladenen Oberflächen von Tonmineralien, amorphen Eisen- und Aluminiumoxiden oder organischen Feststoffen, derweil bei anoxischen Bedingungen Fällungsreaktionen mit Sulfid dominieren (FÖRSTNER, 1995; zit. in ZIEGLER, 2001). Anreicherungen von Spurenstoffen treten vor allem in den Oberflächenlagen auf und da bei der Uferfiltration neben aeroben auch anoxische bzw. anaerobe Prozesse vorkommen, laufen unterschiedliche Eliminations- und Remobilisierungsmechanismen hintereinander ab (ZIEGLER, 2001). Zahlreiche Schwermetalle und organische Schadstoffe im Rhein können bei Langzeituntersuchungen durch Uferfiltration, mit Ausnahme einiger Pestizide, effektiv abgeschieden werden (STUYFZAND & KOOIMAN, 1996; zit. in SCHULTE-EBBERT, 2004). Während in verschiedenen Wassergewinnungsanlagen mit Uferfiltration an der Ruhr hohe Eliminationsraten für Eisen und Mangan in den obersten Zentimetern des Untergrundes beobachtbar sind, kann hingegen Kupfer, das in relativ geringen Konzentrationen auftritt, zum Teil auch mobilisiert werden (SCHÖTTLER, 1995; zit. in SCHULTE-EBBERT, 2004).

Die Eliminierung von Schwermetallen sollte generell nicht alleinig mittels natürlichen bzw. naturnahen Verfahren (Langsamsandfilter, Bodenpassage) erfolgen, sondern in Kombination mit Ionenaustausch, Fällung, Filtration und eventuell Komplexierung, womit ein zeitlich befristeter, starker Rückhalt möglich ist (JEKEL et al., 1989; zit. in JEKEL und HABERER, 2004). Nach JEKEL und HABERER (2004) können durch die Anhäufung der Spurenmetalle die biologischen Prozesse gefährdet und vereinzelte Spurenmetalle bei geänderten Rohwasser- und Betriebsbedingungen wieder freigesetzt werden. Blei lässt sich hingegen bei optimalen Bedingungen sehr gut bis gut durch Bodenpassage oder Langsamsandfiltration entfernen,

während die Stoffe Cadmium, Chrom, Zink und Cyanid eine mäßig gute Entfernbarkeit aufweisen. Für Arsen und Nickel sind die beiden Verfahren nachweislich ungeeignet.

3.2.5 Organische Wasserinhaltsstoffe

Gelöste organische Wasserinhaltsstoffe setzen sich aus natürlichen organischen Stoffen (Huminstoffe, niedermolekulare Säuren, Proteine, Kohlenhydrate) sowie verschiedenen Einzelstoffen (Pestizide, Industriechemikalien, Tenside, Arzneistoffe, Desinfektionsnebenprodukte) zusammen und werden bei der Uferfiltration neben der Vermischung mit landseitigem Grundwasser überwiegend durch biologische und schwach sorptive Prozesse reduziert. Der Kohlenstoffgehalt aller gelösten organischen Wasserinhaltsstoffe wird durch den Parameter DOC beschrieben und erfasst den Hauptteil der natürlichen Wasserinhaltsstoffe, die einen Filter der Porengröße 0,45 µm passieren können. Je nach Zusammensetzung des infiltrierenden Wassers werden durch die Aktivität von Bodenmikroorganismen unterschiedliche Anteile des DOC umgesetzt (ZIEGLER, 2001).

Mittels Testfilter können 25 – 50 % der organischen Stoffe des Rheinwassers abgebaut werden. Die Konzentration von abbaubaren organischen Wasserinhaltsstoffen im Infiltrat ist normalerweise gering und daher genügen für deren Entfernung Fließstrecken von weniger als 1 m. Untersuchungen bei verschiedenen Wasserwerksstandorten am Rhein beweisen, dass eine Verlängerung der Fließstrecke keinen messbaren Einfluss auf die Reduktion von DOC hat (SONTHEIMER, 1991; zit. in ZIEGLER, 2001).

Der organische Kohlenstoff nimmt bei der anaeroben Infiltration bei der Uferfiltration sowie Untergrundpassage nur mäßig ab, während bei der aeroben Langsamsandfiltration und Untergrundpassage wegen der höheren mikrobiellen Aktivitäten Eliminationsraten von etwa 70 % möglich sind (SCHULTE-EBBERT, 2004). Nach ZIEGLER (2001) kommt es durch den mikrobiellen Stoffumsatz zunächst zur Metabolisierung und dann zur Mineralisierung organischer Verbindungen. Des Weiteren bilden sich kleinere Teile der Ausgangsstoffe mit einem höheren Oxidationsgrad und Kohlendioxid, das im Wasser vor allem als Hydrogencarbonat sowie als freies CO_2 erscheint. Abhängig von der Pufferkapazität des Systems nimmt der pH-Wert ab. Bei der Uferfiltration und künstlichen Grundwasseranreicherung wird die Abfolge der mikrobiellen Prozesse in der Regel durch das Angebot an abbaubaren organischen Stoffen beschränkt und laut PREUSS & NEHRKORN (1988; zit. in ZIEGLER, 2001) der Reihe nach Sauerstoff, Nitrat, Eisen, Mangan und Sulfat als Elektronenakzeptoren reduziert. In einigen Fällen kann es auch zur Methanogenese kommen (ZIEGLER, 2001).

Organische Wasserinhaltsstoffe können auch abhängig von den Eigenschaften der Stoffe und der Oberflächen des Bodenmaterials durch Sorption entfernt werden. Aquifere und Grundwasseranreicherungsbecken setzen sich neben mineralischen Oxiden, Tonen und geringen Mengen an organischen Stoffen größtenteils aus Quarz (Sand, Kies) zusammen (ZIEGLER, 2001). DOC sorbiert im neutralen Bereich nicht an Quarz (DAVIS, 1982; zit. in ZIEGLER, 2001). Besser zur Adsorbtion von DOC eignen sich hingegen Eisen- und Aluminiumoxid (ZIEGLER, 2001) sowie in geringerem Ausmaß auch Kaolinit und Tonbestandteile (JARDINE et al., 1989; zit. in ZIEGLER, 2001). Laut HABERER et al. (1984; zit. in ZIEGLER, 2001) sind unpolare organische Wasserinhaltsstoffe, wie polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe, im Infiltrat meist nur in geringen Konzentrationen vorhanden und werden in der Infiltrationszone, wo der organische Anteil verhältnismäßig am höchsten ist, abgeschieden. An der Feststoffoberfläche werden sie dann mikrobiell abgebaut. DUNNIVANT et al. (1992; zit. in ZIEGLER, 2001) beschreibt den Durchbruch von hydrophoben und hydrophilen natürlichen organischen Wasserinhaltsstoffen über Aquifermaterial. Im Vergleich zum konservativen Tracer wird der Durchbruch am Anfang verzögert, was auf die physikalische Adsorption zum Großteil der hydrophoben Stoffe zurückzuführen ist. Mit beladenem Aquifermaterial kann währenddessen keine Verzögerung mehr bemerkt werden.

Durch Ausfällungs- und Sorptionsprozesse werden bei der Bodenpassage besonders höhermolekulare Bestandteile des DOC abgelagert. Sorbierte Stoffe werden biologisch oxidiert und folglich teils von niedermolekularen Anteilen desorbiert. Untersuchungen beweisen, dass es zu keiner Bildung von Stoffdepots kommt (SONTHEIMER, 1991, GERLACH, 1998; zit. in ZIEGLER, 2001).

QUANRUD et al. (1996; zit. in ZIEGLER, 2001) erläutert anhand von Säulenversuchen, dass bei der Versickerung von Kläranlagenabläufen in biologisch inaktivierten Säulen die DOC-Entfernungsrate 10 % ergibt, während sie bei biologisch aktiven Säulen 54 % erreicht. Die Entfernbarkeit von DOC ist stark vom Standort, der Qualität des infiltrierenden Wassers und der Vermischung mit Grundwasser anderer Herkunft abhängig und ist daher örtlich schwer vergleichbar (ZIEGLER, 2001).

Abhängig von der Anfangskonzentration, den vorherrschenden Redoxbedingungen und anderen Milieufaktoren können anthropogene organische Einzelstoffe (Pharmazeutika, Haushalts-, Industriechemikalien, Pestizide) eliminiert werden. Vor allem höher chlorierte und stark substituierte aromatische Kohlenwasserstoffe sind schwierig abbaubar (ZIEGLER, 2001). BRAUCH et al. (2000; zit. in ZIEGLER et al., 2001) fasst synthetische organische Komplexbildner, aromatische Sulfonate, aliphatische Amine, Pharmateutika, Alkylphenole/Bisphenol A sowie Pestizide als problematische organische Stoffgruppen zusammen, die bei der Uferfiltration nicht bzw. unzureichend entfernt werden können.

Natürliche und synthetische Östrogene (WEGENER et al., 1999; zit. in ZIEGLER, 2001), Algentoxine bei ausreichender Fließweglänge (CHORUS et al., 1995; zit. in ZIEGLER, 2001) sowie Bisphenol A und iso-Nonylphenole (BRAUCH et al., 2000; zit. in ZIEGLER, 2001) werden hingegen durch Uferfiltration vollständig entfernt bzw. wesentlich reduziert.

3.3 Trinkwasseraufbereitungsverfahren nach der Uferfiltration

Durch Zunahme der anthropogenen Gewässerbelastungen, Verschärfung der gesetzlichen Anforderungen sowie der höheren Qualitätsanforderungen der Verbraucher wurden in der Vergangenheit immer weitere Aufbereitungsstufen eingeführt. Zum Bespiel zeigt das Rheinuferfiltratwerk Duisburg-Wittlaer am unteren Niederrhein aufgrund der zeitlichen Entwicklung der Trinkwasseraufbereitung, dass erscheinende Aufbereitungsschritte zunehmend notwendig sind:

1959: Uferfiltration → Desinfektion (Chlor)

1960: Uferfiltration → Desinfektion (Chlor) → Aktivkohlefiltration

1970: Uferfiltration → Oxidation und Desinfektion (Ozon) → Entmanganungsfiltration (Mehrschichtfilter) → Aktivkohlefiltration → Sicherheitschlorung (Chlordioxid; BRACHT, 2008)

Diese kombinierten Aufbereitungsvorgänge sind grundsätzlich erforderlich, wenn die erwünschten Reduktions- oder Eliminierungsraten gewisser Stoffe nur durch mehrere Stufen mit jeweils beschränkter Effektivität erzielt werden können und die kombinierten Phasen wirtschaftlicher erscheinen. Durch eine geeignete Anordnung lassen sich auch nachteilige Folgen von Behandlungsstufen mindern oder sogar verhindern. Kolloidale und suspendierte Stoffe sollen generell zuerst abgeschieden werden, damit weitere Behandlungsverfahren (Ozonung zur Desinfektion, Aktivkohleadsorber,…) in trübstoffarmen Wässern zuverlässiger funktionieren können. Trotz unterschiedlicher Rohwasserqualitäten werden für ähnliche Fälle typische Verfahrensweisen entwickelt (JEKEL, 2004b).

Die Aufbereitung von Uferfiltrat wird bespielsweise häufig nach dem „Düsseldorfer Verfahren“ durchgeführt und dieses gliedert sich in folgende Stufen (SCHENK, 1962; zit. in JEKEL, 2004b):

- Uferfiltration
- Ozonung
- Schnellfiltration mit Entmanganung
- Aktivkohlefilter
- Entsäuerung
- Desinfektion mit ClO_2

Nach dem Multibarrierenprinzip sollen die Wirkungsgrade hinsichtlich mikrobieller Belastungen durch den Schutz des Rohwassers und die Zusammenhänge der Aufbereitungsstufen so hoch gesetzt werden, dass schlussendlich die Gefährdungen tolerierbar sind (JEKEL, 2004b). Bei Überprüfungen ist vor allem auf Rückstände von Zusatzstoffen und gebildete Neben- und Abbauprodukte zu achten (BUNDESMINISTERIUM FÜR GESUNDHEIT, 2013).

Bei qualitativ weniger gefährdeten Flüssen und guter Filterwirkung der Uferpassage genügt als Nachbehandlung der Uferfiltration eine gewöhnliche Enteisenung/Entmanganung. Bei günstigen hydrogeologischen Bedingungen kann die Untergrundpassage mit langen Verweilzeiten sogar ein effizientes, multiples Verfahren darstellen, um mikrobielle Gefährdungen zu eliminieren und mehrfache technische Stufen auch zu ersetzen (JEKEL, 2004b).

3.3.1 Aufbereitungsverfahren

Unter Berücksichtigung der vorhandenen Rohwasserqualität, Anlagengröße, Kostensituation sowie der angestrebten Trinkwasserbeschaffenheit sind geeignete Mechanismen anzuwenden

(FRITSCH et al., 2011). Es gibt verschiedene Aufbereitungsverfahren, die in Kombination mit der Uferfiltration oder zur Nachbehandlung der Uferfiltrate der zu untersuchenden Flüsse Rhein und Donau häufig für die Trinkwasserversorgung eingesetzt werden. Nachfolgend werden die wichtigsten Verfahren kurz beschrieben.

3.3.1.1 Flockung

Das Verfahren der Flockung zielt darauf ab, unerwünschte, stabile Wasserinhaltsstoffe durch Einsatz von Chemikalien zu größeren Aggregaten zusammenzulagern, um die Entfernung von kolloidalen sowie suspendierten Verunreinigungen, DOC, anorganischen Spurenmetallen sowie Phosphaten zu ermöglichen. Die Feststoffe werden anschließend in der Regel mit den Techniken der Sedimentation, Filtration oder Flotation abgetrennt. Während bei geringen Feststoffgehalten die alleinige Filtration ausreicht, ist bei höheren Gehalten häufig die Sedimentation als Grobreinigung erforderlich. Die Flotation wird hingegen nur bei leichten Trübstoffen und Flocken (Algen, Huminstoffe) bevorzugt eingesetzt. Trotz des gleichzeitigen Wirkens von abstoßenden (stabilisierenden) und anziehenden (van-der-Waals) Oberflächenkräften der dispergierten Teilchen bildet sich eine Potentialschwelle aus, die durch Zugabe von Flockungsmitteln überwunden werden kann (FRITSCH et al., 2011).

Als Flockungsmittel dienen hauptsächlich Aluminium- und Eisen-III-salze, die für die Entstabilisierung (macht stabile Feststoffe flockungsfähig) zuständig sind, während hochmolekulare organische Stoffe (Polymere, Polyelektrolyte), sogenannte Flockungshilfsmittel, die Flockenbildung zusätzlich erleichtern (JEKEL, 2004a).

Abhängig der Rahmenbedingungen beträgt die Zugabemenge 0,03 bis 0,3 mmol/l, was 0,7 bis 7,0 mg/l Al^{3+} bzw. 1,7 bis 17,0 mg/l Fe^{3+} entspricht (FRITSCH et al., 2011).

Damit die Entstabilisierung und die Entstehung von Mikroflocken vollständig erfolgen, ist eine Zeitspanne zur Zugabe des Flockungsmittels von mindestens 30 Sekunden erforderlich. Um einen effektiven Flockungsablauf zu erzielen, werden schnelle Verteilung des Flockungsmittels und hohe Turbulenz vorausgesetzt. Nach der Mikroflockenbildung können bei verringerter Turbulenz durch die Zudosierung von Flockungshilfsmitteln abtrennbare Makroflocken gebildet werden. Im Reinwasser muss schlussendlich der Gehalt an Flockungsmitteln überprüft werden (FRITSCH et al., 2011).

Der Entstabilisierungsvorgang erfolgt laut DVGW (1987) mittels Kompression der elektrischen Doppelschicht durch Gegenionen, Adsorbtion, Brückenbildung oder durch Einschluss kolloidaler Partikel in durch das Flockungsmittel gebildete Fällungsprodukte.

Durch die Flockungsstufe können Bakterien, Viren und Protozoen meist gut entfernt werden (Restbelastung < 1 %). Nach der Aufbereitung von Oberflächenwässern sollte die Resttrübung maximal 0,1 FNU ergeben. Neben anorganischen Spurenstoffen, wie Schwermetalle und Radionuklide, sind auch gelöste organische Stoffe, wie Humin- und Fulvinsäuren, gut eliminierbar. Bei einem pH-Bereich von ca. 5 – 6,5 (Al^{3+}) bzw. ca. 4 – 6 (Fe^{3+}) lässt sich DOC am geeignetsten verringern. Durch die mittels Flockung entfernte Farbe und verringerte organische Belastung des Wassers werden die nachgeschalteten Verfahrensstufen der Oxidation/Desinfektion (mit Chlor und Ozon) und Aktivkohleadsorption begünstigt. Der aus den Abtrennverfahren gebildete Schlamm kann aufgrund der ungünstigen Eigenschaften der wasserhaltigen Hydroxide und hoher organischer Anteile zu Problemen führen (JEKEL, 2004a).

Aufbereitungsschwierigkeiten treten häufig bei raschen Veränderungen der Art und Zusammensetzung der dispersen Phase auf. Vor allem Algen und Bakterien sind oft schwer entfernbar, da sie unterschiedliche Größenverhältnisse und für die Abscheideverfahren ungünstige spezifische Eigenschaften aufweisen (DVGW, 1987).

3.3.1.2 Sedimentation

Bei der Sedimentation erfolgt die Reinigung des Wassers von dispergierten Stoffen, die aufgrund der höheren Dichte als Wasser absinken und folglich abgeschieden werden (JEKEL, 2004a).

Der Sedimentationsvorgang hängt von Art und Konzentration der zu entfernenden Stoffe, Aufenthaltszeit, Oberflächenbeschickung, Strömungsverhältnisse und konstruktiven Einflüssen ab. Das Verfahren kommt in erster Linie bei hohen Konzentrationen zum Einsatz und die Aufenthaltszeiten betragen je nach Rahmenbedingungen etwa 15 Minuten bis 2 Stunden. Die Durchströmung der rechteckigen oder runden Sedimentationsanlage ist horizontal oder vertikal möglich. Bei laminarer und stabiler Strömung kann die Sedimentation ideal erfolgen (FRITSCH et al., 2011).

Für Stoffe mit einem Durchmesser kleiner als ca. 1 – 10 µm ist dieses Verfahren nicht zweckmäßig (JEKEL, 2004a).

Nach ECKHARDT/WÖLFEL (in DVGW-Fortbildungskurse Wasserversorgungstechnik für Ingenieure und Naturwissenschaftler, Kurs 6; zit. in FRITSCH et al., 2011) gibt es das Verfahren ohne vorherige Flockung, mit vorheriger Flockung als auch das Flockungsverfahren mit Schlammrückführung und Sedimentation.

3.3.1.3 Entsäuerung/Enthärtung/Entkarbonisierung

Die Verfahren der Entsäuerung, Enthärtung und Entkarbonisierung eignen sich in der Trinkwasseraufbereitung zur Einstellung des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichts:

$CaCO_3(s) + CO_2(g) + H_2O \leftrightarrow Ca^{2+} + 2HCO_3$

Dabei löst sich Kalk in Gegenwart von im Wasser gelöstem Kohlendioxid zu Calcium und Hydrogencarbonat. Weist das Wasser einen Säureüberschuss auf, können Korrosionsschäden an Anlagen sowie Verteilnetzen entstehen und bei verzinkten Stahl- oder Zinkleitungen erhöhte Konzentrationen an Schwermetallen im Trinkwasser auftreten. Eine leichte Kalkübersättigung bei neutralem pH-Wert führt zur Bildung einer feinen Schutzschicht im Leitungssystem (NISSING, 2004).

Bei der Entsäuerung wird überschüssige Säure im Rohwasser mittels dem physikalischen Verfahren der Ausgasung von Kohlenstoffdioxid entfernt, während in chemischer Hinsicht für diesen Zweck Filtrationsverfahren über basisches Filtermaterial (Calciumcarbonat, halbgebrannten Dolomit) oder Dosiervorgänge basischer Stoffe (Calciumhydroxid, Kalkmilch, Natriumhydroxid, Natriumcarbonat) angewendet werden (DVGW, 2005c).

Während bei der Entsäuerung stark saurer Rohwässer große Dosiermengen von Natriumhydroxid oder Natriumcarbonat zu erhöhten Natriumkonzentrationen führen, die die menschliche Gesundheit gefährden können, kommt es durch die Entsäuerung mittels Kalkmilch oder Filtration über basisches Material zur Aufhärtung des Wassers (Eintrag von Ca^{2+}, Mg^{2+} und HCO_3^-). Auch Mischwässer unterschiedlicher Salzgehalte können ein Problem darstellen, das durch eine Konzentrationsangleichung bestimmter Wasserinhaltsstoffe vermindert werden kann (NISSING, 2004).

In Österreich muss der pH-Wert des Trinkwassers nach der Trinkwasserverordnung (TWV, 2014) zwischen 6,5 und 9,5 liegen.

Die Enthärtung des Wassers dient der Entfernung von Calcium- und/oder Magnesiumionen, derweil bei der Entkarbonisierung lediglich Carbonat- und/oder Hydrogencarbonationen eliminiert werden. Härtebildende Ionen, wie Ca^{2+} und Mg^{2+}, können durch Fällung der Calciumionen (Zusatz von Soda, Natronlauge oder Calciumhydroxid), Ionenaustausch gegen Na^+ oder H^+ oder auch mittels Membranverfahren (Nanofiltration oder Umkehrosmose; Entfernung von Ca^{2+}, HCO_3^-,…) reduziert werden. Die Enthärtung kommt vor allem in

Kraftwerken und zur Kühl- sowie Brauchwasseraufbereitung zum Einsatz und spielt in der Trinkwasseraufbereitung eine eher nebensächliche Rolle (STETTER, 2004).

Die Aufbereitungsstufen der Entsäuerung und Enthärtung erfolgen zumeist nach einer Partikelentfernung. Der Enthärtung durch Fällung muss eine zusätzliche Filtration nachgeschaltet werden, um die anfallenden Fällungsprodukte zu entfernen. Da alle drei Verfahren großteils keine Auswirkung auf hygienische Parameter haben, ist eine nachfollgende Desinfektion unbedingt notwendig. Lediglich die beiden Membranverfahren Nanofiltration und Umkehrosmose sind in der Lage, Keime effizient zu eliminieren.

3.3.1.4 Filtration

Die Filterverfahren werden bezüglich des Abtrennvorganges in Flächen- (Mikrosiebung, Membranfiltration) bzw. Raumfiltration (Schnell-, Langsam-, Aktivkohlefiltration) eingeteilt. Bei der Flächenfiltration kommen hauptsächlich physikalische Abtrennungsmechanismen zum Einsatz, während bei der Raumfiltration zusätzlich auch chemische Prozesse von Bedeutung sind.

- Mikrosiebung

Bei der Aufbereitung von Oberflächenwasser wird zur Entfernung erhöhter Gehalte an größeren partikulären Wasserinhaltsstoffen, wie beispielsweise Plankton, die Mikrosiebung eingesetzt, wobei die Maschenweiten in Abhängigkeit der Rohwasserbeschaffenheit < 100 µm betragen. Dabei durchfließt das Rohwasser eine rotierende Siebtrommel von innen nach außen und das auf der Siebfläche zurückgehaltene Material wird über eine Spülrinne ausgespült und nach außen abgeleitet. Je nach Druckverlust des Mikrosiebes kann die Drehgeschwindigkeit und die Spülung gesteuert werden (FRITSCH et al., 2011).

- Membranfiltration

Es gibt vier Varianten, die sich hinsichtlich der Porösität der Membranen und folglich der Durchlässigkeit gegenüber den verschiedenen Wasserinhaltsstoffen unterscheiden, nämlich Umkehrosmose, Nanofiltration, Ultrafiltration und Mikrofiltration. Die Membranen setzen sich aus organischen Polymeren oder anorganischen Materialien (Kermaik) zusammen (FRITSCH et al., 2011).

Abbildung 3 fasst die Verfahren bezüglich der trennbaren Wasserinhaltsstoffe zusammen:

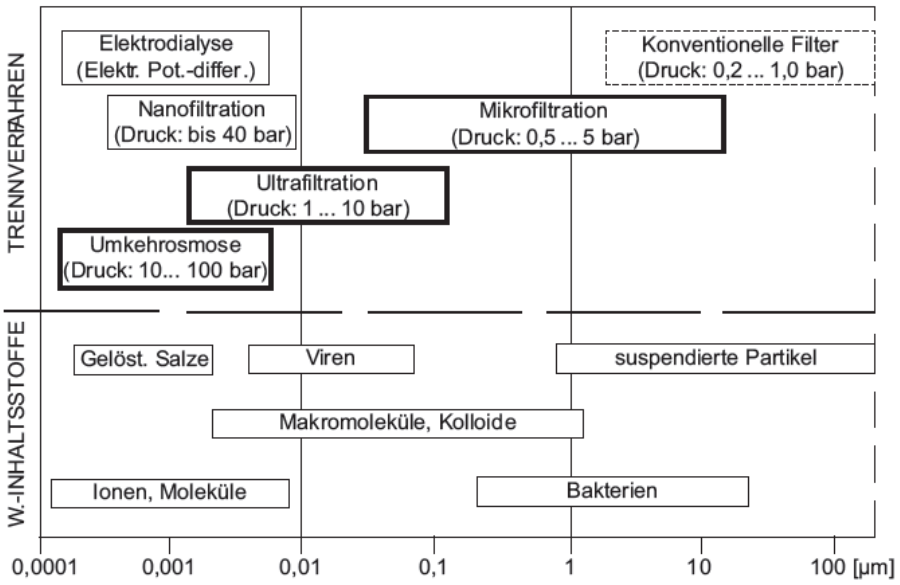


Abbildung 3: Abgrenzung der Verfahren hinsichtlich der trennbaren Wasserinhaltsstoffe (FRITSCH et al., 2011)

Das Trennprinzip der Membranfiltration basiert auf einem Potentialunterschied zwischen den beiden Seiten der Membran, wodurch es zu Stoffströmen durch die Membran kommt. Infolge der vorherrschenden Druckdifferenz wird das Lösungsmittel durch die Membran gepresst, während die gelösten Stoffe je nach Verfahren zurückgehalten werden (HAGMEYER, 2004).

Nanofiltration oder Umkehrosmose kommt dann zum Einsatz, wenn mehrere Aufbereitungsziele (z.B. Entfernung von Härte, Mikroorganismen und DOC) erreicht werden sollen. Bei der Umkehrosmose werden mehr als 99 % von ein- (Natrium, Chlorid, Nitrat) und zweiwertigen Ionen (Calcium, Magnesium, Sulfat) sowie gelösten organischen Wasserinhaltsstoffen (DOC) zurückgehalten, während gelöste Gase (Kohlendioxid) die Membranen ungehindert passieren können. Die Eliminierung niedermolekularer organischer Schadstoffe hängt von ihrer Größe und der Ladung ab. In Deutschland wird das Verfahren der Umkehrosmose häufig auch zur Enthärtung oder zur Entfernung von Nitrat oder Sulfat angewendet (FRITSCH et al., 2011).

Bei Nanofiltrationsmembranen hängt der Rückhalt von einwertigen Ionen stark von deren Zulaufkonzentration ab und beruht großteils auf elektrostatischen Wechselwirkungen zwischen der überwiegend negativ geladenen Nanofiltrationsmembran und den Anionen. Aufgrund der größeren Abstoßungskräfte mehrwertiger Anionen werden diese besser zurückgehalten als Einwertige (HAGMEYER, 2004).

Da die nicht-porösen Membranelemente nicht spülbar sind und irreversible Ablagerungen entstehen können, ist meistens eine Vorbehandlung (Entfernung von Eisen, Mangan, Partikeln und DOC) des Zulaufwassers erforderlich. Je nach Ablagerungen und Beeinträchtigung der Leistungsfähigkeit der Membrananlage werden üblicherweise alle 4 – 12 Monate chemische Reinigungen durchgeführt. Aus korrosionschemischen und geschmacklichen Gründen ist auch eine Nachbehandlung (Aufhärtung durch Filtration über Kalkstein) des Permeats erforderlich (FRITSCH et al., 2011).

Bei der Mikro- und Ultrafiltration wirken Siebmechanismen. Dabei können beim Durchtritt von Wasser durch die Membranporen Bakterien gänzlich sowie partikuläre Wasserinhaltsstoffe > 0,1 µm bzw. > 0,01 µm zurückgehalten werden. Die Ultrafiltration kommt vor allem zur Partikelentfernung bei der Aufbereitung von Oberflächenwasser bzw. Oberflächenwasser

beeinflusstem Grundwasser zum Einsatz. Während durch Ultrafiltration ein Rückhalt von Viren möglich ist, werden organische Stoffe und Ionen nicht zurückgehalten (FRITSCH et al., 2011).

Wegen der von den Membranen zurückgehaltenen Wasserinnhaltsstoffe steigt der Widerstand und es kommt zum Durckverlust. Somit sind abhängig der Rohwasserbelastung im Abstand von 30 Minuten bis zu mehreren Stunden regelmäßige Spülungen erforderlich. Die Spülung erfolgt mit Wasser oder einem Luft/Wassergemsich und zusätzlich werden Desinfektionschemikalien (Lauge, Säure, Flockungsmittel) beigefügt. Aus Sicherheitsgründen sollte zumindest bei einer einstufigen Aufbereitung immer eine abschließende Desinfektion durchgeführt werden (FRITSCH et al., 2011).

Laut DVGW (2011a) erfolgt bei der Trinkwasseraufbereitung der Betrieb von Membranfiltrationsanlagen zumeist mit dem Dead-End-Modus, wobei das Wasser vollständig durch die Membranen filtriert wird. Alternativ gibt es noch den Cross-Flow-Modus, der bei stark trübstoffhaltigen Rohwässern angewendet werden kann und einen erhöhten Energie- und Spülwasserbedarf erfordert. Dabei wird die Membran tangential überströmt, was die Belagsbildung an der Oberfläche durch erzeugte Scherkräfte einschränkt.

- Schnellfiltration

In der Trinkwasseraufbereitung kommen zur Partikelentfernung vor einer Desinfektionsstufe häufig Raumfilter zum Einsatz, wobei die Durchlassweite des Filterbettes größer ist als der Durchmesser der zu entfernenden Wasserinhaltsstoffe. Somit soll die Rückhaltung abhängig von der Wasserbeschaffenheit oder dem Filtermaterial durch van der Waalssche Oberflächenkräfte (Adsorbtion), chemische oder biologische Einflüsse bewirkt werden. Offene oder geschlossene Schnellfilter kommen am häufigsten mit mehreren unterschiedlichen Filterschichten (Mehrschichtfilter) bei der Filtration von Oberflächenwasser bzw. der Flocken- und Flockungsfiltration zur Anwendung, um eine bessere Raumausnutzung und folglich längere Laufzeiten bzw. höhere Filtergeschwindigkeiten zu ermöglichen (FRITSCH et al., 2011).

Gemäß den verfahrenstechnischen Voraussetzungen können Schnellfilter mit Filtergeschwindigkeiten bis zu 30 m/h betrieben werden, wobei über 15 m/h nur in Druckfiltern umsetzbar sind. Für sehr kleine Partikel ist eine ausreichende Entfernung nur mit einer kombinierten Flockung und Filtergeschwindigkeiten ≤ 15 m/h möglich (DVGW, 2005a).

Eine effektive Filterschicht ist 0,5 – 2,5 m hoch und setzt sich aus körnigen Materialien mit mittleren Durchmessern zwischen 0,5 und 4 mm zusammen. Die heute oft eingesetzten Zweischichtfilter ermöglichen aufgrund der großen Porenweite der oberen Schicht einen starken Trübstoffrückhalt, während eindringende Partikel vor allem in der unteren Schicht zurückgehalten werden. Neben der Abscheidung von Einzelteilchen (anorganische sowie organische Stoffe, wie Algen, Bakterien etc.), Teilchenagglomerationen und Hydroxidflocken werden dabei auch gelöste zweiwertige Eisen- und Mangan-Ionen entfernt. Bei relativ geringen Trübstoffgehalten im Rohwasser reichen meist Einschichtfilter aus (GIMBEL und NAHRSTEDT, 2004).

Abhängig der zu entfernenden Wasserinhaltsstoffe können verschiedene Materialien angewendet werden, wobei meistens kostengünstiger und mechanisch widerstandfähiger Quarzsand bzw. Quarzkies eingesetzt wird. Aktivkohle kommt zur Entfernung von organischen Mikroverunreinigungen, wie Chlorkohlenwasserstoffe sowie Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel, zum Einsatz. Weitere Filtermaterialien sind Basalt, Kalkstein, halbgebrannter Dolomit oder in Ausnahmefällen (aufwärts durchflossene Filter) auch leichter Kunststoff. Um eine Senkung der Schlammaufnahmefähigkeit, Eintritt einer Oberflächenfiltration (Kuchenbildung) und eine drastische Laufzeitverkürzung zu verhindern, sollen alle Filtermaterialien nur enge Kornklassen und einen Über- und Unterkornanteil (< 5 % bei Einsatz im Mehrschichtfilter) sowie einen Ungleichförmigkeitsgrad $d_{60} : d_{10} < 1,5$ aufweisen (FRITSCH et al., 2011).

Der Filterwiderstand (Druckverlust) nimmt in Abhängigkeit von Art und Menge der abfiltrierten Wasserinhaltsstoffe und den Eigenschaften des Filtermaterials zu. Aufgrund der hygienischen Sicherheit ist vor der Filtratverschlechterung eine Rückspülung anzuordnen. Um Verkeimungen zu vermeiden, sollte beim Einsatz von nährstoffhaltigem Wasser die Rückspülung mindestens wöchentlich erfolgen, wobei die Laufzeiten von Filtern je nach Randbedingungen von ein bis drei Tagen bei der Flockenfiltration bis zu mehreren Wochen bei der Entmanganung sowie Aktivkohlefiltration schwanken können. Die beste Filterrückspülung erfolgt beim Einschichtfilter mittels der kombinierten Luft-Wasser-Spülung durch den Aufbruch des Filterbetts, Ablösung der Schmutzschicht sowie Ausspülung der Schmutzstoffe und Luftaustrag, während beim Mehrschichtfilter häufig getrennt mit Luft und Wasser gespült wird, um dauerhafte Vermischungen und Materialverluste zu vermeiden (FRITSCH et al., 2011).

- Langsamfiltration

Im Gegensatz zum Schnellfilter weisen Langsamfilter relativ geringe Filtergeschwindigkeiten von 0,05 – 0,3 m/h auf. Ähnlich wie bei der natürlichen Bodenfiltration treten dabei mechanische Siebeffekte, physikalisch-chemische Transport- sowie Haftprozesse als auch mikrobiologische Vorgänge auf (SCHMIDT, 1983 und GRAHAM, 1988; zit. in GIMBEL und NAHRSTEDT, 2004).

Langsamfilter bestehen aus einer 0,5 – 1,5 m hohen Filterschicht aus Sand, dessen Korngröße zwischen 0,1 und 0,5 mm schwanken kann, und werden von oben nach unten durchströmt. Die Durchführung erfolgt meist in offenen Betonbecken (bis zu 10.000 m²), die mit entsprechenden Dränagesystemen sowie einer Stützschicht (Sand oder Kies) ausgestattet sind, wobei der zur Durchströmung erforderliche Wasserüberstau bis zu 1,5 m hoch sein kann (DVGW, 2005b).

Dieses Aufbereitungsverfahren dient neben der Rückhaltung feiner anorganischer Trübstoffe sowie organischer Partikel (Protozoen, Bakterien und Viren) auch der Mineralisation gelöster organischer Substanzen sowie der Oxidation von Stickstoffverbindungen. Die Schmutzdecke (Kolmationsschicht), die sich durch die Zurückhaltung von verschiedensten Wasserinhaltsstoffen nach einigen Tagen in der obersten Filterschicht gebildet hat, ist für die Reinigungsleistung des Filters besonders wichtig. Nachdem der Druckverlust in dieser Schicht jedoch so stark angestiegen ist, dass sich die entsprechende Wassermenge nicht mehr durchsetzen kann, müssen die obersten 3 – 5 cm der Filterschicht abgeschält bzw. regeneriert werden. Dieser Vorgang wird so oft wiederholt, bis die Filterschüttungshöhe nur noch etwa 0,5 m beträgt und frischer Sand wieder aufgeschüttet werden muss (GIMBEL und NAHRSTEDT, 2004).

Nach FRITSCH et al. (2011) dauert eine gesamte Filterlaufzeit bei ausreichender Vorklärung 100 – 300 Tage. Zur Reinigung von Oberflächenwasser mit starker Trübung und hohem Gehalt an organischen Stoffen eignet sich das Verfahren nur unzureichend. Aufgrund des großen Platzbedarfs und der aufwändigen Regeneration werden daher heute meistens Schnellfilter angewendet.

Vorbehandlungsmaßnahmen wie eine Grobaufbereitungsanlage, Vorozonung, Einbau von Vliesmatten oder eine Aktivkohleschicht können die Betriebs- und Leistungsfähigkeit von Langsamfiltern verbessern. Zur Nachbehandlung ist bei der Zufuhr anthropogen stark belasteter Oberflächenwässer eine Desinfektion notwendig (DVGW, 2005b).

- Adsorbtion an Aktivkohle

Aktivkohle wird zur Entfernung von Geruchs-, Geschmacks- und Farbstoffen sowie organischer Störstoffe (Pflanzenschutzmittel, Arzneimittel, Chlorkohlenwasserstoffe) eingesetzt. Dabei kommt es vorrangig zur Eliminierung von gelösten organischen Wasserinhaltsstoffen und vor allem unpolaren Stoffen. DOC kann verringert werden (FRITSCH et al., 2011).

Aktivkohle kann in körniger oder pulverförmiger Form zum Einsatz kommen. Kornaktivkohlefilter (Korngrößen: 0,6 – 2,36 mm) werden als offene Becken oder als geschlossene Druckfilter geplant, sind etwa 1,5 – 3 m hoch und werden vom aufzubereitenden Wasser mit

Filtergeschwindigkeiten von etwa 5 – 20 m/h von oben nach unten durchströmt. Dabei erfolgen neben Adsorbtionsvorgängen auch biologische Abbauprozesse, die durch die Ansiedlung von Mikroorganismen an die Aktivkohlekörner gefördert werden (DVGW, 2011b).

Die Adsorbtionskapazität wird durch die Adsorbtionsisotherme beschrieben. Diese stellt den Gleichgewichtszustand zwischen der Restkonzentration des Spurenstoffes im Wasser und der erreichten Beladung der Kohle mit diesem Stoff als funktionellen Zusammenhang dar. Für eine eindeutige Aussage über die Eignung des Einsatzes der Kohle sind meistens zusätzliche kleintechnische Versuche notwendig (FRITSCH et al., 2011).

Abhängig von Durchsatz, Aufbereitungsziel, Zulaufwasserbeschaffenheit und Aktivkohlequalität dauert die Filterlaufzeit wenige Monate bis mehrere Jahre. Danach kann die Kornaktivkohle thermisch reaktiviert und gegebenfalls bei Aktivkohleverlust Frischkohle zugefügt werden. Wenn die Filteranlage danach wieder in Betrieb genommen wird, generell der Filterwiderstand angewachsen ist oder die Aktivkohle zu stark mit Mikroorganismen besiedelt ist, müssen die Filter gespült werden. Dies erfolgt meist mit Wasser. Pulveraktivkohle wird hingegen dann eingesetzt, wenn die zu entfernenden Substanzen jahreszeitlich starke Schwankungen aufweisen. Die Zudosierung in Reaktionsbehälter oder Filter erfolgt dabei als Suspension (1 – 30 g/m³). Nach einer Kontaktzeit von etwa 20 Minuten bis einige Stunden muss die Pulveraktivkohle wieder aus dem Wasser abgeschieden werden, da diese im Gegensatz zur Kornaktivkohle nicht reaktivierbar ist. Zur Abtrennung aus dem Wasser kommen Sedimentationsanlagen und/oder Filter zum Einsatz. Um eine ausreichende Rückhaltung der Kohle zu gewährleisten, muss oft zusätzlich ein Flockungsmittel zudosiert werden (DVGW, 2011b).

3.3.1.5 Oxidation

Für die Trinkwasseraufbereitung werden zur Oxidation anorganischer und organischer Inhaltsstoffe im Rohwasser einer Trinkwasseraufbereitungsanlage oxidative Stoffe zugeführt, wofür Ozon, Wasserstoffperoxid, Persulfate (Natriumperoxidsulfat, Kaliummonopersulfat), Kaliumpermanganat und Sauerstoff zulässig sind. Lediglich Ozon darf als Oxidations- sowie Desinfektionsmittel eingesetzt werden. Bei der Oxidation gibt das oxidierte Element oder die Verbindung Elektronen ab und geht in eine höhere Wertigkeitsstufe über, wodurch es sich folglich leichter entfernen lässt, während das Oxidationsmittel die Elektronen aufnimmt und dabei selbst reduziert wird. Nach dem gemessenen Redoxpotential, das als Anhaltspunkt für die Oxidationskraft eines Agenzes dient, eignet sich in der Trinkwasseraufbereitung das OH-Radikal am besten, gefolgt von Ozon, Wasserstoffperoxid, Kaliumpermanganat und Sauerstoff (GILBERT, 2004).

Bei der Ozonung wird ozonhaltige Luft oder ozonhaltiger Sauerstoff in das Wasser eingebracht. Je nach Charakteristik der Wasserinhaltsstoffe werden mit Hilfe von Experimenten die Zugabemengen von Ozon ermittelt, wobei durchschnittlich 1 – 2 mg Ozon pro mg DOC ausreichend sind. Eine Erhöhung der Dosis verbessert die Wasserqualität erfahrungsgemäß nicht wesentlich. Die maxmial zulässige Zugabe beträgt 10 mg/l O_3. Während der Restgehalt an Ozon nach der Oxidation nicht mehr als 0,01 mg/l ergeben darf, sind nach Abschluss der Desinfektion maximal 0,05 mg/l erlaubt. Bei bromidhaltigem Wasser bildet sich bei der Ozonung möglicherweise zunehmend Bromat, das nach der Trinkwasserverordnung eine maximal zulässige Konzentration von 10 µg/l im Trinkwasser aufweisen darf. Ozon reagiert wegen seines hohen Oxidationsvermögens mit vielen Wasserinhaltsstoffen und daher kommt es zur Bildung verschiedener Oxidationsprodukte. Vor allem OH-Radikale können unter anderem auch mit ungefährlichen Stoffen (Carbonat- und Bicarbonationen) schnell reagieren und stehen in der Folge nicht mehr für die Oxidation von Mikroverunreinigungen zur Verfügung. Während anorganische Stoffe wie beispielsweise Ammonium, Ammoniak und Chlorid bei der Oxidation nicht entfernbar sind, lässt sich Bromid sehr leicht oxidieren. Organische Verbindungen können unter Trinkwasseraufbereitungsbedingungen generell nur entfernt werden, wenn sie leicht

oxidierbare funktionelle Gruppen aufweisen, wie z.B. ungesättigte Verbindungen, Thiole, organische Amine mit nicht protonierten Aminogruppen und ungesättigte Heterocyclen. Die durch Ozon veränderten hochmolekularen Verbindungen sind häufig biologisch besser abbaubar, aber zum Teil auch schlechter an Aktivkohle adsorbierbar. Bei einer Ozonung können huminstoffhaltige Wässer entfärbt, Geruchs- und Geschmacksstoffe (Oxidation aromatischer Verbindungen) zerstört sowie Werte für den DOC als auch den chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) reduziert werden. Teilweise wird dieses Verfahren auch zur Mikroflockung eingesetzt. Da Ozon in den Wasserwerken nur spezielle Wasserinhaltsstoffe umwandelt, jedoch keine Mineralisierung erfolgt, ist eine Nachbehandlung unbedingt erforderlich (GILBERT, 2004).

Nach FRITSCH et al. (2011) wird Wasserstoffperoxid (H_2O_2) technisch aus Sauerstoff und Wasserstoff hergestellt und kann bei pH-Werten < 7 zur schnellen Oxidation von Eisen-(II) zu Eisen-(III) zum Einsatz kommen, wobei mit sinkendem pH-Wert die Oxidationsgeschwindigkeit steigt. Wasserstoffperoxid kann auch zur Oxidation von Mangan-(II) zu Mangan-(IV) bei pH-Werten ≥ 9 angewendet werden. Dreiwertiges Arsenit (As(III)) muss vor einer Entfernung durch Fällung mit Eisensalzen zu Arsenat (As(V)) oxidiert werden, was mit Wasserstoffperoxid bei pH-Werten > 7 bei Anwesenheit von Eisen-(II)-Ionen erfolgt. Mit Wasserstoffperoxid können Sulfide in sauren Lösungen relativ langsam zu elementarem Schwefel oxidiert werden. Durch Zusatz von Eisen-(II)-Ionen verläuft die Reaktion schneller. Sulfat wird bei pH-Werten > 8 gebildet. Bei sauerstoffverbrauchenden mikrobiologischen Aufbereitungsprozessen kann Wasserstoffperoxid als zusätzliche Sauerstoffquelle genutzt werden. Die Reaktion mit organischen Wasserinhaltsstoffen verläuft äußerst langsam. Der kombinierte Einsatz von Eisen-(II)-Ionen und H_2O_2 (Fenton's Reagenz) sowie von Ozon und H_2O_2 bzw. UV-Bestrahlung und H_2O_2 kann eine OH-Radikalbildung bewirken.

Das Oxidationsmittel Kaliumpermanganat wird vor allem zur Enteisenung und Entmanganung bei der Oberflächenwasseraufbereitung bzw. auch bei der Grundwasseraufbereitung eingesetzt. Die Oxidation von Mangan ist vom pH-Wert abhängig und erfolgt bei pH 7 fünfmal schneller als bei pH 6. Während die Oxidation von Schwefelwasserstoff zu Schwefel und Sulfat möglich ist, kann Nitrit nur im sauren pH-Bereich oxidiert werden. Die Reaktion mit organischen Wasserinhaltsstoffen hängt von deren Struktur ab und die Wirkung ist deutlich geringer als bei der Ozonung. Eigenbewegliche Algen können durch Kaliumpermanganat immobilisiert und danach durch eine Flockung mit anschließender Filtration sicher entfernt werden. Die Reaktion des Permanganations mit organischen und anorganischen Wasserinhaltsstoffen führt zur Reduktion des siebenwertigen Mangans zu überwiegend vierwertigem Mangan, welches als schwerlösliches Mangandioxidhydrat ausfällt und abfiltriert werden kann. Durch Zugabe von Flockungsmitteln (Eisen- bzw. Aluminiumsalze) kann eine Verbesserung der Abtrennung erreicht werden (FRITSCH et al., 2011).

Die Anreicherung (Belüftung) der Rohwässer mit Sauerstoff eignet sich vor allem bei reduzierten Grundwässern zur Anhebung des Redoxpotentials, wobei meist 7 – 8 mg/l Sauerstoff ausreichend sind. Eisen und Mangan kann bei diesem Verfahren mit nur geringen Sauerstoffmengen in schwerlösliche Fe^{3+} und Mn^{4+}-oxidhydrate umgewandelt werden. Ein Überschuß an Sauerstoff ist hingegen erforderlich, um Nitrit als Endprodukt nach der Nitrifikation zu verhindern (GILBERT, 2004).

3.3.1.6 Dosierung von Phosphat und Silikat

Um Korrosionsvorgänge an metallischen Leitungen zu reduzieren und die Bildung schützender Deckschichten zu fördern, können Phosphate (meist Orthoposphate) oder auch Phosphat-Silikat-Mischungen zugegeben werden. Die Zugabe von Phosphat ist mit 6,7 mg/l PO_4^{3-} und von Silikat mit 40 mg/l SiO_2 begrenzt. Bei der Sanierung von Korrosionsschäden wird meist am Anfang die maximal zulässige Menge zugegeben und dann auf Werte unter 1 mg/l zurückgegangen (FRITSCH et al., 2011).

3.3.2 Desinfektionsverfahren

In Österreich darf Trinkwasser nach der Trinkwasserverordnung (TWV, 2014) keine Krankheitserreger in Konzentrationen enthalten, die der menschlichen Gesundheit schaden können. Durch Gewässerschutz, Wasseraufbereitung und einen sicheren Netzbetrieb ist die hygienisch-mikrobiologische Beschaffenheit des Trinkwassers zu sichern.

Bei der Desinfektion kommt es gemäß DVGW (2005d) zur Abtötung oder Inaktivierung von Krankheitserregern (Bakterien, Viren und Parasiten) sowie unspezifischen (nicht pathogenen) Mikroorganismen. Bakteriensporen werden bei der Desinfektion nicht abgetötet. Mikrobiologisch kontaminierte Wässer erfordern eine Aufbereitung mit abschließender Desinfektion, wobei die Art des Desinfektionsmittels bzw. Verfahrens, die Konzentration und Einwirkzeit des Desinfektionsmittels sowie die Widerstandsfähigkeit der Mikroorganismen Einfluss auf deren Abtötung haben. Für eine sichere Desinfektion wird vom BUNDESMINISTERIUM FÜR GESUNDHEIT (2013) eine ausreichende Konzentration und Einwirkzeit des Desinfektionsmittels bzw. der UV-Strahlung vorausgesetzt. Eine wirksame Abtötung oder Inaktivierung von Mikroorganismen ist nur möglich, wenn das Desinfektionsmittel unmittelbar auf die Mikroorganismen einwirken kann. Vor der Desinfektion ist bei der Nutzung von Oberflächenwässern zur Trinkwassergewinnung ohne Untergrundpassage eine Eliminierung von Partikeln erforderlich, da an diese angelagerte Krankheitserreger auch bei höheren Desinfektionsmittelkonzentrationen nicht sicher abgetötet werden können. Dabei sind im Ablauf der partikelabtrennenden Stufe Trübungswerte im Bereich von 0,1 – 0,2 FNU anzustreben. Neben den Partikeln werden gleichzeitig auch Bakterien, Viren und Parasiten eliminiert. Je höher die mikrobielle Belastung des Rohwassers ist und je öfter Belastungssituationen auftreten, umso erforderlicher ist eine Aufbereitung vor der Desinfektion. Mehr als 10 Escherichia coli bzw. 100 coliforme Bakterien pro 100 ml deuten eine hohe Belastung an (DVGW, 2005d).

Als chemische Desinfektionsverfahren sind derzeit in Österreich Dosierungen von Chlor, Hypochlorite, Chlordioxid und Ozon sowie in physikalischer Hinsicht die UV-Bestrahlung zulässig (BUNDESMINISTERIUM FÜR GESUNDHEIT, 2013).

3.3.2.1 Chlor und Hypochlorite

In Österreich darf bei der Desinfektion mit Hypochloritlösungen oder Chlorgas (Chlorung) nach einer Reaktionszeit von mindestens 30 Minuten eine Restkonzentration an freiem Chlor (Cl_2) von 0,3 mg/l Cl_2 nicht unterschritten und von 0,5 mg/l Cl_2 nicht überschritten werden. Bei einer nachweislich verlängerten Reaktionszeit kann eine Restkonzentration von mindestens 0,05 mg/l Cl_2 genügen. Die zulässige Höchstkonzentration an Cl_2 beträgt bei der Abgabe an die Verbraucher normalerweise 0,3 mg/l Cl_2. Bei der Chlorung huminstoffreicher Trinkwässer ist auf die mögliche Bildung von leichtflüchtigen halogenierten aliphatischen Kohlenwasserstoffen zu achten und für Wässer mit einem Ammoniumgehalt von über 0,2 mg/l NH_4 ist dieses Verfahren aufgrund der möglichen Bildung von Nitrit nicht geeignet (BUNDESMINISTERIUM FÜR GESUNDHEIT, 2013).

Zur Sicherung der geforderten Restkonzentration hängt die erforderliche Restkonzentration vom Zehrungsverhalten des Wassers ab. Bei der Zugabe von Chlor oder Hypochlorit bildet sich im Wasser der eigentliche Desinfektionswirkstoff hypochlorige Säure (HClO) und bei steigendem pH-Wert nimmt dessen Wirkung ab. Chlor reagiert als starkes Oxidationsmittel im Wasser mit anorganischen Wasserinhaltsstoffen, vor allem mit Eisen-(II) und Mangan-(II)-Ionen sowie mit Bromid, wodurch sich vermehrt bromierte Trihalogenmethane entwickeln können. Bei der Reaktion der hypochlorigen Säure mit Ammonium und Aminen kommt es zur Bildung von Chloraminen, die eine wesentlich geringere desinfizierende Wirkung aufweisen als die hypochlorige Säure und zu geschmacklichen als auch geruchlichen Beeinträchtigungen des Wassers führen können. Bei weiterer Chlorzugabe reagieren die Chloramine unter Bildung von Stickstoff und Chlorid, wobei die Chlorkonzentration abnimmt. Freies Chlor, das die

Desinfektion sichert, ist erst nach einer vollständigen Oxidation der Chloramine bei weiterer Zugabe von Chlor verfügbar. Chlor reagiert mit organischen Wasserinhaltsstoffen unter Bildung von Trihalogenmethanen und anderen Desinfektionsnebenprodukten, deren Art und Konzentration von der Höhe der Chlorzugabe, dem Gehalt an organischen Wasserinhaltsstoffen (v. a. Huminstoffe), dem Bromidgehalt des Wassers, der Temperatur, dem pH-Wert und von der Reaktionszeit abhängen. Dabei kommt es auch zur Bildung biologisch leicht abbaubarer Reaktionsprodukte, die bei hohen Konzentrationen zu einer Aufkeimung des Wassers in Netzbereichen mit nicht mehr ausreichender Chlorkonzentration führen können. Chlor wird normalerweise zur Desinfektion größerer Wasservolumenströme eingesetzt und unter Einsatz von Vakuumanlagen durch Verdampfung in den Behältern bzw. in einem Chlordampfer in Wasser gelöst und dosiert. Bei kleineren Wasservolumenströmen kommt vorzugsweise, wenn möglich unverdünnt, Natriumhypochlorit zum Einsatz. Calciumhypochlorit wird zur Trinkwasserdesinfektion selten verwendet. Die zur Chlorung von Trinkwasser eingesetzten Chemikalien werden entweder als Handelsprodukte geliefert (Chlorgas, Natrium- und Calciumhypochlorit) oder vor Ort durch Elektrolyse hergestellt (Chlorgas, Chlorlösung, Hypochloritlösung; FRITSCH et al., 2011).

3.3.2.2 Chlordioxid

Bei der Desinfektion mit Chlordioxid (ClO_2) beträgt die Zugabe in Österreich mindestens 0,2 mg/l ClO_2 und höchstens 0,4 mg/l ClO_2. Nach einer Mindestreaktionszeit von 15 Minuten und ausreichender Durchmischung muss eine Restkonzentration von mindestens 0,05 mg/l ClO_2 nachweisbar sein. Für das bei diesem Verfahren gebildete, unerwünschte Nebenprodukt Chlorit beträgt die zulässige Höchstkonzentration bei der Abgabe an den Verbraucher 0,2 mg/l (BUNDESMINISTERIUM FÜR GESUNDHEIT, 2013).

Chlordioxid wird eingesetzt, um die Bildung von Trihalogenmethan zu verhindern, die Geruchs- und Geschmacksbildung bei der Nutzung von Oberflächenwasser für die Trinkwasseraufbereitung zu mindern als auch die bessere Wirkung bei höheren pH-Werten zu nutzen. Durch dieses Verfahren können bei weitestgehender Trübstofffreiheit des Wassers sowie ausreichender Konzentration und Einwirkzeit frei suspendierte Mikroorganismen einschließlich bakterieller und viraler Krankheitserreger abgetötet bzw. inaktiviert werden. Es besteht keine Abhängigkeit vom pH-Wert. Parasiten können auch bei der maximal zulässigen Dosis von Chlordioxid nicht ausreichend eliminiert werden. Im Trinkwasser zerfällt Chlordioxid zu Chlorit und Chlorat, wobei Chlorit auch bei der Oxidation von anorganischen und organischen Wasserinhaltsstoffen gebildet wird. Durch Chlordioxid kommt es zur Oxidation von gelösten zweiwertigen Eisen und Mangan, Sulfid, Schwefelwasserstoff und Nitrit. Da die schwerlöslichen Reaktionsprodukte von Mangan voluminös und leicht mobilisierbar sind, treten häufig Probleme im Leitungsnetz auf. Durch die Reaktion von Chlordioxid mit organischen Wasserinhaltsstoffen bilden sich biologisch leicht abbaubare Reaktionsprodukte. Chlordioxid wird in der Wasseraufbereitung grundsätzlich vor Ort durch das Chlorit-Chlor-Verfahren, das Chlorit-Salzsäure-Verfahren oder das Chlorit-Peroxidsulfat-Verfahren hergestellt (FRITSCH et al., 2011).

3.3.2.3 Ozon

Mit dem häufig verwendeten ct-Konzept kann die Desinfektionswirkung von Ozon durch das Produkt von Desinfektionsmittelkonzentration (c) und Einwirkzeit (t) unter Beachtung der Temperatur beschrieben werden. Jedoch ist eine zuverlässige Beurteilung der Desinfektionswirkung nur durch mikrobiologische Untersuchungen möglich (SCHOENEN, 1998; zit. in DVGW, 2002), weil die im Labor bestimmten ct-Werte nur beschränkt auf die Verhältnisse in realen Wässern übertragbar sind (DVGW, 2002).

Da Ozon als Desinfektions- und Oxidationsmittel eingesetzt werden darf, wird auf die Beschreibung dessen Anwendung bei der Oxidation (Punkt 3.3.1.5) verwiesen.

3.3.2.4 UV-Bestrahlung

Die desinfizierende Wirkung der UV-Bestrahlung basiert auf einer Schädigung der Gene der Mikroorganismen bzw. Viren. Dadurch kann sich die Zellenanzahl nicht mehr erhöhen. Gegenüber Parasiten besteht eine hohe Desinfektionswirksamkeit. Um eine Reaktivierung der Zellen zu verhindern (FRITSCH et al., 2011), muss in Österreich nach dem BUNDESMINISTERIUM FÜR GESUNDHEIT (2013) eine Reduktionsäquivalente Fluenz (Dosis) von mindestens 400 J/m², bezogen auf eine Wellenlänge von 253,7 nm (100 mm Schichtdicke), angewandt werden.

UV-Geräte bestehen aus einer Bestrahlungskammer, die mit UV-Strahlern bestückt ist. Es werden hauptsächlich Niederdruckstrahler mit einer UV-Lichtabgabe bei 253,7 nm eingesetzt. Beim Durchlaufen des Bestrahlungsraumes wird jedes Volumenteilchen je nach Ort und Dauer unterschiedlich bestrahlt. Ein Teil des UV-Lichts kann von organischen Wasserinhaltsstoffen, insbesondere von Huminstoffen absorbiert werden. Die Desinfektionswirksamkeit lässt sich nur mit Hilfe der Abtötungsrate zugesetzter Mikroorganismen mit bekannter UV-Empfindlichkeit bestimmen (Biodosimetrie). Damit der Betrieb überwacht werden kann, sind die UV-Geräte mit UV-Sensoren ausgerüstet, die sowohl Änderungen der Wasserbeschaffenheit als auch eine mögliche Belagsbildung und Strahlungsalterung erfassen (FRITSCH et al., 2011).

3.4 Herausforderungen für die Trinkwasserversorgung aus Uferfiltration

3.4.1 Qualitätsanforderungen

Die europäische Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG) hat zum Ziel, einen Ordnungsrahmen für den Schutz der Binnenoberflächengewässer, der Übergangsgewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers zu schaffen. Dadurch soll eine Verschlechterung des Zustandes der Wässer in quantitativer sowie qualitativer Hinsicht vermieden und der Zustand der aquatischen Ökosysteme in Bezug auf deren Wasserhaushalt geschützt und verbessert werden. Die für Oberflächengewässer, Grundwasser und Schutzgebiete definierten Umweltziele werden im Artikel 4 der WRRL definiert. Auf Basis dieser sind die Qualitätsziele für Oberflächengewässer die Erreichung eines guten ökologischen und guten chemischen Zustands, für künstliche oder erheblich veränderte Wasserkörper die Erreichung eines guten ökologischen Potenzials, für Grundwasser die Erreichung eines guten mengenmäßigen und chemischen Zustands sowie die Umkehr aller signifikanten und anhaltenden Trends einer Schadstofferhöhung wegen anthropogener Einflüsse und für Schutzgebiete die Erfüllung aller Ziele, die in gemeinschaftsrechtlichen Regelungen, auf deren Grundlage die einzelnen Schutzgebiete angewiesen wurden, festgelegt sind (EUROPÄISCHES PARLAMENT UND RAT DER EUROPÄISCHEN UNION, 2000).

Nach Artikel 7 der WRRL müssen bei der Entnahme von Trinkwasser aus Gewässern die verwendeten Oberflächenwasserkörper die Umweltziele des Artikels 4 als auch die auf Gemeinschaftsebene festgelegten Qualitätsnormen des Artikels 16 erreichen. Darin werden die erforderlichen Maßnahmen erläutert, um die Verschmutzung durch 33 prioritäre Stoffe, die ein erhebliches Risiko für die aquatische Umwelt darstellen und im Anhang 10 angeführt sind, sowie die Einleitungen, Emissionen und Verluste prioritärer gefährlicher Stoffe schrittweise zu verringern oder zu beenden (EUROPÄISCHES PARLAMENT UND RAT DER EUROPÄISCHEN UNION, 2000). Während diese Stoffe aus toxikologischer Sicht hinreichend bewertet und Ziel- bzw. Grenzwerte vorgelegt werden können, werden für „neuere“ organische Stoffe aufgrund mangelnder Daten für eine umfassende toxikologische Bewertung Vorsorgewerte festgelegt (IAWR und IAWD, 2007). Das gewonnene Wasser muss auch unter Berücksichtigung des angewandten Wasseraufbereitungsverfahrens und gemäß dem Gemeinschaftsrecht die Anforderungen der Richtlinie 98/83/EG erfüllen. Durch die Festlegung von Schutzgebieten können die Mitgliedsstaaten für den notwendigen Schutz der ermittelten Wasserkörper sorgen und folglich den Aufwand für die Aufbereitung zu Trinkwasser verringern (EUROPÄISCHES PARLAMENT UND RAT DER EUROPÄISCHEN UNION, 2000).

Die Arbeitsgemeinschaften der Wasserwerke für die großen europäischen Einzugsgebiete Rhein, Donau, Elbe, Ruhr und Maas haben zum Ziel, eine entsprechende Gewässerqualität der genutzten Fließgewässer zu erreichen, um mit ausschließlich naturnahen Aufbereitungsverfahren wie der Uferfiltration Trinkwasser zu gewinnen. Die im europäischen Fließgewässermemorandum dafür geforderte Gewässerbeschaffenheit geht konform mit der vom Vorsorge- und Nachhaltigkeitsgedanken getragenen Strategie der WRRL. Zur Umsetzung einer nachhaltigen und vorsorgeorientierten Trinkwasserversorgung definieren die Arbeitsgemeinschaften konkrete Forderungen bezüglich Schutz der Rohwasserressourcen sowie Zielwerte für relevante Wasserqualitätsparameter. Diese umfassen allgemeine Kenngrößen (Sauerstoffgehalt, elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, Temperatur, Chlorid, Sulfat, Nitrat, Fluorid, Ammonium), summarisch-organische Parameter (TOC, DOC, AOX, AOS) sowie anthropogene naturfremde Stoffe (Pestizide, Biozide und deren Metabolite, endokrin wirksame Substanzen, Pharmaka, polyfluorierte Verbindungen und übrige organische Halogenverbindungen als auch mikrobiell schwer abbaubare Stoffe). Da für viele naturfremde organische Stoffe keine Grenzwerte nach der Trinkwasserverordnung festgelegt sind oder für nicht bewertete anthropogene naturfremde Stoffe keine ausreichenden Informationen zu den toxikologischen Eigenschaften vorliegen, wird von den Wasserwerken in den Gewässern für

Stoffe mit Wirkungen auf biologische Systeme ein Vorsorgewert von 0,1 µg/l gefordert. In hygienisch-mikrobiologischer Hinsicht sollen die Gewässer so verbessert werden, dass eine ausgezeichnete Badewasserqualität im Sinne der EU-Richtlinie 2006/7/EWG erreicht werden kann. Da die WRRL bis jetzt allerdings noch keine europäischen Umweltqualitätsnormen zum Schutz der Gewässer vor trinkwasserrelevanten Stoffen festgelegt hat und die spezifischen Trinkwasseranforderungen weder für den chemischen noch für den ökologischen Zustand der Oberflächengewässer eine Rolle spielen, fordern die Arbeitsgemeinschaften der Wasserwerke in dieser Hinsicht eine Weiterentwicklung der Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässer bezüglich des vorrangigen und vorsorgeorientierten Trinkwasserschutzes (IAWR et al., 2013).

Laut österreichischem Lebensmittelbuch (BUNDESMINISTERIUM FÜR GESUNDHEIT, 2013) eignet sich Wasser als Trinkwasser, wenn es keine Mikroorganismen und verschiedenste Stoffe in Konzentrationen enthält, die die menschliche Gesundheit potentiell gefährden sowie die Anforderungen der Trinkwasserverordnung eingehalten werden. Die zur Aufbereitung anwendbaren Stoffe müssen den lebensmittelrechtlichen Vorschriften und den Anforderungen der diesbezüglichen ISO-, EN-, DIN- bzw. Ö-Normen entsprechen.

3.4.2 „Neue“ wasserrelevante Stoffe

Zahlreiche neue Stoffe, die jedes Jahr weltweit in die Umwelt gelangen, stellen für einen nachhaltigen Trinkwasserschutz und den Qualitätserhalt der Wasserressourcen eine große Herausforderung dar. In der EU werden im Jahr über 150 Mio. Tonnen gefährliche Chemikalien produziert (GRATHWOHL et al., 2012).

Aufgrund landwirtschaftlicher Eintragungen sowie industrieller und kommunaler Kläranlagenabläufen kommen in Oberflächengewässern häufig Spuren organischer Stoffe, wie Arzneimittelrückstände, iodierte Röntgenkontrastmittel, Pflanzenschutzmittel und Metabolite, perfluorierte Verbindungen, Benzinzusatzstoffe (MTBE/ETBE) oder auch synthetische Komplexbildner vor. Vor allem persistente und polare, gut wasserlösliche organische Stoffe können selbst bei langer Untergrundpassage nicht ausreichend zurückgehalten werden (IAWR und IAWD, 2007).

Eher unpolare Chemikalien wie polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe oder chlorierte Kohlenwasserstoffe weisen hohe Persistenz auf und reichern sich in Schwebstoffen, Sedimenten sowie der Biota an. Weitere Schadstoffquellen sind Metallioden (Schwermetalle wie Kupfer, Zink, Blei, Cadmium und Halbmetalle wie Antimon oder Arsen), die beispielsweise in industriellen Rückständen der Erzverhüttung wie Schlacken vorkommen und als Recyclingstoffe für Uferverbauungen eingesetzt als auch emittiert werden können (GRATHWOHL et al., 2012).

Als wasserwerksrelevant werden Stoffe bezeichnet, die sich weitgehend persistent verhalten und bei der Bodenpassage nicht abgebaut werden (z.B. Tetrachlorethen, Atrazin oder Carbamazepin), während trinkwasserrelevante Stoffe (z.B. EDTA, MTBE und Amidotrizoat) persistent und nicht an Aktivkohle adsorbierbar sind (IAWR und IAWD, 2007).

Der heutige Nachweis von organischen Spurenstoffen in den Gewässern kann auf die Entwicklung der analytischen Messtechnik zurückgeführt werden. Aufgrund der ständigen Verbesserung der Analysegeräte können selbst extrem niedrige Konzentrationen von Stoffen im ng/L-Bereich (10^{-9} g/L) nachgewiesen werden (IAWR und IAWD, 2007).

Laut Wasserrahmenrichtlinie soll die effizienteste Maßnahmenkombination zur Reduktion von Spurenstoffen bei der Trinkwasseraufbereitung angewendet werden, wobei die Vermeidung des Eintrags in den Wasserkreislauf oberste Priorität hat. Obwohl Spurenstoffe aus heutiger Sicht kein akutes Problem darstellen, ist bezüglich dem Wissen um deren Umweltauswirkungen, der Risikoeinschätzung für die Trinkwasserversorgung sowie der Maßnahmenentwicklung noch erheblicher Forschungsbedarf gegeben, wie die Bestimmung von immissionsseitigen Anforderungen an Emissionsreduktionen, Weiterentwicklung praxistauglicher Systeme zur

Aufklärung bestimmter Wirkungsmechanismen ausgewählter Substanzen in Stoffgemischen, Verbesserung der Datengrundlage zur Bewertung des von anthropogenen Spurenstoffen und ihren Abbauprodukten im Wasserkreislauf ausgehenden Risikos für Lebewesen sowie die Ermittlung der Eintragspfade in das Abwassersystem, die Landwirtschaft und in die Gewässer mittels Stoffflussanalysen als Grundlage für Managementoptionen. Vor allem bei der Trinkwassergewinnung aus Uferfiltrat ist das Verhalten der Spurenstoffe in der Grenzschicht zwischen Oberflächengewässer und Grundwasser entscheidend, welche nachfolgenden Aufbereitungsschritte noch notwendig sind. Eine grundsätzliche Nachrüstung von Kläranlagen mit einer zusätzlichen Reinigungsstufe wie Ozonung oder Aktivkohle ist nach dem aktuellen Stand nicht notwendig (ÖWAV, 2013).

3.4.3 Grenzen der weiterführenden (technischen) Trinkwasseraufbereitung

Nach JEKEL (2004c) wäre es möglich, entgegen dem Leitbild eines „natürlich reinen" Trinkwassers, theoretisch aus dem schlechtesten Rohwasser mit mehreren Verfahrensstufen ein einwandfreies Trinkwasser herzustellen (z.B. inkl. Vollentsalzung mit Umkehrosmose und Aufhärtung). Allerdings dürfen vor allem konventionelle Techniken zur Entfernung von Partikeln, mikrobiellen, organischen sowie anorganischen Stoffen nur begrenzt eingesetzt werden. Beim Verfahren der Flockung, Flockenabtrennung und optimierten Schnellfiltration ist eine vollständige Partikeleliminierung (> 1 µm) aufgrund beschränkter Wirksamkeit (99 %) nicht möglich. Auch die Adsorbtionstechnik mittels Aktivkohle stößt bei der Zurückhaltung von niedermolekularen Schadstoffen an ihre Grenzen. Biologische Prozesse werden durch das biologisch verwertbare Substratangebot und die Umsetzungsgeschwindigkeiten begrenzt, während Desinfektionsverfahren bei resistenten Mikroorganismen und Aggregaten mit umgebenden Schleimschichten unzureichende Inaktivierungsgrade aufweisen.

HAAKH (2010) beschreibt das Verhalten von organischen Spurenstoffen bei der Trinkwasseraufbereitung. Während sich das Verfahren der Flockung bzw. Flockungssedimentation in Kombination mit einer Schnellfiltration zur DOC-Verminderung (25 – 70 %) eignet, wird es zur gezielten Entfernung von organischen Spurenstoffen wegen zu geringer Eliminationsraten nicht eingesetzt. Dafür weist eine Langsamsandfiltration in Kombination mit einer vorgeschalteten Ozonung eine höhere Wirksamkeit auf. Zur totalen Mineralisierung der organischen Spurenstoffe kommt es dabei unter Wasserwerksbedingungen jedoch nicht. Aufgrund der Bildung verschiedenster Transformationsprodukte bzw. Metabolite sollte eine mikrobiologisch wirksame Stufe (z.B. Aktivkohlefiltration) nachgeschaltet werden. Gewisse Verbindungen (z.B. Melamin) sind aber auch nicht durch Ozonung in Kombination mit Aktivkohlefiltration vollständig eliminierbar. Aktivkohle kommt vor allem für unpolare Verbindungen in Frage.

Dauerhaft oder zeitweilig überhöhte Rohwasserbelastungen (Nitratbelastung des Grundwassers, Hochwassertrübungen, Chemikalienunfälle, Eutrophierung stehender Gewässer), gebildete Nebenprodukte und zugeführte Spurenstoffe, die Betriebssicherheit bei kleinen Aufbereitungsanlagen als auch die Wirtschaftlichkeit können Grenzen bei der Trinkwasseraufbereitung darstellen. Trotz Verbesserung der Oberflächenwässerqualität und der technologischen Entwicklungen zu Einzelprozessen und besonders zu Verfahrenskombinationen in der Vergangenheit zeigen verschiedene Grundwasserbelastungen, moderne analytische Erkenntnisse über polare organische Schadstoffe und Nebenprodukte als auch mikrobielle Belastungen wie Parasiten, dass für die Technologie selbst bei einem optimierten Einsatz Wirksamkeitsgrenzen existieren (JEKEL, 2004c).

3.4.4 Kosten

Neben gesetzlichen und technischen Anforderungen spielen bei der Wahl des Wasseraufbereitungsverfahrens auch wirtschaftliche Aspekte eine entscheidende Rolle. Da sich die Faktoren Rohwasserqualität, Anlagengröße, -kapazität und –auslastung,

Chemikalienzugabe sowie Nachbehandlungserfordernisse von Ort zu Ort unterscheiden und folglich der Energieaufwand schwankt, ist eine Kostenschätzung schwer durchführbar. Generell betragen die gesamten Wasseraufbereitungskosten bei den typischen Verfahren immer weniger als 0,5 Euro/m³, häufig auch weit unter 0,2 Euro/m³. Aufwändige Techniken, wie Nitratentfernung, Teilentsalzung oder Entkarbonisierung sind dementsprechend teurer. Zusätzlich zu berücksichtigen sind die Betriebskosten (Betreuungspersonal, Stabilität von Aufbereitungsprozessen bei schwankender Rohwasserqualität, Sicherheit bei der Einhaltung der Grenz- und Richtwerte). Wässer mit relativ geringen Qualitätsschwankungen, wie Grundwässer und Uferfiltrate, werden hingegen heute automatisch oder halbautomatisch sicher betrieben (JEKEL, 2004c).

Anhand einer Neukonzeption der Trinkwasserversorgung in der Region Vojvodina (Serbien) wurde mittels kleintechnischen Versuchen bzw. Labormessungen gezeigt, dass zur Aufbereitung des aus der Theiß geförderten Uferfiltrates eine konventionelle Aufbereitung mit den Stufen Belüftung/Oxidation, Flockung, Filtration und Desinfektion ausreicht und die spezifischen Kosten für die Bereitstellung von Trinkwasser aus Uferfiltrat schätzungsweise 0,1 – 0,2 €/m³ (ohne Wasserverteilung) zuzüglich etwa 0,15 €/m³ für den Bau und den Erhalt der Uferfiltratbrunnen betragen. Im Vergleich dazu resultieren bei der Aufbereitung von Tiefengrundwasser aufgrund dessen problematischen Zusammensetzung spezifische Aufbereitungskosten von bis zu 0,9 €/m³, da es hohe Chemikaliendosiermengen erfordert. Die Abschätzung der gesamten Investitionskosten für die Trinkwasserversorgung der Region (Endausbau für rd. 230.000 Einwohner) mittels zweier Uferfiltratgewinnungen an der Theiß ergab 70 Mio. € (durchschnittliche langfristige inkrementelle Kosten: 0,95 €/m³), wovon die Anlagen für die Wasserverteilung und Speicherung den Hauptkostenfaktor bilden. Somit ergeben sich durch die Uferfiltratgewinnung gegenüber der Aufbereitung von Tiefengrundwasser erhebliche Kostenvorteile (STAUDER et al., 2009).

4. Literaturstudie – Aktualisierung der Literatur-Datenbank (2008-2013)

Die bei der Uferfiltration ablaufenden Prozesse entlang der Fließstrecke, die das Wasser vom Oberflächenwasser bis hin zum Brunnen zurücklegt, werden räumlich zugeordnet. Untersuchungsergebnisse und Prozesse, die keiner der genannten Zonen entlang des Fließweges zuordenbar sind, werden in gesonderten „Black-Box-Modellen“ (Säulen- und Batchexperimente) zusammengefasst. Somit ergibt sich eine Gliederung wie folgt:

- Prozesse in der fließenden Welle
- Prozesse in der Fließgewässersohle, hyporheisches Interstitial (bis 1m Fließstrecke)
- Prozesse entlang der Fließstrecke in der gesättigten Zone
- Prozesse in der ungesättigten Bodenzone des Retentionsraums
- Prozesse an der Entnahmestelle
- „Black-Box-Modelle“

Alle hinsichtlich der Wasserqualität relevanten Prozesse sowie Untersuchungsergebnisse, die in den recherchierten Forschungsberichten beschrieben werden, lassen sich in physikalische, chemische, mikrobiologische und sonstige Parameter gliedern. Diese unterteilen sich wiederum in bestimmte Stoffe, Stoffgruppen oder Summenparameter. Da die erläuterten Prozesse in verschiedenen Bereichen ablaufen können, erfolgt die räumliche Zuordnung der einzelnen Studien primär nach dem thematischen Schwerpunkt. Jede Studie, einschließlich der darin erforschten relevanten Prozesse, ist einer fortlaufenden Nummer zugewiesen (101, 102, 103, etc.; siehe Anhang A, Tabelle A - 1 und Tabelle A - 2).

Um die im Zuge der Literaturstudie gewonnenen Informationen so übersichtlich wie möglich darzustellen, wurden im Rahmen dieser Arbeit die von STEPAN (2010) entwickelten Tabellen um die hier neu zugewiesenen Nummern 101, 102, 103, etc. erweitert bzw. aktualisiert (siehe Anhang A, Tabelle A - 3 bis Tabelle A – 7; grün markiert). Diese beinhalten u.a. die oben erwähnte räumliche Gliederung mit den zugehörigen Prozessen. Auf die entsprechende Tabellen- bzw. Parameterzuordnung (Tab. 1, Tab. 2 etc.), die räumliche Gliederung (a) Fließende Welle, Fließgewässersohle, hyporheisches Interstitial etc.) sowie die ablaufenden Prozesse (b) Biologischer Abbau, Sorption etc.) wird einleitend bei jeder Studie hingewiesen. Nachfolgend werden die wichtigsten Informationen aller Berichte in Kurzfassungen dargestellt:

<u>Kurzfassungen der Zitatquellen:</u>

Prozesse in der fließenden Welle:

101) Der Vergleich von Flusswasseraufbereitungsverfahren (1) mit Vorchlorung (ohne Uferfiltration) und (2) ohne Vorchlorung (mit Uferfiltration) zeigt, dass mit Ausnahme der Farbe die Parameter Trübung, UV-Absorbtion, DOC, organische Schadstoffe sowie coliforme Bakterien bei der Uferfiltration effizienter reduziert werden, wodurch der Aufwand für die Nachbehandlung mit Ozon geringer wird (SINGH et al., 2009).

102) Die Untersuchungen stellen dar, dass das Uferfiltrat chemisch stabiler erscheint als das Flusswasser, sich anorganische chemische Komponenten im Uferfiltrat von denen im Flusswasser wesentlich unterscheiden sowie NO_3^- im Grundwasser durch Denitrifikation verringert wird. Uferfiltrat weist im Vergleich zum Flusswasser einen kontinuierlichen Trübungsverlauf auf (LEE J.-H., 2009).

103) Während Trockenperioden beim Uferfiltrationsdurchfluss die anaeroben Bedingungen fördern und giftige Algenblüten dabei ein Risiko darstellen, werden bei

Hochwasserereignissen die Fließgeschwindigkeiten erhöht, die Fließzeiten verkürzt, Pathogene, Metalle, suspendierte Feststoffe, DOC und organische Mikroschadstoffe eingeschwemmt und deren Abbauprozesse beeinträchtigt. Uferfiltrationssysteme, die die Redox-Abfolge oxisch->anoxisch umfassen, sichern die maximale Entfernungseffizienz (SPRENGER et al., 2010).

104) Bei verschiedenen Uferfiltrationsstandorten kann eine Redoxänderung von oxischen zu anoxischen Bedingungen beobachtet werden. Hohe Konzentrationen von TOC und niedrige Werte des spezifischen UV-Absorbtionsvermögens (SUVA) deuten auf eine bevorzugte Umwandlung von nicht-aromatischem organischem Material bei der Uferfiltration hin. Organische Tracer-Chemikalien wandeln sich unter verschiedenen Redoxbedingungen im Untergrund meistens biologisch um, wobei höhere Temperaturen die Entfernungseffizienz von biologisch abbaubaren Komponenten steigern (HOPPE-JONES und DREWES, 2010).

105) Bei zwei Abwasser-beeinflussten Flussabschnitten zeigen widerspenstige Komponenten, wie TCEP, TCPP und Meprobamat, mit der Fließzeit minimale Lösungseinflüsse, während die biologisch umwandelbaren Stoffe Ibuprofen und Gemfibrozil dabei nicht wesentlich vermindert werden. Für die photolabilen Komponenten Diclofenac und Sulfamethoxazol scheint an einem seichten Standort die Photolyse ein möglicher Entfernungsprozess zu sein (DICKENSON et al., 2010).

106) Basierend auf der durch das Wetter veränderten Bodennässe und Temperatur bei jedem Fluss sowie der aus topographischen Gründen gefolgerte Beckenbereich als auch nasse- und offene-Wasserbereichsanteile bei jedem Fluss sind die DOC-Konzentrationen mit Hilfe eines 3-Parameter-Modells (DOC-3) prognostizierbar. Die DOC-Konzentrationen in den Flüssen entsprechen nicht jenen im Boden- und Grundwasser (JUTRAS et al., 2011).

107) In der aquatischen Umwelt kommen verschiedene Formen von Silber vor, das großteils im Klärschlamm abgelagert und folglich auf landwirtschaftlichen Flächen verbreitet wird. Während Silber in aquatischen Systemen stark an Schwebstoffteilchen sorbiert, wird es schnell in Sedimente eingegliedert. Umgewandelte Silber-Sulfide weisen hohe Stabilität auf und die modellierten Konzentrationen im Rhein stimmen mit den Überwachungsdaten von anderen Flusssystemen überein. Für süsswasserhaltige Ökosysteme ist nur eine beschränkte Risikoeinschätzung möglich, da eine vollständige Charakterisierung der Toxizität von umgebenden Silberformen fehlt (BLASER et al., 2007).

108) Bei einem landwirtschaftlichen Standort eines Flusses reichern sich Zn und Mn in der Wasserpflanze Myriophyllum aquaticum stärker an als in den Sedimenten. Cu, Fe und Zn können durch Selbstreinigungsprozesse der Wasserpflanze schnell aus dem Oberflächenwasser entfernt werden (HARGUINTEGUY et al., 2012).

109) Die Parameter des Oozysten-Transportes zeigen, dass die Böden im Einzugsgebiet eine große Anzahl an Cryptosporidium-Oozysten durch Koagulation, Sedimentation und Filtration zurückhalten und inaktivieren können. Mit Hilfe einer Sensibilitätsanalyse wird festgestellt, dass die Temperaturanpassung der wichtigste Parameter bei der Regelung des Oozysten-Transportes in den Untersuchungsgebieten ist (TANG et al., 2011).

110) Die beobachteten Grundwasserstandsgefälle sind hoch dynamisch und reagieren sehr schnell auf Flusswasserstandsschwankungen. Bei Kurzzeitschwankungen (6 – 48 h) des Flussstandes treten die höchsten Austauschraten während einer kurzen Infiltration nach schnell steigenden Flusswasserständen auf. Flussufer-Kolmation kann die Austauschraten bis zu 80 % verringern (DERX et al., 2010).

111) Bei fünf von sechs Unwetterereignissen kommt es während des Anstieges des Flusspegelstandes zur Erhöhung der Flussbettdurchlässigkeit (k_f). Bei einem Ereignis erfolgt die Erhöhung hingegen gleich nach dem Pegelhöchststand. Ursache dafür ist der

Verlust der am Flussbett oberflächlich gebildeten Kolmationsschicht. Da die ermittelten Durchlässigkeiten jedoch sehr niedrige Werte aufweisen, stellen Unwetterereignisse kein wesentliches Risiko für die Wasserqualität beim untersuchten Brunnenfeld dar (MUTITI und LEVY, 2010).

Prozesse in der Fließgewässersohle, hyporheisches Interstitial (bis 1m Fließstrecke):

112) Die großen biologischen Abbauraten (reduzierende Bedingungen) kommen bei hohen Temperaturen im Sommer vor, während sich bei niedrigen Temperaturen im Winter die mikrobielle Aktivität verringert und zum Durchbruch des gelösten Sauerstoffes führt. Da sich die Fließgeschwindigkeit während der Simulation ständig verändert, können die simulierten Schwankungen des biologischen Abbaus bei konstanten Temperaturen auf die veränderlichen Aufenthaltszeiten zurückgeführt werden (SHARMA et al., 2012).

113) Der Abbau des Herbizids Isoproturon (IPU) in Flusssediment-Flusswasser-Systemen hängt großteils von der mikrobiellen Tätigkeit in den Flusssedimenten ab. Für eine erherbliche Förderung der katabolischen Fähigkeit zur Wasserreinigung sind IPU-Konzentrationen zwischen 0,1 und 1 erforderlich (TRINH et al., 2012).

114) Bei geregelter Aquiferanreicherung weisen Antibiotika, nicht-steroide entzündungshemmende Mittel, Betablocker und steroide Hormone gute Entfernungsraten auf, vor allem Komponenten mit hydrophoben-neutralen Eigenschaften. Für nicht-steroide entzündungshemmende Mittel sowie für Betablocker sind der biologische Abbau/Umwandlung und Sorption mögliche Entfernungsvorgänge. Steroide Hormone werden hauptsächlich durch Sorption entfernt (MAENG et al., 2011a).

115) Stark sorbierbare, leicht abbaubare Pestizide, wie Glyphosat und AMPA, kommen aufgrund von Transformations- und Vermischungs-/Lösungsvorgängen nur mit niedrigen Konzentrationen in den Brunnen vor. Demgegenüber verhält sich MCPP persistent. Hohe Konzentrationen treten vor allem in seichten Tiefen und nahe den Flüssen auf. Zur Überwachung der Infiltration stellt der Grundwasserhemmer aus Ton (hyporheische Schicht → sandiger Aquifer → schwerdurchlässige Tonschicht → Kalkaquifer) den wichtigsten Parameter dar. Unabhängig von der Distanz zwischen Fluss und Pumpbrunnen kann es darin zu Verschmutzungen kommen, wenn die Tonschicht zu dünn oder brüchig ist. (MALAGUERRA et al., 2012).

116) Feld- und Laborexperimente drücken die große Bedeutung der oberen Sedimentschicht für den Rückhalt von POM und Partikel im Größenbereich von Bakterien, auch wegen starker Kolmationsprozesse sowie der hohen Biomasse an epipsammischen Algen in den Zwischenräumen der oberen Sedimente (2 – 3 cm) aus (GUNKEL et al., 2008).

117) Der schnelle Abbau von O_2, NO_3^-, SO_4^{2-} sowie die Bildung von HCO_3^- innerhalb der ersten Zentimeter der oberflächlichen Sedimente beweisen die Mitwirkung von diagenetischen Prozessen (Respiration, Nitrifikation und bakterielle Reduktion). Diese biogeochemischen Vorgänge werden durch eine schnelle Abnahme des Redoxpotentials des sedimentären Mediums begleitet (LESVEN et al., 2010).

118) Bei den meisten beobachtbaren Ausspülungsereignissen während Unwetterereignissen werden nur die transienten Sedimente der oberen Schicht (dreischichtiges Modell: transiente Sedimente → beständige Kolmationsschicht → unterlegener Aquifer mit höherer Durchlässigkeit) entfernt. Sie haben sehr wenig Einfluss auf das Gesamtsystem und ein Verlust der Filtrationskapazität erscheint dabei an diesem Standort unbedenklich (LEVY et al., 2011).

Prozesse entlang der Fließstrecke in der gesättigten Zone:

119) Den größten Einfluss auf die Leistung von unterschiedlichen Uferfiltrations- und künstlichen Anreicherungsvorgängen zur Entfernung von organischen Mikroschadstoffen

haben die Redox-Bedingungen. Beim Uferfiltrationsstandort herrschen in den ersten paar Metern oxische Bedingungen, gefolgt von reduzierenden Bedingungen (anoxische Bedingungen), währenddessen der künstliche Anreicherungsstandort lediglich oxische Bedingungen umfasst (MAENG et al., 2010).

120) Für die Bestimmung der Bedingungen bei der reduzierenden Lösung von Fe und Mn ist die Elektronen-Einfangkapazität (ETC) ein besserer Indikator als das Redox-Potential, da sich die Funktionsfähigkeit von ETC im Vergleich zu Eh auf Elemente fokussiert, die diese Reduktion verhindern, während Eh vom potentiell bestimmten Redoxpaar abhängt. ETC stellt die Menge an Elektronen dar, die durch O_2 und NO_3^- eingefangen werden können. Bei niedrigeren ETC-Werten als 0,2 mM löst sich Mn und Fe, während es bei höheren Werten zu keiner wesentlichen Reduzierung in den untersuchten Brunnenfeldern kommt (KEDZIOREK und BOURG, 2008).

121) Der mittels zwei Szenarien (hoher und niedriger Durchfluss) künstlich hergestellte Uferfiltrationsprozess zeigt, dass die im Brunnen gemessenen ^{222}Rn-Aktivitätskonzentrationen während hohem Durchfluss höher sind, wenn der Grundwasser-Anteil (Rn-angereichert) gegenüber dem Flusswasser überwiegt. Bei niedrigem Durchfluss, wenn sich der Flusswasser-Anteil in den Brunnen erhöht, sind sie niedriger (STELLATO et al., 2012).

122) 17 entdeckte Schadstoffe werden während einer Aquiferanreicherung mit tertiär behandeltem Abwasser, 11 davon nach 60 Tagen Aufenthaltszeit sogar um > 80 %, verringert. Für die Bewertung der Behandlungsleistung können Messungen der Stoffe Atenolol, Gemfibrozil, N,N-Diethly-3-Methylbenzamid, Meprobamat, Tris(2-Chloroethyl)phosphat und Primidon sowie des organischen Kohlenstoffes als Überwachungsparameter identifiziert werden (LAWS et al., 2010).

123) Organische Schadstoffe werden bei der Durchdringung des Untergrundes hauptsächlich durch Sorption, Ionenaustausch sowie mikrobiellen Abbau bzw. Umwandlung beeinträchtigt. Der Abbau der Stoffe verläuft meist unter aeroben Bedingungen deutlich schneller als bei anaeroben Bedingungen. Carbamazepin verhält sich gegenüber natürlichen Verminderungsprozessen bei verschiedenen Feldexperimenten persistent (LAPWORTH et al., 2012).

Prozesse in der ungesättigten Bodenzone des Retentionsraums:

124) Bei der künstlichen Aquiferanreicherung verhalten sich mehrere organische Tracer-Schadstoffe sehr unterschiedlich, da deren Entfernung von verschiedenen Faktoren, wie Klima, hydrogeologische Eigenschaften der Region und physikalisch-chemische Bedingungen des Aquifers abhängt. Aufgrund der längeren Aufenthaltszeit im Grundwasser (wegen der niedrigen Fließgeschwindigkeit) kann es dabei zur Erhöhung der Metabolit-Konzentrationen kommen (DÍAZ-CRUZ und BARCELÓ, 2008).

Prozesse an der Entnahmestelle:

125) Das Arzneimittel Primidon und dessen Stoffwechselprodukt Phenylethylmalonamid werden häufig im Grundwasser eines Uferfiltrationsstandortes nachgewiesen. Beide verhalten sich bei der Untergrundpassage stabil. Verringerte Konzentrationen im Produktionsbrunnen werden hauptsächlich durch Vermischungsvorgänge mit dem umgebenden Grundwasser erreicht (HASS et al., 2012).

126) Kontinuierliche Wasserförderung der Brunnen beeinflusst die biogeochemischen Prozesse im Aquifer, was zur Kolmation und folglich zum Brunnenverschleiß führt. Die Zone, wo der Brunnen die mikrobiologischen Prozesse beeinflusst, breitet sich nicht mehr als 1 – 2 m aus. Die Biofilmbildung innerhalb der Brunnenzone stimmt oft mit der Ablagerung oxidierter und reduzierter Arten von Fe und Mn überein (MEDIHALA et al., 2012).

„Black-Box-Modelle“:

127) Verschiedene Experimente stellen die Beweglichkeit von drei chemischen Schadstoffen im Sedimentbett (HMX > RDX > TNT) dar und weisen auf die gute Eignung zur Entfernung von TNT und RDX hin. HMX und dessen Metabolite besitzen die höchste Beweglichkeit und können somit Sammelbrunnen, die sich unter der Flusssohle befinden, erreichen (ZHENG et al., 2009).

128) Die Präsenz von BDOC kann während der Anfangsphase der Infiltration bei anoxischen und aeroben Säulensystemen den Abbau von organischen Tracer-Schadstoffen durch die Förderung des Wachstums der Bodenbiomasse erhöhen und dient somit als Co-Substrat in der co-metabolischen Umsetzung dieser Verschmutzer (RAUCH-WILLIAMS et al., 2009).

129) Säulen- und Batchexperimente verdeutlichen, dass Uferfiltration unter aeroben Bedingungen zur Entfernung von SMX geeignet ist, wobei eine Bewegungszeit im Uferfiltrat von einigen Wochen bis Monaten wesentlich ist, um den dessen Abbau zu ermöglichen (BAUMGARTEN et al., 2010).

130) Pharmazeutische Stoffe werden in Abhängigkeit des verfügbaren BDOC bei der Untergrundpassage hauptsächlich biologisch abgebaut. Lediglich Carbamazepin verhält sich sowohl bei biotischen als auch unter abiotischen Bedingungen sehr persistent (MAENG et al., 2011b).

131) Batchtests mit drei verschiedenen Bodenmaterialien im Labor beweisen, dass das Antidiabetikum Metformin und dessen Metabolit Guanylurea am effektivsten durch Uferfiltration oder künstliche Grundwasseranreicherung entfernt werden können. Der Abbau erfolgt dabei vor allem biologisch. Sorption kann vernachlässigt werden (SCHEURER et al., 2012).

132) Die Kombination Ozonisierung (8 g/h) und Langsamsandfiltration stellt eine effektive Entfernungsmethode für organische Stoffe dar. Durch die Vorbehandlung mit Ozon kann die biologische Abbaubarkeit von DOC in Langsamsandfiltern von 22 % (ohne) auf 34 % erhöht werden. AMDOPH, Primidon und Benzotriazol sind nach der Ozonisierung und Langsamsandfiltration regelmäßig nachweisbar. Bei Sandsäulen kann durch eine Vorbehandlung mit Uferfiltration der Ozonbedarf um etwa 20 % vermindert werden (HÜBNER et al., 2012).

133) Ein Säulenexperiment beweist die starke Abhängigkeit der Sulfamethoxazol-Umwandlung von Nitrat-reduzierenden Bedingungen, während sich Ibuprofen stabiler verhält. Carbamazepin (Sorption, biologischer Abbau) und Diclofenac (biologischer Abbau) scheinen durchzubrechen, nachdem der Abbauvorgang nicht mehr dominierend ist. Die Verzögerung wird daher durch den Nitratgehalt beherrscht (BANZHAF et al., 2012).

134) Das Ausmaß der Biotransformation von organischen Tracer-Chemikalien in angepassten Systemen mit wenig BDOC ist ähnlich oder größer als Systeme mit mehr BDOC. Die Anpassung unter weniger günstigen Bedingungen (Mangel an BDOC) kann zu einer oligotrophen Biogemeinschaft führen, die sich für Enzyme eignen, die solche Chemikalien umwandeln können (HOPPE-JONES et al., 2012).

135) Bei technischen Untersuchungen wird das Herbizid Glyphosat hauptsächlich durch Abbauprozesse vermindert. Adsorbtion kann bei niedrigen Konzentrationen auch eine wichtige Rolle spielen. Oxische Bedingungen, bepflanzte Sedimentoberflächen und lange Bewegungszeiten (> 10 Tage) sind bei Uferfiltrationsstandorten vorteilhaft (LITZ et al., 2011).

136) Die Suspensionsstabilität und das Transportverhalten von Polymer-beschichteten Nanopartikel (Titandioxid, Zinkoxid) sind gegenüber blanken Nanopartikel wegen der

elektrosterischen Stabilisierung völlig unterschiedlich. Während die Ablagerung der blanken Partikel auf den Sandoberflächen generell hoch ist, kann sie bei Änderungen im Auslaugverhalten auch dynamisch erfolgen (PETOSA et al., 2011).

137) Cyclodextrin-Nanopartikel werden durch Miniemulsionspolymerisation synthetisiert und besitzen eine hohe Absorbtionsfähigkeit von aromatischen organischen Molekülen aus dem Wasser. Der Absorbtionsprozess an den Wasser-Feststoff-Grenzflächen trennt durch die Bildung von Einlagerungskomplexen die organischen Komponenten vom Wasser. Phenol besitzt in Bezug auf die relativ hohe Löslichkeit von Phenol im Wasser eine niedrigere Entfernungseffizienz als Toluen (BARUCH-TEBLUM et al., 2010).

138) Die meisten Pharmazeutika können bei Säulenversuchen >90 % aus zwei verschiedenen Wässern (Flusswasser, - mit Kläranlagenablauf) entfernt werden. Gemfibrozil, Diclofenac und Bezafibrat werden hingegen bei schmutzigem Oberflächenwasser gering eliminiert, da dabei die Mikroorganismen dominierend sind und keine Enzyme für die biologische Umwandlung (Co-Metabolismus) entwickeln und/oder die drei Stoffe als Kohlenstoffquellen verwenden können. Carbamazepin und Clofibrinsäure weisen in beiden Wässern persistentes Verhalten auf (MAENG et al., 2012).

139) Diclofenac und Sulfamethoxazol weisen bei Batchexperimenten mit Aquifer-Material seltsames Verhalten auf, da deren Konzentrationen in der Mitte der Tests abnehmen, aber gegen Ende wieder steigen, was auf die Wirkung der denitrierenden Bedingungen auf aromatische Amine hinweist. Die Konzentration der zwei Stoffe verringert sich bei der Bildung von Nitrit, aber springt bei der Reduktion von Nitrit zu Stickstoff wieder zurück (BARBIERI et al., 2012).

140) Bei Laborexperimenten werden verschiedene anaerobe Bedingungen gefördert und in jedem Szenario durch Zusätze geeigneter Mengen an Elektronendonatoren (leicht abbaubare organische Komponenten) und –akzeptoren (NO_3, Mn(III/IV), Fe(III), SO_4) aufrecht erhalten. Während der Betablocker Atenolol bei abiotischen Bedingungen eine beständige/gleiche Entfernungsrate aufweist, wird es beim geförderten SO_4-reduzierenden Experiment biotisch am schnellsten reduziert (BARBIERI et al., 2011).

141) Das Sorptionsverhalten von Quecksilber in sandigen Sedimenten erscheint eher schwach und steht in positiver und linearer Wechselwirkung mit der Partikelgröße. Der Sorptionskoeffizient korrelliert negativ mit der Konzentration von DOC und positiv mit der Anzahl an Bakterien, wobei der bakterielle Einfluss deutlich größer ist als die Partikelgröße (BENGTSSON und PICADO, 2008).

142) Sulfamethoxazol nimmt aufgrund der steigenden denitrierenden mikrobiellen Aktivität mit der Produktion von NO und NO_2^-, was in einer leichten Diazotierungsreaktion und folglich der Bildung von Umwandlungsprodukten (4-Nitro-SMX und Desamino-SMX) resultiert, schnell ab. Das Umwandlungsprodukt 4-Nitro-SMX besitzt jedoch das Potential, sich zu Sulfamethoxazol wieder rückzuwandeln (NÖDLER et al., 2012).

143) Der Durchbruch von 0,46 µm großen Latex-Partikeln ergibt bei sieben verschiedenen Sandzusammensetzungen 100 %. Unter Berücksichtigung, dass alle verwendeten Latex-Partikel in den Experimenten carboxylierte Oberflächengruppen besitzen und die abstoßende Wechselwirkung zwischen den negative geladenen Partikeln und den Sandkörnern mit der Partikelgröße erhöht wird, kann die Fixierung der großen Partikel im Sand auf die Filtration zurückgeführt werden (PORUBCAN und XU, 2010).

144) Kolloide werden bei Säulenversuchen im natürlichen Sand viel stärker zurückgehalten als in den gereinigten Sanden. Der Vergleich der physikalischen und chemischen Oberflächeneigenschaften der unterschiedlich gereingten Sande zeigt auf, dass Staubpartikel im natürlichen Sand einen größeren Einfluss auf den kolloidalen Rückhalt

haben, als Veränderungen der Kornoberflächenladung, die durch die Sandreinigungen resultieren (SHANI et al., 2007).

145) Die Entfernung von Cryptosporidium parvum Oozysten aus sandigen Flusssedimenten erfolgt unabhängig von Kohlenstoffinhalt, bakteriellen koloniebildenden Einheiten oder Textureigenschaften des Sandes. Aufgrund der unterschiedlichen Korngrößenverteilung scheint Filtration (straining) keine Rolle bei der Entfernungseffizienz zu spielen. Die Kolloidanlagerungskoeffizienten erster Ordnung folgen den logarithmischen Normalverteilungsfunktionen (FAULKNER et al., 2010).

146) Die Fixierung von Cryptosporidium parvum Oozysten und Mikrosphären innerhalb der Sedimente ist mehr der sorptiven Filtration als der physikalischen Aktivität zuzuordnen. Ein Zusatz von 2,2 mg/L DOC des Flusses zu den Sedimentsäulen ergibt eine 35,7 %-ige Sorptionsabnahme. Auch anionische oberflächenaktive Natriumdodecylbenzolsulfonate können die Anlagerungsvorgänge der Mikrosphären und Oozysten deutlich verringern (METGE et al., 2009).

147) Anoxische Bedingungen hemmen (Grundwassersedimente) bzw. verzögern (Filtersand) den Abbau von Cylindrospermopsin vergleichsweise zu oxischen Bedingungen. Bei einer Temperaturverringerung von 20 °C auf 10 °C vermindert sich die Abbaurate um einen Faktor von 10. Bei Raumtemperatur können die Abbauvorgänge im Filtersand durch Zugabe von DOC beschleunigt werden (KLITZKE und FASTNER, 2011).

148) Bei einer Langsamsandfiltrationsanlage ist der $\log_{10}$ mittlerer Entfernung somatischer Phagen niedriger als jener von fäkalen Bakterien und entspricht eher dem der Darm-Adenoviren. Daher sind für die Virenentfernung durch Langsamsandfiltration die somatischen Phagen bessere Prozessindikatoren als Escherichia coli. Bei einer Porenwassergeschwindigkeit von 50 cm/d weisen somatische Phagen höchste Entfernungsraten auf. Der Großteil wird durch Filtrationsprozesse entfernt (BAUER et al., 2010).

149) Das Transportverhalten von Oozysten und Mikrosphären durch zwei komplexe Böden (vulkanisch bzw. landwirtschaftlich) zeigt, dass trotz Makroporen die Böden als effiziente Entfernungsfilter dienen, während ein dritter, sehr organischer Boden stark reversible Interaktionen aufweist und es nach Regenereignissen zur Abtrennung von kleinen Pathogenen ins Porenwasser kommen kann (MOHANRAM et al., 2010).

150) Sorption von Anatoxin-a erfolgt meistens durch Kationenaustausch und erweist sich um einiges stärker als bei Cylindrospermopsin. Obwohl Ton und organischer Kohlenstoff die wichtigsten Parameter bei der Sorption von ATX sind, kann es auch durch sandige poröse Medien zurückgehalten werden. Cylindrospermopsin sorbiert wegen der Abstoßung negativ geladener Oberflächen kaum/nicht an sandige und schluffige Sedimente. Es wird nur durch vermutlich nicht-spezifische Sorption an organische Materialien deutlich entfernt (KLITZKE et al., 2010).

151) Die Entfernungseffizienz von drei untersuchten Fäkalorganismen in wassergesättigten Sandsäulen erhöht sich generell mit abnehmender Wassergeschwindigkeit und Sandkorngröße. Escherichia coli wird am stärksten, MS2 am schwächsten zurückgehalten (SYNGOUNA und CHRYSIKOPOULOS, 2012).

152) Ab einem bestimmten Verschmutzungsgrad kommt es wegen der Konkurrenz um Anlagerungsplätze und der möglichen Freisetzung von Mikroorganismen zu einer Veränderung der Entfernungseffizienz von E.coli J6-2 und MS2-Phage. Niedrige DOC-Konzentrationen (0,17 mg/L) haben wenig Einfluss auf die Entfernung von E. coli J6-2 und reduzieren die Anlagerung von MS2-Phage geringfügig. Bei erhöhtem DOC (1,7 mg/L und 17 mg/L) zeigen weder E. coli J6-2, noch MS2-Phage Anlagerungstätigkeiten und die Wiedergewinnungsraten erhöhen sich drastisch (bis zu 100 %; WEAVER et al., 2012).

153) Der Rückhalt von Oozysten wird durch die Kombination der niedrigen Geschwindigkeit, schwachen Wechselbeziehungen und/oder sterischen Abstoßung (steric repulsion) kontrolliert. Eine steigende Ionenkonzentration führt zu erhöhtem Rückhalt der Oozysten. Im Gegensatz dazu resultiert eine steigende Geschwindigkeit und Korngröße wegen Unterschiede der Flüssigkeits-Schleppkraft und Stoffaustauschraten von der flüssigen zur festen Phase und von hohen zu niedrigen Geschwindigkeitsbereichen in einem geringeren Rückhalt der Oozysten (KIM et al., 2009a).

154) Der Vergleich vom Transport- und Rückhalteverhalten zwischen makromolekülhaltigen und –armen Zellen lässt darauf schließen, dass der Rückhalt von E. coli O157:H7 durch Wechselbeziehungen der Makromoleküle beeinflusst werden kann. Die mit Enzymen behandelten Zellen werden in den Säulen weniger zurückgehalten. Im Gegensatz zu den behandelten Zellen kann für unbehandelte Zellen ein zeitabhängiger Ablagerungsprozess (z.B. Reifeprozess) erkannt werden. Das beweist, dass Makromoleküle die Interaktionen zwischen den Zellen erhöhen (KIM et al., 2009b).

155) Bei gesättigten Sandsäulenexperimenten resultiert der Transport von metabolisch-aktivierten Pseudomonas fluorescens ohne Substratzusatz (Glukose) zu einer bimodalen Durchbruchkurve, da deren stabförmige und kokkoide Zellen unterschiedliches Durchbruchverhalten aufweisen. Dies kann auf einen Mangel an Sauerstoff zurückgeführt werden. Beim Substratzusatz erscheinen zwei Durchbruchspitzen hintereinander und es werden mehr Bakterien zurückgehalten (JANSEN et al., 2010).

156) Die von der Sickerrichtung abhängige Durchlässigkeit unterschiedlicher Sedimente und der Zusammenhang zwischen Durchlässigkeit und Oberflächenwassergeschwindigkeit hängen vom Vorkommen einer schwach durchlässigen Sedimentschicht in der Nähe der Bettoberfläche ab, ohne die keine Reduzierung der Durchlässigkeit und eine entsprechende Erhöhung des hydraulischen Druckgefälles an der Bettoberfläche vorkommen kann (ROSENBERRY und PITLICK, 2009).

4.1 Prozesse in der fließenden Welle: Einflüsse auf Oberflächengewässer, wie Niederschlag, Sonneneinstrahlung und diverse Einleitungen

4.1.1 Prozesse hinsichtlich physikalischer Parameter

101) Einfluss der Uferfiltration auf die Flusswasseraufbereitung – SINGH et al. (2009)

Tab. 1: Prozesse hinsichtlich physikalischer Parameter a) Fließende Welle b) Reduktion und Elimination (Farbe, Trübung, UV)	Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter a) Fließende Welle b) Reduktion und Elimination (DOC, organische Schadstoffe allgemein)
Tab. 3: Prozesse hinsichtlich mikrobiologischer Parameter a) Fließende Welle b) Reduktion und Elimination (Coliforme)	

SINGH et al. (2009) untersucht den Einfluss der Uferfiltration auf die Wasseraufbereitung vom Fluss Yamuna bei Mathura in Indien. Nach zwei verschiedenen Behandlungsverfahren an zwei unterschiedlichen Standorten (1) mit Vorchlorung (ohne Uferfiltration) und (2) ohne Vorchlorung (mit Uferfiltration) werden mehrere Wasserproben entnommen und im Labor qualitativ verglichen.

Die Ergebnisse der Uferfiltratqualität vom Standort 2 zeigen, dass organische Verschmutzungen, coliforme Bakterien und die Trübung durch Uferfiltration reduziert werden, während der Mineralgehalt des Uferfiltrates höher als der des Flusswassers ist. Der zulässige Grenzwert für Härte und Alkalinität wird eingehalten, jedoch das erwünschte Maß für diese Parameter nicht erreicht. Farbe, UV-Absorbtion und DOC verringern sich durch die Bodenpassage um etwa 50 %. Das UV-Absorbtionsvermögen von Wasserproben stellt bei 254 nm vorhandenes organisches Material dar, das bei der Uferfiltration verdünnt, sorbiert und/oder abgebaut wird. Das untersuchte Brunnenwasser besitzt bei einer Wellenlänge von 254 nm ein durchschnittliches UV-Absorbtionsvermögen von 0,096 cm^{-1}, DOC von 2,35 mg/L und eine Farbe von 22 CU (Colour Units). Die gesamten Kolibakterien verringern sich durch die Uferfiltration von $23 \times 10^2 – 15 \times 10^5$ MPN/100 mL auf $43 – 75 \times 10^3$ MPN/100 mL.

Dennoch entspricht die Uferfiltratqualität am Standort 2 nicht den Trinkwasserqualitätsstandards. Daher werden das uferfiltrierte Wasser sowie das Flusswasser nach unterschiedlichen Laufzeiten noch ozonisiert. Ermittlungen zeigen, dass bei der Reduktion des DOC auf ein gewünschtes Maß, die erforderliche Ozonmenge und die Ozonisierungsdauer für das Uferfiltrat vergleichsweise geringer sind, als jene für das Flusswasser. Daher erscheint im Vergleich zur Vorchlorung (ohne Uferfiltration) des Wassers vom Fluss Yamuna nach direkter Wasserförderung (Pumpen) die Uferfiltration bei der Verbesserung der Rohwasserqualität, mit Ausnahme der Farbreduzierung, effizienter zu sein.

102) Charakterisierung des uferfiltrierten Wassers und der Flusswasserqualität bei einem Standort am unteren Nakdong River (Republik Korea) – LEE J.-H. et al. (2009)

Tab. 1: Prozesse hinsichtlich physikalischer Parameter a) Fließende Welle b) Schwankungen → temporal (Trübung)	Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter a) Fließende Welle b) Schwankungen → saisonal (Tracer/Isotope), biologischer Abbau → Denitrifikation, Wasser-Mineralstoff-Reaktion (Nährstoffe/Hauptkomponenten), Reduktion und Elimination (Mn)

In der Studie von LEE J.-H. et al. (2009) wird uferfiltriertes Wasser und die Flusswasserqualität an einem Uferfiltrationsstandort im Gebiet Daesan-Myeon (erste Uferfiltrationsstandort der Republik Korea), angrenzend an den Nakdong River, sowohl im Feld als auch im Labor, durch Wasserstand, chemischen Aufbau, stabile Isotope, Zeitreihen und Faktor-Analysen charakterisiert. Die anorganischen chemischen Komponenten im uferfiltrierten Wasser unterscheiden sich wesentlich von denen im Flusswasser. Die meisten Uferfiltratproben können Ca-HCO_3- und Na-HCO_3-Typen zugeordnet werden, ein kleiner Teil Ca-Cl, während die Flusswasserproben Ca-HCO_3, Na-HCO_3, Ca-SO_4, Ca-Cl und Na-Cl enthalten.

Die Ergebnisse beweisen, dass Uferfiltrat chemisch stabiler ist als Flusswasser. Die Zusammensetzung der Sauerstoff- und Wasserstoff-Isotope des Uferfiltrates ist beinahe konstant, wohingegen die des Nakdong Rivers Schwankungen zeigen. Bei koreanischen Flüssen treten generell saisonale Schwankungen mit höheren Werten im Winter und niedrigeren Werten im Sommer auf (LEE und LEE, 1999; zit. in LEE J.-H. et al., 2009). Diese saisonale Schwankung bezieht sich eindeutig auf die Zusammensetzung der Sauerstoff- und Wasserstoff-Isotope des Niederschlages (LEE et al., 2003; OGRINC et al., 2008; zit. in LEE J.-H. et al., 2009). Die $\delta^{18}O$- und δD-Werte des Uferfiltrates weisen kleine Unterschiede zwischen den feuchten und trockenen Saisonen auf. Die außergewöhnliche, zeitliche Stabilität der Isotope lässt erkennen, dass Grundwasser im Alluvium deutlich vorhanden und gut vermischt ist.

NO_3^- stammt von verschiedenen anthropogenen Quellen und die höhere mittlere Konzentration im Fluss (15,2 mg/L) bestätigt den größeren Verschmutzungsgrad vergleichsweise zum Uferfiltrat (5,40 mg/L). Laut CHAE et al. (2004; zit. in LEE J.-H. et al., 2009) herrscht entlang der Landoberfläche und des Abflusses aufgrund der Nitrifikation von N-Düngemittel eine NO_3^--Verschmutzung vor. Die Hauptkomponente der nitrierten Düngemittel ist Ammoniumnitrat (NH_4NO_3) und diese wird durch Nitrifikation zu $4NO_3^-$ oxidiert (PAPATHEODOROU et al., 2007; zit. in LEE J.-H. et al., 2009). Daher bildet sich H^+ und NO_3^-. Da zwischen den NO_3^--Ionen im Uferfiltrat mit H^+ ein Zusammenhang besteht, kommt es zu keiner wesentlichen Nitrifikation. Auf der anderen Seite wird NO_3^- im Grundwasser durch Denitrifikation verringert. Einer der Hauptprozesse ist dabei der bakterielle Stoffwechsel (APPELO und POSTMA, 1999; zit. in LEE J.-H. et al., 2009). Zur NO_3^--Verringerung im Grundwasser führen auch Elektronenakzeptoren (APPELO und POSTMA, 1999; zit. in LEE J.-H. et al., 2009) sowie reduzierende Sauerstoffschwankungen (KOROM, 1992; zit. in LEE J.-H. et al., 2009). Die durchschnittliche Menge von 180 mg/L SiO_2 im Uferfiltrat und nur 5,90 mg/L im Fluss weist auf die Überlegenheit der Wasser-Mineral-Reaktion im Uferfiltrat hin. Auch Mn_{2+} zeigt im Uferfiltrat eine durchschnittlich höhere Konzentration (0,87 mg/L) auf als im reduzierenden Milieu des Flusses (0,02 mg/L).

Die Zeitreihen von Uferfiltrat stellen im Vergleich zum Flusswasser einen kontinuierlichen Trübungsverlauf dar. Die Verzögerungszeiten stellen die Auswirkung der Trübung vom Fluss auf das Uferfiltrat dar (Abbildung 4).

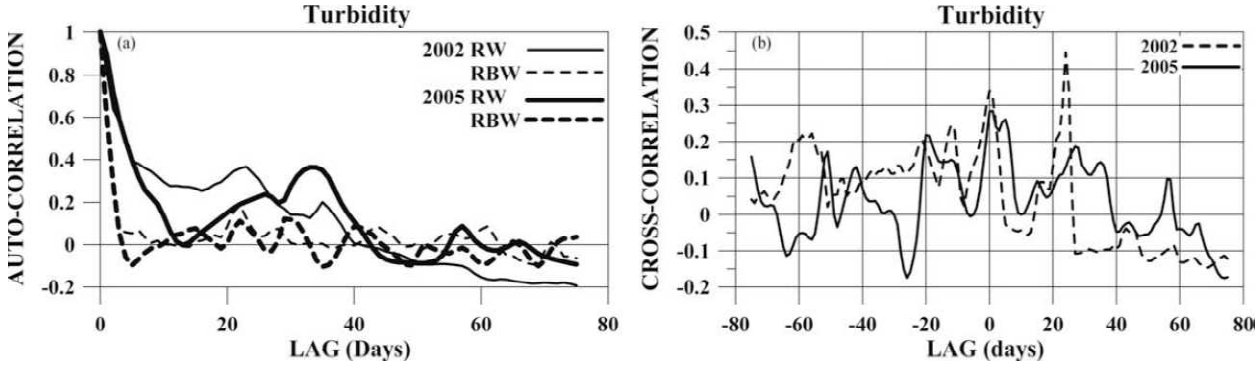


Abbildung 4: Autokorrelation (a) und Kreuzkorrelation (b) der Trübung des uferfiltrierten Wassers (RBW) und des Flusswassers (RW) 2002 und 2005 (LEE J.-H. et al., 2009)

Die Resultate der Autokorrelation zeigen, dass der Grundwasserstand eine längere Linearität und einen längeren Memory-Effekt darstellt als der Flusswasserstand. Die Kreuzkorrelation ergibt bei einer Verzögerungszeit von 0 einen Höchstwert von 0,71 und weist darauf hin, dass sich der Grundwasserstand schnell auf den Flusswasserstand einstellt, während er sich bei unregelmäßig schwankendem Niederschlag konstant verhält (Abbildung 5).

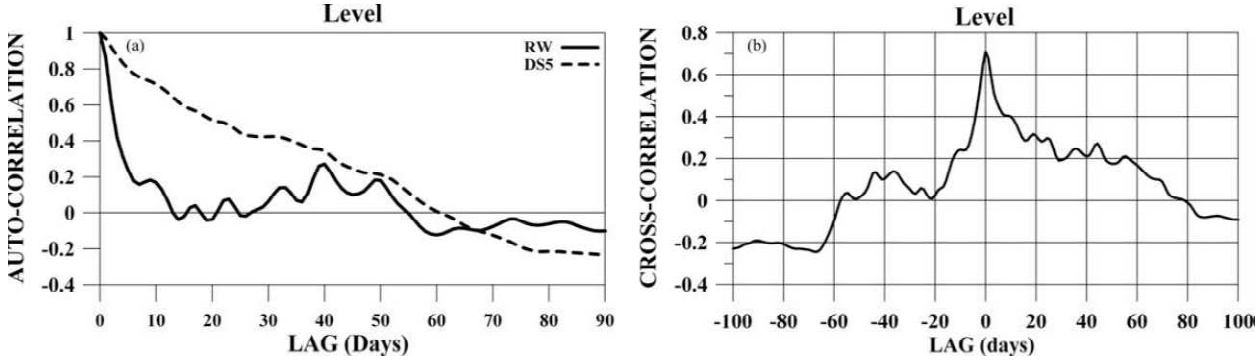


Abbildung 5: Autokorrelation (a) und Kreuzkorrelation (b) der Wasserspiegel des Grundwassers beim Brunnen DS5 und des Flusswassers (RW) 2005 (LEE J.-H. et al., 2009)

Nach der R-Faktor-Analyse für Uferfiltrat werden Mg^{2+}-, Ca^{2+}-, Na^{+}-, SiO_2-, Al^{3+}- und K^{+}-Ionen durch Mineral-Reaktionen und Dünger beeinflusst, wobei NO_3^{-}-, F^{-}-und Cl^{-}-Ionen als künstliche Verschmutzer (Dünger) dienen. Basierend auf der NO_3-Anordnung im Uferfiltrat deutet der große Zusammenhang zwischen HCO_3^{-} und SO_4^{2-} das Vorkommen der Denitrifikation an, während im Untersuchungsbereich weder Nitrifikation noch Denitrifikation dominiert.

103) Klimaeinfluss auf die Uferfiltration – SPRENGER et al. (2010)

Tab. 1: Prozesse hinsichtlich physikalischer Parameter a) Fließende Welle b) Filtration, Van-der-Waals-Kräfte (Trübung)	Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter a) Fließende Welle b) Biologischer Abbau (DOC, Arzneimittel, PAK, endokrine Disruptoren), biologischer Abbau → Nitrifikation, biologischer Abbau → Denitrifikation, biologischer Abbau → anaerobe Ammonium-Oxidation, biologischer Abbau → Mineralisierung, biologischer Abbau → Assimilation, Sorption/Desorption (Nährstoffe/Hauptkomponenten), Sorption/Desorption, Ausfällung, Sorption/Desorption → Ionenaustausch (Schwermetalle, Übergangsmetalle), biologischer Abbau, Sorption/Desorption (Pestizide)
Tab. 3: Prozesse hinsichtlich mikrobiologischer Parameter a) Fließende Welle b) Filtration, Inaktivierung, Absterben (Protozoen), Adsorption/Anlagerung, Absterben (Pathogene), Adsorption/Anlagerung, Inaktivierung (Viren allgemein), Filtration, biologischer Abbau (Cyanobakterien/Microcystine)	

SPRENGER et al. (2010) untersucht in dieser Studie die Auswirkungen der Klimafaktoren Temperatur und Niederschlag auf die Leistung der Uferfiltration sowie die Bedeutung von Trocken- und Hochwasserszenarien (Abbildung 6).

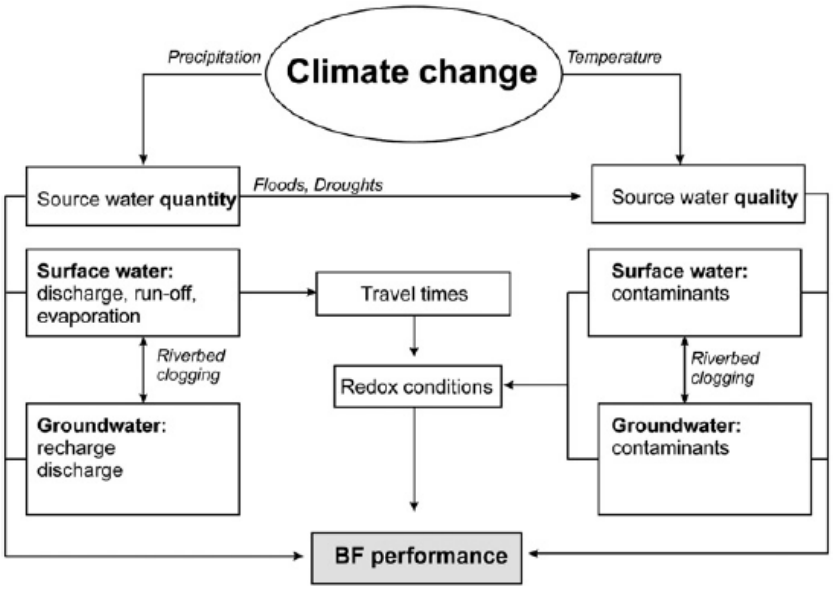


Abbildung 6: Klimafaktoren beeinflussen die Leistung der Uferfiltration (SPRENGER et al., 2010)

Wasserquantität und -qualität, als auch Redox-Bedingungen und Fließzeit werden durch verschiedene Klimafaktoren beeinflusst. Trockenperioden fördern bei der Uferfiltration die anaeroben Bedingungen, während Hochwasserereignisse die Fließzeit drastisch verkürzen und dadurch Pathogene, Metalle, suspendierte Feststoffe, DOC und organische Mikroschadstoffe eindringen können.

Punktuelle Schadstoffquellen von industriellen (z.B. industrielle Chemikalien und Schwermetalle) und kommunalen Abwässern (z.B. Ammonium, Pharmazeutika und organische Stoffe) haben unter Trockenbedingungen einen größeren Einfluss auf das Oberflächenwasser als diffuse Schadstoffquellen. Daher können niedrige Nitrat- und Pestizidkonzentrationen

vorkommen. Aufgrund des gesenkten Verdünnungspotentials und warmer Temperaturen können sich Schadstoffe (Schädlinge) ansammeln, denen mit Pestiziden entgegengewirkt wird. Algengiftstoffe, DOC oder Ammonium werden unter aeroben Bedingungen besser abgebaut und verhalten sich bei Trockenheit persistenter. Unter diesen Bedingungen kann man erwarten, dass sich die Qualität des schwebstoffhaltigen Oberflächenwassers verringert. Wegen des niedrigen Verdünnungspotentials des Oberflächenwassers werden voraussichtlich Pathogene, Desinfektionsnebenprodukte, endokrine aktive Stoffe und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe erhöht. Durch niedrige Fließgeschwindigkeiten und Eutrophierung werden das Algenwachstum und der Sauerstoffabbau gefördert. Algen entstehen in nährstoffreichem Wasser in mäßigen Klimazonen, vor allem während des Sommers und im Herbst. Unter tropischen Bedingungen können sie hingegen über das ganze Jahr wachsen. Wegen des geringen Entfernungspotentials bei Uferfiltrationssystemen stellen giftige Algenblüten unter anoxischen bis anaeroben Bedingungen ein Risiko dar.

Bei Hochwasserereignissen werden Schwebstoffe sowie angelagerte Pathogene und Schwermetalle mobilisiert. Abwässer von industriellen, städtischen und landwirtschaftlichen Bereichen befördern hohe Konzentrationen von Mikroschadstoffen (z.B. aromatische Kohlenwasserstoffe) und Düngemittel (z.B. Nitrat und Pestizide) ins Grundwassersystem. Zusätzlich werden auch organische Stoffe, Ammonium und Pharmazeutika im Oberflächenwasser transportiert. Bei Überflutungsszenarien können Verdünnungseffekte und Sauerstoffeintrag durch Turbulenzen der Qualitätsverschlechterung entgegenwirken. Es ist nicht zu erwarten, dass sich die Redoxbedingungen verändern. Die erhöhten Fließgeschwindigkeiten und verkürzten Fließwege verringern die Aufenthaltszeiten im Untergrund und beeinträchtigen die Abbauprozesse. Viele organische Mikroschadstoffe sind eigentlich persistente Kohlenwasserstoffe und erfordern für den Abbau meist lange Aufenthaltszeiten. Die erhöhten Schwebstoffmengen sind durch Uferfiltration effizient entfernbar.

Die gewonnenen Erkenntnisse zeigen, dass nur Uferfiltrationssysteme, die die Redox-Abfolge oxisch->anoxisch umfassen, die maximale Entfernungseffizienz sichern. Durch die Speicherkapazität im Untergrund und die Verfügbarkeit zweier Wasserquellen scheint die Uferfiltration für die Trinkwasserversorgung weniger anfällig auf Qualitätsbeeinträchtigungen zu sein als die Oberflächen- oder Grundwasserentnahme allein. Vermindernde Grundwasserressourcen können durch künstliche Anreicherungstechniken mit Oberflächen- oder aufbereitetem Wasser geregelt werden.

Zum Vergleich unterschiedlicher Uferfiltrationsstandorte werden in Tabelle 1 die dominierenden Entfernungsprozesse von verschiedenen Schadstoffen, Fließzeiten oder –distanzen der Uferfiltrate, Redoxbedingungen, Entfernungseffizienzen sowie Auswirkungen von Trocken- und Hochwasserszenarien auf die Uferfiltrationssysteme dargestellt. Die Wasserqualitätsparameter lassen sich in physikalisch-chemische Parameter und Nährstoffe, biologische Parameter sowie organische Mikroschadstoffe klassifizieren.

Tabelle 1: Einfluss des Klimas auf die Entfernung von Schadstoffen bei den Szenarien Dürre und Hochwasser (SPRENGER et al., 2010)

Water quality parameter			Removal process	Travel time or travel distance/redox state	Purification capacity of BF	Reference	Comments	Overall removal efficiency	Vulnerability of BF systems	
									Drought	Flood
Physico-chemicals		Suspended solids	Straining , Van-der-Waals forces	<10 days/–	<1 NTU	Wang, 2003; Schubert 2002	High capacity to remove suspended solids	Good	Low	High
		DOC	Biodegradation, sorption	10 to 50 days/oxic	20 to 60%	Gruenheid et al. 2005; Miettinen et al. 1996	Most efficient removal in the oxic infiltration zone, anoxic/anaerobic carbon degradation requires long travel time	Good	High	High
	Nutrients	Nitrogen	Nitrification, denitrification, sorption, annanmox, mineralisation, assimilation			Böhlke et al., 2006; Ray et al., 2002a, 2002b	Nitrogen turnover strongly depends on redox conditions	Moderate	High	High
	Inorganic	Pb, Cu, Zn, Cd, As, Fe, Mn, Se, Cr, U, F	Sorption, precipitation and ion exchange		0 to 94%	Schmidt et al. 2003		Inconsistent	High	High
Biological	Pathogens	Protozoa	Straining, inactivation, die-off	<10 days/–	0.5 to 4 log10	Berger, 2002; Tufenkji et al. 2004	Straining only significant for protozoa	Good	Low	Low
		Bacteria	Sorption, die-off	11 to 63 days/–	3.2 to >5 log10	Dash et al. 2008; Schijven, 2002		Good	Low	High
		Virus	Sorption, inactivation	13 to 43 days/–	3.9 to 7.8 log10	Schijven et al., 2003; Havelaar et al. 1995	Most efficient removal in the infiltration zone	Good	Low	High
	Cyanotoxins	Microcystins	Straining, biodegradation	Few cm/oxic	2 to 3 log10	Gruetzmacher et al., 2009		Good	High	Low
Micropollutants	Organics	Pesticides	Degradation, sorption,	Few m/oxic		Schwarzenbach et al. 1983, Verstraeten et al. 2003		Inconsistent	High	High
		Pharmaceuticals	Degradadtion	Few m/oxic		Heberer et al. 2004; Massmann et al. 2008		Inconsistent	High	High
		Hydrocarbons	Degradation	Few m/oxic	0 to 90%	Jüttner 1999; Schwarzenbach et al. 1983	Most efficient removal in the infiltration zone	Inconsistent	High	High
		Endocrine Disruptor Compound	Degradation	Few m/oxic		Brauch 1988; Lindner et al. 2000	90% Bisphenol A, estradioles, nonylphenols and octylphenols removed	Moderate	High	High

4.1.2 Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter

104) Verminderung von TOC und organischen Tracer-Chemikalien durch Uferfiltration in den Vereinigten Staaten – HOPPE-JONES und DREWES (2010)

Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter

a) Fließende Welle

b) Biologischer Abbau (TOC, Arzneimittel, Flammschutzmittel)

HOPPE-JONES und DREWES (2010) erkunden in dieser Studie die Funktion der vorherrschenden Redox-Bedingungen, der Verweilzeit, des biologisch abbaubaren, organischen Kohlenstoffes und der Temperatur, damit die Verminderung von TOC und organischen Tracer-Chemikalien (TOrC) durch Überwachung dreier Uferfiltrationseinrichtungen an unterschiedlichen Gebieten (South Platte River in Colorado: 14 m³/s, hauptsächlich Sandboden, Cedar River in Ionea: 106 m³/s, sandiger Aquifer, Ohio River in Kentucky: 3300 m³/s, glazialer Sand- u. Kiesboden) der Vereinigten Staaten erzielt werden kann.

Die Konzentration von TOC im South Platte River veringert sich während der Anfangsphase der Infiltration deutlich und bei längerem Aufenthalt von 25 Tagen im Untergrund auf 3,7 mg/L (Brunnen: PTMW4). Die SUVA-Werte (spezifisches UV-Absorbtionsvermögen) erhöhen sich hingegen geringfügig (Brunnen: PTMW4), wie Abbildung 7 zeigt:

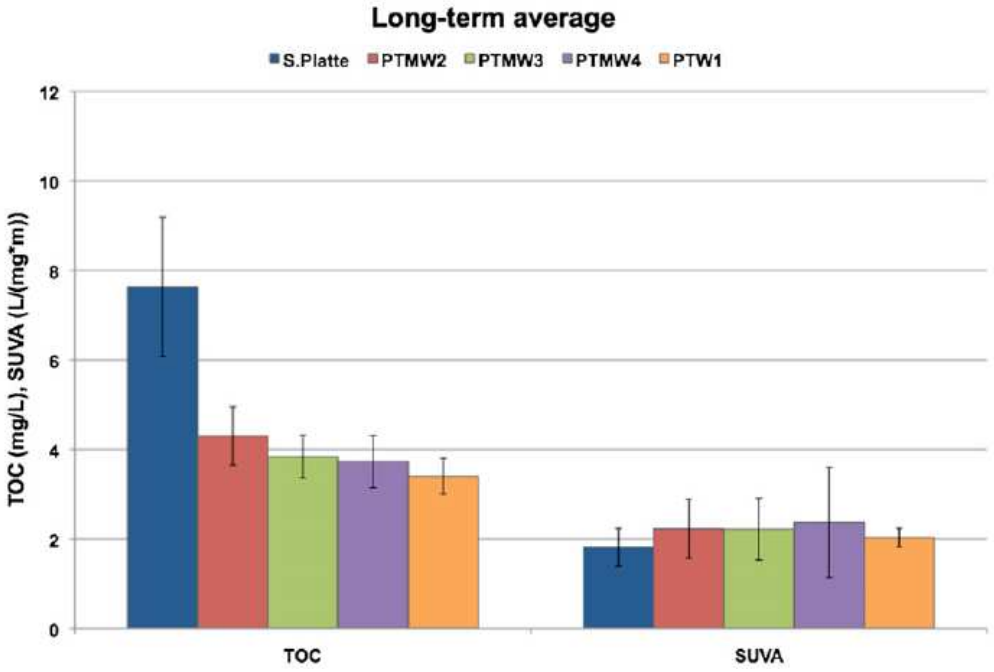


Abbildung 7: Änderung der Redoxparameter TOC und SUVA während der Uferfiltration (Fluss: S. Platte, Überwachungsbrunnen: PTMW2, 3, und 4, Förderbrunnen: PTW1) (HOPPE-JONES und DREWES, 2010)

Die hohe TOC-Konzentration und der niedrige SUVA-Wert deuten auf eine bevorzugte Umwandlung von nicht-aromatischem organischem Material bei der Uferfiltration hin. Die Redoxänderung von oxischen zu anoxischen Bedingungen kann generell bei allen drei Uferfiltrationsstandorten beobachtet werden. Am Standort des Ohio Rivers nimmt SUVA gering ab und zeigt, dass das landseitige (huminstoffhaltiges) Grundwasser niedrigere Konzentrationen aufweist als das verdünnte Flusswasser im Uferfiltrationsbrunnen. Bei höheren

Abflussbedingungen im Sommer wird TOC in der Anfangsphase der Infiltration etwas besser entfernt, als im Winter bei niedrigem Abfluss.

Für die Abschätzung der Verminderungsprozesse von TOrC werden hauptsächlich gut wasserlösliche, polare Chemikalien ausgewählt. Die meisten dieser Indikatoren wandeln sich im Untergrund unter verschiedenen Redoxbedingungen biologisch um. Im Ohio oder Cedar River sind TOrC aufgrund des geringen Einflusses von Abwassereinleitungen nicht nachweisbar. Der häufigste Grund dafür sind Mischungs- bzw. Lösungsvorgänge. Im South Platte River können 11 von 16 Komponenten aufgrund des großen Einflusses von Abwässern ermittelt werden. Es wird vermutet, dass höhere Temperaturen die Entfernungseffizienz von biologisch abbaubaren Komponenten erhöhen. Konservative Tracer, wie antiepileptische Drogen (Primidon, Carbamazepin) und chlorierte Flammschutzmittel (TCEP, TCPP, TDCPP) werden dadurch nicht beeinträchtigt. Die Konzentrationen der 11 ermittelten TOrC kommen im Fluss sowie im Förderbrunnen vor und vermindern sich bei der Untergrundpassage deutlich. Im Sommer verringert sich Naproxen, Ibuprofen und Gemfibrozil nach einer Aufenthaltszeit von 5 Tagen (PTWM2) auf weniger als 50 ng/L. Bei einer längeren Dauer folgt keine weitere Reduktion. Im Winter kommt es hingegen nach 5 Tagen zu einer verzögerten Verminderung. Für eine weitere Entfernung sind längere Aufenthaltszeiten bis zu 25 Tage notwendig. Das zeigt, dass eine durchschnittliche Temperatur von weniger als 10 °C im Winter die Reduktion von TOrC verringert.

105) Indikatoren für die Bewertung von Abwasserbeiträgen zum Durchfluss und zur Wasserqualität – DICKENSON et al. (2010)

Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter

a) Fließende Welle

b) Biologischer Abbau → Photolyse, Lösungsprozesse (organische Schadstoffe allgemein)

Das Ziel dieser Studie von DICKENSON et al. (2010) besteht darin, Indikatoren durch das Vorkommen organischer Tracer-Chemikalien in nordamerikanischen konventionellen sekundär- oder tertiär-behandelten Abwässern zu identifizieren sowie deren Verbleib und Transport in zwei stark beeinflussten Flüssen abzuschätzen.

Das Vorgehen wird durch eine Abflussüberwachung bei zehn Abwasserbehandlungsanlagen und zwei Abfluss-beeinflussten Flüssen mit kurzen Retentionszeiten (< 17 h) überprüft. 56 Stoffe sind besonders gut als potenzielle Indikatoren geeignet und kommen häufig mit mindestens fünfmal höheren Konzentrationen als deren Nachweisgrenze in Abflussproben vor.

Die Überwachungsdaten der zwei beeinflussten Flüsse zeigen, dass widerspenstige Komponenten, wie TCEP, TCPP und Meprobamat, mit der Fließzeit minimale Lösungseinflüsse zeigen. Ibuprofen, Gemfibrozil und Naproxen werden hingegen dabei nicht vermindert, obwohl bei ähnlichen Fließzeiten im flachen (~ 0,3 m) Santa Ana River in Kalifornien Umwandlungen derselben Komponenten beobachtbar sind (LIN et al., 2006; zit. in DICKENSON et al., 2010). LIN et al. (2006; zit. in DICKENSON et al., 2010) zeigt mit Batchexperimenten, dass Ibuprofen und Gemfibrozil vorrangig durch Biotransformation entfernt werden, während Biotransformation und Photolyse/Photoabbau für die Entfernung von Naproxen entscheidend sind. Da der Standort 1 (Fluss ist normalerweise trocken und befördert nur während Hochwässern das Wasser stromaufwärts des Standortes) nicht nitrifiziertes sekundär behandeltes Abwasser empfängt (100 % des Flusses), das hohe Konzentrationen an Ammonium und TOC als auch wenig gelösten Sauerstoff (DO) enthält, können die aeroben Bedingungen nicht eingehalten werden und es kommt zu keiner biologischen Umwandlung der Komponenten. Der Santa Ana River erhält hingegen nitrifiziertes tertiär behandeltes Abwasser, das durch niedrige Konzentrationen an Ammonium und TOC charakterisiert wird, wodurch aerobe Bedingungen bestehen bleiben können und wahrscheinlich zur Verringerung der Komponenten führen.

Die Komponenten EDTA, Sulfamethoxazol, Diclofenac, Trimethoprim und Carbamazepin werden bis zum Standort 1 um 47, 33, 27, 20 und 12 % vermindert. Diclofenac und Carbamazepin sind normalerweise sehr widerspenstig. Da die Probennahme im Sommer erfolgte und der Fluss seicht (10 – 30 cm) war, herrschten oberflächennahe Bedingungen. Daher kann Photolyse/Photoabbau für die Abnahmen verantwortlich sein.

Bis zum Standort 2, der sich an einem tieferen Fluss (1,2 m) befindet, werden die Stoffe Ibuprofen, Gemfibrozil und Naproxen wohl wegen der niedrigen biologischen Aktivität nicht verringert. Die größere Tiefe bietet im Vergleich zum Standort 1 weniger Interaktionsmöglichkeiten für die Komponenten mit dem Flussbett. Für deren Annahme dürften somit längere Aufenthaltszeiten erforderlich sein.

106) Gelöste organische Kohlenstoff-Konzentrationen und Durchflussmengen in bewaldeten Einzugsgebieten und Strömungen: DOC-3 Modell – JUTRAS et al., 2011

Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter
a) Fließende Welle
b) Schwankungen → saisonal (DOC)

Im süd-westlichen Neuschottland werden DOC-Konzentrationen in Strömungen alle 1 – 2 Wochen bestimmt und schwanken zwischen 3 und 40 mg/L (am höchsten im Sommer/Herbst, am niedrigsten im Winter/Frühling). Mit einem 3-Parameter-Modell (DOC-3) werden tägliche Strömungskonzentrationen von DOC und Durchflussschwankungen abgeschätzt. Die Parameter des Modelles beziehen sich auf den Stromgebiet-spezifischen „kDOC“ (bezüglich nasser- und offener-Wasserbereichsanteile pro Strömungsgebiet), die Verzögerungszeit „T“ zwischen DOC-Produktion und folgendem DOC-Austritt/Vorkommen im Durchfluss und die Aktivierungsenergie „Ea“ (beschäftigt sich mit der Temperaturauswirkung auf die DOC-Produktion). Die Kalibrierung erfolgt durch DOC-Daten (1988 – 2006) dreier Flüsse (Pine Marten, Moosepit Brook und Mersey River, gesammelt in der Nähe vom Kejimkujik National Park) und wird für die Interpretierung der DOC-Daten (1999 – 2003, Strömung, Grund- und Seewasser, Boden-Lysimeter) des Pockwock–Bowater-Projektes in der Nähe von Halifax (Neuschottland) verwendet.

JUTRAS et al. (2011) zeigt mit dieser Studie auf, dass die DOC-Konzentrationen in den Flüssen nicht jenen im Boden- und Grundwasser entsprechen. Basierend auf der durch das Wetter veränderten Bodennässe und Temperatur bei jedem Fluss sowie der aus topographischen Gründen gefolgerte Beckenbereich als auch nasse- und offene-Wasserbereichsanteile bei jedem Fluss sind die DOC-Konzentrationen prognostizierbar.

107) Abschätzung des kumulativen aquatischen Risikopotentials von Silber – BLASER et al. (2007)

Tab. 1: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter
a) Fließende Welle
b) Sorption/Desorption, Mischungs-/Verteilungsprozesse (Übergangsmetalle)
a) Fließgewässersohle, hyporheisches Interstitial (bis 1m Fließstrecke)
b) Sedimentation (Übergangsmetalle)

Diese Untersuchung von BLASER et al. (2007) handelt von der Analyse der Risiken von Silber-Nanopartikel, die in Textilien und Kunststoffen enthalten sind, auf süsswasserhaltige Ökosysteme.

Der Einfluss der hohen Toxizität von Silber-Ionen auf aquatische Organismen sorgt umweltbedingt für Bedenken. In der aquatischen Umwelt herrschen andere Formen von Silber vor und freie Ionen erscheinen nur in extrem niedrigen Konzentrationen (KRAMER et al., 2002; zit. in BLASER et al., 2007).

Silber bindet sich sehr stark an reduzierten Schwefel (BELL und KRAMER, 1999; zit. in BLASER et al., 2007). Messungen im aquatischen Milieu zeigen, dass die Sulfid-Konzentrationen normalerweise die Konzentrationen von Silber um drei Größenordnungen übersteigen (KRAMER et al., 2002; zit. in BLASER et al., 2007). Silber bindet sich in Süßwassersystemen erwartungsgemäß in Form von kolloidalen Silber-Sulfid-Anhäufungen oder als Silber-Sulfid-Oberflächenkomplexverbindung an organisches Material. Im Porenwasser der Sedimente kann es auch als organische Silber-Thiolate-Komplexverbindung vorherrschen. In Abwasserbehandlungsanlagen werden Silber-Thiosulfat-Komplexverbindungen (stammen aus der Photographie-Industrie) meistens in unlösliche Silber-Sulfide umgewandelt (LYTE, 1984; zit. in BLASER et al., 2007). Aufgrund der hohen Stabilität werden diese als endgültige Form von Silber in der natürlichen Umwelt angesehen.

Silber wird vor allem im Bereich von Schwebstoffen (> 0,45 µm) nachgewiesen, da es stark an Schwebstoffteilchen sorbiert. In Abwasserbehandlungsanlagen wird Silber leicht durch Klärschlamm entfernt, während es sich in aquatischen Systemen schnell in die Sedimente eingliedert und folglich Sedimentauflockerungen in der Wassersäule dauerhaft möglich sind (KRAMER et al., 2002; WANG et al., 2003; zit. in BLASER et al., 2007).

Für die Prognose der Konzentrationen im Wasser bei drei Emissions-Szenarien von Silber (maximale-, mittlere-, minimale Konzentration) wird der Fluss Rhein, der hohe Mengen an behandeltem Abwasser aufnimmt, verwendet. Die gewählten Modellparameter repräsentieren die Eigenschaften des Flusses von Basel (Schweiz) bis Lobith (Niederlande), 700 km flussab, wo sich der Fluss in drei Bereiche aufspaltet. Das Wasser wird durch 70 Behälter (repräsentieren Position der Städte) mit einer konstanten Länge (10 km) und steigendem Volumen transportiert. Das Volumen der Sedimente beträgt 5 % des stagnierenden Wassers bzw. 12,5 % des fließenden Wassers. Die Abteile werden vermutlich komplett vermischt.

Das Modell umfasst folgende Prozesse (W1 stellt das fließende Wasser dar, W2 das stagnierende Wasser und Sed deutet die obere Sedimentschicht an; Abbildung 8):

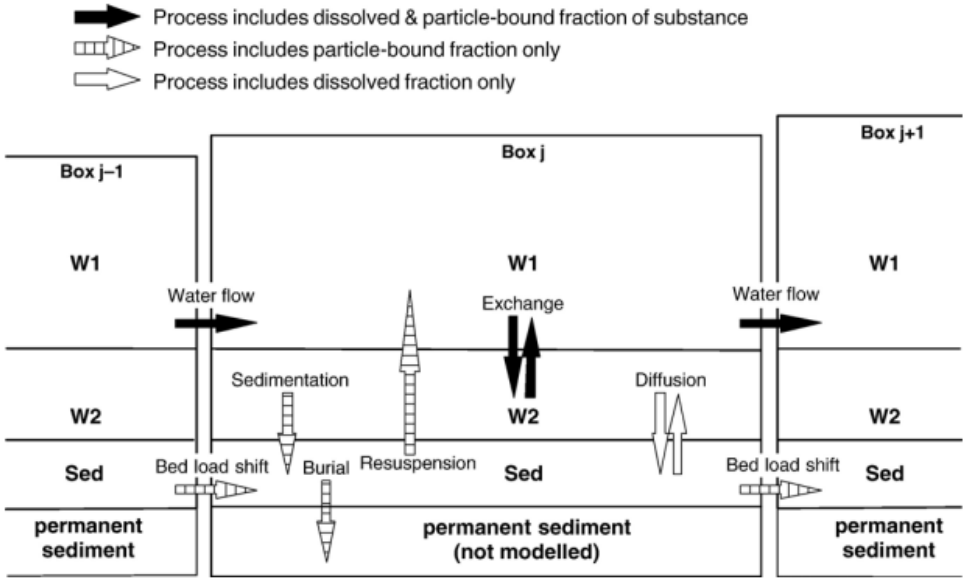


Abbildung 8: Simulierte Prozesse im Rhein-Modell (BLASER et al., 2007)

Das Verhalten der Silber-Sulfide (beziehen sich auf alle verschiedenen Arten von Silberkomponenten, die reduzierten Schwefel enthalten) im Wasser wird durch den Verteilungskoeffizient K_p beschrieben: K_p = Schwebstoffe (µg/kg) / Metall im Filtrat (µg/L)

Die empirischen Verteilungskoeffizienten für das gesamte Silber im Flusswasser reichen von $10^{4,0}$ bis $10^{6,6}$ L/kg und basieren meistens auf einer Größenabsperrung von 0,4 µm. Im Flussmodell wird ein durchschnittlicher Wert von $10^{5,3}$ L/kg verwendet. Mittels der Dividierung der Silber-Konzentration im Sediment (C_{Sed}) durch den Verteilungskoeffizient (K_p) ergibt sich die Konzentration von Silber-Sulfid im Porenwasser:

$$C_{Sed.interstitial} = \frac{C_{Sed}}{K_p}$$

Die Modellierung der prognostizierten Konzentrationen im Rhein (SCHERINGER et al., 1999; zit. in BLASER et al., 2007) stimmt mit den Überwachungsdaten von anderen Flusssystemen überein.

Da eine vollständige Charakterisierung der Toxizität von umgebenden Silberformen fehlt, ist für süsswasserhaltige Ökosysteme nur eine beschränkte Risikoeinschätzung möglich.

108) Myriophyllum aquaticum als Biomonitor von Schwermetallen bezüglich landwirtschaftlicher Tätigkeiten beim Xanaes River (Córdoba, Argentinien) – HARGUINTEGUY et al. (2012)

Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter

a) Fließende Welle

b) Schwankungen → temporal, Anreicherung (Schwermetalle)

HARGUINTEGUY et al. (2012) ermitteln in dieser Studie die zeitlichen Schwankungen von Schwermetallen (Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) in Zusammenhang mit landwirtschaftlichen Einflüssen auf das Oberflächenwasser sowie auf Sedimente des Xanaes Rivers, der in Córdoba (Argentinien) als Trinkwasserquelle verwendet wird. Weiters werden mögliche Verknüpfungen

zwischen der Anreicherung der Schwermetalle und den physiologischen Veränderungen in der Wasserpflanze Myriophyllum aquaticum analysiert.

Die Proben des Oberflächenwassers weisen beim Bereich mit intensiver landwirtschaftlicher Tätigkeit höhere Konzentrationen der gesamten Schwermetalle auf, während vergleichsweise zum natürlichen Standort (Bergregion) nur die Sedimente höhere Mn-Konzentrationen enthalten (Abbildung 9).

	Water ($\mu g\,L^{-1}$)			Sediment ($mg\,kg^{-1}$ DW)			*M. aquaticum* ($mg\,kg^{-1}$ DW)		
	Mountain site	Agricultural site	*p*-Value	Mountain site	Agricultural site	*p*-Value	Mountain site	Agricultural site	*p*-Value
Co	2.1 ± 0.7	7.6 ± 1.5	<0.0001	5.7 ± 0.9	5.3 ± 0.5	0.0559	2.0 ± 0.3	2.9 ± 0.3	<0.0001
Cu	4.5 ± 0.7	19.7 ± 12.3	<0.0001	5.3 ± 0.6	5.4 ± 0.6	0.9823	5.3 ± 2.6	8.2 ± 3.8	0.0008
Fe	25 ± 8	290 ± 190	<0.0001	6431 ± 2410	5171 ± 1182	0.0428	8.7 ± 4.8	16 ± 7.8	0.0002
Mn	3 ± 1	58 ± 36	<0.0001	310 ± 87	462 ± 154	0.0001	4.9 ± 1.1	8.3 ± 1.9	<0.0001
Ni	12.1 ± 3.1	31.4 ± 5.1	<0.0001	11.7 ± 2	11.4 ± 0.9	0.7060	14 ± 6.8	14 ± 8.7	0.5444
Pb	3.2 ± 5.1	17.7 ± 7.1	<0.0001	10 ± 6.8	8.3 ± 1.2	0.4778	1.6 ± 0.7	2.0 ± 0.8	0.0760
Zn	5.1 ± 2.3	15.4 ± 15.1	<0.0001	47.6 ± 9.7	46.5 ± 6.1	0.7172	51 ± 30	87 ± 84	0.5742
OM%				9.13 ± 1.30	5.25 ± 0.58	<0.0001			

DW, dry weight.

Abbildung 9: Mittelwerte und Standardabweichung der gefassten Konzentrationen von Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb und Zn im Wasser (mg/L), in den Sedimenten (mg/kg Trockengewicht) und in M. aquaticum (µg/g Trockengewicht) zu verschiedenen Zeiten an zwei Standorten des Xanaes Rivers (HARGUINTEGUY et al., 2012)

Die Ergebnisse der Abweichungsanalyse (Kruskall-Wallis-Test) zwischen dem landwirtschaftlichen Standort und der Bergregion (p-Wert) werden für jedes Metall mit % OM dargestellt. Die Konzentrationen von Fe und Mn im Oberflächenwasser beim landwirtschaftlichen Standort übersteigen die empfohlenen Werte der argentinischen Gesetzgebung (300 bzw. 100 µg/L). Die zeitlichen Schwankungen der Konzentrationen von Co, Fe, Mn, Ni, Pb und Zn zeigen während der Probenentnahme in den Sedimenten dieses Bereiches deutliche Unterschiede. Fe, Mn, Ni, Pb und Zn schwanken hingegen in der Bergregion.

Beim landwirtschaftlichen Standort reichern sich Zn und Mn in der Wasserpflanze M. aquaticum stärker an als in den Sedimenten. M. aquaticum ist eine verwurzelte Wasserpflanze und ermöglicht die Aufnahme von Schwermetallen aus dem Wasser und den Sedimenten. Für die Ermittlung der primären Bezugsquelle kann die Spearman-Korrelation zwischen dem Gehalt an Schwermetallen in den Sedimenten, im Oberflächenwasser und in der Pflanze verwendet werden. Zwischen M. aquaticum und den Sedimenten besteht für Cu, Fe und Mn eine positive Korrelation. Diese Elemente können durch das Wurzelsystem der Pflanze von den Sedimenten eingetragen werden. Für Co, Cu, Fe, Mn und Zn resultieren deutlich positive Korrelationen mit der Wasserpflanze und dem Oberflächenwasser.

Die Mittelwerte von Cu, Fe und Zn zeigen beim landwirtschaftlichen Bereich relativ ähnliche Schwankungen im Oberflächenwasser und in der Wasserpflanze auf. Die Anreicherung durch die Pflanze verzögert sich jedoch mit der Zeit. Der Zulauf der Schadstoffe ins Wasser erfolgt in Form von Impulsen und M. aquaticum kann diese Erscheinung feststellen. Cu, Fe und Zn können durch Selbstreinigungsprozesse der Wasserpflanze schnell aus dem Oberflächenwasser entfernt werden. Daher stellt M. aquaticum für die frühe Ermittlung von Schwermetallverschmutzungen in Flüssen ein brauchbares Bio-Überwachsungssystem dar.

Siehe auch Zitatquellen:

101) Einfluss der Uferfiltration auf die Flusswasseraufbereitung – SINGH et al. (2009), Kap. 4.1.1

102) Charakterisierung des uferfiltrierten Wassers und der Flusswasserqualität bei einem Standort am unteren Nakdong River (Republik Korea), LEE J.-H. et al. (2009), Kap. 4.1.1

103) Klimaeinfluss auf die Uferfiltration, SPRENGER et al. (2010), Kap. 4.1.1

4.1.3 Prozesse hinsichtlich mikrobiologischer Parameter

109) <u>Modellierung des Transportes von Cryptosporidium-Oozysten in kleinen, unbeobachteten (ohne Abflussdaten), landwirtschaftlichen Einzugsgebieten – TANG et al. (2011)</u>

Tab. 3: Prozesse hinsichtlich mikrobiologischer Parameter

a) Fließende Welle

b) Transport, Absorption, Koagulation, Sedimentation, Filtration (Kryptosporidien)

TANG et al. (2011) erläutert in diesem Artikel die Modellierung des Transportes von Cryptosporidium-Oozysten mit der Modellierungssoftware SWAT2005 in zwei unbeobachteten (ohne Abflussdaten), landwirtschaftlichen Einzugsgebieten in Irland (Nord- und Süd-Leinster), wo vorwiegend saurer brauner Waldboden vorherrscht. SWAT2005 kann den prognostizierten Abfluss in Übereinstimmung mit der Beobachtung auf monatlicher Basis simulieren, während die Ergebnisse der Konzentrationen von Cryptosporidium-Oozysten weniger zuverlässig erscheinen. Mit Hilfe einer Sensibilitätsanalyse wird festgestellt, dass die Temperatur der wichtigste Parameter bei der Regelung des Oozysten-Transportes in den Untersuchungsgebieten ist und die Festlegung des Düngemitteleinsatzes bezüglich Vorkommen von Abflussereignissen entscheidend sein kann.

Auch der bakterielle Verteilungskoeffizient spielt bei der Simulation des Transportes eine wichtige Rolle, wenn ein großer Teil der Oozysten an Bodenpartikel absorbiert scheint und im Boden zurückgehalten wird (MAWDSLEY et al., 1996; TUFENKJI et al., 2006; KIM et al., 2010; zit. in TANG et al.,2011). Bei einem niedrigen bakteriellen Verteilungskoeffizient (0,2) werden mehr Oozysten durch die Absorbtion von Bodenpartikel eliminiert, während bei einem hohen bakteriellen Verteilungskoeffizient (0,8) viele Oozysten in der Bodenlösung absterben.

Ein hoher Bodenverteilungskoeffizient von Cryptosporidium stellt dar, dass über den oberflächlichen Abfluss weniger Oozysten transportiert werden. Folglich enthält die Lösung in der Oberfläche des Bodens (10 mm) mehr Oozysten und diese können durch den Boden aufgenommen und abgebaut werden. Die Parameter des Oozysten-Transportes korrespondieren miteinander gut und zeigen, dass die Böden im Einzugsgebiet eine große Anzahl an Cryptosporidium-Oozysten durch Koagulation, Sedimentation und Filtration zurückhalten und inaktivieren können (SMITH und ROSE, 1998; WEISS et al., 2005; TUFENKJI et al., 2006; KIM et al., 2010; zit. in TANG et al., 2011).

Die vorhergesagten zeitlichen Bewegungen der Cryptosporidium-Oozysten bei den Abflüssen der Untersuchungsbereiche weisen keine eindeutigen saisonalen Muster auf (Abbildung 10).

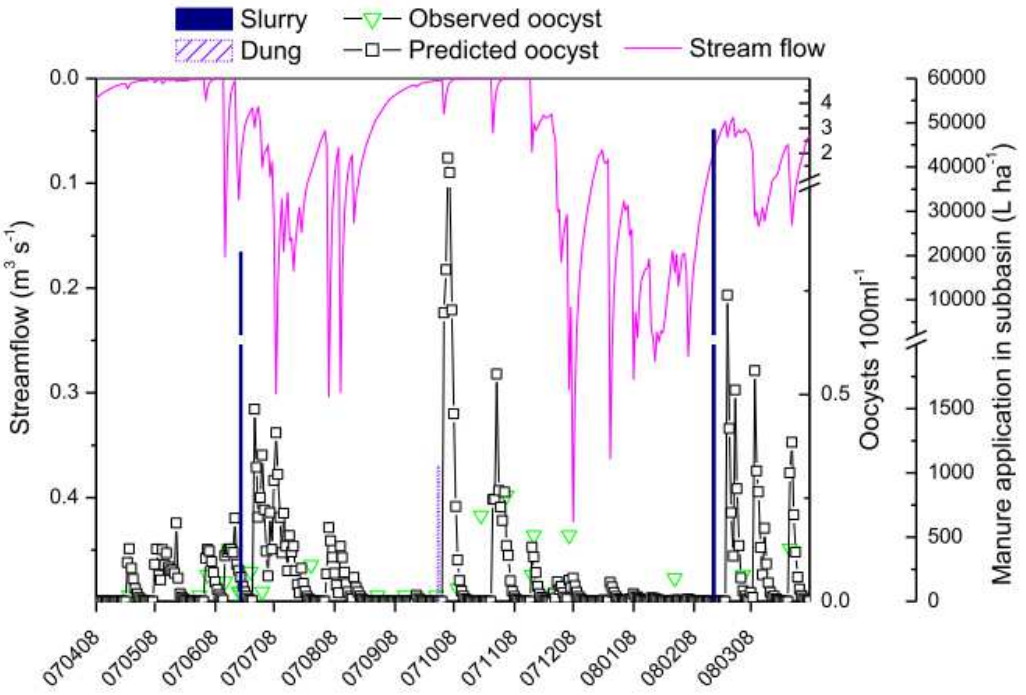


Abbildung 10: Simulation des Transportes von Cryptosporidium spp. Oozysten in Leinster (Nord) (TANG et al., 2011)

Die höchsten Konzentrationen treten nach Düngemitteleinsätzen, die mit starken Regen- und Abflussereignissen zusammenfallen, auf. Zwischen dem Abfluss und der beobachteten Oozysten-Konzentration besteht im nördlichen Einzugsgebiet eine positive Korrelation, jedoch kein wesentlicher Zusammenhang im südlichen Bereich.

Die Weidewirtschaft hat wenig Einfluss auf die Vorhersage des Oozysten-Transportes, derweil gedüngte Felder den Hauptbereich für die mikrobielle Verschmutzung in den untersuchten Einzugsgebieten darstellen.

Siehe auch Zitatquellen:

101) Einfluss der Uferfiltration auf die Flusswasseraufbereitung, SINGH et al. (2009), Kap. 4.1.1

104) Klimaeinfluss auf die Uferfiltration, SPRENGER et al. (2010), Kap. 4.1.1

4.1.4 Prozesse hinsichtlich sonstiger Parameter

110) Dreidimensionale Abfluss-Modellierung bei der Grenzfläche Fluss-Aquifer – eine Fallstudie an der Donau – DERX et al. (2010)

Tab. 4: Prozesse hinsichtlich sonstiger Parameter

a) Fließende Welle

b) Schwankungen → temporal u. saisonal (Einfluss Flusswasserstand auf Grundwasserstand)

DERX et al. (2010) untersucht in dieser Studie dreidimensionale Grundwasserabfluss-Modellierungen (Sutra2D3D; VOSS und PROVOST, 2008; zit. in DERX et al., 2010) einer Kiesbank bei der Donau 35 km östlich von Wien. Die hydrogeologischen Parameter bestehen

aus drei verschiedenen Schichten, nämlich aus einer schwach durchlässigen lehmigen Sandschicht ganz oben, einer grobkörnigen Kiesschicht und einem schluffigen Grundwasserstauer.

Im ersten Schritt wird der Einfluss von Flusswasserstandschwankungen auf das Grundwasser untersucht. Der Zeitabstand zwischen den Grundwasserstandschwankungen beim Flussufer (Piezometer F2) und jenen, die 40 m vom Ufer entfernt vorkommen (Piezometer F4) beträgt durchschnittlich 15 h. Das ergibt eine Ausbreitungsgeschwindigkeit von 640 m/d, während die simulierten Porenwassergeschwindigkeiten zwischen F2 und F4 im Bereich 1 – 13 m/d liegen. Die Ausbreitungsgeschwindigkeiten sind somit viel schneller als die Porenwassergeschwindigkeiten.

Der Austausch zwischen Fluss und Aquifer scheint stark durch schwankende Einlagerungsvorgänge beeinflusst zu werden (Abbildung 11).

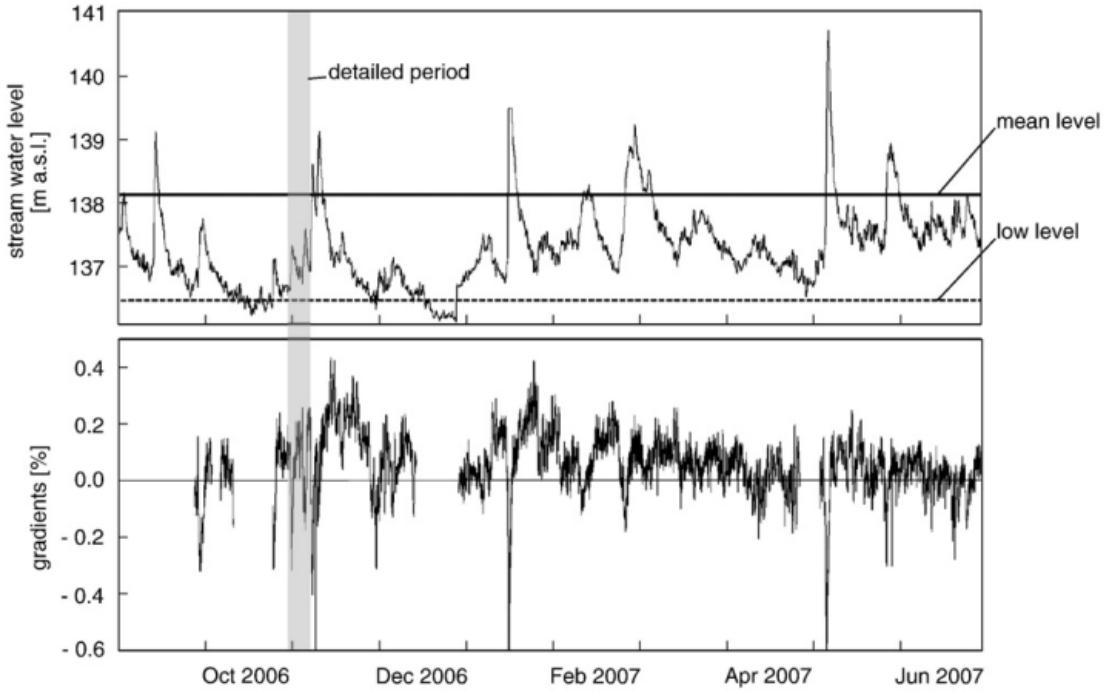


Abbildung 11: Beobachtete Wasserstände bei Hainburg (oben); laterales Wasserstandsgefälle im Aquifer nahe dem Fluss, das durch Subtrahierung der beobachteten Grundwasserstände in den Piezometern F2 und F4 bestimmt wird (unten) (DERX et al., 2010)

Bei schnell steigenden Flusswasserständen kehrt sich die vorherrschende Grundwasserexfiltration um, was vorwiegend zu Infiltration in den Untergrund führt.

Simulationen von Kolmationsvorgängen des Flussbettes resultieren in deutlicher Verminderung der Grundwasserschwankungen nahe dem Fluss. Es wird eine Tiefe der Kolmationsschicht von 15 cm angenommen. Die simulierte Flussufer-Kolmation kann die Austauschraten bis zu 80% verringern.

Im zweiten Schritt wird die Einwirkung von Kurzzeitschwankungen (6 – 48 h) des Flussstandes auf die Größe der Mischzone (Fluss-Aquifer) und auf die erhöhte Lösung von Stoffkonzentrationen ermittelt. Die Simulationen des Grundwasserabflusses und -transportes stellen zyklische Fließmuster in der Nähe der Grenzfläche zwischen Oberflächenwasser und Aquifer dar. Diese werden durch dynamische Beanspruchungen der Flusswasserstände eingeleitet. Die Mischzone wird erweitert und die Lösung von Stoffkonzentrationen erhöht. Der Transport von Nährstoffen wird wesentlich beeinflusst.

Die Gezeitenschwankungen haben ähnlichen Einfluss wie die Schwankungen des Flusswasserstandes und verursachen zyklisches Fließverhalten in der Mischzone (ROBINSON et al., 2006; zit. in DERX et al., 2010). Während die Zeitskala der Gezeitenschwankungen normalerweise 12 h beträgt, schwanken die der Flusswasserstände zwischen 12 h und ein paar Tagen. Die erhöhten Mischeinflüsse am Standort bei der Donau werden nach einem Infiltration-Exfiltration-Zyklus erforscht. Die Mischzone vergrößert sich hauptsächlich aufgrund der Veränderung des Grundwasserströmungsfeldes und weniger wegen Dispersionseinflüssen.

Schlussendlich wird abgeschätzt, in welchem Ausmaß die Flusswasserschwankungen den Austausch zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser erhöhen. Im Falle von konstanten Strömungsbedingungen im Aquifer werden auch die Grundwasserstände an der Grenzfläche (Fluss-Aquifer) bei erhöhtem Flusswasserstand steigen. Das führt zu keiner Veränderung beim Austausch der Strömungen (STOREY et al., 2003; zit. in DERX et al., 2010). Kurzzeitschwankungen (6 – 48 h) der Flusswasserstände erhöhen den Austausch von Strömungen entlang der Grenzfläche (Fluss-Aquifer) deutlich. Zur höchsten Grundwasserinfiltration (82 l/s) kommt es nach einem schnellen Ansteigen des Flusswasserstands. Der Transport von konservativen Tracern wird durch Veränderungen der Fließrichtungen erhöht.

4.2 Prozesse in der Fließgewässersohle, hyporheisches Interstitial (bis 1m Fließstrecke): Interaktion des infiltrierten GW mit dem Fließgewässer, Wechsel der hydraulischen und chemischen Verhältnisse, biologischer Abbau

4.2.1 Prozesse hinsichtlich physikalischer Parameter

111) Temperaturmodellierung zur Untersuchung der zeitlichen Durchlässigkeitsschwankung des Flussbettes während Unwetterereignissen – MUTITI und LEVY (2010)

Tab. 1: Prozesse hinsichtlich physikalischer Parameter a) Fließgewässersohle, hyporheisches Interstitial (bis 1m Fließstrecke) b) Transport (Temperatur/Wärme),	Tab. 4: Prozesse hinsichtlich sonstiger Parameter a) Fließgewässersohle, hyporheisches Interstitial (bis 1m Fließstrecke), Entnahmestelle b) Schwankungen → temporal (Durchlässigkeit)

MUTITI und LEVY (2010) untersuchen in dieser Studie Schwankungen der Durchlässigkeit (k_f) des Flussbettes und den Zusammenhang mit dem Pegelstand während Unwetterereignissen. Wasserstände und Temperaturen werden fortlaufend durch Piezometer und Überwachungsbrunnen im Uferbereich überwacht. Wegen des angrenzenden Bolton-Brunnenfeldes verliert der Great Miami River (Südwest-Ohio, Vereinigten Staaten) während der Untersuchung Wasser durch den zugrunde liegenden Aquifer. Abfluss- und Wärmetransport werden mit einem Grundwasserwärme und -abfluss-Programm (VSH2D) zur Bestimmung der Durchlässigkeit des Flussbettes während Unwetterereignissen simuliert. Die Durchlässigkeit wird als Kalibrierungsparameter abgeschätzt, um die simulierten Temperaturen mit den beobachteten Temperaturen in einem Überwachungsbrunnen zu vergleichen.

k_f erhöht sich bei fünf von sechs Unwetterereignissen beim Hochwasseranstieg und bei einem gleich nach dem Höchststand. Durch Ausspülung während Hochwasserereignissen kann es zu Dekolmationen und folglich wegen Mangel an feinen Sedimenten zu erhöhter Konnektivität kommen. Die Durchlässigkeit erhöht sich während Unwetterereignissen ungleichförmig. Der höchste prognostizierte Modellwert für die Durchlässigkeit beträgt 0,66 m/d und ist noch viel niedriger als die Infiltrationsrate (3,59 m/d) von Sandfiltrationssystemen. Diese niedrigen Werte zeigen, dass Unwetterereignisse keinen wesentlichen Einfluss auf die Wasserqualität bei diesem Brunnenfeld haben.

Auch das hydraulische Druckgefälle zwischen dem Fluss und dem darunter liegenden Aquifer erhöht sich beim Hochwasseranstieg. Dieser Anstieg, gekoppelt mit der modellierten k_f-Erhöhung, kann das Verschmutzungsrisiko für den Aquifer erhöhen. Die Änderung der modellierten k_f steht in Zusammenhang mit der Dauer des steigenden Wasserstandes bei Unwetterereignissen, jedoch nicht zum Höchststand (Abbildung 12).

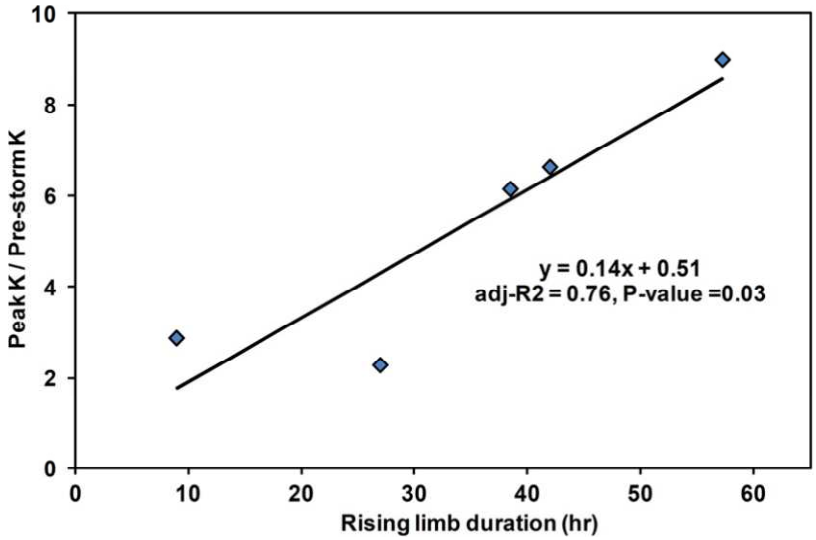


Abbildung 12: Zusammenhang zwischen der Dauer der steigenden Wasserstandsganglinie des Unwetterereignisses und der Änderung der Flussbettdurchlässigkeit (k_f) (MUTITI und LEVY, 2010)

112) Temperatureinflüsse auf die saisonalen Schwankungen der biogeochemischen Umsatzraten während der Uferfiltration – SHARMA et al. (2012)

Tab. 1: Prozesse hinsichtlich physikalischer Parameter	Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter
a) Fließgewässersohle, hyporheisches Interstitial (bis 1m Fließstrecke), Entnahmestelle	a) Fließgewässersohle, hyporheisches Interstitial (bis 1m Fließstrecke), Entnahmestelle
b) Schwankungen → saisonal (Temperatur/Wärme)	b) Biologischer Abbau → aerobe Respiration, Denitrifikation (O_2), Schwankungen → saisonal (Nährstoffe/Hauptkomponenten)

Die Studie von SHARMA et al. (2012) erläutert die Verwendung eines reaktiven Multikomponenten-Transportmodelles für die Analyse der biogeochemischen Prozesse, die während der Uferfiltration bei den Flehe-Wasserwerken entlang des Rheins in Düsseldorf (Deutschland) auftreten. Die dominierenden Prozesse am Standort sind aerobe Respiration (Atmung) und für kürzere Zeit teilweise Denitrifikation im Flussufer, was zu erheblichen Schwankungen des gelösten Sauerstoffes und der Nitrat-Konzentrationen bei den Überwachungs- und Produktionsbrunnen führt.

Die Modellergebnisse stellen den Einfluss der saisonalen Temperaturschwankungen und vor allem die veränderliche Aufenthaltszeit auf die Redoxreaktionen entlang des Fließweges dar. Durch die Überlagerung dieser Faktoren kommt es zum vollständigen Abbau des Sauerstoffes und zwischen Tag 230 und 350 stellen sich denitrifizierende Bedingungen ein. Beim Vergleich der Temperaturabhängigkeit der biogeochemischen Prozesse können die beobachteten saisonalen Schwankungen beim Durchbruch des gelösten Sauerstoffes am besten aufgezeigt werden. Die großen biologischen Abbauraten (reduzierende Bedingungen) kommen bei hohen Temperaturen im Sommer vor, während sich bei niedrigen Temperaturen im Winter die mikrobielle Aktivität verringert und zum Durchbruch des gelösten Sauerstoffes führt. Starke Hochwässer im Rhein reduzieren die Fließzeit zum Uferfiltrationsbrunnen von durchschnittlich 25 – 40 Tage auf weniger als 8 Tage, während niedrige Abflussbedingungen die Aufenthaltszeit im Untergrund zwischen Rhein und Uferfiltrationsbrunnen auf etwa 60 Tage erhöhen.

Im Gegensatz zur Simulation der Temperaturschwankungen können Simulationen mit konstanten Temperaturen von 5 °C, 15 °C und 25 °C die entscheidende Veränderung der gelösten Sauerstoffkonzentration nicht darstellen (Abbildung 13).

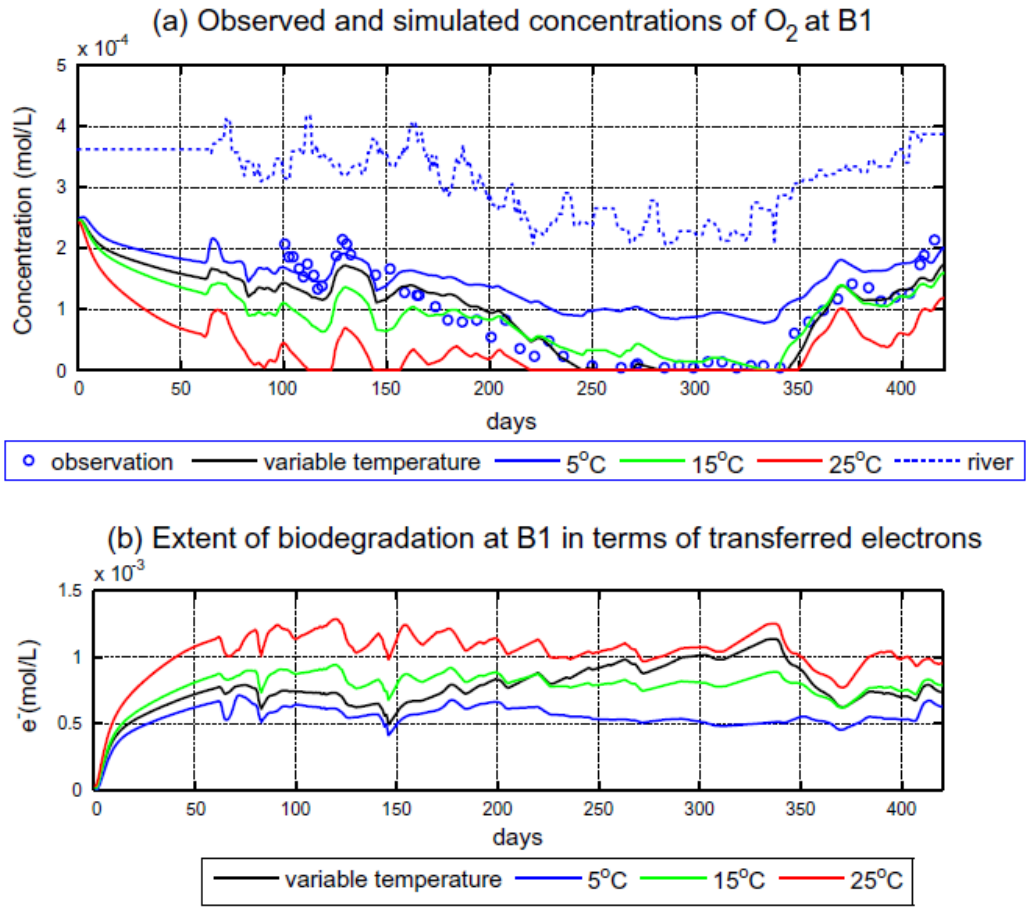


Abbildung 13: (a) Beobachtete und simulierte Konzentrationen des gelösten Sauerstoffes für verschiedene Annahmen der Temperatur in Redoxmodellen, (b) Ausmaß des biologischen Abbaus bezüglich der übertragenen Elektronen (SHARMA et al., 2012)

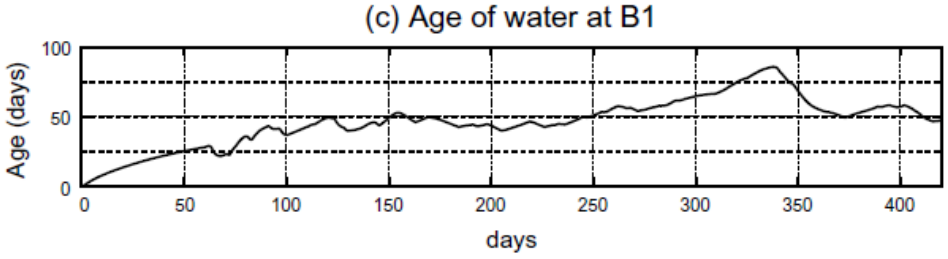


Abbildung 14: (c) Simulierte Verweilzeit des Wassers (SHARMA et al., 2012)

Während die Simulation mit 5 °C die gemessenen gelösten Sauerstoffkonzentrationen überschätzt, kann die Simulation mit 25 °C die im Winter beobachteten hohen Konzentrationen nicht begründen. Somit entspricht die Simulation mit 15 °C der Simulation der schwankenden Temperatur am ehesten.

Der Einfluss der Aufenthaltszeiten kann durch den Vergleich des biologischen Abbaus bei konstanten Temperaturen und der bei den Überwachungsbrunnen simulierten Aufenthaltszeit verdeutlicht werden. Da sich die Fließgeschwindigkeit während der Simulation ständig verändert, können die simulierten Schwankungen des biologischen Abbaus bei konstanten Temperaturen auf die veränderlichen Aufenthaltszeiten zurückgeführt werden (Abbildung 14).

Die Modellergebnisse geben zu erkennen, dass die Kurzzeitschwankungen des terminalen Elektronenakzeptorverbrauches (Ausmaß des biologischen Abbaus) eher auf die schwankende

Aufenthaltszeit zurückzuführen sind. Allmähliche Änderungen im biologischen Abbau treten hingegen wegen beiden, den saisonalen Temperaturschwankungen des Flusswassers und den allmählichen Änderungen der Aufenthaltszeit, auf.

Siehe auch Zitatquelle:

103) Temperaturmodellierung zur Untersuchung der zeitlichen Durchlässigkeitsschwankung des Flussbettes während Unwetterereignissen, MUTITI und LEVY (2010), Kap. 4.1.1

4.2.2 Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter

113) Funktion der Flusssedimente bei der Verminderung des Herbizids Isoproturon – TRINH et al. (2012)

Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter

a) Fließgewässersohle, hyporheisches Interstitial (bis 1m Fließstrecke)

b) Sorption/Desorption, biologischer Abbau → Mineralisierung (Herbizide)

TRINH et al. (2012) berichtet über die Entfernung des Herbizids Isoproturon (IPU) durch Sorption und biologischen Abbau. Für die Bewertung der Auswirkung der IPU-Konzentration und der Inkubationszeit auf die katabolische Fähigkeit im Flusswasser, Grundwasser und bei den Flusssedimenten wird eine ^{14}C-Radiorespirometrie durchgeführt. Die Formation von $^{14}CO_2$ wird als Tracer der Mineralisierung von ^{14}C-IPU verwendet.

Die Untersuchung zeigt sehr niedrige katabolische Aktivität in IPU-undosiertem Fluss- und Grundwasser (Mineralisierung: < 2%). Auch bei IPU-Zugabe (0,1, 1, 100 µg/L) und Inkubationszeiten bis zu 30 Tage kommt es zu keiner wesentlichen Veränderung der katabolischen Aktivität. Undosierte Flusssedimente weisen möglicherweise aufgrund der größeren Anzahl an Mikroorganismen eine deutlich größere katabolische Aktivität auf (14,5 ± 1,6 %) als Fluss- und Grundwasser. Mit Ausnahme einer Inkubationszeit von 30 Tagen kommt es bei allen Untersuchungen mit einer IPU-Konzentration von 0,1 µg/L zu einer deutlich geringeren Mineralisierung als bei der undosierten Untersuchung. Bei Erhöhung der Konzentration auf 1,0 µg/L bzw. 100 µg/L kann wiederum eine größere Mineralisierung beobachtet werden, jedoch lässt sie mit steigender Inkubationszeit nach. Bei Behandlungen mit 100 µg/L tritt die maximale ^{14}C-IPU-Mineralisierung (36,9 ± 2,7 %) nach 5 Tagen auf. Die katabolische Fähigkeit zeigt mit der gegenwärtigen IPU-Konzentration eine positive log-lineare Beziehung (r^2 = 0,768; Abbildung 15).

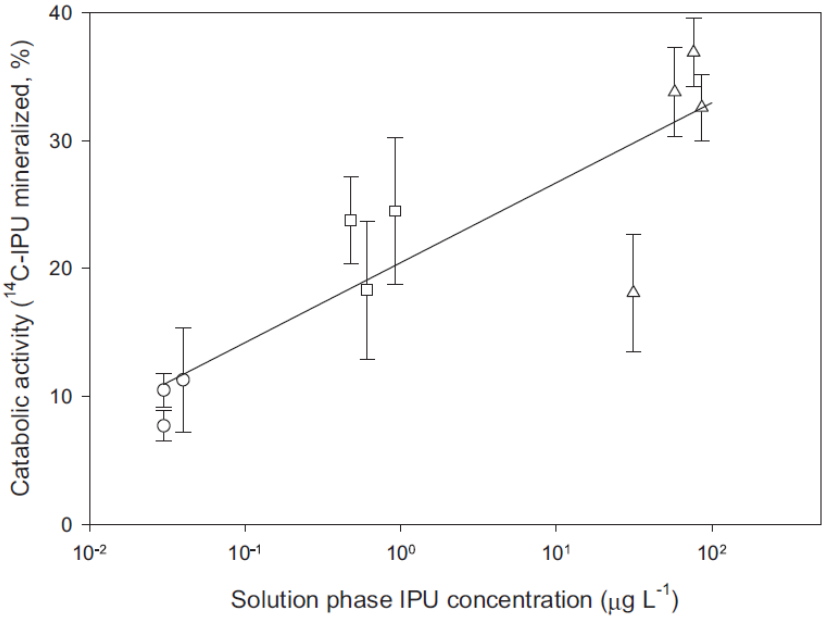


Abbildung 15: Zusammenhang zwischen der IPU-Mineralisierung und den vorhandenen IPU-Konzentrationen bei IPU-dosierten Untersuchungen bei der Zugabe von 0,1 (○), 1 (□), und 100 µg/L (Δ) ^{14}C-IPU (TRINH et al., 2012)

Zur deutlichen Erhöhung der katabolischen Aktivität ist somit eine IPU-Schwellenkonzentration zwischen 0,1 µg/L und 1 µg/L erforderlich. Nach der EU-Trinkwasserrichtlinie beträgt der Grenzwert für ein Pestizid im Trinkwasser 0,1 µg/L. Das Ergebnis zeigt, dass durch die Flussbettinfiltration die Wasserqualität hinsichtlich Pestizid-Konzentrationen, die mit den regelnden Grenzen übereinstimmen, verbessert werden kann.

Mittels Säulen-Rezirkulation (18 Tage) wird der Verbleib von IPU bei Vorkommen von binären Paaren der sterilen (keimfrei)/nicht-sterilen Flusssedimente und des sterilen/nicht-sterilen Flusswassers ermittelt. Der Verringerungsvorgang von IPU unterteilt sich in drei Phasen, wobei in der ersten Phase während des ersten Tages (einheitlich für alle Untersuchungen bei verschiedenen Zuständen) Sorption erfolgt (Φ 16,3 ± 0,7 %). Die Anpassungsphase (Phase 2) ereignet sich nur bei den zwei Behandlungen mit nicht-sterilen Flusssedimenten zwischen Tag 2 und 6, gefolgt von der Abbauphase zwischen Tag 7 und 12. Dabei vermindert sich die IPU-Konzentration unter die HPLC (High-Pressure-Liquid-Chromatographie)-Nachweisgrenze. Nach 18 Tagen Rezirkulation wird die katabolische Fähigkeit bezüglich IPU beim entfernten Material aus den Säulen festgestellt. Die Untersuchung mit sterilem Flusswasser und nicht-sterilen Flusssedimenten weist starke katabolische Fähigkeit auf. Die maximale Entfernung durch Mineralisierung beträgt 40,0 ± 0,8 % (nach 10 Tagen) und bestätigt das Ergebnis der Radiorespirometrie-Untersuchung (bei 100 µg/L 36,9 ± 2,7 % nach 5 Tagen).

114) Vorkommen und Verbleib von organischem Material und pharmazeutisch aktiven Komponenten bei geregelter Aquiferanreicherung – MAENG et al. (2011a)

Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter
a) Fließgewässersohle, hyporheisches Interstitial (bis 1m Fließstrecke), Entnahmestelle b) Biologischer Abbau (TOC, DOC)
a) Fließstrecke in der gesättigten Zone b) Biologischer Abbau (Polysaccharide, Arzneimittel, Flammschutzmittel), biologischer Abbau → Dehalogenierung (Röntgenkontrastmittel), Sorption/Desorption (Flammschutzmittel, Arzneimittel)

Die Studie von MAENG et al. (2011a) handelt vom Verständnis des Verbleibes von organischem Material während geregelter Aquiferanreicherung zur Bestimmung der Vor-/Nachbehandlungserfordernisse. Analysen von organischen Materialien zeigen eine bevorzugte Entfernung von nicht-humosen (non-humic) Substanzen, während sich unterschiedliche Klassen pharmazeutischer Komponenten unterschiedlich verhalten. Dabei spielt der biologische Abbau eine wichtige Rolle.

Die Reduzierungen von TOC und DOC variieren stark und reichen von 30 – 88 % bei der Uferfiltration und 33 – 88 % bei künstlicher Anreicherung. Nach HISCOCK und GRISCHEK (2002; zit. in MAENG et al., 2011a) sowie QUANRUD et al. (2003; zit. in MAENG et al., 2011a) dominiert dabei der biologische Abbau und dieser Prozess findet in den ersten paar Metern der Infiltration (z.B. in einer biologisch aktiven Kolmationsschicht) statt. Die Reduzierung des organischen Materials variiert von Ort zu Ort, da der biologische Abbau während der Untergrundpassage durch viele Faktoren beeinflusst wird (z. B. Boden-Biomasse, Redox-Bedingungen). Auch nicht-humose Stoffe (z.B. aliphatisch organisches Material oder Biopolymere) werden während der Bodenpassage bevorzugt biologisch abgebaut.

Antibiotika, nicht-steroide entzündungshemmende Mittel, Betablocker und steroide Hormone weisen gute Entfernungsraten auf, vor allem Komponenten mit hydrophoben-neutralen Eigenschaften. Für nicht-steroide entzündungshemmende Mittel sowie für Betablocker sind der biologische Abbau oder biologische Umwandlung (biotisch) und Sorption (abiotisch) mögliche Entfernungsvorgänge. Steroide Hormone werden hauptsächlich durch Sorption entfernt.

Die Antibiotika Acetyl-Sulfamethoxazol, Anhydroerythromycin, Clarithromycin, Roxithromycin, Trimethoprim und Clindamycin werden durch Uferfiltration beim Wannsee (Berlin) nach 2 – 4 Monaten vollständig entfernt. Die Ergebnisse einiger Überwachungsbrunnen zeigen, dass Sulfamethoxazol unter anoxischen Bedingungen (~ 99 %) effizienter abgebaut wird als bei oxischen Bedingungen (~ 52 %) (HEBERER et al., 2008; zit. in MAENG et al., 2011a). SCHMIDT et al. (2007; zit. in MAENG et al., 2011a) untersucht die Entfernung von Sulfamethoxazol, Clarithromycin, Trimethoprim und Clindamycin an vier Uferfiltrationsstandorten entlang des Rhein, der Elbe und der Ruhr, wobei mehr als 70 % entfernt werden können. Sulfamethoxazol verringert sich hauptsächlich bei oxischen Bedingungen am Rhein um nur 0 – 25 %, wogegen bei vergleichsweise kürzerer Aufenthaltszeit und anaeroben Bedingungen an der Ruhr mehr als 90 % entfernt werden. Die Verringerung der Antibiotika erhöht sich mit steigender Aufenthaltszeit und Bewegungsdistanz.

Die nicht-steroiden entzündungshemmenden Mittel Diclofenac, Ibuprofen, Indomethacin und Naproxen besitzen mäßig hohe Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten (log K_{ow} > 2,5) und Sorption erscheint bei der Bodenpassage vorherrschend. Einige Studien beweisen die Eignung des biologischen Abbaus einiger nicht-steroider entzündungshemmender Mittel in Laborexperimenten (KAGLE et al., 2009; zit. in MAENG et al., 2011a). Naproxen existiert

wegen der niedrigen Säurekonstante (pK_s = 4,2) vor allem in ionisierter Form in der wässrigen Phase. Der logD (Verteilungskoeffizient bei pH 8) von Naproxen beträgt 0,53 und weist darauf hin, dass die ionischen Wechselwirkungen einen größeren Einfluss auf die Entfernung von Naproxen haben können als Sorption während der Bodenpassage (CUNNINGHAM, 2004; zit. in MAENG et al., 2011a). Phenazonartige Pharmazeutika zeigen bessere Entfernungsfähigkeiten unter oxischen Bedingungen, außer AMDOPH, das sich unter allen Bedingungen persistent verhält. Die Entfernungsrate von redoxsensiblen, pharmazeutisch aktiven Komponenten kann durch den Übergang von oxischen zu anoxischen Bedingungen während der Untergrundpassage erhöht werden. Nach MASSMANN et al. (2006; zit. in MAENG et al., 2011a) variiert die Entfernung von Phenazon bei einem Anreicherungsstandort saisonal und tritt im Winter stärker auf als im Sommer, da aufgrund der niedrigen Temperaturen oxische Bedingungen herrschen. Phenazonartige Pharmazeutika bei der Bodenpassage werden größtenteils durch aerobe Bakterien biologisch abgebaut.

Antiepileptika verhalten sich während der Untergrundpassage generell persistent. Carbamazepin weist aufgrund des schwachen Abbaus in den meisten Behandlungsanlagen eine niedrige Entfernungsrate (< 10 %) auf. (TERNES, 1998; STAMATELATOU et al., 2003; ZHANG et al., 2008; KASPRZYK-HORDERN et al., 2009; zit. in MAENG et al., 2011a).

Das Antidepressivum Fluoxetin wird vor allem durch Sorption wegen des hohen Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten (log K_{ow}: 4,69) zu > 99 % entfernt. Die durchschnittliche Entfernungsrate von Meprobamat in Säulenuntersuchungen beträgt 66 % (SNYDER et al., 2007; zit. in MAENG et al., 2011a).

Östrogene (steroide Hormone) sind generell hydrophob und werden hauptsächlich durch Sorption entfernt. MANSELL et al. (2004; zit. in MAENG et al., 2011a) zeigt, dass Steriode auch durch den biologischen Abbau beeinträchtigt werden können.

GRÜNHEID et al. (2005; zit. in MAENG et al., 2011a) erforscht den Verbleib von Röntgenkontrastmittel bei Uferfiltrations- und Anreicherungsstandorten beim Tegeler See in Berlin. Sie werden als adsorbierbares organisches Iod gemessen und die Entfernungsfähigkeit beträgt 60 % (oxisch → anoxisch) und 30 % (oxisch). Das Redoxpotential und die Entfernungsleistungen korrelieren umgekehrt und die Dehalogenierung des adsrobierbaren organischen Iods erhöht sich unter anoxischen Bedingungen.

115) Abschätzung der Verschmutzung von Trinkwasserversorgungsbrunnen durch Pestizide aus Oberflächenwasserquellen mit einem reaktiven Finite-Element-Transport-Modell und globalen Sensibilitätsanalyse-Techniken – MALAGUERRA et al. (2012)

Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter

a) Fließgewässersohle, hyporheisches Interstitial (bis 1m Fließstrecke)

b) Sorption/Desorption, biologischer Abbau, Mischungs-/Verteilungsprozesse, Transport (Pestizide)

Das in der Studie von MALAGUERRA et al. (2012) beschriebene reaktive Transport-Modell vergleicht verschiedene geologische Situationen, berücksichtigt Sorptions- und Abbauprozesse und wird durch Vergleich mit Daten eines Tracer-Experimentes, bei dem Fluoreszein-Farbstoff in einen Fluss eingeleitet und in Trinkwasserbrunnen überwacht wird, überprüft. Die drei Komponenten Mecoprop (MCPP = älteres Pestizid, beweglich und persistent), Glyphosat (neues biologisch abbaubares und stark sorbierendes Pestizid) und dessen Abbauprodukt Aminomethylphosphonische Säure (AMPA) werden dabei verglichen. Mit der globalen Sensibilitätsanalyse werden durch Anwendung der Morris-Methode die dominierenden Modellparameter, die ein Risiko für Trinkwasserbrunnen darstellen, bestimmt. Die Brunnen

befinden sich in einem beschränkten Aquifer (3-Schicht-System: hyporheische Schicht trennt die Strömung vom unterliegenden sandigen Aquifer, unter dem eine schwerdurchlässige Tonschicht den Kalkaquifer überlagert) in der Nähe eines Flusses, der mit Pestiziden verschmutzt ist.

Die Konzentrationen bei den Trinkwasserbrunnen schwanken abhängig der Pestizideigenschaften. Stark sorbierbare, leicht abbaubare Komponenten, wie Glyphosat und AMPA, kommen aufgrund von Transformations- und Vermischungs-/Lösungsvorgängen nur mit niedrigen Konzentrationen in den Brunnen vor. Durch die hohen Sorptionskoeffizienten kommt es zu Verzögerungen und daher haben Bakterien mehr Zeit für den Abbau der Schadstoffe. Demgegenüber können persistente bewegliche Pestizide, wie MCPP, die Distanz vom Flusswasser zum Brunnen schneller durchlaufen und somit höhere Konzentrationen im Trinkwasser auftreten.

Ergebnisse zeigen, dass zur Überwachung der Infiltration die Eigenschaften des Grundwasserstauers (Ton) der wichtigste Parameter ist. Unabhängig der Distanz zwischen Fluss und Pumpbrunnen kann es darin zu Verschmutzungen kommen, wenn die Tonschicht zu dünn oder brüchig ist. Die Sensibilitätsanalyse bezeugt, dass tiefere Brunnen weniger anfällig auf Verschmutzungen sind, da die Fließzeiten erhöht und die Vermischungsvorgänge effektiver sind.

Beim Transport von Schadstoffen im Oberflächenwasser zu nahen Brunnen spielt, vor allem bei der Förderung in unbeschränkten Aquifern, das hydraulische Gefälle eine wichtige Rolle. In Abhängigkeit des hydraulischen Gefälles kreuzt die Strömung das Brunneneinzugsgebiet des Pumpbrunnens und Oberflächenwasser kann in den Trinkwasserbrunnen fließen. Je größer das hydraulische Gefälle, desto ausgedehnter das Brunneneinzugsgebiet und daher müssen Brunnen flach sein, um Wasser aus der Strömung abzufangen. Bei sehr niedrigem hydraulischem Gefälle breitet sich das Brunneneinzugsgebiet vertikal aus und das Flusswasser kann in Tiefbrunnen fließen. In natürlichen Systemen kann das hydraulische Gefälle zeitlich schwanken und die Schadstoffausbreitung erhöhen (SILLIMAN und FROST, 1998; zit. in MALAGUERRA et al., 2012).

Nach den Simulationsergebnissen können bei beschränkten Aquifern bis zu 7 % von MCPP den Trinkwasserbrunnen erreichen, während bei unbeschränkten Aquifern sogar bis zu 10 % möglich sind. Die Erkenntnis, dass höhere Pestizid-Konzentrationen in geringen Tiefen und nahe den Flüssen auftreten, bestätigt auch eine dänische Bohrloch-Datenbank.

116) Transport und Entwicklung von feinem, partikulärem, organischem Material (FPOM) in litoralen Zwischenräumen – Anwendung fluoreszierender Markierungsstoffe – GUNKEL et al. (2008)

Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter

a) Fließgewässersohle, hyporheisches Interstitial (bis 1m Fließstrecke)

b) Clogging/Kolmation, Transport (FPOM)

GUNKEL et al. (2008) präsentiert in diesem Artikel eine fluoreszierende Markierungsmethode für die Untersuchung des Transportes von organischen Partikeln und des Kreislaufes von biogenen Kohlenstoffprozessen in sandigen (fein – mittel), litoralen Zwischenräumen beim Tegeler See in Berlin.

In den Zwischenräumen der sandigen litoralen Zone kommen teilweise POM, wie Detritus, Bakterien, Algen und extrazelluläre polymere Substanzen, vor. Bis zu 50 cm Tiefe wird ein großer Anteil an organischem Material nachgewiesen. Epipsammische Algen treten mit einer hohen Biomasse im oberen Bereich (0 – 6 cm) auf. Die zwischenräumliche Flora ist an das Porensystem der Sedimente angepasst. Planktonische Algen des Seewassers werden in den

Zwischenräumen nur wenig transportiert (BEULKER und GUNKEL, 1996; zit. in GUNKEL et al., 2008). Die verschiedenen Eintragungen des POM in den Sedimenten, wie passive Absetzung, episodische Einlagerung und auch physikalische Advektion, müssen aufgrund der infiltrierenden Bedingungen erkannt werden (RINCK-PFEIFFER et al., 2000; zit. in GUNKEL et al., 2008). Grenzflächenströmungen (Versickerung durch Grundwasseranreicherung) und Wasseraustausch folglich topographischbezogener Druckgradienten (Hochwasserbedingungen) können auch für vertikale Algenbewegungen verantwortlich sein (HUETTEL und RUSCH, 2000; zit. in GUNKEL et al., 2008).

Kleine Partikel werden im Widerspruch zur Porengröße der Sedimente und Infiltrationsgeschwindigkeit des Porenwassers erheblich eingeschränkt. Monodispersive Kunstharz-Mikropartikel (2,44 µm) und FPOM unterschiedlicher Größe bestätigen diesen Rückhalteeffekt (Abbildung 116).

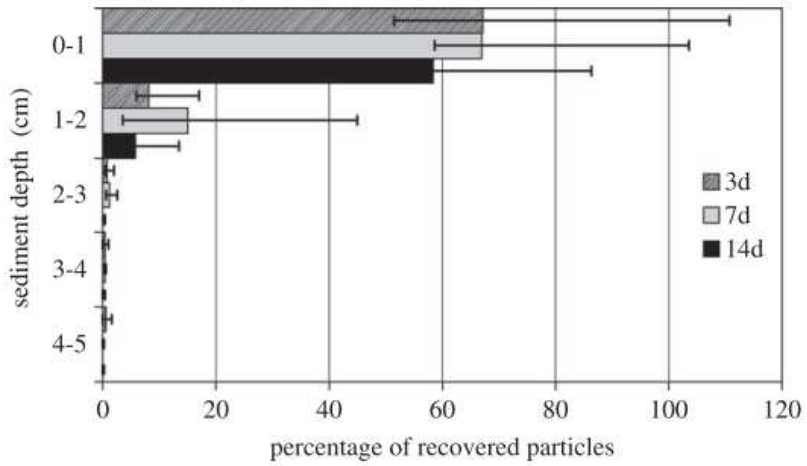


Abbildung 16: Prozentanteile der nachgewiesenen monodispersen Harz-Mikropartikel mit 7-Amino-4-Methylcoumarin (Φ 2,44 µm) in den oberen 5 cm der litoralen Sedimente des Tegeler Sees (April 2005) (GUNKEL et al., 2008)

Der vertikale Transport des FPOM wird durch die obere Sedimentschicht (1 – 2 cm) beschränkt. Sogar mikrofeine Harzpartikel bewegen sich viel langsamer durch das Porensystem als die berechnete Porenwassergeschwindigkeit (etwa 55 mal langsamer) und etwa 75 % der Partikel werden in den oberen 2 cm rückgehalten. Größere FPOM-Partikel ≥ 20 µm bewegen sich wahrscheinlich aufgrund der biogenen Durchmischung der kolonisierten Meiofauna nur 2 – 3 cm. Der passive Partikeltransport durch das infiltrierende Wasser kommt in den sandigen litoral Sedimenten des Tegeler Sees nur geringfügig vor und die Kolmation der Sedimentoberflächen ist sehr maßgeblich.

Der Umsatz des POM wird hauptsächlich auf die oberflächliche Schicht der litoralen Sedimente beschränkt und die Partikel setzen sich in den obersten Zentimetern ab (GUNKEL und HOFFMANN, 2006; HOFFMANN und GUNKEL, 2006; zit. in GUNKEL et al., 2008). Diese Oberflächenschicht dient als mechanischer Filter für FPOM, das durch biologische Einflüsse und mechanische Vermischungen in tiefere Zonen transportiert wird. Deutliche Kolmationsprozesse, wie der Eintrag von Seston, Zerteilung von POM zu FPOM, Gaseinschluss, Ablagerung von Karbonat und Absonderung von extrazellulären polymeren Substanzen (Polysaccharide, Polypeptide oder bakterielle DNA), hindern den vertikalen Partikeltransport (VANDEVIVERE und BAVEYE, 1992; zit. in GUNKEL et al., 2008).

117) Diagenese in verschmutzten Sedimenten des Flusses Deûle (Frankreich) – LESVEN et al. (2010)

Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter

a) Fließgewässersohle, hyporheisches Interstitial (bis 1m Fließstrecke)

b) Biologischer Abbau → Respiration, biologischer Abbau → Nitrifikation, biologischer Abbau → bakterielle Reduktion (O_2, Nährstoffe/Hauptkomponenten), Lösungsprozesse (Mn, Fe), biologischer Abbau (organsiche Schadstoffe allgemein)

Die Studie von LESVEN et al. (2010) stellt die chemischen Eigenschaften des Porenwassers und der Sedimente in verschmutzten Sedimenten des Flusses Deûle (Frankreich; unter Einfluss der Schmelzindustrie) dar.

Die Ergebnisse des Porenwassers und der Festphasen-Analysen zeigen Schwankungen in den tiefenabhängigen Verteilungen von Cd, Co, Cu, Ni, Pb und Zn. Die Konzentrationen von Cd, Pb und Zn sind viel höher als bei Messungen in umgebenden Bereichen, was auf anthropogenen Ursprung schließen lässt. Deren Abnahmen von 25 cm Tiefe bis zur Sediment-Wasser-Grenzfläche sind nicht einheitlich. Das weist darauf hin, dass der gefährliche Einfluss von früheren industriellen Metallkonzentrationen in den Abwässern aus der Schmelzfabrik auch sechs Jahre nach der Schließung noch bemerkbar ist. Der schnelle Abbau von O_2, NO_3^-, SO_4^{2-} sowie die Bildung von HCO_3^- (Alkalinität) innerhalb der ersten Zentimeter der oberflächlichen Sedimente beweisen die Mitwirkung von diagenetischen Prozessen (Respiration, Nitrifikation und bakterielle Reduktion). Diese biogeochemischen Vorgänge werden durch eine schnelle Abnahme des Redoxpotentials des sedimentären Mediums begleitet. Die bakterielle/reduktive Lösung von Mn(III und IV)- und Fe(III)-Oxiden/Hydroxiden zu Mn(II) und Fe(II) sowie der gleichzeitge mikrobielle Abbau von organischem Material resultieren in einer Zunahme der Tracer-Metalle im Porenwasser bis zu Konzentrationen, die die Möglichkeit einer mineralischen Ausfällung steigern.

Abbildung 17 zeigt Porenwasser-Profile unterschiedlicher Parameter von entnommenen Sedimentkernen:

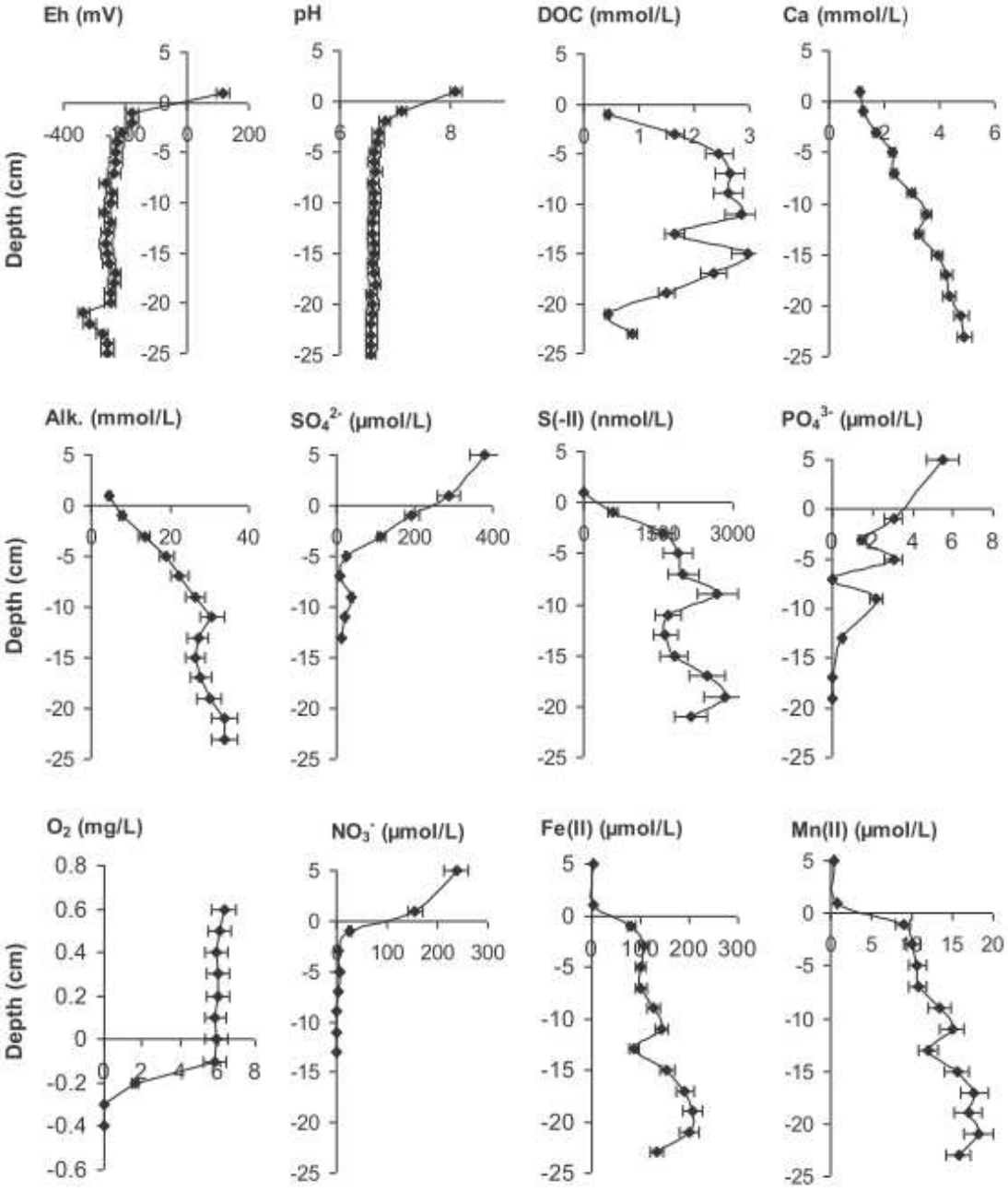


Abbildung 17: Porenwasser-Profile von Alkalinität, pH, Eh, O_2, DOC, NO_3^-, SO_4^{2-}, S^{2-}, PO_4^{3-}, und einigen Hauptelementen (Ca, Fe und Mn) der entnommenen Sedimentkerne (Deûle;11.Mai 2007; LESVEN et al., 2010)

Siehe auch Zitatquellen:

107) Abschätzung des kumulativen aquatischen Risikopotentials von Silber, BLASER et al. (2007), Kap. 4.1.2

*112) Temperatureinflüsse auf die saisonalen Schwankungen der biogeochemischen Umsatzraten während der Uferfiltration***,** SHARMA et al. (2012), Kap. 4.2.1

4.2.3 Prozesse hinsichtlich sonstiger Parameter

118) Einfluss von Unwetterereignissen auf das Flussbettsystem und dessen Durchlässigkeit bei einem Infiltrationsstandort – LEVY et al. (2011)

Tab. 4: Prozesse hinsichtlich sonstiger Parameter

a) Fließgewässersohle, hyporheisches Interstitial (bis 1m Fließstrecke)

b) Erosion (Durchlässigkeit)

LEVY et al. (2011) erforscht in dieser Studie den Einfluss von Unwetterereignissen auf die räumliche und zeitliche Variabilität der vertikalen Flussbettdurchlässigkeit (k_f) und -mächtigkeit in Zusammenhang mit einem städtischen Brunnenfeld. Das Flussbett umfasst eine Kolmationsschicht, die eine niedrigere Durchlässigkeit aufweist als die darunter liegende Schicht. Während Unwetterereignissen kommt es zu Ausspülungen (scour) und folglich wird die Durchlässigkeit des Aquifers erhöht und die Mächtigkeit reduziert. Somit werden auch Menge sowie Fließgeschwindigkeit des infiltrierenden Flusswassers erhöht. Der Untersuchungsstandort am Great Miami River im Südwesten von Ohio, besteht aus geschichtetem Gletscherschutt. Daher wird ein dreischichtiges Modell konzipiert, bestehend aus einer oberen Schicht aus transienten Sedimenten, einer zweiten Schicht aus großen Sedimenten, die gegen Ausspülungen beständig sind und mit feineren Sedimenten verstopft werden (Kolmationsschicht) und einer dritten Schicht, die einen Übergang zum unterlegenen Aquifer mit höherem k_f bildet. Für die Quantifizierung des Modells wird eine Stelle mittels Sickerwasser (m), Wärmefluss-Modellierung, Korngrößen-Analyse, Labor-Durchlässigkeits-Tests, Absenk-/Aufstiegsversuche, Dekolmationsketten und druckgeladene Zellen zur direkten Sedimentmengenmessung der Ausspülung und Ablagerung genau untersucht.

Die Stärke der Kolmationsschicht schwankt von 0 m (ohne Kolmation) bis 1 m (erhebliche Kolmation). Der gesamte k_f-Wert erhöht sich von 0,5 m/d mit Kolmationsschicht auf 2,4 m/d ohne Kolmationsschicht. Aufgrund der gemessenen Konnektivitäten und Stärken beträgt der gesamte k_f-Wert des konzipierten Systems 1,6 m/d. Sensibilitätsanalysen geben zu erkennen, dass beim Basiswert 1,6 m/d für die Stärke 0,1 m eine komplette Ausspülung der Kolmationsschicht den gesamten k_f-Wert nur um einen Faktor 1,5 erhöhen würde. Bei einer Schichtstärke von 0,45 m würde der gesamte k_f des Systems etwa die Hälfte des eingeschätzten Basiswertes ergeben. Eine weitere Erhöhung dieser Schichtstärke sowie generell Stärkenschwankungen der anderen Schichten haben relativ wenig Einfluss auf den gesamte k_f (Abbildung 18).

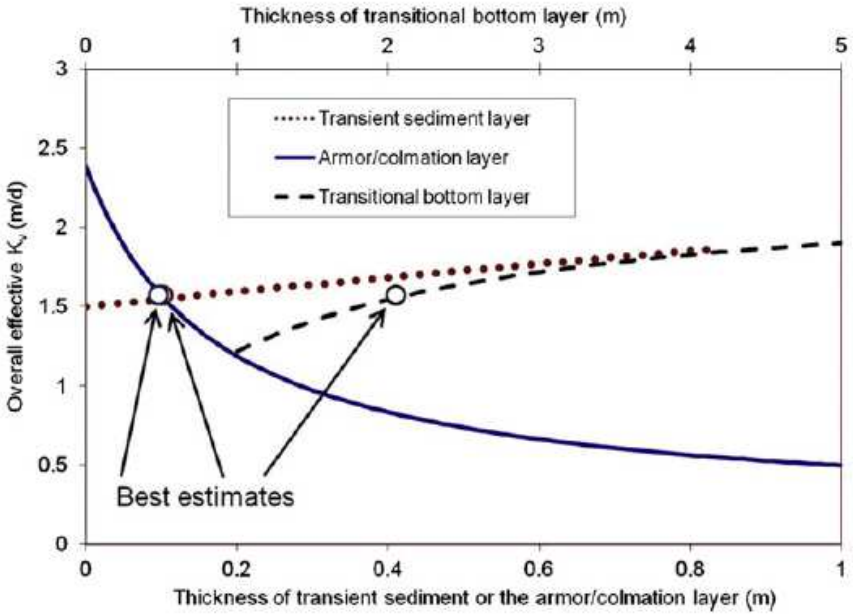


Abbildung 18: Sensibilitätsanalyse zeigt den Einfluss von Veränderungen der Schichtstärke auf die Abschätzung des gesamten k_f des Flussbettsystems (LEVY et al., 2011)

Bei den meisten beobachtbaren Ausspülungsereignissen werden nur die transienten Sedimente der oberen Schicht entfernt. Sie haben sehr wenig Einfluss auf das Gesamtsystem und ein Verlust der Filtrationskapazität während Unwetterereignissen erscheint unbedenklich.

Eine Wasserqualitätsuntersuchung (GOLLNITZ et al., 2004; zit. in LEVY et al., 2011) bestätigt die Annahme, dass Ausspülungen an diesem Standort die Uferfiltrationswirkung nicht vermindern. Bei und nach Unwetterereignissen weisen die Konzentrationen von Oberflächenwasser-Indikatoren bei Überwachungsbrunnen keine Erhöhung auf. Die Ausspülungen haben möglicherweise bei anderen Bereichen des Flussprofiles einen Einfluss, vorzugsweise in der Sohlmitte, wo bei starken Unwettern Dekolmationen bis zu 1 m vorkommen können.

Siehe auch Zitatquelle:

111) Temperaturmodellierung zur Untersuchung der zeitlichen Durchlässigkeitsschwankung des Flussbettes während Unwetterereignissen, MUTITI und LEVY (2010), Kap. 4.2.1

4.3 Prozesse entlang der Fließstrecke in der gesättigten Zone: Oberflächenwasser infiltriert in Aquifer und strömt Richtung Uferfiltrationsbrunnen

4.3.1 Prozesse hinsichtlich physikalischer Parameter

119) Entfernung von organischen Mikroschadstoffen aus Schmutzwasserabflüssen während der Uferfiltration und künstlichen Grundwasser-Anreicherung – MAENG et al. (2010)

Tab. 1: Prozesse hinsichtlich physikalischer Parameter	Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter
a) Fließstrecke in der gesättigten Zone b) Schwankungen → saisonal (Temperatur/Wärme)	a) Fließstrecke in der gesättigten Zone b) Mischungs-/Verteilungsprozesse, biologischer Abbau (Arzneimittel), biologischer Abbau → Dehalogenierung (Röntgenkontrastmittel)
a) Ungesättigte Bodenzone des Retentionsraums b) Schwankungen → saisonal (Temperatur/Wärme)	a) Ungesättigte Bodenzone des Retentionsraums b) Biologischer Abbau (Arzneimittel)

MAENG et al. (2010) analysiert in dieser Studie eine umfassende Datenbank (NASRI-Projekt) von organischen Mikroschadstoffen (OMPs) bei verschiedenen Uferfiltrations- und künstlichen Anreicherungsstandorten in der Nähe des Tegeler Sees in Berlin. Der Schwerpunkt der Studie fokussiert sich auf den Zusammenhang zwischen der OMPs-Entfernungseffizienz und den Beeinträchtigungen der Leistung der Uferfiltration und künstlichen Anreicherung.

Den größten Einfluss auf die Leistung des natürlichen Aufbereitungssystems zur Entfernung von OMPs haben die Redox-Bedingungen. Beim Uferfiltrationsstandort herrschen in den ersten paar Metern oxische Bedingungen, gefolgt von reduzierenden Bedingungen (anoxische Bedingungen). Auf der anderen Seite weist der Standort der künstlichen Anreicherung während der gesamten Untergrundpassage vom Anreicherungsteich bis zum Produktionsbrunnen oxische Bedingungen auf. Die Studie bestätigt, dass nicht nur die Vermischung mit umgebendem Grundwasser, sondern auch die mögliche Vermischung mit altem Uferfiltrat während der Bestimmung der Leistungsfähigkeit eines Uferfiltrationssystems berücksichtigt werden muss.

Der Uferfiltrationsstandort zeigt bei den oberflächlichen und tiefen Beobachtungsbrunnen maximale Temperatursschwankungen von 15 °C bzw. 12 °C, während beim künstlich angereicherten Standort 25 °C bzw. 20 °C beobachtet werden. Also kommt es am Uferfiltrationsstandort zu weniger Temperaturschwankungen als am künstlich angereicherten Standort. Das dürfte an der längeren Aufenthaltszeit (max. 4,5 Monate beim Uferfiltrationsstandort, 50 Tage beim künstlich angereicherten Standort) und einem größeren Anteil an zugemischtem „altem“ Uferfiltrat liegen (Tabelle 2).

Tabelle 2: Zusammenfassung der Standortbedingungen (MAENG et al., 2010)

Parameter	BF site	AR site
Residence time	Longer (4.5 months)	Shorter (50 days)
Infiltrate mixing	High incidences of old and young infiltrate mixing resulting in elevated concentrations of certain compounds in the production well	Young infiltrate encountered in wells close to recharge pond and some groundwater impact in production wells
Redox conditions	Short oxic zone followed by a more reduced zone (400–93 mV)	Mainly oxic zone (387–309 mV)
Temperature change (season)	Lower (12–15 °C)	Higher (20–25 °C)
Temperature influence	Less influence of temperature on redox conditions	Higher influence of temperature leading to seasonal changes in redox conditions

Aufgrund der am Anreicherungsstandort dominierenden oxischen Bedingungen und folglich erhöhtem Abbau im Grundwasser resultiert die Konzentration des Arzneimittels Phenazon beim Produktionsbrunnen am Anreicherungsstandort (0,26 ± 0,15 µg/L) im Vergleich zum Uferfiltrationsstandort (0,50 ± 0,14 µg/L) relativ gering. Auch die Umwandlungsprodukte Formylaminoantipyrin (FAA) und Acetoaminoantipyrin (AAA) sind Redox-abhängige Stoffe, die unter oxischen Bedingungen besser entfernbar sind. Das Umwandlungsprodukt 1-Acetyl-1-methyl-2-dimethyl-oxymoyl-2-phenylhydrazid (AMDOPH) kann allerdings weder am Uferfiltrationsstandort, noch am künstlich angereicherten Standort eliminiert werden.

Das Röntgenkontrastmittel wird als absorbierbares organisches Iod (AOI) gemessen. Die positive Korrelation (R^2 = 0,94) mit dem Redoxpotential setzt voraus, dass AOI bei reduzierenden Bedingungen besser entfernbar ist. Auf der anderen Seite verändern sich die AOI-Konzentrationen während der Untergrundpassage am Anreicherungsstandort wegen der oxischen Bedingungen nicht wesentlich. Daher fällt die Reduktion vergleichsweise zum Uferfiltrationsstandort ziemlich gering aus. JEKEL und GRÜNHEID (2005; zit. in MAENG et al., 2010) sowie GRÜNHEID et al. (2005; zit. in MAENG et al., 2010) zeigen, dass die Reduzierung von AOI aufgrund einer Dehalogenierung auftritt, da dieser Prozess vorzugsweise unter reduzierenden Bedingungen vorkommt. Kurze Aufenthaltszeiten und Trockenperioden am Anreicherungsstandort, die oxische Bedingungen fördern, scheinen für den Abbau der Röntgenkontrastmittel ungeeignet zu sein.

Der Produktionsbrunnen des Uferfiltrationsstandortes erreicht eine mittlere Entfernung von 89 % von Carbamazepin, während der Anreicherungsstandort nur 35 % aufweist. Die Aufenthaltszeit unter reduzierenden Bedingungen beim Uferfiltrationsstandort ist länger als beim Anreicherungsstandort und daher kann Carbamazepin am Uferfiltrationsstandort besser entfernt werden.

Für die Erforschung und dem besseren Verständnis der Zusammenhänge zwischen der Entfernung von OMPs und den hydrochemischen Bedingungen mit den räumlichen und zeitlichen Parametern (z.B. Brunnendistanz, Aufenthaltszeit und Tiefe) beider Standorte kann die Hauptkomponentenanalyse (PCA) angewendet werden. Damit wird bestätigt, dass vor allem die Redoxbedingungen im Entfernungsprozess der OMPs eine wichtige Rolle spielen.

4.3.2 Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter

120) Elektronen-Einfangkapazität von gelöstem Sauerstoff und Nitrat zur Abschätzung der Lösung von Mangan und Eisen in alluvialen Aquifern während der Uferfiltration – KEDZIOREK und BOURG (2008)

Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter

a) Fließstrecke in der gesättigten Zone

b) Lösungsprozesse (Mn, Fe)

Unabhängig des direkten Zusammenhanges zwischen dem Redox-Potential (Eh) und den reduzierenden Bedingungen, die im Aquifer günstig für die Mn- und/oder Fe-Reduktion sind, wird von KEDZIOREK und BOURG (2008) ein quantitatives Vorgehen, nämlich die Elektronen-Einfangkapazität (ETC), vorgeschlagen. Durch den Abbau des organischen Materials kommt es zu reduzierenden Bedingungen im Fließweg, was negative Effekte, wie die Lösung von Mangan und Eisen durch Bakterien aus den Aquifersedimenten, auf die Wasserqualität haben kann (z.B. RAY et al., 2002; zit. in KEDZIOREK und BOURG, 2008).

Für die Bestimmung der Bedingungen bei der reduzierenden Lösung von Fe^{2+} und Mn^{2+} ist ETC ein besserer Indikator als Eh. Die Konzentrationen des gelösten O_2^+ und NO_3^- im Grundwasser werden geschätzt. Die ETC ist wie folgt definiert: $ETC = 4[O_2^+] + 5[NO_3^-]$ und stellt die Menge an Elektronen dar, die durch O_2^+ und NO_3^- eingefangen werden können.

Während der Oxidation des organischen Materials können Elektronen eingefangen werden. Aufgrund einiger Feld- (6 verschiedene Standorte) und Laboruntersuchungen wird ein Grenzwert von 0,2 mM für ETC vermutet. Diese Vorgänge sind beobachtbar, wenn Mn-reiches Grundwasser zu schnell aus der reduzierenden Zone in eine oxidierende Umgebung fließt, um ein Lösungsausfällungsgleichgewicht von Mn-Oxihydroxiden zu ermöglichen.

Die Lösung von Mn^{2+} und Fe^{2+} kommt bei ETC-Werten < 0,2 mM vor. Bei größeren Werten wird es bei Brunnenfeldern zu keiner reduzierenden Lösung der Oxide kommen. Die Funktionsfähigkeit von ETC im Vergleich zu Eh besteht aufgrund der Fokussierung auf Elemente, die diese Reduktion verhindern, während Eh vom potentiell bestimmten Redoxpaar abhängt. Daher ist ETC neben der Beschreibung der Redoxbedingungen für die reduzierende Lösung von Mn- und Fe-Oxiden auch messtechnisch ein praktischerer Indikator, da O_2^+ und NO_3^- leichter vor Ort gemessen werden können als gelöstes Mn^{2+} oder Fe^{2+}.

Für die Simulation von ETC in jedem Brunnenfeldbereich vor der Standortbestimmung der Brunnen könnte die Verwendung eines geeigneten Modelles für die Beschreibung des Verbrauches von O_2^+ und NO_3^- (und die Entwicklung anderer Parameter, wie Temperatur und organisches Material) hilfreich sein, um durch die Lösung von Mn^{2+} und Fe^{2+} beeinflusste Zonen zu prognostizieren. So ein Modell könnte die Brunnenplatzierung in ungeeigneten Zonen vermeiden.

121) Ist ^{222}Rn ein geeigneter Tracer bei Grundwasser-Interaktionen? Eine Fallstudie in Zentral-Italien – STELLATO et al., 2012

Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter

a) Fließstrecke in der gesättigten Zone

b) Transport, Mischungs-/Verteilungsprozesse (Tracer/Isotope)

STELLATO et al. (2012) beschreibt mit isotopischen-, hydrochemischen- und hydrogeologischen Techniken die Infiltration von ^{222}Rn (Radon, Edelgas, radioaktives Element) mit Flusswasser in einen unbeschränkten, porösen Aquifer (~73 % Kies, ~12 % Sand, ~15 % Schluff und Ton) im Flachland Petrignano d'Assisi (Zentral-Italien). Die Wassermischung im Brunnen nahe dem Ufer besteht während der Rückgangphase des Grundwassers hauptsächlich aus Flusswasser (bis zu 99 %). Bei Anreicherungsphasen kann ein mäßiger Beitrag des Flusswassers (bis zu 64 %) festgestellt werden. Mit dem Ziel der Überwachung von mittleren Wasserinfiltrationsgeschwindigkeiten entlang des Profils wird für die Beschreibung der beobachteten Rn-Konzentrationen und Mischtrends im Grundwasser ein Modell verwendet.

Der Uferinfiltrationsprozess kann künstlich mit zwei unterschiedlichen saisonalen Szenarien hergestellt werden (hoher und niedriger Durchfluss). Beide werden durch eine beständige Zulaufbedingung beschrieben (Abbildung 19).

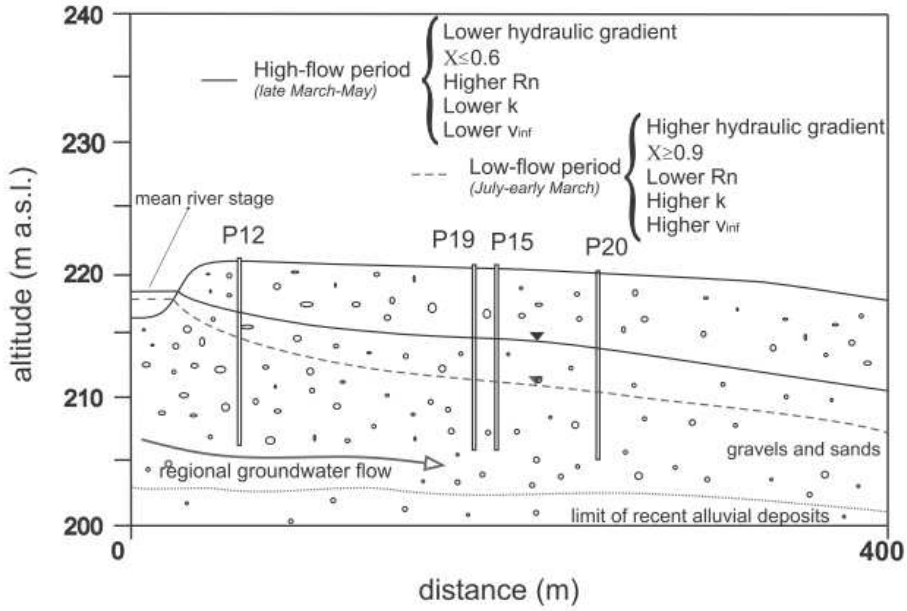


Abbildung 19: Modell des Uferfiltrationsprozesses beim Untersuchungsstandort in Petrignano d'Assisi (STELLATO et al., 2012)

Vergleichsweise zur Rückgangsphase des Grundwassers, wo hauptsächlich Flusswasser vorherrscht, führt das kleinere hydraulische Gefälle zwischen Fluss und Grundwasser während der hohen Durchfluss-Periode zu einer Verkleinerung der mittleren Distanz des infiltrierenden Flusswassers. Beide Szenarien stellen dar, dass die im Brunnen gemessenen ^{222}Rn-Aktivitätskonzentrationen während hohem Durchfluss höher sind, wenn der Grundwasser-Anteil (Rn-angereichert) gegenüber dem Flusswasser überwiegt. Bei niedrigem Durchfluss, wenn sich der Flusswasser-Anteil in den Brunnen erhöht, sind sie niedriger.

Ein wichtiger Vorteil der ^{222}Rn-Methode ist, dass die Infiltrationsgeschwindigkeiten ohne Informationen über die Durchlässigkeit, Porosität und das hydraulische Gefälle zwischen Fluss und Grundwasser, was sehr schwierig genau zu messen ist, bestimmt werden können. Der größte Mangel dieser Technik ist die Definition einer stationären Rn-Aktivitätskonzentration, da ^{222}Rn sehr sensibel auf die Gesteinseigenschaften des Aquifers reagiert. Daher können manchmal auch in kleinen Gebieten große Unterschiede bei der Rn-Konzentration im Grundwasser vorkommen.

Die Untersuchung der zeitlichen und räumlichen Schwankungen der Mischzone hat wesentliche Auswirkungen auf die Flussbewirtschaftung und Renaturierungsmaßnahmen sowie auf die Funktion der Strömungsökologie, da das Ausmaß der Mischzone die Abgabe und den Rückhalt von Nährstoffen, das Vorkommen von biochemischen Reaktionen, die Belüftung der Sedimente und die Bewegung der benthischen Fauna beeinträchtigen kann (TRISKA et al., 1989, 1993; WINTER, 1995; HART et al., 1999; HINKLE et al., 2007; JONES und MULHOLLAND, 2000; BOULTON et al., 2010; zit. in STELLATO et al., 2012).

122) Verminderung „aufkommender“ Schadstoffe während der Aquiferanreicherung – LAWS et al. (2010)

Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter

a) Fließstrecke in der gesättigten Zone, ungesättigte Bodenzone des Retentionsraums, „Black-Box-Modell“ → Batchexperimente

b) Biologischer Abbau, Mischungs/Verteilungsprozesse, Sorption/Desorption (organische Schadstoffe allgemein, Arzneimittel, TOC, BDOC)

In der Studie von LAWS et al. (2010) wird der Verbleib und Transport von 26 „aufkommenden“ Schadstoffen (contaminants of emerging concern) und organischen Materialien während einer Aquiferanreicherung in Montebello Forebay (Los Angeles County, California) abgeschätzt. Dabei wird rückgewonnenes Wasser (tertiär gereinigtes Abwasser) in ein gut ausgestattetes Anreicherungsbecken (2023 m²), dessen Untergrund sich hauptsächlich aus fein- bis grobkörnig mäßig sortiertem, graubraunem Sand zusammensetzt (USGS, 2003), versickert und die Verminderung der Schadstoffe und Wasserqualitätsschwankungen bei neun Positionen eines Untergrundprofiles erläutert. Der Sandaquifer wird bei einer Tiefe von etwa 9,5 m unter dem Becken durch eine Tonschicht geteilt. Kurze (10 h bis 3 Tage) und längere Fließzeiten (~ 60 Tage) werden dargestellt. Alle Konzentrationen der 17 entdeckten Schadstoffe werden während der Aquiferbehandlung, 11 davon nach 60 Tagen Aufenthaltszeit sogar um > 80 %, verringert. Für die Bewertung der Behandlungsleistung können Messungen der Schadstoffe (Atenolol, Gemfibrozil, N,N-Diethly-3-Methylbenzamid, Meprobamat, Tris(2-Chloroethyl)phosphat und Primidon) und des organischen Kohlenstoffes als Überwachungsparameter identifiziert werden.

Etwa 55 % des TOC werden bei einer Aufenthaltszeit von < 3 Tagen im oberen Aquifer entfernt, während bei erhöhter Aufenthaltszeit (60 Tage) 79 % eliminierbar sind. Die meisten Entfernungsprozesse kommen in der ungesättigten Zone (< 2,4 m) vor. Dabei herrschen aerobe Bedingungen und leicht assimilierbarer organischer Kohlenstoff wird verbraucht (ASANO et al., 2007; HOPPE-JONES et al., 2010; zit. in LAWS et al., 2010). TOC liefert keine Informationen über die Verteilungsveränderungen des organischen Materials.

Ein Fehlen von BDOC in Proben des tieferen Aquifers beweist, dass die verbleibenden organischen Stoffe bei den Überwachungsbrunnen im tiefen Aquifer persistent sind. Möglicherweise funktioniert das Behandlungssystem nicht, wenn BDOC im tiefen Aquifer nachgewiesen wird.

Die 3-D Fluoreszenz-Spektroskopie stellt die relative Fraktionierung von protein-, humitisch- und fulvinartigem organischem Material dar (DREWES et al., 2008; AMY und DREWES, 2007; HENDERSON et al., 2009; zit. in LAWS et al., 2010). Dieses wird während der Ausbreitung des Wassers in der ungesättigten Zone und im Aquifer vermindert. Im Becken und oberen Aquifer ist der Proteinwert größer als der humitische- und fulvine Wert. Im tiefen Aquiferbereich ist die Intensität des fulvinartigen Materials am höchsten. Das Fluoreszenz-Spektrum für die beiden tiefen Überwachungsbrunnen entspricht beinahe natürlichem Grundwasser, das nicht durch Abwasser beeinflusst wird. Daher kann die 3-D Fluoreszenz-Spektroskopie für die Überwachung der Leistung der Aquiferanreicherung durch Abschätzung der Entfernung des organischen Materials verwendet werden.

Die Größenausschlusschromatographie (Size-exclusion chromatography) beschreibt die organische Fraktion der Wasserproben, wobei UV (254 nm) und DOC-Detektoren für die Bestimmung der Größenverteilung von organischen Molekülen verwendet werden. Proben vom Testbecken und der tiefen Brunnen werden damit gemessen. Biopolymere werden komplett entfernt, während die Eliminierung von Humitischartigem, Polymerbausteinen, sauren/niedermolekularen humitischartigen und niedermolekularen neutralen Komponenten in geringerem Ausmaß erfolgen kann.

17 der 26 entdeckten Schadstoffe werden über dem Grenzwert der Meldepflicht mit Konzentrationen von 10 (Ibuprofen) bis 7200 ng/L (Tris(Chloroisopropyl)Phosphat) nachgewiesen (Tabelle 3).

Tabelle 3: Entfernung von organischen Schadstoffen und ausgewählten Wasserqualitätsparametern unter verschiedenen Bedingungen (LAWS et al., 2010)

			% Removal (WP Z, travel time = 12 h)	% Removal (average MLS 8-PR 11, travel time <3 days)	% Removal (average PR 8, PR 10, travel time = 60 days)	
					With dilution	Without dilution[a]
CEC						
Attenuation ranking	1	Atenolol	98	96	≥99.9	≥99.9
	2	Iopromide	97	98	97	95
	3	Fluoxetine	94	≥97	≥97	≥97
	4	Gemfibrozil	97	92	96	94
	5	Naproxen	74	63	93	88
	6	Diclofenac	55	55	≥99	≥99
	8	Trimethoprim	52	Negligible	94	90
	10	Triclosan	Negligible	Negligible	≥86	≥86
	9	TCPP	Negligible	Negligible	89	82
	7	Ibuprofen	Negligible	47	84	74
	11	DEET	27	24	84	75
	12	Meprobamate	Negligible	Negligible	69	50
	13	TCEP	Negligible	Negligible	54	49
	14	Sulfamethoxazole	Negligible	Negligible	42	26
	15	Phenytoin	38	36	47	Negligible
	16	Carbamazepine	Negligible	Negligible	49	Negligible
	17	Primidone	Negligible	Negligible	69	Negligible
Bulk water quality parameters						
		DOC	45	52	78	–
		UVA_{254}	18	26	58	–

[a] Removal estimated using 62% reclaimed and 58% native groundwater (assumed to be absent of trace organic chemicals).

Einige Komponenten wie Koffein und Benzophenon, oder niedrige Konzentrationen (< 35 ng/L) von Fluoxetin, Diclofenac, Ibuprofen, Naproxen und Triclosan werden oft unter der minimalen Meldepflichtstufe, manchmal auch mit erhöhten Konzentrationen in verschiedenen sekundär oder tertiär behandelten Abwässern, erfasst (DICKENSON et al., 2011; zit. in LAWS et al., 2010). Das relativ geringe Vorkommen dieser Stoffe im Versickerungsbecken ist die Folge einer effizienten biologischen Verminderung vor und während der fortgeschrittenen Abwasserbehandlung, einschließlich Nitrifikation und Denitrifikation. Bei kurzen Aufenthaltszeiten (< 3 Tage) kommt es in der ungesättigten Zone teilweise zur Verminderung (Abnahme der Konzentrationen innerhalb der ersten 2,4 m nach 10 h, weitgehend konstante Konzentrationen bis 7,6 m nach 70 h). Alle entdeckten organischen Schadstoffe im Becken verringern sich mit erhöhter Aufenthaltszeit (60 Tage) weiter.

Iopromid, Gemfibrozil, Fluoxetin und Atenolol werden hauptsächlich (> 90 %) in den ersten drei Tagen entfernt. Die Verminderung von Naproxen und Diclofenac erhöht sich von mäßig im oberen Aquifer (63 und 55 %) auf gut (> 90 %) im tiefen Aquifer. Phenytoin vermindert sich bis 36 % in der ungesättigten Zone sowie 47 % im tiefen Aquifer und zeigt, dass eine längere Aufenthaltszeit zu keiner starken Entfernungssteigung führt. Die Abminderung von Ibuprofen, Sulfamethoxazol, Tris(2-Chloroethyl)Phosphat und Tris(Chloroisopropyl)Phosphat ist beim Durchtritt durch die ungesättigte Zone schwach (< 10 %), aber erhöht sich im tiefen Aquifer (Ibuprofen 84 %, Sulfamethoxazol 42 %, Tris(2-Chloroethyl)Phosphat 54 % und Tris(Chloroisopropyl)Phosphat 89 %). Primidon, Carbamazepin, Trimethoprim, DEET, Meprobamat und Triclosan werden im oberen Aquifer schlecht entfernt (< 10 %), aber die Abminderung erhöht sich bei längerem Aufenthalt.

Zu weiterer Verminderung kann es aufgrund der Vermischung mit natürlichem Grundwasser kommen. Carbamazepin, Primidon und Phenytoin verringern sich diesbezüglich vergleichsweise gering und zeigen, dass diese Stoffe bei Aufenthaltszeiten von weniger als 60 Tagen persistent sind. Die Mischung beeinflusst (15 – 20 %) die Reduzierung von Meprobamat und Sulfamethoxazol. Auf Trimethoprim, Diclofenac, Naproxen, DEET, Tris(2-Chloroethyl)Phosphat und Tris(Chloroisopropyl)Phosphat hat dieser Vorgang wenig (< 10 %) Einfluss.

Auch andere Mechanismen, wie Biotransformation und/oder Sorption, können zur Reduktion dieser Komponenten beitragen.

123) „Aufkommende“ organische Schadstoffe im Grundwasser: Quellen, Anlagerung und Vorkommen – LAPWORTH et al. (2012)

Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter

a) Fließstrecke in der gesättigten Zone, ungesättigte Bodenzone des Retentionsraums

b) Sorption/Desorption → Ionenaustausch, biologischer Abbau (Arzneimittel, organische Schadstoffe allgemein)

Die Studie von LAPWORTH et al. (2012) bewertet das Vorkommen von organischen Schadstoffen (sowie deren Abbauprodukte), wie Pharmazeutika, Körperpflegeprodukte, Veterinärmedizin, „Life-Style“-Stoffe, Röntgenkontrastmittel, Steroide, Tenside, Weichmacher, metabolische Regulatoren, Konservierungsstoffe, Nahrungsmittelzusatzstoffe und andere, im Grundwasser, einschließlich Daten von bestimmten Untersuchungen sowie Aufklärungsstudien von 14 Ländern aus Europa, mittleren Osten, Nordamerika und Asien.

Organische Schadstoffe werden bei der Durchdringung des Untergrundes hauptsächlich durch die Prozesse Sorption (vor allem an organische Materialien und Tonmineralien), Ionenaustausch sowie mikrobiellen Abbau oder -Umwandlung beeinträchtigt.

Während der Grundwasseranreicherung können durch Sorption an Oberflächen (Boden und ungesättigte Zone) und an Materialien der gesättigten Zone organische Schadstoffe im Untergrund verringert werden. Ionische Moleküle können sich dabei in Abhängigkeit der pH-Bedingungen sehr komplex verhalten. Die Verminderung von kationischen β-Blocker wird durch SCHAFFER et al. (2011; zit. in LAPWORTH et al., 2012) unter realistischen kationischen Bedingungen untersucht. Der Transport von Atenolol verringert sich mit abnehmender Kationen-Konzentration wegen der reduzierten Konkurrenz für negativ geladene Bereiche. Diclofenac und Ibuprofen sind hingegen bei Umweltbedingungen negativ geladen und werden daher nur schwach an neutrale Oberflächen adsorbiert. Im Kalksteinaquifer werden sie an negativ geladenen Untergrund gar nicht adsorbiert. Vergleichbar niedrige Verteilungskoeffizienten (K_d) < 2 erläutert SCHEYTT et al. (2005; zit. in LAPWORTH et al., 2012) für die Adsorbtion an Aquifersedimente.

Zwei Untersuchungen durch SCHEYTT et al. (2004, 2005; zit. in LAPWORTH et al., 2012) stellen dar, dass die Beweglichkeit und Verminderung von Diclofenac-, Ibuprofen- und Propyphenazon-Experimenten bei gesättigten und ungesättigten Bedingungen ähnlich ist, während Carbamazepin bei ungesättigten Bedingungen deutlich geringeres Sorptions- sowie Eliminationsverhalten aufweist. Somit sind einige Komponenten, wie Carbamazepin, gegenüber verschiedenen natürlichen Verminderungs- und Behandlungsprozessen bei Feldexperimenten resistent (GLASSMEYER et al., 2005; CLARA et al., 2004; SCHEYTT und MÜLLER, 2011; zit. in LAPWORTH et al., 2012). Das lässt sich zum Teil durch die Beständigkeit der Stoffe gegenüber Hydrolyse und die neutrale Ladung bei pH-Bedingungen, die in Grundwasserbereichen häufig vorkommt und in einer schwachen Wechselbeziehung mit mineralischen Oberflächen mit starker negativer Ladung resultiert, erklären. SHINOHARA et al. (2006; zit. in LAPWORTH et al., 2012) beweist, dass Amid-Schadstoffe (z.B. Crotamiton, Carbamazepin oder Diethyltoluamid, < 30 %) im Vergleich zu phenolischen und carboxylischen Stoffen (Ibuprofen, 92 %; Triclosan, 99 %) in der Bodenzone schwach reduziert werden. Diese Ermittlungen sind mit dem umfassenden Nachweis von den Amid-Schadstoffen (z.B. Crotamiton) in städtischem Grundwasser übereinstimmend, während phenolische und carboxylische Schadstoffe (z.B. NAKADA et al., 2008; STUART et al., 2011; zit. in LAPWORTH et al., 2012) nicht oder wenig feststellbar sind. Amid-Schadstoffe (z.B. Crotamiton und

Carbamazepin) sind wohl vergleichsweise zu phenolen oder carboxylischen Schadstoffen konservativere Tracer der Abwasser-Inputs ins Grundwasser.

Der Abbau der organischen Schadstoffe verläuft unter aeroben Bedingungen oft deutlich schneller als bei anaeroben Bedingungen (WATANABE et al., 2010; GODFREY et al., 2007; BARNES et al., 2004; zit. in LAPWORTH et al., 2012).

BURKE et al. (2011; zit. in LAPWORTH et al., 2012) erläutert mittels Labor-Experimenten der Schmerzmittel Phenazon und Propyphenazon sowie deren Abbauprodukte das Abbauverhalten. Sechs von sieben untersuchten Komponenten werden wesentlich durch die vorherrschenden Redoxbedingungen beeinflusst. Die meisten Komponenten und Abbauprodukte können unter oxischen Bedingungen besser abgebaut werden, während sie sich bei anoxischen Bedingungen persistent verhalten.

Koffein und Paracetamol werden bei der Abwasserbehandlung und dem Transport im Untergrund biologisch leichter abgebaut, obwohl sie in hohen Konzentrationen verwendet werden (z.B. BENOTTI und BRONAWELL, 2009; zit. in LAPWORTH et al., 2012), aber kommen generell seltener als die resistenten Stoffe Carbamazepin und Sulfamethoxazol vor. Die Entwicklung einer Redoxzone bei der Schadstoffausbreitung ist für die Persistenz der Schadstoffe im Untergrund nahe Deponien ein wichtiger Faktor (z.B. CHRISTENSEN et al., 1992; zit. in LAPWORTH et al., 2012). Diese reduzierende Umgebung kontrolliert den Transport und die Anlagerung einiger organischer Stoffe mit sonst hohem Verminderungspotential (WILLIAMS et al., 1984; HOLM et al., 1995; zit. in LAPWORTH et al., 2012).

Tierärztliche Antibiotika (Linomycin, Monensin und Erythromycin) verhalten sich im Vergleich zu Oberflächen- und Bodenproben in Grundwässern unter undichten Teichen persistent (> 100 ng/L). Die anaeroben Grundwasserbedingungen tragen zur Beständigkeit dieser Stoffe im Grundwasser bei.

Siehe auch Zitatquellen:

114) Vorkommen und Verbleib von organischem Material und pharmazeutisch aktiven Komponenten bei geregelter Aquiferanreicherung, MAENG et al. (2011a), Kap.4.2.2

119) Entfernung von organischen Mikroschadstoffen aus Schmutzwasserabflüssen während der Uferfiltration und künstlichen Anreicherung, MAENG et al. (2010), Kap. 4.3.1

4.3.3 Prozesse hinsichtlich mikrobiologischer Parameter

Siehe auch Zitatquelle:

152) Vergleich des Transportes von mikrobiellen Tracern in klarem und verschmutztem Quarzsand in Laborsäulen mit dem Transport im Feld, WEAVER et al. (2012), Kap. 4.6.3

4.4 Prozesse in der ungesättigten Bodenzone des Retentionsraums: Überflutung von Retentionsflächen, künstliche Grundwasseranreicherungssysteme

4.4.1 Prozesse hinsichtlich physikalischer Parameter

Siehe auch Zitatquelle:

119) Entfernung von organischen Mikroschadstoffen aus Schmutzwasserabflüssen während der Uferfiltration und künstlichen Grundwasser-Anreicherung, MAENG et al. (2010), Kap. 4.3.1

4.4.2 Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter

124) Organische Tracer-Schadstoffe bei der Grundwasseranreicherung – DÍAZ-CRUZ und BARCELÓ (2008)

Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter

a) Ungesättigte Bodenzone des Retentionsraumes

b) Biologischer Abbau (Trihalogenmethane, Pestizide, sonstige Aromate, Arzneimittel, Flammschutzmittel, nichtionische Tenside), biologischer Abbau → Dehalogenierung (sonstige Halogene, sonstige Aromate), Sorption/Desorption → Adsorption (Arzneimittel)

DÍAZ-CRUZ und BARCELÓ (2008) präsentieren in diesem Artikel einen Überblick vom Verbleib und der Entfernung neu aufkommender organischer Tracer-Schadstoffe (TOrC) in verschiedenen Wasserquellen, die für die künstliche Aquiferanreicherung verwendet werden.

Während der künstlichen Aquiferanreicherung ist sehr ungleichartiges Verhalten der TOrC festgestellbar, da deren Entfernung von verschiedenen Faktoren, wie Klima, hydrogeologische Eigenschaften der Region und physikalisch-chemische Bedingungen des Aquifers abhängt. Die Konzentrationen der Metabolite können im rückgewonnenen/infiltrierten Wasser im Vergleich zur Wasserquelle steigen, da als Folge des Anreicherungsvorganges die längere Aufenthaltszeit im Grundwasser (wegen der niedrigen Fließgeschwindigkeit) deren Bildung ermöglicht.

Einige halogenierte C_1-C_3 aliphatische Verbindungen, Nitro- und Chlor-Benzene werden bei einer Temperatur > 5 °C unter anoxischen Bedingungen durch fortlaufende Dehalogenierung deutlich abgebaut. Bei niedrigen Temperaturen vermindert sich der Abbau und es bilden sich die Nebenprodukte Dichlor- und Bromochlor-Methane oder Dichloraniline. Unter aeroben Bedingungen kommt es zu starker Entfernung von Trihalogenmethanen und Phenoxy-Pestiziden in Zusammenhang mit der Bildung von gefährlichen Chlorphenolen.

Beim Uferfiltrationsstandort, wo während der Infiltration von anoxischen zu anaeroben Bedingungen übergegangen wird, kann Sulfamethoxazol auf 20 % der Konzentration des Oberflächenwassers reduziert werden. Im Gegensatz dazu scheint der Entfernungsvorgang bei aeroben Bedingungen weniger effektiv zu sein und die Konzentration erreicht nur 50 %. Iopromid wird unter aeroben und anoxischen Bedingungen schnell abgebaut, aber während der Uferfiltration und der künstlichen Anreicherung bei anoxischen Bedingungen nur teilweise dehalogeniert. Es weist bei beiden Standorten Entfernungsraten von ungefähr 82 % (anoxisch > anaerob) und 89 % (aerob) auf. Die aromatischen Sulfonate verhalten sich persistenter und die Entfernungsraten unter aeroben Bedingungen betragen zwischen 50 % und 63 % (GRÜNHEID et al., 2005; zit. in DÍAZ-CRUZ und BARCELÓ, 2008).

MASSMANN et al. (2006; zit. in DÍAZ-CRUZ und BARCELÓ, 2008) und GRESKOWIAK et al. (2006; zit. in DÍAZ-CRUZ und BARCELÓ, 2008) untersuchen den Temperatureinfluss des Infiltrationswassers auf den Redox-Abbau von Carbamazepin, Phenazon und phenazonartigen Pharmazeutika bei einem Anreicherungsstandort in Berlin. Unabhängig der Redox-Beschaffenheit erfolgt dabei keine Entfernung von Carbamazepin und der Abbau scheint somit unempfindlich gegenüber Temperaturschwankungen zu sein. Die anderen Komponenten werden nur bei aeroben Bedingungen unterschiedlich abgebaut.

Labor- und Feldexperimente beweisen, dass Diclofenac und Bezafibrat aufgrund deren Neigung zu Sediment-Adsorbtion und Umwandlungsvorgängen während der Bodenpassage deutlich entfernt werden (TERNES et al., 2007; u.a.; zit. in DÍAZ-CRUZ und BARCELÓ, 2008). Nach PREUSS et al. (2002; zit. in DÍAZ-CRUZ und BARCELÓ, 2008) macht die Entfernungsrate von Bezafibrat, Diclofenac und Ibuprofen 60 – 80 % aus, während HEBERER und ADAM (2004; zit. in DÍAZ-CRUZ und BARCELÓ, 2008) > 90 % nachweisen und die Konzentrationen im Trinkwasser gemeinsam mit Indomethacin < 1 ng/L ergeben. Der hohe Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient (log K_{ow}) von Indomethacin und Bezafibrat ist für deren Adsorptionsfähigkeit im Boden verantwortlich. Stark polare organische Mikroschadstoffe können durch Wasserstoff-Brückenbindungen entfernt werden.

HEBERER et al. (2001; zit. in DÍAZ-CRUZ und BARCELÓ, 2008) sowie SCHEYTT et al. (2007; zit. in DÍAZ-CRUZ und BARCELÓ, 2008) beobachten geringe bis mäßige Verminderung von Propyphenazon, das im Grundwasser, oberflächlichen Brunnen und in Produktionsbrunnen vorkommt. Clofibrinsäure verhält sich sehr persistent und wird während der Bodenpassage nur schwach oder gar nicht adsorbiert und abgebaut (TERNES et al., 2007; u.a.; zit. in DÍAZ-CRUZ und BARCELÓ, 2008).

ZUEHLKE et al. (2004; zit. in DÍAZ-CRUZ und BARCELÓ, 2008) weisen darauf hin, dass während kurzen Passagen (von wenigen Zentimetern) die Konzentration vom Steroid Östron wesentlich verringerbar ist. Die Entfernung findet eher durch biologischen Abbau als durch Adsorbtion statt, obwohl es auch zum biologischen Abbau von adsorbierten hydrophoben Steroiden kommen kann (MANSELL und DREWES, 2004; AMY und DREWES, 2007; zit. in DÍAZ-CRUZ und BARCELÓ, 2008).

AMY und DREWES (2007; zit. in DÍAZ-CRUZ und BARCELÓ, 2008) erforschen das Verhalten von chlorinierten Flammschutzmittel während der Infiltration. Tris-(chlorethyl)-phosphat (TCEP) wird bei längeren Durchläufen vollständig abgebaut, während für Tris-(trichlorisopropyl)-phosphat (TCIPP) keine wesentliche Entfernung erkennbar ist.

Felduntersuchungen (MONTGOMERY-BROWN et al., 2003; ZUEHLKE et al., 2004; zit. in DÍAZ-CRUZ und BARCELÓ, 2008) in Arizona (USA) zeigen, dass die nichtionischen Alkylphenol-Ethoxylate und deren Metablitgruppen Alkylphenol-Polyethoxycarboxylate und Carboxyalkylphenol-Polyethoxycarboxylate (DiCORCIA et al., 2000; zit. in DÍAZ-CRUZ und BARCELÓ, 2008) unter anoxischen sowie aeroben Bedingungen in den ersten 3 m der Infiltration deutlich (> 90 %) und schnell entfernbar sind. Bei Tiefen > 3 m bleiben nur Alkylphenoxy-Essigsäuren, Carboxyalkylphenoxy-Essigsäuren und Alkylphenole zurück.

Siehe auch Zitatquellen:

119) Entfernung von organischen Mikroschadstoffen aus Schmutzwasserabflüssen während der Uferfiltration und künstlichen Grundwasser-Anreicherung, MAENG et al. (2010), Kap. 4.3.1

122) Verminderung „aufkommender" Schadstoffe während der Aquiferanreicherung, LAWS et al. (2010), Kap. 4.3.2

123) „Aufkommende“ organische Schadstoffe im Grundwasser: Quellen, Anlagerung und Vorkommen, LAPWORTH et al. (2012), Kap. 4.3.2

4.5 Prozesse an der Entnahmestelle: Mischung mit landseitigem GW

4.5.1 Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter

125) Vorkommen und Verteilung von psychoaktiven Stoffen und deren Metabolite im städtischen Wasserkreislauf von Berlin (Deutschland) – HASS et al. (2012)

Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter
a) Entnahmestelle
b) Mischungs-/Verteilungsprozesse (Arzneimittel)

HASS et al. (2012) untersucht das Vorkommen und die Verteilung von sechs Suchtmitteln (Primidon, Phenobarbital, Oxazepam, Diazepam, Meprobamat und Pyrithyldion) und einem Stoffwechselprodukt von Primidon (Phenylethylmalonamid) in Kläranlagenabläufen, im Oberflächenwasser, Grundwasser eines Uferfiltrationsstandortes, Roh- als auch Trinkwasser und in einem Grundwasser, das durch frühere Abwasserbewässerung beeinflusst wurde.

Primidon und Phenylethylmalonamid werden häufig im Grundwasser eines Uferfiltrationsstandortes entdeckt. Beide verhalten sich bei der Untergrundpassage resistent. Verringerte Konzentrationen im Produktionsbrunnen werden durch die Vermischung mit dem umgebenden Grundwasser erreicht. Niedrige Konzentrationen von Primidon (ø 0,08 µg/L) und Phenylethylmalonamid (ø 0,04 µg/L) werden oft im Roh- und schlussendlich im Trinkwasser einer Trinkwasserbehandlungsanlage entdeckt (Erkenntnisse liegen unter den Vorsorge-Grenzwerten).

„Altes“ Uferfiltrat (Bewegungszeit > 25 Jahre) enthält Phenobarbital (ø 0,07 µg/L) und Meprobamat (ø 0,03 µg/L). Phenobarbital wird in fast jedem Abschnitt des Berliner Wasserkreislaufes, mit Ausnahme von Roh- und Trinkwasser, entdeckt. In beeinflusstem Grundwasser werden Konzentrationen bis zu 0,96 µg/L gemessen.

Die Pharmazeutika Meprobamat und Pyrithyldion werden wegen des Rückzuges vor ein paar Jahren aus dem deutschen Markt nur in Rieselfeld-Grundwasser bis zu 0,50 und 0,04 µg/L nachgewiesen. Alle Stoffe, außer Oxazepam und Diazepam, kommen im Grundwasser, das früher durch Rieselfelder beeinflusst wurde, mit mittleren bis hohen ng/L-Konzentrationen vor.

126) Einfluss der Wasserförderung (Pumpen) auf die räumlich-zeitliche Verteilung von mikrobiellen Gemeinschaften in einem Brunnenfeld – MEDIHALA et al. (2012)

Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter	Tab. 3: Prozesse hinsichtlich mikrobiologischer Parameter
a) Entnahmestelle	a) Entnahmestelle
b) Clogging/Kolmation (Fe, Mn)	b) Adsorbtion/Anlagerung (Bakterien allgemein)

Während der Studie von MEDIHALA et al. (2012) bei einem Brunnenfeld in der Nähe des North Saskatchewan Rivers (Kanada) werden konventionelle kulturelle, mikroskopische und molekulare Techniken, einschließlich konfokaler Laser-Scanning-Mikroskopie (CLSM), Biolog, quantitativer Polymerase-Kettenreaktionreaktion (quantitative polymerase chain reaction; qPCR) und Denaturierender-Gradienten-Gel-Elektrophorese (DGGE) verwendet.

In der Studie werden Wasser-, Sediment- und Biofilmproben nach der Pumpzeit und Entfernung zum Brunnen analysiert. Die Analyse von Sediment-Bohrproben weist auf große Ansammlungen von heterotrophen-, Fe- und Sulfat-reduzierenden Bakterien bei T= 0 (Juni 2007) und am Ende (Jänner 2009) auf eine deutliche ($p < 0,05$) Abnahme (mit Ausnahme der Heterotrophen) der Anzahl hin.

Daten der Biofilmstärke zeigen, dass die Biofilme kontinuierlich mit der Pumpzeit und dem Alter des Abschnittes, der sich näher dem Brunnen befindet, wachsen, während es zu keiner Veränderung der Biofilmstärke nach der anfänglichen Kolonisationsphase bei weiter weg befindlichen Abschnitten kommt (Abbildung 20).

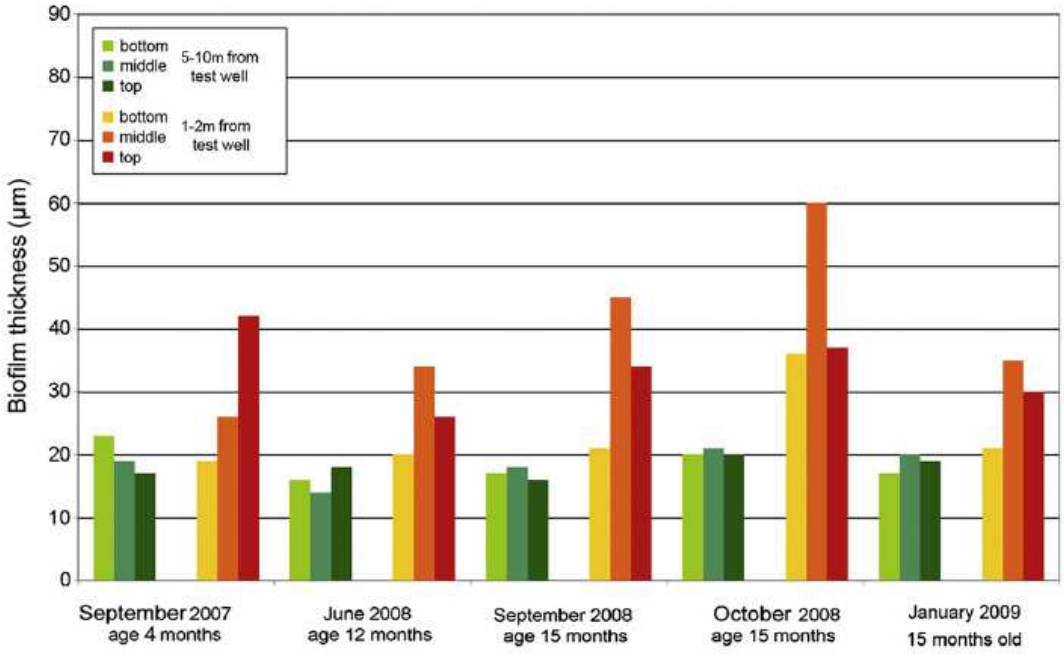


Abbildung 20: Zeitliche Veränderung der Biofilmstärke (September 2007 - Januar 2009) und Ort (1 - 2 m, 5 - 10 m) (MEDIHALA et al., 2012)

Die Biofilmbildung innerhalb der Brunnenzone stimmt oft mit der Ablagerung oxidierter und reduzierter Arten von Fe und Mn überein.

Zusätzlich werden Untersuchungen zur Überwachung der hydraulischen Höhe im Förderbrunnen und in nahen Beobachtungsbrunnen durchgeführt (MORTON, 2010; zit. in MEDIHALA et al., 2012). Die Unterschiede der hydraulischen Höhe steigen mit der Zeit, weil es nach etwa einjähriger kontinuierlicher Wasserentnahme innerhalb eines ein m-Radius um den Brunnen zur Kolmation kommt. Die physikalischen Messungen sowie Modelltätigkeiten von MORTON (2010) bestätigen die Festlegung der Studie von drei Zonen (Brunnen, 1 – 2 m sowie 5 – 10 m vom Brunnen).

Der Aquifer besitzt relativ hohe Fe- und Mn-Konzentrationen, die über der kanadischen Richtlinien der Trinkwasserqualität liegen. Nach HOUBEN und WEIHE (2010; zit. in MEDIHALA et al., 2012) breiten sich starke Ablagerungen von Fe und Mn bis zu 4 m vom Brunnen weg in den Sedimenten aus (HOUBEN und WEIHE, 2010; zit. in MEDIHALA et al., 2012) und können zur Kolmation des Brunnes beitragen als auch die Pumpraten beeinflussen (HOUBEN und WEIHE, 2010; VAN BEEK, 1989; zit. in MEDIHALA et al., 2012).

Biolog EcoPlates werden für die Untersuchung der funktionellen Vielfältigkeit der Gemeinschaft in Boden-, Wasser- und Biofilmproben verwendet (SALOMO et al., 2009; u.a.; zit. in MEDIHALA et al., 2012). Die Ergebnisse der Biolog PCA zeigen, dass die Wasser- und Biofilmproben des Brunnens sowie die nahe Umgebung (1 – 2 m) anfänglich wenig Aktivität aufweisen, was für eine sehr niedrige Zellenanzahl bezeichnend ist und die frühen Entwicklungsphasen der mikrobiellen Gemeinschaft im Brunnen noch vor den Pumpwirkungen widerspiegelt. Bei der PCA der Sedimente treten mit der Tiefe Schwankungen der metabolischen Aktivitäten bei T= 0 (vor Pumpbeginn) sowie bei T= „beendet“ auf. Vor allem in der nahen Brunnenzone (1 – 2 m) lassen sich durch die mikrobielle Anzahl und die Biofilmstärke Veränderungen der metabolischen Aktivitäten im North Battleford-Brunnenfeld mit der Zeit beobachten.

Numerische Studien verwenden DGGE als eine molekulare Fingerabdrucktechnik für die Beschreibung der Vielfältigkeit der mikrobiellen Gemeinschaft im Wasser (GEETS et al., 2006; zit. in MEDIHALA et al., 2012), Boden (NAKATSU, 2007; zit. in MEDIHALA et al., 2012) und in Biofilmen (LAWRENCE et al., 2008; zit. in MEDIHALA et al., 2012). Es wird allgemein gezeigt, dass sich der Gemeinschaftsaufbau in den gesammelten Proben nahe des Brunnens zu den weiter weg entnommenen Proben unterscheidet. Nach Biolog und DGGE werden daher die Gemeinschaften in der Nähe des Pumpbrunnens deutlich durch den Wasserentnahmeprozess beeinträchtigt. Folglich breitet sich aufgrund des Ablagerungsprozesses (wegen Pumpbrunnen) eine Mikroflora aus.

Viele verschiedene mikrobielle Gemeinschaften sind aufgrund der stark anaeroben Bedingungen des Aquifers in unterschiedliche biogeochemische Prozesse am Untersuchungsstandort eingebunden. Solch reduzierende Umgebungen sind für das Wachstum von fakultativ anaeroben Bakterien, wie Rhodobacter spp. (MIOT et al., 2009; zit. in MEDIHALA et al., 2012) und S. kuijiense (KODAMA und WATANABE, 2004; zit. in MEDIHALA et al., 2012), sowie anaerobe Geobacter spp. (LOVLEY, 1987; zit. in MEDIHALA et al., 2012) durch oxidierende/reduzierende Fe-, Mn- und S-Komponenten förderlich. Diese Aktivitäten führen zur Ablagerung dieser Metalle und tragen zur Kolmation bei.

4.5.2 Prozesse hinsichtlich mikrobiologischer Parameter

Siehe auch Zitatquelle:

126) Einfluss der Wasserförderung (Pumpen) auf die räumlich-zeitliche Verteilung von mikrobiellen Gemeinschaften in einem Brunnenfeld, MEDIHALA et al. (2012), Kap. 4.5.1

4.6 „Black-Box-Modelle“: können keinem bestimmten räumlichen Bereich zugeordnet werden (Säulen-, Batchexperimente etc.)

4.6.1 Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter

127) Verbleib und Transport von TNT, RDX und HMX in Flusssedimenten – Auswirkungen auf die Uferfiltration – ZHENG et al. (2009)

Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter		
a) „Black-Box-Modell“	→	Batchexperimente, Säulenexperimente
b) Biologischer Abbau, (Sprengstoffe)		Sorption/Desorption

ZHENG et al. (2009) bewertet in dieser Studie die Eignung von Uferfiltrationssystemen zur Entfernung der drei explosiven Chemikalien TNT, RDX und HMX. Die für verschiedene Experimente verwendeten Sediment- und Wasserproben stammen vom Fluss Manoa in Hawaii und das Wasser wird für die Versuche mit jeweils 1 mg/L TNT, RDX und HMX versetzt.

Anoxische Batchexperimente zeigen, dass sich durch Zugabe einer zusätzlichen Kohlenstoffquelle zur Erhöhung des Wachstums von Mikroorganismen die Konzentrationen aller drei Chemikalien aufgrund von Adsorbtions- und Abbauvorgängen während der Infiltration um mehr als 50 % veringern. Das Experiment dauert 46 Tage, da sich nach dieser Zeit RDX unter die Nachweisgrenze senkt. RDX reduziert sich rascher als HMX, während TNT am schnellsten abgebaut wird (Geschwindigkeitskonstanten pseudo-erster Ordnung: 0,33 d^{-1}, 0,055 d^{-1}, 0,033 d^{-1}; Abbildung 21).

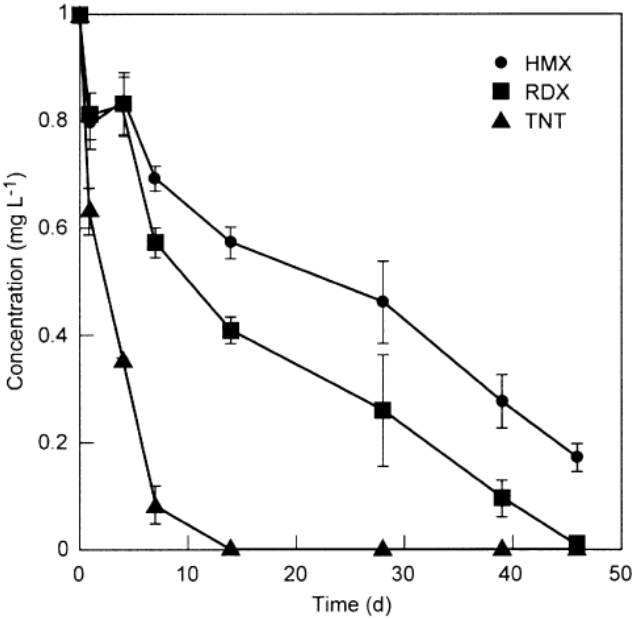


Abbildung 21: Zeitliche Konzentrationsveränderungen von TNT, RDX und HMX in oxischen/anoxischen Sedimenten (ZHENG et al., 2009)

Batchsorbtionsexperimente (Sediment-Lösungsverhältnis 1:10) ergeben die Adsorbtionskoeffizienten für TNT, RDX und HMX etwa 50 ml/g, 2,2 ml/g und 2,9 ml/g. RDX und HMX erreichen das Sorbtionsgleichgewicht nach 12 Stunden. Aufgrund des schnellen Abbaus kann dieses für TNT nicht vollständig erzielt werden.

Beim Versuch mit einem aeroben Testfilter wird eine Glassäule mit Ottawa-Sand als Filtermedium verwendet, wobei nur TNT abgebaut wird, welches eine Geschwindigkeitskonstante pseudo-zero-Ordnung von 0,33 mg/L/d aufweist.

Verschiedene Säulenexperimente dienen der Flussbettsimulation und werden mit einer niedrigen (49 mm/d) und einer höheren Förderrate (490 mm/d) durchgeführt. Die Experimente dauern zehn Tage. Bei geringer Förderrate deutet der schnelle Abbau von TNT bereits im Flusswasser auf eine geringe Wahrscheinlichkeit hin, in den Aquifer zu gelangen. Bromid, RDX und HMX werden in den Sedimenten zurückgehalten. Die Ergebnisse des Experimentes stellen die Beweglichkeit der drei chemischen Schadstoffe im Sedimentbett (HMX > RDX > TNT) dar und weisen auf die gute Eignung zur Entfernung von TNT und RDX hin. HMX und dessen Metabolite besitzen die höchste Beweglichkeit und können somit Sammelbrunnen, die sich unter der Flusssohle befinden, erreichen. Auch bei höherer Förderrate wird TNT bereits im Flusswasser schneller abgebaut. Die Chemikalien HMX und RDX können dabei wieder in den Sedimenten zurückgehalten werden. Durch Uferfiltration sind HMX und dessen Metabolite schwieriger zu entfernen als RDX, TNT und deren Metabolite. Durch die höhere Förderrate ist die Ausbreitungszeit verkürzt und daher erscheinen die Konzentrationen der Chemikalien unter diesen Bedingungen höher.

Der Abbau der drei Chemikalien würde ohne Zugabe einer zusätzlichen Kohlenstoffquelle unter natürlichen Bedingungen niedriger erscheinen als diese Ergebnisse zeigen, während die Beweglichkeit größer wäre.

128) Einfluss von organischem Material bei der Entfernung von organischen Tracer-Chemikalien während geregelter Grundwasser-Anreicherung – RAUCH-WILLIAMS et al. (2009)

Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter

a) „Black-Box-Modell“ → Säulenexperimente

b) Biologischer Abbau (organische Schadstoffe allgemein, Arzneimittel, Flammschutzmittel)

RAUCH-WILLIAMS et al. (2009) erforscht in dieser Studie den Einfluss verschiedener Mengen an organischem Kohlenstoff auf den Verbleib von organischen Tracer-Chemikalien (TOrC) während geregelter Grundwasser-Anreicherung. Es wird die Infiltration durch poröse Medien in biologisch aktiven Säulenexperimenten unter aeroben und anoxischen Anreicherungsbedingungen simuliert. Sorption hat dabei wenig Einfluss auf die Verringerung der Komponenten.

Beim anoxischen Säulensystem erfolgt eine kontinuierliche Zugabe von sekundär und tertiär behandelten Abwässern. Die Biomasse des Bodens verringert sich mit der Tiefe schnell. Im Gegensatz zur Entfernung des organischen Kohlenstoffes (Kinetik 1. Ordnung) vermindern sich TOrC linear mit der Tiefe (Kinetik 0. Ordnung). Die durch die Tiefe verändernde mikrobielle Gemeinschaft im Boden beeinflusst die lineare Entfernung von Ketoprofen, Naproxen, Gemfibrozil und Ibuprofen. Wegen der niedrigen umgebenden TOrC-Konzentrationen ist es unwahrscheinlich, dass die Energie vom TOrC-Stoffwechsel für die Erhaltung und Wachstum der Biomasse ausreicht. TOrC wird vermutlich durch Co-Metabolismus umgewandelt. Co-Metabolismus beschreibt die Umwandlung von Tracer-Komponenten, die andere umwandelbare organische Komponenten benötigen, um Energie für den Stoffwechsel und das Wachstum von Mikroorganismen zu erhalten (CLARA et al., 2005; u.a.; zit. in RAUCH-WILLIAMS et al., 2009). Die Präsenz des biologisch abbaubaren organischen Kohlenstoffes (BDOC) erhöht während der Anfangsphase der Infiltration den Abbau der TOrC durch die Wachstumsförderung der Bodenbiomasse und dient somit als Co-Substrat in der co-metabolischen Umsetzung dieser Verschmutzer.

Bei gesättigten aeroben Bedingungen werden als Zuführungssubstrat organische Kohlenstoffarten aus sekundären Abwässern (hydrophobe Säuren (HPO-A), hydrophiler Kohlenstoff (HPI), organische Stoffe im Abwasser (EfOM), organische Kolloide), die sich hinsichtlich Hydrophobie und biologische Abbaubarkeit unterscheiden, verwendet. Diese zeigen trotz gleicher Konzentrationszufuhr Unterschiede bei der Förderung des Wachstums der Bodenbiomasse während der Infiltration. Aufgrund des wenig verfügbaren organischen Kohlenstoffes im zugeführten Wasser mit HPO-A enthält die Säule vergleichsweise wenig mikrobielle Biomasse. Die Ergebnisse der Säulentests mit HPI und organischen Kolloiden zeigen, dass bei mehr vorhandener Biomasse die Stoffe Gemfibrozil, Ketoprofen und Naproxen besser entfernt werden. Die organischen Kolloide (BDOC: 0,86 ± 0,48 mg/L) scheinen den Abbau der TOrC durch die Bildung einer größeren mikrobiellen Gemeinschaft und folglich Co-Metabolisierung besser zu fördern als die Säule mit HPI (BDOC: 0,25 ± 0,41 mg/L), in der sich die Leistung der TOrC-Entfernung bei längeren Aufenthaltszeiten verbessert. In Übereinstimmung mit dem anoxischen Säulensystem wird Ibuprofen bei Vorkommen aller organischen Kohlenstofffraktionen gleich effizient entfernt (> 85 %). Prophyphenazon wird im Gegensatz zum anoxischen Säulensystem in keiner der vier Säulen entfernt. Auch die krampflösenden Mittel (Primidon, Carbamazepin) können nicht eliminiert werden. TCPP ist in anoxischen Säulen nicht entfernbar, während es nach einer Verzögerungszeit von 2 – 3 Wochen nach der Komponentenzugabe aufgrund der biologischen Akklimatisierung in aeroben Säulen (HPO-A, HPI, EfOM) abgebaut werden kann.

Obwohl die Versuche mit den aeroben Säulen kürzer dauern als jene des anoxischen Systems, wandeln sich unter aeroben Bedingungen die TOrC (z. B. Gemfibrozil, Ibuprofen, Ketoprofen) deutlich besser um als unter anoxischen Bedingungen. Diclofenac weist hingegen bei anoxischen Bedingungen eine stetige Entfernung auf, jedoch nicht unter aeroben Bedingungen.

Für alle abbaubaren TOrC ist bei Vorkommen von niedrigen BDOC-Konzentrationen unter oligotrophen Bedingungen eine hohe Entfernungseffektivität beobachtbar. Es wird vermutet, dass die Entfernung unter diesen Bedingungen durch eine spezialisierte mikrobielle Gemeinschaft, die auf feuerfesten Kohlenstoffsubstraten (hydrophoben Säuren) wächst, verursacht wird.

Alle Ergebnisse der Zu- und Abflusskonzentrationen der Säulenversuche mit unterschiedlichen TOrC sind in Tabelle 4 zusammegefasst:

Tabelle 4: Zusammenfassung der beobachteten TOrC-Konzentrationen in den Säulenuntersuchungen (RAUCH-WILLIAMS et al., 2009)

TOrC (ng/L)	Anoxic Column					HPO-A (C1)		HPI (C2)		EfOM (C3)		Org. colloids (C4)	
	Feed water	1-m Column effluent	2-m Column effluent	3-m Column effluent	4-m column effluent	Column influent	Column effluent	Column influent	Column effluent	Column influent	Column effluent	Column influent	Column effluent
Carbamazepine	279–296 ($n=3$)	n.a.	n.a.	n.a.	318		n.a.		n.a.		n.a.		n.a.
Diclofenac sodium	307–416 ($n=2$)	75	134	110	80–120 ($n=2$)	604	538		n.a.		n.a.	710	682
						538	190	70	<10	318	294	132	139
						73	72	23	<10	73	72		
Gemfibrozil	444 ± 141 ($n=5$)	323–325 ($n=2$)	<25	<25	<25	373	26	544	431	770	336	721	255
						770	<25	507	307	547	108		
						381	62	302	59	381	62	599	229
Ibuprofen	60	40	<10	<10	<10	626	10	496	6	638	104	691	17
						948	84	528	33	369	102		
						356	<10	499	<10	356	<10	670	34
Ketoprofen	707 ± 111 ($n=6$)	570–592 ($n=2$)	<10	<10	<10	772	38	406	318	640	500	820	421
						605	22	706	145	589	244		
						180	37	935	<25	180	37	924	428
Naproxen	412 ± 103 ($n=5$)	303–350 ($n=2$)	21	17–20 ($n=2$)	17–20 ($n=2$)	889	18	438	232	722	4	817	176
						711	21	581	36	37	44		
						176	38	721	21	176	38	846	215
Phenacetine	n.a.					534	<50	795	n.a.	607	<50	392	<50
						539	<50	506	<50	141	<50		
						289	<50	508	<50	289	<50	222	<50
Primidone	562–573 ($n=2$)	629	n.a.	n.a.	764		n.a.		n.a.		n.a.		n.a.
Propyphenazone	642 ± 107 ($n=7$)	520–630 ($n=2$)	n.a.	36–87 ($n=2$)	42–112 ($n=2$)	148	133		n.a.	588	605	588	605
						809	809	328	698	733	848		
						542	556	578	341	542	556		n.a.
TCEP	323 ± 68 ($n=5$)	352–377 ($n=3$)	n.a.	314	378	856	1104		n.a.		n.a.	636	1057
						966	908	336	868	863	1120		
						572	596	651	404	572	596		n.a.
TCPP	805 ± 172 ($n=7$)	955–1010 ($n=3$)	n.a.	n.a.	942–1075 ($n=2$)	995	1080		n.a.		n.a.	712	949
						1503	1274	755	<50	1087	1720		
						958	557	973	121	958	557		n.a.

n.a.: not available.

129) Langzeitsäulenexperimente zur Simulierung von Uferfiltration: Entfernung von Sulfamethoxazol (Antibiotikum) – BAUMGARTEN et al. (2010)

Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter
a) „Black-Box-Modell“ → Säulenexperimente b) Biologischer Abbau (Arzneimittel, DOC)
a) „Black-Box-Modell“ → Batchexperimente b) Biologischer Abbau, Sorption/Desorption (Arzneimittel)

BAUMGARTEN et al. (2010) untersucht die mikrobielle Entfernung des schwer abbaubaren Antibiotikums Sulfamethoxazol (SMX) aus dem Oberflächenwasser in Laborsäulen. Beeinflussende Parameter dabei sind die Anfangskonzentration des Substrates, Redox-Bedingungen und die Verfügbarkeit von biologisch abbaubarem organischem Kohlenstoff (BDOC).

Der Betrieb des Laborsäulensystems zeigt, dass SMX unter aeroben Bedingungen effektiver abgebaut wird als unter anoxischen Bedingungen. Etwa 60 % der SMX-Startkonzentration (0,25 ± 0,08 µg/L) vom Oberflächenwasser, die der des Tegeler Seewasser entspricht, werden innerhalb von 14 Tagen unter aeroben Bedingungen in der Säule entfernt während unter anoxischen Bedingungen keine bedeutsame Entfernung stattfindet. Bis zum Beginn des Abbaus dauert es für die Angleichung etwa ein Jahr. Während des zweiten Betriebsjahres kann die Entfernung noch gesteigert werden. Das Wachstum mikrobieller Biomasse oder die Angleichung vorhandener Biomasse an SMX dürfte für die steigende Entfernung verantwortlich sein. Experimente mit reinem Sand zeigen, dass das Wachstum der Biomasse die anfängliche Entfernung von SMX in aeroben Säulen erhöht, da die DOC-Entfernung steigt. Zwischen den Monaten 14 und 27 bleibt die DOC-Entfernung etwa gleich. Daher dürfte der weitere Anstieg der SMX-Entfernung aufgrund der Anpassung vorhandener Biomasse resultieren. DOC weist einen ähnlichen Trend wie SMX auf und wird unter aeroben Bedingungen (9 – 13 %) vergleichsweise zu anoxischen Bedingungen (6 – 10 %) über die gesamten 27 Monate effektiver abgebaut (Abbildung 22).

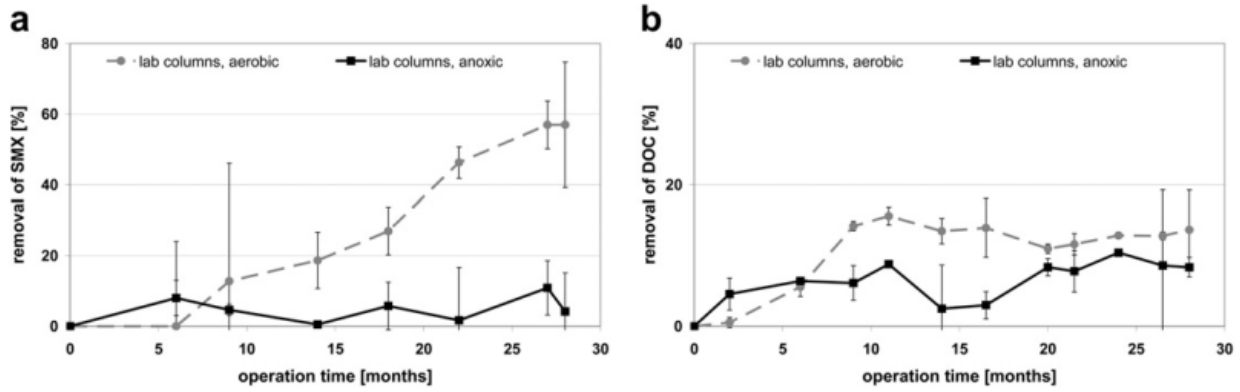


Abbildung 22: Relative Entfernung von (a) SMX und (b) DOC in Laborsäulen, SMX_0 = 0,25 ± 0,08 µg/L, Fließzeit: 14 Tage (BAUMGARTEN et al., 2010)

In der anaeroben Säule beginnt der Abbau von SMX nach sieben Tagen Bewegungszeit. Das beweist, dass der Verbrauch der Stärke (starch), die während des ersten Meters der Säule in den Zulauf zugeführt wird, zu einer weiteren Abnahme des Redoxpotentials führt, was für eine effizientere SMX-Umwandlung entscheidend ist.

Bei gesteigerter Konzentration von SMX (3,9 ± 1,1 µg/L) verläuft die Anpassung schneller (3 – 12 Monate) und der relative Abbau erfolgt effektiver (95 %), da sich die Entwicklung geeigneter Biomasse für den SMX-Abbau erhöht. Bei diesem Konzentrationslevel wird SMX sogar unter

anoxischen und anaeroben Bedingungen (27 % und 51 %) entfernt. Dies kommt eher aufgrund ungenügender Anpassungszeit als einer Schwellenwert-Konzentration zustande.

Im Vergleich zu den Säulenversuchen werden Batchexperimente durchgeführt. Das Wasser des Tegeler Sees wird mit unterschiedlichen Konzentrationen von SMX versetzt und vier parallelen Batches (Sand des Infiltrationsstandortes) zugeführt. Zwei aerobe Batches stellen dar, dass 10 % von der Anfangskonzentration (3 µg/L SMX) durch Adsorption an partikuläres Material entfernt werden (Abbildung 23).

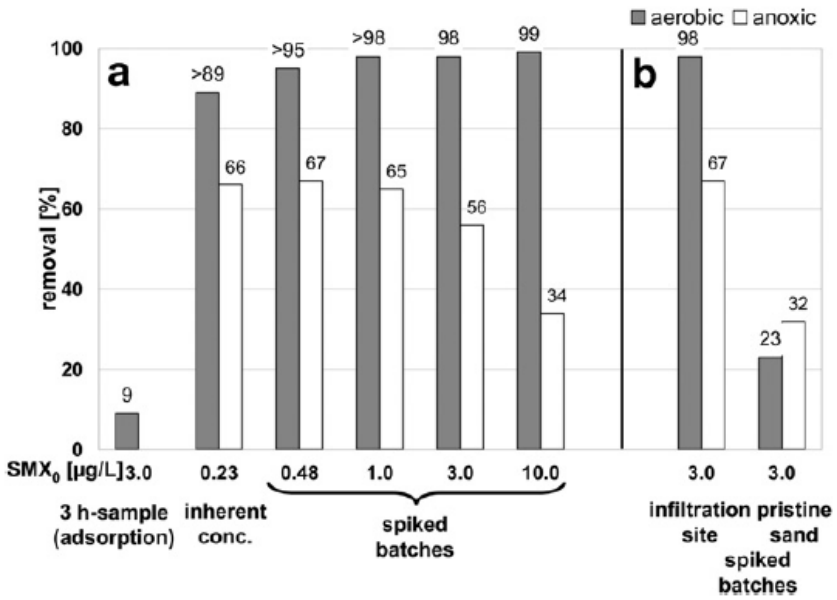


Abbildung 23: Entfernung von SMX in Batchtests: (a) aerob (60 Tage) und anoxisch (75 Tage) (BAUMGARTEN et al., 2010)

Die SMX-Entfernung unter anoxischen Bedingungen (75 Tage) erscheint, wie beim Säulensystem, unvollständiger als bei aeroben Bedingungen. Mit steigender Anfangskonzentration wird jedoch die relative Entfernungsrate bei 10 µg/L bis zu 34 % vermindert, was nicht den Erkenntnissen der Säulenversuche entspricht.

130) Funktion des biologischen Abbaus bei der Entfernung von pharmazeutischen Wirkstoffen mit unterschiedlichen Charakteristiken des organischen Materials durch geregelte Aquiferanreicherung: Batch- und Säulenuntersuchungen – MAENG et al. (2011b)

Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter

a) „Black-Box-Modell“ → Batch-, Säulenexperimente

b) Biologischer Abbau, Sorption/Desorption (Arzneimittel)

MAENG et al. (2011b) erforscht die Funktion des biologischen Abbaus bei der Entfernung ausgewählter Pharmazeutika während der Untergrundpassage. Bei Batchstudien wird die Entfernung von 13 pharmazeutischen Wirkstoffen (Gemfibrozil, Diclofenac, Bezafibrat, Ibuprofen, Fenoprofen, Naproxen, Ketoprofen, Clofibrinsäure, Carbamazepin, Phenacetin, Paracetamol, Pentoxifylin, Koffein) aus verschiedenen Wasserquellen, die unterschiedliche BDOC-Eigenschaften aufweisen, untersucht. Die Experimente werden mit 1 Liter-Glasflaschen, die mit Quarzsand gefüllt sind, bei einer Aufenthaltszeit von 30 Tagen unter oxischen Bedingungen, gefolgt von 30 Tagen unter anoxischen Bedingungen, durchgeführt.

Während 60 Tagen bildet sich wegen der Umwandlung der gelösten organischen Stoffe humosartiges fluoreszierendes Material. Biopolymere werden schneller als andere Fraktionen

des gelösten organischen Materials abgebaut. Diese Ergebnisse stellen die Verfügbarkeit von gelöstem organischem Kohlenstoff dar.

Neutrale- (Phenacetin, Paracetamol, Koffein) und säuerliche pharmazeutische Komponenten (Ibuprofen, Fenoprofen, Bezafibrat, Naproxen) werden bei einer hydraulischen Retentionszeit von 60 Tagen zu mehr als 88 % entfernt. Die beiden Lipid-Regulatoren Gemfibrozil und Clofibrinsäure können aufgrund der Biodiversität von Mikroorganismen, den beschränkten BDOC-Bedingungen oder der Adsorbtionskonkurrenz zwischen Huminstoffen und Pharmazeutika gering abgebaut werden. Diclofenac, Gemfibrozil und Clofibrinsäure verringern sich bei geringen BDOC- und Huminstoffgehalten um 10 %, 28 % und 0 %. Dabei herrscht kaum Konkurrenz zwischen den Huminstoffen und den pharmazeutischen Komponenten um die Bindungsstellen. Daher dürfte die Adsorbtionsfähigkeit der drei Stoffe unter diesen Bedingungen vergleichsweise groß sein. Da sie vom verfügbaren BDOC abhängig sind, kann der Co-Metabolismus für die Entfernung von Diclofenac, Gemfibrozil und Clofibrinsäure wichtig sein. Die neutralen pharmazeutischen Substanzen können sogar bei beschränkten BDOC-Bedingungen entfernt werden.

Für die Differenzierung zwischen biologischem Abbau und Sorption kommt es zur Anwendung von Säulenexperimenten. Die Entfernungseffizienz von Phenacetin, Pentoxifyllin, Gemfibrozil, Bezafibrat und Fenoprofen erhöht sich mit der Akklimatisierungszeit und wird vermutlich durch einen unterschiedlichen Gehalt an organischem Kohlenstoff in Zusammenhang mit dem Sand beeinflusst. Fast 21 % der säuerlichen pharmazeutischen Komponenten werden unter abiotischen Bedingungen entfernt. Diese Beobachtungen können der Sorption zugeführt und durch ein Biozid/Pestizid (20 mM Natriumazid), welches den biologischen Abbau durch die Inaktivierung von Mikroorganismen unterdrückt, begründet werden. Unter biotischen Bedingungen werden hingegen mehr als 59 % hauptsächlich biologisch abgebaut. Weiters können hydrophile (polare) neutrale pharmazeutische Komponenten (Paracetamol, Pentoxifyllin, Koffein) mit niedrigen Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizienten (log K_{ow} < 1) unter abiotischen Bedingungen nur schwer entfernt werden (< 17 %), während bei biotischen Bedingungen mehr als 98 % abbaubar sind. Das beweist, dass für diese Komponenten der biologische Abbau der dominierende Entfernungsprozess ist.

Carbamazepin verhält sich bei Batch- und Säulenversuchen überaus persistent und kann weder unter biotischen, noch unter abiotischen Bedingungen entfernt werden.

Bei unterschiedlichen Bedingungen werden die pharmazeutischen Konzentrationen der Zu- und Ablaufproben bei den Batch- (1: nicht chloriertes Trinkwasser, 2: Meuse River, 3: Meuse River + synthetisches organisches Material, 4: Kläranlagenablauf, 5: Wasser eines Experimentes für den Anbau von Pragmites australis) und Säulenuntersuchungen (1: nicht chloriertes Trinkwasser, 2: geregelte Aquiferanreicherung, 3: 10 Tage Akklimatisierung, 4: abiotisch) in den Tabellen 6 und 7 dargestellt:

Tabelle 5: Zusammenfassung der Entfernungseffizienz von pharmazeutischen Stoffen bei Batchexperimenten (MAENG et al., 2011b)

PhACs (ug/L)	NCTW			MR			MR + SOM			SE			CR		
	Inf. (ug/L)	Eff. (ug/L)	(%)	Inf. (ug/L)	Eff. (ug/L)	(%)	Inf. (ug/L)	Eff. (ug/L)	(%)	Inf. (ug/L)	Eff. (ug/L)	(%)	Inf. (ug/L)	Eff. (ug/L)	(%)
Gemfibrozil	3.9	2.8	28	1.9	0.27	86	3.2	0.5	84	3.2	0.76	76	3.6	2.0	44
Diclofenac	4.1	3.7	10	1.8	0.1	94	3.4	0.1	97	3.3	0.57	83	3.1	1.1	65
Bezafibrate	3.0	0.3	90	1.8	0.1	94	4.1	0.1	98	4.0	0.1	98	3.2	0.1	97
Ibuprofen	4.3	0.1	98	1.8	0.1	94	3.6	0.1	97	3.3	0.1	97	2.8	0.1	96
Fenoprofen	1.7	0.1	94	0.8	0.1	88	1.5	0.1	93	1.2	0.1	92	1.2	0.1	92
Naproxen	1.8	0.1	94	2.0	0.1	95	4.1	0.1	98	3.4	0.1	97	3.1	0.1	97
Ketoprofen	2.8	2.2	21	1.7	0.1	94	2.9	0.1	97	3.1	0.1	97	3.0	0.1	97
Clofibric acid	3.9	4.7	0	2.2	0.7	68	5.2	2.8	46	4.1	0.6	85	4.0	1.5	63
Carbamazepine	3.1	4.6	0	2.3	2.3	0	5.4	4.6	15	3.9	5.6	0	4.5	4.5	0
Phenacetin	3.5	0.1	97	4.0	0.1	98	4.7	0.1	98	3.0	0.1	97	3.8	0.1	97
Paracetamol	2.4	0.1	96	3.2	0.1	97	4.1	0.1	98	0.1	0.1	0	1.1	0.1	91
Pentoxifylline	3.0	1.5	50	1.8	0.1	94	0.9	0.1	89	3.3	0.1	97	3.1	0.1	97
Caffeine	2.8	0.1	96	3.6	0.1	97	4.6	0.1	98	3.4	0.1	97	2.6	0.1	96

Tabelle 6: Zusammenfassung der Entfernungseffizienz von pharmazeutischen Stoffen bei Säulenexperimenten (MAENG et al., 2011b)

PhACs (ug/L)	SC1, NCTW			SC2, MAR			SC3, Acclimation – 10 day			SC4 (abiotic)		
	Inf. (ug/L)	Eff. (ug/L)	Removal (%)	Inf. (ug/L)	Eff. (ug/L)	Removal (%)	Inf.(ug/L)	Eff. (ug/L)	Removal (%)	Inf.(ug/L)	Eff. (ug/L)	Removal (%)
Gemfibrozil	4.2	3.9	7	3.3	2.1	36	2.5	3.2	0	5.8	4.1	29
Diclofenac	4.0	4.1	0	4.1	3.3	20	3.8	3.6	5	4.0	4.2	0
Ibuprofen	4.7	2.4	49	4.8	0.4	92	4.5	0.3	93	4.2	4.1	2
Fenoprofen	1.9	0.7	63	1.8	0.4	78	1.7	1.0	41	2.5	1.7	32
Bezafibrate	3.9	2.6	33	4.1	2.1	49	6.1	3.9	36	2.8	3.3	0
Naproxen	3.1	0.7	77	4.9	0.4	92	4.8	0.3	94	5.8	3.9	33
Ketoprofen	5.0	0.6	88	4.0	0.3	93	4.0	0.1	98	3.0	2.2	27
Clofibric acid	4.0	3.2	20	3.7	3.3	11	3.1	2.9	6	6.7	3.6	46
Carbamazepine	4.4	6.0	0	4.8	4.9	0	6.8	6.7	1	4.4	4.4	0
Phenacetine	4.1	0.2	95	4.2	0.4	90	5.8	1.3	78	4.7	4.0	15
Pentoxifylline	4.8	0.1	98	5.0	0.1	98	8.1	2.6	68	4.1	3.7	10
Paracetamol	4.4	0.1	98	4.8	0.1	98	6.3	0.3	95	5.3	5.0	6
Caffeine	3.6	0.2	94	3.7	0.1	97	6.4	0.3	95	4.7	3.9	17

131) Vorkommen und Verbleib des Antidiabetikums Metformin und dessen Metabolit Guanylurea in der Umwelt und bei der Trinkwasserbehandlung – SCHEURER et al. (2012)

Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter

a) „Black-Box-Modell" → Batchexperimente

b) Biologischer Abbau, Sorption/Desorption (Arzneimittel)

SCHEURER et al. (2012) beschreibt die Effektivität von Behandlungstechniken, die in Wasserwerken zur Entfernung von Metformin und Guanylurea aus Abwasser angewandt werden. Metformin ist ein weltweit sehr häufig gebrauchtes Pharmazeutikum und wird in Abwasserbehandlungsanlagen biologisch zu Guanylurea umgewandelt.

Ein erweitertes Überwachungsprogramm in drei Anlagen wird von Batchtests im Labor unterstützt. Flockung und Aktivkohlefiltration entfernen Metformin und Guanylurea mangelhaft. Während Experimenten mit Ozon und Chlor werden sie teilweise zu unbekannten Komponenten umgewandelt. Die Effektivität der Behandlungsmaßnahmen reiht sich folgendermaßen: Chlorierung > Ozonisierung > Aktivkohlefiltration > Flockung. Batchtests mit drei verschiedenen Bodenmaterialien im Labor beweisen, dass beide Komponenten am effektivsten durch Uferfiltration oder künstliche Grundwasseranreicherung entfernt werden können. Der Abbau erfolgt dabei vor allem biologisch. Sorption kann vernachlässigt werden.

Die simulierte aerobe Uferfiltration durch einen Bettbioreaktor, der mit gesinterten Glaskugeln gefüllt ist, zeigt eine Verzögerungsphase von mehr als 30 Tage für den Abbau von Metformin auf (Abbildung 24).

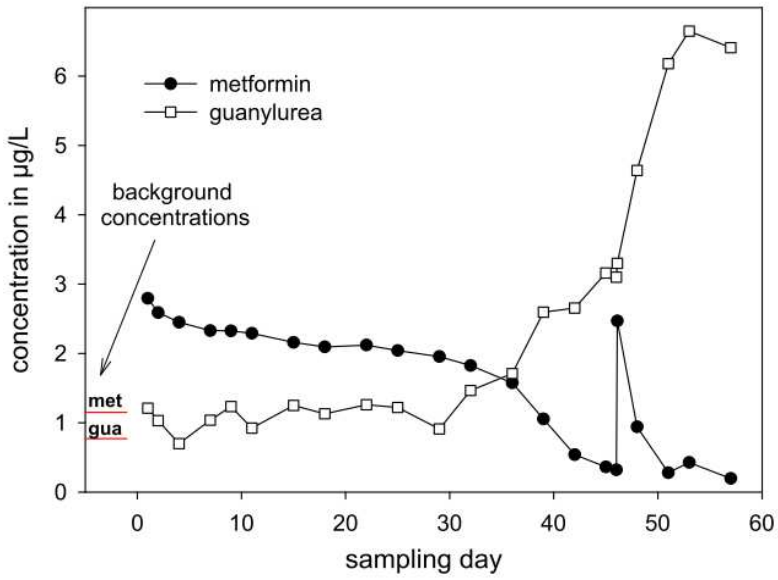


Abbildung 24: Abbau von Metformin bei einem simulierten aeroben Uferfiltrationstest (zusätzliche Erhöhung nach 46 Tagen) und gleichzeitiger Bildung des Metabolites Guanylurea (SCHEURER et al., 2012)

Basierend auf diesem Versuch kann es in Bereichen mit geringer biologischer Aktivität schwer abgebaut werden. Nach 30 bis 45 Tagen wandelt es sich nahezu vollständig in Guanylurea um. Die steigende Konzentration von Guanylurea korrelliert stark mit der Abnahme von Metformin. Am Tag 46 wird die Einrichtung nochmal mit Metformin versetzt und innerhalb von fünf Tagen wird es beinahe komplett abgebaut bzw. umgewandelt. Das beweist die Anpassung der Mikroorganismen nach der Verzögerungsphase. Der niedrige µg/L-Bereich der Konzentration von Metformin weist auf einen co-metabolischen Abbau hin.

Da die Aufenthaltszeit bei der Uferfiltration normalerweise zwischen ein paar Wochen und einigen Monaten liegt, ist auch der Abbau von Guanylurea möglich.

132) Optimierte Entfernung von gelöstem organischem Kohlenstoff und organischen Tracer-Schadstoffen während der Kombination Ozonisierung und künstliche Grundwasseranreicherung – HÜBNER et al. (2012)

Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter

a) „Black-Box-Modell" → Langsamsandfiltration, Säulenexperimente

b) Biologischer Abbau, Ozonisierung (DOC, Arzneimittel), Lösungsprozesse, Kolmation (Fe, Mn)

Die Studie von HÜBNER et al. (2012) handelt von einer Pilot-Ozonisierung mit anschließender Langsamsandfiltration zur Ermittlung der Auswirkungen der Ozonisierung in der anfänglichen Infiltrationsphase bei einem Anreicherungsbecken. Zusätzlich werden Sandsäulenexperimente durchgeführt, um den biologischen Abbau bei längeren hydraulischen Aufenthaltszeiten zu überwachen und die Einflüsse der vorangegangenen Uferfiltration auf den Ozonbedarf und die Oxidationseffizienz zu erforschen.

Die Kombination Ozonisierung (8 g/h) und Langsamsandfiltration stellt eine geeignete, effektive Entfernungsmethode für organische Stoffe dar. Durch die Vorbehandlung mit Ozon kann die biologische Abbaubarkeit von DOC in Langsamsandfiltern von 22 % (ohne) auf 34 % erhöht werden. Die Prozesse finden vorwiegend in der oberen Infiltrationsschicht statt. Saisonale Einflüsse weisen auf bessere Entfernungsbedingungen im Sommer hin, da DOC im Abwasser mit fallender Temperatur deutlich erhöht wird. Bei Laborsäulenexperimenten kann eine erhöhte hydraulische Aufenthaltszeit die Entfernungseffizienz von DOC nicht wesentlich verbessern. Von 25 überwachten Komponenten sind AMDOPH, Primidon und Benzotriazol regelmäßig nach der Ozonisierung und Langsamsandfiltration nachweisbar. Für diese Komponenten soll eine zusätzliche Oxidationsbehandlung in Betracht gezogen werden. Adsorbierbares organisches Jod wird als Indikator für jodiertes Röntgenkontrastmittel oder dessen Metabolite durch Ozonisierung und/oder künstliche Anreicherung unter aeroben Bedingungen nicht effizient reduziert. Das Nebenprodukt Bromat bildet sich aus Bromid und die Konzentration beträgt weniger als die von der deutschen Trinkwasser-Richtlinie vorgeschriebenen 10 µg/L. Da Bromat während der aeroben Infiltration nicht reduziert werden kann, ist es erforderlich, bei der Oxidation minimiert zu werden. Die Bildung von sieben Nitrosaminen, einschließlich N-Nitrosodimethylamin (NDMA), ist bei zusätzlichen Batchtests mit spezifischem Ozonverbrauch von bis zu 2,2 mg O_3/mg DOC_0 nicht beobachtbar. Es werden keine toxischen Auswirkungen bei der Ozonisierung oder Untergrundpassage festgestellt.

Die Vorteile eines vorhergehenden Uferfiltrationsvorganges mit kurzen hydraulischen Aufenthaltszeiten (< 7 Tage) vor der Ozonisierung werden im Vergleich zur direkten Ozonisierung des Oberflächenwassers durch den Betrieb von parallelen Säulen mit Oberflächenwasser und simuliertem Uferfiltrat (ohne Vorozonisierung) abgeschätzt. Die Säulenexperimente werden mit spezifischem Ozon von 0,7 mg O_3/mg DOC_0 durchgeführt und ergeben einen Ozonbedarf von 4,4 +/- 0,3 mg/L und 3,6 +/- 0,3 mg/L für die Ozonisierung des Oberflächenwassers und des Säulenabflusses. Weiters wird eine Ozonisierung des Säulenabflusses mit spezifischem Ozonbedarf von 0,9 mg O_3/mg DOC_0 vorgenommen. Die hoch reaktiven organischen Tracer-Schadstoffe Carbamazepin und Sulfamethoxazol können durch beide Behandlungssysteme unter die Nachweisgrenze reduziert werden. MTBE und ETBE werden hauptsächlich durch OH-Radikale oxidiert. Bei der Oxidation mit dem gleichen spezifischen Ozonverbrauch sind keine wesentlichen Unterschiede bei der Umwandlungseffizienz beobachtbar. Die Ergebnisse von DOC weisen auch auf ähnliche Reduktionen während beiden Vorgängen (mit (Ozonverbrauch: 0,69 mg O_3/mg DOC_0, SW:

Oberflächenwasser, SWO: ozonisiertes SW, SWE: Säulenauslass nach der Ozonisierung des SW, BF: simuliertes Uferfiltrat, BFO: ozonisiertes BF, BFE: Säulenauslass nach der Ozonisierung des BF) und ohne vorhergehender Uferfiltration) hin (Abbildung 25).

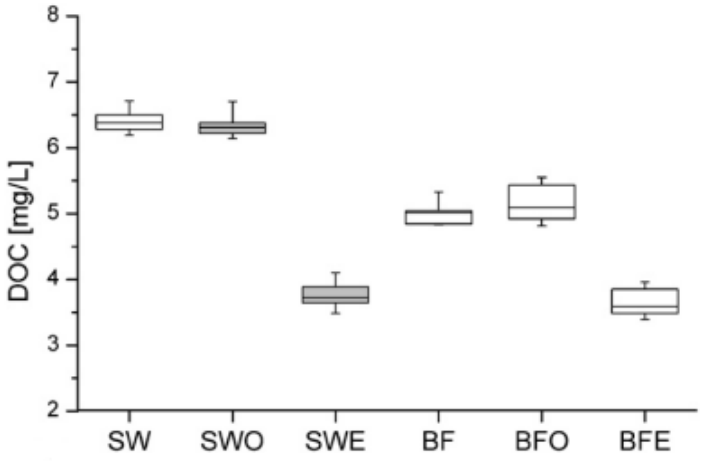


Abbildung 25: Vergleich der Reduktion von DOC in Sandsäulen nach der Ozonisierung des Oberflächenwassers mit der Ozonisierung des Uferfiltrates (HÜBNER et al., 2012)

Das beweist, dass der Uferfiltrationsvorgang den Ozonbedarf um etwa 20 % mindert.

Einerseits können Partikel und Algen im Oberflächenwasser den Ozonverbrauch erhöhen, was eine Vorbehandlung notwendig macht. Andererseits kann ein vorausgehender Uferfiltrationsschritt mit anaeroben Passagen reduziertes Eisen und Mangan löslich machen. Diese Substanzen erhöhen den Ozonbedarf und verursachen Kolmation in den Infiltrationsbecken.

133) Redox-Sensibilität und Beweglichkeit ausgewählter pharmazeutischer Komponenten bei einem Säulenexperiment mit geringem Durchfluss – BANZHAF et al. (2012)

Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter

a) „Black-Box-Modell“ → Säulenexperimente

b) Biologischer Abbau → Denitrifikation, Sorption/Desorption → Adsorption, Transport (Arzneimittel)

BANZHAF et al. (2012) erläutert einen Säulenversuch bei wassergesättigten Bedingungen und das Transportverhalten der pharmazeutischen Stoffe Sulfamethoxazol (SMX), Carbamazepin (CBZ), Diclofenac (DCL) und Ibuprofen (IBU) unter schwankenden Nitrat-Konzentrationen. Es werden kohlenstoffreiche Sedimente und Oberflächenwasser (Mess Stream, Luxemburg), das mit den 4 Stoffen versetzt ist, verwendet. Die Nitrat-Konzentrationen werden schrittweise von 131 bis 20 mg/L verabreicht, was zeitweise zu denitrifizierenden Bedingungen führt.

Die beim Säulenauslass gemessenen Durchbruchkurven der pharmazeutischen Komponenten werden in Abbildung 26 dargestellt:

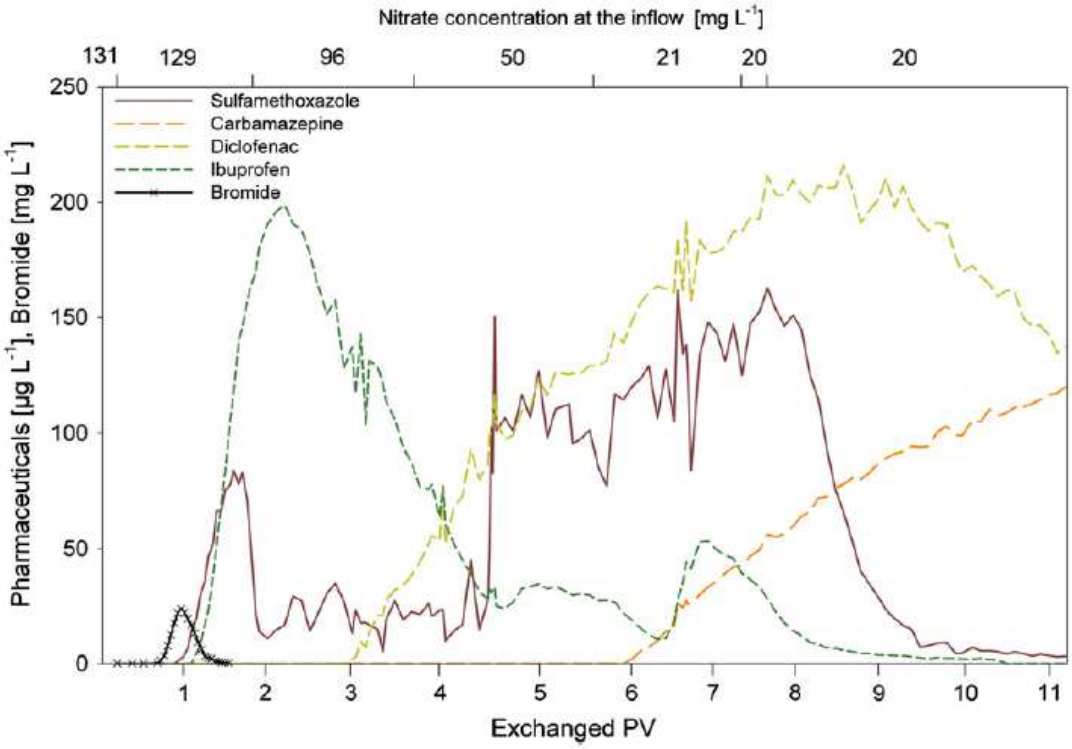


Abbildung 26: Abluss-Konzentrationen von Sulfamethoxazol, Carbamazepin, Diclofenac, Ibuprofen, Bromid sowie die zuströmenden Konzentrationen von Nitrat (1 PV = 6,3 d; BANZHAF et al., 2012)

SMX verhält sich bei Nitrat-reduzierenden Bedingungen sensibel und wird schnell und bedeutsam vermindert. Es erreicht eine maximale Abflusskonzentration von 163 µg/L (c/c_0 = 0,85) und die Absetzung gegen Ende des Experimentes ist beinahe vollständig. Zwischen SMX und Nitrit/Nitrat besteht eine negative Korrelation. Bei steigenden Nitrit/Nitrat-Konzentrationen vermindert sich die Konzentration von SMX deutlich, während bei umgekehrten Bedingungen die SMX-Konzentration steigt. Zwischen etwa 1,9 und 4,5 PV (1 PV entspricht einem Porenvolumen von 0,42 bzw. 2,14 L; 1 PV wird durchschnittlich alle 6,3 Tage gewechselt) werden durch Zugabe von Nitrat zum Zuflusswasser der Säule Nitrat-reduzierende Bedingungen vermutet. Nitrat erreicht seine maximale Konzentration von 47,2 mg/L bei 2,6 PV beim Säulenauslass. Während des angenommenen Denitrifikationsprozesses bildet sich zeitweise Nitrit mit durchschnittlichen Konzentrationen bis zu 3,9 mg/L bei 1,9 PV. Die zufließende Ammonium-Konzentration beträgt durchschnittlich 0,17 mg/L und schwankt nicht wesentlich. Der Abfluss ergibt durchschnittlich 1,05 mg/L und wird vom Nitratzufluss nicht beeinflusst. Der Stickstoffgehalt vermindert sich in der Säule insgesamt um 80 %. Die gleichzeitigen Prozesse während der verschiedenen Stufen des Experimentes innerhalb der Säule sind schwer abschätzbar. Der Bewegungsbereich von Stickstoff ist sehr komplex und Nitrit ist auch bei Nitrifikation, Nitrat-Ammoniumfreisetzung, chemischen Abbau und nitrierter Denitrifikation beteiligt. Während des gesamten Experimentes sind Nitrat, Nitrit und Ammonium im Abfluss der Säule nachweisbar und daher scheint die Stickstoffverfügbarkeit nicht beschränkt zu sein.

IBU wird leicht gehemmt (retard) und erreicht maximal 199 µg/L (c/c_0 kann aufgrund der großen Abnahme im Speicherbehälter nicht berechnet werden). Die Abflusskonzentration bestätigt die größere Stabilität bei höheren Nitrat-Konzentrationen im Speicherbehälter (unter denitrifizierenden Bedingungen).

CBZ wird stark gehemmt und dadurch abgebaut, wenn große Konzentrationen von Kohlenstoff und Nitrat vorhanden sind. Es wird aber auch aufgrund von Sorption verringert. Am Ende des Experimentes beträgt die maximale Ablusskonzentration 120 µg/L (c/c_0 = 0,62).

Im Gegensatz zu CBZ wird DCL vermutlich bei der höchsten Nitrat-Konzentration abgebaut. Sorption spielt dabei keine wesentliche Rolle. 216 µg/L (c/c_0 = 0,849) ergibt die maximale Abflusskonzentration.

CBZ und DCL scheinen durchzubrechen, nachdem der Abbauvorgang nicht mehr dominierend ist. Die Verzögerung wird daher durch die Nitrat-Konzentrationen beherrscht.

Nach dem Experiment befinden sich kein IBU und wenig SMX in den Sedimentproben, während DCL und vor allem CBZ hohe Konzentrationen aufweisen. Für SMX und IBU ist keine/vernachlässigbare Sorption beobachtbar. Der kleine DCL-Anteil im nassen Sediment weist auf biologischen Abbau hin. Nach BARBIERI et al. (2012; zit. in BANZHAF et al., 2012) besitzen die unter denitrifizierenden Bedingungen entwickelten Umwandlungsprodukte von DCL ein Rückwandlungspotential unter wechselnden Redoxbedingungen. Daher kann die kleine DCL-Konzentration des Sediments nicht eindeutig der Sorption zugewiesen werden. Die hohe CBZ-Konzentration des Sediments beweist den starken Rückhalt durch Sorption.

134) Einfluss der mikrobiellen Anpassung und des biologisch abbaubaren, organischen Kohlenstoffes auf die Verminderung von organischen Tracer-Chemikalien während der Grundwasseranreicherung – HOPPE-JONES et al. (2012)

Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter

a) „Black-Box-Modell" → Säulenexperimente

b) Biologischer Abbau (Pestizide, Arzneimittel)

HOPPE-JONES et al. (2012) berichtet in dieser Studie über den Einfluss von umweltbedingten Faktoren, wie BDOC-reiche (> 1,6 mg/L) als auch BDOC-arme (< 1 mg/L) Bedingungen und die mikrobielle Anpassung, auf die Verminderung organischer Tracer-Chemikalien (TOrC), einschließlich Pestizide (Dichlorprop, Mecoprop), Pharmazeutika (Gemfibrozil, Ibuprofen, Ketoprofen, Naproxen) und einem pharmazeutischen Metabolit (Clofibrinsäure), in den Bodensäulen. Für die Untersuchung werden unter gesättigten Bedingungen drei verschiedene Säulensysteme, die mit alluvialem Material vom South Platte River (94 % Sand und 6 % Ton) gefüllt sind, angewendet.

Für die Ermittlung der biologischen Umwandlung von DOC und TOrC bei anoxischen Bedingungen werden zwei Säulensysteme (zu je vier Säulen) eingesetzt. Der Zulauf bei geringen BDOC-Bedingungen besteht aus entchlortem Reinwasser und uferfiltriertem Wasser (für angepasste Bedingungen). Während der simulierten geregelten Aquiferanreicherung unter nicht-angepassten Bedingungen verändern sich alle TOrC nach sieben Tagen im Vergleich zum Wasserzufluss kaum (< 15 %). Nach einer Anpassungszeit von zumindest drei Monaten erhöht sich die biologische Umwandlung der TOrC um ≥ 85 %. Im Säulenabfluss werden nach einem Meter nur noch die Stoffe Clofibrinsäure, Mecoprop und Dichlorprop, welche zu der Gruppe der chlorinierten Propionsäuren gehören, nachgewiesen. Bewegungszeiten von bis zu 28 Tage ermöglichen die biologische Umwandlung aller Stoffe etwa bis zu oder unter deren Nachweisgrenzen. Die biologische Umwandlung kann unter nicht-angepassten (stressed conditions, Fließzeit < drei Wochen) sowie angepassten Bedingungen (adapted conditions, Fließzeit > drei Monate) erreicht werden. Die im späteren Berreich des Infiltrationssystems vorhandene Biocommunity, die den niedrigen BDOC-Bedingungen immer ausgesetzt ist, zeigt, dass sie oligotropher und somit für die Umwandlung der TOrC geeignet ist.

Bei erhöhten BDOC-Konzentrationen unter anoxischen Bedingungen wird Flusswasser von einer Abwasser-beeinflussten Strömung und tertiär behandeltes Abwasser als Säulenzufluss

verwendet. Die biologische Umwandlungsrate der TOrC zwischen dem Säulenzu- und –abfluss reicht nach sieben Tagen von 25 bis 86 %. Längere Aufenthaltszeiten von bis zu 28 Tage führen auch bei hohen BDOC-Konzentrationen zum Abbau bis zur oder unter die Nachweisgrenze. Nach mindestens drei Monaten Anpassung erhöht sich generell die biologische Umwandlung der Chemikalien. Nach sieben Tagen Bewegungszeit verringern sich die Konzentrationen von Ibuprofen und Naproxen bei erhöhten BDOC unter die Nachweisgrenze (< 10 ng/L). Während sich die biologische Umwandlung von Gemfibrozil und Clofibrinsäure mit der Anpassungszeit erhöht, zeigt Ketoprofen und Mecoprop keine wesentliche Abbausteigerung. Dichlorprop verhält sich unter angepassten Bedingungen unverändert. Ähnlich wie unter nicht-angepassten Bedingungen ist nach 28 Tagen Bewegungszeit keiner der sieben Stoffe mehr nachweisbar. Die Komponenten unterscheiden sich in deren Struktur und können durch verschiedene Arten von Enzymen befallen werden. Die Ergebnisse beweisen, dass die biologische Umwandlung von den einzelnen Komponenten abhängig ist.

Das Ausmaß der TOrC-Umwandlung in angepassten Systemen mit wenig BDOC ist ähnlich oder größer als Systeme mit mehr BDOC. Diese Erkenntnisse sind für Feldsysteme wichtig, da sie zeigen, dass Anreicherungsanlagen, die mikrobiologisch aktiv sind und mit behandeltem Abwasser mit BDOC-Konzentrationen < 1 mg/L (z.B. Nanofiltration-Durchdringung) versorgt werden, TOrC noch effektiv biologisch umwandeln können. Für Anlagen, die sekundär oder tertiär behandeltes Abwasser (BDOC = 1,2 – 2,5 mg/L) empfangen, scheint die TOrC-Umwandlung unabhängig der Anpassung zu sein.

Für die Abschätzung der TOrC-Biotransformation unter aeroben Bedingungen wird nur eine Säule mit niedrigem und hohem Gehalt an BDOC eingesetzt (hydraulische Retentionszeit: 7 Tage). Die Ergebnbisse der Biotransformation ergeben > 80 % und 99 %. Somit verhalten sich bei angepassten Bedingungen und niedrigem BDOC alle Stoffe ähnlich, wie unter anoxischen Bedingungen, während für Clofibrinsäure, Dichlorprop und Mecoprop bei hohem BDOC (oxisch) die Umwandlungsleistung besser erscheint.

Die Ergebnisse bei hohen und niedrigen BDOC-Konzentrationen unter nicht-angepassten und angepassten Bedingungen werden zum Vergleich für jeden Wasserzufluss in Abbildung 27 dargestellt:

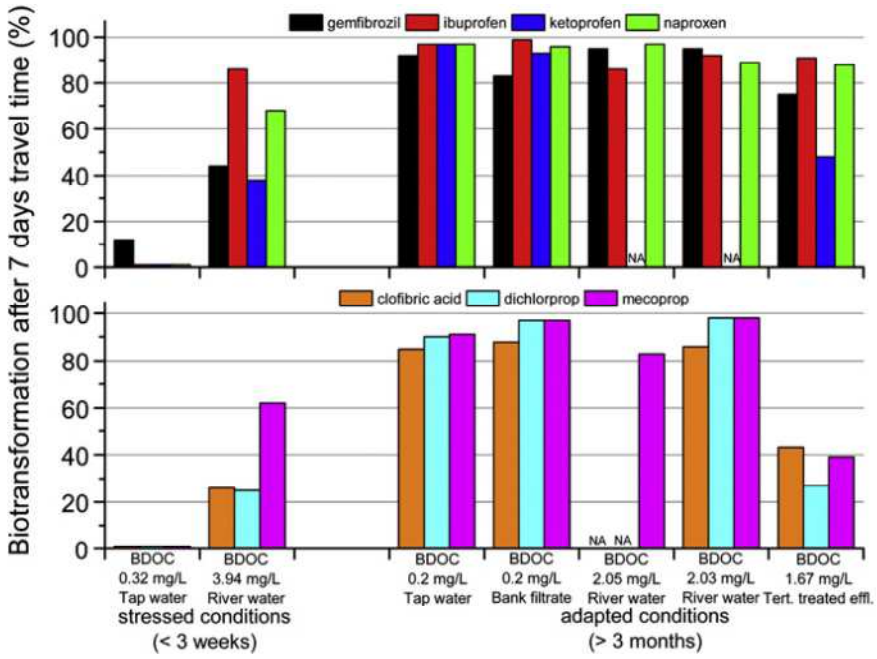


Abbildung 27: Biotransformation der TOrC nach 7 Tagen unter anoxischen Bedingungen (HOPPE-JONES et al., 2012)

135) Vergleichende Studien über die Verzögerung und Reduzierung von Glyphosat während der Untergrundpassage – LITZ et al. (2011)

Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter

a) „Black-Box-Modell“ → Batchexperimente, Langsamsandfiltration

b) Biologischer Abbau, Sorption/Desorption → Adsorption, Transport (Herbizide)

Da im Fluss Havel (Berlin) Konzentrationen des Herbizides Glyphosat zwischen 0,1 und 2 µg/L (maximaler Ausreißer: 5 µg/L) gemessen werden und diese für die Trinkwasserversorgung ein Risiko darstellen, werden in dieser Studie von LITZ et al. (2011) Labor- und technische Untersuchungen durchgeführt.

Bei Anlagenexperimenten (enclosure) werden drei Metallzylinder verwendet und in einem Infiltrationsteich aufgestellt, um natürliche Umweltbedingungen darzustellen. Dabei werden die niedrigen Anfangskonzentrationen (3,5 – 11,6 µg/L) aufgrund aerober Bedingungen und höheren Temperaturen mit einer Halbwertszeit von 7,5 – 10,5 d^{-1} schnell abgebaut. Die Anlagenexperimente zeigen, dass trotz der niedrigen Adsorptionskapazität des Filtersubstrates (sandiges Material) und hoher Filtrationsgeschwindigkeit zwischen 78 und 80 % des kontinuierlich eingesetzten Glyphosates verringert werden können.

Das VisualCXTFit-Modell (1-dimensionales Transport-Modell) wird angewendet, um Substanz-spezifische Parameter für Glyphosat zu erhalten und Feldbedingungen durch die ermittelten Ergebnisse abzuleiten. Mit dem Modell wird die nötige Länge des Filtersubstrates modelliert, um die Glyphosat-Konzentrationen unter den europäischen Grenzwert für Trinkwasser (0,1 µg/L) zu reduzieren. Für eine Anfangskonzentration von 3,5 oder 11,6 µg/L müssen 2,75 oder 3,75 m Filterlänge überschritten werden.

Das Langsamsandfiltrat wird mit Schilfrohr (Phragmites-australis) bedeckt und weist eine zwei bis fünf mal höhere Entfernungskapazität (57 %) für Glyphosat auf als jenes ohne Bedeckung (14 %). Zur stärkeren Reduktion mit der Bepflanzung kommt es vermutlich wegen der größeren biologischen Akitivität und dies kann auf den niedrigen Sauerstoffgehalt rückgeschlossen werden. Der bestimmende Faktor scheint der verfügbare organische Kohlenstoff (aufgrund des Pflanzenwachstums) zu sein (Abbildung 28).

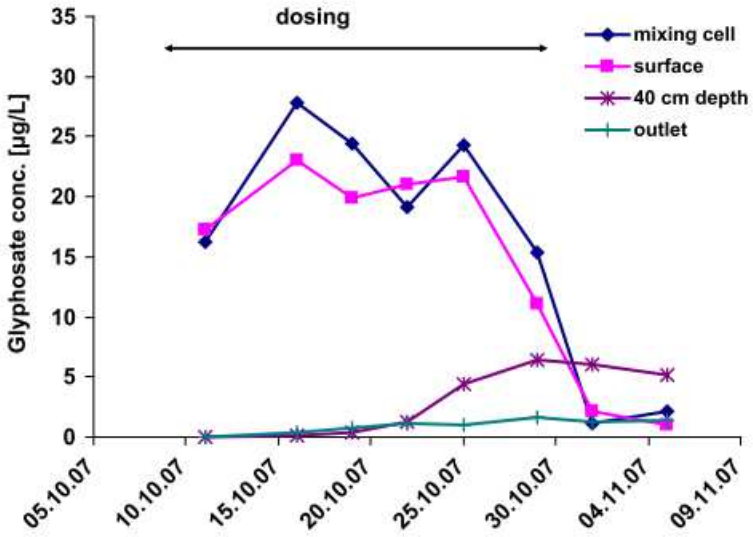


Abbildung 28: Glyphosat-Verteilung bei der bepflanzten Langsamsandfiltration (LITZ et al., 2011)

Generell kann Adsorbtion bei niedrigen Konzentrationen eine wichtige Rolle spielen. Jedoch wird Glyphosat hauptsächlich durch Abbauprozesse vermindert. Oxische Bedingungen, bepflanzte Sedimentoberflächen und lange Aufenthaltszeiten (> 10 Tage) sind bei Uferfiltrationsstandorten vorteilhaft.

136) Transport von zwei Metalloxid-Nanopartikel in gesättigten, körnigen, porösen Medien: Funktion der chemischen Eigenschaften des Wassers und der Partikelbeschichtung – PETOSE et al. (2011)

Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter

a) „Black-Box-Modell" → Säulenexperimente

b) Sorption/Desorption, Transport (Übergangsmetalle)

Um die Bewegung von den Nanopartikel Titandioxid (TiO_2) und Zinkoxid (ZnO) (blank und polymerbeschichtet), die in großen Mengen in kommerziellen Produkten vorkommen, in natürlichen oder konstruierten wassergesättigten, körnigen Systemen zu erkunden, werden von PETOSE et al. (2011) Sandsäulenexperimente durchgeführt.

Um das Verteilungsverhalten der Nanopartikel unter verschiedenen Lösungsbedingungen zu vergleichen wird die kolloidale Filtrationstheorie (YAO et al., 1971; zit. in PETOSE et al., 2011) für die Ermittlung der Partikelanlagerungseffektivität (α) auf Sandoberflächen verwendet:

$$\alpha = -\frac{2d_c}{3(1-\varepsilon)\eta_0 L}\ln\left(C/C_0\right)$$

Wobei d_c…Durchmesser

ε…Porosität des Bettes

L…Bettlänge (3 oder 10 cm)

C/C_0…normalisierte Nanopartikel-Konzentration der experimentellen Durchbruchkurven während der anfänglichen Auswaschungsphase der Nanopartikel (klares Bett)

η_0…Kontakteffizienz

Blankes TiO_2 wird über einen breiten Konzentrationsbereich von einwertigem Salz (pH 7) deutlich zurückgehalten. Bei Erhöhung der ionischen Stärke von 0,1 auf 100 mM $NaNO_3$ schwankt die Partikelanlagerungseffektivität α von 0,2 bis ~1. Das Transport- und Anlagerungsverhalten der polymerbeschichteten TiO_2-Partikel ist sehr unterschiedlich und sie zeigen äußerst schwachen Rückhalt in Sandsäulen. Zu einem erheblichen Rückhalt dieser Partikel kommt es nur bei einer Salzkonzentration von 1 M $NaNO_3$. Diese Ergebnisse beweisen die wichtige stabilisierende Eigenschaft der Polymerbeschichtung bei einer ionischen Stärke zwischen 1 und 200 mM $NaNO_3$. Die Polymerbeschichtung kann die elektrosterische Stabilisierung steigern und daher die Anlagerung verhindern (ELIMELECH et al., 1995; FRANCHI und O'MELIA, 2003; zit. in PETOSE et al., 2011). Die kleinen Aggregatgrößen der polymerbeschichteten Partikel reduzieren die Wahrscheinlichkeit für eine physikalische Filtration (BRADFORD et al., 2003, 2002, 2006; zit. in PETOSE et al., 2011) und folglich wird deren Transport erhöht.

Beim Versuch, ob zweiwertiges Salz die polymerbeschichteten TiO_2 destabilisiert, werden Suspensionen in $CaCl_2$-Lösungen (pH 7) bei einer ionischen Stärke von 1 bis 333 mM aufbereitet. Bei 33,3 und 333 mM $CaCl_2$ sind die polymerbeschichteten TiO_2-Suspensionen sehr unstabil, was zu unregelmäßigem Transportverhalten führt.

Eine vollständige Auswaschung der Partikel wird in 1 mM $CaCl_2$ beobachtet, wohingegen ein größerer Rückhalt bei erhöhten $CaCl_2$-Konzentrationen vorkommt. Die Auswaschung der

Partikel reduziert sich bei 3,33 mM $CaCl_2$ mit der Zeit und aufgrund der Filterreifung können abgelagerte Partikel als zusätzliche Sammler fungieren (ELIMELECH et al., 1995; LIU et al., 1995; zit. in PETOSE et al., 2011).

Mit Untersuchungen von blanken und polymerbeschichteten ZnO wird der Einfluss einer Polyelektrolytbeschichtung auf den Nanopartikeltransport ermittelt. Bei allen getesteten Konzentrationen von einwertigem Salz ist der Rückhalt von blankem ZnO hoch. Blankes ZnO ist positiv geladen und gibt bei pH 8 die Ablagerung an vorzugsweise negativ geladenen Sand ab. Diese günstige Bedingung für den Partikelrückhalt beherrscht das Transportverhalten der Nanopartikel. Wenn sich ZnO an die Quarzoberfläche anlagert, sinkt die Verfügbarkeit an günstigen Absetzungsmöglichkeiten und die Wahrscheinlichkeit des Zusammenstoßes mit einem anderen ZnO-Partikel erhöht sich. Zurückgehaltene ZnO-Partikel scheinen bei 0,1 und 1 mM $NaNO_3$ gleichgeladene Nanopartikel abzuweisen oder zu blockieren (JOHNSON und ELIMELECH, 1995; RYAN und ELIMELECH, 1996; zit. in PETOSE et al., 2011), was die Partikelauswaschung mit der Zeit erhöht. Bei anderen Konzentrationen des einwertigen Salzes vermindert sich wegen der Filterreifung mit der Zeit die ZnO-Konzentration im Säulenablauf. Es ist auch beobachtbar, dass bei Erhöhung der ionischen Stärke von 0,01 auf 3 mM $NaNO_3$ die Durchbruch-Konzentration der blanken ZnO-Partikel steigt. Bei der höchsten untersuchten ionischen Stärke (10 mM $NaNO_3$) sinkt die Durchbruch-Konzentration von ZnO unter jene bei 0,01 mM. Zu diesem untypischen Verhalten kommt es aufgrund der physikalischen Filtration der großen Aggregate, die sich bei der hohen ionischen Stärke bilden.

Abbildung 29 stellt die berechnete Anlagerungseffizienz für (a) blanke und polymerbeschichtete TiO_2-Partikel (bei pH 7) bei unterschiedlicher ionischer Stärke von $NaNO_3$, (b) polymerbeschichtete TiO_2 und ZnO bei unterschiedlicher ionischer Stärke von $CaCl_2$ sowie (c) blanke und polymerbeschichtete ZnO-Partikel (bei pH 8) bei unterschiedlicher ionischer Stärke von $NaNO_3$ dar:

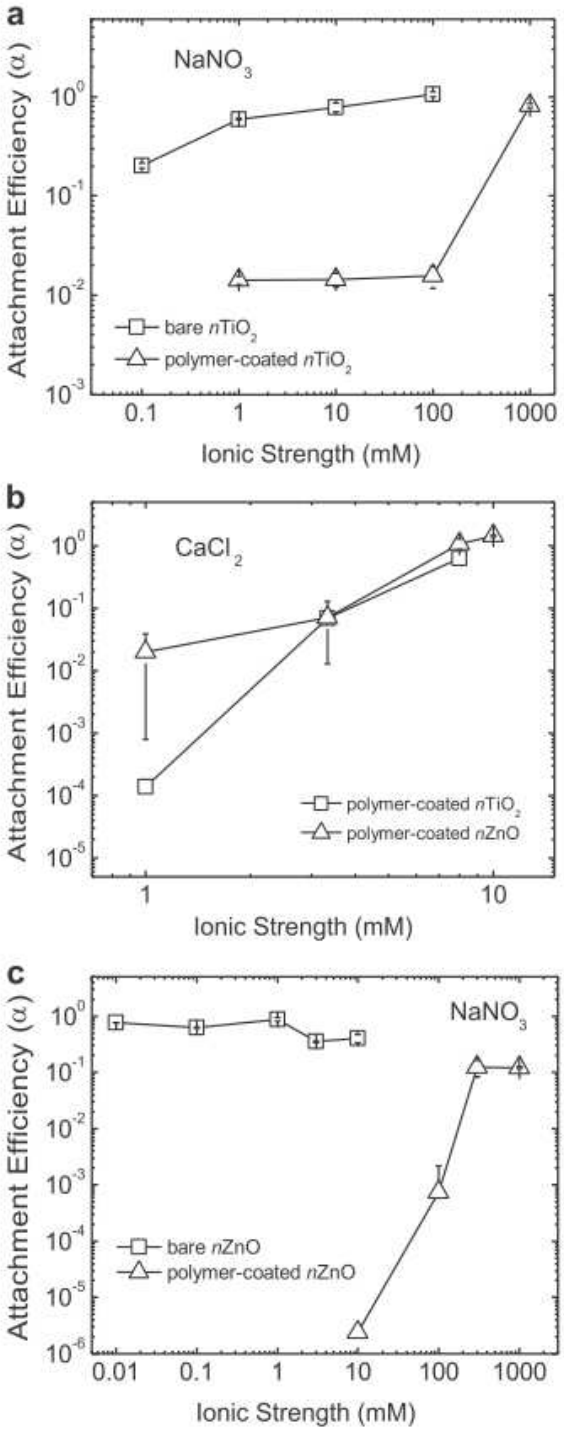


Abbildung 29: Berechnete Anlagerungseffizienz für blanke oder polymerbeschichtete Partikel bei unterschiedlicher ionischer Stärke von $NaNO_3$ oder $CaCl_2$ (PETOSE et al., 2011)

137) Miniemulsionspolymerisation von Cyclodextrin-Nanopartikel für die Verminderung organischer Schadstoffe bei der Wasseraufbereitung – BARUCH-TEBLUM et al. (2010)

Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter

a) „Black-Box-Modell" → Batchexperimente

b) Sorption/Desorption (sonstige Aromate)

BARUCH-TEBLUM et al. (2010) haben das Ziel, eine neue Klasse der polymeren Nanopartikel, die auf Cyclodextrinen als Baublöcke basieren, für die Verminderung organischer Schadstoffe zu entwickeln.

Cyclodextrin-Nanopartikel unterschiedlicher Größe werden durch Miniemulsionspolymerisation synthetisiert. Diese Nanopartikel besitzen eine hohe Absorbtionsfähigkeit für viele organische Schadstoffe aus dem Wasser, vor allem aromatische Ringstrukturen, wie Toluen und Phenol. Die Cyclodextrin-Hohlräume bieten eine hydrophobe Umwelt und bilden daher die starke Affinität der organischen Moleküle bei den Wasser-Feststoff-Grenzflächen. Der Absorbtionsprozess an den Grenzflächen trennt durch die Bildung von Einlagerungskomplexen die organischen Komponenten vom Wasser.

Der Vorteil der polymeren Nanopartikel im Vergleich zu anorganischem Material ist deren Anpassungsfähigkeit im Prozess und die Möglichkeit der Erzeugung/Verarbeitung in gekörnten Böden, Pulvern, dünnen Schichten und vielleicht in Membranen. Weiter verlieren sie nicht an Effektivität und können leicht regeneriert werden.

Bei den Sorptionsexperimenten werden die Cyclodextrin-Nanopartikel in eine wässrige Lösung, die organische Moleküle enthält, eingetaucht und in Bewegung versetzt. Die spezifische adsorbierte Menge (q_e) des organischen Materials an die Cyclodextrin-Nanopartikel errechnet sich mit den Anfangs- und Gleichgewichtskonzentrationen nach der Gleichung:

$$q_e = V(C_0 - C_e)/m$$

Wobei C_0 und C_e…Anfangs- und Gleichgewichtskonzentrationen der adsorbierten Stoffe in der Flüssigphase (mg/L)

V…Volumen der Lösung (L)

m…Menge der adsorbierten Stoffe (g)

Die Menge der adsorbierten Schadstoffe kann durch die Differenz zwischen den Konzentrationen der Anfangs- und Endlösung bei Verwendung einer Standard-Kalibrierkurve des blanken Phenols und der Phenol-Lösungen erfasst werden.

Abbildung 30 bzw. 31 zeigt das Resultat der Adsorbtion der organischen Schadstoffe an zwei verschieden große Proben der Cyclodextrin-Nanopartikel (B, D):

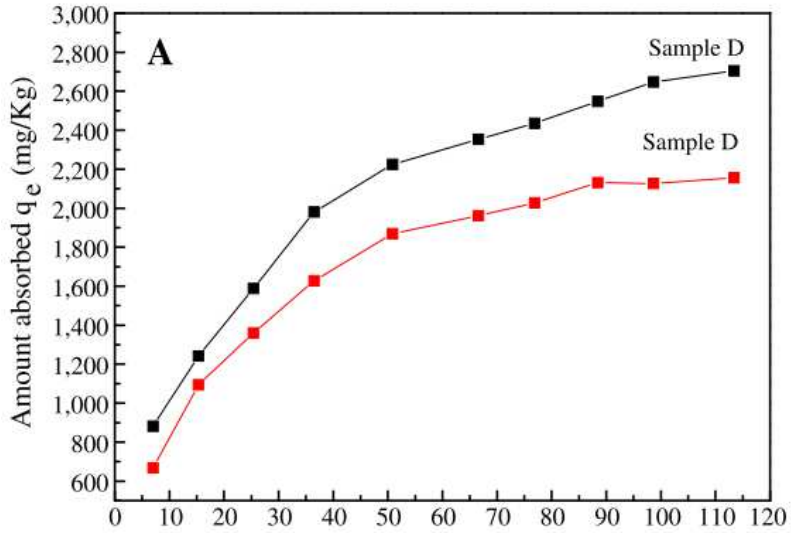


Abbildung 30: Gleichgewichtskonzentration der Toluen-Lösung (mg/L) (BARUCH-TEBLUM et al., 2010)

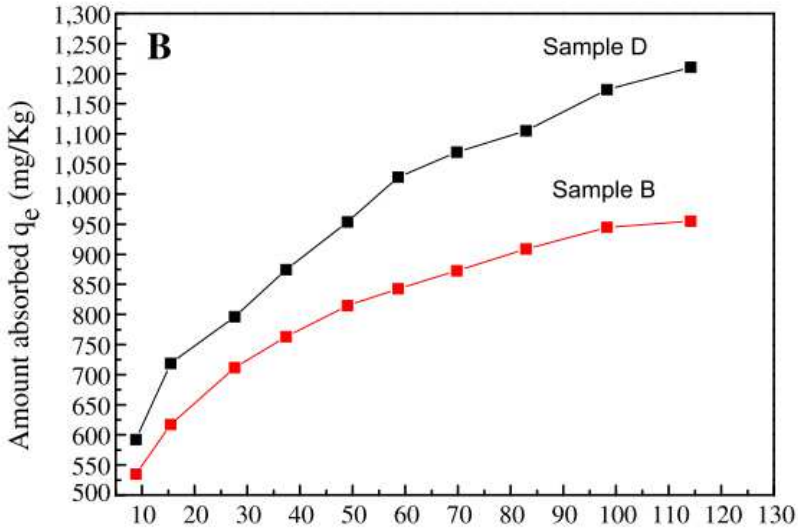


Abbildung 31: Gleichgewichtskonzentration der Phenol-Lösung (mg/L) (BARUCH-TEBLUM et al., 2010)

Die Sorptionskapazitäten erhöhen sich mit steigender Gleichgewichtskonzentration und das Sorptionsverhalten ist daher annähernd linear. Zur Erhöhung der Beladungskapazitäten kommt es aufgrund der Wechselbeziehung zwischen organischen Komponenten und Cyclodextrin-Nanopartikel. Die Adsorbtions-Isotherme weisen keinen wesentlichen Unterschied der Sorptionsleistung von beiden Proben (B und D) auf. Phenol besitzt in Bezug auf die relativ hohe Löslichkeit von Phenol im Wasser eine niedrigere Entfernungseffizienz als Toluen.

138) Einfluss von organisch belasteten Abwässern auf die Entfernung von organischen und pharmazeutisch aktiven Komponenten während der geregelten Aquiferanreicherung: Säulenstudie

Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter

a) „Black-Box-Modell" → Säulenexperimente

b) Biologischer Abbau (DOC, Biopolymere, Huminstoffe, Arzneimittel)

MAENG et al. (2012) untersucht mit vier Säuleneinrichtungen (Säulen 1 u. 2: Kläranlagenablauf und Kanalwasser aus Delft – Niederlande, Säulen 3 u. 4: Flusswasser von der Maas in Rotterdam – Niederlande) den Verbleib von organischem Material unter verschiedenen Redoxbedingungen (oxisch und anoxisch) und den Einfluss von organisch belasteten Abwässern auf die Entfernung von zwölf unterschiedlichen Pharmazeutika während geregelter Aquiferanreicherung.

Das Delft-Kanalwasser (3,22 L/mg-m) besitzt im Vergleich zum Kläranlagenablauf (2,68 L/mg-m) ein höheres spezifisches ultraviolettes Absorbtionsvermögen (SUVA) (MAENG et al., 2008). Das beweist, dass der DOC im Delft-Kanalwasser mehr aromatisches organisches Material (z.B. humose Substanzen) enthält als jener vom Kläranlagenablauf. In den Bodensäulen 1 und 2 erhöht sich bei oxischen Bedingungen die Entfernung von DOC mit zunehmender Tiefe. Dabei kann mehr als 50 % der gesamten DOC-Entfernung mit deutlicher Reduzierung des gelösten Sauerstoffes innerhalb der oberen 50 cm der beiden Säulen beobachtet werden. Unter anoxischen Bedingungen wird in den gleichen Säulen die Entfernung von DOC leicht reduziert. Die Entfernungseffizienz von DOC beträgt bei der ersten Bodensäule 16 % unter oxischen und 7 % unter anoxischen Bedingungen. Während langen Bewegungszeiten (z.B. Monate bis Jahre) verändert sie sich auch bei unterschiedlichen Redoxbedingungen kaum.

Nach der Fluoreszenz-Anregungs-Emissions-Matrix-Analyse (F-EEM) werden proteinartige Substanzen (z.B. Biopolymere) bei der Bodenpassage unter oxischen Bedingungen besser abgebaut als fluoreszierende humitischartige Substanzen. Humitische Substanzen, die durch die Flüssigkeits-Chromatographie und Online-Analyse von organischem Material (LC-OCD) bestimmt werden, zeigen eine ähnliche Entfernung im Vergleich zu Biopolymeren. Daher werden bei der Infiltration humitischartige Substanzen im Kläranlagenablauf stärker abgebaut als im Oberflächenwasser.

Die Veränderungen von unterschiedlichen organischen Materialien (Biopolymere, humitische Substanzen, Basiskomponenten, niedriges Molekulargewicht und niedriges saures Molekulargewicht) werden mittels LC-OCD unter oxischen Bedingungen in der Bodensäule 1 (Kläranlagenablauf und Kanalwasser) und 2 (Kanalwasser) verdeutlicht (Abbildung 32):

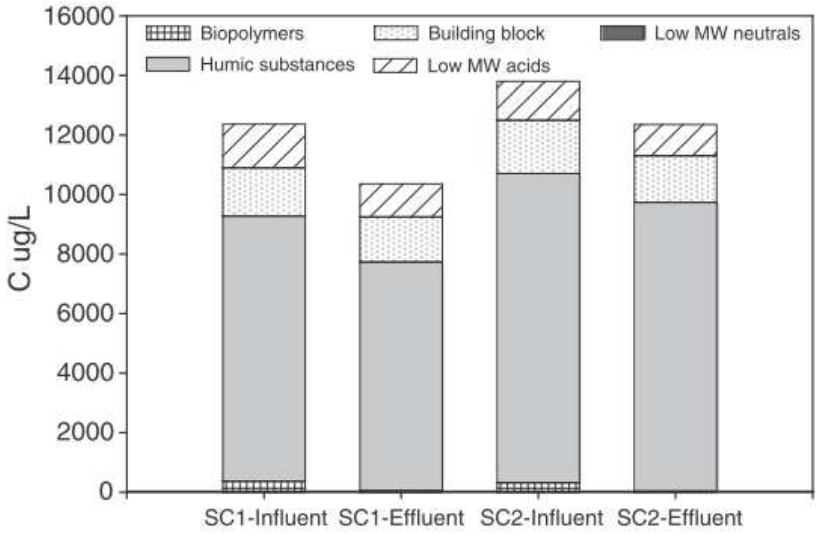


Abbildung 32: Bestimmte Veränderung des organischen Materials mittels LC-OCD unter oxischen Bedingungen in der Bodensäule 1 und 2 (MAENG et al., 2012)

Zwölf Pharmazeutika werden für deren Vergleich der Verminderung ins Wasser der Maas und ins Wasser der Maas mit Kläranlagenablauf (1:1) unter verschiedenen Redoxbedingungen in zwei Sandsäulen zugeführt. Die meisten Stoffe können zu mehr als 90 % in beiden Wässern entfernt werden. Ibuprofen, Fenoprofen, Naproxen, Ketoprofen, Phenacetin, Pentoxifyllin und Koffein weisen dabei ähnliche Entfernungseffizienzen auf.

Die Entfernungseffektivität von Gemfibrozil, Diclofenac und Bezafibrat ist bei schmutzigem Oberflächenwasser relativ niedrig, da es viel biologisch abbaubares organisches Material beinhaltet. Mikroorganismen des Wassers von der Maas wandeln Gemfibrozil, Diclofenac und Bezafibrat biologisch um, während die Mikroorganismen in schmutzigem Oberflächenwasser dominierend sind und keine Enzyme für die biologische Umwandlung (Co-Metabolismus) entwickeln und/oder Gemfibrozil, Diclofenac und Bezafibrat als Kohlenstoffquellen verwenden können. Schwach biologisch abbaubare Fraktionen, wie humitische Substanzen, können den Abbau von Gemfibrozil, Diclofenac und Bezafibrat durch Einleitung einer oligotrophen mikrobiellen Gemeinschaft über Langzeit-Entkräftung erhöhen. Carbamazepin und Clofibrinsäure weisen persistentes Verhalten auf und werden nicht durch organisch belastete Abwässer beeinträchtigt. Unterschiedliche Redox-Bedingungen (oxisch und anoxisch) beeinflussen die Entfernungseffektivitäten der pharmazeutisch aktiven Komponenten nicht wesentlich. Für die Bestimmung der Auswirkungen der Redox-Bedingungen sind Untersuchungen mit viel längeren Anpassungszeiten (> 30 Tage) erforderlich, um die Biomasse an neue Bedingungen anzugleichen.

139) Bildung reversibler Umwandlungsprodukte aus Diclofenac und Sulfamethoxazol im Aquifermaterial unter denitrierenden Bedingungen: Batchexperimente – BARBIERI et al. (2012)

Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter

a) „Black-Box-Modell“ → Batchexperimente

b) Biologischer Abbau → Denitrifikation (Arzneimittel)

Bei dieser Studie von BARBIERI et al. (2012) werden Batch-Experimente mit Aquifer-Material (quartäre alluviale Sedimente; Wasser vom Fluss Llobregat, Barcelona) und ausgewählten Arzneimittel unter denitrierenden Bedingungen durchgeführt.

Beobachtungen beim biotischen Experiment mit der Schadstoff-Startkonzentration von 1 µg/L stellen dar, dass sich nach einer kurzen Periode (~ 0,5 Tage) der mikrobiellen Anpassung denitrierende Bedingungen einstellen und das System während der ersten 10 Tage dominieren. Nitrit ist ein Zwischenprodukt von Nitrat und Stickstoff. Auf den Anstieg von Nitrit folgt der Abbau. Nachdem Nitrat und Nitrit abgebaut sind, wie der geringe Anstieg von Mn und Fe zeigt, stellen sich stärker reduzierende Bedingungen ein.

Biotische Experimente mit 1 mg/L zeigen, dass sich denitrierende Bedingungen nach 2 Tagen mikrobieller Anpassung einstellen und für die restliche Zeit das System beherrschen. Die längere Anpassungszeit der mikrobiellen Gemeinschaften kann aufgrund des unterschiedlichen Verhältnisses von Methanol oder der möglichen Wachstumsbeschränkung durch Sulfamethoxazol (SMX) resultieren (UNDERWOOD et al., 2011; zit. in BARBIERI et al., 2012). Der Abnahme von Nitrit zwischen Tag 41 und 87 kann auf die Reduktion von Nitrit zu Stickstoff zurückgeführt werden. Dieser Vorgang erfolgt schneller als die Produktion von Nitrit aus Nitrat.

Diclofenac (DCF) kann beim Experiment mit 1 µg/L bei denitrierenden Bedingungen nach 10 Tagen nicht entfernt werden. Bei biotischen und abiotischen Abläufen bleibt die Konzentration bei etwa 100 %. Jedoch kommt es bei den biotischen Abläufen nach 1,5 Tagen zu einem plötzlichen Rückgang, der sich nach 10 Tagen aber wieder ausgleicht.

Beim Experiment mit 1 mg/L wird DCF bei biotischen und abiotischen Tests während 87 Tagen nur gering (10 %) entfernt. Auch hier erfährt die Konzentration bei biotischen Bedingungen einen Abfall zwischen Tag 2 und 41, der sich danach bis Tag 87 wieder ausgleicht.

SMX weist beim biotischen Experiment mit 1 µg/L nach 10 Tagen bei denitrierenden Bedingungen eine Entfernungsrate von 25 % auf, während mit 1 mg/L nach 87 Tagen 47 ± 20 % resultieren. Die Konzentration von SMX verringert sich zwischen Tag 1,5 und 10 beim Experiment mit 1 µg/L stärker als DCF. Dasselbe nicht gleich bleibende Verhalten, jedoch zeitversetzt, zeigt SMX im biotischen Test mit 1 mg/L. Bei den abiotischen Abläufen beider Tests bleiben die Konzentrationen von SMX immer konstant.

Die Entwicklung der beiden Pharmazeutika und die chemischen Eigenschaften des Wassers weisen darauf hin, dass es nur bei den biotischen Tests, gleichzeitig und gegensätzlich zu Nitrit, zu unerwarteten reversiblen Prozessen von DCF und SMX kommt. Dieser eigenartige Trend kann nur für die verwendeten aromatischen Amine DCF und SMX beobachtet werden.

Weitere Wasserproben stellen im Chromatogramm nach 0,5 und 2 Tagen bei den biotischen Abläufen bei beiden Experimenten das Vorkommen zusätzlicher Höchstwerte und mögliche Umwandlungsprodukte von SMX und DCF dar. Nitro-DCF und 4-Nitro-SMX entwickeln sich beinahe gegenläufig zu deren ursprünglichen Komponenten. Beide stimmen mit der Entwicklung von Nitrit überein. 4-Nitro-SMX erhöht sich bei beiden Experimenten mit 1 µg/L und 1 mg/L sogar wenn SMX nicht mehr vorhanden ist.

Es wird vermutet, dass die Abnahme der Konzentration von DCF und SMX zumindest teilweise durch die Bildung von Nitro-Produkten bei Vorkommen von Nitrit verursacht wird. Diese Nitro-Derivate geben die ursprünglichen Komponenten zurück, wenn sich die Konzentration von Nitrit vermindert. DCF (enthält ein sekundäres Amin) verringert sich bei Vorkommen von Nitrit nur teilweise, während SMX (enthält ein primäres Amin) eine stärkere Abnahme (bis Konzentration= 0) erfährt.

Abbildung 33 repräsentiert die zeitliche, chemische Entwicklung bei biotischen Abläufen mit 1 µg/L (a) und 1 mg/L (b), die zeitliche Entwicklung der durchschnittlichen Konzentration (C_0) von DCF und SMX bei biotischen Abläufen mit 1 µg/L (c) und 1 mg/L (d) sowie selbiges bei abiotischen Abläufen mit 1 µg/L (e) und 1 mg/L (f):

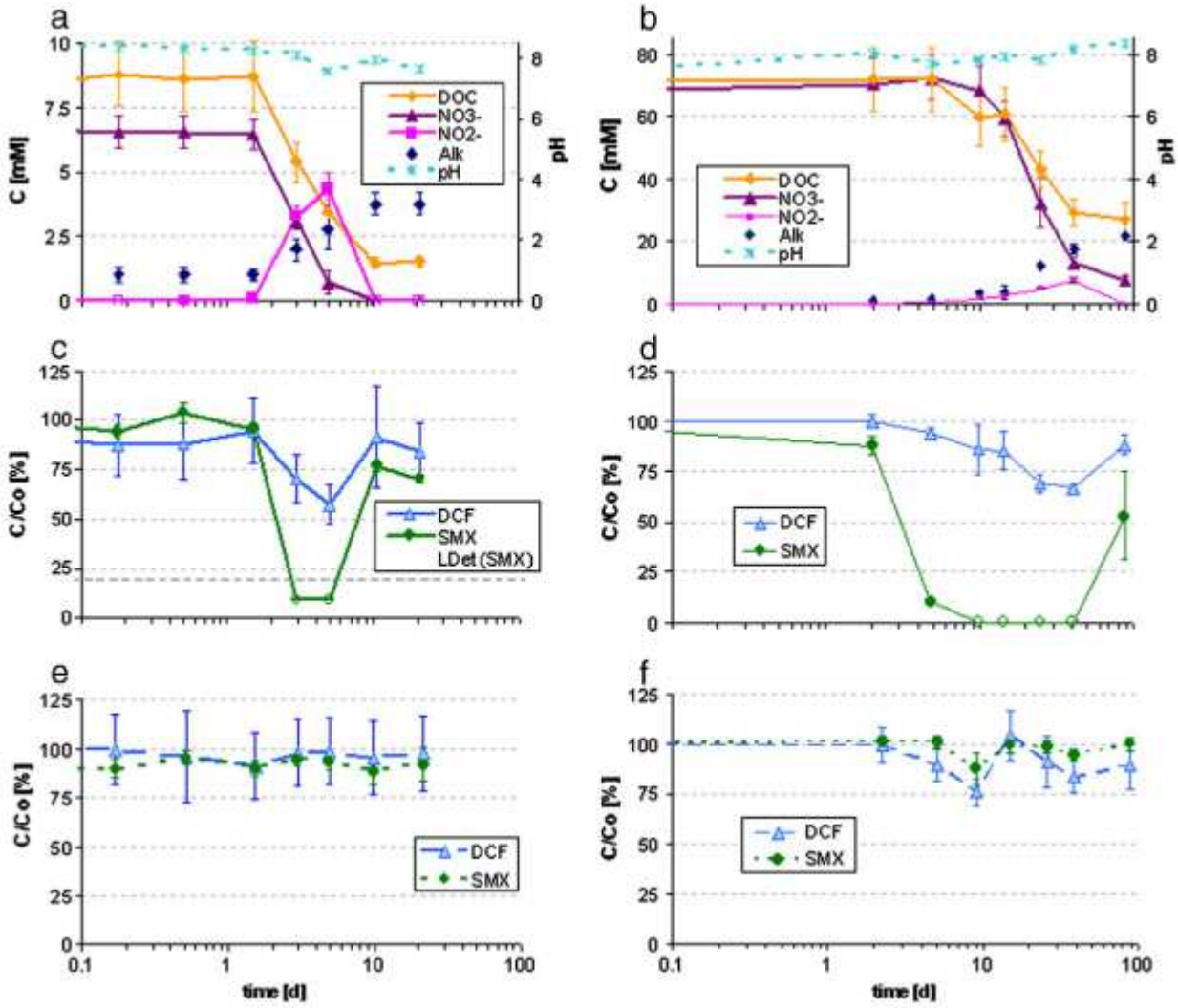


Abbildung 33: Zeitliche, chemische Entwicklung bei biotischen Abläufen; zeitliche Entwicklung der durchschnittlichen Konzentration (C_0) von DCF und SMX bei biotischen Abläufen sowie bei abiotischen Abläufen (mit jeweils 1 µg/L bzw. 1 mg/L; BARBIERI et al., 2012)

140) <u>Laborexperimente für die Kontrolle anaerober Redoxbedingungen bei der Untersuchung der Anlagerung von organischen Mikroschadstoffen im Aquifermaterial – BARBIERI et al. (2011)</u>

Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter

a) „Black-Box-Modell“ → Batchexperimente

b) Sorption/Desorption, biologischer Abbau (organische Schadstoffe allgemein)

Da die Kenntnis über das redoxabhängige Verhalten von organischen Mikroschadstoffen noch beschränkt ist, werden in der Studie von BARBIERI et al. (2011) Laborexperimente (mit Aquifermaterial) durchgeführt. Dabei werden verschiedene anaerobe Bedingungen gefördert und in jedem Szenario durch Zusätze geeigneter Mengen an Elektronendonatoren (leicht

abbaubare organische Komponenten) und –akzeptoren (NO_3^-, Mn(III/IV), Fe(III), SO_4^{2-}) aufrecht erhalten. Während NO_3^-- und SO_4^{2-}-reduzierende Bedingungen leicht erreicht und konstant gehalten werden, erschweren natürliche Quellen bei den Mn^{2+}- und Fe^{2+}-reduzierenden Experimenten die Entwicklung der kontrollierten Redox-Bedingungen. Natürliche Quellen sind oft kristallin, was die Lösung bis zur Herstellung des beschränkenden Prozesses verlangsamt.

Die Bedingungen können bei der Überprüfung der Systeme, die natürliche oder geförderte Anreicherungsbetriebe repräsentieren, räumlich und zeitlich schwanken. Daher werden die natürlichen mikrobiellen Gemeinschaften in den verwendeten Sedimenten nicht an die erwünschten Redox-Bedingungen angepasst. Folglich wird der erste Teil eines jeden biotischen Experimentes durch eine Übergangsphase (unterschiedlicher Dauer) charakterisiert, bis der erwünschte Redox-Zustand effektiv hergestellt ist. Nach gleicher Entfernungsrate des Betablockers Atenolol bei allen Experimenten durch abiotische Prozesse, werden in Abhängigkeit von verschiedenen Batch-Anlagen (verschiedene Redoxbedingungen) unterschiedliche mikrobielle Entfernungstrends beobachtet. Atenolol bestätigt, dass der Redox-Zustand des Systems das Verhalten der Mikroschadstoffe beeinflussen kann. Auch wenn weder das NO_3^--reduzierende Experiment nicht lang genug dauert, um NO_3^--reduzierende Bedingungen mit stärker reduzierenden Systemen zu vergleichen, noch exakte Muster für jeden spezifischen Redox-Zustand isoliert werden können, resultiert die biotische Entfernungsrate von Atenolol im SO_4^{2-}-reduzierenden Experiment am schnellsten.

Atenolol kann in den Experimenten vollständig entfernt werden. Unter geförderten Redoxbedingungen erfolgt die Entfernung schneller. Das zeigt, dass Aquifer eine alternative Wasserbehandlungsmaßnahme für den Betablocker darstellen – vor allem wenn geeignete Redoxbedingungen bei der Anreicherung gefördert werden und die Aufenthaltszeiten lang genug sind. Die zeitliche Entwicklung der durchschnittlichen, normierten Konzentration für die sechs durchgeführten Experimente wird in Abbildung 34 aufgezeigt:

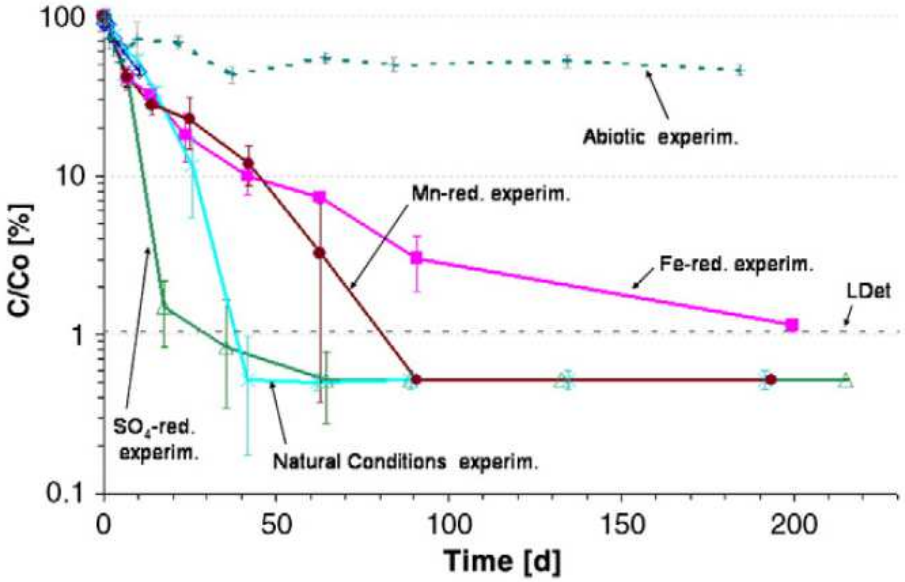


Abbildung 34: Zeitliche Entwicklung der durchschnittlichen, normierten Konzentration von Atenolol bei unterschiedlichen Experimenten (LDet = Nachweisgrenze; BARBIERI et al., 2011)

Die anfänglichen ~ 50 % von Atenolol, die während der ersten 5 – 10 Tage in allen Experimenten entfernt werden, können auf einige abiotische Prozesse, am wahrscheinlichsten auf Sorption an Sedimente, zurückgeführt werden. Für die anderen 50 % sind mikrobielle Prozesse verantwortlich.

141) Sorption von Quecksilber an Sedimente: Abhängigkeit von Korngröße, DOC und suspendierten Bakterien – BENGTSSON und PICADO (2008)

Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter

a) „Black-Box-Modell" → Batchexperimente

b) Sorption/Desorption (Übergangsmetalle)

BENGTSSON und PICADO (2008) bestimmen das Sorptionsverhalten von Hg an heterogene Flussbettsedimente durch Korrelationen und Messungen der Korngrößenverteilung, DOC und Dichte von suspendierten Bakterien im Labor. Ungestörte sandige Sedimente und Fraktionen werden mit Lösungen aus $HgCl_2$ sowie einzeln bei Vorkommen von DOC oder Kontakt mit bakteriellen Grundwassersuspensionen mit Lösungen aus Hg durchgeschüttelt.

Im Experiment steht die Sorption von Hg in positiver und linearer Wechselwirkung mit der Partikelgröße und ist daher von den Verschiedenheiten der Ladungen zwischen kleinen und größeren Partikeln abhängig, wie durch Tabelle 8 verdeutlicht wird:

Tabelle 5: Charakterisierung der Sedimentpartikelgröße und lineare Sorptionskoeffizienten (K_d) für die beobachtete Sorption an Sedimente (BENGTSSON und PICADO, 2008)

Particle size (μm)	Relative weight of fraction	CEC (Cmol kg^{-1})	Total carbon (mg g^{-1})	Net charge[a] (×10^{-7} Mequiv. cm^{-2})	K_d (ml g^{-1})	r^{2*}	SSA (m^2 g^{-1})	Relative SSA of fraction	Ambient total Hg concentration (ng g^{-1} sediment)
0–63	0.01	6.8	8.4	6.2	453	0.91	21.1	0.35	31.5
63–106	0.01	5.0	6.8	5.1	333	0.77	19.1	0.32	27.1
106–212	0.01	3.3	3.9	5.8	413	0.98	11.0	0.18	14.7
212–500	0.13	1.7	1.8	9.6	457	0.90	3.5	0.06	8.9
500–1000	0.47	1.4	1.5	8.3	500	0.92	3.3	0.05	8.8
1000–2000	0.37	1.3	1.1	9.7	564	0.83	2.5[b]	0.04	5.6
Intact sediment		1.5	–	–	409	0.86	–		8.0
Reconstructed sediment			–	–	406	0.86	–		

[a] Calculated from SSA and CEC data according to Uehara and Gillman (1980).
[b] Data for SSA were only available for the 1000–1500 μm range but assumed to be representative for the 1000–2000 μm range.
* p-Values < 0.005.

Das Sorptionsverhalten hängt mit den elektrostatischen Interaktionen oder den chemischen Reaktionen zwischen Hg und den funktionellen Gruppen an der Partikeloberfläche zusammen. Bei entsprechendem Kationenaustausch wird Hg wohl bevorzugt mittels elektrostatischer Interaktion adsorbiert, obwohl seit der Abhängigkeit des pH von den positiven und negativen Ladungen und den mineralischen Eigenschaften der Partikel diese Erscheinung schwer verallgemeinerbar ist (UEHARA und GILLMAN, 1980; McBRIDE, 1994; zit. in BENGTSSON und PICADO, 2008). Die Bildung von Hg-Komplexen, wie z.B. mit Chlorid oder DOC in gefiltertem Grundwasser, kann auch ein beschränkender Faktor für die Sorption von Hg mittels Kationenaustauschkapazität sein.

Die Verteilung des organischen Materials und des Tongehaltes sind wahrscheinlich für das negative Verhältnis zwischen der Partikelgröße und dem Kationenaustausch verantwortlich. Durch den neutralen pH wird vermutlich die Lösung von oberflächlich gebundenem organischem Material gefördert (ANDERSON, 1979; zit. in BENGTSSON und PICADO, 2008) und folglich dessen niedrige Konzentration weiter vermindert. Dadurch reduziert sich die Sorption von Hg an kleinere Partikel. Die großen Schwankungen des Sorptionskoeffizienten (K_d) mit 0 – 63 μm großen Partikeln zeigen, dass sie einen heterogenen Oberflächenaufbau besitzen und gewisse Fraktionen sorptiver als andere sind.

Die große Einwirkung von DOC auf K_d für Hg ist wahrscheinlich die Folge der Kombination der starken Komplexbildung von Hg(II) mit anionischen DOC-Gruppen sowie die Konkurrenz zwischen DOC und freiem ionischem Hg um Sorptionsstellen auf Sedimentpartikeln (YIN et al., 1996; SCHÜLER, 1997; zit. in BENGTSSON und PICADO, 2008; Tabelle 9).

Tabelle 6: Sorptionskoeffizienten (K_d) für Hg(II) mit ungestörten Sedimenten bei Vorkommen unterschiedlicher Konzentrationen von DOC und bei unterschiedlichen Anfangsdichten von Bakterienzellen in der wässrigen Phase (BENGTSSON und PICADO, 2008)

DOC ($\mu g\ ml^{-1}$)	K_d ($ml\ g^{-1}$)	r^2	No. of bacteria ($\times 10^6$ cell ml^{-1})	K_d ($ml\ g^{-1}$)	r^2
6.5	283	0.75*	0.02	410	0.91*
20.0	191	0.94*	0.5	525	0.89*
36.1	131	0.73*	1.0	427	0.95*
45.1	103	0.98*	1.5	618	0.37**
72.2	89	0.97*	2.0	717	0.90*
90.2	41	0.86*			

* p-Values < 0.005.
** p-Values < 0.05.

DOC (µg/g) wird zumindest um drei Größenordnungen stärker an Partikel sorbiert als Hg (8 – 60 ng/g) und der sorbierte DOC erhöht den organischen Kohlenstoffgehalt der Partikel um 0,5 – 2 %. Dadurch können die geladenen Partikelstellen blockiert und folglich die Wahrscheinlichkeit für die Sorption von Hg an die Partikel vermindert werden.

Die negativ geladene Zellenoberfläche von Bakterien ist eine effiziente Fangstelle (trap) für Metall-Kationen. Sogar bei der niedrigsten Dichte von Bakterien steigt K_d um 0,2 % vergleichsweise zu K_d von ungestörten Sedimenten. Bei Annahme eines Zellengewichtes von 10^{-13} g und einem Batch-Sorptionskoeffizient im Grundwasser von 13 ml/g (LINDQVIST und BENGTSSON, 1991; zit. in BENGTSSON und PICADO, 2008) machen die Bakterien, sogar bei der höchsten Dichte (< 3 µg/g) und Zusatz zur anionischen Komplexbildungskapazität der Partikel, einen geringen Beitrag des organischen Kohlenstoffgehaltes der Sedimentpartikel aus. Wenn das gesamte Zellengewicht den organischen Kohlenstoff repräsentiert, ergibt die Dichte der suspendierten Zellen etwa 2 – 200 ng/ml des DOC, was zumindest um drei Größenordnungen geringer als der im Experiment verwendete DOC ist. Die Komplexbildungskapazität des suspendierten bakteriellen Kohlenstoffes ist bei dieser Konzentration klein. Die höchste DOC-Konzentration (2 x 10^6 Zellen/ml) erhöht K_d im Vergleich zu zellfreien Bedingungen um 75 %, während sie bei einer 450mal größeren Menge an organischem Kohlenstoff als Bakterien K_d um 90 % verringert. Die beiden organischen Kohlenstoffquellen tragen zu ähnlichen, jedoch gegensätzlichen Veränderungen von K_d bei.

142) Anzeichen für die mikrobiell vermittelte abiotische Bildung von reversiblen und nicht-reversiblen Sulfamethoxazol-Umwandlungsprodukten während der Denitrifikation – NÖDLER et al. (2012)

Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter

a) „Black-Box-Modell" → Batchexperimente

b) Biologischer Abbau → Denitrifikation (Arzneimittel)

Für die Erforschung der möglichen Reaktionen von Sulfamethoxazol (SMX) mit mikrobiell gebildeten NO und NO_2^-, führt NÖDLER et al. (2012) anoxische Wasser/Sediment-Tests (Sedimente stammen von künstlichem Anreicherungsstandort in Sant Vicenç del Horts am Ufer des Llobregat Rivers, Barcelona) mit SMX, hohen Nitrat-Konzentrationen und leicht abbaubarem organischen Kohlenstoff durch. SMX ist ein aromatisches Amin und kann sich mit den Stickstoffarten NO und NO_2^-, die unter denitrierenden Bedingungen gebildet werden, abiotisch umwandeln.

Im Verlauf der ersten 41 Tage des denitrierenden Experimentes steigt aufgrund der dissimilativen Denitrifikation (Verwendung von Nitrat als Elektronenakzeptor im Energiestoffwechsel) die NO_2^--Konzentration, während sich die Nitrat-Konzentration gleichzeitig verringert. Gelöster Sauerstoff kann nicht nachgewiesen werden.

Bei der abiotischen Prüfung des Wasser/Sediment-Tests wird keine wesentliche Entfernung von SMX beobachtet, während beim biotischen Test nach zehn Tagen kein SMX mehr festgestellt werden kann. Die hohen Nitrat- und leicht abbaubaren DOC-Konzentrationen unterstützen das Wachstum von denitrierenden Mikroorganismen. Daher erscheint die schnelle Abnahme von SMX durch die steigende denitrierende mikrobielle Aktivität mit der Produktion von NO und NO_2^-, was in einer leichten Diazotierungsreaktion und folglich der Bildung von Umwandlungsprodukten (4-Nitro-SMX und Desamino-SMX) resultiert, am wahrscheinlichsten.

Die Konzentrationen von (a) SMX (biotisch und sterile Prüfung), Desamino-SMX und 4-Nitro-SMX und von (b) Nitrat und Nitrit des Wasser/Sediment-Experimentes zur SMX-Umwandlung unter denitrierenden Bedingungen sind in Abbildung 35 dargestellt:

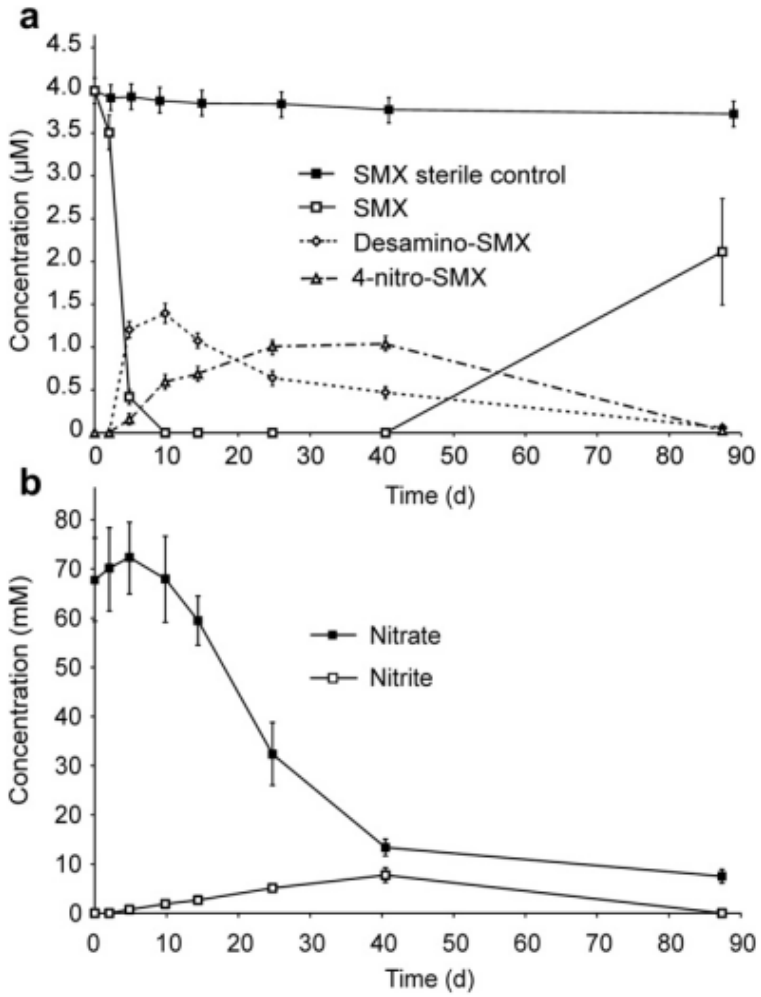


Abbildung 35: Wasser/Sediment-Experiment zur SMX-Umwandlung unter denitrierenden Bedingungen (NÖDLER et al., 2012)

Das molare Ungleichgewicht kann auch durch die erhebliche Sorption von 4-Nitro-SMX und Desamino-SMX an Sedimente vergleichsweise zu SMX erklärt werden.

Beim NO_2^--reduzierenden Experiment mit SMX ist bei Tag 87 Nitrat im Gegensatz zu NO_2^- noch vorhanden. Überraschenderweise tritt SMX zur selben Zeit auf und dessen Konzentration erlangt 53 ± 16 % der Anfangskonzentration. Es wird die Reduktion von 4-Nitro-SMX zu dessen Amino-Komponenten und daher die Rückwandlung von 4-Nitro-SMX zu SMX gefordert. Für den Beweis der angenommenen Rückwandlung wird ein zusätzlicher anoxischer Wasser/Sediment-Test mit 4-Nitro-SMX bei Abwesenheit der denitrierenden Bedingungen (Abwesenheit von Nitrat als Elektronenakzeptor) durchgeführt. Die Ergebnisse stellen das Rückwandlungspotential von

4-Nitro-SMX dar (Abbildung 36). Es kommt kein gelöster Sauerstoff in einem der Laborversuche vor.

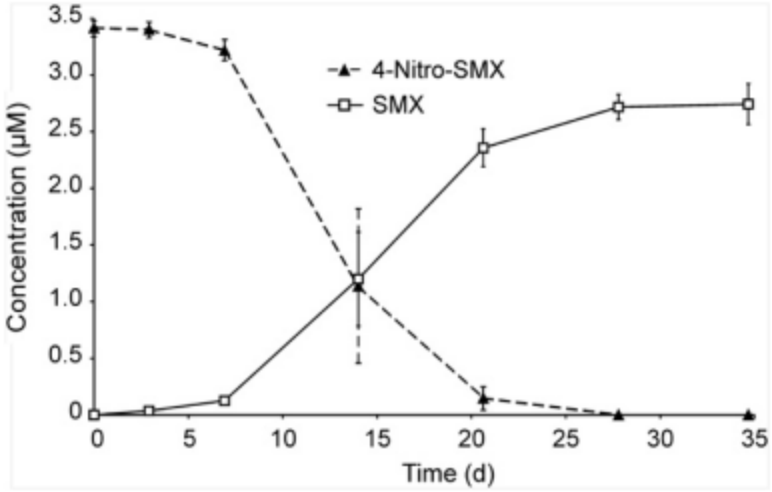


Abbildung 36: Wasser/Sediment-Experiment zur Rückwandlung von 4-Nitro-SMX: Konzentrationen von 4-Nitro-SMX und SMX (NÖDLER et al., 2012)

Die Berücksichtigung der Rückwandlungsfähigkeit von 4-Nitro-SMX kann das Verständnis des SMX-Verhaltens während Uferfiltration und künstlicher Anreicherung erheblich verbessern.

143) Kolloid-Filtration in gesättigtem heterogenem porösem Medium – PORUBCAN und XU (2010)

Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter

a) „Black-Box-Modell“ → Säulenexperimente

b) Transport, Filtration (Kolloide)

PORUBCAN und XU (2010) untersuchen mit Säulenexperimenten (Nanopure-Wasser) den Transport von verschieden großen, grün carboxylierten Latex-Partikeln in heterogenen porösen Quarzsand-Mischungen (0,78 mm, 0,46 mm, 0,23 mm).

Der Durchbruch der Konzentrationen von 0,46 µm großen Partikeln ergibt bei sieben verschiedenen Sandzusammensetzungen (gleich wie beim Durchbruch des konservativen Tracers Nitrat) 100 %. Unter Berücksichtigung, dass alle verwendeten Latex-Partikel in den Experimenten carboxylierte Oberflächengruppen besitzen und die abstoßende Wechselwirkung zwischen den negative geladenen Latex-Partikeln und den Sandkörnern mit der Partikelgröße erhöht wird, kann die Fixierung der großen Partikeln im Sand auf die Filtration zurückgeführt werden und die physikalisch-chemische Ablagerung der kolloidalen Partikel vernachlässigt werden (XU et al., 2006, 2008; XU und SAIERS, 2009; zit. in PORUBCAN und XU, 2010).

Die Durchbruch-Konzentrationen der 2,94 µm, 5,1 µm und 6,06 µm großen Partikeln in einheitlichem Sand sind wegen der Kolloid-Fixierung durch Filtration niedriger als deren Zulauf-Konzentrationen. Die Filtration der kolloidalen Partikel einer speziellen Größe erhöht sich, wenn die Größe der Sandkörner vermindert bzw. der Anteil an Feinsand gesteigert wird.

Ein entwickeltes Modell stützt sich auf die Annahmen, dass Filtration ein irreversibler Prozess ist, Filtration der Sohlenmechanismus des Kolloid-Rückhaltes ist und die Filtrationsraten mit der Zeit abnehmen, wenn die Anhäufung der Kolloide die Porenräume füllt und der Strom sowie Kolloid-Transport zu benachbarten Poren, die größere Dimensionen als die Kolloide aufweisen, umgeleitet werden.

Das mathematisches Modell basiert auf den Ergebnissen bei Verwendung von einheitlichem Sand (XU et al., 2006; zit. in PORUBCAN und XU, 2010) und ermöglicht die Beschreibung der Kolloid-Filtration in gesättigtem heterogenem porösem Medium mit zwei Gleichungen:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\rho_b}{n}\frac{\partial S}{\partial t} = -v\frac{\partial C}{\partial z} + D\frac{\partial^2 C}{\partial z^2}$$

$$\frac{\rho_b}{n}\frac{\partial S}{\partial t} = k_0 C e^{-S/\lambda}$$

Wobei C…Konzentration der Kolloide (mg/L)

t…Zeit (h)

ρ_b…Dichte der festen Matrix (g/L)

n…Porosität (ohne Einheit)

S…Konzentration der filtrierten Kolloide (mg/g)

v…durchschnittliche lineare Porenwassergeschwindigkeit (cm/h)

z…Koordinate parallel zum Strom (cm)

D…hydrodynamische Verteilungskoeffizient (cm²/h)

k_0…Filtrationsrate-Koeffizient für klare-Bett-Bedingungen (h^{-1})

λ…reflektiert Filtrationskapazität (mg/g)

Die Analyse der Ausgleichswerte von k_0 oder λ und das Verhältnis von d_p/d_g gibt zu erkennen, dass die beständigen linearen Zusammenhänge zwischen k_0 oder λ und dem Verhältnis von d_p/d_g für einheitliche und heterogene Sandmischungen erzielt werden können. Für die Größenordnung der Sandmischungen wird die Durchschnittsgröße verwendet.

144) Kolloid-Transport durch gesättigte Sandsäulen: Einfluss von physikalischen und chemischen Oberflächeneigenschaften auf die Ablagerung – SHANI et al. (2007)

Tab. 2: Prozesse hinsichtlich chemischer Parameter

a) „Black-Box-Modell" → Säulenexperimente

b) Transport, Sorption/Desorption, Filtration (Kolloide)

SHANI et al. (2007) vergleicht die Rückhaltemechanismen von Kolloiden in unterschiedlich gereinigtem natürlichem Sand (3 Stufen der Reinheit) mit Hilfe von Säulenexperimenten unter gesättigten Bedingungen, wobei einer unbehandelt bleibt, einer mehrmals mit destilliertem Wasser (zur Entfernung von Feinsand und Staubpartikel) und einer mit Säure (zur Entfernung von oberflächlichen Beschichtungen und Unreinheiten) gewaschen wird. Dabei werden Tracer-Tests durchgeführt und die Durchbruchkurven von drei verschieden großen fluoreszenten Mikrosphären und einem Lösungstracer (Lithiumbromid) analysiert. Weiters werden die Korngrößenverteilungen und die chemischen Eigenschaften der Oberflächen betrachtet.

Die elektrostatische Wechselwirkung zwischen den Kornoberflächen und den Kolloiden basiert auf deren thermodynamischen Oberflächeneigenschaften nach der Derjaguin-Landau-Verwey-Overbeek (DLVO)-Theorie. Der einzelne Abscheidegrad kann für jede Korn- und Kolloidgröße nach einer Korrelationsgleichung durch TUFENKJI und ELIMELECH (2004; zit. in SHANI et al., 2007) bestimmt werden:

$$\eta_0 = 2.4A_S^{1/3}N_R^{-0.081}N_{Pe}^{-0.715}N_{vdW}^{0.052} + 0.55A_SN_R^{1.675}N_A^{0.125} + 0.22N_R^{-0.24}N_G^{1.11}N_{vdW}^{0.053}$$

Wobei $A_S = \frac{2(1-\square^5)}{2-3\square+3\square^5-2\square^6}$

$\gamma = (1-f)^{1/3}$

f…Porosität

N_R, N_{Pe}, N_{vdW}, N_A und N_G…dimensionslose Parameter (Verhältnis vom Partikel- zum Kollektordurchmesser, Peclet-Zahl, van der Waals-Zahl, Anziehungskraft-Zahl, Gravitationszahl)

Kolloide werden im natürlichen Sand viel stärker zurückgehalten als in den gereinigten Sanden. Der Vergleich der physikalischen und chemischen Oberflächeneigenschaften der unterschiedlich gereingten Sande zeigt auf, dass Staubpartikel im natürlichen Sand einen größeren Einfluss auf den kolloidalen Rückhalt haben als Veränderungen der Kornoberflächenladung, die durch die Sandreinigungen resultieren.

Der unterschiedlichen Durchbruchkurven der Kolloide können auf Veränderungen der Korngrößenverteilung und Ungleichheiten der Oberflächeneigenschaften der Sandkörner zurückgeführt werden. Der Einsatz des Durchbruches und der Spitzenkonzentration erfolgt für alle Kolloidgrößen im mit Säure gewaschenen Sand am frühesten. Die gesamte Wiederfreisetzung der Kolloide bzw. löslichen Tracer unterscheidet sich wie folgt (Tabelle 10):

Tabelle 7: Wiederfreisetzung der Kolloide und löslichen Tracer (%; SHANI et al., 2007)

	1 μm	0.2 μm	0.02 μm	Li	Br
Acid	100[a]	98	97	97	100
DW	99	100	71	63	100
Natural	48	79	6	75	100

[a] Standard deviation was low (max. 5%) for all repetitions.

Die Kolloide mittlerer Größe (0,2 μm) scheinen für den Transport am günstigsten und werden durch die Sandreinigung am wenigsten beeinträchtigt. Da die Brownsche Molekularbewegung viel größer ist und daher mehr Wechselbeziehungen mit den Sandkörnern vorherrschen, werden 0,02 μm große Partikel bei allen Behandlungen am meisten zurückgehalten. Diese Partikel können in die beschränkten Poren, die für andere Kolloide zu eng sind, eindringen, während die großen Kolloide (1 μm) durch Filtration zurückgehalten werden. Wenn das Verhältnis des Kolloid- zum Sandkorndurchmesser größer 0,008 beträgt, kommt es zur Filtration (XU et al., 2006; zit. in SHANI et al., 2007).

Der konservative Tracer Brom (Br) verhält sich mit seiner negativen Ladung im mit destilliertem Wasser gereinigten und natürlichen Sand wie ein konservativer Tracer. Im mit Säure gewaschenen Sand kommt es aufgrund der negativeren Oberflächenladung des klaren Quarzes zum Anionenausschluss.

Im Vergleich zum kolloidalen Durchbruch wird der Durchbruch von Lithium (Li) verzögert. Es wird erwartet, dass die Wechselwirkung zwischen den hohen Sorptionsraten und der höheren Dispersivität, vor allem in natürlichem Sand, aber auch in mit destilliertem Wasser gereinigten Sand, für die klaren Unterschiede in den Li-Durchbruchkurven verantwortlich ist.

Abbildung 37 zeigt die Konzentrationsverteilung der 1 µm großen Kolloide mit der Säulentiefe im natürlichen Sand:

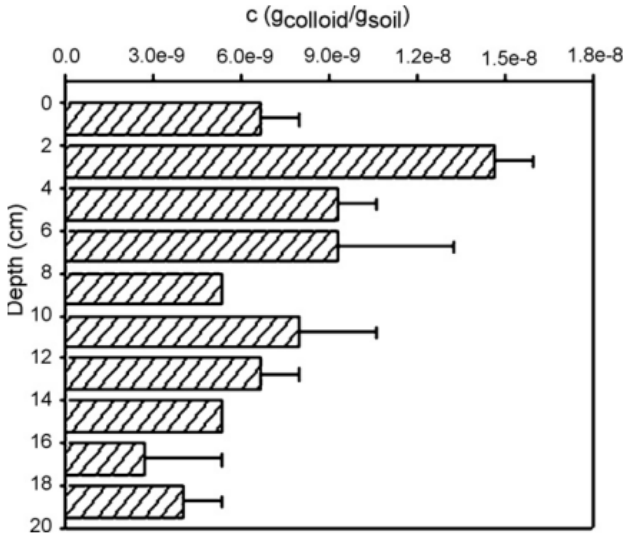


Abbildung 37: Rückhalt von 1 µm großen Kolloiden in natürlichem Sand (SHANI et al., 2007)

In der oberen Hälfte werden die meisten Kolloide zurückgehalten. BRADFORD et al. (2006; zit. in SHANI et al., 2007) stellt fest, dass der Großteil der Kolloid-Filtration in der Nähe des Säulenzulaufes auftritt. Die kleinen Poren, die Filtration verursachen, sind für Kolloide auf der Sandoberfläche leichter erreichbar (BRADFORD et al., 2002; zit. in SHANI et al., 2007). Diese gefilterten Kolloide können durch hydrodynamische Scherkräfte in Bewegung versetzt werden (nicht gleichbleibendes Ablagerungsprofil, BRADFORD et al., 2002; zit. in SHANI et al., 2007).

Siehe auch Zitatquelle:

123) Verminderung „aufkommender" Schadstoffe während der Aquiferanreicherung, LAWS et al. (2010), Kap. 4.3.2

4.6.2 Prozesse hinsichtlich mikrobiologischer Parameter

145) Entfernungseffizienz und Ablagerungskoeffizienten von Kryptosporidien in sandigen alluvialen Flussbanksedimenten – FAULKNER et al. (2010)

Tab. 3: Prozesse hinsichtlich mikrobiologischer Parameter

a) „Black-Box-Modell" → Säulenexperimente

b) Sedimentation → Ablagerung (Kryptosporidien)

Nach FAULKNER et al. (2010) werden in dieser Studie Säulenexperimente mit drei verschiedenen Ufersedimenten durchgeführt und die log-Entfernungen von Cryptosporidium parvum Oozysten sowie die effektiven Anlagerungskoeffizienten für die sandigen Flusssedimente der südlichen Great Plains (Nordamerika), welche wenig organisches Material besitzen, gemessen. Um eine Orientierung für die Entfernungseffektivität zu entwickeln, ist die Überprüfung der voraussagenden Modellierung durch die Kolloidfiltrationstheorie in Kombination mit Advektions- und Dispersionsmodellierungen nützlich.

Die Rückgewinnungsfraktionen folgen einer Normalverteilungsfunktion ($No_{\mu,\sigma}(p)$) mit einem Durchschnitt von 0,44 und einer Standardabweichung von 0,13. Zum Vergleich wird auch die Beta-Verteilungsfunktion $Be_{a,b}(x)$ mit den Parametern a und b dargestellt (Abbildung 38).

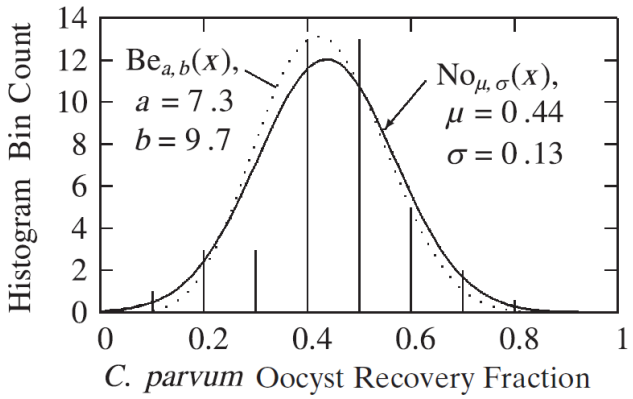


Abbildung 38: Histogramm der Rückgewinnungsanteile für alle verwendeten Sedimente (FAULKNER et al., 2010)

Es werden Haltezeiten bis zu drei Wochen vermerkt. Das ermöglicht die Durchführung des Experimentes mit dem Durchfluss von 140 ml Wasser durch das Sediment, gefolgt von Probennahmen. Beim 95 %-Konfidenzniveau werden Nachweisgrenzen von 7,5 Oozysten pro Gramm Sediment entdeckt. Basierend auf der linearen Regression von log10 der einbehaltenen Oozysten pro Gramm Sediment, werden beim 95 %-Konfidenzniveau 23 – 200 log-Entfernungen pro Meter gefunden.

Für die gesammelten Sedimente der Flüsse ist keine ersichtliche Abhängigkeit der Entfernung von C. parvum mit dem Kohlenstoffinhalt, den bakteriellen koloniebildenden Einheiten oder mit den Textureigenschaften des Sandes zu erkennen. Die unterschiedliche Korngrößenverteilung deutet an, dass Filtration (straining) keine Rolle bei der Entfernungseffizienz spielt. Die Kolloidanlagerungskoeffizienten erster Ordnung folgen den logarithmischen Normalverteilungsfunktionen. Die Koeffizienten scheinen auch ohne Bezug zu den unterschiedlichen Korngrößenverteilungen der Sedimente, der Bakterienanzahl, einem Anteil des TOC oder dem TOC zu sein.

Die Verteilung der Anlagerungskoeffizienten wird durch die Monte Carlo-Analyse ermittelt. Sie basiert auf der Anpassung der Regressionsneigung mit der Lösung für die leitende Gleichung für den Kolloidtransport mit nicht reversibler Ablagerung erster Ordnung, in welcher die mittlere longitudinale Porenwassergeschwindigkeit und die Dispersivität bei Verwendung von Anreicherungs-Durchbruchkurven für co-injiziertes deuteriertes Wasser beobachtet werden kann. Die Kolloidanlagerungskoeffizienten zeigen logarithmische Normalverteilungen mit mittleren Werten von 4,1 x 10^{-5} bis 9,8 x 10^{-4} ln(min^{-1}). Laut Beobachtungen beträgt der niedrigste 5 %-Perzentilwert 8,0 x 10^{-6} min^{-1} und der höchste 95 %-Perzentilwert 1,6 x 10^{-3} min^{-1}. Diese Ergebnisse werden für die Modellierungsüberprüfung der Kolloidfiltration in diesen Systemen verwendet.

146) Einfluss von organischem Kohlenstoff, Metalloxiden (mit Sedimenten verknüpft) und Korngrößenverteilungen der Sedimente auf die Entfernung von Cryptosporidium parvum durch Uferfiltration (Sonoma County, Kalifornien) – METGE et al. (2009)

Tab. 3: Prozesse hinsichtlich mikrobiologischer Parameter

a) „Black-Box-Modell“ → Säulenexperimente

b) Adsorption/Anlagerung (Kryptosporidien)

METGE et al. (2009) zeigt in dieser Studie, wie wirksam Cryptosporidium parvum Oozysten aus schlecht sortierten Fe- und Al-reichen Untergrundsedimenten, die 0,9 – 4,9 m und 1,7 – 13,9 m unter der Landoberfläche bei einem Uferfiltrationsstandort (Russian River, Sonoma County, Kalifornien) gesammelt werden, entfernbar sind. Beide, durch Formaldehyd abgetötete Oozysten und Oozyst-große Mikrosphären (oocyst-sized microspheres; 3 µm), werden in den mit Sedimenten gefüllten statischen Säulen verwendet.

Das Bedeckungsausmaß der Sedimentkornoberflächen mit Metalloxiden korreliert stark mit der Entfernungseffizienz von Oozysten und Mikrosphären (Abbildung 39).

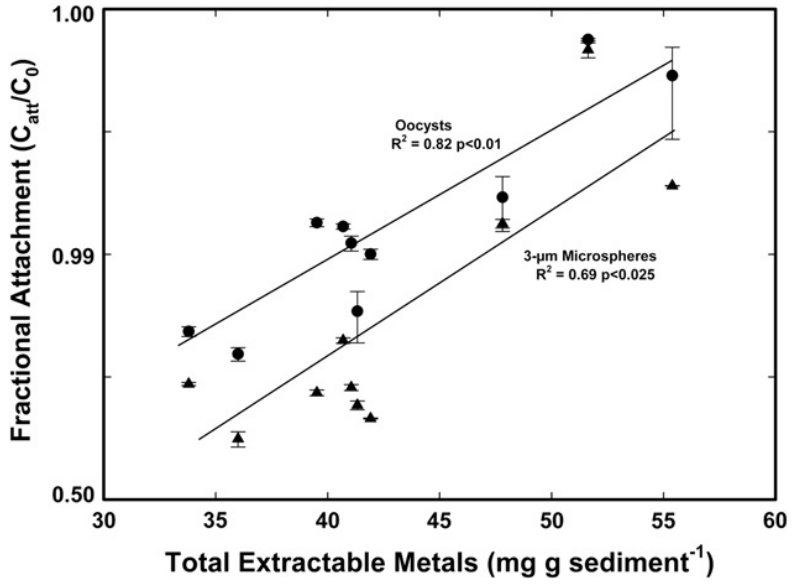


Abbildung 39: Einfluss des abgelagerten extrahierbaren Metallgehaltes auf Oozysten und Mikrosphären (3 µm) bei der Entfernung in statischen Säulen (METGE et al., 2009)

Die durchschnittliche Korngröße (D50) und die Korngrößenverteilung geben keine guten Hinweise für die Entfernung von Oozysten oder Mikrosphären. Die Fixierung innerhalb der Sedimente ist mehr der sorptiven Filtration als der physikalischen Aktivität zuzuordnen. Ein niedriges spezifisches UV-Absorptionsvermögen (SUVA) des organischen Materials, das in einem russischen Fluss abgeschieden wird, zeigt, dass die mäßige Konzentration der SUVA-Komponente (0,8 mg/L) des 2,2 mg/L DOC relativ unreaktiv ist. Trotzdem ergibt ein Zusatz von 2,2 mg/L DOC des Flusses zu den Sedimentsäulen eine 35,7 %-ige Sorptionsabnahme der Oozysten und/oder der Mikrosphären (Abbildung 40).

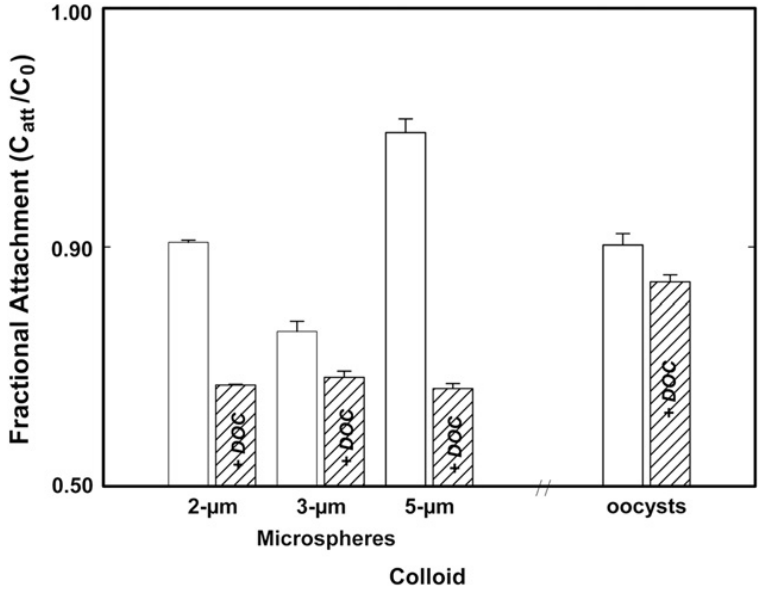


Abbildung 40: Auswirkung von unbehandeltem und mit organischem Material ergänztem Wasser auf die Anlagerung von Oozysten und Mikrosphären innerhalb von Durchflusssäulen (METGE et al., 2009)

Beim Säulenversuch werden die Sedimente mit NOM vorbehandelt. Nach Zugabe von NOM vermindert sich das Anlagerungsverhalten der Oozysten geringfügig (86,0 – 90,2 %), während sich die Anlagerung der Mikrosphären mäßig (77,5 – 65,0 %) bis deutlich (96,7 – 61,0 %) verringert.

Auch anionische oberflächenaktive Natriumdodecylbenzolsulfonate (SDBS; 1 mg/L (3,2 µM)) können bei allen untersuchten Sedimenten die Anlagerungs- oder Entfernungsvorgänge der Mikrosphären und Oozysten (bis zu 31,9 mal) verringern. Der Einfluss von SDBS auf das Anlagerungsverhalten der Mikrosphären und Oozysten erhöht sich linear mit dem extrahierbaren Metallgehalt, sodass der kolloidale Transport bei der höchsten Menge am meisten beeinflusst wird.

147) Cylindrospermopsin-Abbau in Sedimenten – Funktion der Temperatur, der Redox-Bedingungen und des gelösten organischen Kohlenstoffes – KLITZKE und FASTNER (2011)

Tab. 3: Prozesse hinsichtlich mikrobiologischer Parameter

a) „Black-Box-Modell“ → Säulenexperimente

b) Biologischer Abbau (Cyanobakterien/Microcystine)

KLITZKE und FASTNER (2011) beschäftigen sich mit der Entfernung von Cylindrospermopsin (CYN) aus verschmutzten Oberflächengewässern, die durch Uferfiltration für die Trinkwasserproduktion verwendet werden. Die Sedimente werden oft durch einen Mangel an Sauerstoff und niedrige Temperaturen (z.B. etwa 10 °C) charakterisiert. Das Vorkommen des DOC erhöht nicht nur, sondern verzögert auch den Schadstoffabbau. Das Ziel der Experimente ist, den CYN-Abbau in Bezug auf i) anoxische Bedingungen, ii) niedrige Temperatur (z.B. 10 °C) im Vergleich zur Raumtemperatur (23 ± 4 °C) und iii) DOC bei Verzögerungsphasen zu erkunden.

Die bakteriellen Populationen breiten sich bei 20 °C schneller aus als bei 10 °C und beschleunigen daher aufgrund metabolischer Aktivität den Abbau von CYN (um eine Größenordnung) sowie vermindern die Verzögerungsphasen. Bei Zugabe von zusätzlichem DOC bei 10 °C verändert sich die Abbaurate vergleichsweise bei einem Mangel an DOC nicht wesentlich. Eine Verzögerungsphase von etwa fünf Tagen stellt dar, dass die Bakterien zuerst

die zusätzliche Kohlenstoffquelle abbauen und erst danach CYN. Im Gegensatz dazu erhöhen sich die Abbauraten bei 20 °C ohne Verzögerungsphase von einem Abbau 0. Ordnung (0,18/Tag) zu einem Abbau 1. Ordnung (0,46/Tag, KLITZKE et al., 2010; zit. in KLITZKE und FASTNER, 2011). Durch Zugabe von aquatischem DOM zu den Grundwasser-Sedimenten bei 20 °C werden die Verzögerungsphasen um 50 % (vergleichsweise ohne DOM) verkürzt und, folgend dieser, die Abbauraten erhöht.

Unter anoxischen Bedingungen kann in den Grundwassersedimenten über drei Monate kein CYN abgebaut werden. Im Filtersand hingegen verringert sich das Redoxpotential aufgrund des Abbaus von organischem Material in den Sedimenten (Detritus) und führt zu erhöhter mikrobieller Aktivität (durch Elektronenvorrat). Das geringe Redoxpotential scheint die geeigneten Bedingungen für die benötigen anaeroben Bakterien zum CYN-Abbau im anoxischen Grundwasser bereitzustellen. Der Abbau beginnt nach Erreichung eines stabilen Redoxpotentials (-300 mV (±50 mV)) nach 20 Tagen. Nach zwei Monaten flacht die Verminderung aufgrund der Nährstoffbeschränkungen ab. In den Grundwassersedimenten ist das Redoxpotential viel höher und möglicherweise für die benötigten anaeroben Bakterien zu hoch. Die Halbwertszeiten unter anoxischen Bedingungen sind eine Größenordnung niedriger als jene unter oxischen Bedingungen.

Tabelle 11 gibt einen Überblick über die Ergebnisse von 7 Säulenversuchen bei unterschiedlichen experimentellen Bedingungen:

Tabelle 8: Zusammenfassung der experimentellen Bedingungen und Ergebnisse der Säulenversuche (KLITZKE und FASTNER, 2011)

Experiment	Ex. 1	Ex. 2	Ex. 3	Ex. 4	Ex. 5	Ex. 6	Ex. 7
Sediment type	FS	FS	FS	FS, GWS	FS	GWS	FS
Sediment preconditioning	Yes	Yes	Yes	No	No	Yes	Yes
Temperature	10 °C	19–25 °C	10 °C	19–25 °C	21–22 °C	25–27 °C	23–26 °C
DOC [mg L^{-1}]	2.7	3.7	"+ DOC" 9.5	11.4	"+ DOC" 12.3*	3.8	3.7
Redox conditions	Oxic	Oxic	Oxic	Oxic	Oxic	Anoxic	Anoxic
κ [day^{-1}]	0.018 ± 8%	0.180 ± 0%	0.021 ± 15%	0.30 ± 3% 0.35 ± 8%	0.42 ± 9%	No degradation	0.030 ± 21%
$T_{1/2}$ [days]	18.3 ± 6%	2.4 ± 2%	17.3 ± 16%	2.33 ± 3% 2.00 ± 8%	5.0 ± 0%	No degradation	23.6 ± 21%
Degradation model	Zero order	Zero order	Zero order	First order	Zero order	–	First order
Lag phase [days]	–	–	5	20	10	–	20
Remarks		Data from Klitzke et al. (2010)		Data from Klitzke et al. (2010)			

148) <u>Entfernung von bakteriellen fäkalen Indikatoren, Koliphagen und Darm-Adenoviren aus Wasser mit hoher Fäkalverschmutzung durch Langsamsandfiltration – BAUER et al. (2010)</u>

Tab. 3: Prozesse hinsichtlich mikrobiologischer Parameter

a) „Black-Box-Modell" → Langsamsandfiltration

b) Filtration (Bakterien allgemein, Coliphagen, Adenoviren), Inaktivierung (Coliphagen)

BAUER et al. (2010) zielt in dieser Studie auf die Ermittlung der Leistung von Langsamsandfiltrationsanlagen und der benötigten Stabilisierungszeit ab. Der Vorgang wird mit stark fäkal verschmutztem Oberflächenwasser durchgeführt, damit die realistischen Bedingungen der Flüsse von Entwicklungsländern dargestellt werden können. Mit unterschiedlichen Porenwassergeschwindigkeiten wird es infiltriert und anschließend Proben bei unterschiedlichen Ausbreitungsdistanzen erhoben. Diese werden nach Phagen und in geringerem Ausmaß nach fäkalen Bakterien und Darm-Adenoviren analysiert.

Bei einer Porenwassergeschwindigkeit von 50 cm/d weisen somatische Phagen höchste Entfernungsraten auf. Nach insgesamt 90 cm Filterweg beträgt die minimale Entfernung 2,25 log_{10} und die Maximale 3,92 log_{10} (Mittelwert: 3,2). Bei Porenwassergeschwindigkeiten zwischen 100 und 900 cm/d (2,3 log_{10} mittlere Entfernung) sind keine beträchtlichen Unterschiede der Entfernungsraten erkennbar. Bei der Erhöhung von 50 auf 100 cm/d steigt der Durchbruch der Phagen an, aber dieser geht kurz danach wieder zurück. Der zunehmende Durchbruch kann durch die erhöhte Schubspannung der Flüssigkeit, die einige Phagen von deren Anlagerungsstandorten entfernt, erklärt werden und für die Wiederaufnahme der entfernten Stoffe ist der weitere Biomasseaufbau verantwortlich.

Die Entfernungsrate autochthoner K13-Phagen ist sogar höher als von somatischen Phagen. Die Entfernung autochthoner Adenoviren (als AdV-Genome) beträgt > 2,88 log_{10}. Bis zur Stabilisierung und Erzielung einer konstanten Filterleistung dauert es etwa 10 Tage, aber es wird auch eine Reifeentwicklung bis zu 40 Tagen beobachtet. In ausgereiften Sandfiltern sind Porenwassergeschwindigkeiten zwischen 1 und 9 m/d bei der Entfernung autochthoner Phagen wirksam.

Tabelle 12 zeigt die Aufenthaltszeiten des Infiltrats unterhalb des Filters im aufgestauten Wasser, im Filter und die Summe beider Perioden, um den Beitrag der viralen Inaktivierung zur gesamten Entfernung beider Experimente zu ermitteln:

Tabelle 9: Aufenthaltszeiten des infiltrierenden Wassers und Inaktivierung der Phagen bei verschiedenen Porenwassergeschwindigkeiten und Tiefen (BAUER et al., 2010)

Depth (cm)	Residence time (days) at PWV 50 cm/d			Inactivation ($-log_{10}$)	Residence time (days) at PWV 100 cm/d			Inactivation ($-log_{10}$)	Residence time (days) at PWV 200 cm/d			Inactivation ($-log_{10}$)	Residence time (days) at PWV 400 cm/d			Inactivation ($-log_{10}$)
	ponded water	In the sand	Total residence time		ponded water	In the sand	Total residence time		ponded water	In the sand	Total residence time		ponded water	In the sand	Total residence time	
30	1.88	0.6	2.48	0.37	0.94	0.30	1.24	0.19	0.47	0.15	0.62	0.09	0.23	0.08	0.31	0.05
60	1.88	1.2	3.08	0.46	0.94	0.60	1.54	0.23	0.47	0.30	0.77	0.12	0.23	0.15	0.38	0.06
90	1.88	1.8	3.68	0.55	0.94	0.90	1.84	0.28	0.47	0.45	0.92	0.14	0.23	0.23	0.46	0.07

Wenn zum Beispiel die Filtration der somatischen Phagen bei einer Porenwassergeschwindigkeit von 400 cm/d und 90 cm Tiefe betrachtet wird, können 0,07 von 2,38 log_{10} (gesamte Entfernungsrate) auf die Inaktivierung zurückgeführt werden. Bei 50 cm/d (Tag 1 – 24) und 90 cm Tiefe beträgt der Inaktivierungsanteil 0,55 von insgesamt 3,19 log_{10}. Daher scheint es offensichtlich, dass der Großteil durch Filtrationsprozesse entfernt wird.

Der log_{10} mittlerer Entfernung somatischer Phagen ist niedriger als jener von fäkalen Bakterien und entspricht eher dem der Darm-Adenoviren. Daher sind für die Virenentfernung durch Langsamsandfiltration die somatischen Phagen bessere Prozessindikatoren als Escherichia coli.

149) Vergleich des Transportes und der Anlagerung von Cryptosporidium parvum Oozysten und Oozyst-großer Mikrosphären beim Durchfluss von drei mineralogisch unterschiedlichen, körnigen, porösen Medien – MOHANRAM et al. (2010)

Tab. 3: Prozesse hinsichtlich mikrobiologischer Parameter

a) „Black-Box-Modell“ → Säulenexperimente

b) Adsorption/Anlagerung (Kryptosporidien, Mikrosphären)

MOHANRAM et al. (2010) vergleicht das Transport- und Anlagerungsverhalten von Oozysten und Oozyst-großen Mikrosphären in zwei vulkanischen Böden, die verschiedene physikalisch-chemische Eigenschaften besitzen. Ein kohlenstoffreicher, (43 – 46 % der Masse) vulkanischer, veraschter (Lalamilo) Boden stammt aus Hawaii und ein roter, Eisen-(22 – 29 %), Aluminium-

(29 – 45 %) und Ton-reicher (68 – 76 %), vulkanischer (Poamoho) Boden aus Oahu. Zum Vergleich wird noch ein dritter landwirtschaftlicher (Drummer) Boden (13 % Kohlenstoff, 40 % Quarz) aus Illinois einbezogen. Mit statischen Säulenexperimenten wird unter gesättigten Bedingungen die pH-Abhängigkeit des Anlagerungsverhaltens abgeschätzt, während der Transportverlauf mit Durchflusssäulenexperimenten beurteilt werden kann.

Einen Vergleich der pH-Abhängigkeiten der Anlagerung von Oozysten und Mikrosphären an die drei Böden zeigt Abbildung 41:

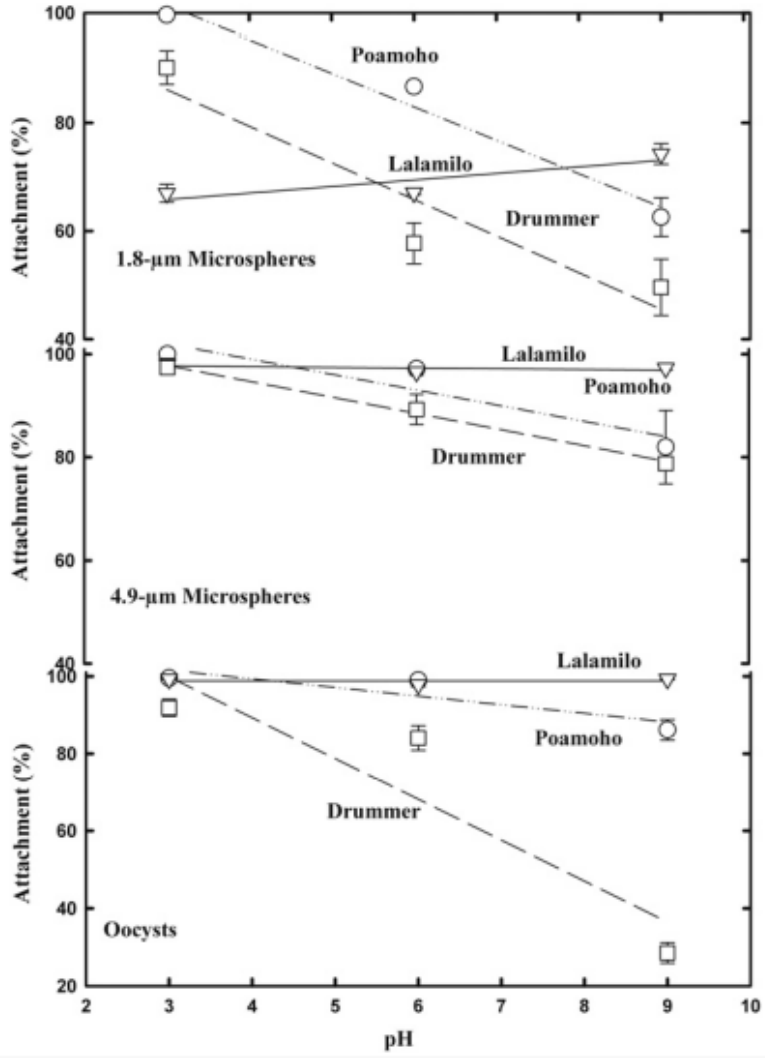


Abbildung 41: Anlagerung (%) von C. parvum Oozysten und Mikrosphären an den Boden in statischen Säulen (MOHANRAM et al., 2010)

In den Säulen werden beim Durchfluss des roten Bodens fast alle Oozysten und Mikrosphären (98 % und 99 %) aufgrund der Partikel-Agglomeration während der Wiedervernässung entfernt. Im veraschten Boden werden anfangs 99 % der Stoffe entfernt. Der pH hat wenig Einfluss auf die Anlagerung der Kolloide (Oozysten und Mikrosphären) im Lalamilo-Boden. Aufgrund des hohen organischen Gehaltes (43 – 46 %) in diesem tropischen vulkanischen Ascheboden können die Mikrophären an der direkten Wechselwirkung mit verbreiteten Maghemit-Oberflächen gehindert werden. Das spezifische Verhalten bei der Einwirkung der organischen Bodensubstanz auf die pH-Abhängigkeit der mikrobiellen Anlagerung in Böden ist schwer prognostizierbar, da die Strukturen sehr komplex sind. Niederschlagsereignisse haben erwartungsgemäß weniger Einfluss auf den Wiedereintrag der Oozysten in den kohlenstoffreichen Lalamilo-Böden als in den anderen zwei Böden.

Beim verwitterten vulkanischen Poamoho-Boden mit niedrigem organischem Gehalt ist die Anlagerung der Oozysten und Mikrosphären stark vom pH abhängig. Die pH-Abhängigkeit der kolloidalen Anlagerung von carboxylierten Mikrosphären ist trotz unterschiedlicher mineralischer Verteilung überraschenderweise ähnlich wie jene des landwirtschaftlichen Drummer-Bodens. Die ständig vermindernde Anlagerung in Zusammenhang mit erhöhtem Transportverhalten bei steigendem pH stimmt mit der gleichzeitigen Erhöhung der negativen Kolloid-Ladung überein. Folglich stoßen sich die Mikrosphären und Kornoberflächen elektrostatisch stärker voneinander ab.

Die Anlagerung im Poamoho-Boden ist stärker vom pH abhängig als im Drummer Boden, da die Ladungen der Kornoberflächen im Poamoho-Boden reichlich durch Eisen- und Aluminium-Oxide beherrscht werden. Vermutlich kommen aufgrund des Vorkommens von Quarz weniger Anlagerungsvorgänge (mehr Transport) unter alkalischen Bedingungen (pH 9) im Drummer-Boden vor, weil dieser bis zu 40 % des Füllgutes bildet und stärkere negative Ladungen auf den Kornoberflächen bezüglich Eisen-/Aluminium-Oxide (Poamoho-Boden) fördert.

Obwohl die größeren (4,9 µm) carboxylierten Mikrosphären die pH-Abhängigkeit des Anlagerungsverhaltens der Oozysten innerhalb der zwei vulkanischen Böden genau reproduzieren, sind die pH-Abhängigkeiten der Anlagerung der Mikrosphären und Oozysten im Drummer-Boden sehr unterschiedlich. Im Gegensatz zu den carboxylierten Latex-Mikrosphären sind die Oberflächen der Oozysten mit mehreren Schichten von Glycoprotein und Glycolipiden hoch komplex. Das könnte deren Anlagerung im Quarz-reichen Drummer-Boden sensibler auf den pH machen als die einfacher zusammengesetzten Mikrosphären.

Bei den Durchflusssäulenexperimenten zeigen die Höchstkonzentrationen der Mikrosphären und Oozysten in Bezug auf jene von Nitrat bei den Poamoho-, Lalamilo- und Drummer-Böden, dass der Transport der Kolloide schneller erfolgt als erwartungsgemäß der eines konservativen Tracers. Die Geschwindigkeitserhöhung der 1,8 µm-großen Kolloide ist vor allem bei den Poamoho- und Drummer-Böden wegen bevorzugter Struktur der Strömungsbahn und Größenaussschlusseinflüsse erkennbar. Trotz dem Vorhandensein von Makroporen stellen die Böden effiziente Entfernungsfilter für die Stoffe dar. Zwischen den Ankunftszeiten und dem Massenmittelpunkt der zwei reproduzierten Experimente sind statistisch wesentliche Unterschiede erkennbar. Möglicherweise strömen aufgrund der Größenausschlusseinflüsse, der Höchstkonzentrationen der größeren Mikrosphären (4,9 µm) und Oozysten (3,6 µm) früher aus dem Poamoho-Boden als die kleineren Mikrosphären (1,8 µm). Bei den Poamoho und Drummer-Böden hängt die erforderliche Zeit für den Durchbruch der Pathogene zum Teil von der Größe des Organismus ab. Die Geschwindigkeitserhöhung der 1,8 µm-großen Mikrosphären im Vergleich zum konservativen Tracer im Auslauf des Lalamilo-Bodens hängt vom vorhandenen organischen Bodenmaterial ab. Es wird angenommen, dass das organische Bodenmaterial, das bis zu 46 % der Festphase bildet, bevorzugte Strukturen des Strömungsweges besetzt. Folglich stellt die Entfernung durch chemische Oxidation eine geeignetere Makroporosität für den Kolloidtransport wieder her.

Für die Ermittlung der Reversibilität der kolloidalen Entfernbarkeit in Poamoho- und Drummer-Böden stellt ein Experiment dar, dass die Absetzung weniger Mikrosphären in diesen Böden, die sich während der Passage des deionisierten Wassers bei pH 7 abgetrennt haben, im Grunde nicht rückgängig zu machen ist. Demgegenüber wird angenommen, dass die kolloidale Anlagerung von 1,8 µm-großen Mikrosphären im Lalamilo-Boden wegen der großen Menge an organischem Bodenmaterial reversibel ist. Der organische Lalmilo-Boden könnte als Rückhalteraum der Pathogene dienen. Nach Regenereignissen würde es wahrscheinlich zur Abtrennung der Kolloide ins Porenwasser kommen. Obwohl die 3,6 µm-großen Oozysten beim Durchtritt durch diese sehr feingekörnten Böden Schwierigkeiten haben, unterliegen kleinere Pathogene (< 2 µm) aufgrund hoher reversibler Anlagerung einem ständigen, aber verzögerten Transport.

150) Sorption der cyanobakteriellen Toxine Cylindrospermopsin und Anatoxin-a an Sedimente – KLITZKE et al. (2010)

Tab. 3: Prozesse hinsichtlich mikrobiologischer Parameter

a) „Black-Box-Modell" → Batchexperimente

b) Adsorption/Anlagerung (Cyanobakterien/Microcystine)

KLITZKE et al. (2010) zielt mit dieser Untersuchung auf die Bestimmung der Adsorptions-Koeffizienten von Anatoxin-a (ATX) und Cylindrospermopsin (CYN) nach dem Freundlich und Langmuir Modell für Sedimente mit verschiedenen Strukturen sowie auf die Ableitung wichtiger Sedimenteigenschaften ab. Mit Batchexperimenten werden Sorptionsparameter in luftgetrockneten Proben aus acht unterschiedlichen Strukturen (Teich, Strömung, Aquifer, Langsamsandfilter-Teich, Grundwasserboden, drei weitere Arten von Böden) bestimmt. Die Ergebnisse der beiden Toxine stimmen mit dem nicht-linearen Modell von Langmuir überein.

Die Resultate stellen dar, dass der Sedimentaufbau und die chemische Struktur der Toxine entscheidende Parameter für die Prognose der Anlagerung von ATX und CYN während der Sedimentpassage sind. Die Sorbtion von ATX (max. Sorbenzladung 47 – 656 µg/kg) erfolgt viel stärker als jene von CYN (max. Sorbenzladung 0 – 361 µg/kg).

ATX sorbiert schwach an sandige Sedimente, während es bei Ton-reichen und organischen Sedimenten die höchste Sorbtion aufzeigt (Abbildung 42).

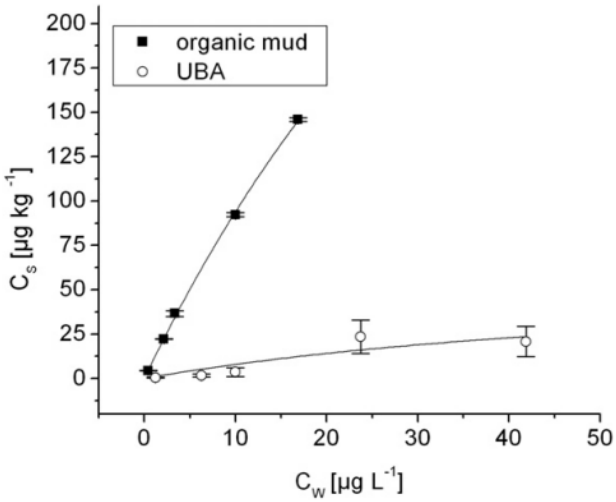


Abbildung 42: Sorption von Anatoxin-a an organische und sandige Sedimente (KLITZKE et al., 2010)

Während bei niedrigen Konzentrationen die Sorption linear verläuft, senkt sie sich bei höheren Konzentrationen wegen der Sättigung der spezifischen Bindungsstellen. Bei beiden untersuchten Konzentrationen (1 µg/L und 30 µg/L) hat die Komponente Ton den größten Einfluss auf die ATX-Sorption. Bei Konzentrationen von 30 µg/L erhöht sich die ATX-Sorption an Ton mit steigendem pH, da dabei die erhöhte negative Oberflächenladung des Tons zu einer stärkeren elektrostatischen Anziehungskraft der ATX-Kationen führt. Der zweite wichtige Einflussfaktor ist der organische Kohlenstoffgehalt. Bei einem Vorkommen von organischem Kohlenstoff und Ton kann der organsiche Kohlenstoff die ATX-Sorption verringern, da durch die zusätzliche Sorption von organischem Material an Ton die Adsorbtionsplätze behindert werden.

Sand besitzt im Vergleich zu Ton kleinere Oberflächen und eine relativ kleine Anzahl an reaktiven funktionellen Gruppen, die für die Sorption an Sand maßgeblich sind (MILLER et al., 2005; zit. in KLITZKE et al., 2010). Daher hat Sand schwache negative Auswirkungen auf die Sorptionwirkung.

Es wird gezeigt, dass es bei diesem Experiment hauptsächlich durch Kationenaustausch zur Sorption kommt.

Während die Sorption von CYN an organisches Material sehr hoch ist, weisen schluffig-sandige Sedimente wegen der Abstoßung negativ geladener Oberflächen auf wenig CYN-Sorption hin (Abbildung 43).

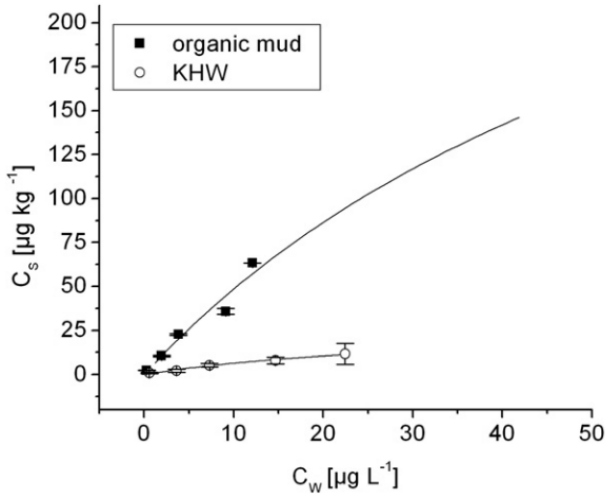


Abbildung 43: Sorption von Cylindrospermopsin an organische und schluffig-sandige Sedimente (KLITZKE et al., 2010)

Die niedrige Sorption von CYN an Sedimente kann auf die hohe Polarität zurückgeführt werden und folglich dazu neigen, in der Lösung zu verbleiben. Ton hat wegen der molekularen Struktur der Zwitterionen auf das Sorbtionsverhalten von CYN keinen wesentlichen Einfluss. Möglicherweise wird die Anziehung an negativ geladene Tonoberflächen mittels kationischer Amine durch die Abstoßung der anionischen Schwefelgruppe verhindert. Die sehr schwache Sorption an Sand in Verbindung mit der negativen Wirkung des steigenden pH stellt einen ähnlichen Prozess dar, wobei die negative Ladung der Sandoberflächen erhöht wird und folglich die Abstoßung der anionischen Schwefelgruppe steigt. Den größten Einfluss auf die Sorption von CYN hat der organische Kohlenstoff. Die Sorption an organisches Material erhöht sich mit steigendem pH. Dazu kommt es aufgrund der starken Deprotonierung der Carboxylgruppen, die den erhöhten Kationenaustausch durch positiv geladene Aminogruppen zulassen. Bei niedrigen CYN-Konzentrationen ist der Kationenaustausch von geringerer Relevanz. Dafür steigt die Sorptionswirkung bei niedrigem pH, wenn die Huminsäure-Gruppen vollständig protoniert sind. Es wird angenommen, dass bei niedriger Konzentration und niedrigem pH die H-Bindung der vorherrschende Prozess ist.

151) Transport von Biokolloiden in wassergesättigten Sandsäulen: Einfluss der Korngröße und Porenwassergeschwindigkeit – SYNGOUNA und CHRYSIKOPOULOS (2012)

Tab. 3: Prozesse hinsichtlich mikrobiologischer Parameter

a) „Black-Box-Modell“ → Säulenexperimente

b) Transport (Escherichia coli, Coliphagen)

Das Ziel der Studie von SYNGOUNA und CHRYSIKOPOULOS (2012) ist, den Einfluss unterschiedlicher Korngrößen und Porenwassergeschwindigkeiten in wassergesättigten Sandsäulen auf den Transport von drei Fäkalorganismen (Escherichia coli, MS2 und ΦX174) zu bewerten. Dabei wird das Bindungsverhalten der Fäkalorganismen an den Quarzsand abgeschätzt. Escherichia coli wird am stärksten, MS2 am schwächsten zurückgehalten.

Abbildung 44 zeigt die experimentellen Durchbruch-Daten von MS2 und die angepassten Modell-Prognosen für volumetrische Fließraten von 0,16 cm/min, 0,31 cm/min und 0,51 cm/min in wassergesättigten, mit grobem, mittlerem und feinem Sand gefüllten Säulen:

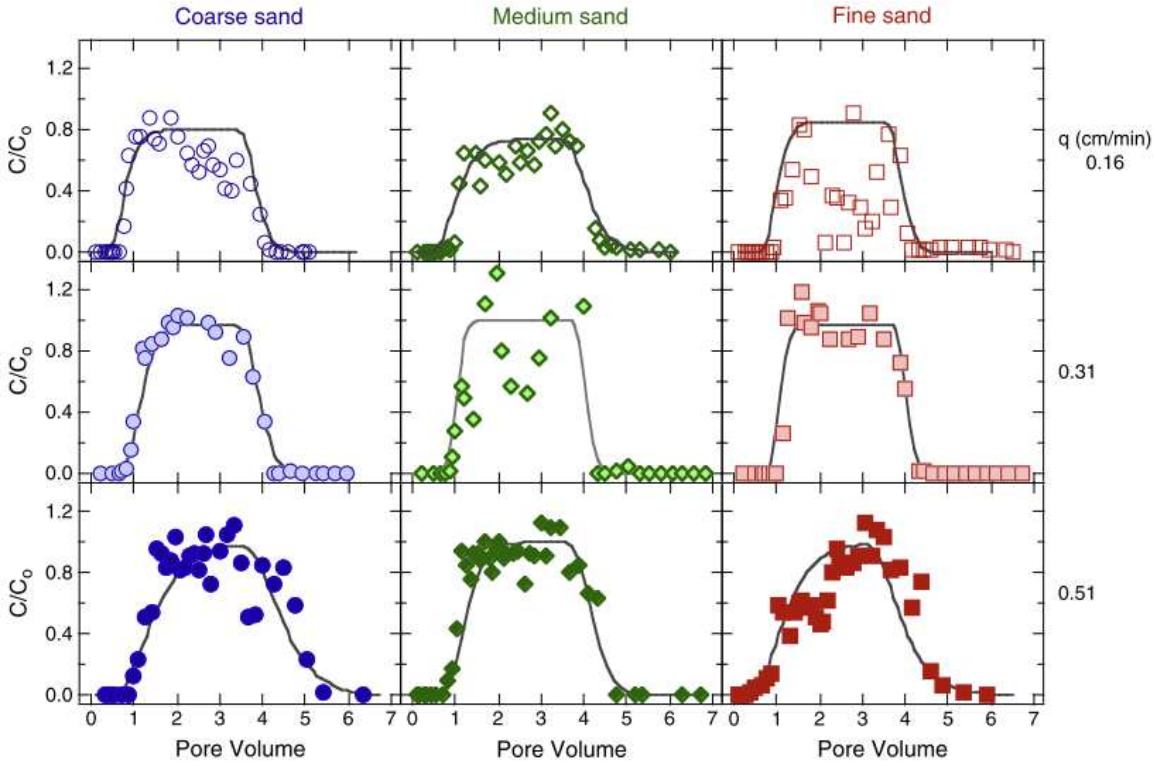


Abbildung 44: Experimentelle MS2 Durchbruch-Daten und angepasste mathematische Modell-Prognosen in wassergesättigten Sandsäulen (SYNGOUNA und CHRYSIKOPOULOS, 2012)

Die Ergebnisse der Säulenexperimente zeigen, dass keine klaren Trends ersichtlich sind, obwohl die Rückgewinnung der Biokolloide und die Geschwindigkeitserhöhung durch die anfängliche Wassergeschwindigkeit und die Sandkorngröße beeinflusst werden. Die Dispersivitätswerte sind für MS2 höher als für ΦX174, was auf die größere Ladungsabstoßung zwischen MS2 und den Sandkörnern (größere Energie-Barrieren) und auf die hydrophobe Proteinbeschichtung von MS2 zurückgeführt werden kann. Die Dispersivitätswerte für kleinere Coliphagen sind größer als jene von größeren Bakterien. Generell erhöhen sich die Entfernungseffizienz-Werte mit abnehmender Wassergeschwindigkeit und Sandkorngröße für alle untersuchten Biokolloide. Die experimentellen Kollisionswirkungen zeigen, dass für die Coliphage MS2 geeignetere Anlagerungsbedingungen herrschen als für ΦX174. Aber es ist keine deutliche Auswirkung der Sandkorngröße und der anfänglichen Geschwindigkeit auf die Kollisionseffizienz beobachtbar. Es ist möglich, dass Faktoren wie Kornoberfläche, Kantigkeit und Rauheit zur physikalisch-chemischen Filtration und zur Biokolloid-Rückhaltung beitragen.

152) Vergleich des Transportes von mikrobiellen Tracern in klarem und verschmutztem Quarzsand in Laborsäulen mit dem Transport im Feld – WEAVER et al. (2012)

Tab. 3: Prozesse hinsichtlich mikrobiologischer Parameter

a) „Black-Box-Modell“ → Säulenexperimente, Fließstrecke in der gesättigten Zone

b) Transport, Adsorption/Anlagerung (Escherichia coli, Phagen allgemein/sonstige Phagen)

Die Studie von WEAVER et al. (2012) beinhaltet für die Abschätzung des Einflusses von organischem Material auf den Transport von Escherichia coli und MS2-Phage

Laborsäulenexperimente mit unkonditioniertem (jede Säule wird mit entlüftetem, entkeimtem Trinkwasser durchspült) sowie konditioniertem gesättigten klaren Quarzsand (mit DOC versetzt) als auch ein Tracer-Experiment (mit Br^-) bei zwei mit Abwasser verschmutzten Küstenstandorten (mittel – grobkörniger Sand; Pauanui, Neuseeland).

Bei Vorhandensein niedriger Verschmutzung kommt es aufgrund der Anlagerung an Aquifer- oder Säulenmaterial zu erhöhter Entfernung von E.coli J6-2 und MS2-Phage. Die Säulenexperimente beweisen, dass es bei Erreichen eines bestimmten Verschmutzungslevels wegen der Konkurrenz um Anlagerungsplätze und der möglichen Freisetzung von Mikroorganismen zu einer Veränderung der Entfernungseffizienz und zu höherem Durchbruch von E.coli J6-2 und MS2-Phage kommt. Obwohl in klaren Sandsäulen oder Aquifern der mikrobielle Transport wegen der hohen Entfernungsrate niedrig ist, erreichen die organischen Bedingungen ein abfallendes Entfernungslevel (hier über 0,17 mg/L DOC für MS2-Phage und über 17 mg/L für E.coli J6-2) von Mikroorganismen und einen deutlichen Transport durch das System. Niedrige Konzentrationen (0,17 mg/L) von DOC haben wenig Einfluss auf die Entfernung von E. coli J6-2 und reduzieren die Anlagerung von MS2-Phage geringfügig. Nach fortschreitender Aufbereitung der Säule mit DOC (1,7 mg/L und 17 mg/L) zeigen weder E. coli J6-2, noch MS2-Phage Anlagerungstätigkeiten und die Wiedergewinnungsraten erhöhen sich drastisch (bis zu 100 %).

Folglich (Abbildung 45) werden die beobachteten und angepassten Durchbruchkurven von E. coli J6-2 und MS2-Phage bei schrittweise konditionierten Sandsäulen (○ beobachtetes Bromid, ▼ beobachtete MS2-Phage, □ beobachtete E. coli, gepunktete Linien passen Bromid an und durchgezogene Linien passen mikrobielle Tracer an) dargestellt:

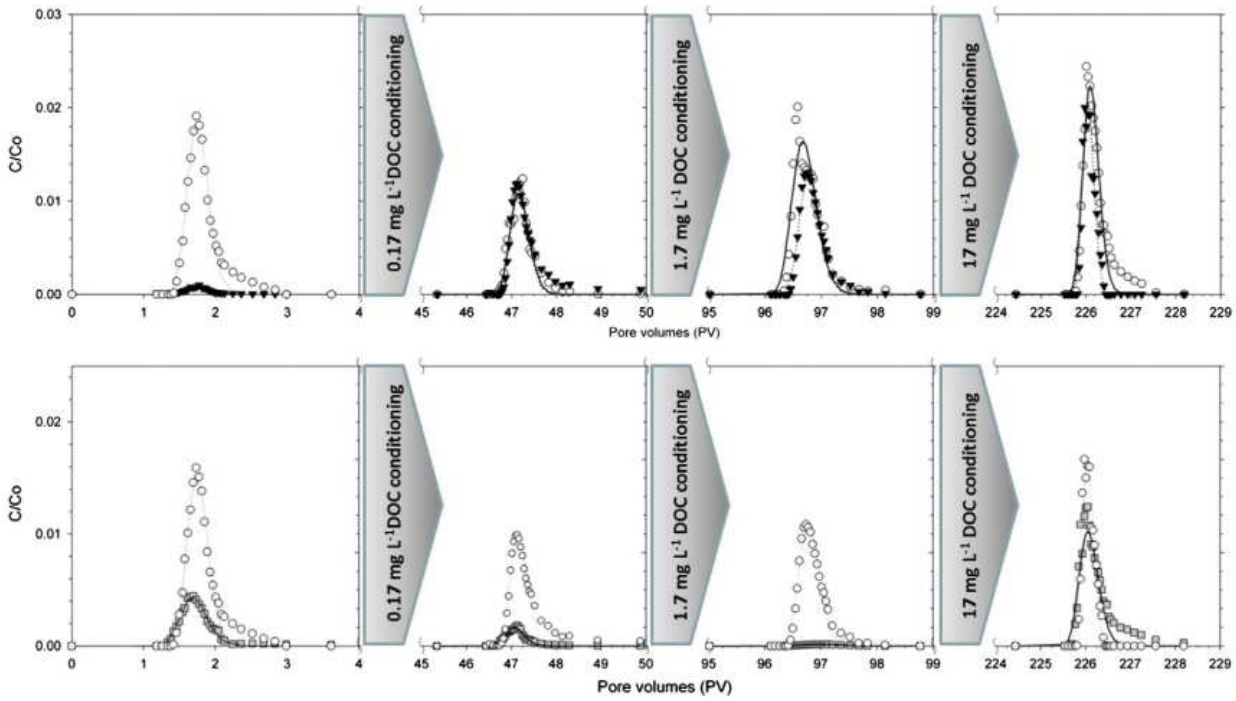


Abbildung 45: Durchbruchkurven von E. coli J6-2 und MS2-Phage bei schrittweise konditionierten Sandsäulen (WEAVER et al., 2012)

Das Transportverhalten von MS2-Phage bei Vorkommen von DOC kann hauptsächlich auf die Konkurrenz der Anlagerungsplätze von DOC am Sand in Laborsäulen zurückgeführt werden.

Der Transport von E.coli J6-2 bei erhöhtem DOC zeigt anfangs eine Transport-Verminderung aufgrund einer Erhöhung des zweiten Energieminimums zwischen den Oberflächen, was zum

Anstieg der Anlagerung führt. Bei 17 mg/L DOC in der Säule erhöht sich der Transport von E.coli J6-2 wegen der Standortkonkurrenz auf den Sandkörnern deutlich.

Auch im Feld wird der Transport mikrobieller Tracer erforscht und zeigt große Abnahme von E. coli (etwas niedrigere Entfernungsrate als MS2) und MS2-Phage. Aufgrund der heterogenen Aquifereigenschaften unterscheiden sich die Entfernungsraten im Vergleich zu den Laborexperimenten. Daher ist die Kombination von Labor- und Felduntersuchungen für das volle Verständnis wichtig.

153) Einfluss von gekoppelten Faktoren auf den Transport und Rückhalt von Cryptosporidium parvum-Oozysten in gesättigtem porösem Medium – KIM et al. (2009a)

Tab. 3: Prozesse hinsichtlich mikrobiologischer Parameter

a) „Black-Box-Modell“ → Batch-, Säulenexperimente

b) Transport, Adsorption/Anlagerung (Kryptosporidien)

KIM et al. (2009a) untersucht mittels Batch-, Füllkörpersäulen und Mikromodellen den Einfluss der Ionenstärke einer Lösung, der hydrodynamischen Energie und der Porenstruktur auf das Transportverhalten und den Rückhalt von Cryptosporidium parvum-Oozysten. Der Rückhalt der Oozysten ist ein komplexer Prozess, der stark von der Ionenstärke der Lösung, der Darcy-Geschwindigkeit und der Korngröße abhängt.

Eine steigende Ionenkonzentration führt in der Säule zu erhöhtem Rückhalt der Oozysten. Im Gegensatz dazu resultiert eine steigende Geschwindigkeit und Korngröße wegen Unterschiede der Flüssigkeits-Schleppkraft und Stoffaustauschraten von der flüssigen zur festen Phase und von hohen zu niedrigen Geschwindigkeitsbereichen in einem geringeren Rückhalt der Oozysten. Der Rückhalt der Oozysten wird durch die Kombination der niedrigen Geschwindigkeit, schwachen Wechselbeziehungen und/oder sterischen Abstoßung kontrolliert.

Die Experimente werden bei einer Ionenstärke im Bereich von 0,1 – 100 mM, zwei Darcy-Geschwindigkeiten (0,2 und 0,5 cm/min) sowie mit zwei unterschiedlichen Sandgrößen (Quarz-, Ottawasand, d_{50}= 275 und 710 µm) durchgeführt. Die Durchbruchkurven der Oozysten sind in Abbildung 46 dargestellt:

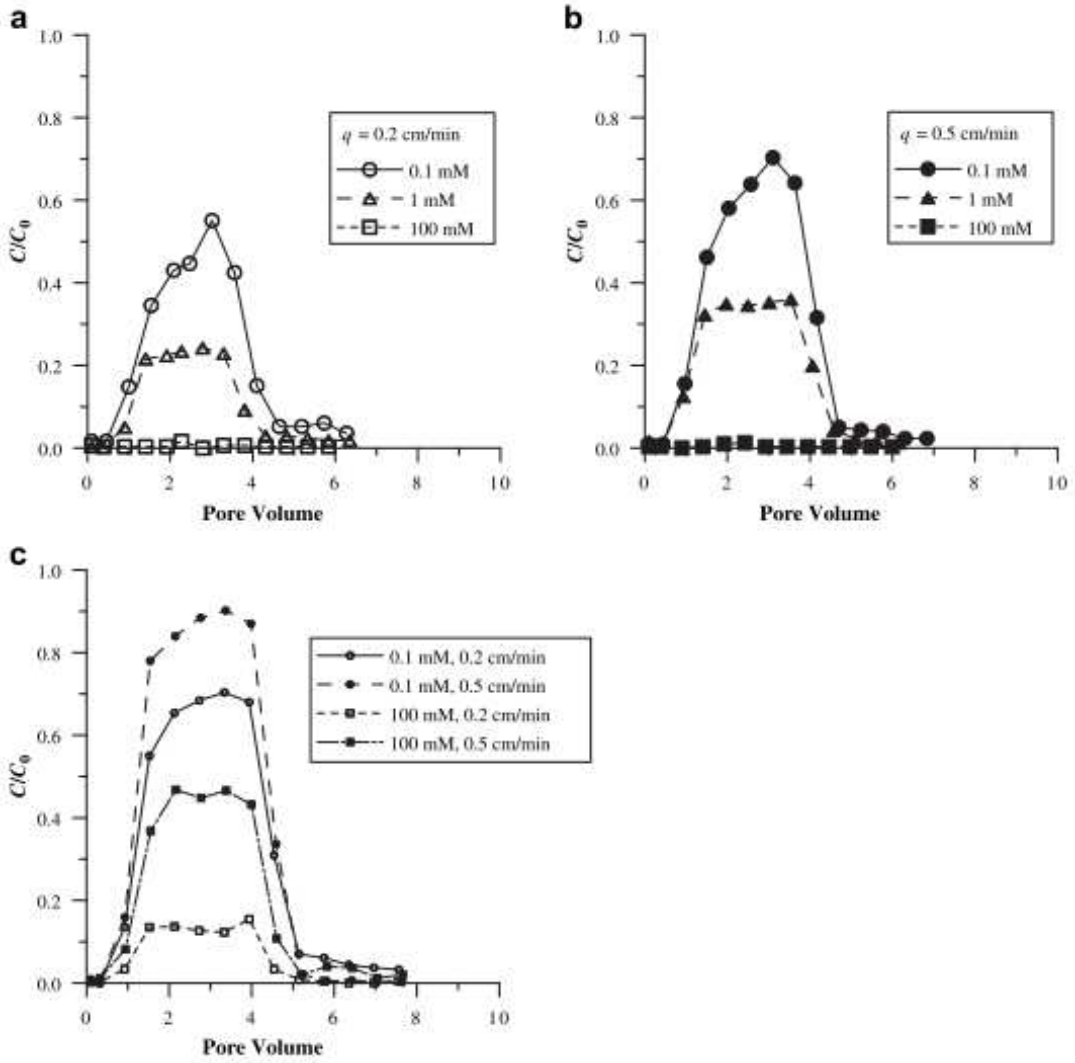


Abbildung 46: Durchbruchkurven der Oozysten als Funktion unterschiedlicher Ionenstärke bei verschiedenen Darcy-Geschwindigkeiten in der Säule mit Quarz-Sand (a, b) bzw. mit Ottawa-Sand (c) (KIM et al., 2009a)

Bei Batch- (Ottawa-Sand) und Säulenuntersuchungen kann unter günstigen Bedingungen (100 mM) der reversible Rückhalt der Oozysten an Sand aufgrund von Makromolekülen an den Oozystenoberflächen auf die sterische Abstoßung zwischen den Oozysten und den Sandoberflächen zurückgeführt werden. Der Vergleich der experimentellen Beobachtungen und theoretischen Prognosen mit der klassischen Filtrationstheorie bestätigt die schwachen Wechselbeziehungen wegen sterischer Abstoßungen.

Beim Mikromodell (Glasbehälter mit Quarz-Sand) kommt es in Bereichen niedriger Geschwindigkeit nahe der Kornberührungsflächen unter ungünstigen Bedingungen (0,1 mM) zu erhöhtem Oozysten-Rückhalt. Die schwachen Wechselbeziehungen (durch das sekundäre Energieminimum, die Oberflächenrauheit und/oder die chemische Heterogenität erzeugt) beeinflussen bei einer Ionenkonzentration von 1 mM den Rückhalt.

154) Einfluss von Makromoleküle auf den Transport und Rückhalt von Escherichia coli O157:H7 im gesättigten porösen Medium – KIM et al. (2009b)

Tab. 3: Prozesse hinsichtlich mikrobiologischer Parameter

a) „Black-Box-Modell" → Säulenexperimente

b) Transport, Adsorption/Anlagerung (Escherichia coli)

KIM et al. (2009b) testet in dieser Studie den Einfluss von extrazellulären Makromoleküle auf den Transport und Rückhalt von E. coli O157:H7 in gesättigtem porösem Medium. Der Vergleich vom Transport- und Rückhalteverhalten zwischen makromolekülhaltigen und –armen Zellen lässt darauf schließen, dass der Rückhalt von E. coli O157:H7 durch Wechselbeziehungen der Makromoleküle beeinflusst werden kann. Durch proteolytische Enzyme (z.B. Proteinase K) werden die Makromoleküle auf der Zellenoberfläche teilweise gespalten. Die Wechselbeziehungen stehen auch in Zusammenhang mit der Ionenkonzentration der Lösung (0,01 – 100 mM KCl, pH = 5,8).

Bei niedriger ionischer Stärke (≤ 0,1 mM) folgt auf die teilweise Entfernung der Makromoleküle eine negativere elektrophoretische Bewegung der Zellen als auch ungünstigere Bedingungen für Interaktionen zwischen den Zellen und dem Quarz sowie den Zellen untereinander, wie die Derjaguin-Landau-Verwey-Overbeek (DLVO)-Theorie erklärt. Somit werden die mit Enzymen behandelten Zellen in den zugehörigen Säulenexperimenten weniger zurückgehalten. Im Gegensatz zu den behandelten Zellen kann für unbehandelte Zellen ein zeitabhängiger Ablagerungsprozess (z.B. Reifeprozess) erkannt werden. Das beweist, dass Makromoleküle die Interaktionen zwischen den Zellen erhöhen.

Unter günstigen Bedingungen (≥ 1 mM) weisen zusätzliche Säulenexperimente für unbehandelte Zellen darauf hin, dass viele Zellen in der Säule reversibel zurückgehalten werden. Das widerspricht den Prognosen der DLVO-Theorie. Weiters wird ein veränderliches Profil des Zellenrückhaltes bei günstigen Anlagerungsbedingungen dargestellt. Daher behindern Makromoleküle die unreversiblen Wechselbeziehungen zwischen den Zellen und der Quarzoberfläche.

155) Einfluss der metabolischen Aktivität auf Transport und Ablagerung von Pseudomonas fluorescens im gesättigten porösen Medium – JANSEN et al. (2010)

Tab. 3: Prozesse hinsichtlich mikrobiologischer Parameter

a) „Black-Box-Modell" → Säulenexperimente

b) Transport, Adsorption/Anlagerung (Bakterien allgemein)

JANSEN et al. (2010) beschreibt mit Hilfe von gesättigten Sandsäulenexperimenten ohne und mit Substratzusatz (0,5 g/L Glukose) durch Anwendung der Kurz-Impuls-Methode (Impuls entspricht 0,028 Porenvolumen; McCALOU et al., 1994; KRETZSCHMAR et al., 1997; zit. in JANSEN et al., 2010) den Einfluss der Zellenkonzentration und des metabolischen Zustandes auf das Transport- und Anlagerungsverhalten von Pseudomonas fluorescens. Zum Vergleich werden auch Untersuchungen mit Mikrosphären und inaktivierten Bakterien durchgeführt. Durch fluoreszierende Mikroskopie können die Konzentrationen des Ablaufes, der rückgehaltenen Partikel und die Zellenform ermittelt werden.

Ohne Substratzusatz resultiert der Transport von metabolisch-aktivierten P. fluorescens zu einer bimodalen Durchbruchkurve, da deren stabförmige und kokkoide Zellen unterschiedliches Durchbruchverhalten aufweisen. Während das Verhältnis der stabförmigen zu den kokkoiden Zellen im Zulauf 70:30 beträgt, wandelt es sich bis zum Ablauf zu etwa 20:80 um. Vermutlich unterliegen die aktiven stabförmigen Zellen einer Minderung/Schwinden in kokkoide Zellen. Die

drastische Veränderung kann auf den Mangel an Sauerstoff in der gesättigten Säule zurückgeführt werden.

Beim Substratzusatz erscheinen zwei Durchbruchspitzen hintereinander und es werden in der Säule mehr Bakterien zurückgehalten. Generell wirken beim Substratzusatz die angenommenen Belastungen ausgeprägter. Die Zulaufkonzentrationen betragen (A) 4,0 x 10^7, (B) 1,0 x 10^8 sowie (C) 1,0 x 10^9 Zellen und der dem Medium zugeführte Glukose-Anteil beläuft sich auf 0,5 g/L. Die Fließrate beträgt 0,14 cm/min (Abbildung 47).

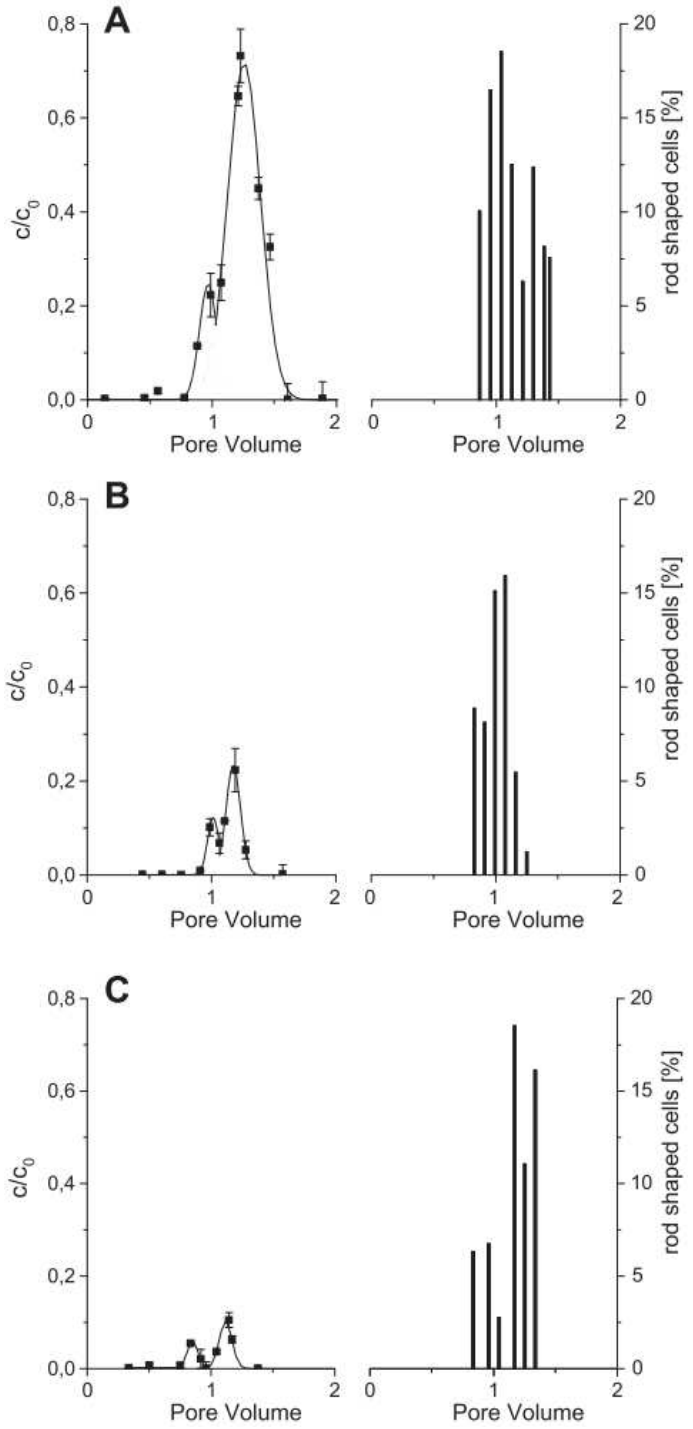


Abbildung 47: Durchbruchkurve von aktiven Pseudomonas fluorescens und prozentuelle Verteilung von stabförmigen Zellen im Ablauf bei verschiedenen Zulaufkonzentrationen (JANSEN et al., 2010)

Vergleichsweise zu den Mikrosphären und inaktivierten Bakterien wird der Transport der metabolisch-aktiven Bakterien mit und ohne Substratzusatz durch die unterschiedlichen physiologischen Zustände zwischen den stabförmigen und kokkoiden Zellen von P. fluorescens beeinträchtigt. Das Anlagerungs- und Fließverhalten der metabolisch-aktiven stabförmigen und kokkoiden Zellen scheint sich deutlich zu unterscheiden.

4.6.3 Prozesse hinsichtlich sonstiger Parameter

156) Einflüsse des Sedimenttransportes und der Sickerwasserrichtung auf die hydraulischen Eigenschaften an der Grenzfläche Sediment-Wasser im hyporheischen Bereich – ROSENBERRY und PITLICK (2009)

Tab. 4: Prozesse hinsichtlich sonstiger Parameter

a) „Black-Box-Modell" → Batchexperimente

b) Clogging/Kolmation (Durchlässigkeit, hydraulisches Druckgefälle)

Tests von ROSENBERRY und PITLICK (2009) mit sedimentgefüllten Gefäßen (Durchmesser: 1,5 m; Sand, Sand-und-Kies und schlammige Sedimente) zeigen, dass das hydraulische Druckgefälle (i) und die Durchlässigkeit (K) von der Sickerrichtung, dem Bewegungsgrad der Sedimente am Bett als auch der Bettkorngröße abhängen. Während sich mit Beginn der Versickerung i erhöht und K vermindert, verändern sich bei aufwärts sickerndem Wasser beide Parameter wenig. K verändert sich bei der Versickerung mit steigender Oberflächenwassergeschwindigkeit bis 25 – 30 cm/s gering. Darüber hinaus erhöht sie sich deutlich. Bei erhöhter Oberflächenwassergeschwindigkeit wird K bei aufwärts sickerndem Wasser gering bis mäßig, vor allem bei feingekörnten Sedimenten, vermindert. Die Durchlässigkeitsreaktionen auf die Faktoren Sickerrichtung, Beweglichkeit und Betttyp sind in Tabelle 13 zusammengefasst:

Tabelle 10: Reaktion der Durchlässigkeit auf die Sickerrichtung, Bettbeweglichkeit und Betttyp (ROSENBERRY und PITLICK, 2009)

Transport	Bed type	Upward seepage	Downward seepage
No transport	Sand	$K \uparrow$ slightly	K ↓ slightly
	S&G	$K \uparrow$ slightly	K ↓ slightly
	Silt veneer	$K \uparrow$	K ↓
Partial transport	Sand	K is unchanged with current	K ↓ slightly with current
	S&G	K is unchanged with current	K ↓ slightly with current
	Silt veneer	K is unchanged or ↑ slightly	K is unchanged or ↓ slightly
Fully mobile bed	Sand	$K \uparrow$ with current	K ↑ with current
	S&G	$K \uparrow$ with current	K ↑ with current
	Silt veneer	$K \uparrow$ with current	K ↑ or ↓ with current

Bei höheren Oberflächenwassergeschwindigkeiten als 25 – 30 cm/s sind die Scherspannungen wahrscheinlich groß genug, um den Großteil auf der Bettoberfläche zu mobilisieren. Einige feingekörnte Partikel bewegen sich an der Bettoberfläche aufgrund von Spannungen oder werden im Strom mitgenommen. Der Widerstand zur versickernden Strömung im Bett vermindert sich und K in der Nähe der Bettoberfläche erhöht sich. Bei einer Oberflächenwassergeschwindigkeit > 30 cm/s wird vermutet, dass sich die Schlammschichtoberfläche verdichtet und daher gegenüber sohlnahen Spannungen resistenter wird. Die abwärts gerichtete Versickerung in Kombination mit erhöhten Scherspannungen ergeben eine größere K-Reduktion als kleinere Oberflächenwassergeschwindigkeiten. Bei weiterer Erhöhung der Oberflächenwassergeschwindigkeit würde die Schlammschicht komplett erodieren und sich K folglich erhöhen.

Erhebliche K-Reduktionen werden in Zusammenhang mit der Schlammschichtbildung auf der Bettoberfläche beobachtet. Obwohl die Schicht meist dünner als 0,5 mm ist, wird der Großteil

des i darauf verteilt. Einige feingekörnte Sedimente dringen bis zu 4 cm unter das Bett ein. Dort kann jedoch keine Veränderung der Korngrößenverteilung oder K beobachtet werden.

Die über Distanzen von 10 – 50 cm eingegliederten i sind für die Mobilisierung einzelner Sedimentkörner innerhalb der Sedimentablagerungen zu klein. Für die Überwindung des Partikelgewichtes und der Suspendierung ist es erforderlich, den Wert 1,1 des über die Schlammschicht verteilten i zu übersteigen. Bei begünstigten Abflusspunkten ist die aufsteigende Sickerwassergeschwindigkeit oft ausreichend, um Partikel auch ohne Oberflächenwasserströmung aufzuheben.

Die richtungsabhängige K-Tendenz und der Zusammenhang zwischen K und der Oberflächenwassergeschwindigkeit hängen vom Vorkommen einer schwach durchlässigen Sedimentschicht in der Nähe der Bettoberfläche ab, ohne die keine K-Reduzierung und eine entsprechende Erhöhung des i an der Bettoberfläche vorkommen kann.

5. Uferfiltration an Rhein und Donau

5.1 Rheineinzugsgebiet

Der Rhein ist ein Fluss im mittleren Europa und seine Länge beträgt 1.320 Kilometer. Sein Ursprung befindet sich in den Schweizer Alpen und die Mündung erfolgt bei einem mittleren Abfluss (Summe der Mündungen) von 2.900 m^3/s[1] nach dem Durchströmen der sechs Teilstrecken (Alpen-, Hoch-, Ober-, Mittel-, Niederrhein, Rheindelta) in den Niederlanden in die Nordsee. Das 185.000 km^2 große Rheineinzugsgebiet umfasst neun Staaten (Schweiz, Österreich, Deutschland, Niederlande, Liechtenstein, Frankreich, Belgien, Italien, Luxemburg), wovon der größte Anteil in Deutschland liegt. Im gesamten Rheineinzugsgebiet wohnen knapp 50 Millionen Menschen. 30 Millionen davon beziehen ihr Trinkwasser direkt oder indirekt aus dem Rhein. Die größten Nebenflüsse sind Aare, Neckar, Main, Mosel und Maas. Weiters durchfließt er auch den Bodensee. Neben der Nutzung als Trinkwasserressource dient der Rhein auch als Schifffahrtsstraße für den Gütertransport, als Energieerzeuger aus Wasserkraft, als Freizeitressource sowie als Vorfluter für verschiedene Abwässer aus Kommunen und Industrie (IAWR, 2013).

5.1.1 Ziele und Herausforderungen der Wasserwerke

Die IAWR (Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet) setzt sich als Fachorganisation intensiv für die Verbesserung der Wasserqualität der für die Trinkwassergewinnung genutzten Gewässer im Rheineinzugsgebiet ein. Die Tätigkeitsbereiche der IAWR bzw. ihrer Mitglieder AWBR, ARW und RIWA sind in Abbildung 48 dargestellt.

[1] http://de.wikipedia.org/wiki/Rhein (20.02.2014)



Abbildung 48: Rheineinzugsgebiet[2]

Insgesamt übernehmen etwa 120 Wasserwerke aus den sechs Anrainerstaaten Österreich, Schweiz, Liechtenstein, Frankreich, Deutschland und den Niederlanden die Vertretung und versorgen die Menschen mit Trinkwasser aus dem Rhein, seiner Nebenflüsse sowie den Seen in seinem Einzugsgebiet (IAWR, 2013).

Die IAWR zielt darauf, den Rhein, seine begleitenden Grund- und Oberflächenwässer und die Voralpenseen so zu schützen, dass die Gewässerqualität es erlaubt, mit naturnahen Aufbereitungsverfahren Trinkwasser zu gewinnen. Diesbezüglich verdeutlicht eine Liste mit Leitsätzen unter anderem die privilegierte Rolle der Trinkwasserversorgung durch Nutzung von Grundwasser und Oberflächengewässern vor allen anderen Interessen, den nachhaltigen Schutz der Ressourcen, die Gültigkeit des Verursacherprinzips, die Stärkung der biologischen Selbstreinigung in den Gewässer- und Flusssystemen, die Verteidigung des Vorsorgeprinzips in der Wasserwirtschaft als auch den Bedarf eines ausreichenden Überwachungssystems zur Erhaltung der langfristigen Gewässerqualität (IAWR, 2010).

Seit der Gründung der IAWR (1970) konnten Belastungen durch Industrieeinleitungen (Salz, Schwermetalle, Lösungsmittel etc.) und organische Spurenstoffe deutlich reduziert werden.

[2] http://www.tzw.de/tn_img/303487_bild-iawr.jpg (13.12.2013)

Trotzdem stellen heute vor allem Pestizide, Komplexbildner, Benzinzusatzstoffe, Geruch- und Geschmacksstoffe, Reinigungsmittel, Arzneimittel und endokrine Substanzen eine große Herausforderung für die Wasserwerke dar.

Zur Erreichung der Ziele werden von den Mitgliedern fortlaufende Messprogramme zur regelmäßigen Überwachung, Messung und Auswertung der Gewässerqualität sowie wissenschaftlicher Forschungsaufwand zu Fragen des Ressourcen- und Trinkwasserschutzes im Rheineinzugsgebiet betrieben. Daraus werden durch die enge Zusammenarbeit der internationalen Fachleute aus verschiedenen Wasserwerken Forderungen und Zielwerte als „Europäisches Fließgewässer-Memorandum“ abgeleitet und an Mandats- und Entscheidungsträger auf EU- und nationaler Ebene in Industrie und Politik gerichtet.

5.1.2 Aufbereitungstechniken am Rhein und praktische Versuche

Wie in Kapitel 3.3 beschrieben wurde, können viele verschiedene Aufbereitungsschritte zur Reinigung des geförderten Rohwassers nach der Uferfiltration zum Einsatz kommen. Dieses Kapitel gibt einen Überblick über praktische Beispiele zu weiterführenden Aufbereitungstechniken von Uferfiltrat, die von großen deutschen Wasserversorgern am Rhein häufig angewandt werden und sich in der Vergangenheit bewährt haben:

- Verfahren 1 (Betreiber: Wasserversorgung Rheinhessen-Pfalz GmbH, Bodenheim): Uferfiltration → Ozonung → Mehrschichtfiltration → Aktivkohlefiltration → UV-Desinfektion → physikalische Entsäuerung
- Verfahren 2 (Betreiber: Stadtwerke Düsseldorf AG, Düsseldorf): Düsseldorfer Verfahren: Uferfiltration → Ozonung → Filtration (Kohle, Aktivkohle) → Phosphat-Silikat-Zugabe → Desinfektion (ClO_2)
- Verfahren 3 (Betreiber: Vereinigte Wasserwerke Mittelrhein GmbH, Koblenz): Uferfiltration → Gasaustausch/Oxidation (Verdüsung) → Filtration → Phophat-Silikat-Zugabe → Desinfektion (Chlor)
- Verfahren 4 (Betreiber: RheinEnergie AG, Köln): Uferfiltration → Filtration (Aktivkohle) (→ Desinfektion)
- Verfahren 5 (Betreiber: Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH, Mühlheim an der Ruhr): Mülheimer Verfahren: Langsamsandfiltration → Ozonierung → Mehrschicht- und Aktivkohlefiltration → UV-Desinfektion

Zusätzlich werden Erläuterungen zu Fördermenge, versorgte Einwohner oder Rohwasserzusammensetzung als auch neue Überlegungen in der Praxis dargestellt.

5.1.2.1 Verfahren 1: Uferfiltration → Ozonung → Mehrschichtfiltration → Aktivkohlefiltration → UV-Desinfektion → physikalische Entsäuerung

<u>Wasserversorgung Rheinhessen-Pfalz GmbH (Bodenheim)</u>

Die Wasserversorgung Rheinhessen-Pfalz GmbH (*wvr*) in Bodenheim fördert täglich über 32.870 m³ Wasser und versorgt fast 220.000 Menschen in der Region mit Trinkwasser[3].

Die größte Uferfiltratgewinnungsanlage mit zehn Brunnen (60 m tief, 60 m Abstand zueinander) befindet sich in Guntersblum, wo 30.950 m³ Wasser pro Tag gefördert werden. Das geförderte

[3] http://www.wvr.de/index.php?option=com_content&view=article&id=51&Itemid=70 (21.02.2014)

Wasser setzt sich zu 90 % aus uferfiltriertem Rheinwasser und zu 10 % aus landseitigem Grundwasser zusammen[4].

Beim Uferfiltratwerk in Bodenheim werden jährlich 1,3 Millionen m³ Wasser aus ebenfalls zehn Brunnen (11 – 14 m tief, 210 m Entfernung zur Rheinmitte) gefördert und das Verhältnis des uferfiltrierten Rheinwassers zum landseitigen Grundwasser beträgt hier 80 % zu 20 %. Das uferfiltrierte Wasser versickert in der Flusssohle und wird dabei durch die Siebwirkung der Kiese und Sande im Untergrund natürlich gereinigt. Die Fließzeit von 25 Tagen vom Rhein bis in die Brunnen reicht aus, um mikrobielle Abbauvorgänge im Untergrund zu gewährleisten. Da bei der Bodenpassage allerdings nicht alle Stoffe vollständig abbaubar sind, wird das entnommene Uferfiltrat anschließend für eine weitergehende Aufbereitung zum Wasserwerk Bodenheim transportiert, um die restlichen Stoffe in fünf Stufen aus dem Wasser zu eliminieren:

1. Ozonung: Abtötung von Keimen und Viren, Aufspaltung von organischen Inhaltsstoffen, Oxidation von Eisen und Mangan
2. Mehrschichtfiltration: Enteisenung, Entmanganung, Nitrifikation, Entfernung von Restozon
3. Aktivkohlefiltration: Adsorption von organischen Mikroverbindungen
4. UV-Desinfektion
5. Physikalische Entsäuerung: pH-Wertanhebung durch die Entfernung von Kohlensäure, wodurch die korrosionschemischen Eigenschaften des Wassers gegenüber metallischen und zementgebundenen Werkstoffen verbessert werden[5].

In Abbildung 49 sind die einzelnen Aufbereitungsschritte von der Grundwasserentnahme bis zur Trinkwassereinspeisung systematisch dargestellt.

[4] http://www.wvr.de/index.php?option=com_content&view=article&id=53:uferfiltratgub&catid=45:wassergewinnung&Itemid=98

[5] http://www.wvr.de/images/stories/wvr/downloads/Wasserversorgung.pdf (21.02.2014)

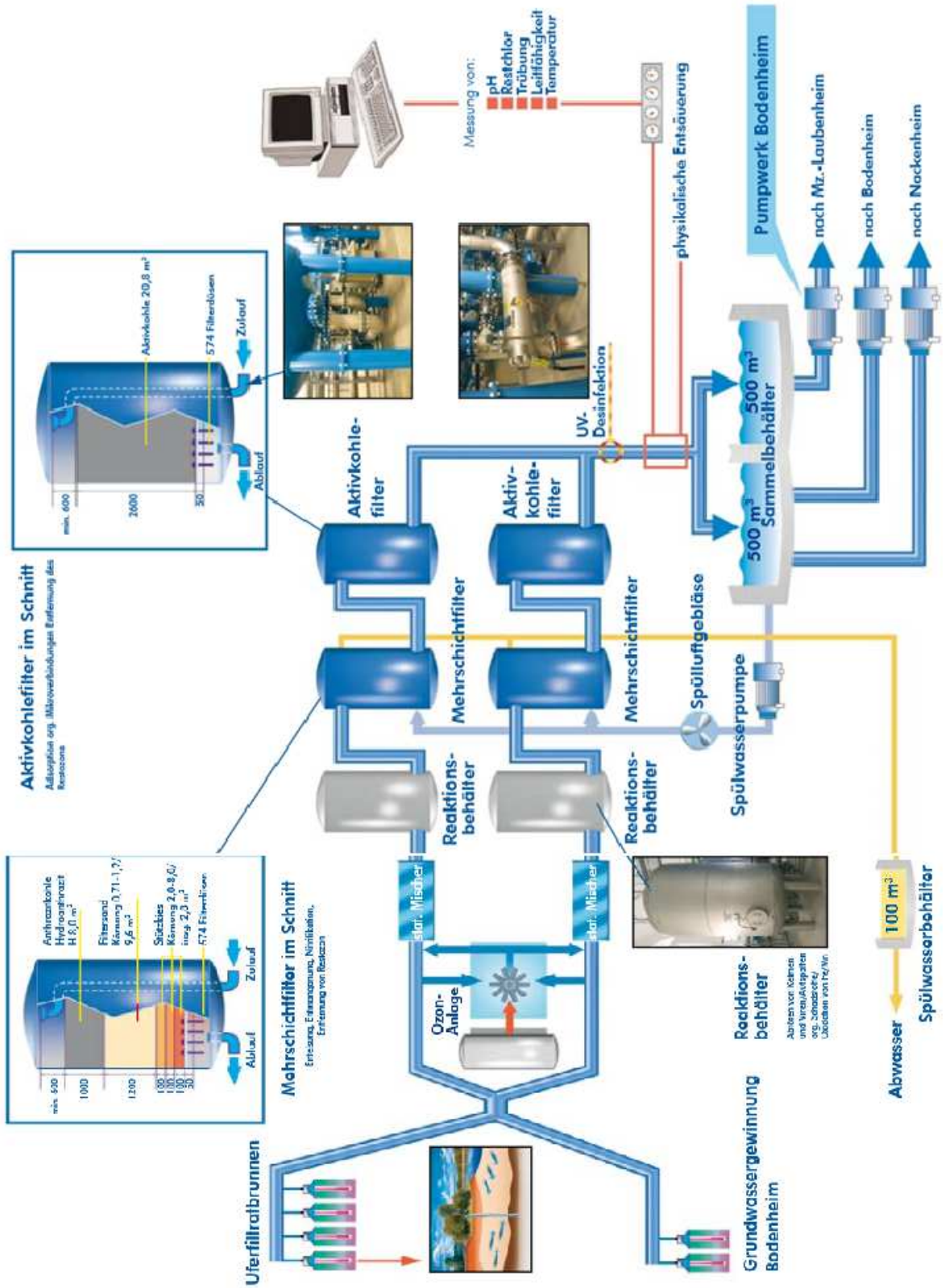


Abbildung 49: Aufbereitungsanlage Bodenheim

5.1.2.2 Verfahren 2: Düsseldorfer Verfahren: Uferfiltration → Ozonung → Filtration (Kohle, Aktivkohle) → Phosphat-Silikat-Zugabe → Desinfektion (ClO_2)

Stadtwerke Düsseldorf AG (Düsseldorf)

In Düsseldorf, Erkrath und Mettmann werden durch die Wasserwerke Flehe, Am Staad und Holthausen täglich über 600.000 Menschen mit frischem Trinkwasser versorgt. Am Tag sind das durchschnittlich 140.000 m³ Wasser, wobei es zwischen Winter (120.000) und Sommer (250.000) zu stark schwankender Tagesabgabe kommen kann.

Das von den Brunnen geförderte Wasser setzt sich zu rund 75 % aus versickertem Rheinwasser und 25 % Grundwasser zusammen. Die Uferpassage durch die bis zu 30 m dicken Sand- und Kiesschichten dauert mehrere Wochen. Dabei wirken Kies und Sand als mechanische Filter für Schmutz- und Trübstoffe, während viele Schadstoffe durch Mikroorganismen biologisch abgebaut werden. Dieser natürliche biologische Prozess ist wichtig, um die Reinigungsleistung der Bodenschicht aufrecht zu erhalten. Nachfolgend wird das von den Düsseldorfer Wasserwerken entwickelte „Düsseldorfer Verfahren“ zur Rohwasseraufbereitung angewandt (Abbildung 50):

1. Ozonung: Wasser wird in Kontaktbehälter mit Ozon versetzt, das organische und anorganische Stoffe zu Flocken umwandelt, gleichzeitiger Abbau von Geruchs- und Geschmacksstoffen
2. Nachreaktion: Speicherung des ozonierten Wassers für etwa 30 Minuten in einem Zwischenbehälter, Umwandlung bisher noch nicht erfasster Substanzen, Austrag des restlichen Ozons über Katalysator
3. Filtration: Versickerung des Wassers über Zweischichtfilter (Kohleschichten):

   obere Schicht (1,5 m): Abtrennung der Flocken und mikrobiologischer Abbau der organischen Substanzen, nach Erschöpfung der Filterwirkung wird die Kohle gewaschen, der ausgespülte Schlamm (überwiegend Kohleabrieb) wird verbrannt,

   untere Schicht (2,5 m): Anlagerung von organischen Chlorverbindungen, Geruchs- und Geschmacksstoffen sowie weiteren unerwünschten Substanzen an Aktivkohle (feines, poröses Granulat), bei einer Zusetzung von 50 % wird diese Schicht durch frische Aktivkohle ersetzt, Reinigung erfolgt durch Ausglühen bei 700 bis 800 °C in einer Reaktivierungsanlage
4. Phosphat-Silikat-Zugabe: 1 mg/l, zur Verhinderung von Korrosionsschäden an den Leitungen
5. Desinfektion: Zugabe von 0,06 mg/l Chlordioxid, Schutz vor Verkeimungen des Wassers, anschließende kontinuierliche Überwachung der Wasserqualität[6].

[6] http://www.swd-ag.de/privatkunden/wasser/versorgung.php (21.02.2014)

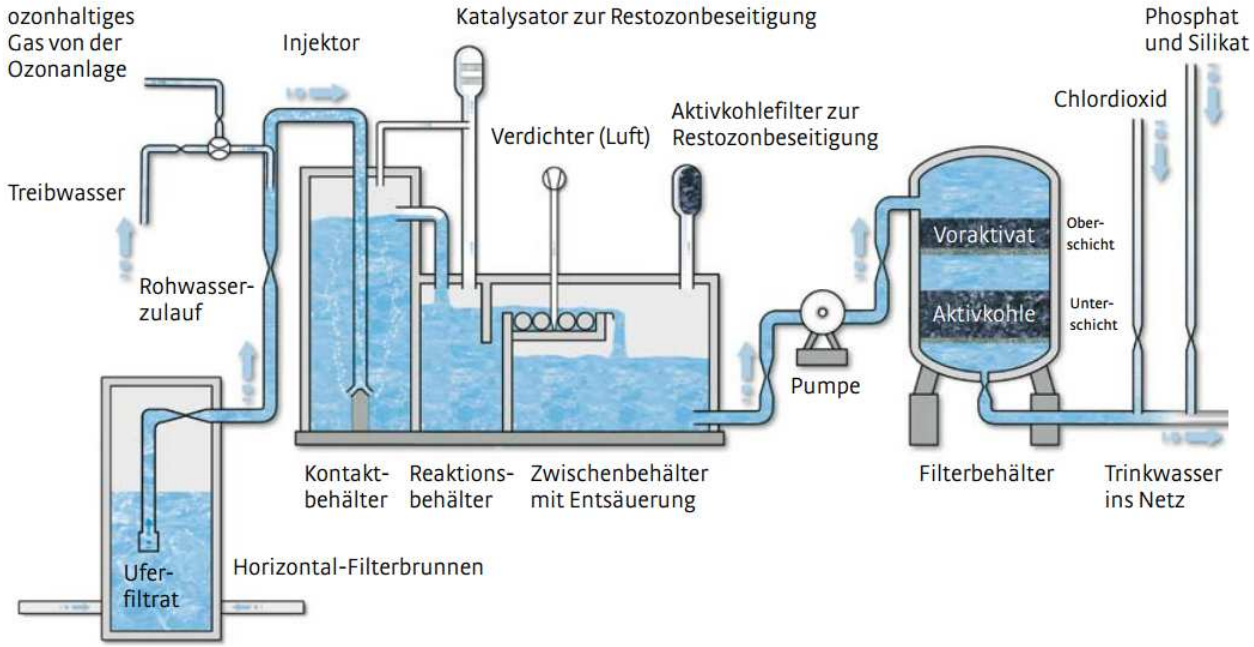


Abbildung 50: Düsseldorfer Verfahren[7]

Die Stadtwerke Düsseldorf führen seit Sommer 2009 mit Hilfe einer Frischkohle-Testanlage Untersuchungen mit bereits über 30 getesteten Kohlesorten durch. Dabei können durch verschiedene Versuche (Siebanalyse, Rütteldichte, Elementanalyse, Nitrobenzoltest, Arsenfreisetzung bei Inbetriebnahme) die physikalisch-chemische Beschaffenheit sowie die Adsorbtionseigenschaften von TOC und Spurenstoffen sowie SAK_{254} (spektraler Absorbtionskoeffizient bei einer Lichtschwächung von 254 nm) bestimmt werden. Man kommt zur Erkenntnis, dass der Testfilterbetrieb eine geeignete Grundlage zur Auswahl der Aktivkohle bietet, deren Adsorbtionsleistung aber von den betrieblichen Rahmenbedingungen abhängt. Die Qualität des Ablaufs wird von der Filterstandzeit bestimmt, was aus wirtschaftlicher Sicht abgewogen werden sollte. Beim Rückhalt von Spurenstoffen würde sich die Anwendung mit Aktivkohle gut mit Membranverfahren ergänzen. Im Wasserwerksbetrieb hängt die Adsorbtionsleistung der eingesetzten Aktivkohle von der Rohwasserbeschaffenheit und standortspezifischen Verfahrenskenngrößen ab (ROHNS, 2013).

NAHRSTEDT (2012) beschreibt bei der Anwendung von Aktivkohle zur Wasseraufbereitung die aktuellen Forschungs- und Beratungsziele. Neben der Steigerung der Trinkwasserqualität, der Aufbereitungssicherheit und der Kosteneffizienz (Auswahl geeigneter Aktivkohlen, Beurteilung der Konkurrenz durch den DOC, Maximierung der Beladungskapazität mittels Prozessoptimierung, Pilotierung und Modellierung der Prozesse für belastbare Prognosen, Untersuchungen zum Einfluss der Reaktivierung und zum Reaktivierungsmanagement) sollen zukünftig weitere Analyseverfahren für Aktivkohlen entwickelt und Rohwasserbelastungen mit Aktivkohle im Kläranlagenablauf vermindert werden (Pilotierung + großtechnische Umsetzung).

[7] http://www.swd-ag.de/privatkunden/wasser/versorgung.php (21.02.2014)

5.1.2.3 Verfahren 3: Uferfiltration → Gasaustausch/Oxidation (Verdüsung) → Filtration → Phophat-Silikat-Zugabe → Desinfektion (Chlor)

Vereinigte Wasserwerke Mittelrhein GmbH (Koblenz)

Das Wasserwerk Oberwerth der Vereinigte Wasserwerke Mittelrhein GmbH (versorgt insgesamt 141.000 Einwohner) in Koblenz ist das Leistungsstärkste der EVM (Energieversorgung Mittelrhein GmbH)[8]. Die maximale Tagesleistung beträgt 37.000 m³/d[12].

Das Rohwasser wird aus drei Brunnen (15 m tief, 150 m Entfernung zum Rhein-Ufer, rund 450 m Längsausdehung der Brunnenreihe) gefördert und besteht aus einer Mischung von echtem Grundwasser mit einem großen Anteil an Uferfiltrat. Bis auf wenige technisch störende Wasserinhaltsstoffe besitzt das geförderte Rohwasser aufgrund der natürlichen Aufbereitung durch die Untergrundpassage Trinkwasserqualität. In der weiterführenden Aufbereitungsanlage sollen die überschüssige freie Kohlensäure, der Mangangehalt und die organischen Wasserinhaltsstoffe reduziert bzw. völlig entfernt werden (Abbildung 51):

1. Gasaustausch/Oxidation: Verdüsung des Rohwassers zur Austragung der überschüssigen freien Kohlensäure und Anreicherung mit Sauerstoff
2. Filtration: Versickerung des Wassers über Zweischichtfilter:

   obere Schicht (1,0 m, abriebfestes, inertes Anthrazit-Filtermaterial): Entmanganung,

   untere Schicht (2,5 m, Aktivkohle): Entfernung organischer Wasserinhaltsstoffe nicht natürlichen Ursprungs
3. Phosphat-Silikat-Zugabe: 1 mg/l, zur Verhinderung von Korrosionsschäden an den Leitungen
4. Desinfektion: Zugabe von 0,1 mg/l Chlor, Schutz vor Verkeimungen des Wassers, anschließende kontinuierliche Überwachung der Wasserqualität[9].

8

http://www.evm.de/evm/Homepage/Gesch%C3%A4ftskunden/Trinkwasser/Wasserwerke/Wasserwerke%20der%20EVM/ (21.02.2014)

9

http://www.evm.de/evm/Homepage/Privatkunden/Trinkwasser/Informationen%20zum%20Wasserhausanschluss/VWM_Wasserwerk_Flyer_A5_18-06-13.pdf (21.02.2014)

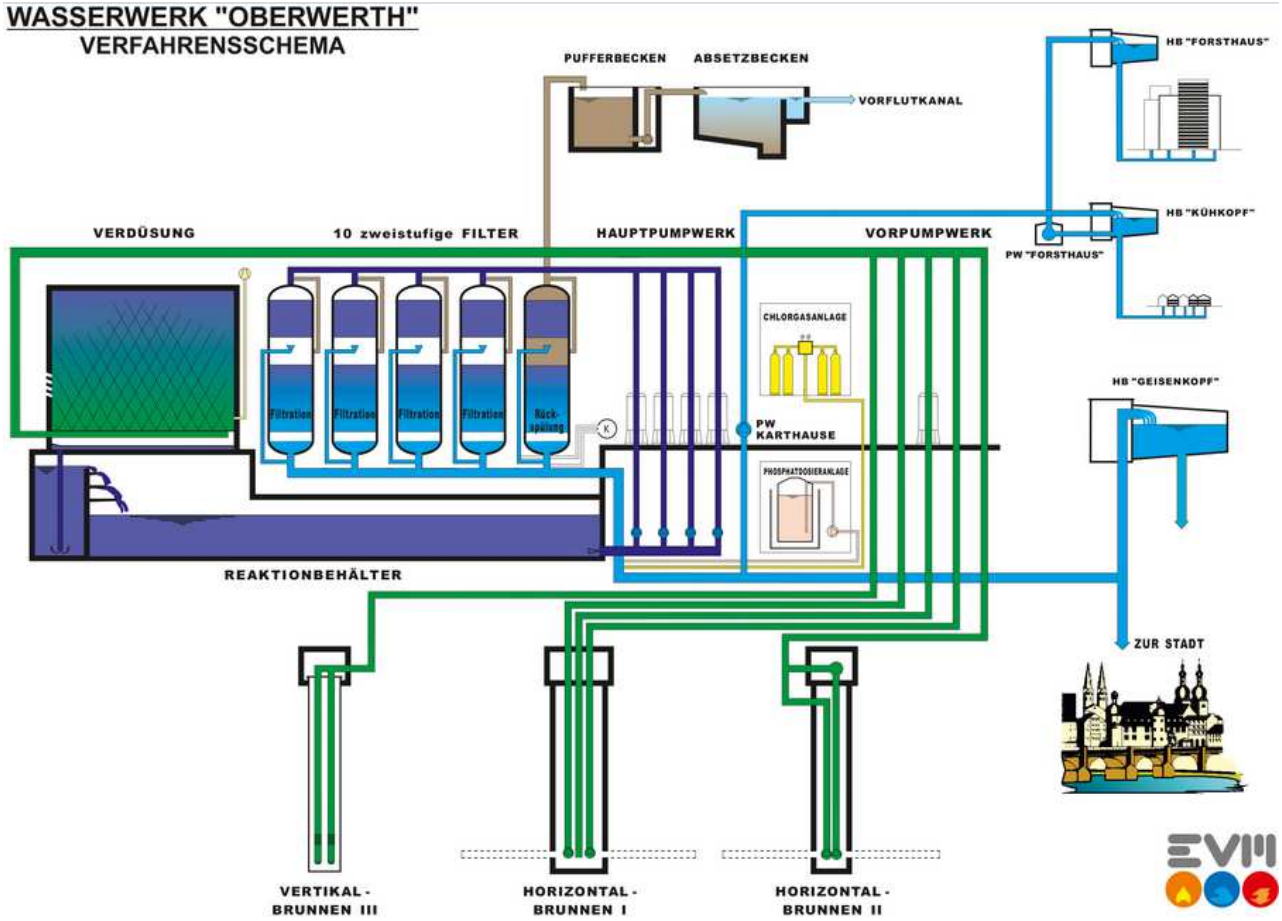


Abbildung 51: Verfahrensschema Wasserwerk Oberwerth[10]

10 http://www.evm.de/evm/Homepage/Gesch%C3%A4ftskunden/Trinkwasser/Wasserwerke/Wasserwerke%20der%20EVM/Verfahrensschema.jpg (21.02.2014)

5.1.2.4 Verfahren 4: Uferfiltration → Filtration (Aktivkohle) (→ Desinfektion)

RheinEnergie AG (Köln)

Die Trinkwasserversorgung von Köln, dem Pulheimer Süden, Frechen, Bergisch Gladbach und Brühl wird durch acht Wasserwerke und zwei getrennte Trinkwassernetze (links- und rechtsrheinisch) sichergestellt, wie Abbildung 52 zeigt. Zur Trinkwassergewinnung dient ein riesiges unterirdisches Grundwasserreservoir, das sich mit versickertem Oberflächen- und Niederschlagswasser vermischt. In Anbetracht der gesamten Versorgung der Stadt, besteht das Kölner Trinkwasser zu zwei Dritteln aus Grundwasser und zu einem Drittel aus Uferfiltrat.



Abbildung 52: Standorte der Wasserwerke in Köln[11]

Bevor das Wasser die Wasserwerke erreicht, werden störende Stoffe durch biologische Reinigungsvorgänge von Mikroorganismen im Untergrund effektiv entfernt. Deshalb ist nur eine minimale Nachbehandlung des Rohwassers erforderlich:

1. Filtration: Versickerung des Wassers über Aktivkohle, Anlagerung geringster Konzentrationen von gelösten organischen Wasserinhaltsstoffen als auch Schweb-, Geruchs- und Geschmacksstoffen, Zurückhaltung von organischen Verunreinigungen sowie chlorierten Kohlenwasserstoffen und Spuren von Pflanzenschutzmitteln, Einsatz in den Wasserwerken Weiler, Severin, Hochkirchen, Westhoven und Zündorf

[11] http://www.rheinenergie.com/media/portale/bilder_5/privatkunden_1/bilder_content/pk_karte-wasserwerke.png (21.02.2014)

2. Desinfektion: Obwohl eine einwandfreie hygienische Trinkwasserqualität auch ohne Einsatz von Chlordioxid und Chlor gewährleistet wird, sind in allen Kölner Wasserwerken zur Sicherheit Desinfektionsanlagen installiert, um bei einem eventuellen Anstieg der Keimzahl sofort reagieren zu können.

Insesamt werden rund 2,5 Millionen Menschen, die Industrie, der Handel sowie das Gewerbe mit Strom, Wärme, Gas, Trink- und Brauchwasser von der RheinEnergie AG versorgt[12].

Umfassende Laborversuche und eine ausgiebige Filterüberwachung in Wasserwerken des Kölner Südens zeigen, dass polare polyfluorierte Chemikalien auch beim Einsatz von Aktivkohlen aus Kokosnussschalen in den Wasserwerken gut entfernt werden können. Im Vergleich zu Frischkohlen auf Steinkohlebasis weist selbst eine reaktivierte Aktivkohle auf Kokosnussbasis eine deutlich bessere Aufbereitungseffizienz auf. Dieser Effekt gilt offenbar auch für andere polare Spurenstoffe und macht daher die Anwendung von Aktivkohlen aus Kokosnussschalen generell interessanter (KELDENICH et al., o.J.).

5.1.2.5 Verfahren 5: Mülheimer Verfahren: Langsamsandfiltration → Ozonierung → Mehrschicht- und Aktivkohlefiltration → UV-Desinfektion

Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH (Mühlheim an der Ruhr)

Während die RWW im Norden ihres Versorgungsgebietes ausschließlich Grundwasser aus einem sorgsam gehüteten kreidezeitlichen Reservoir fördert (drei Grundwasserwerke), wird im Süden Wasser aus den Flüssen Ruhr bzw. Rhein gewonnnen und gegebenfalls aufbereitet. Dafür wurde mit dem Mülheimer Verfahren eine überwiegend biologische Aufbereitungsform entwickelt, die als Multi-Barrieren-System dient und inzwischen weltweit Beachtung findet.

Zu den Wasserwerken Süd zählen die vier Ruhrwasserwerke Mülheim-Styrum/Ost und –Styrum/West, Mülheim-Dohne, Essen-Kettwig sowie das Rheinwasserwerk Duisburg-Mündelheim. Alle Ruhrwasserwerke setzen das bewährte Mülheimer Verfahren (Abbildung 53) ein, wobei Ruhrwasser in einem chemisch-biologischen Prozess mittels Ozon und biologisch wirksamen Aktivkohlefiltern – in Kombination mit den herkömmlichen Stufen der Flockung, Sedimentation und Filtration – zu qualitativ hochwertigem Trinkwasser aufbereitet wird. Der Schritt der künstlichen Grundwasseranreicherung (Bodenpassage) dient vorwiegend zur Zwischenspeicherung und zum Temperaturausgleich des Wassers.

12

http://www.rheinenergie.com/media/portale/downloads_4/rheinenergie_1/broschueren_1/koelner_trinkwasser.pdf (21.02.2014)

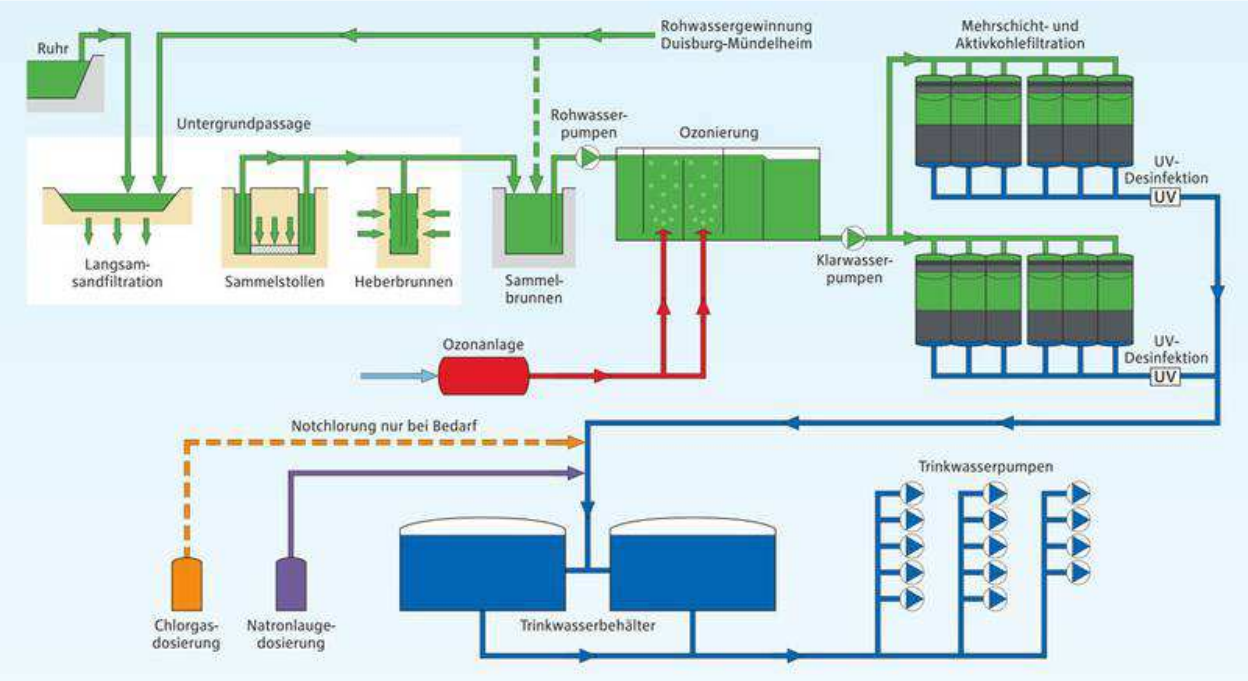


Abbildung 53: Mülheimer Verfahren[13]

Beim Mülheimer Verfahren gibt es zwei Verfahrensvarianten, die sich durch die Anordnung der Bodenpassage und Aufbereitungsstufen unterscheiden. In der Variante 1 erfolgt die Bodenpassage vor der Nachaufbereitung, bei der Ruhrwasser einer Langsamsandfiltration unterzogen wird. Die Variante 2 beginnt zunächst mit einer Voraufbereitung, bevor dann das aufbereitete Ruhrwasser einer abschließenden Bodenpassage unterzogen wird (Abbildung 54).

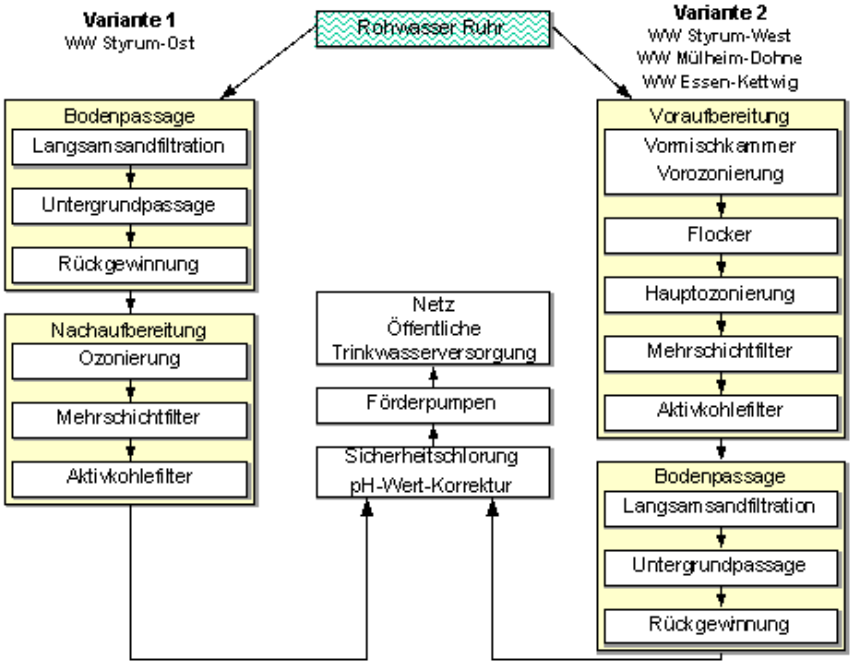


Abbildung 54: Verfahrensvarianten der Ruhrwasserwerke[14]

[13] http://www.rww.de/typo3temp/pics/68b2384c6b.jpg (21.02.2014)

[14] http://www.rww.de/index.php?id=184 (21.02.2014)

Das Rheinwasserwerk Duisburg-Mündelheim dient der Wasserversorgung für die Schwerindustrie und fördert Rheinuferfiltrat sowie landseitig zuströmendes Grundwasser. Eine weitergehende Aufbereitung des gewonnenen Wassers wird nicht vorgenommen[15].

Im Versorgungsgebiet der RWW sind rund 140.000 Hausanschlüsse vorhanden, mit denen etwa 825.000 Menschen und zahlreiche Betriebe mit Trink- und Brauchwasser versorgt werden[16].

Beim Aufbereitungsverfahren stellt die Aktivkohlefiltration eine wichtige Aufbereitungsstufe dar, wobei deren Leistungsvermögen nach einem langen Verwendungszeitraum (ca. 30 Jahre) in Verbindung mit dem Verlustersatz (Neukohle) des Abbrandes bei der Reaktivierung (ca. 10 mal) nachlässt. Um die Leistungsfähigkeit zu verbessern, muss die Vorgehensweise, die bisher ein Grenzalter von im Mittel 4 Reaktivierungszyklen der Aktivkohle aufwies, durch Erhöhung des Neukohleanteils auf ca. 3 Zyklen im Mittel geändert werden. Ab einem Frischkohleanteil von mehr als 25 % ist ein Grenzalter von < 3 Zyklen möglich (Abbildung 55).

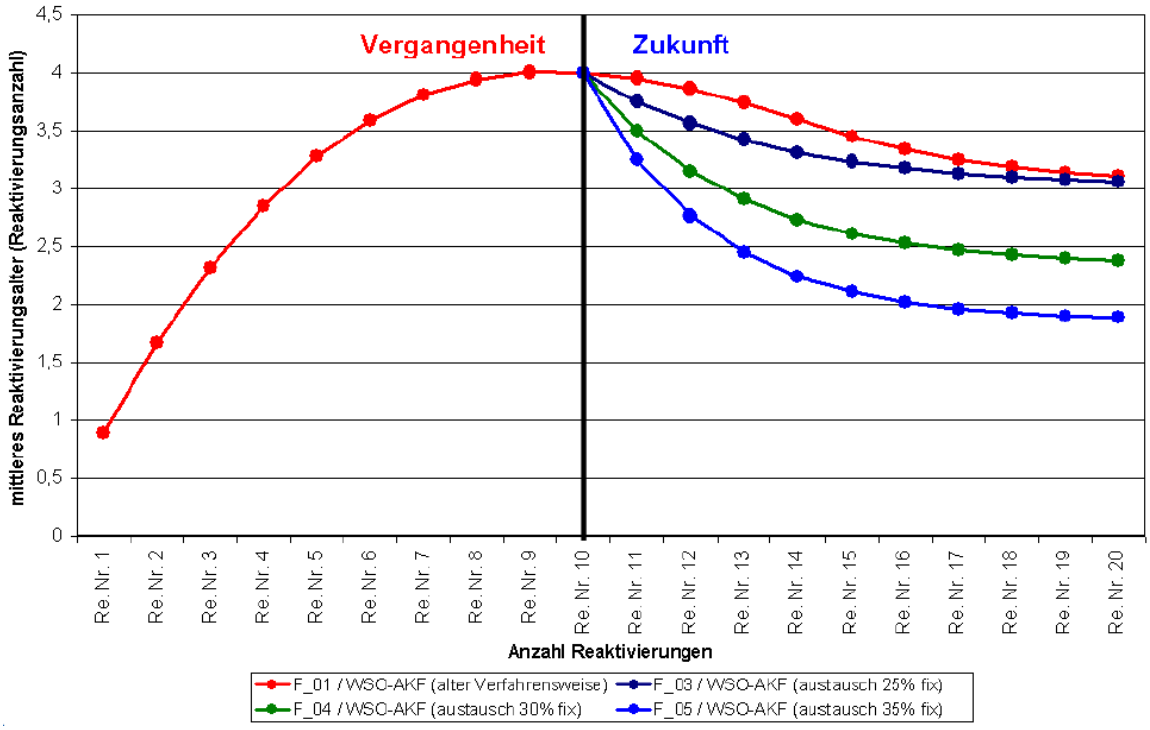


Abbildung 55: Altersentwicklung der verschiedenen Reaktivierungsmodi

Die RWW betreibt für die Weiterentwicklung des Akitvkohlebetriebes eine Versuchsanlage mit dem Rohwasser und wertet zusätzlich die Betriebs- und Analysedaten (gefiltertes Wasservolumen, Filtrationsgeschwindigkeit, Druckverlustüberwachung, TOC-Überwachung, Spurenstoffuntersuchung,…) der Realanlagen aus. Daraus ergeben sich Ansätze, die sich für eine Betriebsverbesserung eignen, wie regelmäßige Filterspülungen sowie alternative Adsorbermaterialien (LENS, o.J.).

Bei der Anwendung von Pulveraktivkohle ist deren Abtrennung von aufbereiteten Wässern Gegenstand vieler Untersuchungen. HOFFMANN und HOBBY (2009) untersuchen beim Einsatz von Pulveraktivkohle in Kombination mit einer Ultrafiltrations-Anlage im „dead-end"-Betrieb (klassische Filtrationsform) das Rückspülverhalten von Pulveraktivkohle, den Einfluss

[15] http://www.rww.de/index.php?id=184 (21.02.2014)

[16] http://www.rww.de/index.php?id=115 (21.02.2014)

der Dosierung der Pulveraktivkohle auf die Betriebsstabilität sowie die Entfernung einer organischen Testsubstanz bei unterschiedlichen Pulveraktivkohledosiermengen. Dabei kommt man zur Erkenntnis, dass die Art des Spülprozesses wesentlichen Einfluss auf die Entfernung von Pulveraktivkohle aus dem Modul hat und der Prozess optimal verläuft, wenn die Durchführung von Druckluftspülung und Rückspülung gleichzeitig erfolgt. Der Transmembrandruck sowie die Permeabilität werden durch die Pulveraktivkohle-Dosierung kaum beeinträchtigt, wie frühere Studien bereits zeigten. Beim Versuch der Optimierung der Dosierung von Pulveraktivkohle, um Para-Nitrophenol (4-Nitrophenol), das relativ gut an Aktivkohle adsorbierbar ist, effektiv und stabil zu entfernen, resultiert im kombinierten Pulveraktivkohle-Ultrafiltrations-Prozess eine höhere Entfernung von Para-Nitrophenol als bei Batch-Versuchen mit gleicher Kontaktzeit. Zur Untersuchung genauer Entfernungseffekte sind noch weitere Versuche notwendig.

5.1.3 Risikomanagement für Wasserschutzgebiete

Im Sinne der zurzeit vorhandenen oder künftigen öffentlichen Wasserversorgung werden Wasserschutzgebiete angeordnet, um Gewässer vor schädlichen Beeinträchtigungen zu schützen. Nach § 24 Wasserschutzgebiete (Wassergesetz für Baden-Württemberg, 2005; zit. in BUNK et al., 2013) beteiligen sich die öffentlichen Wasserversorgungsunternehmen bei der Überwachung der in ihrem Interesse festgesetzten Wasserschutzgebiete. Die Wasserversorgungsunternehmen müssen die untere Wasserbehörde umgehend über Abläufe aufklären, die ein Einschreiten der Wasserbehörde erfordern können.

Als Beispiel dafür ist eine innovative Vorgangsweise in Deutschland zu nennen, die im Folgenden kurz beschrieben wird. Für die Abschätzung und Beherrschung möglicher Gefährdungen (Industrie, Verkehr, Landwirtschaft, Abwasser,…) wird sogenanntes Risikomanagement für Wasserschutzgebiete angeordnet, womit in qualitativer Hinsicht die Bewertung der Risiken systematisch, sektorenweise und relativ zueinander mit Ordinalskalen erfolgt und auf Basis physikalischer Zusammenhänge der mögliche Schadstofftransport mit Modellen berechnet und die Einwirkung auf die Rohwasserqualität quantifiziert werden kann. Während die zur Abschätzung notwendigen Kriterien im qualitativen Ansatz auf Basis von Schätzwerten ermittelt werden können und die Komplexität der Aufgabe somit deutlich verminderbar ist, wird im quantitativen Ansatz die Risikoabschätzung auf Basis der Brunnenvulnerabilitätskriterien, die sich aus den Durchbruchskurven (numerischer Berechnungen) an der Rohwasserentnahme ergeben, durchgeführt (BUNK et al., 2013). Wie die Abbildung 56 zeigt, kann die Methode des risikobasierten und prozessorientierten Managements in die Hauptstufen Gefährdungsanalyse, Risikoabschätzung und Risikobeherrschung untergliedert werden. Mit der Abfolge dieser Stufen nehmen Aussagekraft und Aufwand der Vorgangsweise zu.

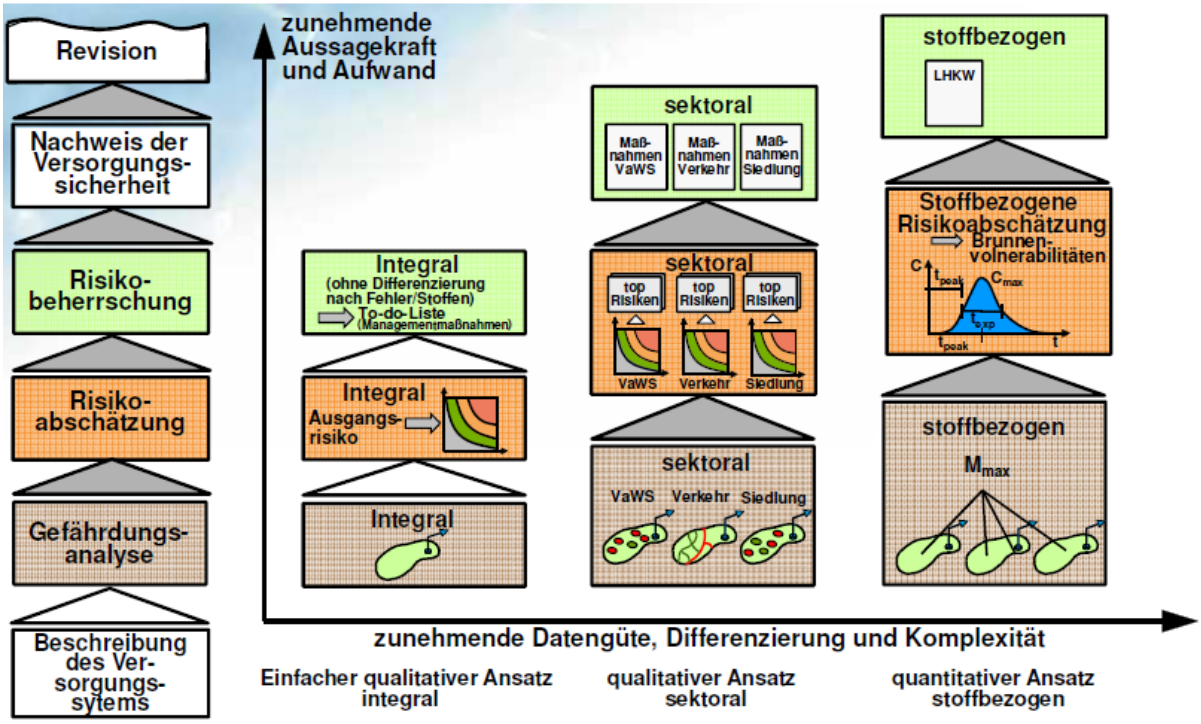


Abbildung 56: Risikomanagement für Wasserschutzgebiete - Bearbeitung in 3 Komplexitätsstufen (HAAKH, 2013)

Die Bewertung des Versorgungssystems beinhaltet die Gefährdungsanalyse mit dem Ziel, alle wahrscheinlichen Gefährdungsträger im Untersuchungsraum systematisch im Detail zu erfassen und zu beschreiben als auch die Risikoabschätzung (Risikoanalyse, Risikobewertung). Durch die Analyse des potenziellen Schadensausmaßes sowie der Eintrittswahrscheinlichkeit einer Gefährdung lassen sich die Gefährdungen bezüglich ihres Risikos bewerten (Abbildung 57).

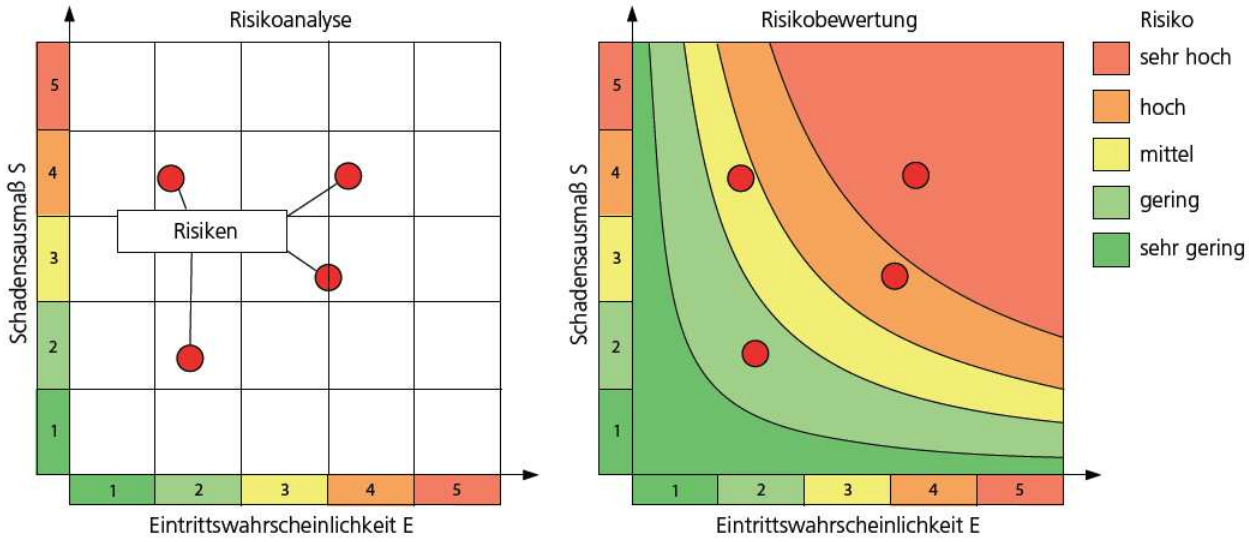


Abbildung 57: Risikoanalyse und Risikobewertung (BUNK et al., 2013)

Durch die Darstellung der verschiedenen Schadensszenarien lassen sich geeignete Maßnahmen (technisch, organisatorisch,… bzw. langfristig, mittelfristig, kurzfristig) zur Risikominderung ableiten. Schlussendlich muss die Versorgungssicherheit durch genaue Dokumentation und regelmäßige Revision des Risikomanagements (alle 3 – 5 Jahre)

nachweisbar sein. Das Risikomanagement für Wasserschutzgebiete sollte zukünftig einen fixen Bestandteil des Multi-Barrieren-Systems bilden (BUNK et al., 2013).

Durch das Risikomanagement für Wasserschutzgebiete können nach BUNK et al. (2013) einige Verbesserungen erzielt werden, wie:

- Erfassung aller potentiellen Gefährdungsträger im Schutzgebiet (GIS-gestützt) sowie deren Zuordnung zu Gefährdungssektoren
- Erhebung der Vulnerabilitätseigenschaften der Deckschichten im Wasserschutzgebiet und der Transfer der Gefährdung im Grundwasserleiter zur Rohwasserentnahmestelle
- Ermittlung der „Top-Risiken“ in Wasserschutzgebieten anhand einer einheitlichen Methode zur Risikoabschätzung
- Neue Hinweise zu konkreten Maßnahmen zur Risikobeherrschung
- Entwicklung gemeinsamer Prioritäten von Wasserversorgungsunternehmen und Wasserwirtschaftsverordnung für Maßnahmen des Risikomanagements
- Grundwassermonitoring orientiert sich am Gefährdungsinventar und sichert eine vollständige Überwachung der größten Risiken

5.2 Donaueinzugsgebiet

Die Donau ist mit einer Länge von 2.845 (ohne Breg) oder 2.888 Kilometer nach der Wolga der zweitlängste Fluss in Europa und besitzt einen mittleren Abfluss von 6.700 m³/s[17]. Sie entspringt im Schwarzwald durch die Quellflüsse Brigach sowie Breg und mündet in einem ausgedehnten Delta in das Schwarze Meer. Dabei durchquert sie weite Teile des südlichen Mitteleuropas und Südosteuropas wie das nördliche Alpenvorland, die Pannonische Tiefebene und das Rumänische Tiefland. Die Donau durchfließt die sechs Staaten Deutschland, Österreich, Slowakei, Ungarn, Serbien und Rumänien während sie mit 37 % des Donaulaufs für die vier Länder Kroatien, Bulgarien, Moldawien und Ukraine ein Grenzfluss ist. Weitere Länder (Albanien, Bosnien-Herzegowina, Italien, Mazedonien, Montenegro, Polen, Schweiz, Slowenien und Tschechien sowie Kosovo) befinden sich im Flusseinzugsgebiet (Abbildung 58), das eine Gesamtgröße von 795.686 km² aufweist.



Abbildung 58: Donaueinzugsgebiet[18]

Bedeutende Nebenflüsse der Donau sind Lech, Isar, Inn, Enns, Leitha/Schwarza, Drau, Save, March, Kamp und Theiß. Im rumänisch-serbischen Grenzgebiet wird der Stausee „Eisernes Tor“ durchflossen.

Die Donau ist Transportweg, Energiequelle und ein beliebter Anziehungspunkt für Touristen. Für rund 10 Millionen Menschen dient die Donau entlang ihrem Lauf auch als Trinkwasserquelle. Während in Deutschland vor allem Städte wie Ulm oder Passau als auch

[17] http://de.wikipedia.org/wiki/Donau (22.02.2014)

[18] http://www.iawd.at/cms/media/plan_iawd_xl.gif (22.02.2014)

teilweise der gesamte Raum zwischen Stuttgart, Bad Mergentheim, Aalen und dem Alb-Donau-Kreis Donauwasser als Trinkwasser verwenden, wird es in Österreich für die Trinkwassergewinnung nur sehr selten herangezogen (z.B. während Hitzeperioden). Im Bereich des Mittellaufs verzichten viele Staaten aufgrund der starken Verschmutzung darauf. Lediglich in Rumänien (Drobeta Turnu Severin, Donaudelta), wo der Fluss wieder sauberer ist, werden die Menschen noch überwiegend mit Wasser aus der Donau versorgt[19].

5.2.1 Ziele und Herausforderungen der Wasserwerke

Die IAWD (Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Donaueinzugsgebiet) ist eine vergleichbare Organisation wie die IAWR und dient ausschließlich gemeinnützigen und wissenschaftlichen Zielen zur Verbesserung und Sicherung der Wasserqualität der Donau und ihrer Nebenflüsse. Sie fördert alle Maßnahmen, um Verschmutzungen und Gefährdungen der Rohwasserbeschaffenheit im Hinblick auf die Trinkwasserversorgung zu verhindern.

Die Ziele der IAWD sind Interessenswahrnehmung aller Trinkwasserversorgungen im Donaueinzugsgebiet, Aufbau eines einheitlichen, international abgestimmten Mess- und Untersuchungsprogramms über die Wasserqualität und die Auswertung sowie die Veröffentlichung der daraus gewonnenen Ergebnisse, Überlassung der Arbeitsergebnisse an nationale und internationale Institutionen, Öffentlichkeitsarbeit, regelmäßiger Erfahrungsaustausch zwischen den Mitgliedern sowie enge Zusammenarbeit mit anderen Organisationen ähnlicher Zielsetzung. Die Lösung wasserfachlicher Probleme ist nur durch eine grenzüberschreitende solidarische Zusammenarbeit möglich. Dabei sind die besonderen Umstände der Wasserwerke im Donaueinzugsgebiet Osteuropas zu berücksichtigen[20].

Zahlreiche Länder (Slowakei, Ungarn, Serbien, Rumänien, Kroatien, Bulgarien, Moldawien, Ukraine) nutzen die Donau ausgiebig für industrielle Zwecke. Vor allem im Bereich der Großstädte Bratislava, Vukovar, Smederevo, Russe oder Galati kommen wegen der dort angesiedelten Schwerindustrie häufig Wasserverschmutzungen durch Schwermetalle, Nitrate und Nitrite, Pestizide und Öle vor. Großen Einfluss auf die Wasserqualität der Donau haben auch die Zuflüsse Inn, Save, Drau, Theiß, Pruth, Olt oder Sereth, da diese vor ihrer Mündung in die Donau durch mehrere osteuropäische Länder fließen, in denen die Umweltproblematik vor allem in Industriegebieten nach wie vor ein großes Problem darstellt, und somit Schadstoffbelastungen verursacht werden[21].

5.2.2 Wasserbeschaffenheit im Donaueinzugsgebiet

Die im Rahmen eines umfangreichen Untersuchungsprogramms auf physikalische, chemische und mikrobiologische Parameter im Donaueinzugsgebiet erhobenen Messdaten (2011/2012) von der IAWD zeigen, dass die Abflüsse bei den deutschen und österreichischen Messstellen der Donau deutliche Schwankungen aufweisen und von zufälligen Niederschlagsereignissen abhängen. Da aus den Alpen nur wenige Zuflüsse in die Donau einmünden, sind die Abflüsse im oberen Flussbereich eher niedrig. Die Konzentrationen der üblichen Wasserqualitätsparameter (DOC, Ammonium, Nitrat,…) erscheinen an der Messstelle Leipheim in Deutschland aufgrund der geringen Abflüsse im Vergleich zu Ergebnissen an der mittleren Donau in Österreich und Serbien relativ hoch. Von den organischen Einzelstoffen weist die Verbindung EDTA, das als synthetischer Komplexbildner vielfältig eingesetzt wird und in mechanisch-biologischen Kläranlagen schwer abbaubar ist, die höchste Konzentration in der oberen Donau auf (9 µg/L), wobei diese in den vergangenen Jahren deutlich zurückgegangen

[19] http://www.iawd.at/cms/pages/de/die-donau.php (22.02.2014)

[20] http://www.iawd.at/cms/pages/de/organisation.php (22.02.2014)

[21] http://www.wasserqualität-trinkwasserqualität.de/wasser-qualitaet/fluesse/donau (22.02.2014)

ist. An der Messstelle Regensburg liegen die Mittelwerte für Ammonium, Nitrat und o-Phosphat-Phospor sowie die summarischen organischen Parameter (DOC, SAK(254), AOX) etwas höher als in Leipheim. Im Bereich der österreichischen Messstellen Linz und Wien sind die Konzentrationen der gemessenen Parameter aufgrund der wasserreichen Nebenflüsse aus dem Alpenraum (Inn, Traun, Enns,…) und der folglichen Verdünnung vergleichsweise zu den deutschen Messstellen niedrig. In Wien weisen beispielsweise die Parameter elektrische Leitfähigkeit, Nitrat und DOC in den Wintermonaten (Jänner bis März) bei geringen Abflüssen die höchsten Werte auf, während sie in den Sommermonaten wegen der Schneeschmelze in den Alpen als auch unter Berücksichtigung der besseren biologischen Abbaubarkeit von Nitrat bei höheren Temperaturen niedrig sind. Nur die summarischen organischen Parameter TOC und DOC überschreiten häufig bei raschem Anstieg der Abflüsse die im Donau-, Maas- und Rhein-Memorandum definierten Qualitätsziele. Generell stellt aber der Donauabschnitt in Österreich die am niedrigsten gemessenen Stoff- bzw. Parameter-Konzentrationen dar. Bei der Messstelle Vinča in Serbien ist aufgrund der klimatischen Verhältnisse lediglich die Wassertemperatur erhöht, wodurch der Sauerstoffgehalt niedrig (< 6 mg/L) und somit aus ökologischer Sicht kritisch zu betrachten ist. Im Allgemeinen werden im oberen und mittleren Bereich der Donau die nationalen und europäischen Anforderungen für die Trinkwassergewinnung aus Oberflächenwasser weitgehend eingehalten (IAWD, 2012).

Ein dauerhaftes und kontinuierliches Monitoringprogramm wie am Rhein ist an der Donau noch nicht etabliert. Während für den Rhein mittlerweile ein relativ umfangreicher Datensatz an mikrobiologischen Messwerten (coliforme Bakterien, E.coli, Enterokokken und Clostridien) vorhanden ist, gibt es von der Donau, vor allem flussabwärts von Österreich, diesbezüglich nur wenige Informationen. Die mikrobiologischen Messwerte, die von beiden Flüssen vorhanden sind, liegen im gleichen Bereich und deren Auswertung gemäß der EU-Badegewässer-Richtlinie ergibt zumeist eine mangelhaft bewertete Badegewässerqualität. Im Bereich Regensburg bis Wien sind die hygienischen Belastungen der Donau wahrscheinlich wegen der geringeren Besiedelungsdichte in diesem Bereich niedriger als mehrere untersuchte Bereiche des Rheins. Allerdings weist die Donau eine leichte Erhöhung der hygienischen Belastungen auf, während sich die hygienische Wasserqualität des Rheins leicht verbessert. Für langfristige Abschätzungen sind regelmäßige Untersuchungen (mindestens einmal pro Monat) erforderlich (HÜGLER und HAMBSCH, 2010).

5.2.3 Aufbereitungstechniken an der Donau

Trotz der bisher noch recht unzureichend technologisierten Aufbereitungstechnik im östlichen Einzugsgebiet flussabwärts von Österreich und teils mangelhafter Messprogramme werden zahlreiche Uferfiltrationsanlagen mit weiterführender Trinkwasseraufbereitung entlang der Donau betrieben, wie beispielsweise in Tulln (Österreich), Budapest (Ungarn) oder Belgrad (Serbien), die folgend kurz beschrieben werden.

5.2.3.1 Tulln (Österreich)

Die Trinkwasserversorgung der Stadtgemeinde Tulln erfolgt durch zwei Wasserwerke ausschließlich mit Grundwasser. Insgesamt werden etwa 4.500 m³ Wasser pro Tag gefördert und damit 15.600 Einwohner versorgt.

Das Wasserwerk I liegt südlich von Tulln und für die Wasserförderung steht ein Brunnen zur Verfügung. Für den Ausgleich zwischen der konstant geförderten Wassermenge der Brunnen und den von der Tageszeit abhängigen Verbrauchsschwankungen im Gemeindegebiet sorgen zwei Tiefbehälter mit einem Fassungsvermögen von je 1.000 m³.

Das zweite Wasserwerk befindet sich nördlich der Donau in der Tullner Au. Der Grundwasservorrat besteht aus dem so genannten Grundwasserbegleitstrom, welcher parallel zur Donau durch tiefe, eiszeitliche Schotterablagerungen fließt und dabei zuverlässig gefiltert

wird. Die Erschließung des Trinkwassers erfolgt am Brunnenfeld II mit Hilfe von zwei Horizontalfilterbrunnen (Abbildung 59).

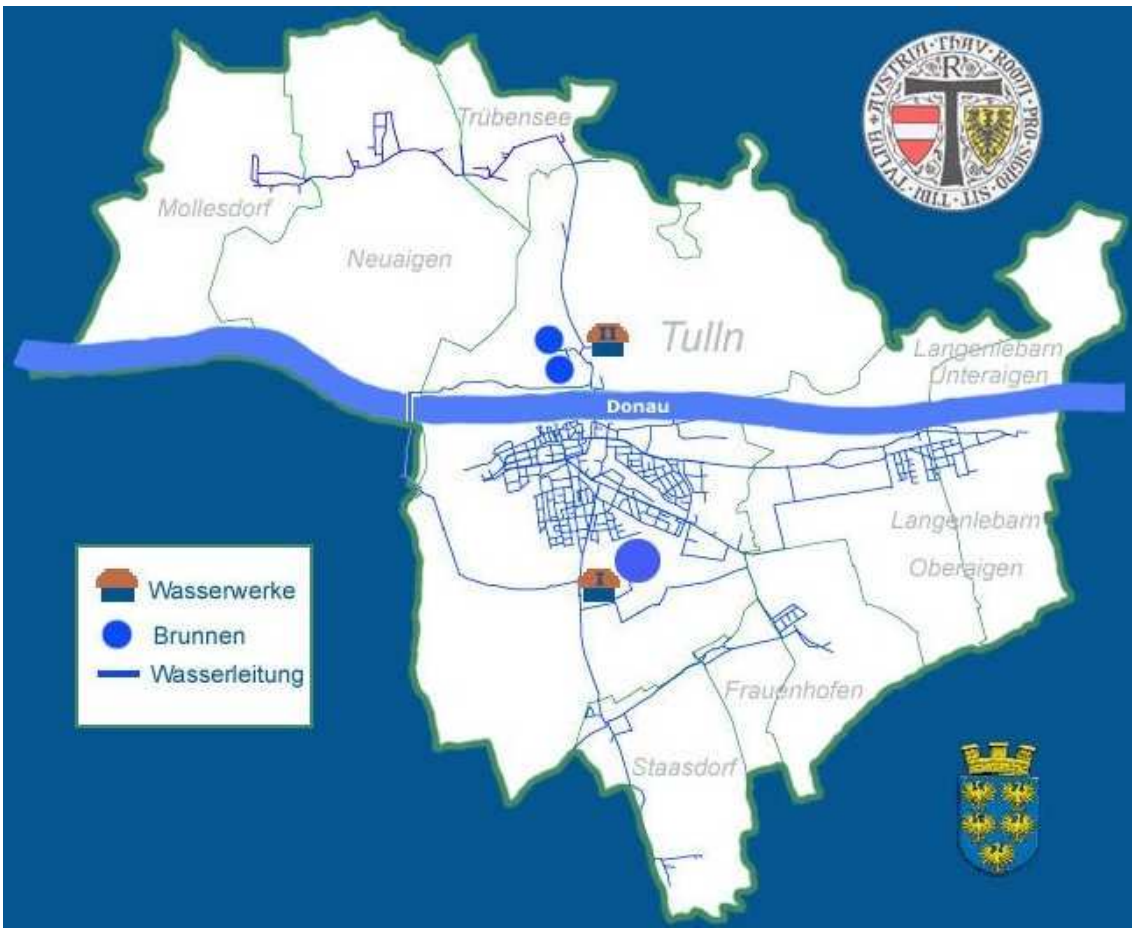


Abbildung 59: Übersicht Tulln[22]

Beide Wasserwerke erfüllen sehr unterschiedliche Funktionen. Im Wasserwerk I erfolgt die Sicherheitsdesinfektion des geförderten Wassers umweltschonend mittels UV-Strahlung. Weiters ist dort die Mischung der beiden Wässer, die Zwischenspeicherung zur Abdeckung der Verbrauchsspitzen und die Pumpenanlage zur Versorgung des Leitungsnetzes mit konstantem Wasserdruck untergebracht.

Da allgemein in den qualitativ hochwertigen Auwässern häufig erhöhte Konzentrationen von Eisen und Mangan auftreten, erfolgen im Wasserwerk II die Aufbereitungsschritte:

1. Enteisenung und Entmanganung: Oxidation von Eisen bzw. Mangan
2. Mehrschichtfiltration und Aktivkohlefiltration: Entfernung des entstandenen Oxyds
3. Desinfektion

Zur möglichst schonenden und gleichmäßigen Entnahme des geförderten Wassers wurde ein zusätzlicher Tiefbehälter mit einem Fassungsvolumen von 500 m³ errichtet[25].

[22] http://www.wasserwerk.at/home/wasserwerke/tulln (16.4.2014)

5.2.3.2 Budapest (Ungarn)

In einigen Großstädten an der Donau, wie Budapest oder Belgrad (siehe nächsten Punkt) wird Oberflächenwasser als Rohwasserressource für die Trinkwasserproduktion genutzt. Daher ist eine detaillierte Kenntnis über die Gewässerqualität sehr wichtig. Zur Aufbereitung des Rohwassers kommen folgende Stufen zum Einsatz (NEUNTEUFEL, 2014):

1. Ozonung: Wasser wird in Kontaktbehälter mit Ozon versetzt, das organische und anorganische Stoffe (hohe Eisen- und Manganbelastung) zu Flocken umwandelt, gleichzeitiger Abbau von Geruchs- und Geschmacksstoffen
2. Sandfiltration: Entfernung der Ausfällungen
3. Aktivkohlefiltration: Anlagerung geringster Konzentrationen von gelösten organischen Wasserinhaltsstoffen als auch Schweb-, Geruchs- und Geschmacksstoffen, Zurückhaltung von organischen Verunreinigungen sowie chlorierten Kohlenwasserstoffen und Spuren von Pflanzenschutzmitteln
4. Desinfektion (Chlor)

5.2.3.3 Belgrad (Serbien)

Für die Wassergewinnung in Belgrad bieten sich drei mögliche Rohwasserquellen an. Während die Wasserwerke Makiš und Vinča das Oberflächenwasser aus der Save bzw. Donau gewinnen und einer technischen Aufbereitung unterziehen, wird beim Wasserwerk Banovo Brdo an der Save unter anderem auch das Verfahren der Uferfiltration eingesetzt.

Das Werk Makiš trägt mit einer Kapazität von 216.000 bis 259.200 m³/d den größten Teil zur Belgrader Wasserversorgung bei. Die Aufbereitung des Oberflächenwassers der Save erfolgt nach der technisch aufwändigsten Art mit den Stufen mechanische Reinigung, Chlorung, Flockung, Sedimentation, erneuter Filtration sowie Ozonung über Mehrschichtfilter und Aktivkohle. Anschließend wird das Wasser noch mit Chlor desinfiziert.

Einen geringen Teil zur Wasserversorgung Belgrads trägt das Wasserwerk Vinča bei (4.320 m³/d), das die Donau als Rohwasserquelle nutzt. Die Aufbereitungstechnik erscheint robust und alle Schritte erfolgen händisch. Dabei durchläuft das Oberflächenwasser der Donau die Schritte Flockung und Flotation/Sedimentation, Chlorung, Schnellsandfiltration mit Anthrazit als auch Desinfektion mit Chlor.

Das Wasserwerk Banovo Brdo an der Save fördert Uferfiltrat aus 50 – 60 Brunnen und weist eine Kapazität von 172.800 m³/d auf. Als weiterführende Aufbereitungsschritte kommen folgende Stufen zum Einsatz:

1. Belüftung: Ausfällung von gelösten Eisen- und Manganverbindungen, die Befüftungsdüsen müssen alle zwei Tage händisch mit Salzsäure gereinigt werden
2. Sedimentation
3. Schnellsandfiltration
4. Desinfektion (Chlor)

Im Sommer 2009 wurden vom Technologiezentrum Wasser (TZW) und von serbischen Forschungseinrichtungen einige Vergleichsuntersuchungen mit wässrigen Proben im Oberflächenwasser, Rohwasser und Trinkwasser durchgeführt. Von 51 nachgewiesenen pharmazeutischen Wirkstoffen in Donau und Save ergaben nur die Konzentrationen von Sulfamethoxazol höhere Werte als die Bestimmungsgrenze (12 bzw. 20 ng/L). Im Uferfiltrat eines Brunnens nahe der Save und im Rohmischwasser wurden geringe Konzentrationen (10 und 15 ng/L) von Sulfadimidin sowie weitere Substanzen wie künstliche Süßstoffe, Röntgenkontrastmittel und verschiedene Industriechemikalien (Komplexbildner) bestätigt.

Verschiedenheiten im Substanzspektrum sowie unterschiedliche Konzentrationen der persistenten Spurenstoffe zwischen Save und Donau sind vermutlich auf die ökonomischen Unterschiede (Anwendungsart und Freisetzung der Substanzen) in den Einzugsgebieten zurückzuführen. Einige Uferfiltrate in Belgrad weisen vergleichsweise zu aeroben Uferfiltratstrecken in Deutschland geringe Sauerstoffgehalte auf. Sowohl technische Verfahren wie Ozonung und Aktivkohle, natürliche Verfahren wie die Uferfiltration als auch kombinierte Aufbereitungssysteme können nicht alle Stoffe eliminieren. Somit bietet vor allem für Wasserwerke im unteren Donaueinzugsgebiet, die mit einfachen Aufbereitungsverfahren auskommen müssen, ein sauberes Rohwasser den besten Schutz zu einer nachhaltigen Trinkwassersicherung (STORCK et al., 2010).

5.3 Zusammenfassende Diskussion der aktuellen Situation bei der Gewinnung von Trinkwasser aus Uferfiltrat an Rhein und Donau

Anhand des praktischen Stands der Technik hinsichtlich des Trinkwasseraufbereitungssystems aus Uferfiltrat entlang der Flüsse Rhein und Donau sollte untersucht werden, wie effektiv diese Aufbereitungsstufe in Hinblick auf neue Herausforderungen durch Spurenstoffe wirkt bzw. welche weiterführenden Aufbereitungsschritte sowie Maßnahmen der Wasserwerke zur Sicherung einer einwandfreien Trinkwasserqualität noch erforderlich sind. Die gesammelten Informationen haben gezeigt, dass seit der engen Zusammenarbeit der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet, die auf eine natürliche Trinkwassergewinnung aus den Oberflächen- und Grundwässern zielen, die Belastungen durch Industrieeinleitungen (Salz, Schwermetalle, Lösungsmittel etc.) und organische Spurenstoffe aufgrund des Betriebes eines umfangreichen Messprogrammes zur regelmäßigen Überwachung, Messung und Auswertung der Gewässerqualität sowie wissenschaftlicher Untersuchungen zum Ressourcen- und Trinkwasserschutz deutlich reduziert werden konnten. Zur weiterführenden Aufbereitung der Uferfiltrate in den großen Ballungsräumen haben sich technische Kombinationen verschiedener Reinigungsstufen (Ozonung, Aktivkohlefiltration etc.) bewährt. Vergleichsweise dazu haben die im Rahmen eines umfangreichen Untersuchungsprogramms auf physikalische, chemische und mikrobiologische Parameter im Donaueinzugsgebiet erhobenen Messdaten der Wasserwerke gezeigt, dass generell im oberen und mittleren Bereich der Donau die nationalen und europäischen Anforderungen für die Trinkwassergewinnung aus Oberflächenwasser weitgehend eingehalten werden konnten, während unterhalb des österreichischen Einzugsgebietes Messungen zur Ermittlung der Belastung mit organischen Spurenstoffen sowie mikrobiologischen Verunreinigungen selten bzw. nur unregelmäßig erfolgen. Trotz sehr empfindlicher Analyseverfahren konnten die untersuchten Stoffe häufig nicht nachgewiesen werden. Um konkrete Informationen über die langfristige Entwicklung der hygienisch-mikrobiologischen Beschaffenheit der Donau zu erhalten, wären langjährige regelmäßige Messungen (mindestens einmal pro Monat) als auch identische Standardmessverfahren zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit der Messdaten an unterschiedlichen Entnahmestellen notwendig.

Sofern die zur Trinkwasserproduktion genutzten Wässer aus gut geschützten und gut filtrierenden Grundwasserleitern gewonnen werden, kann die Uferfiltration gerade für alle Großstädte an Flussläufen in vielen Entwicklungsländern eine günstige Möglichkeit zur Trinkwassergewinnung darstellen und aus hygienisch-mikrobiologischer Sicht auch ohne aufwändige, weiterführende Aufbereitungsstufen für die Trinkwasserversorgung zum Einsatz kommen. Unter Berücksichtigung der ökonomischen Aspekte sollten Pilotversuche für unterschiedliche Standorte sowie folglich bereits bestehende kombinierte Aufbereitungsverfahren hinsichtlich der Entfernung neu gebildeter Nebenprodukte weiter optimiert werden (Anwendung von Aktivkohle, Einsatz der Membrantechnik, Einsatz wirksamer Hilfsmittel, Prozesssteuerung und Kontrolle,…). Vor allem für Aktivkohlen könnten durch eine geeignete Auswahl, Maximierung der Beladungskapazität mittels Prozessoptimierung, Pilotierung und Modellierung der Prozesse für belastbare Prognosen, Untersuchungen zum Einfluss der Reaktivierung oder neu entwickelte Analyseverfahren die Rohwasserbelastungen mit Aktivkohle im Kläranlagenablauf noch besser vermindert werden. Auch das Risikomanagement für Wasserschutzgebiete sollte zur Abschätzung und Beherrschung möglicher Gefährdungen (Industrie, Verkehr, Landwirtschaft, Abwasser,…) generell ein fixer Bestandteil des Multi-Barrieren-Systems werden. Bezüglich dem Wissen um die Auswirkungen von „neuen“ Spurenstoffen auf die Umwelt, deren Risiko für die Trinkwasserversorgung und den notwendigen Maßnahmen sind künftig noch weitere Untersuchungen notwendig.

6. Zusammenfassung

Die Uferfiltration ist die Gewinnung von Wasser aus einem oberirdischen Gewässer, das aufgrund der Förderung von Grundwasser in den Untergrund infiltriert und dabei natürlich gereinigt wird. Während der Uferpassage finden verschiedene physikalische, chemische sowie mikrobiologische Prozesse statt. Das vorrangige Ziel der vorliegenden Arbeit ist, in Form einer Literaturstudie von 2008 bis 2013 den Stand des Wissens auf der Basis der Erkenntnisse von STEPAN (2010) bezüglich jener Prozesse zu aktualisieren, die bei der Gewinnung von Trinkwasser durch Uferfiltration Auswirkungen auf die Wasserqualität haben. Die dabei bearbeiteten Forschungsberichte liefern aktuelle Informationen sowohl von Feldversuchen sowie Probennahmen verschiedener Uferfiltrations- und geregelter Aquiferanreicherungsstandorte, von Laborexperimenten – vor allem Säulen- und Batchexperimente – als auch unterschiedlicher Modellierungen zum Transport oder Verbleib von gewissen Wasserinhaltsstoffen.

Die in den Forschungsberichten beobachteten Prozesse und Untersuchungsergebnisse wurden zusammengefasst und hinsichtlich physikalischer, chemischer und mikrobiologischer Parameter zugeordnet. Die räumliche Zuteilung der einzelnen Studien erfolgte primär nach dem Schwerpunkt des behandelten Themas entlang der Fließstrecke, die das Wasser vom Oberflächenwasser bis hin zum Brunnen zurücklegt. Neue Erkenntnisse der wissenschaftlichen Untersuchungen und Studien, die keiner der genannten Zonen entlang des Fließweges zuzuordnen waren, wurden in gesonderten „Black-Box-Modellen“ (Säulen-, Batchexperimente etc.) zusammengefasst. Somit ergab sich eine Gliederung wie folgt:

- Fließende Welle
- Fließgewässersohle, hyporheisches Interstitial
- Fließstrecke in der gesättigten Zone
- Ungesättigte Bodenzone des Retentionsraums
- Entnahmestelle
- „Black-Box-Modelle“

Für eine übersichtliche Darstellung aller im Zuge der Literaturstudie neu gewonnenen Informationen wurden im Rahmen dieser Arbeit die von STEPAN (2010) entwickelten Tabellen, einschließlich der räumlichen Gliederung mit den dazugehörigen Prozessen sowie den untersuchten Parametern, erweitert bzw. aktualisiert.

Grundsätzlich beweisen die bearbeiteten Studien, dass die meisten Wasserinhaltsstoffe durch die wichtigsten Prozesse während der Uferfiltration, wie biologischer Abbau, Sorption sowie Mischungs- und Verteilungsprozesse, effektiv reduziert bzw. vollständig eliminiert werden können. In der Vergangenheit zeigten sich zunehmend Probleme mit permanenten, geringen Konzentrationen von polaren, persistenten Wasserinhaltsstoffen, die in Abwasserbehandlungsanlagen häufig nicht entfernt werden können und Einfluss auf die Qualität des Oberflächenwassers und folglich auch des Uferfiltrates haben. Vor allem anthropogene, organische Verbindungen, wie Pharmazeutika, Pestizide, Komplexbildner oder Benzinzusatzstoffe, als auch sporenbildende Bakterien und Kryptosporidien-Oozysten weisen hohe Beständigkeit auf.

Die aktuellen Studien zeigen sehr unterschiedliches Verhalten von verschiedenen organischen Tracer-Schadstoffen bei der Uferfiltration, da deren Entfernung von verschiedenen Faktoren, wie Klima, hydrogeologische Eigenschaften der Region und physikalisch-chemische Bedingungen des Aquifers abhängt. Während Trockenperioden die anaeroben Bedingungen fördern und giftige Algenblüten ein Risiko darstellen, werden bei Hochwasserereignissen die Fließgeschwindigkeiten erhöht, Schadstoffe eingeschwemmt und die Fließzeiten verkürzt. Längere Aufenthaltszeiten im Grundwasser können hingegen zur Erhöhung der Metabolit-

Konzentrationen führen. Bei der Durchdringung des Untergrundes werden die Entfernungsvorgänge der organischen Schadstoffe hauptsächlich durch Sorption, Ionenaustausch sowie mikrobiellen Abbau bzw. Umwandlung beeinflusst. Neben der Aufenthaltszeit des Wassers im Untergrund haben die Redox-Bedingungen den größten Einfluss auf die Reinigungsleistung von verschiedenen Uferfiltrations- und künstlichen Anreicherungssystemen. Der Abbau der Stoffe verläuft meist unter aeroben Bedingungen wesentlich schneller als bei anaeroben Bedingungen. Uferfiltrationssysteme, die die Redox-Abfolge oxisch->anoxisch umfassen, sichern hingegen die maximale Entfernungseffizienz. Auch höhere Temperaturen können die Entfernungseffizienz von biologisch abbaubaren Komponenten steigern. Während der Anfangsphase der Infiltration kann BDOC sowohl bei aeroben als auch bei anoxischen Bedingungen den Abbau von organischen Tracer-Schadstoffen durch die Förderung des Wachstums der Bodenbiomasse erhöhen. Dieser dient somit als Co-Substrat in der co-metabolischen Umsetzung der Verschmutzer. Für flache Flussabschnitte scheint die Biotransformation zur Verringerung von organischen Tracer-Chemikalien hingegen nicht so entscheidend zu sein, während die Photolyse vor allem in flachen Flussbereichen eine wichtige Rolle spielt. Der Durchbruch von pharmazeutischen Stoffen kann durch den Nitratgehalt verzögert werden. Diclofenac und Sulfamethoxazol weisen bei Experimenten mit Aquifer-Material seltsames Verhalten auf, da deren Konzentrationen in der Mitte von Tests abnehmen, aber gegen Ende wieder steigen, was auf die Wirkung der denitrierenden Bedingungen auf aromatische Amine hinweist. Das Pharmazeutikum Sulfamethoxazol wird zu Umwandlungsprodukten abgebaut, wovon eines wiederum das Potential besitzt, sich in den Ausgangsstoff rückzuwandeln. Generell kann durch eine Vorbehandlung mit Uferfiltration der Aufwand für die Nachbehandlung mit Ozon verringert werden. Gegenüber natürlichen Verminderungsprozessen verhält sich bei unterschiedlichen Untersuchungen vor allem auffallend oft das Pharmazeutikum Carbamazepin sehr persistent.

Studien zu Schwermetallen zeigen, dass sich bei einem landwirtschaftlichen Standort eines Flusses Zn und Mn in der Wasserpflanze Myriophyllum aquaticum stärker anreichern als in den Sedimenten, wobei Cu, Fe und Zn durch Selbstreinigungsprozesse der Wasserpflanze schnell aus dem Oberflächenwasser entfernt werden. Silber sorbiert in der aquatischen Umwelt stark an Schwebstoffteilchen und wird schnell in Sedimente eingegliedert. Umgewandelte Silber-Sulfide weisen hohe Stabilität auf. Für süsswasserhaltige Ökosysteme ist jedoch aufgrund unzureichender Charakterisierung der Toxizität von neu gebildeten Silberformen nur eine beschränkte Risikoeinschätzung möglich. Das Sorptionsverhalten des flüssigen Schwermetalles Quecksilber erscheint in sandigen Sedimenten eher schwach und steht in positiver und linearer Wechselwirkung mit der Partikelgröße. Der Sorptionskoeffizient korrelliert negativ mit der Konzentration von DOC und positiv mit der Anzahl an Bakterien, wobei der bakterielle Einfluss deutlich größer ist als die Partikelgröße.

Untersuchungsergebnisse des Oozysten-Transportes zeigen, dass bei der Untergrundpassage eine große Anzahl an Kryptosporidien-Oozysten durch Koagulation, Sedimentation und Filtration zurückgehalten und inaktiviert werden kann. Deren Entfernung aus sandigen Flusssedimenten erfolgt unabhängig von Kohlenstoffinhalt, bakteriellen koloniebildenden Einheiten oder Textureigenschaften des Sandes. Die Kombination der niedrigen Geschwindigkeit, schwachen Wechselbeziehungen und/oder sterischen Abstoßung (steric repulsion) kontrolliert den Rückhalt von Oozysten, wobei eine steigende Ionenkonzentration zu erhöhtem Rückhalt führt. Durch Zusatz von DOC nimmt die Sorption ab. Auch anionische oberflächenaktive Natriumdodecylbenzolsulfonate können die Anlagerungsvorgänge deutlich verringern. Beim Transportverhalten von Oozysten und Mikrosphären durch zwei komplexe Böden (vulkanisch bzw. landwirtschaftlich) dienen diese trotz Makroporen als effiziente Entfernungsfilter, während ein dritter, sehr organischer Boden stark reversible Interaktionen aufweist und es nach Regenereignissen zur Abtrennung von kleinen Pathogenen ins Porenwasser kommen kann.

Zur Sicherung einer einwandfreien Trinkwasserqualität sind nach der Uferfiltration häufig weiterführende Aufbereitungsschritte sowie Maßnahmen der Wasserwerke erforderlich. Daher stellt der zweite Teil der Arbeit in der Praxis häufig angewandte und in der Vergangenheit bewährte, weiterführende Aufbereitungstechniken von Uferfiltrat am Rhein (bzw. an der Ruhr), wie das „Düsseldorfer Verfahren“ in Düsseldorf, das „Mülheimer Verfahren“ in Mühlheim an der Ruhr oder andere Verfahren in Bodenheim, Koblenz und Köln, als auch praktische Versuche mit Aktivkohle, die in erster Linie als Adsorptionsmittel zur Entfernung unerwünschter Farb-, Geschmacks- und Geruchsstoffe aus dem Wasser zum Einsatz kommt, dar.

Testfilterbetriebe mit Aktivkohle zeigen, dass die Qualität des Ablaufs unter Berücksichtigung wirtschaftlicher Aspekte von der Filterstandzeit bestimmt wird und sich die Anwendung zur Rückhaltung von Spurenstoffen gut mit Membranverfahren ergänzen würde. Durch Erhöhung des Neukohleanteils (> 25 %) kann das zukünftige Reaktivierungsalter der Aktivkohle nachhaltig reduziert werden. Zur Verbesserung des Betriebes mit Aktivkohle eignen sich neben regelmäßigen Filterspülungen auch alternative Adsorbtionsmaterialien, wie die Anwendung von Aktivkohlen aus Kokosnussschalen zeigt.

Zum Schutz der Gewässer vor negativen Einwirkungen im Hinblick auf die öffentliche Wasserversorgung dient das Risikomanagement für Wasserschutzgebiete der systematischen, sektorenweisen und relativen Bewertung von Risiken. Damit können mögliche Gefährdungen (Industrie, Verkehr, Landwirtschaft, Abwasser,…) besser abgeschätzt und Maßnahmen zur Risikobeherrschung entwickelt werden. Künftig sollte dieses Verfahren ein fixer Bestandteil des Multi-Barrieren-Prinzips werden.

Im Vergleich zu umfangreichen Messprogrammen und hoch entwickelten Wasseraufbereitungstechniken entlang des Rheins sind von der Donau vor allem flussabwärts von Österreich nur spärliche Daten vorhanden. Für ein umfangreiches Messnetz und moderne Anlagen fehlen dort oft die technischen und ökonomischen Voraussetzungen. Größere Uferfiltrationsanlagen mit weiterführenden Aufbereitungsschritten zur Trinkwassergewinnung gibt es in Tulln (Österreich), bei Bratislava und Gabčikovo (Slowakei), in Budapest (Ungarn) sowie Belgrad (Serbien). Da weder mit Hilfe von natürlichen Verfahren wie der Uferfiltration, technischen Verfahren wie Ozonung und Aktivkohle als auch kombinierten Aufbereitungssystemen alle Stoffe aus dem Wasser eliminiert werden können, hat insbesondere für Wasserwerke im unteren Donaueinzugsgebiet, die mit einfachen Aufbereitungsverfahren auskommen müssen, die Vermeidung des Eintrags von Spurenstoffen in den Wasserkreislauf oberste Priorität.

Aufgrund der gewonnenen Informationen in den Forschungsberichten sowie den Erkenntnissen der Wasserwerke an den Flüssen Rhein und Donau ist ersichtlich, dass in Bezug auf das Wissen um die Umweltauswirkungen von neuen Spurenstoffen, die Risikoeinschätzung für die Trinkwasserversorgung sowie die Maßnahmenentwicklung– noch erheblicher Forschungsbedarf gegeben ist.

7. Literaturverzeichnis

BANZHAF, S., NÖDLER, K., LICHA, T., KREIN, A., SCHEYTT, T. (2012) Redox-sensitivity and mobility of selected pharmaceutical compounds in a low flow column experiment, Science of the Total Environment 438, 113-121, 2012

BARBIERI, M., CARRERA, J., SANCHEZ-VILA, X., AYORA, C., CAMA, J., KÖCK-SCHULMEYER, M., LÓPEZ DE ALDA, M., BARCELÓ, D., BRUNET, J. T., GARCÍA, M. H. (2011) Microcosm experiments to control anaerobic redox conditions when studying the fate of organic macropollutants in aquifer material, Journal of Contaminant Hydrology 126, 330-345, 2011

BARBIERI, M., CARRERA, J., AYORA, C., SANCHEZ-VILA, X., LICHA, T., NÖDLER, K., OSORIO, V., PÉREZ, S., KÖCK-SCHULMEYER, M., LÓPEZ DE ALDA, M., BARCELÓ, D. (2012) Formation of diclofenac and sulfamethoxazole reversible transformation products in aquifer material under denitrifying conditions: Batch experiments, Science of the Total Environment 426, 256-263, 2012

BARUCH-TEBLUM, E., MASTAI, Y., LANDFESTER, K. (2010) Miniemulsion polymerization of cyclodextrin nanospheres for water purification from organic pollutants, European Polymer Journal 46, 1671-1678, 2010

BAUER, R., DIZER, H., GRAEBER, I., ROSENWINKEL, K.-H., LÓPEZ-PILA, J. M. (2010) Removal of bacterial fecal indicators, coliphages and enteric adenoviruses from waters with high fecal pollution by slow sand filtration, Water Research 45, 439-452, 2011

BAUMGARTEN, B., JÄHRIG, J., REEMTSMA, T., JEKEL, M. (2010) Long term laboratory column experiments to simulate bank filtration: Factors controlling removal of sulfamethoxazole, Water Research 45, 211-220, 2011

BENGTSSON, G., PICADO, F. (2008) Mercury sorption to sediments: Dependence on grain size, dissolved organic carbon, and suspended bacteria, Chemosphere 73, 526-531, 2008

BLASER, S. A., SCHERINGER, M., MacLEOD, M., HUNGERBÜHLER, K. (2007) Estimation of cumulative aquatic exposure and risk due to silver: Contribution of nano-functionalized plastics and textiles, Science oft he Total Environment 390, 396-409, 2008

BUNDESMINISTERIUM FÜR GESUNDHEIT (2013) Österreichisches Lebensmittelbuch, 4. Auflage, Codexkapitel/B1/Trinkwasser, Online im Internet: URL: http://www.bmg.gv.at/cms/home/attachments/4/9/6/CH1252/CMS1167207128242/b_1_trinkwasser.pdf [Abruf 19.12.2013]

BRACHT, B. (2008) Effizienzsteigerungen in der deutschen Wasserversorgung: eine industrieökonomische Analyse. Logos Verlag, Berlin, 59-60

BUNK, T., EMMERT, M., HAAKH, F. (2013) Ergebnisse aus dem Forschungsvorhaben „Risikomanagement für Wasserschutzgebiete“, LW-Schriftenreihe 2013, 40-53, Online im Internet: URL: http://www.lw-online.de/fileadmin/downloads/serv_infoschriften/Schriftenreihe_29_13/Schriftenreihe_B4.pdf [Abruf 28.02.2014]

DERX, J., BLASCHKE, A. P., BLÖSCHL, G. (2010) Three-dimensional flow patterns at the river-aquifer interface – a case study at the Danube, Advances in Water Resources 33, 1375-1387, 2010

DÍAZ-CRUZ, M. S., BARCELÓ, D. (2008) Trace organic chemicals contamination in ground water recharge, Chemosphere 72, 333-342, 2008

DICKENSON, E. R. V., SNYDER, S. A., SEDLAK, D. L., DREWES, J. E. (2010) Indicator compounds for assessment of wastewater effluent contributions to flow and water quality, Water Research 45, 1199-1212, 2011

DVGW (DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR DAS GAS UND WASSERFACH) (1987) DVGW-Merkblatt W 217 „Flockung in der Wasseraufbereitung; Teil 1: Grundlagen“, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser GmbH, Bonn

DVGW (DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR DAS GAS UND WASSERFACH) (2002) DVGW-Merkblatt W 225 „Ozon in der Wasseraufbereitung“, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser GmbH, Bonn

DVGW (DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR DAS GAS UND WASSERFACH) (2005a) DVGW-Merkblatt W 213-3 „Filtrationsverfahren zur Partikelentfernung – Teil 3: Schnellfiltration“, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser GmbH, Bonn

DVGW (DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR DAS GAS UND WASSERFACH) (2005b) DVGW-Merkblatt W 213-4 „Filtrationsverfahren zur Partikelentfernung – Teil 4: Langsamfiltration“, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser GmbH, Bonn

DVGW (DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR DAS GAS UND WASSERFACH) (2005c) DVGW-Merkblatt W 214-1 „Entsäuerung von Wasser – Teil 1: Grundsätze und Verfahren“, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser GmbH, Bonn

DVGW (DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR DAS GAS UND WASSERFACH) (2005d) DVGW-Merkblatt W 290 „Trinkwasserdesinfektion – Einsatz- und Anforderungskriterien“, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser GmbH, Bonn

DVGW (DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR DAS GAS UND WASSERFACH) (2011a) DVGW-Merkblatt W 213-5 (A) „Filtrationsverfahren zur Partikelentfernung – Teil 5: Membranfiltration“, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser GmbH, Bonn

DVGW (DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR DAS GAS UND WASSERFACH) (2011b) DVGW-Merkblatt W 239 (A) „Entfernung organischer Stoffe bei der Trinkwasseraufbereitung durch Adsorbtion an Aktivkohle“, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser GmbH, Bonn

EUROPÄISCHES PARLAMENT UND RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (2000) Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie, WRRL), Online im Internet: URL: http://www.ikzm-d.de/infos/pdfs/15_wrrl_d_text.pdf [Abruf 12.02.2014]

FAULKNER, B. R., OLIVAS, Y., WARE, M. W., ROBERTS, M. G., GROVES, J. F., BATES, K. S., McCARTY, S. L. (2010) Removal efficiencies and attachment coefficients for Cryptosporidium in sandy alluvial riverbank sediment, Water Research 44, 2725-2734, 2010

FRITSCH, P., KNAUS, W., MERKL, G., PREININGER, E., RAUTENBERG, J., WEISS, M., WRICKE, B. (2011) Taschenbuch der Wasserversorgung, 15. Auflage, Vieweg+Teubner Verlag, Wiesbaden

GIMBEL, R., JEKEL, M., LIESSFELD, R. (2004) Wasseraufbereitung – Grundlagen und Verfahren, Lehr- und Handbuch Wasserversorgung Bd. 6, Oldenbourg Industrieverlag, München

GIMBEL, R., NAHRSTEDT, A. (2004) Grundlagen der Tiefenfiltration, in: GIMBEL, R., JEKEL, M., LIESSFELD, R. (2004) Wasseraufbereitung – Grundlagen und Verfahren, Lehr- und Handbuch Wasserversorgung Bd. 6, Oldenbourg Industrieverlag, München, 115-192

GRATHWOHL, P., VON SCHLIPPENBACH, U., GIMBEL, R., HILLEMEIER, B., LIBRA, J., MECKENSTOCK, R., REETZ, K., SCHUBERT, H., TERNES, T. (2012) Wasserbeschaffenheit, in: HÜTTL, R. F., BENS O. (2012) Georessource Wasser – Herausforderung Globaler Wandel. Beiträge zu einer integrierten Wasserressourcenbewirtschaftung in Deutschland. (acatech STUDIE), Springer Verlag, Heidelberg u.a., 158-226, Online im Internet: URL: http://www.acatech.de/fileadmin/user_upload/Baumstruktur_nach_Website/Acatech/root/de/Publikationen/Projektberichte/acatech_STUDIE_Georessource_WEB.pdf [Abruf 19.02.2014]

GUNKEL, G. BEULKER, C., HOFFMANN, A., KOSMOL, J. (2008) Fine particulate organic matter (FPOM) transport and processing in littoral interstices – use of fluorescent markers, Limnologica 39, 185-199, 2009

HAAKH, F. (2010) Organische Spurenstoffe – eine neue Herausforderung für die Wasserversorgung?, gwf-Wasser/Abwasser, 2-10, Stuttgart, Online im Internet: URL: http://www.lw-online.de/fileadmin/downloads/aktu_fachbeitraege/2010_Haakh_gwf-Beitrag_Organische-Spurenstoffe_07-08-2010.pdf [Abruf 19.02.2014]

HAAKH, F. (2013) Risikomanagement für Wasserschutzgebiete, Zweckverband Landeswasserversorgung, WAT 2013 in Nürnberg

HAGMEYER, G. (2004) Membranverfahren, in: GIMBEL, R., JEKEL, M., LIESSFELD, R. (2004) Wasseraufbereitung – Grundlagen und Verfahren, Lehr- und Handbuch Wasserversorgung Bd. 6, Oldenbourg Industrieverlag, München, 193-238

HARGUINTEGUY, C. A., SCHREIBER, R., PIGNATA, M. L. (2012) Myriophyllum aquaticum as a biomonitor of water heavy metal input related to agricultural activities in the Xanaes River (Córdoba, Argentina), Ecological Indicators 27, 8-16, 2013

HASS, U., DUENNBIER, U., MASSMANN, G. (2012) Occurrence and distribution of psychoactive compounds and their metabolites in the urban water cycle of Berlin (Germany), Water Research 46, 6013-6022, 2012

HOFFMANN, G., HOBBY, R. (2009) Untersuchung zur Entfernung organischer Stoffe mit der Verfahrenskombination Pulverkohle/ Membranfiltration, Institut für Energie- und Umweltverfahrenstechnik, Verfahrenstechnik/Wassertechnik, IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung Gemeinnützige GmbH, Mülheim an der Ruhr, 12.11.2009

HOPPE-JONES, C., OLDHAM, G., DREWES, J. E. (2010) Attenuation of total organic carbon and unregulated trace organic chemicals in U.S. riverbank filtration systems, Water Research 44, 4643-4659, 2010

HOPPE-JONES, C., DICKENSON, E. R. V., DREWES, J. E. (2012) The role of microbial adaption and biodegradable dissolved organic carbon on the attenuation of trace organic chemicals during groundwater recharge, Science of the Total Environment 437, 137-144, 2012

HÜBNER, U., MIEHE, U., JEKEL, M. (2012) Optimized removal of dissolved organic carbon and trace organic contaminants during combined ozonation and artificial groundwater recharge, Water Research 46, 6059-6068, 2012

HÜGLER, M., HAMBSCH, B. (2010) Auswertung der mikrobiologischen Untersuchungen an Rhein und Donau, in: IAWD (2010) IAWD-Jahresbericht 2009/2010, 52-61, Online im Internet: URL: http://www.iawd.at/cms/media/download/IAWD_Jahresbericht_0910_low.pdf [24.02.2014]

IAWD (2012) IAWD-Jahresbericht 2011/2012, Online im Internet: URL: http://www.iawd.at/cms/media/2013/IAWD_Jahresbericht_11_12_low.pdf [Abruf 25.02.2014]

IAWR (2010) Die Leitsätze der IAWR, 25.März 2010, Zürich, Online im Internet: URL: http://www.iawr.org/docs/publikation_sonstige/leitsaetze_2010_d.pdf [Abruf 03.10.2013]

IAWR, IAWD (2007) Position der IAWR und IAWD zu Spurenstoffe in den Gewässern, Statement, 28. März 2007, Köln

IAWR, RIWA-Maas, IAWD, AWE, AWWR (2013) Europäisches Fließgewässermemorandum zur qualitativen Sicherung der Trinkwassergewinnung, Online im Internet: URL: http://www.iawr.org/docs/publikation_sonstige/efg-memorandum_2013.pdf [Abruf 10.01.2014]

IAWR (2013) Homepage – Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet (IAWR), Online im Internet: URL: http://www.iawr.org/ [Abruf 03.10.2013]

JANSEN, S., VEREECKEN, H., KLUMPP, E. (2010) On the role of metabolic activity on the transport and deposition of Pseudomonas fluorescens in saturated porous media, Water Research 44, 1288-1296, 2010

JEKEL, M. (2004a) Flockung, Sedimentation und Flotation, in: GIMBEL, R., JEKEL, M., LIESSFELD, R. (2004) Wasseraufbereitung – Grundlagen und Verfahren, Lehr- und Handbuch Wasserversorgung Bd. 6, Oldenbourg Industrieverlag, München, 63-114

JEKEL, M. (2004b) Kombinierte Verfahren der Oberflächenwasseraufbereitung, in: GIMBEL, R., JEKEL, M., LIESSFELD, R. (2004) Wasseraufbereitung – Grundlagen und Verfahren, Lehr- und Handbuch Wasserversorgung Bd. 6, Oldenbourg Industrieverlag, München, 844-856

JEKEL, M. (2004c) Anforderungen an Trinkwasser und an die Trinkwasseraufbereitung, in: GIMBEL, R., JEKEL, M., LIESSFELD, R. (2004) Wasseraufbereitung – Grundlagen und Verfahren, Lehr- und Handbuch Wasserversorgung Bd. 6, Oldenbourg Industrieverlag, München, 1-22

JEKEL, M., HABERER, K. (2004) Entfernung von anorganischen Mikroverunreinigungen und von Radionukliden, in: GIMBEL, R., JEKEL, M., LIESSFELD, R. (2004) Wasseraufbereitung – Grundlagen und Verfahren, Lehr- und Handbuch Wasserversorgung Bd. 6, Oldenbourg Industrieverlag, München, 551-587

JUTRAS, M.-F., NASR, M., CASTONGUAY, M., PIT, C., POMEROY, J. H., SMITH, T. P., ZHANG, C.-F., RITCHIE, C. D., MENG, F.-R., CLAIR, T. A., ARP, P. A. (2011) Dissolved organic carbon concentrations and fluxes in forest catchments and streams: DOC-3 model, Ecological Modelling 222, 2291-2313, 2011

KEDZIOREK, M. A. M., BOURG, A. C. M. (2008) Electron trapping capacity of dissolved oxygen and nitrate to evaluate Mn and Fe reductive dissolution in alluvial aquifers during riverbank filtration, Journal of Hydrology 365, 74-78, 2009

KELDENICH, U., RÖRDEN, O., SCHMIDT, C. K. (o. J.) Leistungsvergleich von Korn-Aktivkohlen auf Kokosnuss- und Steinkohlebasis zur effizienten Entfernung von polyfluorierten Chemikalien aus Wasser, RheinEnergie AG (Wasserlabor), Köln

KIM, H. N., WALKER, S. L., BRADFORD, S. A. (2009a) Coupled factors influencing the transport and retention of Cryptosporidium parvum oocysts in saturated porous media, Water Research 44, 1213-1223, 2010

KIM, H. N., WALKER, S. L., BRADFORD, S. A. (2009b) Macromolecule mediated transport and retention of Escherichia coli O157:H7 in saturated porous media, Water Research 44, 1082-1093, 2010

KLITZKE, S., BEUSCH, C., FASTNER, J. (2010) Sorption of the cyanobacterial toxins cylindrospermopsin and anatoxin-a to sediments, Water Research 45, 1338-1346, 2011

KLITZKE, S., FASTNER, J. (2011) Cylindrospermopsin degradation in sediments – The role of temperature, redox conditions, and dissolved organic carbon, Water Research 46, 1549-1555, 2012

LAPWORTH, D. J., BARAN, N., STUART, M. E., WARD, R. S. (2012) Emerging organic contaminants in groundwater: A review of sources, fate and occurence, Environmental Pollution 163, 287-303, 2012

LAWS, B. V., DICKENSON, E. R. V., JOHNSON, T. A., SNYDER, S. A., DREWES, J. E. (2010) Attenuation of contaminants of emerging concern during surface-spreading aquifer recharge, Science of the Total Environment 409, 1087-1094, 2011

LEE, J.-H., HAMM, S.-Y., CHEONG, J.-Y., KIM, H.-S., KO, E.-J., LEE, K.-S., LEE, S.-I. (2009) Characterizing riverbank-filtered water and river water qualities at a site in the lower Nakdong River basin, Republic of Korea, Journal of Hydrology 376, 209-220, 2009

LENS, G. (o.J.) RWW-Strategie zu Einsatz und Betrieb von Aktivkohlefilteranlagen, 26. Mülheimer Wassertechnische Seminar „Optimierung und Innovation im Wasserwerk“, Vortrag (Folien), Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH, Mülheim an der Ruhr

LESVEN, L., LOURINO-CABANA, B., BILLON, G., RECOURT, P., OUDDANE, B., MIKKELSEN, O., BOUGHRIET, A. (2010) On metal diagenesis in contaminated sediments of the Deûle river (northern France), Applied Geochemistry 25, 1361-1373, 2010

LEVY, J., BIRCK, M. D., MUTITI, S., KILROY, K. C., WINDELER, B., IDRIS, O., ALLEN, L. N. (2011) The impact of storm events on a riverbed system and its hydraulic conductivity at a site of induced infiltration, Journal of Environmental Management 92, 1960-1971, 2011

LITZ, N. T., WEIGERT, A., KRAUSE, B., HEISE, S., GRÜTZMACHER, G. (2011) Comparative studies on the retardation and reduction of glyphosate during subsurface passage, Water Research 45, 3047-3054, 2011

MAENG, S. K., AMEDA, E., SHARMA, S. K., GRÜTZMACHER, G., AMY, G. L. (2010) Organic micropollutant removal from wastewater effluent-impacted drinking water sources during bank filtration and artificial recharge, Water Research 44, 4003-4014, 2010

MAENG, S. K., SHARMA, S. K., LEKKERKERKER-TEUNISSEN, K., AMY, G. L. (2011a) Occurrence and fate of bulk organic matter and pharmaceutically active compounds in managed aquifer recharge: A review, Water Research 45, 3015-3033, 2011

MAENG, S. K., SHARMA, S. K., ABEL, C. D. T., MAGIC-KNEZEV, A., AMY, G. L. (2011b) Role of biodegradation in the removal of pharmaceutically active compounds with different bulk organic matter characteristics through managed aquifer recharge: Batch and column studies, Water Research 45, 4722-4736, 2011

MAENG, S. K., SHARMA, S. K., ABEL, C. D. T., MAGIC-KNEZEV, A., SONG, K.-G., AMY, G. L. (2012) Effects of effluent organic matter characteristics on the removal of bulk organic matter and selected pharmaceutically active compounds during managed aquifer recharge: Column study, Journal of Contaminant Hydrology 140-141, 139-149, 2012

MALAGUERRA, F., ALBRECHTSEN, H.-J., BINNING, P. J. (2012) Assessment of the contamination of the drinking water supply wells by pesticides from surface water resources using a finite element reactive transport model and global sensitivity analysis techniques, Journal of Hydrology 476, 321-331, 2013

MEDIHALA, P. G., LAWRENCE, J. R., SWERHONE, G. D. W., KORBER, D. R. (2012) Effect of pumping on the spatio-temporal distribution of microbial communities in a water well field, Water Research 46, 1286-1300, 2012

METGE, D. W., HARVEY, R.W., AIKEN, G. R., ANDERS, R., LINCOLN, G., JASPERSE, J. (2009) Influence of organic carbon loading, sediment associated metal oxide content and sediment grain size distributions upon Cryptosporidium parvum removal during riverbank filtration operations, Sonoma County, CA, Water Research 44, 1126-1137, 2010

MOHANRAM, A., RAY, C., HARVEY, R. W., METGE, D. W., RYAN, J. N., CHOROVER, J., EBERL, D. D. (2010) Comparison of transport and attachment behaviors of Cryptosporidium parvum oocysts and oocyst-sized microspheres being advected through three minerologically different granular porous media, Water Research 44, 5334-5344, 2010

MUTITI, S., LEVY, J.(2010) Using temperature modeling to investigate the temporal variability of riverbed hydraulic conductivity during storm events, Journal of Hydrology 388, 321-334, 2010

NAHRSTEDT, A. (2012) Sichere Rückhaltung von Spurenstoffen: eine Renaissance der Aktivkohle in der Wasseraufbereitung, IWW-Innovationstag, Institut an der Universität Duisburg-Essen, Mülheim an der Ruhr, 21.06.2012

NEUNTEUFEL, R. (2014) Persönliche Mitteilung, Wien, März 2014

NISSING, W. (2004) Stabilisierung - Praxis -, in: GIMBEL, R., JEKEL, M., LIESSFELD, R. (2004) Wasseraufbereitung – Grundlagen und Verfahren, Lehr- und Handbuch Wasserversorgung Bd. 6, Oldenbourg Industrieverlag, München, 709-764

NÖDLER, K., LICHA, T., BARBIERI, M., PÉREZ, S. (2012) Evidence fort he microbially mediated abiotic formation of reversible and non- reversible sulfamethoxazole transformation products during denitrification, Water Research 46, 2131-2139, 2012

ÖVGW (ÖSTERREICHISCHE VEREINIGUNG FÜR DAS GAS- UND WASSERFACH) (2004) Richtlinie W72 „Schutz- und Schongebiete“, Wien, Februar 2004

ÖWAV (ÖSTERREICHISCHER WASSER- UND ABFALLWIRTSCHAFTSVERBAND) (2013) Anthropogene Spurenstoffe in der aquatischen Umwelt, ÖWAV-Positionspapier, Wien

PETOSA, A. R., BRENNAN, S. J., RAJPUT, F., TUFENKJI, N. (2011) Transport of two metal oxide nanoparticles in saturated granular porous media: Role of water chemistry and particle coating, Water Research 46, 1273-1285, 2012

PORUBCAN, A. A., XU, S. (2010) Colloid straining within saturated heterogeneous porous media, Water Research 45, 1796-1806, 2011

RAUCH-WILLIAMS, T., HOPPE-JONES, C., DREWES, J. E. (2009) The role of organic matter in the removal of emerging trace organic chemicals during managed aquifer recharge, Water Research 44, 449-460, 2010

ROHNS, H.-P. (2013) Erfahrungen zur Adsorbtion in der Trinkwasseraufbereitung in Düsseldorf, 26. Mülheimer Wassertechnisches Seminar am 09.04.2013 „Optimierung und Innovation im Wasserwerk“, Vortrag (Folien), Stadtwerke Düsseldorf AG

ROSENBERRY, D. O., PITLICK, J. (2009) Effects of sediment transport and seepage direction on hydraulic properties at the sediment-water interface of hyporheic settings, Journal of Hydrology 373, 377-391, 2009

SCHEURER, M., MICHEL, A., BRAUCH, H.-J., RUCK, W., SACHER, F. (2012) Occurrence and fate of the antidiabetic drug metformin and ist metabolite guanylurea in the environment and during drinking water treatment, Water Research 46, 4790-4802, 2012

SCHULTE-EBBERT, U. (2004) Künstliche Grundwasseranreicherung und Untergrundpassage, in: GIMBEL, R., JEKEL, M., LIESSFELD, R. (2004) Wasseraufbereitung – Grundlagen und Verfahren, Lehr- und Handbuch Wasserversorgung Bd. 6, Oldenbourg Industrieverlag, München, 403-439

SHANI, C., WEISBROD, N., YAKIREVICH, A. (2007) Colloid transport through saturated sand columns: Influence of physical and chemical surface properties on deposition, Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects 316, 142-150, 2008

SHARMA, L., GRESKOWIAK, J., RAY, C., ECKERT, P., PROMMER, H. (2012) Elucidating temperature effects on seasonal variations of biogeochemical turnover rates during riverbank filtration, Journal of Hydrology 428-429, 104-115, 2012

SINGH, P., KUMAR, P., MEHROTRA, I., GRISCHEK, T. (2009) Impact of riverbank filtration on treatment of polluted river water, Journal of Environmental Management 91, 1055-1062, 2010

SPRENGER, C., LORENZEN, G., HÜLSHOFF, I., GRÜTZMACHER, G., RONGHANG, M., PEKDEGER, A. (2010) Vulnerability of bank filtration systems to climate change, Science oft he Total Environment 409, 655-663, 2011

STAUDER, S., GEIGES M., KÜHN, W. (2009) Neukonzeption der Trinkwasserversorgung unter Berücksichtigung neuartiger Verfahren zur Aufbereitung alkalischer, stark arsen- und huminstoffhaltiger Grundwässer am Beispiel der Städte Becej, Novi Becej, Kikinda und Zrenjanin in der Region Vojvodina (Serbien), Schlussbericht, Technologiezentrum Wasser, Karlsruhe, Online im Internet: URL: www.tzw.de/pdf/abteilungen/technologie/konzepttwvserbien.pdf [Abruf 18.02.2014]

STELLATO, L., TERRASI, F., MARZAIOLI, F., BELLI, M., SANSONE, U., CELICO, F. (2012) Is ^{222}Rn a suitable tracer of stream-groundwater interactions? A case study in central Italy, Applied Geochemistry, 2012

STEPAN, K. (2010) Trinkwassergewinnung durch Uferfiltration in Augewässern – Stand des Wissens und der Praxis im Hinblick auf Untersuchungen im Bereich der unteren Lobau, Institut für Siedlungswasserbau, Industriewasserwirtschaft und Gewässerschutz, Department Wasser – Atmosphäre – Umwelt, Universität für Bodenkultur Wien

STETTER, D. (2004) Enthärtung und Entkarbonisierung, in: GIMBEL, R., JEKEL, M., LIESSFELD, R. (2004) Wasseraufbereitung – Grundlagen und Verfahren, Lehr- und Handbuch Wasserversorgung Bd. 6, Oldenbourg Industrieverlag, München, 709-764

STORCK, F. R., BRAUCH, H.-J., DIMKIĆ, BORELI-ZDRAVKOVIC, D., PETKOVIC, A., VASILJEVIĆ, L. (2010) Serbisch-Deutsche Zusammenarbeit, in: IAWD (2010) IAWD-Jahresbericht 2009/2010, 65-74, Online im Internet: URL: http://www.iawd.at/cms/media/download/IAWD_Jahresbericht_0910_low.pdf [24.02.2014]

SYNGOUNA, V. I., CHRYSIKOPOULOS, C. V. (2012) Transport of biocolloids in water saturated columns packed with sand: Effect of grain size and pore water velocity, Journal of Contaminant Hydrology 129-130, 11-24, 2012

TANG, J., McDONALD, S., PENG, X., SAMADDER, S. R., MURPHY, T. M., HOLDEN, N. M. (2011) Modelling Cryptosporidium oocysts transport in small ungauged agricultural catchments, Water Research 45, 3665-3680, 2011

TRINH, S. B., HISCOCK, K. M., REID, B. J. (2012) Mechanistic insights into the role of river sediment in the attenuation of the herbicide isoproturon, Environmental Pollution 170, 95-101, 2012

TWV (2014) Verordnung des Bundesministers für soziale Sicherheit und Generationen über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung – TWV), StF: BGBI. II Nr. 304/2001, Online im Internet: URL: https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung/Bundesnormen/20001483/TWV%2c%20Fassung%20vom%2024.02.2014.pdf [Abruf 24.02.2014]

WEAVER, L., SINTON, L. W., PANG, L., DANN, R., CLOSE, M. (2012) Transport of microbial tracers in clean and organically contaminated silica sand in laboratory columns compared with their transport in the field, Science of the Total Environment 443, 55-64, 2013

ZHENG, W., LICHWA, J., D'ALESSIO, M., RAY, C. (2009) Fate and transport of TNT, RDX, and HMX in streambed sediments: Implications for riverbank filtration, Chemosphere 76, 1167-1177, 2009

ZIEGLER, D. H. (2001) Untersuchungen zur nachhaltigen Wirkung der Uferfiltration im Wasserkreislauf Berlin, Dissertation an der Fakultät III- Prozesswissenschaften der Technischen Universität Berlin

8. Anhang

Tabelle A - 1: Auflistung der in der Literaturstudie behandelten Berichte, sortiert nach Nummer 161
Tabelle A - 2: Auflistung der in der Literaturstudie behandelten Berichte, sortiert nach Autor 165
Tabelle A - 3: Übersichtstabelle physikalische Parameter 169
Tabelle A - 4: Übersichtstabelle chemische Parameter 170
Tabelle A - 5: Übersichtstabelle chemische Parameter (Blackbox) 171
Tabelle A - 6: Übersichtstabelle mikrobiologische Parameter 172
Tabelle A - 7: Übersichtstabelle sonstige Parameter 173

Tabelle A - 1: Auflistung der in der Literaturstudie behandelten Berichte, sortiert nach Nummer

Nr.	Autor	Titel
101	SINGH et al. (2009)	Impact of riverbank filtration on treatment of polluted river water
102	LEE J.-H. (2009)	Characterizing riverbank-filtered water and river water qualities at a site in the lower Nakdong River basin, Republic of Korea
103	SPRENGER et al. (2010)	Vulnerability of bank filtration systems to climate change
104	HOPPE-JONES und DREWES (2010)	Attenuation of total organic carbon and unregulated trace organic chemicals in U.S. riverbank filtration systems
105	DICKENSON et al. (2010)	Indicator compounds for assessment of wastewater effluent contributions to flow and water quality
106	JUTRAS et al. (2011)	Dissolved organic carbon concentrations and fluxes in forest catchments and streams: DOC-3 model
107	BLASER et al. (2007)	Estimation of cumulative aquatic exposure and risk due to silver: Contribution of nano-functionalized plastics and textiles
108	HARGUINTEGUY et al. (2012)	Myriophyllum aquaticum as a biomonitor of water heavy metal input related to agricultural activities in the Xanaes River (Córdoba, Argentina)
109	TANG et al. (2011)	Modelling Cryptosporidium oocysts transport in small ungauged agricultural catchments
110	DERX et al. (2010)	Three-dimensional flow patterns at the river-aquifer interface – a case study at the Danube
111	MUTITI und LEVY (2010)	Using temperature modeling to investigate the temporal variability of riverbed hydraulic conductivity during storm events
112	SHARMA et al. (2012)	Elucidating temperature effects on seasonal variations of biogeochemical turnover rates during riverbank filtration
113	TRINH et al. (2012)	Mechanistic insights into the role of river sediment in the attenuation of the herbicide isoproturon
114	MAENG et al. (2011a)	Occurrence and fate of bulk organic matter and pharmaceutically active compounds in managed aquifer recharge: A review

115	MALAGUERRA et al. (2012)	Assessment of the contamination of drinking water supply wells by pesticides from surface water resources using a finite element reactive transport model and global sensitivity analysis techniques
116	GUNKEL et al. (2008)	Fine particulate organic matter (FPOM) transport and processing in littoral interstices – use of fluorescent markers
117	LESVEN et al. (2010)	On metal diagenesis in contaminated sediments of the Deûle river (northern France)
118	LEVY et al. (2011)	The impact of storm events on a riverbed system and its hydraulic conductivity at a site of induced infiltration
119	MAENG et al. (2010)	Organic micropollutant removal from wastewater effluent-impacted drinking water sources during bank filtration and artificial recharge
120	KEDZIOREK und BOURG (2008)	Electron trapping capacity of dissolved oxygen and nitrate to evaluate Mn and Fe reductive dissolution in alluvial aquifers during riverbank filtration
121	STELLATO et al. (2012)	Is ^{222}Rn a suitable tracer of stream–groundwater interactions? A case study in central Italy
122	LAWS et al. (2010)	Attenuation of contaminants of emerging concern during surface-spreading aquifer recharge
123	LAPWORTH et al. (2012)	Emerging organic contaminants in groundwater: A review of sources, fate and occurrence
124	DÍAZ-CRUZ und BARCELÓ (2008)	Trace organic chemicals contamination in ground water recharge
125	HASS et al. (2012)	Occurrence and distribution of psychoactive compounds and their metabolites in the urban water cycle of Berlin (Germany)
126	MEDIHALA et al. (2012)	Effect of pumping on the spatio-temporal distribution of microbial communities in a water well field
127	ZHENG et al. (2009)	Fate and transport of TNT, RDX, and HMX in streambed sediments: Implications for riverbank filtration
128	RAUCH-WILLIAMS et al. (2009)	The role of organic matter in the removal of emerging trace organic chemicals during managed aquifer recharge
129	BAUMGARTEN et al. (2010)	Long term laboratory column experiments to simulate bank filtration: Factors controlling removal of sulfamethoxazole
130	MAENG et al. (2011b)	Role of biodegradation in the removal of pharmaceutically active compounds with different bulk organic matter characteristics through managed aquifer recharge: Batch

		and column studies
131	SCHEURER et al. (2012)	Occurrence and fate of the antidiabetic drug metformin and its metabolite guanylurea in the environment and during drinking water treatment
132	HÜBNER et al. (2012)	Optimized removal of dissolved organic carbon and trace organic contaminants during combined ozonation and artificial groundwater recharge
133	BANZHAF et al. (2012)	Redox-sensitivity and mobility of selected pharmaceutical compounds in a low flow column experiment
134	HOPPE-JONES et al. (2012)	The role of microbial adaptation and biodegradable dissolved organic carbon on the attenuation of trace organic chemicals during groundwater recharge
135	LITZ et al. (2011)	Comparative studies on the retardation and reduction of glyphosate during subsurface passage
136	PETOSA et al. (2011)	Transport of two metal oxide nanoparticles in saturated granular porous media: Role of water chemistry and particle coating
137	BARUCH-TEBLUM et al. (2010)	Miniemulsion polymerization of cyclodextrin nanospheres for water purification from organic pollutants
138	MAENG et al. (2012)	Effects of effluent organic matter characteristics on the removal of bulk organic matter and selected pharmaceutically active compounds during managed aquifer recharge: Column study
139	BARBIERI et al. (2012)	Formation of diclofenac and sulfamethoxazole reversible transformation products in aquifer material under denitrifying conditions: Batch experiments
140	BARBIERI et al. (2011)	Microcosm experiments to control anaerobic redox conditions when studying the fate of organic micropollutants in aquifer material
141	BENGTSSON und PICADO (2008)	Mercury sorption to sediments: Dependence on grain size, dissolved organic carbon, and suspended bacteria
142	NÖDLER et al. (2012)	Evidence of the microbially mediated abiotic formation of reversible and non-reversible sulfamethoxazole transformation products during denitrification
143	PORUBCAN und XU (2010)	Colloid straining within saturated heterogeneous porous media
144	SHANI et al. (2007)	Colloid transport through saturated sand columns: Influence of physical and chemical surface properties on deposition

145	FAULKNER et al. (2010)	Removal efficiencies and attachment coefficients for Cryptosporidium in sandy alluvial riverbank sediment
146	METGE et al. (2009)	Influence of organic carbon loading, sediment associated metal oxide content and sediment grain size distributions upon Cryptosporidium parvum removal during riverbank filtration operations, Sonoma County, CA
147	KLITZKE und FASTNER (2011)	Cylindrospermopsin degradation in sediments – The role of temperature, redox conditions, and dissolved organic carbon
148	BAUER et al. (2010)	Removal of bacterial fecal indicators, coliphages and enteric adenoviruses from waters with high fecal pollution by slow sand filtration
149	MOHANRAM et al. (2010)	Comparison of transport and attachment behaviors of Cryptosporidium parvum oocysts and oocyst-sized microspheres being advected through three minerologically different granular porous media
150	KLITZKE et al. (2010)	Sorption of the cyanobacterial toxins cylindrospermopsin and anatoxin-a to sediments
151	SYNGOUNA und CHRYSIKOPOULOS (2012)	Transport of biocolloids in water saturated columns packed with sand: Effect of grain size and pore water velocity
152	WEAVER et al. (2012)	Transport of microbial tracers in clean and organically contaminated silica sand in laboratory columns compared with their transport in the field
153	KIM et al. (2009a)	Coupled factors influencing the transport and retention of Cryptosporidium parvum oocysts in saturated porous media
154	KIM et al. (2009b)	Macromolecule mediated transport and retention of Escherichia coli O157:H7 in saturated porous media
155	JANSEN et al. (2010)	On the role of metabolic activity on the transport and deposition of Pseudomonas fluorescens in saturated porous media
156	ROSENBERRY und PITLICK (2009)	Effects of sediment transport and seepage direction on hydraulic properties at the sediment–water interface of hyporheic settings

Tabelle A - 2: Auflistung der in der Literaturstudie behandelten Berichte, sortiert nach Autor

Autor	Nr.	Titel
BANZHAF et al. (2012)	**133**	Redox-sensitivity and mobility of selected pharmaceutical compounds in a low flow column experiment
BARBIERI et al. (2011)	**140**	Microcosm experiments to control anaerobic redox conditions when studying the fate of organic micropollutants in aquifer material
BARBIERI et al. (2012)	**139**	Formation of diclofenac and sulfamethoxazole reversible transformation products in aquifer material under denitrifying conditions: Batch experiments
BARUCH-TEBLUM et al. (2010)	**137**	Miniemulsion polymerization of cyclodextrin nanospheres for water purification from organic pollutants
BAUER et al. (2010)	**148**	Removal of bacterial fecal indicators, coliphages and enteric adenoviruses from waters with high fecal pollution by slow sand filtration
BAUMGARTEN et al. (2010)	**129**	Long term laboratory column experiments to simulate bank filtration: Factors controlling removal of sulfamethoxazole
BENGTSSON und PICADO (2008)	**141**	Mercury sorption to sediments: Dependence on grain size, dissolved organic carbon, and suspended bacteria
BLASER et al. (2007)	**107**	Estimation of cumulative aquatic exposure and risk due to silver: Contribution of nano-functionalized plastics and textiles
DERX et al. (2010)	**110**	Three-dimensional flow patterns at the river-aquifer interface – a case study at the Danube
DICKENSON et al. (2010)	**105**	Indicator compounds for assessment of wastewater effluent contributions to flow and water quality
DÍAZ-CRUZ und BARCELÓ (2008)	**124**	Trace organic chemicals contamination in ground water recharge
FAULKNER et al. (2010)	**145**	Removal efficiencies and attachment coefficients for Cryptosporidium in sandy alluvial riverbank sediment
GUNKEL et al. (2008)	**116**	Fine particulate organic matter (FPOM) transport and processing in littoral interstices – use of fluorescent markers
HARGUINTEGUY et al. (2012)	**108**	Myriophyllum aquaticum as a biomonitor of water heavy metal input related to agricultural activities in the Xanaes River (Córdoba, Argentina)

HASS et al. (2012)	**125**	Occurrence and distribution of psychoactive compounds and their metabolites in the urban water cycle of Berlin (Germany)
HOPPE-JONES et al. (2012)	**134**	The role of microbial adaptation and biodegradable dissolved organic carbon on the attenuation of trace organic chemicals during groundwater recharge
HOPPE-JONES und DREWES (2010)	**104**	Attenuation of total organic carbon and unregulated trace organic chemicals in U.S. riverbank filtration systems
HÜBNER et al. (2012)	**132**	Optimized removal of dissolved organic carbon and trace organic contaminants during combined ozonation and artificial groundwater recharge
JANSEN et al. (2010)	**155**	On the role of metabolic activity on the transport and deposition of Pseudomonas fluorescens in saturated porous media
JUTRAS et al. (2011)	**106**	Dissolved organic carbon concentrations and fluxes in forest catchments and streams: DOC-3 model
KEDZIOREK und BOURG (2008)	**120**	Electron trapping capacity of dissolved oxygen and nitrate to evaluate Mn and Fe reductive dissolution in alluvial aquifers during riverbank filtration
KIM et al. (2009a)	**153**	Coupled factors influencing the transport and retention of Cryptosporidium parvum oocysts in saturated porous media
KIM et al. (2009b)	**154**	Macromolecule mediated transport and retention of Escherichia coli O157:H7 in saturated porous media
KLITZKE et al. (2010)	**150**	Sorption of the cyanobacterial toxins cylindrospermopsin and anatoxin-a to sediments
KLITZKE und FASTNER (2011)	**147**	Cylindrospermopsin degradation in sediments – The role of temperature, redox conditions, and dissolved organic carbon
LAPWORTH et al. (2012)	**123**	Emerging organic contaminants in groundwater: A review of sources, fate and occurrence
LAWS et al. (2010)	**122**	Attenuation of contaminants of emerging concern during surface-spreading aquifer recharge
LEE J.-H. (2009)	**102**	Characterizing riverbank-filtered water and river water qualities at a site in the lower Nakdong River basin, Republic of Korea
LESVEN et al. (2010)	**117**	On metal diagenesis in contaminated sediments of the Deûle river (northern France)
LEVY et al. (2011)	**118**	The impact of storm events on a riverbed system and its hydraulic conductivity at a site of induced infiltration

LITZ et al. (2011)	**135**	Comparative studies on the retardation and reduction of glyphosate during subsurface passage
MAENG et al. (2010)	**119**	Organic micropollutant removal from wastewater effluent-impacted drinking water sources during bank filtration and artificial recharge
MAENG et al. (2011a)	**114**	Occurrence and fate of bulk organic matter and pharmaceutically active compounds in managed aquifer recharge: A review
MAENG et al. (2011b)	**130**	Role of biodegradation in the removal of pharmaceutically active compounds with different bulk organic matter characteristics through managed aquifer recharge: Batch and column studies
MAENG et al. (2012)	**138**	Effects of effluent organic matter characteristics on the removal of bulk organic matter and selected pharmaceutically active compounds during managed aquifer recharge: Column study
MALAGUERRA et al. (2012)	**115**	Assessment of the contamination of drinking water supply wells by pesticides from surface water resources using a finite element reactive transport model and global sensitivity analysis techniques
MEDIHALA et al. (2012)	**126**	Effect of pumping on the spatio-temporal distribution of microbial communities in a water well field
METGE et al. (2009)	**146**	Influence of organic carbon loading, sediment associated metal oxide content and sediment grain size distributions upon Cryptosporidium parvum removal during riverbank filtration operations, Sonoma County, CA
MOHANRAM et al. (2010)	**149**	Comparison of transport and attachment behaviors of Cryptosporidium parvum oocysts and oocyst-sized microspheres being advected through three minerologically different granular porous media
MUTITI und LEVY (2010)	**111**	Using temperature modeling to investigate the temporal variability of riverbed hydraulic conductivity during storm events
NÖDLER et al. (2012)	**142**	Evidence of the microbially mediated abiotic formation of reversible and non-reversible sulfamethoxazole transformation products during denitrification
PETOSA et al. (2011)	**136**	Transport of two metal oxide nanoparticles in saturated granular porous media: Role of water chemistry and particle coating
PORUBCAN und XU (2010)	**143**	Colloid straining within saturated heterogeneous porous media
RAUCH-WILLIAMS et al. (2009)	**128**	The role of organic matter in the removal of emerging trace organic chemicals during managed aquifer recharge

ROSENBERRY und PITLICK (2009)	**156**	Effects of sediment transport and seepage direction on hydraulic properties at the sediment–water interface of hyporheic settings
SCHEURER et al. (2012)	**131**	Occurrence and fate of the antidiabetic drug metformin and its metabolite guanylurea in the environment and during drinking water treatment
SHANI et al. (2007)	**144**	Colloid transport through saturated sand columns: Influence of physical and chemical surface properties on deposition
SHARMA et al. (2012)	**112**	Elucidating temperature effects on seasonal variations of biogeochemical turnover rates during riverbank filtration
SINGH et al. (2009)	**101**	Impact of riverbank filtration on treatment of polluted river water
SPRENGER et al. (2010)	**103**	Vulnerability of bank filtration systems to climate change
STELLATO et al. (2012)	**121**	Is ^{222}Rn a suitable tracer of stream–groundwater interactions? A case study in central Italy
SYNGOUNA und CHRYSIKOPOULOS (2012)	**151**	Transport of biocolloids in water saturated columns packed with sand: Effect of grain size and pore water velocity
TANG et al. (2011)	**109**	Modelling Cryptosporidium oocysts transport in small ungauged agricultural catchments
TRINH et al. (2012)	**113**	Mechanistic insights into the role of river sediment in the attenuation of the herbicide isoproturon
WEAVER et al. (2012)	**152**	Transport of microbial tracers in clean and organically contaminated silica sand in laboratory columns compared with their transport in the field
ZHENG et al. (2009)	**127**	Fate and transport of TNT, RDX, and HMX in streambed sediments: Implications for riverbank filtration

Tabelle A - 3: Übersichtstabelle physikalische Parameter

Räumliche Gliederung	Prozess		Seitenzahl		physikalische Parameter								
					Temperatur/Wärme	elektrische Leitfähigkeit	pH-Wert	Trübung	Wasserfarbe (True color)	Härte	Calcit-Pufferungskapazität	UV-Absorbtion	
Fließende Welle	Schwankungen	temporal	33	**a**	2, 79			102					**a**
		saisonal		**b**				1					**b**
	Reduktion und Elimination		33	**c**				101	101			101	**c**
	Filtration		36	**d**				103					**d**
	Van-der-Waals-Kräfte		36	**e**				103					**e**
Fließgewässersohle, hyporheisches Interstitial (bis 1 m Fließstrecke)	Clogging/Kolmation			**f**		6							**f**
	Schwankungen	temporal		**g**	53								**g**
		saisonal	50	**h**	112								**h**
	Transport		49	**i**	111								**i**
Fließstrecke in der gesättigten Zone	Transport	im Sediment vertikal		**j**	53								**j**
	Mischungs-/Verteilungsprozesse			**k**	67								**k**
	Schwankungen	saisonal	62	**l**	119								**l**
Ungesättigte Bodenzone des Retentionsraums	Reduktion und Elimination			**m**							22		**m**
	Schwankungen	saisonal	62	**n**	119								**n**
Entnahmestelle	Mischungs-/Verteilungsprozesse	Filtratanteil bei HW		**o**		13, 57				57			**o**
		Verdünnung		**p**				57					**p**
	Schwankungen	saisonal	50	**q**	112								**q**

Blackbox	Prozess		Seitenzahl		physikalische Parameter								
					Temperatur/Wärme	elektrische Leitfähigkeit	pH-Wert	Trübung	Wasserfarbe (True color)	Härte	Calcit-Pufferungskapazität	UV-Absorbtion	
Entlang Fließweg	Transport			**a**	52								**a**
	Mischungs-/Verteilungsprozesse	Dispersion		**b**	62								**b**
		Verdünnung		**c**	62	43							**c**
	Schwankungen	saisonal		**d**	19								**d**
	Reduktion und Elimination			**e**				49, 57, 59, 77	57				**e**
ASR (Aquifer Storage and Recovery)	Transport			**f**	23								**f**
	Mischungs-/Verteilungsprozesse			**g**	23	23							**g**
	Änderung des Parameterwertes			**h**			24						**h**

Tabelle A - 4: Übersichtstabelle chemische Parameter

chemische Parameter

organische Parameter

					Organische Summenparameter							TOC / DOC / NOM	NOM hochmolekular		NOM niedermolekular		anthropogene Stoffe: Halogene			anthropogene Stoffe: aromatische Verbindungen			TOC					organische Schadstoffe		pharmazeutische Stoffe + Metabolite										anorganische Parameter			Metalle					Gase			Sprengstoffe			Formationspotential Desinfektionsnebenprodukte		
Räumliche Gliederung	Prozess		Seitenzahl		TOC	DOC	BDOC	AOC	SAK_{254}	BSB	Permanganat-Oxidierbarkeit	NOM	Polysaccharide	Huminstoffe	Aromate	niedermolekulare Säuren/organische Salze	AOX	THM	sonstige Halogene	BTEX	PAK	sonstige Aromate	FPOM	Kolloide	Biopolymere	Geruchsstoffe	nichtionische Tenside	Organische Schadstoffe allgemein	Komplexbildner	Röntgenkontrastmittel	Arzneimittel	Endokrine Disruptoren	Pestizide + Metabolite	Herbizide	Insektizide	Benzinzusatzstoffe	Flammschutzmittel	Tracer/Isotope	Partikuläre Wasserinhaltsstoffe	TIC	Nährstoffe/ Hauptkomponenten	Spurenelemente	Eisen	Mangan	Schwermetalle	Übergangsmetalle	Silikat/Silicium	Sauerstoff O_2	Kohlendioxid CO_2	Methan CH_4	TNT	RDX	HDX	THM (Trihalogenmethane)	HAA6 (6 Halogenessigsäuren)	
Fließende Welle	Transport	Abflussdynamik		a																																			5																	a
	Verdampfung/Verflüchtigung			b																											75		75																							b
	Biologischer Abbau		36, 39	c	104	103															103										103, 104	103	103				104				1															c
		Nitrifikation	36	d																																					67, 103															d
		Denitrifikation	33, 36	e																																					17, 102, 103															e
		Photolyse	40	f																								105			75																									f
		Anaerobe Ammonium-Oxidation	36	g																																					103															g
		Mineralisierung	36	h																																					103															h
		Assimilation	36	i																																					103															i
	Schwankungen	temporal	43	j	1, 2	1				1	1																														1, 79				108											j
		saisonal	33, 41	k		106									64		38									64												102			1, 2															k
	Reduktion und Elimination		33	l		101																						101																102												l
	Wasser-Mineralstoff-Reaktion		33	m																																					102															m
	Sorption/Desorption		36, 41	n																													103								103				103	107										n
		Ionenaustausch	36	o																																									103											o
	Ausfällung		36	p																																									103											p
	Lösungsprozesse		40	q																								105																												q
	Mischungs-/Verteilungsprozesse		41	r																																										107										r
	Anreicherung		43	s																																									108											s
Fließgewässersohle, hyporheisches Interstitial (bis 1 m Fließstrecke)	Eintrag von Gasen			t																																												6	6							t
	Clogging/Kolmation		56	u																			116																5, 6, 7, 62		6, 62		6, 62	62												u
	Transport		55, 56	v																			116										115					3																		v
	Filtration			w																																			70			6			6											w
	Biologischer Abbau		54, 55, 58	x	114	70, 114			70										76			67						6, 117	67	67	67		67, 76, 115						70																	x
		Mineralisierung	52	y	9																													113																						y
		Oxidation (Modellierung)		z		20																																																		z
		Oxidation unter aeroben Bedingungen		a	7	77																																			62		7, 62													a
		Oxidation unter anoxischen Bedingungen		b		6																																			6		6													b
		Reduktion		c																																					6, 9															c
		Methanogenese		d																																														9						d
		aerobe Respiration	50	e																																												112								e
		Denitrifikation	50	f																																												112								f
		Respiration	58	g																																					117							117								g
		Nitrifikation	58	h																																					117							117								h
		bakterielle Reduktion	58	i																																					117							117								i
	Sorption/Desorption		52, 55	j															76		70							6					76, 115	113							6	6			6		6									j
	Lösungsprozesse		58	k																																					6		6, 117	117			6									k
	Ausfällung	in Form von Sulfiden		l																																							70	70	70											l
	Mischungs-/Verteilungsprozesse	Dispersion und Diffusion durch Bioclogging		m																																		4																		m
			55	n																																																				n
	Konzentrationsänderungen	Zunahme		o		6																											115							6	6	6	6							6						o
		Abnahme		p																																					6															p
		Konzentrationsprofil 0 - 50 cm		q																																					9															q
		Konzentrationsprofil 0 - 80 cm (Schlamm)		r																																					41															r
	Reduktion und Elimination			s															76									75	75		75		75, 76																							s
	Sedimentation		41	t																																										107										t
	Schwankungen	saisonal	50	u																																					112															u
Fließstrecke in der gesättigten Zone	Transport		64	v	9	9																						75										121	70, 75		9															v
	Filtration			w																																			70																	w
	Biologischer Abbau		54, 62, 66, 68	x	122	15, 20, 37, 44	37, 122		37			15, 62	114				38			64	38, 64	64, 67				64		62, 122, 123	67	38, 67	38, 67, 75, 114, 119, 122, 123		67				114				15															x
		Mineralisierung		y		37, 44, 79	37	79	37, 79								38				38									38	38																									y
		Oxidation		z	9	6						6																													6, 7, 20															z
		Reduktion		a																																					6, 7, 9, 20		62	62												a
		Ammonifikation		b																																					20															b
		Dehalogenierung	54, 62	c													38, 44, 66													66, 114, 119																										c
	Redoxprozesse/Redox-Zonen			d								42																													19, 42		19	19												d
	Sorption/Desorption		54, 66	e	9, 122		122																					122			75, 114, 122						114				9	6														e
		Ionenaustauch	68	f																								123			123										6															f
		Adsorption		g	26	70, 79																																																		g
	Lösungsprozesse		63	h																																					6		6, 120	6, 7, 120			6									h
	Ausfällung			i																																							62	7, 62												i
	Bildung/Formation			j																																							6													j
	Mischungs-/Verteilungsprozesse		62, 64, 66	k	122	79	122												67									122	75		75, 119, 122							76, 79, 121																		k
	Konzentrationsänderungen			l																																					7, 9	6	9	9						7						l
	Reduktion und Elimination			m	49				49																			75	75		36, 63, 75		75	63	63		63																	49		m
Ungesättigte Bodenzone des Retentionsraums	Pflanzenaufnahme			n																																					17															n
	Sedimentation	an Schwemmstoffen		o																																					17															o
	Biologischer Abbau		62, 66, 68, 70	p	122	79	122		79									124		68	68	124					124	122, 123			119, 122, 123, 124		124				124																			p
		Oxidation		q		15						19, 22, 42																																												q
		Denitrifikation		r																																					17															r
		Photolyse		s																											75																									s
		Dehalogenierung	70	t															124			124																																		t
	Sorption/Desorption		66	u	122	79	122													68	68							10, 122			10, 122																									u
		Ionenaustausch	68	v																								123			123																									v
		Adsorption	70	w															124			124																																		w
	Lösungsprozesse			x																																					19															x
	Ausfällung			y																																					22															y
	Auslaugung	aus Humusschicht		z					79			26																																												z
	Anreicherung			a	22																																				22															a
	Konzentrationsänderungen	Zunahme		b																																					26															b
		Abnahme		c																																					26															c
	Mischungs-/Verteilungsprozesse		66	d	122		122																					122			122																									d
Entnahmestelle	Mischungs-/Verteilungsprozesse		73	e		37, 57, 70											38, 66				38									38, 66	38, 125										67															e
		Filtratanteil		f																																		41, 48			13, 57															f
	Biologischer Abbau		54	g	114	114																																																		g
		aerobe Respiration		h																																												112								h
		Denitrifikation		i																																												112								i
	Schwankungen	saisonal		j																																					112															j
	Clogging/Kolmation		73	k																																							126	126												k

Tabelle A - 5: Übersichtstabelle chemische Parameter (Blackbox)

chemische Parameter – organische Parameter

Blackbox	Prozess		Seitenzahl		Organische Summenparameter: TOC	DOC	BDOC	AOC	SAK_{254}	BSB	Permanganat-Oxidierbarkeit	TOC/DOC: NOM	NOM hochmolekular: Polysaccharide	Huminstoffe	NOM niedermolekular: niedermolekulare Säuren/organsiche Salze	Aromate
Entlang Fließweg	Transport			a												
		Ausbreitung bei HW		b												
	Biologischer Abbau			c	2	77	27					72, 73	37	37	37	
		Oxidation		d												
		Reduktion		e												
	Sorption/Desorption			f			27									
		Ionenaustausch		g												
	Lösungsprozesse	durch Bakterien		h												
	Ausfällung			i												
		in Form von Sulfiden		j												
	Chemische Reduktion			k												
	Assoziation/Anlagerung	mit Kolloiden/Huminfraktionen		l												
	Reduktion und Elimination			m	12, 47, 51, 78	12, 18, 47, 51, 57, 67, 78	51	51, 67	51, 57			12				
		unter aeroben Bedingungen		n												
		unter anoxischen/anaeroben Bedingungen		o												
Säulenexperimente	Transport		86, 91, 104, 105	p												
	Biologischer Abbau		76, 77, 80, 81, 85, 88, 96	q		40, 70, 76, 129, 132, 138			70					138		
		Mineralisierung unter oxischen Bedingungen		r		37			37				37	37	37	
		Mineralisierung unter anoxischen Bedingungen		s		37			37				37	37	37	
		Oxidation unter aeroben Bedingungen		t								39			16	
		Anaerobe Ammonium-Oxidation (ANAMMOX)		u												
		Denitrifikation	86	v											16	
		Reduktion		w												
		Fermentation		x											16	
	Sorption/Desorption		76, 81, 91, 105	y		40										
		Adsorption	86	z												
	Lösungsprozesse		85	a												
	Ausfällung			b												
	Reduktion und Elimination			c												
	Ozonisierung		85	d		132										
	Filtration		104, 105	e												
	Kolmation		85	f												
ASR (Aquifer Storage and Recovery)	Filtration			g												
	Biologischer Abbau			h								21				
		Oxidation		i								24				
		Hydrolyse		j												
	Sorption/Desorption			k								21				
	Lösungsprozesse			l												
	Auslaugung			m												
	Umhüllung (coating)	durch Eisen(hydr)oxide		n												
	Bildung/Formation			o												
	Mischungs-/Verteilungsprozesse			p	23											
	Konzentrationsänderungen			q												
	Reduktion und Elimination			r												
Batchexperimente	Biologischer Abbau		66, 76, 80, 81, 84, 90, 99	s	122		122									
		Denitrifikation	97, 102	t												
	Sorption/Desorption		66, 76, 80, 81, 84, 94, 99, 101	u	122		122									
		Adsorption	90	v												
	Mischungs-/Verteilungsprozesse		66	w	122		122									
	Transport		90	x												
Langsamsandfiltration	Biologischer Abbau		85, 90	y		132										
	Ozonisierung		85	z		132										
	Lösungsprozesse		85	a												
	Sorption/Desorption	Adsorption	90	b												
	Transport		90	c												
	Kolmation		85	d												

Blackbox	Prozess			anthropogene Stoffe, Halogene: AOX	THM	sonstige Halogene	aromatische Verbindungen: BTEX	PAK	sonstige Aromate	FPOM	Kolloide	Biopolymere	Geruchsstoffe	nichtionische Tenside	organische Schadstoffe: Organische Schadstoffe allgemein	Komplexbildner	pharmazeutische Stoffe + Metabolite: Röntgenkontrastmittel	Arzneimittel
Entlang Fließweg	Transport		a															
		Ausbreitung bei HW	b															
	Biologischer Abbau		c				69	69	69, 72						75	75		
		Oxidation	d															
		Reduktion	e															
	Sorption/Desorption		f						67						75	67	67	67, 75
		Ionenaustausch	g															
	Lösungsprozesse	durch Bakterien	h															
	Ausfällung		i															
		in Form von Sulfiden	j															
	Chemische Reduktion		k															
	Assoziation/Anlagerung	mit Kolloiden/Huminfraktionen	l														66	
	Reduktion und Elimination		m	67		67		11	63, 67							11, 67	11, 67	11, 34, 35, 36, 45, 48, 63, 67, 75
		unter aeroben Bedingungen	n				70		70							70		
		unter anoxischen/anaeroben Bedingungen	o	70			70									70		70
Säulenexperimente	Transport		p								143, 144							133
	Biologischer Abbau		q				69	69	69			138			128			128, 129, 130, 134, 138
		Mineralisierung unter oxischen Bedingungen	r															
		Mineralisierung unter anoxischen Bedingungen	s															
		Oxidation unter aeroben Bedingungen	t								39							
		Anaerobe Ammonium-Oxidation (ANAMMOX)	u															
		Denitrifikation	v															133
		Reduktion	w															
		Fermentation	x															
	Sorption/Desorption		y			61			61		144							75, 130
		Adsorption	z															133
	Lösungsprozesse		a															
	Ausfällung		b															
	Reduktion und Elimination		c	71														35
	Ozonisierung		d															
	Filtration		e								143, 144							
	Kolmation		f															
ASR (Aquifer Storage and Recovery)	Filtration		g															
	Biologischer Abbau		h		21	21												
		Oxidation	i															
		Hydrolyse	j			21												
	Sorption/Desorption		k															
	Lösungsprozesse		l															
	Auslaugung		m															
	Umhüllung (coating)	durch Eisen(hydr)oxide	n															
	Bildung/Formation		o															
	Mischungs-/Verteilungsprozesse		p															
	Konzentrationsänderungen		q															
	Reduktion und Elimination		r															
Batchexperimente	Biologischer Abbau		s												122, 140			122, 129, 130, 131
		Denitrifikation	t															139, 142
	Sorption/Desorption		u						137						122, 140			122, 129, 130, 131
		Adsorption	v															
	Mischungs-/Verteilungsprozesse		w												122			122
	Transport		x															
Langsamsandfiltration	Biologischer Abbau		y															132
	Ozonisierung		z															132
	Lösungsprozesse		a															
	Sorption/Desorption	Adsorption	b															
	Transport		c															
	Kolmation		d															

Blackbox	Prozess			Endokrine Disruptoren	Pestizide + Metabolite	Herbizide	Insektizide	Benzinzusatzstoffe	Flammschutzmittel	Tracer/Isotope	Partikuläre Wasserinhaltsstoffe	anorganische Parameter: TIC	Nährstoffe/Hauptkomponenten	Spurenelemente	Metalle: Eisen	Mangan	Schwermetalle	Übergangsmetalle	Silikat/Silicium	Gase: Sauerstoff O_2	Kohlendioxid CO_2	Methan CH_4	Sprengstoffe: TNT	RDX	HDX	Formationspotential Desinfektionsnebenprodukte: THM (Trihalogenmethane)	HAA6 (6 Halogenessigsäuren)
Entlang Fließweg	Transport		a							30, 41, 43, 52																	
		Ausbreitung bei HW	b							13																	
	Biologischer Abbau		c												72	72											
		Oxidation	d										67, 70, 72														
		Reduktion	e										67, 70, 72														
	Sorption/Desorption		f		67, 75	75	67						70				72										
		Ionenaustausch	g										70		67, 70	67, 70	67, 70										
	Lösungsprozesse	durch Bakterien	h												14	14											
	Ausfällung		i										67, 70														
		in Form von Sulfiden	j												67	67	67										
	Chemische Reduktion		k												67	67											
	Assoziation/Anlagerung	mit Kolloiden/Huminfraktionen	l																								
	Reduktion und Elimination		m	35, 63, 67	11, 67, 70	11, 63, 75		11, 67	67		57, 77		47, 51, 78													12, 47, 51, 78	12, 47, 51, 78
		unter aeroben Bedingungen	n																								
		unter anoxischen/anaeroben Bedingungen	o																								
Säulenexperimente	Transport		p							50								136									
	Biologischer Abbau		q		40, 134	75			128													69	127	127	127		
		Mineralisierung unter oxischen Bedingungen	r																								
		Mineralisierung unter anoxischen Bedingungen	s																								
		Oxidation unter aeroben Bedingungen	t										61		16												
		Anaerobe Ammonium-Oxidation (ANAMMOX)	u										25														
		Denitrifikation	v										9, 16														
		Reduktion	w										16		16	16											
		Fermentation	x																								
	Sorption/Desorption		y		40	75				61			61				61	136					127	127	127		
		Adsorption	z																								
	Lösungsprozesse		a										16		16, 132	132											
	Ausfällung		b												16												
	Reduktion und Elimination		c																								
	Ozonisierung		d																								
	Filtration		e																								
	Kolmation		f												132	132											
ASR (Aquifer Storage and Recovery)	Filtration		g								21																
	Biologischer Abbau		h	21																							
		Oxidation	i												24	24											
		Hydrolyse	j																								
	Sorption/Desorption		k	21									23														
	Lösungsprozesse		l												24	24											
	Auslaugung		m												24	24											
	Umhüllung (coating)	durch Eisen(hydr)oxide	n												24	24											
	Bildung/Formation		o										23														
	Mischungs-/Verteilungsprozesse		p							23			23														
	Konzentrationsänderungen		q										24	24	24	24			24								
	Reduktion und Elimination		r										24		24	24											
Batchexperimente	Biologischer Abbau		s			135																	127	127	127		
		Denitrifikation	t																								
	Sorption/Desorption		u															141					127	127	127		
		Adsorption	v			135																					
	Mischungs-/Verteilungsprozesse		w																								
	Transport		x			135																					
Langsamsandfiltration	Biologischer Abbau		y			135																					
	Ozonisierung		z																								
	Lösungsprozesse		a												132	132											
	Sorption/Desorption	Adsorption	b			135																					
	Transport		c			135																					
	Kolmation		d												132	132											

Tabelle A - 6: Übersichtstabelle mikrobiologische Parameter

Räumliche Gliederung	Prozess		Seitenzahl		mikrobiologische Parameter																									
					Viren/Phagen						Bakterien								Protozoen			Algen								
					Viren				Phagen		kultivierbare Bakterien								Parasitische Protozoen											
					Viren allgemein	Adenoviren	Astrovirus	Enteroviren	Phagen allgemein/sonstige Phagen	Coliphagen	Bakterien allgemein	Zeitzahl	Koloniezahl (HPC, KBE)	Escherichia coli (E coli)	Coliforme	Enterokokken	Pathogene	Clostridien	Protozoen allgemein	Kryptosporidien	Giardien	Algen allgemein	Cyanobakterien / Microcystine	Diatomeen (Kieselalgen)	biogenes Gas	Kolloide	Partikelzahl	Mikrosphären	
Fließende Welle	Inaktivierung			**a**																74									**a**
	Schwankungen			**b**									31		31					31	31								**b**
		saisonal		**c**																			43						**c**
	Reduktion und Elimination		33	**d**											101														**d**
	Transport		45	**e**																109									**e**
	Absorption		45	**f**																109									**f**
	Koagulation		45	**g**																109									**g**
	Sedimentation		45	**h**																109									**h**
	Inaktivierung		36	**i**	103														103										**i**
	Adsorption/Anlagerung		36	**j**	103												103												**j**
	Absterben		36	**k**													103		103										**k**
	Biologischer Abbau		36	**l**																			103						**l**
	Filtration		36, 45	**m**															103	109			103						**m**
Fließgewässersohle, hyporheisches Interstitial (bis 1 m Fließstrecke)	Clogging/Kolmation	Anreicherung		**n**							62																		**n**
		Freisetzung		**o**																								62	**o**
	Sedimentation	in Poren		**p**							74									74									**p**
	Filtration			**q**															70	62									**q**
	Biologischer Abbau			**r**																62									**r**
	Adsorption/Anlagerung			**s**					74	74	74				74			74											**s**
	Reduktion und Elimination			**t**														55											**t**
Fließstrecke in der gesättigten Zone	Inaktivierung			**u**	74			74	74	6					6			6		62									**u**
	Adsorption/Anlagerung		117	**v**					74, 152					152				74		62									**v**
	Reduktion und Elimination			**w**	6						6			55	55			55		55	55			55					**w**
	Transport		117	**x**					152					152															**x**
Ungesättigte Bodenzone des	Adsorption/Anlagerung			**y**					65																				**y**
Retentionsraums	Konzentrationsänderungen	Abnahme		**z**								22	22		22	22		22											**z**
Entnahmestelle	Adsorption/Anlagerung		73	**a**							126																		**a**

Blackbox	Prozess		Seitenzahl		mikrobiologische Parameter																									
					Viren/Phagen						Bakterien								Protozoen			Algen								
					Viren				Phagen		kultivierbare Bakterien								Parasitische Protozoen											
					Viren allgemein	Adenoviren	Astrovirus	Enteroviren	Phagen allgemein/sonstige Phagen	Coliphagen	Bakterien allgemein	Zeitzahl	Koloniezahl (HPC, KBE)	Escherichia coli (E coli)	Coliforme	Enterokokken	Pathogene	Clostridien	Protozoen allgemein	Kryptosporidien	Giardien	Algen allgemein	Cyanobakterien / Microcystine	Diatomeen (Kieselalgen)	biogenes Gas	Kolloide	Partikelzahl	Mikrosphären	
Entlang Fließweg	Transport			**a**					56											56				58		56			**a**
	Sedimentation	in Poren		**b**							74									74									**b**
	Filtration			**c**																74									**c**
	Biologischer Abbau			**d**		33		33									27						28, 29, 43						**d**
	Inaktivierung			**e**	67, 70	32		32	32		67, 74			74				74	67	32									**e**
	Adsorption/Anlagerung			**f**	67, 70, 74			70		74	67, 70, 74						27		67, 74				28, 29						**f**
	Reduktion und Elimination			**g**	77	57	57	57, 77	12, 47, 51, 57	46	74, 77	74	49, 59, 74, 77	46, 51, 57, 74, 77	49, (31), 51, 57, 59, 74, 77	46		12, (31), 47, 49, 51, 57, 59	77	31, 47, 49, 51, 59, 74	47, 49, 51, 59	49, 59	43, 52, 67, 74	74			49, 59		**g**
Säulenexperimente	Transport		116, 117, 119, 121	**h**					152	151	155			151, 152, 154						50, 54, 153						50		54	**h**
	Sedimentation	Ablagerung	107	**i**																54, 145								54	**i**
	Filtration			**j**																								54	**j**
	Biologischer Abbau		110	**k**																			29, 74, 147						**k**
	Adsorption/Anlagerung		108, 112, 117, 119, 121	**l**					65, 152		155			152, 154						60, 74, 146, 149, 151, 153								149	**l**
	Reduktion und Elimination			**m**				51	47, 51	46				51	51			51		51	51						51		**m**
ASR	Inaktivierung			**n**				21	21					21															**n**
Batchexperimente	Transport		119	**o**																153									**o**
	Adsorption/Anlagerung		115, 119	**p**																153			150						**p**
Langsamsandfiltration	Filtration		111	**q**		148				148	148																		**q**
	Inaktivierung		111	**r**						148																			**r**

Tabelle A - 7: Übersichtstabelle sonstige Parameter

Räumliche Gliederung	Prozess		Seitenzahl		sonstige Parameter: Clogging Koeffizient	Flussbett (Kolmationsschicht)	Behandeltes Abwasser	Spitzenschadstoffkonzentration	Verhältnis Uferfiltrat zu Grundwasser	Spitzenschadstoffkonzentration	Einfluss Flusswasserstand auf Grundwasserstand	Durchlässigkeit	hydraulisches Druckgefälle	
Fließende Welle	Schwankungen	saisonal	46	**a**			41				110			**a**
		temporal	46, 49	**b**							110	111		**b**
Fließgewässersohle, hyporheisches Interstitial (bis 1 m Fließstrecke)	Erosion		60	**c**		8, 62						118		**c**
	Clogging/Kolmation			**d**	18									**d**
Fließstrecke in der gesättigten Zone	Mischungs-/Verteilungsprozesse			**e**				67, 76						**e**
Entnahmestelle	Mischungs-/Verteilungsprozesse			**f**				70	73					**f**
	Schwankungen	temporal	49	**g**								111		**g**

Blackbox	Prozess		Seitenzahl		sonstige Parameter: Clogging Koeffizient	Flussbett (Kolmationsschicht)	Behandeltes Abwasser	Spitzenschadstoffkonzentration	Verhältnis Uferfiltrat zu Grundwasser	Spitzenschadstoffkonzentration	Einfluss Flusswasserstand auf Grundwasserstand	Durchlässigkeit	hydraulisches Druckgefälle	
Fließende Welle	Mischungs-/Verteilungsprozesse			**a**						62, 70				**a**
Batchexperiment	Clogging/Kolmation		123	**b**								156	156	**b**

9. Lebenslauf

PERSÖNLICHE DATEN

Christoph Schmoller
Gernotgasse 7/29
1150 Wien
0664 / 8779344
christoph.schmoller@gmx.at
Geboren am 2.3.1987 in Vöcklabruck/OÖ
österreichischer Staatsbürger



AUSBILDUNG

2011 – 2014	Universität für Bodenkultur Wien – Masterstudium Kulturtechnik und Wasserwirtschaft
2006 – 2011	Bachelorstudium Kulturtechnik und Wasserwirtschaft
1997 – 2005	Bundesrealgymnasium Vöcklabruck/OÖ

BERUFLICHE ERFAHRUNGEN

Freier Dienstnehmer (2013 – dato)	GIN – Gemeinwesenintegration und Normalisierung, Wien
Praktikum (2011, 6 Wochen)	ÖSTAP Engineering & Consulting GmbH, Wien
Praktikum (2010, 4 Wochen bzw. 2009, 6 Wochen)	dlp Ziviltechniker-GmbH, Attnang-Puchheim/OÖ
Praktikum (2008, 2007, 2006 je 4 Wochen)	Lenzing AG, Lenzing/OÖ
Praktikum (2004, 3 Wochen)	Firma Schmid Hochbau GmbH, Timelkam/OÖ

ZIVILDIENST

2005 – 2006	Lebenshilfe Wels/OÖ, Tagesheimstätte 1

SONSTIGES

Sprachkenntnisse:	Deutsch – Muttersprache Englisch – sehr gute Kenntnisse Spanisch – gute Kenntnisse
EDV-Kenntnisse:	Microsoft Office, AutoCad, Win-Achse, ArcGis, RFEM, RuckZuck
Führerschein:	B Führerschein