

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Wechselwirkung von physikalischen, chemischen und biotischen Prozessen in aquatischen Systemen

Norbert Kreuzinger

Band 175 - Wien 2002

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Band 175

Wechselwirkung von physikalischen, chemischen und biotischen Prozessen in aquatischen Systemen

Norbert Kreuzinger

Herausgeber
Prof. Dipl.Ing. Dr. N. Matsché
Technische Universität Wien
Institut für Wassergüte
und Abfallwirtschaft

Dissertationsschrift zur Erlangung des akademischen Grades
eines Doktors der Naturwissenschaften
an der Technischen Universität Wien,
Technisch - Naturwissenschaftliche Fakultät



Institut für Wassergüte
und Abfallwirtschaft
TU- Wien

Karlsplatz 13 / 226
1040 Wien

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft
Karlsplatz 13/226; 1040 Wien
Tel: + 43 1 58801 - 22611
Fax: + 43 1 58801 - 22699
Mail: iwag@iwag.tuwien.ac.at

Alle Rechte vorbehalten.
Ohne Genehmigung der Herausgeber ist es nicht gestattet,
das Buch oder Teile daraus zu veröffentlichen
© Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft TU-Wien, 1999

Druck: Riegelnik
1080, Piaristengasse 19

ISSN 0279 - 5349
ISBN 3 - 85234 - 066 - 7

DISSERTATION

**Wechselwirkung von physikalischen, chemischen und
biotischen Prozessen in aquatischen Systemen
Auswirkungen in Vorflutern mit unterschiedlichem Abwassereinfluss**

Ausgeführt zum Zwecke der Erlangung des akademischen Grades
eines Doktors der Naturwissenschaften
unter der Leitung von

Prof. Dipl.Ing. Dr. Norbert Matsché
Institut 226
Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft

Eingereicht an der Technischen Universität Wien
Technisch-Naturwissenschaftliche Fakultät

von

Mag. Norbert Kreuzinger
Matr. Nr. 8600877
Zimmermannplatz 1/11
1090 Wien

Wien, am 8. August 2000

Danksagung

Eine Dissertation ist nicht nur der Abschluss einer wissenschaftlichen Arbeit oder eines Studiums, sondern auch Ergebnis und Meilenstein einer persönlichen Entwicklung und eines wissenschaftlichen Weges. Auf diesem Weg gibt es zahlreiche Begleiter, die dazu beigetragen haben, ihn zu finden und sich auf ihm zurechtzufinden. Ich bin deshalb froh, mich an dieser Stelle bei denjenigen bedanken zu können, die am Entstehen und dem Abschluss dieser Arbeit maßgeblich beteiligt waren und bei denjenigen, welche im „Hintergrund“ die Dissertation überhaupt erst möglich gemacht haben.

Mein aufrichtiger und herzlicher Dank gilt deshalb:

Prof. Norbert Matsché, der nicht nur diese Arbeit betreut hat, sondern in dem ich einen geduldigen, verständnisvollen und inspirierenden aber auch kritischen und fordernden Mentor mit einem faszinierenden, unendlichen Fundus an Wissen gefunden habe. Seiner Aufopferung und Unterstützung habe ich nicht nur diese Dissertation zu verdanken, sondern auch die Realisierung unzähliger Ideen und Vorhaben und nicht zuletzt meinen Werdegang am Institut. Danke!

Prof. Kroiss, der mich mit seinen Gedanken zu interdisziplinären und integrativen Lösungsansätzen komplexer Probleme ganz wesentlich in meinem Denken beeinflusst hat und auch durch sein Vertrauen in meine Arbeit ganz wesentlich zu meinem Werden beigetragen hat!

Prof. Franz Streichsbier für den mit der Begutachtung dieser Arbeit verbundenen Aufwand und dafür, als Zweitprüfer für das Rigorosum zur Verfügung zu stehen!

Meinen Eltern, für all die Möglichkeiten, die sie mir gegeben haben, all die Unterstützung, das Vertrauen, das sie in mich gesetzt haben, und dafür, dass ich mich immer auf sie verlassen habe können. Ihnen möchte ich den Abschluss dieser Arbeit als großes Danke widmen!

Meinem Lieblingsmenschen, Birgit Vogel, die mir in den letzten Zügen dieser Arbeit die Kraft gegeben hat, diese fertig zu stellen und das Leben einfach lebenswert macht!

Meinen Kollegen und Mitarbeitern am Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU-Wien, sowie den ehemaligen Kollegen, mit denen ich Zeit am Institut verbringen durfte, für das überaus angenehme, diskussionsreiche und konstruktive Arbeitsklima, das Voraussetzung für eine persönliche und wissenschaftliche Entfaltung ist!

All den Kollegen aus den verschiedenen Forschungstätigkeiten, Ausschüssen und Gremien, die zu begegnen und kennen zu lernen ich im Laufe meiner Tätigkeiten das Vergnügen hatte. Sie haben durch ihre fachliche Kompetenz und mit ihrem Engagement für den Gewässerschutz wesentlich dazu beigetragen meinen fachlichen Horizont zu erweitern!

All meinen Freunden dafür, dass sie mich gedrängt haben diese Arbeit zu schreiben, damit es endlich wieder einmal ein „g’scheites Fest!“ gibt!

Allen nochmals einen herzlichen Dank, denn ohne ihrer Hilfe wäre es nicht gelungen, diese Arbeit erfolgreich zu vollenden!

Kurzfassung

Die Auswirkungen der Emissionen auf aquatische Systeme sind einerseits durch eine direkte Wirkung einzelner Stoffe (Toxizitäten, hormonelle Wirkungen) und andererseits indirekt über die Verknüpfung der physikalisch-chemischen Parameter mit den biotischen Prozessen in den Gewässern gegeben. Für diese Arbeit sind zwei Szenarien bzw. Modellsysteme ausgewählt worden, welche das zentrale Thema der Wechselwirkungen physikalischer, chemischer und biologischer Prozesse in aquatischen Systemen bei unterschiedlichem Abwassereinfluss, unterschiedlichen Rahmenbedingungen und Fragestellungen darstellen. In beiden Fällen stehen Fragen des angewandten Gewässerschutzes und der Wassergütwirtschaft im Mittelpunkt des Interesses, sodass gezeigt werden kann, dass die hier angestellten Überlegungen und verwendeten Methoden für eine Reihe von unterschiedlichen Fragestellungen angewandt werden können. Mit dem Hintergrund unterschiedlicher Beeinflussung durch gereinigtes Abwasser steht in einem Fall die Wechselwirkung zwischen Emission und Immission im Mittelpunkt der Betrachtungen, im zweiten Fall die Wechselwirkung zwischen Immission und Gewässernutzung. In beiden Fällen stellt das Thema dieser Arbeit also eine Schnittstelle dar, bei der die involvierten Prozesse und deren resultierende Ausprägungen für eine Beurteilung hinsichtlich der Nutzungskriterien von entscheidender Bedeutung sind. Anhand der beiden ausgewählten Fallstudien wird die Bedeutung einer detaillierten Betrachtung der Wechselwirkungen von physikalischen, chemischen und biotischen Prozessen in aquatischen Systemen in Hinblick auf einen angewandten Gewässerschutz und als Grundlage für wasserwirtschaftliche Maßnahmen verdeutlicht.

In einem ersten Teil der Arbeit werden die Grundlagen der abiotischen und biotischen Faktoren und Parameter sowie deren Bedeutung für die Wechselwirkungen im Gewässer dargestellt. Die Darstellung chemischer Gleichgewichte, die Quantifizierung biologischer Prozesse und die Erarbeitung von Berechnungsgrundlagen sind dabei die Basis für die Anwendung an zwei Fallbeispielen.

Im Fallbeispiel Krottenbach steht für die Bearbeitung im Sinne des Titels der Arbeit die zentrale Frage im Mittelpunkt, inwieweit der Ablauf einer nach dem Stand der Technik betriebenen Kläranlage selbst als Gewässer den Anforderungen an die Gewässergüte genügt. Zur Beantwortung dieser Fragestellung wurden die Wechselwirkungen zwischen chemischen und biologischen Prozessen untersucht, die für Immissionsituation ausschlaggebend sind und im Konnex mit ökotoxikologische, ökomorphologischen und hydrologischen Untersuchungen beurteilt. Dabei stellte sich heraus, dass in Hinblick auf Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen das Qualitätsziel erreicht wird. Die Phosphorverbindungen liegen jedoch in einem Bereich, der über den wünschenswerten Konzentrationen liegt. Durch die integrative Betrachtung von Wasserchemie, Gewässerbiologie und Rahmenbedingungen gelang es jedoch herauszuarbeiten, dass sich unter Berücksichtigung gewässermorphologischer Gesichtspunkte auch diese hohen Phosphorkonzentrationen im Gewässer nicht negativ auswirken. Als wesentlicher Einflussfaktor bei einer Gleichsetzung von Emission und Immission stellte sich die Temperatur dar, die zu einer Vermehrung der Stoffumsatzraten im Gewässer und zu einer Beschleunigung der Entwicklung von Wasserorganismen führt, was in einer Verschiebung der Zusammensetzung der Gewässerbiozönose resultiert, die nicht mehr den auf Grund der Rahmenbedingungen zu erwartenden Biozönose entspricht. Die durch

eine Reinigung von Abwässern nach dem Stand der Technik erreichbare Ablaufqualität führt selbst im betrachteten Extremfall, dass die Emission der Kläranlage qualitativ und quantitativ die Immissionssituation eines Gewässers prägt, in Hinblick auf die chemischen und physikalischen Parameter, die in Wechselwirkung mit den biologischen Prozessen im Gewässer stehen, zu dem guten ökologischen Gewässerzustand, wenn zusätzlich gute gewässermorphologischen Rahmenbedingungen vorhanden sind. Ein Vergleich der erreichbaren Emissionswerte mit den angestrebten Immissionswerten zeigt Überschreitungen im DOC, die jedoch wegen der enthaltenen refraktären Stoffe nicht immissionsrelevant sind, und im Phosphorgehalt, der sich bei einer guten Gewässerstruktur jedoch ebenfalls nicht auswirkt

Im Fallbeispiel Neue Donau stand die Modellierung und Beurteilung wasserchemischer Zusammenhänge in Hinblick auf die durch das Kraftwerk Freudenua veränderten hydrologischen Bedingungen bei der Uferfiltration im Mittelpunkt. Das Uferfiltrat aus der Donau infiltriert die Donauinsel und beeinflusst in weiterer Folge die Trophie der Neuen Donau. Basierend auf Erkenntnissen und Messwerten in der Zeit vor dem Aufstau durch das Kraftwerk wurde ein Modell der Nährstoffeinträge nach Staulegung erstellt und verifiziert. Dabei stellte sich auch heraus, dass die Auswertung der Ergebnisse der chemisch-physikalischen Analytik eine Unterstützung und Ergänzung zu quantitativ hydraulischen Aspekten der Grundwasserpassage darstellen. Das qualitative Grundwassermodell behandelte vor allem den Aspekt der Phosphordynamik, da der Phosphor als limitierender Faktor für die Trophie der Neuen Donau erkannt wurde. Das Modell konnte sich durch periodische Untersuchungen bestätigt werden und führt zu dem Ergebnis, dass die bereits vor Aufstau der Donau beobachtete Aufhöhung der Gelöst-Phosphorkonzentrationen im Grundwasser um etwa $34 \mu\text{g/l}$ durch den Aufstau nicht verändert wurde. Somit konnte mit den Methoden im Sinne des Titels dieser Arbeit gezeigt werden, dass die Phosphorkonzentration in der Neuen Donau nur von der zugrundeliegenden Phosphorkonzentration in der Donau beeinflusst werden und somit die Errichtung des Kraftwerks zu keinen diesbezüglichen Einflüssen führt. Die Ausarbeitung der Wechselwirkungen zwischen physikalisch – chemischen und biologischen Prozessen hat weiters ergeben, dass die biologisch induzierte Phosphorfällung durch Makrophytenwachstum in der Neuen Donau einen wesentlichen Einfluss auf den Phosphorhaushalt der Neuen Donau hat. Es konnte gezeigt werden, dass mit der Inkorporation von CO_2 für die Assimilation der Wasserpflanzen und der damit verbundenen pH-Wert Anhebung eine Phosphorfällung in Form von Apatit auftritt. Das Fällpotential liegt in einer Größenordnung von etwa 2,3 g Phosphor je Gramm gebildeter Biomasse im Gegensatz zu etwa 0,8 mg Phosphor, der in die Biomasse selbst eingelagert wird und damit etwa 2800 mal höher. Selbst, wenn dieses Fällungspotential nur zu einem Bruchteil ausgenutzt wird, liegt die biogene Phosphorfällung weit über dem durch die Bildung von Biomasse inkorporierten Anteil. Durch das Wachstum der Makrophyten erfolgt somit eine chemische Fällung des Phosphors, wodurch es zu den niedrigen Phosphorkonzentrationen in der Neuen Donau kommt, die eigentlich auf Grund der eingetragenen Konzentrationen von über $40 \mu\text{g/l}$ Orthophosphat deutlich höher zu erwarten wären und zu eutrophen Bedingungen in der Neuen Donau führen müssten.

Dem Prozess der biogenen Phosphorfällung in aquatischen Systemen ist bis dato nur vereinzelt Aufmerksamkeit gewidmet worden. Es kann jedoch angenommen werden, dass ein derartiges Regulativ für die Phosphorkonzentrationen in allen carbonatgeprägten Gewässern mit Makrophytenwachstum auftritt. Systematische Untersuchungen dazu fehlen in der Literatur jedoch.

**Wechselwirkung von physikalischen, chemischen und
biotischen Prozessen in aquatischen Systemen**
Auswirkungen in Vorflutern mit unterschiedlichem Abwassereinfluss

The more I see, the more I know
The more I know, the less I understand

Wechselwirkung von physikalischen, chemischen und biotischen Prozessen in aquatischen Systemen

Auswirkungen in Vorflutern mit unterschiedlichem Abwassereinfluss

Inhalt

Inhalt	1
1 Einleitung, Fragestellung	5
2 Die einzelnen Parameter	9
2.1 Zusammensetzung der Biomasse aquatischer Systeme	9
2.1.1 Algenbiomasse	9
2.1.1.1 Redfield	10
2.1.1.2 Goltermann	10
2.1.1.3 Uhlmann	11
2.1.1.4 WEF	11
2.1.1.5 Vergleich und Zusammenfassung der Ansätze für Algenbiomasse	11
2.1.2 Bakterien	13
2.1.2.1 Fagerbackke	14
2.1.2.2 WEF	15
2.1.2.3 Uhlmann	16
2.1.2.4 Zusammenfassung der Ansätze für Bakterienbiomasse	16
2.2 Abiotische Faktoren	17
2.2.1 Sauerstoff	17
2.2.1.1 Löslichkeit von Sauerstoff	17
2.2.1.2 Berechnung der Sauerstoffsättigung	19
2.2.1.3 Sauerstoffhaushalt eines Fließgewässers	19
2.2.2 Kohlenstoff	22
2.2.2.1 Heterotrophe Organismen	22
2.2.2.2 Autotrophe Organismen	22
2.2.2.3 Dissoziation der Kohlensäure	22
2.2.3 Stickstoff	25
2.2.3.1 Herkunft	25
2.2.3.2 Ammonium	26
2.2.3.3 Nitrit	29
2.2.3.4 Nitrat	29

2.2.4	Phosphor	30
2.2.4.1	Herkunft	31
2.2.4.2	Verfügbarkeit von Phosphor	31
2.2.4.3	Transportmechanismen für Phosphor	33
2.2.4.4	Algenwachstum in Abhängigkeit von der Phosphat-Konzentration	36
2.2.5	Temperatur	37
2.2.5.1	Einfluss auf Temperatur	37
2.2.5.2	Einfluss der Temperatur	38
2.2.5.3	Temperaturabhängigkeit biologischer Prozesse	39
2.3	Biotische Prozesse	40
2.3.1	Photosynthese und Bildung von photoautotropher Biomasse	40
2.3.1.1	Prozesse der Photosynthese	40
2.3.1.2	Lichtabhängigkeit	45
2.3.1.3	Bildung von Algenbiomasse	52
2.3.2	Kohlenstoffatmung und Bildung von heterotropher Biomasse.....	54
2.3.2.1	Zellertrag / Yield	54
2.3.2.2	Substrat	55
2.3.2.3	„Abbaubarkeit“	56
2.3.2.4	Biochemischer Sauerstoffbedarf BSB	57
2.3.2.5	Selbstveratmung der Biomasse	62
2.3.3	Nitrifikation und Bildung von chemoautotropher Biomasse	63
2.3.3.1	Einleitung	63
2.3.3.2	Stöchiometrie	64
2.3.3.3	Wachstum der Nitrifikanten	65
2.3.4	Denitrifikation	69
3	Fallbeispiel Krottenbach	71
3.1	ARA Mödling	71
3.1.1	Geschichte	73
3.1.2	Beschreibung der Anlage	74
3.2	Krottenbach	78
3.2.1	Geschichte	81
3.2.2	Geologie	84
3.2.3	Einzugsgebiet	85
3.2.4	Klima und Niederschläge	87
3.2.5	Hydrologie	89
3.2.5.1	Gefällesituation	89
3.2.5.2	Abfluss des Oberlaufes (bis Einleitung ARA Mödling)	90
3.2.5.3	Abfluss des Unterlaufes (ab Einleitung ARA Mödling)	91
3.2.5.4	Beurteilung des Abflussregimes	94
3.2.5.5	Zusammenfassung Bewertung Fließgewässertypologie	98

3.2.6	Morphologie	99
3.2.6.1	Einleitung	99
3.2.6.2	Ökomorphologische Bewertung des Krottenbachs	104
3.3	Untersuchungen.....	107
3.3.1	Probenstellen am Krottenbach	107
3.3.2	Beprobungstermine am Krottenbach	109
3.3.3	Untersuchung chemischer Parameter	110
3.3.4	Untersuchungen der Ökotoxizität.....	111
3.3.4.1	Allgemeines	112
3.3.4.2	Methodik	112
3.4	Ergebnisse.....	131
3.4.1	Ergebnisse Ökotoxikologie	131
3.4.2	Chemische Wassergüte	142
3.4.2.1	Sauerstoff	142
3.4.2.2	pH-Wert	144
3.4.2.3	Kohlenstoffparameter	145
3.4.2.4	Stickstoff	147
3.4.2.5	Phosphor	149
3.4.2.6	Temperatur	150
3.4.2.7	Clusteranalyse	152
3.4.3	Der Chemische Index.....	163
3.5	Zusammenfassung für das Fallbeispiel Krottenbach.....	167
4	Fallbeispiel Neue Donau	169
4.1	Problemstellung und Hintergrund	169
4.2	Grundlagen und Rahmenbedingungen	170
4.2.1	Neue Donau	170
4.2.2	Wasserqualität der Donau	172
4.2.3	Die Grundwasserverhältnisse auf der Donauinsel.....	174
4.2.4	Wasserspiegellagen	175
4.2.4.1	Situation vor Stauerrichtung	176
4.2.4.2	Situation bei Teilstau	177
4.2.4.3	Situation mit Vollstau	177
4.2.5	Die Probenahmestellen.....	178
4.2.6	Analysierte Parameter.....	181
4.3	Modellvorstellung für die biologisch – chemischen Prozesse im Untergrund	182
4.3.1	Kolmationsschicht	183
4.3.2	Donauinsel	186

4.3.3	Neue Donau.....	190
4.3.3.1	Zusammenfassung der Prozesse bei der Uferfiltration	192
4.4	Modellüberprüfung	192
4.4.1	Umsetzungen in der Kolmationsschicht.....	192
4.4.2	Prozesse im Untergrund.....	197
4.4.3	Prozesse in der Neuen Donau.....	198
4.5	Zusammenfassung für das Fallbeispiel Neue Donau.....	200
5	Zusammenfassung und Synopse	201
5.1	Fallbeispiel Krottenbach.....	201
5.1.1	Hydrologie.....	201
5.1.2	Morphologie.....	201
5.1.3	Ökotoxikologie.....	201
5.1.4	Veränderungen im Längsverlauf.....	202
5.1.5	Sauerstoff	203
5.1.6	Temperatur.....	205
5.1.7	Kohlenstoff und Nährstoff.....	205
5.1.8	Chemischer Index (CI) nach Bach.....	206
5.1.9	Abwasserreinigung nach dem Stand der Technik	206
5.2	Fallbeispiel Neue Donau	207
5.2.1	Chemische Analysenwerte als Unterstützung anderer Disziplinen.....	207
5.2.2	Modellvorstellung Grundwasserdynamik	208
5.2.3	Biogene Phosphorfällung.....	209
5.3	Synopse	210
6	Literatur	215
7	Anhang	221

1 Einleitung, Fragestellung

Aquatische Systeme stehen über natürliche abiotische und biotische Stoffaustauschprozesse in engem Kontakt zu ihrem Umfeld. Stoffeinträge aus terrestrischen Systemen, aus Grundwasser und nasse Depositionen sind die Grundlage für die in Folge im Gewässer ablaufenden Wechselwirkungen und gegenseitigen Beeinflussungen von chemischen und biologischen Prozessen. Anthropogene Emissionen über Punktquellen oder diffuser Einträge führen zu einem zusätzlichen Stoffeintrag, der zu einer qualitativen und quantitativen Reaktion im Gewässers führt. Ziel des Gewässerschutzes und der Wassergütwirtschaft ist es nun, diese anthropogenen Stoffeinträge durch gewässerschutzpolitische und wasserwirtschaftliche Maßnahmen so zu regulieren, dass die Immissionswerte der Gewässer den festgelegten Qualitätskriterien in Hinblick auf die Nutzungsansprüche entsprechen. Diese Qualitätskriterien sind als Konzentrationen für biotische (z.B. Keimgehalt) und abiotische (chemisch – physikalische Parameter) Wasserinhaltsstoffe, als biologische Gewässergüte (Saprobienindex, Trophiegrad) oder als Gesamtzustand eines Gewässers (ökologische Funktionsfähigkeit) festgelegt.

Aus diesen Gedanken resultierend werden in Österreich zwei gesetzlich verankerte Strategien zur Gewässerreinigung besprochen: Das Vorsorgeprinzip impliziert unabhängig von der Gewässersituation den Gedanken einer generellen Minimierung der Gewässerbelastung durch Emissionen. Die Minimierung der eingetragenen Stoffe beinhaltet im Wesentlichen das Bekenntnis und die Realisierung von Maßnahmen zur Abwassermeidung und eine Abwasserreinigung nach dem Stand der Technik. Im Immissionsprinzip werden die Zielvorstellungen über die Qualität der Gewässer anhand der Festlegung physikalischer, chemischer, biologischer und ökologischer Kriterien festgehalten. Das Qualitätsziel der Einhaltung eines guten Gewässerzustandes (= guter ökologischer und guter chemischer Zustand) ist zudem in der EU-Wasserrahmenrichtlinie verankert.

Die Auswirkungen der Emissionen auf aquatische Systeme sind einerseits durch eine direkte Wirkung einzelner Stoffe (Toxizitäten, hormonelle Wirkungen) und andererseits indirekt über die Verknüpfung der physikalisch-chemischen Immission mit den biotischen Prozessen in den Gewässern gegeben. Das Ergebnis dieser Wechselwirkungen beeinflusst den Zustand eines Gewässers und resultiert in einer Bewertung des Gewässerzustandes entsprechend den Kriterien für dessen Nutzung. Am Schnittpunkt zwischen einer Betrachtung von Emission, Immission und Nutzung steht jeweils die Wechselwirkung zwischen den physikalisch-chemischen und den biologischen Prozessen im Gewässer. Diese Wechselwirkung prägt die beobachtete bzw. zu erwartende Immissionsituation und deren dynamische Veränderung über die Zeit entscheidend mit. Für eine Beschreibung der Auswirkungen von Emissionen auf die Immission ist somit die Kenntnis der aus dem Stoffhaushalt eines Gewässers resultierenden abiotischen und biotischen Prozesse notwendig. Unter Berücksichtigung der Immissionskriterien kann sodann auf die Auswirkungen von Emissionen geschlossen werden. Vielfach erschöpft sich eine derartige Aussage in einem Vergleich von im Gewässer stichprobenartig gemessener Konzentrationen mit den tabellarisch angeführten Konzentrationen der Qualitätskriterien. Die Dynamik der Wechselwirkungen zwischen physikalisch-chemischen Parametern mit biologischen Prozessen wird dabei nicht berücksichtigt. Nun

stellen aber die gewählten Qualitätskriterien selbst das Resultat von Immissionsbetrachtungen und somit ihrerseits eine resultierende Ausprägung chemisch-physikalischer und biologischer Prozesse dar. Dies führt bei einer oberflächlichen und unkritischen Beschäftigung mit der Immissionsproblematik unweigerlich dazu, dass natürliche Vorgänge bei Nichterfüllung der Kriterien und anthropogene Einflüsse generell als Beeinträchtigung eines anthropogen determinierten Idealzustandes empfunden werden.

Ein zentrales Bestreben des angewandten Gewässerschutzes muss es deshalb sein, die Zusammenhänge und Grundlagen der von abiotischen Rahmenbedingungen und biologischen Prozessen geprägten Immissionsdynamik integrativ zu verstehen, um daraus konkrete Aussagen über zeitliche, räumliche und qualitative Beziehungen zu den Nutzungskriterien abzuleiten. Derartige detaillierte Betrachtungen erlauben letztendlich auch, die grundlegenden Einflussparameter und Ursachen einer analytisch erfassten Immission zu definieren und in Relation zu den Qualitätszielen so zu quantifizieren, dass seitens der Wassergütewirtschaft gezielte technische Maßnahmen in Hinblick auf deren Optimierung realisiert werden können bzw. eine fundierte, abgesicherte Aussage getroffen werden kann, dass eine ins Auge gefasste technische Maßnahme hinsichtlich der Nutzungskriterien nicht notwendig ist.

Die Betrachtung der Zusammenhänge und Wechselwirkungen von physikalisch-chemischen und biotischen Prozessen stellt dabei ein Werkzeug zur Herausarbeitung der angesprochenen grundlegenden Einflussparameter und deren Dynamik dar und ist deshalb Ziel dieser Arbeit. Dazu sind neben einer Interpretation von chemisch-physikalischen Analysenwerten der Gewässerimmission und der Quantifizierung biologischer Prozesse im Gewässer zusätzlich die Einfluss nehmenden hydrologischen und morphologischen Rahmenbedingungen in die Betrachtungen einzubeziehen.

Für diese Arbeit sind zwei Szenarien bzw. Modellsysteme ausgewählt worden, die es ermöglichen, das zentrale Thema der Wechselwirkungen physikalischer, chemischer und biogener Prozesse in aquatischen Systemen bei unterschiedlichen Rahmenbedingungen und Fragestellungen zu beleuchten. In beiden Fällen stehen Fragen des angewandten Gewässerschutzes und der Wassergütewirtschaft im Mittelpunkt des Interesses, sodass gezeigt werden kann, dass die hier angestellten Überlegungen für eine Reihe von unterschiedlichen Fragestellungen angewandt werden können. Mit dem Hintergrund unterschiedlicher Beeinflussung durch gereinigtes Abwasser steht in einem Fall (Krottenbach) die Wechselwirkung zwischen Emission und Immission im Mittelpunkt der Betrachtungen, im zweiten Fall die Wechselwirkung zwischen Immission und Gewässernutzung (Kraftwerk Freudenu – Neue Donau). In beiden Fällen stellt das Thema dieser Arbeit also eine Schnittstelle dar, bei der die involvierten Prozesse und deren resultierende Ausprägungen für eine Beurteilung hinsichtlich der Nutzungskriterien von entscheidender Bedeutung sind.

Im ersten Teil der vorliegenden Arbeit wird zusammenfassend in Form einer Literaturstudie ein Überblick über die wichtigsten Faktoren und Prozesse der Wechselwirkungen, deren mögliche Größenordnungen sowie Berechnungsgrundlagen angegeben, welche die Basis für die Behandlung der beiden ausgewählten Fallbeispiele darstellen. So werden die Grundlagen fließgewässerrelevanter Prozesse (Photosynthese, Kohlenstoffatmung, Nitrifikation und Denitrifikation) und deren Auswirkungen auf die

Wasserchemie dargestellt. Weiters wird die Zusammensetzung der Biomasse aquatischer Systeme behandelt, da die Metabolisierung von Wasserinhaltsstoffe durch die Bildung von Bakterien- und Algenbiomasse einen wesentlichen Aspekt der Stoffumsetzungen im Gewässer bewirkt. Schließlich wird auf die Verfügbarkeit und Bedeutung der wesentlichsten abiotischen Faktoren wie Sauerstoff, Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor, sowie auf die Bedeutung der Temperatur eingegangen.

Das erste für die Bearbeitung des Themas herangezogene Fallbeispiel stellt der Krottenbach dar. Der Krottenbach fungiert als Vorfluter für die Kläranlage Mödling (Ausbaugröße 100.000 EW) südlich von Wien und weist vor der Einleitung der Kläranlage Mödling eine mittlere Wasserführung von etwa 15 l/s auf. Die Kläranlage selbst weist eine mittlere Ablaufmenge von etwa 260 l/s auf, sodass der Krottenbach unterhalb der Einleitung der Kläranlage Mödling wassermengenmäßig zu über 90 % von Kläranlagenablauf geprägt ist. Dies führt zu der Situation, dass die Immission des Gewässers direkt die Emission der Kläranlage widerspiegelt. In Hinblick auf das Thema dieser Arbeit ist hier der Extremfall gegeben, in dem sich die Wechselwirkungen der chemisch-physikalischen Emissionswerte und der biologischen Prozessen im Gewässer direkt beobachten lassen. Das in der Abwassertechnik nach dem Stand der Technik realisierte Vorsorgeprinzip ist hier direkt mit dem nutzungsorientierten Immissionsprinzip konfrontiert. Die angestellten Untersuchungen zielen deshalb auf die Fragestellung hinaus, inwieweit in einem derartigen Extremfall die Qualitätsanforderungen an ein Gewässer eingehalten werden können und inwieweit die durch die Emission beeinflussten biologischen Prozesse im Gewässer über die Fließstrecke zu einer Verminderung der Stoffkonzentrationen durch Selbstreinigungsprozesse führen.

Im zweiten behandelten Fall stehen die Wechselwirkungen von physikalischen, chemischen und biologischen Prozessen am Schnittpunkt zwischen Immission und wasserwirtschaftlicher Nutzung im Zentrum der Betrachtungen. Die Neue Donau im Stadtgebiet von Wien hat für die Stadt eine zentrale Bedeutung für den Hochwasserschutz und als Badegewässer. Mit der Errichtung des Kraftwerks Freudenu haben sich die hydrologischen Rahmenbedingungen stark verändert. Ausgangspunkt der Bearbeitung ist die Immissionssituation der Donau, die bis Wien bereits die gereinigten Abwässer von etwa 15 Millionen EW aufgenommen hat und somit als Langzeit-Auswirkungen von anthropogen verursachten Emissionen das diametrale Gegenstück zur Situation am Krottenbach darstellt. In dieser Arbeit werden die Wechselwirkungen der bei der Uferfiltration und im Freiwasser der Neuen Donau stattfindenden biologischen und chemischen Prozesse nach Stauerrichtung im Vergleich zur Situation vor Stau erarbeitet, um so Grundlagen für die Beurteilung der Notwendigkeit von wasserwirtschaftlichen Maßnahmen (Sperrbrunnen zwischen Donau und Neuer Donau) zu erhalten, falls sich herausstellt, dass sich der Nährstoffeintrag als Folge des Kraftwerkbaus erhöht und somit einer Nutzung der Neuen Donau als Badegewässer widerspricht.

Anhand der beiden ausgewählten Fallstudien wird die Bedeutung einer detaillierten Betrachtung der Wechselwirkungen von physikalischen, chemischen und biotischen Prozessen in aquatischen Systemen in Hinblick auf einen angewandten Gewässerschutz und als Grundlage für wasserwirtschaftliche Maßnahmen verdeutlicht. In diesem Zusammenhang werden relevante Prozesse dargestellt und Methoden vorgestellt, die es erlauben, einzelne Teilaspekte dieser Wechselwirkungen eingehend zu beurteilen.

2 Die einzelnen Parameter

2.1 Zusammensetzung der Biomasse aquatischer Systeme

Für eine Betrachtung der Wechselwirkungen zwischen biotischen und abiotischen Komponenten eines aquatischen Systems spielt die Zusammensetzung der involvierten Biomasse eine entscheidende Rolle. Quantitativ spielen in aquatischen Systemen die Algen und Bakterien aufgrund deren Primärproduktion und Respiration die wesentlichste Rolle. Obgleich in Abhängigkeit von der organischen Belastung und der damit einhergehenden Etablierung einer ausgeprägten Nahrungskette die Makroinvertebraten auf Absolutwerte bezogen einen nennenswerten Beitrag zum Stoffumsatz (z.B.: Nährstoffrücklösung, Sauerstoffverbrauch) in limnischen (Vežjak et al. 1998) als auch in marinen (Bochdansky & Herndl 1992) Ökosystemen spielen, so sind es die Bakterien, welche für die Metabolisierung der gelösten Wasserinhaltsstoffe anteilmäßig am wesentlichsten sind (Wuhrmann 1973).

Für Aussagen über die Bedeutung der Nährstoffkonzentrationen in Gewässern ist vor allem wegen der damit verbundenen Wachstumsprozesse eine Betrachtung der Biomassezusammensetzung notwendig. In der Literatur sind mehrere, etwas abweichende Angaben zu diesem Thema zu finden. Dies resultiert aus der Problematik, dass es weder die typische „Algen-“ noch die typische „Bakterien“-Zelle gibt, sondern die Biomassezusammensetzung nicht nur von der betrachteten Art, sondern auch vom physiologischen Zustand der Zelle abhängig ist. Somit beruhen die Angaben vielfach auf einfachen stöchiometrischen Überlegungen, die auf den molaren Verhältnissen der elementaren Bestandteile wesentlicher Zellkomponenten (Glucose, AS, ATP) basieren.

2.1.1 Algenbiomasse

Im feuchten, frischen Zustand enthalten Algen zwischen 75-90% Wasser. Die wesentlichsten Komponenten der oTS sind in Tabelle 2-1 zusammengefasst:

Tabelle 2-1: Wesentlichste Bestandteile der Algenbiomasse (Falbe & Regitz 1995)

Komponente	Anteil an oTS
Alginsäure ($C_6H_8O_6$) _n 1,4-glycosidisch verknüpfte Zuckersäuren; Strukturmaterial	20 – 35 %
Mannit $C_6H_{14}O_6$ Zuckeralkohol, Reservestoff	4 – 12 %
Laminarin ($C_6H_{10}O_5$) _n β-1,3 Glycosid, Reservestoff	9 – 12 %
Cellulose ($C_6H_{10}O_5$) _n β-1,4 Glycosid, Strukturmaterial	7 – 12 %
Andere Kohlenhydrate	16 – 23 %
Proteine und DNA	5 – 15 %
Fette und Phospholipide	1 – 2 %

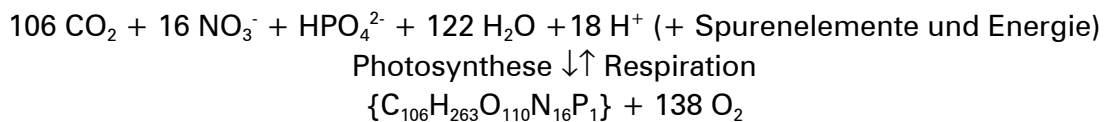
In limnologischen Arbeiten wird für die Bestimmung der Algenbiomasse und der Primärproduktion meist der einfach zu messende Chlorophyllgehalt herangezogen. Limnologische Modelle zur Bestimmung des Eutrophierungspotentials beruhen daher häufig auf der Darstellung von Chlorophyll und Gesamt-Phosphor Konzentrationen. Die elementare Zusammensetzung wird seltener betrachtet (Fagerbakke et al. 1996).

Für die Angabe der elementaren Zusammensetzung der Algenbiomasse finden sich in der Literatur im Wesentlichen folgende wiederkehrende Angaben:

2.1.1.1 Redfield

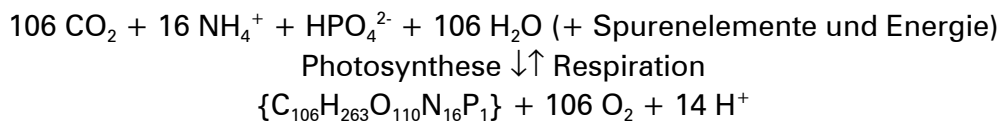
Die „Redfield Stöchiometrie“ (Redfield et al. 1966) ist die häufigste, in der Literatur zitierte Angabe über die Zusammensetzung der Algenbiomasse. Redfield geht bei seinen Überlegungen von folgendem chemischen Gleichgewicht zwischen Photosynthese und Respiration aus:

Gl. 2-1



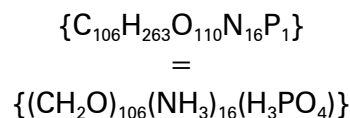
Wird nicht Nitrat, sondern Ammonium für den Aufbau von Algenbiomasse herangezogen, so stellt sich dieser Ansatz folgendermaßen dar:

Gl. 2-2



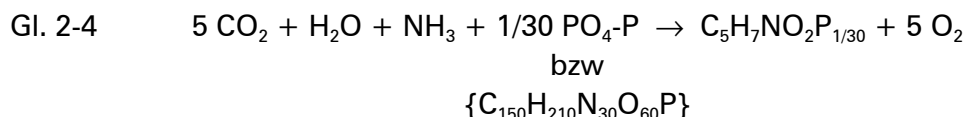
Durch eine Umformung dieser durch die Photosynthese gebildeten Summenformel aus den Gleichungen Gl. 2-1 bzw. Gl. 2-2 erreicht man als Formel für das „durchschnittliche“ Algenprotoplasma:

Gl. 2-3



2.1.1.2 Goltermann

Goltermann (Golterman 1975) geht für die Zusammensetzung der Algenbiomasse von folgendem Wachstumsprozess aus:



Diese Reaktion basiert auf einem durchschnittlichen Phosphor Anteil von 1% an der Trockensubstanz, wobei eine Schwankungsbreite von 0,5 bis 1 Gewichtsprozent angegeben wird und damit das C:P Gewichtsverhältnis zwischen 50 und 100 schwankt. Der Stickstoffanteil wird mit 9 – 12 % angegeben, was in einem C:N Gewichtsverhältnis von durchschnittlich 4,2 resultiert.

2.1.1.3 Uhlmann

Uhlmann (Uhlmann 1988) beruft sich für seine Überlegungen zur Zusammensetzung der Biomasse von „Wasserorganismen“ auf einen durchschnittlichen Gehalt von:

Rohproteinen	55 %
Lipide	10 %
Kohlenhydrate	35 %

Ohne weiterer Angabe, ob es sich bei den „Wasserorganismen“ um Algen oder Bakterien handelt, errechnet er daraus die Elementarzusammensetzung:



2.1.1.4 WEF

Die amerikanische „Water Environmental Federation“ gibt eine Zusammenfassung von Literaturdaten an (WEF 1994). Dort werden die Untersuchungsergebnisse verschiedener Autoren angegeben mit:

Tabelle 2-2: Zusammensetzung der organischen Biomasse von Algen (WEF 1994)

Element	Anteil an oTS	Mittel
Kohlenstoff	53,6 – 59,4 %	56,8 %
Sauerstoff	26,3 – 32,4 %	28,7 %
Stickstoff	7,0 – 9,6 %	8,6 %
Phosphor	1,4 – 1,9 %	1,7 %
Wasserstoff	5,2 – 7,0 %	5,9 %

Die oTS wird mit 70 – 95 % der Trockensubstanz (TS) angegeben. Kohlenstoff, Sauerstoff, Stickstoff und Wasserstoff machen etwa 92 % der oTS aus. Werden die Mittelwerte der Gewichtsanteile an der TS in molare Verhältnisse umgerechnet, so ergibt sich (siehe auch Tabelle 2-3):



2.1.1.5 Vergleich und Zusammenfassung der Ansätze für Algenbiomasse

In Tabelle 2-3 sind die einzelnen Angaben zur Zusammensetzung der Biomasse zusammengefasst, um die Unterschiede zu verdeutlichen. Da die Algenproduktion in Simulations- und Modellsystemen eine wesentliche Rolle spielt, erhält man abhängig von der gewählten Zusammensetzung der Algenbiomasse teilweise deutliche Unterschiede in den Ergebnissen der Berechnungen. Neue Ansätze für die Simulation von biologisch-chemischen Prozessen in Fließgewässern berücksichtigen nun diesen Aspekt und ermöglichen bei der Parametereingabe eine freie Definition der Zusammensetzung der Algenbiomasse (Borchardt & Reichert 2000; Reichert 2000; Reichert et al. 2000; Shanahan et al. 2000; Vanrolleghem et al. 2000).

Tabelle 2-3: Zusammenfassender Vergleich der Angaben über die Algenzusammensetzung

Elemente	(Redfield et al. 1966)			(Golterman 1975)			(Uhlmann 1988)			(WEF 1994)			Elemente
	Molares Verhältnis	Molekulargewicht	% Anteil an oTS	Molares Verhältnis	Molekulargewicht	% Anteil an oTS	Molares Verhältnis	Molekulargewicht	% Anteil an oTS	Molares Verhältnis	Molekulargewicht	% Anteil an oTS	
C	106	1272	33,0	150	1800	48,4	106	1272	48,2	115	1380	56,8	C
H	263	263	6,8	210	210	5,6	180	180	6,8	145	145	5,9	H
O	110	1760	45,6	60	960	25,8	45	720	27,3	44	704	28,7	O
N	16	224	5,8	30	420	11,3	16	224	8,5	15	210	8,6	N
P	1	31	0,8	1	31	0,8	1	31	1,2	1	31	1,7	P
Summe	3550			3421			2427			2470			
C:N:P	106:16:1	41:7:1	150:30:1	60:14:1	106:16:1	40:7:1	115:15:1	33:5:1	C:N:P				

Legende: Molares Verhältnis: Verhältnis der Elemente in Summenformel für Algenbiomasse
 Molekulargewicht: Gewicht der Elemente pro Mol entsprechend dem molaren Verhältnis
 % Anteil an oTS: Anteil der Elemente an oTS; C+H+O+N+P = 92 % der oTS

Bei den Betrachtungen zur Biomasseproduktion um Zuge limnologischer Fragestellungen stehen der Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor im Mittelpunkt der Berechnungen. Deshalb ist für eine Entscheidung, welche Biomassezusammensetzung letztendlich für Modellrechnungen herangezogen werden in erster Linie das Verhältnis C:N:P ausschlaggebend.

Betrachtet man in Tabelle 2-3 die molaren C:N Verhältnisse, so zeigt sich, dass diese in einem Bereich zwischen 5 und 7,6 liegen. Die Angaben von Redfield und Uhlmann liegen mit 6,6 im Mittelfeld. Beim Phosphoranteil zeigt sich mit molaren C:P Verhältnissen zwischen 106 und 150 eine erheblich größere Schwankungsbreite. Wie in Kapitel 2.3.1.3 ausgeführt, können Algen unter Nährstofflimitierungen große Mengen an intrazellulären und extrazellulären polymeren Substanzen aus unterschiedlich verknüpften und substituierten Zuckereinheiten bilden. Unter durch Stickstoff und Phosphor limitierten Wachstumsbedingungen ist deshalb für die gebildete Biomasse ein höheres C:P bzw. C:N Verhältnis anzusetzen als unter nicht nährstofflimitierten Bedingungen. Demnach empfiehlt es sich,

- in Nährstoff limitierten Systemen ein molares C:N:P Verhältnis von 150:16:1
- und unter Bedingungen, bei denen Phosphor und Stickstoff nicht limitieren, ein Verhältnis von 106:16:1

anzusetzen. Nicht nur die generelle Zusammensetzung der Algenbiomasse hängt von der Phosphorkonzentration ab, sondern auch die Artzusammensetzung auf Grund unterschiedlicher Halbsättigungskonstanten K_S für Phosphor, die sich deutlich zwischen Algenarten unterscheiden (siehe Kapitel 2.2.4.4). Kieselalgen weisen etwa im Vergleich zu Grünalgen deutlich niedrigere K_S -Werte (und niedriger μ_{max} -Werte) auf. Da speziell Kieselalgen hohe Mengen als EPS mit niedrigem Phosphoranteil bilden können (Golterman 1975; Nultsch 1986; Wetzel 1983), findet sich hierin ein weiteres wesentliches Argument, bei niedrigen Phosphorkonzentrationen ein höheres C:P Verhältnis zu wählen.

2.1.2 Bakterien

Ähnlich wie bei den Algen, gibt es auch bei der Angabe der Biomassezusammensetzung von Bakterien zahlreiche Ansätze. Der Gehalt an Makromolekülen wird angegeben mit:

Tabelle 2-4: Makromoleküle der Bakterienzelle; Zusammenfassung aus (Fagerbakke et al. 1996; Gottschalk 1986; Herbert 1961; Uhlmann 1988; Weddle & Jenkins 1971; WEF 1994)

Makromolekül	Mittlerer Anteil an TS	Variation um Faktor
Proteine	52,4 %	0,5 - 1
RNA	15,7 %	bis > 10
DNA	3,2 %	2 - 3
Polysaccharide, Lipide	28,7 %	bis > 10

Ändert sich der Gehalt an RNA, Polysacchariden oder Lipiden in Abhängigkeit von Organismus und Wachstumsbedingungen relativ stark, so bleiben der DNA- Gehalt und vor allem der Proteingehalt weitgehend konstant (Gottschalk 1986; Herbert 1961; Weddle & Jenkins 1971).

Bei den Angaben der elementaren Zusammensetzung spielen natürlich die zahlreichen Varianten der Energiegewinnung und physiologische Spezialisierungen der einzelnen Bakterienarten eine wesentliche Rolle. Die amerikanische „Water Environmental Federation“ gibt für „typische“ heterotrophe Bakterien eine Zusammenfassung von Literaturdaten an (WEF 1994):

Tabelle 2-5: Elementare Zusammensetzung der Bakterienzelle (WEF 1994):

Makromolekül	Anteil an TS
Kohlenstoff	45 – 55 %
Sauerstoff	16 – 22 %
Stickstoff	12 – 16 %
Wasserstoff	7 – 10 %
Phosphor	2 – 5 %
Schwefel	0,8 – 1,5 %
Kalium	0,8 – 1,5 %
Natrium	0,5 – 2 %
Calcium	0,4 – 0,7 %
Magnesium	0,4 – 0,7 %
Chlor	0,4 – 0,7 %
Eisen	0,4 – 0,7 %
Rest inkl. Spurenelemente	0,2 – 0,5 %

Daraus resultierend wird die Dichte einer Bakterienzelle mit 1,2 angegeben (Fagerbakke et al. 1996; WEF 1994).

2.1.2.1 Fagerbakke

Die detailliertesten Untersuchungen und Zusammenstellungen findet sich bei Fagerbakke (Fagerbakke et al. 1996). Fagerbakke fasst Literaturangaben und eigene Untersuchungen über die Bakterienbiomasse in limnischen und marinen Ökosystemen in Abhängigkeit vom Ernährungszustand und Zellvolumen zusammen.

Kohlenstoffgehalt : Zellvolumen (C : V)

Das Zellvolumen seiner eigenen Versuche lag zwischen 0,11 und 0,41 μm^3 für die Umweltproben. Die Laborkulturen wiesen unter optimalen Wachstumsbedingungen die größten Volumina auf. Während der logarithmischen Wachstumsphase beobachtete er bei E. coli-Zellen Volumina von etwa 3,6 μm^3 ; während der stationären Phase nur etwa 0,6 μm^3 .

Das C : V Verhältnis schwankte bei den Umweltproben zwischen 32 und 160 fg C μm^{-3} bei einem Mittelwert von 63 fg C μm^{-3} . Für die auf Nährböden angezüchteten Bakterien lagen die Werte in der log-Phase bei 160 fg C μm^{-3} ; für stationäre Kulturen bei 92 fg C μm^{-3} . In der Literatur findet er Werte, die etwa um das 4-fache höher liegen. Der Mittelwert für alle Literaturwerte und seine eigenen Untersuchungen gibt Fagerbakke mit 100 fg C μm^{-3} an.

Stickstoffgehalt

Der Stickstoffgehalt wird mit 1,6 bis 5 fg N μm^{-3} Zellvolumen angegeben. Der Mittelwert der gepoolten Umweltproben lag bei einem C:N (Gewichts-)Verhältnis von 4,3 (molar C:N = 5:1). Marinen Bakterien weisen in diesem Zusammenhang ein etwas geringeres C:N Verhältnis von 3,6 – 4, limnischen Bakterien ein höheres C:N von 5,0 bis 5,9 auf.

Phosphor

Der mittlere Phosphorgehalt der Umweltbakterien lag zwischen 0,47 und 31 fg P μm^{-3} ; das C:P (Gewichts-) Verhältnis zwischen 11:1 und 25:1 mit einem Mittelwert von 19:1, was einem molaren C:P Verhältnis von 50:1 entspricht und sich damit deutlich von den für Algen angegebenen Werten unterscheidet.

Sauerstoff

Der Mittelwert der C:O (Gewichts-) Verhältnisse aller Umweltproben gibt Fagerbakke mit C:O = 2,7:1 (entspricht molar 3,5:1) an. Kombiniert man die Angaben aus Tabelle 2-4 und Tabelle 2-6, so ergibt sich ein mittleres C:O Verhältnis von etwa 3,8:1, was im Bereich der von Fagerbakke ermittelten Werte liegt.

Tabelle 2-6: C:O Verhältnisse verschiedener Makromoleküle.

Verbindungen	Gewichtsverhältnis C:O
Proteine	4,5
Kohlenhydrate	1,9
Fette	12,5
Nucleinäuren	3,2
Polyphosphate	1,6

Zusammenfassung

Zusammenfassend kann das molare Verhältnis von Bakterienzellen nach Fagerbackke (Fagerbakke et al. 1996) angegeben werden mit:

$$\text{Gl. 2-7} \quad \text{C:N:P} = 50:10:1$$

bzw.

$$\{C_{50}H_{60}O_{14}N_{10}P_1\}$$

2.1.2.2 WEF

Die amerikanische „Water Environmental Federation“ stellt wieder eine umfangreiche Zusammenfassung von Literaturdaten (WEF 1994) bereit. Die Untersuchungsergebnisse verschiedener Autoren werden angegeben mit:

Tabelle 2-7: Zusammensetzung der organischen Biomasse von Bakterien (WEF 1994).

Element	Anteil an oTS	Mittel
Kohlenstoff	40,3 - 55,7	46,0
Sauerstoff	18,6 - 43,0	35,9
Stickstoff	4,9 - 16,3	11,1
Wasserstoff	6,2 - 9,3	7

Werden die Mittelwerte der Gewichtsanteile an der TS in molare Verhältnisse umgerechnet, so ergibt sich für Bakterienbiomasse eine empirische Summenformel von:

$$\text{Gl. 2-8} \quad \{C_5H_7O_2N\}$$

Der Phosphor wird zunächst nicht berücksichtigt, später jedoch mit 20 % der Stickstoffkonzentration angegeben, was einem molaren N:P Verhältnis von etwa 10:1 gleichkommt. Demnach kann Gleichung Gl. 2-8 umgeformt werden in:

$$\text{Gl. 2-9} \quad \{C_{50}H_{70}O_{20}N_{10}P_1\}$$

Neben diesen Angaben über die allgemeine Zusammensetzung von Bakterienzellen, werden zusätzlich noch Summenformeln für verschiedene Schlämme in der biologischen Abwasserreinigung angegeben:

Tabelle 2-8: Empirische Formeln für biologische Schlämme in der Abwasserreinigung (WEF 1994).

Schlamm	Summenformel	Anteil an oTS (%)				
		C	O	H	N	P
Belebtschlamm (A)	$C_{60}H_{87}O_{23}N_{12}P$	52,4	26,8	6,3	12,2	2,3
Belebtschlamm (B)	$C_{118}H_{170}O_{51}N_{17}P$	53	30,5	6,4	8,9	1,2
Faulschlamm	$C_{54}H_{99}O_{32}N_{11}P$	44,9	35,4	6,9	10,7	2,1

Die Belebtschlämme (A) und (B) unterscheiden sich vor allem in ihren Phosphorkonzentrationen, was sich in der Summenformel in unterschiedlichen molaren Verhältnissen von C,H,O,N zu P niederschlägt.

Der Unterschied zwischen der Zusammensetzung der eigentlichen Bakterienzellen und den biologischen Schlämmen liegt hauptsächlich in der zusätzlichen Erfassung von Matrixbestandteilen der Schlammflocken, wie Fällprodukten, EPS und adsorbierter Abwasserinhaltsstoffe. Besonders die Bestandteile der EPS (Polyuronsäuren, etc.) weisen ein hohes C:N bzw C:P Verhältnis auf (Flemming et al. 1999), sodass die Summenformeln für den Belebtschlamm an die Summenformel für Algenbiomasse heranreichen. Beim Faulschlamm, der kaum EPS ausbildet, bleibt die Zusammensetzung im Bereich der Angaben für die elementare Zusammensetzung der Bakterienbiomasse.

2.1.2.3 Uhlmann

Uhlmann (Uhlmann 1988) gibt für die elementare Zusammensetzung der organischen Bakterienbiomasse (90% der Trockensubstanz) folgende Werte an:

Tabelle 2-9: elementare Zusammensetzung der oTS von Bakterien (Uhlmann 1988).

Element	Anteil an oTS
Kohlenstoff	45 – 50 %
Wasserstoff	7 – 9 %
Sauerstoff	34 – 39 %
Stickstoff	2 – 10 %
Phosphor	0,1 – 6 %

Für Biomasse „durchschnittlicher“ Zusammensetzung ergibt die Division der mittleren Prozentzahlen in Tabelle 2-9 durch die entsprechenden Atomgewichte:

$$\text{Gl. 2-10} \quad \{C_{106}H_{180}O_{45}N_{16}P_1\}$$

Uhlmann gibt diese Bruttoformel sowohl für Algen, als auch von Bakterien wieder, was in deutlichem Widerspruch zu den Angaben Fagerbakkes ist, für Betrachtungen in der Abwasserreinigung (siehe Kapitel 2.1.2.2) jedoch durchaus anwendbar ist.

2.1.2.4 Zusammenfassung der Ansätze für Bakterienbiomasse

Fagerbakke (Fagerbakke et al. 1996) führte die detailliertesten Untersuchungen zur Zusammensetzung von Bakterienbiomasse in der aquatischen Umwelt durch. Er zeigte auch den Unterschied im Volumen und der elementaren Zusammensetzung von Bakterien aus Umweltproben und Organismen aus biotechnologischen Fermentationen auf. Für Betrachtungen der aquatischen Umwelt können somit seine Angaben mit

$$C:N:P = 50:10:1 \quad \text{bzw.} \quad \{C_{50}H_{60}O_{14}N_{10}P_1\}$$

herangezogen werden. Für Untersuchungen an Belebtschlämmen in der Abwasserreinigung kann in Anlehnung an Redfield (Redfield et al. 1966) und Uhlmann (Uhlmann 1988) folgende Beziehung herangezogen werden:

$$C:N:P = 106:16:1 \quad \text{bzw.} \quad \{C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P_1\}$$

2.2 Abiotische Faktoren

2.2.1 Sauerstoff

Sauerstoff ist auch in Gewässern von entscheidender Bedeutung. Nicht nur die aquatische Fauna mit Fischen, Makro- und Mikroinvertebraten benötigen molekularen Sauerstoff, sondern auch die für den „microbial loop“ ausschlaggebenden heterotrophen Bakterien und Nitrifikanten sind auf ihn zur Energiegewinnung angewiesen. Neben der Bedeutung für biologische Vorgänge, wird Sauerstoff auch bei der Oxidation chemischer Verbindungen verbraucht (z.B. Oxidation von Fe(II) zu Fe (III)); siehe Abbildung 2-1).

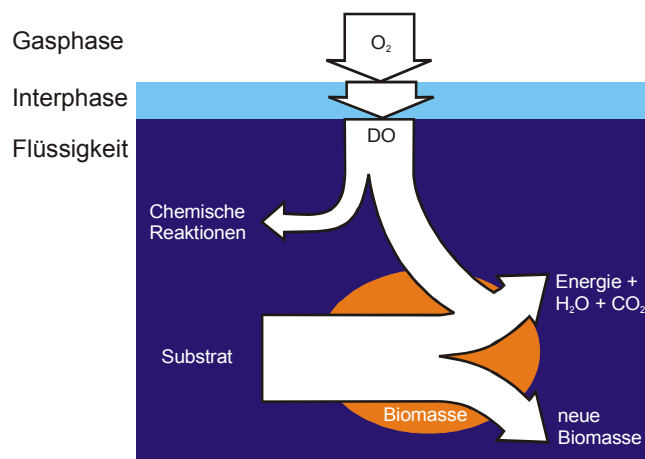


Abbildung 2-1: Beziehung zwischen Sauerstoffeintrag, Atmung, Substratverwertung, Wachstum und chemischen Sauerstoffverbrauch von heterotropher Biomasse (verändert nach Spanjers (Spanjers et al. 1998))

2.2.1.1 Löslichkeit von Sauerstoff

Nach dem Henry'schen Gesetz vermindert sich die Löslichkeit eines Gases im Wasser mit zunehmender Temperatur und abnehmendem Druck. In Tabelle 2-10 und Tabelle 2-11 sind die Löslichkeiten der wichtigsten Bestandteile von Luft bei einem Normaldruck von 1 atm angegeben.

Tabelle 2-10: Löslichkeit von Gasen in reinem Wasser (mg/l)

Gas	0° C	10° C	20° C	30° C
O ₂	69,5	53,7	43,3	35,9
N ₂	28,8	22,6	18,6	15,9
CO ₂	3350	2320	1690	1260

Tabelle 2-11: Konzentration (100% Sättigung) von Gasen als Luftbestandteile in reinem Wasser (mg/l)

Gas	Partialdruck (% Anteil in Luft)	0° C	10° C	20° C	30° C
O ₂	20,99	14,5	11,1	8,9	7,2
N ₂	78,0	22,4	17,5	14,2	11,9
CO ₂	0,03	1,005	0,70	0,51	0,38

20,99% Sauerstoffgehalt in der Luft entspricht etwa einer Konzentration von 300 mg/l O₂. Verglichen mit einer Sättigungskonzentration in Wasser von 8,9 mg/l O₂ bei 20 °C bedeutet das, dass im Wasser nur etwa 3 %, oder 1/33 der in Luft vorhandenen Sauerstoffmenge gelöst sind. Die Löslichkeit des Sauerstoffs in Wasser kann folgendermaßen bestimmt werden mit:

$$\text{Gl. 2-11} \quad p_{O_2/T} = 0,2099 * (p_L - p_{D/T})$$

Wobei:

- $p_{O_2/T}$ = Sauerstoffpartialdruck bei gegebener Temperatur (mbar)
- 0,2099 = Anteil Sauerstoff an Luft (20,99 %)
- p_L = Luftdruck (mbar)
- $p_{D/T}$ = Dampfdruck des Wassers bei Temperatur T (mbar)
(23 mbar bei 20° C; 73,7 mbar bei 40° C)

Und:

$$\text{Gl. 2-12} \quad O_2 \text{ (mg/l)} = \frac{a_{O_2/T} p_{O_2/T} M_{O_2}}{V_M}$$

Wobei:

- $a_{O_2/T}$ = Bunsenscher Absorptionskoeffizient
(0,036068 für in Wasser gelösten Sauerstoff bei 20° C)
- $p_{O_2/T}$ = Sauerstoffpartialdruck bei gegebener Temperatur (siehe Gl. 2-13)
- M_{O_2} = Molgewicht Sauerstoff
- V_M = Molvolumen Sauerstoff

Aus Gleichung Gl. 2-12 erkennt man, dass die Menge an gelöstem Sauerstoff proportional dem Partialdruck $p_{O_2/T}$ und damit proportional dem Luftdruck (Gl. 2-11) aber auch abhängig von der Wassertiefe ist. Bei einer Sauerstoffkonzentration, die dem 100% Sättigungswert unter den gegebenen Bedingungen entspricht, ist der Druck des Sauerstoffs in der Flüssigkeit gleich dem Druck in der Gasphase. Werden die Löslichkeiten überschritten (O₂ Produktion der Primärproduzenten, Abfall des Luftdrucks, Anstieg der Temperatur), so entweicht solange Sauerstoff aus dem Wasser, bis das Gleichgewicht wieder hergestellt ist.

Vergleicht man in Tabelle 2-10 und Tabelle 2-11 die Löslichkeiten für Sauerstoff, so zeigt sich, dass bei Reinsauerstoff etwa die 4,8-fache Menge an Sauerstoff im Wasser gelöst werden kann. Für Gewässer bedeutet das, dass bis zu 480% Sauerstoffübersättigung bezogen auf den Sauerstoffgehalt der Luft (theoretisch) gelöst werden können. Weil jedoch nun der Partialdruck im Wasser den der Luft übersteigt, muss Sauerstoff ausgasen. (Wäre in der Atmosphäre reiner Sauerstoff, so bliebe der Sauerstoff im Wasser gelöst.) Das Ausgasen erfolgt durch Diffusion und kann durch Turbulenzen und Überfälle im Gewässer verstärkt werden. Eigene Untersuchungen bestätigen dies. In einem Gewässer, in dem 160 % Sauerstoffsättigung beobachtet werden, können unmittelbar nach einer Sohlschwelle nur mehr 150 % gemessen werden.

Neben dem Druck und der Temperatur ist die Sauerstoffsättigung auch von der Dichte, der Salinität und dem Gehalt an organischen Substanzen abhängig (WTW 1996).

2.2.1.2 Berechnung der Sauerstoffsättigung

Die im Wasser auf die Sauerstoffkonzentration in Luft (20,94 %) bezogene maximal erreichbare Sauerstoffsättigung von 100% kann mittels folgender empirischer Formel in einem Bereich zwischen 0 und 40 ° C genügend genau errechnet werden:

$$\text{Gl. 2-13} \quad O_2 \text{ (mg/l) für 100\% Sättigung bei Temperatur } T = \frac{458}{31,6 + T}$$

In Abbildung 2-2 sind die Ergebnisse, die mit dieser Formel erhalten werden (Punkte), den Tabellenwerten der Literatur (WTW 1996) (Linie) gegenübergestellt:

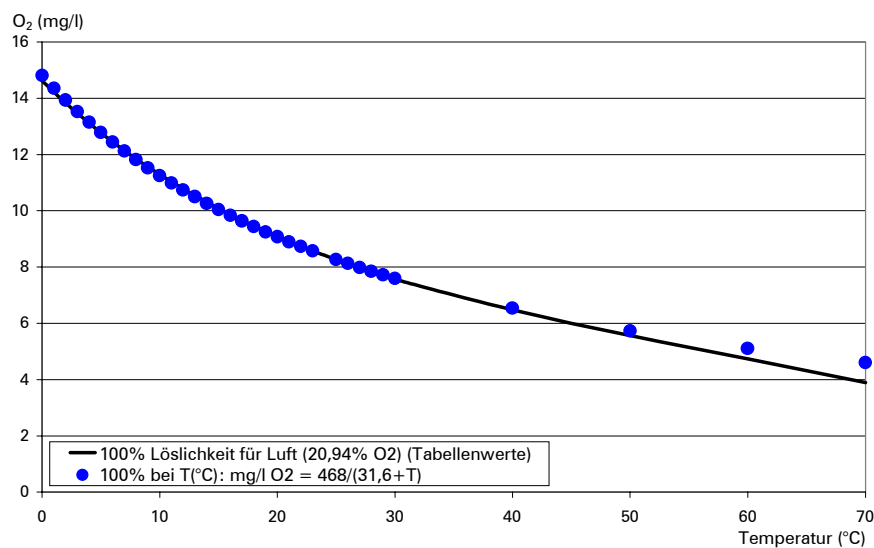


Abbildung 2-2: Sauerstoffkonzentrationen für 100% (Luft-) Sauerstoffsättigung in Abhängigkeit von der Temperatur. Tabellenwerte und Werte einer einfachen Formel (Gleichung Gl. 2-13)

2.2.1.3 Sauerstoffhaushalt eines Fließgewässers

Erste Ansätze für die Quantifizierung des Sauerstoffhaushaltes stammen aus der Zeit, als die Saprobie, die Belastung der Fließgewässer mit organischem Material den wesentlichsten Einfluss darstellten. Das an einem beliebigen Punkt der Abbaustrecke herrschende Sauerstoffdefizit kann mit folgender Formel nach Streeter-Phelps errechnet werden (Uhlmann 1988):

$$\text{Gl. 2-14} \quad D_t = \frac{K_1 \times s_0}{K_2 - K_1} \times (e^{(-K_1 \times t)} - e^{(-K_2 \times t)}) + D_0 \times e^{(-K_2 \times t)}$$

wobei:

- D_t = Sauerstoffdefizit zum Zeitpunkt t (mg O₂/l)
- D_0 = eventuelles Sauerstoffdefizit zu Beginn des Versuchs (mg O₂/l)
- K_1 = Geschwindigkeitsbeiwert des mikrobiellen Sauerstoffverbrauchs (d⁻¹)
- K_2 = Geschwindigkeitsbeiwert der atmosphärischen Belüftung (d⁻¹)
- s_0 = O₂-Äquivalent der eingeleiteten Belastung nach Durchmischung (mg O₂/l)
- t = Abbauleistung und Sauerstoffsituation am Tag t (Fließzeit) (d)

In einem Rechenbeispiel mit:

$$\begin{aligned}
K_1 &= 0,23 \text{ d}^{-1} \text{ (Berechnung siehe 2.3.2.4)} \\
K_2 &= 0,55 \text{ d}^{-1} \\
s_0 &= 20 \text{ mg/l} \\
D_0 &= 0 \text{ mg/l}
\end{aligned}$$

erhält man über die Zeit das in Abbildung 2-3 dargestellte Ergebnis:

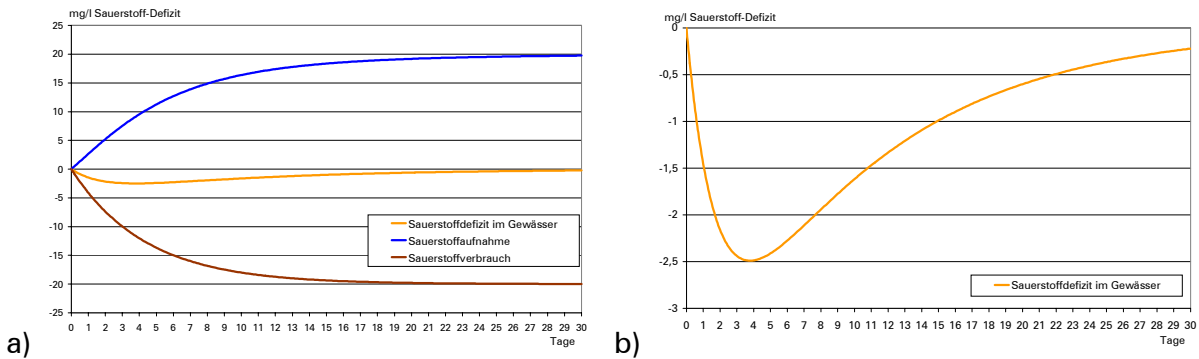


Abbildung 2-3: Änderung des Sauerstoffgehaltes unterhalb der Einleitung einer Belastung bezogen auf eine Änderung zu einem Sauerstoffdefizit von 0 mg/l zu Beginn des Versuchs
 Sauerstoffaufnahme durch Austausch mit der Atmosphäre
 Sauerstoffverbrauch aus dem Abbau der Belastung
 resultierendes Sauerstoffdefizit im Gewässer („Löffelkurve“)
 bezogen auf Sauerstoffdefizit von 0 mg/l zu Versuchsbeginn.
 a) Kurven für Sauerstoffeintrag, Sauerstoffzehrung und resultierendem Defizit
 b) „Löffelkurve“ der Entwicklung des Sauerstoffdefizits im Gewässer

Die Kurve für den Sauerstoffverbrauch in Abbildung 2-3 kennzeichnet den für den Abbau der zum Zeitpunkt $t=0$ eingebrachten Belastung von 20 mg/l verbrauchten Sauerstoff zum Zeitpunkt t . Die Kurve für die Sauerstoffaufnahme kennzeichnet den über die atmosphärische Belüftung eingetragenen Sauerstoff zum Zeitpunkt t . Je höher das Sauerstoffdefizit zum Zeitpunkt t , desto höher der atmosphärische Eintrag. Die aus den beiden Kurven für Sauerstoffverbrauch und Auflüftung resultierende Sauerstoffdefizitkurve wird auch als „Löffelkurve“ bezeichnet. Im gegebenen Beispiel herrscht nach etwa 4 Tagen Fließzeit nach der Einleitung der Belastung die geringste Sauerstoffkonzentration im Gewässer vor. Danach überwiegt der Sauerstoffeintrag den Sauerstoffverbrauch und die Sauerstoffkonzentration steigt wieder. Wird die Fließzeit mit der Fließgeschwindigkeit multipliziert, so erhält man die Fließstrecke nach der Einleitung, an der das größte Defizit auftritt. Bei einer Fließgeschwindigkeit von 1 m/s im obigen Beispiel wären dies 345,6 km und selbst bei 0,1 m/s noch 34,6 km.

Dies verdeutlicht die Problematik, den Kausalzusammenhang zwischen der Einleitung einer bestimmten sauerstoffzehrenden Belastung und einem beobachteten Sauerstoffdefizit im Gewässer überhaupt nachzuweisen, da die größte Auswirkung auf den Sauerstoffgehalt des Gewässers erst weit nach der Einleitung zu beobachten ist.

Eine Einleitung von Abwasser mit einem BSB_5 von 200 mg/l (zB. nach mechanischer Reinigung als Regenentlastung) und einer Verdünnung von $Q_{\text{Einleitung}} : Q_{\text{Vorfluter}} = 1:10$ führt bei vollständiger Durchmischung zu einem BSB_5 Anstieg im Gewässer von 20 mg/l (ohne Berücksichtigung des Sauerstoffverbrauchs für die Nitrifikation; Der Sauerstoffbedarf für die Nitrifikation wäre etwa in der gleichen Größenordnung). Diese Situation ist im obigen

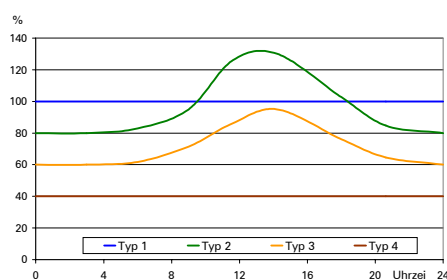
Beispiel behandelt. Das daraus maximal resultierende Sauerstoffdefizit von 2,5 mg/l aus der Einleitung führt bei einer gleich hohen Hintergrundbelastung in Summe zu einem maximalen Defizit von 5 mg/l Sauerstoff. Bei einem Sauerstoffsättigungswert von 8,9 mg/l bei 20° C resultiert aus dem Defizit von 5 mg/l eine minimale Sauerstoffkonzentration im Gewässer von 3,9 mg/l. Bis zu einer Sauerstoffkonzentration von minimal 4 mg/l wird angenommen, dass keine Beeinträchtigung der aquatischen Biozönose auftritt (2 mg/l sind für Fische tödlich). Da jedoch in diesen Betrachtungen weder die Belüftung durch Photosynthese noch der Sauerstoffverbrauch der Primärproduzenten und der Nitrifikanten berücksichtigt sind, sowie der Annahme, dass über den gesamten Verlauf der Fliesszeit bzw. Fließstrecke konstante Bedingungen (hinsichtlich Wiederbelüftung und kein erneuter Eintrag von sauerstoffzehrenden Verbindungen) herrschen, ist die Aussagekraft der Berechnungen nach Gleichung Gl. 2-14 sehr beschränkt und bestenfalls für Stossbelastungen mit massivem Sauerstoffzehrungspotential anwendbar.

Neue Betrachtungen (ATV 1998; Reichert 2000; Shanahan et al. 2000) berücksichtigen deshalb folgende positive (+) und negative (-) Bilanzglieder:

- Durchmischung
- Transport in Längsrichtung, Fließgeschwindigkeit
- Zufuhr durch Zuflüsse (+)
- Atmosphärische Belüftung (+)
- Photosynthetische Belüftung (+)
- Verlust an die Atmosphäre (-)
- Biochemischer Abbau (-)
- Sauerstoffverbrauch der Primärproduzenten (-)
- Sauerstoffverbrauch der Nitrifikanten (-)
- Sauerstoffverbrauch des Sediments (inkl. Makroinvertebraten) (-)
- Sauerstoffverbrauch für den Abbau von autochthonem Material (-)

Die Möglichkeiten zur Bestimmung der Größe der einzelnen Bilanzglieder, der Dynamik und deren Abhängigkeiten von anderen Umgebungsvariablen ist Gegenstand der derzeitigen Forschung (Jancárková 1999; Reichert 2000; Yang et al. 2000).

Das Aussehen der Sauerstoffsättigungskurve im Tagesverlauf kann zur Typisierung von Fliessgewässern herangezogen werden (Schmassmann 1951):



Typ 1: keine Bioaktivität, Sauerstoff nur von Temperatur abhängig

Typ 2: Oligotrophe, eutrophe Gewässer. Sauerstoffkurve durch Photosynthese bestimmt. Unter Tags Sauerstoffübersättigung; nachts Untersättigung

Typ 3: schwach verunreinigte Gewässer; Sauerstoffkurve durch Photosynthese bestimmt. Nie Übersättigung

Typ 4: Zurücktreten der Photosynthese; ausgeprägte heterotrophe Aktivität; permanente Untersättigung.

2.2.2 Kohlenstoff

Kohlenstoff ist der wesentlichste Bestandteil der Biomasse (siehe Kapitel 2.1) und deshalb für die stattfindenden Prozesse in Gewässern von entscheidender Bedeutung.

2.2.2.1 Heterotrophe Organismen

Heterotrophe Organismen verwenden den Kohlenstoff organischer Verbindungen als Kohlenstoffquelle für den Zellaufbau. Näheres dazu und zum Abbau organischer Verbindungen siehe Kapitel 2.1.2 und 2.3.2.

2.2.2.2 Autotrophe Organismen

Pflanzen und autotrophe Bakterien (z.B. Nitrifikanten) vermögen CO_2 als Kohlenstoffquelle für den Zellaufbau zu verwenden. Für sie ist CO_2 die einzige primär assimilierbare C-Verbindung. Als C-Quellen in Gewässern kommen dementsprechend das gelöste CO_2 , Hydrogencarbonat und Carbonate in Frage. Das CO_2 stammt nicht nur aus dem atmosphärischen Eintrag, sondern auch aus mikrobiellen Abbauprozessen. Je nach Verwertung dieser C-Quellen unterscheidet man bei Pflanzen folgende Typen (Ruttner 1947):

Fontinalis-Typ

Es wird nur gelöstes CO_2 aufgenommen. So verhalten sich Fontinalis antipyretica und alle Wassermoose, Rotalgen und die Grünalge Chlorella pyrenoidosa.

Elodea-Typ

Elodea, Myriophyllum und wahrscheinlich alle submersen Wasserpflanzen assimilieren ausser CO_2 auch das HCO_3^- Ion und spalten es in CO_2 und OH^- . Durch die OH^- Abgabe kann der pH-Wert des Wassers bis auf pH 11 ansteigen. Dies ist insbesondere für die biogene Entkalkung und die biogene Ausfällung von Apatit von grundlegender Bedeutung (Kreuzinger & Matsché 2000). CO_2 wird jedoch 5x schneller aufgenommen als HCO_3^- .

Scenedesmus-Typ

Die Grünalge Scenedesmus nimmt vorwiegend HCO_3^- auf, das wie beim Elodea-Typ in CO_2 und OH^- gespalten wird. CO_2 wird 25x schlechter aufgenommen als HCO_3^- . Es wird angenommen, dass sich alle Grünalgen so verhalten, was sich wieder signifikant auf den pH Wert v.a. eutropher Gewässer auswirkt.

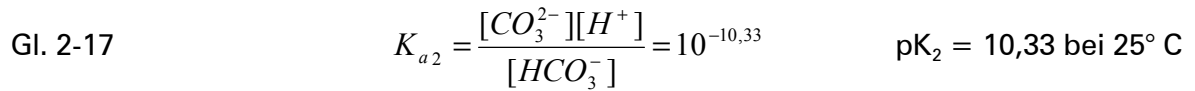
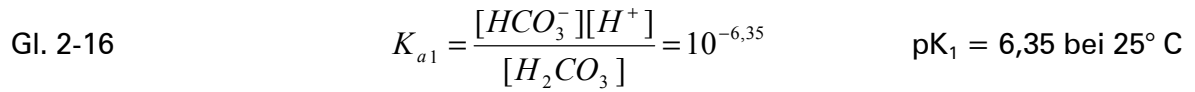
In kalkreichen Gewässern sind die Carbonate die wichtigsten Kohlenstoffquellen. In kalkarmen oligotrophen Gewässern kann CO_2 zum limitierenden Faktor werden (Nusch et al. 1991).

2.2.2.3 Dissoziation der Kohlensäure

Das in Wasser gelöste Kohlendioxid verbindet sich mit diesem zu Kohlensäure:



Die gebildete Kohlensäure dissoziiert weiter zu HCO_3^- und CO_3^{2-} entsprechend Gleichungen Gl. 2-16 und Gl. 2-17:



In Tabelle 2-12 ist die Abhängigkeit der Dissoziationskonstanten von der Temperatur angegeben, in Abbildung 2-4 und Abbildung 2-5 das anteilmäßige Vorkommen der einzelnen Dissoziationsstufen bei unterschiedlichen pH-Werten.

Tabelle 2-12: Gleichgewichtskonstanten des CO_2 -Systems bei unterschiedlichen Temperaturen (Stumm & Morgan 1996)

Reaktion	pK Werte bei unterschiedlicher T(° C)						
	5	10	15	20	25	40	100
$\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} = \text{H}_2\text{CO}_3$	1,20	1,27	1,34	1,41	1,47	1,64	1,99
$\text{H}_2\text{CO}_3 = \text{H}^+ + \text{HCO}_3^-$	6,52	6,46	6,42	6,38	6,35	6,35	6,45
$\text{HCO}_3^- = \text{H}^+ + \text{CO}_3^{2-}$	10,56	10,49	10,43	10,38	10,33	10,22	10,16
$\text{CaCO}_3 = \text{Ca}^{2+} + \text{CO}_3^{2-}$	8,35	8,36	8,37	8,39	8,42	8,53	
$\text{CaCO}_3 + \text{H}^+ = \text{Ca}^{2+} + \text{HCO}_3^-$	-2,2	-2,13	-2,06	-1,99	-1,91	-1,69	
$\text{H}_2\text{O} = \text{H}^+ + \text{OH}^-$	14,73	14,53	14,34	14,16	14,0	13,53	11,27

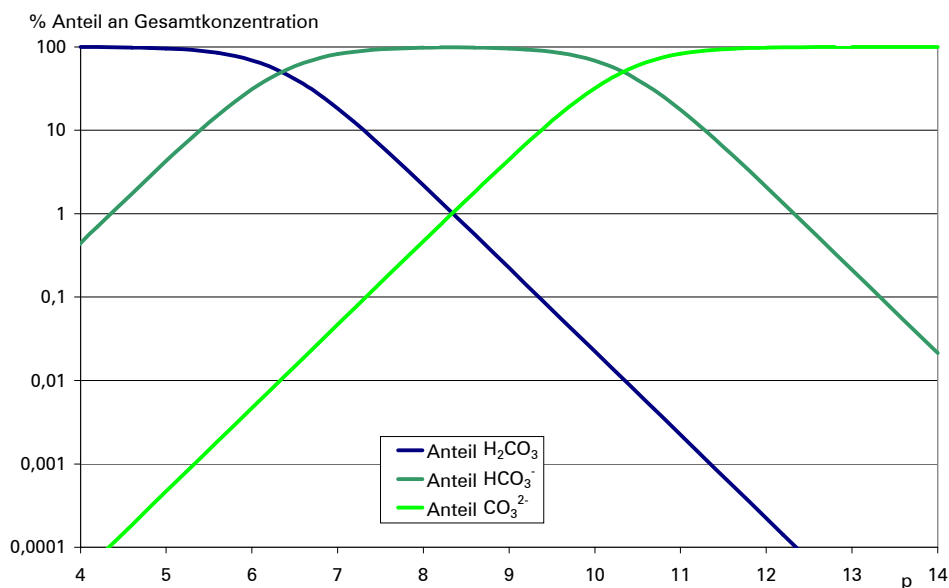


Abbildung 2-4: Die verschiedenen Zustandsformen des CO_2 -Systems in Abhängigkeit vom pH-Wert bei 25° C entsprechend Tabelle 2-12

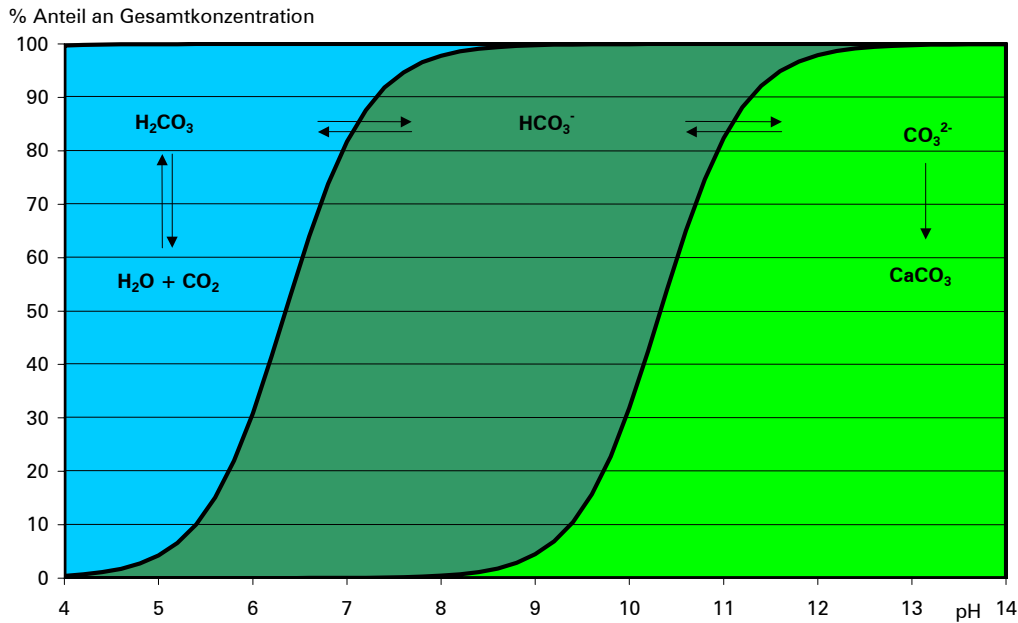


Abbildung 2-5: Die verschiedenen Zustandsformen des CO₂-Systems in Abhängigkeit vom pH-Wert bei 20° C entsprechend Tabelle 2-12

Durch die Bildung und Dissoziation der Kohlensäure aus dem atmosphärischen CO₂ wird auch der CO₂ Partialdruck im Wasser vermindert, sodass ein ständiges Gefälle an der Wasser-Luft Grenzfläche aufrechterhalten bleibt. Der Austausch von CO₂ in Luft und Wasser ändert sich tageszeitlich mit dem CO₂ Verbrauch durch die Assimilation und die CO₂ Bildung durch aerobe Atmung.

In CO₂-haltigem Wasser geht entsprechend der Dissoziationskonstanten in Tabelle 2-12 unlösliches Calciumkarbonat (CaCO₃) als Calciumhydrogenkarbonat in Lösung.



Dabei wird CO₂ gebunden, das jedoch auch als HCO₃⁻ für die Assimilation verwertet werden kann. Das Calciumhydrogenkarbonat bleibt jedoch nur solange in Lösung, als zugehöriges CO₂ im Wasser vorhanden ist. Wird dieses Gleichgewicht durch Entfernung des CO₂ (biogen durch Assimilation im Zuge der Primärproduktion oder durch Ausgasen im Zuge einer Erhöhung der Temperatur) gestört, so zerfällt soviel Calciumhydrogenkarbonat in unlösliches Calciumcarbonat und CO₂, bis wieder ein Gleichgewicht mit der Kohlensäure hergestellt ist (Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht).

Ereignet sich dies bei hohen pH-Werten, wie sie in der Umgebung von Primärproduzenten auftreten (siehe Kapitel 2.2.2.2), so kommt es bei Vorhandensein von Orthophosphat zu einer Co-Präzipitation mit Dihydroxyapatit Ca₁₀(PO₄)₆(OH)₂ (siehe Kapitel 2.2.4.3 und (Dittrich et al. 1997; Kreuzinger & Matsché 2000)), der ein wesentlich geringeres Löslichkeitsprodukt als Kalk aufweist. Die Fällprodukte sind als weiße Kruste auf den Blättern submerser Makrophyten und im umgebenden Sediment zu finden. Bei dieser Ausfällung werden auch organische Stoffe, Mikroorganismen und Plankton „mitgerissen“ und im Sediment immobilisiert (Schwoerbel 1999). Die Menge an biogen gefälltem CaCO₃ und Apatit kann bis zu einigen hundert Tonnen pro km² und Jahr betragen (Dittrich et al. 1997).

2.2.3 Stickstoff

Bei den Stickstoff-Immissionen in einem Fließgewässer handelt es sich im Wesentlichen um die im Wasser gelösten Verbindungen Ammonium (NH_4^+), Nitrat (NO_3^-) und Nitrit (NO_2^-). Der in den organischen Verbindungen (Proteinen, AS) enthaltene Stickstoff wird als Summe im Parameter organischer Stickstoff (org-N), alle Stickstoffverbindungen zusammen als Gesamtstickstoff (Ges-N) erfasst.

2.2.3.1 Herkunft

In Abbildung 2-6 ist die Stickstoffbilanz und die Stickstoffflüsse des Österreichischen Donaeinzugsgebietes dargestellt. Diese Abbildung und eine detaillierte Darstellung findet sich in Zessner (Zessner et al. 1998).

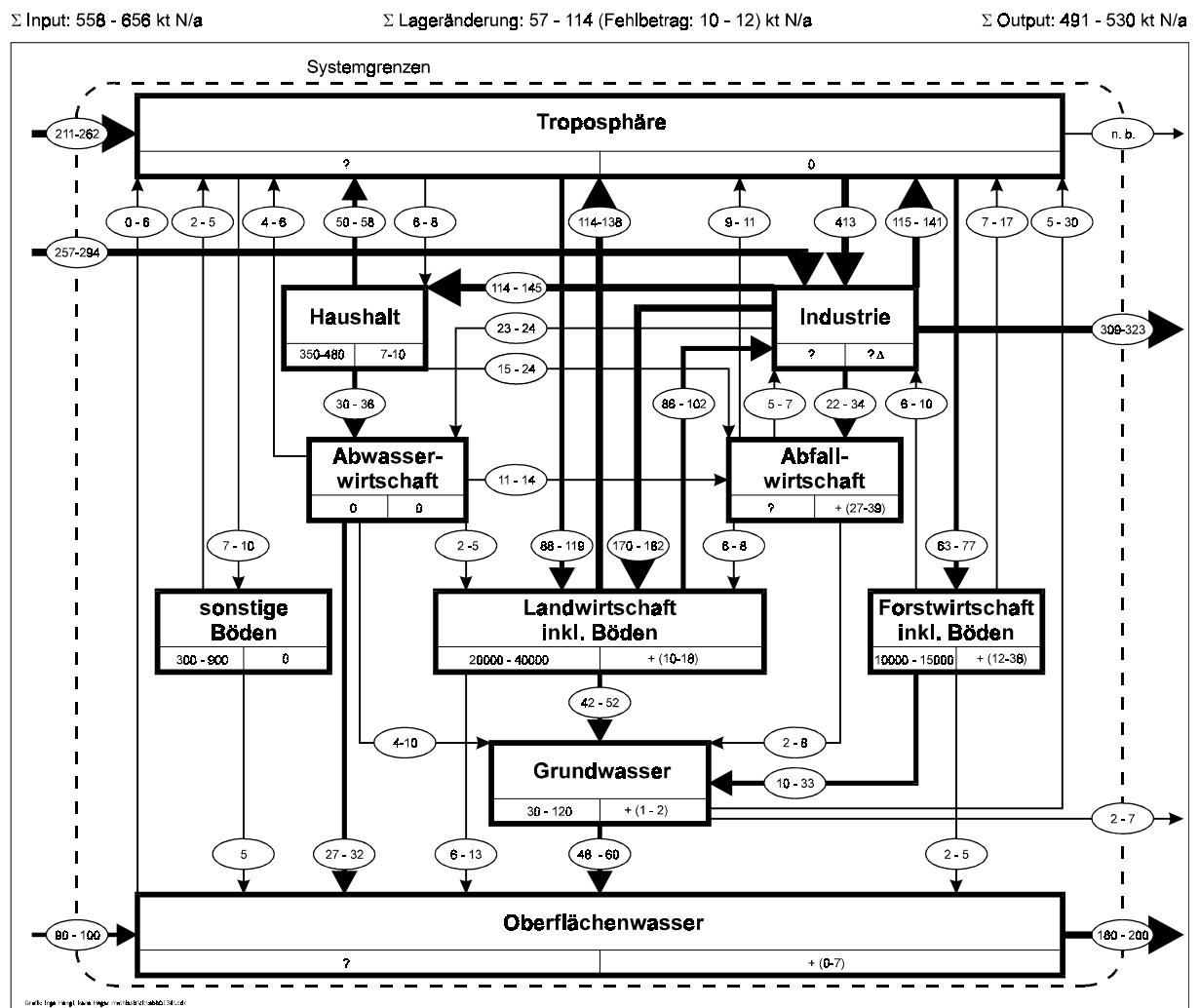


Abbildung 2-6: Stickstoffbilanz österreichisches Donaeinzugsgebiet 1992 (Zessner et al. 1998)

Die einzelnen Fraktionen stehen durch mikrobielle Aktivität zueinander in Verbindung, wobei in Gewässern folgende Umsetzungsvorgänge relevant sind:

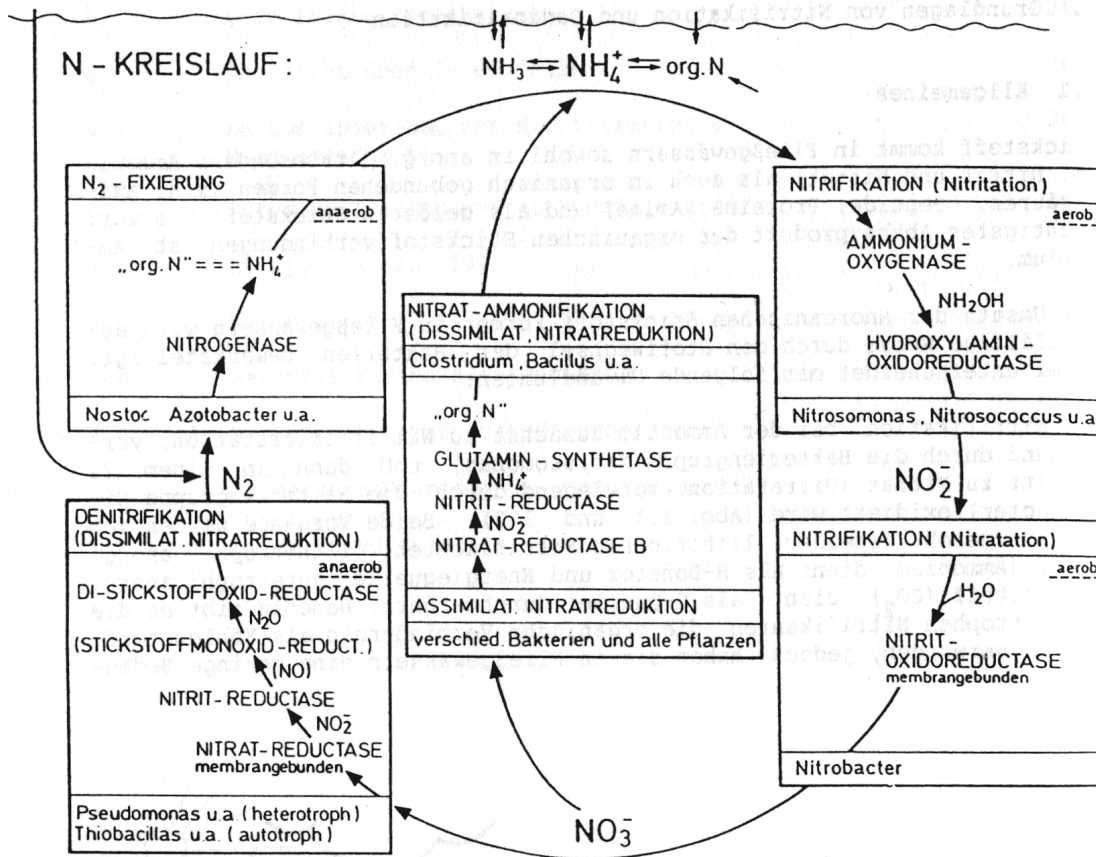


Abbildung 2-7: Stickstoffkreislauf als Folge mikrobieller Prozesse. (Wolf et al. 1991)

Die quantitativ wesentlichsten Prozesse, die auch für eine Gewässermodellierung herangezogen werden, sind die Nitrifikation (siehe Kapitel 2.3.3), Denitrifikation (siehe Kapitel 2.3.4) und der Einbau von Stickstoff in Biomasse (siehe Kapitel 2.1).

2.2.3.2 Ammonium

Ammonium hat in Gewässern aus folgenden Gründen zentrale Bedeutung :

- a) toxische Wirkung als Ammoniak NH_3
- b) Nährstoff für Pflanzenwachstum und damit Eutrophierung
- c) Sauerstoffbedarf für Nitrifikation

Für eine Besprechung von Punkt b) Pflanzennährstoff siehe Kapitel 2.1.1 und 2.3.1, für eine Besprechung von Punkt c) siehe Kapitel 2.3.3.

Die toxische Wirkung von Ammonium ergibt sich aus der Konzentration des im Dissoziationsgleichgewicht stehenden Ammoniaks (NH_3).

Gl. 2-19
$$K_b = \frac{[NH_4^+][OH^-]}{[NH_3]}$$

bzw. (für die weiteren Berechnungen) bei Betrachtung des NH_4 als Säure

$$\text{Gl. 2-20} \quad pK_a^0 = -\log \frac{[\text{NH}_3][\text{H}^+]}{[\text{NH}_4^+]}$$

Der Anteil der nicht ionisierten Form NH_3 am Gesamt-Ammonium wird im Wesentlichen von der Temperatur und dem pH-Wert beeinflusst. Die Temperaturabhängigkeit kann ermittelt werden mit:

$$\text{Gl. 2-21} \quad pK_a^0 = 0,09018 + \frac{2729,92}{273,2 + T(^{\circ}\text{C})}$$

Der prozentuelle Anteil des Ammoniaks an der Ammoniumkonzentration kann mit Formel Gl. 2-22 errechnet werden:

$$\text{Gl. 2-22} \quad \% \text{ NH}_3 = \frac{100}{1 + 10^{(pK_a^0 - pH)}}$$

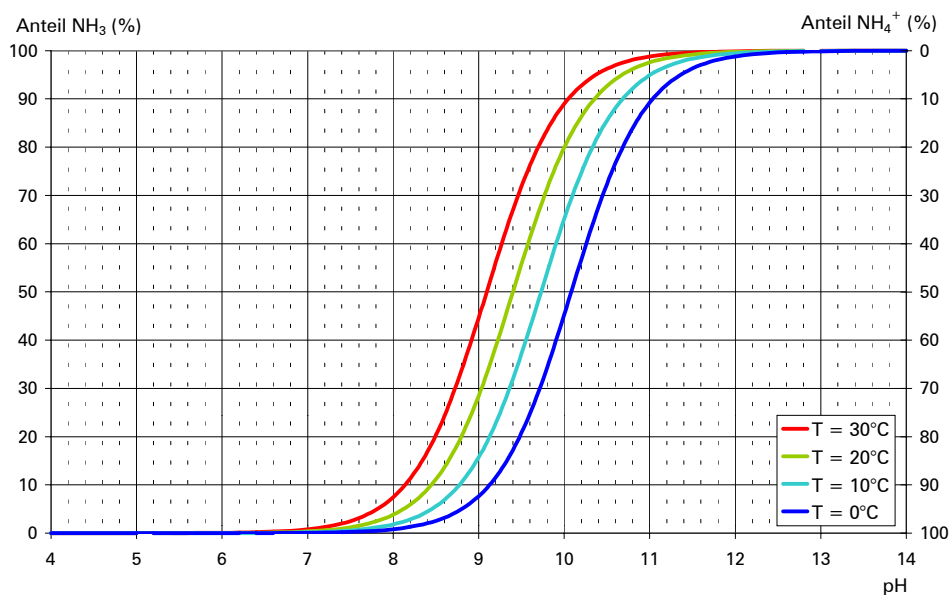


Abbildung 2-8: Grafische Darstellung des prozentuellen Anteil des Ammoniaks an der Ammoniumkonzentration in Abhängigkeit vom pH-Wert für unterschiedliche Temperaturen

Die Toxizität von Ammoniak ist keine absolute Stoffeigenschaft, sondern ergibt sich aus der Wechselwirkung mit dem lebenden Organismus. Sie ist unter anderem abhängig von:

- Organismenart und Entwicklungsstadium
Eier und Adulte sind resistenter als Jungtiere
- Ernährungs- und Gesamtzustand der Organismen
- Dauer und Gleichmäßigkeit der Exposition
je länger die Exposition dauert, umso geringere Konzentrationen reichen für einen Effekt aus; Stossbelastungen werden besser überdauert.

In Tabelle 2-13 und Tabelle 2-14 sind Angaben über die akute (LC_{50} -Werte) bzw. die chronische Toxizität (NOEC-Werte) von Ammoniak angegeben.

Tabelle 2-13: Werte für die akute Toxizität von Ammoniak in mg/l NH_3 -N (Schwoerbel et al. 1991)
 LC_{50} Lethale Konzentration, bei der 50% der Testorganismen im Versuchszeitraum sterben

Organismus	Zeit	LC_{50}
Chlorella vulgaris (Grünalge)	5 d	8,55
Baetis rhodani (Eintagsfliege)	150 h	1,34
Ephemerella ignita (Eintagsfliege)	150 h	1,70
Daphnia magna (Kleinkrebs)	48 h	3,57
Asellus aquaticus (Kleinkrebs)	150 h	1,94
Gammarus pulex (Kleinkrebs)	150 h	1,70
Tubifex tubifex (Schlammröhrenwurm)	48 h	2,67
Cyprinus carpio (Karpfen)	168 h	2,18
Oncorhynchus mykiss (Regenbogenforelle) Jungfische	96 h	0,19
Oncorhynchus mykiss (Regenbogenforelle) Adult	96 h	1,34

Tabelle 2-14: Werte für die chronische Toxizität von Ammoniak in mg/l NH_3 -N (Schwoerbel et al. 1991)
 NOEC – (no observed effect concentration) Konzentration, bei der keine Reaktion im Sinne des Testkriteriums auftritt (z.B. Verminderung Reproduktionsrate, Verhaltensänderung, etc.)

Organismus	Effekt	NOEC
Nitrosomonas (Bakterium; Ammoniumoxider)	Nitrifikation	> 10
Daphnia magna (Keinkrebs)	Reproduktion	1,41
Cyprinus carpio (Karpfen)	Reproduktion	0,1 - 1
Oncorhynchus mykiss (Regenbogenforelle) Adult	Reproduktion	0,01 – 0,1

Der Einfluss der Temperatur (Abbildung 2-8) auf das Dissoziationsgleichgewicht spielt ökologisch und toxikologisch in Zusammenhang mit dem Temperatureinfluss auf die Nitrifikation (siehe Kapitel 2.3.3) eine bedeutende Rolle. In Gewässern nimmt die Ammoniumkonzentration durch Nitrifikation umso rascher ab, je höher die Temperaturen im Gewässer sind. Dagegen ist bei niedrigen Temperaturen die Nitrifikationsgeschwindigkeit vermindert, bzw. kommt sie unter $4^\circ C$ praktisch zum Erliegen, so dass im Allgemeinen im Winter in den Gewässern höhere Ammoniumkonzentrationen vorkommen. Gleichzeitig befindet sich jedoch im Winter wegen geringerer Photosynthese im Gewässer auch der pH-Wert auf einem niederen Niveau, da assimilatorische Erhöhungen nicht stattfinden. Somit liegt trotz geringer Nitrifikation im Winter wegen niedriger Temperaturen und niedrigeren pH-Werten nur ein geringerer Teil des Ammoniums als Ammoniak NH_3 vor.

2.2.3.3 Nitrit

Nitrit (NO_2^-) als Zwischenprodukt der Nitrifikation (siehe Kapitel 2.3.3) und Denitrifikation weist ähnlich Ammoniak ebenfalls Toxizität auf. Die Chloridkonzentration wirkt sich dabei maßgeblich auf die Toxizität von Nitrit aus. Untersuchungen zeigen, dass über einen weiten Konzentrationsbereich ein linearer Zusammenhang zwischen Chloridkonzentration und Nitrittoxizität besteht. Die Zunahme der Chloridkonzentration um 1 mg/l führt zu einem Anheben der letalen Konzentration in LC_{50} Versuchen um jeweils 0,29 mg/l $\text{NO}_2\text{-N}$ (Schwoerbel et al. 1991).

Die akute und chronische Toxizität für Bakterien, Algen und Makroinvertebraten liegt in einem Bereich über 1 mg/l $\text{NO}_2\text{-N}$ und somit bei Konzentrationen, wie sie in Gewässern nicht auftreten (Schwoerbel et al. 1991).

Bei den Fischen zeigen jedoch bereits deutlich geringere Konzentrationen letale Effekte. So werden für Salmoniden in der Literatur Werte von 0,2 mg/l NO_2 (0,06 mg/l $\text{NO}_2\text{-N}$; bei 1mg/l Chlorid angegeben). Als Qualitätsziel werden folgende Werte ausgewiesen (Schwoerbel et al. 1991):

Tabelle 2-15: Richtlinien für maximale Nitritkonzentrationen in Gewässern (Schwoerbel et al. 1991)

Organismus	Chloridkonzentration (mg/l):	Nitritkonzentration (mg/l $\text{NO}_2\text{-N}$)				
		1	5	10	20	40
Salmoniden	Nitritkonzentration (mg/l $\text{NO}_2\text{-N}$)	0,01	0,05	0,09	0,12	0,15
Cypriniden	Nitritkonzentration (mg/l $\text{NO}_2\text{-N}$)	0,02	0,10	0,18	0,24	0,30

2.2.3.4 Nitrat

Im Gewässer spielt Nitrat hauptsächlich als Nährstoff eine Rolle, wo es vor allem von pflanzlichen Organismen durch assimilatorische Nitratreduktion reduziert wird und dann in organische Verbindungen eingebaut wird.

Eine akute Toxizität ist für Nitrat nicht gegeben. Die chronische Toxizität liegt für Organismen mit Ausnahme der Fische im Bereich von g/l $\text{NO}_3\text{-N}$ und damit in Bereichen, die in Gewässern nicht erreicht werden. Für Fische schwanken die NOEC - Angaben zwischen 200 und 410 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$. Die chronische Toxizität für Fischeier wird in einzelnen wenigen Untersuchungen mit etwa 6-10 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ angegeben, sodass Nitrat aus ökotoxikologischer Sicht unbedenklich ist (Schwoerbel et al. 1991).

Neben seiner Bedeutung als Pflanzennährstoff ist das Nitrat auf Grund seiner Wirkung am Menschen „populär“. Bei empfindlichen Menschen kommt es ab einer Konzentration von 500 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ zu entzündlichen Reaktionen im Magen- und Darmtrakt. Bei Säuglingen bis zum 4. Lebensjahr kann Methämoglobinämie auftreten. Methämoglobin ist ein Oxidationsprodukt des Hämoglobins der roten Blutkörperchen, das sich von diesem durch die Oxidationsstufe des Eisens unterscheidet. Dadurch kann Hämoglobin keinen Sauerstoff mehr binden und es treten Cyanosen auf. Aus diesem Grund ist im Trinkwasser die Konzentration eine maximal Nitratkonzentration von 50 mg/l NO_3 (11,3 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$) festgelegt.

2.2.4 Phosphor

Phosphor kommt in der Umwelt hauptsächlich als Salz der Orthophosphorsäure (H_3PO_4); als Phosphat in seiner vollständig oxidierten Form (Oxidationszahl 5) vor. In allen bekannten Mineralien und den meisten organischen Verbindungen liegt er als Orthophosphat (PO_4^{3-}) vor. Phosphor ist ein wesentlicher Bestandteil der Biomasse (vgl. Kapitel 2.1) und deshalb ein essentieller Nährstoff. In limnischen Ökosystemen stellt Phosphor meist den limitierenden Faktor für das Wachstum v.a. von Primärproduzenten dar. Eine Zunahme der Biomasse der Primärproduzenten in Gewässern resultiert daher in erster Linie aus einer Zunahme der Phosphorkonzentrationen im Gewässer.

Die Verteilung und das Vorkommen der verschiedenen Dissoziationsstufen und Salze ist hauptsächlich vom pH-Wert abhängig. In den Gleichungen Gl. 2-23 bis Gl. 2-25 sind die Dissoziationsgleichgewichte dargestellt:

Gl. 2-23
$$K_a = \frac{[H_2PO_4^-][H^+]}{[H_3PO_4]} = 10^{-2,16} \quad \text{pK} = 2,16$$

Gl. 2-24
$$K_a = \frac{[HPO_4^{2-}][H^+]}{[H_2PO_4^-]} = 10^{-7,21} \quad \text{pK} = 7,21$$

Gl. 2-25
$$K_a = \frac{[PO_4^{3-}][H^+]}{[HPO_4^{2-}]} = 10^{-12,33} \quad \text{pK} = 12,33$$

Abbildung 2-9 zeigt die grafische Darstellung der Anteile der Dissoziationsformen in Abhängigkeit vom pH-Wert.

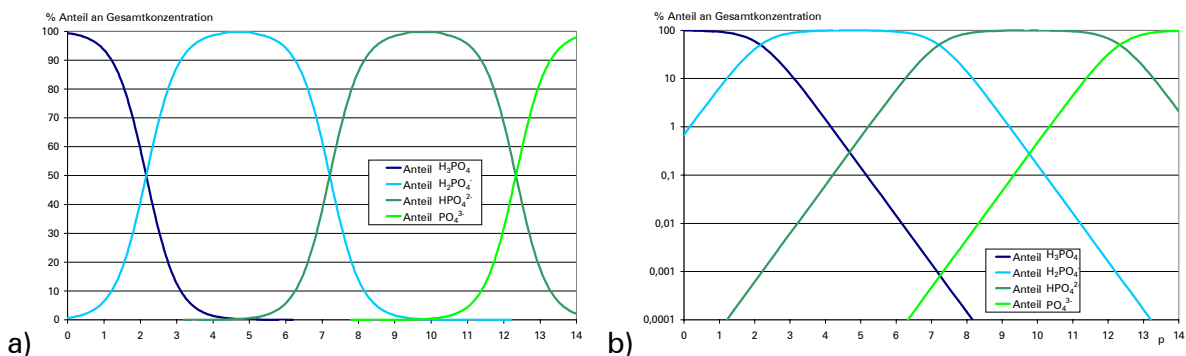


Abbildung 2-9: a) und b): Auswirkung des pH-Wertes auf die Dissoziation der Orthophosphorsäure bei 25° C

Über den für die Gewässerökologie relevanten pH Bereich sind $H_2PO_4^-$ und HPO_4^{2-} die vorherrschenden Formen.

2.2.4.1 Herkunft

In Abbildung 2-10 ist die Phosphorbilanz und die Phosphorflüsse des österreichischen Donaeinzugsgebietes dargestellt. Diese Abbildung und eine detaillierte Beschreibung findet sich in Zessner (Zessner et al. 1998).

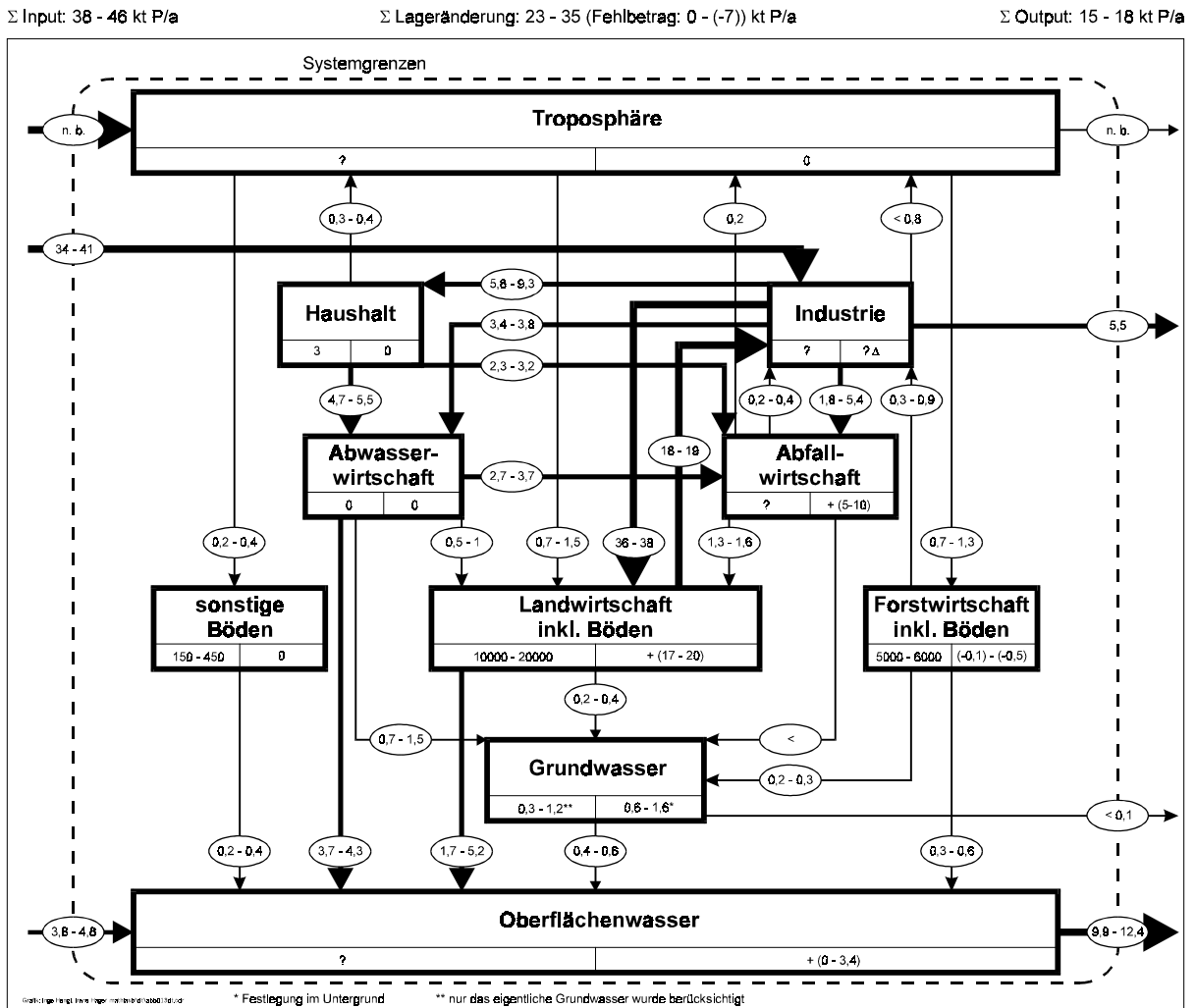


Abbildung 2-10: Phosphorbilanz österreichisches Donaeinzugsgebiet 1992 (Zessner et al. 1998)

2.2.4.2 Verfügbarkeit von Phosphor

Phosphor kommt in Gewässern in verschiedener Form vor:

- Anorganisches Phosphat (ortho-Phosphat) in unterschiedlichen Dissoziationsformen (H_3PO_4 ; $H_2PO_4^-$; HPO_4^{2-} ; PO_4^{3-}) ist direkt bioverfügbar

- Hochmolekulares, kondensiertes Phosphat (Polyphosphate) ist in Abhängigkeit von Zusammensetzung nach Hydrolyse direkt verwertbar
- Partikulär gebundener Phosphor bzw. organischer Phosphor ist im Zuge der Mineralisation verfügbar.
Die Hydrolyse wird von einem Exoenzym, der alkalischen Phosphatase katalysiert. Die Intensität der Phosphataseaktivität gilt deshalb als ein Parameter mikrobieller Aktivität in Gewässern.

Der Austausch zwischen den einzelnen P-Formen wird durch biotische Vorgänge und durch physikalisch/chemische Prozesse (Ad-/Desorption, Fällung, Rücklösung) herbeigeführt (siehe Abbildung 2-11). Die Verteilung der einzelnen Fraktionen variiert in Gewässern stark und ist von der Hydrologie, dem Einzugsgebiet und den biotischen Prozessen im Gewässer abhängig.

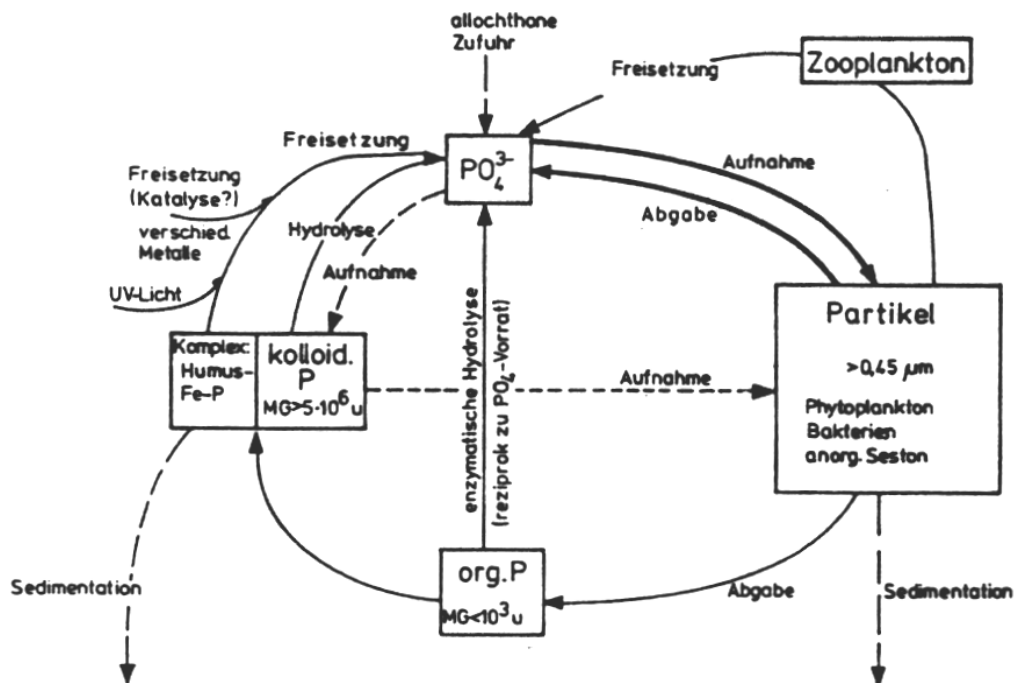


Abbildung 2-11: Phosphorumsatzungen im Gewässer (Steinberg 1989b)

Ein Austrag von Phosphor aus dem System kann nur über Ablagerungen von sedimentiertem partikulärerem Material auf Überschwemmungsflächen, durch Ausbaggerungen bzw. Absaugen von Sedimenten bzw. durch Erntemassnahmen von Phosphor akkumulierender Biomasse (z.B. Makrophyten) erfolgen. Reine Fällungsmassnahmen zur Entfernung von Phosphor und damit zur Reduktion der Trophie in Gewässern sind temporär, da es in Anhängigkeit vom Redoxpotential zu Rücklösungen des gefälltten Phosphors und damit zu einer Remobilisierung und erneuten Verfügbarkeit kommen kann (Kreuzinger & Matsché 2000). Der im Sediment von aquatischen Systemen festgelegte Phosphor stellt somit ein Reservoir dar, aus dem durch Rücklösungsprozesse und über die direkte Aufnahme durch Makrophyten eine neuerliche Bereitstellung des Phosphors und eine Zunahme der Trophie erfolgen kann. In Abbildung 2-12 sind die Transportmechanismen des Phosphors zwischen Wasser und Sediment dargestellt.

2.2.4.3 Transportmechanismen für Phosphor

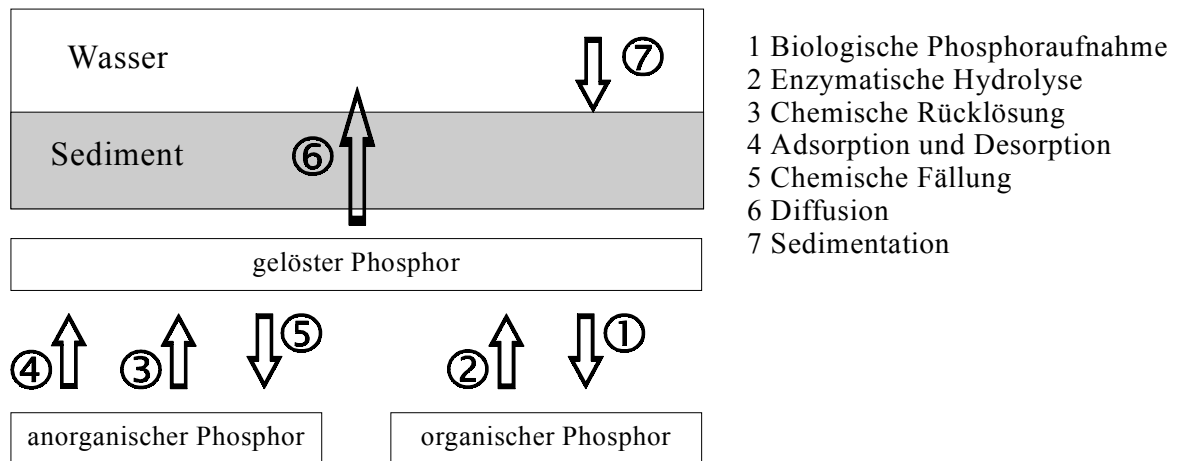


Abbildung 2-12 Transportmechanismen für Phosphor zwischen Sediment und Wasser
(Kreuzinger & Matsché 2000)

- ① **Biologische Phosphataufnahme**
durch Primärproduzenten und heterotrophe Biomasse entsprechend ihrer elementaren Zusammensetzung (siehe Kapitel 2.1).
- ② **Enzymatische Hydrolyse**
organischer Phosphorverbindungen (z.B. DNA, A(D/T)P, Phospholipide gespeicherte Polyphosphate) nach dem Absterben der Biomasse. Dies führt zu einer Remobilisierung des Phosphats, das nun für andere Organismen entsprechend Vorgang ① Biologische Phosphataufnahme verfügbar ist. Der bakterielle Abbau sedimentierter organischer Stoffe ist der wichtigste Mechanismus, durch den organisch gebundener Phosphor zu Phosphat umgewandelt wird und durch den gleichzeitig reduzierte Bedingungen geschaffen werden, die eine chemische Rücklösung ausgefallten Phosphats ins Wasser beschleunigen.
- ③ **Chemische Rücklösung**
Die chemische Rücklösung bezeichnet quasi den Umkehrvorgang einer chemischen Fällung. Als Ursachen für die Rücklösung lassen sich indirekt wieder biogene Prozesse nennen, die allerdings in ihren Auswirkungen über das Maß der Freisetzung von P aus organischem Material hinausgehend eine Rücklösung von anorganischem Phosphor bewirken. Einerseits führt das Absinken des Redoxpotentials im Verlauf anaerober Umsetzungen zu vermehrter Phosphorrücklösung. Der Vorgang hängt dabei vom Redoxgleichgewicht des Eisens ab. Ist das Redoxpotential in einem Medium höher als 200 mV (entsprechend einer O₂ Konzentration von 0,1 mg/l), so bindet das Eisen in seiner dreiwertigen Form Phosphor als unlöslichen Niederschlag. Bei tieferem Redoxpotential wird 3-wertiges Eisen zu 2-wertigem reduziert und sowohl Eisen wie Phosphor gehen rasch in Lösung. Weiters sinkt durch die Bildung von CO₂ der pH-Wert ab. Ist Phosphor hauptsächlich an Kalzium gebunden, so bewirkt das Absinken des pH-Wertes einen Anstieg der Löslichkeit (Abbildung 2-13). Des weiteren können gebildete organischen Säuren wasserlösliche Komplexe mit Eisen und Aluminium bilden, was ebenfalls zur Freisetzung von Phosphor führt.

④ Adsorption und Desorption

Hauptsächlich Polyphosphate und organische Phosphorverbindungen können durch Adsorption an die Matrix des Sediments (EPS, Tonpartikel), andere Fällprodukte (z.B. CaCO_3 ; Al- und Fe- Hydroxyde) oder Organismen immobilisiert werden (Elbaz-Poulichet et al. 2000; House & Denison 2000; Stumm & Morgan 1996). Dieser Vorgang ist in Form von Desorption reversibel.

⑤ Chemische Fällung

Unter chemischer Fällung wird die Bildung einer ungelösten festen Phase aus zwei oder mehreren gelösten, in der Regel ionischen Komponenten verstanden. Während Ammonium- und Alkali-Phosphate mäßig bis gut löslich sind, gilt dies bei den zwei- und dreiwertigen Kationen mit Ausnahme des als Dünger eingesetzten „Super-Phosphats“ $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ nicht. Die Löslichkeiten dieser Phosphate ist zudem stark pH abhängig. In Tabelle 2-16 und Abbildung 2-13 sind die Löslichkeitsprodukte einiger wichtiger Phosphate und deren Abhängigkeit vom pH-Wert angeführt.

Tabelle 2-16: Löslichkeitsprodukte für verschiedene Phosphate (Matsché 1991; Stumm & Morgan 1996)

Gleichgewicht	pK _{s0}
$\text{FePO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O} = \text{Fe}^{3+} + \text{PO}_4^{3-} + 2 \text{H}_2\text{O}$	26
$\text{AlPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O} = \text{Al}^{3+} + \text{PO}_4^{3-} + 2 \text{H}_2\text{O}$	21
$\text{CaHPO}_4 = \text{Ca}^{2+} + \text{HPO}_4^{2-}$	6,6
$\text{Ca}_4\text{H}(\text{PO}_4)_3 = 4 \text{Ca}^{2+} + 3 \text{PO}_4^{2-} + \text{H}^+$	46,9
$\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2 = 10 \text{Ca}^{2+} + 6 \text{PO}_4^{2-} + 2 \text{OH}^-$	114
$\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{F})_2 = 10 \text{Ca}^{2+} + 6 \text{PO}_4^{2-} + 2 \text{F}^-$	118

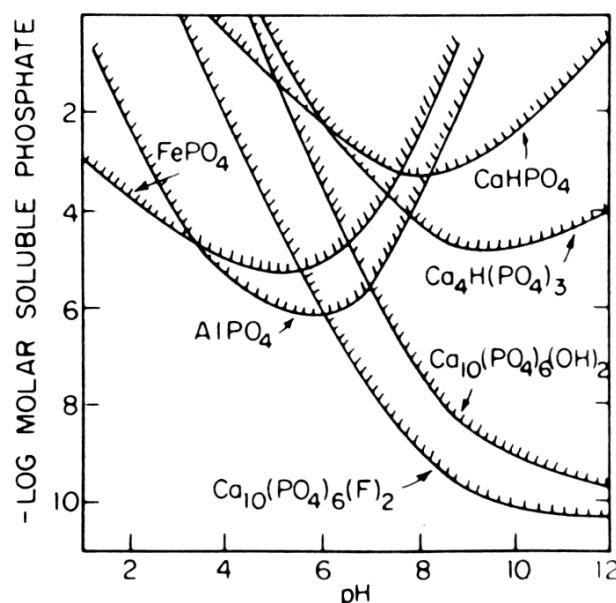


Abbildung 2-13: Löslichkeit von Phosphorverbindungen (siehe Tabelle 2-16) in Abhängigkeit vom pH-Wert (Stumm & Morgan 1996)

In Sedimenten erfolgt die Festlegung des Phosphors vor allem in Form von FePO_4 (Strengit), AlPO_4 (Variscit) MgNH_4PO_4 (Struvit) und $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$ (Apatit = Sammelbezeichnung für Ca-Phosphate). In kalkreichen Gewässern spielt die von Makrophyten induzierte Fällung von Apatit eine wesentliche Rolle für den Phosphorhaushalt (Golubeva et al. 1999; Kreuzinger & Matsché 2000). Die Phosphorfällung, speziell die Bildung von Apatiten ist ein äusserst komplexer Vorgang. Detaillierte Betrachtungen zur Phosphorfällung findet sich in der Literatur (Matsché 1991; Stumm & Morgan 1996; Stumm & Sigg 1979).

Erwähnt werden soll hier noch die Umwandlung von Calcit (CaCO_3) in Hydroxyapatit ($\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$). Nach Stumm (Stumm & Morgan 1996) bildet sich Apatit anhängig vom pH-Wert nach folgender Gleichung:

Gl. 2-26

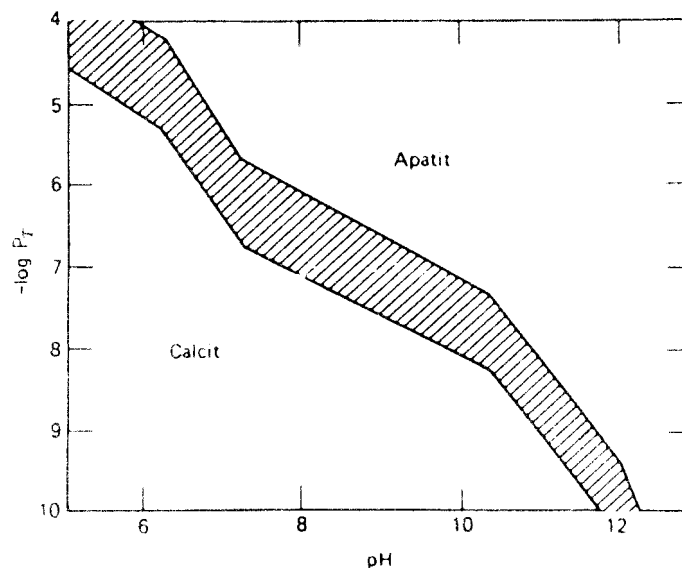
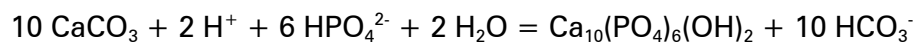


Abbildung 2-14: Notwendige Phosphorkonzentration zur Bildung von Apatit in Abhängigkeit vom pH-Wert unter der Annahme einer gesättigten CaCO_3 - Lösung. Schraffierter Bereich zwischen den Löslichkeitsprodukten 10^{-28} (obere Linie) und 10^{-30} (untere Linie).

P_T = Phosphat Konzentration in Mol l^{-1}
(Stumm & Morgan 1996)

⑥ Diffusion

Phosphate sind in der Regel in Sedimenten bzw. im Boden als Fällprodukte mit Eisen, Aluminium oder Kalzium bzw. in Biomasse festgelegt. Nur in gelöster Ionenform sind sie im Sediment bzw. Grundwasser mobil und verbreiten sich somit durch Diffusionsprozesse oder werden durch Grundwasserströme weitertransportiert.

⑦ Sedimentation

Die Sedimentation von Phosphor in Gewässern erfolgt einerseits durch die Sedimentation von phosphorhaltiger Biomasse und andererseits durch die Sedimentation von Fällungsprodukten in Bereichen geringer Turbulenz.

2.2.4.4 Algenwachstum in Abhängigkeit von der Phosphat-Konzentration

Das Algenwachstum in Abhängigkeit von der Phosphor Konzentration kann formal als Michaelis-Menten-Kinetik beschrieben werden. Die einzelnen Organismenarten unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Halbsättigungskonstanten (Abbildung 2-15 und Abbildung 2-16) und sind somit an unterschiedliche Phosphorkonzentrationen angepasst, wodurch sich abhängig vom Nährstoffangebot eine entsprechend zusammengesetzte Biozönose ausbildet. Dies führt auch zu der Beobachtung, dass Organismen aus oligotrophen Gewässern niedrigere K-Werte aufweisen, als Organismen aus eutrophen.

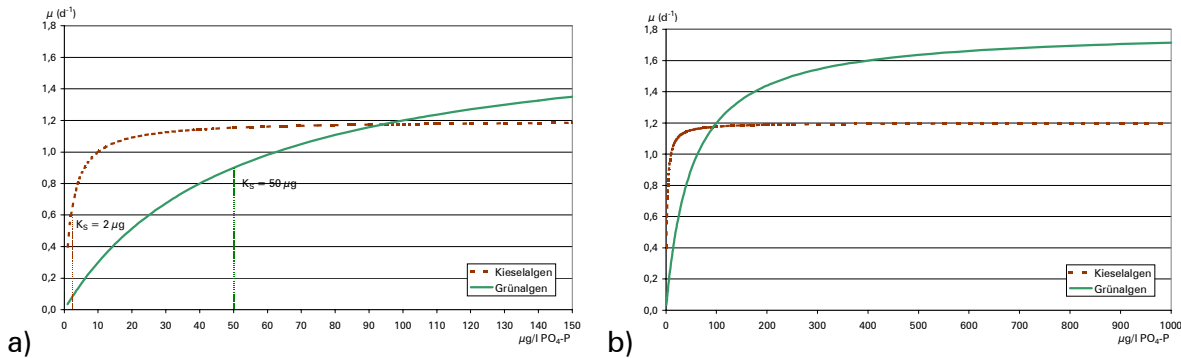


Abbildung 2-15: Wachstum von Kieselalgen und Grünalgen in Abhängigkeit von K_S für Orthophosphat („Kieselalgen“ $K_S = 2 \mu\text{g PO}_4\text{-P}$; $\mu_{\text{max}} = 1,2 \text{ d}^{-1}$; „Grünalgen“ $K_S = 50 \mu\text{g PO}_4\text{-P}$; $\mu_{\text{max}} = 1,8 \text{ d}^{-1}$)
 a) Wachstum bis zu einer Konzentration von $150 \mu\text{g/l PO}_4\text{-P}$
 b) Wachstum bis zu einer Konzentration von $1 \text{ mg/l PO}_4\text{-P}$

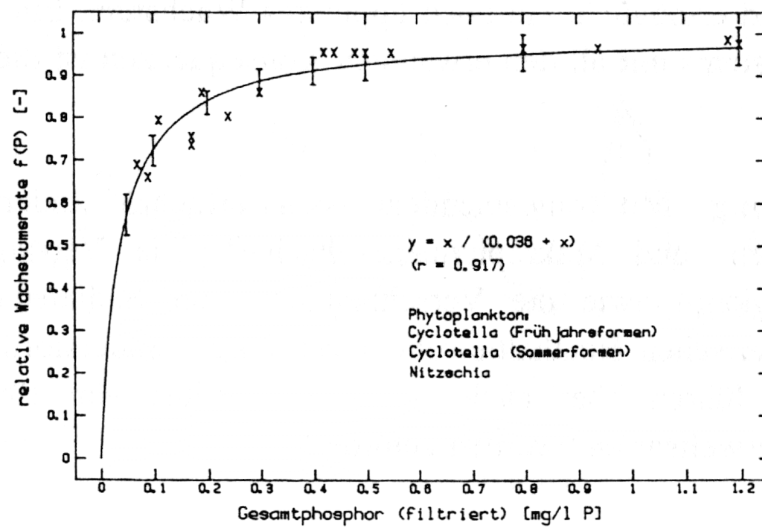


Abbildung 2-16: Einfluss des filtrierten Gesamtphosphors (= „Gelöstphosphor“) auf das Algenwachstum $K_S = 36 \mu\text{g P}$ (Nusch et al. 1991)

Die Abbildung 2-15 und Abbildung 2-16 zeigen, dass selbst unter niedrigen Konzentrationen hohe spezifische Wachstumsraten möglich sind. Die niedrigen Konzentrationen ermöglichen jedoch trotz der hohen Affinität zum Phosphor (= niedrige K-Werte) entsprechend dem elementaren Anteil des Phosphors an der Biomasse (siehe Kapitel 2.1.1) nur die Bildung von entsprechend geringen Biomassen. Üblicher Weise nehmen Algen mehr Phosphor auf, als sie benötigen und speichern den Überschuss als Polyphosphat, das es ihnen ermöglicht, ohne weitere Phosphor Aufnahme eine Reihe von Zellteilungen durchzuführen (Schwoerbel 1999). Im Dunkel nehmen Algen keinen Phosphor auf (Steinberg 1989a).

2.2.5 Temperatur

Die Temperatur ist einer der wesentlichsten Einflussfaktoren in aquatischen Systemen. Sie beeinflusst eine Reihe physikalischer und chemischer Eigenschaften aber auch die biologischen Prozesse im Gewässer selbst.

2.2.5.1 Einfluss auf Temperatur

Es wird hier nur auf das Temperaturregime von Fließgewässern eingegangen. Für eine Besprechung der Bedeutung für stehende Gewässer sei auf einschlägige Literatur verwiesen (Schwoerbel 1999; Uhlmann 1988; Wetzel 1983).

Die Faktoren, welche den Wärmehaushalt von Fließgewässern beeinflussen betreffen einerseits die fließende Welle selbst und auf der anderen Seite den Wärmeaustausch mit der Umgebung. Die Änderung der Wassertemperatur mit der Zeit kann angegeben werden mit:

$$\text{Gl. 2-27} \quad \frac{dT}{dt} = \frac{S + D - E \pm V \pm L \pm B}{h \rho c}$$

wobei:

Eigenschaften der fließenden Welle:

- h = Gewässergeometrie
- ρ = Dichte des Wassers
- c = Wärmekapazität des Wassers

Einfluss auf Wärmeaustausch mit Umgebung

- S = direkte Sonneneinstrahlung
- D = Himmelseinstrahlung
- E = Abstrahlung
- V = Verdunst.- bzw. Kondensationswärme
- L = Wärmeaustausch mit Luft
- B = Wärmeaustausch mit Boden

Ein Gewässer, das mit einer niedrigen Temperatur an einer Quelle entspringt, wird sich bei hoher Umgebungstemperatur umso rascher und stärker erwärmen, je geringer die Wassertiefe, je geringer die Beschattung durch die Uferbegleitvegetation und je höher die Turbulenzen sind. Die untertags aufgenommene Wärmemenge wird nachts auch bei niedrigeren Temperaturen entsprechend dem Wärmepuffervermögen nicht völlig abgegeben. Die fließende Welle nimmt quellabwärts im Sommer im Tagesmittel Wärme auf, bis das Temperaturregime nur mehr von den tagesperiodischen Schwankungen durch Ein- und Abstrahlung geprägt ist (Abbildung 2-17).

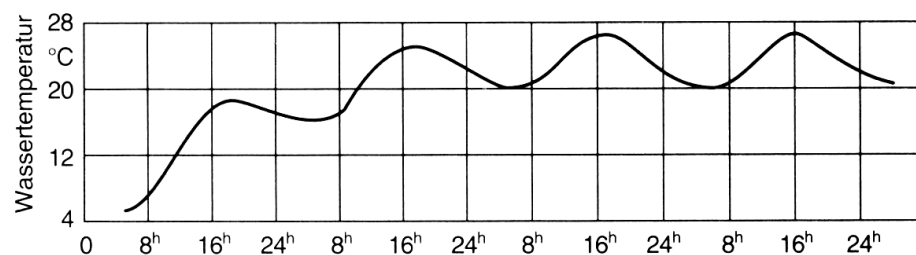


Abbildung 2-17: Tageszeitliche Temperaturänderungen mit der fließenden Welle von der Quelle aus.

Im hyporheischen Interstitial sind die tages- und jahreszeitlichen Temperaturschwankungen deutlich geringer.

2.2.5.2 Einfluss der Temperatur

Die Temperatur hat unmittelbare Auswirkung auf eine ganze Reihe von chemischen, physikalischen und biologischen Prozessen:

- Dichte des Wassers (Stratifikation)
- Adhäsion und Kohäsion (hydrophile, hydrophobe Eigenschaften)
- Viskosität des Wassers (Fließgeschwindigkeit im Untergrund, Schwimm- und Schwebeverhalten von Organismen)
- Oberflächenspannung (Neuston und Pleuston Organismen)
- Dissoziationsgleichgewichte (siehe z.B. Kapitel 2.2.3.2)
- Löslichkeiten (Sauerstoff)
- Chemische Reaktionsgeschwindigkeiten
- Geschwindigkeit biologischer Reaktionen (siehe z.B. Kapitel 2.3.3.3)
- Biozönotische Zusammensetzung (T-Valenzen und Optima)

So ist die Temperaturveränderung im Längsverlauf und die damit im Zusammenhang stehende Artenverschiebung ein wesentlicher Bestandteil des „River Continuum Concepts“ (Vannote et al. 1980). Dabei wird grundsätzlich zwischen drei Funktionseinheiten im Längsverlauf eines Gewässers (Krenon – Quellregion; Rhithron – Bachregion $T_{\max} < 20^{\circ}\text{C}$ und Potamon – Fluss/Stromregion $T_{\max} > 20^{\circ}\text{C}$) unterschieden, die zueinander physikalisch-chemisch in Beziehung stehen und von charakteristischen Biozönosen geprägt sind.

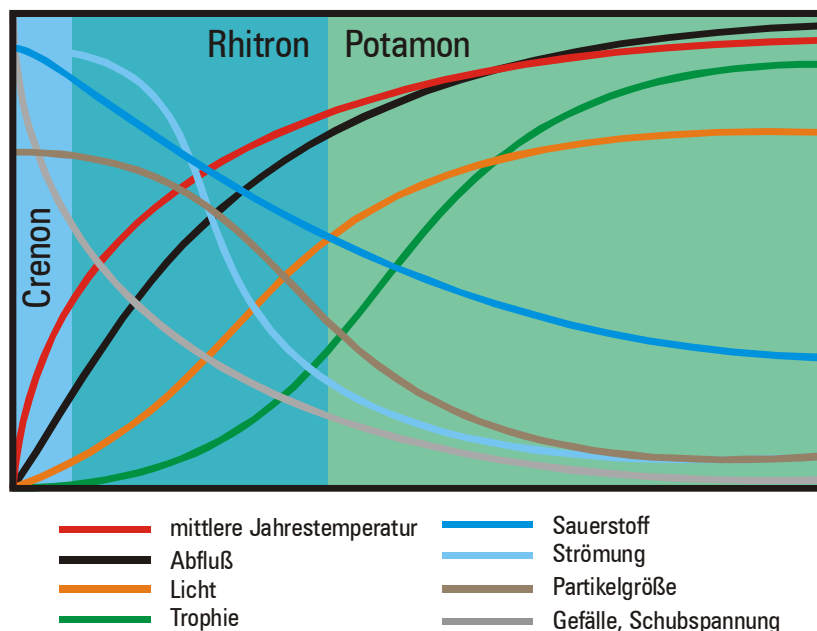


Abbildung 2-18: Veränderung ausgewählter chemisch-physikalischer Parameter im Längsschnitt eines Fließgewässers. Verändert nach (Vannote et al. 1980)

Durch die Einleitung von Kühlwässern oder Abwässern kann es zu einer zonischen Verschiebung der Regionen kommen, sodass auf Grund einer höheren Temperatur bereits in einem zu erwartenden rhithralen Bereich potamale Verhältnisse vorherrschen. Dadurch wird die natürliche Entwicklung des Gewässers beschleunigt, ein Gewässer weist unter hydrologischen Rhithralbedingungen bereits eine potamale Biozönose auf.

2.2.5.3 Temperaturabhängigkeit biologischer Prozesse

Innerhalb der für gemäßigte Klimazonen charakteristischen Temperatur in Gewässern von 0 °C bis ~25 °C nimmt mit steigender Temperatur der Stoffumsatz und damit das Wachstum vieler Organismen deutlich zu. In der mikrobiellen Ökologie unterscheidet man:

Tabelle 2-17: Einteilung von Mikroorganismen hinsichtlich ihrer Temperaturoptima (°C)

Bezeichnung	Valenz	Optimum
Psychro- bzw. Kryophile	-10/5 bis 13/25	10 - 20
Mesophile	10/15 bis 30/50	30 - 45
Thermophile	25/56 bis 75/100	55 - 75

Innerhalb eines Toleranzbereiches gilt für die Abhängigkeit biologischer Prozesse von der Temperatur annäherungsweise die van't Hoff'sche Regel, nach der eine Erhöhung der Temperatur um 10 °C eine Verdoppelung der Reaktionsgeschwindigkeit bedeutet. Dies bedeutet rechnerisch eine Veränderung um den Faktor $\theta_{10^\circ\text{C}} = 1,072 \text{ } ^\circ\text{C}^{-1}$. Sind die Raten (z.B. Wachstumsraten, BSB-Abbau, Nitrifikation, etc.) für zwei unterschiedliche Temperaturen bekannt, so kann der Faktor θ für Veränderung $^\circ\text{C}^{-1}$ folgendermaßen errechnet werden:

$$\text{Gl. 2-28} \quad \theta_{10^\circ\text{C}} = (T_2 - T_1) \sqrt[10]{\frac{\tau_2}{\tau_1}}$$

Wobei:

- Reaktion 1: Rate τ_1 bei Temperatur T_1
- Reaktion 2: Rate τ_2 bei Temperatur T_2

Ist der Faktor $\theta_{10^\circ\text{C}}$ für eine Reaktion τ_1 bei einer Temperatur T_1 bekannt, so kann daraus die Rate τ_2 für eine andere Temperatur T_2 errechnet werden:

$$\text{Gl. 2-29} \quad \tau_2 = \tau_1 \times \theta_{10^\circ\text{C}}^{(T_2 - T_1)}$$

Wobei:

- bekannt: Rate τ_1 bei Temperatur T_1 und Faktor $\theta_{10^\circ\text{C}}$
- gesucht: Rate τ_2 bei Temperatur T_2

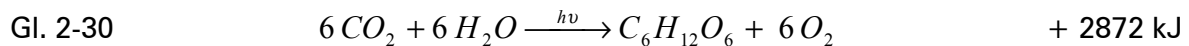
Auf die Temperaturabhängigkeit des Kohlenstoff-Abbaus und der Nitrifikation wird in Kapitel 2.3.2.4 bzw. 2.3.3.3 eingegangen.

2.3 Biotische Prozesse

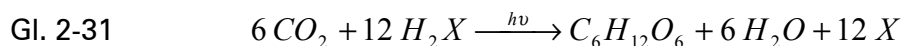
In diesem Kapitel soll ein Überblick über die wesentlichsten biotischen Prozesse gegeben werden, die in aquatischen Systemen auftreten und in direkter Wechselwirkung mit den physikalischen und chemischen Parametern stehen.

2.3.1 Photosynthese und Bildung von photoautotropher Biomasse

Bei der Photosynthese wird Strahlungsenergie absorbiert und in die Form einer chemischen Verbindung überführt. Chemisch betrachtet besteht sie in einer Abspaltung von Wasserstoff aus dem Wasser unter Freisetzung von Sauerstoff. Der Wasserstoff wird auf Kohlendioxid übertragen und in Form von Kohlenstoffverbindungen fixiert. Das Kohlendioxid fungiert letztlich als Akzeptor für Wasserstoff. Die Trennung des Wasserstoffs vom Sauerstoff ist eine endergonische Reaktion, bei der genauso viel Energie zugeführt werden muss, wie bei der Bildung von Wasser aus Wasserstoff und Sauerstoff (Knallgasreaktion) freigesetzt wird. Als Gesamtbilanz der Photosynthese ergibt sich somit die Nettogleichung:



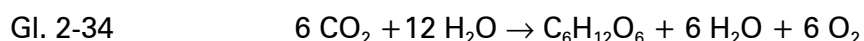
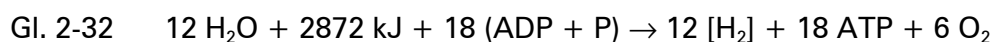
Dies bedeutet die Umkehr der Formel für die Veratmung von Biomasse (Gleichung Gl. 2-46). Die Photosynthese ist nicht auf die grünen Pflanzen beschränkt, sondern auch bei den Bakterien weit verbreitet. Neben der oxygenen Photosynthese der grünen Pflanzen, Algen und Cyanobakterien, bei der Sauerstoff freigesetzt wird unterscheidet man die anoxygene Photosynthese der Purpurbakterien und Grünen Bakterien, die unter anaeroben Bedingungen stärker reduzierte Verbindungen als Wasser (z.B. H_2S) als Wasserstoffdonor verwenden und deren Reaktion nach folgendem Schema abläuft:



Durch spezielle Antennenpigmente können Purpurbakterien sehr langwelliges Licht (800-1100 nm) für die Photosynthese nutzen und so auch in größeren Wassertiefen photosynthetisch aktiv sein.

2.3.1.1 Prozesse der Photosynthese

Der in den Gleichungen Gl. 2-30 und Gl. 2-34 summarisch dargestellte Prozess der Photosynthese besteht aus zwei isolierten Schritten, auf die nun näher eingegangen werden soll. Beim ersten Schritt, der sogenannten „Lichtreaktion“ (Gl. 2-32) wird mit Hilfe der Strahlungsenergie Wasser gespalten. Dabei entsteht Sauerstoff, Reduktionsäquivalente in Form von NADPH_2 und Energie in Form von ATP. Im zweiten Schritt, der sogenannten „Dunkelreaktion“ erfolgt unter Verwendung dieser Reduktionsäquivalente und des ATP die CO_2 Fixierung in z.B. Glucose.



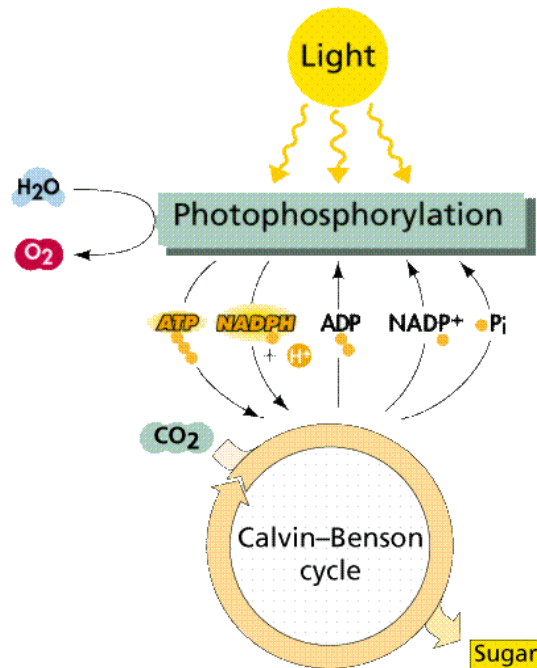


Abbildung 2-19: Schematische Darstellung der Photosynthese: Lichtreaktion (ATP und NADPH – Bildung) und Dunkelreaktion (CO₂-Fixierung im Calvin – Cyclus) (Farabee 2000)

Lichtreaktion

Bei der Lichtreaktion wird Lichtenergie (Quanten der photosynthetisch wirksamen Strahlung (PAR); siehe Kapitel 2.3.1.2) durch Pigmente der Zelle (siehe Abbildung 2-20a - Chlorophyll a bei allen photosynthetisierenden Organismen außer Bakterien; Chlorophyll b bei allen grünen Organismen; Chlorophyll c, d und Bakteriochlorophylle a-e) absorbiert und in chemische Energie (ATP und NADPH) umgewandelt. Dabei werden die Wasserstoffatome vom Wasser abgespalten und zur Reduktion von NADP⁺ und zum Aufbau eines H⁺ Gradienten für die ATP Synthese herangezogen. Als Nebenprodukt aus der Spaltung des Wassers wird molekularer Sauerstoff O₂ gebildet.

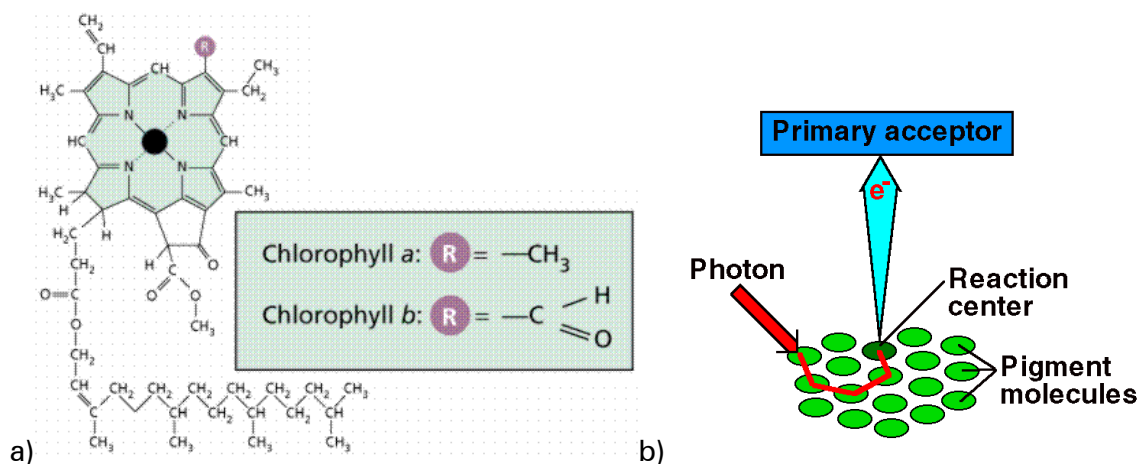


Abbildung 2-20: a) Strukturformel von Chlorophyll a und b (Farabee 2000)
 b) Funktionsschema des Light harvesting systems (Farabee 2000)
 Weiterleitung der absorbierten Energie von den Chlorophyllmolekülen des Antennensystems zu den Chlorophyllmolekülen des Reaktiven Zentrums.

Die überwiegende Anzahl Chlorophyllmoleküle (>99,5% (Nultsch 1986)) weisen im Lichtsammelsystem eine Antennenfunktion auf und dienen somit der Lichtabsorption und der Weiterleitung (Resonanzüberleitung) der absorbierten Energie an das Reaktionszentrum (siehe Abbildung 2-20b). Nur ein geringer Anteil des Chlorophylls ist im s.g. Reaktionszentrum photochemisch aktiv.

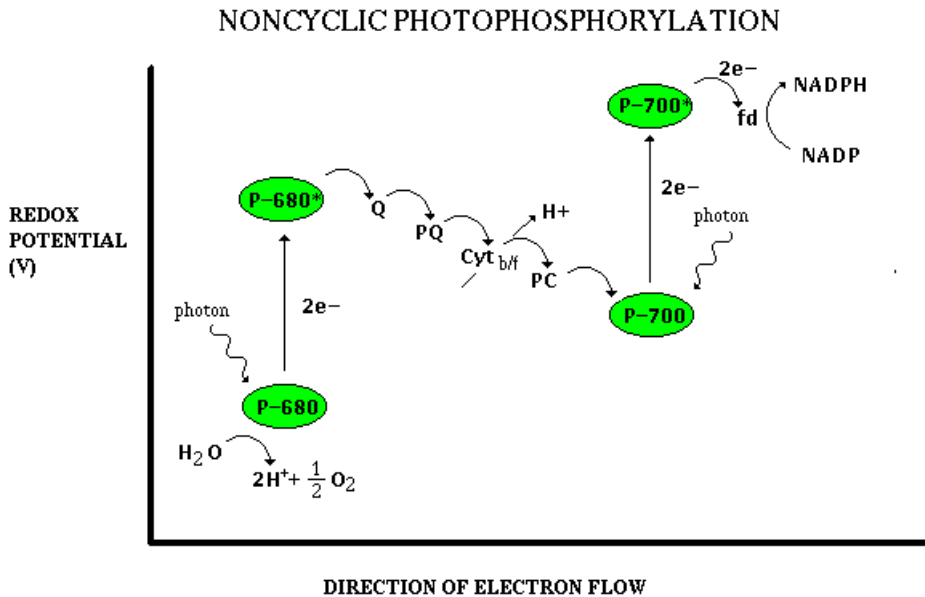


Abbildung 2-21: Schema des photosynthetischen Elektronentransports bei der nicht-zyklischen Photophosphorylierung (Farabee 2000)

Die Lichtreaktion besteht aus zwei Photoreaktionen an zwei Pigmentsystemen. Das Photosystem 2 (PS II) enthält Chl a_{II} Moleküle (P 680), die bei einer kürzeren Wellenlänge angeregt werden als das Chl a_I (P 700) des Photosystem 1 (PS I). Das Chl a_{II} des PS II wird durch die vom Antennensystem II absorbierte Energie angeregt (P-680* in Abbildung 2-21), was zur Emission eines Elektrons führt. Dieses wird über eine Elektronentransportkette auf das PS I (mit P-700) übertragen (Abbildung 2-21). Um die Elektronenlücke des PS II wieder aufzufüllen, wird Wasser oxidiert. Dabei entstehen molekularer Sauerstoff und H⁺, das einen pH Gradienten aufbaut und einer ATP-ase als lichtgetriebene „proton motive force“ - als Triebkraft für die ATP-Synthese dient.

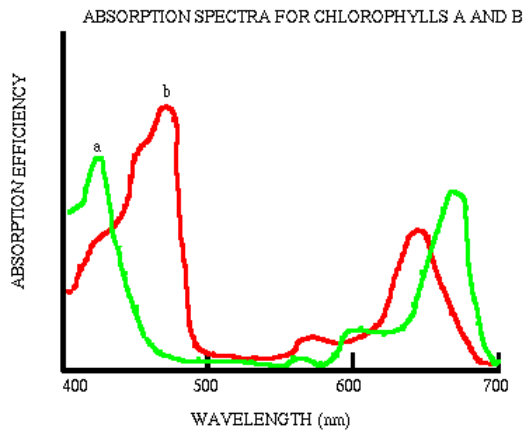


Abbildung 2-22: Absorptionsspektrum von Chlorophyll a und Chlorophyll b (Farabee 2000)

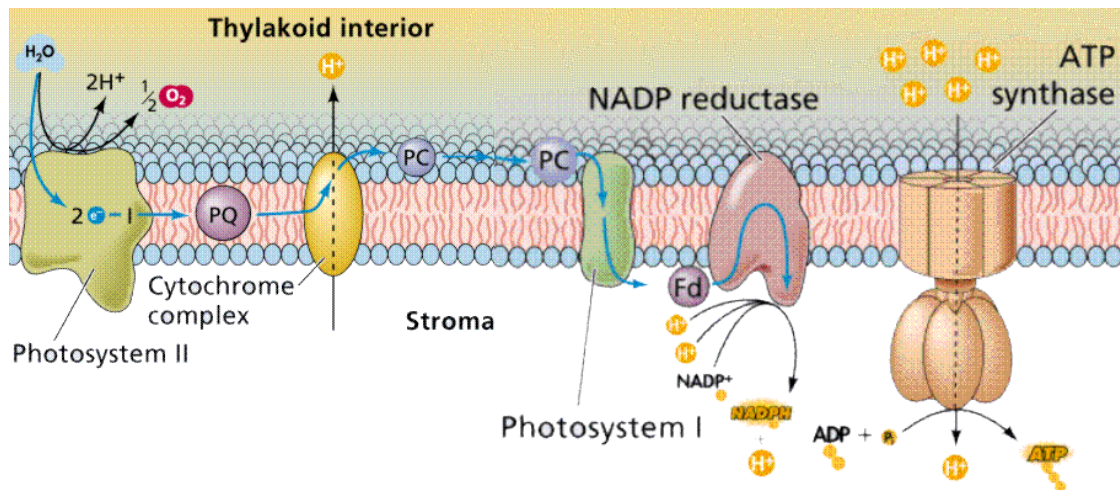


Abbildung 2-23: Übersicht über die Anordnung der einzelnen an der Lichtreaktion beteiligten Komplexe in der Thylakoidmembran (Farabee 2000)

Ein wesentliches Bindeglied zwischen PS II und PS I ist das Plastochinon (PQ in Abbildung 2-21), das im Überschuss vorliegt und als Elektronenspeicher dient. Dieser Speicher dient über einige Zwischenschritte zur Auffüllung der Elektronenlücke des über seinen eigenen Antennenkomplex angeregten P-700*. Das über diesen zweistufigen Prozess der Lichtreaktion erreichte Redoxpotential wird nun zur Reduktion von NADP⁺ in NADPH verwendet. Alternativ kann das Elektron in P-700* in einem zyklischen Kurzschlussprozess an zum Reaktionszentrum-Chlorophyll zurückkehren und die Elektronenlücke auffüllen ohne NADP zu reduzieren.

Dunkelreaktion

Im Gegensatz zur Lichtreaktion, die nur bei Licht erfolgen kann, ist die bei autotrophen Organismen realisierte CO₂ Fixierung unter Verbrauch von ATP und NAD(P)H nicht auf das Vorhandensein von Strahlung angewiesen. Die CO₂ Fixierung erfolgt im s.g. Calvin-Benson Cyclus (Ribulosebiphosphat Weg) und wird bei den photosynthetisierenden Organismen auch als Dunkelreaktion bezeichnet. Die Reaktion ist nur vom Vorhandensein von CO₂, ATP und NADH (bei Bakterien) bzw. NADPH (bei Pflanzen) abhängig.

Das CO₂ wird in eine Pentose, das Ribulose-1.5.5-bisphosphat eingebaut. Der daraus entstehende, instabile C₆ Körper zerfällt sofort in zwei C₃-Körper (3-Phosphoglycerat), die unter ATP und NADH Verbrauch zu Glycerinaldehyd-3-Phosphat. In einer Umkehrreaktion der Glykolyse werden aus 2 Molekülen Glycerinaldehyd-3-Phosphat ein Molekül Glucose gebildet. Ein Teil des Glycerinaldehyd-3-Phosphat wird nun in einer komplexen Reaktion zur Regeneration des Ribulosebiphosphats verwendet. Bei jedem Durchlauf des Calvin Cyclus wird ein Molekül CO₂ fixiert. Zur Bildung von Glucose muss der Cyclus also 6x durchlaufen werden. Bei der CO₂ Fixierung wird jedoch nicht nur Glucose gebildet, sondern auch eine Reihe von Intermediaten des Calvin Cyclus sind Precursor-Moleküle für die Synthese wesentlicher Zellbestandteile (Lehninger 1987). Eine Regulation des Cyclus sorgt dafür, dass durch die energetisch aufwendige CO₂-Fixierung nicht zu viel Energie entzogen wird und dass der Cyclus nicht zum Erliegen kommt, wenn einige Intermediate zur Synthese von Zellbausteinen abgezogen werden.

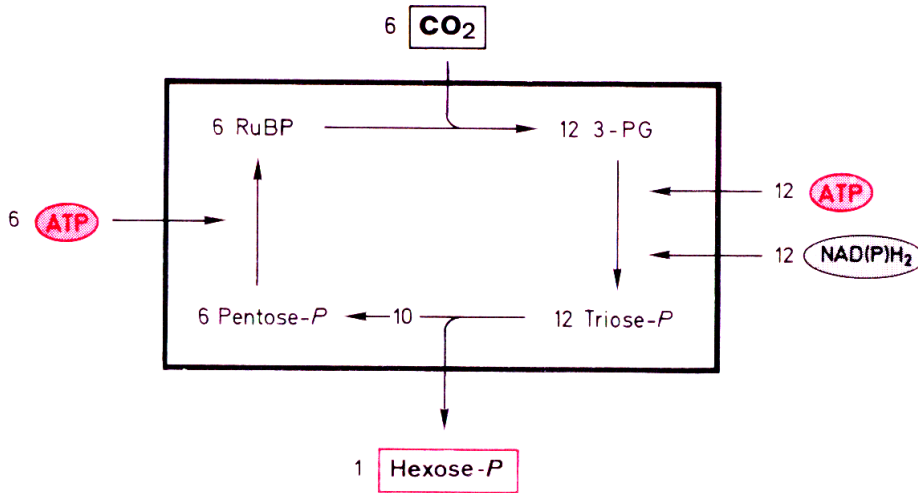


Abbildung 2-24: Vereinfachtes Schema des Calvin-Benson Cyclus (Ribulose-1.5-5-bisphosphat Weg) zur Fixierung von anorganischem CO₂ in organische Hexosen (Schlegel 1992)

Um die Bildung eines C₆ Körpers aus 6 CO₂ Molekülen zu verdeutlichen, wurden in Abbildung 2-24 6 Moleküle Ribulosebisphosphat eingesetzt, die mit den 6 CO₂ Molekülen 12 C₃ Körper ergeben. Aus 2 C₃ Körpern wird ein C₆ Körper gebildet, aus den restlichen 10 C₃ Körpern werden 6 C₅ regeneriert.

Der Zusammenhang zwischen Sauerstoffproduktion und CO₂ Fixierung besteht also darin, dass über die Lichtreaktion Energie und Reduktionsäquivalente gebildet werden, die für die CO₂ Fixierung benötigt werden.

Lichtatmung

Sind photosynthetisch aktive Zellen einem hohen O₂ und geringem CO₂ Partialdruck ausgesetzt (hohe Photosyntheseaktivität in kalkarmen, oligotrophen Gewässern), so ist eine Aufnahme von Sauerstoff bei gleichzeitiger Abgabe von CO₂ zu beobachten. Dieses Phänomen wird als Lichtatmung der „normalen“ Atmungstätigkeit für den Abbau organischer Verbindungen (auch dem Abbau der in der Dunkelreaktion der Photosynthese gebildeten Glucose) entgegengesetzt.

In Anwesenheit von O₂ und Abwesenheit von CO₂ setzt das erste am Calvin-Cyclus beteiligte Enzym das Ribulosebisphosphat nicht mit CO₂ sondern mit O₂ um. In einigen Zwischenschritten in Chloroplasten, Peroxisomen und Mitochondrien werden schließlich auf unökonomische Art und Weise die Aminosäuren Glycin und Serin gebildet.

Außerdem ist die Photorespiration nicht von einer oxidativen Phosphorylierung von ADP begleitet und scheint daher energiereiche Reduktionsäquivalente zu vernichten. Es wird daher angenommen, dass der Prozess der Photorespiration als „Ventil“ wirkt, um die photosynthetischen Reaktionszentren zu entlasten und damit deren Photoinaktivierung zu verhindern.

2.3.1.2 Lichtabhängigkeit

Für die meisten Algen ist die Photosynthese eine nicht-lineare Funktion der Lichtintensität. Bei niedriger Strahlungsintensität wächst die Photosyntheserate linear mit der Lichtintensität an. Bei einer extrem hohen Lichtintensität nähert sich die Photosyntheseleistung asymptotisch einem Maximumwert an. An diesem Punkt scheint sich das Photonenabsorptionspotential des Chlorophylls abzusättigen und es tritt Photoinhibition auf. Um das vorhandene Photonenpotential dennoch nutzen zu können, kann vermehrt Chlorophyll gebildet werden. Dies erfolgt bis zu einem Punkt, an dem das CO₂ für die Kohlenstofffixierung limitiert ist, wodurch die bei der Photosynthese freiwerdenden Reduktionsäquivalente nicht mehr abreagieren können (Hill 1996). Dann tritt die cyclische Phosphorylierung (siehe Kapitel Lichtreaktion) bzw. die Photorespiration in Kraft, die einerseits verhindern, dass neue Reduktionsäquivalente gebildet werden oder eine Reduktionsäquivalente ineffektiv abreagieren (siehe Kapitel Lichtatmung).

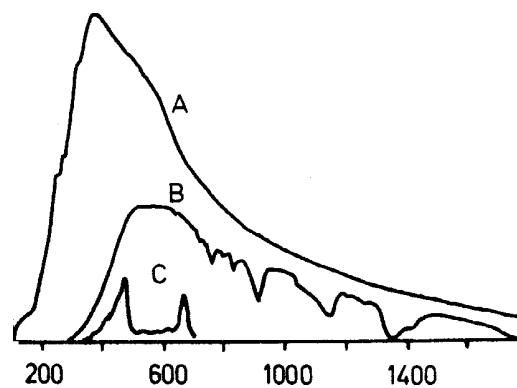


Abbildung 2-25: Energiespektrum (relative Einheiten) der Strahlung (nm) (Golterman 1975)
 A – außerhalb der Atmosphäre
 B – an der Erdoberfläche
 C – Absorptionsspektrum von Chlorophyll

Bei der Photosynthese wird nur der sichtbare Anteil (400 – 700 nm siehe Abbildung 2-26) der Sonnenstrahlung (Abbildung 2-25; PAR = Photosynthetic Active Radiation), das entspricht etwa 50% der Energieäquivalente der Gesamtstrahlung, verwendet. Davon wird wiederum je nach Organismus und Umweltbedingungen etwa 1% - 20% der enthaltenen Energie ($\approx 0,5\%$ der Gesamtenergie) zur Bildung von organischer Biomasse verwendet (Golterman 1975).

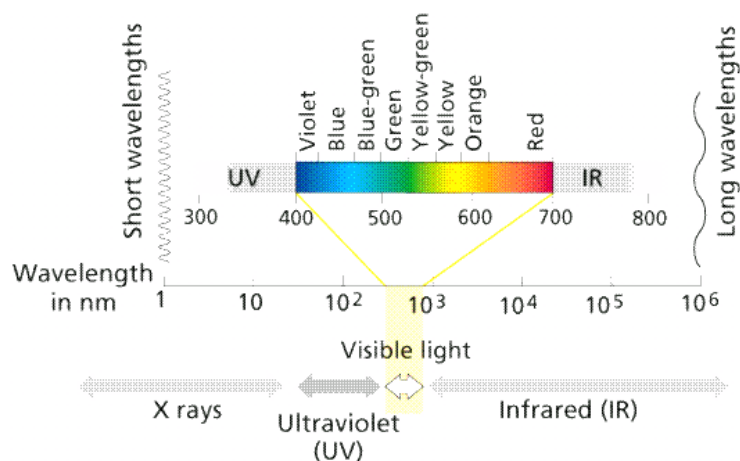


Abbildung 2-26: Sichtbarer Bereich des Spektrums als photosynthetisch aktive Strahlung

Die flächenspezifische Strahlungsmenge ist von der Tageslänge und dem Sonnenstand abhängig und damit eine Funktion der geografischen Breite. Mit entsprechenden Softwareprogrammen (z.B. Freeware Ephemeris Tools (Dings 2000)) lassen sich die Sonnenstände und Tageslängen abhängig von der geografischen Breite errechnen und darstellen (Abbildung 2-27 und Abbildung 2-28).

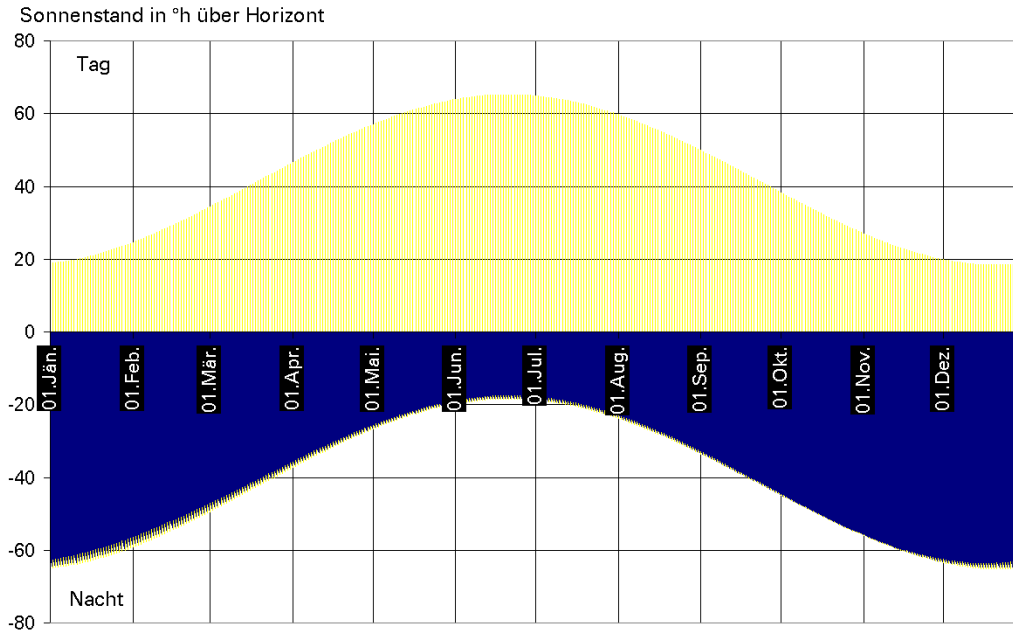


Abbildung 2-27: Sonnenstand in ° über dem Horizont im Jahresverlauf für 48° geografische Breite (Wien)

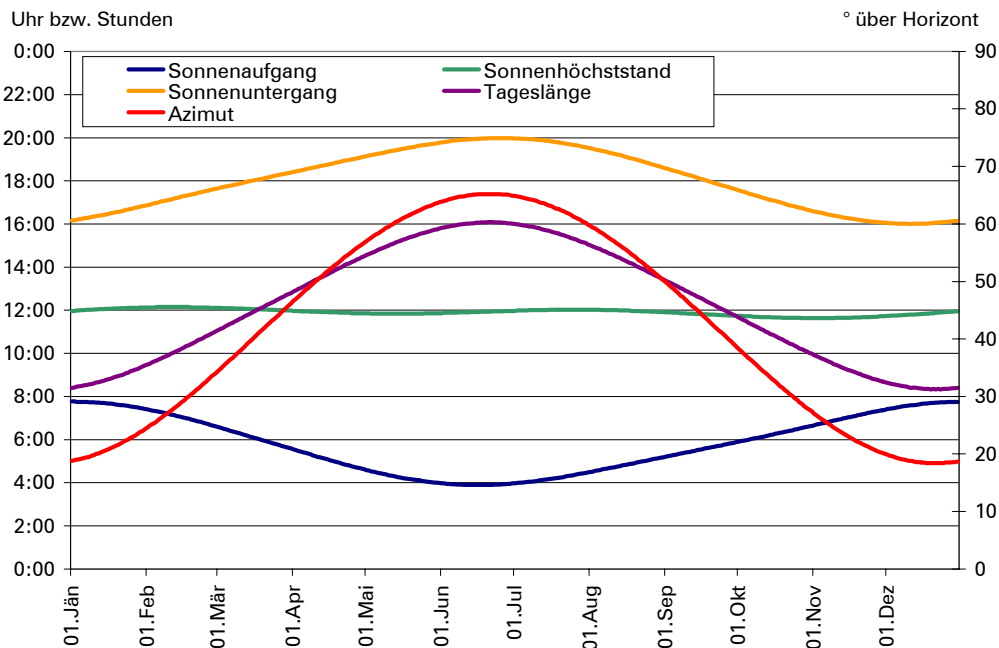


Abbildung 2-28: Sonnenaufgang, Sonnenuntergang, Tageslängen und Sonnenhöchststände als Funktion der geografischen Breite von 48° (Wien) im Verlauf eines Jahres; errechnet mit dem Softwareprogramm Ephemeris Tools (Dings 2000)

Sind die Zeitpunkte für den Sonnenaufgang und den Sonnenuntergang bekannt, kann über eine vereinfachte Sinusfunktion für die Errechnung des Sonnenstandes herangezogen werden:

$$\text{Gl. 2-35} \quad h_t = h_{\max} \times \sin\left(180 \times \frac{t - S_A}{S_U - S_A}\right)$$

wobei:

Beschreibung	
h_t	= Sonnenstand in ° über dem Horizont zur Uhrzeit t
h_{\max}	= maximale Höhe des Sonnenstandes am untersuchten Tag in ° über dem Horizont
t	= Uhrzeit für die der Sonnenstand berechnet wird
S_A	= Uhrzeit des Sonnenaufgangs
S_U	= Uhrzeit des Sonnenuntergangs

Ein Vergleich der Berechnungsergebnisse zwischen dem Astronomieprogramm Ephemeris Tools (Dings 2000) und der vereinfachten Formel (Gl. 2-35) ist in Abbildung 2-29 dargestellt.

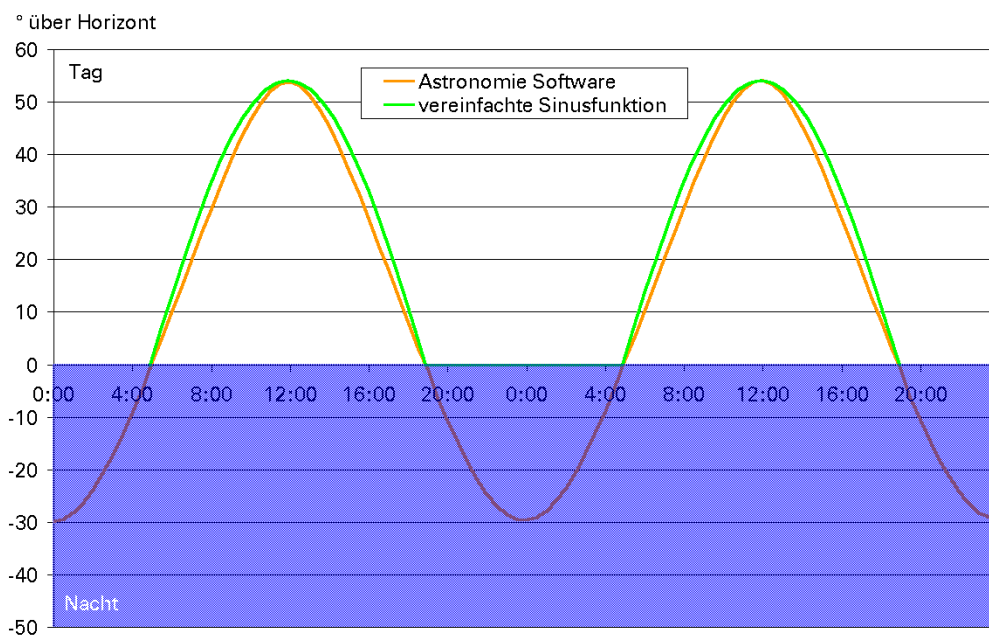


Abbildung 2-29: Vergleich der berechneten Sonnenstände aus einem Astronomieprogramm und anhand einer vereinfachenden Sinusfunktion (21. und 22. April)

Der in Abbildung 2-29 dargestellte Unterschied zwischen den beiden Methoden beruht darauf, dass die vereinfachte Berechnung nach Gleichung Gl. 2-35 eine halbe Sinusschwingung (180°) auf die Tageslänge ($S_U - S_A$) umlegt, während der tatsächliche Sonnenstand einer Sinusschwingung entspricht, die um das Verhältnis zwischen Tageslänge und Nachtlänge um den 0-Punkt verschoben ist. Dies ist der Grund, warum sich die beiden Funktionen nur an den Tagen der Tag-Nacht-Gleiche decken, an den übrigen Tagen jedoch in den Wendepunkten, nicht aber in den Maxima der Kurven, voneinander abweichen.

Wie bereits angesprochen, ist die Lichtreaktion und damit die Freisetzung von molekularem Sauerstoff eine Funktion der Strahlungsintensität (siehe Kapitel Lichtreaktion). Die Strahlungsintensität wird jedoch nicht nur vom Sonnenstand, sondern etwa auch von der damit in Zusammenhang stehenden Reflexion an der Gewässeroberfläche, der am Gewässer vorherrschenden Beschattung und der Wetterlage (Bewölkung, Albedo) beeinflusst. Weisen diese Faktoren über einen Tag konstante Bedingungen auf, so erhält man eine sinoide Kurve der Sauerstoffkonzentrationen im Gewässer. Die Sauerstoffkonzentration selbst ist von zahlreichen Faktoren abhängig (2.2.1.3). In oligotrophen und mesotrophen Gewässern ist es die Sauerstoffproduktion der Primärproduzenten, die den Kurvenverlauf am stärksten prägt. Dies sollte sich bestätigen, wenn die Kurve der Sauerstoffganglinie ausreichend genau mit Hilfe der Korrelation zwischen dem Sonnenstand als wesentlichsten Faktor für die Größe der verfügbaren photosynthetisch aktiven Strahlung und der Sauerstofffreisetzung durch Photosyntheseaktivität beschrieben werden kann.

Um einen Vergleich zu ermöglichen, werden die Werte für die Sonnenstände und die Sauerstoffkonzentration transformiert, sodass die Maximalwerte jeweils den Wert 1 annehmen. Jeder Datenpunkt stellt somit einen Wert in % des Maximalwertes dar. Für die relativen Sonnenstände wird in der Gleichung Gl. 2-35 der Wert für h_{max} mit 1 angegeben. Für die relativen Sauerstoffkonzentrationen erfolgt eine Transformation nach:

Gl. 2-36
$$Relativwert = \frac{Wert - Minimalwert}{Maximalwert - Minimalwert}$$

wobei:

	Beschreibung
Wert	= gemessene Sauerstoff-Konzentration
Minimalwert	= kleinste Sauerstoff-Konzentration im Tagesverlauf
Maximalwert	= höchste Sauerstoffkonzentration im Tagesverlauf

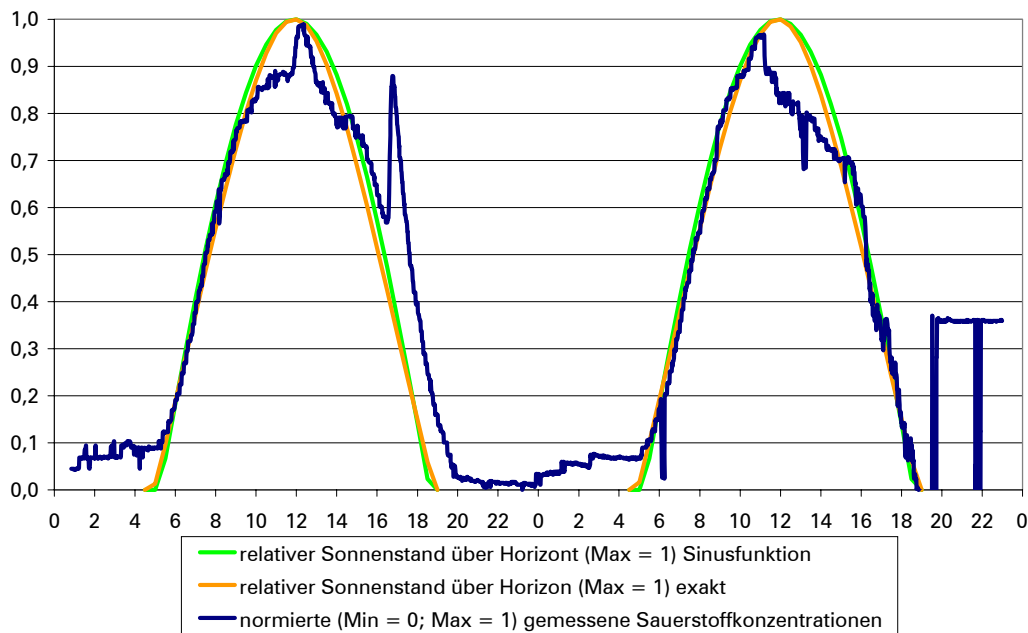


Abbildung 2-30: Zusammenhang zwischen Sonnenstand und Sauerstoffkonzentration im Tagesverlauf (auf Min = 0 und Max = 1 transformierte Werte) (X-Werte: Uhrzeit)
 Sinusfunktion: Werte aus Gleichung Gl. 2-35; exakt: Ephemeris Tools (Dings 2000)

Abbildung 2-30 zeigt ein Ergebnis der Überprüfung der angestellten Überlegungen anhand von Messwerten. Die Basis für die herangezogenen Konzentrationen stellen Online-Messungen des Sauerstoffgehaltes an der Probenahmestelle „Golfplatz“ am Krottenbach dar (siehe Kapitel 3.3.1). Der in Abbildung 2-29 dargestellte Unterschied in der Genauigkeit der Wiedergabe der Sonnenstände durch die vereinfachende Sinusfunktion und die Astronomiesoftware liegt in einer unbedeutenden Größenordnung, sodass für alle weiteren Betrachtungen (Kapitel 3.4.2) die Berechnung über die Sinusfunktion herangezogen wird.

Diese Betrachtungen zeigen, dass einzig aus der Kenntnis der (exakten) Uhrzeit von Sonnenaufgang und Sonnenuntergang die Kurve der relativen Sauerstoffkonzentrationen unter konstanten Bedingungen errechnet werden kann. Um daraus weiter eine Sauerstoffkurve der absoluten Konzentrationen ableiten zu können, sind zu beliebigen Zeiten zwei Stützwerte zu messen. Diese Stützwerte dienen der Kalibrierung des normierten Tagesganges. Die Konzentrationswerte (K_t) der Verlaufskurve können auch zerlegt werden in einen feststehenden Basiswert K_0 plus einen im Tagesverlauf veränderlichen Anteil f_t an der Differenz des Maximalwertes minus Basiswert (Gl. 2-37).

$$\text{Gl. 2-37} \quad K_t = K_0 + f_t * (K_{\max} - K_0)$$

$$\text{Gl. 2-38} \quad K_t = K_0 + f_t * K_{\Delta\max} \quad \text{mit } K_{\Delta\max} = K_{\max} - K_0$$

wobei:

Beschreibung		
K_t	= Sauerstoffkonzentration zum Zeitpunkt t	(mg/l O ₂)
K_0	= minimale Sauerstoffkonzentration im Tagesgang; Basiswert	(mg/l O ₂)
K_{\max}	= maximale Sauerstoffkonzentration im Tagesgang; Maximalwert	(mg/l O ₂)
$K_{\Delta\max}$	= Schwankungswert $K_{\max} - K_0$	(mg/l O ₂)
f_t	= „Sinus“-Faktor abhängig von Tageszeit	

Da die Kurvenverläufe für (normierten) Sauerstoff und (relativen) Sonnenstand korrelieren (siehe Abbildung 2-30) stellt der zeitabhängige Wert für die relative Sonnenhöhe (aus Gl. 2-35 mit $h_{\max} = 1$) den zum selben Zeitpunkt geltenden Faktor f_t in Gl. 2-38 dar. Zunächst sind der Basiswert K_0 und der Maximalwert $K_{\Delta\max}$ der Gleichung unbekannt. Durch die Messung von zwei Stützwerten S_1 und S_2 zu den Zeitpunkten t_1 und t_2 werden zwei Sauerstoffkonzentrationen K_1 und K_2 bekannt. Die Berechnung der Faktoren f_1 und f_2 zu den Zeitpunkten t_1 und t_2 erfolgt nach Gl. 2-35 mit $h_{\max} = 1$. Für K_t und f_t aus Gl. 2-38 sind nun jeweils zwei Werte bekannt, sodass sich Gleichung Gl. 2-38 auflösen lässt:

$$\text{Gl. 2-39} \quad K_{\Delta\max} = \frac{K_2 - K_1}{f_2 - f_1} \quad \text{und}$$

$$\text{Gl. 2-40} \quad K_0 = K_1 - f_1 * K_{\Delta\max} \quad \text{und}$$

$$\text{Gl. 2-41} \quad K_{\max} = K_{\Delta\max} + K_0$$

Tabelle 2-18: Beispiel für die Berechnung einer Sauerstoffganglinie im Gewässer

Aufgang	5:13		
Untergang	18:36		
Tageslänge	13:23		
	Zeit	Konzentration	relative Höhe
Stützwert 1	8:00	10,88	0,6079
Stützwert 2	9:30	11,78	0,8444
Berechnung	K_{Dmax}	3,81	
	K_0	8,57	
	K_{max}	12,37	

Tag 1			
Uhrzeit	relative Höhe	Konzentration	
		gemessen	errechnet
0:00	0,0000	8,35	8,57
0:30	0,0000	8,37	8,57
1:00	0,0000	8,33	8,57
1:30	0,0000	8,49	8,57
2:00	0,0000	8,45	8,57
2:30	0,0000	8,46	8,57
3:00	0,0000	8,45	8,57
3:30	0,0000	8,58	8,57
4:00	0,0000	8,55	8,57
4:30	0,0000	8,54	8,57
5:00	0,0000	8,55	8,57
5:30	0,0665	8,70	8,82
6:00	0,1828	9,02	9,26
6:30	0,2967	9,38	9,70
7:00	0,4065	9,88	10,11
7:30	0,5107	10,47	10,51
8:00	0,6079	10,88	10,88
8:30	0,6967	11,24	11,22
9:00	0,7759	11,60	11,52
9:30	0,8444	11,78	11,78
10:00	0,9013	11,99	12,00
10:30	0,9459	12,11	12,17
11:00	0,9774	12,23	12,29
11:30	0,9954	12,23	12,35
12:00	0,9998	12,60	12,37
12:30	0,9904	12,52	12,34
13:00	0,9673	12,15	12,25
13:30	0,9310	12,05	12,11
14:00	0,8819	11,73	11,92
14:30	0,8206	11,82	11,69
15:00	0,7480	11,72	11,41
15:30	0,6651	11,40	11,10
16:00	0,5731	11,07	10,75
16:30	0,4732	10,77	10,37
17:00	0,3668	11,74	9,96
17:30	0,2554	10,68	9,54
18:00	0,1404	9,98	9,10
18:30	0,0235	9,28	8,66
19:00	0,0000	8,87	8,57
19:30	0,0000	8,48	8,57
20:00	0,0000	8,25	8,57
20:30	0,0000	8,24	8,57
21:00	0,0000	8,22	8,57
21:30	0,0000	8,18	8,57
22:00	0,0000	8,20	8,57
22:30	0,0000	8,19	8,57
23:00	0,0000	8,20	8,57
23:30	0,0000	8,21	8,57

Tag 2			
Uhrzeit	relative Höhe	Konzentration	
		gemessen	errechnet
0:00	0,0000	8,21	8,57
0:30	0,0000	8,29	8,57
1:00	0,0000	8,31	8,57
1:30	0,0000	8,39	8,57
2:00	0,0000	8,38	8,57
2:30	0,0000	8,36	8,57
3:00	0,0000	8,47	8,57
3:30	0,0000	8,45	8,57
4:00	0,0000	8,46	8,57
4:30	0,0000	8,43	8,57
5:00	0,0000	8,44	8,57
5:30	0,0665	8,61	8,82
6:00	0,1828	8,92	9,26
6:30	0,2967	9,19	9,70
7:00	0,4065	9,69	10,11
7:30	0,5107	10,28	10,51
8:00	0,6079	10,67	10,88
8:30	0,6967	11,17	11,22
9:00	0,7759	11,72	11,52
9:30	0,8444	12,01	11,78
10:00	0,9013	12,21	12,00
10:30	0,9459	12,39	12,17
11:00	0,9774	12,60	12,29
11:30	0,9954	12,24	12,35
12:00	0,9998	12,04	12,37
12:30	0,9904	11,95	12,34
13:00	0,9673	11,78	12,25
13:30	0,9310	11,79	12,11
14:00	0,8819	11,62	11,92
14:30	0,8206	11,50	11,69
15:00	0,7480	11,40	11,41
15:30	0,6651	11,36	11,10
16:00	0,5731	10,96	10,75
16:30	0,4732	9,99	10,37
17:00	0,3668	9,61	9,96
17:30	0,2554	9,31	9,54
18:00	0,1404	8,80	9,10
18:30	0,0235	8,58	8,66
19:00	0,0000	8,02	8,57
19:30	0,0000	7,96	8,57
20:00	0,0000	9,80	8,57
20:30	0,0000	9,80	8,57
21:00	0,0000	9,80	8,57
21:30	0,0000	9,80	8,57
22:00	0,0000	9,81	8,57
22:30	0,0000	9,79	8,57
23:00	0,0000	10,51	8,57
23:30	0,0000	10,76	8,57

(Die Messwerte liegen in Minuten-Intervallen (Abbildung 2-31) vor, für die Tabelle wurden die Daten auf Halbstundenwerte reduziert)

Das Ergebnis der Berechnungen für das Beispiel ist in Abbildung 2-31 dargestellt:

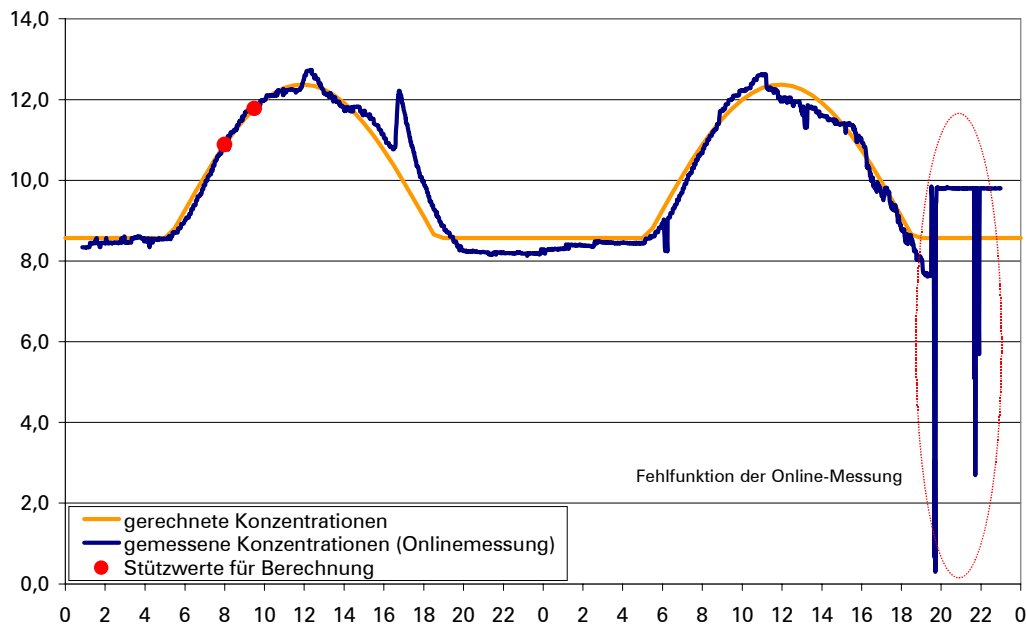


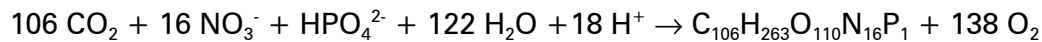
Abbildung 2-31: Vergleich der mittels Onlinemessung (Minutenwerte) und der mittel hier vorgestellten Berechnung aus zwei Stützwerten erhaltenen Sauerstoffkonzentrationen über einen Periode von zwei Tagen (Daten aus Tabelle 2-18)

Jeder Datenpunkt eines Sauerstofftagesganges spiegelt das Resultat aus sauerstoffzehrenden und Sauerstoff einbringenden Prozessen wider. Zudem findet sich in jedem Punkt die „Geschichte“ dieser Prozesse im Oberlauf vor der untersuchten Messstelle. Unter der Voraussetzung, dass die strahlungsabhängige Lichtreaktion der Photosynthese dominierend für den Sauerstoffeintrag ist und keine Photoinhibition durch zu hohe Strahlungsintensität auftritt, kann die Sauerstoffganglinie für einen Punkt im Gewässer aus zwei Stützpunkten errechnet werden. Eine Beschattung durch Ufervegetation oder Bewölkung beeinflussen die Berechnung selbst nicht. Das Ergebnis ist immer die Extrapolation der Bedingungen zum Zeitpunkt der Messung der beiden Stützwerte. Als Resultat der Berechnungen erhält man nicht nur den Tagesgang der Sauerstoffkonzentration, sondern auch den zu erwartenden Sauerstoffmaximalwert um die Mittagsstunden und den Sauerstoffminimalwertes in den Nachtstunden. Wesentlich für die Qualität der Ergebnisse der Berechnungen ist neben der Genauigkeit der Sauerstoffmessung selbst die exakte Zeit der Stützpunktmessungen. Weiters sollten die Bedingungen (v.a. Wetter und Beschattung) zu den Zeiten der beiden Stützpunktmessungen vergleichbar sein. Wegen der Veränderung der absoluten Sonnenstände über das Jahr (siehe Abbildung 2-27 und Abbildung 2-28) wird eine Extrapolation der Berechnungsergebnisse über einen längeren Zeitraum hinweg ungenau. Außerdem kann sich in Abhängigkeit von der Strahlungsintensität auch das Artenspektrum der Primärproduzenten eines Gewässers verändern. Grünalgen sind auf höhere Lichtstärken angepasst als Kieselalgen (Hill 1996). Dies führt etwa dazu, dass sich in unseren Breiten im Frühjahr bei geringerer Strahlungsintensität bzw. in beschatteten Gewässerabschnitten die Kieselalgen durchsetzen, die im weiteren Verlauf von Grünalgen verdrängt werden, die ihrerseits im Herbst wieder den Kieselalgen weichen.

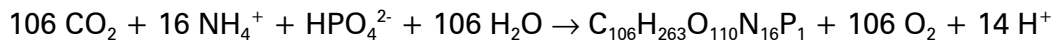
2.3.1.3 Bildung von Algenbiomasse

Die Bildung von Algenbiomasse kann abhängig von der verwendeten Stickstoffquelle beschrieben werden als:

Gl. 2-42

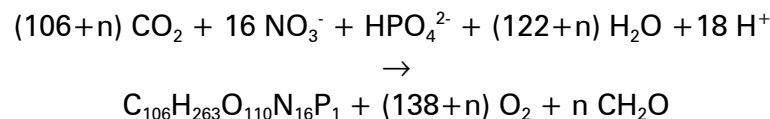


Gl. 2-43

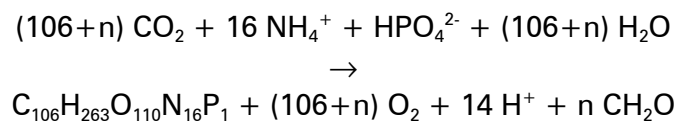


Die Biomassezusammensetzung entspricht der Redfield Stöchiometrie (siehe Kapitel 2.1.1.1). Die Bildung von Zuckereinheiten (CH₂O) durch die Photosynthese erfolgt einerseits für den Aufbau von Biomasse selbst (vgl. Gleichungen Gl. 2-42 und Gl. 2-43) oder für den Aufbau von Reservestoffen für die respirative Energiegewinnung bzw. deren Sekretion als Algenexsudate. Gleichungen Gl. 2-42 und Gl. 2-43 können also in Hinblick auf die Synthese von Speicherstoffen umformuliert werden in:

Gl. 2-44



Gl. 2-45



Durch dieses Wachstum der Primärproduzenten wird von vorhandenen Nährstoffen (N und P) ausgehend CO₂ fixiert und somit durch die Bildung organischer Substanzen Sauerstoffzehrungspotential in das Gewässer eingetragen. Die Intensität dieses Prozesses wird als Trophie bezeichnet, die Zunahme des Trophiegrades eines Gewässers als Eutrophierung.

Die in Gleichungen Gl. 2-42 und Gl. 2-43 dargestellte Bildung von Algenbiomasse stellt nur die stöchiometrisch notwendigen Edukte und Produkte dar. In dieser Formel ist die Sauerstoffproduktion aus Wasser, die in der Lichtreaktion aus der Bildung von Energie und Reduktionsäquivalenten resultiert, und die Kohlenstofffixierung durch den Calvin Cyclus als gekoppelter Prozess dargestellt. Tatsächlich sind zwar für die CO₂ Fixierung die Produkte der Lichtatmung (ATP und NADPH) notwendige Voraussetzung, Es wird jedoch nicht die gesamte Energie aus der Photosynthese in den Calvin Cyclus eingeschleust (Golterman 1975; Wetzel 1983).

Als gesichert wird angesehen, dass die Dunkelreaktion zeitunabhängig über den gesamten Tag ablaufen kann, solange die notwendigen Substrate (CO₂, ATP und NADPH) in ausreichendem Maße vorhanden sind. Bei der Dunkelreaktion wird nach Gleichungen Gl. 2-44 und Gl. 2-45 nicht nur Biomasse gebildet, sondern auch Reservestoffe (u.a. Glukose), die der Pflanze als Energiespeicher dienen. Vor allem nachts wird die unter Tags in der Dunkelreaktion gebildete Glucose zur Freisetzung von Energie veratmet

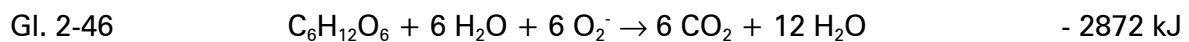
(Dunkelatmung), was zu einem Sauerstoffverbrauch durch die Primärproduzenten im Gewässer führt. Das Ausmaß dieses Sauerstoffverbrauchs hängt von der benötigten Energie und der tagsüber gespeicherten Glucose ab. Angaben, ob die Dunkelatmung für den Abbau der synthetisierten organischen Verbindungen auch tagsüber und in welchem Ausmaß sie erfolgt, ist in der Literatur widersprüchlich dargestellt. Uhlmann (Uhlmann 1988) spricht von etwa 20% des tagsüber produzierten Sauerstoffs, der über den ganzen Tag für den Abbau der gebildeten organischen Verbindungen verbraucht wird, sodass der freigesetzte Sauerstoff einem Nettowert aus gebildetem Sauerstoff weniger dem für die Atmung verbrauchten Sauerstoff entspricht. Schwörbel (Schwoerbel 1999) und Golterman (Golterman 1975) führen in einer Literaturzusammenfassung Berichte an, dass bei Primärproduzenten eine Energieproduktion durch Respiration nur dann beobachtet wird, wenn auf Grund geringer Strahlungsenergie in der Lichtreaktion weniger Energie gewonnen werden kann als zur Aufrechterhaltung des Zellstoffwechsels notwendig ist.

Dass Primärproduzenten wesentliche Mengen an Reservestoffen bilden können, zeigt sich daran, dass bei den gleichen Organismen der Anteil der organischen Substanzen an der Trockensubstanz im Licht bis zu 5 mal höher ist, als in beschatteten Bereichen des Fließgewässers (Rheinheimer 1991).

Neben der Bildung von Reservestoffen in der Dunkelreaktion (Gleichungen Gl. 2-44 und Gl. 2-45) wird auch organisches Material gebildet, das von den Primärproduzenten als Exsudat ausgeschieden wird, damit als Reservestoff für die Pflanze nicht mehr zur Verfügung steht für mikrobielle Stoffumsätze unter Sauerstoffverbrauch direkt aber verfügbar ist. Zwischen Frühjahr und Herbst stellen diese Algenexsudate einen wesentlichen Anteil an der sekundär aus der Bildung von organischen Verbindungen entstandenen Belastung dar (Rheinheimer 1991). Die Bildung von Exsudaten kann in der Größenordnung von bis zu 20 – 30 % der Primärproduktion liegen und ist von der Biozönose im Gewässer sowie von der Nährstoffsituation abhängig. Vor allem Algen, die an der Grenzfläche zwischen Sediment und Wasser leben, bilden einen höheren Anteil an derartigen EPS (Flemming et al. 1999). Kieselalgen und Nanoflagellaten geben bis zu 40% des fixierten CO₂ als Exsudate ab (Rheinheimer 1991).

2.3.2 Kohlenstoffatmung und Bildung von heterotropher Biomasse

Bakterien und Pilze ernähren sich vorzugsweise von gelöstem organischen Stoffen (DOM) - im Gegensatz zu Makroinvertebraten, die auch partikuläres Material verwerten können -, die aus dem Stoffwechsel oder dem biochemischen Abbau von lysierter pflanzlicher oder tierischer Biomasse, sowie deren Exsudaten stammen. Traditionell gilt der biochemische Sauerstoffbedarf BSB als Maß für die von chemoorganoheterotropher Biomasse „veratembaren“ Kohlenstoffverbindungen. Die Veratmung dieser organischen Stoffe unter Verbrauch von Sauerstoff zum Energiegewinn wird als Respiration oder Kohlenstoffatmung bezeichnet:



Der Kohlenstoff wird jedoch nicht nur für die Energiegewinnung verwendet, sondern wird bei den heterotrophen Organismen auch für den Zellaufbau herangezogen. Die von den heterotrophen Mikroorganismen aufgenommenen organischen Nährstoffe werden zu einem Teil in Bakterienbiomasse umgewandelt. Der Rest wird respiriert und liefert Energie für den Bau- und Betriebsstoffwechsel (Abbildung 2-32).

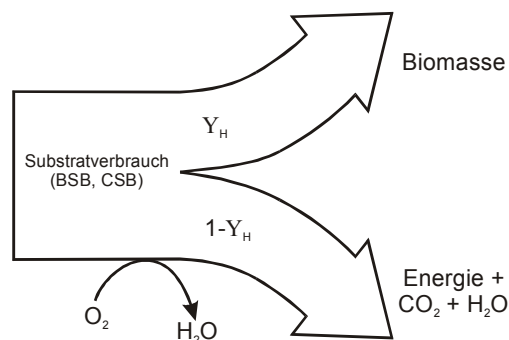
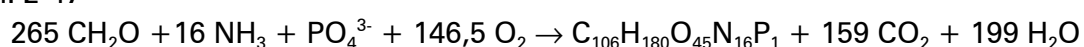


Abbildung 2-32: Schematische Darstellung der aeroben Atmung von heterotrophen Bakterien
 Y_H = Yield (Zellertrag) der heterotrophen Biomasse
 verändert nach Spanjers (Spanjers et al. 1998)

2.3.2.1 Zellertrag / Yield

Der Zellertrag ($Y = \text{Yield}$) der heterotrophen Biomasse kennzeichnet dabei die Ausbeute des eingesetzten Substrats in Hinblick auf die Synthese von Biomasse, also diejenige Menge an Biomasse in Gramm, die pro Gramm Substrat gebildet werden kann. Der erreichbare Yield ist vom Kohlenstoff / Energieverhältnis der Substrate abhängig. Werden beispielsweise „Zuckereinheiten“ (CH_2O) als Substrat verwendet und ein Zellertrag von $\sim 0,3$ angesetzt, so ergibt sich unter Berücksichtigung der Biomassezusammensetzung aus Gleichung Gl. 2-10:

Gl. 2-47



Wobei:

$$265 \text{ Mol CH}_2\text{O} \equiv 7950 \text{ g und } 1 \text{ Mol C}_{106}\text{H}_{180}\text{O}_{45}\text{N}_{16}\text{P}_1 = 2427 \text{ g}$$

$$Y = \frac{2427 \text{ g Biomasse (C}_{106}\text{H}_{180}\text{O}_{45}\text{N}_{16}\text{P}_1)}{7950 \text{ g Substrat (CH}_2\text{O)}} = 0,30$$

Der Rest ($1 - Y$) - im Beispiel aus Gleichung Gl. 2-47: $1 - 0,3 = 0,7$; also 70 %- der im Ausgangsmaterial vorhandenen Energie wird zum Teil in nutzbare Energie als ATP und zum Teil in nicht nutzbare Energie (Wärme) übergeföhrt.

Tabelle 2-19: Beispiele für experimentell ermittelte Ertragskoeffizienten Y für heterotrophe Bakterien (Hecker & Babel 1988)

Substrat	Y_H
Methan	0,9
Methanol	0,3 ; 0,52
Ethanol	0,8
Glucose	0,4
Acetat	0,4
Hexadecan	1,1 (!)

Der Zellertrag hängt nicht nur vom Kohlenstoff / Energieverhältnis ab (was auch Zellerträge über 1 möglich macht), sondern auch von den physiologischen Möglichkeiten der einzelnen Bakterienarten und dem beschrittenen metabolischen Pathway. Methanol beispielsweise kann in der Zelle über verschiedene Wege „verarbeitet“ werden, was zu unterschiedlichen Ausbeutekoeffizienten föhrt (Tabelle 2-19). Hefen sind in der Ausbeute etwas effizienter als Bakterien. Sie weisen etwa bei Verwendung von Glucose einen Yield von $\sim 0,5$ auf.

2.3.2.2 Substrat

Für aquatische Systeme bedeutet dies, dass 20 – 60 % der aufgenommenen organischen Stoffe für den Aufbau von körpereigener Substanz benutzt werden und der Rest (80 - 40 %) der Deckung des Energiebedarfs dienen. Die organische Substanz stammt aus gelösten organischen Verbindungen in der fließenden Welle, aus Exsudaten von Primärproduzenten (siehe Kapitel 2.3.1.3) oder aus abgestorbenem Zellmaterial.

In Gewässern erfolgt die Aufnahme und Verwertung von gelösten organischen Verbindungen (insbesondere Zucker und Polyzucker, einfache organische Säuren; weniger stickstoffhaltige und aromatische Verbindungen) hauptsächlich von saprophytischen Bakterien (Karner et al. 1992). Partikuläres polymeres Substrat muss vor der Verwertung durch Exoenzyme (z.B. Esterasen, Glucosidasen, Aminopeptidasen) gespaltet werden, sodass die Aktivität dieser Enzyme neben den Kohlenstoffparametern der chemischen Analytik als Parameter für heterotrophe biologische Aktivität herangezogen werden kann (Ziegelmayr 1993). Bei der Substrataufnahme ist zwischen einer passiven Aufnahme durch Diffusion, für die keine spezielle Energie aufgewendet werden muss und einer aktiven Stoffaufnahme gegen ein Konzentrationsgefälle zu unterscheiden. Während die aktive Stoffaufnahme bereits bei geringen Substratkonzentrationen mit hoher Transportgeschwindigkeit erfolgen kann, ist die passive Aufnahme stark von der Substratkonzentration abhängig.

Das gesamte organische Substrat aquatischer Ökosysteme setzt sich im allgemeinen aus ungefähr 10 % partikulärem organischen Material (particulate organic matter -POM) und 90 % gelöstem Material (dissolved organic matter – DOM) zusammen. Autochthone C-

Quellen im Gewässer sind die direkten Exsudate der Primärproduzenten, Freisetzungserzeugnisse durch Autolyse abgestorbener Zellen, Exkrete und unverwertetes Material von Makroinvertebraten, sowie durch Hydrolyse von ungelöstem partikulärem Material entstandene Verbindungen der Mikroorganismen selbst. Allochthones Material stammt hauptsächlich von der Vegetation des Einzugsgebietes (z.B. Falllaub), von Material, das durch Abschwemmungen der Fläche eingetragen wird und durch anthropogene Einflüsse eingetragene Verschmutzung. Das allochthone Material setzt sich dabei aus einem höheren Anteil an refraktärem Material zusammen, da dem Eintrag in der Regel bereits Abbauprozesse vorangehen und deshalb das leicht abbaubare Substrat (readily utizable dissolved organic matter - UDOM) bereits vorabgebaut ist.

Die Exsudate von Algen werden von Bakterien bis zu 90 % aufgenommen (Bauernfeind 1982). Es zeigt sich jedoch ein deutlicher Jahresgang, der nicht nur auf die Veränderung der bakteriellen Aktivität durch die unterschiedlichen Temperaturen, sondern auch auf eine Veränderung der Algenpopulationen über das Jahr und damit die Zusammensetzung der Exsudate zurückgeführt wird. 70 % der von Algen ausgeschiedenen Zuckerverbindungen und 60 % der gelösten Aminosäuren wurden mit einem Yield von 0,7 verwertet (Bauernfeind 1982).

Der Abbau von abgestorbenen Benthos- und Planktonorganismen erfolgt im allgemeinen sehr rasch. In Laborversuchen (Schwoerbel 1999) verliert abgestorbenes Zooplankton bereits nach 1 Stunde 21%; nach 4 Stunden 26% und nach einem Tag mehr als die Hälfte seiner Trockensubstanz durch mikrobiellen Abbau. Der weitere Abbau erfolgt dann langsamer. Nach 10 Tagen sind 75% der oTS abgebaut.

Die heterotrophe Aktivität ist im Grenzbereich zwischen Sediment und Wasser um mehrere Zehnerpotenzen höher als in der darüber befindlichen Wassersäule und doppelt so hoch wie im Sediment selbst (Kirchman et al. 1982).

2.3.2.3 „Abbaubarkeit“

In Hinblick auf die Verwertbarkeit von organischen Stoffen und damit den Sauerstoffverbrauch im Gewässer wird oft der Begriff der „Abbaubarkeit“ verwendet. Bei der Verwendung dieses Begriffes muss vorausgeschickt werden, dass die Abbaubarkeit eines Stoffes immer in Hinblick auf eine Zeitspanne gesehen werden muss. Diese Zeitspanne kann die Aufenthaltszeit in der biologischen Abwasserreinigung, die Reaktionszeit bei der BSB-Bestimmung oder die Kontaktzeit für Substanzen in der fließenden Welle gegenüber sessilen Organismen sein.

Darüber hinaus ist die biologische Abbaubarkeit bestimmt von der chemischen Struktur bzw. den chemischen Eigenschaften des betrachteten Substrats und der vorhandenen (adaptierten) Biomasse, welche das für den Abbau benötigte Enzymrepertoire bereitstellen muss.

Leicht abbaubare Verbindungen bzw. Stoffe können ohne Zeitverzögerung, bzw. mit einer minimalen lag-Phase mit dem vorhandenen Enzymsatz abgebaut werden.

Für den Abbau von schwer abbaubare Stoffe sind primär die benötigten Enzyme nicht, oder nur in geringen Mengen vorhanden. Diese müssen erst transkribiert werden, bis sie in ausreichender Menge vorhanden sind, bzw. kann ein Primärangriff durch unspezifische

Enzyme (z.B. Peroxidasen) erfolgen, wodurch die Verbindung in Bruchstücke zerlegt wird, die anschließend verarbeitet werden können. Darüber hinaus ist bei diesen Substanzen die Nettoenergieausbeute geringer als bei leicht abbaubarem Substrat. Der Aufwand zur Produktion der abbauenden Enzyme ist im Verhältnis zur Energieausbeute aus dem Abbau sehr gering, was letztlich in einem geringen Wachstum resultiert.

Nicht abbaubare Stoffe können von der vorhandenen Biomasse nicht verwertet werden, sie geben sich inert, können aber eventuell durch Photooxidation einem primären Abbauschritt bzw. Primärangriff obliegen und anschließend abgebaut werden.

2.3.2.4 Biochemischer Sauerstoffbedarf BSB

Bei der Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs wird jene Sauerstoffmenge gemessen, die beim Abbau von organischen Wasserinhaltsstoffen im aeroben Milieu bei 20° C im Dunklen erfolgt. Üblicher Weise wird der Sauerstoffverbrauch nach 5 Tagen (BSB₅) bestimmt. Bei der Reaktionsdauer von 5 Tagen handelt es sich um einen historischen Wert, der nicht aus dem Sauerstoffbedarf für die Veratmung der Kohlenstoffverbindungen im System abgeleitet werden kann.

Wird nicht der nur „Endpunkt“ der BSB Bestimmung nach 5 Tagen angegeben, sondern der Sauerstoffverbrauch kontinuierlicher aufgezeichnet, so zeigt sich ein typischer Verlauf der BSB Kurven, wie sie exemplarisch in Abbildung 2-33 dargestellt ist.

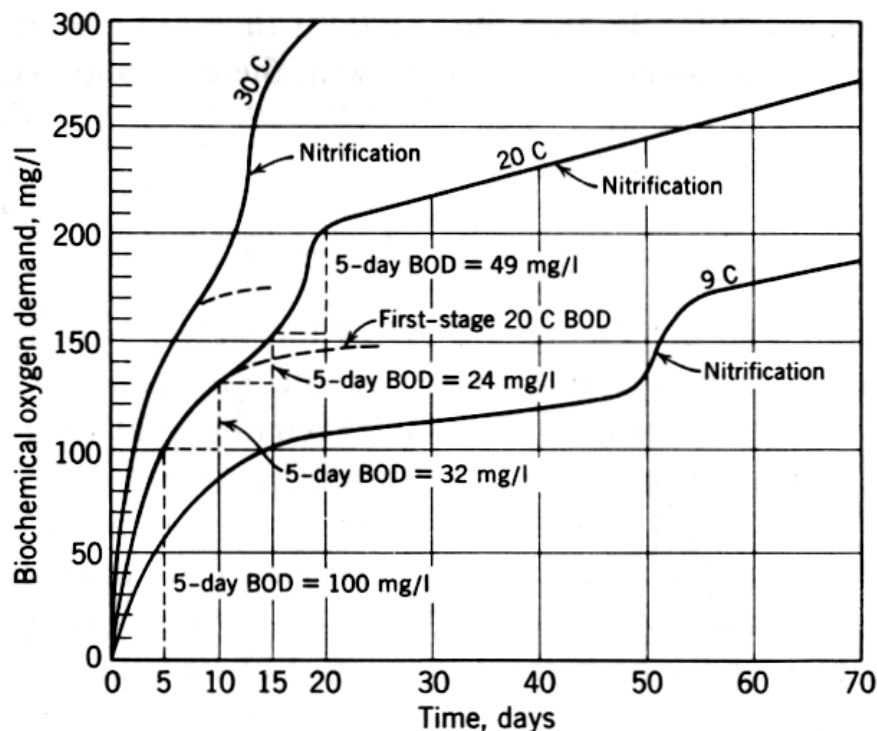


Abbildung 2-33: Beispiel für den typischen Verlauf von BSB Kurven bei 9, 20 und 30 ° C (Fair et al. 1968)

Für Rohabwasser lässt sich der Kurvenverlauf üblicher Weise in zwei Stufen teilen: In der ersten Stufe werden hauptsächlich die organischen Wasserinhaltsstoffe oxidiert, während in einem zweiten Schritt die Stickstoffverbindungen (v.a. HN_4^+) durch Nitrifikation oxidiert werden. Will man nur den Sauerstoffbedarf für die Oxidation der Kohlenstoffverbindungen ermitteln, kann die zweite Stufe, die Nitrifikation, spezifisch

durch Zugabe eines Nitrifikationshemmstoffes (z.B. ATH; Allylthioharnstoff) inhibiert werden. Der zweiteilige Kurvenverlauf ergibt sich, weil die autotrophen Nitrifikanten im Rohabwasser nicht in dieser Menge vorhanden sind, dass ihr Sauerstoffverbrauch für die Nitrifikation messbar wäre. Erst, nachdem sich eine entsprechende Abundanz ausgebildet hat, und die heterotrophen Bakterien den Grossteil der organischen Substanzen veratmet haben und dadurch auch die Konkurrenz um den Sauerstoff vermindert ist, ist die zweite Stufe der BSB-Kurve zu beobachten. In Gewässern und im Ablauf von Kläranlagen stellt sich die Situation etwas anders dar. Dort sind in der Regel bereits Nitrifikanten in ausreichendem Masse vorhanden, sodass ein Sauerstoffverbrauch aufgrund von Nitrifikation bereits mit Beginn der Inkubation zu beobachten ist.

Die erste Stufe der BSB-Kurve in Abbildung 2-33, bzw. der Verlauf der BSB-Kurve bei Zugabe eines Nitrifikationshemmstoffes lässt sich als „first-order“ Reaktion (Formel Gl. 2-48) beschreiben (Fair et al. 1968), wenn Sauerstoff nicht limitierend wirkt.

$$\text{Gl. 2-48} \quad y = L \times (1 - e^{-kt}) = L \times (1 - 10^{-k't})$$

wobei:

	Beschreibung
y	= Sauerstoffverbrauch bis zum Zeitpunkt t
L	= End BSB, ab dem kein weiterer Sauerstoffverbrauch mehr zu beobachten ist
k	= Abbaukonstante bei Verwendung des natürlichen Logarithmus der Basis „e“
k'	= Abbaukonstante bei Verwendung des 10-er Logarithmus der Basis 10 (k' = 0,4343 * k)
t	= Zeitpunkt, zu dem der Sauerstoffverbrauch bestimmt werden soll

Der Rest BSB, der nach dem Zeitpunkt t übrig bleibt, liegt somit bei L-y. Der End-BSB wird nach Angaben verschiedenen Autoren nach etwa 20 Tagen erreicht und liegt (ohne Nitrifikation) empirisch ermittelt bei etwa dem 1,5-fachen des BSB₅. Fair (Fair et al. 1968) gibt für die Bestimmung von L und k aus Gl. 2-48 und damit für die Darstellung des BSB-Verlaufs bis zum Endpunkt folgende Vorgangsweise an, die auf den 5 BSB-Einzelmessungen y_i zu den Zeitpunkten t_i beruhen:

Tabelle 2-20: Die notwendigen Daten für die Berechnung der BSB-Kurve

Zeit (Tage)	i	t ₁	t ₂	t ₃	t ₄	t ₅
BSB _i zum Zeitpunkt t _i	y	Y ₁	Y ₂	Y ₃	Y ₄	Y ₅
Beispiel:						
Zeit (Tage)	i	1	2	3	4	5
BSB _i gemessen	y _i	89	160	217	263	300

Für die Bestimmung des Kurvenverlaufs sind folgende Berechnungen notwendig:

$$\text{Gl. 2-49} \quad \sum_{i=0}^n y_i = y_1 + y_2 + y_3 + y_4 + y_5 = 1029$$

$$\text{Gl. 2-50} \quad \sum_{i=0}^n (t_i y_i) = t_1 y_1 + t_2 y_2 + t_3 y_3 + t_4 y_4 + t_5 y_5 = 3612$$

Anschließend wird der Quotient gebildet aus:

$$\text{Gl. 2-51} \quad \sum_{i=0}^n y_i / \sum_{i=0}^n (t_i y_i) = 1029/3612 = 0,284$$

Der in Gleichung Gl. 2-51 ermittelte Quotient wird nun für die Bestimmung von k und $\Sigma y/L$ mittels Abbildung 2-34 verwendet.

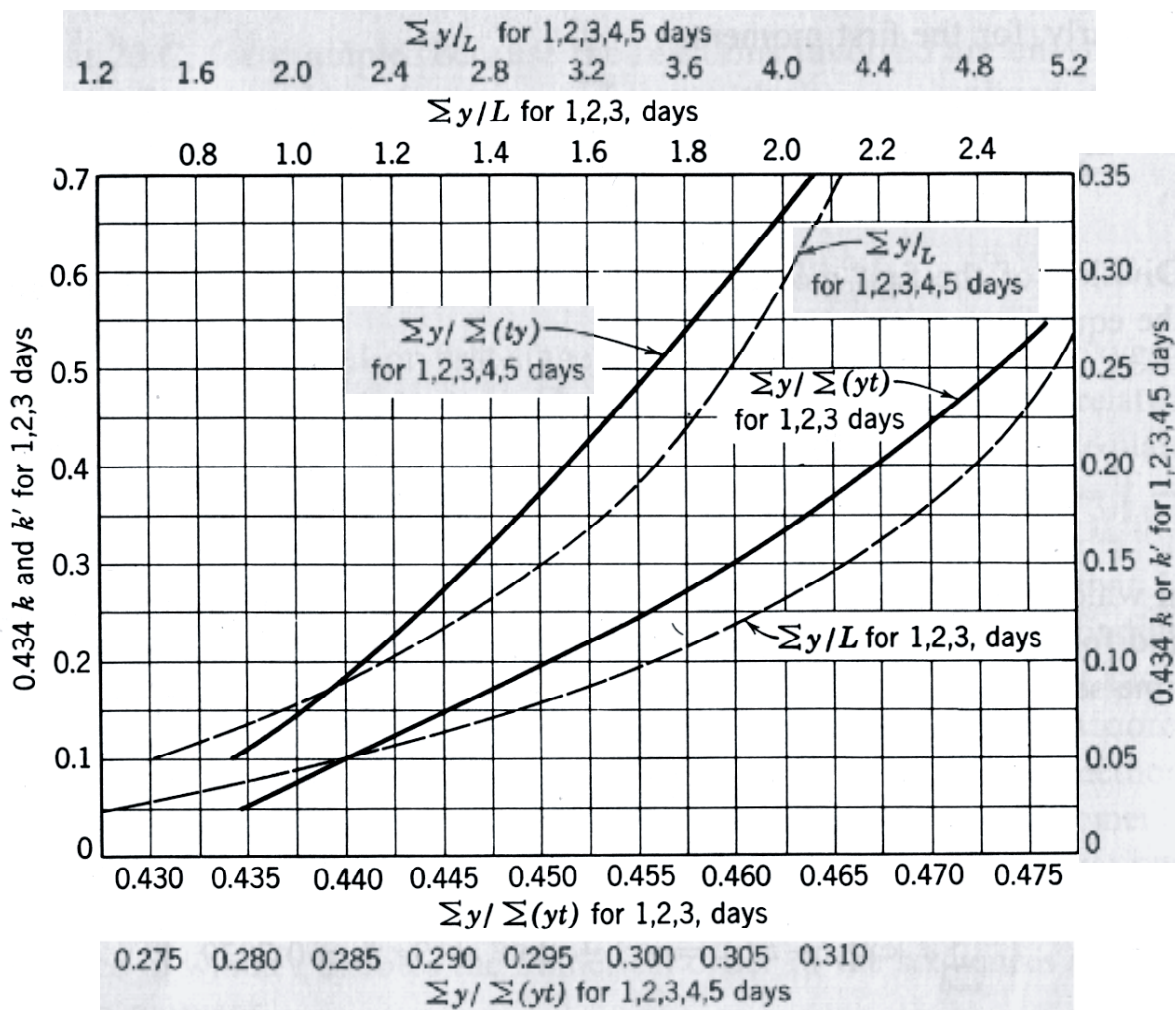


Abbildung 2-34: Regressionsgerade für den Zusammenhang von $\Sigma y/\Sigma(yt)$ (siehe Gl. 2-51), k' ($= 0,434*k$) und $\Sigma y/L$ bei BSB_5 (grau hinterlegt) und BSB_3 (Fair et al. 1968)

Die Vorgangsweise ist in Abbildung 2-35 verdeutlicht. Für den BSB_5 wird ausgehend von $\Sigma y/\Sigma(yt)$ aus Gleichung Gl. 2-51 mittels Gerade $\Sigma y_i/\Sigma(yt)$ (① in Abbildung 2-35) der Wert für k' bzw. k ermittelt (② in Abbildung 2-35). Anschließend wird für diesen Wert k' bzw. k ($k = 0,434 * k'$) mittels Gerade $\Sigma y_i/L$ (③ in Abbildung 2-35) das Verhältnis $\Sigma y_i/L$ bestimmt. Da Σy_i bekannt ist, (Gleichung Gl. 2-49) kann der End-BSB L leicht bestimmt werden, indem Σy_i durch dieses abgelesenen Wertes $\Sigma y_i/L$ dividiert wird.

$$\text{Gl. 2-52} \quad L = \sum_{i=0}^n y_i (\text{aus Formel}) / \sum_{i=0}^n y_i / L (\text{aus Grafik}) = 1029/2,3 = 447$$

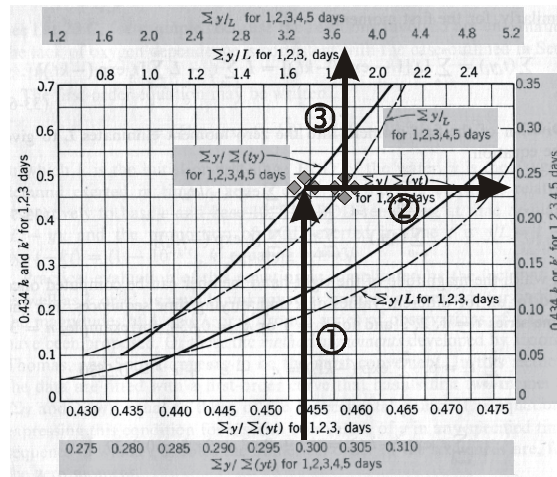


Abbildung 2-35: Vorgangsweise für die Bestimmung von k' und $\Sigma y/L$ (Fair et al. 1968)

In Unserem Beispiel erhalten wir also für einen BSB_5 von 300 mg/l (siehe Tabelle 2-20) einen End-BSB von 447 mg/l und eine Rate von $k' \approx 0,1$ (bzw. $k = k'/0,434 = 0,23$) pro Tag. Da nun L und k bekannt sind (siehe Gl. 2-48) kann die BSB Kurve dargestellt werden:

Gl. 2-53
$$y = 447 \times (1 - e^{-0,23 \times t}) \text{ bzw. } 447 \times (1 - 10^{-0,1 \times t})$$

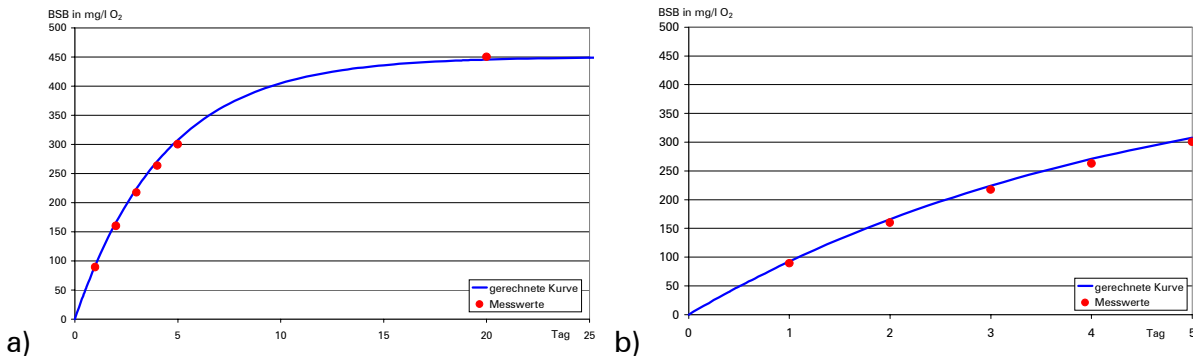


Abbildung 2-36: BSB – Kurven für Beispielrechnung; gemessene Werte und errechneter Kurvenverlauf
 a) $t = 0-25$ Tage
 b) $t = 0-5$ Tage

Eine statistische Auswertung der Abbaugrade im obigen Ansatzes ist in folgender Tabelle zusammengefasst:

Zeit (Tage)	0,5	1	2	3	4	5	7	14	20
% BSB Abbau (zum Zeitpunkt i bezogen auf End-BSB)	10%	20%	36%	50%	60%	68%	80%	82%	99%

Abschließend sei vermerkt, dass die Geraden in Abbildung 2-34 auch als Formel angegeben werden können, mittels denen die Werte für k und $\Sigma y/L$ errechnet werden können. Fair (Fair et al. 1968) verweist jedoch darauf, dass dadurch eine Genauigkeit der Bestimmung der BSB Kurve suggeriert werde, welche die Ableitung der Formeln und der gesamten Vorgangsweise nicht entspricht.

Der BSB_5 -Wert selbst ist in seiner Aussagekraft über die Saprobie nur bedingt geeignet. Zwar bedeutet ein niedriger BSB_5 auch eine niedrige Konzentration an verfügbaren organischen Verbindungen, diese Verbindungen können jedoch quantitativ in kurzer Zeit mit kurzzeitig sehr hoher Sauerstoffzehrung oder kontinuierlicher über eine längere Zeit ablaufen, wobei der selbe BSB_5 gemessen wird und der selbe End-BSB vorhanden sein kann (siehe Abbildung 2-37).

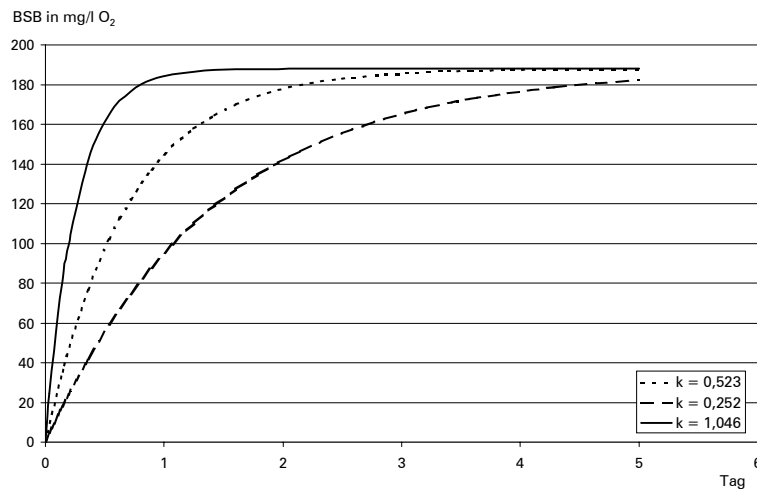


Abbildung 2-37: Beispiel für den BSB_5 Verlauf bei unterschiedlichen k -Werten (siehe Gleichung Gl. 2-48) und gleichem BSB_5

Für das Sauerstoffregime eines Gewässers ist somit der Verlauf der BSB Kurven ebenso relevant wie der End-BSB, da die Wiederbelüftungsrate im Gewässer durch den Gasaustausch mit der Atmosphäre bzw. durch die Sauerstoffproduktion der Primärproduzenten eventuell nicht ausreicht, das durch die Respiration verursachte Sauerstoffdefizit auszugleichen, wodurch es zu anaeroben Bedingungen kommen kann. Bei Stossbelastungen mit leicht abbaubarem organischem Material kann es vor allem in langsam fließenden Gewässern mit hohem heterotrophen Biomasseanteil zu einem raschen Absinken der Sauerstoffkonzentrationen kommen.

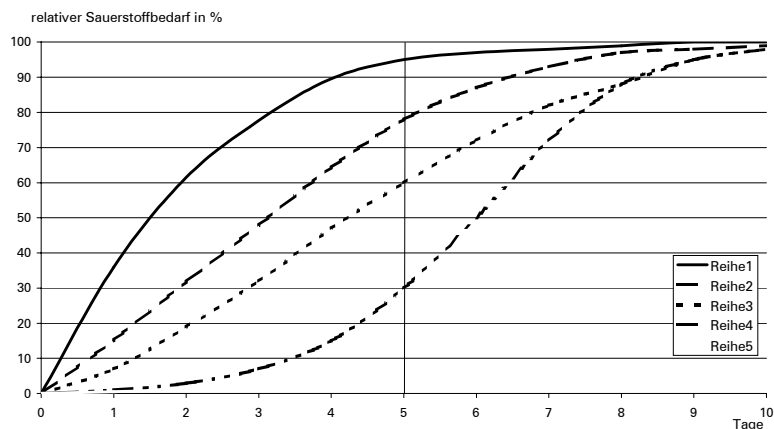


Abbildung 2-38: Wesentliche Formen der BSB_5 Ganglinien

In Abbildung 2-38 sind mögliche Ausprägungen der BSB-Ganglinien als relativer Sauerstoffverbrauch in Relation zum End-BSB angegeben. Reihe 1 zeigt, dass in der Probe viele leicht abbaubare Verbindungen vorhanden sind, wie das etwa in

Rohabwasser der Fall ist. Bei Reihe 2 sind zu Beginn der Messung wenige (adaptierte) Bakterien vorhanden oder die organischen Substanzen sind nicht sofort abbaubar. Reihe 3 zeigt Inhaltsstoffe, zu deren Abbau erst das geeignete Set an Enzymen gebildet werden muss, da eine leichte lag-Phase zu beobachten ist. Reihe 4 deutet auf das Vorhandensein schwer abbaubarer Verbindungen hin, während in Reihe 5 eine Hemmung des heterotrophen Kohlenstoffabbaus gegeben ist. Reihe 1 – 4 weisen zwar die selbe Menge an abbaubaren Verbindungen auf, der Messwert bei Tag 5 (BSB_5) zeigt jedoch deutliche Abweichungen.

Der über den Ablauf von Kläranlagen, die mit Nährstoffentfernung und nach dem Stand der Technik arbeiten, eingetragene BSB ist unter „Normalbedingungen“ weder quantitativ noch qualitativ für ein derartige Sauerstoffzehrung ausreichend. Regenentlastungen und Regenüberläufe der Kanalisation weisen jedoch ein entsprechendes Potential auf (Fenz 1999).

Die BSB-Dynamik in einem Gewässer hängt jedoch nicht ausschließlich von derartigem allochthonen BSB ab, sondern wird, wie bereits erwähnt, stark vom autochthonen, im System selbst produzierten organischen Material beeinflusst, der somit aufgrund der Periodizität der Primärproduktion sowohl einem saisonalen, als auch einem tageszeitlichen Gang aufweist (Karner et al. 1992).

2.3.2.5 Selbstveratmung der Biomasse

Ein wesentlicher Prozess im „microbial loop“ ist die Mineralisation von Biomasse. Dabei werden die veratembaren organischen Bestandteile der Biomasse unter Sauerstoffverbrauch abgebaut und die anorganischen Nährstoffe freigesetzt. Dadurch kommt es zu einer Remobilisierung von Nährstoffen, die nunmehr photosynthetisierenden Organismen für den Aufbau von Biomasse zur Verfügung stehen, was wiederum zur Kohlenstofffixierung und somit zu einem autochthonen Eintrag von organischen Verbindungen führt. Entsprechend der Biomassezusammensetzung nach Redfield (siehe Kapitel 2.1.1.1) bedeutet dies, dass für die Veratmung von 1 Mol „Biomasse“, in dem 1 Mol Phosphor enthalten ist, 138 Mol Sauerstoff als O_2 verbraucht werden.

Oder: $1 \text{ Mol P} \equiv 31 \text{ g P}$ benötigen $106 \text{ Mol } O_2 \equiv 3392 \text{ g } O_2$

bzw.:

$0,1 \text{ mg}$ rückgelöster P führt zu einem O_2 Verbrauch von $10,9 \text{ mg } O_2$

Diese Betrachtung kann auch dahingehend interpretiert werden, dass beim Eintrag von z.B. 1kg Phosphor über den Ablauf von Abwasserreinigungsanlagen bzw. Diffuseinträge der Landwirtschaft stöchiometrisch bis zu 115 kg Algenbiomasse gebildet werden können, was einer Fixierung von 150 kg CO_2 entspricht. Für den heterotrophen Abbau dieser Biomasse werden 109 kg O_2 verbraucht, für eine vollständige Nitrifikation der freigesetzten 7,2 kg Ammoniums $NH_4\text{-N}$ zusätzliche 33 kg Sauerstoff.

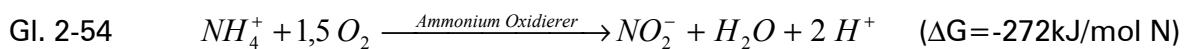
In diesen Überlegungen steckt die ganze Problematik der Eutrophierung, die auf Grund von Nährstoffeintrag und autochthoner Kohlenstofffixierung über den Abbau der synthetisierten Biomasse bzw. Algenexsudate zu einem Absinken des Sauerstoffgehaltes unter das für Fische kritische Mass von $4 \text{ mg } O_2/l$ führen kann.

2.3.3 Nitrifikation und Bildung von chemoautotropher Biomasse

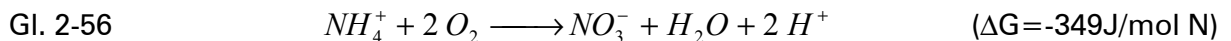
2.3.3.1 Einleitung

Nitrifikation bezeichnet die biologische Umwandlung des Ammonium (NH_4^+) Ions über Nitrit (NO_2^-) zu Nitrat (NO_3^-). Die Bedeutung der Nitrifikation für Gewässer und der Mechanismus der Nitrifikation sind in der Literatur ausführlichst beschrieben (Borchardt & Wolf 1993; Golterman 1975; Jancárková 1999; Müller & Kirchesch 1981; Nowak 1996; Wolf et al. 1991).

Die Umwandlung von Ammonium in Nitrat wird in zwei Schritten von zwei autotrophen, obligat aeroben Bakteriengruppen bewerkstelligt.



Zusammenfassung von Gleichungen Gl. 2-54 und Gl. 2-55:



Dies entspricht einem Sauerstoffverbrauch von 4,57 mg O_2 pro mg oxidiertem NH_4^+ -N.

In Gewässern treten Nitrifikanten bevorzugt sessil an festen Substraten wie Schwebstoffen oder Wasserpflanzen auf und sind insbesondere an die Gewässersohle gebunden. So sind Nitrifikanten typisch für die Wasser-Sediment-Kontaktzone. In aeroben Sedimenten können sie jedoch auch in tieferen Schichten vorkommen. Bei langsamen Fließgeschwindigkeiten kommen sie auch im Freiwasser suspendiert vor.

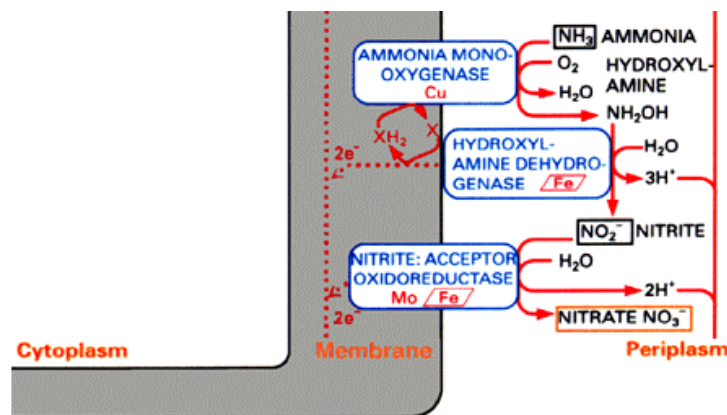


Abbildung 2-39 An der Nitrifikation beteiligte Enzyme (Boehringer 1999)

Die Ammoniumoxidierer wandeln Ammonium in Nitrat nach Gleichung Gl. 2-54 um. Das Ammonium Ion diffundiert durch die äussere Zellmembran in den periplasmatischen Raum der Zelle. Von der membrangebundenen Ammoniummonooxygenase (AMO) wird Ammonium zu Hydroxylamin (NH_2OH) oxidiert (Abbildung 2-39). AMO ist ein relativ unspezifisches Enzym, das z.B. auch Methan umsetzt. Im nächsten Schritt wird das Hydroxylamin durch das Enzym Hydroxylaminoxidoreductase zu Nitroxyl (NOH) dehydrogeniert. Bei diesem Prozess entstehen 2 Protonen. Die weitere Oxidation wird

durch eine „spontane“ Reaktion mit O₂ durchgeführt, wobei Nitrit (NO₂⁻) entsteht. Ist der Sauerstoffpartialdruck zu gering, so entstehen durch Reduktion von Nitrit die beiden Gase N₂O und NO.

In der Nomenklatur hat sich für die Ammoniumoxidierer der Namensbestandteil „Nitroso-“ etabliert. Zu den bekanntesten Vertretern gehören etwa Nitrosomonas, Nitrospira, Nitrosococcus. Diese Bakterien sind phylogenetisch in der β-Subklasse der Proteobakterien angesiedelt. Neuere Untersuchungen (Kowalchuk et al. 1999; Kowalchuk et al. 1997; Schramm et al. 1998) zeigen, dass sich in Abhängigkeit vom betrachteten Lebensraum unterschiedliche Arten von Nitrifikanten etablieren.

Der zweite Schritt der Nitrifikation beinhaltet die weitere Oxidation des Nitrit (NO₂⁻) in Nitrat (NO₃⁻) durch die Nitritoxidierer (Gleichung Gl. 2-55). Die Nitrit-Oxidoreductase (Abbildung 2-39) ist ein membrangebundenes Enzym, das die Oxidation von Nitrit zu Nitrat katalysiert. An der Reaktion ist ein komplexes Redoxsystem bestehend aus einem Cytochrom, einem Chinon, eine NADH Dehydrogenase sowie Eisen, Schwefel und Molybdän (Wolf et al. 1991) beteiligt. Die beiden aus der Oxidation des Nitrit freiwerdenden Elektronen werden letztendlich auf den Sauerstoff übertragen. Hier ist anzumerken, dass der in das Nitrit eingebaute Sauerstoff nicht aus dem molekularen Sauerstoff stammt, sondern aus Wasser.

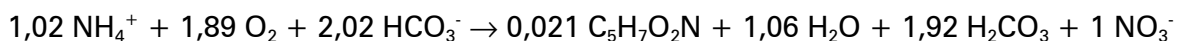
Die Organismengruppe beinhaltet üblicher Weise die Bezeichnung „Nitro-“ wie etwa Nitrobacter, Nitrospira, Nitrococcus. Auch hier haben neue Untersuchungen auf molekularbiologischer Ebene gezeigt (Juretschko et al. 1998; Logemann et al. 1998), dass speziell in aquatischen Systemen andere als die in der Abwasserreinigung bekannten Nitritoxidierer eine dominante Rolle spielen können.

Obwohl beide Bakteriengruppen obligat aerob sind und damit die Energie für den Zellstoffwechsel nur in Anwesenheit von molekularem Sauerstoff erfolgen kann, können sie auch längere Zeit ohne freien Sauerstoff überdauern (Painter 1970).

2.3.3.2 Stöchiometrie

Da es sich bei den nitrifizierenden Bakterien um autotrophe Organismen handelt, kann die Gleichung Gl. 2-56 um die Biomassebildung entsprechend {C₅H₇NO₂} aus Gleichung Gl. 2-8 erweitert werden. Dabei ist zu berücksichtigen, dass ein Teil des Ammoniums in der Biomasse fixiert wird und ein Teil des Sauerstoffs für die Nitrifikation aus der CO₂-Fixierung abgezogen wird:

Gl. 2-57



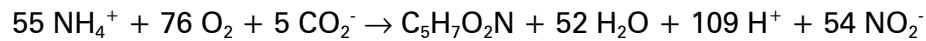
Durch die Einbeziehung der Biomasseproduktion in die Formel für die Nitrifikation verringert sich der notwendige Sauerstoff leicht von 4,57 auf 4,33 mg O₂ je mg nitrifiziertem NH₄⁺-N.

Die Gesamtreaktion ist dabei vom Zellertrag (Y_A) der Ammonium- und Nitritoxidierer anhängig. Für Gleichung Gl. 2-57 wurde ein Y_A von 0,17 (Gujer & Jenkins 1974) herangezogen. Bei Nowak (Nowak 1996) erfolgt eine detaillierte Angabe von Literaturwerten und eigenen Berechnungen für den autotrophen Zellertrag. Für das

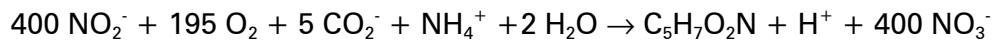
„Activated Sludge Model No. 1“ (Henze et al. 1986) wird für die Gesamtreaktion von Ammonium zu Nitrat ein Wert von Y_A von 0,24 g CSB je produziertem NO_3^- -N angegeben.

Gleichung Gl. 2-57 lässt sich auch in die beiden Teilschritte der Nitrifikation auftrennen (Larsen-Vefring 1993).

Gl. 2-58



Gl. 2-59



Für Gleichung Gl. 2-58 wurde ein Yield von 0,21 g CSB / g NO_2^- -N, für Gl. 2-59 ein Yield von 0,03 g CSB / g NO_3^- -N zugrunde gelegt. Anhängig vom Yield bedeutet das, dass Ammoniumoxidierer pro Mol fixiertem CO_2 10-35 Mol Ammonium und Nitritoxidierer pro Mol fixiertem CO_2 80-100 Mol Nitrit oxidieren müssen (Wood 1986), was zum beobachteten langsamen Wachstum der Nitrifikanten führt. Der Sauerstoffverbrauch entsprechend Gleichung Gl. 2-58 liegt bei 3,22 mg O_2 bzw. in Gl. 2-59 bei 1,11 mg O_2 je mg nitrifiziertem NH_4^+ -N.

2.3.3.3 Wachstum der Nitrifikanten

Viele Untersuchungen über das Wachstum von Nitrifikanten und deren Beeinflussung durch einzelne abiotische Umweltfaktoren stammen aus Untersuchungen von Reinkulturen und aus Untersuchungen aus Belebtschlammern der biologischen Abwasserreinigung. In diesen Fällen finden sich jedoch deutlich höhere Konzentrationen an Ammonium, sodass bei Umlegung der Wachstumsparameter auf limnische Systeme mit geringeren Konzentrationen Vorsicht geboten ist, zumal die Kinetikparameter der Nitrifikation stark von den involvierten Bakterienarten abhängt, die sich in limnischen Systemen teilweise stark von den Nitrifikanten in der Abwasserreinigung unterscheiden dürften (Kowalchuk et al. 1999; Kowalchuk et al. 1997; Schramm et al. 1998).

Üblicherweise wird die Wachstumsrate der Nitritoxidierer höher angegeben als die Wachstumsrate der Ammoniumoxidierer (siehe auch Tabelle 2-21 und Abbildung 2-40), sodass die Ammoniumoxidation den limitierenden Schritt in der Nitrifikation darstellt. Dies hat allerdings auch zur Konsequenz, dass die Gesamtreaktion der Nitrifikation mit ausreichender Genauigkeit als Einstufiger Prozess entsprechend Gleichung Gl. 2-56 angegeben werden kann.

Nitrifikanten sind chemolithoautotrophe Organismen. Als Hauptquelle für den Kohlenstoff zu Zellsynthese dient CO_2 . CO_2 wird über den Calvin Cyclus fixiert. In der Literatur wird auch von mixotrophem Wachstum berichtet, das jedoch mit äusserst geringem Wachstum gekoppelt ist und nur unter speziellen Bedingungen überhaupt möglich ist (Bock et al. 1986; Nowak 1996; Wood 1986).

In Hinblick auf das verwendete Substrat konkurrieren Nitrifikanten mit heterotrophen Bakterien um Sauerstoff und Raum; mit Algen um Ammonium und Raum. Für die Modellierung von Nitrifikationsprozessen ist die Angabe von Halbsättigungskonstanten für Substrat (NO_3^- , NO_2^-) und Sauerstoff erforderlich. Im „Activated Sludge Model No. 1“ (Henze et al. 1986) wird die Wachstumsrate der Nitrifikanten (bei 20° C) angegeben mit:

Gl. 2-60
$$\mu_A = \hat{\mu}_A \times \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \times \left(\frac{K_{O,A}}{S_O + K_{O,A}} \right)$$

wobei:

Beschreibung	Einheit	Wert
μ_A = spezifische Wachstumsrate der Nitrifikanten	(d ⁻¹)	
$\hat{\mu}_A$ = maximale Wachstumsrate der Nitrifikanten	(d ⁻¹)	0,75 - 1
S_{NH} = Konzentration an NH ₄ ⁺ -N	(mg/l NH ₄ -N)	
K_{NH} = Halbsättigungskonstante für NH ₄ ⁺	(mg/l NH ₄ -N)	0,75 - 1
$K_{O,A}$ = Sauerstoff Halbsättigungskonstante für Nitrifikation	(mg/l O ₂)	0,5 - 0,7
S_O = Konzentration an gelöstem Sauerstoff O ₂	(mg/l O ₂)	

Die Wachstumsraten für Nitrifikanten werden angegeben mit:

Tabelle 2-21: Wachstumsraten von Nitrifikanten:

Nitrifikanten	Wachstumsraten (d ⁻¹)		
	(Wolf et al. 1991)	(Wolf et al. 1991) (Gewässer)	(Mudrack & Kunst 1988)
Ammonium Oxidierer	0,38 – 2,08	0,47 * e ^{0,098(T-15)}	10° C 0,29
			20° C 0,76
			30° C 1,97
Nitrit Oxidierer	0,43 – 1,61	0,79 * e ^{0,069(T-15)}	10° C 0,58
			20° C 1,04
			30° C 1,87

Für die Gesamtreaktion der Nitrifikation siehe auch Angaben in Tabelle 2-22

Einen der wesentlichsten Einflussfaktoren auf die Nitrifikation stellt die Temperatur dar. Für die Modellierung von aquatischen Systemen und für die Nitrifikationsraten in der Abwasserreinigung ist es daher essentiell, die Größenordnung des Temperatureinflusses zu kennen. Der optimale Temperaturbereich für die Nitrifikation liegt zwischen 30 und 36 ° C mit einer Valenz zwischen 4 und 50° C.

Tabelle 2-22: Temperaturabhängigkeit der maximalen Wachstumsrate von Nitrifikanten:

Literaturstelle	$\mu_T = \mu_B \times e^{f_{1°C}(T-T_B)}$
(Downing et al., 1964)	0,47 * e ^{0,098(T-15)}
(Downing & Hopwood 1964)	0,28 * e ^{0,116(T-15)}
(Painter & Loveless 1983)	0,18 * e ^{0,0729(T-15)}
(Knowles et al. 1965)	0,474 * e ^{0,095(T-15)}
(Downing & Knowles 1966)	0,18 * e ^{0,116(T-15)}

wobei:

Beschreibung	Einheit
μ_T = spezifische Wachstumsrate bei Temperatur T	(d ⁻¹)
μ_B = spezifische Wachstumsrate bei Bezugstemperatur T _B	(d ⁻¹)
$f_{1°C}$ = Temperaturfaktor; Änderung pro ° C	(° C ⁻¹)
T = gemessene bzw. interessierende Temperatur	(° C)
T _B = Bezugstemperatur, bei der μ_B bestimmt wurde	(° C)

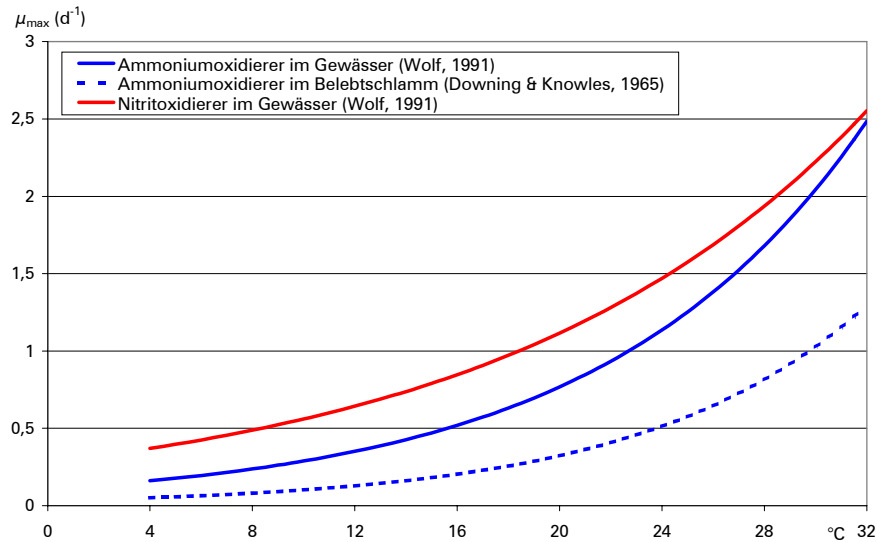


Abbildung 2-40: Temperaturabhängigkeit des maximalen Nitrifikantenwachstums
 Werte aus Tabelle 2-21 und Tabelle 2-22

Die Temperatur wirkt sich nicht nur auf das Wachstum der Nitrifikanten, sondern auch auf die K-Werte in Gl. 2-60 aus:

Tabelle 2-23: Temperaturabhängigkeit der Ammonium - Stickstoff Halbsättigungsbeiwerte:

Literaturstelle	Abhängigkeit
(Knowles et al. 1965)	$1,86 e^{0,117(T-28)}$
(WEF 1998)	$0,4 e^{0,118(T-15)}$
(Wolf et al. 1991)	$10^{0,051*T-1,158}$

WEF (WEF 1998): Regression über Literaturwerte

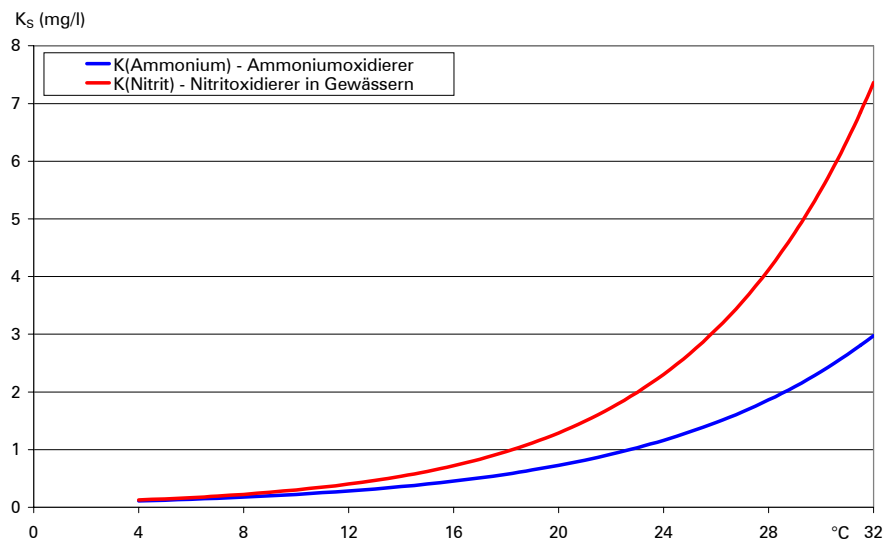


Abbildung 2-41: Temperaturabhängigkeit der halbmaximalen Sättigungsbeiwerte K_s für Nitrifikanten in Gewässern entsprechend Wolf (Wolf et al. 1991)

$$K_{NH_4-N} \text{ für Ammoniumoxidierer} = 10^{0,051*T-1,158}$$

$$K_{NO_2-N} \text{ für Nitritoxidierer} = 10^{0,063*T-1,149}$$

Die Halbsättigungsbeiwerte für Sauerstoff liegen bei (Nowak 1996; WEF 1998):

Tabelle 2-24: Halbsättigungsbeiwerte für Sauerstoff:

Nitrifikanten	$K_{O,A}$
Ammoniumoxidierer	0,25 – 0,8
Nitritoxidierer	0,5 – 1,8

Neben der Temperatur stellt der pH-Wert ein wesentlicher Faktor für die Nitrifikation dar. Das pH-Optimum liegt für die Ammoniumoxidierer im Bereich von 7,5 – 8; für die Nitrit oxidierenden Bakterien zwischen 7,6 und 7,8 (Bock et al. 1991). Unter pH 5,5 und über pH 10 wird keine Nitrifikation mehr beobachtet (Downing & Knowles 1966). In einem Bereich zwischen pH 7,2 und pH 8,0 läuft die Nitrifikation weitgehend konstant ab.

Tabelle 2-25: pH – Abhängigkeit der Nitrifikation:

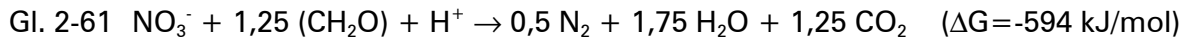
Literaturstelle	pH Abhängigkeit	Bereich
(Downing & Knowles 1966)	$f_{pH} = 1 - 0,83 \times (7,2 - pH)$	pH 6 bis 7,2
(Benefeld & Randall 1980)	$f_{pH} = \frac{1}{1 + 0,04 \times (10^{8-pH} - 1)}$	pH 5,5 bis 8
(WEF 1998) Regression über Literaturwerte	$f_{pH} = \frac{1}{1 + \frac{1,4 * 10^{-10}}{10^{-pH}} + \frac{10^{-pH}}{5,0 * 10^{-7}}}$	pH 5,5 bis 9,5

Es kommt hinzu, dass im ersten Schritt der Nitrifikation (vgl. Gleichung Gl. 2-54) je Mol nitrifiziertem NH_4^+ 2 Mol Protonen freigesetzt werden, die den pH Wert entsprechend vermindern, wenn sie nicht abgepuffert werden. Eine Restalkalinität von über 2mmol/l stellt über das Kalk-Kohlensäuregleichgewicht ausreichende Pufferkapazität zur Verfügung. Speziell in ungepufferten, weichen Wässern kann bei hoher Primärproduktion der pH Wert im Gewässer über pH 9 ansteigen und die Nitrifikanten gehemmt werden. Dies ist insofern kritisch, als es gleichzeitig zu einem Verschieben des Dissoziationsgleichgewichts zwischen Ammonium NH_4^+ und Ammoniak NH_3 kommt. Bei pH 9 und 25 ° C Wassertemperatur liegt der prozentuelle Anteil an fischtoxischem NH_3 bei 35 %, bei pH 10 und 25° C jedoch bereits bei 85 %.

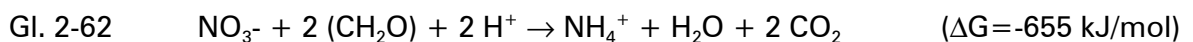
Die Nitrifikation kann von einer ganzen Reihe von Substanzen gehemmt werden. Versuchstechnisch wird dieser Umstand z.B. durch den Einsatz des Hemmstoffes Allylthioharnstoff (ATH) bewusst eingesetzt, der wesentlichste Hemmstoff für die Ammoniumoxidierer stellt jedoch das von ihnen selbst produzierte Nitrit dar (Wolf et al. 1991). Die Liste der hemmenden Stoffe umfasst mehr als 200 Substanzen (Richardson 1985; WEF 1998), die in unterschiedlichsten Konzentrationen die Nitrifikation hemmen. Auf Grund des komplexeren Enzymsystems ist es vor allem der erste Schritt, die Ammoniumoxidation, welcher hier betroffen ist. Ein Aspekt der Nitrifikationshemmung ist die Photoinhibition durch blaues und UV-Licht (Bock et al. 1986). Hiervon sind Nitritoxidierer mehr betroffen als Ammoniumoxidierer. Es ist jedoch nicht bekannt, ob es sich beim UV-Einfluss um eine generelle (desinfizierende) Wirkung auf zellulärer Ebene oder um eine spezifische, Wirkung auf die Ammoniumoxigenase handelt.

2.3.4 Denitrifikation

Die Denitrifikation bezeichnet grundsätzlich die Reduktion des Nitrat- Ions NO_3^- . Es ist zwischen dissimilatorischer und assimilatorischer Nitratreduktion zu unterscheiden. Bei der assimilatorischen Nitrat-Reduktion, wie sie bei Pflanzen üblicherweise und bei Bakterien unter Ammonium-Mangel erfolgt, wird NO_3^- unter Energieaufwand zu Ammonium reduziert, um schließlich für die Aminosäureproduktion und somit als Nährstoff verwendet zu werden. Bei der dissimilatorischen Nitratreduktion wird NO_3^- unter Energiegewinn zu Stickstoff N_2 reduziert:

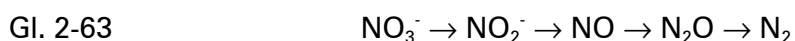


Die Fähigkeit zur Denitrifikation ist unter Bakterien weit verbreitet. Die meisten denitrifizierenden Bakterien sind heterotroph, fakultativ anaerob und können sowohl Sauerstoff (aerobe Atmung), als auch Nitrit bzw. Nitrat (anoxische Atmung) als terminalen Elektronenakzeptor in der Kohlenstoffatmung verwenden, wobei ähnliche biochemischen Pathways benutzt werden. Der einzige Unterschied liegt im letzten enzymatischen Schritt der Elektronentransportkette. Dennoch ist bei nicht adaptierten Bakterien eine gewisse Lag-Phase zu beobachten, da die membrangebundene Nitratreduktase A und die Nitritreduktase nur unter anoxischen Bedingungen exprimiert werden. Der Umstieg von anoxischer Atmung auf Sauerstoffatmung erfolgt dagegen ohne Verzögerung. Weil die Denitrifikation für Glucose etwa 18% weniger Energie liefert als die aerobe Atmung ($\Delta G = -396,4 \text{ kJ pro Mol O}_2$ aus NO_3^- gegenüber $\Delta G = -478,6 \text{ kJ pro Mol freiem O}_2$; (Stumm & Morgan 1996)) darf für die Denitrifikation kein freier Sauerstoff vorhanden sein, da dieser als Elektronenakzeptor bevorzugt wird. Darüber hinaus steht die Denitrifikation in energetischer Konkurrenz zur Reduktion von NO_3^- zu NH_4^+ :



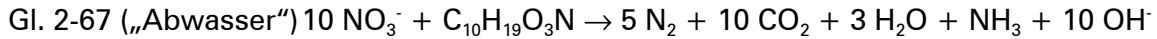
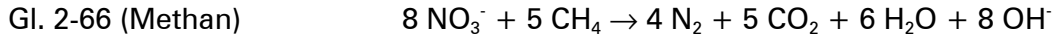
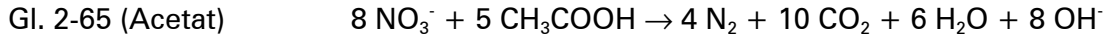
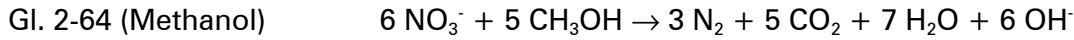
In Gewässern mit hohem Detritusanteil und im Sediment können lokal anoxische Bedingungen auftreten, sodass auch dann Denitrifikation auftritt, wenn großräumig Sauerstoff vorhanden ist, durch Diffusionslimitierung jedoch lokale anoxische Zonen entstehen (Jannasch 1960; Schramm et al. 1999). Auch in Modellsystemen mit hohen Konzentrationen leicht abbaubarer Kohlenstoffverbindungen kann durch Diffusionslimitierung trotz messbarer Sauerstoffkonzentrationen Denitrifikation beobachtet werden (Ottow & Fabig 1984). In langsam fließenden Gewässern, Stauräumen oder im Grundwasser kann bei entsprechender Kohlenstoffbelastung und vermindertem Sauerstoffeintrag durch Turbulenzen oder auch Photosynthese Denitrifikation beobachtet werden (Kreuzinger 1996).

Die Denitrifikation verläuft über 4 Schritte, wobei 3 Intermediate entstehen, die bei einem vollständig ablaufenden Prozess jedoch nicht freigesetzt werden. Jeder Schritt wird von einer Reduktase katalysiert, welche die Elektronen des Denitrifikationssubstrates schrittweise auf den Stickstoff übertragen und ihn so von Oxidationsstufe +5 in Oxidationsstufe 0 überführt.



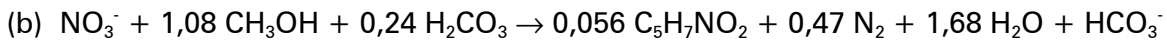
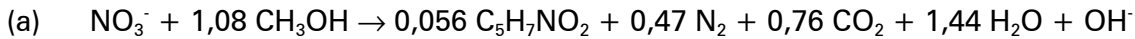
Die Denitrifikationsrate ist abhängig von der Menge an Elektronenakzeptoren (NO_3^- und NO_2^-), der Menge und Art der Elektronendonatoren (Methanol, Acetat, etc.) und der Wachstumsrate der denitrifizierenden Bakterienbiomasse.

Die Stöchiometrie der Denitrifikation ist abhängig von der Art der Elektronendonatoren. Beispielsweise werden hier die Reaktionen für Methanol, Acetat, Methan und kommunalem Abwasser angeführt (Gleichungen Gl. 2-64 bis Gl. 2-67):

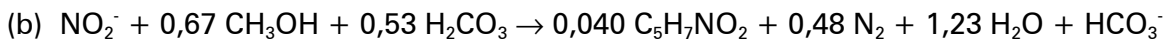
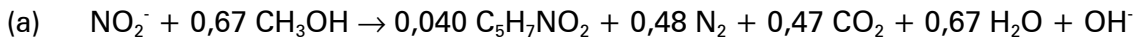


Wird in diesen Formeln unter Einbeziehung der dissimilatorischen und der assimilatorischen Nitratreduktion die Biomasseproduktion in Anlehnung an die Zusammensetzung der Biomasse $\{\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2\}$ aus Gleichung Gl. 2-8 einbezogen, so stellt sich bei Verwendung von Methanol (Gleichung Gl. 2-64) die Formel folgendermaßen dar:

Gl. 2-68 Nitrat als Elektronenakzeptor



Gl. 2-69 Nitrit als Elektronenakzeptor



Für die Überführung von (a) nach (b):



Im „Activated Sludge Model No. 1“ (Henze et al. 1986) wird die Reaktionskinetik der Denitrifikation angegeben mit:

$$r_{v,NO} = \left(\frac{1 - Y_H}{2,86 \times Y_H} \right) \times \hat{\mu}_H \times \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \times \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \times \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \times \eta_g \times X_{b,h}$$

wobei:

Beschreibung	Einheit	Wert
$r_{v,NO}$ = Denitrifikationsrate	(g $\text{NO}_x\text{-N}$ / $X_{b,h}$ d ⁻¹)	
Y_H = Zellertrag der heterotrophen Bakterien	(g Biomasse / g Substrat; als CSB)	0,46-0,69
$\hat{\mu}_H$ = maximale Wachstumsrate der heterotrophen Bakterien	(d ⁻¹)	4,0-6,0
S_S = Konzentration der Elektronendonatoren (leicht abbaubares Substrat)	(mg/l CSB)	
K_S = Halbsättigungskonstante für Wachstum auf leicht abbaubarem Substrat	(mg/l CSB)	10-(180)
S_{NO} = Konzentration an $\text{NO}_x\text{-N}$	(mg/l $\text{NO}_x\text{-N}$)	
K_{NO} = Halbsättigungskonstante für NO_x	(mg/l $\text{NO}_x\text{-N}$)	0,2-0,5
$K_{O,H}$ = Halbsättigungskonstante für heterotrophes Wachstum mit O_2	(mg/l O_2)	0,1-0,2
S_O = Konzentration an gelöstem Sauerstoff O_2	(mg/l O_2)	
η_g = Anteil der heterotrophen Biomasse, die NO_x als Elektronenakzeptor nutzen kann		0,8
$X_{b,h}$ = Konzentration der heterotrophen Bakterien	(mg/l CSB)	

3 Fallbeispiel Krottenbach

Anhand des Fließgewässers „Krottenbach“, der als Vorfluter für die Kläranlage Mödling dient, sollen die Wechselwirkungen zwischen abiotischen Faktoren, biotischen Prozessen und anthropogener Beeinflussung untersucht und dargestellt werden.

3.1 ARA Mödling

Die Kläranlage Mödling liegt südlich von Wien im Übergangsbereich zwischen mitteleuropäisch-ozeanischem Klima im Westen und pannonisch-kontinentalem Klima im Osten, mit einer jährlichen Niederschlagsmenge von ca. 600 mm. Das Einzugsgebiet der Kläranlage erstreckt sich auf insgesamt 96 km² Größe mit verschiedener Bebauungsdichte und einer Höhendifferenz von ca. 300 m. Hieraus ergibt sich eine Hauptsammlerlänge von 25 km und spürbare klimatische Unterschiede innerhalb des Einzugsgebietes mit entsprechenden Auswirkungen auf den Mischwasserabfluss.

Die Kläranlage Mödling ist auf 100 000 EGW ausgebaut und entwässert das Einzugsgebiet über 2 Hauptsammler (Abbildung 3-1).

Der Mödlinger Sammler ist als Trennsystem und der Brunner Hauptsammler als Mischsystem ausgeführt. Teilweise undichte Kanäle sowie Fehlschlüsse führen zu einem hohen Fremdwasseranteilen im Rohabwasser. Die Beschickung der Anlage ist zufolge des Brunner Sammlers insgesamt charakteristisch für ein Mischverfahren.

Der Mödlinger Sammler nimmt das Abwasser der Gemeinden Wr. Neudorf, Mödling, Hinterbrühl mit einem Ortsteil von Gießhübl und diverse kleinere Wienerwaldgemeinden im Trennsystem. Einzig Gaaden verfügt über ein Mischsystem.

Der Brunner Sammler: Maria Enzersdorf mit der Südstadt und Brunn/Gebirge, sind an ein Mischsystem, Teile von Vösendorf (SCS, Eldorado Erholungsgebiet samt Hotelbetrieb) an ein Trennsystem angeschlossen. Im Bereich des Golfplatzes in Maria Enzersdorf liegen die Regenrückhaltebecken bzw. Regenüberläufe des Mischsystems. Die dort auftretenden Mischwasserentlastungen wirken sich, wie die biologischen Erhebungen zeigen, deutlich auf die Gewässergüte des Krottenbachs in diesem Bereich aus.

Im Zulauf der Kläranlage findet sich im Rohabwasser ein beträchtlicher Teil an Fremdwasser folgender Herkunft:

1. Hangwässer (Gießhübl, Brunn am Gebirge, Maria Enzersdorf)
2. Abwasser aus falschen Anschlüssen (z.B. Drainagen, Regenwasser..)
3. Wassereintritt in undichte Kanäle

Das Abwasser der Kläranlage Mödling ist durch keine Großindustrie beeinflusst und kann daher als typisch kommunales Abwasser bezeichnet werden. Die Auslastung der Kläranlage beträgt derzeit ca. 80%.

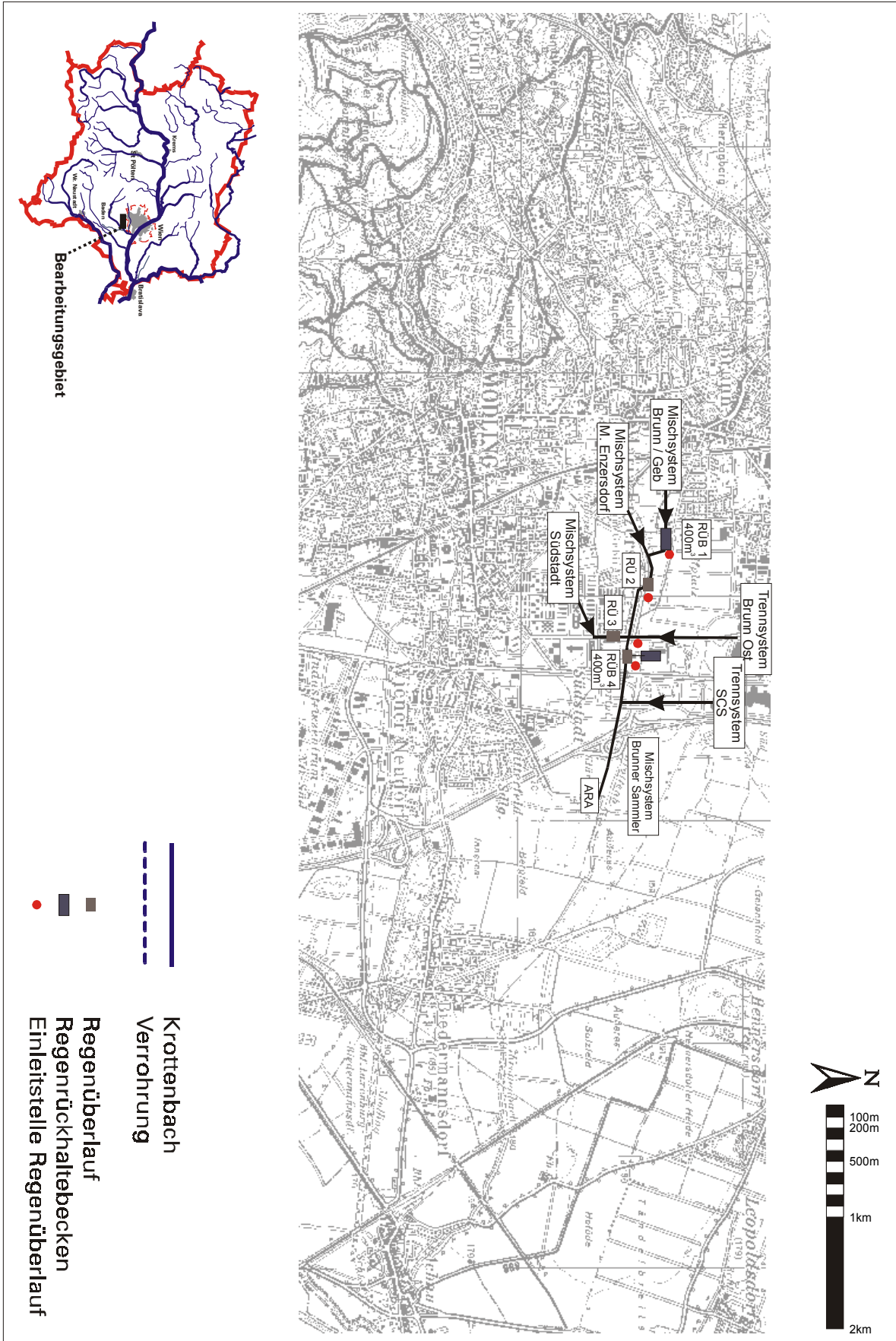


Abbildung 3-1: Mischwasserentlastungen und Sammelkanäle im Einzugsgebiet der ARA-Mödling

3.1.1 Geschichte

Am gleichen Standort wie heute wurde erstmals im Jahre 1904 eine biologische Kläranlage mit Absetzbecken und Filtration in Betrieb genommen, die in dieser Form bis Anfang der Sechziger Jahre der Reinigung der Abwässer der Stadt Mödling und anliegender Gemeinden diente. An ihrer Stelle wurde die erste biologische Kläranlage Österreichs errichtet.



Abbildung 3-2: Bauphase der Kläranlage Mödling im Dezember 1900

In den folgenden Jahren wurde die Anlage mehrmals erweitert und im Jahre 1982 bis auf 100.000 EW und 90 %ige BSB₅-Entfernung ausgebaut. Unter normalen Betriebsbedingungen konnte eine BSB₅-Entfernung von 80 % erreicht werden. Unterhalb der Kläranlage wies der Vorfluter eine biologische Gewässergüte von IV auf (BSB₅ = 25 mg/l, NH₄-N = 27 mg/l) und zeigte massive Eutrophierungserscheinungen sowie Geruchsbelästigungen.

Die Veränderungen der wasserrechtlichen Auflagen machten eine wesentliche Erweiterung der Kläranlage notwendig. 1988 wurde die Kläranlage bei gleicher Ausbaugröße von 100.000 EW abermals erweitert, um mit den in den Krottenbach abgeleiteten Abwässern eine biologische Güte von II bis III einzuhalten. Diese neuen Anforderungen an die Reinigungsleistung bestanden in der gesicherten und ganzjährigen Nitrifikation sowie in der BSB₅- und Nährstoffentfernung mit einem hohen Wirkungsgrad.

Hinsichtlich der Reinigungsleistung der Kläranlage wurde mit dem Wasserrechtsbescheid aus 1987 bei Trockenwetter (bis 2.880 m³/h bzw.

40.000 m³/d) ein BSB₅ im Ablauf von 15 mg/l, eine Ablaufkonzentration von Ammoniumstickstoff von 3 mg/l (Sommer) bzw. 5 mg/l (Winter) und von Nitratstickstoff von 8 mg/l sowie hinsichtlich der Phosphorverbindungen eine Konzentration von 1 mg/l Ges-P als jeweiliger Tagesmittelwert unabhängig von der Temperatur im Belebungsbecken festgelegt. Im Mischwasserfall (3.924 m³/h), der über das maximale Abfuhrvermögen der Sammelkanäle (4.000 m³/h) festgelegt wurde, sind 15 mg/l BSB₅ im Ablauf einzuhalten. Für Trocken- und Regenwetter gilt eine maximale Schwebstoffkonzentration im Ablauf von 30 mg/l ebenfalls als Tagesmittelwert.

Im Wasserrechtsbescheid (1987) sind die Anforderungen an die Reinigungsleistung festgelegt (mengenproportionale Tagesmischprobe). Die Werte sind in 80 % der Tage einzuhalten.

Tabelle 3-1: Grenzwerte der Kläranlage Mödling (1987)

		Q m ³ /h	BSB ₅ mg/l	NH ₄ -N mg/l	NO ₃ -N mg/l	Ges-P mg/l	SS mg/l
Trockenwetterfall	Sommer	< 2.880	15	3	8	1	30
	Winter			5			
Mischwasserfall		< 3.924	15	-	-	-	30

3.1.2 Beschreibung der Anlage

Die Kläranlage Mödling wurde als erste Anlage mit vermehrter biologischer Phosphorentfernung geplant und ging 1990 in Betrieb. Diese Abwasserreinigungsanlage ist als einstufige Belebungsanlage ohne Vorklärung mit simultaner Denitrifikation sowie chemischer und vermehrter biologischer Phosphorentfernung und ohne getrennte Schlammstabilisierung konzipiert. Die wesentlichen Anlagenteile sind:

- Grob- u. Feinrechen
- belüfteter Sandfang V = 208 m³, O = 70 m²
- Kontaktbecken (Anaerobbecken 1) V = 1.000 m³
- Anaerobbecken (Anaerobbecken 2) V = 4.600 m³
- 2 Belebungsbecken V = je 6250 m³)
- mit insgesamt 12 Mammutrotoren Ø 1 m, Länge 9 m
- 3 Nachklärbecken Rundbecken, Ø 45 m
V = 14.310m³, O = 3 x 1600m²

Die drei Rücklaufschlammumpen haben eine Förderleistung von 2 x 800 l/s und 1 x 300 l/s. Die Steuerung der Sauerstoffzufuhr (Rotorbelüftung) erfolgt über den Sauerstoffgehalt in den beiden Umlaufbecken. Mit diesem Anlagenkonzept kann der Anteil des anoxischen Volumens in einem großen Bereich variiert werden (0 - 70 %). Die zweistrassige Ausführung der Anlage erlaubt in den Sommermonaten ohne wesentliche Ablaufverschlechterung eine planmäßige Ausserbetriebnahme eines der beiden Belebungsbecken.

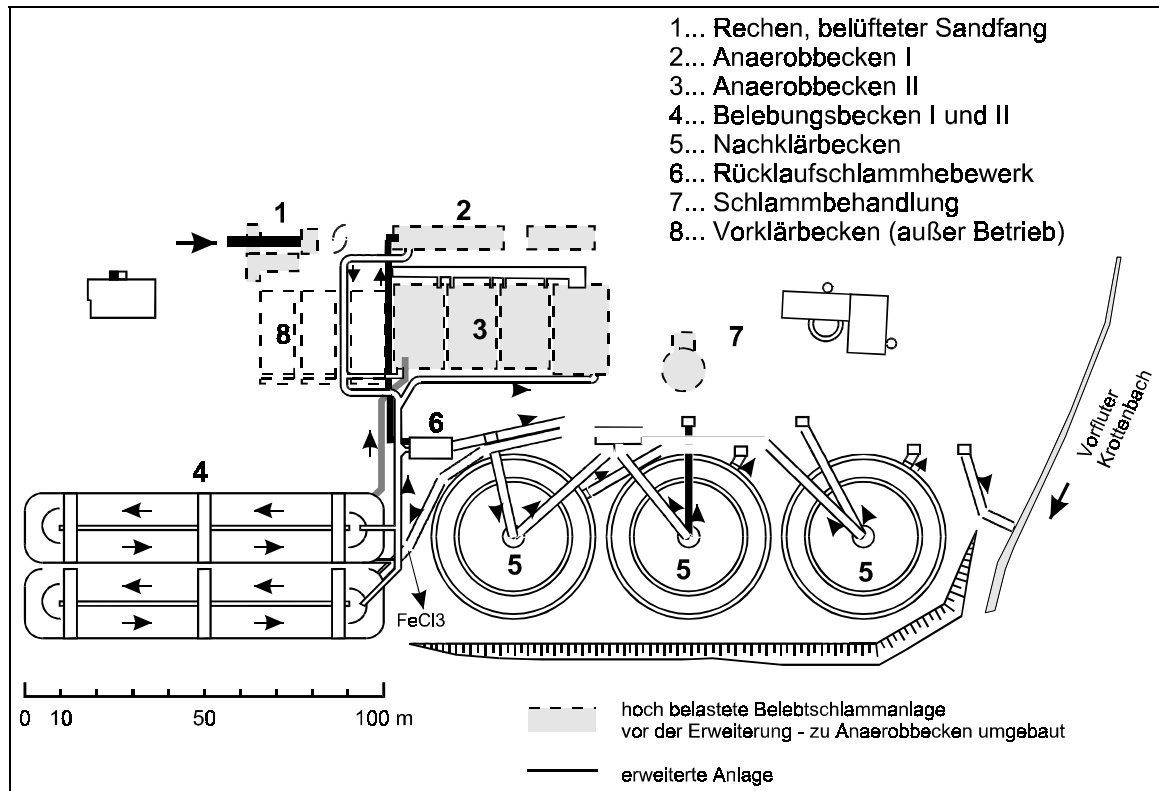


Abbildung 3-3: Lageplan der ARA Mödling

Tabelle 3-2: Auslegungsdaten, Nutzinhalte und maschinelle Einrichtungen (Franz 1997)

Ausbaugröße	100.000 EW
Trockenwetterzufluss	40.000 m ³ /d bzw. 2.880 m ³ /h
Mischwasserzufluss	3.924 m ³ /h
Raumbelastung (Belebung + Anaerobbecken)	0,33 kg BSB ₅ /m ³ /d
Trockensubstanzgehalt (Sommer/Winter)	5 / 6,5 kg TS/m ³
Fällmittel (FeSO ₄)	40 g/m ³
Schlammalter-Belebung (Sommer/Winter)	9 / 12 d
TKN/CSB im Zulauf	0,1 -
Ges-P/CSB im Zulauf	0,025 -
Grob-/Feinrechen	30 / 15 bzw. 10 mm
Belüfteter Sandfang; 70 m ² Oberfläche	208 m ³
Anaerobbecken I	1.000 m ³
Anaerobbecken II	4.600 m ³
2 Belebungsbecken in Serie (Vges)	12.500 m ³
Stabwalzenbelüfter, Regelung über Sauerstoffsonden	
3 Nachklärbecken, Ø 45 m, mittlere Wassertiefe 3 m	14.310 m ³
Oberflächenbeschickung bei q _{max}	0,84 m ³ /m ² * h
3 Rücklaufschlamm Pumpen (Schneckenpumpen)	2*800, 1*300 l/s
Rückführung von Belebtschlamm in d. Anaerobbecken II	400 l/s

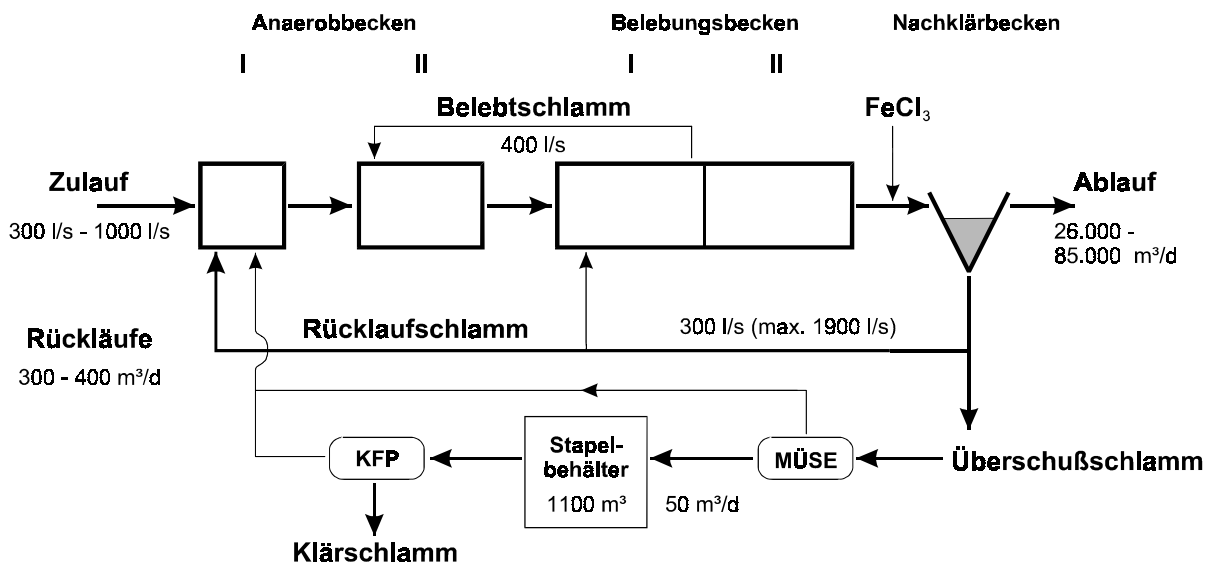


Abbildung 3-4: Verfahrens- und Ablaufschema der ARA Mödling (Franz 1997)

Unter den praxisrelevanten Betriebsbedingungen ergab sich eine Raumbelastung (Belebungsbecken + Anaerobbecken) von ca. 0,4 kg CSB/m³*d, sowie eine Schlammbelastung von im Mittel 0,05 kg CSB/(kgTS*d) und ein Schlammalter >25 Tagen. Durch die reichlich bemessenen Nachklärbecken kann die Anlage mit höheren Feststoffgehalten (TS-BB bis zu 7 g/l) betrieben werden, wodurch die Einstellung eines höheren Schlammalters möglich wird. Des Weiteren sind mit diesen großen Nachklärbecken durch die gute Abscheidewirkung (geringe Flächenbeschickung bei Trockenwetter) niedrige Schwebstoffgehalte im Ablauf möglich.

Legt man den „Immissionsfall“ der Kläranlage Mödling einer Bemessung nach A131 mit dem Reinigungsziel Nitrifikation, Denitrifikation ($\eta_N \sim 80\%$) und P-Entfernung zugrunde, so ergibt sich zufolge der höchsten Schmutzfracht im Winter (Belastung von ca. 84.000 EW) eine weitgehende Auslastung der KA-Mödling. Legt man die Grenzwerte des Wasserrechtsbescheides (5mg/l NH_4-N , 8mg/l NO_3-N , 1mg/l Ges-P) der Bemessung für 8° C zugrunde, so ergibt sich eine Auslastung von 80%.

Tabelle 3-3: Zulaufkonzentrationen (1992-1994) (Franz 1997)

Perzentil	CSB mg/l	TKN mg/l	NO_3-N mg/l	Ges-P mg/l	SS mg/l
20%	210	17,8	0,0	3,0	90
50%	294	25,1	0,0	4,0	144
85%	414	32,2	1,5	5,0	232
99%	734	47,3	4,9	8,9	400
Mittelwert	306	25,1	0,6	4,0	156
Anzahl	441	507	683	509	448

Das Verhältnis von CSB/BSB₅ der rohen homogenisierten Zulaufproben liegt bei 2,2 bis 2,5. Das relativ hohe Verhältnis CSB/BSB₅ sowie der relativ geringe Unterschied zwischen der angeschlossenen Einwohnerzahl und der mittleren Belastung der Anlage auf Basis 120g CSB/EW/d deuten auf einen Vorabbau im Kanalnetz hin.

Tabelle 3-4: Zulauffrachten (kg/d) und Abwasseranfall (m³/d) (1992-1994) (Franz 1997)

Perzentil	Q m ³ /d	CSB kg/d	TKN kg/d	NO ₃ -N kg/d	Ges-P kg/d	SS kg/d
20%	18.162	4.994	448	0	69	2.165
50%	21.210	6.645	562	0	86	3.292
85%	28.151	9.426	712	40	121	5.715
99%	45.536	16.484	1113	171	216	10.780
Mittelwert	22.653	7.160	574	16	93	3.726
Anzahl	911	441	507	683	509	448

Die Temperatur in den Belebungsbecken beträgt im Jahresmittel 14-15 ° C. Die mittlere Belebungsbeckentemperatur im Zeitraum März 1992 bis August 1994 beträgt 14,9 ° C, die minimale Temperatur 9,1 ° C und die Maximaltemperatur 21,2 ° C jeweils als Tagesmittelwert. Die tiefsten Belebungsbeckentemperaturen wurden in den Monaten Februar/März mit knapp unter 11 ° C im Monatsmittel aufgezeichnet. Die tiefsten Temperaturen im Wochenmittel betragen 10 ° C. Für das Jahr 1993 wurde ermittelt, dass

- 0 % der Temperaturen im Belebungsbecken <8 ° C lagen
- 28 % der Temperaturen im Belebungsbecken zwischen 8 ° C und 12 ° C lagen
- 72 % der Temperaturen im Belebungsbecken > 12° C lagen

Die Tagesabwassermenge über den gesamten Zeitraum von 1992 bis 1994 lag im Mittel bei knapp 23.000 m³/d, mit Spitzenwerten von 53.000 m³/d und teilweise darüber. 85 % der anfallenden Abwassermengen lagen unter 28.151 m³/d. Die größten Zulaufspitzen im Stundenmittel lagen bei 2.800 m³/h, was etwa dem Bemessungswert entspricht. Bei Trockenwetter lag der minimale Zufluss in den Nachtstunden bei 360-430 m³/h und die Tagesspitze bei ca. 1000 m³/h. Der einwohnerspezifische Abwasseranfall ermittelt anhand der CSB-Fracht im Zulauf und einer Einwohnerwert spezifischen Fracht von 120 g CSB/EW/d lag im Mittel bei knapp 400 l/EW/d. Aus all den „Besonderheiten“ im Zulauf der Kläranlage Mödling ergibt sich der in Tabelle 3-5 dargestellte Unterschied zwischen den Bemessungsgrößen nach A131 und der tatsächlich vorhandenen Situation.

Tabelle 3-5: Gegenüberstellung der Parameter nach A 131 mit den Zulaufkonzentrationen und einwohnerwertspezifischen Frachten der KA-Mödling (Mittelwerte 1992-1994)(Franz 1997)

Parameter		lt. A 131	Mittelwert
CSB	mg/l	600	306
BSB ₅	mg/l	300	122
abf. Stoffe (TS ₀)	mg/l	350	156
N	mg/l	55	25
P	mg/l	12,5	4,0
CSB	g/EW/d	120	120
N	g/EW/d	11	9,9
P	g/EW/d	2,5	1,6
Q	l/EW/d	200	388

3.2 Krottenbach

Der Krottenbach entspringt als Hochleitenbach am Ostrand der Alpenausläufer im Bereich Gießhübl (① Abbildung 3-5), fließt dann etwa 3,5 km parallel zur Allander Autobahn Richtung Osten nach Brunn a. Gebirge bzw. Perchtoldsdorf, wo er verrohrt im Grenzgebiet der Gemeinden Brunn a. Gebirge, Perchtoldsdorf und Maria Enzersdorf geführt wird (② Abbildung 3-5). Beim Golfplatz Brunn a. Gebirge tritt der Krottenbach nach etwa 2,5 km wieder zu Tage (③ Abbildung 3-5), um nach etwa 0,5 km für weitere 0,5 km verrohrt unter der Südstadt geführt zu werden. Danach fließt der Krottenbach in einem abschnittsweise naturnahen Bett bis Achau (④ Abbildung 3-5), wo er in den Mödlingbach und anschließend in die Schwechat (bzw. in den Mödlingbach) mündet (⑤ Abbildung 3-5). Die Fließstrecke des Krottenbachs beträgt etwa 13 km. Davon sind im Oberlauf etwa 3 km verrohrt.

Der Krottenbach besitzt neben der Quelle bei Gießhübl (① Abbildung 3-5) einen kleinen Zubringer (⑥ Abbildung 3-5), der im Bereich der Glasfabrik in Brunn a. Gebirge (Bereich Heidesiedlung) entspringt und bei Bachkilometer 7,5 in die Verrohrung des Krottenbachs unter Brunn mündet. Das Gerinne fließt für nur etwa 250 m oberflächlich und dürfte in seiner gesamten Länge etwa 1 km lang sein.

Im Bereich der Süd-Autobahn verläuft ein Gerinne (Kleiner Krottenbach; ⑦ Abbildung 3-5), in einer Entfernung von 500 m nördlich des eigentlichen Krottenbachs für etwa 2 km parallel zu diesem. Etwa 1 km unterhalb der Kläranlage mündet dieser Zubringer etwa bei Bachkilometer 4 in den Krottenbach.

Beide Zubringer weisen eine sehr geringe Wasserführung auf und sind sowohl hinsichtlich Qualität als auch Quantität für den Krottenbach von nur untergeordneter Bedeutung. Die wesentlichste hydrologische Dotation des Krottenbachs und Beeinflussung in qualitativer und quantitativer Hinsicht erfolgt zweifellos über den Ablauf der Kläranlage Mödling. Als Vorfluter der Kläranlage Mödling mit einem Q_{95} von etwa 190 l/s (Krottenbach oberhalb ARA $Q_{95} \sim 10$ l/s) ist der Bach unterhalb des Kläranlagenablaufs zu Zeiten ohne Niederschläge quantitativ und damit qualitativ fast ausschließlich vom Ablauf der ARA Mödling geprägt. Die Fließstrecke von der ARA Mödling bis zur Mündung in die Mödling beträgt etwa 4,8 km. Eine genauere Darstellung der hydraulischen Verhältnisse erfolgt weiter unten (3.2.5 Hydrologie).

Neben der Beeinflussung durch die Kläranlage Mödling finden sich im Bereich des Golfplatzes Brunn (③ Abbildung 3-5) einige wasserwirtschaftliche Installationen, welche insbesondere bei Regensituation zu einer hydraulischen und qualitativen Beeinflussung des Krottenbachs führen. Es handelt sich dabei um 2 Regenbecken und zwei zusätzliche Regenüberläufe, die das Mischsystem der Brunner und Maria Enzersdorfer Kanalisation bei Regenwetter hydraulisch entlasten. Diese Einrichtungen werden im Zusammenhang mit der Besprechung der Kläranlage Mödling und der wasserwirtschaftlichen Rahmensituation im Einzugsgebiet des Krottenbaches detaillierter besprochen (Kapitel 3.1 ARA Mödling).

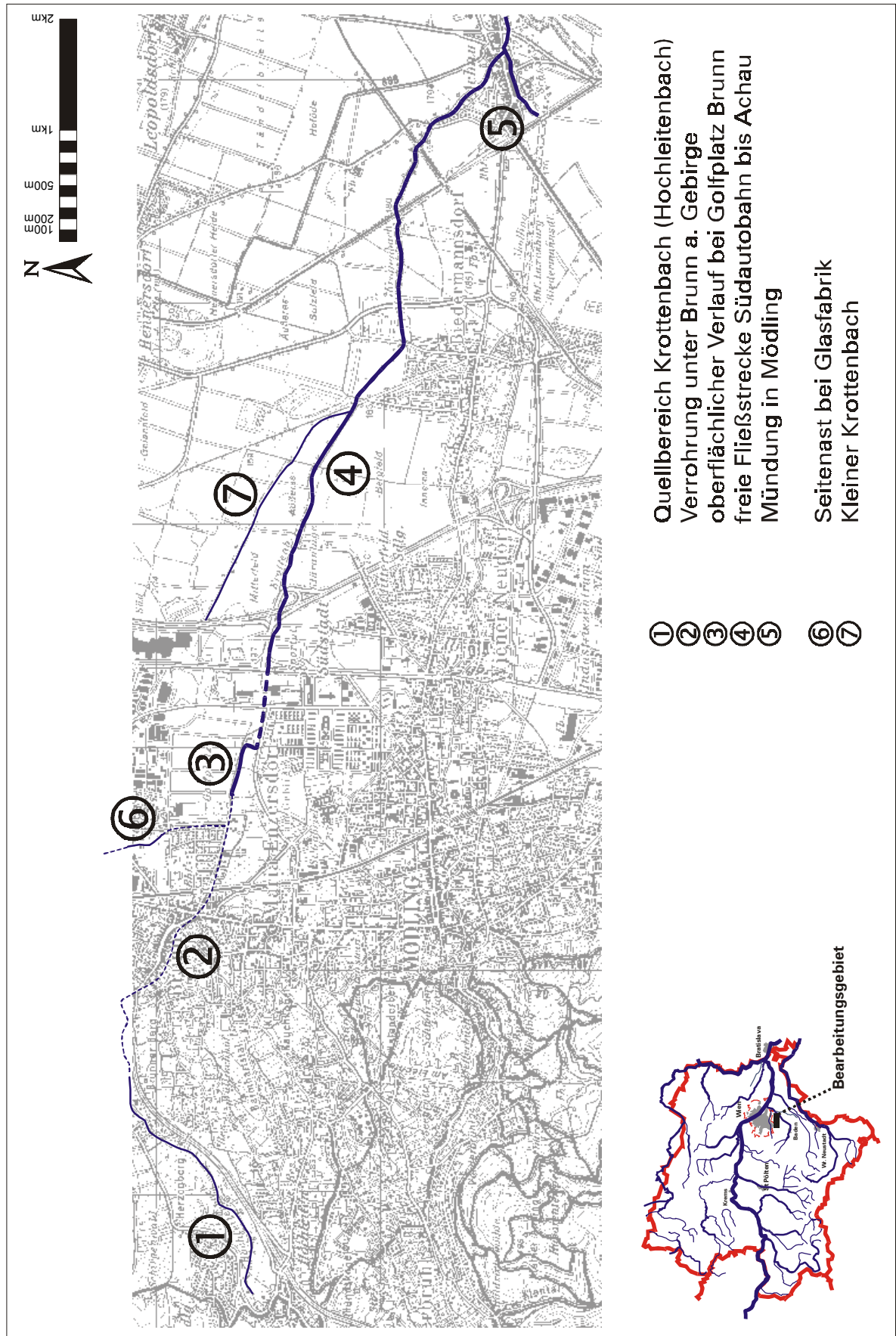


Abbildung 3-5: Längsverlauf des Krottenbachs

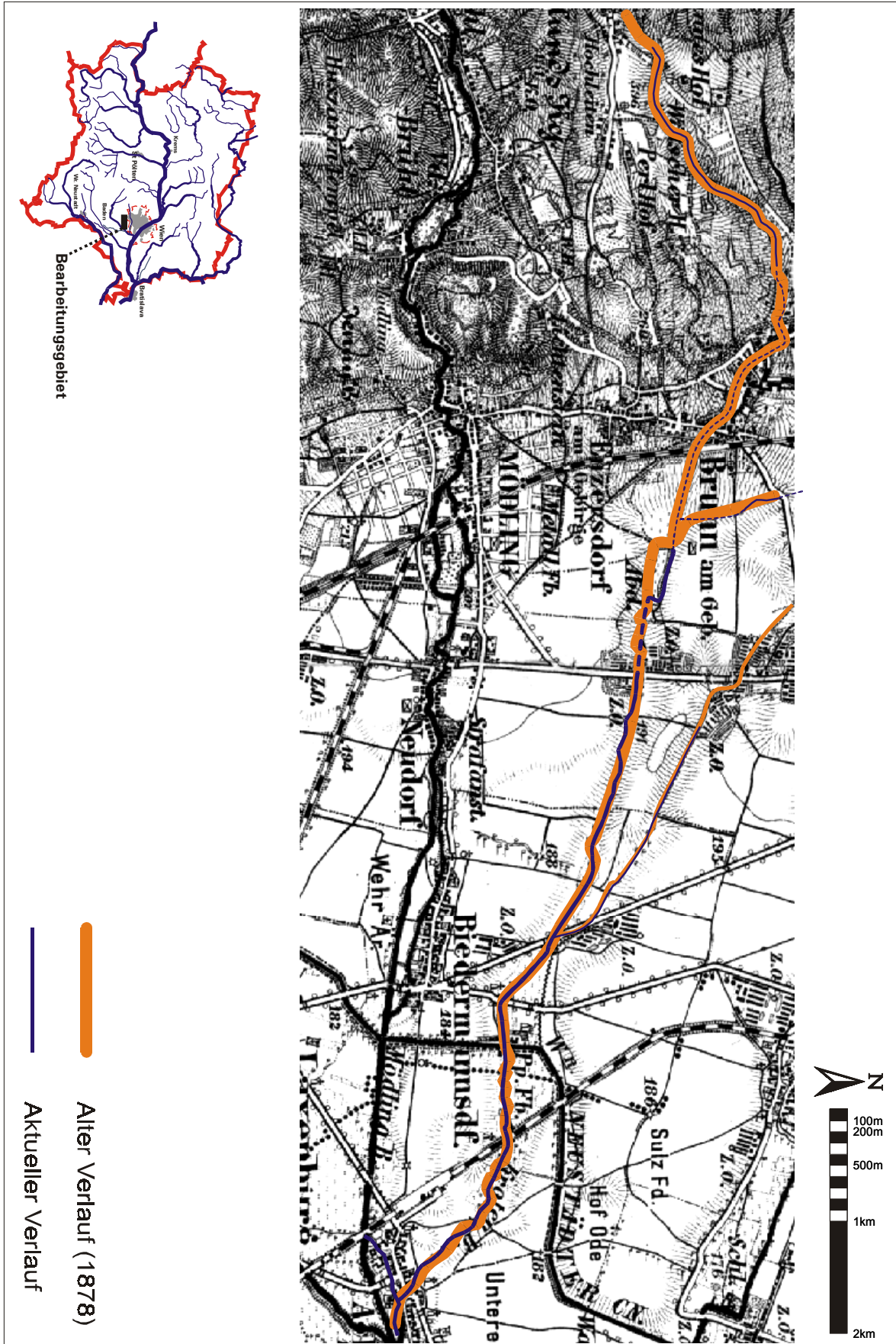


Abbildung 3-6: historischer Längsverlauf des Krottenbachs

3.2.1 Geschichte

Den Gewässern des südlichen Wiener Beckens galt seit jeher ein aus wirtschaftlichen und siedlungspolitischen Gründen resultierendes reges Interesse, was dazu führte, dass insbesondere über die größeren Fließgewässer der Gegend historisches demographisches und hydrologisches Datenmaterial vorliegt. Die wasserwirtschaftliche Nutzung der Gewässer reichte von Schwemmwegen für den Holztransport, Ausleitungen für Mühlen und Kleinkraftwerken von Industriebetrieben, Bewässerungskanälen, Fischgewässern bis hin zu Wasserausleitungen für Freizeitanlagen (z.B. Laxenburg). Daneben wurden diese Gewässer auch als Vorfluter für die Ableitung der Fäkalabwässer der Einwohner dieser Gegend verwendet. Die Nähe zur Metropole Wien und die Nähe zu natürlichen Ressourcen (u.a. Lehm für Ziegel, Holz, Kohle) machten die Gegend des südlichen Wiener Beckens seit jeher zu einem attraktiven und begehrten Siedlungsgebiet mit entsprechender Bevölkerungsdichte.

Der Krottenbach, der als abflussschwacher Bach seit jeher durch das Ortsgebiet von Brunn am Gebirge und am Ortsrand von Maria Enzersdorf verläuft, bot sich seit langer Zeit als Vorfluter für die Abwasserbeseitigung dieser Ortschaften und der Arbeitersiedlungen der zahlreichen Ziegelöfen dieser Gegend an. Dies führte bereits im Jahre 1878 in Hinblick auf eine wasserwirtschaftliche Nutzung zu massiven Problemen bezüglich der Wassergüte des Krottenbachs (siehe Abbildung 3-7).

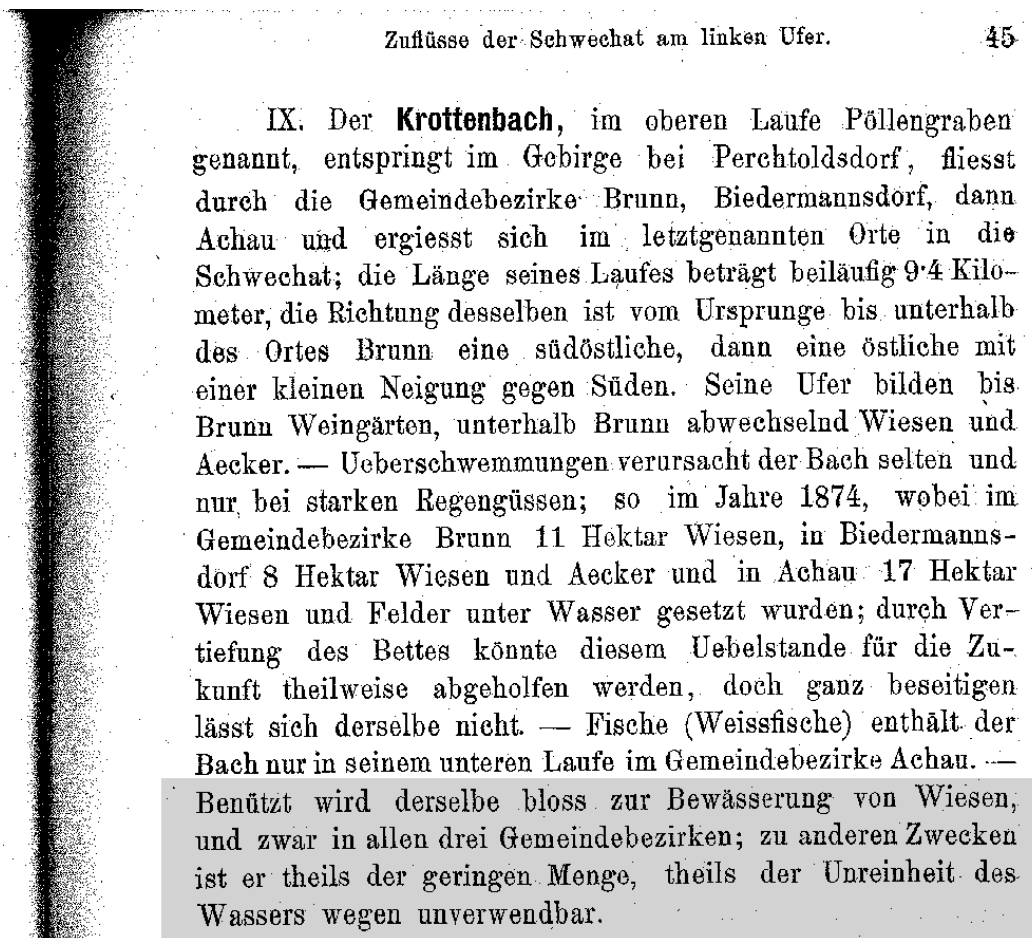


Abbildung 3-7: Auszug aus dem Buch:
„Das Gebiet des Schwechatflusses in Nieder-Österreich
dargestellt von der Handels- und Gewerbekammer zu Wien (1878)“

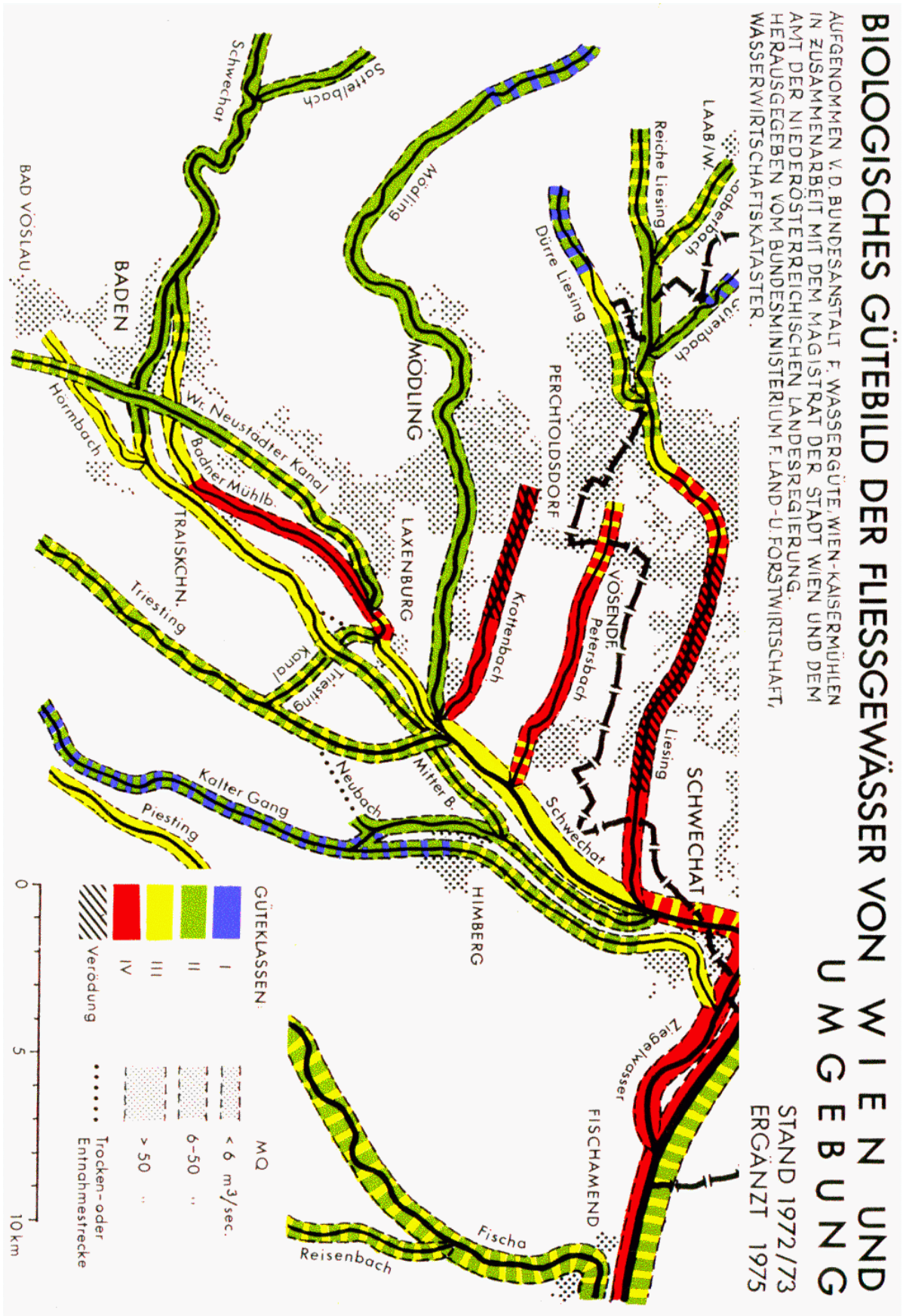


Abbildung 3-8: Biologisches Gütebild der Fließgewässer von Wien und Umgebung Stand 1972/73

Die Situation der Gewässergüte wurde schließlich so unerträglich, dass eben 1900 mit dem Bau einer Kläranlage am Krottenbach begonnen wurde. Die Anlage wies neben einer mechanischen Reinigung und einer chemischen Fällung (mit Absetzbecken und Filtration) erstmals auch einen biologischen Teil auf und war die erste größere Kläranlage in Österreich (zu deren Eröffnung 1904 sogar der Kaiser angereist kam). Die Planung erfolgte mit englischem Know-How und wurde von lokalen Baufirmen ausgeführt.

Die Anlage blieb in dieser Form bis Anfang der Sechziger Jahre bestehen. Die Reinigungsleistung erwies sich jedoch als weitaus unzureichend und folgernd wurde der Krottenbach im biologischen Gütebild der Fließgewässer von Wien und Umgebung des Jahres 1972/73 (Abbildung 3-8) als extrem verschmutzt (teilweise Verödung, im unteren Fließbereich Gewässergüte IV) ausgewiesen. Zu jener Zeit fungierte der Krottenbach als offener Abwasserkanal und produzierte extreme Geruchsbelästigungen.

Auf öffentlichen Druck hin wurde die Kläranlage in den folgenden Jahren mehrmals ausgebaut. 1988 erfolgte der Ausbau der 100.000 EW Anlage auf gesicherte ganzjährige Nitrifikation, sowie BSB₅- und Nährstoffentfernung mit hohem Wirkungsgrad (siehe Kapitel 1 Kurzbeschreibung der ARA Mödling). In den folgenden Jahren bis zum Untersuchungszeitraum hat sich für dieses Projekt durch den Ausbau der Kläranlage und die Sanierung der Regenrückhaltebecken im Oberlauf vor der Kläranlage eine deutliche Verbesserung der Gewässergüte auf II/II-III eingestellt. Nach Sanierung der Mischwasserentlastungsbecken ist eine weitere Verbesserung nur durch strukturelle Veränderungen der Gewässermorphologie erreichbar.

Als weitere wesentliche Beurteilungsquelle anthropogener Beeinflussung bzw. des ursprünglich natürlichen Zustand des Krottenbachs dient das Buch „Das Gebiet des Schwechatflusses in Nieder-Österreich - dargestellt von der Handels- und Gewerbekammer zu Wien (1878)“, welches die Linienführung des betroffenen Fließgewässers vor 100 Jahren deutlich dokumentiert (Abbildung 3-6). Ein Vergleich des damaligen Verlaufs mit dem aktuellen zeigt, dass die generelle Fließstrecke damals wie heute über weite Abschnitte ident ist. Allerdings kam es einerseits durch die Verrohrung des Baches im Bereich Brunn am Gebirge und durch die Begradigung einiger mäandrierender Strecken zwischen Biedermannsdorf und Achau zu wesentlichen anthropogenen Eingriffen in der Morphologie.

Die in Abbildung 3-7 angesprochenen gewässerbaulichen Maßnahmen wurden dann auch in zwei Schritten durchgeführt. Im Zuge der Errichtung der ersten ARA in Mödling um 1900 (siehe Kapitel Kläranlage) erfolgte eine erste Begradigung und Tieferlegung des Flussbettes zur schnelleren Abführung der Hochwasserabflüsse. Die zweite Maßnahme erfolgte im Zuge der Erweiterungsmaßnahmen der ARA Mödling Anfang der 80er Jahre. In jüngster Zeit werden an einigen Stellen räumlich begrenzte Rückbaumassnahmen durchgeführt.

3.2.2 Geologie

Der Krottenbach durchschneidet in seinem Verlauf zwei große geologische Einheiten. In seinem Oberlauf von der Quelle bei Gießhübl bis zur Verrohrung in Brunn a. Gebirge fließt er durch die Ausläufer des Kalk-Wienerwalds (Abbildung 3-9). Die Gesteine des Kalk-Wienerwalds werden von Dolomit und Kalken aus der Triasepoche (Stahrmühlner 1947) dominiert.

Die freie Fließstrecke des Krottenbachs nach der Südstadt, und damit der größte Teil des Einzugsgebiets, liegt im Wiener Becken (Abbildung 3-9). Das Wiener Becken ist ein inneralpines Einbruchsbecken, das im Miozän (Jungtertiär) entstanden ist und ursprünglich dem Alpen- Karpatenbogen zugeordnet wurde. Nach der Senkung wurde es Teil des sarmatischen Binnenmeeres. Die Abgrenzung im Westen erfolgt durch die in N/S Richtung verlaufende Waschberg-, Flysch-, Kalkalpen- und Grauwackenzone. Im Süden und Osten bildet der Karpatenflysch die Grenze. Die tektonischen Einheiten der Alpen streichen unter der Beckenfüllung hindurch und setzen sich in den Karpaten fort. Die Beckenfüllung besteht fast ausschließlich aus jungtertiären Sedimenten, die vorwiegend als Tegel und Sande ausgebildet sind. Dazu kommen, meist als Randbildungen, lokale Schotter und Konglomerate, Leithakalke und Kalksandsteine. Die Schichten liegen fast ausschließlich horizontal. Der Untergrund des Wiener Beckens, der ein starkes Relief erkennen lässt, wird im SO durch zentralalpines Gestein (Semmeringserie), im S durch Gesteine der Grauwackenzone und im N durch Flyschgesteine gebildet.

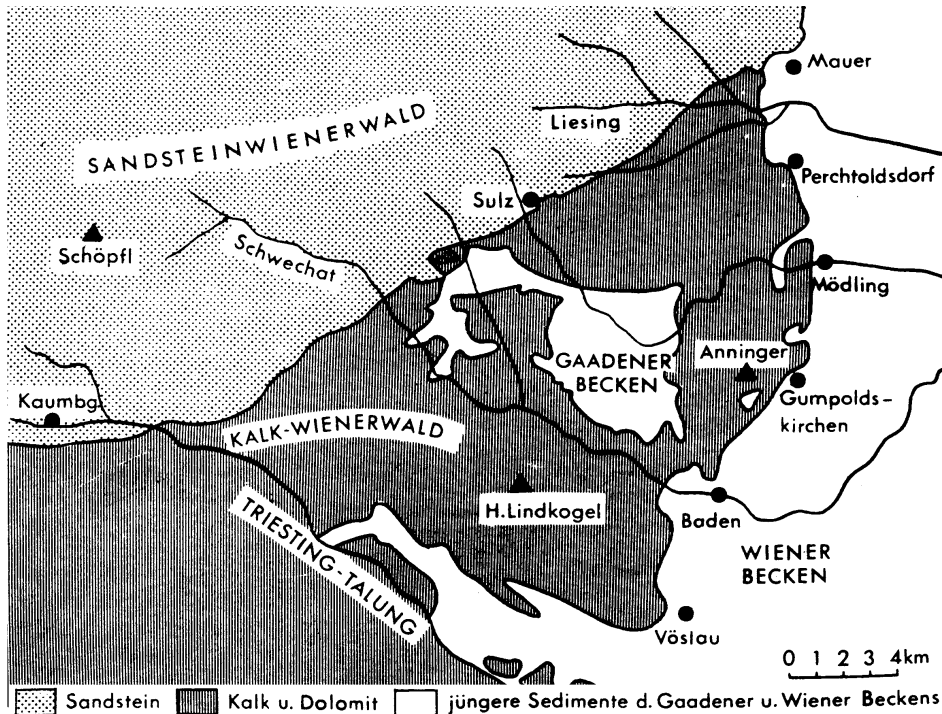


Abbildung 3-9: stark vereinfachte Geologie des Einzugsgebiets der Schwechat aus (Stahrmühlner 1947)

Längs des Alpenostrandes zieht sich eine Bruchspalte (als Thermenlinie), an der stellenweise Thermalquellen zu Tage treten. Neben den Thermalquellen treten entlang diese Bruchlinie jedoch auch kalte unterirdische Wasseradern aus, die einige Gewässer des Wiener Beckens direkt dotieren (z.B. Kalter Gang, Warme Fische).

3.2.3 Einzugsgebiet

Das Einzugsgebiet des Krottenbach (Tabelle 3-6) wird im Norden durch das Einzugsgebiet des Peterbachs und im Süden bzw. Westen durch das Einzugsgebiet der Mödling begrenzt. Es weist eine Länge von etwa 12 km bei einer relativ konstanten Breite bei 1,8 km auf. Nur im Bereich des Oberlaufs ist das entwässerte Tal zwischen Gießhübl und Brunn am Gebirge schmaler.

Das Einzugsgebiet des Krottenbachs wurde mittels der Topographie und Höhen-Rückenlagen aus der ÖK 25 Karte erstellt (orographisches Einzugsgebiet). Um an verschiedenen Stellen abschätzende Aussagen über die Größe des Abflusses im Krottenbach treffen zu können, wurde das Einzugsgebiet in 5 Abschnitte (Abbildung 3-10) unterteilt. Tabelle 3-6 führt die in Abbildung 3-10 ausgewiesenen Größenzahlen für das Einzugsgebiet des Krottenbach an. Die beiden Zubringer bei der Glasfabrik (⑥ Abbildung 3-5) und im Mittellauf (⑦ Abbildung 3-5) werden nicht gesondert ausgewiesen. Eine gewisse Verzerrung der Darstellung ergibt sich für den verrohrten Bereich (② in Abbildung 3-10) sicherlich wegen der Flächenversiegelung im bebauten Gemeindegebiet von Brunn a. Gebirge, Perchtoldsdorf und Maria Enzersdorf, sowie durch die Zuflüsse aus den versiegelten Flächen der SCS in den Kleinen Krottenbach. Den daraus resultierenden Veränderungen für Einzugsgebiet und Abfluss wurde nicht nachgegangen.

Tabelle 3-6: Tabelle der Teileinzugsgebiete bzw. des Gesamteinzugsgebietes des Krottenbachs

Bezeichnung	Zahl in Abbildung 3-10	Größe des Teileinzugsgebietes	Gesamtgröße Einzugsgebiet von Quelle bis inkl. Teileinzugsgebiet
Oberlauf bis Verrohrung	①	~ 2,25 km ²	~ 2,25 km ²
Verrohrung unter Brunn	②	~ 3,63 km ²	~ 5,88 km ²
Bereich Golfplatz Brunn	③	~ 2,25 km ²	~ 8,13 km ²
Golfplatz bis ARA Mödling	④	~ 2,50 km ²	~ 10,63 km ²
Unterlauf bis Mündung	⑤	~ 8,81 km ²	~ 19,44 km ²
Gesamtes Einzugsgebiet	①-⑤		~ 20 km ²

Das natürliche Einzugsgebiet des Krottenbachs wird vom „Einzugsgebiet“ der ARA-Mödling um 96 km² vergrößert. Dieses Gebiet wird teilweise über Misch- und teilweise über Trennkanalisation entsorgt (siehe Kapitel 1 Kläranlage). Im Einzugsgebiet des Krottenbachs herrscht ein Mischsystem vor; ausserhalb (Mödlinger Sammler) ein Trennsystem, wodurch - abgesehen von Fremdwasserzutritten durch undichte Kanäle - natürlich vorhandenes Wasser auch dort abgeleitet wird, wo es anfällt. Die Trinkwasserversorgung des Einzugsgebiet der ARA Mödling stammt größtenteils nicht aus dem entsorgten Gebiet (z.B. Mitterndorfer Senke, Kalkalpin) und ausserdem werden die Regenwässer wegen der Kanalsysteme in das Einzugsgebiet, in dem sie anfallen eingeleitet. Einzig das im Zuge der Wasserversorgung transportierte Wasser stellt somit im System des Krottenbachs einen allochthonen Anteil dar.

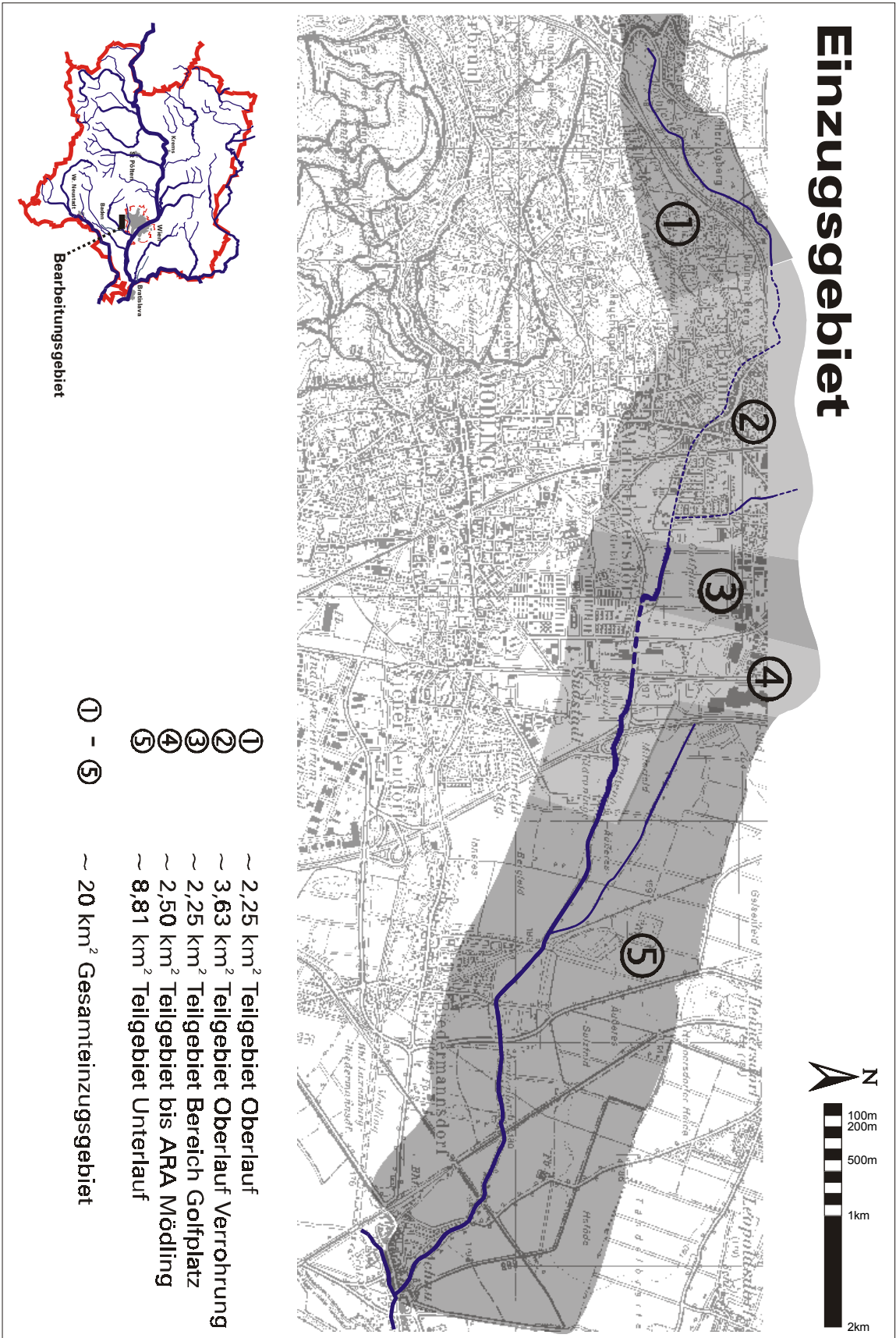


Abbildung 3-10: Einzugsgebiet des Krottenbachs

3.2.4 Klima und Niederschläge

Wien und Umgebung liegen in einem Übergangsbereich zwischen mitteleuropäisch-ozeanischem (subatlantischen) Klima im Westen und pannonisch-kontinentalem Klima im Osten. Der ozeanische Klimabezirk ist durch feuchtkühle Sommer und schneereiche, milde Winter charakterisiert. Den pannonisch-kontinentalen Klimabezirk kennzeichnen heißtrockene Sommer und kalte Winter. Die mittlere Lufttemperatur der Zehnjahresmittelwerte der Messstellen Wien-Unterlaa, Achau, Biedermansdorf und Wiener Neudorf liegt bei etwa 10 ° C (Abbildung 3-11).

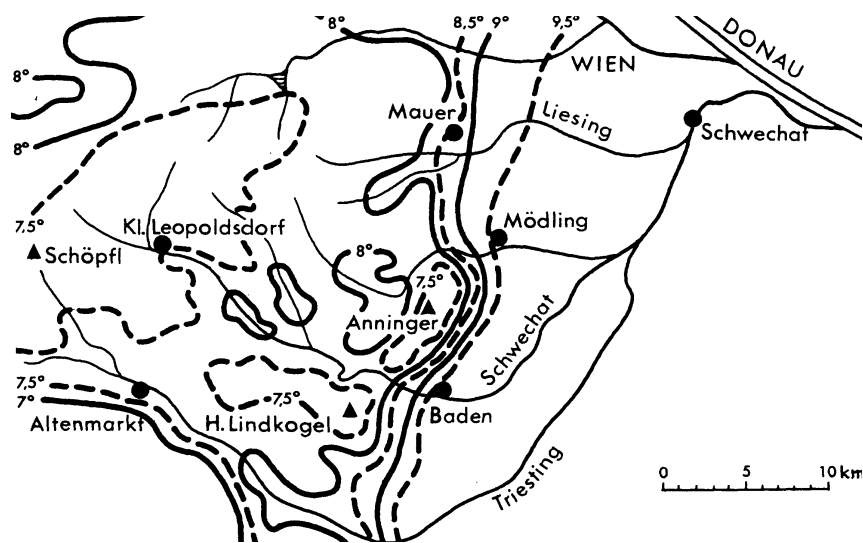


Abbildung 3-11: Isothermen im Einzugsgebiet der Schwechat – aus (Stahrmühlner 1947)

Die jährliche Niederschlagshöhe im Einzugsgebiet des Krottenbachs beträgt zwischen 600 mm im Oberlauf und 500 mm im Unterlauf (Abbildung 3-12)

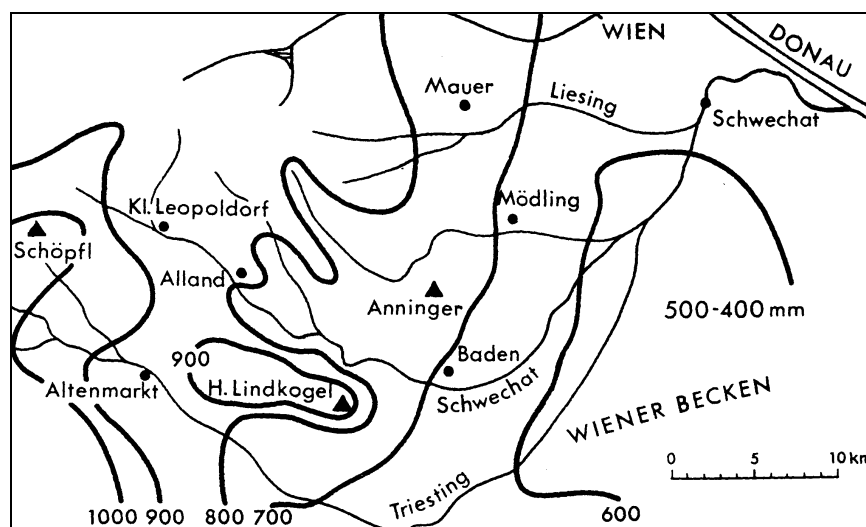


Abbildung 3-12: Isohyeten im Einzugsgebiet der Schwechat - aus (Stahrmühlner 1947)

Die Daten der im Einzugsgebiet des Krottenbachs gelegenen Niederschlagsmessstellen Achau und Biedermansdorf wurden am Amt der Niederösterreichischen

Landesregierung erhoben und in Abbildung 3-13 zusammengefasst. Aus den Daten lassen sich deutlich die Unterschiede der Jahresniederschläge im Untersuchungszeitraum ablesen. Das Jahr 1994 stellt mit einer Niederschlagshöhe von weniger als 500 mm eine unter dem langjährigen Trend liegende Situation dar, wogegen das Jahr 1995 mit etwa 700 mm über dem langjährigen Mittel liegende Situation widerspiegelt (Tabelle 3-7).

Tabelle 3-7: Jahresniederschläge der Messstationen Achau und Biedermannsdorf für die Jahre 1994 - 1996 (Daten: Amt der NÖ-Landesregierung)

	Achau		Biedermannsdorf	
	Niederschlagshöhe	Regentage	Niederschlagshöhe	Regentage
1994	485,7 mm	116	466,7 mm	138
1995	709,8 mm	142	706,8 mm	139
1996	688,6 mm	118	665,4 mm	115

Die Niederschläge wirken sich nicht nur auf das natürliche Abflussgeschehen des Krottenbachs aus, sondern beeinflussen über die Mischkanalisation und vor allem durch den Fremdwasseranteil in der Kanalisation (Grundwasserspiegel) auch die Dotation des Krottenbachs über den Kläranlagenablauf. Interessanterweise wirkt sich die Situation 1996, trotz der gegenüber 1995 geringeren Niederschlagsmenge, deutlich stärker auf die Wassermengen im Gewässer aus, als das niederschlagstärkere Jahr 1995. Dies kann damit erklärt werden, dass 1995 ein Großteil der Niederschläge (nach einem trockenen Jahr 1994) vorerst die Grundwasserspeicher auffüllte. Erst im darauffolgenden Jahr waren die Speicher dann gefüllt und die Niederschläge wirkten sich neben dem erhöhten Grundwasserspiegel auch direkt auf das Abflussverhalten und den Fremdwasseranteil in der Kanalisation aus (siehe Kapitel 3.2.5 Hydrologie). Ein weiterer Grund ist darin zu sehen, dass die Niederschläge 1996 in weit weniger Tagen fielen, was zu einer höheren mittleren Regenmenge und damit zu einem verstärkten Oberflächenabfluss führte.

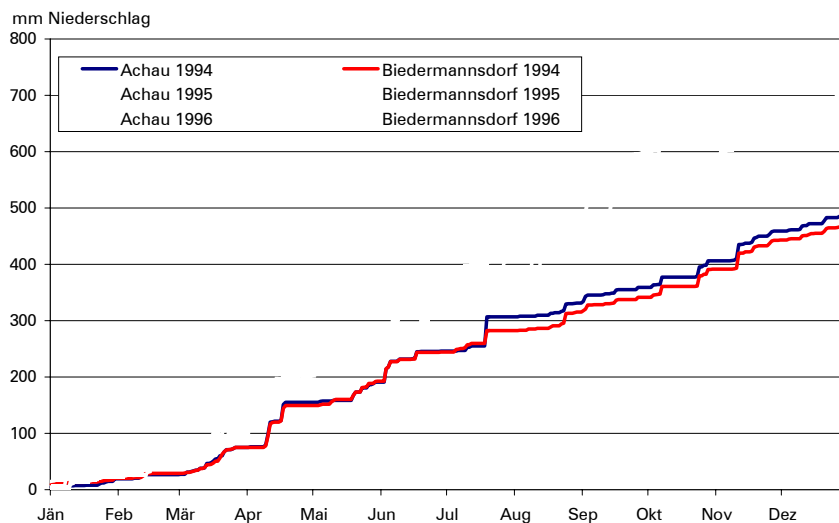


Abbildung 3-13: Dauerlinie der Niederschläge im Einzugsgebiet des Krottenbachs
 Akkumulierte Niederschläge der Messstationen Achau und Biedermannsdorf für die Jahre 1994 - 1996 (Daten: Amt der NÖ-Landesregierung)

3.2.5 Hydrologie

Für die Bearbeitung der Fragestellungen wurden einige grundlegende hydrologische Parameter erhoben bzw. aus den erhaltenen Daten interpretiert. Die Betrachtungen zur Hydrologie des Krottenbachs gliedern sich in folgende Bereiche:

- Gefällesituation
- Abschätzende Betrachtung des Abflusses des Oberlaufs des Krottenbachs
- Beurteilung des Abflusses nach Einleitung der Kläranlage Mödling inklusive der Zusammenhänge Niederschlag - ARA-Ablauf
- Beurteilung des Abflussregimes nach einer Empfehlung des Umweltbundesamtes (Mader et al. 1996)

Die Grundlagen der folgenden Betrachtungen bilden sowohl Einzelmessungen des Abflusses im Krottenbach an den Beprobungstagen als auch die Stundenmittel- bzw. Tageswerte des Abflusses der Kläranlage Mödling.

Tabelle 3-8: Anzahl der Abflussdaten für den Oberlauf und den Ablauf der ARA-Mödling

Krottenbach oberhalb ARA Mödling	Abfluss ARA Mödling
über Stichproben	über Tageswerte (m ³ /d)
n = 11	n = 787

3.2.5.1 Gefällesituation

Der Ursprung des Krottenbachs liegt auf etwa 400 m über Adria. Im Bereich des Oberlaufs (Hochleitenbach) im Kalk-Wienerwald weist er mit etwa 27 ‰ (Abbildung 3-14) ein relativ starkes Gefälle auf. Die Situation im verrohrten Bereich wurde nur abgeschätzt. Wird das im Oberlauf beobachtete Gefälle bis zur Probenstelle am Golfplatz („GO“ etwa 200 müA, Entfernung bis zum Ursprung etwa 6,4 km)) extrapoliert, so ergibt sich ein plausibler, mit dem Oberlauf bis zur Verrohrung übereinstimmender Wert. Weiters stimmt die ab dem Golfplatz beobachtete Änderung im Gefälle gut mit der Veränderung der geologischen Struktur, dem Übergang ins Wiener Becken, überein.

Mit dem Übergang des Krottenbachs in das Wiener Becken reduziert sich das Gefälle auf (im Mittel; Golfplatz bis Mündung in Achau) etwa 4 ‰

Tabelle 3-9: Überblick über das Gefälle im Krottenbach

Teilstrecke	Gefälle
Oberlauf (Hochleitenbach)	26,8 ‰
Unterlauf (ab Golfplatz / SCS bis Mündung Achau)	4,1 ‰

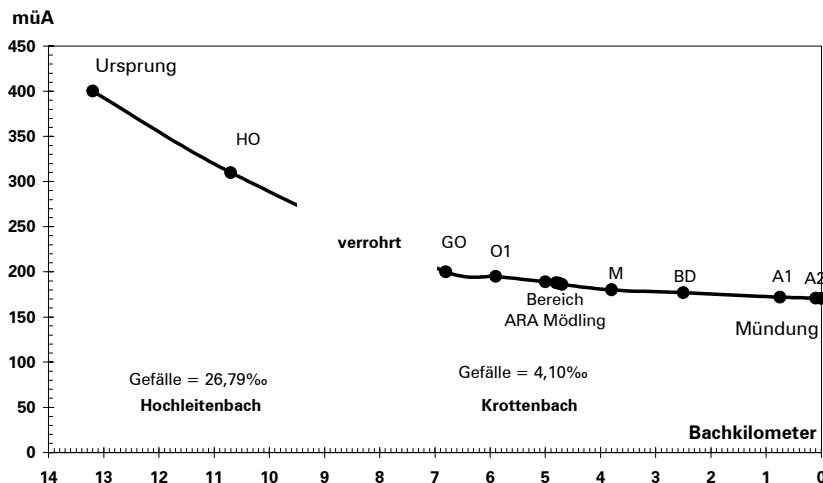


Abbildung 3-14: Gefällesituation im Längsverlauf des Krottenbachs
 Daten aus Lage und Höhe der Probennahmestellen

3.2.5.2 Abfluss des Oberlaufes (bis Einleitung ARA Mödling)

Die Abschätzung des Abflusses des Krottenbachs vor der Einleitung der ARA - Mödling beruht auf angenommenen Trockenwetterabflussspenden (q_{95}) des Einzugsgebiets und auf den an den Probentagen durchgeführten Eigenmessungen.

Für das Einzugsgebiet oberhalb der ARA Mödling (①-④ Abbildung 3-10) wurde bei einem mittleren Niederschlag von 650 mm (Abbildung 3-12) eine mittlere Trockenwetterabflussspende (q_{95}) von etwa $1 \text{ l}/(\text{km}^2 \cdot \text{s})$ angenommen. Bei einer Größe des Einzugsgebiets von etwa $10,63 \text{ km}^2$ ergibt das eine Abflussspende Q_{95} von etwa 10 l/s.

Tabelle 3-10: Tabelle der Abflussspenden Q_{95} im Oberlauf

Bezeichnung	Teileinzugsgebiet laut Abbildung 3-10	Größe Einzugsgebiet	Abflussspende Q_{95} ($q_{95} = 1 \text{ l}/(\text{km}^2 \cdot \text{s})$)
Quelle bis Verrohrung	① + ②	~2,25 km^2	> 2,25 l/s
Quelle bis Golfplatz Brunn	① + ② + ③	~ 8,13 km^2	8 l/s
Quelle bis ARA Mödling	① + ② + ③ + ④	~ 10,63 km^2	10 l/s

Vergleicht man diese abgeschätzten Werte mit den Eigenmessungen, so wurde am 5.10.94 unmittelbar oberhalb der Kläranlage ebenfalls ein Abfluss von etwa 10 l/s erhoben. Die Messstelle lag dabei zwischen der Stelle „O2“ und dem Kläranlagenablauf. In diesem Bereich ist das Gerinne über einen Bereich von etwa 15 m hart verbaut (Trapezprofil) und vom Rückstau des Kläranlagenablaufs noch nicht beeinflusst. Das Profil lässt eine behelfsmäßige Wassermengenabschätzung mittels Schwimmermessung und Tauchstab nach Jens zu. Beide Messungen ergaben Werte um 10 l/s. Unter Berücksichtigung der Niederschlagssituation im Sommer / Herbst 1994 (Abbildung 3-13) und dem P_U der Abflussverhältnisse der ARA Mödling, erscheint dieser Q_{95} Wert von 10 l/s als plausibel.

3.2.5.3 Abfluss des Unterlaufs (ab Einleitung ARA Mödling)

Mit Einleitung des Ablaufs der Kläranlage Mödling ist die hydrologische Situation im Krottenbach (mit Ausnahme von extremen Hochwässern) quantitativ vom Ablauf der Kläranlage geprägt. Im Abflussbereich Q_{95} bis Mittelwasser stellt die Wassermenge des Krottenbachs oberhalb der Kläranlage nur etwa 6 % der Gesamtwassermenge unterhalb der Kläranlage dar. 94 % des Wassers unterhalb des Kläranlagenablaufs stammen also aus der Kläranlage (Tabelle 3-11). Deshalb erscheint es gerechtfertigt, für die weitere Betrachtung der Abflusssituationen die Abflussdaten der ARA Mödling heranziehen. Für den Bearbeitungszeitraum ergibt sich daraus ein Datenmaterial von $n \text{ (m}^3/\text{d)} = 787$ für Tagesabflüsse und $n \text{ (m}^3/\text{h)} = 18.000$ für Stundenabflüsse. Um für die Datenverarbeitung eine handhabbare Anzahl von Daten zur Verfügung zu haben, wurden die Tagesabflüsse (m^3/d) in mittlere Abflüsse (l/s) umgerechnet und für die weitere Bearbeitung herangezogen.

Tabelle 3-11: Überblick über die Wassermengen im Krottenbach oberhalb der Einleitung der ARA Mödling und die Abflussmengen der ARA Mödling für den Projektzeitraum 1994-1996

	Q_{95}	MQ	höchste beprobte Wassermenge
Krottenbach oberhalb ARA Mödling	~ 10 l/s	~ 15 l/s	~ 130 l/s
„Verdünnungs“-verhältnis durch Ablauf ARA Mödling	~ 18:1	~ 18:1	~ 6:1
Ablauf ARA Mödling	~ 186 l/s	~ 262 l/s	~ 815 l/s

Eine Auswertung der Gesamtdaten der Wassermengen der ARA Mödling für den Zeitraum 1992-1996 ergibt folgendes Bild:

Tabelle 3-12: hydrologische Auswertung der Abflussdaten der ARA Mödling (1992-1996; $n=1.467$; $\text{l/s} = \text{m}^3/\text{d}/86,4$)

	Mittel	Max	75% Quantile	50% Quantile (Median)	25% Quantile	5 % Quantile (Q_{95})	Min
m^3/d	24.506	77.524	27.550	22.633	19.416	16.489	13.946
l/s	284	897	319	262	225	191	161

Durch die Mischsystem-Charakteristik der Kanalisation ergibt sich naturgemäß ein Zusammenhang zwischen Niederschlag und Wassermenge im Ablauf der ARA Mödling. Die im Kapitel 3.2.4 behandelten Niederschlagsmengen der Messstationen Achau und Biedermannsdorf wurden mit den Ablaufwerten der ARA Mödling korreliert, um Aussagen über einen direkten Zusammenhang zwischen Niederschlag und Abfluss treffen zu können. Dabei stellt sich heraus, dass die Wassermengen in der ARA Mödling und damit im Krottenbach mit den Niederschlägen nicht hochsignifikant korrelieren. Dies ist allerdings nicht weiter verwunderlich, wenn man bedenkt, dass der Niederschlag nicht unmittelbar quantitativ als Oberflächenabfluss wieder gefunden wird, sondern im Boden retendiert wird, was zu einer zeitlichen und mengenmäßigen Ausdehnung des Abflussverhaltens der Niederschläge führt. Das im Boden gespeicherte Wasser wird zeitverzögert über den Fremdwasseranteil in die Kläranlage und damit ins Gewässer geführt.

Abbildung 3-15 gibt einen grafischen Überblick über den Abfluss und die Niederschlagstage im Untersuchungszeitraum. Auffällig ist das höhere Abflussregime im Jahr 1996 (1995 und 1996 etwa gleiche Niederschläge - siehe Kapitel 3.2.4). Wie auch in Tabelle 3-13 dargestellt, ist in Abbildung 3-15 ersichtlich, dass die im unteren Einzugsgebiet des Krottenbach beobachteten Niederschläge in den meisten Fällen (73 %) großräumiger waren. Nur in 15 % bzw. 11 % der Regentage fiel der Niederschlag nur an einer der beiden betrachteten Messstationen.

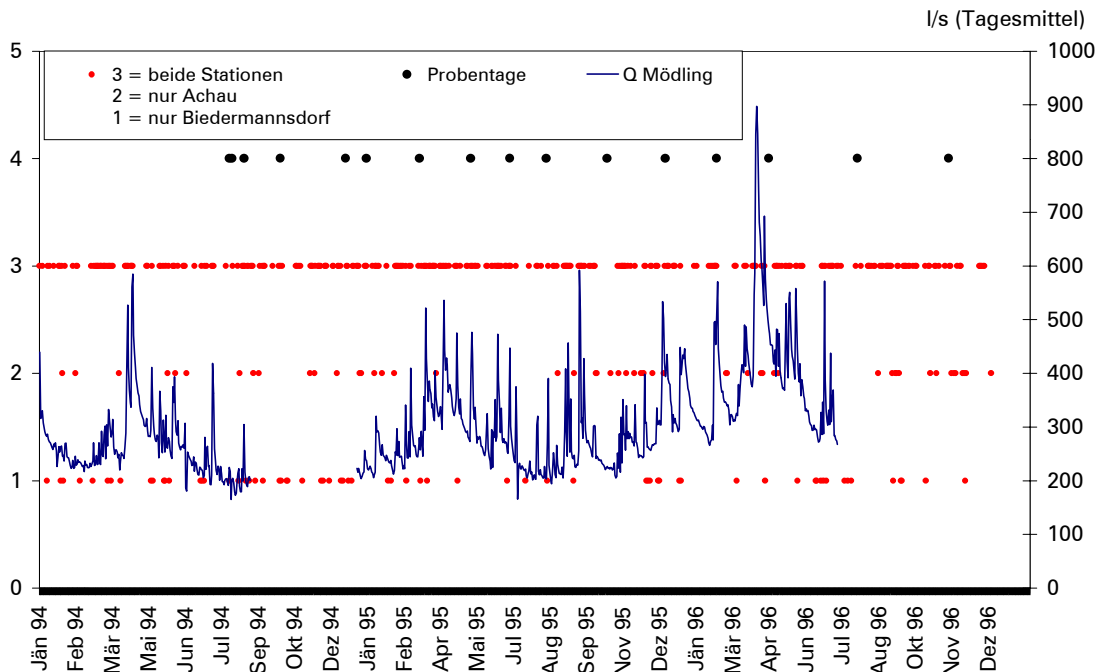


Abbildung 3-15: Abfluss der ARA Mödling im Bearbeitungszeitraum und Niederschlagshäufigkeiten der Messstationen Achau bzw. Biedermannsdorf

Ausgehend von diesen Daten wurden die Niederschlagsereignisse auf das gesamte Einzugsgebiet extrapoliert und für die weiteren Auswertungen herangezogen. Dafür wurden die Niederschlagsmengen herangezogen, die für Achau oder Biedermannsdorf den höheren Wert ergaben. Eine statistische Auswertung der beiden Stationen über den gesamten Bearbeitungszeitraum und für die Einzeljahre ergibt eine signifikante Übereinstimmung der beiden Niederschlagssituationen bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $p < 0,001$, sodass diese Vorgangsweise gerechtfertigt ist.

Tabelle 3-13: Regentage im Einzugsgebiet

Niederschlag bei Station:	Anzahl Regentage (1994 - 1996)	% aller Tage (1096 Tage)	% aller Regentage (443 Tage)
nur Biedermannsdorf	67	6,1 %	15,1 %
Achau und Biedermannsdorf	325	29,7 %	73,4 %
nur Achau	51	4,6 %	11,5 %
Achau oder Biedermannsdorf	443	40,4 %	100 %

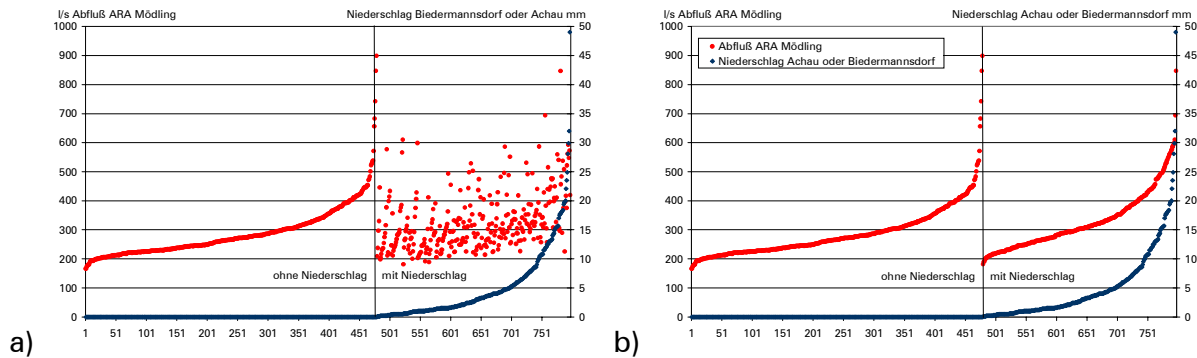


Abbildung 3-16: Zusammenhang Abfluss ARA-Mödling und Niederschläge an den Messstationen Achau bzw. Biedermannsdorf (mm A > mm B oder mm B > mm A) für 1994 - 1996

- a): Abfluss ARA Mödling nach entsprechenden Niederschlagsdaten sortiert
b): Abfluss Mödling an Tagen mit Niederschlag sortiert nach Wassermenge

Werden nun, wie in **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**, die Abflussdaten der Kläranlage gegen den Niederschlag aufgetragen, so lässt sich deutlich erkennen, dass zwischen den beiden Größen kein Zusammenhang besteht. In Tabelle 3-14 sind die statistischen Kenngrößen der Abflusswerte an Tagen ohne Niederschlag, an Tagen mit Niederschlag und an allen Tagen für die Jahre 1994 bis 1996 aufgelistet. Die Unterschiede zwischen den einzelnen Situationen liegen bis zum Median unter 10 % und sind auch im Bereich höherer Abflüsse nicht signifikant.

Tabelle 3-14: statistische Kenngrößen der Abflusswerte für 1994 - 1996 (Auswertung grafische Darstellung in Abbildung 3-16)

	Mittel	Maximal-Wert	75% Quantile	50% Median	25% Quantile	Minimal-Wert	Q ₉₅
Tage ohne Niederschlag	286,32	897,27	317,91	265,52	228,08	164,98	201,54
Tage mit Niederschlag	326,04	845,50	374,84	301,76	254,55	180,89	215,24
alle Tage	286,41	897,27	337,99	278,24	236,42	164,98	204,85

In Tabelle 3-15 sind die Korrelationen zwischen den Abflüssen und den Niederschlägen quantifiziert. Die erhaltenen Korrelationen sind allesamt nicht signifikant. Es zeigt sich somit, dass im Fall der ARA Mödling und des Krottenbachs erhöhte Wassermengen zwar über Regenereignisse induziert werden, aber die Speicherung des Wassers im Boden und der dadurch hervorgerufene Fremdwasseranteil in der Kanalisation zu Trockenwettertagen ebenso prägend wirken.

Tabelle 3-15: Korrelationskoeffizienten zwischen Niederschlag Biedermannsdorf (B) bzw. Achau (A) und Abfluss ARA Mödling

	Max A oder B 94-96		1994		1995		1996	
	(Q ARA sortiert)	nicht sortiert	A	B	A	B	A	B
nur Niederschlagstage	(0,954)	0,474	0,470	0,543	0,597	0,531	0,323	0,460
alle Tage	(0,654)	0,379	0,426	0,474	0,579	0,542	0,303	0,326

3.2.5.4 Beurteilung des Abflussregimes

Die in den bisherigen Kapiteln der Hydrologie besprochenen Grundlagen und Erkenntnisse führen zu dem Versuch, die Abflusssituation der Kläranlage Mödling analog einem naturnahen Gewässer zu beurteilen. Diese Beurteilung erfolgte nach einer Vorgabe durch das Umweltbundesamt (Mader et al. 1996), in den Auswertungsverfahren und Erhebungen von Abflussregimen österreichischer Fließgewässer dargestellt sind.

Das Abflussregime spiegelt den Wasserhaushalt in seinen zeitlichen Änderungen wieder und ist das Ergebnis des Zusammenwirkens aller den Abfluss bestimmender Faktoren eines betrachteten Einzugsgebietes. Eine Typologie, die das Abflussregime eines Fließgewässers beschreibt, befindet sich im Spannungsfeld einer der Übersichtlichkeit dienenden Verallgemeinerung und einer aussagekräftigen Beschreibung. Jedes Fließgewässer spiegelt die geologischen, klimatischen und naturräumlichen Eigenschaften eines Einzugsgebiets wieder; jedes Fließgewässer stellt somit ein individuelles System dar. Dennoch ist es möglich, Fließgewässer eines ähnlichen Typus in Gruppen zusammenzufassen und diese durch vorgegebene Merkmalsgrenzen voneinander zu unterscheiden.

Aussagen zur ökologischen Funktionsfähigkeit sind aus einer Ist-Zustandsanalyse ableitbar. Bewertet wird das Maß der Abweichung der gegenwärtigen Gewässerbeschaffenheit vom natürlichen Gewässertyp (Leitbild). Hydrologische Aspekte spielen bei der Erhebung und Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit neben anderen abiotischen und biotischen Merkmalen eine zentrale Rolle.

Abflussregimetypologie nach PARDÉ (Padré 1947)

Als Hauptkriterium der Klassifizierung nach PARDÉ dient der Jahresgang des Abflusses, die Anzahl und Lage der Maxima und Minima, die Art der Speisung des Durchflusses (Regen-, Schnee und Gletscherschmelzwasser) und der Schwankungsquotient (mittlere Monatsabflüsse / mittlerer Jahresabfluss). Unter Komplexität versteht PARDÉ die Anzahl der Maxima und Minima einer Regimekurve. Der Kurvenverlauf einfacher Regime ist eingipfelig, jener komplexer Regime dagegen mehrgipfelig. Eingipfelige Regime weisen einen dominanten, oder aber mehrere, gleichzeitig auftretende Steuerfaktoren auf, komplexe Regime hingegen unterliegen mehreren, zeitlich unterschiedlichen wirkenden Steuerfaktoren.

Für die Ermittlung der Abflusstypen bildet PARDÉ die Quotienten der monatlichen Abflüsse ($MQ_{\text{Monat}}/MQ_{\text{Jahr}}$). Die mittlere jährliche Wasserführung wird gleich 1 gesetzt und das Verhältnis der Monatsmittel zu diesem Wert angegeben. Diese Koeffizienten werden für jeden Monatsmittelwert berechnet. Dadurch kann der Rhythmus des jährlichen Abflussganges und die Schwankungen vergleichbar gemacht werden. Die Anzahl der Zeitpunkte und der relative Betrag der Abflussmaxima sind Ausgangspunkt für die Einteilung der hydrologischen Flusstypen.

Abflussregimetypologie nach GRIMM (Grimm 1968)

GRIMM erstellt eine typologische Zuordnung auf Grund des mittleren Abflussganges der Monatsmittelwasserabflüsse. Für Europa werden 55 Einzeltypen ausgewiesen, die in neun Regimegruppen eingeteilt sind. Die Elementartypen tragen den Namen eines für den Typ charakteristischen Flusses. Hierbei sind ausschließlich kleine bis mittelgroße Flüsse Europas angeführt.

Der Vorteil der Typologie nach PARDÉ liegt in der Klarheit und Übersichtlichkeit der Ansprache der einfachen und komplexen Abflussregime, die auf die Art der Speisung und auf die monatlichen Koeffizienten des Abflusses aufbaut. Die Quotienten der mittleren monatlichen Abflüsse gestatten es, den Rhythmus des jährlichen Abflussganges zu erfassen. PARDÉ nimmt Zeitpunkt und relativen Betrag der Abflussmaxima als Ausgangspunkt der Gliederung der Flusstypen, wobei durch die enge Verknüpfung von mittlerem Abflussgang und Speisungsart gleichzeitig in starkem Masse die Kausalbeziehungen in die Gliederung einbezogen sind. Als Nachteil ist das Fehlen von Richtwerten für die Zuordnung des einzelnen Flusses bzw. des Abflussverhaltens zu einem der PARDÉ'schen Typen anzusehen. PARDÉ gibt für jeden Typ nur Beispiele an. Somit wird die Zuordnung des einzelnen Flusses schwierig und in zahllosen Grenzfällen unmöglich. Damit entfällt weitgehend die Möglichkeit der kartographischen Fixierung. Ein Ausbau des PARDÉ'schen Systems ist nach Ansicht von GRIMM (1968) kaum mehr möglich, da die Speisungsart nur schwer mit Maß und Zahl zu fassen ist und nicht als Indiz für eine differenzierte Gliederung vorrangig dienen kann. Wie anderen Klassifikationen liegen auch dieser zu große Einzugsgebiete zu Grunde.

Zum Unterschied von PARDÉ, der als Schwankungskoeffizient den Quotienten aus $MQ_{\text{Monat}}/MQ_{\text{Jahr}}$ angibt, verwendet GRIMM das s.g. Doppelmonat (2 aufeinander folgende Monate). Der Koeffizient ist somit der Quotient aus $MQ_{\text{Doppelmonat}}/2 \cdot MQ_{\text{Jahr}}$. Damit wird versucht, die durch unterschiedliche Länge der Beobachtungsreihen und Zufälligkeiten der Standortwahl zu erwartenden Verzeichnungen in Grenzen zu halten.

Abflussregimetypologie österreichischer Fließgewässer nach STEIDL (Steidl 1991)

Die Grundlage dieser speziell für österreichische Verhältnisse erstellten Typisierung bilden die Ansätze von PARDÉ und GRIMM. Während die PARDÉ-Koeffizienten der Abflussschwankungen im Jahresgang als Quotient aus Monats- und Jahresabfluss definiert sind

$$SK_i = MQ_{i(\text{Monat})} / MQ_{\text{Jahr}} \quad (i = \text{Jan.}, \text{Feb.}, \dots)$$

erstellt GRIMM seine Typisierung anhand charakteristischer Doppelmonate

$$SK_i = MQ_{i(\text{Doppelmonat})} / 2 \times MQ_{\text{Jahr}} \quad (i = \text{Jan. \& Feb.}, \text{Feb. \& März}, \dots).$$

Grundlegendaten sollten folgende Voraussetzung erfüllen:

- Die Abflussmeßreihe ist homogen und konsistent.
- Eine mindestens 10-jährige Beobachtungszeit wird erreicht oder überschritten.

STEIDL unterscheidet grundsätzlich zwischen einfachen und komplexen Regimen. Die einfachen Regime weisen einen eingipfeligen Kurvenverlauf auf, die komplexen Regime einen mehrgipfeligen. Die Typisierung der einfachen Regime erfolgt auf Grund der Rangfolge der abflussreichsten Monate, für komplexe Regime werden dafür die charakteristischen Doppelmonate herangezogen. Über den Schwankungskoeffizienten des Jahres, ausgedrückt als Quotient aus dem Abfluss des abflussreichsten und des abflussärmsten Doppelmonats

$$SK_J = MQ_{\text{Doppelmonat, max.}} / MQ_{\text{Doppelmonat, min}}$$

werden zu den einzelnen Regimen Untertypen ausgewiesen. Für Österreich werden insgesamt 10 Abflussregimetypen mit jeweils ein bis drei Untertypen, die einer genaueren Kennzeichnung dienen, ausgewiesen.

Beurteilung des Abflussregimes des Krottenbachs unterhalb der ARA Mödling

Hydrologische Grundlagen

Die Ermittlung der Monatsmittelwasserabflüsse MQ_{Monat} aus den Ablaufwassermengen der ARA Mödling für die Jahre 1992 - 1996 ($n=1.467$) führt zu den in Tabelle 3-16 zusammengefassten Ergebnissen.

Tabelle 3-16: Ermittlung der SK_i nach PARDÉ und GRIMM

Jahr		Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	
MQ (l/s)		284	276	274	339	383	305	276	239	209	248	255	264	294
Pardé	$SK_{i, \text{Monat}}$	0,97	0,96	1,20	1,35	1,08	0,97	0,84	0,74	0,87	0,90	0,93	1,04	
	Rang	8	6	11	12	10	7	2	1	3	4	5	9	
Grimm	$SK_{i, \text{Doppelmonat}}$	0,97	1,08	1,27	1,21	1,02	0,91	0,79	0,81	0,89	0,91	0,98	1,01	
	Rang	6	10	12	11	9	4	1	2	3	5	7	8	

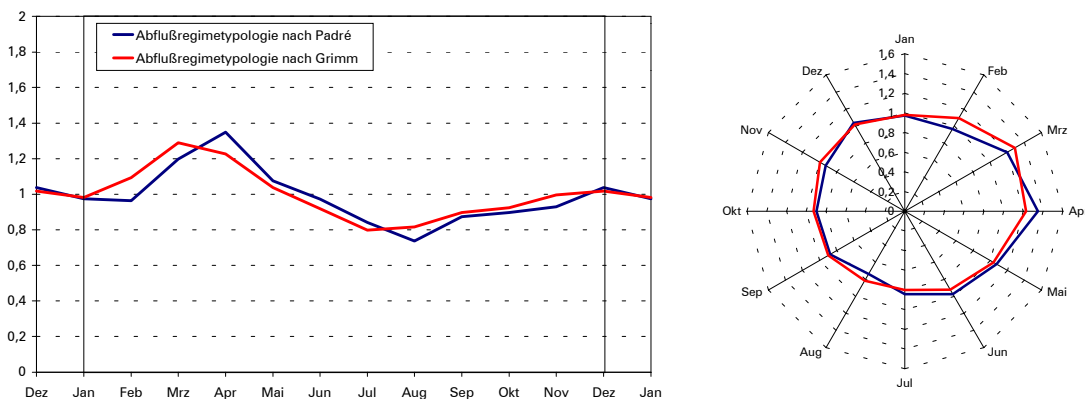


Abbildung 3-17: grafische Darstellung der Schwankungskoeffizienten nach PARDÉ und GRIMM

Aus dem Jahrgang der Monatsmittelwasserabflüsse bzw. aus dem Jahrgang der Schwankungskoeffizienten der Monatsabflüsse wird ermittelt, dass hier ein komplexes Abflussregime mit 2 Abflussmaxima im Jahresgang vorliegt (Tabelle 3-16, Abbildung 3-17). Aus Tabelle 3-16 ergeben sich weiters die folgenden Kenngrößen nach GRIMM:

- SK_{max} (Schwankungskoeffizient des Abflussmaximums)
Quotient des abflussreichsten Doppelmonats 2-er aufeinanderfolgender Monate und des mittleren Jahresabflusses
- SK_{Jahr} (Schwankungskoeffizient des Jahres)
Quotient aus dem Abfluss des abflussreichsten und des abflussärmsten Doppelmonats

Tabelle 3-17: Ermittlung SK_{max} und SK_{Jahr}

	SK_{max}	SK_{Jahr}
Wert	1,27	1,61
Doppelmonat	März-April	(März-April) / (Juli-August)

Als nächster Schritt erfolgt basierend auf den Schwankungskoeffizienten der Doppelmonate nach GRIMM (Abbildung 3-18) die Typisierung anhand der Typisierungstabelle für komplexe Abflussregime.

KOMPLEXE ABFLUSSREGIME								
Maximales Doppelmonat	Regime		Sekundäres Maximum	Tertiäres Maximum	Hauptminimum	SK_{Max}	SK_{Jahr}	Charakter im Jahresgang
	Bezeichnung	Kennung						
Sommer	SOMMERPLUVIAL	SOP				> 1,2 < 1,4	> 1,8 < 2,0	deutlich ausgeglichen
Mai/Jun/Jul	WINTERNIVAL	WIN	Winter			> 1,2 < 1,4	> 1,8 < 2,0	deutlich ausgeglichen
Mai / Jun	HERBSTNIVAL	HNI	Herbst		(Winter)	> 1,2 < 1,4	> 1,8 < 2,0	deutlich ausgeglichen
Apr / Mai	NIVO PLUVIAL	NIP	Winter	(Sommer)	(Herbst)	> 1,3	> 1,8	winterstark
						< 1,4	< 1,9	ausgeglichen
			Sommer	(Winter)		> 1,3	> 1,8	sommerstark
Mär / Apr	PLUVIO NIVAL	PLN	Winter	(Sommer)	(Herbst)	> 1,3	> 1,8	winterstark
						< 1,4	< 1,9	ausgeglichen
			Sommer	(Winter)		> 1,3	> 1,8	sommerstark
Winter	WINTERPLUVIAL	WIP			(Herbst)	> 1,2 < 1,4	> 1,8 < 2,0	deutlich ausgeglichen

SK_{max} = Schwankungskoeffizient des Abflußmaximums = $MQ_{(Doppel)Monat} / MQ_{Jahr}$ SK_{Jahr} = Schwankungskoeffizient des Jahres = $MQ_{(Doppel)Monat, max} / MQ_{(Doppel)Monat, min}$

Abbildung 3-18: Typisierungstabelle für komplexe Abflussregime nach GRIMM in (Mader et al. 1996)
Grau unterlegt: Typisierung des Krottenbachs

Die Auswertung führt zu folgender Typisierung:

- maximales Doppelmonat (März, April) → Pluvio Nival (PLN) Regime
- sekundäres maximales Doppelmonat (Dez, Jan) → winterstark
- $SK_{max} = 1,27$ und $SK_{Jahr} = 1,61$ → ausgeglichener Charakter

Pluvio nivales Regime- PLN

Kennzeichnend für das pluvio nivale Regime (PLN) ist das Abflussmaximum in den Monaten März und April sowie das Vorhandensein weiterer Maxima im Jahresgang. Steuerfaktoren, welche die Ausbildung dieser mittleren Abflussganglinie verursachen, sind einerseits die Ausbildung einer abflusswirksamen Schneedecke, die einen Teil der Winterniederschläge bindet. Sie verhindert das Wintermaximum und bewirkt, meist verbunden mit Frühjahrsniederschlägen, das kennzeichnende Abflussmaximum im März und April. Andererseits können Niederschläge trotz des Anstieges der Verdunstung ein

sekundäres Maximum im Sommer ausbilden bzw. im Frühwinter noch direkt zum Abfluss kommen und ein sekundäres Maximum in der jeweiligen Jahreszeit ausbilden. Es wird zwischen einem ausgeglichenen, sommerstarken und winterstarken Charakter unterschieden. Das Abflussminimum kann dementsprechend sowohl im Sommer als auch im Winter liegen abhängig von der Dauer der Retentionsperiode sowie vom Grad der sommerlicher Verdunstung und evtl. Niederschlagsarmut.

Ein ausgeglichener Charakter im Jahresgang ist durch $SK_{\max} < 1.4$ und $SK_{\text{Jahr}} < 2$ gekennzeichnet. Gleichmäßig über das Jahr verteilte Niederschläge bzw. verschiedene über das Jahr wirkende Retentionsvorgänge (z.B. Speicherfähigkeit des Untergrundes, Glättung der Abflusskurve durch Seen etc.) können die Ursache dafür sein. Beispiele für diesen Regimecharakter sind: Fischach, Mattig, Vöckla, Ager, Krems, Kleine Ybbs, Piesting, Fischa, Zaya, Rabnitz, Wulka, Raab, Lafnitz, Tauchenbach, Sulm, Glan.

Beim winterstarken Pluvio Nivalen Regime fällt die mittlere Abflussganglinie nach dem Hauptmaximum kontinuierlich bis zum Herbstminimum ab. In den Wintermonaten wird durch direkt abflusswirksame Niederschläge ein zweites Maximum ausgebildet. Beispiele dafür sind u.a. Traisen, Kamp, Wien, Schwechat, Mödling, Triesting, Piesting.

3.2.5.5 Zusammenfassung Bewertung Fließgewässertypologie

Beim Krottenbach unterhalb der ARA Mödling handelt es sich um ein Pluvio Nivales Regime mit winterstarkem bis ausgeglichenem Charakter. Ein Vergleich mit dem Abflussregimen der „benachbarten“ Fließgewässer zeigt, dass es sich hierbei um ein für die geografische Lage typisches Regime handelt, so dass die Abflussmenge in Hinblick auf die Größe des Einzugsgebiets zwar absolut untypisch und anthropogen beeinflusst ist, das durch den Kläranlagenablauf gegebene Abflussregime jedoch weitgehend die natürlich zu erwartenden Bedingungen wiedergibt.

Tabelle 3-18: Abflussregime / Typisierung der Pegel des hydrographischen Jahrbuchs 1990

Fließgewässer	Daten	Regime	SK_{\max}	SK_{J}	Charakter
Liesing (Wien Liesing)	1971 - 1982	PLN	1,9	5,8	winterstark
Schwechat (Cholerakapelle)	1976 - 1990	PLN	1,9	4,04	winterstark
Mödling (Mödling)	1981 - 1990	PLN	1,65	3,3	winterstark
Piesting (Tattendorf)	1971 - 1990	PLN	1,35	2,04	winterstark
Krottenbach (ARA Mödling)	1992 - 1996	PLN	1,27	1,61	winterst/(ausgeg)
Fischa (Fischamend)	1956 - 1990	PLN	1,19	1,38	ausgeglichen

3.2.6 Morphologie

Die Bewertung der Ökomorphologie dient in erster Linie dem direkten Vergleich einzelner Fließgewässerabschnitte innerhalb des Krottenbachs selbst. Ein Vergleich zu anderen morphologischen Erhebungen ist demnach nur beschränkt und auf qualitativer Ebene anzustellen. Diese Inkonsistenz ergibt sich vor allem daraus, dass bis dato kein allgemein anerkanntes, einheitliches System zur „objektiven“ Beurteilung und Bewertung morphologischer Ausprägungen festgelegt wurde, das einen direkten Vergleich morphologischer Untersuchungen untereinander ermöglichen würde. Zur Beantwortung der im Projekt interessierenden Fragestellungen nach Auswirkungen der Gewässermorphologie auf die Saprobiologie und die Immission ist ein Bewertungssystem ausreichend, das basierend auf definierten Kriterien in sich schlüssig ist und somit einen Vergleich der einzelnen Gewässerabschnitte miteinander und eine Verknüpfung mit biologisch-, physikalisch- und chemischen Erhebungsparametern erlaubt. Der zugrundeliegenden Fragestellung entsprechend erwies sich das von Werth (Werth 1987) aufgestellte System als einfach zu handhaben und von den Kriterien her als ausreichend.

3.2.6.1 Einleitung

Werth (Werth 1987) schreibt in seinem Artikel, der die Basis für die Beurteilung der Ökomorphologie ist:

Basis der Beurteilung ist die - wenigstens andeutungsweise - Erfassung und Bewertung jener morphologischen und strukturellen Faktoren in und an Gewässern, die in ihrer Summe wesentlich mitbestimmend sind für deren Funktion als Lebensraum, also ihren „ökologischen Gehalt“ beeinflussen. Ein hoher ökologischer Gehalt bedingt dabei in der Regel ausreichende Stabilität und Selbstregulation in einem gut eingespielten, ausgewogenen Ökosystem. Kennzeichnend dafür sind hohe Diversität (hohe Artenvielfalt bei ausgeglichenen Mengenverhältnissen der Organismen), gut entwickelte räumliche Heterogenität, stark vernetzte Nahrungsbeziehungen, ein eher geschlossener Stoffkreislauf und Elastizität gegenüber äusseren Einflüssen.

Dabei wird im Sinne der biozönotischen Grundregeln von Thienemann a priori davon ausgegangen, dass das anzustrebende biologische Optimum meist in anthropogen ungestörten Lebensräumen zu finden ist, so dass also die gegenständliche Bewertung auf der Basis des „natürlichen“ oder - so nicht mehr vorhanden - „gedachten natürlichen“ Zustandes erfolgt. Es wird damit auch in vielen Fällen der "Natürlichkeitsgrad" eines Gewässers angesprochen (nicht oder nur bedingt bei künstlich geschaffenen Gerinnen, wie Mühlbächen, Hangbächen usw.).

Zustandsklassen

Die Gewässer werden vier definierbaren Hauptstufen zugeordnet, die „Gewässerzustandsklassen“ oder „Zustandsklassen“ genannt werden. Zustandsklasse 1 bezeichnet dabei den ökomorphologisch günstigsten Zustand, Zustandsklasse 4 den schlechtesten. In der Praxis können Übergänge zwischen den vier Hauptklassen auftreten und diese Zwischenstufen auch ausgewiesen werden.

Letztlich ergibt sich so eine siebenstufige Bewertungsskala mit folgenden Benennungen:

Zustandsklasse 1:	natürlicher Zustand
Zustandsklasse 1-2:	naturnaher Zustand
Zustandsklasse 2:	Gewässer ökomorphologisch wenig beeinträchtigt
Zustandsklasse 2-3:	Gewässer ökomorphologisch deutlich beeinträchtigt
Zustandsklasse 3:	Gewässer ökomorphologisch stark beeinträchtigt
Zustandsklasse 3-4:	naturferner Zustand
Zustandsklasse 4:	naturfremder Zustand

Für die vier Hauptstufen wurden als Beispiele die wichtigsten Klassenmerkmale zusammengestellt, wie sie für viele Gewässer gelten können, obwohl natürlich starke Abweichungen durch die jeweiligen Topographie-, Untergrund- und Vegetationsverhältnisse usw. möglich sind.

Zustandsklasse 1: Natürliche Gewässer.

- Natürlich abfließende, oft mäandrierende oder auch verzweigte, stark gegliederte Bach- und Flussläufe mit gut reliefierter Sohle und wechselnden bis stark wechselnden Wassertiefen.
- Ausgewogener Wechsel von Flachstellen und Eintiefungen.
- Turbulenzfördernde Sohl- und Bettbreiten. Gute Fischunterstände in Wurzelgeflechten und natürlichen Unebenheiten. Ufer naturbelassen, stark gegliedert.
- Ausgewogener, standortstypischer Strauch- und Baumbestand; abwechslungsreiche Krautschicht.
- Breite strauch- und baumbestandene Pufferzonen zu Landwirtschaftlich genutzten Grundstücken, Siedlungen oder Strassen. In günstigen Fällen im Umland breite, mit Altarmen, Stillwässern und Feuchtgebieten durchsetzte Au.

Zustandsklasse 2: Gewässer ökomorphologisch wenig beeinträchtigt.

- Durch menschliche Aktivitäten bereits beeinflusste Gewässerstrecken, in denen allerdings durch geschickte Sohlausbildung (ausgewogener Wechsel von Flach- und Tiefstellen, abwechslungsreiches Substrat), eine naturnahe Böschungsgestaltung (z.B. asymmetrische Profilausbildung eventuell mit rauhen Prallhangstabilisierungen und naturbelassenen Gleithängen; angepasste Lebendverbauungen usw.) und ausreichende standortsgerechte, variationsreiche Kraut-, Strauch- und Baumschicht noch der Eindruck eines annähernd „natürlichen“ Gewässerverlaufes besteht.
- Die Linienführung des Gewässers folgt im großen und ganzen dem ursprünglichen Gewässerverlauf. Die Sohle ist naturbelassen, der Untergrundkontakt ungestört, der Wasserabfluss meist uneinheitlich. Eventuell vorhandene technische Gefällstufen sind rau ausgebildet (z.B. Blocksteinrampen), so dass ein Aufstieg von Wasserorganismen (und besonders von Fischen) leicht und problemlos möglich ist.
- In der Regel ist ein ausreichend dichter, standortgemäßer Ufergehölzstreifen vorhanden. In diese Klasse fallen auch: in Linienführung, Sohl- und Böschungsgestaltung anthropogen unveränderte Gewässer, an denen jedoch (meist aus landwirtschaftlichen Gründen) die Ufergehölze zur Gänze entfernt worden sind.

Zustandsklasse 3: Gewässer ökomorphologisch stark beeinträchtigt.

- Deutlich vergleichmäßigte, oft regelmäßig bogig verlaufende, regulierte Bäche und Flüsse, bei denen die technische Ausgestaltung stark dominiert.
- Dazu zählen: strenge Trapezprofile mit meist hochgezogenen, eben und gleichförmig verlegten (aber nicht betonverfugten!) Steinsicherungen und/ oder monotonen Rasenböschungen mit (weitgehend) fehlendem oder standortsfremdem Strauch- oder Baumwuchs.
- Gewässersohle gleichmäßig breit. Einförmige, aber noch aus natürlichem Substrat bestehende Sohle.
- Ausbaubedingt allzu gleichmäßige Wassertiefen und einförmiges Gefälle.
- Sohlschwellen, Abstürze oder Wehre regelmäßig ausgeführt und aus glattem Material (Beton, verfugten Steinen) bestehend, das einen Organismenaufstieg verhindert. Hierzu zählen auch kleinere Abstürze mit Auskragungen, glattem, schürzenartigem Wasserabsturz usw.
- Keine oder nur wenige Fischunterstände.
- Anthropogen bedingt extrem seichtes oder extrem tiefes Wasser. Verkehrsflächen, Siedlungsgebiete oder - sehr häufig - intensiv genutzte landwirtschaftliche Nutzflächen (Hackfrucht) reichen bis an die Böschungsoberkanten heran. Strauch- und Baumbestand sehr aufgelockert, bzw. Gehölze nur noch in Einzelgruppen oder Einzelexemplaren vorhanden. Oft zur besseren Bewirtschaftung und Nutzung der Ufergrundstücke auch ganz entfernt.
- Zu dieser Klasse zählen u. a. auch: meist geradlinig verlaufende, roh ausgebagerte Gewässerläufe ohne Gehölze.

Zustandsklasse 4: Naturfremde Gewässer.

- Meist gerade bis stark gestreckt verlaufende Wasserläufe mit extrem technisch ausgerichteten Verbau.
- Dazu zählen: streng geometrisch ausgebildete Rechteck- und Trapezprofile mit betonierten, asphaltierten oder aus verfugten Steinen bestehenden Böschungen und befestigten (gepflasterten, betonierten) Gewässersohlen mit gleichmäßigen Wassertiefen.
- Monotone, gleichmäßige Abflussbänder ohne Auflösung der Wasser/Land -Linie. Sträucher oder Bäume fehlen meist völlig.
- Ferner: gleichförmig gestaltete, harte Verbauungsrinnen aus biologisch unzweckmäßigem Material (Betonschalen, Wellblechprofile, Spundwände, u. U. auch Rasengittersteine usw.). Verrohrungen, Größere Strassen- und Bahndurchlässe.

Einzel- und Summenparameter

Bei den Untersuchungen werden folgende Parameter beachtet und bei wichtigeren Gewässerstrecken in Einzelprotokollen notiert und bewertet:

- Linienführung (Grundriss)
- Längsprofil (mit natürlichen und künstlichen Gefällsverhältnissen)
- Querprofil (bzw. bei Bewertung nur einer Uferseite die Böschungsform)
- Sohle:
 - Sohlsubstrat
 - Reliefierung (in der Längs- und Breitenstreckung des Gewässers)
 - Kontaktmöglichkeit des Wassers mit dem hyporheischen Interstitial
 - Verzahnung Wasser/Land und Breitenvariabilität
 - Fischrelevante Aspekte (ausreichende Wasser- R tiefen, Unterstände, Beschattung, Wander-, Aufstiegs- und Laichmöglichkeiten)
- Böschung (= Ufer):
 - Böschungsform (Struktur, Neigung, Fussausbildung)
 - Böschungsmaterial
 - Gehölze (Artenspektrum, Aufbau, Dichte und Kronenschluss)
- Engeres Umland,
 - d. i. der Uferbegleitstreifen 1-10 m bzw. 1-15 m landwärts der Böschungskrone
 - Struktur, Gehölzdichte, -aufbau, -artenspektrum, Zugänglichkeit, Verzahnung mit dem weiteren Umland
- Weiteres Umland
 - Struktur, Gehölze, Zugänglichkeit, Vernetzung

Hydrologische Aspekte, wie Abflussverhältnisse (Restwasser!), Fließgeschwindigkeit, Turbulenz usw., und zusätzliche Momente, wie Wassergüte, Erholungswert, Ästhetik usw., werden u.U. in den Einzelprotokollen notiert, z.T. auch bewertet, gehen aber in die Gesamtbeurteilung der Ökomorphologie nicht mit ein.

Jeder einzelne der genannten Parameter wird bei Bedarf in den Einzelprotokollen mittels ein vorgegebenen Bewertungsschlüssels in vier Klasse aufgetrennt (Halbstufenzuordnungen sind möglich), wobei jeweils wieder der von Landschaftsform, Geologie, Gewässertyp usw. abhängige „(gedachte) natürliche Zustand“ die Beurteilungsbasis bildet.

Die einzelnen Parameter sind in ihrer ökologischen Bedeutung nicht gleichwertig (z.B. wiegt die Linienführung meist mehr als das Sohlsubstrat, der Gehölzbestand mehr als das Böschungsmaterial; auch sind die Sohle- und Böschungsanteile von Gewässer zu Gewässer sehr verschieden), so dass eine exakte Berechnung des ökomorphologischen Gesamtzustandes eines Gewässers durch Summation der Parametereinzelergebnisse nicht möglich ist. Versuche, mittels Nutzwertanalyse eine den tatsächlichen Verhältnissen entsprechende Gewichtung der Einzelparameter zu erreichen, erbrachten nur bedingt befriedigende Ergebnisse. Bei diesen Berechnungsversuchen ergaben sich jedoch Schwerpunkte für einzelne Aggregationsbereiche, so dass in den meisten Fällen ein brauchbarer Einstufungshinweis durch eine überschlägige Berechnung der Zustandsklassen mittels weniger gleichwertiger (Summen-)Parameter erhalten werden konnte.

Es sind dies:

- Linienführung (und Fließverhalten)
- Sohle (Strukturierung, Substrat, Kontaktmöglichkeiten mit dem hyporheischen Interstitial)
- Verzahnung Wasser/Land und Breitenvariabilität
- Böschungen (= Ufer) (Strukturierung, Material)
- Gehölze (einschließlich der Verzahnung mit dem Umland)

Für diese fünf (Summen-)Parameter wurden ebenfalls zusammenfassende Einstufungsschlüssel erstellt.

Die Gesamtzustandsklasse ergibt sich in meist befriedigender Weise aus der Addition der jeweiligen Einstufungen (dabei sind auch wieder halbstufige Zwischenwerte möglich) dieser fünf Summenparameter mit Mittelwertbildung.

Das Ergebnis, nicht selten eine Dezimalzahl, wird wie folgt zugeordnet und auf einer Karte farblich dargestellt:

- | | |
|------------------------------------|------------------|
| • 1,0 - 1,2 = Zustandsklasse 1 | Hellblau |
| • 1,3 - 1,7 = Zustandsklasse 1 - 2 | Dunkelblau |
| • 1,8 - 2,2 = Zustandsklasse 2 | Hellgrün |
| • 2,3 - 2,7 = Zustandsklasse 2 - 3 | Olivgrün / Braun |
| • 2,8 - 3,2 = Zustandsklasse 3 | Gelb |
| • 3,3 - 3,7 = Zustandsklasse 3 - 4 | Orange |
| • 3,8 - 4,0 = Zustandsklasse 4 | Rot |

Die ermittelte Gesamtbewertungszahl gilt für homogene Gewässerstrecken beidseitig (besonders bei kleineren Gewässern). Ist dies nicht der Fall, werden beide Ufer gesondert bewertet und kartiert. Die Parameter „Linienführung“ und „Sohle“ gehen dabei in beide Beurteilungen gleichwertig ein.

Bei den Erhebungen selbst wird der ganze Gewässerverlauf von oben nach unten begangen. Der Gewässerzustand der einzelnen (homogenen) Bach- oder Flussabschnitte wird an Ort und Stelle bewertet, und die charakteristischen Erhebungsergebnisse werden in wenigen Sätzen abschnittsweise in Kurzform notiert. Für wichtigere Gewässerstrecken wird ein eigenes Protokollblatt ausgefüllt, in dem zu den einzelnen Parametern nähere Angaben gemacht und im Detail bewertet werden. Auf diesen Vordrucken werden auch besonders negative oder positive Aspekte des Bewertungsbereiches hervorgehoben und Verbesserungsvorschläge gemacht.

3.2.6.2 Ökomorphologische Bewertung des Krottenbachs

Tabelle 3-19: Überblick über die Ökomorphologie nach Abschnitten
 Kriterien / Summenparameter nach WERTH (Werth 1987)
 Beurteilungen: 1; 1,5; 2; 2,5; 3; 3,5; 4

Abschnitt	Kilometer	Einstufungen nach Summenparameter					Ergebnis	
		Linienführung	Sohle	Verzahnung	Böschung	Beschattung	Mittel	Zustandsklasse
KR01	12,8-12,0	2,5	2,5	2,0	2,0	2,0	2,2	2
KR02	12,0-10,8	2,0	1,5	2,0	2,5	1,5	1,9	2
KR03	10,8-10,2	2,0	1,0	2,5	2,0	1,5	1,8	2
KR04	10,2 - 7,5	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4
KR05	7,5 - 7,1	4,0	3,0	3,0	3,0	2,5	3,1	3
KR06	7,1 - 7,0	2,0	2,0	2,5	1,5	1,0	1,8	2
KR07	7,0 - 6,2	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4
KR08	6,2 - 5,7	2,0	1,5	2,0	1,5	2,0	1,8	2
KR09	5,7 - 5,6	5,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4
KR10	5,6 - 5,4	2,0	2,0	1,0	1,5	3,0	1,9	2
KR11	5,4 - 5,1	2,0	1,0	1,5	1,0	1,5	1,4	1-2
KR12	5,1 - 4,9	3,5	3,0	2,5	3,0	2,0	2,8	3
KR13	4,9 - 4,7	2,0	1,5	2,0	1,5	2,0	1,8	2
KR14	4,7 - 4,3	1,5	1,0	2,0	1,5	1,5	1,5	1-2
KR15	4,3 - 4,2	2,0	1,5	2,0	1,5	2,5	1,9	2
KR16	4,2 - 3,8	1,5	1,0	1,5	1,5	1,5	1,4	1-2
KR17	3,8 - 3,1	2,0	2,0	2,5	2,0	2,0	2,1	2
KR18	3,1 - 2,7	2,0	2,0	2,5	2,5	2,0	2,2	2
KR19	2,7 - 2,5	3,0	1,5	4,0	4,0	1,0	2,7	2-3
KR20	2,5 - 1,8	2,0	1,5	1,5	2,0	1,5	1,7	1-2
KR21	1,8 - 1,2	1,5	2,0	1,5	2,0	1,5	1,7	1-2
KR22	1,2 - 1,0	2,0	1,5	2,0	1,5	1,5	1,7	1-2
KR23	1,0 - 0,8	2,5	2,5	3,0	2,0	1,5	2,3	2
KR24	0,8 - 0,2	2,5	2,0	3,0	2,5	2,0	2,4	2-3
KR25	0,2 - 0,0	3,5	1,5	4,0	4,0	3,5	3,3	3
GL01	0,5 - 0,8	3,0	2,5	4,0	3,0	1,5	3,1	3
KK01	2,5 - 2,1	3,0	2,0	3,0	3,0	1,5	2,5	2-3
KK02	2,1 - 1,2	2,0	1,5	2,0	2,5	2,0	2,0	2
KK03	1,2 - 0,0	1,5	1,0	1,5	1,5	1,0	1,3	1-2

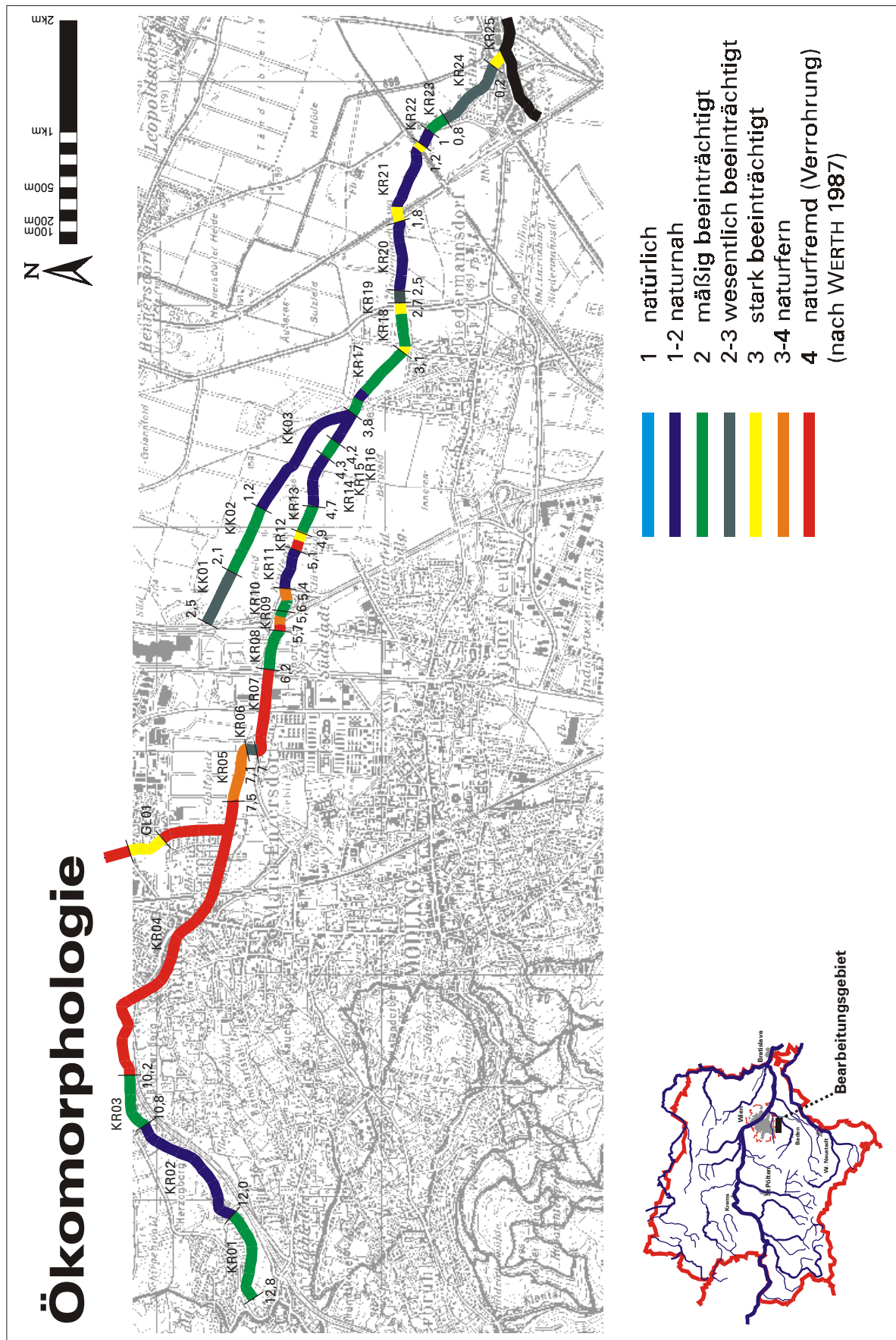


Abbildung 3-19: Ergebnis der Erhebung der Ökomorphologie des Krottenbachs
Bezeichnung der Abschnitte und Kilometrierung

Die Bewertung der ökomorphologischen Situation des Krottenbachs erfolgt analog zu weiter oben nach Werth (Werth 1987) ausgeführten Kriterien. Das Artenspektrum des Gehölzsaumes wurde aus Kompetenzgründen nicht näher untersucht. Dennoch ergeben sich für das Kriterium „Gehölze“ aus dem Bedeckungsgrad, der Verzahnung und der Breite des Saums Hinweise für eine Beurteilung der Morphologie

Die behandelten und in weiterer Folge dargestellten Abschnitte ergaben sich aus den Ergebnissen der Begehungen. Einzelne Abschnitte werden zusammengefasst, wenn sich kein gravierenden Änderungen im Ortsbefund der Erhebung ergaben. Als Abschnittsgrenzen wurden offensichtliche Veränderungen in der Beschattung, Befestigungsmassnahmen, Linienführung und Wassermenge bzw. signifikante Marker (meist in Form von Brücken) herangezogen.

Die Abschnitte werden nach dem beschriebenen Gewässer mit

- KR = Krottenbach
- GL = Seitenarm bei der Glasfabrik
- KK = Kleiner Krottenbach

abgekürzt.

Die nach den Abkürzungen angeführten Nummern weisen beginnend von der Quelle bis zur Mündung die Abfolge der einzelnen Abschnitte aus. Zu den jeweiligen Abschnitten wird die Kilometrierung angeführt, die mit der Mündung in die Mödling (= 0 km) beginnt.

In Abbildung 3-19 ist das Ergebnis der Erhebungen und die Lage der einzelnen Abschnitte mit der entsprechenden Kilometrierung angeführt. Tabelle 3-19 gibt einen Überblick über die Werte der Einzelkriterien und das Ergebnis der Erhebung der Ökomorphologie nach Werth (1987).

Um einen Überblick über den Gesamtzustand des Gewässers zu erhalten, wurden die erhobenen Zustandsklassen entsprechend ihrem Anteil an der Gesamtlänge des Gewässers gewichtet. In der folgenden Tabelle 3-20 erfolgt eine Auswertung der gewichteten Zustandsklassen nach drei Betrachtungsweisen auf Basis der Erhebungen in Tabelle 3-19.

Tabelle 3-20: Auswertung der nach Kilometern gewichteten Zustandsklassen für den Gesamten Krottenbach

Varianten	Länge (km)	Summe aus Länge _{Abschnitt} * Zustand _{Abschnitt}	Masszahl $\sum (Länge * Zustand) / km$	Gesamtzustandsklasse nach WERTH (1987)
Krottenbach gesamt	12,8	32,7	2,6	2-3
Krottenbach ohne Verrohrung	10,1	21,9	2,2	2
Krottenbach unterhalb ARA	4,9	9,25	1,9	2

3.3 Untersuchungen

3.3.1 Probenstellen am Krottenbach

Für die Untersuchung der Auswirkungen des Ablaufs einer Kläranlage auf ein Gewässer ist die Auswahl geeigneter Probenahmestellen von entscheidender Wichtigkeit. In der Regel werden eine Stelle oberhalb der Kläranlage und eine Stelle unterhalb, nach Einleitung der Kläranlage nach vollständiger Durchmischung des Ablaufs mit dem Wasser des Vorfluters ausgewählt. Handelt es sich beim Vorfluter um ein größeres Gewässer, so ist der Punkt der vollständigen Durchmischung oft sehr weit unterhalb der eigentlichen Einleitung, sodass durch Überlagerung mit anderen Einflüssen keine Korrelation mit der zu untersuchenden Einleitung mehr besteht.

Im Fall der Kläranlage Mödling und des Krottenbachs liegen die Verhältnisse etwas anders. Durch die im Vergleich zum Ablauf der Kläranlage geringe Wasserführung des Krottenbachs kommt es sehr rasch zu einer vollständigen Durchmischung. Im weiteren Verlauf bis zur Mündung des Krottenbachs in die Mödling gibt es nur etwa 1 km unterhalb der Kläranlage einen Seitenarm, der zusätzliches Wasser in den Krottenbach einträgt. Die Wassermenge liegt jedoch deutlich unter 5% der Wasserführung des Krottenbachs nach Einleitung der Kläranlage Mödling, sodass hier keine wesentliche Veränderung im Wasserchemismus auftritt. Der Krottenbach stellt bis zur Mündung ein kontinuierliches Gerinne dar, in dessen Längsverlauf unterhalb der Kläranlage bis zur Mündung keine weiteren Punktquellen einleiten und sich die Dynamik im Längsverlauf deshalb ungestört beobachten lässt.

In Abbildung 3-20 sind die Lagen der Probenstellen im Längsverlauf des Krottenbachs sowie deren Koordinaten angegeben.

Am Oberlauf befinden sich die Stellen HO (Hochleitenbach) am wichtigsten Quellbach und die Stelle GL (bei Glasfabrik) an einem Seitenast. Diese beiden Äste vereinen sich unterhalb Brunn und werden an der Stelle GO (Golfplatz) erfasst. Basierend auf einer Bilanzierung der Wassermengen lässt sich feststellen, dass bis zur nächsten Stelle O1 (SCS; Brücke Badner Bahn) noch eine weitere Einleitung erfolgen muss, die wassermengenmäßig etwa eine Aufstockung um 25% bringt. Dabei handelt es sich höchstwahrscheinlich um Fehlanlüsse an den unter der Südstadt gelegenen Regenbeckens. Besonders im Regenfall tritt zwischen den Stellen GO und O1 eine signifikante Wassermengendifferenz auf. Bis zur 200m oberhalb der ARA Mödling gelegenen Stelle O2 kommt es zu keiner weiteren Einleitung (Ausnahme Abfluss der A2 Autobahnbrücke). Die Probenstellen im Mittellauf umfassen den Abfluss der ARA Mödling selbst, eine Stelle 200m unterhalb der Einleitung (U2) und eine Stelle (M) 1km unterhalb der Einleitung. Unmittelbar nach der Stelle M kommt es zur Einleitung des bereits erwähnten Seitengerinnes (Kleiner Krottenbach), das jedoch erst seit 96 permanente Wasserführung aufweist, als ein künstlicher „Bypass“ zu Teichen errichtet wurde, der bis dato die Oberflächenwässer aus dem Bereich der SCS aufgenommen haben. Die restlichen 3 km bis zur Mündung wird durch 3 Stellen in einem Abstand von etwa 1km abgedeckt. Es sind dies die Stellen BD, A1 vor Achau und A2 in Achau unmittelbar vor der Mündung.

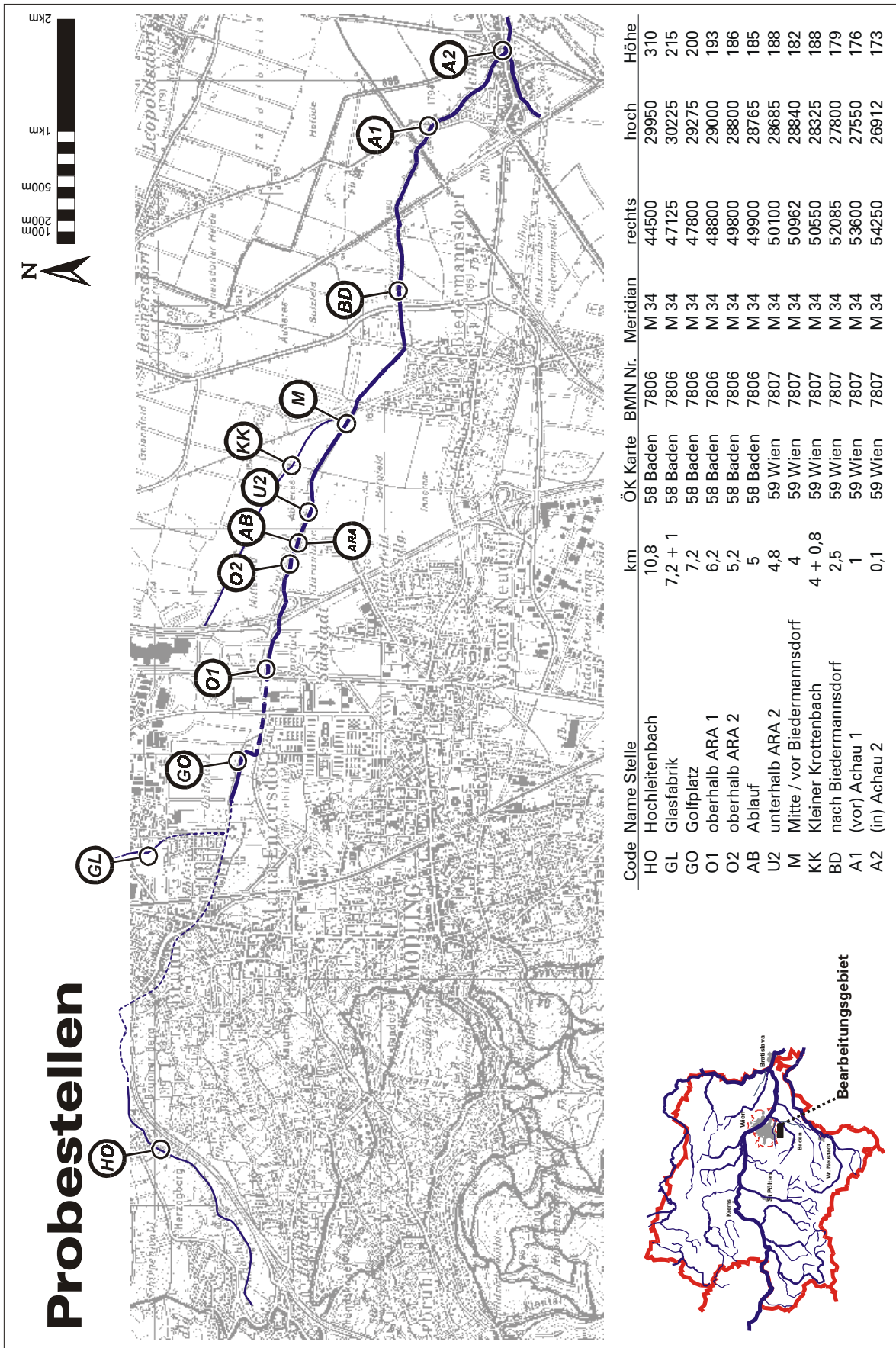


Abbildung 3-20: Lage der Probestellen im Längsverlauf des Krottenbachs

Die Erfassung der wesentlichen Extremsituationen am Gewässer erlauben somit eine fundierte Analyse des Zustandes und der Dynamik des Krottenbachs, was für die zugrundeliegende Fragestellungen von grundlegender Bedeutung ist.

Tabelle 3-22: Überblick über die Probestermine des Projekts

Kriterium	94				95				96							
	07. 08.	10. 08.	24. 08.	05. 10.	19. 12.	12. 01.	14. 03.	12. 05.	26. 06.	07. 08.	16. 10.	22. 12.	19. 02.	19. 04.	30. 07.	12. 11.
Niederschlag	✓		✓			✓		✓	✓			✓	✓			
Trockenwetter		✓		✓	✓		✓			✓	✓			✓	✓	✓
unter Mittelwasser		✓		✓	✓					✓					✓	
„Mittelwasser“						✓		✓			✓					✓
über Mittelwasser	✓		✓				✓		✓			✓	✓	✓		

Die in weiterer Folge angeführten „ARA-Wassermengen“ sind dem Laborprotokoll der ARA Mödling entnommen. Die Unterschreitungswahrscheinlichkeit P_u gibt basierend auf dem Datenmaterial der Abflussmengen 1992-1996 die Wahrscheinlichkeit an, mit der die angegebene Wassermenge von den zugrunde liegenden Einzelwerten unterschritten wird. Oder vereinfacht ausgedrückt (bei Multiplikation mit 100) wieviel Prozent der Einzelwerte unter diesem Wert liegen.

3.3.3 Untersuchung chemischer Parameter

Für die Beantwortung der Fragestellung wurden zu den oben angeführten Terminen im Längsverlauf des Krottenbachs Wasserproben entnommen und einer chemischen Analytik zugeführt. Die Auswahl der Parameter richtete sich dabei nach ihrer Bedeutung für die biotischen Prozesse im Gewässer entsprechend Kapitel 2.2. neben den Parametern Temperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit und Sauerstoffgehalt, die vor Ort mit Sonden gemessen wurden, wurden Parameter für den Kohlenstoffgehalt, die Nährstoffe und den Ionengehalt im Labor analysiert.

Die Tabelle (Tabelle 3-23) zeigt eine Übersicht über die an den jeweiligen Probestagen gemessenen bzw. im Labor analysierten Parameter, deren Bestimmungsmethode, die Einheit der jeweiligen Variablen und deren Abkürzung.

Die Ergebnisse der chemischen Analytik sind dem Anhang zu entnehmen.

Tabelle 3-23: Übersicht über die Methoden der chemischen Analytik

Parameter	Kurz	Einheit	Bestimmung
Gehalt an gelöstem Sauerstoff	%O ₂	% Sättigung	WTW, Oxy 92, vorort
	O ₂	mg / l	WTW, Oxy 92, vorort
Temperatur	T	° C	Temperaturfühler der Sauerstoffelektrode, vorort
Leitfähigkeit	Lf	µS / cm	WTW, LF 56, vorort
pH-Wert	pH	ph-Einheit	WTW, pH 91, vorort
Chemischer Sauerstoffbedarf	CSB	mg / l	nach DEV-H43, im Labor
Ortho-Phosphat-Phosphor	PO ₄	mg / l	nach DEV-D11, im Labor
Ammonium-Stickstoff	NH ₄ -N	mg / l	nach Standard Methods (APHA, 1989), im Labor
Nitrat-Stickstoff	NO ₃ -N	mg / l	nach Standard Methods (APHA, 1989), im Labor
Nitrit-Stickstoff	NO ₂ -N	mg / l	nach Standard Methods (APHA, 1989), im Labor
Schwebstoffe	SS	mg / l	nach DEV-H2, im Labor
Biochemischer Sauerstoffbedarf	BSB5	mg / l	nach DEV-H51, im Labor
Gesamter organischer Kohlenstoff	TOC	mg / l	nach DIN 38409, Teil 3 mit Hochtemperatur-
			oxidation bei 680° C mit SHIMDADZU TOC-500
Gelöster organischer Kohlenstoff	DOC	mg / l	nach DIN 38409, Teil 3 mit Hochtemperatur-
			oxidation bei 680° C mit SHIMDADZU TOC-500
Gesamt-Phosphor	GesP	mg / l	Continous Flow/ Perchlorsäure/ UV-Aufschluss
Kjeldahl-Stickstoff	KN	mg / l	nach DEV-H11
Chlorid	Cl	mg / l	Ionenchromatographie nach DEV-D19
Sulfat	SO ₄	mg / l	Ionenchromatographie nach DEV-D19

3.3.4 Untersuchungen der Ökotoxizität

In der ÖNORM M 6232 (Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern) wird im Zuge der Beschreibung von Fließgewässer-Ökosystemen auch ein ökotoxikologischer Ansatz der Betrachtung angeführt. In diesem Zusammenhang werden entsprechende grundsätzliche Testverfahren aufgelistet und eine allgemeine Vorgangsweise zur Durchführung ökotoxikologischer Untersuchungen vorgeschlagen. So wird darauf hingewiesen, dass derartige Untersuchungen „insbesondere bei begründetem Verdacht“ auf toxische Einflüsse durchzuführen sind.

Im Zuge der hier durchgeführten Untersuchungen wurden parallel zu den physikalisch-chemischen, hydrologischen und biologischen Erhebungen ökotoxikologische Untersuchungen mit unterschiedlichen Organismen durchgeführt, um die aus den biologischen, gewässermorphologischen und chemisch-physikalischen Parametern gewonnenen Ergebnisse um diesbezügliche Daten zu ergänzen. Die daraus gewonnen Erkenntnisse werden tabellarisch als isolierte Einzelaussagen dargestellt und anschließend als Argumente in einer Diskussion über den Anwendungsbereich und die Aussagekraft von ökotoxikologischen Untersuchungen verwendet.

3.3.4.1 Allgemeines

Bei biologischen Testverfahren werden die Wirkungen chemischer und physikalischer Parameter unter den im Experiment festgelegten Bedingungen auf die jeweiligen Testorganismen bestimmt. Die Kriterien der Feststellung einer Wirkung können u.a. der Tod, Wachstum, Verhalten oder morphologische, physiologische oder histologische Veränderungen sein. Die Einsatzmöglichkeiten der Tests liegt im Vergleich der Reaktion unterschiedlicher Organismen auf unterschiedliche Milieubedingungen. Beginnend mit der Exposition in interessierenden Einzelsubstanzen bis hin zur Wirkung eines komplexen Substrats (Abwasser) kann die Reaktion des gewählten Organismus unter den im Verfahren festgelegten Versuchsbedingungen beobachtet werden. Eine Übertragung der Ergebnisse auf die Verhältnisse in Gewässern ist nur bedingt möglich (DIN 38 412 Teil 1), wengleich die Sicherheit der Beurteilung aufgrund biologischer Testverfahren durch zeitliche Ausdehnung (wie bei diesen Untersuchungen) und durch vergleichend Prüfung der möglichen Wirkung gegenüber mehrerer Spezies von Testorganismen erhöhen lässt. Neben Testorganismen einer speziellen Spezies können auch natürliche Biozöosen (Plankton, Benthos, Belebtschlamm) oder Modellökosysteme als Testsysteme herangezogen werden. Es gibt jedoch keinen Organismus und keine Biozönose, die stellvertretend für die gesamte Fauna und Flora eines Gewässers die möglichen Wirkungen anzeigen könnten. Generell ist die Ökosystem-Relevanz von isolierten Einzelspezies test als gering einzustufen.

3.3.4.2 Methodik

In Tabelle 3-24 werden die in diesem Projekt durchgeführten ökotoxikologischen Tests zusammenfassend angeführt. Es handelt sich dabei um Tests mit Organismen aller trophischen Niveaus (Produzenten, Konsumenten und Destruenten). Großteils sind diese Tests standardisiert und auch entsprechend in der Routine etabliert. Seit einigen Jahren sind aber auch sogenannte Toxkits kommerziell erwerbbar, die einige methodische Nachteile der Standardmethoden beheben und hier ebenfalls angewendet wurden.

Tabelle 3-24: Überblick über die verwendeten ökotoxikologischen Testverfahren

Testbezeichnung	Testart Testdauer	Testorganismus	Testkriterium	Norm
Pseudomonas Zellvermehrungs- Hemmtest	Chronisch 16 +/- 1h	<i>Pseudomonas putida</i>	Vermehrungshemmung	(EN/ISO 1995)
Algen Wachstums- Hemmtest	Chronisch min 72 h	<i>Raphidocelis subspicata</i>	Wachstumshemmung	(EN/ISO 1993)
Daphnien	Akut 24 h	<i>Daphnia magna</i> Strauss	Bewegungshemmung	(EN/ISO 1994)
Thamnotoxkit F	Akut 24 h	<i>Thamnocephalus platyurus</i>	Mortalität	
Rotokit F	Akut 24 h	<i>Brachionus calyciflorus</i>	Mortalität	

Pseudomonaden Test

Beim Pseudomonaden Test handelt es sich um einen chronischen Zellvermehrungshemmtest mit dem heterotrophen Süßwasserbakterium *Pseudomonas putida*. Die Hemmung der Vermehrungsfähigkeit der Bakterien durch die Einwirkung einer Testsubstanz wird durch Vergleich mit dem Wachstum eines Kontrollansatzes nach 16-stündiger Inkubation beobachtet. Die Wirkung der Testsubstanz wird durch Verdünnungen in Abhängigkeit von ihrer Konzentration ermittelt und als EC (Effektive Konzentration) angegeben. Dabei bedeutet im konkreten Fall ein Index EC_{50} , dass bei der angegebenen Konzentration der Testsubstanz die Zellvermehrung zu 50% gehemmt ist. Die Auswertung dieses 50% (oder auch 10%) Wertes erfolgt grafisch, indem die Hemmwerte gegen die Verdünnungsstufen aufgetragen werden und anschließend die gesuchten EC_{10} bzw. EC_{50} Werte aus dem Schnittpunkt der 10% bzw. 50% Hemmwerte abgelesen wird.

In der aquatischen Toxikologie werden bei der Untersuchung von Vorflutern allerdings direkt die % Hemmung (bzw. Schädigung oder eigentlich: Reaktion im Sinne der Testkriterien) angegeben, da die Wasserorganismen ja direkt und unverdünnt mit dem Testgut (Oberflächenwasser) konfrontiert sind und deswegen eine unmittelbare Ursache - Wirkungsbeziehung ausgetestet wird.

Testbezeichnung

Wasserbeschaffenheit - *Pseudomonas putida* Wachstumshemmtest
(Pseudomonaden-Zellvermehrungshemmtest) (EN/ISO 1995)

Pseudomonas putida

P. putida ist ein gram-negatives, aerobes Bakterium aus der Familie der Pseudomonadaceae. Seine Morphologie weist es als polar begeißeltes, bewegliches Stäbchen mit einem Durchmesser von 0,7-1,1 μm und einer Länge von 2-4 μm aus. Es kommt ubiquitär in Böden und Oberflächenwässern vor und ist ein auf Schwermetalle und Cyanide empfindlicher Organismus. Seine optimale Wachstumstemperatur liegt zwischen 25 und 30° C, sein pH-Optimum zwischen 7,0 und 8,5. Es kann eine große Zahl verschiedener organischer auch komplexere Substrate (darunter heterozyklische und aromatische Verbindungen), welche von anderen Bakterien nicht angegriffen werden, abbauen und ist zur Bildung wasserlöslicher Pigmente (Pyocyanin; ein blau-grünes Phenazinderivat) befähigt. Zucker werden im allgemeinen über den Entner-Doudorff-Weg abgebaut (Schlegel, 1992).

Bei den hier durchgeführten Tests wurde *P putida* MIGULA - DSM 50026 verwendet.

Durchführung

Die Durchführung erfolgte gemäß EN ISO 10712 : 1995. (EN/ISO 1995)

Die Wasserproben wurden durch ein Faltenfilter vorfiltriert und anschließend durch ein 0,2 μm Membranfilter sterilfiltriert. Um in weiterer Folge verfälschte Ergebnisse durch Kontaminationen auszuschließen, muss steril gearbeitet werden. Die Aufarbeitung der Proben erfolgte am Tag der Probenahme, die sterilfiltrierten Proben wurden über Nacht bei 4° C gelagert und am Tag darauf getestet.

Der pH-Wert wurde in keinem Fall verändert, da er in der Probe immer in einem Bereich zwischen 6,97 und 8,5 lag und deshalb kein Hinweis auf eine alleine durch das pH verursachte Hemmung vorlag. Weiters wird das von den Bakterien produzierte CO₂ durch die Wasserhärte über das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht abgepuffert.

Die gut geschüttelten Wasserproben wurden unverdünnt in jeweils 3 Parallelansätzen untersucht, wobei methodisch bedingt nur 80%-iges Testgut als höchste Konzentration geprüft werden kann. Dies rührt daher, dass 10ml Inokulum und 10ml Nährlösung vorgelegt werden, die anschließend mit 80ml Testgut auf 100ml aufgefüllt werden. Zusätzlich werden je Wasserprobe ein Ansatz ohne Inokulum zur Bestimmung des Hintergrundrauschens für die Trübungsmessung und 4 Kontrollansätze mit destilliertem Wasser angesetzt.

Das Inokulum besteht aus 10ml einer auf FNU=50 verdünnten Vorkultur. FNU (Formazin Nephelometric Unit) ist ein standardisierter Parameter zur Bestimmung der Trübung durch Messen des Streulichtes und entspricht dem früher üblichen Parameter TE/F (Trübungseinheiten Formazin). In der Norm ISO 7027 : 1990 (deutsche Version EN 27027 : 1994 Bestimmung der Trübung; alte Norm: DIN 38404 Teil 2) wird die Kalibrierung der Trübungseinheiten FNU beschrieben. Zur Überprüfung des Startwertes wird von einem Kontrollansatz mit destilliertem Wasser unmittelbar bei Testbeginn die FNU bzw. Extinktion bestimmt.

Die Ansätze wurden mit 100 Upm geschüttelt und im Dunkeln für 16 Stunden auf 22° C inkubiert. Anschließend erfolgte die Messung der Extinktion der Proben mit dem Spektralphotometer „Perkin Elmer 225“ in einer 10mm Quarzküvette bei $\lambda=436\text{nm}$ unter Protokollierung der Werte.

Gültigkeitskriterium

Der Test kann als gültig angesehen werden, wenn

- sich das Inokulum des Testansatzes innerhalb der Testzeit um den Faktor 60 vervielfacht hat. (zB. $FNU_{\text{Start}}=5$ und $FNU_{\text{Ende}}>300$). Dies entspricht etwa 5 - 6 Verdoppelungsschritten.
- wenn die EC₅₀ der Referenzsubstanz 3,5 Dichlorphenol im Bereich von 10 - 30mg/l liegt. Diese Überprüfung wurde allerdings nicht durchgeführt. Die Ergebnisse wurden allerdings durch den Vergleich mit dem Kontrollansatz und dessen Übereinstimmung mit den in der Norm angeführten Kontrollwerten plausibilisiert.

Auswertung

Die photometrische Extinktionsmessung liefert folgende Zwischenwerte:

- für jede Wasserprobe: 3 Parallelwerte der Extinktion nach Inkubation
1 Wert für das Hintergrundrauschen der Probe
- für den Kontrollansatz: 3 Parallelwerte der Extinktion nach Inkubation
1 Wert für Extinktion vor Inkubation - Startwert

Die einzelnen Extinktionen werden der Norm ISO 7027 : 1990 entsprechend über eine für die Herstellung einer Eichgeraden entsprechend verdünnte Formazin-Bezugslösung in FNU umgerechnet, was sinnvoller Weise über ein MS-Excel Datenblatt erfolgt.

Daraus folgen:

- für die Wasserprobe x: FNU- $x_{a,b,c}$ (3 Parallelwerte)
 FNU- x_0 (Hintergrundrauschen)
- für den Kontrollansatz k: FNU- $k_{a,b,c}$ (3 Parallelwerte)
 FNU- k_0 (Startwert)

Als erster Schritt werden nun die Mittelwerte \bar{x} (FNU - k / $x_{a,b,c}$) aus den Parallelproben gebildet und die Gültigkeit des Tests mittels

$$60 \leq \frac{\text{FNU} - k_{\bar{x}}}{\text{FNU} - k_0}$$

überprüft. Als nächster Schritt werden die für die einzelnen Wasserproben ermittelten FNU₀ vom Mittelwert der Parallelproben subtrahiert.

$$\text{FNU} - x = (\text{FNU} - x_{\bar{x}}) - (\text{FNU} - x_0)$$

Schließlich wird die prozentuale Zellvermehrungshemmung (I) für die unterschiedlichen Proben wie folgt berechnet:

$$I = \frac{(\text{FNU} - k_{\bar{x}}) - (\text{FNU} - x)}{(\text{FNU} - k_{\bar{x}}) - (\text{FNU} - k_0)} \times 100$$

Die Einstufung der toxischen Wirkung erfolgt nach folgendem Bewertungssystem (Koller-Kreimel & Rodinger 1987; Rodinger 1989):

Tabelle 3-25: Bewertungssystem der toxikologischen Wirkung
 *) Hemmwirkungen <10% werden auf Grund der Schwankungsbreite biologischer Systeme als nicht signifikant angesehen.

I (% Hemmung)	verbale Einstufung	Codierung
< 10 %	keine Hemmung / unbedeutend*)	-
10 - 40 %	mäßig-stark	+
40 - 60 %	stark	++
60 - 90 %	sehr stark	+++
> 90 %	Totalschädigung	++++

Algen - Test

Bei dem mit *Selenastrum capricornutum* durchgeführten Algen-Test handelt es sich ebenfalls um einen chronischen Toxizitätstest, der auf einer Hemmung des Zellwachstums über eine Dauer von 72 Stunden beruht. Durch den Vergleich der Zellzahlen bzw. des Biomasseintegrals in den Testansätzen mit den Ergebnissen der Kontrolle werden wieder prozentuelle Hemmungen ermittelt. Eine weitere, davon abweichende Auswertemethode besteht im Vergleich der (maximalen) Wachstumsraten, die eine 24-stündige Bestimmung der Zellzahlen voraussetzt. Letztere Methode der Auswertung hat gegenüber dem direkten Vergleich der Biomasse den entscheidenden Vorteil, dass die durch die Adaptation der Organismen an das Testmedium hervorgerufenen Anpassungsphase (lag-phase) der Organismen in die Auswertung nicht einfließt. Durch die anfängliche Verzögerung im Wachstum kommt es bei einem log-Wachstum der Zellen in den Testansätzen zu einem „Nachhinken“ der Zellzahl gegenüber den an die Situation im Kontrollansatz / Vorkultur adaptierten Zellen, was folglich selbst bei in weiterer Folge gleichen Wachstumsraten zu unterschiedlichen Endkonzentrationen führt und somit eine Hemmung vortäuscht. Eine Interpretation dieser lag-Phase als „akute“ Toxikologie ist aus einfachsten physiologischen Überlegungen nicht zulässig. Die Unterschiede in der jeweils erreichten maximalen Wachstumsrate werden nun als prozentuelle Hemmung ausgedrückt.

Testbezeichnung

Wasserbeschaffenheit - Wachstumshemmtest mit den Süßwasseralgen
Scenedesmus subspicatus und *Selenastrum capricornutum* (EN/ISO 1993)

Vergleichbare Standardtests:

Alga, Growth Inhibition Test

OECD Guideline for Testing of Chemicals 201, adopted 7.6.84

Selenastrum capricornutum

Für diese zur Ordnung der Chlorococcales (Chlorophyta, Chlorophyceae) gehörige planktotische Grünalge existieren eine ganze Reihe unterschiedlicher Namen:

Selenastrum capricornutum Printz

Ankistrodesmus bibrainanus (Reinsch) Korshikov

Pseudochnirchnerella subspicata

Raphidocelis subspicata Korsikov nov. comb. (neue Nomenklatur)

Die Zellen sind länglich, zylindrisch, entlang der Zelle fast gleich breit und kreisförmig oder sigmoid gebogen. Der Chloroplast ist wandständig. Die Größe der Zellen beträgt 7-15 x 1-5µm. In Kultur liegen sie meist in Einzelzellen mit geringer Schleimproduktion vor.

Bei den hier durchgeführten Tests wurde *S. capricornutum* Printz 86.81 SAG verwendet.

Durchführung

Zu Beginn der Untersuchungen wurden Züchtungsversuche mit verschiedenen Algen auf verschiedenen Kulturmedien durchgeführt. *Chlorella vulgaris*, *Selenastrum capricornutum* und *Scenedesmus subspicatus* wurden über mehrere Wochen hindurch im ISO-Medium und auf Jüttner Medium (Kusel-Fetzmann et al. 1989) bei standardisierten Bedingungen (4000 Lux und 25° C) gezüchtet und hinsichtlich ihres Wachstums beobachtet. Dabei stellte sich *S. capricornutum* unter Verwendung des Jüttner-Mediums als der geeignetste Testorganismus heraus (geringe Verklumpung, gut auszählbare Einzelzellen, hohes Wachstum auf Jüttner Medium). Das Jüttner Medium weist gegenüber dem ISO-Medium eine leicht veränderte Zusammensetzung auf, entspricht jedoch den in der Norm angegebenen Anforderungen an Nährmedien für Vor- und Testkulturen. Der wichtigste Unterschied besteht darin, dass Nitrat (NaNO_3) als Stickstoffquelle verwendet wird, während beim ISO-Medium Ammonium (NH_4Cl) eingesetzt wird. Da im untersuchten Vorfluter die Ammoniumwerte aufgrund der nitrifizierenden Kläranlage jedoch sehr gering sind, ist es sinnvoller Nitrat als N-Quelle zu präsentieren.

Die Behandlung der Wasserproben erfolgte analog zur Probenvorbereitung für die Bakterientests. Tatsächlich wurden ein und dieselben Proben verwendet. Die Test wurden jedoch aus Kapazitätsgründen um einen Tag zeitversetzt nach den Bakterientests durchgeführt. Die Testdurchführung erfolgte nach EN 28 692 : 1993.

Die Wasserproben wurden in 3 Parallelbestimmungen unverdünnt den Tests unterzogen, wobei 2,5ml 200%iges Jüttner-Medium (entspricht 5%iges Jüttner-Medium im Testansatz) vorgelegt wurden. Als Inokulum wurde 1ml einer auf 10^6 Zellen/ml verdünnten in der log-Phase befindlichen Vorkultur verwendet (ergibt eine errechnete Zellkonzentration von 10^4 Zellen /ml in den Testansätzen) und mit Probenwasser auf 100ml aufgefüllt. Die untersuchte Konzentration des Testguts betrug also 96,5%.

Als Kontrolle wurden 4 Proben mit destilliertem Wasser (Leitungswasser wirkt auf die Algen toxisch!) angesetzt. 3 Proben dienen als Referenzproben für das Zellwachstum, eine Probe wird für die anfängliche pH-Messung verwendet (siehe Gültigkeitskriterien).

Die Testansätze werden 3 (bzw. 7) Tage unter Schütteln bei 100 Upm bei 4000 Lux Dauerbeleuchtung und 25° C inkubiert. Die Zellzahl wurde nach jeweils möglichst genau 24, 48 und 72 Stunden (bei den ersten Untersuchungsterminen öfters) entsprechend den Test-Vorgaben photometrisch bei $\lambda=750\text{nm}$ und stichprobenartig in einer Thoma-Zählkammer unter dem Mikroskop ausgezählt. Die Kulturen wurden in Summe 7 Tage gezüchtet, wobei nach 168 Stunden abermals die Zellzahl bestimmt wurde.

Gültigkeitskriterium

Der Test kann als gültig angesehen werden, wenn

- die im Kontrollansatz eingesetzte Zellzahl in 72 Stunden zumindest um den Faktor 16 angestiegen ist (entspricht 4 Verdoppelungsschritten oder einer Wachstumsrate von etwa 0,9 je Tag).
- der pH-Wert in der Kontrolle nach Testende um nicht mehr als 1,5 pH-Schritte abgewichen ist.

Auswertung

Die Auswertung kann, wie bereits erwähnt auf unterschiedliche Art und Weise erfolgen. Für alle Auswertungsverfahren sind jedoch in jedem Fall die entsprechenden Zellzahlen Voraussetzung. Sie werden photometrisch bei $\lambda=750\text{nm}$ bestimmt und über eine mittels Thoma-Zählkammer erstellten Eichgeraden kalibriert. Die erhaltenen Werte werden gemittelt und als mittlere Zellzahl zum Zeitpunkt t grafisch als Wachstumskurve dargestellt.

Bestimmung des Biomasseintegrals

Ein Verfahren zur Auswertung besteht im Vergleich der Flächen unter der doppelt linearen Wachstumskurve. Die Berechnung erfolgt dabei nach folgender Formel für jeden der Testansätze:

$$A = \frac{N_1 - N_0}{2} \times t_1 + \frac{N_1 + N_2 - 2N_0}{2} \times (t_2 - t_1) + \dots + \frac{N_{n-1} + N_n - 2N_0}{2} \times (t_n - t_{n-1})$$

wobei:

A	Biomasseintegral (Flächenintegral)
t_1	die Zeit der ersten Messung in Stunden
t_n	die Zeit der n-ten Messung in Stunden
N_0	die nominale Ausgangszellzahl
N_1	die gemessene Zellzahl zur Zeit t_1
N_n	die gemessene Zellzahl zur Zeit t_n

Für jede Probenstelle und Kontrolle wurden anschließend die mittleren Werte für „A“ gebildet. Hieraus wird die prozentuale Hemmung berechnet:

$$I_{Ap} = \frac{\bar{A}_k - \bar{A}_p}{\bar{A}_k} \times 100$$

wobei:

I_{Ap}	die prozentuale Hemmung (Fläche „A“) für die Probenstelle „p“
\bar{A}_k	das mittlere Flächenintegral der Kontrolle
\bar{A}_p	das mittlere Flächenintegral der Probenstelle „p“

Die Grenze, ab der von Hemmung gesprochen wird liegt bei 10% Hemmung, die verbale Beurteilung erfolgt analog Tabelle 3-25.

„standing crop“ Auswertung

Ein weiteres Auswerteverfahren bezieht sich auf den Vergleich der am Testende bestimmten Biomasse. Dazu werden 10-20ml Testansatz durch einen 0,45µm Membranfilter genutscht, die zurückgehaltenen Trockensubstanz (Trocknung 1 Stunde bei 104° C; Abkühlen im Exsikkator) abgewogen und auf mg TS/l hochgerechnet. Die Differenz zwischen anfänglicher und zum Messzeitpunkt erreichten Zellzahl wird als Ernte bezeichnet. Aus dem Vergleich mit dem Kontrollansatz kann wieder eine Hemmung errechnet werden.

Diese Methode der Auswertung hat den gravierenden Nachteil, dass die bereits erwähnten physiologischen Adaptationen in der lag-Phase, die sich in einer geringeren Zellzahl am Testende auswirken, überbewertet werden und so eine Hemmung indiziert wird. Um diese Auswerteproblematik zu verdeutlichen, wurde diese Form der Auswertung jedoch ebenfalls durchgeführt.

$$E_p = TS_p - TS_0$$

E_p	Ernte für die Probenstelle „p“ nach 72 bzw. 168 Stunden
TS_p	Trockensubstanz für Probenstelle „p“ am Testende
TS_0	Trockensubstanz zu Testbeginn

Die Hemmung errechnet sich analog I_{Ap} mit:

$$I_{Ep} = \frac{\bar{E}_k - \bar{E}_p}{\bar{E}_k} \times 100$$

I_{Ep}	die prozentuale Hemmung (Ernte „E“) für die Probenstelle „p“
\bar{E}_k	die mittlere Ernte der Kontrolle
\bar{E}_p	die mittlere Ernte der Probenstelle „p“

Die Grenze, ab der von Hemmung gesprochen wird liegt bei 10% Hemmung, die verbale Beurteilung erfolgt analog Tabelle 3-25.

Vergleich der Wachstumsraten

Der Vergleich der Wachstumsraten kann auf zweierlei Weise passieren:

- Vergleich der mittleren Wachstumsrate
- Vergleich der maximalen Wachstumsrate

In der Norm wird die Auswertung der mittleren Wachstumsrate vorgeschlagen. Diese beruht auf der Berechnung der zu den Zeiten t_n aufgetretenen der Zellzahl in Bezug zur Zellzahl am Testbeginn t_0 .

$$\mu = \frac{\ln N_n - \ln N_0}{t_n}$$

μ	mittlere Wachstumsrate bis zum Zeitpunkt t_n
N_n	Zellzahl zum Zeitpunkt t_n
N_0	Zellzahl zu Testbeginn

Aus den Wachstumsraten zum Zeitpunkt t_{72} werden für jede Probenstelle die Mittelwerte errechnet und in Bezug zur mittleren Wachstumsrate der Kontrolle gestellt, woraus sich wieder ein Hemmwert bestimmen lässt.

$$I_{\bar{\mu}_p} = \frac{\bar{\mu}_k - \bar{\mu}_p}{\bar{\mu}_k} \times 100$$

$I_{\bar{\mu}_p}$	die prozentuale Hemmung (mittlere Rate „ $\bar{\mu}$ “) für Probenstelle „p“
$\bar{\mu}_k$	die mittlere Wachstumsrate der Kontrolle
$\bar{\mu}_p$	die mittlere Wachstumsrate der Probenstelle „p“

Die Grenze, ab der von Hemmung gesprochen wird liegt bei 10% Hemmung, die verbale Beurteilung erfolgt analog Tabelle 3-25.

Die weitaus sinnvollste Variante der Auswertung der Algentests besteht jedoch im Vergleich der maximalen Wachstumsraten zwischen Testansatz und Kontrolle. Kommt es zu keiner toxischen Schädigung der Testorganismen, so werden sie nach der Adaptation an das Testmedium eine ähnliche maximale Wachstumsrate erreichen, wie dies im Kontrollansatz der Fall ist. Dabei muss festgehalten werden, dass das Anzüchten der Vorkulturen im selben Medium erfolgt, wie es auch für die Kontrollansätze verwendet wird. Die Testorganismen hatten also schon mehrere Generationen lang Zeit, ihren Stoffwechsel und ihre gesamte Physiologie auf dieses Medium abzustimmen. Durch das Transferieren in eine neue Umgebung, sprich das Exponieren in den Wasserproben, die natürlich eine neue Umweltbedingung für die Organismen darstellen, wird ein Umstellen der physiologischen Reaktionsmechanismen notwendig. In dieser „Zeit der Umstellung“ (lag-Phase) vermehren sich die bereits adaptierten Zellen in der Kontrolle weiter, was ihnen bei gleichem logarithmischem Wachstum natürlich einen nicht mehr aufzuholenden „Vorsprung“ verleiht. Selbst wenn sich die Organismen im Testansatz optimal auf die neue Situation einstellen und die selben Wachstumsraten erreichen, wird bei gleicher Testdauer eine geringere Zellzahl erreicht. Dies täuscht eine Hemmung vor. Werden die maximalen bestimmten Wachstumsraten μ_{\max} von Kontrolle (sollte etwa der mittleren Wachstumsrate in der Kontrolle entsprechen) und Testansatz zwischen zwei Zeitpunkten verglichen, so lässt sich eine deutlichere Aussage über die Hemmwirkung des Testgutes treffen. Eine wirkliche Hemmung würde sich durch die Konzeption des Testverfahrens auch auf die maximale Wachstumsrate auswirken. Zur Ermittlung der maximalen Wachstumsraten wurde folgendermaßen vorgegangen (Automatisierung über MS-Excel Datenblatt):

Bestimmung der einzelnen Wachstumsraten für jedes Zeitintervall und jeden Testansatz:

$$\mu_{p,\#,n} = \frac{\ln N_{p,\#,n} - \ln N_{p,\#,(n-1)}}{t_n - t_{n-1}}$$

$\mu_{p,\#,n}$	Wachstumsrate von Probestelle „p“, Parallelprobe „#“ zur Zeit t_n
$N_{p,\#,n}$	Zellzahl bei Probestelle „p“, Parallelprobe „#“ zur Zeit t_n
$N_{p,\#,(n-1)}$	Zellzahl bei Probestelle „p“, Parallelprobe „#“ zur Zeit t_{n-1}
t_n	Zeitpunkt der n-ten Zellzahlbestimmung in Stunden
t_{n-1}	Zeitpunkt der (n-1)-ten Zellzahlbestimmung in Stunden

Für jede Probenstelle und den Kontrollansatz werden im Anschluss der Mittelwert der 3 höchsten Wachstumsraten gebildet und wie gehabt als Hemmung ausgedrückt:

$$I_{\mu_{\max p}} = \frac{\mu_{\max k} - \mu_{\max p}}{\mu_{\max k}} \times 100$$

wobei:

$I_{\mu_{\max p}}$	die prozentuale Hemmung (maximale Rate „ μ_{\max} “) für Stelle „p“
$\mu_{\max k}$	die maximale Wachstumsrate der Kontrolle
$\mu_{\max p}$	die maximale Wachstumsrate der Probenstelle „p“

Die Grenze, ab der von Hemmung gesprochen wird liegt bei 10% Hemmung, die verbale Beurteilung erfolgt analog Tabelle 3-25.

Eutrophierungstest

Die oben angeführten Tests mit *Selenastrum capricornutum* führten speziell bei den Ablaufproben oft zu einer negativen Hemmung (=höheres Wachstum gegenüber Kontrolle). Dies lässt sich auf das in den Ablaufproben erhöhte Nährstoffangebot zurückführen. Im Kontrollansatz wird das vorgelegte Medium mit destilliertem Wasser verdünnt, bei den Testansätzen mit dem nährstoffreicheren Wasserproben, was natürlich zu höheren Nährstoffkonzentrationen in den Testansätzen führt. Um dennoch eine Aussage über das Schädigungspotential der Ablaufproben treffen zu können, wurde eine Testvariante erdnen, welche dies Nährstoffkomponente kompensiert und so die Reaktion des Testorganismus auf die restlichen Ablaufkomponenten aufzeigt. Die Durchführung, Medien und Kulturmechanismen entsprechen den bereits angeführten Algen-Tests. Die Eutrophierungs-Tests werden nur mit den Ablaufproben durchgeführt.

Die Nährstoffkonzentrationen der Ablaufproben sind aufgrund der chemischen Analysenwerte bekannt. Ebenso ist die Nährstoffkonzentration im Kontrollansatz bekannt. Aus dem Testansatz (96,5ml Probenwasser, 2,5ml 200%iges Jüttner-Medium) lässt sich die in den Algentests eingesetzten tatsächlichen Startkonzentration an Phosphor und Stickstoff leicht errechnen (die 1ml Inokulum werden mit 0mg PO_4 -P berücksichtigt).

Phosphor

Für 1000ml 100%iges Jüttner-Medium werden 69,7mg K_2HPO_4 eingesetzt. Im Kontrollansatz liegt das K_2HPO_4 in einer Konzentration von etwa 3,4 mg/l (5% Jüttner-Medium) vor, was einer Phosphor Konzentration von etwa 0,64 mg PO_4 -P/l entspricht. Die Phosphor Ablaufkonzentrationen liegen im Mittel 0,8 mg PO_4 -P/l über den Werten des Kulturmediums. In einem Testansatz mit 0,8mg PO_4 -P/l Ablaufkonzentration erhält man eine Endkonzentration von etwa 1,41mg PO_4 -P/l und liegt damit um das 2,2-fache über der im Kontrollansatz eingesetzten Phosphorkonzentration.

96,5 ml	Wasserprobe mit	0,8	mg PO_4 -P /l
2,5 ml	200% Jüttner-Medium mit	25,6	mg PO_4 -P /l
1 ml	Inokulum mit	0	mg PO_4 -P /l
<hr/>			
100 ml	Testansatz mit	1,41	mg PO_4 -P /l

Stickstoff

Für 1000ml 100%iges Jüttner-Medium werden 679,9mg $NaNO_3$ eingesetzt. Im Kontrollansatz liegt das $NaNO_3$ in einer Konzentration von etwa 34 mg/l (5% Jüttner-Medium) vor, was einer Stickstoffkonzentration von etwa 5,6 mg NO_3 -N/l entspricht. Die Nitrat-Stickstoffwerte der Ablaufproben liegen im Mittel bei 2,4 mg NO_3 -N/l. In einem konventionellen, oben beschriebenen Ansatz mit 2,4mg NO_3 -N/l Ablaufkonzentration erhält man eine Endkonzentration im Testansatz von etwa 7,9mg NO_3 -N/l und liegt damit wieder über der im Kontrollansatz eingesetzten Konzentration.

96,5 ml	Wasserprobe mit	2,4	mg NO_3 -N /l
2,5 ml	200% Jüttner-Medium mit	224	mg NO_3 -N /l
1 ml	Inokulum mit	0	mg NO_3 -N /l
<hr/>			
100 ml	Testansatz mit	7,9	mg NO_3 -N /l

Durchführung

Diese hier beispielhaft anhand der Ablaufmittelwerte angeführten Berechnungen werden für alle Ablaufproben durchgeführt. Es ergibt sich also für jeden Ablaufansatz ein ΔP und ein ΔN um die ein Kontrollansatz erhöht werden müsste, um die gleichen Nährstoffkonzentrationen zu erhalten, wie dies im standardisierten Testansatz (siehe Algen-Test) der Fall ist. Die Aufstockung erfolgte mit folgenden Lösungen:

- $NaNO_3$:
Stocklösung mit 0,1g NO_3 -N/l (= 0,607g $NaNO_3$ /l)
Aufstockung um 1 mg NO_3 -N/l in 100ml Testansatz: 1ml $NaNO_3$ Stock notwendig
- K_2HPO_4 :
Stocklösung mit 0,01g PO_4 -P/l (= 0,0544g K_2HPO_4 /l)
Aufstockung um 0,1 mg PO_4 -P/l in 100ml Testansatz: 1ml K_2HPO_4 Stock nötig

Der Testansatz stellt sich also folgendermaßen dar:

2,5 ml	200% Jüttner-Medium
1 ml	Inokulum mit Zellkonzentration 10^6
x ml	NaNO ₃ -Lösung
y ml	K ₂ HPO ₄ -Lösung
ad 100 ml	A.dest

Darauf aufbauend werden folgende Tests angesetzt:

- 3 Kontrollansätze wie gehabt
5% Jüttner-Medium, ohne Nährstoffaufstockung
Die Kontrollansätze dienen zur Überprüfung der Gültigkeit der Test und zur Kalibrierung dieser Testserie mit den Ergebnissen der Algen-Tests.
- je 3 Parallelansätze pro Ablaufprobe und Untersuchungstermin
5% Jüttner-Medium mit Nährstoffaufstockung entsprechend der Ablaufkonzentrationen.

Auswertung

Die Berechnung der Biomasse und der Wachstumsraten erfolgt analog zu den Algen-Tests. Für die Beurteilung der Ergebnisse sind folgende Überlegungen notwendig und Voraussetzungen anzunehmen. Da die originalen Ablaufproben nicht mehr zur Verfügung standen, konnten sie in diesem Testansatz nicht mehr direkt mituntersucht werden. Ein Vergleich kann also nur mehr über den Vergleich der prozentualen Hemmungen / Wachstumsförderung gegen die Kontrollansätze (die somit zur Kalibrierung dienen) erfolgen. Einzig der Vergleich der Ergebnisse für die maximalen Wachstumsraten ist direkt möglich.

Die in diesem Test erhaltenen Ergebnisse dienen als um die Nährstoffe angepasste „neue Kontrollansätze“ für die früher durchgeführten Algen-Tests der einzelnen Abläufe. Aber alleine der Vergleich der maximalen Wachstumsraten der verschiedenen Ansätze des Eutrophierungstest mit dem Kontrollansatz lässt die Aussage zu, dass bei erhöhten Nährstoffkonzentrationen auch ein erhöhtes Algenwachstum zu erwarten ist. Stimmen die Wachstumsraten / Biomassen der Kontrollen des Algen-Tests mit denen des Eutrophierungs-Tests überein, so lässt sich ein direkter Vergleich zwischen Algen-Test und Eutrophierungs-Test durchführen.

Ein Beispiel:

Die Wachstumsrate / Biomasse der Kontrolle des Algen-Tests liege bei 100%. Der für den Untersuchungstag X durchgeführte Toxizitätstest liefert eine „Hemmung“ durch die Ablaufprobe von -30% (=Wachstumsförderung; Wachstumsrate / Biomasse 130%). Um nun die Auswirkungen der unterschiedlichen Nährstoffkonzentrationen auf das Wachstum herauszufinden, wird der Eutrophierungstest durchgeführt, bei dem die Nährstoffe auf die Ablaufkonzentration am Tag X aufgestockt werden. Das Wachstum der Kontrolle des Eutrophierungs-Tests liege mit 105% im Vergleich leicht über dem Wert des Algentests ($\Delta < 10\%$ und damit in einem gültigen Bereich). Die Ergebnisse des aufgestockten Ansatzes seien:

a) 130%

Das Wachstum im Toxizitätstest und im Eutrophierungstest ist ident. Das vermehrte Wachstum ist auf die Nährstoffe zurückzuführen. Keine Hemmung durch den Ablauf.

b) 110%

Das Wachstum im Toxizitätstest ist höher als das Ergebnis im Eutrophierungstest. Das vermehrte Algen Wachstum im Tox-Test ist nicht nur auf die Nährstoffe N und P zurückzuführen.

c) 150%

Das Wachstum im Toxizitätstest ist niedriger als das Ergebnis im Eutrophierungstest. Die erhöhten Nährstoffe bewirken zwar ein erhöhtes Wachstum, das aufgrund der Nährstoffsituation potentiell mögliche Wachstum wird jedoch nicht erreicht; es liegt also eine Hemmung vor.

Daphnien - Test

Bei dem hier durchgeführten Daphnien-Kurzzeittest handelt es sich im Gegensatz zu den Bakterien und Algentests um ein akutes Testverfahren. Es wird nicht die Hemmung der Vermehrungsfähigkeit der Organismen, sondern die direkte Wirkung der Exposition auf das Verhalten eines Einzeltieres untersucht. Die 2-24 Stunden alten Jungtiere werden direkt in Bechergläsern der zu untersuchenden Probe ausgesetzt. Nach 24 Stunden wird die Schwimmfähigkeit der Testorganismen untersucht und ein Hemmwert angegeben. Wegen der Untersuchung von Oberflächenwässern wurden keine Verdünnungsstufen des Testgutes auf Toxizität hin untersucht, sondern nur die unverdünnten Originalproben. Die für die Durchführung der Daphnientests notwendige Zucht gestaltet sich sehr aufwendig und rentiert sich wohl nur für einen Routinebetrieb, sodass die Tests nur an 4 Probeterminen durchgeführt wurden.

Testbezeichnung

Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammbehandlung
Testverfahren mit Wasserorganismen (Gruppe L)
Bestimmung der Wirkung von Wasserinhaltsstoffen auf Kleinkrebse
(Daphnien Kurzzeittest)
(EN/ISO 1994)

vergleichbar mit:

Daphnia sp. Acute immobilisation Test and Reproduction Test;
Part I - the 24 h EC 50 acute ammobilisation test
OECD Guideline for Testing of Chemicals 202 Part I adopted 7.6.84

Daphnia magna

Für die hier durchgeführten Tests wurde *Daphnia magna* STRAUS vom Institut für Wasser- Boden und Lufthygiene des deutschen Bundesgesundheitsamtes in Berlin bezogen, kultiviert und verwendet.

Daphnia magna gehört zu der überwiegend im Süßwasser vorkommenden Ordnung der Cladocera (Wasserflöhe) im Unterstamm der Crustaceae (Krebse). Der Körper der Daphnien ist von einer zweiklappigen Schale umschlossen. Das bläschenförmige Herz liegt dorsal und pumpt das farblose Blut mit 190-290 Schlägen / Minute (bei Zimmertemperatur) ohne Blutgefäße durch den Körper. Der Überdruck im Inneren des Tieres liegt bei etwa 2 Atmosphären, die Atmung erfolgt über die gesamte Körperoberfläche.

Die Nahrung besteht in erster Linie aus Detritus (Schwebstoffen), Planktonalgen, Flagellaten und Bakterien. Die Beine der Daphnien bilden die Wände eines Filterraumes. Durch schnelle rhythmische Beinbewegungen erzeugen sie einen Wasserstrom in dieser Kammer. Mit Hilfe von Borstenkämmen an den Beinrändern werden Nahrungspartikel ausgefiltert. Solange die Tiere leben, befinden sich die Beine in fortgesetzter Bewegung, was als Kriterium für die Auswertung der Toxizitätstest herangezogen wird.

An dieser Stelle sei auch erwähnt, dass im Ablauf der ARA Mödling wiederholt *Daphnia* (*Daphnia pulex*) gefunden wurden, die offensichtlich durch Ausschwemmung aus der Nachklärung dorthin gelangt waren.

Daphnienzucht

Die Durchführung erfolgte gemäß Norm (EN/ISO 1994). Die Zucht der Daphnien erfolgt allerdings in einer leicht modifizierten Form, wie sie in der Hessischen Landesanstalt für Umwelt durchgeführt wird (Digel, 1992). Dieses Zuchtverfahren gewährleistet einerseits eine schonende Behandlung der Tiere und andererseits ein problemloses Selektieren der für die Testdurchführung benötigten 2 bis 26 Stunden alten Jungtiere.

Das Verfahren lässt sich folgendermaßen skizzieren: Die Tiere werden in einem Plexiglaszylinder, an dessen Boden ein Sieb mit 0,9mm Maschenweite (Vorhangstoff) angebracht ist, bei 20° C und den herrschenden Lichtbedingungen bzw. Tag/Nacht Zyklen gehalten. Der Zylinder steht in einem bis zum Nennvolumen gefüllten 2000ml Becherglas. Beim Herausnehmen des Zylinders werden die ausgewachsenen Daphnien durch das Sieb zurückgehalten und können so schonend in ein frisches Zuchtwasser transferiert werden. Die Jungtiere bleiben im Zuchtwasser zurück und können dann durch ein feineres Sieb vom verbrauchten Wasser getrennt werden. Dazu wird ein etwa 5cm hoher Plexiglaszylinder mit dem Gazesieb in eine niedrigere Schale gestellt und der Inhalt des ursprünglichen Zuchtwassers vorsichtig in das Sieb gegossen. Das Wasser läuft über den Rand der Schale und die Jungtiere verbleiben in dem niedrigen Zylinder, der dann in eine zweite, mit frischem Zuchtwasser gefüllte Schale transferiert wird. Dort können die vitalsten Jungtiere für eine weitere Zucht ausgewählt werden. Die in das neue Zuchtwasser transferierten Alttiere werden nach 24 Stunden abermals von den nun gebildeten Nachkommen wie oben beschrieben getrennt. Die Jungtiere weisen damit ein Alter zwischen 0 und 24 Stunden auf. Sie werden abermals durch das feine Gazesieb vom verbrauchten Wasser getrennt und in eine flache Schale mit neuem Zuchtwasser gestellt. Dort verbleiben sie 2 Stunden lang, wodurch sie das geforderte Alter von 2-26 Stunden erreichen. Mittels einer Wasserstrahlpumpe wird nun soviel Medium abgesaugt, dass eine leichte Auswahl der vitalsten Tiere für die Tests erreicht werden kann.

Die Tiere sollten täglich in frisches Zuchtwasser transferiert werden und erfordern deshalb einer intensiven Betreuung. Tatsächlich wurde diese aufwendige Prozedur nur

eine Woche vor Testbeginn durchgeführt; in den zwischen den Testterminen gelegenen Perioden wurden die Daphnien 2-3 mal in der Woche transferiert, aber dennoch täglich mit einer Algensuspension (der für die Algentest benötigten Selenastrum Dauerkultur) gefüttert. Eine Woche vor Testbeginn wurde auch ein neuer „Klon“ angelegt, indem etwa 5 schwangere Muttertiere für das Heranzüchten einer möglichst homogenen Population isoliert wurden.

Testdurchführung

Die Durchführung erfolgte gemäß DIN 38 412 Teil 11 10-92. 20ml des geschüttelten (Homogenisieren, Sauerstoffanreicherung), nicht filtrierten Testgutes werden in ein 50ml Becherglas gefüllt und mit 10 Daphnien bevölkert. Der Test erfolgt in 2 Parallelansätzen und wird abgedeckt für 24 Stunden ohne Nahrungszugabe bei 20° C durchgeführt. Der pH-Wert des Ansatzes wurde nicht verändert. Als Kontrollansatz dient frisches Zuchtwasser.

Nach Ablauf von 24 Stunden wird die Anzahl der schwimmfähigen Tiere festgestellt. Dazu wird die Testflüssigkeit leicht in Bewegung gesetzt. Jene Daphnien, die daraufhin keine Schwimmbewegung zeigten (oder sich nicht mehr von der Wasseroberfläche lösen können), gelten als geschädigt. Die Anzahl der nicht mehr schwimmfähigen Tiere wird prozentuell angegeben und entsprechend Tabelle 3-25 bewertet.

Gültigkeitskriterium

Das Ergebnis ist gültig, wenn im Kontrollansatz weniger als 10% der Daphnien schwimmunfähig sind und wenn im 24-Stunden-Test mit der Referenzsubstanz Kaliumdichromat der 24 Stunden EC 50 Wert in einem Bereich zwischen 0,9 und 1,9 mg/l liegt. Die Kontrolle mit Kaliumdichromat wurde nur einmal durchgeführt, nachdem die Zucht der frisch erhaltenen Daphnien begonnen hat, stabil zu verlaufen.

Toxkits - allgemein

Die in den letzten Jahren entwickelten sogenannten Toxkits haben z.B. gegenüber den Daphnientests den entscheidenden Vorteil, dass sie in der Handhabung wesentlich einfacher und weniger aufwendig sind; vor allem, was die Zucht der Testorganismen betrifft. Da es sich bei den hier verwendeten Systemen wie bei den Daphnien ebenfalls um Konsumenten erster Ordnung handelt, bietet sich ein unmittelbarer Vergleich bzw. Ersatz dieser beiden Systeme an. Jeder kommerziell erwerbbarer Testkit beinhaltet alle für dessen Durchführung notwendigen Ingredienzen, die zusätzlich auch einzeln erworben werden können. Mit diesen schnellen, empfindlichen und sehr kostengünstigen Systemen können Chemikalien, Abwässer, Sedimente, Sickerwässer oder Oberflächenwässer untersucht werden.

Die verwendeten Testverfahren wurden von den Arbeitsgruppen G. Persoone (State University Ghent, Belgium) und T.W: Snell (University of Tampa, Florida, USA) entwickelt und basieren auf der Verwendung enzystierter Testorganismen, die im Kühlschrank gelagert werden können und erst unmittelbar vor der Testdurchführung aktiviert werden. Damit fällt die aufwendige Zucht der Testorganismen weg, was die Handhabung

wesentlich vereinfacht und selbst den sporadischen Einsatz bei interessierenden Fragestellungen erlaubt, weil die Organismen bei Bedarf zur Verfügung stehen. Die in kleinen Phiolen gelieferten Zysten (Dauerstadien der Testorganismen) können innerhalb von 24 Stunden zu Testorganismen herangezüchtet werden. Alle Bestandteile des Kits können aus eigener Erfahrung bis zu einem halben Jahr auf 4° C gelagert werden, ohne dass die Qualität des Test darunter leidet (Validierung über Sensitivität gegenüber Referenzchemikalie Kaliumdichromat). Die Durchführung gestaltet sich äusserst einfach und ist gut dokumentiert (ein Video ist ebenfalls verfügbar).

Seit neuestem befindet sich auch ein Daphtoxkit und ein Algentoxkit im Handel, bei denen ebenfalls die Stammhaltung entfällt. Sie bieten sich also zur Verwendung an, selbst wenn kein durchgehender Routinebetrieb etabliert ist. Diese Tests konnten jedoch für die durchgeführte Arbeit nicht mehr berücksichtigt werden.

Rotoxkit F

Beim Rotoxkit F handelt es sich um einen 24 Stunden akuten Toxizitätstest mit dem im Süßwasser vorkommenden Rädertierchen *Brachionus calyciflorus*. Rotatorien sind eine ökologisch wichtige Gruppe in allen Gewässerökosystemen und kommen ubiquitär in allen limnischen Habitaten vor. Alle für den Test benötigten Verbrauchsmaterialien (Organismen, Medien, Referenzchemikalie, Dokumentation) sind in diesem Kit enthalten.

Testbezeichnung

ROTOXKIT F
Rotifer Toxicity Screening Test for Freshwater

(Es handelt sich um keinen direkt in einer Norm behandelten Test, die Auswertung und Durchführung ist allerdings dem Daphnientest, abgesehen davon, dass ein anderer Organismus verwendet wird, sehr ähnlich.)

Brachionus calyciflorus

Rädertierchen gehören systematisch zum Stamm der Nemathelminthes (Schlauchwürmer), von denen die meisten bekannten Arten im Süßwasser leben (nur 50 von 1500 Arten kommen ausschließlich im Meer vor). Ihre Nahrung besteht aus Nanoplankton und Detritus. In der Trophie aquatischer Systeme nehmen sie als Primärkonsumenten eine wichtige Stellung ein und dienen vielen Jungfischen als Nahrung. Rädertierchen weisen eine streng deterministische Entwicklung auf (Zellkonstanz für alle Tiere derselben Art) und zeigen bei ihrer Fortpflanzung einen Wechsel zwischen Parthenogenese („Jungferzeugung“) und Zweigeschlechtlichkeit. Für die toxikologischen Untersuchungen werden Klone von rein parthenogenetischen Weibchen verwendet. Da sich Rotatorien durch das Fehlen einer Zellteilung immer in einem vergleichbaren physiologischen Zustand befinden, reagieren sie aufgrund eines schematischen Lebensrhythmus empfindlich auf exogene Störungen.



Abbildung 3-21: *Brachionus calyciflorus*; adulter Organismus

Durchführung

Die Durchführung der Test erfolgte nach der im Testkit enthaltenen „Standard Operational Procedure“. Am Tag vor der Testdurchführung werden die in kleinen Ampullen verschweißten getrockneten Zysten von *Brachionus calyciflorus* in eine mit mitgeliefertem (sauerstoffgesättigten) Nährmedium gefüllte Petrischale aus Polystyrol (oder alternativ in die „hatching trough“ der mitgelieferten Mikrotiterplatten) geleert. Um die Aufkonzentration des Mediums durch Verdunstung des Wassers zu verhindern, wird der Ansatz mit Parafilm verschlossen. Anschließend wird durch 15-minütiges Exponieren bei 1000-4000 Lux die Reifung der Eier induziert. Nach 18 Stunden Inkubation bei 25° C im Brutschrank sind genügend Tiere geschlüpft, um die Test durchführen zu können. Eine Ampulle mit Zysten reicht für einen Test mit etwa 40 Ansätzen aus.

Die unverdünnten Wasserproben wurden faltenfiltriert und unfiltriert untersucht. Der pH-Wert wurde nicht verändert. Damit beim Transferieren der sehr kleinen Tiere (etwa 0,25 mm; Binokular für die Handhabung nötig) in das Testmedium (etwa 0,5 ml) keine Verdünnung durch das Kulturmedium erfolgt, werden die für die 3 parallelen Testansätze und die 4 Kontrollen benötigten Organismen zuvor mit einer Plastikmikropipette in eine etwas größere Menge Testmedium transferiert. Von dort werden mindestens 5 Tiere (wieder unter möglichst geringer Verschleppung von Wasser) in die mit Probenwasser gefüllten Vials umgesiedelt, wo der eigentliche Test stattfindet. Die Testplatte wird mit Parafilm abgedeckt und für 24 Stunden bei 25° C im Dunkel inkubiert.

Nach 24 Stunden werden die toten und lebenden Organismen ausgezählt. Ein Organismus wird dann als tot gewertet, wenn sie während einer 5 Sekunden dauernden Beobachtungszeit keine Bewegung zeigen. Alsdann wird die prozentuale Hemmung errechnet und das Ergebnis entsprechend Tabelle 3-25 verbal bewertet.

Gültigkeitskriterium

Der Test wird als gültig angesehen, wenn die Mortalität in den Kontrollansätzen nicht mehr als 10% beträgt.

Thamnotoxkit F

Beim Thamnotoxkit F handelt es sich um einen 24 Stunden Akut-Test mit dem Kleinkrebs *Thamnocephalus platyurus*. Aufgrund seiner natürlichen Lebensweise bildet auch dieser Organismus Zysten, die imstande sind, Trockenperioden zu überdauern. Diese Fähigkeit macht man sich zunutze, um wie beim Rotoxkit die Testorganismen bei Bedarf anzuzüchten. Alle für den Test benötigten Verbrauchsmaterialien sind im Kit enthalten.

Testbezeichnung

THAMNOTOXKIT F
Crustacean Toxicity Screening Test for Freshwater

(Es handelt sich um keinen direkt in einer Norm behandelten Test, die Auswertung und Durchführung ist allerdings dem Daphnientest, abgesehen davon, dass ein anderer Organismus verwendet wird, sehr ähnlich.)

Thamnocephalus platyurus

Zysten von *Thamnocephalus platyurus* wurden ursprünglich in zeitweilig austrocknenden Gewässern in Al Gedid (Khartoum, Sudan) gesammelt. Obwohl *Thamnocephalus platyurus* selten in permanenten Gewässern gefunden wird, kann er, wie alle planktonischen Crustaceae unter den dort herrschenden Bedingungen zwar gut überleben, bevorzugt jedoch ökologische Nischen, die durch periodisches Austrocknen, oder drastische Änderungen in der Wasserführung geprägt sind, da diese oft auch arm an Räubern sind. Mit der Produktion von Zysten sichern sie den Fortbestand der Art über lange ungünstige Zeiträume hinweg. Die Regeneration von adulten Tieren erfolgt über 3 Larvenstadien sehr rasch.

Für den Test werden die 2. und 3. Larvengeneration verwendet, die sich in ihrem Aussehen deutlich vom 1. Stadium unterscheiden.

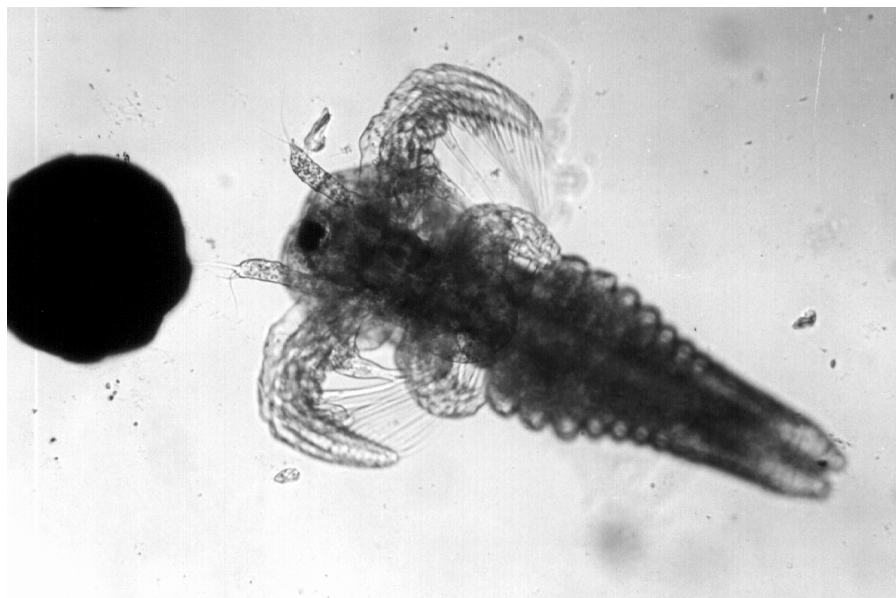


Abbildung 3-22: Zyste und 3. Larvenstadium von *Thamnocephalus platyurus*

Durchführung

Die Durchführung der Test erfolgte nach der im Testkit enthaltenen „Standard Operational Procedure“. Die Zysten werden einen Tag vor Testbeginn in eine Petrischale mit verdünntem Nährmedium geleert. Die Petrischale wird zugedeckt und 20 Stunden bei 25° C unter Beleuchtung mit 2500 Lux inkubiert. Nach 20 - 22 Stunden werden die geschlüpften im Organismen im 1. Larvenstadium auf ihre Vitalität hin überprüft und in eine mit frischem (unverdünnten) Nährmedium gefüllte Petrischale transferiert. Nach 4 Stunden im Dunkel bei 25° C sollten die Larven ins 2. und 3. Stadium übergegangen sein.

Die unverdünnten Wasserproben wurden faltenfiltriert und unfiltriert untersucht. Eine weitere Probenbehandlung erfolgte nicht.

Die Kontrolle wurde mit 100%-igem Nährmedium in 4 Parallelansätzen durchgeführt. Die mitgelieferten Mikrotiterplatten werden in 3 Parallelansätzen mit je 1ml Wasserprobe gefüllt und mit je 10 Organismen bevölkert. Danach wird der Ansatz mit Parafilm verschlossen und für 24 Stunden bei 25° C im Dunkel inkubiert.

Der Prozentsatz an Mortalität in den einzelnen Ansätzen wurde durch Auszählen der toten Organismen ermittelt. Die Nauplien werden als tot gewertet, wenn sie während einer 10 Sekunden dauernden Beobachtung keine Bewegung zeigen. Die prozentuale Hemmung wird nach Tabelle 3-25 verbal bewertet.

Gültigkeit

Der Test wird als gültig angesehen, wenn die Mortalität in den Kontrollansätzen nicht mehr als 10% beträgt.

3.4 Ergebnisse

3.4.1 Ergebnisse Ökotoxikologie

In weiterer Folge werden die Ergebnisse der Toxizitätstests für die einzelnen Probenstage dargestellt und kurz diskutiert. Eine detaillierte Interpretation erfolgt bei der integrierten Betrachtung der einzelnen Probenstage und Probenstellen gemeinsam mit den Ergebnissen der physikalisch/chemischen Untersuchungen. An dieser Stelle wird nur auf die wesentlichsten abiotischen Milieubedingungen eingegangen, die eine mögliche Erklärung für eine beobachtete Toxizität darstellen könnten.

Tabelle 3-26 gibt einen zusammenfassenden Überblick über die durchgeführten Tests. Der Bakterien-Test wurde ebenso wie die Test-Kits zu beinahe allen Terminen durchgeführt. Der Daphnien-Test erst nach der Etablierung stabiler Kultivierungsmethoden über einen Großteil der Untersuchungsstage und der Algentest über etwas mehr als 1 Jahr.

Tabelle 3-26: Überblick über die durchgeführten Tox-Tests

durchgeführte Test	94					95					96					
	07. 08.	10. 08.	24. 08.	05. 10.	19. 12.	12. 01.	14. 03.	12. 05.	26. 06.	07. 08.	16. 10.	22. 12.	19. 02.	19. 04.	30. 07.	12. 11.
Bakterien Test		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓		
Algen Test	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓					
Daphnien Test							✓	✓	✓	✓	✓	✓			✓	✓
Rotoxkit F	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓				✓	✓
Thamnotoxkit F	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓				✓	✓

Weiters soll hier nochmals darauf hingewiesen werden, dass es sich bei der Auswahl der Probenstage insofern nicht um einen statistisch repräsentativen Querschnitt über die Situation am Gewässer handelt, als für die Beantwortung der Fragestellung überproportional viele Situationen mit „Extremsituationen“, wie anspringende Hochwasserwelle, Regeneration nach Hochwasser, extremes Niederwasser, Schneeschmelze untersucht wurden. Eine Mittelung der dargestellten Werte und deren Extrapolation über einen längeren Zeitraum ist also nicht gestattet.

Weiter oben wurde bereits darauf eingegangen, dass eine Ermittlung einer Effektiven Konzentration (EC₁₀ oder EC₅₀) in der Gewässerbeurteilung nicht sinnvoll ist, da erstens die Organismen jedenfalls den unverdünnten Wasserproben ausgesetzt sind und die Dynamik der Wasserinhaltsstoffe keine in Hinblick auf die Gewässerbeurteilung verwertbare Aussage für notwendige Verdünnungsstufen erlaubt. In Tabelle 3-27 ist daher nochmals das für die verbale Einstufung der erhaltenen Hemmwerte herangezogene Schema (Koller-Kreimel & Rodinger 1987; Rodinger 1989) dargestellt. Bei der Darstellung der Einzelergebnisse wird nur in Grenzfällen (zB. Hemmung von 10%) auch der Prozentwert angegeben. Die Absolutwerte der Hemmungen können dem Datenanhang entnommen werden.

Tabelle 3-27: Bewertungssystem der toxikologischen Wirkung
 *) Hemmwirkungen <10% werden auf Grund der Schwankungsbreite biologischer Systeme als nicht signifikant angesehen.

I (% Hemmung)	verbale Einstufung	Codierung
< 10 %	keine Hemmung / unbedeutend*)	-
10 - 40 %	mäßig-stark	+
40 - 60 %	stark	++
60 - 90 %	sehr stark	+++
> 90 %	Totalschädigung	++++

Eine Einteilung nach diesem Schema ist bei weitem sinnvoller als die direkte Angabe der prozentualen Hemmwerte, da die Absolutwerte methodisch bedingte Unschärfen bergen und so eine nicht gegebene Genauigkeit der Aussagen vortäuschen würden. Bei den Bakterien- und Algentests führt ein geringer Fehler in der Kalibrierung der photometrischen Extinktionen über die Hochrechnung der Verdünnungen zu einer methodischen Schwankungsbreite, bei den Daphnien und Toxkits wirkt sich bei der relativ geringen Menge an eingesetzten Organismen das Absterben eines einzelnen Organismus bereits deutlich auf das als Hemmung dargestellte Ergebnis aus. Vorteilhaft (aber auch problematisch für einen Vergleich mit bisherigen Darstellungen von Ergebnissen) wäre es, für die Bewertung einer Gewässertoxizität den mit <10% angesetzte Toleranzwert für die Hemmung etwas höher anzusetzen. In Tabelle 3-28 sei ein derartiger Vorschlag zur Beurteilung dargestellt.

Tabelle 3-28: Vorschlag zur Bewertung der toxikologischen Wirkung von Gewässern

I (% Hemmung)	verbale Einstufung	Codierung
< 10 %	keine Hemmung	-
10 - 20 %	unbedeutend	o
20 - 40 %	mäßig-stark	+
40 - 60 %	stark	++
60 - 90 %	sehr stark	+++
> 90 %	Totalschädigung	++++

Der Unterschied zu Tabelle 3-27 liegt darin, dass die Bezeichnung „keine Hemmung/unbedeutend“ in zwei Kategorien aufgespalten wird. Die neue Kategorie „unbedeutend“ reicht dabei von 10 - 20 % Hemmung. Das diesem Vorschlag zugrundeliegende Argument ist ein rein methodisches und soll keineswegs bedeuten, dass eine 20 %ige Hemmung im Gewässer als unbedeutend angesehen wird! Es soll durch eine derartige Darstellung der Ergebnisse nur verhindert werden, dass eine methodische Ungenauigkeit im Bereich eines 10% Ergebnisses in der Beurteilung mit einem eindeutigen Ergebnis von 39% gleichgesetzt wird.

In den folgenden Beurteilungen wird dennoch aus Gründen der Kompatibilität der Ergebnisse nach Tabelle 3-27 verfahren. In weiterer Folge sind die repräsentativsten Situationen und Ergebnisse der ökotoxikologischen Untersuchungen angeführt:

7.8.94

Starkregen nach längerer Trockenheit; Wasserführung deutlich über Mittelwasser

Tabelle 3-29: Ergebnisse der Tox-Tests vom 7.8.94 (Bewertung nach Tabelle 3-27)

Probenstelle	O1	O2	AB	U2	M	A1	A2
Algen Test	-	-	++	++	-	+	+
Rotokit F (filtriert)	-	-	-	-	-	-	-
(unfiltriert)	-	-	-	-	-	-	-
Thamnotoxkit F (fil)	-	-	-	-	-	-	-
(unfiltriert)	-	-	-	-	-	-	-

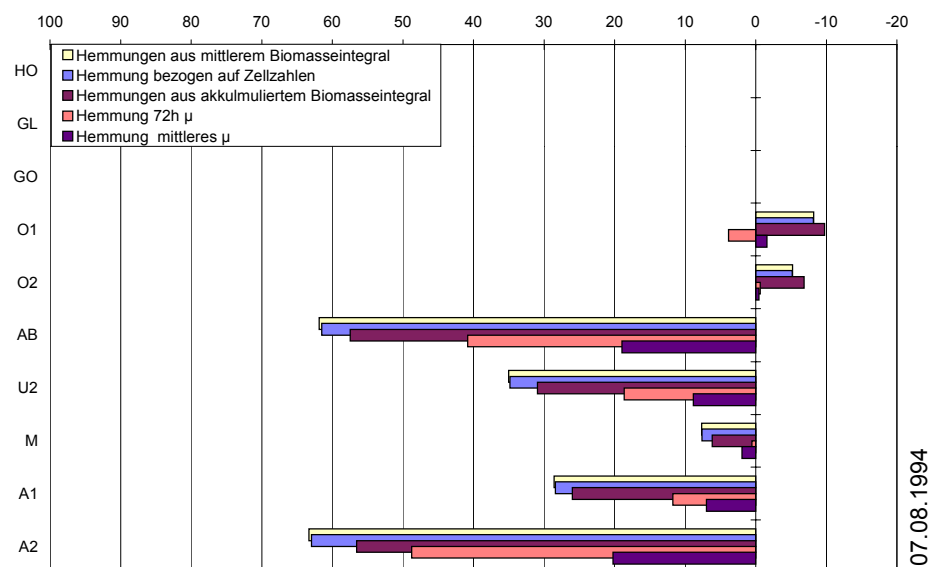


Abbildung 3-23: Ergebnis des Algen-Hemmtests vom 7.8.94 basierend auf den beschriebenen Auswerteverfahren

Obwohl gerade oberhalb der Einleitung der ARA Mödling eine dramatische Änderung bei für Starkregen charakteristischen Werten aus der Einleitung von Spülwässern aus Oberflächenabfluss (Ansteigen der Schwebstoffe, Absinken der Leitfähigkeit) und ein deutlich erhöhter Ammonium-Wert beobachtet werden kann, zeigen die Tests keine Toxizität an. Da der Beginn des Starkregens etwa 3 Stunden zurückliegt, könnte ein die Kläranlage passierender Spülstoß aus dem Kanalsystem zu der beobachteten Hemmung im Ablauf und 200 m unterhalb des Ablaufes führen. Da jedoch im Ablauf der Kläranlage weder eine Erhöhung der Schwebstoffe, noch ein Anstieg an Ammonium zu verzeichnen ist, kann es sich nur um gelöste, nicht sedimentierbare oder adsorbierbare Verbindungen handeln, welche diese doch deutliche Hemmung im Algenwachstum bewirken. Methodisch bedingt (Es wird filtriertes Testgut verwendet) muss es sich tatsächlich um gelöste Stoffe handeln. Die ARA Mödling wurde zu diesem Zeitpunkt zu Versuchen zur biologischen Phosphor-Entfernung mit reduziertem Fällmitteleinsatz (zur Phosphorfällung) betrieben.

Die beobachtete Hemmung verschwindet innerhalb des nächsten Fließkilometers wieder. Die Ursache für das Verschwinden der Toxizität muss wohl darauf zurückzuführen sein, dass der zuvor wirkende „Stoff“ in relativ kurzer Zeit dem System entzogen oder inertisiert wurde. Ein weiterer Hinweis auf diese Dynamik ergibt sich bereits aus dem Vergleich der Hemmwerte von Ablauf und 200 m unterhalb des Ablaufs, wo die Toxizität bereits auf die Hälfte des prozentualen Wertes abgesunken ist.

Nach 4 km findet sich wieder eine Toxizität, die einerseits im Einfluss des Kleinen Krottenbaches liegen kann, der die versiegelten Flächen der Shopping City entwässert, was den Eintrag von in etwa 2 Monaten angelagerten Schmutzfrachten bedeutet. Auf der anderen Seite können die durch den Regen eingeschwemmten Diffuseinträge, die sich auch in einer deutlichen Zunahme der Schwebstoffkonzentrationen und einem weiteren Anstieg der Leitfähigkeit zeigen, dafür verantwortlich sein.

Im Gegensatz zu den Algen zeigen die mit den Rotatorien und Crustaceen durchgeführten Tests trotz der drastischen Situation keinerlei Anzeichen für eine Toxizität.

10.8.94

Keine Niederschläge seit dem Hochwasser vom 7.8. Die Wasserführung entspricht wieder einer Niederwassersituation

Tabelle 3-30: Ergebnisse der Tox-Tests vom 10.8.94 (Bewertung nach Tabelle 3-27)
* Wachstum mindestens 20% höher als Kontrolle

Probenstelle	O1	O2	AB	U2	M	A1	A2
Bakterien Test	+	-	-	-	-	+	+
Algen Test	++	-	*	-	-	+	+
Rotokit F(filtriert)	-	-	-	-	-	-	-
(unfiltriert)	-	-	-	-	-	-	-
Thamnotokit F (fil)	-	-	-	-	-	-	-
(unfiltriert)	-	-	-	-	-	-	-

Der Bakterien Test zeigt mit dem Algentest vergleichbare Ergebnisse hinsichtlich der beobachteten Hemmungen. In beiden Fällen wird 1,2 km oberhalb der ARA an der Stelle „O1“ im Bereich der SCS eine Hemmung angezeigt. Aufgrund des vorangegangenen Starkregenereignisses vom 7.8.94 können in Hinblick auf die damit verbundenen Mischwasserentlastungen toxische Stoffe aus den Regenüberläufen oder aus Ablagerungen in der Verrohrung des Baches in das Gewässer gelangen. An der Stelle „O1“, kommt es bedingt durch den dort ausgebildeten Kolk und der geringen Wasserführung zu langen Aufenthaltszeiten des Wassers und damit zur Sedimentation von Schwebstoffen. Es ist denkbar, dass aus diesem abgelagerten Pool selbst nach Beendigung des direkten Einflusses noch Stoffe freigesetzt werden, welche zu der beobachteten Hemmung führen.

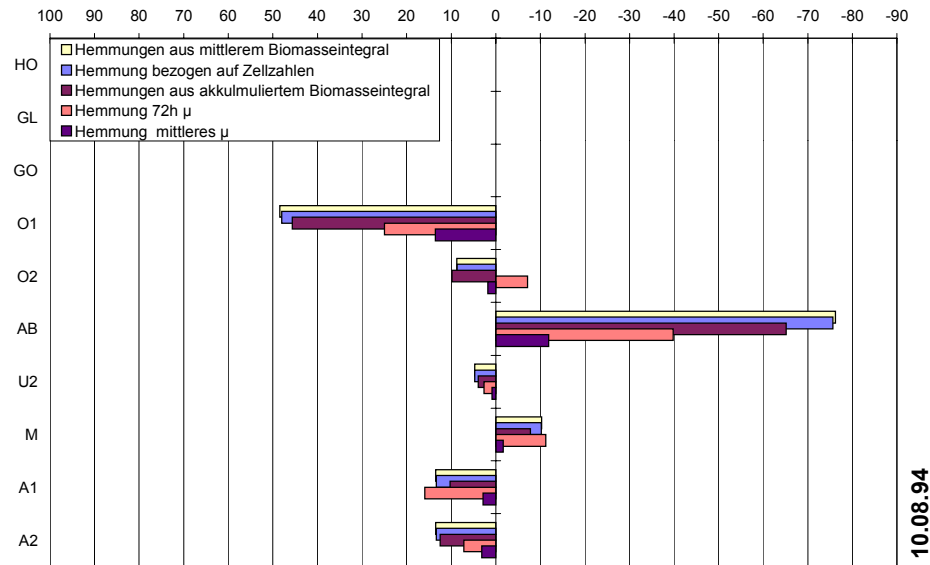


Abbildung 3-24: Ergebnis des Algen-Hemmtests vom 10.8.94 basierend auf den beschriebenen Auswerteverfahren (x-Achse in % Hemmung)

Bemerkenswert ist die erstmals beobachtete Tatsache, dass der Ablauf der ARA Mödling zu einem Algenwachstum führt, das über dem im Kontrollansatz liegt, was sich in negativen Hemmraten (=Wachstumsförderung) widerspiegelt. Dies macht die Tatsache der eutrophierenden Wirkung des Kläranlagenablaufes deutlich sichtbar. Wurde dieses Phänomen anfangs noch für einen methodischen Fehler gehalten, so stellte sich bald heraus, dass dies ein generelles Phänomen war, das über den gesamten Untersuchungszeitraum bei geringeren Abflussmengen der Kläranlage auftrat. Auf die damit in Zusammenhang stehenden Auswirkungen auf das Gewässer wird noch weiter unten eingegangen werden.

Die beiden Toxkits zeigten abermals an keinem der Standorte eine Hemmung an.

24.8.94

Starker Niederschlag; höchste beobachtete Wasserführung im Projektverlauf

Obwohl es sich bei diesem Untersuchungstag um den Tag mit der höchsten Wasserführung handelte, weisen die Ergebnisse der Toxizitätstests vergleichbar unauffällige Werte auf. Einzig der Bakterien-Test deutet auf das Vorhandensein unerwünschter Stoffe hin. Dies ist möglicher Weise darauf zurückzuführen, dass die an den Probetagen zuvor beobachteten Toxizitäten durch ausgespülte Ablagerungen im Kanalsystem bzw. in den Regenbecken ursächlich hervorgerufen werden. Derartiges Material kann sich während längerer Trockenphasen im Kanal ansammeln, wie das vor dem 7.8.94 der Fall war, wird bei einem Starkregen ausgeschwemmt und gelangt über die Regenüberläufe in den Krottenbach. Zwischen den Starkregen vom 7.8 und 24.8.94 liegen 5 Regentage, die eine erneute Ablagerung im Mischsystem des Brunner Sammlers verhindert haben, so dass es zu diesem Termin zu keinen vermehrten Ausschwemmungen mehr kommt, was sich in den Bestimmungen der Toxizitäten widerspiegelt.

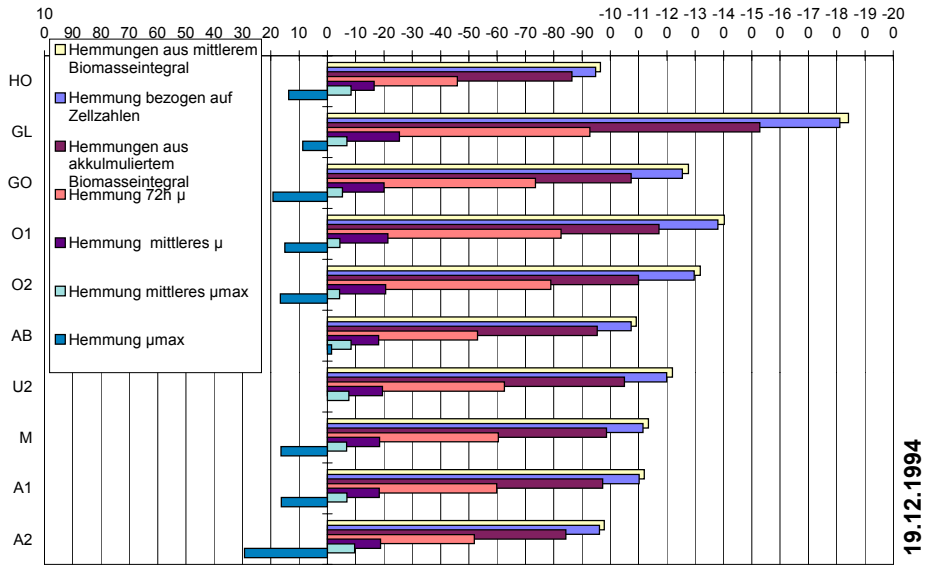


Abbildung 3-27: Ergebnis des Algen-Hemmtests vom 19.12.94 basierend auf den beschriebenen Auswerteverfahren (x-Achse in % Hemmung)

Keiner der Tests zeigt eine Hemmung an. In allen Proben indizieren die Algentest ein Überangebot an wachstumsfördernden Nährstoffen, was auch die chemische Analytik anzeigt.

14.3.95

Schneesmelze mit Einleitung von Schmelzwasser in den Krottenbach.

Tabelle 3-34: Ergebnisse der Tox-Tests vom 14.3.95 (Bewertung nach Tabelle 3-27)

Probenstelle	HO	GL	GO	O1	O2	AB	U2	M	A1	A2
Bakterien Test	+	+++	+	+	+	+	+	+	+	+
Algen Test	+	+++	+	-	-	+	+	++	+++	+++
Daphnien Test	-	++	-	-	-	-	+	-	+	+
Rotokit (filtriert)	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
(unfiltriert)	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-
Thamnotoxkit F(fil)	-	+	-	-	-	-	+	+	-	+
(unfiltriert)	-	+	-	-	-	-	-	+	-	+

Die verschiedenen Toxizitätstests zeigen ein einheitliches Bild. An der Stelle „GL“, dem Zubringer bei der Glasfabrik werden die höchsten Toxizitäten festgestellt. Dies ist möglicherweise darauf zurückzuführen, dass sich in diesem Bereich ein Depot mit geräumten Schnee befindet, von dem aus ausgiebigst Schmelzwasser in das Gerinne fließt. Weit überhöhte Chlorid und Leitfähigkeits-Werte deuten ebenfalls darauf hin, dass belastetes Schmelzwasser den Bach dotiert, was für die beobachteten Hemmungen verantwortlich sein dürfte. Die Situation erholt sich in weiterer Folge bis zur Kläranlage, wo die Toxizität wieder leicht zunimmt. Auch hier kann auf Grund des Mischsystems der Einfluss von belastetem Schmelzwasser die Ursache für die Toxizitäten sein. Im weiteren Verlauf nehmen die Hemmungen weiter zu. Im Zuge der Beprobung konnten im

Längsverlauf auch immer wieder in der Nähe des Bachs gelagerte Schneemassen beobachtet werden, deren Schmelzwässer möglicher Weise für diese Hemmungsphänomene verantwortlich sind. Eine ähnliche Situation lässt sich denn auch am 19.2.96 beobachten. Es liegt dort eine vergleichbare Wettersituation mit Schmelzwassereinfluss und Schneesammelstellen, die direkt das Gewässer dotieren.

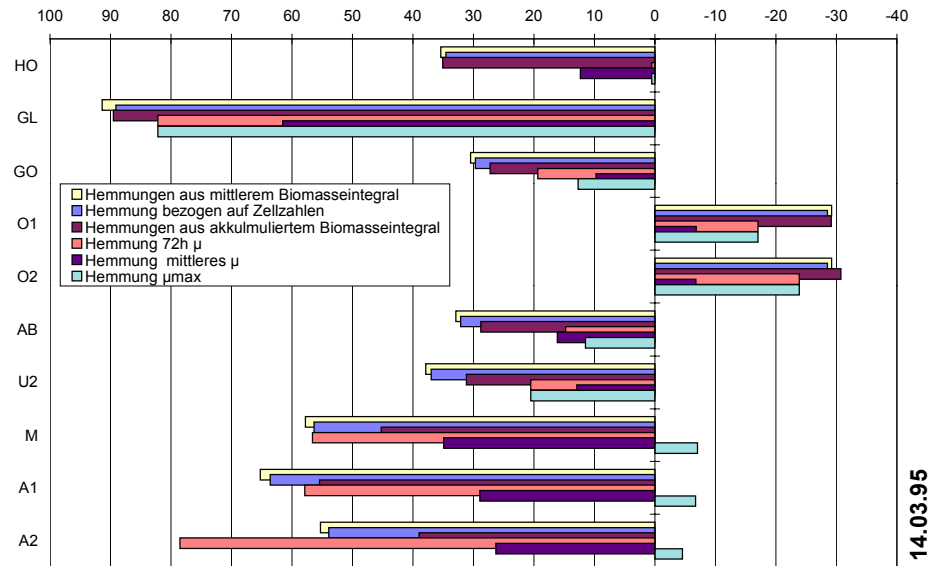


Abbildung 3-28: Ergebnis des Algen-Hemmtests vom 14.3.95 basierend auf den beschriebenen Auswerteverfahren (x-Achse in % Hemmung)

7.8.95

Heißer trockener Tag mit Niederwasser

Tabelle 3-35: Ergebnisse der Tox-Tests vom 7.8.95 (Bewertung nach Tabelle 3-27)

Probenstelle	HO	GL	GO	O1	O2	AB	U2	M	BM	A1	A2
Bakterien Test	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
Algen Test	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Daphnien Test	-	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-
Rotokit (filtriert)	-	+	-	-	-	-	-	-	+	-	+
(unfiltriert)	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
Thamnotoxkit F(fil)	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
(unfiltriert)	+	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-

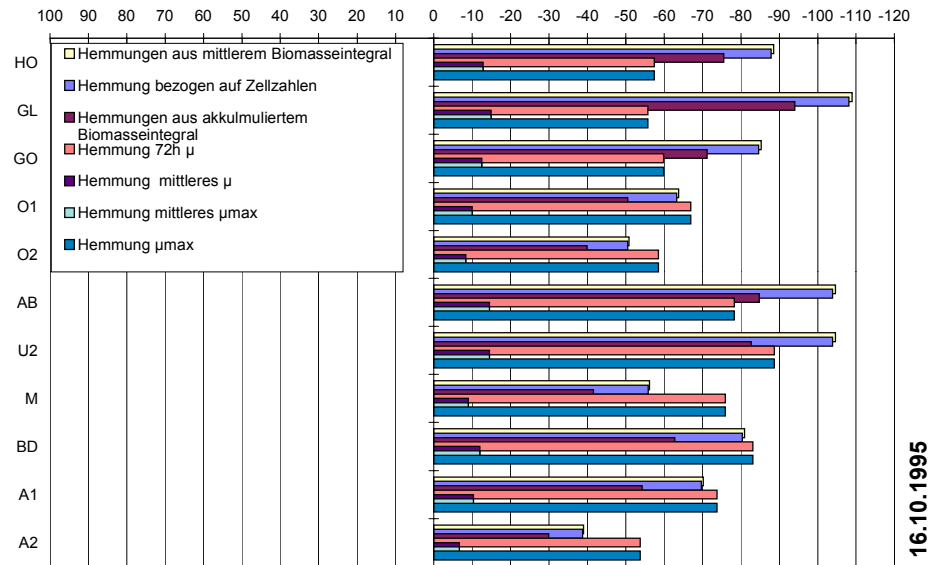


Abbildung 3-30: Ergebnis des Algen-Hemmtests vom 16.10.95 basierend auf den beschriebenen Auswerteverfahren (x-Achse in % Hemmung)

Typisch für einen unauffälligen sonnigen Tag ohne Niederschlag werden auch zu diesem Termin keine Toxizitäten beobachtet. Die Ergebnisse decken sich stark mit den Werten vom 19.12.94 – ebenfalls ein Tag in einer längeren Periode ohne Niederschlag.

Zusammenfassung der Ergebnisse der ökotoxikologischen Untersuchungen

Die Ergebnisse der ökotoxikologischen Untersuchungen lassen sich folgendermaßen zusammenfassen:

Die Ergebnisse für die Tests auf den unterschiedlichen trophischen Niveaus (Primärproduzenten, Konsumenten und Destruenten) lieferten in den meisten Fällen ähnliche Aussagen. Es zeigte sich jedoch, dass die Sensitivität der Algentests am höchsten ist, da an einigen Proben Tagen ausschließlich eine Algentoxizität beobachtet werden konnte. Der Algentest zeigte zudem an zahlreichen Beprobungsterminen die eutrophierende Wirkung der Phosphorkonzentrationen im Gewässer an, da das Wachstum der Algen hier stark gefördert wurde und über dem der Kontrollansätze lag. Toxizitäten konnten im Ablauf der Kläranlage nur bei Starkregenereignissen beobachtet werden, an den übrigen Terminen wurde durch den Phosphorgehalt des Ablaufs bedingt im Vergleich zu den Kontrollansätzen vermehrtes Wachstum beobachtet. Im Gewässer wird Toxizität bei Starkregenereignissen, bei massivem Schmelzwassereintrag und unter extremen Niederwasserbedingungen im Sommer gefunden. Toxizitäten im Gewässerbereich oberhalb der Kläranlage waren häufiger zu beobachten, als im Ablauf und unterhalb der Einleitung. Tendenziell nahm die Toxizität zwischen dem Ortsanfang von Achau und der Mündung in den Mödlingbach in Achau leicht zu.

3.4.2 Chemische Wassergüte

Im Folgenden werden die Ergebnisse der chemischen Wasseranalytik behandelt und die Einflüsse und Wechselwirkungen der wesentlichsten Parameter im und auf das Gewässer, sowie deren Dynamik ausgeführt. Zusätzlich zu diesen Betrachtungen werden die Werte der chemischen Analytik mit den im Entwurf zur Immissionsverordnung angeführten Grenzwerten für Flachlandgewässer verglichen. Diese Verordnung befindet sich 2000 noch in der Entwurfsphase, wird jedoch bereits seit Jahren als inoffizielle Grundlage der Beurteilung von Immissionswerten herangezogen (Matsché & Moser 1993).

3.4.2.1 Sauerstoff

Für die biotische Zönose ist der Sauerstoff eine wesentliche Größe (siehe Kapitel 2.2.1). Im gereinigten Abwasser von Kläranlagen ist aus verfahrenstechnischen Gründen zur Denitrifikation bewusst kein Sauerstoff. Durch die Sammlung des gereinigten Abwassers in den Abzugseinrichtungen des Nachklärbeckens und dem Abfall in ein Sammelgerinne erfolgt eine Anreicherung des Ablaufwassers mit Sauerstoff. Aus Hochwasserschutzgründen liegen Kläranlagen in der Regel deutlich über dem Gewässer. Durch Abstürze in Folge dieser Gefälledifferenz zwischen dem Ablaufsammel- bzw. Kontrollschacht und dem Gewässer wird der Ablauf durch Turbulenzen mit Sauerstoff angereichert. Im Fall der Kläranlage Mödling werden dabei in der Regel keine 100 % Sättigung erreicht. Dies bedeutet, dass im Bereich der Kläranlage Mödling unmittelbar nach der Einleitung ein Sauerstoffdefizit von etwa 20 % herrscht (Abbildung 3-31). Dieses Defizit ist jedoch nicht die Folge von biologischen Aktivitäten sondern gründet sich in den oben genannten Ursachen. Ein Vergleich mit den Immissionsgrenzwerten ist deshalb nur bedingt gestattet, zeigt jedoch, dass der Immissionswert von mindestens 80 % Sättigung im Mittel grenzwertig erreicht wird. Die mittlere Konzentration des Kläranlagenablaufs liegt mit 7,4 mg/l (Minimalwert 5,1; 90% Quantile bei 6,8 mg/l) bei einem Immissionswert von mindestens 6,5 mg/l Sauerstoff deutlich über dem Grenzwert.

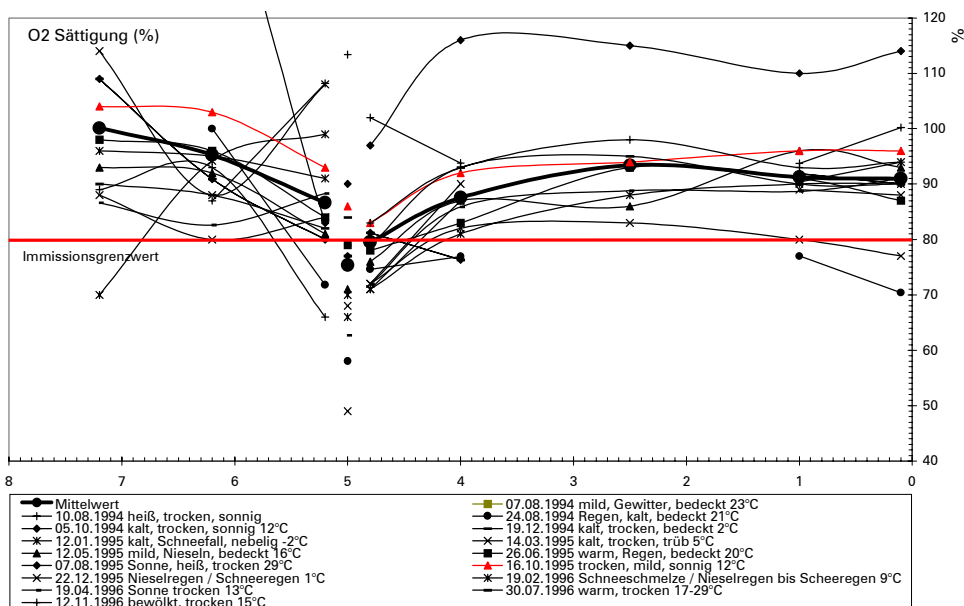


Abbildung 3-31: Sauerstoffganglinie im Längsverlauf des Krottenbachs zu den unterschiedlichen Beprobungsterminen. (überhöht dargestellt)

Im weiteren Verlauf erfolgt durch atmosphärischen Eintrag und durch die biogene Sauerstofffreisetzung im Zuge der Aktivität von Primärproduzenten (Abbildung 3-32) eine Anreicherung mit Sauerstoff.

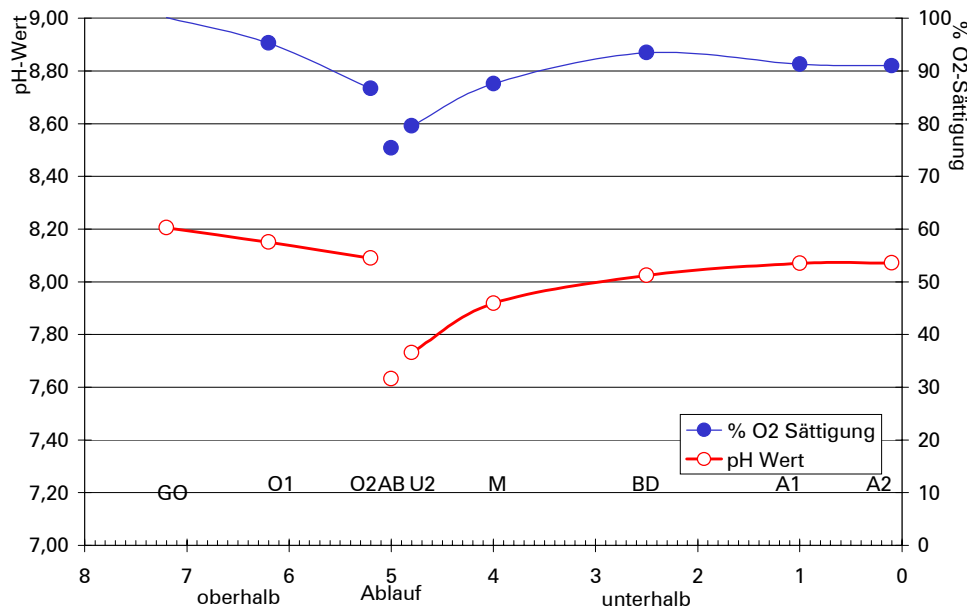


Abbildung 3-32: Mittelwerte der Sauerstoffganglinie und pH-Ganglinie im Längsverlauf des Krottenbachs als Folge der phytischen Sauerstofffreisetzung. (überhöht dargestellt)

Die Anreicherung erfolgt bis etwa 2,5 km unterhalb der Kläranlage und erreicht einen mittleren Maximalwert von 94 % mit einer Schwankungsbreite über alle Beprobungstermine von 3 km, minimal 83 % bis maximal 118 %. In der weiteren Fließstrecke wird keine zusätzliche Anreicherung beobachtet. Sauerstoffeintragsprozesse und Abbauprozesse (siehe Kapitel 2.2.1.3) halten einander die Waage. Beide Prozesse können entweder biologisch als Folge von Photosynthese (siehe Kapitel 2.3.1) oder rein physikalisch durch einen Gasaustausch des Ablaufwassers mit niedrigen Sauerstoffkonzentrationen und aus der mikrobiellen Atmung angereicherten CO_2 mit den Konzentrationen mit der Atmosphäre erklären. Das CO_2 gast aus und verändert dadurch entsprechend der CO_2 -Sättigungskurve nach Tillmann den pH-Wert. Wegen der hohen Beschattung können die biologischen Gründe für diese Dynamik ausgeschlossen werden und auf die physikalischen Ursachen zurückgeführt werden.

In Abbildung 3-33 ist der Tagesgang der Sauerstoffkonzentration als Ergebnis einer Online-Messung dargestellt. Anhand dieser Werte erfolgte eine weitere Überprüfung der in Kapitel 2.3.1.2 ausgearbeiteten Funktion zur Simulation des Sauerstofftagesganges anhand zweier Stützpunktmessungen. Auch in diesem Fall konnte eine gute Übereinstimmung der Konzentrationen im gemessenen Tagesgang und der errechneten Sauerstoffkonzentrationen festgestellt werden.

Weiters ist in Abbildung 3-33 die Konzentrationskurve für 100 % Sauerstoff entsprechend der in Kapitel 2.2.1.2 vorgestellten Berechnungen dargestellt. Die 100 % Sättigungskurve spiegelt deutlich die tageszeitliche Temperaturdynamik im Krottenbach wider. Bemerkenswert ist, dass zu den Zeiten ohne Sonneneinstrahlung und deshalb fehlender Sauerstofffreisetzung zwischen gemessenen Sauerstoffkonzentrationen und

Sättigungskonzentrationen ein konstanter Wert von etwas über 1 mg/l Sauerstoffdefizit (Differenz zwischen den beiden grünen Tangenten an die Kurven in Abbildung 3-33) zu beobachten ist. Die Schulter der Kurven vor Tagesbeginn ist rein auf die zu diesen Zeitpunkten vorherrschenden, im Tagesverlauf niedrigsten Temperaturen und damit höchsten Sauerstofflöslichkeiten zurückzuführen. Diese direkte Korrelation ist durch den temperaturabhängigen Sauerstoffeintrag bei den oben beschriebenen Prozessen der Auflüftung des gereinigten Abwassers bis zur Einleitung in den Krottenbach erklärbar. Bei den niedrigen Lufttemperaturwerten vor Tagesbeginn kühlt sich das gereinigte Abwasser bei den Überfällen in das Ablaufsammelgerinne und weiter bis zur Einleitung in den Krottenbach durch einen Temperatenausgleich mit der Luft ab. Gleichzeitig kann dabei jedoch eine höhere Sauerstoffkonzentration gelöst werden. Interessanterweise bleibt die Höhe des Sättigungsdefizits von etwa 20 % bestehen.

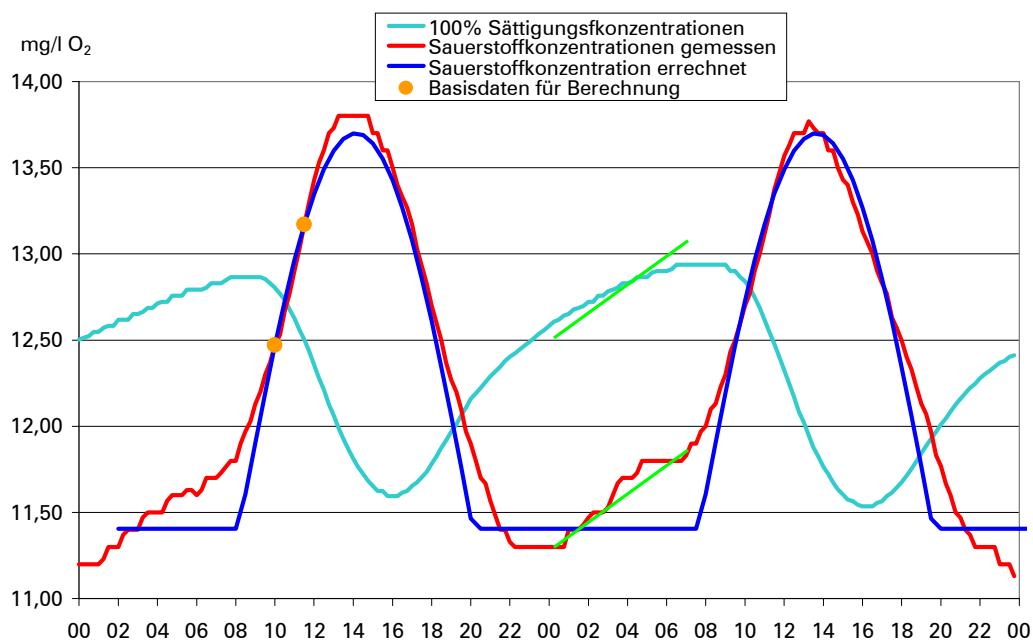


Abbildung 3-33: Sauerstoffganglinie im Tagesverlauf. Ergebnisse einer Online-Messung und aus zwei Stützpunkten entsprechend Kapitel 2.3.1.2 errechneter Tagesgang (überhöht dargestellt)

3.4.2.2 pH-Wert

Wie bereits angesprochen unterliegt der pH-Wert wie die Sauerstoffkonzentration einer Dynamik im Längsverlauf. Die Ursache dafür ist in erster Linie in der Anhebung des pH-Wertes in Folge von assimilatorischer CO₂-Fixierung durch Primärproduzenten gegeben. Dies erkennt man daran, dass an Tagen mit geringer Strahlungsintensität und daraus folgend geringer Primärproduktion eine geringere Dynamik zu beobachten ist, als an Tagen mit hoher Strahlungsintensität.

Die Immissionsgrenze für den pH-Wert liegt in einem Bereich zwischen pH 6,5 und pH 9. Diese Werte werden an keinem der untersuchten Beprobungstermine mit den unterschiedlichsten Rahmenbedingungen (siehe Kapitel 3.3.2) überschritten.

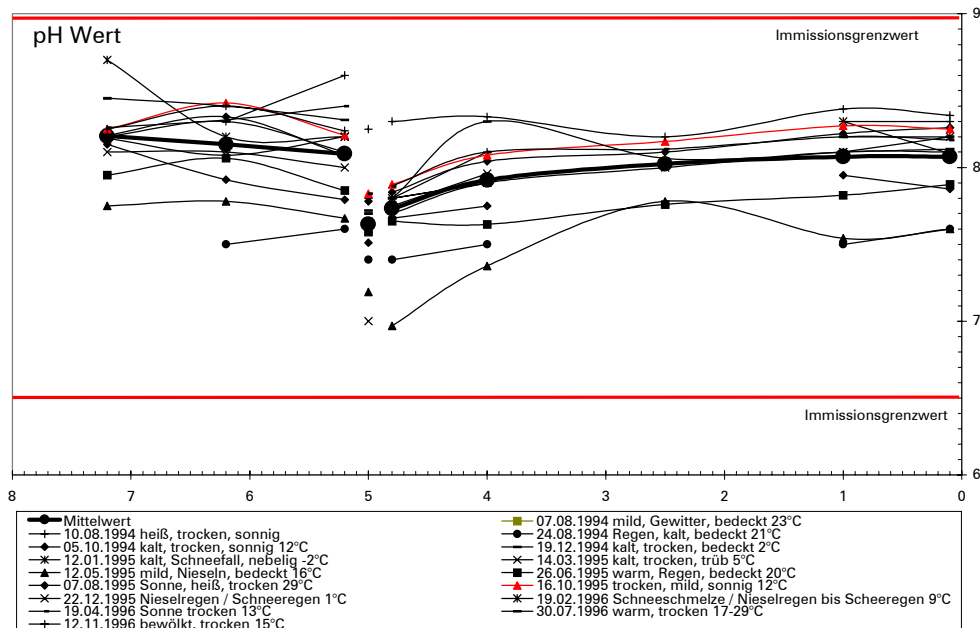


Abbildung 3-34: Ganglinie des pH-Wertes im Längsverlauf des Krottenbachs zu den unterschiedlichen Beprobungsterminen. (überhöht dargestellt)

3.4.2.3 Kohlenstoffparameter

Die BSB₅ Konzentration des Kläranlagenablaufs liegt im Mittel unter 3 mg/l und damit weit unter dem Grenzwert von 6,5 mg/l im Entwurf zur Immissionsverordnung. Dies bestätigt die Qualität der Kläranlage Mödling in Hinblick auf die Entfernung von Kohlenstoffverbindungen, die im Gewässer zu sauerstoffzehrenden Prozessen führen. Dennoch findet bis etwa 1 km unterhalb der Kläranlage noch eine leichte weitere Verminderung der BSB₅ Konzentrationen statt (Abbildung 3-35).

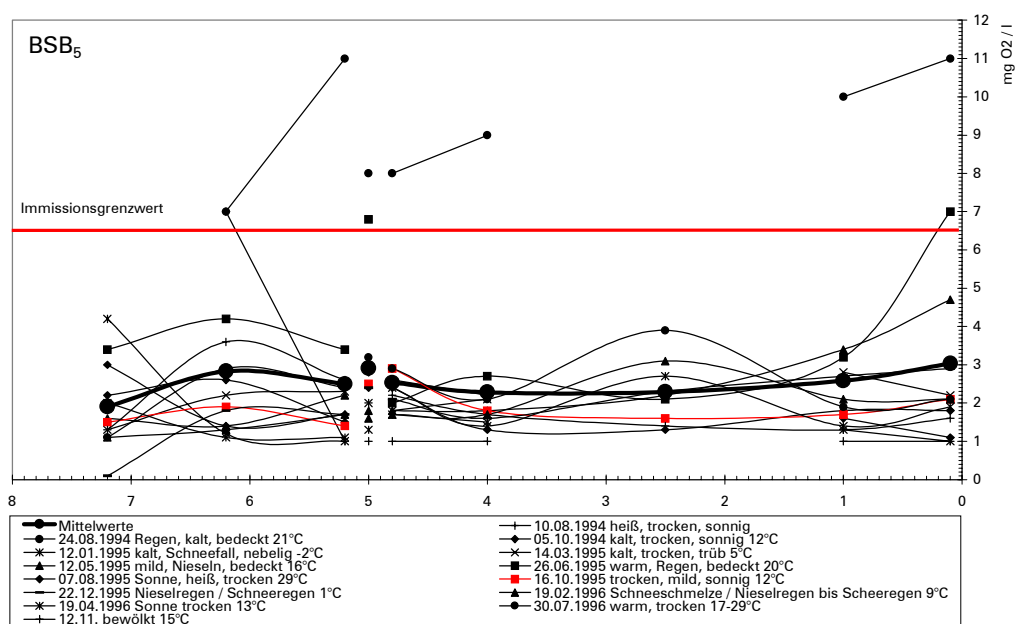


Abbildung 3-35: Ganglinie des BSB₅ im Längsverlauf des Krottenbachs zu den unterschiedlichen Beprobungsterminen.

Nach dieser leichten Verminderung der Konzentrationen kann im weiteren Fließverlauf häufig ein deutlicher Anstieg der BSB₅ Werte beobachtet werden. Für die Zunahme der Abbauintensität durch Atmungsprozesse kann eine Zunahme der abbaubaren organischen Verbindungen durch Einträge aus der Fläche oder durch die Hydrolyse von schwer abbaubaren Verbindungen aus dem Kläranlagenablauf (siehe Kapitel 2.3.2.3) sein. Die Zunahme der organischen Verbindungen erkennt man auch in Abbildung 3-36. In Abbildung 3-35 und Abbildung 3-36 zeigt sich, dass die deutlichsten Zunahmen der Konzentrationen mit Regenereignissen in Verbindung gebracht werden können. Diese erklären jedoch nicht die Zunahme des DOC im ersten Fließkilometer unterhalb der Kläranlageneinleitung. Diese Zunahme könnte durch die Aktivität von Makrozoobenthos verursacht werden, das unterhalb der Kläranlage von Weidegängern und Zerkleinerern geprägt ist (Moog in (Kreuzinger 1999)). Diese Organismen können dazu beitragen, das allochthon über den Kläranlagenablauf eingetragenes partikuläres Material oder autochthon im Gewässer gebildetes organisches Material durch Stoffwechselprozesse freigesetzt wird.

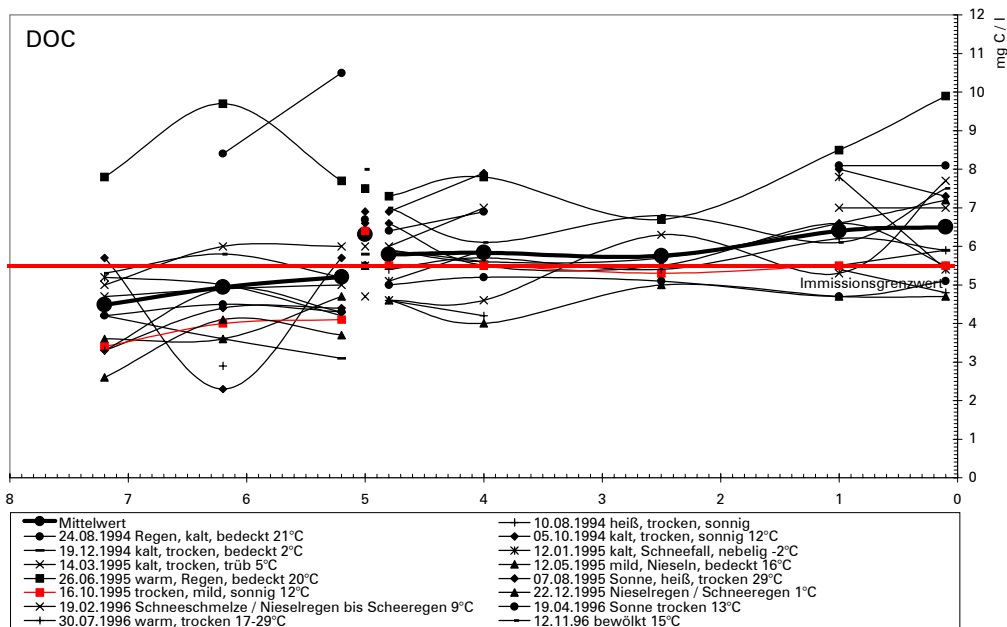


Abbildung 3-36: Ganglinie des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) im Längsverlauf des Krottenbachs zu den unterschiedlichen Beprobungsterminen.

Im Gegensatz zum BSB₅ werden beim DOC sowohl im Kläranlagenablauf, als auch in der Fließstrecke unterhalb der Einleitung, Werte gefunden, die über den Grenzwerten nach dem Entwurf zur Immissionsverordnung liegen. Der DOC ist in Hinblick auf das Vorhandensein organischer Inhaltsstoffe für den biologischen Abbau im Gewässer relevant. Die gemessenen Werte weisen deshalb auf ein entsprechendes Sauerstoffzehrungspotential durch Veratmung organischer Verbindungen in Gewässern hin. Bei einer theoretischen Betrachtung des DOC als Glucose (stellvertretend für leicht abbaubare Verbindungen, die im Kläranlagenablauf aber nicht vorhanden sind) würde für den Abbau der 6,7 mg/L DOC, die im Mittel im Ablauf der Kläranlage gemessen wurden, ein Sauerstoffverbrauch von 17 mg/l Sauerstoff (Berechnung siehe Kapitel 2.3.2) erwartet werden. Der beobachtete BSB₅ von etwa 3 mg/l bedeutet jedoch nur einen Sauerstoffverbrauch für eine vollständige Oxidation von etwa 4,5 mg/l (siehe Kapitel

2.3.2.4), was bei Betrachtung als Glucose etwa einem DOC von 1,7 mg/l entspricht. Dies bedeutet jedoch, dass der Großteil des gefundenen DOCs nicht verwertet wird und somit refraktäre, nicht abbaubare Kohlenstoffverbindungen darstellt. Dieser auch als „Rest-CSB“ bezeichnete Kohlenstoffanteil besteht aus schwer abbaubaren natürlichen (z.B. Huminsäuren) und xenobiotischen (z.B. Haushaltschemikalien, Pharmazeutika) Verbindungen, die im Zuge der Abwasserreinigung nicht entfernt werden. Diese Verbindungen werden zwar analytisch im Summenparameter DOC erfasst, besitzen jedoch hinsichtlich der Sauerstoffzehrung im Gewässer keine Bedeutung. Ihre Bedeutung hinsichtlich toxischer und endokriner Wirkungen ist derzeit Gegenstand intensiver internationaler Untersuchungen.

An Hand des Parameters DOC zeigt sich die Schwierigkeit der oberflächlichen Anwendung von Immissionsgrenzwerten durch einen reinen Vergleich von Grenzwerten und Immissionswerten. Ohne der integrativen Betrachtung der Wechselwirkung zwischen chemischen Parametern und biologischen Prozessen kann die Bedeutung einer Stoffkonzentration im Gewässer nicht beurteilt werden.

3.4.2.4 Stickstoff

Die Stickstoffparameter Ammonium und Nitrat haben aus Gründen, die in Kapitel 2.2.3 detailliert ausgeführt werden, zentrale Bedeutung für ein Gewässer. Im Falle der Bedingungen am Krottenbach ist deshalb eine effiziente Entfernung von Stickstoffverbindungen im Zuge der Abwasserreinigung von entscheidender Bedeutung. Eine detaillierte Beschreibung des Zusammenhangs zwischen Verfahrenstechnik, Betriebsweise und Ablaufkonzentrationen der Stickstoffverbindungen findet sich bei Franz (Franz 1997).

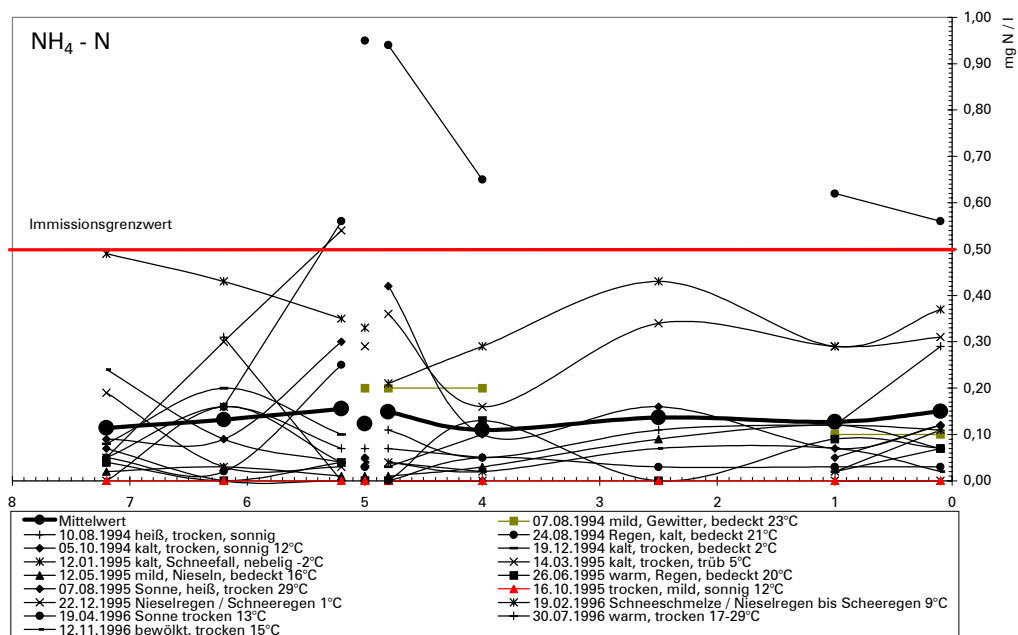


Abbildung 3-37: Ganglinie Ammonium (als NH₄-N) im Längsverlauf des Krottenbachs zu den unterschiedlichen Beprobungsterminen.

Wesentlich ist, dass selbst in dem unrealistischen Fall, dass das gesamte Ammonium als Ammoniak vorliegt (siehe 2.2.3.2) die Konzentrationen für die akute Toxizität des Ammoniaks entsprechend Tabelle 2-13 nicht erreicht werden und selbst der Mittelwert der Ablaufkonzentrationen von 0,12 mg NH₄-N noch unter dem Wert für die sensitiven Jungforellen ist.

Die gemessenen Ammonium-Werte liegen deutlich unterhalb des Grenzwertes nach dem Entwurf zur Immissionsverordnung und werden nur an einem Probenahmetag überschritten, an dem es infolge eines extremen Starkregenereignisses zusätzlich zum Kläranlagenablauf zu hohen Ammoniumeinträgen kommt (Abbildung 3-37), die aus Abschwemmungen aus der Fläche oder aus dem Anspringen von Regenentlastungen im Kanal herrühren können.

Die Ammoniumkonzentrationen bleiben im Längsverlauf weitgehend konstant und zeigen nur eine geringe Dynamik. Die mittlere Konzentration von 0,15 mg NH₄-N unterhalb der Einleitung findet sich als Mittelwert der Konzentrationen über alle Untersuchungstermine unverändert vor der Mündung des Krottenbachs in die Mödling wieder.

Die Nitratkonzentration des Kläranlagenablauf liegt im Mittel bei 3 mg/l NO₃-N und bei der Mündung im Mittel bei 3,5 mg/l. Mit Ausnahme eines Starkregenereignisses liegen die Werte deutlich unter dem Immissionswert von 6 mg/l NO₃-N.

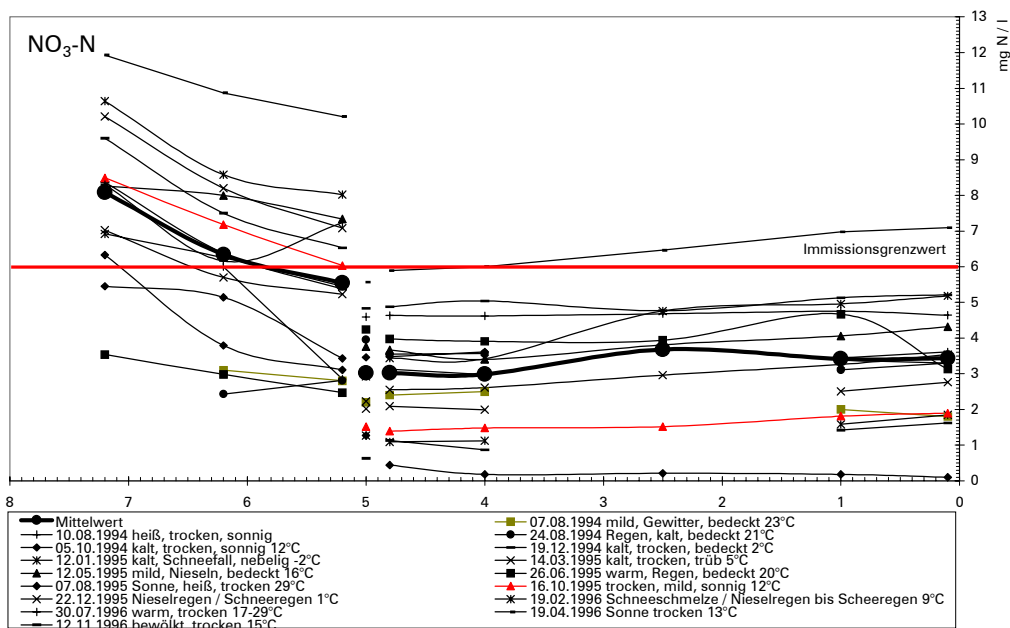


Abbildung 3-38: Ganglinie für Nitrat (als NO₃-N) im Längsverlauf des Krottenbachs zu den unterschiedlichen Beprobungsterminen.

Die gute Qualität der Abwasserreinigung hinsichtlich der Emission an Stickstoffverbindungen verdeutlicht eine Beurteilung des Kläranlagenablaufs nach dem Chemischen Gewässergüteindex nach Bach (siehe Kapitel 3.4.3), der bei einer Auswertung von 720 Datensätzen dem Ablauf hinsichtlich Nitrat eine Gewässergüteklasse von im Mittel II und hinsichtlich Ammonium von I zuweist (siehe Abbildung 3-58).

3.4.2.5 Phosphor

Auf die Bedeutung des Phosphors für die Prozesse in aquatischen Systemen wurde in Kapitel 2.2.4 eingegangen. Abbildung 3-39 zeigt den Konzentrationsbereich und den Längsverlauf der Orthophosphatkonzentrationen im Längsverlauf. Während oberhalb der Kläranlage der Grenzwert von 0,15 mg P/l Gesamtphosphor, entsprechend dem Entwurf zur Immissionsverordnung, im Mittel gerade noch eingehalten wird, liegen die Werte im Ablauf und unterhalb der Einleitung deutlich darüber (Zum Zeitpunkt der Untersuchungen befand sich die Kläranlage in einem Versuchsstadium zur rein biologischen Entfernung von Phosphor – „Bio-P“). Eine Dynamik in der Konzentration über die Fließstrecke kann nicht beobachtet werden.

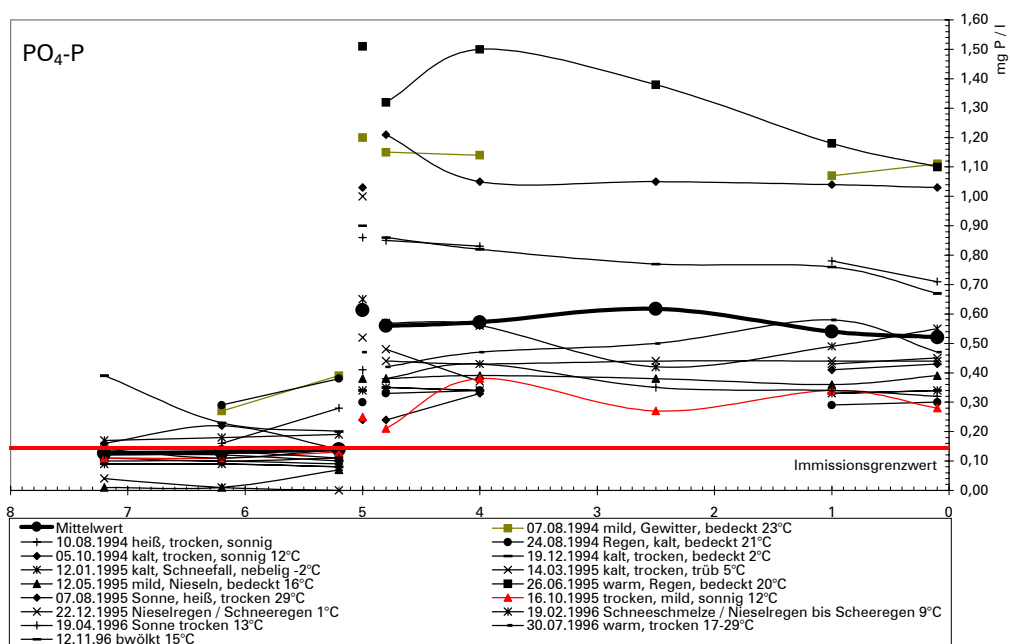


Abbildung 3-39: Ganglinie für Orthophosphat (PO₄-P) im Längsverlauf des Krottenbachs zu den unterschiedlichen Beprobungsterminen.

Auch die Beurteilung der chemischen Wasserqualität nach dem Chemischen Gewässergüteindex nach Bach (1986) (siehe Kapitel 3.4.3) lässt erkennen, dass die Phosphorkonzentrationen in einem äußerst ungünstigen Bereich liegen und somit den Gesamtindex nach Bach stark negativ beeinflussen. Die Auswertung von 720 Datensätzen aus dem Kläranlagenablauf führt nach Bach zu einer Gewässergüteklasse von IV (siehe Abbildung 3-58).

Damit weist die Emission der Kläranlage ein deutliches Eutrophierungspotential auf, das auch aus den Ergebnissen der ökotoxikologischen Untersuchungen (siehe Kapitel 3.4.1) hervorgeht. Obwohl die ökotoxikologischen Untersuchungen (mit Ausnahme des Starkregenereignisses) im Ablauf der Kläranlage und im Unterlauf gar keine oder nur geringe Hemmungen aufweisen, wird kein bedeutendes Wachstum von fädigen Grünalgen, deren Halbsättigungskonstante für Phosphor im Bereich der Konzentrationen im Krottenbach liegen (siehe Kapitel 2.2.4.4), beobachtet. Die Ursache dafür liegt im hohen Beschattungsgrad des Baches durch die Uferbegleitvegetation begründet. Somit wird über die Wechselwirkung zwischen biologischen Prozessen und abiotischen

Rahmenbedingungen die Bedeutung des morphologischen Zustands des Gewässers (siehe Kapitel 3.2.6) für dessen Gesamtzustand unterstrichen.

3.4.2.6 Temperatur

Die Bedeutung der Temperatur für aquatische Systeme wurde eingehend in Kapitel 2.2.5 behandelt.

Der Mittelwert des Kläranlagenablaufs beträgt 15,2 °C. Er nimmt bis zur Mündung des Krottenbachs in die Mödling leicht bis zu einem Wert von im Mittel 13,9° C ab. Im Jahresverlauf zeigt sich trotz der vergleichmäßigenden Wirkung durch den Kläranlagenablauf eine deutliche Abhängigkeit von den Umgebungstemperaturen. Trotz dem Temperaturshift durch die Kläranlage bewegen sich die Immissionswerte auch an heißen Sommertagen unter dem Grenzwert von 25° C. Der im Entwurf zur Immissionsverordnung durch Einleitungen zulässige maximale Temperaturunterschied von ± 3° C wird im Mittel mit 2,9° C knapp eingehalten. In den kälteren Perioden liegt die Erhöhung jedoch bei bis zu 8° C.

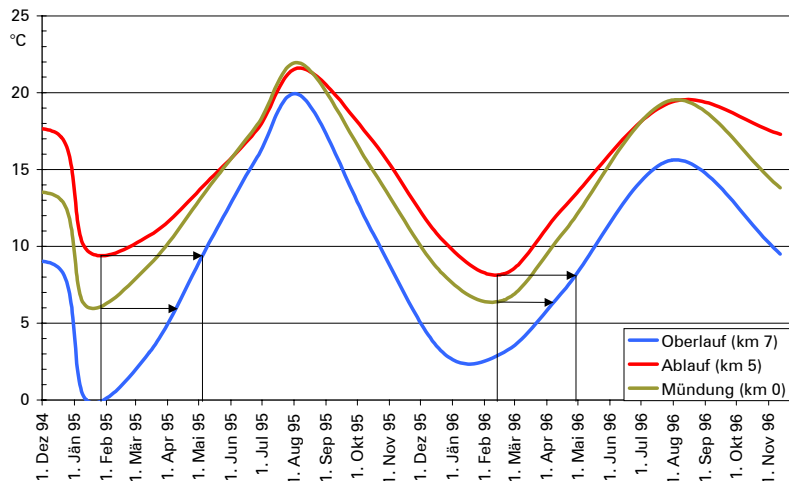


Abbildung 3-40: Temperaturganglinie im jahreszeitlichen Verlauf im Krottenbach und im Ablauf der Kläranlage Mödling.

Abbildung 3-40 zeigt den Einfluss der Temperatur im Ablauf der Kläranlage auf den Krottenbach in Relation zu den Temperaturen oberhalb der Einleitung. Daraus wird ersichtlich, dass speziell in den kälteren Monaten eine starke Erhöhung der im Oberlauf gefundenen Temperaturen erfolgt. So werden bereits im Februar Wassertemperaturen erreicht, die natürlicher Weise erst zwei bis drei Monate später im Frühjahr auftreten. Durch die ganzjährig höheren Werte werden nicht nur die Stoffumsatz- und Wachstumsprozesse der Biomasse deutlich erhöht, sondern auch die Entwicklung des Makrozoobenthos beeinflusst, deren Entwicklungszyklus temperaturgesteuert ist. Diese Organismen finden hier Bedingungen vor, die ihre natürlicher Entwicklung beschleunigen und früher abschließen lassen. Dadurch kommt es zu einer Selektion von wärmetoleranten Arten, die üblicher Weise erst im Unterlauf von Gewässern auftreten, was zu einer Potamalisierung des Gewässers und der Gewässerbiozönosen führt (siehe Kapitel 2.2.5.2). Handelt es sich dabei um Organismen, deren Adultstadien das Gewässer verlassen, so suggeriert der vorzeitige Abschluss der Entwicklung durch höhere Wassertemperaturen auch warme Lufttemperaturen und eine dementsprechend weit

fortgeschrittene Entwicklung der als Nahrungsquelle dienenden Flora. Somit ist es möglich, dass die klimatischen Bedingungen ungeeignet zur Reproduktion ungeeignet sein.

3.4.2.7 Clusteranalyse

Die Clusteranalyse erweist sich als brauchbare und sensitivste Methode, die einzelnen Probenahmestellen basierend auf den erhobenen chemischen Parameter zu vergleichen. Aus dem Ergebnis lässt sich deutlich die chemische „Verwandtschaft“ der einzelnen Probestellen, wesentliche Änderungen im Chemismus und die Selbstreinigung im Längsverlauf darstellen. Durch die statistische Verknüpfung der Parameter BSB₅, Chlorid, DOC, Ammonium, Nitrat, Sauerstoffsättigung, Sulfat, Temperatur, Phosphat pH-Wert, Leitfähigkeit und Schwebstoffe kann die Auflösungsgenauigkeit der Unterscheidung weit über die Aussagekraft eines Einzelparameters hinaus gesteigert werden.

Die Clusteranalyse wurde für jeden Beprobungstermin durchgeführt und in Hinblick auf die Rahmenbedingungen diskutiert.

Die Diagramme werden so gelesen, dass zwei Probenstellen basierend auf den zugrundegelegten Parametern umso ähnlicher sind, je geringer ihre horizontale Distanz zu einer gemeinsamen senkrechten Verbindung ist.

Die Bezeichnung der Probenstellen und deren Lage kann der Abbildung 3-20 entnommen werden.

7.8.1994

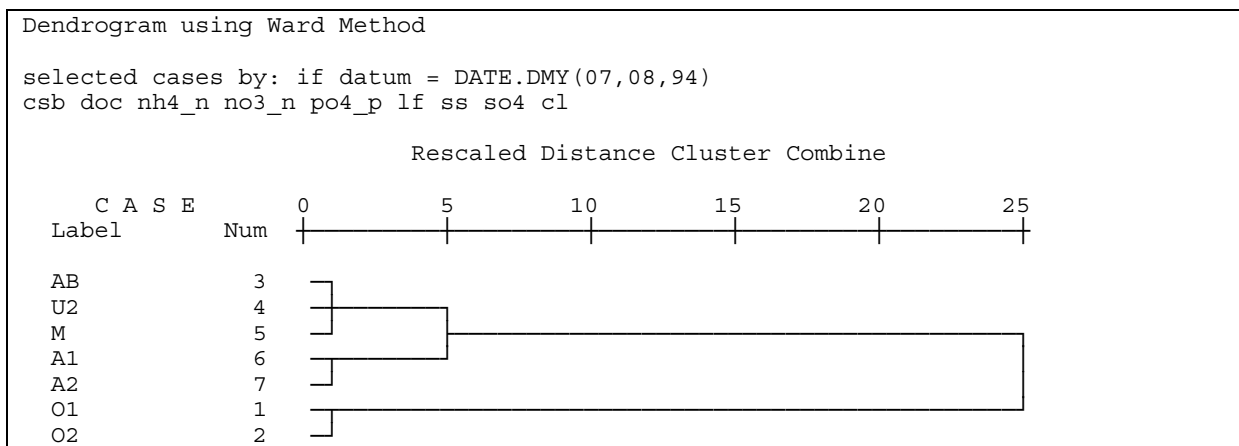


Abbildung 3-41: Dendrogramm für den 7.8.94

Wird das Dendrogramm von unten nach oben gelesen, so erkennt man deutlich die einzelnen Abschnitte mit unterschiedlichem Wasserchemismus. Die Stellen oberhalb der Einleitung durch die ARA Mödling (O1 und O2) sind sehr eng miteinander verwandt und heben sich deutlich vom Rest der Probenstellen ab. In einem weiteren engen Cluster liegen der Ablauf (AB) und die beiden unterhalb liegenden Probestellen U2 und M. Sie unterscheiden sich chemisch kaum voneinander, haben sich jedoch ihrerseits deutlich vom Cluster aus den beiden Probenstellen im Bereich Achau (A1 und A2) ab.

Das hier stattfindende Starkregenereignis führt also dazu, dass sich der Chemismus des Wassers über den ersten Kilometer nicht verändert. Erst in der Fließstrecke (3 km) bis Achau erfolgen Umsetzungsprozesse, die eine Veränderung im Chemismus bewirken.

10.8.1994

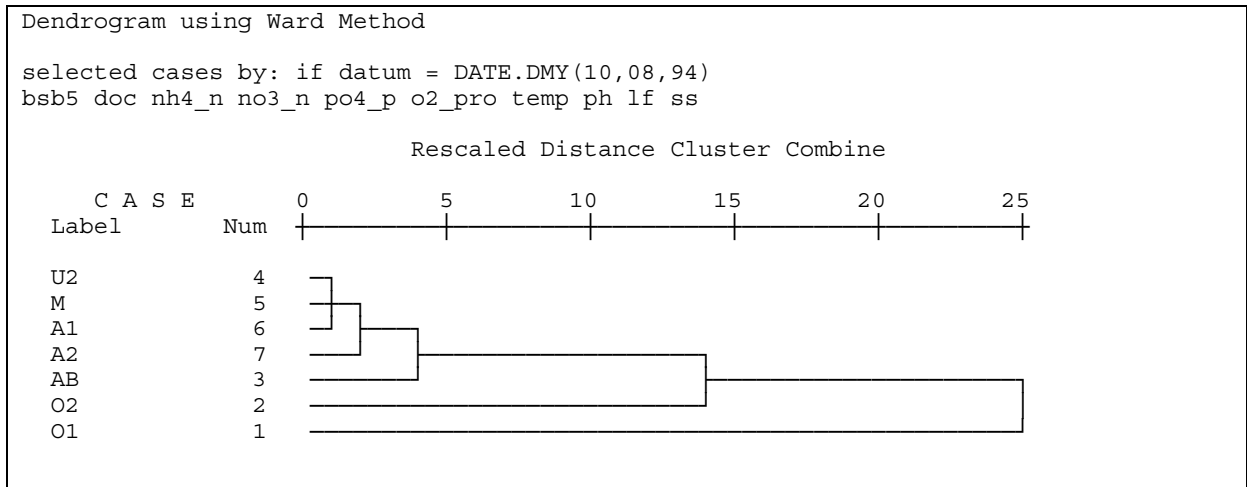


Abbildung 3-42: Dendrogramm für den 10.8.94

Die auf den Starkregen folgende 3-tägige Trockenperiode führt zu einem äußerst heterologen Bild im Chemismus. Die Probenahmestellen U2 bis A1 liegen auf einem Cluster, während alle anderen Stellen sich deutlich voneinander unterscheiden. Bereits zwischen den Stellen O1 und O2 lässt sich eine starke Veränderung im Chemismus feststellen, der auf biologische Prozesse im Gewässer zurückzuführen ist. Nach Einleitung der ARA erkennt man wieder die Bedeutung dieser Einleitung. An diesem Termin verändert sich der Ablauf über eine Strecke von über 3 km relativ kaum, was sich in der Verwandtschaft der Probenpunkte U2 bis A1 auswirkt. Innerhalb des Ortsgebietes Achau erfolgt eine weitere Veränderung des Chemismus, da sich die beiden Stellen in und vor Achau deutlich voneinander unterscheiden.

24.8.1994

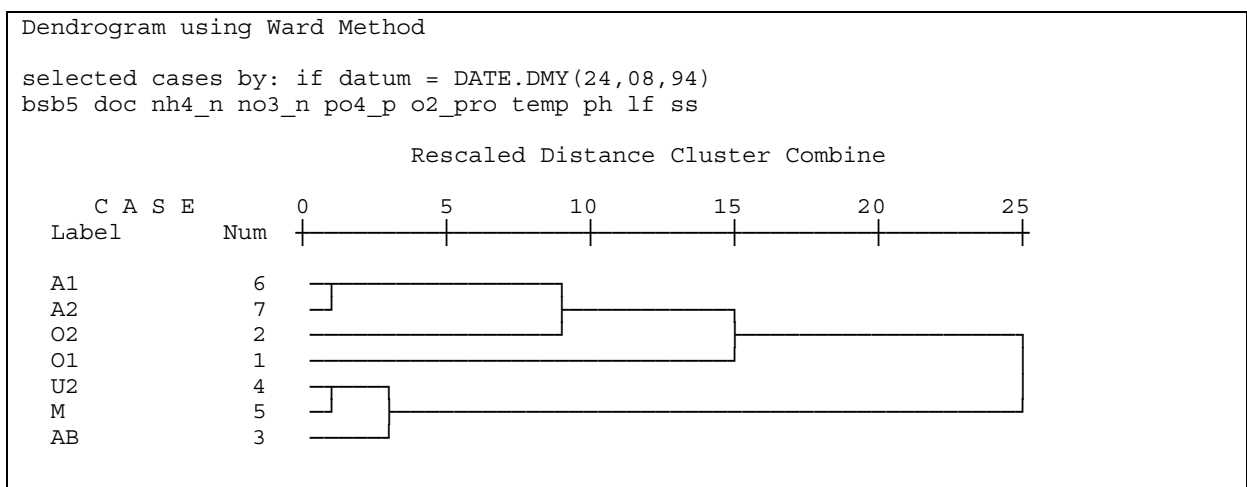


Abbildung 3-43: Dendrogramm für den 24.8.94

Der Starkregen an diesem Tag wirkt sich hier besonders deutlich zwischen der Stelle M und dem Ortsbeginn von Achau aus. Das Szenario lässt sich so deuten, dass es infolge des Starkregens zu deutlichen Abschwemmungen aus der Fläche kommt. Regentlastungen dürften nur eine untergeordnete Bedeutung haben, da zu diesem Termin keine Toxizität auftritt. Erfolgen die Abschwemmungen aus der Fläche relativ gleichmäßig über den gesamten Verlauf, so kommt es zwar durch die Einleitung der ARA Mödling zu einer Veränderung im Chemismus, was sich in dem Cluster U2-M-AB zeigt, diese Veränderung jedoch von den Abschwemmungen zumindestens bis zur nächsten Probenstelle A1 wieder relativiert werden, da es wieder zu einer Angleichung im Chemismus an die Stellen oberhalb der ARA kommt.

5.10.1994

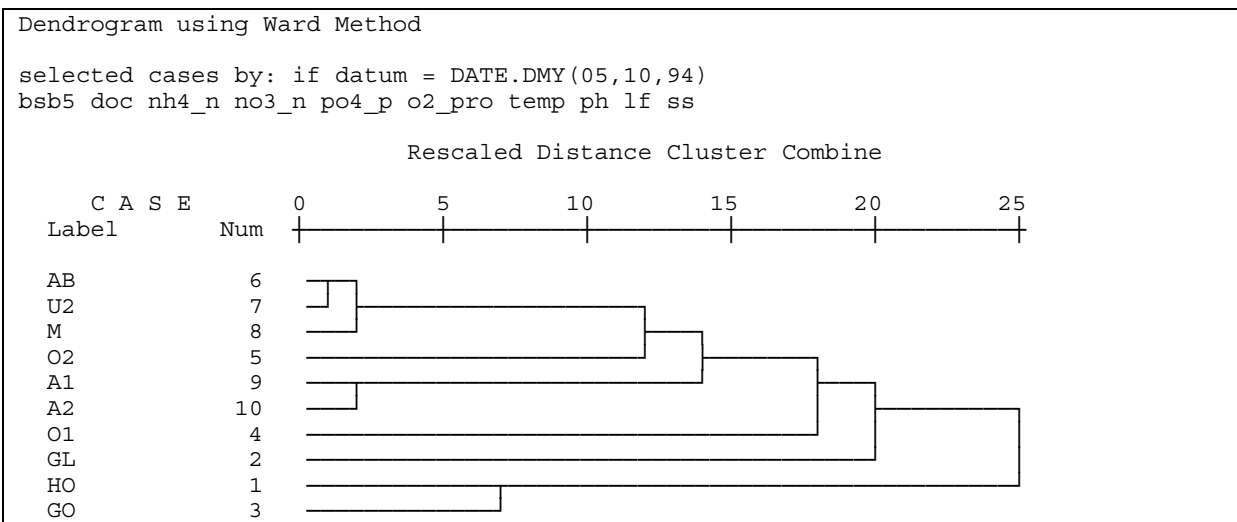


Abbildung 3-44: Dendrogramm für den 5.10.94

Es wurden erstmals auch die im Quellbereich gelegenen Probenahmestellen beprobt und in die Betrachtung aufgenommen. Deutlich ist zu erkennen, dass sich die Stellen HO (Hochleitenbach) und GO (Golfplatz) trotz der dazwischenliegenden langen Verrohrung doch ähnlich sind. Der Seitenarm bei der Glasfabrik fällt wie schon bei den Toxizitätsuntersuchungen völlig aus der Reihe. Die Sensitivität der Methode lässt erkennen, dass es auf dem 0,8 km Fließstrecke zwischen der Probenstelle U2 direkt unterhalb der ARA und der darauf folgenden Stelle M bereits zu einer deutlichen Veränderung des Chemismus kommt. Ob es sich hierbei um Selbstreinigungsprozesse – also eine qualitative Verbesserung oder um Einschwemmungen – also einer qualitativen Verschlechterung handelt kann nicht abgelesen werden. Abschwemmungen können jedoch wegen der Niederschlagsituation ausgeschlossen werden.

19.12.1994

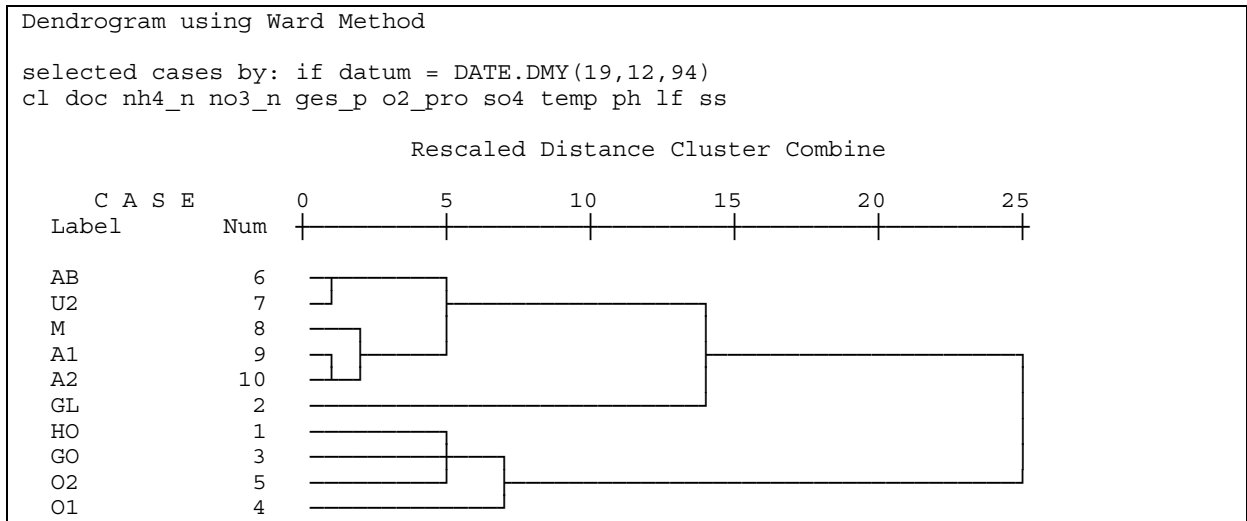


Abbildung 3-45: Dendrogramm für den 19.12.94

Die Probestellen oberhalb der ARA liegen wieder auf einem Cluster, während mit Dotation des Krottenbachs mit dem Kläranlagenablauf wieder eine völlige Veränderung des Chemismus herbeigeführt wird. Die Stelle unmittelbar unterhalb der Einleitung weist eine starke Ähnlichkeit zum Ablaufwasser auf, wogegen 0,8 km unterhalb ein deutlich anderer Chemismus vorherrscht, der sich bis zur Mündung hin nicht stark verändert.

12.01.1995

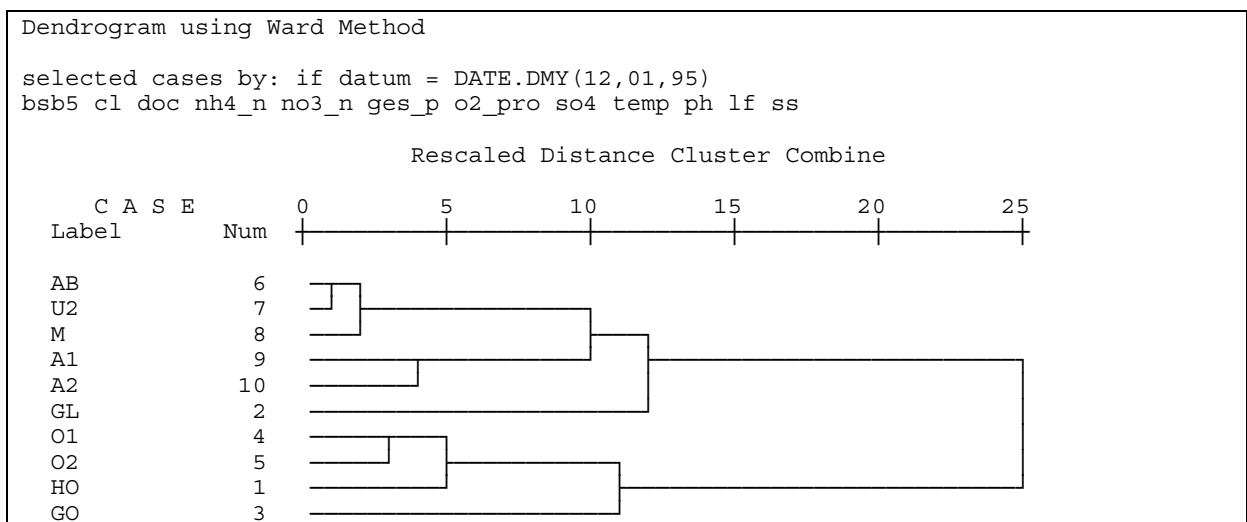


Abbildung 3-46: Dendrogramm für den 12.01.1995

Es zeigt sich ein bereits bekanntes Bild. Die Stelle U“ gleicht noch stark dem Ablauf der Kläranlage, während sich der Chemismus 0,8km weiter bereits abzuheben beginnt. Interessanter Weise ereignet sich diese Veränderung nicht nur in der wärmeren, biologisch aktiveren Periode, sondern auch im Winter

14.03.1995

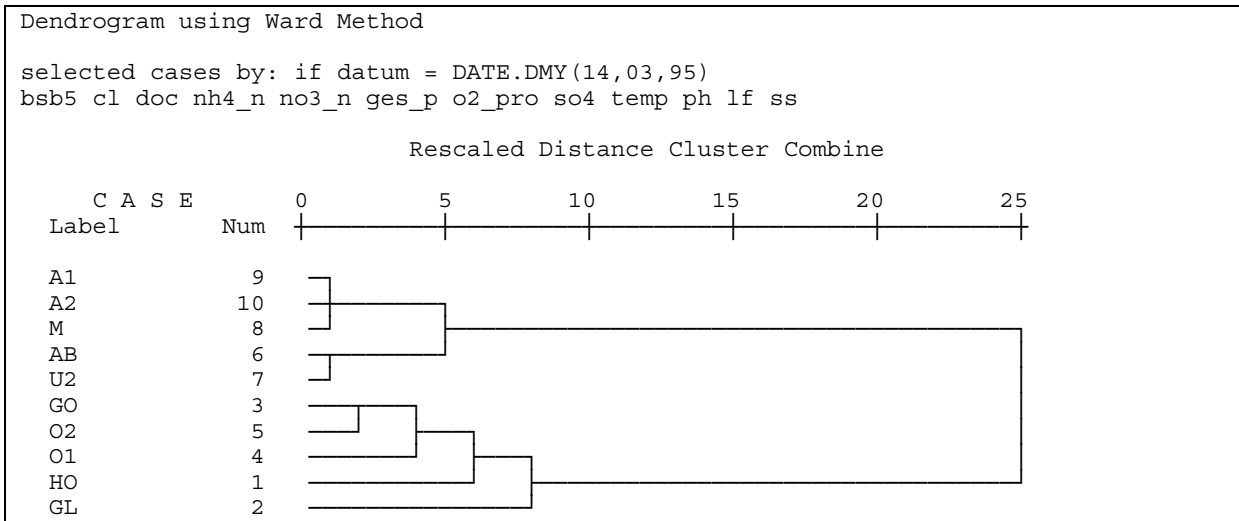


Abbildung 3-47: Dendrogramm für den 14.03.1995

An diesem Termin zeigt sich eine Verwandtschaft zwischen den einzelnen Stellen, die exakt die Abfolge der Probestellen im Längsverlauf widerspiegelt. Die auf einem eigenen Cluster gelegenen Probenpunkte oberhalb der ARA weisen äquidistante Homologien auf. Interessanter Weise unterscheiden sich die Stellen AB und U2 deutlich von den weiter unten gelegenen Stellen M bis A2, die ihrerseits wieder sehr ähnlich sind. In diesen im Verhältnis morphologisch besseren 0,8 km zwischen U2 und M erfolgt wieder die gravierenste Änderung im Chemismus.

12.05.1995

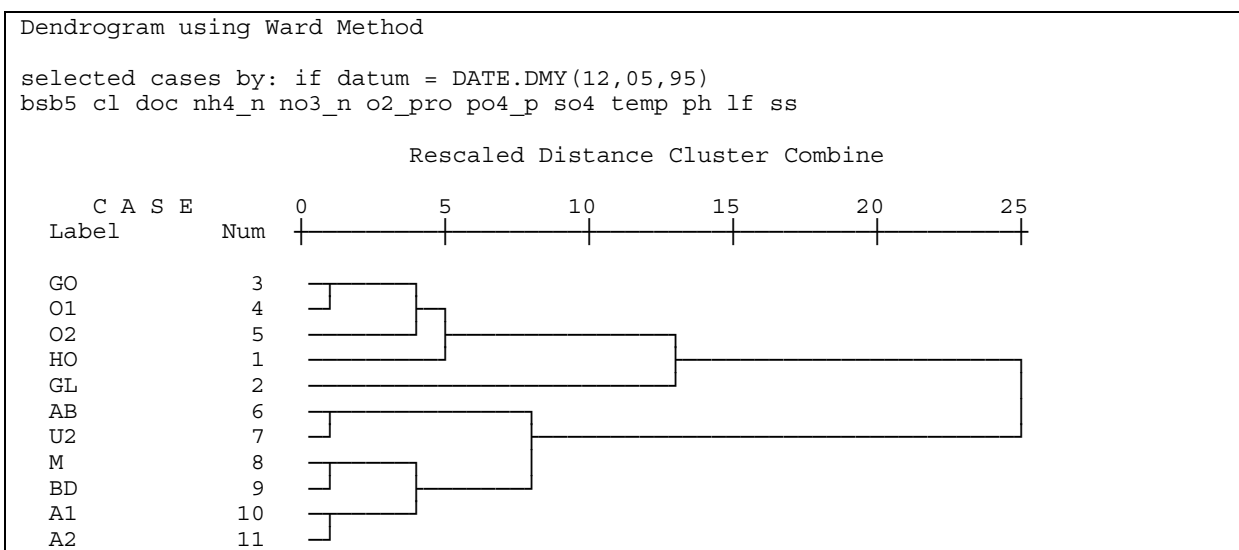


Abbildung 3-48: Dendrogramm für den 12.05.1995

Die Stelle BD etwa 1,5 km unterhalb der Stelle M und etwa 1,5 km vor der Stelle A1 wurde neu in die Betrachtung aufgenommen, um die räumliche Auflösung der Dendrogramme zu verbessern. Es zeigt sich auch hier das bereits bekannte Bild, dass sich der Ablauf und das Wasser 200 m nach der Einleitung noch weitgehendst ähneln, dass jedoch weitere 0,8 km in Fließrichtung eine Veränderung im Chemismus auftritt. In den nächsten 1,5 km bis zur Stelle BD sind keine Veränderungen festzustellen. Erst in den nächsten 1,5 km bis zum Ortsgebiet von Achau kommt es wieder zur Ausprägung einer Dynamik.

26.6.1995

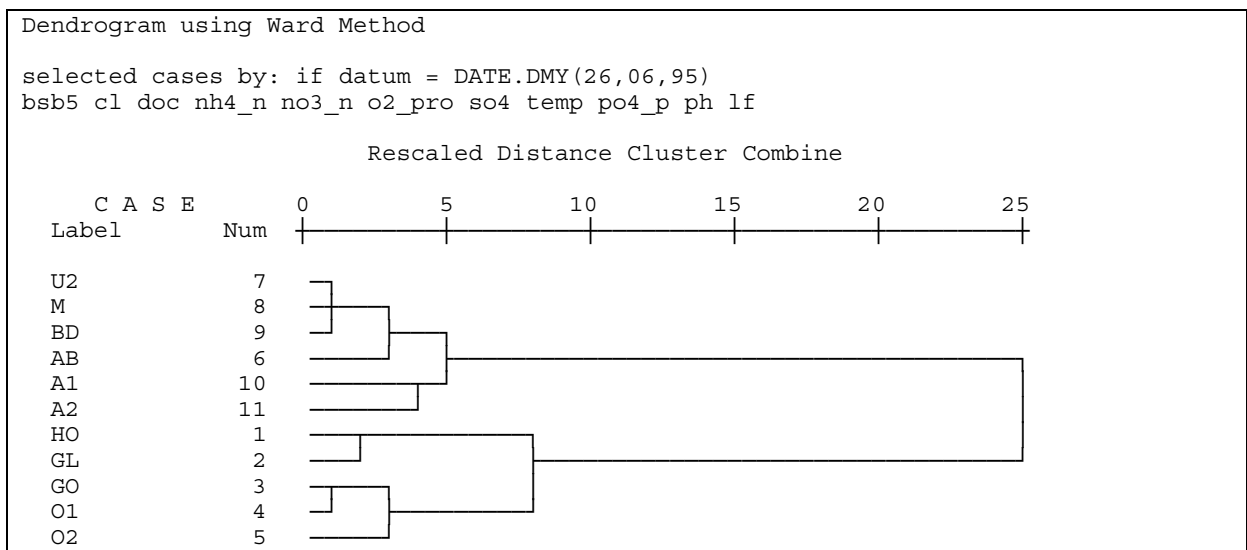


Abbildung 3-49: Dendrogramm für den 26.6.1995

Durch den Einfluss des Regens kommt es zu einer Vergleichmäßigung des Wasserchemismus. U2; M und BD sind sich sehr ähnlich und heben sich etwas vom Ablauf ab. Dies deutet auf einen Einfluss aus dem Einzugsgebiet oberhalb der Kläranlage hin. Bis Achau verändert sich der Chemismus abermals deutlich. Auf der landwirtschaftlich genutzten Strecke zwischen BD und A1 muss es also in Folge des Regens zu einer deutlichen Beeinflussung im Chemismus kommen. Die der Stellen unmittelbar oberhalb der Einleitung (GO, O1 und O2) liegen wieder auf einem eigenen Cluster.

7.8.1995

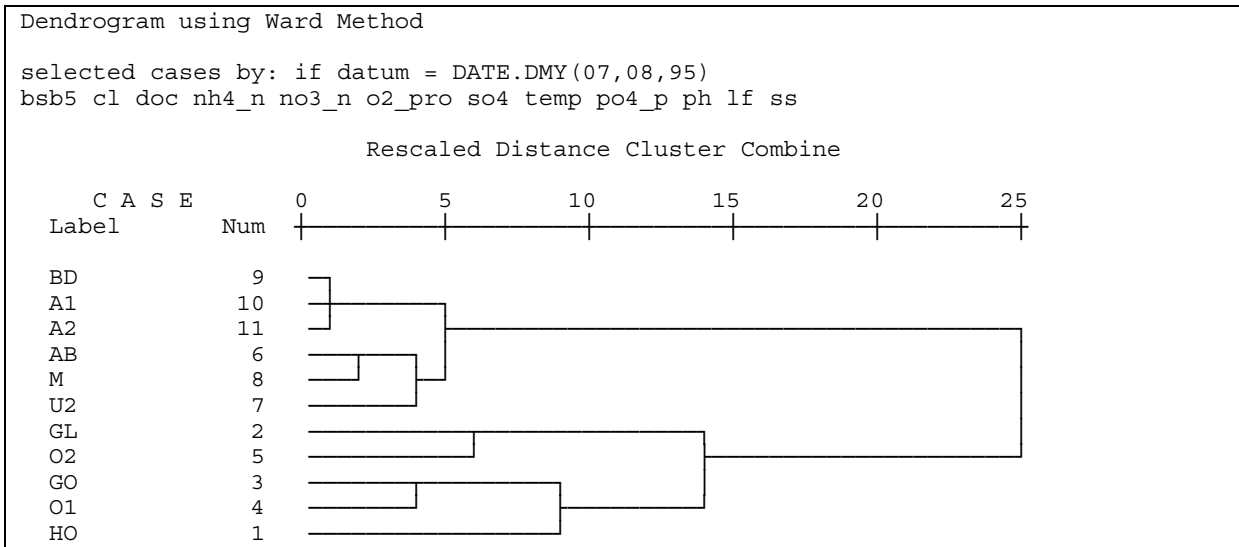


Abbildung 3-50: Dendrogramm für den 7.8.1995

Dieser trockene heiße Sommertag weist einige uncharakteristische Abweichungen bei der Clusteranalyse auf. So ähneln sich der Ablauf und die Probenstelle M einander mehr als der Ablauf und die zwischen diesen beiden Stellen, 200 m unterhalb der Einleitung befindliche Stelle U2. Eine ähnliche Situation kann für den oberhalb der Einleitung befindlichen Cluster gefunden werden. GO, O1 und HO liegen zwar auf einem Cluster, die Ähnlichkeiten sind jedoch nicht so ausgeprägt, wie an den anderen Proben Tagen. Wahrscheinlich kommt es auf Grund der Sonneneinstrahlung und der damit verbundenen Primärproduktion lokal, Abhängig von der Morphologie an diesem Tag zu der beobachteten hohen und unregelmäßigen Dynamik im Chemismus.

16.10.1995

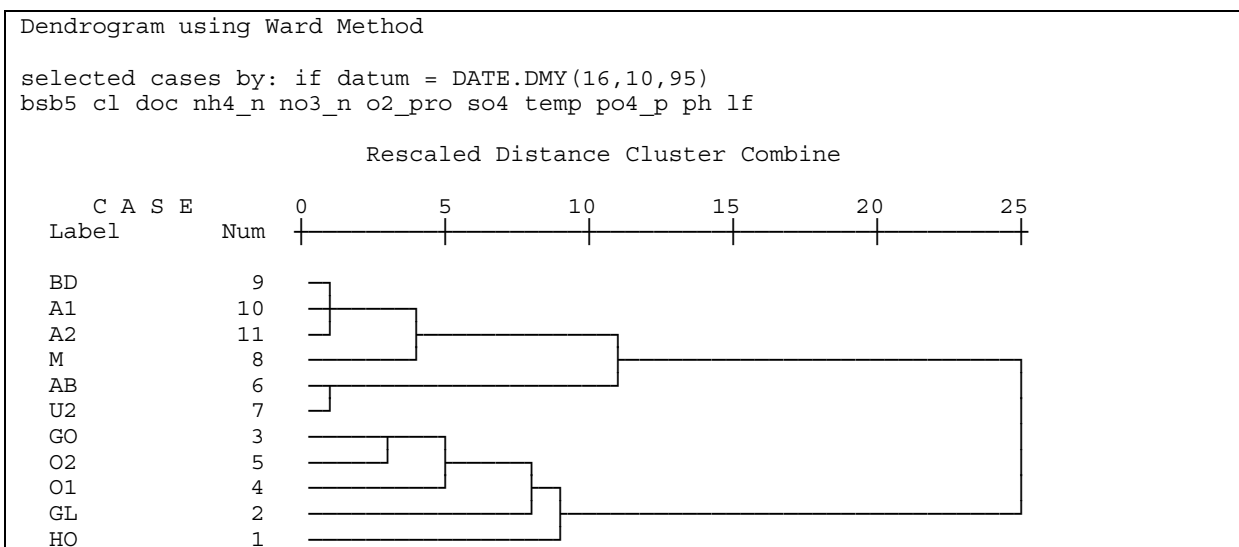


Abbildung 3-51: Dendrogramm für den 16.10.1995

Ein klassischer unauffälliger Tag mit charakteristischen Verhältnissen. AB und U2 sind sich naturgemäß wieder sehr ähnlich. Interessant ist an diesem Termin der große Unterschied zu der 0,8 km weiter unterhalb liegenden Stelle M, was auf durch die Morphologie begünstigtes gutes Selbstreinigungspotential schließen lässt. Die Änderung im Chemismus setzt sich in den folgenden 1,5 km bis zur Stelle BD fort, während es im weiteren Verlauf zu keinen Änderungen mehr kommt

22.12.1995

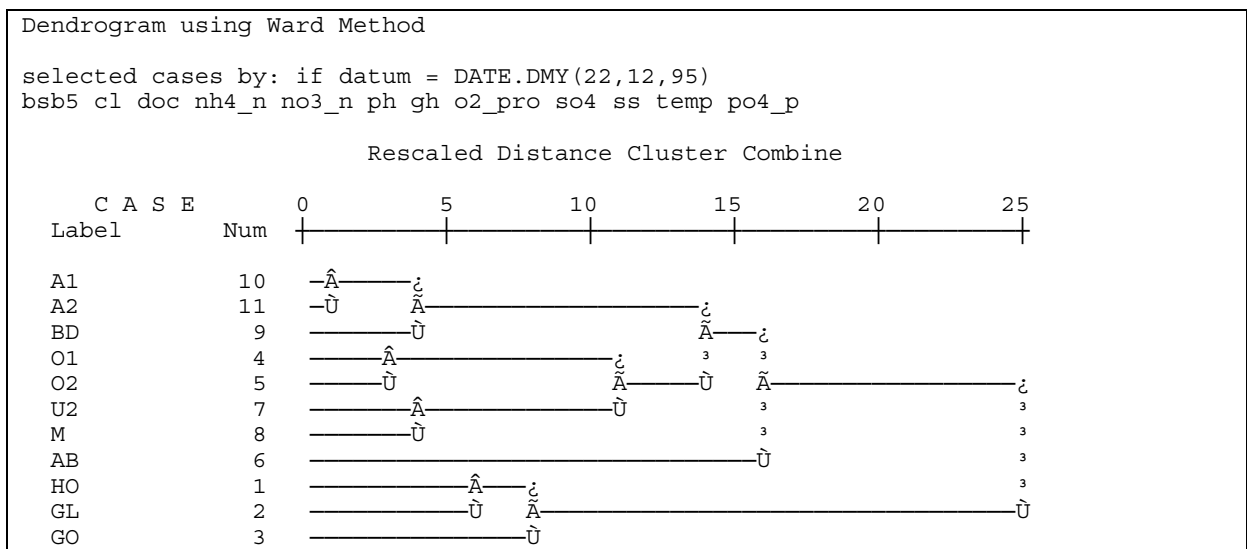


Abbildung 3-52: Dendrogramm für den 22.12.1995

An diesem Tag stellt weist das Dendrogramm eine völlig andere Situation aus. Die letzten 3 Stellen im Fließverlauf sind wieder sehr ähnlich, wogegen der Kläranlagenablauf sich extrem von den Stellen U2 und M abhebt. U2 und M ähneln im Chemismus eher den oberhalb der Einleitung gelegenen Stellen O1 und O2, was auf einen verminderten Einfluss der Kläranlage auf den Chemismus des Krottenbachs schließen lässt. Trotz Einleitung durch die Kläranlage unterscheiden sich die chemischen Parameter oberhalb und unterhalb der Einleitung nicht sehr voneinander.

19.2.1996

Die Stellen AB bis M unterscheiden sich nicht voneinander, wogegen die weiter unten gelegenen Bereiche untereinander sehr ähnlich, zu dem Cluster direkt unterhalb der Kläranlage jedoch sehr verschieden sind. Die Ursache dafür liegt in den bereits erwähnten in den Krottenbach fließenden Schneesammelstellen des Winterdienstes zwischen den Stellen M und BD. Dieser Einfluss bewirkt die mit der Clusteranalyse festgestellten gravierenden Unterschiede.

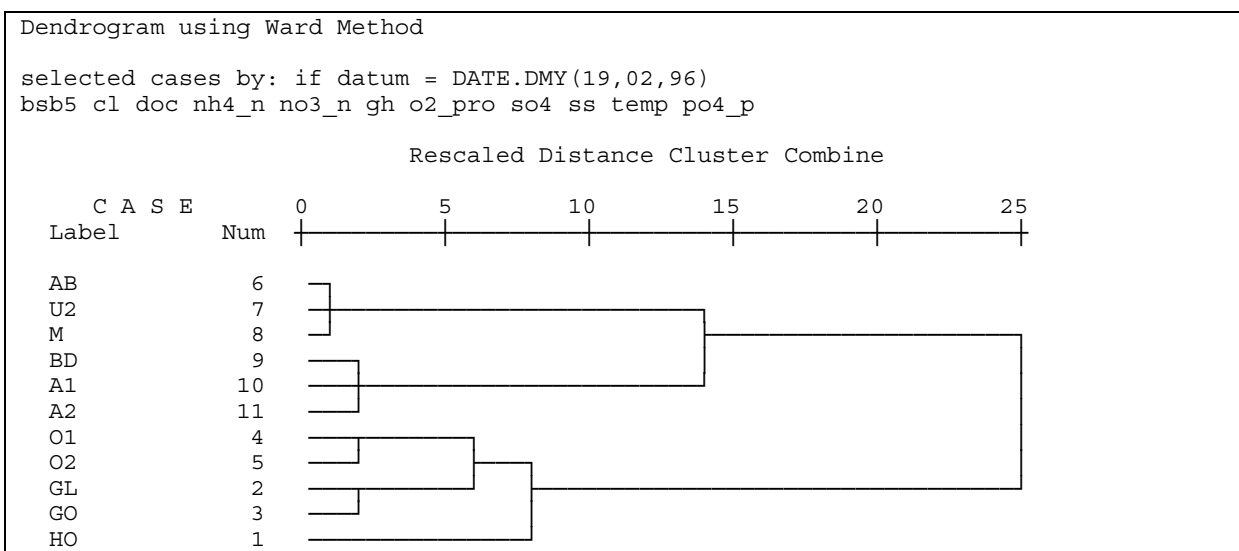


Abbildung 3-53: Dendogramm für den 19.2.1996

19.4.1996

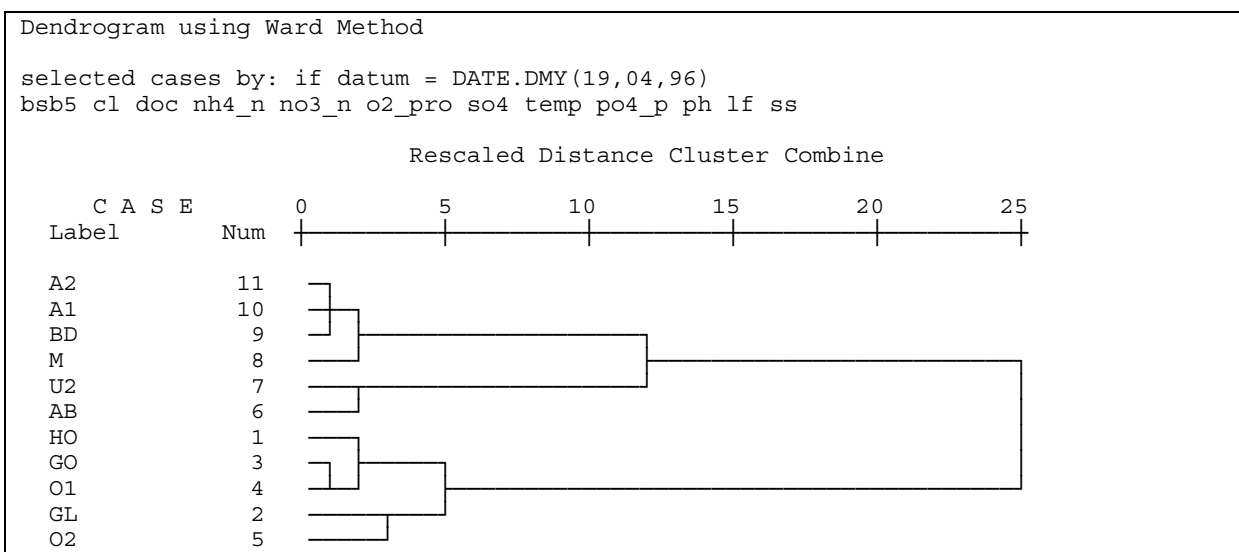


Abbildung 3-54: Dendogramm für den 19.4.1996

Die aufgrund der Jahreszeit noch fehlende Beschattung und die benthischen Algen führen zwischen den Stellen U2 und M über ihre Aktivitäten zu einem deutlichen Einfluss auf die Wasserchemie. Es ist dies der deutlichste Unterschied zwischen den Probestellen U2 und M, die im Projektzeitraum beobachtet wurden.

30.7.1996

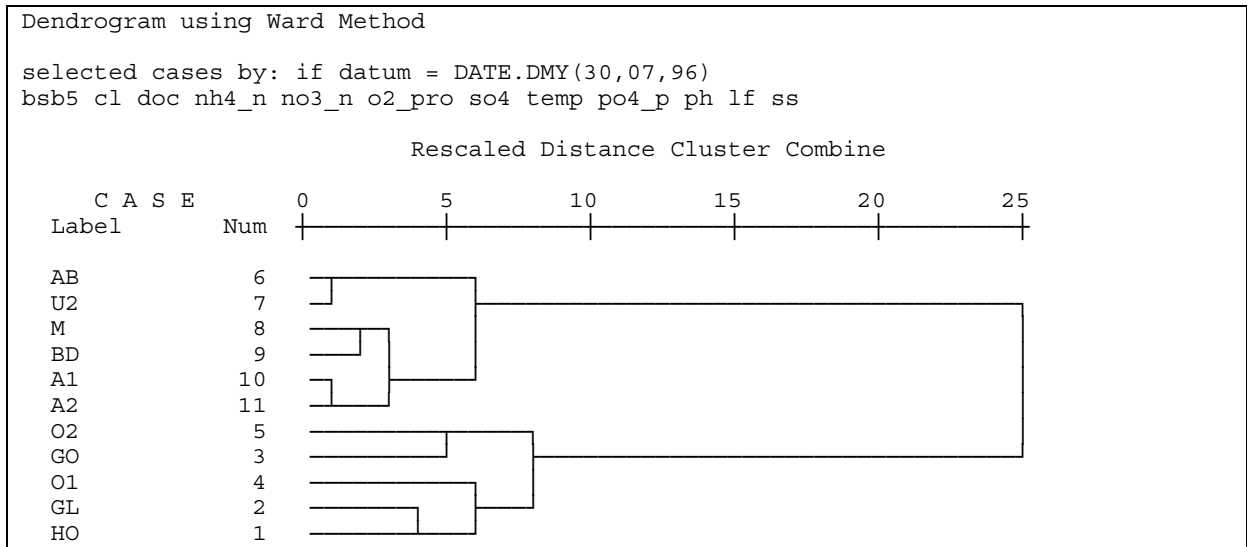


Abbildung 3-55: Dendrogramm für den 30.7.1996

Obwohl der zum vorhergehenden Zeitpunkt festgestellte Algenbewuchs verschwunden ist, kommt es im ersten Kilometer nach der Einleitung wieder zu einer starken Veränderung im Chemismus, der auf biologische Aktivität (in diesem Fall dürften die zwischen U2 und M vorhandenen Makrophyten) zurückzuführen sein dürfte. zwischen den Stellen BD und A1 kommt es zu einer eindeutigen Veränderung in der chemischen Zusammensetzung des Wassers. Dies könnte auf die zu diesem Zeitpunkt beobachteten Bewässerungsmaßnahmen der landwirtschaftlichen Nutzfläche und den dort angelegten Dränagen zurückzuführen sein.

12.11.1996

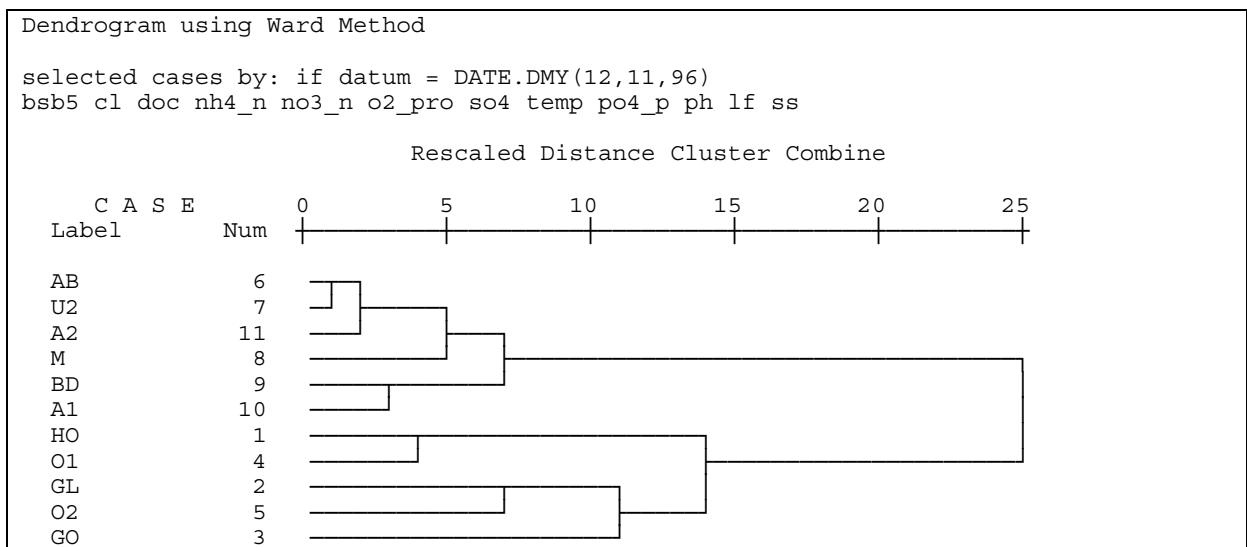


Abbildung 3-56: Dendrogramm für den 12.11.1996

Die Stelle A2 ähnelt in ihrem Chemismus dem Ablauf der ARA und der unmittelbar darunter liegenden Stelle U2. Dies könnte bedeuten, dass zu diesem Termin zwischen den Stellen A1 und A2 eine Einleitung erfolgte, die von der Zusammensetzung her sehr dem Ablauf entspricht. Die Stellen M, BD und A1 liegen wieder in einer logischen Verwandtschaftsabfolge.

Mittelwert aus allen Daten

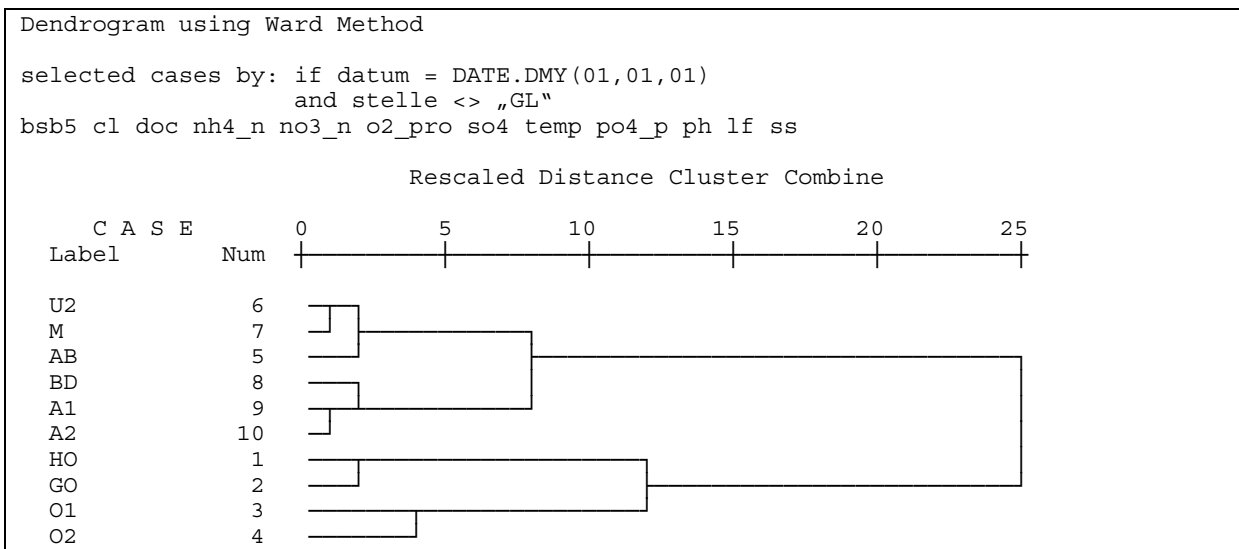


Abbildung 3-57: Dendrogramm für den Mittelwert aus allen Daten

Werden alle Werte der Chemischen Parameter für die einzelnen Stellen gemittelt, so ergibt sich das in Abbildung 3-57 dargestellte Dendrogramm. Hier liegen die Stellen M und U2 näher zusammen als der Ablauf AB mit U2, alle drei Stellen jedoch noch sehr nahe verwandt. Dies bedeutet, dass bereits in den ersten 200 Metern der Fließstrecke nach der Einleitung eine Veränderung im Wasserchemismus zu beobachten ist, der eine Unterscheidung des mittels Clusteranalyse möglich macht. Eine optische Auswertung der einzelnen chemisch-physikalischen Parameter im Längsverlauf (siehe Kapitel 3.4.2) zeigt, dass diese Unterscheidung in den Unterschieden beim Sauerstoffgehalt begründet sein kann.

Weiter im Fließverlauf ergibt sich bereits eine deutliche Veränderung im Chemismus zur Stelle BD, die etwa 1,5 km unterhalb der Stelle M liegt. BD, A1 und A2 sind sich auch in dieser Darstellung sehr ähnlich. Dies bedeutet, dass die wesentlichste Änderung im Wasserchemismus zwischen den Stellen M und BD liegt. Eine qualitative Ursache kann mit der Clusteranalyse nicht geliefert werden. Somit können entweder Selbstreinigungsprozesse im Längsverlauf oder Diffuseinträge zwischen den Stellen M und BD für die Veränderung ausschlaggebend sein.

Oberhalb der Einleitung der ARA zeigt sich das bekannte Bild, dass die beiden Stellen nach der Verrohrung ab der SCS (O1 und O2) sehr ähnlich sind, wogegen die Stellen HO und GO abgesetzt auf einem eigenen Cluster liegen.

3.4.3 Der Chemische Index

Da die in einem Gewässer lebenden Biozönosen immer ein Ergebnis der Einwirkungen von physikalischen und chemischen Umweltbedingungen sind, haben sich bereits früh Tendenzen entwickelt, die eine Korrelation zwischen saprobiologischen Untersuchungen und ausgewählten physikalisch-chemischen, biochemischen und in weiterer Folge bakteriologischen Parametern herzustellen. Beispiele dafür sind die

- G.R.E.E.N. – Methode (Global River Environmental Education Network) zitiert nach (Pongratz 1991)
- Bach – Methode (Bach 1980)

Beide Methoden arbeiten nach einem ähnlichen Prinzip. Da die zu untersuchenden Parameter unterschiedliche Dimensionen aufweisen (z.B. $\mu\text{S}/\text{cm}$; mg/l , pH-Einheiten) werden sie über Transformationskurven in relative Einheiten mit einem Wert zwischen 0 und 100 umgewandelt. Diese Kalibrierkurven sind empirische erarbeitete Funktionen, mittels derer die Konzentrationen der Inhaltsstoffe in dimensionslose Gütepotentiale mit einem Wert zwischen 0 und 100 umgerechnet werden, wobei eine optimale Konzentration dieses Parameters im Gewässer dem Wert 100 (Optimum) entspricht und eine „schlechte“ Konzentration dem Wert 0. Die Konzentrationen sind somit in den Kalibrierkurven entsprechend ihrer Bedeutung für den Gewässerzustand abgestuft. Die Kalibrierkurven können dem Anhang entnommen werden. Zusätzlich werden die derart erhaltenen Potentiale nach Tabelle 3-37 gewichtet, um ihre Bedeutung für die Gewässergütebestimmung zu unterstreichen.

Tabelle 3-37: Parameter und deren Gewichtung zur Bestimmung des CI (Chemischen Index) nach Bach und G.R.E.E.N

Parameter		Gewichtung nach Bach	Gewichtung nach G.R.E.E.N.
Ammonium	mg/l	0,15	-
BSB ₅	mg/l	0,2	0,11
Coliforme Bakterien	Kol/100ml	-	0,16
Feststoffgehalt	mg/l	-	0,07
Leitfähigkeit	$\mu\text{S}/\text{cm}$	0,07	-
Nitrat	mg/l	0,1	0,1
pH-Wert		0,1	0,11
Phosphor	mg/l	0,1	0,1
Sauerstoffsättigung	%	0,2	0,17
Sichttiefe	cm	-	0,08
Wassertemperatur	° C	0,08	0,1
Summe der Gewichtungen		1	1

Die Gewichtung und in weiterer Folge die Bestimmung des CI erfolgt bei den beiden Methoden nach unterschiedlichen Gesichtspunkten (Gleichungen Gl. 3-1 und Gl. 3-2).

Gewichtung und Bestimmung des CI nach Bach (Bach 1980):

$$\text{Gl. 3-1:} \quad \text{CI} = q_1^{w_1} * q_2^{w_2} * q_3^{w_3} * \dots q_n^{w_n}$$

Gewichtung und Bestimmung des CI nach G.R.E.E.N (Pongratz 1991):

$$\text{Gl. 3-2:} \quad \text{CI} = q_1w_1 + q_2w_2 + q_3w_3 + \dots q_nw_n$$

Wobei:

- CI = Chemischer Index
- q_{1...n} = Subindex bzw. Gütepotential aus Grafik (Wert zwischen 0 und 100)
- w_{1...n} = Wichtung entsprechend Tabelle 3-37

Der CI (oder Water Quality Index) ergibt sich aus der Berechnung nach den Gleichungen Gl. 3-1 oder Gl. 3-2 und ergibt eine dimensionslose Zahl zwischen 0 und 100. Der Wert lässt sich entsprechend Tabelle 3-38 den jeweiligen Wassergüteklassen zuordnen.

Tabelle 3-38: Zusammenhang zwischen CI-Skala und Gewässergüteklassen

Wert des CI	Gewässergüte	Bewertung
100 – 83	I	Oligosaprob; unbelastet
82 – 74	I – II	Gering belastet
73 – 56	II	β-mesosaprob; mäßig belastet
55 – 45	II – III	Kritisch belastet
44 – 27	III	α-mesosaprob; stark verschmutzt
26 – 18	III – IV	Sehr stark verschmutzt
17 - 0	IV	Poysaprob; „Abwasser“

Neben der Integration aller Parameter zur Bestimmung des Index, kann eine Bewertung auch für einzelne Parameter bzw. Parameterblöcke erfolgen. Bei einer Bewertung einzelner Parameter (siehe auch Abbildung 3-58) wird nur der aus der Grafik entnommene Subindex bzw. das Gütepotential entsprechend Tabelle 3-38 bewertet.

Dabei können die chemischen und physikalischen Parameter nur schwer mit den komplexen biologischen Vorgängen verglichen werden, weil die chemische Analyse die Eigenschaften des Wassers (Wassergüte) in einer „Momentaufnahme“ untersucht, während die biologische Analyse des Gewässers die Gewässergüte als „Langzeitaufnahme“ darstellt. Eine größere Datendichte ist demzufolge notwendig, wenn mit den chemisch / physikalischen Eigenschaften des Wassers Tendenzen der Verbesserung oder Verschlechterung des Zustandes aufgezeigt werden sollen.

Die Auswertung der Messwerte am Krottenbach nach Bach (Bach 1980) ergibt ein gut mit den Ergebnissen der biologischen Untersuchung (Moog in (Kreuzinger 1999)) übereinstimmendes Bild. In Abbildung 3-58 wird in der linken Darstellung der Boxplot für

die 720 Werte des Chemischen Index ausgegeben. Der Median liegt im Bereich der chemischen Gewässergüte von II/II-III, die Ergebnisse liegen alle zwischen II und III, 30% der Ablaufwerte der KA liegen im Bereich der Güteklasse II. Werden die Einzelparameter des Chemischen Index aufgeschlüsselt und ohne Gewichtung getrennt bewertet, so ergeben sich die in Abbildung 3-58 für die Nährstoffe rechts dargestellten Boxplots. Daraus ist deutlich der Einfluss der im Mittel über alle Tage bei 1,1 mg PO₄-P/l liegenden Konzentration an Orthophosphat auf den Chemischen Index bzw. die Wassergüte sichtbar, der nur gering streut und immer im Bereich der Güteklasse IV angesiedelt ist.

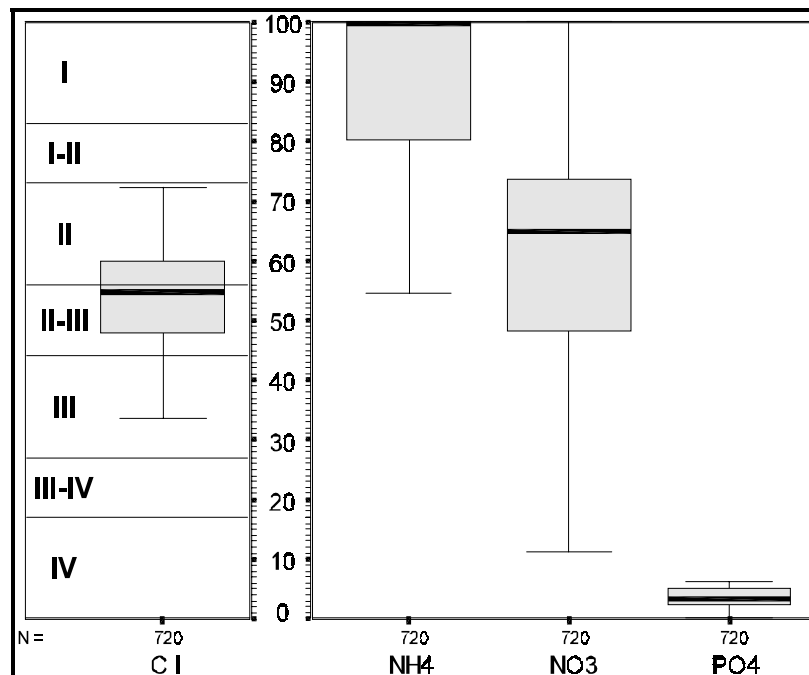


Abbildung 3-58 Darstellung des Chemischen Index nach Bach (Bach 1980) für den Ablauf der Kläranlage Mödling für die Jahre 1992-1994 (n=720)
 CI: Chemischer Index mit allen Parametern; NH₄, NO₃, PO₄: Nährstoffparameter
 unteres Ende des Kastens = 25% Perzentil
 oberes Ende des Kastens = 75% Perzentil;
 Linie im Kasten = Median;
 oberste bzw. unterste Linie = Extremwerte, die keine Ausreißer sind

Tabelle 3-39 gibt das Ergebnis der Bestimmungen des Chemischen Index nach Bach für die Probenahmestellen am Krottenbach aufgeschlüsselt nach dem Gesamtindex und den Parameterbeurteilungen von Ammonium und Phosphor wider. Als Gesamtergebnis über alle Stellen und Termine wird unter Anwendung des CI für den Krottenbach eine Gewässergüte von II/(II-III) ausgewiesen. Die Hauptursache für dieses Resultat der Bewertung liegt an der Gewichtung der Phosphor- und Sauerstoffkonzentration für die Berechnung des Index. Die Subindizes dieser beiden Werte alleine drücken den Index um etwa 30 %. Der Ablauf der Kläranlage Mödling weist einen Index von 53 (Gewässergüteklasse II-III mit Tendenz II) auf. Im weiteren Verlauf des Krottenbachs findet eine leichte Verbesserung statt. Bereits einen Kilometer unterhalb der Kläranlage liegt ein CI von 59 (Gewässergüteklasse II mit Tendenz zu II-III). Dieser Wert verändert sich bis zur Mündung nicht mehr weiter.

Tabelle 3-39: Summenhäufigkeiten der Gewässergüteklassen im Krottenbach bei Bestimmung des Chemischen Index nach Bach und Bewertung entsprechend Tabelle 3-38

CI ist Chemischer Index nach Bach
Anzahl Ges-P = Bewertung Phosphor
Anzahl NH4 = Bewertung Ammonium

Summenhäufigkeiten der Termine:

02.02.93 bis 12.11.96

Chemische Indices aus:

Anzahl - Ges-P

Stelle	I	I-II	0	II-III	III	III-IV	IV	Gesamt
HO	1	0	0	5	3	1	3	13
GL	1	0	0	4	2	1	5	13
GO	1	0	0	3	1	4	4	13
O1	1	0	0	3	2	2	13	21
O2	1	0	0	3	3	1	8	16
AB	0	0	0	0	0	1	20	21
U2	0	0	0	0	1	0	15	16
M	0	0	0	1	0	0	15	16
BD	0	0	0	0	0	0	9	9
A1	0	0	0	0	1	0	15	16
A2	0	0	0	1	0	0	20	21
Gesamtergebnis	5	0	0	20	13	10	127	175

Anzahl - NH4

Stelle	I	I-II	II	II-III	III	III-IV	IV	Gesamt
HO	10	0	1	1	1	0	0	13
GL	2	0	4	2	1	2	2	13
GO	8	0	2	2	1	0	0	13
O1	6	0	5	7	1	0	2	21
O2	9	0	1	3	2	0	1	16
AB	13	0	1	5	1	0	1	21
U2	10	0	1	4	0	0	1	16
M	9	0	4	2	0	1	0	16
BD	4	0	3	2	0	0	0	9
A1	8	0	5	2	1	0	0	16
A2	8	0	6	4	1	2	0	21
Gesamtergebnis	87	0	33	34	9	5	7	175

Anzahl - C I

Stelle	I	I-II	II	II-III	III	III-IV	IV	Gesamt
HO	1	2	9	0	0	0	0	12
GO	2	1	6	3	0	0	0	12
GL	1	1	9	1	0	0	0	12
O1	1	3	9	1	0	0	0	14
O2	1	4	6	2	1	0	0	14
AB	0	0	5	7	2	0	0	14
U2	0	0	6	7	1	0	0	14
M	0	0	8	5	1	0	0	14
BD	0	1	3	5	0	0	0	9
A1	0	1	7	5	1	0	0	14
A2	0	1	7	4	2	0	0	14
Gesamtergebnis	6	14	75	40	8	0	0	143

3.5 Zusammenfassung für das Fallbeispiel Krottenbach

Die Ergebnisse der Betrachtung der Wechselwirkung von biologischen und physikalischen Prozessen im Beispiel des Krottenbachs führt zu folgenden Erkenntnissen, die für die ökologische Situation im Krottenbach ausschlaggebend sind. Die Ergebnisse sind jedoch auch für allgemeine ökologische Betrachtungen und wasserwirtschaftliche Fragen im Zusammenhang der Emissions-Immissionsthematik von zentraler Bedeutung:

- Der Ablauf der Kläranlage Mödling verhält sich in Hinblick auf das im Krottenbach resultierende Abflussregime wie ein typisches Gewässer dieser Region.
- Die Betrachtung der Wechselwirkung zwischen chemisch-physikalischen Rahmenbedingungen und biologischen Prozessen auf unterschiedlichsten Ebenen zeigt, dass es vor allem im ersten Kilometer nach der Einleitung des Ablaufs der Kläranlage Mödling zu nachweislichen Änderungen im Wasserchemismus kommt. Die wesentlichste Veränderung im Längsverlauf nach der Einleitung tritt in der Sauerstoffkonzentration wegen einer biologischen und atmosphärischen Auflüftungen auf, während sich für die übrigen chemischen Parameter nur geringe Veränderungen ergeben. Die wesentlichsten Einflussfaktoren auf die Immission sind Temperatur, Sauerstoff- und Phosphorgehalt.
- Die Erhöhung der natürlicher Weise zu erwartenden Temperaturen im Krottenbach durch den Ablauf der Kläranlage Mödling hängt von der Jahreszeit ab. Zu den kältesten Zeiten des Jahres werden durch den Ablauf Temperaturen erreicht, die unter natürlichen Bedingungen erst etwa drei Monate später auftreten würden. Dies beeinflusst die Gewässerorganismen aufgrund der Temperaturabhängigkeit des Wachstums bei Mikroorganismen und durch Beschleunigung der temperaturgesteuerten Entwicklung von Makrozoobenthos.
- Der Ablauf von Kläranlagen weist systembedingt in der Regel geringe Sauerstoffkonzentrationen auf. Durch Überfälle bis zur Einleitung ins Gewässer kann das Sauerstoffdefizit größtenteils ausgeglichen werden. Im Fall des Krottenbachs ist das anfängliche Defizit von 20% jedoch der Grund, warum im Längsverlauf keine Sauerstoffsättigung erreicht wird.
- Aus den hohen Phosphorkonzentrationen leitet sich ein hohes Eutrophierungspotential ab, das sich jedoch auf Grund der morphologischen Rahmenbedingungen am Krottenbach nicht voll entfalten kann. Dies unterstreicht die Bedeutung der Morphologie und hier insbesondere der Beschattung durch die Ufervegetation für den Gesamtzustand eines Gewässers.
- Die Verfahren der Clusteranalyse erwiesen sich als sensitives Werkzeug, die Dynamik in der Immission zwischen den einzelnen Probenahmestellen zu qualifizieren und so die Basis für die Suche nach möglichen biologischen und physikalisch-chemischen Ursachen für diese Veränderungen zu schaffen.
- In Hinblick auf die ökotoxikologischen Untersuchungen kann festgehalten werden, dass der Ablauf der Kläranlage Mödling in der Mehrzahl der untersuchten Fälle fördernd auf das Wachstum der Testalgen wirkt. Bei Starkregenereignissen, Schneeschmelze oder extremen Niederwasser können vor allem im Oberlauf vor der Einleitung der Kläranlage Mödling toxische Einflüsse beobachtet werden.

4 Fallbeispiel Neue Donau

4.1 Problemstellung und Hintergrund

Neben seiner primären Funktion als Hochwasserentlastungsgerinne für die Stadt Wien, erfuhr die Neue Donau bereits während ihrer Errichtung 1972 - 1988 eine intensive Nutzung als Naherholungsgebiet und Badegewässer (Schiel 1999). Heute steht diese sekundäre Nutzung als Badegewässer, aber auch die Nutzung als Fischgewässer und als Dotationsreservoir für die von der Austrocknung bedrohten Auegebiete der Wiener Lobau im Mittelpunkt des öffentlichen Bewusstseins. Damit verbunden kommt nicht nur einer regelmäßige Überwachung der Wasserqualität entscheidende Bedeutung zu, sondern auch dem Bestreben, diese zu erhalten. Durch den Bau des Laufkraftwerks Freudenau im Stadtgebiet von Wien kam es zu einer massiven Veränderung der hydrologischen Rahmenbedingungen rund um die Donau bei Wien, von denen auch die Neue Donau betroffen ist. Im Zuge des wasserrechtlichen Bewilligungsverfahrens für das Kraftwerk stellt sich vor Inbetriebnahme desselben die entscheidende Frage, ob durch den mit dem Aufstau verbundenen hydraulischen Veränderungen in der Donau die Wasserqualität der Neuen Donau negativ beeinflusst wird. Somit galt es in einem interdisziplinären Team (Team Limnologie unter Prof. U. Humpesch von der Österr. Akademie der Wissenschaften), die Situation vor Staulegung zu analysieren, um eine Prognose für die Situation nach dem Stau zu erstellen und eventuell Aussagen über wasserwirtschaftliche Maßnahmen zum Einhalten der festgelegten Wasserqualität vorzuschlagen (Humpesch 1995). Durch eine regelmäßige Beobachtung der sich durch den Stau verändernden Bedingungen im Zuge eines Beweissicherungsverfahrens durch das Projektteam (Humpesch 1995 - 2000) wurden einerseits die angestellten Prognosen überprüft und gegebenenfalls korrigiert, sowie die Wassergüte der Neuen Donau überwacht.

Das auch wasserrechtlich festgelegte Qualitätsziel für die Wasserqualität der Neuen Donau richtet sich in erster Linie nach dem Trophiegrad, der über den systemsteuernden Phosphorgehalt ((Humpesch 1990)) und den Chlorophyllgehalt ermittelt wird. Als Qualitätsziel wurde die Wasserqualität des Jahres 1989 herangezogen, die zwar in einem eutrophen dennoch aber tolerablen Bereich lag.

Tabelle 4-1: Qualitätsziele für die Neue Donau (aus Situation 1989)

Parameter	Gesamte Neue Donau	Obere Stauhaltung	Untere Stauhaltung
Chlorophyll	61 µg/l	72 µg/l	61 µg/l
Gesamt Phosphor	15,3 µg P/l	16,9 µg P/l	15,3 µg P/l

Im Rahmen der oben ausgeführten Fragestellung ist die Kenntnis, Analyse und Dynamik der biologisch-chemischen Zusammenhänge zwischen Rahmenbedingungen und Wassergütesituation der Neuen Donau notwendig sowie eine Abschätzung deren Beeinflussung bzw. Veränderung durch die Bedingungen vor bzw. nach Stau. In dieser Arbeit werden die relevanten biologischen und chemischen grundwasserassoziierten Prozesse im System der Donauinsel/Neuen Donau aufgeklärt und quantifiziert.

4.2 Grundlagen und Rahmenbedingungen

4.2.1 Neue Donau

Die Neue Donau wurde als Hochwasserentlastungsgerinne konzipiert, um als Bestandteil eines integrierten Hochwasserschutzes für Wien die Stadt vor den Folgen von Überschwemmungen zu schützen. Basierend auf einem Hochwasserabfluss in der Donau von $14.000 \text{ m}^3/\text{s}$, der statistisch gesehen einmal in 10.000 Jahren erfolgt, ist die Neue Donau ausgelegt, einen Abfluss von bis zu $5.200 \text{ m}^3/\text{s}$ aufzunehmen. Die $14.000 \text{ m}^3/\text{s}$ entsprechen etwa der 10-fachen Mittelwassermenge der Donau bei Wien. Ist die Kapazität der Donau mit $8.800 \text{ m}^3/\text{s}$ erschöpft, wird das Einlaufbauwerk der Neuen Donau geöffnet und das Abflussvermögen der Neuen Donau genutzt (Michlmayr 1999).

Die Neue Donau wurde als künstliches Gerinne mit einer Länge von 21 km und einer Breite parallel zur Donau in einem Abstand zwischen 100 bis 200 m angelegt. Das Aushubmaterial diente zur Aufschüttung eines Dammes zwischen Donau und Neuer Donau, der sogenannten Donauinsel.

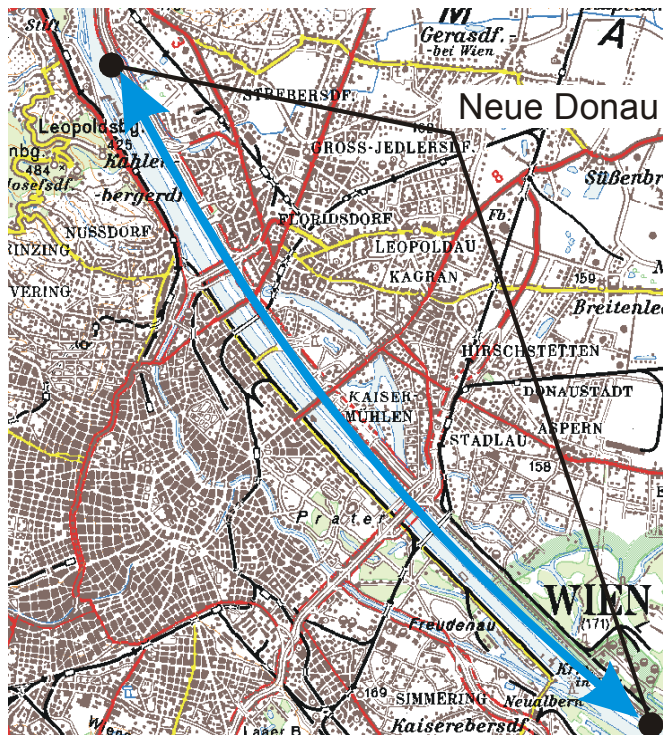


Abbildung 4-1: Lage der Neuen Donau in Wien

Das Gefälle der Donau bei Wien liegt bei etwa $0,5 \text{ ‰}$. Dagegen weist die Neue Donau als stehendes Gewässer kaum ein Gefälle auf. Sie überwindet die Höhenunterschiede über den Bereich ihrer Länge hauptsächlich in zwei Stauhaltungen, die mittels drei Wehranlagen realisiert werden. Durch das Einlaufbauwerk auf Höhe Langenzersdorf wird die Neue Donau von der Donau abgetrennt. Hier erfolgt die erste Absenkung des Wasserspiegels gegenüber der Donau. Etwas oberhalb der Praterbrücke befindet sich das Wehr 1, das die Obere Stauhaltung von der Unteren Stauhaltung abtrennt, wobei es abermals zu einer Absenkung des Wasserspiegels in der Neuen Donau kommt. Und schließlich befindet sich im Bereich des Öhafens Lobau das Wehr 2, das wiederum die Abgrenzung zur Donau darstellt.

Die Herkunft des Wassers in der Neuen Donau ergibt sich systembedingt aus zwei Quellen:

- Hochwassereintrag

Bedingt durch seine Funktion als Hochwasserentlastungsgerinne ist das Wasser der Neuen Donau unter Hochwasserbedingungen - und deshalb geöffnetem Einlaufbauwerk - mit dem Wasser der Donau ident. Die bei Hochwasserereignissen gegenüber Mittelwasser erhöhten Konzentrationen an Phosphor (v.a. Gesamtphosphor (Zessner et al. 1998)) gelangen so direkt in die Neue Donau. Während eines Hochwassers gelangen durch die Überflutungen im Oberlauf der Donau und durch den Regen verursachte Bodenabschwemmungen viel partikuläres Material in die Donau und bei geöffnetem Ablaufbauwerk in die Neue Donau. Klingt das Hochwasser ab und werden die Wehranlagen der Neuen Donau wieder geschlossen, so befindet sich dieses schwebstoffreiche und keimbelastete Wasser (Abbildung 4-4) im Gerinne der Neuen Donau. Der Sedimentationsvorgang der eingetragenen Schwebstoffe dauert etwa 10 Tage, was aus hygienischen Gründen mit einem Badeverbot verknüpft ist. In der Situation des Hochwasserdurchflusses und für den unmittelbar daran anschließenden Zeitraum stellen die im Hochwasser enthaltenen Stoffe, Partikel und Organismen den für die Wasserqualität der Neuen Donau bestimmenden Einfluss dar. Eine derartige Beeinflussung durch das Hochwasser der Donau tritt statistisch gesehen alle zwei Jahre für wenige Tage auf ((Humpesch 1995)), liegt in der Natur der primären Nutzung der Neuen Donau und kann deshalb durch wasserwirtschaftliche Maßnahmen nicht beeinflusst werden.

- Uferfiltrat aus der Donau

In den Zeiten ohne Hochwassereinfluss stellt das Sickerwasserdargebot durch Uferfiltration aus der Donau das wesentlichste positive Bilanzglied im Wasserhaushalt der Neuen Donau dar. Die Größenordnung der Uferfiltration bewegte sich vor Staulegung für die gesamte Neue Donau bei etwa 3 m³/s, mit Staulegung anfangs bis zu 8 m³/s und im Laufe einer fortschreitenden Kolmation bei etwa 4 m³/s (Gruppe Wasser 1994). Die Qualität des Donauwassers ist dabei die Ausgangsgröße für die Qualität des letztendlich als Grundwasser der Donauinsel in die Neue Donau gelangenden Uferfiltrats. Im Gegensatz zur Hochwassersituation bewirkt diese Filtration eine Verminderung der organischen Schwebstoffen. Das gefilterte Wasser gelangt anschließend in die Neue Donau. Die Wassermengen, die von der Donau als Uferfiltrat und Grundwasser in die Neue Donau fließen, sind von zahlreichen Faktoren beeinflusst (Durchlässigkeit des Grundwasserleiters, Abdichtung der Donausohle, ...) und variieren je nach lokalen Bedingungen. Die Größenordnung des Zuflusses bewegt sich in einem Bereich, der dazu führt, dass das Wasser in der Neuen Donau etwa alle 3 Wochen ausgetauscht wird (Gruppe_Wasser 1994). Durch die Staulegung des Kraftwerkes Freudenuau konnten in genau diesem hydraulischen Bereich die deutlichsten Veränderungen erwartet werden. Die hydraulischen Verhältnisse sind wesentliche Rahmenbedingungen für die biologisch – chemischen Prozesse beim Prozess der Uferfiltration, sodass mit deren Veränderung auch eine Veränderung des Grundwasserchemismus und damit der Eingangsparameter für das Wasser der Neuen Donau erwartet werden musste.

4.2.2 Wasserqualität der Donau

Die Wasserqualität der Donau selbst stellt also in jedem Fall den Ausgangspunkt für die Wasserqualität der neuen Donau dar. Eine detaillierte Behandlung der Wasserqualität der Donau wird bei Zessner (Zessner et al. 1998) erläutert.

Da für die Trophie der Neuen Donau vor allem die Phosphorkonzentration ausschlaggebend ist, stellt auch die Phosphorkonzentration in der Donau den wesentlichsten Güteparameter dar. Die Frachten an Gesamtphosphor in der Donau stammen zum Teil aus der Einleitung von Abwässern, wobei es seit Mitte der 80er Jahre in diesem Punkt sowohl wegen der Substitution von Polyphosphat in Waschmitteln durch andere „Enthärter“ als auch durch die Phosphatfällung in der Abwasserreinigung zu kontinuierlichen Reduktionen kam (Abbildung 4-2). Zum anderen Teil aber auch aus der (Wasser)- Erosion von Bodenmaterial und dem Weitertransport im Gewässer. Waren im Jahre 1983 im Mittel noch 270 µg P/l Gesamtphosphor in der Donau, so sind es 1996 im Mittel nur mehr 82 µg P/l Gesamtphosphor.

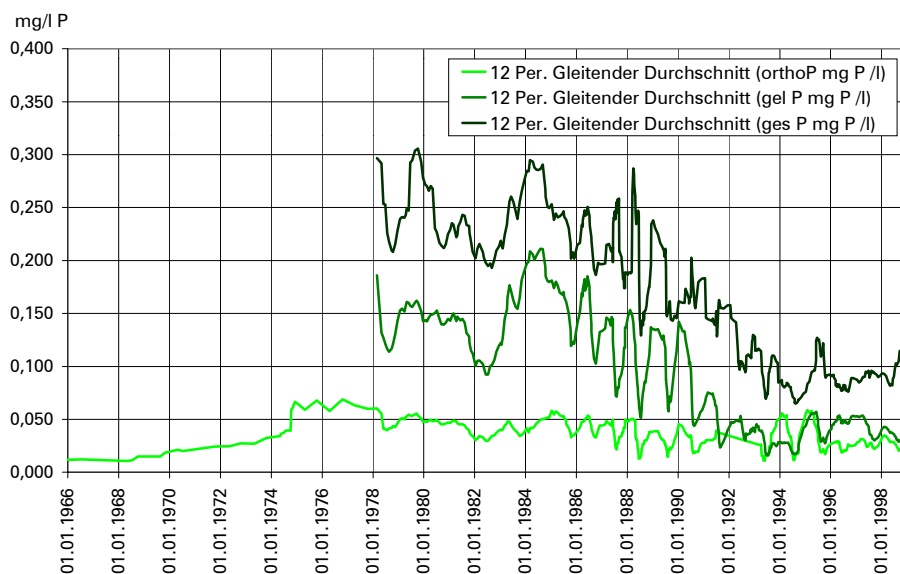


Abbildung 4-2: langjährige Entwicklung der Phosphorkonzentrationen in der Donau bei Wien (Daten: Bundesamt für Wasserwirtschaft, Humpesch (1994-1998))

Die Schwebstoffe im Gewässernetz der Donau (inklusive der Nebengewässer) binden zum Teil den gelöst eingeleiteten Phosphor. Im gesamten Gewässernetz geht andererseits auch in gewissem Umfang Phosphor aus dem Sediment in Lösung (z.B. durch die Tätigkeit des Zoobenthos bedingt). Bei Niedrigwasser sedimentiert eingetragenes Bodenmaterial und vorhandene Schwebstoffe, bei erhöhter Wasserführung wird zusätzliches Bodenmaterial in das Gewässernetz eingetragen bzw. aus dem Sediment aufgewirbelt und weitertransportiert. Bei Hochwässern mit Überschwemmungen wird Phosphor auch lateral in die Überschwemmungsebene ausgetragen. Einige wenige ausgeprägte Hochwässer können einen sehr wesentlichen Anteil der Jahresfrachten an Phosphor ausmachen.

Die Ursachen für die Hochwässer in der Donau liegen in deren Abflussregime (Abbildung 4-3) begründet. Über die Zubringerflüsse wie zum Beispiel Inn, Salzach oder Enns gelangt die größte Menge an Wasser in die Donau, was vor allem im Juni/Juli zu den im Jahresverlauf höchsten beobachteten Wassermengen führt.

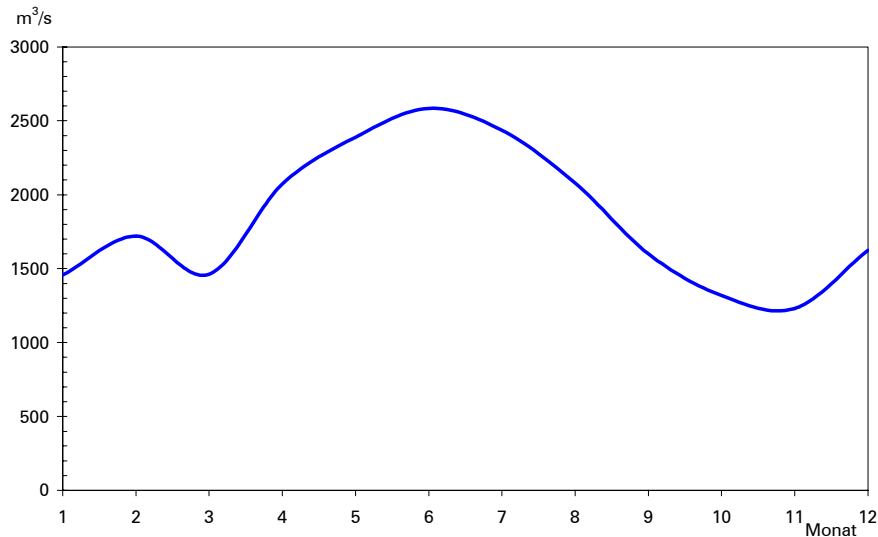


Abbildung 4-3: langjährige Monatsmittelwerte des Durchflusses der Donau bei Wien
(Daten: Hydrografisches Jahrbuch)

Die mitgeführte Fracht an Phosphor ist stark von der Wassermenge abhängig. Die Gesamt-Phosphorfracht steigt mit zunehmender Wassermenge überproportional an, während das direkt verfügbare ortho-Phosphat unter Niedrigwasser und Hochwasser annähernd ähnliche Frachten aufweist (Abbildung 4-4). Auf Konzentrationen umgelegt bedeutet dies, dass die Gesamtposphorkonzentration mit der Wassermenge ansteigt, die ortho-Phosphatkonzentration verringert sich bei steigender Wassermenge leicht.

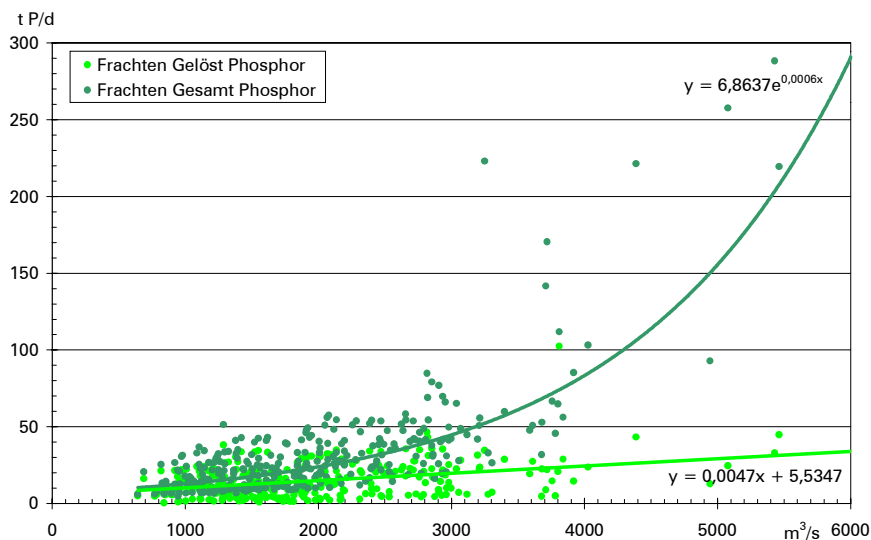


Abbildung 4-4: Zusammenhang Wassermenge mit Gesamt- und Gelöstphosphorfrachten
in der Donau bei Wien

Im Rückstaubereich des Kraftwerks kommt es durch die Verminderung der Strömungsgeschwindigkeit zu einer Sedimentation des partikulär gebundenen Phosphors. Eine Rücklösung des gebundenen Phosphors in ein grundwassergängiges mobiles ortho-Phosphat kann nun die Konzentration des gelösten Anteils an Phosphor, der in die Neue Donau transportiert wird, deutlich erhöhen.

4.2.3 Die Grundwasserverhältnisse auf der Donauinsel

Wie bereits erwähnt, hängt die Durchströmung der Donauinsel mit Donauwasser von mehreren Punkten ab. Es sind dies vor allem die Art des Untergrundes (zB.: Bodenart und Mächtigkeit des grundwasserführenden Bodenkörpers) und das Verhältnis der Wasserspiegel in der Donau und Neuen Donau zueinander. Aus diesen Überlegungen lässt sich der Grundwasserkörper der Donauinsel in drei unterschiedliche Typen einteilen, die je nach Bedingungen abwechselnd auftreten können.

- durchströmte Bereiche mit Fließrichtung Donau ⇒ Neue Donau
Die Voraussetzung dafür ist das Vorhandensein einer Bodenschicht, die nicht abdichtend wirkt, sondern ein Fließen des Wassers (in der Größenordnung von einigen Metern pro Tag) ermöglicht. Daneben ist zusätzlich ein Höhengefälle in den Wasserspiegellagen zwischen Donau und Neuer Donau notwendig. Nur wenn der Wasserspiegel in der Donau höher als in der Neuen Donau liegt, kann das Wasser auch von der Donau in die Neue Donau – selbst unterirdisch – fließen.
- durchströmte Bereiche mit Fließrichtung Neue Donau ⇒ Donau
Ähnlich wie im oben beschriebenen Fall ist auch hier eine grundsätzlich wasserführende Bodenschicht notwendig. Nur liegt in diesem Fall der Wasserspiegel in der Neuen Donau höher als in der Donau. In diesem Fall strömt das Wasser von der Neuen Donau in Richtung Donau.
- nicht bzw. schlecht durchströmte Bereiche
Die Ursachen für derartige Bedingungen sind hauptsächlich zweierlei und ergeben sich eigentlich aus den beiden vorher besprochenen Fällen. Ist im Untergrund der Donauinsel eine dichtende Bodenart, ein Boden also, der nicht wasserleitend ist, so kann in diesem Bereich auch kein Grundwasser strömen. Eine weitere Ursache für eine derartige Situation kann sich ergeben, wenn der Wasserspiegel in der Donau und der Neuen Donau gleich hoch sind. In diesem Fall kann sich kein Gefällegradient ausbilden.

In der Praxis wechseln diese Bereiche miteinander ab. Der Untergrund der Donauinsel ist von einer variablen Geologie geprägt und die Donau weist natürlich schwankende Wasserstände auf, sodass sich auch ein zeitlich dynamischer Aspekt mit einem lokalen Wechsel der Bereiche einstellt. Vor allem vor Stauerrichtung durch das Kraftwerk Freudenua wirkte sich die unterschiedliche Wasserführung der Donau direkt auf die Wasserstände und damit auf diese Dynamik im Durchfluss aus.

Ein einfacher Parameter, der es erlaubt, die Durchflussdynamik einer Grundwassersonde zu ermitteln ist die Temperatur. Anhand der Temperaturen des Grundwassers kann im Falle der Donauinsel deutlich gezeigt werden, wie sich der Teilstau auf die Grundwassersströmungen auswirkte. Die Donau (Kurve 1 in Abbildung 4-5) weist über das Jahr hindurch einen deutlichen Temperaturgang auf. Im Winter ist das Wasser kälter, im Sommer wärmer. Diese Temperaturschwankungen spiegeln sich etwas gedämpft auch im Grundwasser wider, wenn es von der Donau zur Neuen Donau fließt (Kurve 3 in Abbildung 4-5). Bereiche, in denen das Grundwasser „steht“, weil kein Niveauunterschied zwischen den Wasserspiegellagen in Donau und Neuer Donau besteht, weisen keine so ausgeprägte Dynamik auf. Hier bewegen sich die Temperaturwerte das ganze Jahr über in einem relativ engen Bereich um etwa 12 °C herum (Kurve 4 in Abbildung 4-5). Die

unterbrochene gelbe Linie schließlich repräsentiert einen Grundwasserbereich, der vor Stau nicht durchflossen war (Temperaturen um 12 °C). Beginnend mit Teilstau (Mitte März 1996) nähern sich dort die Temperaturen an jene in der Donau an, was bedeutet, dass nun in diesem Bereich eine Infiltration von Donauwasser in die Neue Donau erfolgt (Kurve 2 in Abbildung 4-5). Die in dieser Abbildung gegenüber der Temperatur in der Donau erkennbaren Verzögerungen im Ansteigen bzw. Abfallen der Temperaturen im Grundwasser zeigt jene Zeit an, welche das Wasser von der Donau bis zur entsprechenden Grundwassersonde für die Durchsickerung der Donauinsel benötigt.

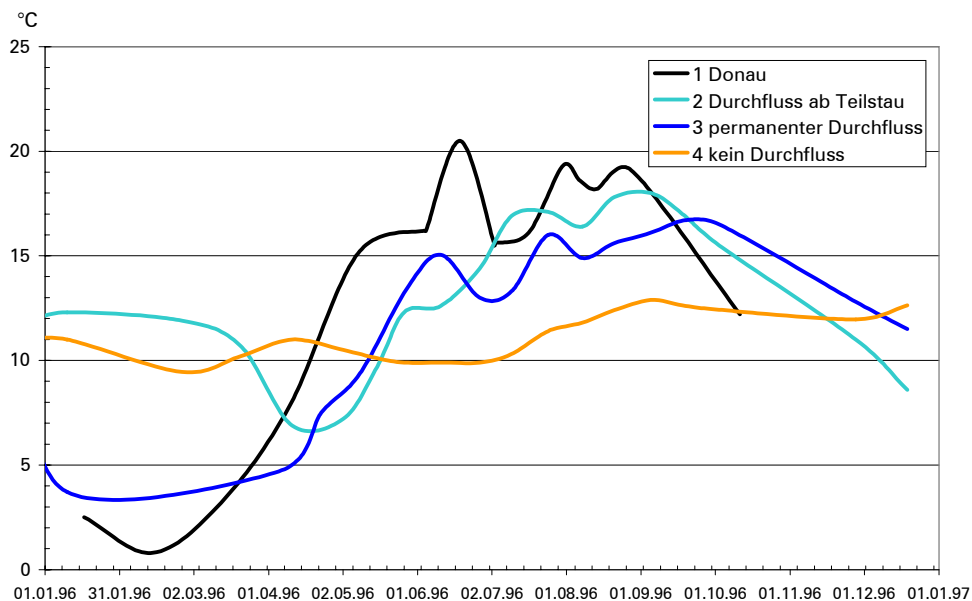


Abbildung 4-5: Veränderung der Temperaturganglinien im Grundwasser in Abhängigkeit von der Durchströmung. Änderung der hydraulischen Verhältnisse mit Teilstaulegung April 1996

4.2.4 Wasserspiegellagen

Es sollen nunmehr die Veränderung der hydraulischen Randbedingung für die Durchsickerung der Donauinsel (und somit Zu- und Absickerung zur bzw. von der Neuen Donau) veranschaulicht werden, wie sie vor und nunmehr nach dem Aufstau der Donau gelten. Damit wird auch die dominierende Bedeutung der Donau für den Wasserhaushalt der Neuen Donau deutlich. Rein quantitativ ergibt sich diese Abhängigkeit aus den schon beschriebenen Gefällsrelationen zwischen den beiden Gewässern und qualitativ gesehen ist die Beschaffenheit des Donauwassers – als Quelle der Sickerwasserabgabe in die Neue Donau – eine Maßgeblichkeit.

Daraus ergibt sich die zentrale Frage, ob durch den vermehrten Sickerwassereintrag in die Neue Donau, der durch das Kraftwerk Freudenua ausgelöst wurde, eine negative Beeinträchtigung der Wasserqualität der Neuen Donau erfolgt.

4.2.4.1 Situation vor Stauerrichtung

In Abbildung 4-6 findet sich eine höhenmäßig überzeichnete Darstellung der Situation bezüglich Wasserspiegellagen und Grundwasserströmung vor Stauerrichtung. Deutlich kann man hier die Lage der Wasserspiegel von Donau und den beiden Stauhaltungen der Neuen Donau zueinander erkennen. Die Lage der Wasserspiegel zueinander ist, wie oben beschrieben, ja auch hauptverantwortlich für die Richtung und die Menge des Grundwasserflusses.

Betrachtet man die Situation in der Nähe des Einlaufbauwerks, so lässt sich erkennen, dass hier ein deutlicher Unterschied in den Wasserspiegellagen besteht, der sich in einer ebenso deutlichen Durchsickerung der Donauinsel durch Donauwasser widerspiegelt (großer grün-blauer Pfeil in Abbildung 4-6). Weiter stromabwärts nähern sich die Pegel der Wasserspiegel einander an und die Durchströmung reduziert sich entsprechend der geringeren Höhendifferenz (kleiner grün-blauer Pfeil in Abbildung 4-6), bis es in einem Bereich ohne Niveauunterschied schließlich zu keiner Durchströmung mehr kommt (roter Kreis mit weißem Balken). Weiter stromabwärts kehren sich die Strömungsverhältnisse sogar um, da nun der Wasserspiegel in der Neuen Donau höher liegt als in der Donau. Damit strömt Wasser aus der Neuen Donau durch die Donauinsel in die Donau. Je höher auch hier die Niveauunterschiede, desto mehr Wasser strömt. Die gleichen Aussagen gelten auch für die Untere Stauhaltung.

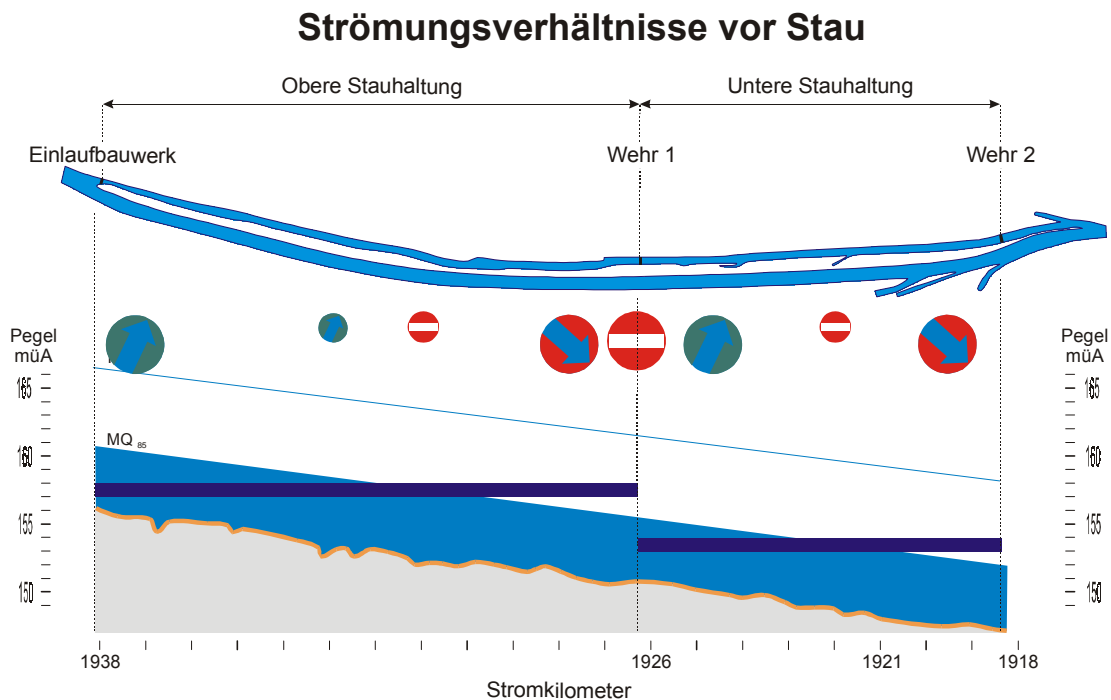


Abbildung 4-6: Wasserspiegellagen und Strömungsverhältnisse vor Stauerrichtung

Diese grundsätzlichen Überlegungen bezüglich der Wasserspiegellagen werden noch zusätzlich von Art und Mächtigkeit des Untergrundmaterials der Donauinsel sowie von Dichtwänden in der Donauinsel, die u.a. an unterspülungsgefährdeten Stellen der Insel gesetzt sind, überlagert und ergeben in Summe die hydraulischen Rahmenbedingungen vor Stauerrichtung.

4.2.4.2 Situation bei Teilstau

Bei Teilstauung erfolgte im März 1996 ein Aufstau der Donau um 6 m. Dadurch kam es zu einer entsprechenden Anhebung und Vergleichmäßigung des Wasserspiegels über einen weiten Bereich des früher unbeeinflussten Gefälles. Abbildung 4-7 gibt die mit Teilstau erfolgten Veränderungen schematisch wieder.

Aus einem Vergleich zwischen Abbildung 4-6 und Abbildung 4-7 erkennt man deutlich die mit dem Teilstau erfolgten Veränderungen in den Wasserspiegellagen und damit gekoppelt in den Strömungsrichtungen. Die stärksten Veränderungen traten hauptsächlich im unteren Bereich der Oberen Stauhaltung, bei Wehr 1 auf, da hier eine Umkehr der Strömungsrichtungen von vormals Neuer Donau zur Donau in nun Donau zu Neuer Donau erfolgte.

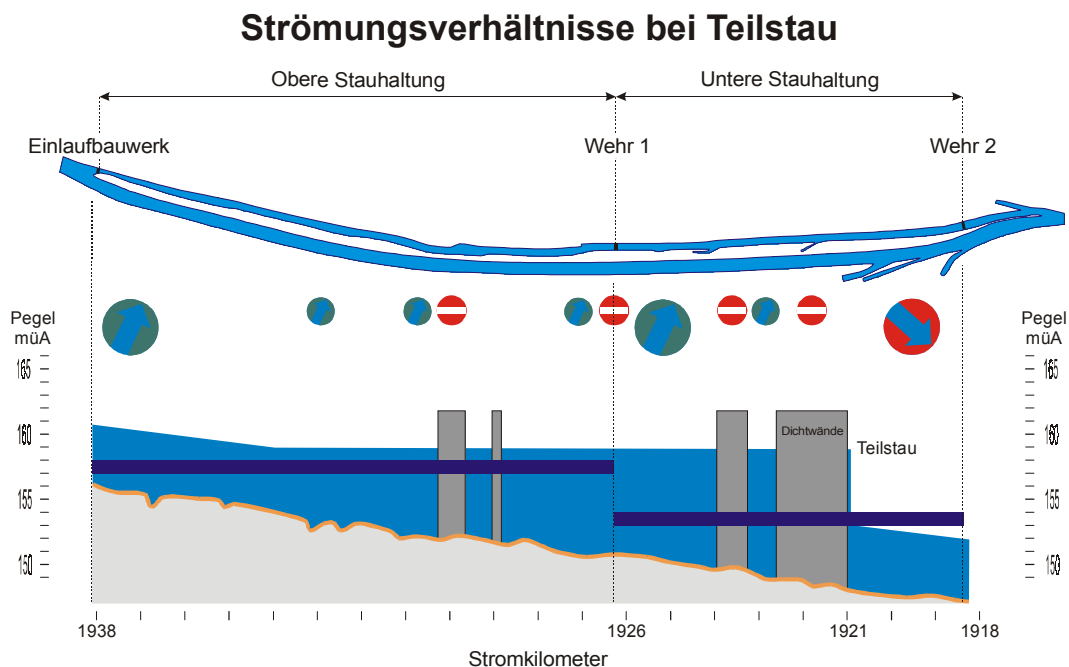


Abbildung 4-7: Wasserspiegellagen und Strömungsverhältnisse bei Teilstau

4.2.4.3 Situation mit Vollstau

Mit dem Vollstau wurde das Stauziel von 8,5 m erreicht und der Wasserspiegel der Donau erhöhte sich im Staubebereich gegenüber dem Teilstau um weitere 2,5 m. Die Stauwurzel des Kraftwerks Freudenuau reichte nun über das Einlaufbauwerk der Neuen Donau hinaus, sodass über den gesamten Bereich der Oberen Stauhaltung ein weitgehend gleicher Niveauunterschied zwischen den Wasserspiegeln in der Donau und in der Neuen Donau herrschte (Abbildung 4-8). Wie bereits bei Teilstau zu beobachten, kommt es auch in der Unteren Stauhaltung zu einer Erhöhung des Gefällegradienten zwischen Wasserspiegel in der Donau und Neuer Donau, was zu einer weiteren Zunahme des Zustroms von Donauwasser in die Neue Donau führt.

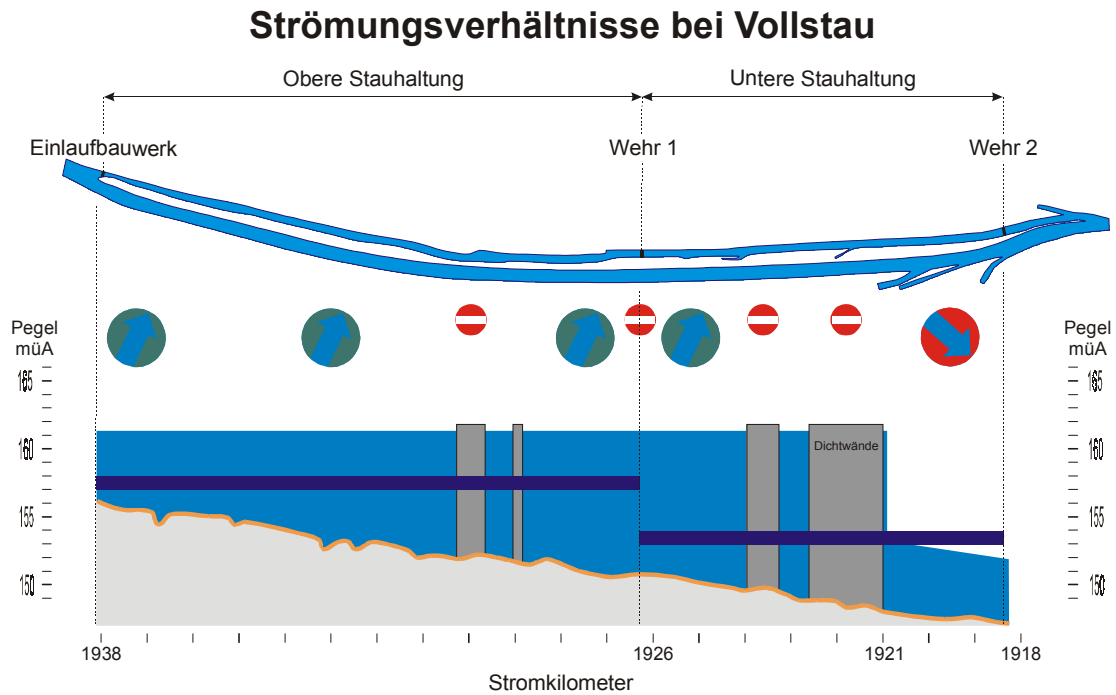


Abbildung 4-8: Wasserspiegellagen und Strömungsverhältnisse bei Vollstau

Die geringsten Veränderungen in der Durchströmung der Donauinsel ergaben sich dabei im obersten Bereich der Neuen Donau beim Einlaufbauwerk, da in diesem Bereich die Donau ja bereits vor Stau wesentlich höher lag als die Neue Donau. Die Überlegungen zur Beantwortung der Fragestellungen rund um den Einfluss des Kraftwerks Freudenu auf die Neue Donau gingen deshalb in die Richtung, die an dieser Stelle vor Stau zu beobachtenden physikalischen, chemischen und biologischen Vorgänge bei der Grundwasserpassage des Donauwassers auf die gesamten Zustrombereiche nach Stauerrichtung umzulegen.

4.2.5 Die Probenahmestellen

Die Grundwassermessstellen sind über den gesamten Bereich der Donauinsel gelegen. Sie sind großteils in Transekten über das Querprofil der Donauinsel verteilt. Aus den Profilen lassen sich nun Aussagen über die chemisch-physikalischen Veränderungen treffen, die sich während der Grundwasserpassage von der Donau in die Neue Donau ereignen. Da der Untergrund der Donauinsel geologischen Variationen unterliegt, gibt es Bereiche auf der Donauinsel, die gut von Wasser durchflossen werden und Bereiche, die nur wenig oder gar nicht durchflossen werden. Für die Wahl der Sondenstandorte ist es deshalb wichtig, die genauen Untergrundverhältnisse auf der Donauinsel zu kennen und für die Fragestellung eine richtige Auswahl der Probenpunkte zu wählen. Daneben prägt das Gefälle und der Wasserstand der Donau sowie die Lage der Wehranlagen auf der Neuen Donau ganz massiv die Strömungsbedingungen. Die Untersuchungen haben gezeigt, dass in den Bereichen der Donauinsel, in denen in früheren Zeiten die unregulierte Donau (Abbildung 4-9) geflossen ist, eine höhere Durchströmung erfolgt, als in anderen Bereichen. Durch das Aufschütten der Altarme der Donau mit Aushubschotter befinden sich im Untergrund der heutigen Neuen Donau Bereiche, die eine hohe Infiltrationsrate bewirken.

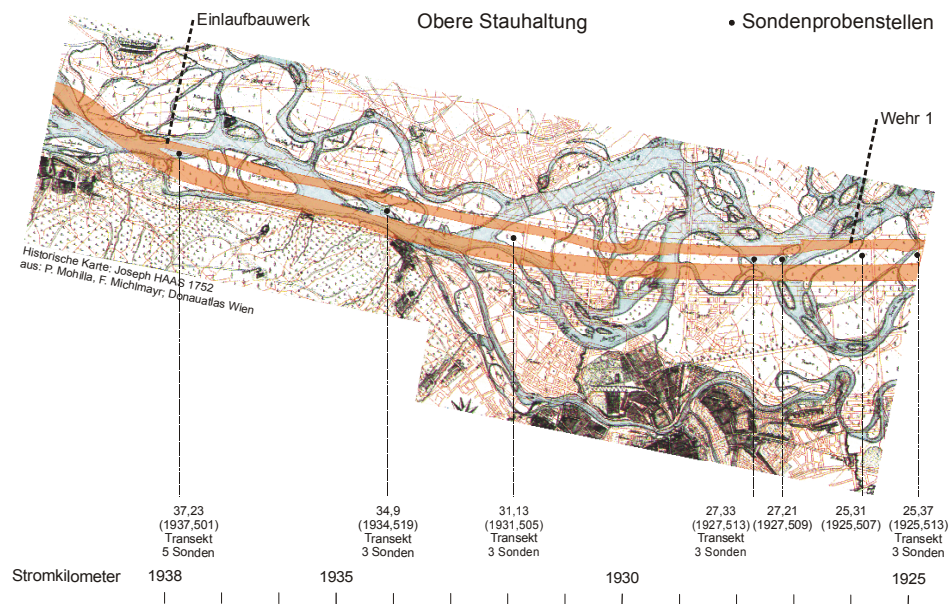


Abbildung 4-9: historischer und heutiger Verlauf der Donau bei Wien
 aus: P. Mohilla & F. Michlmayr; Donauatlas Wien

Die 23 Sonden lassen sich 6 Querprofilen (Transekten) und 3 Einzellagen zuordnen. Diese Zuordnung ist Tabelle 4-2 zu entnehmen. Die in Tabelle 4-2 und in weiterer Folge verwendeten Sonden-Bezeichnungen bzw. die Transektbezeichnungen beziehen sich auf die Stationsnummer laut qualitativer hydrologischer Beweissicherung des Kraftwerksbetreibers „Donaukraft“.

Tabelle 4-2: Zuordnung der Sonden zu einzelnen Transekten
 (Reihung Einlaufbauwert in Richtung Wehr 2)

Transekt	Transekt A	Transekt B	Transekt C	Transekt D	Einzelsonde	Einzelsonde	Transekt E	Einzelsonde	Transekt F
	OSH	OSH	OSH	OSH	OSH	USH	USH	USH	USH
ND-km	21,1	18,0	15,3	11,4	10,7	9,5	8,4	7,4	6,5
Anzahl	5 Sonden	3 Sonden	3 Sonden	3 Sonden	1 Sonde	1 Sonde	3 Sonden	1 Sonde	3 Sonden
Sonden - Name	1937,503 1937,505 1937,501 1937,507 1937,509	1934,517 1934,519 1934,521	1931,503 1931,505 1931,507	1927,511 1927,513 1927,515	1927,509	1925,507	1924,503 1925,513 1925,515	1923,501	1922,501 1922,503 1922,505

Neben den Grundwassermessstellen wurden auch 2 Oberflächenmessstellen an der Donau und 8 Messstellen an der neuen Donau (4 in der Oberen und 4 in der Unteren Stauhaltung) beprobt (Humpesch 1994-2000).

Abbildung 4-10 zeigt die Lage der Grundwassersonden, die für das wissenschaftliche Programm ausgewählt wurden. Für das Beweissicherungsverfahren wird darüber hinaus eine ganze Reihe weiterer Probenstellen herangezogen.

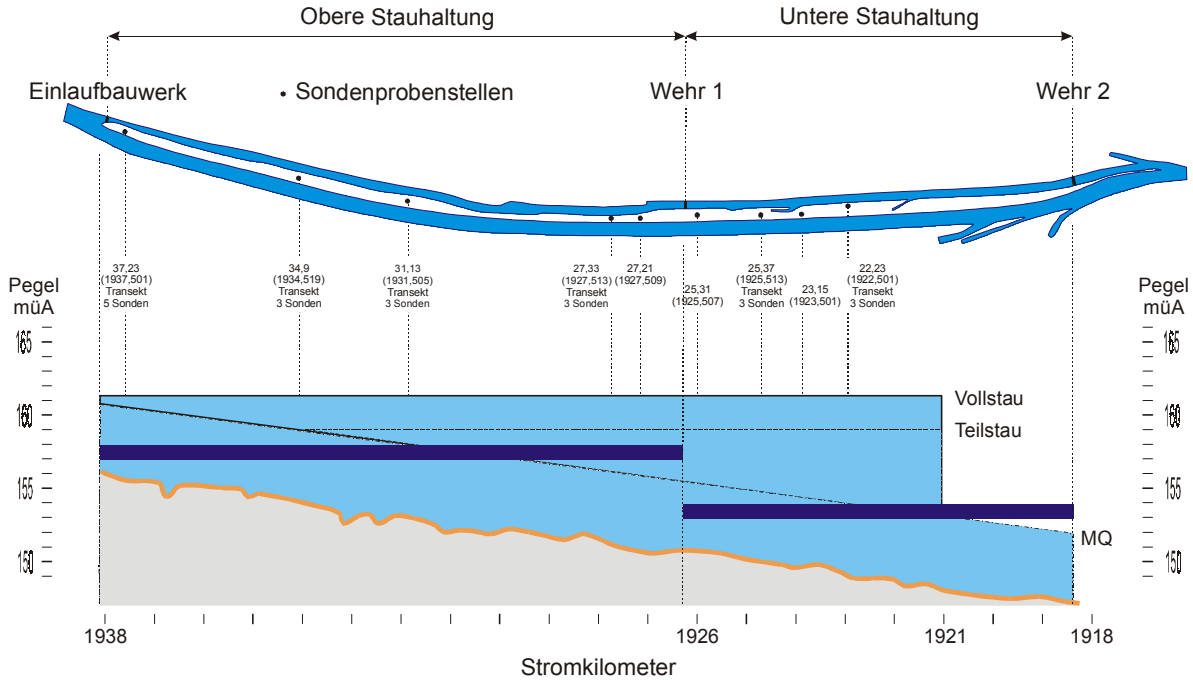


Abbildung 4-10: Lage der Probennahmestellen und Sonden im Längsverlauf der Donauinsel, die für die wissenschaftlichen Fragestellungen herangezogen werden.

Eine zentrale Bedeutung kommt dabei dem Transekt A zu. Dieses in der Nähe des Einlaufbauwerks gelegene Transekt befindet sich in einer Lage, die vor Staulegung eine hohe Gefälledifferenz zwischen Donaupegel und dem Wasserstand der Oberen Stauhaltung aufweist. Damit repräsentiert sie bereits unter ungestauten Bedingungen eine Situation, die typisch für den gesamten Bereich der Neuen Donau nach Vollstau ist. Für eine Aufklärung der quantitativen Veränderungen im Zuge der Grundwasserpassage und für die Prognose des Phosphoreintrages in die Neue Donau stellt Transekt A somit ein wesentliches Referenzsystem für die zu erwartenden Bedingungen nach Staulegung dar. Darauf aufbauend können auch Veränderungen durch die Kolmation auf diese Referenzstelle bezogen werden.

4.2.6 Analyisierte Parameter

Die hier verwendeten Daten wurden eigenen Arbeiten im Zuge des Beweissicherungsprogramms rund um das Kraftwerk Freudenuau entnommen. Die Daten sind in den Jahresberichten zum qualitativen Beweissicherungsverfahren bereits publiziert (Humpesch 1995 – 2000).

Die Grundwassermessstellen (siehe Kapitel 4.2.5) werden von Jänner bis April einmal monatlich, in der Badesaison von Mai bis Ende September 2x monatlich und von Oktober bis Dezember wieder einmal monatlich entnommen und analysiert, sodass über das Jahr verteilt 18 Probestermine realisiert werden.

In Summe werden an den Sondenstandorten routinemäßig 34 Parameter erhoben:

Tabelle 4-3: Auswahl im Grundwasser erhobener physikalischer und chemischer Parameter (Zahlen: Kennung nach Wassergüteerhebungsverordnung)

physikalische Parameter

3102 Lufttemperatur	3213 Wetter	3214 Wetterperiode davor	3101 Wasser-temperatur	3017 Farbe	3027 Geruch
3095 SAK ₂₅₄	3096 SAK ₄₃₆	3107 Abstichmaß ab SOK	3070 pH-Wert	3076 Redox	3013 el.Leitfähigkeit

Wasserhärte

2202 Säurekapazität	2286 Gesamthärte	2288 Karbonathärte	2290 Nichtkarbonathärte
------------------------	---------------------	-----------------------	----------------------------

Kationen

2273 Calcium	2298 Magnesium	2304 Natrium (gel.)	2294 Kalium (gel.)	2284 Eisen (ges.)
2281 Eisen II	2537 Mangan (ges.)	2565 Mangan II	2309 Ammonium	

Anionen

2291 Hydrogenkarbonat	2318 Chlorid	2333 Nitrat (NO3)	2336 Nitrit (NO2)
2343 Sulfat	2215 o-Phosphat	2213 gel-Phosphat	2338 Kieselsäure

Sauerstoff und org. Summenparameter

2030 Permanganat	3078 O ₂ gelöst	3080 O ₂ Sättigung	1619 TOC	2016 DOC
---------------------	-------------------------------	----------------------------------	-------------	-------------

4.3 Modellvorstellung für die biologisch – chemischen Prozesse im Untergrund

Das Wasser verändert sich im Zuge der Grundwasserpassage zwischen Donau und neuer Donau hinsichtlich seiner chemischen Eigenschaften und seiner chemischen Zusammensetzung. Wie bereits beschrieben, ist das Donauwasser selbst die Ausgangsgröße, der Eingangsparameter für die Grundwasserpassage. Beim Übertritt des Wassers aus dem Freiwasserbereich der Donau in den Schotterkörper der Donauinsel, in der Donauinsel selbst und schließlich beim Eintritt in den Freiwasserbereich der Neuen Donau erfährt das Wasser Veränderungen, die sich als Auswirkung von spezifischen Stoffumsatzprozessen in der Zusammensetzung des Wassers manifestieren.

Bei all diesen Prozessen steht hier der Phosphor im Mittelpunkt des Interesses. Wie bereits weiter oben ausgeführt, ist der Phosphor der zentral verantwortliche Parameter für die Trophie der Neuen Donau. Je geringer seine Konzentration, desto günstiger wirkt sich dies auf die Gütesituation der Neuen Donau aus.

Von den verschiedenen im Donauwasser gelösten Substanzen hat deshalb der Phosphor die entscheidendste Bedeutung. Somit ist die Phosphorkonzentration des Donauwassers die Ausgangsgröße. Die Langzeitdarstellung (Abbildung 4-2) der Phosphorkonzentrationen im Donauwasser zeigt einen signifikanten Abfall, was bezüglich der trophischen Entwicklung in der Neuen Donau eine günstige Voraussetzung darstellt. Die Ursachen für diese Entwicklung liegen vor allem im freiwilligen Verzicht der Waschmittelindustrie auf den Einsatz von Phosphaten in Haushaltswaschmitteln und auf der anderen Seite in der vermehrten Phosphorfällung im Zuge der Abwasserreinigung. Diese Entwicklung, nämlich der Rückgang der Phosphorkonzentrationen in unseren Oberflächengewässern zeigt auch deutlich, wie durch gezielte Maßnahmen nachhaltige Erfolge im Gewässerschutz erreicht werden können. Gegenüber den Konzentrationen 1983/84 konnten so die Konzentrationen bis 1993/94 - also innerhalb von nur 10 Jahren - auf etwa 1/3 reduziert werden!

Ein Vergleich der chemischen Zusammensetzung von Donauwasser, dem Grundwasser der Donauinsel und dem Wasser in der Neuen Donau zeigt, dass sich das Wasser bei der Passage tatsächlich verändert. Einzelne dieser Vorgänge spiegeln sich in der Veränderung bestimmter chemischer Parameter wider. Aus den im Zuge des permanenten Überwachungsprogramms von Donau, Grundwasser der Donauinsel und Neuer Donau (Humpesch 1995 – 2000) erhaltenen chemischen Analysen lassen sich also diese Vorgänge modellieren und halbquantitativ beschreiben, unter Kenntnis der wesentlichsten Vorgänge, die dafür Berücksichtigung finden müssen. Die wesentlichsten dieser Vorgänge in Form von komplexen biologischen und chemischen Prozessen werden in weiterer Folge dargestellt.

Nach derzeitigen Ergebnissen, die in den Querprofilen nach Messung und Auswertung vorliegen, erfolgt die Änderung der Beschaffenheit am Weg des Wassers zwischen Donau und Neuer Donau in drei Bereichen:

- in der Kolmationsschicht
- im Untergrund der Donauinsel (Aquifer)
- in der Neuen Donau selbst.

Ausgangspunkt der unterirdischen Passage für das Sickerwasser ist die Stromsohle, sowie der Böschungsbereich der aufgestauten Donau. Auf Grund des Rückgangs der Fließgeschwindigkeit und der Abnahme der Schleppkraft in der Donau, sammeln sich Schwebstoffe am Grund die auch organisches Material enthalten und verlegen dort den Kieslückenraum des Sediments (Kolmation). Die derart gebildete Kolmationsschicht wirkt als ein erster Filter für partikuläres Material organischen und anorganischen Ursprungs (❶ in Abbildung 4-11). Neben den Filtrationsaspekten kommt es in der Kolmationsschicht auch zu biologischen Vorgänge, die eine Vielzahl von chemischen Gleichgewichten beeinflussen. In der Donauinsel (im Grundwasser führenden (Schotter-)Körper = Aquifer) stellen sich die in der Kolmationsschicht veränderten chemischen Gleichgewichte entsprechend den gegebenen Temperatur- und Druckbedingungen neu ein (❷ in Abbildung 4-11). Weiters kann auch hier eine (wenn auch gegenüber der Kolmationsschicht deutlich geringere) biologische Aktivität zu weiteren Veränderungen führen. Schließlich infiltriert das Grundwasser die Neue Donau (❸ in Abbildung 4-11), wo eine abermalige Veränderung der physikalischen Rahmenbedingungen (Druck, Temperatur) zu einer erneuten Einstellung chemischer Gleichgewichte führen. Eine starke Veränderung im Chemismus erfährt das Wasser der Neuen Donau jedoch auch durch die in der Neuen Donau lebenden Organismen. Hier sind es die Makrophyten, die Wasserpflanzen, die den wohl wesentlichsten Anteil an der biologisch bedingten Veränderung im Chemismus des Wassers verursachen.

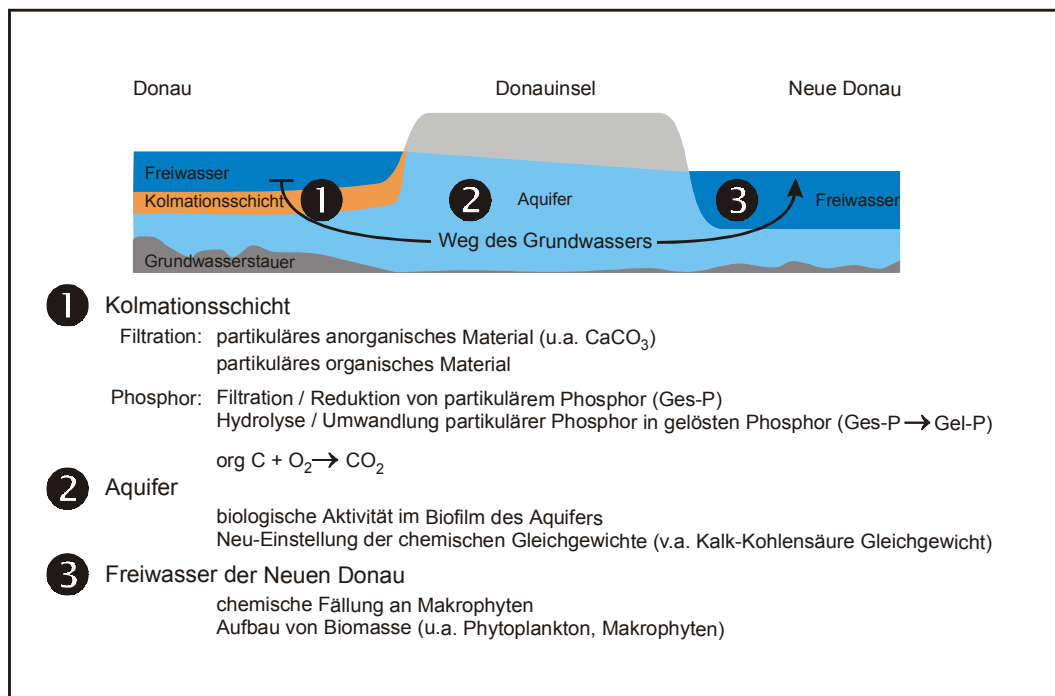


Abbildung 4-11: schematische Darstellung der drei wesentlichen Bereiche biologisch / chemischer Umsetzungsprozesse beim Übertritt des Donauwassers in die Neue Donau

4.3.1 Kolmationsschicht

Wie bereits oben beschrieben, bildet sich an der Sohle der Donau eine als Kolmation bezeichnete Schicht aus feinem anorganischen und organischem Material. Das Donauwasser muss auf seinem Weg in die Neue Donau diese Schicht durchdringen und verändert dabei seine Zusammensetzung. Die Mächtigkeit dieser Kolmationsschicht ist

nun nicht nur für die Menge des übertretenden Wassers verantwortlich (sie wirkt „abdichtend“), sondern auch für die Intensität der stattfindenden physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse.

Physikalisch wirkt diese Schicht wie ein Filter, der anorganische und organische Schwebstoffe nicht in das Grundwasser vordringen lässt (❶ in Abbildung 4-12). Dadurch wird der Filter zu einer biologisch hoch aktiven Schicht.

Die Steine und der Kieslückenraum der Donausohle werden von zahlreichen Organismen besiedelt, welche die vorhandenen, im Wasser gelösten Substanzen unter Sauerstoffverbrauch metabolisieren (❷ in Abbildung 4-12). Diese biologische Aktivität führt zu einer Veratmung der vorhandenen organischen Substanzen zum Zweck der Energiegewinnung. Dabei wird Kohlendioxid (CO₂) freigesetzt. Daneben wird der Sauerstoff auch für die Umwandlung von Ammonium (NH₄) in Nitrat (NO₃) verbraucht. Diese Stickstoffatmung wird auch als Nitrifikation bezeichnet und von speziellen, dazu befähigten Bakterien bewerkstelligt, denen dieser Vorgang ebenfalls zur Energiegewinnung dient. Diese biologischen Vorgänge bewirken, dass die Sauerstoffkonzentration des Wassers im Zuge der Grundwasserpassage deutlich abnimmt (siehe Abbildung 4-14). Die verbleibende Restkonzentration an Sauerstoff ergibt sich somit aus der Differenz zwischen dem in der Donau gelösten Sauerstoff und dem Verbrauch für die oben beschriebenen Vorgänge. Aus der Restkonzentration an Sauerstoff lässt sich also eine Aussage über das Ausmaß der biologischen Stoffumsätze treffen.

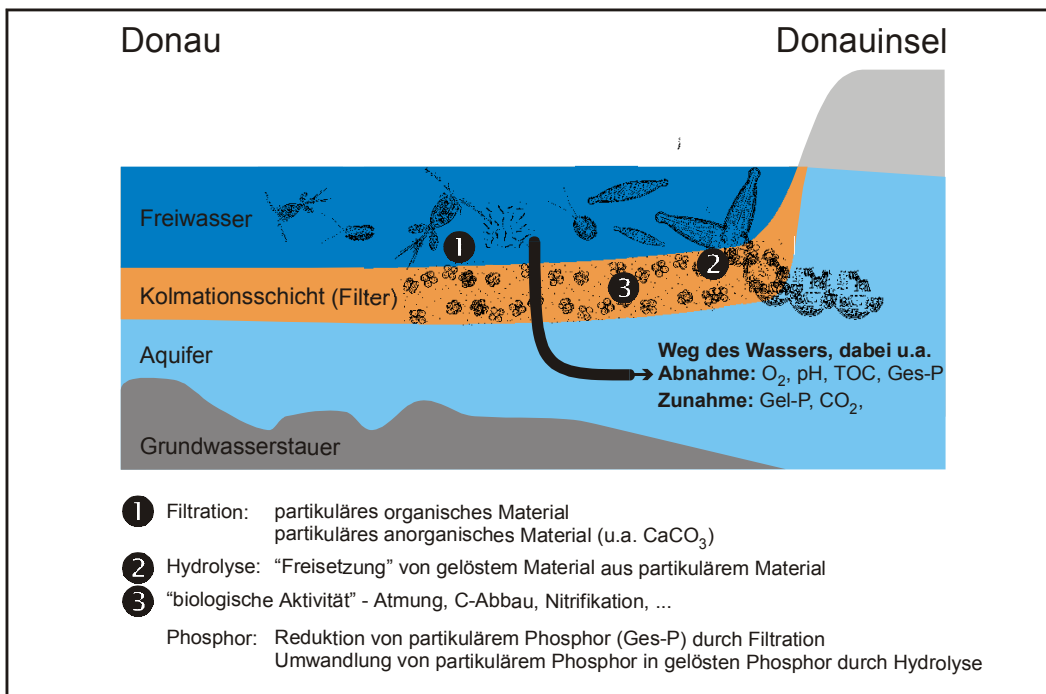


Abbildung 4-12: Zusammenstellung der wichtigsten physikalischen, chemischen und biologischen, Prozesse in der Kolmationsschicht

Die den Sauerstoffverbrauch hervorrufenden organischen Substanzen und das Ammonium sind einerseits im Donauwasser selbst vorhanden, auf der anderen Seite sterben in dieser biologisch hoch aktiven Kolmationsschicht auch Organismen (z.B.

Algen, Kleinstlebewesen, Bakterien) ab, und geben dabei ihre Inhaltsstoffe an die Umgebung ab. Dabei werden entsprechend der Biomassezusammensetzung (Kapitel 2.1) Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor freigesetzt (Hydrolyse; ● in Abbildung 4-12). Die gelösten Verbindungen entziehen sich der Filterwirkung der Kolmationsschicht und gelangen als gelöste Wasserinhaltsstoffe mit dem Grundwasser in die Donauinsel.

Werden die oben beschriebenen Vorgänge nun auf den Phosphor angewandt, so ist auf Grund der Filterwirkung durch die Kolmationsschicht eine deutliche Verminderung des Gesamt-Phosphors zu erwarten. Durch die stattfindende Hydrolyse sollte dagegen ein Teil des partikulären Phosphors in Ortho-Phosphat umgewandelt werden, was in der Erhöhung der Werte für Ortho-Phosphat und damit auch für den Gelöst-Phosphor seine Bestätigung finden müsste. Tatsächlich bestätigen die chemischen Analysen und der Vergleich der Konzentrationen im Freiwasser der Donau und in den ersten Bereichen des Grundwassers in der Donauinsel auch genau diese Überlegungen (Abbildung 4-18). Die Werte entstammen dabei einem gut durchströmten Bereich der Donauinsel, wie er für eine Situation nach Stauerrichtung für die gesamte Donauinsel relevant ist. Während der Gesamt-Phosphor (im Mittel) von etwa 90 µg P/l auf unter 60 µg P/l sinkt, erhöht sich die Fraktion des Gelöst-Phosphors um etwa 20 µg P/l auf etwa 50 µg P/l.

Zusammenfassend ergeben sich folgende Veränderung im Wasserchemismus zwischen Freiwasser der Donau und einströmendem Grundwasser in der Kolmationsschicht, die stark von der Größenordnung der Durchströmung abhängig sind:

Abnahme

- des Sauerstoffs (O₂) durch Veratmung organischer Substanzen
- des Gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) durch Filtration / Adsorption
- des Gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) durch Veratmung
- des Ammoniums (NH₄) durch Umwandlung in Nitrat (NO₃)
- des Gesamt-Phosphors durch Filtration / Adsorption
- des pH-Wertes v.a. durch Anstieg des bei der Atmung gebildeten CO₂

Zunahme

- des Kohlendioxids (CO₂) durch Atmung (Karbonathärte)
- des Gelöst- bzw. Ortho-Phosphats durch Hydrolyse

Tabelle 4-4: Mittelwerte der Periode 1994 bis 1998 für Donauwerte und Transekt A

Parameter	Einheit	Donauwerte	Transekt A	Δ
Sauerstoff	mg/l	11	3	- 8
TOC und DOC	mg/l	5	1,6	- 3,4
Ammonium	mg N/l	0,1	0,01	- 0,09
pH		8,2	7,7	- 1,5
Gesamt Phosphor	mg P/l	82	70	- 12
Gelöst Phosphor	mg P/l	58	68	+ 10
Karbonathärte	° dH	8,9	9,7	+ 0,8

4.3.2 Donauinsel

Nach der Passage der Kolmationsschicht fließt das Wasser als Grundwasser unter der Donauinsel weiter in Richtung Neue Donau. Auf dieser Strecke kommt es zu einer weiteren Veränderung im Chemismus des Wassers, die sich in eine biologische und eine chemische Komponente untergliedern lässt. Die Intensität dieser Vorgänge hängt dabei wesentlich von den Gegebenheiten im Untergrund ab.

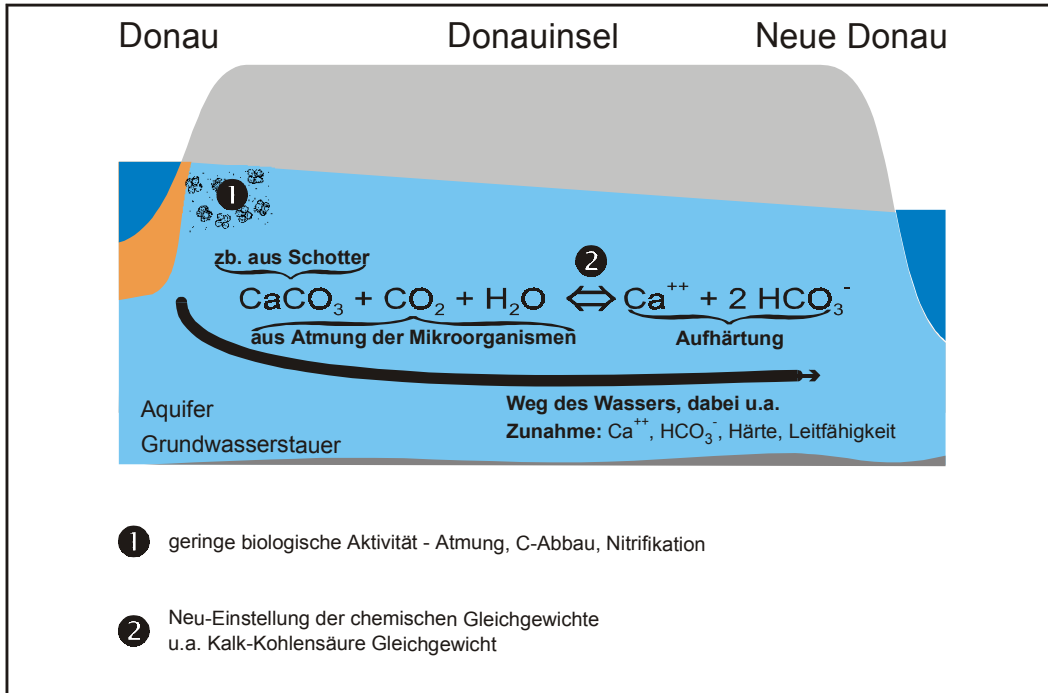


Abbildung 4-13: Zusammenstellung der wichtigsten Vorgänge im Grundwasser der Donauinsel

biologische Aktivität (1 in Abbildung 4-13)

Die bereits beim Punkt Kolmationsschicht besprochenen biologischen Vorgänge und ihre Auswirkungen auf die chemische Zusammensetzung des Wassers können grundsätzlich auch im Untergrund der Donauinsel beobachtet werden, jedoch sind hier zusätzliche Überlegungen anzustellen. In der Kolmationsschicht kommt es durch die Sedimentation der Schwebstoffe in der Donau und der Filterwirkung zu einer Anreicherung mit organischem Material, das unter anderem die Voraussetzung für eine vermehrte biologische Aktivität darstellt. In dieser Schicht erfolgen auch die höchsten biologischen Umsetzungen.

Die Stauerrichtung in Freudenua bedingt, wie bereits erwähnt, ein Anheben des Wasserspiegels in der Donau und damit eine Veränderung in der Lage der Wasserspiegel zwischen Donau und Neuer Donau. Durch diese Veränderungen kommt es in bestimmten Bereichen der Donauinsel erstmals zu einem Fließen von Grundwasser von der Donau in Richtung Neue Donau. In diesen Bereichen ist jedoch die Kolmation und damit die biologische Aktivität und Filterwirkung (noch) nicht so stark ausgeprägt. Somit verlagern sich diese beiden Vorgänge von der Kolmationsschicht im unmittelbaren Bereich der Donausohle in die Tiefe des Schotterkörpers der Neuen Donau hinein. Mit zunehmender Kolmation findet jedoch der Schwerpunkt der biologischen Aktivität bereits

in der Kolmationsschicht statt. Weil dort nun der Großteil der organischen Substanzen und des Ammoniums veratmet werden, ist der Sauerstoffbedarf in der restlichen Fließstrecke für einen biologischen Abbau äußerst gering. Abbildung 4-14 zeigt anhand der Sauerstoffkonzentrationen in einem Querprofil über die Donauinsel, dass sich der Sauerstoffgehalt im Bereich zwischen Donau und erster Grundwassersonde auf Grund der oben beschriebenen Vorgänge deutlich reduziert, dass im weiteren Fließverlauf jedoch keine signifikante Veränderung mehr erfolgt. Dies untermauert die Überlegung, dass die biologischen Vorgänge hauptsächlich in der Kolmationsschicht erfolgen.

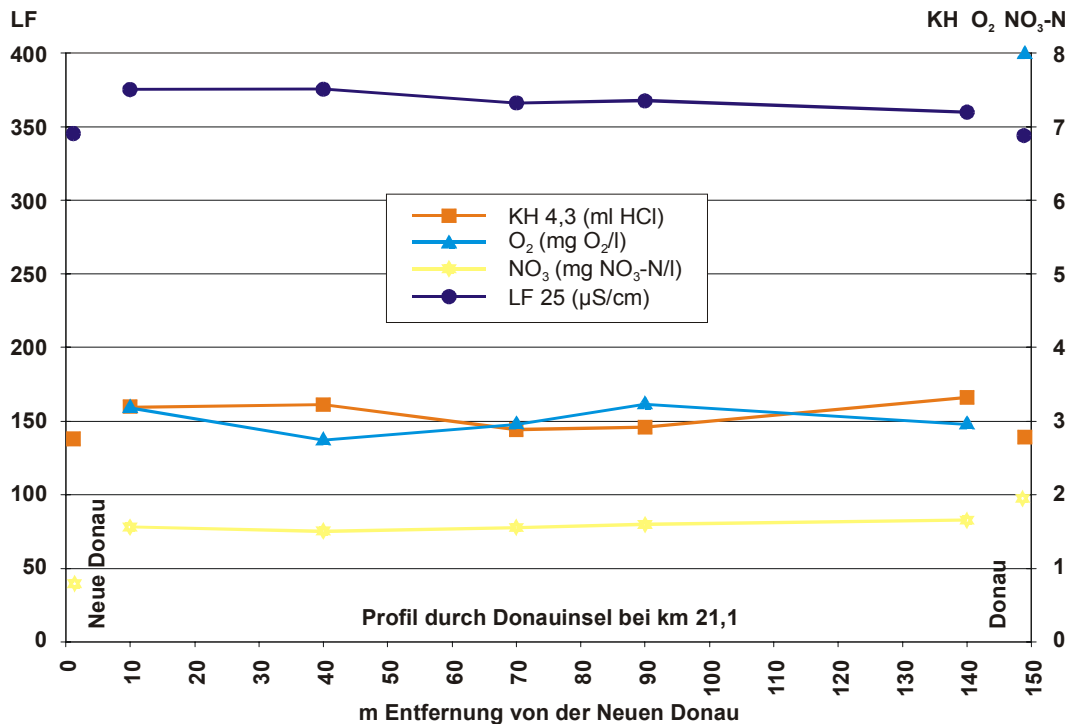


Abbildung 4-14: Veränderung einiger ausgewählter chemischer Parameter im Zuge des Übertritts von Donauwasser in die Neue Donau
 (KH = Karbonathärte O₂ = Sauerstoff NO₃ = Nitrat LF = Leitfähigkeit)

Eine vermehrte biologische Aktivität kann jedoch dann erfolgen, wenn im Zuge des höheren Grundwasserspiegels nach Stauerrichtung plötzlich Bereiche im Untergrund durchflossen werden, die mit organischem Material angereichert sind. Eine derartige Situation könnte durch Ablagerungen in einem alten Donauarm, „Altlasten“ oder durch Verunreinigung der Donauinsel von der Oberfläche her (etwa undichte Sanitäranlagen) verursacht sein. In einer solchen Situation wäre ausreichendes organisches Material für einen Abbau vorhanden. Die Mikroorganismen verbrauchen dann den verbliebenen Rest des im Grundwasser gelösten Sauerstoffs für den Abbau. Ist der Sauerstoff (O₂) völlig aufgebraucht und sich die Milieubedingungen von aerob auf anoxisch ändern, kann von vielen Bakterien auf die Verwertung von Nitrat (NO₃) als terminalen Elektronen - Akzeptor umgestiegen werden. Dabei wird unter anderem auch wieder Kohlendioxid gebildet. Ist die organische Belastung im Untergrund so hoch, dass auch das vorhandene Nitrat für den Abbau nicht ausreicht, ist schließlich ein Punkt erreicht, an dem weder Sauerstoff noch Nitrat und somit anaerobe Bedingungen vorliegen.

Somit lassen sich drei Szenarien zusammenfassen:

- *kaum bzw. keine relevante biologischen Umsetzungen im Untergrund*
Bei ausgeprägter Kolmation finden die biologischen Vorgänge hauptsächlich in der mehr oder weniger mächtigen Kolmationsschicht, im Eintrittsbereich des Grundwassers statt und nicht im Schotterkörper der Donauinsel selbst.
- *Verlagerung der biologischen Vorgängen aus der Kolmationsschicht in den Untergrund*
Hat sich noch keine Kolmationsschicht ausgebildet, konzentriert sich die biologische Aktivität nicht auf die unmittelbare Umgebung des Donaubettes, sondern reicht mit abnehmender Intensität tiefer in den Schotterkörper der Donauinsel – entsprechend der Fließrichtung des Grundwassers – hinein. Mit Zunahme der Kolmation nähert sich diese Situation der vorher zusammengefassten Situation an.
- *massive biologische Aktivität*
Bei Durchströmung eines organisch belasteten Standortes im Untergrund.

Die tatsächliche Ausprägung der beschriebenen Phänomene spiegelt sich in den chemischen Parametern wider. Man kann dem entsprechend über die Interpretation der chemischen Analyseergebnisse auf die ablaufenden Vorgänge im Untergrund schließen.

chemische Reaktionen / Gleichgewichte (⚡ in Abbildung 4-13)

Hier gibt es im wesentlichen zwei Aspekte, die beide eng im Zusammenhang mit der biologischen Aktivität im Zuge der Grundwasserpassage stehen und hier von besonderer Bedeutung sind:

- chemische Rücklösung von Phosphor (siehe Kapitel 2.2.4.3)
Der Phosphor wird in eine Form übergeführt, in der er vorerst nicht mehr an der Trophie der Neuen Donau mitwirken kann. Zwar bleibt der Phosphor als Gesamt-Phosphor erhalten, er ist jedoch in dieser gefällten Form für Organismen nicht verfügbar. Diese Phosphorfällung erfolgt bei Redoxpotentialen über 200 mV und wenn Eisen vorhanden ist. Das Absinken des Redoxpotentials unter 200 mV (im Verlauf anaerober Umsetzungen im Untergrund) bewirkt dagegen, dass das dreiwertige Eisen in seine zweiwertige Form reduziert wird, was dazu führt, dass Eisen und damit auch Phosphor des unlöslichen Eisenphosphats wieder in Lösung gehen. Dieser Vorgang wird als chemische Rücklösung bezeichnet.

Wird ein Bereich mit organischer Belastung von Grundwasser durchflossen, erfolgt erst ein Eintrag mit sauerstoffhaltigem Wasser. Die Mikroorganismen verbrauchen nun den Sauerstoff für die Veratmung der organischen Substanzen. Ist der Sauerstoff verbraucht, so verwenden sie dafür Nitrat, anschließend erfolgt eine anaerobe Verwertung. Parallel dazu sinkt das Redoxpotential. Schließlich ist ein Punkt erreicht, an dem der Phosphor aus dem Eisenphosphat rückgelöst wird und so zu einer Erhöhung der Phosphorkonzentrationen im Untergrund beiträgt. Der derart rückgelöste Phosphor gelangt mit dem durchfließenden Grundwasser schließlich in die Neue Donau, wo er negative Auswirkungen auf die Trophie zeigt.

Parallel dazu kommt es durch die Veratmung der organischen Substanzen zur Bildung von Kohlendioxid (CO_2) – und damit Kohlensäure – bzw. anaerob zur Bildung organischer Säuren. Durch beide Vorgänge sinkt der pH-Wert ab. Ist Phosphor hauptsächlich an Kalzium gebunden, so bewirkt das Absinken des pH-Wertes einen starken Anstieg der Löslichkeit dieser Phosphorverbindungen, was somit ebenfalls einen Anstieg des rückgelösten Phosphors bewirkt.

- Kalk - Kohlensäure Gleichgewicht

Wie bereits öfter beschrieben kommt es durch die biologische Atmung in der Kolmationsschicht zu einer Produktion von Kohlendioxid (CO_2). Dieses CO_2 kann jedoch wegen der veränderten Drucksituation im Grundwasser nicht ausgasen, sondern bleibt im Wasser „gelöst“. Man kann dies mit einer Sodawasserflasche vergleichen. In der Patrone befindet sich CO_2 unter hohem Druck. Wird sie in die Flasche geschraubt, gelangt das CO_2 in das Wasser und bleibt dort wegen des hohen Drucks gelöst. Erst wenn ein Glas mit diesem Sodawasser gefüllt wird, perlt das CO_2 aus, weil sich der Druck entspannt hat und somit die Löslichkeit des Gases gesunken ist. Im Grundwasser ist diese Entspannung nun nicht in dieser Masse möglich, weshalb das CO_2 im wesentlichen gelöst bleibt und mit Wasser zu Kohlensäure reagiert. Gibt es im Aquifer, wie im Fall der Donauinsel Carbonatgestein, so löst die gebildete Kohlensäure den Kalk auf. Die Grundlage dafür ist das Kalk – Kohlensäure Gleichgewicht (siehe 2.2.2.3), das sich wegen des gebildeten nun zusätzlich vorhandenen CO_2 neu einstellen muss.

Für die Donauinsel heißt das: Je mehr CO_2 durch biologische Vorgänge gebildet wird, desto mehr Kalk wird gelöst. Den Beweis dafür, dass dieser Vorgang tatsächlich erfolgt, liefert wieder die chemische Analyse des Grundwassers. Es wird tatsächlich ein Anstieg von gelöstem Kalzium (Ca^{++}) und Hydrogencarbonat (HCO_3^-) beobachtet. Der Anstieg im Hydrogencarbonat bedeutet dabei einen Anstieg in der Karbonathärte des Wassers, der Anstieg von Kalziumionen den korrespondierenden Anstieg in der Gesamthärte. Das Wasser wird im Zuge der Grundwasserpassage also „härter“ (siehe Abbildung 4-14).

Zusammenfassend lässt sich die beobachtete Situation folgender Massen darstellen:

Die in der Kolmationsschicht oder im Grundwasserkörper der Neuen Donau stattfindenden biologischen Vorgänge führen zu einer Anreicherung von CO_2 im Grundwasser. Das CO_2 bzw. die gebildete Kohlensäure korrespondiert über das Kalk – Kohlensäure Gleichgewicht mit einer chemischen Auflösung / Erosion von Kalk, was zu einer Aufhärtung des Wassers im Zuge der Grundwasserpassage führt.

Die intensive Durchsickerung der Donauinsel ist mit einer permanenten Sauerstoffzufuhr in den Untergrund der Donauinsel verbunden und führt daher zu keinen anaeroben Bedingungen, sofern sich keine organischen Verunreinigungen im Untergrund befinden. Damit besteht auch keine Gefahr für eine chemische Rücklösung von Phosphor und keine unmittelbare Gefahr für die Wassergüte der Neuen Donau.

Bei Verdichtung der Kolmation steigt die Veratmung von organischem Material und die biologische Phosphor-Rücklösung (Hydrolyse) nimmt zu. Das in die Donauinsel einsickernde Wasser enthält auch Bakterien, die organischen Kohlenstoff abbauen und

dabei Sauerstoff verbrauchen, andererseits aber auch Kohlendioxyd anreichern. Dieses geht in Lösung, bildet Kohlensäure, die ihrerseits den pH-Wert senkt und, aufgrund des Kalk- Kohlensäuregleichgewichts Kalk löst. Das Wasser wird härter, ebenso steigt die Leitfähigkeit.

Tabelle 4-5: Mittelwerte der Periode 1994 bis 1998 für donau nächste (1937,503) und donaufernste Sonde (1937,507) bei Transekt A

Parameter	Einheit	Sonde 1937,503	Sonde 1937,507	Δ
Karbonathärte	° dHl	8,9	9,7	+ 0,8
Calcium	mg/l	55	60	+ 5
Hydrogenkarbonat	mg/l	195	212	+ 17
Leitfähigkeit	μS/cm	425	450	+ 25

4.3.3 Neue Donau

Auf seinem weiteren Weg gelangt das Wasser aus der Donau, nachdem es die Kolmationsschicht und die Donauinsel passiert hat, schließlich in die Neue Donau. Gegenüber der Donauinsel liegen hier abermals veränderte Bedingungen vor, sodass verschiedene chemische Reaktionen das Wasser in seiner Zusammensetzung verändern. Auch hier ist es wieder das Zusammentreffen von biologischen und chemischen Komponenten, welche zu dieser Veränderung führt. Vor allem die in der Neuen Donau angesiedelten Wasserpflanzen / Makrophyten spielen bei diesen Vorgängen eine wesentliche Rolle.

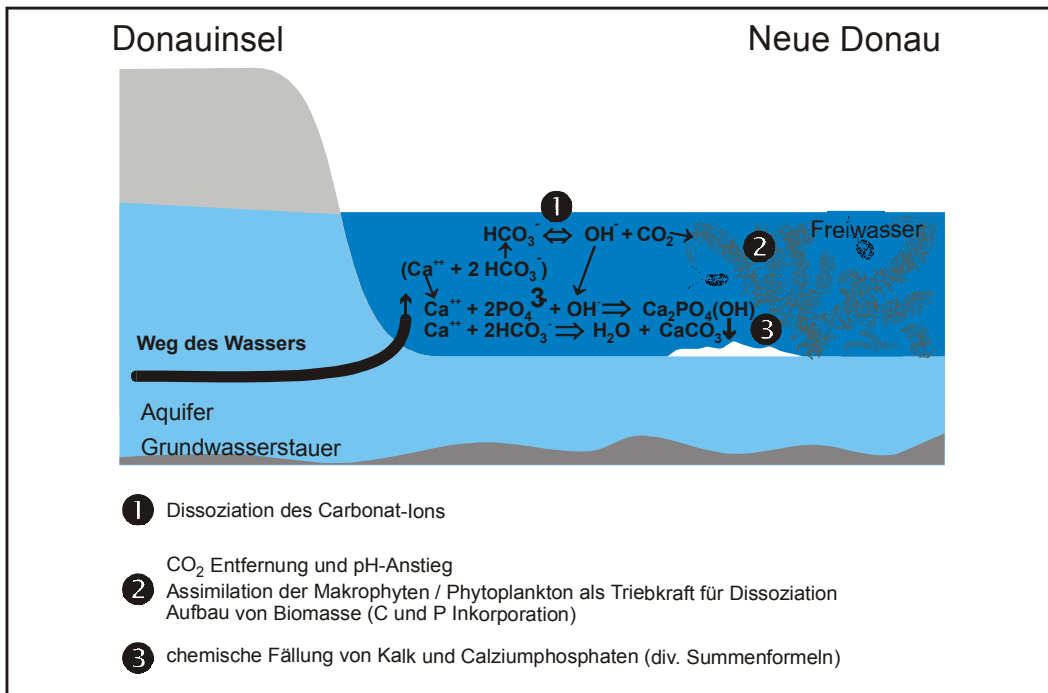


Abbildung 4-15: Zusammenstellung einiger der wichtigsten die Phosphordynamik betreffenden Zusammenhänge im Freiwasser der neuen Donau

Die Ausgangssituation beim Eintritt des Wassers in die Neue Donau ist ja, wie oben beschrieben folgende:

Bei der Durchsickerung kam es durch Hydrolyse zu einem Anstieg der Konzentration des Ortho-Phosphats, einer Fraktion des Gesamt-Phosphors (Die Konzentration des Gesamt-Phosphors sinkt jedoch! siehe dazu Abbildung 4-18 und Kapitel 4.3.1 Kolmationschicht). Durch die biologische Aktivität der Organismen kam es zu einer Anreicherung mit Kohlendioxid (CO_2) im Grundwasser der Donauinsel. Dies führte über das Kalk – Kohlensäure – Gleichgewicht unter anderem zu einem Anstieg der Kalziumionen (Ca^{++}) und der Hydrogencarbonationen (HCO_3^-). Somit ergeben sich für den Eintritt des Wassers gegenüber dem Donauwasser höhere Konzentrationen für Ortho-Phosphat (PO_4^{3-}), Kalzium (Ca^{++}) und Hydrogencarbonat (HCO_3^-). Diese drei Parameter stehen nun in enger Wechselwirkung miteinander.

Der Ausgangspunkt für die weiteren Vorgänge liegt in der Veränderung der Kohlendioxid (CO_2) Konzentration im Freiwasser der Neuen Donau. Diese erfolgt im wesentlichen durch zwei Vorgänge, die beide eine Verminderung der Konzentration zur Folge haben:

- Einerseits erlauben die gegenüber dem Grundwasser veränderten Druckverhältnisse nun ein Ausgasen des CO_2 , wie oben beschrieben.
- Die Wasserpflanzen / Makrophyten in der Neuen Donau benötigen wie alle Pflanzen Kohlendioxid (CO_2). Wenn sie wachsen, entziehen sie somit dem Wasser Kohlendioxid, wobei der Kohlenstoff (C) in Biomasse umgewandelt wird und der Sauerstoff (O_2) an die Umgebung abgegeben wird. Wird das CO_2 in Form von Hydrogencarbonat (HCO_3^-) aufgenommen, entstehen zusätzliche OH^- Ionen (❷ in Abbildung 4-15).

Durch die Entfernung des Kohlendioxids muss sich das Kalk – Kohlensäure – Gleichgewicht (Kapitel 2.2.2.3) neu einstellen. Gegenüber den Vorgängen im stellt sich das Gleichgewicht jedoch diesmal in die andere Richtung ein. Dies bedeutet: Wird aus dem System (durch die oben beschriebenen, zur Verminderung des CO_2 führenden Vorgänge) CO_2 entfernt, so bildet sich aus einem gelösten Kalziumion (Ca^{++}) und einem gelösten Hydrogencarbonat (HCO_3^-) unlöslicher Kalk (CaCO_3). Der gebildete Kalk fällt aus (❸ in Abbildung 4-15) und ein OH^- Ion verbleibt stöchiometrisch in Lösung (❶ in Abbildung 4-15). Diese Neueinstellung des Kalk – Kohlensäure – Gleichgewichts ist jedoch von einer zweiten Fällungsreaktion überlagert. Das gelöste Kalzium (Ca^{++}) kann nicht nur mit dem Karbonat zu unlöslichem Kalk reagieren, sondern auch mit dem Orthophosphat (PO_4^{3-}) und den gebildeten OH^- Ion. Dabei entstehen unlösliche Kalziumphosphate, die ähnlich dem Kalk ausgefällt werden (❹ in Abbildung 4-15). Dadurch wird nun aber die Konzentration der Ortho-Phosphat Fraktion drastisch reduziert und somit das Nährstoffangebot in der Neuen Donau, das Trophie-Potential stark herabgesetzt, was sich in der hervorragenden Gütesituation widerspiegelt.

Bei einem zweiten Mechanismus, der zur Herabsetzung der Konzentration an Ortho-Phosphat führt, sind abermals die Makrophyten beteiligt. Diese benötigen für ihr Wachstum nicht nur Kohlendioxid (CO_2), sondern neben zahlreichen anderen Elementen auch Phosphor in wesentlichen Mengen. Durch ihr Wachstum entziehen sie damit dem Wasser auch Ortho-Phosphat (PO_4^{3-}) (❺ in Abbildung 4-15) und tragen somit zusätzlich zur Verbesserung der Wasserqualität in der Neuen Donau bei.

Diese beschriebenen Vorgänge führen zu den beobachteten Phosphorkonzentrationen in der Neuen Donau, die wesentlich unter den Konzentrationen der Donau liegen und somit die Grundlage für die beobachtete hervorragende Wasserqualität liefern.

4.3.3.1 Zusammenfassung der Prozesse bei der Uferfiltration

Abschließend sollen die wesentlichsten Vorgänge beim Übertritt des Donauwassers in die Neue Donau nochmals in aller Kürze zusammengefasst werden.

In der Kolmationsschicht wird ein Großteil des partikulär vorliegenden Phosphors aus dem Donauwasser herausgefiltert, wodurch sich dessen Konzentration reduziert (Abbildung 4-18). Gleichzeitig kommt es durch Hydrolyse zu einem Anstieg der gelösten Phosphorfraktionen (Gelöst-Phosphor und Ortho-Phosphat). Im Untergrund der Donauinsel liegt der Phosphor vorwiegend als Ortho-Phosphat vor (Abbildung 4-18).

Durch die Atmungsaktivität (Abnahme O_2 in Abbildung 4-14) von Organismen in der Kolmationsschicht und im Untergrund der Donauinsel kommt es zu einem Anstieg des Kohlendioxids (CO_2), das über das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht zu einer Aufhärtung führt (Zunahme Kalzium, Karbonathärte, Leitfähigkeit in Abbildung 4-14).

Im Freiwasser der Neuen Donau reagieren das gelöste Kalzium, Ortho-Phosphat und Karbonat miteinander und bilden unlösliche, ausfallende Kalziumphosphate und Kalk. Die Wasserpflanzen stellen dabei eine wesentliche Komponente dar.

4.4 Modellüberprüfung

Die für die Modellüberprüfung herangezogenen Werte stellen, sofern nicht anders angegeben, die Mittelwerte der Ergebnisse der Untersuchungen des Jahres 1998 dar.

Der Beobachtungszeitraum 1998 ist erstmals durchgehend vom Vollstau des Kraftwerks Freudenua geprägt, sodass für den Untersuchungszeitraum erstmals die Auswirkungen des Vollstaus auf die Grundwasserqualität und davon ausgehend auf die Wasserqualität der Neuen Donau beobachtet werden kann. Für die Beurteilung des Vollstaus auf die Qualität des Grundwassers stehen zwischen Jänner 1998 und Dezember 1998 die Beprobungsdaten aus 23 Sonden zur Verfügung. Die Ergebnisse der chemischen Analytik, die dieser Bewertung zugrunde liegen, sind im Anhang angeführt. Die Beprobung erfolgte außerhalb der Badesaison einmal monatlich und in der Badesaison (Mai bis Oktober) zweimal monatlich, woraus 18 Beprobungstermine je Sonde resultieren.

4.4.1 Umsetzungen in der Kolmationsschicht

Die Überprüfung der Modellvorstellungen aus Kapitel 4.3 erfolgt anhand der Daten für Transekt A, in der Nähe des Einlaufbauwerks, kann jedoch genauso unter Vollstaubedingungen anhand der Daten anderer Transekte erfolgen (Humpesch 1997; Humpesch 1998; Humpesch 1999; Humpesch 2000).

Einen wesentlichen Parameter für die biologische Aktivität an der Kolmationsschicht stellt die Temperatur dar (siehe Kapitel 2.2.5.3). Eine Temperaturdifferenz von $+10\text{ °C}$, wie sie etwa zwischen April ($8,72\text{ °C}$) und August ($18,32\text{ °C}$) im Grundwasser auftritt, führt

im August zu einer Steigerung der biologischen Aktivität auf etwa das Doppelte (siehe Kapitel 2.2.5) gegenüber dem April und damit allein aufgrund der Temperatur zu einem doppelten Sauerstoffverbrauch und entsprechend geringeren Sauerstoff-Werten im Grundwasser (Abbildung 4-12). Voraussetzung für diese Überlegung ist, dass über das Jahr hinweg keine Limitierung im verfügbaren Substrat (organisches Material) erfolgt. Dies kann auf Grund der Analysenwerte für DOC und TOC ausgeschlossen werden. Diese deutlich sichtbare Temperaturabhängigkeit der biologischen Aktivität war bis vor Vollstau nicht sichtbar, da sie mit den mit der Pegeldynamik einhergegangenen unregelmäßigen Einträgen von Donauwasser (und damit Sauerstoff) auch noch bei Teilstau überlagert wurden. Erst nach dem zweiten Hochwasser Mitte März scheint eine Abdichtung der Donausohle durch die fortschreitende Kolmation erfolgt zu sein, so dass eine erneute direkte Auswirkung folgender hoher Pegelstände (Juni, Juli, September, November und Dezember) auf das Grundwasser verhindert wurde.

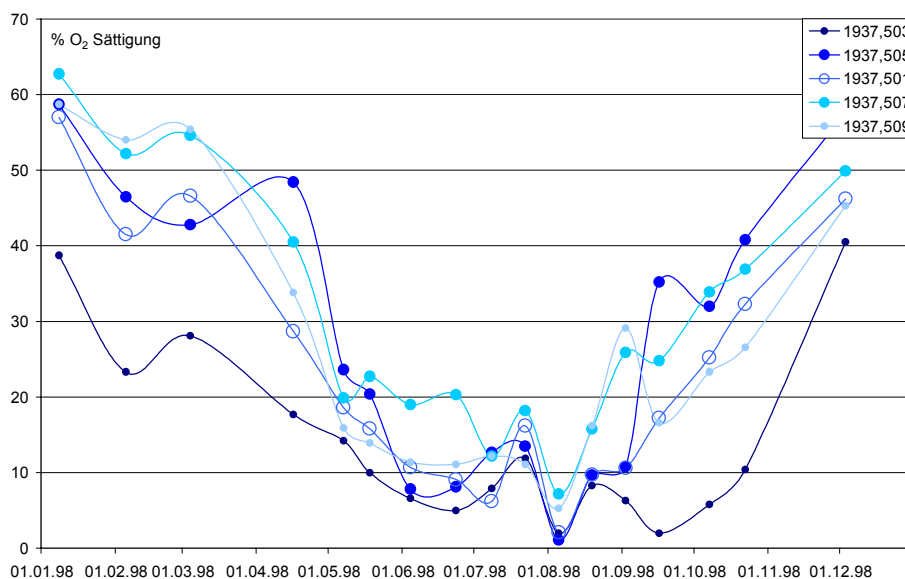


Abbildung 4-16: Ganglinien der Sauerstoffsättigungen in den Sonden des Donauinsel Transekts „A“ 1998

Deshalb wird für die folgenden Betrachtungen eine zeitliche Einteilung in 3 unterschiedliche, temperaturgeprägte Perioden vorgenommen:

Periode 1: Anfang Jänner bis Ende April (4 Monate)

Dies ist jene Periode, in der noch wegen fehlender Kolmation ein unmittelbarer, starker Einfluss des Donauwassers auf das Grundwasser besteht. Weiters ist diese Periode von relativ hohen Sauerstoffkonzentrationen (Abbildung 4-16) im Grundwasser geprägt.

Periode 2: Anfang Mai bis Ende September (5 Monate)

Dieser Zeitraum umfasst die Periode mit den höheren Grundwassertemperaturen und deckt sich weitestgehend mit der Badesaison. Weiters erfolgte ab Mai 1998 wegen der eingesetzten Kolmation abermals eine Veränderung der hydraulischen Situation im Grundwasser der Donauinsel. Die Sauerstoffgehalte sind äußerst gering (Abbildung 4-16).

Periode 3: Anfang Oktober bis Ende Dezember (3 Monate)

Die Temperaturen in der Donau gehen wieder zurück. Die Sauerstoffkonzentrationen nehmen wieder zu (Abbildung 4-16). Der wesentliche Unterschied zu Periode 1 besteht darin, dass nun bereits eine Kolmationsschicht ausgeprägt ist, welche ausgleichend auf den Chemismus und die biologischen Aktivitäten im Sediment wirkt.

Tabelle 4-6: Mittelwerte für Donau und der donauseitig gelegenen Sonde 1937,503 über die angegebenen Perioden

	Donau			Sonde 1937,503		
	Sauerstoff (mg O ₂ /l)	TOC (mg C/l)	T (° C)	Sauerstoff (mg O ₂ /l)	TOC (mg C/l)	T (° C)
Periode 1 (1.98-4.98)	12,7	5,8	6,1	3,3	1,5	7,4
Periode 2 (5.98-9.98)	10,3	4,4	16,9	0,77	1,3	14,9
Periode 3 (10.98-12.98)	11,3	5,2	6,5	2,16	1	12,3

Aus den Werten in Tabelle 4-6 lässt sich saisonal der Sauerstoffverbrauch für den mikrobiellen Kohlenstoffabbau errechnen oder vice versa. Dafür wird die Differenz zwischen TOC der Donau und in der Sonde bestimmt. Dieser wird mit dem aus dem Sauerstoffverbrauch stöchiometrisch errechneten TOC-Abbau verglichen. Für diese Betrachtung wird festgelegt, dass der gesamte Sauerstoffverbrauch auf die Mineralisation des organischen Kohlenstoffs aufgewendet wird und für den gesamten TOC das gleiche C:O Verhältnis angesetzt (Was jedoch beides in der Realität nicht der Fall ist). Diese Betrachtung liefert ein Erklärungsmodell für den niedrigen Sauerstoffgehalt des Grundwassers und kann größenordnungsmäßig Hinweise über den Verbleib des TOC Auskunft geben.

Periode 1

$$\text{TOC}_{\text{Donau}} - \text{TOC}_{\text{Sonde}} = 5,8 - 1,5 = 4,3 \text{ mg/l TOC „Abbau“}$$

$$\text{O}_{2-\text{Donau}} - \text{O}_{2-\text{Sonde}} = 12,7 - 3,3 = 9,4 \text{ mg O}_2 / \text{l Sauerstoffverbrauch}$$

Wegen: $1\text{Mol C} + 1\text{Mol O}_2 = 1\text{Mol CO}_2$ entsprechen 9,4 mg O₂ Verbrauch einem TOC-Abbau von $(\text{O}_2\text{-Verbrauch} / \text{Molekulargewicht O}_2 * \text{Molekulargewicht C} = 9,4/32*12)$ 3,52 mg/l TOC.

Periode 2

$$\text{TOC}_{\text{Donau}} - \text{TOC}_{\text{Sonde}} = 4,4 - 1,3 = 3,1 \text{ mg/l TOC „Abbau“}$$

$$\text{O}_{2-\text{Donau}} - \text{O}_{2-\text{Sonde}} = 10,3 - 0,77 = 9,53 \text{ mg O}_2 / \text{l Sauerstoffverbrauch}$$

Basierend auf dem Sauerstoffverbrauch ergibt sich somit ein errechneter TOC-Abbau von 3,57 mg/l

Periode 3

$$\text{TOC}_{\text{Donau}} - \text{TOC}_{\text{Sonde}} = 5,2 - 1 = 4,2 \text{ mg/l TOC „Abbau“}$$

$$\text{O}_{2-\text{Donau}} - \text{O}_{2-\text{Sonde}} = 11,3 - 2,16 = 9,14 \text{ mg O}_2 / \text{l Sauerstoffverbrauch}$$

Basierend auf dem Sauerstoffverbrauch ergibt sich somit ein errechneter TOC-Abbau von 3,42 mg/l

Vergleicht man nun die errechneten TOC – Abbauraten mit den tatsächlich beobachteten, so fällt auf, dass in Periode 2 der rechnerische Wert über dem tatsächlich beobachteten liegt, wogegen in Periode 1 und 3 die beobachtete TOC-Abnahme deutlich über dem errechneten Wert liegt (81% Wiederfindungsrate für Periode 1 und 3). Wie frühere Untersuchungen zeigen und weiter oben angedeutet, wird nicht der gesamte Sauerstoffverbrauch für die Mineralisation des organischen Kohlenstoffs verwendet, sodass die hier angenommenen Sauerstoffmengen tatsächlich zu hoch gegriffen sind. Der interessante Punkt liegt jedoch darin, dass in den kälteren Perioden 1 und 3 weit mehr (in beiden Fällen etwa 20%) TOC nicht veratmet werden, sondern anderweitig „entfernt“ werden. Dieser Wert würde sich noch einmal deutlich erhöhen, wenn man berücksichtigt, dass eben nicht der gesamte Sauerstoff in die Mineralisation des TOC investiert wird. Eine plausible Erklärung dafür ist, dass in den kälteren Perioden 1 und 3 der TOC im Biofilm der Donausedimente immobilisiert wird, was einem Aufbau bzw. einer Verdichtung der Kolmationsschicht gleichkommt. In den Sommermonaten könnte dagegen diese Schicht aufgrund biologischer Prozesse durch den zusätzlichem Abbau dieses immobilisierten TOC etwas aufgelockert werden. Diese Überlegungen werden durch die quantitativen Messungen des Zustroms von Uferfiltrat in die Neue Donau bestätigt (Gruppe_Wasser 1994; Gutknecht 1998).

Ein Aspekt des Grundwasser-Chemismus, der für die Modellierung und Prognostizierung der Trophiesituation in der Neuen Donau von zentraler Bedeutung ist, liegt in der Aufstockung der ortho- und Gelöst-Phosphor Konzentrationen im Grundwasser gegenüber der Donau. Auf die Mechanismen und Ursachen wurde wiederholt eingegangen (Humpesch 1996; Humpesch 1997). Für 1997 wurde in zwischen Donau und Grundwasser bei Transekt „A“ eine Erhöhung um 35 $\mu\text{g/l}$ P für die Fraktion des Gelöst-Phosphors festgestellt (Humpesch 1998). Aufgrund der durch die hydraulischen Rahmenbedingungen veränderten Voraussetzungen, die sich in den oben beschriebenen Vergleichsmäßigungen im Chemismus äußern, lässt sich für 1998 erstmals ein saisonaler Unterschied in der Aufhöhung beobachtet.

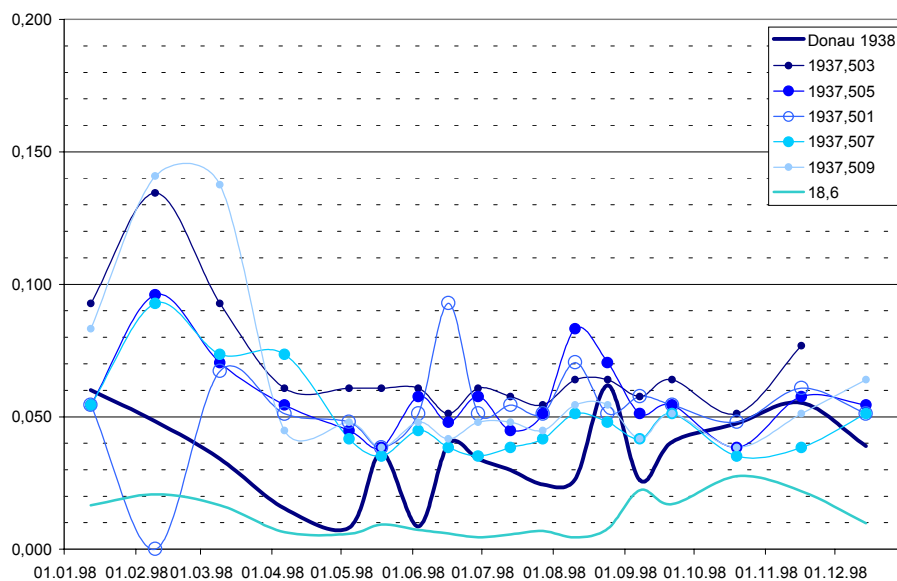


Abbildung 4-17: Ganglinien der Gelöst Phosphor – Konzentrationen (mg P/l) in den Sonden des Transekts „A“

Einen ersten Anhaltspunkt für die Interpretation der Aufhöhungen liefern die Ganglinien für die Fraktion des Gelöst-Phosphors in Abbildung 4-17. Die dort angedeuteten zeitlichen Unterschiede im Betrag der Aufhöhung führten dazu, die Aufhöhungen für verschiedene Zeiträume (Mittelwert über gesamtes Jahr, über Badesaison, über Zeit außerhalb der Badesaison und Periode 1 und 2+3 nach Tabelle 4-2) zu betrachten. Eine entsprechende Aufteilung findet sich in Tabelle 4-7. Die Abgrenzung der Periode 1 erfolgte auf grund der Überlegungen zur Ausprägung einer ersten deutlichen Kolmation ab April/Mai, wie sie weiter oben diskutiert wurde.

Tabelle 4-7: Mittelwerte der Gelöst-Phosphor Konzentrationen ($\mu\text{g P/l}$) für verschiedene Perioden des Jahres 1998 und die entsprechende Aufstockung

($\mu\text{g P/l Gel-P}$)	Mittelwert	außerhalb Bade	Badesaison	Periode 1	Periode 2+3
	1.98	1.98 – 4.98	5.99	1.98	5.99
Periode	–	und	–	–	–
	12.98	19.10.98-12.98	18.10.98	4.98	12.99
Donau	35	43	31	39	34
1937,503	69	82	59	95	60
Aufstockung	34	39	28	56	26

Bis zu Beginn der Badesaison ist zwischen Donau und Sonde 1937,503 eine Aufhöhung von im Mittel $56\mu\text{g Gel-P /l}$ zu beobachten, wobei der bereits erklärte hohe Wert vom 5.2.1998 ebenfalls für die Mittelwertbildung berücksichtigt wurde. Wird die mittlere Aufstockung für den Zeitraum außerhalb der Badesaison (Jänner bis April und Mitte Oktober bis Dezember) berechnet, so ergibt sich für die Sonde 1937,503 eine Aufstockung von im Mittel $39\mu\text{g P/l}$. Wie auch aus Abbildung 4-17 zu erkennen ist, reduziert sich die Aufhöhung in den warmen Sommermonaten der Badesaison (Mai bis Mitte Oktober) auf $28\mu\text{g P/l}$ für die Sonde 1937,503. Wird die Aufstockung nach der gleichen Methode ermittelt wie in den Jahren zuvor (keine Unterscheidung einer saisonalen Dynamik), so ergibt sich im Mittel über das gesamte Jahr mit $34\mu\text{g P/l}$ Aufstockung für den Gelöst – Phosphor die bereits vor Vollstau ermittelte Größe.

Die in den ersten Monaten des Jahres beobachtete höhere Aufstockung korrespondiert mit den schon weiter oben ausgeführten Überlegungen bezüglich der veränderten hydraulischen Situation. Die ab Mai beobachtete geringere Aufstockung ist auf die ebenfalls weiter oben im Zusammenhang mit der Kolmation beschriebenen Mechanismen zu sehen. Zusätzlich dürfte es in Folge der biologischen Umsetzungen bzw. Wachstumsvorgänge im Sediment der Donau zu einer Inkorporation eines Teils des rückgelösten Phosphors in Biomasse kommen.

Das Ausmaß der Aufhöhung ist in zweierlei Hinsicht in Zusammenhang mit der Kolmation zu sehen. Zum einen ist sicher die mit November 1997 durch den Vollstau veränderte hydraulische Situation durch einen sehr direkten Einfluss von Donauwasser für die massive Erhöhung von $56\mu\text{g P/l}$ verantwortlich. Offensichtlich hat sich danach der Schwerpunkt der biologisch – chemischen Prozesse im Aquifer bereits soweit Richtung Donausohle verlagert, dass er in Zusammenhang mit der beginnenden Kolmation den beobachteten ausgleichenden Effekt hervorruft.

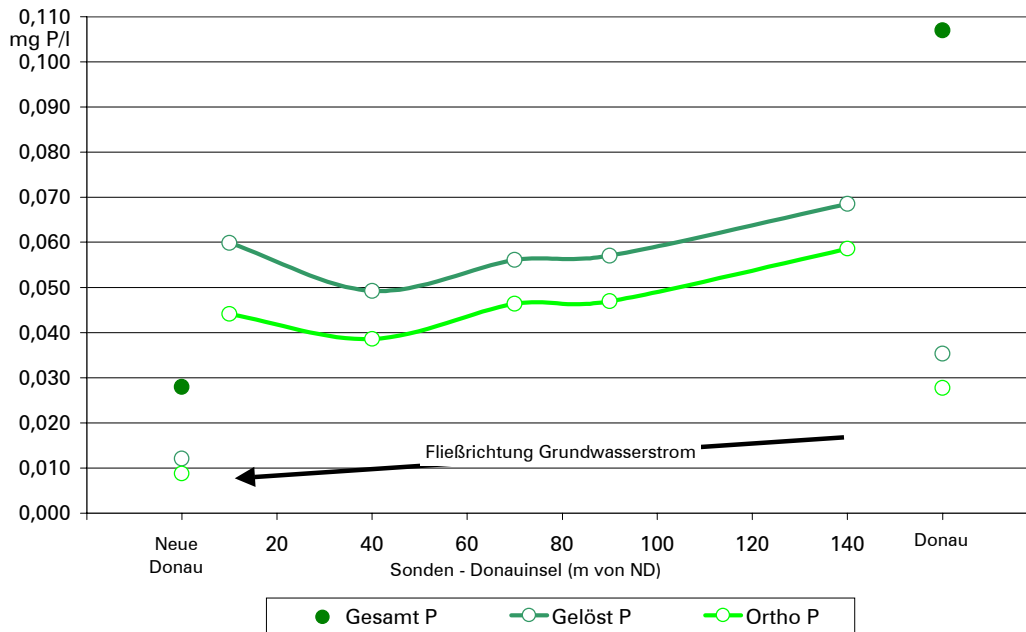


Abbildung 4-18: Jahresmittelwerte der Phosphorkonzentrationen (mg P/l) für Donau (km 1938), Sonden des Transekts „A“ und Neuer Donau (km 18,6) für 1998

Eine periodische, jahreszeitliche Veränderung der Kolmation, d.h. im quantitativen Grundwasserdargebot wäre zudem eine mögliche Erklärung für die nun mit Vollstau bei diesem Transekt auftretenden jahreszeitlichen Unterschiede. Diese Veränderung müsste jedoch mit einer Verschiebung in der Bedeutung und Größenordnung verschiedener biologischer Aktivitäten im Laufe des Jahres einhergehen – eine Vermutung, die sich auch aus den oben angestellten Betrachtungen über TOC und Sauerstoffverbrauch nährt.

Abbildung 4-18 gibt zusammenfassend die Jahresmittelwerte der Phosphorkonzentrationen im Transekt „A“ und die Ausgangskonzentrationen der Donau wider. Gegenüber 1997 ist auffällig, dass die Differenz zwischen den Orthophosphat-Werten und den Werten für Gelöst-Phosphor bei allen Sonden und auch in der Donau sehr konstant ist (7 – 10 µg P/l). Dieser Wert konnte auch 1997 für die Donau gefunden werden, wogegen die Unterschiede zwischen Orthophosphat und Gelöst-Phosphor in den Sonden bis zu 25 µg P/l ausmachten.

4.4.2 Prozesse im Untergrund

Die im vorigen Kapitel 4.4.1 erwähnten, aus der Respiration in der Kolmationsschicht gebildeten 8,73 mg/l CO₂ haben nun entsprechend Gleichung Gl. 2-18 (Kalk-Kohlensäure Gleichgewicht) das Potential, etwa 0,2 mmol/l CaCO₃ zu lösen und dadurch die selbe Menge an Ca und den doppelte Menge an Hydrogencarbonat zu bilden. Dies würde den Calciumgehalt um 8 mg/l und das Hydrogencarbonat um 24 mg/l erhöhen. Tatsächlich wird eine Aufhöhung von 5 mg/l Ca²⁺ (= 0,125 mmol/l) und 17 mg/l HCO₃⁻ (= 0,28 mg/l) als Unterschied in den Konzentrationen zwischen der donaunächsten und donaufernsten Sonde gemessen. Während das molare Verhältnis von 1:2 größenordnungsmäßig

eingehalten wird, bleibt die Kalklösung hinter den berechneten Erwartungen zurück. Da sich das Kalk-Kohlensäure Gleichgewicht nur langsam einstellt, scheint die Fließzeit von 2-3 Wochen (abgeschätzt aus der Verzögerung der Temperaturganglinien; siehe Abbildung 4-5) im Untergrund der Donauinsel nicht für eine vollständige Ausspiegelung des Gleichgewichtes auszureichen.

Abbildung 4-14 verdeutlicht zudem, dass sich im weiteren Verlauf der Grundwasserpassage nach der Kolmationsschicht keine biologischen Aktivitäten mehr ereignen. Der Sauerstoffgehalt als deutlichster Hinweis auf biologische Umsetzungsprozesse bleibt über den gesamten Verlauf der Passage konstant.

4.4.3 Prozesse in der Neuen Donau

Die über das Grundwasser eingetragenen Parameter stehen nun für die biologischen und chemischen Prozesse in der Neuen Donau, insbesondere der Primärproduktion zur Verfügung. Die Eingangskonzentration von $52 \mu\text{g/l}$ Orthophosphat im Grundwasser der Donauinsel bei Transekt A stellen nun zweifellos ein Potential für eutrophe Bedingungen dar. Tatsächlich werden im Freiwasserbereich der Neuen Donau, der an das Transekt A anschließt Orthophosphatkonzentrationen von $9 \mu\text{g/l}$ beobachtet, die an der Grenze zur Oligotrophie liegen. Innerhalb kürzester Zeit werden somit $43 \mu\text{g/l}$ Phosphat durch biologische und chemische Prozesse entfernt. Der Gesamtphosphorgehalt von $51 \mu\text{g P/l}$ zeigt an, dass der größte Teil des eingetragenen Orthophosphats in partikulären Phosphor übergeführt wurde. Dies kann einerseits durch die Bildung von Phytoplanktonbiomasse erfolgen. $43 \mu\text{g/l}$ Orthophosphat haben nach der Formel für die Zusammensetzung der Algenbiomasse (siehe Kapitel 2.1.1) das Potential für die Bildung von $3,2 \text{ mg/l}$ Biomasse. Die Bestimmung der Trockensubstanz ergibt für den selben Zeitraum einen Wert von $31,8 \text{ mg/l}$, der sich aus einem organischen Anteil von $2,4 \text{ mg/l}$ und einem anorganischen Anteil von $29,4 \text{ mg/l}$ zusammensetzt. Ein Vergleich der Werte der theoretischen Biomassebildungskapazität von $3,2 \text{ mg/l}$ und der oTS von $2,4 \text{ mg/l}$ machen deutlich, dass die Bildung von Phytoplankton in der Neuen Donau deutlich geringer ausfällt, als es von den Phosphorkonzentrationen her möglich wäre, selbst wenn angenommen wird, dass die gesamte oTS von Phytoplanktonbiomasse gestellt wird.

Neben dem Phytoplankton, das für den Chlorophyllgehalt eines Gewässers verantwortlich ist und damit für die Angabe des Trophiegrades herangezogen wird, stellen in der Neuen Donau die Makrophyten einen wesentlichen Bestandteil der Primärproduzenten dar (Janauer & Wychera in Humpesch (1995)). Sie kommen vorwiegend in den seichteren Gebieten (Uferbereich und unmittelbar nach den Wehren) der beiden Stauhaltungen vor. Die rechtsufrig, an der Donauinselfseite wachsenden Makrophyten kommen als erste mit dem infiltrierenden Grundwasser in Kontakt und können die eingetragenen Nährstoffe nutzen. Bei der Assimilation des Hydrogenkarbonats, das durch die Dissoziation der Kohlensäure entsteht und durch die respirativen Prozesse in der Kolmationsschicht noch erhöht wird, resultieren in unmittelbarer Umgebung der Makrophyten hohe pH Werte (siehe Kapitel 2.2.2.2) und eine Störung des Kalk-Kohlensäure Gleichgewichts (siehe Kapitel 2.2.4.3), die zu einer Ausfällung von Ca^{2+} Ionen führt (siehe Kapitel 2.2.4.3). Im Falle eines absolut nährstoffarmen Gewässers ist es Kalk (Seekreide), der als Folge dieser biogenen Entkalkung ausfällt. Ist jedoch gelöstes Phosphat vorhanden, so fällt dieses aufgrund des

geringeren Löslichkeitsprodukts von Dihydroxyapatit gegenüber Calciumkarbonat (siehe Kapitel 2.2.4.3) als Calciumphosphat aus. Damit erfolgt eine Immobilisierung des Phosphats für das Phytoplankton, was auch zu dem beobachteten Verhältnis zwischen anorganischem und organischem Anteil der Trockensubstanz in der Neuen Donau führt. Alleine die bei der Grundwasserpassage beobachtete Aufstockung von 5 mg Ca^{2+} hat abhängig von der Summenformel des ausfallenden Calzumphosphats (vgl. Tabelle 2-16) ein Fällungspotential zwischen 2,1 und 8,6 mg $\text{PO}_4\text{-P}$. Die Konzentration von 60 mg/l ein entsprechend 12 mal höheres Potential, sodass das Fällungspotential für Phosphor weit über den zum Erreichen der Oligotrophie notwendigen Phosphorkonzentrationen liegt.

Die Bildung von 1g Algen-Biomasse benötigt (entsprechend Tabelle 2-3) 0,8 mg Phosphor. Das dabei fixierte CO_2 stammt wegen des vorherrschenden pH Wertes (Abbildung 2-5) und der vorherrschenden Flora (2.2.2.2) aus dem Hydrogencarbonat, das in CO_2 und OH^- gespalten wird und zu einem Anstieg des pH-Wertes führt. Das Hydroxylion fällt nun mit Calcium und Orthophosphat als Calciumphosphat entsprechend der Summenformeln in Tabelle 2-16 aus. Dies bedeutet bei einer Ausfällung von Dihydroxyapatit $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$ mit dem geringsten Phosphoranteil je gefälltem Calcium, dass pro Mol OH^- (entspricht 1 Mol fixiertem Kohlenstoff) 3 Mol PO_4 und 5 Mol Ca^{2+} ausgefällt werden. In Konzentrationen ausgedrückt führt die Bildung von 1 mg Biomasse zu einer potentiellen Fällung von 2,3 mg Phosphor:

$$\begin{aligned} 1 \text{ Mol (12 g) fixiertes C} &\equiv 3 \text{ Mol (31 g) gefälltes P} \\ 1 \text{ g fixiertes C} &\equiv 7,7 \text{ g gefälltes P} \\ \text{Aus Zusammensetzung der Biomasse: } 3,3 \text{ g Biomasse} &\equiv 7,7 \text{ g gefälltes P} \\ 1 \text{ g Biomasse} &\equiv 2,3 \text{ g gefälltes P} \end{aligned}$$

Entscheidend für die Wasserqualität der Neuen Donau ist nun das Verhältnis der durch biologische Prozesse und chemische Fällung immobilisierte Phosphor, das mit

$$0,8 \text{ mg inkorporierter P} : 2,3 \text{ g Fällungspotential pro g Biomasse}$$

die Bedeutung der natürlichen chemischen Fällung für die Nährstoffentfernung in aquatischen Systemen verdeutlicht. Dennoch wird der biogenen Phosphorfällung in Gewässergütemodellen keine Beachtung geschenkt.

Eine Validierung dieser Betrachtungen ist mit einer Phosphorbilanzierung über die Neue Donau möglich, in der die Phosphormenge in der Wassersäule, der in Makrophyten inkorporierte Phosphor dem Eintrag über das Grundwasser entgegengesetzt wird (Humpesch 1998; Weilguni 2000). Diese Bilanz weist eine Differenz von etwa 600 kg Phosphor für die Neue Donau auf, der im System abgeht. Bei 339,3 kg gebildeter Makrophytenbiomasse 1998 (Humpesch 1998) und dem errechneten Fällungspotential pro gebildeter Biomasse ergibt dies ein Fällungspotential von etwa 780 kg (= $340 \times 2,3$) Phosphor. Die beiden Werte liegen in einer ähnlichen Größenordnung und bestätigen somit einerseits die Bedeutung der biogenen Phosphorfällung und andererseits die hier angestellten Überlegungen.

4.5 Zusammenfassung für das Fallbeispiel Neue Donau

Die Ergebnisse der Betrachtung der Wechselwirkung von biologischen und physikalisch-chemischen Prozessen im System der Neuen Donau führten zu folgenden Erkenntnissen, die für eine wasserwirtschaftliche Betreuung der Donauinsel und der Neuen Donau aber auch für allgemeine limnoökologische Betrachtungen von zentraler Bedeutung sind:

- Die Parameter der chemischen Analytik erlauben im Zusammenhang mit hydraulischen Überlegungen die Charakterisierung von Grundwasserströmungen.
- Die über den Jahresverlauf veränderliche biologische Aktivität spiegelt sich im Grundwasserchemismus wider.
- Die biologische Aktivität in der Kolmationsschicht ist mit für deren Wasserdurchlässigkeit verantwortlich und hilft, das beobachtete Phänomen zu erklären, dass in der Durchlässigkeit jahreszeitliche Unterschiede auftreten.
- Die Modellvorstellungen über die biologischen und chemischen Prozesse bei einer Uferfiltration, wie sie nicht nur im untersuchten Fall der Neuen Donau von Relevanz ist, haben sich durch die Analysenwerte bestätigen lassen.
- Die durch die Prozesse im Donasediment verursachte Aufhöhung der gelösten Phosphorfraktion hat keine negative Auswirkung auf die Trophiesituation der Neuen Donau.
- Entscheidend für die Wasserqualität der Neuen Donau ist das Verhältnis der durch biologische Prozesse und chemische Fällung immobilisierten Phosphoranteile. Die Phosphorentfernung mit 0,8 mg inkorporiertem Phosphor : 2,3 g Fällungspotential pro g Biomasse verdeutlicht die Bedeutung der natürlichen biogenen Fällung für die Nährstoffentfernung in aquatischen Systemen.
- Die biogene Phosphorfällung wird in Gewässergütemodellen nicht berücksichtigt, obwohl sie eine zentrale Beachtung besitzt. Es wird angeregt, diesen Vorgang bei zukünftigen Überarbeitungen der Modellvorstellungen zu berücksichtigen. Auch in der Literatur sind nur vereinzelt Berichte über halbquantitative und keine über quantitative Untersuchungen zur biogenen Phosphorfällung angeführt. In jüngster Zeit finden sich jedoch Untersuchungen zur konzeptionellen Aufklärung der Vorgänge und involvierten Prozesse.
- Ein wesentlicher Aspekt dieser Arbeit ist es, die Bedeutung der biogenen Phosphorfällung bei Immissions- und ökologischen Betrachtungen von Gewässern, aber auch bei der Überlegung wasserwirtschaftlicher Maßnahmen zu erarbeiten.

5 Zusammenfassung und Synopse

Abschließend werden nochmals die wesentlichsten Ergebnisse der hier angestellten Überlegungen und die daraus resultierenden Betrachtungen zusammengefasst.

5.1 Fallbeispiel Krottenbach

Beim Fallbeispiel Krottenbach stand die Aufgabe im Mittelpunkt, durch die Untersuchung der Wechselwirkungen der abiotischen und biotischen Rahmenbedingungen, Wechselwirkungen und Prozesse im Gewässer eine Aussage über das Verhalten eines Kläranlagenablaufs als Gewässer hinsichtlich seiner Immissionsqualitäten zu treffen. Dazu war es notwendig, dieses als gesamthaftes System zu betrachten und neben der Analyse chemisch-physikalischer Parameter im Gewässer, gewässermorphologische und hydrologische Bedingungen zu erheben, um diese in die Betrachtungen zu integrieren.

5.1.1 Hydrologie

Einen wesentlichen Aspekt für die Etablierung einer natürlichen Gewässerbiozönose stellt das Abflussverhalten des Gewässers dar. Die jahreszeitlich variierenden Abflussmengen wirken sich quantitativ auf die biologisch umgesetzten Stoffmengen und die daraus resultierende Immissionssituation dar. Im Falle des Krottenbachs konnte gezeigt werden, dass das aus dem Abflussmengen der Kläranlage Mödling resultierende Abflussregime einer natürlichen Situation entspricht und als typisch für diese Region angesehen werden kann.

5.1.2 Morphologie

Der Bereich der Phosphorkonzentrationen im Krottenbach liegen in einem Bereich, der zu eutrophen Bedingungen und massivem Algenwachstum führen müsste. Obwohl die ökotoxikologischen Untersuchungen (mit Ausnahme des Starkregenereignisses) im Ablauf der Kläranlage und im Unterlauf gar keine oder nur geringe Hemmungen ausweisen, wird jedoch kein bedeutsames Wachstum von fädigen Grünalgen, deren Halbsättigungskonstante für Phosphor im Bereich der Konzentrationen im Krottenbach liegen beobachtet. Die Ursache dafür liegt im hohen Beschattungsgrad des Baches durch die Uferbegleitvegetation begründet. Somit wird über die Wechselwirkung zwischen biologischen Prozessen und abiotischen Rahmenbedingungen die Bedeutung des morphologischen Zustand des Gewässers für dessen Gesamtzustand unterstrichen.

5.1.3 Ökotoxikologie

Die Ergebnisse für die Tests auf den unterschiedlichen trophischen Niveaus (Primärproduzenten, Konsumenten und Destruenten) lieferten in den meisten Fällen ähnliche Aussagen. Es zeigte sich jedoch, dass die Sensitivität der Algentests am höchsten ist, da an einigen Proben Tagen ausschließlich eine Algentoxizität beobachtet werden konnte. Der Algentest zeigte zudem an zahlreichen Beprobungsterminen die eutrophierende Wirkung der Phosphorkonzentrationen im Gewässer an, da das Wachstum der Algen hier stark gefördert wurde und über dem der Kontrollansätze lag. Toxizitäten konnten im Ablauf der Kläranlage nur bei Starkregenereignissen beobachtet

werden, an den übrigen Terminen wurde durch den Phosphorgehalt des Ablaufs bedingt im Vergleich zu den Kontrollansätzen vermehrtes Wachstum beobachtet. Im Gewässer wird Toxizität bei Starkregenereignissen, bei massivem Schmelzwassereintrag und unter extremen Niederwasserbedingungen im Sommer gefunden. Toxizitäten im Gewässerbereich oberhalb der Kläranlage waren häufiger zu beobachten, als im Ablauf und unterhalb der Einleitung. Tendenziell nahm die Toxizität zwischen dem Ortsanfang von Achau und der Mündung in den Mödlingbach durch Einträge in Achau leicht zu.

5.1.4 Veränderungen im Längsverlauf

Die Parameter, die sich im Längsverlauf des Krottenbachs am deutlichsten ändern sind der Sauerstoffgehalt und der pH-Wert. Aus einer Betrachtung der Ganglinien im Gewässer selbst lässt sich deshalb keine Aussage über die biologischen und chemischen Prozesse im Längsverlauf treffen. Durch die Kombination und statistische Integration mehrerer Parameter mittels der Clusteranalyse lässt sich eine Sensitivität erreichen, die es ermöglicht, auch geringe Unterschiede im Chemismus nachzuweisen und darzustellen.

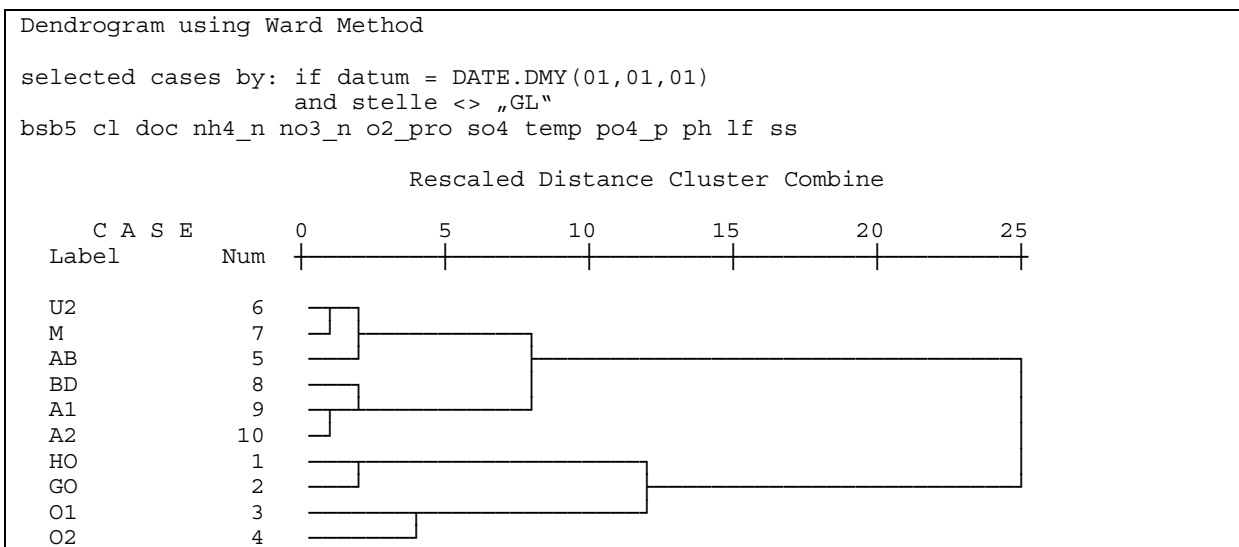


Abbildung 5-1: Integrative Betrachtung der Ähnlichkeit im Chemismus der Probenahmestellen im Krottenbach; Dendrogramm für den Mittelwert aus allen Analysendaten

Werden alle Werte der Chemischen Parameter für die einzelnen Stellen gemittelt, so ergibt eine Clusteranalyse das in Abbildung 5-1 dargestellte Dendrogramm für den „mittleren Gewässerzustand“. Die Stellen M (1 km unterhalb der Einleitung) und U2 (200 m unterhalb der Einleitung) ähneln sich in ihrem Chemismus stärker, als der Ablauf AB mit U2, alle drei Punkte stellen sich jedoch noch als sehr nahe verwandt dar. Dies bedeutet, dass bereits in den ersten 200 Metern der Fließstrecke nach der Einleitung eine Veränderung im Wasserchemismus zu beobachten ist, für die eine Unterscheidung mittels Clusteranalyse möglich ist. Weiter im Fließverlauf ergibt sich bereits eine deutliche Veränderung im Chemismus zur Stelle BD, die etwa 2,5 km unterhalb der Einleitung liegt. BD, A1 (4 km unterhalb der Einleitung) und A2 (5 km unterhalb der Einleitung) sind sich sehr ähnlich und weisen deshalb in Hinsicht auf die zur Analyse herangezogenen Werte keine starken Veränderungen auf. Dies bedeutet, dass die wesentlichste Änderung im Wasserchemismus zwischen den Stellen M und BD liegt. Eine qualitative Ursache kann mit der Clusteranalyse nicht geliefert werden. Somit können

entweder Selbstreinigungsprozesse im Längsverlauf oder Einträge aus der Fläche zwischen den Stellen M und BD für die Veränderung ausschlaggebend sein. Oberhalb der Einleitung der ARA zeigt sich das Bild, dass die beiden Stellen oberhalb der Kläranlage (O1 1,2 km und O2 200 m) sehr ähnlich sind, wogegen die am weitesten entfernten Stellen im Quellbereich (HO und GO) abgesetzt auf einem eigenen Cluster liegen.

5.1.5 Sauerstoff

Der Tagesgang der Sauerstoffkonzentration kann über eine in dieser Arbeit aufgestellte mathematische Beziehung (siehe Kapitel 2.3.1.2) aus zwei Stützpunktmessungen nachgebildet werden (siehe Abbildung 5-2).

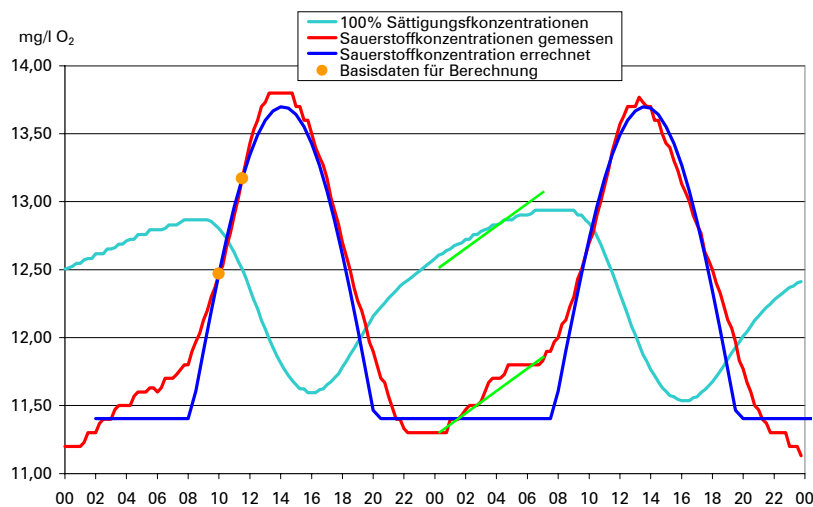


Abbildung 5-2: Berechnung der Tagesganglinie der Sauerstoffkonzentration im Vergleich zu den Messwerten und Sättigungsganglinie

Im gereinigten Abwasser von Kläranlagen befindet ist aus verfahrenstechnischen Gründen nur sehr wenig gelöster Sauerstoff. Durch die Sammlung des gereinigten Abwassers in den Abzugseinrichtungen des Nachklärbeckens und dem Abfall in ein Sammelgerinne erfolgt eine Anreicherung des Ablaufwassers mit Sauerstoff durch Turbulenzen. Im Fall der Kläranlage Mödling werden dabei keine 100% Sättigung erreicht. Dies bedeutet, dass im Bereich der Kläranlage Mödling unmittelbar nach der Einleitung ein Sauerstoffdefizit von etwa 20 % oder durchschnittlich etwa 1 mg/l herrscht.

Zu Zeiten ohne Sonneneinstrahlung und deshalb fehlender Sauerstofffreisetzung herrscht zwischen gemessenen Sauerstoffkonzentrationen und Sättigungskonzentrationen ein konstanter Wert von etwas über 1 mg/l Sauerstoffdefizit (Differenz zwischen den beiden grünen Tangenten an die Kurven in Abbildung 5-2). Die Schulter der Kurven vor Tagesbeginn ist auf die zu diesen Zeitpunkten niedrigsten Temperaturen und damit höchsten Sauerstofflöslichkeiten zurückzuführen. Diese direkte Korrelation ist durch den temperaturabhängigen Sauerstoffeintrag bei der Auflüftung des gereinigten Abwassers bis zur Einleitung in den Krottenbach erklärbar. Bei den niedrigen Lufttemperaturwerten vor Tagesbeginn kühlt sich das gereinigte Abwasser bei den Überfällen in das Ablaufsammelgerinne und weiter bis zur Einleitung in den Krottenbach durch einen Temperatúrausgleich mit der Luft ab. Gleichzeitig kann dabei jedoch eine höhere

Sauerstoffkonzentration gelöst werden. Interessanterweise bleibt die Höhe des Sättigungsdefizits von etwa 20 % bestehen.

5.1.6 Temperatur

Aus dem jahreszeitlichen Temperaturgang im Krottenbach (Abbildung 5-3) ist ersichtlich, dass in den kälteren Monaten eine starke Erhöhung der Wassertemperaturen nach der Einleitung gegenüber den im Oberlauf gefundenen Temperaturen erfolgt. So werden bereits im Februar Wassertemperaturen erreicht, die natürlicher Weise erst zwei bis drei Monate später im Frühjahr auftreten. Durch die höheren Werte werden nicht nur die Stoffumsatz- und Wachstumsprozesse der Biomasse deutlich erhöht, sondern auch die Entwicklung des Makrozoobenthos beeinflusst, deren Entwicklungszyklus temperaturgesteuert ist. Diese Organismen finden hier Bedingungen vor, die ihre natürlicher Entwicklung beschleunigen und früher abschließen lassen. Dadurch kommt es zu einer Selektion von wärmetoleranten Arten, die üblicher Weise erst im Unterlauf von Gewässern auftreten, was zu einer Potamalisierung des Gewässers und der Gewässerbiozönosen führt. Handelt es sich dabei um Organismen, deren Adultstadien das Gewässer verlassen, so suggeriert der vorzeitigen Abschluss der Entwicklung durch höhere Wassertemperaturen auch warme Lufttemperaturen und eine dementsprechend weit fortgeschrittene Entwicklung der als Nahrungsquelle dienenden Flora. Fehlen diese Nahrungsquellen auf Grund der Jahreszeit jedoch bzw. sind die Außentemperaturen zu gering, so gelangen diese Organismen nicht mehr in eine reproduktive Phase.

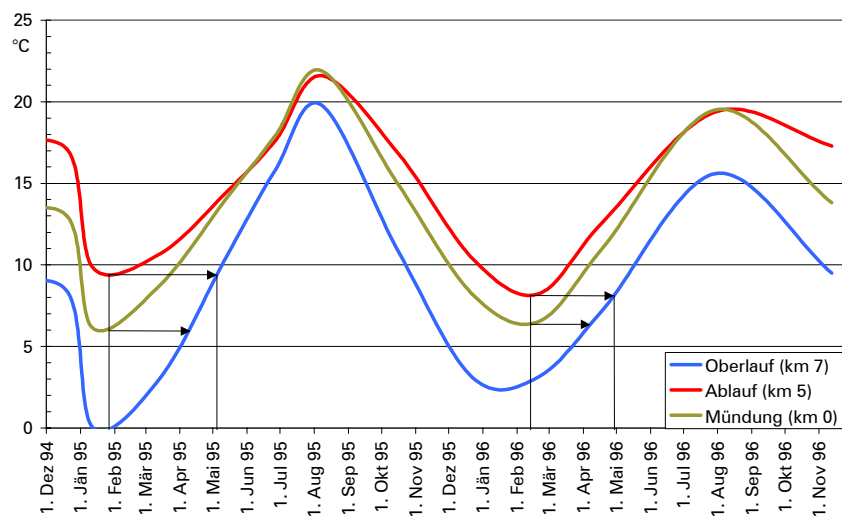


Abbildung 5-3: Jahresgang der Temperaturen im Krottenbach oberhalb der Einleitung und an der Mündung im Vergleich zu den Ablauftemperaturen

5.1.7 Kohlenstoff und Nährstoff

Der DOC ist als Parameter in Hinblick auf das Vorhandensein organischer Inhaltsstoffe für den biologischen Abbau im Gewässer relevant. Die gemessenen Werte weisen deshalb auf ein entsprechendes Sauerstoffzehrungspotential durch Veratmung organischer Verbindungen in Gewässern hin. Der Mittelwert der DOC-Konzentrationen liegt im Ablauf der Kläranlage bei 6,3 mg/l. Der Grossteil des aufgefundenen DOCs ist nicht bioverfügbar und setzt sich aus refraktären, nicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen zusammen. Dieser auch als „Rest-CSB“ bezeichnete Kohlenstoffanteil besteht aus schwer

abbaubaren natürlichen (z.B. Huminsäuren) und xenobiotischen (z.B. Pharmazeutika) Verbindungen, die im Zuge der Abwasserreinigung nicht entfernt werden. Diese Verbindungen werden zwar analytisch im Summenparameter DOC erfasst, besitzen jedoch hinsichtlich der Sauerstoffzehrung im Gewässer keine Bedeutung. Ihre Bedeutung hinsichtlich toxischer und endokriner Wirkungen ist derzeit Gegenstand intensiver internationaler Untersuchungen, an denen auch der Autor dieser Arbeit beteiligt ist.

Der Gehalt an Nitrat und Ammonium im Krottenbach liegt in einem Bereich, der mittels Bewertung durch den Chemischen Index von Bach einer Gewässergüteklasse von I - II zugeordnet werden kann. Selbst in dem unrealistischen Fall, dass das gesamte Ammonium als toxischer Ammoniak im Krottenbach vorliegt, werden die Konzentrationen für die akute Toxizität von Ammoniaks nicht erreicht.

Die Phosphorkonzentration im Krottenbach befindet sich in einem Bereich, der starkes Algenwachstum und damit hypertrophe Bedingungen erwarten lässt. Durch den hohen Beschattungsgrad über die Uferbegleitvegetation wird übermäßiges Algenwachstum jedoch verhindert.

5.1.8 Chemischer Index (CI) nach Bach

Der Chemische Index nach Bach stellt eine äußerst brauchbare Methode zur Bewertung der Immissionsparameter dar. Als Gesamtergebnis über alle Probenahmestellen und Termine wird unter Anwendung des CI für den Krottenbach eine Gewässergüte von II/(II-III) ausgewiesen. Die Hauptursache für dieses Resultat der Bewertung liegt an der Gewichtung der Phosphor- und Sauerstoffkonzentration für die Berechnung des Index. Die Subindizes dieser beiden Werte alleine drücken den Index um etwa 30 %. Der Ablauf der Kläranlage Mödling weist einen Index von 53 (Gewässergüteindex II-III mit Tendenz II) auf. Im weiteren Verlauf des Krottenbachs findet eine leichte Verbesserung statt. Bereits einen Kilometer unterhalb der Kläranlage verbessert sich der CI bei 59 (Gewässergüte von II mit Tendenz zu II-III) vor allem durch den beobachteten Sauerstoffeintrag. Dieser Wert verändert sich bis zur Mündung nicht mehr weiter.

5.1.9 Abwasserreinigung nach dem Stand der Technik

Die durch eine Reinigung von Abwässern nach dem Stand der Technik erreichbare Ablaufqualität führt selbst im betrachteten Extremfall, dass die Emission der Kläranlage qualitativ und quantitativ die Immissionssituation eines Gewässers prägt, in Hinblick auf die chemischen und physikalischen Parameter, die in Wechselwirkung mit den biologischen Prozessen im Gewässer stehen, zu dem guten ökologischen Gewässerzustand, wenn zusätzlich gute gewässermorphologischen Rahmenbedingungen vorhanden sind. Ein Vergleich der erreichbaren Emissionswerte mit den angestrebten Immissionswerten zeigt Überschreitungen im DOC, die jedoch wegen der enthaltenen refraktären Stoffe nicht immissionsrelevant sind, und im Phosphorgehalt, der sich bei einer guten Gewässerstruktur jedoch ebenfalls nicht auswirkt.

Eine Aussage auf hygienischer Ebene und in Hinblick auf die derzeit im Mittelpunkt zahlreicher Untersuchung stehenden hormonelle Wirkung auf Gewässerorganismen kann nicht getroffen werden und bedürfen weiteren Untersuchungen abseits der Thematik dieser Arbeit.

5.2 Fallbeispiel Neue Donau

Die Betrachtung der Wechselwirkung von biologischen und physikalischen Prozessen im System der Neuen Donau führen zu folgenden Ergebnissen und Erkenntnissen, die für eine wasserwirtschaftliche Betreuung der Donauinsel und der Neuen Donau im Zusammenhang mit dem Kraftwerk Freudenua aber auch für allgemeine limnoökologische Betrachtungen von zentraler Bedeutung sind.

5.2.1 Chemische Analysenwerte als Unterstützung anderer Disziplinen

Die Auswertung der Ergebnisse der chemisch-physikalischen Analytik sind eine Unterstützung und Ergänzung zu anderen Wissenschaftsdisziplinen. Im Zuge der Fragestellungen rund um den Themenbereich Neue Donau – Kraftwerk Freudenua ist auch die Beurteilung und Charakterisierung der quantitativ hydraulischen Aspekte der Grundwasserpassage ein wesentlicher Punkt (Gruppe_Wasser 1994; Gutknecht 1998).

Grundwasserströmungen

Um ein repräsentatives Ergebnis für eine Aussage zu den quantitativen Aspekten der Uferfiltration von der Donau in die Neue Donau zu erhalten, sind Pumpversuche an über den gesamten Verlauf der Donauinsel verteilten Sondenstandorten notwendig. Derartige Versuche sind aufwendig und ressourcenintensiv, weshalb es wünschenswert ist, ein Verfahren greifbar zu haben, um eine Vorauswahl aussagekräftiger Sondenstandorte treffen zu können. Durch den Vergleich der Temperaturganglinien zwischen dem Donauwasser und dem Grundwasser ist es möglich, eine derartige Auswahl zu treffen. Erfolgt im Aquifer der Donauinsel eine Durchströmung mit infiltriertem Donauwasser, so folgt die Temperatur des Grundwassers den jahreszeitlichen Schwankungen der Temperatur des Donauwassers. Durch die Fließzeit im Untergrund kommt es dabei zu einer zeitlichen Verschiebung der Ganglinien, sodass daraus auch die Fließzeit des Uferfiltrates von der Donau bis zur Sonde abgeschätzt werden kann. Unter stagnierenden Bedingungen herrscht ganzjährig eine weitgehend konstante Temperatur von 12° C, die dem Mittelwert der Wassertemperaturen der Donau darstellt.

Kolmation

Im Zuge der hydrologischen Untersuchungen (Gutknecht 1998) stellte sich heraus, dass die als Uferfiltrat die Donauinsel infiltrierende Wassermenge einer jahreszeitlichen Schwankung unterliegt. Der die Donausohle abdichtende Kolmationsprozess unterliegt also, neben Hochwassereinflüssen auch einem zusätzlichen Aspekt. Die in dieser Arbeit dargestellten Untersuchungen führen zu dem Ergebnis, dass biologische Prozesse im Sediment der Donausohle jahreszeitlichen Änderungen unterliegen, die mit den beobachteten Änderungen in der Durchlässigkeit der Donausohle korrelieren. In den Sommermonaten mit höheren Temperaturen werden höhere Infiltrationsraten und höhere biologische Aktivitäten beobachtet, als im Winterhalbjahr. Aus der Berechnung der heterotrophen biologischen Aktivität, die unter Sauerstoffverbrauch zum Abbau von organischen Kohlenstoffverbindungen führt und den Ergebnissen der chemischen Analytik lässt sich der Schluss ziehen, dass bei niedrigeren Temperaturen von der Biomasse im Sediment vermehrt Extrazelluläre Polymere Substanzen (EPS) gebildet

werden, die zu einer Abdichtung der Donausohle führen, während in den Sommermonaten diese EPS wieder abgebaut wird und eine höhere Infiltrationsrate beobachtet werden kann. Die EPS scheint als extrazellulärer Reservestoff zu fungieren, um unter günstigeren Wachstumsbedingungen bei höheren Temperaturen organischen Kohlenstoff für die Energiegewinnung in unmittelbarer Umgebung der Zelle verfügbar zu haben. Kieselalgen, die im Sediment der Donau vorkommen (Gutknecht 1998), könnten hier maßgeblich beteiligt sein. Von Ihnen ist bekannt, dass sie hohe Mengen an EPS ausscheiden können (Flemming et al. 1999) und mixotroph (sowohl Kohlenstoff – autotroph, als auch heterotroph wachsen können).

5.2.2 Modellvorstellung Grundwasserdynamik

Eine zentrale Fragestellung, die durch die Betrachtung der Wechselwirkung der physikalisch-chemischen und biologischen Prozesse lösen ließ, war die Prognostizierung der Größenordnung der Veränderung des Grundwasserchemismus im Zuge des Aufstaus der Donau durch das Kraftwerk Freudenau.

Dazu wurde basierend auf Überlegungen der Grundwasserhydrologie vor Staulegung ein Modell der biologischen – chemischen Aktivitäten und Prozesse bei der Grundwasserpassage erstellt und auf die Situation nach Vollstau extrapoliert. Dieses Modell behandelte vor allem den Aspekt der Phosphordynamik, da der Phosphor als limitierender Faktor für die Trophie der neuen Donau erkannt wurde. Das Modell konnte sich durch periodische Untersuchungen bestätigt werden und führt zu dem Ergebnis, dass die bereits vor Aufstau der Donau beobachtete Aufhöhung der Gelöst-Phosphorkonzentrationen im Grundwasser um etwa 34 µg/l durch den Aufstau nicht verändert wurde (Abbildung 5-5). Somit konnte mit den Methoden im Sinne des Titels dieser Arbeit gezeigt werden, dass die Phosphorkonzentration in der Neuen Donau nur von der zugrundeliegenden Phosphorkonzentration in der Donau beeinflusst werden (Abbildung 5-5) und somit die Errichtung des Kraftwerks zu keinen diesbezüglichen Einflüssen führt.

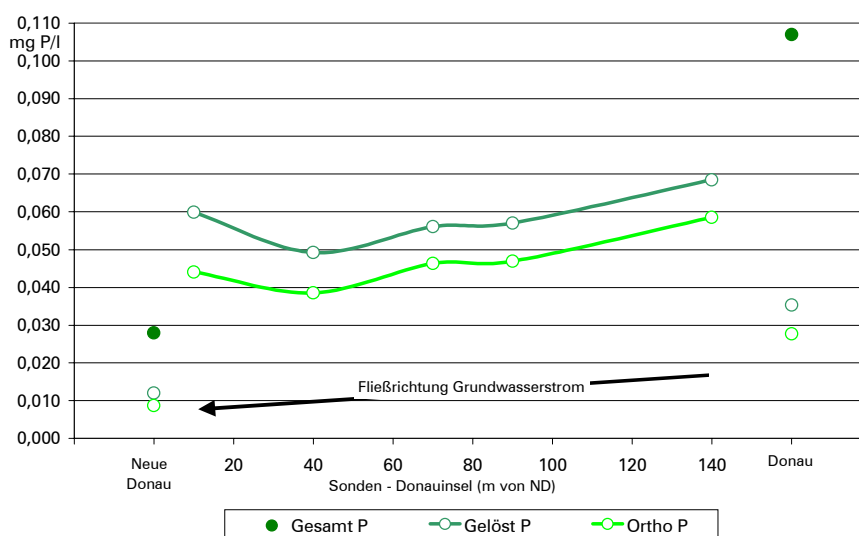


Abbildung 5-4: Jahresmittelwerte der Phosphorkonzentrationen (mg P/l) für Donau (km 1938), Sonden des Transekts „A“ und Neuer Donau (km 18,6) für 1998

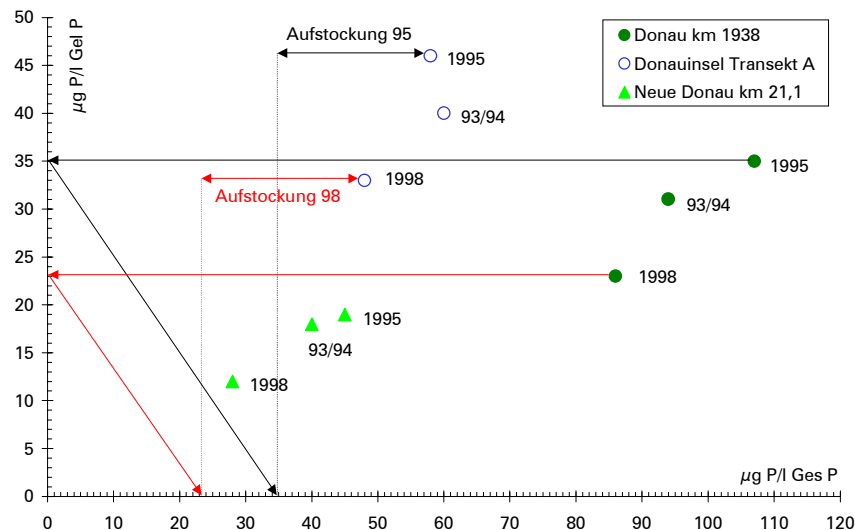


Abbildung 5-5: Grafik zur Darstellung der Aufstockung im Gelöst Phosphor zwischen Donau und Donauinsel; Konzentrationen in der Neuen Donau 1993/94, 1995 und 1998
Zusammenhang zwischen P-Konzentrationen in der Donau und in der Neuen Donau

5.2.3 Biogene Phosphorfällung

Die Ausarbeitung der Wechselwirkungen zwischen physikalisch – chemischen und biologischen Prozessen hat für das System der Neuen Donau ergeben, dass die biologisch induzierte Phosphorfällung durch Makrophytenwachstum in der Neuen Donau einen wesentlichen Einfluss auf den Phosphorhaushalt der Neuen Donau hat. Zwar war die Bedeutung der Makrophytenbewirtschaftung bekannt, diese Bedeutung wurde jedoch der Inkorporation von Phosphor in die Biomasse zugeschrieben. Es konnte gezeigt werden, dass mit der Inkorporation von CO_2 für die Assimilation der Wasserpflanzen und der damit verbundenen pH-Wert Anhebung eine Phosphorfällung in Form von Apatit auftritt. Das Fällpotential liegt in einer Größenordnung von etwa 2,3 g Phosphor je Gramm gebildeter Biomasse im Gegensatz zu etwa 0,8 mg Phosphor, der in die Biomasse selbst eingelagert wird und damit etwa 2800 mal höher. Selbst, wenn dieses Fällpotential nur zu einem Bruchteil ausgenutzt wird, liegt die biogene Phosphorfällung weit über dem durch die Bildung von Biomasse inkorporierten Anteil. Durch das Wachstum der Makrophyten erfolgt somit eine chemische Fällung des Phosphors, wodurch es zu den niedrigen Phosphorkonzentrationen in der Neuen Donau kommt, die eigentlich auf Grund der eingetragenen Konzentrationen von über $40 \mu\text{g/l}$ Orthophosphat (siehe Abbildung 4-18) deutlich höher zu erwarten wären und zu eutrophen Bedingungen in der Neuen Donau führen müssten.

Dem Prozess der biogenen Phosphorfällung in aquatischen Systemen ist bis dato nur vereinzelt Aufmerksamkeit gewidmet worden. Es kann jedoch angenommen werden, dass ein derartiges Regulativ für die Phosphorkonzentrationen in allen carbonatgeprägten Gewässern mit Makrophytenwachstum auftritt. Systematische Untersuchungen dazu fehlen in der Literatur jedoch.

Sowohl die traditionellen Modellsysteme für stehende Gewässer, als auch neue Simulationsmodelle für Fließgewässer (Shanahan et al. 2000) berücksichtigen den Prozess der biogenen Phosphorfällung nicht, der in eutrophen Systemen grundsätzlich auch von Phytoplankton katalysiert werden kann.

5.3 Synopse

Die Auswirkungen der Emissionen auf aquatische Systeme sind einerseits durch eine direkte Wirkung einzelner Stoffe (Toxizitäten, hormonelle Wirkungen) und andererseits indirekt über die Verknüpfung der physikalisch-chemischen Immission mit den biotischen Prozessen in den Gewässern gegeben. Das Ergebnis dieser Wechselwirkungen beeinflusst den Zustand eines Gewässers und resultiert in einer Bewertung des Gewässerzustandes entsprechend den Kriterien für dessen Nutzung. Am Schnittpunkt zwischen einer Betrachtung von Emission, Immission und Nutzung steht jeweils die Wechselwirkung zwischen den physikalisch-chemischen und den biologischen Prozessen im Gewässer. Diese Wechselwirkung prägt die beobachtete bzw. zu erwartende Immissionsituation und deren dynamische Veränderung über die Zeit entscheidend mit. Für eine Beschreibung der Auswirkungen von Emissionen auf die Immission ist somit die Kenntnis der aus dem Stoffhaushalt eines Gewässers resultierenden abiotischen und biotischen Prozesse notwendig. Unter Berücksichtigung der Immissionskriterien kann sodann auf die Auswirkungen von Emissionen geschlossen werden. Vielfach erschöpft sich eine derartige Aussage in einem Vergleich von im Gewässer stichprobenartig gemessener Konzentrationen mit den tabellarisch angeführten Konzentrationen der Qualitätskriterien. Die Dynamik der Wechselwirkungen zwischen physikalisch-chemischen Parametern mit biologischen Prozessen wird dabei nicht berücksichtigt. Nun stellen aber die gewählten Qualitätskriterien selbst das Resultat von Immissionsbetrachtungen und somit ihrerseits eine resultierende Ausprägung chemisch-physikalischer und biologischer Prozesse dar. Dies führt bei einer oberflächlichen und unkritischen Beschäftigung mit der Immissionsproblematik unweigerlich dazu, dass natürliche Vorgänge bei Nichterfüllung der Kriterien und anthropogene Einflüsse generell als Beeinträchtigung eines anthropogen determinierten Idealzustandes empfunden werden.

Ein zentrales Bestreben des angewandten Gewässerschutzes muss es deshalb sein, die Zusammenhänge und Grundlagen der von abiotischen Rahmenbedingungen und biologischen Prozessen geprägten Immissionsdynamik integrativ zu verstehen, um daraus konkrete Aussagen über zeitliche, räumliche und qualitative Beziehungen zu den Nutzungskriterien abzuleiten. Derartige detaillierte Betrachtungen erlauben letztendlich auch, die grundlegenden Einflussparameter und Ursachen einer analytisch erfassten Immission zu definieren und in Relation zu den Qualitätszielen so zu quantifizieren, dass seitens der Wassergütwirtschaft gezielte technische Maßnahmen in Hinblick auf deren Optimierung realisiert werden können bzw. eine fundierte, abgesicherte Aussage getroffen werden kann, dass eine ins Auge gefasste technische Maßnahme hinsichtlich der Nutzungskriterien nicht notwendig ist.

Die Betrachtung der Zusammenhänge und Wechselwirkungen von physikalisch-chemischen und biotischen Prozessen stellt dabei ein geeignetes Werkzeug zur Herausarbeitung der angesprochenen grundlegenden Einflussparameter und deren Dynamik dar. Dazu sind neben einer Interpretation von chemisch-physikalischen Analysenwerten der Gewässerimmission und der Quantifizierung biologischer Prozesse im Gewässer zusätzlich die Einfluss nehmenden hydrologischen und morphologischen Rahmenbedingungen in die Betrachtungen einzubeziehen.

Für diese Arbeit sind zwei Szenarien bzw. Modellsysteme ausgewählt worden, die es ermöglichen, das zentrale Thema der Wechselwirkungen physikalischer, chemischer und biogener Prozesse in aquatischen Systemen bei unterschiedlichen Rahmenbedingungen und Fragestellungen zu beleuchten. In beiden Fällen stehen Fragen des angewandten Gewässerschutzes und der Wassergütwirtschaft im Mittelpunkt des Interesses, sodass gezeigt werden kann, dass die hier angestellten Überlegungen für eine Reihe von unterschiedlichen Fragestellungen angewandt werden können.

Mit dem Hintergrund unterschiedlicher Beeinflussung durch gereinigtes Abwasser steht in einem Fall (Krottenbach) die Wechselwirkung zwischen Emission und Immission im Mittelpunkt der Betrachtungen. Eine vergleichsweise große Kläranlage (Kläranlage Mödling mit 100.000 EW) ist aus historischen Gründen an einem sehr kleinen Vorfluter (Krottenbach) gelegen, sodass ab Einleitung des Ablaufes der Kläranlage das Gewässer in qualitativer und quantitativer Hinsicht fast ausschließlich durch den Kläranlagenablauf geprägt ist. Mit den in der Arbeit gezeigten Untersuchungen konnte jedoch nachgewiesen werden, dass sowohl hinsichtlich Ökotoxikologie als auch in Hinblick auf die im Entwurf vorliegende Immissionsverordnung mit wenigen Ausnahmen die geforderte Gewässergüte eingehalten werden konnte. Die für diesen Nachweis angewandten Methoden stellen dabei erstmalig neue Bewertungskriterien sowohl hinsichtlich der Ökotoxizität als auch hinsichtlich der gesamthaften Beurteilung der chemischen Parameter dar.

Bei der Ökotoxizität konnte insbesondere der Nachweis erbracht werden, dass zu den kosten- und zeitaufwendigen normierten Methoden alternative Schnellverfahren mit bisher nicht verwendeten Testorganismen durchaus aussagekräftige und vergleichbare Ergebnisse erbringen.

Hinsichtlich der Beurteilung der chemischen Parameter, die ja bei nur einzelnen Probenahmen Momentaufnahmen der jeweiligen Situation darstellen, konnte durch statistische Verfahren unter Einbeziehung der zahlreichen Probenahmen des gesamten Untersuchungszeitraumes wesentliche Schlussfolgerungen gezogen werden. Erst diese Auswertung ermöglicht eine gesamte Beurteilung im Längsverlauf des betrachteten Fließgewässers. Der deutliche Unterschied zwischen dem Chemismus im Quellbereich, die negative Beeinflussung vermutlich durch Fehlanschlüsse in der verrohrten Fließstrecke, die sich bei den Messungen oberhalb der Kläranlage manifestieren und die Veränderung durch den Kläranlagenablauf, der in der weiteren Fließstrecke prägend auf den Charakter des Krottenbachs wirkt. Erst mittels der Clusteranalyse kann durch eine integrative Betrachtung der chemischen und physikalischen Parameter die Charakteristik des Gewässers erkannt werden. Somit ist es möglich, die Eignung eines Fließgewässers auch bei äußerst ungünstigen Verdünnungsverhältnissen als Vorfluter für eine Großkläranlage mit hervorragender Reinigungsleistung zu bewerten. Hinsichtlich der chemischen Parameter konnte somit nachgewiesen werden, dass unter den derzeitigen Verhältnissen ein weiterer Ausbau der Kläranlage Mödling, im Speziellen die Errichtung von äußerst kosten- und betriebsaufwendigen Filtern aus derzeitiger Sicht nicht notwendig erscheint und damit wesentliche Aufwendungen auf der Kläranlage eingespart werden konnten und dadurch allenfalls für eine Verbesserung der Mischwasserbehandlung verfügbar werden.

Der zweite Themenkomplex der vorliegenden Arbeit befasst sich mit dem Zusammenhang zwischen Immission und der Nutzung eines durch Uferfiltration angespeisten Wasserkörpers für Bade- und Freizeitnutzung. Als konkreter Fall war hier die Beeinflussung der Neuen Donau durch die Wasserqualität der Donau Gegenstand der Untersuchungen, die durch die Neuerrichtung einer Stauhaltung im Bereich Wien unter einem neuen Blickwinkel gesehen werden musste. Waren durch vorangegangene Untersuchungen der deutliche Zusammenhang zwischen diesen beiden Wasserkörpern bereits untersucht worden, so musste im Rahmen der gegenständlichen Arbeit die Frage geklärt werden, ob die durch das Kraftwerk verursachte dauernde Anhebung des Wasserspiegels nachhaltige Auswirkungen auf die Wasserqualität der Neuen Donau haben würde.

Nach der Definition maßgeblicher Probenahmestellen, mit deren Hilfe signifikante Aussagen über die Dynamik des Wasserchemismus im Untergrund möglich waren, konnte über einen längeren Zeitraum die Bestätigung gefunden werden, dass auch im gestauten Zustand keine nachträgliche Veränderung im Aquifer der Donauinsel erfolgt und der maßgebliche Parameter für die Qualität des der Donauinsel zuströmenden Wassers die Immissionssituation der Donau darstellt. Durch diesen Nachweis konnte die Errichtung einer Abdichtung zwischen Donau und Neuer Donau und chemischen Aufbereitung des Zuflusswassers, unter Beibehaltung der natürlichen Strömungsverhältnisse im Aquifer, vermieden werden.

Die auf Grund des umfangreichen Datenmaterials, das im Zuge eines interdisziplinären Projektes erhoben wurde und für die Beurteilung des Chemismus im Rahmen dieser Arbeit zur Verfügung gestellt wurde, konnten weitere wichtige Aspekte für das Verständnis der jahreszeitlichen Schwankungen der Uferfiltration im Zusammenhang mit der Kolmation bei der Errichtung von Staustufen erarbeitet werden. Die biologischen Umsetzungen im Sediment des Gewässerbettes sind temperaturabhängig und beeinflussen damit zufolge ihrer unterschiedlichen Intensität den Stoffumsatz in diesem Bereich. Dieser Stoffumsatz resultiert in Änderungen des Wasserchemismus, der aus den vorhandenen Daten extrahiert werden konnte. Damit konnte einerseits eine Erklärung für die jahreszeitlichen Schwankungen im Chemismus und für die aus hydrologischen Untersuchungen jahreszeitlichen Schwankungen der Infiltrationsmenge aufgeklärt werden.

Trotz der Verminderung des Gesamtphosphorgehaltes durch die Kolmation im Zuge der Uferfiltration kommt es zu einem ständigen Eintrag von beträchtlichen Phosphorfrachten in die Neue Donau, zu dessen Anreicherung und damit zu einer Erhöhung des Eutrophierungspotentials führen könnte. Maßgebliche neue Überlegungen im Zusammenhang mit der Primärproduktion und im speziellen der Photosynthese von Makrophyten konnten nun einen völlig neuen Mechanismus für die Immobilisierung von bioverfügbarem Phosphat in der Neuen Donau aufzeigen. Die im Zusammenhang mit den pH-Veränderungen von Grundwasser aus dem Aquifer der Donauinsel beim Eintritt in die Neue Donau auftretenden chemischen Reaktionen können zur Ausfällung schwerlöslicher, nicht mehr bioverfügbarer Phosphorverbindungen führen. Solche pH-Veränderungen treten bekannter Weise besonders im Nahbereich aktiv assimilierender Makrophyten verstärkt auf. Dadurch konnte die Bedeutung der Makrophyten für die Einstellung nährstoffarmer Bedingungen in der Neuen Donau nachgewiesen werden. Darüber hinaus ergeben sich wichtige Anregungen für die Einbeziehung dieser

biologisch-wasserchemischen Reaktionen in die in letzter Zeit immer stärker an Bedeutung erlangender dynamischer Gewässergütemodelle.

In beiden Fällen konnte in dieser Arbeit also eine Schnittstelle zwischen Abwassertechnik und Limnologie behandelt werden, bei der die involvierten Prozesse und deren resultierende Ausprägungen für eine Beurteilung hinsichtlich der Nutzungskriterien von entscheidender Bedeutung sind. Anhand der beiden ausgewählten Fallstudien wird die Bedeutung einer detaillierten Betrachtung der Wechselwirkungen von physikalischen, chemischen und biotischen Prozessen in aquatischen Systemen in Hinblick auf einen angewandten Gewässerschutz und als Grundlage für wasserwirtschaftliche Maßnahmen verdeutlicht.

6 Literatur

- ATV. (1998) ATV-Gewässergütemodell. Abwasser Technische Vereinigung.
- Bach, E. (1980) Ein chemischer Index zur Überwachung der Wasserqualität von Fließgewässern. *DGM* **24**(4/5).
- Bauernfeind, S. (1982) Versuche zum Abbau von Plankton- und Detritusmaterial durch natürliche Bakterienpopulationen der Schlei und Ostsee. Dissertation, Universität Kiel.
- Benfield, L.D. and Randall, C.W. (1980) *Biological Process Design for Wastewater Treatment*, Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, N.J.
- Bochdansky, A.B. and Herndl, G.J. (1992) Ecology of amorphous aggregations (marine snow) in the Northern Adriatic Sea: III. Zooplankton interactions with marine snow. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **87**, 135-146.
- Bock, E., Koops, H.P. and Harms, H. (1986) Cell biology of nitrifying bacteria. In: *Nitrification*. Society for General Microbiology.
- Bock, E., Pohl, M., Bewernick, M. and Lorenz, J. (1991) The biochemistry of nitrifying organisms. In: *Variations in Autotrophic Life*. Academic Publishers, London.
- Boehringer. (1999) Biochemical Pathways field N10. http://www.expasy.ch/cgi-bin/show_image?N10
- Borchardt, D. and Reichert, P. (2000) River Quality Model No. 1: Case Study I: Sediment Oxygen Demand in the River Lahn (Germany). proceedings of: *IWA World Congress 2000*, **5**, 231-238 Paris.
- Borchardt, D. and Wolf, P. (1993) Labor- und Modelluntersuchungen zur benthischen Nitrifikation in Fließgewässern. *Wasserwirtschaft* **83**(4), 218-225.
- Dings, M. (2000) Ephemeris Tools 4.1. 4.1002 Ms-Windows
- Dittrich, M., Dittrich, T., Sieber, I. and Koschel, R. (1997) A balance analysis of phosphorus elimination by artificial calcite precipitation in a stratified hardwater lake. *Wat. Res.* **31**(2), 237-248.
- Downing, A.L. and Hopwood, A.P. (1964) Some observations on the kinetics of nitrifying activated sludge plants. *Schweiz. Z. Hydrol.* **26**, 271-288.
- Downing, A.L. and Knowles, G. (1966) Population Dynamics in Biological Treatment Plants. proceedings of: *3rd Int. Conf. Water Pollution Control Federation*, **2**, 117-142 Munich.
- Elbaz-Poulichet, Dupuy, C., Cruzado, A., Velasquez, Z., Achterberg, E.P. and Braungardt, C.P. (2000) Influence of sorption processes by iron oxides and algae fixation on arsenic and phosphate cycle in an acidic estuary (Tinto river, Spain). *Wat. Res.* **34**(12), 3222-3230.
- EN ISO 28692 (1993) Wasserbeschaffenheit - Wachstumshemmtest mit den Süßwasseralgen *Scenedesmus subspicatus* und *Selenastrum capricornutum*
- EN ISO 6341 (1994) Testverfahren mit Wasserorganismen; Bestimmung der Beweglichkeit von *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea) Akuter Toxizitäts-Test
- EN ISO 10712 (1995) Wasserbeschaffenheit - *Pseudomonas putida* Wachstumshemmtest (Pseudomonaden-Zellvermehrungshemmtest)
- Fagerbakke, K.M., Heldal, M. and Norland, S. (1996) Content of carbon, nitrogen, oxygen, sulfur and phosphorus in native aquatic and cultured bacteria. *Aquatic Microbial Ecology* **10**(1), 15-27.
- Fair, G.M., Geyer, J.C. and Okun, D.A. (1968) *Volume 2. Water Purification and Wastewater Treatment and Disposal*. Water and Wastewater Engineering, John Wiley & Sons, Inc., New York - London - Sydney.
- Falbe, J. and Regitz, M. (1995) *Römpp - Chemie Lexikon*. 9. Auflage, Thieme, Stuttgart - New York.
- Farabee, M.J. (2000) Photosynthesis. 4.8.2000
<http://gened.emc.maricopa.edu/bio/bio181/BIOBK/BioBookPS.html>
- Fenz, R. (1999). Gewässerschutz bei Entlastungsbauwerken der Mischkanalisation. Ein Beitrag zur Verknüpfung von Emissions- und Immissionsanforderungen, Dissertation an der Technische Universität Wien. Wien

- Flemming, H.C., Wingender, T.R. and Neu, T.R. (1999) *Microbial Extracellular Polymeric Substances*, Springer Verlag, Berlin - Heidelberg - New York.
- Franz, A. (1997) *Auswirkungen eines Kläranlagenablaufes auf abflussschwache Vorfluter am Beispiel der Kläranlage Mödling und des Krottenbaches*. Wiener Mitteilungen, 140.
- Golterman, H.L. (1975) *Physiological Limnology - An Approach to the Physiology of Lake Ecosystems*. Developments in Water Sciences, 2, Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam - Oxford - New York.
- Golubeva, S.V., Pokrovsky, O.S. and Savenko, V.S. (1999) Unseeded precipitation of calcium and magnesium phosphates from modified seawater solutions. *Journal of Crystal Growth* **205**(3), 354-360.
- Gottschalk, G. (1986) *Bacterial Metabolism*. 2nd Edition, Springer Verlag, New York, N.Y.
- Grimm, F. (1968) Das Abflussverhalten in Europa - Typen und regionale Gliederung. *Wiss. Veröff. d. Inst. f. Länderk.* **25/26**, 18-180.
- Gruppe_Wasser. (1994) Hydologisch-limnologische Studie Neue Donau - Zwischenbericht. Gutachten im Auftrag der Stadt Wien, MA 45.
- Gujer, W. and Jenkins, D. (1974) The Contact Stabilization Process - Oxygen and Nitrogen Mass Balances. Sanit. Eng. Res. Lab., Univ. Calif. Report No. 74-2.
- Gutknecht, D., Ed. (1998) Kolmationsprozesse am Beispiel des Stauraumes Freudenu. Vol. 44. Schriftenreihe Forschung im Verbund. Wien: Österr. Elektrizitätswirtschaft-AG (Verbundgesellschaft).
- Hecker, M. and Babel, W. (1988) *Physiologie der Mikroorganismen*, G. Fischer, Stuttgart - New York.
- Henze, M., Grady, C.P.L.J., Gujer, W., Marais, G.V.R. and Matsuo, T. (1986) Activated Sludge Model No. 1. IWA. Scientific and Technical Report 1.
- Herbert, D. (1961) The Chemical Composition of Micro-Organisms as a Function of Their Environment. In: *Microbial Reaction to Environment*. The Soc. for gen. Microbiol., The University Press, Cambridge - London.
- Hill, A.R. (1996) Effects of Light. In: *Algal Ecology*. Academic Press.
- House, W.A. and Denison, F.H. (2000) Factors influencing the measurement of equilibrium phosphate concentrations in river sediments. *Wat. Res.* **34**(4), 1187-1200.
- Humpesch, U.H., Ed. (1990) Badewasserqualität und Nährstoffhaushalt der Neuen Donau - Zustandsanalyse des freien Wassers und des Sediments in der Saison 1989. Teil 1: Ergebnisse: Gutachten im Auftrag der Stadt Wien, MA 45.
- Humpesch, U.H., Ed. (1995) Limnologische Studie: Neue Donau. Quantitative Analyse des Untersuchungszeitraumes 1987 - 1994 und prognose zur Phosphorentwicklung unter Berücksichtigung der Inbetriebnahme des Kraftwerks Freudenu: Gutachten im Auftrag der Stadt Wien, MA 45.
- Humpesch, U.H., Ed. (1996) Neue Donau - Badesaison 1995. Dokumentation der Badewasserqualität und Nährstoffgehalte in der Neuen Donau in der Zeit vor der Inbetriebnahme des Kraftwerkes Freudenu: Gutachten im Auftrag der Stadt Wien, MA 45.
- Humpesch, U.H., Ed. (1997) Neue Donau 1996. Teilstauerfahrung: Gutachten im Auftrag der Stadt Wien, MA 45.
- Humpesch, U.H., Ed. (1998) Neue Donau 1997 - Die Prognose hält; Zwei Jahre Teilstau Erfahrung: Gutachten im Auftrag der Stadt Wien, MA 45.
- Humpesch, U.H., Ed. (1999) Neue Donau 1998: Vollstau - Musterganglinie: Gutachten im Auftrag der Stadt Wien, MA 45.
- Humpesch, U.H., Ed. (2000) Neue Donau 1999 - Hochwasser - Trophische Ballance: Gutachten im Auftrag der Stadt Wien, MA 45.
- Jancárková, I. (1999) Dynamics of the Nitrogen Transformation in a Shallow Stream. Dissertation, ETH. Zurich
- Jannasch, H.W. (1960) Versuche über die Denitrifikation und die Verfügbarkeit des Sauerstoffs in Wasser und Schlamm. *Arch. Hydrobiol.* **56**, 355-369.

- Juretschko, S., Timmermann, G., Schmid, M., Schleifer, K.-H., Pommerening-Röser, A., Koops, H.-P. and Wagner, M. (1998) Combined Molecular and Conventional Analyses of Nitrifying Bacterium Diversity in Activated Sludge: Nitrosococcus mobilis and Nitrospira-Like Bacteria as Dominant Populations. *Appl. Environ. Microbiol.* **64**(8), 3042-3051.
- Karner, M., Fuks, D. and Herndl, G.J. (1992) Bacterial activity along a trophic gradient. *Microb. Ecol.* **24**, 243-257.
- Kirchman, D., Ducklow, H. and Mitchell, R. (1982) Estimates of bacterial growth from changes in uptake rates and biomass. *Appl. Environ. Microbiol.* **44**(6), 1296-1307.
- Knowles, G., Downing, A.L. and Barrett, M.J. (1965) Determination of kinetic constants for nitrifying bacteria in mixed culture with the aid of an electronic computer. *J. Gen. Microbiol.* **38**, 263-278.
- Koller-Kreimel, V. and Rödinger, W. (1987) Aquatische Toxizität - Ein wichtiges Kriterium zur Beurteilung von Substanzen und Abwässern (Emissionen) sowie zur Feststellung der toxischen Beeinträchtigung von Oberflächenwässern (Immissionen). *Wasser und Abwasser* **31**, 413-432.
- Kowalchuk, G.A., Naoumenko, Z.A., Derikx, P.J.L., Felske, A., Stephen, J.R. and Arkhipchenko, I.A. (1999) Molecular Analysis of Ammonia-Oxidizing Bacteria of the Subdivision of the Class Proteobacteria in Compost and Composted Materials. *Appl. Environ. Microbiol.* **65**(2), 396-403.
- Kowalchuk, G.A., Stephen, J.R., de Boer, W., Prosser, J.I., Embley, T.M. and Woldendorp, J.W. (1997) Analysis of ammonia-oxidizing bacteria of the beta subdivision of the class Proteobacteria in coastal sand dunes by denaturing gradient gel electrophoresis and sequencing of PCR-amplified 16S ribosomal DNA fragments. *Appl. Environ. Microbiol.* **63**(4), 1489-1497.
- Kreuzinger, N. (1996) in Humpesch (1996)
- Kreuzinger, N. (1999) Auswirkungen von nach dem Stand der Technik gereinigtem Abwasser auf die Gewässergüte abflußarmer Vorfluter am Beispiel der Kläranlage Mödling und des Krottenbachs. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft / TU-Wien.
- Kreuzinger, N. and Matsché, N. (2000) Changes in river water chemistry during the passage through the Danube Island aquifer. *Archive für Hydrobiologie in press.*
- Kusel-Fetzmann, E., M., L. and B., Z. (1989) Vergleichende Toxizitätsbestimmungen ausgewählter Schadstoffe mittels Algen als Indikatororganismen. BMFLFW. Forschungsbericht.
- Larsen-Vefring, W. (1993) *Simulation der Nitrifikation und anderer bakterieller Stoffumwandlungen im Biofilm*. Schriftenreihe, Nr. 104, VDI-Verlag.
- Lehninger, A.L. (1987) *Biochemie*. 2. Ausgabe, VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim.
- Logemann, S., Schantl, J., Bijvank, S., van Loosdrecht, M., Kuenen, J.G. and Jetten, M. (1998) Molecular microbial diversity in a nitrifying reactor system without sludge retention. *FEMS Microbiology Ecology* **27**(3), 239-249.
- Mader, H., Steidl, T. and Wimmer, R. (1996) Abflussregime Österreichischer Fließgewässer. Umweltbundesamt Österreich. Monographie Bd. 82.
- Matsché, N. (1991) Chemische Grundlagen der Fällungsverfahren zur Entfernung von Phosphorverbindungen bei der Abwasserreinigung. *Wiener Mitteilungen* **97**, A1-A35.
- Matsché, N. and Moser, D. (1993) Die Immissionsverordnung. *Wiener Mitteilungen* **105**, F1-F25.
- Michlmayr, F. (1999) Der Hochwasser-Schutz an der Donau in Wien. proceedings of: *19. Flußbautagung*, 161-169 Wien.
- Mudrack, K. and Kunst, S. (1988) *Biologie der Abwasserreinigung*. 2. Auflage, G. Fischer Verlag, Stuttgart.
- Müller, D. and Kirchesch, V. (1981) Nitrifikation in Fließgewässern. Bedeutung - Messung - Berechnung. *Vom Wasser* **57**, 199-213.
- Nowak, O. (1996) *Nitrifikation im Belebungsverfahren bei maßgeblichem Industrieabwassereinfluss*. Wiener Mitteilungen, 135.
- Nultsch, W. (1986) *Allgemeine Botanik*. 8. Auflage, Thieme, Stuttgart - New York.

- Nusch, E.A., Friedrich, G., Davis, J., Fischer, W.R., Frank, C. and Hamm, A. (1991) Eutrophierung gestauter und frei fließender Gewässer. In: *Studie über Wirkung und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern* (Hamm, A., ed.), pp. 331-564. Academia - Verlag, St. Augustin.
- Ottow, J.C.G. and Fabig, W. (1984) Einfluss der Sauerstoffbegasung auf die Denitrifikationsintensität (aerobe Denitrifikation) und das Redoxniveau unterschiedlicher Bakterien. *Landwirtsch. Forsch.* **37**(453-470).
- Padré, M. (1947) *Fleuves et Rivières*. 3. Auflage, Paris.
- Painter, H.A. (1970) A Review of Literature on Inorganic Nitrogen Metabolism in Microorganism. *Wat. Res.* **4**, 393-450.
- Painter, H.A. and Loveless, J.E. (1983) Effect of temperature and pH value on the growth rate constants of nitrifying bacteria in the activated sludge process. *Wat. Res.* **17**, 237-248.
- Pongratz, I. (1991) *Chemischer Index und Gewässergüte*, Dr. Flad-Verlag, Stuttgart.
- Redfield, A.C., Ketchum, B.H. and Rickards, F.A. (1966) The Influence of Organisms on the Composition of Seawater. In: *The Sea* (Hill, M. N., ed.), Vol. II. Wiley, New York.
- Reichert, P. (2000) River Quality Model No. 1: Case Study II: Oxygen and Nitrogen Conversion Processes in The River Glatt. proceedings of: *IWA World Congress 2000*, **5**, 239-246 Paris.
- Reichert, P., Borchardt, D., Henze, M., Rauch, W., Shanahan, P., Somlyódy, L. and Vanrolleghem, P. (2000) River Quality Model No. 1: II. Biochemical Process Equations. proceedings of: *IWA World Congress 2000*, **5**, 208-222 Paris.
- Rheinheimer, M. (1991) *Mikrobiologie der Gewässer*. 5. Aufl., G. Fischer Verlag, Jena - Stuttgart.
- Richardson, M. (1985) *Nitrification inhibition in the treatment of sewage*, The Royal Society of Chemistry, Thames water, UK.
- Rodinger, W. (1989) Bewertung der Ergebnisse ökotoxikologischer Untersuchungen von Emissionen und Immissionen. *Wasser und Abwasser* **33**(235-27).
- Ruttner, F. (1947) Zur Frage der Karbonatassimilation der Wasserpflanzen. - I Die Haupttypen der Kohlenstoffaufnahme. *Österr. bot. Z.* **94**, 265-284.
- Schiel, W., Ed. (1999) 10 Jahre Gewässergüteforschung neue Donau. Perspektiven 2-3.
- Schlegel, H.G. (1992) *Allgemeine Mikrobiologie*. 7. Auflage, G. Thieme Verlag, Stuttgart - New York.
- Schmassmann, H.J. (1951) Untersuchungen über den Stoffhaushalt fließender Gewässer. *Schweiz. Z. Hydrol.* **13**, 300-335.
- Schramm, A., de beer, D., Wagner, M. and Amann, R. (1998) Identification and Activities In Situ of Nitrospira and Nitrospira spp. as Dominant Populations in a Nitrifying Fluidized Bed Reactor. *Appl. Envir. Microbiol.* **64**(9), 3480-3485.
- Schramm, A., Santegoeds, C.M., Nielsen, H.K., ploug, H., Wagner, M., Pribyl, M., Wanner, J., Amann, R. and de Beer, D. (1999) On the Occurrence of Anoxic Microniches, Denitrification, and Sulfate Reduction in Aerated Activated Sludge. *Appl. Envir. Microbiol.* **65**(9), 4189-4196.
- Schwoerbel, J. (1999) *Einführung in die Limnologie*. 8. Auflage, G. Fischer, Stuttgart - Jena - Lübeck - Ulm.
- Schwoerbel, J., Gaumert, D., Hamm, A., Hansen, P.D., Nusch, E.A., Schilling, N. and Schindele, X. (1991) Akute und chronische Toxizität von anorganischen Stickstoffverbindungen unter besonderer Berücksichtigung des Ökosystemschatzes im aquatischen Bereich. In: *Studie über Wirkung und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern* (Hamm, A., ed.), pp. 111-206. Academia - Verlag, St. Augustin.
- Shanahan, P., Borchardt, D., Henze, M., Koncsos, L., Rauch, W., Reichert, P., Somlyódy, L. and Vanrolleghem, P. (2000) River Quality Model No. 1: I. Modelling Approches. proceedings of: *IWA World Congress 2000*, **5**, 200-207 Paris.
- Spanjers, H., Vanrolleghem, P.A., Olsson, G. and Dold, P.L. (1998) *Respirometry in Control of the Activated Sludge process: Principles*. IWA. Scientific and Technical Report No. 7.
- Stahrmühlner. (1947) *Die Schwechat und ihre Nebenflüsse*.

- Steidl, T. (1991) Typologie und Abflussverhalten österreichischer Fließgewässer - Hydrologisch-hydraulische Einteilung und regionale Gliederung. Diplomarbeit, Univ. f. Bodenkultur, Wien
- Steinberg, C. (1989a) Bioverfügbarkeit und Rolle des Phosphors im Gewässer. In: *Aktuelle Probleme des Gewässerschutzes: Nährstoffbelastung und -elimination*, Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie Vol. 43, pp. 190-218. Bayerisches Landesanstalt für Wasserforschung, München.
- Steinberg, C. (1989b) Phosphor im Gewässer: Neue Aspekte zum Phosphorkreislauf. In: *Auswirkungen der Phosphat-Höchstmengenverordnung für Waschmittel auf Kläranlagen und in Gewässern* (Hamm, A., ed.). Academia-Verlag, Sankt Augustin.
- Stumm, W. and Morgan, J.J. (1996) *Aquatic Chemistry*. 3rd Edition, Wiley-Interscience publication, New York.
- Stumm, W. and Sigg, L. (1979) Kolloidalchemische Grundlagen der Phosphor-Elimination in Fällung, Flockung und Filtration. *Z. f. Wasser- und Abwasser-Forschung* **12**(2), 73-83.
- Uhlmann, D. (1988) *Hydrobiologie*. 3. Auflage, G. Fischer, Stuttgart - New York.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. and Cushing, C.E. (1980) The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **37**, 130-137.
- Vanrolleghem, P., Borchardt, D., Henze, M., Rauch, W., Reichert, P., Shanahan, P. and Somlyódy, L. (2000) River Quality Model No. 1: III. Biochemical Submodel Selection. proceedings of: *IWA World Congress 2000*, **5**, 223-230 Paris.
- Vežjak, M., Savsek, T. and Stuhler, E.A. (1998) System dynamics of eutrophication processes in lakes. *European Journal of Operational Research* **109**(2), 442-451.
- Weddle, C.L. and Jenkins, D. (1971) The Viability and Activity of Activated Sludge. *Wat. res.* **5**, 621-632.
- WEF. (1994) *Wastewater Biology: The Life Process*. WEF special publications, Water Environmental Federation, Alexandria, VA-USA.
- WEF. (1998) *Biological and Chemical Systems for Nutrient Removal*. WEF special publications, Water Environmental Federation, Alexandria, VA-USA.
- Weilguni, H. (2000) Nutrient contents as a basis for an aquatic management. Case study: New Danube in Vienna (Austria). Dissertation, Universität Wien. Wien
- Werth, W. (1987) Ökomorphologische Gewässerbewertung in Oberösterreich (Gewässerzustandskartierung). *Österr. Wasserwirtschaft* **39**, 122-128.
- Wetzel, R.G. (1983) *Limnology*. 2nd Edition, Saunders College Publishing.
- Wolf, P., Herbst, S., Müller, D., Schilling, N., Schreiner, P. and Warg, G. (1991) Wirkungen der Nitrifikation und Denitrifikation auf den Sauerstoff-Haushalt. In: *Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern* (Hamm, A., ed.), pp. 207-274. Academia Verlag, Sankt Augustin.
- Wood, P.M. (1986) Nitrification as a bacterial energy source. In: *Nitrification*, pp. 39-62. Society of General Microbiology.
- WTW. (1996) Oxi-Fibel - Einführung in die Gelöstsauerstoff-Meßtechnik. WTW - Wissenschaftlich-Technische Werkstätten GmbH.
- Wuhrmann, K. (1973) Bedeutung der Mikroorganismen für aquatische Stoffkreisläufe. *Path. Microbiol.* **39**, 55-70.
- Yang, M.D., Sykes, R.M. and Merry, C.J. (2000) Estimation of algal biological parameters using water quality modeling and SPOT satellite data. *Ecological Modelling* **125**(1), 1-13.
- Zessner, M., Kroiss, H., Deutsch, K., Kreuzinger, N. and Schaar, W. (1998) Nährstoffbilanzen der Donauanrainerstaaten; Erhebung für Österreich. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU-Wien.
- Ziegelmayr, B. (1993) Untersuchungen zu Stoffwechselaktivitäten der Bakterienflora im Bereich von Abwassereinleitungen an der Amper. In: *Auswirkungen von Abwassereinleitungen auf die Gewässerökologie*, Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie Vol. 47, pp. 87-97. Bayerisches Landesanstalt für Wasserforschung, München.

7 Anhang

Daten Krottenbach

Datenblatt

05.10.1994

kalt, trocken, sonnig 1

BSS ₅	ng O ₂ /l
CSB	ng O ₂ /l
TOC	mg C/l
DOC	mg C/l
NH ₃ -N	mg N/l
NH ₄ -N	mg N/l
NO ₃ -N	mg N/l
NO ₂ -N	mg N/l
Ges-N	mg N/l
PO ₄ -P	mg P/l
Ges-P	mg P/l
Cl ⁻	mg/l
SO ₄ ²⁻	mg/l
KH	°dH
GH	°dH
pH	
O ₂	mg/l
O ₂	%
Lf	µS
Temp	°C
Farbe	/m
UV unfiltr	/m
UV 0,2µm filtr	/m

Zeit

km

10,8 8,4 7,2 6,2 5,2 4,8 4 2,5 1 0,1

	HO	GL	GO	O1	O2	AB	U2	M	BM	A1	A2
	1,4	3,4	3	1,4	1,7	2,4	2,6	2,2	1,6	1,1	
	26	18	23	15	28	38	29	28	19	20	
	5	5	5,8	2,5	6,8	7,2	7,7	8,6	8,1	7,3	
	4,8	4	5,7	2,3	5,7	6,9	6,9	7,9	8	7,3	
	0,0004	0,0014	0,0022	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0010	0,0020	
	0,02	0,12	0,07	0	0	0	0	0	0,05	0,12	
	5,29	3,23	6,33	3,79	3,11	3,46	3,48	3,61	3,38	3,3	
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	1,74	3,13	2,28	1,96	1,34	1,79	1,83	4,31	1,21	1,47	
	0,11	0,11	0,1	0,1	0,09	0,24	0,24	0,33	0,41	0,43	
	0,13	0,5	0,4	-	-	-	0,21	0,12	0,23	0,18	
	8,09	7,62	8,15	7,92	7,79	7,51	7,67	7,75	7,95	7,86	
	11,2	5,4	11,2	8,3	8,8	7,2	7,7	7,4	9,4	9,2	
	97	55,6	109	90,9	80	77	81,2	76,3	91,9	90	
	1146	1284	927	555	823	973	971	974	977	965	
	8,4	15,3	12,7	10,3	9,7	17,1	16,4	15,3	12,9	13	

Datenblatt

19.12.1994

kalt, trocken, bedeckt

BSB ₅	ng O ₂ / l
CSB	ng O ₂ / l
TOC	mg C / l
DOC	mg C / l
NH ₃ -N	mg N / l
NH ₄ -N	mg N / l
NO ₃ -N	mg N / l
NO ₂ -N	mg N / l
Ges-N	mg N / l
PO ₄ -P	mg P / l
Ges-P	mg P / l
Cl ⁻	mg / l
SO ₄ ²⁻	mg / l
KH	°dH
GH	°dH
pH	
O ₂	mg / l
O ₂	%
Lf	µS
Temp	°C
Farbe	/m
UV unfiltr	/m
UV 0,2µm filtr	/m

Zeit

km

10,8 8,4 7,2 6,2 5,2 5 4,8 4 2,5 1 0,1

	HO	GL	GO	O1	O2	AB	U2	M	BM	A1	A2
	16	24	12	6	10	23	19	25	15	15	15
	4,1	6,9	4,3	3,6	3,8	5,8	6,9	5,6	7,8	7,8	6,4
	3,5	6,5	4,2	3,6	3,1	5,8	5,9	5,6	5,5	5,5	5,9
	0,0010	0,0248	0,0028	0,0078	0,0023	0,0005	0,0006	0,0022	0,0007	0,0007	0,0025
	0,03	1,78	0,08	0,2	0,1	0,03	0,03	0,1	0,02	0,02	0,07
	4,15	2,98	8,37	6,38	5,37	0,63	1,13	0,87	1,42	1,42	1,62
	<.01	0,06	<.01	0,01	0,02	<.01	<.01	<.01	0,01	0,01	0,01
	4,57	5,37	8,72	6,7	6,28	1,52	1,95	1,71	2,38	2,38	2,56
	0,06	0,15	0,09	0,09	0,08	0,34	0,35	0,34	0,33	0,33	0,34
	0,08	0,72	0,14	0,1	0,13	0,9	0,88	1,04	0,9	0,9	0,87
	300	259	258	348	336	262	262	261	269	269	272
	167	143	112	112	88	136	137	137	147	147	152
	8,3	7,7	8,2	8,3	8,1	7,7	7,8	7,9	8,2	8,2	8,2
	11,2	5,4	11,2	8,3	8,8	7,2	7,7	7,4	9,4	9,4	9,2
	97	55,6	109	90,9	80	77	81,2	76,3	91,9	91,9	90
	1125	1255	1032	1003	1165	975	983	982	1017	1017	997
	8,4	15,3	12,7	11	9,7	17,1	16,4	15,3	12,9	12,9	13

Datenblatt

12.05.1995
mild, Nieseln, bedeckt 16°C

Zeit	10.15	10.45	10.55	11.05	11.20	11.30	11.25	11.45	12.10	12.30	12.10	A2
km	10,8	8,4	7,2	6,2	5,2	5	4,8	4	2,5	1	1	0,1
	HO	GL	GO	O1	O2	AB	U2	M	BM	A1	A1	A2
BSB ₅	1,3	2,2	1,6	1,4	2,2	1,8	1,8	1,8	2,2	3,4	3,4	4,7
CSB	14	15	14	15	23	22	25	26	26	23	23	28
TOC	3,7	3,7	4	3,7	4,7	5,6	5,9	5,8	6,6	7	7	8,6
DOC	3,2	3,6	3,6	3,6	4,7	5,5	5,9	5,6	5,7	6,6	6,6	7,2
NH ₃ -N	0,0002	0,0068	0,0002	0,0004	0,0001	0,0000	0,0000	0,0002	0,0014	0,0011	0,0011	0,0007
NH ₄ ⁺ -N	0,02	1,43	0,02	0,03	0,01	0,01	0,01	0,03	0,09	0,12	0,12	0,07
NO ₃ ⁻ -N	5,75	6,7	8,26	8	7,34	3,76	3,67	3,4	3,81	4,06	4,06	4,32
NO ₂ ⁻ -N	0,02	0,07	0,08	0,06	0,06	0,04	0,03	0,04	0,05	0,06	0,06	0,04
Ges-N	3,9	5,5	8,6	8,8	8,4	4,7	5,1	5	5,2	5,6	5,6	6,1
PO ₄ -P	0,01	0,03	0,01	0,01	0,07	0,38	0,38	0,39	0,38	0,36	0,36	0,39
Ges-P	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,32	0,41	0,45	0,41	0,45	0,45	0,5
Cl ⁻	126	91	103	108	135	102	107	105	113	114	114	118
SO ₄ ²⁻	67	127	108	116	132	172	171	173	179	180	180	176
KH												
GH												
pH												
O ₂	7,73	7,35	7,75	7,78	7,67	7,19	6,97	7,36	7,78	7,54	7,54	7,6
O ₂	11,3	8,9	11	10,8	9,5	7,6	8,3	8,6	9,5	10,1	10,1	10,2
O ₂	95	79	93	92	81	71	76	87	86	96	96	93
Lf	955	1328	1028	1051	1152	1065	1074	1075	1165	1104	1104	1127
Temp	10,4	11,7	11,3	11,5	11,5	14,4	14,3	14,3	13,9	14,1	14,1	14
Farbe												
UV unfiltr												
UV 0,2µm filt												

BSB ₅	mg O ₂ / l
CSB	mg O ₂ / l
TOC	mg C / l
DOC	mg C / l
NH ₃ -N	mg N / l
NH ₄ ⁺ -N	mg N / l
NO ₃ ⁻ -N	mg N / l
NO ₂ ⁻ -N	mg N / l
Ges-N	mg N / l
PO ₄ -P	mg P / l
Ges-P	mg P / l
Cl ⁻	mg / l
SO ₄ ²⁻	mg / l
KH	°dH
GH	°dH
pH	
O ₂	mg / l
O ₂	%
Lf	µS
Temp	°C
Farbe	/m
UV unfiltr	/m
UV 0,2µm filt	/m

Datenblatt

26.06.1995

warm, Regen, bedeckt 20°C

Zeit	12.10	12.30	12.40	12.50	13.00	13.10	13.15	13.25	14.30	14.45	15
km	10,8	8,4	7,2	6,2	5,2	5	4,8	4	2,5	1	0,1
	HO	GL	GO	O1	O2	AB	U2	M	BM	A1	A2
BSS ₅	1	2,8	3,4	4,2	3,4	6,8	2	2,7	2,1	3,2	7
CSB	18	27	30	35	29	30	21	19	25	32	46
TOC	6,6	9,5	9,5	12,2	8,5	9,9	7,3	7,8	7,3	8,7	16,1
DOC	5,9	7	7,8	9,7	7,7	7,5	7,3	7,8	6,7	8,5	9,9
NH ₃ -N	0,0012	0,0021	0,0010	0,0000	0,0009	0,0000	0,0000	0,0018	0,0000	0,0020	0,0018
NH ₄ ⁺ -N	0,09	0,2	0,04	0	0,04	0	0	0,13	0	0,09	0,07
NO ₃ ⁻ -N	1,74	2,5	3,54	2,98	2,47	4,24	3,97	3,91	3,94	4,67	3,13
NO ₂ ⁻ -N	0,01	0,11	0,06	0,05	0,06	0,06	0,05	0,05	0,06	0,09	0,08
Ges-N	2,35	2,69	3,78	2,35	3,11	5,38	5,21	4,29	4,29	4,37	4,03
PO ₄ ⁻ -P	0,22	0,08	0,11	0,1	0,11	1,51	1,32	1,5	1,38	1,18	1,1
Ges-P	0,36	1,56	1,41	0,79	0,43	1,9	1,46	1,28	1,28	3,15	1,28
Cl ⁻	46	45	46	32	53	68	70	67	67	68	67
SO ₄ ²⁻	30	36	48	48	48	132	120	113	113	107	109
KH											
GH											
pH											
O ₂	7,65	7,55	7,95	8,06	7,85	7,58	7,65	7,63	7,76	7,82	7,89
O ₂	9,4	8	8,8	8,5	7,3	7,4	7,5	7,9	8,8	8,6	8,2
%	99	90	98	96	84	79	78	83	93	91	87
Lf	556	467	598	540	623	931	898	865	887	928	912
Temp	15,8	16,4	15,4	16,4	17,1	17,6	17,3	17,4	17,8	17,9	17,9
Farbe											
UV unfilt											
UV 0,2µm filt											

BSS ₅	mg O ₂ / l
CSB	mg O ₂ / l
TOC	mg C / l
DOC	mg C / l
NH ₃ -N	mg N / l
NH ₄ ⁺ -N	mg N / l
NO ₃ ⁻ -N	mg N / l
NO ₂ ⁻ -N	mg N / l
Ges-N	mg N / l
PO ₄ ⁻ -P	mg P / l
Ges-P	mg P / l
Cl ⁻	mg / l
SO ₄ ²⁻	mg / l
KH	°dH
GH	°dH
pH	
O ₂	mg / l
O ₂	%
Lf	µS
Temp	°C
Farbe	/m
UV unfilt	/m
UV 0,2µm filt	/m

Datenblatt

22.12.1995

Nieselregen / Schnee

Zeit 8.50 9.30 9.45 10.05 11.10 11.30 11.40 11.50 12.20 12.35 12.45
 km 10,8 8,4 7,2 6,2 5,2 5 4,8 4 2,5 1 0,1

	HO	GL	GO	O1	O2	AB	U2	M	Bd	A1	A2
BSS ₅	1,6	2	0,1	1,8	1,7	2,4	2,1	1,6	2,3	2,7	2,9
CSB	10	8	15	13	18	20	21	17	24	20	22
TOC	3,6	3,2	4,6	5	7,9	8,5	6,6	4,6	6,8	7	7,5
DOC	3,6	3,2	2,6	4,1	3,7	7,5	4,6	4	5	4,7	4,7
NH ₃ -N	0,0007	0,0009	0,0008	0,0050	0,0073	0,0006	0,0032	0,0022	0,0053	0,0057	0,0062
NH ₄ -N	0,04	0,18	0,05	0,3	0,54	0,29	0,36	0,16	0,34	0,29	0,31
NO ₃ -N	5,59	5,88	10,21	8,2	7,08	2,02	2,55	2,61	2,96	3,26	3,54
NO ₂ -N	0,03	0,04	0,05	0,05	0,08	0,11	0,06	0,06	0,06	0,05	0,05
Ges-N	5,1	5,9	9,5	7,8	7,5	5,6	3,1	3	4,2	4,2	4,3
PO ₄ -P	0,17	0,14	0,14	0,11	0,14	1	0,44	0,43	0,44	0,44	0,44
Ges-P	0,45	0,45	0,47	0,43	0,43	1,55	0,75	0,69	0,68	0,77	0,8
Cl ⁻	65	55	175,5	105	147	82	103	111	379	339	345
SO ₄ ²⁻	52	93	96	160	160	136	137	138	154	159	156
KH	3,97	4,89	3,1	4,3	3,69	4,43	4,57	4,55	4,58	4,8	4,82
GH	7,94	9,2	7,96	10,44	10,42	9,22	8,78	8,92	9,78	10,1	10,21
pH	8,2	7,8	8,1	8,1	8	7	7,7	7,9	8	8,1	8,1
O ₂	12,8	9,8	10,7	9,5	9,9	7,5	8,2	9,2	9,3	9,4	9,1
O ₂	99	85	88	80	84	68	72	82	83	80	77
Lf	1153	1121	2008	1628	1863	1082	1173	1190	2150	2040	1998
Temp	3,1	0	6	5,9	6	10,4	9,5	9,1	7,8	8	8,2
Farbe											
UV											
SS	3,9	3,7	7,3	10,3	9,4	4	7,2	5,6	10,4	15,8	14,6

Datenblatt

19.02.1996

Schneeschmelze / Nie

Zeit 9.30 9.50 10.05 10.20 11.10 11.20 11.25 11.45 12.00 12.15 12.25
 km 10,8 8,4 7,2 6,2 5,2 5 4,8 4 2,5 1 0,1

	HO	GL	GO	O1	O2	AB	U2	M	Bd	A1	A2
BSS ₅	1,1	0,8	1,1	1,3	1,7	1,6	1,7	1,7	3,1	2,1	2,1
CSB	15	11	13	16	19	13	18	13	21	19	13
TOC	4,9	4,4	4,7	4,9	5,4	4,7	4,8	5,8	7,3	6,6	7,7
DOC	4,3	4,4	4,7	4,9	5	4,7	4,6	4,6	6,3	5,3	7,7
NH ₃ -N	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
NH ₄ -N	0,35	0,72	0,49	0,43	0,35	0,33	0,21	0,29	0,43	0,29	0,37
NO ₃ -N	5,2	6,62	10,64	8,58	8,02	2,93	3,44	3,42	4,76	4,96	5,18
NO ₂ -N	0,03	0,03	0,04	0,04	0,05	0,06	0,06	0,06	0,05	0,05	0,05
Ges-N	6,63	8	16,75	14,75	12,75	6,25	6,75	5,25	8,75	8,13	8,13
PO ₄ -P	0,16	0,14	0,17	0,18	0,19	0,65	0,57	0,56	0,42	0,49	0,55
Ges-P	0,27	0,31	0,27	0,46	0,29	0,6	0,82	0,56	0,46	0,53	0,54
Cl ⁻	403	257	247	187	266	129	146	149	205	207	212
SO ₄ ²⁻	63	136	136	204	219	185	191	187	218	238	238
KH	5,7	5,87	6,35	6,2	6,14	5,52	5,72	5,58	5,33	5,34	5,52
GH	10,34	11,6	11,4	12,2	13,16	9,88	10,48	10,34	11,28	11,86	12,02
pH											
O ₂	13	10,9	11,8	11,8	11,3	8,2	8,1	9,2	10,2	10,5	10,7
O ₂	103	92	96	95	91	70	71	81	88	90	90
Lf	1607	1384	1442	1361	1543	1113	1166	1193	1349	1388	1406
Temp	3,1	6,2	5,5	4,6	4	8,2	8,1	7,8	7	7	6,5
Farbe											
UV											
SS	2,4	4,7	3,3	6,9	12,1	4,4	4,2	10,3	17	19,3	20,4

Datenblatt

19.04.1996

Sonne trocken 13°C

Zeit 8,40 9,00 9,20 9,40 9,50 10,00 10,35 10,50 11,00 11,22 11,30
 km 10,8 8,4 7,2 6,2 5,2 5 4,8 4 2,5 1 0,1

	HO	GL	GO	O1	O2	AB	U2	M	Bd	A1	A2
BSS ₅	1,5	0,7	2	1,1	1,1	2,9	2,4	1,4	2,7	1,4	1,9
CSB	16	12	13	13	12	16	18	15	16	13	15
TOC	4,6	4,7	5,1	4,5	4,7	5,8	5,3	5,2	5,5	5,2	5,6
DOC	4,5	4,3	4,2	4,5	4,3	5,5	5	5,2	5,1	4,7	5,1
NH ₃ -N	0,0007	0,0015	0,0015	0,0006	0,0103	0,0004	0,0000	0,0013	0,0008	0,0009	0,0009
NH ₄ -N	0,03	0,1	0,05	0,02	0,25	0,03	0	0,05	0,03	0,03	0,03
NO ₃ -N	7,63	10,26	11,93	10,87	10,21	5,57	5,89	6	6,46	6,98	7,09
NO ₂ -N	0,04	0,05	0,02	0,03	0,04	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
Ges-N	7,47	9,57	11,28	10	9,71	5,86	6	5,17	6,14	7,14	7
PO ₄ -P	0,26	0,17	0,12	0,13	0,11	0,41	0,38	0,43	0,35	0,34	0,32
Ges-P	0,23	0,21	0,29	0,36	0,22	0,51	1,09	0,46	0,44	0,49	0,47
Cl ⁻	162	186	142	136	186	104	113	111	127	132	132
SO ₄ ²⁻	76	175	126	169	182	198	195	193	219	247	249
KH	6,32	6,25	6,36	6,34	6,42	6,36	6,35	6,24	6,14	6,28	6,15
GH	9,76	12,26	11,32	11,82	12,66	11,2	11,34	11,24	12,02	12,58	11,3
pH	8,21	7,98	8,26	8,31	8,4	7,83	7,88	8,1	8,12	8,2	8,18
O ₂	9,74	8,84	10,08	9,59	10,21	6,8	8,5	9,38	9,61	9,66	9,88
O ₂	84,1	76,5	86,6	82,6	88,3	62,7	72	85,9	88,8	88,7	91
Lf	979	1095	969	988	988	1019	1016	1047	1120	1175	1170
Temp	7,3	8,3	8,4	8,3	8,8	10,8	10,7	11,1	11,9	11,1	11,1
Farbe											
UV											
SS	3	3,9	4,2	1,6	4	3,4	3,9	7,2	10,7	11,9	12,9

Datenblatt

30.07.1996
warm, trocken 17-29°C

Zeit 08.50 09.10 09.22 09.37 10.40 10.50 11.00 11.35 11.50 12.08 12.18 12.50 11.15
km 10,8 8,4 7,2 6,2 5,2 5 4,8 4 2,5 1 0,1

	HO	GL	GO	O1	O2	AB	U2	M	Bd	A1	A2	KKB
BSB ₅	2,5	1,3	1,1	2,9	2,4	3,2	2,9	2,1	3,9	1,9	2,1	1,9
CSB	12	9	12	17	12	20	17	18	19	23	20	23
TOC	5,2	5,1	5,8	4,9	5,2	9,4	5,4	5,7	5,4	6,2	7,7	6,4
DOC	5,2	5,1	3,3	4,9	4,3	5,5	5,4	5,7	5,4	6,2	5,9	5,4
NH ₃ -N	0,0008	0,0055	0,0043	0,0125	0,0045	0,0014	0,0025	0,0036	0,0048	0,0057	0,0053	
NH ₄ -N	0,02	0,14	0,05	0,16	0,07	0,07	0,11	0,05	0,11	0,12	0,11	0,05
NO ₃ -N	6,13	4,87	8,3	6,16	7,23	4,59	4,63	4,62	4,68	4,75	4,64	2,43
NO ₂ -N	0,01	0,05	0,03	0,07	0,04	0,03	0,03	0,04	0,03	0,05	0,05	0,04
Ges-N	5,9	5	8,4	6,6	7,7	5,2	4,9	4,4	5,6	6,1	6,4	2,6
PO ₄ -P	0,14	0,07	0,12	0,12	0,1	0,47	0,42	0,47	0,5	0,58	0,47	0,15
Ges-P	0,21	0,15	0,13	0,22	0,13	0,61	0,6	0,6	0,7	0,71	0,75	0,26
Cl ⁻	148	134	89	128	84	92	89	88	89	95	88	195
SO ₄ ²⁻	82	125	116	137	122	165	163	163	163	166	161	211
KH												
GH												
pH												
O ₂	8,14	8,15	8,45	8,4	8,31	7,72	7,8	8,3	8,06	8,1	8,12	8,34
O ₂	7,7	7	8,5	8,1	7,2	7,6	7,4	8,4	8,5	8,2	8,2	7,7
O ₂	81	72	90	88	82	84	79	93	95	90	90	85
Lf	1125	1142	974	970	1261	1048	1059	1064	1072	1142	1040	1405
Temp	15,6	15,7	17,4	17,7	17,7	19,2	19	19,7	19,9	19,8	19,5	19,2
Farbe												
UV												
SS	3,4	1,9	1,9	12,9	2,1	4,5	4,9	5,6	12,6	18	22,8	

Datenblatt

12.11.1996

bewölkt, trocken 15°C

Zeit 9.20 9.40 9.50 10.15 11.30 11.40 11.50 12.15 12.40 12.55 13.05 13.05 12.05
 km 10,8 8,4 7,2 6,2 5,2 5 4,8 4 2,5 1 0,1

	HO	GL	GO	O1	O2	AB	U2	M	Bd	A1	A2	KG
BSS ₅	3,5	1,1	1,3	3,6	2,6	2	2,2	1,7	1,4	1,3	1,6	0,8
CSB	13	6	7	10	11	16	18	17	15	15	15	11
TOC	4,7	4,4	5,7	5,9	7,5	8,3	9,9	6,4	7	6,3	8,4	8
DOC	4	3,2	5,3	5,8	5,2	8	7	6,1	6,8	6,1	7,5	5,2
NH ₃ -N	0,0015	0,0009	0,0089	0,0045	0,0014	0,0018	0,0020	0,0011	0,0028	0,0040	0,0010	
NH ₄ -N	0,04	0,02	0,24	0,09	0,04	0,04	0,04	0,02	0,07	0,07	0,02	0
NO ₃ -N	4,68	6,89	9,6	7,5	6,53	4,83	4,88	5,04	4,77	5,13	5,21	3,11
NO ₂ -N	0,01	0,04	0,05	0,07	0,1	0,06	0,03	0,05	0,02	0,04	0,04	0,05
Ges-N	4,68	7,03	9,81	7,56	7,09	5,35	5,53	5,53	5,59	5,94	6,12	3,71
PO ₄ -P	0,28	0,25	0,39	0,23	0,2	0,9	0,86	0,82	0,77	0,76	0,67	0,08
Ges-P	0,23	0,2	0,29	0,27	0,26	0,95	0,86	0,87	0,85	0,85	0,86	0,29
Cl ⁻	113	123	117	118	139	103	112	97	119	124	102	289
SO ₄ ²⁻	66	128	120	131	154	156	151	149	154	157	158	211
KH												
GH												
pH												
O ₂	8,34	8,3	8,25	8,4	8,24	8,25	8,3	8,33	8,2	8,38	8,34	8,39
O ₂	10,5	8,9	9,3	6,4	7	7,2	8	9,2	9,7	9,3	9,4	10,9
O ₂	98	86	89	93	66	79	83	93	98	93	94	106
Lf	1095	1180	1090	1060	1231	1050	1053	1053	1082	1083	1083	1558
Temp	9,5	12,6	11,9	11,3	11,2	14,6	14,7	14,8	14,4	14	13,8	12,6
Farbe												
UV												
SS	5,8	10,2	2	3,8	0,8	2,7	3,8	3,6	9,3	10,3	5,2	0,8

Daten Neue Donau

Stationsnummer	meterbezeich	Säurekapazität	Gesamthärte	Carbonathärte	Nichtcarbonath	Calcium (Ca2+)	Magnesium (Mg)	Natrium (Na+)	Kalium (K+)	Ammonium (NH4)	Hydrogencarb	Chlorid (Cl-)	Sulfat (SO4)	Nitrat (NO3-)	Nitrit (NO2-)	Eisen (gesamt)	Eisen (Fe2+)
		mmol/l	°dH	°dH	°dH	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
1937,509	08.01.1998	3,4	11,4	9,5	1,9	59,9	13	8,8	2,3	<0,01	207	17,5	26,9	13,7	<0,01	<0,01	<0,01
1937,509	05.02.1998	3,52	12,3	9,9	2,4	63,3	14,8	10	2,3	<0,01	215	19,6	31,9	13,8	0,01	0,09	<0,01
1937,509	04.03.1998	3,46	12,6	9,7	2,9	64,2	15,7	11,8	2,6	<0,01	211	20,9	35,9	14	<0,01	0,03	<0,01
1937,509	16.04.1998	3,27	10,6	9,2	1,4	54,2	12,9	7,6	2,3	<0,01	200	16,4	27,1	9	<0,01	0,09	<0,01
1937,509	07.05.1998	3,24	10,3	9,1	1,2	53,8	12,2	7,9	2,3	<0,01	198	14,3	25,2	6,6	<0,01	<0,01	<0,01
1937,509	18.05.1998	3,14	9,9	8,8	1,1	53	10,7	6,5	2,1	<0,01	192	14,5	25,2	5,5	<0,01	<0,01	<0,01
1937,509	04.06.1998	2,97	10,1	8,3	1,8	52,5	12,1	6,8	2,2	<0,01	181	12,3	23,3	5,8	<0,01	<0,01	<0,01
1937,509	23.06.1998	2,95	9,4	8,3	1,1	49,7	10,5	5,7	2,2	<0,01	180	12,1	21,6	5,7	<0,01	0,01	<0,01
1937,509	08.07.1998	2,8	9,5	7,8	1,7	52,1	9,8	5,6	1,9	<0,01	171	11,1	24,6	4,6	<0,01	<0,01	<0,01
1937,509	22.07.1998	2,99	9,1	8,4	0,7	48,7	9,9	5,5	3,2	<0,01	182	9	17,8	3,2	<0,01	<0,01	<0,01
1937,509	05.08.1998	3,02	10,2	8,5	1,7	53,9	11,7	5,8	2,2	<0,01	184	11,6	23,4	4	<0,01	<0,01	<0,01
1937,509	19.08.1998	2,84	9,5	8	1,5	49	11,4	6,4	2,3	<0,01	173	10,7	25,7	4,8	0,01	<0,01	<0,01
1937,509	02.09.1998	2,78	8,9	7,8	1,1	44,8	11,4	6,2	2,7	<0,01	170	12,8	27,8	5,4	<0,01	<0,01	<0,01
1937,509	16.09.1998	3,06	9,6	8,6	1	48,9	11,9	7	2	<0,01	187	13,5	14,5	5,3	<0,01	<0,01	<0,01
1937,509	07.10.1998	3,32	10,8	9,3	1,5	55,1	13,5	7	2	<0,01	203	12	23,3	6,6	<0,01	0,02	<0,01
1937,509	22.10.1998	3,14	10,3	8,8	1,5	52,6	12,8	7,4	2,3	<0,01	192	13,8	19,2	7,2	<0,01	0,03	<0,01
1937,509	11.11.1998	3,08	9,9	8,6	1,3	51,5	11,8	6,5	1,9	<0,01	188	13,7	23,4	11,4	<0,01	0,02	<0,01
1937,509	03.12.1998	3,34	11,2	9,4	1,8	57,2	13,9	7,1	2,3	<0,01	204	15,2	28,4	11,2	<0,01	0,02	<0,01
1937,507	08.01.1998	3,43	11,5	9,6	1,9	60,8	13,1	8,9	2,2	<0,01	209	17,6	26,8	12,7	<0,01	<0,01	<0,01
1937,507	05.02.1998	3,5	12,1	9,8	2,3	62,9	14,4	9,8	2,3	<0,01	214	19,7	32,2	13,7	<0,01	<0,01	<0,01
1937,507	04.03.1998	3,49	12,6	9,8	2,8	64,1	15,8	11,9	2,5	<0,01	213	21,8	36,1	13,7	<0,01	0,01	<0,01
1937,507	16.04.1998	3,3	10,4	9,2	1,2	53,4	12,7	7,4	2,2	<0,01	201	15,7	27,1	10,4	<0,01	<0,01	<0,01
1937,507	07.05.1998	3,27	10,5	9,2	1,3	55,1	12,1	8	2,4	<0,01	200	14,9	26,5	6,9	<0,01	<0,01	<0,01
1937,507	18.05.1998	3,18	10,3	8,9	1,4	54,3	11,8	6,6	2,2	<0,01	194	15,7	28	6,6	<0,01	<0,01	<0,01
1937,507	04.06.1998	3,04	10,1	8,5	1,6	53,9	11	6,9	2,3	<0,01	186	12,3	23,4	4,4	<0,01	<0,01	<0,01
1937,507	23.06.1998	2,97	9,3	8,3	1	49,6	10,3	5,7	2,2	<0,01	181	11,7	22,2	7,1	<0,01	0,01	<0,01
1937,507	08.07.1998	2,91	9,3	8,1	1,2	50,4	9,7	5,6	1,8	<0,01	178	11	24,3	5,5	<0,01	<0,01	<0,01
1937,507	22.07.1998	3,02	9,1	8,5	0,6	48,9	9,9	5,5	1,9	<0,01	184	9,2	18,3	4,4	<0,01	<0,01	<0,01
1937,507	05.08.1998	2,98	10,2	8,3	1,9	54	11,6	5,7	2,2	<0,01	182	11,3	23,4	4,4	<0,01	<0,01	<0,01
1937,507	19.08.1998	2,96	9,6	8,3	1,3	49,8	11,4	6,3	2,2	<0,01	181	10	25,3	4,5	0,01	<0,01	<0,01
1937,507	02.09.1998	2,94	9,5	8,2	1,3	48,7	11,6	6,1	2,7	<0,01	179	13	28,2	4,4	0,01	<0,01	<0,01
1937,507	16.09.1998	3,04	10,1	8,5	1,6	52,9	11,6	6,1	1,9	<0,01	186	13,5	19,8	5,9	<0,01	<0,01	<0,01
1937,507	07.10.1998	3,45	10,2	9,7	0,5	51,1	13,1	6,6	1,9	<0,01	211	11,6	22,9	6,9	<0,01	0,02	<0,01
1937,507	22.10.1998	3,22	10,7	9	1,7	55,5	12,9	7,5	2,3	<0,01	196	13,6	18,9	7,6	<0,01	0,02	<0,01
1937,507	11.11.1998	3,3	10,4	9,2	1,2	56	11,2	6,3	1,8	<0,01	201	13,4	22,8	12,1	<0,01	0,01	<0,01
1937,507	03.12.1998	3,38	11,3	9,5	1,8	57,3	14,1	7	2,3	<0,01	206	15,1	25,5	11,7	<0,01	0,04	<0,01
1937,505	08.01.1998	3,41	11,4	9,5	1,9	60	13,1	8,9	2,3	<0,01	208	17,7	29	11,8	<0,01	<0,01	<0,01
1937,505	05.02.1998	3,49	12,3	9,8	2,5	63,3	14,9	10,2	2,4	<0,01	213	22,1	32,2	15	<0,01	<0,01	<0,01
1937,505	04.03.1998	3,48	12,5	9,7	2,8	63,3	15,7	11,7	2,5	<0,01	212	20,6	35,1	14,3	<0,01	<0,01	<0,01
1937,505	16.04.1998	3,12	10,3	8,7	1,6	53,1	12,3	7,4	2,3	<0,01	190	14,7	25,8	7,8	<0,01	<0,01	<0,01
1937,505	07.05.1998	3,01	9,7	8,4	1,3	50,7	11,4	7,6	2,3	<0,01	184	14,1	24,2	7,1	<0,01	<0,01	<0,01
1937,505	18.05.1998	2,89	9,5	8,1	1,4	51	10,1	6,2	2,1	<0,01	176	15,2	26,6	6,7	<0,01	<0,01	<0,01
1937,505	04.06.1998	2,94	9,8	8,2	1,6	51,7	11,1	7,1	2,2	<0,01	179	12,4	23,7	5,6	<0,01	<0,01	<0,01
1937,505	23.06.1998	2,91	9	8,1	0,9	47,2	10,3	5,7	2,2	<0,01	178	11,4	21,6	5,4	<0,01	<0,01	<0,01
1937,505	08.07.1998	2,81	8,7	7,9	1,2	49,8	9,3	5,5	1,7	<0,01	171	10,9	23,6	4,5	<0,01	<0,01	<0,01
1937,505	22.07.1998	2,9	8,7	8,1	0,6	46,3	9,6	5,4	1,8	<0,01	177	9,2	18	3,2	0,01	<0,01	<0,01
1937,505	05.08.1998	2,9	9,3	8,1	1,2	47,8	11,6	5,8	2,2	<0,01	177	11,7	23,5	3	0,02	<0,01	<0,01
1937,505	19.08.1998	2,86	9,3	8	1,3	48,1	11,3	6,4	2,3	<0,01	175	10,3	25,5	3,2	0,01	<0,01	<0,01
1937,505	02.09.1998	2,88	9,1	8,1	1	45,9	11,4	6,2	2,7	0,04	176	12,7	28,1	3,3	0,01	<0,01	<0,01
1937,505	16.09.1998	2,99	9,8	8,4	1,4	50,6	11,7	7,1	2	<0,01	182	13,4	15	6	<0,01	<0,01	<0,01
1937,505	07.10.1998	3,28	9,9	9,2	0,7	50	12,7	6,6	2	<0,01	200	12	23,3	7,2	<0,01	0,01	<0,01
1937,505	22.10.1998	3,08	10,4	8,6	1,8	53,6	12,7	7,4	2,3	<0,01	188	14,4	19	7,8	<0,01	0,01	<0,01
1937,505	11.11.1998	2,92	9,6	8,2	1,4	50	11,3	6,4	2,3	<0,01	178	13,3	22	11,9	<0,01	0,02	<0,01
1937,505	03.12.1998	3,35	11,6	9,4	2,2	59,7	14,2	7,5	2,4	<0,01	204	15,4	26	11,8	<0,01	0,02	<0,01
1937,503	08.01.1998	3,38	11,3	9,5	1,8	58,7	13,2	8,5	2,1	<0,01	206	17,1	27,1	11,3	<0,01	0,03	<0,01
1937,503	05.02.1998	3,48	12,3	9,7	2,6	63,3	14,9	9,3	2,3	<0,01	212	17,8	30,5	14,8	<0,01	0,03	<0,01

Stationsnummer	meterbezeichr	Säurekapazität	Gesamthärte	Carbonathärte	Nichtcarbonath	Calcium (Ca2+)	Magnesium (Mg)	Natrium (Na+)	Kalium (K+)	Ammonium (NH4)	Hydrogencarb	Chlorid (Cl-)	Sulfat (SO4)	Nitrat (NO3-)	Nitrit (NO2-)	Eisen (gesamt)	Eisen (Fe2+)
		mmol/l	°dH	°dH	°dH	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
1937,503	04.03.1998	3,5	12,9	9,8	3,1	65,7	15,9	11,3	2,3	0,02	214	20,6	37	13,4	<0,01	0,14	<0,01
1937,503	16.04.1998	3,21	10,4	9	1,4	53,1	13	7,6	2,3	0,02	196	15,1	26,5	7,6	<0,01	0,14	<0,01
1937,503	07.05.1998	3,2	10,1	9	1,1	52,6	12	7,9	2,3	0,02	195	4,4	25,9	6,2	<0,01	0,03	<0,01
1937,503	18.05.1998	3,05	9,9	8,5	1,4	52,6	11,6	6,4	2,2	0,02	186	15,7	28,1	7,2	<0,01	0,11	<0,01
1937,503	04.06.1998	2,93	9,9	8,2	1,7	51,1	11,7	6,8	2,2	0,01	179	12,3	23,3	5,1	0,06	0,04	<0,01
1937,503	23.06.1998	2,86	9,2	8	1,2	48,4	10,6	5,8	2,2	<0,01	175	11,8	21,9	5,5	0,08	0,02	<0,01
1937,503	08.07.1998	2,89	9,1	8,1	1	49	9,9	5,7	1,9	<0,01	176	11,3	21,9	5	<0,01	0,07	<0,01
1937,503	22.07.1998	2,92	8,9	8,2	0,7	47,4	10	5,6	2,1	<0,01	178	8,5	17,9	3,5	<0,01	0,02	<0,01
1937,503	05.08.1998	2,9	9,8	8,1	1,7	50,2	11,9	5,9	2,2	<0,01	177	11,4	24,1	3,1	0,08	<0,01	<0,01
1937,503	19.08.1998	2,9	9,5	8,1	1,4	48,6	11,7	6,3	2,3	0,01	177	10,2	3,2	0,09	<0,01	<0,01	
1937,503	02.09.1998	2,86	9,2	8	1,2	46,6	11,6	6	2,7	0,01	175	12	29,6	2,8	0,1	<0,01	<0,01
1937,503	16.09.1998	2,91	9,6	8,1	1,5	49	12	7,5	2,2	<0,01	178	13,4	16,4	3,9	0,02	<0,01	<0,01
1937,503	07.10.1998	3,33	10,8	9,3	1,5	54,8	13,5	6,8	2,3	<0,01	203	11,6	23,3	6,1	0,02	0,02	<0,01
1937,503	22.10.1998	3,33	11,6	9,3	2,3	56,7	16	7,5	2,4	<0,01	203	13,4	20,3	7,1	<0,01	1,65	<0,01
1937,503	03.12.1998	3,32	12,4	9,3	3,1	62,3	16,1	7,2	2,3	<0,01	203	14,9	26,9	10,9	<0,01	0,78	<0,01
1937,501	08.01.1998	3,41	11,5	9,5	2	60,6	13,2	9	2,3	<0,01	208	17,7	27,4	12,4	<0,01	<0,01	<0,01
1937,501	05.02.1998	3,49	12,2	9,8	2,4	62,7	14,7	10,1	2,3	<0,01	213	19,5	32,4	14,3	<0,01	<0,01	<0,01
1937,501	04.03.1998	3,45	12,5	9,7	2,8	63,8	15,6	11,8	2,6	<0,01	211	20,7	35,9	15,1	<0,01	<0,01	<0,01
1937,501	16.04.1998	3,17	10,1	8,9	1,2	51,9	12,3	7,4	2,2	<0,01	193	15,2	26,5	7,6	<0,01	<0,01	<0,01
1937,501	07.05.1998	3,12	10,1	8,7	1,4	52,5	11,9	7,8	2,3	0,05	190	14,5	25,3	6,4	<0,01	<0,01	<0,01
1937,501	18.05.1998	3,03	10,3	8,5	1,8	54,8	11,6	6,5	2,1	<0,01	185	14,1	24,8	5,6	<0,01	<0,01	<0,01
1937,501	04.06.1998	2,92	9,5	8,2	1,3	50	10,8	7	2,2	<0,01	178	12,4	23,4	5,6	<0,01	<0,01	<0,01
1937,501	23.06.1998	2,88	8,9	8,1	0,8	46,9	10,3	5,8	2,1	<0,01	176	11,4	21,5	6,2	<0,01	<0,01	<0,01
1937,501	08.07.1998	2,81	9	7,9	1,1	48,9	9,5	5,6	1,9	<0,01	171	11,1	24,2	4,7	<0,01	<0,01	<0,01
1937,501	22.07.1998	2,88	8,7	8,1	0,6	46,6	9,6	5,5	1,7	<0,01	176	9,2	18,2	3,6	<0,01	<0,01	<0,01
1937,501	05.08.1998	2,89	10	8,1	1,9	52,3	11,6	5,8	2,2	<0,01	176	11,6	23,9	6,5	<0,01	<0,01	<0,01
1937,501	19.08.1998	2,9	9,4	8,1	1,3	48,8	11,3	6,3	2,3	0,02	177	10,1	3,3	3,3	0,01	<0,01	<0,01
1937,501	02.09.1998	2,82	9,1	7,9	1,2	45,8	11,6	6,2	2,8	0,04	172	13	27,7	3,6	0,01	<0,01	<0,01
1937,501	16.09.1998	2,95	9,9	8,3	1,6	50,2	12,4	7,4	2,3	<0,01	180	13,4	15,4	5,6	<0,01	<0,01	<0,01
1937,501	07.10.1998	2,98	10,1	8,3	1,8	50,8	13	6,6	2	<0,01	182	11,5	22,8	6,8	<0,01	<0,01	<0,01
1937,501	22.10.1998	2,97	10,1	8,3	1,8	51,4	12,4	7,1	2,2	<0,01	181	13,8	19,4	7,7	<0,01	0,02	<0,01
1937,501	11.11.1998	2,88	9,7	8,1	1,6	50,3	11,6	6,7	1,9	<0,01	176	13	21,9	11,2	<0,01	0,02	<0,01
1937,501	03.12.1998	3,32	11,5	9,3	2,2	62,7	12,4	7,3	2,4	<0,01	203	15,7	25,3	11,8	<0,01	0,03	<0,01
1934,521	08.01.1998	3,92	11,6	11	0,6	67,8	14,6	27,3	2,6	<0,01	239	37,3	35,3	9	<0,01	<0,01	<0,01
1934,521	05.02.1998	3,91	12,9	10,9	2	67,8	14,6	25,5	2,4	<0,01	239	34,9	33	10,1	<0,01	<0,01	<0,01
1934,521	23.04.1998	3,63	11,4	10,2	1,2	59,5	13,4	14,5	2,1	<0,01	222	25,8	30,3	8	<0,01	0,01	<0,01
1934,521	13.05.1998	3,64	11,6	10,2	1,4	61,4	13	14,1	2,1	<0,01	222	24	30,8	7,3	<0,01	<0,01	<0,01
1934,521	25.05.1998	3,62	11,4	10,1	1,3	58,3	13,9	13,9	2	<0,01	221	24,6	30,9	7,5	<0,01	<0,01	<0,01
1934,521	17.06.1998	3,74	11,6	10,5	1,1	64	11,6	10,4	2,3	<0,01	228	19,4	30,4	5,5	<0,01	<0,01	<0,01
1934,521	01.07.1998	3,35	10	9,4	0,6	52,9	11,1	11,7	2,2	<0,01	204	19,2	24,6	5,3	<0,01	<0,01	<0,01
1934,521	15.07.1998	3,58	11,6	10	1,6	63,1	11,9	12,4	2,3	<0,01	218	21,7	25,4	4,4	<0,01	<0,01	<0,01
1934,521	28.07.1998	3,42	10,5	9,6	0,9	55	12,3	13,4	2,5	0,01	209	18,4	22,3	3,9	0,02	<0,01	<0,01
1934,521	12.08.1998	3,31	10,1	9,3	0,8	51,2	12,8	13,5	2,5	0,04	202	20,8	23,7	3,6	0,01	<0,01	<0,01
1934,521	25.08.1998	3,28	10,1	9,2	0,9	52,5	11,8	12,8	2,2	0,02	200	19	22,8	3,3	0,01	<0,01	<0,01
1934,521	09.09.1998	3,25	9,9	9,1	0,8	52,3	11,1	13,2	2,3	0,01	198	21,4	23,6	3,6	0,01	<0,01	<0,01
1934,521	24.09.1998	3,23	10,3	9	1,3	53,8	11,9	14,6	2,4	<0,01	197	21,2	24,1	4,1	<0,01	0,01	<0,01
1934,521	14.10.1998	3,7	11,8	10,3	1,5	60,8	14,4	16,3	2,6	<0,01	226	21,4	29,4	5	<0,01	0,04	<0,01
1934,521	28.10.1998	3,38	10,6	9,5	1,1	54,6	12,9	14,7	2,4	<0,01	206	22,9	29,8	5,9	<0,01	0,09	<0,01
1934,521	11.11.1998	3,39	11,1	9,5	1,6	57,8	13,2	15,3	2,3	<0,01	207	22,8	25,1	6,7	<0,01	0,03	<0,01
1934,521	03.12.1998	3,56	11,4	10	1,4	58,7	13,8	16	2,4	<0,01	217	25	24,4	8,4	<0,01	0,03	<0,01
1934,519	08.01.1998	3,49	11,4	9,8	1,6	60,3	14,7	17,7	2,2	<0,01	213	28,1	28,6	13	<0,01	<0,01	<0,01
1934,519	05.02.1998	3,6	12,4	10,1	2,6	64,4	14,7	19,3	2,4	<0,01	220	29,8	28,6	13	<0,01	0,03	<0,01
1934,519	05.03.1998	3,58	12,6	10	2,6	63,4	16	24,2	2,5	<0,01	218	32,3	38,7	13,4	<0,01	0,03	<0,01
1934,519	23.04.1998	3,4	10,7	9,5	1,2	55,2	12,7	14,3	2,2	<0,01	207	24,4	28,9	7,1	<0,01	0,02	0,01
1934,519	13.05.1998	3,33	10,5	9,3	1,2	55,1	12,1	14,8	2,3	0,03	203	24,3	31,7	5,6	<0,01	0,07	0,01

Stationsnummer	meterbezeichnung	Säurekapazität	Gesamthärte	Carbonathärte	Nichtcarbonath	Calcium (Ca2+)	Magnesium (Mg)	Natrium (Na+)	Kalium (K+)	Ammonium (NH4)	Hydrogencarb	Chlorid (Cl-)	Sulfat (SO4)	Nitrat (NO3-)	Nitrit (NO2-)	Eisen (gesamt)	Eisen (Fe2+)
		mmol/l	°dH	°dH	°dH	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
1934,519	25.05.1998	3,22	10,4	9	1,4	53,7	12,5	12,5	1,7	<0,01	196	22,9	30,8	6,2	<0,01	<0,01	<0,01
1934,519	17.06.1998	3,05	10,1	8,5	1,6	54,5	10,6	12,3	2,4	0,02	186	24	28,4	3,8	<0,01	0,01	<0,01
1934,519	01.07.1998	3,04	9,1	8,5	0,6	48,4	10,3	9,6	2,2	0,03	186	15,6	23,7	4,7	<0,01	<0,01	<0,01
1934,519	15.07.1998	3,26	9,7	9,1	0,6	52,1	10,5	17,9	2,2	<0,01	199	26,1	24,4	3,3	<0,01	<0,01	<0,01
1934,519	28.07.1998	3,14	10	8,8	1,2	52	11,9	21,9	2,6	0,01	192	25,4	22,1	3,1	0,01	<0,01	<0,01
1934,519	12.08.1998	3,02	9,1	8,5	0,6	45,4	11,8	15,9	2,4	0,07	184	22,5	22,5	2,6	<0,01	<0,01	<0,01
1934,519	25.08.1998	3,05	9,2	8,5	0,7	48	11	12,6	2	0,04	186	18,6	24,2	3,2	<0,01	<0,01	<0,01
1934,519	09.09.1998	3,05	9,4	8,5	0,9	49,3	11	14	2,3	0,01	186	22,4	23,9	3,6	0,01	<0,01	<0,01
1934,519	24.09.1998	3,1	9,3	8,7	0,6	47,6	11,3	17,1	2,2	0,02	189	24,8	23,7	3,7	<0,01	<0,01	<0,01
1934,519	14.10.1998	3,56	10,7	10	0,7	54,2	13,4	19,6	2,3	0,03	217	23,5	23,8	4,9	<0,01	0,47	<0,01
1934,519	28.10.1998	3,24	9,6	9,1	0,5	48,6	12	19,2	2,4	0,02	198	29,1	30	5,3	<0,01	0,02	<0,01
1934,519	11.11.1998	3,17	9,6	8,9	0,7	49,4	11,6	21,8	2,2	<0,01	193	31,5	23,7	6,8	<0,01	0,03	<0,01
1934,519	03.12.1998	3,41	11	9,5	1,5	55,9	13,9	16,1	2,4	0,01	208	26,5	25,5	9,2	<0,01	0,05	<0,01
1934,517	08.01.1998	3,49	11,7	9,8	1,9	62,6	12,9	9	2,4	<0,01	213	17,1	30,2	12,3	<0,01	<0,01	<0,01
1934,517	05.02.1998	3,6	12,9	10,1	2,8	67	15,1	10,5	2,5	<0,01	220	19,8	35	14,2	<0,01	<0,01	<0,01
1934,517	13.05.1998	3,72	13,5	10,4	3,1	69,1	16,5	11,8	2,7	<0,01	227	20,6	39,5	13,9	<0,01	<0,01	<0,01
1934,517	23.04.1998	3,68	11,8	10,3	1,5	62,4	13,2	7,4	2,3	<0,01	225	14,8	32,3	8,2	<0,01	0,03	0,03
1934,517	13.05.1998	3,36	10,9	9,4	1,5	58,3	11,7	7,5	2,3	<0,01	205	14,6	28,5	6,5	<0,01	<0,01	<0,01
1934,517	25.05.1998	3,65	11,8	10,2	1,6	62,7	13,1	6,2	1,8	<0,01	223	13,7	34,4	7,3	<0,01	<0,01	<0,01
1934,517	17.06.1998	3,7	12	10,4	1,6	67,6	11,1	6,4	2,5	<0,01	226	12,4	36	7,2	<0,01	<0,01	<0,01
1934,517	01.07.1998	3,46	10,8	9,7	1,1	59,4	10,9	6,2	2,3	<0,01	211	11,2	29	6,2	<0,01	<0,01	<0,01
1934,517	15.07.1998	3,5	11,2	9,8	1,4	62,7	10,7	5,6	2,1	<0,01	214	10,9	26	5,1	<0,01	<0,01	<0,01
1934,517	28.07.1998	3,57	11,7	10	1,7	62,5	12,7	6,8	2,6	0,01	218	11,2	26,9	4,7	0,01	<0,01	<0,01
1934,517	12.08.1998	3,41	10,6	9,5	1,1	54,4	13	6,6	2,6	0,03	206	9,7	23,7	4,1	0,01	<0,01	<0,01
1934,517	25.08.1998	3,37	10,8	9,4	1,4	57,6	11,9	6,7	2,5	0,04	208	11,6	26,6	4,4	0,01	<0,01	<0,01
1934,517	09.09.1998	4,23	12,9	11,8	1,1	69,3	13,7	7,5	2,7	0,01	258	13	34,2	4,3	0,01	<0,01	<0,01
1934,517	24.09.1998	4,04	12,6	11,3	1,3	67,6	13,5	7,1	2,6	<0,01	247	11,5	34,7	5,1	<0,01	<0,01	<0,01
1934,517	14.10.1998	3,92	12,7	11	1,7	66,4	14,8	8,2	2,5	<0,01	239	13,9	36,1	7,4	<0,01	0,07	<0,01
1934,517	28.10.1998	3,4	11	9,5	1,5	57,8	12,6	7,2	2,4	<0,01	207	13,6	34,1	8	<0,01	0,01	<0,01
1934,517	11.11.1998	3,15	9,8	8,8	1	51,6	11	6,6	2,6	<0,01	192	13,2	26,2	11,3	<0,01	0,02	<0,01
1934,517	03.12.1998	3,68	12,3	10,3	2	64	14,6	7,5	2,5	<0,01	225	15,3	30,7	10,4	<0,01	0,03	<0,01
1931,507	15.01.1998	3,4	11,5	9,5	2	60,4	13,2	9,4	2,1	<0,01	207	15,3	21,6	9,9	<0,01	<0,01	<0,01
1931,507	12.02.1998	3,52	11,1	9,9	1,2	57	13,7	9	1,7	<0,01	215	18,9	29,6	13,7	<0,01	<0,01	<0,01
1931,507	11.03.1998	3,49	12,5	9,8	2,7	64,9	15	10,3	2,1	<0,01	213	2,3	37,2	13,9	<0,01	<0,01	<0,01
1931,507	08.04.1998	3,41	11,5	9,5	2	60,7	13,2	8,7	1,8	<0,01	208	18,1	25,4	10,6	<0,01	<0,01	<0,01
1931,507	14.05.1998	3,31	10,4	9,3	1,1	54,8	11,8	7,3	1,9	<0,01	202	16,4	26,8	8,4	<0,01	<0,01	<0,01
1931,507	25.05.1998	3,23	10,8	9	1,8	55,2	13,2	7,4	1,4	<0,01	197	17,6	28,3	8,4	<0,01	<0,01	<0,01
1931,507	18.06.1998	3,05	10,8	8,5	2,3	58,3	11,3	7,4	2,3	<0,01	186	14,9	25	6,7	<0,01	<0,01	<0,01
1931,507	29.06.1998	3,01	9,4	8,4	1	49,6	10,6	7,1	2,2	<0,01	184	14,4	24,7	6,4	<0,01	<0,01	<0,01
1931,507	15.07.1998	3,39	10,3	9,5	0,8	55,3	11,1	6,7	2,1	<0,01	207	12,7	23,5	6,4	<0,01	<0,01	<0,01
1931,507	29.07.1998	3,02	9,8	8,5	1,3	50,1	12,1	7,4	2,5	<0,01	184	10,8	18,8	5	0,01	<0,01	<0,01
1931,507	13.08.1998	2,99	9,3	8,4	0,9	45,4	12,7	6,7	2,5	<0,01	182	10,1	18,4	4,9	<0,01	<0,01	<0,01
1931,507	26.08.1998	2,97	9,4	8,3	1,1	48,3	11,6	6,3	2,2	0,09	181	12,3	22,6	5,7	0,02	<0,01	<0,01
1931,507	08.09.1998	2,95	9,2	8,3	0,9	47,9	11	6,9	2,2	0,03	180	13,2	24,1	5,7	0,01	0,02	<0,01
1931,507	24.09.1998	3,01	9,8	8,4	1,4	50,6	11,8	7,5	2,3	<0,01	184	13,5	24,6	6,1	<0,01	<0,01	<0,01
1931,507	14.10.1998	3,28	11	9,2	1,8	56,5	13,5	7,6	2,5	<0,01	200	11,1	21,2	7,1	<0,01	0,02	<0,01
1931,507	28.10.1998	3,1	10	8,7	1,3	51,2	12,2	7,1	2,4	<0,01	189	13,6	21,2	8	<0,01	0,01	<0,01
1931,507	24.11.1998	2,94	10,3	8,2	2,1	54	12	7,4	2,1	<0,01	179	7	26,2	10,3	<0,01	0,04	<0,01
1931,507	17.12.1998	3,21	11,3	9	2,3	57,3	14,3	7,6	2,3	<0,01	196	16,8	22,4	11,9	<0,01	0,02	<0,01
1931,505	15.01.1998	3,27	11,3	9,2	2,1	58,4	13,4	9	2	<0,01	200	20	21	10,1	<0,01	<0,01	<0,01
1931,505	12.02.1998	3,4	10,7	9,5	1,2	54,7	13,2	8,7	1,7	<0,01	207	18,6	30,3	15,4	<0,01	<0,01	<0,01
1931,505	11.03.1998	3,41	12	9,5	2,5	61,9	14,3	9,9	1,9	<0,01	208	21,2	34,7	14,2	<0,01	<0,01	<0,01
1931,505	08.04.1998	3,22	11,1	9	2,1	58,6	12,5	7,8	2,2	<0,01	196	15,5	22,6	7,6	<0,01	<0,01	<0,01
1931,505	14.05.1998	3,1	9,9	8,7	1,2	52,5	11	6,7	2,1	<0,01	189	15	26	7,6	<0,01	<0,01	<0,01
1931,505	25.05.1998	2,91	9,7	8,1	1,6	50,4	11,5	6,3	1,6	<0,01	178	14,9	26,4	8,1	<0,01	<0,01	<0,01
1931,505	18.06.1998	2,75	9,1	7,7	1,4	49,3	9,5	6,3	2,3	<0,01	168	12,7	24,3	6,3	<0,01	<0,01	<0,01

Stationsnummern	bezeich	Säurekapazität	Gesamthärte	Carbonathärte	Nichtcarbonath	Calcium (Ca2+)	Magnesium (Mg)	Natrium (Na+)	Kalium (K+)	Ammonium (NH4)	Hydrogencarb	Chlorid (Cl-)	Sulfat (SO4)	Nitrat (NO3-)	Nitrit (NO2-)	Eisen (gesamt)	Eisen (Fe2+)
		mmol/l	°dH	°dH	°dH	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
1931,505	29.06.1998	2,72	8,7	7,6	1,1	46,2	9,8	6,1	2,2	<0,01	166	11,9	22,6	7	<0,01	<0,01	<0,01
1931,505	15.07.1998	2,7	9,1	7,6	1,5	49,2	9,8	5,6	2	<0,01	165	10,6	22,7	6,1	<0,01	<0,01	<0,01
1931,505	29.07.1998	2,92	9,8	8,2	1,6	50	12	6,6	2,5	0,01	178	10,4	20	5,7	0,01	<0,01	<0,01
1931,505	13.08.1998	2,76	9,9	7,7	0,9	41,5	12	5,9	2,3	<0,01	168	9,5	19	6,3	<0,01	<0,01	<0,01
1931,505	26.08.1998	2,76	9,1	7,7	1,4	46,7	11,1	6	2,1	0,04	168	10,8	22,8	6,1	0,01	<0,01	<0,01
1931,505	08.09.1998	2,74	8,8	7,7	1,1	45,2	10,7	6,6	2,2	0,03	167	12,5	23,2	6,1	0,01	<0,01	<0,01
1931,505	24.09.1998	2,82	10,1	7,9	2,2	52,3	11,9	7,5	2,4	<0,01	172	12,1	23,5	6,6	<0,01	<0,01	<0,01
1931,505	14.10.1998	3,12	10,7	8,7	2	54	13,6	7,1	2,1	<0,01	191	10,6	22,5	7,6	<0,01	<0,01	<0,01
1931,505	28.10.1998	2,96	9,7	8,3	1,4	49,3	12,1	6,9	2,2	<0,01	181	12,7	29,4	8,3	<0,01	<0,01	<0,01
1931,505	24.11.1998	2,86	8	8	1,5	48,6	11,6	6,6	2	0,01	175	5,7	26,4	11,1	<0,01	0,01	<0,01
1931,505	17.12.1998	3,18	11	8,9	2,1	55,5	14	7,1	2,1	<0,01	194	15,6	23,2	12,6	<0,01	0,04	<0,01
1931,503	15.01.1998	3,18	10,8	8,9	1,9	56,3	12,7	8,9	2,1	0,02	194	14,3	20	10,2	0,04	0,02	<0,01
1931,503	12.02.1998	3,39	11,2	9,5	1,7	57,7	13,4	9,1	1,9	<0,01	207	19	30,7	14,8	<0,01	<0,01	<0,01
1931,503	11.03.1998	3,4	12,2	9,5	2,7	63,4	14,4	10,4	2,3	<0,01	207	22,4	36,1	17,3	<0,01	<0,01	<0,01
1931,503	08.04.1998	3,18	10,8	8,9	1,9	57,3	12	7,6	2,2	0,05	194	15,6	22	9,8	0,02	0,01	<0,01
1931,503	14.05.1998	0,95	2,8	2,7	0,1	19,1	<1	3,3	1,9	0,37	58	4,8	6,2	1,6	0,1	0,04	0,02
1931,503	25.05.1998	1,18	3,6	3,3	0,3	23,6	1,4	2,5	1,9	0,71	72	4,5	7,2	4,1	0,45	0,06	0,02
1931,503	18.06.1998	1,84	5,4	5,2	0,2	33,7	2,9	3,9	1,9	0,01	112	4,9	9	4,9	0,01	0,06	0,01
1931,503	29.06.1998	2,59	8,3	7,3	1	44,5	8,9	5,7	2,4	0,08	158	11,2	20,8	7,6	0,06	0,02	0,02
1931,503	15.07.1998	1,21	3,6	3,4	0,2	23,6	1,5	2,4	1,6	0,16	74	2,3	2,7	3,8	0,09	0,08	0,02
1931,503	29.07.1998	2,66	8,9	7,4	1,5	45,3	11	5,9	2,1	<0,01	162	10,1	19,8	6,2	0,02	<0,01	<0,01
1931,503	13.08.1998	2,7	8,1	7,6	0,5	39,2	11,3	5,6	2,2	<0,01	165	9,3	18,7	5,1	0,01	<0,01	<0,01
1931,503	26.08.1998	2,53	8,5	7,1	1,4	43,6	10,3	5,9	1,9	0,11	154	10,3	22,2	5,8	0,02	<0,01	<0,01
1931,503	08.09.1998	2,71	8,8	7,6	1,2	45,2	10,9	7,1	2,1	0,03	165	13,7	24	6,5	0,01	0,02	<0,01
1931,503	24.09.1998	2,73	8,9	7,6	1,3	45,5	11	6,7	1,9	<0,01	167	11,3	21,3	6,9	<0,01	<0,01	<0,01
1931,503	14.10.1998	2,85	9,5	8	1,5	48,6	11,8	6,3	2,1	0,03	174	9,7	20,7	7,6	0,01	0,02	<0,01
1931,503	28.10.1998	2,8	9,1	7,3	1,3	46,1	11,3	6,5	2	<0,01	171	12,4	26,6	8,3	<0,01	0,02	<0,01
1931,503	24.11.1998	2,61	9,5	7,8	2,2	49,2	11,4	6,3	1,9	<0,01	159	4,6	21,2	10,9	<0,01	0,06	<0,01
1931,503	17.12.1998	3,12	11,4	8,7	2,7	57,5	14,7	8,9	2,2	<0,01	190	19,5	24,9	12,6	0,03	0,22	0,02
1927,515	08.01.1998	3,38	11,3	9,5	1,8	59,8	12,8	8,5	2,1	<0,01	206	18,5	28,7	15,6	<0,01	<0,01	<0,01
1927,515	05.02.1998	3,53	12,6	9,9	2,7	65,3	15,2	9,5	2,1	<0,01	215	17,5	29,9	13	<0,01	<0,01	<0,01
1927,515	04.03.1998	3,5	12,9	9,8	3,1	65,7	15,9	11,7	2,1	<0,01	214	20,5	34,9	14,6	<0,01	<0,01	<0,01
1927,515	16.04.1998	3,37	10,8	9,4	1,4	55,2	13,5	8,6	2,2	0,02	206	16,8	27,6	10	<0,01	0,07	<0,01
1927,515	18.05.1998	3,31	10,5	9,3	1,2	54,8	12,5	8,1	2,3	0,03	202	14,3	25,7	9,7	<0,01	<0,01	<0,01
1927,515	04.06.1998	3,28	10,6	9,2	1,4	54,9	12,3	6,8	2,1	0,01	200	16,5	29,1	7,5	<0,01	<0,01	<0,01
1927,515	23.06.1998	3,01	9,5	8,4	1,1	49,6	11,1	6,3	2,3	<0,01	184	12,5	23,7	4,2	0,01	<0,01	<0,01
1927,515	08.07.1998	3	9,6	8,4	1,2	51,9	10,3	6	2	<0,01	183	11,9	24,2	5,5	0,01	<0,01	<0,01
1927,515	22.07.1998	2,98	9,2	8,3	0,9	49,4	10	5,8	2,2	<0,01	182	8,6	17,6	4	0,02	<0,01	<0,01
1927,515	05.08.1998	2,99	9,3	8,4	0,9	46,9	12,1	5,9	2,4	<0,01	182	11,2	22,4	4,2	0,02	<0,01	<0,01
1927,515	19.08.1998	3,02	9,5	8,5	1	48,1	12	6,1	2,4	0,01	184	9,6	24,5	4,8	0,02	<0,01	<0,01
1927,515	02.09.1998	2,98	9,3	8,3	1,7	47,1	11,9	5,9	2,8	0,06	182	11,7	28,3	4,4	0,02	0,03	<0,01
1927,515	16.09.1998	2,94	9,9	8,2	1,7	50,9	12	7,4	2,4	<0,01	179	12,9	14,5	4,7	0,02	<0,01	<0,01
1927,515	07.10.1998	3,34	11	9,4	1,6	56,3	13,5	7,2	2,3	0,02	204	11,2	21,2	6,2	<0,01	0,06	<0,01
1927,515	22.11.1998	3,22	10,8	9	1,8	55,7	13,1	7,3	2,3	<0,01	196	12,7	19,2	7,2	<0,01	0,03	<0,01
1927,515	11.11.1998	3,2	10,1	9	1,1	52,9	11,9	6,7	1,9	<0,01	195	13,7	24,4	8,3	<0,01	0,01	<0,01
1927,515	03.12.1998	3,28	11,3	9,2	2,1	57,6	14,2	6,9	2,2	<0,01	200	13,3	23,8	10,6	<0,01	0,02	<0,01
1927,513	08.01.1998	3,44	11,5	9,6	1,9	60,7	13,1	8,8	2,2	<0,01	210	19,1	30,4	14,4	<0,01	<0,01	<0,01
1927,513	05.02.1998	3,52	12,7	9,9	2,8	65,6	15,3	10	2,4	<0,01	215	19,5	32,5	13,5	<0,01	<0,01	<0,01
1927,513	16.04.1998	3,38	10,7	9,5	1,2	54,5	13,3	8,3	2,3	<0,01	206	15,9	27,1	7,9	<0,01	0,02	<0,01
1927,513	07.05.1998	3,39	10,6	9,5	1,1	55,2	12,6	8,1	2,4	0,02	207	14,4	26,4	6,2	<0,01	0,02	<0,01
1927,513	18.05.1998	3,28	10,4	9,2	1,2	55,7	11,2	6,7	2,2	<0,01	200	14,9	26,4	5,3	<0,01	<0,01	<0,01
1927,513	04.06.1998	3,08	10,4	8,6	1,8	54,8	11,9	7,3	2,4	<0,01	188	12,2	22,9	4,2	<0,01	<0,01	<0,01
1927,513	23.06.1998	3,01	9,4	8,4	1	49,9	10,7	6,4	2,2	<0,01	184	12	23	4,5	<0,01	0,01	<0,01
1927,513	08.07.1998	3	9,7	8,4	1,3	52,4	10,1	5,8	1,9	<0,01	183	11,5	24,3	3,7	<0,01	<0,01	<0,01

Stationsnummer	meterbezeichnung	Säurekapazität	Gesamthärte	Carbonathärte	Nichtcarbonath	Calcium (Ca2+)	Magnesium (Mg)	Natrium (Na+)	Kalium (K+)	Ammonium (NH4)	Hydrogencarb	Chlorid (Cl-)	Sulfat (SO4)	Nitrat (NO3-)	Nitrit (NO2-)	Eisen (gesamt)	Eisen (Fe2+)
		mmol/l	°dH	°dH	°dH	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
1927,513	22.07.1998	3	8,9	8,4	0,5	47,6	9,9	5,6	2	<0,01	183	9	17,2	3	<0,01	<0,01	<0,01
1927,513	05.08.1998	3,06	9,6	8,6	1	48,5	12,4	2,3	2,3	<0,01	187	11,3	22,9	2,6	0,02	<0,01	<0,01
1927,513	19.08.1998	3,01	9,9	8,4	1,5	51,1	11,8	6,2	2,3	0,01	184	9,4	24,1	3,4	0,03	<0,01	<0,01
1927,513	02.09.1998	2,97	9,7	8,3	1,4	50,1	11,8	6,1	2,7	0,02	181	12,2	27,9	3,5	0,01	0,02	<0,01
1927,513	16.09.1998	3,01	9,7	8,4	1,3	51	11,3	7	2,1	<0,01	184	13,3	15,7	4	<0,01	<0,01	<0,01
1927,513	07.10.1998	3,39	11,4	9,5	1,9	58,4	13,8	7	2,1	<0,01	207	12,2	22,8	5,3	<0,01	0,04	<0,01
1927,513	22.10.1998	3,22	10,7	9	1,7	54,9	12,9	7,3	2,2	<0,01	196	13,2	19,9	6,1	<0,01	0,05	<0,01
1927,513	11.11.1998	3,18	10	8,9	1,1	51,8	11,8	6,7	1,9	<0,01	194	13,4	28,4	7,8	<0,01	0,06	<0,01
1927,513	03.12.1998	3,32	11,3	9,3	2	57,3	14,2	6,9	2,1	0,01	203	15,7	25,2	9,6	<0,01	0,04	<0,01
1927,511	08.01.1998	3,41	11,4	9,5	1,9	63,1	13,1	9	3,06	0,02	208	17,4	30,6	11,8	<0,01	0,09	<0,01
1927,511	05.02.1998	3,46	12,4	9,7	2,7	64	14,9	10,4	2,4	<0,01	211	19,7	33	12	<0,01	0,05	<0,01
1927,511	04.03.1998	3,42	12,4	9,6	2,8	63,2	15,3	11,7	2,7	0,01	209	20,1	34,8	14,4	<0,01	0,1	<0,01
1927,511	16.04.1998	3,14	10	8,8	1,2	51,4	12,2	7,1	2,2	<0,01	192	15,1	22,2	7,5	<0,01	0,11	<0,01
1927,511	07.05.1998	3,02	9,8	8,5	1,3	51,1	11,6	7,2	2,1	0,01	184	13,9	23,3	5,3	<0,01	0,09	<0,01
1927,511	18.05.1998	2,49	8,8	7	1,8	47,2	9,6	5,7	1,9	<0,01	152	13,8	24,5	4,2	<0,01	0,07	<0,01
1927,511	04.06.1998	2,86	9,6	7	1,6	50	11,4	7,2	2,1	<0,01	175	12,9	24,5	5,8	<0,01	0,04	<0,01
1927,511	23.06.1998	3	9,1	8,4	0,7	47,7	10,6	5,6	1,9	0,01	183	10,7	21,3	5,1	<0,01	0,12	0,01
1927,511	08.07.1998	2,69	8,4	7,5	0,9	45,5	8,9	5,3	1,6	<0,01	164	10,5	22,2	3,6	<0,01	0,09	<0,01
1927,511	22.07.1998	2,83	8,9	7,9	1	47,7	9,5	5,4	1,8	<0,01	173	12,6	16,9	2,8	0,01	0,04	<0,01
1927,511	05.08.1998	2,81	8,8	7,9	0,9	44,2	11,3	5,8	2,1	0,03	171	11,4	22,2	4,7	0,01	<0,01	<0,01
1927,511	19.08.1998	2,76	9	7,7	1,3	46,5	11	6,5	2,2	0,01	168	10,1	25,8	3,8	0,01	0,04	<0,01
1927,511	02.09.1998	2,79	8,9	7,8	1,1	44,7	11,6	6,4	2,6	0,01	170	13,6	29	4,5	0,01	0,45	0,01
1927,511	16.09.1998	2,93	9,9	8,2	1,7	50,8	12,3	7,4	2,2	<0,01	179	13	16,4	4,7	0,03	0,02	<0,01
1927,511	07.10.1998	3,28	10,6	9,2	2,1	54	13,3	7,1	2	<0,01	200	12	23,7	6	<0,01	0,56	<0,01
1927,511	22.10.1998	3	10,5	8,4	2,1	53,7	13	7,5	2,2	<0,01	183	13,6	19,2	6,6	<0,01	0,41	<0,01
1927,511	11.11.1998	2,87	9,6	8	1,6	49,7	11,5	6,4	2	<0,01	175	13,5	25,2	10,9	<0,01	0,25	<0,01
1927,511	03.12.1998	3,38	11,8	9,5	2,3	60,6	14,5	8,2	2,2	<0,01	206	16,8	28,7	11,1	<0,01	0,61	<0,01
1927,509	15.01.1998	3,38	11,4	9,5	1,9	59,5	13,3	8,8	2,2	<0,01	206	13,8	22,8	9,1	<0,01	<0,01	<0,01
1927,509	18.02.1998	3,42	12,3	9,6	2,7	64	14,7	9,4	2,2	<0,01	209	18,6	32,7	10,9	<0,01	<0,01	<0,01
1927,509	11.03.1998	3,49	11,9	9,8	2,1	61,6	14,2	9,6	2,4	<0,01	213	20,2	34,5	10,6	<0,01	<0,01	<0,01
1927,509	08.04.1998	3,38	11,2	9,5	1,7	59,2	12,5	8,6	1,9	<0,01	206	15,7	26,5	6,9	<0,01	<0,01	<0,01
1927,509	14.05.1998	3,13	10,1	8,8	1,3	53,8	11,2	6,7	2,1	<0,01	191	15,1	27,1	5,1	<0,01	<0,01	<0,01
1927,509	25.05.1998	2,95	9,8	8,3	1,5	50,8	11,6	6,2	1,6	<0,01	180	13	25,3	5,4	<0,01	<0,01	<0,01
1927,509	18.06.1998	2,84	9,2	8	1,2	50	9,7	6,2	2,1	<0,01	173	11,5	22,7	4,1	<0,01	<0,01	<0,01
1927,509	01.07.1998	2,99	9,5	8,4	1,1	49,8	10,9	6,4	2,1	0,01	182	12,4	23,9	5,6	<0,01	<0,01	<0,01
1927,509	15.07.1998	3,18	9,8	8,9	0,9	52,4	10,7	6	1,9	<0,01	194	11,3	23,5	4	<0,01	<0,01	<0,01
1927,509	29.07.1998	2,99	9,9	8,4	1,5	50,3	12,4	7	2,2	0,01	182	10,9	22,4	3,9	0,03	<0,01	<0,01
1927,509	13.08.1998	3	9	8,4	0,6	44	12,4	6,3	2,2	0,36	183	9,6	23,9	3	0,41	<0,01	<0,01
1927,509	26.08.1998	2,94	9,5	8,2	1,3	49,4	11,3	6,3	2,1	1,4	179	11,5	24,2	3,4	0,45	<0,01	<0,01
1927,509	08.09.1998	2,88	9,4	8,1	1,3	47,9	11,5	7	2,3	0,04	176	12,6	23,5	5	0,01	0,03	<0,01
1927,509	24.09.1998	2,95	9,4	8,3	1,1	47	12,3	7,6	2,2	<0,01	180	12,2	24,1	5,2	<0,01	0,02	<0,01
1927,509	14.10.1998	3,25	10,5	9,1	1,4	53,2	13,3	7,3	2,2	0,01	198	11,5	21,7	5,2	<0,01	0,02	<0,01
1927,509	28.10.1998	3,06	9,6	8,6	1	48,6	12	6,9	2,2	<0,01	187	13	29,1	5,5	<0,01	0,03	<0,01
1927,509	24.11.1998	3,1	10,6	8,7	1,9	56,6	12,7	7,1	2,2	0,03	189	13	25,7	6,3	<0,01	0,04	<0,01
1927,509	17.12.1998	3,29	11,1	9,2	1,9	60	13,5	9,2	2,2	<0,01	201	16,3	27,6	8,9	0,01	0,03	<0,01
1925,515	15.01.1998	3,41	11,5	9,5	2	62	13,5	9,2	2,2	<0,01	208	14,8	34,1	10,2	<0,01	0,04	<0,01
1925,515	12.02.1998	3,42	11,3	9,6	1,7	57,8	14	9,7	1,9	<0,01	209	19,5	32	13,4	<0,01	0,05	<0,01
1925,515	11.03.1998	3,45	12,1	9,7	2,4	62,9	14,2	10,3	2,5	<0,01	211	21,2	36,1	13,8	<0,01	0,04	<0,01
1925,515	08.04.1998	3,28	10,9	9,2	1,7	57,5	12,3	7,2	2	<0,01	200	14,8	23,8	8,7	<0,01	0,05	<0,01
1925,515	14.05.1998	2,96	9,5	8,3	1,2	50,8	10,3	6,4	2,2	<0,01	181	14,5	25,4	6,6	<0,01	0,02	<0,01
1925,515	25.05.1998	2,73	9,3	7,6	1,7	48,7	10,6	5,6	1,6	<0,01	167	13	23,9	6,5	<0,01	0,01	<0,01
1925,515	18.06.1998	2,63	8,6	7,4	1,2	46,9	8,8	5,7	2,1	<0,01	160	10,9	21,7	5,5	<0,01	0,03	<0,01
1925,515	01.07.1998	2,81	8,7	7,9	0,8	45,7	10	5,7	1,9	<0,01	171	11	23,4	6,4	<0,01	0,05	<0,01
1925,515	15.07.1998	2,68	8,8	7,5	1,3	47,2	9,7	5,3	1,8	<0,01	164	10,2	21,2	5,3	<0,01	0,04	<0,01
1925,515	29.07.1998	2,83	9,6	7,9	1,1	49,6	11,6	6,3	2	<0,01	173	10,1	21,3	4,9	0,02	0,02	<0,01
1925,515	13.08.1998	2,73	8,7	7,6	1,1	42,5	11,8	6,1	2,2	0,01	167	9,3	19,2	4,9	0,01	<0,01	<0,01

Stationsnummern	meterbezeichnung	Säurekapazität	Gesamthärte	Carbonathärte	Nichtcarbonath	Calcium (Ca2+)	Magnesium (Mg)	Natrium (Na+)	Kalium (K+)	Ammonium (NH4)	Hydrogencarb	Chlorid (Cl-)	Sulfat (SO4)	Nitrat (NO3-)	Nitrit (NO2-)	Eisen (gesamt)	Eisen (Fe2+)
		mmol/l	°dH	°dH	°dH	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
1925,515	26.08.1998	2,71	9	7,6	1,4	46,1	10,9	6,3	1,9	0,08	165	11	24,4	5,2	0,02	0,04	<0,01
1925,515	08.09.1998	2,83	9,3	7,9	1,4	47	11,6	7,4	2,2	0,04	173	13,7	24,8	6,4	0,01	0,73	<0,01
1925,515	24.09.1998	2,74	9,2	7,7	1,5	47,7	11	6,7	1,9	0,02	167	11,4	20,5	6,7	0,01	0,61	<0,01
1925,515	14.10.1998	3,31	11,2	9,3	1,9	56,6	14,4	7,8	2,1	<0,01	202	11,9	24,6	8,1	0,01	0,67	<0,01
1925,515	28.10.1998	2,99	9,8	8,4	1,4	49,6	12,5	7,1	2,2	<0,01	182	12,9	8,2	<0,01	<0,01	0,22	<0,01
1925,515	24.11.1998	3,02	10,2	8,5	1,7	52,1	12,6	6,7	1,9	<0,01	184	6,2	25,9	11,2	<0,01	1,27	<0,01
1925,515	17.12.1998	3,36	11,5	9,4	2,1	57,8	14,9	8,2	2,1	<0,01	205	18	28,2	13,1	<0,01	0,51	<0,01
1925,513	15.01.1998	3,4	11,5	9,5	2	60,3	13,3	9,3	2,3	<0,01	207	13,8	19,8	10,3	<0,01	<0,01	<0,01
1925,513	12.02.1998	3,47	11,4	9,7	1,7	58,5	13,9	10,1	2	<0,01	212	19,7	32,5	14,9	<0,01	<0,01	<0,01
1925,513	11.03.1998	3,5	12,3	9,8	2,5	63,9	14,6	10,5	2,6	<0,01	214	21,5	35,9	13,5	<0,01	<0,01	<0,01
1925,513	08.04.1998	3,31	11,4	9,3	2,1	60,4	12,6	7,3	2	<0,01	202	15,1	23,1	8,5	<0,01	<0,01	<0,01
1925,513	14.05.1998	3,02	9,6	8,5	1,1	51,6	10,5	6,5	2	<0,01	184	14,7	25,1	6,8	<0,01	<0,01	<0,01
1925,513	25.05.1998	2,75	8,9	7,7	1,2	46,4	10,6	5,4	1,4	<0,01	168	12,8	23,3	7,1	<0,01	<0,01	<0,01
1925,513	18.06.1998	2,64	8,5	7,4	1,1	46,7	8,7	5,5	2	<0,01	161	10,5	20,4	4,8	<0,01	<0,01	<0,01
1925,513	01.07.1998	2,83	9,1	7,9	1,2	48,5	10	5,7	1,9	<0,01	173	10,8	22,7	6,3	<0,01	<0,01	<0,01
1925,513	15.07.1998	2,7	9,1	7,6	1,5	49,2	9,6	5,3	1,8	<0,01	165	10,2	20,7	5	<0,01	<0,01	<0,01
1925,513	29.07.1998	2,95	10,2	8,3	1,9	52,5	12,2	6,7	2,3	0,01	180	10,5	21,5	4,9	0,01	<0,01	<0,01
1925,513	13.08.1998	2,72	8,3	7,6	0,7	40,4	11,6	6,1	2,2	0,01	166	9,5	19	4,4	<0,01	<0,01	<0,01
1925,513	26.08.1998	2,68	8,9	7,5	1,4	46,2	10,7	6,4	2	0,04	164	11,3	23,4	5,6	0,01	<0,01	<0,01
1925,513	08.09.1998	2,72	8,9	7,6	1,3	45,3	10,9	7	2,1	0,03	166	13	31	5,8	0,01	0,02	<0,01
1925,513	24.09.1998	2,81	9,5	7,9	1,6	48,1	11,9	6,9	2	<0,01	171	11,4	20,4	6,6	<0,01	0,02	<0,01
1925,513	14.10.1998	3,32	11,4	9,3	2,1	57,7	14,5	8,1	2,2	<0,01	203	11,7	27,6	7,8	<0,01	0,07	<0,01
1925,513	28.10.1998	3,03	10	8,5	1,5	50,9	12,6	7,3	2,3	<0,01	185	13,7	28,1	8,2	<0,01	0,04	<0,01
1925,513	24.11.1998	3	10,3	8,4	1,9	52,6	12,6	6,6	2,1	<0,01	183	6,1	27,6	11	<0,01	0,13	<0,01
1925,513	17.12.1998	3,31	11,3	9,3	2	57,7	14,1	7,6	2,2	<0,01	202	16,3	23,9	11,9	<0,01	0,04	<0,01
1925,507	15.01.1998	3,75	12,8	10,5	2,3	67,5	14,4	9,5	2,4	<0,01	229	14,5	26,7	9,8	<0,01	<0,01	<0,01
1925,507	18.02.1998	3,77	13,3	10,6	2,7	69,2	15,8	10,3	2,4	<0,01	230	20,1	39,3	13,5	<0,01	<0,01	<0,01
1925,507	11.03.1998	3,76	13,3	10,5	2,8	68,9	15,7	10,5	2,6	<0,01	229	21,3	40,8	12,7	<0,01	<0,01	<0,01
1925,507	08.04.1998	3,54	12	9,9	2,1	64,1	13,3	7,4	2	<0,01	216	15,6	27,2	7	<0,01	<0,01	<0,01
1925,507	14.05.1998	3,35	10,5	9,4	1,1	56,2	11,6	6,8	2,2	<0,01	204	14,9	26,9	4,9	<0,01	<0,01	<0,01
1925,507	25.05.1998	3,3	10,4	9,2	1,2	54	12,3	6,1	1,7	<0,01	201	12,2	23	3,3	<0,01	<0,01	<0,01
1925,507	18.06.1998	3,18	10	8,9	1,1	54,8	10,3	6,1	2,3	<0,01	194	12	24	3,7	<0,01	0,01	<0,01
1925,507	01.07.1998	3,22	10,3	9	1,3	55,2	11,1	6,4	2,3	<0,01	196	11,4	24,5	3,9	<0,01	<0,01	<0,01
1925,507	15.07.1998	3,56	10,4	10	0,4	56,4	11	5,8	2	<0,01	217	10,7	22,7	3,4	<0,01	<0,01	<0,01
1925,507	29.07.1998	3,28	10,7	9,2	1,5	55,6	12,7	6,7	2,4	0,01	200	10,8	22,1	3,1	0,01	<0,01	<0,01
1925,507	26.08.1998	3,18	10,2	8,9	1,3	53,1	12	6,7	2,3	0,14	194	12	24,9	3,3	0,02	<0,01	<0,01
1925,507	08.09.1998	3,3	10,7	9,2	1,5	56,4	12,3	7,7	2,5	0,04	201	14,3	26,2	4,5	0,02	0,03	<0,01
1925,507	24.09.1998	3,4	10,8	9,5	1,3	55	13,3	7,5	2,4	<0,01	207	12,2	24,3	3,7	<0,01	0,04	<0,01
1925,507	14.10.1998	3,76	12,3	10,5	1,8	63,2	15,1	7,9	2,3	<0,01	230	11,3	24,2	5,1	<0,01	0,02	<0,01
1925,507	28.10.1998	3,44	11,3	9,6	1,7	58,5	13,4	7,4	2,3	<0,01	210	13,6	30,6	6	<0,01	0,02	<0,01
1925,507	24.11.1998	3,64	12,4	10,2	2,2	64	14,8	7,4	2,3	<0,01	222	14,3	27,8	7,3	<0,01	0,03	<0,01
1925,507	17.12.1998	3,78	12,8	10,6	2,2	65,1	16,1	8,5	2,4	<0,01	231	18	33,1	9,6	<0,01	0,03	<0,01
1924,503	15.01.1998	3,55	11,4	9,9	1,5	59,1	13,6	8,5	2,1	<0,01	217	11,2	19,6	8,3	<0,01	0,08	<0,01
1924,503	12.02.1998	3,56	11,3	10	1,3	58	13,8	9	1,8	<0,01	217	15,4	28	10,8	<0,01	0,06	<0,01
1924,503	11.03.1998	3,58	11,9	10	1,9	61,7	14,3	9,5	2,3	<0,01	218	18,4	32	11,5	<0,01	0,04	<0,01
1924,503	08.04.1998	3,53	11,1	9,9	1,2	58,3	12,7	6,7	1,8	<0,01	215	10,9	20,1	6,8	<0,01	0,05	<0,01
1924,503	14.05.1998	3,42	10	9,6	0,4	52,5	11,5	5,9	1,9	0,01	209	10,1	21,4	4,3	<0,01	0,05	<0,01
1924,503	25.05.1998	3,15	9,7	8,8	0,9	49,8	11,9	5,5	1,4	<0,01	192	9,5	19,9	4	<0,01	0,01	<0,01
1924,503	18.06.1998	2,93	9,3	8,2	1,1	50,6	9,8	5,9	2,1	<0,01	179	10,3	22	4,3	<0,01	<0,01	<0,01
1924,503	01.07.1998	2,95	9,1	8,3	0,8	48	10,5	5,8	2	<0,01	180	10,4	22	6,4	<0,01	0,02	<0,01
1924,503	15.07.1998	2,97	9,6	8,3	1,3	51,6	10,5	5,5	1,8	<0,01	181	8,9	19,9	4,1	<0,01	0,02	<0,01
1924,503	29.07.1998	3,12	10,1	8,7	1,4	51,1	12,9	6,5	2,1	0,01	190	8,9	19,7	4,1	<0,01	0,05	<0,01
1924,503	13.08.1998	2,92	8,7	8,2	0,5	42,1	12,2	6	2,1	<0,01	178	8,9	18,3	4,7	<0,01	0,02	<0,01
1924,503	26.08.1998	2,89	9,2	8,1	1,1	47,4	11,1	6	1,9	0,03	176	10,3	22,1	5	0,01	<0,01	<0,01
1924,503	08.09.1998	2,88	9,5	8,1	1,4	48,6	11,8	7,1	2,1	0,03	176	11,7	22,7	5,1	0,01	0,2	<0,01

Stationsnummern	meterbezeichner	Säurekapazität	Gesamthärte	Carbonathärte	Nichtcarbonath	Calcium (Ca2+)	Magnesium	(Mg/Natrium (Na+))	Kalium (K+)	Ammonium (NH4+)	Hydrogencarb	Chlorid (Cl-)	Sulfat (SO4)	Nitrat (NO3-)	Nitrit (NO2-)	Eisen (gesamt)	Eisen (Fe2+)
		mmol/l	°dH	°dH	°dH	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
1924,503	24.09.1998	3,09	10,8	8,7	2,1	55,5	13,1	7,2	2,1	<0,01	189	9,6	21,8	5	<0,01	0,19	<0,01
1924,503	14.10.1998	3,65	11,6	10,2	1,4	58,1	15,2	7,3	2	0,02	223	10	27,3	5,5	<0,01	0,22	<0,01
1924,503	28.10.1998	3,2	10,3	9	1,3	52,2	13,1	7,3	2,2	<0,01	195	10,7	29,3	6,8	<0,01	0,11	<0,01
1924,503	24.11.1998	3,4	10,7	9,5	1,2	54,4	13,5	6,6	1,9	0,02	207	13,5	22,5	6,8	<0,01	0,44	<0,01
1924,503	17.12.1998	3,58	11,6	10	1,6	57,8	15,2	7,5	2,1	<0,01	218	12,5	24,4	8,2	<0,01	0,53	<0,01
1923,501	15.01.1998	3,45	12	9,7	2,3	63,7	13,6	9,5	2,5	<0,01	211	13,8	23,7	10,9	<0,01	0,01	<0,01
1923,501	18.02.1998	3,55	12,9	9,9	3	67,1	15,1	10,3	2,4	<0,01	217	19,6	36,9	13	<0,01	0,02	<0,01
1923,501	11.03.1998	3,54	12,2	9,9	2,3	63,4	14,6	10,5	2,5	<0,01	216	20,6	35,9	13,5	<0,01	<0,01	<0,01
1923,501	08.04.1998	3,3	11	9,2	1,8	58,7	12	6,6	2	<0,01	201	14,3	22,7	8,2	<0,01	0,01	<0,01
1923,501	14.05.1998	3,13	9,9	8,8	1,1	53,1	10,9	6,8	2,1	<0,01	191	13,1	22,8	5,1	<0,01	<0,01	<0,01
1923,501	25.05.1998	2,86	9,3	8	1,3	48,4	10,9	5,4	1,4	<0,01	175	12,4	22,6	5,1	<0,01	<0,01	<0,01
1923,501	18.06.1998	2,8	8,9	7,8	1,1	49,1	8,8	6,3	2,1	<0,01	171	10,8	21,1	4,9	<0,01	<0,01	<0,01
1923,501	01.07.1998	2,9	9,2	8,1	1,1	49,7	9,9	5,2	2	<0,01	177	10,8	20,2	4,4	<0,01	<0,01	<0,01
1923,501	15.07.1998	2,85	9,5	8	1,5	51,4	9,9	5,2	1,7	<0,01	174	10,3	20,2	4,4	<0,01	<0,01	<0,01
1923,501	29.07.1998	3,01	9,8	8,4	1,4	50,2	11,9	6,4	2,2	<0,01	184	10,5	21,2	4,6	<0,01	<0,01	<0,01
1923,501	13.08.1998	2,89	9	8,1	0,9	45	11,7	6,1	2,2	<0,01	176	11,4	22,6	4,6	<0,01	<0,01	<0,01
1923,501	26.08.1998	2,87	9,2	8	1,2	48,1	10,7	6,4	2,1	0,07	175	11,2	23,7	4,4	0,02	<0,01	<0,01
1923,501	08.09.1998	2,89	9,4	8,1	1,3	48,9	11,2	7	2,1	0,04	176	13,2	22,4	4,8	0,01	0,03	<0,01
1923,501	24.09.1998	3,02	10,2	8,5	1,7	53,6	11,7	6,8	2	<0,01	184	11,5	20,5	5,4	<0,01	0,05	<0,01
1923,501	14.10.1998	3,49	11,5	9,8	1,7	59	14,2	7,8	2,2	<0,01	213	13,1	30,8	6,9	<0,01	0,02	<0,01
1923,501	28.10.1998	3,14	10,6	8,8	1,8	54,5	12,7	7,3	2,2	<0,01	192	12,6	29	7,1	<0,01	0,08	<0,01
1923,501	24.11.1998	3,19	10,9	8,9	2	56,6	12,9	6,9	2,1	<0,01	195	12,6	27,5	8,9	<0,01	0,05	<0,01
1923,501	17.12.1998	3,46	12	9,7	2,3	61,4	14,9	8,6	2,3	<0,01	211	17,7	30,4	11,3	<0,01	0,01	<0,01
1922,505	15.01.1998	3,41	11,6	9,5	2,1	60,7	13,5	9,2	2,2	<0,01	208	14,5	29,7	12,2	<0,01	0,01	<0,01
1922,505	18.02.1998	3,41	12,1	9,5	2,6	63	14,4	9,6	2,1	<0,01	208	14,2	33	16,2	<0,01	<0,01	<0,01
1922,505	05.03.1998	3,4	12,4	9,5	2,9	63,4	15,4	11,7	2,3	<0,01	207	20,5	33,9	15,7	<0,01	<0,01	<0,01
1922,505	23.04.1998	3,13	10,4	8,8	1,6	55	11,9	7,8	2,5	<0,01	191	14,2	25,8	7,1	<0,01	<0,01	<0,01
1922,505	13.05.1998	2,99	10	8,4	1,6	53,2	11	7,2	2,1	<0,01	182	14,8	25,6	7,1	<0,01	<0,01	<0,01
1922,505	25.05.1998	2,8	9,4	7,8	1,6	49,4	11	5,8	1,6	<0,01	171	15	22,9	8,2	<0,01	<0,01	<0,01
1922,505	17.06.1998	3,69	11,1	10,3	0,8	61	11,2	6	2,1	<0,01	225	12,4	24,6	5,8	0,04	<0,01	<0,01
1922,505	01.07.1998	2,84	8,8	8	0,8	46,6	10,1	5,8	2	<0,01	173	10,9	22,3	7,2	<0,01	<0,01	<0,01
1922,505	15.07.1998	2,73	9,3	7,6	1,7	50	10	5,5	1,8	<0,01	167	10,2	22	5,3	<0,01	<0,01	<0,01
1922,505	28.07.1998	2,83	9,5	7,9	1,6	48,4	11,7	6,3	2,1	<0,01	173	10,7	21,7	5,3	0,02	<0,01	<0,01
1922,505	12.08.1998	2,76	8,6	7,7	0,9	42,8	11,6	5,8	2,1	0,03	168	9,4	18,9	4,9	<0,01	<0,01	<0,01
1922,505	25.08.1998	2,72	8,8	7,6	1,2	44,9	10,8	6,3	2	0,02	166	11,9	23,1	5,5	<0,01	<0,01	<0,01
1922,505	09.09.1998	2,82	9,2	7,9	1,3	47,3	11	7,1	2	<0,01	172	14	24,3	6,4	<0,01	<0,01	<0,01
1922,505	24.09.1998	2,89	9,8	8,1	1,7	50,8	11,7	6,9	2	<0,01	176	11,8	22,5	5,8	<0,01	0,02	<0,01
1922,505	14.10.1998	3,3	10,9	9,2	1,7	55	14	7,3	2	<0,01	201	13,2	29,8	6,8	<0,01	0,02	<0,01
1922,505	28.10.1998	3,02	9,5	8,5	1	47,7	12,3	6,9	2,1	<0,01	184	12,9	28,4	7,8	<0,01	0,02	<0,01
1922,505	17.12.1998	3,36	11,3	9,4	1,9	57,6	14,2	7,7	2,1	<0,01	186	13,6	24,1	10,1	<0,01	0,03	<0,01
1922,503	15.01.1998	2,99	10,2	8,4	1,8	54,3	11,5	8,4	2,6	<0,01	205	17,1	28	12,1	<0,01	<0,01	<0,01
1922,503	18.02.1998	3,22	11,4	9	2,4	59,4	13,3	8,8	2,6	<0,01	196	18,1	28,7	12,6	0,06	0,03	<0,01
1922,503	05.03.1998	3,31	10,3	9,3	1	49,4	14,9	11,1	2,5	<0,01	202	10,2	16,7	6,2	<0,01	<0,01	<0,01
1922,503	23.04.1998	3,13	10,2	8,8	1,4	53,3	12	7	1,9	<0,01	191	14,1	26,4	8,1	<0,01	<0,01	<0,01
1922,503	13.05.1998	3,01	9,8	8,4	1,4	51,4	11,3	7,2	2	<0,01	184	13,9	24,8	6,4	<0,01	<0,01	<0,01
1922,503	25.05.1998	2,79	9,2	7,8	1,4	48,4	10,7	5,2	1,3	<0,01	170	12,3	21,9	6,4	<0,01	<0,01	<0,01
1922,503	17.06.1998	2,67	8,6	7,5	1,1	47,3	8,4	5,1	1,8	<0,01	163	10,8	20,5	5,8	<0,01	<0,01	<0,01
1922,503	01.07.1998	2,7	8,6	7,6	1	46,1	9,3	5,7	1,9	<0,01	165	10,6	22,2	6,2	<0,01	<0,01	<0,01
1922,503	15.07.1998	2,83	9,2	7,9	1,3	49,9	9,7	5	1,6	<0,01	173	10,4	18,8	5,1	<0,01	<0,01	<0,01
1922,503	28.07.1998	2,86	9	8	1	45,9	11,3	6,3	2	0,01	175	10,7	22,4	5,5	0,01	<0,01	<0,01
1922,503	12.08.1998	2,57	8,3	7,2	1,1	40,2	11,6	6,1	2,2	0,01	157	9,3	19,7	4,4	0,01	<0,01	<0,01
1922,503	25.08.1998	2,6	8,6	7,3	1,3	43,4	11	6,6	2,2	0,02	159	11,6	23,2	5,7	0,01	<0,01	<0,01
1922,503	09.09.1998	2,73	8,9	7,6	1,3	45,5	11,2	6,8	1,9	0,01	167	13,6	22,3	6	0,01	<0,01	<0,01
1922,503	24.09.1998	2,63	8,4	7,4	1	41,9	11,1	6,2	2,1	0,01	160	10,6	17,9	7,5	<0,01	0,03	<0,01
1922,503	14.10.1998	3,1	10,3	8,7	1,6	52,2	12,9	6,7	2,1	<0,01	189	11,5	25,2	7,6	<0,01	0,02	<0,01

Stationsnummer	meterbezeichnung	Säurekapazität	Gesamthärte	Carbonathärte	Nichtcarbonath	Calcium (Ca2+)	Magnesium (Mg)	Natrium (Na+)	Kalium (K+)	Ammonium (NH4)	Hydrogencarb	Chlorid (Cl-)	Sulfat (SO4)	Nitrat (NO3-)	Nitrit (NO2-)	Eisen (gesamt)	Eisen (Fe2+)
	Dim	mmol/l	°dH	°dH	°dH	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
1922,503	28.10.1998	2,93	10	8,2	1,8	50,9	12,3	7,2	2,4	<0,01	179	12,5	27,2	8,4	<0,01	0,05	<0,01
1922,503	24.11.1998	2,63	9,3	7,4	1,9	48,4	11,1	6,9	2,9	0,02	160	5,7	23,9	12,2	0,01	0,03	0,02
1922,503	17.12.1998	2,94	10,8	8,2	2,6	55,7	12,9	7,8	3,2	<0,01	179	14,3	21,9	12,6	<0,01	0,02	<0,01
1922,501	15.01.1998	3,55	12,2	9,9	2,3	64,4	13,7	9,9	2,3	<0,01	217	14,6	24,8	13,1	<0,01	0,01	<0,01
1922,501	18.02.1998	3,48	12,5	9,7	2,8	64,5	14,9	10,4	2,3	<0,01	212	20	35,6	12,9	<0,01	<0,01	<0,01
1922,501	05.03.1998	3,42	12	9,6	2,4	60,3	15,4	11,5	2,6	<0,01	209	20,4	35	15,8	<0,01	<0,01	<0,01
1922,501	23.04.1998	3,18	10,5	8,9	1,6	54,8	12,1	7,1	2	<0,01	194	14,6	26,9	12,3	<0,01	<0,01	<0,01
1922,501	13.05.1998	3,04	10	8,5	1,5	52,5	11,4	7,3	2	<0,01	186	14,8	25,4	6,2	<0,01	<0,01	<0,01
1922,501	25.05.1998	2,84	9,3	8	1,3	47,9	11,3	5,4	1,4	<0,01	173	12,4	23,1	5,5	<0,01	<0,01	<0,01
1922,501	17.06.1998	2,74	9	7,7	1,3	49	9,1	5,6	2	<0,01	167	11,1	22,7	5,6	<0,01	<0,01	<0,01
1922,501	01.07.1998	2,85	8,9	8	0,9	47,5	9,9	5,7	1,9	<0,01	174	10,7	23,2	5,9	<0,01	<0,01	<0,01
1922,501	15.07.1998	2,8	9	7,8	1,2	48,1	9,7	5,1	1,7	<0,01	171	10,2	20,5	4,9	<0,01	<0,01	<0,01
1922,501	28.07.1998	2,76	9,4	7,7	1,7	48,7	11,4	6,4	2,1	<0,01	168	10,7	21,9	5	0,01	<0,01	<0,01
1922,501	12.08.1998	2,69	8,6	7,5	1,1	42,4	11,8	6,2	2,1	<0,01	164	9,6	20	5,9	<0,01	<0,01	<0,01
1922,501	25.08.1998	2,68	8,9	7,5	1,4	46,2	10,8	6,4	2	0,02	164	11,3	22,4	5,4	<0,01	<0,01	<0,01
1922,501	09.09.1998	2,82	9,1	7,9	1,2	46,6	11,4	7,1	2	0,01	172	13,5	24,3	6,1	0,01	<0,01	<0,01
1922,501	24.09.1998	2,72	9,4	7,6	1,8	48,4	11,5	6,6	1,9	<0,01	166	10,9	24,8	6,7	<0,01	0,02	<0,01
1922,501	14.10.1998	3,28	11,2	9,2	2	57	14,1	7,9	2,1	<0,01	200	13,3	32,8	7,6	<0,01	0,04	<0,01
1922,501	28.10.1998	3	10,2	8,4	1,8	51,6	12,8	7,3	2,3	<0,01	183	13,2	28,7	8,3	<0,01	0,04	<0,01
1922,501	24.11.1998	3,15	10,8	8,8	2	55,6	13	6,9	2,2	0,01	192	6,5	26,6	11,6	<0,01	0,02	<0,01
1922,501	17.12.1998	3,41	11,9	9,5	2,4	60,2	14,9	8,9	2,3	<0,01	208	18,3	26,2	13,1	<0,01	0,01	<0,01

Stationsnummernmeterbezeichnung Mangan (gesamt) Orthophosphat Phosphat, ges. Silizium (als Si) Dissolved organ. Total organic C Oxidierbarkeit (Wassertemperatur: Spektr. Abs. koel. Leitfähigkeit pH-Wert (Feld) Sauerstoffgehalt Sauerstoffsättigung

Dim	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	°C	1/m	µS/cm	(-)	mg/l	mg/l	%
1937,509	08.01.1998	<0,01	<0,01	0,2	4,494	2,1	2,1	2,1	3,9	5,9	0,19	456	7,7	7,5	58,7	
1937,509	05.02.1998	<0,01	<0,01	0,18	4,708	1,8	1,8	1,8	3,1	5	0,22	478	7,8	6,9	54	
1937,509	04.03.1998	<0,01	<0,01	0,16	3,852	1,3	1,3	1,3	3,4	6,6	0,13	473	7,8	6,9	55,4	
1937,509	16.04.1998	<0,01	<0,01	0,14	3,852	1,4	1,5	1,5	1,4	8,7	0,19	423	7,7	4	33,8	
1937,509	07.05.1998	<0,01	<0,01	0,12	4,28	1,3	1,3	1,3	3,2	10,3	0,13	420	7,6	1,8	15,9	
1937,509	18.05.1998	<0,01	<0,01	0,12	4,708	1,2	1,3	1,3	<1	12	0,1	405	7,8	1,5	13,9	
1937,509	04.06.1998	<0,01	<0,01	0,12	4,708	0,7	0,9	1,2	3,2	13,8	0,12	382	7,9	1,2	11,4	
1937,509	23.06.1998	<0,01	<0,01	0,13	4,708	1,1	1,1	1,1	3,4	16,4	0,21	369	7,8	1,1	11,1	
1937,509	06.07.1998	<0,01	<0,01	0,12	5,136	1,2	1,2	1,2	3,5	16,8	0,14	364	7,8	1,2	12,2	
1937,509	22.07.1998	<0,01	<0,01	0,12	5,35	1,1	1,3	1,3	3	16,8	0,15	365	7,9	1,1	11,1	
1937,509	05.08.1998	<0,01	<0,01	0,12	7,704	1,7	1,7	1,7	1,8	18	0,15	365	7,9	0,5	5,3	
1937,509	19.08.1998	<0,01	<0,01	0,17	5,564	1,2	1,2	1,2	2,4	19	0,13	361	7,8	1,5	16,2	
1937,509	02.09.1998	<0,01	<0,01	0,17	4,922	1,6	1,6	1,6	<1	19	0,69	364	7,8	2,7	29,1	
1937,509	16.09.1998	<0,01	<0,01	0,09	4,922	0,8	0,8	0,8	1,2	17,2	0,2	383	7,6	1,6	16,6	
1937,509	07.10.1998	<0,01	<0,01	0,13	5,35	0,9	0,9	0,9	1,7	14,8	0,23	381	7,7	2,4	23,3	
1937,509	22.10.1998	<0,01	<0,01	0,12	4,494	1,1	1,1	1,1	3,9	13,7	0,15	398	7,7	2,8	26,6	
1937,509	11.11.1998	<0,01	<0,01	0,11	3,638	1,9	1,9	1,9	2,9	11,3	0,22	395	7,7	5	45,3	
1937,509	03.12.1998	<0,01	<0,01	0,17	4,28	1,7	1,7	1,7	2,5	8,6	0,16	431	7,7	6,1	51,5	
1937,509	08.01.1998	<0,01	<0,01	0,17	4,28	1,9	2	2	4,3	6,6	0,25	459	7,7	7,8	62,7	
1937,509	05.02.1998	<0,01	<0,01	0,15	4,494	1,8	1,8	1,8	2,6	6,1	0,1	477	7,8	6,5	52,2	
1937,509	04.03.1998	<0,01	<0,01	0,12	4,066	1,3	1,3	1,3	1,2	6	0,11	479	7,7	6,8	54,6	
1937,509	16.04.1998	<0,01	<0,01	0,11	3,638	1,4	1,5	1,5	1,9	8	0,1	427	7,7	4,8	40,5	
1937,509	07.05.1998	<0,01	<0,01	0,11	4,066	1,1	1,1	1,1	2,6	9,4	0,1	429	7,6	2,3	19,9	
1937,509	18.05.1998	<0,01	<0,01	0,11	4,28	1,1	1,2	1,2	<1	11	0,19	410	7,7	2,5	22,7	
1937,509	04.06.1998	<0,01	<0,01	0,11	4,28	0,7	0,7	0,7	2,5	13,5	0,21	388	7,9	2	19	
1937,509	23.06.1998	0,02	0,01	0,1	4,28	1,2	1,2	1,2	3	16,4	0,1	374	7,8	2	20,3	
1937,509	06.07.1998	<0,01	<0,01	0,11	4,922	0,6	0,6	0,6	2,5	16,5	0,07	362	7,7	1,2	12,2	
1937,509	22.07.1998	<0,01	<0,01	0,11	6,42	1,2	1,2	1,2	2,1	16,8	0,14	369	7,9	1,8	18,2	
1937,509	05.08.1998	<0,01	<0,01	0,11	7,276	1,5	2,2	2,2	1,7	17,7	0,17	365	7,7	0,7	7,2	
1937,509	19.08.1998	<0,01	<0,01	0,16	5,778	1,8	1,8	1,8	2,5	18,7	0,23	371	7,7	1,5	15,8	
1937,509	02.09.1998	<0,01	<0,01	0,15	5,992	1,4	1,4	1,4	<1	19,6	1,36	375	7,7	2,4	25,9	
1937,509	16.09.1998	<0,01	<0,01	0,09	4,922	0,9	0,9	0,9	3	17,5	0,11	384	7,6	2,4	24,8	
1937,509	07.10.1998	<0,01	<0,01	0,14	4,28	1,1	1,1	1,1	1,5	14,9	0,14	391	7,7	3,5	33,9	
1937,509	22.10.1998	<0,01	<0,01	0,11	4,28	1,1	1,1	1,1	3,4	14,1	0,24	406	7,6	3,8	36,9	
1937,509	11.11.1998	<0,01	<0,01	0,07	3,21	1,8	1,8	1,8	3,3	11,7	0,18	418	7,5	5,5	49,9	
1937,509	03.12.1998	<0,01	<0,01	0,14	4,066	1,6	1,7	1,7	2,2	9,8	0,23	432	7,7	7,6	65,7	
1937,509	08.01.1998	<0,01	<0,01	0,15	4,494	2,2	2,2	2,2	3,6	5,8	0,21	457	7,7	7,5	58,7	
1937,509	05.02.1998	<0,01	<0,01	0,17	4,708	1,7	1,7	1,7	3	4,4	0,15	479	7,8	6,1	46,5	
1937,509	04.03.1998	<0,01	<0,01	0,14	4,066	1,3	1,3	1,3	2,1	7	0,12	474	7,7	5,2	42,8	
1937,509	16.04.1998	<0,01	<0,01	0,13	3,424	1,4	1,4	1,4	<1	9,1	0,14	410	7,8	5,6	48,4	
1937,509	07.05.1998	<0,01	<0,01	0,12	3,852	1,1	1,2	1,2	2,7	11,7	0,16	399	7,7	2,6	23,6	
1937,509	18.05.1998	<0,01	<0,01	0,12	3,852	1,3	1,3	1,3	<1	14	0,11	381	7,8	2,1	20,4	
1937,509	04.06.1998	<0,01	<0,01	0,14	4,708	0,6	0,7	0,7	2,7	14,9	0,19	380	8	0,8	7,8	
1937,509	23.06.1998	<0,01	<0,01	0,13	4,494	1,3	1,3	1,3	3	16,7	0,16	364	7,9	0,8	8,1	
1937,509	08.07.1998	<0,01	<0,01	0,14	4,922	1,2	1,3	1,3	2	18,2	0,12	348	7,8	1,2	12,7	
1937,509	22.07.1998	<0,01	<0,01	0,14	5,136	1,1	1,3	1,3	2,1	17	0,16	359	7,9	1,3	13,5	
1937,509	05.08.1998	<0,01	<0,01	0,15	7,704	1,4	1,4	1,4	2,2	19,4	0,24	357	7,7	0,1	1,1	
1937,509	19.08.1998	<0,01	<0,01	0,25	6,206	1,3	1,3	1,3	2,7	19,6	0,3	360	7,8	0,9	9,7	
1937,509	02.09.1998	<0,01	<0,01	0,22	5,778	1,4	1,4	1,4	1	19	1,39	368	7,8	1	10,8	
1937,509	16.09.1998	<0,01	<0,01	0,12	4,708	0,8	0,8	0,8	1,6	17,3	0,24	379	7,7	3,4	35,2	
1937,509	07.10.1998	<0,01	<0,01	0,15	4,922	1	1	1	1,9	14,3	0,13	380	7,7	3,3	32	
1937,509	22.10.1998	<0,01	<0,01	0,11	4,066	1,2	1,2	1,2	2,5	13,2	0,24	394	7,7	4,3	40,8	
1937,509	11.11.1998	<0,01	<0,01	0,13	3,638	2,1	2,4	2,4	3,2	10,5	0,24	384	7,7	6,5	57,6	
1937,509	03.12.1998	<0,01	<0,01	0,13	4,28	1,9	1,9	1,9	3,5	7,6	0,18	435	7,7	7,3	60,1	
1937,509	08.01.1998	<0,01	<0,01	0,24	4,066	1,8	2	2	2,5	7,5	0,23	447	7,7	4,7	38,7	
1937,509	05.02.1998	<0,01	<0,01	0,2	4,494	1,5	1,5	1,5	2,6	6,5	0,12	468	7,7	2,9	23,3	

Stationsnummernbezeichner Mangan (gesamt) Phosphat (gesamt) Silizium (als Si) (Dissolved organ) Total organic carbon Oxidierbarkeit (Wassertemperatur) Spektralabsorption (Leitfähigkeit) pH-Wert (Feld) Sauerstoffgehalt Sauerstoffsättigung

Stationsnummer	Bezeichner	Mangan (gesamt) mg/l	Phosphat (gesamt) mg/l	Silizium (als Si) (Dissolved organ) mg/l	Total organic carbon mg/l	Oxidierbarkeit mg/l	Wassertemperatur °C	Spektralabsorption 1/m	Leitfähigkeit µS/cm	pH-Wert (-)	Sauerstoffgehalt mg/l	Sauerstoffsättigung %
1934,519	25.05.1998	<0,01	<0,01	0,04	0,1	4,494	1,1	1,1	9,5	435	7,8	0,5
1934,519	17.06.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,05	4,494	1,1	1,1	11,4	418	7,7	0,8
1934,519	01.07.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,05	4,28	1,4	3,1	13,6	387	7,9	0,8
1934,519	15.07.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,1	4,494	1,1	2,6	14,3	417	7,7	0,3
1934,519	28.07.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,07	4,494	1,1	1,9	15,4	422	7,8	0,6
1934,519	12.08.1998	<0,01	<0,01	0,06	0,07	6,848	1,2	2	15,7	409	7,9	0,6
1934,519	25.08.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,08	5,136	1	<1	16,2	400	7,7	0,7
1934,519	09.09.1998	<0,01	<0,01	0,07	0,07	4,708	0,7	0,8	17,1	412	7,8	0,6
1934,519	24.09.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,09	4,494	0,7	2,4	16,8	420	7,7	0,5
1934,519	14.10.1998	0,01	<0,01	0,05	0,09	4,922	0,8	1,4	15,3	441	7,8	0,7
1934,519	28.10.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,31	4,066	0,9	2,2	14,5	453	7,7	0,6
1934,519	11.11.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,08	3,21	1,4	1,4	13,2	458	7,7	0,7
1934,519	03.12.1998	<0,01	<0,01	0,07	0,12	4,066	1,6	2,5	11,1	467	7,7	2,9
1934,517	08.01.1998	<0,01	<0,01	0,29	0,29	4,922	2,2	3,5	5,1	469	7,8	7,9
1934,517	05.02.1998	<0,01	<0,01	0,12	0,43	4,708	1,9	3,2	3,7	490	7,8	7,9
1934,517	05.03.1998	<0,01	<0,01	0,08	0,11	3,852	1,4	1,5	5,7	501	7,8	61,1
1934,517	23.04.1998	<0,01	<0,01	0,08	0,09	4,28	1,3	1,3	9,8	471	7,7	4,7
1934,517	13.05.1998	<0,01	<0,01	0,07	0,07	4,066	1,3	1,6	12,4	434	7,7	3,2
1934,517	25.05.1998	<0,01	<0,01	0,06	0,06	5,564	1,3	1,3	13,8	467	7,6	2,9
1934,517	17.06.1998	<0,01	<0,01	0,06	0,06	6,634	1,3	2,4	17,1	457	7,5	1,9
1934,517	01.07.1998	<0,01	<0,01	0,06	0,06	4,28	1,6	1,6	17,6	425	7,6	2,3
1934,517	15.07.1998	<0,01	<0,01	0,06	0,08	5,35	1,4	3,9	18,3	405	7,5	2
1934,517	28.07.1998	<0,01	<0,01	0,06	0,09	5,992	1,3	1,7	18,6	436	7,5	0,8
1934,517	12.08.1998	<0,01	<0,01	0,07	0,09	8,132	1,5	2,6	20,1	423	7,5	1,7
1934,517	25.08.1998	<0,01	<0,01	0,06	0,09	5,992	1,1	1,2	21,1	414	7,6	1,6
1934,517	09.09.1998	<0,01	<0,01	0,08	0,08	6,634	1,3	1,3	19,2	509	7,4	1,5
1934,517	24.09.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,09	6,848	1,2	2,5	17,5	485	7,5	1,6
1934,517	14.10.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,08	6,42	1	2,8	14,9	449	7,6	2,8
1934,517	28.10.1998	<0,01	<0,01	0,14	0,15	5,136	1,4	2,7	13,3	433	7,6	4
1934,517	11.11.1998	<0,01	<0,01	0,06	0,1	4,066	2,3	2,3	11,4	415	7,6	5,5
1934,517	03.12.1998	<0,01	<0,01	0,09	0,15	4,922	1,7	2,3	7,6	477	7,7	5,5
1931,507	15.01.1998	<0,01	<0,01	0,04	0,1	3,852	1,6	1,6	10,2	449	7,8	8
1931,507	12.02.1998	<0,01	<0,01	<0,02	0,03	3,852	1,2	1,3	8,1	469	7,9	4,1
1931,507	08.04.1998	<0,01	<0,01	0,03	0,03	3,424	1,1	3,2	7	475	7,9	8,2
1931,507	14.05.1998	<0,01	<0,01	0,02	0,06	1,712	1,3	2,1	6,7	460	7,9	6,3
1931,507	25.05.1998	<0,01	<0,01	<0,02	<0,02	4,708	1,1	1,3	7,3	435	8,2	5
1931,507	18.06.1998	<0,01	<0,01	<0,02	<0,02	4,708	1,1	1,1	7,8	425	7,9	3,3
1931,507	29.06.1998	<0,01	<0,01	<0,02	0,03	4,494	0,9	1	9,7	395	8	2,7
1931,507	15.07.1998	<0,01	<0,01	0,02	0,02	4,494	1	2,2	11,1	383	7,8	1,5
1931,507	29.07.1998	<0,01	<0,01	0,02	0,02	4,708	0,8	1,2	12,7	378	7,9	1,5
1931,507	13.08.1998	<0,01	<0,01	0,03	0,04	7,062	1,1	2,1	14	369	7,8	1,3
1931,507	26.08.1998	<0,01	<0,01	0,03	0,04	4,922	0,8	0,8	14,9	373	8	1,3
1931,507	08.09.1998	<0,01	<0,01	0,04	0,03	4,708	0,7	1,5	15,4	374	7,9	0,9
1931,507	24.09.1998	<0,01	<0,01	0,02	0,05	4,922	<0,5	2,6	17	384	7,7	1,6
1931,507	14.10.1998	<0,01	<0,01	0,03	0,03	5,35	0,6	0,6	17,1	375	7,9	0,9
1931,507	28.10.1998	<0,01	<0,01	0,03	0,03	4,066	0,9	2,5	16,3	395	7,7	2,5
1931,507	24.11.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,05	2,782	1,1	4,3	14,4	404	7,8	2,8
1931,507	17.12.1998	<0,01	<0,01	0,02	0,03	3,424	1,3	1,4	13,2	423	7,8	7,4
1931,505	15.01.1998	<0,01	<0,01	0,07	0,15	3,638	1,9	2,8	6,8	423	7,8	8,8
1931,505	12.02.1998	<0,01	<0,01	0,06	0,14	4,066	1,5	1,5	6,4	460	7,9	5,4
1931,505	08.04.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,07	3,852	1,2	4	5,1	461	7,9	8,4
1931,505	14.05.1998	<0,01	<0,01	0,06	0,06	3,638	1,3	3	7,2	432	7,8	8,1
1931,505	14.05.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,05	3,852	1,2	1,2	8,9	407	8	5,2
1931,505	26.05.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,06	4,494	1,1	2,2	10,2	387	8	3,5
1931,505	18.06.1998	<0,01	<0,01	0,06	0,06	4,28	1,1	1,5	12,9	362	7,8	1,9

Stationsnummernmeterbezeichner Mangan (gesamt) Orthophosphat Phosphat, ges. Silizium (als Si) (Dissolved organ. Total organic carbon) Oxidierbarkeit (Wassertemperatur) Spektr. Abs. koef. el. Leitfähigkeit pH-Wert (Feld) Sauerstoffgehalt Sauerstoffsättigung

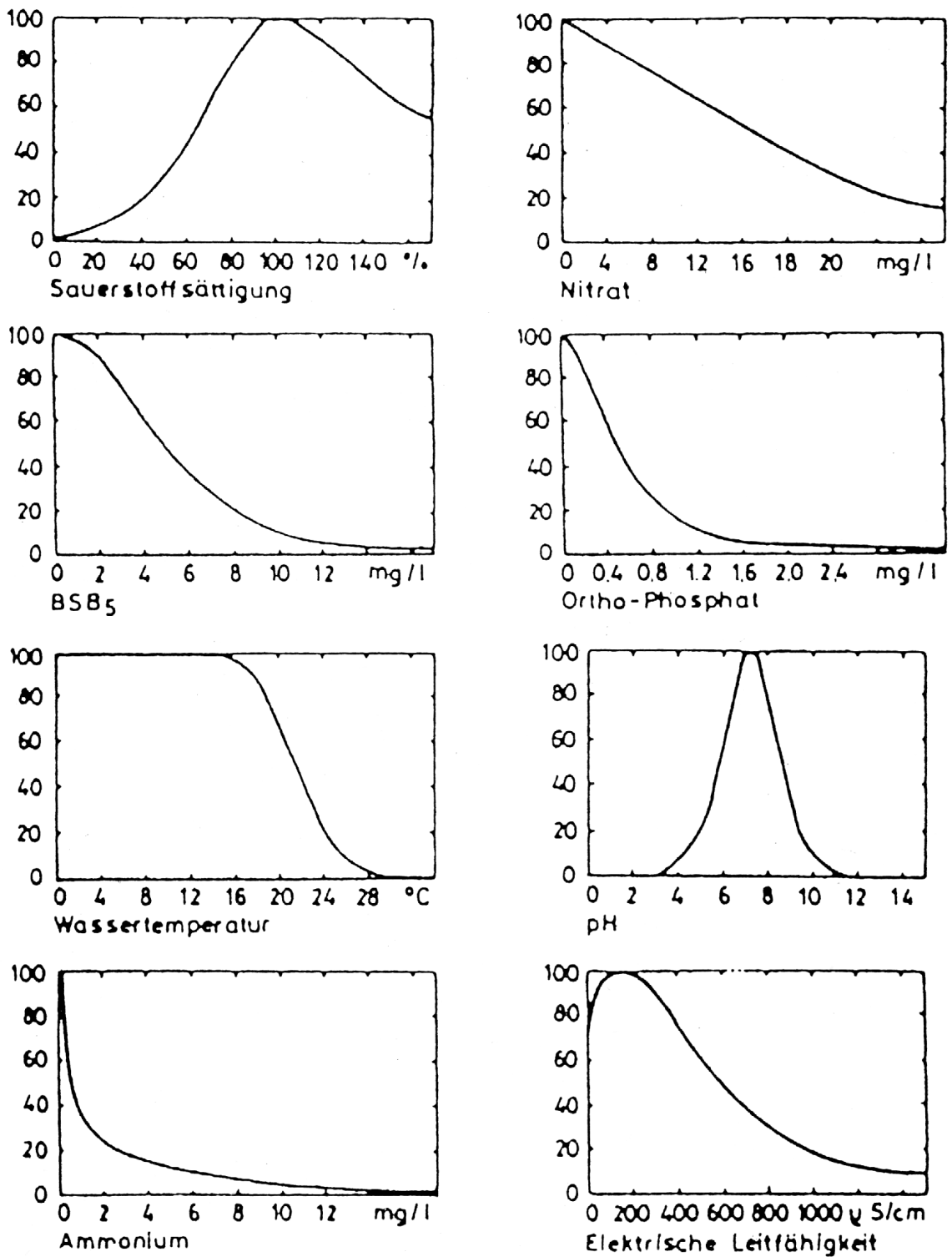
Dim	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	°C	1/m	µS/cm	(-)	mg/l	%
1931,505	29.06.1998	<0,01	<0,01	0,06	0,06	3,852	1,2	1,2	2,3	15	0,07	353	7,9	3,2	31,7
1931,505	15.07.1998	<0,01	<0,01	0,07	0,07	3,852	0,9	0,9	2,9	15,6	0,12	343	7,9	1,9	18,8
1931,505	29.07.1998	<0,01	<0,01	0,07	0,07	4,066	1	1	<1	16,4	0,21	347	7,8	2,3	23,3
1931,505	13.08.1998	<0,01	<0,01	0,08	0,08	6,42	1	1	2,3	16,7	0,07	351	7,9	0,8	8,1
1931,505	26.08.1998	<0,01	<0,01	0,06	0,07	4,494	1	1	<1	17,3	0,39	354	7,8	1,1	11,4
1931,505	08.09.1998	<0,01	<0,01	0,1	0,1	4,28	0,6	0,7	<1	18,2	0,12	358	7,9	1,6	16,9
1931,505	24.09.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,08	4,066	0,6	0,6	2,7	17,6	<0,05	361	7,8	2,6	26,9
1931,505	14.10.1998	<0,01	<0,01	0,06	0,07	4,494	0,7	0,7	1,9	15,8	1,35	365	7,8	3,8	37,7
1931,505	28.10.1998	<0,01	<0,01	0,06	0,07	3,424	0,7	0,7	2,6	14,6	0,1	380	7,8	4,5	43,6
1931,505	24.11.1998	<0,01	<0,01	0,08	0,09	2,568	1,4	1,5	2,4	12,3	0,14	374	7,9	10,2	94,6
1931,505	17.12.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,05	2,996	1,4	1,7	<1	10,3	0,24	410	7,8	10,1	89,5
1931,503	15.01.1998	<0,01	<0,01	0,16	0,26	3,852	2	2	2	5,1	0,19	427	7,8	8,9	69,7
1931,503	12.02.1998	<0,01	<0,01	0,15	0,21	4,28	1,6	1,6	2,9	5	0,13	447	8	6,7	52,5
1931,503	11.03.1998	<0,01	<0,01	0,14	0,15	4,066	1,3	1,3	3,4	4,8	0,13	465	7,9	8,5	64,8
1931,503	08.04.1998	<0,01	<0,01	0,14	0,14	3,638	1,6	1,6	3	7,4	0,28	435	7,9	6,1	50,2
1931,503	14.05.1998	0,04	0,04	0,42	0,42	1,07	5,9	5,9	17,8	12,7	1,46	308	7,8	0,8	7,4
1931,503	25.05.1998	0,02	0,02	0,34	0,47	1,712	2,2	2,2	6,6	16	0,65	342	7,5	3,8	38,5
1931,503	18.06.1998	<0,01	<0,01	0,21	0,23	3,424	2,1	2,1	5,4	17,1	1,5	328	7,5	2,1	21,7
1931,503	29.06.1998	<0,01	<0,01	0,22	0,23	1,712	2,8	2,8	16,9	17,8	1,32	324	7,3	2,3	23,8
1931,503	15.07.1998	<0,01	<0,01	0,51	0,59	1,712	1,1	1,1	1,3	17,1	0,27	322	7,8	2,6	26,9
1931,503	29.07.1998	<0,01	<0,01	0,13	0,16	5,992	1,1	1,1	2,5	18,6	0,11	346	8	0,9	9,5
1931,503	13.08.1998	<0,01	<0,01	0,16	0,16	4,28	1,2	1,2	1	19,5	0,33	344	7,6	1,2	12,9
1931,503	26.08.1998	<0,01	<0,01	0,14	0,18	4,066	0,8	0,8	<1	19,9	0,19	356	7,8	3	32,3
1931,503	08.09.1998	<0,01	<0,01	0,18	0,18	3,852	0,8	0,8	2,5	17,1	0,19	348	7,7	2,7	28
1931,503	24.09.1998	<0,01	<0,01	0,11	0,19	3,638	2,1	2,2	3,2	14,2	1,32	343	7,7	4,2	40,7
1931,503	14.10.1998	<0,01	<0,01	0,17	0,18	3,638	1	1	2,6	13,5	0,38	355	7,8	5,2	49,3
1931,503	28.10.1998	<0,01	<0,01	0,13	0,13	2,354	1,4	1,4	3,1	10,3	0,29	336	7,8	9,2	81,5
1931,503	24.11.1998	<0,01	<0,01	0,16	0,17	3,424	1,4	1,7	1,4	7	1,68	422	7,8	9,2	75,8
1931,503	17.12.1998	<0,01	<0,01	0,14	0,19	4,28	1,5	1,5	4,9	9,3	0,08	447	7,7	7,3	63,1
1927,515	08.01.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,08	4,28	1,5	1,5	2,2	6,7	0,1	471	7,7	5,6	45
1927,515	05.02.1998	<0,01	<0,01	0,06	0,13	3,852	1,2	1,2	2,4	6	0,15	478	7,8	8,3	66,7
1927,515	16.04.1998	<0,01	<0,01	0,06	0,06	3,638	1,4	1,4	<1	7,3	0,11	441	7,9	6,4	52,7
1927,515	07.05.1998	<0,01	<0,01	0,03	0,03	4,494	1,1	1,1	2,5	7,3	0,15	431	7,7	2,8	23,1
1927,515	18.05.1998	<0,01	<0,01	0,03	0,03	5,136	1,3	1,3	<1	7,8	0,13	423	7,8	2,1	17,3
1927,515	04.06.1998	<0,01	<0,01	0,03	0,04	4,922	0,6	0,6	2,6	9,4	0,09	394	8	0,7	6,1
1927,515	23.06.1998	<0,01	<0,01	0,03	0,04	4,494	1,1	1,1	3,1	11	0,1	380	7,8	0,4	3,6
1927,515	08.07.1998	<0,01	<0,01	0,03	0,03	4,922	1,1	1,2	4,9	12,7	<0,05	373	7,8	1,2	11,1
1927,515	22.07.1998	<0,01	<0,01	0,03	0,04	4,922	1	1	<1	13,9	0,19	364	7,8	1	9,5
1927,515	05.08.1998	<0,01	<0,01	0,04	0,04	7,276	1,3	1,3	1,7	14,8	0,11	366	7,7	0,2	1,9
1927,515	19.08.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,05	5,35	1,4	1,4	1,5	15,5	0,27	371	7,9	0,7	6,9
1927,515	02.09.1998	<0,01	<0,01	0,07	0,07	5,35	1,4	1,4	<1	16,8	0,66	375	7,8	0,9	9,1
1927,515	16.09.1998	<0,01	<0,01	0,07	0,07	5,136	0,7	1,1	1,7	17,5	0,07	380	7,7	0,1	1
1927,515	07.10.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,08	4,28	0,8	0,8	1,4	17,4	0,22	377	7,7	1,1	11,4
1927,515	22.10.1998	<0,01	<0,01	0,03	0,05	4,28	0,8	0,8	3,1	16,3	0,21	402	7,7	1,8	18,2
1927,515	11.11.1998	<0,01	<0,01	0,03	0,07	3,21	1,1	1,1	2,8	14,9	0,09	405	7,7	2,5	24,2
1927,515	03.12.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,09	4,28	1,4	1,4	2,9	13	0,15	416	7,8	4,4	41,7
1927,513	08.01.1998	<0,01	<0,01	0,03	0,21	4,28	1,8	1,8	4,5	7,1	0,15	457	7,8	7,3	60,1
1927,513	05.02.1998	<0,01	<0,01	0,04	0,22	4,494	1,7	1,7	2,9	6,1	0,23	478	7,7	5,8	46,6
1927,513	04.03.1998	<0,01	<0,01	0,03	0,03	4,28	1,4	1,4	2,3	5,5	0,3	480	7,9	6,8	53,2
1927,513	16.04.1998	<0,01	<0,01	0,03	0,07	4,066	1,4	1,5	1,1	7,9	0,14	439	7,9	3,2	26,4
1927,513	07.05.1998	<0,01	<0,01	0,03	0,03	4,922	1,2	1,2	2,5	8,9	0,26	437	7,7	2,1	17,7
1927,513	18.05.1998	<0,01	<0,01	0,03	0,03	5,136	1,4	1,4	<1	9,8	0,27	421	7,8	1,8	15,6
1927,513	04.06.1998	<0,01	<0,01	0,03	0,05	5,136	0,8	0,8	3,1	12,1	0,11	389	8	0,7	6,5
1927,513	23.06.1998	<0,01	<0,01	0,03	0,04	4,922	1,1	1,4	2,2	13,9	0,09	377	7,8	0,9	8,5
1927,513	08.07.1998	<0,01	<0,01	0,02	0,02	5,35	1,1	1,2	1,9	14,7	0,12	370	7,9	1	9,7

Stationsnumm	bezeichnr	Mangan (gesar)	(Mn2+ Orthophosphat	Phosphat, ges.	Silizium (als Si(Dissolved organ	Total organic c	Oxidierbarkeit	(Wassertemper: Spektr.	Abs.koe el.Leitfähigkeit	pH-Wert (Feld)	Sauerstoffgeha	Sauersoffsättigung	
Dim	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	°C	1/m	µS/cm	(-)	mg/l	%
1927,513	22.07.1998	<0,01	<0,01	0,03	0,04	5,778	1,3	1,4	15,9	0,24	364	7,9	0,4
1927,513	05.08.1998	<0,01	<0,01	0,03	0,03	8,346	1,5	1,5	16,1	0,18	369	7,7	0,3
1927,513	19.08.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,06	6,206	1,1	1,2	17,2	0,24	369	7,9	0,8
1927,513	02.09.1998	<0,01	<0,01	0,07	0,07	6,206	1,3	1,3	18,2	0,75	373	7,8	0,7
1927,513	16.09.1998	<0,01	<0,01	0,02	0,03	5,778	0,7	0,7	17,9	<0,05	378	7,7	0,3
1927,513	07.10.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,09	5,992	0,9	0,8	16,2	0,12	380	7,8	0,8
1927,513	22.10.1998	<0,01	<0,01	0,04	0,05	5,136	1	1	15	0,23	401	7,7	1,1
1927,513	11.11.1998	<0,01	<0,01	0,04	0,08	4,066	1,2	1,2	13,7	0,16	402	7,7	1,8
1927,513	03.12.1998	<0,01	<0,01	0,04	0,1	4,494	1,5	1,6	12	0,17	423	7,8	3,8
1927,511	08.01.1998	<0,01	<0,01	0,13	0,22	4,708	2,4	2,4	5,4	0,27	453	7,8	6,2
1927,511	05.02.1998	<0,01	<0,01	0,12	0,47	4,708	1,9	1,9	3,1	0,21	475	7,8	4,7
1927,511	04.03.1998	<0,01	<0,01	0,11	0,13	4,066	1,3	1,3	7,5	0,66	466	7,8	4,6
1927,511	16.04.1998	<0,01	<0,01	0,13	0,13	3,424	1,4	1,4	11	0,22	407	7,8	4,8
1927,511	07.05.1998	<0,01	<0,01	0,1	0,1	3,638	1,3	1,4	13,1	0,42	390	7,7	1,4
1927,511	18.05.1998	<0,01	<0,01	0,1	0,1	3,638	1,6	1,6	15,1	0,18	360	7,8	2
1927,511	04.06.1998	<0,01	<0,01	0,12	0,12	4,066	0,9	1	16,3	0,16	374	7,9	2,1
1927,511	23.06.1998	<0,01	<0,01	0,11	0,12	5,35	1,4	1,4	15,9	1,04	360	7,8	0,7
1927,511	08.07.1998	<0,01	<0,01	0,11	0,11	6,206	1,2	1,2	18,5	0,24	333	7,9	0,9
1927,511	22.07.1998	<0,01	<0,01	0,11	0,13	5,992	1,4	1,4	16,9	0,42	350	7,8	0,9
1927,511	05.08.1998	<0,01	<0,01	0,12	0,15	9,202	1,6	2,6	19,9	0,2	346	7,7	0,2
1927,511	19.08.1998	<0,01	<0,01	0,17	0,18	6,42	1,2	1,3	20,8	0,31	352	7,8	0,8
1927,511	02.09.1998	<0,01	<0,01	0,16	0,16	5,564	1,9	1,9	17,7	0,46	364	7,7	2,5
1927,511	16.09.1998	<0,01	<0,01	0,02	0,17	5,136	0,6	0,7	16,3	0,15	370	7,7	1,2
1927,511	07.10.1998	<0,01	<0,01	0,15	0,18	5,564	1,2	1,2	13,7	0,39	377	7,7	3,3
1927,511	22.10.1998	<0,01	<0,01	0,13	0,14	4,708	1,4	1,4	12,2	0,4	382	7,7	3,5
1927,511	11.11.1998	<0,01	<0,01	0,11	0,15	3,852	2,1	2,1	8,9	0,35	379	7,7	4,3
1927,511	03.12.1998	<0,01	<0,01	0,14	0,16	4,494	1,7	1,7	4,6	0,32	443	7,8	9,1
1927,509	15.01.1998	<0,01	<0,01	0,08	0,22	4,28	1,9	1,9	6,9	0,12	442	7,6	7,4
1927,509	18.02.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,06	4,066	1,4	1,4	4,9	0,11	464	7,9	4,2
1927,509	11.03.1998	<0,01	<0,01	0,04	0,04	3,852	1,3	1,3	6,5	0,17	464	7,9	5
1927,509	08.04.1998	<0,01	<0,01	0,04	0,04	3,638	1,2	1,2	7,9	0,18	442	7,8	4,4
1927,509	14.05.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,05	3,424	1,3	1,6	11,2	0,18	411	8	3
1927,509	25.05.1998	<0,01	<0,01	0,04	0,06	4,066	1,1	1,2	12,2	0,09	383	7,9	2
1927,509	18.06.1998	<0,01	<0,01	0,04	0,05	4,28	1	1	14,7	0,08	365	7,8	1,2
1927,509	01.07.1998	<0,01	<0,01	0,06	0,08	6,634	1,1	1,1	15	0,31	380	7,4	1,6
1927,509	15.07.1998	<0,01	<0,01	0,06	0,06	4,28	1,2	1,3	16,6	0,09	366	7,8	1,3
1927,509	29.07.1998	<0,01	<0,01	0,04	0,06	4,494	1	1	16	0,31	268	7,8	1
1927,509	13.08.1998	0,01	<0,01	0,17	0,18	6,42	1,2	1,2	17,9	0,14	372	7,3	0,6
1927,509	26.08.1998	<0,01	<0,01	0,14	0,14	4,708	1,1	1,1	18,9	0,24	370	7,1	0,8
1927,509	08.09.1998	<0,01	<0,01	0,18	0,18	4,494	0,7	0,7	19	0,32	369	7,7	1,9
1927,509	24.09.1998	<0,01	<0,01	0,1	0,14	4,28	0,8	0,8	17,5	0,18	374	7,3	1,7
1927,509	14.10.1998	<0,01	<0,01	0,06	0,08	3,852	1	1,1	13,6	0,13	385	7,7	2,3
1927,509	28.10.1998	<0,01	<0,01	0,04	0,07	4,922	1,3	1,4	15	0,37	370	7,2	1,7
1927,509	24.11.1998	<0,01	<0,01	0,04	0,1	2,996	1,3	1,4	10,6	0,16	391	7,8	2,8
1927,509	17.12.1998	<0,01	<0,01	0,04	0,07	3,424	1,3	2	7,7	0,1	423	7,8	5
1925,515	15.01.1998	0,02	<0,01	0,14	0,25	4,28	2,6	2,6	5,4	0,18	453	7,8	8,6
1925,515	12.02.1998	<0,01	<0,01	0,12	0,13	4,28	1,5	1,6	4,1	0,23	471	8	6,4
1925,515	11.03.1998	<0,01	<0,01	0,14	0,16	4,066	1,2	1,2	6,6	0,45	466	7,9	6,3
1925,515	08.04.1998	<0,01	<0,01	0,14	0,17	3,638	1,3	1,3	7,7	0,17	434	7,9	5,2
1925,515	14.05.1998	<0,01	<0,01	0,14	0,14	3,424	1,3	1,3	12,5	0,34	393	7,9	3,6
1925,515	25.05.1998	<0,01	<0,01	0,13	0,14	4,066	1	1	14,2	0,14	356	7,9	1,3
1925,515	18.06.1998	<0,01	<0,01	0,13	0,13	4,066	1,2	1,3	17,2	0,16	339	7,8	1,3
1925,515	01.07.1998	<0,01	<0,01	0,14	0,15	5,778	1,2	1,2	16,4	0,17	358	7,9	1,5
1925,515	15.07.1998	<0,01	<0,01	0,15	0,16	4,28	1,1	1,1	17,7	0,93	337	7,9	2
1925,515	29.07.1998	<0,01	<0,01	0,14	0,19	4,494	1	1	17,1	0,27	351	7,8	1,2
1925,515	13.08.1998	<0,01	<0,01	0,18	0,18	6,42	1,1	1,1	19,4	0,14	350	7,9	1,1

Stationsnummernmeterbezeichner Mangan (gesar) Phosphat (gesar) Silizium (als Si) (Dissolved organ) Total organic c: Oxidierbarkeit (Wassertemper: Spektr: Abs.koe el: Leitfähigkeit pH-Wert (Feld) Sauerstoffgeha Sauerstoffsättigung

	Dim	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	°C	1/m	µS/cm	(-)	mg/l	%
1925.515	26.08.1998	<0,01	<0,01	0,15	0,16	4,708	1	1,1	<1	20,2	0,25	352	7,8	0,7	7,7			
1925.515	08.09.1998	0,03	0,01	0,2	0,2	4,066	0,8	0,8	<1	18,1	0,48	371	7,8	2,2	23,2			
1925.515	24.09.1998	<0,01	<0,01	0,12	0,21	3,852	0,9	1,1	2,9	15,8	0,46	349	7,8	4,4	43,7			
1925.515	14.10.1998	0,02	0,02	0,13	0,14	4,922	0,8	0,8	1,8	13,8	0,46	387	7,8	3,4	32,3			
1925.515	28.10.1998	0,01	<0,01	0,14	0,16	3,638	0,9	0,9	3,9	12,4	0,26	385	7,8	4,1	38			
1925.515	24.11.1998	<0,01	<0,01	0,17	0,17	2,986	1,7	2,4	2,8	8,4	0,42	390	8	8,8	74,3			
1925.515	17.12.1998	0,01	<0,01	0,15	0,15	3,852	1,3	1,3	<1	4,7	0,31	446	7,8	9,4	71,7			
1925.513	15.01.1998	<0,01	<0,01	0,16	0,4	4,922	2,1	2,1	5	5,1	0,25	450	7,8	8,9	69,7			
1925.513	12.02.1998	<0,01	<0,01	0,15	0,26	4,494	1,8	1,9	2,8	3,2	0,19	472	8	7,2	53,5			
1925.513	11.03.1998	<0,01	<0,01	0,14	0,14	3,852	1,4	1,4	3,4	7	0,15	471	7,9	6,7	55,2			
1925.513	08.04.1998	<0,01	<0,01	0,1	0,1	3,852	1,4	1,4	2,9	7,4	0,19	434	8	6	49,4			
1925.513	14.05.1998	<0,01	<0,01	0,12	0,12	3,638	1,2	1,3	1,8	12,6	0,31	396	7,9	3	27,8			
1925.513	25.05.1998	<0,01	<0,01	0,11	0,16	4,28	1,1	1,1	2,7	13,9	0,1	355	7,9	1,6	15,2			
1925.513	18.06.1998	<0,01	<0,01	0,13	0,13	5,136	1,1	1,1	2	17,6	0,1	337	7,8	1,1	11,4			
1925.513	01.07.1998	<0,01	<0,01	0,12	0,14	5,35	1,2	1,2	3,2	16,4	0,14	357	7,8	2	20,3			
1925.513	15.07.1998	<0,01	<0,01	0,14	0,16	4,922	1,1	1,2	3,2	17,7	0,14	337	7,9	2,3	23,8			
1925.513	29.07.1998	<0,01	<0,01	0,13	0,17	5,136	1,1	1,1	1	17,8	0,26	351	7,8	1,9	19,7			
1925.513	13.08.1998	<0,01	<0,01	0,17	0,17	7,49	1,1	1,2	2,9	19,6	0,11	350	7,9	2,4	25,9			
1925.513	26.08.1998	<0,01	<0,01	0,14	0,15	5,35	1	1,1	<1	20,5	0,17	350	7,8	2,4	26,4			
1925.513	08.09.1998	<0,01	<0,01	0,17	0,17	4,708	0,7	0,9	<1	17,7	0,21	357	7,8	3,4	35,2			
1925.513	24.09.1998	<0,01	<0,01	0,11	0,16	4,708	1	1	2,5	15,9	0,16	357	7,8	4,2	41,7			
1925.513	14.10.1998	<0,01	<0,01	0,12	0,12	5,564	1	1	1,6	13,9	0,16	387	7,7	4,5	42,7			
1925.513	28.10.1998	0,01	<0,01	0,12	0,13	4,494	1,1	1,1	2,4	12,4	0,14	388	7,7	5,2	48,2			
1925.513	24.11.1998	<0,01	<0,01	0,14	0,16	3,638	1,7	1,7	3,6	9,7	0,25	385	7,9	8	69,2			
1925.513	17.12.1998	<0,01	<0,01	0,1	0,14	4,28	1,5	1,6	<1	5,9	0,25	429	7,8	8,4	65,8			
1925.507	15.01.1998	<0,01	<0,01	0,07	0,07	5,778	2,1	2,1	4,7	6,6	0,16	489	7,6	7,9	63,5			
1925.507	18.02.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,06	4,922	1,5	1,5	3,4	5	0,18	508	7,8	5,3	41,5			
1925.507	11.03.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,06	4,922	1,5	1,5	3,6	6,1	0,17	504	7,7	5,9	47,4			
1925.507	08.04.1998	<0,01	<0,01	0,02	0,03	4,494	1,5	1,5	2,7	7,5	0,38	463	7,8	4,3	35,4			
1925.507	14.05.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,05	5,35	1,4	1,4	2,4	11	0,26	431	7,7	1,9	17,2			
1925.507	25.05.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,05	7,062	1,2	1,2	2,2	12,5	0,15	407	7,8	1	9,3			
1925.507	18.06.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,05	7,918	1,3	1,3	2,6	14,8	0,17	390	7,7	1,2	11,6			
1925.507	01.07.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,06	4,28	1,4	1,4	3,2	15,9	0,22	396	7,7	2,3	22,8			
1925.507	13.08.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,07	7,49	1,3	1,3	2,8	16,8	<0,05	381	7,7	1,5	15,2			
1925.507	29.07.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,06	7,49	1,3	1,3	1,6	17,4	0,32	389	7,7	0,8	8,3			
1925.507	26.08.1998	<0,01	<0,01	0,07	0,07	11,128	1,4	1,5	3,5	18,6	0,21	388	7,7	1,4	14,8			
1925.507	08.09.1998	<0,01	<0,01	0,07	0,07	8,132	1,3	1,4	1,2	19,3	0,25	391	7,6	1	10,8			
1925.507	08.09.1998	<0,01	<0,01	0,09	0,09	7,49	1,1	1,2	<1	18,7	0,26	410	7,6	1,3	13,7			
1925.507	24.09.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,09	7,918	1,4	1,4	2,7	17,5	0,18	409	7,6	1,1	11,4			
1925.507	14.10.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,05	8,56	1,2	1,5	1,5	15,2	0,3	413	7,5	2	19,8			
1925.507	28.10.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,07	7,276	1,2	1,3	3,9	13,9	0,24	424	7,6	2,2	20,9			
1925.507	24.11.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,12	6,634	1,8	1,8	1,8	11,6	0,23	447	7,7	2,1	19			
1925.507	17.12.1998	<0,01	<0,01	0,05	0,08	6,634	1,4	1,5	1,4	8,7	0,19	483	7,6	4,8	40,5			
1924.503	15.01.1998	0,01	0,01	0,2	0,2	6,848	1,8	1,8	2,6	6	0,19	440	7,7	6,7	53,8			
1924.503	12.02.1998	<0,01	<0,01	0,18	0,23	6,634	1,4	1,6	1,8	5,5	0,13	455	8	5	39,2			
1924.503	11.03.1998	<0,01	<0,01	0,16	0,16	5,778	1,2	1,3	3,9	6,4	0,24	455	7,8	5,2	41,8			
1924.503	08.04.1998	0,02	0,01	0,15	0,18	6,42	1,1	1,3	2,5	7,8	0,33	429	7,9	4	32,9			
1924.503	14.05.1998	0,02	<0,01	0,18	0,18	5,992	1,1	1,2	2,5	11,1	0,11	401	7,9	1,8	16,3			
1924.503	25.05.1998	0,01	<0,01	0,11	0,11	7,918	1	1	2,8	12,3	0,11	379	7,8	0,7	6,5			
1924.503	18.06.1998	<0,01	<0,01	0,14	0,14	8,774	1	1,1	1,3	15,4	0,14	359	7,8	0,4	4			
1924.503	01.07.1998	<0,01	<0,01	0,12	0,12	3,852	1,2	1,3	3,3	16,2	0,11	367	7,9	1,2	12,2			
1924.503	15.07.1998	<0,01	<0,01	0,14	0,14	7,49	1	1	3	16,9	0,14	351	7,8	0,7	7,1			
1924.503	29.07.1998	0,02	<0,01	0,12	0,17	6,848	0,9	1	<1	15,5	0,33	366	7,8	0,8	7,9			
1924.503	13.08.1998	<0,01	<0,01	0,17	0,17	8,774	1,1	1,1	2,4	18,1	0,11	360	7,9	0,7	7,4			
1924.503	26.08.1998	<0,01	<0,01	0,13	0,14	6,206	1,1	1,2	<1	19	0,14	360	7,8	1,5	16,2			
1924.503	08.09.1998	0,05	0,01	0,19	0,23	6,42	0,6	0,6	<1	19,3	0,26	364	7,8	2,2	23,7			

Kalibrierkurven zur Bestimmung des Chemischen Index nach Bach



Kalibrierkurven zur Bestimmung der Subindexwerte für den Chemischen Index nach Bach (1986)

MAG. NORBERT KREUZINGER

Zimmermannplatz 1/11

A-1090 Wien

Tel/Fax: 01 / 403 90 61

E-mail: norbkreu@iwag.tuwien.ac.at

Lebenslauf

GEBURTSDATUM: 7. Okt. 1967
GEBURTSORT: Tulln
FAMILIENSTAND: ledig
STAATSBÜRGERSCHAFT: Österreich
PRÄSENZDIENST: Okt. 85 - Aug. 86

Ausbildung und beruflicher Werdegang

1973 - 1977 Volksschule in Ziersdorf, NÖ

1977 - 1985 AHS an der Theresianischen Akademie in 1040 Wien

Juni 1985 Matura

Okt. 1986 - Juni 1993 Studium an der UNI-Wien
Studienzweig Biochemische Mikrobiologie
Nebenfach Limnologie, Wasserchemie
Diplomarbeit am Institut für biochemische Technologie und Mikrobiologie der TU-Wien (Prof. Kubicek): „Isolierung, Charakterisierung und Vergleich des *gpd*-Gens (Glycerinaldehyd-3-phosphat Dehydrogenase) aus den Mykorrhizapilzen *Amanita muscaria*, *Boletus edulis* und *Lactarius deterrimus*“

Nov. 1993 Sponsion zum Mag. rer. nat.

Dez. 1993 – Sept. 2000 Doktoratsstudium an der TU - Wien
Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft
Dissertation zum Thema „Wechselwirkung von physikalischen, chemischen und biotischen Prozessen in aquatischen Systemen - Auswirkungen in Vorflutern mit unterschiedlichem Abwassereinfluss“

Dez. 1993 – Okt. 1996 Vertragsassistent am Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft / Abteilung Biologie und Chemie des Wassers

seit Okt. 1996 Universitätsassistent am Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft / Abteilung Biologie und Chemie des Wassers

Wien, am 8. August 2000

