Nutzung der Eisenkorrosion zur Entfernung von Arsen aus Trinkwasser

vorgelegt von

Dipl.-Ing. Karsten Karschunke

aus Berlin

Von der Fakultät III – Prozesswissenschaften

der Technischen Universität Berlin

zur Erlangung des akademischen Grades

Doktor der Ingenieurwissenschaften

- Dr.-Ing. -

genehmigte Dissertation

Promotionsausschuss:

Vorsitzender: Prof. Dr.-Ing. S.-U. Geißen

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

Berichter: Prof. Dr.-Ing. K. Wichmann (TU Hamburg-Harburg)

Tag der wissenschaftlichen Aussprache: 8. April 2005

Berlin 2005

Vorwort

Die vorliegende Arbeit entstand während meiner Tätigkeit am Fachgebiet Wasserreinhaltung im Institut für Technischen Umweltschutz der Technischen Universität Berlin in den Jahren 1998-2002. Das Thema dieser Arbeit zeichnet sich vor allem durch seine anschauliche Zielsetzung aus: Arsen gehört nicht ins Trinkwasser, das bedarf in der Regel keiner weiteren Erklärung. Gleichzeitig gewann es durch das Auftreten der weitläufigen Trinkwasserverunreinigung in Bangladesch noch einmal enorm an Bedeutung, und bot mir dadurch neben den bereits im Projekt vorgesehenen Arbeitsaufenthalten bei unserem Projektpartner in Chile auch noch die Gelegenheit, bei zwei Reisen nach Bangladesch wichtige Eindrücke und Erfahrungen zu sammeln.

Bei aller Nähe zur Praxis und internationaler Kooperation: Die in dieser Arbeit vorgestellten Ergebnisse wurden im Wesentlichen in experimenteller Routinearbeit im Berliner Labor gewonnen. Diese Arbeit ist auch bei einem so einfachen und anschaulichen Forschungsgegenstand wie rostender Stahlwolle von kleinen und großen Problemen und Anstrengungen, überraschenden Niederlagen und Erfolgen geprägt und wäre ohne die Vielzahl von netten und hilfsbereiten Kolleginnen und Kollegen sowie engagierten Studentinnen und Studenten nicht möglich gewesen.

Danken möchte ich zunächst Herrn Prof. Dr. Martin Jekel für die Überlassung des Themas, die Betreuung der Arbeit und die kritische und anregende Diskussion der Ergebnisse sowie Herrn Prof. Dr. Wichmann für die Begutachtung und Herrn Prof. Dr. Geißen für die Übernahme des Vorsitz im Promotionssauschuss.

Für die zahllosen Arsenanalysen gebührt der Dank vor allem Maren Kolepki, Uta Stindt, Hella Schmeisser und Jutta Friedrich. Eben solcher Dank gebührt auch meinen Studentischen Mitarbeitern Jürgen Dartmann, Jens Doberschütz und Thomas Wollenhaupt für die 66fleißige und sorgfältige Betreuung der Versuche, sowie den Studentinnen und Studenten, die im Rahmen dieser Arbeit ihre Projekt- oder Diplomarbeit anfertigten: Martin Gorny, Ira Schönfeld-Horn und Jorge Torres in Berlin sowie Stefan Meenken, Jürgen Dartmann, Jens Doberschütz, Maria Rieckhoff, Anja Höschel und Petra Schuster in Chile.

Erwähnen möchte ich hier auch noch unsere Projektpartner in Chile: Die Professoren Luis Caceres und Rene Contreras mit ihren Mitarbeitern und Studenten am Instituto del Desierto (INDES) der Universidad de Antofagasta. Ihnen sei für die konstruktive Zusammenarbeit und die herzliche Gastfreundschaft gedankt, die ich bei meinen drei Projektbesuchen erfahren habe, und die auch für die Studenten bei ihren mehrmonatigen Aufenthalten vor Ort eine große Unterstützung darstellten.

Auch allen anderen Kolleginnen und Kollegen aus dem Fachgebiet Wasserreinhaltung möchte ich für konstruktive Diskussionen, aktive Unterstützung und, wenn nötig, auch aufmunternde Worte zur rechten Zeit herzlich danken !

Berlin, im Januar 2005 - Karsten Karschunke

Zusammenfassung

In dieser Arbeit werden experimentelle Untersuchungen zur Nutzung von Eisenkorrosionsprozessen zur Entfernung von Arsen aus Trinkwasser vorgestellt. Auch in geringen Konzentrationen stellt diese Verunreinigung auf Grund der krebserregenden Wirkung von Arsen langfristig eine Gefahr für die menschliche Gesundheit dar. Verschiedene Entfernungsmethoden sind bekannt und in der Praxis der Trinkwasseraufbereitung bewährt, beispielsweise Flockungsverfahren unter Einsatz von Eisensalzen oder die Adsorption an GEH oder Aktivtonerde im Festbett. Diese Verfahren sind aufgrund ihrer Kosten und technischen Anforderungen für den Einsatz in ländlichen Regionen von Entwicklungsländern nur eingeschränkt geeignet. Hier soll ein neues Entfernungsverfahren, geeignet auch für Entwicklungsländer mit Arsenproblemen wie Chile oder Bangladesch, präsentiert werden.

Grundidee dieses Verfahrens ist die Bildung von Eisenhydroxid durch die Korrosion von metallischem Eisen. Eisenhydroxid zeichnet sich bekanntermaßen durch seine sehr guten Adsorptionseigenschaften für gelöstes Arsen aus. Das Eisenhydroxid bildet als Rost eine Deckschicht auf der Metalloberfläche, fällt aber gleichzeitig auch in Form von Partikeln an, die das Arsen binden und aus dem Wasser mittels Sandfiltration entfernt werden müssen. Die natürliche Sauerstoffkorrosion kann gegebenenfalls durch elektrochemische Effekte wie Kontaktkorrosion oder das Anlegen einer elektrischen Spannung intensiviert werden.

Im Rahmen eines deutsch-chilenischen Kooperationsprojekts wurden kontinuierlich betriebene Laborversuche in Berlin (Deutschland) zur detaillierten Untersuchung und Quantifizierung der Effekte sowie praxisnahe Feldversuche mit natürlicherweise arsenhaltigem Rohwasser in Antofagasta (Chile) durchgeführt. Dabei kamen Materialien wie Stahlwolle oder Frässpäne zum Einsatz.

Es zeigte sich, dass die natürliche Korrosion von Eisen zur Entfernung von Arsen genutzt werden kann. Da Korrosionsrate und Beladung allerdings niedriger als erwartet ausfielen, ist die Verwendung deutlich größerer Reaktorvolumina als erwartet erforderlich. Eine mehrstufige Behandlung mit zusätzlicher Belüftung kann notwendig sein. Mit Hilfe der untersuchten Methoden zur Intensivierung der Korrosion ließ sich eine sehr effektive Arsenentfernung bewirken, allerdings kam es zu unerwünschten Nebeneffekten wie zur Freisetzung von Kupfer aus Kontaktkorrosionselementen oder zur Bildung von Wasserstoff bei Anlegen einer Spannung. Vor der Anwendung dieser Verfahren zur Trinkwasseraufbereitung sind daher weitere Untersuchungen erforderlich.

Abstract

In the present work, the application of iron hydroxide resulting from the corrosion of iron for the removal of arsenic from drinking water is investigated experimentally. The contamination of water with arsenic even at low concentrations forms a long term risk to human health due to the carcinogenic properties of arsenic. Various removal techniques for arsenic are well known and applied at large scale like flocculation after dosage of iron salts or fixed bed adsorption on Granular Ferric Hydroxide or Activated Alumina. Due to their costs and their technical requirements, these processes are not suitable in rural areas of developing countries. A novel treatment process appropriate for the application in developing countries with arsenic contaminated drinking water like Chile or Bangladesh will be presented.

The basic idea of this process is the formation of iron hydroxide by corrosion of metallic iron. Iron hydroxide is well known for its high adsorptive capacity for arsenic in solution. The iron hydroxides form a protective layer of rust on the metal surface and at the same time arsenic carrying particles in the bulk water. These particles have to be removed by sand filtration. The natural oxygen induced corrosion can be enhanced by electrochemical effects like galvanic corrosion or the application of voltage.

In the framework of a German-Chilean cooperation project, experiments at laboratory scale were made in Berlin for detailed investigation and quantification of the effects. Field tests were made in Antofagasta (Chile) with raw water naturally containing high concentrations of arsenic. The reactor was filled with iron wool, iron filings and similar materials.

The results proved that naturally occurring corrosion of iron can be used for the removal of arsenic from drinking water. As the corrosion rate and the obtained loads lay below the expected values, reactor volumes have to be dimensioned adequately. A multi stage treatment and additional aeration might be necessary. Intensifying the corrosion with the methods mentioned above lead to the desired results with respect to arsenic removal but caused unwanted effects like the release of copper in the case of galvanic corrosion or the formation of hydrogen when voltage was applied. Before this process can be applied for drinking water treatment, additional testing and optimisation is necessary.

Inhaltsverzeichnis

V	orwort		ii
Z	usamm	enfassung	iii
A	bstract		iv
Ir	haltsv	erzeichnis	V
A	bbildu	ngsverzeichnis	viii
T	abellen	verzeichnis	ix
A	bkürzı	Ings- und Symbolverzeichnis	X
1	Eir	leitung	1
	1.1	Arsen im Trinkwasser – ein weltweites Gesundheitsproblem	1
	1.1.	1 Gesundheitsgefahren durch Arsen im Trinkwasser	1
	1.1.	2 Fallstudie Chile	3
	1.1.	3 Fallstudie Bangladesch	5
	1.1.	4 Weitere Arsenvorkommen in Entwicklungsländern	7
	1.2	Überblick über etablierte Arsenentfernungsverfahren	8
	1.3	Bedarfsdefinition – Zielstellung der Arbeit	11
2	Тһ	agratische Grundlagen und Stand von Wissenschaft und Technik	15
4	2.1	Figenschaften von Arsenverhindungen in Wasser	15
	2.1	1 Grundlagon	13
	2.1.	1 Giundiagen	13
	2.1.	Z Adsorptionsverhalten von Alsen an Eisennydroxid	
	2.2	Lisennydroxidproduktion durch Korrosion von Eisenmateriai	
	2.2.	Grundlagen der Elsenkorrosion	
	2.2.	2 Sauerstoffkorrosion und Deckschichtbildung	
	2.2.	3 Methoden der elektrochemischen Intensivierung der Korrosion	
	2.3	Redox-Reaktionen von Eisen und Arsen in Lösung	
	2.4	Existierende Arbeiten zur Arsenentfernung mit elementarem Eisen	
	2.5	Sandfiltration als Trinkwasseraufbereitungsverfahren	

3	Ma	terial und Methoden	39
	3.1	Versuchsanordnung und Probenahmemethodik	39
	3.2	Eingesetzte Materialen	41
	3.2.	1 Stahlmaterialen	41
	3.2.	2 Kupfermaterial	43
	3.2.	3 Filtersand	43
	3.2.	4 Versuchswasser	43
	3.2.	5 Reagenzien und Laborgeräte	44
	3.3	Mess- und Auswertungsmethodik	44
	3.3.	1 Sauerstoffmessung in Zu- und Ablauf	45
	3.3.	2 Messung und Auswertung elektrischer Größen	46
	3.3.	3 Probenahme und chemische Analytik	46
	3.3.	4 Massenbilanzen für Eisen und Arsen	47
	3.4	Ergänzende Versuchsvarianten	54
	3.4.	1 Differentialfilterversuche im Kreislaufbetrieb	54
	3.4.	2 Rührversuche im Becherglas	55
	3.5	Fehlerquellen und Störeinflüsse	57
	-		-0
4	Erg	gebnisse und Diskussion	59
	4.1	Untersuchung natürlicher und forcierter Korrosionsvorgänge	59
	4.1.	1 Versuche zur natürlichen Sauerstoffkorrosion	59
	4.1.	2 Versuche zur galvanischen Korrosion in Eisen-Kupfer-Kontaktelementen	72
	4.1.	3 Versuche zur elektrochemisch verstärkten Korrosion	81
	4.2	Betrachtung des Adsorptionsverhaltens	87
	4.2.	1 Adsorption und Rückhalt von Arsen in den Durchflussversuchen	87
	4.2.	2 Adsorption von Arsen unter Idealbedingungen im Rührversuch	90
	4.2.	3 Verhalten von Arsen(III) in der Aufbereitung	92
	4.3	Betrachtung der Nachreinigung im Sandfilter	94
	4.4	Felderprobung in Chile	97
	4.4.	1 Die Versuchsanlage in Chile	97
	4.4.	2 Darstellung von ausgewählten Ergebnissen aus Chile	98
	4.4.	3 Interpretation der Resultate und Vergleich	100

5	Abs	schätzung der Einsatzmöglichkeiten des Verfahrens103
	5.1	Vergleichende Beurteilung der untersuchten Verfahrensvarianten
	5.2	Analyse der Anwendbarkeit des Verfahrens mit natürlicher Sauerstoffkorrosion 105
	5.2.	Vorgehensweise zur Konzeption einer Aufbereitungsanlage
	5.2.2	2 Anwendbarkeit des passiven Korrosionsverfahrens in Chile
	5.2.3	Anwendbarkeit des passiven Korrosionsverfahrens in Bangladesch und Indien 109
	5.3	Weitere Aspekte zum Praxiseinsatz der verschiedenen Korrosionsverfahren
	5.3.	Verunreinigung des Stahls mit Schwermetallen
	5.3.2	2 Betrieb des Verfahrens bei Stagnation
	5.3.3	B Einfluss von Wasserinhaltsstoffen
	5.3.4	Entsorgungsproblematik des Schlamms112
	5.4	Ausblick und weiterführender Untersuchungsbedarf

6 I	Literaturverzeichnis1	11	5
-----	-----------------------	----	---

Anhang A	Wasserinhaltsstoffe in Berlin und in Antofagasta	.A2
Anhang B	Zusammensetzung der Eisen- und Kupfermaterialien	.A3
Anhang C	Vorgehensweise bei Messung und Probenahme	.A4
Anhang D	Atomabsorptionsspektrometrische Messung von Arsen, Eisen, Kupfer	.A5
Anhang E	Messung der Sauerstoffkonzentration	. A8
Anhang F	Versuchsdaten	.A9

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1.1	Arsenbelastung in Nordchile (2. Region Antofagasta)	4
Abb. 1.2	Arsenbelastung in Bangladesch	6
Abb. 1.3	Flockungsanlage zum Einsatz in der ländlichen Trinkwasserversorgung	9
Abb. 1.4	Low-Cost-Systeme zur Arsenentfernung in Bangladesch a) DANIDA-System b) Traditioneller Kolschi-Filter zur Trinkwasseraufbereitung	10
Abb. 2.1	Stabilitätsdiagramm der anorganischen Arsenverbindungen	15
Abb. 2.2	Bildung von inner- und außersphärischen Oberflächenkomplexen	19
Abb. 2.3	Potenzialverlauf in der Elektrischen Doppelschicht	23
Abb. 2.4	Redoxpotential in Abhängigkeit von Sauerstoffkonzentration und pH-Wert	31
Abb. 2.5	Stabiltätsdiagramm für Eisenverbindungen	32
Abb. 2.6	Schematische Darstellung eines horizontalen Roughing-Filters	37
Abb. 3.1	Skizze des Versuchsaufbaus	39
Abb. 3.2	Massenbilanz und Konzentrationsprofil	50
Abb. 3.3	Skizze der Kreislaufversuchsanlage	54
Abb. 3.4	Skizze eines Rührversuchs	56
Abb. 4.1	Skizze der Korrosionssäule mit Packung aus Stahlwolle	59
Abb. 4.2	Sauerstoffkonzentration im Kreislaufversuch mit Stahlwolle und Frässpänen Strömungsabhängigkeit der Sauerstoffverbrauchsrate	61
Abb. 4.3	Ergebnisse eines Durchflussversuchs mit Packung aus Stahlwolle D-III	64
Abb. 4.4	Ergebnisse eines Durchflussversuchs mit Packung aus Frässpänen II	65
Abb. 4.5	Vergleich der pH-Werte und Leitfähigkeiten in Durchflussversuchen Einfluss der Strömungsgeschwindigkeit auf die Sauerstoffverbrauchsrate	69
Abb. 4.6	Langzeitverhalten von Frässpänen, Druckverlust vor der Korrosionssäule, Korrosion im Vergleich, Beladungsverhalten im Vergleich	70
Abb. 4.7	Schematische Darstellung von Sauerstoffkorrosion und Arsenentfernung	71
Abb. 4.8	Skizzen der Korrosionssäulen zur Untersuchung der Fe-Cu Kontaktkorrosion	72
Abb. 4.9	Ergebnisse eines Durchflussversuchs zur Eisen-Kupfer Kontaktkorrosion	75
Abb. 4.10	Verhalten der Eisen-Kupfer-Kontaktkorrosion (SV 14)	76
Abb. 4.11	Verhalten der Fe-Cu-Kontaktkorrosion mit externer Verbindung Verhalten der Fe-Cu-Kontaktkorrosion mit direkter und ext. Verbindung	78

Abb. 4.12	Schematische Darstellung von Fe-Cu-Kontaktkorrosion und Arsenentfernung80
Abb. 4.13	Skizze der Korrosionssäule mit extern angelegter Spannung
Abb. 4.14	Ergebnisse eines Durchflussversuchs zur Korrosion mit externer Spannung
Abb. 4.15	Spannungsabhängigkeit der Korrosionsraten (SV 23) Integrale Massenbilanz für Eisen, Strömungsabhängigkeit der Korrosionsraten84
Abb. 4.16	Schematische Darstellung von elektrisch forcierter Korrosion
Abb. 4.17	Eisen- und Arsenverbleib in ausgewählten Durchflussversuchen
Abb. 4.18	Arsenadsorption an Eisenhydroxid aus Stahlwolle bzw. Eisen(II)chlorid91
Abb. 4.19	Korrosionsraten von zwei Sorten Stahlwolle in Rührversuchen
Abb. 4.20	Entfernung von Arsen(III) im Durchflussversuch (SV 25.2)
Abb. 4.21	Eisenoxidation und Arsenentfernung in Sedimenter und Sandfilter
Abb. 4.22	Schema der Versuchsanlage in Chile
Abb. 4.23	Ergebnisse eines Durchflussversuchs in Chile mit einer Packung aus Frässpänen99
Abb. 5.1	Entwurf einer passiven Kaskadenkorrosionsanlage zur Arsenentfernung

Tabellenverzeichnis

Tab. 1.1	Grenzwerte für Arsen in Trinkwasser	2
Tab. 1.2	Arsenbelastung in Nordchile (2. Region Antofagasta)	4
Tab. 2.1	Oberflächenchemische Eigenschaften von Eisenhydroxid	17
Tab. 2.2	Spannungsreihe der relevanten Redox-Halbreaktionen	27
Tab. 2.3	Charakteristika von Langsamsand-, Schnell- und Roughing-Filtern	
Tab. 3.1	Typische Aufenthaltszeiten in den Anlagenteilen	40
Tab. 3.2	Eigenschaften der eingesetzten Eisenmaterialien	42
Tab. 4.1	Technische Daten der Versuchsanlage in Chile im vorgestellten Versuch	98
Tab. 4.2	Vergleich der Kenngrößen für Korrosion und Adsorption	101
Tab. 5.1	Wirkung der Erhöhung verschiedener Wasserparameter	111

Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

Symbol	Erläuterung	Einheit
a _M	massenspezifische Oberfläche	$[m^2/g]$
a _V	volumenspezifische Oberfläche	
BET	ET Spezifische Oberflächenbestimmung nach Brunauer, Emmet und Teller	
BV	Bettvolumina (spezifischer Durchsatz)	
с	Massenkonzentration	[mg/L]
CODELCO	Corporación Nacional del Cobre	
DANIDA	Danish International Development Agency	
di	Innendurchmesser	[mm]
d _M	mittlerer Korndurchmesser	[mm]
E ₀	Standardpotential	[V]
E _H	Redoxpotential	[V]
EMK	Elektromotorische Kraft	[V]
ESSAN	Empresa de Sevicios Sanitarios de Antofagasta S.A.	
3	Porosität	[%]
F	Faraday-Konstante: 96480	[C/mol]
GEH	Granuliertes Eisenhydroxid	
HG-AAS	Hydride Generation - Atomic Absorbtion Spectrometry	
Ι	Elektrischer Strom	[A]
k	Geschwindigkeitskonstante	[min ⁻¹]
K _F	Freundlich-Koeffizient	
K _L	Affinitätsparameter für die Langmuir-Isotherme	[L/mg]
М	Atomgewicht	[g/mol]
MMA / DMA	Mono- / Dimethylarsinsäure	
n	Freundlich-Exponent	
р	Druck	[bar]
pH _{PZC}	pH-Wert des Ladungsnullpunkts	
pK _L	Löslichkeitsprodukt	
p(O ₂)	Partialdruck des Sauerstoffs	[Pa]
Q	Volumenstrom	[mL/min]
Q	Ladungsmenge	[C]
q _{max}	Maximalbeladung für die Langmuir-Isotherme	[µg/mg]
R	Allgemeine Gaskonstante: 8,31	[J/molK]
Т	Temperatur	[K]
TrinkwV	Trinkwasserverordnung	
t	Versuchsdauer	[h]
t _R	Kontaktzeit	[min]
VF	Filtergeschwindigkeit	[m/h]
WHO	World Health Organization	
Z	Ladungszahl / Wertigkeit	
$\Delta c(O_2)$	Differenz der Sauerstoffkonzentration	[mg/L]
$\Delta c(O_2)_{Fehler}$	Differenz der Sauerstoffkonzentration im Bypass	[mg/L]
$c(O_2)_{Zu}$	Sauerstoffkonzentration im Zulauf	[mg/L]
$c(O_2)_{Ab}$	Sauerstoffkonzentration im Ablauf	[mg/L]

Symbol Erläuterung		Einheit
CR(Fe) _{Ox}	CR(Fe) _{Ox} Spezifische Eisenkorrosionsrate, ermittelt aus dem Sauerstoffverbrauch	
CR(Fe) _I	R(Fe) ₁ Spezifische Eisenkorrosionsrate, ermittelt aus dem Stromfluss	
r(O ₂)	Sauerstoffverbrauchsrate	[L/m ² min]
c(Fe) _{Zu}	Gesamt-Eisenkonzentration im Zulauf	[mg/L]
c(Fe) _{Ab}	Gesamt-Eisenkonzentration im Ablauf	[mg/L]
c(Fe) _{Ab,g}	gelöste Eisenkonzentration im Ablauf	[mg/L]
c(Fe) _{Ab,p}	partikuläre Eisenkonzentration im Ablauf	[mg/L]
c(Fe) _I	Eisenkonzentration, ermittelt aus dem elektrischen Strom	[mg/L]
c(Fe) _{Ox}	Konzentration an Eisen in oxidierter Form, ermittelt aus dem Sauerstoffverbrauch	[mg/L]
c(Fe) _{SF}	Eisenkonzentration im Ablauf des Sandfilters	[mg/L]
c(Fe) _{SF,g}	gelöste Eisenkonzentration im Ablauf des Sandfilters	[mg/L]
c(Cu) _{Ab}	Gesamt-Kupferkonzentration im Ablauf	[mg/L]
c(As) _{Zu}	Gesamt-Arsenkonzentration im Zulauf	[µg/L]
c(As) _{Ab}	Gesamt-Arsenkonzentration im Ablauf	[µg/L]
c(As) _{Ab,g}	Gelöste Arsenkonzentration im Ablauf	[µg/L]
c(As) _{Ab,p}	c(As) _{Ab,p} Partikelgebundene Arsenkonzentration im Ablauf	
c(As) _{SF} Arsenkonzentration im Ablauf des Sandfilters		[µg/L]
c(As) _{SF,g}	gelöste Arsenkonzentration im Ablauf des Sandfilters	[µg/L]
c(AsIII) _{Zu/Ab}	Arsen(III)-Konzentration im Zu- bzw. Ablauf	[µg/L]
m(Fe) _I	Eisenmassenstrom, ermittelt aus dem elektrischen Strom	[g/d]
m(Fe) _{Met.}	Eisenmasse, in metallischer Form vorliegend	[g]
m(Fe) _{Rost-Pack.}	Eisenmasse, in Form von Rost in der Packung vorliegend	[g]
m(Fe) _{Rost-Ablauf}	Eisenmasse, in Form von Rost im Ablauf	[g]
m(Fe) _{Oxal}	Eisenmasse, enthalten in der Oxalsäure-Oxalat-Fraktion	[g]
m(Fe) _{HCl}	Eisenmasse, enthalten in der Salzsäurefraktion	[g]
m(Fe) _{Ox}	Eisenmasse, ermittelt aus dem Sauerstoffverbrauch	[g]
m(Fe) _I	Eisenmasse, ermittelt aus dem elektrischen Stromfluss	[g]
m(As) _{Zu}	Arsenmasse, im Zulauf enthalten	[mg]
m(As) _{Ablauf}	Arsenmasse, im Ablauf enthalten	[mg]
m(As) _{Packung}	Arsenmasse, in der Packung enthalten	[mg]
m(As) _{Oxal}	Arsenmasse, in der Oxalsäure-Oxalat-Fraktion enthalten	[mg]
m(As) _{HCl}	Arsenmasse, in der Salzsäurefraktion enthalten	[mg]
q _P	Partikelbeladung (As/Fe)	[µg/mg]
q _M	Momentanbeladung (As/Fe)	[µg/mg]
q _B	Bilanzbeladung, ermittelt aus der Massenbilanz über die Versuchslaufzeit	[µg/mg]
q _E	Endbeladung, ermittelt aus der aufgelösten Packung am Versuchsende	[µg/mg]
q _{Oxal/HCl}	Arsen-Eisenverhältnis in der Oxalsäure bzw. Salzsäurefraktion am Versuchsende	[µg/mg]

1 Einleitung

1.1 Arsen im Trinkwasser – ein weltweites Gesundheitsproblem

1.1.1 Gesundheitsgefahren durch Arsen im Trinkwasser

Das Halbmetall Arsen gehört wohl zu den bekanntesten Giftstoffen überhaupt, berühmt geworden auch außerhalb von Fachkreisen aus Chemie und Medizin durch seine häufige Erwähnung in Geschichte und Literatur. Erwähnt sei nur das verfilmte Theaterstück "Arsen und Spitzenhäubchen" von Joseph Kesselring. Diesen zweifelhaften Ruhm verdankt es vor allem der Eigenschaft seiner beiden Oxide, dem dreiwertigen Arsenik (As₂O₃) und dem fünfwertigen Arsenpentoxid (As₂O₅), sich in hohen Konzentrationen farb-, geruch- und geschmacklos in Wasser zu lösen. Diese Eigenschaften, zusammen mit der leichten Verfügbarkeit als häufiges Begleitmineral beim Erzbergbau, machten das Arsen zum idealen Giftstoff für kriminelle Anwendungen. So wird spekuliert, dass Napoleon Bonaparte, der 1821 im Exil auf der Insel Elba verstarb, Opfer einer Arsenvergiftung geworden sei.

Die für eine akut-toxische Wirkung am Menschen notwendige Dosis wird bei Forth 1992 [Höschel 2000] mit ca. 1-3 mg/kg Körpergewicht beziffert. Nach einer oralen Aufnahme kommt es zu schweren Schädigungen des Magen-Darm-Traktes, Herzfunktionsstörungen, Nierenstörungen, Muskelkrämpfen, Atemlähmung und Gewebsödemen. Durch den damit verbundenen Wasser-, Elektrolyt- und Eiweißverlust kommt es innerhalb von ein bis drei Tagen zum Tod durch Kreislaufzusammenbruch. Die für eine akut-toxische Wirkung notwendige Dosis lässt sich aber durch kontinuierliche Verabreichung geringer Arsendosen heraufsetzten. Diese Art der "Immunisierung" bedrohter Könige und Thronfolger ist geradezu legendär und wird als Mithridatismus bezeichnet [Römpp 1995]. Namensgeber dafür war Mithridates VI., König von Pontus (132-63 v. Chr.). Sogar eine Steigerung des körperlichen Leistungsvermögens durch Aufnahme von Arsen wurde dokumentiert: Im 19. Jahrhundert wurde von österreichischen Bergbauern, die am Schmuggel von Gütern über die Alpen beteiligt waren, Arsen in Dosen von rund 400 mg eingenommen, um Kraft und Ausdauer für die gefährlichen Alpenüberquerungen zu erhöhen [Christen 2001].

Unberücksichtigt bleiben in diesen Berichten allerdings immer die chronischen Folgen einer kontinuierlichen Arsenaufnahme. Dabei werden sowohl nicht kanzerogene als auch kanzerogene Erkrankungen beobachtet. Am auffälligsten sind dabei die Veränderungen der Haut: Änderungen in der Pigmentierung, wie zum Beispiel Melanosen, warzenartige Verhornungen, so genannte Keratosen, oder die Bowen-Krankheit stellen dabei oft die Vorstufen verschiedener Hautkrebsformen dar. Ein Beispiel dafür ist das Plattenepithelkarzinom, auch Bowen–Karzinom genannt. Neben den Hauterkrankungen treten aber auch Lungenerkrankungen, Erkrankungen des Herz-Kreislaufsystems, des Nervensystems sowie Erkrankungen von Leber, Niere und Blase auf, die sich häufig zu den entsprechenden Krebsformen weiterentwickeln [Pschyrembel 2004].

Diese chronische Toxizität mit sehr langen Latenzzeiten kommt auch beim Auftreten von Arsen im Trinkwasser zum Tragen. Von seltenen Extremfällen, wie der Maxquelle bei Bad Dürkheim mit einer Arsenkonzentration von 13,7 mg/L abgesehen, liegen die Konzentrationen im Grundund Oberflächenwasser bei geogener Belastung in der Regel unter 1 mg/L, so dass eine Nutzung des Wasservorkommens durch den Menschen zunächst problemlos möglich ist. Erst bei mehrjährigem Konsum durch eine hinreichend große Population lassen sich die oben beschriebenen Erkrankungen beobachten und durch epidemiologische Studien quantifizieren.

Da es sich bei Arsen im Trinkwasser um einen krebserregenden Schadstoff mit verschiedenen Wirkungsmechanismen handelt, lassen sich keine rein wissenschaftlich begründeten Grenzwerte für eine unbedenkliche Arsenaufnahme festlegen. Die Grenzwerte für krebserregende Stoffe werden üblicherweise anhand des Risikos einer Erkrankung bei lebenslanger täglicher Aufnahme aufgestellt. Dabei wird allgemein von einem gesellschaftlich akzeptablen Risiko von einer zusätzlichen Erkrankung (Inzidenz) unter 100.000 Betroffenen ausgegangen. Aus diesem Wert wird üblicherweise durch lineare Extrapolation von epidemiologisch ermittelten Dosis-Risiko-Beziehungen eine akzeptable tägliche Aufnahmedosis errechnet.

Bei Anwendung dieser Methode (Unit-Risk-Ansatz) auf Risiko-Dosis-Beziehungen, die in den sechziger Jahren aus epidemiologischen Studien in Taiwan gewonnen wurden, ergibt sich unter den üblichen Randbedingungen von 2 L Wasserkonsum pro Tag bei einem 70 kg schweren Menschen mit einer Lebenserwartung von 60 Jahren für ein Krankheitsrisiko von 1:100.000 eine zulässige Arsenkonzentration von 0,04 μ g/L. Dies ist ein Wert, der weit unter den in Tabelle 1.1 dargestellten etablierten Grenzwerten für Arsen im Trinkwasser liegt [Höschel 2000].

Land	Grenzwert [µg/L]	Zeitpunkt
Deutschland	10 / 40	seit 1996 / vor 1996
EU	10	seit 1998
USA	50 / 10	seit 1943 / ab 2006
Chile	50	Stand: 2002
Bangladesch	50	Stand: 2002
Indien	50	Stand: 2002
WHO-Leitwert	10	seit 1993

Tab. 1.1 Grenzwerte für Arsen in Trinkwasser

Es liegen sowohl medizinische als auch pragmatische Gründe für diese Diskrepanz vor: Zum einen liegt dieser niedrige Wert deutlich unterhalb der Nachweisgrenze aller gängigen Analyseverfahren für Arsen, so dass sich eine Überwachung nicht realisieren ließe. Zum anderen werden bei der Grenzwertfestlegung auch die bestehenden Unsicherheiten in der Bewertung der Wirksamkeit niedriger Konzentrationen gegenüber den entstehenden Kosten für notwendig werdende Aufbereitungsverfahren gegeneinander abgewogen. Die skizzierte Vorgehensweise zur Risikoabschätzung berücksichtigt zunächst keine körpereigenen Entgiftungsmechanismen, obwohl gewisse Anzeichen für eine Toleranz für eine tägliche Aufnahme von bis zu 200 μ g/Person in verschiedenen Studien entdeckt wurden. Der Ableitung des WHO-Leitwertes von 10 μ g/L aus dem Jahr 1993 wurde eine duldbare maximale tägliche Aufnahme (Preliminary Tolerable Maximum Daily Intake) von 140 µg/Person zu Grunde gelegt [Dieter 1993], Dieter in [Höll 2002].

Die seit 1996 wirksame Absenkung des Grenzwertes der deutschen Trinkwasserverordnung von 50 μ g/L auf 10 μ g/L führte hierzulande zu einem erheblichen Investitionsbedarf. In den USA wurde nach intensiver Diskussion über eine Grenzwertabsenkung in den Bereich zwischen 2 und 20 μ g/L nach Abwägung der gesellschaftlichen Kosten und des zu erwartenden Nutzens ein ab 2006 einzuhaltender Grenzwert von ebenfalls 10 μ g/L festgelegt [Hering 1996a], [Frey 1998], [USEPA 2002].

Der Kostenaspekt und die Umsetzbarkeit von neuen Trinkwassergrenzwerten hat unter den Bedingungen in Entwicklungsländern noch eine wesentlich stärkere Bedeutung, wie die folgenden Beispiele aus Südamerika und Asien belegen.

1.1.2 Fallstudie Chile

Die Belastung des Wassers mit Arsen im Norden von Chile, hauptsächlich in der 2. Region mit der Hafenstadt Antofagasta als Zentrum, gehört seit langem zu den gut untersuchten natürlichen Arsenbelastungen. Diese Region liegt in der Atacama-Wüste, einer der trockensten Wüsten der Welt, und natürliche Wasservorkommen sind ausgesprochen knapp. Einige Flüsse im Einzugsgebiet des Rio Loa, die in den Hochanden entspringen, werden seit den fünfziger Jahren mittels einer Fernwasserleitung von rund 300 km Länge zur Versorgung der wenigen Städte in dieser dünn besiedelten Region genutzt [Caceres 1999]. Durch vulkanische Aktivität und thermale Quellen in dieser geologisch jungen Zone sind einige Zuflüsse stark mit geogenem Arsen belastet, so dass bis 1970 das Trinkwasser der Hafenstadt Antofagasta mit ihren über 100.000 Einwohnern Arsengehalte von rund 800 μ g/L aufwies. Diese extrem hohe Belastung führte zu deutlichen Auswirkungen auf die Gesundheit der betroffenen Bevölkerung, die sich bis heute im gehäuften Vorkommen bestimmter Krebserkrankungen bei bestimmten Altersgruppen verfolgen lassen [Santolaya 1995].

Im Jahre 1970 wurde in Antofagasta die erste Trinkwasseraufbereitungsanlage zur Arsenentfernung "Salar del Carmen" in Betrieb genommen. Sie wurde 1988 in ihrer Kapazität erweitert. Die im Landesinneren gelegene Bergbaustadt Calama verfügt seit 1978 ebenfalls über ein Wasserwerk zur Arsenentfernung, welches auch die Küstenstädte Tocopilla und Mejillones versorgt. Beide Anlagen werden mit Eisenchlorid zur Fällung und Flockung in Kombination mit Sedimentation und Sandfiltration zur Flockenentfernung erfolgreich betrieben. Die in der Region tätigen Bergbaugesellschaften, allen voran die Kupfermine Chuquicamata der staatlichen Kupfergesellschaft CODELCO, verfügen über eigene Versorgungs- und Aufbereitungssysteme für die Produktionseinrichtungen und die Haushalte der Beschäftigten. Insgesamt ist davon auszugehen, dass heute der weit überwiegende Teil der Einwohner der zweiten Region mit Trinkwasser versorgt wird, welches dem chilenischen Standard von 50 µg/L entspricht.



Abb. 1.1Arsenbelastung in Nordchile (2. Region Antofagasta)[Höschel 2002, Karte entnommen aus Microsoft Encarta]

Neben den urban-industriellen Zentren existieren in der Region jedoch auch einige kleine, meist stark indianisch geprägte Ortschaften, die nicht an diese Aufbereitungsanlagen angeschlossen sind. Dort werden lokale Wasservorkommen, zum Teil aber auch die Fernwasserleitungen vor der Aufbereitung, unbehandelt als Trinkwasserquelle genutzt. Auch heute noch müssen die Bewohner dort stark arsenhaltiges Wasser konsumieren, wie in Tabelle 1.2 dargestellt wird.

#	Ortschaft	Einwohner	c(As) [µg/L]	Wasserentnahme
1	San Pedro de Atacama	1463	750	Rio San Pedro
2	Chiu-Chiu	333	800	Rio Toconce
3	Lasana	211	400	Rio Linzor
4	Toconce	83	400	Rio Linzor
5	Ayquina	48	800	Rio Toconce

 Tab. 1.2
 Arsenbelastung in Nordchile (2. Region Antofagasta)

Durch die Abgeschiedenheit der Siedlungen sowie die geringe Anzahl der Einwohner und die schwierigen Lebensumstände der Betroffenen ist die Beurteilung der gesundheitlichen Situation erschwert. Deutliche Auffälligkeiten im Gesundheitszustand, beispielsweise Hauterkrankungen, werden aber immer noch beobachtet [Smith 1998, Smith 2000], so dass Maßnahmen zur Verbesserung der Situation dringend geboten erscheinen.

Schon in den achtziger Jahren untersuchten Wissenschaftler der Universidad de Chile aus Santiago in enger Zusammenarbeit mit der lokalen Bevölkerung einfache Arsenentfernungsmethoden [Sancha 1992], allerdings ohne nachhaltigen Erfolg. Eine Grundidee der damaligen Arbeiten wird in der vorliegenden Arbeit erneut aufgegriffen, näheres dazu in Kapitel 2. Mitte der neunziger Jahre wurde von einem Ingenieurbüro im Auftrag des regionalen Wasserversorgers ESSAN S.A. eine Studie zur Ausstattung der Dörfer mit Arsenentfernungsanlagen erstellt [SCI 1995]. Aufgrund der geringen Nutzeranzahl ergaben sich jedoch prohibitiv hohe Preise bei der geplanten Erhebung von kostendeckenden Gebühren. Vor wenigen Jahren wurde im touristischen Zentrum der Region, in San Pedro de Atacama, eine Umkehrosmoseanlage zur Wasseraufbereitung installiert, da dort neben den hohen Arsengehalten auch der Salzgehalt des Rohwassers die Nutzung einschränkte. Es wird von erheblichen technischen und wirtschaftlichen Problemen im Betrieb und einer notwendigen Erweiterung der Anlage berichtet.

Dabei stehen nicht nur finanzielle und technische Hindernisse einer Problemlösung im Weg, sondern es existieren auch institutionelle Gründe: Die Frage, wer für Verfahrenskonzeption, Bau, Betrieb und Finanzierung verantwortlich ist, scheint unter den beteiligten Institutionen noch nicht eindeutig geklärt zu sein. Auch für die betroffene Bevölkerung scheint die Bedeutung der Arsenbelastung neben der generellen Wasserknappheit sowie den deutlicher wahrnehmbaren Aspekten der Wasserqualität, vor allem Salzgehalt und Trübung, in den Hintergrund zu treten.

1.1.3 Fallstudie Bangladesch

Die Verunreinigung des Grundwassers in Bangladesch und West-Bengalen, dem benachbarten indischen Bundesstaat, ist im Vergleich zu Chile erst seit etwa zehn Jahren bekannt. Anfang der neunziger Jahre gab es erste vereinzelte Berichte über lokale Arsenverunreinigungen des Wassers und Krankheitserscheinungen, doch intensiv untersucht werden die Verhältnisse erst seit ca. 1995. Es zeigte sich, dass das Grundwasser in weiten Teilen der alluvialen Sandflächen im Mündungsgebiet der großen Flüsse Megna (Ganges), Padma und Brahmaputra großflächig und in hohen Konzentrationen, häufig über 1 mg/L, mit Arsen belastet ist [MMD 1999]. Bedingt durch die hohe Bevölkerungsdichte in dieser Region und die intensive Nutzung von unbehandeltem Grundwasser als Trinkwasser sowie zur Bewässerung sind in dieser Region mehrere Millionen von Menschen dauerhaft hohen Arsenkonzentrationen ausgesetzt. In jüngsten Veröffentlichungen wird bereits von weit über einhunderttausend von Hautveränderungen Betroffenen berichtet. Gleichzeitig wird allerdings auch auf die noch sehr unsichere Datenlage verwiesen [Smith 2000].



Abb. 1.2 Arsenbelastung in Bangladesch

Besonders tragisch ist die besondere Situation in Bangladesch, einem Land geprägt von Armut, Überbevölkerung und häufigen Naturkatastrophen: Um das Krankheitsrisiko und die Kindersterblichkeit durch den Gebrauch von bakterienbelastetem Oberflächenwasser als Trinkwasser zu senken, wurde in den vergangenen Jahrzehnten durch die lokalen Wasserbehörden, massiv unterstützt durch internationale Hilfsorganisationen und ausländische Experten, der Bau von einfachen Rohrbrunnen mit Handpumpen erfolgreich vorangetrieben. Diese Brunnen, meist bequem erreichbar direkt am Haus gelegen, dienen derzeit in millionenfacher Ausführung zur Trinkwasserversorgung im ländlichen Raum. Die Bedrohung durch die Arsenbelastung des Wassers blieb dabei lange Zeit unbemerkt.

Als ursprüngliche Quelle des Arsens wurden arsenhaltige Gesteinsformationen im Himalaja ausgemacht. Verwitterungsprodukte wurden über Tausende von Jahren mit den großen Flüssen der Region in das bengalische Schwemmlanddelta transportiert. Dort sedimentierten die mitgetragenen Partikel, darin enthalten auch an Eisenhydroxid gebundenes Arsen sowie organisches Material, und wurden durch Sand überdeckt. Durch den biologischen Abbau der organischen Substanz wurde der gelöste Sauerstoff im Grundwasser verbraucht. Das so entstandene reduzierende Milieu führte zu Reduktion und Auflösung von Eisenhydroxid und damit zur Freisetzung des gelösten Arsens, welches dabei zum Teil ebenfalls zur dreiwertigen Form reduziert wurde. Entsprechend dieser als Hydroxid-Reduktionshypothese bekannten Erklärung ist das Grundwasser in Bangladesch schon seit langer Zeit großflächig durch hohe Gehalte an meist dreiwertigem Arsen verunreinigt. Das Wasser ist durch Sauerstofffreiheit und hohe Eisengehalte in Form von Fe^{2+} charakterisiert. Derartige Bedingungen haben sowohl positive als auch negative Auswirkungen auf die Möglichkeiten zur Aufbereitung, wie in Kapitel 2 näher erläutert wird.

Diese wasserchemisch plausible Hypothese ist allerdings nicht unumstritten: Einige lokale Wissenschaftler, darunter auch der Entdecker der Arsenproblematik Prof. D. Chakraborti aus Kalkutta, Indien, favorisieren eine Pyrit-Oxidationshypothese. In der zunehmend intensiveren Wassernutzung durch Brunnen, Bewässerung und Dammbau sehen sie die Ursache für das Entstehen der Arsenbelastung. Für diese Erklärung spricht nach Meinung ihrer Verfechter vor allem der Zeitpunkt der Entdeckung des Arsenproblems, der auf eine beginnenden Freisetzung des Arsens vor ca. 25 Jahren hindeutet, während zuvor in der Region keinerlei Anzeichen für durch Arsen verursachte Erkrankungen gefunden wurden. Auch die hohe räumliche Variabilität und die kontinuierliche Zunahme an belasteten Brunnen sprechen gegen eine unbemerkte, aber lange Zeit existente Arsenbelastung [Grohmann et al. in Höll 2002].

Eine vollständige Aufklärung der Prozesse im Grundwasser wird erst im Lauf der Zeit durch eine flächendeckende Erhebung und Auswertung von Wasser- und Bodenproben stattfinden, dringender sind jedoch Maßnahmen, die unmittelbar einer verbesserten Wasserversorgung der Bevölkerung dienen.

Der Einsatz von Wasseraufbereitungsverfahren ist im Fall von Bangladesch noch deutlich schwieriger als in Chile: Die Ausmaße des Problems sind um ein Vielfaches größer, die ökonomische Situation ist weitaus schwieriger und die institutionellen und kulturellen Rahmenbedingungen sind wesentlich komplizierter.

1.1.4 Weitere Arsenvorkommen in Entwicklungsländern

Neben diesen umfassend beschriebenen Beispielen gibt es noch Berichte aus weiteren Entwicklungsländern, allerdings scheinen die Ausmaße der Probleme dort deutlich geringer zu sein. Die Datenlage ist dabei wesentlich schlechter, so dass bei vertieften Untersuchungen noch neue Belastungsschwerpunkte entdeckt werden könnten. In Lateinamerika liegen dazu Berichte aus Mexico [Simeonova 1999] und Argentinien [Madiec 1999 sowie Rivero 1999] vor.

Aus Asien kommen weitere Berichte über Arsenbelastungen aus der zu China gehörenden inneren Mongolei [Smith 2000] sowie aus Vietnam [Hug 2001] und Kambodscha [Power 2002]. Im Delta des roten Flusses bei Hanoi scheinen ähnliche hydrogeologische Verhältnisse wie in Bangladesch zu herrschen, die daher zu ähnlichen Freisetzungsmechanismen führen. Aus Taiwan, wo in den sechziger Jahren Massenerkrankungen in Form der "Blackfoot-Desease" beobachtet wurden [Chen 1994], gibt es dagegen kaum aktuelle Berichte, da dort das Problem im Rahmen der zunehmenden wirtschaftlichen Entwicklung erfolgreich angegangen wurde und das Arsen inzwischen aus dem Trinkwasser entfernt wird [Grohmann et al. in Höll 2002].

1.2 Überblick über etablierte Arsenentfernungsverfahren

Offensichtlich besteht sowohl für zentrale als auch für dezentrale Formen der Trinkwasseraufbereitung ein Bedarf an geeigneten Arsenentfernungsverfahren. Zumindest für die Durchführung in größeren Wasserwerken stehen erprobte Verfahren zur Verfügung:

Die klassische Verfahrenskombination zur Oberflächenwasseraufbereitung Fällung-Flockung-Sedimentation-Filtration mit der Dosierung von Eisen- oder Aluminiumsalzen hat sich auch zur Entfernung von Arsen bewährt. Wie in Kapitel 2 noch ausführlicher erläutert, werden die Arsenationen an den frisch gebildeten Hydroxidflocken adsorptiv gebunden. Eisensalze, dass heißt vor allem Eisenchlorid, sind dabei wesentlich effektiver als entsprechende Aluminiumsalze. Ein solches Verfahren kommt beispielsweise in den oben genannte Wasserwerken für Antofagasta und Calama in Nordchile zum Einsatz [Karcher 1998].

Auch in Bangladesch sind urbane Wasserversorgungen vom Arsenproblem betroffen. Dort kann der hohe Eisengehalt des Wassers zur Arsenentfernung ausgenutzt werden. Unter günstigen Randbedingungen wird in typischen Aufbereitungsanlagen, die zur Eisenentfernung eine Belüftung und Schnellfiltration einsetzen, ausreichend viel Arsen aus dem Wasser entfernt, um den nationalen Grenzwert einzuhalten [Chowdhury 2001]. Durch die Belüftung wird das gelöste Eisen im Wasser oxidiert und als Eisenhydroxid ausgefällt. Das Arsen wird an die Eisenhydroxidpartikel gebunden und im Sandfilter aus dem Wasser entfernt. Die deutlich schlechteren Adsorptionseigenschaften der reduzierten Arsenform müssen allerdings berücksichtigt werden. Nähere Untersuchungen zu den Aufbereitungsmöglichkeiten dieser Wässer wurden unter anderem von Mamtaz [Mamtaz 2000 und Mamtaz 2001] vorgestellt.

Alternativ zu den Dosierverfahren können auch granulare Adsorptionsmedien in geschütteten Festbettreaktoren zum Einsatz kommen: eine Verfahrenstechnik, die sich durch unkomplizierten Aufbau und Betrieb auszeichnet. Die eingesetzten Adsorbentien basieren in der Regel ebenfalls auf Eisen- oder Aluminiumoxiden, so dass die chemischen Bindungsmechanismen ähnlich denen bei der Flockung sind. Aktivtonerde, eine durch Kalzinieren modifizierte Form von Aluminiumoxid (γ -Al₂O₃), ist seit langem für seine Eignung zur Arsenentfernung bekannt [Hildebrandt 1999], während granuliertes Eisenhydroxid, eine synthetisch hergestellte Form von β -Akaganeit, erst vor wenigen Jahren speziell zur Arsenentfernung entwickelt wurde [Driehaus 1998]. Im Vergleich zeigte sich eine Überlegenheit der eisenbasierten Sorbentien in Form einer höheren Beladung des Materials und einer wesentlich längeren Standzeit der Filter. Bei Aktivtonerde kann das Filtermaterial allerdings nach einer Regeneration mit Natronlauge erneut verwendet werden, während die beladenen Eisenmaterialien nicht mit angemessenem Aufwand regenerierbar sind und daher nur deren sichere Ablagerung anzuraten ist.

Neben diesen in der Praxis dominierenden Methoden kommen für besondere Anwendungsfälle weitere Methoden zur Arsenentfernung in Betracht: Zur Aufbereitung im Haushalt (Point of Use) werden verschiedentlich Membransysteme vorgeschlagen [Kartinen 1995], die aber für ungeladen vorliegendes Arsen(III) uneffektiv sind. Auch Ionentauscher können nur Arsen(V)-Ionen binden. Die Ionentauscher müssen anschließend mit Natronlauge regeneriert werden. Aus Kosten- und Handhabungsgründen scheinen diese beiden Optionen aber für eine breite Anwendung ungeeignet.

Grundlegende Überlegungen zur Verwahrensauswahl für die Wasseraufbereitung in ländlichen Gebieten von Entwicklungsländern auf der Grundlage von langjähriger Erfahrung in der Entwicklungszusammenarbeit werden bei [Wegelin 1996] sowie im Sektorkonzept Siedlungswasserwirtschaft [BMZ 1996] angestellt: Als besonders kritisch für einen dauerhaft zufrieden stellenden Betrieb werden dabei folgende Aspekte gesehen:

- Die Versorgung mit Betriebsstoffen, z.B. Flockungsmittel.
- Die Versorgung mit Energie, z.B. Strom für Pumpen und Dosiereinrichtungen.
- Die Versorgung mit Ersatzteilen, z.B. für Pumpen und Dosiereinrichtungen.
- Die Verfügbarkeit von qualifizierten Mitarbeitern, um einen sicheren Betrieb und eine schnelle Beseitigung von Störungen zu gewährleisten.

Vor allem die bewährten Flockungsverfahren stoßen bei Anwendung dieser Kriterien schnell an ihre Grenzen: In Chile ist ein Transfer der in den großen Wasserwerken der Region erprobten Technik auf die in Tabelle 1.2 aufgezählten Dörfer bisher nicht erfolgreich umgesetzt worden [SCI 1998, Caceres 1999]. Auch wenn es, wie in Abbildung 1.3 dargestellt, grundsätzlich möglich erscheint, auch Flockungsanlagen einfach und kostengünstig zu realisieren, so sind die Anforderungen an Qualifikation und Engagement der Betreiber und Nutzer in der Regel zu hoch, um einen reibungslosen Betrieb zu gewährleisten. Die in Bangladesch eingesetzte Technik zur Enteisenung ist im Betrieb wesentlich unkomplizierter, allerdings ist der Anteil der leitungsgebunden versorgten Bevölkerung in den Arsengebieten minimal. In den Vororten und im ländlichen Raum dominiert als Haushaltswasserversorgung der Bohrbrunnen mit Handpumpe.



Figure 19.1 Arsenic removal plants attached to tubewell (designed and constructed in India)

Abb. 1.3 Flockungsanlage zum Einsatz in der ländlichen Trinkwasserversorgung (Ahmed 2000)

Der Einsatz von Adsorbermaterialien im Festbett ist technisch betrachtet unkomplizierter, allerdings sind die Materialen meist Produkte kommerzieller Hersteller aus Industrieländern, so dass eine dauerhafte Verfügbarkeit zu stabilen und erschwinglichen Preisen in Frage steht. Außerdem fehlen in der Regel genaue Informationen über Struktur und Bestandteile des Produkts sowie vergleichende Untersuchungen, so dass die Entscheidung für ein konkretes Material am Einsatzort sehr risikobehaftet ist.



Abb. 1.4 Low-Cost-Systeme zur Arsenentfernung in Bangladesch

- a) DANIDA-System
- b) Traditioneller Kolschi-Filter zur Trinkwasseraufbereitung (Ahmed 2000)

Es existieren diverse Ansätze, die beschrieben Arsenentfernungsverfahren zu vereinfachen und auf Haushaltsniveau zur Anwendung zu bringen. Exemplarisch werden in Abbildung 1.4 zwei für Bangladesch vorgeschlagene Methoden präsentiert, um das technologische Niveau der aktuell in der Praxis eingesetzten Methoden zu verdeutlichen. Das von der dänischen Entwicklungshilfeagentur DANIDA entwickelte System realisiert eine diskontinuierliche Aufbereitung mit Flockung, Sedimentation und Sandfiltration in zwei gekoppelten Haushaltseimern. Als Flockungsmittel kommt Aluminiumsulfat zum Einsatz, unterstützt durch Kaliumpermanganat zur Oxidation. Beide Reagenzien werden in vorgefertigt abgepackten Portionen in das Rohwasser im oberen Eimer eingerührt. Nach kurzer Zeit für Flockenbildung und Adsorption wird das Wasser durch die Verbindung in den unteren Eimer geleitet und durchströmt dabei eine Sandschicht am Boden des oberen Eimers, um die arsenbeladenen Flocken abzutrennen. Der untere Eimer dient als Reservoir für gereinigtes Trinkwasser. Der Arsenentfernungsgrad ist ersten Erfahrungen nach sehr hoch, die Kosten sind minimal. Ein gewisses Risiko geht allerdings von möglichen Restgehalten an Aluminium und Mangan im Trinkwasser aus. Der anfallende arsenhaltige Schlamm aus dem Sandfilter muss anschließend gesichert abgelagert werden.

Die zweite vorgestellte Methode ist der so genannte Drei-Kolschi-Filter: Hier wird in drei nacheinander durchflossenen Krügen eine Belüftung, Sedimentation und Filtration realisiert, bei der das Arsen mit Hilfe des im Wasser vorhandenen Eisens entfernt wird. Der Arsenentfernungsgrad kann durch im Sandfilter eingelagerte Eisenstückchen oder den Einsatz eisenhaltiger Mineralien als Filtermedium erhöht werden. Es wird von positiven Betriebserfahrungen berichtet [Wateraid 2001].

Für die Entscheidung über die Eignung eines Aufbereitungsverfahrens in der Praxis spielt das Aufbereitungsziel eine wesentliche Rolle:

- Wird ein national bestehender Grenzwert von 50 µg/L als ausreichend betrachtet, oder ist zukunftsorientiert bereits der schärfere WHO-Leitwert von 10 µg/L anzustreben ?
- Können für Entwicklungsländer zunächst schwächere, aber umsetzbare Maßstäbe gelten, oder ist der von der WHO angestrebte Idealzustand verbindlich umzusetzen ?

Die Beantwortung dieser Frage bleibt in dieser technisch ausgerichteten Arbeit offen und kann nur an die Entscheidungsträger vor Ort weitergereicht werden.

Zum Abschluss dieses knappen Überblicks über mögliche Aufbereitungsmethoden muss noch erwähnt werden, dass eine Aufbereitung von arsenhaltigem Wasser nicht um jeden Preis erfolgen darf. Abhängig von Wasserbelastung und den lokalen Bedingungen sollte immer auch die Nutzung alternativer Wasservorkommen erwogen werden. Situationsabhängig kann die Aufbereitung von Oberflächenwasser oder die Sammlung von Regenwasser eine sinnvollere Alternative zur Gewinnung von Trinkwasser darstellen.

1.3 Bedarfsdefinition – Zielstellung der Arbeit

Aus der bisherigen Darstellung der Arsenproblematik in Entwicklungsländern ergibt sich ein deutlicher Bedarf für ein kostengünstiges und einfach zu betreibendes Verfahren zur Wasseraufbereitung in kleinen Anlagen. Die Entwicklung eines solchen Verfahrens war Gegenstand eines gemeinsamen DFG-GTZ-Forschungsvorhabens der TU Berlin und der Universität von Antofagasta im Norden von Chile. Vorgehensweise und Ergebnisse werden in der vorliegenden Arbeit dokumentiert. Im Rahmen des Forschungsvorhabens wurden folgende Randbedingungen für einen Praxiseinsatz angenommen:

- Das Verfahren soll im kontinuierlichen Betrieb die Versorgung von 10 bis 100 Einwohnern mit <u>Trinkwasser</u> ermöglichen, entsprechend einem täglichen Durchsatz von 200 bis 2000 L.
- Der Einsatz von teuren und komplizierten technischen Geräten, beispielsweise Dosierpumpen, soll weitestgehend vermieden werden. Im Idealfall wird die Aufbereitungsanlage nur durch einen gegebenen Höhenunterschied durchflossen.
- Der Einsatz und die Dosierung von Reagenzien aller Art soll vollständig vermieden werden, denn ein korrekter Umgang mit gefährlichen Stoffen wie Eisenchlorid, Schwefelsäure oder Kalkmilch kann bei Betrieb und Wartung durch die lokale Bevölkerung in der Regel nicht sichergestellt werden.
- Als Betriebsstoffe kommen nur leicht verfügbare und kostengünstige Materialien zum Einsatz, also keine kommerziell angebotenen Adsorbentien.

• Als Kriterium einer erfolgreichen Aufbereitung wird die Einhaltung des aktuellen chilenischen Grenzwertes für Arsen von 50 µg/L angesehen.

Der Ansatz des in dieser Arbeit untersuchten Arsenentfernungsverfahrens basiert auf der bekanntermaßen guten **Adsorption** von Arsen an **Eisenhydroxid**. Im Gegensatz zu den bisher gebräuchlichen Verfahren werden die Eisenhydroxidpartikel hier jedoch erst im System durch **Korrosion** von **metallischem Eisen** gebildet. Als Betriebsstoff kann also gewöhnlicher Stahl in Form von Stahlwolle oder Frässpänen, typischen Reststoffen aus der Metallverarbeitung, zum Einsatz kommen. Um eine einwandfreie Qualität des behandelten Wassers zu gewährleisten, ist außerdem eine **Nachreinigungsstufe** in Form einer **Sandfiltration** in diesem Verfahrenskonzept vorgesehen. Da Korrosionsprozesse in der Regel sehr langsam ablaufen, werden im Rahmen dieser Forschungsarbeit auch elektrochemische Methoden zur Intensivierung der Korrosion untersucht: Durch Eisen-Kupfer-Kontaktkorrosion sowie das Anlegen einer externen Spannung wird eine deutlichen Steigerung der Korrosionsgeschwindigkeit erwartet.

Im Rahmen des deutsch-chilenischen Forschungsprojekts wurden sowohl in Berlin als auch in Antofagasta Versuche durchgeführt. Dabei wurden in Berlin im Labormaßstab die oben bereits erwähnten Korrosionsvarianten mit ihren Einflussfaktoren und Grenzen experimentell untersucht, während durch die Versuche in Antofagasta das Verhalten des Systems unter realen Bedingungen betrachtet wurde. Sowohl in Berlin als auch in Antofagasta wurden die meisten Experimente als kontinuierlich betriebene Durchflussexperimente durchgeführt, bei denen alle drei Teilprozesse des Verfahrens realisiert wurden. In Berlin wurde zusätzlich der Versuch unternommen, die Teilprozesse Korrosion und Adsorption in separaten Versuchsanordnungen detaillierter zu untersuchen. Dabei zeigte sich jedoch, dass sich aussagekräftige Daten nur durch dauerhafte Beobachtungen am vollständigen Modellsystem gewinnen lassen.

Vorgehensweise und Ergebnisse werden in dieser Reihenfolge präsentiert: In Kapitel 2 werden zunächst die chemischen Grundlagen für die exzellenten Adsorptionseigenschaften das Arsens an Eisenhydroxid dargestellt. Es werden die Grundlagen der Korrosionsprozesse, die zur Bildung der Eisenhydroxidpartikel führen, näher erläutert. Ein kurzer Überblick über bisherige Veröffentlichungen mit ähnlichem Forschungsansatz beendet das Grundlagenkapitel. In Kapitel 3 werden die verschiedenen Versuchsvarianten, die eingesetzten Materialien sowie die benutzten Messverfahren und Auswertungsmethoden beschrieben. Den Bilanzen für Eisen, Sauerstoff und elektrischen Strom kommt dabei für die zeitabhängige Beschreibung der ablaufenden Prozesse eine erhebliche Bedeutung zu. In Kapitel 4 werden die Ergebnisse der Versuchsreihen in Berlin präsentiert und interpretiert. Ausgehend von den Versuchen zur natürlichen Sauerstoffkorrosion werden die Methoden zur Korrosionsintensivierung dargestellt und vergleichend bewertet, zunächst in Hinblick auf das Korrosionsverhalten, dann auch bezüglich der Arsenentfernung. Die Resultate aus Berlin werden mit ersten Feldversuchen aus Chile verglichen und auf Gemeinsamkeiten und Unterschiede hin analysiert. In Kapitel 5 erfolgt eine zusammenfassende Beurteilung der bisherigen Erfahrungen, aus der Empfehlungen für einen möglichen Praxiseinsatz abgeleitet werden.

Die für die Realisierung einer Trinkwasseraufbereitung in einem Entwicklungsland essentiellen Überlegungen zur technischen Ausführung, die damit einhergehende Kostenermittlung und schließlich die Untersuchungen zur Akzeptanz des Verfahrens bei potenziellen Betreibern und Nutzern wurden im Rahmen dieser Arbeit nicht durchgeführt, sondern bleiben späteren Vorhaben, die dieses Verfahren zur praktischen Einsatzreife bringen, vorbehalten.

2 Theoretische Grundlagen und Stand von Wissenschaft und Technik

2.1 Eigenschaften von Arsenverbindungen in Wasser

2.1.1 Grundlagen

Die Ursache für natürliche Arsenbelastungen von Grund- und Oberflächenwasser liegt in der Regel in der Verwitterung arsenhaltiger Mineralien. Die wichtigsten arsenhaltigen Mineralien sind dabei Realgar (AsS), Orpiment (As₂S₃) und Arsenopyrit (FeAsS). Als Oxidationsprodukte dieser Minerale entstehen dann sekundäre Minerale wie Arsenoxid As₂O₃ (Arsenolit, Claudetit), oder Scorodit (FeAsO₄). Arsenoxid ist das Anhydrid zur dreiwertigen arsenigen Säure und damit eine sehr gut wasserlösliche Verbindung. Eine weitere Oxidation, verursacht beispielsweise durch Luftsauerstoff, führt zur fünfwertigen Arsensäure. Die zu diesen beiden Säuren gehörenden Anionen werden dann als Arsenit und als Arsenat bezeichnet. Diese beiden anorganischen Formen, von den Milieubedingungen abhängig im variablen Verhältnis zueinander stehend, treten in natürlichen Wässern auf [Smedley 2002]. Eine Bildung von organischen Arsenverbindungen, beispielsweise von Monomethylarsensäure (MMA) oder Dimethylarsinsäure (DMA) mittels biologischer Umsetzung durch Mikroorganismen ist möglich. Die Konzentrationen von organischen Arsenverbindungen im freien Wasser sind aber allgemein zu vernachlässigen, so dass diese Verbindungen auch in dieser Arbeit nicht weiter berücksichtigt werden.



Abb. 2.1 Stabilitätsdiagramm der anorganischen Arsenverbindungen

Die Redoxpotentiale und das Dissoziationsverhalten dieser beiden Verbindungen sind in Abbildung 2.1 dargestellt. Diese Eigenschaften üben einen erheblichen Einfluss auf Mobilität und Entfernbarkeit des Arsens aus. Die dreiwertige Form liegt im neutralen pH-Bereich von 6 bis 8 als ungeladenes Molekül vor, da die pK_S -Werte der arsenigen Säure bei 9,2, 12,1 und 13,4 liegen. Die fünfwertige Arsensäure mit ihren drei pK_S -Werten bei 2,3, 6,8 und 11,6 liegt in diesem Bereich dagegen bereits als ein- oder zweifach geladenes Anion vor und ist damit wesentlich stärker zur Interaktion mit anderen Wasserinhaltsstoffen befähigt. Wie das E_H -pH-Diagramm ebenfalls zeigt, sollte in sauerstoffhaltigen Wässern stets die fünfwertige Form des Arsens dominieren. Aufgrund einer starken kinetischen Hemmung der Oxidation kann auch die dreiwertige Form lange Zeit nach einer Belüftung erhalten bleiben. Entsprechend können in natürlichen Wasservorkommen beide Formen zu beliebigen Anteilen nebeneinander auftreten.

Der toxischen Wirkung nach ist das dreiwertige Arsen deutlich kritischer zu beurteilen, da es in ungeladener Form die Zellwände passieren kann [Dieter 1993]. Die Trinkwassergrenzwerte sind immer für die gesamte Menge an Arsen, unabhängig von der vorliegenden Spezies, definiert. Die Analyseverfahren, vor allem die instrumentellen Methoden, beziehen sich in der Regel ebenfalls auf den Gesamtgehalt an Arsen. Eine Speziesseparation durch Ionentausch [Ficklin 1983] oder selektive Reduktion [Driehaus 1992] kann aber als Probenvorbereitung durchgeführt werden und auf diese Weise Aussagen über die vorliegende Arsenform ermöglichen.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde, von wenigen Ausnahmen abgesehen, Arsen(V) eingesetzt, was den Bedingungen im chilenischen Referenzgebiet entspricht. Als Messverfahren kam im Rahmen dieser Arbeit in der Regel die Bestimmung von Gesamtarsen zum Einsatz. Die Darstellung der Grundlagen des Adsorptionsverhaltens von Arsen im folgenden Abschnitt bezieht sich daher schwerpunktmäßig auf Arsen(V), auf die Oxidations- und Adsorptionseigenschaften von Arsen(III) wird gegebenenfalls gesondert eingegangen.

2.1.2 Adsorptionsverhalten von Arsen an Eisenhydroxid

2.1.2.1 Charakterisierung von Eisenhydroxid

Die bisherigen Ausführungen haben bereits angedeutet, dass das Verhalten von Arsenationen sowohl in der Natur als auch in technischen Systemen häufig durch seine Bindungsfähigkeit an Eisenhydroxid bestimmt wird. Dabei kann das Eisenhydroxid abhängig von seiner Entstehung, den Umgebungsbedingungen und von Alterungsprozessen unterschiedliche Eigenschaften aufweisen. In sauerstoffhaltigen Wässern ist Fe²⁺ nicht stabil, sondern wird schnell zu Fe³⁺ oxidiert. Dreiwertiges Eisen bildet mit Wasser abhängig vom pH-Wert verschiedene Hydroxo-Komplexe, wobei im neutralen pH-Bereich Fe(OH)₃ dominiert. Diese Verbindung hat entsprechend Gleichung 2.1 ein sehr niedriges Löslichkeitsprodukt, so dass es zum nahezu vollständigen Ausfall von dreiwertigem Eisen als Eisenhydroxid kommt [Borho 1996].

$$Fe(OH)_3 \leftrightarrows Fe^{3+} + 3 OH^ pK_L = 36,6$$
 (Gl. 2.1)

Unter dem Oberbegriff "Eisen(hydr)oxid" und der Summenformel Fe(OH)₃ bzw. FeOOH·H₂O werden unterschiedliche Modifikationen dieser Verbindung zusammengefasst. Im Zusammenhang mit Untersuchungen zur Arsenadsorption und Arsenentfernung werden die folgenden Formen häufig erwähnt:

- Amorphes Eisenhydroxid ist die Bezeichnung f
 ür das frische Produkt der F
 ällungsreaktion aus Gleichung 2.1. Es liegt in lockerer, unstrukturierter Form vor und ist stark hydratisiert. [Pierce 1982]. Es besitzt eine sehr gro
 ße spezifische Oberfl
 äche, oft werden 600 m²/g (BET) angesetzt. [Enders 1996 nach Hayes et al. 1988, und Dzomback und Morel 1987]. H
 äufig wird diese Modifikation auch als Ferrihydrit bezeichnet und mit der Summenformel Fe₂O₃·3H₂O beschrieben.
- Den amorphen Formen gegenüber stehen die wasserärmeren und kristallin strukturierten Modifikationen des Eisenhydroxids mit den wichtigsten Vertretern Goethit (α-FeOOH), Akaganeit (β-FeOOH) und Lepidokrokit (γ-FeOOH). Diese Verbindungen entstehen auf natürliche Weise durch Alterung der amorphen Fällungsprodukte, können aber auch für Forschung und Anwendung gezielt präparativ erzeugt werden, wie beispielsweise das in Abschnitt 1.2 erwähnte granulierte Eisenhydroxid (GEH) zur Arsenentfernung. Besonders bedeutsam ist hier das α-FeOOH - Goethit, da es sehr häufig als Bodenmineral auftritt, vielfach Gegenstand von Adsorptionsuntersuchungen [Sigg 1981] war, und außerdem auch als typisches Korrosionsprodukt von Eisen in Wasser anzusehen ist.

Eine umfassende Übersicht über die Eisenoxide und ihre Eigenschaften wurde 1996 von Cornell und Schwertmann erstellt [Cornell 1996]. Auf die Besonderheiten der durch Korrosionsprozesse entstehenden Eisenhydroxide wird in Abschnitt 2.2.2 dieser Arbeit noch eingegangen.

Eisenoxid	Ladungsnull- punkt	Spez. Oberfläche	Oberflächen- gruppen	Quelle
	pH _{PZC}	m²/g	Sites/nm ²	
Goethit	8,7	43,7	2,31	Manning 1996
Goethit	7,5	52	7	Enders 1996
Goethit	7,0	29	4	Sigg 1980
Goethit		20		Hanshao 2001
am. Fe(OH) ₃	8,5	290	2,31	Goldberg 2001
am. Fe(OH) ₃		600	10	Enders 1996 ¹
				·
Akaganeit (GEH)	7,9	178 (gemahlen)	2,6	Teermann 2000
Akaganeit	7,5	280 (ungemahlen)	> 2,7	Driehaus 1994
1: Zur Anpassur setzt Enders	ng des Modells an erl sogar eine spezifische	nöhte Beladungen bei M e Oberfläche von 1200 n	itfällungsexperimente n ² /g an.	n

 Tab. 2.1
 Oberflächenchemische Eigenschaften von Eisenhydroxid bei verschiedenen Autoren

Bedeutsam für das chemische Verhalten von Eisenhydroxidpartikeln ist die Eigenschaft ihrer Oberfläche, Wassermoleküle an den koordinativ nicht gesättigten Eisenatomen anzulagern. Diese oberflächenständigen OH-Gruppen verleihen der Oberfläche einen amphoteren Charakter. Abhängig vom pH-Wert ist die Oberfläche in der Lage, Protonen abzugeben oder aus der Lösung aufzunehmen. Damit ändert sich auch die elektrische Ladung der Oberfläche: positiv bei pH-Werten unterhalb und negativ bei pH-Werten oberhalb des Ladungsnullpunkts pH_{PZC}. Über charakteristische Werte der Oberflächenparameter bei Goethit und amorphem Eisenhydroxid und die Schwankungsbreite in den Literaturwerten gibt Tabelle 2.1 Auskunft. Die elektrische Ladung der Oxidoberfläche bewirkt eine Anlagerung entgegengesetzt geladener Ionen und führt damit zur Ausbildung einer elektrischen Doppelschicht. Die oberflächenständigen Hydroxylgruppen und die elektrische Doppelschicht spielen bei der Bindung von Ionen die entscheidende Rolle.

2.1.2.2 Bindungsmechanismen für Arsenationen an Eisenhydroxid

Bei Betrachtung der beteiligten Ionen Fe^{3+} und AsO_4^{3-} liegt es nahe, eine stöchiometrische Ausfällung von Eisenarsenat FeAsO₄ (Scorodit) zu vermuten. Ein niedriges Löslichkeitsprodukt dieser Verbindung entsprechend Gleichung 2.2 spricht zunächst für diese Bindungsform.

$$FeAsO_4 \leftrightarrows Fe^{3+} + AsO_4^{3-}$$
 $pK_L = 23$ (Gl. 2.2)

Die Konkurrenz der in Gleichung 2.1 erwähnten Hydroxidfällung ist allerdings dominierend. Durch Modellrechnungen konnte gezeigt werden, dass diese Reaktion zu wesentlich geringeren Restkonzentrationen an Eisen in der Lösung führt. Es ist daher von einer Auflösung des Eisenarsenats und einer Ausfällung von Eisenhydroxid auszugehen [Borho 1996].

Als weitere Bindungsmechanismen für das Arsen kommen daher in Betracht:

- Adsorption,
- Copräzipitation.

Die Oberfläche von Eisenhydroxid ist bekannt für ihre hervorragende Fähigkeit, die verschiedensten Anionen und Kationen durch Adsorption zu binden. Für die Adsorption von Ionen an ebenfalls geladenen Oberflächen kann zwischen spezifischen und unspezifischen Mechanismen unterschieden werden. Die unspezifische Adsorption von Ionen erfolgt durch elektrostatische Kräfte, die zwischen Oberfläche und Ion aufgrund ihrer entgegengesetzten Ladung wirken. Sie stellt eine Form der Physisorption dar. Dieser Mechanismus kann daher für gelöste Anionen nur zum Tragen kommen, wenn der pH-Wert unter dem pH_{PZC} der Oberfläche liegt, welche nur in diesem Fall eine positive Ladung aufweist. Dabei ist der Abstand zwischen hydratisiertem Ion und der Oberfläche groß, so dass sich noch eine Schicht Wassermoleküle im Zwischenraum befindet. Entsprechend dieser räumlichen Anordnung wird dieser Bindungstyp auch als außersphärischer Oberflächenkomplex bezeichnet. Dieser Adsorptionsmechanismus ist sensitiv gegenüber Änderungen der Ionenstärke in der Lösung, da alle Ionen einen Einfluss auf die Reichweite der elektrischen Doppelschicht ausüben. Die unspezifische Adsorption führt aber nicht zu Änderungen in der Oberflächenladung des Partikels. Demgegenüber steht die Bildung von innersphärischen Oberflächenkomplexen als spezifische Bindungsform, eine Form der Chemisorption. Der Charakter dieser Bindung ist kovalent, wobei adsorbierende Anionen gegen die oberflächenständigen Hydroxylgruppen ausgetauscht werden. Es findet also ein Ligandenaustausch statt. Diese Bindungsform verändert messbar den pH_{PZC} der Partikeloberfläche. Beide Oberflächenkomplexformen werden in Abbildung 2.2 schematisch dargestellt. Welche Bindungsform im konkreten Fall vorliegt, wird in erster Linie durch das Ion vorgegeben, und kann durch verschiedene spektroskopische Verfahren zur Ermittlung der Bindungspartner und Bindungslängen direkt erfasst werden. Auch durch indirekte Methoden wie Titration, Isothermenaufnahme und Messung der elektrophoretischen Beweglichkeit kann der Adsoptionsmechanismus bestimmt werden [Stumm 1992].



Abb. 2.2 Bildung von inner- und außersphärischen Oberflächenkomplexen [Sigg 1996]

Der Begriff "Copräzipitation" bzw. Mitfällung beschreibt den Einschluss und die damit einhergehende Entfernung einer Spurenverunreinigung bei der Ausfällung einer Mineralphase. Ein konkreter Mechanismus ist damit noch nicht festgelegt [Smedley 2002, Borho 1996]. Sowohl bei Forschungsarbeiten im Labor als auch bei der Auswertung von Messdaten aus Arsenentfernungsanlagen wurde immer eine erhöhte Kapazität des Eisenhydroxids für Arsen festgestellt, wenn das Arsen bei der Ausfällung des Eisenhydroxids in der Lösung bereits präsent war. Dabei werden häufig Beladungen erreicht, die deutlich über der Sättigung der monomolekularen Bedeckung liegen, so dass in solchen Fällen auch von einer mehrschichtigen Bedeckung (multilayer coverage) [Li 2000] oder einer Feststofflösung (solid solution) [Smedley 2002] ausgegangen werden kann.

Als ein solcher Mitfällungsmechanismus kann die Oberflächenpräzipitation betrachtet werden, die bei Li [Li 2000] als wichtiger Bindungsmechanismus für Phosphat an Goethit aufgezeigt wird. An der Eisenhydroxidoberfläche findet durch Anlagerung zusätzlicher Kationen eine kontinuierliche Integration der adsorbierten Anionen in die Festphase statt, während an der Oberfläche unbelegte Adsorptionsplätze neu entstehen. Die erforderlichen Kationen können aus der freien Lösung geliefert werden, durch Oxidation von Fe^{2+} zu Fe^{3+} neu entstehen, oder auch durch Lösungsprozesse an energetisch benachteiligten Positionen des Goethit-Kristalls bereitgestellt werden. Charakteristisch für diese Bindungsform sind deutlich über der Sättigung liegende Beladungen bei gleichzeitig geringer Änderung der Oberlächenladung, so dass durch Messung des Zeta-Potentials eine Differenzierung dieser Bindungsform gegenüber der spezifischen Adsorption ermöglicht wird.

Am intensivsten wurde die Bindungsart von Arsenat an Eisenhydroxid bisher von Waychunas und seiner Arbeitsgruppe [Waychunas 1992] mit Hilfe von EXAFS- Messungen (Extended-X-Ray-Absorption-Fine-Structure) untersucht. Mit Hilfe dieses spektroskopischen Verfahrens zur Ermittlung der Bindungslängen zwischen Eisen, Sauerstoff und Arsen konnte er die Adsorption von Arsenat als innersphärische, meist bidentate Oberflächenkomplexe sowohl an Ferrihydrit als auch an gealtertem Goethit beobachten. Bei durch Copräziptation gewonnenen Proben konnte der Einbau des Arsenats in die Polymerketten des Eisenhydroxids und resultierende Störungen der Polymerstruktur beobachtet werden. Generell wurde beobachtet, dass die Arsenattetraeder an mehr als zwei Ecken Bindungen eingehen können, so dass von einer Brückenbildung zwischen den Ferrihydritkristallen auszugehen ist. Nicht beobachtet wurden dagegen Anzeichen für die Präzipitation von Eisenarsenat (Scorodit), die von Fox 1993 angedacht worden war. Trotz Kritik an der Auswertungsmethodik [Manceau 1995] konnten diese Beobachtungen durch vertiefte Auswertung [Waychunas1995] und weitere Untersuchungsmethoden, z.B. WAXS (Wide-Angle-X-ray-Scattering) [Waychunas 1996] oder FTIR und Raman-Spektroskopie [Myneni 1998] im Wesentlichen bestätigt werden.

Diese Thesen werden in einer parallelen Arbeit von Fuller [Fuller 1993] zur Kinetik der Arsenatadsorption und Copräzipitation unterstützt. In Versuchen zur Adsorption beobachtete er einen schnellen Anstieg der Beladung innerhalb von Stunden, gefolgt von einer langsamen Zunahme innerhalb von mehreren Tagen. Dieses Verhalten erklärt und modelliert er mit der Annahme von außen am Aggregat liegenden Adsorptionsplätzen, die für eine sofortige Arsenbindung zur Verfügung stehen, neben innen liegenden Adsorptionsplätzen, zu denen die Arsenationen erst durch Porendiffusion transportiert werden müssen. Er beziffert den Anteil der äußeren Adsorptionsplätze mit rund 63 %. Insgesamt wird eine Beladung von 339 μ g/mg (0,25 mol/mol) erreicht.

In Versuchen zur Copräzipitation wird ein entgegengesetzter Effekt beobachtet: Innerhalb von Minuten wird eine wesentlich höhere Maximalbeladung als bei der Adsorption erreicht. An-

schließend erfolgt eine über Wochen anhaltende kontinuierliche Desorption, so dass sich die Beladung nach längerer Zeit den Werten der Adsorption annähert. Erklärt wird dieses Verhalten durch eine bei der Entstehung maximale Anzahl an Adsorptionsplätzen, die ungehindert vom Arsenat erreicht werden können. Im Zuge einer langsam fortschreitenden Alterung kommt es durch Kristallisation und Aggregation zu einer Verringerung der Plätze und einer kontinuierlichen Freisetzung von Arsenat. Als Maximalbeladung bei der Copräzipation wurden rund 950 μ g/mg (0,7 mol As / mol Fe) beobachtet.

Auf der Grundlage dieser Hypothesen wurde von Borho ein Mitfällungsmechanismus postuliert. Die Bildung des Eisenhydroxids betrachtet er als Polymerisation von Eisen-Hydroxo-Komplexen unter Abspaltung von Wasser, die zur Ausbildung von langkettigen Eisenhydroxidpolymeren führt. Bei Anwesenheit von Arsenationen bei der Polymerisation kann das Arsenation brückenartig in die Kettenstruktur eingebaut werden [Borho1996].

Goldberg untersuchte die Bindung von Arsenat und Arsenit mit makroskopischen Methoden [Goldberg2001]: Sie beobachtete eine deutliche Absenkung des pH_{PZC} durch die Arsenatadsorption, eine starke Abhängigkeit der Beladung vom pH-Wert und einen geringen Einfluss der Ionenstärke auf die Beladung: alles deutliche Indizien für eine spezifische Adsorption als innersphärischer Oberflächenkomplex. Die mikroskopischen Untersuchungen mittels FTIR- und Raman-Spektroskopie zeigten ebenfalls spezifisch adsorbiertes Arsenat und keinerlei Indizien für eine präzipitierte Festphase.

Fendorf konnte 1997 mit Hilfe von EXAFS-Messungen neben den bekannten monodentat- und bidentat-binuklearen Oberflächenkomplexen auch noch die Existenz eines bidentatmononuklearen Komplexes nachweisen. Die Anteile ihres Vorkommens hängen dabei in erster Linie vom aktuellen Bedeckungsgrad der Oberfläche ab. Grossl konnte durch kinetische Untersuchungen mittels einer "Pressure-Jump-Relaxationstechnik" einen zweistufigen Bildungsmechnismus mit dem monodentat- als Zwischenschritt zum bidentat-binuklearen Oberflächenkomplex aufzeigen [Fendorf 1997 und Grossl 1997].

Ohne einen konkreten Bindungsmechanismus vorauszusetzen, unterscheidet Daus durch eine sequentielle Extraktion zwischen adsorbiertem und copräzipitiertem Arsen an amorphem Eisenhydroxid aus synthetischen und natürlichen Proben: Durch Schütteln mit einmolarer Natronlauge gelingt in synthetischen Proben eine Desorption von rund 82 % des gebundenen Arsenats vom Eisenhydroxid. Ein copräzipitierter Anteil von 13 % lässt sich erst in der Oxalsäure-Oxalatpufferlösung, die zur Auflösung des Eisenhydroxids diente, wieder finden. Die verbleibenden 5 % gelten als Verlust, eine unlösliche Eisenarsenatphase wurde nicht beobachtet. In den natürlichen Proben aus Bergbausickerwasser wurde dagegen nur ein Anteil von weniger als 4 % in der Oxalsäure-Oxalatpuffer-Fraktion als Copräzipitat identifiziert [Daus 1998].

Die klassischen Versuche zur simultanen konkurrierenden Adsorption von Phosphat und Arsenat an Goethit werden von Hongshao [Hongshao 2001] um zusätzliche Versuche zu Desorption und Konkurrenz bei sequentieller Zugabe ergänzt: Er beobachtet, dass sich die Adsorption in eine schnelle und eine langsame Phase aufteilen lässt. Der schnell am Eisenhydroxid gebundene Anteil ist einer späteren Desorption bei Anwesenheit eines konkurrierenden Anions nicht mehr zugänglich, wird also irreversibel gebunden. Dieses Phänomen wird nicht wie bei Fuller mit Diffusionsvorgängen in die Poren erklärt [Fuller 1993], denn dann sollte ja der außen am Aggregat schnell adsorbierte Anteil einem Austausch besonders leicht zugänglich sein, sondern mit Oberflächenpräzipitation, wie sie bei Li [Li 2000] auch für Phosphat festgestellt wurde.

Als Fazit ergibt sich aus dieser großen Anzahl an Untersuchungen ein relativ einheitliches Bild der zu beobachtenden Phänomene, die auch für das in dieser Arbeit vorgestellte Arsenentfernungsverfahren von Bedeutung sind: Frische Eisenhydroxide sind hervorragend in der Lage, fünfwertige Arsenationen zu binden. Wenn die Ausfällung des Eisenhydroxids in der freien arsenhaltigen Lösung stattfindet, können noch deutlich höhere Arsenbeladungen erreicht werden. Über Art und Bezeichnung der wirksamen Mechanismen konnte in der Literatur jedoch kein Konsens gefunden werden, eine Tatsache, die sich auch in der Vielfalt der Ansätze zur Quantifizierung der Arsenatadsorption niederschlägt.

2.1.2.3 Beschreibungs- und Modellierungsansätze für die Arsenadsorption

Die einfachste Form der Quantifizierung von Adsorptionskapazitäten stellt die Aufstellung von Isothermen dar. Messwerte, die im Rührversuch bei Einstellung des Gleichgewichtszustandes ermittelt werden, lassen sich rechnerisch auswerten und grafisch darstellen. Die idealisierte Adsorption lässt sich mit Hilfe des mechanistischen Ansatzes von Langmuir beschreiben: Unter der Annahme einer monomolekularen Bedeckung von gleichberechtigten Adsorptionsstellen bei im Gleichgewichtszustand gleich schnell ablaufender reversibler Adsorption und Desorption lässt sich ein Adsorptionssystem durch die Angabe der Maximalbeladung q_{max} und des Affinitätsparameters K_L entsprechend Gleichung 2.3 beschreiben.

$$q = q_{\max} \cdot \frac{K_L \cdot c}{1 + K_L \cdot c} \tag{G1. 2.3}$$

Langumir-Isothermen werden häufig erfolgreich zur Beschreibung der Adsorption von Arsenat an Metalloxiden eingesetzt, beispielsweise bei Pierce für niedrige Beladungen, sowie bei Driehaus und Borho [Pierce 1982], [Driehaus 1996], [Borho 1996].

Eine weitere Methode stellt die Isothermendarstellung nach Freundlich dar. Dieser Methode liegt kein mechanistischer Ansatz zugrunde, sondern es wird empirisch ein einfacher Potenzansatz entsprechend Gleichung 2.4 gewählt, um die Beladung in Abhängigkeit von der Lösungskonzentration durch Freundlich-Koeffizient und Freundlich-Exponent zu beschreiben. Dieser Ansatz ist deutlich besser geeignet, die verschiedenen Abweichungen vom Idealzustand, die bei der Arsenadsorption offensichtlich auftreten können, zu berücksichtigen. Wasserqualität und Konkurrenzionen, Alterungsprozesse des Eisenhydroxids sowie die verschiedenen Mitfällungseffekte schlagen sich in Änderungen der Isothermenparameter bei ähnlichem Kurvenverlauf nieder. Dieser Ansatz wird beispielsweise von Hering und von Hildebrandt gewählt [Hering 1996b], [Hildebrandt 1999].

$$q = K_F \cdot c^n \tag{Gl. 2.4}$$

Wesentlich seltener ist dagegen die Verwendung anderer Isothermenansätze für die Arsenatadsorption. Der Ansatz einer linearen Isotherme für hohe Beladungen wird bei Pierce gewählt [Pierce 1982]. Hildebrandt präsentiert in seiner Arbeit zur Arsenatadsorption an Aktivtonerde die Ansätze für die Berechnung von Mehrstoffisothermen von Butler und Ockrent, Jain und Snoeyink sowie von Sheindorf [Hildebrandt 1999].

Eine an den in Abschnitt 2.1.2.1 vorgestellten oberflächenchemischen Gegebenheiten orientierte Betrachtungsweise stellt dagegen die Aufstellung von Oberflächenkomplexierungsmodellen dar, die von verschiedenen Autoren für die Adsorption von Anionen und Kationen an diversen Metalloxidoberflächen entwickelt wurden. In diesen Modellen wird die Chemisorption, das heißt die spezifische Komplexbildung an der Oberfläche, durch ein der jeweiligen Reaktion entsprechend formuliertes Massenwirkungsgesetz beschrieben. Die ebenfalls wirksame Physisorption, das heißt die unspezifische Adsorption durch elektrostatische Wechselwirkungen, wird mittels einer Beschreibung des Potentialverlaufs in der elektrischen Doppelschicht vor der Oxidoberfläche quantifiziert und als Aktivitätskoeffizient in die Gleichgewichtskonstanten der Reaktionen einbezogen. Insbesondere in der Beschreibung der elektrischen Doppelschicht unterscheiden sich die einzelnen Modelle. In Abbildung 2.3 ist für die bekanntesten drei Modelle der Verlauf des elektrischen Potentials mit zunehmendem Abstand zur Oberfläche skizziert. Über die dabei getroffenen Annahmen und die mathematische Formulierung gibt es bei Dzombak oder bei Enders in seiner Arbeit zur Antimonentfernung eine gute Übersicht [Dzombak 1987 und Enders 1996]. Diese Modelle wurden von verschiedenen Autoren auch zur Beschreibung des Adsorptionspaares Arsen(V) an amorphem oder kristallinem Eisenhydroxid eingesetzt. Sie werden im Folgenden kurz beschrieben.





- a) Diffuse-Double-Layer Modell
- b) Constant Capacitance Modell
- c) Triple-Layer-Modell

Das Diffuse-Layer-Modell

Das Diffuse-Double-Layer Modell wurde von Dzombak und Morel zur Modellierung der Adsorption von Anionen und Kationen an Metalloxiden aller Art benutzt [Dzombak1987]. Es geht auf die Theorie von Gouy-Chapman zur elektrischen Doppelschicht vor der Oxidoberfläche zurück. In diesem Modell wird auf eine explizite Unterscheidung zwischen spezifischer und unspezifischer Adsorption verzichtet und die Adsorption immer als direkte Reaktion mit den Oberflächengruppen beschrieben. Als Erweiterungsmöglichkeit wird die Definition von starken und schwachen Bindungsplätzen sowie die Integration eines Oberflächenpräzipitationsmodells zur Beschreibung hoher Beladungen [Farley 1985] erwähnt.

Das Constant-Capacitance-Model (Helmholtz-Modell)

Dieses Modell stellt einen vereinfachten Sonderfall des Diffuse-Layer-Modells dar, bei dem das Potential in der diffusen Schicht linear mit dem Abstand zur Grenzfläche abfällt. Es wurde beispielsweise von Manning und Goldberg zur Modellierung der konkurrierenden Adsorption von Arsenat, Phosphat und Molybdat an Goethit erfolgreich eingesetzt. Dabei wurde das Modell noch um eine zweite Klasse von Adsorptionsplätzen erweitert, um der gleichzeitigen Bindung als mono- und bidentat-Komplex Rechnung zu tragen, ohne die Anpassung des Modells an die Daten dabei aber substanziell zu verbessern [Manning 1996], [Goldberg 2001].

Das Triple-Layer-Modell

Das von Davis et al. im Jahr 1978 entwickelte Triple-Layer Modell basiert auf der von Stern und Grahame erweiterten Doppelschichttheorie. Sein Vorteil gegenüber den beiden anderen Varianten besteht darin, spezifische und unspezifische Adsorptionsprozesse getrennt zu berücksichtigen und damit auch den Einfluss der Ionenstärke in das Modell zu integrieren. Goldberg benutzt dieses Modell zur Modellierung der Adsorption von Arsenat an amorphem Eisenhydroxid und erreicht damit bei niedrigen Beladungen eine gute Anpassung. Bei höheren Beladungen gelingt die Modellierung mit dem Constant-Capacitance-Modell jedoch besser [Goldberg 2001].

Das Spektrum der existierenden Modelle wurde von Hiemstra noch um das Charge-Distribution-Multi-Site-Complexation Modell (CD-MUSIC) erweitert [Hiemstra 1996]. In diesem Modell wird eine räumliche Ladungsverteilung in der elektrischen Doppelschicht sowie das Auftreten unterschiedlich koordinierter Oberflächengruppen mit eigenen Gleichgewichtskonstanten berücksichtigt, um so die Häufigkeit und Struktur der auftretenden Oberflächenkomplexe besser beschreiben zu können. Eine Unterscheidung zwischen mono- und bidentat gebundenen Oberflächenkomplexen sowie eine zuverlässigere Vorhersage ihrer makroskopischen Eigenschaften wie beispielsweise ihrer Oberflächenladung erscheint möglich. Es gelingt eine gute Modellierung der konkurrierenden Adsorption von Arsenat, Phosphat und Selenat an Goethit [Hiemstra 1998].

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass mit verschiedenen Modellen eine zufrieden stellende Beschreibung von experimentellen Daten gelingt, keines jedoch umfassend für alle Phänomene geeignet erscheint. Unterschiedliche Modelle führen bei in sich guter Anpassung zu unterschiedlichen Datensätzen für die Gleichgewichtskonstanten, die damit nicht mehr zwischen den Modellen übertragbar sind. Außerdem lassen sich experimentelle Daten innerhalb eines Modells oft mit verschiedenen Parametersätzen gleich gut beschreiben.

Auch direkt der Messung zugängliche Eingangsgrößen, wie der pH-Wert im Ladungsnullpunkt oder die spezifische Oberfläche, werden bei verschiedenen Autoren schon sehr unterschiedlich beziffert, siehe dazu auch Tabelle 2.1. Schließlich werden oft zusätzliche Effekte, beispielsweise das Auftreten von Mitfällung, durch plausible Anpassung von Konstanten, wie beispielsweise der spezifischen Oberfläche, in das Modell integriert [Enders 1996]. Das ist zur Interpretation
der eigenen Experimente zunächst ein legitimes Vorgehen, es verletzt aber eindeutig den Gültigkeits- und Anwendungsbereich eines Modells, wenn auf diese Art und Weise zusätzliche, experimentell beobachtete Prozesse in das Modell integriert werden. Korrekterweise sollten bis auf einen Fitting-Parameter alle Eingangsgrößen durch direkte Messungen und verifizierte Literaturwerte festgelegt werden, eine Anforderung die am ehesten bei den einfachen Modellen erfüllt werden kann.

Trotz intensiver Forschung, tiefem mechanistischen Verständnis und viel versprechender Modellierungsstudien ist die Leistungsfähigkeit eines Arsenentfernungsverfahrens in der praktischen Anwendung weiterhin nur im Experiment zu ermitteln. Dies gilt insbesondere, wenn der Adsorptionsprozess wie beim hier vorgestellten Verfahren stark von Transportprozessen und Reaktionen überlagert auftritt.

2.2 Eisenhydroxidproduktion durch Korrosion von Eisenmaterial

2.2.1 Grundlagen der Eisenkorrosion

Da bei dem in dieser Arbeit vorgestellten Verfahren die zur Arsenentfernung genutzten Eisenhydroxide durch Korrosion von Eisen gebildet werden sollen, werden in diesem Abschnitt die wichtigsten elektrochemischen Vorgänge und Begriffe kurz vorgestellt. Umfassende Definitionen zu den Begriffen, den Kenngrößen und verschiedenen werkstoffwissenschaftlichen Untersuchungsmethoden werden in der DIN50900ff gegeben.

Ein Korrosionssystem besteht aus einem metallischen Werkstoff, in diesem Fall zunächst Eisen, und dem umgebenden ionenleitenden Korrosionsmedium, hier sauerstoffhaltigem Wasser. An der Phasengrenzfläche zwischen Elektrode und Elektrolyt finden Durchtrittsreaktionen von Ionen und Elektronen statt, das heißt es fließt ein elektrischer Strom. An der Anode geschieht eine Freisetzung von Kationen aus dem Metall, und an der Kathode werden Elektronen abgegeben. Im Metall erfolgt ein Ladungsausgleich. An der Anode herrscht dabei das negativere Potential und es findet normalerweise eine Absenkung des pH-Wertes in der Lösung statt. An der Kathode herrscht dagegen das positivere Potential gegenüber der Lokalanode und in der Regel wird der pH-Wert in der angrenzenden Lösung erhöht. Auf diese Weise wird der Stromkreis über den Elektrolyten geschlossen. Räumlich dicht beieinander liegende Anoden- und Kathodenflächen in einem Korrosionselement werden Lokalelemente genannt. Laufen an der gleichen Elektrodenoberfläche verschiedene Elektrodenreaktionen ab, spricht man von einer Mischelektrode, an der sich ein entsprechendes Mischpotential einstellt.

Eine Korrosionsreaktion besteht also immer aus einer anodischen und einer kathodischen Halbreaktion, deren Eigenschaften in geeigneten Testsystemen mit separaten Halbelementen mit Bezug auf eine Standardwasserstoffelektrode auch getrennt voneinander untersucht und beschrieben werden können. Zur Beschreibung der elektrochemischen Aktivität dient die Nernstsche Gleichung, mit der das Redoxpotential eines Halbelements aus dem für diese Halbreaktion charakteristischen Standardpotential und einem konzentrationsabhängigen Term errechnet werden kann (Gleichung 2.5). Die Standardpotentiale unter Normbedingungen sind für viele Halbreaktionen tabelliert und in Form einer Spannungsreihe geordnet, so dass schon an der Position der Halbreaktionen eines Paares leicht erkennbar ist, ob eine Halbreaktion als Reduktion zu Lasten einer anderen Halbreaktion als Oxidation ablaufen kann. Das Potential einer Halbreaktion kann als Lösungsdruck eines Metalls interpretiert werden, und die Potentialdifferenz zwischen Oxidations- und Reduktionsreaktion stellt die elektromotorische Kraft (EMK) eines galvanischen Elements dar. Die in dieser Arbeit relevanten Redoxreaktionen werden in Tabelle 2.2 nach ihren Standardpotentialen geordnet dargestellt.

$$E = E_0 + \frac{RT}{zF} \cdot \ln \frac{c_{Ox.}}{c_{Red.}}$$
(Gl. 2.5)

Von zentraler Bedeutung als anodische Teilreaktion ist hier die Oxidation des relativ unedlen Eisens zu zweiwertigen Eisenionen (2.6). An der Kathode kommt als Reaktion zunächst eine Reduktion von Sauerstoff (2.7 und 2.8) oder von Protonen beziehungsweise Wasser (2.9 und 2.10) in Betracht [Stumm 1998].

Fe(0)	₽	$\mathrm{Fe}^{2+} + 2\mathrm{e}^{-}$	(Gl. 2.6)
$O_2 + 4 H^+ + 4 e^-$	⇆	2 H ₂ O	(Gl. 2.7)
$O_2 + 2 H_2O + 4 e^{-1}$	⇆	4 OH ⁻	(Gl. 2.8)
$2 H^{+} + 2e^{-}$	与	H_2	(Gl. 2.9)
$2 H_2O + 2e^{-1}$	⇆	$H_2 + 2 OH^-$	(Gl. 2.10)

Da die Standardpotentiale der Reduktionsreaktionen von Sauerstoff (2.7 und 2.8) wesentlich über denen der Wasser- und Wasserstoffreduktion (2.9 und 2.10) liegen, werden diese Reaktionen in sauerstoffhaltigem Wasser eindeutig bevorzugt. Die Reduktion von Protonen kann nur in saurer Lösung erfolgen (Säurekorrosion), die Reduktion von Wasser kann aufgrund der negativen Potentialdifferenz zunächst nicht freiwillig ablaufen.

#	Oxidierte Form		Reduzierte Form	E _H ⁰ [V]	pe ⁰		Quelle
			unedel / al	ktiv			
1	$2 H_2O + 2 e^-$	⇆	$H_2 + 2 \text{ OH}^-$	- 0,828	-14,0		а
2	$As(0) + 3 e^{-1}$	₽	AsH ₃	- 0,540	-9,2		b
3	$Fe^{2+} + 2e^{-}$	₽	Fe(0)	- 0,409	-6,9		а
4	$2 H^+ + 2 e^-$	ţ	H ₂	0,000	0		а
5	$Cu^{2+} + 2e^{-}$	ţţ	Cu(0)	+ 0,340	5,8		а
6	¹ / ₂ O ₂ +H ₂ O+2 e ⁻	ţ	2 OH-	+ 0,401	6,8		а
7	$HAsO_4^{2-}$ + 7 H ⁺ + 5 e ⁻	ţ	$As(0) + 4 H_2O$	+ 0,499	8,5		d
8	$H_3AsO_4+2 H^+ 2e^-$	ţ	$H_3AsO_3 + H_2O$	+ 0,560	9,5		с
9	α -FeOOH+3 H ⁺ + e ⁻	ţ	$Fe^{2+} + 2 H_2O$	+ 0,667	11,3		с
10	$Fe^{3+} + e^{-}$	ţ	Fe ²⁺	+ 0,771	13,1		а
11	$Fe(OH)_3 + 3 H^+ + e^-$	ţ	$Fe^{2+} + 3 H_2O$	+ 0,932	15,8		с
12	$^{1}/_{2} O_{2}+2 H^{+}+2e^{-}$	ţ	H ₂ O	+ 1,230	20,8		а
edel							
Quelle	a) Hamann 197	5		b) chem	iemaster.de		
c) Driehaus 1994 d) Farrel 2001							

Tab. 2.2 Spannungsreihe der relevanten Redox-Halbreaktionen

2.2.2 Sauerstoffkorrosion und Deckschichtbildung

Primäre Produkte der vorgestellten Korrosionsreaktionen mit Sauerstoff sind also zweiwertige Eisenionen und Hydroxidionen, die an der Metalloberfläche eng nebeneinander entstehen. Beschleunigt durch die Erhöhung des pH-Wertes (vgl. Abschnitt 2.3) kann durch Sauerstoff aus der Lösung eine weitere Oxidation des Eisens entsprechend Gleichung 2.11 zu Magnetit oder Gleichung 2.12 zu Goethit stattfinden. Je nach Härte und Pufferung des Wassers sind auch die Carbonationen im Wasser an den Reaktionen beteiligt, und es kann neben einer Ausfällung von Calcit (CaCO₃) nach Gleichung 2.16 auch zu einer Bildung von Siderit (FeCO₃) kommen (2.13). Siderit wandelt sich im Lauf der Zeit durch Oxidation und Abgabe von CO₂ in Magnetit (2.14) oder Goethit um (2.15). Die von Sontheimer für die Korrosion von Trinkwasserleitungen vorgeschlagenen Folgereaktionen, bekannt als Siderit-Modell, führen zur Ausbildung von stabilen Deckschichten, die die Korrosionsrate erheblich verringern, da der Sauerstofftransport zur Eisenoberfläche stark eingeschränkt wird [Sontheimer 1980].

$3Fe^{2+} + \frac{1}{2}O_2 + 3H_2O$	₽	$\mathrm{Fe_3O_4} + \mathrm{6H^+}$	(Magnetit)	(Gl. 2.11)
$2Fe^{2+} + \frac{1}{2}O_2 + 3H_2O$	与	$2FeOOH + 4H^+$	(Goethit)	(Gl. 2.12)
$Fe^{2+} + CO_3^{2-}$	与	FeCO ₃	(Siderit)	(Gl. 2.13)
$3FeCO_3 + \frac{1}{2}O_2$	与	$Fe_3O_4 + 3CO_2$	(Magnetit)	(Gl. 2.14)
2FeCO ₃ + ¹ / ₂ O ₂ +H ₂ O	与	$2 \text{ FeOOH} + 2 \text{CO}_2$	(Goethit)	(Gl. 2.15)
$Ca^{2+} + CO_3^{2-}$	⇆	CaCO ₃	(Calcit)	(Gl. 2.16)

Ingesamt ist von einer vollständigen Oxidation des Eisens zum dreiwertigen Eisenion Fe³⁺ auszugehen, welche sich zu folgender Brutto-Reaktionsgleichung zusammenfassen lässt:

$$4 \operatorname{Fe}(0) + 3 \operatorname{O}_2 + 2 \operatorname{H}_2 O \qquad \leftrightarrows \qquad 4 \operatorname{FeOOH}$$
 (Gl. 2.17)

Diese stöchiometrische Beziehung bei vollständiger Sauerstoffkorrosion wurde von Kuch zur Untersuchung der wesentlichen Einflussfaktoren auf die Korrosion und Rostwasserbildung in Trinkwasserleitungen genutzt, da sie die Ermittlung der aktuellen Korrosionsraten ohne Eingriff in das Material ermöglicht [Kuch 1984]. Die Meßmethode wird im folgenden Kapitel noch ausführlicher erläutert.

Für die Sauerstoffkorrosion unter in Trinkwasserleitungen üblichen Bedingungen mit Strömungsgeschwindigkeiten von 0,2-1,5 m/s konnte Kuch als wesentliche Einflussfaktoren die Sauerstoffkonzentration im Wasser selbst, das Alter beziehungsweise die daraus resultierende Dicke der Deckschicht, sowie die Strömungsgeschwindigkeit identifizieren. Mit zunehmendem Alter der Deckschicht verringerte sich jedoch der Einfluss der Strömungsgeschwindigkeit, da der Diffusionswiderstand der Flüssigkeitsgrenzschicht gegenüber dem Diffusionswiderstand der Deckschicht an Bedeutung verliert. Besonders bei stagnierendem Wasserfluss kommt der Deckschicht eine erhebliche Bedeutung zu: Sobald der Sauerstoff im Wasser verbraucht ist, erfolgt eine Reduktion des in der Deckschicht vorliegenden Fe(III) unter Oxidation des metallischen Eisens (Komproportionierung). Diese Reaktion bewirkt eine Entstehung und Freisetzung von Fe²⁺. Die zweiwertigen Eisenionen können mit Sauerstoff in der freien Lösung erneut oxidiert werden und ausfallen. So entsteht das unerwünschte Phänomen der Rostwasserbildung bei instationärer Korrosion im Leitungsnetz. [Kuch 1984]

Die Kinetik des Wachstums einer Deckschicht in Trinkwasserleitungen lässt sich nach Sontheimer durch ein empirisch ermitteltes logarithmisches Wachstumsgesetz beschreiben. Nach einer intensiven Korrosion der blanken Metalloberfläche geht die Korrosionsgeschwindigkeit stark zurück und nähert sich nach mehreren Monaten asymptotisch einem Endwert, der für Rohrstücke nach langjährigen Betrieb mit 5-10 μ m/a angegeben wird [Sontheimer 1980]. Nach der im folgenden Kapitel erläuterten Gleichung 3.16 entspricht dieser Materialverlust einer spezifischen Korrosionsrate von ca. 0,1-0,2 g/m²d. Stratmann vertiefte die Untersuchung der Deckschicht in Trinkwasserleitungen mit elektrochemischen Methoden und konnte zeigen, dass nicht nur Diffusionsvorgänge von Sauerstoff zur Metalloberfläche stattfinden, sondern in der elektronenleitenden Rostschicht ebenfalls entsprechende Redox-Reaktionen zwischen Fe(0), Fe(II) und Fe(III) ablaufen. Die Elektronentransferreaktion zum Sauerstoff findet demzufolge weitgehend in der Deckschicht statt, die insgesamt eine Wertigkeit zwischen (II) und (III) aufweist. Daher wird die Korrosionsrate durch den Anteil an zweiwertigem Eisen in der Deckschicht entscheidend beeinflusst. Vollständig oxidierte Deckschichten ermöglichen nur noch minimale Korrosionsraten [Stratmann 1994].

Bei Cornell und Schwertmann wird die Deckschicht ebenfalls als Mischung von Eisenoxiden und anderen Verbindungen wie Siderit und Calcit beschrieben. Häufig weist die Deckschicht intern eine Schichtung auf, mit der ein Potentialgradient einhergeht. An die metallische Oberfläche grenzt eine Fe(II)-haltige Schicht aus Magnetit, an die sich zur sauerstoffhaltigen Lösung hin eine reine Fe(III)Schicht aus Goethit oder Lepidokrokit anschließt [Cornell 1996].

Der Aufbau der Deckschicht ist entscheidend für das langfristige Korrosionsverhalten einer Eisenoberfläche und wird vor allem durch die Inhaltsstoffe des Wassers bestimmt. Einige Wasserinhaltsstoffe, beispielsweise Säuren, Reduktionsmittel oder Komplexbildner führen zur Auflösung der Deckschicht und fördern damit die Korrosion. Andere Verbindungen wirken mit unterschiedlichen Mechanismen korrosionsverhindernd als Inhibitoren. Bekannte Inhibitoren sind beispielsweise Amine, Silane, ortho-Phosphat, Chromat oder auch Arsenoxid [Stumm 1998].

Neben der Zugabe von chemischen Inhibitoren besteht auch die Möglichkeit, auf elektrochemischem Weg Korrosionsschutz zu betreiben. Beide Methoden sind wegen ihrer enormen wirtschaftlichen Bedeutung seit jeher ein Schwerpunkt der ingenieur- und werkstoffwissenschaftlichen Forschung, wie am Umfang der entsprechenden Grundlagenwerke von Kaesche, Baeckmann oder Evans deutlich wird [Kaesche1990], [Baeckmann 1989]. Im Rahmen dieser Arbeit ist jedoch eine besonders intensive Korrosion erwünscht, um ausreichend Rostpartikel als Adsorbens für das Arsen zur Verfügung zu stellen. Da entsprechend den im ersten Kapitel definierten Anforderungen an das Verfahren keine Dosierung von Reagenzien erfolgen soll, werden nur elektrochemische Methoden zur Intensivierung der Korrosion auf ihre Eignung geprüft. Die Grundlagen dafür werden im folgenden Abschnitt näher vorgestellt.

2.2.3 Methoden der elektrochemischen Intensivierung der Korrosion

Durch die Kombination zweier geeigneter Halbreaktionen wird ein klassisches galvanisches Element aufgebaut, bei dem sich zwischen den beiden räumlich getrennten Elektroden eine elektrische Spannung aufbaut. Bei Einrichtung einer elektrisch leitenden Verbindung wird das Fließen eines entsprechenden Gleichstroms zwischen den Elektroden bewirkt. Die Höhe der Spannung wird durch die Elektrodenpotentiale, die sich entsprechend der Nernstschen Gleichung (2.5) aus der Position der Reaktion in der Spannungsreihe (Tab. 2.2) und der Zusammensetzung des Elektrolyten ergeben, bestimmt. Das galvanische Element bildet auf diese Weise auch die Grundlage für haushaltsübliche Batterien und Akkumulatoren. Dieser Prozess lässt sich umkehren: Durch Anlegen einer externen Spannung, die über der elektromotorischen Kraft des Elements liegt, lässt sich ein entgegengesetzter Stromfluss sowie ein Ablaufen von anderen Elektrodenreaktionen bewirken. Dieser Vorgang wird als Elektrolyse bezeichnet.

Beide Vorgänge sind mit einem Stromfluss über die Phasengrenzfläche verbunden, das heißt wie bei der natürlichen Sauerstoffkorrosion treten an der Anode Metallionen aus, und an der Kathode werden Elektronen abgegeben. Als wichtigste Grundlage zur Beschreibung dieser Vorgänge dient das Faraday'sche Gesetz (2.18).

$\Delta m = \frac{M \cdot Q}{z \cdot F}$				(Gl. 2.18)
Q:Ladungsmenge	[C]	M: Atomgewicht	[g/mol]	
z: Elektronenanzahl	[]	F: Faraday-Konstante	96480 [C/mol]	

Die dargestellten Vorgänge haben sich seit langem in der Technik als Methode zum kathodischen Korrosionsschutz bewährt: Ein zu schützendes Bauteil aus Metall wird durch Verbindung mit einem unedleren Bauelement oder durch Verbindung mit dem Minuspol einer Spannungsquelle zur Kathode und gibt dementsprechend nur noch Elektronen an den umgebenden Elektrolyten ab, bleibt dabei aber unbeschädigt. Dagegen ist der Materialverlust an der so genannten Opferanode erheblich. Es wird beispielsweise Eisenschrott zum Schutz von im Erdreich verlegten Rohrleitungen vor Korrosionsschäden durch Fremdstrom verwendet. Zum galvanischen Korrosionsschutz von Stahlschiffsrümpfen können gleichmäßig über die Unterwasserfläche verteilt angebrachte Magnesium- oder Zinkanoden eingesetzt werden. Ein umfassender Überblick über Grundlagen und Anwendung dieser Technik einschließlich entsprechender Beispiele wird von Baeckmann gegeben [Baeckmann 1989]. Als wesentliche Einflussfaktoren auf diese Form der Korrosion bzw. diese Art von Korrosionsschutz gelten die vorhandene elektromotorische Kraft, d.h. die Potentialdifferenz des galvanischen Elements oder die angelegte Spannung, sowie das Größenverhältnis der angebotenen Elektrodenflächen.

Aber auch die die forcierte Freisetzung von Metallionen durch elektrischen Strom als Ersatz für die Dosierung von Flockungsmittel wurde bereits untersucht und vereinzelt auch in technischem Maßstab eingesetzt. Beispielsweise belegt Holt diese Methode mit der Bezeichnung "electrocoagulation" und berichtet über Untersuchungen zur Entfernung von Trübstoffen mit Hilfe von Aluminiumelektroden [Holt 2002].

Da bei allen Korrosionssystemen dieser Art im Gegensatz zu den Lokalelementen bei der Flächenkorrosion von reinen Eisenelementen die Elektroden räumlich wesentlich weiter voneinander entfernt liegen, ist hier nicht mit den gleichen Folgereaktionen wie zuvor beschrieben zu rechnen. Freigesetztes Fe^{2+} kann nicht sofort durch O_2 bzw. OH⁻ oxidiert und in der Deckschicht festgelegt werden, sondern unterliegt erst in der freien Lösung den Folgereaktionen.

2.3 Redox-Reaktionen von Eisen und Arsen in Lösung

Obwohl im Rahmen dieser Arbeit primär von Arsen(V) in sauerstoffhaltigem Rohwasser ausgegangen wird, soll in diesem Abschnitt kurz auf die zu erwartenden Redox-Reaktionen in der Korrosionssäule sowie im Ablauf eingegangen werden. Abbildung 2.4 zeigt, dass bereits geringste Konzentrationen an gelöstem Sauerstoff ausreichen, ein hohes, positives Redoxpotential aufrecht zu erhalten. Trotzdem können in Totzonen der Packung oder direkt an der metallischen Eisenoberfläche Sauerstoffmangel und damit reduzierende Bedingungen nicht ausgeschlossen werden.



Redoxpotential und Sauerstoffkonzentration

Abb. 2.4 Redoxpotential in Abhängigkeit von Sauerstoffkonzentration und pH-Wert

Im vorhergehenden Abschnitt wurde gezeigt, dass die anodische Oxidation von Eisen im ersten Schritt zur Freisetzung von Fe^{2+} -Ionen führt, die erst in der Deckschicht oder der Lösung zu Fe^{3+} oxidiert werden (Gleichung 2.6 in Abschnitt 2.2.1). Entsprechend Abbildung 2.5 ist dieser Schritt bei Anwesenheit von Sauerstoff auf jeden Fall zu erwarten. Für diese Reaktion in der Lösung wird von Sigg in Gleichung 2.19 ein Geschwindigkeitsgesetz 1. Ordnung bezüglich Fe^{2+} und Sauerstoff sowie 2. Ordnung bezüglich der Hydroxidionen angesetzt [Sigg 1996]. Bei neutralem pH-Wert und einer Sauerstoffkonzentration nahe der Sättigung wird eine Halbwertszeit von sieben bis acht Minuten angegeben, die sich durch geringere Sauerstoffkonzentrationen und in saurer Umgebung jedoch stark verlängern kann. Ein Auftreten von Fe^{2+} im Ablauf von Korrosionsreaktoren ist daher vor allem zu Versuchsbeginn nicht ausgeschlossen.

$$-\frac{d[Fe(II)]}{dt} = k \cdot [Fe(II)] \cdot [OH^{-}]^{2} \cdot pO_{2}$$
(Gl. 2.19)

Die Oxidation von Fe(II) wird durch kontaktkatalytische Effekte an Eisenhydroxidoberflächen beschleunigt. Oberflächenkatalysierte Oxidationsreaktionen sind nicht mehr vom pH-Wert abhängig, da die OH-Oberflächengruppen die Funktion der Hydroxidionen übernehmen [Sigg 1996]. Bei Existenz von Eisenhydroxidpartikeln oder einer ausgeprägten Deckschicht sollte also nicht mehr mit nennenswerten Konzentrationen an Fe²⁺ im Ablauf zu rechnen sein. Die von Kuch und Stratmann untersuchten Redox-Reaktionen des Eisens, die im Inneren der Deckschicht ablaufen, wurden im vorangegangenen Abschnitt bereits vorgestellt.



Abb. 2.5 Stabiltätsdiagramm für Eisenverbindungen

Auf die Möglichkeit einer Reduktion von Arsen (V) durch die metallischen Eisenoberflächen wird noch im Abschnitt 2.4 näher eingegangen. Ausgehend von einem weitgehend oxidierenden Milieu im Reaktorsystem bleibt hier noch zu diskutieren, welchen Prozessen im Rohwasser vorhandenes Arsen(III) unterliegen kann. Sowohl eine Oxidation zum Arsen(V) mit nachfolgender Adsorption, als auch die direkte Adsorption des Arsen(III) an Eisenhydroxid wäre denkbar:

Manning, Fendorf und Goldberg haben die Adsorptionseigenschaften von dreiwertigem Arsen an Tonmineralien, Aluminiumhydroxid und Goethit umfassend untersucht. Sie konnten mit Hilfe von spektroskopischen Methoden (EXAFS, XANES) und makroskopischen Untersuchungen eine hohe Fähigkeit von Arsen(III) zur Bildung von innersphärischen Oberflächenkomplexen an Goethit feststellen. Diese Sorptionseigenschaften konnten mit Hilfe eines Oberflächenkomplexierungsmodells modelliert werden. Eine heterogene Oxidationswirkung durch die Adsorption an Goethit konnte nicht beobachtet werden [Manning 1997 und Manning 1998].

Daus dagegen beobachtete bei Untersuchungen mit Bergbausickerwasser eine deutliche Beschleunigung der an sich sehr langsam von statten gehenden Oxidation von Arsen(III) durch Luftsauerstoff bei Zugabe von Fe^{2+} . Die Oxidation des Arsens kommt zum Stillstand, sobald das gelöste Eisen vollständig zum Fe^{3+} oxidiert und als Eisenhydroxid ausgefallen ist [Daus 2000].

Ähnliche Beobachtungen wurden auch von Hug dokumentiert: Bei Untersuchungen zur solaren Desinfektion (SODIS) und zur Arsenentfernung mittels solarer Oxidation von Eisen (SORAS) wurde bereits im Dunklen eine deutliche Oxidationswirkung von zudosiertem Fe(II) beobachtet. Die Oxidationsgeschwindigkeit wird durch Sonnenlicht erhöht und kann durch die katalytische Wirkung von Citrat nochmals deutlich gesteigert werden. Die Anwesenheit von Fe(III) allein bewirkte dagegen keine Oxidation von Arsen(III) [Hug 2001].

Jain und Raven untersuchten in zwei gemeinsamen Arbeiten die Adsorption von Arsenit an Ferrihydrit. Dabei wurden außerordentlich hohe Beladungen von bis zu 0,6 mol/mol erzielt, die sich durch eine reine Adsorption nicht erklären lassen, sondern auf andere Mechanismen wie Oberflächenpräzipitation oder Oberflächenpolymerisation schließen lassen [Raven 1998 und Jain 1999].

2.4 Existierende Arbeiten zur Arsenentfernung mit elementarem Eisen

Zu der in dieser Arbeit untersuchten Kombination von Eisenkorrosion und adsorptiver Arsenentfernung wurden bereits von anderen Autoren Untersuchungen vorgenommen. Zur Anwendung in den in Kapitel 1 erwähnten Dörfern im Norden von Chile wurden 1988 von der Arbeitsgruppe von A.M. Sancha aus Santiago de Chile Experimente mit Stahlwolle gefüllten Säulen und Sandfiltern vor Ort durchgeführt, die eine prinzipielle Eignung dieses Verfahrens bewiesen. Da eine stabile Grenzwerteinhaltung nicht erreicht wurde und weder Korrosionsraten noch Beladungen quantifiziert wurden, sind die Arbeiten nach Abschluss des Forschungsprojekts nicht weitergeführt worden [Sancha 1992].

Motiviert durch die Arsenbelastung in Indien und Bangladesh wurde von Ramaswami eine einfache Arsenentfernungsmethode für den Einsatz im Haushalt vorgeschlagen: Eisenspäne können im Rührreaktor-Batch-Versuch bei 30 min Kontaktzeit mit anschließender Dekantierung eine nahezu vollständige Arsenentfernung von rund 2000 µg/L As(III) bewirken. Als günstig wurde dabei Sauerstofffreiheit sowie die Anwesenheit von Sulfat erwähnt, störend wirkte dagegen Phosphat [Ramaswami 2001]. Diese Beobachtung gab zur der zweifelhaften Vermutung einer Ausfällung als Arsenopyrit (FeAsS) Anlass. Die Methode ähnelt den im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Rührversuchen zur Arsenadsorption unter Idealbedingungen, sofern die Rührversuche von Ramaswami mit zumindest zu Beginn sauerstoffhaltigem Wasser durchgeführt wurden.

Lokale Verunreinigungen des Grundwassers mit Arsen werden häufig durch industrielle Altlasten verursacht. Daher lag es nahe, die für die Dehalogenierung von chlororganischen Verunreinigungen oder zur reduktiven Immobilisierung von Chrom(VI) bewährte Technik der reaktiven Barrieren aus metallischem Eisen auch auf ihre Eignung zur Bindung von Arsen zu untersuchen.

In Durchflussversuchen an Säulen, die mit Sand und feinen Eisenspänen gefüllt waren, konnte Lackovic unter anoxischen Bedingungen hohe Entfernungsraten sowohl für Arsen(III) als auch für Arsen(V) feststellen, allerdings bei sehr niedrigen Filtergeschwindigkeiten und sehr geringen Durchsätzen. Der Ansatz, durch Zugabe von Sulfat unter reduzierenden Bedingungen eine Ausfällung von AsS zu bewirken, funktionierte nicht. Als Entfernungsmechanismus wurde durch XPS-Untersuchungen (X-ray-photoelectron spectroscopy) eine Ausfällung bzw. Adsorption an der mit Sauerstoff und Kohlenstoff angereicherten Eisenoberfläche identifiziert, also an den entstandenen Korrosionsprodukten [Lackovic 2000]. Ein erfolgreicher achtmonatiger Feldversuch an einer Altlast mit stark eisen- und sulfathaltigem Grundwasser ließ vermuten, dass möglicherweise sulfatreduzierende Bakterien an den Korrosionsprozessen beteiligt sind [Nikolaidis 2003].

Su führte Batch-Versuche in vollständig gefüllten und verschlossenen Gefäßen zur Entfernung von As(III) und As(V) mit Hilfe von feinen Eisenspänen durch. Er beobachtete ebenfalls eine nahezu vollständige Entfernung für beide Spezies, die sich mit einem empirischen Ansatz 1. Ordnung gut beschreiben ließ. Auch ohne explizite Sauerstoffzufuhr wird ein deutlicher Einfluss von Korrosionsprodukten erwähnt, die Arsenbeladungen werden jedoch auf die Gesamtmasse an Eisen bezogen. Als Störionen für die Arsenadsorption werden Phosphat, Silikat und Molybdat erwähnt. Sulfat und Chlorid zeigten dagegen keine Auswirkungen [Su 2001a und 2001b].

Farrell und Melitas untersuchten in ihren Arbeiten die Entfernung von Arsen(V) mit Fe(0), ebenfalls unter anoxischen Bedingungen in Batch- und Säulenversuchen. Dabei kamen auch klassische korrosionschemische Methoden wie die Messung der Korrosionspotentiale und die Bestimmung der Tafel-Geraden zum Einsatz. Ursprünglicher Ansatz der Arbeit war die angenommene Reduktion von Arsenationen zum elementaren Arsen entsprechend der Gleichung 2.20, die thermodynamisch möglich erscheint.

$$HAsO_4^{2-} + 7 H^+ + 5e^- = As(0) + 4 H_2O$$
 $E_0=0,499 V$ (Gl. 2.20)

Diese Vermutung bestätigte sich in den Experimenten jedoch nicht, da sich das Potential an der Eisenoberfläche durch die Freisetzung von Hydroxidionen deutlich zu Ungunsten der Reduktionsreaktion (2.20) verändert. Als wesentlicher Arsenentfernungsmechanismus wird auch unter anoxischen Bedingungen die Oberflächenkomplexbildung an den Korrrosionsprodukten Magnetit (Fe₃O₄) und Maghemit (Fe₂O₃) identifiziert. Zur kinetischen Beschreibung der Arsenentfernung im Batch-Versuch dient ein kinetischer Mischansatz, der für hohe Arsenkonzentrationen einem Ansatz 0. Ordnung entspricht, und bei geringen Arsenkonzentrationen in eine Reaktionskinetik 1. Ordnung übergeht. Als Erklärung für das Verhalten bei hohen Arsenkonzentrationen wird eine Limitierung der Arsenadsorption durch die Produktionsrate frischer Adsorptionsplätze, also durch die Korrosionsrate des Eisens, herangezogen. Bei niedrigen Konzentrationen stehen dagegen genug Adsorptionsplätze für alle Arsenationen zur Verfügung, und der konzentrationsabhängige Massentransport des Arsens zur bzw. in der Deckschicht gewinnt an Bedeutung. Die anoxische Korrosionsrate, dominiert durch die kathodische Reduktion von Protonen (Säurekorrosion), wird durch die Anwesenheit von Arsenationen auf ca. 20% deutlich abgesenkt, da die Arsenationen an der Metalloberfläche anscheinend den Elektronenübergang behindern. Sie ist dann aber unabhängig von der Arsenkonzentration im Bereich von 100-20.000 μ g/L. Die Korrosionsrate in den Versuchen mit Sauerstoffanwesenheit liegt jedoch um den Faktor 40 höher, so dass für hohe Arsenkonzentrationen eine Anreicherung des Wassers mit Sauerstoff empfohlen wird [Melitas 2002 und Farrel 2001].

Auch Manning beschreibt in einer Arbeit über Batch-Versuche mit feinen Eisenmaterialen die hervorragende Adsorptionswirkung der entstehenden Korrosionsprodukte. Mit Hilfe verschiedener röntgenspektroskopischer Techniken kann er die Korrosionsprodukte als Mischung von Lepidokrokit, Magnetit und Maghemit identifizieren. Er beobachtet ferner eine deutliche Oxidationswirkung des Korrosionsprozesses sowie bestimmter Eisenoxide auf vorliegendes Arsen(III) sowie für beide Spezies eine Adsorption in Form von innerspärischen bidentaten Oberflächenkomplexen [Manning 2002].

Die Möglichkeit zur Intensivierung der Korrosion mittels Anlegen einer externen Spannung und Nutzung der Korrosionsprodukte zur Arsenentfernung wurde jüngst von Del Signori untersucht. Es kam dabei zur Elektrolyse der Eisenanode und ein sehr hoher Arsenentfernungsgrad wurde erreicht. Eine genaue Analyse der Teilreaktionen und eine quantitative Beschreibung des Korrosionsverhaltens erfolgte jedoch nicht [Del Signori 2001].

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die bisherigen Arbeiten zur Arsenentfernung mit metallischem Eisen in der Regel sehr anwendungsorientiert durchgeführt wurden und daher primär auf das Erreichen von niedrigen Ablaufwerten ausgerichtet waren. Eine Entkopplung und getrennte quantitative Betrachtung der Teilprozesse Korrosion und Adsorption wurde in der Literatur bisher nicht beschrieben, so dass ein quantitativer Vergleich mit den Resultaten der vorliegenden Arbeit schwer durchführbar ist.

Bedeutsam und relevant für die in dieser Arbeit vorgenommenen Untersuchungen ist aber die Tatsache, dass in der Literatur keine Reduktion von Arsenationen zum metallischen As(0) beobachtet wurde, sondern, soweit untersucht, nur adsorptive Bindungen an der Oberfläche des Eisenmaterials festgestellt wurden. Während eine Reduktion zum metallischen As(0) ebenfalls als Entfernungserfolg betrachtet werden könnte, ist eine Reduktion zum gasförmigen Arsin (AsH₃) auf Grund der potentiellen Gesundheitsgefahr auf jeden Fall zu vermeiden.

Eine derartige Reduktion von Arsenationen durch metallisches Eisen konnte Maier im Rahmen seiner Untersuchungen zur Aufbereitung von arsenhaltigen Wasserwerksschlämmen zur Flockungsmittelherstellung erst bei Zugabe von konzentrierter Salzsäure beobachten. Selbst dann wurde nur ein geringer Anteil von rund 10% des eingesetzten Arsens als gasförmiges AsH₃ freigesetzt. Der weit überwiegende Teil des Arsens fiel nach Reduktion zum As(0) in Form von metallischen Partikeln aus [Maier 2001].

2.5 Sandfiltration als Trinkwasseraufbereitungsverfahren

Den abschließenden Teilprozess des vorgestellten Aufbereitungsverfahrens bildet eine Sandfiltration zur Nachreinigung des Ablaufs aus dem Korrosions-Adsorptions-Reaktor. Dabei sollen die arsenbeladenen Eisenhydroxidpartikel möglichst vollständig abgetrennt werden. Zusätzlich soll eine Oxidation und Abtrennung von noch in der Lösung vorhandenem Fe²⁺ ermöglicht werden. Im realen Betrieb einer Aufbereitungsanlage kommt dem Sandfilter außerdem die Aufgabe zu, alle weiteren partikulären Verunreinigungen, insbesondere auch Mikroorganismen, aus dem Wasser zu entfernen und die Trinkwasserqualität des aufbereiteten Wassers sicherzustellen. Dafür können sowohl Langsam- als auch Schnellsandfilter eingesetzt werden, deren Eigenschaften in Tabelle 2.3 zusammengefasst werden.

Größe / Einheit		Langsamsandfilter	Schnellfilter	Roughingfilter (horiz.)
A _{Querschnitt}	[m ²]	100-10000	100	10
Betthöhe/länge	[m]	1,0	0,5-2,5	5-10
\mathbf{v}_{F}	[m/h]	0,05-0,5	3-20	0,3-1,5
d _{Korn}	[mm]	0,1-0,5	0,5-5	15/10/6 (3 Schichten)
Überstau	[m]	0,3-1,0	0-3	0-0,3
Laufzeit		1-12 Monate	10-150 h	bis zu 12 Monate
Reinigung		Abschälen der Schmutzdecke	Rückspülung mit Reinwasser	Spülung durch Schnellentleerung

Tab. 2.3 Charakteristika von Langsamsand-, Schnell- und Roughing-Filtern

- Schnellsandfilter stellen ein effizientes Mittel zur Partikelabtrennung und Eisenentfernung dar. Sie sind im Betrieb aber wartungsaufwendig und deshalb den in Kapitel 1 genannten Anforderungen für den Einsatz in Entwicklungsländern in der Regel nicht gewachsen. Außerdem erfordert das häufige Rückspülen auch entsprechende Einrichtungen zur Schlammentwässerung und Trocknung.
- Langsamsandfilter stellen ein einfaches und kostengünstiges Aufbereitungsverfahren dar, welches sich auch in Entwicklungsländern bewährt hat. Nachteilig sind ihr geringer Durchsatz, der einen hohen Flächenbedarf bedingt, sowie ihre Anfälligkeit gegenüber Verstopfung durch Überlastung. Ein manueller Abtrag der Schmutzdecke ist immer mit einem erheblichen Arbeitsaufwand verbunden, so dass eine Überlastung durch hohe Partikelkonzentrationen im Zulauf unbedingt zu vermeiden ist. Eine Vorreinigung, beispielsweise durch Sedimentation oder die nachfolgend beschriebenen Roughing-Filter, sollte in Betracht gezogen werden.
- Als besonders leistungsfähig und technisch hervorragend für Entwicklungsländer geeignet haben sich die von Wegelin intensiv untersuchten Roughing-Filter erwiesen. In einem Fil-

terbett aus grobem Kies, eventuell gestaffelt mit stromabwärts abnehmender Körnung und horizontaler oder vertikaler Durchströmung gelingt eine gute Abtrennung von hohen Partikelfrachten. Die Reinigung erfolgt manuell durch Filterentleerung und Waschen des Materials. [Wegelin 1996]

Vorraussetzung für eine effektive Entfernung von gelöstem Eisen in einem Sandfilter ist entsprechend den zuvor gemachten Ausführungen vor allem eine hohe Sauerstoffkonzentration. Daher empfiehlt sich eine erneute Sauerstoffzufuhr zwischen Ablauf des Korrosionsreaktors und Sandfilter, die sich am einfachsten durch eine Verrieselung oder eine Belüftungskaskade realisieren lässt. Richtwerte zur Auslegung von Filteranlagen zur Eisenentfernung werden in den DVGW-Arbeitsblättern 210, 211 sowie 213 Teil 1-6 gegeben. In der DDR wurden Bemessungsgleichungen für Eisenentfernungsanlagen entwickelt und im Rahmen der WAPRO-Standards veröffentlicht. Der Gültigkeitsbereich dieser Formel ist jedoch sehr eingeschränkt, so dass auf grobe Richtwerte für die chemische und die biologische Oxidation zurückgegriffen werden muss. Im Einzelfall sollten immer konkrete Versuchsergebnisse als Grundlage für eine Bemessung herangezogen werden [Meyerhoff 1995], [Grohmann 1996].



Abb. 2.6 Schematische Darstellung eines horizontalen Roughing-Filters [Wegelin 1996]

3 Material und Methoden

3.1 Versuchsanordnung und Probenahmemethodik

Im Mittelpunkt dieser Arbeit stehen die Ergebnisse von kontinuierlich betriebenen Durchflussversuchen, die über eine Dauer von bis zu vier Wochen pro Versuch durchgeführt wurden. Sie sollten als Modellsystem den gesamten Aufbereitungsprozess, bestehend aus Korrosions- und Adsorptionsreaktor, gefolgt von einer Nachreinigungsstufe, im Labormaßstab darstellen. Eine Skizze des meist zweifach, teilweise auch vierfach parallel ausgeführten Aufbaus wird in Abbildung 3.1 gezeigt.



Abb. 3.1 Skizze des Versuchsaufbaus

Das arsenhaltige Rohwasser wurde mit Hilfe einer Peristaltikpumpe im Aufstrom durch die Korrosionssäulen gefördert. Über Dreiwegehähne war es möglich, sowohl im Zu- als auch im Ablauf zeitweilig je eine Durchflussmessküvette mit einer Sauerstoffelektrode in den Hauptstrom der einzelnen Korrosionssäulen zu schalten. Die Verbindungen bestanden aus transparenten Kunststoffschläuchen mit einem Innendurchmesser von $d_i = 5 mm$. Ein Bypass zur Umgehung der Korrosionssäulen ermöglichte einen direkten Vergleich der Sauerstoffmesswerte in Zu- und Ablauf zur Fehlerkorrektur sowie eine regelmäßigen Reinigung der Messstrecke ohne Störung des laufenden Versuchs. Die Korrosionssäulen wurden aus transparentem Kunststoffrohr mit je einer Kunststoffsiebplatte als oberer und unterer Abgrenzung des Packungsvolumens gefertigt. Der Rohrdurchmesser betrug zunächst $d_i=16 \text{ mm}$, bei späteren Versuchen dann $d_i=50 \text{ mm}$. Der größere Durchmesser wurde gewählt, um bei gleicher Filtergeschwindigkeit durch einen höheren Volumenstrom die Genauigkeit der Sauerstoffmessung (siehe Anhang E) zu verbessern. Außerdem ließ sich bei der Befüllung der dickeren Säule eine gleichmäßigere Packungsstruktur herstellen, indem die Stahlwolle um einen 8 mm dicken Kunststoffkern gewickelt wurde. Der exakte Aufbau der Korrosionssäulen in den Experimenten zur Eisen-Kupfer-Kontaktkorrosion sowie bei Einsatz externer Spannung wird in den entsprechenden Abschnitten von Kapitel 4 dargestellt.

Die Nachreinigung bestand aus einem Sedimenter, gefolgt von einem Sandfilter. Beide Elemente waren hydraulisch voneinander sowie vom Rest der Anlage getrennt, um eine unabhängige Beprobung sowie Rückspülung zu ermöglichen. Die Trennung erfolgte durch einen freien Auslauf, der auch einen Eintrag von Sauerstoff in den Ablauf der Korrosionssäule bewirkte. Auf diese Weise wurde eine weitere Oxidation von im Wasser gelöstem Eisen ermöglicht. Als Sedimenter dienten aufwärts durchströmte Erlenmeyerkolben mit Stutzen, zumeist mit einem Nennvolumen von 1 L.

Die Sandfilter hatten in der Regel einen Durchmesser von $d_i=0,14 m$ und eine Betthöhe von ca. 0,2 m. Bedingt durch die Anordnung auf der Laborbank war die Bauhöhe und damit der maximale Überstand auf 0,5 m bzw. 0,3 m beschränkt. Dadurch war ein häufiges manuelles Rückspülen mit Leitungswasser notwendig. Der Ruhewasserspiegel in den Sandfiltern wurde zu Versuchsbeginn auf eine Höhe von wenigen Millimetern oberhalb der Filterbettoberfläche eingestellt. Der Ablauf der Sandfilter wurde in die Kanalisation eingeleitet. Der Rückspülschlamm wurde aufgefangen, sedimentiert und der Sonderabfallentsorgung zugeführt. Bei einigen Versuchen kam in den Filtern statt Sand auch das kommerzielle Arsenadsorbens "GEH" zum Einsatz, welches eine vollständige Nachreinigung des Ablaufs vor Abgabe in die Kanalisation sicherstellen sollte.

Anlagenteil	t _R [min]			
	$v_{\rm F} = 2 {\rm m/h}$	$v_F = 10 \text{ m/h}$		
Strecke Zulauf-Ablauf	10	2		
Packung (120 mm)	3,4	0,7		
Sedimenter (1 L)	15	3		
Überstand (SF) (15 cm)	35	7		
Sandfilter (SF) (20 cm)	19	4		

Tab. 3.1 Typische Aufenthaltszeiten in den Anlagenteilen

Die Höhendifferenz zwischen der Oberfläche des vollen Vorratsbehälters und dem Ablauf der Korrosionssäule lag bei rund 1 m. Die Füllhöhendifferenz im Vorratsbehälter lag ebenfalls bei 1 m. Auch die Höhendifferenz in den Nachreinigungseinrichtungen betrug ca. 1 m. Das Anlagenvolumen zwischen dem Zulaufschlauch im Vorratsbehälter und dem Ablauf der Korrosisonssäule lag bei rund 735 mL und setzte sich aus den Meßküvetten (2 x 23 mL), dem Bettvolumen (295 mL) sowie dem Totvolumen (2 x 135mL) der Korrosionssäule (d_i =50 mm) zusammen. Bei den eingesetzten Volumenströmen zwischen 35 und 350 mL/min führte das zu Gesamtverweilzeiten in den einzelnen Anlagenteilen entsprechend Tabelle 3.1.

Im Betrieb der Durchflussversuchsanlage wurde täglich, in der Regel auch am Wochenende, eine Messung bzw. Probenahme durchgeführt. Die genaue Vorgehensweise bei der täglichen Probenahme wird in Anhang C vorgestellt.

3.2 Eingesetzte Materialen

3.2.1 Stahlmaterialen

Als Ausgangsmaterial für die Korrosionsversuche wurde meist handelsübliche Stahlwolle verschiedener Feinheitsgrade benutzt. In einigen Versuchen kamen auch Frässpäne aus unlegiertem Baustahl sowie ein Granulat aus Recyclingstahl zum Einsatz. Diese Materialen handelsüblicher Qualität wurden gegenüber reinem Eisen aus dem Laborfachhandel bevorzugt, um ein für den Praxiseinsatz relevantes Korrosionsverhalten normaler Stahlqualitäten beobachten zu können.

Stahl ist definiert als schmiedbares Eisen mit weniger als 2,1% Kohlenstoffgehalt und stellt die wichtigste Form des technischen Eisens dar, in die ca. 90% des in der Welt erzeugten Roheisens überführt werden. Das im Hochofen-Prozess gewonnene Roheisen, beispielsweise Stahleisen mit 3,5–4% C, bis 1% Si, 2–3,5% Mn, bis 0,1% P, bis 0,005% S, ist aufgrund seiner hohen Gehalte an Kohlenstoff, Phosphor u. Schwefel sehr spröde und wird deshalb nur zu einem geringen Teil zu mechanisch gering beanspruchten Gegenständen wie z.B. Herdplatten vergossen. Das durch umschmelzen entstehende Gusseisen enthält 2 bis 4% Kohlenstoff und kann weder kalt noch warm umgeformt werden. Die Umwandlung von Roheisen zu Stahl erfolgt im Wesentlichen durch das so genannte Sauerstoff-Frischen nach dem Sauerstoff-Blasverfahren oder dem Elektrostahlverfahren. Als unlegiert bezeichnet man einen Stahl, wenn sein Gehalt an Eisen-Begleitern folgende Anteile nicht übersteigt: 0,5% Si; 0,8% Mn; 0,1% Al oder Ti; 0,25% Cu; 0,06% S; 0,09% P. Um die mechanischen, physikalischen und chemischen Eigenschaften von Stahl zu verbessern, werden Metalle wie z.B. Cr, Ni, Co, W, Mo, Mn, Al, V, Ti, Ta, Nb, Seltenerdmetalle, Si, B, Cu sowie gegebenenfalls N, P und S einzeln oder zu mehreren hinzulegiert [Römpp 1995]. Die im Rahmen dieser Arbeit eingesetzten Stahlsorten sind im Anhang B nach Herstellerangaben näher charakterisiert. Die Auswahl erfolgte in der Erwartung eines möglichst korrosionsanfälligen Verhaltes, wie es das hier vorgestellte Verfahren erforderte.

Die Bestimmung der spezifischen Oberfläche erfolgte durch mehrfaches Ausmessen der Breite und der Höhe verschiedener Fasern einer Materialprobe unter dem Lichtmikroskop mit anschließender geometrischer Berechnung unter Annahme einer quaderförmigen Fasergestalt und Vernachlässigung der zusätzlichen Stirnflächen. Dieser Weg zur Bestimmung orientiert sich am praxisnahen Vorgehen, um so eine Übertragbarkeit der flächenbezogenen Größen dieser Arbeit auf Feldbedingungen zu ermöglichen. Die auf diese Weise ermittelten spezifischen Metalloberflächen sind nicht mit den in Adsorptionsstudien häufig angegebenen BET-Oberflächen (vgl. Tabelle 2.1) für die Eisenhydroxide vergleichbar. Sie liegen um mehrere Größenordnungen niedriger und dienen hier nur zur Normierung von Eisenfreisetzung bzw. Sauerstoffverbrauch auf die eingesetzte Menge an Material und dessen Oberfläche. Sowohl die massenspezifische Oberfläche a_M nach Gleichung 3.1 als auch die volumenbezogene Oberfläche nach Gleichung 3.2 sind für die Versuchsauswertung von Interesse.

$$a_{M} = \frac{2}{m} \cdot \left(\frac{m}{\rho \cdot b} + \frac{m}{\rho \cdot h} + (b \cdot h) \right)$$
 [m²/kg] (Gl. 3.1)

$$a_V = \frac{a_M \cdot m(Fe)}{V_{Bett}} = a_M \cdot (1 - \varepsilon) \cdot \rho \qquad [m^2/L] \qquad (Gl. 3.2)$$

Die Gesamtmetalloberfläche wird vor Versuchsbeginn aus der eingesetzten Masse ermittelt. Mögliche zeitliche Änderungen wie eine Verkleinerung durch Materialverbrauch oder eine Vergrößerung der reaktiven Fläche durch Bildung einer reaktiven Oxidschicht (vgl. Abschnitt 2.2.2) werden nicht berücksichtigt. Unberücksichtigt bleiben auch die feinen Kanten und Grate der Fasern, die durch den spanabhebenden Herstellungsprozess zu Versuchsbeginn vorhanden sind und die Oberfläche, und damit auch die Reaktivität, zu Versuchsbeginn deutlich erhöhen.

Sorte	a _M	3	a _V	Schüttdichte	Dichte	Quelle / Firma
	m²/g	%	m²/L	g/L	kg/m ³	
Stahlwolle D-I	0,0073	95%	2,87	393	7860	Fa. Rasko#5
Stahlwolle D-II	0,0063	95%	2,48	393	7860	Rasko-SpM
Stahlwolle D-III	0,00512	95%	2,01	393	7860	Fa. Lux #4
Stahlwolle CL	0,0026	95%	1,02	393	7860	Fa. Virutex#4
Granulat I	0,000405	52%	1,53	3773	7860	DK Recycling
Frässpäne I	0,000718	89%	0,62	860	7860	Werkstatt INDES
Frässpäne II ¹	0,000809	94%	0,37/0,39	453/479	7860	Werkstatt INDES
Frässpäne III	0,000473	86%	0,52	1093	7860	Werkstatt INDES
Cu-Wolle	0,00524	95%	2,34	446	8920	Fa. Alsei
1: Unterschiedliche Schüttdichten bei kleinem und großem Säulendurchmesser						

 Tab. 3.2
 Eigenschaften der eingesetzten Eisenmaterialien

Vor Versuchsbeginn wurde die Stahlwolle mit Aceton gründlich gewaschen, um möglicherweise vorhanden Fette, Reste von Kühl-Schmier-Emulsion oder Korrosionsschutzmitteln zu entfernen. Das saubere und im Trockenschrank getrocknete Material wurde gewogen und dann mit wenig Kraft zur Vermeidung von Verstopfungen so gleichmäßig wie möglich durch Wickeln und Stopfen in die Versuchssäule eingebracht. Die groben Frässpäne wurden zunächst durch zehnprozentige Salzsäure von einer ausgeprägten Oxidschicht, verursacht vermutlich durch hohe Bearbeitungstemperaturen, befreit. Dann wurden Sie mit Aceton entfettet und anschließend gleichmäßig in die Säule geschüttet. Für jedes Material zeigte sich dabei eine charakteristische Porosität ε , die nur in engen Grenzen variiert werden konnte (Gleichung 3.3).

$$\varepsilon = 1 - \frac{m_{Fe}}{\rho_{Fe} \cdot V_{Bett}}$$
[%] (Gl. 3.3)

3.2.2 Kupfermaterial

Für die Versuche zur Eisen-Kupfer-Kontaktkorrosion wurde feine Kupferwolle der Firma Alsei eingesetzt. Feine Kupferwolle zeichnet sich durch eine hohe spezifische Oberfläche aus, die in einem kleinen Reaktorvolumen eine große Kathodenoberfläche im Korrosionssystem bereitstellen soll. Vom Hersteller wurde ein Reinheitsgrad des Materials von mehr als 99% bescheinigt. Vor Versuchsbeginn wurde die Kupferwolle ebenfalls mit Aceton gereinigt, getrocknet, gewogen und so gleichmäßig wie möglich in das Versuchssystem eingebracht. Die Kenngrößen der Kupferwolle sind ebenfalls in Tabelle 3.2 dargestellt.

3.2.3 Filtersand

Als Sand im Filter zur Nachreinigung kam Quarzsand mit einem mittleren Korndurchmesser von $d_M=0,9 mm$ und einem Ungleichförmigkeitsgrad U=1,4 zum Einsatz, also ein für Schnellfilter geeigneter Mittelsand entsprechend DIN EN 12904 (Ersatz für DIN 19623), näheres bei [Assegbede 2001]. Zwischen den Versuchen wurde der Sand mit zehnprozentiger Salzsäure intensiv gewaschen und mit Leitungswasser gespült, so dass alle Eisen- und Arsenablagerungen aus dem vorangegangenen Versuch vollständig entfernt wurden. Alle Eisen- und Arsenakkumulationen im Sandfilter stammten daher immer aus dem jeweiligen Versuch.

3.2.4 Versuchswasser

Als Versuchswasser wurde Berliner Leitungswasser benutzt. Die chemischen Eigenschaften dieses Wassers nach Angabe des Wasserversorgers werden in Anhang A dargestellt. Bei sporadischen Messungen wurden auch geringe Konzentrationen von 1-4 μ g/L an Arsen festgestellt. Von Tag zu Tag wurden geringfügige Schwankungen in der Wasserqualität im Versorgungsnetz beobachtet.

Das Wasser wurde für die Versuche mit Arsen(V) durch Zugabe einer entsprechenden Menge von zuvor in einem Liter VE-Wasser gelöstem Arsen(V) auf eine angestrebte Zielkonzentration

von meist 500 µg/L angereichert. Die Versuchsanlage wurde aus ca. 120 L fassenden Vorratsbehältern gespeist, die täglich befüllt und erst am Folgetag an die Anlage angeschlossen wurden, so dass eine weitgehende Angleichung des Wassers an die Raumtemperatur von rund 20°C erfolgen konnte. Beim Befüllen der Behälter wurde bewusst der Eintrag von Sauerstoff in das Wasser gefördert, eine zusätzliche Belüftung im Behälter erfolgte jedoch nicht.

Da in den Versuchen zum Verhalten von Arsen(III) im Aufbereitungsprozess nach einiger Zeit bereits im Vorratsbehälter eine schnelle, vermutlich biologisch verursachte Umwandlung zu Arsen(V) auftrat, wurden diese Versuche mit einer kontinuierlichen Dosierung von konzentrierter Arsen(III)-Lösung in den Wasserstrom mit Hilfe einer Peristaltikpumpe durchgeführt.

3.2.5 Reagenzien und Laborgeräte

Die in dieser Arbeit zur Versuchsdurchführung und zur chemischen Analytik eingesetzten Reagenzien entsprachen in der Regel der Qualitätsstufe "z.A.". Die konzentrierte Arsen(V)-Lösung wurde durch Einwaage von Arsen(V)-Oxidpulver der Firma Riedel (#11304) und Lösen in VE-Wasser hergestellt. Die konzentrierte Arsen(III)-Lösung wurde durch Verdünnung von Kalibrierlösung der Firma Fluka (#02783) hergestellt, da sich pulverförmiges Arsen(III)-Oxid nur unvollständig in VE-Wasser lösen ließ.

Die täglichen Proben wurden in Kunststoffflaschen bzw. Kunststoffröhrchen gefüllt, verschlossen und bei Raumtemperatur bis zur Messung aufbewahrt, sofern keine Arsen(III)-Bestimmung vorgesehen war. In diesem Fall wurden die Proben bis zur Messung, die maximal vier Tage später durchgeführt wurde, im Kühlschrank gelagert. Die Probenflaschen und Röhrchen, Glasgeräte und die Einzelteile der Versuchsanlage wurden nach Benutzung in zehnprozentiger Salzsäure gewaschen und mit VE-Wasser mehrfach gespült.

Im Labor standen zwei Reinwasserqualitäten zur Verfügung: VE-Wasser (vollentsalzt) mit Leitfähigkeiten zwischen 1 und 5 μ S/cm aus der Hausanlage sowie Reinstwasser aus einer Ionentauscheranlage der Fa. ELGA mit Leitfähigkeiten zwischen 0,057 und 0,08 μ S/cm. Letzteres kam vor allem bei Verdünnungen in der Analytik und zur Reinigung der Messröhrchen zum Einsatz. Das VE-Wasser wurde hingegen zum Ansetzen der Vorratslösungen, zum Auffüllen der Materialaufschlüsse sowie zum Spülen der Laborgeräte und Probengefäße eingesetzt.

3.3 Mess- und Auswertungsmethodik

Im Rahmen der täglichen Probenahme sollten folgende Informationen gewonnen werden:

- Registrierung des Betriebszustands der Versuchsanlage.
- Sauerstoffkonzentration im Zu- und Ablauf zur Quantifizierung der Korrosion.
- Quantifizierung der Rostabgabe durch Probenahme in Zu- und Ablauf.
- Quantifizierung der Arsenentfernung durch Probenahme in Zu- und Ablauf.

Die Messung des Volumenstroms erfolgte im Rahmen der täglichen Probenahme durch "Auslitern" am Ablaufprobenahmehahn mit Hilfe von Messzylinder und Stoppuhr. Eine tägliche Messung des Drucks vor den Korrosionssäulen diente zur Beobachtung des zunehmenden Druckverlustes in den Korrosionssäulen durch Rostablagerung. Im Sandfilter wurde die Zunahme der Höhe des Überstands als Maß für die Zunahme des Druckverlustes durch zurückgehaltene Rostpartikel registriert. In den frisch gezogenen Ablaufproben von Sandfilter, Sedimenter und der Korrosionssäule wurde unter Benutzung eines Trübungsphotometers, Modell LTP5 der Firma Dr. Lange, die Trübung als Maß für den Gehalt an ausgetragenen Rostpartikeln bestimmt.

3.3.1 Sauerstoffmessung in Zu- und Ablauf

Da in dieser Arbeit immer mit sauerstoffhaltigem Wasser im Zulauf zur Anlage gearbeitet wurde, ist die Sauerstoffkorrosion die dominierende Korrosionsart. Entsprechend den in Kapitel 2 dargestellten Grundlagen kommt es bei der Bildung von Rost, also dreiwertigem Eisenoxid, zu einem stöchiometrisch definierten Sauerstoffverbrauch, der sich als einfach und regelmäßig zu messende Größe zur quantitativen Beschreibung der Korrosionsgeschwindigkeit anbietet. Voraussetzung für die Anwendbarkeit dieser Methode ist ein ansonsten abgeschlossenes System, in diesem Fall ein klassischer Rohrreaktor in Form einer gepackten Säule. Ebenfalls vorausgesetzt wird die Abwesenheit von weiteren Sauerstoff zehrenden Prozessen, beispielsweise biologischem Wachstum, oder die Anwesenheit von zusätzlichen Oxidationsmitteln im Wasser, wie z.B. freiem Chlor.

In den Versuchen kamen zwei portable Sauerstoffmessgeräte vom Typ Oxi340 der Firma WTW zum Einsatz, die mit galvanischen Sauerstoffsensoren vom Typ CellOx325 ausgestatten waren. Zur täglichen Messung wurden beide Geräte kalibriert, in die Durchflussmeßküvetten der Versuchsapparatur eingesetzt und mit dem Zu- und Ablauf einer der Korrosionssäulen im Hauptstrom beaufschlagt. Über einen Zeitraum von 10 Minuten wurden 10 Messwerte gespeichert, die anschließend digital zum Rechner übertragen und dort arithmetisch zum Konzentrationswert $c(O_2)_{Zu}$ bzw. $c(O_2)_{Ab}$ gemittelt wurden. Nach Messung und Probenahme an einer Säule wurden die Meßküvetten ca. 10 min lang über den Bypass beschickt, um die durch ungenaue Kalibrierung, verunreinigte Elektrodenmembranen, Druckschwankungen, biologisches Wachstum an den Schlauchwänden und ähnliche Störungen verursachte Differenz $\Delta c(O_2)_{Fehler}$ nach Gleichung 3.4 quantifizieren zu können. Dieser Fehler, der im Idealfall null sein sollte, real aber sowohl positiv als auch negativ auftrat, wird bei der Bestimmung des Sauerstoffverbrauchs nach Gleichung 3.5 korrigiert. Beim Wechsel zwischen den Säulen wurden entsprechende Spülzeiten zum Wasseraustausch bis zur neuen Messwertkonstanz berücksichtigt.

$$\Delta c(O_2)_{Fehler} = c(O_2)_{Zu} - c(O_2)_{Ab}$$
 (Bypass) (Gl. 3.4)

$$\Delta c(O_2) = c(O_2)_{Zu} - c(O_2)_{Ab} - \Delta c(O_2)_{Fehler}$$
 (Säule) (Gl. 3.5)

Ein wichtiger Einflussfaktor auf die Sauerstoffmessung ist die Geschwindigkeit, mit der die Membran während der Messung vom Wasser angeströmt wird. Vom Hersteller wird eine Mindestanströmgeschwindigkeit von 3 cm/sec angegeben, die bei den Säulen mit $d_i=50 \text{ mm}$ in der Regel gegeben war. Nähere Angaben zur Messgenauigkeit finden sich in Anhang E.

3.3.2 Messung und Auswertung elektrischer Größen

Da an den hier betrachteten Korrosionsprozessen immer elektrische Ströme beteiligt waren, lag es nahe, diese Ströme zu messen und zur Quantifizierung der Korrosionsgeschwindigkeit zu nutzen. Diese Art von Messung war jedoch nur möglich, wenn keine Lokalelemente sondern räumlich getrennte Elektroden vorlagen, zwischen denen ein Messgerät installiert werden konnte. Das war in dieser Arbeit nur bei den Versuchen zur Eisen-Kupfer-Kontaktkorrosion sowie in den Versuchen mit extern angelegter Spannung der Fall.

Zur Messung von Strom und Spannung kamen Digitalmultimeter vom Typ ME-22 der Firma Conrad-Elektronik zum Einsatz, die auch eine digitale Übertragung der Messwerte zum Messrechner ermöglichten. Die Auflösung für Strommessungen im Bereich bis 200 mA lag bei 0,1 mA, für Spannungen im Messbereich bis 2 V bei 1 mV.

Das Faradaysche Gesetz (Gl. 2.18) ermöglichte nach Gleichung 3.6 die Umrechnung eines elektrischen Stroms in einen Massenstrom an korrodierendem Fe^{2+} , entsprechend dem ersten Oxidationsschritt der Eisenkorrosion nach Gleichung 2.8. Bei Berücksichtigung des Volumenstroms Q wird dadurch auch die Bestimmung einer durch Strom freigesetzten Eisenkonzentration ermöglicht (3.7).

$$\dot{m}(Fe)_I = \frac{I \cdot M}{z \cdot F} \tag{Gl. 3.6}$$

$$c(Fe)_{I} = \frac{I \cdot M}{z \cdot F \cdot Q} = \frac{\dot{m}(Fe)_{I}}{Q}$$
(Gl. 3.7)

I: Strom	M: Atomgewicht	z: Elektronenanzahl	F: Faraday-Konstante
	m: Massenstrom	Q: Volumenstrom	

3.3.3 Probenahme und chemische Analytik

Täglich wurden Proben von Zu- und Ablauf der Korrosionssäulen sowie vom Ablauf der Nachreinigungseinrichtungen genommen. Von den Ablaufproben wurde ein Teil sofort durch Membranfilter aus Cellulosenitrat (Fa. Sartorius) mit einer Porenweite von 0,2 μm filtriert, um eine nahezu vollständige Abtrennung aller zu diesem Zeitpunkt vorliegenden Partikel und Kolloide zu gewährleisten [siehe auch v.d.Kammer 2000]. Vor allem Eisenhydroxidpartikel und die daran adsorbierten Arsenationen werden so von den gelösten Eisenionen, die in dieser Arbeit immer als Fe²⁺ betrachtet werden, sowie von den ebenfalls gelöst vorliegenden Arsenationen getrennt.

Alle Proben wurden zum Abschluss des Probenahmevorgangs mit Salzsäure angesäuert (pH < 2), um die Eisenhydroxidpartikel vollständig aufzulösen und das an die Partikel gebundene Arsen freizusetzen. Beide Elemente werden so in eine der Messung per AAS zugängliche Form überführt. Die Messung der Eisenkonzentration in den Proben erfolgte per Flammen-AAS, die Arsenkonzentration wurde entsprechend der von [Driehaus 1992] vorgestellten AAS-Methode mit einer kontinuierlich durchgeführten Hydridgeneration bestimmt. Einzelheiten zu den atomabsorbtionsspektrometrischen Messverfahren sind in Anhang D dargestellt. Aus dem Wert für die unfiltrierte Probe abzüglich des Werts der filtrierten Probe lässt sich sowohl für Arsen als auch für Eisen eine partikulär vorliegende Konzentration bestimmen (Gleichung 3.8 und 3.9).

$$c(As)_{Ab,p} = c(As)_{Ab} - c(As)_{Ab,g}$$
 (Gl. 3.8)

$$c(Fe)_{Ab,p} = c(Fe)_{Ab} - c(Fe)_{Ab,g}$$
 (Gl. 3.9)

Neben den Eisen- und Arsengehalten wurde die Leitfähigkeit und der pH-Wert der Zu- und Ablaufproben bestimmt, um Schwankungen der Rohwasserqualität, die einen Einfluss auf Korrosions- und Adsorptionsverhalten im Versuch haben könnten, zu berücksichtigen. Außerdem können diese Werte auch Anhaltspunkte für eine Veränderung der Wasserzusammensetzung beim Durchlaufen der Aufbereitung anzeigen. Es wurden portable Messgeräte vom Typ pH340 bzw. LF340 der Firma WTW benutzt.

3.3.4 Massenbilanzen für Eisen und Arsen

Die zuvor beschriebenen täglichen Messungen und Probenahmen dienten dazu, den aktuellen Zustand des Korrosionssystems und die Leistungsfähigkeit der Arsenentfernung zu beschreiben. Auf der Grundlage von Massenerhaltung und Stöchiometrie wird im Experiment eine zeitlich aufgelöste Betrachtung von Korrosion und Adsorption ermöglicht. Als Bilanzraum wird die Korrosionssäule definiert. Dessen Systemgrenze wird durch den Zulauf und den Ablauf überschritten, die dabei beteiligten Massenströme für Eisen und Arsen werden mittels der Probenahme quantifiziert. Die Ergebnisse der täglichen Beprobung lassen sich in Form von Zeitreihen oder in Abhängigkeit vom durchgesetzten Volumen darstellen.

Zusammen mit den Start- und Endwerten für Eisen und Arsen können diese Werte auch zu einer zeitlich integrierten Bilanz über die gesamte Versuchsdauer genutzt werden. Anhand solcher Bilanzen für Eisen, Arsen, Sauerstoff und elektrischen Stromfluss kann die Plausibilität der Einzelmessungen überprüft werden. Außerdem werden auf diesem Weg auch Rückschlüsse auf die beteiligten Reaktionen ermöglicht, wie im folgenden Kapitel näher erläutert wird.

3.3.4.1 Massenbilanz bei der täglichen Messung am Korrosionselement

Ausgehend von einer vollständigen Oxidation des metallischen Eisens zum dreiwertigen Eisenhydroxid nach Gleichung 2.17 lässt sich der Sauerstoffverbrauch $\Delta c(O_2)$ nach Gleichung 3.11 stöchiometrisch unter Einbeziehung der Molmassen in eine entsprechende Massenkonzentration an gebildetem Rost $c(Fe)_{Ox}$ umrechnen, die entweder über den Ablauf, also die Systemgrenze, die Säule verlässt, oder in Form einer Deckschicht in der Korrosionssäule verbleibt.

$$c(Fe)_{Ox} = \frac{4}{3}\Delta c(O_2)$$
 [mol/L] (Gl. 3.10)

$$c(Fe)_{Ox} = 2,33 \cdot \Delta c(O_2)$$
 [mg/L] (Gl. 3.11)

Durch Einbeziehung des Volumenstroms ergibt sich ein Eisenmassenstrom \dot{m} (Gl. 3.12). Dieser Eisenmassenstrom kann auf die vorhandene Metalloberfläche normiert werden, wodurch sich eine spezifische Korrosionsrate (Massenverlustrate) $CR(Fe)_{Ox}$ ergibt.

$$\dot{m}(Fe)_{Ox} = c(Fe)_{Ox} \cdot Q \qquad [mg/h] \qquad (Gl. 3.12)$$

$$CR(Fe)_{Ox} = \frac{c(Fe)_{Ox} \cdot Q}{A_{Met}}$$
 [g/m²d] (Gl. 3.13)

 $CR(Fe)_{Ox}$ ist der Dimension nach eine Eisenmassenstromdichte, ermittelt aus dem Sauerstoffmassenstrom. Als Bezugsfläche wird zweckmäßigerweise die Elektrodenoberfläche gewählt, wobei bei getrennt vorliegender Anode und Kathode jede für sich oder die Summe der Elektrodenflächen betrachtet werden kann. Die Massenstromdichte lässt sich über das Faradaysche Gesetz (Gleichung 2.18) auch in die bei Lokalelementen nicht der Messung zugängliche elektrische Korrosionsstromdichte umrechnen. Entsprechend lassen sich aus den vorhandenen Messwerten für Strom bei den elektrochemisch intensivierten Korrosionsvarianten der entsprechende Eisenmassenstrom und die flächenbezogene Korrosionsrate $CR(Fe)_I$ ableiten (Gl. 3.14 und 3.15).

$$1 mA \approx 1,042 mg/h (Fe^{2+})$$
 (Gl. 3.14)

$$CR(Fe)_{I} = \frac{c(Fe)_{I} \cdot Q}{A_{Met}} \qquad [g/m^{2}d] \qquad (Gl. 3.15)$$

Die flächenbezogenen Korrosionsraten entsprechen reaktionskinetisch einem Ansatz 0. Ordnung, da die Konzentrationen der beteiligten Reaktionspartner nicht in der Bestimmung dieser Größe berücksichtigt werden. Damit ist diese Größe eigentlich nur für "differenziell" kleine Reaktorelemente zulässig. Diese Größe ist in der Werkstofftechnik aber eine häufig eingesetzte Maßzahl für die Geschwindigkeit der Korrosion. Sie wird dort meist integriert über einen längeren Zeitraum ermittelt. Eine vergleichbare, praxisorientierte Größe ist die jährliche Materialabtragungsrate, die sich nach Gleichung (3.16) direkt aus der flächenbezogenen Korrosionsrate errechnen lässt [siehe auch Baeckmann 1989].

$$1\frac{mm}{a} \approx 21.5\frac{g}{m^2 d}$$
 bzw. $1\frac{g}{m^2 d} \approx 0.047\frac{mm}{a}$ (Gl. 3.16)

Zur exakteren Beschreibung des Verhaltens des hier untersuchten Korrosionssystems in Form eines Rohrreaktors, in dem eine heterogene sauerstoffverbrauchende Reaktion an der Oberfläche der Packung stattfindet, bietet sich die Bestimmung einer Sauerstoffverbrauchsrate $r(O_2)$ nach einem Ansatz 1. Ordnung an. Ausgehend von der allgemeinen Transportgleichung mit Reaktionsterm 1. Ordnung in Zylinderkoordinaten ohne Winkelabhängigkeit (Gl. 3.17) ergibt sich für den stationären Fall bei über den Querschnitt konstanter Leerrohrgeschwindigkeit und Vernachlässigung der radialen und axialen Dispersion die Differentialgleichung (3.18) für das Konzentrationsprofil entlang des Rohrreaktors.

$$\varepsilon \frac{\partial c(O_2)}{\partial t} = D_r \left(\frac{1}{r} \cdot \frac{\partial c(O_2)}{\partial r} + \frac{\partial^2 c(O_2)}{\partial r^2} \right) + D_{ax} \cdot \frac{\partial^2 c(O_2)}{\partial z^2} - v_F \cdot \frac{\partial c(O_2)}{\partial z} - r(O_2) \cdot a_V \cdot c(O_2)$$

Allgemeine Transportgleichung in Zylinderkoordinaten [Kraume 2000] (Gl. 3.17)

$$v_F \cdot \frac{\partial c(O_2)}{\partial z} = -r(O_2) \cdot a_V \cdot c(O_2)$$
(Gl. 3.18)

Vereinfachte Differentialgleichung für das Konzentrationsprofil im Rohrreaktor

Als Lösung für die vereinfachte Differentialgleichung ergibt sich eine Exponentialfunktion (3.19), die nach Umformung (3.20) bei Einsetzen der Zu- und Ablaufkonzentrationen von Sauerstoff einen Wert für die Reaktionskonstante $r(O_2)$ liefert. Diese Sauerstoffverbrauchsrate ist ähnlich wie $CR(Fe)_{Ox}$ auf die Metalloberfläche und das Wasservolumen normiert. Die Größe hat die Dimension eines Transportkoeffizienten für Sauerstoff [m/s], den Zahlenwerten nach erscheint hier jedoch eine Darstellung in der Einheit [L/m²min] als günstiger.

$$c(O_2)(z) = c_0(O_2) \cdot e^{-r(O_2) \cdot a_V \cdot \frac{z}{v_F} \cdot z}$$
 [mg/L] (Gl. 3.19)

$$r(O_2) = \ln\left(\frac{c(O_2)_{Zu}}{c(O_2)_{Ab}}\right) \cdot \frac{1}{a_V} \cdot \frac{v_F}{\varepsilon \cdot L_{Packung}}$$
 [L/m²h] (Gl. 3.20)

/

``

Diese Größe ist, wie im folgenden Kapitel noch näher gezeigt wird, besser als $CR(Fe)_{Ox}$ geeignet, die Korrosionsgeschwindigkeit unter verschiedenen Versuchsbedingungen vergleichbar zu charakterisieren. Außerdem ermöglicht sie auch einen Vergleich mit den unter 3.4.1 beschriebenen Kreislaufversuchen. Der Bilanzraum und die ermittelten Kenngrößen für die Korrosion und die Adsorption werden in Abbildung 3.2 schematisch dargestellt.



Abb. 3.2 Massenbilanz und Konzentrationsprofil

Die Definition des Bilanzraums um die Korrosionssäule in Abbildung 3.2 verdeutlicht auch die Betrachtung des dem Reaktor zugeführten Arsens: Ein Teil verbleibt in der Säule und wird dort an das gebildete Eisenhydroxid gebunden (Gleichung 3.21). Der andere Teil verlässt die Säule in gelöster oder gebundener Form. Ähnlich verhält es sich mit den Zu- und Abflüssen an Eisen: Dem Bilanzraum wird Eisenhydroxid hauptsächlich durch die Korrosion des Eisens zugeführt. Eine geringe Zufuhr erfolgt auch durch den geringen Eisengehalt des Versuchswassers, der zwar regelmäßig gemessen, in den Auswertungen dieser Arbeit aber vernachlässigt wurde. Dieses Eisen kann den Reaktor in gelöster Form als Fe²⁺ oder in partikulärer Form als Fe³⁺ verlassen, zum Teil verbleibt es aber auch in Form einer Deckschicht in der Säule (Gleichung 3.22).

$$\Delta c(As) = c(As)_{Zu} - c(As)_{Ab} \qquad [mg/L] \qquad (Gl. 3.21)$$

$$\Delta c(Fe) = [c(Fe)_{Zu}] + c(Fe)_{Ox} - c(Fe)_{Ab}$$
 [mg/L] (Gl. 3.22)

Diese zurückgehaltenen Mengen lassen sich für jeden Messzeitpunkt in Bezug zueinander setzen und dienen so als fiktive Kenngröße "Momentanbeladung" für die momentane Arsenbindungskapazität des aktuell durch Korrosion gebildeten Eisenhydroxids in der Korrosionssäule, analog zu einer Beladung.

$$q_M(t) = \frac{\Delta c(As)}{\Delta c(Fe)} \qquad [\mu g/mg] \qquad (Gl. 3.23)$$

Auch die Arsen- und Eisenkonzentrationen, die aus der Analyse der Ablaufprobe ermittelt wurden, lassen sich auf diese Weise in Beziehung zueinander setzen. Es ergibt sich die Partikelbeladung im Ablauf nach Gleichung 3.24.

$$q_{p}(t) = \frac{c(As)_{Ab,p}}{c(Fe)_{Ab,p}}$$
 [µg/mg] (Gl. 3.24)

Sowohl die Momentanbeladung q_M als auch die Partikelbeladung q_P stellen Momentaufnahmen des Zustands im Inneren bzw. im Ablauf der Säule dar. An diesen Stellen herrschen höchstwahrscheinlich keine Gleichgewichtsbedingungen, da weder die Oxidation von Fe²⁺ noch die Adsorptionsprozesse des Arsens an die Rostpartikel bereits vollständig abgeschlossen sind. Im Sedimenter und im Sandfilter ist noch eine weitere Abnahme der Arsenkonzentration im Wasser zu erwarten, die aber nur noch als Konzentrationswert und nicht mehr in Form einer Massenbilanz erfasst wird.

Da diese Größen für die Sorptionskapazität des Rosts zu jedem Messzeitpunkt ermittelt wurden, lassen sie sich genau wie die Konzentrationsverläufe auch in Form von Zeitreihen darstellen. Alternativ dazu können diese Beladungen auch analog zu einer typischen Isothermendarstellung in Abhängigkeit von der Lösungskonzentration von Arsen $c(As)_{Ab,g}$ aufgetragen werden.

3.3.4.2 Gesamtbilanz über den Versuchszeitraum

Die im vorherigen Abschnitt definierten Größen wurden für jeden Messtag bestimmt und lassen sich dann in Form einer Zeitreihe darstellen. Die Integration dieser Zeitreihen führt zu kumulierten Größen, die zusammen mit den Start- und Endwerten für metallisches Eisen und Rost ein Schließen der Massenbilanz und eine Bewertung des Versuchs und der Messmethoden ermöglichen. Die Plausibilität der einzelnen Messwerte kann so überprüft werden, und Schlussfolgerungen über die beteiligten Reaktionen können gezogen werden, vor allem bei den Versuchen mit angelegter Spannung (siehe Abschnitt 4.1.3). Dazu werden die Korrosionssäulen am Versuchsende geöffnet, ihr Inhalt möglichst vollständig entnommen und einer Trenn- und Aufbereitungsprozedur unterzogen, mit dem Ziel, die vorhandenen Massen an metallischem Eisen, an Eisen-oxid und an gebundenem Arsen zu bestimmen.

Der Inhalt der Korrosionssäule wird mit einer Pufferlösung aus Oxalsäure und Ammoniumoxalat einer Konzentration von je 0,25 mol/L bei einem pH-Wert von 3 versetzt und unter Rühren gründlich gespült. Oxalsäure ist durch die beiden Carboxylgruppen ein sehr stark komplexierendes Agenz für Fe³⁺, welches im molaren Verhältnis von 3:1 gebunden wird [Cotton 1982]. Bereits nach wenigen Minuten können die blanken Metallteile mit Hilfe eines großen Rührmagne-

ten aus der Lösung bzw. Suspension entnommen und abgespült werden. Die verbleibende Pufferlösung mit Rostpartikeln in Suspension wird erhitzt und weitere 24 h lang gerührt. Dabei gehen die suspendierten Partikel trotzdem nicht vollständig in Lösung. Ein deutlicher Partikelanteil bleibt erhalten, der mit Hilfe eines Papierfilters von der Lösung getrennt werden kann. Dieser Rückstand lässt sich weitgehend in einmolarer Salzsäure auflösen. Dabei tritt deutliche Schaumbildung auf, ein Indiz für einen hohe Carbonatanteil in diesem Rückstand. Eine geringe Menge des auch in Salzsäure noch verbleibenden Rückstands wird abfiltriert und verworfen.

Diese Auflösungs- und Trennprozedur wurde in Anlehnung an die bei [Förstner 1982], [Cornell 1996] und [Daus 1998] veröffentlichten Methoden zur sequentiellen Analyse von Eisenoxiden in Boden und Schlämmen entworfen. Genauso wie die dort beschriebenen Methoden erfolgt die Definition und Trennung der Fraktionen nicht eindeutig nach Art des chemischen Vorliegens, sondern operationell durch dieses Aufbereitungsverfahren. Trotz dieser methodischen Unschärfe gelingt eine Bestimmung der Einsenmenge in Form von Metall m(Fe)_{Met.}, in Form von Rost, löslich in Oxalsäure/Oxalatpuffer m(Fe)_{Oxal} und in Form von Rost, löslich in Salzsäure m(Fe)_{HCl}. In den Lösungsfraktionen lassen sich auch die entsprechenden Mengen an Arsen m(As)_{Oxal} und m(As)_{HCl} bestimmen, so dass sich daraus auch entsprechende Endbeladungsgrößen ableiten lassen.

Als wichtige Vergleichsgröße kann die Menge an verbrauchtem metallischem Eisen $\Delta m(Fe)_{Met.}$ in der Korrosionssäule entsprechend Gleichung 3.25 ermittelt werden. Die Anfangsmasse ist aus der Einwaage am Versuchsbeginn bekannt, die Restmasse an metallischem Eisen wurde aus den abgetrennten Metallteilen nach Trocknung auf gravimetrischem Weg oder nach Auflösung in konzentrierter Salzsäure und chemischer Analyse mit Hilfe der AAS bestimmt.

$$\Delta m(Fe)_{Met.} = m(Fe)_{Met.}(t_{Start}) - m(Fe)_{Met.}(t_{Ende})$$
[g] (Gl. 3.25)

Mit dieser Masse an verbrauchtem Eisen lassen sich die durch chemische Analyse, Messung des Sauerstoffverbrauchs oder durch Strommessungen ermittelten Massen an korrodiertem Eisen entsprechend Gleichung 3.26 vergleichen. Die Ermittlung des Rosts in der Packung wurde oben bereits beschrieben (3.27). Das im Ablauf enthaltene Eisen kann in eine partikuläre und eine gelöste Fraktion unterteilt werden, welche sich aus der Differenz der Messwerte aus filtrierter und unfiltrierter Probe ergeben (3.28). Auch die aus dem Sauerstoffverbrauch (3.11) und die mit Hilfe des Faradayschen Gesetztes (3.7) ermittelten Eisenkonzentrationen $c(Fe)_{Ox}$ bzw. $c(Fe)_I$ können näherungsweise über den Zeitraum zwischen Versuchsbeginn (0) und Versuchsende (T) integriert und zum Vergleich mit dem festgestellten Eisenverbrauch herangezogen werden (3.29) und 3.30).

$$\Delta m(Fe)_{Met.} = m(Fe)_{Rost-Packung} + m(Fe)_{Rost-Ablauf} = m(Fe)_{Ox} = m(Fe)_{I} \quad [g] \quad (Gl. 3.26)$$

$$m(Fe)_{Rost-Packung} = m(Fe)_{Oxal} + m(Fe)_{HCl}$$
[g] (Gl. 3.27)

$$m(Fe)_{Rost-Ablauf} = \int_{0}^{T} Q \cdot c(Fe)_{Ab,p}(t) dt + \int_{0}^{T} Q \cdot c(Fe)_{Ab,g}(t) dt \qquad [g] \qquad (Gl. 3.28)$$

$$m(Fe)_{Ox} = \int_{0}^{T} Q \cdot c(Fe)_{Ox}(t) dt$$
 [g] (Gl. 3.29)

$$m(Fe)_I = \int_{0}^{T} Q \cdot c(Fe)_I(t) dt$$
 [g] (Gl. 3.30)

Analog lässt sich eine Massenbilanz für Arsen aufstellen (3.31), wobei hier alle Größen durch chemische Analyse ermittelt werden müssen. Die eingesetzte Gesamtmasse ergibt sich aus der regelmäßigen Beprobung des Zulaufs (3.32) und für den Verbleib kommt die Säule (3.33) oder der Ablauf (3.34) in Frage. Die Fraktionen in der Säule wurden oben bereits vorgestellt, und die beiden Fraktionen des Ablaufs entsprechen ebenfalls denjenigen der Eisenbilanz.

$$m(As)_{Zu} = m(As)_{Packung} + m(As)_{Ablauf}$$
[mg] (Gl. 3.31)

$$m(As)_{Zu} = \int_{0}^{T} Q \cdot c(As)_{Zu}(t) dt$$
 [mg] (Gl. 3.32)

$$m(As)_{Packung} = m(As)_{Oxal} + m(As)_{HCl}$$
[mg] (Gl. 3.33)

$$m(As)_{Ablauf} = \int_{0}^{T} Q \cdot c(As)_{Ab,p}(t) dt + \int_{0}^{T} Q \cdot c(As)_{Ab,g}(t) dt \qquad [\mu g] \qquad (Gl. 3.34)$$

Aus den auf diese Weise definierten Fraktionen lässt sich das Verhalten des Arsens während der Aufbereitung erkennen:

- Wird es in der Packung selbst oder in der Nachreinigungsstufe zurückgehalten ?
- Verbleibt es in gelöster Form im Wasser ?
- Welches sind die effektiven Entfernungsmechanismen?
- Gibt es unerklärliche Massenverluste, die auf bisher unberücksichtigte Phänomene, wie beispielsweise die Bildung von gasförmigem Arsin hindeuten ?

Ergänzend zu den zeitlich aufgelösten Beladungsgrößen $q_M(t)$ und $q_P(t)$, lassen sich auch in der integralen Versuchsbilanz zwei Kenngrößen für das Verhältnis von gebundenem Arsen zu gebildetem Rost definieren: Zum einen die Endbeladung der Säule q_E aus der Auflösung und Analyse der Säule, wobei sich auch noch Teilbeladungen für die Oxalsäure- und die HCl-Fraktion ermitteln lassen. Zum anderen lässt sich parallel dazu auch aus der Integration der Einzelwerte für Rostbildung und Arsenentfernung eine Beladung q_B aus der Bilanz ermitteln und der Messgröße q_E gegenüberstellen.

$$q_E = \frac{m(As)_{Packung}}{m(Fe)_{Rost-Packung}}$$
[µg/mg] (Gl. 3.35)

$$q_B = \frac{m(As)_{Zu} - m(As)_{Ablauf}}{m(Fe)_{Ox} - m(Fe)_{Rost-Ablauf}}$$
[µg/mg] (Gl. 3.36)

3.4 Ergänzende Versuchsvarianten

3.4.1 Differentialfilterversuche im Kreislaufbetrieb

Ergänzend zu den Durchflussversuchen, die den gesamten Aufbereitungsprozess repräsentieren sollten, wurde in den Differentialfilterversuchen gezielt der Korrosionsprozess untersucht. Die wichtigste Frage, die durch diese Versuche beantwortet werden sollte, war die Frage nach der vorliegenden Reaktionsordnung. Ist die Korrosionsgeschwindigkeit von der Saustoffkonzentration abhängig, liegt eine zumindest empirisch auf diese Weise beschreibbare Reaktion 1. Ordnung vor. Daraus leitet sich die Rechtfertigung für die bereits im vorhergehenden Abschnitt vorgenommene Einführung der Sauerstoffverbrauchsrate $r(O_2)$ als alternativer Maßzahl zur spezifischen Korrosionsrate $CR(Fe)_{Ox}$ ab.

Der Einfluss der Strömungsgeschwindigkeit v_F auf die Sauerstoffverbrauchsrate kann mit dieser Anordnung ebenfalls gezielt untersucht werden, da die Kontaktzeit des Wassers mit dem Eisenmaterial dank der Kreislaufführung auch bei verschiedenen Strömungsgeschwindigkeiten unverändert bleibt.

Auch das Packungsalter wirkt sich über die Deckschichtdicke auf die Sauerstoffverbrauchsrate $r(O_2)$ aus. Auch dieser Einfluss kann mit Hilfe dieser Anordnung untersucht werden.



Abb. 3.3 Skizze der Kreislaufversuchsanlage

Der Versuchsaufbau und die wichtigsten Anlagenparameter sind in Abbildung 3.3 dargestellt. Vor jedem Einzelversuch wurde der Kreislauf mit frischem, sauerstoffhaltigem Wasser gefüllt. Um die Vergleichbarkeit innerhalb einer Versuchsserie sicherzustellen und Effekte der zunehmenden Deckschichtbildung auszuschließen, wurde jeweils eine Serie am selben Tag durchgeführt. Dabei wurde immer frisches Wasser aus dem gleichen Vorratsbehälter eingesetzt. Der Behälter wurde zur Temperaturanpassung bereits am Tag zuvor befüllt. Die Versuche wurden zum Teil mit frischen, zum Teil auch mit bereits im Durchfluss betriebenen Packungen durchgeführt. In einigen Versuchen wurde die Packung zwischen den periodisch wiederholten Versuchsserien kontinuierlich im offenen Kreislauf durchströmt, um auf diese Weise eine "Alterung" bzw. Deckschichtbildung in der Packung zu erreichen.

Die gepackte Säule wies den gleichen Durchmesser wie im Durchflussversuch auf, die Höhe der Packung war jedoch wesentlich geringer. Die Sauerstoffkonzentration änderte sich beim einmaligen Durchströmen nur wenig, das Bett repräsentierte eine "Scheibe" der Dicke Δz aus der Korrosionssäule im Durchflussversuch. Aufbau und Durchführung orientierten sich an den von Kuch 1984 vorgestellten Versuchen [Kuch 1984] zur Untersuchung des Korrosionsverhaltens von Stahlrohren zur Trinkwasserverteilung. Gemessen wurde der zeitliche Verlauf der Sauerstoffkonzentration im Kreislaufwasser während der ein- bis zweistündigen Versuchsdauer.

Die Auswertung eines Kreislaufversuchs erfolgte durch die Bestimmung der mittleren Steigung der durch Logarithmierung linearisierten Zeitreihe der normierten Sauerstoffkonzentrationen und deren Bezug auf die volumenspezifische Oberfläche a_V (3.38).

$$c(O_2)(t) = c_0 \cdot e^{-r(O_2) \cdot a_V \cdot t}$$
 [mg/L] (Gl. 3.37)

$$\overline{r(O_2)} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n} \ln\left(\frac{c_0}{c(t_i)}\right) \cdot \frac{1}{a_V \cdot t_i}$$
[L/m²min] (Gl. 3.38)

$$t_R = \frac{L_{Packung}}{v_F} \cdot \varepsilon$$
 [h] (Gl. 3.39)

$$1 \cdot 10^{-5} \frac{m}{s} = 0.6 \frac{L}{m^2 \cdot \min}$$
(Gl. 3.40)

Die im Kreislaufversuch gewonnenen Werte für die Sauerstoffverbrauchsraten lassen sich auf die Verhältnisse im durchflossenen Rohrreaktor übertragen, wenn man die Kontaktzeit t_R durch eine entsprechende Beziehung für die zurückgelegte Fließstrecke ersetzt. Von der Dimension [m/s] her entspricht die Sauerstoffverbrauchsrate $r(O_2)$ dem Transportkoeffizienten für Sauerstoff durch die Filmgrenzschicht zur Metalloberfläche, der sich, wie bei [Kuch 1984] näher ausgeführt, bei Versuchsbeginn im deckschichtfreien Zustand auch durch entsprechende Beziehungen zum Stofftransport in der Filmgrenzschicht berechnen lässt. Die im zweiten Kapitel beschriebenen Phänomene durch die Bildung der Deckschicht führen aber nach kurzer Zeit zu deutlichen Abweichungen, die im folgenden Kapitel auch anhand von Messergebnissen verdeutlicht werden.

3.4.2 Rührversuche im Becherglas

Die zuvor dargestellten Versuchsanordnungen dienten als Modellsystem für einen praktischen Einsatz, lassen dabei aber einen deutlichen Einfluss von Transportphänomenen auf das Korrosions- und Adsorptionsverhalten erwarten. In einem idealisierten Versuchssystem, in diesem Fall bestehend aus Bechergläsern im Rührstand, sollte ergänzend das Korrosions- und Adsorptionsverhalten ohne Transport- und Sauerstoffkonzentrationslimitierungen zum Vergleich mit den Ergebnissen der Säulenversuche ermittelt werden.



Abb. 3.4 Skizze eines Rührversuchs

Die Versuche erfolgten in Anlehnung an konventionelle Flockungstests in Bechergläsern mit einem Inhalt von 1 L, gerührt von einem Blattrührer. Am Rührblatt wurde ein mit Teflon ummantelter Rührmagnet befestigt, der die eingewogenen Stahlwollefasern fest hielt und dabei gleichzeitig einer kräftigen Strömung aussetzte. In regelmäßigen Zeitabständen wurde eine Probe entnommen und ein Teil davon filtriert, so dass zu jedem Probenahmezeitpunkt die aktuellen Konzentrationen an gelöstem Arsen, sowie an im Wasser gelöstem und suspendiertem Eisenhydroxid bestimmt werden konnte. Zum Abschluss wurde auch die Masse an verbliebenem metallischem Eisen sowie die Masse an suspendiertem Eisenhydroxid bestimmt, so dass ebenfalls eine Massenbilanz für Eisen und Arsen aufgestellt werden konnte. Die Messwerte für Eisenfreisetzung und Arsenentfernung ermöglichen die Ermittlung von Beladungswerten q_P für die Partikel nach Gleichung 3.41. Eine Darstellung der ermittelten Beladungswerte über der Konzentration an gelöstem Arsen zum Zeitpunkt t sollte auch die Konstruktion von Isothermen ermöglichen.

$$q_{P}(t) = \frac{c(As)_{g}(Start) - c(As)_{g}(t)}{c(Fe)(t)}$$
 [µg/mg] (Gl. 3.41)

Zum Vergleich mit den für Rostpartikel erreichten Beladungen wurden ebenfalls Rührversuche zur Entfernung von Arsen mit Eisen in Form von zwei oder dreiwertigem Eisenchlorid durchgeführt, zwei bewährten Flockungsmitteln zur Arsenentfernung in der Trinkwasseraufbereitung.

$$CR(Fe) = \frac{m(Fe)_{Ox}}{m(Fe)_{Met.} \cdot a_M \cdot \Delta t}$$
 [g/m²d] (Gl. 3.42)

Die Bestimmung der produzierten Masse an Rost aus den unfiltrierten Proben bzw. den aufgelösten Rückständen ermöglicht die Ermittlung der bereits in Abschnitt 3.3.4 definierten Korrosionsrate 0. Ordnung *CR(Fe)* entsprechend Gleichung 3.42.

3.5 Fehlerquellen und Störeinflüsse

Die bisher vorgestellten Methoden dieser Arbeit weisen neben den üblichen analytischen Schwankungen einige Annahmen, Vereinfachungen oder Ungenauigkeiten auf, auf die an dieser Stelle näher eingegangen werden soll:

Bei der Bilanzierung von Eisen und Sauerstoff in den Gleichungen 2.17 und 3.10 wird von einer vollständigen Oxidation des Eisens ausgegangen, und auf diese Weise eine rechnerische Bestimmung der oxidierten Eisenmenge ermöglicht. Die chemisch-analytischen Messungen im Ablauf zeigen jedoch, dass ein Teil des Eisens gelöst, also als zweiwertiges Ion vorliegt. Ein Verbrauch von 1mg Sauerstoff entspricht dann nicht mehr 2,33 mg Eisen in Form von Rost, sondern oxidiert 3,5 mg Eisen. Die ermittelte Rostproduktion wird in diesem Fall systematisch unterschätzt. Da gelöstes Eisen nur zeitweilig, vor allem in den Startphasen mit starker Korrosion, auftrat, und immer nur einen geringen Anteil der gesamten Eisenoxidation ausmachte, wurde auf eine rechnerische Korrektur der Rostproduktion verzichtet.

Ähnlich verhält es sich mit der Oxidation von Kupfer, die in den Versuchen zur galvanischen Korrosionsintensivierung beobachtet wurde. Bei einer Oxidation des Kupfers zum zweiwertigen Ion entspricht ein Sauerstoffverbrauch von 1 mg einer Kupferfreisetzung von 3,98 mg Kupfer. Beim Auftreten von korrodiertem Kupfer wird also gleichzeitig die ermittelte Eisenrostproduktion überschätzt, da der durch Kupferoxidation verursachte Sauerstoffverbrauch nicht abgezogen wurde. Da aus den Versuchen mit Kupferfreisetzung in erster Linie qualitative Informationen über die galvanischen Korrosionsprozesse zu gewinnen waren, erscheint auch diese Vereinfachung zulässig.

Hinsichtlich der chemischen Analyseverfahren ist zu beachten, dass die Methode zur Arsenbestimmung mit HG-AAS nur einen Messbereich bis 50 µg/L aufweist. Da bei den hier eingesetzten Zulaufkonzentrationen von 500µg/L der Bereich häufig überschritten wurde, wurden die Proben zur Analyse in der Regel 1:10 oder 1:20 verdünnt, mit den daraus resultierenden Ungenauigkeiten sowie einer entsprechenden Fortpflanzung der Messwertstreuung.

Besonders bei der Bestimmung der Beladungskenngrößen q_M und q_P wirken all diese Fehlermöglichkeiten zusammen: Als Quotient von zwei Differenzen kann der normale Fehler der Einzelmessungen dicht an der Nachweisgrenze zu erheblichen Schwankungen bis hin zu völlig unrealistischen Werten führen. Daher sollten bei der Beurteilung besonders dieser zusammengesetzten Größen immer die Randbedingungen der Messung berücksichtigt werden, also z.B. wie hoch der Eisengehalt des Ablaufs zu einen Zeitpunkt insgesamt war.

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Untersuchung natürlicher und forcierter Korrosionsvorgänge

4.1.1 Versuche zur natürlichen Sauerstoffkorrosion

4.1.1.1 Prinzip und Realisierung dieser Verfahrensvariante

Ausgangspunkt der in dieser Arbeit vorgenommenen Untersuchungen ist die Idee, die Korrosionsprodukte von Eisenmaterialen wie Stahlwolle oder Frässpänen zur Entfernung von Arsen zu nutzen. Die einfachste Möglichkeit zur Realisierung dieser Idee ist der Einbau des Materials in Form einer Packung bzw. Schüttung in einer Säule, skizziert in Abbildung 4.1, die vom Wasser der Länge nach homogen durchströmt wird und damit dem verfahrentechnischen Modell eines Rohrreaktors sehr nahe kommt. Bevor auf das Korrosionsverhalten und die daraus resultierende Arsenentfernung in verschiedenen Durchflussversuchen eingegangen wird, sollten die zwei wichtigsten Einflussgrößen, die Oberfläche des Eisenmaterials und die Sauerstoffkonzentration im Wasser, näher betrachtet werden.



Abb. 4.1 Skizze der Korrosionssäule mit Packung aus Stahlwolle

4.1.1.2 Einfluss der Eisenoberfläche

Ohne expliziten experimentellen Nachweis ist davon auszugehen, dass die Produktion von Rost primär durch die Größe der im Reaktor vorhandenen Eisenoberfläche, die in Kontakt mit dem Wasser steht, bestimmt wird. Die angebotene Fläche hängt dabei vom vorhandenen Reaktorvolumen, der spezifischen Oberfläche des Eisenmaterials und der eingesetzten Masse ab, so dass sich zur Auswertung eine Normierung auf die Oberfläche anbietet. Damit sind durch die charakteristischen Materialeigenschaften aus Tabelle 3.2 auch Porosität und volumenspezifische Oberfläche bereits festgelegt, während das Reaktorvolumen später mit Hilfe der in Kapitel 5 vorgestellten Vorgehensweise anhand der Ergebnissen dieser Arbeit entsprechend bemessen werden kann.

4.1.1.3 Einfluss der Sauerstoffkonzentration

Die zweite wichtige Einflussgröße auf die Sauerstoffkorrosion von Eisen ist die Konzentration des Sauerstoffs im Wasser, die in den Differentialfilterversuchen näher untersucht wurde. In Abbildung 4.1 (a) und (c) sind die Ergebnisse von Versuchen im Differentialfilter mit Kreislaufführung aus Abbildung 3.3 mit kurzen Packungen von Stahlwolle D-III sowie Frässpänen II dargestellt. Der Rückgang der Sauerstoffkonzentration im Zeitverlauf entspricht einer exponentiellen Abnahme, so dass sich eine entsprechende Auswertung durch Linearisierung und anschließende Mittelung und Normierung der Steigung nach Gleichung 3.38 anbietet, die zur Sauerstoffverbrauchsrate $r(O_2)$ als Kenngröße für die Intensität der Korrosion führt. Die großen Unterschiede in der Startkonzentration bei verschiedenen Strömungsgeschwindigkeiten sind durch die Position der Sauerstoffsonde hinter der Packung zu erklären. An dieser Stelle hat das Wasser aus dem Vorratsbehälter bereits einmal die Packung durchlaufen. Bei dieser Passage wurde bereits Sauerstoff verbraucht, und zwar bei geringer Fließgeschwindigkeit mehr als bei hoher. Dieser Unterschied übt aber keinen Einfluss auf die Bestimmung der Sauerstoffverbrauchsrate aus, die sich nur aus der relativen Abnahme pro Zeiteinheit im geschlossenen Kreislauf errechnet.

Kuch interpretiert diese Größe der Einheit m^3/m^2s bzw. m/s als Transportkoeffizienten des Sauerstoffs, der durch die Deckschicht zur Metalloberfläche diffusiv transportiert und dort durch Reaktion verbraucht wird [Kuch 1984]. Dieser Transport ist proportional zum Konzentrationsgradienten, was auch die Konzentrationsabhängigkeit der Sauerstoffverbrauchsrate erklärt. Diese Erklärung ist auch für die bei [Stratmann 1994] postulierte Sauerstoffreduktion in der Deckschicht durch Elektronen leitende Mischoxide des Eisens schlüssig. Auch Merkel macht in seinen Untersuchungen zur Oxidationskinetik an Deckschicht behafteten Trinkwasserleitungen aus Kupfer ähnliche Beobachtungen: eine Sauerstoffabnahme 1. Ordnung lässt sich durch einen analog bestimmten Oxidationsparameter β beschreiben, die Strömungsgeschwindigkeit hat auf dessen Wert keinen Einfluss [Merkel 2003].

Für frisches, also noch weitgehend deckschichtfreies Eisenmaterial, kommt möglicherweise zusätzlich der Transportwiderstand der laminaren Filmgrenzschicht über der Metalloberfläche zum Tragen. Dieser Effekt wird durch die in den beiden in Abbildung 4.2 (b) und (d) dargestellten Versuchen zu beobachtende Abhängigkeit der Sauerstoffverbrauchsrate $r(O_2)$ von der Filtergeschwindigkeit v_F verdeutlicht: Eine höhere Strömungsgeschwindigkeit führt zu einer dünneren Filmgrenzschicht, die eine höhere Transportrate für Sauerstoff und damit auch eine intensivere Korrosion ermöglicht. Für eine möglicherweise stattfindende Oxidation von gelöstem Fe²⁺ in der freien Lösung entsprechend Gleichung 2.19 aus Abschnitt 2.3 ist ebenfalls eine Proportionalität der Reaktionsgeschwindigkeit zur Sauerstoffkonzentration zu erwarten [Sigg 1996].


Abb. 4.2 (a) und (c): Sauerstoffkonzentration im Kreislaufversuch mit Stahlwolle und Frässpänen (b) und (d): Strömungsabhängigkeit der Sauerstoffverbrauchsrate

Welcher dieser Prozesse in einer konkreten Situation als geschwindigkeitsbestimmender Schritt wirkt, hängt wesentlich von der Laufzeit des Versuchs ab (siehe auch Abschnitt 4.1.1.5 sowie Abbildung 4.5 (c) und (d)), und kann daher mit den durchgeführten Kreislaufversuchen nicht generell erklärt werden. Es lassen sich aber folgende Schlussfolgerungen ziehen:

Als Vergleichsgröße zur Auswertung weiterer Untersuchungen bietet sich auch für die Durchflussversuche die in Gleichung 3.20 definierte Sauerstoffverbrauchsrate nach einem Ansatz 1. Ordnung an, da damit Störeinflüsse durch Unterschiede in der Packungslänge und in der Sauerstoffkonzentration des Zulaufs vermieden werden können. Diese Vorgehensweise wurde bereits in Abbildung 3.2 veranschaulicht. Um Vergleiche mit den zusätzlich untersuchten Verfahrensvarianten zu ermöglichen, wird gegebenenfalls parallel die Korrosionsrate $CR(Fe)_{Ox}$ aus Gleichung 3.13 nach einem Ansatz 0.Ordnung ermittelt und angegeben.

Für die Anwendung belegen die Ergebnisse der Kreislaufversuche die Notwendigkeit einer hohen Sauerstoffkonzentration im Zulauf für eine hohe Rostproduktion durch eine Reaktion 1. Ordnung. Zusätzlich wird die praktisch nutzbare Sauerstoffmenge deutlich eingeschränkt, da im "hinteren" Teil des Rohrreaktors bei geringen Sauerstoffkonzentrationen nur noch eine geringe Rostproduktion stattfinden kann. Von den bei Sättigung vorhandenen 9 mg/L können also nur ca. 5 mg/L effektiv genutzt werden, entsprechend der ersten Halbwertszeit, während für die Nutzung der verbleibenden 4 mg/L ein überproportional großes Reaktorvolumen notwendig wäre. Wie in Kapitel 5 näher erläutert wird, sollte daher das Konzept des geschlossenen Rohrreaktors für die Verfahrensvariante mit natürlicher Sauerstoffkorrosion insgesamt hinterfragt werden.

4.1.1.4 Korrosion und Arsenentfernung im Durchflussversuch

Die Vorgänge bei der Korrosion mit simultaner Arsenentfernung im Durchflussversuch werden an Hand von zwei beispielhaften Versuchen erläutert: In Abbildung 4.3 ist ein 31 Tage lang betriebener Durchflussversuch mit Stahlwolle D-III dargestellt, während beim in Abbildung 4.4 dargestellten Versuch für 23 Tage die Frässpäne II zum Einsatz kamen. Beide Versuche werden auf Gemeinsamkeiten und Unterschiede analysiert. Zunächst wird der zeitliche Verlauf des Versuchs mit Stahlwolle betrachtet (Abb. 4.3).

In Diagramm (a) sind die auftretenden Eisenkonzentrationen aufgetragen. Zunächst fällt auf, dass die aus dem Sauerstoffverbrauch errechnete Konzentration an produziertem Rost $c(Fe)_{Ox}$ deutlich über der tatsächlich im Ablauf erscheinenden Konzentration $c(Fe)_{Ab}$ liegt. Das bedeutet, dass die Differenz zwischen den beiden Kurven, also ein wesentlicher Anteil des entstandenen Rosts, in der Korrosionssäule verbleibt. Ein deutlicher Anteil des Eisens im Ablauf tritt in gelöster Form $c(Fe)_{Ab,g}$ auf. Im Ablauf des nachgeschalteten Sandfilters dagegen ist die Eisenkonzentration den gesamten Versuch über nahe null. Sowohl Partikel als auch gelöstes Eisen werden im Nachreinigungsschritt vollständig entfernt. Während der ersten zehn Betriebstage, bis zu einem Durchsatz von rund 7500 Bettvolumina, fand ein nahezu vollständiger Sauerstoffverbrauch statt. Mit zunehmender Ausbildung einer Deckschicht auf der Metalloberfläche ging der Sauerstoffverbrauch dann kontinuierlich zurück. In Diagramm (b) ist zu erkennen, dass während der Phase der intensiven Korrosion zu Versuchsbeginn kaum Arsen in den Ablauf gelangt. Offensichtlich wird es in dieser Phase mit dem im vorderen Teil der Säule gebildeten Rost nahezu vollständig zurückgehalten. Mit dem Ende der Phase intensiver Korrosion erscheint auch Arsen im Ablauf, kontinuierlich ansteigend sowohl in partikulärer, also an Eisenhydroxidpartikel gebundener, als auch in gelöster Form. Die Relation zwischen beiden Formen wird in diesem Versuchsaufbau auch durch den Ort bzw. den Zeitpunkt der Probenahme und der Membranfiltration beeinflusst, da die Oxidationsreaktion des zweiwertigen gelösten Eisens und der zeitgleiche Adsorptionsprozess des Arsens an die Rostpartikel beim Verlassen der Korrosionssäule noch nicht abgeschlossen sind. Das Fortschreiten dieser Prozesse in der Nachreinigungsstufe bewirkt neben dem reinen Partikelrückhalt eine weitergehende Arsenentfernung, die bis zu einem Durchsatz von 20.000 BV anhält. Die Ablaufkonzentrationen für Arsen liegen in dieser Zeit deutlich unter dem angestrebten Zielwert von 50 μ g/L. Gegen Ende des Versuchs kommt es aus Mangel an frisch gebildetem Rost zu einem kontinuierlich Anstieg der Arsenkonzentration im Ablauf des Sandfilters.

In Diagramm (c) werden die Kenngrößen für die Korrosionsgeschwindigkeit gegenübergestellt: Man erkennt, dass die Sauerstoffverbrauchsrate $r(O_2)$ nach einem Ansatz 1. Ordnung etwas gleichmäßiger verläuft, da die Schwankungen der Sauerstoffkonzentration im Zulauf rechnerisch ausgeglichen werden. Während der ersten Tage bleiben beide Kenngrößen auf dem durch die Sauerstoffkonzentration im Zulauf begrenzten Maximalwert, im Fall der Sauerstofftransportrate bei 1,4 L/m²min. Anschließend erfolgt ein stetiger Rückgang der Korrosionsgeschwindigkeit durch den Aufbau einer Deckschicht. Auch der Verbrauch des metallischen Eisens selbst trägt zum Rückgang der Korrosionsgeschwindigkeit bei. Am Ende des Versuchs waren nur noch 31 % der Einwaage vorhanden, die Struktur der Packung war deutlich beeinträchtigt. In der Endphase des Versuchs stellte sich eine nahezu stabile Sauerstoffverbrauchsrate im Bereich von 0,06-0,1 L/m²min ein, deutlich weniger als 10% des Anfangswerts.

Für jeden Messzeitpunkt, das heißt in der Regel täglich, lassen sich auch Relationen von entferntem Arsen zu gebildetem Eisenhydroxid aufstellen, und zwar zum einen der Wert $q_M(t)$ innerhalb der Säule und zum anderen der Wert $q_P(t)$ als Beladung der Partikel im Ablauf. Diagramm (d) zeigt für q_M einen sehr gleichmäßigen Verlauf, schwankend im Bereich 30-60 µg/mg über die gesamte Versuchsdauer. Die Partikelbeladung beginnt dagegen bei sehr niedrigen Werten, da das Arsen in der Anfangsphase nahezu vollständig in der Korrosionssäule verbleibt und nicht in den Ablauf gelangt. Sie steigt dann aber rapide an. Die Werte am Versuchsende sind vermutlich stark Fehler behaftet, da der Gehalt an Eisenpartikeln im Ablauf, ersichtlich in Diagramm (a), insgesamt sehr niedrig ist. Kleine Messfehler in den Differenzen für Arsen und Eisen können erheblichen Einfluss auf den Beladungsquotienten erlangen.

In Abbildung 4.4 sind die gleichen Größen für einen mit groben Frässpänen II betriebenen Korrosionsversuch dargestellt. Da die volumenspezifische Oberfläche a_V wesentlich kleiner ist (vergleiche Tabelle 3.2), wurde eine längere Packung eingesetzt. Dies führte bei gleicher Filtergeschwindigkeit (2 m/h) zu deutlich geringeren Durchsätzen von ca. 300 BV/d gegenüber 800 BV/d im Versuch mit Stahlwolle.



Abb. 4.3 Ergebnisse eines Durchflussversuchs mit Packung aus Stahlwolle D-III (SV 18.1)



Abb. 4.4 Ergebnisse eines Durchflussversuchs mit Packung aus Frässpänen II (SV 26.2)

Wie in Diagramm (a) gezeigt, kommt es wenige Tage nach Beginn des Versuchs bereits zu einem deutlichen Rückgang der Rostproduktion. Schon zu Versuchsbeginn wurden im Ablauf Sauerstoffkonzentrationen über 1 mg/L gemessen. Entsprechend stark ist der Rückgang bei den im Ablauf gemessenen Eisenkonzentrationen, die binnen weniger Tage auf nahezu null zurückgehen. Der gebildete Rost verbleibt ab 1.500 BV fast vollständig in Form einer Deckschicht in der Säule.

In den ersten Tagen mit intensiver Korrosion ist in Diagramm (b) noch eine weitgehende Arsenentfernung zu beobachten, die aber nach wenigen Tagen ebenfalls stark zurückgeht. Vor allem in der zweiten Hälfte des Versuchs, in der mit einer auf die Hälfte verringerten Zulaufkonzentration gearbeitet wurde, erfolgt nur noch ein sehr geringer Arsenrückhalt in der Säule. In Ablauf und Nachreinigung findet kaum zusätzliche Arsenentfernung statt, da dort weder gelöstes Eisen noch Eisenhydroxidpartikel anzutreffen sind, welche noch zur weitergehenden Adsorption dienen könnten. Zum Erreichen des Zielwertes von 50 μ g/L wäre ein wesentlich größeres Reaktorvolumen notwendig.

Die Kenngrößen für die Korrosion liegen dagegen im gleichen Bereich wie im Versuch mit Stahlwolle und weisen von einem Startwert von $0,9 \text{ L/m}^2$ min für $r(O_2)$ ausgehend ebenfalls einen kontinuierlichen Rückgang auf, der zu ähnlichen Endwerten wie in Abbildung 4.3 führt: in der zweiten Hälfte des Versuchs stellt sich ein konstanter Verlauf von $r(O_2)$ bei 0,1-0,15 L/m^2 min ein. Bei Versuchsende sind noch 91% des eingesetzten Fe-Materials vorhanden, so dass mit Frässpänen eine wesentlich längere Versuchsdauer bzw. Standzeit als mit Stahlwolle zu erreichen wäre. Extrapoliert man den Materialverbrauch unter Annahme der niedrigen Korrosionsrate aus der zweiten Versuchshälfte, wäre erst bei rund 60.000 BV die Hälfte des Eisens zu Rost umgewandelt.

Das Verhalten der Beladungswerte ist prinzipiell denen aus dem Versuch mit Stahlwolle sehr ähnlich: Die Werte für q_P sind hoch, schwankend und stark Fehler behaftet, da die Eisenkonzentrationen im Ablauf sehr niedrig sind. Die Werte für q_M verlaufen hingegen gleichmäßig, allerdings weit niedriger als im Versuch mit Stahlwolle: Sie liegen hier eher im Bereich von 10-20 μ g/mg in der ersten Versuchshälfte. Im zweiten Teil, nach Absenkung der Zulaufkonzentration auf 250 μ g/L, liegen sie mit 4-11 μ g/mg sogar noch deutlich niedriger, also bei nur 10-50 % der Werte aus dem Versuch mit Stahlwolle.

Eine bedeutende Gemeinsamkeit der beiden Versuche ist das zeitliche Verhalten der Korrosionsraten, das durch das schnelle Wachstum einer Deckschicht aus Korrosionsprodukten geprägt ist. Der Verlauf entspricht annähernd dem bereits von Sontheimer beobachteten logarithmischen Wachstumsgesetz für Hydroxid-Siderit Deckschichten in Trinkwasserleitungen [Sontheimer 1980], das nach einer kurzen Phase intensiver Korrosion zu einem sehr langsamen aber stetigen Abfall der Korrosionsrate führt. Die stabilen Werte, die sich für die Sauerstoffverbrauchsrate nach ca. 20 Tagen einstellen, liegen bei beiden Versuchen deutlich unter 10 % der mit frischem Eisenmaterial erreichten Werte.

Wegen dieser unterschiedlichen Phasen muss frühzeitig festgelegt werden, in welchem Bereich eine Anlage dauerhaft betrieben werden soll, um eine angemessene Bemessung von Korrosionssäule und Nachreinigungsstufe zu ermöglich. Die Phase der intensiven Korrosion kann durch eine deutliche Überbemessung der Packung, die zu einem vollständigen Sauerstoffverbrauch und eine deutlichen Freisetzung von gelöstem Eisen führt, verlängert werden, wie es in der Anfangsphase des Versuchs mit Stahlwolle (Abb. 4.3) der Fall war. Ein wesentlicher Teil der Arsenentfernung findet dann mit der Oxidation des gelösten Eisen(II) in der Nachreinigungsstufe statt.

Demgegenüber kann auch die gleichmäßige Deckschichtphase, wie sie sich am Ende des Versuchs mit den Frässpänen (Abb. 4.4) einstellte, zur Arsenentfernung genutzt werden, wenn die niedrigen Werte für die Sauerstoffverbrauchsrate $r(O_2)$ und die niedrigen Werte für die Momentanbeladung q_M berücksichtigt werden. Das Langzeitverhalten von groben Frässpänen wurde in einem separaten Versuch an einer kurzen Korrosionssäule untersucht, dargestellt in Abbildung 4.6 (a): Der Versuch wurde sieben Wochen ohne Arsen im offenen Kreislauf betrieben. Wöchentlich wurde mit der Differentialfilter-Kreislaufmethode die Sauerstoffverbrauchsrate $r(O_2)$ bestimmt. Abbildung 4.6 (a) zeigt wieder den steilen Abfall zu Beginn und dann die lang anhaltende, gleichmäßige Phase, die am Versuchsende bei 37.500 BV noch zu einer Sauerstoffverbrauchsrate $r(O_2)$ von 0,04 L/m²min führt. Zu diesem Zeitpunkt sind 86% des eingesetzten Materials noch vorhanden.

4.1.1.5 Auswirkung auf die Wasserqualität

Mit den in Abbildung 4.5 (a) und (b) dargestellten Verläufen für pH-Wert und Leitfähigkeit in den zuvor vorgestellten Versuchen können die Auswirkungen des Aufbereitungsprozesses auf die Wasserqualität abgeschätzt werden. Insgesamt zeigen sich nur geringfügige Veränderungen dieser beiden Leitparameter. Eine geringe Verringerung der Leitfähigkeit kann durch Adsorption von Ionen wie Calcium und Magnesium sowie von Phosphat und Carbonat an den Eisenhydroxidpartikeln erklärt werden. Da die Sauerstoffkorrosion von Eisen in der Summe pH-Wert neutral verläuft, können pH-Wert Absenkungen im Ablauf der Säule durch noch unvollständige Oxidation von Fe²⁺ erklärt werden. Für leichte Anstiege des pH-Werts, vor allem im Ablauf des Sandfilters, kommt dagegen ein Verlust an CO_2 durch die Belüftung in der Nachreinigung sowie bei der Probenahme in Betracht. Alle Effekte lassen aber keine negative Veränderung der Qualität des Wassers im Hinblick auf eine Nutzung als Trinkwasser erwarten.

4.1.1.6 Einfluss der Strömungsgeschwindigkeit

In den Diagrammen (c) und (d) der Abbildung 4.5 wird der bereits in Abschnitt 4.1.1.3 erwähnte Einfluss der Strömungsgeschwindigkeit auf die Korrosionsgeschwindigkeit im Durchflussversuch gezeigt. Dabei offenbart sich auch die erhebliche Rolle, die das Alter und die daraus resultierende Dicke der Deckschicht in diesem Zusammenhang spielt. Während in einer frischen Packung eine zunehmende Strömungsgeschwindigkeit zu einer deutlichen Erhöhung der Korrosionsgeschwindigkeit führt, geht dieser positive Einfluss mit zunehmender Dicke der Deckschicht auf null zurück. Zu Beginn wird der Transportwiderstand für Sauerstoff im Wesentlichen durch die laminare Filmgrenzschicht über der Metalloberfläche verursacht, später überwiegt dann der Einfluss der Deckschicht selbst. Der Transportwiderstand der Deckschicht wird von veränderten Strömungsbedingungen nicht beeinflusst. Dieses Phänomen wird in ähnlicher Weise, allerdings unter stark abweichenden hydraulischen Bedingungen, auch bei [Kuch 1984] sowie in der [DIN 50920] zu Korrosionsuntersuchungen in strömenden Flüssigkeiten beschrieben.

Für eine praktische Anwendung, die in der Phase der gleichmäßigen Korrosion mit Deckschicht stattfindet, ist dieser Effekt also weitgehend zu vernachlässigen. Da die Adsorptionskinetik an der sich von innen regenerierenden Deckschicht im Rahmen dieser Arbeit nicht näher quantifiziert werden konnte, lässt sich nur pauschal anmerken, dass eher niedrige Strömungsgeschwindigkeiten und damit lange Kontaktzeiten für einen möglichst hohen Arsenentfernungsgrad anzustreben sind.

4.1.1.7 Vergleich unterschiedlicher Eisenmaterialen

In den zuvor vorgestellten Durchflussversuchen mit Stahlwolle und Frässpänen wurde das Verhalten von zwei verschiedenen Materialen unterschiedlicher Feinheit miteinander verglichen. Ergänzend dazu werden in Abbildung 4.6 (b), (c) und (d) für diese beiden sowie zwei weitere Materialien das Korrosionsverhalten, das Durchströmungsverhalten und das Beladungsverhalten zusammenfassend dargestellt. Bei den neuen Materialen handelt es sich zum einen um etwas gröbere Stahlwolle aus chilenischer Produktion, die auch bei den dortigen Versuchen (Kapitel 5) zum Einsatz kam, zum anderen um ein geschüttetes Granulat aus Recyclingstahl.

Der in Diagramm (c) dargestellte zeitliche Verlauf des Überdrucks *p* vor der Korrosionssäule bei der Durchströmung ist ein Maß für die Neigung der Packung zur Verstopfung. Insbesondere die mit Eisengranulat gefüllte Säule aus Versuch 8.6, die nur eine Porosität von 52% aufwies, neigte sehr schnell zu starker Verstopfung. Der entsprechende Druckverlust reduzierte den Volumenstrom und machte den weiteren Betrieb trotz Spülung mit erhöhtem Volumenstrom nach wenigen Tagen unmöglich.

Auch die Stahlwolle D-III offenbarte trotz einer hohen Porosität von 95% eine deutliche Neigung zur Verstopfung. Neben einer geringen Porosität tragen auch die feineren Faserstrukturen sowie eine dank der spezifischen Oberfläche a_V hohe volumenspezifische Aktivität zur Verstopfungsneigung bei, da ein Großteil der gebildeten Korrosionsprodukte durch eine Filterwirkung in der Packung selbst zurückgehalten wird. Bei der gröberen Stahlwolle CL und den Frässpänen II wurde bei ähnlicher Porosität von 95% kein Druckanstieg beobachtet. Insbesondere an den Stahlspänen mit zusammenhängender ebener Oberfläche wurde eine deutliche Tendenz zur Ausbildung einer stabilen Deckschicht beobachtet, die die Abgabe von Eisenpartikeln im Ablauf gegen null gehen ließ (Abb. 4.4 (a)).



Abb. 4.5(a) und (b) Vergleich der pH-Werte und Leitfähigkeiten in Durchflussversuchen (s. Abb. 4.3 / 4.4)(c) und (d) Einfluss der Strömungsgeschwindigkeit auf die Sauerstoffverbrauchsrate



(n.a. = nicht auswertbar)

In Diagramm (b) wird der zeitliche Verlauf der Sauerstoffverbrauchsraten der einzelnen Versuche als Box-Plot zusammenfassend dargestellt, um die Verteilung und die Minimalwerte vergleichen zu können. Dabei treten zwischen den Materialen keine signifikanten Unterschiede auf. Von ähnlichen Startwerten am frischen Material ausgehend erfolgt der logarithmische Abfall, der in eine nahezu stabile Phase mit ausgebildeter Deckschicht mündet, die in allen Versuchen ungefähr bei $r(O_2)=0,1$ L/m²min liegt. Damit liegt diese Größe im selben Bereich wie die von A. Kuch an Trinkwasserleitungen nach zweiwöchigem Betrieb beobachteten Werte [Kuch 1984].

Eine ähnliche Darstellungsform wird in Diagramm (d) zum Vergleich der Beladungswerte genutzt. Deutlich erkennbar ist die unterschiedliche Verteilung der Werte für q_P und q_M . Die Ursache und die Bedeutung dieser Unterschiede werden in Abschnitt 4.2 zum Adsorptionsverhalten näher beschrieben. Insgesamt sind sich auch hier die untersuchten Materialen in ihrem Verhalten sehr ähnlich. Die Werte für q_M im Versuch mit den Stahlspänen liegen etwas niedriger als die Werte für die beiden Stahlwollesorten, verursacht vermutlich durch den bereits genannten Partikelrückhalt in der Stahlwollepackung. Für das Granulat ließen sich wegen der Verstopfungsprobleme keine aussagefähigen Werte zur Arsenentfernung gewinnen (n.a.).



Abb. 4.7 Schematische Darstellung von Sauerstoffkorrosion und Arsenentfernung

Die zuvor beschriebenen Prozesse und Reaktionen werden in Abbildung 4.7 noch einmal anschaulich zusammengefasst: Im Wasser gelöster Sauerstoff wird an der Metalloberfläche oder in der davor liegenden Deckschicht zu Hydroxidionen reduziert. Quelle der Elektronen ist metallisches Eisen, das oxidiert wird und als Fe^{2+} in die Deckschicht oder in die Wasserphase abgegeben wird. Durch einen weiteren Oxidationsschritt entsteht Fe³⁺, welches dann als schwer lösliches Eisenhydroxid bereits in der Deckschicht oder erst in der Wasserphase ausfällt und dabei Arsen adsorptiv bindet. Das Eisenhydroxid kann als Deckschicht im Reaktor verbleiben oder als Partikel über den Ablauf ausgetragen werden. Die Partikel werden in der Nachreinigungsstufe einschließlich des gebundenen Arsens aus dem Wasser entfernt.

4.1.2 Versuche zur galvanischen Korrosion in Eisen-Kupfer-Kontaktelementen

4.1.2.1 Prinzip und Realisierung dieser Verfahrensvariante

Der vorhergehende Abschnitt zeigte deutlich, wie sich die Korrosionsgeschwindigkeit von frischen Eisenoberflächen durch die Ausbildung von Deckschichten aus Korrosionsprodukten innerhalb kurzer Zeit auf Werte unter 10% der Anfangsgeschwindigkeit verringerte. In diesem Abschnitt werden Ergebnisse von Versuchen dargestellt, bei denen durch die elektrochemischen Effekte der Kontaktkorrosion zwischen zwei verschiedenen Metallen die Bildung von Rost intensiviert wurde.



Abb. 4.8 Skizzen der Korrosionssäulen I-III zur Untersuchung der Fe-Cu Kontaktkorrosion

Dabei übernimmt das edlere Metall, in diesem Fall Kupfer, die Rolle der Kathode und gibt Elektronen an den im Wasser gelösten Sauerstoff ab. Währenddessen fungiert das unedlere Eisen als Anode, die Elektronen an das benachbarte Kupfer abgibt, und dabei selbst in Form der gewünschten Fe²⁺-Ionen in Lösung geht. Ein Schema in Abbildung 4.12 verdeutlicht diesen Prozess.

Realisiert wurde dieses Prinzip im einfachsten Fall durch eine in Abbildung 4.8 (I) skizzierte Korrosionssäule aus Kunststoff, in der sich ein mit feiner Kupferwolle umwickelter Eisennagel befand. Eisen und Kupfer standen in engem Kontakt miteinander. Um neben dem Sauerstoffverbrauch auch die Korrosionsströme messen zu können, wurde die unter (II) skizzierte Korrosionssäulen eingesetzt, bei der der Kontakt zwischen beiden Metallen nur über einen externen Stromkreis mit einem Amperemeter realisiert wurde, sowie die Variante (III), bei der sowohl ein direkter als auch ein externer Kontakt bestand. Eine Unterbrechung des direkten Kontakts sollte durch einen Anstieg des externen Stromflusses nachgewiesen werden.

Zur Quantifizierung der Korrosionsgeschwindigkeit wird in diesen Versuchen nicht die Sauerstoffverbrauchsrate $r(O_2)$ herangezogen, da die Korrosionssäulen in ihrem Aufbau vom idealen Rohrreaktor deutlich abweichen. Stattdessen wird die Korrosionsrate $CR(Fe)_{Ox,A(Met.)}$ benutzt, die sowohl aus dem Sauerstoffverbrauch $(CR(Fe)_{Ox})$ als auch aus dem Stromfluss $(CR(Fe)_I)$ ermittelt werden kann. Diese Größe der Einheit g/m²d ist auf die angebotene Fläche normiert, wobei zwischen Gesamtmetalloberfläche A(Met.), Eisenoberfläche A(Fe) oder Kupferoberfläche A(Cu)differenziert werden muss. CR(Fe) hat damit die Dimension einer Eisen-Massenstromdichte.

4.1.2.2 Korrosion und Arsenentfernung im Durchflussversuch

Analog zu den Versuchen zur reinen Sauerstoffkorrosion des Eisens wird in Abbildung 4.9 das Verhalten eines 22 Tage dauernden Durchflussversuchs mit einem in Kupferwolle gebetteten Eisennagel dargestellt.

Im ersten Diagramm (a) sind die unterschiedlichen Eisenkonzentrationen über die Versuchslaufzeit dargestellt, wobei zwei Erscheinungen auffällig sind: Der zeitliche Verlauf, sowohl der gemessenen als auch der aus dem Sauerstoffverbrauch abgeleiteten Eisenkonzentration, ist sehr gleichmäßig. Der Unterschied zwischen den Werten vom Versuchsbeginn und vom Versuchsende ist sehr gering. Es erfolgt ein starker, zum Versuchsende leicht abnehmender Austrag an Eisen in Form von Rost. Dieses Eisen liegt bereits im Säulenablauf hauptsächlich in Form von Partikeln vor. Im nachgeschalteten Sandfilter gelingt deren vollständige Abtrennung.

Dieses Verhalten spiegelt sich auch in den Werten für die Arsenkonzentrationen in Diagramm (b) wieder: Ein hoher Anteil der Arsenkonzentration im Zulauf erscheint auch im Ablauf, allerdings zu mehr als 75% bereits in partikelgebundener Form. Die Konzentration an gelöstem Arsen ist entsprechend niedrig und liegt bei weniger als 100 μ g/L. Dank der hohen Eisenkonzentration bewirkt der Sandfilter eine weitgehende Arsenentfernung, die dauerhaft Ablaufwerte unterhalb des Zielwerts von 50 μ g/L erreicht.

In Diagramm (c) wird die flächenspezifische Eisenkorrosionsrate $CR(Fe)_{Ox}$ dargestellt. Zum Vergleich wird diese Größe hier auf drei verschiedene Flächen normiert: Auf die Gesamtmetall-

oberfläche sowie jeweils auf die Kupfer- und die Eisenoberflächen für sich allein. Da die Kupferoberfläche rund 98% zur Gesamtoberfläche beiträgt, fallen die Werte für diese beiden Korrosionsraten nahezu zusammen und liegen dabei mit Werten zwischen 1-2 g/m²d vergleichsweise niedrig. Wird der Massenstrom des Eisens dagegen auf die reine Eisenoberfläche bezogen, ergeben sich entsprechend des in der Säule vorhandenen Flächenverhältnisses A_{Cu} : $A_{Fe} = 56:1$ Korrosionsraten zwischen 60 und 100 g/m²d, also Werte die weit über denen der natürlichen Sauerstoffkorrosion liegen. Dieses Verhalten kann als deutliches Indiz für eine Limitierung des Korrosionsprozesses durch den kathodischen Teilprozess der Sauerstoffreduktion gewertet werden. Dieser Teilprozess kann durch eine entsprechende Vergrößerung der Kathodenfläche beeinflusst werden, wie im folgenden Abschnitt (4.1.2.3) näher ausgeführt wird.

Diagramm (d) zeigt den Verlauf der beiden Beladungskenngrößen q_M und q_P , die in diesem Versuch relativ dicht beieinander liegen, und zwar auf einem relativ hohen Niveau. Die Werte für q_P sind in diesem Versuch als verlässlich anzusehen, da immer eine ausreichend hohe Konzentration an Rostpartikeln im Ablauf zu finden war. Die Werte für q_M liegen im Bereich der bei Stahlwolle beobachteten Werte und deutlich über den Werten im Versuch mit den groben Frässpänen.

Charakteristisch für diesen Versuch sind folgende Gegebenheiten: ein gleichmäßiges Korrosionsverhalten und eine hohe Eisenfreisetzung, die im Wesentlichen durch die Trennung der beiden Teilelektroden verursacht werden. Da die Freisetzung von Fe²⁺ und die Entstehung von Hydroxid-Ionen an räumlich voneinander getrennten Orten stattfinden, wird die Bildung der typischen Calcit-Hydroxid-Siderit Deckschicht verhindert. Durch die pH-Wert Erhöhung an der Kathode in Folge der Reduktion von Sauerstoff zu Hydroxidionen kommt es hier nur zu einem Ausfall von Calcit, der zu einer gewissen Behinderung des Sauerstofftransports führt. Da die flächenspezifische Umsatzrate an der Kupferoberfläche jedoch gering ist, geht diese Form der Schichtbildung nur sehr langsam von statten. Eisenionen und Hydroxidionen können nicht direkt am Entstehungsort miteinander reagieren, sondern müssen erst in der Wasserphase zueinander finden. Dabei führt vermutlich ein der Flockung sehr ähnlicher Mechanismus zur Bildung von feinen, aber stark mit Arsen beladenen Rostpartikeln in der Wasserphase. Diese Partikel werden größtenteils aus der Korrosionssäule ausgetragen und erst durch den Sandfilter entfernt. Ein Teil wird aber bereits in der Packung zurückgehalten und vergrößert auf diese Weise die Werte für q_M.

4.1.2.3 Einfluss des Eisen-Kupfer-Flächenverhältnisses

Im Diagramm (a) der Abbildung 4.10 wird der Einfluss der Kupferoberfläche verdeutlicht: Neben einem Eisennagel ohne Kupferwolle werden die Korrosionsraten für drei unterschiedliche Packungen mit gleicher Eisenfläche und unterschiedlichen Mengen an Kupferwolle dargestellt. Dabei zeigt sich deutlich, dass die Eisenfreisetzung, bezogen auf die konstante Eisenoberfläche, durch die vergrößerte Kupferoberfläche um ein Vielfaches gesteigert werden kann. Der auf die gesamte angebotene Metalloberfläche normierte Eisen-Massenstrom bleibt dagegen im bekannten Rahmen und nimmt mit zunehmender Kupferoberfläche sogar leicht ab.



Abb. 4.9 Ergebnisse eines Durchflussversuchs zur Eisen-Kupfer Kontaktkorrosion (SV 14.3)



Abb. 4.10 Verhalten der Eisen-Kupfer-Kontaktkorrosion (SV 14) (a und b: n=21)

Zeitlich betrachtet kommt es im Versuchsablauf ebenfalls zu einer Abnahme der Korrosionsrate, allerdings nur um rund 50% des Ausgangswerts. Diese Abnahme kann durch die Bildung einer Deckschicht aus Calciumcarbonat auf der Kupferoberfläche erklärt werden, die durch die pH-Wert-Erhöhung auf Grund der Reduktion von Sauerstoff verursacht wird.

Im Diagramm (b) der Abbildung 4.10 werden die auf die gesamte Metalloberfläche bezogenen Korrosionsraten detaillierter betrachtet. Während der im Versuch 14.1 betrachtete Eisennagel ohne Kupferwollpackung die aus Abschnitt 4.1.1 zur reinen Eisenkorrosion bekannte weite Verteilung von Korrosionsraten zeigt, liegen die Werte für die drei Ansätze zur Kontaktkorrosion eng beieinander auf deutlich niedrigerem Niveau. Dieses Verhalten belegt deutlich die unterschiedlichen Korrosionsmechanismen: Lokalelemente auf der Eisenoberfläche gegenüber räumlich getrennten Flächen für Anode und Kathode. Die Folge ist eine deutlich geringere Stoffstromdichte an der Kathode und damit eine geringere Ausbildung einer Deckschicht. Der extrem hohe Eisen-Massenstrom an der Anode scheint dagegen keine negativen Auswirkungen nach sich zu ziehen.

4.1.2.4 Problematik der Freisetzung von Kupfer

Bei allen Versuchen zur Eisen-Kupfer-Kontaktkorrosion ist nach einer gewissen Zeit, oft erst nach einer Woche wie im Diagramm (c) der Abbildung 4.10 gezeigt, ein plötzliches Auftreten von Kupfer im Ablauf festzustellen. Da gelöstes Kupfer aus gesundheitlichen Gründen im Trinkwasser inakzeptabel ist, muss diese Freisetzung in einer möglichen Praxisanwendung auf jeden Fall vermieden werden. Offensichtlich scheint der kathodische Korrosionsschutz, den die als Opferanode fungierende Eisenelektrode auf das Kupfermaterial ausübt [Baeckmann 1989], nach einer gewissen Zeit nachzulassen. Da die Eisenelektroden vor allem an den Kontaktstellen ausgeprägte, für diese Korrosionsform typische Lochfrasskorrosionserscheinungen aufwiesen, wurde zunächst vermutet, dass der leitende Kontakt zwischen den beiden Metallen durch die entstandenen Lücken unterbrochen wurde, und so die Sauerstoffkorrosion des Kupfers ermöglicht wurde.

Zur Untersuchung und Vermeidung dieses Effekts wurde das in Abbildung 4.8 (II) und (III) dargestellte Korrosionssystem eingesetzt, bei dem durch das außen liegende Kupferrohr mit leitender Drahtverbindung zum innen liegenden Eisenstab eine Verbindung zwischen beiden Elektroden dauerhaft sichergestellt wurde. Die mit dem unter (II) skizzierten Korrosionselement beobachteten Werte für Eisenkonzentration und Korrosionsrate sind in Abbildung 4.11 (a) und (b), die Resultate für System (III) in (c) und (d) dargestellt. Der wesentliche Unterschied zwischen beiden Systemen liegt bei ansonsten gleichem Aufbau in der Isolierung zwischen Kupferwolle und Eisenstab bei System (II). Die einzige leitende Verbindung zwischen beiden Metallen erfolgt über den externen Leiter mit Messung des Stromflusses, für den eine Umrechnung in eine Eisenkonzentration $c(Fe)_I$ oder eine Korrosionsrate $CR(Fe)_I$ nach Gleichung 3.7 bzw. Gleichung 3.15 möglich ist. Das Korrosionselement (III) dagegen ermöglicht wie bei Element (I) einen direkten Kontakt zwischen Eisen und Kupfermaterial.



Abb. 4.11 (a) und (b): Verhalten der Fe-Cu-Kontaktkorrosion mit externer Verbindung (SV25.1) (c) und (d): Verhalten der Fe-Cu-Kontaktkorrosion mit direkter und ext. Verbindung (SV26.1)

In Diagramm (a) ist ein sehr ähnlicher Verlauf der Eisenwerte aus Ablaufprobe und Strommessung erkennbar, während die aus der Sauerstoffmessung ermittelte Eisenkonzentration $c(Fe)_{Ox}$ deutlich darüber liegt, vor allem ab einem Durchsatz von mehr als 2.000 BV. Diese Abweichung wird offensichtlich durch die einsetzende Korrosion von Kupfer verursacht, die ebenfalls Sauerstoff verbraucht. Ab 2.000 BV Durchsatz werden Kupfergehalte von rund 2 mg/L beobachtet. Offensichtlich liegt die Ursache der Kupferkorrosion nicht wie vermutet in einer Unterbrechung der leitenden Verbindung, denn es fließt nach wie vor ein deutlicher Kontaktkorrosionsstrom durch den externen Leiter. Die in Diagramm (c) für den Versuch mit direkter leitender Verbindung gezeigte Rostproduktion ist bei gleicher Kupferfläche deutlich höher. Der extern messbare Korrosionsstrom ist dabei erwartungsgemäß vernachlässigbar klein, da eine direkte Verbindung der beiden Metalle besteht. Auch hier kommt es zu einer deutlichen Freisetzung von Kupfer, allerdings in einer niedrigeren Konzentration und deutlich später beginnend. Die beginnende Korrosion von Kupfer führt auch zu einem Sauerstoffverbrauch, der sich inkorrekterweise auch auf die abgeleiteten Größen $c(Fe)_{Ox}$ und $CR(Fe)_{Ox}$ auswirkt.

Die Diagramme (b) und (d) zeigen die aus den Sauerstoffkonzentrationen abgeleiteten Korrosionsraten. Während die auf die Eisenoberfläche bezogenen Korrosionsraten dem Flächenverhältnis entsprechend hoch sind, liegen die Werte für die auf die Kupferfläche normierten Korrosionsraten mit ca. 0,5 bzw. 1,0 g/m²d relativ niedrig. Der höhere Wert für den Versuch mit direktem Kontakt könnte durch eine um ca. 70% größere Eisenoberfläche verursacht werden, möglicherweise ist dies auch ein deutlicher Hinweis auf den erheblichen Einfluss, den die räumliche Anordnung und die Nähe der Elektroden zueinander auf die Intensität der Korrosion hat. Diese Einflüsse konnten im Rahmen dieser Arbeit nicht detaillierter untersucht werden.

Da auch in dieser Versuchsvariante eine Kupferfreisetzung nicht verhindert wurde, muss es andere Gründe für diesen unerwünschten Effekt geben. Möglicherweise ist Eisen(III)-oxid auch in der Lage, Kupfer zu oxidieren. Wie Tabelle 2.2 mit den Standardpotentialen für die hier relevanten Redox-Prozesse zeigt, ist metallisches Kupfer zwar edler als metallisches Eisen, dreiwertige Eisenionen besitzen nach Gleichung 10 in Tabelle 2.2 jedoch ein deutlich positiveres Standardpotential, so dass eine Oxidation des Kupfers bei gleichzeitiger Reduktion des Fe(III) zu Fe(II) möglich erscheint. Diese Reaktion ähnelt den von Kuch untersuchten Prozessen der instationären Korrosion in Trinkwasserleitungen, bei der Sauerstoffmangel im stagnierenden Wasser zu einer Oxidation des Eisenrohres durch die Reduktion des Eisen(III)-oxids bei Freisetzung von Eisen(II)-Ionen führt [Kuch1984]. Auch Merkel beschreibt in seiner Arbeit zur instationären Kupferkorrosion von Trinkwasserleitungen die Möglichkeit einer Komproportionierung von Cu(0) und Cu(II) zu Cu(I) [Merkel 2003].

Gestützt wird dieser Erklärungsansatz durch die deutliche Verzögerung im Auftreten der Kupferkorrosion, denn erst nach einigen Tagen haben sich ausreichend Rostpartikel in der Kupferwolle festgesetzt, um entsprechende Korrosionselemente auf der Kupferoberfläche auszubilden. Ferner ist nach der Spülung der Korrosionssäulen zur Beseitigung von Verstopfungen ein deutlicher Rückgang der Kupferfreisetzung zu beobachten, dargestellt in Diagramm (c) der Abbildung 4.10. Im Rahmen dieser Arbeit konnten diese Vorgänge nicht vertieft untersucht und eindeutig belegt werden, die oben genannte Hypothese stellt aber eine gute Ausgangsposition für mögliche Verbesserungsansätze dar. Die ablaufenden Prozesse bei der Arsenentfernung mittels Eisen-Kupfer-Kontaktkorrosion sind in Abbildung 4.12 zusammenfassend schematisch dargestellt. Aus dem Vergleich zwischen errechneter Eisenoxidation und tatsächlichem Massenverlust in der integralen Massenbilanz (Diagramm (d) der Abbildung 4.10) wird deutlich, dass trotz zeitweilig vorhandener Kupferkorrosion auch bei der Eisen-Kupfer-Kontaktkorrosion als wesentliche Reaktionen die anodische Eisenoxidation und die kathodische Sauerstoffreduktion wirksam sind.



Abb. 4.12 Schematische Darstellung von Fe-Cu-Kontaktkorrosion und Arsenentfernung

Der Einfluss der Sauerstoffkonzentration und der Strömungsgeschwindigkeit wurde in den Versuchen zur Kontaktkorrosion nicht explizit untersucht. Da es sich aber um Sauerstoffkorrosion handelt und der Sauerstoff aus der Lösung zur Kathodenoberfläche transportiert werden muss, ist von einem ähnlichen Verhalten wie im vorhergehenden Abschnitt auszugehen.

4.1.3 Versuche zur elektrochemisch verstärkten Korrosion durch Anlegen einer externen Spannung

4.1.3.1 Prinzip und Realisierung dieser Verfahrensvariante

Während im vorhergehenden Abschnitt die Korrosion durch eine Spannung, die sich aus der unterschiedlichen Position von unedlem Eisen und edlerem Kupfer in der elektrochemischen Spannungsreihe ergibt, intensiviert wurde, werden in diesem Abschnitt die Ergebnisse von Versuchen mit einer extern angelegten Spannung vorgestellt. Da sowohl Spannung als auch Strom gut zu messende und gut einzustellende physikalische Größen sind, ergeben sich in diesen Versuchen zusätzliche Möglichkeiten, die ablaufenden Prozesse zu beobachten und steuernd einzugreifen.



Abb. 4.13 Skizze der Korrosionssäule mit extern angelegter Spannung

Realisiert wurde dieses Prinzip durch eine in Abbildung 4.13 skizzierte Korrosionssäule, bei der das Wasser durch den 5 mm breiten Ringspalt zwischen einem inneren, verschlossenen Hohlzylinder und einem äußeren Rohr größeren Durchmessers strömte. Durch Anlegen einer elektrischen Spannung im Bereich zwischen 0 und 1,5 V aus einem handelsüblichen Labornetzgerät wurden der Hohlzylinder aus Eisen zur Anode und das äußere Rohr zur Kathode. Das äußere Rohr bestand aus Kupfer oder als alternative Variante dazu aus Eisen.

4.1.3.2 Korrosion und Arsenentfernung im Durchflussversuch

In Abbildung 4.14 sind in den vier bekannten Diagrammen die Ergebnisse eines über 30 Tage laufenden Durchflussversuchs mit extern angelegter Spannung zwischen einer Eisenanode und einer Kupferkathode dargestellt.

In Diagramm (a) erscheint neben den chemisch und den aus der Sauerstoffmessung ermittelten Eisenkonzentrationen zusätzlich noch die aus dem elektrischen Strom ermittelte Eisenkonzentration, die hier deutlich über den beiden erstgenannten liegt. Auch die chemischen Messwerte liegen über den aus dem Sauerstoffverbrauch errechneten Werten, so dass zu vermuten ist, dass neben der Sauerstoffkorrosion zusätzliche Reaktionen ablaufen. Da bei konstanter Spannung der Stromfluss mit der Zeit zurückging, wurde in vier Stufen die Spannung geringfügig erhöht, so dass immer eine hohe Eisenfreisetzung $c(Fe)_I$ von rund 10 mg/L gewährleistet war.

Die freigesetzte Eisenmenge konnte das Arsen des Zulaufs weitgehend binden. Es wurde sowohl gelöst als auch in partikulärer Form aus dem Korrosionselement ausgetragen und anschließend im Sandfilter entfernt, so dass der Zielwert von 50 μ g/L dauerhaft unterschritten werden konnte.

Auch die Korrosionsraten können in dieser Versuchsvariante sowohl aus dem Sauerstoffverbrauch als auch aus dem Stromfluss ermittelt werden und wie bei der Eisen-Kupfer-Kontaktkorrosion wahlweise auf die Fläche der Eisenanode oder auf die gesamte Metallfläche normiert werden. Es zeigt sich in Diagramm (c) die gleiche Diskrepanz zwischen der aus dem Stromfluss und der aus dem Sauerstoffverbrauch berechneten Größe wie in Diagramm (a). Die aus dem Stromfluss berechnete und auf die Eisenoberfläche bezogene Korrosionsrate liegt mit mehr als 15 g/m²d ausgesprochen hoch. Bezogen auf die Gesamtoberfläche und ermittelt aus dem Sauerstoffverbrauch sind die Werte aber mit denen der natürlichen Sauerstoffkorrosion vergleichbar.

Die auftretenden "Alterungserscheinungen" können zwar durch die regelmäßige Spannungsanpassung ausgeglichen werden, allerdings ist der tägliche Rückgang des Stroms bei konstanter Spannung durch den zunehmenden Transportwiderstand bei Bildung einer Deckschicht auf der Kathode deutlich erkennbar. Der schnelle Rückgang kann mit dem relativ hohen flächenspezifischen Stromfluss bzw. Stoffumsatz erklärt werden, der um mehr als den Faktor 5 über den Werten der Fe-Cu-Kontaktkorrosion liegt. Die pH-Wert Erhöhung durch Hydroxidionenproduktion fällt daher wesentlich stärker aus und führt dementsprechend zur verstärkten Ablagerung von Calcit an der Kathode (vgl. 4.1.2.2).

Die Beladungen der Partikel q_P sind mit um 87 µg/mg streuenden Werten ähnlich hoch wie im Versuch zur Kontaktkorrosion, ebenfalls gleichmäßig und wegen der hohen Eisenwerte im Ablauf auch als verlässlich anzusehen. Wesentlich geringer sind dagegen die Werte für die Momentanbeladung q_M in der Säule, die im Mittel nur 16 µg/mg betragen und damit den mit Frässpänen erzielten Werten ähnlich sind.



Abb. 4.14 Ergebnisse eines Durchflussversuchs zur Korrosion mit externer Spannung (SV 23.1)



Abb. 4.15 (a) und (b)Spannungsabhängigkeit der Korrosionsraten (SV 23)(c)Integrale Massenbilanz für Eisen(d)Strömungsabhängigkeit der Korrosionsraten

4.1.3.3 Einfluss der angelegten Spannung

Da mit zunehmender Spannung ein zunehmender Strom und damit auch eine höhere Eisenfreisetzung zu erwarten ist, wurde der Einfluss einer Spannungserhöhung auf die Korrosionsrate an einem Cu-Fe-Korrosionselement in Diagramm (a) der Abbildung 4.15 und an einem Fe-Fe-Korrosionselement in Diagramm (b) der Abbildung 4.15 zu vier Zeitpunkten im Abstand von je einer Woche während eines Versuchslaufs untersucht.

Insgesamt zeigten beide Korrosionselemente ein ähnliches Verhalten, sowohl bezüglich der erforderlichen Spannung, als auch im Zeitverhalten. Der Rückgang des Stroms von Zeitpunkt zu Zeitpunkt erscheint beim Fe-Cu System ausgeprägter, während das Fe-Fe System bereits auf niedrigem Niveau beginnt und dann kaum noch abfällt. Am Fe-Fe-System fand allerdings während der ersten, hier nicht dargestellten Tage, bereits ein starker Rückgang der Korrosionsrate statt, der durch Spannungserhöhung ausgeglichen wurde. Möglicherweise wurde dieser schnelle Rückgang durch die Sauerstoffkorrosion des Eisens mit Deckschichtbildung an der Kathode verursacht.

Der Vergleich von $CR(Fe)_I$ und $CR(Fe)_{Ox}$ ermöglicht interessante Rückschlüsse auf die ablaufenden Reaktionen. Bei geringen Spannungen fließt erwartungsgemäß kein Strom, es wird aber Sauerstoff verbraucht, was mit der parallel stattfindenden normalen Sauerstoffkorrosion des Eisens erklärt werden kann. Bei ca. 0,45 V angelegter Spannung stimmen die Korrosionsraten $CR(Fe)_I$ und $CR(Fe)_{Ox}$ überein und durch eine weitere Spannungserhöhung lässt sich die Eisenfreisetzung offensichtlich beliebig steigern. Dabei kommt es aber nicht zu einer entsprechenden Erhöhung des Sauerstoffverbrauchs.

4.1.3.4 Problematik der Wasserstoffbildung

In den Versuchen mit Variation der Spannung wurde im Bereich höherer Spannung eine deutliche Blasenbildung beobachtet. Durch Auffangen der Blasen am Ablauf und Durchführung einer Knallgasprobe wurde das Gas als Wasserstoff identifiziert, so dass die Vermutung nahe liegt, dass es statt zu einer Reduktion des Sauerstoffs zu einer Reduktion des Wassers zu Wasserstoff und Hydroxidionen nach Gleichung 1 aus Tabelle 2.2 kommt. Die Addition der Standardpotentiale der beteiligten Halbreaktionen führt in Gleichung 4.1 zu einem negativen Wert für die elektromotorische Kraft:

$$EMK = -E_{Ox} + E_{Red} = -(-0,409) + (-0,828) = -0,419 V$$
(Gl. 4.1)

Diese Reaktion läuft also nicht freiwillig ab, sondern erst durch Anlegen einer entsprechenden Spannung. Diese Gegebenheit spiegelt sich in den Versuchsergebnissen eindeutig wider.

In Diagramm (c) der Abbildung 4.15 verdeutlicht die integrale Massenbilanz die ablaufenden Reaktionen. In zwei Durchflussversuchen stimmt die Massendifferenz der Eisenanode mit der Masse an gefundenem Rost gut überein und deckt sich mit der aus dem Stromfluss ermittelten Masse an korrodiertem Eisen. Als Anodenreaktion findet also eindeutig die Oxidation von Fe(0) zu Fe^{2+} statt. Demgegenüber führt die Sauerstoffbilanz zu deutlich geringeren Eisenmassen, so dass erkennbar wird, dass die Sauerstoffreduktion nur eine untergeordnete Rolle spielt und weitere Kathodenreaktionen ablaufen müssen.

Da die Sauerstoffreduktion hier offensichtlich nicht die Korrosion limitiert, hat eine Veränderung der Strömungsgeschwindigkeit zur Verkleinerung der Filmgrenzschicht auch keinen Einfluss auf die Korrosionsströme. Wie Diagramm (d) der Abbildung 4.15 eindeutig zeigt, ändert sich der Korrosionsstrom nicht mit der Veränderung der Filtergeschwindigkeit. Der Reaktionspartner an der Kathode ist offensichtlich Wasser und dafür besteht keine Transportlimitierung.

Die Bildung von Wasserstoff stellt für die Anwendung dieser Versuchsvariante leider ein erhebliches Problem dar: Wasserstoff könnte sich im Anlagengebäude anreichern und stellt potentiell ein Explosionsrisiko dar. Da die Produktion von 1 mol Fe^{2+} auch zur Bildung von 1 mol H₂ führt, hat ein Massenstrom von 1 g/h Fe^{2+} eine Wasserstoffbildung von 0,0357 g/h bzw. 0,4 L/h zur Folge. Zusätzlich bewirkt die Bildung von Wasserstoff im Wasser auch ein reduzierendes Milieu, so dass die Bildung von gasförmigem, hochgiftigem Arsin nicht ausgeschlossen erscheint. Diese Arsinbildung könnte eine Gesundheitsgefahr für Personal und Nutzer der Anlage darstellen und muss dementsprechend vermieden werden. Im Rahmen dieser Arbeit wurde die Bildung von Arsin nicht tiefer gehend untersucht, den in Abschnitt 4.2.1 vorgestellten Arsenbilanzen zufolge kann sie aber nicht ausgeschlossen werden.

In Abbildung 4.16 werden die wesentlichen Vorgänge bei der durch eine externe Spannung forcierten Korrosion noch einmal zusammenfassend dargestellt.



Abb. 4.16 Schematische Darstellung von elektrisch forcierter Korrosion und Arsenentfernung

4.2 Betrachtung des Adsorptionsverhaltens

4.2.1 Adsorption und Rückhalt von Arsen in den Durchflussversuchen

Nachdem die drei in dieser Arbeit untersuchten Korrosionsvarianten in den vorhergehenden Abschnitten detailliert dargestellt worden sind, soll in diesem Abschnitt näher auf die Fähigkeit der Korrosionsprodukte zur Bindung von Arsen eingegangen werden. Im dritten Kapitel wurde bereits die getrennte Bilanzierung der Arsenentfernung in der Säule und der Partikel im Ablauf vorgestellt, wobei die zwei unterschiedlich definierten Größen für die Beladung auch unterschiedliche Formen von Arsenbindung an durch Korrosion gebildetem Eisenhydroxid beschreiben sollen:

Das in der Säule verbleibende Eisenhydroxid ist, idealisiert dargestellt, Rost in einer Deckschicht, die von der Metallseite her durch Oxidation und Elektronentransport in der Deckschicht wächst. Es kommt von der Wasserseite her mit Arsen in Kontakt, so das ein Transport von Arsenationen aus dem Wasser zu den frischen Adsorptionsplätzen erforderlich wird. Das Eisenhydroxid ist immobilisiert, so dass das Wasser nur während der Aufenthaltszeit in der Packung mit ihm in Kontakt kommt. Die Relation zwischen der Bildung dieses Eisenoxids und daran gebundenem Arsen wird durch q_M beschrieben.

Das im Ablauf auftretende Eisenhydroxid entsteht dagegen erst in der Lösung durch die Oxidation von Fe²⁺ und fällt in Form sehr feiner Partikel aus, vermutlich als Ferrihydrit. Dadurch besitzt es eine sehr große Oberfläche und die in Kapitel 2 vorgestellten Mitfällungsmechanismen können zur Bindung der im Wasser präsenten Arsenationen wirksam werden. Dank der geringen Anfangsgröße der Partikel spielen Transporteffekte im Partikel keine Rolle. Außerdem ist die Kontaktzeit länger, da die Partikel im Ablauf mitschwimmen und die Aufenthaltszeit des Wassers in den Nachreinigungseinrichtungen hinzukommt. Die erreichbare Beladung kommt damit dem Gleichgewichtszustand wesentlich näher als die Beladung in der Säule und wird deutlich durch die Konzentration von Arsen in der Lösung beeinflusst. Die Arsenbeladung dieses Rosttyps wird durch die Werte von q_P quantifiziert und liegt in der Regel deutlich über den Werten für die Säule (q_M).

Bei der Darstellung der Versuchsergebnisse in Abschnitt 4.1 wurden die Zeitreihen dieser beiden Größen bereits erläutert.

Neben den erzielten Beladungen ist der Verbleib des Rosts von Bedeutung für die Arsenentfernung. Das Diagramm (a) der Abbildung 4.17 zeigt den Verbleib des oxidierten Eisens in den vorgestellten Versuchen: In den Versuchen zur natürlichen Sauerstoffkorrosion zeigt sich, dass der überwiegende Anteil an Rost in der Säule verbleibt, während er in den Versuchen zur elektrochemisch forcierten Korrosion überwiegend in Form von Partikeln ausgetragen wird. Entsprechend verteilt ist auch der Verbleib des gebundenen Arsens, ersichtlich in Diagramm (b): Bei natürlicher Sauerstoffkorrosion überwiegt der Rückhalt in der Säule bei relativ niedriger Beladung, während bei den elektrochemisch forcierten Varianten der Austrag von hoch beladenen Arsenpartikeln dominiert und damit eine wesentlich effektivere Arsenbindung durch die entstehende Rostmenge bewirkt wird.



Abb. 4.17 Eisen- und Arsenverbleib in ausgewählten Durchflussversuchen

Eine exakte Trennung von Deckschicht- und Partikeladsorption gelingt in den Durchflussversuchen leider nur unvollständig, da auch bei natürlicher Sauerstoffkorrosion nicht nur Deckschichtadsorption, sondern vor allem in der Anfangsphase auch ein starker Austrag an Partikeln sowie an gelöstem Eisen erfolgt. Andererseits wird ein Teil der frisch in der Lösung gebildeten Rostpartikel bereits im hinteren Teil der Säule durch die Filterwirkung der Stahlwolle zurückgehalten und damit inkorrekterweise als Deckschicht gewertet. Auch in den Versuchen zur elektrochemisch forcierten Korrosion wurde ein deutlicher Rückhalt von feinen Partikel in der Säule durch Sedimentation in der Säule oder Filtrationseffekte in der Kupferwolle beobachtet. Durch Überlagerung dieser Effekte nähern sich die Kenngrößen für die Beladung des Rosts in beiden Varianten aneinander an.

Diagramm (c) zeigt die durch die integrale Bilanz (q_B) und, sofern verfügbar, durch Messung ermittelten Beladungswerte (q_E) für die Säule nach Abschluss des Versuchs. Dabei sind die Werte in den Versuchen mit Stahlwolle und bei der Kontaktkorrosion mit Kupferwolle deutlich erhöht. Das ist vermutlich auf die Filtrationseffekte der feinen Materialen zurückzuführen, die einen Rückhalt von hochbeladenen, in der Lösung entstandenen Partikeln bewirken. Die Versuche mit groben Frässpänen und mit der Korrosionssäule als "Hohlzylinder-im-Rohr" zur elektrisch forcierten Korrosion weisen dagegen wesentlich geringere Beladungswerte auf, da es dank der größeren Fließquerschnitte zwischen den Metallflächen nicht zu Filtrationseffekten kommt. Vor allem bei der elektrisch forcierten Korrosion können die hochbeladenen Partikel den Reaktor verlassen. Nur die gering beladene immobile Deckschicht befindet sich zum Versuchsende noch in der Säule. Ein höherer Anteil an Arsen in der salzsäurelöslichen Fraktion als in der Oxalsäurefraktion spricht für die These einer vor allem aus Calcit bestehenden Deckschicht an der Kathode (vgl. 4.1.3.2). Das Arsen in der Deckschicht der Frässpäne ist dagegen weitgehend in der oxalsäurelöslichen Fraktion zu finden, wie es für eine durch normale Sauerstoffkorrosion entstandene Deckschicht nach Abschnitt 2.2.2 zu erwarten ist.

Das Diagramm (d) zeigt für die bisher beschriebenen Versuche die integrale Massenbilanz für Eisen und Arsen und ermöglicht zumindest für die Versuche mit Frässpänen sowie mit angelegter Spannung auch Aussagen über einen eventuellen Massenverlust. Insgesamt wird eine zufrieden stellende Wiederfindung erzielt, auffällig ist allerdings ein Arsendefizit von rund 12% beim Versuch der elektrisch forcierten Korrosion (SV 23.1). Gerade bei dieser Methode ist am ehesten eine Entstehung von gasförmigem Arsin, eventuell auch elementarem As⁰ möglich, welches das Reaktorsystem unbilanziert verlassen kann. Insbesondere bei den während des laufenden Versuchs (Abb. 4.14) durchgeführten Sondermessungen zum Einfluss der angelegten Spannung (Abb. 4.15 a/b) kam es, wenn auch nur kurzzeitig, zu erheblicher Wasserstoffentstehung, die einen solchen Arsenverlust bewirken könnte.

Ansonsten zeigt das Diagramm (b) für den Versuch mit angelegter Spannung (SV 23.1) und den Versuch mit Kupferwolle (14.3) nochmals deutlich die Effektivität der Arsenbindung durch die freien Partikel im Ablauf. Bei den Frässpänen hingegen wird deutlich, dass die Rostbildung in der Deckschicht nur eine sehr begrenzte Kapazität zur Bindung von Arsen aufweist. Die Ähnlichkeit in der Verteilung von Eisen und Arsen im Versuch mit Stahlwolle deutet auf die Überlagerung von Deckschichtbildung und Partikelrückhalt durch die Filterwirkung des Stahlwollgewebes hin, die eine getrennte Betrachtung beider Phänomene verhindert.

4.2.2 Adsorption von Arsen unter Idealbedingungen im Rührversuch

Zur genaueren Betrachtung des Adsorptionsverhaltens wurden mit der in Abschnitt 3.4.2 vorgestellten Methodik Rührversuche mit Stahlwolle durchgeführt. In Abbildung 4.18 ist die Beladung von Rostpartikeln aus mehreren, unter sehr ähnlichen Bedingungen durchgeführten Rührversuchen in Abhängigkeit von der Konzentration an gelöstem Arsen dargestellt (Gleichung 3.41). In diesem Diagramm sind zusätzlich auch die Beladungswerte von Eisenhydroxidflocken dargestellt, die durch Dosierung von Eisen(II)-chlorid in einem offenen Rührversuch entstanden sind. Aus letzteren Messwerten wurde eine Freundlich-Isotherme ermittelt (entsprechend Gleichung 2.4), die ebenfalls im Diagramm dargestellt wird. Auch wenn die mit Stahlwolle ermittelten Beladungen eine erhebliche Streuung aufweisen, ist eine typische Konzentrationsabhängigkeit, vor allem bei geringen Lösungskonzentrationen, gut zu erkennen. Die eigentlich angestrebte Konstruktion einer Freundlich-Isotherme aus den Zeitreihen der Werte für die Arsen-Lösungskonzentration, die partikulärer Eisenkonzentration und die Beladung in einem Rührversuch zur quantitativen Bewertung der Adsorption gelang aufgrund dieser Schwankungen allerdings nicht. Die bereits in Abschnitt 3.5 erläuterte Fehleranfälligkeit des Quotienten bei kleinen Konzentrationsdifferenzen wirkt sich hier erheblich aus.

Es zeigt sich im Überblick ein weitgehend ähnlicher Verlauf der Beladungswerte für Stahlwolle und Eisen(II)-chlorid. Die Beladung bei der Zielkonzentration von 50 μ g/L ist mit rund 100 μ g/mg als hoch einzuschätzen, sie ist vergleichbar mit den Werten für q_P aus den Durchflussversuchen, insbesondere mit denen der elektrochemisch intensivierten Korrosion. Eine ähnlich hohe Effektivität bei der Dosierung von Fe²⁺ gibt Anlass zu der These, dass Flockenbildung und Adsorption in beiden Fällen nach ähnlichen Mechanismen ablaufen. Das Arsen wird durch Copräzipitation aus der Lösung entfernt und in die Eisenhydroxidstruktur eingebunden.

Im Rührversuch führt die intensive Bewegung der Stahlwollefasern nicht nur zu hohen Sauerstoffkonzentrationen und Turbulenzen, die einen verbesserten Stofftransport und eine schnellere Gleichgewichtseinstellung bewirken, sondern auch zu mechanischer Reibung der Stahlwollefasern untereinander sowie am Rührblatt. Das bewirkt einen deutlichen Abrieb an der Deckschicht. Die in Abb. 4.19 dargestellten Werte für die Korrosionsrate 0.Ordnung $CR(Fe)_{A(Fe)}$ wurden nach Gleichung 3.42 ermittelt. Sie lagen in diesen Versuchen mit Werten zwischen 13 und 41 g/m²d deutlich über den Werten aus den Durchflussversuchen, die in der Regel zwischen 1 g/m²d und 15 g/m²d lagen. Die Werte streuten stark, da dieser Abrieb anscheinend nicht reproduzierbar erfolgte. In der Abbildung sind die im Rührversuch unter sonst gleichen Bedingungen ermittelten Korrosionsraten für deutsche und chilenische Stahlwolle im Vergleich dargestellt. Dabei sind keine Unterschiede erkennbar.



Rostpartikelbeladung für Stahlwolle im Rührversuch

Abb. 4.18 Arsenadsorption an Eisenhydroxid aus Stahlwolle bzw. Eisen(II)chlorid in Rührversuchen



Korrosionsraten von Stahlwolle im Rührversuch

Abb. 4.19 Korrosionsraten von zwei Sorten Stahlwolle in Rührversuchen

Rührreaktoren lassen sich gegenüber den elektrochemisch intensivierten Korrosionsformen in gewisser Weise als eine Form der mechanisch forcierten Korrosion betrachten und möglicherweise zur intensivierten Korrosion und Arsenentfernung nutzen, näheres dazu in Abschnitt 4.4. Das ursprüngliche Ziel dieser Versuchsvariante, ein einfaches Testsystem für die Adsorptionseigenschaften der Eisenmaterialen im Durchflussversuch zu gewinnen, wurde allerdings nicht erreicht, denn sowohl das Korrosionsverhalten als auch die Adsorptionseigenschaften sind mit den Gegebenheiten im Durchflussversuch nicht vergleichbar.

4.2.3 Verhalten von Arsen(III) in der Aufbereitung

Da bei natürlicher Grundwasserbelastung häufig mit gewissen Anteilen des Arsens in der dreiwertigen Form zu rechnen ist, wurde auch ein erster Versuch zum Verhalten dieser Spezies während des Aufbereitungsprozesses durchgeführt. In Abbildung 4.20 sind die Resultate eines Durchflussversuchs in Form der vier aus Abschnitt 4.1 bekannten Diagrammtypen dargestellt.

Die Eisenkonzentrationen in Diagramm (a) zeigen den typischen Verlauf einer intensiven Korrosion innerhalb der ersten Tage, gefolgt von einer langen, gleichmäßigen aber schwachen Korrosionsphase. Im Diagramm (b) werden neben den bisher betrachteten vier Arsenkonzentrationen auch die Werte für Arsen(III) im Zulauf der Säule und im Ablauf des Sandfilters dargestellt. Da ausschließlich Arsen(III) aus einer Stammlösung zugesetzt wurde, sind die hier erkennbaren Abweichungen zum Wert für das gesamte Arsen im Zulauf nur durch eine bereits im Vorlagebehälter stattfindende biologische Oxidation zu erklären, die nach rund einer Woche Betrieb erhebliche Ausmaße annahm. Erst durch eine direkte Dosierung des Arsens in den Zulaufstrom ab ca. 11.000 BV konnte diese unerwünschte Oxidation gemindert werden. Unabhängig vom Anteil an As(III) im Zulauf ist eine dauerhaft wirksame Entfernung des Arsens in der Säule und in der Nachreinigung zu beobachten. Die Konzentration an Arsen im Ablauf des Sandfilters liegt mit knapp 100 µg/L relativ hoch. Bemerkenswert ist aber die Beobachtung, dass dabei der Anteil an dreiwertigem Arsen nach einer Anlaufphase von ca. 10 Tagen auf nahezu null abnimmt. Im Aufbereitungsprozess, also in der Korrosionssäule und der Nachreinigung, erfolgt eine fast vollständige Oxidation des dreiwertigen Arsens.



Abb. 4.20 Entfernung von Arsen(III) im Durchflussversuch (SV 25.2)

Die Korrosionsrate und die Sauerstoffverbrauchsrate zeigen einen sehr gleichmäßigen, typischen Verlauf mit einer schnellen Abnahme zu Werten in den erwarteten Bereich für natürliche Sauerstoffkorrosion. Ein Einfluss der im Zulauf vorliegenden Arsenspezies auf die Korrosionsrate lässt sich nicht erkennen, genauso wenig wie auf das Verhalten der Beladungskenngrößen q_M und q_P . Während q_M dauerhaft bei hohen Werten von rund 40 µg/mg liegt, zeigt q_P im Zeitverlauf einen gewissen Anstieg auf ebenfalls hohe 130 µg/mg bei 10.000 BV und bleibt dann stabil. Dabei kommt es zu deutlicher Eisenabgabe im Ablauf (Diagramm (a)), was zur Genauigkeit der Beladungswerte (q_P) beiträgt.

Offensichtlich ist der Aufbereitungsprozess mit Korrosion von metallischem Eisen unter Anwesenheit von Sauerstoff prinzipiell auch zur Behandlung von As(III) belasteten Wässern geeignet. Diese Beobachtung lässt sich durch die in Abschnitt 2.3 erwähnten Adsorptionseigenschaften von As(III) an Ferrihydrit sowie die oxidierende Wirkung von Fe(II)/Fe(III) auf Arsen(III) begründen und deckt sich mit den jüngst in [Manning 2002] veröffentlichten Ergebnissen zur Arsenentfernung durch die Oxidation von metallischem Eisen.

Neben einer katalytisch-chemischen Reaktion kann auch ein Einfluss von Mikroorganismen bei der Oxidation von Arsen(III) zur Erklärung herangezogen werden, da sich nach einigen Tagen Versuchsdauer bereits im Zulaufbehälter entsprechende Organismen etabliert hatten. Möglicherweise wurde auch die Korrosionssäule selbst schnell besiedelt. Seith beobachtete in seinen Untersuchungen eine leistungsfähige biologische Oxidation von Arsen(III) nach einer gewissen Einarbeitungszeit im Sandfilter [Seith 1997]. Festzuhalten bleibt an dieser Stelle auch, dass eine befürchtete Reduktion von As(V) zu As(III) durch die metallische Eisenoberfläche sowie die ablaufenden Korrosionsprozesse offensichtlich nicht stattfindet.

4.3 Betrachtung der Nachreinigung im Sandfilter

Die Aufgabe von Nachreinigungsstufen besteht in der Sicherstellung einer einwandfreien Wasserqualität beim Verlassen der Anlage. Das bedeutet bei dem hier untersuchten Verfahren in erster Linie eine Abtrennung der aus der Korrosionssäule ausgetragenen Eisenhydroxidpartikel und damit auch des daran gebundenen Arsens. Zusätzlich kann auch gelöstes Eisen im Ablauf auftreten, welches nach Oxidation mit neu eingetragenem Luftsauerstoff ebenfalls ausfällt und in Partikelform entfernt werden kann. Bei dieser Oxidations- und Fällungsreaktion kann noch gelöst vorliegendes Arsen an das gebildete Eisenhydroxid adsorbieren, so dass eine zusätzliche Arsenentfernung realisiert wird. Mit Blick auf einen Praxiseinsatz sollte eine vollständige Partikelentfernung, die auch in der Korrosionssäule möglicherweise angesiedelte Mikroorganismen einschließt, angestrebt werden. Als einfacher Indikator für die Effektivität bietet sich dafür die Messung der Trübung des Anlagenablaufs an.

Erreicht wird das Ziel der Partikelentfernung im Rahmen der durchgeführten Versuche mittels einer Filtration über Mittelsand unter Bedingungen, die näherungsweise einem gering belasteten Schnellfilter entsprechen (siehe Abschnitt 3.2.3). Dem Filter vorgeschaltet ist ein im Aufstrom betriebener Sedimentationsbehälter, der ein Absetzen von großen Eisenhydroxidflocken ermöglichen soll und zusätzlich eine gewisse Aufenthaltszeit zur Oxidation von zweiwertigem Eisen bietet. Die Zuläufe zum Sedimentationsbehälter und von dort zum Sandfilter erfolgen im freien Auslauf, so dass das Wasser an diesen Stellen mit Sauerstoff aus der Luft angereichert wird. Damit wird eine Oxidation des gelösten, zweiwertigen Eisens (siehe Abschnitt 2.3) ermöglicht.

Typische Zeitreihen für die Eisen- und Arsenkonzentrationen sowie die Trübung in den Stufen der Nachreinigung aus dem bereits in Abschnitt 4.1 in Abbildung 4.3 gezeigten Versuch (SV18.1) werden in Abbildung 4.21 dargestellt. Zusätzlich wird im Diagramm (d) der Überstand des Wassers im Sandfilter als Maß für den zunehmenden Druckverlust während des Betriebs gezeigt.

In Diagramm (a) ist zu erkennen, wie der Gehalt des Wassers an gelöstem Eisen in der Nachreinigung von Stufe zu Stufe abnimmt. Sauerstoff gelangt in das Wasser und ermöglicht sowohl im Sedimenter als auch im Sandfilter eine Oxidation. Im Ablauf des Sandfilters sind nur minimale Konzentrationen an gelöstem Eisen zu finden: Mit Ausnahme von zwei Werten liegt die Konzentration immer unter 0,1 mg/L. Auch die Konzentration an gelöstem Arsen nimmt von Stufe zu Stufe ab, ersichtlich in Diagramm (b). In der Anfangsphase verlässt das Arsen die Korrosionssäule nur in bereits gebundener Form. Erst ab einem Durchsatz von 10.000 BV ist gelöstes Arsen im Ablauf der Korrosionssäule messbar. Dieses Arsen wird aber in den beiden Nachreinigungsschritten vom vorhandenen bzw. dort noch entstehenden Eisenhydroxid gebunden. Ab 20.000 BV herrscht in Säule und Nachreinigung ein Mangel an frischen Korrosionsprodukten, so dass stetig zunehmend gelöstes Arsen in den Ablauf gelangt.

Ein Durchbruch von arsenbeladenen Eisenhydroxidpartikeln im Ablauf des Sandfilters wurde nicht beobachtet. Auch die in Diagramm (c) gezeigten Werte für die Trübung an dieser Stelle liegen im Bereich der Werte des Anlagenzulaufs. Die Werte im Säulenablauf und vor allem im Ablauf des Sedimenters liegen dagegen wesentlich höher und schwanken stark, da sowohl Partikel aus der Korrosionssäule ausgetragen werden, als auch eine kontinuierliche Bildung von neuen Eisenhydroxidpartikeln aus gelöstem Eisen im Sedimenter stattfindet.

Der Sandfilter wurde in diesem Versuch stark mit Partikeln belastet und erfüllte seine Reinigungsaufgabe dabei sehr gut. Diagramm (d) zeigt, wie schnell der Druckverlust und der daraus resultierende Überstand im Sandfilter zunehmen. Im Abstand von wenigen Tagen ist jeweils eine manuelle Rückspülung des Sandfilters erforderlich.

Auch in allen anderen Versuchen im Rahmen dieser Arbeit wurden ähnlich positive Erfahrungen mit der Nachreinigung gemacht. Unter den vorliegenden Bedingungen gelang immer eine nahezu vollständige Entfernung von Partikeln sowie von gelöstem Eisen. Gebundenes Arsen wurde ebenso entfernt. Gelöstes Arsen wird dagegen nur bei ausreichender Bereitstellung von gelöstem Eisen oder frischen Rostpartikeln entfernt. Durch die verlängerte Kontaktzeit kann noch Kapazität zur Adsorption von zusätzlichem Arsen genutzt werden. Der Sandfilter alleine führt erwartungsgemäß zu keiner Entfernung von gelöstem Arsen.



Abb. 4.21 Eisenoxidation und Arsenentfernung in Sedimenter und Sandfilter
4.4 Felderprobung in Chile

4.4.1 Die Versuchsanlage in Chile

Parallel zu den Arbeiten in Berlin wurden in Nordchile ähnliche Versuche mit Rohwasser des Wasserwerks "Salar del Carmen" der Stadt Antofagasta durchgeführt. Dabei kam eine Versuchsanlage zum Einsatz, die weitgehend dem Aufbau in Berlin entsprach. Mit einem Durchsatz von rund 500 L/d reichte sie allerdings in den Größenbereich einer Trinkwasseraufbereitungsanlage für ein kleines Dorf hinein. Ein Schema der Versuchsanlage ist in Abbildung 4.22 dargestellt, und die technischen Daten sind in Tabelle 4.1 verzeichnet.



Abb. 4.22 Schema der Versuchsanlage in Chile [Höschel 2002]

Die Versuche in Chile wurden im Wesentlichen von Studentengruppen aus Deutschland in enger Kooperation mit dem chilenischen Projektpartner durchgeführt. Eine vollständige Beschreibung aller Versuche sowie eine genaue Dokumentation der Versuchsdurchführung finden sich in den entsprechenden Diplom- und Projektarbeiten ([Meenken 2001], [Dartmann 2001], [Rieckhoff 2002], [Höschel 2002]).

Parameter		Wert	Parameter		Wert	Parameter	r	Wert
Q	[L/h]	9,1	d _i (Säule)	[m]	0,1	V (Sed.)	[L]	50
Q	[L/d]	218	h (Packung)	[m]	0,6	t _R (Sed.)	[h]	5,5
Durchsatz	[BV/d]	46	V _{Bett} (Packung)	[L]	4,71	V _{Bett} (SF)	[L]	7,85
V _F	[m/h]	1,2	t _R (Packung)	[h]	0,52	t_{R} (SF)	[h]	0,9
m _{Fe}	[g]	2258	a _M	$[m^2/g]$	0,000809	h _{Bett} (SF)	[m]	1,0
3	[%]	93,9	A _{Fe}	[m ²]	1,82	a _V	[m ² /L]	0,39

 Tab. 4.1
 Technische Daten der Versuchsanlage in Chile im vorgestellten Versuch

4.4.2 Darstellung von ausgewählten Ergebnissen aus Chile

Exemplarisch wird im Folgenden ein 32 Tage dauernder Versuch mit einer Packung aus Frässpänen II (siehe Tabelle 3.2) vorgestellt. Die Ergebnisse des Versuchs werden wie in Abschnitt 4.1.1.4 anhand von vier Diagrammen in Abbildung 4.23 dargestellt und näher erläutert.

Auffällig an den im Diagramm (a) gezeigten Eisenkonzentrationen ist der zu Versuchsbeginn außerordentlich hohe Sauerstoffverbrauch, der eine entsprechend hohe Rostbildung widerspiegelt. Ermöglicht wurde dieser hohe Sauerstoffverbrauch durch eine starke Übersättigung des Rohwassers mit Sauerstoff, dessen Konzentration meist deutlich über 10 mg/L lag. Vermutlich wurde diese hohe Konzentration durch die besondere geografische Situation des Wasserwerks am Ende einer Fernwasserleitung aus den Hochanden verursacht. Der Austrag an Eisen bzw. Rost aus der Säule ist im Vergleich zur Rostentstehung sehr gering. Der Rost wird überwiegend in Form einer stabilen Deckschicht auf den Frässpänen gebildet. Die geringe Filtergeschwindigkeit von 1,2 m/h ermöglicht zusätzlich eine sofortige Sedimentation von entstandenen Partikeln in der Säule.

In der Anfangsphase des Versuchs ist in Diagramm (b) deutlich eine Entfernung des Arsens aus dem Wasser zu beobachten, die dann mit dem Rückgang der Korrosion stark zurückgeht. Der Großteil des Arsens verlässt die Anlage in gelöster Form, immer oberhalb des Zielwerts von 50 μ g/L.



Abb. 4.23 Ergebnisse eines Durchflussversuchs in Chile mit einer Packung aus Frässpänen

Die Korrosionsraten in Diagramm (c) verdeutlichen den Rückgang der Korrosion im Zuge der Ausbildung einer stabilen Deckschicht auf den Frässpänen. Es zeigt sich für die Sauerstoffverbrauchsrate ein typischer, gleichmäßiger Verlauf, während $CR(Fe)_{Ox}$ starke Schwankungen aufweist. Die Schwankungen werden durch die unterschiedlichen Zulaufkonzentrationen des Sauerstoffs verursacht, die den Wert der Korrosionsrate 0.Ordnung deutlich beeinflussen. In der Sauerstoffverbrauchsrate sind sie bereits einbezogen, auf diese Weise wird eine genauere Bestimmung des Werts ermöglicht.

Hinsichtlich der Beladungskenngrößen zeigt sich in Diagramm (d) die aus den Laborversuchen bekannte Diskrepanz zwischen der relativ hohen Beladung der Partikel und der niedrigen Momentanbeladung des Rosts in der Deckschicht. Angesichts der insgesamt sehr geringen Eisenabgabe und der geringen Differenz zwischen $c(As)_{Ab}$ und $c(As)_{Ab,g}$ im Ablauf in diesem Versuch sind allerdings die Fehler bei der Bestimmung der Partikelbeladung als hoch einzuschätzen. Unrealistische Werte wurden nicht in die Darstellung einbezogen.

Eine Massenbilanz über den Versuchszeitraum für Arsen zeigt, dass rund 20% des Arsens aus dem Zulauf in der Säule zurückgehalten werden, während 80% die Säule fast vollständig in gelöster Form verlassen. Die aus der Bilanz ermittelte mittlere Beladung des Rosts in der Säule q_B liegt bei 7,6 µg/mg.

Prinzipiell zeigt der Versuch in Chile gegenüber den Versuchen aus Deutschland ein sehr ähnliches Verhalten, allerdings weist er etwas niedrigere Kennwerte für Korrosion und Adsorption als in Deutschland auf. Zu beachten ist beim Vergleich, dass der Versuch mit dem gleichen Einsatzmaterial in Deutschland bei einem wesentlich höheren Durchsatz, nämlich 332 BV/d gegenüber 46 BV/d betrieben wurde. Nach kürzerer Laufzeit liegen die Werte des Versuchs in Chile bereits deutlich niedriger.

Neben diesem Versuch wurden weitere Versuche zur natürlichen Sauerstoffkorrosion vorgenommen, die ein weitgehend übereinstimmendes Verhalten zeigten und daher nur mit ihren Kenngrößen im folgenden Abschnitt erwähnt werden. Es wurden auch Versuche zur galvanischen und zur elektrisch forcierten Korrosion vorgenommen, die in dieser Arbeit aber keine Berücksichtigung finden.

4.4.3 Interpretation der Resultate und Vergleich mit den Ergebnissen aus Deutschland

Die Kenngrößen für Korrosion und Adsorption nach der Startphase aus verschiedenen Versuchen zur natürlichen Sauerstoffkorrosion in Deutschland und in Chile werden in Tabelle 5.2 gegenübergestellt. Insgesamt zeigt sich ein sehr ähnliches Verhalten für Korrosion und Adsorption. Es scheint, als ob die Kennwerte dafür in Chile etwas niedriger ausfallen als in Deutschland, allerdings ist der konkrete Vergleich auf Grund von Unterschieden in den Betriebsbedingungen wie Filtergeschwindigkeit, Versuchslaufzeit sowie den zum Teil erheblichen Streuungen der Messwerte in Chile schwierig zu ziehen. Insgesamt ist es in den Versuchen in Chile nicht gelungen, das Aufbereitungsziel von 50 μ g/L im Trinkwasser zu erreichen. Die plausibelste Erklärung für das ungünstigere Verhalten in Chile ist der Einfluss der Wasserqualität. Da das Wasser ein Mischwasser ist, das aus verschiedenen Wasserfassungen in einer geologisch aktiven Zone der Hochanden stammt, ist neben dem hohen Arsengehalt auch mit anderen mineralischen Bestandteilen zu rechnen. Die mit 1200 μ S/cm deutlich über dem Berliner Wert von 800 μ S/cm liegende Leitfähigkeit weist schon deutlich darauf hin. Vor allem der mit rund 8,2 deutlich im alkalischen Bereich liegende pH-Wert trägt sowohl zur geringeren Korrosionsrate als auch zur geringeren Beladung bei. Ein Vergleich der wasserchemischen Daten der Versuchswässer findet sich in Anhang A.

Zu den als besonders relevant erachteten Wasserinhaltsstoffen Phosphat und Silikat liegen aus Antofagasta leider nur unvollständig Messwerte vor, es wurde aber ein sehr hoher Wert von 70 mg/L Silikat im Trinkwasser gegenüber 12,4 mg/L in Berlin berichtet [Dartmann 2001].

Nr.	Versuch	r(O ₂) [L/m ² min]	CR(Fe) [g/m ² d]	qM [μg/mg]	qP [µg/mg]	Durchsatz [BV]
1	Stahlwolle in Deutschland	0,06-0,1	1-2	30-60	50-300	24.000
2	Frässpäne II in Deutschland	0,1-0,15	2-3	4-11	100-200	7.000
3	Frässpäne II in Chile	0,06	0,5-1,5	7,6	20-60	1.500
4	Frässpäne III in Chile	0,07	0,5-1,5	1-6	20-60	1.100
5	Frässpäne I in Chile	0,06	1-2	12	71	9.000

 Tab. 4.2
 Vergleich der Kenngrößen für Korrosion und Adsorption

Erläuterungen:

4. [Höschel 2002]: Exp. Nr. 11, nicht dargestellt, zwei Säulen hintereinander.

5. [Rieckhoff 2002]: Exp. Nr. 1, nicht dargestellt, mit Trinkwasser in Antofagasta, starke Schwankungen.

Als Fazit lässt sich festhalten, dass das Anlagenkonzept in der vorhandenen Form keine ausreichende Reinigung des Trinkwassers ermöglicht. Eine Steigerung der Reinigungsleistung lässt sich nur durch eine Intensivierung der Korrosion oder eine starke Vergrößerung des Reaktorvolumens erreichen. Die Alternativen zur Intensivierung der Korrosion werden in Abschnitt 5.1 zusammenfassend dargestellt und bewertet. Für einen zukünftigen Praxiseinsatz soll im Abschnitt 5.2 die Variante der natürlichen Sauerstoffkorrosion, die den Ausgangspunkt dieser Arbeit darstellt, näher betrachtet werden. Um die bisher begrenzte Arsenentfernung zu steigern, wird dort eine Anlage in Form von mehreren hintereinander geschalteten Korrosionsreaktoren mit Zwischenbelüftung konzipiert.

^{1.} SV 18.1, dargestellt in Abbildung 4.3.

^{2.} SV 26.2, dargestellt in Abbildung 4.4.

^{3. [}Höschel 2002]: Exp. Nr. 10, dargestellt in Abbildung 4.22.

5 Abschätzung der Einsatzmöglichkeiten des Verfahrens

5.1 Vergleichende Beurteilung der untersuchten Verfahrensvarianten

Im Rahmen dieser Arbeit wurden drei Varianten der Korrosion untersucht: natürliche Sauerstoffkorrosion, galvanisch induzierte Kontaktkorrosion und elektrisch forcierte Korrosion. Zu den Hauptvarianten wurden die wesentlichen Einflussfaktoren näher analysiert:

Von den zur **natürlichen Sauerstoffkorrosion** untersuchten Materialen erscheinen nur die groben Frässpäne zur Anwendung in der Praxis als geeignet. **Granulat** in Form einer Schüttung hat sich aufgrund der geringen Porosität als sehr verstopfungsanfällig und damit ungeeignet erwiesen.

Feine Stahlwolle zeichnet sich durch hohe Aktivität bei hoher Porosität aus, ist aber in der Handhabung schwierig, beispielsweise beim Einbringen in die Säule, und führt auf Grund der hohen Aktivität trotz hoher spezifischer Durchsätze in BV zu kurzen Standzeiten in Tagen. Ferner sind die Kosten bei einem Einzelhandelspreis von rund 10 Euro pro kg ausgesprochen hoch. Auch unter Ansatz niedrigerer Großhandelspreise läge der Preis immer noch in einer mit kommerziellem Eisenchlorid vergleichbaren Größenordnung. Als Modellsystem für das Korrosionsverhalten und das Adsorptionsverhalten von anderen Eisenmaterialen ist Stahlwolle nur bedingt geeignet, da sie durch ihre feine Faserstruktur eine sehr hohe Aktivität pro Volumeneinheit, eine geringere Neigung zur Deckschichtbildung als ebene Eisenflächen und einen hohen Partikelrückhalt im Gewebe der Packung aufweist. Diese Eigenschaften führen zu deutlichen Abweichungen gegenüber dem Verhalten von gröberen Materialien wie den Frässpänen.

Grobe Frässpäne dagegen fallen als Abfallprodukt in der Metallverarbeitung an. Sie lassen sich von geeigneten Werkstätten sortenrein beziehen und mit relativ einfachen Verfahren wie einer gründlichen Salzsäurespülung zum Einsatz vorbereiten. Sie lassen sich problemlos als homogene Packung in einen Reaktor einbringen und lassen dank ihrer groben Struktur Verstopfungen nicht befürchten. Die relativ geringe Aktivität pro Volumeneinheit des Filterbetts muss aber bei der Bemessung der Reaktoren berücksichtigt werden. Ein entsprechender Entwurf für eine Pilotanlage wird in Abschnitt 5.2 vorgestellt.

Schlüsselfaktor zur Intensivierung der **Sauerstoffkorrosion** ist das Angebot an Sauerstoff an der Metalloberfläche. Die in dieser Arbeit verwendeten geschlossenen Rohrrektoren weisen diesbezüglich eher ungünstige Eigenschaften auf: Ein zusätzlicher Eintrag im Reaktor kann nicht erfolgen. Eine offene Reaktorgestaltung, beispielsweise in Form einer Kaskade aus Belüftungsstufen im Überfall und Korrosionspackungen würde eine gleichmäßig hohe Sauerstoffkonzentration entlang des Reaktors aufrechterhalten und eine intensivere Korrosion ermöglichen.

Sowohl die **galvanisch** als auch die **elektrisch forcierten Korrosionsformen** führen im Gegensatz zu der zuvor beschriebenen natürlichen Sauerstoffkorrosion nicht zur Ausbildung von stabilen Deckschichten, sondern sie ermöglichen eine intensive Freisetzung von Fe²⁺ Ionen, die erst in der Lösung oxidiert werden und als Eisenhydroxid ausfallen. Die in der Lösung gebildeten Eisenhydroxidpartikel entfernen Arsen sehr effektiv und sind in der Beladung mit den Fällungsprodukten von dosierten Eisensalzlösungen vergleichbar. Unter diesem Gesichtspunkt sind die Arsenentfernungsverfahren mit intensivierter Korrosion der Anwendung der natürlichen Sauerstoffkorrosion deutlich überlegen.

Eine weitere Variante, die **mechanisch unterstützte Korrosion** von Eisen durch Bewegung und Reibung zur Deckschichtzerstörung im Rührreaktor, wurde vom chilenischen Projektpartner vertieft untersucht und lieferte zunächst viel versprechende Ergebnisse hinsichtlich der Arsenentfernung. Der Betrieb eines solchen Reaktors wäre jedoch mit erheblichem Aufwand hinsichtlich Energie, Wartung und Verschleiß verbunden, so dass diese Technik nicht die in Kapitel 1 definierten Anforderungen an ein einfaches und sicheres Verfahren erfüllt. Daher wird diese Technik im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter berücksichtigt. Zur näheren Bewertung sei auf die in Antofagasta angefertigten Arbeiten von Rogelio Alvarez Canelo [Alvarez 2001] und Claudio Ledesma Rojas [Ledesma 2001] verwiesen.

Die in Abschnitt 4.1.2 vorgestellte **galvanisch induzierte Korrosion** in Eisen-Kupfer-Kontaktelementen zeigte ein sehr gleichmäßiges Korrosionsverhalten und führte zu anhaltend hohen Arsenentfernungsgraden bei einfachem Aufbau der Korrosionssäulen. Allerdings ist vor jeder weiteren praktischen Anwendung das Problem der Kupferfreisetzung zu beachten. Wichtigster Ansatz zur Lösung des Problems ist vermutlich eine verbesserte Gestaltung der geometrischen Struktur des Korrosionselements. Eine dauerhaft leitende Verbindung zwischen möglichst dicht beieinander liegenden Metalloberflächen bei ungehindertem Abtransport der Eisenhydroxidpartikel muss sichergestellt werden. Hier besteht noch experimenteller und theoretischer Untersuchungsbedarf um diese korrosionschemisch elegante Verfahrensvariante voranzubringen. Auch nach einer möglichen Lösung des Kupferfreisetzungsproblems bleibt im Einsatz ein deutlicher Wartungsbedarf hinsichtlich der Partikelabtrennung im Sandfilter sowie zur Deckschichtentfernung an der Kupferkathode mit Hilfe von Carbonat lösenden Säuren bestehen.

Auch die in Abschnitt 4.1.3 vorgestellte **Korrosion mit extern angelegter Spannung** führt hinsichtlich der Arsenentfernung zu hervorragenden Ergebnissen. Das Eisenhydroxid fällt in Form von feinen, stark mit Arsen beladenen Partikeln an, die sich im Sandfilter sehr gut abscheiden lassen. Die Eisenfreisetzung lässt sich über die angelegte Spannung sehr gut steuern und so auch an schwankende Volumenströme anpassen. Als Stromquelle könnte ein geeignetes Solarmodul dienen, da die erforderlichen Spannungen mit weniger als einem Volt gering sind. Einem Massenstrom an Fe²⁺ von 1 g/h entspricht nach Gleichung 3.14 ein Strom von 0,96 A. Bei einer Spannung von 0,8 V ergibt sich daraus eine notwendige Leistung von 0,77 W. Mit Hilfe dieses Stroms ließen sich 100 L/h mit 10 mg/L Fe²⁺ versetzen. Die deutlich vorhandene Neigung zur Kalkablagerung an der Kathode und die damit verbundene Widerstandszunahme könnte bei Einsatz von Fe-Fe-Korrosionssystemen durch ein regelmäßiges Umpolen der Elektroden vermieden werden, da so jede Elektrode zeitweise als Fe²⁺ abgebende Anode eine Reinigungsphase durchläuft. Aufgrund der Bildung von Gasblasen wäre auch für diese Korrosionsvariante eine offene Reaktorgestaltung angemessener, um eine Anreicherung von Wasserstoff und die Blockade von Strömungskanälen durch Gasblasen zu vermeiden.

Ob die Wasserstoffbildung ein sicherheitstechnisches Problem darstellt hängt im Wesentlichen von den lokalen Gegebenheiten ab und muss sorgfältig geprüft werden. Explosionsgefahr besteht bei Wasserstoffgehalten in der Luft von 4-75% [Roempp 1995]. Kleine Anlagen, die offen und

belüftet aufgestellt werden, sollten kein Explosionsrisiko darstellen. Auch eine mögliche Arsingasentstehung stellt unter diesen Bedingungen kaum eine gesundheitliche Gefahr dar. Größere Anlagen in geschlossenen Räumen sollten dagegen genauer auf Risiken untersucht werden. Die WHO gibt für Arsin am Arbeitsplatz eine Richtkonzentration von 0,05 μ g/m³ an [WHO 2002]. Hinsichtlich des Gasaustrags und der Belüftung wären offene Reaktoren mit Plattenelektroden möglicherweise eine sinnvolle Alternative. Auch ein diskontinuierlicher Betrieb wäre möglich: Das Wasser könnte in einem Vorlagebehälter aufbereitet werden, indem man das Elektrodenpaar eines mobilen Geräts kurzzeitig einsetzt und eine entsprechende Eisendosis freisetzt, die anschließend als Flocken sedimentiert und abfiltriert werden kann.

Die **Sandfiltration** stellt einen essentiellen Bestandteil des Aufbereitungsprozesses dar, um eine gute Ablaufqualität sicherzustellen. Das eingesetzte Filtermaterial und die Betriebsbedingungen haben sich zur Reinigung des Wassers als sehr geeignet erwiesen, allerdings ist der Wartungsaufwand durch die notwendigen Rückspülungen bei hoher Belastung des Filters sehr groß. Insbesondere bei den galvanisch und elektrisch forcierten Korrosionsvarianten wird der überwiegende Teil des Rosts aus der Korrosionssäule ausgetragen und muss in den Nachreinigungseinrichtungen vom Wasser abgetrennt werden. Für einen Praxiseinsatz sollte daher auf jeden Fall eine Bauform und Bemessung gewählt werden, die einen dauerhaften Betrieb mit seltenen Rückspülungen ermöglicht. Der Einsatz von großzügig bemessenen Roughing-Filtern nach Abschnitt 2.5 bietet sich zur Vorreinigung an.

Zum Einsatz in der Trinkwasseraufbereitung erscheint derzeit die elektrisch forcierte Korrosion am ehesten realisierbar. Unter Beachtung der zuvor genannten Sicherheitsaspekte lassen sich mit einfachen Mitteln effektive Eisendosiereinrichtungen fertigen, die in Kombination mit einfachen Enteisenungsanlagen und Sandfiltern eine effektive Arsenentfernung bewirken können.

Eine interessante Variante für eine neue Versuchsanlage wäre ein passives System zur Arsenentfernung in einem als Trinkwasserquelle oder zur Bewässerung dienendem Fließgewässer. Eine Kombination aus Belüftungskaskade und sehr großen Korrosionspackungen könnte eine anhaltende und unkomplizierte Arsenentfernung bzw. Arsenbindung bewirken. Insbesondere die lokalen Gegebenheiten in Nordchile würden sich für eine solche Reinigungsanlage anbieten, da dort sowohl die Fläche als auch das notwendige Gefälle zum Betrieb einer solchen Anlage zur Verfügung stehen.

5.2 Analyse der Anwendbarkeit des Verfahrens mit natürlicher Sauerstoffkorrosion

5.2.1 Vorgehensweise zur Konzeption einer Aufbereitungsanlage

Auf der Grundlage der bisher vorgestellten Ergebnisse und Erfahrungen soll nun der Weg skizziert werden, wie bei der Konzeption einer neuen, praxisorientierten Arsenentfernungsanlage auf der Grundlage der natürlichen Sauerstoffkorrosion vorzugehen ist.

Dabei sind folgende Randbedingungen zu beachten:

- Ziel ist die Verringerung des Arsengehalts von 500 µg/L auf 50 µg/L bei einem Volumenstrom von 1200 L/d, entsprechend 50 L/h. Diese Menge dient entsprechen Abschnitt 1.3 zur Versorgung von rund 60 Menschen.
- Es werden konservative Kenngrößen für Korrosion und Adsorption angenommen: $r(O_2) = 0,05 L/m^2 min$ $q_M = 5 \mu g/mg$ in der Deckschicht. Als Material kommen Frässpäne II zum Einsatz.
- Es wird von einer Sauerstoffkonzentration von 8 mg/L im Zulauf ausgegangen, von denen maximal 4 mg/L verbraucht werden sollen, um innerhalb der 1. Halbwertszeit eine hohe Reaktionsgeschwindigkeit und damit kleine Reaktorvolumina zu erhalten.
- Die Filtergeschwindigkeit ist bei gegebener Grundfläche des Reaktors durch den Volumenstrom festgelegt. Hier wird eine quadratische Grundfläche eines Reaktorelements von 0,3 m x 0,3 m (b₁ und b₂ in Gl. 5.3) gewählt.

Als erster Schritt muss die Anzahl der erforderlichen Kaskadenstufen ermittelt werden. Die Anzahl hängt nur von der zu entfernenden Arsenkonzentration ab und ist vom Volumenstrom unabhängig:

$$n = \frac{c(As)_{Zu} - c(As)_{Ab}}{q_M \cdot (c(O_2)_{Zu} - c(O_2)_{Ab}) \cdot 2.33} = 9,66 \approx 10$$
(Gl. 5.1)

Für eine einzelne Stufe muss nun die notwendige Betthöhe der Korrosionspackung aus ermitteltet werden. Dazu dient Gleichung 3.20 nach einer Umformung:

$$L_{Packung} = \ln\left(\frac{c(O_2)_{Zu}}{c(O_2)_{Ab}}\right) \cdot \frac{Q}{r(O_2) \cdot a_V \cdot \varepsilon \cdot A_{Filter}} = 0,36m$$
(Gl. 5.2)

Jedes Reaktorelement benötigt eine Packung von 15,2 kg Eisenspänen:

$$m(Fe)_{Met.} = \frac{L_{Packung} \cdot b_1 \cdot b_2 \cdot a_V}{a_M} = 15,2kg$$
 (Gl. 5.3)

Insgesamt werden in der Anlage mit 10 Stufen also 152 kg Eisen eingesetzt.

Unter der Annahme, dass vom eingesetzten Material rund 50% verbraucht werden können, bevor ein Ersatz des Korrosionsmaterials notwendig wird, ergibt sich bis dahin ein Durchsatz von 815.450 L bzw. 25.285 BV.

$$Durchsatz(50\%) = \frac{1}{2} \cdot \frac{m(Fe)_{Met.}}{V_{Bett} \cdot c(Fe)_{Ox}} = 25285BV$$
(Gl. 5.4)

Das entspricht einer Standzeit von rund 680 Tagen im kontinuierlichen Betrieb. Die Standzeit ist unabhängig von der Anzahl der Stufen, da ja in allen Stufen gleichzeitig eine gleich starke Korrosion erzielt werden soll.

Vor Aufbau einer vollständigen Kaskadenanlage bietet sich eine Verifikation der hier kalkulierten Werte an, die auch an einem einzelnen Prototypen einer Stufe erfolgen kann. Trotz des offenen Reaktorkonzepts sollte eine Sauerstoffmessung im Überstand über dem Eisen sowie über dem Kies möglich sein und Auskunft über den Sauerstoffverbrauch geben können. Wie eine einzelne Stufe sowie die gesamte Kaskade aufgebaut werden könnten zeigt Abbildung 5.1.

- Als Nachreinigungseinrichtung könnte zum Abschluss ein weiteres Element, jedoch gefüllt mit je einem Bett aus grobem sowie mittlerem Sand zum Einsatz kommen. Die Reinigung könnte dann wie bei einem Roughing-Filter durch schnelles Entleeren erfolgen.
- Derartige Reaktorelemente könnten entweder gemauert oder aus Beton gegossen werden. Alternativ ließe sich eine solche Kaskade auch in einer Reihenschaltung von Fässern oder ähnlichen Kunststoffbehältern realisieren.
- Die vorgestellte Kaskade aus zehn Elementen erfordert einen Höhenunterschied von mehr als 5m. Es bietet sich der Aufbau einer solchen Kaskade am Hang an, möglicherweise ist dieses Höhenniveau bereits vorhanden. Alternativ könnte die Kaskade auch auf einem gestaffelten Gerüst aufgebaut werden. Das Wasser müsste dann zuerst in einen Hochbehälter auf der obersten Plattform gepumpt werden.
- Die beschriebene Anlage wäre für den kontinuierlichen Betrieb unter den eingangs genannten Bedingungen ausgelegt. Nicht benötigtes Reinwasser kann gespeichert oder abgeleitet werden. Ein Stillstand der Anlage mit stagnierendem Wasser sollte vermieden werden oder erfordert besondere Maßnahmen. Weiteres dazu in Abschnitt 5.3.2.





5.2.2 Anwendbarkeit des passiven Korrosionsverfahrens in Chile

Insgesamt muss an dieser Stelle angesichts der bisher gewonnenen Erfahrungen und des für einen Praxiseinsatz im Abschnitt zuvor dargestellten Aufwands angemerkt werden, dass das hier konzipierte Verfahren die in Kapitel 1 aufgestellten Anforderungen an eine einfache und sichere Trinkwasseraufbereitung nur eingeschränkt erfüllt. Im direkten Vergleich zu anderen Aufbereitungsverfahren sind die Vorteile derzeit nicht so dominierend, dass eine Verdrängung der Konkurrenzverfahren vom Markt zu erwarten wäre.

Neben der direkten Bedrohung der menschlichen Gesundheit durch die Aufnahme von arsenhaltigem Trinkwasser besteht auch das Risiko einer Arsenaufnahme über belastete Nahrungsmittel. Vereinzelte Veröffentlichungen zeigen, dass auch dieser Belastungspfad relevant werden kann [Meharg 2002]. Welches Ausmaß die Belastung annehmen kann und welche Pflanzen besonders anfällig für eine Arsenaufnahme sind, ist allerdings noch weitgehend ungeklärt. Ein passives Verfahren auf der Basis von korrodierendem Eisen wäre grundsätzlich geeignet, eine Verringerung des Arsengehalts in Bewässerungswasser zu bewirken.

Eine Konzeption für ein solches Verfahren zur Aufbereitung von Bewässerungswasser wurde von L. Cáceres skizziert [Caceres 2000]. Zu beachten ist dabei allerdings, dass die benötigten Schüttungsvolumina sehr groß zu bemessen sind und auch entsprechende Partikelrückhalteinrichtungen in Ablauf vorzusehen sind.

5.2.3 Anwendbarkeit des passiven Korrosionsverfahrens in Bangladesch und Indien

Die Rahmenbedingungen in Indien und Bangladesch sprechen nicht für den Einsatz dieses Verfahrens: Die Fläche für den Aufbau von großvolumigen Reaktorkaskaden ist häufig nicht vorhanden, ebenso wenig wie natürliche Höhenunterschiede. Das stark arsenhaltige Grundwasser wird in der Regel diskontinuierlich per Handpumpe aus dem Brunnen zur Oberfläche gefördert und ist sauerstoffarm und stark eisenhaltig.

Vor dem Einsatz dieses Verfahrens müsste also eine Belüftung und Eisenentfernung erfolgen. Das dann noch enthaltene Arsen könnte mit einem Korrosionsverfahren weiter reduziert werden. Bei den in dieser Region auftretenden hohen Arsenkonzentrationen wäre möglicherweise auch eine starke Aufeisenung unter vollständigem Sauerstoffverbrauch durch eine lange Kontaktzeit bis hin zur Stagnation angemessen. Die Aufeisenung erfordert dann als zweiten Schritt eine gewöhnliche Enteisenung, bei der dann das restliche Arsen aus dem Wasser entfernt wird.

5.3 Weitere Aspekte zum Praxiseinsatz der verschiedenen Korrosionsverfahren

Neben den im Rahmen dieser Arbeit gewonnenen Erfahrungen und ermittelten Kenngrößen zur Leistungsfähigkeit der Verfahren sind noch weitere Aspekte zu berücksichtigen, wenn ein Einsatz eines der hier untersuchten Verfahren in der Praxis erwogen wird. Diese Aspekte wurden in dieser Arbeit nicht näher untersucht, aus den vorhandenen Erfahrungen und aus der Literatur lassen sich jedoch plausible Antworten auf diese Fragen ableiten.

5.3.1 Verunreinigung des Stahls mit Schwermetallen

Wie in Abschnitt 3.2.1 erläutert, kommt in diesem Verfahren unlegierter Baustahl als Korrosionsmaterial zum Einsatz. Aus Kostengründen attraktiv erscheint dabei die Verwendung von Abfällen aus der Metallverarbeitung wie beispielsweise Frässpänen. Ähnlich wie bei der kommerziellen Herstellung von Flockungsmitteln ist bei der Auswahl des Materials streng auf die Vermeidung von Verunreinigungen, insbesondere durch Schwermetalle, zu achten.

Ein Anteil von 0,1% Blei im Eisenmaterial führt bei einer Eisen-Zielkonzentration von 10 mg/L zu einer Blei-Freisetzung von 0,01 mg/L und erreicht damit theoretisch den Grenzwert der TrinkwV. Andere Schwermetallgrenzwerte liegen etwas höher (Ni: 0,02 mg/L; Cr: 0,05 mg/L, Mn: 0,05 mg/L). Verunreinigungen durch die besonders gefährlichen Schwermetalle Cadmium (0,005 mg/L) oder Quecksilber (0,001 mg/L) sind im Bereich der Metallverarbeitung normalerweise nicht zu erwarten. Das Risiko wird allerdings durch zwei Aspekte verringert:

- 1. Legierter Stahl ist in der Regel weniger korrosionsanfällig als normaler Baustahl und daher wird im Korrosionsreaktor auch weniger davon freigesetzt.
- 2. Die Eisenfreisetzung und anschließende Flockenbildung bewirkt auch eine Adsorption von gelösten Schwermetallionen, die auf diese Weise zwar zunächst freigesetzt, aber auch wieder aus dem Wasser entfernt werden.

Trotz dieser Überlegungen ist vor einem realen Einsatz zur Trinkwasserversorgung aus Sicherheitsgründen eine Analyse des vorgesehenen Eisenmaterials und des aufbereiteten Trinkwassers anzuraten.

5.3.2 Betrieb des Verfahrens bei Stagnation

Die in dieser Arbeit vorgenommenen Untersuchungen wurden alle an kontinuierlich betriebenen Aufbereitungsstrecken durchgeführt. Gerade bei kleinen, dezentralen Aufbereitungsanlagen ist aber auch mit Stillstandszeiten zu rechen, beispielsweise nachts, wenn der Vorratsbehälter für das Reinwasser gefüllt ist oder die Hand- bzw. Solarpumpe für das Rohwasser nicht betrieben wird. In einem solchen Stagnationsfall wird der im Wasser vorhandene Sauerstoff im inneren des Korrosionsreaktors in wenigen Stunden verbraucht und es kommt dann zu der bereits in Abschnitt 2.2.2 beschriebenen Komproportionierungsreaktion des Eisenhydroxids der Deckschicht mit dem metallischen Eisen. Als Ergebnis gehen sowohl Fe²⁺ als auch das in der Deckschicht gebundene Arsenat in Lösung. Für eine weitergehende Reduktion des As(V) zu As(III) gibt es in den Untersuchungen dieser Arbeit keine Anzeichen, sie kann aber grundsätzlich nicht ausgeschlossen werden. Das stark mit Eisen und Arsen belastete Wasser darf in dieser Form auf keinen Fall an die Nutzer abgegeben werden.

Hier zeigt sich die Bedeutung einer leistungsfähigen Nachreinigung in Form einer Filtration für Erfolg und Sicherheit des gesamten Verfahrens. Vom Verhältnis Arsen zu Eisen her sollte eine erneute Adsorption des Arsens an das wieder oxidierte und ausgefallene Eisen(III) möglich sein. Allerdings müssen für diesen stark belasteten Reaktorinhalt eine gründliche Belüftung und eine weitgehende Partikelentfernung erfolgen, um eine akzeptable Wasserqualität sicher zu stellen. Alternativ könnte die gesamte Anlage bei Betriebsunterbrechungen auch über die Spülabläufe vollständig entleert werden. So ließe sich eine Rücklösung des Eisenhydroxids ebenfalls vermeiden.

5.3.3 Einfluss von Wasserinhaltsstoffen

Im Rahmen dieser Arbeit wurde der Einfluss der Wasserqualität nur vergleichend zwischen den Experimenten in Deutschland und den verschiedenen Standorten in Chile untersucht. Systematische Parameterstudien gestalten sich sehr schwierig, da eine Beurteilung der Reinigungsleistung nur anhand einer vollständigen Aufbereitungstrecke vorgenommen werden kann. Sowohl zur Korrosion als auch zur Arsenadsorption gibt es aber bereits umfangreiche Erkenntnisse und Erfahrungen über die Auswirkung einzelner Parameter auf den Prozess. Die wichtigsten Tendenzen einer Parametererhöhung werden in Tabelle 5.1 dargestellt.

#	Parameter	Wirku	ng auf:	Erläuterung:		
	Zunahme von:	Korr.	Ads.			
1	рН	-	-	Stabilisierung der Deckschicht, negative Oberflächenladung.		
2	O ₂	+	0	Sauerstoffkorrosion ist Reaktion 1. Ordnung.		
3	NaCl	+	0	Erhöhte Leitfähigkeit ermöglicht höhere Korrosionsströme.		
4	Ca ²⁺ , Mg ²⁺	-	0	Härtebildner fördern die stabile Deckschichtbildung.		
5	Fe ²⁺	0	+	Gelöstes Eisen adsorbiert bei Oxidation auch Arsen.		
6	HCO ₃ -	-	0	Pufferung fördert Deckschichtbildung.		
7	PO ₄ ³⁻	-	-	Korrosionsinhibitor und Adsorptionskonkurrent.		
8	SO4 ²⁻	+	0	Erhöhte Leitfähigkeit, keine Adsorptionskonkurrenz		
9	SiO ₄ ⁴⁻	-	-	Korrosionsinhibitor und Adsorptionskonkurrent.		
Erl	äuterung: + positiv	er Einfluss	O ne	utrales Verhalten - negativer Einfluss		
 siehe Abschnitt 2.2.2 und 2.1.2.2, [Stumm 1998] siehe Abschnitt 4.1.1.3, [Kuch 1984] [Stumm 1998] [Kuch 1984], [Sontheimer 1980] [Borho 1996] 				998] 6. [Kuch 1984], [Klinger 2004] 7. [Klinger 2004], [Driehaus 1994] 8. [Su 2001a], [Su 2001b] 9. [Klinger 2004]		

Tab. 5.1 Wirkung der Erhöhung verschiedener Wasserparameter auf Korrosion und Adsorption

5.3.4 Entsorgungsproblematik des Schlamms

Genau wie bei allen anderen adsorptionsbasierten Arsenentfernungsmethoden (siehe Kapitel 1) entsteht bei diesem Verfahren arsenhaltiger Schlamm als Abfallprodukt. Der Schlamm fällt dabei in zwei Formen an: Als Schlamm in der Nachreinigung und als Rost in Form einer Deckschicht.

In den Verfahrensvarianten mit einer hohen Eisenpartikelfreisetzung wird dieser Schlamm vor allem in den Nacheinigungseinrichtungen zurückgehalten und dann bei den Spülvorgängen freigesetzt. Damit ist er mit dem Eisenschlamm aus konventionellen Wasseraufbereitungsanlagen vergleichbar und bedarf einer ähnlichen Behandlung wie beispielsweise Sedimentation, Trocknung und anschließend einer sicheren Ablagerung. Im günstigen Fall findet die Ablagerung in der Nähe der Aufbereitungsanlage statt.

In den Varianten der natürlichen Sauerstoffkorrosion ist auch das Korrosionselement bzw. die Schüttung selbst stark mit Arsen in der Deckschicht belastet und muss sachgerecht entsorgt werden. Auch hier ist eine Trocknung und sichere Ablagerung erforderlich. Zu beachten ist allerdings, dass das Packungsmaterial unter der Deckschicht noch metallisches Eisen enthält, welches zu weiteren Redoxreaktionen befähigt ist und damit bei ungünstigen Bedingungen das größere Risiko einer Rücklösung aufweist.

Eine sichere Ablagerung erfordert in erster Linie eine räumliche Abtrennung von anderen menschlichen Nutzungen, eine Abdichtung gegenüber Grundwasser und Regenwasser sowie die Vermeidung des Kontakts mit organischem Material wie z.B. Hausmüll, da damit die Gefahr des Entstehens eines sauren und anaeroben Milieus einhergeht. Unter sauren und anaeroben Bedingungen ist am ehesten mit Reduktionsprozessen und einer Rücklösung zu rechnen, siehe auch die Ausführungen zur Eisenhydroxid-Reduktionshypothese in Abschnitt 1.1.3.

Diese Anforderungen lassen sich unter den Bedingungen der Atacama-Wüste in Chile relativ einfach sicherstellen. In Bangladesch dagegen sind Flächen grundsätzlich knapp und Monsunregenfälle sowie Überschwemmungen stellen ein permanentes Risiko einer erneuten Freisetzung dar. Dieses Risiko sollte trotzdem nicht überbewertet werden und den schnellen Einsatz von Trinkwasseraufbereitungstechniken verhindern. Es bleibt festzuhalten, dass es sich um eine persistente, aber natürliche Belastung handelt, die zum Schutz der menschlichen Gesundheit aus dem Trinkwasser sowie aus dem Bewässerungswasser entfernt werden muss, und anschließend in möglichst risikoarmer Form zu entsorgen ist.

Eine Trennung von Eisen, Eisenoxid und Arsen durch Desorption mit Natronlauge oder Auflösen in Salzsäure erscheint weder technisch machbar noch sinnvoll. Weder aus finanziellen noch aus Umweltschutzgründen würden sich dadurch Vorteile gegenüber einer direkten Ablagerung ergeben. Eine sichere Immobilisierung könnte möglicherweise durch die Einbindung des Eisenschlamms bei der Zement- oder Ziegelherstellung erfolgen, die verschiedentlich vorgeschlagen wurde [Ruhland 2003b].

Bei der Aufbereitung von Eisenabfällen als Einsatzstoff für das Aufbereitungsverfahren kann gegebenenfalls noch stark eisenhalthaltige Salzsäure aus dem Waschprozess anfallen. Diese saure Eisenchloridlösung könnte unter Umständen, d.h. wenn keine zusätzlichen Verunreinigungen vorhanden sind, in konventionellen Flockungsanlagen oder in der Abwasserreinigung Verwendung finden.

5.4 Ausblick und weiterführender Untersuchungsbedarf

Unter Nutzung der bisher gewonnenen Erkenntnisse bietet sich ein erneuter Feldversuch zur natürlichen Sauerstoffkorrosion in Chile an. Dabei sollte der Schwerpunkt auf der Nähe zur Praxisanwendung liegen, bei der reales Wasser aufbereitet wird, ein reales Eisenmaterial zum Einsatz kommt und eine Kombination mit Belüftungseinrichtungen nach dem in Abschnitt 5.2.1 skizziertem Schema realisiert wird. Auf großzügig bemessene Reaktorvolumina mit effektiven Partikelrückhalteeinrichtungen ist besonderer Wert zu legen. Um die dauerhafte Wirkung beurteilen zu können ist eine lange Versuchdauer, mindestens drei Monate, erforderlich. Auch die Auswirkungen von Stagnationszeiten sind zu untersuchen.

Als aussichtsreiche Produktentwicklung ist die Arsenentfernung mittels elektrisch forcierter Korrosion zu betrachten. Unter der Vorraussetzung einer Klärung des Problems der Arsingasbildung wäre diese Methode sicherlich geeignet, beispielsweise auch in Kombination mit Solarzellen als Energiequelle, als technisches Aufbereitungsverfahren auch in Ländern wie Chile und Bangladesch zum Einsatz zu kommen.

Die Nutzung der Kontaktkorrosion zur Freisetzung von Eisenionen zur Arsenentfernung stellt noch eine deutliche wissenschaftliche Herausforderung dar. Hier besteht noch Bedarf an theoretischen Überlegungen zur Elektrochemie aber auch an handwerklich-praktischen Experimenten zur optimalen Gestaltung eines Eisen-Kupfer-Kontaktelements welches die Akkumulation von Eisenhydroxid vermeidet und auf diese Weise die Freisetzung von Kupfer verhindert.

6 Literaturverzeichnis

- Ahmed, F.; Rahman, Md. M. (2000): Water Supply and Sanitation. Rural and Low-Income Urban Communities. ITN-Bangladesh-Centre for Water Supply and Waste Management, Dhaka (Bangladesh).
- Alvarez Canelo, R. (2001): Adsorción de arsenico sobre productos de corrosión de hierro metálico. Abschlußarbeit an der Universidad de Antofagasta (Chile).
- Assegbede, P.; Ferber, E.; Gruber, E.; Koch, K.; Kunz, D. (2001): Methoden zurTrinkwasseraufbereitung in Entwicklungsländern. Umwelttechnische Seminararbeit am Fachgebiet Wasserreinhaltung der TU Berlin.
- Baeckmann, W.v. (Herausgeber) (1989): Handbuch des kathodischen Korrosionsschutzes. VCH-Verlag, Weinheim.
- **Bockelmann, B. (1997):** Optimierung der Entfernung von Arsen aus Trinkwasser in Calama (im Norden Chiles) bei unterschiedlichen Rohwasserqualitäten. Diplomarbeit am Fachgebiet Wasserreinhaltung der TU Berlin.
- Borho, M. (1996): Arsenentfernung in Grundwasserwerken durch optimierte Kopplung von Oxidations- und Fällungs-, / Flockungsverfahren. Berichte aus Wassergüte-und Abfallwirtschaft Nr. 127, Technische Universität München.
- Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (BMZ) (1996): Sektorkonzept Siedlungswasserwirtschaft, Bonn.
- Caceres, A. (1999): Arsenico, Normativas y Effectos en las Salud. Congreso de Ingenieria Samitaria Y Ambiental (Aidis), Chile.
- Caceres, L., Caceres, L.; Jekel, M.; Karschunke, K.: (2000): Low-Cost Irrigation Water Treatment for Arsenic Removal in the North of Chile - A Proposal. 26th WEDC Conference 2000, Dhaka (Bangladesh).
- Chen, S.L.; Dzeng, S.R.; Yang, et al. (1994): Arsenic species in groundwaters of the blackfoot disease area, Taiwan. Environ. Sci. Technol. (28), 877-881.
- Chowdhury, M.A.I.; Ahmed, M.F.; Quadiruzzaman, M.; Mannaf, M.A. (2001): Experience in improving piped water supply to the 18 medium-sized towns of Bangladesh. Journal of Water SRT – Aqua (50), 287-299.
- Cornell, R.M.; Schwertmann, U. (1996): The Iron Oxides. VCH-Verlag, Weinheim.
- Cotton, A.; Wilkinson, G. (1982): Anorganische Chemie, Verlag Chemie, Weinheim.
- **Dartmann, J.; Doberschütz, J.(2001):** Experimental study of a pilot plant for arsenic removal from drinking water by corrosion induced adsorption in Antofagasta, Chile. Projektarbeit am FG Wasserreinhaltung der TU Berlin.

- Daus, B.; Weiß, H.; Wennrich, R. (1998): Arsenic speciation in iron hydroxide precipitates. Talanta (46), 867-873.
- Daus,B.; Mattusch, J.; Paschke, A.; Wennrich, R.; Weiss, H. (2000): Kinetics of the Arsenite Oxidation in Seepage water from a tin mill tailings pond. Talanta (51), 1087-1095.
- **Del Signori, G. (2001):** New Process for Arsenic Remeditation in Drinking Water. Abstract for Poster submission to IWA-Conference, Berlin.
- **Dieter, H. (1993):** Gesundheitliche und toxikologische Eckdaten zur Bewertung von Arsen im Trinkwasser. DVWG Schriftenreihe Wasser Nr. 82: Arsen in der Trinkwasserversorgung (Hrsg. M. Jekel), 11-29.
- **DIN 50900 (1982):** Korrosion der Metalle Begriffe Allgemeine Begriffe. Beuth-Verlag, Berlin.
- **DIN 50920 (1985):** Korrosion der Metalle Korrosionsuntersuchungen in strömenden Flüssigkeiten – Allgemeines. Beuth-Verlag, Berlin.
- **Driehaus, W.; Jekel, M. (1992):** Determination of As(III) and total inorganic arsenic by on-line pretreatment in hydride generation atomic absorption spectrometry. Fresenius J. Anal Chem (343), 352-356.
- **Driehaus, W. (1994):** Arsenentfernung mit Manganoxid und Eisenhydroxid in der Trinkwasseraufbereitung. VDI Reihe 15 Nr.133, VDI-Verlag.
- Driehaus, W.; Jekel, M. ; Hildebrandt, U. (1998): Granular ferric hydroxide a new adsorbent for the removal of arsenic from natural water. J. Water SRT-Aqua (47), 30-35.
- **Dzombak, D.A.; Morel,F.M., (1987):** Adsorption of inorganic pollutants in aquatic systems. Journal of Hydraulic Engineering (113), 430-466.
- Enders, R. (1996): Untersuchungen und Modellierung der Antimonentfernung aus wässrigen Lösungen durch Fällung, Mitfällung und Adsorption. Dissertation am FG Wasserreinhaltung der TU Berlin.
- Farley, K.J.; Dzombak, D.A.; Morel, F.M.M. (1985): A surface precipitation model for the sorption of cations on metal oxides. Journal of Colloid and Interface Science (106), 226-242.
- Farrell, J.; Wang, Jianping; O'Day P.; Conklin, M. (2001): Electrochemical and Spectroscopic Study of Arsenate Removal from Water Using Zero-Valent Iron Media. Environ. Sci. Technol. (35), 2026-2032.
- Fendorf, S.; Eick, M.; Grossl, P.; Sparks, D. (1997): Arsenate and chromate retention mechanisms on goethite.1. Surface structure. Environ. Sci. Technol. (31), 315-320.
- Ficklin, W. (1983): Separation of arsenic (III) and arsenic (V) in ground waters by ionexchange. Talanta (30), 371-373.
- Förstner, U.; Calmano, W. (1982): Bindungsformen von Schwermetallen in Baggerschlämmen. Vom Wasser (59), 83-92.

- Fuller, C.; Davis, J.; Waychunas, G. (1993): Surface chemistry of ferrihydrite: Part 2. Kinetics of arsenate adsorption and coprecipitation. Geochimica et Cosmochimica Acta (57), 2271-2282.
- **Goldberg, S.; Johnston, C.T. (2001):** Mechanisms of Arsenic Adsorption on Amorphous Oxides Evaluated Using Macroscopic Measurements, Vibrational Spectroscopy, and Surface Complexation Modeling. Journal of Colloid and Interface Science (234), 204-216.
- **Gorny, M. (2000):** Untersuchungen zum Korrosionsverhalten von Roheisenmaterialen und zur simultanen Adsorption von Arsen in Kleinfiltersystemen. Diplomarbeit am FG Wasserreinhaltung der TU Berlin.
- Grohmann, A. (1996): Sanierung von Enteisenungsanlagen. gwf Wasser Abwasser (137), 665-671.
- Grossl, P.R.; Eick, M.; Sparks, D.; Goldberg, S.; Ainsworth, C. (1997): Arsenate and chromate retention mechanisms on goethite. 2. Kinetic evaluation using a pressure-jump relaxation technique. Environ. Sci. Technol. (31), 321-326.
- Hamann, C.H.; Vielstich, W. (1975): Elektrochemie I und II. Taschentexte Nr. 41 und 42. Verlag Chemie, Weinheim.
- Hering, J.G. (1996a): Risk assessment for arsenic in drinking water: limits of achievable risk levels. Journal of Hazardous materials (45), 175-184.
- Hering, J.G.; Chen, P.Y.; Wilkie, J.A.; Elimelech, M.; Liang, S. (1996b): Arsenic removal by ferric chloride. Journal AWWA (88), 155-167.
- Hiemstra, T.; Van Riemsdijk, W.H. (1996): A surface structural approach to ion adsorption: the charge distribution (CD) model. Journal of Colloid and Interface Science (179), 488-502.
- Hiemstra, T.; Van Riemsdijk, W.H. (1998): Surface structural ion adsorption modeling of competitive Binding of oxyanions by metal (hydr)oxides. Journal of Colloid and Interface Science (210), 182-193.
- **Hildebrandt, Uwe (1999):** Untersuchungen zur Adsorption von Arsenat (V) an aktiviertem Aluminiumoxid. Dissertation am FG Wasserreinhaltung der TU Berlin.
- **Höll, K. (2002):** Wasser-Nutzung im Kreislauf-Hygiene, Analyse und Bewertung. 8. Auflage Hrsg. von A. Grohmann, Verlag Walter de Gryter.
- Höschel, A. ; Schuster, P. (2000): Weltweites vorkommen von Arsen im Trinkwasser und seine gesundheitliche Bedeutung. Umwelttechnische Seminararbeit am FG Wasserreinhaltung der TU Berlin.
- Höschel, A. ; Schuster, P. (2002): Pilot plant experiments for arsenic removal from drinking water by different kinds of iron corrosion in Northern Chile. Projektarbeit am FG Wasserreinhaltung der TU Berlin.

- Holt, P.; Barton, G.; Wark, M.; Mitchell, C. (2002): A quantitative comparison between chemacal dosing and electrocoagulation. Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects (211), 233-248.
- Hongshao, Z.; Stanforth, R. (2001): Competitive Adsorption of Phosphate and Arsenate on Goethite. Environ. Sci. Technol. (35), 4753-4757.
- Hug, S.; Canonica, L.; Wegelin, M.; Gechter, D.; von Gunten, U. (2001): Solar Oxidation and Removal of Arsenic at Circumneutral pH in Iron Containing Waters. Environ. Sci. Technol. (35), 2114-2121.
- Kaesche, H. (1990): Die Korrosion der Metalle. 3. Auflage, Springer-Verlag.
- Karcher, S.; Jekel, M.; Cáceres, L.; Contreras, R. (1998): Removal of arsenic from raw waters by coagulation with iron salts and alternative methods. J. CIWEM (13), 164-169.
- Kartinen, E.O.; Martin, C.J. (1995): An overview of arsenic removal processes. Desalination (103), 79-88.
- Klinger, J.; Wagner, I.; Lambertzs, R.; Konradt, N.; Irmscher, R. (2004): Die Wasserversorgung von Düsseldorf. gwf Wasser Abwasser (145), 351-358.
- **Kraume, M. (2000):** Skript zur Vorlesung Verfahrenstechnik I + II. Institut für Verfahrenstechnik der Technischen Universität Berlin.
- Kuch, Alfred (1984): Untersuchungen zum Mechanismus der Aufeisenung in Trinkwasserverteilungssystemen. Dissertation an der Fakultät für Chemieingenieurwesen der TH Karlsruhe.
- Lackovic J.A.; Nikolaidis N.P.; Dobbs G.M. (2000): Inorganic Arsenic Removal by Zero-Valent Iron. Environ Eng Sci (17), 29-39.
- Ledesma Rojas, C. (2001): Adsorción de arsénico sobre productos de corrosión de hierro metálico en reactores agitados continuos. Abschlußarbeit an der Universidad de Antofagasta (Chile).
- Li, Li; Stanforth, R. (2000): Distinguishing Adsorption and Surface Precipitation of Phosphate on Goethite (a-FeOOH). J. of Colloid and Interface Science (230), 12-21.
- Madiec, H.; Cepero, E.; Mozziconacci, D. (1999): Treatment of arsenic by filter coagulation: a South American advanced technology. IWSA World Water Congress 1999, SS13/1-5.
- Maier, M., Maier, D. Oberacker, F. (2001): New application of a traditional analytical method

 arsenic removal from water works sludge during iron(III) chloride coagulant production. Fresenius J. Anal. Chem. (371), 629-636.
- Mamtaz, R.; Bache, D.H. (2000): Low-Cost Separation of Arsenic from Water: With Special Reference to Bangladesh. J. CIWEM (14), 260-269.
- Mamtaz, R.; Bache, D.H. (2001): Reduction of arsenic in groundwater by coprecipitation with iron. Journal of Water SRT Aqua (50), 313-324.

- Manceau, A. (1995): The mechanism of anion adsorption on iron oxides: Evidence for the bonding of arsenate tetrahedra on free Fe(O, OH)6 edges. Geochimica et Cosmochimica Acta (59), 3647-3653.
- Mandal, B.; Suzuki, K. (2002): Arsenic round the world: a review. Talanta (58), 201-235.
- Manning, B.A.; Goldberg, S. (1996): Modeling Competitive Adsorption of Arsenate with Phosphate and Molybdate on Oxide Minerals. Soil Sci. Soc. Am. J. (60), 121-131.
- Manning, B.A.; Goldberg, S. (1997): Adsorption and stability of arsenic(III) at the clay mineral water interface. Environ. Sci. Technol. (31), 2005-2011.
- Manning, B.A.; Fendorf, S.E.; Goldberg, S. (1998): Surface Structures and Stability of Arsenic (III) on Geothite: Spectroscopic Evidence for Inner-Sphere Complexes. Environ. Sci. Technol. (32), 2383-2388.
- Manning, B.A.; Hunt, M.L.; Amreihn, Ch., Yarmoff, J.A. (2002): Arsenic(III) and Arsenic(V) Reactions with Zerovalent Iron Corrosion Products. Environ. Sci. Technol. (36), 5455-5461.
- Meenken, Stefan (2001): Iron corrosion and simultaneous arsenic removal in a pilot plant for drinking water treatment in Antofagasta, Chile. Diplomarbeit am FG Wasserreinhaltung der TU Berlin.
- Meharg, A.; Rahman, Md.M. (2002): Arsenic Contamination of Bangladesh Paddy Field Soils: Implications for Rice Contribution to Arsenic Consumption. Environ. Sci. & Technol. (37), 229-234.
- Melitas, N.; Wang, J.; Conklin, M.; O'Day, P.; Farrell, J. (2002): Understanding Soluble Arsenate Removal Kinetics by Zerovalent Iron Media. Environ. Sci. Technol.(36), 2074-2081.
- Merkel, T. (2003): Untersuchungen zu den chemischen Reaktionen bei der Flächenkorrosion des Kupfers in Trinkwasserinstallationen. Dissertation an der TH Karlsruhe.
- Meyerhoff, R.; Rott, U.; Wiegleb, K. (1995): Praktische Überprüfung von WAPRO-Standards zur Bemessung von Enteisenungsfiltern. gwf Wasser-Abwasser (136), 154-160.
- MMD MottMacDonald Ltd. (1999): Groundwater studies for arsenic contamination in Bangladesh (Phase I: Rapid investigation phase). Final Report prepared for the Government of the People's Republic of Bangladesh and the British Department for International Development.
- Myneni, S.C.B.; Traina, S.J.; Waychunas, G.A.; Logan, T.J. (1998): Experimental and theoretical vibrational spectroscopic evaluation of arsenate coordination in aqueous solutions, solids, and at mineral water interfaces. Geochimica et Cosmochimica Acta (62), 3285-3300.
- Nikolaidis, N.; Dobbs, G.; Lackovic, J. (2003): Arsenic removal by zero-valent iron: field, laboratory and modeling studies. Water Research (37), 1417-1425.

- **Oberacker, F.; Maier, D.; Maier, M. (2002):** Arsen und Trinkwasser, Teil 1 Ein Überblick über Vorkommen, Verteilung und Verhalten von Arsen in der Umwelt. Vom Wasser (99), 79-110.
- **Oberacker, F.; Maier, D.; Maier, M. (2003):** Arsen und Trinkwasser, Teil 2 Ein Überblick über Arsenentfernungsverfahren zur Trinkwasseraufbereitung und umweltverträgliche Entsorgungsmöglichkeiten der entstehenden arsenbelasteten Wasserwerksschlämme. Vom Wasser (100), 9-48.
- Pierce, M.; Moore, C. (1982): Adsorption of arsenite and arsenate on amorphous iron hydroxide. Water Research (16), 1247-1253.
- **Power, D.J. (2002):** Persönliche Mitteilung per E-Mail aus Kambodscha (djpower@melbpc.org.au)
- Pschyrembel (2004): Klinisches Wörterbuch. 260. Auflage. Verlag Walter de Gryter.
- Ramaswami, A.; Tawachsupa, S.; Isleyen, M. (2001): Batch-mixed iron treatment of high arsenic waters. Water Research (35), 4474-4479.
- Reichwald, F.; Pastewski, N.; Kügler, J. (2002): Analysemethoden für Arsenverbindungen im Trinkwasser. Umwelttechnische Seminararbeit am Fachgebiet Wasserreinhaltung der TU Berlin.
- **Rieckhoff, Maria (2002):** Pilotversuche zur Entfernung von Arsen aus Trinkwasser mit Hilfe korrodierender Eisenmaterialien in Chile. Diplomarbeit am Fachgebiet Wasserreinhaltung der TU Berlin.
- Rivero, S.; Alvarez, J.A.; Libral, V.; Esparza, M.L. (1999): Community participation in reducing risks by exposure to arsenic in drinking water. IWSA World Water Congress 1999; SS13/6-8:
- Römpp (1995): Chemie-Lexikon, CD ROM-Ausgabe, Thieme-Verlag.
- Ruhland, A.; Karschunke, K.; Jekel, M. (2003a): Arseneliminierung aus Trinkwasser, Teil 1. bbr-Fachmagazin für Wasser und Leitungstiefbau (54), 53-61.
- Ruhland, A.; Karschunke, K.; Jekel, M. (2003b): Arseneliminierung aus Trinkwasser, Teil 2. bbr- Fachmagazin für Wasser und Leitungstiefbau (54), 37-46.
- Sancha, A.M.; Rodriguez, D.; Vega, F.; Fuentes, S.; Lecaros, L. (1992): Arsenic removal by direkt filtration. An example of appropriate technology. Arsenic in the Environment and its Incidence on Health. International Seminar, 165-172.
- Santolaya Bondi, R.; Salazar Carco, L.; Sandoval Martinez, M.; Santolaya Cohen, R.; Alfaro Torrico, R. (1995): Arsenico: Impacto sobre el hombre y su entorno; Centro de investigaciones ecológicas y medicina de altura – CODELCO-Chile.
- Schönfeld-Horn, Ira (2001): Untersuchungen zur Korrosion und zur Arsenadsorption in Eisen-Kupfer-Kontaktelementen. Diplomarbeit am FG Wasserreinhaltung der TU Berlin.

- **SCI (1995):** Catastro General de las Comunidades Rurales de la II. Region. Sociedad Consultores de Ingeniería, Santiago de Chile.
- Seith, R.; Jekel, M. (1997): Biologische Oxidation von Arsenat (III) in Festbettreaktoren. Vom Wasser (89), 283-296.
- Sigg, L.; Stumm, W. (1981): The interaction of anions and weak acids with the hydrous goethite (a-FeOOH) surface. Colloids and Surfaces (2), 101-117.
- Sigg, L.; Stumm, W. (1996): Aquatische Chemie. Teubner-Verlag, Stuttgart.
- Simeonova, V.P. (1999): Pilot study for arsenic removal.
- Smedley, P.L.; Kinniburgh, D.G. (2002): A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. Applied Geochemistry (17), 517-568.
- Smith, A.H.; Goycolea, M.; Haque, R.; Biggs, M.L. (1998): Marked increase in bladder and lung cancer mortality in a region in northern Chile due to arsenic in drinking water. American Journal of Epidemiology (147), 660-669.
- Smith, A.H.; Arroyo, A.P.; Mazumder, D.N.; Kosnett, M.J.; Hernandez, A.L.; Beeris, M.; Smith, Meera M.; Moore, Lee E. (2000): Arsenic-Induced Skin Lesions among Atacameno People in Northern Chile Despite Good Nutrition and Centuries of Exposure. Environmental Health Perspectives (108), 617-620.
- Smith, A.H.; Lingas, E.O.; Rahman, M. (2000): Contamination of drinking-water by arsenic in Bangladesh: a public health emergency. Bulletin of the WHO (78), 1093-1103.
- Smith, A.H.; Hira Smith, Meera M. (2004): Arsenic drinking water regulations in developing countries with extensive exposure. Toxicology (198), 39-44.
- Sontheimer, H.; Spindler, P.; Rohmann, U. (1980): Wasserchemie für Ingenieure. ZfGW-Verlag, Frankfurt / Main.
- Sontheimer, H. (1988): Der "Kalk-Kohlensäure-Mythos" und die instationäre Korrosion. Z. Wasser Abwasser Forschung (21), 219-227.
- Stratmann, M.; Müller, J. (1994): The mechanism of the oxygen reduction on rust-covered metal substrates. Corrosion Science (36), 327-359.
- Stumm, W. (1992): Chemistry of the solid-water interface. Wiley Interscience.
- Stumm, W. (1998): Corrosion of Metals in Aquatic Systems; an Indroduction. Schriftenreihe der EAWAG Nr. 12, Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology EAWAG, Zürich.
- Su, Chunming; Puls, R.W. (2001a): Arsenate and Arsenite Removal by Zerovalent Iron: Kinetics, Redox Transformation, and Implications for in Situ Groundwater Remediation. Environ. Sci. Technol. (35), 1487-1492.
- Su, Chunming; Puls, R.W. (2001b): Arsenate and Arsenite Removal by Zerovalent Iron: Effects of Phosphate, Silicate, Carbonate, Borate, Sulfate, Chromate, Molybdate, and Nitrate, Relative to Chloride. Envirion. Sci. Technol. (35), 4562-4568.

- **Torres, J. (2001):** Remoción de arsénico den productos de corrosión de hierro metálico mediante lana de hierro. Diplomarbeit an der Universidad de Concepcion (Chile).
- US-EPA (2002): Background information on arsenic regulation, US-Environmental Protection Agency. Internet: http://www.epa.gov/safewater/arsenic.html
- v.d.Kammer, F. (2000): Verifizierung von Laborfiltrationen von Wasserproben mit Hilfe der Fluß-Feld Fluß Fraktionierung. Jahrestagung der Wasserchemischen Gesellschaft in der GdCh 2000, Weimar.
- Wateraid (2001): Rapid Assessment of household level arsenic removal technologies. Final Report by WS/Atkins. BAMWSP, DFID, Wateraid Bangladesh.
- Waychunas, G.A.; Rea, B.A.; Fuller, C.C.; Davis, J.A. (1993): Surface chemistry of ferrihydrite: Part 1. EXAFS studies of the geometry of coprecipitated and adsorbed arsenate. Geochimica et Cosmochimica Acta (57), 2251-2269.
- Waychunas, G.A.; Davis, J.A.; Fuller, C.C. (1995): Geometry of sorbed arsenate on ferrihydrite and crystalline FeOOH: Re-evaluation of EXAFS results and topological factors in predicting sorbate geometry, and evidence for monodentate complexes. Geochimica et Cosmochimica Acta (59), 3655-3661.
- Waychunas, G.A.; Fuller, C.C.; Rea, B.A.; Davis, J.A. (1996): Wide angle X-ray scattering (WAXS) study of "two line" ferrihydrite structure: Effect of arsenate sorption and counterion variation and comparison with EXAFS results. Geochimica et Cosmochimica Acta (60), 1765-1781.
- Wegelin, M. (1986): Horizontal-Flow Roughing Filtration (HRF): a design, construction and operation manual. IRCWD Report No 06/86, Dübendorf (CH).
- Wegelin, M.: (1996): Surface Water Treatment by Roughing Filters. SANDEC Report No 2/96; Swiss Centre for Development Cooperation in Technology and Management (SKAT). St. Gallen (CH).
- Westerhoff, P.; James, J. (2003): Nitrate removal in zero-valent iron packed columns. Water Research (37), 1818-1830.
- WHO (2002): Arsine: Human health aspects. Concise International Chemical Assessment Document 47, Geneva.

Anhänge

Anhang A	Wasserinhaltsstoffe in Berlin und in Antofagasta	.A2
Anhang B	Zusammensetzung der Eisen- und Kupfermaterialien	.A3
Anhang C	Vorgehensweise bei Messung und Probenahme	.A4
Anhang D	Atomabsorptionsspektrometrische Messung von Arsen, Eisen, Kupfer	.A5
Anhang E	Messung der Sauerstoffkonzentration	.A8
Anhang F	Versuchsdaten	.A9

Entire2001DefinitAntongastaAntongastaSauerstoffOxygen O_2 7,6Fr. KohlensäureFree CO_2 CO_2 10,3CalciumCalcium Ca^{2^+} 4001027271 (2)MagnesiumMagnesiumMg ²⁺ 5010,038,419,8NatriumSodiumNa*15038147 (2)KaliumPotassiumK*127,915 (2)Eisen (gesamt)Total IronFe0,2<0,030,110,2 (2)MarganMarganeseMn0,05<0,02<0,01<0,05ArsenicAs0,01<0,004<0,005<0,01<0,05ArsenicAs0,01<0,005<0,005<0,01<0,05CadmiumCadmiumCd0,005<0,005<0,01<0,05CadmiumCadmiumCr0,05<0,005<0,01<0,05CyanideCyanideNickelNi0,5<0,005<0,01MuscalNitratNitratNH 4^+ 0,5<0,005<0,005<0,01MuscalNitratNitratNO 5^- 0,01<0,005<0,01 (N)<0,01 (N)NitratNitratNO 5^- 25052332210SulfatSulfatSulfatSulfatSulfatSulfat0,01<0,0005<0,005PhosphatePhosphateF'-1,50,160,	Stoff / Größe		Symbol / Finhoit	TrinkwV 2001	Trinkwasser	Trinkwasser	Rohwasser	
Statistics Description Description Description Fr. Kohlensäure Free Co. CO. 10.3 Term Calcium Calcium Ca ²⁺ 400 102 72 71 Magnesium Magnesium Mg ²⁺ 50 10.0 38.4 19.8 Natrium Sodium Na* 150 38 147 72 Kalium Potassium K* 12 7.9 15 (2) Eisen (gesamt) Total Iron Fe 0.2 <0.03 0.1 10.2 (?) Mangan Manganese Mn 0.05 <0.02 <0.01 <0.05 Arsen Arsenic As 0.01 <0.004 <0.03 0.45 Blei Lead Pb 0.04 <0.005 <0.005 <0.01 Cr(V1) <0.05 <0.005 <0.01 Cr(V1) <0.05 <0.01 Cr(V1) <0.05 <0.01 <0.005 <0.01 <0.01 Na	Sauerstoff	Oxygen		2001	7.6	Antolagasta	Antolagasta	
$\begin{array}{c c c c c c c c c c c c c c c c c c c $	Fr. Kohlensäure	Free CO ₂			10.3			
Carkania Carkania Carkania Carkania Formation F	Calcium	Calcium	Ca^{2+}	400	10,3	72	71 (2)	
Magnetian Nagional Ng 150 16,0 16,0 16,0 Natrium Sodium Na* 150 38 147 (²) Kalium Potassium K* 12 7,9 15 (³) Eisen (gesamt) Total Iron Fe 0,2 <0,03	Magnesium	Magnesium	Mo ²⁺	50	10.0	38.4	19.8	
Nation Note 100 10	Natrium	Sodium	Na ⁺	150	38	50,1	147 (2)	
RammFocusionR 12^{-} $7,9^{-}$ 15^{-} Eisen (gesamt)Total IronFe $0,2$ $< 0,03$ $0,1$ $10,2$ (?)ManganMaganeseMn $0,05$ $< 0,02$ $< 0,01$ $< 0,03$ $0,45$ ArsenArsenicAs $0,01$ $< 0,004$ $0,03$ $0,45$ BleiLeadPb $0,04$ $< 0,005$ $< 0,004$ $< 0,05$ CadmiumCadmiumCd $0,005$ $< 0,005$ $< 0,005$ $< 0,005$ ChromChromiumCr $0,05$ $< 0,005$ $< 0,005$ $< 0,005$ CyanidCyanideCN* $0,05$ $< 0,005$ $< 0,005$ $< 0,01$ NickelNickelNi $0,05$ $< 0,005$ $< 0,005$ $< 0,001$ QuecksilberMercuryHg $0,001$ $< 0,0002$ $< 0,0005$ $< 0,001$ AmmoniumAmmoniumNH4+ $0,5$ $< 0,05$ $< 0,07$ (N) $< 0,11$ (N)NitratNitrateNO ³⁻ 50 $4,5$ $0,07$ (N) $< 0,004$ (N)ChloridChlorideCl 250 52 332 210 SulfatSulfateSO/2- 240 127 143 162 PhosphatPhosphatePO4 ³⁻ $6,7$ $0,23$ $0,012$ (M) $0,33^{(2)}$ FluoridFluorideF* $1,5$ $0,16$ $0,69$ $0,37$ SilkatSilicateSiO2 $12,4^{(1)}$ $70/66,1$ (M)PAK	Kalium	Potassium	K ⁺	12	79		15 ⁽²⁾	
Diskriggentiny Four field Point Point </td <td>Fisen (gesamt)</td> <td>Total Iron</td> <td>Fe</td> <td>0.2</td> <td>< 0.03</td> <td>0.1</td> <td>10 2 (2)</td>	Fisen (gesamt)	Total Iron	Fe	0.2	< 0.03	0.1	10 2 (2)	
MarganMarganeseMarganeseMarganeseMarganeseMarganeseMarganeseMarganeseMarganeseMarganeseArsenArsenArsenicAs0,01< 0,004	Mangan	Manganese	Mn	0,05	< 0.02	< 0.01	< 0.05	
InsentInsentIns $0,01$ $0,001$ $0,005$ $0,005$ $0,005$ BleiLeadPb $0,04$ $< 0,005$ $< 0,005$ $< 0,005$ $< 0,005$ CadmiumCadmiumCd $0,005$ $< 0,005$ $< 0,005$ $< 0,005$ $< 0,005$ ChromChromiumCr $0,055$ $< 0,005$ $< 0,005$ $< 0,005$ $< 0,01$ CyanidCyaideCN $0,055$ $< 0,003$ $< 0,005$ $< 0,005$ $< 0,01$ NickelNickelNi $0,055$ $< 0,005$ $< 0,005$ $< 0,001$ QuecksilberMercuryHg $0,001$ $< 0,0002$ $< 0,0055$ $< 0,001$ AmmoniumAmmoniumNH4" $0,55$ $< 0,055$ $< 0,05$ (N) $0,28$ (N)NitratNitrateNO3" 50 $4,55$ $0,07$ (N) $< 0,11$ (N)NitritNitriteNO2" $0,11$ $< 0,033$ $< 0,001$ (N) $< 0,004$ (N)ChlorideCli250 52 332 210 SulfatSulfate $S0_4^2$ 240 127 143 162 PhosphatPhosphate $P0_4^3$ $6,7$ $0,23$ $0,012$ (M) $0,33$ (2)FluoridFluorideF" $1,5$ $0,16$ $0,69$ $0,37$ SilikatSilicate SiO_2 $$ $12,4^{(1)}$ $70/66,1$ (M)PAKPAH mg/L $0,0005$ $< 0,0005$ $-$ TetachlormethanTCMCCl4 $0,003$ < 0	Arsen	Arsenic	As	0.01	< 0.004	0.03	0.45	
DriveDriveDriveDriveDriveDriveDriveDriveCadmiumCadmiumCd0,005<0,0005	Blei	Lead	Ph	0.04	< 0.005	< 0.04	< 0.05	
StatisticExaminingCurrent of $0,005$ $0,005$ $0,005$ $0,005$ $0,005$ $0,001$ $0,01$ $0,01$ $0,05$ $0,003$ $0,001$ $0,005$ $0,003$ $0,005$ $0,005$ $0,01$ NickelNickelNi $0,05$ $0,003$ $0,0005$ $0,005$ $0,001$ QuecksilberMercuryHg $0,001$ $0,0002$ $0,0005$ $0,001$ AmmoniumAmmoniumNH4+ $0,5$ $0,05$ $0,05$ (N) $0,28$ (N)NitratNitrateNO ³⁺ 50 $4,5$ $0,07$ (N) $<0,004$ (N)NitritNitriteNO ²⁺ $0,1$ $<0,003$ $<0,01$ (N) $<0,004$ (N)ChloridChlorideCl ⁻ 250 52 332 210 SulfatSulfateSO4 ²⁺² 240 127 143 162 PhosphatPhosphatePO4 ³⁺³ $6,7$ $0,23$ $0,012$ (M) $0,33^{(2)}$ FluoridFluorideF* $1,5$ $0,16$ $0,69$ $0,37$ SilikatSilicateSiO2 $12,4^{(1)}$ $70/66,1$ (M)PAKPAH mg/L $0,0002$ $<0,0005$ Org. Cl-Verb.AOX mg/L $0,003$ $<0,0005$ PBSMPesticides mg/L $0,0005$ $<0,0005$ PBSMPesticides mg/L $0,0005$ $<0,00005$ PBSMPesticides mg/L $0,000$ 750 $900-1000$ (M) 1200 T	Cadmium	Cadmium	Cd	0.005	< 0.0005	< 0.005	< 0.01	
ChronicChronicChronicColor </td <td>Chrom</td> <td>Chromium</td> <td>Cr</td> <td>0.05</td> <td>< 0.005</td> <td>< 0.01 Cr(VI)</td> <td>< 0.05 Cr(VI)</td>	Chrom	Chromium	Cr	0.05	< 0.005	< 0.01 Cr(VI)	< 0.05 Cr(VI)	
SynthSynthSynthSynthSynthSynthSynthSynthNickelNickelNi $0,05$ $< 0,005$ $< 0,005$ $< 0,000$ QuecksilberMercuryHg $0,001$ $< 0,0002$ $< 0,0005$ $< 0,001$ AmmoniumAmmoniumNH4 ⁺ $0,5$ $< 0,05$ $< 0,005$ $< 0,0005$ $< 0,001$ AmmoniumAmmoniumNH4 ⁺ $0,5$ $< 0,05$ $< 0,005$ $< 0,001$ $< 0,0005$ $< 0,001$ NitratNitrateNO ³⁻ 50 $4,5$ $0,07$ (N) $< 0,1$ (N)NitritNitriteNO ²⁻ $0,11$ $< 0,03$ $< 0,01$ (N) $< 0,004$ (N)ChloridChlorideCl' 250 52 332 210 SulfatSulfate SO_4^{2-} 240 127 143 162 PhosphatPhosphate PO_4^{3-} $6,7$ $0,23$ $0,012$ (M) $0,33^{(2)}$ FluoridFluorideF ⁻ $1,5$ $0,16$ $0,69$ $0,37$ SilikatSilicate SiO_2 $$ $12,4^{(1)}$ $70/66,1$ (M)PAKPAH mg/L $0,0002$ $< 0,0005$ $<$ Org. ClVerb.AOX mg/L $0,0005$ $< 0,0005$ TetrachlormethanTCMCCl ₄ $0,003$ $< 0,0005$ $<$ PBSMPesticides mg/L $0,0005$ $< 0,21$ 144 TemperatureTemperature°C 25 $12,2$ $<$ El. Leitfähig	Cvanid	Cyanide	CN ⁻	0.05	< 0.003	< 0.005	< 0.1	
NumberNumberNumberNumberSystemSystemSystemQuecksilberMercuryHg $0,001$ $< 0,0002$ $< 0,0005$ $< 0,001$ AmmoniumAmmoniumNH4+ $0,5$ $< 0,05$ $< 0,05$ (N) $0,28$ (N)NitratNitrateNO3- 50 $4,5$ $0,07$ (N) $< 0,1$ (N)NitritNitriteNO2- $0,11$ $< 0,03$ $< 0,01$ (N) $< 0,004$ (N)ChloridChlorideCl 250 52 332 210 SulfatSulfateSO42- 240 127 143 162 PhosphatPhosphatePO43- $6,7$ $0,23$ $0,012$ (M) $0,33^{(2)}$ FluoridFluorideF* $1,5$ $0,16$ $0,69$ $0,37$ SilikatSilicateSiO2 $12,4^{(1)}$ $70/66,1$ (M)PAKPAHmg/L $0,0002$ $< 0,0005$ $$ Org. ClVerb.AOXmg/L $0,01$ $< 0,0005$ $$ TetrachlormethanTCMCCl ₄ $0,003$ $< 0,0005$ $$ PBSMPesticidesmg/L $0,0005$ $< 0,21$ 144 TemperatureCmperature $^{$ $12,2$ $$ El. Leitfähigkeitconductivity μ S/cm 2000 750 $900-1000$ (M) 1200 TrockenrückstandDiss. Resid.mg/L $$ $10,70$ 800 pH-WertpH-Value $$ $6,5-9,5$ $7,5$ $7,65$ <td>Nickel</td> <td>Nickel</td> <td>Ni</td> <td>0.05</td> <td>< 0.005</td> <td>. 0,005</td> <td>. 0,1</td>	Nickel	Nickel	Ni	0.05	< 0.005	. 0,005	. 0,1	
AmmoniumAmmoniumNH4+0,5 $< 0,001$ $< 0,002$ $< 0,0501$ $< 0,001$ NitratNitrateNO3* 50 $4,5$ $0,07$ (N) $< 0,1$ (N)NitratNitriteNO2* $0,1$ $< 0,03$ $< 0,01$ (N) $< 0,004$ (N)ChloridChlorideCl* 250 52 332 210 SulfatSulfateSO4** 240 127 143 162 PhosphatPhosphatePO4** $6,7$ $0,23$ $0,012$ (M) $0,33$ (2)FluoridFluorideF* $1,5$ $0,16$ $0,69$ $0,37$ SilkatSilicateSiO2 $12,4^{(1)}$ $70/66,1$ (M)PAKPAHmg/L $0,0002$ $< 0,0005$ Org. ClVerb.AOXmg/L $0,01$ $< 0,0005$ PBSMPesticidesmg/L $0,0005$ $< 0,0005$ PBSMPesticidesmg/L $0,0005$ $< 0,21$ 144 TemperaturTemperature°C 25 $12,2$ $< 0,21$ El. Leitfähigkeitconductivity μ S/cm 2000 750 $900-1000$ (M) 1200 TrockenrückstandDiss. Resid. mg/L $$ $16,6$ $< 0,755$ $8,17$	Quecksilber	Mercury	Нg	0.001	< 0.0002	< 0.0005	< 0.001	
NitratNitrateNO3504,50,07 (N)<0,1 (N)NitratNitrateNO20,1<0,03	Ammonium	Ammonium	NH4 ⁺	0.5	< 0.05	< 0.05 (N)	0.28 (N)	
NitritNitriteNO2-0,1<0.03<0,01 (N)<0,004 (N)ChloridChlorideCl25052332210SulfatSulfateSO42-240127143162PhosphatPhosphatePO43-6,70,230,012 (M)0,33 (2)FluoridFluorideF1,50,160,690,37SilikatSilicateSiO212,4 (1)70 / 66,1 (M)PAKPAHmg/L0,0002<0,00001	Nitrat	Nitrate	NO ³⁻	50	4.5	0.07 (N)	< 0.1 (N)	
ChloridChlorideCl250511911 (C)911 (C)SulfatSulfateSO $_4^{2-}$ 240127143162PhosphatPhosphatePO $_4^{3-}$ 6,70,230,012 (M)0,33 (2)FluoridFluorideF"1,50,160,690,37SilikatSilicateSiO $_2$ 12,4 (1)70 / 66,1 (M)PAKPAHmg/L0,0002<0,0001	Nitrit	Nitrite	NO ²⁻	0.1	< 0.03	< 0.01 (N)	< 0.004 (N)	
SulfatSulfate SO_4^{2-} 240127143162PhosphatPhosphate PO_4^{3-} $6,7$ $0,23$ $0,012$ (M) $0,33$ $^{(2)}$ FluoridFluorideF ⁻ $1,5$ $0,16$ $0,69$ $0,37$ SilikatSilicate SiO_2 $12,4$ $^{(1)}$ $70 / 66,1$ (M)PAKPAHmg/L $0,0002$ $<0,0001$ $<0,005$ Org. ClVerb.AOXmg/L $0,01$ $<0,0005$ $<$ TetrachlormethanTCMCCl_4 $0,003$ $<0,0005$ $<$ PBSMPesticidesmg/L $0,0005$ $<$ $<$ TrübungTurbidityNTU $0,21$ 144 TemperaturTemperature°C 25 $12,2$ $<$ El. Leitfähigkeitconductivity μ S/cm 2000 750 $900-1000$ (M) 1200 TrockenrückstandDiss. Resid. mg/L 1070 800 pH-WertpH-Value $6,5-9,5$ $7,5$ $7,65$ $8,17$	Chlorid	Chloride	Cl ⁻	250	52	332	210	
PhosphatPhosphate PO_4^{3-} $6,7$ $0,23$ $0,012$ (M) $0,33^{(2)}$ FluoridFluorideF° $1,5$ $0,16$ $0,69$ $0,37$ SilikatSilicateSiO2 $12,4^{(1)}$ $70/66,1$ (M)PAKPAHmg/L $0,0002$ $<0,0001$ $<0,005$ Org. ClVerb.AOXmg/L $0,01$ $<0,0005$ $<$ TetrachlormethanTCMCCl4 $0,003$ $<0,0005$ $<$ PBSMPesticidesmg/L $0,0005$ $<$ $<$ TrübungTurbidityNTU $0,21$ 144 TemperaturTemperature°C 25 $12,2$ $<$ El. Leitfähigkeitconductivity μ S/cm 2000 750 $900-1000$ (M) 1200 TrockenrückstandDiss. Resid.mg/L 1070 800 pH-WertpH-Value $6,5-9,5$ $7,5$ $7,65$ $8,17$	Sulfat	Sulfate	SO4 ²⁻	240	127	143	162	
FluoridFluorideF1,50,160,690,37SilikatSilicateSiO2 $12,4^{(1)}$ $70/66,1$ (M)PAKPAHmg/L0,0002 $<0,0001$ $<0,005$ Org. ClVerb.AOXmg/L0,01 $<0,0005$ TetrachlormethanTCMCCl40,003 $<0,0005$ PBSMPesticidesmg/L0,0005 $<0,0005$ TrübungTurbidityNTU $0,21$ 144 TemperaturTemperature°C 25 $12,2$ $<$ El. Leitfähigkeitconductivity μ S/cm 2000 750 $900-1000$ (M) 1200 TrockenrückstandDiss. Resid.mg/L 1070 800 pH-WertpH-Value $6,5-9,5$ $7,5$ $7,65$ $8,17$ GesamthärteHardness°dH°dH $16,6$ $<$ $<$	Phosphat	Phosphate	PO ₄ ³⁻	6,7	0,23	0,012 (M)	0,33 (2)	
SilikatSilicateSiO2 $12,4^{(1)}$ $70/66,1 (M)$ PAKPAHmg/L $0,0002$ $< 0,0001$ $< 0,005$ Org. ClVerb.AOXmg/L $0,01$ $< 0,0005$ $< 0,0005$ TetrachlormethanTCMCCl4 $0,003$ $< 0,0005$ $< 0,0005$ PBSMPesticidesmg/L $0,0005$ $< 0,0005$ $< 0,211$ TrübungTurbidityNTU $0,211$ 144 TemperaturTemperature°C 25 $12,2$ < 1200 El. Leitfähigkeitconductivity μ S/cm 2000 750 $900-1000 (M)$ 1200 TrockenrückstandDiss. Resid.mg/L 1070 800 pH-WertpH-Value $6,5-9,5$ $7,5$ $7,65$ $8,17$ GesamthärteHardness°dH°dH $16,6$ $< 12,4^{(1)}$	Fluorid	Fluoride	F	1,5	0,16	0,69	0,37	
PAKPAHmg/L $0,0002$ $< 0,0001$ $< 0,005$ Org. ClVerb.AOXmg/L $0,01$ $< 0,0005$ $< 0,0005$ TetrachlormethanTCMCCl ₄ $0,003$ $< 0,0005$ $< 0,0005$ PBSMPesticidesmg/L $0,0005$ $< 0,0005$ $< 0,21$ 144TemperaturTemperature°C2512,2 $< 0,000 (M)$ 1200TrockenrückstandDiss. Resid.mg/L $$ 1070 800 pH-WertpH-Value $$ $6,5-9,5$ $7,5$ $7,65$ $8,17$ GesamthärteHardness°dH°dH $$ $16,6$ $< 0,005$ $< 0,005$	Silikat	Silicate	SiO ₂		12,4 (1)	70 / 66,1 (M)		
Org. ClVerb. AOX mg/L $0,01$ $< 0,0005$ $<$ Tetrachlormethan TCM CCl ₄ $0,003$ $< 0,0005$ $<$ PBSM Pesticides mg/L $0,0005$ $< 0,0005$ $<$ Trübung Turbidity NTU $0,21$ 144 Temperatur Temperature °C 25 $12,2$ $<$ El. Leitfähigkeit conductivity μ S/cm 2000 750 $900-1000$ (M) 1200 Trockenrückstand Diss. Resid. mg/L 1070 800 pH-Wert pH-Value $6,5-9,5$ $7,5$ $7,65$ $8,17$ Gesamthärte Hardness°dH °dH $16,6$ $<$ $<$	РАК	РАН	mg/L	0,0002	< 0,00001	< 0,005		
TetrachlormethanTCMCCl4 $0,003$ $< 0,0005$ $< 0,0005$ PBSMPesticidesmg/L $0,0005$ $< 0,0005$ $< 0,21$ TrübungTurbidityNTU $0,21$ 144TemperaturTemperature°C2512,2 < 0.0000 El. Leitfähigkeitconductivity μ S/cm2000750900-1000 (M)1200TrockenrückstandDiss. Resid.mg/L1070800pH-WertpH-Value6,5-9,57,57,658,17GesamthärteHardness°dH°dH16,6 < 0.0005 < 0.0005	Org. ClVerb.	AOX	mg/L	0,01	< 0,0005			
PBSM Pesticides mg/L $0,0005$ $< 0,0005$ $< 0,0005$ Trübung Turbidity NTU $0,21$ 144 Temperatur Temperature °C 25 $12,2$ 1200 El. Leitfähigkeit conductivity μ S/cm 2000 750 $900-1000$ (M) 1200 Trockenrückstand Diss. Resid. mg/L 1070 800 pH-Wert pH-Value $6,5-9,5$ $7,5$ $7,65$ $8,17$ Gesamthärte Hardness°dH °dH $16,6$ $$ $$	Tetrachlormethan	ТСМ	CCl ₄	0,003	< 0,0005			
Trübung Turbidity NTU 0,21 144 Temperatur Temperature °C 25 12,2 El. Leitfähigkeit conductivity μ S/cm 2000 750 900-1000 (M) 1200 Trockenrückstand Diss. Resid. mg/L 1070 800 pH-Wert pH-Value 6,5-9,5 7,5 7,65 8,17 Gesamthärte Hardness°dH °dH 16,6	PBSM	Pesticides	mg/L	0,0005	< 0,00005			
Temperatur Temperature °C 25 12,2 El. Leitfähigkeit conductivity μ S/cm 2000 750 900-1000 (M) 1200 Trockenrückstand Diss. Resid. mg/L 1070 800 pH-Wert pH-Value 6,5-9,5 7,5 7,65 8,17 Gesamthärte Hardness°dH °dH 16,6	Trübung	Turbidity	NTU			0,21	144	
El. Leitfähigkeit conductivity μS/cm 2000 750 900-1000 (M) 1200 Trockenrückstand Diss. Resid. mg/L 1070 800 pH-Wert pH-Value 6,5-9,5 7,5 7,65 8,17 Gesamthärte Hardness°dH °dH 16,6	Temperatur	Temperature	°C	25	12,2			
Trockenrückstand Diss. Resid. mg/L 1070 800 pH-Wert pH-Value 6,5-9,5 7,5 7,65 8,17 Gesamthärte Hardness°dH °dH 16,6	El. Leitfähigkeit	conductivity	µS/cm	2000	750	900-1000 (M)	1200	
pH-Wert pH-Value 6,5-9,5 7,5 7,65 8,17 Gesamthärte Hardness°dH °dH 16,6	Trockenrückstand	Diss. Resid.	mg/L			1070	800	
Gesamthärte Hardness°dH °dH 16,6	pH-Wert	pH-Value		6,5-9,5	7,5	7,65	8,17	
	Gesamthärte	Hardness°dH	°dH		16,6			

Anhang A Wasserinhaltsstoffe in Berlin und in Antofagasta

Quellen:

• Berlin: Web-Site der Berliner Wasserbetriebe, Messwerte vom WW Tegel von 2002, Infotelefon 2005 (1)

• Chilenische Daten aus [Dartmann 2001] und [Höschel 2002] sowie [Bockelmann 1997] (2).

• Werte aus eigenen Messungen sind mit "M" gekennzeichnet.

• TW-Antofagasta: Information von ESSAN, Messwerte vom 20.12.2000.

• RW-Antofagasta: Information von ESSAN, Messwerte vom 1.10.1996.

Anhang B Zusammensetzung der Eisen- und Kupfermaterialien

Für die Versuche wurde handelsübliches Material ohne genaue Produktspezifikationen gewählt. Die chemische Zusammensetzung wurde nur durch Nachfrage beim Hersteller ermittelt, es handelte sich dabei immer um unlegierten Grundstahl.

Fa. Oskar Weil (Rasko); Lahr, Deutschland											
С	Si	Mn	Р	S	Ν						
< 0,1 %	< 0,13 %	< 0,1 %	< 0,09 %	< 0,025 %	k. A.						
Weitere Informationen: www.stahlwolle.de											

Fa. Virutex-Ilko S.A.; Santiago, Chile										
С	C Si Mn P S									
< 0,13 %	<0,13 % k.A. <0,6 % <0,04 % <0,05 % k. A.									
Stahlsorten: SA	Stahlsorten: SAE 1005 und 1010 Weitere Informationen: www.virutex.cl									

Fa. Lux; Obi-Baumärkte, Deutschland									
С	Si	Mn	Р	S	Ν				
< 0,6 %	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.				
. 0,0 /0	K. 7 I .	K.7 L	K.7 I.	K. <i>1</i> K .	K .7 K .				

Weitere Informationen: <u>www.obi.de</u>

Frässpäne aus Grundstahl (Baustahl) der Sorte St-37 entsprechend DIN EN 10025										
С	Si	Mn	Р	S	Ν					
< 0,23 %	k.A.	< 1,5 %	< 0,055 %	< 0,055 %	0,011 %					

Als zusätzliche Anforderung kann für diese Stahlsorte ein Kupfergehalt von 0,25% bis 0,4 % festgelegt werden. Für weitere Verunreinigungen, insbesondere Schwermetalle, sind keine exakten Grenzwerte definiert, allerdings kann ein Höchstwert von 0,4 % für das aus den Verunreinigungen bestimmbare Kohlenstoffäquivalent entsprechend folgender Formel festgelegt werden: $CEV = C + \frac{Mn}{6} + \frac{Cr + Mo + V}{5} + \frac{Ni + Cu}{15}$ [%].

Die Kupferwolle der Fa. Alsei Metallfaser GmbH, Friesenheim, bestand zu mehr als 99% aus reinem Kupfer. Weitere Informationen: <u>www.alsei.de</u>.

Anhang C Vorgehensweise bei Messung und Probenahme

Die Vorgehensweise bei der täglichen Beprobung der Durchflussversuche wurde im Verlauf der Forschungsarbeit variiert und an den Versuchsaufbau angepasst. Insgesamt wurde jedoch folgender Ablauf eingehalten, um eine Störung des Betriebs der anderen Säulen durch die Messungen einer Säule weitgehend auszuschließen.

- Ablesen der Überstauhöhe am Sandfilter und Probenahme an den Nachreinigungseinrichtungen (Sandfilter und Sedimenter) einschließlich sofortiger Membranfiltration und Messung der Trübung.
- Ablesen von Spannung und Strom bei Versuchen mit getrennten Elektroden.
- Einbau der Sauerstoffelektroden in die Durchflussküvetten und separate Befüllung der Messstrecke und des Bypass mit Rohwasser bis zur Einstellung konstanter und möglichst übereinstimmende Messwerte in der Zu- und Ablaufposition.
- Schaltung der Messküvetten in Zu- und Ablauf der ersten Korrosionssäule, Abwarten bis zur Einstellung konstanter Messwerte (ca. 5 min), Bestimmung des Volumenstroms durch "Auslitern" am Ablaufprobenahmehahn.
- Durchführung der zehnminütigen Sauerstoffmessung mit automatischer Messwertaufnahme.
- Probenahme im Ablauf mit sofortiger Membranfiltration und Trübungsmessung, anschließend Messung von Leitfähigkeit und pH-Wert in der Probe.
- Messung des Drucks vor der Korrosionssäule durch Zuschaltung des Manometers.
- Schaltung der Messküvetten auf den Bypass und Registrierung der Abweichung $\Delta c(O_2)_{Fehler}$ nach Einstellung konstanter Messwerte (> 5 min).
- Analoges Vorgehen bei den weiteren Korrosionssäulen im Versuchs entsprechend Punkt 4.
- Beprobung des bzw. der Zulaufbehälter und Bestimmung von pH-Wert und Leitfähigkeit.
- Auffüllen bzw. Ersetzen des / der Zulaufbehälter sowie Befüllung eines neuen Behälters mit Leitungswasser zur Temperaturanpassung für 24h.
- Ausbau und Reinigung der Sensoren, Spülung der Messstrecke mit Leitungswasser.
- Übertragung der Messwerte vom Gerät in den Laborrechner zur weiteren Auswertung.

Anhang D Atomabsorptionsspektrometrische Messung von Arsen, Eisen, Kupfer

Atomabsorptionsspektrometrische Messung von Arsen(III)

- Wellenlänge: 193,7 nm Spaltbreite: 0,2 nm
- Reduktionsmittel: Essigssäure und Natrimborhydrid

Bsp.: Kalibrierung der As(III)-Messung vom 22.11.2001



Atomabsorptionsspektrometrische Messung von Arsen(tot.)

• Wellenlänge: 193,7 nm Spaltbreite: 0,2 nm

• Reduktionsmittel: Salzsäure, Kaliumiodid, Ascorbinsäure und Natriumborhydrid

Bsp.: Kalibrierung der As(tot.)-Messung vom19.12.2001



Atomabsorptionsspektrometrische Messung von Eisen(tot.) im Bereich 0-60 mg/L

- Wellenlänge: 386,0 nm Spaltbreite: 0,2 nm
- Atomisierung in der Luft-Acetylen-Flamme

Bsp.: Kalibrierung der Fe-Messung vom 28.09.2001 (0-60 mg/L)



Atomabsorptionsspektrometrische Messung von Eisen(tot.) im Bereich 0-2 mg/L

- Wellenlänge: 248,3 nm Spaltbreite: 0,2 nm
- Atomisierung in der Luft-Acetylen-Flamme

Bsp.: Kalibrierung der Fe-Messung vom 28.09.2001 (0-2 mg/L)



Atomabsorptionsspektrometrische Messung von Kupfer (tot.) im Bereich 0-2 mg/L

- Wellenlänge: 324,8 nm Spaltbreite: 0,5 nm
- Atomisierung in der Luft-Acetylen-Flamme

Bsp.: Kalibrierung der Cu-Messung vom 17.01.2002 (0-2 mg/L)



Gerätetyp: Varian SpectrAA 400 mit automatischem Probengeber PSC 56.

Weitere Informationen zum den Messverfahren finden sich in der Gerätedokumentation "Flame Atomic Absorption Spectrometry – Analytical Methods" der Firma Varian sowie in der Veröffentlichung von Driehaus zur speziesselektiven Arsenbestimmung [Driehaus 1992].

Im Rahmen einer Arbeit zum Umwelttechnischen Seminar wurden für die Arsenmessmethode folgende Verfahrenskenngrößen nach DIN 32645 ermittelt [Reichwald 2002]:

- Nachweisgrenze: 0,46 µg/L
- Erfassungsgrenze: 0,92 µg/L
- Bestimmungsgrenze: 1,28 µg/L

Anhang E Messung der Sauerstoffkonzentration

Die Messung der Sauerstoffkonzentration in Zu- und Ablauf der Korrosionssäule erfolgte mit Hilfe von zwei portablen Sauerstoffmessgeräten vom Typ Oxi340 der Firma WTW, die mit galvanischen Sauerstoffsensoren vom Typ CellOx325 ausgestattet waren. Die beiden Sensoren wurden in identischer Position in zwei Durchflussküvetten im Hauptstrom angeordnet, um auf diese Weise eine hohe, gleichmäßige und vergleichbare Anströmung der Elektrodenmembran zu gewährleisten. Der Einfluss der Strömungsgeschwindigkeit auf den Messwert wird in Abbildung E1 in einer Vergleichsmessung ohne eingebaute Korrosionssäule verdeutlicht. Nach Herstellerangaben beträgt die Messgenauigkeit

- 10% bei $v_F > 3$ cm/s,
- 5% bei $v_F > 10$ cm/s,
- 1% bei $v_F > 18$ cm/s.

Der Eigenverbrauch eines Sensors bei der Messung ist mit $0,008 \ \mu gh^{-1} (mg/L)^{-1}$ minimal, die Ansprechzeit bis zum Erreichen von 99% des Messwerts liegt bei weniger als 60 s.

Die Abbildung zeigt, dass die Mindestanströmung in der 50 mm Säule bis zu einer Filtergeschwindigkeit von 1 m/h erreicht wurde und damit eine sehr gute Übereinstimmung zwischen beiden Messelektroden erzielt wurde. Bei Unterschreitung kommt es zu einer deutlichen Unterschätzung der Sauerstoffkonzentration. Durch die gleichartige Anordnung der Elektroden können trotzdem noch ähnliche Werte für die Differenz ermittelt werden.



Abb. E1: Strömungsabhängigkeit der Sauerstoffmessung

Anhang F Versuchsdaten

Versuchsart	Kreislaufvers	Kreislaufversuche					
Versuchsnummer	KV 4	KV 4					
	KV 5 (Langze	KV 5 (Langzeitversuch, Messung 1 ausführlich dargestellt)					
Abbildung im Text	4.2 a) und	l c)	4.2	b) und d)			
	4.5 d)		4.6	a)			
Laufzeit	1 Tag, je ca. 3	30 min j	pro Me	ssung			
	6 Messungen 56 Tage offer	pro Me 1er Krei	esstag, j slauf n	je ca. 60 min pro Messung nit 9 Messtagen			
Material	Stahlwolle D-	-III					
	Frässpäne II						
Säulendurchmesser	0,05	m					
	0,05	m					
Säulenquerschnitt	0,00196	m^2					
	0,00196	m^2					
Betthöhe	0,01	m					
	0,067	m					
Bettvolumen	0,0196	L					
	0,132	L					
Masse Fe	7	g					
	60,32	g					
Oberfläche Fe	0,0364	m ²					
	0,0488	m^2					
Kreislaufvolumen	0,38	L					
	1,15 / 0,55	L	(und o	ca. 75 L im offenen Kreislauf)			

	KV 4			KV 5 – Messung 1					
vF	1,55 m/h	2,62 m/h	5,27 m/h	8,20 m/h	9,95 m/h		1,83 m/h	4,50 m/h	10,0 m/h
Zeit	c(O2)	c(O2)	c(O2)	c(O2)	c(O2)		c(O2)	c(O2)	c(O2)
min	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L		mg/L	mg/L	mg/L
-1,5	6,44	6,90	7,38	7,61	7,66		3,25	4,99	6,83
-1,0	6,42	6,88	7,37	7,65	7,67		3,25	5,03	6,83
-0,5	6,36	5,79	6,85	7,55	7,75		3,28	5,03	6,82
0,0	5,53	5,53	6,16	7,65	6,73		3,28	5,10	6,88
0,5	4,74	5,39	5,91	6,79	6,18		3,28	5,10	6,87
1,0	4,55	5,41	5,52	6,19	5,53		3,27	5,10	6,77
1,5	4,45	5,11	5,14	5,75	5,00		3,27	5,10	6,56
2,0	4,53	4,94	4,74	5,16	4,52		3,26	5,05	6,33
2,5	4,43	4,61	4,41	4,71	4,07		3,25	4,92	6,12
3,0	4,27	4,39	4,09	4,30	3,68		3,24	4,77	5,91
3,5	4,29	4,15	3,82	3,91	3,28		3,22	4,62	5,72
4,0	4,00	3,90	3,37	3,00	2,90		3,21	4,47	5,55
4,5	3,60	3,70	3,34	3,20	2,70		3,10	4,33	5,34
5,0	3.44	3,02	2.95	2 74	2,42		3,14	4,19	3,17 4 99
5,5	3 3/	3.43	2,93	2,74	1.96		3,05	4,00	4,99
6.5	3 21	3.09	2,60	2,40	1,30		2 99	3.80	4,66
7.0	3 11	2.95	2,00	2,27	1,73		2,00	3.67	4,00
7,5	3.01	2,85	2.28	1.86	1,60		2,88	3 56	4 36
8.0	2.88	2 70	2 13	1,33	1.34		2 82	3 44	4 21
8.5	2.82	2.58	2.01	1,58	1.20		2.76	3.33	4.07
9,0	2,73	2,46	1,87	1,43	1,10		2,70	3,22	3,93
9,5	2,59	2,38	1,77	1,33	0,99		2,64	3,12	3,81
10,0	2,53	2,26	1,66	1,25	0,91		2,58	3,02	3,68
10,5	2,47	2,15	1,52	1,08	0,84		2,53	2,92	3,56
11,0	2,38	2,06	1,45	1,02	0,76		2,47	2,83	3,43
11,5	2,29	1,98	1,37	0,92	0,71		2,42	2,74	3,33
12,0	2,22	1,92	1,27		0,64		2,36	2,64	3,22
12,5	2,13	1,82	1,20		0,59		2,31	2,56	3,11
13,0	2,08	1,75	1,12		0,53		2,25	2,48	3,01
13,5	2,04	1,68	1,07		0,49		2,20	2,41	2,91
14,0	1,96	1,61	1,01		0,45		2,15	2,34	2,81
14,5	1,86	1,57	0,93		0,41		2,10	2,26	2,72
15,0	1,84	1,50	0,89		0,38		2,06	2,19	2,63
15,5	1,77	1,43	0,85		0,36		2,01	2,12	2,55
16,0	1,72	1,39	0,78		0,33		1,97	2,06	2,47
16,5	1,69	1,33	0,75		0,31		1,92	1,99	2,38
17,0	1,65	1,29	0,71		0,28		1,88	1,93	2,31
17,5	1,59	1,24	0,66		0,27		1,83	1,88	2,23
18,0	1,54	1,18	0,63		0,25		1,79	1,82	2,16
10,0	1,49	1,14	0,60		0,23		1,73	1,77	2,09
19,0	1,47	1,10	0,57		0,22		1,71	1,71	2,03
20.0	1,41	1,03	0,54		0,20		1,07	1,00	1,90
20,0	1,30	0.97	0,30		0,19		1,04	1,01	1,30
21.0	1,32	0.93	0.45		0,10		1,50	1,57	1,04
21.5	1 25	0.90	0.43		0.16		1.53	1 48	1,70
22.0	1,20	0.87	0.41	1	0,15		1,50	1,44	1,67
22.5	1.17	0.84	0,38	1	0,15		1.46	1,40	1,62
23.0	1,15	0,81	0,37		0,14	1	1,43	1,36	1,57
23.5	1.11	0.77	0.34		0.13	1	1.40	1.32	1.52
24.0	1,07	0,74	0,33		0,12	1	1,37	1,28	1,47
24,5	1,06	0,72	.,		0,12	1	1,34	1,25	1,43
25,0	1,01	0,69			0,11	1	1,31	1,22	1,38
						1	-		1
r(O2)	0,77	0,90	1,37	1,95	2,10		1,00	1,35	1,49
					KV 5				
---	---	---	---	--	---	---	---	--	--
	t	Durchsatz	t			Q [ml	L/min]		
#	[h]	BV	d	vF - 1	vF - 2	vF - 3	vF - 4	vF - 5	Blind
1	4	100	0		60	147		327	
2	48	1500	2	31	67	120	194	324	
3	170	4800	7	33	76	158	235	330	
4	335	9500	14	30	73	153	227	335	
5	530	15200	22	32	70	152	224	350	
6	671	19300	28	32	67	146	229	323	
7	863	24600	36	33	69	146	229	345	
8	1200	33000	50	29	62	147	228	349	
9	1350	37500	56	29	62		220	345	
		Duncheste							
	t (h)	Durchsatz	t a			VF[r	n/nj		Dlind
#	լոյ	BV	a	VF - 1	VF - 2	VF - 3	VF - 4	VF - 5	Biind
1	1	100	0		1.83	4.50		10.00	ca 2
2	48	1500	2	0.95	2.05	3.67	5.03	9.90	ca. 2
3	170	4800	7	1.01	2,00	4.83	7 18	10.08	ca.2
4	335	9500	14	0.92	2,02	4,68	6.94	10,00	ca 2
5	530	15200	22	0,92	2,20	4,00	6.84	10,24	ca.2
6	671	19300	28	0,00	2,14	4 4 5	6.98	9.85	ca.2
7	863	24600	36	1.01	2,00	4 46	7.00	10 54	ca.2
8	1200	33000	50	0.89	1.89	4 49	6.97	10,64	ca.2
9	1350	37500	56	0.89	1,89	1,10	6.72	10,00	ca.2
-		0.000		0,00	1,00		0,. =		
	+	Durchsatz	+			k [1/	/min]		
		Durchsatz							
#	[h]	BV	d	vF - 1	vF - 2	vF - 3	vF - 4	vF - 5	Blind
#	[h]	BV	d	vF - 1	vF - 2	vF - 3	vF - 4	vF - 5	Blind
#	[h] 4	BV 100	d	vF - 1	vF - 2 0,0425	vF - 3 0,0574	vF - 4	vF - 5	Blind
# 1 2	[h] 4 48	BV 8V 100 1500	0 2	vF - 1 0,0213	vF - 2 0,0425 0,0271	vF - 3 0,0574 0,0294	vF - 4	vF - 5 0,0632 0,0358	Blind 0,0016
# 1 2 3	[h] 4 48 170	BV 100 1500 4800	0 2 7	vF - 1 0,0213 0,0288	vF - 2 0,0425 0,0271 0,0304	vF - 3 0,0574 0,0294 0,0287	vF - 4 0,0333 0,0121	vF - 5 0,0632 0,0358 0,0125	Blind 0,0016 0,0053
# 1 2 3 4	[h] 4 48 170 335	BV 100 1500 4800 9500	0 2 7 14	vF - 1 0,0213 0,0288 0,0175	vF - 2 0,0425 0,0271 0,0304 0,0168	vF - 3 0,0574 0,0294 0,0287 0,0164	vF - 4 0,0333 0,0121 0,0150	vF - 5 0,0632 0,0358 0,0125 0,0157	Blind 0,0016 0,0053 0,0064
# 1 2 3 4 5	[h] 4 48 170 335 530	BV 100 1500 4800 9500 15200	d 0 2 7 14 22	vF - 1 0,0213 0,0288 0,0175 0,0187	vF - 2 0,0425 0,0271 0,0304 0,0168 0,0178	vF - 3 0,0574 0,0294 0,0287 0,0164 0,0145	vF - 4 0,0333 0,0121 0,0150 0,0110	vF - 5 0,0632 0,0358 0,0125 0,0157 0,0125	Blind 0,0016 0,0053 0,0064 0,0101
# 1 2 3 4 5 6	[h] 4 48 170 335 530 671	BV 100 1500 4800 9500 15200 19300	d 0 2 7 14 22 28	vF - 1 0,0213 0,0288 0,0175 0,0187 0,0060	vF - 2 0,0425 0,0271 0,0304 0,0168 0,0178 0,0059	vF - 3 0,0574 0,0294 0,0287 0,0164 0,0145 0,0056	vF - 4 0,0333 0,0121 0,0150 0,0110 0,0056	vF - 5 0,0632 0,0358 0,0125 0,0157 0,0125 0,0056	Blind 0,0016 0,0053 0,0064 0,0101 0,0021
# 1 2 3 4 5 6 7	Inj 4 48 170 335 530 671 863	BV 100 1500 4800 9500 15200 19300 24600	d 0 2 7 14 22 28 36	vF - 1 0,0213 0,0288 0,0175 0,0187 0,0060 0,0062	vF - 2 0,0425 0,0271 0,0304 0,0168 0,0178 0,0059 0,0057	vF - 3 0,0574 0,0294 0,0287 0,0164 0,0145 0,0056 0,0059	vF - 4 0,0333 0,0121 0,0150 0,0110 0,0056 0,0058	vF - 5 0,0632 0,0358 0,0125 0,0157 0,0157 0,0125 0,0056 0,0052	Blind 0,0016 0,0053 0,0064 0,0101 0,0021 0,0012
# 1 2 3 4 5 6 7 8	Image: constraint of the second sec	BV 100 1500 4800 9500 15200 19300 24600 33000	d 0 2 7 14 22 28 36 50	vF - 1 0,0213 0,0288 0,0175 0,0187 0,0060 0,0062 0,0041	vF - 2 0,0425 0,0271 0,0304 0,0168 0,0178 0,0059 0,0057 0,0046	vF - 3 0,0574 0,0294 0,0287 0,0164 0,0145 0,0056 0,0059 0,0052	vF - 4 0,0333 0,0121 0,0150 0,0110 0,0056 0,0058 0,0048	vF - 5 0,0632 0,0358 0,0125 0,0157 0,0125 0,0056 0,0052 0,0046	Blind 0,0016 0,0053 0,0064 0,0101 0,0021 0,0012 0,0011
# 1 2 3 4 5 6 7 8 9	Image: constraint of the second sec	BV 100 1500 4800 9500 15200 19300 24600 33000 37500	d 0 2 7 14 22 28 36 50 56	vF - 1 0,0213 0,0288 0,0175 0,0187 0,0060 0,0062 0,0041 0,0050	vF - 2 0,0425 0,0271 0,0304 0,0168 0,0178 0,0059 0,0057 0,0046 0,0047	vF - 3 0,0574 0,0294 0,0287 0,0164 0,0145 0,0056 0,0059 0,0052	vF - 4 0,0333 0,0121 0,0150 0,0110 0,0056 0,0058 0,0048 0,0038	vF - 5 0,0632 0,0358 0,0125 0,0157 0,0125 0,0056 0,0052 0,0046 0,0041	Blind 0,0016 0,0053 0,0064 0,0101 0,0021 0,0012 0,0011 0,0011
# 1 2 3 4 5 6 7 7 8 9	Inj 4 48 170 335 530 671 863 1200 1350	BV 100 1500 4800 9500 15200 19300 24600 33000 37500	d 0 2 7 14 22 28 36 50 56	vF - 1 0,0213 0,0288 0,0175 0,0187 0,0060 0,0062 0,0041 0,0050	vF - 2 0,0425 0,0271 0,0304 0,0168 0,0178 0,0059 0,0057 0,0046 0,0047	vF - 3 0,0574 0,0294 0,0287 0,0164 0,0145 0,0056 0,0059 0,0052	vF - 4 0,0333 0,0121 0,0150 0,0110 0,0056 0,0058 0,0048 0,0038	vF - 5 0,0632 0,0358 0,0125 0,0157 0,0125 0,0056 0,0052 0,0046 0,0041	Blind 0,0016 0,0053 0,0064 0,0101 0,0021 0,0012 0,0011 0,0011
# 1 2 3 4 5 6 7 8 9	Image: constraint of the second sec	BV 100 1500 4800 9500 15200 19300 24600 33000 37500	d 0 2 7 14 22 28 36 50 56 (erte wurden mi	vF - 1 0,0213 0,0288 0,0175 0,0187 0,0060 0,0062 0,0041 0,0050 t einem Kreislau	vF - 2 0,0425 0,0271 0,0304 0,0168 0,0178 0,0059 0,0057 0,0046 0,0047 ifvolumen von 1	vF - 3 0,0574 0,0294 0,0287 0,0164 0,0145 0,0056 0,0059 0,0052	vF - 4 0,0333 0,0121 0,0150 0,0110 0,0056 0,0058 0,0048 0,0038 55 L ermittelt.	vF - 5 0,0632 0,0358 0,0125 0,0157 0,0125 0,0056 0,0052 0,0046 0,0041	Blind 0,0016 0,0053 0,0064 0,0101 0,0021 0,0012 0,0011 0,0011
# 1 2 3 4 5 6 7 8 9 9	Image: constraint of the second sec	BV 100 1500 4800 9500 15200 19300 24600 33000 37500	d 0 2 7 14 22 28 36 50 56 (erte wurden mi	vF - 1 0,0213 0,0288 0,0175 0,0187 0,0060 0,0062 0,0041 0,0050 t einem Kreislau	vF - 2 0,0425 0,0271 0,0304 0,0168 0,0178 0,0059 0,0057 0,0046 0,0047 ifvolumen von 1	vF - 3 0,0574 0,0294 0,0287 0,0164 0,0145 0,0056 0,0059 0,0052	vF - 4 0,0333 0,0121 0,0150 0,0110 0,0056 0,0058 0,0048 0,0038 55 L ermittelt.	vF - 5 0,0632 0,0358 0,0125 0,0157 0,0125 0,0056 0,0052 0,0046 0,0041	Blind 0,0016 0,0053 0,0064 0,0101 0,0021 0,0012 0,0011 0,0011
# 1 2 3 4 5 6 7 8 9 9	Image: constraint of the second sec	BV 100 1500 4800 9500 15200 19300 24600 33000 37500 u unterlegten W Durchsatz	d 0 2 7 14 22 28 36 50 56 (erte wurden mi	vF - 1 0,0213 0,0288 0,0175 0,0187 0,0060 0,0062 0,0041 0,0050 t einem Kreislau	vF - 2 0,0425 0,0271 0,0304 0,0168 0,0178 0,0059 0,0057 0,0046 0,0047 ifvolumen von 1	vF - 3 0,0574 0,0294 0,0287 0,0164 0,0145 0,0056 0,0059 0,0052 ,15 L anstatt 0, r(O2) [L	vF - 4 0,0333 0,0121 0,0150 0,0110 0,0056 0,0058 0,0048 0,0038 55 L ermittelt. /m2min]	vF - 5 0,0632 0,0358 0,0125 0,0157 0,0125 0,0056 0,0052 0,0046 0,0041	Blind 0,0016 0,0053 0,0064 0,0101 0,0021 0,0012 0,0011 0,0011
# 1 2 3 4 5 6 6 7 7 8 9 9 9	t [h] 4 48 170 335 530 671 863 1200 1350 Bem.: Die gra t [h]	BV 100 1500 4800 9500 15200 19300 24600 33000 37500 uu unterlegten W Durchsatz BV	d 0 2 7 14 22 28 36 50 56 /erte wurden mi t d	vF - 1 0,0213 0,0288 0,0175 0,0187 0,0060 0,0062 0,0041 0,0050 t einem Kreislau vF - 1	vF - 2 0,0425 0,0271 0,0304 0,0168 0,0178 0,0059 0,0057 0,0046 0,0047 ifvolumen von 1 vF - 2	vF - 3 0,0574 0,0294 0,0287 0,0164 0,0145 0,0056 0,0059 0,0052 15 L anstatt 0, r(O2) [L vF - 3	vF - 4 0,0333 0,0121 0,0150 0,0110 0,0056 0,0058 0,0048 0,0038 55 L ermittelt. /m2min] vF - 4	vF - 5 0,0632 0,0358 0,0125 0,0157 0,0125 0,0056 0,0052 0,0046 0,0041	Blind 0,0016 0,0053 0,0064 0,0101 0,0021 0,0012 0,0011 0,0011 0,0011 Blind
# 1 2 3 4 5 6 7 8 9 9 9 	t [h] 4 48 170 335 530 671 863 1200 1350 Bem.: Die gra t [h]	BV 100 1500 4800 9500 15200 19300 24600 33000 37500 uu unterlegten W Durchsatz BV	d 0 2 7 14 22 28 36 50 56 /erte wurden mi t d	vF - 1 0,0213 0,0288 0,0175 0,0187 0,0060 0,0062 0,0041 0,0050 t einem Kreislau vF - 1	vF - 2 0,0425 0,0271 0,0304 0,0168 0,0178 0,0059 0,0057 0,0046 0,0047 Ifvolumen von 1 vF - 2 1.00	vF - 3 0,0574 0,0294 0,0287 0,0164 0,0145 0,0056 0,0059 0,0052 .15 L anstatt 0, r(O2) [L vF - 3 1.25	vF - 4 0,0333 0,0121 0,0150 0,0110 0,0056 0,0058 0,0048 0,0038 55 L ermittelt. /m2min] vF - 4	vF - 5 0,0632 0,0358 0,0125 0,0157 0,0125 0,0056 0,0052 0,0046 0,0041	Blind 0,0016 0,0053 0,0064 0,0101 0,0021 0,0012 0,0011 0,0011 0,0011 Blind
# 1 2 3 4 5 6 7 8 9 9 9 9 1 1 2	Inj 4 48 170 335 530 671 863 1200 1350 Bem.: Die grad t [h] 4	BV 100 1500 4800 9500 15200 19300 24600 33000 37500 u unterlegten W Durchsatz BV 100	d 0 2 7 14 22 28 36 50 56 56 (erte wurden mi t d 0 2	vF - 1 0,0213 0,0288 0,0175 0,0187 0,0060 0,0062 0,0041 0,0050 t einem Kreislau vF - 1	vF - 2 0,0425 0,0271 0,0304 0,0168 0,0178 0,0059 0,0057 0,0046 0,0047 ifvolumen von 1 vF - 2 1,00 0,64	vF - 3 0,0574 0,0294 0,0287 0,0164 0,0145 0,0059 0,0059 0,0052 ,15 L anstatt 0, r(O2) [L vF - 3 1,35 0,60	vF - 4 0,0333 0,0121 0,0150 0,0110 0,0056 0,0058 0,0048 0,0038 55 L ermittelt. vF - 4 0,78	vF - 5 0,0632 0,0358 0,0125 0,0157 0,0125 0,0056 0,0052 0,0046 0,0041 vF - 5 1,49 0,84	Blind 0,0016 0,0053 0,0064 0,0101 0,0021 0,0012 0,0011 0,0011 Blind
# 1 2 3 4 5 6 7 8 9 9 - - - - - - - - - - - - -	t [h] 4 48 170 335 530 671 863 1200 1350 Bem.: Die grad t [h] 4 48 170	BV 100 1500 4800 9500 15200 19300 24600 33000 37500 uu unterlegten W Durchsatz BV 100 1500	c 0 2 7 14 22 28 36 50 56 //erte wurden mi t d 0 2 7	vF - 1 0,0213 0,0288 0,0175 0,0187 0,0060 0,0062 0,0041 0,0050 t einem Kreislau vF - 1 0,50 0,32	vF - 2 0,0425 0,0271 0,0304 0,0168 0,0178 0,0059 0,0057 0,0046 0,0047 ifvolumen von 1 vF - 2 1,00 0,64 0,34	vF - 3 0,0574 0,0294 0,0287 0,0164 0,0145 0,0059 0,0059 0,0052	vF - 4 0,0333 0,0121 0,0150 0,0110 0,0056 0,0058 0,0048 0,0038 55 L ermittelt. /m2min] vF - 4 0,78 0,29	vF - 5 0,0632 0,0358 0,0125 0,0157 0,0125 0,0056 0,0052 0,0046 0,0041 vF - 5 1,49 0,84 0,20	Blind 0,0016 0,0053 0,0064 0,0101 0,0021 0,0012 0,0011 0,0011 Blind 0,037 0,060
# 1 2 3 4 5 6 7 8 9 9 - - - - - - - - - - - - -	t [h] 4 48 170 335 530 671 863 1200 1350 Bem.: Die grad t [h] 4 48 170 335	BV 100 1500 4800 9500 15200 19300 24600 33000 37500 uu unterlegten W Durchsatz BV 100 1500 4800 9500	d 0 2 7 14 22 28 36 50 56 /erte wurden mi t d 0 2 7	vF - 1 0,0213 0,0288 0,0175 0,0187 0,0060 0,0062 0,0041 0,0050 t einem Kreislau vF - 1 0,50 0,32 0,20	vF - 2 0,0425 0,0271 0,0304 0,0168 0,0178 0,0059 0,0057 0,0046 0,0047 ifvolumen von 1 vF - 2 1,00 0,64 0,34 0,10	vF - 3 0,0574 0,0294 0,0287 0,0164 0,0145 0,0059 0,0059 0,0052	vF - 4 0,0333 0,0121 0,0150 0,0110 0,0056 0,0058 0,0048 0,0038 55 L ermittelt. /m2min] vF - 4 0,78 0,28 0,17	vF - 5 0,0632 0,0358 0,0125 0,0157 0,0125 0,0056 0,0052 0,0046 0,0041 vF - 5 1,49 0,84 0,30	Blind 0,0016 0,0053 0,0064 0,0101 0,0021 0,0012 0,0011 0,0011 Blind 0,037 0,060 0,072
# 1 2 3 4 5 6 7 8 9 # 1 2 3 4 5 4 5 4 5	t [h] 4 48 170 335 530 671 863 1200 1350 Bem.: Die grad t [h] 4 48 170 335 530	BV 100 1500 4800 9500 15200 19300 24600 33000 37500 uunterlegten W Durchsatz BV 100 1500 4800 9500 15200	d 0 2 7 14 22 28 36 50 56 /erte wurden mi t 0 2 7	vF - 1 0,0213 0,0288 0,0175 0,0187 0,0060 0,0062 0,0041 0,0050 t einem Kreislau vF - 1 0,50 0,32 0,20 0,21	vF - 2 0,0425 0,0271 0,0304 0,0168 0,0178 0,0059 0,0057 0,0046 0,0047 ifvolumen von 1 vF - 2 1,00 0,64 0,34 0,19 0,20	vF - 3 0,0574 0,0294 0,0287 0,0164 0,0145 0,0059 0,0059 0,0052 r(O2) [L vF - 3 1,35 0,69 0,32 0,18 0,16	vF - 4 0,0333 0,0121 0,0150 0,0110 0,0056 0,0058 0,0048 0,0038 55 L ermittelt. /m2min] vF - 4 0,78 0,28 0,17 0,12	vF - 5 0,0632 0,0358 0,0125 0,0157 0,0125 0,0056 0,0052 0,0046 0,0041 vF - 5 1,49 0,84 0,30 0,18 0,14	Blind 0,0016 0,0053 0,0064 0,0101 0,0012 0,0011 0,0011 0,0011 0,0011 0,0011 0,0011 0,0011 0,0011 0,0011 0,0011 0,0011 0,0012 0,005 0,0064 0,0053 0,0064 0,0053 0,0064 0,0053 0,0064 0,0053 0,0064 0,0053 0,0064 0,0053 0,0064 0,0053 0,0064 0,0053 0,0064 0,0053 0,0064 0,0053 0,0064 0,0012 0,0012 0,0011 0,0012 0,0011 0,0012 0,0011 0,0012 0,0011 0,0012 0,0011 0,0011 0,0012 0,0011 0,007 0,0060 0,072 0,072 0,0113 0,072 0,0113 0,0072 0,0113 0,0072 0,0113 0,0072 0,0113 0,0072 0,0113 0,0072 0,0113 0,0072 0,0113 0,0072 0,0113 0,0072 0,0113 0,0072 0,0113 0,0072 0,0113 0,0072 0,0113 0,0072 0,0113 0,0072 0,0113 0,0072 0,0113 0,0072 0,00
# 1 2 3 4 5 6 7 8 9 # 1 2 3 4 5 6 7 8 9	t [h] 4 48 170 335 530 671 863 1200 1350 Bem.: Die gra t [h] 4 48 170 335 530 671	BV 100 1500 4800 9500 15200 19300 24600 33000 37500 uunterlegten W Durchsatz BV 100 1500 4800 9500 1200 1200 1200 1200	d 0 2 7 14 22 28 36 50 56 /erte wurden mi t 0 2 7 14 22 36 50 56 /erte wurden mi 0 2 7 14 22 28	vF - 1 0,0213 0,0288 0,0175 0,0187 0,0060 0,0062 0,0041 0,0050 t einem Kreislau vF - 1 0,50 0,32 0,20 0,21 0,07	vF - 2 0,0425 0,0271 0,0304 0,0168 0,0178 0,0059 0,0057 0,0046 0,0047 ifvolumen von 1 vF - 2 1,00 0,64 0,34 0,19 0,20 0,07	vF - 3 0,0574 0,0294 0,0287 0,0164 0,0145 0,0059 0,0059 0,0052 15 L anstatt 0, r(O2) [L vF - 3 1,35 0,69 0,32 0,18 0,16 0,06	vF - 4 0,0333 0,0121 0,0150 0,0110 0,0056 0,0058 0,0048 0,0038 55 L ermittelt. /m2min] vF - 4 0,78 0,28 0,17 0,12 0,06	vF - 5 0,0632 0,0358 0,0125 0,0157 0,0125 0,0056 0,0052 0,0046 0,0041 vF - 5 1,49 0,84 0,30 0,18 0,14 0,06	Blind 0,0016 0,0053 0,0064 0,0101 0,0012 0,0011 0,0011 0,0011 0,0011 0,0011 0,0011 0,0011 0,0011 0,0011 0,0011 0,0024
# 1 2 3 4 5 6 7 8 9 # 1 2 3 4 5 6 7 6 7	t [h] 4 48 170 335 530 671 863 1200 1350 Bem.: Die gra t [h] 4 48 170 335 530 671 863 671	BV 100 1500 4800 9500 15200 19300 24600 33000 37500 uunterlegten W Durchsatz BV 100 1500 4800 9500 1500 4800 9500 15200 19300 24600	d 0 2 7 14 22 28 36 50 56 /erte wurden mi t 0 2 7 14 22 36 7 14 22 7 14 22 28 36	vF - 1 0,0213 0,0288 0,0175 0,0187 0,0060 0,0062 0,0041 0,0050 t einem Kreislau vF - 1 0,50 0,32 0,20 0,21 0,07	vF - 2 0,0425 0,0271 0,0304 0,0168 0,0178 0,0059 0,0057 0,0046 0,0047 ifvolumen von 1 vF - 2 1,00 0,64 0,34 0,19 0,20 0,06	vF - 3 0,0574 0,0294 0,0287 0,0164 0,0145 0,0059 0,0059 0,0052 ,15 L anstatt 0, r(O2) [L vF - 3 1,35 0,69 0,32 0,18 0,16 0,06 0,07	vF - 4 0,0333 0,0121 0,0150 0,0110 0,0056 0,0058 0,0048 0,0038 55 L ermittelt. /m2min] vF - 4 0,78 0,28 0,17 0,12 0,06	vF - 5 0,0632 0,0358 0,0125 0,0157 0,0125 0,0056 0,0052 0,0046 0,0041 vF - 5 1,49 0,84 0,30 0,18 0,14 0,06	Blind 0,0016 0,0053 0,0064 0,0101 0,0012 0,0011 0,0011 0,0011 0,0011 0,0011 0,0011 0,0011 0,0011 0,007 0,060 0,072 0,113 0,024 0,013
# 1 2 3 4 5 6 7 8 9 # 1 2 3 4 5 6 7 8 9	t [h] 4 48 170 335 530 671 863 1200 1350 Bem.: Die gra t [h] 4 48 170 335 530 671 863 1200	BV 100 1500 4800 9500 15200 19300 24600 33000 37500 uunterlegten W Durchsatz BV 100 1500 4800 9500 12500 19300 24600 33000	d 0 2 7 14 22 28 36 50 56 /erte wurden mi t 0 2 7 14 22 28 36 7 14 22 28 36 50	vF - 1 0,0213 0,0288 0,0175 0,0187 0,0060 0,0062 0,0041 0,0050 t einem Kreislau vF - 1 0,50 0,32 0,20 0,21 0,07 0,07 0,05	vF - 2 0,0425 0,0271 0,0304 0,0168 0,0178 0,0059 0,0057 0,0046 0,0047 ifvolumen von 1 vF - 2 1,00 0,64 0,34 0,19 0,20 0,07 0,06 0,05	vF - 3 0,0574 0,0294 0,0287 0,0164 0,0145 0,0059 0,0052 0,0052 1,15 L anstatt 0, r(O2) [L vF - 3 1,35 0,69 0,32 0,18 0,16 0,06 0,07 0,06	vF - 4 0,0333 0,0121 0,0150 0,0110 0,0056 0,0058 0,0048 0,0038 55 L ermittelt. /m2min] vF - 4 0,78 0,28 0,17 0,12 0,06 0,05	vF - 5 0,0632 0,0358 0,0125 0,0157 0,0125 0,0056 0,0052 0,0046 0,0041 vF - 5 1,49 0,84 0,30 0,18 0,14 0,06 0,05	Blind 0,0016 0,0053 0,0064 0,0101 0,0012 0,0011 0,0011 0,0011 0,0011 0,0011 0,0011 0,0011 0,0011 0,037 0,060 0,072 0,113 0,024 0,013 0,012
# 1 2 3 4 5 6 7 8 9 9 - - - - - - - - - - - - -	t [h] 4 48 170 335 530 671 863 1200 1350 Bem.: Die gra t [h] 4 48 170 335 530 671 863 1200 1355 530	BV 100 1500 4800 9500 15200 19300 24600 33000 37500 uu unterlegten W Durchsatz BV 100 1500 4800 9500 15200 19300 24600 33000	t 0 2 7 14 22 28 36 50 56 /erte wurden mi t 0 2 7 14 22 28 36 50 56 36 50 56	vF - 1 0,0213 0,0288 0,0175 0,0187 0,0060 0,0062 0,0041 0,0050 t einem Kreislau vF - 1 0,50 0,32 0,20 0,21 0,07 0,07 0,05 0,06	vF - 2 0,0425 0,0271 0,0304 0,0168 0,0178 0,0059 0,0057 0,0046 0,0047 ifvolumen von 1 vF - 2 1,00 0,64 0,34 0,19 0,20 0,07 0,06 0,05 0,05	vF - 3 0,0574 0,0294 0,0287 0,0164 0,0145 0,0059 0,0059 0,0052 ,15 L anstatt 0, r(O2) [L vF - 3 1,35 0,69 0,32 0,18 0,16 0,06 0,07 0,06	vF - 4 0,0333 0,0121 0,0150 0,0110 0,0056 0,0058 0,0048 0,0038 55 L ermittelt. /m2min] vF - 4 0,78 0,28 0,17 0,12 0,06 0,005 0,04	vF - 5 0,0632 0,0358 0,0125 0,0157 0,0125 0,0056 0,0052 0,0046 0,0041 vF - 5 1,49 0,84 0,30 0,18 0,14 0,06 0,05 0,05	Blind 0,0016 0,0053 0,0064 0,0101 0,0021 0,0012 0,0011 0,0011 0,0011 0,0011 0,0011 0,0011 0,0011 0,0011 0,0011 0,0011 0,0011 0,001 0,007 0,060 0,072 0,113 0,024 0,013 0,012 0,013

Versuchsart	Säulenversuch zur Sauerstoffkorrosion					
Versuchsnummer	SV 18.1					
Abbildung im Text	4.3	4.5 a)				
	4.6	4.20				
Laufzeit	722 h / 31 d					
Material	Stahlwolle D	-III				
Säulendurchmesser	0,05	m				
Säulenquerschnitt	0,00196	m ²				
Betthöhe	0,06	m				
Bettvolumen	0,118	L				
Masse Fe	46	g				
Oberfläche Fe	0,235	m ²				
Porosität	95	%				
Filtergeschwindigkeit	2	m/h				
Volumenstrom	95	L/d				
Massenbilanz SV 18.1	Fe-EW Fe-Ab-gel. Fe-Ab-part. Fe-Ox-Säule Fe-MetSäul	45,83 g 5,952 g 4,406 g 21,062 g e 14,410 g (*)	As-Zu As-Ab-gel. As-Ab-part. As-Säule	1327 263 224 840	mg mg mg (*)	
	(*): Rechneri	sch ermittelt -	 keine geschlos 	sene Bi	lanz.	

Nr.	Zeit	Q	Durchsatz	c(O2)Zu	c(O2)Ab	∆c(O2)F.	c(Fe)Ox	c(Fe)Ab	c(Fe)Ab,g
#	h	mL/min	BV	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
0	0	69	0						
1	2	69	70	6,85	0,07	-0,18	16,17	7,92	5,22
2	26	67	901	8,42	0,07	0,06	19,29	10,51	3,52
3	50	67	1720	8,77	0,09	0,04	20,09	4,96	3,83
4	74	65	2527	8,15	0,08	0,01	18,74	4,80	3,78
5	101	63	3407	8,11	0,04	0,06	18,63	4,69	3,50
6	123	63	4113	8,38	0,42	0,05	18,39	6,54	3,81
7	150	62	4973	8,15	0,27	-0,08	18,52	4,97	2,97
8	170	60	5594	8,67	0,34	-0,09	19,57	5,69	3,26
9	194	60	6327	7,53	0,47	0,02	16,37	5,42	3,06
10	218	67	7103	8,24	0,61	0,19	17,29	5,28	2,94
11	242	66	7916	7,91	0,72	0,01	16,71	5,50	2,26
12	266	65	8717	8,58	1,29	0,26	16,36	4,86	2,28
13	290	66	9517	6,02	1,73	0,17	9,58	3,97	1,34
14	314	63	10306	7,10	2,34	0,08	10,89	3,36	1,68
15	338	66	11094	8,39	2,98	0,13	12,27	3,23	1,47
16	362	68	11913	8,31	3,33	-0,02	11,63	3,87	1,82
17	386	67	12738	7,92	4,53	-0,18	8,29	2,92	1,83
18	410	69	13569	8,10	4,67	0,18	7,56	3,02	1,81
19	434	69	14413	7,60	4,10	0,36	7,31	3,57	2,35
20	458	67	15244	6,19	3,29	0,23	6,20	2,68	2,05
21	482	67	16060	7,09	3,52	0,16	7,94	2,44	1,74
22	506	68	16882	7,34	4,05	0,38	6,75	2,35	1,46
23	530	67	17707	7,39	5,11	0,03	5,24	2,02	1,48
24	554	67	18526	7,89	5,29	0,14	5,72	1,69	0,28
25	578	67	19345	7,64	5,37	0,09	5,07	1,57	1,28
26	602	66	20158	7,36	4,93	0,16	5,26	1,59	1,12
27	626	66	20964	6,39	4,64	0,07	3,90	1,17	1,13
28	650	66	21771	6,62	5,10	0,06	3,39	1,07	0,73
29	674	66	22578	7,78	5,93	0,17	3,91	0,84	0,71
30	698	66	23385	7,33	5,95	-0,02	3,24	0,73	0,53
31	722	66	24191	7.55	5.93	0.13	3.48	0.68	0.56
				,	- ,	-,	- ,		-,
Nr.	r(O2)	CR(Fe)Ox	c(As)Zu	c(As)Ab	c(As)Ab,g	c(As)SF	qM	qP	c(Fe)SF
Nr. #	r(O2) L/m2min	CR(Fe)Ox g/m2d	c(As)Zu μg/L	c(As)Ab µg/L	c(As)Ab,g µg/L	c(As)SF µg/L	qM μg/mg	qΡ μg/mg	c(Fe)SF mg/L
Nr. # 0	r(O2) L/m2min	CR(Fe)Ox g/m2d	c(As)Zu µg/L	c(As)Ab μg/L	c(As)Ab,g µg/L	c(As)SF μg/L	qM μg/mg	qΡ μg/mg	c(Fe)SF mg/L
Nr. # 0 1	r(O2) L/m2min 1,40	CR(Fe)Ox g/m2d 6,54	c(As)Zu μg/L 8	c(As)Ab µg/L	c(As)Ab,g μg/L	c(As)SF µg/L	qM µg/mg	qP μg/mg	c(Fe)SF mg/L 0,65
Nr. # 0 1 2	r(O2) L/m2min 1,40 1,44	CR(Fe)Ox g/m2d 6,54 7,58 7,00	c(As)Zu µg/L 8 592	c(As)Ab µg/L 2 25	с(As)Ab,g µg/L 1 1	c(As)SF μg/L 2 1	qM μg/mg 65	qP μg/mg	c(Fe)SF mg/L 0,65 0,08
Nr. # 0 1 2 3	r(O2) L/m2min 1,40 1,44 1,36	CR(Fe)Ox g/m2d 6,54 7,58 7,89 7,14	c(As)Zu µg/L 8 592 480	c(As)Ab µg/L 2 25 12	c(As)Ab,g µg/L 1 1 2 0	c(As)SF μg/L 2 1 1	qM μg/mg 65 31	qP μg/mg 3 8	c(Fe)SF mg/L 0,65 0,08 0,08
Nr. # 0 1 2 3 4	r(O2) L/m2min 1,40 1,44 1,36 1,36	CR(Fe)Ox g/m2d 6,54 7,58 7,89 7,14	c(As)Zu μg/L 8 592 480 457	c(As)Ab μg/L 2 25 12 7	c(As)Ab,g μg/L 1 2 2	c(As)SF μg/L 2 1 1 1	qM μg/mg 65 31 32	qР µg/mg 3 8 6	c(Fe)SF mg/L 0,65 0,08 0,08 0,08
Nr. # 0 1 2 3 4 5	r(O2) L/m2min 1,40 1,44 1,36 1,36 1,50	CR(Fe)Ox g/m2d 6,54 7,58 7,89 7,14 6,88 0,70	c(As)Zu μg/L 8 592 480 457 491	c(As)Ab μg/L 2 25 12 7 12 12	c(As)Ab,g μg/L 1 2 2 4	c(As)SF μg/L 2 1 1 1 1	qM μg/mg 65 31 32 34	qP μg/mg 3 8 6 6	c(Fe)SF mg/L 0,65 0,08 0,08 0,08 0,09
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6	r(O2) L/m2min 1,40 1,44 1,36 1,36 1,50 0,84	CR(Fe)Ox g/m2d 6,54 7,58 7,89 7,14 6,88 6,79 6,72	c(As)Zu μg/L 8 592 480 457 491 533 492	c(As)Ab μg/L 2 25 12 7 12 13	c(As)Ab,g μg/L 1 1 2 2 4 3 3	c(As)SF μg/L 2 1 1 1 1 1	qM μg/mg 65 31 32 34 44	qP μg/mg 3 8 6 6 4	c(Fe)SF mg/L 0,65 0,08 0,08 0,08 0,09 0,15
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7	r(O2) L/m2min 1,40 1,44 1,36 1,36 1,50 0,84 0,95	CR(Fe)Ox g/m2d 6,54 7,58 7,89 7,14 6,88 6,79 6,73	c(As)Zu μg/L 8 592 480 457 491 533 433 433	c(As)Ab μg/L 2 25 12 7 12 13 17 20	c(As)Ab,g μg/L 1 1 2 2 4 3 2 2	c(As)SF μg/L 2 1 1 1 1 1 1 0	qM μg/mg 65 31 32 34 44 31 22	qР µg/mg 3 8 6 6 4 7 7	c(Fe)SF mg/L 0,65 0,08 0,08 0,08 0,08 0,09 0,15 0,05
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 8	r(O2) L/m2min 1,40 1,44 1,36 1,36 1,50 0,84 0,95 0,86	CR(Fe)Ox g/m2d 6,54 7,58 7,89 7,14 6,88 6,79 6,73 6,88 6,88	c(As)Zu µg/L 8 592 480 457 491 533 433 459 430	c(As)Ab μg/L 2 25 12 7 12 13 17 20 40	c(As)Ab,g μg/L 1 2 2 4 3 2 6 6	c(As)SF μg/L 2 1 1 1 1 1 0 2 2	qM μg/mg 65 31 32 34 44 31 32 20	qР µg/mg 3 8 6 6 4 7 6 6	c(Fe)SF mg/L 0,65 0,08 0,08 0,09 0,15 0,05 0,06
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 9	r(O2) L/m2min 1,40 1,44 1,36 1,36 1,50 0,84 0,95 0,86 0,74 0,70	CR(Fe)Ox g/m2d 6,54 7,58 7,89 7,14 6,88 6,79 6,73 6,88 5,76	c(As)Zu µg/L 8 592 480 457 491 533 433 459 439 550	c(As)Ab μg/L 2 25 12 7 12 13 17 20 40 07	c(As)Ab,g μg/L 1 2 2 4 3 2 6 5 5	c(As)SF μg/L 2 1 1 1 1 1 2 2 2 2 2 2	qM μg/mg 65 31 32 34 44 31 32 36 36	qP μg/mg 3 8 6 6 4 7 6 4 7 6 15	c(Fe)SF mg/L 0,65 0,08 0,08 0,08 0,08 0,09 0,15 0,05 0,06 0,04 0,04
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10	r(O2) L/m2min 1,40 1,44 1,36 1,36 1,50 0,84 0,95 0,86 0,74 0,78 0,74	CR(Fe)Ox g/m2d 6,54 7,58 7,89 7,14 6,88 6,79 6,73 6,88 5,76 6,79 6,79 6,79	c(As)Zu μg/L 8 592 480 457 491 533 433 459 439 556 461	c(As)Ab μg/L 2 25 12 7 12 13 17 20 40 87 62	c(As)Ab,g μg/L 1 2 2 4 3 2 6 5 5 5 10	c(As)SF μg/L 2 1 1 1 1 1 2 2 2 2 2 2 2 2 2	qM μg/mg 65 31 32 34 44 31 32 36 39 22	qP μg/mg 3 8 6 6 4 7 6 4 7 6 15 33 20	c(Fe)SF mg/L 0,65 0,08 0,08 0,08 0,08 0,09 0,15 0,05 0,06 0,04 0,07
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 9 10 11	r(O2) L/m2min 1,40 1,44 1,36 1,36 1,50 0,84 0,95 0,86 0,74 0,78 0,71 0,55	CR(Fe)Ox g/m2d 6,54 7,58 7,89 7,14 6,88 6,79 6,73 6,88 5,76 6,79 6,79 6,47	c(As)Zu µg/L 8 592 480 457 491 533 433 459 439 556 494 475	c(As)Ab μg/L 2 25 12 7 12 13 17 20 40 87 66 22	c(As)Ab,g μg/L 1 2 2 4 3 2 6 5 5 10 3 7	c(As)SF μg/L 2 1 1 1 1 1 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2	qM μg/mg 65 31 32 34 44 31 32 36 39 38 38	qP μg/mg 3 8 6 6 6 4 7 6 15 33 20 20	c(Fe)SF mg/L 0,65 0,08 0,08 0,08 0,09 0,15 0,05 0,06 0,04 0,07 0,18
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 11 12	r(O2) L/m2min 1,40 1,44 1,36 1,36 1,50 0,84 0,95 0,86 0,74 0,78 0,71 0,55 0,27	CR(Fe)Ox g/m2d 6,54 7,58 7,89 7,14 6,88 6,79 6,73 6,88 5,76 6,79 6,47 6,23 2,74	c(As)Zu µg/L 8 592 480 457 491 533 433 459 433 459 439 556 494 475 464	c(As)Ab μg/L 2 25 12 7 12 13 17 20 40 87 66 82 120	c(As)Ab,g μg/L 1 2 2 4 3 2 6 5 5 10 3 7 7	c(As)SF μg/L 2 1 1 1 1 1 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2	qM μg/mg 65 31 32 34 44 31 32 36 39 38 38 34 60	qP μg/mg 3 8 6 4 7 6 15 33 20 29 42	c(Fe)SF mg/L 0,65 0,08 0,08 0,08 0,09 0,15 0,05 0,06 0,04 0,07 0,18 0,09 0,21
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14	r(O2) L/m2min 1,40 1,44 1,36 1,36 1,50 0,84 0,95 0,86 0,74 0,78 0,71 0,55 0,37 0,21	CR(Fe)Ox g/m2d 6,54 7,58 7,89 7,14 6,88 6,79 6,73 6,88 5,76 6,79 6,47 6,23 3,71 4,02	c(As)Zu μg/L 8 592 480 457 491 533 433 459 439 556 494 475 464	c(As)Ab μg/L 2 25 12 7 12 13 17 20 40 87 66 82 130 147	c(As)Ab,g μg/L 1 1 2 2 4 3 2 4 3 2 6 5 5 10 3 7 7 4 20	c(As)SF μg/L 2 1 1 1 1 1 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2	qM μg/mg 65 31 32 34 44 31 32 36 39 38 38 34 60 44	qP μg/mg 3 8 6 4 7 6 15 33 20 29 48 75	c(Fe)SF mg/L 0,65 0,08 0,08 0,08 0,09 0,15 0,05 0,06 0,04 0,07 0,18 0,09 0,21
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14	r(O2) L/m2min 1,40 1,44 1,36 1,36 1,50 0,84 0,95 0,86 0,74 0,78 0,71 0,55 0,37 0,31 0,20	CR(Fe)Ox g/m2d 6,54 7,58 7,89 7,14 6,88 6,79 6,73 6,88 5,76 6,79 6,47 6,23 3,71 4,02 4,75	c(As)Zu µg/L 8 592 480 457 491 533 433 459 439 556 494 475 464	c(As)Ab μg/L 2 25 12 7 12 13 17 20 40 87 66 82 130 147 164	c(As)Ab,g μg/L 1 1 2 2 4 3 2 4 3 2 6 5 5 10 3 7 4 20 80	c(As)SF μg/L 2 1 1 1 1 1 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2	qM μg/mg 65 31 32 34 44 31 32 36 39 38 38 34 60 44 22	qP μg/mg 3 8 6 4 7 6 15 33 20 29 48 75	c(Fe)SF mg/L 0,65 0,08 0,08 0,08 0,09 0,15 0,05 0,06 0,04 0,07 0,18 0,09 0,21 0,08
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15	r(O2) L/m2min 1,40 1,44 1,36 1,36 1,50 0,84 0,95 0,86 0,74 0,78 0,71 0,55 0,37 0,31 0,30 0,29	CR(Fe)Ox g/m2d 6,54 7,58 7,89 7,14 6,88 6,79 6,73 6,88 5,76 6,79 6,47 6,23 3,71 4,02 4,75	c(As)Zu µg/L 8 592 480 457 491 533 433 459 439 556 439 556 494 475 464 475 461 487	c(As)Ab μg/L 2 25 12 7 12 13 17 20 40 87 66 82 130 147 164 160	c(As)Ab,g μg/L 1 1 2 2 4 3 2 6 5 10 3 7 4 20 89 10	c(As)SF μg/L 2 1 1 1 1 1 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2	qM μg/mg 65 31 32 34 44 31 32 36 39 38 34 60 44 41	qP μg/mg 3 8 6 4 7 6 15 33 20 29 48 75 42 72	c(Fe)SF mg/L 0,65 0,08 0,08 0,08 0,09 0,15 0,05 0,06 0,04 0,07 0,07 0,18 0,09 0,21 0,08 0,18 0,09
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17	r(O2) L/m2min 1,40 1,44 1,36 1,36 1,50 0,84 0,95 0,86 0,74 0,78 0,71 0,55 0,37 0,31 0,30 0,28 0,17	CR(Fe)Ox g/m2d 6,54 7,58 7,89 7,14 6,88 6,79 6,73 6,88 5,76 6,79 6,47 6,23 3,71 4,02 4,75 4,64 2,26	c(As)Zu μg/L 8 592 480 457 491 533 433 459 439 556 494 475 464 475 461 487 456	с(As)Ab µg/L 2 25 12 7 12 13 17 20 40 87 66 82 130 147 164 169 231	c(As)Ab,g μg/L 1 1 2 4 3 2 6 5 10 3 7 4 20 89 19 00	c(As)SF μg/L 2 1 1 1 2 3 2	qM μg/mg 65 31 32 34 44 31 32 36 39 38 34 60 44 41 42	qP μg/mg 3 8 6 4 7 6 15 33 20 29 48 75 42 73 122	c(Fe)SF mg/L 0,65 0,08 0,08 0,08 0,09 0,15 0,05 0,06 0,04 0,07 0,18 0,09 0,21 0,08 0,18 0,05 0,07
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 12	r(O2) L/m2min 1,40 1,44 1,36 1,36 1,50 0,84 0,95 0,86 0,74 0,78 0,71 0,55 0,37 0,31 0,30 0,28 0,17 0,47	CR(Fe)Ox g/m2d 6,54 7,58 7,89 7,14 6,88 6,79 6,73 6,88 5,76 6,79 6,47 6,23 3,71 4,02 4,75 4,64 3,26	c(As)Zu μg/L 8 592 480 457 491 533 433 459 439 556 494 475 464 475 461 487 456 467	c(As)Ab μg/L 2 25 12 7 12 13 17 20 40 87 66 82 130 147 164 169 231 255	c(As)Ab,g μg/L 1 1 2 2 4 3 2 6 5 10 3 7 4 20 89 19 99 100	c(As)SF μg/L 2 1 1 1 1 1 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2	qM μg/mg 65 31 32 34 44 31 32 36 39 38 34 60 44 43 33 41 42 42	qP μg/mg 3 8 6 4 7 6 15 33 20 29 48 75 42 73 122	c(Fe)SF mg/L 0,65 0,08 0,08 0,09 0,15 0,05 0,06 0,04 0,07 0,18 0,09 0,21 0,08 0,18 0,09 0,21 0,08 0,18 0,05 0,07
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18	r(O2) L/m2min 1,40 1,44 1,36 1,36 1,50 0,84 0,95 0,86 0,74 0,78 0,71 0,55 0,37 0,31 0,30 0,28 0,17 0,17 0,10	CR(Fe)Ox g/m2d 6,54 7,58 7,89 7,14 6,88 6,79 6,73 6,88 5,76 6,79 6,47 6,23 3,71 4,02 4,75 4,64 3,26 3,06 2,06	c(As)Zu μg/L 8 592 480 457 491 533 433 459 439 556 494 475 464 475 461 487 456 467	с(As)Ab µg/L 2 25 12 7 12 13 17 20 40 87 66 82 130 147 164 169 231 250 307	c(As)Ab,g μg/L 1 1 2 4 3 2 6 5 10 3 7 4 20 89 19 99 120	c(As)SF μg/L 2 1 1 1 2 3 4	qM μg/mg 65 31 32 34 44 31 32 36 39 38 34 60 44 43 33 41 42 48 40	qP μg/mg 3 8 6 4 7 6 15 33 20 29 48 75 42 73 122 107 164	c(Fe)SF mg/L 0,65 0,08 0,08 0,09 0,15 0,05 0,06 0,04 0,07 0,18 0,09 0,21 0,08 0,18 0,09 0,21 0,08 0,18 0,05 0,07 0,02
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20	r(O2) L/m2min 1,40 1,44 1,36 1,36 1,50 0,84 0,95 0,86 0,74 0,78 0,71 0,55 0,37 0,31 0,30 0,28 0,17 0,19 0,10	CR(Fe)Ox g/m2d 6,54 7,58 7,89 7,14 6,88 6,79 6,73 6,88 5,76 6,79 6,47 6,23 3,71 4,02 4,75 4,64 3,26 3,06 2,96	c(As)Zu μg/L 8 592 480 457 491 533 433 459 439 556 494 475 464 475 461 487 456 467 490	с(As)Ab µg/L 2 25 12 7 12 13 17 20 40 87 66 82 130 147 164 169 231 250 307 242	c(As)Ab,g μg/L 1 1 2 4 3 2 6 5 10 3 7 4 20 89 19 99 120 111	c(As)SF μg/L 2 1 1 1 2 3 4	qM μg/mg 65 31 32 34 44 31 32 36 39 38 34 60 44 33 44 31 32 36 39 38 34 60 44 33 41 42 48 49 65	qP μg/mg 3 8 6 4 7 6 15 33 20 29 48 75 42 73 122 107 161	c(Fe)SF mg/L 0,65 0,08 0,08 0,09 0,15 0,05 0,06 0,04 0,07 0,18 0,09 0,21 0,08 0,18 0,09 0,21 0,08 0,07 0,02 0,07 0,02 0,02 0,20
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21	r(O2) L/m2min 1,40 1,44 1,36 1,36 1,50 0,84 0,95 0,86 0,74 0,78 0,71 0,55 0,37 0,31 0,30 0,28 0,17 0,17 0,19 0,21	CR(Fe)Ox g/m2d 6,54 7,58 7,89 7,14 6,88 6,79 6,73 6,88 5,76 6,79 6,47 6,23 3,71 4,02 4,75 4,64 3,26 3,06 2,96 2,43 3,00	c(As)Zu μg/L 8 592 480 457 491 533 433 459 439 556 494 475 464 475 461 487 456 467 490 442	с(As)Ab µg/L 2 25 12 7 12 13 17 20 40 87 66 82 130 147 164 169 231 250 307 213 220	c(As)Ab,g μg/L 1 1 2 4 3 2 6 5 10 3 7 4 20 89 19 99 120 111 126	c(As)SF μg/L 2 1 1 1 2 3 4 5	qM μg/mg 65 31 32 34 44 31 32 36 39 38 34 60 44 33 44 33 44 33 44 33 41 42 48 49 65 32	qP μg/mg 3 8 6 4 7 6 15 33 20 29 48 75 42 73 122 107 161 139 142	c(Fe)SF mg/L 0,65 0,08 0,08 0,08 0,09 0,15 0,05 0,06 0,04 0,07 0,18 0,09 0,21 0,08 0,18 0,09 0,21 0,08 0,18 0,05 0,07 0,02 0,02 0,20
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22	r(O2) L/m2min 1,40 1,44 1,36 1,36 1,50 0,84 0,95 0,86 0,74 0,78 0,71 0,55 0,37 0,31 0,30 0,28 0,17 0,17 0,19 0,21 0,19	CR(Fe)Ox g/m2d 6,54 7,58 7,89 7,14 6,88 6,79 6,73 6,88 5,76 6,79 6,47 6,23 3,71 4,02 4,75 4,64 3,26 3,06 2,96 2,43 3,09 2,60	c(As)Zu μg/L 8 592 480 457 491 533 433 459 439 556 494 475 461 487 456 467 490 409	с(As)Ab µg/L 2 25 12 7 12 13 17 20 40 87 66 82 130 147 164 169 231 250 307 213 230 250	c(As)Ab,g μg/L 1 1 2 4 3 2 6 5 10 3 7 4 20 89 19 99 120 111 126 130	c(As)SF μg/L 2 1 1 1 2 3 4 5 6	qM μg/mg 65 31 32 34 44 31 32 36 39 38 34 60 44 33 44 33 34 60 44 33 41 42 48 49 65 33 58	qP μg/mg 3 8 6 4 7 6 15 33 20 29 48 75 42 73 122 107 161 139 142 168	c(Fe)SF mg/L 0,65 0,08 0,08 0,09 0,15 0,05 0,06 0,04 0,07 0,18 0,09 0,21 0,08 0,18 0,09 0,21 0,08 0,18 0,05 0,07 0,02 0,02 0,02 0,02 0,02
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 22	r(O2) L/m2min 1,40 1,44 1,36 1,36 1,50 0,84 0,95 0,86 0,74 0,78 0,71 0,55 0,37 0,31 0,30 0,28 0,17 0,17 0,19 0,21 0,18 0,41	CR(Fe)Ox g/m2d 6,54 7,58 7,89 7,14 6,88 6,79 6,73 6,88 5,76 6,79 6,47 6,23 3,71 4,02 4,75 4,64 3,26 3,06 2,96 2,43 3,09 2,69	c(As)Zu μg/L 8 592 480 457 491 533 433 459 439 556 494 475 464 475 461 487 456 467 490 504	c(As)Ab μg/L 2 25 12 7 12 13 17 20 40 87 66 82 130 147 164 169 231 250 307 213 230 250 282	c(As)Ab,g μg/L 1 1 2 4 3 2 6 5 10 3 7 4 20 89 19 99 120 111 126 130 100	c(As)SF μg/L 2 1 1 1 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 3 4 5 6 8	qM μg/mg 65 31 32 34 44 31 32 36 39 38 34 60 44 33 41 42 48 49 65 33 58 54	qP μg/mg 3 8 6 4 7 6 15 33 20 29 48 75 42 73 122 107 161 139 142 168 97	c(Fe)SF mg/L 0,65 0,08 0,08 0,09 0,15 0,05 0,06 0,04 0,07 0,18 0,09 0,21 0,08 0,18 0,09 0,21 0,08 0,18 0,05 0,07 0,02 0,02 0,02 0,02 0,02 0,08
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24	r(O2) L/m2min 1,40 1,44 1,36 1,36 1,50 0,84 0,95 0,86 0,74 0,78 0,71 0,55 0,37 0,31 0,30 0,28 0,17 0,17 0,19 0,21 0,18 0,11 0,12	CR(Fe)Ox g/m2d 6,54 7,58 7,89 7,14 6,88 6,79 6,73 6,88 5,76 6,79 6,47 6,23 3,71 4,02 4,75 4,64 3,26 3,06 2,96 2,43 3,09 2,69 2,06 2,25	c(As)Zu μg/L 8 592 480 457 491 533 433 459 439 556 494 475 464 475 461 487 456 467 490 504 457	с(As)Ab µg/L 2 25 12 7 12 13 17 20 40 87 66 82 130 147 164 169 231 250 307 213 230 250 283 202	c(As)Ab,g μg/L 1 1 2 4 3 2 6 5 10 3 7 4 20 89 19 99 120 111 126 130 100 231	c(As)SF μg/L 2 1 1 1 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 3 4 5 6 8 0	qM μg/mg 65 31 32 34 44 31 32 36 39 38 34 60 44 33 41 42 48 49 65 33 58 54 48	qP μg/mg 3 8 6 4 7 6 15 33 20 29 48 75 42 73 122 107 161 139 142 168 97 165	c(Fe)SF mg/L 0,65 0,08 0,08 0,08 0,09 0,15 0,05 0,06 0,04 0,07 0,18 0,09 0,21 0,08 0,18 0,09 0,21 0,08 0,18 0,05 0,07 0,02 0,02 0,02 0,02 0,02 0,03 0,03 0,04
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24	r(O2) L/m2min 1,40 1,44 1,36 1,36 1,50 0,84 0,95 0,86 0,74 0,78 0,71 0,55 0,37 0,31 0,30 0,28 0,17 0,17 0,19 0,21 0,18 0,11 0,12 0,41	CR(Fe)Ox g/m2d 6,54 7,58 7,89 7,14 6,88 6,79 6,73 6,88 5,76 6,79 6,47 6,23 3,71 4,02 4,75 4,64 3,26 3,06 2,96 2,43 3,09 2,69 2,06 2,25	c(As)Zu μg/L 8 592 480 457 491 533 433 459 439 556 494 475 464 475 461 487 456 467 490 504 457 484	с(As)Ab µg/L 2 25 12 7 12 13 17 20 40 87 66 82 130 147 164 169 231 250 307 213 230 250 283 292 205	c(As)Ab,g μg/L 1 1 2 4 3 2 6 5 10 3 7 4 20 89 19 99 120 111 126 130 100 231 59	с(As)SF µg/L 2 1 1 1 1 1 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2	qM μg/mg 65 31 32 34 44 31 32 36 39 38 34 60 44 33 44 33 58 54 48 52	qP μg/mg 3 8 6 4 7 6 15 33 20 29 48 75 42 73 122 107 161 139 142 168 97 165	c(Fe)SF mg/L 0,65 0,08 0,09 0,15 0,05 0,00 0,15 0,05 0,06 0,07 0,18 0,05 0,07 0,21 0,08 0,18 0,05 0,07 0,02 0,02 0,02 0,03 0,01
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26	r(O2) L/m2min 1,40 1,44 1,36 1,36 1,50 0,84 0,95 0,86 0,74 0,78 0,71 0,55 0,37 0,31 0,30 0,28 0,17 0,17 0,19 0,19 0,21 0,18 0,11 0,12 0,11 0,12	CR(Fe)Ox g/m2d 6,54 7,58 7,89 7,14 6,88 6,79 6,73 6,88 5,76 6,79 6,47 6,23 3,71 4,02 4,75 4,64 3,26 3,06 2,96 2,43 3,09 2,69 2,06 2,25 1,99 2,04	c(As)Zu μg/L 8 592 480 457 491 533 433 459 439 556 494 475 464 475 461 487 456 467 490 504 457 484 479 484 479 462	с(As)Ab µg/L 2 25 12 7 12 13 17 20 40 87 66 82 130 147 164 169 231 250 307 213 230 250 283 292 295 307	c(As)Ab,g μg/L 1 1 2 4 3 2 6 5 10 3 7 4 20 89 19 99 120 111 126 130 100 231 59 220 203	с(As)SF µg/L 2 1 1 1 1 1 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2	qM μg/mg 65 31 32 34 44 31 32 36 39 38 34 60 44 33 41 42 48 49 65 33 58 54 48 53 40	qP μg/mg 3 8 6 4 7 6 15 33 20 29 48 75 42 73 122 107 161 139 142 168 97 165 258 223	c(Fe)SF mg/L 0,65 0,08 0,09 0,15 0,06 0,07 0,18 0,09 0,21 0,08 0,02 0,02 0,02 0,03 0,01
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27	r(O2) L/m2min 1,40 1,44 1,36 1,36 1,50 0,84 0,95 0,86 0,74 0,78 0,71 0,55 0,37 0,31 0,30 0,28 0,17 0,17 0,19 0,19 0,21 0,18 0,11 0,12 0,11 0,12 0,00	CR(Fe)Ox g/m2d 6,54 7,58 7,89 7,14 6,88 6,79 6,73 6,88 5,76 6,79 6,47 6,23 3,71 4,02 4,75 4,64 3,26 3,06 2,96 2,43 3,09 2,69 2,06 2,25 1,99 2,04	c(As)Zu μg/L 8 592 480 457 491 533 433 459 439 556 494 475 461 487 456 467 490 442 409 504 457 484 479 453	с(As)Ab µg/L 2 25 12 7 12 13 17 20 40 87 66 82 130 147 164 169 231 250 307 213 230 250 283 292 295 307 284	c(As)Ab,g μg/L 1 1 2 4 3 2 6 5 10 3 7 4 20 89 19 99 120 111 126 130 100 231 59 220 203	с(As)SF µg/L 2 1 1 1 1 1 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2	qM μg/mg 65 31 32 34 44 31 32 36 39 38 34 60 44 33 44 33 58 54 48 53 40 50	qP μg/mg 3 8 6 4 7 6 15 33 20 29 48 75 42 73 122 107 161 139 142 168 97 165 258 223 79¢	c(Fe)SF mg/L 0,65 0,08 0,09 0,15 0,05 0,06 0,07 0,18 0,09 0,21 0,08 0,07 0,08 0,07 0,08 0,07 0,08 0,01 0,02 0,02 0,03 0,01 0,02 0,01 0,02
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28	r(O2) L/m2min 1,40 1,44 1,36 1,36 1,50 0,84 0,95 0,86 0,74 0,78 0,71 0,75 0,37 0,31 0,30 0,28 0,17 0,17 0,17 0,19 0,21 0,18 0,11 0,12 0,09 0,09 0,09	CR(Fe)Ox g/m2d 6,54 7,58 7,89 7,14 6,88 6,79 6,73 6,88 5,76 6,79 6,47 6,23 3,71 4,02 4,75 4,64 3,26 3,06 2,96 2,43 3,09 2,69 2,06 2,25 1,99 2,04 1,51 4,21	с(As)Zu µg/L 8 592 480 457 491 533 433 459 439 556 494 475 464 475 464 475 464 475 461 487 467 490 442 409 504 457 484 479 453 417 467	с(As)Ab µg/L 2 25 12 7 12 13 17 20 40 87 66 82 130 147 164 169 231 250 307 213 230 250 283 292 295 307 281 249	c(As)Ab,g μg/L 1 1 2 4 3 2 6 5 10 3 7 4 20 89 19 99 120 1111 126 130 100 231 59 220 203 249 233	с(As)SF µg/L 2 1 1 1 1 1 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2	qM μg/mg 65 31 32 34 44 31 32 36 39 38 34 60 44 33 44 31 32 36 39 38 34 60 44 33 41 42 48 49 65 33 58 54 48 53 40 50 64	qP μg/mg 3 8 6 4 7 6 15 33 20 29 48 75 42 73 122 107 161 139 142 168 97 165 258 223 785 240	c(Fe)SF mg/L 0,65 0,08 0,09 0,15 0,05 0,00 0,015 0,05 0,06 0,07 0,18 0,09 0,21 0,08 0,07 0,02 0,02 0,02 0,02 0,03 0,01 0,02 0,01 0,02 0,03 0,01 0,02 0,01
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 20	r(O2) L/m2min 1,40 1,44 1,36 1,36 1,50 0,84 0,95 0,86 0,74 0,78 0,71 0,55 0,37 0,31 0,30 0,28 0,17 0,17 0,19 0,19 0,21 0,18 0,11 0,12 0,09 0,08 0,09 0,08 0,09 0,08 0,09 0,08 0,09 0,08 0,09 0,00 0,	CR(Fe)Ox g/m2d 6,54 7,58 7,89 7,14 6,88 6,79 6,73 6,88 5,76 6,79 6,47 6,23 3,71 4,02 4,75 4,64 3,26 3,71 4,02 4,75 4,64 3,26 3,06 2,96 2,43 3,09 2,69 2,06 2,25 1,99 2,04 1,51 1,51	c(As)Zu µg/L 8 592 480 457 491 533 433 459 439 556 494 475 464 475 461 487 456 467 490 442 409 504 457 484 479 453 417 467 497	с(As)Ab µg/L 2 25 12 7 12 13 17 20 40 87 66 82 130 147 164 169 231 250 307 213 230 250 283 292 295 307 281 318 320	с(As)Ab,g µg/L 1 1 2 2 4 3 2 6 5 10 3 7 4 20 89 19 99 120 111 126 130 100 231 59 220 203 249 233 271	с(As)SF µg/L 2 1 1 1 1 1 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2	qM μg/mg 65 31 32 34 44 31 32 34 44 31 32 36 39 38 34 60 44 33 44 33 41 42 48 49 65 33 58 54 48 53 40 50 64	qP μg/mg 3 8 6 4 7 6 15 33 20 29 48 75 42 73 122 107 161 139 142 168 97 165 258 223 785 249 6525	c(Fe)SF mg/L 0,65 0,08 0,09 0,15 0,05 0,06 0,07 0,18 0,08 0,09 0,15 0,06 0,07 0,18 0,09 0,21 0,08 0,010 0,02 0,02 0,02 0,02 0,03 0,01 0,02 0,03 0,01 0,02 0,04
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 20	r(O2) L/m2min 1,40 1,44 1,36 1,36 1,50 0,84 0,95 0,86 0,74 0,78 0,71 0,55 0,37 0,31 0,30 0,28 0,17 0,17 0,19 0,19 0,19 0,21 0,11 0,12 0,11 0,12 0,09 0,08 0,08 0,08 0,08 0,0	CR(Fe)Ox g/m2d 6,54 7,58 7,89 7,14 6,88 6,79 6,73 6,88 5,76 6,79 6,47 6,23 3,71 4,02 4,75 4,64 3,26 3,06 2,96 2,43 3,09 2,69 2,06 2,25 1,99 2,04 1,51 1,31 1,51 1,51 1,51	c(As)Zu µg/L 8 592 480 457 491 533 433 459 439 556 494 475 464 475 464 475 464 475 461 487 456 467 490 442 409 504 457 484 479 453 417 467 487 487	с(As)Ab µg/L 2 25 12 7 12 13 17 20 40 87 66 82 130 147 164 169 231 250 307 213 230 250 283 292 295 307 281 318 339 226	с(As)Ab,g µg/L 1 1 2 2 4 3 2 6 5 10 3 7 4 20 89 19 99 120 111 126 130 100 231 59 220 203 249 233 271 266	с(As)SF µg/L 2 1 1 1 1 1 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2	qM μg/mg 65 31 32 34 44 31 32 34 44 31 32 36 39 38 34 60 44 33 41 42 48 49 65 33 58 54 48 53 40 50 64 48	qP μg/mg 3 8 6 4 7 6 15 33 20 29 48 75 42 73 122 107 161 139 142 168 97 165 258 223 785 249 525 249 525 203	c(Fe)SF mg/L 0,65 0,08 0,09 0,15 0,06 0,07 0,18 0,09 0,21 0,08 0,09 0,21 0,08 0,09 0,21 0,08 0,010 0,02 0,02 0,02 0,02 0,02 0,02 0,02 0,03 0,01 0,02 0,01 0,02 0,03 0,01 0,02 0,01 0,02
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30 30	r(O2) L/m2min 1,40 1,44 1,36 1,36 1,50 0,84 0,95 0,86 0,74 0,78 0,71 0,55 0,37 0,31 0,30 0,28 0,17 0,17 0,19 0,19 0,21 0,19 0,21 0,11 0,12 0,11 0,12 0,09 0,08 0,08 0,08 0,08 0,08 0,08 0,08 0,08 0,08 0,09 0,08 0,09 0,08 0,09 0,08 0,09 0,08 0,09 0,00 0,00 0,08 0,00 0,08 0,00 0,08 0,09 0,08 0,09 0,02 0,02 0,09 0,00 0,	CR(Fe)Ox g/m2d 6,54 7,58 7,89 7,14 6,88 6,79 6,73 6,88 5,76 6,79 6,47 6,23 3,71 4,02 4,75 4,64 3,26 3,06 2,96 2,43 3,09 2,69 2,06 2,25 1,99 2,04 1,51 1,31 1,51 1,25 1,25	c(As)Zu µg/L 8 592 480 457 491 533 433 459 439 556 494 475 461 487 456 467 490 442 409 504 457 484 479 453 417 467 487 457 484 479 453 417 467 487 457 487 457 467 467 467 467 467 467 467 467 467	с(As)Ab µg/L 2 25 12 7 12 13 17 20 40 87 66 82 130 147 164 169 231 250 307 213 230 250 283 292 295 307 281 318 339 326	c(As)Ab,g μg/L 1 1 2 4 3 2 4 3 7 4 20 89 19 99 120 111 126 130 100 231 59 220 203 249 233 271 266 2020	с(As)SF µg/L 2 1 1 1 1 1 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2	qM μg/mg 65 31 32 34 44 31 32 34 44 31 32 36 39 38 34 60 44 33 41 42 48 49 65 33 58 54 48 53 40 50 64 48 52 54	qP μg/mg 3 8 6 4 7 6 15 33 20 29 48 75 42 73 122 107 161 139 142 168 97 165 258 223 785 249 525 303 2002	c(Fe)SF mg/L 0,65 0,08 0,09 0,15 0,05 0,06 0,07 0,18 0,09 0,21 0,08 0,09 0,21 0,08 0,09 0,21 0,08 0,01 0,02 0,02 0,02 0,02 0,02 0,03 0,01 0,02 0,01 0,02 0,01 0,02

Nr.	pH-Zu	pH-Ab	LeitfZu	LeitfAb		Δр	∆p-SF		
#			µS/cm	μS/cm		bar	mmWS		
0						0,07			
1	7,45	7,33	737	736		0,07	10		
2	7,50	7,31	692	677		0,08	89/123/10		
3	7,49	7,32	735	712		0,08	18		
4	7,56	7,40	703	692		0,08	38		
5	7,59	7,46	722	718		0,08	59		
6	7,48	7,39	720	737		0,08	65		
7	7,72	7,46	729	717		0,09	148		
8	7,32	7,57	735	718		0,10	161		
9	7,62	7,60	733	727		0,10	201/5		
10	7,36	7,68	744	728		0,12	30		
11	7,70	7,67	742	734		0,11	70		
12	7,52	7,74	730	737		0,15	123		
13	7,65	7,61	724	756		0,14	162/5		
14	7,62	7,57	692	719		0,17	10		
15	7,38	7,33	727	728		0,20	27		
16	7,34	7,47	745	736		0,22	29		
17	7,47	7,40	739	731		0,19	43		
18	7,31	7,35	774	748		0,22	90		
19	7,14	7,40	732	726		0,23	70		
20	7,47	7,50	740	734		0,29	90		
21	7,41	7,41	754	746		0,31	105		
22	7,36	7,01	727	720		0,38	120		
23	7,53	7,51	732	731		0,35	133		
24	7,44	7,41	708	707		0,39	147		
25	7,51	7,45	688	686		0,42	163/0		
26	7,41	7,50	725	703		0,41	5		
27	7,23	7,53	744	725		0,42	12		
28	7,37	7,50	718	725		0,46	30		
29	7,30	7,29	712	709		0,46	43		
30	7,46	7,39	708	709		0,5	55		
- 31	7,23	7,44	/15	703		0.55	67		
							T.".L. OL	T."L 05	T."L 05
Nr.	c(Fe)SL,g	c(Fe)SE,g	c(Fe)SF,g	c(As)SL,g	c(As)SE,g	c(As)SF,g	TrübSL	TrübSE	TrübSF
Nr. #	c(Fe)SL,g mg/L	c(Fe)SE,g mg/L	c(Fe)SF,g mg/L	c(As)SL,g µg/L	c(As)SE,g µg/L	c(As)SF,g µg/L	TrübSL TE/F	TrübSE TE/F	TrübSF TE/F
Nr. # 0	c(Fe)SL,g mg/L	c(Fe)SE,g mg/L	c(Fe)SF,g mg/L	c(As)SL,g μg/L	c(As)SE,g μg/L	c(As)SF,g μg/L	TrübSL TE/F	TrübSE TE/F	TrübSF TE/F
Nr. # 0 1	c(Fe)SL,g mg/L 4,78	c(Fe)SE,g mg/L 3,54	c(Fe)SF,g mg/L 0,09	c(As)SL,g μg/L	c(As)SE,g µg/L	c(As)SF,g μg/L 2	TrübSL TE/F 27,0	TrübSE TE/F 35,0	TrübSF TE/F 3,40
Nr. # 0 1 2	c(Fe)SL,g mg/L 4,78 5,19 4,34	c(Fe)SE,g mg/L 3,54 3,96 3,34	c(Fe)SF,g mg/L 0,09 0,06	c(As)SL,g μg/L 1 4	c(As)SE,g μg/L 2 2	c(As)SF,g μg/L 2 1	TrübSL TE/F 27,0 6,0	TrübSE TE/F 35,0 20,0	TrübSF TE/F 3,40 0,25 0,55
Nr. # 0 1 2 3	c(Fe)SL,g mg/L 4,78 5,19 4,34 3,67	c(Fe)SE,g mg/L 3,54 3,96 3,34 3,35	c(Fe)SF,g mg/L 0,09 0,06 0,06 0,08	c(As)SL,g μg/L 1 4 4	c(As)SE,g μg/L 2 2 1	c(As)SF,g μg/L 2 1 1	TrübSL TE/F 27,0 6,0 3,9 5.8	TrübSE TE/F 35,0 20,0 25,0 13.3	TrübSF TE/F 3,40 0,25 0,55 0,33
Nr. # 0 1 2 3 4	c(Fe)SL,g mg/L 4,78 5,19 4,34 3,67 4,00	c(Fe)SE,g mg/L 3,54 3,96 3,34 3,35 2,80	c(Fe)SF,g mg/L 0,09 0,06 0,06 0,08	c(As)SL,g μg/L 1 4 4 1	c(As)SE,g μg/L 2 1 1	c(As)SF,g μg/L 2 1 1 0	TrübSL TE/F 27,0 6,0 3,9 5,8 5,8	TrübSE TE/F 35,0 20,0 25,0 13,3 16,0	TrübSF TE/F 3,40 0,25 0,55 0,33 0,36
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6	c(Fe)SL,g mg/L 4,78 5,19 4,34 3,67 4,09	c(Fe)SE,g mg/L 3,54 3,96 3,34 3,35 2,80	c(Fe)SF,g mg/L 0,09 0,06 0,06 0,08 0,07	c(As)SL,g μg/L 1 4 4 1 9 2	c(As)SE,g μg/L 2 2 1 1 4 3	c(As)SF,g μg/L 2 1 1 0 2	TrübSL TE/F 27,0 6,0 3,9 5,8 5,2 5,2	TrübSE TE/F 35,0 20,0 25,0 13,3 16,9 1117	TrübSF TE/F 3,40 0,25 0,55 0,33 0,36 1,70
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7	c(Fe)SL,g mg/L 4,78 5,19 4,34 3,67 4,09 3,16	c(Fe)SE,g mg/L 3,54 3,96 3,34 3,35 2,80 1,63	c(Fe)SF,g mg/L 0,09 0,06 0,06 0,08 0,07	c(As)SL,g μg/L 1 4 4 1 9 2 3	c(As)SE,g μg/L 2 2 1 1 4 3 2	c(As)SF,g μg/L 2 1 1 0 2 1 1	TrübSL TE/F 27,0 6,0 3,9 5,8 5,2 5,2 5,2 111 2	TrübSE TE/F 35,0 20,0 25,0 13,3 16,9 11,7 40,0	TrübSF TE/F 3,40 0,25 0,55 0,33 0,36 1,70 0,30
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8	c(Fe)SL,g mg/L 4,78 5,19 4,34 3,67 4,09 3,16 3,19	c(Fe)SE,g mg/L 3,54 3,96 3,34 3,35 2,80 1,63 2,10	c(Fe)SF,g mg/L 0,09 0,06 0,06 0,08 0,07 0,07 0,07	c(As)SL,g μg/L 1 4 4 1 9 2 3 6	c(As)SE,g μg/L 2 2 1 1 4 3 2 3	c(As)SF,g μg/L 2 1 1 0 2 1 1 1 1	TrübSL TE/F 27,0 6,0 3,9 5,8 5,2 5,2 5,2 11,2 10,1	TrübSE TE/F 35,0 20,0 25,0 13,3 16,9 11,7 40,0 69,0	TrübSF TE/F 3,40 0,25 0,55 0,33 0,36 1,70 0,30 0,25
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9	c(Fe)SL,g mg/L 4,78 5,19 4,34 3,67 4,09 3,16 3,19 2,28	c(Fe)SE,g mg/L 3,54 3,96 3,34 3,35 2,80 1,63 2,10 0,91	c(Fe)SF,g mg/L 0,09 0,06 0,06 0,08 0,07 0,07 0,24 0,05	c(As)SL,g μg/L 1 4 4 1 9 2 3 6 6	c(As)SE,g μg/L 2 2 1 1 4 3 2 3 4	c(As)SF,g μg/L 2 1 1 0 2 1 1 1 1 1	TrübSL TE/F 27,0 6,0 3,9 5,8 5,2 5,2 11,2 10,1 20,0	TrübSE TE/F 35,0 20,0 25,0 13,3 16,9 11,7 40,0 69,0 88,0	TrübSF TE/F 3,40 0,25 0,55 0,33 0,36 1,70 0,30 0,25 0,20
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10	c(Fe)SL,g mg/L 4,78 5,19 4,34 3,67 4,09 3,16 3,19 2,28 2,82	c(Fe)SE,g mg/L 3,54 3,96 3,34 3,35 2,80 1,63 2,10 0,91 1,34	c(Fe)SF,g mg/L 0,09 0,06 0,06 0,08 0,07 0,07 0,24 0,05 0,06	c(As)SL,g μg/L 1 4 4 1 9 2 3 6 2 3 6 2 4	c(As)SE,g μg/L 2 2 1 1 4 3 2 3 4 2	c(As)SF,g μg/L 2 1 1 0 2 1 1 1 1 1 1	TrübSL TE/F 27,0 6,0 3,9 5,8 5,2 5,2 5,2 11,2 10,1 20,0 9,8	TrübSE TE/F 35,0 20,0 25,0 13,3 16,9 11,7 40,0 69,0 88,0 25,0	TrübSF TE/F 3,40 0,25 0,55 0,33 0,36 1,70 0,30 0,25 0,20 0,41
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11	c(Fe)SL,g mg/L 4,78 5,19 4,34 3,67 4,09 3,16 3,19 2,28 2,82 1,16	c(Fe)SE,g mg/L 3,54 3,96 3,34 3,35 2,80 1,63 2,10 0,91 1,34 0,28	c(Fe)SF,g mg/L 0,09 0,06 0,06 0,08 0,07 0,07 0,24 0,05 0,06 0,07	c(As)SL,g μg/L 1 4 4 1 9 2 3 6 2 4 2	c(As)SE,g μg/L 2 2 1 1 4 3 2 3 4 2 2	c(As)SF,g μg/L 2 1 1 0 2 1 1 1 1 1 1 1 3	TrübSL TE/F 27,0 6,0 3,9 5,8 5,2 5,2 5,2 11,2 10,1 20,0 9,8 32,0	TrübSE TE/F 35,0 20,0 25,0 13,3 16,9 11,7 40,0 69,0 88,0 25,0 25,0	TrübSF TE/F 3,40 0,25 0,55 0,33 0,36 1,70 0,30 0,25 0,20 0,41 0,41
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12	c(Fe)SL,g mg/L 4,78 5,19 4,34 3,67 4,09 3,16 3,19 2,28 2,82 1,16	c(Fe)SE,g mg/L 3,54 3,96 3,34 3,35 2,80 1,63 2,10 0,91 1,34 0,28	c(Fe)SF,g mg/L 0,09 0,06 0,06 0,08 0,07 0,07 0,07 0,24 0,05 0,06 0,07 0,06	c(As)SL,g μg/L 1 4 4 1 9 2 3 6 2 4 2 1	c(As)SE,g μg/L 2 2 1 1 4 3 2 3 4 2 2 1 1	c(As)SF,g μg/L 2 1 1 0 2 1 1 1 1 1 1 1 3 2	TrübSL TE/F 27,0 6,0 3,9 5,8 5,2 5,2 11,2 10,1 20,0 9,8 32,0 30,0	TrübSE TE/F 35,0 20,0 25,0 13,3 16,9 11,7 40,0 69,0 88,0 25,0 25,0 35,0	TrübSF TE/F 3,40 0,25 0,55 0,33 0,36 1,70 0,30 0,25 0,20 0,41 0,41 3,40
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13	c(Fe)SL,g mg/L 4,78 5,19 4,34 3,67 4,09 3,16 3,19 2,28 2,82 1,16 2,61	c(Fe)SE,g mg/L 3,54 3,96 3,34 3,35 2,80 1,63 2,10 0,91 1,34 0,28 1,53	c(Fe)SF,g mg/L 0,09 0,06 0,06 0,08 0,07 0,07 0,07 0,24 0,05 0,06 0,07 0,06 0,07	c(As)SL,g μg/L 1 4 4 1 9 2 3 6 2 4 2 4 2 1 6	c(As)SE,g μg/L 2 2 1 1 4 3 2 3 4 2 2 1 3 4 2 2 1 3 3 4 2 2 3 4 2 3 4 2 3 3 4 3 3 4 3 3 3 4 3 3 3 4 3 3 3 4 3 3 3 4 3 3 3 4 3 3 3 4 3 3 3 4 3 3 3 4 3 3 3 4 3 3 3 4 3 3 3 4 3 3 3 4 3 3 3 4 3 3 3 4 3 3 4 3 3 4 3 3 4 3 3 3 4 3 3 3 4 3 3 3 4 3 3 3 4 3 3 3 4 3 3 3 4 3 3 3 4 3 3 3 3 4 3 3 3 3 3 4 3 3 3 3 3 3 3 3 3 3 3 3 3	c(As)SF,g μg/L 2 1 1 0 2 1 1 1 1 1 1 1 3 2 3	TrübSL TE/F 27,0 6,0 3,9 5,8 5,2 5,2 11,2 10,1 20,0 9,8 32,0 30,0 33,0	TrübSE TE/F 35,0 20,0 25,0 13,3 16,9 11,7 40,0 69,0 88,0 25,0 25,0 25,0 35,0 27,0	TrübSF TE/F 3,40 0,25 0,55 0,33 0,36 1,70 0,30 0,25 0,20 0,41 0,41 3,40 0,69
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14	c(Fe)SL,g mg/L 4,78 5,19 4,34 3,67 4,09 3,16 3,19 2,28 2,82 1,16 2,61 1,67	c(Fe)SE,g mg/L 3,54 3,96 3,34 3,35 2,80 1,63 2,10 0,91 1,34 0,28 1,53 0,55	c(Fe)SF,g mg/L 0,09 0,06 0,06 0,08 0,07 0,07 0,07 0,024 0,05 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,10 0,07	c(As)SL,g μg/L 1 4 4 1 9 2 3 6 2 4 2 1 6 23	c(As)SE,g μg/L 2 2 1 1 4 3 2 2 3 4 2 2 1 2 1 3 6	c(As)SF,g μg/L 2 1 1 0 2 1 1 1 1 1 1 1 3 2 3 3 3	TrübSL TE/F 27,0 6,0 3,9 5,8 5,2 5,2 11,2 10,1 20,0 9,8 32,0 30,0 33,0 12,2	TrübSE TE/F 35,0 20,0 25,0 13,3 16,9 11,7 40,0 69,0 88,0 25,0 25,0 25,0 35,0 27,0 23,0	TrübSF TE/F 3,40 0,25 0,55 0,33 0,36 1,70 0,30 0,25 0,20 0,41 0,41 3,40 0,69 0,27
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15	c(Fe)SL,g mg/L 4,78 5,19 4,34 3,67 4,09 3,16 3,19 2,28 2,82 1,16 2,61 1,67 2,02	c(Fe)SE,g mg/L 3,54 3,96 3,34 3,35 2,80 1,63 2,10 0,91 1,34 0,28 1,53 0,55 1,06	c(Fe)SF,g mg/L 0,09 0,06 0,08 0,07 0,07 0,07 0,024 0,05 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,10 0,07 0,08	c(As)SL,g μg/L 1 4 4 1 9 2 3 6 2 4 2 1 6 23 45	c(As)SE,g μg/L 2 2 1 1 4 3 2 2 3 4 2 2 1 3 6 6 11	c(As)SF,g μg/L 2 1 1 0 2 1 1 1 1 1 1 1 3 2 3 3 6	TrübSL TE/F 27,0 6,0 3,9 5,8 5,2 5,2 11,2 10,1 20,0 9,8 32,0 30,0 33,0 12,2 12,5	TrübSE TE/F 35,0 20,0 25,0 13,3 16,9 11,7 40,0 69,0 88,0 25,0 25,0 25,0 35,0 27,0 23,0 53,0	TrübSF TE/F 3,40 0,25 0,55 0,33 0,36 1,70 0,30 0,25 0,20 0,41 0,41 3,40 0,69 0,27 0,85
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16	c(Fe)SL,g mg/L 4,78 5,19 4,34 3,67 4,09 3,16 3,19 2,28 2,82 1,16 2,61 1,67 2,02 2,09	c(Fe)SE,g mg/L 3,54 3,96 3,34 3,35 2,80 1,63 2,10 0,91 1,34 0,28 1,53 0,55 1,06 0,80	c(Fe)SF,g mg/L 0,09 0,06 0,08 0,07 0,07 0,24 0,05 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,10 0,07 0,08 0,02	c(As)SL,g μg/L 1 4 4 1 9 2 3 6 6 2 2 4 2 2 4 5 75	c(As)SE,g μg/L 2 2 1 1 4 3 2 2 3 4 2 2 1 3 6 11 10	c(As)SF,g μg/L 2 1 1 0 2 1 1 1 1 1 1 1 3 2 3 3 6 3	TrübSL TE/F 27,0 6,0 3,9 5,8 5,2 5,2 5,2 11,2 10,1 20,0 9,8 32,0 30,0 33,0 12,2 12,5 55,0	TrübSE TE/F 35,0 20,0 25,0 13,3 16,9 11,7 40,0 69,0 88,0 25,0 25,0 25,0 35,0 27,0 23,0 53,0 66,0	TrübSF TE/F 3,40 0,25 0,55 0,33 0,36 1,70 0,30 0,25 0,20 0,41 0,41 3,40 0,69 0,27 0,85 0,44
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17	c(Fe)SL,g mg/L 4,78 5,19 4,34 3,67 4,09 3,16 3,19 2,28 2,82 1,16 2,61 1,67 2,02 2,09 1,71	c(Fe)SE,g mg/L 3,54 3,96 3,34 3,35 2,80 1,63 2,10 0,91 1,34 0,28 1,53 0,55 1,06 0,80	c(Fe)SF,g mg/L 0,09 0,06 0,08 0,07 0,07 0,24 0,05 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,10 0,07 0,08 0,02 0,02	c(As)SL,g μg/L 1 4 4 1 9 2 3 6 2 4 2 4 2 1 6 23 45 75 99	c(As)SE,g μg/L 2 2 1 1 4 3 2 3 4 2 2 1 3 6 6 11 10	c(As)SF,g μg/L 2 1 1 0 2 1 1 1 1 1 1 1 3 2 3 6 3 2	TrübSL TE/F 27,0 6,0 3,9 5,8 5,2 5,2 11,2 10,1 20,0 9,8 32,0 30,0 33,0 12,2 12,5 55,0 8,9	TrübSE TE/F 35,0 20,0 25,0 13,3 16,9 11,7 40,0 69,0 88,0 25,0 35,0 25,0 35,0 25,0 35,0 27,0 23,0 53,0 66,0 126,0	TrübSF TE/F 3,40 0,25 0,55 0,33 0,36 1,70 0,30 0,25 0,20 0,41 3,40 0,69 0,27 0,85 0,44 0,26
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18	c(Fe)SL,g mg/L 4,78 5,19 4,34 3,67 4,09 3,16 3,19 2,28 2,82 1,16 2,61 1,67 2,02 2,09 1,71 1,61	c(Fe)SE,g mg/L 3,54 3,96 3,34 3,35 2,80 1,63 2,10 0,91 1,34 0,28 1,53 0,55 1,06 0,80 0,51	c(Fe)SF,g mg/L 0,09 0,06 0,08 0,07 0,07 0,07 0,07 0,04 0,05 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,08 0,07 0,08 0,02 0,02 0,02 0,01	c(As)SL,g µg/L 1 4 4 1 9 2 3 6 2 4 2 4 2 1 6 23 45 75 99 99 99	c(As)SE,g μg/L 2 2 1 1 4 3 2 3 4 2 2 1 3 6 11 10 22	c(As)SF,g μg/L 2 1 1 0 2 1 1 1 1 1 1 1 3 2 3 3 6 3 2 3 3 2 3 3 6 3 2 3 3 6 3 3 2 3 3 3 6 3 3 3 3 3 3 3 3 3 3 3 3 3	TrübSL TE/F 27,0 6,0 3,9 5,8 5,2 5,2 11,2 10,1 20,0 9,8 32,0 30,0 33,0 12,2 12,5 55,0 8,9 9,3	TrübSE TE/F 35,0 20,0 25,0 13,3 16,9 11,7 40,0 69,0 88,0 25,0 35,0 25,0 35,0 25,0 35,0 25,0 35,0 27,0 23,0 53,0 66,0 126,0 49,0	TrübSF TE/F 3,40 0,25 0,55 0,33 0,36 1,70 0,30 0,25 0,20 0,41 0,41 3,40 0,69 0,27 0,85 0,44 0,26 0,22
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19	c(Fe)SL,g mg/L 4,78 5,19 4,34 3,67 4,09 3,16 3,19 2,28 2,82 1,16 2,61 1,67 2,02 2,09 1,71 1,61 1,09	c(Fe)SE,g mg/L 3,54 3,96 3,34 3,35 2,80 1,63 2,10 0,91 1,34 0,28 1,53 0,55 1,06 0,80 0,51 0,14	c(Fe)SF,g mg/L 0,09 0,06 0,08 0,07 0,07 0,24 0,05 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,08 0,07 0,08 0,02 0,02 0,02 0,01 0,02	c(As)SL,g µg/L 1 4 4 1 9 2 3 6 2 4 2 1 6 23 45 75 99 99 99 39	c(As)SE,g μg/L 2 2 1 1 4 3 2 3 4 2 2 1 3 6 11 10 22 16	c(As)SF,g μg/L 2 1 1 0 2 1 1 1 1 1 1 1 3 2 3 3 6 3 2 3 4	TrübSL TE/F 27,0 6,0 3,9 5,8 5,2 11,2 10,1 20,0 9,8 32,0 30,0 12,2 12,5 55,0 8,9 9,3 17,2	TrübSE TE/F 35,0 20,0 25,0 13,3 16,9 11,7 40,0 69,0 88,0 25,0 35,0 25,0 35,0 25,0 35,0 27,0 23,0 53,0 66,0 126,0 49,0 55,0	TrübSF TE/F 3,40 0,25 0,55 0,33 0,36 1,70 0,30 0,25 0,20 0,41 0,41 0,69 0,27 0,85 0,26 0,22 0,34
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20	c(Fe)SL,g mg/L 4,78 5,19 4,34 3,67 4,09 3,16 3,19 2,28 2,82 1,16 2,61 1,67 2,02 2,09 1,71 1,61 1,09 0,87	c(Fe)SE,g mg/L 3,54 3,96 3,34 3,35 2,80 1,63 2,10 0,91 1,34 0,28 1,53 0,55 1,06 0,80 0,51 0,14 0,36	c(Fe)SF,g mg/L 0,09 0,06 0,08 0,07 0,07 0,07 0,07 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,08 0,07 0,08 0,02 0,02 0,02 0,01 0,02 0,03	c(As)SL,g µg/L 1 4 4 1 9 2 3 6 2 3 6 2 4 2 1 6 23 45 75 99 99 99 99 39 59	c(As)SE,g μg/L 2 2 1 1 4 3 2 3 4 2 2 1 3 6 11 10 22 16 31	c(As)SF,g μg/L 2 1 1 0 2 1 1 1 1 1 1 1 2 3 3 6 3 2 3 4 4 4	TrübSL TE/F 27,0 6,0 3,9 5,8 5,2 5,2 11,2 10,1 20,0 9,8 32,0 30,0 33,0 12,2 12,5 55,0 8,9 9,3 17,2 60,0	TrübSE TE/F 35,0 20,0 25,0 13,3 16,9 11,7 40,0 69,0 88,0 25,0 35,0 25,0 35,0 25,0 35,0 25,0 35,0 66,0 126,0 49,0 55,0 14,4	TrübSF TE/F 3,40 0,25 0,55 0,33 0,36 1,70 0,30 0,25 0,20 0,41 0,41 3,40 0,69 0,27 0,85 0,44 0,69 0,27 0,85 0,44 0,26 0,22 0,34 0,99
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21	c(Fe)SL,g mg/L 4,78 5,19 4,34 3,67 4,09 3,16 3,19 2,28 2,82 1,16 2,61 1,67 2,02 2,09 1,71 1,61 1,09 0,87 0,76	c(Fe)SE,g mg/L 3,54 3,96 3,34 3,35 2,80 1,63 2,10 0,91 1,34 0,28 1,53 0,55 1,06 0,80 0,51 0,14 0,36 0,09	c(Fe)SF,g mg/L 0,09 0,06 0,08 0,07 0,07 0,07 0,07 0,05 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,08 0,07 0,08 0,02 0,02 0,02 0,02 0,02 0,03 0,01	c(As)SL,g µg/L 1 4 4 1 9 2 3 6 2 4 2 1 6 23 45 75 99 99 99 99 39 59 51	c(As)SE,g μg/L 2 2 1 1 4 3 2 3 4 2 2 1 3 6 11 10 22 16 31 19	c(As)SF,g μg/L 2 1 1 1 0 2 1 1 1 1 1 1 1 3 2 3 3 6 3 2 3 4 4 4	TrübSL TE/F 27,0 6,0 3,9 5,8 5,2 11,2 10,1 20,0 9,8 32,0 30,0 12,2 12,5 55,0 8,9 9,3 17,2 60,0	TrübSE TE/F 35,0 20,0 25,0 13,3 16,9 11,7 40,0 69,0 88,0 25,0 35,0 25,0 35,0 25,0 35,0 27,0 23,0 53,0 66,0 126,0 49,0 55,0 14,4	TrübSF TE/F 3,40 0,25 0,55 0,33 0,36 1,70 0,30 0,25 0,20 0,41 0,41 0,69 0,27 0,85 0,44 0,26 0,22 0,34 0,99 0,44
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22	c(Fe)SL,g mg/L 4,78 5,19 4,34 3,67 4,09 3,16 3,19 2,28 2,82 1,16 2,61 1,67 2,02 2,09 1,71 1,61 1,09 0,87 0,76 0,36	c(Fe)SE,g mg/L 3,54 3,96 3,34 3,35 2,80 1,63 2,10 0,91 1,34 0,28 1,53 0,55 1,06 0,80 0,55 1,06 0,80 0,51 0,14 0,36 0,09 0,04	c(Fe)SF,g mg/L 0,09 0,06 0,08 0,07 0,07 0,07 0,07 0,05 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,08 0,07 0,08 0,02 0,02 0,02 0,02 0,01 0,02 0,03 0,01 0,03	c(As)SL,g µg/L 1 4 4 1 9 2 3 6 2 3 6 2 4 1 6 23 45 75 99 99 99 99 99 59 51 28	c(As)SE,g μg/L 2 2 1 1 4 3 2 3 4 2 2 1 3 6 11 10 22 16 31 19 20	c(As)SF,g μg/L 2 1 1 0 2 1 1 1 1 1 1 1 1 3 2 3 3 6 3 2 3 4 4 4 4	TrübSL TE/F 27,0 6,0 3,9 5,8 5,2 5,2 11,2 10,1 20,0 9,8 32,0 30,0 33,0 12,2 12,5 55,0 8,9 9,3 17,2 60,0	TrübSE TE/F 35,0 20,0 25,0 13,3 16,9 11,7 40,0 69,0 88,0 25,0 35,0 25,0 35,0 25,0 35,0 25,0 35,0 66,0 126,0 49,0 55,0 14,4 45,0	TrübSF TE/F 3,40 0,25 0,55 0,33 0,36 1,70 0,30 0,25 0,20 0,41 0,41 0,69 0,27 0,85 0,44 0,26 0,22 0,34 0,99 0,44 0,20
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23	c(Fe)SL,g mg/L 4,78 5,19 4,34 3,67 4,09 3,16 3,19 2,28 2,82 1,16 2,61 1,67 2,02 2,09 1,71 1,61 1,67 2,02 2,09 1,71 1,61 1,09 0,87 0,76 0,36 0,99	c(Fe)SE,g mg/L 3,54 3,96 3,34 3,35 2,80 1,63 2,10 0,91 1,34 0,28 1,53 0,55 1,06 0,80 0,55 1,06 0,80 0,55 1,06 0,80 0,55 1,06 0,80 0,09 0,04 0,35	c(Fe)SF,g mg/L 0,09 0,06 0,08 0,07 0,07 0,07 0,07 0,024 0,05 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,08 0,02 0,02 0,02 0,02 0,01 0,02 0,03 0,01 0,03 0,06	c(As)SL,g µg/L 1 4 4 1 9 2 3 6 2 3 6 2 4 2 1 6 23 45 75 99 99 99 99 39 59 51 28 162	c(As)SE,g μg/L 2 2 1 1 4 3 2 3 4 2 3 4 2 2 1 3 6 11 10 22 16 31 19 20 86	c(As)SF,g μg/L 2 1 1 1 2 1 1 1 1 1 1 1 1 2 3 3 6 3 2 3 4 4 4 6	TrübSL TE/F 27,0 6,0 3,9 5,8 5,2 11,2 10,1 20,0 9,8 32,0 30,0 12,2 12,5 55,0 8,9 9,3 17,2 60,0 11,2 1,4	TrübSE TE/F 35,0 20,0 25,0 13,3 16,9 11,7 40,0 69,0 88,0 25,0 35,0 25,0 35,0 25,0 35,0 26,0 35,0 66,0 126,0 49,0 55,0 14,4 45,0 8,6	TrübSF TE/F 3,40 0,25 0,55 0,33 0,36 1,70 0,30 0,25 0,20 0,41 0,41 0,69 0,27 0,85 0,44 0,26 0,22 0,34 0,99 0,44 0,20 0,21
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24	c(Fe)SL,g mg/L 4,78 5,19 4,34 3,67 4,09 3,16 3,19 2,28 2,82 1,16 2,61 1,67 2,02 2,09 1,71 1,61 1,07 2,09 1,71 1,61 1,09 0,87 0,76 0,36 0,99 1,31	c(Fe)SE,g mg/L 3,54 3,96 3,34 3,35 2,80 1,63 2,10 0,91 1,34 0,28 1,53 0,55 1,06 0,55 1,06 0,80 0,51 0,14 0,36 0,09 0,04 0,35 0,50	c(Fe)SF,g mg/L 0,09 0,06 0,08 0,07 0,07 0,24 0,05 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,08 0,02 0,02 0,02 0,02 0,01 0,02 0,03 0,01 0,03 0,06 0,03	c(As)SL,g µg/L 1 4 4 1 9 2 3 6 2 4 1 6 23 45 75 99 99 99 39 59 51 28 162 228	c(As)SE,g μg/L 2 2 1 1 4 3 2 3 4 2 2 3 4 2 2 1 3 6 11 10 22 16 31 19 20 86 124	c(As)SF,g μg/L 2 1 0 2 1 0 2 3 6 3 6 3 4 4 6 8	TrübSL TE/F 27,0 6,0 3,9 5,8 5,2 11,2 10,1 20,0 9,8 32,0 30,0 12,2 12,5 55,0 8,9 9,3 17,2 60,0 11,2 1,4 11,5	TrübSE TE/F 35,0 20,0 25,0 13,3 16,9 11,7 40,0 69,0 88,0 25,0 35,0 25,0 35,0 25,0 35,0 26,0 35,0 66,0 126,0 49,0 55,0 14,4 45,0 8,6 7,2	TrübSF TE/F 3,40 0,25 0,55 0,33 0,36 1,70 0,30 0,25 0,20 0,41 0,41 0,41 0,43 0,69 0,27 0,85 0,44 0,26 0,22 0,34 0,99 0,44 0,20 0,21 0,23
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25	c(Fe)SL,g mg/L 4,78 5,19 4,34 3,67 4,09 3,16 3,19 2,28 2,82 1,16 2,61 1,67 2,02 2,09 1,71 1,61 1,07 2,02 2,09 1,71 1,61 1,09 0,87 0,76 0,36 0,99 1,31 1,06	c(Fe)SE,g mg/L 3,54 3,96 3,34 3,35 2,80 1,63 2,10 0,91 1,34 0,28 1,53 0,55 1,06 0,55 1,06 0,55 1,06 0,80 0,51 0,14 0,36 0,09 0,04 0,35 0,50 0,32	c(Fe)SF,g mg/L 0,09 0,06 0,08 0,07 0,07 0,24 0,05 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,08 0,02 0,02 0,02 0,01 0,02 0,03 0,03 0,03 0,03	c(As)SL,g µg/L 1 4 4 1 9 2 3 6 2 3 6 2 4 1 6 23 45 75 99 99 99 39 59 51 28 162 228 199	c(As)SE,g μg/L 2 2 1 1 4 3 2 3 4 2 3 4 2 3 6 11 10 22 16 31 19 20 86 124 104	c(As)SF,g μg/L 2 1 0 2 1 0 2 1 0 2 3 6 3 6 3 4 4 6 8 12	TrübSL TE/F 27,0 6,0 3,9 5,8 5,2 11,2 10,1 20,0 9,8 32,0 30,0 12,2 12,5 55,0 8,9 9,3 17,2 60,0 11,2 1,4 11,5 5,9	TrübSE TE/F 35,0 20,0 25,0 13,3 16,9 11,7 40,0 69,0 88,0 25,0 35,0 25,0 35,0 25,0 35,0 25,0 35,0 66,0 126,0 49,0 55,0 14,4 45,0 8,6 7,2 8,4	TrübSF TE/F 3,40 0,25 0,55 0,33 0,36 1,70 0,30 0,25 0,20 0,41 0,41 0,40 0,69 0,27 0,85 0,44 0,26 0,34 0,99 0,44 0,20 0,21 0,23 0,26
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26	c(Fe)SL,g mg/L 4,78 5,19 4,34 3,67 4,09 3,16 3,19 2,28 2,82 1,16 2,09 1,71 1,61 1,09 0,87 0,76 0,36 0,99 1,31 1,06 0,52	c(Fe)SE,g mg/L 3,54 3,96 3,34 3,35 2,80 1,63 2,10 0,91 1,34 0,28 1,53 0,55 1,06 0,80 0 0,51 0,14 0,36 0,09 0,04 0,35 0,50 0,32 0,16	c(Fe)SF,g mg/L 0,09 0,06 0,08 0,07 0,07 0,24 0,05 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,08 0,02 0,02 0,02 0,02 0,01 0,02 0,03 0,03 0,03 0,03 0,03 0,04	c(As)SL,g µg/L 1 4 4 1 9 2 3 6 2 4 1 6 23 45 75 99 99 99 39 59 51 28 162 228 199 153	c(As)SE,g μg/L 2 2 1 1 4 3 2 3 4 2 3 4 2 1 3 6 11 10 22 16 31 19 20 86 124 104 88	с(As)SF,g <u>µg/L</u> 2 1 1 1 2 1 1 1 1 1 1 1 2 3 3 6 3 2 3 6 3 2 3 4 4 4 4 6 8 12 39	TrübSL TE/F 27,0 6,0 3,9 5,8 5,2 11,2 10,1 20,0 9,8 32,0 30,0 12,2 12,5 55,0 8,9 9,3 17,2 60,0 11,2 1,4 11,5 5,9 7,0	TrübSE TE/F 35,0 20,0 25,0 13,3 16,9 11,7 40,0 69,0 88,0 25,0 35,0 25,0 35,0 25,0 35,0 25,0 35,0 66,0 126,0 49,0 55,0 14,4 45,0 8,6 7,2 8,4 6,6	TrübSF TE/F 3,40 0,25 0,55 0,33 0,36 1,70 0,30 0,25 0,20 0,41 0,41 0,69 0,27 0,85 0,24 0,27 0,85 0,44 0,26 0,21 0,23 0,26 0,23
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27	c(Fe)SL,g mg/L 4,78 5,19 4,34 3,67 4,09 3,16 3,19 2,28 2,82 1,16 2,09 1,71 1,61 1,09 0,87 0,76 0,36 0,99 1,31 1,06 0,52 0,84	c(Fe)SE,g mg/L 3,54 3,96 3,34 3,35 2,80 1,63 2,10 0,91 1,34 0,28 1,53 0,55 1,06 0,80 0 0,51 0,14 0,36 0,09 0,04 0,35 0,50 0,32 0,16	c(Fe)SF,g mg/L 0,09 0,06 0,08 0,07 0,07 0,24 0,05 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,08 0,02 0,02 0,02 0,02 0,01 0,02 0,02 0,01 0,02 0,03 0,03 0,03 0,03 0,04 0,04	c(As)SL,g µg/L 1 4 4 1 9 2 3 6 2 4 1 6 23 45 75 99 99 99 39 59 51 28 162 228 199 153 249	c(As)SE,g μg/L 2 1 4 3 2 3 4 2 3 4 2 1 4 3 6 11 10 22 16 31 19 20 86 124 104 88 146	с(As)SF,g µg/L 2 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1	TrübSL TE/F 27,0 6,0 3,9 5,8 5,2 11,2 10,1 20,0 9,8 32,0 30,0 12,2 12,5 55,0 8,9 9,3 17,2 60,0 11,2 1,4 11,5 5,9 7,0 3,5	TrübSE TE/F 35,0 20,0 25,0 13,3 16,9 11,7 40,0 69,0 88,0 25,0 35,0 25,0 35,0 25,0 35,0 66,0 126,0 49,0 55,0 14,4 45,0 8,6 7,2 8,4 6,6 4,1	TrübSF TE/F 3,40 0,25 0,55 0,33 0,36 1,70 0,30 0,25 0,20 0,41 0,41 0,43 0,69 0,27 0,85 0,24 0,25 0,27 0,85 0,44 0,26 0,21 0,23 0,26 0,23 0,26
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28	c(Fe)SL,g mg/L 4,78 5,19 4,34 3,67 4,09 3,16 3,19 2,28 2,82 1,16 2,09 1,71 1,61 1,09 0,87 0,76 0,36 0,99 1,31 1,06 0,52 0,84	c(Fe)SE,g mg/L 3,54 3,96 3,34 3,35 2,80 1,63 2,10 0,91 1,34 0,28 1,53 0,55 1,06 0,80 0 0,51 0,14 0,36 0,09 0,04 0,35 0,50 0,32 0,16 0,41 0,18	c(Fe)SF,g mg/L 0,09 0,06 0,08 0,07 0,07 0,24 0,05 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,08 0,02 0,02 0,02 0,01 0,02 0,03 0,03 0,03 0,03 0,04 0,04 0,02	c(As)SL,g µg/L 1 4 4 1 9 2 3 6 2 4 1 6 23 45 75 99 99 99 39 59 51 28 162 228 199 153 249 228	c(As)SE,g μg/L 2 2 1 1 4 3 2 3 4 2 2 3 4 2 2 1 3 6 11 10 22 16 31 19 20 86 124 104 88 146 134	с(As)SF,g µg/L 2 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1	TrübSL TE/F 27,0 6,0 3,9 5,8 5,2 11,2 10,1 20,0 9,8 32,0 30,0 12,2 12,5 55,0 8,9 9,3 17,2 60,0 11,2 1,4 11,5 5,9 7,0 3,5 0,7	TrübSE TE/F 35,0 20,0 25,0 13,3 16,9 11,7 40,0 69,0 88,0 25,0 35,0 25,0 35,0 25,0 35,0 26,0 35,0 66,0 126,0 49,0 55,0 14,4 45,0 8,6 7,2 8,4 6,6 4,1 2,8	TrübSF TE/F 3,40 0,25 0,55 0,33 0,36 1,70 0,30 0,25 0,20 0,41 0,41 0,43 0,69 0,27 0,85 0,24 0,27 0,85 0,44 0,26 0,21 0,23 0,26 0,23 0,26 0,23 0,25
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29	c(Fe)SL,g mg/L 4,78 5,19 4,34 3,67 4,09 3,16 3,19 2,28 2,82 1,16 2,09 1,71 1,61 1,09 0,87 0,76 0,36 0,99 1,31 1,06 0,52 0,84 0,56 0,60	c(Fe)SE,g mg/L 3,54 3,96 3,34 3,35 2,80 1,63 2,10 0,91 1,34 0,28 1,53 0,55 1,06 0,55 1,06 0,55 1,06 0,80 0,51 0,14 0,36 0,09 0,04 0,35 0,50 0,32 0,16 0,41 0,18 0,38	c(Fe)SF,g mg/L 0,09 0,06 0,08 0,07 0,07 0,24 0,05 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,08 0,02 0,02 0,01 0,02 0,03 0,03 0,03 0,03 0,04 0,02 0,02 0,02	c(As)SL,g µg/L 1 4 4 1 9 2 3 6 2 4 1 6 23 45 75 99 99 99 39 59 51 28 162 228 199 153 249 228 271	c(As)SE,g μg/L 2 2 1 1 4 3 2 3 4 2 2 3 4 2 2 1 3 6 11 10 22 16 31 19 20 86 124 104 88 146 134 199	c(As)SF,g μg/L 2 1 0 2 1 0 2 1 1 1 2 3 6 3 6 3 4 6 8 12 39 48 75 90	TrübSL TE/F 27,0 6,0 3,9 5,8 5,2 11,2 10,1 20,0 9,8 32,0 30,0 12,2 12,5 55,0 8,9 9,3 17,2 60,0 11,2 1,4 11,5 5,9 7,0 3,5 0,7 1,1	TrübSE TE/F 35,0 20,0 25,0 13,3 16,9 11,7 40,0 69,0 88,0 25,0 35,0 25,0 35,0 25,0 35,0 26,0 35,0 66,0 126,0 49,0 55,0 14,4 45,0 8,6 7,2 8,4 6,6 4,1 2,8 2,8	TrübSF TE/F 3,40 0,25 0,55 0,33 0,36 1,70 0,30 0,25 0,20 0,41 0,41 0,41 0,43 0,26 0,27 0,85 0,44 0,26 0,21 0,23 0,26 0,23 0,26 0,23 0,26 0,23 0,26 0,22 0,22
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30	c(Fe)SL,g mg/L 4,78 5,19 4,34 3,67 4,09 3,16 3,19 2,28 2,82 1,16 2,09 1,71 1,61 1,09 0,87 0,76 0,36 0,99 1,31 1,06 0,52 0,84 0,56 0,60 0,52	c(Fe)SE,g mg/L 3,54 3,96 3,34 3,35 2,80 1,63 2,10 0,91 1,34 0,28 1,53 0,55 1,06 0,55 1,06 0,55 1,06 0,80 0,51 0,14 0,36 0,09 0,04 0,35 0,50 0,32 0,16 0,41 0,18 0,38 0,29	c(Fe)SF,g mg/L 0,09 0,06 0,08 0,07 0,07 0,24 0,05 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,08 0,02 0,02 0,02 0,01 0,02 0,03 0,03 0,03 0,03 0,04 0,02 0,02 0,02 0,02 0,02 0,03	c(As)SL,g µg/L 1 4 4 1 9 2 3 6 2 4 1 6 23 45 75 99 99 99 99 39 59 51 28 162 228 199 153 249 228 271 277 277 277	c(As)SE,g μg/L 2 2 1 1 4 3 2 3 4 2 2 3 4 2 2 1 3 6 11 10 22 16 31 19 20 86 124 104 88 146 134 199 223 2	c(As)SF,g μg/L 2 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1	TrübSL TE/F 27,0 6,0 3,9 5,8 5,2 11,2 10,1 20,0 9,8 32,0 30,0 12,2 12,5 55,0 8,9 9,3 17,2 60,0 11,2 1,4 11,5 5,9 7,0 3,5 0,7 1,1 33,0	TrübSE TE/F 35,0 20,0 25,0 13,3 16,9 11,7 40,0 69,0 88,0 25,0 35,0 25,0 35,0 25,0 35,0 25,0 35,0 66,0 126,0 49,0 55,0 14,4 45,0 8,6 7,2 8,4 6,6 4,1 2,8 2,8 4,5	TrübSF TE/F 3,40 0,25 0,55 0,33 0,36 1,70 0,30 0,25 0,20 0,41 0,41 0,41 0,43 0,69 0,27 0,85 0,44 0,26 0,21 0,23 0,26 0,23 0,26 0,23 0,25 0,22 0,22 0,22 0,22 0,23 0,25 0,22 0,20 0,22 0,20 0,22 0,20 0,22 0,20 0,22 0,20 0,22

Versuchsart	Säulenversuc Variation der	he zur Sauersto Filtergeschwin	ffkorrosion / digkeit (SV 24.2)	
Versuchsnummer	SV 26.2		SV 24.2	
Abbildung im Text	4.4 4.5 4.6	b)	4.5 c)	
Laufzeit	722 h / 31 d		711 h / 30 d	
Material	Frässpäne II		Stahlwolle C	L
Säulendurchmesser	0,05	m	0,05	m
Säulenquerschnitt	0,00196	m ²	0,00196	m ²
Betthöhe	0,15	m	0,1	m
Bettvolumen	0,295	L	0,196	L
Masse Fe	133,5	g	77,0	g
Oberfläche Fe	0,108	m ²	0,2	m ²
Porosität	94,2	%	95	%
Filtergeschwindigkeit	2	m/h	2 (Variation 1-	m/h 12 m/h)
Volumenstrom	91	L/d	94,3	L/d
Massenbilanz (SV 26.2)	Fe-EW Fe-Ab-gel. Fe-Ab-part. Fe-Ox-Säule Fe-Differenz Fe-MetSäule	133,5 g 1,0 g 0,6 g 10,8 g -0,4 g e 121,5 g	As-Zu744As-Ab-gel.496As-Ab-part.60As-Säule136As-Differenz52	mg mg mg mg mg
	Die Differenz gestellten An gen.	zen werden zur I teile dem Säuler	Berechnung der in Ab ninhalt (Fe-Ox-Säule)	ob. 4.17 dar-) zugeschla-

Nr.	Zeit	Q	Durchsatz	c(O2)Zu	c(O2)Ab	∆c(O2)F.	c(Fe)Ox	c(Fe)Ab	c(Fe)Ab,g
#	h	mL/min	BV	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
0	0	66	0						
1	6	66	81	7,57	1,91	0,05	13,07	10,70	7,10
2	28	65	374	8,43	3,08	-0,11	12,73	4,55	3,50
3	52	61	682	8,85	3,54	-0,24	12,94	2,82	1,89
4	73	60	941	8,56	3,95	-0,11	10,98	1,23	0,96
5	97	59	1232	7,75	4,15	-0,23	8,93	1,09	0,06
6	120	63	1518	7,82	4,70	-0,08	7,46	0,14	
7	145	63	1839	8,39	5,17	0,09	7,29	0,20	0,03
8	172	63	2185	8,23	5,38	-0,16	7,02	0,09	0,02
9	193	64	2457	8,07	5,24	0,16	6,21	0,08	0,03
10	217	62	2765	8,53	5,84	0,09	6,06	0,14	0,08
11	240	63	3058	8,57	6,09	0,12	5,50	0,13	0,05
12	265	63	3379	8,67	6,48	0,1	4,86	0,09	0,06
13	288	62	3671	8,50	6,57	-0,02	4,56	0,19	0,04
14	316	63	4028	8,55	6,56	0,12	4,37	0,10	0,04
15	334	63	4259	8,23	6,56	0,03	3,82	0,10	0,04
16	360	62	4590	8,83	7,11	0,08	3,82	0,07	0,04
17	387	61	4928	8,09	6,57	0,03	3,47	0,09	0,03
18	410	62	5216	8,40	6,85	0,02	3,55	0,12	0,03
19	435	61	5530	8,54	6,87	0,22	3,39	0,31	0,04
20	456	64	5797	7,96	6,59	-0,05	3,31	0,12	0,04
21	481	64	6123	8,64	7,13	0,05	3,41	0,10	0,03
22	507	64	6462	8,23	6,74	0,15	3,11	0,07	0,03
23	527	65	6725	8,77	7,33	0,06	3,21		0,03
	-								
Nr.	r(O2)	CR(Fe)Ox	c(As)Zu	c(As)Ab	c(As)Ab,g	c(As)SF	qM	qP	c(Fe)SF
Nr. #	r(O2) L/m2min	CR(Fe)Ox g/m2d	c(As)Zu µg/L	c(As)Ab µg/L	c(As)Ab,g µg/L	c(As)SF µg/L	qM µg/mg	qP µg/mg	c(Fe)SF mg/L
Nr. # 0	r(O2) L/m2min	CR(Fe)Ox g/m2d	c(As)Zu µg/L	c(As)Ab µg/L	c(As)Ab,g µg/L	c(As)SF µg/L	qM µg/mg	qP µg/mg	c(Fe)SF mg/L
Nr. # 0 1	r(O2) L/m2min 0,89	CR(Fe)Ox g/m2d	c(As)Zu μg/L 472	c(As)Ab μg/L 299	c(As)Ab,g μg/L 39	c(As)SF μg/L 14	qM μg/mg 72	qΡ μg/mg 73	c(Fe)SF mg/L
Nr. # 0 1 2	r(O2) L/m2min 0,89 0,64	CR(Fe)Ox g/m2d 11,50 11,04	c(As)Zu µg/L 472 475	c(As)Ab μg/L 299 257	c(As)Ab,g µg/L 39 118	с(As)SF µg/L 14 11	qM μg/mg 72 133	qP μg/mg 73 27	c(Fe)SF mg/L 0,03 0,03
Nr. # 0 1 2 3	r(O2) L/m2min 0,89 0,64 0,55	CR(Fe)Ox g/m2d 11,50 11,04 10,53	c(As)Zu µg/L 472 475 467	c(As)Ab µg/L 299 257 234	c(As)Ab,g µg/L 39 118 106	c(As)SF µg/L 14 11 13	qM μg/mg 72 133 138	qP μg/mg 73 27 23	c(Fe)SF mg/L 0,03 0,03 0,02
Nr. # 0 1 2 3 4	r(O2) L/m2min 0,89 0,64 0,55 0,46	CR(Fe)Ox g/m2d 11,50 11,04 10,53 8,79	c(As)Zu μg/L 472 475 467 485	c(As)Ab μg/L 299 257 234 245	c(As)Ab,g μg/L 39 118 106 169	c(As)SF μg/L 14 11 13 20	qM μg/mg 72 133 138 279	qP μg/mg 73 27 23 25 5	c(Fe)SF mg/L 0,03 0,03 0,02 0,02
Nr. # 0 1 2 3 4 5	r(O2) L/m2min 0,89 0,64 0,55 0,46 0,36 0,36	CR(Fe)Ox g/m2d 11,50 11,04 10,53 8,79 7,03 0,07	c(As)Zu μg/L 472 475 467 485 458 458	c(As)Ab µg/L 299 257 234 245	c(As)Ab,g μg/L 39 118 106 169	c(As)SF μg/L 14 11 13 20 183	qM μg/mg 72 133 138 279	qP μg/mg 73 27 23 25 58 40	c(Fe)SF mg/L 0,03 0,03 0,02 0,02 0,03
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6	r(O2) L/m2min 0,89 0,64 0,55 0,46 0,36 0,32	CR(Fe)Ox g/m2d 11,50 11,04 10,53 8,79 7,03 6,27 0,10	c(As)Zu μg/L 472 475 467 485 458 458 458	c(As)Ab µg/L 299 257 234 245 361	c(As)Ab,g μg/L 39 118 106 169 319	c(As)SF μg/L 14 11 13 20 183 289 289	qM μg/mg 72 133 138 279	qP μg/mg 73 27 23 25 58 13	c(Fe)SF mg/L 0,03 0,03 0,02 0,02 0,02 0,03 0,02
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 7	r(O2) L/m2min 0,89 0,64 0,55 0,46 0,36 0,32 0,30	CR(Fe)Ox g/m2d 11,50 11,04 10,53 8,79 7,03 6,27 6,13 5,20	c(As)Zu μg/L 472 475 467 485 458 458 458 458 452	c(As)Ab μg/L 299 257 234 245 361 385 892	c(As)Ab,g μg/L 39 118 106 169 319 339 339	c(As)SF μg/L 14 11 13 20 183 289 334 85	qM μg/mg 72 133 138 279 274	qP μg/mg 73 27 23 25 58 13 9 44	c(Fe)SF mg/L 0,03 0,03 0,02 0,02 0,02 0,03 0,02 0,01 0,01
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8	r(O2) L/m2min 0,89 0,64 0,55 0,46 0,36 0,32 0,30 0,26 0,27	CR(Fe)Ox g/m2d 11,50 11,04 10,53 8,79 7,03 6,27 6,13 5,90 5,00	c(As)Zu μg/L 472 475 467 485 458 458 458 458 452 462 462	c(As)Ab μg/L 299 257 234 245 361 385 388 232	c(As)Ab,g μg/L 39 118 106 169 319 339 3377 272	c(As)SF μg/L 14 11 13 20 183 289 334 358 249	qM μg/mg 72 133 138 279 274 157	qP μg/mg 73 27 23 25 58 13 9 11	c(Fe)SF mg/L 0,03 0,02 0,02 0,02 0,03 0,02 0,01 0,03 0,03
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 9	r(O2) L/m2min 0,89 0,64 0,55 0,46 0,36 0,36 0,32 0,30 0,26 0,27	CR(Fe)Ox g/m2d 11,50 11,04 10,53 8,79 7,03 6,27 6,13 5,90 5,30	c(As)Zu μg/L 472 475 467 485 458 458 458 458 452 462 462 462	c(As)Ab μg/L 299 257 234 245 361 385 388 372 242	c(As)Ab,g μg/L 39 118 106 169 319 339 377 376 201	c(As)SF μg/L 14 11 13 20 183 289 334 358 349 200	qM μg/mg 72 133 138 279 274 157	qP μg/mg 73 27 23 25 58 13 9 11 15 22	c(Fe)SF mg/L 0,03 0,02 0,02 0,02 0,02 0,02 0,01 0,03 0,02 0,02
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10	r(O2) L/m2min 0,89 0,64 0,55 0,46 0,36 0,32 0,30 0,26 0,27 0,23 0,24	CR(Fe)Ox g/m2d 11,50 11,04 10,53 8,79 7,03 6,27 6,13 5,90 5,30 5,01 4,20	c(As)Zu μg/L 472 475 467 485 458 458 458 458 452 462 462 462 462 471	c(As)Ab μg/L 299 257 234 245 361 385 388 372 342 291	c(As)Ab,g μg/L 39 118 106 169 319 339 377 376 334 272	c(As)SF μg/L 14 11 13 20 183 289 334 358 349 328 328 249	qM μg/mg 72 133 138 279 274 157 135	qP μg/mg 73 27 23 25 58 13 9 11 15 22	c(Fe)SF mg/L 0,03 0,02 0,02 0,02 0,02 0,02 0,01 0,03 0,02 0,02 0,02
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11	r(O2) L/m2min 0,89 0,64 0,55 0,46 0,36 0,32 0,30 0,26 0,27 0,23 0,21	CR(Fe)Ox g/m2d 11,50 11,04 10,53 8,79 7,03 6,27 6,13 5,90 5,30 5,01 4,62 4,62	c(As)Zu μg/L 472 475 467 485 458 458 458 458 452 462 462 462 462 471 463	c(As)Ab μg/L 299 257 234 245 361 385 388 372 342 384 460	c(As)Ab,g μg/L 39 118 106 169 319 339 377 376 334 334 372 460	c(As)SF μg/L 14 11 13 20 183 289 334 358 334 358 349 328 328 349	qM μg/mg 72 133 138 279 274 157 135 150	qP μg/mg 73 27 23 25 58 13 9 11 15 22 15 41	c(Fe)SF mg/L 0,03 0,02 0,02 0,02 0,02 0,02 0,01 0,03 0,02 0,02 0,02 0,02 0,03
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 12	r(O2) L/m2min 0,89 0,64 0,55 0,46 0,36 0,32 0,30 0,26 0,27 0,23 0,21 0,18	CR(Fe)Ox g/m2d 11,50 11,04 10,53 8,79 7,03 6,27 6,13 5,90 5,30 5,01 4,62 4,08 0,77	c(As)Zu μg/L 472 475 467 485 458 458 458 458 452 462 462 462 462 471 463 469	c(As)Ab μg/L 299 257 234 245 361 385 388 372 342 384 400	c(As)Ab,g μg/L 39 118 106 169 319 339 377 376 334 372 400 102	c(As)SF μg/L 14 11 13 20 183 289 334 358 334 358 349 328 349 328 349 327	qM μg/mg 72 133 138 279 274 157 135 150 3	qP μg/mg 73 27 23 25 58 13 9 11 15 22 15 14	c(Fe)SF mg/L 0,03 0,02 0,02 0,02 0,02 0,02 0,01 0,03 0,02 0,02 0,02 0,03 0,05
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14	r(O2) L/m2min 0,89 0,64 0,55 0,46 0,36 0,32 0,30 0,26 0,27 0,23 0,21 0,18 0,16	CR(Fe)Ox g/m2d 11,50 11,04 10,53 8,79 7,03 6,27 6,13 5,90 5,30 5,01 4,62 4,08 3,77 2,67	c(As)Zu μg/L 472 475 467 485 458 458 452 462 462 463 469 477	c(As)Ab μg/L 299 257 234 245 361 385 388 372 342 384 400 404	c(As)Ab,g μg/L 39 118 106 169 319 339 377 376 334 372 400 406 412	c(As)SF µg/L 14 11 13 20 183 289 334 358 349 328 349 328 349 3271 376 445	qM μg/mg 72 133 138 279 274 157 274 157 135 150 3 3	qP μg/mg 73 27 23 25 58 13 9 11 15 22 15 14 17 42	c(Fe)SF mg/L 0,03 0,02 0,02 0,02 0,02 0,02 0,01 0,03 0,02 0,02 0,02 0,03 0,05 0,02 0,02
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14	r(O2) L/m2min 0,89 0,64 0,55 0,46 0,36 0,32 0,30 0,26 0,27 0,23 0,21 0,18 0,16 0,16 0,14	CR(Fe)Ox g/m2d 11,50 11,04 10,53 8,79 7,03 6,27 6,13 5,90 5,30 5,01 4,62 4,08 3,77 3,67	c(As)Zu μg/L 472 475 467 485 458 458 452 462 471 463 469 477 201	c(As)Ab μg/L 299 257 234 245 361 385 388 372 342 384 400 404 426	c(As)Ab,g μg/L 39 118 106 169 319 339 377 376 334 372 400 406 412 402	c(As)SF μg/L 14 11 13 20 183 289 334 358 349 328 349 328 349 371 376 415 400	qM μg/mg 72 133 138 279 274 157 135 150 3 240 447	qP μg/mg 73 27 23 25 58 13 9 11 15 22 15 14 17 12	c(Fe)SF mg/L 0,03 0,02 0,02 0,02 0,02 0,02 0,02 0,02
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 12	r(O2) L/m2min 0,89 0,64 0,55 0,46 0,36 0,32 0,30 0,26 0,27 0,23 0,21 0,18 0,16 0,16 0,14	CR(Fe)Ox g/m2d 11,50 11,04 10,53 8,79 7,03 6,27 6,13 5,90 5,30 5,01 4,62 4,08 3,77 3,67 3,21	c(As)Zu μg/L 472 475 467 485 458 458 452 462 462 463 469 477 221 220	c(As)Ab μg/L 299 257 234 245 361 385 388 372 342 384 400 404 426 199 201	c(As)Ab,g μg/L 39 118 106 169 339 319 339 377 376 334 372 400 406 412 192 242	c(As)SF µg/L 14 11 13 20 183 289 334 358 349 328 349 328 349 3271 376 415 198 200	qM μg/mg 72 133 138 279 274 157 274 157 135 150 3 3 240 117 107	qP μg/mg 73 27 23 25 58 13 9 11 15 22 15 14 17 12 6	c(Fe)SF mg/L 0,03 0,02 0,02 0,02 0,02 0,02 0,02 0,02
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17	r(O2) L/m2min 0,89 0,64 0,55 0,46 0,36 0,32 0,30 0,26 0,27 0,23 0,21 0,18 0,16 0,16 0,14 0,13 0,13	CR(Fe)Ox g/m2d 11,50 11,04 10,53 8,79 7,03 6,27 6,13 5,90 5,30 5,01 4,62 4,08 3,77 3,67 3,21 3,16 0,22	c(As)Zu μg/L 472 475 467 485 458 458 452 462 462 463 469 477 221 239 207	c(As)Ab μg/L 299 257 234 245 361 385 388 372 342 384 400 404 426 199 221	c(As)Ab,g μg/L 39 118 106 169 319 339 377 376 334 372 400 406 412 192 218	c(As)SF µg/L 14 11 13 20 183 289 334 358 349 328 349 328 349 328 349 3271 376 415 198 226 102	qM μg/mg 72 133 138 279 274 157 135 150 3 240 117 107 22	qP μg/mg 73 27 23 25 58 13 9 11 15 22 15 14 17 12 6 5	c(Fe)SF mg/L 0,03 0,02 0,02 0,02 0,02 0,03 0,02 0,02
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 12	r(O2) L/m2min 0,89 0,64 0,55 0,46 0,36 0,32 0,30 0,26 0,27 0,23 0,21 0,18 0,16 0,16 0,16 0,14 0,13 0,12	CR(Fe)Ox g/m2d 11,50 11,04 10,53 8,79 7,03 6,27 6,13 5,90 5,30 5,01 4,62 4,08 3,77 3,67 3,21 3,16 2,82 2,04	c(As)Zu μg/L 472 475 467 485 458 458 452 462 462 463 469 477 221 239 207	c(As)Ab μg/L 299 257 234 245 361 385 388 372 342 384 400 404 426 199 221 193 242	c(As)Ab,g µg/L 39 118 106 169 319 339 377 376 334 372 400 406 412 192 218 187 202	c(As)SF µg/L 14 11 13 20 183 289 334 358 349 328 349 328 349 328 349 3271 376 415 198 226 166 244	qM μg/mg 72 133 138 279 274 157 135 150 3 240 117 107 92 27	qP μg/mg 73 27 23 25 58 13 9 11 15 22 15 14 17 12 6 5 4	c(Fe)SF mg/L 0,03 0,02 0,02 0,02 0,03 0,02 0,01 0,03 0,02 0,02 0,03 0,02 0,03 0,05 0,02 0,04 0,02 0,03 0,04 0,03 0,04
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 10	r(O2) L/m2min 0,89 0,64 0,55 0,46 0,36 0,32 0,30 0,26 0,27 0,23 0,21 0,18 0,16 0,16 0,14 0,12 0,12 0,12 0,12 0,12	CR(Fe)Ox g/m2d 11,50 11,04 10,53 8,79 7,03 6,27 6,13 5,90 5,30 5,01 4,62 4,08 3,77 3,67 3,21 3,16 2,82 2,94 2,76	c(As)Zu μg/L 472 475 467 485 458 458 452 462 462 463 469 477 239 207 230	c(As)Ab μg/L 299 257 234 245 361 385 388 372 342 384 400 404 426 199 221 193 212 210	c(As)Ab,g µg/L 39 118 106 169 319 339 377 376 334 372 400 406 412 192 218 187 209 204	c(As)SF µg/L 14 11 13 20 183 289 334 358 349 328 349 328 349 328 349 3271 376 415 198 226 166 211 214	qM μg/mg 72 133 138 279 274 157 135 150 3 240 117 107 92 27 24	qP μg/mg 73 27 23 25 58 13 9 11 15 22 15 14 17 12 6 5 4 5	c(Fe)SF mg/L 0,03 0,02 0,02 0,02 0,03 0,02 0,01 0,03 0,02 0,02 0,03 0,02 0,02 0,03 0,05 0,02 0,04 0,02 0,03 0,04 0,02 0,03
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 22	r(O2) L/m2min 0,89 0,64 0,55 0,46 0,36 0,32 0,30 0,26 0,27 0,23 0,21 0,18 0,16 0,16 0,16 0,14 0,13 0,12 0,12 0,13 0,42	CR(Fe)Ox g/m2d 11,50 11,04 10,53 8,79 7,03 6,27 6,13 5,90 5,30 5,01 4,62 4,08 3,77 3,67 3,21 3,16 2,82 2,94 2,76 0,22	c(As)Zu μg/L 472 475 467 485 458 452 462 462 463 469 477 221 239 207 230 225	c(As)Ab μg/L 299 257 234 245 361 385 388 372 342 384 400 404 426 199 221 193 212 210	c(As)Ab,g µg/L 39 118 106 169 339 319 339 377 376 334 372 400 406 412 192 218 187 209 204	c(As)SF µg/L 14 11 13 20 183 289 334 358 349 328 349 328 349 371 376 415 198 226 166 211 214 212	qM μg/mg 72 133 138 279 274 157 135 150 3 240 117 107 92 27 24 6	qP μg/mg 73 27 23 25 58 13 9 11 15 22 15 14 17 12 6 5 4 5 6	c(Fe)SF mg/L 0,03 0,02 0,02 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,03 0,05 0,02 0,03 0,05 0,02 0,04 0,02 0,03 0,04 0,02 0,03 0,04 0,02 0,03
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21	r(O2) L/m2min 0,89 0,64 0,55 0,46 0,36 0,32 0,30 0,26 0,27 0,23 0,21 0,18 0,16 0,16 0,16 0,14 0,12 0,	CR(Fe)Ox g/m2d 11,50 11,04 10,53 8,79 7,03 6,27 6,13 5,90 5,30 5,01 4,62 4,08 3,77 3,67 3,21 3,16 2,82 2,94 2,76 2,82	c(As)Zu μg/L 472 475 467 485 458 452 462 462 463 469 477 239 207 230 225 270 242	c(As)Ab μg/L 299 257 234 245 361 385 388 372 342 384 400 404 426 199 221 193 212 210 243	c(As)Ab,g µg/L 39 118 106 169 339 319 339 377 376 334 372 400 406 412 192 218 187 209 204 242 205	c(As)SF µg/L 14 11 13 20 183 289 334 358 349 328 349 328 349 328 349 371 376 415 198 226 166 211 214 240 240	qM μg/mg 72 133 138 279 274 157 135 150 3 240 117 107 92 27 24 9 100	qP μg/mg 73 27 23 25 58 13 9 11 15 22 15 14 17 12 6 5 9 0	c(Fe)SF mg/L 0,03 0,02 0,02 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,03 0,05 0,02 0,03 0,02 0,04 0,02 0,03 0,04 0,02 0,00 0,00 0,03
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22	r(O2) L/m2min 0,89 0,64 0,55 0,46 0,36 0,32 0,30 0,26 0,27 0,23 0,21 0,18 0,16 0,16 0,16 0,16 0,14 0,12 0,	CR(Fe)Ox g/m2d 11,50 11,04 10,53 8,79 7,03 6,27 6,13 5,90 5,30 5,01 4,62 4,08 3,77 3,67 3,21 3,16 2,82 2,94 2,76 2,82 2,91 0,22	c(As)Zu μg/L 472 475 467 485 458 458 452 462 462 463 469 477 239 207 230 225 270 243 25	c(As)Ab µg/L 299 257 234 245 361 385 388 372 342 384 400 404 426 199 221 193 212 210 243 212 245	c(As)Ab,g µg/L 39 118 106 169 339 319 339 377 376 334 372 400 406 412 192 218 187 209 204 242 205 212	c(As)SF µg/L 14 11 13 20 183 289 334 358 349 328 349 328 349 371 376 415 198 226 166 211 214 240 219 212	qM μg/mg 72 133 138 279 274 157 135 150 3 240 117 107 92 27 24 9 100	qP μg/mg 73 27 23 25 58 13 9 11 15 22 15 14 17 12 6 5 9 9 9	c(Fe)SF mg/L 0,03 0,02 0,02 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,02
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 22	r(O2) L/m2min 0,89 0,64 0,55 0,46 0,32 0,32 0,20 0,27 0,23 0,21 0,18 0,16 0,16 0,16 0,14 0,12 0,12 0,12 0,12 0,12 0,12 0,12 0,13 0,44	CR(Fe)Ox g/m2d 11,50 11,04 10,53 8,79 7,03 6,27 6,13 5,90 5,30 5,01 4,62 4,08 3,77 3,67 3,21 3,16 2,82 2,94 2,76 2,82 2,91 2,66 2,72	c(As)Zu μg/L 472 475 467 485 458 458 452 462 462 463 469 477 239 207 230 225 270 243 251 252	c(As)Ab µg/L 299 257 234 245 361 385 388 372 342 384 400 404 426 199 221 193 212 210 243 217 217 222	c(As)Ab,g µg/L 39 118 106 169 319 339 377 376 334 372 400 406 412 192 218 187 209 204 242 205 218 402	c(As)SF µg/L 14 11 13 20 183 289 334 358 349 328 349 328 349 328 349 371 376 415 198 226 166 211 214 240 213 204	qM μg/mg 72 133 138 279 274 157 135 150 3 240 117 107 92 27 24 9 100	qP μg/mg 73 27 23 25 58 13 9 11 15 22 15 14 17 12 6 5 9 9 11	c(Fe)SF mg/L 0,03 0,02 0,02 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,03 0,05 0,02 0,03 0,05 0,02 0,04 0,02 0,03 0,04 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,02
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23	r(O2) L/m2min 0,89 0,64 0,55 0,46 0,36 0,32 0,30 0,26 0,27 0,23 0,21 0,18 0,16 0,16 0,16 0,16 0,12 0,12 0,12 0,12 0,12 0,12 0,13 0,11 0,11	CR(Fe)Ox g/m2d 11,50 11,04 10,53 8,79 7,03 6,27 6,13 5,90 5,30 5,30 5,30 5,30 5,30 5,30 5,01 4,62 4,08 3,77 3,67 3,21 3,16 2,82 2,94 2,76 2,82 2,91 2,66 2,78	c(As)Zu μg/L 472 475 467 485 458 458 452 462 462 463 469 477 239 207 230 225 270 243 251 235	c(As)Ab µg/L 299 257 234 245 361 385 388 372 342 384 400 404 426 199 221 193 212 210 243 212 217 233	c(As)Ab,g µg/L 39 118 106 169 339 319 339 377 376 334 372 400 406 412 192 218 187 209 204 242 205 218 198	c(As)SF µg/L 14 11 13 20 183 289 334 358 349 328 349 328 349 328 349 371 376 415 198 226 166 211 214 240 219 213 204	qM μg/mg 72 133 138 279 274 157 135 150 3 240 117 107 92 27 24 9 100	qP μg/mg 73 27 23 25 58 13 9 11 15 22 15 14 17 12 6 5 9 9 11	c(Fe)SF mg/L 0,03 0,02 0,02 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,02
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23	r(O2) L/m2min 0,89 0,64 0,55 0,46 0,36 0,32 0,30 0,26 0,27 0,23 0,21 0,18 0,16 0,16 0,16 0,16 0,12 0,12 0,12 0,13 0,12 0,13 0,11 	CR(Fe)Ox g/m2d 11,50 11,04 10,53 8,79 7,03 6,27 6,13 5,90 5,30 5,30 5,01 4,62 4,08 3,77 3,67 3,21 3,16 2,82 2,94 2,76 2,82 2,91 2,66 2,78	c(As)Zu µg/L 472 475 467 485 458 458 458 452 462 462 462 462 462 471 463 469 477 479 221 239 207 230 225 270 243 251 235 	c(As)Ab μg/L 299 257 234 245 361 385 388 372 342 384 400 404 426 199 221 193 212 210 243 212 217 233	c(As)Ab,g µg/L 39 118 106 169 319 339 377 376 334 372 400 406 412 192 218 187 209 204 242 205 218 198	c(As)SF µg/L 14 11 13 20 183 289 334 358 349 328 349 328 349 328 349 371 376 415 198 226 166 211 214 240 219 213 204	qM μg/mg 72 133 138 279 274 157 135 150 3 240 117 107 92 27 24 9 100	qP μg/mg 73 27 23 25 58 13 9 11 15 22 15 14 17 12 6 5 9 9 11	c(Fe)SF mg/L 0,03 0,02 0,02 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,03 0,05 0,02 0,03 0,05 0,02 0,04 0,02 0,03 0,04 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23	r(O2) L/m2min 0,89 0,64 0,55 0,46 0,36 0,32 0,30 0,26 0,27 0,23 0,21 0,18 0,16 0,16 0,16 0,16 0,12 0,12 0,12 0,12 0,13 0,12 0,13 0,11 	CR(Fe)Ox g/m2d 11,50 11,04 10,53 8,79 7,03 6,27 6,13 5,90 5,30 5,01 4,62 4,08 3,77 3,67 3,21 3,16 2,82 2,94 2,76 2,82 2,91 2,66 2,78	c(As)Zu µg/L 472 475 467 485 458 452 462 462 463 469 477 239 207 230 225 270 243 251 235	c(As)Ab μg/L 299 257 234 245 361 385 388 372 342 384 400 404 426 199 221 193 212 210 243 212 217 233	c(As)Ab,g µg/L 39 118 106 169 319 339 377 376 334 372 400 406 412 192 218 187 209 204 242 205 218 198	c(As)SF μg/L 14 11 13 20 183 289 334 358 349 371 376 415 198 226 166 211 214 240 219 213 204	qM μg/mg 72 133 138 279 274 157 135 150 3 240 117 107 92 27 24 9 100	qP μg/mg 73 27 23 25 58 13 9 11 15 22 15 14 17 12 6 5 9 9 11	c(Fe)SF mg/L 0,03 0,02 0,02 0,02 0,03 0,02 0,01 0,03 0,02 0,03 0,02 0,03 0,05 0,02 0,04 0,02 0,04 0,02 0,04 0,02 0,03 0,04 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23	r(O2) L/m2min 0,89 0,64 0,55 0,46 0,36 0,32 0,30 0,26 0,27 0,23 0,21 0,18 0,16 0,16 0,16 0,16 0,16 0,12 0,12 0,12 0,12 0,13 0,12 0,13 0,12 0,13 0,11 	CR(Fe)Ox g/m2d 11,50 11,04 10,53 8,79 7,03 6,27 6,13 5,90 5,30 5,01 4,62 4,08 3,77 3,67 3,21 3,16 2,82 2,94 2,76 2,82 2,94 2,76 2,82 2,91 2,66 2,78	c(As)Zu µg/L 472 475 467 485 458 452 462 462 463 469 477 239 207 230 225 270 243 251 235	c(As)Ab μg/L 299 257 234 245 361 385 388 372 342 384 400 404 426 199 221 193 212 210 243 212 217 233	c(As)Ab,g µg/L 39 118 106 169 319 339 377 376 334 372 400 406 412 192 218 187 209 204 242 205 218 198	c(As)SF μg/L 14 11 13 20 183 289 334 358 349 328 349 371 376 415 198 226 166 211 214 240 219 213 204	qM μg/mg 72 133 138 279 274 157 135 150 3 240 117 107 92 27 24 9 100	qP μg/mg 73 27 23 25 58 13 9 11 15 22 15 14 17 12 6 5 9 9 11	c(Fe)SF mg/L 0,03 0,02 0,02 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,03 0,05 0,02 0,04 0,02 0,03 0,04 0,02 0,03 0,00 0,01 0,02 0,03 0,00 0,01
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23	r(O2) L/m2min 0,89 0,64 0,55 0,46 0,36 0,32 0,30 0,26 0,27 0,23 0,21 0,18 0,16 0,16 0,16 0,16 0,16 0,12 0,12 0,12 0,12 0,12 0,12 0,13 0,12 0,12 0,13 0,11 	CR(Fe)Ox g/m2d 11,50 11,04 10,53 8,79 7,03 6,27 6,13 5,90 5,30 5,01 4,62 4,08 3,77 3,67 3,21 3,16 2,82 2,94 2,76 2,82 2,94 2,76 2,82 2,91 2,66 2,78	c(As)Zu µg/L 472 475 467 485 458 452 462 462 463 469 477 239 207 230 225 270 243 251 235	c(As)Ab μg/L 299 257 234 245 361 385 388 372 342 384 400 404 426 199 221 193 212 210 243 212 217 233	c(As)Ab,g µg/L 39 118 106 169 319 339 377 376 334 372 400 406 412 192 218 187 209 204 242 205 218 198	c(As)SF μg/L 14 11 13 20 183 289 334 358 349 328 349 371 376 415 198 226 166 211 214 240 219 213 204	qM μg/mg 72 133 138 279 274 157 135 150 3 240 117 107 92 27 24 9 100	qP μg/mg 73 27 23 25 58 13 9 11 15 22 15 14 17 12 6 5 9 9 11	c(Fe)SF mg/L 0,03 0,02 0,02 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,02
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23	r(O2) L/m2min 0,89 0,64 0,55 0,46 0,36 0,32 0,30 0,26 0,27 0,23 0,21 0,18 0,16 0,16 0,14 0,13 0,12 0,12 0,12 0,12 0,13 0,12 0,12 0,13 0,12 0,12 0,13 0,11	CR(Fe)Ox g/m2d 11,50 11,04 10,53 8,79 7,03 6,27 6,13 5,90 5,30 5,01 4,62 4,08 3,77 3,67 3,21 3,16 2,82 2,94 2,76 2,82 2,94 2,76 2,82 2,91 2,66 2,78	c(As)Zu µg/L 472 475 467 485 458 452 462 462 463 469 477 230 225 270 243 251 235	c(As)Ab μg/L 299 257 234 245 361 385 388 372 342 384 400 404 426 199 221 193 212 210 243 212 217 233	c(As)Ab,g µg/L 39 118 106 169 319 339 377 376 334 372 400 406 412 192 218 187 209 204 242 205 218 198	c(As)SF μg/L 14 11 13 20 183 289 334 358 349 328 349 371 376 415 198 226 166 211 214 240 219 213 204	qM μg/mg 72 133 138 279 274 157 135 150 3 240 117 107 92 27 24 9 100	qP μg/mg 73 27 23 25 58 13 9 11 15 22 15 14 17 12 6 5 9 9 11	c(Fe)SF mg/L 0,03 0,02 0,02 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,03 0,02 0,03 0,04 0,02 0,03 0,04 0,02 0,03 0,00 0,01 0,02 0,03 0,00 0,01 0,02

Nr.	pH-Zu	pH-Ab	pH-SF	LeitfZu	LeitfAb	LeitfSF	Р	p(SV21.1)	p(SV8.6)
#				μS/cm	μS/cm	μS/cm	bar	Bar	bar
0							0,07	0,07	0,08
1	7,40	7,49	7,66	685	684	680	0,07	0,07	0,15
2	7,38	7,57	7,60	686	681	681	0,07	0,07	0,60
3	7,44	7,34	7,52	680	675	669	0,06	0,07	0,25
4	7,53	7,43	7,56	681	670	671	0,06	0,07	0,50
5	7,48	7,46	7,47	688	680	681	0,06	0,07	1,30
6	7,50	7,52	7,60	691	686	684	0,06	0,07	1,40
7	7,50	7,62	7,55	673	671	665	0,06	0,07	1,25
8	7,54	7,56	7,59	674	673	672	0,07	0,07	1,27
9	7,48	7,49	7,55	683	680	681	0,07	0,07	
10	7,54	7,73	7,65	681	676	677	0,07	0,07	
11	7,60	7,75	7,81	683	680	680	0,07	0,07	
12	7,53	7,56	7,79	671	665	668	0,07	0,07	
13	7,53	7,58	7,51	678	673	673	0,07	0,07	
14	7,60	7,79	7,81	685	679	678	0,07	0,07	
15	7,48	7,47	7,51	672	668	669	0,07	0,07	
16	7,53	7,52	7,59	652	646	646	0,07	0,07	
17	7,52	7,49	7,65	689	680	681	0,07	0,07	
18	7,53	7,51	7,61	682	675	674	0,07	0,07	
19	7,60	7,69	7,72	672	663	661	0,07	0,07	
20	7,52	7,55	7,54	687	677	678	0,07	0,07	
21	7,58	7,70	7,69	640	633	632	0,07	0,07	
22	7,53	7,68	7,63	667	656	658	0,07		
23	7,48	7,66	7,75	676	668	668	0,07		
24.2	Durchsatz	Q	vF	c(O2)Zu	c(O2)Ab	r(O2)			
	BV	mL/min	m/h	mg/L	mg/L	L/m2min			
A	800	382	11,7	7,92	2,57	2,26			
В	800	280	8,6	7,91	2,23	1,87			
С	800	195	6,0	7,84	1,86	1,47			
D	800	152	4,6	7,73	1,74	1,19			
E	800	110	3,4	7,71	1,59	0,91			
F	800	74	2,3	7,65	1,51	0,63			
G	800	36	1,1	7,35	1,58	0,29			
A	4200	348	10,6	7,81	5,14	0,76			
В	4200	275	8,4	7,73	5,29	0,55			
С	4200	214	6,5	7,66	5,20	0,43			
D	4200	144	4,4	7,54	5,25	0,27			
E	4200	102	3,1	7,43	5,30	0,18			
	4200	70	2,1	7,18	5,11	0,13		l	
G	4200	34	1,0	6,47	4,55	0,06			
L	7700	007		0.10	0.00	0.54		l	
A	//00	325	9,9	8,16	6,06	0,51			
В	7700	260	7,9	8,15	6,15	0,38			
C	//00	206	6,3	8,20	6,23	0,30			
	7700	137	4,2	8,01	6,06	0,20		l	
	//00	98	3,0	7,91	6,13	0,13			
	//00	69	2,1	7,78	5,75	0,11		l	
G	//00	33	1,0	7,17	5,25	0,05			
L	44000	0.10	0.7	7 =0	F 0.1	0.17			
A	11000	318	9,7	7,72	5,81	0,47			
В	11000	250	7,6	7,67	5,92	0,34		l	
C	11000	197	6,0	7,63	5,98	0,25			
	11000	129	3,9	7,42	5,97	0,15			
	11000	92	2,8	7,27	5,91	0,10			
F	11000	63	1,9	7,08	5,69	0,07			
G	11000	31	0,9	6,49	4,90	0,05		l	
1		1	1	1		1	1	1	1

Versuchsart	Säulenversuch zur Fe-Cu-Kontaktkorrosion
Versuchsnummer	SV 14 (1 / 2 / 3 / 4)
Abbildung im Text	4.9 4.10
Laufzeit	520 h / 22 d
Material	Cu-Wolle und Eisennagel
Säulendurchmesser	0,016 m
Säulenquerschnitt	0,0002 m ²
Betthöhe	/ 55 / 85 / 110 m (Länge des Nagels 0,13 m)
Bettvolumen	/ 0,011 / 0,017 / 0,022 L
Masse Cu – Masse Fe	0/10,262/20,133/30,624 - 16,65 g
Oberfläche Cu – Fe	0 / 0,0538 / 0,106 / 0,161 - 0,00189 m ²
Porosität	100 / 89,6 / 86,8 / 84,5 %
Filtergeschwindigkeit	4,7 - 5,3 m/h
Volumenstrom	23 - 26 L/d
Massenbilanz SV 14.3	Fe-EW 16,661 g As-Zu 275 mg Fe-Ab-gel. 0,089 g As-Ab-gel. 17 mg Fe-Ab-part. 1,694 g As-Ab-part. 174 mg Fe-Ox-Säule 1,475 g As-Säule 84 mg (*) Fe-Differenz 0,153 g Fe-MetNagel 13,250 g
	(*): Rechnerisch ermittelt – keine geschlossene Bilanz.

Nr.	Zeit	Q	Durchsatz	c(O2)Zu	c(O2)Ab	∆c(O2)F.	c(Fe)Ox	c(Fe)Ab	c(Fe)Ab,g
#	h	mL/min	BV	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
0	0	19	0						
1	16	19	1039	7,60	4,63	0,39	7,59	4,65	0,65
2	40	18	2566	7,63	4,35	0	7,27	5,25	0,36
3	64	18	4072	7,17	4,22	0,29	6,81	5,65	0,98
4	95	18	6045	6,41	3,79	0,21	6,04	4,80	0,74
5	117	18	7430	7,00	4,78	0,21	4,97	3,70	0,16
6	136	18	8600	7,58	5,03	-0,14	4,70	3,60	0,18
7	160	18	10075	7.29	4.89	-0.06	4.80	3.95	0.05
8	184	18	11570	7.26	4.86	-0.26	4.98	3.50	0.05
9	208	17	13062	7.47	5.14	0.03	5.30	3.85	0.02
10	232	18	14553	7.30	5.39	0	4.42	3.25	0.11
11	256	18	16070	6,91	4.63	0.15	5.66	3.85	0.01
12	280	18	17586	7,99	5.39	-0.33	5,34	3.15	0.01
13	304	18	19082	7 19	5.02	0.06	5.07	3 10	0.00
14	328	18	20578	7 49	5 19	0.22	5 69	3 25	0.00
15	376	18	23611	6.71	4 05	0,11	6.34	3.80	0.00
16	400	18	25111	6.23	3 78	0.41	5.66	2 40	0.00
17	400	18	26594	6.97	4 75	0,41	6.42	1.80	0,00
18	4/8	18	28085	6.52	3 70	0,10	6.82	2.00	0,00
10	472	10	20000	6 35	3.64	0,21	6 39	2,00	0,00
20	406	10	31047	6.80	3,04	0,30	5.80	2,10	0,02
20	490 520	10	31047	6.76	4,44	0,21	5.09	2,20	0,01
21	520	10	32342	0,70	4,32	0,40	5,97	2,30	0,01
Nr.				c(As)Zu	c(As)Ab	c(As)Ab,g	c(As)SF	qM	qP
#	A(Fe)	A(Cu)	A(wet.)	ug/l		ug/l	ug/l	ua/ma	ualma
<i>#</i>	g/iiizu	g/mzu	g/mzu	µg/⊏	µg/⊏	μg/L	µg/L	µg/ing	pg/ing
1	106 77	1.01	1.99	108	312	6	6	63	77
2	08.10	1,91	1,00	490	312	5	8	00	63
2	90,19	1,70	1,73	495	399	9	7	90	91
3	93,20	1,07	1,04	400	279	0	12	157	69
4	65,65	1,50	1,40	473	270	3	12	157	100
5	60,00	1,19	1,17	470	309	15	10	00 70	100
0	62,60	1,12	1,10	475	391	10	10	70	102
/	69,93	1,15	1,13	495	415	12	14	94	103
0	70,10	1,22	1,20	403	371	15	10	70	103
9	70,10	1,26	1,23	484	394	15	17	62	99
10	60,59	1,09	1,07	422	309	24	17	44	110
11	77,47	1,39	1,36	487	378	23	24	60	92
12	73,10	1,31	1,29	487	407	37	30	37	118
13	67,47	1,21	1,19	496	401	40	30	48	11/
14	//,85	1,40	1,37	534	329	43	31	84	88
15	86,75	1,56	1,53	524	276	17	34	98	68
16	75,75	1,36	1,33	527	371	58	27	48	130
17	85,95	1,54	1,51	478	285	51	30	42	130
18	92,35	1,66	1,63	496	327	79	43	35	124
19	85,05	1,52	1,50	530	364	103	44	39	126
20	78,48	1,41	1,38	511	341	66	37	46	125
21	81,77	1,47	1,44	505	310	52	43	53	113
1			1	1					1

	A	(Cu) / A(Fe) = 5	56	A(Cu) / /	A(Fe) = 0	A(Cu) / A	(Fe) = 28	A(Cu) / A	(Fe) = 85
Nr.	Durchsatz	c(Fe)SF	c(Cu)Ab	Durchsatz	c(Cu)Ab	Durchsatz	c(Cu)Ab	Durchsatz	c(Cu)Ab
#	BV	mg/L	mg/L	BV	mg/L	BV	mg/L	BV	mg/L
0	0			0		0		0	
1	1039	0,01	0,02	661	0,03	1537	0,01	781	0,08
2	2566	0,01	0,02	1633	0,02	3809	0,02	1940	0,03
3	4072	0,00	0,02	2606	0,08	6088	0,04	3099	0,03
4	6045	0,09	0,02	3887	0,02	8947	0,50	4634	0,02
5	7430	0,02	0,03	4796	0,04	10917	0,03	5701	0,05
6	8600	0,01	0,03	5581	0,02	12612	0,03	6596	0,06
7	10075	0,02	0,02	6572	0,01	14820	0,12	7729	0,01
8	11570	0,00	0,05	7564	0,02	17027	0,03	8862	0,03
9	13062	0,02	0,05	8549	0,12	19234	0,04	9993	0,07
10	14553	0,02	0,05	9547	0,01	21448	0,05	11141	0,08
11	16070	0,01	0,07	10567	0,01	23596	0,03	12280	0,21
12	17586	0,00	0,17	11586	0,01	25745	0,03	13404	0,58
13	19082	0,00	0,26	12591	0,03	27861	0,11	14543	0,61
14	20578	0,03	0,36	13580	0,00	29951	0,06	15699	0,95
15	23611	0,05	0,13	15530	0,01	34144	0,02	18030	0,15
16	25111	0,01	0,68	16517	0,01	36266	0,06	19179	0,36
17	26594	0,00	0,53	17503	0,13	38415	0,22	20331	1,42
18	28085	0,02	0,61	18464	0,02	40629	0,21	21493	1,95
19	29572	0,03	0,64	19425	0,03	42816	0,26	22642	1,71
20	31047	0,02	0,71	20381	0,02	44906	0,37	23792	1,52
21	32542	0,03	0,85	21351	0,05	45948	0,40	24957	1,61
Wert	Zeit	Durchsatz	0	c(02)7u	c(O2)Ab	c(02)F	c(Fe)Ox	CR(Fe)Ox	CR(Fe)Ox
			_		0(02)/ 00	•(•=)	0(1.0)01	A(Fe)	A(Met.)
	h	BV	mL/min	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	g/m2d	g/m2d
				A(Cu) / A(Fe) = 0				
min.	328	13580	17,9	7,5	7,66	-0,22	0,14	1,94	1,94
mw.								5,05	5,05
max.	64	2606	18	7,23	7,09	-0,29	1	13,66	13,66
				L					
	400	00000	10.1	A(Cu)	/ A(Fe) = 28	0.00	0.07	40.04	1.00
min.	400	36266	16,1	6,14	4,8	-0,06	3,27	40,01	1,36
mw.	10	1507	10	7.00	E 50	0.07	E CC	53,/4	1,83
max.	10	1537	18	7,69	5,53	-0,27	5,66	77,50	2,63
				A(Q)	$(A(E_{2}) - E_{2})$				
min	222	14652	10		5 20	0.01	1 4 2	60.50	1.07
min.	232	14000	10	7,3	5,39	0,01	4,42	60,59 70.00	1,07
mey	16	1020	10 5	7.6	4.62	0.00	7.50	10,00	1,39
max.	01	1039	10,5	٥, ١	4,03	-0,28	7,59	100,77	1,88
				A(0)	$(A(E_0) = 95)$	<u> </u>			
min	520	24057	10	A(CU)	5 46	0.16	1 1 1	56 70	0.66
111111. mitt	520	24901	10	0,77	5,10	-0,10	4,14	02.12	0,00
max	376	18030	17	6.76	2 47	-0.07	10.17	92,10 137.70	1,07
IIIdX.	370	10030	17	0,70	2,41	-0,07	10,17	131,12	1,00
1	1		1	1	1	1	1	1	1

Versuchsart	Säulenversuch zur Kontaktkorrosion mit externer Verbindung					
Versuchsnummer	SV 25.1					
Abbildung im Text	4.11 a) und b)					
Laufzeit	671 h / 28 d					
Material	Cu-Wolle im	Ringspalt zwis	chen Fe-Kern u	und Cu-	-Rohr	
Säulendurchmesser	Kern: 0,01	m	Außenrohr: 0,	05 m		
Säulenquerschnitt	0,00189	m ²				
Betthöhe	0,15	m				
Bettvolumen	0,283	L				
Masse Cu-Wolle	111,45	g				
Oberfläche Cu / Fe	0,658	m ² /	0,0088 m ²			
Porosität	95,6	%				
Filtergeschwindigkeit	1,97	m/h				
Volumenstrom	89	L/d				
Massenbilanz	 m Fe-EW: m Fe-RW: Δm Fe-RW: Δm Fe-I: Δm Fe-Ox: Δm Fe-Rost: m Fe-Ab-g.: m Fe-Ab-p.: m Fe-Oxal: m Fe-HCI: 	311,18 g 307,48 g 3,7 g 3,435 g 8,979 g 3,264 g 0,024 g 2,774 g 0,342 g 0,124 g	m As-Zu: m As-Ab-g.: m As-Ab-p.: m As-Oxal: m As-HCl: As-Differenz:	1127 635 257 195 4 36	mg mg mg mg mg	

Nr.	Zeit	Q	Durchsatz	c(O2)Zu	c(O2)Ab	∆c(O2)F.	CR(Fe)Ox	CR(Fe)I	CR(Fe)Ox
#	h	ml (min	PV.			ma/l	A(Fe)	A(Fe)	A(Cu)
# 0	0	76	0	ilig/L	ing/L	ing/L	g/mzu	g/mzu	g/mzu
1	4	76	65	8,02	6,97	0	30,58	17,79	0,41
2	24	64	362	7,97	6,74	0,13	26,97	23,00	0,36
3	52	61	733	7,43	5,97	0,19	29,62	22,83	0,40
4	78	60	1067	8,08	6,63	0,36	24,92	20,29	0,33
5	101	60	1360	8,13	7,06	0,2	19,84	13,80	0,27
6	125	58	1660	8,41	7,52	0,17	15,84	7,64	0,21
/	147	57	1929	8,14	7,22	0,11	17,63	7,10	0,24
0	107	63	2221	7,97	6,93	0,02	24,50	8,01 0,41	0,33
9 10	221	64	2906	7,03	5.97	0,03	33.39	10.23	0,50
10	246	61	3237	7.20	5.61	0.01	36.62	10,20	0.49
12	270	62	3551	7,37	5,47	0,1	42,59	10,92	0,57
13	294	62	3866	7,76	5,89	0,06	42,73	10,80	0,57
14	316	62	4156	8,32	6,09	0,22	47,68	12,40	0,64
15	344	62	4524	7,88	6,02	0,02	43,54	11,74	0,58
16	365	63	4803	7,61	5,74	0,08	43,18	11,52	0,58
17	391	62	5147	7,79	5,80	0,04	46,04	13,00	0,62
18	414	61	5448	7,38	5,22	0,1	48,00	13,43	0,64
19	437	61	5745	7,60	5,42	0,05	49,68	14,31	0,66
20	401	61	0000	7,84 8.06	5,05 6 1 F	0,07	49,42	10,42	0,00
∠ I 22	400 507	61	6652	0,00 7,52	5 70	0,05	39.65	15 79	0,56
23	534	61	7001	7,49	5,67	0.06	40.92	16.56	0.55
24	554	61	7260	7.55	5.57	0.03	45.29	17.44	0.61
25	581	61	7609	7,91	6,21	0,09	37,48	17,16	0,50
26	604	61	7907	7,87	5,97	0,01	44,00	17,39	0,59
27	626	62	8194	7,92	5,84	0,12	46,40	17,04	0,62
28	652	60	8531	7,69	5,96	-0,09	41,58	17,93	0,56
Nr	c(Ee)Ox	c(Ee)l	c(Ee)Ab	c(Fe)Ab a	c(Cu)Ab				
Nr. #	c(Fe)Ox mg/L	c(Fe)l mg/L	c(Fe)Ab mg/L	c(Fe)Ab,g mg/L	c(Cu)Ab mg/L				
Nr. #	c(Fe)Ox mg/L	c(Fe)l mg/L	c(Fe)Ab mg/L	c(Fe)Ab,g mg/L	c(Cu)Ab mg/L				
Nr. # 0 1	c(Fe)Ox mg/L 2,46	c(Fe)l mg/L 1,43	c(Fe)Ab mg/L 0,86	c(Fe)Ab,g mg/L 0,02	c(Cu)Ab mg/L 0,57				
Nr. # 0 1 2	c(Fe)Ox mg/L 2,46 2,57	c(Fe)l mg/L 1,43 2,20	c(Fe)Ab mg/L 0,86 1,34	c(Fe)Ab,g mg/L 0,02 0,01	c(Cu)Ab mg/L 0,57 0,35				
Nr. # 0 1 2 3	c(Fe)Ox mg/L 2,46 2,57 2,97	c(Fe)l mg/L 1,43 2,20 2,29	c(Fe)Ab mg/L 0,86 1,34 2,30	c(Fe)Ab,g mg/L 0,02 0,01 0,01	c(Cu)Ab mg/L 0,57 0,35 0,32				
Nr. # 0 1 2 3 4	c(Fe)Ox mg/L 2,46 2,57 2,97 2,54	c(Fe)I mg/L 1,43 2,20 2,29 2,07	c(Fe)Ab mg/L 0,86 1,34 2,30 2,45	c(Fe)Ab,g mg/L 0,02 0,01 0,01 0,01	c(Cu)Ab mg/L 0,57 0,35 0,32 0,32				
Nr. # 0 1 2 3 4 5	c(Fe)Ox mg/L 2,46 2,57 2,97 2,54 2,02	c(Fe)I mg/L 1,43 2,20 2,29 2,07 1,40	c(Fe)Ab mg/L 0,86 1,34 2,30 2,45 0,81	c(Fe)Ab,g mg/L 0,02 0,01 0,01 0,01 0,02	c(Cu)Ab mg/L 0,57 0,35 0,32 0,32 0,32 0,33				
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6	c(Fe)Ox mg/L 2,46 2,57 2,97 2,54 2,02 1,67	c(Fe)I mg/L 1,43 2,20 2,29 2,07 1,40 0,80	c(Fe)Ab mg/L 0,86 1,34 2,30 2,45 0,81 1,24	c(Fe)Ab,g mg/L 0,02 0,01 0,01 0,01 0,02 0,01	c(Cu)Ab mg/L 0,57 0,35 0,32 0,32 0,33 0,33 0,35				
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7	c(Fe)Ox mg/L 2,46 2,57 2,97 2,54 2,02 1,67 1,89 2,28	c(Fe)l mg/L 1,43 2,20 2,29 2,07 1,40 0,80 0,76	c(Fe)Ab mg/L 0,86 1,34 2,30 2,45 0,81 1,24 0,44	c(Fe)Ab,g mg/L 0,02 0,01 0,01 0,01 0,02 0,01 0,01	c(Cu)Ab mg/L 0,57 0,35 0,32 0,32 0,33 0,35 0,49				
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 8 9	c(Fe)Ox mg/L 2,46 2,57 2,97 2,54 2,02 1,67 1,89 2,38 3,62	c(Fe)I mg/L 1,43 2,20 2,29 2,07 1,40 0,80 0,76 0,78 0,91	c(Fe)Ab mg/L 0,86 1,34 2,30 2,45 0,81 1,24 0,44 0,32 0,28	c(Fe)Ab,g mg/L 0,02 0,01 0,01 0,01 0,01 0,01 0,01 0,02 0,00	c(Cu)Ab mg/L 0,57 0,35 0,32 0,32 0,32 0,33 0,35 0,49 1,06 1,79				
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10	c(Fe)Ox mg/L 2,46 2,57 2,97 2,54 2,02 1,67 1,89 2,38 3,62 3,19	c(Fe)I mg/L 1,43 2,20 2,29 2,07 1,40 0,80 0,76 0,78 0,91 0,98	c(Fe)Ab mg/L 0,86 1,34 2,30 2,45 0,81 1,24 0,44 0,44 0,32 0,28 0,60	c(Fe)Ab,g mg/L 0,02 0,01 0,01 0,01 0,01 0,02 0,01 0,02 0,00 0,00	c(Cu)Ab mg/L 0,57 0,35 0,32 0,32 0,32 0,33 0,35 0,49 1,06 1,79 2,10				
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11	c(Fe)Ox mg/L 2,46 2,57 2,97 2,54 2,02 1,67 1,89 2,38 3,62 3,19 3,67	c(Fe)I mg/L 1,43 2,20 2,29 2,07 1,40 0,80 0,76 0,78 0,91 0,98 1,04	c(Fe)Ab mg/L 0,86 1,34 2,30 2,45 0,81 1,24 0,44 0,32 0,28 0,60 0,92	c(Fe)Ab,g mg/L 0,02 0,01 0,01 0,01 0,01 0,01 0,01 0,02 0,00 0,00	c(Cu)Ab mg/L 0,57 0,35 0,32 0,32 0,33 0,35 0,49 1,06 1,79 2,10 2,20				
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12	c(Fe)Ox mg/L 2,46 2,57 2,97 2,54 2,02 1,67 1,89 2,38 3,62 3,19 3,67 4,20	c(Fe)I mg/L 1,43 2,20 2,29 2,07 1,40 0,80 0,76 0,78 0,91 0,98 1,04 1,08	c(Fe)Ab mg/L 0,86 1,34 2,30 2,45 0,81 1,24 0,44 0,32 0,28 0,60 0,92 0,87	c(Fe)Ab,g mg/L 0,02 0,01 0,01 0,01 0,02 0,01 0,02 0,00 0,00	c(Cu)Ab mg/L 0,57 0,35 0,32 0,32 0,32 0,33 0,35 0,49 1,06 1,79 2,10 2,20 2,15				
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13	c(Fe)Ox mg/L 2,46 2,57 2,97 2,54 2,02 1,67 1,89 2,38 3,62 3,19 3,67 4,20 4,21	c(Fe)I mg/L 1,43 2,20 2,29 2,07 1,40 0,80 0,76 0,78 0,91 0,98 1,04 1,08 1,06	c(Fe)Ab mg/L 0,86 1,34 2,30 2,45 0,81 1,24 0,44 0,32 0,28 0,60 0,92 0,87 0,84	c(Fe)Ab,g mg/L 0,02 0,01 0,01 0,01 0,02 0,01 0,02 0,00 0,00	c(Cu)Ab mg/L 0,57 0,35 0,32 0,32 0,33 0,35 0,49 1,06 1,79 2,10 2,20 2,15 2,30				
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14	c(Fe)Ox mg/L 2,46 2,57 2,97 2,54 2,02 1,67 1,89 2,38 3,62 3,19 3,67 4,20 4,21 4,70	c(Fe)I mg/L 1,43 2,20 2,29 2,07 1,40 0,80 0,76 0,78 0,91 0,98 1,04 1,08 1,06 1,22	c(Fe)Ab mg/L 0,86 1,34 2,30 2,45 0,81 1,24 0,44 0,32 0,28 0,60 0,92 0,87 0,84 0,90	c(Fe)Ab,g mg/L 0,02 0,01 0,01 0,01 0,02 0,01 0,02 0,00 0,00	c(Cu)Ab mg/L 0,57 0,35 0,32 0,32 0,33 0,35 0,49 1,06 1,79 2,10 2,20 2,15 2,30 2,10				
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15	c(Fe)Ox mg/L 2,46 2,57 2,97 2,54 2,02 1,67 1,89 2,38 3,62 3,19 3,67 4,20 4,21 4,70 4,29	c(Fe)I mg/L 1,43 2,20 2,29 2,07 1,40 0,80 0,76 0,78 0,91 0,98 1,04 1,08 1,06 1,22 1,16	c(Fe)Ab mg/L 0,86 1,34 2,30 2,45 0,81 1,24 0,44 0,32 0,28 0,60 0,92 0,87 0,87 0,84 0,90 0,69	c(Fe)Ab,g mg/L 0,02 0,01 0,01 0,01 0,02 0,01 0,02 0,00 0,00	c(Cu)Ab mg/L 0,57 0,35 0,32 0,32 0,33 0,35 0,49 1,06 1,79 2,10 2,20 2,15 2,30 2,10 2,15				
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17	c(Fe)Ox mg/L 2,46 2,57 2,97 2,54 2,02 1,67 1,89 2,38 3,62 3,19 3,67 4,20 4,21 4,70 4,29 4,19 4,19	c(Fe)I mg/L 1,43 2,20 2,29 2,07 1,40 0,80 0,76 0,78 0,91 0,98 1,04 1,08 1,06 1,22 1,16 1,12	c(Fe)Ab mg/L 0,86 1,34 2,30 2,45 0,81 1,24 0,44 0,32 0,28 0,60 0,92 0,87 0,84 0,90 0,69 1,03	c(Fe)Ab,g mg/L 0,02 0,01 0,01 0,01 0,02 0,01 0,02 0,00 0,00	c(Cu)Ab mg/L 0,57 0,35 0,32 0,32 0,33 0,35 0,49 1,06 1,79 2,10 2,20 2,15 2,30 2,10 2,15 2,30 2,15 2,5 2,15 2,15 2,15				
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 1%	c(Fe)Ox mg/L 2,46 2,57 2,97 2,54 2,02 1,67 1,89 2,38 3,62 3,19 3,67 4,20 4,21 4,70 4,29 4,19 4,54	c(Fe)I mg/L 1,43 2,20 2,29 2,07 1,40 0,80 0,76 0,78 0,91 0,98 1,04 1,08 1,06 1,22 1,16 1,12 1,28	c(Fe)Ab mg/L 0,86 1,34 2,30 2,45 0,81 1,24 0,44 0,32 0,28 0,60 0,92 0,87 0,84 0,90 0,69 1,03 0,93 1,20	c(Fe)Ab,g mg/L 0,02 0,01 0,01 0,01 0,02 0,01 0,02 0,00 0,00	c(Cu)Ab mg/L 0,57 0,35 0,32 0,32 0,33 0,35 0,49 1,06 1,79 2,10 2,20 2,15 2,30 2,10 2,15 2,15 2,15 2,15 2,40				
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19	c(Fe)Ox mg/L 2,46 2,57 2,97 2,54 2,02 1,67 1,89 2,38 3,62 3,19 3,67 4,20 4,21 4,70 4,29 4,19 4,54 4,81 4,97	c(Fe)I mg/L 1,43 2,20 2,29 2,07 1,40 0,80 0,76 0,78 0,91 0,98 1,04 1,08 1,06 1,22 1,16 1,12 1,28 1,34	c(Fe)Ab mg/L 0,86 1,34 2,30 2,45 0,81 1,24 0,44 0,32 0,28 0,60 0,92 0,87 0,84 0,90 0,69 1,03 0,93 1,20 1,09	c(Fe)Ab,g mg/L 0,02 0,01 0,01 0,01 0,02 0,01 0,02 0,00 0,00	c(Cu)Ab mg/L 0,57 0,35 0,32 0,32 0,33 0,35 0,49 1,06 1,79 2,10 2,20 2,15 2,30 2,10 2,15 2,15 2,15 2,15 2,15 2,40 2,85 2,25				
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20	c(Fe)Ox mg/L 2,46 2,57 2,97 2,54 2,02 1,67 1,89 2,38 3,62 3,19 3,67 4,20 4,21 4,70 4,21 4,70 4,29 4,19 4,54 4,81 4,97 4,95	c(Fe)I mg/L 1,43 2,20 2,29 2,07 1,40 0,80 0,76 0,78 0,91 0,98 1,04 1,08 1,06 1,22 1,16 1,12 1,28 1,34 1,43 1,64	c(Fe)Ab mg/L 0,86 1,34 2,30 2,45 0,81 1,24 0,44 0,32 0,28 0,60 0,92 0,87 0,84 0,90 0,69 1,03 0,93 1,20 1,09 0,83	c(Fe)Ab,g mg/L 0,02 0,01 0,01 0,01 0,02 0,01 0,02 0,00 0,00	c(Cu)Ab mg/L 0,57 0,35 0,32 0,32 0,33 0,35 0,49 1,06 1,79 2,10 2,10 2,10 2,15 2,30 2,10 2,15 2,30 2,10 2,15 2,15 2,15 2,15 2,40 2,85 2,25 2,05				
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21	c(Fe)Ox mg/L 2,46 2,57 2,97 2,54 2,02 1,67 1,89 2,38 3,62 3,19 3,67 4,20 4,21 4,70 4,21 4,70 4,29 4,19 4,54 4,81 4,97 4,95 4,34	c(Fe)I mg/L 1,43 2,20 2,29 2,07 1,40 0,80 0,76 0,78 0,91 0,98 1,04 1,08 1,06 1,22 1,16 1,12 1,28 1,34 1,43 1,64 1,72	c(Fe)Ab mg/L 0,86 1,34 2,30 2,45 0,81 1,24 0,44 0,32 0,28 0,60 0,92 0,87 0,84 0,90 0,69 1,03 0,93 1,20 1,09 0,83 1,17	c(Fe)Ab,g mg/L 0,02 0,01 0,01 0,01 0,02 0,01 0,02 0,00 0,00	c(Cu)Ab mg/L 0,57 0,35 0,32 0,32 0,33 0,35 0,49 1,06 1,79 2,10 2,10 2,10 2,15 2,30 2,10 2,15 2,30 2,10 2,15 2,15 2,15 2,15 2,15 2,40 2,85 2,25 2,05 1,96				
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22	c(Fe)Ox mg/L 2,46 2,57 2,97 2,54 2,02 1,67 1,89 2,38 3,62 3,19 3,67 4,20 4,21 4,70 4,21 4,70 4,29 4,19 4,54 4,81 4,97 4,95 4,34 3,97	c(Fe)I mg/L 1,43 2,20 2,29 2,07 1,40 0,80 0,76 0,78 0,91 0,98 1,04 1,08 1,06 1,22 1,16 1,12 1,28 1,34 1,43 1,64 1,72 1,58	c(Fe)Ab mg/L 0,86 1,34 2,30 2,45 0,81 1,24 0,44 0,32 0,28 0,60 0,92 0,87 0,84 0,90 0,69 1,03 0,93 1,20 1,09 0,83 1,17 1,38	c(Fe)Ab,g mg/L 0,02 0,01 0,01 0,01 0,02 0,01 0,02 0,00 0,00	c(Cu)Ab mg/L 0,57 0,35 0,32 0,32 0,33 0,35 0,49 1,06 1,79 2,10 2,20 2,15 2,30 2,10 2,15 2,30 2,10 2,15 2,15 2,40 2,15 2,40 2,85 2,25 2,05 1,96 1,89				
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23	c(Fe)Ox mg/L 2,46 2,57 2,97 2,54 2,02 1,67 1,89 2,38 3,62 3,19 3,67 4,20 4,21 4,70 4,21 4,70 4,29 4,19 4,54 4,81 4,97 4,95 4,34 3,97 4,10	c(Fe)I mg/L 1,43 2,20 2,29 2,07 1,40 0,80 0,76 0,78 0,91 0,98 1,04 1,08 1,04 1,08 1,04 1,22 1,16 1,12 1,12 1,12 1,12 1,34 1,43 1,64 1,72 1,58 1,66	c(Fe)Ab mg/L 0,86 1,34 2,30 2,45 0,81 1,24 0,44 0,32 0,28 0,60 0,92 0,87 0,84 0,90 0,69 1,03 0,93 1,20 1,09 0,83 1,17 1,38 1,15	c(Fe)Ab,g mg/L 0,02 0,01 0,01 0,01 0,02 0,01 0,02 0,00 0,00	c(Cu)Ab mg/L 0,57 0,35 0,32 0,32 0,33 0,35 0,49 1,06 1,79 2,10 2,20 2,15 2,30 2,10 2,15 2,30 2,10 2,15 2,40 2,15 2,40 2,15 2,40 2,15 2,25 2,05 1,96 1,89 1,77				
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24	c(Fe)Ox mg/L 2,46 2,57 2,97 2,54 2,02 1,67 1,89 2,38 3,62 3,19 3,67 4,20 4,21 4,70 4,21 4,70 4,29 4,19 4,54 4,81 4,97 4,95 4,34 3,97 4,10 4,54	c(Fe)I mg/L 1,43 2,20 2,29 2,07 1,40 0,80 0,76 0,78 0,91 0,98 1,04 1,08 1,04 1,08 1,04 1,22 1,16 1,12 1,12 1,12 1,28 1,34 1,43 1,64 1,72 1,58 1,66 1,75	c(Fe)Ab mg/L 0,86 1,34 2,30 2,45 0,81 1,24 0,44 0,32 0,60 0,92 0,87 0,84 0,90 0,69 1,03 0,93 1,20 1,09 0,83 1,17 1,38 1,15 1,79	c(Fe)Ab,g mg/L 0,02 0,01 0,01 0,01 0,02 0,01 0,02 0,00 0,00	c(Cu)Ab mg/L 0,57 0,35 0,32 0,32 0,33 0,35 0,49 1,06 1,79 2,10 2,20 2,15 2,30 2,10 2,15 2,30 2,10 2,15 2,15 2,30 2,15 2,15 2,40 2,15 2,40 2,85 2,25 2,05 1,96 1,89 1,77 1,92				
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25	c(Fe)Ox mg/L 2,46 2,57 2,97 2,54 2,02 1,67 1,89 2,38 3,62 3,19 3,67 4,20 4,70 4,29 4,19 4,54 4,81 4,97 4,95 4,34 3,97 4,10 4,54 3,75	c(Fe)I mg/L 1,43 2,20 2,29 2,07 1,40 0,80 0,76 0,78 0,91 0,98 1,04 1,08 1,04 1,08 1,04 1,22 1,16 1,12 1,12 1,28 1,34 1,43 1,64 1,72 1,58 1,66 1,75 1,72	c(Fe)Ab mg/L 0,86 1,34 2,30 2,45 0,81 1,24 0,44 0,32 0,60 0,92 0,87 0,84 0,90 0,69 1,03 0,93 1,20 1,09 0,83 1,17 1,38 1,15 1,79 1,07	c(Fe)Ab,g mg/L 0,02 0,01 0,01 0,01 0,02 0,01 0,02 0,00 0,00	c(Cu)Ab mg/L 0,57 0,35 0,32 0,33 0,35 0,32 0,33 0,35 0,49 1,06 1,79 2,10 2,20 2,15 2,30 2,15 2,30 2,15 2,40 2,85 2,25 2,05 1,96 1,89 1,77 1,92 1,61				
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26	c(Fe)Ox mg/L 2,46 2,57 2,97 2,54 2,02 1,67 1,89 2,38 3,62 3,19 3,67 4,20 4,21 4,20 4,21 4,70 4,29 4,19 4,54 4,81 4,97 4,95 4,34 3,97 4,10 4,54 3,75 4,41	c(Fe)I mg/L 1,43 2,20 2,29 2,07 1,40 0,80 0,76 0,78 0,91 0,98 1,04 1,08 1,04 1,08 1,04 1,22 1,16 1,12 1,28 1,34 1,43 1,64 1,72 1,58 1,66 1,75 1,72 1,74	c(Fe)Ab mg/L 0,86 1,34 2,30 2,45 0,81 1,24 0,44 0,32 0,60 0,92 0,87 0,69 1,03 0,90 0,69 1,03 0,93 1,20 1,09 0,83 1,17 1,38 1,15 1,79 1,07 2,20	c(Fe)Ab,g mg/L 0,02 0,01 0,01 0,01 0,02 0,01 0,02 0,00 0,00	c(Cu)Ab mg/L 0,57 0,35 0,32 0,33 0,35 0,32 0,33 0,35 0,49 1,06 1,79 2,10 2,20 2,15 2,30 2,15 2,30 2,15 2,30 2,15 2,40 2,85 2,25 2,05 1,96 1,89 1,77 1,92 1,61 1,78				
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 27 27	c(Fe)Ox mg/L 2,46 2,57 2,97 2,54 2,02 1,67 1,89 2,38 3,62 3,19 3,67 4,20 4,70 4,29 4,19 4,54 4,97 4,95 4,34 3,97 4,10 4,54 3,75 4,41 4,57	c(Fe)I mg/L 1,43 2,20 2,29 2,07 1,40 0,80 0,76 0,78 0,91 0,98 1,04 1,08 1,04 1,08 1,04 1,22 1,16 1,12 1,28 1,34 1,43 1,64 1,72 1,58 1,66 1,75 1,72 1,74 1,68	c(Fe)Ab mg/L 0,86 1,34 2,30 2,45 0,81 1,24 0,44 0,32 0,60 0,92 0,87 0,69 1,03 0,90 0,69 1,03 0,93 1,20 1,09 0,83 1,17 1,38 1,15 1,79 1,07 2,20 1,73 0,12	c(Fe)Ab,g mg/L 0,02 0,01 0,01 0,01 0,02 0,01 0,02 0,01 0,02 0,00 0,00	c(Cu)Ab mg/L 0,57 0,35 0,32 0,33 0,35 0,32 0,33 0,35 0,49 1,06 1,79 2,10 2,20 2,15 2,30 2,15 2,30 2,15 2,30 2,15 2,40 2,85 2,25 2,05 1,96 1,89 1,77 1,92 1,61 1,78 1,67				
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28	c(Fe)Ox mg/L 2,46 2,57 2,97 2,54 2,02 1,67 1,89 2,38 3,62 3,19 3,67 4,20 4,21 4,21 4,21 4,21 4,20 4,21 4,20 4,21 4,29 4,19 4,54 4,81 4,97 4,95 4,34 3,97 4,10 4,54 3,75 4,41 4,57 4,23	c(Fe)I mg/L 1,43 2,20 2,29 2,07 1,40 0,80 0,76 0,78 0,91 0,98 1,04 1,08 1,04 1,08 1,04 1,22 1,16 1,12 1,28 1,34 1,43 1,64 1,72 1,58 1,66 1,75 1,72 1,74 1,68 1,83	c(Fe)Ab mg/L 0,86 1,34 2,30 2,45 0,81 1,24 0,44 0,32 0,28 0,60 0,92 0,87 0,84 0,90 0,69 1,03 0,93 1,20 1,09 0,83 1,17 1,38 1,15 1,79 1,07 2,20 1,73 2,40	c(Fe)Ab,g mg/L 0,02 0,01 0,01 0,01 0,02 0,01 0,02 0,01 0,02 0,00 0,00	c(Cu)Ab mg/L 0,57 0,35 0,32 0,33 0,35 0,32 0,33 0,35 0,49 1,06 1,79 2,10 2,20 2,15 2,30 2,15 2,40 2,85 2,25 2,05 1,96 1,89 1,77 1,92 1,61 1,73				
Nr. # 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28	c(Fe)Ox mg/L 2,46 2,57 2,97 2,54 2,02 1,67 1,89 2,38 3,62 3,19 3,67 4,20 4,21 4,70 4,29 4,19 4,54 4,81 4,97 4,95 4,34 3,97 4,10 4,54 3,75 4,41 4,57 4,23	c(Fe)I mg/L 1,43 2,20 2,29 2,07 1,40 0,80 0,76 0,78 0,91 0,98 1,04 1,08 1,06 1,22 1,16 1,12 1,28 1,34 1,43 1,64 1,72 1,58 1,66 1,75 1,72 1,74 1,68 1,83	c(Fe)Ab mg/L 0,86 1,34 2,30 2,45 0,81 1,24 0,44 0,32 0,28 0,60 0,92 0,87 0,69 1,03 0,93 1,20 1,09 0,83 1,17 1,38 1,17 1,73 2,40	c(Fe)Ab,g mg/L 0,02 0,01 0,01 0,01 0,02 0,01 0,02 0,01 0,02 0,00 0,00	c(Cu)Ab mg/L 0,57 0,35 0,32 0,33 0,35 0,32 0,33 0,35 0,49 1,06 1,79 2,10 2,20 2,15 2,30 2,15 2,40 2,85 2,25 2,05 1,96 1,89 1,77 1,92 1,61 1,78 1,67 1,73				

Versuchsart	Säulenversuch zur Kontaktkorrosion mit externer und direkter Verbindung
Versuchsnummer	SV 26.1
Abbildung im Text	4.11 c) und d)
Laufzeit	527 h / 23 d
Material	Cu-Wolle im Ringspalt zwischen Fe-Kern und Cu-Rohr
Säulendurchmesser	Kern: 0,01 m Außenrohr: 0,05 m
Säulenquerschnitt	0,00189 m ²
Betthöhe	0,15 m
Bettvolumen	0,283 L
Masse Cu-Wolle	111 g
Oberfläche Cu / Fe	0,656 m ² / $0,0135$ m ²
Porosität	95,6 %
Filtergeschwindigkeit	2,09 m/h
Volumenstrom	94 L/d
Massenbilanz	m Fe-EW: 304,92 g m As-Zu: 925 mg m Fe-RW: 292,0 g m As-Ab-g.: 175 mg Δm Fe-RW: 12,92 g m As-Ab-p.: 588 mg Δm Fe-I: 0,53 g m As-Oxal: 174 mg Δm Fe-Ox: 14,614 g m As-HCl: 6 mg Δm Fe-Rost: 13,521 g As-Differenz: -18 mg m Fe-Ab-g.: 0,513 g m Fe-Ab-g.: 1,856 g m Fe-HCl: 1,745 g 9

Nr.	Zeit	Q	Durchsatz	c(O2)Zu	c(O2)Ab	∆c(O2)F.	CR(Fe)Ox	CR(Fe)I	CR(Fe)Ox
#	h	ml /min	BV	ma/l	ma/l	ma/l	A(re)	A(re)	A(Cu)
# 0	0	70	BV	iiig/L	iiig/L	iiig/L	g/mzu	g/mzu	g/mzu
1	6	70	89	7 97	4 44	0	61 32	0.72	1.26
2	28	71	418	8.42	5.67	-0.14	50.96	1 47	1,20
3	52	72	782	8.52	5.92	-0,14	51 29	0.13	1,05
4	73	69	1097	8.54	5.66	-0.24	53.43	0,10	1,00
-	97	68	1445	8.09	5,00	-0,24	44.06	1.26	0.91
6	120	65	1770	8 34	5.97	-0,23	41,00	1,20	0,91
7	145	65	2115	8 50	5,97	-0,22	38.26	1,55	0,00
8	143	64	2113	8.26	5,95 6 14	-0.09	35.20	1,41	0,79
0	102	65	2404	0,20	5 90	-0,09	33,21	1,50	0,73
9	193	64	2112	0,04	5,60	0,08	34,97	1,30	0,72
10	217	64	3/13	8.34	5.81	0,10	30.21	1,07	0,70
10	240	62	3413	0,34	5,01	0,00	39,21	1,09	0,01
12	200	63	3750	0,40	5,20	0,21	40,09	2,00	0,96
13	200	63	4057	0,13	4,57	0,08	54,45	2,06	1,12
14	316	64	4434	8,29	4,69	0,09	55,81	2,21	1,15
15	334	64	4679	7,80	4,01	0,08	58,93	2,28	1,21
16	360	64	5032	8,56	5,12	0,09	53,16	2,23	1,10
17	387	64	5399	8,17	4,56	0,07	56,21	2,25	1,16
18	410	64	5711	8,43	4,88	0,06	55,54	2,32	1,14
19	435	64	6051	8,35	4,69	0,12	56,29	2,28	1,16
20	456	64	6336	7,71	3,90	-0,03	61,07	2,39	1,26
21	481	65	6678	8,66	4,95	0,20	56,60	2,28	1,17
22	507	63	7031	8,20	4,54	0,17	54,58	2,32	1,12
23	527	64	7301	8,71	5,27	0,08	53,36	2,38	1,10
		(-);	/ - \	/= \					
Nr.	c(Fe)Ox	c(⊦e)l	C(Fe)Ab	c(Fe)Ab,g	c(Cu)Ab				
#	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L				
0		0.10			0.00				
1	8,22	0,10	6,27	0,69	0,03				
2	6,73	0,19	4,90	1,23	0,00				
3	6,68	0,02	5,81	1,83	0,00				
4	7,26	0,13	5,51	0,53	0,00				
5	6,08	0,17	5,31	0,70	0,00				
6	6,03	0,20	3,49	0,05	0,00				
7	5,52	0,20	4,21	0,17	0,04				
8	5,16	0,23	3,99	0,06	0,06	ļ			
9	5,05	0,23	3,68	0,21	0,03				
10	5,00	0,24	3,48	0,03	0,04				
11	5,75	0,28	4,41	0,02	0,23	ļ			
12	6,95	0,30	6,54	0,00	0,75				
13	8,11	0,31	5,87	0,00	1,14				
14	8,18	0,32	4,31	0,00	1,18				
15	8,64	0,33	4,58	0,00	1,49				
16	7,79	0,33	4,53	0,01	1,40				
17	8,24	0,33	6,14	0,00	1,30				
18	8,14	0,34	5,29	0,00	1,51				
19	8,25	0,33	4,58	0,10	1,39	ļ	ļ		
20	8,95	0,35	4,96	0,00	1,32	ļ	ļ		
21	8,17	0,33	4,19	0,00	1,46	ļ	ļ		
22	8,13	0,35	4,51	0,00	1,14				
23	7,82	0,35	5,31	0,00	1,36				

Versuchsart	Säulenversuch zur Korrosion mit Spannung				
Versuchsnummer	SV 23.1	(23.2 analog n	nit äußerem Fe	-Rohr)	
Abbildung im Text	4.14 4.15				
Laufzeit	713 h / 30 d				
Material	Elektrische Sj	bannung zwisch	en Fe-Kern un	d Cu-R	lohr
Säulendurchmesser	Kern: 0,04	m Außen	rohr: 0,05	m	
Säulenquerschnitt	0,00071	m ²			
Betthöhe	0,5	m			
Bettvolumen	0,353	L			
Oberfläche Cu / Fe	0,0785	m ² /	0,0628		m ²
Porosität	100	%			
Filtergeschwindigkeit	5,3	m/h			
Volumenstrom	90	L/d			
Massenbilanz	 m Fe-EW: m Fe-RW: Δm Fe-RW: Δm Fe-I: Δm Fe-Ox: Δm Fe-Rost: m Fe-Ab-g.: m Fe-Ab-p.: m Fe-Oxal: m Fe-HCl: 	919,28 g 887,17 g 32,11 g 29,54 g 12,41 g 29,025 g 5,575 g 10,661 g 8,808 g 3,981 g	m As-Zu: m As-Ab-g.: m As-Ab-p.: m As-Oxal: m As-HCl: As-Differenz:	1212 167 791 69 45 140	mg mg mg mg mg

Nr.	Zeit	Q	Durchsatz	c(O2)Zu	c(O2)Ab	∆c(O2)F.	c(Fe)Ox	c(Fe)Ab	c(Fe)Ab,g
#	h	mL/min	BV	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
0	0	62	0	8,16	5,23	0,16			
1	24	65	91	7,99	5,30	0,16	5,90	7,63	1,06
2	48	64	184	7,34	4,74	0,05	5,94	10,20	2,16
3	72	64	276	7,30	4,93	0,02	5,48	7,96	4,09
4	96	62	367	6,86	4,25	0,02	6,03	6,38	2,09
5	120	60	455	7,08	4,74	0	5,47	7,11	1,89
6	144	61	542	7,59	5,41	0,06	4,94	5,92	2,88
7	168	61	630	7,30	4,86	-0,02	5,73	7,84	2,15
8	192	60	717	7,13	4,70	0,09	5,45	7,37	3,33
9	216	60	804	7,27	5,39	0,16	4,01	10,85	
10	240	59	889	6,84	4,75	0,02	4,82	6,54	3,93
11	264	62	976	6,80	4,70	-0,12	5,17	5,75	2,04
12	288	63	1066	6,83	5,08	0,06	3,93	4,66	2,24
13	312	63,5	1157	7,26	5,59	0,01	3,87	3,62	1,78
14	336	64	1249	7,36	5,34	0,12	4,44	5,71	2,50
15	360	65	1342	6,97	5,09	-0,01	4,40	7,14	2,14
10	384	64	1435	7,01	4,96	0,090	4,56	6,04	2,32
17	408	64	1527	7,01	4,93	0,2	4,37	5,23	2,31
10	432	64	1019	0,41	4,00	-0,14	3,90	4,91	2,47
19	430	64	1711	7,03	3,10	-0,05	4,01	4,33	2.05
20	480	63	1805	7 10	4,75	-0,03	4,39	6,7 I	2,03
21	528	63	1095	6.82	3,20	0,00	4,49	5,74	2,02
22	552	63	2076	6.89	4,95	0,03	4,30	5,65	2,39
23	576	62	2070	6.29	4 61	0,03	3.89	5,00	1 96
25	600	62	2256	6.00	4.01	0,07	3 52	3 91	1,30
26	624	62	2345	6.45	4 83	-0.01	3.80	4 54	1,52
27	648	61	2434	5.80	4 29	-0.06	3.65	4.82	1,00
28	672	61	2521	6,99	4 75	0.28	4 57	5.68	2 24
29	696	63	2611	7.08	5.05	0.2	4.27	6.37	2.25
30	720	63	2701	7 53	5.28	0.5	4.06	8 47	1.88
	•			.,	-,	-,-	.,	-,	.,
N		a(F a)		CR(Fe)Ox	CR(Fe)Ox	CR(Fe)I	CR(Fe)I		
Nr.	C(Fe)SF	C(Fe)I		A(Fe)	A(Met.)	A(Fe)	A(Met.)		
#	mg/L	mg/L		g/m2d	g/m2d	g/m2d	g/m2d		
0									
1	0,03	10,30		8,79	3,91	15,34	6,82		
2	0,09	12,53		8,71	3,87	18,38	8,17		
3	0,03	11,45		8,04	3,58	16,79	7,46		
4	0,02	12,48		8,56	3,81	17,74	7,88		
5	0,01	11,96		7,53	3,34	16,45	7,31		
6	0,00	11,09		6,91	3,07	15,50	6,89		
7	0,00	12,67		8,01	3,56	17,72	7,87		
8	0,06	12,07		7,50	3,33	16,60	7,38		
9	0,07	11,29		5,51	2,45	15,52	6,90		
10	0,03	11,24		6,52	2,90	15,20	6,76		
11	0,05	10,33		7,35	3,27	14,68	6,53		
12	0,02	9,73		5,67	2,52	14,05	6,24		
13	0,00	8,72		5,64	2,50	12,69	5,64		
14	0,05	11,94		6,51	2,89	17,51	7,78		
15	0,17	11,49		6,55	2,91	17,11	7,61		
10	0,02	11,34		0,09	2,97	10,03	7,39		
10	0,27	10,70		0,41	2,85	10,30	1,21		
10	0,03	10,72		5,01	2,00	15,72	0,99		
19	0,02	10,00		6.72	3,01	15,04	0,90		
20	0,01	11 7/		6.48	2,33	16.95	7 53		
22	0.09	11 33		6.21	2,00	16 36	7 27		
23	0.10	10.89		5.81	2.58	15 72	6 99		
24	0.09	10.87		5.52	2,00	15 44	6.86		
25	0,03	10,56		5.00	2,73	15.00	6.67		
26	0.05	9,69		5,40	2,40	13 77	6,12		
27	0.03	9,56		5,10	2.27	13 37	5,94		1
28	0.06	11.39		6.38	2.84	15.92	7.07		
29	0.04	10.56		6.16	2.74	15.24	6.77		
30	0.07	10.39	1	5.86	2,60	15,00	6,67		
50	0,01	,		- /			,		

Nr.	c(As)Zu	c(As)Ab	c(As)Ab,g	c(As)SF	qM	qP		
#	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	µg/mg	µg/mg		
0								
1	462	439	8	12	9	66		
2	448	478	8	10		58		
3	449	385	20	8	18	94		
4	460	349	12	7	18	79		
5	446	370	6	8	16	70		
6	415	386	21	9	6	120		
7	466	406	8	10	12	70		
8	438	378	24	10	13	88		
9	452			9				
10	461	296	140	8	35	60		
11	464	336	53	8	28	76		
12	456	344	72	7	22	112		
13	429	301	68	11	25	127		
14	432	347	22	19	14	101		
15	450	398	19	17	12	76		
16	481	414	46	12	13	99		
17	480	391	42	15	15	120		
18	461	382	132	12	13	103		
19	467	370	73	15	15	111		
20	486		99	17	2	58		
21	474	365	80	26	18	76		
22	480		133	24				
23	471	391	143	25	15	71		
24	486	363	142	28	21	73		
25	446	375	126	24	11	119		
26	468	390	118	26	15	92		
27	461	358		47				
28	472	437	107	34	6	96		
29	498	456	91	30	10	89		
30	477	409	139	24	35	41		
		SV	23.1			SV2	23.2	
	Q	vF	U	I	Q	vF	U	I
	mL/min	m/h	V	mA	mL/min	m/h	V	mA
Α	202	17,1	0,806	36,85	166	14,1	0,804	40,15
В	130	11,0	0,806	36,50	107	9,1	0,804	39,70
С	98	8,3	0,806	36,80	82	7,0	0,805	40,00
D	66	5,6	0,806	37,15	55	4,7	0,804	40,25
E	32	2,7	0,806	37,45	27	2,3	0,804	40,75
	-	,		- / -		,-	- /	-, -

23.1		Messung	bei 1200 BV	Messung I	oei 3200 BV	Messung b	oei 5000 BV	Messung b	oei 6800 BV
	U	I	CR(Fe)I	I	CR(Fe)I	I	CR(Fe)I	I	CR(Fe)I
	V	mA	g/m2d	mA	g/m2d	mA	g/m2d	mA	g/m2d
Α	0,00	7	2,61	2	0,86	0	0,04	-0,3	-0,12
В	0,20	8	3,00	2	0,86	1	0,20	0,1	0,04
С	0,40	16	6,16	8	3,02	6	2,27	4,3	1,70
D	0,60	38	15,35	25	9,99	21	8,47	16,4	6,50
E	0,80	116	46,25	57	22,76	49	19,50	39,4	15,85
F	1,00	209	84,66	102	41,03	88	35,36	73,4	29,53
G	1,20	321	130,02	153	61,75	133	53,20	111,4	44,13
23.1		Messung	bei 1200 BV	Messung I	oei 3200 BV	Messung b	oei 5000 BV	Messung b	oei 6800 BV
	U	∆c(O2)	CR(Fe)Ox	∆c(O2)	CR(Fe)Ox	∆c(O2)	CR(Fe)Ox	∆c(O2)	CR(Fe)Ox
	V	mg/L	g/m2d	mg/L	g/m2d	mg/L	g/m2d	mg/L	g/m2d
Α	0,00	1,51	5,01	1,25	4,42	1,03	3,63	0,93	3,19
В	0,20	1,49	4,93	1,28	4,50	1,07	3,77	0,92	3,15
С	0,40	1,60	5,31	1,43	5,11	1,26	4,49	1,03	3,51
D	0,60	2,30	7,74	1,78	6,38	1,65	5,82	1,31	4,48
E	0,80	4,76	16,02	2,67	9,56	2,20	7,82	1,91	6,62
F	1,00	6,36	21,75	4,07	14,76	3,44	12,31	2,95	10,25
G	1,20	6,74	23,02	4,34	15,76	4,51	16,00	3,91	13,35
Q		63	mL/min	67	mL/min	66	mL/min	64	mL/min
23.2		Messung	bei 1200 BV	Messung I	bei 3200 BV	Messung b	bei 5000 BV	Messung k	bei 6800 BV
	U		CR(Fe)I	-	CR(Fe)I	<u> </u>	CR(Fe)I		CR(Fe)I
	v	mA	g/m2d	mA	g/m2d	mA	g/m2d	mA	g/m2d
					0.54				0.70
A	0,00	-0,7	-0,28	-1,3	-0,51	-1,6	-0,63	-1,8	-0,70
В	0,20	1,4	0,56	0,7	0,27	0,6	0,24	-0,1	-0,04
C	0,40	8,3	3,24	8,2	3,20	8,1	3,22	6,8	2,68
D	0,60	25,3	10,05	24,5	9,73	24,8	9,87	21,7	8,54
E	0,80	51,8	20,94	49,1	19,49	52,8	21,01	43,4	17,41
F	1,00	84,2	32,82	79,1	32,48	80,6	32,07	70,6	28,83
G	1,20	116,8	48,06	111,1	45,62	112,2	45,43	97,9	39,98
		 							
22.2		Maggung	hai 4200 BV	Maaauma	ai 2200 BV	Maaauma	ai 5000 BV	Maggung	ci 6900 BV
23.2		Messung I		Messung r		Messung r		wiessung L	
	U V			ΔC(U2)					
		ing/∟	g/mzu	ing/L	g/mzu	ing/L	g/mzu	ing/L	g/mzu
٨	0.00	1.00	2.05	1 00	3 70	1.26	3 70	1.01	2 07
P	0,00	1,00	2,90	1,20	3,73	1.20	3,70	1.01	2,01
0		1.00	3,11	1,33	4,00	1,00	4,00	1,21	3,49
	0,20	1.99	3 0 3	1 60				1 / / / /	
	0,20	1,33	3,83	1,60	4,00	1,01	4,90	1,40	4,05
D	0,20 0,40 0,60	1,33 1,81	3,83 5,31	1,60 1,98	4,00 6,13	1,92	5,83	1,40 1,61	4,63
D E	0,20 0,40 0,60 0,80	1,33 1,81 2,84	3,83 5,31 8,49	1,60 1,98 2,66	4,00 6,13 8,24	1,01 1,92 2,58	4,90 5,83 7,84	1,40 1,61 2,18	4,63 4,63 6,39
D E F	0,20 0,40 0,60 0,80 1,00	1,33 1,81 2,84 3,89	3,83 5,31 8,49 11,23	1,60 1,98 2,66 3,44	4,80 6,13 8,24 11,02	1,61 1,92 2,58 3,23	4,90 5,83 7,84 9,84	1,40 1,61 2,18 2,77	4,03 4,63 6,39 8,27
D E F G	0,20 0,40 0,60 0,80 1,00 1,20	1,33 1,81 2,84 3,89 4,86	3,83 5,31 8,49 11,23 14,80	1,60 1,98 2,66 3,44 4,24	4,86 6,13 8,24 11,02 13,59	1,61 1,92 2,58 3,23 3,95	4,90 5,83 7,84 9,84 12,22	1,40 1,61 2,18 2,77 3,31	4,63 4,63 6,39 8,27 9,89
E F G	0,20 0,40 0,60 0,80 1,00 1,20	1,33 1,81 2,84 3,89 4,86	3,83 5,31 8,49 11,23 14,80	1,60 1,98 2,66 3,44 4,24	4,00 6,13 8,24 11,02 13,59	1,61 1,92 2,58 3,23 3,95	4,30 5,83 7,84 9,84 12,22	1,40 1,61 2,18 2,77 3,31	4,63 4,63 6,39 8,27 9,89
E F G Q	0,20 0,40 0,60 0,80 1,00 1,20	1,33 1,81 2,84 3,89 4,86 55	3,83 5,31 8,49 11,23 14,80 mL/min	1,60 1,98 2,66 3,44 4,24 58	4,80 6,13 8,24 11,02 13,59 mL/min	1,61 1,92 2,58 3,23 3,95 57	4,30 5,83 7,84 9,84 12,22 mL/min	1,40 1,61 2,18 2,77 3,31 55	4,63 4,63 6,39 8,27 9,89 mL/min

Versuchsart	Säulenversuch mit Sauerstoffkorrosion zur Entfernung von As(III)					
Versuchsnummer	SV 25.2					
Abbildung im Text	4.19					
Laufzeit	792 h / 34 d					
Material	Stahlwolle CI					
Säulendurchmesser	0,05	m				
Säulenquerschnitt	0,00196	m ²				
Betthöhe	0,1	m				
Bettvolumen	0,196	L				
Masse Fe	68,87	g				
Oberfläche Fe	0,179	m ²				
Porosität	95,5	%				
Filtergeschwindigkeit	1,99	m/h				
Volumenstrom	94	L/d				
Massenbilanz	 m Fe-EW: m Fe-Met: Δm Fe-Met: Δm Fe-Ox: Δm Fe-Rost: m Fe-Ab-g.: m Fe-Ab-p.: m Fe-Oxal: m Fe-HC1: 	68,87 g 42,98 g 25,89 g 20,129 g 23,075 g 2,206 g 4,206 g 11,775 g 4,888 g	m As-Zu: m As-Ab-g.: m As-Ab-p.: m As-Oxal: m As-Oxal: m As-HCl: m As-Met: As-Differenz:	1318 482 399 317 32 46 42	mg mg mg mg mg mg	

Nr.	Zeit	Q	Durchsatz	c(Fe)Ox	c(Fe)Ab	c(Fe)Ab,g	c(Fe)SF	r(O2)	CR(Fe)Ox
#	h	mL/min	BV	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	L/m2min	g/m2d
0	0	60	0						
1	5	61	92	18,88	7,84	5,05	1,20	1,29	9,26
2	24	64	455	18,81	4,76	1,40	0,38	1,10	9,68
3	49	66	952	17,81	3,28	2,30	0,07	1,04	9,45
4	73	65	1432	15,12	2,29	0,77	0,02	0,61	7,90
5	97	66	1913	9,94	3,25	1,05	0,01	0,32	5,28
6	121	66	2397	8,66	3,19	1,40	0,04	0,24	4,60
7	144	67	2864	8,16	1,97	1,27	0,01	0,21	4,40
8	164	69	3280	6,33	2,18	0,86	0,00	0,17	3,51
9	192	64	3849	6,80	2,99	1,35	0,01	0,20	3,50
10	218	67	4369	6,03	2,34	1,17	0,01	0,17	3,25
11	241	67	4840	5,38	1,78	1,23	0,02	0,15	2,90
12	265	67	5331	3,96	1,35	0,43	0,01	0,10	2,13
13	287	67	5782	4,12	1,58	0,35	0,01	0,11	2,22
14	310	67	6253	4,16	1,73	0,32	0,01	0,10	2,24
15	337	66	6801	3,77	1,40	0,11	0,01	0,10	2,00
16	361	67	7289	3,84	1,48	0,15	0,00	0,10	2,07
17	386	66	7797	3,76	1,65	0,37	0,02	0,10	2,00
18	410	65	8277	4,03	1,51	0,43	0,02	0,10	2,11
19	434	65	8754	4,74	1,49	0,97	0,02	0,12	2,48
20	456	66	9194	5,29	1,96	0,11	0,01	0,13	2,81
21	484	64	9751	4,67	1,63	0,40	0,01	0,10	2,40
22	505	65	10164	4,02	1,71	0,06	0,01	0,09	2,10
23	531	63	10673	4,74	1,79	0,68	0,01	0,11	2,40
24	554	63	11116	5,02	1,78	0,67	0,02	0,12	2,54
25	577	63	11558	4,79	1,84	0,23	0,03	0,11	2,43
26	601	64	12024	4,33	1,61	0,22	0,00	0,10	2,23
27	623	68	12468	6,18	1,85	0,38	0,02	0,15	3,38
28	647	67	12963	4,19	1,30	0,19	0,02	0,10	2,26
29	674	65	13507	3,75	1,47	0,43	0,01	0,09	1,96
30	694	66	13908	4,95	1,56	0,56	0,01	0,12	2,63
31	721	65	14448	4,60	1,82	0,70	0,01	0,11	2,41
32	744	64	14901	4,87	1,69	0,03	0,01	0,11	2,50
33	766	65	15335	5,04	1,53	0,29	0,01	0,12	2,64
34	792	64	15848	4,87	1,53	0,34	0,00	0,11	2,51

Nr.	c(As)Zu	c(As)Ab	c(As)Ab,g	c(As)SF	c(AsIII)Zu	c(AsIII)SF	qM	qP	
#	μg/L	μg/L	μg/L	µg/L	μg/L	μg/L	µg/mg	µg/mg	
0									
1	533	145	103	29	489	22	35	15	
2	522	106	69	37	490	27	30	11	
3	507	110	91	37	460	30	27	19	
4	514	130	98	37	480	27	30	21	
5	498	257	176	65	446	26	36	37	
6	535	335	250	129	455	27	36	48	
7	515	291	250	118	451	33	36	58	
8	507	335	249	135	486	34	41	66	
9	422	320	212	104	340	19	27	66	
10	422	294	202	101	314	17	35	79	
11	389	264	213	120	334	11	35	94	
12	405	323	233	101	331	5	32	98	
13	397	286	181	110	336	4	44	86	
14	371	333	182	114	322	4	16	107	
15	397	314	160	109	272	4	35	119	
16	401	324	149	105	265	4	33	132	
17	388	294	147	101	154	6	44	115	
18	392	323	150	99	93	7	27	161	
19	393	272	175	88	54	7	37	186	
20	405	304	79	79	86	2	31	122	
21	395	290	110	73	32	4	35	146	
22	429	370	90	81	44	3	26	169	
23	412	294	121	73	49	4	40	155	
24	411	318	170	78	374	5	29	133	
25	450	279	87	76	182	4	58	119	
26	415	302	114	73	344	2	41	136	
27	407	270	109	73	306	2	32	110	
28	409	309	149	72	260	2	35	144	
29	365	318	190	90	342	3	20	123	
30	378	302	187	76	281	3	23	114	
31	379	280	163	69	222	4	35	104	
32	367	308	105	78	231	2	19	122	
33	377	278	132	70	224	2	28	117	
34	383	281	128	70	252	9	31	128	

Versuchsart	Feldversuch (Durchflussversuch) im Wasserwerk "Salar del Carmen" in Antofagasta, Chile					
Versuchnummer	Experiment #10 Ausführliche Dokumentation der Versuche in [Höschel 2002]					
Abbildung im Text	4.22					
Laufzeit	776 h / 32 d					
Material	Frässpäne II					
Säulendurchmesser	0,1	m				
Säulenquerschnitt	0,00785	m^2				
Betthöhe	0,6	m				
Bettvolumen	4,71	L				
Masse Fe	2258	g				
Oberfläche Fe	1,82	m^2				
Porosität	93,9	%				
Filtergeschwindigkeit	1,2	m/h				
Volumenstrom	218	L/d				

INT.	Zeit	Q	Durchsatz	c(O2)Zu	c(O2)Ab	c(Fe)Ox	c(Fe)Ab	c(Fe)Ab,g	c(Fe)SF
#	h	mL/min	BV	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
0	0	158	0	12,05	0,64				
1	23	156	1	14,10	1,29	29,85	3,58	0,46	0,30
2	46	154	3	12,15	1,96	23,74	3,30	0,35	0,76
3	71	154	6	18,73	3,43	35,65	1,97	0,17	0,79
4	95	156	11	16,87	6,11	25,07	1,55	0,11	0,77
5	119	162	18	10,93	3,02	18,43	1,44	0,08	0,59
6	143	152	25	9,19	4,30	11,39	1,35	0,09	0,67
7	215	162	36	10,08	5,03	11,77	0,77	0,12	0,33
8	239	148	50	15,39	6,50	20,71	0,62	0,15	0,31
9	265	162	65	12,83	6,34	15,12	0,47	0,07	0,28
10	287	148	81	13,67	6,07	17,71	0,44	0,09	0,31
11	311	140	99	13,39	7,06	14,75	0,39	0,13	0,16
12	336	156	119	13,36	7,89	12,75	0,62	0,16	0,35
13	359	142	139	11,38	6,03	12,47	0,47	0,13	0,24
14	383	148	162	12,98	7,10	13,70	0,61	0,06	0,26
15	407	144	185	11,87	6,38	12,79	0,55	0,04	0,20
16	479	154	212	12,31	6,08	14,52	0,54	0,01	0,18
17	502	142	241	8,24	4,27	9,25	0,38	0,10	0,25
18	527	154	272	10,72	6,21	10,51	0,26	0,04	0,06
19	551	150	305	10,58	5,66	11,46	0,44	0,03	0,13
20	575	148	338	10,83	4,49	14,77	0,42	0,05	0,23
21	598	160	373	11,64	5,54	14,21	0,33	0,12	0,25
22	622	156	410	10,04	4,98	11,79	0,55	0,10	0,19
23	647	158	448	10,58	5,91	10,88	0,51	0,07	0,21
24	670	156	488	6,42	3,14	7,64	0,29	0,07	0,16
25	695	148	529	5,81	2,69	7,27	0,30	0,12	0,14
20	729	140	571	5,42	2,00	5,99	0,35	0,16	0,22
27	752	154	610	6,25	3,17	7,10	0,34	0,06	0,06
20	110	130	001	5,92	5,20	0,15	0,33	0,07	
Nr.	c(As)Zu	c(As)Ab	c(As)Ab.g	c(As)SF	r(O2)	CR(Fe)Ox	αM	aP	
#	ma/L	mg/L	ma/L	ma/L	L/m2min	g/m2d	ua/ma	ua/ma	
0	3	5	5			3	10 0	10 0	
1	489		100	E A	0.21	0.70	0	48	
	400	260	109	54	0,21	3,70	9	40	
2	495	260 292	109	54 118	0,21	2,90	10	50	
2	495 485	260 292 265	109 144 170	118 172	0,16	2,90 4,33	10 7	50 53	
2 3 4	495 485 483	260 292 265 281	109 144 170 214	54 118 172 163	0,21 0,16 0,15 0,09	3,70 2,90 4,33 3,07	10 7 9	50 53 47	
2 3 4 5	495 485 483 514	260 292 265 281 321	109 144 170 214 272	54 118 172 163 208	0,21 0,16 0,15 0,09 0,11	3,70 2,90 4,33 3,07 2,31	9 10 7 9 11	50 53 47 36	
2 3 4 5 6	495 485 483 514 494	260 292 265 281 321	109 144 170 214 272 313	54 118 172 163 208 237	0,21 0,16 0,15 0,09 0,11 0,07	3,70 2,90 4,33 3,07 2,31 1,41	9 10 7 9 11	50 53 47 36	
2 3 4 5 6 7	495 485 483 514 494 511	260 292 265 281 321 358	109 144 170 214 272 313	54 118 172 163 208 237	0,21 0,16 0,15 0,09 0,11 0,07 0,06	3,70 2,90 4,33 3,07 2,31 1,41 1,46	9 10 7 9 11 14	50 53 47 36	
2 3 4 5 6 7 8	495 485 483 514 494 511 456	260 292 265 281 321 358 358 366	109 144 170 214 272 313 340	34 118 172 163 208 237 338	0,21 0,16 0,15 0,09 0,11 0,07 0,06 0,08	3,70 2,90 4,33 3,07 2,31 1,41 1,46 2,53	10 7 9 11 14 4	50 53 47 36 56	
2 3 4 5 6 7 8 9	495 485 483 514 494 511 456 506	260 292 265 281 321 358 366 383	109 144 170 214 272 313 340 369	34 118 172 163 208 237 338 364	0,21 0,16 0,15 0,09 0,11 0,07 0,06 0,08 0,06	3,70 2,90 4,33 3,07 2,31 1,41 1,46 2,53 1,85	10 7 9 11 14 4 8	50 53 47 36 56 36	
2 3 4 5 6 7 8 9 10	495 485 483 514 494 511 456 506 527	260 292 265 281 321 358 366 383 391	109 144 170 214 272 313 340 369 386	34 118 172 163 208 237 338 364 401	0,21 0,16 0,15 0,09 0,11 0,07 0,06 0,08 0,06 0,07	3,70 2,90 4,33 3,07 2,31 1,41 1,46 2,53 1,85 2,17	10 7 9 11 14 4 8 8	50 53 47 36 56 36 14	
2 3 4 5 6 7 8 9 10 11	495 485 483 514 494 511 456 506 527 517	260 292 265 281 321 358 366 383 391 395	103 144 170 214 272 313 340 369 386 406	34 118 172 163 208 237 338 364 401 420	0,21 0,16 0,15 0,09 0,11 0,07 0,06 0,08 0,06 0,07 0,06	3,70 2,90 4,33 3,07 2,31 1,41 1,46 2,53 1,85 2,17 1,68	3 10 7 9 11 14 4 8 8 8 8 8	50 53 47 36 56 36 14	
2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12	495 485 483 514 494 511 456 506 527 517 478	260 292 265 281 321 358 366 383 391 395	109 144 170 214 272 313 340 369 386 406 381	34 118 172 163 208 237 338 364 401 420 388	0,21 0,16 0,15 0,09 0,11 0,07 0,06 0,08 0,06 0,07 0,06 0,05	3,70 2,90 4,33 3,07 2,31 1,41 1,46 2,53 1,85 2,17 1,68 1,49	10 7 9 11 14 4 8 8 8 8	50 53 47 36 56 36 14	
2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13	495 485 483 514 494 511 456 506 527 517 478 474	260 292 265 281 321 358 366 383 391 395 400	103 144 170 214 272 313 340 369 386 406 381 389	34 118 172 163 208 237 338 364 401 420 388 393	0,21 0,16 0,15 0,09 0,11 0,07 0,06 0,08 0,06 0,07 0,06 0,05 0,06	3,70 2,90 4,33 3,07 2,31 1,41 1,46 2,53 1,85 2,17 1,68 1,49 1,47	10 7 9 11 14 4 8 8 8 8 8 6	50 53 47 36 56 36 14 35	
2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14	495 495 485 514 494 511 456 506 527 517 478 474 482	260 292 265 281 321 358 366 383 391 395 400 397	103 144 170 214 272 313 340 369 386 406 381 389 419	34 118 172 163 208 237 338 364 401 420 388 393 375	0,21 0,16 0,15 0,09 0,11 0,07 0,06 0,08 0,06 0,07 0,06 0,05 0,06 0,05	3,70 2,90 4,33 3,07 2,31 1,41 1,46 2,53 1,85 2,17 1,68 1,49 1,47 1,57	3 10 7 9 11 14 4 8 8 8 8 8 6 7	43 50 53 47 36 56 36 14 35	
2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15	495 485 483 514 494 511 456 506 527 517 478 474 474 482 442	260 292 265 281 321 358 366 383 391 395 400 397 385	103 144 170 214 272 313 340 369 386 406 381 389 419 381	34 118 172 163 208 237 338 364 401 420 388 393 375 381	0,21 0,16 0,15 0,09 0,11 0,07 0,06 0,08 0,06 0,07 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06	3,70 2,90 4,33 3,07 2,31 1,41 1,46 2,53 1,85 2,17 1,68 1,49 1,47 1,57 1,47	10 7 9 11 14 4 8 8 8 8 8 6 7 5	+3 50 53 47 36 	
2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16	495 495 485 514 494 511 456 506 527 517 478 474 474 482 442 491	260 292 265 281 321 358 366 383 391 395 400 397 385 414	103 144 170 214 272 313 340 369 386 406 381 389 419 381 395	34 118 172 163 208 237 338 364 401 420 388 393 375 381 365	0,21 0,16 0,15 0,09 0,11 0,07 0,06 0,08 0,06 0,07 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,06 0,06	3,70 2,90 4,33 3,07 2,31 1,41 1,46 2,53 1,85 2,17 1,68 1,49 1,47 1,57 1,47 1,71	3 10 7 9 11 14 4 8 8 6 7 5 6	50 53 47 36 56 36 14 35 7 36	
2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17	485 495 485 483 514 494 511 456 506 527 517 478 474 482 442 491 484	260 292 265 281 321 358 366 383 391 395 400 397 385 414 407	103 144 170 214 272 313 340 369 386 406 381 389 419 381 395 430	34 118 172 163 208 237 338 364 401 420 388 393 375 381 365 350	0,21 0,16 0,15 0,09 0,11 0,07 0,06 0,08 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,06 0,06 0,06 0,06	3,70 2,90 4,33 3,07 2,31 1,41 1,46 2,53 1,85 2,17 1,68 1,49 1,47 1,57 1,47 1,71 1,08	3 10 7 9 11 14 4 8 8 6 7 5 6 9 9 11	43 50 53 47 36 56 36 14 35 7 36	
2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 17 18 10 17 18 10 11 12 13 14 15 16 17 16 17 16 17 16 17 16 17 16 17 17 18 19 10 11 11 12 13 14 15 16 16 17 16 16 17 16 16 17 17 18 19 10 11 11 12 13 14 15 16 16 17 16 16 17 16 16 17 16 17 16 17 16 17 17 16 17 17 16 17 17 18 18 19 10 11 11 12 13 14 15 16 17 17 16 17 17 16 17 17 17 17 17 17 17 17 17 17	485 495 485 483 514 494 511 456 506 527 517 478 474 482 442 491 484 451	260 292 265 281 321 358 366 383 391 395 400 397 385 410 400 397 385 414	103 144 170 214 272 313 340 369 386 406 381 389 419 381 395 430 443	34 118 172 163 208 237 338 364 401 420 388 393 375 381 365 350 388	0,21 0,16 0,15 0,09 0,11 0,07 0,06 0,08 0,06 0,07 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,06 0,06 0,06 0,06 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,05 0,05 0,05 0,05 0,05 0,05 0,05 0,05 0,05 0,05 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,06 0,06 0,07 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05	3,70 2,90 4,33 3,07 2,31 1,41 1,46 2,53 1,85 2,17 1,68 1,49 1,47 1,57 1,47 1,57 1,47 1,71 1,08 1,23	3 10 7 9 11 14 4 8 8 6 7 5 6 9 5 6 9 5 6 9 5 6 9 5 6 9 5 6 9 5	43 50 53 47 36 56 36 14 35 7 36	
2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 25 25 25 25 25 25 25 25 25 25	405 495 485 514 494 511 456 506 527 517 478 474 474 482 442 491 484 484 451 497	260 292 265 281 321 358 366 383 391 395 400 397 385 410 400 397 385 414 407 404 380	103 144 170 214 272 313 340 369 386 406 381 389 419 381 395 430 443 421	34 118 172 163 208 237 338 364 401 420 388 393 375 381 365 350 388 411	0,21 0,16 0,15 0,09 0,11 0,07 0,06 0,08 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,06 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,05 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,06 0,05 0,06	3,70 2,90 4,33 3,07 2,31 1,41 1,46 2,53 1,85 2,17 1,68 1,49 1,47 1,57 1,47 1,57 1,47 1,71 1,08 1,23 1,38	3 10 7 9 11 14 4 8 8 6 7 5 6 9 5 6 9 5 6 9 5 7 5 6 9 5 11	43 50 53 47 36 56 36 14 35 7 36	
2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21	405 495 485 514 494 511 456 506 527 517 478 474 474 482 442 491 482 442 491 484 451 497 461	260 292 265 281 321 358 366 383 391 395 400 397 385 410 400 397 385 414 407 404 380 362	103 144 170 214 272 313 340 369 386 406 381 389 419 381 395 430 443 421 439	34 118 172 163 208 237 338 364 401 420 388 393 375 381 365 350 388 411 409 207	0,21 0,16 0,15 0,09 0,11 0,07 0,06 0,08 0,06 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,07 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,07 0,06 0,06 0,06 0,07 0,06	3,70 2,90 4,33 3,07 2,31 1,41 1,46 2,53 1,85 2,17 1,68 1,49 1,47 1,57 1,47 1,57 1,47 1,71 1,08 1,23 1,38 1,74	3 10 7 9 11 14 4 8 8 6 7 5 6 9 5 6 9 5 6 9 5 6 9 5 11 7 \hat{c}	40 50 53 47 36 56 36 14 35 7 36	
2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22	405 495 485 483 514 494 511 456 506 527 517 478 474 482 442 491 484 451 497 461 467	260 292 265 281 321 358 366 383 391 395 400 397 385 400 397 385 414 407 404 380 362 348	103 144 170 214 272 313 340 369 386 406 381 389 419 381 395 430 443 421 439 406	34 118 172 163 208 237 338 364 401 420 388 393 375 381 365 350 388 411 409 357	0,21 0,16 0,15 0,09 0,11 0,07 0,06 0,08 0,06 0,07 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,09 0,07 0,07 0,06 0,09 0,07 0,07 0,07 0,06 0,08 0,09 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,06 0,07 0,06 0,06 0,07 0,06 0,06 0,07 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,06 0,06 0,06 0,05 0,06 0,07 0,06 0,06 0,06 0,06 0,06 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07	3,70 2,90 4,33 3,07 2,31 1,41 1,46 2,53 1,85 2,17 1,68 1,49 1,47 1,57 1,47 1,57 1,47 1,71 1,08 1,23 1,38 1,74 1,73 1,73	3 10 7 9 11 14 4 8 8 8 6 7 5 6 9 5 11 7 9 5 11 7 9 5 11 7 9 12	40 50 53 47 36 56 36 14 35 7 36	
2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 22 22	405 495 485 483 514 494 511 456 506 527 517 478 474 482 442 491 484 451 497 461 467 462	260 292 265 281 321 358 366 383 391 395 400 397 385 400 397 385 414 407 404 380 362 348 349 349	103 144 170 214 272 313 340 369 386 406 381 389 419 381 395 430 443 421 439 406 162	34 118 172 163 208 237 338 364 401 420 388 393 375 381 365 350 388 411 409 357 378	0,21 0,16 0,15 0,09 0,11 0,07 0,06 0,08 0,06 0,07 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,06 0,07 0,06 0,06 0,07 0,06 0,06 0,07 0,06 0,06 0,07 0,06 0,06 0,07 0,06 0,06 0,07 0,06 0,06 0,07 0,06 0,06 0,07 0,06 0,06 0,07 0,06 0,06 0,07 0,06 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,06 0,07 0,06 0,06 0,07 0,06 0,06 0,07 0,06 0,06 0,07 0,06 0,06 0,06 0,06 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,06 0,06 0,07 0,06 0,06 0,06 0,07 0,06	3,70 2,90 4,33 3,07 2,31 1,41 1,46 2,53 1,85 2,17 1,68 1,49 1,47 1,57 1,47 1,57 1,47 1,71 1,08 1,23 1,38 1,74 1,73 1,47	3 10 7 9 11 14 4 8 8 8 6 7 5 6 9 5 11 7 9 5 11 7 9 10	40 50 53 47 36 56 36 14 35 7 36	
2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 23	400 495 485 483 514 494 511 456 506 527 517 478 474 482 442 491 484 451 497 461 467 462 449	260 292 265 281 321 358 366 383 391 395 400 397 385 400 397 385 414 407 404 380 362 348 349 349 417	103 144 170 214 272 313 340 369 386 406 381 395 430 443 421 439 406 408 428	34 118 172 163 208 237 338 364 401 420 388 393 375 381 365 350 388 411 409 357 378 414	0,21 0,16 0,15 0,09 0,11 0,07 0,06 0,08 0,06 0,07 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,06 0,07 0,06 0,06 0,07 0,06 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,06 0,07 0,06 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05	3,70 2,90 4,33 3,07 2,31 1,41 1,46 2,53 1,85 2,17 1,68 1,49 1,47 1,57 1,47 1,57 1,47 1,71 1,08 1,23 1,38 1,74 1,73 1,47 1,55 2,17 1,68 1,49 1,47 1,57 1,68 1,47 1,57 1,68 1,47 1,57 1	3 10 7 9 11 14 4 8 8 8 6 7 5 6 9 5 11 7 9 5 11 7 9 10 3	40 50 53 47 36 56 36 14 35 7 36	
2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25	400 495 485 483 514 494 511 456 506 527 517 478 474 482 442 491 484 451 497 461 467 462 449 449	260 292 265 281 321 358 366 383 391 395 400 397 385 414 407 404 380 362 348 349 417 396 (17)	103 144 170 214 272 313 340 369 386 406 381 395 430 443 421 439 406 408 428 431	34 118 172 163 208 237 338 364 401 420 388 393 375 381 365 350 388 411 409 357 378 414 414	0,21 0,16 0,15 0,09 0,11 0,07 0,06 0,08 0,06 0,07 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,06 0,06 0,06 0,06 0,06 0,06 0,06 0,06 0,06 0,06 0,06 0,06 0,06 0,07 0,06	3,70 2,90 4,33 3,07 2,31 1,41 1,46 2,53 1,85 2,17 1,68 1,49 1,47 1,57 1,47 1,57 1,47 1,71 1,08 1,23 1,38 1,74 1,73 1,47 1,55 0,95 0,27	3 10 7 9 11 14 4 8 8 6 7 5 6 9 5 11 7 9 5 11 7 9 10 3 7 6	40 50 53 47 36 56 36 14 35 7 36	
2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 22 23	400 495 485 483 514 494 511 456 506 527 517 478 474 482 442 491 484 451 497 461 467 462 449 449 449	260 292 265 281 321 358 366 383 391 395 400 397 385 414 407 404 380 362 348 349 417 396 431	103 144 170 214 272 313 340 369 386 406 381 395 430 443 421 439 406 431 462 402	34 118 172 163 208 237 338 364 401 420 388 393 375 381 365 350 388 411 409 357 378 414 418	0,21 0,16 0,15 0,09 0,11 0,07 0,06 0,08 0,06 0,07 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,07 0,06 0,06 0,06 0,06 0,06 0,06 0,06 0,06 0,06 0,06 0,06 0,06 0,06 0,06 0,06 0,06 0,06 0,06 0,07 0,07 0,06 0,07 0,06 0,07	3,70 2,90 4,33 3,07 2,31 1,41 1,46 2,53 1,85 2,17 1,68 1,49 1,47 1,57 1,47 1,57 1,47 1,71 1,08 1,23 1,38 1,74 1,73 1,47 1,35 0,95 0,87 2,27	3 10 7 9 11 14 4 8 8 6 7 5 6 9 5 11 7 9 5 11 7 9 10 3 7 3	40 50 53 47 36 56 36 14 35 7 36	
2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27	405 495 485 483 514 494 511 456 506 527 517 478 474 482 442 491 484 451 497 461 467 462 449 4452 445	260 292 265 281 321 358 366 383 391 395 400 397 385 414 407 404 380 362 348 349 417 396 431 445	103 144 170 214 272 313 340 369 386 406 381 395 430 443 421 439 406 431 462 440 277	34 118 172 163 208 237 338 364 401 420 388 393 375 381 365 350 388 411 409 357 378 414 418 424	0,21 0,16 0,15 0,09 0,11 0,07 0,06 0,08 0,06 0,07 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06	3,70 2,90 4,33 3,07 2,31 1,41 1,46 2,53 1,85 2,17 1,68 1,49 1,47 1,57 1,47 1,57 1,47 1,71 1,08 1,23 1,38 1,74 1,73 1,47 1,73 1,47 0,95 0,87 0,68 0,22	3 10 7 9 11 14 4 8 8 8 6 7 5 6 9 5 11 7 9 10 3 2 12	40 50 53 47 36 56 36 14 35 7 36 7 36 28	
2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 2°	405 495 485 483 514 494 511 456 506 527 517 478 474 482 442 491 484 451 497 461 467 462 449 452 456 501	260 292 265 281 321 358 366 383 391 395 400 397 385 414 407 404 380 362 348 349 417 396 431 445 418	103 144 170 214 272 313 340 369 386 406 381 395 430 443 421 439 406 408 428 431 462 440 377 467	34 118 172 163 208 237 338 364 401 420 388 393 375 381 365 350 388 411 409 357 378 414 418 424 452 447	0,21 0,16 0,15 0,09 0,11 0,07 0,06 0,08 0,06 0,07 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06	3,70 2,90 4,33 3,07 2,31 1,41 1,46 2,53 1,85 2,17 1,68 1,49 1,47 1,57 1,47 1,57 1,47 1,71 1,08 1,23 1,38 1,74 1,73 1,47 1,73 1,47 0,95 0,87 0,68 0,83 0,74	3 10 7 9 11 14 4 8 8 8 6 7 5 6 9 5 11 7 9 10 3 2 12	40 50 53 47 36 56 36 14 35 7 36 7 36 28 146	
2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28	400 495 485 483 514 494 511 456 506 527 517 478 474 482 442 491 484 451 497 461 467 462 449 442 491 484 451 497 461 467 462 449 442 449 442 484	260 292 265 281 321 358 366 383 391 395 400 397 385 414 407 404 380 362 348 349 417 396 431 445 418 433	103 144 170 214 272 313 340 369 386 406 381 395 430 443 421 439 406 408 428 431 462 440 377 467	34 118 172 163 208 237 338 364 401 420 388 393 375 381 365 350 388 411 409 357 378 414 418 424 452 447	0,21 0,16 0,15 0,09 0,11 0,07 0,06 0,08 0,06 0,07 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,06 0,05 0,05 0,06 0,05 0,05 0,06 0,05 0	3,70 2,90 4,33 3,07 2,31 1,41 1,46 2,53 1,85 2,17 1,68 1,49 1,47 1,57 1,47 1,57 1,47 1,71 1,08 1,23 1,38 1,74 1,73 1,47 1,73 1,47 0,95 0,87 0,68 0,83 0,74	3 10 7 9 11 14 4 8 8 8 6 7 5 6 9 5 11 7 9 10 3 2 12 9	40 50 53 47 36 56 36 14 35 7 36	

Versuchsart	Rührversuche im Be	cherglas
Versuchsnummer	RV14, RV15, RV16,	RV17 (2000)
	Iso-1 (2001)	
Abbildung im Text	4.18	
Laufzeit	24 h	
Material	Stahlwolle D-III	RV14(1-4),
	Stahlwolle CL	RV14(5-8), RV15(1-8), RV16(1-8)
		RV17(1-8)
Einwaage	RV14	300 mg
	RV15	300 mg
	RV16	300 mg
	RV17	100/200/300/400 mg
Becherglasvolumen	1 L	
Versuchsziel	Ausführliche Dokum	entation der Versuche in [Torres 2001]:
	RV14: Vergleich der	Stahlwolle
	RV15: Variation der	Rührgeschwindigkeit (100-400 min ⁻¹)
	RV16: Variation der	Arsenkonzentration (0/280/540/640 µg/L)
	RV17: Variation der	Eiseneinwaage
	Isotherme mit FeCl ₂	zum Vergleich:
	3 Versuche mit 6,5 u	nd 7 Ansätzen.
	Dosierung von Stam	mlösung in die Bechergläser.
	Gemeinsame Freund	lich-Isotherme für RV-FeCl2-I/II/III:
	n=0,55 KF=9	77

	c(As) g	c(Fe)	qP	c(As) g	c(Fe)	qP	c(As) g	c(Fe)	qP
	µg/L	mg/L	µg/mg	μg/L	mg/L	µg/mg	μg/L	mg/L	µg/mg
t [h]		RV14-1			RV14-2			RV14-3	
0	475			489			506		
1,5	276	1,00	200	344	0,59	245	271	1,22	193
2,5	225	1,42	176	320	1,05	161	193	2,05	152
3,5	170	1,71	178	221	1,34	199	121	2,44	158
5,5	126	4,03	87	95	3,16	125	50	5,37	85
7,5	23	5,68	80	32	5,91	77	18	8,39	58
24,0	4	30,30	16	10	32,52	15	11	21,75	23
	c(As) g	C(Fe)	qP	C(AS) g	C(Fe)	qP	c(As) g	C(Fe)	qP
+ [b]	µg/∟		µg/mg	µg/L		µg/mg	µg/∟		µg/mg
	530	KV 14-4	1	514	KV14-5	[521	KV 14-0	1
1.5	311	0.75	292	166	1.80	193	255	1 22	218
2.5	282	1 27	195	98	2 94	100	165	2 18	163
3.5	219	1,27	221	29	4 81	101	62	3.84	120
5.5	87	2.85	156	6	10.50	48	7	8,96	57
7.5	40	4.87	101	8	14.57	35	8	12.66	40
24,0	7	29,49	18	2	39,89	13	2	42,28	12
· ·								<u> </u>	
	c(As) g	c(Fe)	qP	c(As) g	c(Fe)	qP	c(As) g	c(Fe)	qP
	µg/L	mg/L	µg/mg	μg/L	mg/L	µg/mg	µg/L	mg/L	µg/mg
t [h]		RV14-7			RV14-8				
0	545			539					
1,5	159	2,30	168	248	1,15	253			
2,5	70	6,82	70	171	2,03	181			
3,5	19	7,51	70	60	3,88	124			
5,5	4	12,43	44	7	8,44	63			
7,5	5	19,97	27	5	14,62	37			
24,0	I	53,95	10	4	49,10	11		-	
	c(As) g	c(Ee)	aP	c(As) a	c(Ee)	٥P	c(As) g	c(Ee)	aP
			yi ua/ma			ua/ma			ua/ma
t [h]	P9/2	RV15-1	µg/mg	μg/ L	RV15-2	Pg/mg	µg/⊏	RV15-3	pg/mg
0	564			530			526		
3	160	1.73	233	115	2.15	193	140	2.17	178
4	113	2,39	189	84	2,85	157	94	2,87	150
6	38	4,28	123	17	4,56	113	32	4,08	121
8	12	6,14	90	6	8,9	59	12	5,75	89
24	2	21,43	26	2	22,33	24	1	20,84	25
30	3	22,67	25	4	25,15	21	2	23,39	22
	c(As) g	c(Fe)	qP	c(As) g	c(Fe)	qP	c(As) g	c(Fe)	qP
	µg/L	mg/L	µg/mg	µg/L	mg/L	µg/mg	µg/L	mg/L	µg/mg
t [h]	500	RV15-4		507	RV15-5		500	RV15-6	
0	526	0.40	405	524	4.00	000	520	4.04	407
3	127	2,42	165	145	1,82	209	139	1,94	197
4	19	2,91	154	104	∠,3 4.00	103	83	∠,45 4.24	1/5
0 8	23 8	5,19 7.04	97	33	4,20 6.93	76	22 8	4,31	77
0	0	7,94	20	9	0,03	70	0	0,02	20
30	3	28.92	18	2	23,90	19	3	30.3	17
	5	20,32	10	2	21,01	13	5	00,0	
	c(As) q	c(Fe)	aP	c(As) q	c(Fe)	qP	c(As) q	c(Fe)	qP
	µg/L	mg/L	μg/mg	μg/L	mg/L	μg/mg	μg/L	mg/L	μg/mg
t [h]		RV15-7			RV15-8				
0	540			520					
3	305	0,92	256	197	1,88	172			
4	294	1,11	222	146	2,23	168			
6	217	1,57	206	49	4,14	114			
8	132	2,45	167	12	6,22	82			
24	5	14,54	37	5	23,77	22			
~ ~			<u> </u>	÷	·	· -			
30	4	15,6	34	3	29,54	18			

	c(As) g	c(Fe)	qP	c(As) g	c(Fe)	qP	c(As) g	c(Fe)	qP
	µg/L	mg/L	µg/mg	μg/L	mg/L	µg/mg	μg/L	mg/L	µg/mg
t [h]		RV16-3			RV16-4			RV16-5	
0	285			279			532		
2	98	1,42	132	119	1,35	118	274	0,97	267
3	51	1.96	119	74	1.51	135	213	1.98	161
4	25	3.02	86	24	3.22	79	107	2 35	181
6	5	5.54	51	6	5,39	51	39	4 10	120
8	2	8 72	32	3	7.98	35	8	5.45	96
27	2	26.75	11	2	36.41	35	2	28.32	10
21	2	20,75	11	2	30,41	0	2	20,32	19
		o(Eo)	۳D		o(Eo)	۳P		o(Eo)	۳B
	C(AS) g		yr ug/mg	C(AS) g		yr ug/mg			yr ug/mg
4 [6]	µg/∟		μg/mg	µg/L		μg/mg	µg/∟		µg/mg
	E 4.4	RV16-6	1	644	RV16-7	1	640	RV16-8	r
0	544	1.00	074	644	0.50	000	648	0.00	000
2	265	1,03	271	458	0,58	320	414	0,69	339
3	172	2,09	178	331	0,97	322	355	1,04	281
4	66	3,60	133	234	1,85	222	244	1,36	297
6	37	5,51	92	140	2,53	199	164	2,21	219
8	6	8,31	65	83	3,59	156	68	2,93	198
27	4	29,94	18	5	24,16	26	10	11,77	54
	c(As) g	c(Fe)	qP	c(As) g	c(Fe)	qP	c(As) g	c(Fe)	qP
	µg/L	mg/L	µg/mg	μg/L	mg/L	µg/mg	μg/L	mg/L	µg/mg
t [h]		RV17-1			RV17-2			RV17-3	
0	645			625			622		
2	540	0,23	455	498	0,29	437	437	0,55	337
3	489	0,27	577	480	0,36	403	376	0,82	300
4	472	0,37	468	441	0,53	346	291	1,28	259
6	397	0.57	434	361	0.80	330	184	2.28	192
8	346	0.86	347	286	1 12	302	82	3.72	145
24	37	4 60	132	40	4 53	129	7	8 44	73
	0.	1,00			1,00			0,11	
	C(AS) C	C(Fe)	αP	c(As) a	c(Fe)	۹D	c(As) a	c(Fe)	۹D
	c(As) g	c(Fe)	qP	c(As) g	c(Fe)	qP	c(As) g	c(Fe)	qP
t (b)	c(As) g µg/L	c(Fe) mg/L	qP µg/mg	c(As) g μg/L	c(Fe) mg/L PV17-5	qΡ μg/mg	c(As) g μg/L	c(Fe) mg/L	qP µg/mg
t [h]	c(As) g μg/L	c(Fe) mg/L RV17-4	qΡ μg/mg	c(As) g µg/L	c(Fe) mg/L RV17-5	qP µg/mg	c(As) g µg/L	c(Fe) mg/L RV17-6	qP µg/mg
t [h] 0	c(As) g μg/L 609	c(Fe) mg/L RV17-4	qΡ μg/mg	c(As) g µg/L 624	c(Fe) mg/L RV17-5	qΡ μg/mg	c(As) g μg/L 615	c(Fe) mg/L RV17-6	qΡ μg/mg
t [h] 0 2	c(As) g μg/L 609 435 250	c(Fe) mg/L RV17-4	qP μg/mg 282 266	c(As) g µg/L 624 463 376	c(Fe) mg/L RV17-5 0,48	qP μg/mg 335	c(As) g µg/L 615 388 285	c(Fe) mg/L RV17-6	qP μg/mg 258 246
t [h] 0 2 3	C(AS) g µg/L 609 435 359 278	c(Fe) mg/L RV17-4 0,62 0,94	qP μg/mg 282 266	c(As) g μg/L 624 463 376	c(Fe) mg/L RV17-5 0,48 0,75	qP μg/mg 335 331	c(As) g µg/L 615 388 285 200	c(Fe) mg/L RV17-6 0,88 1,34	qP μg/mg 258 246
t [h] 0 2 3 4	C(AS) g µg/L 609 435 359 278 462	c(Fe) mg/L RV17-4 0,62 0,94 1,46	qP μg/mg 282 266 227	c(As) g µg/L 624 463 376 318 202	c(Fe) mg/L RV17-5 0,48 0,75 1,05	qP μg/mg 335 331 291	c(As) g µg/L 615 388 285 200 102	c(Fe) mg/L RV17-6 0,88 1,34 1,91	qP μg/mg 258 246 217
t [h] 0 2 3 4 6	c(As) g µg/L 609 435 359 278 163 70	c(Fe) mg/L RV17-4 0,62 0,94 1,46 2,24	qP μg/mg 282 266 227 199	c(As) g μg/L 624 463 376 318 203 410	c(Fe) mg/L RV17-5 0,48 0,75 1,05 1,73	qP μg/mg 335 331 291 244	c(As) g μg/L 615 388 285 200 102	c(Fe) mg/L RV17-6 0,88 1,34 1,91 2,89 4,55	qP μg/mg 258 246 217 178 407
t [h] 0 2 3 4 6 8	c(As) g µg/L 609 435 359 278 163 78 5	c(Fe) mg/L RV17-4 0,62 0,94 1,46 2,24 3,65	qP μg/mg 282 266 227 199 145	c(As) g μg/L 624 463 376 318 203 110 5	c(Fe) mg/L RV17-5 0,48 0,75 1,05 1,73 2,83 41,02	qP μg/mg 335 331 291 244 182	c(As) g μg/L 615 388 285 200 102 38	c(Fe) mg/L RV17-6 0,88 1,34 1,91 2,89 4,55 4,770	qP μg/mg 258 246 217 178 127 24
t [h] 0 2 3 4 6 8 24	c(As) g µg/L 609 435 359 278 163 78 5	c(Fe) mg/L RV17-4 0,62 0,94 1,46 2,24 3,65 11,59	qP μg/mg 282 266 227 199 145 52	c(As) g μg/L 624 463 376 318 203 110 5	c(Fe) mg/L RV17-5 0,48 0,75 1,05 1,73 2,83 11,23	qP μg/mg 335 331 291 244 182 55	c(As) g μg/L 615 388 285 200 102 38 3	c(Fe) mg/L RV17-6 0,88 1,34 1,91 2,89 4,55 17,76	qP μg/mg 258 246 217 178 127 34
t [h] 0 2 3 4 6 8 24	C(AS) g µg/L 609 435 359 278 163 78 5 (1)	c(Fe) mg/L RV17-4 0,62 0,94 1,46 2,24 3,65 11,59	qP μg/mg 282 266 227 199 145 52	c(As) g μg/L 624 463 376 318 203 110 5	c(Fe) mg/L RV17-5 0,48 0,75 1,05 1,73 2,83 11,23	qP μg/mg 335 331 291 244 182 55	c(As) g μg/L 615 388 285 200 102 38 3 3	c(Fe) mg/L RV17-6 0,88 1,34 1,91 2,89 4,55 17,76	qP μg/mg 258 246 217 178 127 34
t [h] 0 2 3 4 6 8 24	c(As) g µg/L 609 435 359 278 163 78 5 c(As) g	c(Fe) mg/L RV17-4 0,62 0,94 1,46 2,24 3,65 11,59 c(Fe)	qP μg/mg 282 266 227 199 145 52 QP	c(As) g μg/L 624 463 376 318 203 110 5 5 c(As) g	c(Fe) mg/L RV17-5 0,48 0,75 1,05 1,73 2,83 11,23 c(Fe)	qP μg/mg 335 331 291 244 182 55 55 qP	c(As) g μg/L 615 388 285 200 102 38 3 3 c(As) g	c(Fe) mg/L RV17-6 0,88 1,34 1,91 2,89 4,55 17,76 c(Fe)	qP μg/mg 258 246 217 178 127 34 qP
t [h] 0 2 3 4 6 8 24 24	c(As) g μg/L 609 435 359 278 163 78 5 5 c(As) g μg/L	c(Fe) mg/L RV17-4 0,62 0,94 1,46 2,24 3,65 11,59 c(Fe) mg/L	qP μg/mg 282 266 227 199 145 52 4 QP μg/mg	c(As) g μg/L 624 463 376 318 203 110 5 c(As) g μg/L	c(Fe) mg/L RV17-5 0,48 0,75 1,05 1,73 2,83 11,23 c(Fe) mg/L	qP μg/mg 335 331 291 244 182 55 qP μg/mg	c(As) g μg/L 615 388 285 200 102 38 3 3 c(As) g μg/L	c(Fe) mg/L RV17-6 0,88 1,34 1,91 2,89 4,55 17,76 c(Fe) mg/L	qP μg/mg 258 246 217 178 127 34 qP μg/mg
t [h] 0 2 3 4 6 8 24 24 1 t [h]	c(As) g μg/L 609 435 359 278 163 78 5 5 c(As) g μg/L	c(Fe) mg/L RV17-4 0,62 0,94 1,46 2,24 3,65 11,59 c(Fe) mg/L RV17-7	qP μg/mg 282 266 227 199 145 52 4 QP μg/mg	c(As) g μg/L 624 463 376 318 203 110 5 c(As) g μg/L	c(Fe) mg/L RV17-5 0,48 0,75 1,05 1,73 2,83 11,23 c(Fe) mg/L RV17-8	q P μg/mg 335 331 291 244 182 55 q P μg/mg	c(As) g μg/L 615 388 285 200 102 38 3 3 c(As) g μg/L	c(Fe) mg/L RV17-6 0,88 1,34 1,91 2,89 4,55 17,76 c(Fe) mg/L	qP μg/mg 258 246 217 178 127 34 qP μg/mg
t [h] 0 2 3 4 6 8 24 	c(As) g μg/L 609 435 359 278 163 78 5 c(As) g μg/L 635	c(Fe) mg/L RV17-4 0,62 0,94 1,46 2,24 3,65 11,59 c(Fe) mg/L RV17-7	qP μg/mg 282 266 227 199 145 52 qP μg/mg	c(As) g μg/L 624 463 376 318 203 110 5 c(As) g μg/L 626	c(Fe) mg/L RV17-5 0,48 0,75 1,05 1,73 2,83 11,23 c(Fe) mg/L RV17-8	qP μg/mg 335 331 291 244 182 55 4 9 μg/mg	c(As) g μg/L 615 388 285 200 102 38 3 3 c(As) g μg/L	c(Fe) mg/L RV17-6 0,88 1,34 1,91 2,89 4,55 17,76 c(Fe) mg/L	qP μg/mg 258 246 217 178 127 34 qP μg/mg
t [h] 0 2 3 4 6 8 24 t [h] 0 2	c(As) g μg/L 609 435 359 278 163 78 5 c(As) g μg/L 635 361	c(Fe) mg/L RV17-4 0,62 0,94 1,46 2,24 3,65 11,59 c(Fe) mg/L RV17-7	qP μg/mg 282 266 227 199 145 52 qP μg/mg	c(As) g μg/L 624 463 376 318 203 110 5 c(As) g μg/L 626 402	c(Fe) mg/L RV17-5 0,48 0,75 1,05 1,73 2,83 11,23 c(Fe) mg/L RV17-8 0,79	q P μg/mg 335 331 291 244 182 55 q P μg/mg	c(As) g μg/L 615 388 285 200 102 38 3 3 c(As) g μg/L	c(Fe) mg/L RV17-6 0,88 1,34 1,91 2,89 4,55 17,76 c(Fe) mg/L	qP μg/mg 258 246 217 178 127 34 qP μg/mg
t [h] 0 2 3 4 6 8 24 24 t [h] 0 2 3	c(As) g μg/L 609 435 359 278 163 78 5 c(As) g μg/L 635 361 235	c(Fe) mg/L RV17-4 0,62 0,94 1,46 2,24 3,65 11,59 c(Fe) mg/L RV17-7 1,11 2,19	q P μg/mg 282 266 227 199 145 52 q P μg/mg 247 182	c(As) g μg/L 624 463 376 318 203 110 5 c(As) g μg/L 626 402 335	c(Fe) mg/L RV17-5 0,48 0,75 1,05 1,73 2,83 11,23 c(Fe) mg/L RV17-8 0,79 1,11	q P μg/mg 335 331 291 244 182 55 q P μg/mg 284 284 262	c(As) g μg/L 615 388 285 200 102 38 3 3 c(As) g μg/L	c(Fe) mg/L RV17-6 0,88 1,34 1,91 2,89 4,55 17,76 c(Fe) mg/L	qP μg/mg 258 246 217 178 127 34 qP μg/mg
t [h] 0 2 3 4 6 8 24 	c(As) g μg/L 609 435 359 278 163 78 5 c(As) g μg/L 635 361 235 118	c(Fe) mg/L RV17-4 0,62 0,94 1,46 2,24 3,65 11,59 c(Fe) mg/L RV17-7 1,11 2,19 3,07	q P μg/mg 282 266 227 199 145 52 q P μg/mg 247 182 168	c(As) g μg/L 624 463 376 318 203 110 5 c(As) g μg/L 626 402 335 243	c(Fe) mg/L RV17-5 0,48 0,75 1,05 1,73 2,83 11,23 c(Fe) mg/L RV17-8 0,79 1,11 1,67	qP μg/mg 335 331 291 244 182 55 qP μg/mg 284 262 229	c(As) g μg/L 615 388 285 200 102 38 3 3 c(As) g μg/L	c(Fe) mg/L RV17-6 0,88 1,34 1,91 2,89 4,55 17,76 c(Fe) mg/L	qP μg/mg 258 246 217 178 127 34 qP μg/mg
t [h] 0 2 3 4 6 8 24 	c(As) g μg/L 609 435 359 278 163 78 5 c(As) g μg/L 635 361 235 118 43	c(Fe) mg/L RV17-4 0,62 0,94 1,46 2,24 3,65 11,59 c(Fe) mg/L RV17-7 1,11 2,19 3,07 4,64	qP μg/mg 282 266 227 199 145 52 qP μg/mg 247 182 168 127	c(As) g μg/L 624 463 376 318 203 110 5 c(As) g μg/L 626 402 335 243 113	c(Fe) mg/L RV17-5 0,48 0,75 1,05 1,73 2,83 11,23 c(Fe) mg/L RV17-8 0,79 1,11 1,67 2,70	qP μg/mg 335 331 291 244 182 55 qP μg/mg 284 262 229 190	c(As) g μg/L 615 388 285 200 102 38 3 3 c(As) g μg/L	c(Fe) mg/L RV17-6 0,88 1,34 1,91 2,89 4,55 17,76 c(Fe) mg/L	qP μg/mg 258 246 217 178 127 34 qP μg/mg
t [h] 0 2 3 4 6 8 24 t [h] 0 2 3 4 6 8 8	c(As) g μg/L 609 435 359 278 163 78 5 c(As) g μg/L 635 361 235 118 43 16	c(Fe) mg/L RV17-4 0,62 0,94 1,46 2,24 3,65 11,59 c(Fe) mg/L RV17-7 C(Fe) 1,11 2,19 3,07 4,64 7,05	qP μg/mg 282 266 227 199 145 52 qP μg/mg 247 182 168 127 88	c(As) g μg/L 624 463 376 318 203 110 5 c(As) g μg/L 626 402 335 243 113 38	c(Fe) mg/L RV17-5 0,48 0,75 1,05 1,73 2,83 11,23 c(Fe) mg/L RV17-8 0,79 1,11 1,67 2,70 4,42	qP μg/mg 335 331 291 244 182 55 qP μg/mg 284 262 229 190 133	c(As) g μg/L 615 388 285 200 102 38 3 3 c(As) g μg/L	c(Fe) mg/L RV17-6 0,88 1,34 1,91 2,89 4,55 17,76 c(Fe) mg/L	qP μg/mg 258 246 217 178 127 34 qP μg/mg
t [h] 0 2 3 4 6 8 24 t [h] 0 2 3 4 6 8 24 4 6 8 24 4 6 8 24 4 6 8 24 7 8 8 24 8 8 8 8 8 8 8 8 8 8 8 8 8	c(As) g μg/L 609 435 359 278 163 78 5 c(As) g μg/L 635 361 235 118 43 16 3 16 3	c(Fe) mg/L RV17-4 0,62 0,94 1,46 2,24 3,65 11,59 c(Fe) mg/L RV17-7 1,11 2,19 3,07 4,64 7,05 18,43	qP μg/mg 282 266 227 199 145 52 qP μg/mg 247 182 168 127 88 34	c(As) g μg/L 624 463 376 318 203 110 5 c(As) g μg/L 626 402 335 243 113 38 4	c(Fe) mg/L RV17-5 0,48 0,75 1,05 1,73 2,83 11,23 c(Fe) mg/L RV17-8 0,79 1,11 1,67 2,70 4,42 19,42	qP μg/mg 335 331 291 244 182 55 qP μg/mg 284 262 229 190 133 32	c(As) g μg/L 615 388 285 200 102 38 3 c(As) g μg/L	c(Fe) mg/L RV17-6 0,88 1,34 1,91 2,89 4,55 17,76 c(Fe) mg/L	qP μg/mg 258 246 217 178 127 34 34 qP μg/mg
t [h] 0 2 3 4 6 8 24 t [h] 0 2 3 4 6 8 24 	c(As) g μg/L 609 435 359 278 163 78 5 c(As) g μg/L 635 361 235 118 43 16 3	c(Fe) mg/L RV17-4 0,62 0,94 1,46 2,24 3,65 11,59 c(Fe) mg/L RV17-7 1,11 2,19 3,07 4,64 7,05 18,43	qP μg/mg 282 266 227 199 145 52 qP μg/mg 247 182 168 127 88 34	c(As) g μg/L 624 463 376 318 203 110 5 c(As) g μg/L 626 402 335 243 113 38 4	c(Fe) mg/L RV17-5 0,48 0,75 1,05 1,73 2,83 11,23 c(Fe) mg/L RV17-8 0,79 1,11 1,67 2,70 4,42 19,42	q P μg/mg 335 331 291 244 182 55 q P μg/mg 284 262 229 190 133 32	c(As) g μg/L 615 388 285 200 102 38 3 c(As) g μg/L	c(Fe) mg/L RV17-6 0,88 1,34 1,91 2,89 4,55 17,76 c(Fe) mg/L	q P μg/mg 258 246 217 178 127 34 q P μg/mg
t [h] 0 2 3 4 6 8 24 t [h] 0 2 3 4 6 8 24 4 6 8 24 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1	c(As) g μg/L 609 435 359 278 163 78 5 c(As) g μg/L 635 361 235 118 43 16 3 c(As) g (As) g μg/L	c(Fe) mg/L RV17-4 0,62 0,94 1,46 2,24 3,65 11,59 c(Fe) mg/L RV17-7 1,11 2,19 3,07 4,64 7,05 18,43 c(Fe)	qP μg/mg 282 266 227 199 145 52 4 qP μg/mg 247 182 168 127 88 34 34	c(As) g μg/L 624 463 376 318 203 110 5 c(As) g μg/L 626 402 335 243 113 38 4 c(As) g	c(Fe) mg/L RV17-5 0,48 0,75 1,05 1,73 2,83 11,23 c(Fe) mg/L RV17-8 0,79 1,11 1,67 2,70 4,42 19,42 c(Fe)	q P μg/mg 335 331 291 244 182 55 q P μg/mg 284 262 229 190 133 32 284	c(As) g μg/L 615 388 285 200 102 38 3 c(As) g μg/L	c(Fe) mg/L RV17-6 0,88 1,34 1,91 2,89 4,55 17,76 c(Fe) mg/L	q P μg/mg 258 246 217 178 127 34 q P μg/mg
t [h] 0 2 3 4 6 8 24 t [h] 0 2 3 4 6 8 24 	c(As) g μg/L 609 435 359 278 163 78 5 c(As) g μg/L 635 361 235 118 43 16 3 (As) g μg/L	c(Fe) mg/L RV17-4 0,62 0,94 1,46 2,24 3,65 11,59 c(Fe) mg/L RV17-7 1,11 2,19 3,07 4,64 7,05 18,43 c(Fe) mg/L	qP μg/mg 282 266 227 199 145 52 qP μg/mg 247 182 168 127 88 34 34 qP μg/mg	c(As) g μg/L 624 463 376 318 203 110 5 c(As) g μg/L 626 402 335 243 113 38 4 c(As) g μg/L	c(Fe) mg/L RV17-5 0,48 0,75 1,05 1,73 2,83 11,23 c(Fe) mg/L RV17-8 0,79 1,11 1,67 2,70 4,42 19,42 c(Fe) mg/L	q P μg/mg 335 331 291 244 182 55 q P μg/mg 284 262 229 190 133 32 284 262 229	c(As) g μg/L 615 388 285 200 102 38 3 c(As) g μg/L c(As) g μg/L	c(Fe) mg/L RV17-6 0,88 1,34 1,91 2,89 4,55 17,76 c(Fe) mg/L	q P μg/mg 258 246 217 178 127 34 q P μg/mg
t [h] 0 2 3 4 6 8 24 t [h] 0 2 3 4 6 8 24 t 4 6 8 24 t 4 6 8 24 t 4 6 8 24 t 4 6 8 24 t 4 6 8 24 t 4 6 8 24 t 4 6 8 24 t 4 6 8 24 t 4 6 8 24 t 4 6 8 24 t 4 6 8 24 t 4 6 8 24 t 4 6 8 24 t 4 6 8 24 t 4 6 8 24 t 4 6 8 24 t 4 6 8 24 t 4 6 8 24 t 4 6 8 8 24 t 4 6 8 8 24 t 4 6 8 8 24 t 4 6 8 8 24 t 4 6 8 8 24 t 4 6 8 8 24 t 4 6 8 8 24 t 4 6 8 8 24 t 4 6 8 8 24 t 4 6 8 8 24 t 4 6 8 8 24 t 4 6 8 8 24 t 4 6 8 8 24 t 4 6 8 8 24 t 4 5 8 8 24 t 4 5 8 8 24 t 4 5 8 8 24 t 4 5 8 8 24 t 4 5 8 8 8 8 8 8 8 8 8 8 8 8 8	c(As) g μg/L 609 435 359 278 163 78 5 c(As) g μg/L 635 361 235 118 43 16 3 16 3 (As) g μg/L	c(Fe) mg/L RV17-4 0,62 0,94 1,46 2,24 3,65 11,59 c(Fe) mg/L RV17-7 1,11 2,19 3,07 4,64 7,05 18,43 c(Fe) mg/L RV-FeCl2-I	qP μg/mg 282 266 227 199 145 52 qP μg/mg 247 182 168 127 88 34 34 qP μg/mg	c(As) g μg/L 624 463 376 318 203 110 5 c(As) g μg/L 626 402 335 243 113 38 4 4 c(As) g μg/L	c(Fe) mg/L RV17-5 0,48 0,75 1,05 1,73 2,83 11,23 c(Fe) mg/L RV17-8 0,79 1,11 1,67 2,70 4,42 19,42 0,79 1,11 1,67 2,70 4,42 19,42 C(Fe) mg/L RV-FeCI2-II	q P μg/mg 335 331 291 244 182 55 q P μg/mg 284 262 229 190 133 32 284 262 229 190	c(As) g μg/L 615 388 285 200 102 38 3 c(As) g μg/L c(As) g μg/L	c(Fe) mg/L RV17-6 0,88 1,34 1,91 2,89 4,55 17,76 c(Fe) mg/L c(Fe) c(Fe) c(Fe) mg/L RV-FeCI2-III	qP μg/mg 258 246 217 178 127 34 qP μg/mg
t [h] 0 2 3 4 6 8 24 t [h] 0 2 3 4 6 8 24 t 4 6 8 24 t 1 9 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1	c(As) g μg/L 609 435 359 278 163 78 5 c(As) g μg/L 635 361 235 118 43 16 3 16 3 (As) g μg/L (As) g μg/L 43 43 43 43 16 43 43 43 43 43 43 43 43 43 5 5 5 6 6 6 6 6 6 6 6 6 6 6 6 6	c(Fe) mg/L RV17-4 0,62 0,94 1,46 2,24 3,65 11,59 c(Fe) mg/L RV17-7 1,11 2,19 3,07 4,64 7,05 18,43 c(Fe) mg/L RV-FeCl2-I	qP μg/mg 282 266 227 199 145 52 qP μg/mg 247 182 168 127 88 34 247 182	c(As) g μg/L 624 463 376 318 203 110 5 c(As) g μg/L 626 402 335 243 113 38 4 c(As) g μg/L 440	c(Fe) mg/L RV17-5 0,48 0,75 1,05 1,73 2,83 11,23 c(Fe) mg/L RV17-8 0,79 1,11 1,67 2,70 4,42 19,42 c(Fe) mg/L RV-FeCI2-II	q P μg/mg 335 331 291 244 182 55 q P μg/mg 284 262 229 190 133 32 284 262 229 190 133 32	c(As) g μg/L 615 388 285 200 102 38 3 c(As) g μg/L c(As) g μg/L 463	c(Fe) mg/L RV17-6 0,88 1,34 1,91 2,89 4,55 17,76 c(Fe) mg/L c(Fe) c(Fe) mg/L RV-FeCI2-III	qP μg/mg 258 246 217 178 127 34 qP μg/mg qP μg/mg
t [h] 0 2 3 4 6 8 24 t [h] 0 2 3 4 6 8 24 4 6 8 24 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1	c(As) g μg/L 609 435 359 278 163 78 5 c(As) g μg/L 635 361 235 118 43 16 3 16 3 (As) g μg/L 43 16 43 16 43 16 3 118 43 16 3 118 43 16 3 118 43 16 3 118 43 16 3 118 43 16 3 118 43 16 3 118 143 15 16 16 178 16 16 16 16 16 16 16 16 16 16	c(Fe) mg/L RV17-4 0,62 0,94 1,46 2,24 3,65 11,59 c(Fe) mg/L RV17-7 1,11 2,19 3,07 4,64 7,05 18,43 c(Fe) mg/L RV-FeCl2-I 2,3	qP μg/mg 282 266 227 199 145 52 qP μg/mg 247 182 168 127 88 34 QP μg/mg 47 182 168 127 88 34	c(As) g μg/L 624 463 376 318 203 110 5 c(As) g μg/L 626 402 335 243 113 38 4 c(As) g μg/L 440 117	c(Fe) mg/L RV17-5 0,48 0,75 1,05 1,73 2,83 11,23 c(Fe) mg/L RV17-8 0,79 1,11 1,67 2,70 4,42 19,42 c(Fe) mg/L RV-FeCl2-II RV-FeCl2-II	qP μg/mg 335 331 291 244 182 55 qP μg/mg 284 262 229 190 133 32 229 190 133 32 2 qP μg/mg	c(As) g μg/L 615 388 285 200 102 38 3 c(As) g μg/L c(As) g μg/L c(As) g μg/L	c(Fe) mg/L RV17-6 0,88 1,34 1,91 2,89 4,55 17,76 c(Fe) mg/L c(Fe) c(Fe) mg/L RV-FeC12-III	qP μg/mg 258 246 217 178 127 34 qP μg/mg qP μg/mg
t [h] 0 2 3 4 6 8 24 t [h] 0 2 3 4 6 8 24 4 6 8 24 1 1 2 1 1 2 1 1 2 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1	c(As) g μg/L 609 435 359 278 163 78 5 c(As) g μg/L 635 361 235 118 43 16 3 c(As) g μg/L 635 26 27 27 27 27 27 27 27 27 27 27	c(Fe) mg/L RV17-4 0,62 0,94 1,46 2,24 3,65 11,59 c(Fe) mg/L RV17-7 1,11 2,19 3,07 4,64 7,05 18,43 c(Fe) mg/L RV-FeCl2-I 2,3 6,8	qP μg/mg 282 266 227 199 145 52 qP μg/mg 247 182 168 127 88 34 9 4 9 μg/mg 4 127 88 34 127 88 34 68 127 88 34 68 127 88 34 68 127 88 34 63	c(As) g μg/L 624 463 376 318 203 110 5 c(As) g μg/L 626 402 335 243 113 38 4 c(As) g μg/L 243 113 38 4 c(As) g μg/L 243 440 117 25	c(Fe) mg/L RV17-5 0,48 0,75 1,05 1,73 2,83 11,23 c(Fe) mg/L RV17-8 0,79 1,11 1,67 2,70 4,42 19,42 0,79 c(Fe) mg/L RV-FeCI2-II RV-FeCI2-II	qP μg/mg 335 331 291 244 182 55 qP μg/mg 284 262 229 190 133 32 229 190 133 32 229 190 133 32 229	c(As) g μg/L 615 388 285 200 102 38 3 c(As) g μg/L c(As) g μg/L c(As) g μg/L 463 283 184	c(Fe) mg/L RV17-6 0,88 1,34 1,91 2,89 4,55 17,76 c(Fe) mg/L c(Fe) mg/L RV-FeCI2-III 1 2	qP μg/mg 258 246 217 178 127 34 qP μg/mg qP μg/mg 200 155
t [h] 0 2 3 4 6 8 24 1 1 0 2 3 4 6 8 24 1 2 3 4 6 8 24 1 1 2 3 4 6 8 24 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1	c(As) g μg/L 609 435 359 278 163 78 5 c(As) g μg/L 635 361 235 118 43 16 3 c(As) g μg/L 635 25 278 118 43 16 3 22 12	c(Fe) mg/L RV17-4 0,62 0,94 1,46 2,24 3,65 11,59 c(Fe) mg/L RV17-7 1,11 2,19 3,07 4,64 7,05 18,43 c(Fe) mg/L RV-FeCl2-I 2,3 6,8 11,3	qP μg/mg 282 266 227 199 145 52 qP μg/mg 247 182 168 127 88 34 9 4 4 7 88 34 9 4 136 63 39	c(As) g μg/L 624 463 376 318 203 110 5 c(As) g μg/L 626 402 335 243 113 38 4 c(As) g μg/L 4 243 113 38 4 c(As) g μg/L 440 117 25 12	c(Fe) mg/L RV17-5 0,48 0,75 1,05 1,73 2,83 11,23 c(Fe) mg/L RV17-8 0,79 1,11 1,67 2,70 4,42 19,42 0,79 c(Fe) mg/L RV-FeCI2-II 2,3 6,8 11,3	qP μg/mg 335 331 291 244 182 55 qP μg/mg 284 262 229 190 133 32 284 262 229 190 133 32 32 qP μg/mg	c(As) g μg/L 615 388 285 200 102 38 3 c(As) g μg/L c(As) g μg/L c(As) g μg/L 463 283 184 114	c(Fe) mg/L RV17-6 0,88 1,34 1,91 2,89 4,55 17,76 c(Fe) mg/L c(Fe) mg/L RV-FeCi2-III 1 2 3	qP μg/mg 258 246 217 178 127 34 qP μg/mg qP μg/mg 200 155 129
t [h] 0 2 3 4 6 8 24 1 1 0 2 3 4 6 8 24 1 2 3 4 6 8 24 1 1 2 3 4 6 8 24 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1	c(As) g μg/L 609 435 359 278 163 78 5 c(As) g μg/L 635 361 235 118 43 16 3 c(As) g μg/L 6 451 143 22 12 6	c(Fe) mg/L RV17-4 0,62 0,94 1,46 2,24 3,65 11,59 c(Fe) mg/L RV17-7 1,11 2,19 3,07 4,64 7,05 18,43 c(Fe) mg/L RV-FeCl2-I 2,3 6,8 11,3 15,8	qP μg/mg 282 266 227 199 145 52 qP μg/mg 247 182 168 127 88 34 247 182 168 127 88 34 9 μg/mg 136 63 39 28	c(As) g μg/L 624 463 376 318 203 110 5 c(As) g μg/L 626 402 335 243 113 38 4 c(As) g μg/L 243 113 38 4 c(As) g μg/L 25 12 7	c(Fe) mg/L RV17-5 0,48 0,75 1,05 1,73 2,83 11,23 c(Fe) mg/L RV17-8 0,79 1,11 1,67 2,70 4,42 19,42 0,79 c(Fe) mg/L RV-FeCI2-II 2,3 6,8 11,3 15,8	qP μg/mg 335 331 291 244 182 55 qP μg/mg 284 262 229 190 133 32 qP μg/mg 143 62 38 27	c(As) g μg/L 615 388 285 200 102 38 3 c(As) g μg/L c(As) g μg/L c(As) g μg/L 463 283 184 114 78	c(Fe) mg/L RV17-6 0,88 1,34 1,91 2,89 4,55 17,76 c(Fe) mg/L c(Fe) mg/L RV-FeCi2-III 1 2 3 3 4	qP μg/mg 258 246 217 178 127 34 qP μg/mg qP μg/mg 200 155 129 107
t [h] 0 2 3 4 6 8 24 1 1 0 2 3 4 6 8 24 1 0 2 3 4 6 8 24 1 1 2 3 4 6 8 24 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1	c(As) g μg/L 609 435 359 278 163 78 5 c(As) g μg/L 635 361 235 118 43 16 3 c(As) g μg/L 6 451 143 22 12 6 6 6	c(Fe) mg/L RV17-4 0,62 0,94 1,46 2,24 3,65 11,59 c(Fe) mg/L RV17-7 1,11 2,19 3,07 4,64 7,05 18,43 c(Fe) mg/L RV-FeCl2-I 2,3 6,8 11,3 15,8 20,3	qP μg/mg 282 266 227 199 145 52 qP μg/mg 247 182 168 127 88 34 qP μg/mg 1 36 63 39 28 22	c(As) g μg/L 624 463 376 318 203 110 5 c(As) g μg/L 626 402 335 243 113 38 4 c(As) g μg/L 243 113 38 4 c(As) g μg/L 7 5	c(Fe) mg/L RV17-5 0,48 0,75 1,05 1,73 2,83 11,23 c(Fe) mg/L RV17-8 0,79 1,11 1,67 2,70 4,42 19,42 0,79 1,42 19,42 c(Fe) mg/L RV-FeCI2-II 2,3 6,8 11,3 15,8 20,3	qP μg/mg 335 331 291 244 182 55 qP μg/mg 284 262 229 190 133 32 284 262 229 190 133 32 qP μg/mg	c(As) g μg/L 615 388 285 200 102 38 3 c(As) g μg/L c(As) g μg/L c(As) g μg/L 463 283 184 114 78 48	c(Fe) mg/L RV17-6 0,88 1,34 1,91 2,89 4,55 17,76 c(Fe) mg/L c(Fe) mg/L c(Fe) ng/L 2 3 4 5	q P μg/mg 258 246 217 178 127 34 q P μg/mg q P μg/mg 200 155 129 107 92
t [h] 0 2 3 4 6 8 24 1 0 2 3 4 6 8 24 1 2 3 4 6 8 24 1 2 3 4 6 8 24 1 1 2 3 4 6 8 24 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1	с(As) g µg/L 609 435 359 278 163 78 5 c(As) g µg/L 635 361 235 118 43 16 3 c(As) g µg/L c(As) g µg/L 6 451 143 22 12 6 6 4 4	c(Fe) mg/L RV17-4 0,62 0,94 1,46 2,24 3,65 11,59 c(Fe) mg/L RV17-7 1,11 2,19 3,07 4,64 7,05 18,43 c(Fe) mg/L RV-FeCl2-I 2,3 6,8 11,3 15,8 20,3 22,5	qP μg/mg 282 266 227 199 145 52 qP μg/mg 247 182 168 127 88 34 qP μg/mg 1 36 63 39 28 22 20	c(As) g μg/L 624 463 376 318 203 110 5 c(As) g μg/L 626 402 335 243 113 38 4 c(As) g μg/L 243 113 38 4 c(As) g μg/L 7 5	c(Fe) mg/L RV17-5 0,48 0,75 1,05 1,73 2,83 11,23 c(Fe) mg/L RV17-8 0,79 1,11 1,67 2,70 4,42 19,42 c(Fe) mg/L RV-FeCl2-II c(Fe) mg/L RV-FeCl2-II 2,3 6,8 11,3 15,8 20,3	qP μg/mg 335 331 291 244 182 55 qP μg/mg 284 262 229 190 133 32 284 262 229 190 133 32 qP μg/mg	c(As) g μg/L 615 388 285 200 102 38 3 c(As) g μg/L c(As) g c(As) c(As) g c(As) g c(As) g c(As) c(As)	c(Fe) mg/L RV17-6 0,88 1,34 1,91 2,89 4,55 17,76 c(Fe) mg/L c(Fe) mg/L c(Fe) mg/L RV-FeC12-III 1 2 3 4 5 5	q P μg/mg 258 246 217 178 127 34 q P μg/mg q P μg/mg 200 155 129 107 92 79
t [h] 0 2 3 4 6 8 24 1 0 2 3 4 6 8 24 1 0 2 3 4 6 8 24 1 1 2 3 4 5 6 7	c(As) g μg/L 609 435 359 278 163 78 5 c(As) g μg/L 635 361 235 118 43 16 3 361 235 118 43 16 3 c(As) g μg/L 6 6 4 5 6 6 6 4	c(Fe) mg/L RV17-4 0,62 0,94 1,46 2,24 3,65 11,59 c(Fe) mg/L RV17-7 1,11 2,19 3,07 4,64 7,05 18,43 c(Fe) mg/L RV-FeCl2-I 2,3 6,8 11,3 15,8 20,3 22,5	qP μg/mg 282 266 227 199 145 52 qP μg/mg 247 182 168 127 88 34 QP μg/mg QP μg/mg 247 182 168 127 88 34 QP μg/mg 282 20 28 28 22 20 20 28 22 20 20 28 22 20 20 20 20 20 20 20 20 20	c(As) g μg/L 624 463 376 318 203 110 5 c(As) g μg/L 626 402 335 243 113 38 4 c(As) g μg/L 626 402 335 243 113 38 4 c(As) g μg/L 440 117 25 12 7 5	c(Fe) mg/L RV17-5 0,48 0,75 1,05 1,73 2,83 11,23 c(Fe) mg/L RV17-8 0,79 1,11 1,67 2,70 4,42 19,42 c(Fe) mg/L RV-FeCI2-II c(Fe) mg/L RV-FeCI2-II 2,3 6,8 11,3 15,8 20,3	q P μg/mg 335 331 291 244 182 55 q P μg/mg 284 262 229 190 133 32 284 262 229 190 133 32 q P μg/mg	c(As) g μg/L 615 388 285 200 102 38 3 c(As) g μg/L c(As) g μg/L c(As) g μg/L 463 283 184 114 78 48 39 29	c(Fe) mg/L RV17-6 0,88 1,34 1,91 2,89 4,55 17,76 c(Fe) mg/L c(Fe) mg/L RV-FeCI2-III 1 2 3 4 5 7	q P μg/mg 258 246 217 178 127 34 q P μg/mg

		RV 14 Bestimmung der Korrosionsraten							
		1	2	3	4	5	6	7	8
m(t=0)	g	0,300	0,300	0,301	0,301	0,301	0,301	0,300	0,300
m(Fe)Ox	g	0,030	0,033	0,022	0,029	0,040	0,042	0,054	0,049
m(t=24)	g	0,270	0,268	0,279	0,271	0,261	0,259	0,246	0,251
Α	m2	0,00081	0,00081	0,00081	0,00081	0,00157	0,00156	0,00156	0,00156
CR	g/m2d	37,4	40,1	26,8	36,3	25,5	27,0	34,5	31,5

Dateiversion:

D:\K3-050516\Diss\Diss-173.doc

17.05.2005 11:50:22