



lebensministerium.at

# Klein AOP

*Anpassung und Optimierung des AOP Verfahrens für die  
Trinkwasserversorgung kleiner Versorgungseinheiten*

A700067



lebensministerium.at

## **IMPRESSUM**

### ***Medieninhaber und Herausgeber:***

Lebensministerium  
Stubenring, A-1012 Wien

### ***Projektleitung:***

Dr. Norbert Kreuzinger  
Technische Universität Wien  
Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft

Karlsplatz 13/226  
1040 Wien

Tel: + 43 (0)1 58801-22622  
norbkreu@iwag.tuwien.ac.at

### ***Autoren:***

DI Ulrike Bletterie  
Dr. Norbert Kreuzinger

### ***Layout:***

DI Ulrike Bletterie



lebensministerium.at





lebensministerium.at

# Klein AOP

*Anpassung und Optimierung des AOP Verfahrens für die  
Trinkwasserversorgung kleiner Versorgungseinheiten*

*Wien, April 2010*



## Kurzfassung

Die Trinkwasserversorgung des Großteils der österreichischen Bevölkerung erfolgt über Grundwasser als Rohwasser. Vielerorts ist Grundwasser jedoch von anthropogenen Belastungen, unter anderem auch durch organische Verunreinigungen wie Pestizide und chlorierte Kohlenwasserstoffen, in seiner Qualität beeinflusst. Diese Stoffe stellen für die menschliche Gesundheit eine Gefährdung dar. Liegen die Belastungen in einem unzulässigen Bereich, ist eine Aufbereitung unumgänglich. Eine derartig hohe unzulässige Belastung mit organischen Spurenstoffen tritt in weiten Bereichen der Mitterndorfer Senke auf.

Anfang der 1980er Jahre trat die Belastung der Mitterndorfer Senke mit leicht flüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffen (CKW) durch einen tragischen Unfall ins Bewusstsein der Bevölkerung. Ab diesem Zeitpunkt wurde in diesem grundwasserreichen Gebiet ein dichtes Messnetz für CKW etabliert und ein umfassendes Sanierungsprogramm gestartet. Aufgrund der schlechten Abbaubarkeit der CKW sind jedoch nach wie vor die zulässigen Grenzwerte überschritten. Dies betrifft vor allem den zentralen Bereich der Senke, wo die Belastungsspitze entsprechend der Fließgeschwindigkeit des Grundwassers und Verdünnung durch die hydraulischen Rahmenbedingungen vom Belastungsursprung im SW Richtung NO wandert. Trotz der nunmehr etwa 30 Jahre im Untergrund werden nach wie vor an zentralen Punkten der Trinkwassergewinnung in der Mitterndorfer Senke (zB GWW Mödling, GWW Moosbrunn) CKW Überschreitungen und ansteigende Trends registriert, sodass entsprechend technische Entfernungen wie Aktivkohleadsorption, Strippung oder chemische Oxidation zu deren Entfernung eingesetzt werden müssen.

Wie das Wasserwerk in Moosbrunn der Stadt Wien - MA 31 bestätigt hat, können CKW mithilfe des AOP-Verfahrens (Advanced Oxidation Process = erweiterte Oxidation) mit einer Kombination aus Ozon ( $O_3$ ) und Wasserstoffperoxid ( $H_2O_2$ ) effizient aus dem Grundwasser entfernt werden. Ziel des gegenständlichen Projekts ist es, die in Moosbrunn gewonnenen Betriebserfahrungen zu nutzen und das AOP-Verfahren für die Trinkwasserversorgung kleiner Versorgungseinheiten umzusetzen und zu optimieren, da die technische Ausführung sowie der Betrieb in Moosbrunn auf Grund der Größe dieses Wasserwerks (742 L/s) nicht ohne Weiteres für kleine Versorgungseinheiten (Größenordnung 20 L/s) umlegbar sind. Technisch gesehen ist das AOP Verfahren grundsätzlich zur Entfernung unterschiedlicher organischer Stoffe einsetzbar (CKW, Pestizide, andere Mikroverunreinigungen), die ortsspezifischen Besonderheiten müssen allerdings jeweils in den Betriebsbedingungen berücksichtigt werden.

Als Beispiel für die Umsetzung wurde die Gemeinde Bad Fischau – Brunn herangezogen, deren betroffener Brunnen in der Mitterndorfer Senke liegt.

Zunächst wurde mittels Datenrecherche die CKW-Belastung in der Mitterndorfer Senke mit besonderem Augenmerk auf Bad Fischau durchgeführt. Daraus ergab sich, dass die Belastung des Grundwassers dieser Gemeinde zwar bereits im Sinken ist, ein gesichertes Einhalten des in der Trinkwasserverordnung vorgeschriebenen Grenzwerts von 10 µg/L jedoch noch nicht gegeben ist. Im nächsten Schritt wurde eine AOP-Versuchsanlage bestehend aus Sauerstoffgenerator, Ozongenerator, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-Dosierung, Reaktions- und Vorlagebehälter in der Gemeinde Bad Fischau errichtet. Seit Februar 2009 läuft die Anlage mit kürzeren Unterbrechungen im Dauerbetrieb.

In einer ersten Phase wurden die einzelnen Bestandteile der Anlage auf Funktionstüchtigkeit, Leistungsfähigkeit und Sicherheit überprüft. Zusätzlich wurden die im WR Bewilligungsbescheid für die Versuchsanlage vorgeschriebenen Proben zur Erfüllung der Auflagen analysiert.

Mit Phase 2 wurde die eigentliche Versuchsphase gestartet. In dieser Phase wurde untersucht, wie hoch die optimale Oxidationsmitteldosierung für eine gesicherte Grenzwerteinhaltung sein muss und welches Verhältnis von H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>:O<sub>3</sub> zum optimalen Abbau der CKW notwendig ist. Mit einer Ozondosierung von 1,5 mg/L und einem Verhältnis (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>:O<sub>3</sub>) von 0,5 g/g wurde ein CKW-Abbau von etwa 70 % erreicht, was einer Konzentration von ca. 3 µg/L entspricht. Der in der Trinkwasserverordnung vorgeschriebene Parameterwert für CKW von 10 µg/L kann mit diesen Einstellungen sicher eingehalten werden. Zudem wurde eine Störfallanalyse durchgeführt, mit dem Ergebnis, dass es auch beim Ausfall der Ozon- oder H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-Dosierung (bei gleichbleibender CKW-Konzentration im Rohwasser) möglich ist, den CKW-Grenzwert einzuhalten. Mit den optimierten Einstellungen wurden Trinkwasservollanalysen durchgeführt. Alle in der Trinkwasserverordnung vorgeschriebenen Parameterwerte wurden eingehalten. Eine Bildung von unerwünschten Oxidationsnebenprodukten (Bromat, AOX) wurde nicht beobachtet.

In Phase 3 wurden zusätzliche Untersuchungen für den Routinebetrieb untersucht. Dies umfasst im Wesentlichen die Beurteilung des Sättigungsindex (Mischbarkeit mit anderen Wässern), des Wiederverkeimungspotentials sowie Durchführung einer Wirtschaftlichkeitsanalyse. Die Berechnung des Sättigungsindex lässt darauf schließen, dass es weder zu Korrosion noch zu Ausfällungen im Leitungsnetz kommen sollte, wenn das aufbereitete Wasser ins bestehende Leitungsnetz eingemischt wird. In Hinblick auf das Wiederverkeimungspotential wurde festgestellt, dass auch bei längeren Stehzeiten nicht mit Verkeimung zu rechnen ist.

Die Kosten der AOP-Anlage werden von den Investitionskosten dominiert, die etwa 2/3 der Gesamtkosten ausmachen. Was die Betriebskosten anbelangt, so werden die spezifischen Kosten umso günstiger, umso besser die Anlage ausgelastet ist und umso höher die Ozonkonzentration im Zugas ist. Eine niedrigere Dosierung von Oxidationsmitteln als die empfohlenen Einstellungen bewirkt nur eine geringfügige Reduktion der Betriebskosten.

Inhalt

## **Inhalt**

<b>KLEIN AOP .....</b>	<b>1</b>
<b>Anpassung und Optimierung des AOP Verfahrens für die Trinkwasserversorgung kleiner Versorgungseinheiten .....</b>	<b>1</b>
<b>KURZFASSUNG .....</b>	<b>1</b>
<b>INHALT .....</b>	<b>3</b>
<b>1 ALLGEMEIN .....</b>	<b>1</b>
1.1 Einleitung .....	1
1.2 Projektziele.....	2
1.3 Projektentwicklung.....	3
<b>2 ZUR CKW-BELASTUNG DER MITTERNDORFER SENKE .....</b>	<b>5</b>
2.1 Einleitung .....	5
2.2 Aufbau und Bedeutung der Mitterndorfer Senke.....	5
2.3 CKW allgemein.....	7
2.3.1 Aufbau und Eigenschaften .....	7
2.3.2 Tetrachlorethen.....	7
2.3.3 Umweltmobilität.....	8
2.4 CKW-Belastung der Mitterndorfer Senke .....	10
2.4.1 Historische Belastung.....	10
2.4.2 Situation in der Mitterndorfer Senke .....	10
2.4.3 Situation in Bad Fischau-Brunn .....	14
2.5 Verfahren zur CKW-Entfernung.....	16
2.5.1 Aktivkohlefiltration.....	16
2.5.2 Strippung .....	17
2.5.3 Erweiterte Oxidation mit Ozon und Wasserstoffperoxid .....	18
2.6 Zusammenfassung Kapitel 2.....	19
<b>3 BESCHREIBUNG DER AOP-ANLAGE .....</b>	<b>20</b>
3.1 Allgemeine Beschreibung der AOP-Anlage.....	20

# Inhalt

<b>3.2</b>	<b>Generelles Fließschema der AOP-Anlage.....</b>	<b>22</b>
3.2.1	Fließweg - Wasser .....	22
3.2.2	Strömungsweg: Ozon .....	25
3.2.3	Strömungsweg; Wasserstoffperoxid.....	28
<b>3.3</b>	<b>Detailbeschreibung der AOP-Anlage .....</b>	<b>29</b>
3.3.1	Sauerstoffherzeugung .....	29
3.3.2	Ozongenerator .....	30
3.3.3	Wasserstoffperoxid - Dosierstation .....	30
3.3.4	Eintrag der Oxidationsmittel .....	31
3.3.5	Reaktionsbehälter und Vorlagebehälter.....	31
3.3.6	Restozonvernichter (ROV).....	32
3.3.1	Messpunkte.....	32
3.3.2	Messstation.....	33
3.3.3	Anlagensteuerung.....	35
3.3.4	Sonstiges .....	36
<b>4</b>	<b>PHASE 1: EINFAHREN UND ÜBERPRÜFEN DER ANLAGE.....</b>	<b>37</b>
<b>4.1</b>	<b>Ziel der Versuchsphase 1 .....</b>	<b>37</b>
<b>4.2</b>	<b>Sicherheitsrelevante Aspekte .....</b>	<b>37</b>
4.2.1	Bau und Ausrüstung .....	37
4.2.2	Betrieb .....	38
4.2.3	Prüfung.....	39
<b>4.3</b>	<b>Überprüfung der Sauerstoffgeneratoren .....</b>	<b>39</b>
<b>4.4</b>	<b>Überprüfung des Ozongenerators .....</b>	<b>41</b>
4.4.1	Generatorleistung .....	41
4.4.2	Generatorsteuerung .....	44
<b>4.5</b>	<b>Überprüfung der Wasserstoffperoxid-Dosierung .....</b>	<b>45</b>
<b>4.6</b>	<b>Überprüfung der Messstation.....</b>	<b>46</b>
4.6.1	Hydraulik.....	46
4.6.2	Sonden.....	47
<b>4.7</b>	<b>Hydraulik der Anlage.....</b>	<b>49</b>
<b>4.8</b>	<b>Reaktordurchmischung.....</b>	<b>50</b>
<b>4.9</b>	<b>Anlagensteuerung .....</b>	<b>53</b>
<b>4.10</b>	<b>Proben und Probenahme.....</b>	<b>53</b>



## Inhalt

4.11	Gesetzliche Auflagen - Rohwasser.....	54
4.12	Gesetzliche Auflagen – Dauerbetrieb.....	55
<b>5</b>	<b>PHASE 2: VERSUCHSDURCHFÜHRUNG.....</b>	<b>56</b>
5.1	Zielsetzungen.....	56
5.2	Phase 2a – Optimierung der O <sub>3</sub> - und H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> – Dosierung und Verhältnisse .....	56
5.2.1	Optimierung der Oxidationsmitteldosierung .....	56
5.2.2	Optimierung des Oxidationsmittelverhältnisses .....	57
5.2.3	Empfehlung für Oxidationsmitteldosierung und -verhältnis .....	58
5.3	Phase 2b – Analyse der Prozessstabilität .....	59
5.3.1	Fall A: Ausfall der Ozonproduktion .....	60
5.3.2	Fall B: Ausfall der H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> -Dosierung .....	60
5.3.3	Fall C: Oxidationsmittel Unter- bzw. Überdosierung bei optimalem Verhältnis .....	61
5.4	Phase 2c – Überprüfung auf unerwünschte Nebenprodukte .....	62
5.4.1	Bromat.....	62
5.4.2	AOX.....	63
5.4.3	Untersuchungen zur Mutagenität und Gentoxizität.....	64
5.5	Trinkwasservollanalyse .....	64
5.6	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen der Versuchsphase 2.....	65
<b>6</b>	<b>PHASE 3: WEITERE UNTERSUCHUNGEN FÜR DEN ROUTINEBETRIEB .....</b>	<b>67</b>
6.1	Verkeimungspotential .....	67
6.2	Entwicklung der CKW-Konzentration im Rohwasser im Versuchszeitraum.....	68
6.3	Wirtschaftlichkeit .....	69
6.3.1	Investitionskosten .....	69
6.3.2	Betriebskosten .....	70
6.3.3	Gesamtkosten: Fallbeispiele .....	71
6.3.4	Vergleich mit der derzeitigen Wasserversorgung.....	73
6.3.5	Schlussfolgerungen .....	74
6.4	Mischungsrechnung.....	74
<b>7</b>	<b>WEITERE SCHRITTE FÜR DEN ROUTINEBETRIEB .....</b>	<b>75</b>
7.1	Anschaffung eines Online-Messgeräts durch die Gemeinde .....	75
7.2	Implementierung der kontinuierlichen Prozessüberwachung.....	75

# Inhalt

7.3	Umsetzung des Konzepts.....	75
7.4	Analytik .....	76
8	ZUSAMMENFASSUNG UND RESÜMEE .....	77
9	DANKSAGUNG .....	80
10	LITERATUR .....	81
11	ANHANG .....	83
11.1	Trinkwasservollanalytik.....	83
11.2	Pestizidanalytik .....	94
11.3	Aufstellung der Messtage und Ergebnisse .....	99
11.4	Fließschema der Versuchsanlage.....	100
11.5	Plan: Reaktions- und Vorlagebehälter.....	101

# Inhalt

## **1 Allgemein**

### **1.1 Einleitung**

Die Versorgung mit Trinkwasser ausreichender Qualität und Quantität zählt zu den zentralen Aufgaben der Siedlungswasserwirtschaft. Trotz des grundsätzlich hohen Wasserdargebots in Österreich treten lokal jedoch Probleme qualitativer und / oder quantitativer Art auf. Treten diese Probleme an Orten mit hoher Bevölkerungsdichte auf, sind umfangreiche technische Maßnahmen für Transport und Aufbereitung unausweichlich. Dies trifft auch auf das Gebiet der Mitterndorfer Senke zu. Grundsätzlich handelt es sich beim Wasser im Grundwasserstrom der Mitterndorfer Senke um qualitativ hochwertiges Wasser, das jedoch mit leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffen (CKW) verunreinigt ist, wodurch die Nutzung als Trinkwasser stark eingeschränkt ist. Wegen der möglichen kanzerogenen Wirkung von CKW wurde in der Trinkwasserverordnung ein Parameterwert für die Summe aus Tri- und Tetrachlorethen von 10 µg/L festgelegt. Kann dieser Wert nicht eingehalten werden, ist für die Nutzung als Trinkwasser die Errichtung einer Aufbereitungsanlage unumgänglich.

Traditionell wird für die Entfernung dieser Substanzen eine Strippung und/oder Aktivkohlefiltration eingesetzt (Beispiel: Trinkwasserwerk Mödling). Diese ist verfahrenstechnisch jedoch auf einen Dauerbetrieb ausgelegt und eignet sich nur sehr bedingt für einen „Ein – Aus“ Betrieb zur Spitzenabdeckung oder als Notwasserversorgung, weil bei längerem Stillstand eine Verkeimung der Aktivkohlefilter auftritt. Als weitere Möglichkeit zur Elimination von chlorierten Kohlenwasserstoffen eignet sich das AOP – Verfahren (Advanced Oxidation Process - die „Verstärkte Oxidation“ durch Ozon und Wasserstoffperoxid). Dieses Oxidationsverfahren ist im österreichischen Lebensmittelbuch (Codex alimentarius austriacus) als zulässiges Aufbereitungsverfahren implementiert. In Österreich wurde mit dem Wasserwerk Moosbrunn (Stadt Wien – MA 31) eine erste derartige Großanlage realisiert (wasserrechtliche Bewilligung 1998). Im Gegensatz zur Aktivkohle eignet sich dieses Verfahren auch für eine diskontinuierliche Betriebsweise und somit zur Abdeckung von Spitzenbedarf aus CKW kontaminierten Rohwässern.

Bis jetzt ist die Aufbereitungsanlage in Moosbrunn die einzige ihrer Art in Österreich. Es gibt derzeit also noch keinerlei Erfahrungen für Umsetzung und Betrieb kleiner Versorgungseinheiten. Bad Fischau wurde als Beispielgemeinde für die Umsetzung in einer kleinen Gemeinde herangezogen. Prinzipiell wurden die Versuche auf eine allgemeine Basis gestellt, sodass das Verfahren (nach Anpassung an die jeweils örtlichen Gegebenheiten) universell für die Entfernung organischer Spurenstoffe aus dem Trinkwasser eingesetzt werden könnte.

## 1.2 Projektziele

Mittels der geplanten Trinkwasseraufbereitung durch verstärkte Oxidation mit Ozon und Wasserstoffperoxid soll das mit CKW verunreinigte Grundwasser aus dem in der Gemeinde befindlichen Brunnen Föhrenwald gefördert, aufbereitet und nutzbar gemacht werden. Die Anlage soll

- über einen Versuchszeitraum von 6 Monaten betrieben werden (Abdeckung Winter-/Sommerbetrieb) und dabei
- eine Optimierung der Betriebsbedingungen und -variablen in Hinblick auf die Wassermatrix der Mitterndorfer Senke
- zur Entfernung der enthaltenen CKW (Tetrachlorethen und Trichlorethen) für eine Nutzung im Rahmen der Trinkwasserversorgung kleiner Versorgungseinheiten anhand der Marktgemeinde Bad Fischau-Brunn optimiert werden.
- Die im Lebensmittelcodex enthaltenen Parameterwerte für Trinkwasser müssen dabei sicher eingehalten werden.

Neben diesen verfahrenstechnischen Aspekten soll auch eine Wirtschaftlichkeitsüberprüfung durchgeführt werden.

Die Anwendung des AOP-Verfahrens für die Trinkwasseraufbereitung allgemein und die Effizienz in Hinblick auf die Entfernung von Schadstoffen, wie sie in der Mitterndorfer Senke auftreten ist auch durch den Praxiseinsatz dokumentiert. In Österreich beschränkt sich bis dato der Einsatz von AOP in der Trinkwasserversorgung auf das Wasserwerk Moosbrunn in der Mitterndorfer Senke, das von der Stadt Wien (MA 31) betrieben wird. Die technische und betriebliche Umsetzung dieser Anlage ist mit einem Durchsatz von 742 L/s jedoch für typisch betroffene Gemeinden in der Mitterndorfer Senke überdimensioniert und kann nicht direkt „downscaled“ werden. Weder Bemessungsansätze, Betriebsweisen noch Kosten können auf einen breiteren Bereich betroffener Kommunen umgelegt werden. Ein Ziel dieses Projekts ist somit auch, basierend auf Informationen aus dem Wasserwerk Moosbrunn, verfahrenstechnische, betriebliche und wirtschaftliche Grundlagen für die technische Umsetzung auf einem kleineren Maßstab zu erheben.

Im gegenständlichen Projekt soll für Gemeinden mit einem Bedarf von ~ 20L/s ein stabiles, einfach zu betreibendes autonomes System untersucht werden, das es ermöglicht, dynamisch auf quantitative Anforderungen zur Spitzenabdeckung zu reagieren oder aber auch zur völligen Abdeckung des Trinkwasserbedarfs aus mit von organischen Stoffen im Mikrogrammbereich verunreinigtem Rohwasser herangezogen werden kann. Damit hat das gegenständliche Projekt nicht nur für die Marktgemeinde Bad Fischau-Brunn, wo die Pilotanlage realisiert wird, eine zentrale Bedeutung.

### **1.3 Projektentwicklung**

Das Projekt KleinAOP wurde seitens des für die Technische Universität Wien zuständigen Finanzgebers Lebensministeriums (Projekt A700067) mit 9.5.2007 bewilligt. Der Projektstart erfolgte mit 1.8.2007. Die positive Bewilligung der Förderung seitens des NÖ-Wasserwirtschaftsfonds (Fördernummer WA4-WWF-210/001-2007) erfolgte mit 31.10.2007. In weiterer Folge erfolgte die Detailplanung und die bauseitig notwendigen Arbeiten durch die Gemeinde vor Ort sowie die Herstellung der Containeranlage und deren Implementierung vor Ort durch die Firma GWT (Gesellschaft für Wasser- und Wärmetechnik GesmbH, Hirtenbergerstraße 1,, 2544 Leobersdorf).

Mit 27.2.2009 war die Versuchsanlage vor Ort soweit in einem technischen Zustand, dass seitens der TU Wien mit den ersten Versuchen der Phase 1 (Einfahrphase, siehe Kapitel 4) begonnen werden konnte. Diese Phase diente zum Testen der Anlage und der Vorbereitung der eigentlichen Versuche in Phase 2 (siehe Kapitel 5). Die Gesamtdauer der Versuche (Phase 1 bis 3) war laut Projektantrag mit 6 Monaten anberaumt. Bei der Erstellung des ursprünglichen Zeitplans waren zwei wesentliche Aspekte für die Festlegung des Versuchszeitraums mit ausschlaggebend: Ein Winterbetrieb zum Sammeln von Erfahrungen für einen Betrieb bei kalten Außentemperaturen sowie Abschluss des Versuchsbetriebs vor Sommer 2009 (Urlaubszeiten).

Durch die im Vorfeld bei der Errichtung der Anlage entstandenen Verzögerungen und den Start der Versuche Anfang März 2009 konnte die rechnerische Versuchsdauer bis Oktober 2009 nicht eingehalten werden, zumal Erfahrungen aus dem Winterbetrieb bis dahin nicht möglich gewesen wären. Aufgrund des notwendigen Tausches der Sauerstoffgeneratoren (als ein Projektergebnis; siehe Kapitel 3.3.1 und 4.3), wurde die Durchführung weiterer Versuche ebenfalls verzögert, sodass die Versuche (inklusive Winterbetrieb und Wirtschaftlichkeitsanalyse) endgültig mit 15.3.2010 abgeschlossen werden konnten.

Der auf Grund der technischen Inbetriebnahme der Versuchsanlage revidierte Zeitplan ist in Tabelle 1 dem ursprünglichen Zeitplan lt. Projektantrag gegenübergestellt.



## **2 zur CKW-Belastung der Mitterndorfer Senke**

### **2.1 Einleitung**

Im Zuge des Projekts soll auch die Situation der CKW-Belastung in der Mitterndorfer Senke erfasst werden.

Zielsetzung der Datenrecherche war nicht die Modellierung des Grundwasserstroms, sondern die Abschätzung der zukünftigen Entwicklung der CKW-Konzentrationen in der Mitterndorfer Senke mit besonderem Augenmerk auf den Standort Bad Fischau-Brunn. Nachdem die CKW-Belastung im Raum Bad Fischau-Brunn der Tetrachlorethen-Belastung gleichzusetzen ist, wird hauptsächlich auf diese Substanz eingegangen.

### **2.2 Aufbau und Bedeutung der Mitterndorfer Senke**

Bei den in diesem Kapitel folgenden Betrachtungen handelt es sich im Wesentlichen um eine inhaltliche Zusammenfassung folgender Literaturstellen: (Berger, 1989; Seidlberger und M.Tschulik, 1992).

Die Mitterndorfer Senke (im Folgenden: Senke) befindet sich südlich von Wien. Ihre Achse erstreckt sich von Neunkirchen im S-W bis Wienerherberg-Schwadorf im N-O. Mit einer Längsausdehnung von etwa 50 km und einer Breite von bis zu 8 km erreicht sie Tiefen von stellenweise bis zu 150 m. Geologisch gesehen handelt es sich bei der Senke um eine zugesotterte Wanne, die vom Grundwasser in S-N-Richtung durchflossen wird (siehe Abbildung 1).

Die Hydrologie betreffend kann sie in drei grobe Abschnitte gegliedert werden. Der Bereich zwischen Neunkirchen und Wr. Neustadt übernimmt die Aufgaben der Grundwasserneubildung und –abgaberegulierung. Die Grundwasserneubildung erfolgt hauptsächlich über Versickerung des Schwarza-Pitten-Leitha-Gewässerkomplexes und über Grundwasserzuflüsse über den Senkenabbruch in SW-Richtung, und nur untergeordnet über Niederschläge. Zusätzlich zur hauptspeichernden Rinne existieren in diesem Abschnitt der Senke zahlreiche mehr oder weniger unabhängige Speicher und Wannan an der Senkenbasis. Das Sammelvermögen liegt in diesem Senkenabschnitt über dem Erneuerungspotential. Der Grundwasserspiegel liegt demnach weit unter der Geländeoberkante.

Im Senkenabschnitt von Wr. Neustadt bis Ebenfurth/Neurißhof steht die Speicherfunktion im Vordergrund. Der Grundwasserspiegel kommt bereits näher an die Geländeoberfläche heran – Interaktionen zwischen Gewässern und Grundwasser treten allerdings noch nicht auf.

Im nördlichsten Abschnitt zwischen Ebenfurth/Neurißhof und Wienerherberg befindet sich der grundwasserausstoßende Teil der Senke. Das Grundwasser reicht hier bis wenige Meter unter



die Geländeoberkante heran und tritt teilweise an der Oberfläche aus. In diesem Abschnitt laufen so gut wie keine grundwassererneuernden Vorgänge ab. Er wird fast ausschließlich vom Grundwasserstrom aus SW Richtung gespeist. Grundwassererneuerung aus Niederschlägen und Versickerung spielt quantitativ eine untergeordnete Rolle. Niederschläge sind jedoch im Bezug auf den Schadstofftransport nicht außer Acht zu lassen.

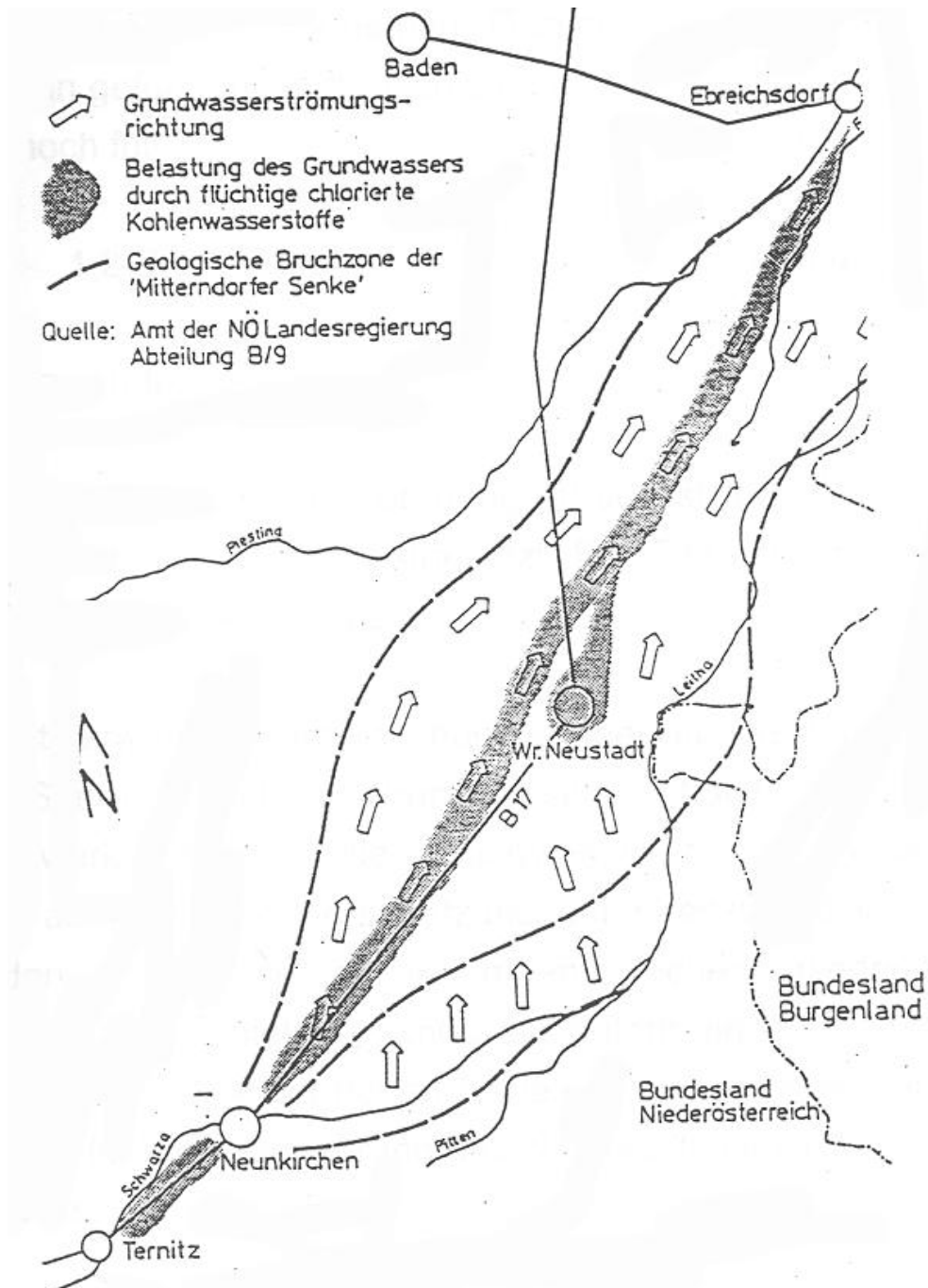


Abbildung 1: Die Mitterndorfer Senke (aus: Pescheck und Herlicska, 1990).

Die in der Senke gespeicherte Wassermenge wird größenordnungsmäßig auf die beachtliche Menge von 2300 Mio. m<sup>3</sup>, was etwa dem Volumen des Traunsees entspricht, geschätzt und hat somit eine enorme Bedeutung als regionaler Grundwasserspeicher. Wegen der zahlreichen Einflussgrößen ist die Schätzung der Durchflussgeschwindigkeit sehr schwierig. Konservativen Schätzungen zufolge kann sie mit 1-2 km/a angenommen werden. (Berger, 1989; Seidlberger und M.Tschulik, 1992)

### 2.3 CKW allgemein

Bei den in diesem Kapitel folgenden Erläuterungen handelt es sich im Wesentlichen um eine inhaltliche Zusammenfassung der Literaturstellen (Boos, Prey, *et al.*, 1986) und (Bolzer, 1983).

#### 2.3.1 Aufbau und Eigenschaften

Bei CKW (Chlorierte Kohlenwasserstoffe oder Chlorkohlenwasserstoffe) handelt es sich um organische Verbindungen. Sie besitzen ein Kohlenwasserstoff-Grundgerüst bei dem ein oder mehrere Wasserstoff-Atome durch Chlor-Atome ersetzt sind. Die Einführung eines Chloratoms in das Kohlenstoffgerüst hat oft eine Verringerung der Brennbarkeit einer organischen Verbindung zur Folge. Chlororganika werden deshalb häufig als nicht brennbare organische Lösungsmittel, Hydrauliköle und Kältemittel eingesetzt. Sie finden auch als Synthesestufen oder Pflanzenschutzmittel Verwendung.

Mit zunehmendem Chlorierungsgrad wächst die Stabilität und die Lipophilie (Fettlöslichkeit) der Substanzen. Der Abbau durch Mikroorganismen wird dadurch erschwert und die zum Abbau der Substanzen notwendige Aktivierungsenergie erhöht sich. Die erhöhte Hydrophobie (Wasserunlöslichkeit) der Substanzen bewirkt außerdem eine Anreicherung in tierischem Fettgewebe.

Zwei Gruppen, die im Zusammenhang mit Trinkwasser eine große Bedeutung haben sind Trihalogenmethan, das bei der Chlorung von organisch höher belastetem Rohwasser entstehen kann und die Gruppe der leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffe. Zu dieser Gruppe gehören unter anderem Trichlorethen, Tetrachlorethen, Trichlorethan und Dichlormethan (Boos, Prey, *et al.*, 1986).

#### 2.3.2 Tetrachlorethen

Im Zusammenhang mit der Trinkwasseraufbereitung in der Mitterndorfer Senke ist vor allem Tetrachlorethen als dominierender und vielfach einziger nachweisbarer CKW von Bedeutung. Dabei handelt es sich um eine farblose, nicht brennbare, flüchtige Flüssigkeit, deren Dämpfe schwerer als Luft sind. Alle vier im Kohlenwasserstoff-Gerüst vorhandenen Wasserstoffatome wurden durch Chloratome ersetzt (siehe Abbildung 2)

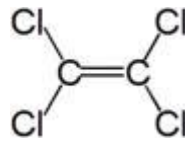


Abbildung 2: Strukturformel von Tetrachlorethen.

Tetrachlorethen ist ein Lösungsmittel, das in der Textil-, optischen und in der Metallindustrie Anwendung findet. Wegen seines hohen Fettlösevermögens wird es dort als Entfettungsmittel verwendet. Eine weitere bedeutende Anwendung ist die chemische Reinigung.

Trotz vieler positiver Eigenschaften hat Tetrachlorethen schwerwiegende Auswirkungen auf die Gesundheit. Inhalation, orale Aufnahme und Aufnahme von Tetrachlorethen über die Haut wirkt toxisch auf das Nervensystem und die Nieren. Die Exposition von Tetrachlorethen kann eine Irritation der Atemwege, Kopfschmerzen, Gedächtnisverlust, Müdigkeit, die bis zur Ohnmacht reichen kann, verursachen und bis zum Tod führen. Obwohl auch 2009 noch keine hinreichenden Untersuchungen vorlagen, besteht der dringende Verdacht, dass Tetrachlorethen kanzerogen wirkt (2009).

### 2.3.3 Umweltmobilität

CKW können auf unbeabsichtigte (Transportunfälle, defekte Lagerbehälter, Verschüttung etc.), beabsichtigte (Ablassen ins Erdreich und ins Kanalnetz, etc.) und unvermeidbare Weise (Niederschlag durch atmosphärische Deposition) in die Umwelt gelangen. Aufgrund seiner weiten Verbreitung in Industrie und Gewerbe und einer hohen Umweltmobilität gehört Tetrachlorethen zu den Hauptkontaminanten des Grundwassers aus der Gruppe der CKW.

Beim Eintrag von CKW in den Grundwasserkörper muss unterschieden werden, ob sich der Kontaminationsherd in einer wassergesättigten oder in einer ungesättigten Bodenzone befindet. Weiters ist die Durchlässigkeit des Bodens und somit der Feinkornanteil bzw. der Anteil an organischen Substanzen im Boden für die Ausbreitung der CKW relevant. Je Größer diese Anteile sind, umso größer ist auch das Rückhaltevermögen und umso geringer die Ausbreitung. Allerdings können CKW aus Zonen mit hohem Rückhaltevermögen über lange Zeiträume ausgewaschen werden.

Befindet sich der Kontaminationsherd in der ungesättigten Bodenzone, besteht die Gefahr, dass CKW durch Auswaschung infolge von Niederschlag oder von Grundwasserschwankungen ins Grundwasser gelangen (Abbildung 3a). Werden CKW in dieser Zone zurückgehalten, kann die Kontamination periodisch (z.B. immer bei Niederschlag) auftreten und sich so über sehr lange Zeiträume erstrecken. Der Eintrag ist maßgeblich vom Niederschlag abhängig.

Befindet sich der Kontaminationsherd in der gesättigten Zone, findet eine kontinuierliche Abgabe der CKW an das Grundwasser statt (Abbildung 3b).

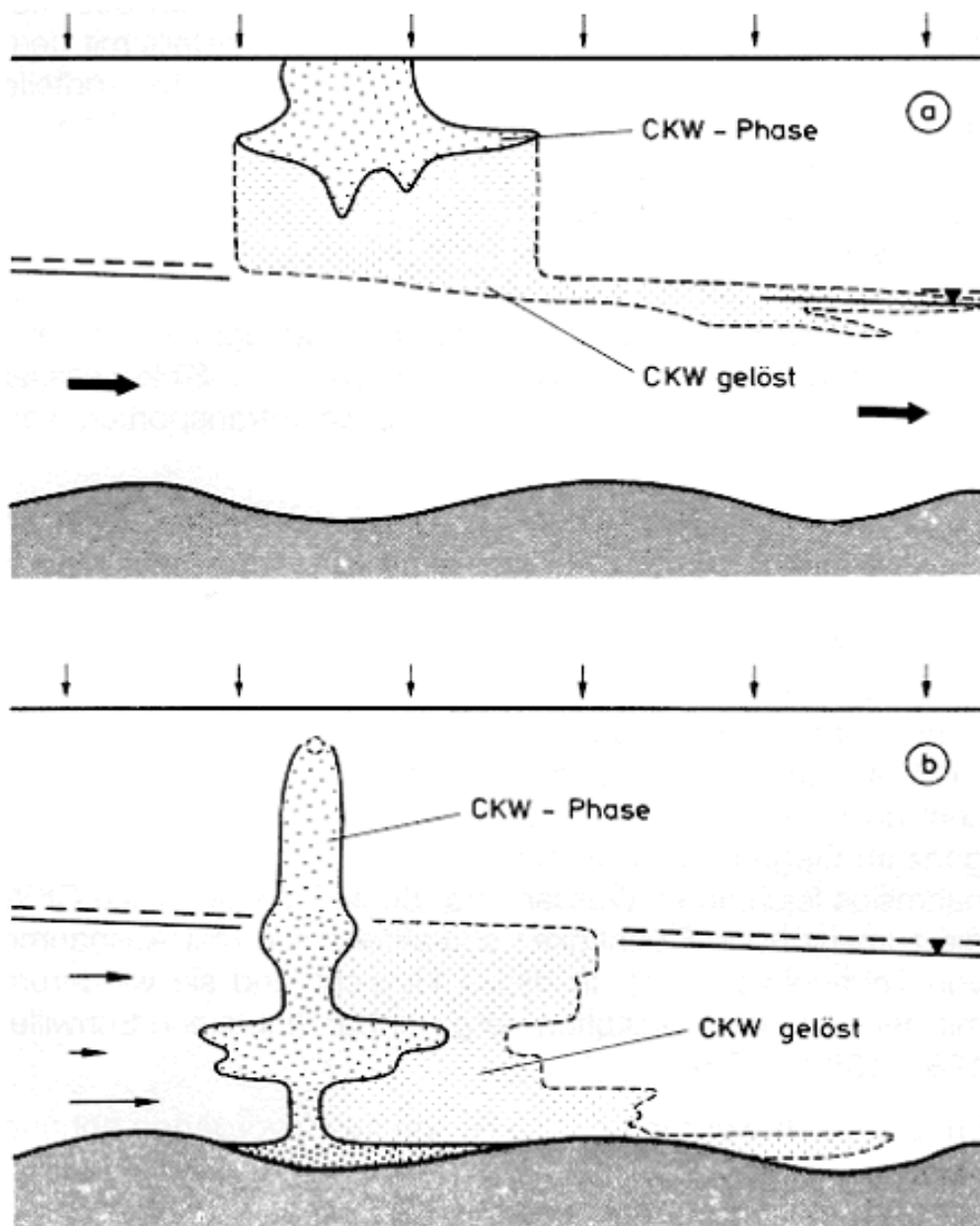


Abbildung 3: Ausbreitung CKW in flüssiger Phase: a) CKW-Kontaminationsherd in der ungesättigten Zone; b) CKW-Kontaminationsherd in der gesättigten Zone (Bolzer, 1983).

CKW sind wie oben beschrieben sehr beständige Verbindungen – von einem biologischen oder physikalischen Abbau im Boden ist demnach nicht auszugehen (Boos, Prey, et al., 1986).

## **2.4 CKW-Belastung der Mitterndorfer Senke**

### 2.4.1 Historische Belastung

Bis Anfang der 1980er wurden CKW-haltige Chemikalien großzügig in Industrie, Gewerbe und auch im privaten Bereich verwendet. Auch in Industriebetrieben, die in der Mitterndorfer Senke angesiedelt sind, kamen sie vor allem in der metallverarbeitende Industrie und der Chemieindustrie im Raum Ternitz und Wr. Neustadt zum Einsatz. Auch durch Putzereien in den Ballungsräumen kam es zu einer ausgedehnten Belastung mit CKW. Weitere Kontaminierungsherde waren Deponien, auf denen CKW Abfälle unzureichend gesichert entsorgt wurden und somit ebenfalls zur Verbreitung von CKW ins Grundwasser beitrugen. Als bedeutendste Deponie sein in diesem Zusammenhang die Fischerdeponie genannt.

Nach einem tödlichen Arbeitsunfall 1981 auf dem Werksgelände der damaligen JLC-Chemie in Wr. Neustadt wurde die CKW-Problematik zu öffentlichem Interesse. Durch umfassende Sanierungsmaßnahmen, sowohl in den Industriebetrieben als auch auf den Deponien, wurden die „Hotspots“, von denen die Kontamination des Grundwassers ausging, entschärft. Für Putzereien wurde ein Recycling-System für CKW-haltige Abwässer eingeführt. Ein flächendeckendes Messnetz zur Überwachung der CKW-Belastung wurde für den Raum Mitterndorfer Senke etabliert.

Zu diesem Zeitpunkt waren allerdings bereits große Mengen an CKW vom Grundwasserstrom ausgeschwemmt worden, die sich nun in Form einer Fahne mit dem Grundwasserstrom von SW nach NO bewegen. Aufgrund der Persistenz dieser Substanzen ist nicht mit einem Abbau, sondern mit einer lange anhaltenden Belastung des Grundwassers zu rechnen (Seidlberger und M.Tschulik, 1992; Moser, 2007).

### 2.4.2 Situation in der Mitterndorfer Senke

Ein Teil dieses Projektes ist es, die momentane Situation der CKW-Belastung in der Mitterndorfer Senke zu skizzieren. In Abbildung 4 sind die Daten von 93 Messstellen über einen Zeitraum von 20 Jahren dargestellt. Dabei sind auf der x-Achse die Nummern der vorhandenen Messstellen angegeben, auf der y-Achse sind die Jahre angegeben, von denen Messwerte vorliegen. Nach Beginn der CKW-Messungen Anfang der 1980er Jahre wurde das Messnetz Anfang der 1990er Jahre weiter verfeinert. Die Standorte der Messpunkte sind in Abbildung 5 ersichtlich.

2 zur CKW-Belastung der Mitterndorfer Senke  
 2.4 CKW-Belastung der Mitterndorfer Senke

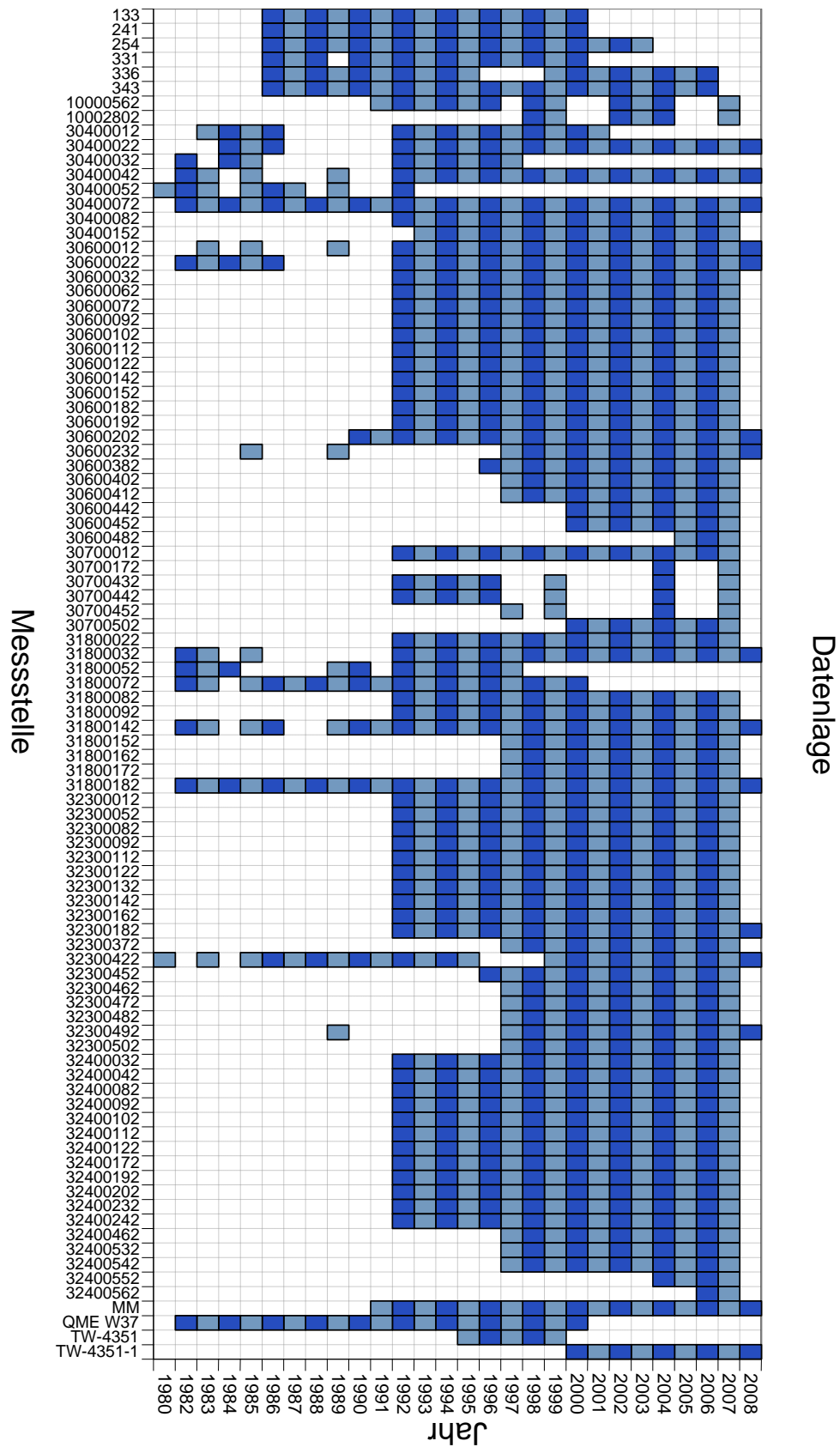


Abbildung 4: Datenverfügbarkeit für Messstellen der Mitterndorfer Senke (Nr= Messstellencode)

In Abbildung 5 sind die Messpunkte in einen geographischen Zusammenhang mit der Senke gebracht. Dargestellt sind zudem die Messwerte für Tetrachlorethen, das die größte Relevanz besitzt. Mit einer roten unterbrochenen Linie sind die Abbruchkanten der Senke eingezeichnet. Blaue Messpunkte bezeichnen einen Mittelwert (aller Messwerte) von  $< 1 \mu\text{g/L}$  und zeigen somit die Nullstellen im Gebiet an. Die rote Kodierung bedeutet, dass ein steigender Tetrachlorethen Trend zu beobachten war oder nach wie vor ist. Grün deutet auf gegenwärtig fallende Konzentrationen hin. Sind Punkte mit Grün und Rot markiert bedeutet das, dass die Maximalkonzentration von Tetrachlorethen bereits vorüber ist. Orange Punkte bezeichnen eine Konzentration von  $> 5 \mu\text{g/L}$  (Mittelwert 2005-2008), womit der Grenzwert von  $10 \mu\text{g/L}$  derzeit noch nicht sicher eingehalten werden kann.

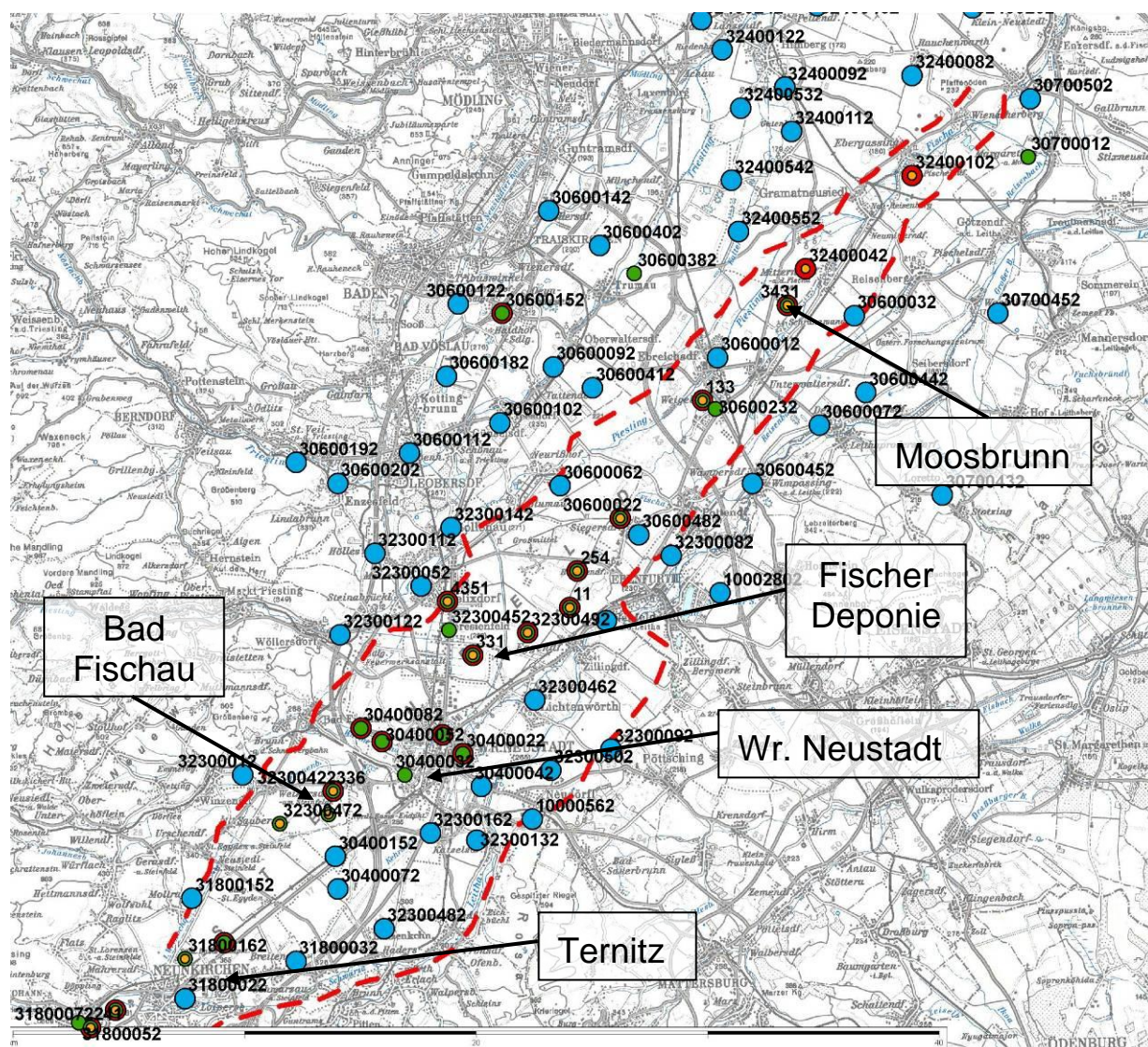


Abbildung 5: Mittelwerte (2005-2008) Tetrachlorethen in der Mitterndorfer Senke

Blau= (Mittelwert  $< 1 \mu\text{g/L}$ ); Rot= Konzentration steigend; Grün= Konzentration fallend; Orange= Mittelwert der Konzentrationen 2005-2008  $> 5 \mu\text{g/L}$ ; rote unterbrochene Linie=Umrandung der Mitterndorfer Senke.

Durch die Darstellung der Hauptkontaminationsherde (Ternitz, Wr. Neustadt, Fischer Deponie) ist die durchziehende Welle gut erkennbar. Während im südlichen Teil der Senke die Konzentrationen bereits wieder am Sinken sind, steigen sie stromaufwärts im Bereich Moosbrunn noch an.

Abbildung 6 zeigt nochmals die Mitterndorfer Senke mit den Messungen für Tetrachlorethen. Dargestellt werden die Tetrachlorethen-Mittelwerte von 2005-2008. Dunkelgrün markierte Punkte bedeuten, dass der Grenzwert mehr als 100-fach unterschritten wird, in hellgrünen Punkten wird er 10-fach unterschritten. Die Mittelwerte in gelben Punkten liegen zwischen einer 10-fachen Unterschreitung und dem gesetzlich vorgegebenen Grenzwert von 10 µg/L. Rot bedeutet eine bis zu 10-fache Überschreitung des Grenzwertes und dunkelrot (keine Punkte) würde bedeuten, dass der Grenzwert mehr als 10-fach überschritten wird.

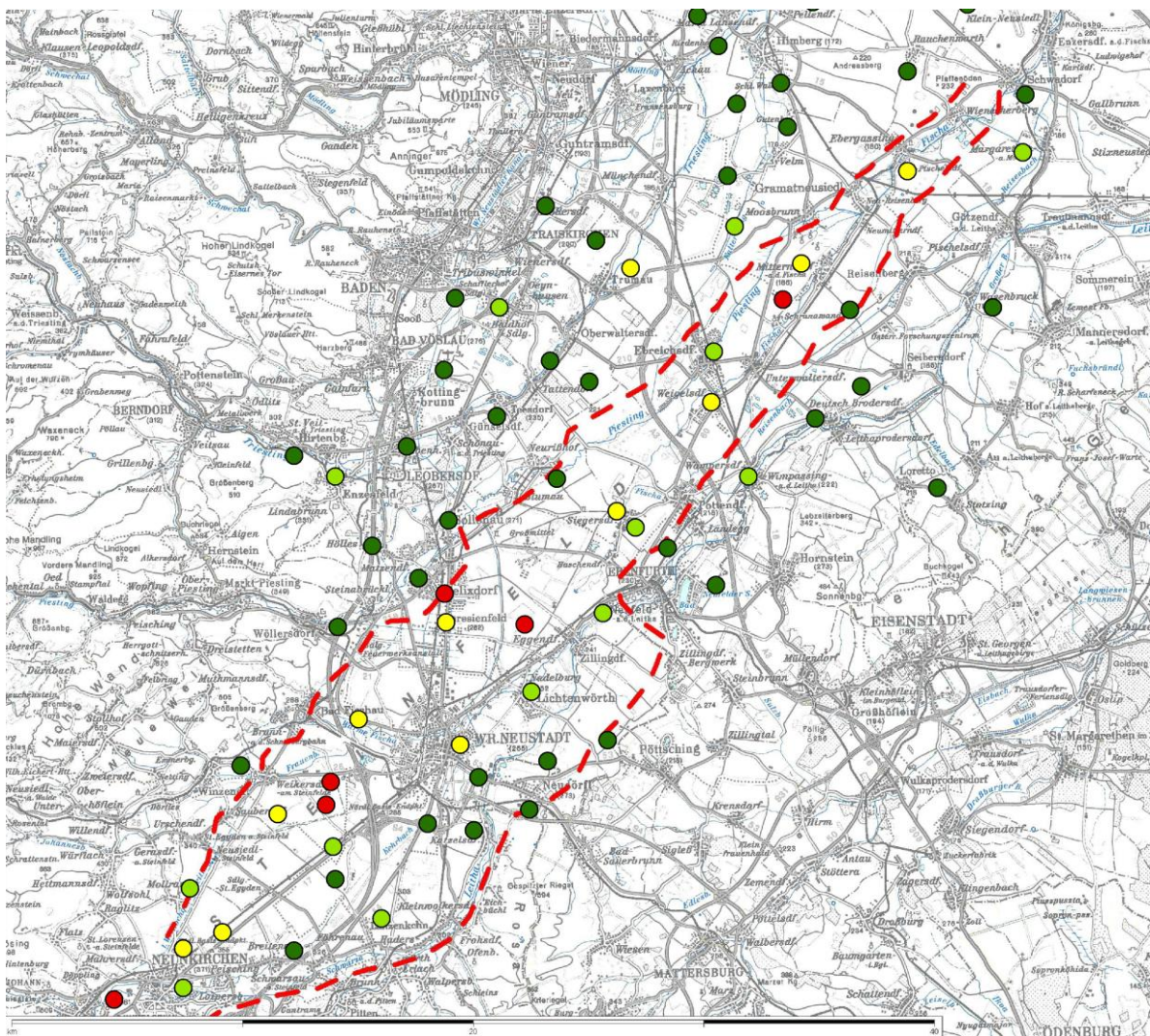


Abbildung 6: Tetrachlorethen Mittelwerte (MW) 2005-2008

Dunkelgrün:  $MW \leq GW/100$ ; Hellgrün:  $GW/10 < MW \leq GW/10$ ; Gelb:  $GW/10 < MW \leq GW$ ; Rot:  $GW < MW \leq GW*10$ ; Dunkelrot:  $MW > GW*10$ ; GW = Grenzwert (10 µg/L)



### 2.4.3 Situation in Bad Fischau-Brunn

In der Marktgemeinde Bad Fischau-Brunn leben derzeit ca. 3.000 Einwohner (EW) und etwa 700 Einwohner mit Zweitwohnsitz. In den nächsten 5-7 Jahren wird mit einem Bevölkerungszuwachs von 8-10 % gerechnet.

Die zentrale Wasserversorgung in Bad Fischau-Brunn setzt sich aus mehreren Anlageteilen zusammen: Die Gemeinde wird hauptsächlich durch den Brunnen Trift II versorgt, dessen Wasser aufgrund der hohen Nitratbelastung mit anderem Wasser (Thermalquelle, Wiener Hochquellwasser) vermischt werden muss.

Die Brunnenanlage Föhrenwald mit einer Fördermenge von derzeit 66 m<sup>3</sup>/h ist seit 1982 aufgrund der CKW-Belastung nicht mehr in Betrieb. Für die Absicherung der Trinkwasserversorgung bei Wasserknappheit wird eine gemeindeinterne Lösung mittels der Aufbereitung des Wassers aus dem Brunnen Föhrenwald auf jeden Fall angestrebt.

In Abbildung 7 werden die Jahresmittelwerte von Tetrachlorethen für Bad Fischau und die im Grundwasserstrom stromaufwärts liegenden Messstellen dargestellt.

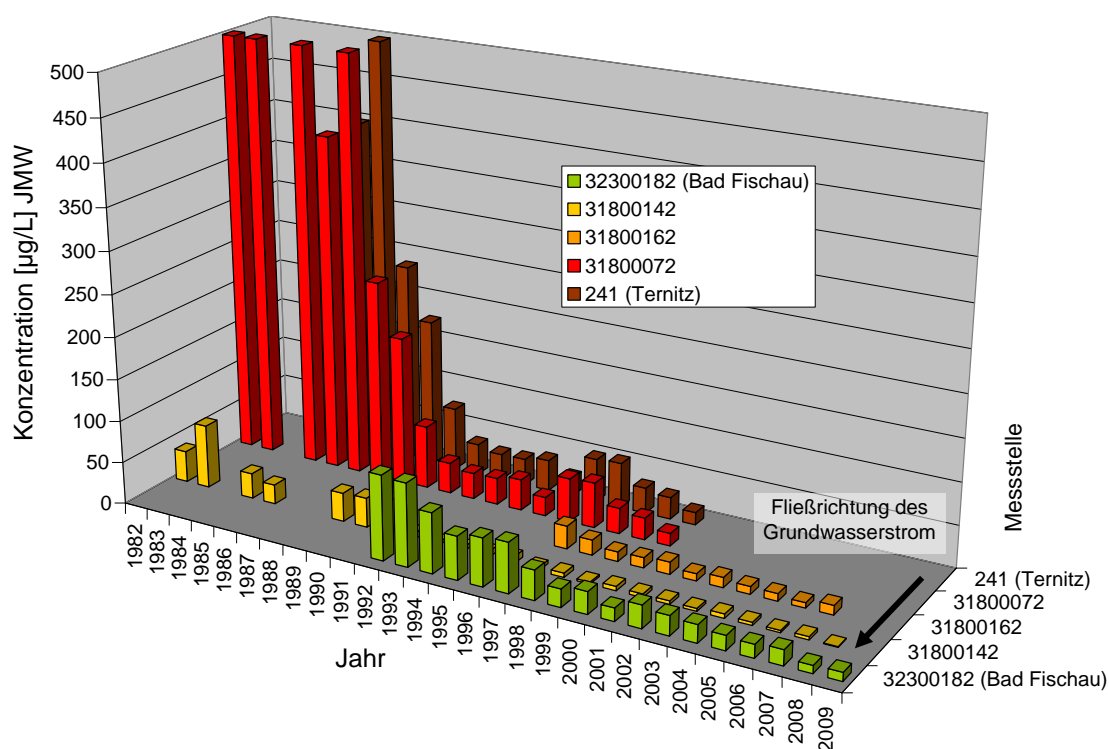


Abbildung 7: Jahresmittelwerte der Tetrachlorethen-Konzentrationen in Bad Fischau und in den im Grundwasserstrom stromaufwärts gelegenen Messpunkten.

Der Kontaminationsherd in Ternitz bildet den südlichsten Punkt in der Darstellung. Aufgrund der hohen Konzentrationen in den beiden bei Ternitz liegenden Messstellen (241 und 31800072) von > 4.500 µg/L wurde Abbildung 7 mit 500 µg/L gedeckelt dargestellt.

Mit der in Kapitel 2.2 angenommenen Fließgeschwindigkeit (1-2 km/Jahr) und einer Entfernung von etwa 12 km Entfernung (Luftlinie) zwischen Ternitz und Bad Fischau, kann davon ausgegangen werden, dass das Konzentrationsmaximum, das von Ternitz zu erwarten ist, bereits durch Bad Fischau durchgezogen ist. Unter der gegebenen Datenlage ist eine Erhöhung der Tetrachlorethen - Konzentration in Bad Fischau in Zukunft nicht zu erwarten.

Für Bad Fischau liegen Messungen seit dem Jahr 1992 vor. Wie aus Abbildung 8 zu erkennen ist, befand sich die Tetrachlorethen-Konzentration zu diesem Zeitpunkt bereits im Sinken und liegt momentan um den Grenzwert von 10 µg/L. In Abbildung 8 sind die Messwerte für Tetrachlorethen und eine Regression angegeben. Zusätzlich ist der Grenzwert (rote Linie bei 10 µg/L) und ein „Sicherheitswert“ (unterbrochene, orange Linie bei 5 µg/L) dargestellt.

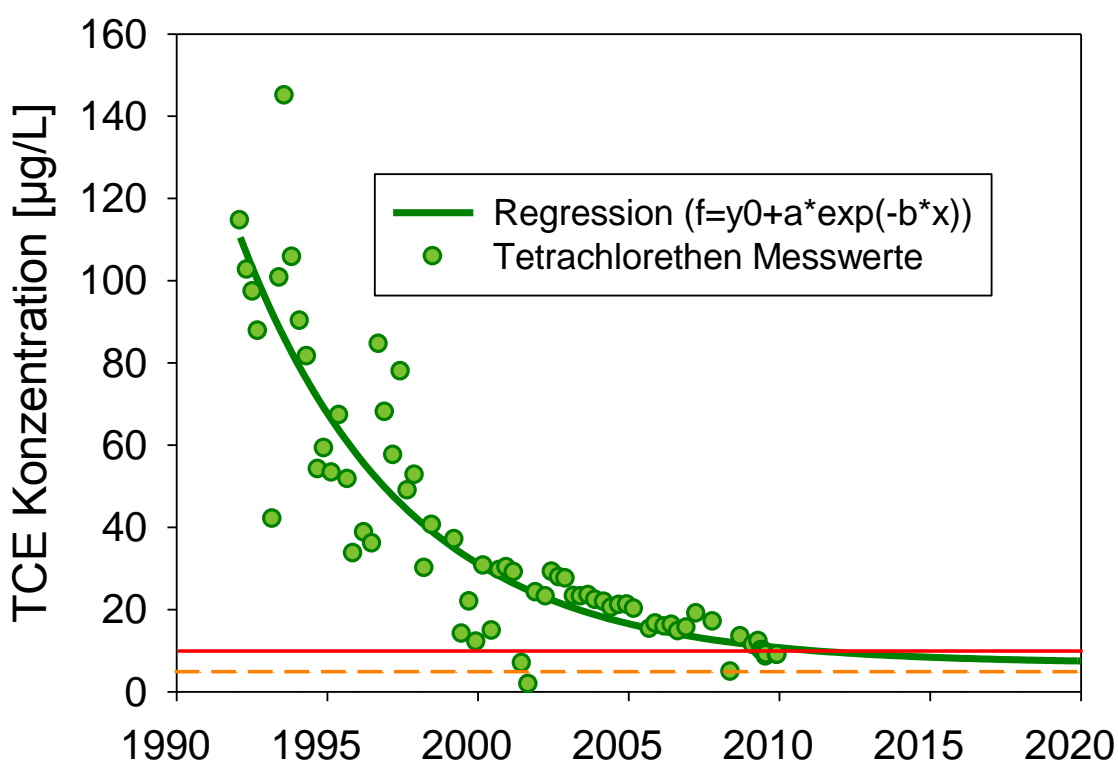


Abbildung 8: Entwicklung der Tetrachlorethen (TCE)-Konzentration in Bad Fischau, rote Linie: Grenzwert für Tetrachlorethen (10µg/L), orange, unterbrochene Linie: Sicherheitswert (=1/2 Grenzwert=5 µg/L)

Aufgrund der vorliegenden Datenlage (starke Fluktuation in den 1990er-Jahren, Linearität seit 2001), ist eine Prognose der zukünftigen Entwicklung der CKW Konzentrationen in Bad Fischau stark von der gewählten Regression abhängig. Aus diesem Grund ist es im Rahmen dieses Projekts nicht exakt vorhersehbar, wann die Tetrachlorethen-Konzentration tatsächlich gesichert unter dem Grenzwert bleiben wird.

## 2.5 Verfahren zur CKW-Entfernung

Zur Entfernung von CKW aus dem Grundwasser gibt es eine Reihe von technischen Methoden, die in Zuge einer Vorstudie (Deckardt, 2003) zu diesem Projekt untersucht wurden. In diesem Kapitel erfolgt eine diesbezügliche Zusammenfassung:

### 2.5.1 Aktivkohlefiltration

Seit 1930er Jahren werden Aktivkohlefilter zur Trinkwasseraufbereitung eingesetzt. Dabei wird jene physikalische Eigenschaft ausgenutzt, dass Stoffe – darunter auch Pestizide und CKW – an geeigneten Oberflächen adsorbiert werden können. Aktivkohle mit einer inneren Oberfläche von bis zu 1000 m<sup>2</sup>/g eignet sich besonders gut für diesen Prozess. Ist der Filter vollständig beladen, kann er regeneriert und wiederverwendet werden.

An Aktivkohle werden nicht nur Spurenstoffe wie Pestizide und CKW, die im Trinkwasser üblicherweise im µg-Bereich vorkommen adsorbiert, sondern auch andere organische Stoffe (Huminstoffe, DOC, NOM, etc.), die in wesentlich höheren Konzentrationen (mg-Bereich) vorkommen. Dies führt zu einer Beladung des Aktivkohlefilters mit Stoffen, die nicht unbedingt aus dem Trinkwasser entfernt werden müssen, was wiederum eine frühzeitige Regeneration der Aktivkohle nötig macht (Werderitsch, 1998). Dieses organische Material sowie die an der Aktivkohle anwachsenden Bakterien (Biofilm) machen in einem gewissen Umfang eine Aktivkohlefiltration immer auch zu einem biologischen System. Kommt es zu längeren Betriebsunterbrechungen, ist eine Belastung des Trinkwassers mit ausgeschwemmten Keimen möglich. (Deckardt, 2003) weist folgende Vor- bzw Nachteile für die Aktivkohlefiltration aus:

#### Vorteile

- Einfaches und sicheres Verfahren
- Lange Erfahrung im Trinkwasserbereich
- Komplette Entfernung der CKW möglich → Keine Bildung von Trihalogenverbindungen bei der anschließenden Desinfektion mit Chlorgas
- Entfernung von anderen organischen Substanzen wie z.B. Pestiziden, Huminstoffe, Geruchs- und Geschmacksstoffe
- Geringer Aufwande für Betriebspersonal

#### Nachteile (Deckardt, 2003)

- Regeneration der Aktivkohle erforderlich
- Häufige Regeneration bei hohen Schadstoff-Konzentrationen → Erhöhung Betriebskosten
- Verkeimungsgefahr bei Betriebsunterbrechungen

### 2.5.2 Strippung

Bei der Strippung werden flüchtige organische Verbindungen durch Ausblasen von der flüssigen in die gasförmige Phase übergeführt. Dies wird dadurch bewerkstelligt, das Wasser über eine mit grobkörnigem Material befüllte Kolonne geleitet wird. Luft wird gleichzeitig im Gegenstromverfahren eingeblasen. Während dieser innigen Durchmischung von Luft und Wasser, gehen flüchtige Stoffe von der flüssigen in die gasförmige Phase über. Die Abluft kann dann entweder direkt an die Umgebung abgegeben werden, oder wird, um die Belastung der Umgebung mit Schadstoffen zu vermeiden, zuerst über einen Aktivkohlefilter gereinigt.

Beim Strippverfahren werden nicht nur flüchtiger organischer Stoffe ausgetrieben, sondern auch  $\text{CO}_2$ . Zur Wiederherstellung des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichts muss dieses  $\text{CO}_2$  im Anschluss an das Verfahren in einem eigenen Behälter wieder zudosiert werden. Aufgrund der Unterbrechung der Druckleitung, ist nach der Strippung ein Pumpwerk nötig, um das aufbereitete Wasser in den Hochbehälter zu befördern. (Deckardt, 2003) weist folgende Vor- bzw Nachteile für die Strippung aus:

#### Vorteile

- Einfaches und sicheres Verfahren
- Einsatz des Verfahrens bei langen Stillstandszeiten möglich
- Keine aufwendige Kontrolle erforderlich (außer  $\text{CO}_2$ -Dosierung)
- Relativ geringe laufende Kosten (abhängig von  $\text{CO}_2$ -Dosierung)
- Geringer Aufwand für das Bedienungspersonal

#### Nachteile

- Verlagerung der flüchtigen Stoffe vom Wasser in die Luft → zusätzlicher Reinigungsaufwand durch Aktivkohlefilter für Abluft
- Maximale Abbauleistung 70-75 %
- Bildung von Trihalogenverbindungen bei Chlorgasdosierung möglich; Alternativ: Umrüstung von Chlorgas- zu Chlordioxiddesinfektion → kostenintensiv
- $\text{CO}_2$ -Dosierung zur Wiederherstellung des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichts notwendig.

### 2.5.3 Erweiterte Oxidation mit Ozon und Wasserstoffperoxid

Das AOP-Verfahren (Advanced Oxidation Process bzw. erweiterte Oxidation) hat zum Ziel Wasserinhaltsstoffe zu oxidieren. Umso höher das Oxidationspotential der Oxidationsmittel ist, umso effizienter kann die Oxidation von sich gehen. Das höchste Oxidationspotential haben Hydroxylradikale (OH-Radikal), die rasch und unselektiv reagieren, im Wasser allerdings unbeständig sind. Diese Radikale können aus Ozon ( $O_3$ ) oder Wasserstoffperoxyd ( $H_2O_2$ ) entstehen. Durch die Kombination zweier Oxidationsmittel, wird die Entstehung von OH-Radikalen gefördert. Häufige Kombination von Oxidationsmittel sind  $O_3$  mit  $H_2O_2$ ,  $O_3$  mit UV und  $H_2O_2$  mit UV (Werderitsch, 1998, Kreuzinger 2009)

In Österreich gibt es derzeit eine Trinkwasseraufbereitungsanlage, die mit erweiterter Oxidation aus  $O_3$  und  $H_2O_2$  betrieben wird. Diese Anlage befindet sich in Moosbrunn (Mitterndorfer Senke) und wird von den Wiener Wasserwerken betrieben. Das Verfahren wurde von der Wasserrechtsbehörde und der Lebensmittelbehörde als geeignet für den Abbau von CKW anerkannt. Die wasserrechtliche Bewilligung erfolgte 1998.

Durch jeden Oxidationsprozess kann es zur Bildung von Nebenprodukten kommen. Aus diesem Grund ist eine ausführliche Untersuchung des Prozesses z.B. in Form einer Pilotanlage und des aufbereiteten Wassers notwendig. (Deckardt, 2003) weist folgende Vor- bzw Nachteile für das AOP Verfahren aus:

#### Vorteile

- Vollständige Oxidation (Abbau in Salze und  $CO_2$ ) von CKW möglich → keine Regeneration (AK-Verfahren) bzw. Luftreinigung (Strippung) nötig.
- Einsatz der Verfahrens mit längeren Stehzeiten möglich
- Theoretisch: Beliebig hohe CKW-Entfernung

#### Nachteile

- Kommt es zur Bildung von Nebenprodukten → Nachbehandlung notwendig (z.B. Aktivkohlefiltration)
- Umso höher die Entfernrungsrate (Oxidationsmitteldosierung) umso höher werden die Betriebskosten
- Bildung von Trihalogenverbindungen bei Chlorgasdosierung möglich; Alternativ: Umrüstung von Chlorgas- zu Chlordioxidinfektion → kostenintensiv
- Hohe Anforderungen an das Betriebspersonal (komplexes Verfahren)
- Hohe Anforderungen an die Systemüberwachung

## 2.6 Zusammenfassung Kapitel 2

- Die Mitterndorfer Senke ist geologisch gesehen ein zugeschotterter Grabenbruch mit einer beachtlichen, sich stets erneuernden Grundwasserreserve.
- Aufgrund von Altlasten (Chemie- und Metallverarbeitende Industrie, chemische Reinigung) ist ein Teil dieses Grundwassers mit CKW Verunreinigungen (vor allem Tetrachlorethen) belastet.
- Zur Nutzung des belasteten Grundwassers als Trinkwasser müssen die organischen Verunreinigungen auf den vom Gesetz vorgeschriebenen Grenzwert reduziert werden. Dies kann mit unterschiedlichen Verfahren (Strippung, Aktivkohlefiltration, AOP-Verfahren) bewerkstelligt werden.
- Das AOP-Verfahren (erweiterte Oxidation) wird bereits erfolgreich in einer Aufbereitungsanlage von den Wiener Wasserwerken (MA 31) in Moosbrunn zur Entfernung von CKW angewendet.
- Ziel des Projektes war es, die in Moosbrunn gesammelten Erfahrungen mit einer Großanlage auch für kleinere Einheiten (Gemeinden) nutzbar zu machen. Dafür sollte eine kompakte AOP-Anlage zur Entfernung von organischen Verunreinigungen (in geringen Konzentrationen) entwickelt werden, die flexible und mit möglichst geringem Aufwand an jedem beliebigen Ort installiert werden kann.
- Als Beispielgemeinde für die Implementierung einer solchen Kompakt-Anlage wurde die in der Mitterndorfer Senke gelegene Gemeinde Bad Fischau-Brunn (ca. 3.000 Einwohner) gewählt. Ein mit CKW (in diesem Fall ausschließlich Tetrachlorethen) belasteter Brunnen soll dort für die Abdeckung des Spitzenverbrauchs nutzbar gemacht werden.
- Seit Beginn der Messungen in Bad Fischau im Jahr 1992 sind die Tetrachlorethenkonzentrationen im Sinken. Bis jetzt kann der Grenzwert von 10 µg/L noch nicht gesichert eingehalten werden. Da eine Prognose, wann dieser Wert gesichert eingehalten werden kann, ist aufgrund der vorliegenden Datenlage (schwankende Werte) stark von der gewählten Regression abhängig und aus diesem Grund nicht vorhersagbar.
- Die Hauptherde der CKW-Kontaminierung (Ternitz, Wr. Neustadt, Fischer Deponie) wurden ab den 1980er Jahren saniert. Aufgrund der schlechten Abbaubarkeit von CKW verbleiben jedoch entlang der Hauptstömungsachse der Mitterndorfer Senke CKW-Konzentrationen im Grundwasser, die den Grenzwert von 10 µg/L überschreiten.
- Mit der Umsetzung dieses Projektes wird für eine Vielzahl betroffener Gemeinden eine Basis für die Nutzbarmachung belasteter Trinkwasserressourcen mit organischen Verunreinigungen im Mikrogrammbereich gelegt.

### 3 Beschreibung der AOP-Anlage

Im Folgenden wird auf den Aufbau der AOP-Anlage in Bad Fischau eingegangen und deren Einzelteile beschrieben. Zur Veranschaulichung ist in Abbildung 9 das Fließschema der Anlage mit den Probenahmepunkten dargestellt. Zusätzlich befindet sich in Anhang 11.4 ein detailliertes Fließschema.

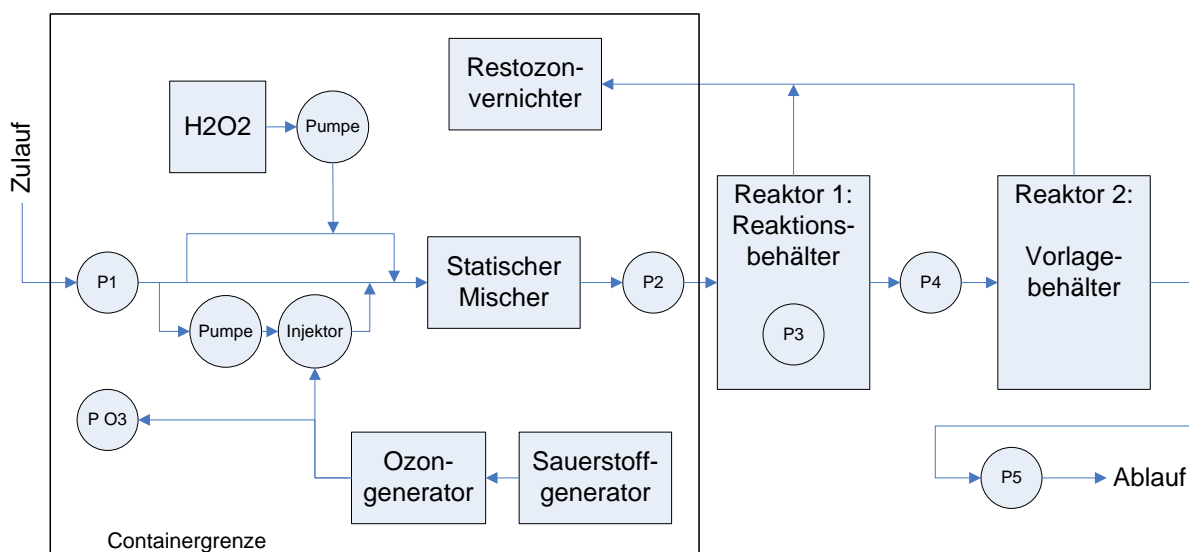


Abbildung 9: Fließschema der AOP-Anlage; P1-P5: Probenahmepunkte (flüssige Phase; siehe auch Kapitel 3.3.2); P O3: Ozonmessung (Gasstrom)

#### 3.1 Allgemeine Beschreibung der AOP-Anlage

Die AOP-Anlage ist in zwei Teile gegliedert: Alle elektrischen Einrichtungen der Aufbereitungsanlage (Sauerstoff- und Ozongenerator, Restozonvernichter, Anlagensteuerung, Messstation mit Messsonden, etc.) sind in einem Standard 20 Fuß-Container untergebracht (siehe Abbildung 11). Diesem Anlagencontainer ist ein Standard 10 Fuß-Bürocontainer angeschlossen. Neben den Containern befinden sich der Reaktions- und der Vorlagebehälter. Ein Übersichtsfoto der Anlage findet sich in Abbildung 10.



Abbildung 10: Außenansicht Versuchsanlage, Funktionelle Einheiten

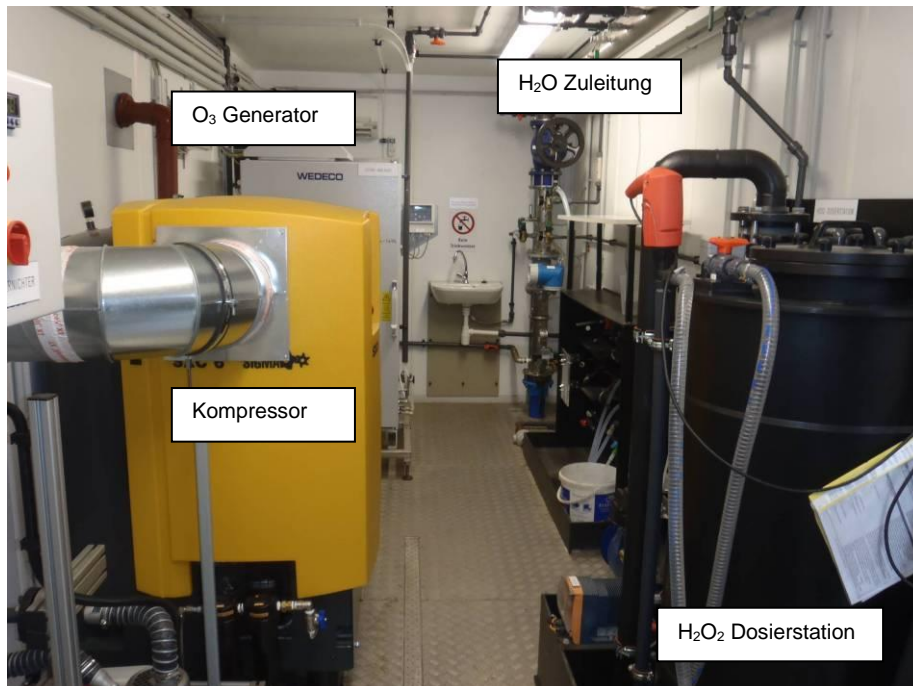


Abbildung 11: Innenansicht des Anlagencontainers mit Kompressor und  $H_2O_2$ -Dosierstation im Vordergrund.



Das Rohwasser wird im ca. 2 km entfernten Brunnen Föhrenwald gefördert und gelangt über eine Druckleitung ( $\varnothing$  250 mm) in den Anlagencontainer. Bereits vor der Druckminderung kann im Container eine Rohwasserprobe (Abbildung 9: P1) entnommen werden. Nach der Druckminderung zweigen zwei Ströme (Treibwasser) für die Dosierung von Wasserstoffperoxid ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) und Ozon ( $\text{O}_3$ ) sowie das Kühlwasser für den Ozongenerator von der Hauptleitung ab.

Die Ozonproduktion erfolgt aus Sauerstoff, der über einen Sauerstoffgenerator vor Ort aus Luft hergestellt wird. Über einen Injektor wird das Ozon in die Treibwasserleitung dosiert. Die Ozonkonzentration wird kontinuierlich von einem Messgerät erfasst (Abbildung 9: P O3).

Direkt nach der Ozondosierung erfolgt die  $\text{H}_2\text{O}_2$ -Dosierung über eine Hubkolbenpumpe. Im nachfolgenden statischen Mischer werden die beiden Oxidationsmittel in den Hauptstrom eingemischt. Unmittelbar danach kann eine Probe (Abbildung 9: P2) entnommen werden.

Die Reaktion von Ozon und  $\text{H}_2\text{O}_2$  mit den Wasserinhaltsstoffen läuft im Reaktionsbehälter ab, wo ebenfalls eine Probe entnommen werden kann (Abbildung 9: P3). Die Probenahmestelle P4 (siehe Abbildung 9) befindet sich im Ablauf dieses Behälters. Aus dem darauffolgenden Vorlagebehälter kann in Zukunft die Einspeisung in den Hochbehälter erfolgen. Nach dem Vorlagebehälter befindet sich die letzte Probenahmemöglichkeit (Abbildung 9: P5).

Von jeder Probenahmestelle (P1-P5) führt jeweils eine Leitungen im freien Gefälle zur Messstation, wo einerseits online Messwerte erfasst, aber auch Proben zur weiteren Analyse entnommen werden können.

Eventuell ausgegastes Restozon aus dem Reaktions- und dem Vorlagebehälter wird in den Restozonvernichter gesaugt und dort katalytisch zerlegt.

Während der Untersuchungen wird das aufbereitete Wasser über eine Freispiegelleitung in den Frauenbach geleitet.

## 3.2 Generelles Fließschema der AOP-Anlage

In den Folgenden Kapiteln wird das Fließschema der AOP-Anlage, also der Fließweg von Wasser, Ozon und Wasserstoffperoxid beschrieben

### 3.2.1 Fließweg - Wasser

Das aus dem Brunnen Föhrenwald geförderte Wasser wird zunächst in eine Schieberkammer (siehe Abbildung 12) gepumpt. Von dort kann es entweder in den Anlagen-Container zur Aufbereitung geleitet werden oder über eine eigene Leitung in den Frauenbach abgekehrt werden.



*Abbildung 12: Einlaufschacht mit Schieberkammer*

Nach Einleitung in den Anlagen-Container werden von der Hauptleitung die Treibwasserleitungen für die Ozon- und  $\text{H}_2\text{O}_2$ -Einspeisung sowie für das Kühlwasser abgezweigt. Auch die Leitung für die Probenahme des Rohwassers (Probenahmepunkt: P 1) zweigt hier ab. Für jede dieser Leitungen wurde ein Druckminderungsventil eingebaut. Kurz nach dem Einlauf in den Anlagen-Container befindet sich der Durchflussmesser (siehe Abbildung 13); im Anschluss daran die Durchflussregulierung mit Schieber (siehe Abbildung 14).

Im weiteren Verlauf der Hauptleitung werden Kühlwasser und das Treibwasser für Ozon und  $\text{H}_2\text{O}_2$  wieder eingemischt (siehe Abbildung 15). Die Durchmischung erfolgt im darauf folgenden statischen Mischer (siehe Abbildung 16).

Nun wird das Wasser wieder aus dem Anlagen-Container geleitet und gelangt in den Reaktions- und anschließend in den Vorlagebehälter (siehe Abbildung 17 und Abbildung 18), von wo es während des Versuchsbetriebs schließlich in den Frauenbach geleitet wird.

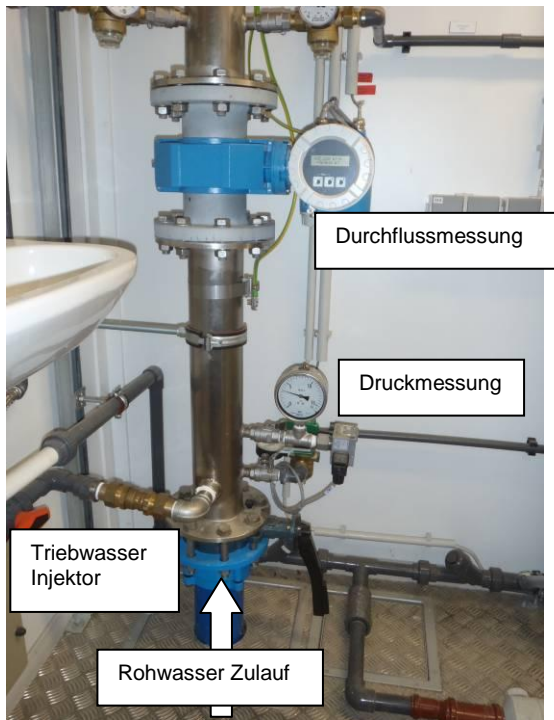


Abbildung 13: Einlauf in den Anlagen-Container mit Durchflussmesser

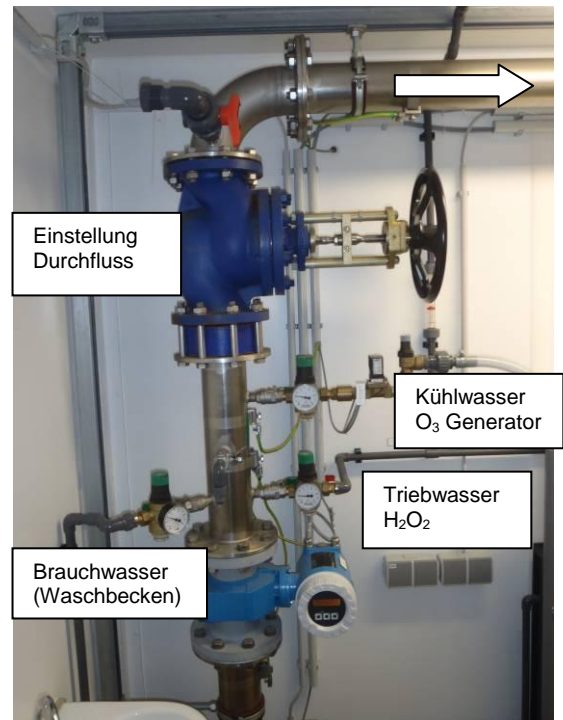


Abbildung 14: Hauptleitung mit Schieber, Druckminderung sowie Abzweigungen für Kühlwasser und Triebwasser für Ozon- und H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-Einmischung



Abbildung 15: Einspeisung von Ozon und Kühlwasserrücklauf in die Hauptleitung

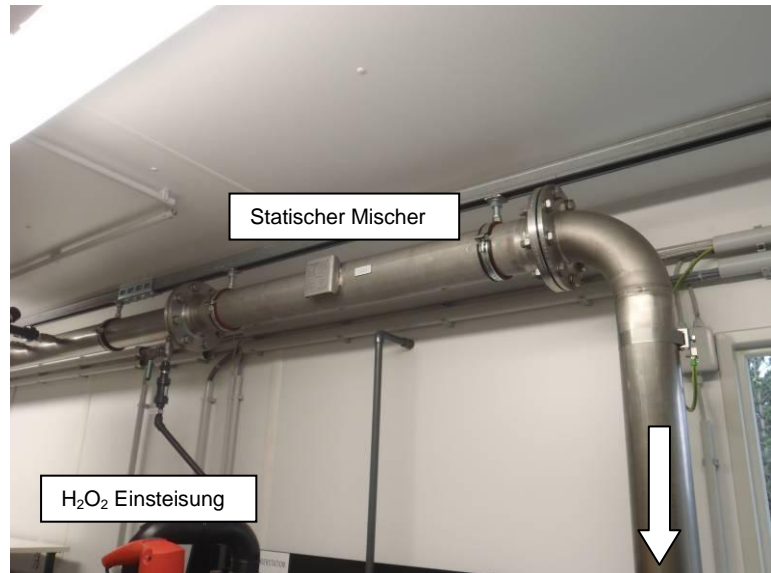


Abbildung 16: Einspeisung von H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> in die Hauptleitung und Statischer Mischer

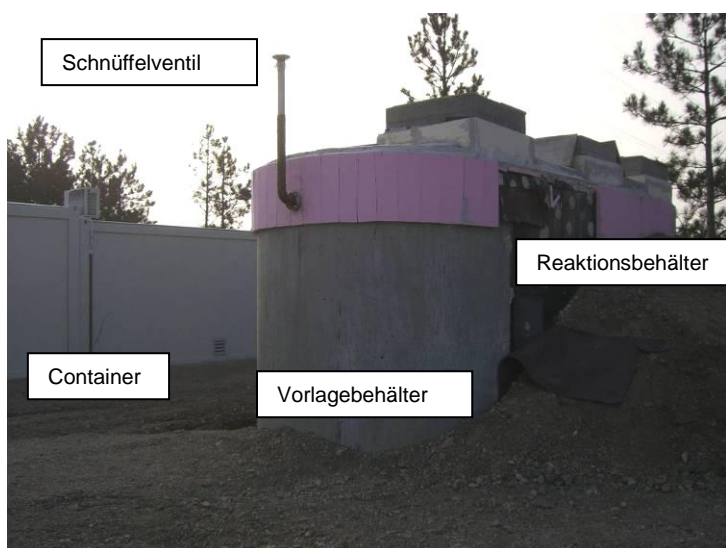


Abbildung 17: Der noch nicht eingeschüttete Reaktions- und Vorlagebehälter; links: Anlagencontainer



Abbildung 18: Einstiege zu Reaktions- und Vorlagebehälter sowie zum Inspektionsschacht.

### 3.2.2 Strömungsweg: Ozon

Ozon wird im Falle dieser AOP-Anlage aus Luftsauerstoff erzeugt. Dafür steht ein Sauerstoffgenerator zur Verfügung. Zunächst wird die Umgebungsluft im Kompressor (siehe Abbildung 19) gereinigt und unter Druck gesetzt. In der PSA-Anlage (siehe Abbildung 20) wird der Sauerstoff aus der Luft gefiltert, welcher wiederum im Puffertank (siehe Abbildung 21) zwischengespeichert wird, bevor er in den Ozongenerator (siehe Abbildung 22) zur Ozonerzeugung gelangt.

Mittels Vakuuminjektor und Pumpe wird das erzeugte Ozon zunächst in die Treibwasserleitung injiziert (siehe Abbildung 25) und später in die Hauptleitung eingeleitet (siehe Abbildung 15).

Die Überprüfung der Ozonproduktion erfolgt mittels einer BMT-Gassonde (siehe Abbildung 23) im Gasstrom vor dem Injektor

Eventuell ausgegastes Ozon wird aus Reaktions- und Vorlagebehälter abgesaugt und im Restozonvernichter (siehe Abbildung 24) wieder in Sauerstoff zerlegt.



Abbildung 19: Kompressor für Sauerstoffgenerator



Abbildung 20: Sauerstoffgenerator: PSA-Anlage



Abbildung 21: Sauerstoff-Pufferspeicher



Abbildung 22: Ozongenerator

3 Beschreibung der AOP-Anlage  
3.2 Generelles Fließschema der AOP-Anlage



Abbildung 23: BMT-Sonde: Messung des Ozongehalts im Gas



Abbildung 24: Restozonvernichter

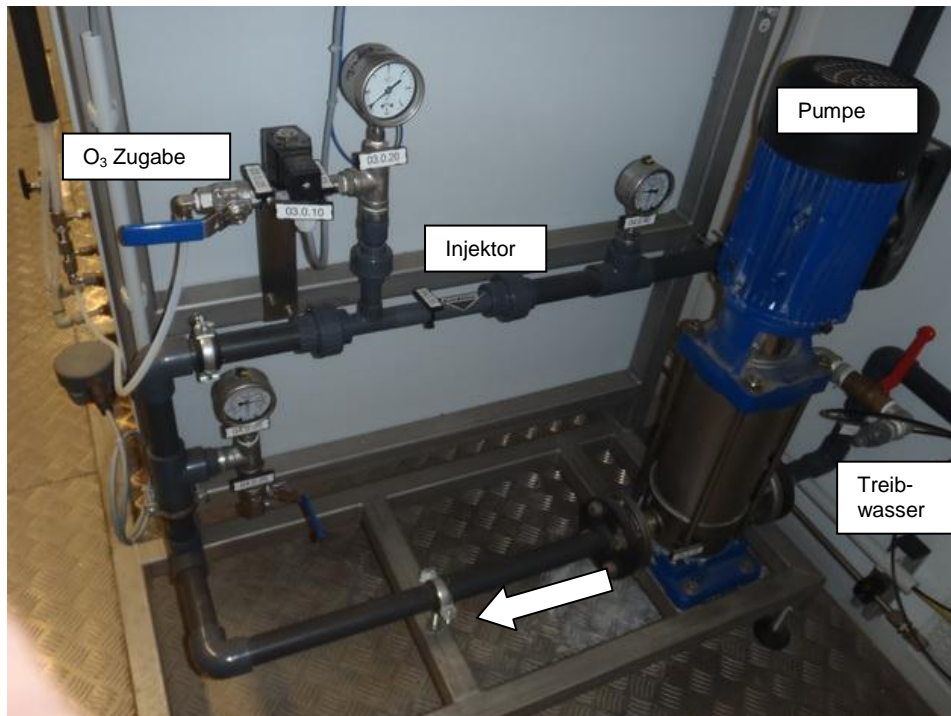


Abbildung 25: Ozoneinspeisung in Treibwasserleitung: Pumpe und Injektor.

### 3.2.3 Strömungsweg; Wasserstoffperoxid

Wasserstoffperoxid wird in 30 L-Gebinden angeliefert und mittels Fasspumpe in den dafür vorgesehenen Tank (siehe Abbildung 26) gepumpt. Eine Dosierpumpe dosiert die gewünschte Menge in die  $H_2O_2$ -Treibwasserleitung, die zuvor von der Hauptleitung abgezweigt wurde (siehe Abbildung 14). Das mit  $H_2O_2$  versetzte Treibwasser wird anschließend wieder zurück zur Hauptleitung geführt (siehe Abbildung 16).



Abbildung 26:  $H_2O_2$ -Dosierstation mit Standrohr zur Überprüfung des Durchflusses.

### 3.3 Detailbeschreibung der AOP-Anlage

#### 3.3.1 Sauerstofferzeugung

Ozon wird aus Sauerstoff ( $O_2$ ) erzeugt, der wiederum auf unterschiedliche Arten hergestellt werden kann. Je nach Anlagentyp wird der Sauerstoff direkt aus der Luft bezogen ( $O_2$ -Gehalt: ca. 21 %) oder aus Reinsauerstoff ( $O_2$ -Gehalt: ca. 99 %), der im Tank angeliefert wird. Eine dritte Möglichkeit, so wie sie auch in der AOP-Anlage in Bad Fischau zur Anwendung kommt, ist die Sauerstofferzeugung mittels Sauerstoffgeneratoren ( $O_2$ -Konzentration ca. 93 %). Hierbei wird die Luft mit Sauerstoff angereichert, gesäubert und getrocknet, bevor sie für die Ozonproduktion herangezogen wird.



*Abbildung 27: ursprüngliche Sauerstoffgeneratoren: sieben AirSeps*

Ursprünglich wurde für die Sauerstofferzeugung eine Anordnung von sieben kleineren Sauerstoffgeneratoren (AirSeps; siehe Abbildung 27) vorgesehen. Hierbei wird der Sauerstoff, der für die Ozonproduktion benötigt wird, mit Hilfe von Molekularsieben erzeugt (AirSep AS-12, AirSep Corporation, 260 Creekrade Drive, Buffalo, NY 14228-2075, USA). Jedes einzelne Gerät konnte maximal 300 L/h Sauerstoff mit einer Konzentration von ca. 90 % erzeugen. Insgesamt konnten also maximal 2,1 m<sup>3</sup>/h mit einem Druck von 0,5 bar (rel.) erzeugt werden.



Das Funktionsprinzip der AirSeps beruht auf der PSA-Technologie (Pressure Swing Adsorption): O<sub>2</sub> wird aus der Luft gefiltert; Stickstoff und andere in der Luft enthaltenen Gase werden an die Umgebungsluft abgegeben. In jedem AirSep sind zwei Siebe enthalten, sodass immer ein Sieb in Betrieb ist und das andere regeneriert werden kann. Um die Anreicherung von Stickstoff in der Umgebungsluft zu vermeiden, muss eine aktive Raumventilation installiert werden.

Aufgrund häufiger Probleme (siehe Kapitel 4.3) mit dieser Anordnung wurden die AirSeps im Oktober 2009 durch einen leistungsfähigeren Sauerstoffgenerator ersetzt. Der neue Generator basiert auf demselben Funktionsprinzip wie die AirSeps, mit dem Unterschied, dass es sich um eine einzige, dafür größere PSA-Anlage (in Folge: PSA-Anlage; siehe Abbildung 19 bis Abbildung 21) handelt.

Die neue Anlage besteht aus einem Kompressor (Kaeser, Typ SCX 6), der den Sauerstoffgenerator mit Druckluft versorgt. Die Abluft wird direkt aus dem Container abgeleitet. Der Sauerstoffgenerator an sich (Gazcon, O2) hat eine Kapazität von 2,3 Nm<sup>3</sup>/h und kann Sauerstoff mit einer Reinheit von 93 % produzieren. Der erzeugte Sauerstoff wird in einem Puffertank (siehe Abbildung 21) gespeichert und von dort an den Ozongenerator abgegeben.

### 3.3.2 Ozongenerator

Für die Ozonproduktion wurde ein Ozonerzeuger (Effizon GSO 40-06) der Firma Wedeco (Wedeco GmbH, Boschstrasse 6, D-32051 Herford, Deutschland) installiert (siehe Abbildung 22). Die Herstellerangaben wurden mit einem Betriebsdruck von 0,5 bar (rel.) und unter Verwendung von Reinsauerstoff (98 % O<sub>2</sub>-Konzentration) als Zugas erstellt.

Bei einem Luftvolumenstrom von 1 Nm<sup>3</sup>/h (Werte für 2 Nm<sup>3</sup>/h in Klammern) können bei einer Leistung zwischen 10 % (330 W) und 100 % (2000 W) laut Herstellerangaben 22-130 g/Nm<sup>3</sup> (15-100 g/Nm<sup>3</sup>) produziert werden. Das entspricht einer Ozonproduktion von 0,022-0,13 kg/h (0,03-0,2 kg/h).

Die Einmischung des Ozons in die Hauptleitung erfolgt über eine Bypassleitung mittels Injektor (siehe Abbildung 25). Das für den Ozongenerator benötigte Kühlwasser (350 L/h) wird der Hauptleitung entnommen (siehe Abbildung 14) und nach erfolgter Kühlung wieder in diese abgegeben.

### 3.3.3 Wasserstoffperoxid - Dosierstation

Wasserstoffperoxid (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) wird aus einem Vorlagebehälter mit einer Hubkolbenpumpe mit selbstentlüftendem Dosierkopf (ProMinent, Magnetdosierpumpe Typ gamma/L) in eine Bypassleitung dosiert. Diese Pumpe verfügt über einen Durchflussmesser (Typ: Liqui-Flow<sup>®</sup>,

Bronkhorst High-Tech B.V.) der mit der zentralen Steuerung verknüpft ist. Zusätzlich besteht die Möglichkeit den Durchfluss über ein Standrohr zu messen. Dabei handelt es sich um ein durchsichtiges PVC-Standrohr ( $\varnothing = 5 \text{ mm}$ ), das mit dem  $\text{H}_2\text{O}_2$ -Tank korrespondiert. Standrohr und Tank sind durch ein Ventil getrennt. Wird nun das Ventil abgesperrt, wird ausschließlich  $\text{H}_2\text{O}_2$  aus dem Standrohr zur Dosierung herangezogen. Über die Wasserstands-differenz im Standrohr (siehe Abbildung 26), kann der Durchfluss berechnet werden.

Die Konzentration der eingesetzten  $\text{H}_2\text{O}_2$ -Lösung beträgt 30 %. Daraus ergibt sich bei einer zu erwartenden Dosierung von 0,75 mg/L eine Dosiermenge von 0,086 L/h bzw. 0,153 L/h bei 38 m<sup>3</sup>/h bzw. 69 m<sup>3</sup>/h Durchfluss.

Sinkt das Niveau im  $\text{H}_2\text{O}_2$ -Behälter auf einen bestimmten Wert, wird Alarm ausgelöst und der Behälter muss manuell mit einer Fassungspumpe gefüllt werden. In regelmäßigen Abständen ist die  $\text{H}_2\text{O}_2$ -Konzentration zu überprüfen. Zur besseren Konservierung des  $\text{H}_2\text{O}_2$  wird der gesamte Container mittels Klimaanlage gekühlt. Die optimale Lagerungstemperatur beträgt etwa 15°C (2005a).

#### 3.3.4 Eintrag der Oxidationsmittel

Ozon und Wasserstoffperoxid werden über Treibwasserleitungen in die Hauptleitung dosiert. Die Einmischung der beiden Oxidationsmittel erfolgt anschließend mit einem in die Hauptleitung eingebauten statischen Mischer der Firma Sulzer (Typ GKM 10 BB 001; siehe Abbildung 16).

#### 3.3.5 Reaktionsbehälter und Vorlagebehälter

Nach dem statischen Mischer gelangt das Wasser in den Reaktionsbehälter (R1). Hier findet die weitere Reaktion der Oxidationsmittel mit den Wasserinhaltsstoffen statt. Nach dem Reaktionsbehälter fließt das Wasser in den Vorlagebehälter (R2), von dem aus nach Abschluss der Versuche die Einleitung in den Hochbehälter möglich ist (siehe Abbildung 17). Ein Plan der beiden Behälter befindet sich in Anhang 11.5.

Die Behälter sind als betonierte Rundbehälter ( $\varnothing = 2,5 \text{ m}$ ,  $H = 4,5 \text{ m}$ ). Dabei wurden je zwei Fertigteilschachtringe (Fa. Tiba) aus Dichtbeton (C 30/37 XC 3 XA 2) zusammengefügt. Die Betondeckung der Bewehrung ist  $> 2,5 \text{ cm}$ . Fugen (Sikadur 31 DW), Schubsicherungen (Edelstahlplatten 1.4571), Verrohrung (Edelstahl 1.4571) und Einstiegsdeckel (Edelstahl 1.4571) wurden ozonbeständig ausgeführt.

Die durchflossenen Volumen von Reaktionsbehälter (R1) und Vorlagebehälter (R2) betragen  $R1 = 16,9 \text{ m}^3$  bzw.  $R2 = 15,5 \text{ m}^3$ . Beide Behälter werden in Freispiegelabfluss von unten nach oben durchströmt. Zwischen den Behältern befindet sich ein Technischacht, der über eine

Leiter erreichbar ist. Die gesamte Konstruktion ist etwa 1 m unter Gelände Oberkante (GOK) versenkt und zur besseren Isolierung kegelförmig eingeschüttet.

Die Behälter sind durch eine Leitung über den Luftraum miteinander verbunden. Ausgasendes Ozon wird von dort über den Restozonvernichter abgesaugt. Um sicherzustellen, dass kein Ozon in die Umwelt gelangen kann, ist im Vorlagebehälter (R2) ein Schnüffelventil mit Rückschlagklappe eingebaut (siehe Abbildung 17). Durch dieses Ventil kann nur Luft von außen in die Behälter eindringen, aber nicht umgekehrt. Dadurch, dass vom Restozonvernichter immer ein Überschuss an Luft aus dem Luftraum der Behälter angesaugt wird, ist sichergestellt, dass weder ein Überdruck in den Behältern entsteht, noch ozonhaltige Luft nach außen dringt.

### 3.3.6 Restozonvernichter (ROV)

Im Restozonvernichter (Katalytischer Restozonvernichter, Baureihe COD, Fa. Wedeco) wird nicht verbrauchtes Ozon katalytisch in Sauerstoff zerlegt (siehe Abbildung 24). Das aus drei Sauerstoffatomen bestehende Ozon-Molekül wird beim Durchströmen der Katalysatormasse in das zweiatomige Sauerstoffmolekül umgewandelt. Um Kondenswasser zu vermeiden, wird das Gas zunächst auf 10-15°C angewärmt. Die Katalyse findet bei einer Prozesstemperatur von 45-65°C statt. Bevor diese Betriebstemperatur nicht erreicht ist, wird der Ozongenerator von der zentralen Steuerung aus Sicherheitsgründen nicht eingeschaltet.

Um sicherzustellen, dass das gesamte Abgas aus Reaktions- und Vorlagebehälter entfernt wird, befindet sich (aus Gründen der Korrosion) hinter dem Restozonvernichter ein Ventilator, der immer einen Luftüberschuss aus den Behältern durch den ROV saugt.

### 3.3.1 Messpunkte

In Tabelle 2 befindet sich eine Zusammenstellung der Messpunkte. Diese Messpunkte wurden zur Überwachung der AOP-Anlage an allen neuralgischen Punkten angeordnet, und damit die Möglichkeit geschaffen Proben zu entnehmen bzw. Messungen durchzuführen. Auf die in der Folge beschriebenen Messpunkte beziehen sich auch die Angaben in den Kapitel 3.1 und 3.3.2. Die Rohwasserentnahme ist als Referenz für alle Messungen der erste Messpunkt (P1). Die Überprüfung der Oxidationsmitteldosierung erfolgt im Messpunkt P2. Zur unterstützenden Untersuchung der tatsächlichen Reaktion der Wasserinhaltsstoffe mit den Oxidationsmittel wurde ein Messpunkt in der Mitte des Reaktionsbehälters installiert (P3). Im Ablauf (P4) dieses Behälters kann überprüft werden, wie erfolgreich die Reaktion abgelaufen ist. Die letzte Probe (P5) kann am Ende des Aufbereitungsprozesses im Ablauf des Vorlagebehälters entnommen werden, also an dem Punkt von wo das Wasser in späterer Folge ins Trinkwassernetz gelangt.

Tabelle 2: Bezeichnung der Messpunkte

Messpunkt	Bezeichnung
P1	Rohwasser
P2	Probe mit Ozon und Wasserstoffperoxid nach statischem Mischer
P3	Mitte Reaktionsbehälter (Reaktor 1)
P4	Ablauf Reaktionsbehälter (Reaktor 1)
P5	Ablauf Vorlagebehälter (Reaktor 2)

### 3.3.2 Messstation

Zur Überwachung der einzelnen Prozesse und der damit verbundenen Versuchsphasen wurde eine Messstation (siehe Abbildung 28 und Abbildung 29) im Anlagen-Container installiert.

Alle Leitungen, die von den Messpunkten P1-P5 (siehe Tabelle 2) kommen, laufen hier zusammen. Über ein System von Kugelventilen kann jeweils ein Messpunkt (P1-P5) ausgewählt werden. Der von dort kommende Wasserstrom durchläuft anschließend fünf in Serie geschaltete Messsonden. Der Ablauf der Messstation wird über einen Schacht versickert, der mit einer Aktivkohlematte zur Zerstörung von eventuell im aufbereiteten Wasser vorhandenen Restozons ausgestattet ist.

Mit diesen Sonden werden die Ozonkonzentration, die Absorption und das Redoxpotential in der Flüssigphase gemessen (siehe Tabelle 3). Jeweils zwei Sonden bestimmen die Ozonkonzentration und die Absorption. Die Absorption wurde mit Durchflussküvetten gemessen (Pfadlängen: Trios: 60 mm, S::can: 35 mm) bei Wellenlängen von 190-366 nm („Trios“: ProPS - UV Prozess Photometer; Hersteller: Trios) bzw. 200-730 nm („S::can“: Spectro::lyser; Hersteller: S::can). Durch die Bestimmung der Absorption bei bestimmten signifikanten Wellenlängen kann auf die Inhaltsstoffe der Wasserprobe rückgeschlossen werden. Ozon wird beispielsweise bei einer Wellenlänge von 254 nm gemessen.

Amperometrisch wurde die Ozonkonzentration mit zwei unterschiedlichen Sonden von Hach-Lange („Orbisphere“: Orbisphere amperometrischer Ozon-Sensor und „Lange“: amperometrischer Sensor 9185 sc-Ozon) gemessen, das Redoxpotential mit einer Sonde von WTW („Redox“ WTW Redox-Einstabmesskette).

Die Redundanz der Sonden ermöglicht den Vergleich und somit eine Überprüfung der Sonden und ist gleichzeitig eine Unterstützung für die Auswahl der optimalen Sonde für die Prozessüberwachung.

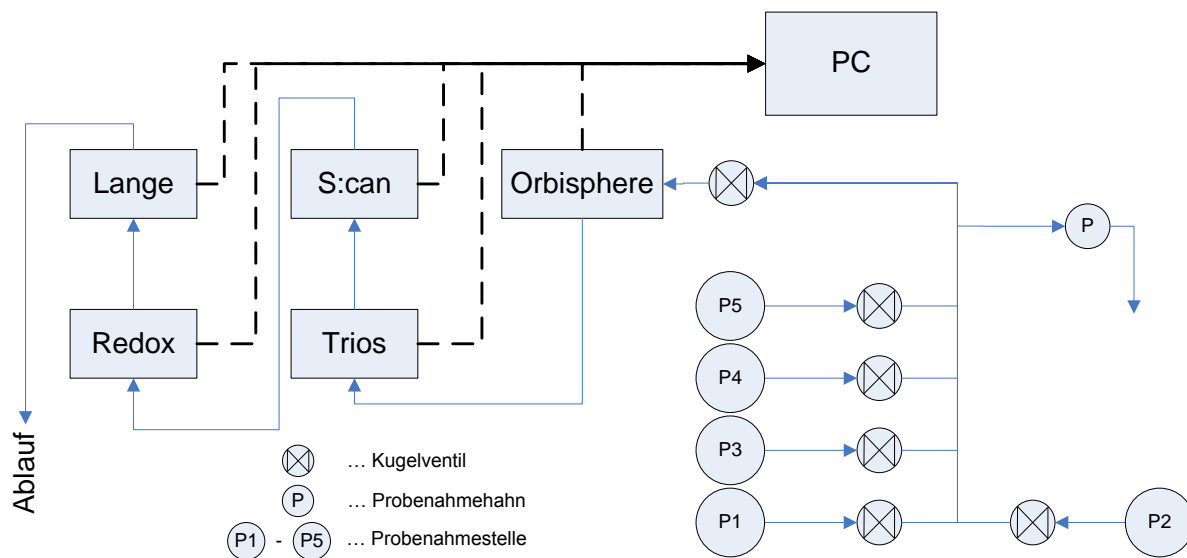
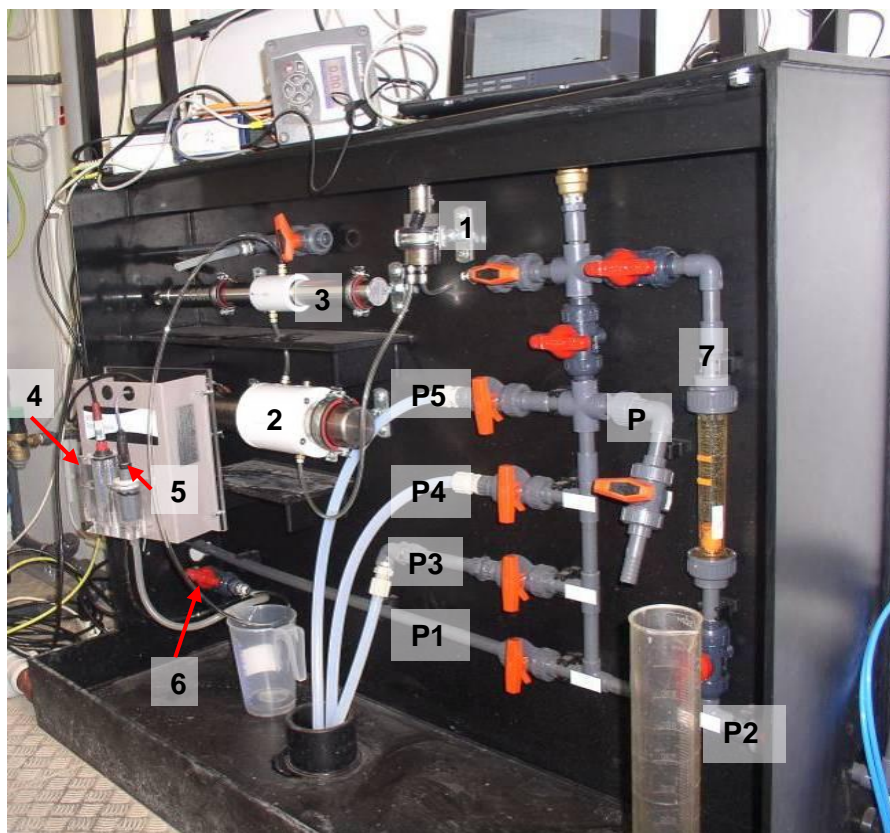


Abbildung 28: Schematische Darstellung der Messstation inklusive der Messpunkte (P1-P5)



- P1-P5...Messpunkte  
(siehe Kapitel 3.3.1)
- P...Probenahmeahn
- 1...Orbisphere
- 2...Trios
- 3...S::can
- 4...Redox
- 5...Hach-Lange
- 6...Ablauf
- 7...Durchflussmesser

Abbildung 29: Messstation und mit allen Sonden.

Tabelle 3: Während der Versuchsphase im Betrieb befindliche Sonden.

Nr.	Bezeichnung	Messwert	Einheit	Messprinzip	Medium
1	Orbisphere	Ozonkonzentration	[mg/L]	amperometrisch	flüssig
2	Trios	Absorption (190-366 nm)	[1/m]	spektrometrisch	flüssig
3	S::can	Absorption (200-730 nm)	[1/m]	spektrometrisch	flüssig
4	Redox	Redoxpotential	[mV]	potentiometrisch	flüssig
5	Lange	Ozonkonzentration	[mg/L]	amperometrisch	flüssig
G	BMT	Ozonkonzentration	[g/Nm <sup>3</sup> ]	spektrometrisch	Gas

Zusätzlich zu den Sonden, die in der flüssigen Phase messen, steht eine Sonde zur Überprüfung der Ozonkonzentration (Ozone Analyser BMT 964; BMT Messtechnik GMBH, Berlin) im Gas zur Verfügung. Die Messwerte von allen Sonden werden an Messtagen von einem PC lokal aufgenommen und gespeichert. Mittels UMTS/VPN-Leitung war auch eine externe Überwachung der Station am entfernten PC auf der TU in Wien möglich. Die Konzentration von Wasserstoffperoxid und Ozon wurden an einzelnen Messtagen (siehe Anhang 11.3) mit Titration und Küvettentests überprüft. Für zusätzliche Analysen ist es möglich, einen Teil der Probe über einen Probenahmehahn P (siehe Abbildung 28) zu entnehmen.

### 3.3.3 Anlagensteuerung

Die meisten Vorgänge in der Aufbereitungsanlage werden von einer zentralen Steuerung (SIEMENS, Typ: Simatic S7-200) gesteuert, die sich ebenfalls im Container befindet (siehe Abbildung 31). Über einen „Touchscreen“ können Ozon- und H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-Dosierung gewählt werden. Die Dosiermengen werden dann in Abhängigkeit vom Durchfluss berechnet und automatisch an den Ozongenerator bzw. die H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-Station weitergegeben, von wo aus die eigentliche Dosierung erfolgt.

Die Ozonkonzentration wird von einem Gasmessgerät überprüft; die Gasmenge kann an einem Rotameter abgelesen werden. Im Versuchsbetrieb bestand keine Rückkoppelung zwischen Gasmessgerät und Steuerung. Die tatsächliche Ozonkonzentration muss also überprüft und gegebenenfalls manuell korrigiert werden.

Die tatsächlich dosierte  $H_2O_2$ -Menge wird an der  $H_2O_2$ -Dosierstation gemessen und von der Anlagensteuerung aufgezeichnet. Die Konzentration muss in der Versuchsanlage manuell überprüft werden (Küvettest, Titration etc.). Es besteht derzeit keine automatische Anpassung der  $H_2O_2$ -Dosierung an die Ozondosierung. Um das gewünschte Verhältnis zwischen den beiden Oxidationsmitteln einzustellen, müssen beide Werte manuell eingegeben werden. Alle Daten, die in der Anlagensteuerung ausgegeben werden, können USB-Stick ausgelesen.

Für den Routinebetrieb sollte die Dosierung und Überwachung direkt in die Anlagensteuerung integriert werden.

### 3.3.4 Sonstiges

Zur Sicherung der gesamten Anlage wurde eine Videoüberwachung installiert.



Abbildung 30: Gesamtansicht Versuchscontainer

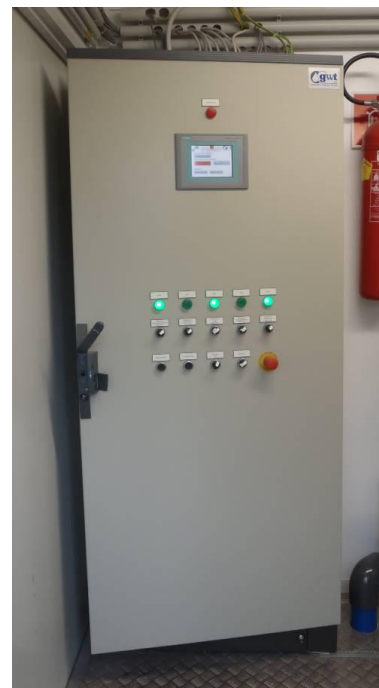


Abbildung 31: Anlagensteuerung

## **4 Versuchsphase 1: Einfahren und Überprüfen der Anlage**

### **4.1 Ziel der Versuchsphase 1**

Ziel der Phase 1 (Einfahrphase) war es, die technische Installation sowie das Zusammenspiel der Komponenten funktionell zu testen und die Voraussetzungen für die Durchführung der eigentlichen Versuche in Phase 2 zu schaffen. Dies betraf:

- Veränderung von behandelter Wassermenge
- Ozon und Wasserstoffperoxid Dosierung und Eintrag
- Probeentnahme für die chemische Analytik (Messstation)
- Logistische Koordination von Proben und chemischer Analytik
- Verhalten bei Störungen
- Sicherheitsrelevante Aspekte

Aufgetretene Probleme und technische Schwierigkeiten (z.B. Hydraulik der Messstation, defekte Sauerstoffgeneratoren (AirSeps), Auslesen der Daten aus der zentralen Steuerung) wurden soweit dies möglich war in dieser Phase behoben. Einige Untersuchungen mussten aufgrund des Tausches des Sauerstoffgenerators im Herbst 2009 wiederholt werden. Die Ergebnisse der Überprüfungen und die Untersuchungsergebnisse dieser ersten Phase werden in den folgenden Kapiteln dargestellt.

### **4.2 Sicherheitsrelevante Aspekte**

Die AOP-Anlage wurde in Hinblick auf ihre Sicherheit nach den vom Hauptverband der gewerblichen Berufsgenossenschaften, Fachausschuss „Gas und Wasser“ der BGZ (HVBG, 2005) herausgegebenen Richtlinien überprüft. Alle für die Anlage relevanten Vorschriften wurden eingehalten. Alle Einrichtungen, die für die Sicherheit des vor Ort arbeitenden Personals notwendig sind, sind vorhanden und funktionstüchtig. Das Personal wurde, was die Sicherheit auf der Anlage angeht, unterwiesen.

Die Ergebnisse werden in den folgenden Kapiteln zusammengefasst.

#### **4.2.1 Bau und Ausrüstung**

- Die Betriebsanleitung der AOP-Anlage ist vorhanden und liegt im Büro-Container auf
- Auf der Ozonerzeugungsanlage (Sauerstoffgenerator, Ozongenerator, etc.) ist die Kennzeichnung (Hersteller, Typ, Baujahr, Herstellernummer, etc.) deutlich ersichtlich
- Leitungen, die ozonhaltiges Gas führen sind vorschriftsgemäß gekennzeichnet.
- Sowohl Werkstoffe, als auch Dichtungen sind ozonbeständig ausgeführt.



- Die AOP-Anlage befindet sich in einem geschlossenen, verschließbarem Raum, in dem sich keine ständigen Arbeitsplätze befinden
- Die AOP-Anlage ist mit einem Gaswarngerät (GasSens; A Ti UK Limited, Bank Chambers, 33 Stamford St, Mossley, Ashton-U-Lyne, OL5 0LL) mit optischer und akustischer Anzeige ausgestattet, das bei Ansprechen die Ozonproduktion unterbricht. Der Messgeber (Sensor) ist in der Nähe des Bodens beim Ozongenerator angebracht, wo im Störunfall mit der höchsten Ozonkonzentration zu rechnen ist.
- Alle notwendigen Warnzeichen sind angebracht
- Eine Not-Befehlseinrichtung (Not-Ausschalter) ist neben der Türe angebracht
- Die Einspeisung des Ozongases in die Wasserleitung erfolgt mittels Vakuuminjektor, sodass weder Wasser noch Wasserdampf auf den Ozongenerator rückwirken können.
- Abgas aus dem Reaktions- und dem Vorlagebehälter werden über einen katalytischen Restozonvernichter ins Freie geleitet.
- Gehörschutz, Schutzbrille, Schürze (Hantieren mit  $H_2O_2$ ), Augenwäsche, Erste Hilfe-Kasten und Feuerlöscher sind vorhanden und werden an gut zugänglichen Stellen aufbewahrt.

#### 4.2.2 Betrieb

- Die Betriebsanweisung ist durch den Unternehmer gut sichtbar und zugänglich ausgelegt.
- Personen, die die AOP-Anlage bedienen, wurden vor Inbetriebnahme vom Errichter über die einschlägigen Sicherheitsbestimmungen, besondere Gefahren beim Umgang mit Ozon und über zu treffende Maßnahmen bei Störungen und Unfällen unterwiesen.
- Der Restozonvernichter sowie das Gaswarngerät sind regelmäßig zu inspizieren und zu warten. Darüber ist ein schriftlicher Nachweis zu führen.
- Ein Atemschutzgerät als Vollmaske, das im Büro-Container aufbewahrt wird, ist vorhanden. Mindestens einmal im Jahr ist eine Übung, in der vorzusehen, in der sichergestellt wird, dass die Benutzer mit dem Gerät vertraut sind und dies bestimmungsgemäß benutzen.
- Vom Betreiber sind zu Messung der Ozonkonzentration in der Raumluft und zur Feststellung von Undichtigkeiten geeignete Hilfsmittel (z.B. Kalium-Iodid-Stärkepapier) zur Verfügung zu stellen.
- Die AOP-Anlage ist öl- und fettfrei zu halten.
- Die Räume der AOP-Anlage dürfen nicht mit Wasser ausgespritzt werden.

- In folgenden Fällen erfolgt ein geregeltes Abschalten und geordnetes Herunterfahren der AOP-Anlage:
  - Stromausfall
  - Störung des Ozongenerators
  - Störung der H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-Dosierung
  - Störung des Restozonvernichters
  - Störung der Rohwasserpumpe
  - Betätigung des Not-Aus-Schalters
  - Überschreitung der zulässigen Ozonkonzentration in der Raumluft (Raumluftüberwachung)

#### 4.2.3 Prüfung

- Die Ozonanlage ist regelmäßig, mindestens jedoch einmal im Jahr und nach einer Änderung oder Instandsetzung vor der Wiederinbetriebnahme durch einen Sachkundigen zu prüfen. Darüber ist ein schriftlicher Nachweis zu führen.

### 4.3 Überprüfung der Sauerstoffgeneratoren

Zur Versorgung des Ozongenerators mit Sauerstoff waren ursprünglich sieben parallel geschaltete Sauerstoffgeneratoren (AirSep) im Einsatz (Abbildung 27). Aufgrund häufig auftretender Probleme (Kabelbruch, wegen starker Vibrationen) gab es über längere Zeiträume wiederholt Ausfälle einzelner Generatoren. Die defekten Generatoren wurden entweder repariert oder mussten ausgetauscht werden. Aufgrund der Häufung der Ausfälle und einer damit verbundenen reduzierten und instabilen Sauerstoffproduktion, wurde am 17.7.2009 von der Firma Wedeco ein Service und eine erneute Optimierung der Geräte durchgeführt.

Auch die Optimierung der Geräte ergab keine Besserung der Sauerstoffproduktion. Jeder einzelne AirSep durchläuft einen Zyklus aus Produktions- und Regenerationsphase. Fallen die Regenerationsphasen der einzelnen AirSep jedoch ungünstig zusammen, ergibt sich in Summe eine durchschnittlich niedrigere Gesamtsauerstoffkonzentration und eine unregelmäßige Sauerstoff- und Ozonproduktion.

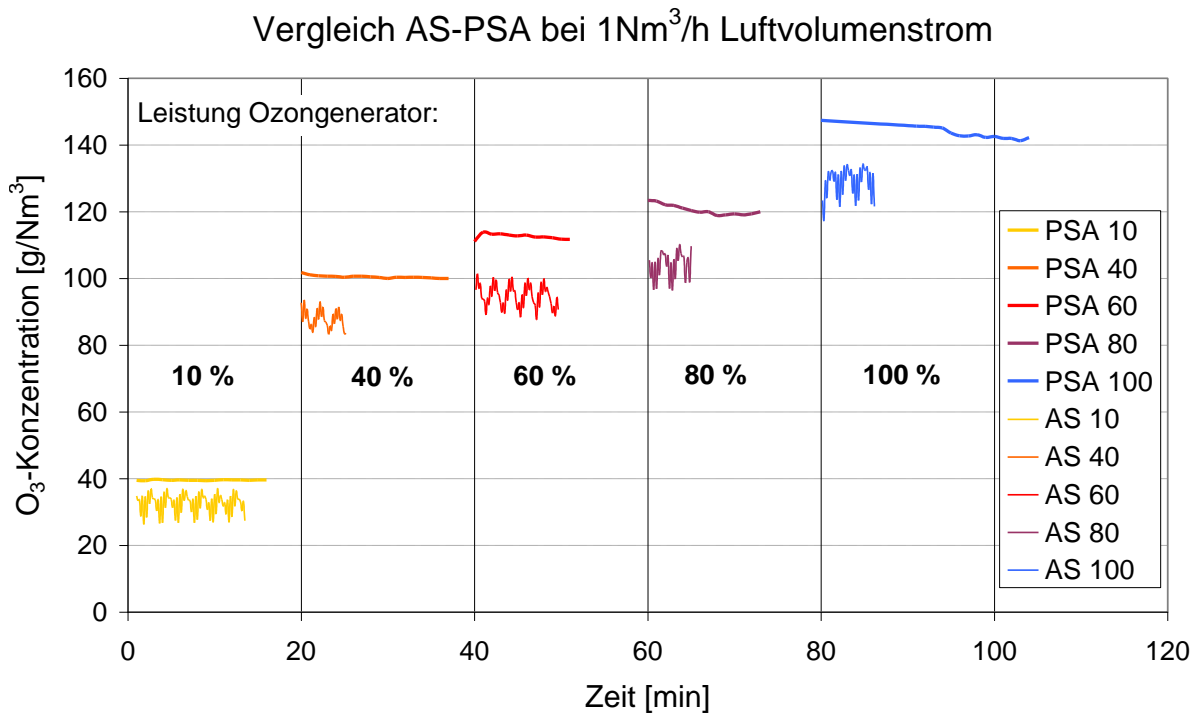


Abbildung 32: Indirekter Vergleich der Sauerstoffproduktion durch Airseps (AS, dünne Linie) und PSA-Anlage (PSA, dicke Linie). Ozonkonzentration bei 10-100 % Leistung des Ozongenerators und 1 Nm<sup>3</sup>/h Luftvolumenstrom.

Aufgrund der weiter anhaltenden Probleme wurden die sieben parallel geschalteten Airseps im Oktober 2009 durch eine größer dimensionierte PSA-Anlage ersetzt (Siehe Kapitel 3.3.1). Diese Anlage besteht aus einem Kompressor mit Lufttrocknung, dem Sauerstoffgenerator an sich und einem Sauerstoffpuffertank, von dem aus der Ozongenerator gespeist wird. Die Kapazität dieser Anlage beträgt laut Herstellerangaben 2,3 Nm<sup>3</sup>/h bei 93 % O<sub>2</sub>-Gehalt.

Während der Leistungsfahrt des Sauerstoffgenerators (durchgeführt von Wedeco) lag die Sauerstoffkonzentration bei einer konstanten Ozonproduktion von 100 g/Nm<sup>3</sup> bei 94 % (Luftvolumenstrom: 0,4-2,0 Nm<sup>3</sup>/h). Bei einem konstanten Luftvolumenstrom von 2 Nm<sup>3</sup>/h lag die Sauerstoffproduktion bei 84 % (Ozonproduktion: 20-90 g/Nm<sup>3</sup>).

In Abbildung 32 ist die aus der Sauerstoffproduktion resultierende Ozonproduktion bei gleichen Bedingungen (10-100 % O<sub>3</sub>-Generatorleistung; 1 Nm<sup>3</sup>/h Luftvolumenstrom) aber mit den beiden unterschiedlichen Sauerstoffgeneratoren (AirSeps und PSA-Anlage) gegenübergestellt. Die PSA-Anlage (dicke Linie) hat eine weitaus konstantere Sauerstoffproduktion als die AirSeps (dünne Linie), die starke Schwankungen aufweisen. Zusätzlich wird unter Verwendung der PSA-Anlage bei gleicher Leistung des Ozongenerators insgesamt mehr Ozon produziert.

## 4.4 Überprüfung des Ozongenerators

### 4.4.1 Generatorleistung

Die Ozonproduktion ist nicht nur von der Leistung des Ozongenerators ([W] bzw. [%]) abhängig, sondern auch von der Sauerstoffkonzentration sowie Druck und Menge (Luftvolumenstrom) des Zugases. Die Leistung des Ozongenerators kann somit nicht komplett unabhängig vom Sauerstoffgenerator betrachtet werden.

Wie bereits beschrieben, kam es bei den ursprünglich eingebauten Sauerstoffgeneratoren (AirSeps) zu derartigen Problemen, dass diese durch eine PSA-Anlage ausgetauscht werden mussten. In der Folge werden die Probleme, die mit den AirSeps im Zusammenhang mit der Generatorleistung aufgetreten sind, kurz erläutert und die Leistung des Ozongenerators durch den Betrieb mit alten und neuen Sauerstoffgeneratoren verglichen.

Die Ozonkonzentration im Gas wird in [g/Nm<sup>3</sup>] gemessen. Der Luftvolumenstrom (LVS), also die Gasmenge, die durch den Ozongenerator strömt, wird in der AOP-Anlage in [m<sup>3</sup>/h] gemessen. Aufgrund der geringen Differenz und der besseren Verständlichkeit wegen, wird der LVS ebenfalls in [Nm<sup>3</sup>/h] umgerechnet angegeben.

#### Generatorleistung bei Betrieb mit AirSeps

Zur Überprüfung des Ozongenerators wurden mehrere Leistungsfahrten mit 3, 4 und 7 Sauerstoffgeneratoren (AirSeps) durchgeführt. Nach dem Ausfall eines AirSep wurde ebenfalls die maximale Ozonproduktion mit 6 AirSeps überprüft.

Die durchgeführten Leistungsfahrten zeigen deutliche Abweichungen von den Sollleistungen laut Herstellerangaben. Im Gegensatz zur Sollleistung laut Herstellerangaben, die mit Reinsauerstoff (99,5 %) durchgeführt wurden, wurden die Leistungsfahrten mit Zugas aus der AirSep-Anlage durchgeführt, das nur etwa 90-93 % Sauerstoff (O<sub>2</sub>) enthält. Die tatsächliche Ozonproduktion ist in Tabelle 4 zusammengefasst.

Tabelle 4: Zusammenfassung der Leistungsfahrten des Ozongenerators

Anzahl Airseps	Druck von AirSeps	Luftvolumenstrom	Max. O <sub>3</sub> -Produktion (Ist)		Max. O <sub>3</sub> -Produktion (Soll) bei 99,5% O <sub>2</sub> **	Kommentar
			[g/h]	[g/Nm <sup>3</sup> ]		
	[bar]	[Nm <sup>3</sup> /h]	[g/h]	[g/Nm <sup>3</sup> ]	[g/Nm <sup>3</sup> ]	
3	0,4-0,5	0,9-1,0	119-126	121-132	140-160*	
4	0,5-0,6	1,0-1,2	130-140	114-130	140-160*	
6	0,4	2	155-160	78-80	k.A.	1 AirSep defekt
7	0,4-0,5	2	146-177	73-89	95-105	Airsep schlecht eingestellt

\* O<sub>3</sub>-Produktion bei 1 Nm<sup>3</sup>/h Luftvolumenstrom, \*\* Reinsauerstoff

### Generatorleistung bei Betrieb mit der PSA-Anlage

Die Herstellerangaben für den Ozongenerator wurden mit einem Betriebsdruck von 0,5 bar (rel.) unter Verwendung von Reinsauerstoff als Zugas erstellt. Die Leistungsfahrt unter Betrieb der PSA-Anlage wurde bei einem Luftvolumenstrom von 1 Nm<sup>3</sup>/h bzw. 2 Nm<sup>3</sup>/h durchgeführt.

Der Hersteller garantiert bei diesen Einstellungen folgende Ozonkonzentrationen im Gas: Bei einem Luftvolumenstrom von 1 Nm<sup>3</sup>/h (Werte für 2 Nm<sup>3</sup>/h in Klammern) können bei einer Leistung zwischen 10 % (330 W) und 100 % (2000 W) 22-130 g/Nm<sup>3</sup> (15-100 g/Nm<sup>3</sup>) produziert werden. Das entspricht einer Ozonproduktion von 0,022-0,13 kg/h (0,03-0,2 kg/h). Die Ozonproduktion ergibt sich aus der Multiplikation der Ozonkonzentration mit dem Luftvolumenstrom.

Wie in Abbildung 33 und Abbildung 34 ersichtlich, wird die vom Hersteller garantierte Leistung (Bereich zwischen den unterbrochenen Linien) unter Verwendung der PSA-Anlage mindestens eingehalten, wenn nicht sogar übertroffen.

### Generatorleistung: Vergleich AirSeps - PSA-Anlage

Nach Einbau des neuen Sauerstoffgenerators (PSA-Anlage) wurden die Leistungsfahrten des Ozongenerators bei 1 und 2 Nm<sup>3</sup>/h Luftvolumenstrom und mit einem Druck von 0,5 bar wiederholt. Die Ergebnisse dieser Leistungsfahrten sind in Abbildung 33 und Abbildung 34 den Leistungsfahrten mit AirSeps bei gleichen Einstellungen gegenübergestellt. Nachdem die Leistung vom Hersteller durch die Ozonkonzentration im Gas angegeben wurde, wurde diese Darstellung in den beiden Diagrammen beibehalten. Die Ozonproduktion ergibt sich aus der Multiplikation von Gaskonzentration mit dem Luftvolumenstrom.

Im Vergleich zu den Herstellerangaben liegt die Leistung des Ozongenerators bei Betrieb mit AirSeps im unteren Leistungsbereich (< 50 % Maximalleistung) durchwegs über dem Sollwert, im oberen Leistungsbereich wird die Sollleistung mit den AirSeps nicht erreicht. Mit der PSA-Anlage wurde durchwegs eine Ozonproduktion erreicht, die im Sollbereich oder darüber liegt.

Bei den AirSeps konnte der Luftvolumenstrom durch zu- und wegschalten einzelner AirSeps reguliert werden. Bei der PSA-Anlage ist dies nicht möglich. Da der für die Ozonproduktion benötigte Sauerstoff aus einem Puffertankt entnommen wird, wird die Sauerstoffproduktion bei geringerem Bedarf automatisch reduziert. Dieser Anlagentyp bedarf also keiner gesonderten Regulierung. Luftvolumenstrom und Druck werden am Ozongenerator eingestellt.

Obwohl die PSA-Anlage mehr Energie verbraucht, als die AirSeps, hat sie die großen Vorteile, dass die Ozonproduktion gleichmäßiger verläuft und bei gleichen Einstellungen (PSA /AirSeps) mehr Ozon produziert wird (siehe auch Abbildung 32).

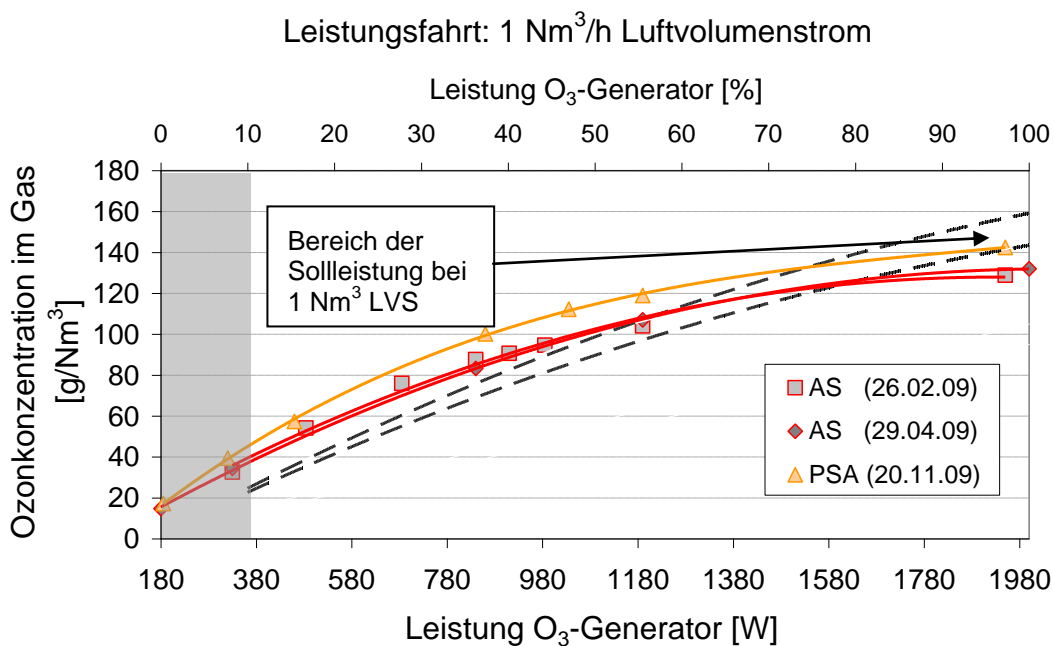


Abbildung 33: Tatsächliche Ozonkonzentration im Gas bei 1 Nm<sup>3</sup>/h Luftvolumenstrom (LVS) und 0,5 bar Druck mit AirSeps und PSA-Anlage im Vergleich zur Solleistung.

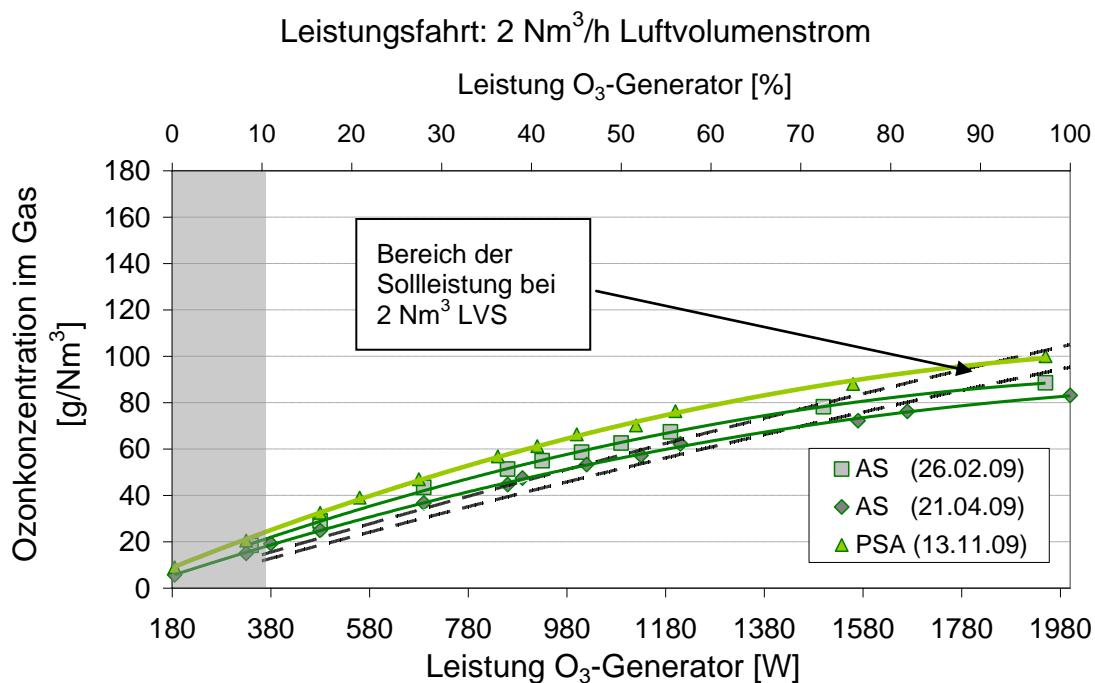


Abbildung 34: Tatsächliche Ozonkonzentration im Gas bei 2 Nm<sup>3</sup>/h Luftvolumenstrom (LVS) und 0,5 bar Druck mit AirSeps und PSA-Anlage im Vergleich zur Solleistung.

#### 4.4.2 Generatorsteuerung

Die gesamte AOP-Anlage wird über eine zentrale Steuereinheit (siehe 3.3.3) gesteuert, wo auch die Generatorleistung eingestellt wird. Die gewünschte Generatorleistung wird mittels einer Hintergrundkurve auf ein mV-Signal umgewandelt, wodurch der Generator die gewünschte Leistung [W] ausgibt. Die Leistungskurve des Generators ist, wie in Kapitel 4.4.1 beschrieben, von der Sauerstoffzufuhr (Luftvolumenstrom, Druck, O<sub>2</sub>-Konzentration) abhängig.

Aus steuerungstechnischen Gründen muss derzeit für jeden Luftvolumenstrom (LVS) eine eigene Hintergrundkurve eingegeben werden, was für den Routinebetrieb nicht praktikabel ist. Die Grundeinstellung wurde für 2 Nm<sup>3</sup>/h LVS und 0,5 bar vorgenommen. Wird der Generator bei dieser Hintergrundkurve beispielsweise nur mit 1 Nm<sup>3</sup>/h LVS betrieben, stimmen Ist- und Soll-Werte nicht mehr überein.

In Abbildung 35 ist ein Beispiel dafür dargestellt: Dunkel ist die derzeit eingegebene Hintergrundkurve für 2 Nm<sup>3</sup>/h LVS dargestellt, hell die für 1 Nm<sup>3</sup>/h LVS. Bei der empfohlenen Ozondosierung (siehe Kapitel 5.2) von 1,5 g O<sub>3</sub>/m<sup>3</sup> und einem Durchfluss von 69 m<sup>3</sup>/h wird eine Ozonproduktion von 104 g/h benötigt. Mit der Hintergrundkurve von 2 Nm<sup>3</sup>/h LVS ergibt sich eine Generatorleistung von ca. 35 %. Wird nun der LVS von 2 Nm<sup>3</sup>/h auf 1 Nm<sup>3</sup>/h reduziert, die Hintergrundkurve aber nicht geändert, so werden bei einer Generatorleistung von 35 % nur etwa 90 g O<sub>3</sub>/h produziert. Das entspricht einer Dosierung von 1,3 g O<sub>3</sub>/m<sup>3</sup>, also um ca. 15 % weniger, als benötigt, was jedoch keine Auswirkung auf die gesicherte Grenzwertreichung hat (siehe Phase 2a – Optimierung der O<sub>3</sub>- und H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> – Dosierung und Verhältnisse).

Vergleich der Hintergrundkurven

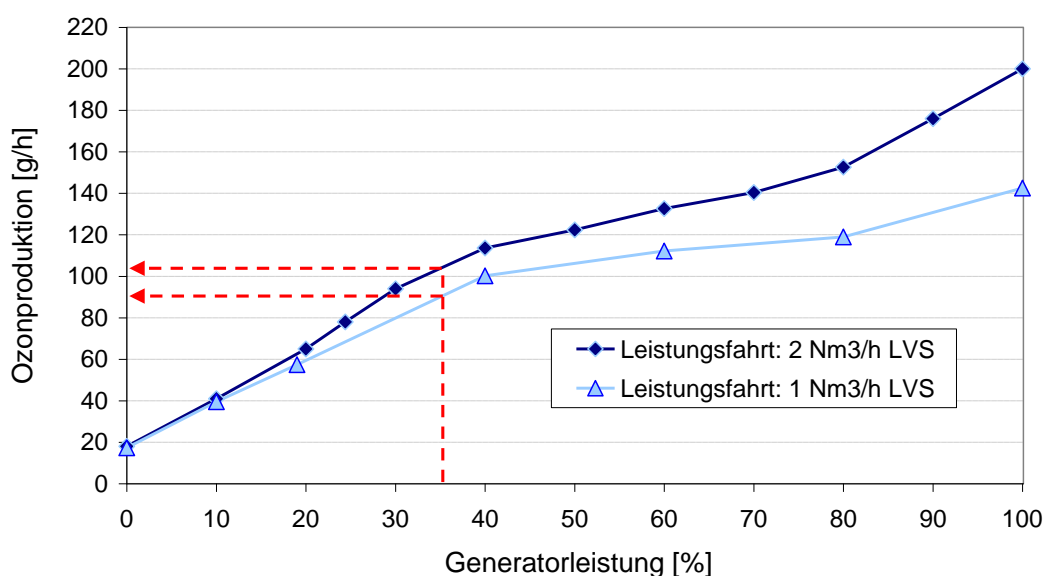


Abbildung 35: Hintergrundkurven, die sich aus der Leistungsfahrt bei 1 Nm<sup>3</sup>/h bzw. 2 Nm<sup>3</sup>/h Luftvolumenstrom (LVS) ergeben.

Nachdem die Änderung der Hintergrundkurve relativ aufwendig ist, besteht für den Fall, dass der LVS geändert wird, die Möglichkeit, eine händische Korrektur vorzunehmen. Für den Routinebetrieb wird eine Rückkoppelung zwischen Ozonmessung im Gas und Steuerung zur Regelung der Generatorleistung empfohlen, um die Eingabe der Hintergrundkurven und die händische Korrektur überflüssig zu machen.

#### 4.5 Überprüfung der Wasserstoffperoxid-Dosierung

Aufgrund der geringen Dosiermengen (unterster Bereich: 0,056 L/h bei  $Q=38 \text{ m}^3/\text{h}$  und 0,5 mg/L  $\text{H}_2\text{O}_2$ ) wurde eine Hubkolbenpumpe mit selbstentlüftendem Dosierkopf aber ohne Dämpfung gewählt, was eine stoßweise Dosierung zur Folge hat. In Abbildung 36 ist die Pulsierung der Pumpe bei der voraussichtlich minimalen Dosis von 0,056 L/h und der voraussichtlich maximalen Dosis von 0,152 L/h dargestellt. Umso geringer die Dosiermenge ist, umso größer werden die Abweichungen zum Sollwert. So muss bei einer Dosiermenge von 0,152 L/h mit einer Abweichung von  $\pm 5 \%$  gerechnet werden; bei einer Dosiermenge von 0,056 L/h beträgt die Abweichung  $\pm 25 \%$ . Statt einer  $\text{H}_2\text{O}_2$ -Dosierung von 0,5 g/m<sup>3</sup> bedeutet das eine Dosierung von 0,4-0,6 g/m<sup>3</sup>. Beträgt die Ozondosierung bei dieser Einstellung 1 g/m<sup>3</sup>, bedeutet das, dass das Verhältnis  $\text{H}_2\text{O}_2:\text{O}_3$  ebenfalls zwischen 0,4-0,6 schwankt.

Pulsierung der  $\text{H}_2\text{O}_2$ -Dosierung

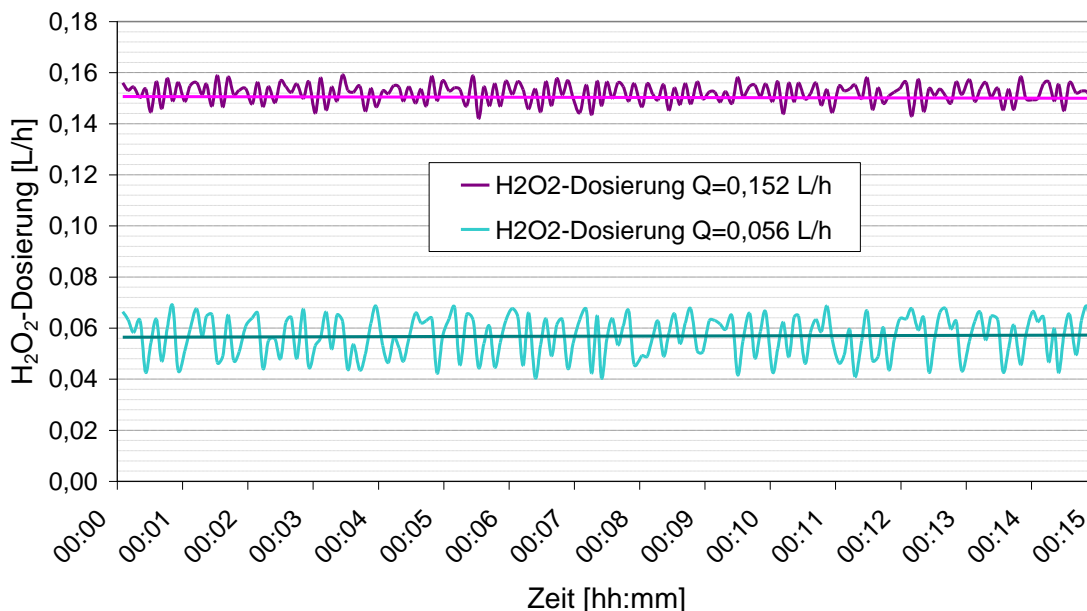


Abbildung 36: Schwankungen der Wasserstoffperoxiddosierung ( $\text{H}_2\text{O}_2$ -Dosierung) bei einem Soll-Pumpendurchfluss von 0,152 L/h bzw. 0,056 L/h (entspricht einer Dosierung von 0,75 mg/L  $\text{H}_2\text{O}_2$  bei  $Q=69 \text{ m}^3/\text{h}$  bzw. 0,5 mg/L  $\text{H}_2\text{O}_2$  bei  $Q=38 \text{ m}^3/\text{h}$ ).



Für die CKW-Konzentration bedeutet das einen Abbau von 60-73 % (70 % bei konstantem Verhältnis von 0,5) (siehe Abbildung 41). Auch bei einem Abbau von 60 % kann jedoch der Grenzwert von 10 µg/L noch gesichert eingehalten werden, sodass die Schwankungen in der H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> Dosierung keinen negativen Einfluss auf die Sicherheit der Grenzwerteinhaltung hat.

Zur Füllung des Vorratstanks wird 30 %-iges H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> in 60 L Gebinden angeliefert und mittels Faspumpe unverdünnt umgefüllt. Schon bei einer geringfügigen Verunreinigung der Pumpe kann es zu einer katalytischen Reaktion kommen, die die Konzentration der H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-Lösung drastisch vermindert. Auch durch hohe Temperaturen im Anlagen-Container im Sommer kann die Konzentration der H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-Lösung signifikant vermindert werden (2005a). Zur Vermeidung zu hoher Temperaturen im Anlagen-Container wurde eine Klimaanlage installiert. Die angestrebte Temperatur von < 20°C konnte während der Sommermonate dennoch nicht erreicht werden. Zur Abschattung des Containers und damit zur Unterstützung der Klimaanlage wurde im Herbst 2009 ein Flugdach errichtet.

Während der Versuche wurde die H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-Konzentration mit Titration (Kaliumjodid-Methode, (DIN, 1993)) überprüft. Dabei konnte keine signifikante Verminderung der H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-Konzentration festgestellt werden. Sollte die H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-Konzentration drastisch sinken, sinkt auch das Verhältnisses von H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>:O<sub>3</sub>, wodurch auch der CKW-Abbau reduziert würde (siehe Abbildung 41). Eine regelmäßige Überprüfung der H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-Konzentration ist unbedingt notwendig.

## 4.6 Überprüfung der Messstation

### 4.6.1 Hydraulik

Im Vorfeld der Messungen wurde die Hydraulik der Messstation überprüft und optimiert. Laut Herstellerangaben wird für einige Mess-Sonden ein Mindestdurchfluss bzw. eine Mindestanströmgeschwindigkeit verlangt. Der kleinste gemeinsame Nenner und damit die minimal benötigten Werte belaufen sich auf eine Durchflussgeschwindigkeit von 30 cm/sec, was einem Durchfluss von 320 mL/min entspricht. Der Durchfluss wurde mittels Kübelmessung über zwei unterschiedliche Fließwege gemessen: über den fix eingebauten Durchflussmesser und über den direkten Fließweg, ohne Durchflussmesser (siehe Abbildung 29).

Die Ergebnisse sind in Tabelle 5 zusammengefasst: Über die Fließstrecke ohne Durchflussmesser können die Minimalwerte für Durchfluss und -geschwindigkeit eingehalten werden. Statt der ursprünglich vorgesehenen zwei Messsonden können nunmehr fünf Sonden mit einem ausreichenden Durchfluss von 30 cm/sec bzw. 320 mL/min. betrieben werden.

*Tabelle 5: Ergebnis der Durchflussmessung in der Messstation vom 29.4.09; <sup>1</sup>Messpunkte lt.*

*Tabelle 2; DM = Durchflussmesser.*

<b>Messpunkt<sup>1</sup></b>	<b>Durchfluss: min. verlangt</b>	<b>Durchfluss über DM</b>	<b>Durchfluss ohne DM</b>
Nr.	[mL/min]	[mL/min]	[mL/min]
1	320	670	650
2	320	470	480
3	320	380	385
4	320	380	400
5	320	310	340

#### 4.6.2 Sonden

##### Laborversuche

Teil dieses Projekts ist die Auswahl geeigneter Onlinesonden zur Prozessüberwachung im Routinebetrieb. Zu diesem Zweck wurden die in der Messstation installierten Sonden (siehe Kapitel 3.3.2) zunächst unter Laborbedingungen auf ihre Funktionstüchtigkeit überprüft. Zur Plausibilisierung der Ergebnisse wurden jeweils zwei amperometrische Sonden zur Bestimmung der Ozonkonzentration (Orbisphere/Hach-Lange) und zwei spektrometrische Sonden zur Messung des Absorptionsspektrums (Trios/S::can) installiert.

Laborversuche haben eine sehr gute Übereinstimmung der jeweils gleichen Sonden (Orbisphere/Hach-Lange bzw. Trios/S::can) und auch der Sonden mit unterschiedlichen Messprinzipien (Amperometer/Spektrometer) ergeben. In Abbildung 37 wird auf der rechten y-Achse die Ozonkonzentration dargestellt. Die Kurven der amperometrischen Sonden (Orbisphere/Hach-Lange), in orange und gelb dargestellt, sind fast deckungsgleich. Auf der linken y-Achse wird die Absorption bei einer Wellenlänge von 254 nm (S::can=255 nm) in einem anderen Maßstab abgebildet. Bei dieser Wellenlänge wird Ozon bestimmt.

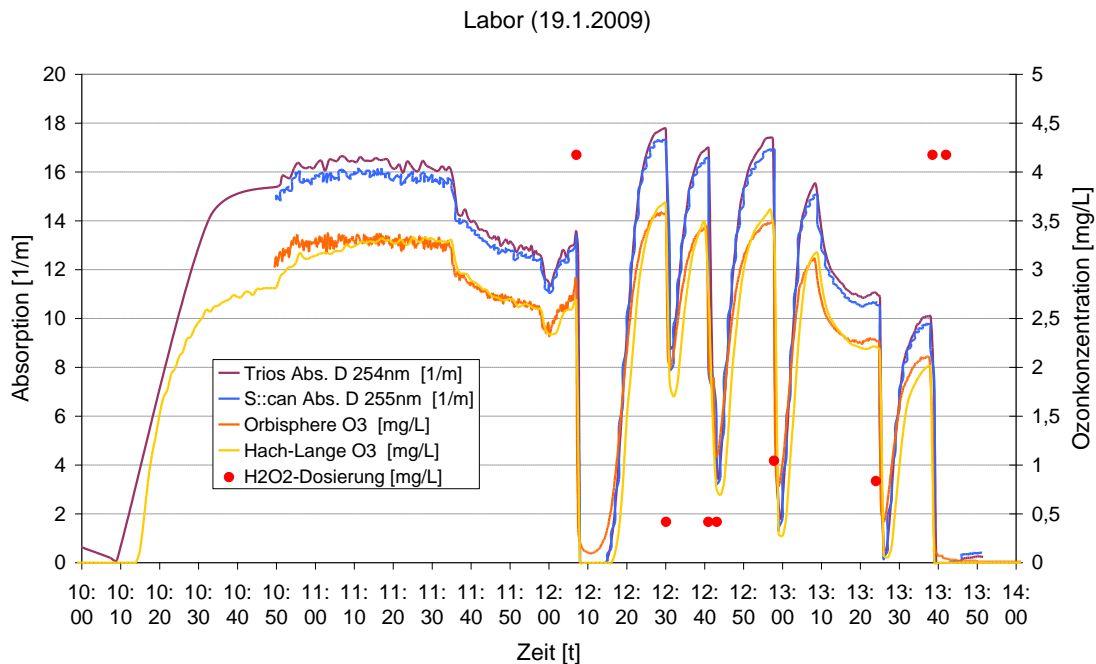


Abbildung 37: Übereinstimmung der verschiedenen Sonden und Messprinzipien unter Laborbedingungen im relevanten Messbereich.

Auch in diesem Fall sind die Kurven der zugehörigen spektrometrischen Sonden (Trios/S::can), in violett und blau dargestellt, fast deckungsgleich. Alle Kurven laufen näherungsweise parallel. Die roten Punkte geben an zu welchem Zeitpunkt welche Menge  $H_2O_2$  zudosiert wurde. Die Dosierung von  $H_2O_2$  bewirkt eine sofortige Reaktion mit Ozon, bei der OH-Radikale gebildet werden, die wiederum nicht von den Sonden erfasst werden. Die Folge ist eine unmittelbare Reaktion der Sonden und das plötzliche Absinken der Ozonkonzentration (siehe Abbildung 37). All das deutet auf eine sehr gute Übereinstimmung sowohl der einzelnen Sonden, als auch der unterschiedlichen Messprinzipien unter Laborbedingungen hin.

### Feldversuche

Nach Installation der Messstation wurden die Sonden auch auf der Versuchsanlage überprüft. Wie in Abbildung 38 dargestellt, ergab sich auch im Langzeitversuch eine sehr gute Übereinstimmung der Sonden Orbisphere (orange Kurve), Trios (violette Kurve) und S::can (blaue Kurve). Der Maßstab der y-Achsen wurde dabei so gewählt, dass die Kurven aus der Absorptionsmessung (bei 255 nm) und die aus der Konzentrationsmessung deckungsgleich zu liegen kommen. Gemessen wurde im Messpunkt P2 (Zulauf Reaktionsbehälter - Reaktor 1).

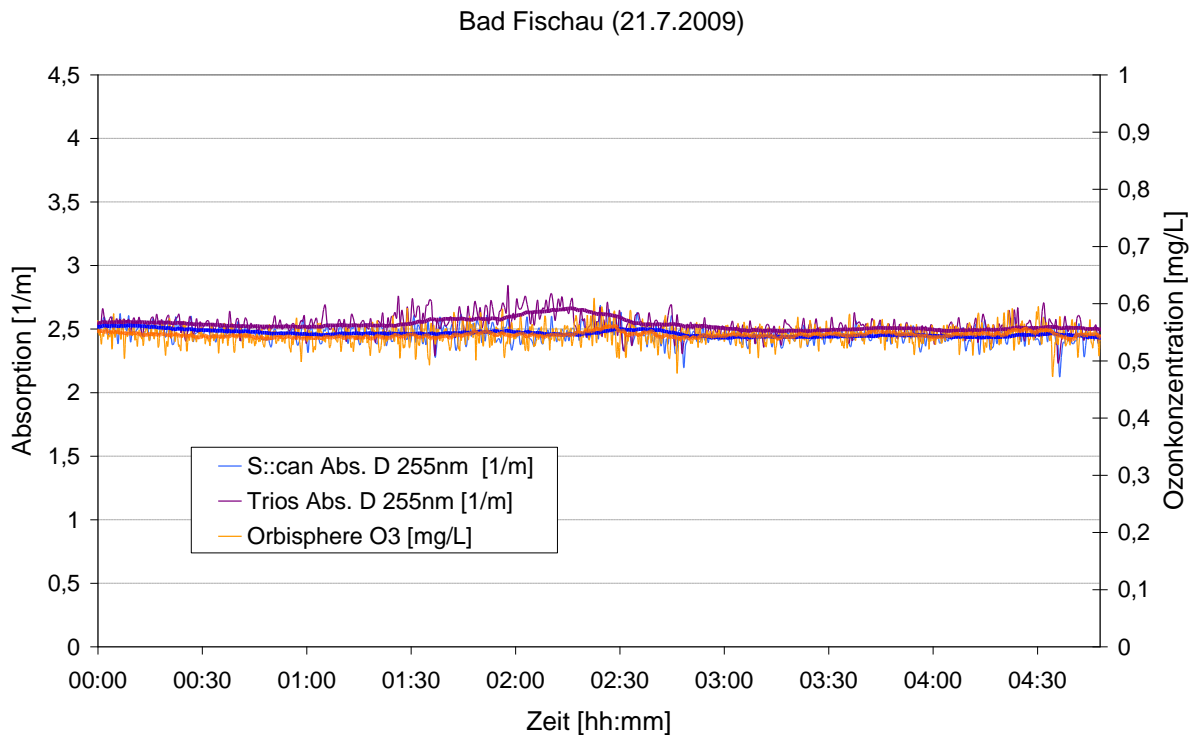


Abbildung 38: Gegenüberstellung der Messergebnisse von drei Sonden: Ausschnitt aus dem Vergleichsversuch vom 20./21.7.2009; Messpunkt P2 (Zulauf Reaktor 1).

Probleme bei den Messungen ergaben sich durch Ausgasungen im Messmedium. Feinste Gasbläschen haften sich besonders an die Messfenster der spektrometrischen Sonden an, wodurch es zu Störungen der Messung kommen kann. Dieses Problem kann durch Justieren der Sondenposition weitgehend ausgeschaltet werden.

#### 4.7 Hydraulik der Anlage

Bei einem Durchfluss in einem Bereich von  $36\text{--}72\text{ m}^3/\text{h}$  ( $\approx 10\text{--}20\text{ L/s}$ ) läuft die Anlage ohne Probleme. Wird er Durchfluss auf  $> 80\text{ m}^3/\text{h}$  ( $\approx 22\text{ L/s}$ ) erhöht, fällt der hydraulische Druck ab, was auf die Förderpumpe im Brunnen zusammenhängt und negative Auswirkungen auf das Treibwasser von Ozon- und Wasserstoffperoxid dosierung sowie die Kühlung des Ozongenerators hat. Bei erhöhten Durchflussmengen (getestet wurden etwa  $80\text{ m}^3/\text{h} \approx 22\text{ L/s}$ ) war nur ein instabiler Betrieb der AOP-Anlage möglich. Der verminderte Druck führt zu einer Causalkaskade, die von Kühlwasserversorgung, Ozon- und Wasserstoffperoxideintrag über Fluktuationen in der Ozonproduktion bis zur automatischen Abschaltung des Generators führt.

Durch den Einbau eines Druckschalters mit einem niedrigeren Bereich (0,5 bis 6 bar) und den durch einen Defekt notwendigen Tausch der Rohwasserpumpe wurde dieses Problem

behalten. Die maximale Pumpenleistung ist (aus ungeklärten Gründen) im Lauf der Versuche von  $70 \text{ m}^3/\text{h}$  auf  $66 \text{ m}^3/\text{h}$  ( $\approx 18,3 \text{ L/s}$ ) gesunken. Aus diesem Grund variieren auch die Maximalwerte in den Auswertungen (siehe Anhang 11.3). Seit Jänner 2010 beträgt die maximale Durchflussmenge  $66 \text{ m}^3/\text{h}$ .

Wird die Anlage über mehrere Stunden mit dem Maximaldurchfluss beaufschlagt, kann dies zur Verstopfung der Siebe vor den Druckreduktionen mit Feinmaterial aus der Brunnenpumpe führen, was zu einem automatischen Anlagenstopp führt. Behoben kann dieses Problem durch die Reinigung der vorhandenen bzw. den Einbau gröberer Siebe vor den Druckreduktoren werden.

#### 4.8 Reaktordurchmischung

Die Kontaktzeit zwischen Oxidationsmittel und Wasser spielt eine entscheidende Rolle bei der prozesstechnischen Aufbereitung. Findet keine vollständige Durchmischung in den Reaktoren statt, wird die Kontaktzeit durch Kurzschlussströmungen deutlich verkürzt und es kann nicht für einen ausreichenden Abbau der Schadstoffe garantiert werden.

Zur Überprüfung, ob in den Reaktoren vollständige Durchmischung und damit die maximal mögliche Kontaktzeit gegeben ist, wurden Tracerversuche durchgeführt. Da es sich um eine Trinkwasseraufbereitung handelt, wurde auf jegliche Zugabe von Fremdstoffen verzichtet und die Versuche mit Ozon selbst als Tracer durchgeführt. Um möglichst ungünstige Verhältnisse zu simulieren („worst case“ Szenario), wurden die Versuche bei der zu diesem Zeitpunkt maximalen Pumpenleistung von  $69 \text{ m}^3/\text{h}$  vorgenommen. Die restlichen Randbedingungen des Versuchs, sind in Tabelle 6 dargestellt. Die Versuche wurden im Reaktionsbehälter (Reaktor 1) durchgeführt. Nachdem der Vorlagebehälter (Reaktor 2) gleich konstruiert ist, wird davon ausgegangen, dass die Ergebnisse für diesen Behälter vergleichbar sind.

Beim Tracerversuch wurde so vorgegangen, dass zunächst auf eine konstante Ozonkonzentration aufgelüftet wurden ( $c_0=4,35 \text{ mg/L}$ ). Dieser Zustand beschreibt die Ausgangssituation  $t=0$  oder „Steady State“. Anschließend wurde die Ozondosierung so weit wie möglich gedrosselt<sup>1</sup> bis auf einen Ozonkonzentration im Zulauf von  $c_{in}=0,2 \text{ mg/L}$  und die Ozonkonzentration im Ablauf (Abklingkurve) aufgezeichnet bzw. berechnet.

---

<sup>1</sup> Ein vollständiges Abschalten des Ozongenerators würde zum geregelten Herunterfahren der gesamten AOP-Anlage führen, also auch der Zulaufpumpe, was eine Fortsetzung des Tracerversuchs unmöglich machen würde.

Tabelle 6: Randbedingungen während der Tracerversuche und Anfangswerte für die Berechnung. Abkürzungsverzeichnis für die Formeln.

Randbedingungen Versuch	Variable	Wert	Einheit
Durchfluss	Q	69	[m <sup>3</sup> /h]
Volumen Reaktionsbehälter	V	16,9	[m <sup>3</sup> ]
Generatorleistung bei t=0		100 (2000)	[%] ([W])
Generatorleistung bei t=t		0 (180)	[%] ([W])
Luftvolumenstrom O <sub>3</sub> -Generator		2	[Nm <sup>3</sup> /h]
<b>Werte für Berechnung (Ergebnisse der Leistungsfahrt)</b>			
Q/V =	τ	4,08	[1/h]
O <sub>3</sub> -Konzentration im Zulauf bei t=0	c <sub>0</sub>	4,35	[mg/L]
O <sub>3</sub> -Konzentration im Ablauf bei t=0	c <sub>04</sub>	4,11	[mg/L]
O <sub>3</sub> -Konzentration im Zulauf bei t=t	c <sub>in</sub>	0,2	[mg/L]
O <sub>3</sub> -Konzentration um Ablauf bei t=t	c	gesucht	[mg/L]

Die Berechnung der Abklingkurve erfolgte unter der Annahme, dass der Reaktionsbehälter vollständig durchmischt wird. Der Ansatz der Differenzialgleichung ist in Formel 1 angegeben.

Formel 1 
$$V \cdot \frac{dc}{dt} = Q \cdot c_{in} - Q \cdot c - k_a \cdot c \cdot V$$

Da es nicht möglich ist, den Ozongenerator während der Versuche vollkommen abzuschalten, ist die Konzentration im Zulauf (c<sub>in</sub>) niemals 0. Der Zerfall des Ozons wurde mit der Abbaurrate k<sub>a</sub> (siehe Formel 2) berücksichtigt.

Formel 2 
$$k_a = \frac{Q}{V} \cdot \frac{(c_0 - c_{04})}{c_{04}}$$

Die Lösung der Differentialgleichung ist in Formel 3 angegeben.

Formel 3 
$$c = \frac{e^{-t \cdot \left(\frac{1}{\tau} + k_a\right)} \cdot \left(\frac{1}{\tau} \cdot c_{in} - c_o \cdot \left(\frac{1}{\tau} + k_a\right)\right)}{\left(\frac{1}{\tau} + k_a\right)}$$

In Abbildung 39 ist die Kurve dieser Gleichung (Formel 3) im Vergleich mit den gemessenen Werten dargestellt. Gemessen wurden sowohl die Ozonkonzentration mit einer amperometrischen Sonde (Orbisphere) als auch die Absorption bei 255 nm mit einer spektrometrischen Sonde (S::can). Auf der linken Ordinate ist die Ozonkonzentration abzulesen, auf der rechten die Absorption. Nach Anpassung der Achsen sind die beiden gemessenen Kurven nahezu deckungsgleich, was auf die relative Verlässlichkeit<sup>1</sup> der Messwerte schließen lässt. Die Abklingkurve, die sich theoretisch bei vollständiger Durchmischung unter den gegebenen Randbedingungen ergeben sollte, wird in Abbildung 39 dargestellt. Wie aus Abbildung 39 erkennbar ist, ist diese Kurve mit den gemessenen Kurven ident. Die Absorption des Rohwassers bei einer Wellenlänge von 255 nm (SAK) betrug zum Zeitpunkt der Versuche etwa  $0,12 \text{ m}^{-1}$ .

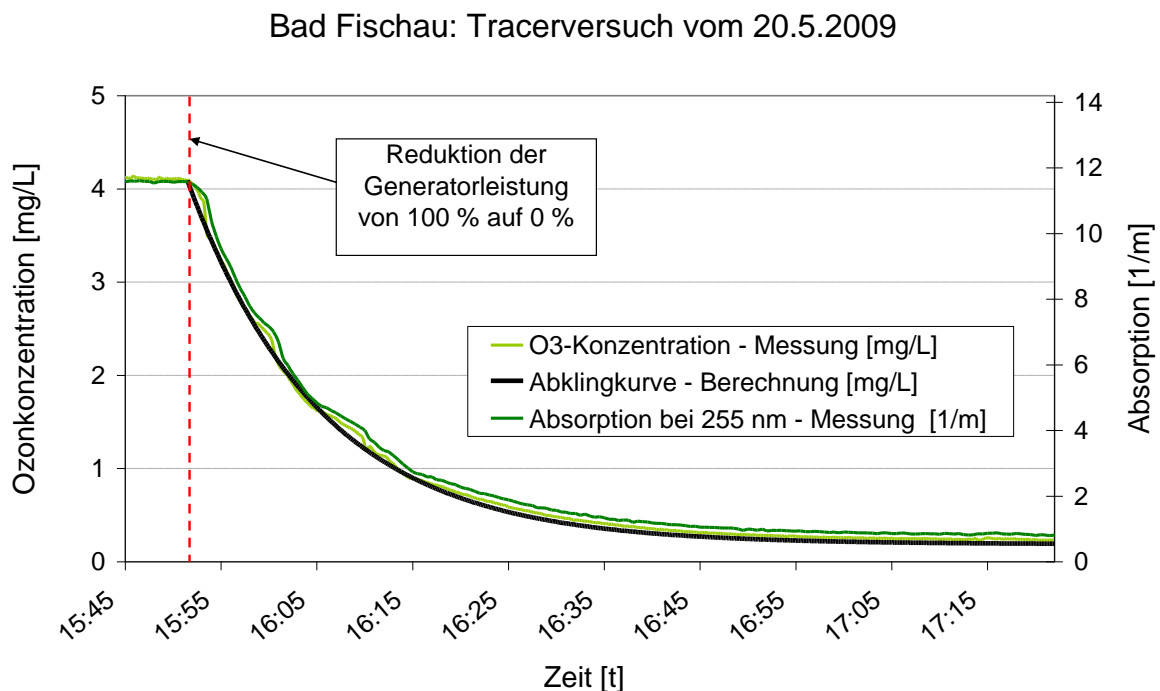


Abbildung 39: Gemessene und berechnete Abklingkurven des Reaktionsbehälters.

Aufgrund der niedrigen Ozon-Konzentrationen im Ablauf des Vorlagebehälters (Reaktor 2) konnte der Tracerversuch für diesen Behälter nicht aussagekräftig durchgeführt werden. Nachdem der Vorlagebehälter gleich konstruiert ist wie der Reaktionsbehälter, kann auch hier von einer vollständigen Durchmischung ausgegangen werden.

<sup>1</sup> Es wird an dieser Stelle von „relativer“ Verlässlichkeit der Messwerte gesprochen, weil rein rechnerisch eine Konzentration von 4 mg/L bei der vorherrschenden Ozondosierung und Wassermenge nicht möglich ist. Diese Diskrepanz ist auf die Kalibrierung der Sonden zurückzuführen und hat keinerlei Einfluss auf die Aussagekraft des Tracerversuchs.

Es kann somit davon ausgegangen werden, dass der Reaktionsbehälter vollständig durchmischt ist und die maximal mögliche Aufenthaltszeit erreicht wird. Von diesem Gesichtspunkt herrschen ideale Bedingungen für die Reaktion der Oxidationsmittel mit den Rohwasserinhaltsstoffen und somit für die Trinkwasseraufbereitung.

## 4.9 Anlagensteuerung

Die Steuerung der AOP-Anlage ist für die Beantwortung einer Vielzahl wissenschaftlicher Fragestellungen auf möglichst große Flexibilität ausgelegt. Auf diese Weise können die Extreme der Anlage ausgetestet werden und die Anlage optimiert werden.

Für den Routinebetrieb ist geplant, die Flexibilität der Anlagensteuerung zugunsten einer höheren Bedienerfreundlichkeit umzustellen. Die wesentlichen Punkte in diesem Zusammenhang sind:

- Koppelung des Ozongasmessgeräts (BMT) mit der Steuerung. Dadurch wird manuelles Nachregeln der Generatorleistung überflüssig.
- Verknüpfung der H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-Dosierung mit der Ozondosierung. Auf diese Weise kann bei gleichbleibendem Verhältnis ausschließlich über die Ozondosierung gesteuert werden → geringeres Risiko von Fehlbedienungen
- Installation einer Messsonde zur Überprüfung der Oxidationsmitteldosierung und Integration dieser Sonde in die Anlagensteuerung
- Verbesserung der Datenspeicherung aus der Steuerung

## 4.10 Proben und Probenahme

Um die Reaktion von Restozon mit Wasserinhaltsstoffen nach der Probenahme zu unterbinden, ist abhängig vom zu bestimmenden Parameter die Dosierung von Stabilisatoren notwendig. Eine Zusammenfassung dieser Chemikalien und der nötigen Dosiermenge ist in Tabelle 7 dargestellt. Für die Bestimmung von TOC ist keine Stabilisierung der Probe notwendig. Damit die Vergleichbarkeit gegeben bleibt, wurde aber dennoch Natriumthiosulfat in der gleichen Dosierung wie für die CKW-Bestimmung zudosiert.

Für die Probenahme wurde zunächst die ausgeheizte Probeflasche mit der Wasserprobe ausgespült. Danach wurde der Stabilisator vorgelegt und schließlich die Probeflasche langsam von unten nach oben mit Probewasser befüllt, luftblasenfrei verschlossen und gekühlt gelagert.

Auch die Rohwasserproben wurden stabilisiert, damit die Vergleichbarkeit der Proben gegeben ist.



Tabelle 7: Realisierung der Probenstabilisierung

Parameter	Probemenge	Stabilisierung	Konzentration der Lösung	Dosierung der Stabilisierung
	[mL]			[mL/L]
CKW	100	Natriumthiosulfat	0,1 M	3
Bromid/Bromat	250	Ethylendiamin (EDA)	10 %	2
AOX	100	Natriumsulfit	1,0 M	10
TOC	150	Natriumthiosulfat	0,1 M	3

#### 4.11 Gesetzliche Auflagen - Rohwasser

Im Bescheid (A1-W-19395/149-2007) vom 23.9.2007 betreffend die AOP-Versuchsanlage in Bad Fischau wird unter Punkt „B) Auflagen 3.“ die Untersuchung der CKW-Konzentrationen im Rohwassers und im Frauenbach etwa 20 m unterhalb der Einleitungsstelle während des Pumpversuches und während des Betriebs der Aufbereitungsanlage gefordert. Diese beiden Probenahmen wurden am 17.2.09 und am 21.4.09 vorgenommen. Nachdem es sich in diesem Fall um nicht behandelte Rohwasserproben handelt, wurden die Proben nicht stabilisiert. Die Analysen wurden vom Umweltanalytischen Labor (A-1200 Wien) durchgeführt.

Tabelle 8: CKW-Konzentrationen während und nach dem Pumpversuch im (\*) Rohwasser und (\*\*) 20 m unterhalb der Einleitung in den Frauenbach; u.B.= unterhalb der Bestimmungsgrenze.

	Probe	Summe CKW	Bromid	Bromat	AOX	Pumpvolumen bis Probenahme
Einheit		[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[µg/L]	[m <sup>3</sup> ]
Bestimmungsgrenze <sup>1</sup>			1000	10	10	
Grenzwerte		10		10	10	
Datum						
17.02.2009	1*	11,3	u.B.	u.B.	u.B.	2 233
17.02.2009	2**	1,39	u.B.	u.B.	u.B.	
21.04.2009	1*	12,32	u.B.	u.B.	u.B.	50 845
21.04.2009	2**	u.B.	u.B.	u.B.	u.B.	

<sup>1</sup> Die Bestimmungsgrenzen für Bromid und Bromat liegen mit 1000 µg/L bzw. 10 µg/L relativ hoch. Für alle anderen in diesem Projekt analysierten Proben konnten die Bestimmungsgrenzen für Bromid und Bromat auf 10 µg/L bzw. 5µg/L gesenkt werden.

Die CKW-Konzentrationen im Rohwasser lagen knapp um den für Trinkwasser zugelassenen Grenzwert von 10 µg/L. Im Frauenbach 20 m unterhalb der Einleitstelle wurden am ersten Messtag 1,39 µg/L gemessen. Am 2. Messtag lag die Konzentration unter der Bestimmungsgrenze (siehe Tabelle 8). CKW lagen allen Proben bis auf einer ausschließlich als Tetrachlorethen vor. Die Konzentrationen für Bromid, Bromat und CKW lagen immer unterhalb der Bestimmungsgrenze.

#### 4.12 Gesetzliche Auflagen – Dauerbetrieb

Um die Prozessstabilität der Anlage und ihrer Einzelteile zu überprüfen, wird sie seit Februar 2009 (bis Berichtslegung 14 Monate) in Dauerbetrieb geführt. Abgesehen von den Ausfällen bei den Sauerstoffgeneratoren (AirSeps) und der Brunnenpumpen verlief der Betrieb der Anlage in diesem Zeitraum bis auf wenige Ausnahmen (verstopfte Siebe vor der Druckreduktion) störungsfrei. Außer an Tagen mit speziellen Versuchseinstellungen (siehe Anhang 11.3) wurde die Anlage in der ersten Versuchsphase mit den in Tabelle 9 angegebenen Basiseinstellungen betrieben.

Die im Bescheid vorgegeben Grenzwert für die Einleitung in den Frauenbach von 10 µg/L CKW und 12 L/s Durchfluss wurde bei diesen Einstellungen nicht überschritten (siehe Tabelle 8) und somit alle Auflagen während der ersten Versuchsphase erfüllt.

Tabelle 9: Basiseinstellungen der AOP-Anlage während der ersten Versuchsphase.

Parameter	Wert	Einheit
Durchfluss Q	38*	[m <sup>3</sup> /h]
O <sub>3</sub> -Dosierung	1,0	[g/m <sup>3</sup> ]
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> -Dosierung	0,5	[g/m <sup>3</sup> ]
Verhältnis H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> :O <sub>3</sub>	0,5	[g/g]

\*10,6 L/s

## 5 Versuchsphase 2: Prozessadaptierung

### 5.1 Zielsetzungen

Ziel dieser Phase ist die Optimierung der Oxidationsmitteldosierung und deren Verhältnisse (Phase 2a), die Analyse der Prozessstabilität (Phase 2b) und die Überprüfung des aufbereiteten Grundwassers auf unerwünschte Nebenprodukte (Phase 2c). Die Ergebnisse der Phasen 2a bis 2c werden in den Kapiteln 5.2 und 5.4 dargestellt.

Im Zuge dieser Projektphase wurde die bescheidmäßig geforderte Trinkwasservollanalyse durchgeführt. Die Ergebnisse werden in Kapitel 5.5 und in Anhang 11.3 dargestellt.

### 5.2 Phase 2a – Optimierung der O<sub>3</sub>- und H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> – Dosierung und Verhältnisse

Die Analysen der Rohwasserproben ergaben eine CKW-Konzentration von 8,5-12,2 µg/L (alle Messwerte: siehe Anhang 11.3), die bis auf einen Messwert ausschließlich als Tetrachlorethen vorliegen. Die Oxidation der CKW erfolgte mit einer Kombination von Ozon (O<sub>3</sub>) und Wasserstoffperoxid (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>).

#### 5.2.1 Optimierung der Oxidationsmitteldosierung

Zur Feststellung der optimalen Oxidationsmitteldosierung wurde das Oxidationsmittelverhältnis auf den Wert von H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>:O<sub>3</sub>=0,5 g/g fixiert (Ausgangspunkt aus Betriebserfahrungen Wasserwerk Moosbrunn; MA31 - Wien) und nur die Konzentration von Ozon (und H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) variiert. Die Ozondosierung bewegte sich dabei zwischen 0,5 -4 mg/L.

Bei einem fixen Verhältnis von H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>:O<sub>3</sub>=0,5 g/g hat sich gezeigt, dass die CKW-Entfernung in direktem Zusammenhang mit der Ozondosierung steht: Umso mehr Ozon dosiert wird, umso mehr CKW werden abgebaut (siehe Abbildung 40). Bei einer Ozondosierung von 1,5 g/m<sup>3</sup> werden etwa 70 % der Tetrachlorethen - Konzentration abgebaut. Dies entspricht einer CKW-Konzentration von ca. 3 µg/L. Bis zu einem (nicht zu erwartenden) Konzentrationsanstieg im Rohwasser auf 30 µg/L kann somit der Grenzwert (10 µg/L) bei diesen Einstellungen rechnerisch noch eingehalten werden.

Die Reduktion der Ozondosierung auf 1,0 g/m<sup>3</sup> ergibt einen CKW-Abbau von 55 % (ca. 4,5 µg CKW/L). Bei dieser Einstellung kann der Grenzwert rechnerisch bis zu einer Rohwasserkonzentration von 20 µg/L eingehalten werden.

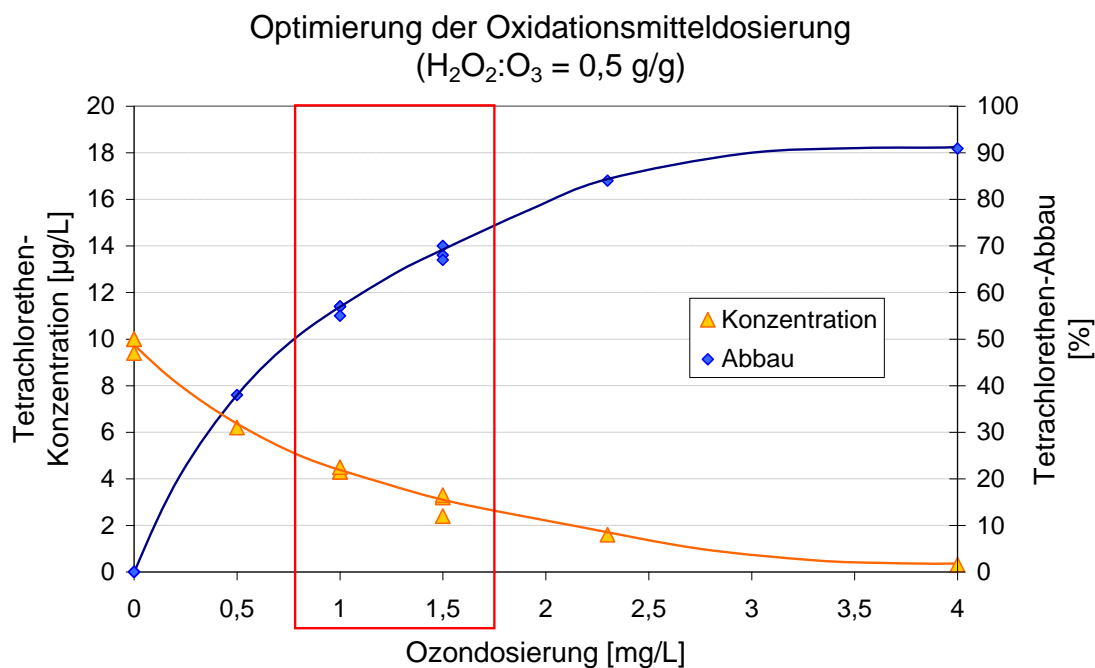


Abbildung 40: Entfernung bzw. Konzentration von Tetrachlorethen nach der Dosierung unterschiedlicher Mengen von Ozon bei einem Verhältnis H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>:O<sub>3</sub>=0,5.

### 5.2.2 Optimierung des Oxidationsmittelverhältnisses

Für die Optimierung des Oxidationsmittelverhältnisses wurde die in Kapitel 5.2.1 ermittelte Ozondosierung von 1,5 mg/L als fixe Einstellung herangezogen. Es wurden Verhältnisse von H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>:O<sub>3</sub> von 0-0,8 g/g untersucht. Das Ergebnis ist in Abbildung 41 dargestellt.

Es hat sich gezeigt, dass je höher der Anteil von H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (bei gleicher O<sub>3</sub>-Dosierung) ist, umso mehr Tetrachlorethen abgebaut wird (siehe Abbildung 41). Ohne Dosierung von H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> wird etwa 20 % der Tetrachlorethen-Konzentration abgebaut. Bei einem Verhältnis von 0,5 beträgt der Abbau ca. 70 %; Wird das Verhältnis auf 0,8 erhöht, so verbessert sich der Abbaus im Vergleich zu einem Verhältnis von 0,5 nur mehr minimal auf ca. 72 %.

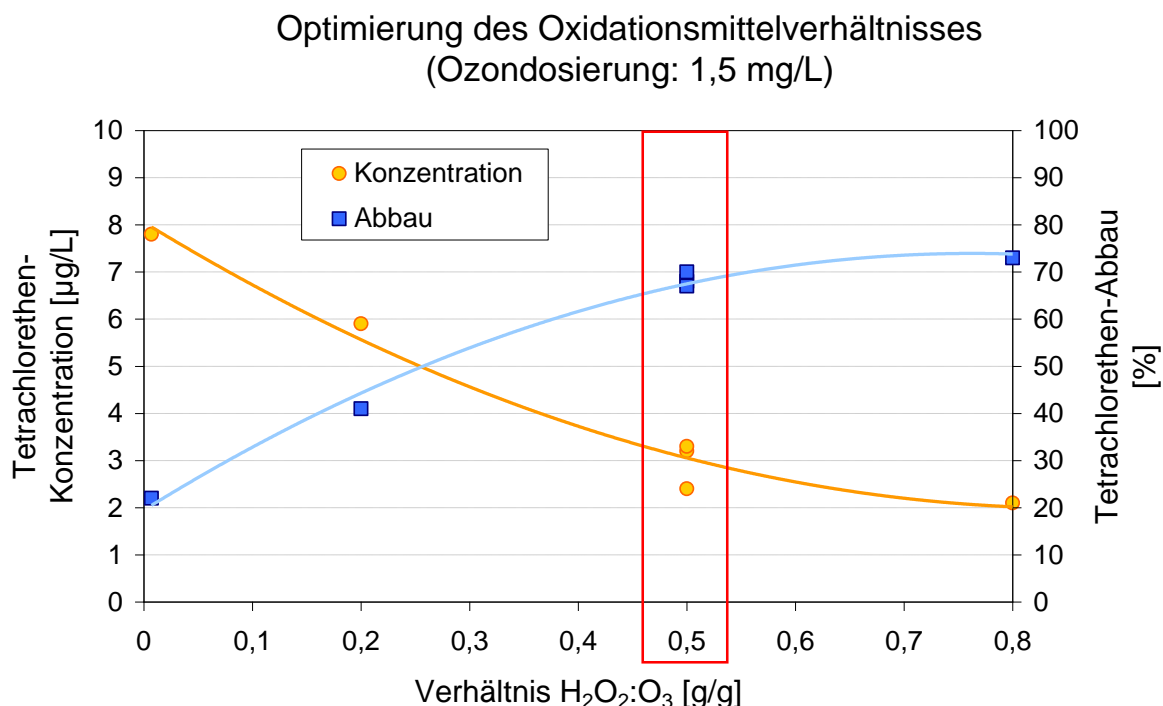


Abbildung 41: Entfernung bzw. Konzentration von Tetrachlorethen bei unterschiedlichen Verhältnis H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>:O<sub>3</sub>=0,5 und einer Ozondosierung von 1,5 mg/L.

### 5.2.3 Empfehlung für Oxidationsmitteldosierung und -verhältnis

Die CKW-Konzentration der Rohwasserprobe liegt zur Zeit um 10 µg/L. Nachdem sowohl die Konzentration im Rohwasser als auch die Analysegenauigkeit Schwankungen unterliegt, ist darauf zu achten, dass der Grenzwert gesichert eingehalten wird. Dieser „Sicherheitswert“ wurde für diese Studie mit der Hälfte des Grenzwertes, also 5 µg/L definiert.

In Tabelle 10 werden die empfohlenen Einstellungen für Ozon und H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> dargestellt.

Tabelle 10: Empfohlene Dosiermengen für die Trinkwasseraufbereitung in Bad Fischau

Durchfluss	Ozondosierung	Wasserstoffperoxid-dosierung	Verhältnis H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> :O <sub>3</sub>
[m <sup>3</sup> /h]	[g/m <sup>3</sup> ]	[g/m <sup>3</sup> ]	[g/g]
37	1,5	0,75	0,5
68 (max.)	1,5	0,75	0,5

In Hinblick auf das Störfallmanagement wurde dabei bewusst die Einstellung von  $1,5 \text{ g/m}^3$  Ozon und  $0,75 \text{ g/m}^3 \text{ H}_2\text{O}_2$  gewählt. Bei störungsfreiem Betrieb wird damit eine CKW-Konzentration von ca.  $3 \text{ }\mu\text{g/L}$  erreicht (Abbau ca. 70 %). Für die Auswirkungen von verminderten Oxidationsmitteldosierungen auf Abbauleistung und Restkonzentrationen im Störfall siehe Kapitel 5.3.

Wirtschaftlich gesehen bedeutet diese Einstellung bei minimalem Durchfluss ( $38 \text{ m}^3/\text{h}$ ) keine Mehrkosten für den Betrieb (Kapitel 6.3). Im Störfall (siehe Kapitel 5.3) ist aber eine höhere Sicherheit gegeben, dass der Grenzwert nicht überschritten wird.

Bei störungsfreiem Betrieb wird der Sicherheitswert auch bei einer reduzierten Oxidationsmitteldosierung von  $1 \text{ g/m}^3$  Ozon und  $0,5 \text{ g/m}^3 \text{ H}_2\text{O}_2$  erreicht (Abbau: 55 %; CKW-Konzentration:  $4,5 \text{ }\mu\text{g/L}$ ).

### 5.3 Phase 2b – Analyse der Prozessstabilität

In dieser Phase wurde der Aufbereitungsprozess bewusst gestört und untersucht, welche Einflüsse diese unterschiedlichen Störfälle auf den Aufbereitungsprozess und die erreichbaren Endkonzentrationen haben. Folgende Fälle wurden dabei untersucht:

- A) Ausfall der Ozonproduktion
- B) Ausfall der  $\text{H}_2\text{O}_2$ -Dosierung
- C) Oxidationsmittel Unter- bzw. Überdosierung bei optimalem Verhältnis

Bei den beiden ersten Störfällen handelt es sich um die Extremfälle bzw. die ungünstigsten Verhältnisse ( $\text{H}_2\text{O}_2:\text{O}_3$ ), die auftreten können. Im Vergleich dazu wurden zwei Normalbetriebszustände (I und II) untersucht, die das optimale Verhältnis bei unterschiedlichen Ozondosierungen ( $1,5$  bzw.  $1 \text{ g/m}^3$ ) im Routinebetrieb widerspiegeln. Der gesetzlich einzuhaltende Grenzwert für CKW liegt bei  $10 \text{ }\mu\text{g/L}$ . Das gesicherte Einhalten dieses Grenzwertes durch Einhaltung eines „Sicherheitswert“ wurde für diese Studie mit dem halben Grenzwert, also mit  $5 \text{ }\mu\text{g/L}$  definiert. Die Proben wurden jeweils im Ablauf des Reaktionsbehälters (Messpunkt 4, siehe Kapitel 3.3.1) entnommen.

In Fall C liegt das Verhältnis  $\text{H}_2\text{O}_2:\text{O}_3$  zwar im optimalen Bereich, allerdings wird entweder zu viel oder zu wenig der beiden Oxidationsmittel dosiert.

### 5.3.1 Fall A: Ausfall der Ozonproduktion

Ein Komplettausfall von Sauerstoff- und/oder Ozongenerator führt zum sofortigen geregelten Abschalten der gesamten Anlage. Aus diesem Grund wurde als „worst-case“-Scenario in diesem Fall die minimale Ozonproduktion (180 W;  $\approx 0,2 \text{ g/m}^3$  bei  $Q=68\text{m}^3/\text{h}$ ) und eine gleichbleibenden  $\text{H}_2\text{O}_2$ -Dosierung ( $0,75 \text{ g/m}^3$ ) angenommen. Das Verhältnis  $\text{H}_2\text{O}_2:\text{O}_3$  entspricht also 2,5 und weicht somit um 500 % vom optimalen Verhältnis von  $0,5 \text{ g H}_2\text{O}_2:\text{g O}_3$  ab. Das Ergebnis ist in Abbildung 42 dargestellt: Bei gleicher  $\text{H}_2\text{O}_2$ -Dosierung wird um  $2/3$  weniger CKW abgebaut (25 % im Fall A, 73 % im Normalbetriebszustand I). Der Sicherheitswert von  $5 \mu\text{g/L}$  CKW wird in diesem Fall überschritten, der vorgeschriebene Grenzwert kann jedoch noch eingehalten werden.

Bei stark reduzierter Ozondosierung ist ein Eingreifen in den Prozess, also die Wiederherstellung der geforderten Ozondosierung nötig – eine Gefährdung des Trinkwassers ist aber nicht gegeben, weil einerseits der Grenzwert noch unterschritten wird (längerfristig jedoch nicht mehr gesichert) und durch die Vermischung der Wässer und der hydraulischen Aufenthaltszeiten ein zeitlicher Puffer für das Einschreiten gegeben ist.

### 5.3.2 Fall B: Ausfall der $\text{H}_2\text{O}_2$ -Dosierung

Auch der Komplettausfall der  $\text{H}_2\text{O}_2$ -Dosierung führt zum geregelten Herunterfahren der gesamten Anlage. Fall B bezieht sich also auf eine minimale  $\text{H}_2\text{O}_2$ -Dosierung von  $0,001 \text{ g/m}^3$ , was bei gleichbleibender Ozondosierung ( $1 \text{ g/m}^3$ ) einem Verhältnis von  $0,001 \text{ g H}_2\text{O}_2:\text{g O}_3$  (500-fache Unterschreitung des optimalen Verhältnisses) entspricht. Um die ungünstigste Situation widerzugeben wurde hier bewusst eine geringere Ozondosierung von  $1 \text{ g/m}^3$  gewählt. In diesem Fall (B) wird im Vergleich zur Optimalsituation (Normalbetriebszustand II) um ca. 75 % weniger CKW abgebaut (siehe Abbildung 42). Wie in Fall A wird zwar der Sicherheitswert überschritten, der gesetzliche Grenzwert aber (längerfristig jedoch nicht mehr gesichert) eingehalten.

Im Fall einer stark reduzierten  $\text{H}_2\text{O}_2$ -Dosierung ist Handlungsbedarf gegeben und die erforderliche Dosierung ist so schnell wie möglich wieder zu gewährleisten. Eine unmittelbare Gefährdung des Trinkwassers besteht aber in Analogie zu 5.3.1 nicht.

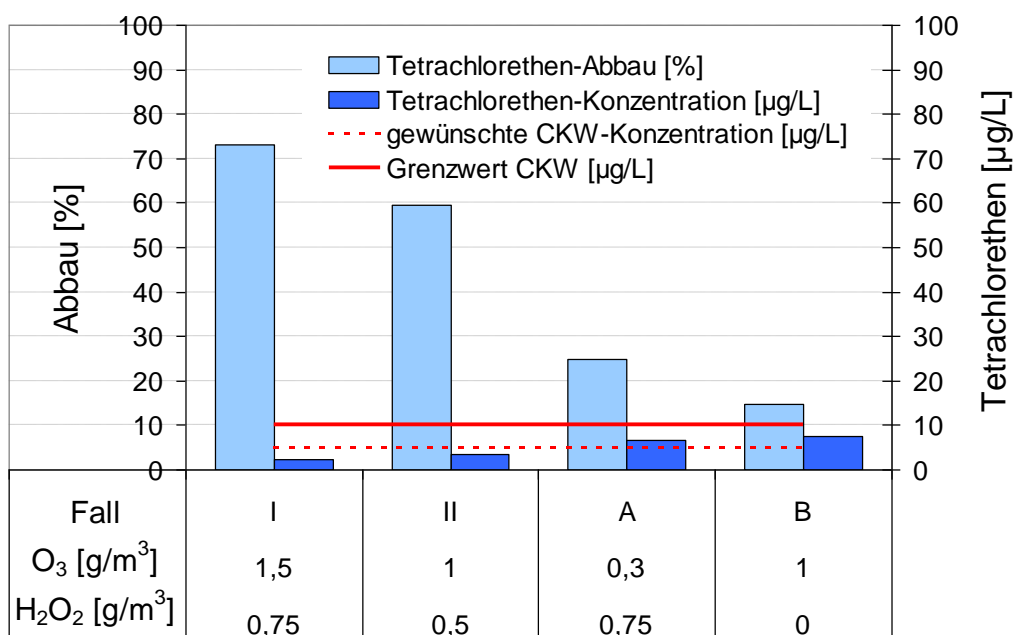


Abbildung 42: Tetrachlorethen-Konzentration bzw.-Abbau bei Normalbetriebszustand (Fall I und II) und Störfällen (Fall A und B).

### 5.3.3 Fall C: Oxidationsmittel Unter- bzw. Überdosierung bei optimalem Verhältnis

Dieser Fall wurde bereits ausführlich in Phase 2a (siehe Kapitel 5.2) untersucht und dokumentiert. Aufgrund der geringen CKW-Belastung des Grundwassers sind bereits sehr geringe Oxidationsmitteldosierungen ausreichend, um Tetrachlorethen bis unter den Grenzwert von 10 µg/L zu entfernen (siehe Abbildung 40). Sollte Tetrachlorethen bis unter den Sicherheitswert (5 µg/L) entfernt werden, so darf eine Ozon-Dosierung von 1 g/m<sup>3</sup> nicht unterschritten werden.

Eine Überdosierung beider Oxidationsmittel (> 1,5 g/m<sup>3</sup> Ozon) im optimalen Verhältnis bewirkt eine höhere Entfernung von CKW, ist aber aufgrund des höheren Oxidationsmittelverbrauchs teurer.

Bei einer Unterdosierung (< 1 g/m<sup>3</sup> Ozon) kann der Sicherheitswert (5 µg/L) nicht mehr eingehalten werden. Eine unmittelbare Gefahr für das Trinkwasser besteht nicht, die empfohlenen Einstellungen sollten aber so rasch wie möglich wieder hergestellt werden.

Wie der 14 monatige Testbetrieb ergeben hat, ist zu bemerken, dass es sich bei der AOP Anlage um ein robustes System handelt. Werden die Oxidationsmitteln allerdings von vorherein in Abweichung von den Empfehlungen aus Tabelle 10 so dosiert, dass der Grenzwert nur knapp eingehalten werden kann, besteht im Störfall (Ausfall H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-/Ozon-Dosierung, Anstieg der



## 5.4 Phase 2c – Überprüfung auf unerwünschte Nebenprodukte

CKW-Konzentration im Grundwasser etc.) die Gefahr, den Grenzwert nicht mehr einzuhalten. Nachdem sich auch wirtschaftlich kein großer Unterschied zwischen einer niedrigen Oxidationsmitteldosierung von  $1 \text{ g/m}^3$  und den empfohlenen  $1,5 \text{ g/m}^3$  Ozon ergab (siehe Kapitel 6.3), bleibt die Empfehlung aus Tabelle 10 jedenfalls bestehen.

### 5.4 Phase 2c – Überprüfung auf unerwünschte Nebenprodukte

#### 5.4.1 Bromat

Bei Anwesenheit von Bromid kann durch die Oxidation mit  $\text{O}_3$  und  $\text{H}_2\text{O}_2$  Bromat gebildet werden, das im Verdacht steht kanzerogen zu sein. (Bull und Cottruvo, 2006; Cantor, 2006; Moore und Chen, 2006)

Die Analysen haben gezeigt, dass die Bromidausgangskonzentration im vorliegenden Rohwasser knapp an der Bestimmungsgrenze von  $10 \text{ } \mu\text{g/L}$  und im Mittel bei  $12 \text{ } \mu\text{g/L}$  liegt. Die Versuche wurden mit einer konstanten Ozondosierung von  $1,5 \text{ g/m}^3$  durchgeführt, die  $\text{H}_2\text{O}_2$ -Dosierung und somit das Verhältnis  $\text{H}_2\text{O}_2:\text{O}_3$  (in der Folge: „Verhältnis“) war variabel. Das Verhältnis lag bei  $0-0,8 \text{ g H}_2\text{O}_2:\text{g O}_3$ .

Ohne  $\text{H}_2\text{O}_2$ -Dosierung (Verhältnis=0) war ein Anstieg der Bromatkonzentration von  $6$  auf  $8 \text{ } \mu\text{g/L}$  zu verzeichnen. Mit steigendem Verhältnis war der Anstieg der Bromatkonzentration weniger hoch (siehe Abbildung 43). Ab einem Verhältnis ab  $0,5$  lag die Bromatkonzentration unter der Bestimmungsgrenze; in allen Proben lag sie unterhalb des Grenzwerts von  $10 \text{ } \mu\text{g/L}$ .

Die Bildung von Bromat kann demnach durch das Verhältnis von  $\text{H}_2\text{O}_2:\text{O}_3$  beeinflusst werden. Umso höher das Verhältnis  $\text{H}_2\text{O}_2:\text{O}_3$  ist, umso weniger Bromat wird gebildet. Bei einem Verhältnis von  $0,5 \text{ g/g}$  lag die Bromatkonzentration bereits unter der Bestimmungsgrenze.

Für den Störfall, dass die  $\text{H}_2\text{O}_2$ -Dosierung ausfällt, ist nicht damit zu rechnen dass der Grenzwert für Bromat überschritten wird.

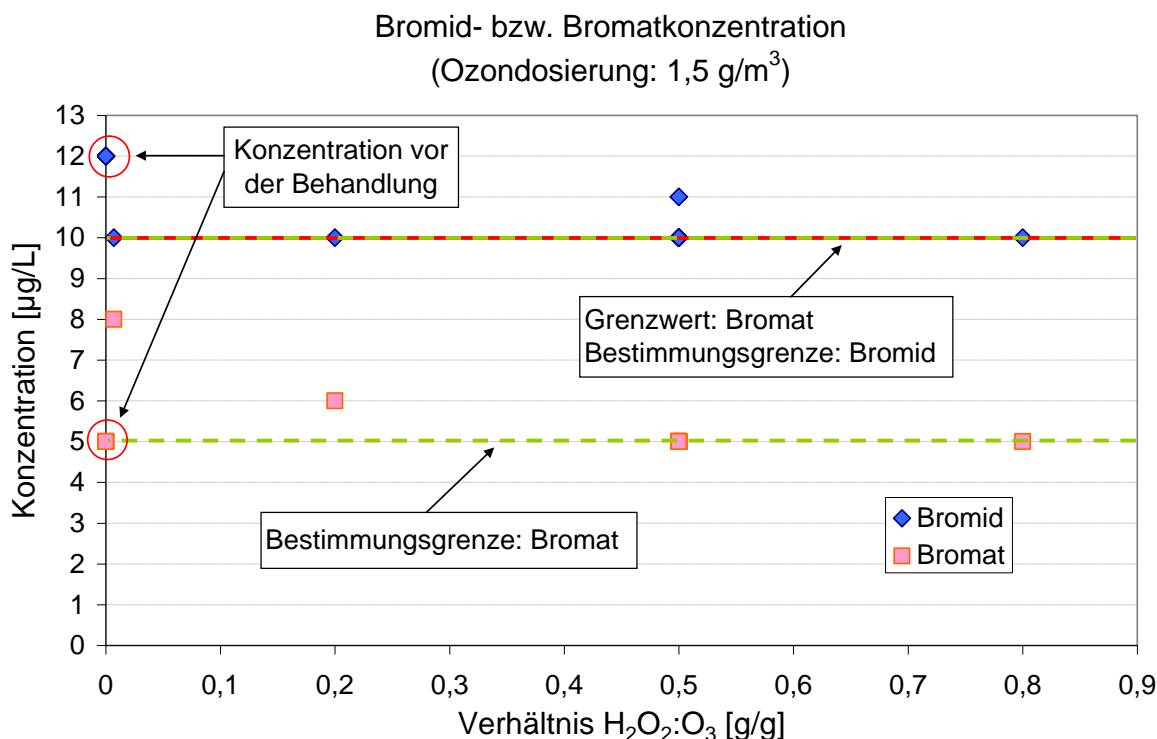


Abbildung 43: Bromid- bzw. Bromatkonzentration vor und nach der AOP-Behandlung mit einer Ozondosierung von 1,5 mg/L und unterschiedlichen Dosierungen von H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>.

#### 5.4.2 AOX

Adsorbierbare organisch gebundene Halogene (AOX) können bei der Oxidation von im Wasser enthaltenen Halogenen entstehen und stehen im Verdacht krebserregend zu sein. (Drewes und Jekel, 1998)

AOX wurden im Zuge dieses Projektes für zwei unterschiedliche Ozon-Dosierungen (1,0 und 1,5 g/m<sup>3</sup>) und das optimale Oxidationsmittelverhältnis (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>:O<sub>3</sub>=0,5) im Ablauf des Reaktionsbehälters und bei maximalem Durchfluss (68 m<sup>3</sup>/h) überprüft.

Bei der Rohprobe lag die AOX-Konzentration bei 15 µg/L. Die Konzentration in den beiden behandelten Proben lag unter der Bestimmungsgrenze von 10 µg/L. Während der Oxidation kam es also nicht zur Bildung von AOX, hingegen wurde die geringe im Grundwasser enthaltene AOX-Konzentration weiter reduziert.

Im Routinebetrieb ist nicht mit einer Erhöhung der AOX-Konzentration im Trinkwasser zu rechnen.

### 5.4.3 Untersuchungen zur Mutagenität und Gentoxizität

Mit Zustimmung der Behörde (Verhandlung vom 21.09.2009) wurde im Zuge dieses Projektes darauf verzichtet, ein Gutachten in Hinblick auf das mutagene und gentoxikologische Potential des behandelten Wassers erstellen zu lassen. Aufgrund der geographischen Nähe und Ähnlichkeit der Gegebenheiten, darf in diesem Fall auf das für das Wasserwerk der MA 31 in Moosbrunn erstellte Gutachten (Haider, 2006) zurückgegriffen werden. Zur Bewertung der Gentoxizität und Mutagenität, im Wasserwerk Moosbrunn wurde eine Testbatterie mit folgenden Untersuchungen eingesetzt:

- Mutagenitätstests mit Bakterien (Ames Test)
- Comet-Assay mit Säugetierzellen (primäre Rattenleberzellen)
- Kleinkerntest mit Pflanzenzellen (Tradescantia)

Unter den Betriebsbedingungen erbrachte keiner der Tests einen Hinweis auf die Entstehung mutagener bzw. gentoxischer Effekte (Haider, 2006).

## 5.5 Trinkwasservollanalyse

Am 29.7.2009 wurden die Proben für die Trinkwasservollanalytik für die zwei, aus den Projektergebnissen abgeleiteten, für den Routinebetrieb empfohlenen Einstellungen (Tabelle 10) entnommen. Die Ergebnisse der Trinkwasservollanalytik und der Pestizidanalytik befinden sich in Anhang 11.1 und 11.2.

Alle Parameter und Indikatorparameter der Trinkwasserverordnung werden eingehalten. Einzige Ausnahme ist der des spektr. Abs. Koeff. 436 nm bei einem Durchfluss von  $Q=68 \text{ m}^3/\text{h}$  (Probe 2), der leicht überschritten wird (Messwert:  $0,69 \text{ m}^{-1}$ ; Grenzwert:  $0,50 \text{ m}^{-1}$ ). Der Absorptionskoeffizient bei 436 nm entspricht einer Gelbfärbung. Nachdem dieser Parameter bei der Probe 1 ( $Q=37 \text{ m}^3/\text{h}$ ) nicht überschritten wird, könnte bei Probe 2 eine Probenahme- oder Analyseungenauigkeit vorliegen. Der Überschreitung wurde deshalb keine trinkwasserrelevante Bedeutung attestiert.

Die CKW-Konzentrationen betragen nach Behandlung in der AOP Anlage in den Proben 1 und 2 (Werte in Klammern)  $2,3 \mu\text{g/L}$  ( $2,4 \mu\text{g/L}$ ), was unter Anwendung der empfohlenen Einstellungen im erwarteten Bereich lag. Im Vergleich zum Rohwasser entspricht das einer Reduktion von 75 % (74 %). Auch wenn die CKW-Konzentrationen im Rohwasser - beispielsweise auf das Doppelte - ansteigen sollten, was nicht zu erwarten ist (siehe Kapitel 2.4.3), kann der Grenzwert mit diesen Einstellungen gesichert eingehalten werden.

### 5.6 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen der Versuchsphase 2

- Die Untersuchungen in der AOP-Anlage in Bad Fischau haben ergeben, dass bei einer **Ozondosierung von  $1,5 \text{ g/m}^3$**  und einer **Wasserstoffperoxiddosierung von  $0,75 \text{ g/m}^3$**  - das entspricht einem **Verhältnis von  $\text{H}_2\text{O}_2:\text{O}_3$  von 0,5** (im Weiteren: empfohlene Einstellungen, siehe Tabelle 10) - die **CKW-Konzentration um 70 % reduziert** werden. Bei den derzeit im Rohwasser vorherrschenden Konzentrationen entspricht das einer **CKW-Restkonzentration von etwa  $3 \mu\text{g/L}$** . Auch bei einem (nicht zu erwartenden) Anstieg der CKW-Konzentrationen im Rohwasser kann der Parameterwert der Trinkwasserverordnung bei den oben beschriebenen Oxidationsmitteldosierungen sicher eingehalten werden.
- Eine Reduktion der Ozondosierung auf  $1 \text{ g/m}^3$  bringt nur in dem Fall eine gesicherte Reduktion der CKW-Konzentration, dass das optimale Verhältnis von  $\text{H}_2\text{O}_2:\text{O}_3$  eingehalten wird. Sollte allerdings ein Störfall (Ausfall  $\text{H}_2\text{O}_2$ -Dosierung, Ausfall  $\text{O}_3$ -Dosierung) mit erhöhten Konzentrationen im Rohwasser zusammentreffen, kann für die Einhaltung des Grenzwertes nicht mehr garantiert werden. Aufgrund der beobachteten Trends (siehe Kapitel 2.4.3), ist nicht zu erwarten, dass die CKW-Konzentration im Rohwasser steigt.
- Was die Prozessstabilität angeht, handelt es sich bei der vorliegenden AOP-Anlage um ein sehr robustes System. Auch wenn das optimale Verhältnis von  $\text{H}_2\text{O}_2:\text{O}_3$  beispielsweise wegen einer Störung nicht eingehalten werden kann, wird der gesetzliche Grenzwert für CKW nicht überschritten. Unter der Voraussetzung, dass die CKW-Konzentration im Rohwasser nicht steigt, wird der Grenzwert zwar eingehalten, es kann aber zu einer kurzfristigen Überschreitung des Sicherheitswertes von  $5 \mu\text{g/L}$  kommen.
- Zur Prozessüberwachung im Routinebetrieb wird empfohlen eine Onlinesonde zu installieren und in die Steuerung zu integrieren. Auf diese Weise können kurzfristige Abweichungen von den optimalen Werten (automatisch) korrigiert werden. Zudem ist ein Ausfall bzw. ein Überdosierung beider Oxidationsmittel ist mit einer derartigen Sonde feststellbar.
- Bei den empfohlenen Einstellungen (Tabelle 10) lag die Bromatkonzentration unter der Bestimmungsgreze.
- Die behandelte Wassermenge ( $38$  bzw.  $68 \text{ m}^3/\text{h}$ ) hatte bei gleicher  $\text{O}_3$ - bzw.  $\text{H}_2\text{O}_2$ -Dosierung keinen Einfluss auf die Abbauleistung.
- Die AOX-Konzentration wurde durch den Oxidationsprozess bei den empfohlenen Einstellungen bis unter die Bestimmungsgrenze reduziert.
- Abgesehen von der Trinkwasservollanalytik wurde der Großteil der Abbauversuche bei maximalem Durchfluss von  $68 \text{ m}^3/\text{h}$  durchgeführt. Bei diesem Durchfluss beträgt die

## 5.6 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen der Versuchsphase 2

hydraulische Aufenthaltszeit im Reaktionsbehälter etwa 15 min. Umso länger die Aufenthaltszeit ist, umso länger ist auch die Kontaktzeit und umso besser der Abbau der CKW. Nachdem die Versuche bei maximal möglichem Durchfluss durchgeführt wurden, spiegelt dies die ungünstigsten Bedingungen wider. Bei gleicher  $O_3$ - und  $H_2O_2$ -Dosierung und einem geringeren Durchfluss, ist mit mindestens ebenso guten Abbauleistungen zu rechnen. Stichprobenartige Analysen bei einem Durchfluss von  $38 \text{ m}^3/\text{h}$  haben diese Annahme bestätigt (siehe Anhang 11.3).

- Aufgrund der Ergebnisse werden die in Tabelle 10 dargestellten Einstellungen für die bestmöglich Option für die Trinkwasseraufbereitung im Routinebetrieb für die beispielhafte Situation in Bad Fischau gehalten.
- Die Trinkwasservollanalysen wurden mit diesen beiden Einstellungen in der KW 31 durchgeführt. Alle Grenzwerte bis auf die spektr. Abs. koef.  $436 \text{ nm}$  bei einem Durchfluss von  $Q=68 \text{ m}^3/\text{h}$  werden eingehalten (Erklärungsansatz siehe Kapitel 5.5).

## 6 Versuchsphase 3: Weitere Untersuchungen für den Routinebetrieb

### 6.1 Verkeimungspotential

Die Bestimmung des Verkeimungspotentials wurde vom 20.-28.Juli 2009 durchgeführt. Dabei wurden zwei Fragestellungen untersucht:

- 1) Muss nach längerem Stillstand der Anlage mit einer Verkeimung der Reaktoren gerechnet werden?
- 2) Ist das aufbereitete Trinkwasser bei konstantem Betrieb biologisch stabil?

Die Versuchsdurchführung fand wie in Tabelle 11 dargestellt statt.

*Tabelle 11: Ablauf der Versuchsdurchführung für die Untersuchung des Verkeimungspotentials*

Datum	Vorgang	Zeitpunkt
3.7.2009:	Abschalten der Anlage für 16 Tage	
20.7.2009	Inbetriebnahme der Anlage	
	Probenahme 1	direkt nach Anfahren der Anlage (bis 1 h)
	Probenahme 2	4 h nach Anfahren (hydraulische Aufenthaltszeit Reaktor 1)
21.7.2009	Probenahme 3	24 h nach Anfahren
28.7.2009	Probenahme 4	7 Tage nach Anfahren

Die Proben wurden jeweils im Ablauf des Reaktionsbehälters (Reaktor 1), also im Probenahme-punkt 4 gezogen. Um die ungünstigste Situation zu Simulieren (kürzeste Aufenthaltszeit) wurde ein Durchfluss von  $69 \text{ m}^3/\text{h}$  gewählt. Nur bei der Probenahme nach sieben Tagen wurden Proben bei  $38 \text{ m}^3/\text{h}$  und  $69 \text{ m}^3/\text{h}$  gezogen. Als Dosierung der Oxidationsmittel wurden die empfohlenen Einstellungen beibehalten ( $1,5 \text{ g O}_3/\text{m}^3$  bzw.  $0,75 \text{ g H}_2\text{O}_2/\text{m}^3$ ). An jedem Beprobungstag wurde als Referenz eine Rohprobe entnommen und analysiert.

Folgende Untersuchungen wurden vorgenommen:

- Koloniezahlbestimmung (KBE) bei 22°C, bei 37°C (gemäß TWVO)
- Koloniezahlbestimmung (KBE) mit Spezialnährboden (R2A-Medium bei 27°C)
- Wachstumspotential (2005b)
- AOC [ $\mu\text{g ac-C eq/L}$ ] (Van-der-Kooij, 1990) (nur Proben vom 28.7.2009)

Die Analysen der Keimzahlen (KBE) bei 22°C bzw. 37°C haben für den Wert unmittelbar nach dem Einschalten (< 1h) der Anlage leicht erhöhte Werte ergeben. Sowohl Rohwasser, als auch die Werte des aufbereiteten Wassers nach 4 h, 24 h bzw. 7 d weisen eine geringe Keimzahl auf. Die Vollanalysen (siehe Kapitel 5.5 und Anhang 11.1) gemäß TWVO (Probenahme: 28.7.2009) zeigten ebenfalls keine auffälligen Werte.

Die Ergebnisse der Untersuchungen mit Spezialnährböden (KBE: R2A-Medium) und des Wachstumspotentials lassen keine klare Aussage zu.

Die Proben für assimilierbaren organischen Kohlenstoff (AOC) wurden bei stabilen Betriebsbedingungen und während den empfohlenen Einstellung ( $1,5 \text{ g O}_3/\text{m}^3$  und  $0,75 \text{ g H}_2\text{O}_2/\text{m}^3$ ) gezogen. Dabei lag der Wert für Rohwasser bei  $< 10 \mu\text{g/L}$  und der Wert der aufbereiteten Proben bei  $< 20 \mu\text{g/L}$ . Dies sind durchaus übliche Werte, wie sie bei verschiedenen Trinkwässern auftreten können (Persönliche Mitteilung, M. Werderitsch). Die AOC-Werte liegen im aufbereiteten Wasser geringfügig über dem von (Van-der-Kooij, 1990) beschriebenen orientierenden Richtwert. Um jegliches Risiko einer Verkeimung zu vermeiden, sollte die vorhandene Desinfektion mit Chlor (Depotwirkung im Netz) beibehalten werden. Da nur wenige Ergebnisse vorliegen, erscheint es sinnvoll diese Ergebnisse vor der endgültigen Inbetriebnahme durch eine Wiederholung der AOC-Messung zu erhärten.

Längere Stehzeiten der Anlage (> 1 Woche) erscheinen aufgrund der vorliegenden Ergebnisse nicht bedenklich.

## **6.2 Entwicklung der CKW-Konzentration im Rohwasser im Versuchszeitraum**

Während der Versuchsphasen lagen die CKW-Konzentrationen im Rohwasser zwischen  $8,5\text{-}12,2 \mu\text{g/L}$  (siehe Abbildung 8 bzw. Anhang 11.3). In diesem Zeitraum (Jänner 2009-März 2010) wurden ca.  $250.000 \text{ m}^3$  Grundwasser gefördert, die CKW-Konzentrationen nahmen dabei sogar tendenziell ab.

Die Befürchtung, dass nach einer längeren Pumpphase die CKW-Konzentration im Rohwasser steigt, konnte somit nicht bestätigt werden.

### 6.3 Wirtschaftlichkeit

Zum Abschluss der Versuchsphasen wurde eine Wirtschaftlichkeitsanalyse durchgeführt. In dieser Analyse soll beleuchtet werden, mit welchen Kosten für die Trinkwasseraufbereitung durch die hier umgesetzte AOP-Anlage zu rechnen ist. Die wichtigsten Gesichtspunkte, die in diese Betrachtung einfließen sind:

- CKW-Konzentration im Rohwasser
- Gewünschte CKW-Endkonzentration
- Betrieb der Anlage (Durchfluss, Ozonkonzentration im Gas etc.)

#### 6.3.1 Investitionskosten

Für die Investitionskosten wurden die realen Kosten der Anlage herangezogen, die im Zuge dieses Projekts angefallen sind. Die Kosten für den Anlagen-Container betragen ca. 160.000 €, die für die restlichen Bestandteile der Anlage (inkl. Bauaufsicht udgm.) ca. 230.000 €. Die Basisannahmen für die Lebensdauer und den Realzinssatz wurden in Abstimmung auf die in (LAWA, 2005)) angegeben Werte festgelegt. Für die maschinelle Ausrüstung wurde eine Lebensdauer von 20 Jahren, für die restlichen Bestandteile der Anlage (Betonbehälter, Schächte etc.) eine Lebensdauer von 40 Jahren angenommen (LAWA, 2005)<sup>1</sup>. In einem zusätzlichen Szenario wurde eine Lebensdauer von 10 Jahren für alle Bestandteile der Anlage angenommen. Diese Annahme ist zwar nicht realistisch, ist aber dennoch interessant, sollte in 10 Jahre eine Aufbereitung des Wassers aufgrund der geringen CKW Zulaufkonzentrationen nicht mehr notwendig sein.

Der Realzinssatz wurde mit 3 % p.a. festgelegt, die Kosten für Wartung und Instandhaltung mit 3 % der jährlichen Investitionskosten (LAWA, 2005).

In Abbildung 44 sind die Investitionskosten pro m<sup>3</sup> behandeltes Wasser in Abhängigkeit der aufbereiteten Wassermenge (m<sup>3</sup>/Jahr) für die zwei unterschiedlichen Annahmen der Lebensdauer (LAWA bzw. 10 Jahre) aufgetragen.

Je mehr Wasser aufbereitet wird, umso geringer werden die spezifischen Investitionskosten. Für eine Wassermenge von 330.000 m<sup>3</sup>/a (ca. 38 m<sup>3</sup>/h Dauerleistung) betragen die Investitionskosten rund 6,5 €-Cent/m<sup>3</sup> (LAWA) bzw. 14,4 €-Cent/m<sup>3</sup> (10 Jahre), für die maximal mögliche Aufbereitungsmenge (600.000 m<sup>3</sup>/a; ca. 66 m<sup>3</sup>/h Dauerleistung) ist mit etwa 3,7 €-Cent/m<sup>3</sup> (LAWA) bzw. 8,3 €-Cent/m<sup>3</sup> zu rechnen.

---

<sup>1</sup> Das Fallbeispiel wird in der Folge kurz mit „LAWA“ bezeichnet



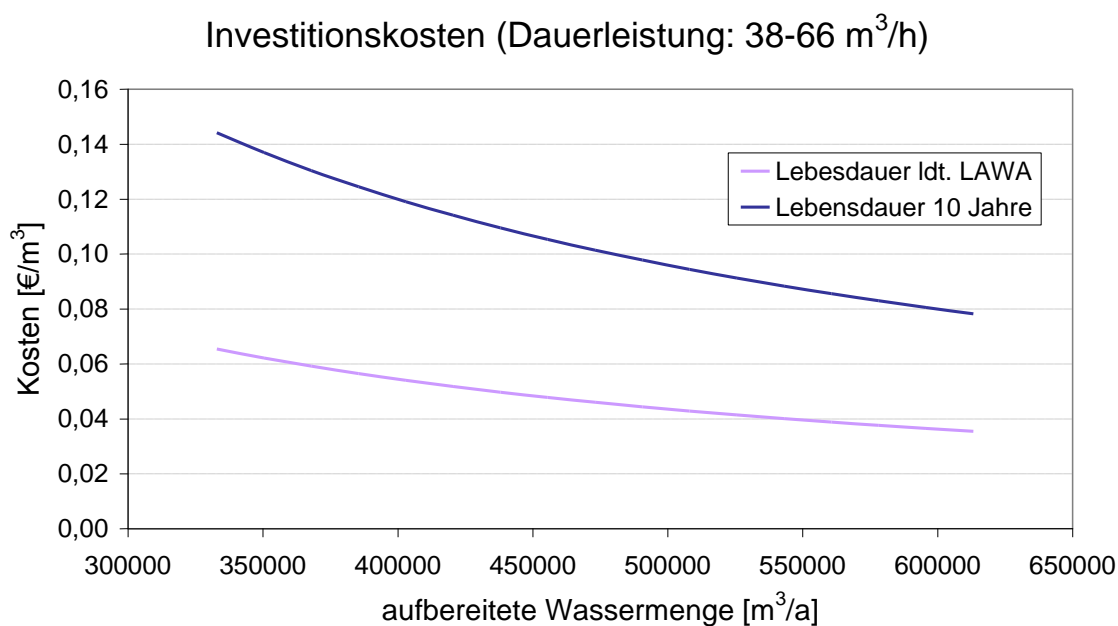


Abbildung 44: Spezifische Investitionskosten für eine Lebensdauer von 10 Jahren und ldt. (LAWA, 2005) in Abhängigkeit der aufbereiteten Wassermenge.

### 6.3.2 Betriebskosten

Die Betriebskosten spalten sich im Wesentlichen in Kosten für Energie (für die Erzeugung von Sauerstoff bzw. Ozon) und für Wasserstoffperoxyd auf. Für die gesamte AOP-Versuchsanlage stand nur ein Stromzähler zur Verfügung. Der erhobene Energieverbrauch ist somit eine Summe aus Energie für O<sub>2</sub>- und O<sub>3</sub>-Produktion und Energie, die für Klimagerät, Restozonvernichter und sonstige Einrichtungen benötigt wird. Eine getrennte Betrachtung der einzelnen Anlagenkomponenten war nicht möglich, nachdem das Abschalten einer der Komponenten zum Abschalten der gesamten Anlage geführt hätte.

Die Untersuchungen für die Wirtschaftlichkeit wurden bei gleichbleibender Ozon- und H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-Dosierung (1,5 g O<sub>3</sub>/m<sup>3</sup>; 0,75 g H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>) und unterschiedlichen Ozonkonzentrationen und damit einhergehenden unterschiedlichen Luftvolumenströmen im Februar/März 2010 durchgeführt. Vergleichende Untersuchungen mit abgeschaltetem Klimagerät hatten keine Verringerung des Stromverbrauchs zur Folge. Das wird darauf zurückgeführt, dass die Geräte ohnehin Wärme abgeben und das Heizen des Containers im Winter nicht notwendig ist. Die Messwerte spiegeln somit den Stromverbrauch aller elektrischen Einrichtungen, die für die Aufbereitung selbst benötigt werden, wider.

Abbildung 45 zeigt die spezifischen Betriebskosten in Abhängigkeit der Ozonkonzentration im Gas. Wie bereits erwähnt war dabei die Ozon-Dosis gleich, lediglich der Luftvolumenstrom (vom Sauerstoffgenerator erzeugte Gasmenge) wurde variiert. Aufgrund der gleichbleibenden

Ozondosis war auch die  $H_2O_2$ -Dosierung gleich, wodurch auch die Kosten konstant bei 0,6 €-Cent lagen. Umso größer die aufbereitete Wassermenge ist, umso kosteneffizienter ist der Aufbereitungsprozess. So liegen die Betriebskosten für die minimal mögliche Aufbereitungsmenge von  $38\text{ m}^3/\text{h}$  bei  $2,5\text{ €-Cent}/\text{m}^3$  und bei der maximalen Aufbereitungsmenge ( $66\text{ m}^3/\text{h}$ ) bei etwa der Hälfte ( $1,5\text{ €-Cent}/\text{m}^3$ ), maximale Ozonkonzentration im Gas vorausgesetzt.

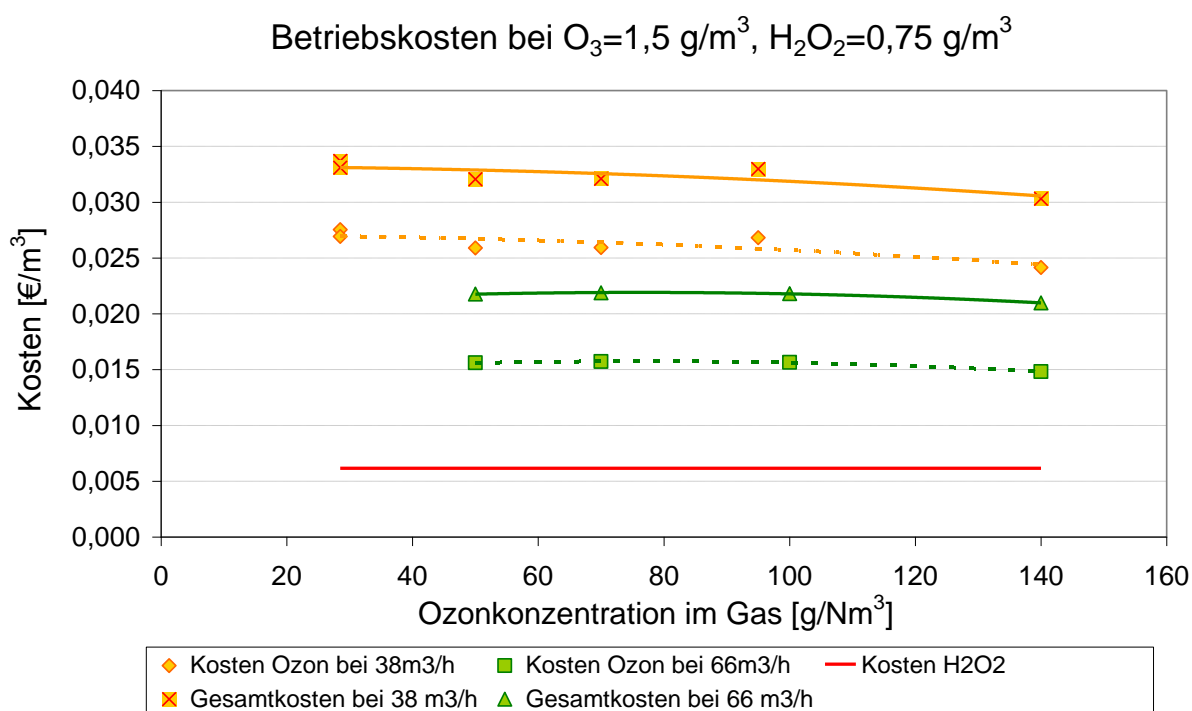


Abbildung 45: Betriebskosten pro  $\text{m}^3$  aufbereiteten Trinkwassers, aufgespaltet in Kosten für Ozonproduktion,  $H_2O_2$ -Dosierung und Gesamtkosten.

### 6.3.3 Gesamtkosten: Fallbeispiele

Die Gesamtkosten für die Aufbereitung hängen stark von der Wassermenge ab, die jährlich aufbereitet wird. Hierzu wurden einige Fallbeispiele zur Kostenabschätzung untersucht. Für die Betriebskosten wurde hierbei immer die höchstmögliche Ozonkonzentration im Gas herangezogen.

Tabelle 12: Für die Gesamtkostenermittlung herangezogene Betriebsfälle:

Fall: A)	optimale Einstellungen für Ozon- und H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> -Dosierung (1,5 / 0,75 g/m <sup>3</sup> - Tabelle 10); minimale Pumpenleistung (38 m <sup>3</sup> /h) als Dauerleistung.
Fall: B)	optimale Einstellungen für Ozon- und H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> -Dosierung (1,5 / 0,75 g/m <sup>3</sup> - Tabelle 10); maximale Pumpenleistung (66 m <sup>3</sup> /h); Betrieb zur Spitzenabdeckung → gleiche jährliche Wassermenge, wie in Fall A).
Fall: C)	optimale Einstellungen für Ozon- und H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> -Dosierung (1,5 / 0,75 g/m <sup>3</sup> - Tabelle 10); maximale Pumpenleistung (66 m <sup>3</sup> /h) als Dauerleistung.
Fall: D)	reduzierte Ozon- und H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> -Dosierung (1,0 / 0,5 g/m <sup>3</sup> ); minimale Pumpenleistung (38 m <sup>3</sup> /h) als Dauerleistung.

In Abbildung 46 I. werden die spezifischen Kosten für die Aufbereitung dargestellt. Die Investitionskosten bleiben bei gleicher jährlicher Wassermenge gleich (Fälle A, B, D) bei ca. 6,5 €-Cent/m<sup>3</sup>. Bei der höheren Wassermenge (Fall C) sinken die Investitionskosten auf 3,8 €-Cent/m<sup>3</sup> (Lebensdauer nach LAWA). Die Betriebskosten sind abhängig vom Durchfluss. Bei gleichbleibender Ozon- und H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-Dosierung sind die Betriebskosten bei maximalem Durchfluss etwa um 30 % geringer als bei minimalem Durchfluss. Eine Reduktion der Oxidationsmitteldosierung auf 1 g O<sub>3</sub>/m<sup>3</sup> und 0,5 g H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> /m<sup>3</sup> bei minimalem Durchfluss (38 m<sup>3</sup>/h) und gleicher aufbereiteter jährlicher Wassermenge bewirkt im Vergleich zu Fall A eine Reduktion der spezifischen Betriebskosten um 20 %. Im Vergleich zu Fall B (max. Durchfluss, gleiche Jahreswassermenge) ergibt sich eine Erhöhung der spezifischen Betriebskosten um 15 %. Das hängt unter anderem damit zusammen, dass bei derart geringer Ozonproduktion nur eine maximale Ozonkonzentration von 95 g/Nm<sup>3</sup> im Gas möglich ist. Durch die geringere Oxidationsmitteldosierung in Fall D wird weniger CKW entfernt. Daraus ergibt sich, dass im Fall B bei geringeren spezifischen und jährlichen Kosten, eine bessere CKW-Entfernung gegeben ist.

Eine Betrachtung der jährlichen Kosten ist in Abbildung 46 II. zusammenfassend dargestellt. Die jährlichen Investitionskosten sind für alle vier Fälle gleich. Bei gleichbleibender jährlicher Aufbereitungsmenge entstehen bei On-Off-Betrieb (Fall B) um etwa 30 % geringere Betriebskosten, als bei einem Dauerbetrieb und geringstem Durchfluss (Fall A). Bei einer um 74 % höheren Aufbereitungsmenge (Fall C) fallen nur etwa 22 % höhere Betriebskosten im Jahr an. Der reduzierte Einsatz von Oxidationsmitteln (Fall D) ergibt bei gleichen Einstellungen 20 % weniger Betriebskosten im Vergleich zu Fall A.

Aus beiden Graphiken (Abbildung 46 I. und II.) ist deutlich erkennbar, dass die Investitionskosten für diesen Anlagentyp dominieren.

Bei einer Reduktion der Lebensdauer der AOP-Anlage auf 10 Jahre ändert sich ausschließlich der Teil der Investitionskosten; jener für die Betriebskosten bleibt unverändert. Durch die Reduktion der Lebensdauer wird der Anteil der Investitionskosten etwa verdoppelt (siehe Abbildung 46, rote unterbrochene Linie).

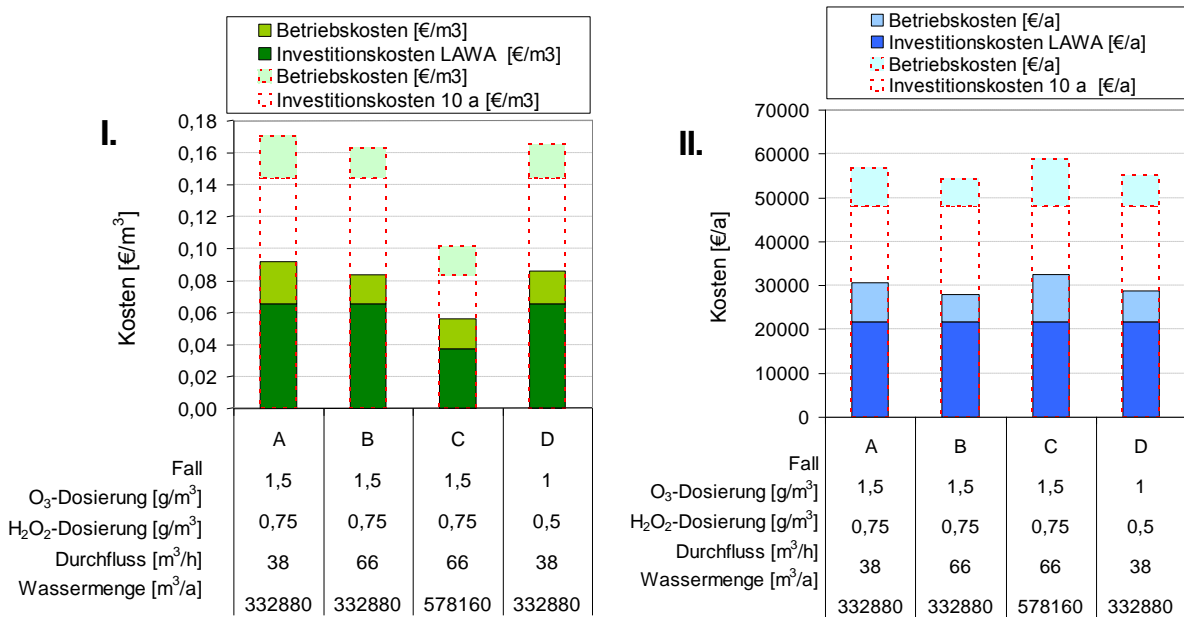


Abbildung 46: I. spezifischen Kosten [€/m<sup>3</sup>] und II. jährliche Kosten für die unterschiedlichen Betriebsfälle A, B, C und D (siehe Tabelle 12).

Mit roter unterbrochener Linie sind die Kosten im Fall von 10 Jahren Lebensdauer dargestellt, in vollen Farben die Kosten im Fall einer Lebensdauer nach LAWA.

Die spezifischen Gesamtkosten betragen bei der Annahme der Lebensdauer ldt. LAWA im günstigsten Fall (C) 5,6 €-Cent/m<sup>3</sup>, im teuersten Fall (A) 9,2 €-Cent/m<sup>3</sup>. Bei Betrachtung der jährlichen Kosten ist Fall B der günstigste mit ca. 28.000 €/a, Fall C ist der teuerste mit knapp 33.000 €/a. Bei gleicher Oxidationsmitteldosierung (vgl. Fall A und Fall B) und gleicher aufbereiteter Wassermenge ist ein Stop-Go-Betrieb wirtschaftlich betrachtet günstiger.

### 6.3.4 Vergleich mit der derzeitigen Wasserversorgung

Derzeit bezieht die Gemeinde Bad Fischau-Brunn für die Spitzenabdeckung Wasser von den Wiener Wasserwerken zu einem Preis von ca. 17,4 €-Cent/m<sup>3</sup>. Allein ein Vergleich mit dem teuersten Fall der Aufbereitung (Fall A) in Abbildung 46 I. zeigt, dass die Aufbereitung mit der AOP-Anlage mit 9,2 €-Cent/m<sup>3</sup> günstiger ist und selbst bei einem Abschreibzeitraum von nur 10 Jahren noch im Bereich der derzeitigen Bezugskosten liegt.

### 6.3.5 Schlussfolgerungen

Für einen möglichst wirtschaftlichen Betrieb sollten folgende Punkte beachtet werden:

- Die Ozonkonzentration im Gas sollte möglichst hoch sein
- Höhere Durchflüsse sind wirtschaftlich günstiger als niedrigere Durchflüsse.
- Die Investitionskosten sind im Vergleich zu den Betriebskosten höher. Je mehr Trinkwasser aufbereitet wird, desto geringer werden somit die spezifischen Betriebs- und Investitionskosten.
- Die spezifischen Gesamtkosten liegen bei der Berechnung nach (LAWA, 2005) im Bereich von 5,6-9,2 €-Cent/m<sup>3</sup>.
- Wird der Abschreibezitraum der AOP-Anlage auf 10 Jahre reduziert, erhöhen sich die spezifischen Gesamtkosten auf 10,2-17,1 €-Cent/m<sup>3</sup>.

## 6.4 Mischungsrechnung

Eine Mischungsrechnung gibt darüber Auskunft, ob durch die Mischung unterschiedlicher Quellen mit aggressivem Wasser oder mit Ausfällungen im Leitungsnetz zu rechnen ist. Nachdem in der Gemeinde Bad Fischau-Brunn nicht nur eine Quelle zur Trinkwasserversorgung herangezogen wird, sondern in Zukunft gleich drei, ist es notwendig eine Mischungsrechnung durchzuführen. Derzeit wird die Gemeinde mit Trinkwasser aus der Gemeindeeigenen Quelle „Bad“ versorgt. Zur Spitzenabdeckung wird Wasser von den Wiener Wasserwerken übernommen und mit dieser Quelle im Hochbehälter gemischt. In Zukunft soll auch das Wasser aus der AOP-Anlage (Brunnen Föhrenwald) als zusätzliche Quelle herangezogen werden.

Nachdem nicht klar ist, welche Quelle welchen Anteil in Zukunft an der Trinkwasserversorgung haben wird, also zu welchen Teilen die verschiedenen Wässer gemischt werden, wurden unterschiedliche Szenarien berücksichtigt. Die Berechnung des Sättigungsindex erfolgte mit der Formel nach Strohecker-Langelier (Sontheimer, Spindler, *et al.*, 1980; Kumpera, 1985; Svardal, 1991).

Das Wasser aus der Wiener Quelle befindet sich weitgehend im Gleichgewicht ( $I_s=0,03$ ), die beiden Quellen in Bad Fischau (Thermalbad, Föhrenwald) ähneln sich bis auf die Temperatur stark und haben eine Sättigungsindex um  $I_s=1$ . Auch bei sehr unterschiedlichen Mischungen (Anteil Föhrenwald 10-90 %) ist nicht mit aggressivem Wasser zu rechnen. Vielmehr neigt das Wasser (und seine Mischungen) eher zur Abscheidung von Kalk. Mit einer Veränderung gegenüber der derzeitigen Situation ist nicht zu rechnen.

## **7 Weitere Schritte für den Routinebetrieb**

Mit Abschluss des vorliegenden Projektes sind die Grundvoraussetzungen für die Einspeisung in das Trinkwassernetz von Bad Fischau-Brunn gegeben. Für die tatsächliche Einspeisung ist neben behördlichen Schritten noch der Umbau von „Versuchbetrieb“ auf „Routinebetrieb“ notwendig. Die Umrüstung auf „Routinebetrieb“ umfasst im Wesentlichen folgende Punkte:

### **7.1 Anschaffung eines Online-Messgeräts durch die Gemeinde**

- Beschaffung einer Messsonde zur Online-Prozessüberwachung  
(Anschaffung eines Spektrometer-Messgeräts für SAK<sub>254</sub> mit Durchflusszelle)
- Überprüfung und Kalibrierung des Messgeräts
- Anpassung des Messgeräts an die Gegebenheiten vor Ort

### **7.2 Implementierung der kontinuierlichen Prozessüberwachung**

Erarbeitung eines Konzepts zur Implementierung der kontinuierlichen Prozessüberwachung:

- Messung der typischen Absorptionskennwerte bei unterschiedlichen Durchflüssen und Ermittlung des optimalen Bereichs sowie des Toleranzbereichs für den gesicherten CKW Abbau im Routinebetrieb mit der Sonde, die zur Prozessüberwachung eingesetzt wird.
- Untersuchung des optimalen Analysenpunkts für die kontinuierliche Messung und Details zur Umsetzung der Messung
- Durchführung überprüfender Analytik (z.B. CKW).
- Konzept zur kontinuierlichen Prozessüberwachung unter Berücksichtigung der Wünsche der Gemeinde als Basis für die Umsetzung durch einen Ausrüster (z.B. gwt)
- Umsetzung des erarbeiteten Konzepts durch einen Ausrüster (z.B. gwt)

### **7.3 Umsetzung des Konzepts**

Umsetzung des Konzepts durch einen geeigneten Ausrüster:

- Einbindung der Sonde in die vorhandene Steuerung.
- Integration des neuen Regelungskonzepts in die Steuerung. Dies inkludiert:
  - Aufzeichnung der von der Sonde gemessenen Werte,
  - Auslösen eines Alarms bei Über- oder Unterschreitung des Toleranzbereichs und
  - Übertragung auf Handy,

#### 7.4 Analytik

- geregeltes Herunterfahren der AOP-Anlage nach Auslösen des Alarms (z.B. nach einer bestimmten Aufenthaltszeit im Reaktor 1)
- weitere Wünsche der Gemeinde.
- Vorrichtung rund um den Einbau der Sonde unter Berücksichtigung einer definierter spezieller Fließzeit zwischen statischem Mixer und Sonde
- Regelung des Ozongenerators über die tatsächliche Messung des Ozongehalts im Gas. Durch die Rückkoppelung des Messgeräts erfolgt die automatische Korrektur der Ozonmenge, wodurch diese Fehlerquelle ausgeschlossen werden kann.
- Übertragung aller Steuerungsdaten auf einen PC.

#### **7.4 Analytik**

Da nur wenige Ergebnisse der AOC-Messung und diese in einer kurzen Zeitspanne vorliegen, erscheint es sinnvoll diese Ergebnisse vor der endgültigen Inbetriebnahme durch eine Wiederholung im Herbst/ Winter zu erhärten.

## 8 Zusammenfassung und Resümee

- Das behandelte Rohwasser hat eine CKW-Ausgangskonzentration von 9-12 µg/L.
- Alle im Bescheid vom 23.10.2009 festgelegten Auflagen werden erfüllt:
  - Bei Einleitung von unbehandeltem Rohwasser betrug die CKW-Konzentration nach Einmischung in den Frauenbach 20 m Unterhalb der Einleitstelle 1,39 µg/L bzw. lag unter der Bestimmungsgrenze.
  - Der Ablauf aus der Versuchsanlage hat unter Normalbetrieb (Einstellungen siehe Tabelle 9) eine CKW-Konzentration von < 10 µg/L und beträgt nicht mehr als 12 L/s.
  - Laut Bescheid dürfen diese Werte an max. 60 d (Intensivmessphasen: Überschreitung Wassermenge) überschritten werden. Insgesamt wurden die Werte an weniger als 60 d (Überschreitung Wassermenge an 48d; keine Überschreitung der CKW Konzentrationen) überschritten.
- Die Inbetriebnahme der Anlage konnte am 27.2.2009 erfolgen. Bis zum 25.3.2009 konnten wie geplant alle wesentlichen Einstellungen, die seitens der TU-Wien für den Versuchsbetrieb der Anlage notwendig sind (Messstation, Sonden, Hydraulik, etc.) überprüft werden. Die Versuchsphase 1 wurde damit abgeschlossen. Da in weiterer Folge der Sauerstoffgenerator ausgetauscht wurde, mussten auch einige Versuche aus Phase 1 (Leistungsfahrt etc.) wiederholt werden.
- In der Versuchsphase 2 wurde die Optimierung der Oxidationsmitteldosierung vorgenommen. Die aus diesem Projekt hervorgegangenen zu empfehlenden Einstellungen sind wie folgt:
  - 1,5 mg/L Ozon
  - 0,75 mg/L Wasserstoffperoxid
  - Verhältnis H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>:O<sub>3</sub>: 0,5 g/g
- Bei den empfohlenen Einstellungen und einem Durchfluss von 38 m<sup>3</sup>/h bzw. 69 m<sup>3</sup>/h wurde für CKW eine Abbauleistung von > 70 % erzielt. Das ist gleichbedeutend mit einer CKW-Konzentration von etwa 2,4 µg/L. Der Parameterwert laut Trinkwasserverordnung kann mit diesen Einstellungen gesichert eingehalten werden.
- Bei geringerer Oxidationsmitteldosierung kommt es zu keinen bzw. nur sehr geringen Kostenersparnis. Diese Sicherheit (Störfall: Ausfall Oxidationsmitteldosierung, Erhöhung CKW-Konzentrationen im Rohwasser) fällt allerdings bei niedriger Dosierung weg.



- Bei oben genannten Einstellungen kam es weder zu Bromatbildung noch zur Bildung von AOX.
- Mit den beiden oben genannten Durchflüssen und den aus dem Projekt hervorgegangenen Einstellungen wurde je eine Trinkwasservollanalyse durchgeführt. Alle analysierten Parameter lagen dabei innerhalb der in der Trinkwasserverordnung festgelegten Parameterwerte und Indikatoren, womit sowohl die ausgezeichnete Wasserqualität als auch die einwandfrei Funktionstüchtigkeit der AOP-Anlage bestätigt wurden.
- Der einzige Wert, bei dem es zu einer Überschreitung kam war der spektr. Abs. Koeff. 436 nm bei einem Durchfluss von  $Q=68 \text{ m}^3/\text{h}$ . Dieser Koeffizient gibt einen Hinweis auf die Gelbfärbung des Wassers. Verschiedene Indizien weisen darauf hin, dass die geringfügige Überschreitung dieses Wertes auf einen Beprobungs / Analysenfehler zurückgeführt werden kann.
- Aus Kostengründen wurden Pestizide ausschließlich für den ungünstigsten Fall, das heißt bei einem maximalen Durchfluss von  $69 \text{ m}^3/\text{h}$  bzw. minimale Kontaktzeit, analysiert. Auch hier lagen alle Parameter unter den vorgeschriebenen Werten.
- Bei der Untersuchung des Verkeimungspotentials ergaben sich im Trinkwasserbereich übliche Werte.
- Eine Desinfektion mit Depotwirkung (mit Chlor bzw. Chlordioxid) sollte unbedingt beibehalten werden.
- Schon in der ersten Phase des Projekts waren mehrere der sieben Sauerstoffgeneratoren (AirSeps) defekt und mussten ausgetauscht bzw. repariert werden. Da es sich hauptsächlich um mechanische Defekte handelt, die auch in Zukunft nicht vermeidbar gewesen wären, wurde beschlossen, die sieben Sauerstoffgeneratoren durch einen leistungsfähigeren Sauerstoffgenerator zu ersetzen. Der Tausch wurde Ende Oktober 2009 vorgenommen werden.
- Seit dem Tausch der Sauerstoffgeneratoren, wird auch von Ozongenerator Ozon in ausreichender Menge (den Herstellerangaben entsprechend) produziert.
- Die Ermittlung des Sättigungsindex (Mischungsrechnung) hat ergeben, dass sich bei der Einmischung des aufbereiteten Wassers ins bestehende Wasserleitungsnetz keine Probleme (aggressives Wasser bzw. Ausfällungen) ergeben sollten.

- Die Untersuchung der Wirtschaftlichkeit hat ergeben
  - Für einen wirtschaftlichen Betrieb soll die Ozonkonzentration im Gas möglichst hoch sein
  - Höhere Durchflüsse sind wirtschaftlich günstiger als niedrigere Durchflüsse.
  - Die Investitionskosten sind im Vergleich zu den Betriebskosten hoch. Je mehr Trinkwasser aufbereitet wird, desto geringer werden die spezifischen Betriebs- und Investitionskosten.
  - Auch im ungünstigsten Fall (niedrige Wassermenge, hohe Oxidationsmitteldosierung, kurze Lebensdauer) liegen die Kosten für die Aufbereitung mit AOP-Anlage unter den Kosten, die durch Zukauf von Wasser anderer Gemeinden entstehen.
- Längere Stehzeiten der Anlage (> 1 Woche) erscheinen aufgrund der vorliegenden Ergebnisse aus hygienischer Sicht (Wiederverkeimung) nicht bedenklich.
- Ein durchlaufender Betrieb ist möglich.

## 9 Danksagung

Unser Dank gilt

### Fördergebern

- Lebensministeriums (Projekt A700067)  
für die Förderung der wissenschaftlichen Bearbeitung durch das TU Institut
- NÖ Wasserwirtschaftsfonds (WA4-WWF-210/001-2007)  
für die Förderung der technischen Umsetzung der Versuchsanlage

### Projektpartnern

- Der Firma gwt- Gesellschaft für Wasser- und Wärmetechnik (2544 Leobersdorf)  
für das Eingehen auf Sonderwünsche und die meisterhafte Umsetzung der Anlage
- Hr. Kollmann  
für die liebevolle Betreuung der Anlage und die Unterstützung vor Ort
- Der Gemeinde Bad Fischau-Brunn  
für die ausgezeichnete Zusammenarbeit
- DI Deckardt (Büro Trugina)  
für die Projektorganisation und Koordination
- Dr. Werderitsch (MA31)  
für die fachliche Beratung

## 10 Literatur

- (2005a), Umgang mit Wasserstoffperoxid, edited, Gewerbeamtsaufsichtsamt - Regierung von Oberfranken.
- (2005b). Optimierung des Netzbetriebes bei erhöhten Restdesinfektionsmittelkonzentrationen Schlussbericht Teilprojekt D 1, Bundesministeriums für Bildung und Forschung, Deutschland.
- (2009). Alerte au tétrachloréthylène. *Revue Francophone des Laboratoires*, **2009**, 104.
- Berger, E. (1989). Analyse der Funktionsfaktoren des Grundwasserspeichers Mitterndorfer Senke, Amt der NÖ Landesregierung, Abt. B/9: Wasserwirtschaft/Abfallwirtschaft.
- Bolzer, W. (1983). Belastung österreichischer Trinkwässer mit gelösten organischen Verbindungen unter besonderer Berücksichtigung der Organohalogenverbindungen Universität für Bodenkultur.
- Boos, R., T. Prey, und B. A (1986). Neue Bestimmungsmethoden für flüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe in Wasserproben. *Österreichische Wasserwirtschaft* **38. Jg.**
- Bull, R. J., und J. A. Cottruvo (2006). Research strategy for developing key information on bromate's mode of action. *Toxicology*, **221**, 135.
- Cantor, K. P. (2006). Feasibility of conducting human studies to address bromate risks. *Toxicology*, **221**, 197.
- Deckardt, G. (2003). WVA Bad Fischau-Brunn, Variantenstudie Nutzung Brunnen Föhrenwald in der KG. Weikersdorf, Dipl. Ing. Vinzenz Trugina ZT GmbH, Laxenburg.
- DIN (1993), Gasförmige Bestandteile (Gruppe G) - Bestimmung von Ozon (G 3), in *DIN 38 408*, edited.
- Drewes, J. E., und M. Jekel (1998). Behavior of DOC and AOX using advanced treated wastewater for groundwater recharge. *Water Research*, **32**, 3125.
- Haider, M. (2006). Medizinisch-Hygienisches Gutachten über den Probebetrieb und die Betriebsvorschrift für eine Aufbereitungsanlage, Wasserwerk Moosbrunn, Umwelt Gutachten Dokumentation HAI-SO GmbH.
- HVBG (2005), Richtlinie für die Verwendung von Ozon zur Wasseraufbereitung.
- Kreuzinger, N, Schaar, H. (2009) **Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument.**, Wiener Mitteilungen, 212, 265-290
- Kumpera, F. (1985). Das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht. In: *Wiener Mitteilungen*, N. Matsché (ed.) (eds.), vol 57, edn., Institut für Wassergüte und Landschaftswasserbau, TU Wien, Wien, pp. F1-F19.
- LAWA (2005). Leitlinie zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien).
- Moore, M. M., und T. Chen (2006). Mutagenicity of bromate: Implications for cancer risk assessment. *Toxicology*, **221**, 190.
- Moser, K. (2007). CKW-Belastung der Mitterndorfer Senke, Institut für Wasserbau und Ingenieurhydrologie, Abt. Ingenieurhydrologie, Technische Universität Wien.
- Pescheck, R., und H. Herlicska (1990). *Schadstoffbelastung von Wasser und Abwasser in Österreich*, Wien.
- Seidlberger, F., und M. Tschulik (1992). Grundwasserbelastung durch chlorierte Kohlenwasserstoffe in Teilen des südlichen Wiener Beckens, Amt der NÖ Landesregierung, Abt. B/9: Wasserwirtschaft/Abfallwirtschaft.
- Sontheimer, H., P. Spindler, und U. Rohmann (1980). *Wasserchemie für Ingenieure*. DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (TH), Karlsruhe.

Svardal, K. (1991). *Anaerobe Abwasserreinigung - Ein Modell zur Berechnung und Darstellung der Massgebenden chemischen Parameter*. Institut für Wassergüte und Landschaftswasserbau, TU Wien, Wien.

Van-der-Kooij, D. (1990). Assimilable organic carbon (AOC) in drinking water. In: *Drinking Water Mikrobiology*, G. A. McFeter (ed.)<sup>(eds.)</sup>, vol edn., Springer-Verlag, New York, p.<sup>pp.</sup> 57 - 87.

Werderitsch, M. (1998). Entfernung organischer Verunreinigungen mittels oxidativer und adsorptiver Verfahren aus dem Grundwasser, Institut für Wasservorsorge, Gewässergüte und Fischereiwirtschaft. Abt. für Siedlungswasserbau, Industriegewässerschutz und Gewässerschutz, Universität für Bodenkultur.

## 11 Anhang

### 11.1 Trinkwasservollanalytik

	Entnahmedatum	Durchfluss	Ozondosis	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> -Dosierung
		[m <sup>3</sup> /h]	[mg/L]	[mg/L]
Probe 1	28.7.2009	38	1,5	0,75
Probe 2	28.7.2009	69	1,5	0,75

**Prüf-, Überwachungs- und Zertifizierungsstelle  
der Stadt Wien**  
Magistratsabteilung 39  
IFUM - Labors für Umweltmedizin

TU Wien - Institut für Wassergüte,  
Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft  
Karlspl. 13/E226  
A-1040 Wien

#### Ergebnisbericht 09-02782.01

Datum Bericht: 14.09.2009 Beilage Seite 1/11

Auftragseingang: 28.07.2009

**Bezug:** Auftrag vom 29. Juli 2009  
**Betreff:** Trinkwasseraufbereitungsprojekt in Bad Fischau, NÖ  
VOLLUNTERSUCHUNGEN  
Frau DI Ulrike Bletterie  
Institut für Wassergüte  
TU Wien

<b>Pos.</b>	<b>Probe</b>	<b>Bezeichnung</b>	<b>Probeneingang</b>
1	001	Probe 1	29.07.09 08:30
2	002	Probe 2	29.07.09 08:30

**Prüf-, Überwachungs- und Zertifizierungsstelle  
der Stadt Wien**  
Magistratsabteilung 39  
IFUM - Labors für Umweltmedizin

**Ergebnisbericht 09-02782.01**

Datum Bericht: 14.09.2009 Beilage Seite 2/11

Analysenparameter	Einheit	Ergebnis	Best.-Grenze	Methode	IW min/max	PW min/max
<b>Probe: 001 Probe 1</b>						
<b>Begleitdaten</b>						
Entnahmedatum		28.07.2009		CHPROBDAT		
Art der Probe (Matrix)		Wasser nach Aufbereitung		CHPROBDAT		
Art der Probenentnahme		Hahnenentnahme		CHPROBDAT		
Probe gezogen von		überbracht		CHPROBDAT		
Externe Daten von		TU Wien		EXT_DATEN		
<b>Organoleptischer Befund</b>						
Aussehen		klar		EXT_DATEN		
Farbe		farblos		EXT_DATEN		
Geruch		leichter Ozongeruch		EXT_DATEN		
<b>Bakteriologischer Befund</b>						
KBE bei 22°C	KBE/ml	0		WBL_S20_22	- / 100	
KBE bei 37°C	KBE/ml	0		WBL_S20_37	- / 20	
E. coli	KBE/100ml	0		WBL_S21		- / 0
Coliforme Bakterien	KBE/100ml	0		WBL_S21	- / 0	
Enterokokken	KBE/100ml	0		WBL_S03EK1		- / 0
Clostridium perfringens	KBE/100ml	0		WBL_S10CP1	- / 0	
Pseudomonas aeruginosa	KBE/100ml	0		WBL_S04PA1		- / 0
<b>Biologischer Befund</b>						
Biol.mikr.Unt. TW		siehe unten		BML_TW		
Verd. auf Hygienemangel		nein		BML_TW		
<b>Radiologischer Befund</b>						
Datum Probenvorbereitung		30.07.2009		RA_S000		
Szintillator Cocktail		Zinsser Quicksafe 400		RA_S000		
Messdatum		01.09.2009		RA_S000		
Tritium in H2O, LSC	mBq/l	< 1.024		RAD_S004	- / 100.000	
Kalium-40 Betaakt in H2O	mBq/l	25,8	3,0	RAD_S003		
Ges. Betaakt in H2O, LSC	mBq/l	< 284		RAD_S004	- / 1.000	
Restbetaaktivität	mBq/l	< 284		RAD_S004		
<b>Physikalisch-chemischer Befund</b>						
Temperatur	°C	11,8		EXT_DATEN	- / 25,0	
Spektr.Abs.koeff. 254 nm	m-1	0,21	0,10	CPL_S17A_U		
UV-Durchlässigkeit	%	95	10	CPL_S17A_U		
Spek.Abs.koeff. 436nm	m-1	< 0,20	0,20	CPL_S18A_U	- / 0,50	
Trübung	FNU	< 0,35	0,35	CPL_S19A		

<b>Prüf-, Überwachungs- und Zertifizierungsstelle</b> <b>der Stadt Wien</b> Magistratsabteilung 39 IFUM - Labors für Umweltmedizin
---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

**Ergebnisbericht 09-02782.01**

Datum Bericht: 14.09.2009 Beilage Seite 3/11

**Probe:** 001      **Probe 1**

Analysenparameter	Einheit	Ergebnis	Best.-Grenze	Methode	IW min/max	PW min/max
<b>Physikalisch-chemischer Befund</b>						
elekt. Leitfähigkeit	µS/cm	528		EXT_DATEN	- / 2.500	
pH-Wert	-	7,45		EXT_DATEN	6,50 / 9,50	
Säurekapazität (pH 4.3)	mmol/l	4,1	0,10	CPL_S36A		
Hydrogencarbonat	mg/l	240		CPL_S36A		
Gesamthärte	°dH	15,1	0,4	CPL_GH_BER		
Carbonathärte	°dH	11,4		CPL_S36A		
Nichtcarbonathärte	°dH	3,7		CPL_NKH		
Sauerstoff (gelöst)	mg/l	18		EXT_DATEN	3,0 / -	
Sauerstoffsättigind.	%	170		EXT_DATEN		
Calcium	mg/l	76	1,0	CPL_S11_CA	- / 400	
Magnesium	mg/l	19	1,0	CPL_S11_MG	- / 150	
Natrium	mg/l	5,0	1,0	CPL_S11_NA	- / 200	
Kalium	mg/l	< 1,0	1,0	CPL_S11_K	- / 50	
Eisen	mg/l	< 0,010	0,010	CPL_S23B	- / 0,200	
Ammonium	mg/l	< 0,010	0,010	CPL_S14A	- / 0,500	
Nitrit	mg/l	< 0,008	0,008	CPL_S25A		- / 0,100
Nitrat	mg/l	14	1,0	CPL_S33NO3		- / 50
Chlorid	mg/l	9,5	1,0	CPL_S33_CL	- / 200	
Sulfat	mg/l	53	1,0	CPL_S33SO4	- / 250	
Cyanid gesamt	mg/l	< 0,0129	0,0129	CPA_S27		- / 0,050
Fluorid	mg/l	< 0,20	0,20	CPL_S33_F		- / 1,5
Borat (als B)	mg/l	0,036	0,020	CPL_S07A		- / 1,00
Bromid	mg/l	0,01	0,01	CPL_S33_BR		
Bromat	mg/l	< 0,005	0,005	CPL_S50BRO		- / 0,01
Total organic carbon	mg/l	0,38	0,20	GCL_S06B_T		
<b>Flüchtige aliphatische Halogenkohlenwasserstoffe</b>						
Trichlormethan	µg/l	< 0,10	0,10	GCL_S001		
Bromdichlormethan	µg/l	< 0,10	0,10	GCL_S001		
Dibromchlormethan	µg/l	< 0,10	0,10	GCL_S001		
Tribrommethan	µg/l	< 0,10	0,10	GCL_S001		
Trichlorfluormethan	µg/l	< 0,10	0,10	GCL_S001		
Dichlormethan	µg/l	< 3,0	3,0	GCL_S001		
1.1.1-Trichlorethan	µg/l	< 0,10	0,10	GCL_S001		
Tetrachlormethan	µg/l	< 0,10	0,10	GCL_S001	- / 3,0	
Trichlorethen	µg/l	< 0,10	0,10	GCL_S001		
Tetrachlorethen	µg/l	2,3	0,10	GCL_S001		



<b>Prüf-, Überwachungs- und Zertifizierungsstelle</b> <b>der Stadt Wien</b> Magistratsabteilung 39 IFUM - Labors für Umweltmedizin
---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

**Ergebnisbericht 09-02782.01**

Datum Bericht: 14.09.2009 Beilage Seite 4/11

**Probe:** 001      **Probe 1**

Analysenparameter	Einheit	Ergebnis	Best.-Grenze	Methode	IW min/max	PW min/max
<b>Flüchtige aliphatische Halogenkohlenwasserstoffe</b>						
1.1-Dichlorethan	µg/l	< 0,20	0,20	GCL_S001	- / 0,30	
1.2-Dichlorethan	µg/l	< 3,0	3,0	GCL_S001		- / 3,0
1.1.2-Trichlorethan	µg/l	< 0,20	0,20	GCL_S001		
1.1.2.2-Tetrachlorethan	µg/l	< 0,10	0,10	GCL_S001		
Summe LHKW	µg/l	2,3		GCL_S001		
Summe Trihalomethane	µg/l	nb		GCL_S001		- / 30
Summe Tri und Per	µg/l	2,3		GCL_S001		- / 10
<b>Aromatische Lösungsmittel</b>						
Benzol	µg/l	< 0,50	0,50	GCL_S03A		- / 1,0
Toluol	µg/l	< 1,0	1,0	GCL_S03A		
Ethylbenzol	µg/l	< 1,0	1,0	GCL_S03A		
p-Xylol	µg/l	< 0,50	0,50	GCL_S03A		
m-Xylol	µg/l	< 0,50	0,50	GCL_S03A		
o-Xylol	µg/l	< 0,50	0,50	GCL_S03A		
Summe aromat. LSM	µg/l	nb		GCL_S03A		
<b>Spurenmetalle und -metalloide</b>						
Aluminium	µg/l	< 10	10	SML_S66_AL	- / 200	
Antimon	µg/l	< 1,0	1,0	SML_S66_SB		- / 5,0
Arsen	µg/l	< 1,0	1,0	SML_S66_AS		- / 10
Blei	µg/l	2,6	1,0	SML_S66_PB		- / 25
Cadmium	µg/l	< 0,50	0,50	SML_S66_CD		- / 5,0
Chrom	µg/l	8,0	5,0	SML_S66_CR		- / 50
Kupfer	µg/l	1,4	1,0	SML_S66_CU		- / 2.000
Mangan	µg/l	< 10	10	SML_S66_MN	- / 50	
Nickel	µg/l	< 2,0	2,0	SML_S66_NI		- / 20
Quecksilber	µg/l	< 0,10	0,10	SML_S66_HG		- / 1,0
Selen	µg/l	< 1,0	1,0	SML_S66_SE		- / 10
<b>Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe</b>						
Benzo(a)pyren	ng/l	< 10	10	CIA_S07_16		- / 10
Naphthalin	ng/l	20	15	CIA_S07_16		
Acenaphthen	ng/l	< 15	15	CIA_S07_16		
Phenanthren	ng/l	32	15	CIA_S07_16		
Fluoranthren	ng/l	< 15	15	CIA_S07_16		
Benzo(a)anthracen	ng/l	20	15	CIA_S07_16		
Benzo(b)fluoranthren	ng/l	< 15	15	CIA_S07_16		

**Prüf-, Überwachungs- und Zertifizierungsstelle**  
**der Stadt Wien**  
Magistratsabteilung 39  
IFUM - Labors für Umweltmedizin

**Ergebnisbericht 09-02782.01**

Datum Bericht: 14.09.2009 Beilage Seite 5/11

**Probe:** 001      **Probe 1**

Analysenparameter	Einheit	Ergebnis	Best.-Grenze	Methode	IW min/max	PW min/max
<b>Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe</b>						
Dibenzo(a,h)anthracen	ng/l	< 15	15	CIA_S07_16		
Fluoren	ng/l	< 15	15	CIA_S07_16		
Anthracen	ng/l	< 15	15	CIA_S07_16		
Pyren	ng/l	< 15	15	CIA_S07_16		
Chrysen	ng/l	< 15	15	CIA_S07_16		
Benzo(k)fluoranthren	ng/l	< 15	15	CIA_S07_16		
Indeno(1,2,3-cd)pyren	ng/l	< 40	40	CIA_S07_16		
Benzo(ghi)perylen	ng/l	< 15	15	CIA_S07_16		
Acenaphthylen	ng/l	< 40	40	CIA_S07_16		
Summe 4 PAK gemäß TWV	ng/l	nb		CIA_S07_16		- / 100

**Kommentare zu Probe 001**

Biol.mikr.Unt. TW: Sehr geringe Menge Filtrerrückstand:  
mineralische Partikel, Detritus, stark mazerierte Pflanzenreste;  
3 Pollenkörner;  
1 keulenförmige Pilzspore

Spezifikation: Wasser für den menschlichen Gebrauch (TWV, BGBl. II Nr. 304/2001 idgF und Codex Alimentarius Kapitel B1)

Abkürzungen/Kennzeichnungen sofern verwendet:

n.n.: nicht nachweisbar

n.b.: nicht bestimmbar/beurteilbar

IW: Indikatorparameterwert

PW: Parameterwert

Unterstrichene Werte kennzeichnen Indikatorparameterwertverletzungen.

Unterstrichene und fettgedruckte Werte kennzeichnen Parameterwertverletzungen.

<b>Prüf-, Überwachungs- und Zertifizierungsstelle</b> <b>der Stadt Wien</b> Magistratsabteilung 39 IFUM - Labors für Umweltmedizin
---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

**Ergebnisbericht 09-02782.01**

Datum Bericht: 14.09.2009 Beilage Seite 6/11

Analyseparameter	Einheit	Ergebnis	Best.- Grenze	Methode	IW min/max	PW min/max
<b>Probe: 002      Probe 2</b>						
<b>Begleitdaten</b>						
Entnahmedatum		28.07.2009		CHPROBDAT		
Art der Probe (Matrix)		Wasser nach Aufbereitung		CHPROBDAT		
Art der Probenentnahme		Hahnenentnahme		CHPROBDAT		
Probe gezogen von		überbracht		CHPROBDAT		
Externe Daten von		TU Wien		EXT_DATEN		
<b>Organoleptischer Befund</b>						
Aussehen		klar		EXT_DATEN		
Farbe		farblos		EXT_DATEN		
Geruch		leichter Ozongeruch		EXT_DATEN		
<b>Bakteriologischer Befund</b>						
KBE bei 22°C	KBE/ml	0		WBL_S20_22	- / 100	
KBE bei 37°C	KBE/ml	0		WBL_S20_37	- / 20	
E. coli	KBE/100ml	0		WBL_S21		- / 0
Coliforme Bakterien	KBE/100ml	0		WBL_S21	- / 0	
Enterokokken	KBE/100ml	0		WBL_S03EK1		- / 0
Clostridium perfringens	KBE/100ml	0		WBL_S10CP1	- / 0	
Pseudomonas aeruginosa	KBE/100ml	0		WBL_S04PA1		- / 0
<b>Biologischer Befund</b>						
Biol.mikr.Unt. TW		siehe unten		BML_TW		
Verd. auf Hygienemangel		nein		BML_TW		
<b>Radiologischer Befund</b>						
Datum Probenvorbereitung		30.07.2009		RA_S000		
Szintillator Cocktail		Zinsser Quicksafe 400		RA_S000		
Messdatum		01.09.2009		RA_S000		
Tritium in H2O, LSC	mBq/l	< 1.024		RAD_S004	- / 100.000	
Kalium-40 Betaakt in H2O	mBq/l	25,5	3,0	RAD_S003		
Ges. Betaakt in H2O, LSC	mBq/l	445		RAD_S004	- / 1.000	
Abweichung Ges.Betaakt.	%	52		RAD_S004		
Restbetaaktivität	mBq/l	420		RAD_S004		
Abweichung Restbetaakt.	%	52		RAD_S004		
<b>Physikalisch-chemischer Befund</b>						
Temperatur	°C	11,5		EXT_DATEN	- / 25,0	
Spektr. Abs. koef. 254 nm	m-1	0,19	0,10	CPL_S17A_U		
UV-Durchlässigkeit	%	96	10	CPL_S17A_U		

**Prüf-, Überwachungs- und Zertifizierungsstelle**  
**der Stadt Wien**  
Magistratsabteilung 39  
IFUM - Labors für Umweltmedizin

**Ergebnisbericht 09-02782.01**

Datum Bericht: 14.09.2009 Beilage Seite 7/11

**Probe:** 002      **Probe 2**

Analyseparameter	Einheit	Ergebnis	Best.-Grenze	Methode	IW min/max	PW min/max
<b>Physikalisch-chemischer Befund</b>						
Spek. Abs. koeff. 436nm	m-1	0,69	0,20	CPL_S18A_U	- / 0,50	
Trübung	FNU	< 0,35	0,35	CPL_S19A		
elekt. Leitfähigkeit	µS/cm	524		EXT_DATEN	- / 2.500	
pH-Wert	-	7,48		EXT_DATEN	6,50 / 9,50	
Säurekapazität (pH 4.3)	mmol/l	4,1	0,10	CPL_S36A		
Hydrogencarbonat	mg/l	250		CPL_S36A		
Gesamthärte	°dH	14,8	0,4	CPL_GH_BER		
Carbonathärte	°dH	11,4		CPL_S36A		
Nichtcarbonathärte	°dH	3,4		CPL_NKH		
Sauerstoff (gelöst)	mg/l	20		EXT_DATEN	3,0 / -	
Sauerstoffsättigind.	%	190		EXT_DATEN		
Calcium	mg/l	75	1,0	CPL_S11_CA	- / 400	
Magnesium	mg/l	19	1,0	CPL_S11_MG	- / 150	
Natrium	mg/l	5,0	1,0	CPL_S11_NA	- / 200	
Kalium	mg/l	< 1,0	1,0	CPL_S11_K	- / 50	
Eisen	mg/l	< 0,010	0,010	CPL_S23B	- / 0,200	
Ammonium	mg/l	< 0,010	0,010	CPL_S14A	- / 0,500	
Nitrit	mg/l	< 0,008	0,008	CPL_S25A		- / 0,100
Nitrat	mg/l	14	1,0	CPL_S33NO3		- / 50
Chlorid	mg/l	9,6	1,0	CPL_S33_CL	- / 200	
Sulfat	mg/l	53	1,0	CPL_S33SO4	- / 250	
Cyanid gesamt	mg/l	< 0,0129	0,0129	CPA_S27		- / 0,050
Fluorid	mg/l	< 0,20	0,20	CPL_S33_F		- / 1,5
Borat (als B)	mg/l	0,035	0,020	CPL_S07A		- / 1,00
Bromid	mg/l	0,01	0,01	CPL_S33_BR		
Bromat	mg/l	0,005	0,005	CPL_S50BRO		- / 0,01
Total organic carbon	mg/l	0,20	0,20	GCL_S06B_T		
<b>Flüchtige aliphatische Halogenkohlenwasserstoffe</b>						
Trichlormethan	µg/l	< 0,10	0,10	GCL_S001		
Bromdichlormethan	µg/l	< 0,10	0,10	GCL_S001		
Dibromchlormethan	µg/l	< 0,10	0,10	GCL_S001		
Tribrommethan	µg/l	< 0,10	0,10	GCL_S001		
Trichlorfluormethan	µg/l	< 0,10	0,10	GCL_S001		
Dichlormethan	µg/l	< 3,0	3,0	GCL_S001		
1.1.1-Trichlorethan	µg/l	< 0,10	0,10	GCL_S001		

<b>Prüf-, Überwachungs- und Zertifizierungsstelle</b> <b>der Stadt Wien</b> Magistratsabteilung 39 IFUM - Labors für Umweltmedizin
---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

**Ergebnisbericht 09-02782.01**

Datum Bericht: 14.09.2009 Beilage Seite 8/11

**Probe:** 002      **Probe 2**

Analysenparameter	Einheit	Ergebnis	Best.-Grenze	Methode	IW min/max	PW min/max
<b>Flüchtige aliphatische Halogenkohlenwasserstoffe</b>						
Tetrachlormethan	µg/l	< 0,10	0,10	GCL_S001	- / 3,0	
Trichlorethen	µg/l	< 0,10	0,10	GCL_S001		
Tetrachlorethen	µg/l	2,4	0,10	GCL_S001		
1.1-Dichlorethen	µg/l	< 0,20	0,20	GCL_S001	- / 0,30	
1.2-Dichlorethan	µg/l	< 3,0	3,0	GCL_S001		- / 3,0
1.1.2-Trichlorethan	µg/l	< 0,20	0,20	GCL_S001		
1.1.2.2-Tetrachlorethan	µg/l	< 0,10	0,10	GCL_S001		
Summe LHKW	µg/l	2,4		GCL_S001		
Summe Trihalomethane	µg/l	nb		GCL_S001		- / 30
Summe Tri und Per	µg/l	2,4		GCL_S001		- / 10
<b>Aromatische Lösungsmittel</b>						
Benzol	µg/l	< 0,50	0,50	GCL_S03A		- / 1,0
Toluol	µg/l	< 1,0	1,0	GCL_S03A		
Ethylbenzol	µg/l	< 1,0	1,0	GCL_S03A		
p-Xylol	µg/l	< 0,50	0,50	GCL_S03A		
m-Xylol	µg/l	< 0,50	0,50	GCL_S03A		
o-Xylol	µg/l	< 0,50	0,50	GCL_S03A		
Summe aromat. LSM	µg/l	nb		GCL_S03A		
<b>Pestiziduntersuchung</b>						
Pestizide lt. TWV		siehe eigener Befund		EXT_PESTTW		
<b>Spurenmoleküle und -metalloide</b>						
Aluminium	µg/l	< 10	10	SML_S66_AL	- / 200	
Antimon	µg/l	< 1,0	1,0	SML_S66_SB		- / 5,0
Arsen	µg/l	< 1,0	1,0	SML_S66_AS		- / 10
Blei	µg/l	< 1,0	1,0	SML_S66_PB		- / 25
Cadmium	µg/l	< 0,50	0,50	SML_S66_CD		- / 5,0
Chrom	µg/l	5,7	5,0	SML_S66_CR		- / 50
Kupfer	µg/l	< 1,0	1,0	SML_S66_CU		- / 2.000
Mangan	µg/l	< 10	10	SML_S66_MN	- / 50	
Nickel	µg/l	< 2,0	2,0	SML_S66_NI		- / 20
Quecksilber	µg/l	< 0,10	0,10	SML_S66_HG		- / 1,0
Selen	µg/l	< 1,0	1,0	SML_S66_SE		- / 10
<b>Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe</b>						
Benzo(a)pyren	ng/l	< 10	10	CIA_S07_16		- / 10

**Prüf-, Überwachungs- und Zertifizierungsstelle**  
**der Stadt Wien**  
Magistratsabteilung 39  
IFUM - Labors für Umweltmedizin

**Ergebnisbericht 09-02782.01**

Datum Bericht: 14.09.2009 Beilage Seite 9/11

**Probe:** 002      **Probe 2**

Analyseparameter	Einheit	Ergebnis	Best.-Grenze	Methode	IW min/max	PW min/max
<b>Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe</b>						
Naphthalin	ng/l	< 15	15	CIA_S07_16		
Acenaphthen	ng/l	20	15	CIA_S07_16		
Phenanthren	ng/l	< 15	15	CIA_S07_16		
Fluoranthren	ng/l	< 15	15	CIA_S07_16		
Benzo(a)anthracen	ng/l	< 15	15	CIA_S07_16		
Benzo(b)fluoranthren	ng/l	< 15	15	CIA_S07_16		
Dibenzo(a,h)anthracen	ng/l	< 15	15	CIA_S07_16		
Fluoren	ng/l	< 15	15	CIA_S07_16		
Anthracen	ng/l	< 15	15	CIA_S07_16		
Pyren	ng/l	< 15	15	CIA_S07_16		
Chrysen	ng/l	< 15	15	CIA_S07_16		
Benzo(k)fluoranthren	ng/l	< 15	15	CIA_S07_16		
Indeno(1,2,3-cd)pyren	ng/l	< 40	40	CIA_S07_16		
Benzo(ghi)perylene	ng/l	< 15	15	CIA_S07_16		
Acenaphthylen	ng/l	< 40	40	CIA_S07_16		
Summe 4 PAK gemäß TWV	ng/l	nb		CIA_S07_16		- / 100

**Kommentare zu Probe 002**

Biol.mikr.Unt. TW: Geringe Menge Filtrerrückstand;  
mineralische Partikel, Detritus, stark mazerierte Pflanzenreste;  
sehr selten Gallionella ferruginea

Spezifikation: Wasser für den menschlichen Gebrauch (TWV, BGBl. II Nr. 304/2001 idGF und Codex Alimentarius Kapitel B1)

Abkürzungen/Kennzeichnungen sofern verwendet:

n.n.: nicht nachweisbar

n.b.: nicht bestimmbar/beurteilbar

IW: Indikatorparameterwert

PW: Parameterwert

Unterstrichene Werte kennzeichnen Indikatorparameterwertverletzungen.

Unterstrichene und fettgedruckte Werte kennzeichnen Parameterwertverletzungen.

<p><b>Prüf-, Überwachungs- und Zertifizierungsstelle</b>  <b>der Stadt Wien</b>  Magistratsabteilung 39  IFUM - Labors für Umweltmedizin</p>
----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

**Ergebnisbericht 09-02782.01**

Datum Bericht: 14.09.2009 Beilage Seite 10/11

<b>Methode</b>	<b>SOP</b>	<b>Freigabe</b>
Biologisch-mikroskopische Untersuchung von Trinkwasser	BML_S01A	29.07.2009
Probebegleitdaten		29.07.2009
Bestimmung von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (16 PAK) in Wasser mittels HPLC (Basisnorm: EN ISO 17993)	CIA_S07_v01	26.08.2009
Bestimmung von gesamt Cyanid in Wasserproben mittels Photometrischer Bestimmung (Basisnorm DIN 38 405 D13 - 2 und DIN 38 405 D14)	CPA_S27_v01	11.08.2009
Gesamthärte berechnet aus Ca und Mg (IC)	CPL_nonAkk	13.08.2009
Nichtkarbonathärte errechnet	CPL_nonAkk	13.08.2009
Bestimmung von Borat als Bor in Wasserproben (Basisnorm DIN 38405 D17)	CPL_S07A	26.08.2009
Bestimmung von Calcium in Grund- und Trinkwasser mittels Ionenchromatographie (Basisnorm: EN ISO 14911)	CPL_S11B	30.07.2009
Bestimmung von Kalium in Grund- und Trinkwasser mittels Ionenchromatographie (Basisnorm: EN ISO 14911)	CPL_S11B	30.07.2009
Bestimmung von Magnesium in Grund- und Trinkwasser mittels Ionenchromatographie (Basisnorm: EN ISO 14911)	CPL_S11B	30.07.2009
Bestimmung von Natrium in Grund- und Trinkwasser mittels Ionenchromatographie (Basisnorm: EN ISO 14911)	CPL_S11B	30.07.2009
Bestimmung von Ammonium in Wasserproben (Photometrisches Verfahren), (Basisnorm: ÖNORM ISO 7150 T1)	CPL_S14 A	26.08.2009
Photometrische Bestimmung der Absorption von unfiltrierten Wasserproben im Bereich der UV-Strahlung (Basisnorm: DIN 38404 T3)	CPL_S17A	26.08.2009
Photometrische Bestimmung des spektralen Absorptionskoeffizienten bei 436 nm in unfiltrierten Wasserproben (Basisnorm: EN ISO 7887 H3)	CPL_S18A	26.08.2009
Bestimmung der Trübung von Wasserproben mit dem FNU-Gerät (Basisnorm: EN ISO 7027)	CPL_S19A	26.08.2009
Photometrische Bestimmung von Eisen in Wasserproben mittels 1,10 Phenanthrolin (Basisnorm: DIN 38406 T1-1)	CPL_S23B	26.08.2009
Bestimmung von Nitrit in Wasserproben (photometrisches Verfahren), (Basisnorm: DIN EN 26777 T10)	CPL_S25A	26.08.2009
Quantitative Bestimmung von Bromid in Grund- und Trinkwasser mittels Ionenchromatographie (Basisnorm DIN EN ISO 10304-1)	CIA_S50_v01	13.08.2009
Quantitative Bestimmung von Chlorid in Grund-, Trink- und Badewasser mittels Ionenchromatographie (Basisnorm: EN ISO 10304-1)	CPL_S33B	30.07.2009
Quantitative Bestimmung von Fluorid in Grund-, Trink- und Badewasser mittels Ionenchromatographie (Basisnorm: EN ISO 10304-1)	CPL_S33B	30.07.2009
Quantitative Bestimmung von Nitrat in Grund-, Trink- und Badewasser mittels Ionenchromatographie (Basisnorm: EN ISO 10304-1)	CPL_S33B	30.07.2009
Quantitative Bestimmung von Sulfat in Grund-, Trink- und Badewasser mittels Ionenchromatographie (Basisnorm: EN ISO 10304-1)	CPL_S33B	30.07.2009
Bestimmung der Säurekapazität (apparative Methode) in Wasserproben (Basisnorm: DIN 38409 T7)	CPL_S36A	26.08.2009
Quantitative Bestimmung von Bromat in Grund- und Trinkwasser mittels Ionenchromatographie (Basisnorm DIN EN ISO 15061)	CIA_S50_v01	13.08.2009
Von externer Quelle erhaltene Ergebnisse	EXT_nonAkk	29.07.2009
Pestizide laut Trinkwasserverordnung von Extern	EXT_nonAkk	14.09.2009
Gaschromatographische Bestimmung von leichtflüchtigen halogenierten Kohlenwasserstoffen im Wasser mittels Head-Space und ECD-Detektion (Basisnorm: DIN ISO 10301)	GCL_S01C	26.08.2009
Bestimmung von aromatischen Kohlenwasserstoffen (Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylol) in Grund- und Trinkwasser mittels Purge/Trap-Anreicherung und FID-Detektion (Basisnorm: EN ISO 15680)	GCL_S03C	26.08.2009
Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) (Basisnorm: DIN EN 1484)	GCL_S06B	30.07.2009
Bestimmung der Kalium-40 Betaaktivität	CPA_S11_v03	03.09.2009
Bestimmung der Gesamtbetaaktivität und der Tritium Aktivität in Wässern mittels LSC	RAD_S03B	03.09.2009
Probenvorbereitung		03.09.2009
Spurenanalytik mittels ICP-MS im Trinkwasser: Bestimmung des Aluminiumgehaltes (Basisnorm: DIN EN ISO 17294-2)	SML_S66B	26.08.2009
Spurenanalytik mittels ICP-MS im Trinkwasser: Bestimmung des Arsengehaltes (Basisnorm: DIN EN ISO 17294-2)	SML_S66B	26.08.2009
Spurenanalytik mittels ICP-MS im Trinkwasser: Bestimmung des Cadmiumgehaltes (Basisnorm: DIN EN ISO 17294-2)	SML_S66B	26.08.2009
Spurenanalytik mittels ICP-MS im Trinkwasser: Bestimmung des Chromgehaltes	SML_S66B	26.08.2009

**Prüf-, Überwachungs- und Zertifizierungsstelle  
der Stadt Wien**  
Magistratsabteilung 39  
IFUM - Labors für Umweltmedizin

**Ergebnisbericht 09-02782.01**

Datum Bericht: 14.09.2009 Beilage Seite 11/11

Methode	SOP	Freigabe
(Basisnorm: DIN EN ISO 17294-2) Spurenanalytik mittels ICP-MS im Trinkwasser: Bestimmung des Kupfergehaltes	SML_S66B	26.08.2009
(Basisnorm: DIN EN ISO 17294-2) Spurenanalytik mittels ICP-MS im Trinkwasser: Bestimmung des Quecksilbergehaltes nach Stabilisierung mit Gold (Basisnorm: DIN EN ISO 17294-2)	SML_S66B	26.08.2009
Spurenanalytik mittels ICP-MS im Trinkwasser: Bestimmung des Manganesgehaltes (Basisnorm: DIN EN ISO 17294-2)	SML_S66B	26.08.2009
Spurenanalytik mittels ICP-MS im Trinkwasser: Bestimmung des Nickelgehaltes (Basisnorm: DIN EN ISO 17294-2)	SML_S66B	26.08.2009
Spurenanalytik mittels ICP-MS im Trinkwasser: Bestimmung des Bleigealtes (Basisnorm: DIN EN ISO 17294-2)	SML_S66B	26.08.2009
Spurenanalytik mittels ICP-MS im Trinkwasser: Bestimmung des Antimongehaltes (Basisnorm: DIN EN ISO 17294-2)	SML_S66B	26.08.2009
Spurenanalytik mittels ICP-MS im Trinkwasser: Bestimmung des Selengehaltes (Basisnorm: DIN EN ISO 17294-2)	SML_S66B	26.08.2009
Nachweis von intestinalen Enterokokken gemäß ÖNORM EN ISO 7899-2	WBL_S03B	06.08.2009
Nachweis von Pseudomonas aeruginosa gemäß ÖNORM EN ISO 16266	WBL_S04_v04	06.08.2009
Nachweis von Clostridium perfringens gemäß ISO 6461-2	WBL_S10B	06.08.2009
Quantitative Bestimmung der kultivierbaren Mikroorganismen gemäß ÖNORM EN ISO 6222 (KBE bei 22°C)	WBL_S20_v01	06.08.2009
Quantitative Bestimmung der kultivierbaren Mikroorganismen gemäß ÖNORM EN ISO 6222 (KBE bei 37°C)	WBL_S20_v01	06.08.2009
Nachweis und Zählung von Escherichia coli und coliformen Bakterien gemäß ÖNORM EN 9308-1	WBL_S21_v01	06.08.2009

**Verantwortliche(r) für den technischen Inhalt des Berichtes:**

Biologisch-mikroskopisches Labor:	Dr. W. Zoufal
FB Chemie:	DI Dr. Theodossia Nadiotis-Tsaka
Chemisch-physikalisches Labor:	Ing. Michael Bader
Chromatographie:	Ing. C. Csukovits
Radiologie:	Dipl.-HTL-Ing. E. Tokic
Schwermetallanalytik:	Ing. C. Csukovits
Wasserbakteriologie:	Mag. Christina Frick

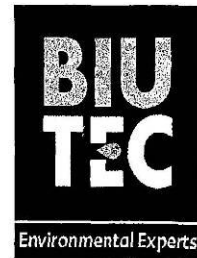


11.2 Pestizidanalytik



BIUTEK-  
ZIVILINGENIEURBÜRO DIPL. ING. DR. H. EFFENBERGER  
STAATLICH AKKREDITIERTE PRÜF- UND ÜBERWACHUNGSSTELLE

A - 1160 WIEN, SEEBÖCKGASSE 32 B  
TELEFON: (01) 408 35 80 ODER 408 35 91 FAX (01) 4083580/34  
E-MAIL: WIEN@BIUTEK.AT  
INTERNET: WWW.BIUTEK.AT



GZ: BTW170AB7/1

Seite 1 von 5 Seiten

Staatlich akkreditierte Prüf- und Überwachungsstelle gemäß Bescheid-GZ: 92714/21-IV/9/00 vom 04.09.2000 des BM für Wirtschaft und Arbeit, zuletzt geändert mit Bescheid-GZ BMWA-92.714/0542-1/2/2007 vom 29. Jänner 2008

**PRÜFBERICHT**

*betreffend*

**UNTERSUCHUNGEN VON WASSERPROBEN GEMÄß  
CODEX KAPITEL B1 BZW. GEMÄß BGBl. 304/2001  
TRINKWASSERVERORDNUNG, i.d.g.F.**

- |                                         |                                                                                               |
|-----------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------|
| 1. AUFTRAGGEBER:                        | Magistratsabteilung 39<br>IFUM-Labors für Umweltmedizin<br>Feldgasse 9<br>1080 Wien           |
| 2. AUFTRAG/GEGENSTAND DER UNTERSUCHUNG: | Untersuchung von Wasserproben<br>gem. TWVO BGBl. 304/2001, i.d.g.F.<br>auf Pestizidrückstände |
| 3. EINGANGSDATUM DES PRÜFGUTES:         | 2009-07-29                                                                                    |
| 4. MENGE/GEBINDE:                       | laut LBA 05                                                                                   |
| 5. ORT DER PROBENAHEME:                 | -                                                                                             |
| 6. PROBENAHEME DURCH:                   | Überbrachte Probe                                                                             |
| 7. DATUM (ZEITRAUM) DER PRÜFUNG:        | 2009-07-29 bis 2009-09-07                                                                     |
| 8. ORTSBEFUND:                          | -                                                                                             |

*Dieser Prüfbericht GZ: BTW170AB7/1 darf nur vollinhaltlich, ohne Weglassung oder Hinzufügung, veröffentlicht werden. Soll er auszugsweise vervielfältigt oder abgedruckt werden, so ist vorher die schriftliche Genehmigung des Prüflaboratoriums einzuholen. Die angeführten Ergebnisse beziehen sich ausschließlich auf das untersuchte Probenmaterial.*



GZ: BTW170AB7/1

WIEN, am 2009-09-07

BIUTEC-ZIVILINGENIEURBÜRO DIPL. ING. DR. H. EFFENBERGER

STAATLICH AKKREDITIERTE PRÜF- UND ÜBERWACHUNGSSTELLE

GZ: BTW170AB7/1

Seite 2 von 5 Seiten

9. METHODEN:

Parameter	SOP	Prüf-/Analysemmethode	Bestimmungs- grenze [mg/L]	Bestimmungs- grenze [µg/L]
Inspektion (Überwachung) von WVA	IN001	PN, Erhebung Ortsbefund, etc.		
Probenahme von Wasser	SOP PN001	in Anlehnung an DIN 38402-14 und ÖNORM EN 25667-1/2		
pH-Wert	SOP GW001	gemäß DIN 38404-C5	-	-
Leitfähigkeit	SOP GW001	gemäß DIN EN 27888	10 µS/cm	
Temperatur	SOP GW001	gemäß DIN 38404-4		
Geruch, Geschmack, Farbe	SOP GW020	in Anlehnung an DEV B1/2 und DIN EN 1622		
Ozon, freies Chlor, Gesamtchlor, Chlordioxid	SOP GW021	gemäß DIN 38408-G3 bis G5 bzw. ÖNORM EN ISO 7393-1,2,3	0,04	
Sauerstoff gelöst, Sauerstoffsät- tigkeitsindex, Sauerstoffzehrung	SOP GW022	gemäß DIN EN 25814, DIN 38408- G23 u. G24	0,1	
Karbonathärte, gelöstes Kohlendioxid, Säurekapazität	SOP GW028	in Anlehnung an DIN 38409-H7 sowie gemäß DEV-DB		
UV Durchlässigkeit, spektr. Absorptionskoeffizient	SOP GW002	gemäß DIN 38404 Teil 3, EN ISO 7887, ÖNORM EN ISO 7027	0,05 m <sup>-1</sup>	
Aluminium (als Al)	SOP GW015	gemäß DIN EN ISO 17294	0,01	
Antimon (als Sb)	SOP GW015	gemäß DIN EN ISO 17294	0,03	
Arsen (als As)	SOP GW015	gemäß DIN EN ISO 17294	0,001	
Blei (als Pb)	SOP GW015	gemäß DIN EN ISO 17294	0,001	
Bor (als B)	SOP GW015	gemäß DIN EN ISO 17294	0,01	
Cadmium (als Cd)	SOP GW015	gemäß DIN EN ISO 17294	0,0002	
Calcium (als Ca)	SOP GW015	gemäß DIN EN ISO 17294	1	
Cobalt (als Co)	SOP GW015	gemäß DIN EN ISO 17294	0,005	
Chrom gesamt (als Cr)	SOP GW015	gemäß DIN EN ISO 17294	0,001	
Chrom VI	SOP GW009	gemäß DIN 38405 Teil 24	0,01	
Eisen (als Fe)	SOP GW015	gemäß DIN EN ISO 17294	0,01	
Kalium (als K)	SOP GW015	gemäß DIN EN ISO 17294	1	
Kupfer (als Cu)	SOP GW015	gemäß DIN EN ISO 17294	0,001	
Magnesium (als Mg)	SOP GW015	gemäß DIN EN ISO 17294	1	
Mangan	SOP GW015	gemäß DIN EN ISO 17294	0,005	
Natrium (als Na)	SOP GW015	gemäß DIN EN ISO 17294	1	
Nickel (als Ni)	SOP GW015	gemäß DIN EN ISO 17294	0,001	
Quecksilber (als Hg)	SOP GW015	gemäß DIN EN ISO 17294	0,0002	
Selen (als Se)	SOP GW015	gemäß DIN EN ISO 17294	0,003	
Zink (als Zn)	SOP GW015	gemäß DIN EN ISO 17294	0,01	
Ammonium (als N)	SOP GW045	in Anlehnung an ÖNORM EN ISO 11732, EPA 350.1	0,01	
Chlorid (als Cl)	SOP GW045	in Anlehnung an ÖNORM EN ISO 15682, EPA 325.2	1	
Fluorid (als F)	SOP GW004	in Anlehnung an EPA 340.3 bzw. gemäß DIN EN ISO 10304-1/2*	0,1	
Nitrat (als N)	SOP GW045	in Anlehnung an ÖNORM EN ISO13395, EPA 353.2, bzw. gemäß DIN EN ISO 10304-1/2*	1	
Nitrit (als N)	SOP GW045	in Anlehnung an ÖNORM EN ISO13395, EPA 354.1 bzw. gemäß DIN EN ISO 10304-1/2*	0,1	
Phosphat(als P)	SOP GW045	in Anlehnung an ÖNORM EN ISO 6878, EPA 365.4 bzw. gemäß DIN EN ISO 10304-1/2*	0,015	
Sulfat (als SO4)	SOP GW045	in Anlehnung an EPA 375.2 bzw. gemäß DIN EN ISO 10304-1/2*	1	

BIUTEK-ZIVILINGENIEURBÜRO DIPL. ING. DR. H. EFFENBERGER  
STAATLICH AKKREDITIERTE PRÜF- UND ÜBERWACHUNGSSTELLE

GZ: BTW170AB7/1

Seite 3 von 5 Seiten

Parameter	SOP	Prüf-/Analyse-methode	Bestimmungs-grenze [mg/L]	Bestimmungs-grenze [µg/L]
Cyanid gesamt (als CN)	SOP GW007	in Anlehnung an DIN 38405-D13/D14, ÖNORM M 6285	0,003	
DOC/TOC (als C)	SOP GW026	in Anlehnung an ÖNORM EN 1484	0,5	
Summe Benzol, Toluol, Xylol (BTX)	SOP GW016	in Anlehnung an ÖNORM EN ISO 10301, DIN 38407-F9		0,5
Kohlenwasserstoffe gesamt (IR)	SOP GW034	gemäß ÖNORM M 6608, DIN 38409 H18 bzw. ÖNORM S2120	0,06	
Kohlenwasserstoff-Index (GC)	SOP GW056	gemäß DIN EN ISO 9377-2 bzw. ÖNORM EN 14039	0,1	
Summe der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasser-stoffe (PAK) DIN	SOP GW018	in Anlehnung an ÖNORM EN ISO 10695		0,1
Summe der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasser-stoffe (4 PAK) TWVO	SOP GW018	in Anlehnung an ÖNORM EN ISO 10695		0,1
Benzo-(a)-pyren	SOP GW018	in Anlehnung an ÖNORM EN ISO 10695		0,01
anionenaktive Tenside (als TBS)	SOP GW045	in Anlehnung an DIN EN 903 (H24) und DIN 38409 Teil 23	0,02	
Phenolindex	SOP GW045	in Anlehnung an ÖNORM EN ISO 14402	0,01	
Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe (LHKW, inkl. Vinylchlorid)	SOP GW016	in Anlehnung an ÖNORM EN ISO 10301, DIN 38407-F9		0,05 – 2
Pestizide (Phenoxyalkancarbonsäuren, schwach saure Pestizide)	SOP GW017	in Anlehnung an ÖNORM M 6623		0,1
Pestizide (Triazine, Phenylharnstoffe, Sulfonylharnstoffe, Anilide, Carbamat)	SOP GW058	Eigenentwicklung HPLC-API-MS Methode		0,05
neutrale und basische Pestizide (Organochlorpestizide, u.a.), schwerflüchtige Halogenkohlen-	SOP GW018	in Anlehnung an ÖNORM EN ISO 10695 bzw. DIN 38407-F2 bzw. ÖNORM EN ISO 6468		0,1
Glyphosat, Gluphosinat, AMPA	SOP GW054	Eigenentwicklung, HPLC-ESI(-)-MS Methode nach Derivatisierung		0,1
Epichlorhydrin	SOP GW016	in Anlehnung an ÖNORM EN ISO 10301, DIN 38407-F9		0,1
Acrylamid	SOP GW019	Eigenentwicklung, in Anlehnung an EPA Method 8032A, GC-MS-Methode nach Derivatisierung		0,1
Koloniebildende Einheiten aus 1 ml, 22°C/48h, 37°C/48h	SOP MB001	gemäß ÖNORM EN ISO 6222		
E. coli, coliforme Bakterien	SOP MB002	gemäß ÖNORM EN ISO 9308-1		
Enterokokken	SOP MB006	gemäß ÖNORM EN ISO 7899-2		
Pseudomonas aeruginosa	SOP MB005	gemäß ÖNORM EN 12780		
Clostridium perfringens	SOP MB007	gemäß TWV, BGBl. II, 254/2006, Anlage III		
Bromat *#		CPL_S50BRO	0,005	

# nicht akkreditierte Verfahren der Fa. BIUTEK

## Verfahren von nicht akkreditierten Fremdfirmen

++ akkreditierte Verfahren von akkred. Fremdfirmen

+# nicht akkreditierte Verfahren von akkred. Fremdfirmen

Anmerkung: Die Bestimmungsgrenzen können je nach Matrix, Trockensubstanz und nötigen Verdünnungen variieren.

10. CHEMISCHER BEFUND:

siehe Folgeblätter

BIUTEK-ZIVILINGENIEURBÜRO DIPL.-ING. DR. HELMUT EFFENBERGER  
STAATLICH AKKREDITIERTE PRÜF- UND ÜBERWACHUNGSSTELLE

PRÜFBERICHT GZ BTW170AB7/1 MA39

Seite 4 von 5 Seiten

INTERNE PROBENBEZEICHNUNG: BTW170AB7/1  
EXTERNE PROBENBEZEICHNUNG: TU Probe 2  
Entnahmedatum: 28. Juli 2009

UNTERSUCHUNGSART: TRINKWASSERUNTERSUCHUNG  
PROBENART: TRINKWASSER

chemischer Befund:

PARAMETER	Einheit	MESSWERT	U (k=2)	Indik*	PaW*
Desisopropylatrazin	µg/L	<0.05			0,1
Desethylatrazin	µg/L	<0.05			0,1
Simazin	µg/L	<0.05			0,1
Cyanazin	µg/L	<0.05			
Atrazin	µg/L	<0.05			0,1
Sebutylazin	µg/L	<0.05			0,1
Propazin	µg/L	<0.05			0,1
Terbuthylazin	µg/L	<0.05			0,1
Prometryn	µg/L	<0.05			0,1
Terbutryn	µg/L	<0.05			0,1
Metolachlor	µg/L	<0.05			0,1
Alachlor	µg/L	<0.05			0,1
Pendimethalin	µg/L	<0.05			0,1
Buturon	µg/L	<0.05			0,1
Chlorbromuron	µg/L	<0.05			0,1
Chlortoluron	µg/L	<0.05			0,1
Diuron	µg/L	<0.05			0,1
Hexazinon	µg/L	<0.05			
Isoproturon	µg/L	<0.05			0,1
Linuron	µg/L	<0.05			0,1
Metobromuron	µg/L	<0.05			0,1
Metoxuron	µg/L	<0.05			0,1
Monolinuron	µg/L	<0.05			0,1
Monuron	µg/L	<0.05			
Neburon	µg/L	<0.05			0,1
Metazachlor	µg/L	<0.05			0,1
Orbencarb	µg/L	<0.05			0,1
Pirimicarb	µg/L	<0.05			
Bromacil	µg/L	<0.05			
Metalaxyl	µg/L	<0.05			
Triadimenol	µg/L	<0.05			
Triadimefon	µg/L	<0.05			
Amidosulfuron	µg/L	<0.05			0,1
Metsulfuron-methyl	µg/L	<0.05			0,1
Nicosulfuron	µg/L	<0.05			0,1
Primisulfuron-methyl	µg/L	<0.05			0,1
Rimsulfuron	µg/L	<0.05			0,1
Triflursulfuron-methyl	µg/L	<0.05			0,1
Thifensulfuron-methyl	µg/L	<0.05			0,1
Triasulfuron	µg/L	<0.05			0,1
Prosulfcarb	µg/L	<0.05			
Carbetamid	µg/L	<0.05			
Flufenacet	µg/L	<0.05			
Metosulam	µg/L	<0.05			
Quizalofop	µg/L	<0.05			
Desethylterbutylazin	µg/L	<0.05			
2,6-Dichlorbenzamid	µg/L	<0.05			

07.09.2009

Unterschrift und Stempel des Labors



BIUTEC-ZIVILINGENIEURBÜRO DIPL.-ING. DR. HELMUT EFFENBERGER  
STAATLICH AKKREDITIERTE PRÜF- UND ÜBERWACHUNGSSTELLE

PRÜFBERICHT GZ BTW170AB7/1 MA39

Seite 5 von 5 Seiten

PARAMETER	Einheit	MESSWERT	U (k=2)	Indik*	PaW*
Dicamba	µg/L	<0.1			0,1
MCPP	µg/L	<0.1			0,1
MCPA	µg/L	<0.1			0,1
2,4-DP (Dichlorprop)	µg/L	<0.1			0,1
Bromoxynil	µg/L	<0.1			0,1
2,4-D	µg/L	<0.1			0,1
Pentachlorphenol	µg/L	<0.1			
2,4,5-TP	µg/L	<0.1			
MCPB	µg/L	<0.1			0,1
2,4,5-T	µg/L	<0.1			0,1
Fluoroxypyr	µg/L	<0.1			
Dinoseb + Dinosebacetat	µg/L	<0.1			0,1
Bentazon	µg/L	<0.1			0,1
Ioxynil	µg/L	<0.1			0,1
Pyridat	µg/L	<0.1			0,1
Diclobenil	µg/L	<0.1			
Dinosebacetat	µg/L	<0.1			0,1
Trifluralin	µg/L	<0.1			0,1
Clomazon	µg/L	<0.1			
γ-HCH (Lindan)	µg/L	<0.1			0,1
Dimethenamid	µg/L	<0.1			
Vinclozolin	µg/L	<0.1			0,1
Methoxychlor	µg/L	<0.1			
Bifenox	µg/L	<0.1			
Isoxaflutol	µg/L	<0.1			
Metamitron	µg/L	<0.1			
Fluazifop-p-buthyl	µg/L	<0.1			
Aclonifen	µg/L	<0.1			
Fluroxypyr-1-methylheptylester	µg/L	<0.1			
Fenoxypyr	µg/L	<0.1			
Quizalofop-methyl	µg/L	<0.1			
Quizalofop-ethyl	µg/L	<0.1			
Deltamethrin	µg/L	<0.1			0,1
Hexachlorbenzol	µg/L	<0.1			0,1
Heptachlor	µg/L	<0.03			0,03
Aldrin	µg/L	<0.03			0,03
cis-Heptachlorepoxyd	µg/L	<0.03			0,03
trans-Heptachlorepoxyd	µg/L	<0.03			0,03
trans-Chlordan	µg/L	<0.1			0,1
o,p-DDE	µg/L	<0.1			
cis-Chlordan	µg/L	<0.1			0,1
p,p-DDE	µg/L	<0.1			
Dieldrin	µg/L	<0.03			0,03
o,p-DDT	µg/L	<0.1			
p,p-DDT	µg/L	<0.1			
Gluphosinat	µg/L	<0.1			0,1
Glyphosat	µg/L	<0.1			0,1
Summe Pestizide	µg/L	<0.5			0,5

\*) Indik = Indikatorparameter gem. Trinkwasserverordnung v. 21. August 2001

\*) PaW = Parameterwert gem. Trinkwasserverordnung v. 21. August 2001

\*) fett = Überschreitung; kursiv Überschreitung Indik

\*) U (k=2) = erweiterte Messunsicherheit, k=2 (Vertrauensbereich mit 95% Wahrscheinlichkeit)

07.09.2009

Unterschrift und Stempel des Labors

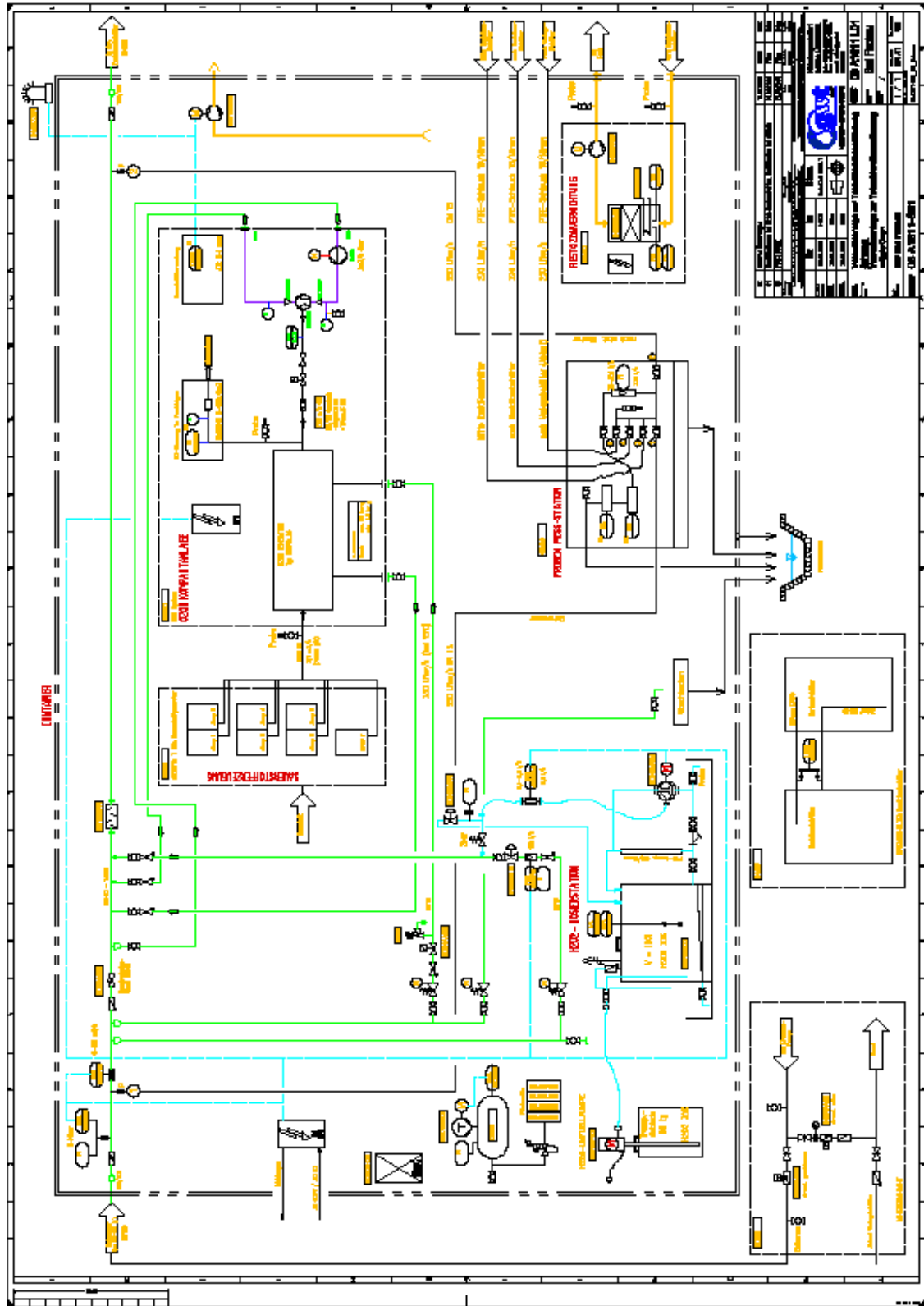


11.3 Aufstellung der Messtage und Ergebnisse

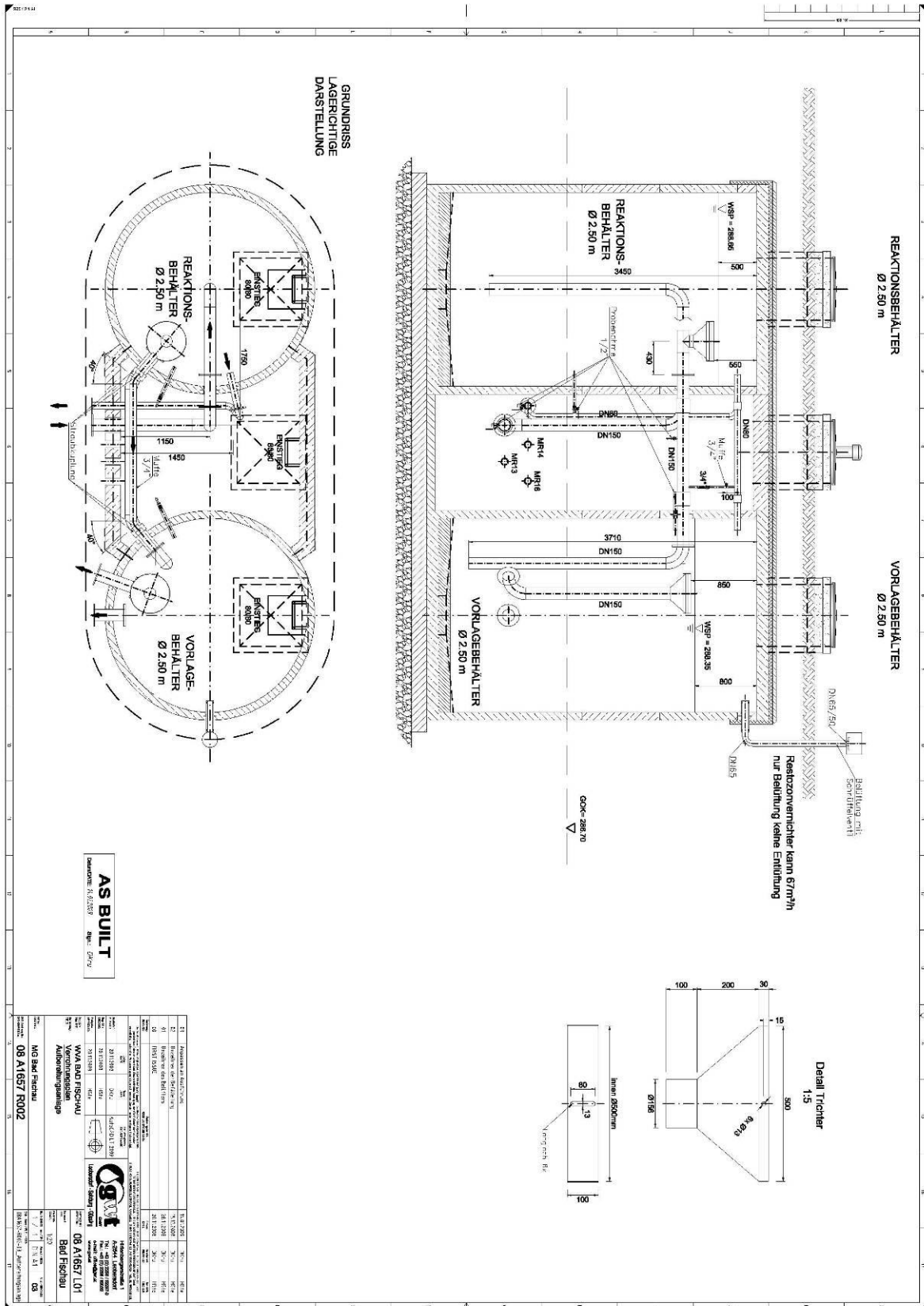
Parameter	Messpunkt	Durchfluss [m³/h]	Ozonkonzentration [mg/L]	Verhältnis [g/g]	TOC (TU)	Bromid	Bromat	AOX	Trichlormethan	Bromdichlormethan	Dibromchlormethan	Tribrommethan	Trichlorfluormethan	Dichlormethan	1,1,1-Trichlorethan	Tetrachlormethan	Trichloren	Tetrachloren	1,1-Dichloren	trans-1,2-Dichloren	cis-1,2-Dichloren	1,1-Dichloren	1,2-Dichloren	1,1,2-Trichloren	1,2,2-Tetrachloren	Summe LHKW	Summe Trihalomethane	Summe Tri und Per
		[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]												[µg/L]	[µg/L]										
Einheit																												
Bestimmungsgrenze MA39						10	5	10	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	0,5	0,1	0,1				
Bestimmungsgrenze UAL						1000	10	10	10	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,5	0,1					
Grenzwert						10	10	10	10	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,3	0,3	0,2	3	3			30	10	
Datum	Probe																											
17.02.2009	roh/Schacht	1	0	0	1,47	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	11,3	nb	11,3
17.02.2009	roh/20m nach EL Frauenbach	FB			3,2	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	1,39	nb	1,39
24.04.2009	roh/Schacht	1	0	0	1,02	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	12,32	0,12	12,2
24.04.2009	roh/20m nach EL Frauenbach	FB				<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
27.05.2009	roh/1	1	0	0	1,44	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
27.05.2009	37/10,5/4	4	37	1	0,5	0,93	-	-	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	4,3	nb	4,3
27.05.2009	68/0,5/0,5/4	4	68	0,5	0,88	-	-	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	6,2	nb	6,2
27.05.2009	68/1,5/0,5/4	4	68	1	0,5	0,88	-	-	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	4,3	nb	4,3
27.05.2009	68/1,5/0,5/4	4	68	1,5	0,75	-	-	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	3,2	nb	3,2
27.05.2009	68/2,3/0,5/4	4	68	2,3	0,5	0,98	-	-	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	1,6	nb	1,6
17.06.2009	68/roh/1	1	68	0	0	0,91	12	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	10	nb	10
17.06.2009	37/10,5/4	4	37	1	0,5	1,29	11	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	4,5	nb	4,5
17.06.2009	68/1,5/0,007/4	4	68	1,5	0,007	0,89	8	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	7,8	nb	7,8
17.06.2009	68/1,5/0,2/4	4	68	1,5	0,2	0,9	6	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	5,9	nb	5,9
17.06.2009	68/1,5/0,3/4	4	68	1,5	0,5	0,9	6	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	3,3	nb	3,3
30.06.2009	38/roh/1	1	38	0	0	1,19	12	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	9,4	nb	9,4
30.06.2009	38/4/0,5/4	4	38	4	0,5	1,2	13	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	0,31	nb	0,31
30.06.2009	68/1,5/0,5/4	4	68	1,5	0,5	1,26	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	2,4	nb	2,4
30.06.2009	68/1,5/0,8/5	5	68	1,5	0,8	1,16	10	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	2,1	nb	2,1
20.07.2009	68/roh/1	1	69	0	0	1,05	12	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	9,4	nb	9,4
20.07.2009	68/1,5/0,5/4 - 1h	4	69	1,5	0,5	1,08	11	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	2,6	nb	2,6
20.07.2009	68/1,5/0,5/4 - 4h	4	69	1,5	0,5	0,99	10	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	2,9	nb	2,9
21.07.2009	68/roh/1	1	69	0	0	1,02	12	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	8,5	nb	8,5
21.07.2009	68/1,5/0,5/4 - 24h	4	69	1,5	0,5	0,99	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	2,8	nb	2,8
29.07.2009	68/roh/1	1	69	0	0	1,32	12	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	9	nb	9
29.07.2009	38/1,5/0,5/4	4	38	1,5	0,5	1,22	10	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	2,3	nb	2,3
29.07.2009	68/1,5/0,5/4	4	69	1,5	0,5	1,95	10	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	3	nb	3
29.07.2009	38/1,5/0,5/5	5	38	1,5	0,5	1,51	10	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	2,3	nb	2,3
29.07.2009	68/1,5/0,5/5	5	69	1,5	0,5	1,2	10	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	2,4	nb	2,4
03.12.2009	68/1,5/roh	1	1	0,5	1,15	-	-	15	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	8,9	nb	8,9
03.12.2009	68/1,5/0,5/4	4	1,5	0,5	1,22	-	-	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	2,4	nb	2,4
03.12.2009	68/1,5/0,5/4	4	1,5	0,5	1,25	-	-	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	3,6	nb	3,6
03.12.2009	68/0,0/75/4	4	0,3*	0,75**	1,3	-	-	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	6,7	nb	6,7
03.12.2009	68/1,0/4	4	1	0	1,22	-	-	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	7,6	nb	7,6
10.12.2009	68/roh/1	1	0	0	1,31	-	-	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	8,9	nb	8,9
10.12.2009	68/1,0/5/2	2	1	0,5	1,3	-	-	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	5,4	nb	5,4
10.12.2009	68/1,0/5/3	3	1	0,5	1,47	-	-	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	3,4	nb	3,4
10.12.2009	68/1,0/5/4	4	1	0,5	1,27	-	-	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	3,4	nb	3,4
10.12.2009	68/1,0/5/5	5	1	0,5	1,17	-	-	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	3,1	nb	3,1

AI Analyse fehlgeschlagen  
- keine Analyse vorgenommen  
< unter Bestimmungsgrenze  
nb nicht bestimmbar  
\* minimal mögliche Ozondosierung  
\*\* mg/L

11.4 Fließschema der Versuchsanlage



11.5 Plan: Reaktions- und Vorlagebehälter













lebensministerium.at