

# **Untersuchungen zur nachhaltigen Wirkung der Uferfiltration im Wasserkreislauf Berlins**

von  
Dipl.-Ing. Dörte H. Ziegler, MSc

Von der Fakultät III- Prozesswissenschaften  
der Technischen Universität Berlin  
zur Erlangung des akademischen Grades  
Doktorin der Ingenieurwissenschaften  
-Dr.-Ing.-  
genehmigte Dissertation

Promotionsausschuss:

Vorsitzender: Prof. Dr.-Ing. U. Wiesmann

Berichter: Prof. Dr.-Ing. M. Jekel

Berichter: Prof. Dr. A. Pekdeger

Tag der wissenschaftlichen Aussprache: 24.4.2001

Berlin 2001

D 83

# Danksagung

Diese Arbeit wäre ohne die Hilfe und gute Zusammenarbeit mit vielen verschiedenen Leuten nicht zustande gekommen, denen an dieser Stelle herzlichst gedankt sein soll:

Zunächst möchte ich mich bei Prof. Dr. Jekel für die Überlassung des Themas bedanken und für den Freiraum, den er mir bei der Gestaltung meiner Arbeit gelassen hat.

Den Mitarbeitern der Berliner Wasser Betriebe, insbesondere Herrn Dr. Ehbrecht, Herrn Dr. Dünnbier und Herrn Dr. Rohrbach danke ich für die Finanzierung dieser Arbeit sowie für die inhaltliche Begleitung. Für Informationen und Diskussionen, für die Bereitstellung von Daten und für die hilfreiche Mitarbeit sei allen anderen Mitarbeitern der BWB herzlichst gedankt, vor allem: Herrn Stengel, Herrn Zippel, Herrn Schmolke, Herrn Zajic, Frau Meyer, Frau Puhlmann, Frau Lange, Herrn Böhme, Herrn Hlozek, Herrn Krupop, Herrn Otto, Herrn Buchholz, Frau Block, Frau Rademacher, Frau Böhlke, Frau Heymann, Herrn Dr. Heinzmann, und vielen vielen mehr!

Ganz besonders möchte ich mich auch bei Frau Birgit Fritz und Herrn Prof. Dr. Pekdeger sowie den studentischen Hilfskräften von der FU Berlin bedanken, und zwar für die Probenahme bei Wind und Wetter an Tegeler See und Müggelsee durch Frau Fritz und ihre Studenten, die vielen inhaltlichen Diskussionen zur Berliner Hydrogeologie und insbesondere zur Uferfiltration mit Frau Fritz, und bei Prof. Pekdeger für die hilfreichen Gespräche sowie vor allem für die Übernahme des Koreferats.

Weiterhin möchte ich Dr. Jörg E. Drewes für die anfängliche Begleitung meiner Zeit als Doktorandin sowie für die Ermöglichung eines Forschungsaufenthaltes an der Arizona State University herzlichst danken. Many thanks also to Prof. Peter Fox from ASU, Department of Civil & Environmental Engineering!

Vielen herzlichen Dank auch an Dr. Finke von der Bundesanstalt für Gewässergüte, Außenstelle Berlin, für die Erläuterungen zum Berlin-Baustein des Langfristbewirtschaftungsmodells der Spree sowie an Herrn Neumann und Herrn Klein von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin für die vielen Informationen zu den Berliner Gewässern. Gedankt sei auch den Mitarbeitern der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, des Landesumweltamtes Brandenburg und des Wasser- und Schifffahrtsamtes Berlin für die Bereitstellung von Datenmaterial zu Abflüssen und Güte der Berliner und Brandenburger Gewässer.

Frau Anke Sachse und Herrn Thomas Rossoll vom Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei danke ich für die Durchführung der Gelchromatografie.

Für viele Informationen zu Berlin sowie für den Zugang zu verschiedenen Tagungen geht mein Dank an die Mitarbeiter des Projekts „Nachhaltige Wasserwirtschaft“, vor allem an Ralph Heinrich vom Umweltbüro Möller & Darmer sowie an Dr. Bodo Weigert vom IFV Wasserforschung e.V..

Im Rahmen dieser Arbeit haben verschiedene StudentInnen ihre Projekt- und Diplomarbeiten angefertigt bzw. tatkräftig mitgeholfen. Herzlichen Dank an (in chronologischer Reihenfolge): Corinna Hornemann, Martin Gorny, Oliver Hauser, Lutz Kerber, Darla Nickel, Mathias Hohmann, Ines Wappler, Paul Morris, Annette Köhler und Claudia Reichenbach. Dank

Bernhard Wunder geschah auch ein „Wunder“. Tausend Dank auch an Ulrike Förster, deren Hilfe im Labor zum Schluß unersetzlich wurde, sowie für viele Geheimtips Dank an Frau Friedrich und Jutta Jakobs. Herrn Wölfel von der Firma Wölfel Analytik GmbH danke ich herzlichst für viele Hilfestellungen zur Instandsetzung des TOC-Gerätes.

Für inhaltliche Diskussionen, Aufmunterungen und viele nicht-fachliche Gespräche über Gott und die Welt danke ich meinen Kollegen (in alphabetischer Reihenfolge): Andreas Grangler, Anke Putschew, Arne Genz, Britta Zywicki, Claudia Hartig, Guido Glauner, Ilka Teermann, Irena Savric, Karsten Karschunke, Mathias Ernst, Natascha Klinkow, Reiner Enders, Rodney Peñafiel, Sabine Wischnack, Silke Karcher, Thomas Storm und Thorsten Reemtsma. An Sabine und Claudia ein besonderes Dankeschön für die inhaltliche Zusammenarbeit zur Uferfiltration, und an Reiner für viele hilfreiche Diskussionen zur Berliner Wasserwirtschaft! Zum Schluß ein dickes Dankeschön an meine Freunde und Familie, vor allem aber an meine Eltern und meinen Bruder, und ganz besonders an Elmar, die mir alle mit viel Geduld und Liebe zur Seite standen.

# I Zusammenfassung

Ca. 75 % des Berliner Trinkwassers besteht aus lokal gefördertem Uferfiltrat bzw. künstlich angereichertem Grundwasser (Schulze 1997). Gleichzeitig leiten Berlins teilweise stromaufwärts von Uferfiltratstrecken eingeleitet. Szenarien prognostizieren zudem einen lokalen Anstieg der Abwasseranteile (Schumacher & Skripalle 1999, Heinzmann 1997). Da Kläranlageneinleitungen zu Stoffeinträgen führen, die trotz Bodenpassage und Wasseraufbereitung bis ins Trinkwasser gelangen können, wurden sowohl die Reinigungsleistung der Berliner Uferfiltration für organische Stoffe (DOC) sowie der Einfluss erhöhter Abwasseranteile untersucht. Das Hauptaugenmerk der Untersuchungen lag auf der *Selbstreinigungskraft* sowie dem *Regenerationsvermögen* der Ressource Wasser, deren Erhalt im Sinne einer Nachhaltigen Wasserwirtschaft gefordert wird (Lehn et al. 1999).

Über zwei Jahre wurden die gelösten organischen Stoffe an Uferfiltrationsstrecken an Tegeler See und Müggelsee in Berlin untersucht. Im Mittel werden ca. 20-45 % des DOC bei der Bodenpassage entfernt. Mit Bodensäulen gelingt eine Elimination von 30 % des DOC nach drei Metern. Vor allem höhermolekulare Anteile des DOC werden bei der Uferfiltration eliminiert, insbesondere eine den Polysacchariden zugeordnete Fraktion ( $\rightarrow$ LC-OCD). Das Adsorptionsverhalten der gelösten organischen Stoffe ( $\rightarrow$  Adsorptionsanalyse) ist sowohl vor als auch nach der Bodenpassage als schlecht einzuordnen. Die Reinigungsleistung der Uferfiltration für den DOC ist in Berlin-Tegel seit Jahrzehnten stabil und hängt vor allem von der Oberflächenwasserqualität ab.

Kläranlageneinleitungen erhöhen den refraktären Teil organischer Verbindungen (RDOC) in den Berliner Gewässern. Sie tragen aber nicht zu einer wesentlichen Veränderung des Charakters des DOC bei in Bezug auf Molekulargewichtsverteilung, Adsorptionsverhalten oder Verteilung der funktionellen Gruppen ( $\rightarrow$   $^{13}\text{C}$ -NMR). In Tegel trägt eine Phosphateliminierungsanlage (Fe-Flockung) zur Reduktion von ca. 25-30 % der zum Teil kläranlagenbürtigen organischen Stoffe bei. Entfernt wird vor allem der hochmolekulare huminstoffähnliche Anteil.

Am Beispiel Berlin Tegels, wo für Berlin die höchsten Abwasseranteile im Trinkwasser von ca. 14-28 % vorliegen, wurden die Grenzen der indirekten Abwasserwiederverwendung untersucht. Zunächst wurden für RDOC, Chlorid und Sulfat die irreversiblen Stoffeinträge durch Wasserverbraucher sowie Kläranlagen bilanziert, indem die Stofffrachten des Berliner Trinkwassers denen der Kläranlagenabläufe gegenübergestellt wurden. Die resultierenden Stoffeinträge (75-90 mg/l Chlorid, 35-45 mg/l Sulfat, 4-5 mg/l RDOC) werden in einem Modell (TegelSIM) zur Prognose der Trinkwasserkonzentrationen bei erhöhten Abwasseranteilen verwendet. TegelSIM zeigt, dass bei Rückführung von 60 % Trinkwasser zu der Kläranlage, deren Abwasser wieder zur Trinkwassergewinnung beitragen, bis zu Abwasseranteilen von 90 % im Trinkwasser keine problematischen Sulfat-, Chlorid- oder RDOC-Konzentrationen erreicht werden (Worst-Case: 248 mg/l  $\text{SO}_4$ , 207 mg/l Cl, 7,7 mg/l RDOC). Für persistente Stoffe läßt sich die relative Trinkwasserkonzentration bezogen auf den Stoffeintrag je nach Abwasseranteil im Trinkwasser berechnen. Derzeit betragen die Konzentrationen im Tegeler Trinkwasser infolge Verdünnung ca. 1/3 des Stoffeintrags eines persistenten bzw. refraktären Stoffes. Die Uferfiltration und künstliche Grundwasseranreicherung in Berlin tragen aufgrund ihrer langfristig fortbestehenden Reinigungsleistung und ihres geringen Energie- und Wartungsbedarfs zu einer nachhaltigen Wasserwirtschaft bei. Das Berliner System, in dem es teilweise zur indirekten Abwasserwiederverwendung kommt, stößt allerdings mit Bezug auf die *Selbstreinigungskraft* insbesondere bei persistenten organischen Einzelstoffen an seine Grenzen.

## II Abstract

About 75 % of Berlin's drinking water is bank filtrate or artificially recharged groundwater. At the same time, Berlin's treated wastewater is being discharged partially upstream of bank filtration sites. The surface water flow into Berlin is with about 53 m<sup>3</sup>/s relatively low. Due to lower groundwater abstraction for lignite coal mining upstream of Berlin, the first two decades of the 21<sup>st</sup> century will see a further reduction of this surface water flow to about 30 m<sup>3</sup>/s (Finke 2000). As a consequence, the portions of treated wastewater might increase in Berlin's surface waters used for bank filtration and groundwater recharge. To ensure a high quality of the city's drinking water, more information on the purification potential of Berlin's bank filtration systems is required as well as increased knowledge about the consequences of increased wastewater portions in drinking water sources. This thesis investigates the purification capacity of bank filtration and groundwater recharge for dissolved organic substances. The focus lies on two aspects of a sustainable water management: the aspect of a long-term (self-)purification capacity of water, and the potential of water to be regenerated or recycled (adapted from Lehn et al. 1999).

To investigate the aspect of (self-)purification of water via bank filtration in Berlin, DOC and UV analysis was carried out for monthly sampled groundwater monitoring wells over a period of two years. The monitoring wells are located at the banks of the lakes Tegeler See and Müggelsee in Berlin. In addition, soil passage was simulated using soil columns. Molecular weight distribution of organic compounds was determined in bank filtrate, surface waters, treated wastewater and drinking water as well as for the soil columns using batch-ultrafiltration and size exclusion chromatography (LC-OCD). Adsorption analysis gave information about the adsorption behavior of DOC on activated carbon. DOC of effluent, lake water, and two bank filtrates was fractionated using XAD resins (8 and 4 in tandem), and functional groups of the isolated DOC were analyzed using <sup>13</sup>C-NMR.

Lake bank filtration in Berlin eliminates about 20-45 % of DOC. Using soil columns, 30 % of DOC are eliminated after 3 meters. Larger molecular weight compounds are preferably removed during bank filtration, especially a fraction of polysaccharides (identified using LC-OCD). Dissolved organic substances of both Berlin's surface waters and bank filtrates have been found to adsorb very poorly onto activated carbon.

Wastewater discharges increase both DOC and the refractory part of dissolved organic compounds (RDOC) in surface waters. However, the character of DOC in surface waters is not changed significantly, namely molecular weight distribution, adsorption behavior and functional group distribution. In Berlin, the increase in RDOC due to wastewater discharges is not reflected in bank filtrate quality, although wastewater is partly being discharged upstream of bank filtration sites. DOC concentrations of lake Tegeler See and Tegel drinking water, which contains 80 % bank filtrate and artificially recharged water, show that the purification capacity of lake bank filtration remains constant over decades, and that drinking water DOC is mainly dependent on surface water quality. In lake Tegeler See, phosphate elimination by iron flocculation and the subsequent decrease of eutrophication both led to a reduction in DOC

concentrations of about 4-6 mg/l. This reduction is reflected in DOC concentrations of Tegel drinking water, which decreased by about 1,5 mg/l.

In a second part of the thesis, the qualitative and quantitative limits of indirect wastewater reuse were investigated. In Berlin, lake Tegeler See is a special example of indirect wastewater reuse: One of the largest water treatment plants of Berlin (WTP Tegel) abstracts lake water via bank filtration and artificial groundwater recharge: About 80 % of the groundwater abstracted around this lake consist of lake water. The portions of treated wastewater in the lake were found to be about 17-35 % (mean values, 1993-1998). In Tegel drinking water, wastewater portions were calculated to be 14-28 %. Berlin's other water treatment plants have much lower portions that might reach maximum values of 11 % in times of extreme water shortage.

Water users and wastewater treatment plants cause irreversible inputs of certain substances, such as RDOC, chloride, and to some extent sulfate. RDOC, chloride and sulfate inputs were quantified for Berlin by comparing the mass fluxes of Berlin's drinking water with those of Berlin's treated wastewater. The difference is called "water use input". In Berlin, a single use cycle of water increases chloride by about 75-90 mg/l, sulfate by about 35-45 mg/l, and RDOC by about 4-5 mg/l. The "water use input" can explain the total input of DOC into Berlin's surface waters (comparison of surface water mass fluxes into and out of Berlin). However, both chloride and sulfate fluxes increase to an extent that neither the "water use input" nor other material fluxes, i.e. from drainage water, can explain satisfyingly.

To quantify the limits of indirect wastewater reuse in partly closed water cycles with regard to drinking water concentrations of salts, RDOC, and single refractory compounds, the model TegelsIM was created. This model was used to calculate scenarios for the Tegel water cycle. It was shown that when 60% of wastewater at WWTP Schönerlinde originate from WTP Tegel, 90% of this drinking water would have to consist of wastewater for salt concentrations to exceed drinking water standards. For this unlikely case, the sulfate concentration in drinking water would be 248 mg/l, the chloride concentration 207 mg/l, and DOC 7,7 mg/l.

Using TegelsIM, the accumulation of a persistent compound added by water users in a partly closed water cycle can be simulated. It is assumed that the compound is neither eliminated in the WWTP nor during flocculation or soil passage. To reach or surpass the concentration of the "water use input" in drinking water, at least 62 % of drinking water would have to consist of treated wastewater (while assuming that 60% of wastewater consists of this same drinking water).

Lake bank filtration and artificial groundwater recharge in Berlin play an important role in sustainable water management in the city due to their stable purification capacity and low energy and maintenance requirements. Berlin's water system with its cases of unplanned, indirect wastewater reuse is limited in its (self-)purification capacity, especially when looking at persistent, polar organic compounds. A planned water reuse for Berlin would require an assessment and evaluation of concentrations of those persistent compounds in drinking water.

### **III Inhaltsverzeichnis**

<b>I</b>	Zusammenfassung	III
<b>II</b>	Abstract	IV
<b>III</b>	Inhaltsverzeichnis	VI
<b>IV</b>	Abkürzungsverzeichnis und Glossar	X
<b>1</b>	<b>Einleitung</b>	1
<b>2</b>	<b>Theoretische Grundlagen zur Uferfiltration und künstlichen Grundwasseranreicherung</b>	
2.1	Begriffsdefinition	5
2.2	Forschungsprojekte zur Uferfiltration und künstlichen Grundwasseranreicherung in Deutschland	5
2.3	Reinigungsvorgänge bei der Bodenpassage	8
2.3.1	Rückhalt partikulärer Wasserinhaltsstoffe	8
2.3.2	Entfernung von Mikroorganismen und Viren	9
2.3.3	Nährstoffe	10
2.3.4	Spurenstoffe	11
2.3.5	Organische Wasserinhaltsstoffe	11
<b>3</b>	<b>Wassersituation in Berlin</b>	
3.1	Grundwasser	
3.1.1	Beschreibung der Grundwasserleiter	20
3.1.2	Grundwasserqualität	21
3.2	Oberflächengewässer	
3.2.1	Lage und Abfluss der Gewässer	22
3.2.2	Qualität der Oberflächengewässer	24
3.2.3	Oberflächenwasseraufbereitungsanlagen	25
3.3	Niederschläge	
3.3.1	Niederschlagsmengen	25
3.3.2	Regenwasserqualität	26
3.4	Berliner Trinkwasserversorgung	
3.4.1	Wasserwerke und Wassergewinnung	26
3.4.2	Forschungsprojekte zur Trinkwassergewinnung in Berlin	28
3.5	Eigenwasserversorgung	29
3.6	Kühlwasserentnahmen und –einleitung	29
3.7	Berliner Abwasserentsorgung	
3.7.1	Kläranlagen	30
3.7.2	Exkurs Rieselfelder	31
3.7.3	Abwasserrückführung: Varianten der Klärwerkseinleitungen	31

## **4 Feldstandorte und Methoden**

4.1 Standort Tegeler See	
4.1.1 Tegeler See, Wasserwerk Tegel, OWA Tegel und Klärwerk Schönerlinde	32
4.1.2 Grundwassermessstellen und Geologie am Tegeler See	33
4.2 Standort Müggelsee	
4.2.1 Müggelsee und Wasserwerk Friedrichshagen	34
4.2.2 Grundwassermessstellen und Geologie am Müggelsee	35
4.3 Säulenversuche	35
4.4 DOC-Charakterisierung	37
4.4.1 Molekulargewichtsverteilung	37
4.4.2 Adsorptionsverhalten an Aktivkohle	37
4.4.3 Abbautests	38
4.4.4 XAD-Harze und <sup>13</sup> C-NMR-Spektroskopie	39

## **5 Reinigungsleistung der Uferfiltration und künstlichen Grundwasseranreicherung in Berlin**

5.1 Reinigungsleistung der Uferfiltration für organische Verbindungen	41
5.1.1 Felduntersuchungen am Tegeler See	41
5.1.2 Felduntersuchungen am Müggelsee	47
5.1.3 Vergleich der Uferfiltration an Tegeler See und Müggelsee	50
5.1.4 Einfluss der Förderleistung auf die Reinigungsleistung der Uferfiltration	51
5.1.5 Bodensäulenversuche	52
5.1.6 Ultrafiltration und Gelchromatografie	55
5.1.7 Adsorptionsverhalten an Aktivkohle	57
5.1.8 Langzeitverhalten der Reinigungsleistung der Uferfiltration und Grundwasseranreicherung in Berlin	59
5.1.9 Zusammenfassung Uferfiltration	61
5.2 Einfluss von Kläranlageneinleitungen	62
5.2.1 Einfluss der Kläranlageneinleitungen auf die Konzentration organischer Wasserinhaltsstoffe in Gewässern	62
5.2.2 Molekulargewichtsverteilung in Kläranlagenablauf und Gewässern	63
5.2.3 Adsorptionseigenschaften an Aktivkohle	65
5.2.4 Vergleich von Huminstoffanteilen und funktionellen Gruppen über XAD-Fraktionierung und <sup>13</sup> C-NMR	66
5.2.5 Vergleich von BDOC und RDOC in Kläranlagenabläufen und Oberflächengewässern	68
5.2.6 Zusammenfassung: Einfluss von Kläranlagen	70
5.3 Einfluss von Flockungsanlagen	70



5.3.1 Einfluss der Flockung auf organische Wasserinhaltsstoffe	71
5.3.2 Veränderung der Molekulargewichtsverteilung und des BDOC-Anteils durch Flockung	71
5.3.3 Veränderung der Adsorptionseigenschaften durch Flockung	73
5.3.4 Zusammenfassung: Einfluss der Flockung	74
5.4 Einfluss der Trinkwasseraufbereitung	75
5.5 Schlussfolgerung zur Reinigungsleistung der Uferfiltration und künstlichen Grundwasseranreicherung in Berlin	75
<b>6 Bilanzierung von Stoffeinträgen der Wassernutzung und Einfluss auf die Trinkwasserqualität in Wasserteilkreisläufen</b>	<b>76</b>
6.1 Abwasser zu Trinkwasser: Indirekte Abwasserwiederverwendung in Berlin	77
6.1.1 Abwasseranteile in Berliner Gewässern	77
6.1.2 Abschätzung der Abwasseranteile in Berliner Trinkwässern	82
6.1.3 Zusammenfassung: Indirekte Abwasserwiederverwendung in Berlin	83
6.2 Trinkwasser zu Abwasser: Bilanzierung von DOC- und Salzeinträgen der Wassernutzung	84
6.2.1 Berechnung des Stoffeintrags der Wassernutzung	84
6.2.2 Stoffeintrag in Berliner Oberflächengewässer	92
6.2.3 Zusammenfassung: Stofffrachten im Berliner Raum	98
6.3 Auswirkungen von höheren Abwasseranteilen im Wasserteilkreislauf am Beispiel Tegel	
6.3.1 Fragestellung	99
6.3.2 Modellbeschreibung	100
6.3.3 TegelSIM: Auswirkung von höheren Abwasseranteilen	104
6.3.4 TegelSIM: Auswirkung des Eintrags von persistenten Einzelstoffen	107
6.3.5 Zusammenfassung: Auswirkung von Wasserteilkreisläufen auf die Trinkwasserqualität	109
<b>7 Schlussfolgerung</b>	<b>111</b>
<b>8 Literaturverzeichnis</b>	<b>117</b>
<b>A Anhang</b>	
A.1 Forschungsarbeiten zur Bodenpassage, Uferfiltration und künstlichen Grundwasseranreicherung	130
A.2 Analytik	
A.2.1 DOC-Analytik	133
A.2.2 Spektraler Absorptionskoeffizient	134
A.2.3 Anionen	134
A.2.4 Ultrafiltration	134

A.2.5	Gelchromatografie	136
A.2.6	Adsorptionsanalysen	137
A.2.7	Biologische Abbautests	137
A.2.8	XAD-Fraktionierung und <sup>13</sup> C-NMR	138
A.3	Verwendung von Mittelwerten und Medianwerten	141
A.4	Untersuchung der Abwasseranteile im Tegeler See	141
A.4.1	Abwasseranteile in Panke, Nordgraben und Ablauf der OWA Tegel	142
A.4.2	Abwasseranteile im Tegeler See	146
A.5	TegelSIM: Sensitivitätsanalyse und Kalibrierung	
A.5.1	Sensitivitätsanalyse	150
A.5.2	Kalibrierung	157
A.6	Grafiken	
A.6.1	Gelöste organische Stoffe in Tegeler See und Müggelsee	158
A.6.2	Transsekten am Müggelsee: SAK <sub>254</sub>	159
A.6.3	Gelchromatogramme	160
A.6.4	<sup>13</sup> C-NMR	160
A.6.5	Anlagenbild Säulenanlage	162
A.7	Tabellen	
A.7.1	Daten zu den Mengen an Uferfiltrat und künstlich angereichertem Grundwasser in Berlin	163
A.7.2	Ausbaudaten der Grundwassermessstellen am Tegeler See und am Müggelsee	164
A.7.3	Daten zur Grundwassergüte am Tegeler See	165
A.7.4	Daten zu den Transsektenbeprobungen	166
A.7.5	Daten zur Ultrafiltration und Gelchromatografie	170
A.7.6	Daten zu den Adsorptionsanalysen	172
A.7.7	Daten zu den BDOC-Tests	173
A.7.8	Daten zu den Berliner Oberflächengewässern und zum Berliner Grundwasser	174
A.7.9	Daten zu den Berliner Wasserwerken, Klärwerken und Oberflächenwasseraufbereitungsanlagen	176
A.7.10	Daten zu den Abwasseranteilen und den Frachtberechnungen	179
A.8	Karten	
A.8.1	Wasserwerke und Klärwerke Berlins	188
A.8.2	Messstellen an Berliner Gewässern	189
A.8.3	Brunnengalerien der Wasserwerke Tegel und Friedrichshagen	191
A.8.4	Karten zur Tegeler Transsekte	193
A.8.5	Karten zu den Transsekten am Müggelsee	194

## IV Abkürzungen

A	Fläche	MHQ	höchster Abfluß innerhalb des hydrologischen Jahres, gemessen als Scheitelwert der Abflüsse eines Tages
a.a.O.	am angegebenen Ort	MNQ	niedrigster Abfluß innerhalb des hydrologischen Jahres, gemessen als Mittelwert der Abflüsse eines Tages
amphS.	amphiphile Substanzen	MQ	mittlerer Abfluss (Mittelwert aller Abflusswerte eines Jahres, meist auf das hydrologische Jahr von November bis Oktober bezogen)
ARGE	Arbeitsgemeinschaft Uferfiltration (FU Berlin, Institut für Geowissenschaften, Fachrichtung Rohstoff- und Umweltgeologie, sowie Hydro-Consult GmbH Berlin)	n	Exponent in der Adsorptionsisothermengleichung nach Freundlich
AOS	adsorbierbare organische Schwefelverbindungen	NMR	<i>nuclear magnetic resonance</i>
AOX	adsorbierbare organische Halogenverbindungen	NMS	niedermolekulare Säuren
BDOC	biologisch abbaubarer DOC	NMxQ	Niedrigwasser-Durchfluss (DVWK-Schriften, Heft 82, 1988): Der Durchfluss NMxQ ist als das niedrigste arithmetische Mittel der an einem Pegel gemessenen Durchflüsse an einer bestimmten Zahl x von aufeinander folgenden Tagen innerhalb eines Zeitabschnittes, i.d.R. ein Jahr, definiert.
BfG	Bundesanstalt für Gewässerkunde (www.bafg.de)	NPOC	<i>non-purgeable organic carbon</i>
BWB	Berliner Wasserbetriebe (www.bwb.de)	NTA	Nitrilotriacetat
Cl <sup>-</sup>	Chlorid	OW	Oberflächengewässer
CSB	chemischer Sauerstoffbedarf	OWA	Oberflächenwasseraufbereitungsanlage
DOC	<i>dissolved organic carbon</i>	OSK	Oder-Spree-Kanal
EDTA	Ethylendiamintetraacetat	PAK	polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
EGW	Einwohnergleichwerte	PBSM	Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel
FU	Freie Universität Berlin	PEA	Phosphateliminierungsanlage
GOK	Geländeoberkante	POC	<i>particulate organic carbon</i>
GW	Grundwasser	PS	Polysaccharide
GWA	künstliche Grundwasseranreicherung	Q <sub>min</sub>	Minimaler Abfluß, Tagesmittelwert (s. Kap. 3.2.1)
HS	Huminstoffe	RDOC	refraktärer DOC
HS/BB	Huminstoffe: Building Blocks (niedermolekularer Anteil der Huminstoffe)	SAK	Spektraler Absorptionskoeffizient
IGB	Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (www.igb-berlin.de)	SEC	<i>size exclusion chromatography</i> = Gelpermeationschromatographie
IOS	Schwefelverbindungen detektiert über Ionenaarchromatographie	SenSUT	Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie (www.sensut.berlin.de), früher SenStadtUm
IHSS	International Humic Substances Society	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Sulfat
KA	Kläranlage	SUVA	Spezifische UV-Absorption (SAK <sub>254</sub> /DOC)
KA A	Kläranlagenablauf	TIC	<i>total inorganic carbon</i>
kD	Kilo- Dalton = 1000 Dalton = 1000 g/mol	TOC	<i>total organic carbon</i>
k <sub>f</sub>	Durchlässigkeitsbeiwert für Böden	UFZ	Umweltforschungszentrum Leipzig
K <sub>F</sub>	Konstante der Adsorptionsisotherme nach Freundlich	v	Geschwindigkeit
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser	WW	Wasserwerk
LC-OCD	<i>liquid chromatography/ organic carbon detection</i> – Gelpermeationschromatographie	XAD	Bezeichnung für Adsorberharze
LHKW	leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe		
LUA	Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam (www.brandenburg.de/land/mlur/verwalt/lu.htm)		

# Kurzes Glossar

- Abwasseranteil:** Hiermit ist immer der Anteil von Kläranlagenablauf gemeint.
- Nutzereintrag:** Stoffeintrag der Wassernutzung. Ermittelt über die Differenz von Stofffrachten in Berliner Trinkwässern und Berliner Kläranlagenabläufen (vgl. Kap. 6.2.1, Abb. 6.2-1).  
Dieser Stoffeintrag beschreibt die Stoffeinträge der Wasserverbraucher (Haushalte, Gewerbe, Industrie, Dienstleister) abzüglich der durch die Kläranlage geleisteten Elimination und zuzüglich der in der Kläranlage eingetragenen Stoffe (z.B. Anionen eines Flockungsmittels).
- Reinwasser:** Wasser nach der Aufbereitung im Wasserwerk
- Rohwasser:** Wasser vor der Aufbereitung im Wasserwerk
- Stoffeintrag in Oberflächengewässer:** Differenz der Stofffrachten von Spree, Dahme (inkl. Nottekanal), Oder-Spree-Kanal und Oberhavel (vgl. Kap. 6.2.2)
- Stoffeintrag der Wassernutzung:** s. Nutzereintrag
- Wasserinhaltsstoffe** in Wasser gelöste Stoffe
- Wasserteilkreislauf** Teilkreislauf, bei dem nicht nur Abwasser indirekt wieder als Trinkwasser verwendet wird, sondern bei dem dazu dieses Trinkwasser nach der Nutzung wieder zu dem dieses Trinkwasser beeinflussenden Abwasser wird.  
Beispiel: Kläranlage A leitet stromaufwärts von der Uferfiltratgewinnung des Wasserwerks B ein. Wasserwerk B fördert das Trinkwasser ins Abwasserentsorgungsgebiet der Kläranlage A (s. Schema in Abb. 6.1-1 in Kap. 6.1.1).

# 1 Einleitung

Uferfiltration und künstliche Grundwasseranreicherung sind in Deutschland ein häufig genutztes Verfahren zur Trinkwassergewinnung, da bei der Untergrundpassage eine Vielzahl von Stoffen reduziert oder eliminiert werden bei einem Minimum an Wartungsbedarf, Energie- und Rohstoffeinsatz (BMI 1985, Sontheimer 1991). Von Uferfiltration wird gesprochen, wenn Oberflächenwasser in den Grundwasserleiter aufgrund über Brunnen erzeugter Potentialgefälle vom Oberflächengewässer zum Grundwasser eintritt (BMI 1985). In Deutschland finden sich die bekannten Wassergewinnungen über Uferfiltration und künstliche Grundwasseranreicherung an Rhein und Main, an der Elbe, am Neckar, an der Ruhr und in Berlin an Havel und Spree. Die Forschung zu den hydraulischen, physikochemischen und biologischen Prozessen, die bei der Untergrundpassage der Uferfiltration ablaufen, begann in Deutschland vor mehr als hundert Jahren (BMI 1985: Thiem 1889). Es existieren daher eine Vielzahl von Erkenntnissen zu den Vorgängen, die bei der Uferfiltration und künstlichen Grundwasseranreicherung ablaufen.

Seit dem Bericht der „World Commission on Environment and Development“ (Brundtland-Kommission, WCED 1987) und insbesondere seit der UN-Konferenz zum Stand der Umwelt (Rio-Konferenz 1992) ist die Diskussion um eine „Nachhaltige Entwicklung“ entbrannt. Im Zuge dieser Diskussion ist auch die Frage nach der „Nachhaltigkeit“ der Wasserwirtschaft gestellt worden, die eine Vielzahl von Fragen nach sich zieht, unter anderem die nach der Nachhaltigkeit des Verfahrens „Uferfiltration“ in Berlin. Wie lässt sich diese Frage konkretisieren?

„Nachhaltige Entwicklung“, wie sie im Bericht der World Commission on Environment and Development definiert wurde, bezeichnet eine Entwicklung, die „die Bedürfnisse der Gegenwart befriedigt, ohne zu riskieren, dass künftige Generationen ihre eigenen Bedürfnisse nicht befriedigen können“ (WCED 1987). Das Leitbild der „Nachhaltigen Entwicklung“ fordert, zukunftsfähige Konzepte zu entwickeln bei gleichzeitiger Berücksichtigung sozialer, ökonomischer sowie ökologischer Aspekte. Für Deutschland hat sich die Enquête-Kommission des Deutschen Bundestages der Aufgabe gewidmet, konkrete Vorschläge zur Operationalisierung des Prinzips „Nachhaltigkeit“ zusammenzutragen (Enquête-Kommission 1998).

In Anlehnung an die von der Enquête-Kommission vorgeschlagenen Managementregeln für eine nachhaltige Entwicklung definieren Lehn et al. (1999) vier Grundsätze eines nachhaltigen Wassermanagements:

- (1) Durch die Inanspruchnahme der erneuerbaren Ressource Wasser sollten nicht-erneuerbare Ressourcen (z.B. Pumpenenergie aus fossilen Energieträgern) möglichst wenig in Anspruch genommen werden.
- (2) Die Inanspruchnahme der Ressource Wasser sollte sich an ihrem *Regenerationsvermögen* orientieren. Dabei ist darauf zu achten, dass ein ausreichender Grundbestand im Ökosystem verbleibt.

- (3) Die Inanspruchnahme von Wasser als Senke für Stoffe und Abwärme darf die *Selbstreinigungskraft* nicht übersteigen. Dabei sollte auf ausreichende Sicherheitsabstände zu Grenzwerten geachtet werden.
- (4) Die Inanspruchnahme der Ressource Wasser durch eine Region der Erde darf die Nachhaltigkeit in anderen Regionen nicht gefährden.

Soll die Nachhaltigkeit des Verfahrens „Uferfiltration“ in Berlin untersucht werden, rücken vor allem die Regeln 2 und 3 in den Vordergrund: Was ist das „Regenerationsvermögen“ der Ressource Wasser? Wie lässt sich die „Selbstreinigungskraft“ näher beschreiben?

In Bezug auf die (Selbst-)Reinigungskraft des Wassers spielt in Berlin die Reinigungsleistung der Uferfiltration und künstlichen Grundwasseranreicherung neben den Maßnahmen zum Gewässerschutz eine wesentliche Rolle. Ungefähr 75 % des Trinkwassers in Berlin wird über Uferfiltration und künstliche Grundwasseranreicherung im Stadtgebiet gewonnen (Schulze 1997). Die Aufbereitungstechnik der Berliner Wasserwerke beschränkt sich auf eine Belüftung und anschließende Schnellfiltration zur Entfernung von Eisen und Mangan. Die Anteile von Uferfiltrat bzw. künstlich angereichertem Grundwasser in Berlin sind nicht genau bekannt, weshalb von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie das Projekt „Uferfiltration Berlin“ initiiert wurde. Innerhalb dieses Projekts sollten neben Untersuchungen zu den Uferfiltratanteilen im Berliner Trinkwasser auch die Reinigungsvorgänge bei der Berliner Untergrundpassage näher untersucht werden sowie der Einfluss von Kläranlageneinleitungen.

Voraussetzung für ein qualitativ hochwertiges Trinkwasser aus Uferfiltrat ist eine ausreichend gute Qualität der Oberflächengewässer, da bestimmte Stoffe bei der Untergrundpassage nicht oder nur unzureichend entfernt werden. Dabei handelt es sich vor allem um einen Teil der gelösten organischen Wasserinhaltsstoffe, die aufgrund ihrer Resistenz gegenüber biologischem Abbau und ihrer Polarität bereits in Kläranlagen nicht entfernt werden und dann auch die Bodenpassage ungehindert passieren. So werden zum Beispiel einzelne Industriechemikalien oder Pharmazeutika bei der Bodenpassage nur unzureichend entfernt und sind dann im Trinkwasser in Spurenkonzentrationen nachweisbar (Jekel & Wischnack 2000; Brauch et al. 2000). Auch ein großer Teil der gelösten natürlichen organischen Wasserinhaltsstoffe wird weder im Klärwerk noch bei einer Bodenpassage eliminiert („refraktärer DOC“). Über Membranverfahren oder andere Aufbereitungstechniken könnten solche Stoffe zwar entfernt werden, sie sind aber energie- und kostenintensiv. Zentral zur Beurteilung der (Selbst-) Reinigungskraft ist demzufolge in Berlin die Frage nach der Reinigungsleistung der Uferfiltration für gelöste organische Stoffe. Bisher liegen keine Untersuchungen vor, inwieweit die Summe organischer Stoffe bei der Berliner Uferfiltration entfernt wird und welche Mechanismen dabei ausschlaggebend sind. Erkenntnisse hierzu sind aber erforderlich, um die Erkenntnisse zur Hydraulik und zu den hydrochemischen Prozessen der Uferfiltration in Berlin zu ergänzen und schließlich zu Prognosen zur Entwicklung der Trinkwasserqualität zu gelangen.

Ein weiterer Aspekt der Frage nach der „Nachhaltigkeit“ der Uferfiltration in Berlin eröffnet sich, wenn die Regeneration bzw. die Wiederverwendung der Ressource Wasser betrachtet wird: Wasserkreisläufe sind nicht nur global verbunden, sondern mit zunehmender

Urbanisierung immer stärker lokal vernetzt. So werden Kläranlagenabläufe in Berlin teilweise stromaufwärts von Uferfiltratstrecken in Oberflächengewässer eingeleitet. Diese Art der Vernetzung kann auch als indirekte Abwasserwiederverwendung bezeichnet werden. Zu einem Wasserteilkreislauf kann es kommen, wenn das so gewonnene Trinkwasser nach der Nutzung wieder zu den Kläranlagen gelangt, die stromaufwärts von Uferfiltrationsstandorten einleiten. Ein solcher Wasserteilkreislauf existiert zum Beispiel am Tegeler See in Berlin.

Die Relation von natürlichem Abfluss der Oberflächengewässer zu Kläranlagenabläufen ist in Berlin möglicherweise kritischer als in anderen Regionen Deutschlands: Einem mittleren Abfluss von ca. 53 m<sup>3</sup>/s der Berliner Oberflächengewässer stehen ca. 7,5 m<sup>3</sup>/s Kläranlageneinleitungen im Jahresmittel gegenüber (BfG 1998, BWB 1997). Zum Vergleich: Der mittlere Abfluss des Rheins an der niederländischen Grenze beträgt 2.300 m<sup>3</sup>/s, der mittlere Abfluss der Elbe bei Geesthacht beträgt 700 m<sup>3</sup>/s (Jahn 1998). Im Zuge der sukzessiven Stilllegung von Braunkohletagebauen in Mitteldeutschland gehen Berlin die erheblichen Wassermengen des gehobenen Grubenwassers verloren, das in den letzten Jahrzehnten die natürliche Wasserführung der Spree vervielfachte (Gockel 1999). Berlin ist also auf einen geringeren Zufluss von Oberflächenwasser angewiesen. Zur Stützung des Oberflächenabflusses in die Stadt wird unter anderem eine verstärkte Rückführung von Kläranlagenabläufen in die Berlin zufließenden Gewässer diskutiert (Heinzmann 1997; 1998; Schumacher & Skripalle 1999). Dadurch könnten Wasserteilkreisläufe mit indirekter Abwasserwiederverwendung für Berlin an Bedeutung gewinnen.

Bei der Betrachtung der geschilderten Wasserteilkreisläufe von Abwasser und Trinkwasser stellt sich die Frage nach der Akkumulation von Stoffen, die weder im Klärwerk noch bei der Bodenpassage entfernt werden. Hierzu zählen einerseits die oben erwähnten refraktären organischen Wasserinhaltsstoffe, andererseits aber auch Salze wie Chlorid oder Sulfat. Für diese Stoffe existiert im urbanen Wasserkreislauf keine oder eine zu vernachlässigende „(Selbst-) Reinigungskraft“ bzw. Stoffsenke. Um zu untersuchen, inwieweit die indirekte Abwasserwiederverwendung bzw. die Schaffung von lokalen Wasserkreisläufen die Trinkwasserqualität gefährden kann, muss diese Akkumulation von Stoffen genauer betrachtet und quantifiziert werden. Fraglich ist, wie hoch die Anteile von wiederverwendetem Wasser in Wasserteilkreisläufen in Berlin sein dürfen, ohne die Sicherung eines qualitativ hochwertigen Trinkwassers zu gefährden.

### **Zielsetzung und Vorgehen**

Zur Ergänzung der Erkenntnisse zur Reinigungsleistung der Uferfiltration und künstlichen Grundwasseranreicherung in Berlin soll im Folgenden das Verhalten gelöster organischer Stoffe beschrieben werden. Hierzu sollen Untersuchungen an drei Transekten von Grundwassermessstellen am Tegeler See und am Müggelsee genutzt werden. Parallel dazu werden Bodensäulenversuche im Labormaßstab durchgeführt, um die Bodenpassage zu simulieren und Effekte wechselnder Verdünnung und Redoxbedingungen, wie sie im Feld vorliegen, auszuschließen. Die gelösten organischen Stoffe sollen als DOC (*dissolved organic carbon*) quantifiziert und charakterisiert werden. Als Charakterisierungsverfahren werden Ultrafiltration und Gelchromatografie zur Beschreibung der Größenverteilung der organischen Wasserinhaltsstoffe eingesetzt. Weiterhin soll das Adsorptionsverhalten an

Aktivkohle mittels Adsorptionsanalysen sowie die Anteile von biologisch abbaubarem DOC (BDOC) über Batch-Abbautests bestimmt werden. Die Ergebnisse sollen zur Quantifizierung der Reinigungsleistung der Uferfiltration und künstlichen Grundwasseranreicherung für gelöste organische Stoffe führen, wobei die wesentlichen Einflussparameter herausgearbeitet werden.

Um den Einfluss von Kläranlageneinleitungen auf die Uferfiltratqualität näher einschätzen zu können, werden organische Verbindungen in Kläranlagenabläufen und in Berliner Oberflächengewässern verglichen. Vor allem im Hinblick auf Wasserteilkreisläufe soll der Eintrag an refraktären organischen Verbindungen, der durch mikrobiologische Bildungsmechanismen in Kläranlagen zustande kommt, quantifiziert und charakterisiert werden (Link et al. 1989, Barker & Stuckey 1999). Über die vergleichende Charakterisierung des DOC in Kläranlagenablauf und Oberflächengewässern kann dann der Einfluss von Kläranlageneinleitungen auf den Gehalt und Charakter organischer Verbindungen im Trinkwasser bestimmt werden.

Eine Senke für gelöste organische Stoffe stellen neben der teilweisen Elimination bei der Uferfiltration die vier Berliner Oberflächenwasseraufbereitungsanlagen dar, in denen eine Flockung mit Eisen(III)-Salzen durchgeführt wird. Es soll untersucht werden, inwieweit die Anlagen die Konzentrationen gelöster organischer Stoffe und von Salzen beeinflussen. Diese Kenntnisse fließen ein in Prognosen zur Trinkwasserqualität in Wasserteilkreisläufen.

In einem zweiten Teil der Arbeit werden die Erkenntnisse zu den Quellen und Senken organischer Wasserinhaltsstoffe im komplexen Wassersystem Berlins genutzt, um Aussagen zur Entwicklung der Trinkwasserqualität in Wasserteilkreisläufen zu treffen. Zunächst wird untersucht, wo es in Berlin zur indirekten Abwasserwiederverwendung kommt, und wie sich die zukünftige Entwicklung der Spreewasserführung auswirken wird. Um die Auswirkungen verstärkter indirekter Abwasserwiederverwendung auf die Trinkwasserqualität aus Uferfiltrat beschreiben zu können, soll ein Modell eines Wasserteilkreislaufs aufgestellt werden. In dieses Modell gehen unter anderem die Stoffeinträge über die Wassernutzung ein, die für Berlin quantifiziert werden müssen. Als Beispiel sollen die Stoffeinträge für refraktären DOC, Chlorid und Sulfat für Berlin bilanziert werden. Zur Bilanzierung werden vereinfacht die Stofffrachten in Trinkwasser mit Frachten der Kläranlagenabläufe der Stadt verglichen. Das Modell des Wasserteilkreislaufs soll neben den Stoffeinträgen über Haushalte, Gewerbe und Dienstleister die verschiedenen Mischvorgänge, Stoffquellen und –senken des Wasserteilkreislaufs darstellen. Die Trinkwasserqualität wird für verschiedene Szenarien der Abwasseranteile simuliert, wobei ein Teilstrom des Wassers immer wieder den Stoffeintrag der Wassernutzung erfährt. Neben den oben ausgewählten Stoffgruppen RDOC, Chlorid und Sulfat wird die Simulation auch für den Eintrag eines hypothetischen anthropogenen persistenten Einzelstoffs durchgeführt. Als Beispiel zur Modellierung dient der Tegeler See im Nordwesten Berlins, bei dem die Wasserströme des Klärwerks Schönerlinde und des Wasserwerks Tegel einen Wasserteilkreislauf bilden.



## **2 Theoretische Grundlagen zur Uferfiltration und künstlichen Grundwasseranreicherung**

### **2.1 Begriffsdefinition**

Der Begriff ‚Uferfiltrat‘ bzw. ‚künstlich angereichertes Grundwasser‘ bezeichnet Grundwasser, das infolge der anthropogen induzierten Infiltration von Oberflächenwasser gebildet wurde (BMI 1985). Demgegenüber wird ‚Grundwasser‘ aus Niederschlägen bzw. aus natürlicher Versickerung von Oberflächenwasser gebildet. Die Datenerhebungen des statistischen Bundesamtes weisen als Herkunft des Trinkwassers in Deutschland teilweise Grundwasser aus, obwohl es sich um Uferfiltrat oder künstlich angereichertes Grundwasser handelt. Hydrogeologisch gesehen gibt es keinen Unterschied zwischen Grundwasser und Uferfiltrat. Für praktische Anwendungen wie die Wahl des Aufbereitungsverfahrens ist die Herkunft des Grundwassers auch meist von untergeordneter Bedeutung. Die Anteile von Uferfiltrat oder künstlich angereichertem Grundwasser am geförderten Rohwasser sind nur über gezielte und aufwändige Untersuchungen zu bestimmen, die von der relativ einfachen Anionenbestimmung wie Chlorid, Sulfat oder Bor (z.B. Pekdeger et al. 1999, Fox et al. 2001) bis zu Isotopenbestimmungen wie z.B.  $^{18}\text{O}$ ,  $^2\text{H}$  (Pekdeger et al. 1999),  $^{34}\text{S}$  (Nestler et al. 1998), Borisotopenverhältnissen (Vengosh et al. 1994) oder Gadoliniumisotopenverhältnissen (Pekdeger et al. 1999) reichen.

Aus diesen Gründen kommt es zu dem Kuriosum, dass in den vom Umweltbundesamt herausgegebenen „Daten zur Umwelt“ (UBA 1992/93) für Berlin die Herkunft des Trinkwassers zu 100 % mit Grundwasser angegeben wird, obwohl in zahlreichen Quellen wie z.B. Schulze (1997) der Anteil von Uferfiltrat und künstlich angereichertem Grundwasser mit 75 % angegeben wird.

### **2.2 Forschungsprojekte zur Uferfiltration und künstlichen Grundwasseranreicherung in Deutschland**

Im folgenden sollen kurz die wichtigeren deutschen Forschungsprojekte zur Uferfiltration und künstlichen Grundwasseranreicherung skizziert werden. Die inhaltlichen Schwerpunkte der Projekte sind tabellarisch im Anhang zusammengestellt (Tab. A.1-1).

#### **Rhein**

Am Rhein wurde 1986 ein Forschungsverbundprojekt infolge des Sandoz-Unfalls<sup>1</sup> initiiert, das insbesondere die Auswirkungen von Stoßbelastungen auf die Rohwasserqualität der Rheinwasserwerke untersuchen sollte (Sontheimer 1991). Themenschwerpunkte waren neben der Untersuchung der Hydrogeologie die Reinigungsleistung der Bodenpassage für organische Stoffe und die Betrachtung von mikrobiologischen Randbedingungen. Unter anderem wurden die Summenparameter DOC und AOX ausführlich untersucht. Der Einsatz

---

<sup>1</sup> Beim Brand bei der Schweizer Firma Sandoz bei Basel gelangten über Löschwasserabschwemmungen große Mengen an Pestiziden in den Rhein. Es handelte sich vor allem um die Pestizide Disulfoton und Thiometon. Diese Pestizide stellten vor allem wegen ihrer Hydrophobizität letztlich kein Problem für die Wasserwerke dar, da sie bei der Bodenpassage gut zurückgehalten und dann biologisch abgebaut wurden (Sontheimer 1991).

des Parameters AOS wurde gefördert wie auch der Einsatz der ‚Sontheimer‘-Testfilter zur Unterteilung des DOC in abbaubare und nicht abbaubare Bestandteile (Gimbel & Mälzer 1987, Sontheimer 1988). Weiterhin wurde eine Unterteilung organischer Stoffe in ‚wasserwerksrelevante‘ und ‚trinkwasserrelevante‘ Anteile eingeführt (Sontheimer 1988, Völker 1988). Wasserwerksrelevant sind demnach Stoffe, die eine Bodenpassage bzw. einen Testfilter passieren. Trinkwasserrelevant sind Stoffe, die auch im Wasserwerk nicht eliminiert werden. In den Rheinwasserwerken werden vor allem Aktivkohlefilter eingesetzt. Deshalb wurden von Völker und Sontheimer Stoffe als ‚trinkwasserrelevant‘ bezeichnet, die an Aktivkohle nicht oder nur schlecht adsorbierbar sind. Zur Unterteilung des Summenparameters DOC in Fraktionen unterschiedlicher Adsorbierbarkeit wurde die Adsorptionsanalyse entwickelt (Völker et al. 1984; s. Kap. 4.4.2).

### **Ruhr/ Neckar**

Ein fast parallel zu den Untersuchungen am Rhein laufendes Verbundforschungsvorhaben war das DFG-Schwerpunktprogramm „Schadstoffe im Grundwasser“. Hier wurden Mitte bis Ende der 80er Jahre insbesondere die Trinkwassergewinnung an der Ruhr (Insel Hengsen, Schöttler & Schulte-Ebbert 1995) und am Neckar untersucht (Hötzl & Reichert 1996). Schwerpunkte waren Untersuchungen zum Verhalten von Schadstoffen bei der Infiltration von Oberflächengewässern. Dazu zählten vor allem Spurenstoffe und eine Reihe von organischen Stoffen, u.a. polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe und Triazin-Herbizide. Am Neckar hatten die Untersuchungen ähnliche Schwerpunkte: Es finden sich Ergebnisse zu Umweltisotopen, zu Mikrobiologie und Viren, zu DOC, AOX, AOS, Phenolen, Tensiden, LHKW, PBSM, EDTA und NTA sowie zu biogenen Stoffen wie beispielsweise Geosmin (vgl. Tab. A.1-2 in Kap. A.1.1).

### **Elbe**

Ende der 80er Jahre gelangte die Uferfiltration an der Elbe ins Zentrum der Aufmerksamkeit, da infolge der wachsenden Belastung der Elbe sowie ihrer Nebenflüsse standortbezogen eine teilweise Erschöpfung des Leistungsvermögens der Untergrundpassage auftrat (Nestler et al. 1998). Das in den 90er Jahren begonnene Forschungsverbundvorhaben des BMBF mit dem Titel „Wassergewinnung in Talgrundwasserleitern im Einzugsgebiet der Elbe“ konzentriert sich auf Uferfiltrationsstandorte bei Dresden (Nestler et al. 1996, 1998). Schwerpunkte waren neben hydrogeologischen Untersuchungen zu Fließverhalten und zur Modellierung die Elimination von DOC, AOS und IOS sowie von organischen Spurenstoffen (Naphthylsulfonate und Halogencarbonsäuren).

### **Berlin**

In Berlin wird die Uferfiltration seit längerem untersucht, so z.B. das Verhalten von Schwermetallen am Tegeler See von Staudacher (1977). Es folgten Untersuchungen zur Veränderung der Wasserqualität bei der Infiltration an der Unterhavel (Verleger 1988, Sommer-von Jarmerstedt 1992). Im Osten der Stadt wurde die Uferfiltration am Müggelsee in den Jahren 1979-1987 am Institut für Geographie und Geoökologie von Driescher und anderen untersucht (Driescher 1988, Driescher et al. 1989). Im Jahr 1997 wurde von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie (SenSUT) das Projekt „Uferfiltration in Berlin“ in Auftrag gegeben. Federführung hatte hier die

Arbeitsgruppe Pekdeger an der Freien Universität Berlin (vgl. Kap. 3.4.2). Ziel war es unter anderem, die Problematik der Kreislaufführung von Wasser, d.h. den Einfluß von Kläranlagenabläufen näher zu beleuchten und Uferfiltratanteile in Berlin zu ermitteln (Pekdeger et al. 1999, s. Tab.A.1-1 in Kap. A.1). In dieses Vorhaben konnte auch die vorliegende Arbeit integriert werden.

Neben den hier erwähnten Forschungsprojekten gibt es zahlreiche weitere Studien zur Reinigungsleistung der Uferfiltration und künstlichen Grundwasseranreicherung. Viele davon wurden und werden an den betroffenen Wasserwerken durchgeführt wie z.B. bei den Stadtwerken Düsseldorf oder bei den Berliner Wasserbetrieben.

### **Ergebnisse**

Die Ergebnisse dieser und anderer Forschungsprojekte konnten zeigen, dass die Uferfiltration bzw. die Bodenpassage für viele Stoffe eine gute und langfristig stabile Reinigungsleistung aufweist. Dazu zählen partikuläre Stoffe, Pathogene, eine Vielzahl organischer Stoffe und die Mehrzahl der Spurenstoffe (s. Kap.2.3). Problematisch sind vor allem organische Einzelstoffe, die polar und persistent sind und daher die Bodenpassage nahezu ungehindert passieren, sowie einige Salze.

Bei allen Arbeiten zur Reinigungsleistung der Bodenpassage wird deutlich, dass die Reinigungsleistung der Uferfiltration vor allem von der Beschaffenheit des Oberflächengewässers abhängt. In Deutschland hat sich infolge der Maßnahmen des Gewässerschutzes die Qualität der über Uferfiltration gewonnenen Trinkwässer in den letzten Jahrzehnten verbessert. Am Rhein beispielsweise sind sowohl die Konzentrationen von Summenparametern wie DOC und AOX als auch die Konzentrationen vieler Einzelstoffe wie z.B. Atrazin im Trinkwasser deutlich zurückgegangen (Sontheimer 1991, Stuyfzand 1998, Brauch et al. 2000). Sowohl im Rhein als auch im Rohwasser des Wasserwerks Wittlaer/Duisburg am Unterrhein, das zu ca. 60% aus Uferfiltrat besteht, haben sich die DOC-Konzentrationen seit 1975 halbiert. Im Rhein liegt der DOC inzwischen bei 2,5 mg/l (Brauch et al. 2000). Auch die AOX-Gehalte sind im Rhein von ca. 60 µg/l (1981) auf mittlerweile ca. 15 µg/l (1997) gesunken. Im Rohwasser des Wasserwerks Flehe bei Düsseldorf betragen sie inzwischen weniger als 10 µg/l (a.a.O.). An der Elbe hat vor allem der Rückgang der Gewässerbelastung Anfang der 90er Jahre zu einer Verbesserung der Uferfiltratqualität geführt, die unter anderem an niedrigeren DOC-Konzentrationen zu erkennen ist (Nestler et al. 1998). Inzwischen liegt die mittlere DOC-Konzentration der Elbe bei 5,5 mg/l (a.a.O.).

Ein wesentliches Ergebnis des Forschungsverbundprojektes der Rheinwasserwerke ist, dass Stoßbelastungen im Oberflächengewässer durch die Uferfiltration erheblich vermindert werden und deshalb meist nicht zu Qualitätsbeeinträchtigungen des Trinkwassers führen (Sontheimer 1991). Der Grund dafür ist die bei der Bodenpassage erfolgende Dämpfung von Konzentrationspeaks durch

- a) Dispersionseffekte infolge der Vermischung von Wasser unterschiedlicher Infiltrationsperioden;
- b) eine Durchströmung von Schichten unterschiedlicher Durchlässigkeit und Länge,
- c) einen Konzentrationsausgleich aufgrund von Diffusion zwischen Porenhaftwasser und strömendem Wasser und

d) durch die Vermischung mit älterem, meist landseitigem Grundwasser (Sontheimer 1991, Mälzer 1993).

Mälzer (1993) berechnete über instationäre Stoffbilanzmodelle, dass sich allein aufgrund der Dispersion ein Konzentrationspeak einer Stoßbelastung im Fluss nur zu 5-10% im Uferfiltrat – dort allerdings als länger andauernde Belastung- wiederfindet.

Eine wesentliche Ursache der Konzentrationsverminderung neben den physikalisch-chemisch-biologischen Prozessen ist die Vermischung des Uferfiltrats mit landseitigem Grundwasser (Sontheimer 1991). Landseitiges Grundwasser weist insbesondere bezüglich der über Abwässer eingetragenen Kontaminanten in der Regel geringere Konzentrationen als Uferfiltrat auf. In Einzelfällen kann dies auch umgekehrt sein, wie die EDTA-Belastung von landseitigem Grundwasser bei der Uferfiltration am Berliner Tegeler See zeigt (Pekdeger et al. 1999).

## **2.3 Reinigungsvorgänge bei der Bodenpassage**

Die Bodenpassage als Wasseraufbereitungsverfahren kombiniert

- eine sehr gute Filterwirkung für Partikel, Kolloide und pathogene Keime,
- die Entfernung von Ionen und hydrophoben organischen Stoffen durch Fällung und Sorption, wozu Ionentausch und Adsorption zählen,
- die Entfernung von Ammonium und abbaubaren organischen Wasserinhaltsstoffen durch biologische Oxidation
- und die biologische Inaktivierung von Keimen und Viren (Sontheimer et al. 1981).

Polare, biologisch schwer abbaubare organische Stoffe und konservative Ionen werden bei der Bodenpassage nicht entfernt. Die Eliminationsraten variieren mit der Dauer und Länge der Bodenpassage sowie in Abhängigkeit vom Redoxmilieu.

Folgende Aufbereitungsverfahren nutzen die Reinigungsmechanismen der Bodenpassage:

- Langsamsandfiltration
- Uferfiltration
- künstliche Grundwasseranreicherung
  - mit Oberflächenwasser und
  - mit Kläranlagenabläufen.

Die Prozesse, die bei allen Aufbereitungsschritten ablaufen, sind prinzipiell dieselben. Variationen der Reinigungsleistung hängen vor allem von der Qualität des infiltrierenden Wassers ab, weiterhin bei Uferfiltration und Grundwasseranreicherung von lokalen Gegebenheiten wie Fließstrecke, Fließzeiten, Bodenbeschaffenheit, Qualität des `natürlichen` Grundwassers und klimatischen Verhältnissen.

### **2.3.1 Rückhalt partikulärer Wasserinhaltsstoffe**

Der Partikelrückhalt bei der Bodenpassage erfolgt sowohl als Oberflächenfiltration als auch als Tiefenfiltration. Bei der Grundwasseranreicherung verringert sich die hydraulische Durchlässigkeit mit zunehmender Laufzeit der Filterbecken, weshalb oft zur Verlängerung der Laufzeit eine Flockung vorgeschaltet wird. Beispiele dafür sind die Düreninfiltration in den Niederlanden oder die künstliche Grundwasseranreicherung in Berlin. Bei Grundwasseranreicherungen ist das regelmäßige Abschälen und Reinigen der obersten

Filterschicht von Infiltrationsbecken üblich. In Berlin wird die Reinigung hauptsächlich durch das Algenwachstum im Sommer erforderlich, an anderen Standorten erfordern höhere Partikelkonzentrationen im Infiltrat eine häufigere Reinigung. Eine neue, derzeit erforschte Variante zur Verlängerung von Filterlaufzeiten bei Langsandsandfiltern sind synthetische Auflageschichten (Mälzer & Gimbel 1999).

Bei der Uferfiltration am Rhein erfolgt ein selbstregelnder Reinigungsvorgang der Infiltrationszone durch die bei Hochwasser rasch ansteigenden hydraulischen Gradienten, wodurch die Flußsohle stark bewegt und Partikel abtransportiert werden (Schubert 2000). Bei der Uferfiltration an Seen erfolgt eine Verzögerung der Kolmation vor allem durch Wellenschlag an den Ufern.

Partikel bis zu Größenordnungen von 50-500 nm können mit dem Grundwasser transportiert werden. Der Partikeltransport von Partikeln dieser Größenklassen wurde an der Ruhr von Hofmann et al. (1998) und Schulte-Ebbert & Schöttler (2000) untersucht. Diese Partikel bieten eine Möglichkeit des Stofftransports für hydrophobe und gut sorbierbare Stoffe wie z.B. polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe.

### **2.3.2 Entfernung von Mikroorganismen und Viren**

Die Entfernung von Mikroorganismen und Viren erfolgt bei der Bodenpassage infolge von Filtrations- und Sorptionsprozessen sowie durch biologische Inaktivierung. Vor allem bei der Elimination von Viren und Bakterien ist weniger die Aufenthaltszeit als die Strecke der Bodenpassage von Bedeutung für die Elimination (Botzenhart 1998). Protozoen, die Durchmesser von einigen Mikrometern haben, werden sehr gut durch Filtration entfernt (Schubert 2000). Für Bakterien werden für die Langsandsandfiltration Keimzahlreduktionen von  $10^6$ /ml auf  $10^3$ /ml, d.h. um 3 log-Stufen, bereits in den ersten Metern beobachtet (Van Haaren 1977, Hamsch 1992). Dabei spielen sowohl Sorptionsprozesse eine Rolle als auch die Aktivität von Protozoen, die sich von Bakterien ernähren. Viren werden aufgrund ihrer in der Regel hydrophoben Oberfläche hauptsächlich über Sorption entfernt. Hier spielen die mit Polysacchariden überzogenen Biofilme der obersten Infiltrationszone eine wichtige Rolle (Botzenhart 1998). Die Entfernung von Enteroviren bei der Uferfiltration an der Elbe, einem im bundesweiten Vergleich relativ stark belasteten Gewässers, wird von Dumke (1998) mit 99% schon nach knapp 10 m angegeben. Im Sammelbrunnen des Rohwassers des untersuchten Standortes Dresden-Saloppe wurden keine Enteroviren mehr nachgewiesen (Dumke 1998). Bei einem Tracerversuch mit den Bakteriophagen MS2 und PRD1 (Peters et al. 1998) wurde eine Verringerung um 3 log-Stufen nach 2,5 m, um 6 log-Stufen nach 15 m bzw. 10 Tagen und um 8 log-Stufen nach 30 m bzw. 25 Tagen festgestellt. Auf humanpathogene Viren ist dieser Versuch allerdings nur eingeschränkt übertragbar. Verschiedene Studien des Umweltbundesamtes und des Forschungszentrum Karlsruhe geben einen detaillierteren Einblick zum Verhalten von Viren und Mikroorganismen bei der Bodenpassage (BMBF 1997, UBA-Texte 2/1985 und Schubert & May 1985 (UBA-Texte 35/1985)).

### 2.3.3 Nährstoffe

Die Entfernung von Nährstoffen ist insbesondere bei der Versickerung von Kläranlagenabläufen von Interesse und damit auch bei der Uferfiltration von Oberflächengewässern, die hohe Anteile von Kläranlagenabläufen enthalten. Daneben ist die Entfernung von Nährstoffen bei der Uferfiltration von eutrophen Gewässern wichtig, wie sie z.B. in Regionen intensiver Landwirtschaft zu finden sind. Zu Nährstoffen zählen Ammonium, Nitrat und Phosphat. Nährstoffe stellen i.d.R. kein Problem bei der Trinkwassergewinnung über Uferfiltration und künstliche Grundwasseranreicherung dar. In den in Kap. 2.2 genannten Forschungsprojekten sind Nährstoffe begleitend untersucht worden. Grundlegende Arbeiten zum Verhalten von Phosphationen und Stickstoffverbindungen bei der künstlichen Grundwasseranreicherung bzw. Langsandsandfiltration liegen von Schmidt (1963) und von Stuhlmann (1972) vor.

Ammonium wird im Boden durch Nitrifikation unter Anwesenheit von Sauerstoff zu Nitrat umgesetzt (Schachtschabel et al. 1998). Es kann weiterhin an Tonmineralien über Kationenaustausch festgelegt werden. In leichten Sandböden kann Ammonium auch ausgewaschen werden. Ammoniumgehalte sind in der Regel im Oberflächengewässer nicht hoch wegen der schon dort stattfindenden Nitrifikation. Schon geringe Ammoniumkonzentrationen bewirken allerdings eine erhebliche Sauerstoffzehrung bei der Nitrifikation ( $4,6 \text{ g O}_2/\text{g NH}_4\text{-N}$ , Schachtschabel et al. 1998). Ammonium wird laut Doussan et al. (1998) sehr effektiv an Kalk adsorbiert. Teilweise kann Ammonium den Boden passieren, wenn hohe Ammoniumkonzentrationen im Wasser vorliegen, vor allem wenn hohe Organikanteile zu reduzierenden Bedingungen führen und die Nitrifikation gehemmt ist. An der Seine bei Paris wurden in Rohwasserbrunnen bis zu  $3 \text{ mg/l}$  Ammonium gemessen (Doussan et al. 1998). Der Grenzwert der TVO beträgt  $0,5 \text{ mg/l}$  (TVO 1991).

Nitrat wird im Boden unter anoxischen Bedingungen denitrifiziert, wenn ausreichend abbaubare organische Kohlenstoffverbindungen vorhanden sind. Mit Eisensulfid ist auch eine autotrophe Denitrifikation möglich (Schachtschabel et al. 1998, Nestler et al. 1998). Probleme mit zu hohen Nitratkonzentrationen sind vor allem für Grundwasser aus landwirtschaftlich stark genutzten Gebieten bekannt (Schachtschabel et al. 1998). Der Grenzwert für Nitrat beträgt  $50 \text{ mg/l}$  (TVO 1991).

Phosphat wird in Böden i.d.R. gut zurückgehalten, da es bei neutralen bis alkalischen pH-Werten überwiegend schwerlösliche Calcium-, Eisen- oder Aluminiumphosphate bildet. Phosphat adsorbiert weiterhin an bestimmten Bodenbestandteilen, so vor allem an amorphen Al-Oxiden und Ferrihydrit. An Quarz wurde keine Phosphatsorption festgestellt (Schachtschabel et al. 1998). Huminstoffe und Phosphat können um Adsorptionsplätze konkurrieren. Infolge der geringen Löslichkeitsprodukte liegen die Phosphat-Konzentrationen von Bodenlösungen in ungedüngten Böden bei ca.  $1$  bis  $100 \text{ } \mu\text{g P/l}$ , in gedüngten Böden zwischen  $0,1$  und  $5 \text{ mg P/l}$  (Schachtschabel et al. 1998).

Im Gegensatz zu der geschilderten weitgehenden Immobilität des Phosphats, wie sie in der Bodenkunde beschrieben wird, stellten Driescher et al. (1989) bei der Uferfiltration am Müggelsee eine erhebliche Phosphatmobilität fest. Die Gesamt-Phosphat-Gehalte des Uferfiltrats lagen im Mittel mit ca.  $200 \text{ } \mu\text{g/l}$  nur geringfügig über dem Mittel der Gelöst-

Phosphat-Gehalte des Müggelsees. Diese Gehalte liegen immer noch weit unter dem TVO-Grenzwert für Phosphat, der 6,7 mg P/l beträgt (TVO 1991).

### **2.3.4 Spurenstoffe (Schwermetalle, Metallkationen)**

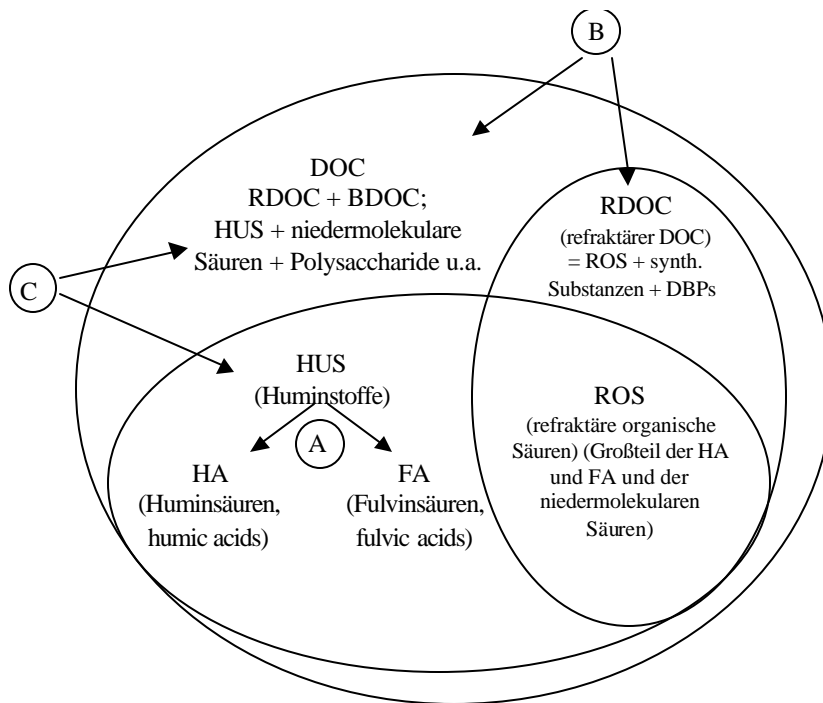
Spurenstoffe wie Eisen, Mangan und verschiedene Schwermetalle werden bei der Bodenpassage überwiegend durch Sorptionsvorgänge eliminiert (Schöttler 1986). Im aeroben Milieu werden Spurenstoffe laut Förstner (1995) vor allem durch Ionenaustauschprozesse an negativ geladenen Oberflächen wie Tonmineralien, amorphen Eisen- und Aluminiumoxiden und organischen Feststoffen festgelegt. Cadmium erreicht allerdings häufig nur geringe prozentuale Beladungen. Die Sorption ist in der Regel stark pH-abhängig (Schachtschabel et al. 1998). Im anoxischen Milieu dominieren bei der Festlegung laut Förstner (1995) Fällungsreaktionen mit Sulfid, durch die Cu(I), Ag(I), Zn(II), Cd(II), Hg(II), Pb(II), Sn(II) festgelegt werden. Auch Mn(II), Fe(II), Co(II), Ni(II) und Cu(II) neigen zur Sulfidbildung. Insgesamt kann durch Wechselwirkungen mit dem Boden ein recht guter Rückhalt von Spurenstoffen erreicht werden. Dabei finden sich Anreicherungen vor allem in den Oberflächennagen (Förstner 1995). Bei Uferfiltrationsprozessen kommt es im Gegensatz zur Grundwasseranreicherung auch zu anoxischen bzw. anaeroben Prozessen, weshalb verschiedene Eliminations- und Remobilisierungsmechanismen hintereinander stattfinden können. Die Vorgänge sind komplex und stark standortabhängig.

### **2.3.5 Organische Wasserinhaltsstoffe**

#### **2.3.5.1 Definition der organischen Wasserinhaltsstoffe**

Bei der Uferfiltration und künstlichen Grundwasseranreicherung kommt es zu einer Reduktion der gelösten organischen Wasserinhaltsstoffe. Dies wird vor allem auf biologische, daneben auch auf schwach sorptive Prozesse zurückgeführt. Weiterhin reduziert sich der Gehalt organischer Verbindungen an vielen Uferfiltrationsstandorten infolge einer Vermischung mit landseitigem Grundwasser.

Zu den organischen Wasserinhaltsstoffen gehören in natürlichen Gewässern und Grundwasser vor allem die natürlichen organischen Wasserinhaltsstoffe. Diese Stoffe sind in Fluß- und Seewasser zu ca. 50-80 % aus Huminstoffen zusammengesetzt (Summe von Huminsäuren und Fulvinsäuren) (Abbt-Braun 1997). Daneben beinhalten sie die Gruppe der niedermolekularen Säuren. Auch Proteine und Kohlenhydrate gehören zu den natürlichen organischen Wasserinhaltsstoffen. Abb. 2.3-1 gibt einen Überblick über verschiedene Bezeichnungen und Unterteilungen der gelösten organischen Wasserinhaltsstoffe. Der Parameter DOC erfasst den Kohlenstoff aller gelösten organischen Wasserinhaltsstoffe, die einen Filter der Porengröße 0,45 µm passieren. Die Größenverteilung von natürlichen organischen Wasserinhaltsstoffen von Grundwasser und Porenwässern von Böden und Sedimenten wird von Van de Weerd et al. (1999) mit 0,5 bis >400 nm angegeben. Der Durchmesser der höhermolekularen Substanzen wird mit > 5 nm angegeben (McCarthy et al. 1993). Damit wird über den Parameter DOC der Hauptteil der natürlichen organischen Wasserinhaltsstoffe erfasst.



**Abb. 2-3.1: Unterteilung des aquatischen DOC**

- A: Unterteilung in Huminsäuren und Fulvinsäuren über Säurezugabe (pH-Wert < 2: unlösliche Bestandteile sind Huminsäuren) (Schachtschabel et al. 1998)
- B: Unterteilung in biologisch abbaubaren und nicht abbaubaren DOC (BDOC und RDOC) i.d.R. mit Abbauteests, auch mit Testfiltern, Säulensystemen (e.g. Servais et al. 1987, Mälzer 1993)
- C: Unterteilung in Huminstoffe und den verbleibenden DOC: klassisch mit XAD-Harzen, neuerlich auch mit LC-OCD (Leenheer 1981, Malcolm 1985, Huber & Frimmel 1996)

Neben den natürlichen organischen Stoffen zählen zu den gelösten organischen Wasserinhaltsstoffen auch noch Einzelstoffe, die durch Haushalte, Industrie, Gewerbe und Landwirtschaft ins Wasser eingetragen werden. Hierzu gehören Pestizide, Industriechemikalien, Tenside und Arzneistoffe. Schließlich werden über den Parameter DOC auch Stoffe wie Desinfektionsnebenprodukte erfasst, darunter THM's und AOX.

### 2.3.5.2 Biologische Umsetzung von organischen Wasserinhaltsstoffen

Durch die Aktivität von Bodenmikroorganismen werden je nach Zusammensetzung des infiltrierenden Wassers unterschiedliche Anteile des DOC umgesetzt. Sontheimer (1991) gibt zum Beispiel für Rheinwasser den Anteil der in Testfiltern abbaubaren organischen Stoffe mit 25-50 % an. Servais et al. (1987) ermittelte mit Batch-Tests für unbelastete Flüsse Anteile von 10-33 % an abbaubarem DOC (biodegradable DOC = BDOC). Mälzer (1993) entwickelte eine Modellvorstellung zur Beschreibung des DOC-Abbaus in Testfiltern, mit dem sich der DOC in leicht, mittel und nicht abbaubaren Anteile aufteilen lässt unter der Annahme von Abbaukinetiken 1. Ordnung. Die absolute Konzentration der Summe abbaubarer organischer Wasserinhaltsstoffe ist in der Regel im Infiltrat so gering, dass Fließstrecken von 1 m und weniger zu ihrer Entfernung ausreichen (Sontheimer 1991). In dieser Infiltrationszone ist die mikrobiologische Tätigkeit bzw. auch die Biomassekonzentration am höchsten (Hamsch 1992, Preuss & Nehr Korn 1988, Bourg & Bertin 1993, Mälzer 1993).



Eine Verlängerung der Fließstrecke hat am Rhein keinen messbaren Einfluss auf die Reduktion des Summenparameters DOC gezeigt, was ein Vergleich verschiedener Wasserwerksstandorte ergab (Sontheimer 1991). Auch eine verkürzte Aufenthaltszeit im Aquifer, die über eine erhöhte Förderleistung der Brunnengalerien an der Elbe bewirkt wurde, hatte keine Verschlechterung der Entfernung organischer Stoffe zur Folge (Nestler et al. 1998).

Durch den mikrobiellen Stoffumsatz werden organische Verbindungen zunächst metabolisiert und dann mineralisiert. Es entstehen kleinere Bruchstücke der Ausgangssubstanzen mit einem höheren Oxidationsgrad. Weiterhin entsteht Kohlendioxid, das im Wasser hauptsächlich als Hydrogencarbonat sowie als freies gelöstes CO<sub>2</sub> vorliegt. Der pH-Wert nimmt je nach Pufferkapazität des Systems ab.

Bei der Uferfiltration und künstlichen Grundwasseranreicherung ist die Abfolge der mikrobiellen Prozesse meist durch das Angebot abbaubarer organischer Stoffe limitiert. Als Elektronenakzeptoren werden zunächst Sauerstoff, dann Nitrat, Eisen, Mangan und schließlich Sulfat reduziert (Preuss & Nehr Korn 1988). In einigen Fällen kommt es auch zur Methanogenese. Je nach den Konzentrationen dieser Stoffe im infiltrierenden Wasser und in Abhängigkeit vom Bodenmaterial stellen sich entsprechende Redoxbedingungen ein. So wird an der Insel Hengsen sowohl eine anaerobe Bodenpassage bei der Uferfiltration als auch eine aerobe Passage bei der Langsandsandfiltration beschrieben (Preuss & Nehr Korn 1988, Schöttler & Schulte-Ebbert 1995). Die im Aquifer vorkommenden Bakterienformen sind überwiegend oligotroph, d.h. sie sind an geringe Substratmengen angepasst (Preuss & Nehr Korn 1988). Im Aquifer werden Bakterienzahlen von nur noch 10<sup>4</sup>/ml im Gegensatz zum Flusswasser mit 10<sup>6</sup>/ml gemessen (Hamsch 1992).

Bei allen untersuchten Uferfiltratstrecken (Rhein, Ruhr, Elbe) reicht die Oxidation von DOC und NH<sub>4</sub><sup>+</sup> des infiltrierenden Wassers nicht aus, um die Reduktion von Sauerstoff bzw. Elektronenakzeptoren wie Nitrat und Sulfat zu erklären. Schöttler & Schulte-Ebbert (1995) sowie Nestler et al. (1998) erklären dies mit der Rücklösung von organischem Bodenmaterial, das zusätzlich biologisch oxidiert wird. Nestler et al. (1998) belegen dies u.a. mit <sup>14</sup>C-Isotopenmessungen des DOC. Schulte-Ebbert & Schöttler (1995) stellen hierzu eine C-Bilanz auf. Dagegen postulieren Sontheimer (1991), Denecke (1997) und Gimbel & Gerlach (1997), dass die Reduktion von Sauerstoff und Nitrat zu Beginn des Fließweges als Folge des Umsatzes von partikulärem Kohlenstoff in der obersten Infiltrationszone erfolgt. In dieser Zone kann es zur Anreicherung von abgestorbenen Mikroorganismen und partikulären organischen Wasserinhaltsstoffen kommen.

### **2.3.5.3 Sorption**

Die Entfernung organischer Wasserinhaltsstoffe ist auch über sorptive Prozesse möglich. Dabei spielen sowohl die Eigenschaften der organischen Stoffe als auch die Oberflächeneigenschaften des Bodenmaterials eine Rolle. Aquifere und Grundwasseranreicherungsbecken bestehen hauptsächlich aus Quarz (Sand, Kies). Daneben liegen weitere mineralische Oxide (v.a. Fe- und Al-Oxide), Tone (Silikatstrukturen) und geringe Anteile organischer Stoffe vor. Laut Sontheimer (1991) liegen die Anteile organischer Substanz für das Aquifermaterial des Rheins bei < 0,1 bis 0,3%. Für Sand aus Berliner

Grundwasseranreicherungsbecken bestimmte Drewes (1997) den Anteil organischer Stoffe ( $f_{OC}$ ) zu 0,12%. Da DOC an Quarz im neutralen pH-Bereich nicht sorbiert (Davis 1982), ist bei der Bodenpassage von vornherein mit sehr schwachen sorptiven Effekten zu rechnen.

Am besten untersucht ist die Sorption hydrophober organischer Stoffe an organischen Bestandteilen des Bodens. Hierfür existieren Modelle, die die Sorption von unpolaren organischen Stoffen beschreiben. Über die Kombination von Adsorptionskonstanten nach Freundlich ( $K_F$ ) mit dem Anteil organischer Substanz im Boden ( $f_{OC}$ ) kann der Koeffizient  $K_{OC}$  berechnet werden:  $K_{OC} = K_F / f_{OC} [\%] * 100$ .  $K_{OC}$ -Werte bewegen sich zwischen 50 (Benzol) und > 50.000 (einige PAKs). Sie sind ein gutes Maß für die Wasserlöslichkeit und das Adsorptionsverhalten dieser Stoffe im Boden (Schachtschabel et al. 1998). Die Bestimmung des  $K_{OC}$ -Wertes kann auch empirisch über  $K_{OW}$  -Werte erfolgen (s. Drewes 1997). Diese Beziehungen gelten allerdings nur für unpolare Stoffe mit hohen  $K_{OW}$ -Werten (ab ca. 1000). Unpolare organische Wasserinhaltsstoffe sind in der Regel im Infiltrat nur in geringen Konzentrationen vorhanden. Sie werden in der Infiltrationszone, wo der Anteil organischer Substanz im Aquifer relativ am höchsten ist, abgeschieden und unterliegen dann einem mikrobiellen Abbau an der Feststoffoberfläche. Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) werden auf diese Art gut entfernt (Haberer et al. 1984).

Für polare und dissoziierte Verbindungen existiert bisher kein Modell zur Vorhersage des Sorptionsverhaltens im Boden (Mattheß 1994). Die Untersuchungen zur Sorption von aquatischem DOC wurden erst in letzter Zeit verstärkt, als die Bedeutung von DOC für den Schadstofftransport vor allem hydrophober organischer Stoffe deutlich wurde. DOC wird an Quarz ( $SiO_2$ ) im neutralen pH-Bereich nicht adsorbiert (Davis 1982). An Eisen- und Aluminiumoxid wird DOC hingegen besser adsorbiert mit Beladungsmaxima im Bereich von pH 5 (a.a.O.). Auch an Kaolinit und Tonbestandteilen sind Adsorptionseffekte gemessen worden, die aber geringer sind als bei Eisen- und Aluminiumoxid. Jardine et al. (1989) geben einen Überblick über die Untersuchungen zur Adsorption von Humin- und Fulvinsäuren an Bodenbestandteilen wie verschiedenen Eisen- und Aluminiumoxiden und Tonmineralen. Die Mechanismen, die zur Adsorption beitragen, sind noch weitgehend unbekannt. Es kann sich um Austausch von OH-Ionen mit Carboxylgruppen des DOC handeln, weiterhin wird Ligandenaustausch von OH-Ionen und  $H_2O$ -Molekülen durch Huminstoffe postuliert (a.a.O.). Dunnivant et al. (1992) haben mit hydrophoben<sup>2</sup> und hydrophilen natürlichen organischen Wasserinhaltsstoffen Durchbruchkurven über Aquifermaterial aufgenommen. Nach einer anfänglichen Verzögerung beim Durchbruch im Vergleich zum konservativen Tracer konnte bei einem zweiten Versuch (beladenes Aquifermaterial) keine Verzögerung mehr festgestellt werden, d.h. der DOC verhielt sich wie ein konservativer Tracer. Die bei der erstmaligen Beschickung festgestellte Verzögerung wird mit physikalischer Adsorption vor allem der hydrophoben Bestandteile erklärt, die gleichzeitig auch höhere Anteile aromatischer Strukturen und größerer Moleküle aufweisen. Die Beobachtung, dass sich der DOC bei beladenem Aquifermaterial wie ein konservativer Tracer verhält, wird durch Untersuchungen

---

<sup>2</sup> „Hydrophob“ bezeichnet dabei mit XAD-8-Harzen extrahierbare organische Wasserinhaltsstoffe. Sie sind prinzipiell hydrophil, wenn sie mit echt hydrophoben Stoffen wie z.B. langkettigen Kohlenwasserstoffen verglichen werden.

von McCarthy et al. (1993) bestätigt. Dort wurde festgestellt, dass unter stationären Bedingungen sowohl der hydrophile, niedermolekulare Anteil des DOC als auch der hydrophobe, höhermolekulare Anteil beim Transport durch den Aquifer nicht retardiert wurde. Dagegen beobachtete Grischek (in Nestler et al. 1998) an Bodensäulen eine leichte Retardation von schwer abbaubarem DOC mit Retardationsfaktoren von 1,25-1,3. Ideale Tracer haben einen Retardationsfaktor von 1.

Nach Sontheimer (1991) und Gerlach (1998) werden bei der Bodenpassage infolge von Ausfällung und Sorption vor allem die höhermolekularen Bestandteile des DOC abgelagert. Gerlach erklärt die Entfernung von Huminstoffen bei der Uferfiltration mit einer Multilayer-Sorption. In seinen Versuchssäulen wurden über Sorption auch nach 810 Tagen noch 10-20% des Anfangs-DOC von 5 bzw. 20 mg/l entfernt. Wie Dunnivant et al. (1992) beachtet auch Gerlach (1998) eine bevorzugte Adsorption höhermolekularer bzw. hydrophober Stoffe. Unterstützt und teilweise erklärt wird die Beobachtung einer Multilayer-Sorption ohne Sättigung von Ergebnissen von Van de Weerd et al. (1999). Sie modellierten die Adsorption von hydrophoben und hydrophilen natürlichen organischen Wasserinhaltsstoffen an Eisenoxid. Unter der Annahme sehr langsamer Umordnungsprozesse bei der Huminstoffadsorption, die von höheren Sorptionsaffinitäten der grösseren, hydrophoberen Moleküle im Vergleich zu den kleineren, dafür aber beweglicheren Molekülen bestimmt werden, konnten Versuchsdaten von Gu et al. (1994) mathematisch beschrieben werden. Umordnungen, die zu höheren Anteilen der hochmolekularen Huminstoffe an den Oberflächen führen und damit zu einer höheren Beladung, können sich über Monate hinziehen.

Die Sorption wird bei der Uferfiltration von biologischen Prozessen überlagert. Sorbierte Stoffe werden biologisch oxidiert, und es kommt zur teilweisen Desorption von niedermolekularen Anteilen. Untersuchungen zur Uferfiltration und Bodenpassage zeigen keine Anzeichen zur Ausbildung von organischen Stoffdepots (Sontheimer 1991, Gerlach 1998).

#### **2.3.5.4 Reduktionsraten für DOC und Veränderung seiner Eigenschaften**

Die Reduktion des aquatischen DOC bei der Bodenpassage der Uferfiltration und künstlichen Grundwasseranreicherung wird von mikrobiellen Abbauprozessen gegenüber sorptiven Prozessen dominiert (Sontheimer 1991, Mälzer 1993, Quanrud et al. 1996a, Drewes 1997, Gerlach 1998). So fanden Quanrud et al. (1996a) bei der Versickerung von Kläranlagenabläufen in biologisch inaktivierten Säulen eine Eliminationsrate von 10 % im Gegensatz zu biologisch aktiven Säulen, bei denen die Eliminationsrate bei 54 % lag.

Je nach Standort können die Eliminationsraten des DOC stark variieren. Hierbei spielt neben der Qualität des infiltrierenden Wassers auch die Vermischung mit Grundwasser anderer Herkunft eine Rolle. Die Eliminationsraten für DOC sind deshalb örtlich nur schwer zu vergleichen. Einen Überblick über Eliminationsraten an verschiedenen Standorten gibt Tabelle 2-3.1.

Reduktionen von 20-50 % sind für Flusswässer typisch (s. Tab. 2.3-1). Einleitungen von ungeklärten Abwässern können den Anteil der leicht abbaubaren Stoffe erhöhen, wie z.B. Untersuchungen des Flusses Scheldt in Belgien zeigten. Dort wurden von Servais et al. (1987)

biologisch abbaubare Anteile von bis zu 60 % des DOC gemessen. Dies spiegelt sich auch in den Eliminationsraten bei der Versickerung von Kläranlagenabläufen wider. Der DOC von Kläranlagenabläufen kann vor allem dann stärker reduziert werden, wenn die Abbauleistung

**Tabelle 2.3-1: Eliminationsraten für organische Wasserinhaltsstoffe bei der Bodenpassage**

Ortsbezeichnung	Wasser	Konzentration org. Wasserinhaltsstoffe	Elimination	Prozess	Quelle
Rhein / Duisburg & Düsseldorf	OW	2,5 – 2,7 mg/l DOC 15 µg/l AOX	50% incl. Verdünnung 40% incl. Verdünnung	UF	Brauch et al. 2000
Rhein/ Duisburg, Köln, Wuppertal, Düsseldorf, Mülheim, Krefeld	OW	um 3,4 mg/l DOC	10-25% im Testfilter, bei der Uferfiltration mehr (infolge von Verdünnung)		Sontheimer 1991
Rhein/ Duisburg	OW	3,1-3,4 mg/l (1989/90)	44 %	UF	Denecke 1998
Ruhrstausee	OW	2,8 mg/l DOC	60-70% aerob (50% erste Meter) 15-20% anaerob (möglicherw. sedimentbedingt)	UF	Selenka & Hack (1995)
Neckar	OW	3-5 mg/l DOC	1. Meter: 40%, insges. 50%	UF	Simon & Kußmaul 1996
Glatt/ Schweiz	OW	3,9 mg/l DOC	62 % (Glatt von KA beeinflusst)	UF	Giger et al. 1983
Elbe	OW	6 mg/l DOC	ca. 35 %	UF	Ludwig et al. 1997; Nestler et al. 1998
Uppsala, Schweden	OW	9-18 mg/l Mn-Ox	20-50 %	GWA	Frycklund 1998
Finnland, zwei Seen	OW	4,3-5,3 // 8,0-12,1 mg/l TOC	30 % // 55 %	UF	Kivimäki et al. 1998
Berlin, Deutschland	KA (Belebungsanlage incl. Nitri-/ Denitrifikation)	16 mg/l DOC ca 50 µg/l AOX	35 % (nach Ozonung 38-45%) 20% (AOX)	GWA	Drewes 1997
Tucson, Arizona	KA (a) gechlort; b) gechlort und schnellfiltriert)	8-11 mg/l DOC 133-166 µg/l AOX	54% (gechlorter Ablauf) 30-40% (gechlorter & filtrierter Ablauf) 20-25% (AOX)	GWA	Quanrud et al. 1996a
Arizona	KA (secondary)	10-30 mg/l TOC	73%	GWA	Bouwer et al. 1974
Arizona	KA (secondary)	10,2-11,7 mg/l DOC	70-71%	GWA	Bouwer & Rice 1984
Israel, Dan Region Project	KA (& oxidation ponds, lime clarification)	18 mg/l DOC	82%	GWA	Idelovitch & Michail 1984
Arizona & Kalifornien	KA	4,5-6 mg/l DOC (BB); 11 mg/l DOC (TK)	30-60% (BB) 75% (TK)	GWA	Drewes & Fox 1999

(Uferfiltration= UF, Grundwasseranreicherung = GWA, Belebungsanlage = BB, Tropfkörper = TK, KA: Kläranlagenablauf)

der Kläranlage unzureichend ist oder wenn der Kläranlagenablauf nochmals einer Desinfektion und damit Oxidation unterzogen wird (s. Eliminationsraten der Untersuchungen von Bouwer et al. 1974 und Quanrud et al. 1996a in Tab. 2.3-1).

### **Veränderung der Größenverteilung**

Biologischer Abbau führt zu einer Metabolisierung von höhermolekularem DOC und zu einer Mineralisierung von niedermolekularem DOC. Alle Größenklassen unterliegen damit einer Reduktion, kleinere Verbindungen entstehen allerdings infolge der Metabolisierung höhermolekularer Stoffe. Infolge von Sorptionsprozessen werden vermutlich vor allem höhermolekulare organische Wasserinhaltsstoffe reduziert (Gerlach 1998; Dunnivant et al. 1992). Insgesamt verändert sich die Größenverteilung organischer Stoffe bei der Bodenpassage nur geringfügig<sup>3</sup>. An der Ruhr wurde bei Huminstoffen eine gleichartige Reduktion aller Größenklassen beobachtet (Selenka & Hack 1995). Der gesamte DOC wurde hier nicht untersucht. Am Rhein dagegen kommt es infolge der oben genannten Effekte zu einer Verringerung des mittleren Molekulargewichtes der organischen Verbindungen, da bevorzugt höhermolekulare Verbindungen, darunter Kohlenhydrate, entfernt werden (Sontheimer 1991). An der Elbe fanden Ludwig et al. (1997) mit Hilfe von Ultrafiltrationsuntersuchungen beim Vergleich von Flusswasser und Uferfiltrat eine relative Zunahme der niedermolekularen Bestandteile < 1kD im Uferfiltrat, wobei es insgesamt auch hier zu einer Abnahme aller Größenklassen (< 1kD, 1-10 kD und > 10 kD) kam.

### **Veränderung der Anteile hydrophober und hydrophiler organischer Stoffe**

Die Entfernung hydrophober versus hydrophiler Wasserinhaltsstoffe lässt sich über die Klassierung mittels XAD-Harzen verfolgen. An der Ruhr wurden Huminstoffanteile (=hydrophobe Fraktion) über XAD-Fraktionierung bestimmt (XAD-2) (Selenka & Hack 1995). Die Huminstoffe werden etwas schlechter entfernt im Vergleich zum Gesamt-DOC, wodurch ihr prozentualer Anteil nach der Uferfiltration 67 % betrug, im Fluß dagegen bei 48 % lag. Dagegen beobachteten Giger et al. (1983) an der Glatt in der Schweiz eine vollständige Elimination der hydrophoben Fraktion bei der Uferfiltration. Die hydrophobe Fraktion wurde von Giger et al. mit reversed-phase HPLC bestimmt. Auf den ersten Metern der Infiltration wurden allerdings noch sowohl die hydrophile als auch die hydrophobe Fraktion reduziert. Am Rhein und an der Elbe sind Fraktionierungen der hydrophilen und hydrophoben Fraktionen des DOC nicht durchgeführt worden.

#### **2.3.5.5 Anthropogene organische Einzelstoffe**

Neben den natürlichen organischen Wasserinhaltsstoffen kommen in Oberflächengewässern anthropogene Stoffe vor. Sie stammen von Pharmazeutika, Haushalts- und Industriechemikalien sowie Pestiziden. Zu den schlecht abbaubaren Verbindungen zählen insbesondere höher chlorierte und stark substituierte aromatische Kohlenwasserstoffe. Die Elimination von organischen Einzelstoffen hängt neben der Anfangskonzentration und anderen Milieufaktoren bei vielen Stoffen von den vorherrschenden Redoxbedingungen ab.

---

<sup>3</sup> Die Größenverteilung von natürlichen organischen Wasserinhaltsstoffen von Grundwasser und Porenwässern von Böden und Sedimenten wird von Van de Weerd et al. (1999) mit 0,5 bis >400 nm angegeben. Der Durchmesser der höhermolekularen Substanzen wird mit > 5nm angegeben (McCarthy et al.1993).

Einige Stoffe sind besser aerob, andere besser anaerob abbaubar. So wird beispielsweise der Komplexbildner NTA überwiegend unter aeroben Bedingungen gut abgebaut (GDCh 1984). Ein Abbau des Komplexbildners EDTA dagegen wird zumeist unter anaeroben bzw. anoxischen Bedingungen beobachtet (Griseck et al. 1997).

Leichtflüchtige chlorierte Verbindungen werden bei der Langsandsandfiltration und bei der Uferfiltration nicht oder nur schlecht entfernt (Haberer et al. 1984, Schwarzenbach et al. 1983). Bei chlorierten Benzolen verschlechtert sich der Grad der Elimination mit zunehmendem Chlorierungsgrad. Bosma et al. (1996) beobachteten die reduktive Dechlorierung, den einleitenden Schritt des Abbaus chlorierter Organika, nur unter anaeroben Bedingungen, nicht aber im aeroben Milieu. Umgekehrt wurden verschieden methylierte Benzole insbesondere im aeroben Milieu, nicht dagegen im anaeroben Redoxbereich umgesetzt (Bosma et al. 1996). Auch Nitroverbindungen werden nur teilweise entfernt. Schwarzenbach et al. (in Bosma et al. 1996) stellen einen chemischen Umsatz von Nitroaromaten bei Anwesenheit von Sulfid fest. Sowohl für chlorierte Benzole als auch für Nitroaromaten gilt, dass eine verlängerte Aufenthaltszeit die Entfernung verbessert (Haberer et al. 1984). Bei der Langsandsandfiltration von Mainwasser werden polycyclische Aromaten gut entfernt, wohingegen Phenole nur zu 50% entfernt werden (Haberer et al. 1984).

Verschiedene Pflanzenschutzmittel werden an Uferfiltratstandorten im Rohwasser detektiert, darunter die Herbizide Atrazin, Mecoprop, Iso-Chloridazon und Bentazon (Haberer & Knepper 1993, Meitzler et al. 1996). Atrazin wird vergleichsweise gut entfernt (Stuyfzand 1998), ist aber dennoch wasserwerksgängig (Haberer & Knepper 1993). Iso-Chloridazon wird bei der Uferfiltration am Main nicht entfernt (Haberer & Knepper 1993). Bentazon wurde am Main bis 1989 durch einen Hersteller eingetragen, weshalb dieser Stoff als Uferfiltrattracer dienen konnte (Meitzler et al. 1996). Die Herbizide Atrazin und Simazin sind in Deutschland nicht mehr zugelassen (UBA 1992/93).

Bestimmte Pharmazeutika bzw. deren Metabolite werden bei der Uferfiltration ebenfalls unvollständig entfernt: Heberer & Stan (1996) stellten in Berliner Trinkwasser Clofibrinsäure fest, die auf den Eintrag eines Lipidsenkers zurückgeht und über Kläranlagenabläufe bis ins Trinkwasser gelangen kann. Auch Verbindungen wie die adsorbierbaren organischen Iodverbindungen (AOI), die sich auf Röntgenkontrastmittel zurückführen lassen, werden im Berliner Trinkwasser detektiert. Der AOI wird nur im anoxischen oder sogar anaeroben Milieu entfernt, und dort nicht einmal vollständig: Jekel & Wischnack (2000) beobachteten in anaeroben Bodensäulen unter Zugabe von Cosubstrat Eliminationsraten von 60%. Sulfonamide, die auf Antibiotika zurückgehen und in vielen Oberflächengewässern nachgewiesen werden können, verhalten sich dagegen je nach Redoxmilieu uneinheitlich: Hartig (2000) stellt für Sulfmethoxazol, einem Bakteriostatikum, einen Abbau vor allem unter anaeroben Bedingungen fest, aerob ist dieser Stoff nach einer lag-Phase von mehr als 3 Wochen abbaubar. Sulfmethoxazol ist dann auch im Trinkwasser nicht mehr nachzuweisen. Das Sulfonamid N-Methylbenzolsulfonamid dagegen wird weder aerob noch anaerob abgebaut und kann im Bereich von ng/l in Berliner Rohwasserbrunnen nachgewiesen werden (Hartig 2000).

Brauch et al. (2000) teilen die für die Wasseraufbereitung problematischen organischen Stoffe, die i.d.R. polaren Charakter aufweisen und als mikrobiell schwer abbaubar eingestuft werden, in die in Tabelle 2.3-2 zusammengefassten Gruppen ein.

**Tabelle 2.3-2: Organische Stoffe, die bei der Uferfiltration nicht bzw. unzureichend entfernt werden (nach Brauch et al. 2000, erweitert)**

Überbegriff	Kommentar	Beispiele für Verbindungen
Synthetische organische Komplexbildner	Industriechemikalien; breite Anwendung in Fotoindustrie, Papier- und Zellstoffindustrie, Textilherstellung, u.v.m.	Ethylendiamintetraacetat (EDTA), Nitrilotriessigsäure (NTA), Diethyltrinitriropentaacetat (DTPA), Alanindiacetat (ADA), ...
Aromatische Sulfonate	Industriechemikalien; Herstellung von Farbstoffen, Tensiden, opt. Aufhellern, synth. Gerbstoffen, Textilhilfsmitteln, Betonzusatzstoffen, Papierchemikalien, Pharmazeutika u.v.m.	> 30 Sulfonate, persistent z.B. Naphthalin-1,5-disulfonat, Naphthalin-trisulfonat,...
Aliphatische Amine	Zwischenprodukte bei der Herstellung von Farben und Lacken, Pflanzenbehandlungsmitteln, Papier- und Textilhilfsmitteln, Pharmazeutika, Korrosionsschutzmitteln, opt. Aufheller, Photochemikalien, Vulkanisationsbeschleuniger, auch Abbauprodukte org. Materials, Stoffwechselprodukte	Methylamin, Ethylamin, Diethylamin, Pyrrolidin, Piperidin, Morpholin, Urotropin (im Rhein als Kondensationsprodukt von Ammoniak und Formaldehyd), ...
Pharmazeutika	Human- und Veterinärarzneimittel, kommunales Abwasser, Krankenhausabwasser	Diclofenac, Carbamazepin, Clofibrinsäure, Bezafibrat, AOI (Röntgenkontrastmittel),...
Alkylphenole/ Bisphenol A	endokrin wirksam, natürl. und synth. Östrogene, Industriechemikalien wie Alkylphenolderivate	Nonylphenol, Bisphenol A, Alkylphenolpolyethoxylate, Östrogen, ...
Pestizide (ergänzt)	Pflanzenschutzhersteller (Industrie), Einsatz in Landwirtschaft	Atrazin, Bentazon, ...

Vollständig entfernt bzw. deutlich reduziert werden bei der Uferfiltration bzw. künstlichen Grundwasseranreicherung:

- natürliche und synthetische Östrogene (Wegener et al. 2000)
- Algentoxine, wenn die Fließwege ausreichend lang sind (Chorus et al. 1995)
- Bisphenol A, iso-Nonylphenole (Brauch et al. 2000).

Mit Ausnahme von Chloroform und einigen leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffen, die kanzerogene Wirkung haben können (Harris 1984), konnten im Zusammenhang mit organischen Stoffen, die bei der Uferfiltration oder künstlichen Grundwasseranreicherung nicht oder unzureichend entfernt werden, bisher keine negativen Wirkungen auf die menschliche Gesundheit nachgewiesen werden.

### **Untersuchungen zu organischen Einzelstoffen in Berlin**

In Berlin wurde das Verhalten bei der Uferfiltration für organische Einzelstoffe sowie algenbürtige Stoffe von Chorus et al. (1995) untersucht (vgl. Tab. A.1-1). Das Verhalten von Arzneistoffen wurde in Berlin recht umfassend untersucht. Die Gruppe iodorganischer Verbindungen, die sich in der Stadt hauptsächlich auf den Einsatz von Röntgenkontrastmitteln zurückführen läßt, wurde sehr umfassend von Jekel & Wischnack (1999/2000) untersucht. Von Heberer et al. (1997) und von Dünnbier et al. (1997) wurden Untersuchungen zum Metabolit Clofibrinsäure sowie zu den Arzneistoffen Ibuprofen, Propyphenazon und

Phenazon durchgeführt. Von Hartig (2000) wurden verschiedene Sulfonamide untersucht, deren Umweltkonzentrationen sich ebenso auf den Einsatz von Arzneistoffen zurückführen lassen. Storm (2000) hat Analysen zu Naphthylsulfonaten durchgeführt.

### 3 Wassersituation in Berlin

#### 3.1 Grundwasser

##### 3.1.1 Beschreibung der Grundwasserleiter

Berlin wird vom Warschau-Berliner Urstromtal durchzogen. Das Urstromtal mit seinen sandig-kiesigen Sedimenten erstreckt sich von Südosten nach Nordwesten. Im Nordosten wird es durch die Hochfläche des Barnim, im Südwesten durch die Teltower Hochfläche begrenzt. Hier kommt es zu Grundwasserneubildungen, die für einen langsamen Grundwasserfluss in Richtung Urstromtal sorgen, d.h. in Richtung der Gewässer Spree und Havel. Die Hauptfließrichtung des Grundwassers in Berlin verläuft von Südosten nach Nordwesten.

Im Berliner Raum können vier Grundwasserleiter im Süßwasserstockwerk unterschieden werden (s. Tab. 3.1-1; Limberg & Thierbach 1997). Durch eine zum Teil durchlässige Rupeltonschicht ist der darunterliegende Salzgrundwasserleiter vom Süßwasserstockwerk abgetrennt. Zum Teil kommt es an Stellen, wo die Tonschicht fehlt, zu Salzwasseraufstiegen. Diese können natürlich vorkommen, können aber auch infolge hoher Wasserförderung hervorgerufen oder verstärkt werden. Die Grundwasserfließrichtung und die Grundwasserisohypsen (Linien gleichen Grundwasserstandes) werden vom Betrieb der Förderbrunnen der Wasserwerke überprägt. Die Förderung der Brunnen bewirkt örtlich von der natürlichen Grundwasserfließrichtung abweichende Fließrichtungen und höhere hydraulische Gradienten, was mit höheren Fließgeschwindigkeiten einhergeht.

**Tabelle 3.1-1: Aufbau der Grundwasserleiter in Berlin (Limberg & Thierbach 1997)**

1. Grundwasserleiter	pleistozäne Sedimente der Weichseleiszeit und holozäne Bildungen
2. Grundwasserleiter (Hauptgrundwasserleiter Berlins)	Ablagerungen der Saaleeiszeit
3. Grundwasserleiter	holstein- und elsterzeitliche Sedimente
4. Grundwasserleiter	Miozäne und oberoligozäne Ablagerungen
hydraulische Barriere = mitteloligozäner Septarienton (Rupelton)	
salzwasserführendes Grundwasser	

Das gesamte Grundwasservorkommen der Stadt wurde von Pekdeger et al. (1997) auf 15.000 bis 30.000 Mio. m<sup>3</sup> geschätzt. Die Bilanz für das Stadtgebiet nach Berücksichtigung der Grundwasserentnahmen und –anreicherungen fällt in den letzten Jahren positiv aus, d. h. die Grundwasserstände steigen wieder leicht an (Pekdeger et al. 1997).



### 3.1.2 Grundwasserqualität

Berliner Grundwasser ist zu den Grundwässern der norddeutschen Tiefebene zu zählen. Bei den oberflächennahen Grundwässern handelt es sich fast ausschließlich um Wässer des erdalkalisch hydrogenkarbonatisch-sulfatischen Typs (Brühl et al. 1992). Calcium und Magnesium bzw. Sulfat und Hydrogencarbonat bilden in 95 % aller Fälle mehr als 70 % der Kationen- bzw. Anionensumme (Brühl et al. 1992). Detaillierte Untersuchungen zur Qualität des Berliner Grundwassers finden sich z.B. bei Brühl et al. (1992).

Oft weist das Berliner Grundwasser mit Ausnahme der Sauerstoff-, Eisen- und Mangangehalte schon Trinkwasserqualität auf. Lokal kann Berliner Grundwasser jedoch erheblich belastet sein. Hierzu tragen Industriealtlasten bei, wie sie z.B. in Johannisthal/Adlershof zu finden sind, aber auch Deponien wie die Mülldeponie am Wannsee oder viele Bauschuttdeponien. Weiterhin hat der langjährige Rieselfeldbetrieb Berlins zu Belastungen mit chlororganischen Verbindungen und auch Ammonium wie in Münchehofe geführt. AOX-Werte liegen in Berlin infolgedessen oft höher als in unbelasteten Regionen (SenSUT 2000). Eine Pestizid-Belastung mit Triazinen, Lindan und DDT ist im Bereich des ehemaligen Grenzstreifens festzustellen (SenSUT 2000). Vom technisch verfügbaren Grundwasserdargebot sind ca. 8 % akut belastet und ca. 30 % potenziell durch bereits vorhandene Kontaminationen gefährdet (Heinzmann 1998).

Flächendeckend ist eine Beeinträchtigung durch Sulfat und Chlorid, d.h. eine Versalzung des Berliner Grundwassers festzustellen (Pekdeger et al. 1997). Insbesondere die Auslaugung von Bauschutt ist ein Grund für die hohen Sulfatwerte des Berliner Grundwassers, das teilweise Werte bis zu 1000 mg/l aufweist (Sommer-von Jarmersted et al. 1998). Chloridbelastungen hingegen stammen aus dem Tiefengrundwasserleiter. Salzwasseraufstiege werden durch die Grundwasserentnahmen für die Wasserversorgung begünstigt (Pekdeger et al. 1997).

Um die Trinkwassergewinnung nicht zu gefährden, fahren die Berliner Wasserbetriebe einige ihrer Brunnengalerien als Abwehrgalerien mit anschließender Wasseraufbereitung zu Sanierungszwecken, andere Brunnen sind außer Betrieb genommen worden. So wird in Friedrichshagen das von den ehemaligen Rieselfeldern um das Klärwerk Münchehofe abfließende Grundwasser, das mit Ammonium belastet ist, nicht mehr ins Wasserwerk, sondern ins Klärwerk Münchehofe gepumpt. In Johannisthal wird eine Galerie als Abwehrgalerie betrieben, bei der das vor allem mit Chlorkohlenwasserstoffen (CKW) aus Industriealtlasten belastete Grundwasser über ein Strippverfahren und Adsorption der CKW an Aktivkohlefilter (für die Abluft) gereinigt wird (Heinzmann 1998).

Eine für Grundwässer der norddeutschen Tiefebene nicht untypische Charakteristik in Berlin sind lokal sehr hohe Huminstoffgehalte. So berichtet Otto (1989) von TOC-Gehalten bis zu 890 mg/l in tieferen Grundwasserleitern in den Bezirken Kreuzberg und Neukölln. Bei Untersuchungen der Berliner Wasserbetriebe wurden TOC-Werte in einzelnen Brunnen von bis zu 70 mg/l gefunden (Lange & Otto 2000). Das Wasser war zum Teil braunschwarz gefärbt. Die Huminstoffe flocken schon ohne Sauerstoffkontakt aus und sind daher nicht über den DOC zu erfassen. Dass es sich um organische Bestandteile handelt, konnten Messungen des TOC, CSB und des Permanganatindex (MnVII-II) zeigen, die von spektralen

Untersuchungen begleitet wurden. Es wird angenommen, dass Braunkohlenschluffe ursächlich für die Huminstoffbelastung sind (Otto 1989).

## **3.2 Oberflächengewässer**

### **3.2.1 Lage und Abfluss der Gewässer**

Die Oberflächengewässer Berlins stellen sich als komplexes Gewässer- und Kanalnetz dar, das durch geringe Gefälle und geringe Abflüsse gekennzeichnet ist. Die wichtigsten Gewässer der Stadt sind die von Südosten zuströmende Spree und die Dahme und die von Norden einmündende Havel. Die Havel hat einen langjährigen mittleren Abfluss von  $11,6 \text{ m}^3/\text{s}$  und liegt damit weit unter dem Abfluss der Spree, die bei Einmündung in die Havel am Pegel Sophienwerder ein langjähriges Abflussmittel von  $38 \text{ m}^3/\text{s}$  aufweist (BfG 1998, s. Tab. 3.2-1). Zur Bilanzierung der Stadtzuflüsse können näherungsweise die Abflüsse der Pegel Spree/Große Tränke, Dahme/Neue Mühle, Oder-Spree-Kanal/Wernsdorf, Nottekanal (vor Einmündung in die Dahme) und Havel/Borgsdorf aufsummiert werden (s. Karte, Abb. A.8-3). Andere Fließgewässer der Stadt wie die Erpe (auch Neuenhagener Mühlenfließ genannt), die Wuhle, das Tegeler Fließ und die Panke weisen mit Abflüssen von um  $1 \text{ m}^3/\text{s}$  eher geringe Wasserführungen auf.

Durch gehobenes Grubenwasser, auch Sumpfungswasser genannt, das im Zuge der Braunkohleförderung in der Niederlausitz gefördert und in die Oberflächengewässer eingeleitet wird, betrug die Spreewasserführung in den letzten Jahrzehnten ein Vielfaches ihres natürlichen Abflusses: In der Periode 1981 bis 1989 wurden ca.  $38 \text{ m}^3/\text{s}$  gehobenes Grubenwasser in die Spree abgegeben, wodurch das die Region verlassende Spreewasser zu ca. 60%, in Trockenzeiten sogar zu ca. 80% aus Grubenwasservorkommen stammte (Gockel 1999). Nach der politischen Wende ist die Förderung von Braunkohle zunehmend unwirtschaftlich geworden und wurde stark reduziert. Die Prognose für die bergbauliche Wasserhebung im Lausitzer Revier geht von einer Verringerung von  $38 \text{ m}^3/\text{s}$  auf knapp  $15 \text{ m}^3/\text{s}$  für die Jahre 2000 bis 2010 aus (Gockel 1999). Für Berlin werden insbesondere in den wasserarmen Sommermonaten Niedrigwasserstände befürchtet, die Probleme für die Schifffahrt, den Kraftwerksbetrieb und möglicherweise auch für die Trinkwasserförderung mit sich bringen könnten (Schulze 1997).

Die Abflüsse der Berliner Wasserstraßen sind durch Schleusen regelbar. Anstelle des Wasserstandes als Regelgröße wird aufgrund von Wasserqualitätsaspekten an der Spree und am Teltowkanal nunmehr eine durchflussregulierte Steuerung angestrebt (BfG 1998). Die Länder diskutieren für das regelbare Wasserstraßennetz verschiedene Bewirtschaftungsvarianten. Zu diesen Varianten werden u.a. von der Bundesanstalt für Gewässerkunde mit Hilfe von Langfristbewirtschaftungsmodellen Szenarien erstellt. Die Modelle greifen auf Daten zu Abfluss, Niederschlag, Lufttemperatur, Verdunstung, Wasserentnahmen und –einleitungen, Speicherwirkungen und Überleitungen zu. Diese Daten gehen als Monatswerte vieljähriger Reihen in die stochastischen Modelle ein. Ausgangsparameter der Langfristbewirtschaftungsmodelle sind u.a. Unterschreitungswahrscheinlichkeiten für verschiedene Abflüsse an einzelnen Bilanzprofilen des Gewässernetzes Spree/Havel. Die Bilanzprofile entsprechen einem bestimmten Pegel an einem Gewässer. Über die

**Tabelle 3.2-1: Langjährige Mittel der Wasserführung der Berliner Gewässer (in m³/s)**

Gewässer	Pegel	MNQ	MQ	MHQ	Reihe
Spree	Große Tränke (Gr.T.)	6,81	<b>15,7</b>	27,3	1971-95
	Mühlendamm	4,41	31,9	77,0	1981-93
	Sophienwerder	8,4	38,0	94,0	1981-93
Oder-Spree-Kanal (OSK)	Wernsdorf	1,21	12,2	28,2	1971-95
Dahme	Neue Mühle	0,985	12,4	35,3	1971-95
Nottekanal	Mittenwalde	0,195	1,09	2,53	1977-95
Teltowkanal	Kleinmachnow	4,96	11,8	22,8	1966-95
Löcknitz	Klein Wall	0,345	0,774	1,76	1966-85
FredersdorferFließ	Schöneiche	0,026	0,405	1,92	1979-95
Neuenhagener Fließ (Erpe)	Dahlwitz- Hoppegarten	0,086	0,409	1,72	1971-95
Wuhle	Honsfelder Brücke	0,458	1,14	2,9	1984-95
Panke	Schönwalder Straße	0,094	0,58	3,66	1986-95
Tegeler Fließ	St.-Joseph-Steg	0,081	0,469	0,724	1983-93
Havel	Borgsdorf	7,21	11,6	17,8	1977-95
<b>Σ Spree (Gr.T.), OSK, Dahme, Nottek., Havel</b>		<b>16,41</b>	<b>53,0</b>	<b>111,13</b>	

[Tabelle nach BfG 1998]

MNQ: Mittlerer Niedrigwasserabfluss, arithm. Mittel der niedrigsten Tageswerte des Abflusses der Jahre der angegeben Reihe

MQ: Mittlerer Abfluss (Mittel aus sämtlichen Tagesmittelwerten eines Jahres oder einer Reihe von Jahren; Basis: hydrologisches Jahr von November bis Oktober)

MHQ: Mittlerer Hochwasserabfluss, arithmetisches Mittel der höchsten Abflüsse der Jahre der angegeben Reihe als Scheitelwert (nicht als Tagesmittelwert)

Unterschreitungswahrscheinlichkeiten läßt sich die Anzahl von Tagen pro Jahr ermitteln, an denen ein bestimmter Abfluss unterschritten wird (BfG 1998).

Mit Hilfe der Langfristbewirtschaftungsmodelle der BfG lassen sich die Wasserführungen der oberirdischen Zuflüsse Berlins prognostizieren. Um einen Eindruck über die zukünftige Entwicklung der mittleren Jahresabflüsse zu gewinnen, werden die Abflüsse betrachtet, für die das Modell eine Unterschreitungswahrscheinlichkeit von 50 % angibt (Medianwerte).

Die Daten der Prognosen entstammen dem Berlin-Baustein des Langfristbewirtschaftungsmodells der BfG (Finke 2000). Die Übergabeparameter an das Modell des Berlin-Bausteins stammen aus dem Lausitz-Baustein des Langfristbewirtschaftungsmodells für die Spree. Der Lausitz-Baustein enthält für den Zeitraum 1993 bis 2002 die in Absprache der Länder Brandenburg und Berlin festgelegten Mindestwasserabflüsse am Pegel Spree/Große Tränke von 10 m³/s. Für die folgenden Perioden wurde  $Q_{\min}$  mit 10,86 m³/s festgelegt (BfG 1998). Die Berliner Variante berücksichtigt die von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie geforderten Mindestabflüsse an drei Pegeln der Spree. Weiterhin wurden Abflussverteilungen innerhalb der Stadt festgelegt, wie z.B. Abflüsse für die Aufteilung der Spree in Müggelspree und Oder-Spree-Kanal oder Abflüsse der Spree in den Landwehrkanal (BfG 1998).

Werden die Medianwerte der Abflüsse für Spree/Große Tränke, Dahme/Neue Mühle, Oder-Spree-Kanal/Wernsdorf und Havel/Borgsdorf für die verschiedenen Zeiträume der nächsten 22 Jahre summiert, so zeigt sich, dass sich der Gesamtzufluss Berlins durch das veränderte Spreewassermanagement um ca. 40 %, d.h. von 52 m³/s auf 30 m³/s verringern wird (Tab. 3.2-2). Für die Spree am Pegel Sophienwerder gibt der Abwasserbeseitigungsplan für Berlin

einen Rückgang der Wasserführung von 57 % an für den Vergleich der Zeiträume 1986-90 und 1996-2000 (SenSUT 1999).

**Tabelle 3.2-2: Abflüsse der Berliner Gewässer (Finke 2000, Variante ‚Berlin 11‘)**

Abfluss mit Überschreitungswahrscheinlichkeit von 50% für die Zuflüsse nach Berlin in m <sup>3</sup> /s								
Periode	MQ	1993-	1998-	2003-	2008-	2013-	2018-	
	(s.o.)	1997	2002	2007	2012	2017	2022	
Pegel	Gewässer	m <sup>3</sup> /s	m <sup>3</sup> /s	m <sup>3</sup> /s	m <sup>3</sup> /s	m <sup>3</sup> /s	m <sup>3</sup> /s	m <sup>3</sup> /s
Große Tränke	Spree	15,7	14,3	11,5	12,4	13,2	13,9	11,9
Neue Mühle	Dahme	12,4	6,43	4,88	5,33	5,4	5,4	5,06
Wernsdorf	OSK	12,2	4,43	1,51	1,51	1,77	2,18	1,51
SUMME I		40,3	25,16	17,89	19,24	20,37	21,48	18,47
Borgsdorf	Havel	11,6	11,6	11,6	11,6	11,6	11,6	11,6
SUMME II		51,9	36,76	29,49	30,84	31,97	33,08	30,07

Legende s. Tab. 3.1-1

### 3.2.2 Qualität der Oberflächengewässer

Die Berliner Gewässer sind in die Gewässergüteklassen II-III bzw. III einzuordnen (LAWA-Güteklassen, Klein 1998). Einzig der Tegeler See zeigt Klasse II aufgrund von Sanierungsmaßnahmen, die Mitte der 80er Jahre eingeleitet wurden. Hier ist vor allem die Phosphateliminierungsanlage Tegel<sup>4</sup> zu nennen, mit deren Inbetriebnahme die Eutrophierung des Sees erfolgreich reduziert werden konnte (Heinzmann & Chorus 1994; s. Kap. 4.1.1).

Das hauptsächliche Problem der Berliner Gewässer ist zum einen die sommerliche Eutrophierung, die einhergeht mit Sauerstoffmangel, Artenverarmung und Algentoxinbildung. Grund hierfür ist eine hohe Phosphatbelastung der in die Stadt einmündenden Oberflächengewässer, die durch die Einleitungen der Berliner Klärwerke noch verstärkt wird (Behrend & Opitz 1999). Die hohe Vorbelastung durch Nährstoffe wird vermutlich hauptsächlich durch landwirtschaftliche Betriebe im Umland verursacht.

Ein weiteres Problem, das zunehmend in den Blickpunkt der Öffentlichkeit gerät, ist die Keimbelastung durch Kläranlagenabläufe und Regenwassereinleitungen (SenSUT 1999).

Daneben stellt sich das Problem der refraktären organischen Stoffe: Durch die Einleitung von Kläranlagenabläufen gelangen schlecht abbaubare, polare organische Stoffe wie einige Arzneimittel in die Oberflächengewässer. Hierzu zählen in Berlin z.B. der AOI (adsorbierbare organische Iodverbindungen), der in Berlin hauptsächlich durch den Einsatz von Röntgenkontrastmitteln in Krankenhäusern und Arztpraxen verursacht wird (Jekel & Wischnack 2000), oder die Clofibrinsäure, ein Abbauprodukt eines Lipidsenkens (Heberer & Stan 1996). Diese Stoffe können bis ins Trinkwasser gelangen (s. Kap. 2.4.5.5).

Eine Belastung durch Pestizide, die ebenfalls die Trinkwassergewinnung potenziell gefährden könnte, ist in den Zuläufen der Stadt nicht festzustellen (UBA 2000 a). Die Konzentrationen der Pestizide Atrazin, Simazin und Diuron beispielsweise liegen unter der Nachweisgrenze.

<sup>4</sup> inzwischen OWA Tegel = Oberflächenwasseraufbereitungsanlage Tegel

### 3.2.3 Oberflächenwasseraufbereitungsanlagen zum Gewässerschutz

In Berlin gibt es zwei Oberflächenwasseraufbereitungsanlagen, in denen eine Phosphateliminierung durch Fällung mit Eisen(III)-Salzen durchgeführt wird. Die Anlagen wurden Ende der 70er Jahre konzipiert als Maßnahmen gegen die Eutrophierung des Tegeler Sees und der Grunewalder Seenkette. Die Phosphateliminierungsanlagen Tegel und Beelitzhof gingen 1985 bzw. 1981 in Betrieb. Mit Beginn des Jahres 1997 wurden die beiden Anlagen von der Senatsverwaltung an die Berliner Wasser Betriebe übergeben und werden seitdem als Oberflächenwasseraufbereitungsanlagen bezeichnet (OWA). Die OWA Tegel stellt für das Wasserwerk Tegel einen indirekt vorgelagerten Reinigungsschritt dar. Ihre Fördermenge betrug 1998 47,8 Mio. m<sup>3</sup> (BWB 1998). Die OWA Tegel nimmt den gesamten Abfluss der Gewässer Tegeler Fließ und Nordgraben auf. Bis Ende 1996 wurde zusätzlich Wasser der Oberhavel über eine im See gelegene Druckrohrleitung dem Zulauf der Anlage zugeführt. Der Ablauf der OWA Tegel stellt den nordöstlichen Zufluss des Tegeler Sees dar (vgl. auch Kap. 4.3.1, 5.3 und 8.4.1). In der OWA Beelitzhof wurden 1998 3,3 Mio. m<sup>3</sup> aufbereitet und in die Grundwaldseenkette gefördert (BWB 1998).

## 3.3 Niederschläge

### 3.3.1 Niederschlagsmengen

Berlin und Brandenburg zählen zu den niederschlagsärmsten Gebieten Deutschlands bei gleichzeitig hohen Anteilen von Gewässern an der Gesamtfläche (Marcinek 1997). Der korrigierte Niederschlag in Berlin liegt bei 645 mm/a (Jahresreihe 1961-1990; SenSUT 1999). Die Gesamtfläche Berlins beträgt 885 km<sup>2</sup>. Damit beläuft sich die gesamte Niederschlagsmenge auf ca. 700 Mio. m<sup>3</sup>/a (SenSUT 1999) bzw. laut Glugla et al. (1999) auf ca. 500 Mio m<sup>3</sup>/a (geringere Fläche; geringerer Niederschlagswert, s. Tab. 3.3-1).

Glugla et al. (1999) geben folgende Verteilung für Niederschlag, Verdunstung und Abfluss bezogen auf Berlin an:

**Tabelle 3.3-1: Niederschlag, Verdunstung und Abfluss in Berlin (Glugla et al. 1999)**

Gesamt Berlin (ohne Gewässer)	Fläche (km <sup>2</sup> )	mm/a *	Mio. m <sup>3</sup> /a
Niederschlag	846	570	482
Verdunstung	846	300	277
Gesamtabfluss	846	270	205
Oberflächenabfluss	846	78	54
Versickerung	846	192	150
Gewässerflächen	57	-158**	-9

\* nicht flächengewichtet

\*\* Gewässerflächen sind Zehrflächen

In Berlin werden die Niederschläge im inneren Stadtgebiet über die Mischkanalisation den Klärwerken zugeführt, in den äußeren Stadtbezirken erfolgt eine Entsorgung über die Trennkanalisation (BWB 2000). Die Gesamtmenge der pro Jahr in das Hauptfließgewässersystem Berlins über das Trennentwässerungsgebiet eingetragene Niederschlagsmenge beläuft sich auf 37,4 Mio. m<sup>3</sup> (SenSUT 1999). Dazu kommen die

Niederschläge, die in die Mischkanalisation und damit größtenteils über die Berliner Kläranlagen in die Fließgewässer gelangen. Die Menge der in die Mischkanalisation gelangenden Niederschläge beläuft sich auf 18,9 Mio. m<sup>3</sup> (1998). Über 90 % (700 abzüglich 56,3 Mio. m<sup>3</sup>/a nach SenSUT 1999) des auf Berlin fallenden Regens versickern also oder verdunsten, und weniger als 10 % (56,3 Mio. m<sup>3</sup>/a) werden über die Kanalisation abgeleitet (SenSUT 1999).

Bei Starkregeneignissen im Gebiet der Mischkanalisation kann es infolge von Überlastungen der hydraulischen Kapazität der Kanalsysteme zu Entlastungen von Mischwasser in die Gewässer der Stadt, insbesondere Spree und Landwehrkanal, kommen. Obwohl verschiedene Bauwerke der Regenwasserkanalisation vorhanden sind, kann es in seltenen Fällen zu stoßweisen Belastungen der Gewässer mit partikulärem und gelöstem organischem Material sowie Ammonium kommen, was eine hohe Sauerstoffzehrung bewirkt. Vor allem in den Sommermonaten ist es schon zu vereinzelteten Fischsterben gekommen.

### 3.3.2 Regenwasserqualität

Die Qualität des abfließenden Regenwassers hängt sehr stark von der Belastung der abflusswirksamen Fläche ab. Zu Berliner Regenwasserqualitäten finden sich vor allem bei Heinzmann (1993) umfangreiche Daten. Im Abwasserbeseitigungsplan werden für Berlin die Schadstoffkonzentrationen der Regenabflüsse wie folgt angenommen: CSB: 140 mg/l, BSB<sub>5</sub>: 25 mg/l, abfiltrierbare Stoffe: 160 mg/l, NH<sub>4</sub>-N: 1,5 mg/l, NO<sub>3</sub>-N: 1,7 mg/l, Pr: 1,2 mg/l. (SenSUT 1999).

## 3.4 Berliner Trinkwasserversorgung

### 3.4.1 Wasserwerke und Wassergewinnung

Berliner Trinkwasser wird ausschließlich über lokale Grundwasserförderung gewonnen. Insgesamt 11 Wasserwerke fördern aus über 1000 Grundwasserbrunnen ihr Rohwasser, das über eine Belüftung und anschließende Schnellfiltration von Eisen und Mangan befreit wird und ohne Desinfektion zum Verbraucher gelangt (BWB 1998; Lage der Wasserwerke s.

**Tabelle 3.4-1: Förderleistung der Wasserwerke Berlins 1993-1998 (Mio. m<sup>3</sup>/a)**

	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Tegel	57,8	60,2	58,5	56,5	56,8	50,3
Friedrichshagen	51,1	51,5	47,6	47,2	45,6	42,6
Beelitzhof	33,7	27,4	24,9	25,6	27,8	27,3
Spandau	31,8	34,0	34,0	31,1	31,3	29,0
Jungfernheide	20,2	22,2	21,6	20,4	18,5	18,4
Stolpe	14,7	18,7	13,8	16,1	21,1	20,3
Tiefwerder	14,1	13,1	11,9	11,1	10,5	11,5
Wuhlheide	14,0	10,8	10,0	8,8	8,0	8,7
Johannisthal	12,2	11,2	13,6	11,8	8,3	7,5
Kladow	4,1	4,3	4,7	4,6	4,9	4,8
Kaulsdorf	3,4	4,4	6,5	5,6	5,2	5,4
Summe	257,1	257,7	247,0	238,8	238,0	225,7

Karte, Abb. A.8-1). Berlins Wasserversorgung beruht aufgrund von Uferfiltration und künstlicher Grundwasseranreicherung auf den ins Stadtgebiet einmündenden

Oberflächengewässern, insbesondere Havel und Spree. Die Anteile von Uferfiltrat und künstlich angereichertem Grundwasser am Trinkwasseraufkommen werden für Berlin auf 75% geschätzt (Schulze 1997). Die gesamte Grundwasserförderung zur Trinkwasseraufbereitung beträgt in den Jahren 1993 bis 1998 zwischen 225 und 260 Mio. m<sup>3</sup>, wobei ein rückläufiger Trend zu beobachten ist (BWB, s. Tab. 3.4-1).

Die Wassergewinnung über Uferfiltration reicht in Berlin mehr als hundert Jahre zurück, als die ersten Wasserwerke Berlins an den Ufern von Berliner Gewässern gegründet wurden (1877 Gründung des Wasserwerks Tegel; 1893 Gründung vom Wasserwerk Friedrichshagen).

Uferfiltration und künstliche Grundwasseranreicherung findet an den Gewässern Müggelsee, Spree, Tegeler See, Ober- und Unterhavel und an der Grunewaldseenkette statt. Bis auf das Wasserwerk Kaulsdorf kann bei allen Wasserwerken von mehr oder weniger hohen Uferfiltratanteilen ausgegangen werden. Zu den Anteilen werden von SenSUT (1992) die in Tabelle 3.4-2 angegebenen Zahlen genannt, aus denen sich die Größenordnung der Uferfiltratanteile abschätzen lässt.

Pekdeger et al. 1997 schätzen einen Gesamtanteil von 100-180 Mio. m<sup>3</sup> Uferfiltrat im Jahr ab. Weiterhin werden 50 Mio. m<sup>3</sup> teilweise aufbereitetes Oberflächenwasser über eine künstliche Grundwasseranreicherung infiltriert (Pekdeger et al. 1997, BWB 1998). Bei einer Gesamtförderung von damals ca. 250 Mio. m<sup>3</sup> ergibt dies Anteile von 60 bis 92 % Uferfiltrat und künstlich angereichertes Grundwasser an der Trinkwasserförderung Berlins.

### **Grundwasseranreicherung in Berliner Wasserwerken**

In Berlin wird in den Wasserwerken Spandau, Jungfernheide und Tegel gezielt eine künstliche Grundwasseranreicherung betrieben, in zwei weiteren Wasserwerken (Stolpe und Beelitzhof) findet eine natürliche Grundwasseranreicherung statt.

Im Wasserwerk Spandau wurden 1998 ca. 18 Mio. m<sup>3</sup> Wasser aus der Oberhavel nach einer Flockung und Schnellfiltration in die Versickerungsbecken gepumpt (BWB). In Jungfernheide wurden 1998 ca. 14 Mio. m<sup>3</sup> Spreewasser geflockt und nach Sedimentation und Filtration über Grundwasseranreicherungsbecken versickert (BWB). In Tegel wurden 1998 17 Mio. m<sup>3</sup> nach Behandlung in einer Mikrosiebanlage in die Grundwasseranreicherungsbecken in Saatwinkel und auf der Insel Baumwerder gefördert.

Die Grundwasseranreicherungsbecken müssen meist einmal im Jahr gereinigt werden. Dazu wird die Beschickung eingestellt, bis die Becken trocken gefallen sind. Dann wird die oberste Sandschicht, die stark von Algen bedeckt ist, abgetragen und in der Sandwaschanlage Jungfernheide gereinigt.

Im Wasserwerk Stolpe erfolgt die Versickerung unkontrolliert über an der Havel gelegene Grundwasseranreicherungsflächen. Für Stolpe wird von den Wasserbetrieben ein Mittelwert von 2,87 Mio. m<sup>3</sup>/a angereichertes Grundwasser angenommen (BWB 2000). Für Beelitzhof wird die Grundwasseranreicherung nicht quantifiziert. Damit betrug die 1998 von den Wasserbetrieben zur künstlichen Grundwasseranreicherung verwendete Wassermenge ca. 54 Mio. m<sup>3</sup>.<sup>5</sup>

---

<sup>5</sup> Für jeden Kubikmeter angereichertes Grundwasser bekommen die Berliner Wasserbetriebe von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung die Grundwasserentnahmegebühr von 0,6 DM/m<sup>3</sup> erstattet.

**Tabelle 3.4-2: Entnahmen der Wasserwerke zur Uferfiltration und künstlichen Grundwasseranreicherung**

			Anteile von Uferfiltration und künstlicher Grundwasseranreicherung an der Wasserförderung in %			Indirekte „Trinkwasser“-Entnahme in m³/s		
Wasserwerk	A: Förderung in Mio. m³/a und m³/s (1998)		B: UF + GWA <sup>1</sup>	C: UF + GWA <sup>2</sup>	D: GWA <sup>3</sup>	E: (aus A & B)	F: (aus A & C)	Gewässer
	Tegel	50,3	1,6	82**	80 (+ 26) <sup>4</sup>	33,8	1,3	
Friedrichshagen	42,6	1,4	83*	85	-	1,1	1,1	Müggelsee
Beelitzhof	27,3	0,9	74*	67	-	0,6	0,6	Unterhavel
Spandau	29,0	0,9	79**	30+59	62,1	0,7	0,8	Oberhavel
Jungfernheide	18,4	0,6	95**	52+44	76,1	0,6	0,6	Spree
Stolpe	20,3	0,6	71**	14+18	14,3	0,5	0,2	Oberhavel
Tiefwerder	11,5	0,4	61*	61	-	0,2	0,2	Unterhavel
Wuhlheide	8,7	0,3	59*	59	-	0,2	0,2	Spree
Johannisthal	7,5	0,2	62*	62	-	0,1	0,1	Spree
Kladow	4,8	0,2	68*	68	-	0,1	0,1	Unterhavel
Kaulsdorf	5,4	0,2	-	-	-	-	-	-

\*: Uferfiltration, \*\*: Uferfiltration und künstliche Grundwasseranreicherung

<sup>1</sup> SenSUT 1992. Uferfiltration und künstliche Grundwasseranreicherung.

<sup>2</sup> Schumacher & Skripalle 1999 (Daten des Modells BIBER)

<sup>3</sup> BWB: Zahlen zur künstlichen Grundwasseranreicherung 1998.

<sup>4</sup> Die Zahl zur künstlichen Grundwasseranreicherung für Tegel muss zu hoch sein und wird infolgedessen ignoriert für die Berechnung in Spalte F.

### 3.4.2 Forschungsprojekte zur Trinkwassergewinnung in Berlin

Anfang der 90er Jahre rückte die Trinkwassergewinnung über Uferfiltration durch den Zusammenschluß von West- und Ost-Berlin verstärkt ins Licht der Öffentlichkeit. Es war fraglich, ob die Wasserfassungen der Stadt für das damals prognostizierte Bevölkerungswachstum sowohl quantitativ als auch qualitativ ausreichend wären<sup>6</sup> (SenSUT 1992, BUND 1993). Weiterhin zeichnete sich ein rückgehender Oberflächenwasserzustrom ins Stadtgebiet ab infolge des Rückgangs des Braunkohletagebaus in der Niederlausitz und einer damit einhergehenden Verringerung der Spreewasserführung (vgl. Kap. 3.2). Bei gleichbleibenden Mengen an Kläranlagenabläufen war zu befürchten, dass sich infolge steigender Anteile von Kläranlagenablauf in den Oberflächengewässern der Stadt die Trinkwasserqualität verschlechtern könne (Schulze 1997).

Vor diesem Hintergrund sind von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung zwei Projekte initiiert worden: Zum einen eine Studie mit dem Titel „Sicherung der Trinkwasserversorgung Berlins – Hydrogeologische Voraussetzungen“, und zum anderen das Projekt „Uferfiltration

<sup>6</sup> Es wurde ein Anwachsen der Bevölkerung von 3,4 Mio. EW auf 4,8 Mio. EW angenommen, wodurch der Wasserverbrauch von damals 340 Mio. m³/a auf 430 Mio. m³/a ansteigen sollte (SenSUT 1992).



Berlin“. Beide Arbeiten wurden von der Freien Universität Berlin, Institut für Geologie, Geophysik und Geoinformatik, Fachrichtung Rohstoff- und Umweltgeologie unter Prof. Pekdeger im Auftrag der Senatsverwaltung durchgeführt. Der Abschlußbericht zur Studie „Sicherung der Trinkwasserversorgung Berlins“ enthält u.a. eine Wasserbilanz der Grundwasservorräte, -entnahmen und –anreicherung in Berlin (Pekdeger et al 1997). Im Projekt „Uferfiltration Berlin“ war das vorrangige Ziel die genauere Bestimmung von Uferfiltratanteilen an der Berliner Trinkwasserförderung sowie die Untersuchung von Einflüssen der Klärwerkseinleitungen (Pekdeger et al. 1999) (vgl. Kap. 2.2).

### 3.5 Eigenwasserversorgung

Zusätzlich zu den von den Wasserbetrieben geförderten Grundwassermengen wird von einigen Betrieben noch Wasser zur Eigenversorgung gefördert. Zum Teil handelt es sich hierbei um Brauereien, die Wasser auch aus tieferen Grundwasserleitern fördern. Die Eigenwasserförderung beträgt inzwischen ca. 13 Mio. m<sup>3</sup> im Jahr (s. Tab. 3.5-1). In Westberlin befindet sich die Mehrzahl der genehmigten Anlagen (492), in ehemaligen Ostberlin befinden sich 147 Anlagen (Pekdeger et al. 1997). Pekdeger et al. (1997) geben an, dass vom geförderten Wasser ca. 40% über Einleitungsbrunnen wieder dem Grundwasserleiter zugeführt werden.

**Tabelle 3.5-1:**  
**Eigenwasserversorgungsanlagen,**  
**Fördermengen an Grundwasser in Mio.**  
**m<sup>3</sup>/a (SenSUT)**

1993	1994	1995	1996	1997
18,6	19,3	17,1	13,9	12,7

### 3.6 Kühlwasserentnahmen und –einleitung

In Berlin werden 11 Heizkraftwerke, 1 Blockheizkraftwerk, 8 Heizwerke und 1 Kraftwerk der Bewag, dem Berliner Stromversorger, betrieben. Für den Betrieb der 9 großen (Heiz-) Kraftwerke<sup>7</sup> werden pro Jahr ca. 1.140 Mio. m<sup>3</sup> Wasser aus den Oberflächengewässern der Stadt entnommen (Tab. 3.6-1), das entspricht ca. 36,1 m<sup>3</sup>/s und liegt damit in einer Größenordnung der mittleren Spreewasserführung am Pegel Sophienwerder (Bewag 1997/8, s. Tab. 3.1-1). Dem stehen Einleitungen von ca. 1.100 Mio. m<sup>3</sup> gegenüber. Das Oberflächenwasser wird über Siebanlagen gereinigt. Dem Kühlwasser werden keine Stoffe wie beispielsweise Phosphat zugegeben. In geringen Mengen wird von der Bewag auch Grundwasser entnommen (Bewag 1997/98).

**Tabelle 3.6-1:**  
**Oberflächenwasserentnahmen durch**  
**Berliner Kraftwerke in Mio. m<sup>3</sup>/a**  
**(SenSUT)**

1993	1994	1995	1996	1997
1.152	1.146	1.155	1.115	1.149

1990 betrug die Entnahme 1.322 Mio. m<sup>3</sup>.

<sup>7</sup> Charlottenburg (Spree), Klingenberg (Spree), Mitte (Spree), Reuter (Spree), Reuter-West (Spree), Lichterfelde (Teltowkanal), Rudow (Teltowkanal), Moabit (Berlin-Spandauer Schifffahrtskanal), Oberhavel (Havel)

## 3.7 Berlins Abwasserentsorgung

### 3.7.1 Kläranlagen

Das Abwasser der Stadt wird über sieben Klärwerke entsorgt. Bei den Großkläranlagen, die bis auf Ruhleben im Umland Berlins oder in Außenbezirken liegen, kommt ausschließlich das Belebtschlammverfahren zum Einsatz. Im Zuge der Wende erfolgte eine Modernisierung von Klärwerken bzw. die Stilllegung veralteter Anlagen. So werden derzeit die Anlagen Schönerlinde, Waßmannsdorf, Stahnsdorf und Münchehofe um eine weitergehende Stickstoffentfernung erweitert, das Klärwerk Marienfelde wurde 1998 stillgelegt. Eine Stilllegung des Klärwerks Falkenberg wird für 2003 anvisiert (BWB; vgl. Kap. A.4.1). Weiterhin wurde das Klärwerk Wansdorf gebaut und 1999 in Betrieb genommen. Das Klärwerk Ruhleben ist mit Abstand das größte Klärwerk Berlins, dessen Ablaufwerte die Zielwerte für die anderen Anlagen bilden (BWB 1998, s. Tab. 3.7 -1).

**Tabelle 3.7-1: Abwasserbehandlung der Klärwerke Berlins in Mio. m<sup>3</sup>/a (BWB)**

	1993	%	1994	%	1995	%	1996	%	1997	%	1998	%
Schönerlinde	40,5	15	46,2	17	39,4	15	33,0	14	30,3	13	26,1	11
Ruhleben	92,5	35	91,4	34	89,4	34	85,1	35	82,8	35	84,8	36
Falkenberg	38,3	14	39,4	15	40,4	16	31,8	13	35,0	15	38,9	16
Münchehofe	18,5	7	18,4	7	19,4	7	20,7	9	18,7	8	18,0	8
Waßmannsdorf	29,4	11	28,8	11	29,0	11	34,6	14	33,9	14	45,0	19
Stahnsdorf	15,9	6	16,7	6	17,5	7	14,6	6	13,7	6	12,4	5
Marienfelde	29,5	11	27,9	10	25,1	10	22,8	9	22,2	9	13,3	6
Summe	264,7	100	268,8	100	260,3	100	242,6	100	236,6	100	238,5	100

Die Einleitung der Klärwerke wurde bei der Planung bewusst auf den aus der Stadt fließenden Teltowkanal verlagert, soweit dies möglich war. Damit sollten vor allem die Badegewässer der Stadt vor hygienischen Beeinträchtigungen bewahrt werden. Infolge dieser Zielsetzung ist für das zentral gelegene Klärwerk Ruhleben eine Druckrohrleitung errichtet worden, in der das gereinigte Abwasser zum Teltowkanal gepumpt wird. Aufgrund der hohen Betriebskosten wird der Kläranlagenablauf von Ruhleben seit 1997 nur noch in den Sommermonaten (1.4.-30.9.) zur Badesaison in den Teltowkanal eingeleitet, ansonsten gelangt er in die Spree (SenSUT 1999).

In den Klärwerken wird auch Niederschlagswasser aus den Gebieten der Mischkanalisation behandelt. Die Regenwetteranteile der behandelten Abwassermengen bewegen sich zwischen 4,3 (Stahnsdorf) und 10,5% (Ruhleben) (s. Tab. 3.7-2).

**Tabelle 3.7-2: Jahresabwassermengen der Klärwerke 1998 incl. Regenwetteranteile (BWB)**

	Trockenwetteranteil		Regenwetteranteil	
	Mio. m <sup>3</sup> /a	%	Mio. m <sup>3</sup> /a	%
Schönerlinde	24,0	91,8	2,1	8,2
Ruhleben	75,8	89,5	8,9	10,5
Falkenberg	35,3	90,7	3,6	9,3
Münchehofe	17,4	96,4	0,7	3,6
Waßmannsdorf	41,9	93,1	3,1	6,9
Stahnsdorf	11,9	95,7	0,5	4,3
SUMME	206,3		18,9	

### 3.7.2 Exkurs Rieselfelder

Berlin verfügte 1920 über 18.000 ha Rieselfeldflächen, die infolge der Versickerung von Abwässern mit teilweise erheblichen Schadstoffgehalten heute zu den Altlastenflächen zählen (Heinzmann 1997). Seit Beginn des 20. Jahrhunderts erfolgte eine schrittweise Umstellung der Abwasserversorgung vom Rieselfeldbetrieb auf zentrale Großkläranlagen. Der Rieselfeldbetrieb im Umland Berlins wurde noch bis in die 80er Jahre fortgesetzt: Der Betrieb der nördlichen Rieselfelder konnte erst mit der Inbetriebnahme des Klärwerks Schönerlinde 1986 eingestellt werden.

Mit der Wende wurden Forschungsvorhaben zu verschiedenen Bewirtschaftungsvarianten der Rieselfelder initiiert. Es ging darum, den Schadstoffaustrag in Grundwasserressourcen oder Oberflächengewässer zu minimieren. Je nach Standort können sich die optimalen Managementstrategien stark unterscheiden. So wird auf den in Staaken gelegenen Rieselfeldern ‚Karolinenhöhe‘ eine geringe Beschickung mit Ruhlebener Kläranlagenablauf durchgeführt, um den pH-Wert zu stabilisieren und so die Löslichkeit für Schwermetalle möglichst gering zu halten (Heinzmann 1997). In Berlin-Buch dagegen wurde in den 80er Jahren eine intensive Aufforstung durchgeführt. Die starke Versauerung des mit hohen Organikanteilen belasteten Bodens verhinderte den Baumwuchs. Zur Bindung von Schwermetallen und zur Stabilisierung des Boden-pH-Wertes wurde auf eine relativ große Fläche Geschiebemergel, der beim Bau einer U-Bahnlinie anfiel, aufgebracht. Hier kann sich nun eine Vegetationsdecke entwickeln (Ginzel 1999).

### 3.7.3 Abwasserrückführung: Varianten der Klärwerkseinleitungen

Aufgrund der geringen Wasserführung der Oberflächengewässer der Stadt wurde in einem Arbeitskreis zur Wasserversorgung Berlins und seines Umlandes (AK Wasser) überlegt, die Einleitung von Kläranlagenabläufen stromaufwärts des Stadtgebietes zu fördern (Schulze 1997, Heinzmann 1997). In diesem Zusammenhang werden der Ausbau des Klärwerks Schönerlinde genannt (Heinzmann 1997, Wassmann et al. 1997), daneben sind Studien zu einer Südaleitung des Klärwerks Waßmannsdorf über die ehemaligen Rieselfelder Deutsch-Wusterhausen und Boddinsfelde in Richtung Spree durchgeführt worden (Heinzmann 1997, Möller et al. 1999, Schumacher & Skripalle 1999). Bei der Südaleitung handelt es sich um 0,35 m<sup>3</sup>/s, das sind ca. 25 % des 1998 in Waßmannsdorf behandelten Abwassers. Im Winter

gelangt dieses Wasser über den Nottekanal in die Dahme, im Sommer verdunsten 0,15 m<sup>3</sup>/s, und nur 0,2 m<sup>3</sup>/s gelangen in die Dahme (Möller et al. 1999). Die Dahme weist einen mittleren Abfluss von 12,4 m<sup>3</sup>/s auf (MQ 1971-1995, BfG 1998), der sich auf ca. 5 m<sup>3</sup>/s reduzieren wird (Finke 2000).

Schumacher und Skripalle (1999) untersuchten im Rahmen des Projekts „Uferfiltration Berlin“ vier Varianten der Ableitung von Kläranlagenabläufen, wie sie derzeit in der Planung sind bzw. in der Diskussion stehen (vgl. Pekdeger et al. 1999). Diese Varianten sowie die daraus resultierenden Abwasseranteile in den Berliner Oberflächengewässern werden ausführlich in Kapitel 6.1. diskutiert.

## **4 Feldstandorte und Methoden**

### **4.1 Standort Tegeler See**

#### **4.1.1 Tegeler See, Wasserwerk Tegel, OWA Tegel und Klärwerk Schönerlinde**

Der Tegeler See liegt im Nordwesten von Berlin (s. Karte in Kap. A.8). Er stellt mit ca. 4 km<sup>2</sup> Wasserfläche einen der größten Seen Berlins dar. Das nordöstliche Seebecken weist eine Tiefe von bis zu 16 m auf, ansonsten liegt die mittlere Seetiefe bei 6 m. Das Volumen des Sees beträgt 24,6 Mio m<sup>3</sup> (Fröhlich et al. 1999).

Der Tegeler See ist umgeben von den Brunnengalerien des Wasserwerks Tegel (s. Abb. A.8-4, Kap. A.8.3). Das Wasserwerk Tegel stellt mittlerweile knapp hinter dem Wasserwerk Friedrichshagen das größte Wasserwerk Berlins dar mit einer Förderleistung von 50,3 Mio. m<sup>3</sup>/a 1998 (BWB).

Das Wasserwerk verfügt über 8 Brunnengalerien (Nord, Süd, West, Ost, Scharfenberg, Baumwerder, Saatwinkel, Hohenzollernkanal), von denen 3 Galerien (Baumwerder, Saatwinkel, Hohenzollernkanal) von künstlicher Grundwasseranreicherung betroffen sind. Mit Ausnahme der Galerie Scharfenberg bestehen alle Brunnengalerien aus insgesamt 130 Vertikalfilterbrunnen mit einer Tiefe von 30-62 m. Nur die Galerie Scharfenberg besteht aus einem Horizontalfilterbrunnen auf der Insel Scharfenberg. Die Pumpleistung der Vertikalbrunnen beträgt ca. 80 bis 200 m<sup>3</sup>/h (BWB 2000).

Am Tegeler See wird Seewasser nach einer Aufbereitung über Mikrosiebe in drei Grundwasseranreicherungsbecken im Dreieck der Galerien Saatwinkel und Hohenzollernkanal sowie in Becken auf der Insel Baumwerder gegeben. Die jährliche angereicherte Wassermenge betrug 1998 17 Mio m<sup>3</sup>/a, das entspricht knapp 34 % der jährlichen Rohwasserförderung des Wasserwerks Tegel (50,3 Mio m<sup>3</sup>/a 1998, vgl. Kap. 3.4).

Für das Wasserwerk Tegel wird mit Wasseranteilen aus Uferfiltration und künstlicher Grundwasseranreicherung von ca. 80 % gerechnet (vgl. Kap. 3.4). Das Rohwasser wird über Belüftung und Schnellfiltration zur Entfernung von Eisen und Mangan aufbereitet.

In den Tegeler See gelangen von Nordosten her das Tegeler Fließ und der Nordgraben, die beide in der Oberflächenwasseraufbereitungsanlage Tegel (OWA Tegel) zur

Phosphateliminierung behandelt werden (vgl. Kap. 3.2.3). Der Nordgraben enthält einen Großteil der Kläranlagenabläufe des Klärwerks Schönerlinde (s. Kap. A.4.1).. Die OWA Tegel (vormals PEA Tegel) wurde 1986 in Betrieb genommen. Durch eine Flockung mit Eisen(III)-Sulfat verringert sich der Phosphatgehalt von ca. 0,5 bis 1 mg P<sub>ges</sub>/l auf im Mittel 0,02 mg P<sub>ges</sub>/l (BWB 1993-1998). Die Dosierung des Flockungsmittels beträgt ca. 0,28 mol/m<sup>3</sup> Fe (III).

Bis Ende 1996 wurde zusätzlich zu Nordgraben und Tegeler Fließ noch ein Teilstrom von Wasser aus der Oberhavel über eine Seeleitung durch die Anlage gepumpt, um den phosphatarmen Volumenstrom in den See zu erhöhen. Da die OWA Tegel mittlerweile an die Berliner Wasserbetriebe übergeben wurde, wurde die Behandlung von Oberhavelwasser aus Kostengründen zunächst eingestellt. Der Durchsatz durch die OWA Tegel betrug 1996 85,5 Mio m<sup>3</sup>/a, im Jahr 1997 betrug der Durchsatz dann nur noch 46,4 Mio m<sup>3</sup>/a, das entspricht 1,5 m<sup>3</sup>/s (BWB).

Das Klärwerk Schönerlinde behandelt die Abwässer der nördlichen Bezirke Berlins. Zu diesem Klärwerk werden die Abwässer der Pumpwerke Berlin XI (Prenzlauer Berg), Karow (incl. Buch, Heinersdorf, etc.) sowie ein Teil der Abwässer der Pumpwerke Wittenau (Heiligensee, Tegel) und Berlin IV (Mitte, Prenzlauer Berg) geleitet. Die in Schönerlinde behandelten Abwassermengen beliefen sich 1997 auf 26,1 Mio m<sup>3</sup>/a bzw. 0,8 m<sup>3</sup>/s (vgl. Kap. 3.7.1).

Das Klärwerk Schönerlinde ist nach dem Belebtschlammverfahren aufgebaut. Im Belebungsbecken erfolgt eine Simultanfällung mit Eisen(II)-Salz zur Phosphatentfernung. Im Klärwerk Schönerlinde wurden umfangreiche Maßnahmen zur Realisierung der Nitrifikation/Denitrifikation mit Phosphorentfernung durchgeführt, die jetzt vor ihrem Abschluss stehen. Ab 2000 begann die Inbetriebnahme von drei modernisierten Linien (BWB 1999). Die Ablaufwerte des Klärwerks, die 1999 insbesondere für Stickstoff zum Teil noch über den Werten der wasserbehördlichen Erlaubnis lagen, sind Tab. 4.1-1 zu entnehmen.

**Tabelle 4.1-1: Reinigungsleistung des Klärwerks Schönerlinde 1999 (BWB 1999)**

	abfilt. Stoffe	CSB	BSB <sub>5</sub>	P ges.	NH <sub>4</sub> -N	N anorg.	N gesamt
Schönerlinde Ablauf	13 mg/l	52 mg/l	10 mg/l	1 mg/l	2 mg/l	24 mg/l	27 mg/l
EU-Anforderung	35 mg/l	125 mg/l	25 mg/l	1 mg/l	-	-	10 mg/l
wasserbehördl. Erlaubnis				≤ 1 mg/l	≤ 5 mg/l	≤ 18 mg/l	

#### 4.1.2 Grundwassermessstellen und Geologie am Tegeler See

Am Ostufer des Tegeler Sees wurde im Rahmen des Projekts „Uferfiltration Berlin“ (vgl. Kap. 3.4.2) eine Transsekte von Grundwassermessstellen errichtet. Die Transsekte besteht aus 13 Messstellen, von denen vier in einer Tiefe von 19-25 m unter GOK, d.h. im gesättigten Aquifer abgeteuft wurden, die anderen wurden im ungesättigten Aquifer verfiltert, d.h. die Filterstrecken liegen bei ungefähr 2 bis zu 9 m u. GOK (Pekdeger et al. 1999, Filterstrecken s. Tab. A.7-2).

Die Lage der Pegel bzw. der Grundwassermessstellen sowie der geologische Aufbau ist aus den Abb. A.8-6 und A.8-7 in Kap. A.8.4 ersichtlich. Eine genaue Beschreibung der Hydrogeologie am Tegeler See findet sich in Pekdeger et al. (1999).

Der Untergrund im Bereich des Tegeler Sees bildet eine Wechselfolge von Sanden, Schluffen und tonigen Braunkohleflözen. Der erste und zweite Grundwasserleiter besteht am Tegeler See aus sandig bis kiesig ausgebildeten Sedimenten der Saale- und Weichselkaltzeit, die teilweise durch saaleglaziale Geschiebemergel hydraulisch voneinander getrennt werden. Ein Kontakt zwischen den beiden Grundwasserleitern ist möglich (Pekdeger et al. 1999).

Der obere Grundwasserleiter, der durch die flachen Messstellen erschlossen wurde, zeichnet sich durch kleinräumige Wechsel von fein- bis grobsandigen Bereichen mit kiesigen Lagen aus. Der liegende Grundwasserleiter ist homogener aufgebaut, die Durchlässigkeitsbeiwerte betragen hier  $1 \cdot 10^3$  bis  $7 \cdot 10^{-9}$  m/s. Der Geschiebemergel im gesamten Bereich der Galerie West ist nicht durchgängig ausgebildet und weist vielerorts Fenster auf. Grundwasser aus dem oberen Grundwasserleiter kann den Trinkwasserbrunnen der Galerie, die ihre Filterlagen im 2. Grundwasserleiter haben, zufließen (Pekdeger et al. 1999). Wenn die Förderleistung der Galerie West einen durchschnittlichen Wert aufweist, fallen die flachen Messstellen trocken, vor allem in den Sommermonaten. (Deshalb konnten ab Mai 2000 keine flachen Messstellen mehr untersucht werden. Für die Beprobungen in den Vorjahren erfolgte eine Absprache zwischen der FU Berlin und dem Wasserwerk Tegel, damit vor der Beprobung die Förderleistung der Brunnen der Galerie West gedrosselt wurde.) Es ist daher davon auszugehen, dass der 2. Grundwasserleiter den für die Wassergewinnung entscheidenden Bodenkörper darstellt.

Die Beprobung der Grundwassermessstellen erfolgte einmal monatlich von Februar 1998 bis März 1999 im Rahmen des Projektes „Uferfiltration Berlin“. Zusätzlich zu den Wasserproben der Grundwassermessstellen wurde jeweils eine Wasserprobe des Tegeler Sees vor Reiswerder gezogen. Die Beprobung wurde von der FU Berlin weitergeführt bis einschließlich Januar 2000, ab dann wurde die Beprobung ca. 1x monatlich von den Berliner Wasserbetrieben fortgesetzt, allerdings mit reduziertem Probenumfang (Pegel 3301, 3303, 3304, 3306, 3309, 3311, Brunnen B13). In der vorliegenden Arbeit wurden die Proben Juni 1998 bis Juni 2000 untersucht.

## **4.2 Standort Müggelsee**

### **4.2.1 Müggelsee und Wasserwerk Friedrichshagen**

Der Müggelsee liegt im Südosten Berlins (s. Karte im Anhang, Abb. A.8-1). Er hat eine Fläche von 7,4 km<sup>2</sup>, eine durchschnittliche Tiefe von 4,9 m und verfügt über ein Wasservolumen von 36 Mio. m<sup>3</sup>. Der hocheutrophe Müggelsee wird nahezu ausschließlich von der Spree gespeist, die auch den einzigen Abfluss des Sees darstellt. In den Jahren 1970 bis 1990 hat sich die Wasserbeschaffenheit des Müggelsees infolge von Nährstoffeinträgen, organischen Stoffen und Schwebstoffen erheblich verschlechtert (SenSUT 1993). Der Müggelsee hat für die Trinkwasserversorgung Berlins eine herausragende Bedeutung, da rund um den See die Brunnen des Wasserwerks Friedrichshagen Grundwasser mit hohen Uferfiltratanteilen fördern.

Das Wasserwerk Friedrichshagen zählt mit dem Wasserwerk Tegel zu den größten Wasserwerken Berlins. Die Rohwasserförderung des Wasserwerks Friedrichshagen betrug 1998 42,6 Mio m<sup>3</sup>/a. Das Wasserwerk Friedrichshagen verfügt über insgesamt 12 Rohwassergalerien. Ende 1997 wurden sechs Galerien außer Betrieb genommen. Seitdem werden nur noch die Galerien A, B, C, D, E und F genutzt (Lage der Galerien s. Karte in Kap. A.8.3). Die Rohwassergalerien sind mit 260 Vertikalbrunnen mit einer Tiefe von 30-40 m ausgestattet, deren Pumpleistung 40-200 m<sup>3</sup>/h beträgt (BWB 2000). Die Brunnen der Galerie A werden zum Teil als Abwehrbrunnen der Altlast der Rieselfelder Münchehofe betrieben. Wegen des Einflusses der Rieselfeldaltlast wurden auch Abschnitte der Galerie B dem Rohwasserförderbetrieb entzogen (Zippel 1999).

Das Rohwasser wird über Belüftung und Schnellfiltration zur Entfernung von Eisen und Mangan aufbereitet.

Bis 1991 wurde in Friedrichshagen eine Langsamsandfiltration mit Seewasser betrieben.

#### **4.2.2 Grundwassermessstellen und Geologie am Müggelsee**

Am Müggelsee existierten bereits Grundwassermessstellen, die im Rahmen des Projektes „Uferfiltration Berlin“ zur Probenahme genutzt werden könnten. Von Februar 1998 bis März 1999 wurde im Wechsel monatlich jeweils eine Transsekte an der Galerie C und der Galerie E beprobt, so dass alle 2 Monate eine Probe einer Transsekte zur Verfügung stand. Im Oktober und November 2000 wurde eine einmalige Beprobung ausgewählter Messstellen durch die BWB durchgeführt. Die Lage der Transsekten sowie die Tiefe der Filterstrecken ist den Karten im Anhang zu entnehmen.

Die Aquifermächtigkeit wird von Pekdeger et al. (1999) an beiden Transsekten mit ca. 30-40 m angegeben. Es liegen Mittel- und Grobsande mit Kies und Feinsandanteilen vor. Beide Transsekten sind von einer stark kolmatierten, langsam durchströmten Infiltrationszone von ca. 2- 20 m Länge gekennzeichnet, wo Fließgeschwindigkeiten von < 0,1 bis 0,7 m/d auftreten. Darauf folgt eine vergleichsweise schnell durchströmte Bodenpassage im sandigen Aquifer mit Fließgeschwindigkeiten bis zu 3,5 m/d. An den Transsekten beträgt die Entfernung vom See zur Brunnengalerie E ca. 80 m, zur Galerie C ca. 220 m. Insgesamt beträgt die Fließzeit vom See zu den Brunnengalerien an der Galerie C ca. 3 Monate, an der Galerie E 2-3 Monate (Pekdeger et al. 1999).

#### **4.3 Säulenversuche**

Die Säulenversuche sollen eine Bodenpassage, wie sie bei der künstlichen Grundwasseranreicherung bzw. bei der Uferfiltration stattfindet, simulieren. Die Säulenanordnung orientiert sich an Klotz (1991) und ist u.a. in Drewes (1997) beschrieben.

Für die Versuche mit Bodensäulen wurden Plexiglassäulen der Länge 1 m mit einem Durchmesser von 14 cm verwendet (s. Abb. A.6-6 in Kap. A.6.5). Die Säulen sind über Teflonschläuche miteinander verbunden. Am Kopf jeder Säule ist ein 3-Wege-Ventil zur Probenahme vorgesehen. Es wurden zwei Säulensysteme genutzt, die jeweils 2x1m lang waren (T2 und S), sowie ein Säulensystem, das aus einer 1m-langen Säule und einer 2m-langen Säule bestand (T1). Die mit T1 und T2 bezeichneten Säulensysteme sind mit Wasser aus dem Tegeler See beschickt worden, das mit S bezeichnete System erhielt

Kläranlagenablauf des Klärwerks Schönerlinde. Das Wasser des Tegeler Sees wurde vor Reiswerder entnommen.

Der Sand, der als Füllmaterial dient, unterscheidet sich für die verschiedenen Säulensysteme. Das Material wurde für alle Säulensysteme aus den obersten 10-30 cm von Grundwasseranreicherungsbecken entnommen und die Fraktion > 3 mm nach Siebung verworfen. Für die Systeme T2 und S stammt der Sand aus den GWA-Becken des Wasserwerks Jungfernheide, für das System T1 stammt er aus den Becken des Wasserwerks Tegel. Der Sand für das System T1 wurde feucht im Sommer 1998 eingefüllt. Die Säulensysteme T2 und S wurden vor Nutzung in dieser Arbeit schon ca. 6 Jahre als Simulationsanlage gefahren. Als Zulauf der Säulen wurde seit 1993 meist Kläranlagenablauf der Kläranlage Berlin-Ruhleben verwendet, der z.T. vorbehandelt war (Drewes 1997, Ernst 1999).

Der mittlere Korndurchmesser beträgt für T1  $\phi = 0,5$  mm. Die Feinfraktion des Sandes der Säulensysteme T2 und S mit  $\phi < 0,2$  mm beträgt laut Drewes (1997) ca. 80 Gewichts-%, dieser Sand ist also etwas feinkörniger. Die Porosität des trockenen Sandes (T1) wurde experimentell zu  $\epsilon = 0,32$  bestimmt, Drewes (1997) gibt für T2 und S eine Porosität von  $\epsilon = 0,39$  an. Mit der Beziehung für spezifische Oberflächen der Kugelgeometrie ( $a = 6(1-\epsilon)/d_p$ ; Gerlach 1998) lässt sich eine Oberfläche von  $8400 \text{ m}^2/\text{m}^3$  abschätzen. Die Oberfläche pro 90cm befüllter Säule wäre demnach  $V \cdot a = 118 \text{ m}^2$ .

Eine Röntgenstrukturanalyse des Sandes zeigte, dass die Oberfläche zum größten Teil aus  $\text{SiO}_2$  besteht (O = 47,74 Gew.%; Si= 49,17 Gew.); Eisen hat geringe Anteile von 0,56 Gew.%, Aluminium 1,95 Gew.%. Der Organikanteil des Sandes der Systeme T2 und S lag vor Inbetriebnahme bei  $C_{\text{org}} = 0,1 \%$  (Drewes 1997), was einen typischen Wert für Sand darstellt. Für das System T1 ist von einem vergleichbaren Organikanteil auszugehen.

Die Säulen wurden mit relativ niedrigen Volumenströmen beschickt, die aus Tab. 4.3-1 zu entnehmen sind. Zur Beschickung wurden regelbare Schlauchpumpen der Firma „Petrogas“ verwendet.

**Tabelle 4.3-1: Beschickungsperioden der Bodensäulen**

	Datum	ml/h (Zu- & Abfluß)	Leerrohr-v (m/d) (Abfluß/A)	h/m (Tracer)	m/d (Tracer)	Aufenthaltszeit im Säulensystem (T1: ca. 3m, T2: ca. 4 m)
T1	Dez. 98-Jun 99	54	0,08	68	0,35	8,5 Tage
T1	Jun bis Aug 99	23	0,04	n.b.	n.b.	n.b.
T1	Sep 99- Mrz 00	48-51	0,08	68	0,35	8,5
T2	Okt 99-Feb 00	48	0,08	56	0,43	9,3
T2	ab Feb 00	165	0,18	30	0,8	5

Die Säulen wurden ein- bis zweimal pro Woche beprobt, d.h. es wurden Stichproben vom Zulauf sowie nach jeder Säule gezogen. Von diesen Proben wurden die Parameter DOC (z.T. auch TOC),  $\text{SAK}_{254}$ ,  $\text{SAK}_{436}$ , weiterhin Nitrat, Chlorid und Sulfat bestimmt. Wegen der geringen Durchflussrate sowie aufgrund der Tatsache, dass die Teflonschläuche nicht gasdicht sind, wurde auf die Bestimmung von Sauerstoffgehalt und Redoxpotenzial verzichtet.



Die Durchflusszeiten wurden mehrere Male mit Hilfe von Chlorid als idealem Tracer bestimmt. Dazu wurde über einige Stunden ein mit 4g NaCl pro Liter versetztes Zulaufwasser auf die Säulen gegeben. Mit einer Leitfähigkeitselektrode in einer Durchflusszelle wurde die Leitfähigkeit nach jeder Säule aufgezeichnet. Die Peaks wurden zur Ermittlung einer mittleren Fließgeschwindigkeit herangezogen. Die so ermittelten Fließgeschwindigkeiten sind in Tab. 4.3-1 angegeben.

#### **4.4 DOC-Charakterisierung**

Die organischen Wasserinhaltsstoffe wurden mittels verschiedener Methoden untersucht. Für alle Wässer wurden sowohl die DOC-Konzentration als auch die Parameter SAK<sub>254</sub> und SAK<sub>436</sub> nach Filtration über Cellulose-Nitrat-Filter (0,45 µm) bestimmt. Die Gerätespezifikationen sind dem Anhang, Kap. A.2.1 und Kap. A.2.2. zu entnehmen. Auf die Darstellung der SAK<sub>436</sub>-Werte wird in dieser Arbeit verzichtet, da sie mit Ausnahme des Kläranlagenablaufs immer Werte kleiner 1m<sup>-1</sup> aufwiesen und die geringen Unterschiede im Bereich der Messgenauigkeit lagen.

##### **4.4.1 Molekulargewichtsverteilung**

Zur Charakterisierung der Molekulargewichtsverteilung wurde sowohl die Ultrafiltration als auch die Gelchromatografie verwendet. Die Ultrafiltration wurde im Parallelverfahren in 200 ml-Zellen mit Membranen der Trenngrenzen 1 kD, 3 kD und 10 kD durchgeführt (Fa. Amicon). Die Gelchromatografie wurde nach der Methode von Huber & Frimmel (1996) am Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei durchgeführt. Weitere Details der Methoden sind dem Anhang, Kap. A.2.4 und A.2.5 zu entnehmen.

##### **4.4.2 Adsorptionsverhalten an Aktivkohle**

Zur Beschreibung des Adsorptionsverhaltens wurde auf die Adsorptionsanalyse zurückgegriffen, die eine DOC-Charakterisierung über Adsorptionsisothermen an Pulveraktivkohle darstellt. Dieses Verfahren wird u.a. von Völker et al. (1984) und Johannsen & Worch (1994) beschrieben. Adsorptionsanalysen mit Aktivkohle wurden am Rhein genutzt, um die organischen Stoffe in Kläranlagenabläufen im Hinblick auf ihr Verhalten in der Trinkwasseraufbereitung (Bodenpassage inklusive Aktivkohlefilter im Wasserwerk) einschätzen zu können (Sontheimer 1991, Völker 1988, Hobby & Gimbel 1988). Zur Beschreibung von Berliner Kläranlagenablauf und Langsandsandfiltraten wurde die Adsorptionsanalyse weiterhin von Drewes (1997) und Ernst (2000) verwendet.

Der DOC lässt sich so in Fraktionen unterschiedlicher Adsorbierbarkeit aufteilen. Natürliche Wasserinhaltsstoffe sind vergleichsweise schlecht an Aktivkohle adsorbierbar. Je kleiner die Stoffe, desto besser können sie adsorbieren (Johannsen et al. 1993). Gut an Aktivkohle adsorbieren aromatische Verbindungen, Phenole, verschiedene Pestizide und chlorierte Kohlenwasserstoffe (Sontheimer 1991).

Grundlage der Adsorptionsanalyse ist die IAS-Theorie der Adsorption (Ideal Absorbed Solution), die zur Verwendung der Freundlich-Isotherme führt (Sontheimer et al. 1985, Crittenden et al. 1985). Für die Freundlich-Isotherme, die für einen Gleichgewichtszustand die Beladung eines Sorbens mit einem Sorbat über der Gleichgewichtskonzentration des

Sorbates in der Lösung beschreibt, drückt vor allem die Konstante  $K_F$  das Verhältnis von Beladung  $q$  zu Gleichgewichtskonzentration  $c$  aus. Je höher  $K_F$ , desto besser ist ein Sorbat adsorbierbar ( $q = K_F \cdot c^n$ ).

Von Völker et al. (1984) wurde vorgeschlagen, zur Berechnung der einzelnen theoretischen DOC-Fractionen die  $n$ -Werte der Freundlich-Isothermen konstant zu halten. Für Kläranlagenabläufe, Flusswasser und Trinkwasser wird meist ein  $n$ -Wert von 0,2 gewählt. Je nach Adsorptionsverhalten der organischen Wasserinhaltsstoffe ergeben sich mit der Adsorptionsanalyse verschiedene Anteile von theoretischen DOC-Fractionen, die sich dann nur noch in ihren  $K_F$ -Werten unterscheiden. Die Fraktion mit einem  $K_F$ -Wert von 0 ist als nicht adsorbierbarer Anteil zu bezeichnen, Fraktionen mit  $K_F$ -Werten bis 18 oder 20 werden als sehr schlecht adsorbierbar eingeordnet. Sontheimer bezeichnet die Fraktion mit  $K_F$ -Werten  $\leq 18$  als trinkwassergängig, das heißt, sie würde in einem Aktivkohlefilter in der Regel nicht zurückgehalten (Sontheimer 1988).

Aufgrund des Verdünnungseffekts unterscheiden sich die Isothermen eines einzigen Stoffgemisches bei unterschiedlichen Ausgangskonzentrationen, da sich für ein Gemisch organischer Stoffe infolge von Verdünnung die Adsorbierbarkeit verbessert. Zu erklären ist dies mit der konkurrierenden Adsorption der organischen Einzelstoffe, die mit zunehmender Verdünnung abnimmt. Deshalb erscheinen die organischen Stoffe des verdünnten Stoffgemisches dann als besser adsorbierbar (Sontheimer et al. 1985). Da der Verdünnungseffekt von der IAS-Theorie und damit auch von der Adsorptionsanalyse berücksichtigt wird, lassen sich die Ergebnisse der Adsorptionsanalysen von Wässern unterschiedlicher DOC-Konzentration miteinander vergleichen.

Die Durchführung der Adsorptionsanalysen ist im Anhang unter A.2.6 dargestellt.

#### **4.4.3 Abbautests**

Zur Bestimmung der leicht abbaubaren Anteile organischer Stoffe in Oberflächengewässern, vor allem aber in Grund- und Trinkwässern, sind Standardverfahren wie z.B. die Bestimmung des BSB weniger geeignet, da die Genauigkeiten der Bestimmung des Sauerstoffverbrauchs bzw. der Bildung von Kohlendioxid oft nicht ausreichend sind, um abbaubare Anteile im Bereich um 1-2 mg/l C festzustellen. Andere Abbautests, wie sie z.B. in den Deutschen Einheitsverfahren (DEV) beschrieben sind, sind eher zur Bestimmung der Abbauraten bestimmter Einzelstoffe entwickelt worden (z.B. Zahn-Wellens-Test, Euronorm EN 29888, 1993, s. Tab. 4.4.1).

Für die Bestimmung des leicht abbaubaren Anteils gelöster organischer Wasserinhaltsstoffe in Oberflächengewässern, Trink- und Grundwässern, die in der Wasseraufbereitung interessieren, sind mehrere Methoden bekannt. Anfang der 80er Jahre wurden sowohl in den Niederlanden (van der Kooij et al. 1982) als auch in Deutschland (Werner 1985) zwei weitere Methoden publiziert, die auf der Bestimmung der Bakteriendichte beruhen. Van der Kooij et al. nutzen zwei Bakterienstämme zur Bestimmung des leicht assimilierbaren organischen Kohlenstoffs (AOC= assimilable organic carbon). Die Methode basiert auf der Ermittlung der Zellzahlen und ihrer Umrechnung über Standardansätze mit Acetat o.ä. in Kohlenstoffäquivalente. Der AOC liegt für Oberflächen-, Grund- und Trinkwässer im Bereich von wenigen  $\mu\text{g/l}$  und beträgt laut Servais et al. (1987) nur einen Bruchteil des biologisch

#### **Tabelle 4.4-1: Auszug aus den Deutschen Einheitsverfahren**

- L23 Bestimmung der vollständigen aeroben biologischen Abbaubarkeit organischer Stoffe im wäßrigen Medium; Verfahren mittels Analyse des freigesetzten Kohlenstoffdioxids  
c<sub>0</sub>=10 bis 40 mg/l org. C, Dauer 28 Tage.
- L24 Bestimmung der biologischen Abbaubarkeit unter Anwendung spezieller Analysenverfahren (m. Belebtschlamm; Simulation der Kläranlage); Dauer 3 Stunden
- L25 Bestimmung der aeroben biologischen Abbaubarkeit organischer Stoffe im wäßrigen Medium. Statischer Test (Zahn-Wellens-Test). DOC 0 = 50-400 mg/l. Dauer 28 Tage.
- L29 Bestimmung der vollständigen aeroben biologischen Abbaubarkeit organischer Stoffe in einem wäßrigen Medium; Verfahren mittels Analyse des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) = EN ISO 7827; DOC 0 = 10 bis 40 mg/l, Dauer 28 Tage.

verwertbaren organischen Kohlenstoffs. Die Methode von Werner (1985) basiert auf der Bestimmung einer Zunahme der Trübungseinheiten. Diese Zunahme wird über Standardreihen mit definierten organischen Substanzen, z.B. Acetat und Glucose, umgerechnet in ein Zellwachstum.

In Frankreich wurde innerhalb der Firma Générale des Eaux ein Verfahren zur Bestimmung des BDOC (biodegradable DOC) entwickelt (Servais et al. 1987). Hierbei wird die Wasserprobe mit autochthonen Bakterien inkubiert. Zur Bereitstellung einer hohen Besiedlungsoberfläche wird gewaschener Sand zugegeben. Der Anteil leicht abbaubarer Verbindungen wird über die Differenz des DOC der Originalprobe und der Probe nach einigen Tagen bis Wochen Inkubationszeit ermittelt.

In dieser Arbeit werden zur Bestimmung der biologischen Abbaubarkeit Batch-Abbautests und Bodensäulen (s.o.) verwendet. Die Abbautests orientieren sich dabei an dem in den Deutschen Einheitsverfahren beschriebenen Test L29 (EN ISO 7827). Die Originalprobe wird mit Sand angesetzt. Wöchentlich werden Proben gezogen, um DOC und SAK<sub>254</sub> zu bestimmen. Der Test wird bei Erreichen eines konstanten Niveaus abgebrochen.

Die Methode ist im Detail im Anhang in Kap. A.2.7 beschrieben.

#### **4.4.4 XAD-Harze und <sup>13</sup>C-NMR-Spektroskopie**

Um den DOC in hydrophobe und hydrophile Anteile zu unterteilen bzw. die Anteile von Huminstoffen (=hydrophobe Stoffe, Leenheer 1981) zu bestimmen, wurde eine Anreicherung an XAD-8 und XAD-4-Harzen durchgeführt. Das Verfahren orientiert sich an der Beschreibung von Malcolm & MacCarthy (1992). Die über die Anreicherung, Desorption mit NaOH und eine anschließende Gefrier Trocknung gewonnenen DOC-Fractionen wurden zur Bestimmung der funktionellen Gruppen mit <sup>13</sup>C-NMR-Spektroskopie untersucht. Ziel war unter anderem, einen auf derselben Methode beruhenden Vergleich von Berliner Wässern mit amerikanischen Kläranlagenabläufen sowie Grundwasser zu ermöglichen (Köhler 1999). Dazu wurde diese Untersuchung in Arizona, U.S.A., im Rahmen eines Verbund-Forschungsprojektes zur künstlichen Grundwasseranreicherung mit Kläranlagenabläufen durchgeführt (vgl. Drewes et al. 1999).

#### **XAD-Fraktionierung**

Die auf pH=2 angesäuerte Probe wird über eine Tandemschaltung von Adsorbersäulen geleitet, die die makroporösen Adsorberharze XAD-8 und XAD-4 enthalten (Abb. A.2-1 in Kap. A.2.8). Darüber wird eine DOC-Fraktionierung in adsorbierbare und nicht-adsorbierbare

Anteile erreicht, die zur Charakterisierung der hydrophoberen und hydrophileren Anteile des DOC genutzt wird (Leenheer 1981, Malcolm 1985, Watt et al. 1996, Drewes et al. 1999). Pro Probe wird ein konstantes Volumen der angesäuerten Ausgangsprobe (36 l) über die Harze gegeben. Die über anschließende Elution der einzelnen Harze mit 0,1 N NaOH, Entsalzung über Ionentauscher und Gefriertrocknung gewonnenen Feststoffproben werden mittels Festphasen- $^{13}\text{C}$ -NMR untersucht. Über die Harze kann nur ein Teil des DOC der Wasserproben gewonnen werden. Die über das XAD-8-Harz gewonnene Fraktion wird als ‚hydrophob‘, die über das XAD-4-Harz gewonnene Fraktion als ‚hydrophil‘, und die an keinem der beiden Harze adsorbierende Fraktion als ‚ultrahydrophil‘ bezeichnet. Diese Einteilung ist operationell zu verstehen, da alle drei Gruppen zu den hydrophilen Stoffen zählen. Zu den hydrophoben Stoffen zählen laut Aiken et al. (1992) vor allem aliphatische Carboxylsäuren, aromatische Carboxylsäuren mit 1-2-Ringen, 1- und 2-Ring-Phenole und aquatische Huminstoffe. Mit dem XAD-4-Harz, das wesentlich kleinere Porendurchmesser aufweist, werden hauptsächlich kleinere hydrophile Säuren angereichert.

### $^{13}\text{C}$ -NMR-Spektroskopie

Bei der  $^{13}\text{C}$ -NMR-Spektroskopie werden Feststoffproben organischer Stoffe untersucht. Es werden Signalintensitäten verschieden gebundener C-Atome erhalten, die mit zunehmender Häufigkeit der jeweiligen C-Atome zunehmen. Dabei geben nur  $^{13}\text{C}$ -Atome ein Signal, die im Mittel ca. 1,1% der natürlich vorkommenden C-Atome darstellen. Die über eine Fourier-Transformation erhaltenen Signale ergeben ein Spektrum über der chemischen Verschiebung<sup>8</sup>, was dann aufgegliedert in Bereiche der chem. Verschiebung integriert wird. Einzelne Abschnitte der Peakfläche, die verschiedenen Bindungsformen der C-Atome entsprechen (s. Tab. A.6-1 und A.6-2 in Kap. A.6.4), werden bezogen auf die gesamte Peakfläche als Prozentwerte dargestellt. Die Hauptgruppen sind Aliphaten (0-62 ppm), Kohlenhydrate (62-90 ppm), Aromaten (110-160 ppm) und Carboxylgruppen (160-190 ppm). Die erhaltenen Prozentwerte stellen aufgrund der unterschiedlichen Intensitäten der Signale der jeweiligen C-Atome keine quantitativen Werte dar, sondern können nur von Probe zu Probe in Relation gesetzt werden.

Details beider Methoden sind Kap. A.28 zu entnehmen.

---

<sup>8</sup> Chem. Verschiebung:  $(\nu_S - \nu_P) / \nu_S$ .  $\nu_S$ : Frequenz des Standards  $\nu_P$ : Frequenz der Probe

## 5 Reinigungsleistung der Uferfiltration und künstlichen Grundwasseranreicherung in Berlin

Die Uferfiltration und künstliche Grundwasseranreicherung sind essentielle Bestandteile des Wasserkreislaufs in Berlin. An zwei Berliner Standorten sollte deshalb untersucht werden, in welchem Maße gelöste organische Verbindungen bei der Bodenpassage entfernt bzw. in ihrem Charakter verändert werden. Anhand der Berliner Verhältnisse soll weiterhin der Einfluss von Kläranlageneinleitungen auf die Trinkwasserqualität untersucht werden. Dazu sind gelöste organische Stoffe in Grundwasser bzw. Uferfiltrat aus Messstellen an zwei Uferfiltrationsstandorten (Tegeler See und Müggelsee) sowie in Kläranlagenabläufen und Oberflächengewässern analysiert worden. Die Frage nach der Nachhaltigkeit der Trinkwasseraufbereitung über Uferfiltration oder künstliche Grundwasseranreicherung wird hier vorrangig interpretiert als Frage nach der „Selbstreinigungskraft“ der Ressource Wasser (vgl. Kap. 1), d.h. einer stabilen, sich langfristig nicht verändernden Reinigungsleistung.

### 5.1 Reinigungsleistung der Uferfiltration für organische Verbindungen

#### 5.1.1 Felduntersuchungen am Tegeler See

An der in Kap. 4.1.2 beschriebenen Transsekte von Grundwassermessstellen am Ostufer des Tegeler Sees wurden im Zeitraum Juni 1998 bis Juni 2000 monatlich Proben zur Untersuchung der gelösten organischen Verbindungen gezogen. Im folgenden werden die Medianwerte<sup>9</sup> der DOC- und SAK<sub>254</sub>-Messungen von 17 bis 24 Monaten vorgestellt (s. Kap. 4.1.2). Die Einzelwerte sind in Tab. A.7-6 in Kap. A.7.4 aufgeführt. Die aus den Messwerten ermittelten statistischen Werte werden als *Boxplot* vorgestellt (s. Abb. 5.1.2).

Der Hauptanteil des Uferfiltrats wird am Tegeler See über eine Passage des gespannten 2. Grundwasserleiters gewonnen (s. Kap. 4.1.2). Insofern stellen die tiefen Messstellen die für die Rohwasserqualität des Wasserwerks entscheidenden Probenahmepunkte dar. Zwischen See und Rohwasserbrunnen sind das die Messstellen 3301, 3302 und 3303. Landseitig liegt die Messstelle 3304, über deren Untersuchung die Verdünnungseffekte durch Zumischung landseitigen Grundwassers bestimmt werden können. Die Infiltrationszone kann über die flachen Messstellen 3311 und 3310 erfasst werden. Die Messstelle 3311 steht schon im Bereich der Muddeschicht des Tegeler Sees, wo z.T. anaerobe Bedingungen herrschen. Der Hauptanteil des Uferfiltrats passiert laut Pekdeger et al. (1999) jedoch die sandige Uferzone, nicht dagegen die Muddeschicht.

##### 5.1.1.1 Veränderung von DOC und SAK<sub>254</sub>

Die Beprobung der Transsekte am Tegeler See zeigt deutlich, dass sich insbesondere zu Beginn der Fließstecke der DOC verringert. Im See liegen nach eigenen Messungen im Mittel 8,5 mg/l DOC vor. Die monatlichen Messungen der Senatsverwaltung lassen einen Jahresgang der DOC-Gehalte erkennen, der zwischen ca. 6 bis 8 mg/l schwankt (Abb. A.6-1

---

<sup>9</sup>Zur Verwendung von Median- bzw. Mittelwerten s. Kap.A.3.

in Kap. A.6.1). (Die Differenz der Jahresmittel der Senatsmessungen und den eigenen Messungen von ca. 1 mg/l ist analytisch bedingt<sup>10</sup>.)

Schon bis zu den flachen Grundwassermessstellen 3311 und 3310 verringert sich der DOC auf ca. 5,8 bis 6,1 mg/l, also um 28-30% (Abb. 5.1-1). Bis zur Grundwassermessstelle 3301, die ca. 32 m vom Seeufer entfernt ist, reduziert sich die DOC-Konzentration auf 5,4 mg/l. Bis zur Grundwassermessstelle 3303, die ca. 80 m vom Seeufer entfernt ist, findet nur noch eine geringe Verringerung auf 5,2 mg/l statt, was einer Reduktion um 39% von der Konzentration des Seewassers entspricht. In den Rohwasserbrunnen beträgt die mittlere DOC-Konzentration 4,7 mg/l (B13), 5,0 mg/l (B14) bzw. 5,4 mg/l (B12) (s. Tab. A.7-6 in Kap. A.7.4).

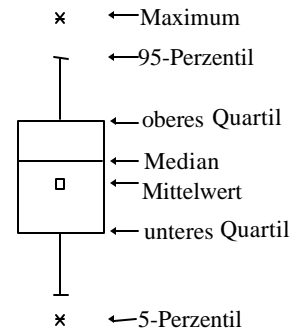


Abb. 5.1-2: Boxplot

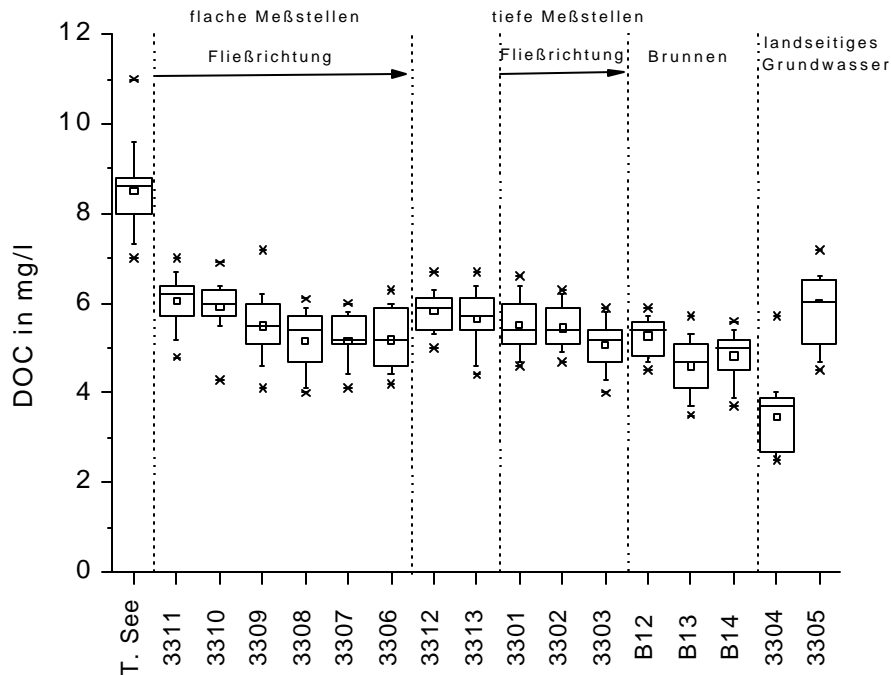


Abb. 5.1-1: DOC-Werte der Transsekte am Tegeler See, Juni 1998-Juni 2000

<sup>10</sup> Die DOC-Messungen bis Juni 1999 ergaben um ca. 1 mg/l höhere DOC-Werte als die späteren Messungen. Grund war der Einbau einer neuen UV-Lampe in das liqui-TOC-Gerät (Foss-Heraeus). Durch die bei der alten Lampe intensivere UV-Linie bei 254 nm wurde der DOC der Umweltproben, der im Vergleich zu den Standards eine UV-Absorption aufweist, offensichtlich weitergehend oxidiert als mit einer neuen Lampe oder auch im Ofen (high-TOC Gerät). Dies zeigten Vergleichsmessungen derselben Proben mit dem Ofengerät und dem liqui-TOC mit der alten Lampe, weiterhin wurde dieses Ergebnis durch die für die Grundwässer der Transsekte nach Austausch der Lampe höheren  $SAK_{254}/DOC$ -Quotienten bestätigt.

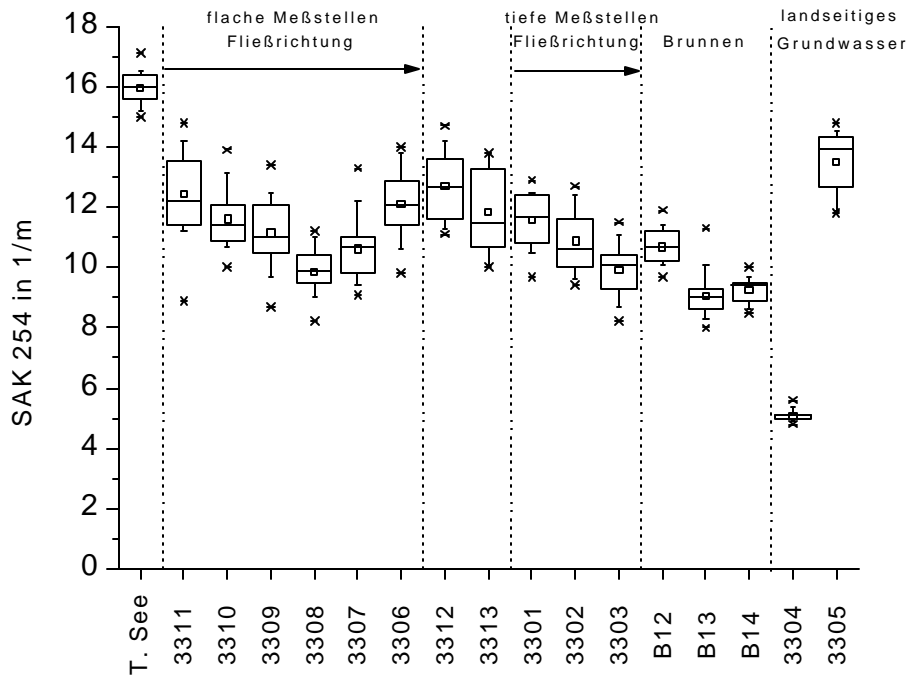


Abb. 5.1-3: SAK<sub>254</sub>-Werte der Transsekte am Tegeler See, Juni 1998-Juni 2000

Der SAK<sub>254</sub>, der ein Maß für den Anteil ungesättigter organischer Verbindungen ist, verringert sich ebenfalls bei der Bodenpassage. Von 16,0 m<sup>-1</sup> im Tegeler See nimmt der SAK<sub>254</sub> auf 11,4 m<sup>-1</sup> in Messstelle 3310 ab, das entspricht einer Abnahme von ca. 29 %. In den Messstellen 3301, 3302 und 3303 liegen die Medianwerte des SAK<sub>254</sub> bei 11,7 m<sup>-1</sup>, 10,6 m<sup>-1</sup> bzw. 10,0 m<sup>-1</sup> (s. Abb. 5.1-3). Wie beim DOC findet die hauptsächliche Reduktion zu Beginn der Fließstrecke statt. Auf der Strecke des gesättigten zweiten Grundwasserleiters (3301 bis 3303) findet eine weitere Reduktion um ca. 10 % statt. Damit hat sich der SAK<sub>254</sub> vom Seewasser bis zur Messstelle 3303 um 38 % verringert (DOC: 39 %). In den Trinkwasserbrunnen liegen die Medianwerte des SAK<sub>254</sub> bei 10,7 m<sup>-1</sup> (B12), 9,0 m<sup>-1</sup> (B13) und 9,4 m<sup>-1</sup> (B14). Im landseitigen Grundwasser liegt der SAK<sub>254</sub> bei einem Medianwert von 5,1 m<sup>-1</sup>. Die Daten der SAK<sub>254</sub>-Werte sind in Tab. A.7-7 in Kap. A.7.4 angegeben.

Das Wasser der Grundwassermessstelle 3305 weist höhere DOC-Werte auf, da es vom Charakter her als Uferfiltrat zu bezeichnen ist: Aufgrund des erzeugten Potentialgefälles fließt Uferfiltrat in den Absenkungstrichter des Brunnens B13 ein und erscheint so als landseitig flaches Grundwasser (Pekdeger et al. 1999). Die Messstelle 3305 kann also nicht zur Beschreibung des echten landseitigen Grundwassers herangezogen werden.

Ein Eindruck über die Reinigungsleistung der Uferfiltration am Ostufer des Tegeler Sees kann über die Routine-Analysen des Rohwassers der Galerie West des Wasserwerks Tegel im Jahr 1997 erhalten werden. Die Brunnen B12, B13 und B14 befinden sich im mittleren Teil dieser Galerie. Für die Galerie West beträgt der Mittelwert der TOC-Messungen 1997 4,7 mg/l, der SAK<sub>254</sub> liegt im Mittel bei 9,6 m<sup>-1</sup> (n=12; Lage der Galerie West s. Karte in Kap. A.8.3). Damit reduziert sich der DOC des Seewassers durch Uferfiltration und Vermischung mit landseitigem Grundwasser um 45 % und der SAK<sub>254</sub> um 40 % (bezogen auf die Medianwerte des DOC im Tegeler See der Beprobungskampagne 1998-99).

Der DOC sowie der SAK<sub>254</sub> werden in ähnlichen Größenordnungen reduziert. Dabei spielen vor allem biologische Abbauprozesse eine Rolle (vgl. Kap. 5.1.1.2). Bei beiden Parametern erfolgt die hauptsächliche Reduktion zu Beginn der Fließstrecke. Geringfügige Abnahmen sind jedoch auch auf der weiteren Fließstrecke im zweiten Grundwasserleiter zu beobachten

**Tabelle 5.1-1: Prozentuale Verringerung von DOC und SAK<sub>254</sub> am Ostufer des Tegeler Sees bezogen auf Seewasser**

Angaben in %	3311	3310	3301	3303	B13	Galerie West
DOC	30	28	36	39	45	45
SAK <sub>254</sub>	24	29	27	38	44	40

(3301-3303), vor allem beim SAK<sub>254</sub> (s. Abb. 5.1-1 und 5.1-3). Dennoch verändert sich der spezifische Absorptionskoeffizient SAK<sub>254</sub>/DOC, der auch als SUVA (specific UV absorption) bezeichnet wird, nicht wesentlich bei der Bodenpassage. Er liegt im Mittel im Tegeler See bei 1,9 l/(mg m), die Standardabweichung beträgt 0,24 l/(mg m). In den Grundwassermessstellen der Transsekte liegt der SUVA-Koeffizient bei Werten von 1,8 bis 2,2 l/(mg m) mit Standardabweichungen von 0,23 bis 0,29 l/(mg m) (s. Tab. A.7-6 in Kap. A.7.4). Das Zusammenwirken von zwei gegenläufigen Effekten kann diese Beobachtung erklären:

- Bei den UV-absorbierenden Stoffen in Kläranlagenabläufen, Flüssen, Seen und Grundwasser handelt es sich anteilig vor allem um höhermolekulare ungesättigte Verbindungen, die kleineren Verbindungen zeigen eine geringere spezifische UV-Absorption. Da die kleineren Verbindungen i.d.R. besser abbaubar sind als die hochmolekularen, teilweise ungesättigten Verbindungen (Grøn et al. 1992, Ernst 2000), kann es bei der Bodenpassage zu einem Anstieg des SUVA-Koeffizienten kommen.
- UV-absorbierende, höhermolekulare Stoffe werden aufgrund ihrer aromatischen Strukturen besser durch Adsorption z.B. an organischen Bodenbestandteilen entfernt. Sie werden dann biologisch abgebaut, und es kommt zur Desorption kleinerer gesättigter Verbindungen (Sontheimer 1991, Gerlach 1998). Hierdurch kommt es zu einer Abnahme des SUVA-Koeffizienten. Weiterhin kommt es bei sehr langen Verweilzeiten im Untergrund zu einer Abnahme des spezifischen Absorptionskoeffizienten, da sich infolge langsamer Oxidationsprozesse ungesättigte Bestandteile der Organik verringern (Drewes et al. 1999).

Bei der Uferfiltration ist neben den Umwandlungsprozessen während der Bodenpassage die Qualität des landseitigen Grundwassers infolge der Vermischung im Rohwasserbrunnen von wesentlicher Bedeutung für die Rohwasserqualität. Das landseitige Grundwasser, das über die Grundwassermessstelle 3304 beprobt wurde, hat einen Medianwert von 3,7 mg/l DOC und einen SAK<sub>254</sub>-Wert von 5,4 m<sup>-1</sup>. Die im Vergleich zu den Rohwasserbrunnen geringeren DOC-Gehalte zeigen sich auch in anderen weiter vom See entfernten Grundwassermessstellen: Von SenSUT werden verschiedene Grundwassermessstellen um den Tegeler See unter anderem auf den Gehalt an DOC untersucht. Die Auswertung von Daten zu 13 Messstellen im Zeitraum 1980 bis 1994 zeigt im Grundwasser rund um den Tegeler See Werte von 1,2 bis 6,0 mg/l DOC (Medianwerte 1980-1994, SenSUT), wobei die Medianwerte



von 10 von 13 Brunnen zwischen 1,2 und 3,2 mg/l DOC liegen (s. Tab. A.7-4 und Karte, Abb. A.8-4).

Die Uferfiltratanteile betragen laut Pekdeger et al. (1999) in den Brunnen der Galerie West in Brunnen 12 ca. 87,5-90 %, in Brunnen 13 ca. 72-84 % und in Brunnen 14 ca. 64-88 %. Eine Mischungsrechnung mit den DOC-Werten bestätigt einen Uferfiltratanteil von ca. 80 %, die SAK<sub>254</sub>-Werte lassen einen etwas höheren Uferfiltratanteil erwarten. Da die Konzentrationen gelöster organischer Stoffe im landseitigen Grundwasser örtlich sehr unterschiedlich sein können und sich insgesamt nur wenig vom Uferfiltrat unterscheiden, sind die DOC-Konzentration sowie der SAK<sub>254</sub> keine eindeutigen Parameter zur Bestimmung von Uferfiltratanteilen.

### 5.1.1.2 Sukzession der Redoxverhältnisse und C-Bilanz

Ein mikrobieller Abbau von organischer Substanz kann anhand der Gehalte an Hydrogencarbonat sowie an der Abfolge unterschiedlicher Redoxmilieus bestätigt werden. In den tiefen Messstellen 3301, 3302 und 3303 werden Hydrogencarbonatkonzentrationen gemessen, die im Mittel um 42, 52 bzw. 48 mg/l höher liegen als im Tegeler See (Medianwerte von 11 Monaten, FU Berlin). Weiterhin liegen um ca. 15,2; 12 bzw. 13,4 mg/l niedrigere Nitratkonzentrationen im Vergleich zum Seewasser vor (Medianwerte Messungen FU Berlin, Werte s. Tab. A.7-5 in Kap. A.7.3). Diese Nitratdifferenz entspricht in Sauerstoff-Äquivalenten 11,6; 9,1 bzw. 10,2 mg/l O<sub>2</sub>. Demgegenüber steht eine Oxidation von im Mittel 3,1 bis 3,3 mg/l DOC. Umgewandelt in Hydrogencarbonat, entspräche eine vollständige Mineralisierung des gelösten Kohlenstoffs zu CO<sub>2</sub> und anschließender Reaktion zu HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> ca. 15 bzw. 16 mg/l Hydrogencarbonat (Faktor 5). Wenn Calciumcarbonat durch das entstehende CO<sub>2</sub> aufgelöst würde, würden pro Mol CO<sub>2</sub> zwei Mol HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> entstehen, das entspräche also bei einer Mineralisierung des DOC von 3,3 mg/l einer Menge von 33 mg/l HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Laut Fritz (2000) ist im Aquifer ausreichend Calciumcarbonat für eine derartige Reaktion vorhanden. Die höhere Differenz zwischen Uferfiltratwässern und Seewasser von 42 bis 53 mg/l Hydrogencarbonat spricht für eine zusätzliche Mineralisierung organischer Bodensubstanz entsprechend 1-2 mg OC<sub>sed</sub>/l. Falls jedoch Calciumcarbonatmangel vorliegt, läge der Umsatz an sedimentärem Kohlenstoff noch höher.

Die Aufzehrung von Sauerstoff und die Reduktion von Nitrat untermauert die Schlussfolgerung, dass organische Bodensubstanz mineralisiert wird: Für den DOC ist von einem Verhältnis von CSB zu DOC von ca. 2,7-2,8 auszugehen (Daten SenSUT 1990-1994, Sontheimer et al. 1985). Damit wäre zur Mineralisierung von 3,3 mg/l DOC eine Menge von höchstens 9,3 mg/l O<sub>2</sub> nötig. Die Mineralisierung partikulären Kohlenstoffs aus dem Seewasser führt nur zu einer geringfügigen Erhöhung dieses Sauerstoffbedarfs, da die Differenz von DOC zu TOC im Mittel im Tegeler See sowohl an der Oberfläche als auch in 14 m Tiefe nur ca. 0,3 bis 0,5 mg/l beträgt (SenSUT, 1997, Medianwerte, Messstelle 23003). Unter der Annahme eines CSB/DOC-Verhältnisses von 2,8 auch für den POC führt dies zu einem O<sub>2</sub>-Bedarf von 0,8-1,4 mg/l. Gelöster Sauerstoff wird auch infolge der Nitrifikation von Ammonium reduziert. Im Tegeler See sind im Mittel ca. 0,09 bis 0,12 mg/l NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N vorhanden (Medianwerte 1998; 1997 SenSUT, 10 bzw. 21 Messungen). Zur Nitrifikation würden 0,3 bis 0,4 mg/l O<sub>2</sub> benötigt (Faktor 4,6, Mudrack & Kunst 1994). Zur Oxidation von

TOC und Ammonium des Tegeler See-Wassers würden also insgesamt 10,4-10,7 mg/l Sauerstoff benötigt. Das Wasser des Tegeler Sees enthält an der Oberfläche im Jahresmittel 11,8 mg/l O<sub>2</sub> (SenSUT, 23003, 1997, Median, n=21, Mittelwert: 11,6 mg/l), in 7 m Tiefe wurden 1997 mittlere 8,6 mg/l O<sub>2</sub> gemessen (SenSUT, 23003, 1997, Mittelwert, n=11; Median: 11,2 mg/l). Dieser Sauerstoff wird bei der Bodenpassage komplett verbraucht. Daneben wird eine Abnahme von Nitrat verzeichnet, die 9,1 bis 11,6 mg/l Sauerstoff-Äquivalenten entspricht (s.o.). Die hier gemessenen Sauerstoff- und Nitratreduktionen lassen einen Umsatz von ca. 2,6 bis 4,5 mg OC<sub>sed</sub>/l erwarten, wenn auch für den sedimentären Kohlenstoff ein CSB/OC-Verhältnis von 2,8 angenommen werden kann.

Die Berechnungen zeigen deutlich, dass am Tegeler See der Gehalt an TOC im Seewasser nicht ausreicht, um die gemessenen Veränderungen des Redoxmilieus zu bewirken. Es erfolgt eine Umsetzung von organischer Bodensubstanz in der Größenordnung, in der eine Reduktion von DOC stattfindet. Dies beobachtet auch Denecke (1997) am Rhein: Er berechnete den Anteil organischer Substanz für die CO<sub>2</sub>-Produktion, der nicht aus dem DOC stammt, zu 1,4-1,8 mg/l, der mineralisierte DOC betrug hier 1,1 mg/l. Eine Mineralisierung organischer Bodensubstanz ist weiterhin von Sontheimer (1991) für die Uferfiltration am Rhein, von Schulte-Ebbert & Schöttler (1995) und von Selenka & Hack (1995) für die Uferfiltration an der Ruhr diskutiert worden. Auch Gimbel & Gerlach (1997) berechnen für die Elbe einen um den Faktor 3 höheren O<sub>2</sub>-Verbrauch als für die Mineralisierung von gelöstem organischen Kohlenstoff und NH<sub>4</sub><sup>+</sup> nötig wäre. Sie nehmen an, dass sorbierte Stoffe wieder durch Desorption freigesetzt werden. Die sowohl von Sontheimer und Denecke postulierte Anreicherung von partikulärer organischer Substanz in der Infiltrationszone kann eine Verschiebung des Redoxmilieus zu Beginn der Fließstrecke bewirken, wo Pflanzenreste abgelagert sind. Am Tegeler See ist die Interpretation erschwert, da auf der Fließstrecke zum Teil ein Sauerstoffeintrag über Wasser des ersten Grundwasserleiters erfolgt. Die Nitrat- und Sulfatwerte unterscheiden sich zwar in den tiefen Messstellen 3301 bis 3303 nur wenig (s. Pekdeger et al. 1999), was für einen biologischen Abbau von sedimentärem Kohlenstoff in der Infiltrationszone spricht. Dennoch wird das Redoxpotential von den tiefen Messstellen bis zu den Brunnen deutlich reduziert (s. Pekdeger et al. 1999). Das spräche für einen weiteren Abbau von Kohlenstoff im Grundwasserleiter. Um die Herkunft des zusätzlich mineralisierten organischen Kohlenstoffs genau zuordnen zu können und die Bilanzierung zu verbessern, müssten u.a. die C<sub>org</sub>-Anteile als auch die Calciumcarbonatanteile der Sedimente bestimmt werden. Erschwert wird die Bilanz durch die nicht-quantifizierten Sauerstoffeinträge aus dem flachen Grundwasserleiter.

### **5.1.1.3 Bestimmung von Fließzeiten über Jahrgänge**

Sowohl im Tegeler See als auch in den Grundwassermessstellen ist ein Jahrgang der gelösten organischen Stoffe zu erkennen (s. Abb. 5.1-4). Dieser zeigt sich insbesondere am Parameter SAK<sub>254</sub>. Der Jahrgang des SAK<sub>254</sub> im See setzt sich zeitverzögert in den Messstellen fort. In den Messstellen 3301 und 3302, also nach ca. 32 bzw. 70 Metern Fließweg (horizontal), ist eine zeitliche Verschiebung des Minimums von ca. 67 Monaten zu beobachten. Die Strecke von 3301 bis 3302 wird demnach sehr schnell durchströmt. Bis zum Rohwasserbrunnen B13 ist eine weitere zeitliche Verschiebung von ca. 2 Monaten zu

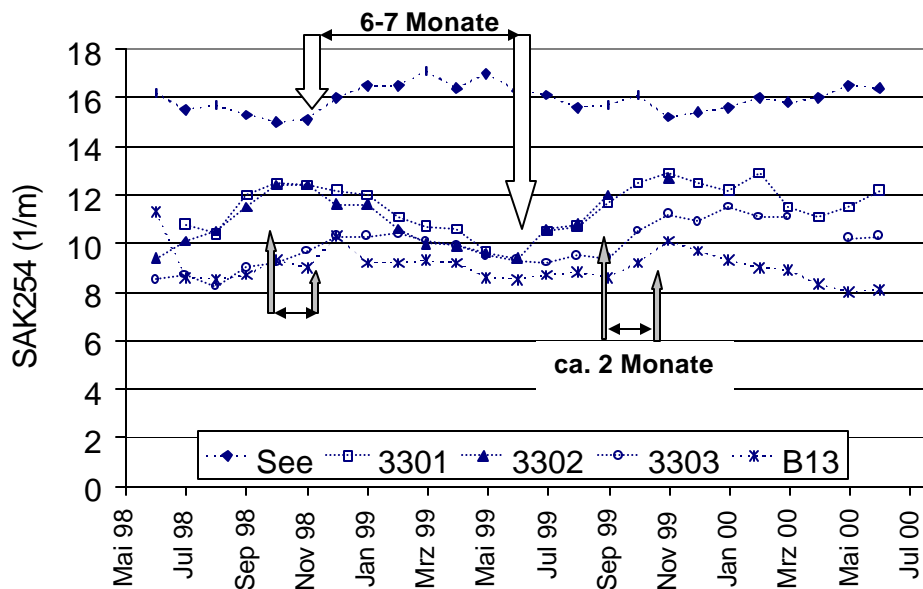


Abb. 5.1-4: Jahresgang des SAK<sub>254</sub> im Tegeler See und in den Messstellen der Transsekte (Jun 98-Jun 00)

erkennen. Insgesamt lässt dies auf eine Fließzeit von ca. 89 Monaten schließen. Dabei wird angenommen, dass die organischen Wasserinhaltsstoffe nicht oder kaum retardiert werden, was z.B. Untersuchungen von Drewes (1997) und Nestler et al. (1998) bestätigen. Die gefundenen Retardierungsfaktoren liegen bei 1 bis maximal 1,3<sup>11</sup>.

In den Untersuchungen von Pekdeger et al. (1999) werden für die Fließzeit bis zur Messstelle 3301 ca. 5-6 Monate aufgrund von Temperaturmessungen angegeben. Bis zu den Rohwasserbrunnen beträgt die Fließzeit insgesamt ca. 67 Monate. Vor allem der Beginn des Fließweges wird sehr langsam durchströmt, wohingegen danach ein Anstieg der Fließgeschwindigkeiten erfolgt. Die monatliche Bestimmung des SAK<sub>254</sub> ist zeitlich nicht ausreichend aufgelöst, um genaue Fließzeiten zu bestimmen. Die kontinuierlich durchgeführte Temperaturmessung liefert die zuverlässigsten Zeitangaben.

#### 5.1.1.4 Lokale Verteilung der organischen Verbindungen im See

Im Rahmen des Projekts „Uferfiltration Berlin“ wurde zweimal eine Beprobung von insgesamt jeweils 20 Probenahmepunkten, die örtlich über den Tegeler See verteilt wurden, durchgeführt. Die Beprobungen fanden im August 1998 und im März 1999 statt. Anhand der Parameter Temperatur, Chlorid, Chlorophyll-a, o-Phosphat und AOI ergibt sich ein örtlich heterogenes Bild der Wasserqualität (Wischnack et al. 2000, Fritz et al. 2000). An der Verteilung lässt sich die Einmischung von Oberhavelwasser in den See insbesondere in der südwestlichen Seehälfte und dort am Nordufer erkennen.

Die DOC- und SAK<sub>254</sub>-Werte unterscheiden sich allerdings wenig im See, da der Ablauf der OWA Tegel mit im Mittel 7,9 mg/l DOC ähnliche Werte wie die Oberhavel mit im Jahresmittel 8,3 mg/l aufweist (Havel bei Hennigsdorf, 20 Messungen 1997, OWA Ablauf: n=6, 24h-Mischproben, 1998, BWB).

<sup>11</sup> Ein idealer Tracer hat einen Retardierungsfaktoren von 1, hydrophobe Stoffe wie PCBs und PAKs können Retardierungsfaktoren von bis zu 10<sup>6</sup> aufweisen (Mattheß 1994).

Eine heterogene DOC-Verteilung über die Tiefe des Sees ist auch nicht festzustellen. Die Tiefenbeprobung im nördlichen Seebecken von SenSUT (Messstelle 23003, Tiefen 0,5 m, 7 m und 14 m) ergibt für die Jahre 1994-1997 DOC-Konzentrationen, die sich statistisch nicht unterscheiden (t-Test).

### **5.1.2 Felduntersuchungen am Müggelsee**

Die Beprobung am Müggelsee wurde monatlich von August 1998 bis Mai 1999 alternierend für zwei Transekte sowie nochmals im Oktober und November 1999 für beide Probenahmeorte durchgeführt. Die Messstellen an der Galerie E sowie die Messstellen an der Galerie C wurden somit insgesamt sieben Mal beprobt. Eine detaillierte Darstellung der hydrogeologischen Verhältnisse an den beiden Probenahmeorten findet sich bei Pekdeger et al. (1999) und im Kapitel 4.2. Die Lage der Messstellen ist aus Kap. A.8.5 ersichtlich, die Angaben zu den Filtertiefen stehen in Tab. A.7-3. Im folgenden werden die Mittelwerte<sup>12</sup> der DOC- und SAK<sub>254</sub>-Untersuchungen vorgestellt.

Der Müggelsee weist mit einer DOC-Konzentration von im Mittel 6,9 mg/l DOC und einem mittleren SAK<sub>254</sub> von 12,8 m<sup>-1</sup> geringere Anteile organischer Wasserinhaltsstoffe im Vergleich zum Tegeler See auf. Wie im Tegeler See, zeigen die langjährigen monatlichen DOC-Bestimmungen der Senatsverwaltung auch im Müggelsee einen Jahresgang der gelösten organischen Wasserinhaltsstoffe. Der DOC variiert dadurch um bis zu 3 mg/l (s. Abb. A.6-1 in Kap. A.6.1).

#### **Galerie C am Nordufer des Müggelsees:**

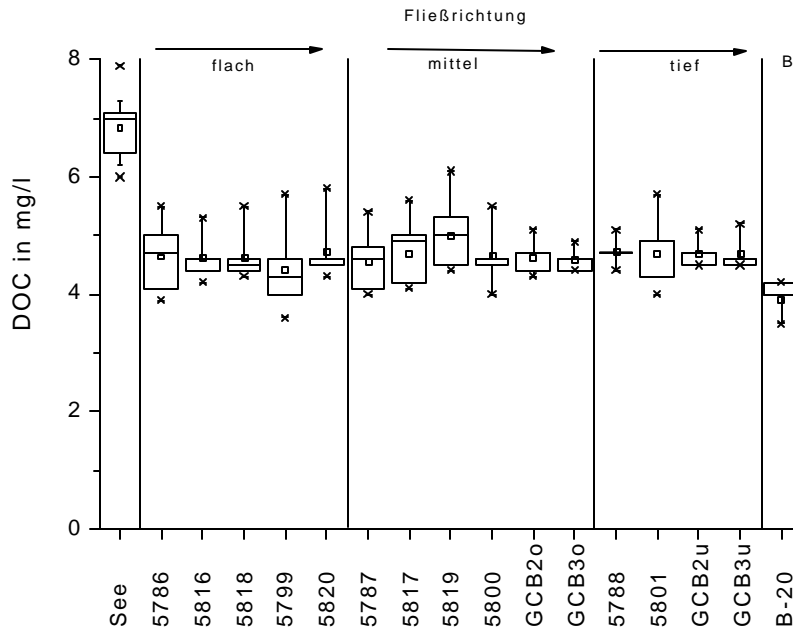
An der Galerie C wurden Grundwassermessstellen zwischen See und Rohwassergalerie beprobt. Landseitige Messstellen existieren an der Transekte nicht. Parallel zur Galerie C liegt landseitig am Nordufer die Galerie B des Wasserwerks Friedrichshagen. Diese Galerie fördert laut Pekdeger et al. (1999) einen gewissen Anteil an landseitigem Grundwasser, wohingegen die Galerie C nahezu reines Uferfiltrat fördert.

Es ergibt sich für die organischen Wasserinhaltsstoffe bezüglich der Galerie C ein sehr homogenes Bild: Die DOC-Medianwerte sämtlicher Messstellen der Transekte bei der Galerie C liegen zwischen 4,3 und 4,9 mg/l (s. Abb. 5.1-5). Die Abnahme des DOC vom See zum Uferfiltrat beträgt demnach ca. 29-35 %. Diese Abnahme findet schon zu Beginn der Fließstrecke statt. Trotz des langen weiteren Fließweges von 200 m bis zur Brunnengalerie ist keine weitere Verringerung des DOC mehr zu erkennen.

Die SAK<sub>254</sub>-Medianwerte liegen für die Uferfiltratwässer zwischen 8,6 und 10,3 m<sup>-1</sup> (Abb. A.6-2 in Kap. A.6.2). Die Reduktion des SAK<sub>254</sub> entspricht damit ca. 20-33 % (vgl. Tab. 5.1-3). Die SAK<sub>254</sub>-Werte zeigen wie im Tegeler See auch im Müggelsee einen Jahresgang. Es lassen sich aber aufgrund des relativ großen Probenahmeabstandes von 2 Monaten keine Jahresganglinien im uferfiltratgeprägten Grundwasser ausmachen.

---

<sup>12</sup>Zur Verwendung von Median - und Mittelwerten vgl. Kap. A.3.



**Abb. 5.1-5: DOC- Werte der Transkte an der Galerie C am Müggelsee**

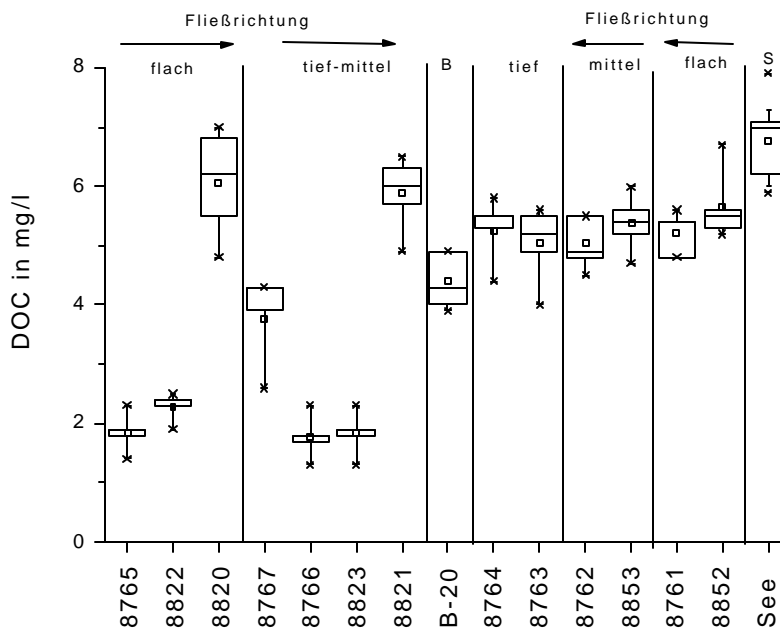
Eine DOC- und SAK-Bestimmung von Proben der Grundwassermessstellen der Galerie C erfolgte in den Monaten 09/98, 11/98, 01/99, 03/99, 05/99, 10/99 und 11/99

#### **Galerie E am Ostufer des Müggelsees:**

An der Galerie E wurde sowohl Grundwasser zwischen See und Rohwassergalerie als auch landseitiges Grundwasser untersucht. Die Uferfiltratanteile wurden für das Rohwasser über Strontiummessungen zu 76 % abgeschätzt (Pekdeger et al. 1999).

Eine Besonderheit der Transkte an der Galerie E ist, dass über die tiefsten Messstellen (8764 und 8767: 33-35 bzw. 40-42 m u.GOK) versalzenes Tiefenwasser erschlossen wird. Vom Rohwasser im Förderbrunnen macht dieses Tiefenwasser ca. 5% aus (1% landseitiges Tiefenwasser, 4% seeseitiges Tiefenwasser).

Im Gegensatz zur Galerie C, die allein von Uferfiltrat geprägt ist, zeigen die Grundwässer, die über die Transkte der Galerie E erschlossen werden, sehr unterschiedliche DOC-Konzentrationen (Abb. 5.1-6). Bei der Uferfiltration reduziert sich der DOC in der Galerie E um ca. 23-30 % auf 4,9 bis 5,4 mg/l DOC in flachen und mittleren Messstellen zwischen Galerie und See. Die Messstellen 8820 und 8821 landseitig direkt am Rohwasserbrunnen sind laut Pekdeger et al. (1999) vom Charakter den Uferfiltratwässern zuzuordnen, d.h. es findet eine Umströmung des Brunnens statt. Die höheren DOC-Gehalte (Mittelwerte 6-6,2 mg/l) im Vergleich zum landseitigen Grundwasser stehen mit dieser Beobachtung in Einklang. Landseitig weist das Grundwasser der flachen und mittleren Messstellen Werte zwischen 1,8 und 2,4 mg/l DOC auf. Das salzhaltige Tiefengrundwasser weist höhere DOC-Gehalte auf verglichen mit dem landseitigen Grundwasser, das über die flachen und mittleren Messstellen erschlossen wird. Die Messstellen 8764 und 8767 zeigen mittlere DOC-Gehalte von 5,4 und 4,1 mg/l.



**Abb. 5.1-6: DOC - Werte der Transekte an der Galerie E am Müggelsee**

Eine DOC- und SAK-Bestimmung von Proben der Grundwassermessstellen an der Galerie E am Ostufer des Müggelsees erfolgte in den Monaten 08/98, 10/98, 12/98, 02/99, 04/99, 10/99 und 11/99.

Der  $SAK_{254}$  des Uferfiltrats liegt zwischen  $9,3$  und  $11,5 \text{ m}^{-1}$  (Abb. A.6-3 in Kap. A.6.2). Die flachen landseitigen, uferfiltratbeeinflussten Messstellen 8820 und 8821 zeigen wie auch schon beim DOC mit  $14,4 \text{ m}^{-1}$  und  $12,5 \text{ m}^{-1}$  höhere bzw. gleich hohe UV-Absorptionen im Vergleich zum Seewasser. Möglicherweise liegt hier ein örtlicher Eintrag oder eine geologisch bedingte Quelle organischer Stoffe vor. Die geringsten UV-Absorptionswerte werden im landseitigen Grundwasser gefunden. Dort liegt der  $SAK_{254}$  zwischen  $1,8$  und  $2,8 \text{ m}^{-1}$ . Erklärbar wären diese geringen Werte darüber, dass das landseitige Grundwasser hauptsächlich aus Niederschlägen gebildet wird. Das salzhaltige Tiefengrundwasser zeigt  $SAK_{254}$ -Werte von im Mittel  $9,4$  und  $8,9 \text{ m}^{-1}$ .

### 5.1.3 Vergleich der Uferfiltration an Tegeler See und Müggelsee

Die untersuchten Uferfiltrationsstrecken an Tegeler See und Müggelsee unterscheiden sich sowohl in ihren Fließwegen als auch in ihren Fließzeiten. So werden am Tegeler See am Ostufer vom See bis zur Brunnengalerie West ca. 120 m in 6-7 Monaten zurückgelegt. Am Müggelsee werden an der Galerie E ca. 80 m in 23 Monaten durchströmt, an der Galerie C sind es ca. 220 m in ca. 3 Monaten. Die Fließgeschwindigkeiten liegen zwischen  $< 0,1$  bis  $0,7 \text{ m/d}$  für den kolmatierten Beginn der Fließstrecke, danach liegen sie bei  $1,5$  bis  $3,5 \text{ m/d}$  je nach Ort und Tiefe (Pekdeger et al. 1999).

Die organischen Verbindungen werden an allen drei untersuchten Uferfiltratstandorten in vergleichbaren Größenordnungen reduziert. Mindestens ein Viertel bis zu knapp 50 % der organischen Wasserinhaltsstoffe wird bei der Uferfiltration eliminiert. Die organischen Stoffe des Tegeler Sees werden im Vergleich zum Müggelseewasser etwas weiter eliminiert. Vor allem die ungesättigten organischen Verbindungen, erfasst über den  $SAK_{254}$ , scheinen am Tegeler See besser entfernt zu werden als am Müggelsee. Dies könnte zum einen an der

**Tabelle 5.1-2: Reduktion von DOC und SAK<sub>254</sub> an Tegeler See und Müggelsee**

	DOC im See in mg/l	SAK <sub>254</sub> im See in m <sup>-1</sup>	TOC im Rohwasser der Galerie in mg/l (1997)	SAK <sub>254</sub> im Rohwasser der Galerie in m <sup>-1</sup> (1997)	% Red DOC	% Red SAK <sub>254</sub>
Tegeler See,	8,6 <sup>1</sup>	16,1 <sup>1</sup>	4,7 <sup>3</sup>	9,7 <sup>3</sup>	45	40
Galerie West	7,4-9,1 <sup>2</sup>	14,6-16,4 <sup>3</sup>			36-48 <sup>4</sup>	34-41
Müggelsee, Galerie C	6,9 <sup>1</sup> 5,7-6,4 <sup>2</sup>	12,8 <sup>1</sup>	4,3 <sup>3</sup>	10,3 <sup>3</sup>	38	20
Müggelsee, Galerie E	6,9 <sup>1</sup> 5,7-6,4 <sup>2</sup>	12,8 <sup>1</sup>	4,4 <sup>3</sup>	10,2 <sup>3</sup>	36	20
					23-31	

<sup>1</sup> Medianwerte der eigenen Messungen

<sup>2</sup> SenSUT, Daten der Gewässergüte 1995-1997, Mittelwerte der Messstellen 23006 (Tegeler See) und 15026 (Müggelsee), monatliche Messungen. (Der SAK<sub>254</sub> wurde am Müggelsee nur bis 1991 bestimmt. Mittelwert 1991: 11,6 m<sup>-1</sup>; DOC 1991: n.b.; 1992: 7,1 mg/l; Mittelwerte aus monatl. Messungen)

<sup>3</sup> BWB: Daten der Trinkwassergütemessungen, Roh- und Reinwasser. Mittelwerte 1997.

<sup>4</sup> Die prozentualen Abnahmen des DOC können sich je nach Datenherkunft stark unterscheiden und sind daher nur mit Vorsicht zu interpretieren. Zum Beispiel liegen die Mittelwerte der monatlichen DOC-Bestimmungen von SenSUT für die Messstelle 23003 in der nordöstlichen Seemitte in den Jahren 1995-1997 bei 6,9 bis 7,1 mg/l. Verglichen mit dem Rohwasser entspricht das einer DOC-Reduktion von 22-33%.

längeren Verweilzeit im Untergrund liegen, zum anderen aber auch an einer anderen Zusammensetzung des DOC des Seewassers. Batch-Abbautests mit Wasser des Tegeler Sees und des Müggelsees weisen auf etwas höhere Anteile von BDOC im Tegeler See hin (Kap. 5.2.5). Um die Unterschiede bei den prozentualen Reduktionsraten mit Sicherheit angeben zu können, müssten allerdings vor allem am Müggelsee Untersuchungen über einen längeren Zeitraum durchgeführt werden. Die etwas bessere Abbaubarkeit der organischen Verbindungen am Tegeler See führt dazu, dass sich die Jahresmittelwerte der Rohwasserqualitäten der drei untersuchten Brunnengalerien nur um maximal 0,5 mg/l TOC unterscheiden trotz höherer DOC-Werte im Tegeler See. Im Tegeler See werden um 1-2 mg/l höhere DOC-Werte im Vergleich zum Müggelsee gemessen (vgl. Anhang, Abb. A.6-1 und Tab. A.7-6, A.7-7 und A.7-8).

Im Vergleich zum Rhein liegen in Berlin etwas geringere Reduktionsraten vor. Denecke (1997) dokumentiert am Niederrhein bei Duisburg eine mittlere Abnahme von 44 % für den DOC und 48 % für den SAK<sub>254</sub>. Der Rhein enthält allerdings auch geringere DOC-Konzentrationen: Im Mittel wurden von Denecke im Fluss 3,2 mg DOC/l  $\pm$  0,2 mg/l gemessen. An der Elbe wurden von Nestler et al. (1998) Abnahmen von 35 % der DOC-Konzentrationen bei der Uferfiltration gemessen. Das entspricht in etwa den in Berlin gemessenen Reduktionsraten. Reduktionsraten anderer Uferfiltrationsstandorte sind Kapitel 2.3.5.4 zu entnehmen.

### 5.1.4 Einfluss der Förderleistung auf die Reinigungsleistung der Uferfiltration

Die Brunnengalerien an Tegeler See und Müggelsee sind mit Pumpen ausgestattet, deren Förderleistung nicht regelbar ist. Die Fördermenge wird geregelt, indem Pumpen ein- oder ausgeschaltet werden. Dadurch kommt es lokal zu einer relativ unregelmäßigen Förderung

von Uferfiltrat. Im Wasserwerk Friedrichshagen kommt es zu Schwankungen der monatlichen Förderleistung um den Faktor 2 und mehr. Beispielsweise schwankten im Jahr 1998 die monatlichen Fördermengen der Galerie C zwischen 790.000 und 1.600.000 m<sup>3</sup>/Monat, die der Galerie E zwischen 330.000 und 730.000 m<sup>3</sup>/Monat (BWB). Zum Teil wird die Förderung einer kompletten Galerie wegen Wartungsarbeiten eingestellt.

Zur Überprüfung, ob sich bezüglich der DOC-Entfernung bei höheren Förderleistungen möglicherweise eine geringere Reinigungsleistung ergibt, wurden die monatlichen Förderraten für den Zeitraum 1994-1997 mit den TOC-Messwerten der monatlichen Stichprobe jeder Brunnengalerie des Wasserwerks Friedrichshagen korreliert<sup>13</sup>. Es ergab sich für keine Galerie ein Zusammenhang. Die TOC-Werte bleiben trotz unterschiedlicher Förderleistung relativ konstant, der maximale Unterschied der Einzelmessungen beträgt 2 mg/l. Der SAK<sub>245</sub> schwankt stärker, es ist aber auch hier kein Zusammenhang zur Förderleistung zu erkennen. Beispielhaft ist sowohl der TOC und der SAK<sub>254</sub> der Galerie C über der Förderleistung dargestellt (s. Abb. 5.1-6). Diese Ergebnisse stehen in Übereinstimmung mit Versuchen an der Elbe, wo sich die Elimination von gelösten organischen Stoffen auch bei erhöhter Förderleistung der Wasserwerksbrunnen nicht verschlechterte (Nestler et al. 1998).

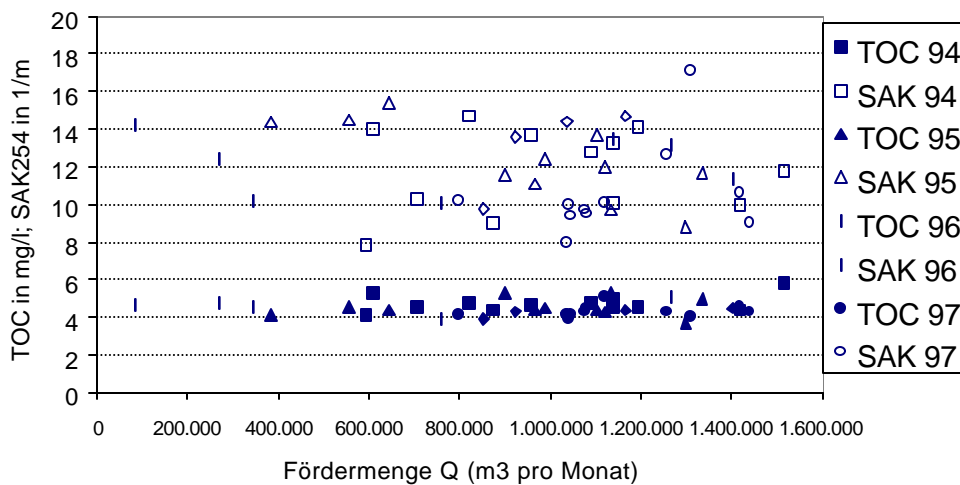


Abb. 5.1-6: Fördermenge, TOC und SAK<sub>254</sub> der Galerie C, 1994-1997

### 5.1.5 Bodensäulenversuche

Um die Einflüsse der heterogenen Feldbedingungen auszuschließen, wurden zur Simulation der Uferfiltration Bodensäulenversuche durchgeführt (s. Kap. 4.1). Zwei ähnlich aufgebaute, aber unterschiedlich lang betriebene Säulensysteme<sup>14</sup> (T1 und T2) wurden mit Wasser des Tegeler Sees über einen Zeitraum von maximal 2 Jahren beschickt.

<sup>13</sup> Hierbei wurde die Verweilzeit vernachlässigt. Die geringen Schwankungen der TOC-Werte lassen aber eine verweilzeitbereinigte Analyse überflüssig erscheinen.

<sup>14</sup> T2: 4x 1m: 6 Jahre, T1: 1x 1m + 1x 2m: 2 Jahre. Schemazeichnung der Säulen: s. Abb. A.6-6 in Kap. A.6.5. Betriebsparameter s. Kap. 4.3.



### 5.1.5.1 Abnahme von DOC und SAK<sub>254</sub>

Anhand der Ergebnisse ist festzustellen, dass nach einer Fließstrecke von 1 Meter schon mehr als 20 % des DOC und des SAK<sub>254</sub> entfernt werden (s. Abb. 5.1-7). Die restlichen 2-3 Meter tragen nur noch zu einer sehr geringen Abnahme des DOC bei. Insgesamt werden in beiden Säulensystemen trotz unterschiedlicher Beschickungen und unterschiedlichem Alter des Bodenmaterials ca. 2mg/l DOC und ca. 4m<sup>-1</sup> des SAK<sub>254</sub> entfernt, was einer Verringerung von 28-30% DOC und einer Reduktion von ca. 26 % des SAK<sub>254</sub> entspricht (s. Tab. 5.1-3).

Die Bodenpassage bei der Uferfiltration am Tegeler See führt im Vergleich zu den Bodensäulenversuchen zu höheren Reduktionen beim DOC: Dort wurden im Mittel bis zu 38 % des SAK<sub>254</sub> und bis zu 39 % des DOC entfernt (s. Kap. 5.1.1). Das dürfte zum einen an über Jahrzehnte angepassten Biozönosen und zum anderen an wesentlich längeren Fließstrecken liegen (z.B. 32 m bis zur Grundwassermessstelle 3301).

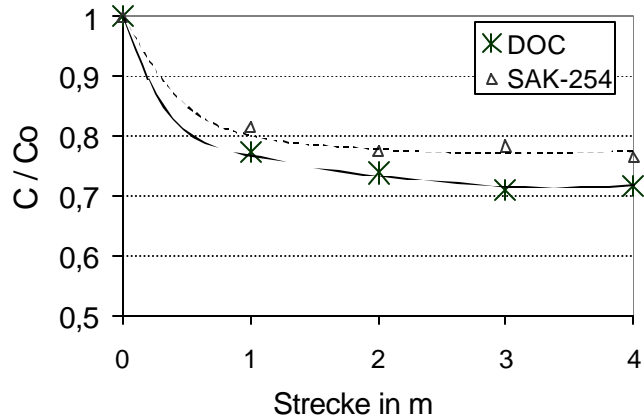


Abb. 5.1-7: Reduktion von DOC und SAK<sub>254</sub> in Bodensäulen (T2), Beschickung mit Wasser des Tegeler Sees

Die Reduktionsrate organischer

Wasserinhaltsstoffe des Seewassers ist vergleichbar mit Reduktionsraten, die sich bei Bodensäulenversuchen mit Kläranlagenablauf ergeben. Allerdings sind die Anteile von noch abbaubaren bzw. eliminierbarem DOC im Tegeler See mit im Mittel 27-30 % etwas geringer als im Kläranlagenablauf, wo ca. 33-35 % des DOC abbaubar waren (Drewes 1997, Ernst 2000; vgl. Kap. 2.3.5).

Tabelle 5.1-3: Mittlere DOC- und SAK<sub>254</sub> -Werte sowie Eliminationsraten der Bodensäulen

	Tegeler See, Vorlage T1		Tegeler See, Vorlage T2		T1, 3 m, 0,35 m/d		T2, 4 m, 0,4-0,8 m/d		Kläranlagen-ablauf, Vorlage*		Kläranlagen-ablauf, 2 m, 0,17 m/d*	
	DOC mg/l	SAK m <sup>-1</sup>	DOC mg/l	SAK m <sup>-1</sup>	DOC mg/l	SAK m <sup>-1</sup>	DOC mg/l	SAK m <sup>-1</sup>	DOC mg/l	SAK m <sup>-1</sup>	DOC mg/l	SAK m <sup>-1</sup>
Median	7,6	15,4	7,3	15,0	5,3	11,3	5,2	11,5	12,0	29,4	9,0	23,5
N	31	47	25	31	31	47	25	31	31	31	30	30
Standard-abw.	0,57	0,64	0,38	0,41	0,89	1,71	0,31	0,56	2,2	4,4	1,2	2,6
Elimina-tion in %					30,3	26,6	28,3	25,3			33,2	23,5

\*Ernst 2000 (Mittelwerte statt Median)

Die Beschickungsrate hat einen sehr geringen Einfluss auf die Eliminationsrate. Beim Bodensäulensystem T2 ist die Beschickung von 0,4 auf 0,8 m/d verdoppelt worden, was aber nicht zu einer signifikanten Verschlechterung der Entfernung gelöster organischer Stoffe

führt: Der Unterschied der Mittelwerte der Messwerte bei beiden Beschickungsperioden liegt noch im Bereich der Standardabweichungen. Ernst (2000) findet für eine Erhöhung der Beschickungsrate von 0,17 m/d auf 1,2 m/d eine Verringerung der Eliminationsraten von 33,2 auf 24,8 % DOC und von 23,5 auf 11,5 % beim SAK<sub>254</sub>. Erst eine Erhöhung um den Faktor 7 führt also zu merklichen Unterschieden bei den Eliminationsraten.

Diese Ergebnisse sprechen dafür, dass die unterschiedliche Entfernung organischer Stoffe an Tegeler See und Müggelsee hauptsächlich auf die Gehalte und Eigenschaften der organischen Stoffe im Oberflächenwasser zurückzuführen ist und weniger auf die am Müggelsee kürzere Fließzeit. Das steht in Übereinstimmung mit Untersuchungen an verschiedenen Wasserwerken am Rhein, wo verschiedene Entfernungen und Aufenthaltszeiten sich nicht auf die DOC-Entfernung auswirkten (Sontheimer 1991).

Während der Fließstrecke in den Bodensäulen wird der SAK<sub>254</sub> im Mittel etwas schlechter entfernt als der DOC, was allerdings kaum eine Veränderung des spezifischen Absorptionskoeffizienten (SUVA) bewirkt: Die spezifische UV-Absorption (SAK<sub>254</sub>/DOC) liegt in den Vorlagebehältern für Seewasser bei ca. 2,0 bis 2,1 l/(mg m), für die Säulenabläufe bei 2,1-2,2 l/(mg m). Zum Vergleich: Im Ruhlebener Kläranlagenablauf betrug die spezifische UV-Absorption im Vorlagegefäß 2,45 l/(mg m), im Ablauf der Säulen 2,6 l/(mg m) (Ernst 2000). Die Änderung war auch hier nicht groß, obwohl der DOC im Vergleich zum SAK<sub>254</sub> auch bei diesen Versuchen besser entfernt wurde (s. Tab. 5.1-3).

Wie bei den Bodensäulen wurde auch bei der Uferfiltration am Tegeler See und vor allem am Müggelsee die etwas geringere Abnahme des SAK<sub>254</sub> im Vergleich zum DOC festgestellt (s. Kap. 5.1.1 und 5.1.2). Erklärbar ist dies mit mikrobiellen Abbauprozessen, bei denen bevorzugt gesättigte organische Verbindungen mineralisiert werden.

#### **5.1.5.2 Ausbildung von Redoxverhältnissen in den Säulen**

Im Säulensystem T1 kommt es zur Ausbildung von anaeroben Verhältnissen: Ab ca. 1,5-2 Metern Fließweg hat sich der Sand aufgrund der Bildung von Eisensulfiden schwarz verfärbt. Nitrat wird im System T1 von 22 mg/l um ca. 7-8 mg/l reduziert, Sulfat nimmt um ca. 11-12 mg/l ab (n=6; Apr-Sep '99). Am Ablauf der Säulen ist ein leichter Geruch nach Schwefelwasserstoff feststellbar. Im Juli – September 2000 ist keine Sulfatreduktion mehr feststellbar, dagegen wird Nitrat vollständig reduziert (Zulaufkonzentration 14 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l, n=13). Der Gehalt an anorganischem Kohlenstoff erhöht sich in T1 um ca. 4,3 mg/l von 33,6 auf 37,9 mg/l TIC, was einer Erhöhung um ca. 21,5 mg/l HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> entspricht (n=8). Bei der Uferfiltration am Tegeler See wird Nitrat ebenfalls entfernt. Die Hydrogencarbonatkonzentration erhöht sich bei der Uferfiltration um ca. 40-50 mg/l (s. Kap. 5.1.1.2).

Wie bei der Uferfiltration am Tegeler See kommt es offensichtlich auch im Säulensystem T1 zur Mineralisierung von organischer Substanz des Bodenmaterials. Im Gegensatz dazu kommt es im Säulensystem T2 weder zu einer Abnahme von Nitrat und Sulfat noch zu einer signifikanten Erhöhung des anorganischen Kohlenstoffs. Die von Schulte-Ebbert & Schöttler (1995) und von Selenka & Hack (1995) getroffene Annahme der Mineralisierung von organischen Kohlenstoffanteilen des Sediments kann die unterschiedlichen Redoxverhältnisse in den Säulensystemen T1 und T2 erklären: Im schon lange beschickten Säulensystem T2 kam es laut Drewes (1997) schon in den Jahren 1994-1997 zu einer Mineralisierung

organischer Bodensubstanz. Diese scheint nach der kontinuierlichen Beschickung über 6 Jahre abgeschlossen, und es kommt nur noch zu einem Umsatz des TOC des Infiltrates. Wie auch bei der Uferfiltration, reicht der TOC des Wassers aus dem Tegeler See nicht aus, um eine Verschiebung der Redoxverhältnisse zu bewirken. Im Säulensystem T1 dagegen liegt noch ausreichend organische Bodensubstanz vor, um zu reduzierenden Bedingungen zu führen.

### 5.1.6 Ultrafiltration und Gelchromatografie

Die Uferfiltrate sowie die Zu- und Abläufe der Bodensäulen wurden mehrfach über eine Auftrennung der organischen Wasserinhaltsstoffe mittels Batch-Ultrafiltration untersucht (Methode s. Kap. A.2.4). Weiterhin wurde Wasser des Tegeler Sees, des Brunnes B13 sowie Wasser der Grundwassermessstellen 3301 und 3304 einmalig mit der Gelchromatografie untersucht (Methode s. Kap. A.2.5). Beide Untersuchungen geben Aufschluss über die Veränderung der Molekulargewichtsverteilung bei der Bodenpassage.

Die Ultrafiltrationen von mehreren Stichproben von Wasser des *Tegeler Sees* zeigen, dass die Verteilung der Molekulargewichte jahreszeitlichen Schwankungen unterliegt (s. Abb. 5.1-8). Zum Vergleich der Ultrafiltrationsergebnisse der Proben aus dem See wird hier der SAK<sub>254</sub> dargestellt.

Im Tegeler See stellen die Anteile von Verbindungen <3 kD im Mittel 60 bis 70% des SAK<sub>254</sub> des Seewassers dar. Die berechneten SAK<sub>254</sub>-Werte der Ultrafiltrationsfraktionen der sechs Wasserproben schwanken um ± 20 bis 36 % (s. Tab. A.7-9). Die prozentualen Anteile schwanken um ± 4 bis 35 %.

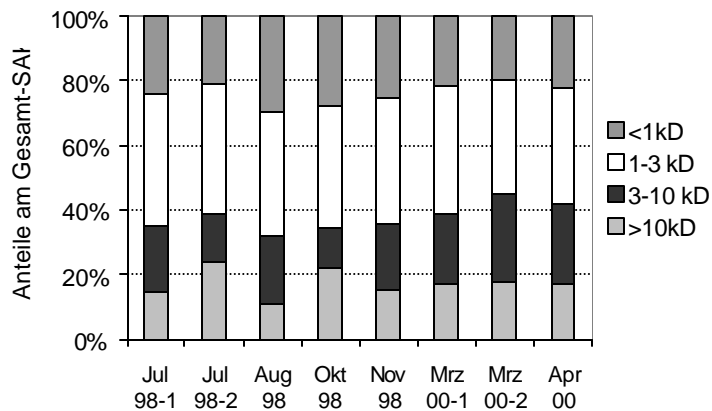


Abb. 5.1-8: Ultrafiltrationen von Wasser des Tegeler Sees, Anteile der SAK<sub>254</sub>-Werte

Bei der *Uferfiltration* kommt es zu einer Reduktion aller Größenklassen des DOC (s. Abb. 5.1-9). Bevorzugt werden Verbindungen > 3 kD entfernt. Die anderen Größenklassen werden ebenfalls reduziert. Bei der Uferfiltration an der Elbe wurden von Ludwig et al. (1997 b) ebenfalls leichte Verschiebungen der Molekulargewichtsfractionen festgestellt,

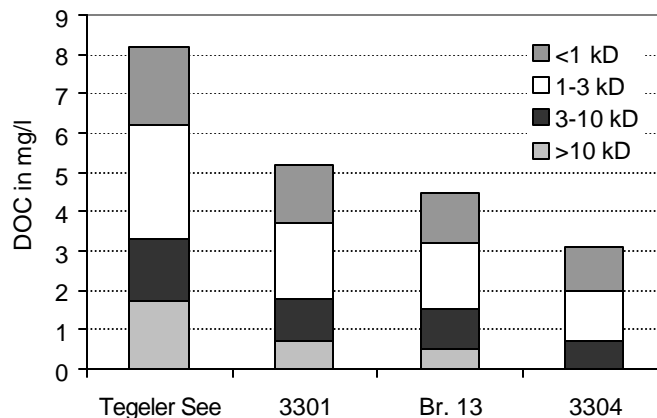


Abb. 5.1-9: Ultrafiltrationen von Wasser des Tegeler Sees und von Grundwasser der Transsekte, DOC-Werte

wobei vor allem die Fraktion > 10 kD abnimmt. Ludwig et al. haben keine Membranen der Trenngrenze 3 kD verwendet. Wie auch bei der Uferfiltration in Berlin, bleibt jedoch der niedermolekulare Anteil < 1 kD der größte Anteil des DOC mit 40-60%, der hochmolekulare Anteil macht jeweils 10 % oder weniger aus. Die leichte Verschiebung kommt zustande durch den Abbau höhermolekularer Stoffe, die teilweise mineralisiert werden, teilweise aber nur zu niedermolekularen Fraktionen umgewandelt werden. Die niedermolekularen Verbindungen werden ebenfalls abgebaut.

Ähnliche Verschiebungen der Molekulargewichtsverteilungen finden sich bei Untersuchung der Zu- und Abläufe der Bodensäulen (s. Abb. 5.1-10). Trotz der im Säulensystem T1 herrschenden anderen Redoxbedingungen unterscheidet sich die Reduktion von nieder- und höhermolekularen DOC-Fractionen nicht

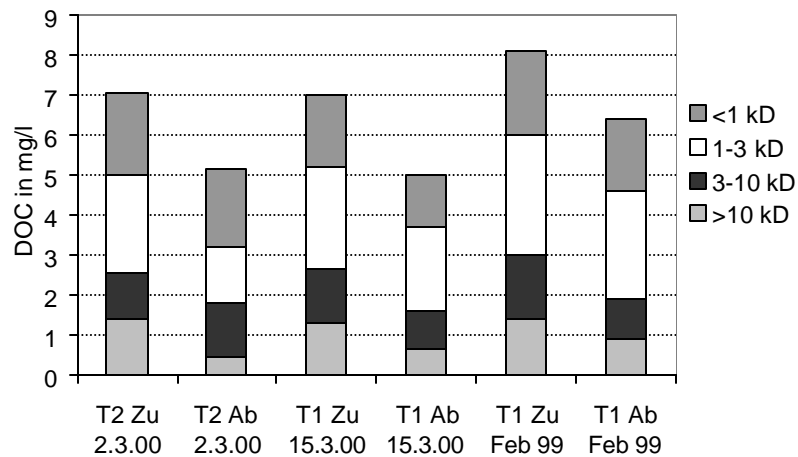


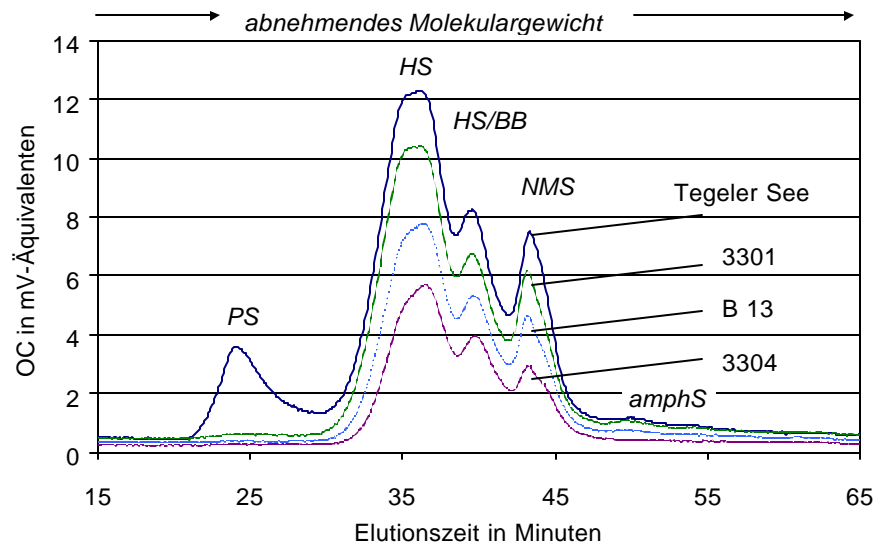
Abb. 5.1-10: Ultrafiltrationen von Bodensäulen, Zu- und Abläufe, beschickt mit Wasser des Tegeler Sees, DOC-Werte

von der im Säulensystem T2. Offensichtlich hat die Oxidation organischer Bodensubstanz keinen Einfluss auf die Molekulargewichtsverteilung der organischen Stoffe.

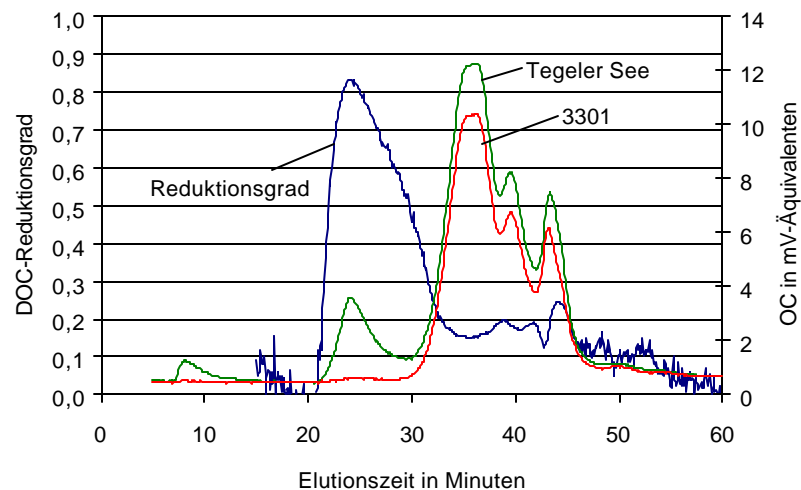
Insgesamt sind die Verschiebungen im Molekulargewicht nur schwach ausgeprägt. Obwohl höhermolekulare Stoffe stärker eliminiert werden, unterscheiden sich die Größenverteilungen von Wasser des Tegeler Sees und von Grundwasser nicht ausreichend, um über eine Ultrafiltration auf die Herkunft des Wassers schließen zu können.

Die Gelchromatogramme zeigen, dass es sich bei den hochmolekularen Verbindungen, die bei der Bodenpassage gut entfernt werden, um Stoffe handelt, die nur eine geringe bzw. keine UV-Absorption zeigen (Abb. 5.1-11). Diese Gruppe wird im allgemeinen als Polysaccharidfraktion bezeichnet (Huber & Frimmel 1996). Dies deckt sich mit Beobachtungen im Forschungsverbundprojekt Uferfiltration am Rhein, wo Sontheimer (1991) eine bevorzugte Elimination von höhermolekularen Verbindungen beobachtet, die er über Ausfällung und anschließende Mineralisierung von Kohlehydraten erklärt. Ansonsten zeigen die Gelchromatogramme an der Uferfiltrationstrasse in Tegel eine relativ gleichmäßige Reduktion aller Größenklassen mit Ausnahme der amphiphilen Substanzen. Letztere werden kaum reduziert. Auch bei der Uferfiltration am Rhein (Sontheimer 1991) und an der Ruhr (Selenka & Hack 1995) wurden in allen Größenklassen Reduktionen festgestellt. Die Uferfiltration am Tegeler See unterscheidet sich hier etwas von der kurzen Bodenpassage von sommerlichem Klarlauf, für die Ernst (2000) eine im Vergleich zu den niedermolekularen Säuren schlechtere Eliminierung von Huminstoffen fand. Für herbstlichen Klarlauf hat Ernst

hingegen für Huminstoffe sowie für niedermolekulare Säuren dieselben Reduktionsraten erreicht, also dasselbe Verhalten wie bei der Uferfiltration am Tegeler See. Das Wasser des landseitigen Grundwassers (3304) ist über die Gelchromatogramme nicht von Uferfiltrat zu unterscheiden.



**Abb. 5.1-11: Gelchromatogramme von Wasser des Tegeler Sees und der Transekte (April '00)**  
 PS: Polysaccharide; HS: Huminstoffe; HS/BB: niedermolekularer Anteil der HS (auch *Building Blocks*);  
 amphS: amphiphile Substanzen



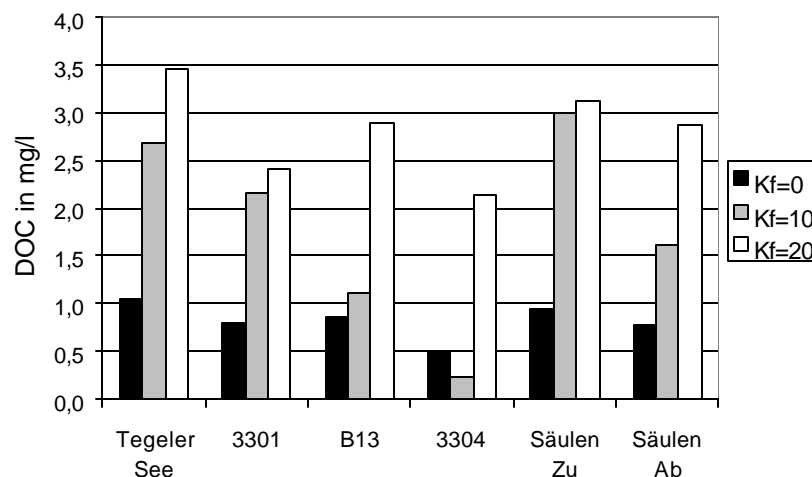
**Abb. 5.1-12: Gelchromatogramme von Wasser des Tegeler Sees und Brunnen 3301 sowie Reduktionsgrad des DOC (April '00)**

### 5.1.7 Adsorptionsverhalten an Aktivkohle

Sowohl für den Tegeler See als auch für die Grundwässer und den Rohwasserbrunnen wurden mehrmals Adsorptionsisothermen mit Aktivkohle aufgenommen (Methode s. Kap. 4.4.2 und A.2-6). Sontheimer (1991, 1988), Völker (1984, 1988) und Hobby & Gimbel (1988) untersuchten über die Beschreibung von Gemischisothermen die Veränderung des adsorptiven

Charakters des DOC beim weitergehenden biologischen Abbau von Kläranlagenabläufen mit Testfiltern und bei der Uferfiltration am Rhein. Festgestellt wurde, dass die Bodenpassage ähnliche Substanzklassen wie ein Aktivkohlefilter eliminiert, es also bei der Bodenpassage zu einer Verschlechterung des Adsorptionsverhaltens kommt (Sontheimer 1991). Im Forschungsverbundvorhaben am Rhein wurden die organischen Wasserinhaltsstoffe von Rheinwasser und Uferfiltraten über Adsorptionsanalysen in vier Fraktionen mit  $K_F$ -Werten  $> 50$ ,  $25 < K_F \leq 50$ ,  $K_F \leq 25$  und  $K_F = 0$  bzw. in fünf Fraktionen mit  $K_F = 120$ ,  $K_F = 80$ ,  $K_F = 40$ ,  $K_F = 10$  und  $K_F = 0$  eingeteilt (Sontheimer 1991). Dabei stellte der Anteil von gut adsorbierbaren Stoffen mit  $K_F$ -Werten  $> 50$  im Rhein mehr als 50% und teilweise bis zu 80% dar (DOC = 2,5-3 mg/l). Dieser Anteil wurde besonders gut bei der Uferfiltration entfernt. Dennoch waren auch in den Uferfiltraten und in den Rohwasserbrunnen noch gut adsorbierende DOC-Anteile von teilweise mehr als 50% mit  $K_F$ -Werten  $> 40$  bzw.  $> 50$  vorhanden.

Drewes (1997) untersuchte mit der Adsorptionsanalyse das Verhalten von organischen Wasserinhaltsstoffen von Kläranlagenabläufen bei der Versickerung über Bodensäulen. Er stellte fest, dass der DOC von Kläranlagenablauf der Anlage Berlin-Ruhleben als insgesamt schlecht adsorbierbar einzuordnen ist mit trinkwasserrelevanten Anteilen<sup>15</sup> von 50-77% des DOC. Fraktionen mit  $K_F$ -Werten  $> 45$  treten praktisch nicht auf (Drewes 1997). Bei einer Bodenpassage stellte er eine mikrobielle Reduktion aller Fraktionen fest bis auf die nicht-adsorbierbare Fraktion. Nach der Bodenpassage beträgt der Anteil des trinkwasserrelevanten DOC 80%.



**Abb. 5.1-13 Adsorptionsanalyse der Transekte in Tegel sowie der Bodensäulenzu- und -abläufe** (mehrmalige Untersuchung, s. Tab. A.7-16)

Im Tegeler See kann der gesamte DOC mit  $K_F$ -Werten  $\leq 20$  beschrieben und damit als schlecht adsorbierbar bezeichnet werden. Bei der Uferfiltration wie auch bei den Bodensäulen wird insbesondere die Fraktion mit einem  $K_F$ -Wert von 10 reduziert. Die organischen Wasserinhaltsstoffe des Uferfiltrats und des Grundwassers können somit als schlecht

<sup>15</sup> hier definiert als Fraktion mit  $K_F \leq 20$

adsorbierbar bzw. „trinkwassergängig“ nach Völker & Sontheimer (1988) bezeichnet werden. Am Tegeler See kann aber nicht von einer Verschlechterung des Adsorptionsverhaltens infolge der Uferfiltration gesprochen werden. Dies steht im Gegensatz zu dem am Rhein festgestellten Verhalten, wo durch mikrobiellen Umsatz die DOC-Fraktion mit  $K_F$ -Werten  $> 50$  reduziert wurde. Diese gut adsorbierbare Fraktion stammt möglicherweise im Rhein aus aromatischen und phenolischen Verbindungen aus Industrieabwässern, die vergleichsweise gut an Aktivkohle adsorbieren.

### **5.1.8 Langzeitverhalten der Reinigungsleistung der Uferfiltration und Grundwasseranreicherung in Berlin**

Um einen Eindruck der Reinigungsleistung aller Berliner Wasserwerke bezüglich organischer Stoffe zu bekommen, wurden die DOC-Daten der Berliner Wasserbetriebe für den Zeitraum 1994-1997 ausgewertet. Für die Wasserwerke Tegel und Friedrichshagen wurden die Daten des Zeitraums 1975 bis heute ausgewertet<sup>16</sup>.

Die Trinkwässer Berlins zeigen im Vergleich zu anderen deutschen Wasserwerken recht hohe TOC- bzw. DOC-Konzentrationen zwischen ca. 2,5 und 6 mg/l<sup>17</sup>. Von Jahr zu Jahr verändern sich die Mittelwerte der D/TOC-Messungen um maximal 0,7 mg/l (s. Tab. A.7-23 in Kap. A.7.9). Die mittlere DOC-Konzentration des Reinwassers kann wie im Wasserwerk Friedrichshagen durch Stilllegung von Brunnen mit Altlasteneinfluss sinken: altlastenbelastete und huminstoffbelastete Galerien bzw. Brunnen wurden aus der Rohwasserförderung herausgenommen (Zippel 1999).

Deutlich ist auch der positive Effekt von Maßnahmen gegen die Eutrophierung am Tegeler See: Infolge der Installation von Belüftern und insbesondere aufgrund des Baus einer Phosphateliminierungsanlage (OWA Tegel) sind die DOC-Konzentrationen sowohl im Wasser des Tegeler Sees als auch im Trinkwasser des Wasserwerks Tegel gesunken (s. Abb. 5.1-14 und 5.1-15). Im See haben sich die DOC-Konzentrationen um ca. 4-6 mg/l auf ca. 6-8 mg/l reduziert, im Tegeler Trinkwasser ist ein Rückgang über ca. 20 Jahre um ca. 1 mg DOC/l feststellbar. Das liegt unter anderem daran, dass durch die OWA Tegel ca. 25 % des DOC entfernt wird (s. Kap. 5.3.1). Der Anstieg der DOC bzw. TOC-Konzentrationen im Trinkwasser seit ungefähr 1995 bzw. 1997 könnte an der Umstellung auf die TOC-Messung (statt DOC-Messung) liegen, weiterhin an dem leichten Anstieg des DOC im Seewasser. Der Trend sollte weiter beobachtet werden, um eine gesicherte Erklärung zu finden.

Die Abhängigkeit der Trinkwasserqualität von der Seewasserqualität ist auch am Parameter Sulfat zu erkennen: Infolge der Flockung in der OWA Tegel, wo 0,28 mol Fe(III) pro m<sup>3</sup> eingesetzt werden, kommt es zu einer Erhöhung um ca. 40 mg/l Sulfat (stöchiometrische Rechnung sowie Daten der OWA Tegel). Dieser Anstieg von Sulfat ist im Tegeler See wiederzufinden: seit 1985 hat sich die Sulfatkonzentration im See von ca. 90-100 mg/l auf ca. 130 bis 140 mg/l erhöht. Der Anstieg der Sulfatkonzentration im See spiegelt sich direkt im

---

<sup>16</sup> Im Wasserwerk Friedrichshagen liegen erst seit 1992 TOC-Messungen vor.

<sup>17</sup> Ab 1997 wurde in den Laboren der BWB statt des DOC der TOC gemessen. Die Unterschiede von TOC und DOC sind zu vernachlässigen, da es sich beim Reinwasser der Berliner Wasserwerke um Grundwasser handelt, das nochmals über Schnellfilter behandelt wurde.

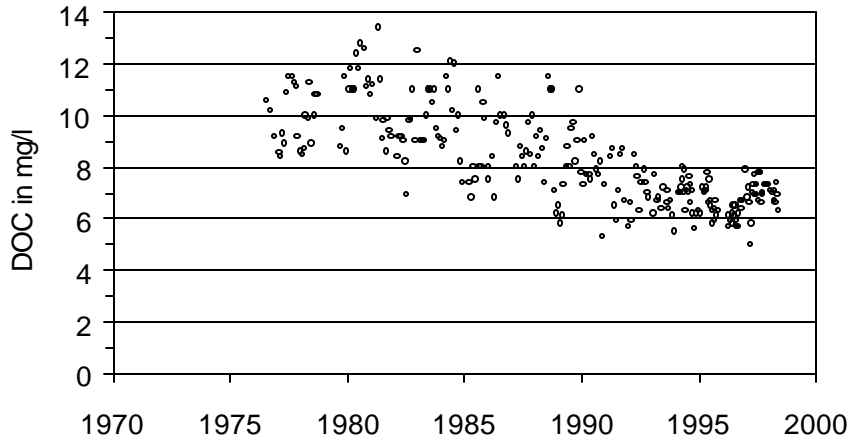


Abb. 5.1-14: DOC-Konzentrationen im Tegeler See (Messstelle 23003, SenSUT)

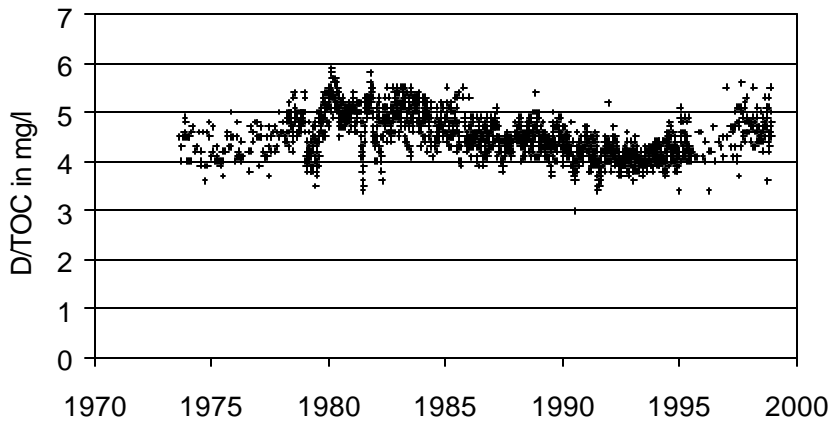


Abb. 5.1-15: DOC-Konzentrationen im Tegeler Trinkwasser (Reinwasser; ab 1997: TOC-Bestimmung; BWB)

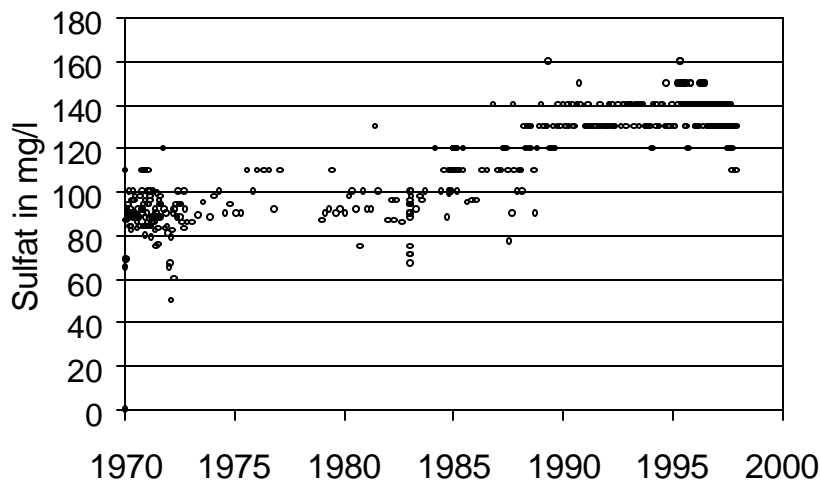


Abb. 5.1-16: Sulfat-Konzentrationen im Tegeler Trinkwasser (Reinwasser, BWB)



Tegeler Trinkwasser wieder: Auch hier ist ein Anstieg um ca. 40 mg/l zu verzeichnen (s. Abb. 5.1-16). Da seit Anfang 1997 statt bisher ca. 2,5 m<sup>3</sup>/s nur noch ca. 1,5 m<sup>3</sup>/s durch die OWA Tegel gelangen, wird sich der sulfatreiche Volumenstrom in den See verringern. Das Wasser der Oberhavel, die neben dem Ablauf der OWA Tegel den Tegeler See speist, enthält im Mittel 65 mg/l Sulfat (1998, Havel, Konradshöhe). Sinkt der Ablauf der OWA Tegel (mittlere Sulfatkonzentration 1998: 190 mg/l), so erhöht sich der Anteil von Oberhavelwasser im See. Dadurch könnten die Sulfatkonzentration im See wieder sinken.

Die D/TOC-Daten des Reinwassers des Wasserwerks Tegel zeigen deutlich, dass sich die Reinigungsleistung der Uferfiltration für gelöste organische Verbindungen über mehrere Jahrzehnte nicht erschöpft hat. Da vor allem biologische Abbauvorgänge zur Reduktion der organischen Verbindungen beitragen, kommt es nicht zur Ausbildung von Stoffdepots organischer Substanz. Bezüglich der Reduktion natürlicher organischer Verbindungen ist die Uferfiltration als ein dauerhaft leistungsfähiges und somit nachhaltiges Prinzip der Trinkwassergewinnung zu verstehen.

### **5.1.9 Zusammenfassung: Uferfiltration**

- Es werden bei der Uferfiltration 25-50% der gelösten organischen Stoffe aus den Oberflächengewässern Berlins entfernt.
- Dabei werden vor allem Polysaccharide und größere organische Verbindungen entfernt.
- Die Reinigungsleistung findet vor allem zu Beginn ( $\leq 1$  Meter) der Bodenpassage statt, eine verlängerte Strecke trägt nur noch wenig zur Verringerung der gelösten organischen Substanz bei. Zur Entfernung organischer Einzelstoffe dagegen scheinen bisher möglichst lange Aufenthaltszeiten bzw. Fließstrecken wünschenswert zu sein (Hartig 2000).
- Eine Veränderung der Förderleistung hat keine messbaren Auswirkungen auf die DOC-Konzentrationen des Uferfiltrats. Zu organischen Einzelstoffen kann diesbezüglich keine Aussage getroffen werden.
- Es verbleibt ein Restgehalt an organischer Substanz, der als refraktär einzuordnen ist. Je nach Güte des infiltrierten Wassers kann dieser Restgehalt in Berlin zwischen 4 und 6 mg DOC /l variieren.
- Chlorid wird nicht entfernt, Sulfat nur marginal über die sich ausbildenden anaeroben, d.h. in Berlin desulfurisierenden Bedingungen.
- Bei der Untergroundpassage sinkt das Redoxpotential sukzessive ab, so dass in Berlin anoxisches bzw. anaerobes Grundwasser als Rohwasser gefördert wird. Für die Einstellung von reduktiven Bedingungen reicht der abbaubare Kohlenstoff der Oberflächengewässer nicht aus, sondern es erfolgt eine sehr langsame Oxidation der organischen Substanz des Bodenkörpers über Jahrzehnte hinweg.
- Durch Vermischung mit landseitigem Grundwasser verändert sich die Güte des geförderten Rohwassers in Abhängigkeit der lokal vorliegenden Grundwasser- und Uferfiltratgüte. Bezüglich der gelösten organischen Verbindungen erfolgt in der Regel eine leichte Reduktion durch die Vermischung mit landseitigem Grundwasser. In Einzelfällen (WW Kladow, WW Beelitzhof, WW Stolpe) kann es auch zur Erhöhung des organischen C-Gehalts des Rohwassers kommen, da in Berlin lokal hohe Huminstoffgehalte in Grundwässern gefunden werden (Lange & Otto 2000).

- Grundsätzlich wird die Vermischung mit landseitigem Grundwasser als positiv wegen der Verdünnungseffekte angesehen (Sontheimer 1991). In Berlin kann es aufgrund von Altlastenflächen und Uferfiltraten stark belasteter kleiner Gewässer auch zu Konzentrationserhöhungen für bestimmte Stoffe kommen. Ein Beispiel ist EDTA am Tegeler See, das über Uferfiltrat vom Flughafensee in die Brunnengalerien des Ostufers des Tegeler Sees gelangt (Pekdeger et al. 1999).
- Die Reinigungsleistung für die Summe organischer Wasserinhaltsstoffe ist dauerhaft und damit als nachhaltig zu bezeichnen.

## **5.2 Einfluss von Kläranlageneinleitungen**

In Berlin liegen Kläranlageneinleitungen teilweise stromaufwärts von Uferfiltratstrecken. Fraglich ist, inwieweit Kläranlageneinleitungen qualitative Probleme bei der Trinkwassergewinnung über Uferfiltration verursachen können. Kläranlagenabläufe enthalten refraktäre, d.h. persistente organische Wasserinhaltsstoffe. Ein Teil dieses refraktären DOC wird in der Kläranlage gebildet (Link et al. 1989, Chudoba et al. 1973, Chudoba 1985). Für Berlin wurden ca. 65 % des im Ablauf der Kläranlagen enthaltenen DOC als persistente und biologisch nicht bis schlecht abbaubare organische Stoffe eingestuft (Drewes 1997).

Im folgenden Kapitel wird der Einfluss von Kläranlageneinleitungen auf Konzentration und Charakter organischer Stoffe untersucht. Auf Basis dieser Ergebnisse wird dann in Kapitel 6 eine Bilanzierung der DOC- und RDOC-Einträge für Berlin durchgeführt.

Zur Charakterisierung des DOC von Kläranlagenablauf, von Berliner Oberflächengewässern und von Uferfiltrat wurden Untersuchungen mit einfachen Abbautests (BDOC-Tests), über Ultrafiltration und Gelchromatografie, Adsorptionsanalysen und über eine Fraktionierung mittels XAD-Harzen und anschließender <sup>13</sup>C-NMR-Analyse durchgeführt.

### **5.2.1 Einfluss der Kläranlageneinleitungen auf die Konzentration organischer Wasserinhaltsstoffe in Gewässern**

Anhand der Daten des Gewässergüte-Monitorings von SenSUT, vom Landesumweltamt Brandenburg und anhand der laufenden Qualitätsuntersuchungen der BWB kann der Einfluss von Kläranlageneinleitungen auf den Gehalt organischer Wasserinhaltsstoffe in den Oberflächengewässern Berlins ermittelt werden. Ein Vergleich von Jahresmitteln der Gewässer stromaufwärts von Berliner Kläranlageneinleitungen zeigt, dass die DOC-Gehalte je nach Gewässer sehr unterschiedlich sein können (s. Tab. A.7-33 in Kap. A.7.10). So weist die Oberhavel bei Konradshöhe z.B. im Mittel 1997 ca. 8,3 mg/l DOC auf, die Spree kurz vor dem Müggelsee dagegen nur 5,5 mg/l (SenSUT 1997). Berliner Kläranlagenabläufe dagegen weisen DOC-Werte zwischen 12,8 und 16,8 mg/l im selben Jahr auf (BWB). Die Daten zu verschiedenen Gütemessstellen der Panke zeigen, dass sich infolge der Einleitungen der Kläranlage Schönerlinde der Gehalt an gelösten organischen Verbindungen ungefähr verdoppelt von ca. 5 auf ca. 11 mg DOC/l (in Hornemann 1999). In den Teltowkanal werden je nach Jahreszeit 20-55 % der Berliner Kläranlagenabläufe eingeleitet. Der Teltowkanal weist vor der Einleitung in Rudow 7,4 bzw. in Britz 6,9 mg/l DOC auf (5-Jahresmittelwerte '93-'97, SenSUT). Bei Kohlhasenbrück, also nach Einleitung der Kläranlagenabläufe, liegt der 5-Jahresmittelwert bei 8,2 mg/l DOC, also ca. 1 mg/l höher (s. Tab. A.7-33 in Kap.

A.7.10). Der Einfluss von Kläranlageneinleitungen auf die DOC-Konzentrationen hängt demnach von Abfluss und Vorbelastung eines Gewässers ab.

## 5.2.2 Molekulargewichtsverteilung in Kläranlagenablauf und Gewässern

Kläranlagenabläufe enthalten laut Huber & Frimmel (1991) erhöhte Anteile niedermolekularer Verbindungen im Vergleich zu Wässern, die natürliche Huminstoffe enthalten. Fuchs (1985) stellte durch kommunale und industrielle Einleiter eine Zunahme von mittel- und niedermolekularer Verbindungen am Rhein fest (Gelchromatografie). Ernst (2000) und Drewes (1997) stellten für einen anderen Berliner Kläranlagenablauf (Klärwerk Ruhleben) über dieselbe Methode Anteile mit mittleren Molmassen <3 kD von knapp 62 % fest. Auch der aquatische DOC von Oberflächengewässern enthält hohe Anteile niedermolekularer Verbindungen. Ludwig et al. (1997) finden für die Elbe bei Dresden (DOC ca. 5-7 mg/l) DOC-Anteile von ca. 10-13 % mit mittleren Molekulargewichten > 10 kD, ca. 40 % mit Molmassen von 1-10 kD und ca. 43-50 % mit mittleren Molmassen < 1 kD.

Ziel der folgenden Untersuchungen war es, die Verteilung der Molekulargewichte in Berliner Gewässern und Kläranlagenablauf zu bestimmen, um festzustellen, ob die Einleitungen von Kläranlagen einen Einfluss auf die Molekulargewichte haben, d.h. zu einer Erniedrigung der mittleren Molekulargewichte führen. Dazu wurden mehrmals Ultrafiltrationen nach der Methode durchgeführt, wie sie auch von Drewes (1997) und Ernst (2000) angewendet wurde. Der hier untersuchte Berliner Kläranlagenablauf der Kläranlage Schönerlinde zeigt hohe Anteile von niedermolekularen Verbindungen (Abb. 5.2-1). Der Anteil < 1 kD liegt bei fast 50%, der Anteil < 3 kD dann schon bei 75% und damit etwas höher als der vergleichbare Anteil in Ruhlebener Kläranlagenablauf.

Der Vergleich der Molekulargewichte des Ablaufs des Klärwerks Schönerlinde mit den Molekulargewichtsverteilungen von Panke, Tegeler Fließ und Oberhavel zeigt ein ähnliches

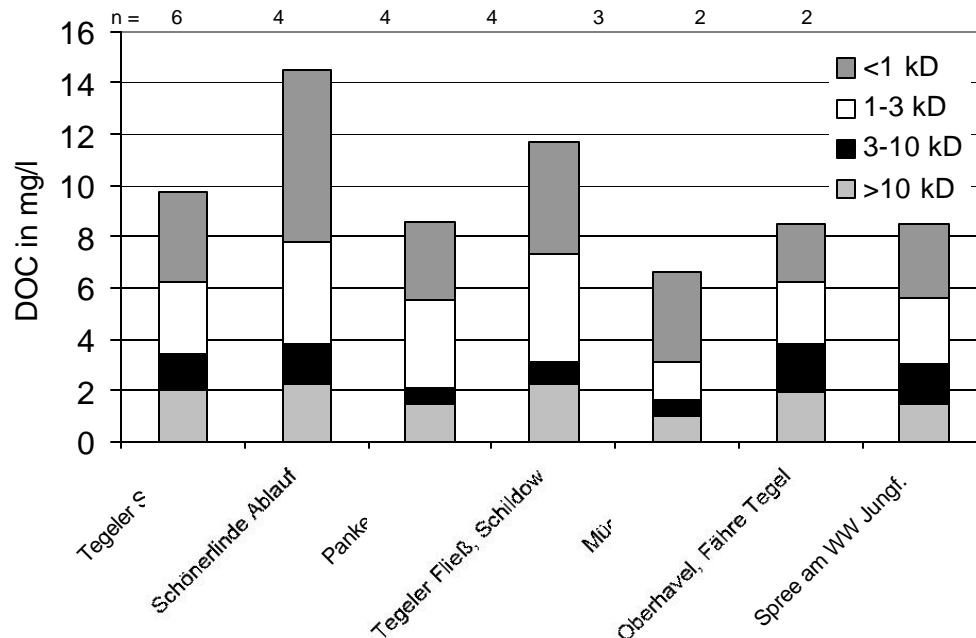


Abb. 5.2-1: Ultrafiltrationsergebnisse für Berliner Oberflächengewässer und Kläranlagenablauf

Bild (Abb. 5.2-1). Die Anteile von Verbindungen  $< 3$  kD liegen auch bei den von Kläranlageneinleitungen weitgehend unbeeinflussten Gewässern zwischen 55 und 75 %, die Anteile von niedermolekularen Stoffen mit Molekulargewichten  $< 1$  kD machen ca. 30 bis 50 % aus.

Die Fraktionierung über Ultrafiltration ist nicht sehr genau. Der Fehler der Ermittlung von DOC-Fractionen ( $> 10$  kD, 3-10 kD, 1-3 kD) ist doppelt so hoch wie der Fehler der DOC-Messung, da DOC-Differenzen gebildet werden (s. Kap. A.1.4). Die Molekulargewichtsverteilung zweier Stichproben eines Oberflächengewässers kann sich zudem erheblich unterscheiden (SAK<sub>254</sub>-Bestimmung Tegeler See, s. Kap. 5.1.6).

Über eine Fraktionierung mit der Ultrafiltration lassen sich also nur stark ausgeprägte Unterschiede in der Molekulargewichtsverteilung verschiedener Wasserproben feststellen. Die Molekulargewichtsverteilung organischer Stoffe in Berliner Kläranlagenabläufen unterscheidet sich nach dieser Methode nicht von der Verteilung in Berliner Oberflächengewässern, die von Kläranlageneinleitungen wenig oder nicht betroffen sind.

Ein anderes Bild zeigt die Gelchromatografie des Kläranlagenablaufs Schönerlinde (2h-Mischprobe, 10-12<sup>00</sup> Uhr, Wochenmitte): Im Gegensatz zum Tegeler See und zur Oberhavel ist die OC-Intensität des Peaks der niedermolekularen Säuren für den Kläranlagenablauf höher als für den Huminstoffpeak (Abb. 5.2-2). Relativ weist also der Kläranlagenablauf einen höheren Anteil niedermolekularer Säuren auf. Für den Ablauf des Klärwerks Ruhleben erhält Ernst (2000) dieses Bild allerdings nicht. Er findet für den Ruhlebener Kläranlagenablauf ein Gelchromatogramm, das dem von Tegeler See und Grundwasser in der relativen Verteilung der Peaks gleicht (s. Kap. 5.1.6). Die Kläranlage Ruhleben beinhaltet im

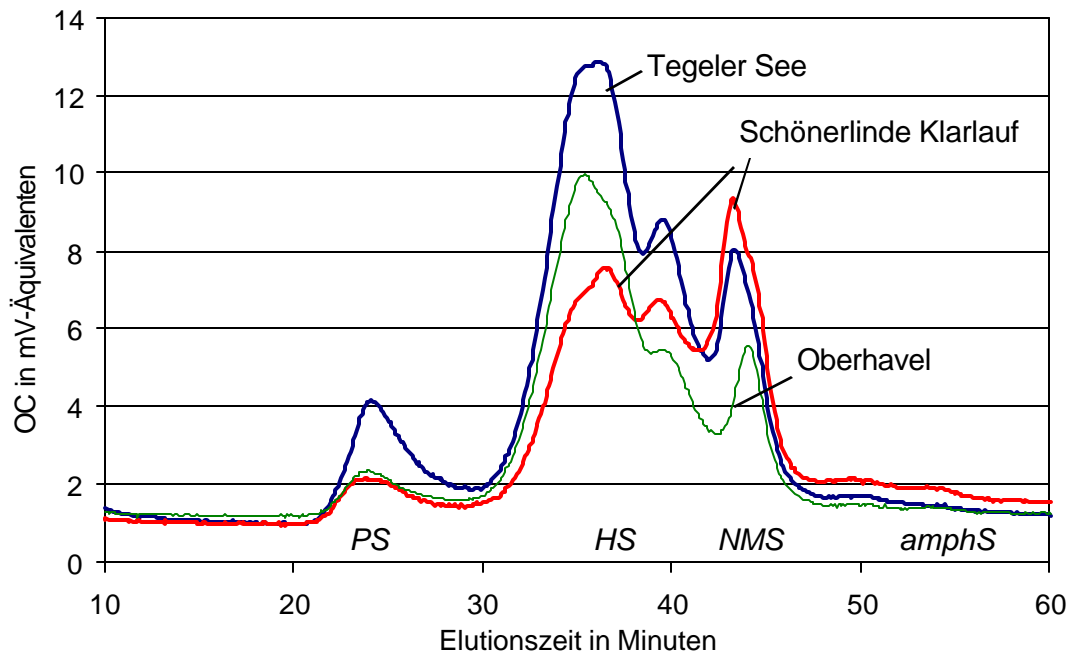


Abb. 5.2-2 : Gelchromatogramme von Kläranlagenablauf Schönerlinde, Oberflächenwasser des Tegeler Sees und der Oberhavel (Apr '00) (Legende s. Abb. 5.1-11)

Gegensatz zur Kläranlage Schönerlinde eine biologische Nitrifikation und Denitrifikation<sup>18</sup>. Infolge der Denitrifikationsstufe ist die durchschnittliche Aufenthaltszeit des Wassers in Ruhleben wesentlich höher im Vergleich zur Kläranlage Schönerlinde (Ruhleben: 15-28 h in Abhängigkeit von der Wassermenge (Hartig 2000) versus ca. 45 h in Schönerlinde (Hlozek 1999)). Die Stoffe, die im Ablauf von Schönerlinde den Peak der niedermolekularen Säuren gegenüber dem Huminstoffpeak erhöhen, sind offenbar im Ruhlebener Kläranlagenablauf aufgrund der längeren Aufenthaltszeit des Wassers biologisch abgebaut worden.

Der auffällige Peak der niedermolekularen Säuren im Ablauf des Klärwerks Schönerlinde ist nach der Einleitung in den Nordgraben und Vermischung mit dem Wasser des Tegeler Fließes nicht mehr festzustellen: Der Zulauf der OWA Tegel, der bis zu 66 % Kläranlagenablauf enthalten kann (im Sommer auch mehr), unterscheidet sich in seiner gelochromatografischen Auftrennung kaum noch von den Chromatogrammen anderer Oberflächengewässer wie Oberhavel oder Tegeler See (vgl. Kap. 5.1.6).

Sowohl der Peak der Polysaccharide als auch die beiden Huminstoffpeaks sind im Tegeler See höher als in anderen Oberflächenwässern (Oberhavel, Abb. 5.2-2, OWA Zu- und Ablauf, vgl. Abb. 5.3-2). Polysaccharide entstehen infolge von Algenaktivität (Sachse 2000), was den vergleichsweise hohen Peak der Aprilprobe des Tegeler Sees bewirkt haben kann. Vor einer Interpretation der absolut höheren Huminstoffpeaks müssten diese Ergebnisse zunächst durch weitere Untersuchungen ergänzt werden.

### 5.2.3 Adsorptionseigenschaften an Aktivkohle

Im folgenden Abschnitt werden die Adsorptionseigenschaften der organischen Wasserinhaltsstoffe von Berliner Kläranlagenabläufen und Oberflächengewässern verglichen<sup>19</sup>.

Nach Untersuchungen von Drewes (1997) und Ernst (2000) ist der DOC von Ruhlebener Kläranlagenablauf als schlecht bis sehr schlecht adsorbierbar einzustufen (vgl. Kapitel 5.1.6). Der DOC ist bezüglich des Adsorptionsverhaltens Fraktionen mit  $K_F$ -Werten zwischen 0 und 20 zuzuordnen,  $K_F$ -Werte größer 45 treten praktisch nicht auf.

Diese Ergebnisse können für den Ablauf der Kläranlage Schönerlinde nur zum Teil bestätigt werden: Die Anteile der Fraktionen mit  $K_F$ -Werten  $\leq 20$  liegen für eine der untersuchten zwei Mischproben bei mehr als 90 %, für die zweite Probe dagegen bei ca. 70 % (Abb. 5.2-3 und Tab. A.7-16 in Kap. A.7.6). Der überwiegende Teil der gelösten organischen Stoffe des Kläranlagenablaufs ist demnach wie auch in Berlin-Ruhleben als schlecht adsorbierbar einzustufen. Es liegt hier aber offensichtlich noch eine besser adsorbierbare Fraktion vor, die sich auch im Zulauf der OWA Tegel und im Tegeler Fließ wiederfindet. Da beide

---

<sup>18</sup> Die Kläranlage Schönerlinde wurde modernisiert. Die neuen Anlagenlinien, bei denen die biologische Denitrifikation sowie die Bio-P-Elimination eingeplant sind, sind im Januar 2000 in Betrieb genommen worden (BWB 1999). Die hier untersuchten Proben stammen von 1998-1999. Zu diesem Zeitpunkt wurde in Schönerlinde Kohlenstoff entfernt und teilweise nitrifiziert.

<sup>19</sup> Darüber hinaus ist die Analyse des Adsorptionsverhaltens des DOC Voraussetzung zur Auslegung von Aktivkohlefiltern, sollten einzelne organische Spurenstoffe entfernt werden müssen. Letzteres ist in Berlin derzeit und aller Wahrscheinlichkeit nach auch zukünftig nicht notwendig, weshalb keine weiteren Überlegungen in dieser Richtung verfolgt wurden.

Wasserproben Kläranlagenablauf beinhalten, ist ein Eintrag von besser adsorbierbarem DOC aus dem Klärwerk Schönerlinde denkbar, der sich allerdings auf einen Anteil von ca. 10% des gesamten DOC beschränkt.

Die organischen Wasserinhaltsstoffe der untersuchten Berliner Oberflächengewässer sind wie der DOC der Kläranlagenabläufe als sehr schlecht adsorbierbar einzustufen (s. Abb. 5.2-3): Meist lassen sich die Isothermen mit  $K_F$ -Werten von 0, 10 und 20 beschreiben, in Einzelfällen ist eine geringe Fraktion mit einem höheren  $K_F$ -Wert vorzufinden. Die Untersuchungen bestätigen die These, dass sowohl der DOC der Kläranlagenabläufe als auch der DOC der Oberflächengewässer von natürlichen organischen Wasserinhaltsstoffen geprägt ist, die sich vor allem aus aliphatischen, huminstoffähnlichen Anteilen zusammensetzen und entsprechend schlecht an Aktivkohle adsorbieren. Die Ergebnisse der Adsorptionsanalysen lassen demnach einen unmerklichen bzw. wenig ausgeprägten Einfluss von Kläranlageneinleitungen auf das Adsorptionsverhalten des DOC in Oberflächengewässern erwarten.

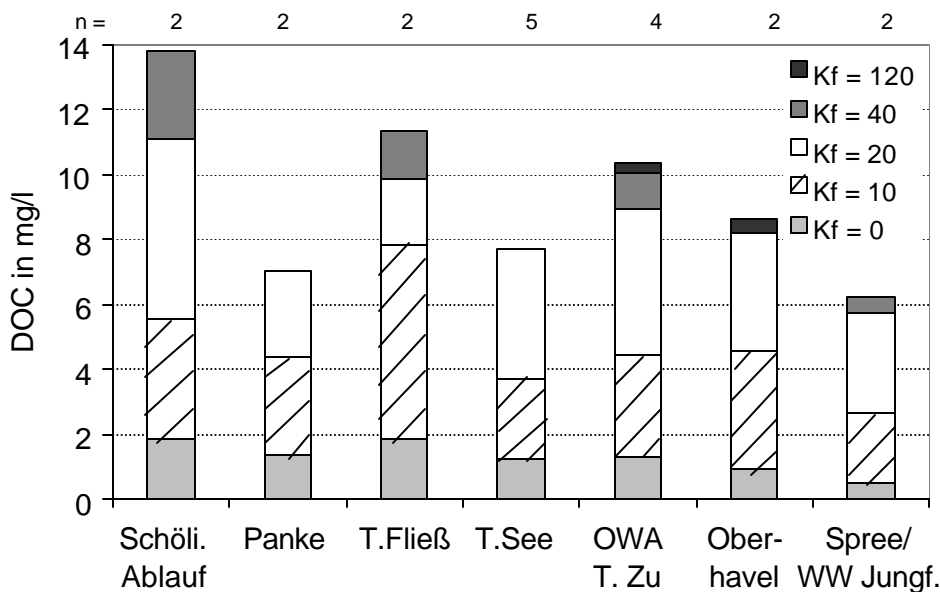


Abb. 5.2-3: Adsorptionsanalysen für Berliner Oberflächengewässer und Kläranlagenablauf

## 5.2.4 Vergleich von Huminstoffanteilen und funktionellen Gruppen über XAD-Fraktionierung und $^{13}\text{C}$ -NMR

Mittels der  $^{13}\text{C}$ -NMR-Spektroskopie kann eine Charakterisierung der funktionellen Gruppen von organischen Stoffen vorgenommen werden. Es sollte untersucht werden, ob der DOC des Kläranlagenablaufs die Anteile der funktionellen Gruppen organischer Stoffe im Tegeler See und im Uferfiltrat beeinflusst. Weiterhin sollte untersucht werden, ob der DOC eines abwasserbeeinflussten Uferfiltrates sich von einem nicht abwasserbeeinflussten Uferfiltrat unterscheidet. Hierzu wurden Stichproben des Kläranlagenablaufs Schönerlinde, des Tegeler Sees, der Grundwassermessstelle 3301 am Tegeler See und der Grundwassermessstelle 8763 am Ostufer des Müggelsees untersucht. Die Methode wird in Kap. 4.4.4 beschrieben. Details sind in Kap. A.2.8 bzw. bei Drewes et al. (1999) erläutert.

## Fraktionierung über XAD-Harze: hydrophobe, hydrophile und ultrahydrophile Fraktion

Mittels einer Tandem-Schaltung von XAD-8 und XAD-4 Harzen wurde der DOC zunächst in drei Fraktionen aufgeteilt. Die relativen Anteile von hydrophobem, hydrophilem und ultrahydrophilem DOC sind bei den hier untersuchten Wässern recht ähnlich (Abb. 5.2-4). Bei niedrigeren DOC-Konzentrationen der Ausgangsprobe kann an den Harzen eine verbesserte Adsorption von DOC infolge der abnehmenden Effekte der konkurrierenden Adsorption zustande kommen („Verdünnungseffekt“, Sontheimer et al. 1985). Die etwas höheren Anteile ultrahydrophiler organischer Stoffe im Kläranlagenablauf im Vergleich zu See- und Uferfiltratwässern könnten über einen derartigen Effekt erklärbar sein. Wegen der unterschiedlichen DOC-Konzentrationen von Kläranlagenablauf im Gegensatz zu See- und Uferfiltratwässern wird zwischen diesen Wässern kein quantitativer Vergleich gezogen.

Die DOC-Aufteilung

der beiden Uferfiltrate vom Tegeler See und vom Müggelsee kann wegen der sehr ähnlichen DOC-Konzentration verglichen werden. Im Gegensatz zum Müggelsee zeigen der Tegeler See und das dort gewonnene Uferfiltrat deutliche Abwassereinflüsse z.B. an erhöhten Konzentrationen an

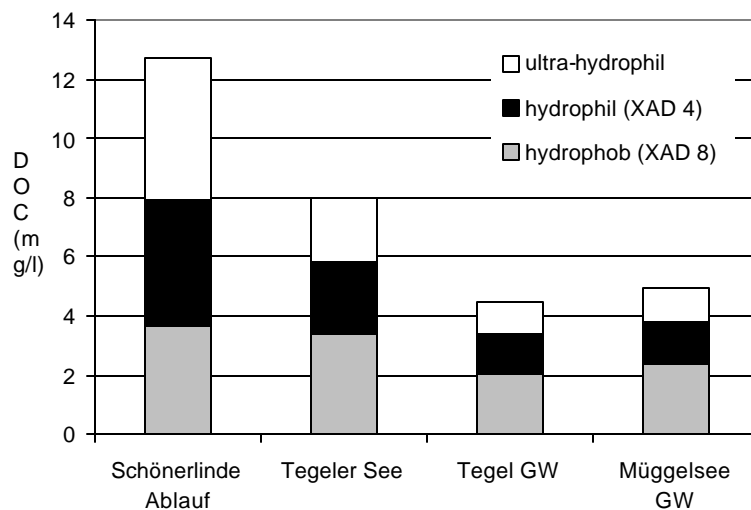


Abb. 5.2-4: XAD-Fraktionierung von Kläranlagenablauf, Wasser des Tegeler Sees und Uferfiltraten

AOI (Jekel & Wischnack 2000). In den Anteilen hydrophober und hydrophiler organischer Stoffe unterscheiden sich die beiden Uferfiltrate allerdings nicht (Abb. 5.2-4). Beide Uferfiltrat-Grundwässer weisen hydrophobe Anteile von 45-50 % auf. Der restliche DOC teilt sich ungefähr hälftig auf die hydrophile und die ultrahydrophile Fraktion auf. Sehr ähnlich stellt sich auch der DOC des Wassers des Tegeler Sees dar. Köhler (1999) verglich die Berliner Wässer mit Oberflächenwässern, Grundwasser und Kläranlagenablauf aus Texas und Arizona (U.S.A.). Insgesamt war der aquatische DOC in seinen Anteilen hydrophober und hydrophiler Stoffe ähnlich. Auch für die amerikanischen Wässer findet Köhler (1999) zwischen der relativen Aufteilung des DOC von Kläranlagenabläufen und Oberflächengewässern über XAD-Harze keine wesentlichen Unterschiede.

## <sup>13</sup>C-NMR-Spektroskopie

Die Ergebnisse der <sup>13</sup>C-NMR-Spektroskopie zeigen, dass sich der Charakter der isolierten DOC-Fractionen nicht stark unterscheidet (Abb. 5.2-5). Mit Ausnahme des Peakanteils der

Aliphaten liegen die Unterschiede im Bereich der Standardabweichungen. Das den Aliphaten zugeordnete Signal des über XAD-8-Harze gewonnenen DOC liegt bei den Grundwässern mit 50 bzw. 51,6 % etwas höher als bei Kläranlagenablauf und Tegeler See (48,6 und 46 %). Die Summe des Signals der Aliphaten und Kohlenhydrate wird als Aliphaticität bezeichnet, das Signal der Aromaten als Aromatizität (Stevenson 1994). Die Aliphaticität ist für alle vier Wässer bei beiden XAD-Isolaten kaum verschieden. Die Aromatizität des Kläranlagenablaufs ist mit 8% etwas höher als die der anderen drei Wässer (5,5-6,8 %). Eine geringfügig höhere Aromatizität für Kläranlagenablauf wird auch für die Isolate des DOC von Kläranlagenablauf aus Houston, Texas gefunden (Köhler 1999). Insgesamt ähneln sich aber Aliphaticität und Aromatizität des DOC der vier untersuchten Wasserproben. Sie liegen auch im Bereich der für Kläranlagenabläufe, Grundwässer sowie für die Standardfulvinsäure „Suwannee River Fulvic Acid“ in den U.S.A. mit derselben Methode gemessenen Werte (Drewes et al. 1999, Köhler 1999).

Die Ergebnisse bestätigen die These, dass der in Kläranlagen gebildete refraktäre DOC vom Charakter her den natürlichen Wasserinhaltsstoffen entspricht (vgl. Drewes et al. 1999, Huber & Frimmel 1991, Link et al. 1989, Manka & Rebhun 1992).

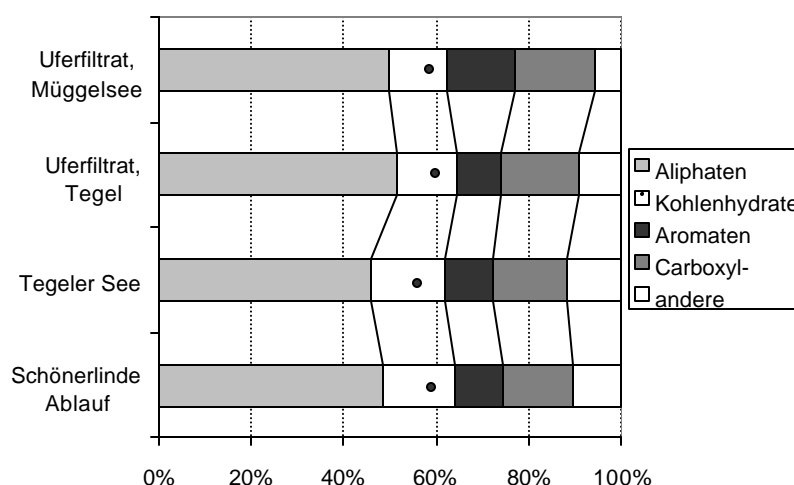


Abb. 5.2-5: <sup>13</sup>C-NMR Resultate für die XAD-8 Isolate

### 5.2.5 Vergleich von BDOC und RDOC in Kläranlagenabläufen und Oberflächengewässern

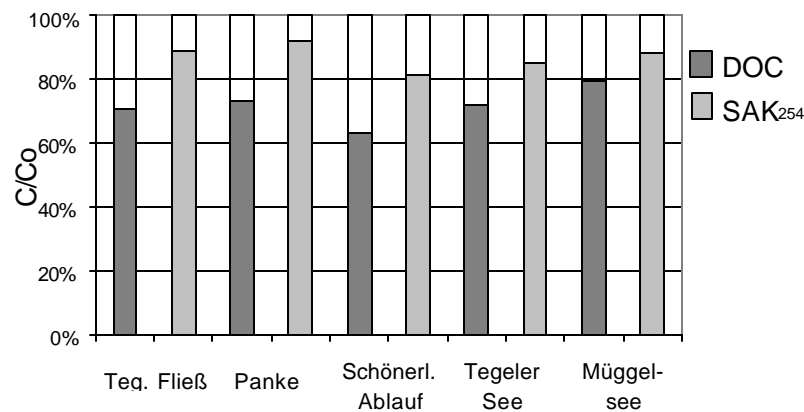
Die Analyse des BDOC und des RDOC gibt Aufschluß darüber, inwieweit Kläranlagenabläufe BDOC- und RDOC-Gehalte der Berliner Oberflächengewässer beeinflussen. Zum anderen wird die Kenntnis der RDOC-Anteile für die Bilanzierung von RDOC-Frachten im Berliner Raum verwendet (vgl. Kap. 6.2).

Die Säulenversuche von Drewes (1997) und Ernst (2000) lassen für Kläranlagenabläufe abbaubare DOC-Anteile von ca. 35 % erwarten. Mit Batch-Tests stellten Servais et al. (1987) abbaubare Anteile von ca. 20-30% des DOC in Oberflächengewässern fest, für von Kläranlagenabläufen beeinflussten Gewässern lagen die Anteile höher und erreichten bis zu 39%.



Die im Rahmen dieser Arbeit mehrmals durchgeführten BDOC-Tests weisen eine hohe Schwankungsbreite der Ergebnisse je nach Stichprobe auf. Die Mittelwerte von jeweils 3 Untersuchungen der Oberflächengewässer Panke, Tegeler Fließ und Tegeler See sowie des Kläranlagenablaufs von Schönierlinde zeigen, dass sich die Anteile abbaubarer gelöster organischer Verbindungen in den Berliner Gewässern zwischen ca. 20 bis 30 % bewegen (Abb. 5.2-3; vgl. Hornemann 1999). Der Kläranlagenablauf der Kläranlage Schönierlinde weist mit im Mittel 37 % etwas höhere Anteile abbaubarer Verbindungen auf.

Zum besseren Vergleich mit den Ergebnissen von Drewes (1997) und Ernst (2000) wurden mit dem Kläranlagenablauf von Schönierlinde Bodensäulen beschickt. Diese Versuche ergaben ähnliche Abbauraten wie die von Drewes und Ernst dokumentierten Versuche mit Ablauf der Kläranlage Ruhleben. Bei einer aeroben Bodenpassage über 2 m mit einer Beaufschlagung von 0,4 m/d (Leerrohrgeschwindigkeit) wurde über einen Zeitraum von 7 Wochen eine DOC-Reduktion von 30 % festgestellt (DOC-Zulauf: im Mittel 11,8 mg/l). Die Bodensäulenversuche ergaben also gegenüber den Batch-Abbauteests vergleichbare Reduktionsraten. Bei den Säulenversuchen verringert ein geringer biologischer Abbau in den Vorlagebehältern die Reduktionsraten. Bei den BDOC-Tests ist das Ergebnis stark von der DOC-Messung der Probe bei Beginn des Tests abhängig.



**Abb. 5.2-6: Ergebnisse der BDOC-Tests für verschiedene Oberflächengewässer und Kläranlagenablauf**

Die Abbauraten in Bodensäulen, die mit Kläranlagenablauf beschickt wurden, sind vergleichbar mit denen, die mit Wasser des Tegeler Sees erreicht worden sind: Die Bodensäulenversuche mit diesem Wasser ergaben Reduktionsraten von 28-30 % für den DOC (Kap. 5.1.4).

Die biologisch abbaubaren Anteile des DOC werden nach der Einleitung in den Fließgewässern reduziert. Wenn eine Kläranlage biologisch abbaubare organische Stoffe weitgehend entfernt, haben demnach die Einleitungen von Kläranlagenablauf keinen wesentlichen Einfluss auf die Anteile an biologisch abbaubarem DOC in Fließgewässern.

Anders sieht es beim RDOC aus, also dem nicht oder schlecht abbaubaren Anteil organischer Stoffe. Absolut liegt der Gehalt an RDOC für den untersuchten Kläranlagenablauf mit ca. 8,3-9,6 mg/l höher als für die Oberflächengewässer. Untersuchungen von Drewes (1997) und

Ernst (2000) an Bodensäulen ergeben refraktäre Gehalte von ca. 9-10 mg/l RDOC in Berliner Kläranlagenablauf. Demgegenüber liegen die Gehalte von RDOC in Berliner Oberflächengewässern ohne nennenswerten Kläranlageneinfluss (Panke, Müggelsee, Spree, Oberhavel) bei ca. 5-5,7 mg/l (s. Tab. A.7.-17 in Kap. A.7.7). Damit kommt es zu einer Erhöhung des Gehaltes refraktärer organischer Verbindungen infolge der Einleitung von Kläranlagenabläufen (vgl. auch Kap. 6.2).

### **5.2.6 Zusammenfassung: Einfluss von Kläranlagen**

- Kläranlagenabläufe unterscheiden sich in Berlin von Oberflächengewässern über den höheren Gesamtgehalt an DOC und die erhöhte Konzentration von refraktären organischen Stoffen, die bei ca. 8,3-10 mg/l liegt.
- Die Einleitungen von Kläranlagen tragen zu einer Erhöhung des DOC und des RDOC in den Gewässern bei.
- Kläranlagenabläufe enthalten im Vergleich zu Berliner Oberflächengewässern etwas höhere Anteile biologisch abbaubarer Stoffe. Diese leicht erhöhten Anteile sind aber nach der Einleitung in die Gewässer nicht mehr festzustellen. Die absoluten Anteile der noch abbaubaren Stoffe liegen bei 3-5 mg/l. In natürlichen Gewässern liegen die Anteile noch abbaubarer Stoffe nur wenig darunter mit ca. 1-3,5 mg/l DOC.
- Mit der Auftrennung des DOC nach Molekulargewichten über die Ultrafiltration ist Kläranlagenablauf nicht von Oberflächengewässern zu unterscheiden.
- Die Gelchromatografie (LC-OCD) ergibt für den Ablauf der Kläranlage Schönerlinde erhöhte Anteile niedermolekularer Säuren. Im Gegensatz dazu weist das Chromatogramm des Ablaufs der Kläranlage Ruhleben (Ernst 2000) keine Unterschiede zu den Chromatogrammen von Berliner Oberflächengewässern ohne nennenswerte Kläranlageneinleitungen auf.
- Die Charakterisierung mit XAD-Harzen und mit Hilfe der <sup>13</sup>C-NMR-Spektroskopie zeigt, dass ein großer Teil des DOC im Kläranlagenablauf den natürlichen organischen Wasserinhaltsstoffen entspricht.
- Uferfiltrat mit und ohne Kläranlageneinfluss ist über die Methoden Ultrafiltration, Gelchromatografie, XAD-Harz-Adsorption und <sup>13</sup>C-NMR-Spektroskopie nicht zu unterscheiden.
- Der Hauptteil des DOC von Kläranlageneinleitungen setzt sich demnach aus natürlichen Wasserinhaltsstoffen zusammen. Auch der in Kläranlagen gebildete Anteil refraktärer organischer Stoffe entspricht aufgrund der obigen Ergebnisse natürlichen organischen Wasserinhaltsstoffen.
- Die Einleitungen von Kläranlagen in Berliner Gewässer sind über den Parameter DOC sowie der im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Charakterisierungsmethoden nicht festzustellen. Im Gegensatz zum DOC sind andere Parameter wie Chlorid, Bor, AOI oder organische Einzelstoffe als Tracer für Kläranlageneinleitungen geeignet.

### **5.3 Einfluss von Flockungsanlagen**

Infolge der in Berlin an vier Standorten durchgeführten Flockung von Oberflächenwasser kommt es zu einer Verringerung des Gehaltes und zu einer Veränderung des Charakters

gelöster organischer Verbindungen. Diese vier Oberflächenwasseraufbereitungsanlagen (OWA) sind die OWA Spandau, die OWA Jungfernheide und die Phosphateliminierungsanlagen Tegel und Beelitzhof (OWA Tegel, OWA Beelitzhof). Der Einfluss der Flockung auf den DOC ist bereits von vielen Forschern untersucht worden, u.a. von Jekel (1983, 1985) und von Edwards (1997). In dieser Arbeit wird untersucht, inwieweit die Berliner Flockungsanlagen, die der Trinkwassergewinnung vorgelagert sind, den Gehalt und Charakter organischer Verbindungen verändern. Dazu sind Labordaten der Anlagen in Tegel, Jungfernheide und Spandau ausgewertet worden. Darüber hinaus wurden im Labor Stichproben bzw. im Fall der OWA Tegel 24 h Mischproben der Zu- und Abläufe der Anlagen untersucht.

### **5.3.1 Einfluss der Flockung auf organische Wasserinhaltsstoffe**

Die drei untersuchten Flockungsanlagen OWA Tegel, OWA Jungfernheide und OWA Spandau unterscheiden sich sowohl im Aufbereitungsziel als auch in der Flockungsmitteldosierung. In der OWA Tegel ist das Ziel die Entfernung von Phosphat. Dementsprechend wird hier eine vergleichsweise hohe Flockungsmitteldosis von 0,28 mol FeIII/m<sup>3</sup> eingesetzt. In den Anlagen in Jungfernheide und Spandau ist das primäre Ziel die Partikelentfernung. Das Wasser wird anschließend in Versickerungsbecken geleitet.

In Tegel wird Wasser des Nordgrabens und des Tegeler Fließes aufbereitet. In Spandau und Jungfernheide wird Wasser der Oberhavel bzw. der Spree aufbereitet (vgl. Kap. 3.1.3).

Die Flockungsmittelmengen belaufen sich auf 0,139 mol Fe(III)/m<sup>3</sup> für Jungfernheide und 0,023 mol FeIII/m<sup>3</sup> in Spandau. In den Tabellen A.7-25-27 in Kap. A.7.9 ist angegeben, wie sich DOC, SAK<sub>254</sub> und AOX infolge der Flockung reduzieren. Im Mittel kommt es zu einer Reduktion von ca. 25-30 % des DOC in der OWA Tegel. In den OWA Jungfernheide und Spandau liegt die Elimination mit mittlerweile ca. 10-12 % (Jungfernheide) bzw. 9-10 % (Spandau) niedriger. Der SAK<sub>254</sub> wird besser entfernt: Die Eliminationsraten liegen hier für die OWA Tegel bei ca. 32 bis 40 %. In den anderen beiden OWA ist dieser Effekt wegen der insgesamt geringeren DOC-Entfernung nicht so ausgeprägt. Erklären lässt sich dies darüber, dass durch die Flockung insbesondere ungesättigte, höhermolekulare Verbindungen entfernt werden. Weiterhin steigt die DOC-Elimination mit der Flockungsmittelmenge. Diese Zusammenhänge konnten u.a. durch Untersuchungen von Reichenbach (2000) für den Zulauf der OWA Tegel bestätigt werden. Ihre Versuche ergaben, dass sich für den Zulauf der OWA Tegel durch eine Erhöhung der Flockungsmittelmenge auf knapp 1,3 mol FeIII/m<sup>3</sup> die Elimination von DOC auf ca. 57% erhöhen ließe.

### **5.3.2 Veränderung der Molekulargewichtsverteilung und des BDOC-Anteils durch Flockung**

Mehrere Autoren haben gezeigt, dass durch eine Flockung mit Eisen- oder Aluminiumchlorid insbesondere ungesättigte, höhermolekulare Verbindungen entfernt werden (Jekel 1983, Edzwald & Tobiason 1999, Collins et al. 1986). Die Ultrafiltrationsergebnisse für die Zu- und Abläufe der OWA Tegel (24 h Mischproben) zeigen diesen Effekt sehr deutlich: Insbesondere die Verbindungen > 3 kD werden zu ca. 40% entfernt (Abb. 5.3-1). Bei den Verbindungen

< 3 kD und insbesondere bei der Fraktion < 1 kD ist kaum eine Reduktion festzustellen (zusammen 14%; vgl. Tab. A.7-14 in Kap. A.7.5).

Bei den untersuchten Zu- und Abläufen der OWA Jungfernheide und der OWA Spandau handelt es sich um Stichproben und damit um jeweils nicht korrespondierende Wässer. Beim Vergleich der Zu- und Abläufe fällt auf, dass diese Anlagen nur wenig DOC entfernen (Abb. 5.3-1; vgl. Tab. A.7-25 und -26 in Kap. A.7.9). Die Ultrafiltrationsergebnisse zeigen vor allem eine Reduktion der mittelmolekularen Fraktion (1-10 kD).

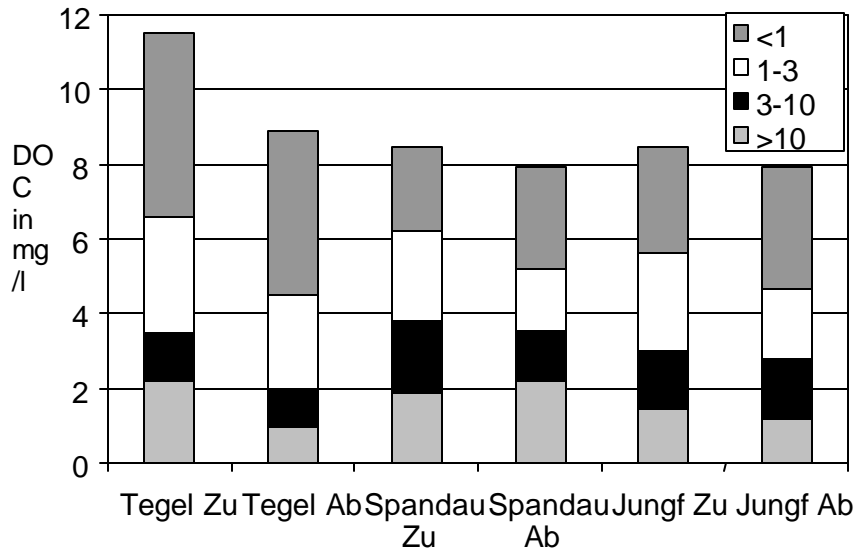


Abb. 5.3-1: Ergebnisse der Ultrafiltration für die Zu- und Abläufe der Flockungsanlagen

Eine Untersuchung von 24-h-Mischproben der Zu- und Abläufe der OWA Tegel mit der Gelchromatografie zeigt deutlich, dass die Entfernung der organischen Stoffe insbesondere

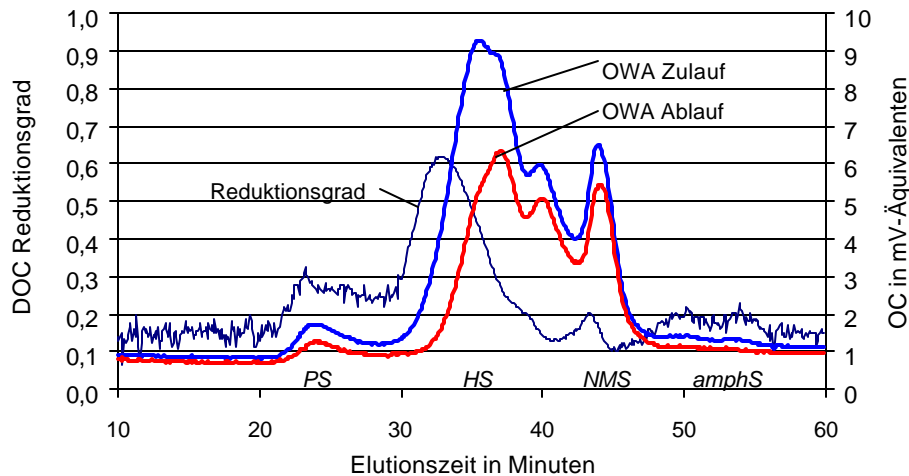


Abb. 5.3-2: Gelchromatogramme des Zu- und Ablaufs der OWA Tegel sowie Reduktionsgrad infolge der Flockung (24 h Mischproben, April '00); Legende s. Abb. 5.1-11

einen Teil der Polysaccharid-Fraktion betrifft sowie den hochmolekularen Teil der Huminstofffraktion. Die anderen Fraktionen werden ebenfalls reduziert, die prozentualen .Abnahmen liegen aber deutlich niedriger (Abb. 5.3-2). Im Tegeler See ist der Einfluss der

Flockung in der OWA Tegel allerdings nicht mehr festzustellen. Infolge der Zumischung von Oberhavelwasser und biologischer Aktivität haben sowohl der Huminstoffpeak als auch der Polysaccharidpeak prozentual wieder höhere Anteile am Gesamt-DOC.

### RDOC und BDOC

Eine einmalige Untersuchung von Stichproben der Zu- und Abläufe der OWA Jungfernheide und der OWA Spandau sowie eine Untersuchung von 24h-Mischproben der OWA Tegel ergab, dass die relativen Anteile des refraktären DOC nach der Flockung etwas höher sind als davor: In Tegel erhöhte sich der Anteil von RDOC von ca. 75 % auf 81 %, in Jungfernheide von 65 % auf über 80 % und in Spandau, wo sehr wenig DOC entfernt wird, erhöhte sich der Anteil des RDOC nur um 2 % auf 63 % (Abb. 5.3-3, vgl. Tab. A.7-17 in Kap. A.7.7). Diese Ergebnisse deuten an, dass biologisch abbaubarer DOC bevorzugt an Eisenhydroxidflocken angelagert und damit über die Flockung eliminiert wird. Möglicherweise handelt es sich hier auch um die hochmolekulare Polysaccharidfraktion. Für eine abschließende Interpretation und um den Effekt zu bestätigen, sind weitere Versuchsreihen erforderlich.

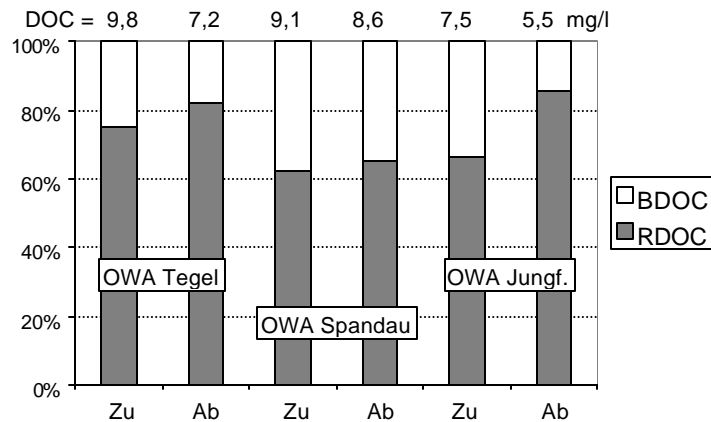


Abb. 5.3-3: Ergebnisse der BDOC-Tests für Zu- und Abläufe der Flockungsanlagen

### 5.3.3 Veränderung der Adsorptionseigenschaften durch Flockung

Die Adsorptionsanalysen der Zu- und Abläufe der drei untersuchten Flockungsanlagen zeigten einen deutlichen Einfluss auf die Adsorptionseigenschaften der organischen Wasserinhaltsstoffe: Offensichtlich steigt der Anteil des besser adsorbierbaren DOC infolge der Flockung an (Abb. 5.3-4). Dieser Effekt ist an verschiedenen Probenahmen von 24h-Mischproben des Zu- und Ablaufs der OWA Tegel zu beobachten sowie an jeweils 2 Stichproben der beiden Flockungsanlagen Spandau und Jungfernheide. Bei der OWA Tegel verringert sich der prozentuale Anteil der DOC-Anteile mit  $K_F$ -Werten  $\leq 20$ , wohingegen der Anteil mit  $K_F$ -Werten  $\geq 45$  nicht nur prozentual, sondern teilweise auch absolut zunimmt. Dies ist zu erklären mit der Entfernung höhermolekularer DOC-Anteile, durch die vermutlich eine Porenverblockung bewirkt wurde. Poren von Pulveraktivkohle haben mittlere Durchmesser von 20-50 nm (Sontheimer et al. 1985). Höhermolekulare organische Wasserinhaltsstoffe haben Durchmesser bis zu 400 nm (Van de Weerd et al. 1999).

Niedermolekulare natürliche Wasserinhaltsstoffe haben Durchmesser von mindestens 0,5 nm (a.a.O.).

Vor der Flockung stand daher den niedermolekularen Substanzen eine geringere Adsorptionsoberfläche zur Verfügung, was zu einer geringeren Beladung führte. Die an sich mäßig bis gut adsorbierbaren Verbindungen erscheinen dadurch als Fraktion schlecht adsorbierbarer Substanzen.

Die bessere Adsorbierbarkeit von DOC mit höheren Anteilen niedermolekularer Verbindungen ist ua. bereits von Johannsen et al. (1993) festgestellt worden. Auch Ernst (2000) konnte bestätigen, dass nach Abtrennung höherer Molekülgrößen des DOC über Nanofiltration an Aktivkohle höhere Beladungen erreicht werden können.

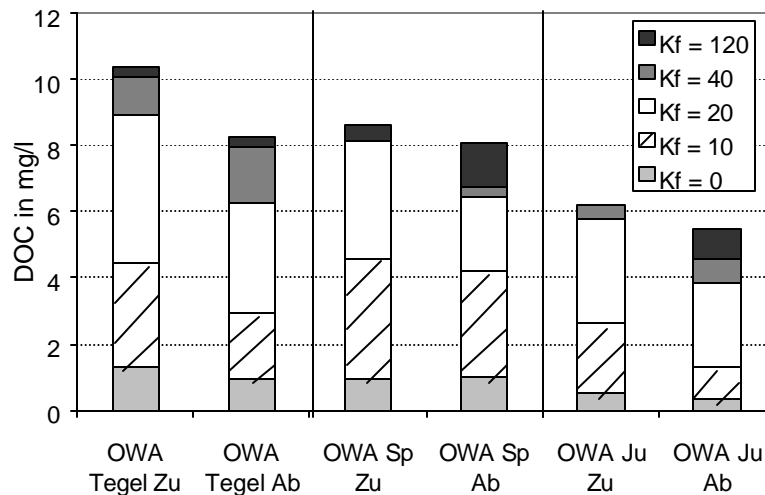


Abb. 5.3-4: Adsorptionsanalysen von Zu- und Abläufen der Berliner Flockungsanlagen

### 5.3.4 Zusammenfassung: Einfluss der Flockung

- Die Flockungsanlagen Berlins entfernen neben Phosphat und Trübstoffen einen Teil der gelösten organischen Wasserinhaltsstoffe.
- Besonders effizient sind Anlagen mit hohen Flockungsmitteldosen, was für die Anlagen zur Phosphatentfernung zutrifft. Für die OWA Tegel wurden DOC-Reduktionsraten von 25 % gefunden.
- Die OWA Tegel entfernt insbesondere natürliche organische Wasserinhaltsstoffe. Ultrafiltrationsuntersuchungen und Gelchromatografie zeigten, dass vor allem hochmolekulare Stoffe in der OWA Tegel entfernt werden, und zwar insbesondere Huminstoffe.
- Andere Arbeiten zeigen, dass Stoffgruppen wie der AOI, Sulfonamide oder auch Sulfonsäuren die OWA Tegel ungehindert passieren (Wischnack 2000, Hartig 2000, Storm 2000).
- Der Einfluss der OWA Tegel stellt eine deutliche Veränderung der Molekülgrößenverteilung und des Adsorptionsverhaltens an Aktivkohle dar.

- Diese Veränderungen sind im *Tegeler See* allerdings nicht festzustellen. Bezüglich organischer Wasserinhaltsstoffe bewirkt die Flockung also vor allem eine Reduktion der Konzentrationen.
- Daneben werden durch die Flockung die Sulfatkonzentration um ca. 40 mg/l erhöht (s. auch Kapitel 5.1.8).

## 5.4 Einfluss der Trinkwasseraufbereitung

Untersuchungen von Korth et al. (1998) in Hamburg lassen vermuten, dass es in biologischen Enteisenungsfiltern, wie sie auch in Berlin eingesetzt werden, zu einer Reduktion von bis zu 23% des DOC vor allem durch Adsorption im Eisenschlamm kommen kann (Ausgangs-DOC: 4,4 mg/l). Im Rahmen dieser Arbeit wurde zur Beantwortung dieser Frage eine Bilanz der TOC-Frachten in Roh- und Reinwässern von mehreren Berliner Wasserwerken durchgeführt. Über Jahresmittelwerte der Fördermengen der einzelnen Galerien, der TOC-Werte der Rohwässer dieser Galerien sowie über die Jahresmittelwerte der Reinwässer konnten die TOC-Frachten der Roh- und Reinwässer berechnet werden. Die Differenz der Frachten bezogen auf die Rohwasserfracht ist Ausdruck der prozentualen Verringerung des TOC in den Filtern. Diese Berechnung kann wegen der Fehleranfälligkeit von Frachtberechnungen nur als erste Annäherung dienen. Genauere Untersuchungen an korrespondierenden Zu- und Abläufen eines Enteisenungsfilters könnten die dort ablaufenden Prozesse genauer erfassen.

Die Ergebnisse sind in Tab. A.7-21 in Kap. A.7.9 für die Jahre 1994-1997 dargestellt. Es kann festgehalten werden, dass die Schnellfiltration im Wasserwerk den TOC-Gehalt nur wenig beeinflusst und die Elimination bei maximal 10% liegt, in der Regel aber bei 2-5%. Die maximale Differenz zwischen Roh- und Reinwasser-TOC-Gehalten der Jahresmittelwerte liegt bei 0,4 mg/l. Allerdings ergeben sich bei dieser Berechnung auch Zunahmen des TOC bis zu 8,8%. Dies liegt an der Fehleranfälligkeit der TOC-Messung und den insgesamt nur geringfügig schwankenden TOC-Daten.

## 5.5 Schlussfolgerung zur Reinigungsleistung der Uferfiltration und künstlichen Grundwasseranreicherung in Berlin

- Über Uferfiltration und künstliche Grundwasseranreicherung werden ca. 30-50% der gelösten organischen Verbindungen des infiltrierten Oberflächenwassers entfernt.
- Der Einfluss von Kläranlagenabläufen auf die Uferfiltrat- bzw. Grundwassergüte ist nicht am Charakter<sup>20</sup> der gelösten organischen Verbindungen zu erkennen.
- Bei niedrigen DOC-Konzentrationen im Gewässer und vergleichsweise geringen Abflüssen des Gewässers führen die Einleitungen von Kläranlagen zu erhöhten DOC-Konzentrationen in den Fließgewässern.

---

<sup>20</sup> Charakter hier: Molekulargewichtsverteilung, Adsorptionsverhalten an Aktivkohle, Anteile hydrophiler/hydrophober Stoffe, <sup>13</sup>C-NMR- Spektrum, Anteile von BDOC (biodegradable DOC)

- Einflüsse von Kläranlagenablauf in Berliner Gewässern sind über Einzelstoffe wie AOI, Gadolinium und z.T. auch an Parametern wie Leitfähigkeit und Chlorid zu erkennen.
- Die Oberflächenwasseraufbereitungsanlagen tragen bzgl. gelöster organischer Verbindungen zu einer Reduktion bei. Dabei wird vor allem ein Teil der Polysaccharide und Huminstoffe reduziert. Diese Verbindungen werden während der Bodenpassage ebenfalls reduziert oder wie die Polysaccharide sogar entfernt.
- Die Oberflächenwasseraufbereitungsanlagen erhöhen die Salzfracht, insbesondere wenn sie zur Phosphatelimination eingesetzt werden (+ 40 mg/l Sulfat).
- Ihre Einbindung in Wasserkreisläufe hat keinen nennenswerten positiven Effekt bzgl. der Entfernung problematischer organischer Einzelstoffe (Hartig 2000, Wischnack & Jekel 2000, Ziegler et al. 2000).
- Die Uferfiltration ist ein langjährig stabiles Wasseraufbereitungsverfahren mit minimalem Energie- und Technologiebedarf. Zur Entfernung gelöster organischer Verbindungen kombiniert die Uferfiltration in Berlin oxidative mit anoxischen Bedingungen, wodurch selbst für nur reduktiv abbaubare Stoffe wie z.B. den AOI aus Röntgenkontrastmitteln oder EDTA eine geringe Stoffsenke vorhanden ist.
- Im Wasserwerk werden durch die Belüftung leichtflüchtige organische Stoffe entfernt. In den Enteisenungsfiltern kommt es zu einer weiteren geringen Reduktion der gelösten organischen Stoffe, die im Vergleich zur Untergrundpassage jedoch zu vernachlässigen ist.
- Es ist zu erwarten, dass einige der kritischen organischen Einzelstoffe aufgrund der hohen Hintergrundwerte von DOC in Berlin im Wasserwerk nur unter vergleichsweise hohem Energie- und Investitionsaufwand zu entfernen wären<sup>21</sup>.

## **6 Bilanzierung von Stoffeinträgen der Wassernutzung und Einfluss auf die Trinkwasserqualität in Wasserteilkreisläufen**

Im Zuge einer „nachhaltigen Wasserwirtschaft“ wird die Abwasserwiederverwendung im Sinne eines „Wasserrecycling“ befürwortet. In Berlin wird Abwasser indirekt wiederverwendet, da Kläranlageneinleitungen teilweise stromaufwärts von Trinkwassergewinnungsgebieten liegen und die Trinkwassergewinnung zu großen Teilen auf Uferfiltration und künstlicher Grundwasseranreicherung beruht. Darüber hinaus wird in Berlin eine *vermehrte* Rückführung von Kläranlagenabläufen in die der Stadt zuströmenden

---

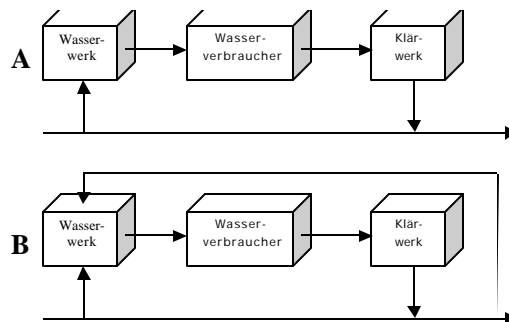
<sup>21</sup> Beispiel Aktivkohle: DOC kann je nach Charakter des Einzelstoffs wegen Carbon-Fouling stören (vgl. Sontheimer et al. 1985; Sontheimer 1991). Beispiel Ozon: DOC erfordert eine nachgeschaltete biologische Stufe (ansonsten Wiederverkeimungsgefahr). Für eine gesicherte Prognose wäre jedoch eine gesonderte Untersuchung des Berliner Beispiels nötig.



Gewässer mit Hinweis auf die Nachhaltigkeit dieser Wirtschaftsweise diskutiert (Heinzmann 1997).

Durch eine Rückführung von Kläranlagenablauf können Teilkreisläufe von Wasser entstehen, in denen es zu einer potenziellen Anreicherung von bestimmten Stoffen kommen kann (Abb. 6-1). Kritisch sind Stoffe, die mit der gängigen Technologie der Ab- und Trinkwasseraufbereitung nicht oder nur schlecht entfernt werden. Zu derartigen Wasserinhaltsstoffen zählen zum einen Salze wie Chlorid oder auch Sulfat, und zum anderen polare, persistente organische Stoffe (refraktärer DOC), zu denen auch einige anthropogene Einzelstoffe gehören.

Im folgenden Kapitel soll zunächst der Ist-Zustand der indirekten Abwasserwiederverwendung in Berlin sowie deren zukünftige Entwicklung infolge rückläufiger Spreewassermengen genauer quantifiziert werden. Weiterhin sollen die Potenziale und Limitierungen der indirekten Abwasserwiederverwendung über eine Betrachtung polarer persistenter Stoffe ermittelt werden. Dazu wird zunächst über einen Vergleich von Stoffkonzentrationen in Trinkwasser und Kläranlagenablauf der Eintrag der oben erwähnten kritischen Stoffe ins Wasser für Berlin quantifiziert. Am Beispiel des Wasserteilkreislaufes in Berlin Tegel werden dann die Auswirkungen von einem höheren Anteil indirekter Abwasserwiederverwendung auf die Trinkwasserqualität mit Hilfe eines Modells beschrieben. Im Tegeler See könnten die Abwasseranteile infolge erhöhter Abläufe aus dem Klärwerk Schönnerlinde ansteigen. Das Klärwerk Schönnerlinde nimmt im Falle der Schließung des Klärwerks Falkenberg im Jahr 2003 einen Teilstrom des dort behandelten Abwassers auf, der restliche Teilstrom würde dem Klärwerk Waßmannsdorf zugeleitet werden (Weigert et al. 1999). Schließlich wird das Modell des Tegeler Teilkreislaufes dazu verwendet, die Konzentration polarer persistenter anthropogener Stoffe im Trinkwasser zu prognostizieren für Systeme, in denen eine Abwasserwiederverwendung stattfindet.



A: Konventionelle Weise der Wassernutzung  
B: Wasserrecycling von einem Teilstrom:  
Wasserteilkreislauf

**Abb. 6-1: Schema eines Wasserteilkreislaufs**

## 6.1 Abwasser zu Trinkwasser: Indirekte Abwasserwiederverwendung in Berlin

Um die Auswirkungen von indirekter Abwasserwiederverwendung für Berlin abschätzen zu können, muss zunächst geklärt werden, wo in der Stadt eine indirekte Abwasserwiederverwendung stattfindet und wie hoch die Anteile von indirekt wiederverwendetem Abwasser sind. Dazu ist es erforderlich, die Anteile von Abwasser bzw. Kläranlagenablauf in den Oberflächengewässern der Stadt zu ermitteln. Parallel dazu muss geklärt werden, welche Oberflächengewässer über Uferfiltration und künstliche

Grundwasseranreicherung als indirekte Trinkwasserressource dienen, und wie hoch die Anteile von Uferfiltrat bzw. künstlich angereichertem Grundwasser sind.

## 6.1.1 Abwasseranteile<sup>22</sup> in Berliner Gewässern

### 6.1.1.1 Abwasseranteile<sup>1</sup> bezogen auf Niedrigwasser (NM<sub>30</sub>Q)

Die Abwasseranteile<sup>1</sup> in den Berliner Gewässern wurden von Klein (1998) und Schumacher & Skripalle (1999) ermittelt. Die Autoren wählen als Bezugszeitraum den jeweils abflussärmsten Monat eines Jahres und beziehen sich demzufolge bei den Oberflächenabflüssen auf den Niedrigwasserabfluss NM<sub>30</sub>Q<sup>23</sup>. Schumacher & Skripalle (1999) berechnen für diesen Bezugszeitraum den Ist-Zustand sowie die Entwicklung der Abwasseranteile für drei verschiedene Szenarien der Abwasserentsorgung Berlins. Zur Berechnung wurde das Modell BIBER verwendet. Berechnet wurden die Abwasseranteile für:

1: den Zeithorizont 1999 (Istzustand)

sowie die drei Szenarien

2a: Zeithorizont 2003; Stilllegung Klärwerk Falkenberg, Aufteilung der Teilströme v.a. auf die Klärwerke Schönerlinde und Waßmannsdorf

2b: wie 2a, zusätzlich Ableitung von 22,5% des Ablaufs von Waßmannsdorf in die Notte über den Rangsdorfer See nach Bodenfiltration und 12,5% desselben Ablaufs in die Nuthe (die dann bei Babelsberg in die Havel mündet)

2c: wie 2b, zusätzlich ganzjährige Einleitung des Klärwerks Ruhleben in die Spree. Bisher erfolgt die Ableitung in die Spree nur in den Monaten Oktober bis April. Für die Variante 2c wird eine Mikrofiltration des Kläranlagenablaufs vorausgesetzt.

Im folgenden werden allein die für die Trinkwassergewinnung bedeutsamen Gewässer betrachtet. Die zur Uferfiltration und künstlichen Grundwasseranreicherung genutzten Gewässer sind in Berlin Müggelsee, Spree, Tegeler See, Ober- und Unterhavel. Es wird nur auf die Szenarien 1, 2a sowie 2c eingegangen, da sich 2b gegenüber 2a nicht wesentlich auf die Abwasseranteile in zur Trinkwassergewinnung genutzten Gewässern auswirken dürfte.

Derzeit variieren die Abwasseranteile bezogen auf NM<sub>30</sub>Q in Spree, Müggelsee, Oberhavel und Unterhavel zwischen 0 und 11% (s. Tab. 6.1-1). Die Stilllegung des Klärwerks Falkenberg im Jahr 2003 verbunden mit der Aufteilung des vormals dort behandelten Abwassers auf die Klärwerke Schönerlinde und Waßmannsdorf würde die Abwasseranteile in Spree und Unterhavel von 10 – 11% auf 5-6% verringern. Die Einleitung der Klärwerksabläufe in Ruhleben in die Spree auch in den Sommermonaten würde die Abwasseranteile in der Unterhavel auf 22% erhöhen (s. Tab. 6.1-1, Schumacher & Skripalle 1999).

---

<sup>22</sup> Mit Abwasseranteil wird hier der Anteil an Kläranlagenablauf im Oberflächengewässer bezeichnet (s. Glossar).

<sup>23</sup> NM<sub>30</sub>Q: Niedrigwasser-Durchfluss NM<sub>x</sub>Q (DVWK-Schriften, Heft 82, 1988): Der Durchfluss NM<sub>x</sub>Q ist als das niedrigste arithmetische Mittel der an einem Pegel gemessenen Durchflüsse an einer bestimmten Zahl x von aufeinander folgenden Tagen innerhalb eines Zeitabschnittes, i.d.R. ein Jahr, definiert. Schumacher & Skripalle beziehen sich bei ihren Berechnungen auf NM<sub>30</sub>Q des Jahres 1995.

Einzelne Brunnengalerien des Wasserwerks Beelitzhof können in den Sommermonaten von einem Einströmen von abwasserreichem Teltowkanalwasser über den Prinz-Friedrich-Leopold-Kanal in den unteren Wannsee betroffen sein. Der Prinz-Friedrich-Leopold-Kanal hat im abflussärmsten Monat des Jahres 1995 bezogen auf die Einleitungen der Klärwerke von 1999 einen Abwasseranteil von 59%. Durch die Stilllegung des Klärwerkes Falkenberg und die damit verbundene Erweiterung des Klärwerks Waßmannsdorf würde dieser Anteil auf 61% ansteigen (Schumacher & Skripalle 1999).

Der Nordgraben, der zusammen mit dem Tegeler Fließ den Tegeler See von Nordosten her speist, weist laut Schumacher & Skripalle 73% Abwasser bezogen auf NM<sub>30</sub>Q auf. Durch eine Erweiterung des Klärwerks Schönerlinde infolge der Stilllegung des Klärwerks Falkenberg kann dieser Anteil auf 78% ansteigen (Schumacher & Skripalle 1999).

Der Abwasseranteil von 24% der Unterhavel nach dem Wannsee, der sich infolge der Einmündung des Teltowkanals ergibt, ist für den Potsdamer Raum von Bedeutung, wurde aber hier nicht weiter betrachtet.

**Tabelle 6.1-1: Abwasseranteile in % bezogen auf NM<sub>30</sub>Q (nach Schumacher & Skripalle 1999)**

	1999;1	2003; 2a	2003; 2c	Wasserwerk
Mündung Erpe	34	40	40	
Mündung Wuhle	97	0	0	
<b>Spree nach Erpe u. Wuhle</b>	<b>11</b>	<b>5</b>	<b>8</b>	Johannisthal, Wuhlheide
TK nach KW Waßmannsdorf	53	69	52	
TK nach Britzer Kreuz	35	39	31	
TK nach Ruhleben	56	58	31	
<b>PFL-Kanal</b>	<b>59</b>	<b>61</b>	<b>39</b>	(Beelitzhof)
Mündung Panke	0	0	0	
<b>Nordgraben vor OWA Tegel</b>	<b>73</b>	<b>78</b>	<b>78</b>	(Tegel)
Schleuse Spandau	12	15	15	
<b>Spree vor KW Ruhleben</b>	<b>10</b>	<b>4</b>	<b>7</b>	Jungfernheide
<b>Havel nach Freybrücke</b>	<b>10</b>	<b>6</b>	<b>22</b>	Tiefwerder, Kladow, Beelitzhof
Unterhavel nach Wannsee	24	22	28	(Potsdam)

TK: Teltowkanal, PFL: Prinz-Friedrich-Leopold-Kanal, KW: Klärwerk; 1, 2a, 2c: Szenarien nach Schumacher & Skripalle 1999

### 6.1.1.2 Abwasseranteile bezogen auf den mittleren Jahresabfluss MQ

Für die Qualität des Uferfiltrats sind die Abwasseranteile von längeren Perioden zur Prognose von Bedeutung, da Dispersionsvorgänge zu einer Mischung verschieden alter Infiltrate führen (Sontheimer 1991). An den Berliner Uferfiltrationsstandorten Tegeler See und Müggelsee betragen die Fließzeiten bis zu den Rohwassergalerien 3-6 Monate (Pekdeger et al. 1999). An den Grundwasseranreicherungsstandorten ist mit kürzeren Aufenthaltszeiten zu rechnen, hier fehlen allerdings noch Untersuchungen. Am Tegeler See dient der See als Mischreaktor, in dem sich Schwankungen der Wasserqualität in den Seezuflüssen erst dann bemerkbar

machen, wenn sie sich über Monate bis Jahre hinziehen: Beispiel hierfür ist die Auswirkung der OWA Tegel auf die DOC-Konzentrationen im Seewasser (Kap. 4). Für die Trinkwassergewinnung in Berlin bliebe zu klären, ob Belastungen der Oberflächengewässer, die nur in wenigen Monaten auftreten (z.B. bei Niedrigwasser), die Uferfiltratqualität merklich beeinflussen können.

Aufgrund der obigen Überlegungen und um die langzeitlichen Einflüsse von Abwasser auf Trinkwasser abzuschätzen, wird im folgenden der Zeitraum von einem Jahr gewählt. Die Abwasseranteile im Tegeler See wurden daher bezogen auf den mittleren Jahresabfluss MQ berechnet, ebenso die Abwasseranteile vor Potsdam infolge des Rückgangs der Spreewasserführung.

Schumacher & Skripalle (1999) haben sich bei ihren Untersuchungen auf den jeweils abflussärmsten Monat eines Jahres konzentriert. Bezogen auf die langjährigen mittleren Abflüsse der Berliner Gewässer sind die Abwasseranteile geringer. Der Vergleich von langjährigen mittleren Abflüssen MQ (Dornblut & Finke 1998) mit den  $NM_{30Q}$ -Werten (Schumacher & Skripalle 1999) ergibt, dass die MQ-Werte für die Oberhavel um den Faktor 2,2 höher liegen als die  $NM_{30Q}$ -Werte. Für den südöstlichen Zustrom nach Berlin (Summe Spree/ Große Tränke, Dahme/ Neue Mühle, Oder-Spree-Kanal/ Wernsdorf) liegt der mittlere Abfluss um den Faktor 3,5 über den monatlichen Niedrigwasserabflüssen. Bei gleichbleibenden Klärwerksableitungen liegen demnach im Jahresmittel die Abwasseranteile in den zur Berliner Trinkwassergewinnung genutzten Gewässern erheblich niedriger als die von Schumacher & Skripalle ermittelten Anteile von 0 bis 22 % mit Ausnahme des Tegeler Sees (s. Tab. 6.1-1 und Tab. 6.1-3).

### **Tegeler See**

Im Tegeler See stellt sich die Situation komplexer dar. In den See gelangen von Nordosten die Abläufe der OWA Tegel, die sich seit 1997 aus Tegeler Fließ und Nordgraben zusammensetzen. Der Nordgraben enthält den Großteil der Kläranlagenabläufe des Klärwerks Schönierlinde sowie einen geringen Anteil von Wasser der Panke. In der OWA Tegel wurde vor 1997 auch noch ein Teilstrom von Oberhavelwasser behandelt. Der Ablauf der OWA Tegel vermischt sich im Tegeler See mit Oberhavelwasser, das von Südwesten her einströmt. Die Abwasseranteile stellen sich örtlich sehr heterogen dar (Fritz et al. 2000). Um die Abwasseranteile zu ermitteln, müssen zum einen die Anteile von Kläranlagenablauf am Ablauf der OWA Tegel bekannt sein und zum anderen die Anteile von Oberhavelwasser im Tegeler See. Bisher liegen hierzu nur die Berechnungen der Abwasseranteile im Nordgraben von Schumacher & Skripalle bezogen auf  $NM_{30Q}$  vor. Die Anteile von Oberhavelwasser im See werden von Fröhlich et al. (1996) mit 24-28 % angegeben, wobei allerdings die Uferfiltratentnahme des Wasserwerks Tegel unberücksichtigt blieb.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden die Abwasseranteile im Ablauf der OWA als Jahresmittel (MQ) von 1993 bis 1998 ermittelt, wozu die Abflussmessungen von SenSUT an Panke, Nordgraben und Tegeler Fließ und die Abflussmessungen der OWA Tegel verwendet wurden (s. Kap. A.4.1). Zur Kontrolle wurden die Kläranlagenablaufmengen von Schönierlinde mit den Ablaufmengen der OWA Tegel verglichen. Weiterhin wurde über eine Mischungsrechnung basierend auf Chloridkonzentrationen eine Abschätzung der Anteile von Oberhavelwasser im Tegeler See für denselben Zeitraum vorgenommen (s. Kap. A.4.2).

Die Ergebnisse weisen eine starke Schwankungsbreite auf. Der Abwasseranteil im Tegeler See wurde auf 17 bis 35 % bezogen auf MQ für den Zeitraum 1993-1998 abgeschätzt. Für ein zur Trinkwassergewinnung genutztes Gewässer weist der Tegeler See damit in Berlin die höchsten mittleren Abwasseranteile auf.

### 6.1.1.3 Einfluss des Rückgangs der Spreewasserführung

In zukünftigen Perioden verringern sich die Abflüsse der südöstlich nach Berlin strömenden Gewässer infolge des Rückgangs der Sumpfungswässer (=gehobenes Grubenwasser), die in den vergangenen Jahrzehnten den Abfluss der Spree zum Teil vervielfachten (Gockel 1999; s. Kap. 3). Um den Rückgang der südöstlichen Zuströme ins Stadtgebiet zu ermitteln, wurde auf Daten des Langfristbewirtschaftungsmodells der Bundesanstalt für Gewässergüte (BfG) zurückgegriffen. Um den Abfluss der südöstlich zuströmenden Gewässer zu erhalten, werden die Abflüsse der Spree/ Große Tränke, der Dahme/ Neue Mühle und des Oder-Spree-Kanals/ Wernsdorf summiert. Derzeit beträgt der mittlere Abfluss MQ der südöstlichen Zuflüsse nach Berlin 40,3 m<sup>3</sup>/s. Für die Periode 2018 bis 2022 sinken diese südöstlichen Zuflüsse auf im Mittel nur noch 18,5 m<sup>3</sup>/s (Tab. 6.1-2; vgl. Kap. 3.1.1).

**Tabelle 6.1-2: Mittlere derzeitige und zukünftige Zuflüsse nach Berlin und geschätzte Abwasseranteile ( nach BfG [Finke 2000], Variante ‚Berlin 11‘)**

50% -Werte (Median) des Zuflusses nach Berlin in m <sup>3</sup> /s								
Periode		MQ (s.o.)	1993- 1997	1998- 2002	2003- 2007	2008- 2012	2013- 2017	2018- 2022
Pegel	Gewässer		m <sup>3</sup> /s	m <sup>3</sup> /s	m <sup>3</sup> /s	m <sup>3</sup> /s	m <sup>3</sup> /s	m <sup>3</sup> /s
Große Tränke	Spree	15,7	14,3	11,5	12,4	13,2	13,9	11,9
Neue Mühle	Dahme	12,4	6,43	4,88	5,33	5,4	5,4	5,06
Wernsdorf	OSK	12,2	4,43	1,51	1,51	1,77	2,18	1,51
<b>SUMME I</b>		<b>40,3</b>	<b>25,16</b>	<b>17,89</b>	<b>19,24</b>	<b>20,37</b>	<b>21,48</b>	<b>18,47</b>
Borgsdorf	Havel	11,6	11,6	11,6	11,6	11,6	11,6	11,6
<b>SUMME II</b>		<b>51,9</b>	<b>36,76</b>	<b>29,49</b>	<b>30,84</b>	<b>31,97</b>	<b>33,08</b>	<b>30,07</b>
Kläranlagen		8,1 <sup>1</sup>	7,5 <sup>2</sup>	7,32 <sup>3</sup>	7,32 <sup>3</sup>	7,32 <sup>3</sup>	7,32 <sup>3</sup>	7,32 <sup>3</sup>
<b>% Gesamtabfl</b>		<b>15,6%</b>	<b>20,4%</b>	<b>24,8%</b>	<b>23,7%</b>	<b>22,9%</b>	<b>22,1%</b>	<b>24,3%</b>

<sup>1</sup> Mittelwert 1993-1997; <sup>2</sup> Daten der BWB, Abfluss 1997; <sup>3</sup> Daten der BWB, Abfluss 1999

Durch den Rückgang der Spreewasserführung werden sich die Abwasseranteile in den an der Spree und der Unterhavel gelegenen Wasserwerken erhöhen. Der mittlere Abfluss der Spree wird mit ca. 18,5 m<sup>3</sup>/s aber auch nach Rückgang der Sumpfungswassereinspeisung nicht unter den NM<sub>30</sub>Q-Abfluss fallen, der von Schumacher & Skripalle zu 11,5 m<sup>3</sup>/s angegeben wird. Der Abfluss der Havel verändert sich laut Berechnungen der BfG nicht. Bezogen auf MQ werden also sowohl in der Spree als auch in der Unterhavel die auf NM<sub>30</sub>Q bezogenen Abwasseranteile trotz des Rückgangs der Spreewasserführung nicht erreicht werden.

Für die Unterhavel bei Potsdam wurden mit den mittleren Jahresabflüssen der langjährigen Reihen Abwasseranteile für Gesamtberlin von 15,6 % abgeschätzt (s. Tab. 6.1-2). Für diese Abschätzung wurden Wasserverluste und -gewinne aus Verdunstung, Niederschlag und Wechselwirkungen der Oberflächengewässer mit dem Grundwasser vernachlässigt. Mit diesen Vereinfachungen bewirkt der Rückgang der südöstlichen Zuströme ins Stadtgebiet bei

in etwa gleichbleibenden Mengen von Kläranlagenabläufen, dass die Abwasseranteile bei Potsdam auf ca. 20-24 % ansteigen werden. Diese Abwasseranteile gelten „hinter“ Berlin, d.h. nach Zusammenströmen von Unterhavel und Teltowkanal, und betreffen demnach insbesondere den Potsdamer Raum.

## 6.1.2 Abschätzung der Abwasseranteile in Berliner Trinkwässern

Zur Abschätzung der Abwasseranteile im Berliner Trinkwasser werden die in Kapitel 3.4.1 angegebenen Uferfiltratanteile und Anteile von künstlich angereichertem Grundwasser den Abwasseranteilen in den betroffenen Oberflächengewässern gegenübergestellt. Für den Tegeler See wurden die Abwasseranteile bezogen auf MQ mit in Tabelle 6.1-3 aufgenommen.

**Tabelle 6.1-3: Uferfiltratanteile der Berliner Wasserwerke und theoretische Abwasseranteile im Rohwasser (bezogen auf NM<sub>30</sub>Q; für Tegel sowohl auf MQ als auch auf NM<sub>30</sub>Q)**

Wasserwerk	Gewässer	A:		B:		C:		D:		E:		F:	
		Uferfiltrat- anteile in %	Uferfiltrat & GWA in %	Abwasser- anteil im Gewässer in %	Abwasser- anteil im Rohwasser in %	Abwasser- anteil im Gewässer in %	Abwasser- anteil im Rohwasser in %	Abwasser- anteil im Gewässer in %	Abwasseranteil im Rohwasser in %				
Tegel	Tegeler See	80	82	(73 <sup>1</sup> ) 17-35 <sup>2</sup>	(< 58,4) 13,6 – 28	(78 <sup>1</sup> ) 17- max. 50 <sup>3</sup>	(< 62,4) 13,6 – max. 40						
Friedrichs- hagen	Müggel- see	83		0	0	0	0						
Beelitzhof	Unter- havel	67	74	10	6,7 - 7,4	22	14,7-16,3						
Spandau	Ober- havel	30	62 - 79	0	0	0	0						
Jungfern- heide	Spree	52	76,1	11	5,2-7,6	7	6,3-5,3						
Stolpe	Ober- havel	14	71	0	0	0	0						
Tiefwerder	Unter- havel	61	61	10	6,1	22	13,4						
Wuhlheide	Spree	59	59	11	6,5	8	4,7						
Johannisthal	Spree	62	62	11	6,8	8	5,0						
Kladow	Unter- havel	68	68	10	6,8	22	15,0						

A: Uferfiltratanteil nach Schumacher & Skripalle (1999)

B: Uferfiltrat und künstl. angereichertes Grundwasser (laut SenSUT 1990, Kap. 3.4.1 und Tab. A.7-1)

C: Abwasseranteil im Oberflächengewässer **Ist-Zustand** bezogen auf NM<sub>30</sub>Q (Schumacher & Skripalle 1999)

D: Abwasseranteil im Rohwasser des Wasserwerks für C; jeweils auf Spalte A und B bezogen

E: Abwasseranteil im Oberflächengewässer **Szenario 2c** bezogen auf NM<sub>30</sub>Q (Schumacher & Skripalle 1999);  
(ganzjährige Ableitung von Ruhleben in die Spree sowie Südaleitung Waßmannsdorf)

F: Abwasseranteil im Rohwasser für D; jeweils auf Spalte A und B bezogen

GWA: Wasser aus künstlicher Grundwasseranreicherung

<sup>1</sup> Nordgraben bezogen auf NM<sub>30</sub>Q

<sup>2</sup> Tegeler See, bezogen auf MQ

<sup>3</sup> 50 % kommen aus dem Szenario für die Schließung Falkenbergs, ungünstigste Bedingungen (s. A.4.2.1)

Für die anderen Berliner Gewässer fehlen derzeit Angaben zu Abwasseranteilen bezogen auf

MQ. Deshalb werden hier die von Schumacher & Skripalle (1999) ermittelten Abwasseranteile verwendet, die sich auf  $\text{NM}_{30}\text{Q}$  beziehen. Diese Abwasseranteile stellen ein Worst-Case-Szenario dar, das herangezogen werden kann, um eine obere Grenze der prozentualen Abwasseranteile im Rohwasser der Wasserwerke abzuschätzen. Wie in Abschnitt 6.2.1 erläutert, wirken sich erst Belastungen über längere Zeiträume auf die Trinkwasserqualität aus Uferfiltrat und künstlich angereichertem Grundwasser aus.

Die hypothetischen Abwasseranteile bezogen auf  $\text{NM}_{30}\text{Q}$  im Rohwasser der Wasserwerke Berlins liegen mit Ausnahme von Tegel bei höchstens 7,6 % (s. Tab. 6.1-3), im Falle der ganzjährigen Spreeableitung von Ruhleben bei höchstens 16 %. Für den Rückgang der Spreewasserführung würden die Abwasseranteile bezogen auf MQ immer noch niedriger liegen als die hier berechnete Worst-Case-Situation bezogen auf  $\text{NM}_{30}\text{Q}$ .

Im Jahresmittel liegen für das Wasserwerk Tegel die höchsten Abwasseranteile im Berliner Vergleich vor. Sie liegen zwischen 14 und 28 %. Für den Ausbau des Klärwerks Schönerlinde infolge der Stilllegung des Klärwerks Falkenberg bei kompletter Überleitung der Kläranlagenabläufe in den Tegeler See wurde eine Maximalgrenze für den Abwasseranteil im Tegeler See von 50 % abgeschätzt (s. Kap. A.4.2). Damit würden sich die Abwasseranteile im Tegeler Trinkwasser bei einem Uferfiltratanteil von 80 % zu maximal 40 %, für die künstliche Grundwasseranreicherung ohne Zumischung von landseitigem Grundwasser zu maximal 50 % ergeben. Bezogen auf eine Niedrigwasserperiode ( $\text{NM}_{30}\text{Q}$ ) könnte der maximale Anteil von Kläranlagenablauf im Ablauf der OWA Tegel und damit im Nordostbecken des Tegeler Sees auf bis zu 70 % ansteigen.

### **6.1.3 Zusammenfassung: Indirekte Abwasserwiederverwendung in Berlin**

- Die Anteile von Kläranlagenabläufen in den Oberflächengewässern Berlins, die zur Uferfiltration und künstlichen Grundwasseranreicherung genutzt werden, variieren mit Ausnahme des Tegeler Sees bei Niedrigwasser zwischen 0% (Müggelsee<sup>24</sup>, Oberhavel<sup>25</sup>) und 5-10 % in der Unterhavel vor Einmündung des Teltowkanals.
- Zur Abschätzung des Einflusses der Kläranlageneinleitungen im Wasserwerk Tegel muss der Anteil von Kläranlagenablauf im Tegeler See ermittelt werden. Dieser Anteil ist nur mit starken Unsicherheiten zu bestimmen. Die Abwasseranteile im See sind lokal heterogen (Fritz et al. 1999). Die Abwasseranteile im Tegeler See wurden bezogen auf MQ für 1997 zu 17 bis 35 % berechnet. Für den Ausbau der Kläranlage Schönerlinde wurde als Maximalwert ein Abwasseranteil von 50 % im Tegeler See abgeschätzt. Lokal kann dieser Anteil höher bzw. tiefer liegen. Damit läge der maximale Abwasseranteil im Tegeler Trinkwasser unter Annahme eines Anteils von 80 % Uferfiltrat und künstlich angereichertem Grundwasser bei 40 %.

---

<sup>24</sup> Der Müggelsee, der von der Spree gespeist wird, ist zwar nicht von Berliner Abwässern betroffen, allerdings von Kläranlageneinleitungen stromaufwärts von Berlin. An der Spree vor Berlin liegen u.a. die kommunalen Kläranlagen von Cottbus (300.000 EGW) und Bautzen (Simon 1997).

<sup>25</sup> An der Oberhavel liegt stromaufwärts von Berlin Oranienburg, so dass auch hier nicht von einem Anteil von 0% Abwasser auszugehen ist.

- Die Anteile der indirekten Abwasserwiederverwendung sind im Berliner Vergleich für das Wasserwerk Tegel am höchsten. Die Abwasseranteile im Rohwasser des Tegeler Trinkwassers liegen in den Jahren 1993- 1997 bei 14-28 %.
- Das Wasserwerk Friedrichshagen ist nicht von Kläranlageneinleitungen aus dem Berliner Stadtgebiet betroffen. Das Wasserwerk Kaulsdorf fördert weder Uferfiltrat noch künstlich angereichertes Grundwasser und ist demnach auch nicht von Kläranlageneinleitungen betroffen. Alle anderen Berliner Wasserwerke sind in geringem Maße von Kläranlageneinleitungen betroffen mit Abwasseranteilen im Rohwasser von allerhöchstens 7,6 % (Abwasseranteil im Oberflächengewässer bezogen auf  $\text{NM}_{30\text{Q}}$ ).
- Der Rückgang der Spreewasserführung hat einen Anstieg der Abwasseranteile in Spree und Unterhavel zur Folge und beeinflusst demzufolge die an diesen Gewässern liegenden Wassergewinnungsanlagen. Bis 2022 werden jedoch bezogen auf MQ-Werte des Abflusses die Abwasseranteile, die derzeit im Wasser des Wasserwerks Tegel vorliegen, von keinem anderen Wasserwerk erreicht. Es fehlen allerdings Untersuchungen zu den Auswirkungen von länger anhaltenden Niedrigwassersituationen.

## 6.2 Trinkwasser zu Abwasser: Bilanzierung von DOC- und Salzeinträgen der Wassernutzung

### 6.2.1 Berechnung des Stoffeintrags der Wassernutzung

Im folgenden Abschnitt soll untersucht werden, in welcher Größenordnung die Ressource Wasser durch die Wassernutzung mit Stoffen beaufschlagt wird, die nur über aufwändige Technologien wie z.B. Nanofiltration oder Umkehrosmose wieder aus dem Wasser entfernt werden können. Dazu werden die Stoffkonzentrationen im Wasser vor und nach seiner Nutzung durch den Verbraucher betrachtet, also zum einen die Trinkwasserqualität und zum anderen die Qualität der Kläranlagenabläufe. Ein Vergleich der Stofffrachten in Trinkwasser und Kläranlagenabläufen ermöglicht eine Bilanzierung von Stoffeinträgen der Wassernutzung. Die Differenz zwischen Stoffkonzentrationen in Trinkwasser und Kläranlagenablauf ist insbesondere für eine mögliche Kreislaufführung des Wassers bzw. eine Abwasserwiederverwendung von Interesse.

Als Stellvertreter für Stoffe, die über die konventionelle Wasserbehandlung nicht aus dem Wasser entfernt werden, wurden Chlorid, refraktärer DOC und Sulfat ausgewählt. Für Chlorid existieren in dem hier betrachteten System keine Senken<sup>26</sup>. Die Reduktion von Sulfat durch mikrobielle Sulfatatmung im Kanalnetz und in der Kläranlage wird über den Vergleich von Kläranlagenablauf mit Trinkwasser berücksichtigt. Ebenso ist die Reduktion von abbaubarem DOC in Kanalnetz und Kläranlage berücksichtigt, d.h. die Anteile von leicht abbaubarem DOC werden hier nicht betrachtet.

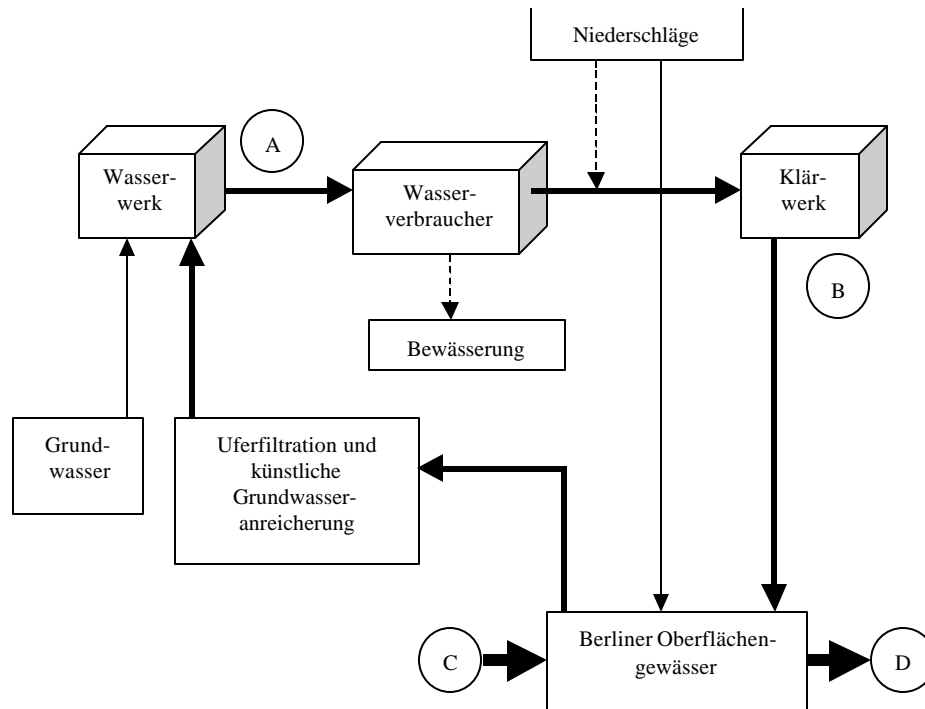
Die Differenz von Stoffkonzentrationen in Trinkwasser und Kläranlagenablauf bzw. die Differenz der Stofffrachten wird in dieser Arbeit vereinfacht als „Eintrag der Wassernutzung“ bezeichnet (s. Abb. 6.2-1, B-A). Dabei gehen weder die Anteile von Bewässerung und

---

<sup>26</sup> Als Senke wird hier die Entfernung aus dem Wasser verstanden. Denkbare Stoffsenken sind Prozesse wie Sorption, Ausfällung, chemische oder biologische Umwandlung.



Niederschlag ein noch wird zwischen den Einträgen der Haushalte, denen von Industrie und Gewerbe, den Einträgen über die Regenwasserkanalisation und der Stoffentfernung bzw. des Stoffeintrags des Klärwerkbetriebes unterschieden. Für eine erste Abschätzung der Berliner Situation erscheint diese Vorgehensweise zulässig wegen der hier dominierenden Stoffeinträge in die Gewässer über kommunale Kläranlagen (s. Kap. 6.3.1). Für andere Fragestellungen und andere Regionen sind sicherlich differenziertere Betrachtungen nötig.



Stoffeintrag der Wassernutzung:  $B - A$

Stoffeintrag in Berliner Oberflächengewässer:  $D - C$

**Abb. 6.2-1: Vereinfachtes Schema zur Bilanzierung von Stoffströmen der Berliner Wassernutzung**

### 6.2.1.1 Vereinfachungen bei der Berechnung des Stoffeintrags der Wassernutzung

Zur Bilanzierung der Stoffeinträge der Wassernutzung in Haushalten, Industrie und Gewerbe inklusive des Stoffeintrags in Kläranlagen werden in dieser Arbeit die Stofffrachten von Berliner Trinkwasser und Kläranlagenabläufen bilanziert. Da Trinkwasser nicht vollständig in Kläranlagenablauf überführt wird, werden bei dieser vereinfachten Art der Bilanzierung Fehler in Kauf genommen, die im folgenden kurz angesprochen und so weit als möglich quantifiziert werden sollen.:

- Das Trinkwasserversorgungsgebiet der Berliner Wasser Betriebe entspricht nicht dem Abwasserentsorgungsgebiet. Der Umlandanteil der Trinkwasserversorgung in Berlin entsprach 1993 bis 1997 1,1 bis 1,6% der insgesamt verkauften Trinkwassermenge der BWB. Der Umlandanteil der Abwasserentsorgung betrug 1993 bis 1997 5,7 bis 7,7% der entsorgten Schmutzwassermenge (BWB 1997). Zum Teil decken sich die Umlandgemeinden der BWB Ver- und Entsorgungsgebiete, wodurch sich der Fehler reduziert.

- Trinkwasser wird nach der Nutzung nicht vollständig wieder der Kläranlage zugeführt, da insbesondere im Sommer Wasser zur Bewässerung von Gärten und Grünflächen verwendet wird. Der prozentuale Anteil des Trinkwassers, der nicht als Schmutzwasser wieder eingeleitet wird, kann über die Differenz von Trinkwasserförderung in Haushalte und Schmutzwasserentsorgung für die Haushalte, die jeweils in den BWB-Geschäftsberichten ausgewiesen werden, abgeschätzt werden (BWB Geschäftsberichte, Hohmann 2000). Dieser Anteil des Trinkwassers, der im Schmutzwasser fehlt, betrug für die Nutzergruppe der Haushalte 1993 bis 1997 1 % (1997) bis 12 % (1995). Die Wasserverluste aus Industrie und Gewerbe sind nicht bekannt, aber vermutlich zu vernachlässigen, da Berlins Wasserversorgung hauptsächlich von Haushalten, Dienstleistern und Kleingewerbe geprägt ist (Statistisches Landesamt Berlin 1998).
- In den Berliner Kläranlagen wird zusätzlich zum Rohabwasser das Niederschlagswasser der Mischkanalisationsgebiete behandelt. Für das Jahr 1998 wurde die Menge an behandeltem Niederschlagswasser gesondert ermittelt als Differenz zwischen Trockenwetterabfluss und Gesamtabfluss der Kläranlagen (Buchholz 1998). Die Anteile an Regenwasser, das in den Kläranlagen behandelt wird, beliefen sich 1998 auf 8,3 % der behandelten Abwassermenge (BWB).
- Die Verluste in den Rohrleitungsnetzen werden zusammen mit dem Eigenverbrauch der BWB erfasst. Der Anteil von Eigenverbrauch und Verlusten betrug 1998 4,8 % der Förderung (BWB 1999).
- Zusätzlich zum genutzten Trinkwasser verfügen einige Betriebe in Berlin über Anlagen zur Eigenwasserförderung. Sofern dieses Wasser nicht in die Güterproduktion eingeht wie bei Getränkeherstellern, wird es über die städtische Kanalisation entsorgt. Die Eigenwasserförderung betrug in Berlin im Jahr 1995 17,6 Mio m<sup>3</sup>/a (Stat. Landesamt, in Hohmann 2000). Das entsprach in diesem Jahr 7 % der Trinkwasserförderung.
- Der Anteil von Fremdwasser im Berliner Kanalnetz beträgt nach Hohmann (2000) weniger als 1 % der behandelten Abwassermenge.

Die angesprochenen Mengenverschiebungen zwischen Trink- und Abwasser bewegen sich jeweils in einer Größenordnung von weniger als 10 %. Trotz der Wassersenken und -quellen auf dem Weg vom Trinkwasser zum Abwasser unterschieden sich die Mengen der Trinkwasserförderung und Abwasserreinigung im Jahr 1997 kaum: Es wurden 238 Mio m<sup>3</sup>/a Trinkwasser gefördert und 237 Mio m<sup>3</sup>/a Abwasser entsorgt (BWB 1997). Die Mengen der Trinkwasserförderung und der Abwasserreinigung für 1993-1998 sind Tab. A.7-32 zu entnehmen.

Bei der Berechnung von Stofffrachten in Trinkwasser bzw. Kläranlagenablauf können von Jahr zu Jahr Unterschiede von bis zu 35 % auftreten (s. Tab. 6.2-1, Sulfatfrachten). Für die folgende Bilanzierung der Stofffrachten der Wassernutzung können demgegenüber die oben aufgezählten Aspekte als vergleichsweise geringe Fehlerquellen im Vergleich zu den Variationen der Jahresfrachten angesehen werden. Daher werden sie zur Vereinfachung vernachlässigt.

### 6.2.1.2 Stoffeintrag der Wassernutzung als Chlorid-, Sulfat- und DOC-Konzentration

Die Berechnung der Differenzen der Einzelstoffkonzentrationen in Trinkwasser und Kläranlagenablauf für Chlorid, Sulfat und DOC erfolgte für die Jahre 1993-1999. Die einzelnen Werte sind in den Tabellen A.7-33, A.7-35 und A.7-37 in Kap. A.7.10 aufgelistet. Die Häufigkeit der Analysen und die Probenahme für Berliner Trinkwässer und Kläranlagenabläufe sind den Tabellen A.7-22 und A.7-24 in Kap. A.7.9 zu entnehmen. Die mittlere Konzentration des Berliner Trinkwassers bzw. der Berliner Klärwerksabläufe wurde über eine Massenbilanz aus den Jahresmittelwerten der Stoffkonzentrationen und den Fördermengen berechnet.

**Tabelle 6.2-1: Chlorid, Sulfat, DOC/RDOC-Konzentrationen in Berliner Trinkwasser und Kläranlagenablauf**

Konzentrationen in mg/l	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Chlorid im Trinkwasser	65,2	64,6	63,5	62,1	58,1	56,8	56,4
Chlorid im Kläranlagenablauf	156,9	151,7	142,7	138,9	140,9	134,5	140,7
Differenz KA - TW	91,7	87,1	79,1	76,8	82,8	77,7	84,3
Sulfat im Trinkwasser	129,5	127,6	132,8	129,5	126,3	125,1	124,8
Sulfat im Kläranlagenablauf	162,9	169,8	170,5	165,3	170,1	163,3	170,1
Differenz KA – TW	33,4	42,2	37,7	35,7	43,8	38,1	45,3
DOC im Trinkwasser <sup>1</sup>	4,2	4,5	4,3	4,2	4,4	4,3	4,4
DOC im Kläranlagenablauf	15,8	15,2	13,8	14,7	14,5	13,3	13,3
Differenz KA – TW	11,6	10,7	9,4	10,4	10,0	9,0	8,9
RDOC = DOC im Trinkwasser	4,2	4,5	4,3	4,2	4,4	4,3	4,4
RDOC im Kläranlagenablauf <sup>2</sup>	10,3	9,9	9,0	9,6	9,4	8,6	8,6
Differenz KA – TW	6,1	5,4	4,7	5,4	5,0	4,3	4,2

<sup>1</sup>Ab 1997 werden in den Berliner Wasserwerken anstatt DOC-Konzentrationen TOC - Konzentrationen gemessen.

<sup>2</sup> zu 65% der DOC-Konzentrationen angenommen, vgl. Kap. 5.2.5

Aus dem Vergleich der mittleren Trink- und Abwasserkonzentrationen lässt sich die Aufsalzung des Wassers bzw. die Erhöhung der Konzentration organischer Stoffe und Salze abschätzen. Die Erhöhung der Konzentrationen, vereinfacht als „Stoffeintrag der Wassernutzung“ bezeichnet, beträgt laut den Konzentrationsdifferenzen in Tab. 6.2.1

- ca. 75-90 mg/l Chlorid,
- ca. 35-45 mg/l Sulfat und
- ca. 9-10 mg/l DOC.

Beim DOC ist zu berücksichtigen, dass der DOC in Berliner Kläranlagenabläufen zu ca. 65 % als refraktär bezeichnet werden kann (s. Kap. 5.2.5 und Drewes 1997). Unter der Annahme, dass der DOC im Berliner Trinkwasser vollständig als refraktär zu bezeichnen wäre, betrüge der „Eintrag der Wassernutzung“

- ca. 4 bis 5 mg/l an refraktärem DOC.

Für die Stadt Mesa in den U.S.A.<sup>27</sup> geben Drewes et al. (1998) für den RDOC einen Stoffeintrag der Wassernutzung von ca. 1 mg/l an, Ziegler (1998) gibt für denselben Ort für Chlorid ca. 175 mg/l und für Sulfat ca. 64 mg/l an. Der in den U.S.A. geringere Eintrag an RDOC kann mit dem wesentlich höheren Wasserverbrauch in den U.S.A. begründet werden. Für die U.S.A. wird ein Pro-Kopf-Verbrauch von ca. 300 Litern pro Einwohner und Tag angegeben, in Deutschland werden ca. 130 Liter pro Kopf und Tag verbraucht (Globus 1999). Der deutlich höhere Chlorid- und Sulfateintrag kann an einem vergleichsweise hohen Anteil industrieller Einleiter in dem in den U.S.A. untersuchten Abwasserentsorgungsgebiet liegen. In Berlin dominieren kommunale Einleitungen die Kläranlagenabläufe.

### 6.2.1.3 Stoffeintrag der Wassernutzung als Chlorid-, Sulfat- und DOC-Fracht

Zur Ermittlung der Stofffracht, die über die Wassernutzung dem Wasser hinzugefügt wird, wurden die Frachten der Berliner Trinkwässer und Kläranlagenabläufe berechnet. Um die Stofffracht im Trinkwasser zu ermitteln, wurden jeweils die Jahresmittelwerte der Stoffkonzentrationen im Reinwasser jedes Wasserwerks mit der Gesamtförderung multipliziert. Für die Kläranlagenabläufe wurden die Jahresmittelwerte der Ablaufkonzentrationen mit den Mengen an behandeltem Abwasser multipliziert. Die summierten Stofffrachten des Berliner Trinkwassers und der Berliner Kläranlagenabläufe sind Tab. 6.2-2 zu entnehmen.

**Tabelle 6.2-2: Stofffrachten in Berliner Trinkwasser und Kläranlagenablauf sowie Stoffeintrag der Wassernutzung (=Nutzereintrag<sup>1</sup>) in t/a**

Stofffrachten in t/a	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	Mittelwerte '93-'97
Chloridfracht Trinkwasser	16.762	16.637	15.688	14.832	13.826	12.824	12.646	15.550
Cl-Fracht Kläranlagenabläufe	41.533	40.768	37.134	33.695	33.350	32.086	33.079	37.300
Nutzereintrag <sup>1</sup> Chloridfracht	24.770	24.131	21.446	18.863	19.524	19.262	20.434	<b>21.750</b>
Sulfatfracht Trinkwasser	33.307	32.870	32.818	30.923	30.069	28.238	27.975	32.000
SO <sub>4</sub> -Fracht Kläranlagenabläufe	43.113	45.631	44.391	40.092	40.260	38.939	39.988	42.700
Nutzereintrag <sup>1</sup> Sulfatfracht	9.806	12.760	11.573	9.169	10.191	10.702	12.013	<b>10.700</b>
DOC-Fracht Trinkwasser	1.077	1.157	1.069	1.012	1.056	973	982	1.070
DOC-Fracht Kläranlagenabläufe	4.172	4.075	3.581	3.554	3.427	3.165	3.122	3.760
Nutzereintrag <sup>1</sup> DOC-Fracht	3.095	2.918	2.511	2.542	2.371	2.192	2.140	<b>2.690</b>
RDOC-Fracht Trinkwasser	1.077	1.157	1.069	1.012	1.056	973	982	1.070
RDOC-Fracht KA-Abläufe	2.712	2.649	2.328	2.310	2.228	2.057	2.029	2.440
Nutzereintrag <sup>1</sup> RDOC-Fracht	1.635	1.492	1.259	1.298	1.172	1.084	1.047	<b>1.370</b>

<sup>1</sup>Stoffeintrag der Wassernutzung bzw. Nutzereintrag: Differenz zwischen Trinkwasserfracht und Fracht der Kläranlagenabläufe

<sup>27</sup> Die Untersuchung wurde in Mesa bei Phoenix, Arizona durchgeführt.

**Tabelle 6.2-3: Stoffeintrag bezogen auf die Einwohnerzahl Berlins**

	1993	1994	1995	1996	1997	Mittelwerte '93-'97
Einwohner Berlins in Mio <sup>1</sup>	3,461	3,452	3,446	3,427	3,388	3,4
g Chlorid/EW·d	19,6	19,2	17,1	15,1	15,8	17,4
g Sulfat/EW·d	7,8	10,1	9,2	7,3	8,2	8,5
g Schwefel/EW·d	2,6	3,4	3,1	2,4	2,7	2,8
g DOC /EW·d	2,5	2,3	2,0	2,0	1,9	2,1
g RDOC /EW·d	1,3	1,2	1,0	1,0	0,9	1,1

<sup>1</sup> Statistisches Landesamt Berlin

In Berlin wurden über die Wassernutzung pro Jahr im Zeitraum 1993 bis 1999 ca.

- **2.100 bis 3.100 Tonnen DOC** im Jahr eingetragen.

Auf eine Bevölkerung von ca. 3,4 Mio Einwohner umgerechnet, ergibt das einen Eintrag von 1,9 bis 2,5 g DOC/(EW·d) (s. Tab. 6.2-3). Unter den Annahmen, dass ca. 65 % des DOC in Kläranlagenabläufen und 100 % des DOC im Trinkwasser als refraktär angesehen werden können (s. Kap. 5), ergibt sich ein Eintrag der Wassernutzung von

- **ca. 1.000 bis 1.600 Tonnen RDOC**

im Jahr (s.Tab. 6.2-2). Pro Einwohner entspricht das einem Eintrag von ca. 0,9 bis 1,3 g RDOC/(EW·d).

In Berlin wurden von 1993 bis 1999 weiterhin über die Wassernutzung

- **19.000 bis 25.000 Tonnen Chlorid** und
- **9.100 bis 12.000 Tonnen Sulfat** pro Jahr eingetragen.

Das entspricht pro Einwohner einer Menge von 15 bis 20 g Cl/(EW·d) und einer Menge von 7 bis 10 g SO<sub>4</sub>/(EW·d) bzw. 2,4-3,4 g S/(EW·d) (s. Tab. 6.2-3).

Im folgenden wird eine Einordnung dieser Werte anhand anderer Literaturdaten vorgenommen. Wichtig schien zunächst die Stoffflussstudie zu St. Gallen/ Metapolis von Baccini et al. (1993). Ein Vergleich mit dieser Studie ist allerdings nur eingeschränkt möglich. Die Angaben in Tab. A.7-31 (Kap. A.7.10) stellen die von Baccini et al. (1993) ermittelten Werte den Werten dieser Arbeit gegenüber.

### **Kohlenstoff**

Der Eintrag an Kohlenstoff als DOC ohne Berücksichtigung der in der Kläranlage und in der Kanalisation eliminierten Anteile wurde für Berlin mit ca. 2000 Tonnen pro Jahr abgeschätzt bzw. 1,6-2,1 g DOC / (EW·d). In Berlin dominieren kommunale Einleitungen die Abwässer, die mit 10,7 % angegebenen Anteile von Industrie und Gewerbe sind rückläufig (BWB 1999, Hohmann 2000). Daher ist anzunehmen, dass ein Großteil des C-Flusses den Haushalten und dem Dienstleistungssektor entstammt.

In Metapolis/ St. Gallen stammen 76 % des C-Flusses im Rohabwasser aus Haushalten und ca. 13 % aus Industrie und Gewerbe (Baccini et al. 1993). In der Studie Metapolis wurde im

Gegensatz zu dieser Arbeit versucht, den gesamten C-Fluss inklusive leicht abbaubarer und auch anorganischer Anteile zu erfassen. Für Trinkwasser wurde daher der C-Fluss als Summe von TOC und TIC angegeben<sup>28</sup>. Dadurch kommen bei Baccini wesentlich höhere Stofffrachten zustande als in dieser Arbeit, die Werte lassen sich also nicht vergleichen.

Heinzmann (1993) gibt eine flächenbezogene Stofffracht von 116 kg DOC/ha a in Kläranlagenabläufen und 22 kg/(ha a) DOC in Regenabflüssen an. Für Westberlin lässt sich die C-Fracht der Kläranlagenabläufe damit zu 3074 Tonnen für 1989 berechnen. Dieser Wert entspricht mittlerweile der DOC-Fracht der Kläranlagenabläufe von ganz Berlin, die im Jahr 1997 ca. 3.068 Tonnen betrug. Dies kann vor allem mit sinkenden Abwassermengen begründet werden. Die Gesamtmenge der im Jahr 1989 behandelten Abwassermengen betrug 309,3 Mio m<sup>3</sup> für alle Klärwerke Berlins, wohingegen die Menge im Jahr 1997 nur noch 236,6 Mio m<sup>3</sup> betrug (BWB).

Gerlach & Gimbel (1996) geben für die Elbe eine persistente DOC-Fracht von 23.412 Tonnen im Jahr 1993 an. Diese Fracht ließe sich laut den Autoren über die Reduzierung von Punktquellen auf ca. 20.700 bzw. 16.000 Tonnen reduzieren. Der Vergleich mit den Berliner Daten zeigt, dass die Berliner Kläranlagen mit einer Emission von ca. 1.000 Tonnen RDOC zu höchstens 12,5 % des refraktären DOC im Gewässersystem der Elbe beitragen<sup>29</sup>.

### **Sulfat bzw. Schwefel**

Der Eintrag an Sulfat abzüglich der in der Kläranlage und in der Kanalisation eliminierten Anteile wurde für Berlin mit ca. 5.500 bis 8.500 Tonnen Sulfat pro Jahr abgeschätzt. Die Frachten ausgedrückt als Schwefel betragen 1/3 der Sulfatfrachten, also ca. 1.800 bis 2.800 Tonnen Schwefel im Jahr bzw. 1,4 bis 2,3 g S/ EW d (Tab. 6.2-3). Koppe & Stozek (1999) geben für häusliches Schmutzwasser einen Eintrag von 5,2 g S/ EW d an, wovon allein 3 g durch den Waschmittelfüllstoff Natriumsulfat hervorgerufen werden. In Berlin liegt der Eintrag wesentlich geringer, was u.a. darin begründet sein könnte, dass Füllstoffe in Waschmitteln inzwischen in geringerem Ausmaß eingesetzt werden.

In Metapolis stammen 52 % des Schwefel-Flusses aus häuslichem Schmutzwasser und 36 % aus Industrie und Gewerbe (Baccini et al. 1993). In den Kläranlagen St. Gallens wird die Schwefel-Fracht des Rohabwassers infolge des Einsatzes von Fällungsmitteln um ca. 40% bezogen auf das Rohabwasser erhöht. In Berlin wird in allen Kläranlagen mit Ausnahme von Ruhleben Eisen(II)-Sulfat zur Phosphatfällung eingesetzt (Hohmann 2000). Im Klärwerk Schönerlinde werden ca. 18 g/m<sup>3</sup> Fe(II)-Sulfat eingesetzt zur Simultanfällung, das entspricht ca. 11,4 mg/l Sulfat (Hložek 1999). Zur Abschätzung der Sulfatfracht aus Fällungsmitteln wird diese Menge auf 65 % der Kläranlagenabläufe Berlins hochgerechnet, was den Kläranlagenabläufen ohne Ruhleben entspricht. Bezogen auf alle Berliner Kläranlagen ergibt sich dann ein Sulfateintrag von ca. 7 mg/l, der ein Viertel bis ein Drittel des für Berlin abgeschätzten Sulfateintrags von ca. 20 bis 32 mg/l erklären würde. Die Einführung der

---

<sup>28</sup> Die Datenbasis wäre für Berlin nicht ausreichend, um TIC und TOC zu bilanzieren.

<sup>29</sup> Dabei ist die RDOC-Fracht des Trinkwassers herausgerechnet. Inklusive dieser Fracht wären es ca. 2.000 Tonnen und damit bis zu 25 %.

biologischen Phosphorentfernung in allen Berliner Kläranlagen könnte also zu einer Reduktion der in die Gewässer eingetragenen Sulfatfrachten führen.

Nach Abzug der abgeschätzten Sulfatfracht aus Fällungsmitteln reduziert sich der verbleibende Sulfateintrag für Berlin auf ca. 3.600 bis 6.700 Tonnen Sulfat im Jahr. Aus den Werten von Baccini et al. (1993) lässt sich hochgerechnet auf Berliner Einwohnerzahlen eine Größenordnung von ca. 10.000 Tonnen Sulfat ermitteln, die über Haushaltsabwässer in das Kanalnetz eingetragen werden. Dass die Werte Berlins viel niedriger sind, könnte an anderen Einsatzstoffen in Haushalten, an einer anderen Industrie- und Gewerbestruktur sowie an einem höheren Anteil der Sulfatreduzierung im in Berlin recht ausgedehnten Kanalnetz liegen.

### **Chlorid**

Für den Chlorid-Eintrag der Wassernutzung wurde für Berlin ein Wert von ca. 15.000 bis 18.000 Tonnen Chlorid pro Jahr ermittelt. Pro Einwohner ergibt sich ein Wert von ca. 12 bis 16 g Cl /EW d (s. Tab. 6.2-3). Koppe & Stozek (1999) geben einen Wert von 8,2 g Cl /EW d für den spezifischen Chlorid-Abstoß aus Harn, Fäzes und Schweiß an, zu dem nochmals ein Betrag von rund 2 g Cl /EW d durch Küchenabwasser hinzuzufügen ist. Damit lassen sich fast die gesamten Chlorid-Einträge Berlins über kommunale Stoffeinträge erklären, und nur ca. 1,8-6 g Cl /EW d wären in Berlin industriellen Einleitern zuzuordnen.

In St. Gallen/ Metapolis stammen 41 % des Chlorids im Rohabwasser aus Niederschlagswasser inklusive Streusalz (Baccini et al. 1993, s. Tab. A.7-31). In Berlin wird Streusalz nur auf Autobahnen und wenigen Straßen eingesetzt. Die Schneeperioden sind viel kürzer als in St. Gallen, und nur ein Teil des in der Stadt abgeleiteten Regenwassers gelangt in die Klärwerke. Daher wird für Berlin Streusalz als Chloridquelle als gering eingeschätzt.

Der restliche Chlorideintrag teilt sich in St. Gallen/ Metapolis ca. hälftig auf private Haushalte und Industrie und Gewerbe auf (Tab. A.7-31). Wird nur die Differenz der Chloridfrachten im häuslichen Schmutzwasser und im Trinkwasser von Metapolis betrachtet, so ergibt sich ein Wert von ca. 11.000 Tonnen Chlorid pro Jahr bezogen auf die Einwohnerzahl Berlins. Für Chlorid gibt es keine Senken durch Stoffwandlung, daher kann der Kläranlagenablauf Berlins mit dem Wert für häusliches Schmutzwasser verglichen werden, wobei in beiden Fällen die Trinkwasserfrachten berücksichtigt werden müssen. Der Eintrag an Chlorid liegt für Berlin in einer vergleichbaren Größenordnung. Die Differenz von ca. 5.000-8.000 Tonnen könnte mit gewerblichen Einflüssen erklärt werden.

Am Rhein kommt es zu einem Chlorid-Eintrag von ca. 7 Mio. t/a<sup>30</sup>. Damit beträgt der Chlorid-Eintrag der Stadt Berlin über die Wassernutzung weniger als 0,3 % des Eintrags zwischen Maxau und Rees am Rhein. Am Rhein verursacht insbesondere die elsässische Kali-Industrie einen hohen Chlorideintrag (UBA 1992/93).

---

<sup>30</sup> MQ Rhein, Pegel Maxau: 1260 m<sup>3</sup>/s, Pegel Rees: 2270 m<sup>3</sup>/s (langjährige Mittel 1931/1987) (UBA 1992/93)

Chlorid-Konzentrationen: Mittelwert der 50P-Werte 1985-1990 für Gütemessstelle BW04 (kombiniert m. Abfluss Maxau): 115 mg/l, für Gütemessstelle NW02 (kombiniert m. Abfluss Rees) 164 mg/l (UBA 1992/93)

⇒ Chlorid-Fracht bei Maxau (stromaufwärts vom Zufluss des Neckars): ca. 4,57 Mio. t/a; Chlorid-Fracht bei Rees (vor der niederländischen Grenze) ca. 11,74 Mio. t/a. Differenz: ca. 7 Mio. t/a.

#### **6.2.1.4 Fehlerabschätzung für die Berechnung von Stofffrachten in Trinkwasser und Kläranlagenablauf**

Bei der Ermittlung von Stofffrachten geht sowohl der Fehler der Konzentrationsmessungen als auch der Fehler bei der Erfassung der Wassermengen ein. Für das Reinwasser der größeren Berliner Wasserwerke wird die Analyse einer Stichprobe für DOC/TOC und Chlorid alle 3-4 Tage durchgeführt, wodurch im Jahr ca. 100 Analysen zustande kommen. Sulfat wird seltener gemessen. Im Wasserwerk Tegel wurden für Sulfat pro Jahr ca. 40-50 Analysen durchgeführt. Stoffkonzentrationen im Berliner Trinkwasser unterliegen innerhalb eines Wasserwerks keinen größeren Schwankungen, da das Wasser dem Grundwasser entstammt. Die Standardabweichungen der Konzentrationsmessungen für Chlorid, Sulfat und DOC liegen für das Wasserwerk Tegel bei wenigen Prozent (s. Tab. A.7-22)

Die Probenahme von Kläranlagenablauf erfolgt als tägliche 2h-Mischprobe. Die 2h-Mischproben werden immer zeitlich versetzt genommen, d.h. alle 12 Tage wird wieder derselbe Zeitausschnitt untersucht. Über das Jahr werden so Tagesgänge und Wochengänge ausgeglichen. Die Analyse von DOC und Chlorid erfolgt in den größeren Kläranlagen für ca. jede zweite Probe, für Sulfat seltener. Die Standardabweichungen liegen auch hier bei nur wenigen Prozent (s. Tab. A.7-24 in Kap. A.7.9).

Die Volumenströme werden in den Wasserwerken und in der Kläranlage werden inzwischen über MID erfasst (magnetisch-induktive Durchflussmessung), früher kamen auch Venturi-Geräte zum Einsatz.

Die Datenbasis zur Berechnung von Stofffrachten wird bezüglich des Berliner Trinkwassers und der Kläranlagenabläufe als sehr gut eingeschätzt. Andere Untersuchungen, insbesondere zu Stofffrachten in Oberflächengewässern, müssen meist auf wesentlich unvollständigere Datensätze zurückgreifen.

#### **6.2.2 Stoffeintrag in Berliner Oberflächengewässer**

Die in Kap. 6.2.1 ermittelten Stofffrachten wurden mit den Stofffrachten der in die Stadt einmündenden Fließgewässer verglichen, um einen Eindruck über den quantitativen Einfluss des Eintrags der Wassernutzung auf die Oberflächengewässergüte zu bekommen (vgl. Abb. 6.2-1, Kap. 6.2.1). Um die Stofffrachten der Gewässer zu ermitteln, wurden die Jahresmittelwerte des Abflusses MQ bezogen auf ein Kalenderjahr<sup>31</sup> mit den Jahresmittelwerten der Konzentrationen multipliziert. Die Qualität der Berliner und Brandenburger Oberflächengewässer wird innerhalb Berlins von SenSUT und in Brandenburg vom Landesumweltamt Brandenburg verfolgt. Die Abflussmessung wird innerhalb Berlins von SenSUT, in Brandenburg vom LUA Brandenburg und für wichtige Wasserstraßen wie Spree, Havel und Dahme vom Wasser- und Schifffahrtsamt Berlin durchgeführt.

Die zur Frachtberechnung jeweils kombinierten Pegel (Abflussmessung) und Gütemessstellen (Konzentrationsmessung) sind in Tab. A.7-18 im Anhang (A.7.8) aufgelistet. Für die Dahme lagen Daten einer Gütemessstelle nach Zufluss des Nottekanals vor. Daher wurden die Konzentrationen dieser Messstelle sowohl mit dem Abfluss der Dahme (vor dem Zufluss des Nottekanals) als auch mit dem Abfluss des Nottekanals multipliziert. Die Summe beider

---

<sup>31</sup> Normalerweise wird MQ für das hydrologische Jahr von November bis Oktober angegeben.



Frachten ergibt die Fracht in der Dahme nach dem Zufluss des Nottekanals. Für den Oder-Spree-Kanal lagen keine Gütemessungen vor. Daher wurde hier die Güte der Spree bei Neu-Zittau (Spree vor Dämeritzsee) verwendet. Da Spree und Oder-Spree-Kanal vom Kersdorfer See bis hinter Fürstenwalde in einem Bett fließen, erschien dies für eine Abschätzung der Frachten zulässig. Die einzelnen Konzentrationen und Abflüsse als Jahresmittelwerte sowie die Stofffrachten sind den Tab. A.7-32 bis A.7-38 zu entnehmen.

#### **6.2.2.1 Fehlerabschätzung für die Berechnung von Stofffrachten in Oberflächengewässern**

Die qualitativen Analysen der Oberflächengewässer erfolgen je nach Messstelle als monatliche Stichprobe oder häufiger. Ab Ende 1997 wurden einige Gütemessstellen innerhalb Berlins nicht mehr untersucht. Die Häufigkeit der qualitativen Untersuchungen sowie deren Standardabweichungen sind den Tabellen A.7-19 und A.7-20 (Kap. A.7.8) zu entnehmen.

Die Messung der Abflüsse der Oberflächengewässer erfolgt je nach Pegel unterschiedlich. Zum Einsatz kommen Ultraschallverfahren und Schreibpegel mit Wasserstands-Abfluss-Beziehungen. Die Jahresmittelwerte des Abflusses wurden über die Mittelwerte der monatlichen Abflüsse gewonnen. Dadurch wird der Februar im Vergleich zu den 31-Tage-Monaten etwas überbewertet, was aber einen zu vernachlässigenden Fehler darstellt.

Die Frachten der einzelnen Jahre in Teltowkanal und Unterhavel unterscheiden sich von Jahr zu Jahr erheblich. Dies liegt hauptsächlich an den mittleren Jahresabflüssen, die sich zum Teil um mehr als den Faktor 2 unterscheiden (vgl. 1994 zu 1997), was sich direkt in den Frachten widerspiegelt. Die Konzentrationsermittlung in den Fließgewässern ist ebenfalls fehlerbehaftet: Die Beprobung der Gewässerqualität erfolgt für den Teltowkanal nur einmal monatlich, für die Havel bei Krughorn für Sulfat einmal monatlich, für DOC und Chlorid bis zu 21x im Jahr als Stichprobe. Konzentrationen in Fließgewässern sind meist abflussabhängig (z.B. DOC in der Elbe: Gerlach & Gimbel 1998), was bei dieser Probenahme nicht berücksichtigt wird. Für die Gewässer Teltowkanal und untere Havel liegen aber keine Informationen zu diesen Beziehungen vor. In jedem Fall ist die Frachtermittlung aufgrund der abflussunabhängigen Beprobung von Stichproben und der Schwankungen der Abflüsse stark fehlerbehaftet und kann nur die Größenordnung der Stofffrachten in den Gewässern wiedergeben.

#### **6.2.2.2 Zuflussfrachten der Berliner Oberflächengewässer**

Die Gewässer Spree, Dahme, Oder-Spree-Kanal und Nottekanal sowie die Havel brachten in den Jahren 1993 bis 1997

- ca. 43.000 bis 87.000 Tonnen Chlorid
- ca. 134.000 bis 270.000 Tonnen Sulfat
- und ca. 7.000 bis 15.500 Tonnen DOC nach Berlin (s. Abb. 6.2-2 und Tab. 6.2-4).

Insbesondere aufgrund der stark schwankenden mittleren Jahresabflüsse unterscheiden sich die Stofffrachten von Jahr zu Jahr für ein Gewässer um bis zu 100 % (Tab. 6.2-4).

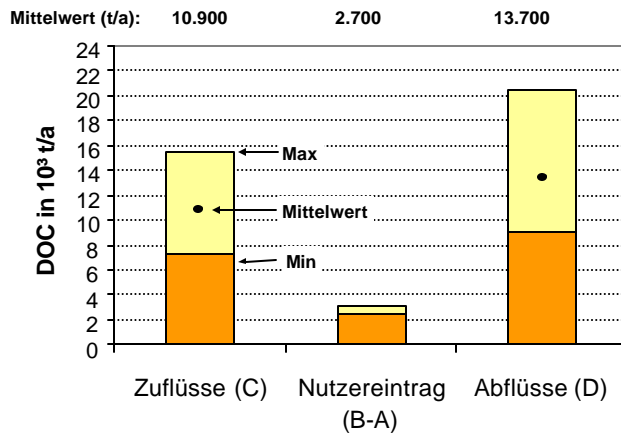
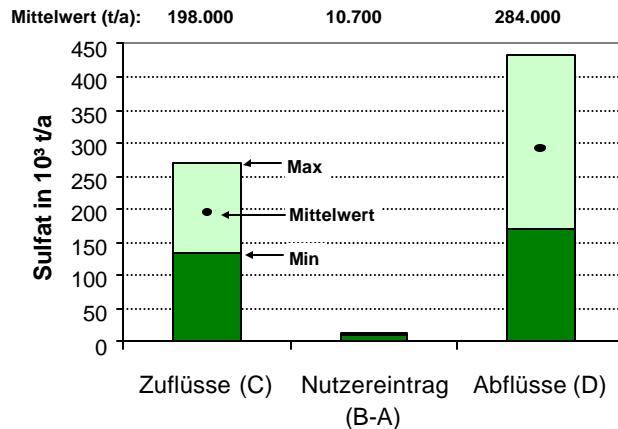
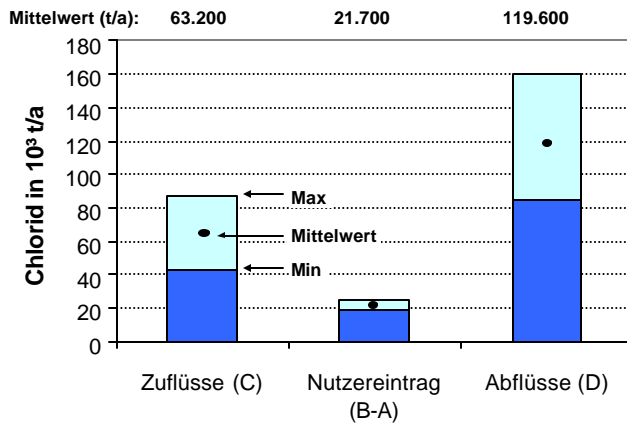


Abb. 6.2-2: Stofffrachten in den Zu- und Abflüssen Berlins sowie Stoffeintrag der Wassernutzung (1993-1997)

### 6.2.2.3 Abflussfrachten der Berliner Oberflächengewässer

Zum Vergleich mit den Zuflussfrachten wurden die Stofffrachten der die Stadt verlassenden Gewässer (Teltowkanal und Unterhavel) berechnet. Diese Frachten wurden mit der jeweiligen Zuflussfracht ins Stadtgebiet verglichen. Über eine Differenz wurde der Stoffeintrag in die Berliner Oberflächengewässer berechnet (Tab. 6.2-4). Dieser Stoffeintrag (D-C in Abb. 6.2-1) kann dann mit dem Stoffeintrag der Wassernutzung bzw. Nutzereintrag (B-A in Abb. 6.2-1) verglichen werden.

## Vorgehen

Zur Ermittlung der Stofffrachten des Teltowkanals wurden die Abflüsse des Teltowkanals bei Kleinmachnow und die Abflüsse des Klärwerks Stahnsdorf, die erst hinter der Schleuse Kleinmachnow eingeleitet werden, summiert. Die Frachten wurden über die Multiplikation der Jahresmittelwerte der Abflüsse mit den Jahresmittelwerten der Konzentrationen an der Gütemessstelle Teltowkanal/ Kohlhasenbrück errechnet. Für die untere Havel wurden die Jahresmittelwerte der Konzentrationen an der Gütemessstelle Krughorn mit den Jahresmittelwerten des Abflusses der Havel bei Tiefwerder kombiniert (s. Tab. A.7-18, Kap. A.7.8).

Die Berliner Oberflächengewässer beinhalten kurz vor Verlassen des Stadtgebietes

- ca. 120.000 Tonnen Chlorid
- ca. 280.000 Tonnen Sulfat
- und ca. 14.000 Tonnen DOC (s. Abb. 6.2-2 und Tab. 6.2-4).

**Tabelle 6.2-4: Zu- und Abflussfrachten sowie Eintrag der Wassernutzung, 5-Jahres-Mittelwerte 1993-1997 (Einzeljahre s. Tab. A.7-30 in Kap. A.7.10)**

5a-Mittelwerte in t/a	Chlorid	Sulfat	DOC	RDOC
Zuflussfracht <sup>1</sup>	63.231	197.767	10.935	-
Eintrag der Wassernutzung	21.747	10.700	2.687	1.371
Eintrag der Wassernutzung bezogen auf Zuflussfrachten	36%	6%	27%	14%
Abflussfracht <sup>2</sup>	119.596	284.126	13.666	-
Stoffeinträge in Berlins Oberflächengewässer <sup>3</sup>	52.578	79.276	2.364	-
Stoffeinträge in Oberflächengewässer bezogen auf Zuflussfrachten	83%	39%	22%	-

<sup>1</sup> Spree+ Dahme+ OSK+ Havel

<sup>2</sup> Havel Krughorn + Teltowkanal Kleinmachnow

<sup>3</sup> als Differenz der Zu- und Abflussfrachten

### 6.2.2.4 Vergleich des Stoffeintrags der Wassernutzung mit dem Stoffeintrag in Oberflächengewässer

Die Stofffrachten des „Eintrags der Wassernutzung“ (bzw. des „Nutzereintrags“) relativieren sich, wenn sie mit der Zuflussfracht ins Berliner Stadtgebiet verglichen werden. Demnach trägt der Stoffeintrag der Wassernutzung zu einer Erhöhung um ca. 20 bis 45 % der Chlorid- und DOC-Frachten in den Berliner Gewässern bei (s. Abb. 6.2-2, Tab. 6.2-4 sowie Tab. A.7-30, A.7-34 und A.7-36). Die RDOC-Fracht des Eintrags der Wassernutzung beträgt ca. 10-18 % der Zuflussfrachten (Tab. A.7-30). Die Erhöhung der Sulfatkonzentrationen durch den Stoffeintrag der Wassernutzung beträgt aufgrund der hohen Sulfatkonzentrationen in den südöstlichen Zuflüssen ins Stadtgebiet (Spree, Dahme, Oder-Spree-Kanal) nur 48 % (Tab. 6.2-4, A.7-30 und A.7-38 in Kap. A.7.10).

Werden die Stofffrachten der Zu- und Abflüsse des Berliner Stadtgebietes verglichen, kann eine deutliche Erhöhung der Frachten von Chlorid und Sulfat festgestellt werden. Die Jahresmittelwerte von '93 bis '97 ergeben, dass sich die Chloridfracht um ca. 80 % erhöht, die Sulfatfracht um ca. 40% und die DOC-Fracht um ca. 20 % (s. Tab. 6.2-4 und Tab. A.7-30 in

Kap. A.7.10). Der Stoffeintrag in die Oberflächengewässer (D-C in Abb. 6.2-1) ist für Chlorid und Sulfat deutlich höher als der Eintrag der Wassernutzung (B-A in Abb. 6.2-1). Für Chlorid liegt er doppelt bis dreimal so hoch wie der Eintrag der Wassernutzung, für Sulfat sogar drei bis 20fach so hoch. Der DOC-Eintrag in die Oberflächengewässer liegt bis auf die Jahre 1993 und 1994 in derselben Größenordnung wie der ermittelte Eintrag der Wassernutzung.

Die Unterschiede zwischen dem Stoffeintrag in Berlins Oberflächengewässer und dem Stoffeintrag der Wassernutzung können nicht vollständig geklärt werden, u.a. wegen des hohen Fehlers bei der Ermittlung von Stofffrachten in Oberflächengewässern (s.o.). Der Eintrag der Wassernutzung (B-A) unterscheidet sich qualitativ vom Stoffeintrag in die Oberflächengewässer (D-C) (vgl. Abb. 6.2-1). Beim Nutzereintrag wird weder die Stofffracht durch Grundwasserförderung (ca. 25 % des Berliner Trinkwassers) berücksichtigt noch die Stofffrachten, die über Regenwassereinleitungen erfolgen. Es wird weiterhin nicht der Stoffeintrag der Phosphateliminierungsanlagen berücksichtigt. Kühlwassereinleitungen aus den Kraftwerken führen laut Bewag (1998) zu keinem Stoffeintrag.

Durch den Anteil an „echtem“ Grundwasser, das über den Pfad „Trinkwasserförderung → Wassernutzung → Abwasserentsorgung“ in die Oberflächengewässer gelangt, kommt ein Stoffeintrag in Oberflächengewässer zustande. Dieser Stoffeintrag kann nur sehr grob abgeschätzt werden, da die Stoffkonzentrationen im Grundwasser für die einzelnen Wasserwerke nur stellenweise bekannt sind. Für eine Abschätzung der Frachten werden die Mittelwerte von oberflächennahem Grundwasser aus einer Untersuchung von Brühl et al. (1992) herangezogen. Brühl et al. untergliederten die Grundwasserqualitäten nach Flächen. Da die Trinkwasserförderung Grundwasser aus Wasserschutzgebieten fördert, wird für die Fracht die mittlere Konzentration unbebauter Flächen verwendet (Tab. 6.2-5, Spalte A und C). Die Abschätzung ergibt, dass der Stoffeintrag aus diesem Grundwasseranteil für Chlorid und DOC bzw. TOC ca. 10 % des Eintrags der Wassernutzung darstellt, für Sulfat allerdings fast 70 % des Eintrags der Wassernutzung (Tab. 6.2-5, Spalte E). Aufgrund der in Berlin sehr hohen Sulfatkonzentrationen im Grundwasser auch gegenüber den Oberflächengewässern kann insbesondere der Sulfatstoffstrom aus der ‚echten‘ Grundwasserförderung nicht vernachlässigt werden.

**Tabelle 6.2-5: Abschätzung des Stoffeintrags über die Wasserförderung aus echtem Grundwasser**  
(Grundwasserförderung 1997: 1,875 m<sup>3</sup>/s = 25 % der Trinkwasserförderung)

	A:	B	C:	D:	E:
	Grundwasserkonz. unbebaute Flächen Mittelwert (mg/l) <sup>1</sup>	Grundwasserkonz. andere Flächen; Mittelwert (mg/l) <sup>1</sup>	Fracht <sup>2</sup> bezogen auf A (t/a)	Fracht <sup>2</sup> bezogen auf B (t/a)	C in % vom 5a- Mittelwert des Nutzereintrags
Chlorid	33	92-177	2.000	5.400-10.500	9 %
Sulfat	124	240-500	7.300	14.200-29.600	68 %
TOC	5,2	3,5-7,1	300	200-400	11 %

<sup>1</sup> Brühl et al. (1992); Mittelwerte für oberflächennahes Grundwasser (0-30 m); A: unbebaute Flächen mit Wald, Parkanlagen oder anderen Vegetationsflächen

<sup>2</sup> gerundet auf 100 t/a

Es kommt weiterhin zu einem Sulfateintrag der Oberflächenwasseraufbereitungsanlagen Tegel und Beelitzhof. Die OWA Tegel trug in den Jahren 1993-'97 im Mittel 3.150 t/a Sulfat ein. Aufgrund der Einstellung der Förderung von Oberhavelwasser beträgt der Mittelwert des Sulfateintrags der OWA Tegel für die Jahre '97 und '98 nur noch 1.770 t/a. Das sind 16,5 % des Nutzereintrags an Sulfat von 10.700 t/a. Die OWA Beelitzhof wird aufgrund ihrer geringen Fördermengen hier vernachlässigt (vgl. Kap. 3).

Für alle drei Stoffklassen kann es zu einem Eintrag infolge der Einleitungen über die Trennkanalisation, d.h. über Niederschläge kommen. Die auf Literaturdaten einer Übersicht von Heinzmann (1993) basierende Abschätzung der Stofffrachten von Niederschlagswasser der Trennkanalisation ist in Tab. 6.2-6 dargestellt. Im Vergleich zu Niederschlagswasser der Trennkanalisation können Straßenabläufe höhere Konzentrationen insbesondere bei Salzen aufweisen. Die Daten für Niederschlagswasser und Straßenabläufe sind örtlich stark unterschiedlich, weshalb die angegebenen Zahlen nur einer groben Abschätzung dienen können. Nach dieser Abschätzung können die Stofffrachten aus Niederschlagswasser bis zu einem Fünftel des Eintrags der Wassernutzung ausmachen.

**Tabelle 6.2-6: Stofffrachten der Trennkanalisation**

(Abschätzung; Niederschlagsmenge Trennkanalisation 37,4 Mio m<sup>3</sup> (Abwasserbeseitigungsplan 1999)

	Konzentrationen von Niederschlagswasser/ Trennkanalisation <sup>1</sup> (mg/l)	Frachten (t/a)	in % vom 5a-Mittelwert des Nutzereintrags
Chlorid	12-121	450-4.500	2 –20 %
Sulfat	62	2.300	21 %
DOC / TOC	5 / 11	190 / 400	7 – 15 %

<sup>1</sup> Literaturdaten aus Heinzmann (1993)

Eine Übersicht über die abgeschätzten Stofffrachten gibt Tabelle 6.2-7.

**Tabelle 6.2-7: Übersicht über die Stofffrachten in t/a**

t/a	Chlorid	Sulfat	DOC
A: Stoffeintrag in Oberflächengewässer (5a-Mittelwert)	<b>52.580</b>	<b>79.280</b>	<b>2.360</b>
B: Stoffeintrag der Wassernutzung (5a Mittelwert)	21.750	10.700	2.690
C: Stoffeintrag über Grundwasserförderung	2.000	7.300	300
D: Stoffeintrag der OWA Tegel	-	3.150/ 1.770	-
E: Stoffeintrag über Niederschlagswasser der Trennkanalisation	450-4.500	2.300	190/ 400
F: Summe B+C+D+E: Abgeschätzter Stoffeintrag	<b>24.200-</b>	<b>23.450-</b>	<b>3.180 -3.390</b>
Wassernutzung, Grundwasserförderung, OWA Tegel und Niederschlagswasser	<b>28.250</b>	<b>23.750</b>	

### 6.2.3 Zusammenfassung: Eintrag der Wassernutzung und den Stofffrachten im Berliner Raum

- Der Stoffeintrag der Wassernutzung wird hier verstanden als eine irreversible ‚Beaufschlagung‘ des Trinkwassers mit Stoffen wie Salzen und RDOC („B-A“ in Abb. 6.2-1).
- Dieser Stoffeintrag der Wassernutzung wurde quantifiziert zu ca. 75-90 mg/l Chlorid, 35-45 mg/l Sulfat und 4-5 mg/l RDOC.
- Die daraus resultierenden Stoffeinträge in die Berliner Oberflächengewässer betragen als 5-Jahres-Mittelwerte der Jahre '93-'97 für Chlorid 21.700 t/a, für Sulfat 10.700 t/a und für den RDOC 1.370 t/a (DOC: 2.700 t/a).
- Diese Stoffeinträge relativieren sich bezogen auf die Zuflussfracht dieser Stoffe über Oberflächengewässer ins Berliner Stadtgebiet (C in Abb. 6.2-1). Prozentual macht der Eintrag der Wassernutzung bezogen auf diese Zuflussfrachten bei Chlorid 36% aus, bei Sulfat nur 6% und beim RDOC 14 % (DOC: 27 %) (5-Jahresmittelwerte '93-'97).
- Die Frachtermittlung für Oberflächengewässer ist infolge der starken Schwankung der jährlichen Abflüsse bei monatlichen qualitativen Stichproben sehr ungenau. Die Frachtermittlung des Eintrags der Wassernutzung ist aufgrund der häufigeren qualitativen Analysen und der genaueren Erfassung von Volumenströmen zuverlässiger.
- Die Bilanzierung der Stofffrachten der Oberflächengewässer für die Zu- und Abflüsse des Berliner Stadtgebietes zeigt, dass sich die Chloridfracht fast verdoppelt und die Sulfat- und DOC-Fracht um ca. 1/3 ansteigt. Die Differenz der Zu- und Abflussfrachten wird als Stoffeintrag in die Berliner Oberflächengewässer bezeichnet („D-C“ in Abb. 6.2-1).
- Der Eintrag der Wassernutzung (5-Jahresmittelwert '93-'97) kann für den DOC 96 % des Stoffeintrags in Oberflächengewässer erklären. Der Eintrag der Wassernutzung von RDOC beträgt ca. 46 % des Stoffeintrags in Oberflächengewässer von DOC.
- Der Eintrag der Wassernutzung beträgt für Chlorid 38 % des Stoffeintrags in Berliner Oberflächengewässer, für Sulfat 12 % (5-Jahresmittelwerte '93-'97).
- Die Stofffrachten aus Grundwasseranteilen des Trinkwassers tragen auch zur Aufsatzung der Gewässer bei. Diese Anteile können nur sehr grob abgeschätzt werden. Für Sulfat könnten sie ca. 8% und mehr des Stoffeintrags in Berliner Oberflächengewässer betragen (Eintrag der Wassernutzung: 12 % des Stoffeintrags in Oberflächengewässer).
- Niederschlagswasser der Trennkanalisation trägt ebenfalls zu einem – allerdings relativ gesehen geringen – Stoffeintrag bei (maximal 2-3 % des Stoffeintrags in Oberflächengewässer).
- Die OWA Tegel trägt zu einem Sulfateintrag bei, der für die Jahre '97-'98 2 % ausmacht bezogen auf den Stoffeintrag in Berlins Oberflächengewässer.
- Aufgrund der großen Fehler insbesondere bei der Ermittlung der Stofffrachten in Oberflächengewässern, Grundwasser und Niederschlagswasser kann der Stoffeintrag in Berliner Oberflächengewässer mit den vorliegenden Daten nicht vollständig erklärt werden.
- Die Berliner Gewässer weisen auch nach Einleitung von Kläranlagenablauf für Chlorid und Sulfat Konzentrationen auf, die unter den Grenzwerten der TVO für Trinkwasser

liegen. Die DOC-Konzentrationen liegen auch nach Kläranlageneinleitungen im Bereich der Konzentrationen der Havel vor dem Zufluss ins Stadtgebiet.

## 6.3 Auswirkungen von höheren Abwasseranteilen im Wasserteilkreislauf am Beispiel Tegel

### 6.3.1 Fragestellung

In Berlin kann es infolge von „Kurzschlüssen“ in Wasserkreisläufen zu einer Mehrfachnutzung desselben Wassers, d.h. zu einer Abwasserwiederverwendung kommen. Ein solcher Kurzschluss kommt immer dann zustande, wenn a) die Trinkwassergewinnung indirekt oder direkt aus Oberflächenwasser erfolgt, b) der Ablauf einer Kläranlage stromaufwärts von der Trinkwassergewinnung eingeleitet wird und c) das dort gewonnene Trinkwasser in das Abwasserentsorgungsgebiet derselben Kläranlage gepumpt wird (Abb. 6-1 auf Seite 77). Dies ist zum Beispiel in Tegel der Fall: In den Tegeler See, der dem Wasserwerk Tegel über Uferfiltration und künstliche Grundwasseranreicherung als Trinkwasserreservoir dient, gelangt der größte Teil des Ablaufs der Kläranlage Schönerlinde. Gleichzeitig gelangt ein Teil des Tegeler Trinkwassers nach der „Nutzung“ in Haushalten und Gewerbe wieder zur Kläranlage Schönerlinde. Damit liegen im Wasserwerk Tegel nicht nur die im Berliner Vergleich höchsten Anteile von „Abwasser“ im Trinkwasser vor (vgl. Kap. 6.1), sondern es kommt zu einem wiederholten „Wasserrecycling“ über einen Wasserteilkreislauf (Abb. 6.3-1).

Für die Mehrfachnutzung von Wasser sollte nun geklärt werden, in welcher Weise die konstanten Einträge der Wassernutzung von Stoffen, die mit gängigen Technologien nicht aus dem Wasser entfernt werden, zu einer Qualitätsbeeinflussung des Trinkwassers führen. Diese Fragestellung wird anhand des Tegeler Beispiels untersucht. Dazu werden Stoffkonzentrationen des Trinkwassers im Wasserwerk Tegel über ein iteratives Modell berechnet (Excel Spreadsheets). Das Modell erlaubt es, verschiedene Szenarien der Wasserführung oder auch des Stoffeintrags der Wassernutzung zu simulieren und zu jedem Szenario die Stoffkonzentrationen im Trinkwasser zu berechnen. Zur besseren Verständlichkeit wird im folgenden von diesem Modell unter dem Namen „TegelSIM“ gesprochen.

Ziel der hier vorgestellten Simulationen war es, die Auswirkungen von

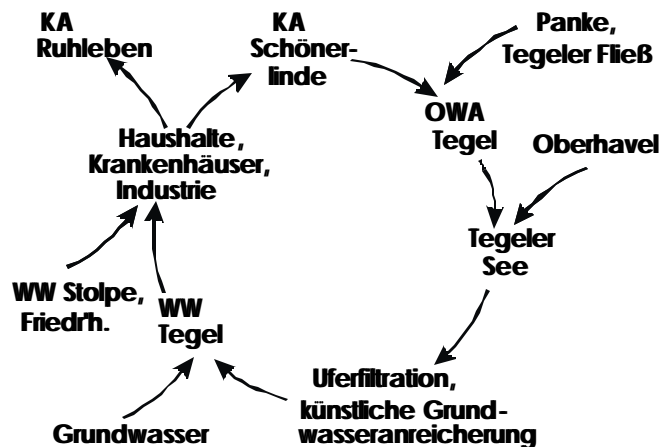


Abb. 6.3-1: Wasserteilkreislauf in Berlin Tegel

verstärkter Abwasserwiederverwendung in Tegel auf die Konzentrationen von Chlorid, Sulfat und refraktärem DOC im Tegeler Trinkwasser zu prognostizieren. Außerdem sollten für die Szenarien der verstärkten Abwasserwiederverwendung auch die Konzentrationen von anthropogenen Einzelstoffen im Trinkwasser prognostiziert werden. Dabei geht es allein um anthropogene Einzelstoffe, die vom Charakter eher persistent sind und im Tegeler Wasserkreislauf nicht nennenswert reduziert werden.

Das Modell TegelSIM könnte auch zur Simulation anderer Szenarien verwendet werden, wobei die Fragestellung sich nicht auf die Stoffkonzentrationen im Trinkwasser in Tegel beschränken müsste, sondern auch z.B. die Konzentrationen im Tegeler See simuliert werden könnten. Denkbare Szenarien wären:

- Erhöhung des Anlagendurchsatzes der OWA Tegel infolge
  - Erhöhung der Abwassermenge des Klärwerks Schönerlinde (s. Kap 6.3.3)
  - Förderung von Oberhavelwasser durch die OWA Tegel
- Umstellung von Uferfiltration auf künstliche Grundwasseranreicherung oder umgekehrt
- Quantitative Wirkung einer Verringerung des Nutzereintrags (z.B. AOI) auf die Trinkwasserkonzentration
- Verringerung des Abflusses des Tegeler Fließes, oder Ableitung von 100 % der Panke in die Spree
- Einstellung des Wasserwerks Stolpe → erhöhter Anteil des Trinkwassers Tegel im Abwassereinzugsgebiet

### 6.3.2 Modellbeschreibung

Das Modell TegelSIM basiert auf einer Massenbilanz eines stationären Systems. In diesem System gibt es für Wasserinhaltsstoffe sowohl Quellen als auch Senken. Über eine Iteration werden die sich im Tegeler Trinkwasser einstellenden Stoffkonzentrationen ( $c(\text{TWT})$ ) für den stationären Zustand berechnet.

Zur Berechnung wurde der Wasserteilkreislauf in Tegel in Bausteine und Knotenpunkte untergliedert (s. Abb. 6.3-2). Jeder Baustein kann eine Veränderung der Stoffkonzentrationen im Wasser infolge biologisch-chemisch-physikalischer Prozesse bewirken. Jeder Knotenpunkt bewirkt eine Veränderung der Konzentrationen über die Mischung mit anderem Wasser. Eingangsparameter sind die Stoffkonzentrationen an den Bausteinen und die relativen Anteile der Wassermengen an den Knotenpunkten. TegelSIM berechnet dann schrittweise für jeden einzelnen Baustein und Knotenpunkt die resultierende Stoffkonzentration im Wasser (vgl. Abb. 6.3-2).

Aufgrund der Massenbilanz gilt:

- $c(\text{KA}) = (p \cdot c(\text{TWT}) + p \cdot c(\text{TWS}) + p \cdot c(\text{TWF})) + c(\text{Stoffeintrag Wassernutzung})$
- $c(\text{OWA}_{\text{Ab}}) = (p \cdot c(\text{TFI}) + p \cdot c(\text{Pk}) + p \cdot c(\text{KA})) + c(\text{OWA}_{\text{Zu}})$  bzw.
- $c(\text{OWA}_{\text{Ab}}) = (p \cdot c(\text{TFI}) + p \cdot c(\text{Pk}) + p \cdot c(\text{KA})) \cdot (1 - e_{\text{OWA}})$ ;



- $p \cdot c(\text{TS}) = p \cdot c(\text{Oh}) + p \cdot c(\text{OWA}_{\text{Ab}})$
- $c(\text{UF}) = e_{\text{UF}} \cdot c(\text{TS})$
- $p \cdot c(\text{TWT}) = p \cdot c(\text{GW}) + p \cdot c(\text{UF})$

p: Anteil des Volumenstroms  
 c: Konzentration  
 c(OWA<sub>Zu</sub>): Stoffeintrag der OWA Tegel  
 e<sub>OWA</sub>: Elimination in der OWA Tegel  
 e<sub>UF</sub>: Elimination bei der Uferfiltration  
 GW: landseitiges Grundwasser  
 KA: Kläranlagenablauf Schönerlinde  
 Oh: Oberhavel  
 OWA<sub>Ab</sub>): Ablauf der OWA Tegel  
 Pk: Panke  
 TFI: Tegeler Fließ  
 TS: Tegeler See  
 TWT: Trinkwasser Tegel  
 TWS: Trinkwasser Stolpe  
 TWF: Trinkwasser Friedrichshagen  
 UF: Uferfiltrat

Die Mengenteile p sind wie folgt definiert:

- $p(\text{TWT}) := 1 - p(\text{TWS}) - p(\text{TWF})$
- $p(\text{KA}) := 1 - p(\text{TFI}) - p(\text{Pk})$
- $p(\text{OWA}_{\text{Ab}}) := 1 - p(\text{Oh})$
- $p(\text{GW}) := 1 - p(\text{UF})$

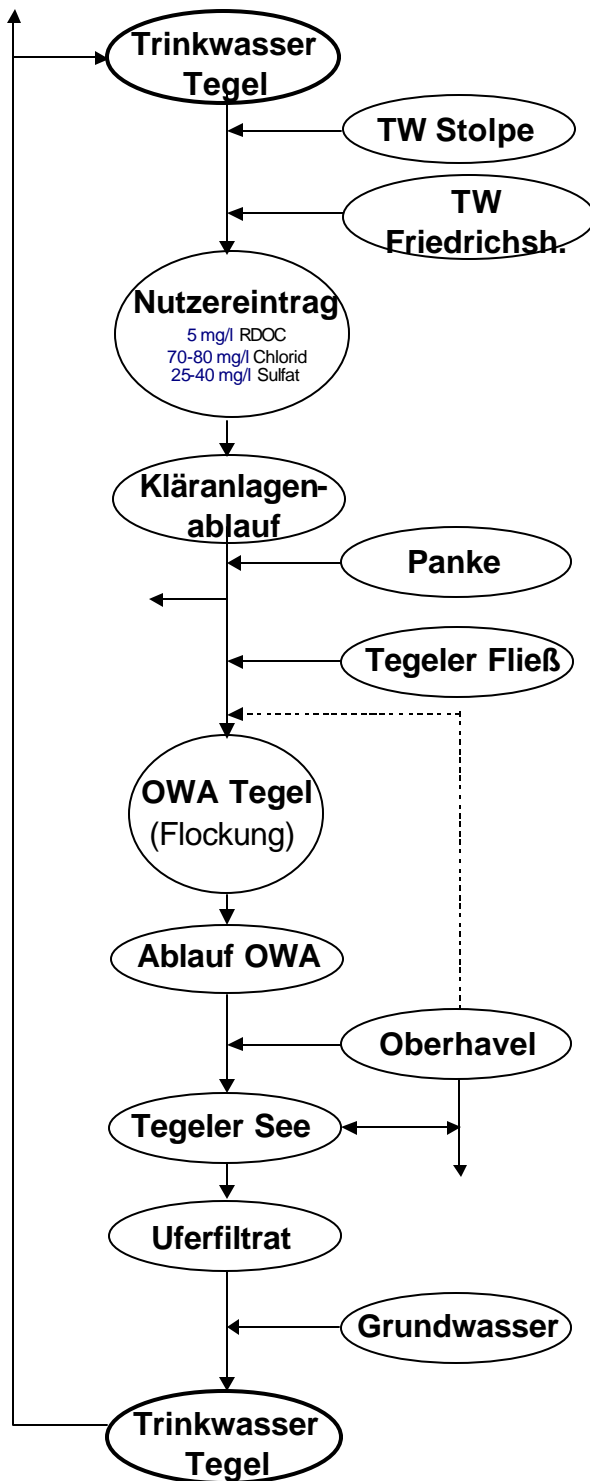
Eingangsparameter sind die Konzentrationen der Trinkwässer (für Tegel sind diese Konzentrationen als Startwerte zu verstehen), die Konzentrationen der Gewässer Panke, Tegeler Fließ und Oberhavel, der Stoffeintrag der Wassernutzung, die Veränderung von DOC und Sulfat durch die OWA Tegel und die Stoffkonzentration im landseitigen Grundwasser um den Tegeler See. Weitere Eingangsparameter sind die Anteile der verschiedenen Trinkwässer am Einzugsgebiet von Schönerlinde, die Anteile von Tegeler Fließ und Panke am Zulauf der OWA Tegel, der Anteil von Oberhavelwasser im Tegeler See und der Anteil von Uferfiltrat im Tegeler Trinkwasser (Abb. 6.3-2 und Tab. 6.3-1).

TegelsIM wurde für alle Eingangsparameter einer Sensitivitätsanalyse unterzogen, um festzustellen, auf welche Eingangsparameter die Ausgabeparameter empfindlich reagieren (vgl. Kap. A.5.1). Dabei stellte sich heraus, dass bezüglich der Sulfat- und Chloridkonzentrationen insbesondere der Anteil von Oberhavelwasser im Tegeler See von Bedeutung ist. Das liegt daran, dass die Oberhavel wesentlich geringere Salzkonzentrationen aufweist als der Ablauf der OWA Tegel. Ist der Oberhavelanteil also im See hoch, so ist die Salzkonzentration im Tegeler Trinkwasser entsprechend niedrig. Für den RDOC spielt vor allem der Anteil an Uferfiltrat im Trinkwasser eine Rolle. Je höher der Anteil von Uferfiltrat, desto höher ist die DOC-Konzentration. Je mehr landseitiges Grundwasser anteilig gefördert wird, desto niedriger ist die DOC-Konzentration im Tegeler Trinkwasser.

Ansonsten reagiert das Modell sehr unempfindlich, wenn ein einzelner Parameter variiert wird (s. A.5.1, Sensitivitätsanalyse).

TegelsIM wurde über die Chlorid-, Sulfat- und RDOC-Konzentrationen des Kläranlagenablaufs Schönerlinde, des Ablaufs der OWA Tegel und des Tegeler Sees kalibriert. Dazu wurden die berechneten Werte mit den Mittelwerten von 1997 verglichen. Die Eingangsparameter wurden so variiert, dass die berechneten Konzentrationen von Chlorid und Sulfat nur noch um weniger als 5% von den realen Konzentrationen abweichen (s. A.5.2, Kalibrierung).

Abb. 6.3-2: Schema des Modells „TegelSIM“



Dazugehörige Parameter:

$c(TWT)_{Start}$   
 $p(TWT)$

$c(TWS)$ ,  
 $p(TWS)$

$c(TWF)$ ,  
 $p(TWF)$

Nutzereintrag (als c)

$c(KA)$

$c(Pk)$ ,  $p(Pk)$

$c(TFI)$ ,  $p(TFI)$

$p(KA)$

$c(OWA_{Ab})$   
 $p(OWA_{Ab})$

$c(Oh)$ ,  $p(Oh)$

$c(TS)$

$c(UF)$ ,  
 $p(UF)$

$c(GW)$ ;  
 $p(GW)$

$c(TWT)$

Kursiver Schriftsatz: berechnete Werte; normaler Schriftsatz: Eingangsparameter.  
p: Anteil, c: Konzentration.

Weiterhin wurden einzeln vorliegende Konzentrationsmessungen persistenter, polarer organischer Verbindungen (AOI und Naphthalin-1,5-disulfonsäure) in das Modell eingegeben sowie Daten zum Abbauverhalten bei der Bodenpassage (Wischnack et al. 2000; Storm 2000). Ergebnis war, dass TegelsIM die real gemessenen Konzentrationen im Trinkwasser aus den Umweltdaten vorausberechnen kann.

**Tabelle 6.3-1: Werte des Referenzzustands von „TegelsIM“**

	c(TWT) <sub>Start</sub>	c(TWT) <sub>End</sub>	c(TWF)	c(TWS)	c(Pk)	c(TFI)
RDOC in mg/l	4,7	5,5	4,3	5,8	4,5	7
Sulfat in mg/l	132	141	145	73	150	140
Chlorid in mg/l	52	71	67	32	50	82

	c(Oh)	c(GW)	Nutzereintrag	Einfluss der OWA Tegel
RDOC in mg/l	6,5	2,5	4	25 % Elimination
Sulfat in mg/l	72	185	30	+ 40 mg/l
Chlorid in mg/l	34	63	80	+ 2 mg/l

Mengenanteile:

p(TWT) = 60 %,      p(TWS) = 30 %,      p(TWF) = 10 %;  
 p(Pk) = 15 %,      p(TFI) = 27 %,      p(Oh) = 50 %,      p(UF) = 80 %

Abwasseranteil im Ablauf der OWA: 58 %  
 Abwasseranteil im Tegeler See: 29 %  
 Abwasseranteil im Tegeler Trinkwasser: 23,2 %  
 (Werte nach der Kalibrierung<sup>32</sup>; Abkürzungen s. S. 101)

### Vergleich von Referenzwerten und Ist-Zustand der Konzentrationen im Tegeler Trinkwasser

Die Referenzwerte der Stoffkonzentrationen im Tegeler Trinkwasser beschreiben den theoretischen Ist-Zustand, den TegelsIM aus den Eingangsdaten berechnet. Diese errechneten Konzentrationen liegen etwas höher als die real vorliegenden Konzentrationen:

Ist-Zustand: Konzentrationen im Tegeler Trinkwasser 1997 (BWB); Startwerte der Iteration mit TegelsIM:

- 52 mg/l Chlorid, 132 mg/l Sulfat, 4,7 mg/l DOC (Annahme: 100 % refraktär).

Referenzzustand (s. Tab. 6.3. -1); Ergebnis der Iteration mit TegelsIM:

- 71 mg/l Chlorid, 141 mg/l Sulfat, 5,5 mg/l RDOC.

Auch über die Kalibrierung können die Werte nicht gesenkt werden (vgl. Kap. A5.2 und Kap. A.5.1, Sensitivitätsanalyse). Eine mögliche Erklärung ist, dass sich die Eingangsdaten von TegelsIM auf Jahresmittelwerte von 1997 für Kläranlagenablauf, Ablauf der OWA Tegel und Tegeler See beziehen. Das Trinkwasser in Tegel setzt sich aber wegen des verzögerten Wasseraustauschs im See sowie wegen Dispersionseffekten bei der Bodenpassage vermutlich

<sup>32</sup> Kalibrierung s. Anhang, Kap. A.5.2

aus Wasserqualitäten verschiedener Jahre zusammen. So war z.B. die Konzentration von Chlorid im Ablauf der OWA Tegel 1997 höher im Vergleich zu den Vorjahren (vgl. Tab. A.7-35). Der Referenzzustand ist also ein möglicher Zustand der Tegeler Trinkwasserqualität bei Annahme der Bedingungen von 1997. Aussagen zu Konzentrationsveränderungen bei der Berechnung von Szenarien werden auf die Konzentrationen des Referenzzustands bezogen und sind als relative Werte zu interpretieren.

### **6.3.3 TegelSIM: Auswirkung von höheren Abwasseranteilen**

Im folgenden Abschnitt soll simuliert werden, welche Auswirkungen höhere Abwasseranteile auf die Konzentrationen von Chlorid, Sulfat und RDOC im Tegeler Trinkwasser haben. Es werden vier Szenarien vorgestellt, die sich an möglichen Entwicklungen orientieren, diese aber gezielt überzeichnen. Ziel ist es, mit diesen „Worst-Case-Szenarien“ die qualitativen Grenzen des „Abwasserrecycling“ in Wasserteilkreisläufen auszuloten. Vergleichsbasis sind die nach der Kalibrierung errechneten Stoffkonzentrationen im Tegeler Trinkwasser, die als Konzentrationen des Referenzzustands bezeichnet werden.

Die Abwasserwiederverwendung wird bei TegelSIM für alle vorgestellten Szenarien durch den Anteil von Tegeler Trinkwasser begrenzt, der nach der „Wassernutzung“ wieder über das Klärwerk Schönerlinde in den Tegeler See geführt wird. Dieser Anteil von 60 % wurde auch für die Worst-Case-Szenarien nicht verändert.

**Szenario A:**            **Erhöhung des Abwasseranteils im Ablauf der OWA Tegel von 58 % auf 90 %, ansonsten wie Referenzzustand nach Kalibrierung**  
⇒ Abwasseranteil im Tegeler Trinkwasser: 36 % (Ref: 23,2 %)

(veränderte Parameter: p(Pk) von 15 auf 5 % erniedrigt, p(TFI) von 27 auf 5 % erniedrigt). Worst-Case-Szenario der Erweiterung des Klärwerkes Schönerlinde bei gleichzeitiger Einleitung von 100 % des Kläranlagenablaufs in den Tegeler See (keine Ableitung über Panke und Spree). In den Jahren 1993-1998 lag der Anteil von Kläranlagenablauf am Ablauf der OWA Tegel (ohne Oberhavelwasser) bei 48-61 % (s. A.4.1). Nach dem Ausbau von Schönerlinde können diese Anteile auf ca. 68 – 75 % ansteigen (vgl. Kap. A.4.1.1). Demnach ist die Erhöhung auf 90 % im Rahmen der derzeitigen Pläne bewusst zu hoch angesetzt. Der Anteil von Oberhavelwasser im Tegeler See liegt weiterhin bei 50 % (derzeit liegt er bei ca. 50 bis 77 %, s. Kap. A.4.2), ist also auch bewusst niedrig angesetzt.

**Szenario B:**            **Anteil der Uferfiltration (UF) auf 100% erhöht, ansonsten wie Referenzzustand nach Kalibrierung.**  
⇒ Abwasseranteil im Tegeler Trinkwasser: 29 % (Ref: 23,2 %)

- Worst-Case-Szenario für zunehmende Trinkwassergewinnung aus künstlicher Grundwasseranreicherung, damit keine Vermischung mehr mit landseitigem

Grundwasser, ansonsten wie Referenzzustand, d.h. 58 % Abwasser im Ablauf der OWA Tegel und 50 % Oberhavelwasser im Tegeler See

Aus wirtschaftlichen Erwägungen infolge des Grundwasserentnahmeentgeltes könnte dies eine mögliche Entwicklung sein (s. auch Fritz & Heim 1999).

**Szenario C:** wie A; ausserdem Anteil des Oberhavelwassers  $p(\text{Oh})$  von 50% auf 0% reduziert

Abwasseranteil im Tegeler Trinkwasser: 72 % (Ref.: 23,2 %)

- Worst-Case-Szenario für den Fall der gezielten Erhöhung des Kläranlagenablaufes (Volumenstromerhöhung) = Verschärfung von Szenario A.

Diskutiert wird z.B. bei Wassmann (1997) eine gezielte Erhöhung des nordöstlichen Seezustroms über einen Ausbau der Kläranlage Schönerlinde, um das Rückströmen von phosphatreichem Oberhavelwasser in den Tegeler See und damit Eutrophierungszustände zu vermeiden. Derzeit ist aber eine Erhöhung des Kläranlagenablaufs auf eine Menge, die zum Wasseraustausch im Tegeler See ausreichen würde, unrealistisch. Zum Wasseraustausch im Tegeler See von Nordosten her sind laut Wassmann (1997) ca. 2,5-3 m<sup>3</sup>/s nötig, die bis Ende 1996 nur durch die zusätzliche Behandlung von ca.1 m<sup>3</sup>/s Oberhavelwasser in der OWA Tegel erreicht werden konnten. Der Ablauf von Schönerlinde würde selbst nach einem Ausbau den Ablauf der OWA Tegel von derzeit ca. 1,5 m<sup>3</sup>/s nur um 0,22 m<sup>3</sup>/s erhöhen (Schumacher & Skripalle 1999).

**Szenario D:** wie C; ausserdem Anteil der Uferfiltration  $p(\text{UF})$  auf 100% erhöht

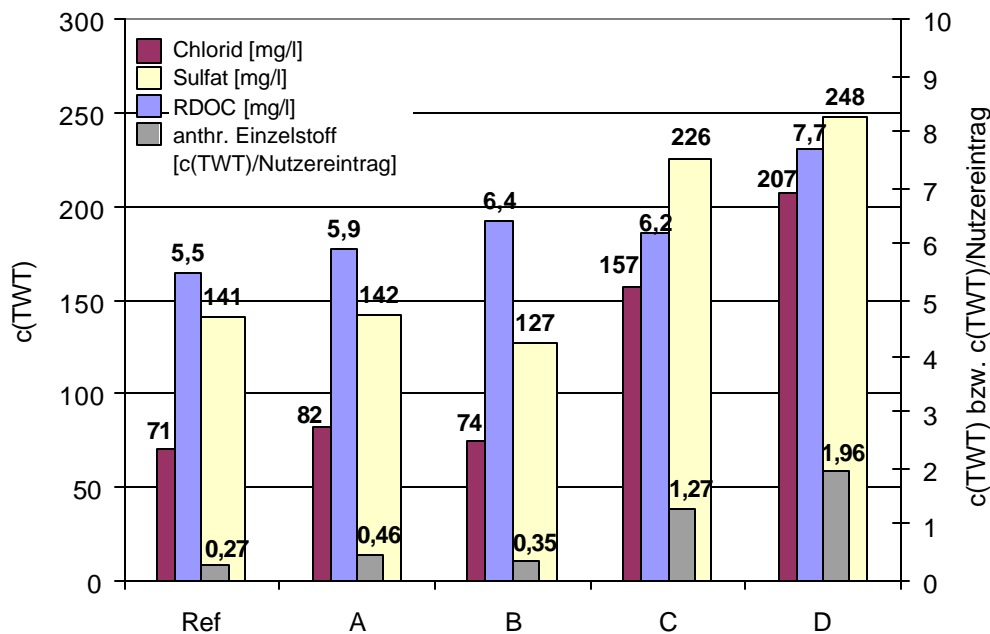
Abwasseranteil im Tegeler Trinkwasser: 90 % (Ref.: 23,2 %)

- Worst-Case-Szenario, Kombination von B und C. Aus den obengenannten Gründen auch unrealistisch; in Tegel als *Worst-Case-Szenario mit den höchsten Anteilen von Abwasser*, also der höchstmöglichen Abwasserwiederverwendung zu betrachten.

Die Szenarien A, C und D, die derzeit unrealistisch sind, stellen Abwasseranteile im Tegeler Trinkwasser von 36 %, 72 % bzw. 90 % dar. In dieser Arbeit wurden Abwasseranteile im Tegeler Trinkwasser von ca. 14-28 % abgeschätzt, die nach dem Ausbau von Schönerlinde auf allerhöchstens 40 bis 50% ansteigen dürften (s. Kap. 6.1, Tab. 6.1-3). Möglicherweise könnten sich an den Brunnengalerien Ost und West in der Nähe der OWA Tegel höhere Abwasseranteile einstellen, da diese hauptsächlich vom Ablauf der OWA Tegel betroffen sind. Allerdings ergeben sich dementsprechend an anderen Brunnengalerien niedrigere Abwasseranteile, so dass sich der Abwasseranteil über das gesamte Wasserwerk gesehen ausgleicht.

### **Ergebnis der Simulation der Szenarien A-D**

Ergebnis der Simulation von TegelsIM ist, dass sich für die **Szenarien A und B** die Konzentrationen von RDOC, Sulfat und Chlorid im Vergleich zum Referenzzustand kaum ändern (s. Abb. 6.3.3).



**Abb. 6.3-3: Konzentrationen im Trinkwasser des Wasserwerks Tegel als Ergebnis der Worst-Case-Szenarios für den Wasserteilkreislauf Tegel**

(anthropogener Einzelstoff s. Kap. 6.3.4)

Auch für die **Worst-Case-Szenarien C und D** liegt die berechnete RDOC-Konzentration maximal 2,2 mg/l höher als im Referenzzustand. Die Chlorid-Konzentration verdoppelt sich zwar, liegt aber immer noch unter dem Grenzwert der TVO von 250 mg/l. Sulfat überschreitet bei Szenario D den Grenzwert der TVO von 240 mg/l.<sup>33</sup>

Der Tegeler Wasserteilkreislauf, in dem es zur Mehrfachverwendung von Wasser kommt, ist aufgrund der Zumischung von Trinkwasser anderer Wasserwerke und vor allem der Zumischung von Oberflächenwasser und Grundwasser sehr unempfindlich bezüglich der Erhöhung der Abwasseranteile. Stoffe, die bei der derzeitigen Wasseraufbereitung nicht oder nur unwesentlich entfernt werden wie Chlorid, RDOC und Sulfat, reichern sich nicht in dem Masse an, dass es zu einer Überschreitung der Grenzwerte kommt. Der einzige Fall, in dem der Grenzwert zumindest für Sulfat überschritten wurde, stellt das Worst-Case-Szenario D dar, dass in Tegel derzeit äußerst unrealistisch ist. Erst bei einem Abwasseranteil von 90 % im Tegeler Trinkwasser wäre also eine Grenze der Abwasserwiederverwendung in Tegel zu sehen. Abwasseranteile kleiner 80 % erreichen noch keine Überschreitung der Grenzwerte der TVO bezüglich Chlorid und Sulfat.

<sup>33</sup> Die Chlorid- und Sulfatkonzentrationen sind wichtig, wenn es um Abschätzung der Korrosionsraten von Wasser geht (Mutschmann & Stimmelmayer 1995, Wagner 1989). Der Korrosionsindex (KI) berechnet sich mit molaren Konzentrationen zu  $KI = (c(Cl^-) + 2 \cdot c(SO_4^{2-})) / c(HCO_3^-)$ . Für das Tegeler Trinkwasser liegt dieser Index derzeit bei 1,18 ( $c(Cl^-) = 1,5$  mmol/l,  $c(SO_4^{2-}) = 1,35$  mmol/l,  $c(HCO_3^-) = 3,57$  mmol/l.). Für Szenario A läge er bei 1,5, für B bei 1,3, für C bei 2,5 und für D bei 3,1. Günstig sind je nach Rohrmaterial Werte < 1 (feuerverzinkte Stähle) bzw. sogar < 0,5 (nichtrostende Stähle) (Mutschmann & Stimmelmayer 1995).

Im Hinblick auf die qualitativen Grenzen der Abwasserwiederverwendung sind neben dem Verhalten von Substanzen ohne Senken wie u.a. Chlorid, Sulfat und RDOC noch die Konzentrationen abwasserbürtiger, persistenter organischer Einzelstoffe zu untersuchen. Dies wird im folgenden über die Betrachtung des Verhaltens eines hypothetischen anthropogenen Einzelstoffs vorgenommen.

### 6.3.4 TegelSIM: Auswirkung des Eintrags von persistenten Einzelstoffen

Bei der Wassernutzung kommt es zu einem stetigen Eintrag von persistenten oder zumindest nicht vollständig abbaubaren organischen Stoffen. Beispiele hierfür sind Pharmazeutika wie Clofibrinsäure (Metabolit eines Lipidsenkens), organische Iodverbindungen aus Röntgenkontrastmitteln (AOI), Carbamazepin, aber auch Industriechemikalien wie der Komplexbildner EDTA oder das Korrosionsschutzmittel Sarkosin-N-(phenylsufonyl) (s. Kap. 2.3.5.5 und Tab. A.1-2). Bei der Abwasserwiederverwendung, d.h. in Wasserteilkreisläufen wie in Berlin-Tegel stellt sich die Frage, ab wann sich kritische Konzentrationen dieser Stoffe im Trinkwasser bei Erhöhung der Abwasseranteile bzw. bei zunehmendem Wasserrecycling einstellen.

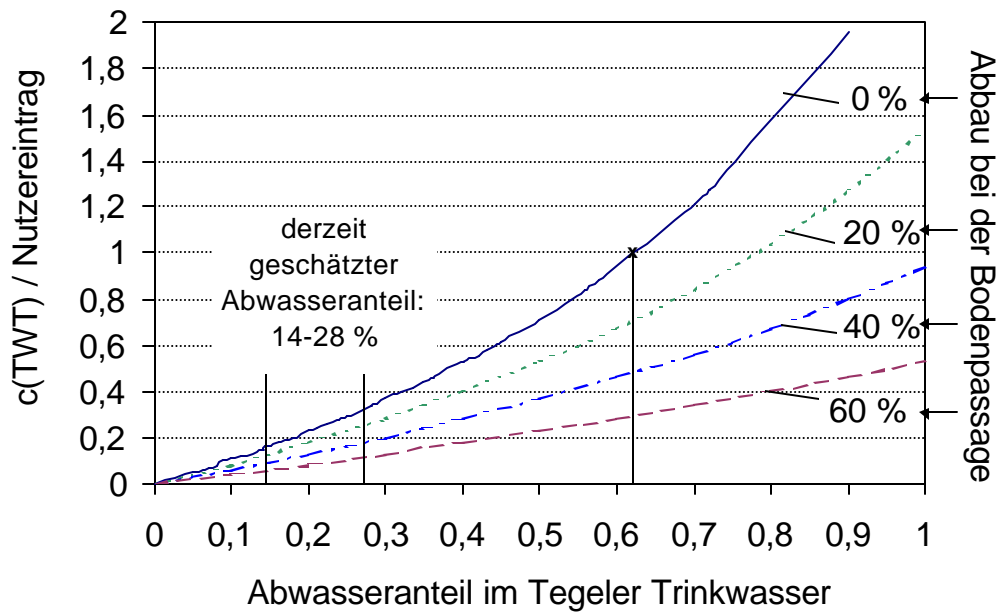
Für die folgenden Berechnungen mit TegelSIM wurde von einem hypothetischen dimensionslosen Eintrag mit dem Wert 1 eines polaren, persistenten anthropogenen Einzelstoffs ausgegangen. Dieser hypothetische Stoff wird bei keinem der möglichen Aufbereitungsschritte entfernt, also weder in Kläranlage, Flockungsanlage (OWA Tegel), Bodenpassage oder Wasserwerk. Berechnet wurde nun die auf den Eintrag der Wassernutzung bezogene Konzentration dieses Einzelstoffs im Trinkwasser des Wasserwerks Tegel für den stationären Fall. Der Anteil von Tegeler Trinkwasser am Trinkwasser im Einzugsgebiet der Kläranlage Schönerlinde wurde bei 60 % konstant gehalten. Der Anteil von Abwasser im Tegeler Trinkwasser ergibt sich aus den Anteilen von Kläranlagenablauf am Ablauf der OWA Tegel, aus dem Anteil von Oberhavelwasser im Tegeler See und aus dem Anteil von Uferfiltrat im Tegeler Rohwasser nach der Formel:

$$p(KA)_{TWT} = \{1-p(TFl) - p(Pk)\} \cdot \{1-p(Oh)\} \cdot \{p(UF)\}$$

$p(KA)_{TWT}$	----	Anteil des Kläranlagenablaufs im Trinkwasser Tegel
$\{1-p(TFl)-p(Pk)\}$		Anteil des Kläranlagenablaufs im Ablauf der OWA Tegel
$\{1-p(Oh)\}$	----	Anteil vom Ablauf der OWA Tegel am Tegeler See
$\{p(UF)\}$	----	Anteil von Uferfiltrat an der Trinkwasserförderung des Wasserwerks Tegel

Die Ergebnisse sind in Abb. 6.3-4 aufgetragen. Auf der y-Achse findet sich die Konzentration des anthropogenen Einzelstoffs bezogen auf den Stoffeintrag der Wassernutzung dieses Einzelstoffs. Je höher der Abwasseranteil ist, desto höher ist die Konzentration des anthropogenen Einzelstoffs im Trinkwasser Tegel. Ab einem Abwasseranteil von 62 % ( $c(TWT)/\text{Nutzereintrag} = 1$ ) kann es bezogen auf den Nutzereintrag zu einer höheren Konzentration im Tegeler Trinkwasser kommen, wenn der Stoff bei der Bodenpassage nicht abgebaut wird.

Für die derzeitige Schätzung von Abwasseranteilen im Tegeler Trinkwasser von ca. 14 bis 28 % liegt das Verhältnis  $c(TWT)/\text{Nutzereintrag}$  bei 0,18 bis 0,34. Die in das Wasser



**Abb. 6.3-4: Dimensionslose Trinkwasserkonzentration (c(TWT)) bezogen auf den (Nutzer-) Eintrag eines anthropogenen polaren Einzelstoffs im Tegeler Wasserteilkreislauf in Abhängigkeit des Abwasseranteils**  
(Anteil des Tegeler Trinkwassers am Einzugsgebiet der Kläranlage Schönerlinde: 60 %)

eingetragenen Mengen an persistenten polaren Stoffen, die nicht entfernt werden können, würden sich also allein durch Verdünnung auf ca. 15 bis 34 % reduzieren<sup>34</sup>.

Ist ein Stoff bei der Bodenpassage abbaubar, reduzieren sich entsprechend die Konzentrationen im Trinkwasser (s. Kurvenschar in Abb. 6.3.4, verschiedene Abbaugrade bei der Bodenpassage in %).

Diese Ergebnisse gelten unter der Voraussetzung, dass allein das Tegeler Trinkwasser mit abwasserbürtigen Stoffen belastet wird, nicht aber die Trinkwässer aus Friedrichshagen und Stolpe. Außerdem steckt in dieser Berechnung die Annahme einer Nullbelastung des Hintergrundes, hier Tegeler Fließ, Panke, Oberhavel und landseitiges Grundwasser. In der Realität ist aber sowohl in den Trinkwässern als auch in den anderen Gewässern mit einer gewissen Hintergrundbelastung zu rechnen. Auch sind die Trinkwässer der Wasserwerke Stolpe und Friedrichshagen je nach Stoff nicht unbelastet. Diese Fälle ließen sich auch mit TegelsIM modellieren, waren aber für die hier durchgeführte Simulation nicht von Interesse.

Für die im vorhergehenden Kapitel aufgestellten Szenarien ergeben sich die in Tab. 6.3.2 angegebenen Anteile von Kläranlagenablauf am Trinkwasser des Wasserwerks Tegel sowie Konzentrationen eines anthropogenen polaren persistenten Einzelstoffs bezogen auf den Nutzereintrag.

<sup>34</sup> Bei Arzneimitteln ergibt sich allein aufgrund des selektiven Gebrauchs eine erhebliche Verdünnung. Beispiel: Ein Medikament sei persistent und polar und wird über den Urin ausgeschieden. Damit ergibt sich allein aufgrund des Verhältnisses von Urin zu täglichem Wasserverbrauch ein Verdünnungsfaktor von ca. 100 (1-1,5 l Urin bezogen auf 127 l; Koppe & Stozek 1999; Globus 1999). Unter der Annahme, dass nur 10 % der Bevölkerung dieses Medikament regelmässig einnehmen, ergibt sich ein Verdünnungsfaktor von 1000. Im Wasserteilkreislauf Tegel kommt dazu eine Verdünnung auf ca. 1/3 des „Nutzereintrags“. Insgesamt kann also von einer Verdünnung von 1: 3000 (3 x 1000) ausgegangen werden.



**Tabelle 6.3-2: Relative Konzentration eines anthropogenen polaren persistenten Einzelstoffs im Tegeler Wasserteilkreislauf für die Szenarien A-D (vgl. Abb. 6.3-3)**

	$p(KA)_{TWT}$	$c(TWT)/$ Nutzereintrag
Referenzzustand nach Kalibrierung:	$0,58 \cdot 0,5 \cdot 0,8 = 23,2 \%$	0,27
Szenario A:	$0,9 \cdot 0,5 \cdot 0,8 = 36 \%$	0,46
Szenario B:	$0,58 \cdot 0,5 \cdot 1 = 29 \%$	0,35
Szenario C:	$0,9 \cdot 1 \cdot 0,8 = 72 \%$	1,27
Szenario D:	$0,9 \cdot 1 \cdot 1 = 90 \%$	1,96

### Beispiel AOI

Abschließend soll das Verhalten des AOI stellvertretend für eine Stoffklasse, die zu den relativ persistenten, dabei äußerst polaren Stoffen zählt, mit TegelSIM modelliert werden. Der AOI kann in Berlin-Tegel hauptsächlich auf den Eintrag von Röntgenkontrastmitteln zurückgeführt werden. Im Kläranlagenablauf Schönerlinde sind Konzentrationen von im Mittel ca. 40 µg/l zu finden (Wischnack & Jekel 2000). Im Tegeler Trinkwasser sind Konzentrationen von ca. 7 µg/l vorhanden (a.a.O.). Es wird ein Abbaugrad bei der Bodenpassage von 30-40 % angenommen (vgl. Ziegler et al. 2000). Für die Trinkwässer Stolpe und Friedrichshagen wird eine Konzentration von 2 µg/l AOI angenommen. Für die Oberhavel wird eine Konzentration von 5 µg/l angenommen, für die Panke 2 µg/l, für das Tegeler Fließ 10 µg/l (vgl. Wischnack et al. 2000).

Mit TegelSIM ergibt sich der Nutzereintrag unter diesen Annahmen zu ca. 35 µg AOI/l<sup>35</sup>. Unter Annahme einer Elimination bei der Uferfiltration und künstlichen Grundwasseranreicherung von im Mittel 40 % ergibt sich im Trinkwasser Tegel eine Konzentration von 7,2 µg/l AOI. Damit liegt das Verhältnis  $c(TWT)/$  Nutzereintrag bei 0,2. Trotz der nicht bei Null liegenden Hintergrundkonzentrationen gibt Abb. 6.3.4 dieses Ergebnis in etwa wieder (Anteil von Abwasser im Tegeler Trinkwasser: 23 %; 40% Abbau bei der Bodenpassage). Die Ergebnisse von TegelSIM erscheinen also realistisch und das Modell kann zur Prognose verschiedener Trinkwasserkonzentrationen verwendet werden.

Wenn es um die Beurteilung von verschiedenen Szenarien der Wasserführung und des Eintrags der Wassernutzung geht, müssen allerdings Kriterien zur Bewertung der Einzelstoffkonzentrationen herangezogen werden. Eine Bewertung der Einzelstoffkonzentrationen von Arzneistoffen und Industriechemikalien im Trinkwasser und eine mögliche Festlegung von Richt- und oder Grenzwerten steht aber derzeit noch aus.

### 6.3.5 Zusammenfassung: Auswirkung von Wasserteilkreisläufen auf die Trinkwasserqualität

In einem Wasserteilkreislauf wie dem in Berlin Tegel kommt es zu einer indirekten Abwasserwiederverwendung. Die Abwasseranteile im Tegeler Trinkwasser werden zu 14-32% berechnet.

Selbst bei konstantem Stoffeintrag der Wassernutzung stellen sich in Wasserteilkreisläufen im stationären Zustand stabile Endkonzentrationen von Chlorid, Sulfat und RDOC ein. In Tegel

<sup>35</sup> Dieses Ergebnis liefert TegelSIM. Der Nutzereintrag wird entsprechend variiert, bis sich die Konzentration im Kläranlagenablauf von 40 µg/l einstellt.

liegen diese Konzentrationen in einer Größenordnung von 71 mg/l Chlorid, 141 mg/l Sulfat und 5,5 mg/l RDOC, wenn Daten des Jahres 1997 zugrunde gelegt werden. Die derzeitigen Konzentrationen im Tegeler Trinkwasser liegen bei 52 mg/l Chlorid, 132 mg/l Sulfat und 4,7 mg/l DOC (BWB 1997).

Die Abwasseranteile im Tegeler Trinkwasser könnten sich erhöhen infolge des Ausbaus der Kläranlage Schönerlinde und geringfügig durch eine Ausweitung der Grundwasseranreicherung. Aufgrund der Prognosedaten wird eine Erhöhung des Anteils von Kläranlagenablauf im Tegeler Trinkwasser auf maximal 40 % erfolgen (vgl. Kap. 6.1.2, Tab. 6.1-3).

Mit Abwasseranteilen von 28 %, 36 %, 72 % und 90 % im Trinkwasser des Wasserwerks Tegel wurden mit TegelsIM gezielt Worst-Case-Szenarien modelliert. In keinem Fall wurden für die Chlorid- und Sulfatkonzentrationen die Grenzwerte der TVO überschritten. Der DOC-Gehalt steigt um maximal 50 %, das entspricht 2,2 mg/l. In den realistischeren Szenarien mit bis zu 35 % Abwasseranteil im Tegeler Trinkwasser liegen die Chlorid-, Sulfat- und RDOC-Konzentrationen nah bei den Konzentrationen des Referenzzustands.

Für anthropogene Einzelstoffe, die nicht entfernt werden, ergibt sich bei Abwasseranteilen im Tegeler Trinkwasser von ca. 14 bis 28 % eine Konzentrationsverminderung allein durch Verdünnung auf ca. 15 bis 34 % des Nutzereintrags dieser Stoffe. Würde also über die Wassernutzung im Mittel eine Konzentration von 100 µg/l eines Einzelstoffs eingetragen, so lägen im Tegeler Trinkwasser im stationären Zustand 15 – 34 µg/l dieses Einzelstoffs vor.

Erst bei Abwasseranteilen im Tegeler Trinkwasser ab 62 % kann es zu Konzentrationen kommen, die denen im Kläranlagenablauf entsprechen bzw. höher liegen (im Beispiel 100 µg/l und mehr). Dabei wird von einer Nullbelastung aller Wässer des Tegeler Kreislaufs mit Ausnahme des Kläranlagenablaufs und des Tegeler Trinkwassers ausgegangen. Weiterhin wird angenommen, dass keine Verringerung bei der Bodenpassage eintritt. In der Realität bietet aber vor allem die Uferfiltration ein Potenzial zur Verringerung vieler Stoffgruppen, insbesondere auch zur Reduktion organischer Stoffe. Sowohl für EDTA als auch für den AOI wurden Reduktionen bei anoxischen bzw. anaeroben Bodenpassagen festgestellt (Grischek et al. 1997, Wischnack & Jekel 2000).

Wie die jeweiligen Trinkwasserkonzentrationen zu bewerten wären, richtet sich nach den Einzelstoffen, ihren Metaboliten und deren Gesundheitsrisiko. Da hier bisher wenig Informationen vorliegen, kann die Vermeidung des Eintrags persistenter Stoffe helfen, Risiken durch Abwasserwiederverwendung zu vermeiden.

## 7 Schlussfolgerung

Zur Beurteilung der Nachhaltigkeit der Trinkwassergewinnung über Uferfiltration und künstliche Grundwasseranreicherung in Berlin ist die Reinigungsleistung der Uferfiltration und künstlichen Grundwasseranreicherung bezüglich organischer Stoffe analysiert und quantifiziert worden. Weiterhin wurde der Aspekt des Regenerationsvermögens der Ressource Wasser über die Analyse der Auswirkungen von verstärkter Abwasserwiederverwendung in Berlin näher beleuchtet.

### **Betrachtung der Uferfiltration und künstlichen Grundwasseranreicherung unter dem Aspekt der *Selbstreinigungskraft***

- *Reinigungsleistung der Uferfiltration und künstlichen Grundwasseranreicherung für organische Wasserinhaltsstoffe*

Bei der Bodenpassage der Uferfiltration bzw. der künstlichen Grundwasseranreicherung werden in Berlin am Tegeler See und am Müggelsee ca. 25-50 % der gelösten organischen Stoffe entfernt. Verdünnung mit landseitigem Grundwasser spielt an den untersuchten Standorten Tegeler See und Müggelsee bei der Reduktion kaum eine Rolle. Im geförderten Rohwasser der untersuchten Uferfiltrationsstrecken liegen dann ca. 4,5-4,7 mg/l DOC vor. Mit Bodensäulen konnte bestätigt werden, dass vor allem der erste Meter zur Reduktion von mehr als 20 % der gelösten organischen Wasserinhaltsstoffe beiträgt; nach drei Metern wurden ca. 30 % des DOC des DOC des Tegeler Sees entfernt.

Die Reinigungsleistung der Uferfiltration für organische Wasserinhaltsstoffe beruht vor allem auf biologischen Abbauprozessen und erschöpft sich auch nach Jahrzehnten nicht, wie Langzeitmessreihen des DOC im Tegeler See und im Reinwasser des Wasserwerks Tegel zeigen. Ausschlaggebend für die DOC-Konzentration im geförderten uferfiltratgeprägten Grundwasser sind die DOC-Konzentrationen im Oberflächengewässer. So hat sich aufgrund von rückläufigen DOC-Konzentrationen im Tegeler See die DOC-Konzentration im Trinkwasser des Wasserwerks Tegel um ca. 1 mg/l verringert.

Bei der Bodenpassage der Uferfiltration bzw. der künstlichen Grundwasseranreicherung werden insbesondere die höhermolekularen organischen Verbindungen infolge biologischen Abbaus reduziert. Die hochmolekularen Polysaccharide, die vor allem aus der Primärproduktion von Algen stammen, werden komplett entfernt. Das Adsorptionsverhalten an Aktivkohle ist für den DOC sowohl vor als auch nach der Bodenpassage als schlecht einzuschätzen. Der Anteil ungesättigter Strukturen, erfasst über den spezifischen Absorptionskoeffizienten SUVA, verändert sich bei der Bodenpassage wenig.

Bei der Uferfiltration in Berlin verschieben sich die Redoxbedingungen zu anoxischen bis hin zu anaeroben Bedingungen. Um diese Verschiebung zu bewirken, reicht der abbaubare DOC des Oberflächenwassers nicht aus. Es kommt sowohl zu einem Abbau von partikulärer organischer Substanz der Infiltrationszone als auch zu einer Mineralisierung von organischen Bestandteilen der Aquifermatrix. Die Mineralisierung von sedimentärem organischem Kohlenstoff konnte auch anhand von Bodensäulenversuchen bestätigt werden.

Bodensäulenversuche sowie DOC-Daten der Rohwassergalerien bestätigen, dass die Verweilzeit und die Redoxbedingungen die Entfernung des DOC kaum beeinflussen. (Beide Einflussparameter spielen dagegen bei der Entfernung bestimmter Spurenorganika eine wesentliche Rolle (Hartig 2000; Wischnack et al. 2000).)

- *Einfluss von Kläranlageneinleitungen*

Kläranlageneinleitungen führen zu einer Erhöhung der Gehalte an refraktären organischen Verbindungen in Oberflächengewässern. In Berlin enthalten Kläranlageneinleitungen ca. 8,5-10 mg/l RDOC, wohingegen Oberflächengewässer ca. 4-6 mg/l RDOC aufweisen. Die Erhöhung des RDOC durch Kläranlagenablauf zeigt sich deutlich an kleinen Fließgewässern. Dort unterliegen Kläranlageneinleitungen nur einer geringen Verdünnung durch den natürlichen Abfluss. Charakterisierungsmethoden über Ultrafiltration, Gelchromatografie, Adsorptionsanalysen, XAD-Fraktionierung und <sup>13</sup>C-NMR zeigen, dass der durch Kläranlagen gebildete Anteil an RDOC weitgehend natürlichen Wasserinhaltsstoffen entspricht.

An keinem Uferfiltrationsstandort in Berlin konnte eine Auswirkung der RDOC-Erhöhung infolge von Kläranlageneinflüssen im uferfiltratgeprägten Grundwasser festgestellt werden. Am Tegeler See, der vergleichsweise hohe Anteile von Kläranlagenabläufen enthält, ist dies auf die Elimination von DOC sowie RDOC in der Oberflächenwasseraufbereitungsanlage Tegel zurückzuführen. Dort wird das Wasser von Nordgraben und Tegeler Fließ behandelt und damit der gesamte Kläranlagenablauf, der in den Tegeler See gelangt. Durch die Flockung mit Eisen-III-Salzen werden ca. 25 % des DOC des Zulaufs entfernt, darunter vor allem höhermolekulare organische Stoffe. Nicht entfernt werden kleinere und hochpolare Substanzen wie die organischen Iodverbindungen (AOI) oder Verbindungen wie die auf die Verwendung von Antibiotika zurückzuführenden Sulfonamide (Ziegler et al. 2000). Auch ohne Kläranlageneinfluss können in Berlin hohe DOC-Gehalte in Uferfiltraten vorliegen wie z.B. im Wasserwerk Stolpe (DOC 5,9 mg/l 1997; BWB).

Der Einfluss von Kläranlageneinleitungen ist in Berlin zwar nicht am DOC-Gehalt festzustellen, dafür aber an bestimmten Einzelstoffen wie Gadolinium oder Stoffgruppen wie den iodorganischen Verbindungen (AOI). So weist der AOI im abwasserbeeinflussten Trinkwasser des Wasserwerks Tegel eine Konzentration von ca. 7 µg/l auf, wohingegen das Trinkwasser des Wasserwerks Friedrichshagen AOI-Konzentrationen von 1,5-2 µg/l zeigt (Jekel et al. 1997).

### **Betrachtung von Wasserteilkreisläufen unter dem Aspekt des *Regenerationsvermögens***

- *Indirekte Abwasserwiederverwendung in Berlin: Wo finden sich potenzielle Wasserteilkreisläufe?*

Eine Zusammenstellung von Daten zu derzeitigen und zukünftig zu erwartenden Abflüssen und Abwasseranteilen der Berliner Gewässer sowie zu den Anteilen von Uferfiltrat an den Trinkwässern Berlins ergibt, dass das Untersuchungsgebiet „Tegeler See“ für Berlin mit Abstand die höchsten Abwasseranteile im Trinkwasser aufweist: Auf Basis von mittleren jährlichen Abflussmessungen sowie mittleren Chloridkonzentrationen im Tegeler See wurden die Anteile von Kläranlagenablauf im Trinkwasser des Wasserwerks Tegel zu 14-28 % abgeschätzt (Zeitraum 1993-1998, Basis MQ). Für andere Standorte der Trinkwasser-

gewinnung Berlins über Uferfiltration oder künstliche Grundwasseranreicherung können die Abwasseranteile im Rohwasser zu maximal 7,6% bzw. bei ganzjähriger Ableitung des Klärwerks Ruhleben in die Spree zu maximal 16% abgeschätzt werden (Basis MN<sub>30Q</sub>). Der Vergleich der derzeitigen und zukünftigen mittleren jährlichen Abflussmengen lässt es unwahrscheinlich erscheinen, dass die maximalen Abwasseranteile (Basis NM<sub>30Q</sub>) infolge des Rückgangs der Spreewasserführung bezogen auf MQ überschritten werden können.

In Berlin-Tegel liegen nicht nur die im Berliner Vergleich vermutlich höchsten Abwasseranteile im Trinkwasser vor, sondern es kommt hier zu einem Wasserteilkreislauf: Das Trinkwasser aus Tegel gelangt teilweise in das Einzugsgebiet der Kläranlage Schönerlinde, deren Abwässer wiederum das Tegeler Trinkwasser beeinflussen.

- *Akkumulation von persistenten Stoffen im Wasserteilkreislauf*

Zur Prognose der Trinkwasserqualität bei steigenden Anteilen von Kläranlagenablauf im Trinkwasser bzw. steigenden Anteilen von Wasser, das in einem Teilkreislauf im Kreis geführt wird, ist die Akkumulation persistenter Stoffe quantifiziert worden. Dazu sind zunächst die Stoffeinträge von Chlorid, Sulfat und DOC in die Ressource Wasser quantifiziert worden, um dann deren Akkumulation anhand eines Modells des Tegeler Wasserteilkreislaufs in Abhängigkeit der Abwasseranteile, die in den Kreis zurückgeführt werden, zu berechnen.

- *Quantifizierung von „persistenten“ Stoffeinträgen*

Für die Simulationsrechnung mit „TegelsIM“ sind neben den Abwasseranteilen im Tegeler Wasserteilkreislauf die Einträge persistenter Stoffe in die Ressource Wasser durch Haushalte, Gewerbe und Dienstleister bilanziert worden. Der Stoffeintrag ist vereinfacht aus der Differenz der Berliner Stofffrachten in Kläranlagenablauf und Trinkwasser ermittelt worden und wird als „Eintrag der Wassernutzung“ bezeichnet. „Persistent“ bedeutet hier, dass diese Stoffe mit den herkömmlichen Aufbereitungsverfahren nicht aus dem Wasser entfernt werden. Als Beispielsubstanzen sind der refraktäre Anteil des DOC, Chlorid und Sulfat ausgewählt worden.

Die Stoffeinträge der Wassernutzung betragen in Berlin für eine einmalige „Nutzung“ des Wassers durch Haushalte bzw. Gewerbe oder Dienstleister sowie Kläranlagen ca. 75-90 mg/l Chlorid, ca. 35-45 mg/l Sulfat und ca. 4-5 mg/l RDOC. Der Pfad „Trinkwasser → Kläranlage“ führt damit zu einem Stoffeintrag in die Berliner Oberflächengewässer von ca. 1.000-1.600 Tonnen RDOC, ca. 19.000-25.000 Tonnen Chlorid und ca. 9.000-12.000 Tonnen Sulfat pro Jahr (Zeitraum 1993-1999).

Die Oberflächengewässer erfahren beim Durchfließen Berlins verglichen mit dem Nutzereintrag einen wesentlich höheren Stoffeintrag von Chlorid und vor allem von Sulfat. Weder die Einträge über die Trennkanalesation noch die Einträge über das von den Wasserwerken geförderte „echte“ Grundwasser<sup>36</sup> können die Differenz zufriedenstellend erklären. Da die Frachtberechnung für die Oberflächengewässer stark fehlerbehaftet ist, erscheint eine detaillierte Aufschlüsselung nicht möglich.

---

<sup>36</sup> Über die Förderung von „echtem“ Grundwasser kommt es zu einer Stoffverlagerung vom Grundwasser über die Wassernutzung incl. der Kläranlagen in die Oberflächengewässer der Stadt.

- Auswirkungen erhöhter Abwasserwiederverwendung in Wasserteilkreisläufen am Beispiel Berlin Tegel

Mit dem Modell „TegelSIM“ wurden verschiedene Worst-Case-Szenarien simuliert, die einen Anstieg der Abwasseranteile im Trinkwasser des Wasserwerks Tegel von derzeit ca. 14-28 % (Referenzzustand im Modell: 23,2 %) auf bis zu 90 % bei konstantem Stoffeintrag der Wassernutzung darstellen. Steigende Abwasseranteile bzw. ein höherer Anteil von „Wasserrecycling“ bewirken höhere Konzentrationen der „persistenten“ Stoffgruppen RDOC, Chlorid und Sulfat im Trinkwasser. Allerdings wird erst für das Worst-Case-Szenario „Abwasseranteile im Rohwasser des Wasserwerks Tegel = 90 %“ der Grenzwert der TVO für Sulfat von 240 mg/l überschritten (Trinkwasserkonzentration: 248 mg SO<sub>4</sub>/l). Die Chlorid-Konzentration des Trinkwassers würde sich für dieses Szenario gegenüber dem Referenzzustand um 136 mg/l erhöhen und läge bei 207 mg/l. Die RDOC-Konzentration wäre um 2,2 mg/l erhöht und läge bei ca. 7,7 mg/l<sup>37</sup>. Liegen die Abwasseranteile im Rohwasser niedriger, so sind die Konzentrationen von Chlorid, Sulfat und RDOC im Trinkwasser des Wasserwerks Tegel als unkritisch zu bezeichnen<sup>38</sup>.

Die Konzentration eines persistenten, polaren organischen Einzelstoffs, der bei der Wassernutzung eingetragen wird und der bei der Bodenpassage nicht entfernt wird, läge im Trinkwasser in Tegel unter den derzeit angenommenen Abwasseranteilen von ca. 14-28 % bei ca. 18 bis 34 % des Stoffeintrags der Wassernutzung<sup>39</sup>. Diese Verringerung kommt allein infolge Verdünnung zustande. Ist der hypothetische Einzelstoff bei der Bodenpassage abbaubar, so liegt die Konzentration im Trinkwasser entsprechend geringer. Ab einem Abwasseranteil von 62 % würde im Tegeler Trinkwasser die Konzentration eines persistenten Einzelstoffs überschritten, die über die Wassernutzung konstant eingetragen würde.

Ein Wasserrecycling erscheint also bei dem derzeitigen Stoffeintrag für die Stoffe Sulfat, Chlorid und RDOC dann unkritisch, wenn ca. 40 % des mit persistenten Stoffen beaufschlagten Wassers aus dem Kreislauf abgeführt werden (Rückführung von 60 % des Tegeler Trinkwassers) und eine Verdünnung von mindestens 20 %, besser aber 70-80 % Oberflächen- sowie Grundwasser stattfindet (Abwasseranteil im Tegeler Trinkwasser: nicht höher als 80 %, besser 20-30 %).

Die hier vorgestellten Ergebnisse zeigen, dass die derzeit durchgeführte Form der Trinkwassergewinnung Berlins über Uferfiltration und künstliche Grundwasseranreicherung in bezug auf die Parameter RDOC, Chlorid und Sulfat als unkritisch einzuschätzen ist, auch wenn die Anteile von im Trinkwasser noch ansteigen sollten. Auch für die derzeit diskutierten Varianten der Rückführung von Kläranlagenabläufen sowie den Rückgang der Spreewasserführung in Berlin kann keiner dieser drei Parameter im Trinkwasser als

---

<sup>37</sup> Dabei liegt der Anteil des Trinkwassers des Wasserwerks Tegel, das in das Entsorgungsgebiet des Klärwerks Schönerrinde gefördert wird, bei 60 %. Dieser Wert ist bewusst hoch angesetzt worden (s. Tab. A.5.1-1, Erläuterung „<sup>2c</sup>“).

<sup>38</sup> Ausnahme ist eine durch Chlorid und Sulfat möglicherweise begünstigte Korrosionsanfälligkeit von Stahlrohren.

<sup>39</sup> Wäre der Eintrag von Haushalten bzw. Dienstleistern mit 100 µg/l eines persistenten polaren Stoffes zu beziffern, dann fänden sich im stationären Zustand 18-34 µg/l im Trinkwasser des Wasserwerks Tegel wieder.

problematisch gelten. Bei Sulfat erweist sich die Uferfiltration bzw. auch die indirekte Abwasserwiederverwendung sogar als günstig, da die Konzentrationen im Oberflächen-gewässer selbst bei hohen Abwasseranteilen oft unter den Sulfatkonzentrationen des landseitigen Grundwassers liegen. In Bezug auf den refraktären Anteil der organischen Wasserinhaltsstoffe, die in Kläranlagen gebildet werden, kann davon ausgegangen werden, dass sie vom Charakter her natürlichen Wasserinhaltsstoffen entsprechen.

Trotz der Bildung refraktärer organischer Stoffe in Kläranlagen und der mit 14-28 % recht hohen Anteile von Abwasser im Tegeler Wasserteilkreislauf werden im Trinkwasser des Wasserwerks Tegel keine für Berlin unüblichen DOC-Konzentrationen erreicht. Dennoch liegen die DOC-Konzentrationen in Berliner Trinkwässern mit 2,5 bis 5,9 mg/l DOC (jährliche Mittelwerte der Reinwasserkonzentration) im bundesweiten Vergleich recht hoch. Sollten Aufbereitungstechniken wie Desinfektion oder Aktivkohlefilter erforderlich werden, dann würde der hohe natürliche DOC den Einsatz dieser Verfahren verteuern<sup>40</sup>. Gerade in Berlin sollte daher darauf geachtet werden, dass die Rohwasserqualität des Uferfiltrats oder künstlich angereicherten Grundwassers keine Desinfektion oder Aktivkohlefiltration erfordert.

Problematisch bleibt in Berlin der Eintrag bestimmter organischer Einzelstoffe wie z.B. den iodorganischen Verbindungen. In Berlin kann ein Teil der iodorganischen Verbindungen abgebaut werden, da bei der Bodenpassage anoxische bis anaerobe Bedingungen herrschen. Der nicht abgebaute Anteil ist im Trinkwasser zu detektieren (Wischnack et al. 2000). Auch andere Verbindungen wie einzelne Sulfonamide gelangen in Spurenkonzentrationen bis ins Berliner Trinkwasser (Hartig 2000). Wenn diese Stoffe nicht ins Trinkwasser gelangen sollen, muss der Eintrag polarer, persistenter organischer Verbindungen, die weder in der Kläranlage noch bei der Uferfiltration entfernt werden können, vermieden werden. Dies wäre auch im Sinne einer „Nachhaltigen Wasserwirtschaft“, da bezüglich biologisch nicht abbaubarer Einzelstoffe wie bestimmter organischer Einzelstoffe und für Salze wie Chlorid und Sulfat keine „Selbstreinigungskraft“ in lokalen Wasserteilkreisläufen existiert. Die quantitativen Grenzen der Abwasserwiederverwendung in Wasserteilkreisläufen können erst bestimmt werden, wenn eine Bewertung der Konzentrationen persistenter organischer Einzelstoffe im Trinkwasser erfolgt ist.

- *Ausblick*

Trotz der in Berlin derzeit als unkritisch zu beurteilenden Trinkwassergewinnung sollten weitere Aspekte näher untersucht werden. Das ist zum einen die Elimination von polaren, wasserwerksgängigen Spurenstoffen. Diese sollte nicht nur für die Uferfiltration, sondern vor allem auch für die künstliche Grundwasseranreicherung in Berlin untersucht werden. Bei der künstlichen Grundwasseranreicherung ist mit kürzeren Verweilzeiten und mit anderen Redoxverhältnissen im Vergleich zur Uferfiltration zu rechnen. Es böte sich eine Erweiterung der derzeit von SenSUT und BWB durchgeführten Felduntersuchungen zur Uferfiltration an.

---

<sup>40</sup> Eine Ozonung würde z.B. mit anschließenden biologischen Aufbereitungsschritten gekoppelt werden müssen, eine Aktivkohlefiltration würde infolge des „Carbon Fouling“ zu kürzeren Laufzeiten führen (Wichmann 1998).

Interessant wäre es auch, die Untersuchungen zur Uferfiltration und künstlichen Grundwasseranreicherung in Berlin, die sich derzeit auf physikochemische Parameter beschränken, um mikrobiologische Parameter zu erweitern.

Mit Bezug auf die Abwasseranteile in Berliner Trinkwässern sollte der Rückgang der Spreewasserführung und seine Auswirkungen auf die Berliner Trinkwassergewinnung umfassender untersucht werden als es hier möglich war. In dieser Arbeit wurden die Auswirkungen des Rückgangs der Wasserführung der südwestlichen Zuflüsse bezogen auf mittlere Jahresabflüsse (MQ) grob abgeschätzt. Vernachlässigt wurden Trockenperioden nach dem Rückgang der Spreewasserführung sowie der Rückgang der Niederschlagsmengen in Brandenburg, der neben den südöstlichen Zuflüssen Berlins auch die Havel betrifft (Becker et al. 1996). Auch Qualitätsveränderungen im Spreewasser wurden im Rahmen dieser Arbeit nicht betrachtet. Vor dem Hintergrund der Versauerung der Tagebaurestlöcher ist aber mit Qualitätsveränderungen zu rechnen, die beispielsweise im Projekt „GLOWA“ untersucht werden (Eidner 2000).

Im laufenden Prozess der Gestaltung einer „Nachhaltigen Wasserwirtschaft“ werden Indikatoren zur Messung von „Nachhaltigkeit“ herangezogen (Weigert et al. 1999). Ein Modell der Wasserströme Berlins in der Art von „TegelSIM“ könnte als „Decision Support System“ verschiedene Managementszenarien abbilden und so die Auswirkung auf Indikatoren der Nachhaltigen Wasserwirtschaft beschreiben. Wissenschaftliche Untersuchungen der lokalen Wassermengen- und Wasserqualitätsveränderungen könnten zum Beispiel in ein derartiges Modell einfließen, um die Trinkwasserqualität Berlins oder aber die Oberflächen-gewässerqualität für verschiedenste Szenarien abzubilden.



## 8 Literaturverzeichnis

- ABBT-BRAUN, G.: Refraktäre organische Säuren (Huminstoffe) in aquatischen Systemen - Vorkommen, Reaktionen und Charakterisierung. *Wasser-Kalender* 31. Jhg. (1997), S. 112-141
- AIKEN, G. R.: A Critical Evaluation of the Use of Macroporous Resins. Frimmel, F. H., Christman, R. F.: Humic Substances and Their Role in the Environment. Chichester: John Wiley & Sons, 1988. - 0 471 91817 2, S. 15-28
- AIKEN, G.R., McKnight, D.M., Thorn, K. A., Thurman, E.M.: Isolation of hydrophilic organic acids from water using nonionic macroporous resins. *Org. Geochem.* 18 (1992), Nr. 4, S. 567-573
- AMY, G.L., Bryant, C.W., Belyani, M.: Molecular weight distributions of soluble organic matter in various secondary and tertiary effluents. *Wat. Sci. Tech.* 19 (1987), S. 529-538
- AVENA, M.J., Koopal, L.K.: Kinetics of Humic Acid Adsorption at Solid-Water Interfaces. *Env. Sci. & Technol.* 33 (1999), Nr. 16, S. 2739-2744
- BACCINI, P. et al.: *Metapolis: Stoffwechselprozess und Güterumsatz in den Privathaushalten* In: Nationales Forschungsprogramm Stadt und Verkehr Bd. 34 A+B. Zürich, 1993
- BARKER, D. J., Stuckey, D.C.: A Review of Soluble Microbial Products (SMP) in Wastewater Treatment Systems. *Water Research* 33 (1999), Nr. 14, S. 3063-3082
- BASTIAN, B., Haberer, K., Knepper, T.P.: Untersuchungen zur Wasserwerks- und Trinkwassergängigkeit von aromatischen Sulfonsäuren. *Vom Wasser* 84 (1995), S. 369-378
- BECKER, A., Lahmer, W., Müller-Wohlfeil, D.-I., Pfützner, B.: Hydrologische Verhältnisse und Verfügbarkeit der Wasserressourcen. In: Mögliche Auswirkungen von Klimaänderungen auf das Land Brandenburg. Pilotstudie. Bericht des Potsdam-Instituts für Klimafolgenforschung e.V. für das Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg, Potsdam 1996, S. 40-55
- BEWAG *Umweltbericht 1997/98* BEWAG AKTIENGESELLSCHAFT Berlin, 1998
- BFG (BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERGÜTE): *Langfristbewirtschaftungsmodell Berliner Wasserstraßen*. Bearbeiter: Dornblut, I., Finke, W., Fürtig, G., Glugla, G., Richter, K.: Bundesanstalt für Gewässerkunde Bd. BfG-1153. Berlin, 1998
- BMBF: Verhalten von Mikroorganismen und Viren bei der Trinkwasseraufbereitung. Forschungszentrum Karlsruhe, Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie: Verhalten von Mikroorganismen und Viren bei der Trinkwasseraufbereitung. Bonn, 1997.
- BMI: *Uferfiltration - Bericht des BMI-Fachausschusses "Wasserversorgung und Uferfiltrat"*. Bundesministerium des Innern, Bonn, 1975
- BÖRNICKE, H., Hultsch, V., Grischek, T., Lienig, D., Worch, E.: Aromatische Amine in der Elbe - Analytik und Verhalten bei der Trinkwasseraufbereitung. *Vom Wasser* 87 (1996), S. 305-326
- BOSMA, T.N.P., Ballemans, E.M.W., Hoekstra, N.K., te Welscher, R.A.G., Smeenk, J.G.M.M., Schraa, G., Zehnder, A.J.B.: Biotransformation of organics in soil columns and an infiltration area. *Ground water* 34 (1996), Nr. 1, S. 49-56
- BOTZENHART, K.: Verhalten von Bakterien und Viren bei der Aquiferpassage. HTW Dresden (Geotechnik & Wasserwesen), TU Dresden (Institut f. Grundwasserwirtschaft), Universität Leipzig (Institut für Geophysik und Geologie), UFZ Leipzig-Halle: Tagungsband zum Workshop "Uferfiltrat". Dresden, 1998
- BOURG A.C.M., Bertin, C.: Biogeochemical Processes during the Infiltration of River Water into an Alluvial Aquifer. *Environ. Sci. Technol.* 27 (1993), S. 661-666
- BOUWER, H., Lance, J.C., Riggs, M.S.: High rate land treatment II: water quality and economic aspects of the Flushing Meadows Project. *J. Water Pollution Control Federation* 46 (1974), Nr. 5, S. 844-859
- BOUWER, H., Rice, R.C.: Renovation of wastewater at the 23rd avenue rapid infiltration project. *Journal WPCF*, 56, Nr. 1 (1984), S. 76-83
- BRAUCH, H.-J., Sacher, F., Denecke, E., Tacke, T.: Wirksamkeit der Uferfiltration für die Entfernung von polaren organischen Spurenstoffen. *gwf Wasser/Abwasser* 141 (2000), Nr. 4, S. 226-234
- BRÜHL, H., Brose, F., Gallier, A.: Geochemische Untersuchungen oberflächennaher Lockergesteine und Grundwässer im Stadtgebiet von Berlin (West) unter besonderer Berücksichtigung von Schadstoffverteilungen. Freie Universität Berlin, Institut für Angewandte Geologie: Endbericht zum Forschungsvorhaben im Auftrag von SenSUT Berlin. Berlin, 1992

- BUND: *Konzeption einer ressourcenschonenden Wasserbewirtschaftung für die Region Berlin*. Bund für Umwelt- und Naturschutz Deutschland e.V., Landesverband Berlin. Berlin, 1993.
- BUSER, H.-R., Poiger, T., Müller, M.D.: Occurrence and Behavior of the Chiral Pharmaceutical Drug Ibuprofen in Surface Waters and in Wastewater. *Environ. Sci. & Technol.* 33 (1999), Nr. 15, S. 2529-2535
- BWB (BERLINER WASSER BETRIEBE): Daten zu den Trinkwasserwerken, Kläranlagen und Oberflächenwasseraufbereitungsanlagen Berlins. Verschiedene Jahre.
- BWB (BERLINER WASSER BETRIEBE): *Geschäftsbericht 1997* Berlin, 1997
- BWB (BERLINER WASSER BETRIEBE): *Geschäftsbericht 1998* Berlin, 1998
- BWB: Informationen im Internet unter: <http://www.bwb.de/>. 2000.
- CHOI, H.C., Kim, K.S., Kim, I.S.: Characteristics of Contaminant Transport in Bank Filtration Through Dunes. *Wat. Sci. Tech.* 38 (1998), Nr. 6, S. 97-103
- CHORUS, I., Klein, G., Rotard, W.: Beeinträchtigung des Uferfiltrates verschieden belasteter Berliner Gewässer durch biogene Stoffe und die Auswirkung von Sanierungsmaßnahmen. Deutsche Forschungsgemeinschaft: Schadstoffe im Grundwasser. Bd. 3. Weinheim: VCH, 1995, S. 181-205
- CHORUS, I.: Die Blaualgen- eine Berliner Besonderheit? *Zukunft Wasser. Dokumentation zum Symposium zur Nachhaltigkeit im Wasserwesen in der Mitte Europas, 17.-19.6.1998* (1998), S. 46-50
- CHORUS, I.: Toxische Cyanobakterien (Blaualgen) in Badegewässern und Trinkwasserressourcen - eine bislang kaum bekannte Gesundheitsgefahr?. *Umweltmedizinischer Informationsdienst 1, Berlin* (1998), S. 5-11
- CHUDOBA J., Lischke, P., Tucek, F.: Molekulargewichtsverteilung bei organischen Reststoffen in biologisch gereinigten Abwässern. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 1 (1973), Nr. 4, S. 397-404
- CHUDOBA J.: Quantitative estimation in COD units of refractory organic compounds produced by activated sludge microorganisms. *Wat. Res.* 19 (1985), Nr. 1, S. 37-43
- COLLINS, M.R., Amy, G.L., Steelink, C.: Molecular Weight Distribution, Carboxylic Acidity, and Humic Substances Content of Aquatic Organic Matter: Implications for Removal during Water Treatment. *Environ. Sci. Technol.* 20 (1986), S. 1028-1032
- COLLINS, M.R., Eighmy, T.T., Fenstermacher Jr., J.M., Spanos, S.K.: Removing Natural Organic Matter by Conventional Slow Sand Filtration. *Journal AWWA* 5 (1992), S. 80-90
- CONTE, P., Piccolo, A.: Conformational Arrangement of Dissolved Humic Substances. Influence on Solution Composition on Association of Humic Molecules. *Environ. Sci. Technol.* 33 (1999), S. 1682-1690
- CRITTENDEN, J.C., Luft, P., Hand, D.W., Oravitz, J.L., Loper, S.W., Ari, M.: Prediction of Multicomponent Adsorption Equilibria Using Ideal Adsorbed Solution Theory. *Environ. Sci. Technol.* 19 (1985), Nr. 11, S. 1037-1043
- DAUGHTON, C., Ternes, T.A.: Pharmaceuticals and Personal Care Products in the Environment: Agents of Subtle Change?. *Environmental Health Perspectives* 107 (1999), Suppl. 6, S. 907-938
- DAVIS, J.A.: Adsorption of natural dissolved organic matter at the oxide/ water interface. *Geochim. Cosmochim. Acta* 46 (1982), S. 2381-2393
- DAXBECK ET AL.: *Der anthropogene Stoffhaushalt der Stadt Wien -Projekt PILOT*. Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Abteilung Abfallwirtschaft Wien., 1996
- DAXBECK, H., Lampert, C., Morf, L., Obernosterer, R., Rechberger, H., Reiner, I., Brunner, H.: *Der anthropogene Stoffhaushalt der Stadt Wien, Projekt PILOT* Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Abt. Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien Wien: Compress Verlagsgesellschaft; Wiener Internat. Zukunftskonferenz, 1996
- DENECKE, E.: Auswertung langzeitlicher Meßreihen zur aeroben Abbauleistung der Uferpassage einer Wassergewinnungsanlage am Niederrhein. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 25 (1997), Nr. 6, S. 311-318
- DIETZ, F.: Neue Meßergebnisse über die Belastung von Trinkwasser mit EDTA. *gwf-Wasser/Abwasser* 128 (1987), S. 286-288
- DOUSSAN, C., Ledoux, E., Detay, M.: River-Groundwater Exchanges, Bank Filtration, and Groundwater Quality: Ammonium Behavior. *J. Environ. Qual.* 27 (1998), S. 1418-1427
- DREWES, J. E.: Untersuchungen zum Verhalten organischer Abwasserinhaltsstoffe bei der Wiederverwendung kommunaler Kläranlagenabläufe zur künstlichen Grundwasseranreicherung. VDI: Fortschritt-Berichte VDI, Reihe 15. Bd. 174. Düsseldorf: VDI Verlag GmbH, 1997. - 3 18 317415 4
- DREWES, J.E., Fox, P., Ziegler, D.: Impact of drinking water sources on refractory DOC in water reuse systems. Peters et al. (Hrsg.): *Artificial Recharge of Groundwater*. Rotterdam: Balkema, 1998, S. 461-463

- DREWES, J.E., Fox, P.: Behavior and characterization of residual organic compounds in wastewater used for indirect potable reuse. *Wat. Sci. Tech.* 40 (1999), Nr. 4-5, S. 391-398
- DREWES, J.E., Sprinzl, M., Soellner, A., Williams, M.D., Fox, P., Westerhoff, P.: Charakterisierung des refraktären gelösten organischen Kohlenstoffs in Grundwasseranreicherungssystemen der Abwasserwiederverwendung mit Hilfe der XAD-Fraktionierung und <sup>13</sup>C-NMR-Spektroskopie. *Vom Wasser* 93 (1999), S. 95-108
- DRIESCHER, E., Gelbrecht, J., Stellmacher, R.: Phosphat im unterirdischen Grundwasser. 2. Mitteilung: Zum Verhalten von Phosphat bei der Uferfiltration. *Acta hydrophys.* 33 (1989), Nr. 2/3, S. 75-101
- DRIESCHER, E.: Mehrjährige Beobachtungen an Grundwasserbeobachtungsrohren in einem Uferfiltratgebiet. *Acta hydrophys.* 32 (1988), Nr. 2/3, S. 97-110
- DUMKE, R.: Verhalten von Coliphagen und Viren bei der Uferfiltration und Wasseraufbereitung an der Elbe. HTW Dresden (Geotechnik & Wasserwesen), TU Dresden (Institut f. Grundwasserwirtschaft), Universität Leipzig (Institut für Geophysik und Geologie), UFZ Leipzig-Halle: Tagungsband zum Workshop "Uferfiltrat". Dresden., 1998
- DÜNNBIER, U., Heberer, Th., Reilich, Ch.: Occurrence of bis(chlorophenyl) acetic acid (DDA) in surface and ground water in Berlin. *Fresenius Envir. Bull.* 6 (1997), S. 753-759
- DUNNIVANT, F.M., Jardine, P.M., Taylor, D.L., McCarthy, J.F.: Transport of Naturally Occurring Dissolved Organic Carbon in Laboratory Columns Containing Aquifer Material. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56 (1992), S. 437-444
- EDWARDS, M.: Predicting DOC removal during enhanced coagulation. *Journal AWWA* 89 (1997), Nr. 5, S. 78-89
- EIDNER, R.: Mündliche Mitteilung von Frau Regina Eidner zum GLOWA Projekt (BfG, TU Cottbus, IGB u.a.), Bundesanstalt für Gewässergüte (Weitere Informationen: <http://elise.bafg.de/?2692>), Außenstelle Berlin. Berlin 2000.
- EN 1899-1: H51: Bestimmung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs nach n Tagen (BSBn). (1998)
- ENQUETE-KOMMISSION DES DT. BUNDESTAGES: Konzept Nachhaltigkeit- Vom Leitbild zur Umsetzung. Abschlußbericht der EnqueteKommission "Schutz des Menschen und der Umwelt" des 13. Deutschen Bundestages. Deutscher Bundestag, Referat Öffentlichkeitsarbeit: Zur Sache 4/98. Bonn., 1998
- EPPINGER, P., Börnick, H., Worch, E.: Charakterisierung und Identifizierung im Elbewasser vorkommender aromatischer Amine und Bewertung ihrer Wasserwerks- und Trinkwasserrelevanz. *Vom Wasser* 92 (1999), S. 225-241
- ERNST, M.: Abtrennung organischer Verbindungen aus kommunalen Kläranlagenabläufen mittels Nano- und Ultrafiltrationsmembranen mit dem Ziel der künstlichen Grundwasseranreicherung. VDI Reihe 15, Umwelttechnik. Bd. 221. Düsseldorf: VDI-Verlag, 2000. - 3-18-322115-2
- FINKE, W., Dornblut, I.: Untersuchung der Wasserbewirtschaftung der märkischen Wasserstraßen. *Wasserwirtschaft* 89 (1999), Nr. 3, S. 118-124
- FINKE, W.: Datenmaterial des Berlin-Bausteins des Langfristbewirtschaftungsmodells Oder-Spree, das freundlicherweise von Dr. Finke (Bundesanstalt für Gewässergüte, Berlin) zur Verfügung gestellt wurde. Berlin 2000.
- FOKKEN, B., Kurz, R., Pütz, R.: Untersuchungen über die Ausbreitung und Eliminierung von Schadstoffen bei der Infiltration und Untergrundpassage von Oberflächenwässern. Umweltbundesamt: UBA-Texte 33/85. Berlin, 1985
- FÖRSTNER, U., Schumann, Ch.: Untersuchungen über die Bindung und Mobilisation von ausgewählten Spurenelementen bei der künstlichen Grundwasseranreicherung. UMWELTBUNDESAMT: UBA-Texte 32/85. Berlin, 1985
- FÖRSTNER, U.: Redoxeinflüsse auf die Bindungsform und Mobilität von Spurenmetallen im Untergrund. Deutsche Forschungsgemeinschaft: Schadstoffe im Grundwasser. Bd. 3. Weinheim: VCH, 1995, S. 309-391
- FOX, P., Houston, S., Westerhoff, P., Drewes, J.E., Nellor, M., Yanko, B., Baird, R., Rincon, M., Arnold, R., Lansley, K., Bassett, R., Gerba, C., Karpiscak, M., Amy, G., Reinhard, M.: *An Investigation of Soil Aquifer Treatment for Sustainable Water Reuse*. Report AWWA Research Foundation and American Water Works Association. Denver, Colorado, 2001.
- FRITZ, B., Sommer-von Jarmersted, Ch., Pekdeger, A., Przybylski, I.: Ermittlung von Uferfiltratanteilen an der Grundwasserförderung in Berlin anhand hydrochemischer Leitstoffe. *Tagungsband der GEO-Berlin '98* (1998), S. V 89
- FRITZ, B.: Auskunft von Frau Dipl.-Geol. B. Fritz, Institut für Geologie, Geophysik und Geoinformatik, Fachrichtung Rohstoff- und Umweltgeologie. 2000.

- FRÖHLICH M., Lindenschmidt, K.-E., Hegemann, W., Sieker, H.: Simulation der Strömungsverhältnisse im Tegeler See. *gwf Wasser/ Abwasser* 140 (1999), Nr. Nr.5, S. 355-361
- FRYCKLUND, C.: Long-term sustainability in artificial groundwater recharge. Peters et al. (Hrsg.): *Artificial Recharge of Groundwater*. Rotterdam: Balkema, 1998. - 90 5809 017 5, S. 113-117
- FUCHS, F.: Gelchromatographische Trennung von organischen Wasserinhaltsstoffen - Teil II: Ergebnisse der Trennungen bei Oberflächenwässern und Abwässern. *Vom Wasser* 65 (1985), S. 93-105
- FUNK, W., Damman, V., Vonderheid, C., Oehlmann, G.: *Statistische Methoden in der Wasseranalytik*. Funk, W. Weinheim: VCH Verlagsges., 1985. -3-527-26307-1
- GDCh: *NTA-Studie über die aquatische Umweltverträglichkeit von Nitritotriacetat*. Fachgruppe Wasserchemie der Gesellschaft Deutscher Chemiker. Sankt Augustin, 1984.
- GERLACH, M., Gimbel, R.: Herkunft und Verbleib organischer Stoffe in der Elbe. *Vom Wasser* 86 (1996), S. 231-245
- GERLACH, M.: Zur Bedeutung von Huminstoffen bei der Trinkwassergewinnung aus Uferfiltrat. Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung GmbH: Berichte (Dissertationen) aus dem IWW. Bd. 22. Duisburg:, 1998
- GHOSH K., Schnitzer, M.: Macromolecular structures of humic substances. *Soil Science* 129 (1980), Nr. 5, S. 266-276
- GIGER, W., Schwarzenbach, R.P., Hoehn, E., Schellenberg, K., Schneider, J.K., Wasmer, H.R., Westall, J., Zobrist, J.: Das Verhalten organischer Wasserinhaltsstoffe bei der Grundwasserbildung und im Grundwasser. *Gas Wasser Abwasser* 63 (1983), Nr. 9, S. 515-531
- GIMBEL, R., Gerlach, M.: Leistung und Anpassungsdynamik der Reinigungsmechanismen bei der Uferfiltration an der Elbe. In: Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserchemie und Wassertechnologie (Hrsg.): Abschlussbericht für das BMBF-Forschungsvorhaben 02 WT 9359/5. Mühlheim 1997.
- GIMBEL, R., Mälzer, H.-J.: Bisherige Ergebnisse von Testfilteruntersuchungen an Oberflächengewässern. *DVGW-Schriftenreihe Wasser* Nr. 60 (1988), S. 153-174
- GIMBEL, R., Mälzer, H.-J.: Testfilter zur Beurteilung der Trinkwasserrelevanz organischer Inhaltsstoffe von Fließgewässern. *Vom Wasser* 69 (1987), S. 139-153
- GINZEL, G.: Methoden zur ökologischen Sanierung der ehemaligen Rieselfelder in Berlin-Buch. *Zentralblatt für Geologie und Paläontologie* 1/2 (1999), S. 93-110
- GLOBUS INFODIENST: Daten zum Wasserverbrauch in verschiedenen Staaten der Welt. *Journal WAP* 3 (1999), S. 11
- GLUGLA, G., Goedecke, M., Wessolek, G., Fürtig, G.: Langjährige Abflussbildung und Wasserhaushalt im urbanen Gebiet Berlin. *Wasserwirtschaft* 89 (1999), S. 34-42
- GOCKEL, G.: Braunkohleförderung im Lausitzer Revier. Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie: Zukunft Wasser, Dokumentation zum 2. Berliner Symposium im Juli 1999. Berlin, 1999, S. 52-57
- GREENLAND, D.J.: Interactions between humic and fulvic acids and clays. *Soil Science* 111 (1971), Nr. 1, S. 34-41
- GRISCHEK, T., Neitzel, P., Andrusch, T., Lagois, U., Nestler, W.: Verhalten von EDTA bei der Untergrundpassage und Ausweisung von Infiltrationszonen an der Elbe. *Vom Wasser* 89 (1997), S. 261-282
- GRISCHEK, T., Neitzel, P., Walther, W., Nestler, W.: Stoffumsatz schwefelorganischer Verbindungen bei der Uferfiltration an der Elbe- die Gruppenparameter AOS und IOS als Bewertungskriterien. *Vom Wasser* 91 (1998), S. 257-273
- GRISCHEK, T., Neitzel, P.L.: Beschaffenheitsänderungen bei der Uferfiltration an der Elbe - Organische Summenparameter. HTW Dresden (Geotechnik & Wasserwesen), TU Dresden (Institut f. Grundwasserwirtschaft), Universität Leipzig (Institut für Geophysik und Geologie), UFZ Leipzig-Halle: Tagungsband zum Workshop "Uferfiltrat". Dresden:, 1998
- GRISCHEK, T.: Charakterisierung der Mischungsverhältnisse im Grundwasserleiter/ Untersuchungen zum Verhalten organischer Summenparameter. Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle: Wassergewinnung in Talgrundwasserleitern im Einzugsgebiet der Elbe- Abschlußbericht zum BMFT-Forschungsvorhaben 02 WT 9454. Bd. Nr. 7/98. Leipzig:, 1998, S. 112-120
- GRØN, Ch., Tørsløw, J., H. -J. Albrechtsen, Møller Jensen, H.: Biodegradability of dissolved organic carbon in groundwater from an unconfined aquifer. *The Science of the Total Environment* 117/118 (1992), S. 241-251

- GRÖTZSCHEL, S., Soltmann, M., Dickhoff, A., van Rùth, P.: *Bewertung der Uferfiltration unter besonderer Berücksichtigung der Wasserqualitätsverbesserung und der ökologischen Problematik*, 1992
- GRÜNEWALD, U.: Beeinflussung des Wasserdargebotes durch den Braunkohletagebau in der Niederlausitz. *Arch. für Nat.-Lands.* - 35 (1997), S. 279-288
- GU, B., Schmitt, J., Chen, Z., Liang, L., McCarthy, J.F.: Adsorption and Desorption of Natural Organic Matter on Iron Oxide: Mechanisms and Models. *Environ. Sci. Technol.* 28 (1994), S. 38-46
- HABERER, K., Drews, M., Kussmaul, H., Mühlhausen, D.: Verhalten von organischen Schadstoffen bei der künstlichen Grundwasseranreicherung und Entwicklung von speziellen Methoden zu deren Überwachung. Umweltbundesamt: UBA-Texte 38/85. Berlin, 1985
- HABERER, K., Drews, M., Waltenberg, M.-C.: Entfernung organischer Wasserinhaltsstoffe bei der Langsandsandfiltration. *Vom Wasser* 63 (1984), S. 121-140
- HABERER, K., Drews, M.: Reinigungswirksamkeit der Uferfiltration an einem stärker belasteten Flußabschnitt. *Vom Wasser* 64 (1985), S. 243-267
- HABERER, K., Knepper, T.P.: Verhalten polarer organischer Stoffe bei der Trinkwassergewinnung aus Rheinwasser. *gwf Wasser/ Abwasser* 134 (1993), Nr. 9, S. 526-532
- HABERER, K., Ternes, T.A.: Bedeutung von wasserwerksgängigen Metaboliten für die Trinkwasserversorgung. *gwf Wasser-Abwasser* 137 (1996), Nr. 10, S. 573-578
- HALLING-SORENSEN, B., Nors Nielsen, S., Lanzky, P.F., Ingersiev, F., Holten Lützhof, H.C., Jorgensen, S.E.: Occurrence, Fate and Effects of Pharmaceutical Substances in the Environment - A Review. *Chemosphere* 36 (1998), Nr. 2, S. 357-393
- HAMBSCH B.: Untersuchungen zu mikrobiellen Abbauprozessen bei der Uferfiltration. Dissertation Universität Karlsruhe, Fakultät f. Chemieingenieurwesen Karlsruhe., 1992
- HARRIS, R. H.: The Health Risks of Toxic Organic Chemicals Found in Groundwater. TRAVIS, C. C., Etnier, E. L.: Groundwater Pollution. Boulder, Colorado: Westview Press, 1984, S. 63-92
- HARTIG, C.: Analytik, Vorkommen und Verhalten aromatischer Sulfonamide in der aquatischen Umwelt. Dissertation, Fakultät III – Prozesswissenschaften – der Technischen Universität Berlin. Berlin, 2000.
- HEBERER, T., Dünnebier, U., Reilich, C., Stan, H.-J.: Detection of drugs and drug metabolites in ground water samples of a drinking water treatment plant. *Fres. Environ. Bull.* 6 (1997), S. 438-443
- HEBERER, T., Stan, H.-J.: Vorkommen von polaren organischen Kontaminanten im Berliner Trinkwasser. *Vom Wasser* 86 (1996), S. 19-31
- HEBERER, Th., Gramer, S., Stan, H.-J.: Occurrence and Distribution of Organic Contaminants in the Aquatic System in Berlin. Part III: Determination of Synthetic Musks in Berlin Surface Water Applying Solid-phase Microextraction (SPME) and Gas Chromatography-Mass Spectrometry (GC-MS). *Acta hydrochim. hydrobiol.* 27 (1999), Nr. 3, S. 150-156
- HEINZMANN, B., Sarfert, F., Stengel, A.: Die Phosphateliminationsanlage Tegel in Berlin. *gwf Wasser/ Abwasser* 132 (1991), Nr. 12, S. 674-685
- HEINZMANN, B., Chorus, I.: Restoration concept for lake Tegel, a major drinking and bathing water resource in a densely populated area. *Environ. Sci. Technol.* 28 (1994), Nr. 8, S. 1410-1416
- HEINZMANN, B.: Beschaffenheit und weitergehende Aufbereitung von städtischen Regenabflüssen. Technische Universität Berlin, Fachbereich Umwelttechnik: Dissertation im VDI Verlag, Reihe 15. Bd. 113. Berlin, Düsseldorf: VDI Verlag, 1993
- HEINZMANN, B.: Wohin mit dem Berliner Abwasser?. *Arch. für Nat.-Lands.* - 35 (1997), S. 313-328
- HEINZMANN, B.: Die Trinkwasserversorgung Berlins. Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie: Zukunft Wasser, Tagungsband 1998. Berlin, 1998, S. 64-71
- HEJZLAR, J., Chudoba, J.: Microbial polymers in the aquatic environment I. *Wat. Res.* 20 (1986), Nr. 10, S. 1209-1216
- HESSE, M., Meier, H., Zeeh, B.: *Spektroskopische Methoden in der organischen Chemie* 4. Aufl. Stuttgart: Georg Thieme Verlag, 1991. - 3-13-576104-5
- HIRSCH, R., Ternes, T. A., Haberer, K., Kratz, K.-L.: Nachweis von Betablockern und Bronchospasmolytika in der aquatischen Umwelt. *Vom Wasser* (1996), Nr. 87, S. 263-274
- HLOZEK, HR.: mündliche Auskunft von Herrn Hlozek, Betriebsleiter der Kläranlage Schönerlinde, zur Aufenthaltszeit des Wassers in der Kläranlage. Berliner Wasser Betriebe, 1999.

- HOBBY, R., Gimbel, R.: Bisherige Ergebnisse von Testfilteruntersuchungen an Abwässern aus Kommunen und der Zellstoffindustrie. DVGW Eschborn: DVGW-Schriftenreihe Wasser. Bd. 60. Bonn: Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser, 1988, S. 117-151
- HOFMANN T., Schäfer, T., Schenk, D., Schöttler, U.: Bedeutung kolloidaler und suspendierter Partikel bei der künstlichen Grundwasseranreicherung. *Vom Wasser* 91 (1998), S. 29-45
- HOHMANN, M.: Untersuchungen zu den Nährstoffströmen Berlins im Kontext einer nachhaltigen Wasserwirtschaft. Diplomarbeit, Technische Universität Berlin, FG Wasserreinhaltung. Berlin, 2000
- HORNEMANN, C.: Charakterisierung von gelösten organischen Verbindungen im urbanen Wasserkreislauf am Beispiel des Tegeler Sees. Projektarbeit an der Technischen Universität Berlin, FG Wasserreinhaltung. Berlin, 1999
- HÖTZL, Reichert: Schadstofftransport und Schadstoffabbau bei der Uferfiltration am Beispiel des Untersuchungsgebietes „Böckinger Wiesen“ im Neckartal bei Heilbronn. Schadstoffe im Grundwasser. Bd. 4. Deutsche Forschungsgemeinschaft: Weinheim: VCH, 1996
- HUBER, S., Frimmel, F. H.: Gelchromatographische Charakterisierung von Kläranlagenabwässern mit UV- und DOC-Detektion zur Abschätzung des biologisch gebildeten huminstoffähnlichen Anteils. *Industrieabwasser* (1991), S. 18-22
- HUBER, S.A., Frimmel, F.H.: Gelchromatographie mit Kohlenstoffdetektion (LC-OCD): Ein rasches und aussagekräftiges Verfahren zur Charakterisierung hydrophiler organischer Wasserinhaltsstoffe. *Vom Wasser* 86 (1996), S. 277-290
- IDELOVITCH, Il, Michail, M.: Soil aquifer treatment - a new approach to an old method of wastewater reuse. *J. Water Pollution Control Federation* 56 (1984), Nr. 4, S. 936-943
- ISO 9888 1991; EN 29888 1993: Bestimmung der aeroben biologischen Abbaubarkeit organischer Stoffe im wäßrigen Medium - Statischer Test (Zahn-Wellens-Verfahren). (1993)
- JAHN, D.: Das Gewässersystem von Spree, Dahme und Havel. *Zukunft Wasser. Dokumentation zum Symposium zur Nachhaltigkeit im Wasserwesen in der Mitte Europas, 17.-19.6.1998* (1998), S. 31-36
- JARDINE, P.M., Weber, N.L., McCarthy, J.F.: Mechanisms of Dissolved Organic Carbon Adsorption on Soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53 (1989), S. 1378-1385
- JEKEL, M., Oleksy-Frenzel, J., Wischnack, S.: *Organische Iodverbindungen in Berliner Roh- und Trinkwässern*. Abschlußbericht zu einem Untersuchungsprogramm im Auftrag der Schering AG Berlin. Technische Universität Berlin, Fachgebiet Wasserreinhaltung. Berlin, 1997
- JEKEL, M., Wischnack, S.: Untersuchungen zu iodierten organischen Stoffen im Tegeler See und im Wasserwerk Tegel - Abschlußbericht. FG Wasserreinhaltung, Technische Universität Berlin: Abschlußbericht zu einem Untersuchungsprogramm im Auftrag der Berliner Wasserbetriebe. Berlin, 2000 a.
- JEKEL, M., Wischnack, S.: Herkunft und Verhalten iodorganischer Verbindungen im Wasserkreislauf. Interdisziplinärer Forschungsverbund Wasserforschung e.V.: Chemische Stressfaktoren in aquatischen Systemen. Bd. 6. Berlin, 2000. - 3-00-005914-8, S. 61-69. 2000 b.
- JEKEL, M.: Huminstoffe im Flockungsprozeß der Wasseraufbereitung. Heft 26, Veröffentlichungen des Bereichs und des Lehrstuhls für Wasserchemie an der DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe. Karlsruhe:, 1985. - 3-922671-13-6
- JOHANNSEN, K., Assenmacher, M., Kleiser, M., Abbt-Braun, G., Sontheimer, H., Frimmel, F.H.: Einfluß der Molekülgröße auf die Adsorbierbarkeit von Huminstoffen. *Vom Wasser* 81 (1993), S. 185-196
- JOHANNSEN, K., Worch, E.: Eine mathematische Methode zur Durchführung von Adsorptionsanalysen. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 22 (1994), Nr. 5, S. 225-230
- JOHANNSEN, K.: Software zur Erstellung von Adsorptionsisothermen. DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe. Karlsruhe 1992.
- JORET, J.C., Levi, Y., Volk, C.: Biodegradable dissolved organic carbon (BDOC) content of drinking water and potential regrowth of bacteria. *Wat. Sci. Tech.* 24 (1991), Nr. 2, S. 95-101
- JÜTTNER, F.: Efficacy of bank filtration for the removal of fragrance compounds and aromatic hydrocarbons. *Water Science and Technology* 40 (1999), Nr. 6, S. 123-128
- KALK, FR.: Auskunft von Frau Kalk zu den Abflussverhältnissen an Tegeler Fließ, Panke und Nordgraben. SenSUT, Abt. VIII E, Wasserwirtschaft, Wasserrecht, Geologie. 2000.
- KIVIMÄKI A.-L., Lahti, K., Hatva, T., Tuominen, S.M., Miettinen, I.T.: Removal of organic matter during bank filtration. Peters et al. (HRSG.): Artificial Recharge of Groundwater. Rotterdam: Balkema, 1998. - 90 5809 017 5, S. 107-112

- KLEIN, G., Wassmann, H.: Phosphoreinträge in den Tegeler See aus Niederschlag und Regenkanalisation und deren Einfluß auf die Sanierung. WaBoLu: WaBoLu Hefte. Bd. 2/1986. Berlin, 1986
- KLEIN, M.: Der Abwasserbeseitigungsplan Berlins. *Zukunft Wasser. Dokumentation zum Symposium zur Nachhaltigkeit im Wasserwesen in der Mitte Europas, 17.-19.6.1998* (1998), S. 11-17
- KLEIN, M.: Auskunft von Herrn M. Klein zu den Abflussmessungen kleiner Fließgewässer. SenSUT, Abt. VIII E, Wasserwirtschaft, Wasserrecht, Geologie. 2000.
- KLINGER, J., Sacher, F., Brauch, H.-J., Maier, D., Worch, E.: Verhalten organischer Phosphonsäuren bei der Trinkwasseraufbereitung. *Vom Wasser* 91 (1998), S. 15-27
- KLOTZ, D.: Säulenarrangements zur Simulation von Sicker- und Grundwasserströmungen im Hinblick auf Schadstoffausbreitung. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung* 32 (1991), S. 1-11
- KNEPPER, T.P., Weber, A., Haberer, K.: Identifizierung eines polaren, wasserwerksgängigen Sulfonamids: Analytik, Vorkommen und Verhalten während der Trinkwasseraufbereitung. *Vom Wasser* 85 (1995), S. 271-284
- KÖHLER, A.: Characterization of organics in water reuse systems using XAD-8 and XAD-4 resins with subsequent <sup>13</sup>C-NMR spectroscopy: Field studies in Houston/Texas, Mesa/Arizona and Berlin/Germany. Projektarbeit, Arizona State University und Technische Universität Berlin, FG Wasserreinigung. Tempe, Berlin, 1999
- KOPPE P., Stozek, A.: *Kommunales Abwasser* 4. Aufl. Essen: Vulkan Verlag, 1999. - 3-8027-2833-5
- KORTH A., Bendinger, B., Czekalla, C., Wichmann, K.: Mikrobiologischer DOC-Abbau in Enteisenungsfiltern. *Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker, Jahrestagung 1999* (1999), S. P57
- KUHLMANN, B.: Verhalten von organischen Spurenstoffen bei der Uferfiltration und der Untergrundpassage unter wechselnden Redoxbedingungen. Institut für Wasserforschung GmbH Dortmund und Dortmunder Energie- und Wasserversorgung GmbH: Dortmunder Beiträge zur Wasserforschung. Dortmund:, 1997
- KUSSMAUL, H., Mühlhausen, D., Behrens, H.: Hydrologische und hydrochemische Untersuchungen zur Uferfiltration. *gwf Wasser/ Abwasser* 118 (1977), S. 521-524
- LANGE, FR. & OTTO, HR. (2000): Daten aus BWB-internen Untersuchungen von Frau Lange (BWB-Labor) und Herrn Otto (Abt. TW) zu Huminstoffgehalten in Berliner Grundwasser.
- LEENHEER, J.L.: Comprehensive approach to preparative isolation and fractionation of dissolved organic carbon from natural waters and wastewaters. *Environ. Sci. Technol.* 15 (1981), S. 578-587
- LEHN, H., Renn, O., Steiner, M.: Nachhaltiger Umgang mit Gewässern – Ökologische, ökonomische und soziale Zieldimensionen der Agenda 21. *gwf Wasser/ Abwasser* 140 (1999), Nr. 13, S. S14-S20
- LIMBERG A., Thierbach, J.: Gliederung der Grundwasserleiter in Berlin. *Brandenburg. Geowiss. Beitr., Kleinmachnow* 4 (1997), S. 21-26
- LINK, J., Gilbert, E. u. Eberle, S.H.: Untersuchungen über die Art und Menge der Reststoffe in den Abläufen biologischer Kläranlagen. *Vom Wasser* (1989), 72, S. 349-370
- LOGAN, B.E., Jiang, Q.: Molecular Size Distributions of Dissolved Organic Matter. *J. Env. Eng.* 116 (1990), Nr. 6, S. 1046-1062
- LUDWIG, U., Grischek, T., Nestler, W., Neumann, V.: Behaviour of different molecular-weight fractions of DOC of Elbe river water during river bank filtration. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 25 (1997), Nr. 3, S. 145-150
- LUDWIG, U., Neumann, V., Grischek, T., Nestler, W.: Application of ultrafiltration for characterization of the DOC of Elbe River Water. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 25 (1997), Nr. 2, S. 71-78
- MALCOLM R.L.: Geochemistry of Stream Fulvic and Humic Substances. In: Aiken et al.: Humic Substances in Soil, Sediments and Water. John Wiley & Sons, New York (1985). S. 181-209
- MALCOLM R.L., MacCarthy, P.: Quantitative evaluation of XAD-8 and XAD-4 resins used in tandem for removing organic solutes from water. *Environment International* 18 (1992), S. 597-607
- MÄLZER, H.-J., Gimbel, R.: Weitergehende Abwasserreinigung mit modifizierten Langsandsandfiltern. Verein zur Förderung des Instituts WAR der TU Darmstadt: Schriftenreihe WAR: 58. Darmstädter Seminar 'Abwasserwiederverwendung in wasserarmen Regionen'. Bd. 116. Darmstadt:, 1999. - 3-932518-11-X, S. 81-115
- MÄLZER, H.-J.: Untersuchungen zu Transport- und Abbauvorgängen bei der Uferfiltration im Hinblick auf die Auswirkungen von Stoßbelastungen. Dissertation. Duisburg: Universität Duisburg, 1993
- MANKA J., Rebhun, M.: Organic groups and molecular weight distribution in tertiary effluents and renovated waters. *Water Res.* 16 (1982), S. 399-403

- MARCINEK, J.: Brandenburg- ein gewässerreiches, aber wasserarmes Land. *Arch. für Nat.-Lands.* 35 (1997), S. 257-265
- MARMONIER, P., Fontvieille, D., Gibert, J., Vanek, V.: Distribution of dissolved organic carbon and bacteria at the interface between the Rhône River and its alluvial aquifer. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 14 (1995), Nr. 3, S. 382-392
- MATTHEß, G.: *Lehrbuch der Hydrogeologie: Die Beschaffenheit des Grundwassers [Bd.2]* 3. Aufl. Berlin, Stuttgart: Bornträger, 1994. - 3-443-01008 -3
- MCCARTHY, J.F., Williams, T.M., Liang, L., Jardine, P.M., Jolley, L.W., Taylor, D.L., Palumbo, A.V., Cooper, L.W.: Mobility of Natural Organic Matter in a Sandy Aquifer. *Environ. Sci. Technol.* 27 (1993), Nr. 4, S. 667-676
- MEITZLER, L., Schmellenkamp, P., Schill, I., Schredelseker, F.: Bentazon als Uferfiltrattracer. *Vom Wasser* 87 (1996), S. 163-170
- MERRETTIG-BRUNS, U.: Übersicht und Vergleich genomter Testverfahren zur Prüfung der biologischen Abbaubarkeit. *KA- Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall* 47 (2000), Nr. 4, S. 520-526
- MIETTINEN, I.T., Martikainen, P.J., Vartiainen, T.: Humus transformation at the bank filtration water plant. *Wat. Sci. Tech.* 30 (1994), Nr. 10, S. 179-187
- MÖLLER, K., Kade, N., Heinrich, R., Asbrand, M., Jahnke, Ch., Kücklich, C.: *Probetrieb des Bewässerungsüberleiters (BÜL) im hydrologischen Jahr 1997/98 Abschlußbericht.* Umweltbüro Möller und Darmer (UMD), im Auftrag der Berliner Wasser Betriebe Berlin, 1999, S. 52
- MUDRACK, K., Kunst, S.: *Biologie der Abwasserreinigung.* 4. Aufl. Stuttgart: Fischer, 1994. - 3-437-30742-8
- MÜHLHAUSEN D., Zipfel, K., Obst, U.: Beurteilung der Langzeitdynamik in sandigen Grundwasserleitern bei Uferfiltration und künstlicher Grundwasseranreicherung. Umweltbundesamt: UBA-Texte 38/91. Berlin, 1991
- MÜLLER, U., Wricke, B., Sontheimer, H.: Wasserwerks- und trinkwasserrelevante Substanzen in der Elbe. *Vom Wasser* 81 (1993), S. 371-386
- MUTSCHMANN, J., Stimmelmayer, F.: *Taschenbuch der Wasserversorgung* 11. Aufl. Stuttgart: Vieweg, 1995. - 3-440-07024-7
- NAMOUR, Ph., Müller, M.C.: Fractionation of organic matter from wastewater treatment plants before and after a 21-day biodegradability test: a physical-chemical method for measurement of the refractory part of effluents. *Wat. Res.* 32 (1998), Nr. 7, S. 2224-2231
- NESTLER, W., Nitzsche, I., Krüger, M.: Untersuchungen zur Beschaffenheit des Uferfiltrats in den Torgauer Talgrundwasserleitern. *gwf Wasser/ Abwasser* 137 (1996), Nr. 9, S. 480-486
- NESTLER, W., Walther, W., Jacobs, F., Trettin, R., Freyer, K.: Wassergewinnung in Talgrundwasserleitern im Einzugsgebiet der Elbe. Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle: UFZ-Berichte Nr. 7/1998. Leipzig, 1998. - ISSN 0948-9452
- NEUMANN, R.: Angaben zu den Gütemessungen der Berliner Oberflächengewässer. SenSUT 1999.
- NEWCOMBE, G.: Charge vs. porosity - some influences on the adsorption of natural organic matter (NOM) by activated carbon. *Water Science and Technology* 40 (1999), Nr. 9, S. 191-198
- OMELIA, C.R., Becker, W.C., Au, K.-K.: Removal of humic substances by coagulation. *Water Science and Technology* 40 (1999), Nr. 9, S. 47-54
- OTTO, R.: Lösungsmechanismen von Huminstoffen im Grundwasser - Ein Beispiel aus dem tieferen Untergrund von Berlin (West). *Wasser + Boden* 4 (1989), S. 214-216
- OVERBECK, J., Münster, U.: Um- und Abbau organischer Substanzen in Oberflächengewässern. Deutsche Forschungsgemeinschaft: Refraktäre organische Säuren in Gewässern. Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft, 1993, S. 139-161
- PEKDEGER, A., Brühl, H., Sommer- von Jarmersted, C., Fritz, B., Franke, P., Przybylski, I., Schumacher, F., Skripalle, J.: *Projekt "Uferfiltration Berlin" - Abschlußbericht* Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie (SenSUT) Berlin, 1999
- PEKDEGER, A., Sommer-von Jarmersted, Ch, Kösters, E.: *Sicherung der Trinkwasserversorgung Berlins - Hydrogeologische Voraussetzungen. Abschlußbericht.* Freie Universität Berlin, Institut für Geologie, Geophysik, Geoinformatik Berlin, 1997. - unveröffentlicht
- PESCHEL, G., Wildt, Th.: Humic substances of natural and anthropogeneous origin. *Wat. Res.* 22 (1988), Nr. 1, S. 105-108



- PETERS, J.H., et al.: Fate of pathogens and consequences for the design of artificial groundwater recharge systems. Peters et al. (HRSG.): Artificial Recharge of Groundwater. Rotterdam: Balkema, 1998. - 90 5809 017, S. 141-149
- PEURAVUORI, F., Pihlaja, K.: Molecular size distribution and spectroscopic properties of aquatic humic substances. *Analytica Chimica Acta* 337 (1997), S. 133-149
- PIET, G.J., Zoeteman, B.C.J.: Organic water quality changes during sand bank and dune filtration of surface waters in the Netherlands. *J. Am. Water Works Ass.* July (1980), S. 400-404
- PIETSCH, J., Brauch, H.-J., Worch, E.: Verhalten polarer organischer Stickstoffverbindungen im Prozeß der Trinkwasseraufbereitung. *gwf Wasser/ Abwasser* 140 (1999), Nr. 1, S. 51-57
- PREUSS, G., Nehr Korn, A.: Mikrobielle Sukzessionen im Grundwasser bei der Uferfiltration - Veränderungen in Dichte und Verteilung verschiedener Bakteriengruppen. *Z. dt. geol. Ges.* 139 (1988), S. 575-586
- QUANRUD, D.M., Arnold, R.G., Wilson, L.G., Gordon, H.J., Graham, D.W., Amy, G.L.: Fate of organics during column studies of soil aquifer treatment. *J. Env. Engineering* 122 (1996 a), Nr. 4, S. 314-321
- QUANRUD, D.M., Arnold, R.G., Wilson, L.G., Conklin, M.H.: Effect of soil type on water quality improvement during soil aquifer treatment. *Wat. Sci. Tech.* 33 (1996 b), Nr. 10-11, S. 419-431
- QUAST, J.: Wasserdargebot in Brandenburgs Agrarlandschaften und gebotene wasserwirtschaftliche Konsequenzen. *Arch. für Nat.-Lands.-* 35 (1997), S. 267-277
- R. WAGNER: *Methoden zur Prüfung der biochemischen Abbaubarkeit chemischer Substanzen*. VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim 1988. - 3-527-26729-8
- REBHUN, M., Manka, J.: Classification of Organics in Secondary Effluents. *Env. Sci. & Techn.* 5 (1971), Nr. 7, S. 606-609
- REDIN, C., Lange, F.T., Brauch, H.-J., Eberle, S.H.: Synthesis of Sulfonated Naphthalene-Formaldehyde Condensates and their Trace-analytical Determination in Wastewater and River Water. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 27 (1999), Nr. 3, S. 136-142
- REICHENBACH, C.: Untersuchungen zur Entfernung gelöster organischer Stoffe durch Flockung am Beispiel Tegel. Diplomarbeit, Technische Universität Berlin, FG Wasserreinigung. Berlin, 2000
- RURAINSKI, R.D., Theiss, H.-J., Zimmermann, W.: Über das Vorkommen von natürlichen und synthetischen Östrogenen im Trinkwasser. *gwf-Wasser/Abwasser* 118 (1977), Nr. 6, S. 288-291
- SACHSE, A.: Mündliche Information von Anke Sachse, Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin 2000.
- SCHACHTSCHABEL, P., Blume, H.-P., Brümmer, G., Hartge, K.H., Schwertmann, U., u.a.: *Lehrbuch der Bodenkunde* (Scheffer/Schachtschabel), 14. Aufl. Stuttgart: Enke Verlag, 1998. - 3-432-84774-2
- SCHLEGEL, H.G.: *Allgemeine Mikrobiologie*, 7. Aufl. Stuttgart: Thieme Verlag, 1992. - 3 13 444607 3
- SCHMIDT, K.: Die Abbauleistungen der Bakterienflora bei der Langsandsfiltration und ihre Beeinflussung durch die Rohwasserqualität und andere Umwelteinflüsse. Veröffentlichungen der Hydrologischen Forschungsabteilung der Dortmunder Stadtwerke AG, Dissertationsschrift Nr. 5. Dortmund:, 1963
- SCHÖTTLER, U., Schulte-Ebbert, U.: Verhalten von Schadstoffen im Untergrund bei der Infiltration von Oberflächenwasser am Beispiel des Untersuchungsgebietes "Insel Hengsen" im Ruhrtal bei Schwerte. DFG: Schadstoffe im Grundwasser. Bd. 3. Weinheim: VCH, 1995. - 3-527-27134-1
- SCHÖTTLER, U.: Wechselwirkungen von ausgewählten Spurenelementen mit chemisch-biologischen Prozessen bei Uferfiltration, künstlicher Grundwasseranreicherung und Untergrundpassage. Veröffentlichungen des Instituts für Wasserforschung GmbH Dortmund Nr. 34. Dortmund:, 1986. - ISSN 0342-474 X
- SCHUBERT, J.: Entfernung von Schwebstoffen und Mikroorganismen sowie Verminderung der Mutagenität bei der Uferfiltration. *gwf Wasser/Abwasser* 141 (2000), Nr. 4, S. 218-225
- SCHUBERT, R. H. W., May, G.: Virus-Eliminierung durch Grundwasser-Anreicherung von Oberflächenwasser. Umweltbundesamt: UBA-Texte 35/85. Berlin, 1985
- SCHULTE-EBBERT, U., Schöttler, U.: Systemanalyse des Untersuchungsgebietes 'Insel Hengsen'. Deutsche Forschungsgemeinschaft: Schadstoffe im Grundwasser. Bd. 3. Weinheim: VCH, 1995, S. 475-513
- SCHULTE-EBBERT, U., Schöttler, U.: Behaviour of particles and PAH during riverbank filtration and underground passage. In: Proc. International Riverbank Filtration Conference, Düsseldorf 2-4 Nov. 2000.
- SCHULZE, D.: Wassermengenwirtschaft im Ballungsraum Berlin. *Arch. für Nat.-Lands.-* 35 (1997), S. 289-300

- SCHUMACHER, F., Skripalle, J.: Ermittlung der Uferfiltratanteile über die Abflußverhältnisse sowie die Durchflauaufteilung und Abwasseranteile im Berliner Gewässersystem bei Niedrigwasser für verschiedene Ableitungsvarianten der Klärwerke. Detailbericht 1 zum Abschlußbericht Arbeitsgemeinschaft (ARGE) Uferfiltration im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie. Hydro-Consult GmbH, Berlin 1999
- SCHWARZENBACH R.P., Giger, W., Hoehn, E., Schneider, J.K.: Behavior of Organic Compounds during Infiltration of River Water to Groundwater. Field Studies. *Environ. Sci. Technol.* 17 (1983), Nr. 8, S. 472-479
- SELENKA, F., Hack, A.: Transport, Umsetzung und mikrobieller Abbau natürlicher und anthropogener organischer Substanzen im Grundwasser bei Uferfiltration und künstlicher Grundwasseranreicherung. Deutsche Forschungsgemeinschaft: Schadstoffe im Grundwasser. Bd. 3. Weinheim: VCH, 1995, S. 123-153
- SENSUT: Daten der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie zur Gewässergüte und Grundwassergüte sowie zu den Abflüssen der Berliner Oberflächengewässer 1950 bis 1998.
- SENSUT: Die Phosphateliminierungsanlage Tegel. Informationsbroschüre. Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie. Berlin, 1986
- SENSUT: Konzept zur zukünftigen Wasserver- und -entsorgung Berlins. Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz: Arbeitshefte: Berliner Gewässer + Bodenschutz, Heft 12. Berlin, 1992
- SENSUT: Der große Müggelsee. Besondere Mitteilungen zum Gewässerkundlichen Jahresbericht für Berlin und Umland. Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz, Berlin, 1993.
- SenSUT: *Zukunft Wasser - Dokumentation zum Symposium zur Nachhaltigkeit im Wasserwesen in der Mitte Europas vom 17.-19. Juni 1998 in Berlin* Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie Berlin, 1998
- SENSUT: Abwasserbeseitigungsplan Berlin. Reihe StadtUmwelt 22, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie. Berlin, 1999.
- SENSUT: Informationen im Internet unter: <http://www.sensut.berlin.de/sensut/umwelt/index.shtml>. 2000.
- SERVAIS, P., Billen, G., Hascoet, M.-C.: Determination of the biodegradable fraction of dissolved organic matter in waters. *Water Research* 21 (1987), Nr. 4, S. 445-450
- SIMON, M.: Klärtechnik zur Elbe-Sanierung. *Wasserwirtschaft Wassertechnik* 7 (1997), S. 34-37
- SIMON, M.: Kussmaul: Beitrag in: Schadstofftransport und Schadstoffabbau bei der Uferfiltration am Beispiel des Untersuchungsgebietes „Böckinger Wiesen“ im Neckartal bei Heilbronn. Schadstoffe im Grundwasser. Bd. 4. Deutsche Forschungsgemeinschaft: Weinheim: VCH, 1996
- SOMMER-VON JARMERSTED, Ch.: Hydraulische und hydrochemische Aspekte der Uferfiltration an der Unterhavel in Berlin. Selbstverlag FB Geowissenschaften, Freie Universität Berlin: Berliner Geowissenschaftliche Abhandlungen Reihe A. Bd. 140. Berlin, 1992
- SOMMER-VON JARMERSTED, Ch., Kösters, E., Pekdeger, A.: Die Sulfat- und Chloridgehalte des Berliner Grundwassers. *Tagungsband der GEO-Berlin '98* (1998), S. V 341
- SOMMER-VON JARMERSTED, Ch.: Erkundung des nutzbaren Süßwasserspeichers für Berlin. Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie: Zukunft Wasser, Tagungsband 1998. Berlin, 1998, S. 72-76
- SONTHEIMER, H., Jekel, M., Roberts, P.V.: Probleme der Wasserqualität bei Verwendung von aufbereitetem Abwasser zur Grundwasseranreicherung. Aurand, K. (Hrsg.): Bewertung chemischer Stoffe im Wasserkreislauf. Berlin: Erich Schmidt Verlag, 1981, S. 136-153
- SONTHEIMER, H., Frick, B.R., Fettig, J., Hörner, G., Hubele, C., Zimmer, G.: *Adsorptionsverfahren zur Wasserreinigung* Engler-Bunte Institut der Universität Karlsruhe, Karlsruhe: DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte Institut, 1985
- SONTHEIMER, H.: Das Testfilterkonzept, eine Methode zur Beurteilung von Wässern. DVGW Eschborn: DVGW-Schriftenreihe Wasser. Bd. 60. Bonn: Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser, 1988, S. 27-50
- SONTHEIMER, H.: *Trinkwasser aus dem Rhein?* St. Augustin: Academia Verlag, 1991. - 3-88345-381-1
- SPRINZL, M.: Tracking refractory DOC in water reuse systems using XAD-fractionation and <sup>13</sup>C-NMR-spectroscopy. Diplomarbeit, Technische Universität Berlin, FG Wasserreinigung, Arizona State University. Berlin, Tempe, 1998
- STATISTISCHES LANDESAMT BERLIN: Statistische Jahrbücher für Berlin. Stat. Landesamt (Hrsg.), Berlin, 1998.
- STAUDACHER, W.: Die Hydrochemie von Porenwässern aus jungen Seesedimenten unter influenten Bedingungen am Beispiel des Tegeler Sees in Berlin (West). FU Berlin: Dissertation., 1977

- STEINBERG, Ch., Brüggemann, R., Jekel, M., Quast, J., Weigert, B.: Wasserkrise in der Region Berlin/ Brandenburg? Ein Ausblick. *Arch. für Nat.-Lands.* - 35 (1997), S. 365-373
- STEVENSON, F.J.: *Humus Chemistry - Genesis, Composition, Reaction.* (2nd ed.). New York: Jon Wiley & Sons, 1994. - 0-471-59474-1
- STORM, T.: Mündliche Information zu Gehalten an Naphthylsulfonaten. FG Wasserreinhalung, TU Berlin, 2000.
- STUHLMANN, F.: Studien zum Verhalten stickstoffhaltiger Wasserinhaltsstoffe bei der Langsamsandfiltration. Veröffentlichungen des Instituts für Wasserforschung GmbH Dortmund u. der Dortmunder Stadtwerke AG, Nr. 10. Dortmund:, 1972
- STUMPF, M., Ternes, T.A., Haberer, K., Seel, P., Baumann, W.: Nachweis von Arzneimittelrückständen in Kläranlagen und Fließgewässern. *Vom Wasser* 86 (1996), S. 291-303
- STUYFZAND, P.J.: Fate of pollutants during artificial recharge and bank filtration in the Netherlands. Peters et al. (Hrsg.): *Artificial Recharge of Groundwater.* Rotterdam: Balkema, 1998, S. 119-125
- TERNES, T.A., Stumpf, M., Steinbrecher, T., Brenner-Weiß, G., Haberer, K.: Identifizierung und Nachweis neuer Metabolite des DTPA in Fließgewässern und Trinkwasser. *Vom Wasser* 87 (1996), S. 275-290
- TERNES, T.A.: Occurrence of drugs in german sewage treatment plants and rivers. *Water Research* 32 (1998), Nr. 11, S. 3245-3260
- THURMAN, E.M.: *Organic geochemistry of natural waters* Dordrecht/ Boston: M. Nijhoff/ W. Junk Publishers, 1985. - 90-247-2973-4
- TVO: *Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe (Trinkwasserverordnung - TrinkwV)* BGBl. I S. 2612; 1991 S. 227; 1993 S. 278; 1998 S. 699 und 2000 S. 104
- UBA: Umweltbundesamt, *Daten zur Umwelt 1992/93.* Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1994.
- UBA a: Umweltbundesamt, Informationen im Internet unter: <http://www.umweltbundesamt.de/>. 2000.
- UBA B: Umweltbundesamt. Informationen zum Stand der Umwelt in Deutschland im Internet unter: <http://www.umwelt-deutschland.de>. 2000.
- UBA-TEXTE 2/85: Lebensdauer von Bakterien und Viren in Grundwasserleitern. Umweltbundesamt, Berlin, 1985
- VAN DE WEERD, H., van Riemsdijk, W.H., Leijnse, A.: Modeling the dynamic adsorption/ desorption of a NOM mixture: effects of physical and chemical heterogeneity. *Environ. Sci. Technol.* 33 (1999), S. 1675-1681
- VAN DER KOOIJ, D., Visser, A., Hijnen, W.A.M.: Determining the concentration of easily assimilable organic carbon in drinking water. *J. Am. Water Works Ass.* 74 (1982), S. 540-545
- VAN HAAREN, F. W.: Eliminierung von Viren bei der Wasseraufbereitung unter besonderer Berücksichtigung von Langsamsandfiltration und Untergrundpassage - Literaturstudie. Veröffentlichungen des Instituts für Wasserforschung GmbH Dortmund u. der Dortmunder Stadtwerke AG, Nr. 25. Dortmund:, 1977. - ISSN 0342-474X
- VENGOSH A., Heumann, K.G., Kasher, R.: Boron Isotope Application for Tracing Sources of Contamination in Groundwater. *Environ. Sci. & Technol.* 28 (1994), S. 1968-1974
- VERLEGER, H.: Zur hydrogeochemischen Infiltrationsdynamik im Bereich der Unterhavel in Berlin (West). Dissertation am FB Geowissenschaften der Freien Universität Berlin. Berlin, 1988
- VILGE-RITTER, A., Masion, A., Boulange, T., Rybacki, D., Bottero, J.-Y.: Removal of Natural Organic Matter by Coagulation-Flocculation: A Pyrolysis-GC-MS Study. *Env. Sci. & Technol.* 33 (1999), S. 3027-3032
- VÖLKER, E., Brauch, H.-J., Sontheimer, H.: Charakterisierung organischer Wasserinhaltsstoffe durch Adsorptionsanalyse. *Vom Wasser* 62 (1984), S. 1-10
- VÖLKER, E., Sontheimer, H.: Charakterisierung und Beurteilung von Kläranlagenabläufen aus der Sicht der Trinkwasserversorgung. *gwf Wasser Abwasser* 129 (1988), Nr. 1, S. 216-230
- VÖLKER, E.: Beurteilung der Adsorbierbarkeit von organischen Stoffen. DVGW Eschborn: DVGW-Schriftenreihe Wasser. Bd. 60. Bonn: Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser, 1988, S. 71-98
- WAGNER, I.: Werkstoffe und Trinkwasserqualität. in: Lehr und Handbuch Wasserversorgung Bd. 5: *Wasserchemie für Ingenieure* DVGW Schriftenreihe 205, München: Oldenbourg Verlag, 1989
- WASSMANN, H., Sieker, H., Büro Fugmann & Janotta: Wasserwirtschaftliche Rahmenbedingungen für eine gewässer- und landschaftsverträgliche städtebauliche Entwicklung auf dem Barnim im Nordosten Berlins. BÜRO WASSMANN, Tel. 030-7818430: Studie im Auftrag von SenSUT, Berlin. Berlin, 1997
- WATT, B.E., Malcolm, R.L., Hayes, M.H.B., Clark, N.W.E., Chipman, J.K.: Chemistry and potential mutagenicity of humic substances in waters from different watersheds in Britain and Ireland. *Water Research* 30 (1996), Nr. 6, S. 1502-1516

- WCED (World Commission on Environment and Development): *Our Common Future* Oxford: Oxford University Press, 1987
- WEGENER, G., Persin, J., Karrenbrock, F., Rörden, O., Hübner, I.: Vorkommen und Verhalten von natürlichen und synthetischen Östrogenen und deren Konjugate in der aquatischen Umwelt. *Vom Wasser* 92 (1999), S. 347-360
- WEIGERT, B., Steinberg, Ch., Jekel, M., Möller, K., u.a.: Bericht zur Pilotphase des Forschungsvorhabens „Nachhaltige Wasserwirtschaft – Entwicklung eines Bewertungs- und Prüfsystems“. Wasserforschung e.V. (Hrsg.), Berlin 1999.
- WEIL, H., Haberer, K.: Verhalten von Pflanzenschutzmitteln bei der Untergrundpassage. *Vom Wasser* 78 (1992), S. 273-280
- WERNER, P.: Eine Methode zur Bestimmung der Verkeimungsneigung von Trinkwasser. *Vom Wasser* 65 (1985).
- WICHMANN, K.: Natürliche organische Wasserinhaltsstoffe in der Grundwasseraufbereitung. In: *gwf Wasser/ Abwasser* 139 (1998), Nr. 13, S. S59-S64
- WISCHNACK, S., Jekel, M.: Sewage water components used as trace elements to investigate water quality in Berlin/Germany: Part 2: Behaviour of organo halogens in surface water and groundwater. Poster CD-ROM, 1st World Congress of the International Water Association, 3-7. July 2000, Paris, France. (2000), NP 74
- WISCHNACK, S., Oleksy-Frenzel, J., Jekel, M.: Abbauverhalten und Vorkommen organischer Iodverbindungen im Raum Berlin. Tagungsband der Jahrestagung Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker (1998), S. 96-99
- ZIEGLER, D., Hartig, C., Wischnack, S., Jekel, M.: Behaviour of dissolved organic compounds and pharmaceuticals during lake bank filtration in Berlin. Tagungsbeitrag International Riverbank Filtration Conference, Düsseldorf 2-4 November. Zur Veröffentlichung in IAWR Rheinthemen. Berlin/ Düsseldorf, 2000.
- ZIEGLER, D.: Behavior of refractory organic compounds during soil aquifer treatment and assessment of persistent organic compounds utilized as tracers in water reuse systems. Diplomarbeit. Tempe, U.S.A./ FG Wasserreinigung, Technische Universität Berlin, 1998.
- ZIPPEL, Hr.: Mündliche Mitteilung zum Betrieb der Brunnengalerien im Wasserwerk Friedrichshagen. Berliner Wasser Betriebe, 1999.

## **A Anhang**

## A.1 Forschungsarbeiten zur Bodenpassage, Uferfiltration und künstlichen Grundwasseranreicherung

Tabelle A.1-1: Ausgewählte Forschungsprojekte zur Uferfiltration und künstlichen Grundwasseranreicherung in Deutschland

Jahr	Herausgeber	Gewässer	Orte	Untersuchte Parameter	
1985	Haberer et al.	UBA/ WaBoLu		s. folgende Tabelle, Haberer & Drews 1985	
1991	Sontheimer	BMFT	Rhein	Köln, Düsseldorf, Duisburg, Eich	DOC, AOX, mikrobiologische Untersuchungen, Pestizide (Disulfoton, Thiometon vom Sandoz-Unfall), weiterhin Nitrobenzol, Nitrotoluol, Chlorbenzole, Alkylbenzole, Phthalate, u.a.
1991	Mühlhausen et al.	UBA	Rhein	Eich	PAK, Fluoreszenzfarbstoffe, AOX, Borat, Chlorkohlenwasserstoffe, verschiedene Aniline, Weichmacher, Pflanzenschutzmittel, Haloforme, substituierte Phenole und Säuren
1995	Schöttler & Schulte-Ebbert	DFG	Ruhr/ Ruhrstausee	Schwerte	Hydrochemie/ Hydraulik, mikrobiol. Sukzessionen, natürl. org. Substanzen, leichtflüchtige Organochlorverbindungen, biogene org. Substanzen, PAK, Triazin-Herbizide, Schwermetalle, Spurenmetalle
1996	Hötzl & Reichert	DFG	Neckartal	Heilbronn	Hydrogeologie/ Hydraulik, Hydrochemie/ Isotopenhydraul. Charakterisierung ( $^{18}\text{O}$ , $^2\text{H}$ , $^3\text{H}$ , $\delta^{34}\text{S}$ ), Mikrobiologie (Bakteriengruppen, u.a. Enterobakterien, Viren), organische Summenparameter (DOC, AOX, AOS, Phenole, anionenakt. Tenside), org. Einzelstoffe (aromat. KW, LHKW, Triazinherbizide (u.a. Atrazin), EDTA, NTA), biogene Stoffe (u.a. Geosmin), anorgan. Spurenstoffe (Tl, Cu, Cr, Mo, V, Pb, Cd, Zn); Säulenversuche
1998	Nestler et al.	BMBF	Elbe	Dresden	Hydrologie und Hydrochemie, Isotopen (u.a. Radon 222, $^{14}\text{C}$ ), DOC, AOX, AOS, Sulfonsäuren, halogenierte Carbonsäuren
1995	Chorus et al.	DFG	Tegeler See, u.a.	Berlin	biogene Stoffe (Schwerpunkt), daneben Alkane, Aldehyde, Ketone, Alkohole, chlorierte Verbindungen (Di-, Tri-Chlorethen, Dichlorpropan, Tetrachlorethen, Chlorbenzole)
1999	Pekdeger et al. 1999, Fritz 2000	~	Tegeler See, Müggelsee	Berlin	Hydrologie, Hydrochemie (u.a. Bor, $\delta^{18}\text{O}$ , $\delta^2\text{H}$ , Rn, Gadolinium), Fe, Mn Zn, Cu, Pb und Cd, DOC, AOI, AOCl und AOBr <sup>1</sup> , z.T. Arzneistoffe <sup>2</sup> , AG Chorus (UBA) Chf-a, Phaeopigmente

<sup>1</sup> Wischnack et al. 2000, <sup>2</sup> Hartig 2000

**Tabelle A.1-2: Verhalten von organischen Einzelstoffen bei der Uferfiltration, künstlichen Grundwasseranreicherung oder Trinkwasseraufbereitung bzw. Vorkommen im Trinkwasser (s.a. obige Forschungsprojekte)**

Jahr	Herausgeber/Autor	Gewässer	Orte	Untersuchte Parameter	Bemerkungen
1977	Rurainski et al.			Natürliche und synthetische Östrogene	TW
1983	Schwarzenbach et al.	Glatt, Aare	Schweiz	alkylierte und chlorierte Benzole, Chlorkohlenwasserstoffe	UF
1985	Haberer & Drews	Rhein	Wiesbaden	Org. Chlorverbindungen, Toluol, Xylol, Styrol, Alkylbenzole, Bromverbindungen, Nitrotoluole, u.a.	GWA
1987	Dietz	Ruhr		EDTA	UF
1992	Weil & Haberer	Rhein/ Main	Wiesbaden	Pflanzenschutzmittel (Atrazin, Iso-Chloridazon, Metazachlor)	GWA
1992	Hambsch	Rhein		Mikrobiologie	UF
1993	Haberer & Knepper	Rhein	Wiesbaden	DAS, DAG (Diaceton-L-Sorbose, Diaceton-Ketogulonsäure, Zwischenstufen der Ascorbinsäuresynthese)	GWA
1995	Knepper et al.	Rhein	Wiesbaden	Korrosionsschutzmittel Sarkosin -N-(phenylsulfonyl)	UF, AK
1996	Meitzler et al.	Rhein	Mainz	Pflanzenschutzmittel (Bentazon, Mecoprop, Dichlorprop)	UF/ GWA
1996	Börnack et al.	Elbe	Dresden	Aromatische Amine (Anilin, Chloraniline, Nitroanilin,...)	UF
1996	Heberer & Stan	Berliner Gewässer	Berlin	Arzneistoffe (Clofibrinsäure, Phenazon, Propyphenazon, Diclofenac, Ibuprofen)	UF, TW
1996	Ternes et al.	Rhein	Wiesbaden	DTPA und Metabolite	TW
1997	Jekel, Wischnack, Oleksy-Frenzel	Berliner Gewässer	Berlin	Röntgenkontrastmittel (AOI), AOCl, AOBr: Trinkwasser	KA, OW, UF
1997	Kuhlmann	Säulen		Phenoxy-carbonsäuren, Phenol, Chlorphenole	Bodenpassage
1997	Griseck et al.	Elbe	Dresden	EDTA	UF/ Säulenversuche
1997	Dünnbier et al.		Berlin	DDA (Metabolit von DDT)	KA, OW; GW

(...)

Jahr	Herausgeber/Autor	Gewässer	Orte	Untersuchte Parameter	Bemerkungen
1998	Klinger et al.			Organische Phosphonsäuren	TW-Aufbereitung (Flockung, AK, Ozon)
1999	Buser et al.			Ibuprofen	KA, OW
1999	Pietsch et al.			polare org. Stickstoffverbindungen (z.B. Methylamin, Morpholin, Piperidin, Cyclohexylamin, Diethylamin, Ethylalanin, Diethylalanin)	UF, Ozonung, AK
2000	Hartig	Tegeler See	Berlin	Sulfonamide	KA, OW, UF
2000	Wegener et al.	Rhein	Köln	Östrogene Substanzen	KA, OW, UF
2000	Brauch et al.	Rhein		synthetische organische Komplexbildner, aliphatische Amine, aromatische Sulfonate, pharmazeutische Wirkstoffe, Alkylphenole/ Bisphenol A	UF

KA: Kläranlagenablauf, OW: Oberflächengewässer, GW: Grundwasser, GWA: Grundwasseranreicherung, TW: Trinkwasser; AK: Aktivkohle



## A.2 Analytik

### A.2.1 DOC-Analytik

Die DOC-Analytik wurde sowohl auf einem liqui TOC- Gerät der Firma *Foss-Heraeus* als auch auf einem high-TOC-Gerät der Firma *elementar* durchgeführt. Zuvor wurden die Proben über Cellulosenitrat-Filter der Porenweite 0,45 µm filtriert. Um einen Eintrag von DOC des Filtermaterials zu vermeiden, wurden die Filter mit millipore-Wasser gespült (vollentsalztes Wasser nach Aktivkohlebehandlung).

Das liqui-TOC arbeitet nach dem Prinzip der Nassoxidation mit UV-Licht. Die Probe wird injiziert und mit Phosphorsäure versetzt. Nachdem der TIC (*total inorganic carbon*) mit einem Sauerstoffstrom ausgegast wurde, wird der Probe 1,5 N Natriumperoxodisulfat-Lösung ( $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ ) zugesetzt und die Oxidation über UV-Licht eingeleitet. Das entstehende  $\text{CO}_2$  wird wie auch beim TIC im IR-Detektor erfasst. Sowohl für TIC als auch für den NPOC (*non-purgeable organic carbon*) kann jeweils nur ein Messbereich gewählt werden. Für Grundwässer, Oberflächengewässer und Kläranlagenablauf wurde daher beim liqui-TOC nur der NPOC quantitativ erfasst.

Beim high-TOC wird die Probe zunächst in einen Reaktor injiziert, wo sie mit Salzsäure angesäuert wird. Der TIC wird mit einem Gasstrom von über Filter gereinigter Druckluft ausgetrieben und im IR-Detektor erfasst. Anschliessend wird die Probe in den Ofenteil injiziert, wo sie bei 1050° in Anwesenheit des Katalysators Cerdioxid oxidiert wird. Das entstehende  $\text{CO}_2$  wird über einen zweiten IR-Block geleitet und dort detektiert. Beim high-TOC werden je nach Probe die entsprechenden IR-Empfindlichkeitsbereiche angewählt, so dass auch Proben mit sehr unterschiedlicher NPOC und TIC-Konzentration gemessen werden können. Die oben genannten Wässer können sowohl auf NPOC- als auch auf TIC analysiert werden.

Beim liqui-TOC wurde nach ca. 10 Monaten Messtätigkeit die UV-Lampe ausgewechselt, was zu einer Verringerung der DOC-Messwerte um ca. 1 mg/l führte. Begründet werden kann dies mit einer bei der alten Lampe verschärften Linie bei 254 nm, wohingegen das restliche Spektrum bei Alterung abgeschwächt wird. Offensichtlich führte die intensive UV-Linie zu einer verbesserten Oxidation des DOC in Grundwässern. Dieser Fehler ist mit dem Standard Kaliumhydrogenphthalat nicht festzustellen, da dieser relativ gut oxidierbar ist. Nach Auswechseln der UV-Lampe führte das liqui-TOC zu ähnlichen Werten wie das high-TOC. Insgesamt kann sich aber ein und dieselbe Probe von Grundwasser um bis zu 1 mg/l DOC bzw. NPOC unterscheiden, je nachdem, auf welchem Gerät gemessen wurde.

Die Standards wurden nach DIN 38409 zur Bestimmung des TOC angesetzt.

**Tabelle A.2-1: Angaben zu den TOC-Geräten**

	liqui-TOC	high-TOC
Oxidation	UV-Licht, $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$	1050°, Cerdioxid als Kat.
Gasstrom	$\text{O}_2$	synth. Luft
Säure	$\text{H}_3\text{PO}_4$	HCl
IR-Empfindlichkeitsstufen	nur 1 Stufe pro Analysengang	3 Stufen je nach Probe

Die Analytik wurde grundsätzlich als 3fach-Bestimmung durchgeführt. Standardabweichungen der Geräte sind in Tabelle A.2-2 angegeben. Für die Fehlerberechnung wurden für das high-TOC die Einzelwerte der Standardmessungen verwendet, um die Vergleichbarkeit mit dem liqui-TOC herzustellen. Die Vertrauensgrenze wurde berechnet für ein 95% -Vertrauensintervall ( $t$ -Wert = 1,96, s. Drewes 1997) und eine 3-fach-Bestimmung.

**Tabelle A.2-2: Angaben zur Messgenauigkeit der TOC-Geräte**

	millipore-Wasser	Standard 5 mg/l	Standard 10 mg/l
<b>Liqui-TOC</b>			
Mittelwert	0,158	5,146	9,927
Standardabweichung	0,179	0,278	0,312
Anzahl	208	103	93
Vertrauensbereich	0,202	0,314	0,353
<b>High-TOC</b>			
Mittelwert	0,278	5,182	10,218
Standardabweichung	0,182	0,269	0,530
Anzahl	135	93	81
Vertrauensbereich	0,206	0,304	0,600

Bestimmungsgrenze ( $c_{BG}$ ) nach Funk et al. (1985): zu

$$c_{BG} = c_{\text{millipore}} (\text{Mittelwert}) + \sigma_{\text{millipore}} * t / \sqrt{(PB)} = 0,158 + 0,248 = 0,41 (\text{liqui})$$

$$= 0,278 + 0,253 = 0,53 (\text{high})$$

( $\sigma$ : Standardabweichung;  $t$ :  $t$ -Wert der Student- $t$ -Verteilung: Tabellenwert)

$$\text{Vertrauensbereich} = 1,96 * \sigma / \sqrt{3} \quad (\text{Funk et al. 1985})$$

## A.2.2 Spektraler Absorptionskoeffizient

Der spektrale Absorptionskoeffizient (SAK) wurde bei den Wellenlängen 254 nm und 436 nm mittels Photometer (Perkin Elmer Lambda 2 UV/Vis Spectrophotometer) gemessen. Die Proben wurden zuvor über gespülte 0,45  $\mu\text{m}$ -Filter filtriert. Da der pH-Wert für alle Proben im Bereich 6,5-8 lag, wurde auf eine Einstellung des pH-Wertes verzichtet. Reichenbach (2000) zeigte, dass der  $\text{SAK}_{254}$  in diesem Bereich nicht pH-abhängig ist.

## A.2.3 Anionen

Die Anionen Chlorid, Sulfat und Nitrat wurden mit einem Ionenchromatograph der Firma Dionex (AS 50) bestimmt.

## A.2.4 Ultrafiltration

Die Ultrafiltrationsanalysen wurden im Parallelverfahren durchgeführt. Verwendet wurden 200 ml-Batch-Zellen der Firma Amicon. Es wurden Membranen der nominellen Trenngrenzen 1, 3 und 10 kD verwendet (Fa. Amicon bzw. Millipore). Die Membranen

wurden gespült, bis das Permeat DOC-Werte an der Bestimmungsgrenze aufwies. Hierzu wurde bei den engen Membranen z.T. mit 400-600 ml millipore-Wasser gespült.

Zur Analyse wurden pro Membran 180 ml der über Cellulosenitratfilter filtrierten Originalprobe aufgegeben. 90 ml dieser Probe wurden filtriert, und anschließend DOC sowie SAK<sub>254</sub> des Permeats und Retentats analysiert. Die Permeatmesswerte dienen zusammen mit den DOC und SAK<sub>254</sub>-Werten der Ausgangsprobe zur Bestimmung der Anteile der einzelnen Fraktionen (Differenzbildung). Die Retentatwerte dienen zur Kontrolle über eine Massenbilanz, ob es zu Auswaschungen aus der Membran oder anderen Fehlern kam.

Beim Batch-Ultrafiltrationsverfahren werden die tatsächlichen Anteile der über Permeatmessungen bestimmten Fraktionen unterschätzt. Dies hängt damit zusammen, dass die Permeatkonzentration von der Konzentration im Retentat abhängig ist und letztere eine Funktion des filtrierten Volumens ist:

$$c(\text{Permeat}) = p \cdot c(\text{Retentat})$$

mit p: konstanter Permeationsfaktor

$$c(\text{Retentat}) = f(\text{Volumen}_{\text{filtriert}}) \quad (\text{Logan \& Jiang 1992}).$$

Logan & Jiang (1992) stellten eine Methode zur Ermittlung der tatsächlich in der Ausgangslösung vorhandenen Anteile von Fraktionen kleiner einer Membrantrenngrenze vor. Dabei werden mindestens 4 bis 5 Filtrationen durchgeführt mit jeweils unterschiedlichen Filtratvolumina. Unter Anwendung dieser Methode zeigte Ziegler (1998) für Wässer mit DOC-Konzentrationen bis zu ca. 6mg/l, dass es zu Unterschätzungen der DOC-Fraktionen von 10 bis 30 % kommen kann.

In dieser Arbeit wird die Ultrafiltrationsmethode nur zum Vergleich verschiedener Wässer herangezogen. Von einer Ermittlung der echten Anteile der Einzelfraktionen wurde infolge dieser Zielsetzung abgesehen. Es soll aber betont werden, dass die dargestellten Fraktionen nicht den tatsächlich in der Originalprobe vorliegenden DOC-Anteilen eines bestimmten Molekulargewichtsbereichs entsprechen. Selbst eine Probe, die nur kleine organische Substanzen (<10 kD) enthält, kann bei Filtration über eine Membran der Trenngrenze 10 kD aufgrund eines Permeationskoeffizienten  $p < 1$  die Existenz einer Fraktion  $> 10$  kD vorspiegeln, da das Filtrat einen geringeren DOC-Wert aufweist als die Originalprobe.

### **Fehler bei der Bestimmung von SUVA-Werten für die einzelnen Fraktionen**

Die DOC- und SAK<sub>254</sub>-Werte der einzelnen Ultrafiltrationsfraktionen werden über Differenzbildung der Permeatkonzentrationen bzw. Absorptionskoeffizienten gebildet mit Ausnahme der Fraktion  $< 1$  kD, die direkt gemessen wird. Insbesondere bei den in der Regel geringen Konzentrationen der Fraktion  $> 10$  kD kommt es damit zu einem Fehler, der das Doppelte des Fehlers der DOC-Bestimmung beträgt, d.h. sich im Bereich von ca.  $\pm 0,6$  mg/l DOC bewegt. Für die SAK-Werte ist der Fehler geringer, da hier der Fehler der Messmethode bei  $\pm 0,1 \text{ m}^{-1}$  liegt (Erfahrungswerte). Für den SAK<sub>254</sub> würde sich der Fehler für die Fraktionen verdoppeln auf  $\pm 0,2 \text{ m}^{-1}$ . Bei der Bestimmung von SUVA-Werten sei an einem Beispiel demonstriert, wie hoch der Fehler werden kann:

Beispiel	Messwerte		Fehlerbereich	
	DOC	SAK <sub>254</sub>	DOC	SAK <sub>254</sub>
	mg/l	l/m	mg/l	l/m
< 1kD	1,0	1,8	0,7-1,3	1,7-1,9
< 3 kD	2,3	6,1	2,0-2,6	6,0-6,2
< 10 kD	3,8	7,6	3,5-4,1	7,5-7,7
DOC gesamt	4,8	9,3	4,5-5,1	9,2-9,4

Die Fraktionen werden über Differenzbildung ermittelt, z.B. 13 kD = Messwert (<3 kD) – Messwert (<1 kD):

Beispiel	Fraktionen		Fehlerbereich			SUVA -Differenz
	DOC	SAK <sub>254</sub>	DOC	SAK <sub>254</sub>	SUVA	
	mg/l	l/m	mg/l	l/m	l/(mg·m)	l/(mg·m)
< 1kD	1,0	1,8	0,7-1,3	1,7-1,9	1,3-2,7	±0,7
1-3 kD	1,3	4,3	0,7-1,9	4,1-4,5	2,2-6,4	±2,1
3-10 kD	1,5	1,5	0,9-2,1	1,3-1,7	0,6-1,9	±0,65
> 10 kD	1,0	1,7	0,4-1,6	1,5-1,9	0,9-4,8	±1,95

Das Beispiel zeigt, dass der SUVA bei Schwankungsbreiten von bis zu 4,2 l/(mg·m) (s. untere Tabelle) für die Fraktionen des DOC, wie sie über die Ultrafiltration ermittelt werden, ein äußerst fehleranfälliger Parameter ist.

## A.2.5 Gelchromatografie

Die molekularabhängige Charakterisierung des DOC erfolgte nach einer Methode von Huber & Frimmel (1996) mittels eines *Size Exclusion Chromatography*-Gerätes des Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) in Friedrichshagen. Die Methode nennt sich LC-OCD-Chromatografie (liquid chromatography-organic carbon detection). (Eine andere vergleichbare Methode ist die von Fuchs (1985) vorgestellte Gelchromatografie.)

Die 0,45 µm filtrierte, angesäuerte und entgaste Probe (2 ml) wird mittels eines Phosphatpuffers (Na<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>, KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>, pH 6,5) über die Gelpermeationstrennsäule (TSK HW 50s gel (Toyopearl), 250x20 mm) geleitet. Nach Auftrennung des DOC erfolgt die UV-Detektion der Fraktionen bei 254 nm im Eluentenstrom. Die anschließende Oxidierung erfolgt in einem rotierenden Glasreaktor, in dessen Inneren sich ein starker UV-Strahler befindet. Probe und Eluent laufen durch die Rotation in einem sehr dünnen Flüssigkeitsfilm an den Innenwänden des Glaszylinders herunter. Entstehendes CO<sub>2</sub> wird über einen N<sub>2</sub>-Strom zu einem IR-Detektor geleitet. Das Gerät bietet weiterhin die Möglichkeit, den Gesamt-DOC zu bestimmen (By-pass der Trennsäule; Probevolumen 0,2 ml), wobei die Nachweisgrenze 10 µg/l beträgt. Die Genauigkeit der Gesamt-DOC-Bestimmung wird von Sachse (2000) mit etwa 10 µg/l angegeben. In Abhängigkeit von der Retentionszeit ist nach Huber & Frimmel (1996) die Zuordnung des DOC in die organischen Fraktionen Polysaccharide, Huminstoffe, niedermolekulare organische Säuren sowie amphiphile Substanzen möglich. Mit Rückgriff auf die Chromatogramme von IHSS Standards kann für die gefundenen Huminstoffe die Angabe eines mittleren Molekulargewichts erfolgen.

## A.2.6 Adsorptionsanalysen

Die Adsorptionsisothermen wurden mit der über Cellulosenitratfilter (0,45µm) filtrierten Originalprobe vorgenommen. Da die untersuchten Proben pH-Werte von i.d.R. 7-8 aufwiesen, wurde von einer Einstellung des pH-Wertes abgesehen. Für die Isothermen wurde Pulveraktivkohle PCO Super der Firma Pica verwendet, wie sie auch in den Arbeiten von Drewes (1997) und Ernst (1999) zum Einsatz kam<sup>41</sup>.

Jeweils 100 ml der Originalprobe wurden mit 10 unterschiedlichen Kohleeinwaagen versehen (incl. Nullprobe) und 24h geschüttelt. Anschließend wurden die Proben über Cellulosenitratfilter filtriert und DOC sowie SAK<sub>254</sub> bestimmt.

Zur Ermittlung der Reproduzierbarkeit wurden von 4 Proben Doppelbestimmungen durchgeführt. Die Abweichungen lagen im Bereich der Fehlergrenzen der Bestimmungsmethoden (DOC und SAK<sub>254</sub>). Bei Auswertung der Isothermen über das Programm ADSA ergaben sich trotz leicht differierender Messwerte identische Aussagen. Deshalb wurde auf eine Doppelbestimmung im folgenden verzichtet.

Bei der Verwendung des Programms ADSA von Johannsen (1992) wurden zunächst Ausreißer der DOC-Bestimmung auf Basis einer SAK<sub>254</sub>/DOC-Korrelation eliminiert. Daraufhin wurde mit einem K<sub>F</sub>-Wert-Satz von 0, 10, 20 eine Anpassung versucht. Gelang es nicht, einen Fehler von weniger als 5% zu erzielen, so wurde der K<sub>F</sub>-Wert-Satz erweitert um einen Wert von 40 und/ oder 120. Mit diesem Satz gelang bis auf wenige Ausnahmen (vgl. Tab. A.7-16 in Kap. A.7.7) eine zufriedenstellende Anpassung der Isothermen an die Messwerte.

## A.2.7 Biologische Abbautests

Für die biologischen Batch-Abbautests wurde Sand aus der Sandwaschanlage des Wasserwerks Jungfernheide verwendet. Zum Teil wurde dieser Sand mit verdünnter Salzsäure und vollentsalztem Wasser gewaschen und zum Trocknen stehen gelassen. 200 g des lufttrockenen Sandes wurden in Erlenmeyerkolben eingewogen und zur Entwicklung eines Biofilms für wenige Tage mit Kläranlagenablauf inkubiert. Vor Aufgabe der Probe wurde der Sand mit einer isotonischen Salzlösung (0,1 N NaCl, 0,01 N MgCl<sub>2</sub>) mehrmals gewaschen. Es stellte sich heraus, dass es insbesondere bei Proben mit geringen DOC-Gehalten trotz des Waschvorgangs infolge von Rücklösungen organischen Materials zu Erhöhungen des DOC-Gehaltes kam. Daraufhin wurde der Sand vor jedem Test im Muffelofen für mindestens 4 Stunden bei 1000°C geglüht, um organisches Material zu entfernen. 200 g des gemuffelten Sandes wurden in 500 ml -Erlenmeyerkolben eingewogen.

Mit der über Glasfaserfilter filtrierten Probe wurde dieser Sand gespült und anschließend mit 450 ml dieser Probe inkubiert. Pro Probe wurden jeweils 2 Kolben angesetzt. Die Messergebnisse sind die Mittelwerte aus beiden Ansätzen. Parallel wurde ein Erlenmeyerkolben ohne Sand mit 450 ml der Probe gefüllt und als Vergleichsprobe mitgeführt.

---

<sup>41</sup> Rohstoff: Kokosnuss; Partikeldurchmesser 15-30 µm; Schüttdichte 450-550 kg/m<sup>3</sup>; BET -Oberfläche: 925 m<sup>2</sup>/g (BET-Methode nach Brunauer, Emmett & Teller) (Drewes 1997)

Gleich zu Beginn wurde dann aus dem Probengefäß eine Probe gezogen und DOC und SAK<sub>254</sub> bestimmt. Diese Beprobung wurde nach 7 Tagen und dann mehrmals bis zu einer Verweilzeit von maximal 62 Tagen wiederholt, bis die Änderung der DOC- und SAK<sub>254</sub>-Werte sich nicht mehr signifikant unterschied. Die Abnahmen in den Gefäßen ohne Sand lagen in der Regel deutlich unter den Reduktionsraten der sandgefüllten Kolben.

Zur Bestimmung des Einflusses von Nährstoffzugaben wurden verschiedene Experimente mit Wasser des Tegeler Sees durchgeführt. Als Ergebnis dieser Experimente ist festzuhalten, dass die Zugabe von Nährstoffen analog den Zugaben für BSB-Tests (DEV; H51) keinen Einfluss auf die Abbaurrate für dieses Wasser bewirkte. Höhere Ammoniumzugaben indes führten zur Ausfällung von Struvit (NH<sub>4</sub>MgPO<sub>4</sub>), die mit einer leichten Abnahme des DOC einherging. Nitrat in höheren Dosen (0,1-1 g/l) beeinflusst die Bestimmung des SAK<sub>254</sub> erheblich. Es hat sich weiterhin gezeigt, dass bei der Zugabe von Glucose ein erhebliches Bakterienwachstum eintrat, was deutlich gegen eine Nährstofflimitierung im Wasser des Tegeler Sees spricht. Für die Messungen wurde deshalb von Nährstoffzugaben abgesehen.

### A.2.8 XAD-Fraktionierung und <sup>13</sup>C-NMR

#### XAD-Fraktionierung

Die XAD-Fraktionierung wurde in Anlehnung an die Methode von Aiken et al. (1992) und Malcolm & MacCarthy (1992) durchgeführt. Der DOC wird hierdurch in 3 operationell definierte Fraktionen aufgeteilt: die hydrophobe Fraktion, die reversibel am XAD-8-Harz adsorbiert, die hydrophile Fraktion, die reversibel am XAD-4-Harz adsorbiert, und die ultrahydrophile Fraktion, die an keinem der Harze adsorbiert. Die Adsorption erfolgt nach Ansäuern der Probe auf pH 2 zur Protonierung schwacher Säuren. Nach Adsorption erfolgt die Desorption der adsorbierten Huminstoffe mit 0,1 N NaOH pro Harzsäule. Die stark

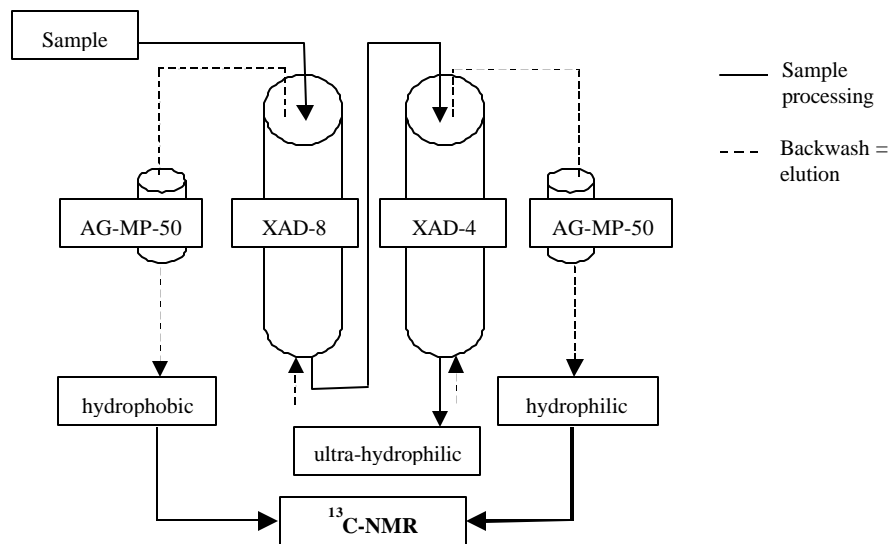


Abb. A.2-1: Schema der XAD-Fraktionierung, TandemSchaltung (nach Sprinzl 1999)

salzhaltige basische Rückspüllösung jedes Harzes wird über einen Kationen- und einen Anionentauscher gegeben, um Salze zu entfernen. Die stark DOC-haltige neutrale Lösung wird aufgefangen und gefriergetrocknet. Die so erhaltenen DOC-Fractionen in fester Form können anschliessend mittels Festphasen-NMR untersucht werden (s. Abb. A.2-1). Details des experimentellen Aufbaus sind Drewes et al. (1999) zu entnehmen.

Zur Veranschlagung eines Probenvolumens wird im allgemeinen mit hypothetischen Verteilungskoeffizienten  $k'$  gearbeitet (Malcolm 1990, Leenheer 1981, Malcolm & MacCarthy 1992).  $k'$  ist definiert als Masse des adsorbierten Sorbats zu Masse des Sorbats in der Lösung (Leenheer 1981). Das zu filtrierende Probenvolumen wird nun so ausgelegt, dass von der Stofffraktion, für die  $k' = \text{const}$  gilt, genau 50% adsorbiert und 50% nicht adsorbiert werden. Unter der Annahme, dass  $k'$  unabhängig von der Ausgangskonzentration bei niedrigen DOC-Konzentrationen ist, wird das zu filtrierende Probenvolumen nach folgender Gleichung berechnet:

$$V_{\text{Probe}} = 2 * V_0 * (k' + 1) \text{ mit } V_0 = \text{Porenvolumen der Säule.}$$

Laut Thurman & Malcolm (1981) werden für DOC-Konzentrationen  $\leq 15$  mg/l Werte von  $k' = 50$  angesetzt, um 95% Rückhalt der Huminstoffe zu erreichen. Damit errechnete sich für die hier eingesetzten Säulen ein Probenvolumen von 36 Litern (s.a. Sprinzel 1998).

Da nicht auszuschliessen war, dass sich bei den sehr unterschiedlichen DOC-Werten der untersuchten Proben (Schönerlinde Kläranlagenablauf mit DOC von ca. 12 mg/l versus Grundwasser mit DOC von ca. 5 mg/l) eine Abhängigkeit des  $k'$ -Wertes von der DOC-Konzentration der Probe einstellt, wird auf eine quantitative Interpretation der Resultate der XAD-Fraktionierung weitgehend verzichtet (vgl. Kap. 5.2.4).

Bei den Harzen handelt es sich um nichtionische makroporöse Kopolymere (XAD 4: Styren-divinylbenzol-Harz, Porengrösse 50 Å, XAD 8: Acrylester-Harz, Porengrösse 250 Å, Aiken 1985, Leenheer 1981, Malcolm 1990). An der XAD-8-Säule adsorbieren vor allem aliphatische Carboxylsäuren, 1- und 2-Ring-aromatische Carboxylsäuren, 1- und 2-Ring-Phenole und aquatische Huminstoffe. Mit dem XAD-4-Harz, das wesentlich kleinere Porendurchmesser aufweist, werden hauptsächlich hydrophile Säuren erhalten (Aiken et al. 1992).

Bei der Tandem-Schaltung, die hier verwendet wurde, können teilweise Substanzen, die unter anderen Bedingungen am XAD-8-Harz adsorbiert worden wären, im XAD-4-Harz sorbieren und so zu einer Verschiebung der Fraktionen führen (Aiken et al. 1992). Nachteilig sind auch die extremen pH-Schwankungen, denen der DOC ausgesetzt ist.

Zu DOC-Einträgen kann es über ein ‚Ausbluten‘ der Harze kommen. Dieses ‚Ausbluten‘ wird durch lange Waschzyklen zunächst im Soxhlet mit Acetonitril und dann in der Säule mit Säure und Lauge minimiert (s.a. Sprinzel 1998). Das Ausbluten würde in der folgenden NMR-Analyse erkannt werden, da es zum Auftreten von scharfen Peaks wie z.B. von Methylacrylsäure führt (Aiken et al. 1992).

Die Varianz der XAD-Fraktionierung wurde von Sprinzel (1998) zu 614 %, d.h. in diesen Fällen  $\leq 0,21$  mg/l DOC bestimmt.

Es kommt zu geringen DOC-Verlusten durch irreversible Adsorption. Die Wiedergewinnungsrate wurde von Rauch (1999) bestimmt zu 64% für das XAD-8-Harz und 34% für das XAD-4-Harz. Für Wasser des Tegeler Sees bestimmte Köhler (1999) die

Wiedergewinnungsrate (recovery rate) zu 96 % für das XAD-8-Harz und zu 82 % für XAD-4. Die Aussagen der NMR-Analyse sind demnach nicht signifikant für den Gesamt-DOC, da vor allem die hydrophoben Säuren rückgelöst werden, die hydrophoben Neutralstoffe jedoch nicht immer vollständig desorbiert werden.

### <sup>13</sup>C-NMR-Spektroskopie

Zur Analyse wurde die Festphasen-NMR gewählt, da für die Analyse einer flüssigen Probe eine C-Konzentration von ca. 5 g/l als Faustregel gilt (Hesse et al. 1991) und dies mit den hier eingesetzten Methoden nicht erreichbar war. Die theoretischen Grundlagen der NMR sind u.a. Hesse et al. (1991) und speziell zu Huminstoffen Stevenson (1994) zu entnehmen.

Nach Gefriertrocknung wurden die Feststoffproben mit einem UnityPlus 400 NMR Spektrometer untersucht (Varian Instruments, Inc.). Das Gerät ist mit einer supraleitenden Magnetspule ausgestattet, die eine Feldstärke von 9,4 Tesla erreicht und zur Kohlenstoff-Analyse bei 100,56 MHz arbeitet. Ungefähr 20 mg der festen Probe wurden in einen 5mm Nitrid MAS Rotor geladen. Der Rotor wird eingespannt und bei 54,7° im ‚magic angle‘ mit 9000 Hz rotiert. Zur Justierung des ‚magic angle‘ wird KBr verwendet.

Die Spektren werden über Proton-Kohlenstoff-Polarisation (Cross Polarization) erhalten mit einer Decoupling-Frequenz von 400 MHz und einer Decoupling-Feldstärke von 40-50 KHz. Sowohl die ‚Cross Polarization‘ als auch die Rotation im magischen Winkel verbessern die Analysengenauigkeit (Stevenson 1994). Die hohe Spin-Rate und die Stärke des Magnetfeldes von 400 MHz erlauben bei dem Varian-Gerät die Analyse hinunter bis zu 2,8 mg Probengewicht. Meist wurden die Analysen wiederholt und die Spektren addiert, um das Signal-Rausch-Verhältnis zu verbessern. Das Spektrum wurde mittels Fourier-Transformation ausgewertet. Die Peak-Frequenzen wurden mit Hexamethylbenzol als externem Standard kalibriert, das eine etwas andere Resonanzfrequenz als der sonst meist verwendete Standard Tetramethylsilan besitzt (17,3 ppm versus Tetramethylsilan). Die Peak-Flächen werden dann in 7 Bereiche der chemischen Verschiebung<sup>42</sup> unterteilt, die der folgenden Tabelle zu entnehmen sind. Die chemische Verschiebung ist u.a. bei Hesse et al. (1991) erläutert.

0-62 ppm	Aliphaten	unsubstituierte gesättigte Aliphaten
62-90 ppm	Kohlenhydrate	aliphatische C -O, incl. Ester
90-110 ppm	Anomere	O-C-O, +Acetal- und Ketalgruppen
110-160 ppm	Aromaten I	Protonierte und Alkyl-substituierte Aromaten, Alkene
140-160 ppm	Aromaten II	Aromaten/ Alkene substituiert mit O und N
160-190 ppm	Carboxylgruppen	Carboxyl- und Estergruppen, COO
190-230 ppm	Ketone	C=O, Carbonyl-, Amid- und Estergruppen

150-160: phenolisch (Stevenson 1994)

Die Auswertung des Spektrums erfolgt, indem die Flächenanteile der Peaks auf die Gesamtfläche des Spektrums bezogen werden. Die so erhaltenen Werte werden als z.B. als ‚Aromatizität‘ oder ‚Aliphaticizität‘ einer Probe interpretiert (Stevenson 1994). Die erhaltenen



Prozentwerte sind aber nicht quantitativ zu verstehen, da für die einzelnen Bereiche der chemischen Verschiebung verschiedene Signalintensitäten zustande kommen. Die Analyse von Huminstoffen zeigt, dass der Gehalt aliphatischer C-Atome in Humin- und Fulvinsäuren aus Fluss- und Grundwasser etwas höher ist als bei Bodenhuminsäuren (Stevenson 1994). Die nach Stevenson berechneten Aromatizitätsgrade variieren z.B. für Bodenhuminsäuren zwischen 25 und 42% und erniedrigen sich etwas mit zunehmendem Alter der Huminsäuren. Die Standardabweichung für die hier durchgeführte NMR-Analyse liegt nach Untersuchungen von Sprinzl (1998) an diesem Gerät für die meisten Gruppen zwischen 1,8 und 17 %. Für Aromaten (110-160 ppm) lag sie zwischen 5 und 11%, für Carboxylgruppen (160-190 ppm) zwischen 3 und 6%, und für Aliphaten bei 24%. Für Anomere und Ketogruppen liegt die Standardabweichung höher, weshalb auf eine Auswertung dieser Gruppen verzichtet wurde.

### **A.3 Verwendung von Mittelwerten und Medianwerten**

In dieser Arbeit werden zumeist Mittelwerte diskutiert, zum Teil werden aber auch Medianwerte verwendet. Würde bei Stichprobenumfängen von Messwerten jeweils eine Standard-Normalverteilung vorliegen, dann würden sich Medianwert und Mittelwert nicht unterscheiden. Liegen aber einseitig Ausreißer vor, dann kann es bei Verwendung von Mittelwerten zu einer verfälschten Interpretation kommen. Bei zu geringem Stichprobenumfang der Messwerte kann nicht mehr beurteilt werden, ob es sich bei Einzelwerten um Ausreißer handelt oder nicht. Der Medianwert ist infolge der geringen Anzahl der Werte nicht geeignet, anstelle der Einzelwerte zur Interpretation verwendet zu werden. Ein Beispiel hierfür sind die Messwerte am Müggelsee, wo der Stichprobenumfang je nach Messstelle  $n = 3-7$  betrug (vgl. Tabellen A.7-7 und A.7-8, Kap. A.7-4).

Sowohl bei den Messwerten zu DOC und SAK<sub>254</sub> der Grundwassermessstellen am Tegeler See als auch der Bodensäulenversuche liegen einzelne Ausreißer vor. Der Stichprobenumfang beträgt 13 bis 25 Messungen am Tegeler See, bei den Bodensäulen liegt er bei 25 bis 47 Messwerten. Daher wird hier jeweils der Medianwert diskutiert.

Bei allen Daten, die nicht im Zuge dieser Arbeit ermittelt wurden, wird auf Mittelwerte zurückgegriffen. Bei Trinkwasser-, Kläranlagenablauf- und Oberflächenwasseranalysen wären z.T. ebenfalls Medianwerte je nach Stichprobenumfang geeigneter zur Interpretation gewesen. Meist lagen Medianwert und Mittelwert jedoch kaum auseinander. Zur Vereinfachung und Vereinheitlichung werden deshalb bis auf die oben genannten Ausnahmen jeweils Mittelwerte verwendet.

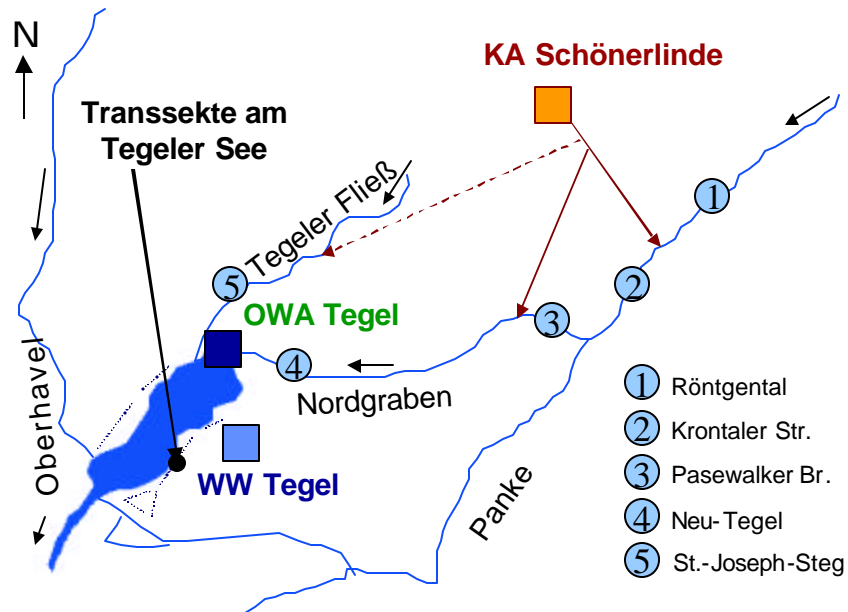
### **A.4 Untersuchung der Abwasseranteile im Tegeler See**

Von den Berliner Gewässern, die zur Uferfiltration und künstlichen Grundwasseranreicherung genutzt werden, weist der Tegeler See die höchsten Abwasseranteile auf (vgl. Kap. 6.1). Um diese Abwasseranteile zu ermitteln, werden zunächst die Abwasseranteile in Panke und Nordgraben, den Vorflutern des Klärwerks Schönerlinde, über Abflussmittelwerte (MQ)

---

<sup>42</sup> Chem. Verschiebung:  $(\nu_S - \nu_P) \cdot 1000 / \nu_S$  ( $\approx 1000$ , da Angabe in ppm).  $\nu_S$ : Frequenz des Standards  $\nu_P$ : Frequenz der Probe

genauer bestimmt. Der Abwasseranteil im nordöstlichen Zufluss des Tegeler Sees, dem Ablauf der OWA Tegel, kann über die Berücksichtigung des Abflusses des Tegeler Fließes ermittelt werden. Im Tegeler See werden die Abwasseranteile über den Anteil des Oberhavelwassers bestimmt, der über eine Mischungsrechnung mit Hilfe von Chloridkonzentrationen abgeschätzt wird.



**Abb. A.4-1: Tegeler See und Lage der Abflusspegel**  
(1,2,3: Schreibpegel; 4, 5: Pegel m. Datenfernübertragung)

#### A.4.1 Abwasseranteile in Panke, Nordgraben und Ablauf der OWA Tegel

Zur Ermittlung der Abwasseranteile in den Vorflutern Panke und Nordgraben wurden die jährlichen Abflüsse des Klärwerks Schönerlinde (BWB) und die monatlichen Mittelwerte der Abflüsse für verschiedene Abflusspegel an Panke und Nordgraben (SenSUT) verwendet. Die Lage der Pegel ist aus Abb. A.4-1 ersichtlich. Die Klärwerkseinleitungen wurden über Differenzbildung der monatlichen Abflusswerte von 1993 bis 1998 ermittelt. Regenwassereinleitungen werden dabei nicht berücksichtigt, da sie im Vergleich zu den Klärwerkseinleitungen im Jahresmittel vernachlässigt werden können (Kalk 2000).

Das Klärwerk Schönerlinde behandelte in den Jahren 1993 bis 1999 ca. 70.000 bis 120.000 m<sup>3</sup>/d Abwasser inklusive Niederschlagswasser (Tab. A.4.1). Das entspricht einer Wassermenge von ca. 0,83 m<sup>3</sup>/s (1998 und 1999) bis 1,46 m<sup>3</sup>/s (1994). Das Abwasser des Klärwerks gelangt über den Blankenfelder Graben in den Nordgraben und über den Buchholzer Graben in die Panke (Wassmann 1997). Der Anteil des in die Panke gelangenden Wassers wurde über die Differenz der Abflussmessungen an den Pegeln *Röntgental* und *Krontaler Straße* ermittelt, der in den Nordgraben gelangende Teil des Kläranlagenablaufs über die Differenz der Abflussmessungen der Pegel *Pasewalker Brücke* und *Neu-Tegel*. Der Anteil der Panke, der nicht in den Nordgraben fließt, lässt sich über die Differenz der Pegel

*Krontaler Straße* (Panke vor Nordgraben) und *Pasewalker Brücke* (Nordgraben vor Einleitung des Klärwerks) ausrechnen (s. Abb A.4 1).

### Fehlerbetrachtung

Die Abflussmessungen über Wasserstands-Abfluss-Beziehungen sind bei den hier untersuchten, von Stauhaltung geprägten kleinen Fließgewässern relativ stark fehlerbehaftet (Klein 2000). Zur Abschätzung des Fehlers wurde die Summe des über die Senatspegel ermittelten Volumenstroms der Kläranlage mit dem in der Kläranlage gemessenen Abfluss (BWB) verglichen (Spalte E, Tab. A.4-1). In einzelnen Monaten ist der Fehler der über Differenzbildung ermittelten Anteile von Kläranlagenabfluss hoch (z.T. negative Abflüsse). Im Jahresmittel gleicht sich dieser Fehler etwas aus: die Differenz zwischen an der Kläranlage erfassten Abflüssen und den über die vier Abflusspegel von SenSUT ermittelten Abflüssen liegt bezogen auf den Abfluss der Kläranlage zwischen 1 und 29 % ( Tab. A.4-1, Spalte E).

### Ergebnisse

Die Differenzrechnung der Abflüsse an den Pegeln ergibt, dass zwischen 58 und 77 % des Kläranlagenablaufs in die Panke und 23 bis 42 % in den Nordgraben gelangen (Tab. A.4-1, Spalten C und D). Von der Panke inklusive eines Teils des Kläranlagenablaufs gelangt der Hauptteil in den Nordgraben, und nur ein geringer Anteil fließt in die Stadtspreew<sup>43</sup>. Der Hauptteil des Kläranlagenablaufs fließt also über die OWA Tegel in den Tegeler See.

**Tabelle A.4-1: Abflüsse in m<sup>3</sup>/s und Mengenanteile des Kläranlagenablaufs**

	A	B	C	D	E
	Ablauf KAA <sub>Sch</sub> <sup>1</sup>	Ablauf KAA <sub>Sch</sub> <sup>2</sup>	KAA <sub>Sch</sub> in Ngr <sup>2</sup>	KAA <sub>Sch</sub> in Pk <sup>2</sup>	Fehler (A-B)/A
Jahr	m <sup>3</sup> /s	m <sup>3</sup> /s	%	%	%
1993	1,28	1,06	23	77	17
1994	1,46	1,03	39	61	29
1995	1,25	1,21	27	73	3
1996	1,05	0,96	28	72	9
1997	0,96	0,95	30	70	1
1998	0,83	0,61	42	58	27

KAA<sub>Sch</sub>: Kläranlagenablauf Schönerlinde, Ngr: Nordgraben, Pk: Panke

<sup>1</sup> Daten der BWB, Kläranlage Schönerlinde

<sup>2</sup> berechnet über Differenzbildung der monatlichen Abflussmessungen von SenSUT; C, D: bezogen auf Werte in Spalte B

Die über die Differenzrechnung ermittelten Anteile von Kläranlagenablauf im Nordgraben vor Einmündung in die OWA Tegel (Nordgraben Neu-Tegel) belaufen sich auf 0,63 bis 1,16 m<sup>3</sup>/s. Damit betragen die Anteile von Abwasser im Nordgraben ca. 65 bis 88 % bezogen auf MQ am Pegel Neu-Tegel (s. Spalten A, B und F, Tab. A.4-2). In der OWA Tegel wird neben dem Wasser des Nordgrabens noch Wasser des Tegeler Fließes und (bis Ende 1996) ein

<sup>43</sup> Der Abfluss im Nordgraben überschreitet in den Wintermonaten den Abfluss der Panke vor dem Verteilerbauwerk. Das kann zum einen an ungenauen Wasserstands-Abfluss-Beziehungen liegen, zum anderen

Teilstrom der Oberhavel behandelt. Dadurch verringert sich der Anteil von Kläranlagenablauf auf 33 bis 67 % bezogen auf die Summe von Nordgraben, Tegeler Fließ und dem zur OWA gepumpten Oberhavelwasser (Spalte G, Tab. A.4.2). Wird der errechnete zur OWA Tegeler gelangende Abfluss von Kläranlagenablauf auf den Anlagenablauf der OWA Tegel bezogen, dann ergeben sich etwas geringere Werte (Spalte H). Im folgenden wird mit dem Abwasseranteil im Ablauf der OWA Tegel immer der Anteil bezeichnet, der sich ergibt aus der zur OWA Tegel gelangenden Menge von Kläranlagenablauf (ermittelt über Differenzbildung) sowie der Summe der Abflüsse von Tegeler Fließ, Nordgraben und – bis Ende 1997 - durch die OWA gefördertes Wasser der Oberhavel (Spalte G in Tab. A.4.2).

**Tabelle A.4-2: Daten zu Anteilen von Kläranlagenablauf und Abflüssen in Gewässern am Tegeler See**

	A	B	C	D	E	F	G	H	I
	Ngr, Neu Tegel <sup>1</sup>	KAA <sub>Sch</sub> in TS <sup>3</sup>	TFl, St. Joseph- Steg <sup>1</sup>	Oh durch OWA <sup>2</sup>	OWA <sub>Ab</sub> <sup>2</sup>	Anteil KAA <sub>Sch</sub> <sup>3</sup> an Ngr <sup>1</sup>	Anteil KAA <sub>Sch</sub> <sup>3</sup> an OWA <sub>Ab</sub> <sup>4</sup>	Anteil KAA <sub>Sch</sub> <sup>3</sup> an OWA <sub>Ab</sub> <sup>2</sup>	Anteil KAA <sub>Sch</sub> <sup>3</sup> an OWA <sub>Ab</sub> <sup>4</sup> , ohne Oh
	m <sup>3</sup> /s	m <sup>3</sup> /s	m <sup>3</sup> /s	m <sup>3</sup> /s	m <sup>3</sup> /s	%	%	%	%
1993	1,27	1,04	0,44	1,11	2,84	82	<b>37</b>	37	61
1994	1,60	1,06	0,48	0,76	3,05	66	<b>37</b>	35	51
1995	1,40	1,16	0,47	1,07	3,09	83	<b>39</b>	38	62
1996	1,05	0,85	0,36	1,18	2,71	81	<b>33</b>	31	61
1997	1,01	0,88	0,27	0,04	1,47	88	<b>67</b>	60	69 <sup>5</sup>
1998	0,98	0,63	0,35	0,00	1,52	65	<b>48</b>	41	48

Ngr: Nordgraben; KAA<sub>Sch</sub>: Kläranlagenablauf Schönerlinde; T S: Tegeler See; TFl: Tegeler Fließ;

Oh: Oberhavel; OWA<sub>Ab</sub>: Ablauf OWA Tegel;

<sup>1</sup> Daten von SenSUT

<sup>2</sup> Daten der BWB (Anlagenablauf)

<sup>3</sup> berechnet über Differenzbildung der monatlichen Abflussmessungen von SenSUT

<sup>4</sup> hier als Summe von Ngr<sup>1</sup>, TFl<sup>1</sup> und Oh (durch OWA gefördert)<sup>2</sup>

<sup>5</sup> zu hoher Wert wegen max. theoret. Anteil von 67 % (s. Tab. A.4-3)

Zur Plausibilitätsprüfung wurde der Abfluss der Kläranlage Schönerlinde mit dem Ablauf der OWA Tegel verglichen: Würde der gesamte Kläranlagenablauf zur OWA Tegel gelangen, dann ergäben sich die in Tab. A.4-3 angegebenen Anteile von Kläranlagenablauf am Ablauf der OWA Tegel. Da ein geringer Teil des Kläranlagenablaufs aber über die Panke in die Stadtspreewasserkanalisation und somit nicht zur OWA Tegel gelangt, stellt der in Tabelle A.4.3 ermittelte Wert ein nicht zu erreichendes Maximum dar. Die Werte liegen bis auf die Jahre '95 und '97 über den ermittelten Anteilen von Kläranlagenablauf im Ablauf der OWA Tegel. Die Zahlen in Tabelle A.4.2 scheinen damit zumindest nicht zu hoch.

aber auch an Einleitungen der Regenwasserkanalisation in den Nordgraben. Die Einleitungen der Regenwasserkanalisation betragen allerdings laut Kalk (2000) nur wenige Prozent.

Der Abwasseranteil im Ablauf der OWA Tegel liegt demnach im Jahresmittel bei 33 bis maximal 67% (Spalte G; Tab. A.4-2 und A.4-3). Wird kein Oberhavelwasser durch die Anlage gefördert, so liegt der Anteil bei 48 bis 67% (s. Tab. A.4-2, Spalte I).

**Tabelle A.4-3: Jahresmittelwerte der Abflüsse und maximaler theoretischer Anteil des Kläranlagenablaufs am Ablauf der OWA Tegel**

Jahr	KAA <sub>Sch</sub> <sup>1</sup>	OWA Tegel	Max theoret.	G (aus Tab. A.4-2):
	m <sup>3</sup> /s	Anlagenablauf <sup>1</sup>	Anteil KAA <sub>Sch</sub> an	Anteil KAA <sub>Sch</sub> an
			OWA <sub>Ab</sub>	OWA <sub>Ab</sub>
			%	%
1993	1,28	2,84	<b>46</b>	<b>37</b>
1994	1,46	3,05	<b>48</b>	<b>37</b>
1995	1,25	3,09	<b>39</b>	<b>39</b>
1996	1,05	2,71	<b>37</b>	<b>33</b>
1997	0,96	1,47	<b>67</b>	<b>67</b>
1998	0,83	1,52	<b>67</b>	<b>48</b>

(KAA<sub>Sch</sub>: Kläranlagenablauf Schönerlinde; OWA<sub>Ab</sub>: Ablauf der OWA Tegel)

<sup>1</sup>Daten der BWB

#### A.4.1.1 Ausbau von Schönerlinde infolge der Stilllegung des Klärwerks Falkenberg 2003

Für das Jahr 2003 ist die Stilllegung des Klärwerks Falkenberg und die Erhöhung der Abwassermengen der Klärwerke Waßmannsdorf und Schönerlinde geplant. Außerdem ist geplant, die Überleitung über den Buchholzer Graben in die Panke einzustellen, so dass die gesamten Kläranlagenabläufe in den Tegeler See gelangen würden.

Schumacher & Skripalle (1999) geben eine Erhöhung der Ausbaupazität im Trockenwetterfall von 70.000 m<sup>3</sup>/d auf 92.000 m<sup>3</sup>/d an. Sie gehen für den tatsächlichen Abfluss in einem trockenen Monat von einer Auslastung von 90% aus. Der jährliche mittlere Abfluss des Klärwerks liegt aber infolge Niederschlägen höher als die Trockenwetterkapazität. Andere Zahlen (BWB) gehen von einer Erhöhung der Trockenwetterkapazität von 70.000 auf 115.000 m<sup>3</sup>/d aus. Überschlagsweise kann abgeschätzt werden, dass die Menge von Kläranlagenablauf der Kläranlage Schönerlinde durch die Stilllegung von Falkenberg um 30-64% steigen wird. 1999 hat das Klärwerk Schönerlinde laut BWB Geschäftsbericht (BWB 1999) eine Abwassermenge von 0,84 m<sup>3</sup>/s behandelt. Nach dem Ausbau könnte diese Menge also auf ca. 1,1 bis 1,4 m<sup>3</sup>/s ansteigen<sup>44</sup>. Würden in der OWA Tegel allein diese Menge sowie das Wasser des Tegeler Fließes (MQ (1983-1993) = 0,47 m<sup>3</sup>/s, BfG 1998) behandelt, so ergäben sich Abwasseranteile von maximal 70 - 75% bezogen auf MQ im Ablauf der Anlage.

Schumacher & Skripalle (1999) geben infolge des Ausbaus des Klärwerks Schönerlinde einen Anstieg der Abwasseranteile im Nordgraben (Neu-Tegel) von 73% auf 78% bezogen auf NM<sub>30</sub>Q an. Die Abwasseranteile im Ablauf der OWA Tegel wären geringer, da das Tegeler Fließ dazu kommt:

<sup>44</sup> Diese Zahlen beziehen sich auf die Trockenwetterkapazität des Klärwerks. Infolge von Niederschlägen liegt aber der mittlere Jahresablauf der Kläranlage etwas höher im Vergleich zur Trockenwetterkapazität.

$NM_{30} Q_{\text{Tegeler Fließ}} = 0,14 \text{ m}^3/\text{s}$ ,

$NM_{30} Q_{\text{Nordgraben}} = 1,08 \text{ m}^3/\text{s}$ ,

78 % Kläranlagenablauf bei  $1,08 \text{ m}^3/\text{s}$  ergibt  $0,84 \text{ m}^3/\text{s}$  Kläranlagenablauf.

$\Rightarrow 0,84/1,24 = 68 \%$  Kläranlagenablauf im Sommer im Ablauf der OWA Tegeler.  
(Schumacher & Skripalle 1999).

- Im Fall des Ausbaus des Klärwerks Schönerlinde ist also mit ca. 68 bis 75 % Kläranlagenablauf im Ablauf der OWA Tegeler zu rechnen.

## A.4.2 Abwasseranteile im Tegeler See

### Bisherige Untersuchungen zu den Anteilen von Oberhavelwasser im Tegeler See

Zur Ermittlung von Abwasseranteilen im Tegeler See müssen neben den oben abgeschätzten Anteilen von Abwasser am Ablauf der OWA Tegeler auch die Anteile von Oberhavelwasser im See bekannt sein. Fröhlich et

al. (1999) haben die Anteile von Oberhavelwasser über eine Mischungsrechnung auf 24-29% geschätzt. Dabei wurde jedoch die erhebliche Wasserentnahme des Wasserwerks Tegeler nicht berücksichtigt (Abb. A.4-2). Unter Annahme eines Anteils von ca. 80%

Uferfiltrat und künstlich

angereichertem Grundwasser an der Rohwasserförderung Tegels (Schumacher & Skripalle 1999) liegt diese Wasserentnahme bei ca.  $1,4 \text{ m}^3/\text{s}$  bzw.  $125.000 \text{ m}^3/\text{d}$  (BWB; Angaben für 1997). Der nordöstliche Seezustrom über die OWA Tegeler beträgt demgegenüber  $1,5 \text{ m}^3/\text{s}$  bzw.  $130.000 \text{ m}^3/\text{d}$  (BWB; Angaben für 1997; s. Abb. A.4-2). Im Sommer kann die Wasserförderung des Wasserwerks sogar höher liegen als der Ablauf der OWA Tegeler. Einerseits weisen die Oberflächengewässer geringere Abflüsse auf, auf der anderen Seite liegt aber die monatliche Förderung des Wasserwerks Tegeler bis zu 25% über dem Jahresdurchschnitt (1997, BWB). Infolgedessen ist ein Einströmen von Oberhavelwasser in den See fast notwendig, um die Wasserbilanz zu erhalten<sup>45</sup>.

Um die lokale Verteilung von Oberhavelwasser und OWA Ablauf im Tegeler See näher beschreiben zu können, wurden innerhalb des Projektes „Uferfiltration Berlin“ an zwei Tagen im Jahr 1998 Oberflächenwasserbeprobungen parallel zu Luftbildaufnahmen des Tegeler Sees durchgeführt (Fritz & Heim 1999, Fritz et al. 2000). Das Einströmen von Oberhavelwasser in den See war insbesondere anhand der Parameter Temperatur, Phosphat, Chlorophyll-a, Chlorid, Bor und AOI gut zu erkennen. Das Ergebnis der Untersuchung ist, dass das Wasser der Oberhavel von Südwesten her insbesondere in den nordwestlichen Teil des Tegeler Sees

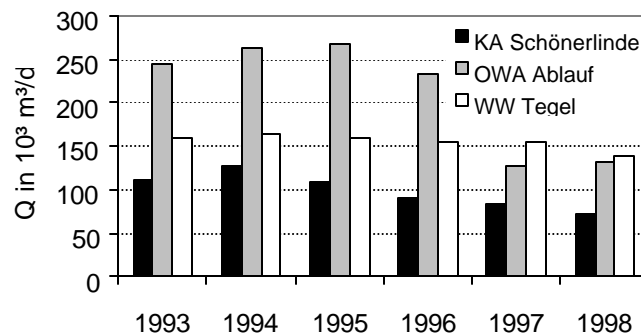


Abb. A.4-2: Wasserfördermengen 1993-1997 (BWB)

<sup>45</sup> Würde die Förderung des Wasserwerks drastisch zurückgenommen, würde vermutlich das phosphatarme Wasser der OWA Tegeler wieder prozentual höhere Anteile am Seewasser erreichen.

strömt. Im Nordosten am Ablauf der OWA Tegel hingegen war kein Einfluss von Oberhavelwasser zu erkennen. Lokal ergab sich über die Seefläche von ca. 4 km<sup>2</sup> ein sehr heterogenes Bild der Wasserverteilung.

### **Untersuchungen der von Südwesten in den Tegeler See gelangenden Anteile von Oberhavelwasser mit Hilfe von Chlorid-Konzentrationen**

Um die Anteile von Kläranlagenablauf im See für verschiedene Jahre genauer quantifizieren zu können, müssen zusätzlich zum Anteil des Kläranlagenablaufs im Ablauf der OWA Tegel noch die Anteile von Oberhavelwasser bekannt sein, die von Südwesten her in den Tegeler See strömen. Dazu wird auf die Chlorid-Messungen von SenSUT für den Tegeler See und die Gütemessungen der Berliner Wasserbetriebe für den Ablauf der OWA Tegel zurückgegriffen. Aus den Messwerten sind jeweils Jahresmittelwerte gebildet worden (Tab. A.44 und Tab. A.7-35 in Kap. A.7.10).

Die Messungen der Chlorid-Konzentrationen im See wurden bis Ende 1997 an verschiedenen Punkten im Tegeler See durchgeführt, ab 1998 wird nur noch die Messstelle 23003 beprobt (Neumann 1999). Zur Angabe der Chlorid-Konzentrationen der Oberhavel werden die Jahresmittelwerte der Messungen an der Messstelle Havel-Konradshöhe verwendet. Die Probenahme der Seewasserqualität sowie der Oberhavel erfolgt als monatliche Stichprobe. Für die Messstelle 23003 (Seemitte, nördlich vor Scharfenberg) werden von SenSUT zusätzlich zu den Oberflächenwasserproben (0,5 m Wassertiefe) Proben aus 7m und 14 m Tiefe gezogen. Zur Erfassung von Tiefenverteilungen werden im folgenden sowohl die Werte der 0,5 m-Messstelle als auch der 14 m-Messstelle verwendet.

Für die OWA Tegel werden täglich 24h-Mischproben des Zu- und Ablaufs der Anlage gezogen. Eine Chlorid-Messung erfolgt fast täglich (Tab. A.7-24 in Kap. A.7.9).

In der Oberhavel werden Chlorid-Konzentrationen von ca. 30 bis 35 mg/l gemessen<sup>46</sup>. Die Jahresmittelwerte der Jahre 1993 bis 1998 vom Ablauf der OWA Tegel betragen 75 bis 111 mg/l Chlorid. Der Tegeler See weist je nach Ort und Tiefe Chlorid-Konzentrationen zwischen 52 und 80 mg/l auf (Tab. A.44).

Zum Vergleich: Im Klärwerksablauf von Schönerlinde lagen 1993 bis 1997 Werte von 85 bis 150 mg/l Chlorid vor. Das Tegeler Trinkwasser weist in diesen Jahren Chlorid-Konzentrationen von ca. 50 bis 52 mg/l auf (Tab. A.4-4).

Niederschlagswasser, was zur Verringerung der Chlorid-Werte im See beitragen könnte, gleicht sich im Jahresmittel mit Verdunstungsmengen fast aus und liegt in der Größenordnung weniger als 1% des Seevolumens, so dass diese Anteile bei der folgenden Mischungsrechnung vernachlässigt werden können.

Grundwasser kann in den See aufgrund der Absenkungstrichter der rund um den See gelegenen Brunnengalerien nicht einströmen (Fritz 2000).

Die Anteile von Oberhavelwasser an den einzelnen Messstellen im Tegeler See werden für jedes Jahr über eine einfache Mischungsrechnung errechnet (s. Tab. A.4-5):

$$a_{OH} = (c_{TS} - c_{OWA}) / (c_{OH} - c_{OWA}).$$

---

<sup>46</sup> Mittelwert der Messwerte über 5 Jahre: 32,6 mg/l, Median: 32,5 mg/l; Standardabweichung: 1,62 mg/l; n=109

$a_{OH}$ : Anteil von Oberhavelwasser am Messpunkt im Tegeler See  
 $c_{rS}$ : Konzentration von Chlorid am Messpunkt im Tegeler See  
 $c_{OH}$ : Konzentration von Chlorid in der Oberhavel (Jahresmittelwert der Gütemessungen von SenSUT)  
 $c_{OWA}$ : Konzentration von Chlorid im Ablauf der OWA Tegel (Jahresmittelwert der Messungen der BWB)

Die einfache Mischungsrechnung ist möglich, da sich die Konzentrationen im Nenner immer deutlich unterscheiden.

**Tabelle A.4-4: Chloridkonzentrationen von Gewässern in Berlin Tegel**

mg/l	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Oberhavel/ Konradshöhe	38,0	36,9	41,6	34,9	36,9	33,6
Ablauf der OWA Tegel	91,0	94,0	77,0	75,0	111,0	95,0
Tegeler See, 23001	72,8	74,6	79,5	63,0	70,7	-
Tegeler See, 23003 0,5 m	72,3	73,4	68,0	60,2	64,5	62,4
Tegeler See, 23003 14 m	-	-	79,8	68,8	71,7	66,9
Tegeler See, 23005	63,6	64,3	64,2	54,9	57,9	-
Tegeler See, 23006	59,6	59,3	54,4	52,0	53,9	-
Tegeler See, 23008	68,7	72,8	65,5	58,6	66,7	-
Trinkwasser Tegel (z. Vergleich)	57,9	56,6	55,6	53,2	52,2	53,0
Kläranlagenablauf Schönierlinde	142,8	150,6	139,0	135,2	144,0	141,3

(Jahresmittelwerte. Tegeler See und Oberhavel: mind. monatliche Probenahme; Ablauf der OWA Tegel, Trinkwasser Tegel, Kläranlagenablauf: tägliche bzw. 2-tägige Messungen. Karte zu den Orten der Probenahme im Tegeler See s. Anhang, Abb. A.8-2)

**Tabelle A.4-5: Anteile von Oberhavelwasser im Tegeler See**

Angaben in %	1993	1994	1995	1996	1997	1998	Mittelwerte <sup>1</sup>
Anteil Oberhavelwasser, 23001	34	34	-7	30	54	-	38
Anteil Oberhavelwasser, 23003-0,5m	35	36	25	37	63	53	42
Anteil Oberhavelwasser, 23003-14m	-	-	-8	16	53	46	38
Anteil Oberhavelwasser, 23005	52	52	36	50	72	-	52
Anteil Oberhavelwasser, 23006	59	61	64	57	77	-	64
Anteil Oberhavelwasser, 23008	42	37	32	41	60	-	42

<sup>1</sup> Mittelwerte aus 3-6 Jahren (ohne negative Werte)

Aus der Mischungsrechnung ergeben sich die Anteile von Oberhavelwasser zu 16 % (23003, 14 m Tiefe) bis zu 77 % am südlichen Messpunkt 23006 (Tab. A.4-5).

Durch die Aufteilung in Jahresmittelwerte ergeben sich im Jahr 1995 zweimal negative Werte. Das liegt daran, dass die Konzentration von Chlorid im Ablauf der OWA Tegel im Jahresmittel 1995 um 17 mg/l geringer lag als 1994 (Tab. A.4-4). Im See verzögert sich aber diese Verringerung aufgrund des langsamen Wasseraustausches, so dass im selben Jahr im See höhere Chloridkonzentrationen im Vergleich zum Ablauf der OWA Tegel vorliegen konnten (Messstellen 23003-14m und 23001).

Es ist zu erkennen, dass infolge der Einstellung der Oberhavelwasserförderung durch die OWA Tegel der Anteil von Oberhavelwasser, das von Südwesten zuströmt, ab 1997 höher liegt als in den Vorjahren. In den Vorjahren allerdings kam es zur Verdünnung mit Oberhavelwasser, das durch die OWA Tegel gepumpt wurde.



- Die Zumischung von Oberhavelwasser von Südwesten liegt demnach in einer Größenordnung von 25-57% vor Ende 1996, danach bei ca. 50% bis 77% ('97, '98). Die Mittelwerte über 3-6 Jahre der einzelnen Messstellen liegen bei 38-64 % Oberhavelwasser im Tegeler See, also deutlich höher, als Fröhlich et al. (1999) errechnet haben.

Zur Ermittlung der Abwasseranteile im Tegeler See werden über die in Tabelle A.4-5 angegebenen Anteile von Oberhavelwasser die Anteile des OWA Ablaufs am Tegeler See berechnet (trivial: Anteil  $OWA_{AB} = 1 - \text{Anteil Oberhavel}$ ). Mit den Anteilen von Kläranlagenablauf im Ablauf der OWA Tegel lässt sich dann der Anteil von Kläranlagenablauf im Tegeler See berechnen (Tab. A.4-6). Aufgrund der hohen Fehler bzw. Schwankungen bei der Ermittlung der Abwasseranteile im Ablauf der OWA Tegel und bei der Ermittlung des Anteils von Oberhavelwasser im Tegeler See sollten die hieraus berechneten Anteile von Kläranlagenablauf im Tegeler See als grobe Abschätzungen verstanden werden.

**Tabelle A.4-6: Abwasseranteile im Tegeler See**

Angaben in %	1993	1994	1995	1996	1997	1998	Mittelwert*
Abwasseranteil im Ablauf der OWA Tegel (Kap. 0, Spalte G Tab. **)	37	37	39	33	67	48	<b>44</b>
23001 (Nordostbecken)	21	21	-	20	18	-	<b>20</b>
23003 (nördl. Seemitte)	22	23	15	25	21	28	<b>22</b>
23003-14 m	-	-	-	11	17	24	<b>17</b>
23005 (Südwest, vor Baumwerder)	33	33	22	34	24	-	<b>29</b>
23006 (Südwest, vor Baumwerder)	37	38	39	38	25	-	<b>35</b>
23008 (Nordwest; Strandbad)	26	23	20	27	20	-	<b>23</b>

\* Mittelwerte von 3-6 Jahren

Die Abwasseranteile im Tegeler See in den Jahren 1993-1997 variieren demnach im nördlichen Teil zwischen 15 und 28%, und im südlichen Teil zwischen 20 und 38% (Tab. A.4-6). Laut den von Pekdeger et al. (1999) festgestellten Strömungsverhältnissen müssten die höchsten Anteile von Kläranlagenablauf im nordöstlichen See vorkommen, also an den Messstellen 23001 und 23003. Dies ist nicht der Fall (sogar eine Messstelle im Nordwesten liegt z.T. höher) und kann nur mit der hohen Fehleranfälligkeit der hier verwendeten Methode erklärt werden.

- Die Mittelwerte der Abwasseranteile im Tegeler See von 36 Jahren (1993-1998) liegen bei Anteilen des Kläranlagenablaufs am See von 17 bis 35 % (Tab. A.4-6).

#### **A.4.2.1 Abwasseranteile im See nach einem Ausbau des Klärwerks Schönerlinde**

Die Abwasseranteile im See, die sich nach einem Ausbau vom Klärwerk Schönerlinde bei Einleitung der gesamten Klärwerksabläufe in den Tegeler See einstellen würden, sind schwer abzuschätzen. Im Ablauf der OWA Tegel könnten sich Abwasseranteile von 68 bis maximal 75% einstellen (vgl. Kap. A.4.1.1). Die Zumischung von Oberhavelwasser von Südwesten würde sich möglicherweise verringern durch den dann leicht erhöhten Ablauf der OWA Tegel. Der Ablauf der OWA Tegel erhöht sich infolge der Erweiterung von Schönerlinde im

Jahresmittel aber nur um 0,26 m<sup>3</sup>/s bis maximal 0,56 m<sup>3</sup>/s. Der derzeitige Durchsatz der Anlage liegt bei ca. 1,5 m<sup>3</sup>/s (BWB). Zum Austausch des Wassers des Tegeler Sees wurde vor 1997 ca. 1 m<sup>3</sup>/s Oberhavelwasser durch die OWA Tegel gepumpt, was das 2-4fache des durch den Ausbau Schönerlindes zu erwartenden Volumenstroms ist. Es ist also weiterhin davon auszugehen, dass Oberhavelwasser von Südwesten in den See strömt, wenn auch in geringerer Menge. Sollte das Wasserwerk Tegel zukünftig weniger Wasser fördern, würde vermutlich ebenfalls weniger Oberhavelwasser in den See strömen<sup>47</sup>.

Für eine Überschlagsrechnung wird angenommen, dass zukünftig infolge der erhöhten Kapazität des Klärwerks Schönerlinde 70% Abwasser im Ablauf der OWA Tegel vorliegen würden. Gleichzeitig wird angenommen, dass sich infolge des erhöhten Ablaufs der OWA Tegel und einer leicht zurückgehenden Wasserförderung des Wasserwerks Tegel der südwestliche Zustrom von Oberhavelwasser von derzeit ca. 50-77% auf ca. 30% verringern würde<sup>48</sup>.

Unter diesen Annahmen lägen im Tegeler See Abwasseranteile von ca. 50 % vor (0,7 · 0,7 = 0,49). Realistisch sind aber aus den genannten Gründen geringere Werte.

## **A.5 TegelsIM: Sensitivitätsanalyse und Kalibrierung**

### **A.5.1 Sensitivitätsanalyse**

In das Spreadsheet-Modell TegelsIM gehen zur Berechnung der Chlorid-, Sulfat- und RDOC-Konzentrationen im Trinkwasser des Wasserwerks Tegel jeweils 15 Parameter ein (s. Tab. A.5-1). Zur Berechnung der Konzentration eines anthropogenen Einzelstoffs im Trinkwasser werden sogar 17 Parameter benötigt (dazu kommen die Quelle bzw. Senke bei der Bodenpassage sowie die Quelle/Senke im Wasserwerk). Für jeden Parameter muss in TegelsIM ein konstanter Wert angegeben werden. Die Sensitivitätsanalyse soll feststellen, ob die Variation bzw. der Fehler eines Parameters die von TegelsIM berechneten Trinkwasserkonzentrationen erheblich beeinflusst oder nicht. Die Analyse liefert also einerseits die Information, welche Parameter die Trinkwasserkonzentration maßgeblich bestimmen und gibt andererseits Hinweise darauf, welche Parameter möglicherweise einer zusätzlichen Recherche bedürfen, damit das Modell zuverlässige Ergebnisse liefert.

Um realistische Variationsbereiche für jeden Parameter zu bestimmen, wurde die Fehleranfälligkeit der einzelnen Parameter abgeschätzt (Tab. A.5-1). Eine genaue Ermittlung des Fehlers ist für die Sensitivitätsanalyse nicht notwendig und für viele Parameter (z.B. die Anteile der Wasservolumenströme) auch nicht möglich.

---

<sup>47</sup> Dies ist eine Spekulation, die nur auf MQ-Werten beruht und zur Absicherung einer genaueren hydrologischen Untersuchung bedarf.

<sup>48</sup> 30 % sind eine niedrige Annahme, da selbst vor 1997 (Einstellung der Förderung von ca. 1 m<sup>3</sup>/s Oberhavelwasser durch die OWA Tegel) ein Anteil von südwestlich zuströmendem Oberhavelwasser von ca. 25-57 % vorlag. Es ist unwahrscheinlich, dass der Zustand der Jahre 1993-1996 wieder erreicht wird bei einer zusätzlichen Förderung von nur ca. 0,3-0,5 m<sup>3</sup>/s.

### Fehler der Parameter

Für Stoffkonzentrationen ergibt sich der Fehler aus der Häufigkeit der Messungen, dem relativen Fehler der Messmethode sowie aus der Repräsentativität der Probenahme. Damit ist der Fehler bei der Angabe von Trinkwasserkonzentrationen von DOC, Chlorid und Sulfat gering (häufige Messung, geringe Schwankung der Qualität). Stoffkonzentrationen des Grundwassers weisen mittlere bis große Fehler auf, da trotz relativ konstanter Konzentrationen an einer Messstelle die Probenahme nur eingeschränkt repräsentativ ist (lokal heterogene Konzentrationen). Für Stoffkonzentrationen von Oberflächengewässern ist der Fehler als mittel einzuschätzen, da die Probenahme i.d.R. als monatliche Stichprobe erfolgt und damit nur eingeschränkt repräsentativ ist (Variation der Qualität in Abhängigkeit vom Abfluss).

Die Mengenanteile der verschiedenen Oberflächengewässer werden aus Daten zur Volumenstromerfassung ermittelt. Insbesondere für kleine Fließgewässer ist der Fehler hier als hoch einzuschätzen (vgl. Kap. A.4-1). Auch die Uferfiltratanteile der Berliner Wasserwerke können nur mit Unsicherheiten bestimmt werden (vgl. Kap. 3). Insgesamt wird der Fehler für die Mengenanteile der verschiedenen Oberflächengewässer und der Uferfiltratanteil als mittel bis hoch eingeschätzt (vgl. Tab. A.5-1). Geringe Fehler weisen die Daten der OWA Tegel auf. Hier wird der Volumenstrom relativ genau erfasst im Gegensatz zu Messungen an Oberflächengewässern (Magnetisch-induktive Durchflussmessung gegenüber Wasserstand-Abfluss-Beziehungen). Die Stoffkonzentrationen werden täglich als 24h-Mischproben des Zu- und Ablaufs gemessen (vgl. Tabelle A.7-28).

**Tabelle A.5 -1: Eingangsparameter von TegelSIM, Quellen und Fehler**

(Die verwendeten Werte sind Tab. 6.3-1 in Kapitel 6.3.2 zu entnehmen.)

Bezeichnung des Parameters	Beschreibung	Quelle	Einstufung des Fehlers
c(TWT), c(TWS), c(TWF)	Konzentrationen im Trinkwasser Tegel <sup>1</sup> , Stolpe, Friedrichshagen	BWB Laboranalysen Mittelwert 1997 aus den Messungen der Reinwasserqualität, n ~ 40-100 (s. Tab. A.7-22, A.7.9)	gering
p(TWS)+p(TWF) = 1-p(TWT)	Mengenanteile (p) der Trinkwässer im Entsorgungsgebiet der Kläranlage Schönerlinde	<sup>2</sup> s. unten, Abschätzung über die Fördermengen und die Versorgungsgebiete der Wasserwerke	mittel bis hoch
c(Pk), c(TFl)	Konzentrationen in Panke und Tegeler Fließ	SenSUT (1997), Mittelwert 1997 aus monatlichen Stichproben (s. Tab. A.7-33-37), für Sulfat eigene Messungen	gering (DOC, Chlorid) bis hoch (Sulfat)
Nutzereintrag	Nutzereintrag der Wassernutzung, der die Konzentration im Kläranlagenablauf bedingt	aus Jahresmittelwerten 1993-1997; vgl. Kapitel 6.2.1.2	mittel

(...)

Bezeichnung des Parameters	Beschreibung	Quelle	Einstufung des Fehlers
$p(\text{Pk}) + p(\text{TfI}) = 1 - p(\text{KA})$	Anteile von Panke, Tegeler Fließ und Kläranlagenablauf	aus Jahresmittelwerten der Abflussmessungen 1993-1997; vgl. Kapitel A.4.1	mittel bis hoch
Einfluss der OWA Tegel	Elimination von (R)DOC, Eintrag von Sulfat, Chlorid	BWB: Jahresprotokolle der OWA Tegel, Jahresmittelwerte 1997, tägl. Beprobung, 24h-Mischprobe	gering
$c(\text{OH})$	Konzentration in der Oberhavel	SenSUT, Havel bei Konradshöhe, Jahresmittelwert 1997, monatl. Stchproben	gering bis mittel
$p(\text{OH})$	Mengenanteil der Oberhavel	aus Chloridkonzentrationen, Jahresmittelwerte 1993-1997; vgl. Kapitel A.4.2	hoch
Einfluss der Bodenpassage	als prozentuale Veränderung – für Chlorid, Sulfat und RDOC kein Einfluss, ansonsten stoffspezifisch	-	-
$c(\text{GW})$	Konzentration des landseitigen Grundwassers (lokal heterogen)	SenSUT, Messungen der Grundwassergüte um den Tegeler See, und Pekdeger et al. 1999	hoch
$p(\text{GW}) = 1 - p(\text{UF})$	Anteil von Grundwasser am Trinkwasser	Schumacher & Skripalle 1999	mittel
Einfluss des Wasserwerks	- für Chlorid, Sulfat und RDOC vernachlässigt, ansonsten stoffspezifisch -	-	-

<sup>1</sup> Die Konzentrationsangabe der Konzentration im Trinkwasser Tegel dient als Startwert.

<sup>2</sup> Mit Hilfe der Karte der Trinkwasserversorgungsgebiete Berlins sowie einer Karte des Abwasserentsorgungsgebietes Schönerlinde (BWB) und über den Vergleich der Fördermengen der WW Tegel und des WW Stolpe mit der Abwasserreinigungsleistung des Klärwerks Schönerlinde (1993-1997) sind die Anteile der Trinkwasserförderung in das Entsorgungsgebiet von Schönerlinde abgeschätzt worden. In das Abwasserentsorgungsgebiet des Klärwerks Schönerlinde gelangen vor allem die Trinkwässer aus Stolpe und Tegel (s.a. Kap. 4.1). Wegen des vernetzten Rohrnetzes können die Anteile nicht genauer bestimmt werden. Limitierend für den Anteil  $p(\text{TWS})$  ist die Fördermenge des WW Stolpe: sie betrug 1993-1997 im Mittel 46 % der behandelten Abwassermenge des Klärwerks Schönerlinde. (In den Jahren 1997 und 1998 lag dieser Wert allerdings mit 70 bzw. 77 % viel höher.) Dieser theoretische Anteil von 46 % ist als Maximalwert für  $p(\text{TWS})$  zu verstehen. In TegelsIM wird für  $p(\text{TWS})$  willkürlich ein Wert von nur 30 % festgesetzt. Für den Anteil des Trinkwassers in Tegel ( $p(\text{TWT})$ ) wird ein Wert von 60 % angenommen, für den Anteil von Friedrichshagener Trinkwasser ( $p(\text{TWF})$ ) ein Wert von 10 %. Der Anteil  $p(\text{TWT})$  ist damit bewusst hoch angesetzt worden, um Worst-Case-Szenarien zu ermöglichen. Die Sensitivitätsanalyse zeigt, dass das System nur wenig auf die Veränderung der Anteile reagiert.

### Vorgehen bei der Sensitivitätsanalyse

Alle Parameter bis auf die Trinkwasserkonzentrationen und den Einfluss der OWA Tegel, für die der Fehler als gering eingestuft wurde, wurden einer Sensitivitätsanalyse unterzogen. Dazu wurden alle bis auf den zu untersuchenden Parameter bei einem realistischen Wert konstant gehalten (Quelle der Daten s. Tab. A.5-1; Eingangsparameter s. Tab. 6.3-1 in Kap. 6.3.2). Die Variation des untersuchten Parameters orientiert sich an realistisch erscheinenden

Zahlenwerten und ist der Abszisse der grafischen Auswertung zu entnehmen. Die sich jeweils einstellenden Konzentrationen im Trinkwasser des Wasserwerks Tegel werden auf der Ordinate aufgetragen (s. Abb. A.5-1 bis A.5-3).

Die Sensitivitätsanalyse ist vor der Kalibrierung durchgeführt worden, da für die Kalibrierung schon bekannt sein sollte, auf welche Parameter das Modell empfindlich reagiert. Die Kalibrierung hat dazu geführt, einige Parameter nochmals leicht zu verändern (vgl. Tab. A.5-2). Aufgrund der Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse ist aber davon auszugehen, dass diese Variation das Ergebnis der Sensitivitätsanalyse in seiner Aussage nicht verändert.

**Tabelle A.5-2: Werte des Referenzzustands von „TegelSIM“ vor der Kalibrierung (Basisdaten der Sensitivitätsanalyse)**

	c(TWT) <sub>Start</sub>	c(TWT) <sub>End</sub>	c(TWF)	c(TWS)	c(Pk)	c(TFl)
RDOC in mg/l	4,7	6 (5,5)	4,3	5,8	5 (4,5)	9 (7)
Sulfat in mg/l	132	147 (141)	145	73	170 (150)	170 (140)
Chlorid in mg/l	52	74 (71)	67	32	50	82

	c(Oh)	c(GW)	Nutzereintrag	Einfluß der OWA Tegel
RDOC in mg/l	6,5	2,5	4,9 (4)	25 % Elimination
Sulfat in mg/l	72	185	35 (30)	+ 40 mg/l
Chlorid in mg/l	34	63	75 (80)	+ 2 mg/l

Mengenanteile:

p(TWT) = 60 %, p(TWS) = 30 %, p(TWF) = 10 %;  
 p(Pk) = 10 % (15 %), p(TFl) = 20 % (27 %),  
 p(Oh) = 50 %, p(UF) = 80 %  
 Abwasseranteil im Ablauf der OWA: 70 % (58 %)  
 Abwasseranteil im Tegeler See: 35 % (29 %)  
 Abwasseranteil im Tegeler Trinkwasser: 28 % (23,2 %)

p: Anteil des Volumenstroms  
 OWA<sub>Ab</sub>: Ablauf der OWA Tegel  
 (anteilig vom Tegeler See)  
 GW: landseitiges Grundwasser  
 KA: Kläranlagenablauf Schönerrinde  
 Oh: Oberhavel  
 Pk: Panke  
 TFl: Tegeler Fließ  
 TS: Tegeler See  
 TWT: Trinkwasser Tegel  
 TWS: Trinkwasser Stolpe  
 TWF: Trinkwasser Friedrichshagen  
 UF: Uferfiltrat

(in Klammern stehen die nach der Kalibrierung verwendeten bzw. errechneten Werte, sofern sie sich unterscheiden) (vgl. Tab. 6.3-1 in Kap. 6.3.2)

### Ergebnis der Sensitivitätsanalyse

Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse, d.h. die Konzentrationen im Trinkwasser des Wasserwerks Tegel im stationären Zustand, sind jeweils getrennt für die Variation der Volumenstromanteile p und die Variation der Konzentrationen c aufgetragen.

Zum Verständnis seien hier die Definitionen der Volumenstromanteile sowie die Bezeichnung der Parameter aus Kapitel 6.3.2 wiederholt:

Die Volumenstromanteile p sind wie folgt definiert:

- $p(\text{TWT}) := 1 - p(\text{TWS}) - p(\text{TWF})$
- $p(\text{KA}) := 1 - p(\text{TFl}) - p(\text{Pk})$
- $p(\text{OWA}_{\text{Ab}}) := 1 - p(\text{Oh})$
- $p(\text{GW}) := 1 - p(\text{UF})$

Für alle Konzentrationsparameter gilt, dass sie eine positive Korrelation mit der Konzentration des Trinkwassers in Tegel zeigen. Das ist selbstverständlich, da sich jede Konzentrationserhöhung mehr oder weniger stark, aber immer proportional auf die Konzentration des Trinkwassers auswirkt.

Alle Auswertungen zeigen weiterhin, dass ein Teilkreislauf von Wasser wie in Tegel trotz der relativ hohen Abwasseranteile ein sehr stabiles System einer Trinkwassergewinnung darstellt. Die Trinkwasserkonzentration des Wasserwerks Tegel reagiert nur wenig auf die Veränderung von Umweltbedingungen.

### Chloridkonzentration im Trinkwasser des Wasserwerks Tegel

Die Chlorid-Konzentration im Tegeler Trinkwasser reagiert vor allem auf Veränderung der Parameter  $p(\text{Oh})$ ,  $c(\text{Oh})$ ,  $c(\text{GW})$  sowie den Nutzereintrag. Der Einfluss  $p(\text{Oh})$  liegt vor allem daran, dass die Oberhavel im Vergleich zu den anderen Wässern geringe Chloridkonzentrationen aufweist ( $c(\text{Oh}) = 34 \text{ mg/l}$ ) (s. Tab. A.44 in Kap. A.4.2). Ein erhöhter Anteil von Oberhavelwasser bewirkt also eine geringere Chloridkonzentration im Tegeler Trinkwasser.

Der Einfluss von  $c(\text{GW})$ ,  $c(\text{Oh})$  und dem Nutzereintrag ist zwar deutlich vorhanden, aber immer unterproportional mit Steigungen  $\leq 0,5$ . So bewirkt beispielsweise die Konzentrationserhöhung von  $c(\text{Oh})$  um  $20 \text{ mg/l}$  im Tegeler Trinkwasser nur eine Erhöhung um ca.  $10 \text{ mg/l}$  Chlorid.

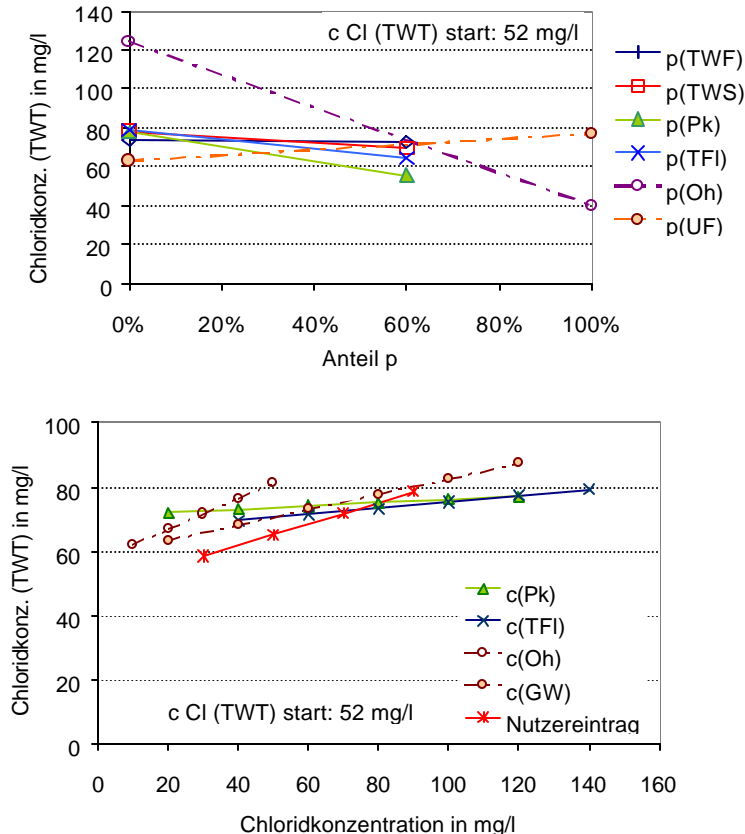


Abb. A.5-1: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse für TegelSIM, Chlorid

Die derzeitige Chlorid-Konzentration im Tegeler Trinkwasser liegt bei ca. 52 mg/l (Mittelwert 1997, BWB). TegelsIM errechnet als  $c(\text{TWT})$  für den stationären Zustand für alle Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zwischen 60 und 90 mg Chlorid/l, also etwas höhere Konzentrationen. Dies ist mit der Verwendung von Daten des Jahres 1997 zu erklären, die z.T. höher als andere Jahresmittelwerte liegen (vgl. Kap. A.4.2). Der Wert für  $c(\text{TWT})$  beschreibt aber einen Gleichgewichtszustand, wie er sich möglicherweise erst nach Jahren einstellt.

#### Sulfat-Konzentrationen im Trinkwasser des Wasserwerks Tegel

Bei Sulfat kann die Erhöhung der Anteile von Uferfiltrat im Trinkwasser ( $p(\text{UF})$ ) sowie insbesondere der Anteil von Oberhavelwasser im Tegeler See ( $p(\text{Oh})$ ) eine Verringerung der Sulfat-Konzentration im Trinkwasser bewirken: Je mehr Oberhavelwasser im Tegeler See ist bzw. je mehr Uferfiltrat gefördert wird, desto geringer ist die Sulfatkonzentration im Tegeler Trinkwasser. Dies liegt an den geringen Sulfatkonzentrationen der Oberhavel (ca. 72 mg/l) und den hohen Sulfatkonzentrationen des Grundwassers (hier 185 mg/l, vgl. Tab. 6.2.5 in Kap. 6.2.2.4). Bei Sulfat ist auch der Eintrag der OWA Tegel von großer Bedeutung. Da dieser Eintrag mit 40 mg/l Sulfat genau quantifiziert werden kann (s. Kap. 5.1.8), wurde dieser Parameter keiner Sensitivitätsanalyse unterzogen. Insgesamt variiert Sulfat im Trinkwasser infolge der Variation der Eingangsparameter zwischen 120 und 160 mg/l. Für den unrealistischen Extremfall, dass in den Tegeler See kein Oberhavelwasser mehr

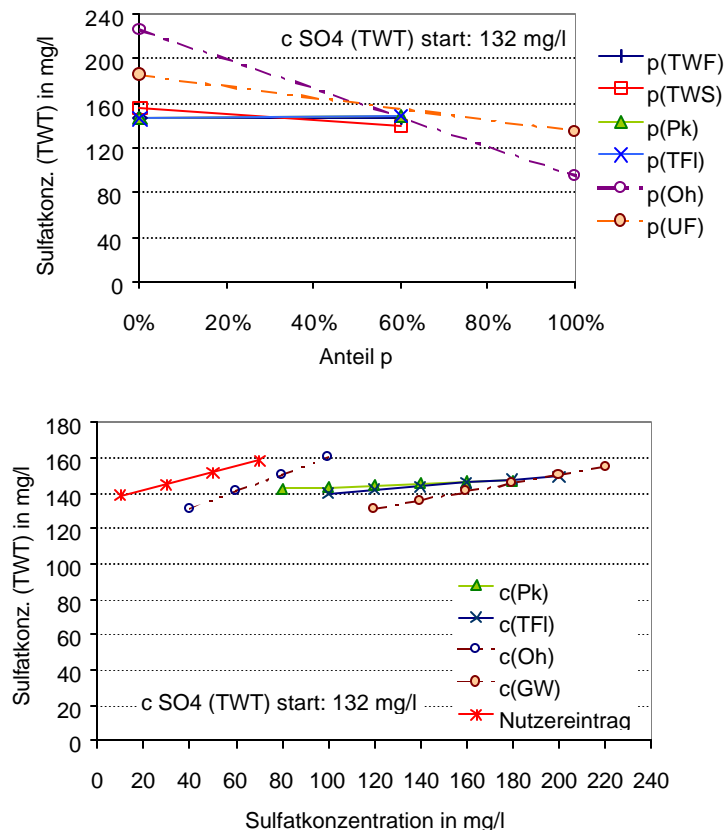


Abb. A.5-2: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse für TegelsIM, Sulfat

einströmt, könnte die Trinkwasserkonzentration sogar den Grenzwert von 240 mg/l erreichen (s. auch Kap. 6.3.3).

### RDOC- Konzentrationen im Trinkwasser des Wasserwerks Tegel

Die RDOC-Konzentration im Tegeler Trinkwasser reagiert insbesondere auf den Anteil an Uferfiltrat ( $p(\text{UF})$ ) bzw. dem sich daraus ergebenden Anteil an landseitigem Grundwasser. Dies liegt an der geringen RDOC-Konzentration im Grundwasser von  $c(\text{GW}) = 2,5 \text{ mg/l}$ . Mit zunehmenden Uferfiltratanteilen oder bei zunehmender Grundwasseranreicherung würde der DOC im Tegeler Trinkwasser ansteigen infolge des fehlenden Verdünnungseffekts durch Zumischung landseitigen Grundwassers. Bei der Variation des Uferfiltratanteils  $p(\text{UF}) = 1 - p(\text{GW})$  ist zu bedenken, dass Werte kleiner 50% für Tegel unrealistisch sind. In einem realistischen Wertebereich für  $p(\text{UF})$  variiert die RDOC-Konzentration im Tegeler Trinkwasser nur um ca. 2 mg/l. Auf die Parameter  $c(\text{Oh})$ ,  $c(\text{GW})$  sowie „Nutzereintrag“ reagiert die Trinkwasserkonzentration des RDOC im Vergleich zu anderen Konzentrationen zwar empfindlicher, die Schwankung der RDOC-Konzentration beträgt aber über weite Variationen der Eingangsparameter nur 1 bis 2 mg/l.

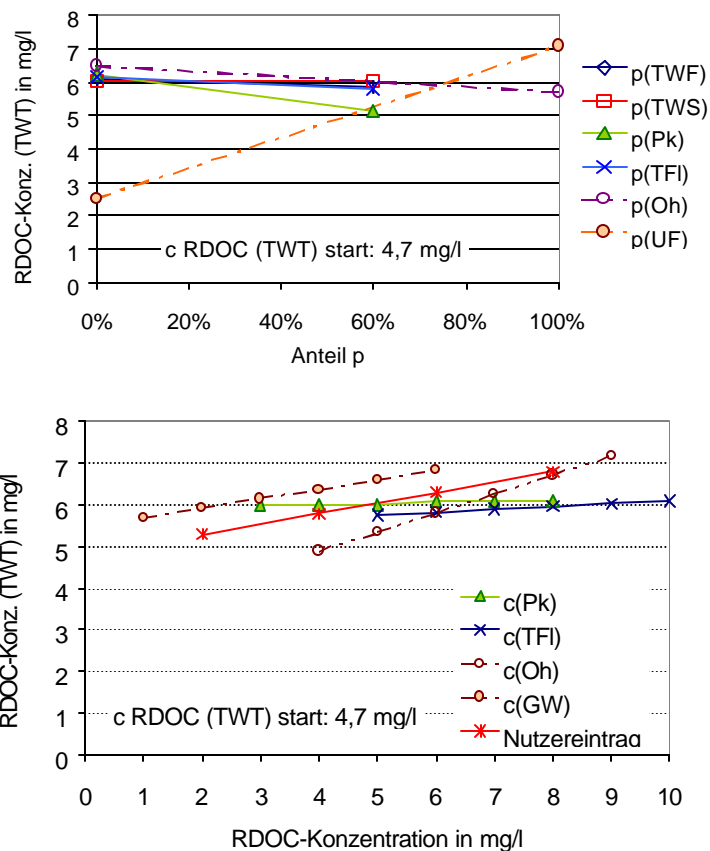


Abb. A.5-3: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse für TegelsIM, RDOC



## A.5.2 Kalibrierung

Um die von TegelSIM errechneten Konzentrationen im Tegeler Trinkwasser für den Referenzzustand den realen Konzentrationen anzupassen, wurden zur Kalibrierung die Konzentrationen jedes Einzelschritts der Berechnung mit den real vorliegenden Konzentrationen verglichen. Zur Kalibrierung werden die von SenSUT bzw. den BWB gemessenen Chlorid-, Sulfat- und RDOC-Konzentrationen des Kläranlagenablaufs Schönerlinde, des Ablaufs der OWA Tegel und des Tegeler Sees herangezogen (Mittelwerte von 1997). Diese Daten sind mit den von TegelSIM berechneten Konzentrationen  $c(KA)$ ,  $c(OWA_{Ab})$  und  $c(TS)$  verglichen worden. Die Eingangsparameter von TegelSIM sind dann variiert worden, so dass die berechneten Konzentrationen von Chlorid und Sulfat nur noch um weniger als 5 % von den realen Konzentrationen abweichen.

Die nach diesem Abgleich verwendeten Referenzparameter sind in Kap. 6.3.2 angegeben. Mit ihnen wurde bis auf die Sensitivitätsanalyse für alle Simulationsrechnungen gearbeitet.

Es gelingt über die Kalibrierung nicht, die von TegelSIM berechneten Konzentrationen ( $c(TWT)_{End}$ ) im Tegeler Trinkwasser den derzeit vorliegenden Konzentrationen ( $c(TWT)_{Start}$ ) anzupassen (s. Kap. 6.3.2). Dies liegt daran, dass zur Kalibrierung Konzentrationen von 1997 verwendet wurden (s. Abschnitt oben zu Chlorid). Die Konzentration im Tegeler Trinkwasser wird jedoch von den Wasserqualitäten verschiedener Jahre beeinflusst, und Konzentrationsänderungen machen sich erst über lange Zeiträume bemerkbar (s.a. Kap. 5.1.8, 6.3.2 und Kap. A.4.2).

## A.6 Grafiken

### A.6.1 Jahresgang der gelösten organischen Stoffe in Tegeler See und Müggelsee

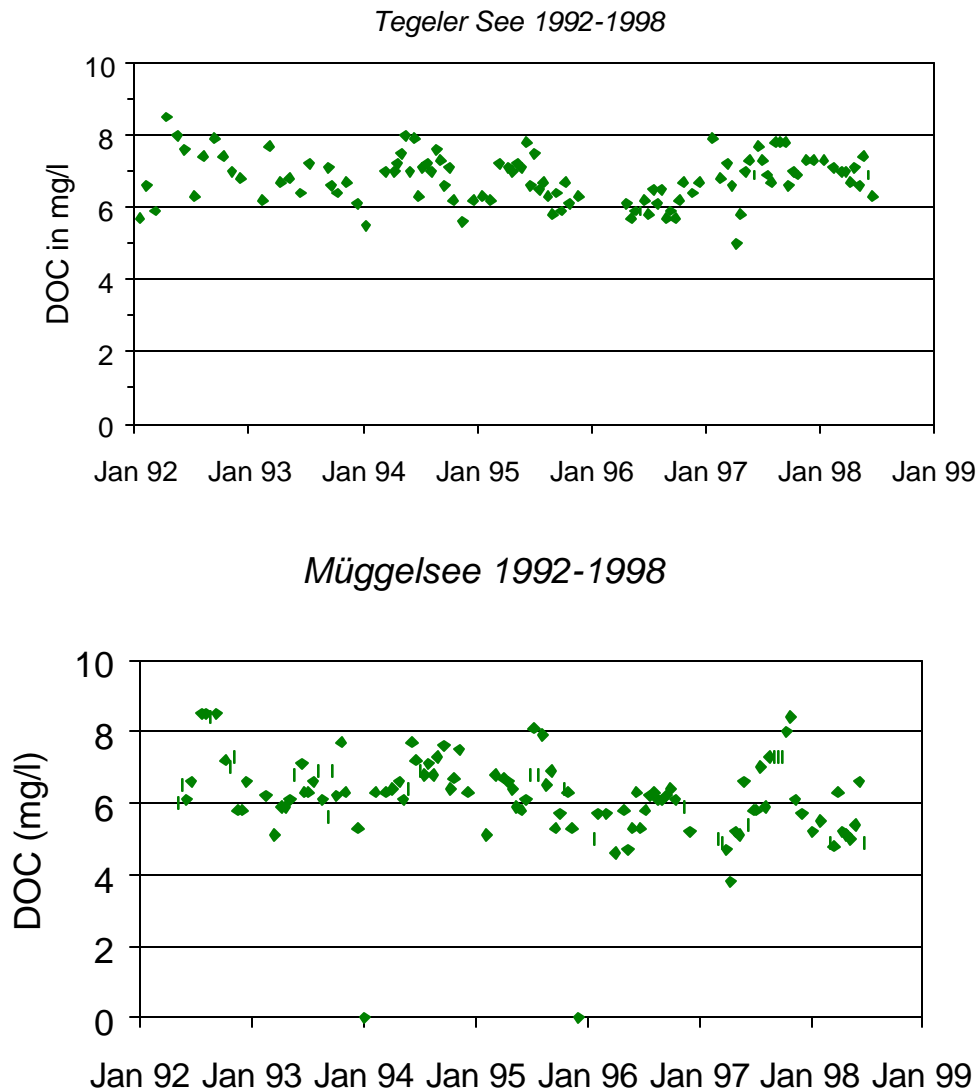


Abb. A.6-1: Jahresgang der gelösten organischen Stoffe an Tegeler See und Müggelsee (SenSUT, Gütemessstellen 23003 und 15026)

## A.6.2 Transsekten am Müggelsee: SAK<sub>254</sub>

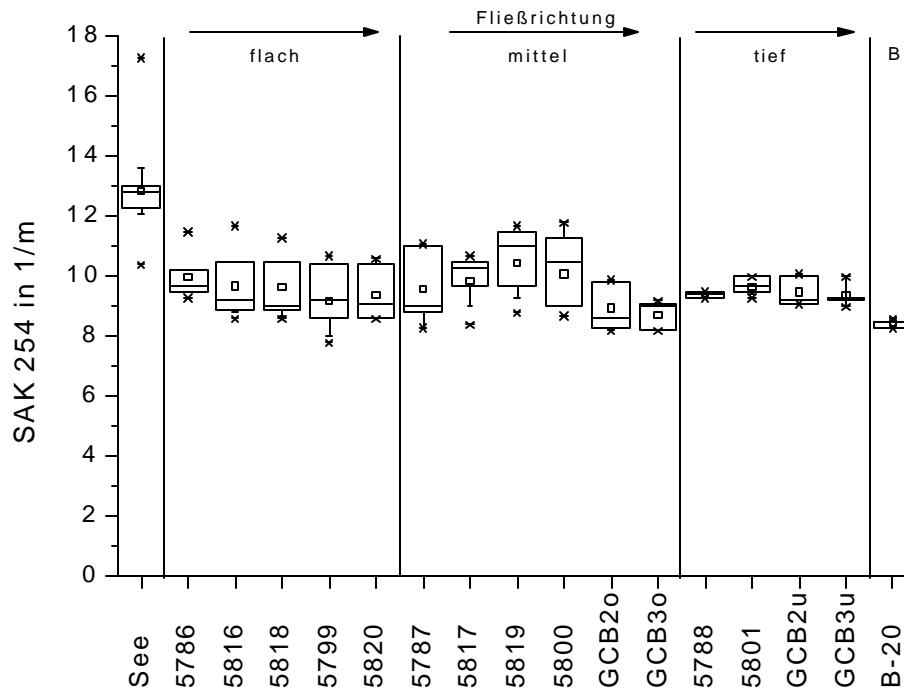


Abb. A.6-2: SAK<sub>254</sub> - Werte der Transsekte an der Galerie C. (Daten s. Tab. A.7-7 in Kap. A.7.4)

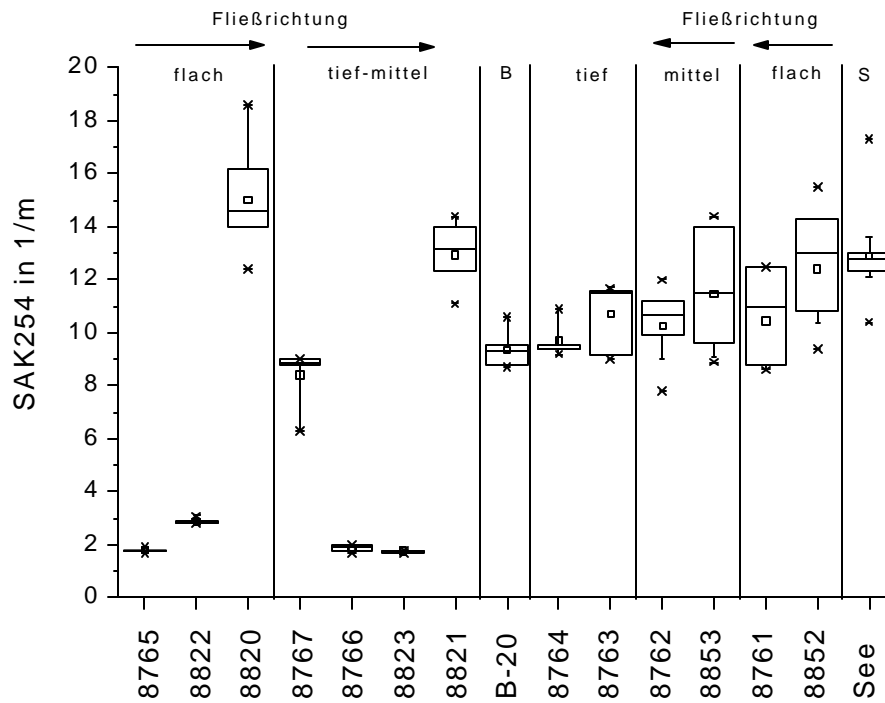


Abb. A.6-3: SAK<sub>254</sub> - Werte der Transsekte an der Galerie E. (Daten s. Tab. A.7-8 in Kap. A.7.4)

### A.6.3 Gelchromatogramme von Berliner Oberflächengewässern

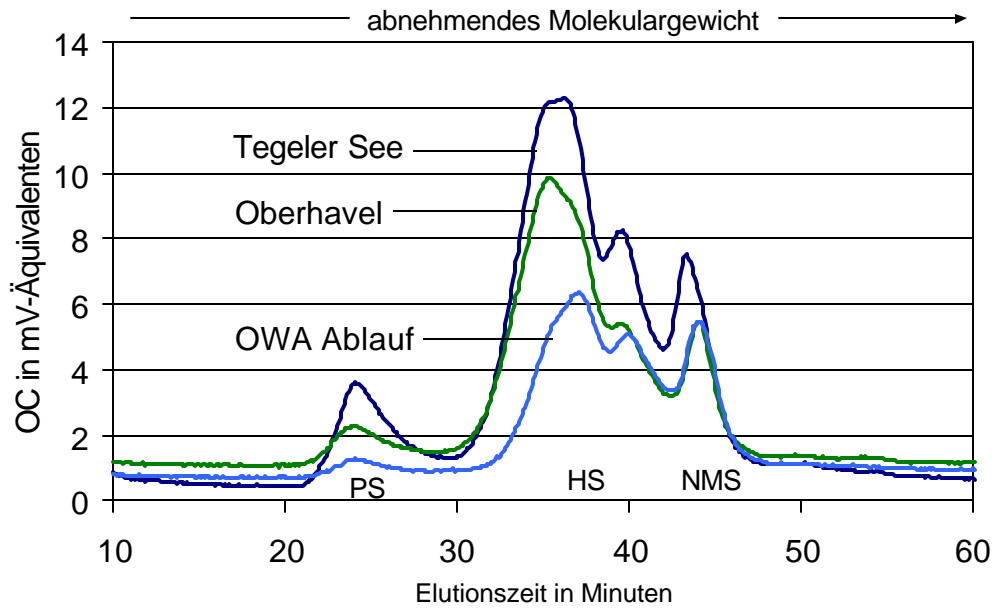


Abb. A.6-4: Gelchromatogramme von Tegeler See, Oberhavel und OWA Tegel Ablauf, Mai 2000  
 PS: Polysaccharide, HS: Huminstoffe, NMS: Niedermolekulare Säuren

### A.6.4 <sup>13</sup>C-NMR

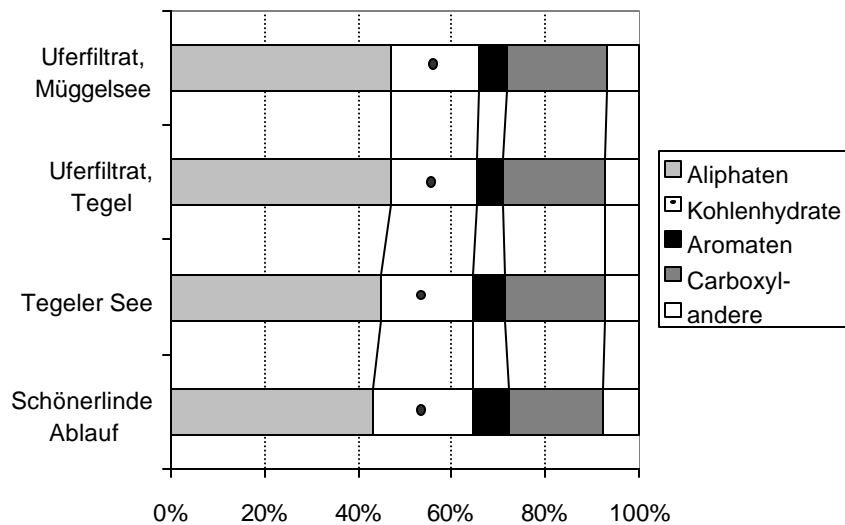


Abb. A.6-5: <sup>13</sup>C-NMR Resultate für die XAD-4 Isolate  
 Probenahme: Mai 1999

**Tabelle A.6-1: Ergebnisse der <sup>13</sup>C-NMR-Spektroskopie für die XAD-8 Isolate<sup>49</sup>**

XAD 8	DOC total	DOC XAD-8	Aliphaten	Kohlenhydr. (C-O)	Anomere	Aromaten / Alkene I	Aromaten / Alkene II	Carboxylgruppen	Ketone..	Aliphaticität	Aromaticität
	mg/l	mg/l	0-62 ppm %	62-90 ppm %	90-110 ppm %	110-140 ppm %	140-160 ppm %	160-190 ppm %	190-230 ppm %	%	%
Standard-abw.*			2; 3	9; 4	29; 13	5; 6	11; 8	3; 3	29; 23		
Müggelsee 8763	4,97	2,4	50,0	12,4	2,5	11,0	3,6	17,3	3,2	64,9	14,7
Tegeler See 3301	4,49	2,0	51,6	12,7	2,5	9,4	3,3	16,9	3,5	66,9	12,7
Tegeler See	7,97	3,3	46,0	15,8	3,9	10,4	4,1	16	3,8	65,7	14,5
Schönerlinde	12,7	4,5	48,6	15,4	2,8	10,5	4,7	15,2	2,8	66,8	15,2
Ablauf max. Differenz			5,6	3,4		1,6	1,4	2,1	1,0		

\*nach Sprinzl (1998): Mittelwerte aus 3 Proben eines Kläranlagenablaufs (XAD-8) sowie 3 Proben der Suwannee River Fulvinsäure der IHSS

Aliphaticität: Summe 0-110 ppm. Aromaticität: Summe 110-160 ppm (Stevenson 1994).

**Tabelle A.6-2: Ergebnisse der <sup>13</sup>C-NMR-Spektroskopie für die XAD-4 Isolate**

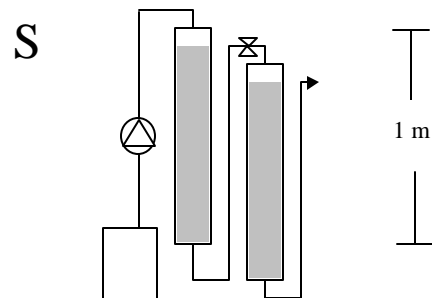
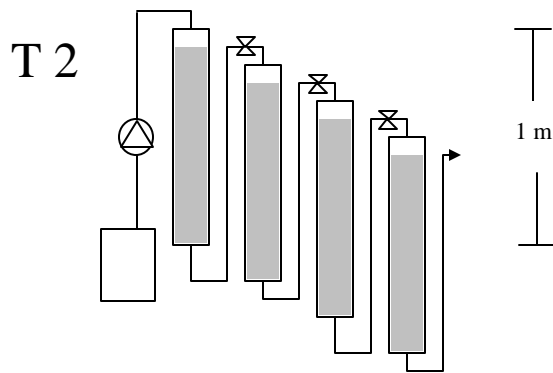
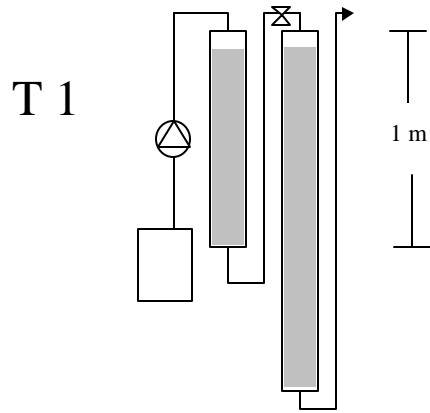
XAD 4	DOC total	DOC XAD-4	Aliphaten	Kohlenhydr. (C-O)	Anomere	Aromaten / Alkene I	Aromaten / Alkene II	Carboxylgruppen	Ketone..	Aliphaticität	Aromaticität
	mg/l	mg/l	0-62 ppm %	62-90 ppm %	90-110 ppm %	110-140 ppm %	140-160 ppm %	160-190 ppm %	190-230 ppm %	%	%
Standard-abw.*			4; 3	0; 4	2; 13	11; 6	6; 8	6; 3	46; 23		
Müggelsee 8763	4,97	1,4	46,8	18,8	4,5	4,5	1,8	21,3	2,3	70,2	6,3
Tegeler See 3301	4,49	1,4	47,1	18,3	4,4	3,8	1,7	21,7	3,1	69,8	5,5
Tegeler See	7,97	2,5	45,1	19,5	4,7	4,7	2,1	21,3	2,6	69,3	6,8
Schönerlinde	12,7	3,8	43,1	21,2	4,5	5,5	2,5	20,1	3,1	68,8	8,0
Ablauf max. Differenz											

\*nach Sprinzl (1998): Mittelwerte aus 3 Proben eines Kläranlagenablaufs (XAD-4) sowie 3 Proben der Suwannee River Fulvinsäure der IHSS (s.o.)

<sup>49</sup>Die NMR-Spektren zu den Untersuchungen sind Köhler (1999) zu entnehmen.

## A.6.5 Anlagenbild Bodensäulen

Abb. A.6-6: Schema der Bodensäulensysteme



## A.7 Tabellen

### A.7.1 Daten zu den Mengen an Uferfiltrat und künstlich angereichertem Grundwasser in Berlin

Tabelle A.7-1: Grundwasserdargebot, Uferfiltratanteile und Grundwasseranreicherung (SenSUT 1992)

Wasserwerk	verfügbares (ehem. WestWW) bzw. bewirtschaftetes (ehem. OstWW) GW-Dargebot 1990 ( $Q_{365}$ ) in T m <sup>3</sup> /d	Uferfiltrat ( $Q_{365}$ ) in T m <sup>3</sup> /d	Grundwasser-anreicherung ( $Q_{365}$ ) in T m <sup>3</sup> /d	Summe Uferfiltrat und GWA	Uferfiltrat und GWA in % vom verfügbaren GW-Dargebot
Tegel	166,6	90,6	45,3	135,9	81,6
Beelitzhof	118,8	79,4	8,7	88,1	74,2
Spandau	85,2	26,1	41,5	67,6	79,3
Jungfernheide	73,4	38,1	31,8	69,9	95,4
Tiefwerder	51,5	31,5	-	31,5	61,2
Kladow	13,7	9,3	-	9,3	67,9
Riemeisterfenn	9,3	1,6	-	1,6	17,2
Friedrichshagen	283,9	234,9	-	234,9	82,7
Stolpe	47,8	15,4	18,6	34,0	71,1
Wuhlheide	60,0	35,2	-	35,2	58,7
Johannisthal	65,0	40,4	-	40,4	62,2
Kaulsdorf	25,0	-	-	-	-
Friedrichsfelde (a.B.)	10,0	-	-	-	-
Altglienicke (a.B.)	12,0	-	-	-	-
Buch (a.B.)	13,4	-	-	-	-
Köpenick (a.B.)	7,5	-	-	-	-

a.B.: außer Betrieb

## A.7.2 Ausbaudaten der Grundwassermessstellen am Tegeler See und am Müggelsee

**Tabelle A.7-2: Ausbaudaten der Messstellen an der Transsekte Tegeler See, Galerie West (Pekdeger et al. 1999)**

	Geländeoberkante [mNN]	Filterlage [m u. GOK]
3301	33,62	21,0-24,0
3302	33,96	22,0-25,0
3303	34,14	19,0-22,0
3304	34,10	19,0-22,0
3305	34,18	7,0-9,0
3306	34,15	5,7-8,7
3307	33,96	6,0-8,0
3308	33,64	5,8-7,8
3309	33,06	4,0-6,0
3310	31,32	2,0-4,5
3311	30,93	2,0-4,0
3312	33,89	7,0-9,0
3313	33,31	7,0-9,0

**Tabelle A.7-3: Ausbaudaten der Grundwassermessstellen am Müggelsee (Mehrfachpegel; „~“ bedeutet gleiche GOK)**

	Gelände- oberkante [mNN]	Filterlage [m u. GOK]		Gelände- oberkante [mNN]	Filterlage [m u. GOK]	
<b>Galerie C</b>				<b>Galerie E</b>		
5786	32,8	1,5-3,5	See	8765	34,2	7,0-9,0 Land
5787	~	6,0-8,0		8766	~	31,0-33,0
5788	~	15,1-17,1		8767	~	40,0-42,0
5816	33,2	4,0-6,0		8822	34,2	6,0-8,0
5817	~	11,0-13,0		8823	~	13,0-15,0
5818	33,5	4,5-6,5		8820	34,1	5,5-7,5
5819	~	11,1-13,1		8821	~	12,5-14,5
5799	33,9	4,0-6,0				Brunnen
5800	~	10,4-12,4		8761	33,3	6,0-8,0
5801	~	19,5-21,5		8762	~	13,0-15,0
5820	38,2	11,0-13,0	Land	8763	~	26,0-28,0
GCB 2o				8764	~	33,0-35,0
GCB 2u				8852	32,8	5,5-7,5 See
GCB 3o				8853	~	18,3-20,3 See
GCB 3u			Brunnen			



### A.7.3 Daten zur Grundwassergüte am Tegeler See

**Tabelle A.7-4: Medianwerte der DOC-Konzentrationen in Grundwassermessstellen um den Tegeler See (SenSUT)**

Bezeichnung	Medianwert der DOC-Konzentrationen in mg/l	Anzahl der Messungen	Zeitraum
80983	6,0	28	1980-1994
80978	3,2	29	1980-1994
80905	3,1	28	1975
80904	1,7	1	1980-1994
81855	1,2	28	1980-1994
81153	2,1	29	1980-1994
81128	1,4	28	1977-1994
74786	4,1	30	1980-1994
74780	2,9	28	1980-1994
80952	3,1	28	1980-1994
81065	2,2	27	1980-1994
81036	2,0	31	1980-1994
81096	4,4	16	1980-1994

**Tabelle A.7-5: Hydrogencarbonat- und Nitratwerte zu Messstellen der Transsekte Tegel (Daten der FU Berlin)**

Jahr, Monat	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> [mg/l]						NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> [mg/l]					
	See	3301	3302	3303	B13	3304	See	3301	3302	3303	B13	3304
9802	162	185	186	205	250	265	19,8	6,2	10,9		0,5	
9803	165	192	192	186	219	255		2,3	4,1	1,03	0,2	
9805							17	2,3	12,5	8,3	1,6	0,8
9806	162	194	215	195	228	237		0,8	1,3			
9808	147	237	230	244	228	225	9,7	0,5	1	3,3	1,7	2,2
9809	169	234	263	251	228	224	11,8	3,5	0,7		1,7	8,8
9811	164	215	224	215	224	238	19,7	0,5	0,4	2,5	0,8	2
9901	318	321	198	213	223	215	18,1	1,5	6,7	3,7	4,2	1,9
9902	175	198	201	197	197	195	28,1	1,9	8,7	2,1	1	1,6
9903												10
9904	185	203	203	212	227	240	17,2	10	12,4	5,9	10	1,1
9906	154	206	234	206	222	233	13,1	1,4	6,2	11	2,5	1,7
9907	141	215	257	226	220	212	10,7	1,9	1,9	4,7	1	0,6
Median	164	206	215	212	224	233	17,1	1,9	5,1	3,7	1,6	1,8
Anzahl	11	11	11	11	11	11	10	12	12	9	11	10
Stabw	48,5	37,9	25,7	20,0	12,3	19,8	5,5	2,8	4,7	3,2	2,8	3,4
Diff z. See		42	51	48	60	69		-15,2	-12,0	-13,4	-15,5	-15,3
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> als O <sub>2</sub>								-11,6	-9,1	-10,2	-11,8	-11,7

## A.7.4 Daten zu den Transsektenbeprobungen

**Tabelle A.7-6: DOC - und SAK<sub>254</sub>- Daten der Transsekte am Tegeler See, Ostufer**

DOC in mg/l	See	3311	3310	3309	3308	3307	3306	3312	3313	3301	3302	3303	Br. 12	Br. 13	Br. 14	3304	3305
Juli 1998	9,8	6,4	6,1	5,7	5,4	n.b.	5,8	6,0	5,6	6,4	5,4	5,2	5,6	5,3	5,1	5,3	7,2
August 1998	11,0	6,9	6,3	6,1	5,4	n.b.	n.b.	5,9	6,2	6,0	5,9	5,5	5,6	5,0	5,6		6,5
September 1998	9,6	6,7	5,7	5,5	5,0	5,8	5,5	6,1	5,6	6,3	5,9	5,2	5,6	5,2	5,1	3,8	6,6
Oktober 1998	9,3	7,0	n.b.	7,1	6,1	5,7	6,1	6,3	5,7	6,3	6,3	5,3	5,7	5,3	5,4	3,9	6,6
November 1998	8,7	6,4	6,4	6,0	5,7	5,7	6,0	6,2	6,4	6,6	6,1	5,4	5,4	5,1	5,2	3,7	6,5
Dezember 1998	8,8	6,6	6,9	7,2	5,9	6,0	6,3	6,7	6,7	6,6	6,2	5,8	5,7	5,7	5,5	4,0	6,3
Januar 1999	8,0	6,0	5,7	5,6	5,5	5,2	5,9	n.b.	n.b.	6,0	5,7	5,4	5,4	5,0	5,3	3,6	6,0
Februar 1999	8,8	6,2	6,0	6,2	6,0	5,4	n.b.	6,0	6,1	5,8	5,4	5,6	5,5	5,1	5,2	3,9	6,5
März 1999	8,7	6,4	5,8	6,0	5,7	5,1	5,8	5,8	5,7	5,5	5,3	5,4	5,1	4,9	4,9	3,9	6,1
April 1999	8,5	6,2	5,7	5,4	5,3	5,1	5,2	5,3	5,8	5,4	5,2	5,9	5,5	5,0	5,0	3,9	5,1
Mai 1999	9,3	6,7	6,4	n.b.	5,3	5,5	6,0	n.b.	n.b.	5,3	5,3	5,2	5,9	5,0	5,0	3,8	6,5
Juni 1999	8,8	n.b.	n.b.	5,2	5,5	5,1	5,2	5,6	5,4	n.b.	5,0	4,9	5,1	4,7	4,6	3,7	n.b.
Juli 1999	8,6	5,7	n.b.	5,1	4,1	4,1	4,7	n.b.	4,6	4,7	4,7	4,0	4,5	3,7	3,7	2,6	4,7
August 1999	8,2	6,1	5,5	5,4	4,7	4,7	4,6	n.b.	n.b.	4,9	4,7	4,3	4,7	3,8	3,8	2,7	n.b.
September 1999	8,2	5,8	4,3	4,6	4,0	4,4	4,4	5,0	4,4	5,0	4,9	4,0	4,6	3,9	3,9	2,5	4,5
Oktober 1999	8	5,9	6,3	4,7	4,1	5,2	4,3	5,4	5,2	5,3	n.b.	4,6	4,8	4,1	4,1	2,5	4,8
November 1999	7	5,7	5,8	4,7	4,2	4,6	4,7	5,4	5,6	5,1	5,1	5,8	4,8	4,6	4,5	n.b.	n.b.
Dezember 1999 (8.-10.1.)	7,3	5,2	n.b.	4,1	n.b.	n.b.	4,6	n.b.	n.b.	5,4	n.b.	4,7	n.b.	4,3	n.b.	2,5	n.b.
Januar 2000 (7./8.2.)	7,1	5,0	n.b.	5,6	n.b.	n.b.	4,2	n.b.	n.b.	4,9	n.b.	4,9	n.b.	4,1	n.b.	2,7	n.b.
Februar 2000 (13./14.3.00)	7,6	5,4	n.b.	5,2	n.b.	n.b.	4,6	n.b.	n.b.	5,6	n.b.	5,4	n.b.	4,5	n.b.	3,3	n.b.
März/April 2000	7,5	4,8	n.b.	4,4	n.b.	n.b.	4,6	n.b.	n.b.	5,2	n.b.	4,8	n.b.	4,3	n.b.	2,8	n.b.
April/Mai 2000	7,9	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	4,7	n.b.	n.b.	n.b.	3,5	n.b.	2,5	n.b.
Mai/ Juni 2000	8,2	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	4,6	n.b.	4,3	n.b.	3,5	n.b.	2,9	n.b.
Juli 2000	9,6	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	5,3	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Anzahl	24	20	14	20	17	15	19	13	14	23	16	22	17	23	17	21	14
Mittelwert	8,5	6,0	5,9	5,5	5,2	5,2	5,2	5,8	5,6	5,5	5,4	5,1	5,2	4,6	4,8	3,3	5,9
Median	8,5	6,1	5,8	5,4	5,4	5,2	5,0	5,9	5,7	5,4	5,3	5,2	5,4	4,7	5,0	3,5	6,3
Standardabweichung	0,9	0,6	0,6	0,8	0,7	0,5	0,7	0,5	0,6	0,6	0,5	0,6	0,4	0,6	0,6	0,7	0,9
<b>SUVA der Mittelwerte</b>	1,9	2,1	2,0	2,0	1,9	2,1	2,3	2,2	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	2,0	1,9	1,6	2,3
<b>SUVA der Mediane</b>	1,9	2,0	2,0	2,0	1,8	2,0	2,4	2,2	2,0	2,2	2,0	1,9	2,0	1,9	1,9	1,5	2,2

n.b.: Wert nicht bestimmt, da keine Probe verfügbar (Trockenfallen der Messstellen im Sommer bzw. Einstellen der Beprobung für die Messstellen 3302, 3305, 3307, 3308, 3310, 3312, 3313, B12, B14 ab Dezember 1999).

Standardabweichungen des SUVA der Einzelproben: 0,23-0,291/(mg· m)

SAK-254 (1/m)	See	3311	3310	3309	3308	3307	3306	3312	3313	3301	3302	3303	Br. 12	Br. 13	Br. 14	3304	3305
Juni 1998	16,2	12,2	11,0	10,7	10,1	9,3	9,8	n.b.	n.b.	n.b.	9,4	8,5	11,3	11,3	9,4	5,0	n.b.
Juli 1998	15,5	12,8	10,9	10,9	9,5	n.b.	11,4	11,6	10,0	10,8	10,1	8,7	11,9	8,6	8,6	10,4	14,1
August 1998	15,7	13,7	12,1	12,1	9,9	n.b.	n.b.	11,9	11,5	10,4	10,5	8,2	10,1	8,5	9,4	4,8	13,2
September 1998	15,3	13,5	10,0	11,2	9,0	12,2	11,8	13,1	11,2	12,0	11,5	9,0	10,2	8,7	9,1	5,0	13,8
Oktober 1998	15,0	11,9	13,9	11,3	8,8	11,0	12,7	12,7	10,7	12,5	12,4	9,2	9,7	9,3	9,5	5,0	14,5
November 1998	15,1	11,8	10,5	10,3	9,5	10,9	13,8	13,2	13,7	12,4	12,4	9,7	10,0	9,0	9,4	4,9	14,8
Dezember 1998	16,0	11,3	11,5	12,3	10,1	10,9	14,0	13,6	13,8	12,2	11,6	10,3	10,3	10,3	9,7	5,1	14,4
Januar 1999	16,5	11,6	10,8	10,6	9,7	10,0	14,0	n.b.	n.b.	12,0	11,6	10,3	10,5	9,2	9,8	4,9	13,9
Februar 1999	16,5	11,2	10,9	11,7	11,0	10,0	n.b.	12,3	12,5	11,1	10,6	10,4	10,3	9,2	9,5	5,4	14,3
März 1999	17,1	12,1	11,2	11,4	10,4	9,1	12,9	11,6	11,7	10,7	10,0	10,1	10,7	9,3	10,0	5,6	13,9
April 1999	16,4	13,4	11,8	10,7	10,4	9,6	9,9	11,3	11,5	10,6	9,9	9,9	10,9	9,2	9,5	5,4	14,1
Mai 1999	17,0	13,9	12,5	n.b.	9,7	9,4	13,1	n.b.	n.b.	9,7	9,6	9,5	10,8	8,6	9,0	5,2	12,5
Juni 1999	16,3	n.b.	n.b.	11,0	11,1	9,8	11,1	11,1	10,1	n.b.	9,4	9,3	10,1	8,5	8,6	5,1	n.b.
Juli 1999	16,1	14,2	11,8	12,8	9,9	10,3	12,2	n.b.	10,6	10,5	10,6	9,2	11,2	8,7	8,5	5,2	11,9
August 1999	15,6	14,8	13,1	13,4	11,2	11,6	11,9	n.b.	n.b.	10,7	10,8	9,5	11,4	8,8	8,9	5,1	n.b.
September 1999	15,7	14,7	10,7	12,5	9,6	11,8	12,1	13,6	11,5	11,7	12,0	9,4	10,6	8,6	8,8	4,9	11,8
Oktober 1999	16,1	13,5	13,3	10,4	9,2	13,3	11,8	14,2	13,3	12,5	n.b.	10,5	11,5	9,2	9,2	4,9	12,7
November 1999	15,2	12,2	11,4	9,4	8,2	10,7	13,0	14,7	13,8	12,9	12,7	11,2	10,8	10,1	9,7	4,9	12,7
Dezember 1999 (8.-10.1.)	15,4	11,4	n.b.	8,7	n.b.	n.b.	12,7	n.b.	n.b.	12,5	n.b.	10,9	n.b.	9,7	n.b.	5,1	n.b.
Januar 2000 (7./8.2.)	15,6	11,2	n.b.	12,2	n.b.	n.b.	11,3	n.b.	n.b.	12,2	n.b.	11,5	n.b.	9,3	n.b.	5,0	n.b.
Februar 2000 (13./14.3.00)	16,0	11,3	n.b.	10,5	n.b.	n.b.	10,6	n.b.	n.b.	12,9	n.b.	11,1	n.b.	9,0	n.b.	5,0	n.b.
März/April 2000	15,8	8,9	n.b.	9,7	n.b.	n.b.	11,7	n.b.	n.b.	11,5	n.b.	11,1	n.b.	8,9	n.b.	5,0	n.b.
April/Mai 2000	16,0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	11,1	n.b.	n.b.	n.b.	8,3	n.b.	5,1	n.b.
Mai/ Juni 2000	16,5	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	11,5	n.b.	10,2	n.b.	8,0	n.b.	5,2	n.b.
Juli 2000	16,4	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	12,2	n.b.	10,3	n.b.	8,1	n.b.	5,1	n.b.
Anzahl	25	21	17	21	18	16	20	13	14	23	17	24	18	25	18	25	15
Mittelwert	16,0	12,5	11,6	11,1	9,9	10,6	12,1	12,7	11,9	11,6	10,9	9,9	10,7	9,1	9,3	5,3	13,5
Median	16,0	12,2	11,4	11,0	9,8	10,5	12,0	12,7	11,5	11,7	10,6	10,0	10,7	9,0	9,4	5,1	13,9
Standardabweichung	0,56	1,44	1,07	1,16	0,80	1,17	1,22	1,16	1,35	0,90	1,10	0,89	0,60	0,72	0,44	1,08	0,97

Landseitiges Grundwasser nahe der Galerie West, einmalige Beprobung April 1999:

	Sen6034	Sen6035	Tegel 51
DOC (mg/l)	3,3	3,0	2,9
SAK <sub>254</sub> (1/m)	5,1	6,7	4,0

**Tabelle A.7-7: DOC - und SAK<sub>254</sub>- Daten zur Transekte an der Galerie C, Müggelsee**

DOC in mg/l	See	5786	5787	5788	5816	5817	5818	5819	5799	5800	5801	5820	GCB2u	GCB2o	GCB3u	GCB3o	B20
September 98	7,3	5,5	5,4	5,1	5,3	5,6	5,5	6,1	5,7	5,5	5,7	5,8	5,1	5,1	5,2	4,9	n.b.
November 98	7,0	5,0	4,8	4,7	4,6	5,0	4,6	5,3	4,3	4,6	4,9	4,5	4,5	4,4	4,5	4,6	n.b.
Januar 99	7,0	4,7	4,6	4,7	4,6	4,9	4,5	5,0	4,6	4,6	4,9	4,6	4,7	4,7	4,6	4,4	n.b.
März 99	6,2	4,6	4,1	4,4	4,4	4,4	4,4	4,4	4,2	n.b.	4,4	4,5	4,5	4,3	4,5	4,4	4,2
Mai 99																	
Oktober 99	6,8	4,1	4,0	n.b.	4,6	4,1	4,4	4,7	3,6	4,0	4,3	4,6	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	4,0
November 99	5,9	3,9	4,4	n.b.	4,2	4,2	4,3	4,5	4,0	4,5	4,0	4,3	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	3,5
Anzahl	6	6	6	4	6	6	6	6	6	5	6	6	4	4	4	4	3
Mittelwert	6,7	4,6	4,6	4,7	4,6	4,7	4,6	5,0	4,4	4,6	4,7	4,7	4,7	4,6	4,7	4,6	3,9
Median	6,9	4,7	4,5	4,7	4,6	4,7	4,5	4,9	4,3	4,6	4,7	4,6	4,6	4,6	4,6	4,5	4,0
Standardabweichung	0,5	0,6	0,5	0,3	0,4	0,6	0,4	0,6	0,7	0,5	0,6	0,5	0,3	0,4	0,3	0,2	0,4

SAK-254 (1/m)	See	5786	5787	5788	5816	5817	5818	5819	5799	5800	5801	5820	GCB2u	GCB2o	GCB3u	GCB3o	B20
September 98	12,9	10,2	10,5	9,5	10,2	10,5	10,5	11,7	10,7	10,5	9,8	10,4	9,1	9,9	9,3	9,2	n.b.
November 98	13,6	10,2	9,0	9,4	8,8	10,3	8,7	11,3	8,0	9,0	10,0	8,6	9,2	9,8	9,2	9,1	n.b.
Januar 99	12,3	9,3	8,3	9,5	8,6	9,0	8,6	9,7	7,8	8,7	9,7	8,6	9,1	8,6	9,3	8,2	8,3
März 99	12,8	9,5	8,3	9,3	8,9	8,4	9,0	8,8	8,6		9,3	9,1	10,0	8,3	9,0	9,0	8,3
Mai 99	12,3	9,7	8,8	9,3	9,2	9,7	8,9	9,3	9,2	9,2	9,4	9,0	10,1	8,2	10,0	8,2	8,5
Oktober 99	13,0	11,5	11,0	n.b.	11,7	10,4	11,3	11,0	9,6	11,3	9,5	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	8,5
November 99	12,5	9,5	11,1	n.b.	10,5	10,7	10,5	11,5	10,4	11,8	10,0	10,6	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	8,6
Anzahl	7	7	7	5	7	7	7	7	7	6	7	6	5	5	5	5	5
Mittelwert	12,8	10,0	9,6	9,4	9,7	9,9	9,6	10,5	9,2	10,1	9,7	9,4	9,5	9,0	9,4	8,7	8,4
Median	12,8	9,7	9,0	9,4	9,2	10,3	9,0	11,0	9,2	9,9	9,7	9,1	9,2	8,6	9,3	9,0	8,5
Standardabweichung	0,5	0,8	1,3	0,1	1,1	0,9	1,1	1,2	1,1	1,3	0,3	0,9	0,5	0,8	0,4	0,5	0,1

**Tabelle A.7-8: DOC - und SAK<sub>254</sub>- Daten zur Transekte an der Galerie E, Müggelsee**

DOC	See	8852	8853	8761	8762	8763	8764	8820	8821	B20	8822	8823	8765	8766	8767
August 98	7,9	5,3	4,7	4,8	4,5	4,0	4,4	4,8	4,9	4,3	1,9	1,3	1,4	1,3	2,6
Oktober 98	7,1	6,7	6,0	5,6	5,5	5,2	5,5	6,2	6,5	n.b.	2,5	1,9	1,9	1,8	4,3
Dezember 98	6,4	5,5	5,4	5,4	5,5	5,5	5,8	7,0	6,0	4,9	2,4	2,3	2,3	2,3	4,3
Februar 99	6,0	5,2	5,2	4,8	4,8	5,6	5,3	6,8	6,3	4,9	2,3	1,8	1,8	1,7	3,9
April 99	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Oktober 99	6,8	5,6	5,6	5,4	4,9	4,9	n.b.	5,5	5,7	3,9	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
November 99	5,9	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	4,0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Anzahl	6	5	5	5	5	5	4	5	5	5	4	4	4	4	4
Mittelwert	6,7	5,7	5,4	5,2	5,0	5,0	5,3	6,1	5,9	4,4	2,3	1,8	1,9	1,8	3,8
Median	6,6	5,5	5,4	5,4	4,9	5,2	5,4	6,2	6,0	4,3	2,4	1,9	1,9	1,8	4,1
Standardabweichung	0,8	0,6	0,5	0,4	0,4	0,6	0,6	0,9	0,6	0,5	0,3	0,4	0,4	0,4	0,8

SAK (1/m)	See	8852	8853	8761	8762	8763	8764	8820	8821	B20	8822	8823	8765	8766	8767
August 98	17,3	14,3	11,5	11,2	9,9	9,0	9,4	12,4	12,6	9,5	2,8	1,8	1,8	1,7	6,3
Oktober 98	12,1	15,5	12,6	11,0	10,7	9,2	10,9	18,6	14,0	n.b.	2,9	1,7	1,8	2,0	9,0
Dezember 98	12,8	10,8	9,6	8,6	11,2	11,5	9,2	14,0	12,3	9,3	2,8	1,7	1,7	1,8	8,8
Februar 99	12,1	9,4	9,1	8,6	9,0	11,7	9,4	14,6	13,2	9,3	3,1	1,8	1,9	2,0	8,9
April 99	n.b.	10,4	8,9	8,8	7,8	n.b.	9,5	16,2	11,1	8,8	2,8	1,8	1,8	1,9	9,0
Oktober 99	13,0	13,5	14,0	12,5	11,0	11,3	n.b.	14,2	14,4	8,7	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
November 99	12,5	13,0	14,4	12,5	12,0	11,6	n.b.	n.b.	n.b.	10,6	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Anzahl	6	7	7	7	7	6	5	6	6	6	5	5	5	5	5
Mittelwert	13,3	12,4	11,4	10,5	10,2	10,7	9,7	15,0	12,9	9,4	2,9	1,8	1,8	1,9	8,4
Median	12,7	13,0	11,5	11,0	10,7	11,4	9,4	14,4	12,9	9,3	2,8	1,8	1,8	1,9	8,9
Standardabweichung	2,0	2,2	2,3	1,8	1,4	1,3	0,7	2,1	1,2	0,7	0,1	0,1	0,1	0,1	1,2

## A.7.5 Daten zur Ultrafiltration und Gelchromatografie

**Tabelle A.7-9: Ultrafiltration Tegeler See, Ostufer**

SAK 254 (1/m)	>10kD	3-10 kD	1-3 kD	<1kD	Summe
Jun 98	2,2	1,7	3,7	2	9,6
Jul 98-1	2,1	2,9	5,9	3,5	14,4
Jul 98-2	3,6	2,2	6	3,2	15
Aug 98	1,7	3,2	5,9	4,6	15,4
Okt 98	3,4	1,9	5,8	4,3	15,4
Nov 98	2,4	3,2	6,1	3,9	15,6
<b>A = Mittelwert</b>	<b>2,6</b>	<b>2,7</b>	<b>5,9</b>	<b>3,9</b>	<b>15,2</b>
Minimum	1,7	1,7	3,7	2,0	9,6
Maximum	3,6	3,2	6,1	4,6	15,6
<b>B = Max-Min</b>	<b>1,9</b>	<b>1,5</b>	<b>2,4</b>	<b>2,6</b>	<b>6,0</b>
<b>B/A/2 in %</b>	<b>36%</b>	<b>28%</b>	<b>20%</b>	<b>33%</b>	<b>20%</b>
in %	>10kD	3-10 kD	1-3 kD	<1kD	
Jun 98	23%	18%	39%	21%	
Jul 98-1	15%	20%	41%	24%	
Jul 98-2	24%	15%	40%	21%	
Aug 98	11%	21%	38%	30%	
Okt 98	22%	12%	38%	28%	
Nov 98	15%	21%	39%	25%	
<b>A = Mittelwert</b>	<b>18%</b>	<b>18%</b>	<b>39%</b>	<b>25%</b>	
Minimum	11%	12%	38%	21%	
Maximum	24%	21%	41%	30%	
<b>B = Max-Min</b>	<b>13%</b>	<b>8%</b>	<b>3%</b>	<b>9%</b>	
<b>B/A/2 in %</b>	<b>35%</b>	<b>24%</b>	<b>4%</b>	<b>18%</b>	

Die Absolutwerte der berechneten SAK-Werte der Ultrafiltrationsfraktionen schwanken um + 20 bis 36 % (Spalte A/B/2, SAK). Die prozentualen Anteile schwanken um +- 4-35 %.

(Von der Berechnung einer Standardabweichung wurde abgesehen, da dies nicht unbedingt zum Verständnis beitragen würde.)

**Tabelle A.7-10: Ultrafiltration Transsekte der Uferfiltration, April 2000**

DOC in mg/l	N	>10 kD	3-10 kD	1-3 kD	<1 kD
Tegeler See	1	1,7	1,6	2,9	2,0
3301	1	0,7	1,1	1,9	1,5
Br. 13	1	0,5	1,0	1,7	1,3
3304	1	0,0	0,7	1,3	1,1

**Tabelle A.7-11: Ultrafiltration Bodensäulen**

DOC in mg/l	N	>10 kD	3-10 kD	1-3 kD	<1 kD
T2 Zu 2.3.00	1	1,4	1,1	2,5	2,0
T2 Ab 2.3.00	1	0,5	1,3	1,4	1,9
T1 Zu 15.3.00	1	1,3	1,4	2,5	1,8
T1 Ab 15.3.00	1	0,7	0,9	2,1	1,3
T1 Zu Feb 99	1	1,4	1,6	3,0	2,1
T1 Ab Feb 99	1	0,9	1,0	2,7	1,8

**Tabelle A.7-12: Ultrafiltration Berliner Oberflächengewässer und Kläranlagenablauf, Schönerlinde**

DOC in mg/l	N	>10 kD	3-10 kD	1-3 kD	<1 kD
Tegeler See	6	2,0	1,4	2,8	3,5
Schönerlinde Ablauf	4	2,2	1,6	4,0	6,7
Panke, Buch	4	1,5	0,6	3,4	3,1
Tegeler Fließ, Schildow	4	2,2	0,9	4,2	4,4
Müggelsee	3	1,0	0,6	1,5	3,5
Oberhavel, Fähre Tegel	2	1,9	1,9	2,4	2,3
Spree am WW Jungf.	2	1,5	1,5	2,6	2,9

**Tabelle A.7-13: Ultrafiltration von 2 Trinkwässern, 1998 (Hornemann 1999)**

DOC in mg/l	N	>10 kD	3-10 kD	1-3 kD	<1 kD
TW Tegel	3	0,6	0,5	2,2	2,7
TW Stolpe	2	1,4	0,7	2,2	2,8

**Tabelle A.7-14: Ultrafiltration zu den Oberflächenwasseraufbereitungsanlagen**

DOC in mg/l	N	>10 kD	3-10 kD	1-3 kD	<1 kD
OWA Tegel Zu, 24h Mischprobe	4	2,2	1,3	3,1	4,9
OWA Tegel Ab, 24h Mischprobe	4	1,0	1,1	2,5	4,4
OWA Spandau Zu, Stichprobe	2	1,9	1,9	2,4	2,3
OWA Spandau Ab, Stichprobe	2	2,2	1,4	1,7	2,7
OWA Jungfern. Zu, Stichprobe	2	1,5	1,5	2,6	2,9
OWA Jungfern. Ab, Stichprobe	2	1,2	1,6	1,9	3,2

**Tabelle A.7-15: Daten der Gelchromatografie**

Bezeichnung	Tegeler See	3301	B 13	3304	Schöner-linde	Ober-havel	OWA Zulauf	OWA Ablauf	Ober-havel	OWA Abfluß	Tegeler See
Datum	14.3.00	14.3.00	14.3.00	14.3.00	21.3.00	21.3.00	21.3.00	21.3.00	12.7.00	12.7.00	12.7.00
Partitionierung des organisch gebundenen Kohlenstoffs (OC)											
TOC in mg/l	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	9,4	8,8	9,1
DOC in mg/l	7,8	5,8	4,3	2,8	12,5	9,1	10,7	7,7	9,3	8,8	9,1
CDOC ("chrom.DOC") in mg/l	6,6	5,1	3,7	2,5	11,5	8,6	9,8	6,7	8,8	7,2	7,8
	85 %	88 %	85 %	88 %	92%	95%	92%	87%	95%	82%	86%
HOC in in mg/l	1,2	7,0	0,7	0,3	1,0	0,5	0,9	1,1	0,5	1,6	1,3
	15 %	12 %	15 %	12 %	8%	5%	8%	14%	5%	18%	14%
POC in in mg/l									0,1	0	0
Chromatographische Fraktionierung des CDOC (= chromatographisch erfassbarer Anteil des DOC)											
OC(Fr.1 u. 2, Huminstoffe) in mg/l	5,7	4,7	3,4	2,3	8,8	7,5	8,4	5,8	6,7	5,3	5,6
	73 %	81 %	79 %	83 %	70 %	83 %	78 %	75 %	72%	60%	62%
OC(Fr.3, niedermol. Säuren) in mg/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,2	0,0	0,1
OC(Fr.4, Summe "Amphiphile") = niedermolekulare Neutralstoffe) in mg/l	0,2	0,4	0,3	0,1	2,1	0,4	0,8	0,7	1,2	1,8	1,4
	3 %	6 %	6 %	5 %	17 %	4 %	7 %	8 %	13%	20%	15%
Teilfraktionen in Fr.4: OC(Fr.4A) in µg/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
OC(Fr.5, Polysaccharide) in mg/l	0,7	n.n.	n.n.	n.n.	0,6	0,7	0,6	0,2	0,8	0,1	0,7
	8,5 %				4,7 %	7,6 %	5,4 %	3,1 %	9%	1%	8%

Bezeichnung	Tegeler See	3301	B 13	3304	Schöner-linde	Ober-havel	OWA Zulauf	OWA Ablauf	Ober-havel	OWA Abfluß	Tegeler See
Chromatographische Fraktionierung des CSAK (= chromatographisch erfassbarer Anteil am SAK)											
CSAK in 1/m	10,97	7,75	5,04	2,86	14,38	12,51	14,60	8,45	20,45	19,00	18,17
SAK(Fr.1 u. 2, Huminstoffe) in 1/m	8,61	6,87	4,58	2,69	11,19	11,57	12,91	7,38	15,42	10,64	12,93
SAK(Fr.4, Summe Amphiphile) in 1/m	1,57	0,65	0,36	0,12	2,56	0,80	1,47	0,93	2,28	5,54	2,94
SAK(Fr.6, anorg. Kolloide) in 1/m	0,79	0,22	0,09	0,04	0,50	0,14	0,22	0,13	0,07	0,35	0,00

## A.7.6 Daten zu den Adsorptionsanalysen

Tabelle A.7-16: Daten der Adsorptionsanalysen

(Auswertung mit dem Programm ADSA, Johannsen 1993)

	Datum	DOC [mg/l]	SAK [1/m]	Fehler in %	in %					als DOC in mg/l				
					Kf=0	Kf=10	Kf=20	Kf=40	Kf=120	Kf=0	Kf=10	Kf=20	Kf=40	Kf=120
Schöner-linde Ab	Aug 98	14,1	26,5	2,4	16,8	20,9	31,3	31,1	0	2,4	2,9	4,4	4,4	0
	Jan 99	13,4	25,3	4,3	10	33,1	49,5	7,5	0	1,3	4,4	6,6	1,0	0
	∅	13,8	25,9	3,4	13,4	27,0	40,4	19,3	0,0	1,9	3,7	5,5	2,7	0
Panke	Aug 98	6,8	14,6	2,8	16	40,7	43,3	0	0	1,1	2,8	2,9	0	0
	Jan 99	7,2	14,3	1	22,2	45,5	32,3	0	0	1,6	3,3	2,3	0	0
	∅	7,0	14,5	1,9	19,1	43,1	37,8	0	0	1,3	3,0	2,6	0	0
Tegeler Fließ	Aug 98	12,2	22,7	2,8	16,2	39,9	20,2	23,7	0	2,0	4,9	2,5	2,9	0
	Jan 99	10,4	22,7	3,5	16,5	67,7	15,8	0	0	1,7	7,0	1,6	0	0
	∅	11,3	22,7	3,2	16,4	53,8	18,0	11,9	0,0	1,8	6,0	2,1	1,4	0
Tegeler See	Aug 98	9,9	14,4	2,9	19,6	18,0	62,4	0	0	1,9	1,8	6,2	0,0	0,0
	Jan 00	7,5	15,1	3,6	16,1	40,3	43,6	0	0	1,2	3,0	3,3	0	0
	Feb 00	7,2	14,8	1,9	16,8	37,9	45,4	0	0	1,2	2,7	3,3	0	0
	Jan_2	7,0	14,7	3,6	13,3	37,2	49,5	0	0	0,9	2,6	3,5	0	0
	Feb_2	7,0	14,9	4,7	11,6	33,8	54,6	0	0	0,8	2,4	3,8	0	0
Tegeler See	∅	7,2	14,9	3,5	14,5	37,3	48,3	0	0	1,0	2,7	3,5	0	0
	σ	0,2	0,2	1,2	2,4	2,7	4,9	0	0	0,2	0,3	0,3	0	0
OWA Tegel Zu	Aug 98	11,1	23,5	1	13,5	26,4	38,5	21,6	0	1,5	2,9	4,3	2,4	0
	Feb 98	11,0	23,6	6,9	12	15,3	61,2	0	11,5	1,3	1,7	6,7	0	1,3
	Sep 99	10,0	23,0	1,5	10,8	23,9	43,2	22,1	0	1,1	2,4	4,3	2,2	0
	Okt 99	9,5	22,1	2,9	14,2	58,1	27,6	0	0	1,3	5,5	2,6	0	0
OWA Tegel Zu	∅	10,4	23,1	3,1	12,6	30,9	42,6	10,9	2,9	1,3	3,1	4,5	1,1	0,3
OWA Tegel Ab	Aug 98	8,6	14,5	2,8	14,2	48,4	37,4	0	0	1,2	4,2	3,2	0	0
	Feb 98	8,6	17,2	2,0	12,4	22,6	37,1	27,9	0	1,1	1,9	3,2	2,4	0
	Sep 99	8,1	16,8	1,5	7,8	10,1	44,2	23,3	14,6	0,6	0,8	3,6	1,9	1,2
	Okt 99	7,7	13,2	2,0	11,1	14,9	43,5	30,4	0	0,8	1,1	3,3	2,3	0
OWA Tegel Ab	∅	8,3	15,4	2,1	11,4	24,0	40,6	20,4	3,7	0,9	2,0	3,3	1,7	0,3
OWA Spandau Zu	Sep	9,1	18,2	3,3	12	46,4	41,6	0	0	1,1	4,2	3,8	0	0
	Okt	8,1	16,2	3,7	9,4	37,6	42,3	0	10,8	0,8	3,0	3,4	0	0,9
OWA Spandau Ab	Sep	8,4	16,1	1,4	14,2	35,7	41,6	8,5	0	1,2	3,0	3,5	0,7	0
	Okt	7,7	15,1	2,3	10,1	44,7	12,1	0	33,1	0,8	3,4	0,9	0	2,5
OWA Jungf Zu	Sep	7,5	16,4	1,8	11,2	33,3	38,7	16,7	0	0,8	2,5	2,9	1,3	0
	Okt	7,0	15,2	7,6	10	45	45	0	0	0,7	3,1	3,1	0	0
OWA Jungf Ab	Sep	5,4	11,6	3,2	5,8	20,6	57,1	16,5	0	0,3	1,1	3,1	0,9	0
	Okt	5,6	10,9	7,6	7,4	14,3	35,2	10,5	32,7	0,4	0,8	2,0	0,6	1,8



(Fortsetzung Tab. A.7-16)

	Datum	DOC [mg/l]	SAK [1/m]	Fehler in %	in %					als DOC in mg/l				
					Kf= 0	Kf= 10	Kf= 20	Kf= 40	Kf= 120	Kf= 0	Kf= 10	Kf= 20	Kf= 40	Kf= 120
3301	Jan 00	5,4	12,3	2,4	15,7	48,1	36,2	0	0	0,9	2,6	2,0	0	0
	Jan_2	5,6	12,2	5,3	16,2	45,0	38,8	0	0	0,9	2,5	2,2	0	0
	Feb 00	5,4	11,7	2,3	18,3	33,1	48,6	0	0	1,0	1,8	2,6	0	0
	Feb_2	5,1	11,5	3,1	8,5	34,4	57,1	0	0	0,4	1,7	2,9	0	0
3301	∅	5,4	11,9	3,2	14,7	40,2	45,2	0	0	0,8	2,2	2,4	0	0
B13	Jan 00	5,1	9,7	4	17,2	25,6	57,3	0	0	0,9	1,0	3,1	0	0
	Feb 00	4,6	8,9	3,1	18,0	20,5	61,5	0	0	0,8	1,2	2,7	0	0
B13	∅	4,9	9,3	3,5	17,6	23,1	59,4	0	0	0,9	1,1	2,9	0	0
3304	Jan 00	3,0	5,6	11,8	19,8	0	80,2	0	0	0,6	0,0	2,4	0	0
	Jan_2	2,9	4,8	2,9	20,9	18,8	60,3	0	0	0,6	0,5	1,7	0	0
	Feb 00	3,1	4,9	4,4	23,7	7,2	69,1	0	0	0,7	0,2	2,1	0	0
	Feb_2	2,5	4,3	5,3	6,2	6,9	87,0	0	0	0,2	0,2	2,2	0	0
3304	∅	2,9	4,9	6,1	17,7	8,2	74,2	0	0	0,5	0,2	2,1	0	0
T1 Zu	Aug 00	6,5	14,7	8,5	8,8	54,2	37,0	0	0	0,6	3,5	2,4	0	0
T1 Ab	Aug 00	4,7	9,8	2,6	11,4	32,9	55,6	0	0	0,5	1,5	2,6	0	0
T2 Zu	Mrz 00	7,6	14,5	4,1	18,2	30,6	51,2	0	0	1,4	2,3	3,9	0	0
T2 Ab	Mrz 00	5,8	11,2	2,3	18,0	28,5	53,5	0	0	1,0	1,7	3,1	0	0
Säulenzulauf	∅	7,1	14,6	6,3	13,5	42,4	44,1	0	0	1,0	2,9	3,1	0	0
Säulenablauf	∅	5,3	10,5	2,5	14,7	30,7	54,6	0	0	0,8	1,6	2,9	0	0

∅ = Mittelwert, σ = Standardabweichung

## A.7.7 Daten zu den BDOC-Tests

Tabelle A.7-17: Ergebnisse der BDOC-Tests

	Tage	DOC	DOC end	SAK <sub>254</sub>	SAK <sub>254</sub> end	RDOC	
						% RDOC	% RSAK
Tegeler Fließ	38	15,5	11,4	20,5	18,6	73,5	90,7
	56	15,5	8,9	21,7	19,4	57,4	89,4
	47	10,2	8,7	18,9	16,3	85,3	86,2
Tegeler Fließ		13,7	9,7	20,4	18,1	72,1	88,8
Panke	38	9,5	6,6	13,8	12,7	69,5	92
	56	9,1	5,4	13,8	11,4	59,3	82,6
	47	5,7	5,8	9,9	10,3	100	100
Panke		8,1	5,9	12,5	11,47	76,9	92,9
Schön. Klarlauf	38	14,6	9,3	26,7	20,6	63,7	77,2
	56	15,3	8,9	24,6	19,4	58,2	78,9
	47	15,9	10,7	27	23,9	67,3	88,5
Schön. Klarlauf		15,3	9,6	26,1	21,3	63,0	81,5
Tegeler See	38	10	7,7	14,7	12,6	77,0	85,7
	56	10,4	6,8	14,1	11,5	65,4	81,6
	47	9,1	6,7	13,6	12,1	73,6	89,0
Tegeler See		9,8	7,1	14,1	12,1	72,0	85,4
Müggelsee	47	6,4	5,1	11,8	10,4	79,7	88,1
	47	6,7	5,3	13,3	11,2	79,1	84,2
Müggelsee		6,6	5,2	12,6	10,8	79,4	86,2

(Fortsetzung Tab. A.7-17)

	RDOC						
	Tage	DOC	DOC end	SAK <sub>254</sub>	SAK <sub>254</sub> end	% RDOC	% RSAK
OWA Tegel Zu	34	9,8	7,4	23,5	19,3	75,5	82,1
OWA Tegel Ab	34	7,2	5,9	15,3	13,3	81,9	86,9
OWA Jungf Zu	62	7,5	5,0	15,2	11,9	66,7	78,3
OWA Jungf. Ab	62	5,5	4,7	10,8	9,8	85,5	90,7
OWA Spandau Zu	62	9,1	5,7	17,1	12,3	62,6	71,9
OWA Spandau Ab	62	8,6	5,6	14,9	12,4	65,1	83,2

Anmerkungen zu den Daten der BDOC-Tests:

Probenahmen: OWA Spandau, Jungfernheide, Tegel: September 1999

Schönerlinde Kläranlagenablauf, Panke, Tegeler Fließ, Tegeler See: Juli '98, August '98, November '98

Müggelsee: November '98; September '00

Die Daten der Wiederholungen der BDOC-Tests der Zu- und Abläufe der OWA-Proben sind nur für den SAK<sub>254</sub> verwertbar und wurden daher hier nicht dargestellt.

Der Zulauf der OWA Spandau kommt aus der Oberhavel. Der Zulauf der OWA Jungfernheide ist Wasser der Spree.

## A.7.8 Daten zu den Berliner Oberflächengewässern und zum Berliner Grundwasser

**Tabelle A.7-18: Kombination von Abflussmessungen und Wassergüte zur Frachtberechnung. Pegel und Gütemessstellen SenSUT, LUA und Wasser- und Schiffsamt Berlin (WSA)**

Gewässer	Pegel/ Abflussmessung	Datenherkunft	Gütemessstelle	Bezeichnung	Daten- herkunft
Spree	Große Tränke	WSA Berlin	Spree bei Neuzittau	SP_0210	LUA Potsdam
Dahme	Neue Mühle	WSA Berlin	Dahme Niederlehme	DA_0110	LUA Potsdam
Oder-Spree- Kanal*	Wernsdorf	WSA Berlin	Spree bei Neuzittau	SP_0210	LUA Potsdam
Nottekanal	Königswuster- hausen	LUA, Außenstelle Cottbus	Dahme Niederlehme**	DA_0110	LUA Potsdam
Havel, obere	Borgsdorf	LUA Potsdam	Havel bei Hennigsdorf	HV_0080	LUA Potsdam
Havel, untere	Havel, Tiefwerder	SenSUT	Havel, Krughorn	25014	SenSUT
Teltowkanal + Klärwerk Stahnsdorf***	Teltowkanal, Lichterfelde; KW Stahnsdorf	WSA Berlin, BWB	Teltowkanal, Kohlhasenbrück	31013	SenSUT

\*: Für die Güte des Oder-Spree-Kanals wird die Güte der Spree bei Neuzittau angenommen. Dies erscheint zulässig, da Oder-Spree-Kanal und Spree vom Kersdorfer See bis hinter Fürstenwalde in einem Bett fließen (vgl. Kap. 6.2.2).

\*\*: Konzentration der Dahme, da die Messstelle Niederlehme hinter der Einmündung des Nottekanals liegt.

\*\*\*: Teltowkanal in Lichterfelde und Ablauf des Klärwerks Stahnsdorf, da dessen Ablauf hinter dem Pegel Lichterfelde einmündet.

**Tabelle A.7-19: Messstellen zu Oberflächengewässern: Bezeichnung und Häufigkeit der Probenahme**

Gewässer	Behörde	Bezeichnung	Häufigkeit d. Probenahme
Havel, Hennigsdorf	LUA	HV_0080	2x im Monat
Havel, Konradshöhe	SenSUT	21002	monatlich
Tegeler Fließ, Schildow	SenSUT	22045	monatlich
Tegeler Fließ, St.-Joseph-Steg	SenSUT	22015	monatlich
Panke, Buch	SenSUT	14051	monatlich
Nordgraben, Uhlandstr.	SenSUT	22053	monatlich
Nordgraben, Bollestege	SenSUT	22006	monatlich
Tegeler Fließ, Mündung	SenSUT	22003	monatlich
Tegeler See, nordöstl. von Hasselwerder	SenSUT	23001	monatlich

Tegeler See, Seemitte	SenSUT	23003	monatlich
-----------------------	--------	-------	-----------

(Fortsetzung Tab. A.7.19)

Ge wässer	Behörde	Bezeichnung	Häufigkeit d. Probenahme
Tegeler See, Baumwerder- Saatwinkel	SenSUT	23005	monatlich
Tegeler See, südöstl. vor Baumwerder	SenSUT	23006	monatlich
Tegeler See, vor dem Strandbad	SenSUT	23008	monatlich
Müggelspree, Fähre Rahnsdorf	SenSUT	11044	monatlich
Müggelsee, Seemitte	SenSUT	15026	monatlich
Müggelsee, Südufer	SenSUT	15027	monatlich
Spree bei Neu-Zittau	LUA	SP_0210	2x im Monat
Neuenhagener Mühlenfließ (Erpe)	LUA	NEFL_001	monatlich
Notte-Kanal	LUA	NOTK_0090	1-2x im Monat
Dahme, Niederlehme	LUA	DA_0110	2x im Monat
Teltowkanal, Hafen Rudow-Ost	SenSUT	31001	monatlich
Sacrow-Paretzer-Kanal, Nedlitz	LUA	SPK_1029	2x im Monat
Havel, Potsdam, Humboldtbrücke	LUA	HV_0110/2	2x im Monat
Havel am Krughorn	SenSUT	25014	monatlich
Teltowkanal, Britz	SenSUT	31004	monatlich
Teltowkanal, Kohlhasenbrück	SenSUT	31013	monatlich

**Tabelle A.7-20: Ausgewählte Gütemessstellen von Berliner und Brandenburger Oberflächengewässern: Mittelwerte, Anzahl der Messungen und Standardabweichungen (LUA und SenSUT)**

Bezeichnung	Jahr	Mittelwerte			Anzahl der Messungen			Standardabweichungen		
		DOC	SO <sub>4</sub>	Cl	DOC	SO <sub>4</sub>	Cl	DOC	SO <sub>4</sub>	Cl
Havel, Hennigsdorf	1997	8,3	72,2	31,8	25	14	13	0,6	7,4	1,5
	1996	8,5	77,3	31,6	26	26	26	0,9	10,0	1,3
Havel, Konradshöhe	1997	7,3	64,6	36,9	21	13	21	0,7	16,9	9,9
	1996	7,3	67,6	34,9	17	9	17	0,7	15,8	6,2
Spree Neuzittau	1997	5,9	160,7	45,7	25	14	14	0,7	19,7	5,0
	1996	6,1	169,2	42,5	25	25	25	0,9	23,1	3,6
Dahme Niederlehme	1997	7,6	120,4	40,9	25	14	14	0,9	15,3	3,6
	1996	7,6	139,9	41,4	25	25	25	1,2	17,0	2,5
Havel am Krughorn	1997	6,9	127	59,2	21	13	21	0,9	19,6	8,5
Teltowkanal Kohlhasenbrück	1997	7,6	149	82,4	13	13	13	1,1	30,2	20,0
Nottekanal	1997	9,5	130,5	72,8	20	13	13	1,0	16,1	7,7
	1996	10,9	138,0	75,5	21	20	20	1,4	8,9	10,9

## A.7.9 Daten zu den Berliner Wasserwerken, Klärwerken und Oberflächenwasseraufbereitungsanlagen

**Tabelle A.7-21: TOC-Werte von Roh- und Reinwasser Berliner Wasserwerke (BWB)**

(Rohwasserwerte beruhen auf einer TOC-Frachtberechnung über die jährlichen Fördermengen pro Galerie:  $\sum\{c(\text{Galerie}_i) \cdot Q(\text{Galerie}_i)\} / Q_{\text{gesamt}} = c(\text{Rohwasser WW})$ )

		1994	1995	1996	1997
Tegel	Reinwasser	4,2	4,3	4,2	4,7
	Rohwasser	4,2	4,3	4,4	4,9
	Elimination	1,4%	0,3%	3,9%	2,7%
Friedrichshagen	Reinwasser	5,4	4,8	4,4	4,0
	Rohwasser	5,3	4,7	4,0	4,0
	Elimination	-2,5%	-2,8%	-8,8%	-0,6%
Beelitzhof	Reinwasser	3,0	3,2	3,0	3,7
	Rohwasser	3,1	3,2	3,1	3,9
	Elimination	3,9%	-1,2%	3,1%	6,8%
Spandau	Reinwasser	4,3	4,4	4,6	4,9
	Rohwasser	4,6	4,7	4,9	5,1
	Elimination	6,5%	5,5%	5,6%	4,1%
Stolpe	Reinwasser	6,1	5,4	6,0	5,9
	Rohwasser	6,0	5,5	6,1	6,2
	Elimination	-1,5%	3,2%	2,7%	4,6%
Tiefwerder	Reinwasser	3,6	3,8	3,8	4,2
	Rohwasser	3,7	4,0	4,0	4,6
	Elimination	4,9%	4,1%	4,7%	10,0%

**Tabelle A.7-22: Berliner Wasserwerke: D/TOC, SO<sub>4</sub> und Cl im Reinwasser.**

Mittelwerte, Anzahl der Bestimmungen und Standardabweichungen 1997 (BWB)

	Mittelwerte			Anzahl der Messungen			Standardabweichungen		
	DOC	SO <sub>4</sub>	Cl	DOC	SO <sub>4</sub>	Cl	DOC	SO <sub>4</sub>	Cl
Beelitzhof	3,7	89,7	56,0	41	49	49	0,5	8,4	7,9
Friedrichshagen	4,0	143,2	67,0						
Johannisthal	5,0	198,8	198,8	149	14	103	0,4	6,5	2,7
Jungfernheide	3,9	182,2	182,2	51	42	51	0,3	5,8	4,5
Kaulsdorf	2,8	110,7	110,7	54	13	54	0,4	5,2	3,3
Kladow	3,3	106,8	106,8	40	50	40	0,3	10,8	11,9
Spandau	4,9	89,3	89,3	42	53	53	0,4	7,4	9,9
Stolpe	5,9	72,8	72,8	101	12	102	0,5	7,2	2,0
Tegel	4,7	131,9	131,9	40	52	52	0,4	7,7	1,8
Tiefwerder	4,2	133,3	133,3	42	52	52	0,3	7,6	4,3
Wuhlheide	4,6	213,9	213,9	101	14	104	0,4	6,5	2,7

**Tabelle A.7-23: D/TOC-Bestimmungen der Berliner Wasserwerke 1994-1997:**

Mittelwerte, Standardabweichungen und Anzahl (BWB)

mg/l	1994			1995			1996			1997		
	Mittelwert	Stabw.	N	Mittelwert	Stabw.	N	Mittelwert	Stabw.	N	Mittelwert	Stabw.	N
Tegel	4,2	0,2	98	4,3	0,3	56	4,2	0,3	12	4,7	0,4	40
Friedrichshagen GWII	5,4	0,6	36	4,8	0,5	56	4,4	0,5	40	4,0	0,4	37
Beelitzhof	3,0	0,3	99	3,2	0,4	55	3,0	0,3	12	3,7	0,5	41
Spandau	4,3	0,3	98	4,4	0,3	56	4,6	0,3	12	4,9	0,4	42
Jungfernheide	3,4	0,2	48	3,6	0,3	31	3,5	0,2	12	3,9	0,3	40
Stolpe	6,1	0,7	97	5,4	0,7	103	6,0	0,6	103	5,9	0,5	101
Tiefwerder	3,6	0,3	99	3,8	0,3	56	3,8	0,2	12	4,2	0,3	42
Wuhlheide	5,7	0,4	97	5,1	0,5	104	4,9	0,4	118	4,6	0,4	101
Johannisthal	6,5	0,8	102	5,8	0,5	103	5,4	0,5	138	5,0	0,4	149
Kladow	2,7	0,3	49	2,9	0,3	31	3,1	0,5	13	3,3	0,3	40
Kaulsdorf	3,4	0,3	52	3,0	0,3	52	2,9	0,5	52	2,8	0,4	54

Stabw: Standardabweichung; N: Anzahl.

**Tabelle A.7-24: Berliner Klärwerke: Bestimmungen von D/TOC, SO<sub>4</sub> und Cl im Ablauf.**

Mittelwerte, Anzahl der Messungen und Standardabweichungen im Jahr 1997 (BWB)

	Mittelwerte in mg/l			Anzahl der Messungen			Standardabweichungen (in mg/l)		
	DOC	SO <sub>4</sub>	Cl	DOC	SO <sub>4</sub>	Cl	DOC	SO <sub>4</sub>	Cl
Ruhleben	13,0	141,6	130,9	155	24	156	1,9	14,2	19,5
Schönerlinde	16,8	152,5	144,0	174	29	179	5,2	23,2	18,2
Waßmannsdorf	16,2	168,9	164,7	183	24	183	1,2	15,3	16,6
Münchehofe	12,8	190,8	145,7	12	12	12	2,1	15,4	5,8
Falkenberg	14,7	264,7	131,4	178	23	24	5,6	45,5	18,3
Stahnsdorf	13,1	150,2	156,9	12	11	12	0,5	5,7	6,1

Volumenstrommessungen in den Berliner Klärwerken: im Ablauf in der Regel mit Venturi-Messvorrichtungen.

**Tabelle A.7-25: OWA Spandau: DOC, SAK<sub>254</sub> und AOX**

Dosierung 1998: FeCl<sub>3</sub>: 0.023 mmol/l; weiterhin kation. Polyacrylamid und kation. Stärke; ab 1997 TOC-Messung

D/TOC	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Zulauf	8,8	8,3	8,6	8,4	10,0	9,6
Ablauf	7,7	7,4	7,8	7,7	8,8	8,7
Elimination	1,1	0,9	0,8	0,7	1,2	0,9
Elimin. (%)	12	11	9	8	12	10
SAK 254	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Zulauf	16,4	18,6	18,8	17,5	17,6	17,8
Ablauf	14,1	16,2	16,1	15,7	16,1	16,0
Elimination	2,3	2,4	2,7	1,8	1,5	1,8
Elimin. (%)	14	13	14	10	9	10
AOX	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Zulauf	16	15	12	13	15	14
Ablauf	14	13	8	11	11	12
Elimination	2	2	4	2	4	2
Elimin. (%)	12	18	33	19	22	17

**Tabelle A.7-26: OWA Jungfernheide: DOC, SAK<sub>254</sub> und AOX**

Dosierung 1998: FeCl<sub>3</sub> 0.139 mmol/l; anion. und kation. Polyacrylamid (200-350 mg/m<sup>3</sup>),  
anion. und kation. Stärke (300-400 mg/m<sup>3</sup>); ab 1997 TOC-Messung

<i>D/TOC</i>	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Zulauf	5,7	6,4	6,4	6,0	10,0	9,6
Ablauf	4,5	5,0	4,9	4,7	8,8	8,7
Elimination	1,2	1,4	1,5	1,3	1,2	0,9
Elimin. (%)	21	22	24	22	12	10
<i>SAK 254</i>	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Zulauf	12,4	15,2	14,6	13,3	17,6	17,8
Ablauf	8,8	10,6	9,6	8,9	16,1	16,0
Elimination	3,6	4,6	5,0	4,4	1,5	1,8
Elimin. (%)	29	30	34	33	9	10
<i>AOX</i>	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Zulauf	16	16	13	12	15	14
Ablauf	14	13	6	5	11	12
Elimination	2	3	7	7	4	2
Elimin. (%)	14	18	51	53	22	17

**Tabelle A.7-27: OWA Tegel: DOC, SAK<sub>254</sub> und AOX**

Dosierung 1998: FeSO<sub>4</sub>: 0,28 mol/m<sup>3</sup>; FHM ca. 540 mg/m<sup>3</sup>

<i>DOC</i>	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Zulauf	10,2	10,0	9,3	8,8	#	#
Ablauf	7,3	7,1	6,5	6,6	#	#
Elimination	2,9	2,9	2,8	2,2	#	#
Elimin. (%)	29	29	30	25	#	#
<i>SAK 254</i>	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Zulauf	20,1	21,6	20,5	19,1	22,0	24,1
Ablauf	12,4	13,6	12,3	12,0	14,9	15,1
Elimination	7,7	8,0	8,2	7,1	7,1	9,0
Elimin. (%)	38	37	40	37	32	37
<i>AOX</i>	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Zulauf	#	#	#	#	#	#
Ablauf	24	24	25	24	27	#
Elimination	#	#	#	#	#	#
Elimin. (%)	#	#	#	#	#	#

**Tabelle A.7-28: Chlorid-, DOC- und Sulfatkonzentrationen des Zu- und Ablaufs der OWA Tegel, Jahresprotokolle 1993-1998 (BWB)**

	1993			1994			1995		
	Ø (mg/l)	n	Var (%)	Ø (mg/l)	n	Var (%)	Ø (mg/l)	n	Var (%)
DOC Zu	10,2	365	10	10,0	362	7	9,3	357	7
DOC Ab	7,3	362	11	7,1	362	8	6,5	356	9
Cl Zu	81	365	17	87	365	15	69	365	13
Cl Ab	91	362	14	94	365	12	77	364	12
SO <sub>4</sub> Zu	148	365	12	156	365	9	149	365	7
SO <sub>4</sub> Ab	186	362	9	200	365	8	202	364	6
	1996			1997			1998		
	Ø (mg/l)	Max <sup>1</sup>	Min <sup>1</sup>	Ø (mg/l)	Max <sup>1</sup>	Min <sup>1</sup>	Ø (mg/l)	Max <sup>1</sup>	Min <sup>1</sup>
DOC Zu	8,8	9,0	8,7	n.b.	n.b.	n.b.	n.b. <sup>2</sup>	n.b.	n.b.
DOC Ab	6,6	6,9	6,5	n.b.	n.b.	n.b.	n.b. <sup>2</sup>	n.b.	n.b.
Cl Zu	66	79	53	99	117	74	94	106	75
Cl Ab	75	86	66	111	129	85	95	108	77
SO <sub>4</sub> Zu	127	140	101	148	168	103	147	164	131
SO <sub>4</sub> Ab	183	203	163	181	203	133	189	208	170

<sup>1</sup> Daten in mg/l <sup>2</sup> Es existieren Daten zu monatlichen 24h-Mischproben der Zu- und Abläufe der Beprobung aus dem AOI-Projekt, Messung im BWB-Labor. Im Rahmen der Routine-Beprobung wurde der CSB und der SAK<sub>254</sub> bestimmt.  
n: Anzahl. Ø: Mittelwert

## A.7.10 Daten zu den Abwasseranteilen und den Frachtberechnungen

**Tabelle A.7-29: Abwasseranteile bezogen auf NM<sub>30</sub>Q für den Ist-Zustand der Einleitung der Klärwerke Sommer 1999 (Schumacher & Skripalle 1999)**

Bezeichnung	Anteil KW-Ablauf in %
Nottekanal	0
Langer See vor TK	0
Mündung Erpe	34
Mündung Wuhle	97
Spree nach Erpe u. Wuhle	11
TK nach KW Waßmannsdorf	53
TK nach Britzer Kreuz	35
TK nach Ruhleben	56
PFL-Kanal	59
Mündung Panke	0
Einlauf PEA Tegel	73
Schleuse Spandau	12
Spree vor KW Ruhleben	10
Havel nach Freybrücke	10
Unterhavel nach Wannsee	24

TK: Teltowkanal, PFL: Prinz-Friedrich-Leopold, KW: Klärwerk

**Tabelle A.7-30: Stofffrachten der Zu- und Abflüsse der Berliner Oberflächengewässer sowie Stofffrachten der Wassernutzung in t/a**

	1993	1994	1995	1996	1997	5a-Mittelwert
Zuflussfracht Chlorid <sup>1</sup>	57.604	87.276	74.963	52.965	43.345	63.231
Zuflussfracht Sulfat <sup>1</sup>	152.602	244.006	271.199	187.004	134.026	197.767
Zuflussfracht DOC <sup>1</sup>	8.636	15.528	13.895	9.427	7.189	10.935
Eintrag der Wassernutzung						
Chlorid	24.770	24.131	21.446	18.863	19.524	21.747
Sulfat	9.806	12.760	11.573	9.169	10.191	10.700
DOC	3.095	2.918	2.511	2.542	2.371	2.687
RDOC	1.635	1.492	1.259	1.298	1.172	1.371
Eintrag der Wassernutzung bezogen auf Zuflussfrachten						
Chlorid	43%	28%	29%	36%	45%	36%
Sulfat	6%	5%	4%	5%	8%	6%
DOC	36%	19%	18%	27%	33%	27%
RDOC	19%	10%	9%	14%	16%	14%
Abflussfracht Chlorid <sup>2</sup>	118.232	160.642	145.466	89.074	84.567	119.596
Abflussfracht Sulfat <sup>2</sup>	256.673	433.884	349.259	209.711	171.103	284.126
Abflussfracht DOC <sup>2</sup>	13.185	20.377	15.883	9.804	9.081	13.666
Abflüsse in m <sup>3</sup> /s <sup>3</sup>	68,8	96,9	76,8	55,7	50,0	70,0
Stoffeinträge in Berlins Oberflächengewässer <sup>4</sup>						
Chlorideintrag	58.203	68.565	68.254	31.146	36.722	52.578
Sulfateintrag	99.862	180.173	74.071	13.359	28.913	79.276
DOC-Eintrag	4.303	4.338	1.800	-97	1.475	2.364
Stoffeinträge in Oberflächengewässer bezogen auf Zuflussfrachten						
Chlorid	101%	79%	91%	59%	85%	83%
Sulfat	65%	74%	27%	7%	22%	39%
DOC	50%	28%	13%	-1%	21%	22%

<sup>1</sup> Spree+ Dahme+ OSK+ Havel

<sup>2</sup> Havel Krughorn + Teltowkanal Kleinmachnow

<sup>3</sup> Havel Tiefwerder + Teltowkanal Kleinmachnow + Stahnsdorf (KW)

<sup>4</sup> als Differenz der Zu- und Abflussfrachten

**Tabelle A.7-31: Vergleich der Daten von Baccini et al. (1993) mit den Frachten aus Kap. 6.2**

	Baccini et al. 1993	Baccini hochgerechnet für Berlin	Berlin (vgl. Kap. 6.2)
	<b>g C/EW a</b>	<b>t C/a</b>	<b>t C/a</b>
Leitungswasser	2.400	8.160	1.000-1.100
Häusliches Schmutzwasser	20.400	69.360	
Industrie u. Gewerbe	3.300	11.220	
Regenwasser incl. Streusalz	300	1.020	
Fremdwasser	2.800	9.520	
Rohabwasser	26.800	91.120	
Fällungsmittel	0	0	
Gereinigtes Abwasser	7.600	25.840	3.100-4.100
Differenz Häusl. Schmutzw. – LW	18.000	61.200	
Differenz Gereinigtes AW-LW	5.200	17.680	
Stoffeintrag der Wassernutzung in Berlin			2.100-3.100
	<b>gS/EW a</b>	<b>t SO4/a</b>	<b>t SO4/a</b>
Leitungswasser	880	8.976	28.000-33.000
Häusliches Schmutzwasser	1.900	19.380	
I+G	1.320	13.464	
Regenwasser incl. Streusalz	140	1.428	
Fremdwasser	280	2.856	
Rohabwasser	3.640	37.128	
Fällungsmittel	1.500	15.300	
Gereinigtes Abwasser	4.800	48.960	39.000-45.000
Differenz Häusl. Schmutz – LW	1.020	10.404	
Differenz Gereinigtes AW-LW	3.920	39.984	
Differenz Gereinigtes AW-Fällm.	3.300	33.660	
Stoffeintrag der Wassernutzung in Berlin			9.000-12.000
Bln: KAA ohne Fällmittel			34.600-39.600
	<b>gCl/EW a</b>	<b>t Cl/a</b>	<b>t Cl/a</b>
Leitungswasser	1.200	4.080	13.000-18.000
Häusliches Schmutzwasser	4.500	15.300	
I+G	5.200	17.680	
Regenwasser incl. Streusalz	7.300	24.820	
Fremdwasser	900	3.060	
Rohabwasser	17.900	60.860	
Fällungsmittel	0	0	
Gereinigtes Abwasser	17.700	60.180	32.000-41.000
Differenz Häusl. Schmutz – LW	3.300	11.220	
Differenz Gereinigtes AW-LW	16.500	56.100	
Häusl. Schmutz+(I+G) - LW	8.500	28.900	
Stoffeintrag der Wassernutzung in Berlin			19.000-25.000

KAA: Kläranlagenablauf. TW: Trinkwasser. AW: Abwasser



**Tabelle A.7-32: Abflüsse von Berliner Oberflächengewässern, Wasserwerken und Kläranlagen in m<sup>3</sup>/s (WSA<sup>1</sup>, SenSUT<sup>2</sup>, BWB<sup>3</sup>, LUA<sup>4</sup>)**

	1993	1994	1995	1996	1997	1998
<b>Zuflüsse Fließgewässer</b>						
Havel (Borgsdorf) <sup>1</sup>	11,77	20,31	17,76	9,57	8,44	
Tegeler Fließ (St. Joseph-Steg) <sup>2</sup>	0,47	0,47	0,48	0,38	0,27	
Panke (Röntgenthal) <sup>2</sup>	0,19	0,31	0,24	0,21	0,17	
Nordgraben (Neu-Tegel) <sup>2</sup>	1,23	1,59	1,45	1,07	1,01	
OWA Tegel Ablauf <sup>3</sup>	2,84	3,05	3,09	2,71	1,47	1,52
Tegeler See Niederschlag abzügl. Verdunstung <sup>2</sup>	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Müggelspree <sup>2</sup>	13,90	17,80	15,50	13,50	11,40	
Erpe/ Neuenhagener Fließ	0,30	0,41	(Lücken)	0,24	0,20	
Notte-Kanal	3,20	3,50	3,46	2,74	1,85	
Dahme <sup>1</sup>	5,56	14,70	12,80	9,17	6,10	
Oder-Spree-Kanal <sup>1</sup>	6,81	13,30	11,60	9,41	6,35	
<b>Summe</b>	<b>46,30</b>	<b>75,44</b>	<b>66,37</b>	<b>49,00</b>	<b>37,27</b>	
Entnahmen Kraftwerke <sup>2</sup>	36,53	36,33	36,64	35,35	36,44	
<b>Kläranlagen<sup>3</sup></b>						
Wansdorf	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Schönerlinde	1,28	1,46	1,25	1,05	0,96	0,96
Ruhleben	2,93	2,90	2,84	2,70	2,63	2,63
Falkenberg	1,22	1,25	1,28	1,01	1,11	1,23
Münchehofe	0,59	0,58	0,62	0,66	0,59	0,57
Waßmannsdorf	0,93	0,91	0,92	1,10	1,08	1,43
Stahnsdorf	0,50	0,53	0,56	0,46	0,43	0,39
Marienfelde (Ende 1998 eingestellt)	0,94	0,88	0,80	0,72	0,70	0,42
<b>Summe</b>	<b>8,39</b>	<b>8,52</b>	<b>8,25</b>	<b>7,69</b>	<b>7,50</b>	<b>7,63</b>
<b>Wasserwerke<sup>3</sup></b>						
Tegel	1,83	1,91	1,85	1,79	1,80	1,60
Friedrichshagen	1,62	1,63	1,51	1,50	1,45	1,35
Beelitzhof	1,07	0,87	0,79	0,81	0,88	0,86
Spandau	1,01	1,08	1,08	0,99	0,99	0,92
Jungfernheide	0,64	0,70	0,68	0,65	0,59	0,58
Stolpe	0,47	0,59	0,44	0,51	0,67	0,64
Tiefwerder	0,45	0,41	0,38	0,35	0,33	0,36
Wuhlheide	0,45	0,34	0,32	0,28	0,25	0,28
Johannisthal	0,39	0,35	0,43	0,37	0,26	0,24
Kladow	0,13	0,14	0,15	0,15	0,16	0,15
Kaulsdorf	0,11	0,14	0,21	0,18	0,16	0,17
<b>Summe</b>	<b>8,15</b>	<b>8,17</b>	<b>7,83</b>	<b>7,57</b>	<b>7,55</b>	<b>7,16</b>
Eigenwasserversorgungsanlagen (Grundwasserentnahme) <sup>2</sup>	0,59	0,61	0,54	0,44	0,40	
<b>Abflüsse Berlins</b>						
Nuthe, Babelsberg <sup>4</sup>	7,09	10,90	8,15	7,80	6,04	
Sacrow-Paretzer Kanal <sup>4</sup>	25,60	44,10	37,40	24,90	17,70	
Havel, Tiefwerder <sup>2</sup>	36,70	69,70	56,60	35,20	28,60	
Teltowkanal, Kleinmachnow <sup>1</sup>	13,40	13,60	11,10	10,20	10,00	
Havel plus Teltowkanal + Stahnsdorf	50,60	83,83	68,26	45,86	39,03	

<sup>1</sup>WSA: Wasser- und Schifffahrtsamt Berlin. <sup>2</sup>SenSUT: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung. <sup>3</sup>BWB: Berliner Wasser Betriebe. <sup>4</sup>LUA: Landesumweltamt Brandenburg.

**Tabelle A.7-33: Mittelwerte von DOC bzw. TOC in Berliner Gewässern, Trinkwasser und Kläranlagenabläufen 1993-1999 (SenSUT<sup>1</sup>, BWB<sup>2</sup>, LUA<sup>3</sup>)**

in mg/l	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
<b>(Zufließende) Gewässer</b>							
Havel, Konradshöhe <sup>1</sup>	7,6	8	8,1	7,3	7,3	7,3	
Havel, Hennigsdorf <sup>3</sup>	7,5	8,3	8,8	8,5	8,3		
Tegeler Fließ, Schildow <sup>1</sup>	11,0	10,2	10,3	9,4	8,9		
Tegeler Fließ, St. Joseph-Steg <sup>1</sup>	11,4	11,3	10,9	11,6	11,4		
Panke, Buch <sup>1</sup>	6,2	5,7	6,9	4,9	4,9		
Nordgraben, Uhlandstr. <sup>1</sup>	11,0	9,8	10,2	9,7	11,3		
Nordgraben, Bollesteg <sup>1</sup>	10,9	10,5	10,1	10,5	12,2		
Tegeler Fließ, Mündg. <sup>1</sup>	6,2	6,4	6,3	5,9	6,9		
OWA Tegel Zulauf <sup>2</sup>	10,2	10,0	9,3	n.g.	n.g.	10,7	
OWA Tegel Ablauf <sup>2</sup>	7,3	7,1	6,5	n.g.	n.g.	7,9	
Tegeler See, 23003 <sup>1</sup>	6,7	6,9	6,7	6,1	7,0		
Tegeler See, 23005 <sup>1</sup>	-	-	7,0	6,5	7,3		
Tegeler See, 23006 <sup>1</sup>	-	-	7,9	7,4	9,1		
Müggelspree, 11044 <sup>1</sup>	6,2	6,6	6,1	5,5	5,5		
Müggelsee, 15026 <sup>1</sup>			6,4	5,7	6,1		
Müggelsee, 15027 <sup>1</sup>			6,0	5,8	6,0		
Spree bei Neu-Zittau <sup>3</sup>	5,3	6,3	6,2	6,1	5,9		
Neuenhagener Fließ <sup>3</sup>	5,1	n.g.	6,0	6,7	5,8		
Notte-Kanal <sup>3</sup>	n.g.	n.g.	n.g.	10,9	9,5		
Dahme, Niederlehme <sup>3</sup>	6,9	7,7	7,8	7,6	7,6		
Teltowkanal, Hafen Rudow Ost <sup>1</sup>	7,0	6,8	7,0	8,4	7,7		
<b>Kläranlagen<sup>2</sup></b>							
Schönerlinde	14,9	16,1	13,4	14,4	16,8	14,3	13,9
Ruhleben	16,2	14,5	13,8	14,2	13,0	13,7	13,8
Falkenberg	15,6	15,5	13,1	16,3	14,7	14,6	13,9
Münchehofe	17,3	17,1	12,8	14,3	12,8	13	12,8
Waßmannsdorf	16,0	15,2	15,3	15,2	16,2	14,8	14,6
Stahnsdorf	13,1	13,1	12,1	12,7	13,1	13,1	13,3
Marienfelde	29,5	26,8	22,9	25,7	26,2	-	-
<b>Summe*</b>	15,8	15,2	13,8	14,7	14,5	13,3	13,3
<b>Wasserwerke<sup>2</sup></b>							
Tegel	4,1	4,2	4,3	4,2	4,7	4,7	4,8
Friedrichshagen	4,6	5,4	4,8	4,4	4,0	3,7	3,8
Beelitzhof	3,0	3,0	3,2	3,0	3,7	3,6	3,7
Spandau	4,2	4,3	4,4	4,6	4,9	4,9	5
Jungfernheide	3,1	3,4	3,6	3,5	3,9	3,9	4
Stolpe	6,0	6,1	5,4	6,0	5,9	5,7	5,7
Tiefwerder	3,2	3,6	3,8	3,8	4,2	4,1	4
Wuhlheide	5,5	5,7	5,1	4,9	4,6	4,4	4,6
Johannisthal	6,2	6,5	5,8	5,4	5,0	4,8	4,9
Kladow	2,6	2,7	2,9	3,1	3,3	3,3	3,4
Kaulsdorf	3,1	3,4	3,0	2,9	2,8	2,7	2,8
<b>Summe*</b>	4,2	4,5	4,3	4,2	4,4	4,3	4,4
<b>Abfließende Gewässer</b>							
Sacrow-Paretzer Kanal, Nedlitz <sup>3</sup>	6,5	7,8	8,0	7,5	8,3		
Havel in Potsdam <sup>3</sup>	7,7	8,3	8,4	8,2	8,7		
Havel am Krughorn <sup>1</sup>	7,1	7,4	7,4	6,4	6,9		
Teltowkanal, Britz <sup>1</sup>	6,7	7,1	7,3	6,8	6,8		
Teltowkanal, Kohlhasenbrück <sup>1</sup>	8,6	8,8	8,4	7,7	7,6		

\*: Mittelwerte aufgrund einer Massenbilanz (vgl. Kap. 6.2)

Ab Feb. bis Mrz. 1997 wurde die DOC-Messung der Trinkwässer der Wasserwerke (West) auf eine TOC-Messung umgestellt. In den Wasserwerken (Ost) wurde auch schon vorher der TOC bestimmt. (Rademacher 2000)

Die Bestimmung der Qualität der Oberflächengewässer erfolgt als monatliche Stichprobe, z.T. auch 14tägig (s. Tab. A.7-19).

Die Bestimmung der Qualität der Trinkwässer (Stichproben) ist aus Tab. A.7-22 zu entnehmen. Die Häufigkeit der Bestimmung der Qualität der Kläranlagenabläufe (2h-Mischproben, jeden Tag zeitlich versetzt) ist Tab. A.7-24 zu entnehmen.

**Tabelle A.7-34: D/TOC-Frachten von Berliner Oberflächengewässern, Wasserwerken und Kläranlagenabläufen 1993-1999**

(Zur Kombination von Abflusspegeln und Gütemessstellen s. Tab. A.7-18)

in t/a	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
<b>Zufließende Gewässer</b>							
Havel, Hennigsdorf	2.795,3	5.341,0	4.913,2	2.579,0	2.214,4		
Spree, NeuZittau; Gr. Tränke	2.225,8	3.339,8	2.836,6	2.330,1	2.030,7		
Nottekanal	801,5	828,1	778,8	678,7	397,6		
Dahme; Niederlehme; Wernsdorf	1.472,6	3.469,3	3.112,3	2.154,8	1.406,8		
Oder-Spree-Kanal	1.340,7	2.550,3	2.254,5	1.684,7	1.139,0		
<b>Summe</b>	<b>8.635,9</b>	<b>15.528,4</b>	<b>13.895,4</b>	<b>9.427,2</b>	<b>7.188,5</b>		
<b>Kläranlagen</b>							
Schönerlinde	603,4	743,7	528,0	475,6	509,1	373,2	370,4
Ruhleben	1.498,6	1.325,8	1.234,0	1.208,8	1.076,5	1.161,8	1.072,9
Falkenberg	598,1	610,5	529,7	517,7	514,5	567,9	471,8
Münchehofe	321,2	314,6	249,5	295,0	238,8	234,0	205,6
Waßmannsdorf	469,9	437,7	443,7	525,5	549,5	666,0	778,0
Stahnsdorf	208,5	218,3	211,7	185,3	179,0	162,4	223,3
Marienfelde*	472,0	424,1	384,0	346,6	359,6	-	-
<b>Summe</b>	<b>4.172</b>	<b>4.075</b>	<b>3.581</b>	<b>3.554</b>	<b>3.427</b>	<b>3.165</b>	<b>3.122</b>
<b>Wasserwerke</b>							
Tegel	237,0	252,7	251,4	237,5	267,1	236,4	204,5
Friedrichshagen	235,0	278,1	228,5	207,6	182,3	157,7	158,1
Beelitzhof	101,0	82,3	79,8	76,7	102,7	98,1	112,5
Spandau	133,5	146,1	149,7	143,1	153,5	142,0	146,5
Jungfernheide	62,6	75,5	77,6	71,4	72,0	71,7	72,0
Stolpe	88,2	114,1	74,3	96,4	124,7	115,6	120,3
Tiefwerder	45,2	47,1	45,0	42,1	44,3	47,0	53,6
Wuhlheide	77,4	61,8	51,1	43,2	36,9	38,2	46,5
Johannisthal	75,9	72,7	78,9	63,8	41,5	36,1	36,3
Kladow	10,6	11,5	13,6	14,2	16,2	15,7	16,7
Kaulsdorf	10,6	14,8	19,6	16,2	14,5	14,7	15,1
<b>Summe</b>	<b>1.077</b>	<b>1.157</b>	<b>1.069</b>	<b>1.012</b>	<b>1.056</b>	<b>973</b>	<b>982</b>
Eintrag Wassernutzer (Differenz Klärwerksabläufe – Trinkwasser)	<b>3.095</b>	<b>2.918</b>	<b>2.511</b>	<b>2.542</b>	<b>2.371</b>	<b>2.192</b>	<b>2.140</b>
Eintrag in mg/l	11,7	10,9	9,6	10,5	10,0	9,2	9,1
<b>Abfließende Gewässer</b>							
Havel, Tiefwerder; Krughorn	9.174,8	15.920,5	12.757,9	6.784,2	6.209,5		
Teltowkanal, Kohlhasenbrück; Licht.	4.010,5	4.456,7	3.124,9	3.019,4	2.871,7		
<b>Summe Havel + Teltowkanal</b>	<b>13.185,3</b>	<b>20.377,2</b>	<b>15.882,8</b>	<b>9.803,6</b>	<b>9.081,2</b>		
<b>Summe der Zuflussfrachten (s.o.)</b>	<b>8.635,9</b>	<b>15.528,4</b>	<b>13.895,4</b>	<b>9.427,2</b>	<b>7.188,5</b>		
<b>Eintrag in Oberflächengewässer (Differenz Abflussfr. - Zuflussfr.)</b>	<b>4.549,4</b>	<b>4.848,8</b>	<b>1.987,4</b>	<b>376,4</b>	<b>1.892,7</b>		
<b>Eintrag Wassernutzer (Klärwerke minus Wasserwerke)</b>	<b>3.094,8</b>	<b>2.917,8</b>	<b>2.511,2</b>	<b>2.542,3</b>	<b>2.371,4</b>		
Eintrag in gC/EW*d	2,5	2,3	2,0	2,0	1,9		

\*: Zur Frachtberechnung des DOC vom Klärwerk Marienfelde wurden die DOC-Konzentrationen des Ablaufs Waßmannsdorf verwendet, da die DOC-Konzentrationen des Ablaufs Marienfelde ungewöhnlich hoch sind und davon auszugehen ist, dass hier ein hoher Anteil noch abbaubarer Stoffe vorhanden ist. Dieser Anteil sollte nicht berücksichtigt werden. Außerdem sollte die Berechnung des RDOC über den Faktor 0,65 erfolgen, was für die hohen DOC-Werte des Marienfelder Ablaufs vermutlich zu falschen Ergebnissen geführt hätte.

**Tabelle A.7-35: Mittelwerte von Chlorid in Berliner Gewässern, Trinkwasser und Kläranlagenabläufen 1993-1999 (SenSUT<sup>1</sup>, BWB<sup>2</sup>, LUA<sup>3</sup>)**

in mg/l	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
<b>(Zufließende) Gewässer</b>							
Havel, Konradshöhe <sup>1</sup>	38,0	36,9	41,6	34,9	36,9	33,6	
Havel, Hennigsdorf <sup>3</sup>	34,6	33,3	32,5	31,6	34,2	33,6	
Tegeler Fließ, Schildow <sup>1</sup>	83,7	69,6					
Tegeler Fließ, St. Joseph-Steg <sup>1</sup>	84,1	77,9	80,8	64,4	82,1		
Panke, Buch <sup>1</sup>	57,7	55,2	62,6	49,6	50,1		
Nordgraben, Bollesteg <sup>1</sup>	110,8	113,3	93,2	95,3	110,4		
Tegeler Fließ, Mündg. <sup>1</sup>	88,7	92,4	99,5	80,3	113,6		
OWA Tegel Zulauf <sup>2</sup>	81,0	87,0	69,0	66,0	99,0	94,0	
OWA Tegel Ablauf <sup>2</sup>	91,0	94,0	77,0	75,0	111,0	95,0	
Tegeler See, 23001 <sup>1</sup>	72,8	74,6	79,5	63,0	70,7		
Tegeler See, 23003, 0,5 m <sup>1</sup>	72,3	73,4	68,0	60,2	64,5	62,4	64,6
Tegeler See, 23003, 14 m <sup>1</sup>			79,8	68,8	71,7	66,9	66,6
Tegeler See, 23005 <sup>1</sup>	63,6	64,3	64,2	54,9	57,9		
Tegeler See, 23006 <sup>1</sup>	59,6	59,3	54,4	52,0	53,9		
Tegeler See, 23008 <sup>1</sup>	68,7	72,8	65,5	58,6	66,7		
Müggelspree, 11044 <sup>1</sup>	50,7	48,8	51,5	46,5	49,1		
Spree bei Neu-Zittau <sup>3</sup>	43,8	44,9	43,4	42,5	45,7		
Müggelsee, 15026 <sup>1</sup>	50,2	47,5	47,5	45,9	49,8		
Neuenhagener Fließ <sup>3</sup>	39,4	n.g.	38,4	36,5	44,0		
Notte-Kanal <sup>3</sup>	80,9	64,1	67,2	75,5	72,8		
Dahme, Niederlehme <sup>3</sup>	46,6	42,8	42,3	41,4	40,9		
Teltowkanal, Hafen Rudow Ost <sup>1</sup>	65,7	60,9	69,8	87,6	79,3		
<b>Kläranlagen<sup>2</sup></b>							
Schönerlinde	142,8	150,6	139,0	135,2	144,0	141,3	143,9
Ruhleben	168,6	157,8	146,1	132,1	130,9	132,6	137,9
Falkenberg	140,1	126,8	130,0	129,5	131,4	137,0	145,4
Münchehofe	172,1	171,0	130,4	136,9	145,7	140,8	135
Waßmannsdorf	147,2	146,1	152,5	163,5	164,7	160,6	160,9
Stahnsdorf	145,0	141,4	149,1	151,2	156,9	166,4	169,5
Marienfelde	168,2	167,5	150,1	139,2	139,1	-	-
<b>Summe*</b>	<b>156,9</b>	<b>151,7</b>	<b>142,7</b>	<b>138,9</b>	<b>140,9</b>	<b>134,5</b>	<b>140,7</b>
<b>Wasserwerke<sup>2</sup></b>							
Tegel	57,9	56,6	55,6	53,2	52,2	52,7	53,0
Friedrichshagen	77,1	83,7	82,9	77,6	67,0	58,2	54,0
Beelitzhof	63,4	58,0	53,9	53,4	56,0	59,1	59,0
Spandau	45,3	45,2	40,6	46,6	48,2	47,0	44,0
Jungfernheide	84,7	79,3	80,5	80,6	82,2	79,5	83,0
Stolpe	52,0	49,4	49,3	37,9	32,4	34,1	34,0
Tiefwerder	84,2	86,4	86,8	88,7	89,5	89,5	90,0
Wuhlheide	58,5	58,1	59,0	60,6	57,8	57,6	59,0
Johannisthal	82,7	80,0	84,6	89,7	77,3	74,4	74,0
Kladow	56,7	55,7	53,6	53,9	53,5	48,9	52,0
Kaulsdorf	51,0	50,1	50,6	48,4	44,6	45,7	45,0
<b>Summe*</b>	<b>65,2</b>	<b>64,6</b>	<b>63,5</b>	<b>62,1</b>	<b>58,1</b>	<b>56,8</b>	<b>56,4</b>
<b>Abfließende Gewässer</b>							
Sacrow-Paretzer Kanal, Nedlitz <sup>3</sup>	56,7	50,5	51,4	55,2	58,9		
Havel in Potsdam <sup>3</sup>	73,7	65,1	62,2	65,6	69,4		
Havel am Krughorn <sup>1</sup>	60,8	55,6	62,4	54,1	59,2		
Teltowkanal, Britz <sup>1</sup>	65,8	61,3	70,0	69,2	75,9		
Teltowkanal, Kohlhasenbrück <sup>1</sup>	84,5	82,8	100,3	80,5	82,4		

\*: Mittelwerte aufgrund einer Massenbilanz (vgl. Kap. 6.2)

Die Bestimmung der Qualität der Trinkwässer (Stichproben) ist aus Tab. A.7-22 zu entnehmen. Die Häufigkeit der Bestimmung der Qualität der Kläranlagenabläufe (2h-Mischproben, jeden Tag zeitlich versetzt) ist Tab. A.7-24 zu entnehmen.

**Tabelle A.7-36: Chlorid-Frachten von Berliner Oberflächengewässern, Wasserwerken und Kläranlagenabläufen 1993-1999**

(Zur Kombination von Abflusspegeln und Gütemessstellen s. Tab. A.7-18)

in t/a	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
<b>Zufließende Gewässer</b>							
Havel, Hennigsdorf	12.845,8	21.359,6	18.190,0	9.525,6	9.111,3		
Spree, NeuZittau; Gr. Tränke	18.394,0	23.802,4	19.855,9	16.234,1	15.729,4		
Nottekanal	5.386,8	4.612,8	4.230,2	3.705,0	2.133,4		
Dahme; Nedlitz; Wernsdorf	9.897,6	19.324,9	16.905,4	11.763,1	7.548,5		
Oder-Spree-Kanal	11.080,1	18.176,3	15.781,8	11.737,5	8.822,5		
<b>Summe</b>	<b>57.604,3</b>	<b>87.276,0</b>	<b>74.963,4</b>	<b>52.965,4</b>	<b>43.345,2</b>		
<b>Kläranlagen</b>							
Schönerlinde	5.782,7	6.957,0	5.477,3	4.465,4	4.363,6	3.687,9	3.834,2
Ruhleben	15.596,7	14.428,8	13.064,6	11.245,0	10.840,0	11.244,5	10.721,0
Falkenberg	5.371,6	4.994,0	5.256,5	4.112,8	4.598,8	5.329,3	4.935,6
Münchehofe	3.188,7	3.148,6	2.535,0	2.834,2	2.728,5	2.534,4	2.168,1
Waßmannsdorf	4.322,8	4.207,1	4.422,8	5.652,4	5.586,8	7.227,0	8.574,4
Stahnsdorf	2.308,1	2.359,2	2.610,6	2.211,7	2.144,3	2.063,4	2.845,9
Marienfelde*	4.961,9	4.673,3	3.767,5	3.173,8	3.088,0	-	-
<b>Summe</b>	<b>41.533</b>	<b>40.768</b>	<b>37.134</b>	<b>33.695</b>	<b>33.350</b>	<b>32.086</b>	<b>33.079</b>
<b>Wasserwerke</b>							
Tegel	3.346,4	3.406,0	3.251,0	3.007,8	2.967,0	2.651,0	2.257,8
Friedrichshagen	3.938,4	4.309,9	3.946,0	3.661,5	3.053,5	2.481,1	2.246,4
Beelitzhof	2.133,9	1.591,4	1.343,3	1.365,6	1.554,3	1.610,5	1.793,6
Spandau	1.439,8	1.536,0	1.381,1	1.449,3	1.510,1	1.362,2	1.289,2
Jungfernheide	1.709,8	1.760,8	1.735,4	1.644,0	1.516,7	1.462,1	1.494,0
Stolpe	764,6	924,2	678,0	609,0	684,7	691,3	717,4
Tiefwerder	1.190,0	1.129,9	1.028,7	982,0	944,1	1.025,0	1.206,0
Wuhlheide	821,2	627,1	591,6	535,9	460,0	500,0	595,9
Johannisthal	1.012,1	895,4	1.151,2	1.059,1	642,2	559,8	547,6
Kladow	231,6	238,2	251,1	247,7	262,1	232,3	254,8
Kaulsdorf	174,3	218,4	331,0	270,0	231,3	248,9	243,0
<b>Summe</b>	<b>16.762</b>	<b>16.637</b>	<b>15.688</b>	<b>14.832</b>	<b>13.826</b>	<b>12.824</b>	<b>12.646</b>
Eintrag Wassernutzer (Differenz Klärwerksabläufe – Trinkwasser)	<b>24.770</b>	<b>24.131</b>	<b>21.446</b>	<b>18.863</b>	<b>19.524</b>	<b>19.262</b>	<b>20.434</b>
Eintrag in mg/l	93,6	89,8	82,4	77,8	82,5	80,8	86,9
<b>Abfließende Gewässer</b>							
Havel, Tiefwerder; Krughorn	78.780,1	118.812,8	107.956,6	57.450,0	53.563,0		
Teltowkanal, Kohlhasenbrück; Licht.	39.451,6	41.829,3	37.509,8	31.623,7	31.003,9		
<b>Summe Havel + Teltowkanal</b>	<b>118.231,7</b>	<b>160.642,2</b>	<b>145.466,4</b>	<b>89.073,7</b>	<b>84.566,8</b>		
<b>Summe der Zuflussfrachten (s.o.)</b>	<b>57.604,3</b>	<b>87.276,0</b>	<b>74.963,4</b>	<b>52.965,4</b>	<b>43.345,2</b>		
<b>Eintrag in Oberflächengewässer (Differenz Abflussfr. - Zuflussfr.)</b>	<b>60.627,3</b>	<b>73.366,2</b>	<b>70.503,0</b>	<b>36.108,3</b>	<b>41.221,6</b>		
<b>Eintrag Wassernutzer (Klärwerke minus Wasserwerke)</b>	<b>24.770,4</b>	<b>24.130,8</b>	<b>21.446,0</b>	<b>18.863,3</b>	<b>19.524,0</b>		
Eintrag in gCl/EW*d	19,6	19,2	17,1	15,1	15,8		

**Tabelle A.7-37: Mittelwerte von Sulfat in Berliner Gewässern, Trinkwasser und Kläranlagenabläufen 1993-1999 (SenSUT<sup>1</sup>, BWB<sup>2</sup>, LUA<sup>3</sup>)**

in mg/l	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
<b>(Zufließende) Gewässer</b>							
Havel, Konradshöhe <sup>1</sup>	81,8	89,2	102,5	67,6	64,6	69,1	
Havel, Hennigsdorf <sup>3</sup>	77,3	81,8	87,0	77,3	72,2		
Tegeler Fließ, Schildow <sup>1</sup>	n.g.	n.g.	n.g.	n.g.	n.g.		
Tegeler Fließ, St. Joseph-Steg <sup>1</sup>	174,2	162,9	153,6	125,8	140,8		
Panke, Buch <sup>1</sup>	n.g.	n.g.	n.g.	n.g.	n.g.		
Nordgraben, Uhlandstr. <sup>1</sup>	160,5	202,0					
Tegeler Fließ, Mündg. <sup>1</sup>	n.g.	n.g.	n.g.	n.g.	n.g.		
OWA Tegel Zulauf <sup>2</sup>	148,0	156,0	149,0	127,0	148,0	147,0	
OWA Tegel Ablauf <sup>2</sup>	186,0	200,0	202,0	183,0	181,0	189,0	
Tegeler See, 23003, 0,5 m <sup>1</sup>	n.g.	166,8	161,8	132,1	106,2		
Tegeler See, 23006 <sup>1</sup>	134,0	133,8	137,5	125,1	110,2		
Müggelspree, 11044 <sup>1</sup>	n.g.	176,8	184,8	171,5	149,7		
Spree bei Neu-Zittau <sup>3</sup>	127,1	132,5	170,6	169,2	160,7		
Müggelsee, 15026 <sup>1</sup>	n.g.	172,8	171,0	174,7	142,2		
Neuenhagener Fließ <sup>3</sup>	126,5	n.g.	105,4	102,8	110,6		
Notte Kanal <sup>3</sup>	149,3	149,3	127,2	138,1	130,5		
Dahme, Niederlehme <sup>3</sup>	117,0	121,0	164,7	139,9	120,4		
Teltowkanal, Hafen Rudow Ost <sup>1</sup>	155,6	168,4	166,3	145,1	148,8		
<b>Kläranlagen<sup>2</sup></b>							
Schönerlinde	161,2	154,6	158,5	159,1	152,5	141,6	168,8
Ruhleben	134,5	139,9	153,9	146,2	141,6	132,5	141,2
Falkenberg	230,0	271,2	224,6	226,0	265,0	312,4	307,5
Münchehofe	179,0	177,3	167,9	175,7	190,8	178,9	191,2
Waßmannsdorf	177,9	175,0	176,2	165,3	168,9	150,2	162,5
Stahnsdorf	150,0	150,0	155,4	150,7	150,2	151,3	139,6
Marienfelde	149,0	150,9	167,6	160,5	147,8		
<b>Summe*</b>	<b>162,9</b>	<b>169,8</b>	<b>170,5</b>	<b>165,3</b>	<b>170,1</b>	<b>163,3</b>	<b>170,1</b>
<b>Wasserwerke<sup>2</sup></b>							
Tegel	135,8	134,2	142,5	136,9	131,9	127,2	130
Friedrichshagen	138,6	135,8	138,6	138,2	143,2	145,0	143
Beelitzhof	85,8	88,8	90,2	88,8	89,7	85,5	86
Spandau	88,4	89,2	93,2	90,6	89,3	85,6	86
Jungfernhöhe	190,0	183,3	189,5	188,4	182,2	179,8	177
Stolpe	62,4	63,1	69,0	72,1	72,8	72,1	73
Tiefwerder	128,3	128,5	130,7	131,0	133,3	133,5	134
Wuhlheide	212,4	219,4	211,4	215,6	213,9	221,2	221
Johannisthal	190,8	191,8	188,6	179,8	198,8	202,0	198
Kladow	106,3	101,8	109,0	108,6	106,8	104,6	107
Kaulsdorf	106,3	104,0	105,5	106,4	110,7	112,5	113
<b>Summe*</b>	<b>129,5</b>	<b>127,6</b>	<b>132,8</b>	<b>129,5</b>	<b>126,3</b>	<b>125,1</b>	<b>124,8</b>
<b>Abfließende Gewässer</b>							
Sacrow-Paretzer Kanal, Nedlitz <sup>3</sup>	110,5	123,0	155,8	151,0	145,6		
Havel in Potsdam <sup>3</sup>	116,0	128,7	143,0	157,5	155,2		
Havel am Krughorn <sup>1</sup>	145,1	163,4	163,4	141,3	126,9		
Teltowkanal, Britz <sup>1</sup>	n.v.	168,8	178,6	164,6	150,5		
Teltowkanal, Kohlhasenbrück <sup>1</sup>	146,7	167,3	177,9	151,5	149,5		

\*: Mittelwerte aufgrund einer Massenbilanz (vgl. Kap. 6.2)

Die Bestimmung der Qualität der Trinkwässer (Stichproben) ist aus Tab. A.7-22 zu entnehmen. Die Häufigkeit der Bestimmung der Qualität der Kläranlagenabläufe (2h-Mischproben, jeden Tag zeitlich versetzt) ist Tab. A.7-24 zu entnehmen.

**Tabelle A.7-38: Sulfat-Frachten von Berliner Oberflächengewässern, Wasserwerken und Kläranlagenabläufen 1993-1999**

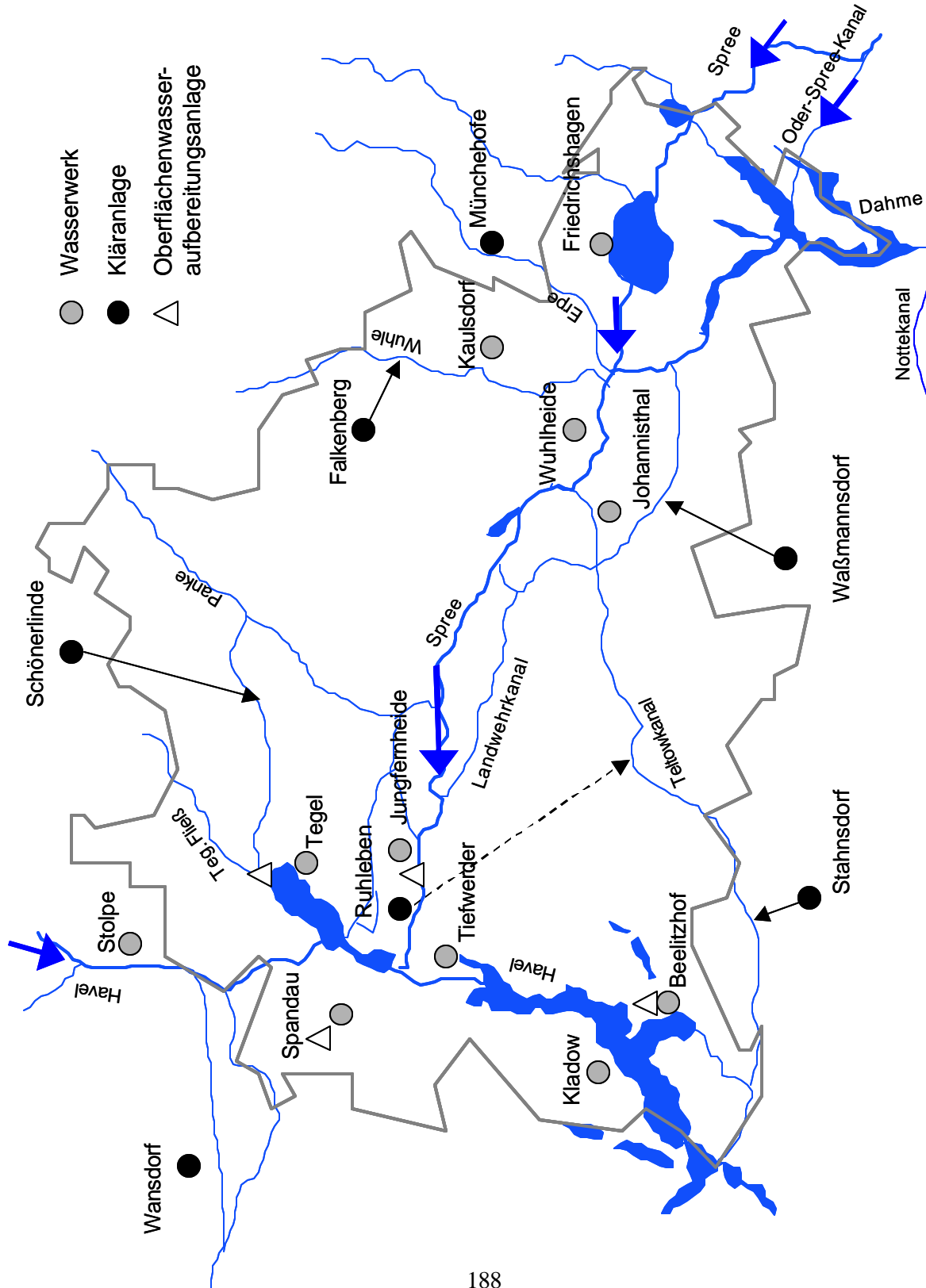
(Zur Kombination von Abflusspegeln und Gütemessstellen s. Tab. A.7-18)

in t/a	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
<b>Zufließende Gewässer</b>							
Havel, Hennigsdorf	28.705,4	52.398,0	48.729,2	23.341,0	19.224,6		
Spree, NeuZittau; Gr. Tränke	53.376,2	70.240,9	78.051,0	64.631,0	55.311,2		
Nottekanal	13.522,0	13.051,4	16.488,6	12.527,9	6.272,6		
Dahme; Nedlitz; Wernsdorf	24.845,2	54.677,0	65.893,6	39.775,2	22.193,9		
Oder-Spree-Kanal	32.152,6	53.638,3	62.036,4	46.729,1	31.023,6		
<b>Summe</b>	<b>152.601,5</b>	<b>244.005,6</b>	<b>271.198,7</b>	<b>187.004,1</b>	<b>134.026,0</b>		
<b>Kläranlagen</b>							
Schönerlinde	6.527,8	7.141,8	6.245,7	5.254,8	4.621,2	3.695,8	4.497,7
Ruhleben	12.442,2	12.792,1	13.762,1	12.445,3	11.726,1	11.236,0	10.977,6
Falkenberg	8.818,5	10.681,1	9.081,7	7.177,5	9.274,7	12.152,4	10.438,1
Münchehofe	3.316,9	3.263,7	3.263,8	3.636,3	3.574,5	3.220,2	3.070,7
Waßmannsdorf	5.224,4	5.039,3	5.110,2	5.714,6	5.729,3	6.759,0	8.659,6
Stahnsdorf	2.387,7	2.502,4	2.720,4	2.204,4	2.052,8	1.876,1	2.343,9
Marienfelde*	4.395,5	4.210,1	4.206,8	3.659,4	3.281,2		
<b>Summe</b>	<b>43.113</b>	<b>45.631</b>	<b>44.391</b>	<b>40.092</b>	<b>40.260</b>	<b>38.939</b>	<b>39.988</b>
<b>Wasserwerke</b>							
Tegel	7.848,8	8.075,7	8.332,1	7.739,9	7.497,0	6.398,6	5.538,0
Friedrichshagen	7.079,9	6.992,6	6.597,3	6.520,8	6.526,3	6.181,4	5.948,8
Beelitzhof	2.887,9	2.436,4	2.248,0	2.270,9	2.489,7	2.330,0	2.614,4
Spandau	2.809,7	3.031,1	3.170,4	2.817,6	2.797,8	2.480,9	2.519,8
Jungfernheide	3.835,4	4.070,0	4.085,2	3.842,9	3.361,9	3.306,7	3.186,0
Stolpe	917,5	1.180,6	948,9	1.158,6	1.538,4	1.461,8	1.540,3
Tiefwerder	1.813,3	1.680,5	1.549,0	1.450,4	1.406,2	1.528,9	1.795,6
Wuhlheide	2.981,7	2.368,2	2.119,9	1.906,5	1.702,3	1.920,0	2.232,1
Johannisthal	2.335,1	2.146,6	2.566,4	2.123,0	1.651,6	1.519,9	1.465,2
Kladow	434,1	435,3	510,6	499,1	523,2	496,9	524,3
Kaulsdorf	363,3	453,3	690,2	593,7	574,2	612,6	610,2
<b>Summe</b>	<b>33.307</b>	<b>32.870</b>	<b>32.818</b>	<b>30.923</b>	<b>30.069</b>	<b>28.238</b>	<b>27.975</b>
Eintrag Wassernutzer (Differenz Klärwerksabläufe – Trinkwasser)	<b>9.806</b>	<b>12.760</b>	<b>11.573</b>	<b>9.169</b>	<b>10.191</b>	<b>10.702</b>	<b>12.013</b>
Eintrag in mg/l	37,1	47,5	44,5	37,8	43,1	44,9	51,1
<b>Abfließende Gewässer</b>							
Havel, Tiefwerder; Krughorn	188.196,9	349.340,8	282.742,1	150.143,9	114.855,9		
Teltowkanal, Kohlhasenbrück; Licht.	68.476,1	84.543,3	66.517,1	59.566,9	56.247,0		
<b>Summe Havel + Teltowkanal</b>	<b>256.673,0</b>	<b>433.884,1</b>	<b>349.259,2</b>	<b>209.710,8</b>	<b>171.102,9</b>		
<b>Summe der Zuflussfrachten (s.o.)</b>	<b>152.601,5</b>	<b>244.005,6</b>	<b>271.198,7</b>	<b>187.004,1</b>	<b>134.026,0</b>		
<b>Eintrag in Oberflächengewässer (Differenz Abflussfr. - Zuflussfr.)</b>	<b>104.071,5</b>	<b>189.878,6</b>	<b>78.060,5</b>	<b>22.706,7</b>	<b>37.077,0</b>		
<b>Eintrag Wassernutzer (Klärwerke minus Wasserwerke)</b>	<b>9.806,3</b>	<b>12.760,2</b>	<b>11.572,8</b>	<b>9.169,0</b>	<b>10.191,0</b>		
Eintrag in g SO <sub>4</sub> /EW*d	7,8	10,1	9,2	7,3	8,2		

## A.8 Karten

### A.8.1 Berliner Gewässer, Wasserwerke und Klärwerke

Abbildung A.8-1: Übersichtskarte zu Berliner Gewässern, Wasserwerken und Klärwerken

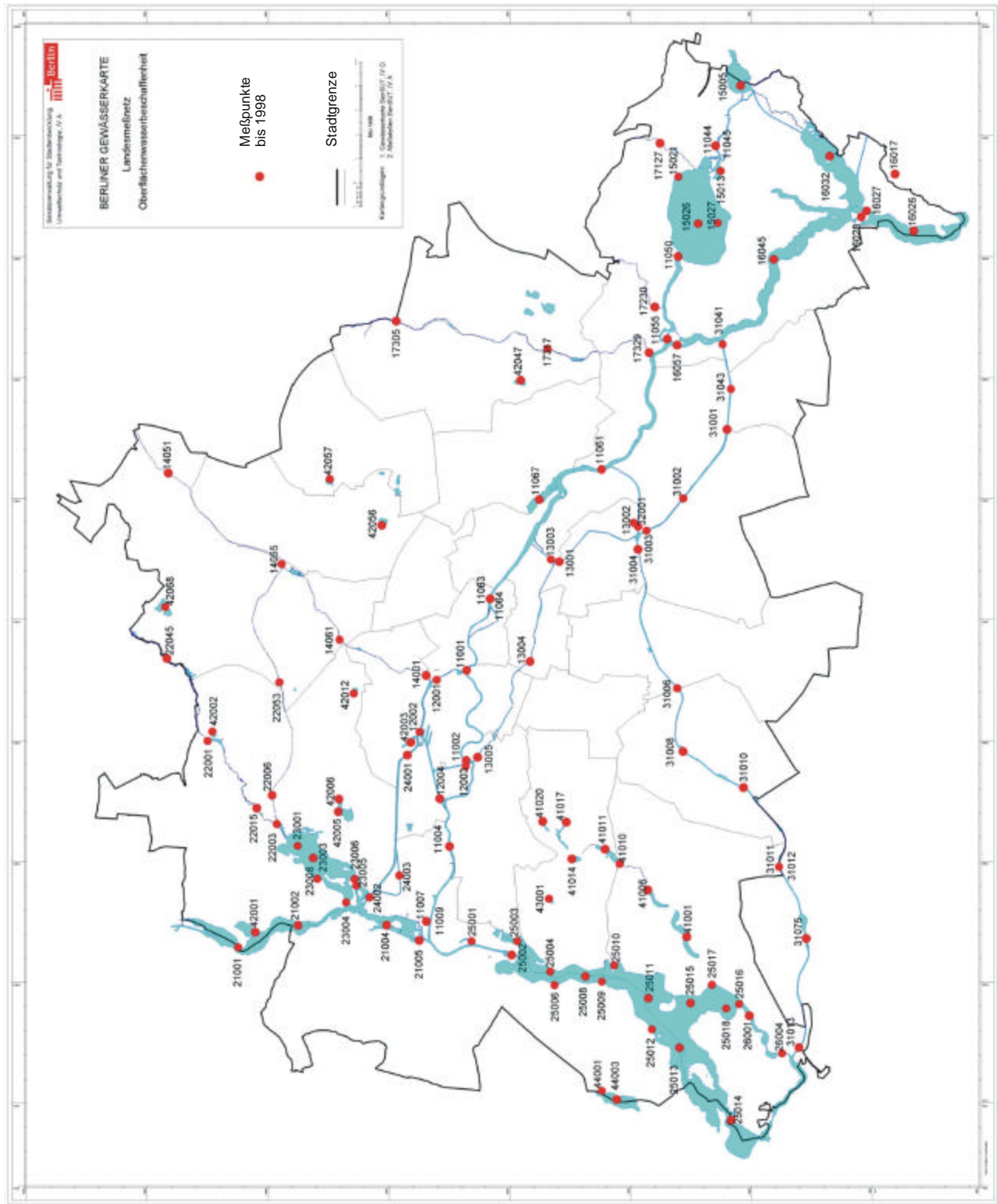




## A.8.2 Messstellen an Berliner Gewässern

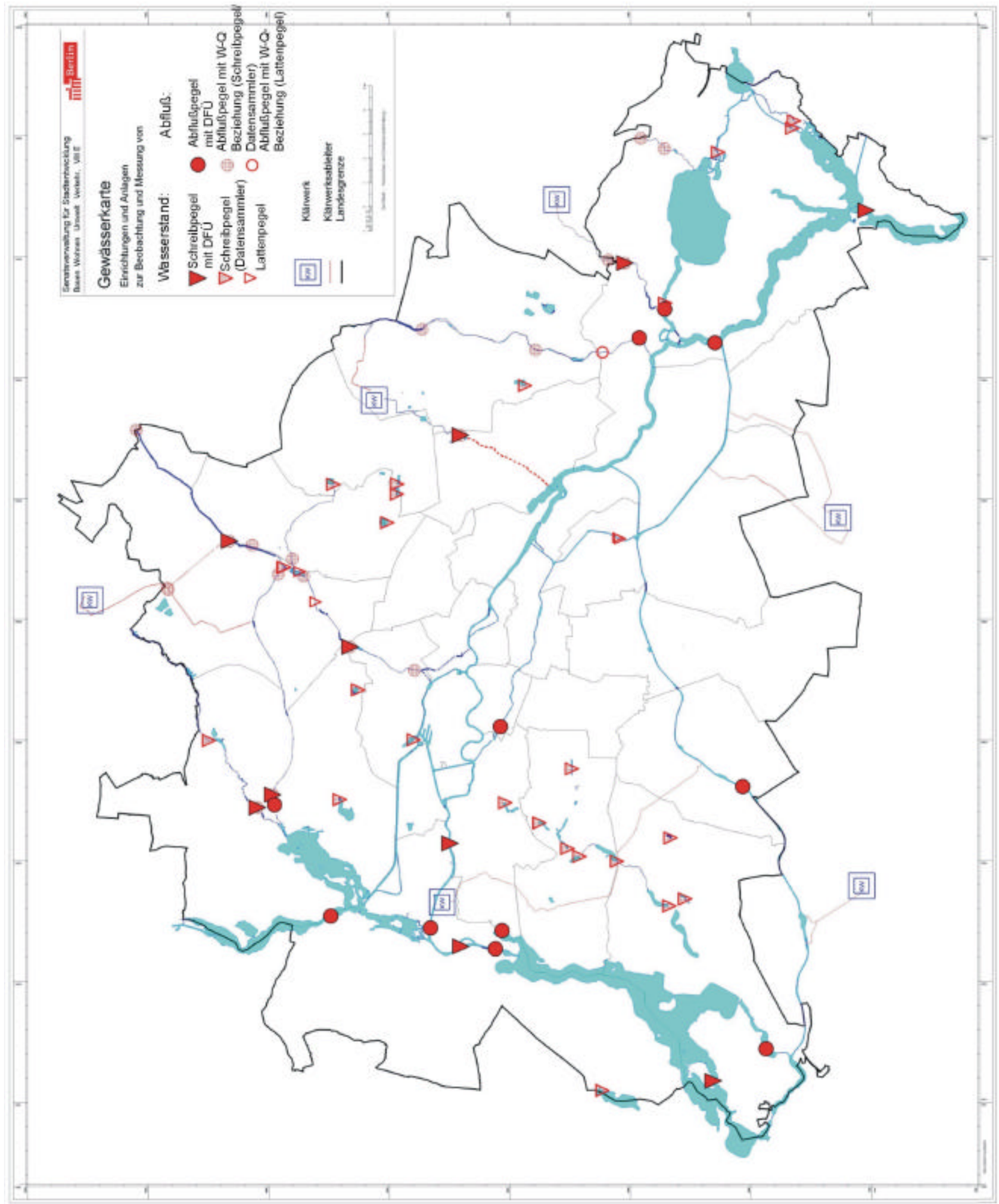
Abbildung A.8-2: Lage der Messstellen zur Gewässergüte in Berlin (SenSUT)

(Berliner Gewässerkarte, Landesmessnetz, Oberflächenwasserbeschaffenheit. Messpunkte bis 1998.)



### Abbildung A.8-3: Lage der Pegel zur Abflussmessung in Berlin (SenSUT)

(Berliner Gewässerkarte, Einrichtungen und Anlagen zur Beobachtung und Messung von Wasserstand und Abfluss.)

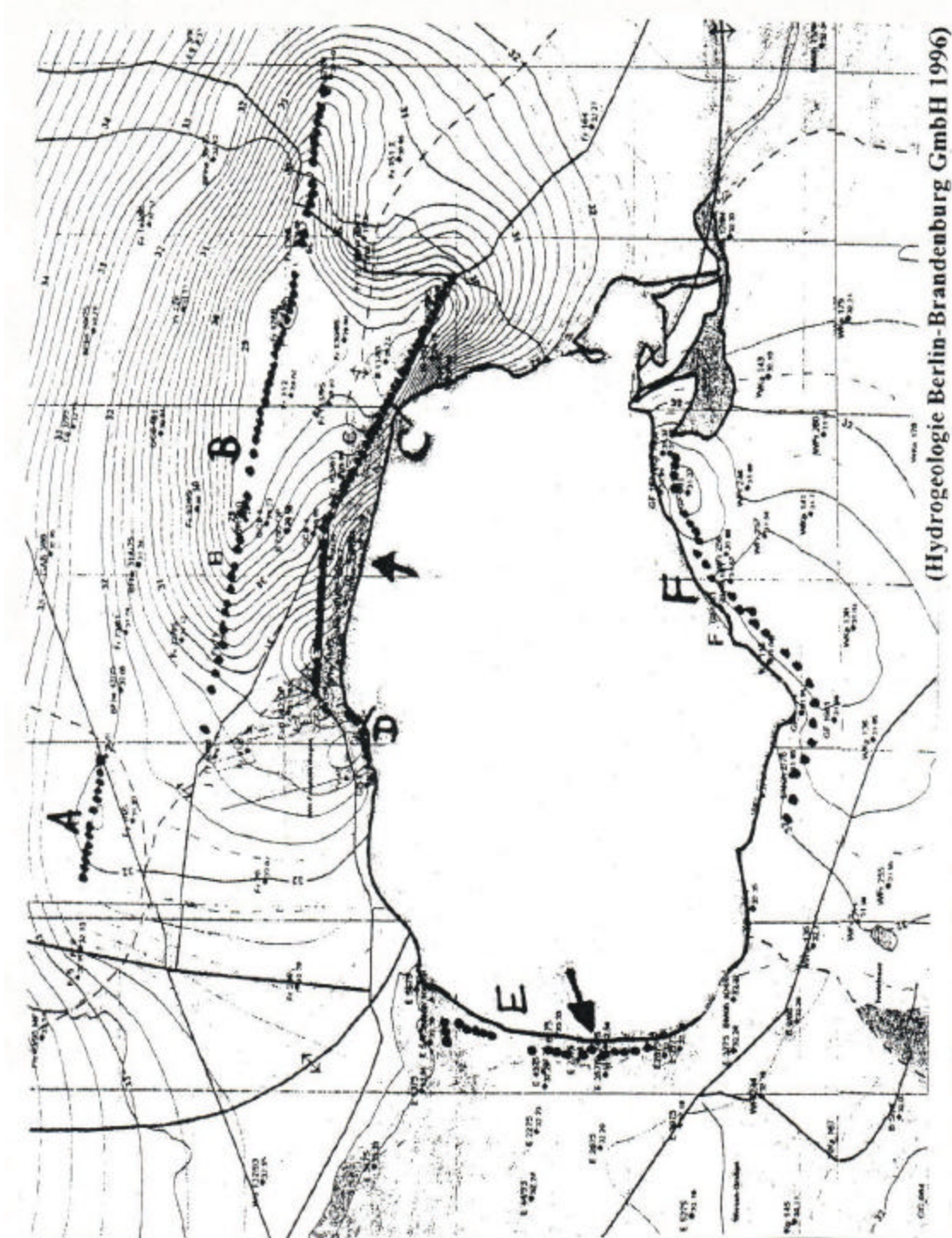


### A.8.3 Brunnengalerien der Wasserwerke Tegel und Friedrichshagen

Abbildung A.8-4: Tegeler See und Brunnengalerien des Wasserwerks Tegel



Abbildung A.8-5: Müggelsee und Brunnengalerien des Wasserwerks Friedrichshagen



### A.8.4 Karten zur Tegeler Transsekte

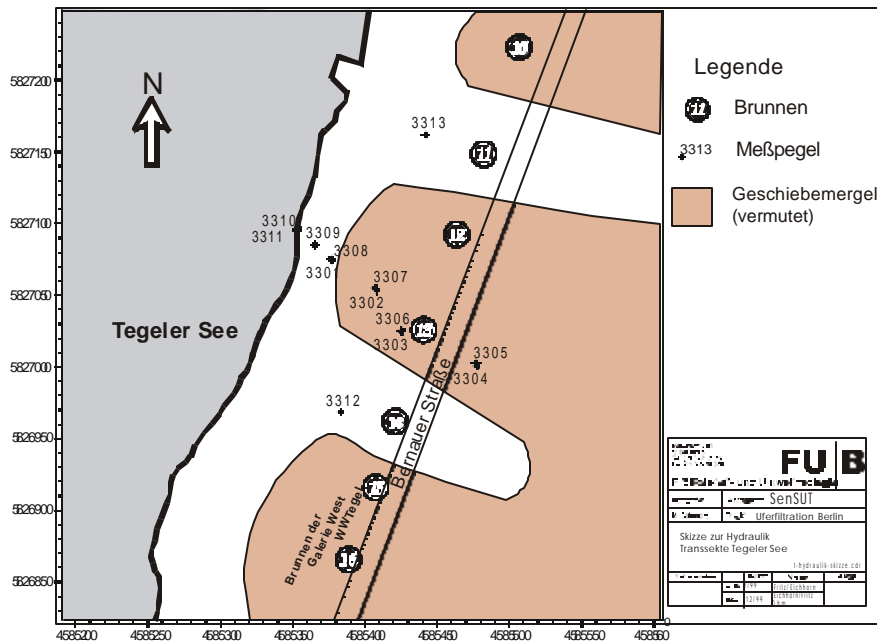


Abbildung A.8-6: Lage der Grundwassermessstellen am Ostufer des Tegeler Sees (Pekdeger et al. 1999)

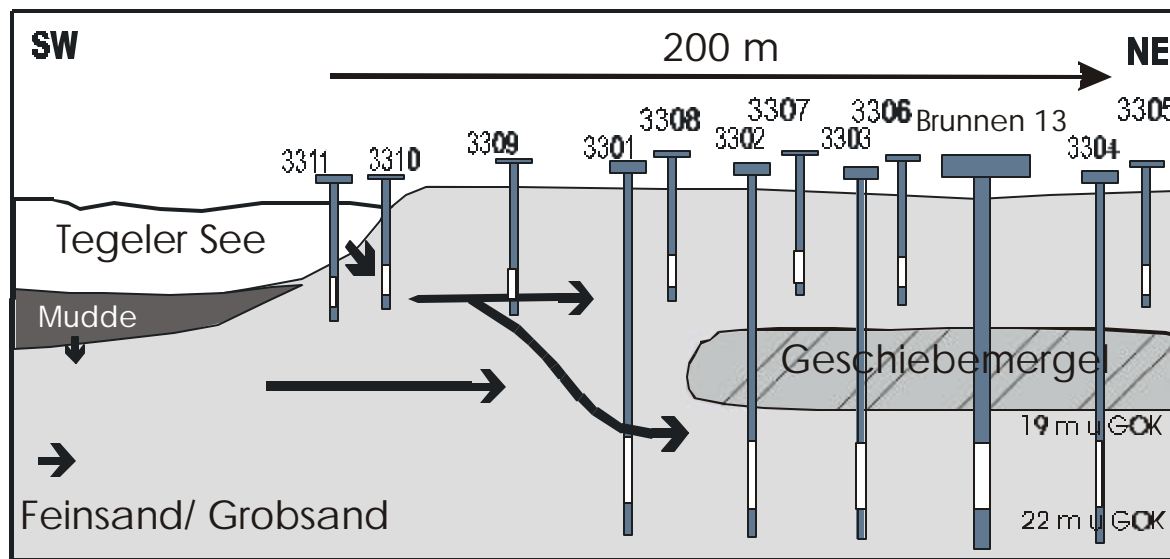


Abbildung A.8-7: Querschnittsskizze zur Transsekte am Ostufer des Tegeler Sees (Pekdeger et al. 1999)

### A.8.5 Karten zu den Transekten am Müggelsee

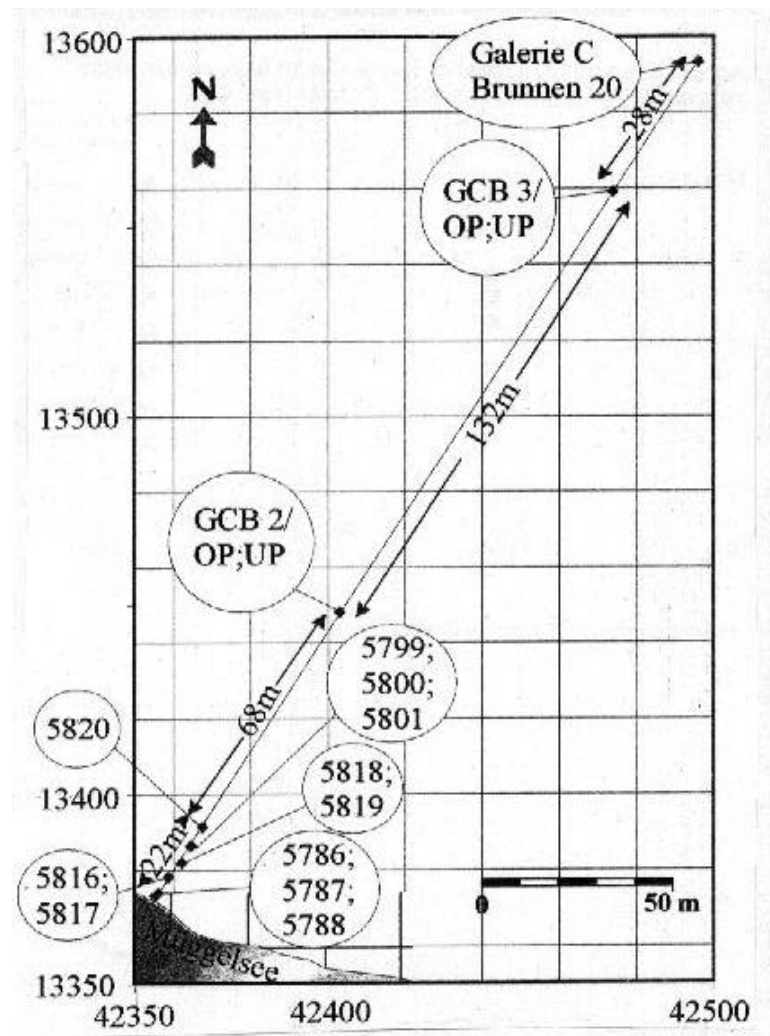


Abbildung A.8-8: Lage der Grundwassermessstellen am Müggelsee, Galerie C (Pekdeger et al. 1999)

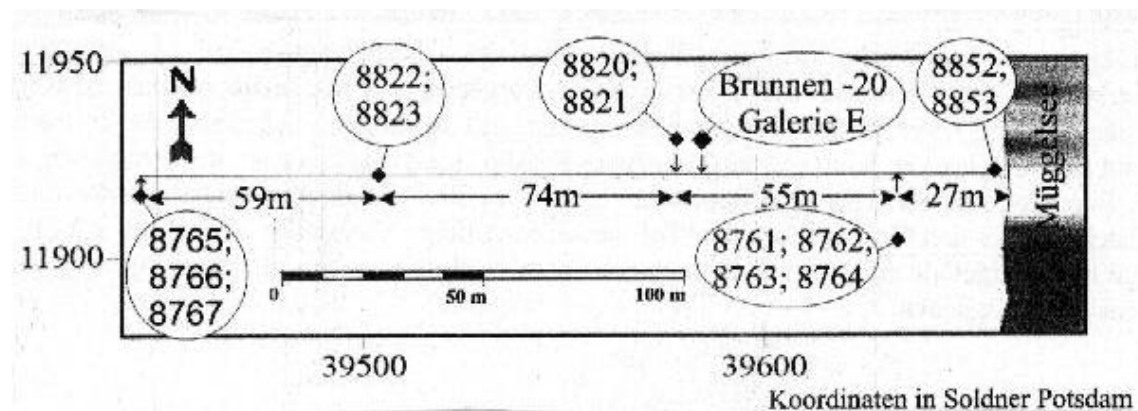
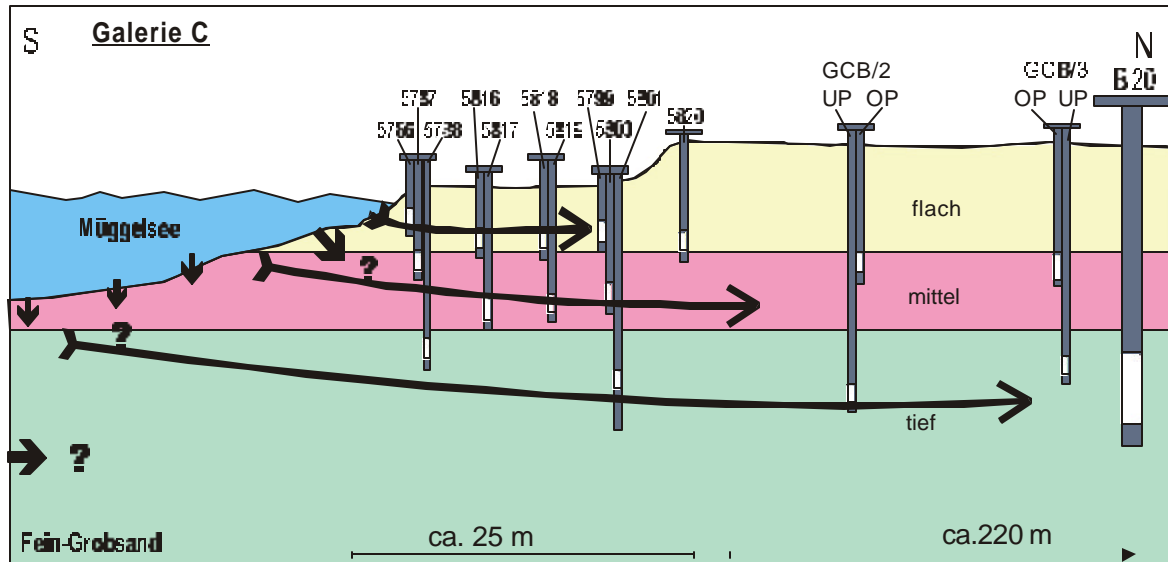
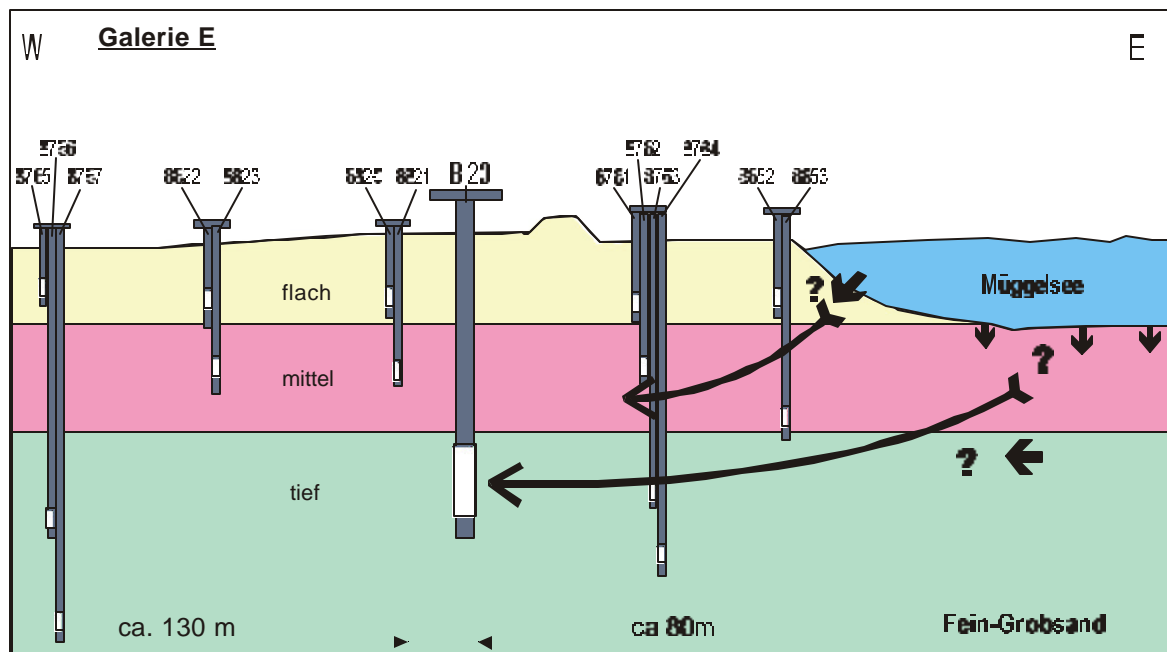


Abbildung A.8-9: Lage der Grundwassermessstellen am Müggelsee, Galerie E (Pekdeger et al. 1999)



Entfernung See - Galerie ca. 250 m

Abbildung A.8-10: Querschnitt der Messstellen am Müggelsee, Galerie C (Pekdeger et al. 1999)



Entfernung See - Galerie ca. 80 m

Abbildung A.8-11: Querschnitt der Messstellen am Müggelsee, Galerie E (Pekdeger et al. 1999)