

Diplomarbeit

zum Erwerb des akademischen Grades
Diplomingenieur der Studienrichtung Bauingenieurwesen

von
Günther Weichlinger

eingereicht am
Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau
der
Technischen Universität Graz
Vorstand: O.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Helmut Renner

Thema der Diplomarbeit:

**Untersuchungen zur biologischen Abbaubarkeit in
wässrigen Medien**

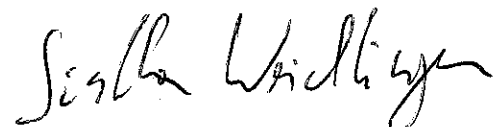
Betreuer: Dipl. Ing. Günter Gruber

Graz, im Februar 1997

Ehrenwörtliche Erklärung

Ich erkläre an Eides Statt, daß ich die vorliegende Arbeit selbständig und ohne fremde Hilfe verfaßt, andere als die angegebenen Quellen nicht benutzt und die den benutzten Quellen wörtlich oder inhaltlich entnommenen Stellen als solche kenntlich gemacht habe.

Graz, im Februar 1997

A handwritten signature in dark ink, appearing to read 'Günther Weichlinger', written in a cursive style.

Günther Weichlinger

...meinen Eltern in Dankbarkeit gewidmet.

Lieber Günter

Vielen Dank für die erhaltene Unterstützung
und Deine stete Bereitschaft, mir bei der
Erstellung dieser Diplomarbeit behilflich
zu sein.

Jönske Weidling

Zusammenfassung

Gegenstand dieser Diplomarbeit ist eine Zusammenstellung der derzeit aktuellen Methoden zur Quantifizierung der biologischen Abbaubarkeit organischer Substanzen in wässrigen Medien. Einführend werden zunächst allgemein die Auswirkungen von Schadstoffeinträgen in Gewässer und ihre Biozönose beschrieben. Anschließend werden alle derzeit im europäischen Raum genormten Verfahren zur Quantifizierung der biologischen Abbaubarkeit zusammengestellt und deren Versuchsmethodik kurz beschrieben. Durch die Vielzahl der organischen Stoffe, die in den Verunreinigungen und Belastungen eines Gewässers enthalten sind, war man für die Quantifizierung dieser Inhaltsstoffe seit jeher auf das Zusammenfassen von Stoffgruppen angewiesen. Auch die Verfahren zur Quantifizierung der biologischen Abbaubarkeit bedienen sich zumeist dieser sogenannten Summenparameter. Diesen Summenparametern ist daher ein eigenes Kapitel gewidmet. Besonderes Augenmerk wird dabei auf den biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB) gelegt, der in einem anschließenden praktischen Teil der Diplomarbeit in mehreren Versuchsdurchgängen mittels 4 verschiedener Bestimmungsmethoden ermittelt und deren Ergebnisse miteinander verglichen wurden.

Summary

Subject of this diploma thesis is the classification of up to date methods to evaluate the biodegradability of organic compounds in an aqueous medium. At the beginning general impacts of toxic influences into water are described. Later actual European Standards and their methods for analysing the biodegradability are specified. Because of the enormous multitude of organic toxic pollutions they have been combined to cumulative parameters. Also the methods for analysing the biodegradability are based on cumulative parameters. Therefore cumulative parameters, especially Biochemical Oxygen Demand (BOD), are described in a separate chapter.

Using four different analysing methods, the Biochemical Oxygen Demand (BOD) has been tested in the final laboratory examination. The results of these four tests have been compared and represented.

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung	1
2 Stoffeinträge aus dem Einzugsgebiet	3
2.1 Auswirkung der Stoffeinträge auf ein Gewässer	5
2.1.1 Beeinflussung stehender Gewässer	6
2.1.2 Beeinflussung fließender Gewässer	8
3 Die biologische Abbaubarkeit	10
3.1 Allgemeines	10
3.1.1 Die Selbstreinigung der Gewässer	10
3.1.2 Biologische Vorgänge beim Abbau von Substanzen	11
3.1.3 Definition des Begriffes „Abbaubarkeit“	12
3.2 Quantifizierung der biologischen Abbaubarkeit anhand der derzeitigen Normen	14
3.2.1 Überblick über die einzelnen Verfahren zur Bestimmung der biologischen Abbaubarkeit	14
3.2.2 EN 29408: „Bestimmung der vollständigen aeroben biologischen Abbaubarkeit organischer Stoffe in einem wässrigen Medium über die Bestimmung des Sauerstoffbedarfs in einem geschlossenen Respirometer“	16
3.2.3 EN 29439: „Bewertung der vollständigen aeroben biologischen Abbaubarkeit organischer Stoffe im wässrigen Medium - Verfahren mittels Analyse des freigesetzten Kohlendioxids“	22

3.2.4	DIN 38412, Teil 24: „Bestimmung der biologischen Abbaubarkeit unter Anwendung spezieller Analysenverfahren“	26
3.2.5	EN 29888: „Bestimmung der aeroben biologischen Abbaubarkeit organischer Stoffe in einem wässrigen Medium - Statischer Test (Zahn-Wellens-Verfahren)“	30
3.2.6	DIN 38412, Teil 26: „Abbau- und Eliminationstest für Tenside zur Simulation kommunaler Kläranlagen“	34
3.2.7	EN ISO 9887: „Bestimmung der aeroben biologischen Abbaubarkeit organischer Stoffe im wässrigen Medium - Halbkontinuierlicher Belebtschlammtest (SCAS)“	39
3.2.8	EN ISO 7827: „Bestimmung der vollständigen aeroben biologischen Abbaubarkeit organischer Stoffe in einem wässrigen Medium - Verf. mittels Analyse des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC)“	44
4	Summenparameter in der Abwassertechnik	48
4.1	Allgemeine Bedeutung des Begriffs „Summenparameter“	48
4.2	Der chemische Sauerstoffbedarf CSB	52
4.2.1	Definition	52
4.2.2	Probleme bei der CSB-Bestimmung	53
4.2.3	Vor- und Nachteile der CSB-Bestimmung	54
4.2.4	Übersicht über die Normenvorschriften	55
4.3	Der gesamte organische Kohlenstoff TOC	56
4.3.1	Definition	56
4.3.2	Verfahren zur TOC-Bestimmung	57
4.3.3	Probleme bei der TOC-Bestimmung	58
4.3.4	Vor- und Nachteile bei der TOC-Bestimmung	59
4.3.5	Übersicht über die Normenvorschriften	60

4.4 Der biochemische Sauerstoffbedarf BSB	60
4.4.1 Allgemeine Erklärung und Definition	60
4.4.2 Probleme bei der BSB-Bestimmung	61
4.4.3 Vor- und Nachteile der BSB-Bestimmung	63
4.4.4 Methoden zur Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs	64
4.4.5 Übersicht über die Normenvorschriften	65
4.5 Relationen zwischen den Summenparametern	65
4.5.1 CSB-TOC	67
4.5.2 BSB ₅ -TOC	67
4.5.3 BSB ₅ -CSB	68
4.6 Beschreibung der Verdünnungsmethoden zur BSB-Bestimmung	69
4.6.1 Die Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs nach der DIN 38409, Teil 51	69
4.6.2 Die Bestimmung des BSB-Wertes lt. ÖNORM M 6277 bzw. EN 1899-1	80
4.7 Beschreibung der manometrischen Methoden zur BSB-Bestimmung	87
4.7.1 Die BSB-Bestimmung mit dem System „Aqualytic“	87
4.7.2 Die BSB-Bestimmung mit dem System „OxiTop“ der Fa. WTW	91
4.8 Vergleich der Normen zur Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs nach der Verdünnungsmethode	94
4.8.1 Vergleich der ÖNORM M 6277 mit der EN 1899-1	94
4.8.2 Prinzipielle Unterschiede zwischen den Normen DIN 48409, Teil 51 und ÖNORM M 6277	100

5 Praktischer Teil: Vergleich vier verschiedener Methoden zur Bestimmung des BSB₅	103
5.1 Beschreibung der Versuchsdurchführung der vier verschiedenen Methoden zur BSB-Bestimmung	104
5.1.1 Verdünnungsmethode nach DIN 38409, Teil 51	104
5.1.2 Verdünnungsmethode nach ÖNORM M 6277 (EN 1899-1)	108
5.1.3 Manometrische Methode - System Aqualytic	113
5.1.4 Manometrische Methode - System OxiTop	115
5.2 Ergebnisse der BSB₅-Bestimmung	117
5.3 Resümee	191
 6 Literaturverzeichnis	 196

1 Einleitung

Gegenstand dieser Diplomarbeit ist eine Zusammenstellung der derzeit aktuellen Methoden zur Quantifizierung der biologischen Abbaubarkeit organischer Substanzen in wässrigen Medien. Einführend werden zunächst allgemein die Auswirkungen von Schadstoffeinträgen in Gewässer und ihre Biozönose beschrieben. Anschließend werden derzeit im europäischen Raum gültige genormte Verfahren zur Quantifizierung der biologischen Abbaubarkeit zusammengestellt und deren Versuchsmethodik kurz beschrieben. Durch die Vielzahl der organischen Stoffe, die in den Verunreinigungen und Belastungen eines Gewässers enthalten sind, war man für die Quantifizierung dieser Inhaltsstoffe seit jeher auf das Zusammenfassen von Stoffgruppen angewiesen. Auch die Verfahren zur Quantifizierung der biologischen Abbaubarkeit bedienen sich zumeist dieser sogenannten Summenparameter. Diesen Summenparametern ist daher ein eigenes Kapitel gewidmet. Besonderes Augenmerk wird dabei auf den biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB) gelegt, der in einem anschließenden praktischen Teil der Diplomarbeit in mehreren Versuchsdurchgängen mittels 4 verschiedener Bestimmungsmethoden ermittelt und deren Ergebnisse miteinander verglichen wurden.

Einführend sollen jedoch zunächst einige Zusammenhänge zwischen dem „Lebensraum Gewässer“ und den Auswirkungen auf diese Lebensräume infolge menschlicher Tätigkeiten beschrieben werden.

Jedes Gewässer stellt für eine ganz bestimmte biologische Gesellschaft (Biozönose) den Lebensraum (Biotop) dar. Handelt es sich zum Beispiel um ein biologisch intaktes Wasser, so wird sich ein Gleichgewichtszustand zwischen dem Nahrungsangebot und den Konsumenten einstellen. Dabei ergibt sich nicht etwa eine starre Situation, sondern ein ständiges Pendeln um diesen Gleichgewichtszustand.

Dieses Ökosystem Wasser steht im engen Zusammenhang mit seinem Umfeld. Die anthropogene Beeinflussung kann dabei zu einer Vervielfachung der Stoffeingsangsströme führen, sodaß es im Gewässer zur Veränderung des natürlichen Gleichgewichtszustandes kommt.

In Abhängigkeit vom natürlichen Selbstreinigungspotential eines Gewässers und von der Art und Menge dieser Stoffeinträge kann das jeweilige Ökosystem mit diesen Einträgen entweder selbst fertig werden oder nicht.

Im Sinne einer verantwortungsbewußten und vorausschauenden Umweltpolitik ist es unsere Aufgabe, diese von uns verursachten Stoffeinträge hinsichtlich ihrer Menge und ihrer Beschaffenheit auf ein unbedingt notwendiges Maß zu beschränken. Es sollten also nur Stoffe in die Gewässer gelangen, die relativ leicht von den, in jedem Ökosystem vorhandenen, Mikroorganismen abgebaut werden können. Die Quantifizierung der biologischen Abbaubarkeit der eingetragenen Stoffe ist daher von zentraler Bedeutung.

Diese Stoffeinträge und deren Auswirkungen auf die Gewässer sind zunächst das Thema der folgenden Kapitel.

2 Stoffeinträge aus dem Einzugsgebiet

Hinsichtlich ihrer Herkunft werden punktförmige und diffuse Stoffeinträge aus Einzugsgebieten in die Gewässer unterschieden. Zu den punktförmigen Einträgen gehören die Abwassereinleitungen aus Kläranlagen, die an einer bestimmten Einleitungsstelle sowie in zeitlich relativ konstanter Stofffracht in die Gewässer gelangen. Dagegen werden Abwassereinleitungen aus nicht kanalisierten Siedlungsgebieten zu den diffusen Quellen gerechnet, da sie oft nicht eindeutig lokalisierbar sind. Gleiches gilt für Regenwassereinleitungen aus befestigten Flächen. Regen- und Mischwassereinleitungen aus der Regenwasserbehandlung zählen jedoch zu den punktförmigen Quellen, da sie eine eindeutige Einleitungsstelle haben. Alle flächenhaften Stoffverluste aus dem Einzugsgebiet (z.B. über Sicker- oder Grundwasser), Stoffverluste aus landwirtschaftlicher Flächennutzung oder Viehhaltung, sowie Oberflächenabschwemmungen und Erosionen werden als diffuse Einträge bezeichnet.

Die verschiedenen Stoffanteile dieser Einträge können unterteilt werden in:

- geogene Stoffanteile
- Nährstoffe
- Schadstoffe
- Zehrstoffe (sauerstoffzehrende, biologisch abbaubare organische Stoffe)
- biologisch nicht abbaubare Stoffe

Geogene Stoffanteile

Der geologische Hintergrund eines Einzugsgebietes bestimmt den chemischen Grundcharakter eines Gewässers. Diese Beschaffenheit hat wesentlichen Einfluß auf Fauna und Flora eines Gewässers (z.B. Konzentration an gelöstem Silicium, Metallionenkonzentrationen).

Nährstoffe

Unter Nährstoffen versteht man im wesentlichen die anorganischen Phosphor- und Stickstoffverbindungen, die für das Wachstum der autotrophen Organismen in Gewässern (Algen, Phytoplankton, höhere Wasserpflanzen, Makrophyten) notwendig sind.

Schadstoffe

Schadstoffe in Gewässern (Metalle, organische Schadstoffe) können aus punktförmigen und diffusen Quellen stammen. Auch im Niederschlag sind erhebliche Mengen an Schadstoffen vorhanden (flüchtige Halogenwasserstoffe, polycyclische Aromate, Pestizide).

Die Einleitung von Jauche, Gülle und Silosickerstoffen von landwirtschaftlich genutzten Flächen führt sehr häufig zu Fischsterben. Daneben ist vor allem der Eintrag von Pestiziden von Bedeutung.

Schließlich findet sich in Gewässern unterhalb von Abwassereinleitungen eine mehr oder weniger große Palette von Schadstoffen, die sowohl aus dem häuslichen Abwasserbereich als auch aus gewerblichen und industriellen Abwässern stammen können. Nicht alle Schadstoffe werden in Kläranlagen eliminiert bzw. völlig abgebaut. Eine gewisse Restbelastung bleibt auch bei gut funktionierenden Anlagen immer vorhanden. Zu den mengenmäßig am häufigsten in Gewässern feststellbaren organischen Schadstoffen gehören die Komplexbildner EDTA und NTA, die zwar für Wasserorganismen nicht toxisch wirken, aber Metalle aus Schwebstoffen und Sedimenten remobilisieren.

Aus Haushalten sind es vor allem Tenside aus Wasch- und Reinigungsmitteln, die als Schadstoffe in die Gewässer gelangen.

Organische Belastungen

Unter Zehrstoffen versteht man die üblicherweise mit Hilfe des biochemischen Sauerstoffbedarfs (BSB) erfaßbaren organischen Stoffe, die biologisch abbaubar sind.

Neben den leicht abbaubaren organischen Stoffen befinden sich in den Gewässern noch mehr oder weniger schwer abbaubare organische Stoffe (z.B. Huminstoffe).

[1], [2], [3]

2.1 Auswirkung der Stoffeinträge auf ein Gewässer

Beim Abbau der organischen Verbindungen durch heterotrophe Bakterien wird Sauerstoff verbraucht, der dem Milieu entzogen wird. Gleichzeitig nimmt das Gewässer bei einer O_2 -Konzentration unter dem Sättigungspunkt Sauerstoff über die Oberfläche auf. Je größer das Sauerstoffdefizit, die Fließgeschwindigkeit und der Windeinfluß, umso größer ist der O_2 -Eintrag über die Oberfläche. Das Ausmaß des Sauerstoffdefizits hängt von der Fracht der eingeleiteten Schmutzstoffe, der Intensität des Abbaus und vom O_2 -Eintrag über die Oberfläche ab.

Wenn nun das Ausmaß des Sauerstoffverbrauches und des O_2 -Eintrages im jeweils gleichen Ausmaß erfolgen, ist keine Veränderung des Sauerstoffhaushaltes zu erwarten. Eine Veränderung tritt aber dann ein, wenn der O_2 -Verbrauch über das natürliche Ausmaß des Sauerstoffeintrages ansteigt. Gelangt eine größere Menge von Abwasser in ein Gewässer, ist bedingt durch die Abbautätigkeit der vorhandenen heterotrophen Bakterien, ein Defizit zu erwarten, welches bis zum Vorhandensein von sauerstofffreien Zonen führen kann.

Ein weiteres Problem entsteht durch die Verschlammung des Lückenraumsystems an der Sohle der Gewässer, welches für viele Wasserorganismen sowohl Lebensraum als auch Rückzugsraum bei Störfällen darstellt. Eine Verschlammung dieses Lückensystems führt zur Verhinderung des O_2 -Transportes in tiefere Schichten und dadurch zum Absterben der dort lebenden Organismen.

Eine Zunahme von Schwebstoffen führt zu einer verstärkten Trübung des Wassers, was sich negativ auf das Lichtklima im betroffenen Gewässer auswirkt.

Die Auswirkungen der Belastungen durch einen erhöhten Nähr- und Schadstoffeintrag in ein Gewässer sind natürlich auch davon abhängig, ob es sich um ein stehendes oder fließendes Gewässer handelt. In den folgenden Kapiteln werden diese Gewässertypen und die darin auftretenden Probleme, die infolge erhöhter Schmutzfrachten entstehen können, gesondert betrachtet.

[4]

2.1.1 Beeinflussung stehender Gewässer

Stehende Gewässer sind dadurch gekennzeichnet, daß sie nicht oder nur langsam durchflossen werden. Sie bilden für sich ein geschlossenes System mit einer inneren Dynamik, durch die das Stoffwechselgeschehen bestimmt wird.

Thermische Schichtung der Wasserkörper

Aus der Dichteanomalie des Wassers resultiert eine jahreszeitlich wechselnde, thermische Schichtung des Wasserkörpers.

Im Sommer bildet sich die Sommerstagnationsphase, wobei das kalte Tiefenwasser (Hypolimnion) vom warmen Oberwasser (Epilimnion) überschichtet wird. Dazwischen liegt die Sprungschicht (Metalimnion), die am starken Temperatursprung zu erkennen ist.

Im Herbst kühlt das Oberflächenwasser ab, und bei Erreichen der Temperaturgleichheit zwischen Oberwasser und Tiefenwasser findet, hervorgerufen durch den Wind, eine Umwälzung statt. Diese Phase wird Herbstzirkulation genannt.

Im Winter schichtet sich das kalte Wasser (0 - 4 °C) über das Tiefenwasser, wodurch die Winterstagnation ausgelöst wird.

Im Frühjahr, nach Erwärmen des Oberflächenwassers, findet durch die Temperaturgleichheit zwischen Oberwasser und Tiefenwasser wiederum eine Umwälzung statt, die sogenannte Frühjahrszirkulation.

Für das Stoffwechselgeschehen ist der jahreszeitliche Wechsel zwischen einem stagnierenden, geschichteten Wasserkörper und einer vollständigen Umwälzung von größter Bedeutung, da nur dadurch Sauerstoff in das Hypolimnion und aus dem Bodenschlamm rückgelöste Nährstoffe in das Epilimnion gelangen können.

Auswirkung von Schadstofffrachten auf ein stehendes Gewässer

Die absetzbaren Stoffe, die im Abwasser enthalten sind, sinken im See auf den Grund ab und werden dort in der Schlammschicht zumeist anaerob abgebaut.

Die organischen, sauerstoffzehrenden Stoffe (BSB₅) belasten den Sauerstoffhaushalt des Sees direkt, da sie sehr schnell von den heterotrophen Organismen (Bakterien, Pilze, Protozoen) unter Sauerstoffverbrauch umgesetzt werden. In der Regel findet dieser Vorgang im

Epilimnion statt, wo durch ständiges Umwälzen durch den Wind genügend Sauerstoff vorhanden ist. Die eingetragenen Schmutzstoffe führen dann zu einer Schädigung des Gewässers, wenn die dadurch verursachte O_2 -Zehrung das O_2 -Eintragungspotential übersteigt. Sanierungsmaßnahmen, wie zum Beispiel die Inbetriebnahme einer Kläranlage, wirken sich in diesem Fall sehr schnell positiv auf die Wasserqualität aus.

Problematischer und von größerer Bedeutung ist die Wirkung des Nährstoffeintrags (insbesondere Phosphor- und Stickstoffverbindungen) auf ein Gewässer. Dabei kommt vor allem dem Phosphor eine wichtige Rolle zu, da er als Minimumfaktor das Wachstum der autotrophen Organismen (Phytoplankton, Algen, Wasserpflanzen) begrenzt. In Ausnahmefällen, zumeist bei einer sehr hohen Phosphorkonzentration, kann auch der Stickstoff zum limitierenden Faktor werden.

Die Primärproduktion eines Gewässers, d.h. die Produktion von organischer Substanz (Algen) aus anorganischen Stoffen (CO_2 , H_2O , Salze usw.) wird so zumeist durch den Nährstoffgehalt (Trophie) bestimmt.

Flachseen unterscheiden sich von den tiefen Seen dadurch, daß keine thermische Schichtung vorliegt. Durch die geringe Wassertiefe kann der weitgehend durchlichtete Wasserkörper ganzjährig vom Wind umgewälzt werden, was sich positiv auf die O_2 -Versorgung auswirkt. Andererseits werden dadurch die eutrophierenden Stoffe in Schwebelage gehalten, so daß vom Frühjahr bis Herbst eine starke Algenentwicklung möglich ist.

Im Bezug auf die Belastung eines stehenden Gewässers ist die Zufuhr von Phosphaten und nicht abbaubaren Stoffen von größerer Bedeutung als die, zumeist mit dem BSB_5 erfaßten, biologisch abbaubaren Stoffe, da sich Phosphate und nicht abbaubare Stoffe in einem geschlossenen System anreichern.

[5]

2.1.2 Beeinflussung fließender Gewässer

Gegenüber einem See als geschlossenem System, kann man ein Fließgewässer als offenes System betrachten. Das Wasser wird in einer turbulenten Strömung stetig umgewälzt, so daß in Abhängigkeit von der Fließgeschwindigkeit und der Wassertiefe, Luftsauerstoff fortwährend aufgenommen werden kann. Hierbei kommt der primären Belastung durch sauerstoffzehrende Stoffe eine bedeutendere Rolle zu, als bei den stehenden Gewässern.

Der Mensch hat von jeher seine Wohn- und Siedlungsgebiete bevorzugt in der unmittelbaren Nähe der Fließgewässer angesiedelt, um den Fluß als Trink- und Brauchwasserlieferant, aber auch für die Beseitigung seiner Abfälle, zu nutzen. Durch die Zunahme der Siedlungsdichte ist die Menge der sauerstoffzehrenden Stoffe, die in das Wasservolumen eingetragen werden, so groß geworden, daß vielfach die Gefahr besteht, daß der O_2 -Verbrauch im Gewässer durch die Wiederbelüftungsrate nicht mehr gedeckt werden kann. Die O_2 -Konzentration kann dabei bis zum völligen O_2 -Schwund abnehmen. Das Gewässer „kippt um“, Fischsterben, Fäulnisprozesse und Absterben der gesamten aeroben Flora und Fauna sind die Folge.

Im Gegensatz zum See wird das Abwasser in einen relativ kleinen Volumsstrom eingemischt, wodurch besonders bei Niederwasserführungen im Sommer kritische Sauerstoffdefizite entstehen können.

Der Eintrag von Phosphorverbindungen wirkt sich in der Weise aus, daß Phosphate das Wachstum der Planktonalgen und Unterwasser-Blütenpflanzen fördern. Im Gegensatz zum See, wo es zu einer Anreicherung der P-Verbindungen kommen kann, werden in einem Fließgewässer die P-Verbindungen in Richtung Mündung verfrachtet.

Stickstoff hat für die Eutrophierung der Fließgewässer eine geringe Bedeutung, da zumeist der Phosphor der für das Wachstum limitierende Faktor ist. Stickstoff belastet als Ammonium (NH_4) den Sauerstoffhaushalt, da bei der Nitrifikation ca. 4,6 g O_2 /g NH_4 -N verbraucht werden.

Weiters ist Ammoniak (NH_3), das über den pH-Wert gekoppelt, mit dem Ammonium im Gleichgewicht steht, ein starkes Fischgift.

Die Nutzung des Fließgewässers zur Trinkwassernutzung wird sowohl durch Ammonium als auch durch Nitrat beeinträchtigt.

Bei der unübersehbaren Vielzahl der eingetragenen Stoffe ist es ganz unmöglich, jeden Einzelstoff für sich zu bestimmen, außer es besteht der Verdacht auf eine ganz spezielle Verschmutzung. Vielmehr ist es entscheidend, diejenigen Stoffe in Stoffgruppen

zusammenzufassen, die einer kollektiven Bestimmung zugänglich sind und allgemeine Aussagen über den Verschmutzungsgrad eines Abwassers zulassen.

So wurden im Laufe der Zeit Summenparameter eingeführt, die sich sowohl für die Bemessung und Steuerung von Abwasserbehandlungsanlagen, als auch bei der Ablaufkontrolle und der Beurteilung der Auswirkungen von Abwassereinleitungen auf die Gewässer als tauglich erwiesen haben.

Auch die verschiedenen Methoden zur Quantifizierung der biologischen Abbaubarkeit von Inhaltsstoffen bedienen sich zumeist solcher Summenparameter. Das folgende Kapitel gibt einen Überblick über die derzeit genormten europäischen Verfahren zur Bestimmung der biologischen Abbaubarkeit organischer Stoffe.

[6]

3 Die biologische Abbaubarkeit

3.1 Allgemeines

3.1.1 Die Selbstreinigung der Gewässer

Unter der Selbstreinigung eines Gewässers versteht man die Summe derjenigen Prozesse, die ein verunreinigtes Gewässer wieder seinem ursprünglichen Zustand zuführen. Damit sind alle physikalischen, chemischen und biologischen Vorgänge eingeschlossen, egal ob sie gleichzeitig oder zeitlich versetzt ablaufen oder sich gegenseitig in positivem oder negativem Sinne beeinflussen.

Der größte Teil der Selbstreinigung der Gewässer entfällt dabei auf die Tätigkeit von Mikroorganismen. Praktisch alle Organismen sind daran direkt oder indirekt beteiligt. Die gelösten Verbindungen werden vorwiegend von pflanzlichen Mikroorganismen abgebaut, während die festen Partikel zumeist die Nahrungsquelle von höheren Tieren darstellen. Mikroorganismen können auf diesem Wege auch bis zu 99 % der pathogenen Keime aus dem Abwasser eliminieren. Nitrate und Phosphate werden durch anabolische Vorgänge in die Biomasse eingebaut. Gasförmige Stoffe entweichen an die Atmosphäre.

In der Natur läuft ein feingegliedertes und ausgewogenes Wechselspiel zwischen dem Nahrungsangebot und den zahlreichen Konsumenten nach ganz bestimmten biologischen Gesetzmäßigkeiten ab. Damit wird auch deutlich, daß die Beteiligung der verschiedenen Organismen höchst unterschiedlich ist. Dennoch darf nicht übersehen werden, daß jede stoffliche Umsetzung, so gering sie auch sein mag, eben gerade in dieser Größenordnung als Zwischenglied sinnvoll und notwendig ist, um den weiteren Abbau über andere Zwischenstationen überhaupt zu ermöglichen. Wird durch Gifte oder andere Einflüsse nur ein einziger Abbauschritt gehemmt oder gar völlig verhindert, kann dies auf den weiteren Gesamtabbau entscheidende Auswirkungen haben. Unter Umständen sind dann die Endprodukte einer vollkommenen Mineralisierung nicht mehr erreichbar.

[7]

3.1.2 Biologische Vorgänge beim Abbau von Substanzen

Für die Erhaltung des Lebens einer Zelle sind Wachstum und Vermehrung unabdingbare Voraussetzungen. Überschüssige Energiemengen werden für einen späteren Bedarf in eine leicht verfügbare, chemisch gebundene Form, meist als Adenosintriphosphat (ATP) übergeführt und gespeichert.

Der Abbau von Substanzen erfolgt in zahlreichen Einzelschritten, wobei jede Zwischenreaktion durch ein eigenes Enzym katalysiert wird.

Die für den Abbau unbedingt erforderlichen Enzyme befinden sich entweder von Anfang an in der Zelle oder ihre Bildung wird bei Bedarf induziert oder synthetisiert.

Enzyme sind substratspezifisch, d.h. sie wirken nur auf eine einzige chemische Substanz. Sie sind in ihrer Aktivität nicht an eine lebende Zelle gebunden.

Ihrem chemischen Aufbau nach sind Enzyme Proteine, ihrer Funktion nach spezifische biochemische Katalysatoren.

Die Enzyme haben wie alle chemischen Katalysatoren folgende Eigenschaften:

- sie wirken in kleinsten Mengen,
- sie gehen aus der Reaktion unverändert und unverbraucht hervor,
- sie haben keinen Einfluß auf die Lage des Reaktionsgleichgewichtes.

In sehr einseitig zusammengesetzten industriellen Produktionsabwässern fehlen sehr häufig solche Enzymmuster, die für den Abbau der enthaltenen Substrate erforderlich sind, weshalb diese auch zumeist als schwer bis gar nicht abbaubar gelten.

In einer Mischpopulation werden fast immer einige wenige Organismen vorhanden sein, die durch Mutation zum Abbau dieser Substanzen befähigt sind. Sie werden bei fehlendem Konkurrenzdruck wachsen und sich vermehren, die übrigen jedoch absterben, inaktiviert werden oder ein wesentlich geringeres Wachstumstempo aufweisen. Die Mikroorganismenpopulation verändert sich damit. Man nennt diesen Vorgang eine durch Selektion entstandene genotypische Adaption.

[8], [9]

3.1.3 Definition des Begriffes „Abbaubarkeit“

Betrachtet man den biologischen Abbau von Schmutzstoffen, so wird, um diesen näher zu beschreiben, häufig in leicht und schwer abbaubare Stoffe unterschieden. Diese Begriffe können mit Hilfe der Mechanismen und Kinetik enzymatischer Reaktionen näher erläutert werden.

Ein Stoff ist dann leicht abbaubar, wenn in der vorhandenen Biomasse des Gewässers alle für diesen Abbauvorgang spezifischen Enzyme in ausreichender Konzentration vorhanden sind. Dann können alle Reaktionen der Reaktionskette mit optimaler Geschwindigkeit ablaufen und der Stoff z.B. im aeroben Milieu in CO_2 und H_2O übergeführt werden.

Für jede Reaktion der Reaktionskette ist ein spezielles Enzym notwendig. Fehlt eines oder ist es nicht in ausreichender Konzentration vorhanden, wird der Stoff nicht oder nur sehr langsam abgebaut. In diesem Fall spricht man von nicht oder schwer abbaubaren bzw. unvollständig abbaubaren Stoffen.

Die Abbaubarkeit eines Stoffes wird aber nicht nur durch die Struktur des Stoffes, sondern auch durch die Reaktionsbedingungen, wie z.B. Schlammbelastung, Kontaktzeit, Art der Biomasse u.ä. bestimmt.

In der Konsequenz dieser Tatsachen kann man den Begriff „Abbaubarkeit“ in folgender Weise definieren:

Ein Stoff ist dann biologisch abbaubar, wenn im System alle erforderlichen Enzyme für seinen Abbau in ausreichender Konzentration enthalten sind.

Die biologische Abbaubarkeit ist einmal begrenzt durch die chemische Struktur des abzubauenen Stoffes und zum anderen durch die Zusammensetzung der abbauenden Biomasse, welche die erforderlichen Enzyme in entsprechenden Konzentrationen bereitstellen muß. Die Selbstreinigung in einem Gewässer oder der Reinigungsprozeß in einer biologischen Kläranlage wird daher durch folgende Faktoren positiv bzw. negativ beeinflusst.

Positive Faktoren:

- Artenreiche Biozönose mit ausgeglichenen Milieubedingungen für alle Organismen.
- Stoffstrukturen, die einer Vielzahl von Organismen einen enzymatischen Angriff ermöglichen (hierzu zählen alle natürlichen Stoffe).

Negative Faktoren:

- Einseitig zusammengesetzte Biozöosen, z.B. durch extreme Milieubedingungen oder unzureichende Animpfung.
- Stoffstrukturen, die einem enzymatischen Angriff nur schwer zugänglich sind, z.B. Lignine, Wachse, Perlön.

Der Grad der biologischen Abbaubarkeit kann aber auch durch die Verfügbarkeit der notwendigen Enzyme beschrieben werden:

Leicht abbaubare Stoffe

Alle für den Abbau bis zum Endprodukt erforderlichen Enzyme sind in der Biomasse sofort in ausreichender Menge enthalten.

Schwer abbaubare Stoffe

In der Biomasse sind die erforderlichen Enzyme nicht oder nur in geringer Konzentration vorhanden. Hierbei muß man versuchen, die wenigen zum Abbau befähigten Organismen in der Biomasse anzureichern, indem man ihnen besonders günstige Lebensbedingungen bietet.

Nicht abbaubare Stoffe

In ihrer chemischen Struktur sind sie so beschaffen, daß es bisher keine Organismen gibt und in absehbarer Zeit auch nicht geben wird, welche die zum Abbau notwendigen Enzyme besitzen. Es ist jedoch nicht auszuschließen, daß ein „nicht abbaubarer Stoff“ durch Organismenmutation oder mit Hilfe von genmanipulierten Organismen eines Tages abbaubar wird.

Zusammenfassend kann man sagen, daß zum biologischen Abbau von Wasserinhaltsstoffen eine genau abgestimmte Enzymkette erforderlich ist, die von den Organismen bereitgestellt werden muß. In der Regel sind diese Voraussetzungen in der Natur gegeben. Manche Stoffe erfordern jedoch eine angepaßte Biozönose aus spezialisierten Organismen.

[10]

3.2 Quantifizierung der biologischen Abbaubarkeit anhand der derzeitigen Normen

3.2.1 Überblick über die einzelnen Verfahren zur Bestimmung der biologischen Abbaubarkeit

EN 29408 (Januar 1993) = **ISO 9408** (1991)

Bestimmung der vollständigen aeroben biologischen Abbaubarkeit organischer Stoffe in einem wässrigen Medium über die Bestimmung des Sauerstoffbedarfs in einem geschlossenen Respirometer.

EN 29439 (April 1993) = **ISO 9439** (Entwurf, Oktober 1991)

Bestimmung der vollständigen aeroben biologischen Abbaubarkeit organischer Stoffe im wässrigen Medium; Verfahren mittels Analyse des freigesetzten Kohlenstoffdioxids (L23).

DIN 38412, Teil 24 (April 1981)

Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser-, und Schlammuntersuchung;
Testverfahren mit Wasserorganismen (Gruppe L); Bestimmung der biologischen
Abbaubarkeit unter Anwendung spezieller Analysenverfahren (L24).

EN 29888 (April 1993) = **ISO 9888** (1991)

Bestimmung der aeroben biologischen Abbaubarkeit organischer Stoffe im wässrigen
Medium; Statischer Test (Zahn-Wellens-Verfahren).

DIN 38412, Teil 26 (Mai 1994)

Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser-, und Schlammuntersuchung;
Testverfahren mit Wasserorganismen (Gruppe L); Abbau- und Eliminationstest für Tenside
zur Simulation kommunaler Kläranlagen (L26).

EN ISO 9887 (Dezember 1994)

Bestimmung der aeroben biologischen Abbaubarkeit organischer Stoffe im wässrigen
Medium; Halbkontinuierlicher Belebtschlammtest (SCAS).

EN ISO 7827 (April 1996)

Bestimmung der vollständigen aeroben biologischen Abbaubarkeit organischer Stoffe in
einem wässrigen Medium; Verfahren mittels Analyse des gelösten organischen Kohlenstoffs
(DOC).

3.2.2 EN 29408: „ Bestimmung der vollständigen aeroben biologischen Abbaubarkeit organischer Stoffe in einem wässrigen Medium über die Bestimmung des Sauerstoffbedarfs in einem geschlossenen Respirometer“

Diese internationale Norm beschreibt ein Verfahren zur Bestimmung der vollständigen biologischen Abbaubarkeit organischer Substanzen durch aerobe Mikroorganismen bei einer vorgegebenen Konzentration in einem wässrigen Medium mittels Bestimmung des Sauerstoffbedarfs in einem geschlossenen Respirometer.

Das Verfahren ist für organische Stoffe anwendbar, die folgende Eigenschaften besitzen:

- löslich unter den Testbedingungen;
- unlöslich unter den Testbedingungen. In diesem Fall können besondere Maßnahmen erforderlich sein, um eine gute Dispersion der Testsubstanz zu erreichen;
- weder den Kohlenstoffdioxidabsorber erreichen, noch mit ihm reagieren;
- flüchtig, falls ein geeignetes Respirometer verwendet wird;
- nicht hemmend gegenüber den Testmikroorganismen bei der gewählten Testkonzentration.

In dieser Norm wird der Begriff der „vollständigen biologischen Abbaubarkeit“ wie folgt definiert:

„Der Abbaugrad, der erreicht wird, wenn eine Testsubstanz vollständig von Mikroorganismen abgebaut wird, wobei Kohlenstoffdioxid, Wasser, Mineralsalze und neue Biomasse entstehen.“

Grundlage des Verfahrens

Die zu untersuchende organische Substanz ist definitionsgemäß die einzige Kohlenstoff- und Energiequelle im Medium. Die Konzentration der Testsubstanz beträgt üblicherweise 100 mg/l, wobei ihr theoretischer Sauerstoffbedarf (ThSB) mindestens 100 mg/l betragen muß.

Das mit Mikroorganismen zu beimpfende Medium mit der Testsubstanz wird in einem geschlossenen Gefäß gerührt. Der Sauerstoffverbrauch wird entweder durch eine Messung der Sauerstoffmenge bestimmt, die erforderlich ist, um ein konstantes Gasvolumen in der Respirometerzelle aufrechtzuerhalten, oder über die Messung der Veränderung des Volumens oder des Druckes in der Respirometerzelle.

Das gebildete Kohlenstoffdioxid wird dabei durch eine geeignete Absorbersubstanz im Prüfgefäß gebunden.

Der Abbau wird über eine Dauer von 28 Tagen oder, falls erforderlich länger, über den Sauerstoffverbrauch bestimmt. Dabei wird die Menge an Sauerstoff, die durch die organische Substanz verbraucht wird, nach Korrektur mit dem Blindwert, in % des theoretischen Sauerstoffbedarfes (ThSB), der aus der angegebenen chemischen Formel berechnet wird, oder in % des chemischen Sauerstoffbedarfes (CSB) bestimmt. Ferner kann der Abbaugrad auch durch zusätzliche chemische Analysen zu Beginn und am Ende der Inkubation bestimmt werden. Dies ist z.B. über den gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) möglich. Mit Hilfe dieser Daten wird die biologische Abbaubarkeit der Testsubstanz bewertet.

Die Inkubation erfolgt im Dunkeln oder bei diffuser Beleuchtung. Die Temperatur wird zwischen 20 °C und 25 °C in einem Bereich von ± 1 °C konstant gehalten.

Erforderliche Geräte zur Versuchsdurchführung

- Geschlossenes Respirometer
- Wasserbad oder temperierter Raum
- Einrichtung zur Messung des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC)
- Einrichtung zur Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfes (CSB)
- Filtrationsgerät
- Zentrifuge
- pH-Meßgerät

Versuchsdurchführung und Meßprinzip

Als Testlösungen sind herzustellen:

- Lösung der Testsubstanz im Testmedium;
- Testmedium (Blindprobe);
- Lösung einer bekannten organischen Substanz im Testmedium (Referenzlösung);
- Lösung von Test- und Referenzsubstanz im Testmedium.

Das zu verwendende Inokulum, das eine mikrobielle Mischpopulation mit ausreichendem biologischen Abbaupotential enthalten sollte, kann entweder einer Belebtschlammprobe oder einem Kläranlagenablauf entnommen werden.

Als Ansätze werden nun jeweils zwei Testgefäße für die Testsubstanz und die Blindwertansätze, sowie je ein Testgefäß zur Kontrolle der Aktivität des Inokulums, zur Kontrolle einer möglichen abiotischen Abbaubarkeit und zur Kontrolle eines möglichen Hemmeffektes vorbereitet.

Die Proben werden an das Respirometer angeschlossen und 28 Tage bei konstanter Temperatur inkubiert.

Der Testansatz wird durch einen Magnetrührer in den Testgefäßen ständig gerührt. Die Testgefäße sind zu etwa 50 % gefüllt. Falls ein biologischer Abbau stattfindet, verbrauchen die Mikroorganismen Sauerstoff und stellen Kohlenstoffdioxid her. Der Sauerstoff geht dabei aus der Gasphase in die wässrige Phase in Lösung, wobei gleichzeitig das freiwerdende Kohlenstoffdioxid in der Gasphase absorbiert wird. Der Druck im Testgefäß, der mit einem Manometer gemessen wird, nimmt dadurch ab. Dieser Druckabfall wird nun benutzt, um die elektrolytische Produktion von Sauerstoff auszulösen. Ist durch die Sauerstoffproduktion der Druck wieder ausgeglichen, wird die Elektrolyse beendet. Der Sauerstoffbedarf wird gemessen und kann direkt auf einem Schreiber, einem Drucker oder einem Rechner angezeigt werden.

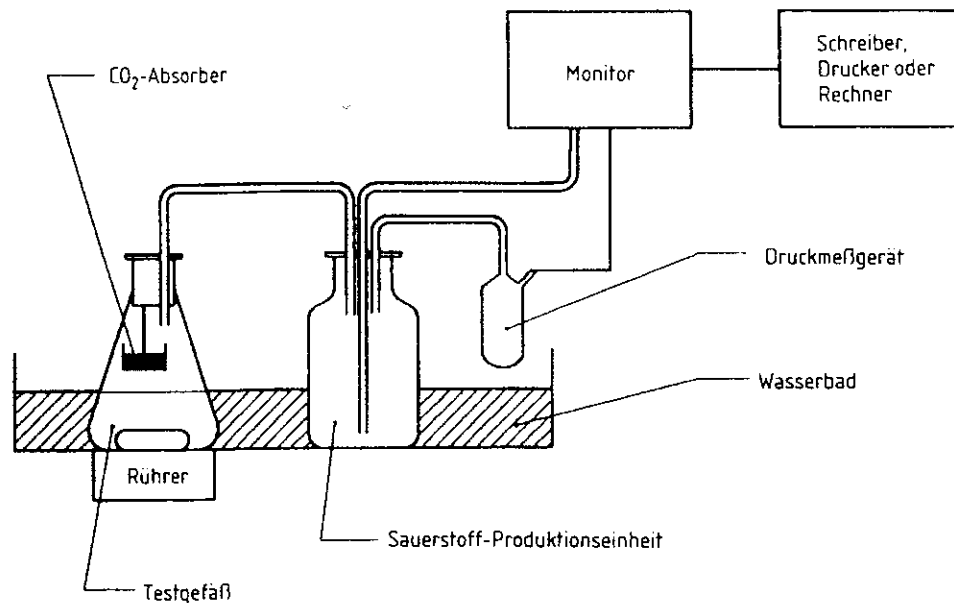


Abbildung 1: Meßprinzip eines geschlossenen Respirometers

Berechnung und Angabe der Ergebnisse

Nach Ablauf der Versuchszeit wird für jeden Prüfansatz der Sauerstoffverbrauch ermittelt.

Der biochemische Sauerstoffbedarf (BSB) der Testsubstanz wird aus der Differenz der Test- und Blindwertansätze berechnet.

Um den spezifischen Sauerstoffbedarf BSB ($\text{mg O}_2/\text{mg}$ Testsubstanz) zu erhalten, werden diese Werte durch die Konzentration der Testsubstanz dividiert.

$$\text{Spezifischer BSB} = \text{OD} = \frac{\text{BSB}_t - \text{BSB}_{\text{Bl},t}}{\rho(\text{TC})}$$

Dabei bedeuten:

- OD spezifischer Sauerstoffbedarf, in $\text{mg O}_2/\text{mg}$ Testsubstanz;
- BSB_t biochemischer Sauerstoffbedarf der Testsubstanz zum Zeitpunkt t ;
- $\text{BSB}_{\text{Bl},t}$ biochemischer Sauerstoffbedarf des Blindwertansatzes zum Zeitpunkt t ;
- $\rho(\text{TC})$ Konzentration der Testsubstanz.

Als Abbau wird das Verhältnis des spezifischen biochemischen Sauerstoffbedarfs (OD) zum theoretischen Sauerstoffbedarf (ThSB) oder zum chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) definiert. Der prozentuelle Abbaugrad (D_T) wird für jeden Testansatz nach einer der folgenden Gleichungen errechnet:

$$D(\text{ThSB})_t = \frac{\text{OD}}{\text{ThSB}} \cdot 100$$

$$D(\text{CSB})_t = \frac{\text{OD}}{\text{CSB}} \cdot 100$$

Darin bedeuten:

$D(\text{ThSB})_t$ Abbaugrad des theoretischen Sauerstoffbedarfs zum Zeitpunkt t , in %;

$D(\text{COD})_t$ Abbaugrad des chemischen Sauerstoffbedarfs zum Zeitpunkt t , in %;

ThSB Theoretischer Sauerstoffbedarf, in mg/mg Testsubstanz;

CSB experimentel bestimmter Sauerstoffbedarf, in mg/mg Testsubstanz;

OD der Sauerstoffbedarf, in mg/mg Testsubstanz.

Wird eine Bestimmung des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) durchgeführt, ermittelt man den biologischen Abbau der Testsubstanz als prozentuelle DOC-Abnahme nach folgender Gleichung:

$$D_t = \left[1 - \frac{\rho(\text{DOC})_t - \rho(\text{DOC})_{\text{Bl},t}}{\rho(\text{DOC})_0 - \rho(\text{DOC})_{\text{Bl},0}} \right] \cdot 100$$

Darin bedeuten:

D_t Abbaugrad bei Testende, in %;

$\rho(\text{DOC})_0$ DOC-Anfangskonzentration im Prüfansatz, in mg/l;

$\rho(\text{DOC})_t$ DOC-Konzentration im Prüfansatz bei Testende, in mg/l;

$\rho(\text{DOC})_{\text{Bl},0}$ DOC-Anfangskonzentration der Blindwertlösung, in mg/l;

$\rho(\text{DOC})_{\text{Bl},t}$ DOC-Konzentration der Blindwertlösung bei Testende, in mg/l.

Wenn eine teilweise Nitrifikation stattgefunden hat, kann der gemessene Sauerstoffverbrauch im Testansatz um die Sauerstoffmenge korrigiert werden, die erforderlich ist, um Ammonium zu Nitrit und weiter zu Nitrat zu oxidieren. Diese Korrektur ist im Anhang B dieser Norm näher beschrieben.

Der Abbaugrad D_t in % wird für jeden Testansatz gegen die Zeit aufgetragen um eine Abbaukurve zu erhalten. Bei Parallelbestimmungen von Testansätzen ist eine Abbaukurve aus den errechneten Mittelwerten aufzutragen.

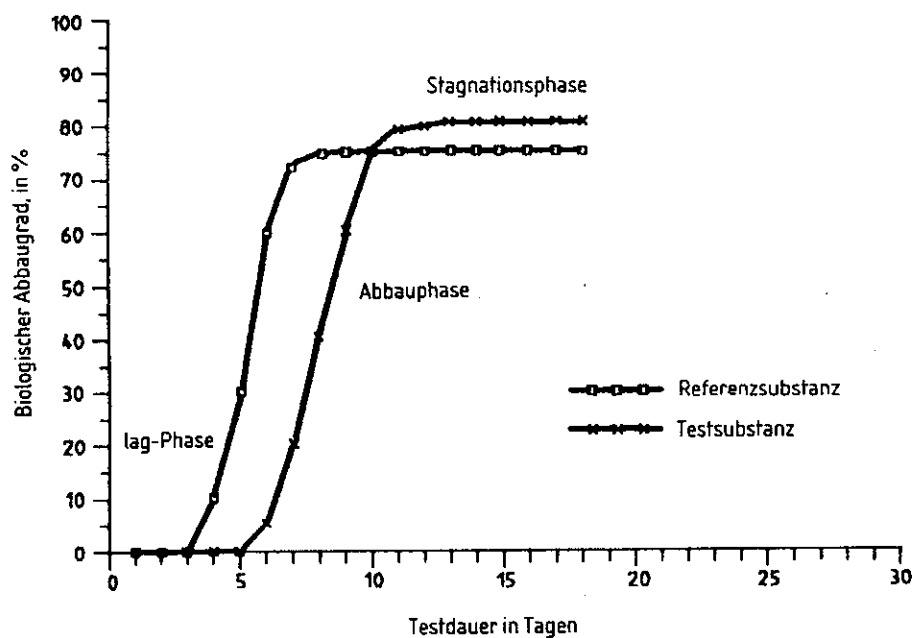


Abbildung 2: Beispiel einer Abbaukurve

3.2.3 EN 29439: „Bewertung der vollständigen aeroben biologischen Abbaubarkeit organischer Stoffe im wässrigen Medium - Verfahren mittels Analyse des freigesetzten Kohlendioxids“

Diese europäische Norm, die ident mit dem Entwurf der ISO 9439 ist, beschreibt ein Verfahren zur Bestimmung der vollständigen biologischen Abbaubarkeit einer organischen Substanz bei einer vorgegebenen Konzentration in einem wässrigen Medium durch aerobe Mikroorganismen über die Analyse des freigesetzten Kohlenstoffdioxids.

Das Verfahren ist für organische Stoffe anwendbar, die folgende Eigenschaften besitzen:

- löslich unter den Testbedingungen;
- unlöslich unter den Testbedingungen. In diesem Fall können besondere Maßnahmen erforderlich sein, um eine gute Dispersion der Testsubstanz zu erreichen;
- nicht flüchtig, oder mit einem vernachlässigbaren Dampfdruck unter den Testbedingungen;
- nicht hemmend gegenüber den Testorganismen bei der gewählten Testkonzentration.

In dieser Norm wird der Begriff der „vollständigen biologischen Abbaubarkeit“ wie folgt definiert:

„Der Grad der Abbaubarkeit, der erreicht wird, wenn eine Testsubstanz vollständig von Mikroorganismen verbraucht wird, wobei Kohlenstoffdioxid, Wasser, Mineralsalze und neue Biomasse entstehen.“

Grundlage des Verfahrens

Die zu untersuchende organische Substanz ist definitionsgemäß die einzige Kohlenstoff- und Energiequelle. Der Abbaugrad wird direkt über die Messung des freigesetzten Kohlenstoffdioxids während der Testdauer (normalerweise 28 Tage) bestimmt. Die

Substanzkonzentration wird so gewählt, daß der Anfangsgehalt an organischem Kohlenstoff im Medium zwischen 10 und 40 mg/l liegt.

Die Inkubation erfolgt im Dunkeln oder bei diffuser Beleuchtung. Die Temperatur wird zwischen 20 °C und 25 °C in einem Bereich von ± 1 °C konstant gehalten.

Erforderliche Geräte zur Versuchsdurchführung

- Inkubationsgefäße: z.B. Erlenmeyerflaschen
- Ausrüstung zur Produktion kohlenstoffdioxidfreier Luft
- Geräte zur Bestimmung von Kohlenstoffdioxid: Kohlenstoffdioxidanalysator oder Vorrichtung zur titrimetrischen Bestimmung von Kohlenstoffdioxid
- Filtrationsvorrichtung: Membranfilter
- Analysator zur Bestimmung des gelösten organischen Kohlenstoffs
- Zentrifuge
- pH-Meter

Versuchsdurchführung und Meßprinzip

Durch Zugabe einer geeigneten Menge an Testsubstanz zum Testmedium wird eine Stammlösung hergestellt. Weiters wird unter den selben Bedingungen eine Referenzlösung hergestellt. Als Referenzsubstanz wird eine organische Verbindung mit bekannter Abbaubarkeit verwendet.

Das zu verwendende Inokulum, das eine mikrobielle Mischpopulation mit ausreichendem biologischen Abbaupotential enthalten sollte, kann entweder einer Belebtschlammprobe, einem Kläranlagenzu- oder ablauf entnommen werden.

Als Testansätze werden nun jeweils zwei Inkubationsgefäße für die Testsubstanz und die Blindwertansätze, sowie je ein Inkubationsgefäß zur Kontrolle der Aktivität des Inokulums, zur Kontrolle einer möglichen abiotischen Abbaubarkeit und zur Kontrolle eines möglichen Hemmeffektes vorbereitet.

In jedes der Inkubationsgefäße wird die, für die Versuchsdurchführung, erforderliche Menge an Testmedium und Inokulum zugegeben.

Nachdem die Proben 24 Stunden lang mit kohlenstoffdioxidfreier Luft begast wurden, um das vorhandene Kohlenstoffdioxid auszutreiben, werden sie an das Testsystem angeschlossen und 28 Tage bei konstanter Temperatur inkubiert.

Dem Testsystem wird Druckluft oder synthetische kohlenstoffdioxidfreie Luft mit einem konstant niedrigen Druck zugeführt.

Das Kohlenstoffdioxid in der Luft wird entfernt, indem die Luft durch eine Natriumhydroxidlösung geleitet wird. Ein zweites Gefäß mit Bariumhydroxidlösung wird verwendet, um die vollständige Entfernung des Kohlenstoffdioxids anzuzeigen.

Findet ein biologischer Abbau statt, wird Kohlenstoffdioxid produziert und in einer zweiten Kohlenstoffdioxidfalle, in der sich entweder eine Lösung mit Natriumhydroxid oder Bariumhydroxid befindet, absorbiert. Im ersten Fall wird Kohlenstoffdioxid als gelöster anorganischer Kohlenstoff in einem geeigneten Analysator bestimmt, im zweiten Fall wird das Kohlenstoffdioxid mit Hilfe einer Titration mit HCl nachgewiesen.

Die Menge des freigesetzten Kohlenstoffdioxids wird für jedes Inkubationsgefäß in regelmäßigen Abständen bestimmt.

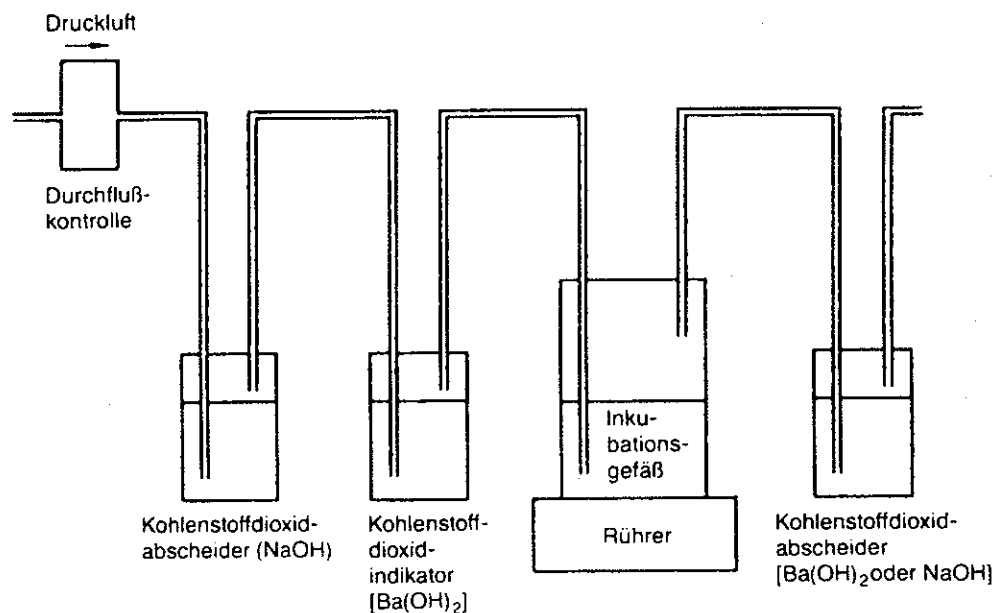


Abbildung 3: Meßprinzip eines Testsystems mit freizusetzendem Kohlenstoffdioxid

Berechnung und Angabe der Ergebnisse

Die theoretische Kohlenstoffdioxidmenge (ThCO_2), die in der Testsubstanz gebildet werden kann, errechnet man aus der Formel:

$$\text{ThCO}_2 = C \cdot V \cdot \frac{44}{12}$$

Darin bedeuten:

ThCO_2 Theoretische Menge an Kohlenstoffdioxid, in mg;

C Konzentration der Testsubstanz im Testansatz, in mg/l;

V Volumen des Testansatzes, in l;

44 und 12 relative Mol- bzw Atommassen von Kohlenstoffdioxid und Kohlenstoff.

Der prozentuelle Abbaugrad D_T wird nach jedem Meßintervall für den Testansatz, die Inokulumskontrolle und die Hemmkontrolle aus folgender Formel errechnet:

$$D_T = \frac{(\text{CO}_2)_T - (\text{CO}_2)_B}{\text{ThCO}_2} \cdot 100$$

Darin bedeuten:

$(\text{CO}_2)_T$ Mittelwert der Gesamtmenge an freigesetztem Kohlenstoffdioxid im Testgefäß vom Testbeginn bis zum Zeitpunkt t, in mg;

$(\text{CO}_2)_B$ Mittelwert des gesamten freigesetzten Kohlenstoffdioxids im Blindwertansatz vom Testbeginn bis zum Zeitpunkt t, in mg;

ThCO_2 Theoretische Menge an Kohlenstoffdioxid, in mg.

In einer Tabelle werden die prozentualen Abbaugrade für jeden Bestimmungszeitpunkt und jedes Inkubationsgefäß zusammengestellt. Bei Parallelbestimmungen von Testansätzen ist eine Abbaukurve aus den errechneten Mittelwerten aufzutragen.

3.2.4 DIN 38412, Teil 24: „Bestimmung der biologischen Abbaubarkeit unter Anwendung spezieller Analysenverfahren“

Diese Norm beschreibt ein Verfahren zur Bestimmung der biologischen Abbaubarkeit unter Anwendung spezieller Analysenverfahren.

In dieser Norm werden die Begriffe des „biologischen Abbaues“ und des „biologischen Abbaugrades“ wie folgt definiert:

„Unter biologischem Abbau wird die von Mikroorganismen vollzogene biochemische Elimination organisch-chemischer Verbindungen verstanden.“

„Der biologische Abbaugrad ist das arithmetische Mittel der auf die Zulaufkonzentrationen bezogenen Differenzen der Prüfsubstanz-Konzentrationen des Zu- und Ablaufes der Anlage in Prozent während einer bestimmten Zeitspanne.“

Grundlage des Verfahrens

Dieses Verfahren zur Bestimmung der biologischen Abbaubarkeit benötigt Belebtschlamm zum biologischen Abbau der Prüfsubstanzen. Damit und mit anderen Parametern wird versucht, die biologischen Stufen von technischen Abwasserbehandlungsanlagen zu simulieren. Hierin liegt auch der Unterschied zu anderen Bestimmungsverfahren.

In einer Belebtschlammanlage im Laboratoriumsmaßstab werden synthetisches Abwasser (Nährlösung) und die zu prüfende Substanz bei kontinuierlichem Durchfluß belüftet. Die Prüfsubstanz wird in einer Konzentration zugegeben, die unter praktischen Gesichtspunkten realistisch ist und gegenüber dem Belebtschlamm nicht toxisch wirkt. Die Verweilzeit des Abwassers im Belüftungsgefäß beträgt durchschnittlich 3 Stunden; sie kann aber je nach Art des Testgutes verändert werden.

Erforderliche Geräte zur Versuchsdurchführung

- Belebtschlammanlage (Ausführung siehe Abbildung 4)
- Vorrats- und Sammelgefäße mit Nennvolumen von 30 l
- Dosierpumpe
- Druckluft
- Luftmengenmesser
- Belüftungsstein
- Schläuche für die Luftzuleitung und Abwasserförderung

Versuchsdurchführung und Meßprinzip

Die Belebtschlammanlage wird mit synthetischem Abwasser gefüllt, das die Prüfsubstanz in der gewünschten Konzentration enthält. Dann werden die Luftzufuhr zur Belüftung, eine Mammutpumpe und eine Dosierpumpe in Betrieb genommen. Die Verweilzeit des Abwassers im Belüftungsgefäß sollte mindestens 3 Stunden betragen.

Die Belebtschlammanlage wird mit 3 ml Ablaufwasser einer Kläranlage angeimpft, um bei allen Tests vergleichbare Ausgangsbedingungen für das Wachstum der Mikrobiozönose zu schaffen. Die Luftzufuhr ist so zu regulieren, daß sich der Belebtschlamm nicht absetzt und die Sauerstoffkonzentration nicht unter 2 mg/l absinkt. Mit Hilfe der Mammutpumpe erfolgt ein gleichmäßiger Rücklauf des abgesetzten Belebtschlammes zurück in das Belüftungsgefäß. Das aus dem Absetzgefäß abfließende Wasser wird gesammelt und nach jeweils 24 Stunden die Analysenprobe entnommen.

Bestimmt wird die Konzentration der Prüfsubstanz (ρ_z) im Vorratsbehälter und die Konzentration der Prüfsubstanz (ρ_a) im Sammelgefäß unmittelbar nach der Probenahme.

Zur Kontrolle der allgemeinen Abbauleistung des biologischen Systems während des Testverlaufes wird zweimal pro Woche der chemische Sauerstoffbedarf (CSB) im Filtrat des Zu- und Ablaufes bestimmt.

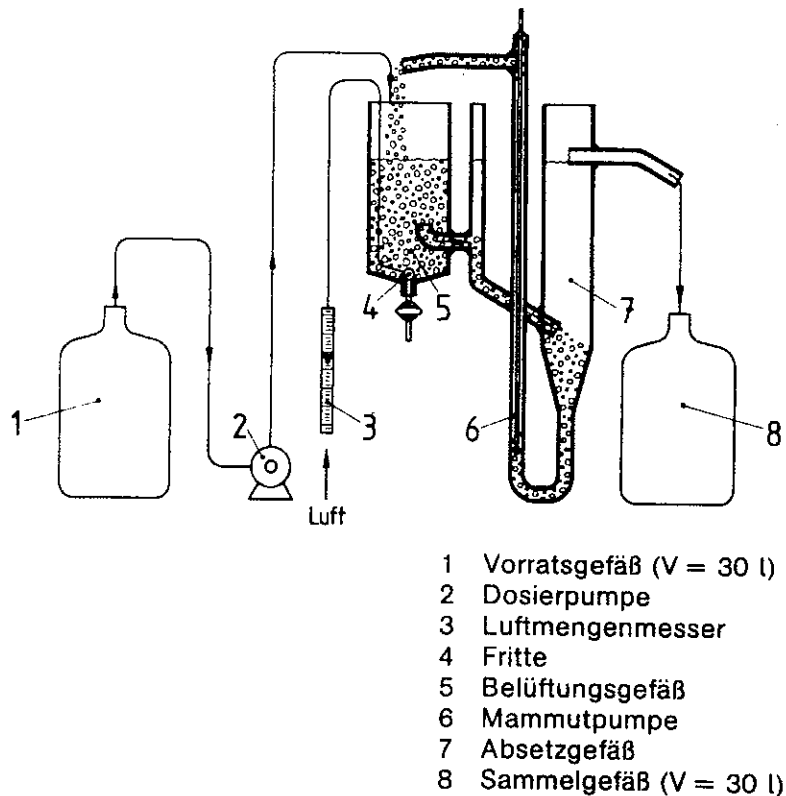


Abbildung 4: Schema einer Belebtschlammanlage im Labormaßstab

Berechnung und Angabe der Ergebnisse

Der einzelne Abbaugrad (A) der Prüfsubstanz wird aus den jeweils ermittelten Konzentrationen im Zulauf und Ablauf nach folgender Gleichung berechnet:

$$A = \frac{(\rho_z - \rho_a) \cdot f}{\rho_z}$$

Darin bedeuten:

- | | |
|----------|--|
| A | Einzelabbaugrad, in %; |
| ρ_z | Massenkonzentration der Prüfsubstanz im Zulauf (Vorratsbehälter), in mg/l; |
| ρ_a | Massenkonzentration der Prüfsubstanz im Ablauf (Sammelgefäß), in mg/l; |
| f | Faktor zur Umrechnung in % (f = 100). |

Die erhaltenen Werte werden in einem Diagramm dargestellt.

Der mittlere Abbaugrad errechnet sich aus dem arithmetischen Mittel der Einzelabbaugrade, die an 21 aufeinanderfolgenden Tagen gemessen wurden.

$$\bar{A} = \frac{\sum A}{N}$$

Darin bedeuten:

- $\bar{A}$ mittlerer Abbaugrad, in %;
 $\sum A$ Summe der Einzelabbaugrade, in %;
 N Anzahl der Untersuchungen.

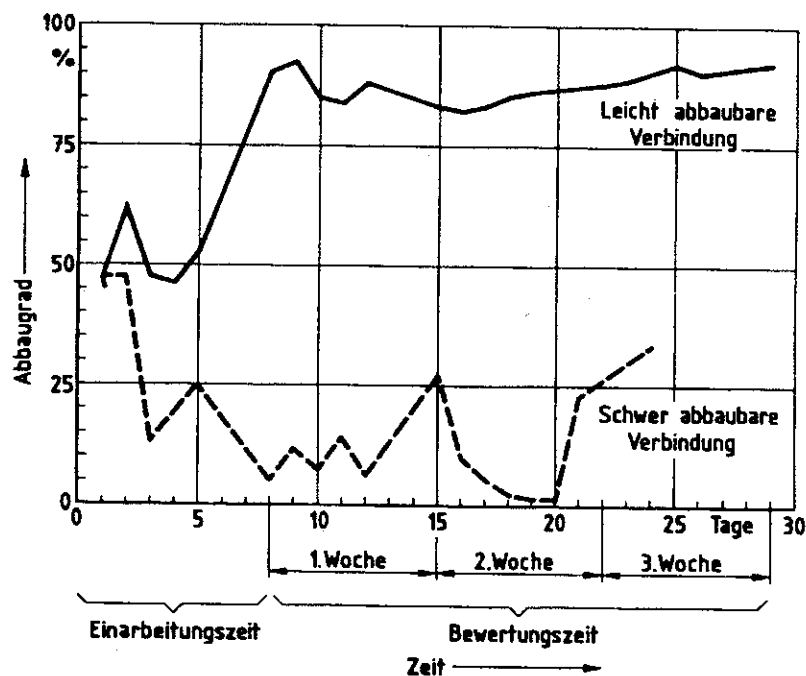


Abbildung 5: Beispiel für ein Abbaudiagramm

3.2.5 EN 29888: „ Bestimmung der aeroben biologischen Abbaubarkeit organischer Stoffe in einem wässrigen Medium - Statischer Test (Zahn-Wellens-Verfahren)“

Diese internationale Norm beschreibt ein Verfahren zur Bestimmung der Elimination und der vollständigen biologischen Abbaubarkeit organischer Substanzen durch aerobe Mikroorganismen bei einer vorgegebenen Konzentration.

Das Verfahren ist für organische Stoffe anwendbar, die folgende Eigenschaften besitzen:

- löslich unter den Testbedingungen;
- nicht flüchtig oder mit einem vernachlässigbaren Dampfdruck unter den Testbedingungen;
- kein Verlust durch Ausschäumen aus der Testlösung;
- nicht hemmend gegenüber den Mikroorganismen des Inokulums bei der gewählten Testkonzentration.

In dieser Norm wird der Begriff der „vollständigen biologischen Abbaubarkeit“ wie folgt definiert:

„Der Abbaugrad, der erreicht wird, wenn eine Testsubstanz vollständig von Mikroorganismen verbraucht wird, wobei Kohlenstoffdioxid, Wasser, Mineralsalze und neue Biomasse entstehen.“

Grundlage des Verfahrens

Die zu untersuchenden organischen Substanzen sind definitionsgemäß, mit Ausnahme des Schlammes, die einzigen Kohlenstoff- und Energiequellen für die Mikroorganismen.

Zu Beginn sowie am Ende des Tests, üblicherweise nach 28 Tagen, sowie zu drei weiteren Zeitpunkten innerhalb des Zeitintervalles werden der DOC oder der CSB gemessen. Die prozentuellen Abnahmen des DOC oder CSB werden bei jedem dieser Zeitpunkte bestimmt. Aus diesen Daten wird die biologische Abbaubarkeit der zu untersuchenden Substanz ermittelt.

Die Inkubation erfolgt im Dunkeln oder bei diffuser Beleuchtung. Die Temperatur wird zwischen 20 °C und 25 °C in einem Bereich von ± 1 °C konstant gehalten.

Erforderliche Geräte zur Versuchsdurchführung

- Inkubationsgefäße mit einem Nennvolumen von 1 bis 5 l mit Rührwerk und Glasröhrchen zum Einleiten von Luft
- Einrichtung zur Messung des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC)
- Einrichtung zur Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfes (CSB)
- Filtrationsgerät
- Zentrifuge
- pH-Meßgerät

Versuchsdurchführung

Als Testlösungen sind herzustellen:

- Lösung der Testsubstanz im Testmedium;
- Blindwertansatz (Testmedium ohne Testsubstanz);
- Referenzlösung (Lösung einer bekannten wasserlöslichen organischen Substanz im Testmedium).

Das zu verwendende Inokulum, das eine mikrobielle Mischpopulation mit ausreichendem biologischen Abbaupotential enthalten sollte, wird einer Belebtschlammprobe aus dem Belebungsbecken einer biologischen Abwasserreinigungsanlage entnommen.

Zur Versuchsdurchführung werden mindestens zwei Inkubationsgefäße mit Testsubstanz, Belebtschlamm und Testmedium gefüllt. Je ein Inkubationsgefäß wird für die Blindwertbestimmung, zur Kontrolle der Aktivität des Inokulums und zur Kontrolle möglicher abiotischer Prozesse angesetzt.

Während der Versuchsdurchführung werden die zu untersuchenden Proben ständig gerührt und belüftet, damit sich der Belebtschlamm nicht absetzen kann und eine ausreichende Sauerstoffzufuhr gewährleistet ist.

Zur DOC- oder CSB- Bestimmung werden aus den Inkubationsgefäßen möglichst geringe Probenvolumina entnommen und bestimmt.

Berechnung und Angabe der Ergebnisse

Der biologische Abbau in % der DOC- oder CSB-Abnahme wird nach folgender Formel bestimmt:

$$D_t = \left[1 - \frac{\rho_t - \rho_{Bl,t}}{\rho_x - \rho_{Bl,x}} \right] \cdot 100$$

Darin bedeuten:

D_t	die Elimination der Testsubstanz zum Zeitpunkt t, in %;
ρ_t	der Mittelwert des DOC oder CSB im Inkubationsgefäß F_T zum Zeitpunkt t, in mg/l DOC oder CSB;
ρ_x	der DOC oder CSB im Inkubationsgefäß F_t nach $(3 \pm 0,5)$ h Inkubationsdauer, in mg/l DOC oder CSB;
$\rho_{Bl,t}$	der Mittelwert des DOC oder CSB im Blindwertansatz F_B zum Zeitpunkt t, in mg/l DOC oder CSB;
$\rho_{Bl,x}$	der DOC oder CSB im Blindwertansatz nach $(3 \pm 0,5)$ h Inkubationsdauer, in mg/l DOC oder CSB.

Die prozentuelle Elimination D_t wird für jeden Testansatz gegen die Zeit aufgetragen um eine Abbaukurve zu erhalten. Bei parallelen Testansätzen ist eine Abbaukurve aus den errechneten Mittelwerten aufzutragen.

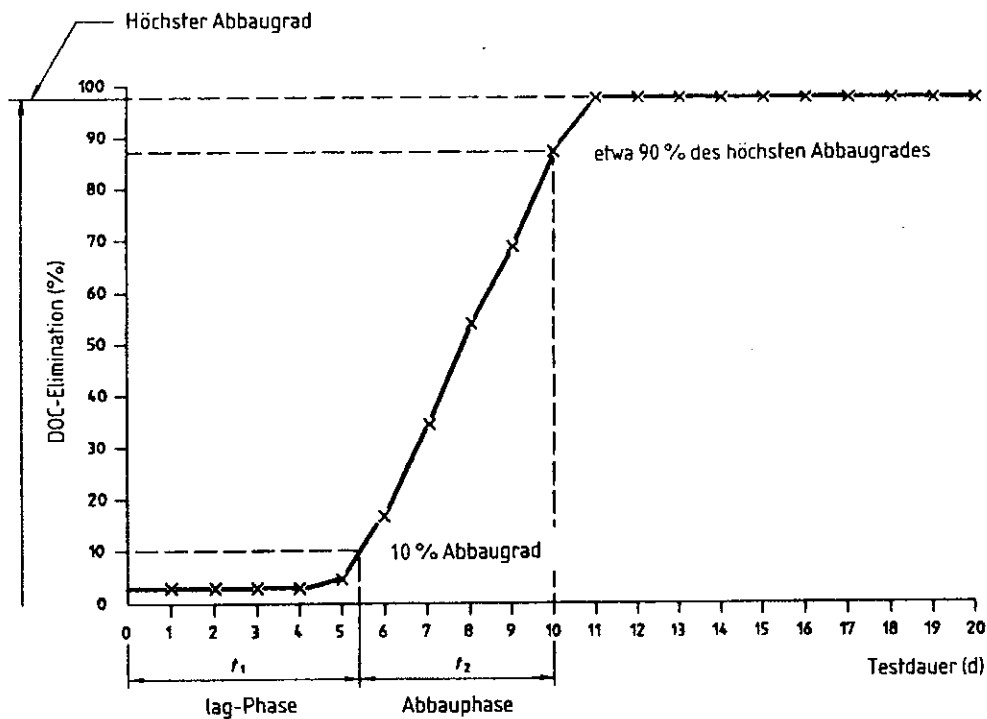


Abbildung 6: Typische Eliminationskurve bei statischem Test

3.2.6 DIN 38412, Teil 26: „Abbau- und Eliminationstest für Tenside zur Simulation kommunaler Kläranlagen“

Das Verfahren wurde zur Bestimmung von wasserlöslichen Tensiden entwickelt, die mit Hilfe spezieller bzw. summarischer Analysenverfahren erfaßt werden können. Es ist aber auch für andere organische Stoffe anwendbar, die wasserlöslich sind und über einen geringen Dampfdruck verfügen.

In dieser Norm werden die Begriffe „vollständiger biologischer Abbau“ und „vollständiger biologischer Abbaugrad“ wie folgt definiert:

Vollständiger biologischer Abbau:

„Die mikrobielle Umsetzung der Prüfsubstanz zu Kohlenstoffdioxid, Wasser, Mineralsalzen und mikrobieller Zellsubstanz (Biomasse).“

Vollständiger biologischer Abbaugrad:

„Der vollständige Abbau- bzw. Eliminationsgrad wird aus der Differenz der DOC-Massenkonzentration bzw. dem CSB-Wert in den Abläufen der Prüf- und Kontrollanlage, bezogen auf die nominale DOC-Massenkonzentration bzw. den CSB-Wert der Prüfsubstanz im Zulauf zu den beiden Labor-Belebtschlammanlagen, errechnet und in % angegeben.“

Grundlage des Verfahrens

Bei diesem Testverfahren wird Belebtschlamm aus kommunalen Kläranlagen sowie synthetisches Abwasser zur Prüfung der biologischen Abbaubarkeit bzw. Elimination von Tensiden verwendet.

Bei Anwendung eines speziellen Analysenverfahrens werden eine, bei Anwendung eines Summenparameter-Analysenverfahrens zwei Labor-Belebtschlammanlagen eingesetzt. Im letztgenannten Fall wird eine Anlage mit Prüfsubstanz beaufschlagt, während die zweite

Anlage als Kontrollversuch unter gleichen Bedingungen, jedoch ohne Zusatz der Prüfsubstanz betrieben wird.

Erforderliche Geräte zur Versuchsdurchführung

- Zwei Belebtschlammanlagen (Ausführung siehe Abbildung 7)
- Vorrats- und Sammelgefäße mit Nennvolumen von 30 l
- Dosierpumpe
- Druckluft
- Luftmengenmesser
- Belüftungssteine bzw. -fritten
- Schläuche für Luftzuleitung und Abwasserförderung
- pH-Meßgerät
- Sauerstoff-Meßgerät
- Rührmotor

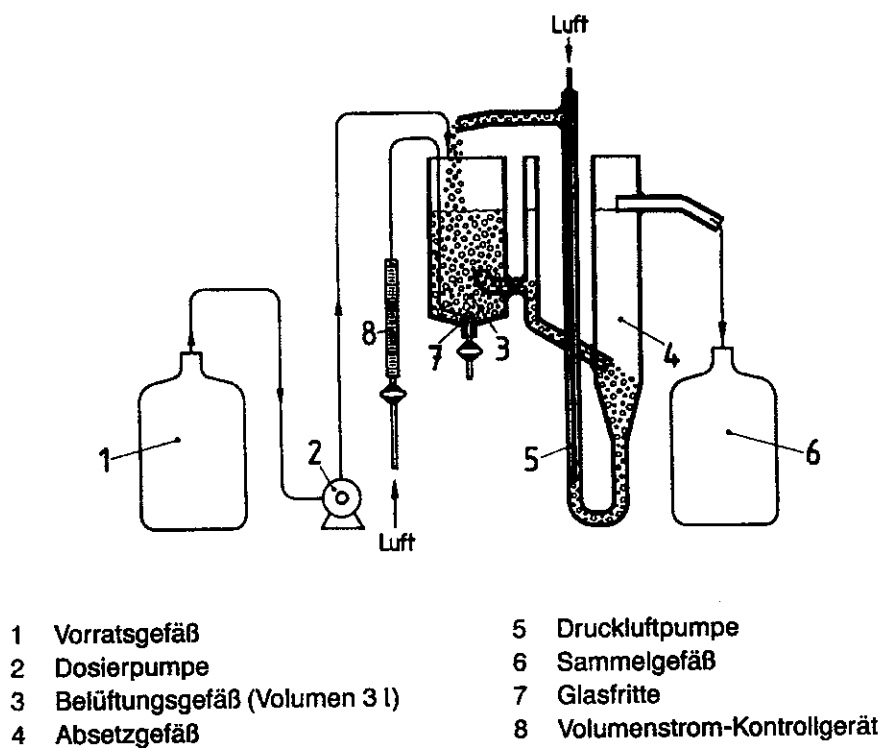


Abbildung 7: Schema einer Labor-Belebtschlammanlage

Versuchsdurchführung

Zunächst wird die Belebtschlammanlage mit synthetischem Abwasser gefüllt, das die Prüfsubstanz in der gewünschten Konzentration enthält. Dann folgt die Inbetriebnahme der Belüftung, der Mammutpumpe und der Dosierpumpe. Eine Verweilzeit des Abwassers im Belüftungsgefäß von mindestens 6 Stunden muß gegeben sein.

Um bei beiden Anlagen annähernd die gleiche Organismen-Zusammensetzung des Belebtschlammes zu erreichen, müssen die Anlagen gekoppelt werden, indem man einmal täglich 1,5 l Belebtschlamm aus den Belüftungsgefäßen zwischen den beiden Testanlagen austauscht.

Die Luftzufuhr ist so zu regulieren, daß sich der Belebtschlamm nicht absetzt und die Sauerstoffkonzentration nicht unter 2 mg/l absinkt.

Zur Verbesserung der Sedimentation des Belebtschlammes im Absetzgefäß, erfolgt mittels der Druckluftpumpe ein diskontinuierlicher Rücklauf des abgesetzten Belebtschlammes in das Belüftungsgefäß.

Für die Ermittlung des Abbau- bzw. Eliminationsgrades sind folgende Analysen durchzuführen:

Bei Anwendung spezieller Analysenverfahren ist die Tensidkonzentration im Zu- und Ablauf zu bestimmen. Zur Kontrolle der allgemeinen Abbauleistung des Systems ist zweimal pro Woche der DOC-Gehalt bzw. der CSB-Wert des Zu- und Ablaufes zu bestimmen und der Abbaugrad zu errechnen.

Bei Anwendung summarischer Analysenverfahren werden die DOC- bzw CSB-Werte der Abläufe der Prüf- und der Kontrollanlage bestimmt.

Die Bewertungszeitspanne der Abbauprüfung darf nicht kürzer als 21 Tage sein. Es müssen 14 bis 20 Einzelbestimmungen für die Berechnung des Endergebnisses zur Verfügung stehen.

Auswertungsschema für eine spezielle Analytik

Der einzelne Abbaugrad (A) der Prüfsubstanz wird aus den jeweiligen Tensidkonzentrationen im Zulauf und Ablauf nach folgender Gleichung berechnet:

$$A = \frac{(T - E)}{T} \cdot 100$$

Darin bedeuten:

- | | |
|---|--|
| A | Einzelabbaugrad, in %; |
| T | Massenkonzentration der Prüfsubstanz im Zulauf, in mg/l; |
| E | Massenkonzentration der Prüfsubstanz im Ablauf, in mg/l. |

Die erhaltenen Werte werden in einem Diagramm dargestellt.

Der mittlere Abbaugrad errechnet sich aus dem arithmetischen Mittel der Einzelabbaugrade, die an mindestens 14 aufeinanderfolgenden Tagen gemessen wurden.

Auswertungsschema für die Summenparameter-Analytik

Der einzelne Abbau- bzw. Eliminationsgrad wird nach folgender Gleichung berechnet:

$$D_R = \frac{T - (E - E_0)}{T} \cdot 100$$

Dabei bedeuten:

- | | |
|-------|--|
| D_R | DOC- bzw. CSB-Abnahme bei der gegebenen mittleren Verweilzeit, bezogen auf die eingesetzte Prüfsubstanz, in %; |
| T | DOC- bzw. CSB-Wert der Prüfsubstanz im Zulauf, in mg/l; |
| E | DOC- bzw. CSB-Wert im Ablauf der Prüfanlage, in mg/l; |
| E_0 | DOC- bzw. CSB-Wert im Ablauf der Kontrollanlage, in mg/l; |

Da die Übertragung von Prüfsubstanz durch die Überimpfung zwischen Prüf- und Kontrollanlage zu berücksichtigen ist, sind die Werte der DOC- bzw. CSB-Abnahme zu korrigieren. Für eine mittlere hydraulische Aufenthaltszeit von 6 Stunden berechnet man die D_{RC} -Werte nach folgender Gleichung:

$$D_{RC} = \frac{4}{3} \cdot D_R - \frac{100}{3}$$

D_{RC} korrigierte Werte der DOC- bzw. CSB-Abnahme für eine mittlere hydraulische Aufenthaltszeit von 6 Stunden.

Die erhaltenen Werte werden in einem Diagramm dargestellt.

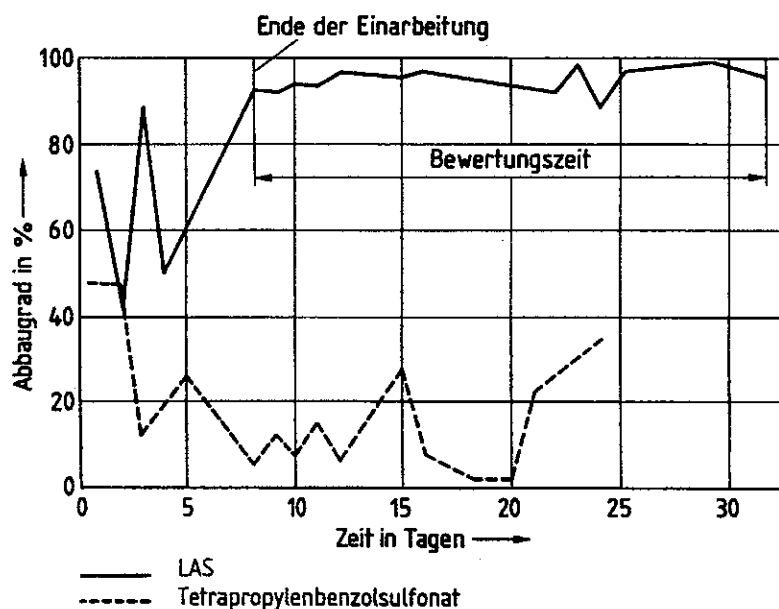


Abbildung 8: Typische Abbaukurven eines biologisch leicht abbaubaren und eines biologisch schwer abbaubaren Tensids

3.2.7 EN ISO 9887: „Bestimmung der aeroben biologischen Abbaubarkeit organischer Stoffe im wässrigen Medium - Halbkontinuierlicher Belebtschlammtest (SCAS)“

Diese internationale Norm beschreibt ein Verfahren zur Bestimmung der vollständigen oder primären biologischen Abbaubarkeit organischer Substanzen.

Das Verfahren ist für organische Stoffe anwendbar, die folgende Eigenschaften besitzen:

- löslich unter den Testbedingungen;
- nicht flüchtig oder mit einem vernachlässigbaren Dampfdruck unter den Testbedingungen;
- kein Verlust durch Ausschäumen aus der Testlösung;
- nicht signifikant an Glas oder Belebtschlamm adsorbierbar;
- nicht hemmend gegenüber den Mikroorganismen des Inokulums bei der gewählten Testkonzentration.

In dieser Norm werden die Begriffe „vollständiger biologischer Abbau“ und „Primärabbau“ wie folgt definiert:

Der vollständige biologische Abbau wird definiert als: „Der Abbaugrad, der erreicht wird, wenn eine Testsubstanz vollständig von Mikroorganismen umgesetzt wird, wobei Kohlenstoffdioxid, Wasser, Mineralsalze und neue Biomasse entstehen.“

Der Primärabbau ist definiert als: „Der Abbaugrad, der erreicht wird, wenn eine Testsubstanz als Ergebnis mikrobieller Aktivität einer beliebigen Strukturveränderung, außer einer vollständigen Mineralisation, unterworfen ist.“

Grundlage des Verfahrens

Bei diesem Verfahren wird die Konzentration an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) im Auslauf einer halbkontinuierlichen Belebtschlammanlage, die täglich mit Abwasser und einer bekannten Konzentration einer Testsubstanz beaufschlagt wird, mit der DOC-Konzentration im Auslauf einer Kontrollanlage verglichen, in die nur Abwasser dosiert wird. Jegliche Unterschiede zwischen den DOC-Konzentrationen der Ausläufe werden der verbleibenden Testsubstanz zugeordnet. Der prozentuelle Abbau wird aus diesem Unterschied sowie der Konzentration der Testsubstanz errechnet.

Die Testdauer ist nicht festgelegt, die Erfahrung zeigt jedoch, daß mindestens 12 und höchstens 26 Wochen geprüft werden sollte.

Die Inkubation erfolgt im Dunkeln oder bei diffuser Beleuchtung. Die Temperatur wird zwischen 20 °C und 25 °C in einem Bereich von ± 1 °C konstant gehalten.

Erforderliche Geräte zur Versuchsdurchführung

- SCAS-Anlagen (siehe Abbildung 9)
- Waschflaschen, die zur Sättigung der Luft mit Wasser dienen
- Meßgeräte zur Bestimmung des gelösten organischen Kohlenstoffs
- Filtrationsgerät
- Zentrifuge
- pH-Meßgerät

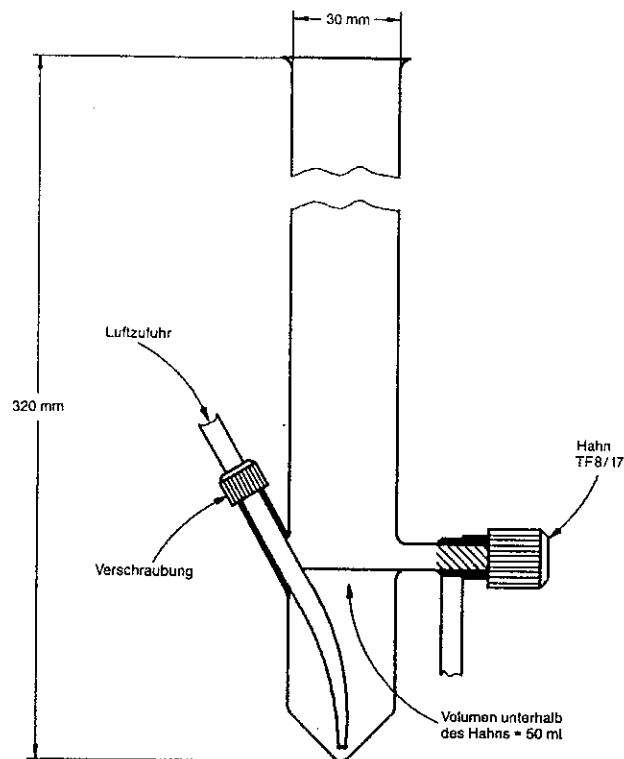


Abbildung 9: Beispiel für ein Testgerät für den halbkontinuierlichen Belebtschlammtest

Versuchsdurchführung

Zur Versuchsdurchführung ist eine Lösung der Testsubstanz und, falls erforderlich, eine Referenzsubstanz herzustellen.

Das zu verwendende Inokulum, das eine mikrobielle Mischpopulation mit ausreichendem biologischen Abbaupotential enthalten sollte, wird einer Belebtschlammprobe aus dem Belebungsbecken einer biologischen Abwasserreinigungsanlage entnommen.

Es ist erforderlich, mindestens eine SCAS-Anlage für jede Testverbindung und eine für den Kontrollversuch vorzubereiten.

Die Testgefäße werden mit Belebtschlamm bis zu einer Marke gefüllt und an eine Belüftung angeschlossen, die einen Mindestsauerstoffgehalt von 2 mg/l sicherstellt. Nach 23 Stunden wird die Belüftung für eine Stunde abgestellt, damit sich der Schlamm absetzen und der

Überstand entfernt werden kann. Dann wird häusliches oder synthetisches Abwasser hinzugefügt und die Belüftung wieder aktiviert. Dieser Prozeß wird täglich wiederholt.

Am Ende dieser Einfahrphase werden die abgesetzten Schlämme miteinander vermischt und wieder aufgeteilt.

Anschließend beginnt die Testphase, wobei dem Testsystem eine bestimmte Menge Abwasser und die zu untersuchende Testsubstanz (5 ml), dem Kontrollsystem nur Abwasser zugeführt wird. Der zeitliche Ablauf zwischen Füll- und Absetz-Prozeß wird weiter fortgesetzt und die DOC-Konzentrationen in den Überständen täglich bestimmt.

Findet ein biologischer Abbau der zu prüfenden Substanzen statt, nähert sich die Konzentration im Überstand des Testgefäßes der Konzentration im Kontrollgefäß an. Die Untersuchung wird in weiterer Folge so lange weitergeführt, bis die Konzentrationsunterschiede konstant bleiben.

Wird kein biologischer Abbau mehr festgestellt, wird der Überstand zwei- bis dreimal wöchentlich, über einen Zeitraum von 12 bis höchstens 28 Wochen, analysiert.

Berechnung und Angabe der Ergebnisse

Die prozentuelle Elimination des gelösten organischen Kohlenstoffes wird für jeden Zeitpunkt nach folgenden Gleichungen bestimmt:

$$D_d = \left(\frac{\rho_0 - (\rho_t - \rho_{Bt})}{\rho_0} \right) \cdot 100$$

$$D_s = \left(\frac{2\rho_0 - 2(\rho_t - \rho_{Bt})}{2\rho_0 + (\rho_t - \rho_{Bt})} \right) \cdot 100$$

Darin bedeuten:

- D_d prozentuale Elimination der täglich zugegebenen Testsubstanzmenge oder des DOC;
- D_s prozentuale Elimination der täglich zugegebenen Testsubstanzmenge oder des DOC, die zu Beginn eines jeden Tages vorhanden ist;
- ρ_0 Konzentration der Testsubstanz (oder des DOC), die zum Abwasser zu Beginn der Belüftungsperiode zugefügt wird, in mg/l;
- ρ_t Konzentration der Testsubstanz (oder des DOC) im Überstand am Ende jeder Belüftungsperiode, in mg/l;
- ρ_{Bt} Konzentration der Testsubstanz (oder des DOC) im Überstand des Kontrollgefäßes am Ende der Belüftungsperiode, in mg/l.

Der Mittelwert der letzten 6 Messungen wird ermittelt und als prozentueller Abbau angegeben.

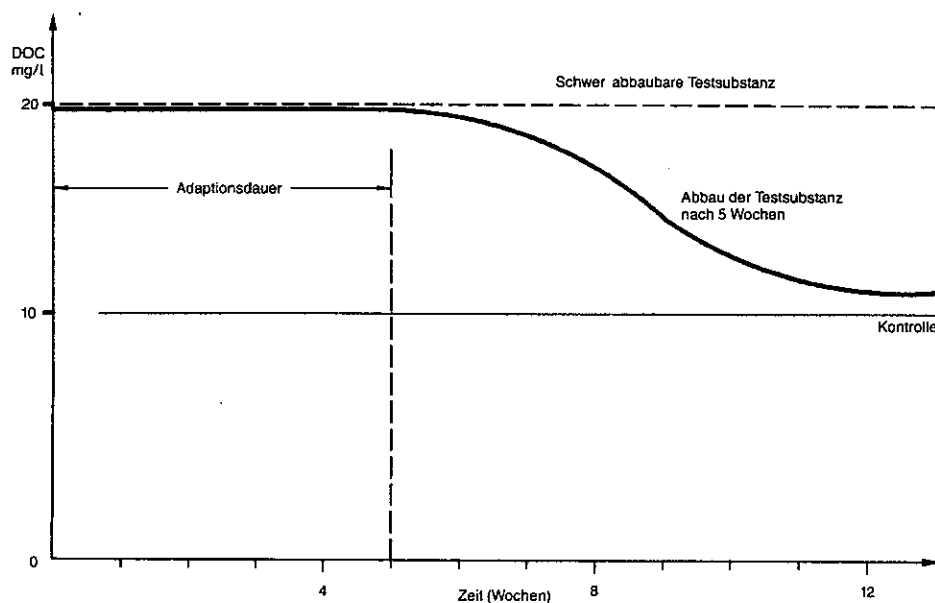


Abbildung 10: DOC-Abnahme bei einem SCAS-Test

3.2.8 EN ISO 7827: „Bestimmung der vollständigen aeroben biologischen Abbaubarkeit organischer Stoffe in einem wässrigen Medium - Verfahren mittels Analyse des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC)“

Diese internationale Norm beschreibt ein Verfahren zur Bestimmung der vollständigen biologischen Abbaubarkeit organischer Substanzen durch aerobe Mikroorganismen bei einer vorgegebenen Konzentration.

Das Verfahren ist für organische Stoffe anwendbar, die folgende Eigenschaften besitzen:

- löslich unter den Testbedingungen;
- nicht flüchtig oder mit einem vernachlässigbaren Dampfdruck unter den Testbedingungen;
- keine deutliche Adsorption an Glas oder Belebtschlamm;
- nicht hemmend gegenüber den Mikroorganismen des Inokulums bei der gewählten Testkonzentration.

In dieser Norm werden die Begriffe „vollständige biologische Abbaubarkeit“ und „Primärabbau“ wie folgt definiert:

Die vollständige biologische Abbaubarkeit wird definiert als: „Der Grad der Abbaubarkeit, der erreicht wird, wenn eine Testsubstanz vollständig von Mikroorganismen verbraucht wird, wobei Kohlenstoffdioxid, Wasser, Mineralsalze und neue Biomasse entstehen.“

Der Primärabbau ist definiert als: „Der Grad der Abbaubarkeit, der erreicht wird, wenn eine Testsubstanz als Ergebnis mikrobieller Aktivität einer beliebigen Strukturveränderung, außer einer vollständigen Mineralisation, unterworfen ist.“

Grundlage des Verfahrens

Die zu untersuchenden organischen Substanzen sind die einzigen Kohlenstoff- und Energiequellen im Medium.

Der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) wird zu Beginn (Tag 0) und am Ende des Tests (Tag 28 oder später) und dazwischen an mindestens drei weiteren Tagen gemessen.

Für jeden dieser Zeitpunkte wird die DOC-Abnahme bestimmt und die biologische Abbaubarkeit der Testsubstanz ermittelt.

Die Inkubation erfolgt im Dunkeln oder bei diffuser Beleuchtung. Die Temperatur wird zwischen 20 °C und 25 °C in einem Bereich von ± 1 °C konstant gehalten.

Erforderliche Geräte zur Versuchsdurchführung

- Meßgeräte zur Bestimmung des gelösten organischen Kohlenstoffs
- Zentrifuge
- Schüttler zum Belüften und Durchmischen
- pH-Meßgerät
- Konische Inkubationsgefäße, mit einem Volumen von z.B. 2000 ml
- Filtrationsgerät

Versuchsdurchführung

Als Testlösungen sind herzustellen:

- Lösung der Testsubstanz in Wasser oder im Testmedium;
- Lösung einer organischen Substanz mit bekannter biologischer Abbaubarkeit (Referenzlösung);
- Lösung von Test- und Referenzsubstanz im Testmedium (Inhibitionskontrolle).

Das zu verwendende Inokulum, das eine mikrobielle Mischpopulation mit ausreichendem biologischen Abbaupotential enthalten sollte, wird entweder einer Belebtschlammprobe aus dem Belebungsbecken einer Kläranlage, einem Kläranlagenablauf oder einer Probe aus einem geeigneten Oberflächenwasser entnommen.

Als Ansätze werden nun jeweils zwei Testgefäße für die Testsubstanz und die Blindwertansätze, sowie je ein Testgefäß zur Kontrolle der Referenzsubstanz, zur Kontrolle eines möglichen Hemmeffektes und ein Testgefäß zur Kontrolle einer möglichen abiotischen Abbaubarkeit vorbereitet.

In die Testgefäße wird eine geeignete Menge des Inokulums (1-10 ml/l) gegeben und gut durchgemischt. Während des Tests werden die Gefäße auf dem Schüttler belassen.

Zu Beginn des Tests, am Ende und an mindestens 3 Tagen dazwischen ist aus den Ansätzen eine möglichst geringe Probenmenge zur DOC-Bestimmung zu entnehmen. Die gemessene Konzentration in den Ansätzen am Testanfang wird als Bezugsgröße für die Berechnung verwendet.

Berechnung und Angabe der Ergebnisse

Die Elimination des gelösten organischen Kohlenstoffs (D_t) wird in jedem Testansatz nach folgender Gleichung ermittelt:

$$D_t = \left(1 - \frac{\rho_t - \rho_{Bt}}{\rho_0 - \rho_{B0}} \right) \cdot 100$$

Darin bedeuten:

D_t	prozentuale Elimination des DOC;
ρ_0	Mittelwert der DOC-Konzentration zum Zeitpunkt 0 in jedem Testansatz;
ρ_{B0}	Mittelwert der DOC-Konzentration zum Zeitpunkt 0 in jedem Blindwertansatz;
ρ_t	Mittelwert der DOC-Konzentration zum Zeitpunkt t in jedem Testansatz;
ρ_{Bt}	Mittelwert der DOC-Konzentration zum Zeitpunkt t in jedem Blindwertansatz.

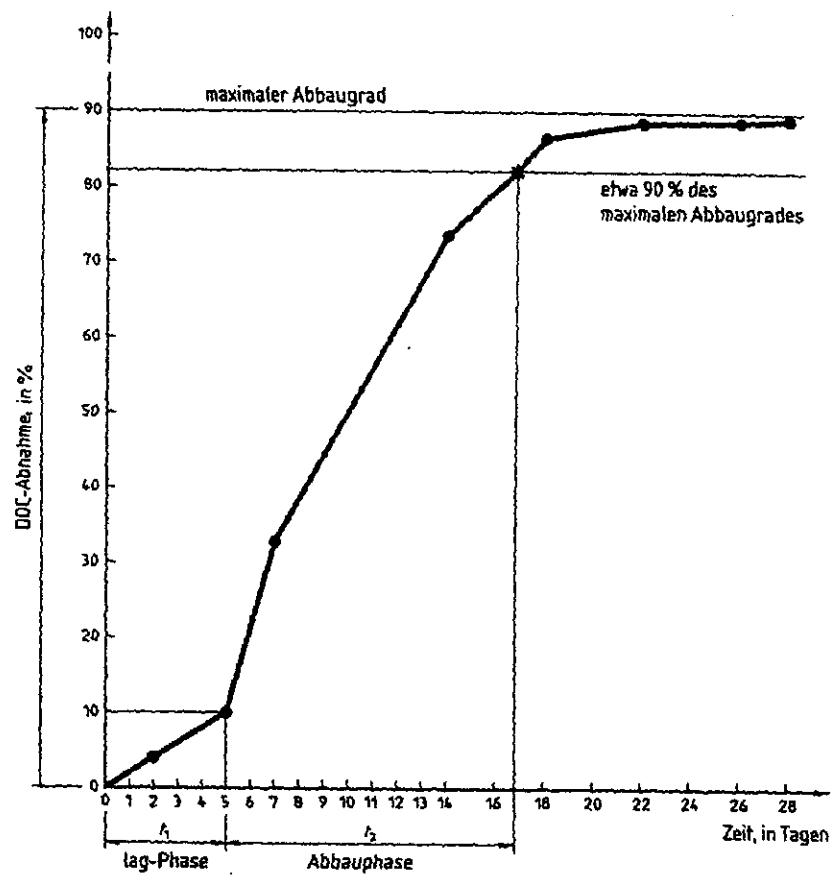


Abbildung 11: Typische Abbaukurve

Die meisten der vorhin beschriebenen Methoden zur Quantifizierung der biologischen Abbaubarkeit bedienen sich bei ihrer Bestimmung sogenannter Summenparameter. Im folgenden Kapitel werden die zum Einsatz kommenden Summenparameter genauer beschrieben und ihre Vor- und Nachteile aufgezeigt. Dabei wurde auf den biochemischen Sauerstoffbedarf besonderes Augenmerk gelegt, da dieser in einem abschließenden praktischen Teil, in mehreren Versuchsdurchgängen mit 4 verschiedenen Methoden, bestimmt wurde.

4 Summenparameter in der Abwassertechnik

4.1 Allgemeine Bedeutung des Begriffs „Summenparameter“

Neben anorganischen Wasserinhaltsstoffen finden sich in natürlichen Gewässern, besonders aber in Abwässern, eine Vielzahl von organischen Stoffen. In natürlichen, unbelasteten Gewässern stammen diese Substanzen aus dem Stoffwechsel von Wasserorganismen und den vielfältigen Abbauprodukten abgestorbener natürlicher organischer Materie (Laub, Humus,...). In kommunalen und industriellen Abwässern und damit auch in vielen mehr oder weniger stark belasteten Gewässern findet sich darüber hinaus noch eine unübersehbare Palette an organischen Stoffen, die aus der menschlichen Tätigkeit resultieren, darunter natürlich auch jede Menge Schadstoffe unterschiedlichster Art und Giftigkeit, die in natürlichen Gewässern nicht vorzufinden sind.

Bei der unübersehbaren Vielzahl der vorliegenden organischen Stoffe ist es ganz unmöglich, jeden Einzelstoff für sich zu bestimmen, außer es besteht der Verdacht auf eine ganz spezielle Verschmutzung. Vielmehr ist es entscheidend, die organischen Stoffe in Stoffgruppen zusammenzufassen, die einer kollektiven Bestimmung zugänglich sind und allgemeine Aussagen über den Verschmutzungs- und Gefährdungsgrad eines Abwassers zulassen.

So wurden im Laufe der Zeit Summenparameter eingeführt, die sich sowohl für die Bemessung und Steuerung von Abwasserbehandlungsanlagen wie auch bei der Ablaufkontrolle und der Beurteilung der Auswirkung von Abwassereinleitungen auf die Gewässer als tauglich erwiesen haben.

Definition des Begriffes „Summenparameter“

Unter Summenparameter versteht man in der Wasseranalytik eine Untersuchungsmethode, welche die Einzeleffekte oder Einzelkonzentrationen einer Reihe verschiedener (Ab)Wasserinhaltsstoffe summarisch über eine Meßgröße erfaßt und als Zahlenwert ausdrückt. Dabei sind die Teilbeiträge, die die einzelnen Inhaltsstoffe zu der summarischen Meßgröße leisten, nicht bekannt.

Den Hauptteil an der Gesamtverschmutzung eines Gewässers oder Abwassers bilden in der Regel organische Kohlenstoffverbindungen. Prinzipiell stehen zur ihrer summarischen Erfassung physikalische, chemische und biologische Summenparameter zur Auswahl:

Physikalisch/chemische Summenparameter:

- Abfiltrierbare Stoffe
- Absetzbare Stoffe
- Trübung
- Färbung
- Absorption
- Brechungsindex

Die physikalisch/chemischen Methoden weisen meist eine hohe Querempfindlichkeit auf und haben nur eine sehr begrenzte Aussagekraft über die Menge an organischen Verunreinigungen.

Ihr Vorteil ist jedoch, daß die Methoden rasch und billig durchführbar sind.

Chemische Summenparameter:

Zur Bestimmung dieser Summenparameter werden chemische und biochemische Methoden angewandt. Die biochemischen Methoden entsprechen in ihren Grundlagen weitgehend den natürlichen Vorgängen bei der Selbstreinigung in den Gewässern. Nachteilig sind vor allem die große Anzahl beeinflussender und zum Teil schwer standardisierbarer Faktoren (Temperatur, pH-Wert, Nährstoffangebot, Lichteinfluß und vor allem die Art und Anzahl der Mikroorganismen) sowie der langsame Reaktionsverlauf.

Die chemischen Methoden weisen hingegen gut standardisierbare Reaktionsbedingungen und einen schnellen Reaktionsablauf auf. Daß mit ihnen auch weitgehend die Gesamtverschmutzung unabhängig von ihrer Abbaubarkeit bestimmt werden kann, ist gleichzeitig ihr Vor- und Nachteil.

- Gesamter gebundener Stickstoff TN_b
- Gesamter Phosphor
- Gesamter anorganischer Kohlenstoff TIC
- Gesamter organischer Kohlenstoff TOC
- Gelöster organischer Kohlenstoff DOC
- Ungelöster organischer Kohlenstoff POC
- Flüchtiger organischer Kohlenstoff VOC
- Chemischer Sauerstoffbedarf CSB
- Biochemischer Sauerstoffbedarf BSB
- Gesamtes organisch gebundenes Halogen TOX
- Gelöstes organisch gebundenes Halogen DOX
- Adsorbierbares organisch gebundenes Halogen AOX
- Extrahierbares organisch gebundenes Halogen EOX
- Ausblasbares organisch gebundenes Halogen POX
- Flüchtiges organisch gebundenes Halogen VOX
- Phenol - Index
- Summe der Kohlenwasserstoffe
- Schwerflüchtige lipophile Stoffe
- Summe der anionischen und nichtionischen Tenside
- Flüchtige aromatische Kohlenwasserstoffe BTX

Biologische Summenparameter:

- Fischtoxizität
- Bakterientoxizität
- Zahn-Wellens-Test zur Prüfung der biologischen Abbaubarkeit von Abwasserinhaltsstoffen.

- In Zukunft sollen auch noch Daphnientoxizität, Algentoxizität, Sauerstoffverbrauchshemmtest und Nitrifikationshemmtest eingeführt werden oder existieren mittlerweile schon.

Im Laufe der Zeit haben sich zur Bestimmung einer repräsentativen Gesamtverschmutzung hauptsächlich drei Parameter herauskristallisiert, die - besonders miteinander verknüpft - eine Fülle von Aussagen ermöglichen. Es handelt sich dabei um den

- chemischen Sauerstoffbedarf CSB
- biochemischen Sauerstoffbedarf BSB
- gesamten organisch gebundenen Kohlenstoff TOC

In der Folge werden diese drei Summenparameter näher behandelt.

Im abschließenden praktischen Teil dieser Diplomarbeit wurde ein Vergleich von 4 unterschiedlichen BSB-Bestimmungsmethoden durchgeführt, weshalb auf diese Methoden in weiterer Folge besonders eingegangen wird.

[11], [12], [13], [14]

4.2 Der chemische Sauerstoffbedarf CSB

(Chemical Oxygen Demand COD)

4.2.1 Definition

Der chemische Sauerstoffbedarf (CSB) ist die Masse an Sauerstoff, die in einer Wasserprobe bei Einwirkung eines chemischen Oxidationsmittels unter genormten Reaktionsbedingungen für die chemische Oxidation der Inhaltsstoffe verbraucht wird.

Der CSB erfaßt alle oxidierbaren Stoffe, d.h. auch solche, die nicht biologisch abbaubar sind. Als Oxidationsmittel wird Kaliumdichromat $K_2Cr_2O_7$ verwendet. Kaliumdichromat ist in einer stark sauren Lösung im Vergleich zum Kaliumpermanganat $KMnO_4$ (wurde früher verwendet, oxidiert aber nur 20-25% der organischen Stoffe) ein wesentlich stärkeres Oxidationsmittel und dadurch praktisch imstande, die meisten organischen Stoffe vollständig zu oxidieren. Dennoch wird auch nach dieser Methode nur eine Oxidationsrate von 95-97 % erreicht. Der Fehlbetrag ist vor allem durch flüchtige, oxidationsbeständige Spaltprodukte (CO , CH_4) zu erklären.

Bei der chemischen Reaktion wird dem Kaliumdichromat der zur Oxidation der organischen Stoffe benötigte Sauerstoff entzogen, wobei Stickstoff- und Kohlenstoffverbindungen zu definierten Endprodukten umgewandelt werden.

Für die Routineanalytik und Eigenüberwachung von Kläranlagen sind die Normverfahren wegen ihrer aufwendigen Durchführung nur sehr bedingt geeignet. Als Ersatz steht eine photometrische Bestimmungsmethode zur Verfügung (z.B. das CSB-Küvetten-System der Fa. Dr. Lange).

Der CSB kann nicht als direkter Ersatz für den BSB angesehen werden, da die Mikroorganismen bei seiner Bestimmung ebenfalls mitoxidiert werden, unabhängig davon, ob sie aktiv oder abgestorben sind. Weiters kann bei der BSB-Analyse ein zeitlicher Verlauf des Abbauvorganges als Kurve dargestellt werden - ein wesentlicher Vorteil gegenüber dem CSB, der lediglich einen Zustandswert liefert.

Für die Belastung eines Vorfluters mit organischer Substanz liefert der CSB brauchbare Werte.

[15], [16]

4.2.2 Probleme bei der CSB-Bestimmung

Keine vollständige Oxidation: Offenbar ist es nicht möglich, für die Oxidation mit Dichromat Reaktionsbedingungen zu realisieren, bei denen alle möglichen Wasser- bzw. Abwasserinhaltsstoffe bei einwandfrei meßbarem Oxidationsmittelverbrauch mit Sicherheit vollständig oxidiert werden. Insofern handelt es sich bei allen Verfahren zur CSB-Bestimmung mehr oder weniger um Konventionsverfahren, bei denen der in Abhängigkeit von den Reaktionsbedingungen verlaufende Oxidationsvorgang an einem willkürlich festgelegten Zeitpunkt abgebrochen wird.

Verdampfungsverluste: Flüchtige hydrophobe Verbindungen können sich durch Verdampfen der Oxidation entziehen.

Anorganische Redoxreaktionen: Zusätzlich zu den organischen Kohlenstoffverbindungen werden auch einige anorganische Verbindungen wie Fe(II), Sulfit, Sulfid oder Nitrit mitoxidiert. Das kann unter Umständen zu einem erheblichen Mehrverbrauch des Oxidationsmittels führen und eine hohe organische Verschmutzung vortäuschen. Ein im Vergleich zum CSB außergewöhnlich niedriger BSB₅ sollte daher Anlaß sein, die oben angeführten anorganischen Parameter (vor allem Nitrit) zu bestimmen.

Geringe Empfindlichkeit: Der Nachteil der geringen Empfindlichkeit (>15 mg/l) macht die CSB-Bestimmung zu einer hauptsächlich nur für Abwasserproben einsetzbaren Methode. Zur Quantifizierung der Gesamtverschmutzung in Oberflächen-, Trink- oder ähnlich reinen Gewässern ist er im Unterschied zum BSB₅ und vor allem zum TOC nicht geeignet.

Giftige Chemikalien: Ein grundlegendes Problem bei der CSB-Bestimmung ist der erforderliche Einsatz von äußerst bedenklichen toxischen Chemikalien (vor allem Chrom- und Quecksilbersalze), die nicht ersetzt werden können. Dadurch ist der CSB in den letzten Jahren sehr stark in Verruf geraten und wird auch zunehmends von anderen Summenparametern abgelöst.

[17]

4.2.3 Vor- und Nachteile der CSB-Bestimmung

Vorteile:

- Rasche Durchführbarkeit
- Gute Reproduzierbarkeit (justitiabel)
- Erfassung des potentiellen Sauerstoffbedarfs (ohne Stickstoffverbindungen!)
- Geeignet zur Bilanzierung einer Anlage

Nachteile:

- Geringe Empfindlichkeit ($> 15 \text{ mg/l}$)
- Unvollständiger Aufschluß
- Miterfassung einiger anorganischer Verbindungen
- Keine qualitative Aussage (Abbaubarkeit, Toxizität,...)
- Einsatz von gefährlichen Chemikalien

[18]

4.2.4 Übersicht über die Normenvorschriften

- DIN 38409 H41:** Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) im Bereich über 15 mg/l (1981)
- DIN 38409 H43:** Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) Kurzzeitverfahren (1982)
- DIN 38409 H44:** Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) im Bereich von 5-50 mg/l (1990)
- ISO:** Fifth Draft Proposal ISO/TC 147/SC 2/W G 10, Chemical Oxygen Demand, Dichromate Method (1979)
- ISO 6060 :** Water Quality - Determination of the chemical oxygen demand. International organisation for standardisation. Ref No ISO 6060 1980 (E), überarbeitet 1989
- ÖNORM M 6265:** Bestimmung des Chemischen Sauerstoffbedarfs (1991) (= ISO 6060 - 1989)

[19]

4.3 Der gesamte organische Kohlenstoff TOC

(Total Organic Carbon)

4.3.1 Definition

Beim TOC wird die Gesamtheit aller in einer Probe befindlichen organischen Kohlenstoffverbindungen erfaßt. Dabei wird jedoch im Gegensatz zum CSB keine Aussage über den zu ihrem Abbau erforderlichen Sauerstoffbedarf gemacht.

Je nach Eigenschaften der C-Verbindungen (gelöst, ausblasbar, anorganisch, etc.) kann man verschiedene Fraktionen der in der Probe enthaltenen Kohlenstoffverbindungen bestimmen:

TC	(total carbon): Summe aller in der Probe enthaltenen Kohlenstoffverbindungen.
TIC	(total inorganic carbon): Anorganischer Kohlenstoffgehalt, der hauptsächlich aus dem gelösten Kohlendioxid (Kohlensäure) und deren Salzen (Karbonate) resultiert.
TOC	(total organic carbon): In organischen Molekülen gebundener Kohlenstoff. Elementarer Kohlenstoff (z.B. Ruß) wird mitbestimmt und dem TOC zugerechnet.
DOC	(dissolved organic carbon): Gelöster membranfiltrierter Kohlenstoff; beinhaltet auch Partikel $< 0,45 \mu\text{m}$.
NDOC	(non dissolved organic carbon): TOC Partikel $> 0,45 \mu\text{m}$.
POC	(purgeable organic carbon): Bei Raumtemperatur mit Inertgas ausblasbare organische Kohlenstoffverbindungen.
NPOC	(non purgeable organic carbon): Organische C-Verbindungen, die beim Ausblasen bei Raumtemperatur in der Lösung verbleiben.
VOC	(volatile organic carbon): Flüchtiger organischer Kohlenstoff; allerdings sind die Ausblasbedingungen (Temperatur, Dauer) bisher noch nicht standardisiert.

Folgende Zusammenhänge gelten:

$$\text{TC} = \text{TOC} + \text{TIC}$$
$$\text{TOC} = \text{POC} + \text{NPOC}$$
$$\text{TOC} = \text{DOC} + \text{NDOC}$$

Der TOC ist eine exakt definierbare, absolute Größe und direkt meßbar.

Der TOC bietet gegenüber dem CSB und dem BSB den Vorteil, daß der Oxidationsvorgang unabhängig von der Probenmatrix fast immer vollständig abläuft und daher besonders bei schwer abbaubaren Substanzen zu aussagekräftigen Analysewerten führt.

Während CSB und BSB indirekte Methoden (Sauerstoffverbrauch) sind, werden bei der Bestimmung des TOC die organischen Kohlenstoffverbindungen direkt als Masse Kohlenstoff gemessen. Hier tritt durch thermische und/oder naßchemische Verfahren eine praktisch gesicherte vollständige Mineralisation der im Abwasser enthaltenen Kohlenstoffverbindungen ein, die sich in weiterer Folge über das Reaktionsprodukt CO_2 sehr genau quantifizieren läßt.

[20], [21]

4.3.2 Verfahren zur TOC-Bestimmung

Grundlage aller Verfahren ist die Oxidation der organischen Wasserinhaltsstoffe zu Kohlendioxid (CO_2). In der Regel werden nach der Entfernung des anorganischen Kohlenstoffs (Karbonate) die organischen Wasserinhaltsstoffe naßchemisch oder thermisch quantitativ oxidiert. Das dabei entstehende CO_2 wird durch einen Inertgasstrom zu einem geeigneten Detektor transportiert und in diesem mengenmäßig erfaßt.

Die **Oxidation** kann

- **naßchemisch** mit entsprechend stark wirkenden Oxidationsmitteln (Kaliumperoxodisulfat, Kaliumperjodat, Kaliumdichromat, oder Kombinationen davon in schwefelsaurer Lösung)
- und/oder durch Bestrahlung mit **ultraviolettem Licht** (nur bei feststofffreien Proben) sowie
- **thermisch** nach Eindampfung in geeigneten Katalysatorenbetten (= trocken) durchgeführt werden.

Zur **Detektion** des bei der Reaktion entstehenden Kohlendioxids können verschiedene Verfahren eingesetzt werden:

- Infrarot-Spektrometrie
- Acidimetrie (bevorzugt in nicht wäßriger Phase)
- Coulometrie
- Konduktometrie
- CO₂-selektive Elektrode
- Wärmeleitfähigkeitsdetektion (WLD)
- Flammenionisationsdetektion (FID) (nach erfolgter Reduktion zu CH₄)

[20]

4.3.3 Probleme bei der TOC-Bestimmung

Qualitative Aussage: Wie der CSB ist auch der TOC als Einzelmessung nicht in der Lage, etwas über die Auswirkungen der gemessenen Verbindungen auf Organismen (Hemmwirkung) auszusagen.

Sauerstoffbedarf: Der Einfluß der erfaßten organischen Verunreinigungen auf den Sauerstoffhaushalt eines Vorfluters oder Gewässers ist nur ungefähr abschätzbar.

Kosten: Hohe Investitionskosten sowie eventuell zusätzliche Kosten für das erforderliche gut qualifizierte Personal bei allerdings relativ geringen Analysekosten pro Probe im Routinebetrieb.

Verfahrensspezifische Probleme:

Bei der Hochtemperaturmethode ergeben sich Probleme durch die schwierige repräsentative Probenahme, da gerätebedingt nur sehr kleine Probenvolumina zum Einsatz kommen können. Flüchtige organische Verbindungen werden bei vorhergehender Austreibung des TIC nur unvollständig erfaßt.

Die Differenzmethode umgeht dieses Problem, wird allerdings immer ungenauer, je größer der TIC gegenüber dem TOC wird.

Bei Hochtemperaturgeräten greifen in den Proben enthaltene Salze das Verbrennungsrohr an. Naßchemische Aufschlüsse erfassen Feststoffe meist nur unvollständig. Salze müssen teilweise mit giftigen Chemikalien maskiert werden.

[20]

4.3.4 Vor- und Nachteile bei der TOC-Bestimmung

Vorteile:

- rasche Durchführbarkeit
- einfachste Automatisierung inklusive on-line Messung; d.h. großer Probendurchsatz bei geringem Personalaufwand
- höchste Empfindlichkeit aller drei Verfahren
- Umweltfreundlichkeit (die Verbrennungsmethode arbeitet praktisch chemikalienfrei)
- im Gegensatz zum CSB wird nicht der Verbrauch des Oxidationsmittels, sondern das entstehende Reaktionsprodukt CO_2 direkt gemessen
- vollständige Oxidation aller organischen Verbindungen
- Bilanzierungsmöglichkeiten
- eindeutige Aussage des Meßergebnisses (keine biologische Variabilität)

Nachteile:

- keine Aussage über den, für das Gewässer relevanten, Sauerstoffbedarf
- keine Differenzierung der gemessenen Verbindungen möglich
- hohe Anschaffungskosten
- gut qualifiziertes Personal erforderlich
- keine qualitative Aussage über die Art der organischen Verbindungen

[21]

4.3.5 Übersicht über die Normenvorschriften

DIN 38409, H3	Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC); 1983
ISO 8245	Water quality - Determination of the total organic carbon (TOC). International organisation for standardisation. Ref. No ISO 8245; 1987
ÖNORM M 6284	Bestimmung des gesamten organisch gebundenen Kohlenstoffs (TOC); 1988

[19]

4.4 Der biochemische Sauerstoffbedarf BSB

(Biochemical Oxygen Demand BOD)

4.4.1 Allgemeine Erklärung und Definition

Zur Quantifizierung der Oxidation der im Wasser vorhandenen organischen Stoffe können nicht nur chemische, sondern auch biologische Oxidationsprozesse herangezogen werden. Den Mikroorganismen im Wasser kommt ja "von Natur aus" diese Aufgabe zu. Ist eine entsprechende Menge an Mikroorganismen und ein reichliches Sauerstoffangebot vorhanden, so kann experimentell festgestellt werden, in welchem Ausmaß, innerhalb welcher Zeit es zu einer Sauerstoffzehrung kommt.

Definition:

Die volumsbezogene Masse an Sauerstoff, die von den Mikroorganismen verbraucht wird, um die im Wasser vorhandenen abbaubaren organischen Stoffe bei 20° C oxidativ abzubauen, bezeichnet man als **Biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB)**.

Die bei der biologischen Oxidation ablaufenden Prozesse beanspruchen allerdings bedeutend mehr Zeit als die chemischen. So benötigen Mikroorganismen zum vollständigen Abbau von gut abbaubaren, frischen häuslichen Abwässern etwa 20 Tage (BSB_{20}). Da man normalerweise nicht 20 Tage auf ein Untersuchungsergebnis warten kann und innerhalb von 5 Tagen zumeist ein ca. 70 %iger Abbau erreicht wird, bestimmt man im allgemeinen nur den BSB_5 . Bei biologisch schwer abbaubaren Verunreinigungen, etwa aus der Papier- und Lederindustrie, kann jedoch innerhalb von 5 Tagen keineswegs ein 70 %iger Abbau erreicht werden. Außerdem ist zu beachten, daß in Abwässern vielfach toxische Stoffe vorhanden sind, welche auf die biologische Aktivität der Bakterien hemmend, wenn nicht schädigend, wirken können. Dadurch kann der BSB_5 deutlich herabgesetzt werden. Trotz dieser Einschränkungen wird in der Wasser- und Abwasserchemie der BSB_5 als aufschlußreiche Maßzahl für die vorhandenen biologisch abbaubaren Verunreinigungen eines Wassers herangezogen. Außerdem können durch ihn direkte Aussagen über die Beeinträchtigung des Sauerstoffgehaltes eines Gewässers gemacht werden.

[22]

4.4.2 Probleme bei der BSB-Bestimmung

Schwer standardisierbar:

Das Ergebnis einer Bestimmung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs kommt aufgrund verschiedenartiger biochemischer Stoffumsetzungen zustande und ist deshalb schwer standardisierbar.

Schlecht reproduzierbar:

Auch bei genauer Definition der Einflußparameter (Temperatur, keine Nährstofflimitierung, Dunkelheit,...) hängt die Größenordnung des Stoffumsatzes immer noch maßgeblich von der Art und Anzahl der im Wasser vorkommenden Mikroorganismen und von der möglichen

Einwirkung konzentrationsabhängig hemmender Komponenten ab. Da gerade die Anwendung einer begrenzten und nur für eine Animpfung ausreichenden Bakterienmenge eines der entscheidenden Kriterien für eine BSB-Bestimmung darstellt, sind die Bestimmungsmethoden schlecht reproduzierbar.

Versuchsdauer:

Die lange Versuchsdauer von allgemein 5 Tagen kann nicht verkürzt werden, ohne die Aussage des Ergebnisses zu ändern. Da die Zusammensetzung und die stoffwechselphysiologischen Fähigkeiten der Mikrobiozönose den Versuchsablauf wesentlich mitbestimmen, kann im Einzelfall keine Vorhersage darüber getroffen werden, welchen zeitlichen Verlauf der Sauerstoffverbrauch nehmen wird. Der BSB_n kann daher nicht aus einer Kurzzeitbestimmung durch Extrapolation ermittelt werden.

Quantitative Aussage:

Der bei der BSB_5 -Bestimmung erhaltene Wert für den Gehalt an organischen Verbindungen beinhaltet im allgemeinen nicht oder nur teilweise die schwer abbaubaren Komponenten. Somit ist durch den BSB_5 allein keine Aussage über die Gesamtverschmutzung möglich.

Vergleichbarkeit:

Die durch das Verdünnungsverfahren erhaltenen Werte sind mit den manometrisch bestimmten Werten nicht direkt vergleichbar.

[23]

4.4.3 Vor- und Nachteile der BSB-Bestimmung

Vorteile:

- Qualitative Aussage
- Verdünnungsverfahren: Abschätzungsmöglichkeit des Einflusses einer Abwasser-einleitung auf den O_2 -Haushalt eines Vorfluters (exklusive NH_4)
- Manometrisches Verfahren: Erkennen des zeitlichen Ablaufes des Zehrungsvorganges
Erkennen von Hemmstoffen
- Der BSB_5 ist besonders geeignet zur Beurteilung des O_2 -Haushaltes eines Vorfluters oder des erforderlichen O_2 -Angebotes in einer biologischen Kläranlage

Nachteile:

- Schwer standardisierbar (vergleichbar)
- Schlecht reproduzierbar
- Lange Versuchsdauer
- Keine Quantifizierungsmöglichkeit der Gesamtverschmutzung
- Keine Bilanzierungsmöglichkeit
- Verdünnungsverfahren: Hemmstoffe teilweise nicht erkennbar
- Manometrisches Verfahren: Gefahr von Nährstoff- bzw. Bakterienlimitierung
Mögliche Minderbefunde durch Hemmung

[24]

4.4.4 Methoden zur Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs

Im folgenden werden 4 verschiedene Methoden zur BSB-Bestimmung genauer vorgestellt. Bei den beschriebenen Methoden handelt es sich zweimal um Verfahren nach dem „Verdünnungsprinzip“ und zweimal um Verfahren nach der „Manometrischen Methode“.

Verfahren nach dem Verdünnungsprinzip

DIN 38409, Teil 51: „Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs in n Tagen nach dem Verdünnungsprinzip.“

Diese Norm stimmt inhaltlich weitgehend mit der ISO 5815-1983 überein.

ÖNORM M6277: „Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs nach 5 Tagen (BSB₅), Verdünnungsmethode.“

Diese Norm stimmt weitgehend mit der im Entwurf befindlichen EN 1899-1 überein.

Manometrische Methoden:

System der Fa. Aqualytic: Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs, gemessen als Druckabfall, in der sich über der Wasserprobe befindlichen Gasphase (Luft), mittels BSB-Gerät AL 214.

System „OxiTop“ der Fa. WTW: Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs, gemessen als Druckabfall, in der sich über der Wasserprobe befindlichen Gasphase (Luft), mittels piezoresistiven elektronischen Drucksensoren.

Im abschließenden praktischen Teil dieser Diplomarbeit wurden diese 4 unterschiedlichen Verfahren in mehreren Versuchsdurchgängen miteinander verglichen.

4.4.5 Übersicht über die Normenvorschriften

DIN 34809, Teil 51: Bestimmung des Biologischen Sauerstoffbedarfes in n Tagen nach dem Verdünnungsprinzip. (1987)

ÖNORM ISO 5815: Bestimmung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs nach n Tagen. (1985)

ISO 5815 (1989): Bestimmung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs nach n Tagen.

ÖNORM M 6277: Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfes nach 5 Tagen; Verdünnungsprinzip

EN 1899-1 Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfes nach n Tagen;

[19]

4.5 Relationen zwischen den Summenparametern

Obwohl natürlich zwischen den einzelnen Summenparametern Korrelationen bestehen, ist in der Regel ein direktes Umrechnen der einzelnen Parameter ineinander nicht möglich.

Daß in der Abwasserpraxis häufig sehr ähnliche Relationen zwischen den einzelnen Parametern gefunden werden, liegt vor allem an der ähnlichen Zusammensetzung von kommunalem Abwasser. So beträgt z.B. der BSB_5 eines kommunalen Abwassers und damit der Zulauf eines Klärwerkes im Mittel etwa 50 - 60 % des CSB und ist zumeist doppelt so hoch wie der zugehörige TOC. Der Ablauf einer niedrig belasteten Kläranlage weist häufig bei CSB-Konzentrationen zwischen 20 und 60 mg/l BSB_5 -Werte von deutlich unter 15 mg/l auf; der TOC liegt zumeist im selben Bereich wie der BSB_5 . Zu beachten ist, daß vor allem die chemischen Parameter im Zuge eines biologischen Reinigungsverfahrens nicht beliebig weit reduzierbar sind. Die Ablaufkonzentrationen dieser Parameter hängen neben der Reinigungswirkung der Anlage in erheblichem Ausmaß von der „Qualität“ des Zulaufes (Zusammensetzung, Industriewasseranteil,...) ab.

In der folgenden Tabelle finden sich typische Zu- und Ablaufkonzentrationen von Abwasserreinigungsanlagen, sowie typische Relationen zwischen den Parametern BSB₅ - CSB - TOC.

Parameter	rohes Abwasser	gereinigtes Abwasser
CSB	200 - 600	25 - 75
BSB ₅	100 - 300	5 - 20
TOC	75 - 150	5 - 25

Tabelle 1: Typische Zu- und Ablaufkonzentrationen von ARA's (in mg/l):
[25, Seite F-4]

Parameter	Verhältnis	
	rohes Abwasser	gereinigtes Abwasser
CSB / TOC	3,2 - 3,5	3,0 - 3,5
CSB / BSB ₅	1,7 - 2,0	3,0 - 6,0
BSB ₅ / TOC	1,7 - 2,0	0,5 - 1,0

Tabelle 2: Typische Relationen CSB - BSB₅ - TOC
[25, Seite F-4]

[25]

4.5.1 CSB - TOC

CSB / TOC = Mittlerer Oxidationsgrad der C-Verbindungen

Bei diesen beiden Verfahren werden mit Hilfe starker Oxidationsmittel praktisch alle Wasserinhaltsstoffe mineralisiert. Während man beim CSB die verbrauchte Oxidationsmittelmenge betrachtet, analysiert man beim TOC nur das entstehende Oxidationsprodukt CO_2 . Das CSB/TOC Verhältnis gibt damit Auskunft über den mittleren Oxidationsgrad der organischen Verbindungen. Je nach Oxidationsstufe kann dieses Verhältnis zwischen 0,67 (Oxalsäure) und knapp über 4 (Alkohole) schwanken. Die im Rohabwasser häufig gefundene Relation von etwa 3,0 erklärt sich aus der Mischung diverser Kohlenstoffverbindungen mit unterschiedlichen Oxidationsgraden im Abwasser. Da die Kohlenstoffverbindungen im Abwasser verschiedene Oxidationsstufen aufweisen, ist keine fixe Umrechnung des Sauerstoffverbrauches in die Konzentration an Kohlenstoffverbindungen möglich. Dazu kommt noch, daß einerseits die Umsetzung der Kohlenstoffverbindungen beim CSB nicht unbedingt vollständig erfolgt und andererseits diverse anorganische Verbindungen bei der CSB-Bestimmung einen teilweise erheblichen zusätzlichen Sauerstoffverbrauch verursachen können. Im allgemeinen werden jedoch für überwiegend kommunales Abwasser die in Tabelle 1 angeführten Werte gefunden.

[25], [26]

4.5.2 BSB₅ - TOC

Diese Relation ist deshalb von Interesse, weil erfahrungsgemäß für kommunales Abwasser relativ konstante Relationen von 2:1 im Zulauf bzw. 1:1 im Ablauf von biologischen Kläranlagen zu erwarten sind und der BSB₅ damit aus dem TOC rasch abgeschätzt werden kann. Auf diese Weise kann auch die Richtigkeit der Analysenergebnisse aus BSB₅- und TOC-Bestimmungen abgeschätzt werden.

[25], [26]

4.5.3 BSB₅ - CSB

BSB₅ / CSB = Maß für die biochemische Abbaubarkeit

Das Verhältnis BSB₅ - CSB ist wahrscheinlich der aussagekräftigste Wert, der durch relativ einfache Untersuchungsmethoden eine Aussage über die „Qualität“ der in der Probe enthaltenen organischen Verbindungen (leicht, mittel, schwer abbaubar oder toxisch) und damit eine Aussage über die biochemische Abbaubarkeit ermöglicht.

In Abhängigkeit vom Grad des Vorabbaus im Kanalnetz, sowie durch den Einfluß von allfälligen Indirekteinleitern kann dieses Verhältnis schwanken, liegt aber in den meisten Fällen im Bereich der in Tabelle 2 angegebenen Werte für typisches, kommunales Abwasser. Der BSB₂₀ liegt in der Regel nur noch knapp unter dem CSB, da nach 20 Tagen praktisch alle sauerstoffzehrenden Verbindungen, bis auf die bakteriell nicht abbaubaren Restanteile organischer Substanzen, mineralisiert sind.

[25], [26]

4.6 Beschreibung der Verdünnungsmethoden zur BSB-Bestimmung

4.6.1 Die Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs nach der DIN 38409, Teil 51.

Anwendungsbereich

Das Verfahren ist auf alle Wässer anwendbar, die einen BSB₅ von mindestens 3 mg/l und von nicht mehr als 250 mg/l haben. Proben mit einem BSB₅ von mehr als 250 mg/l können nach Vorverdünnung untersucht werden. Dabei ist der allgemeine Verdünnungsfehler zu beachten, der bei Anwesenheit ungelöster Stoffe noch wesentlich höher sein kann.

Das Verfahren wurde ursprünglich im Zusammenhang mit der Untersuchung von Kommunalabwasser entwickelt und gilt in erster Linie dafür. Es kann auch auf andere Wässer, deren Charakteristik im wesentlichen derjenigen von Kommunalabwässern entspricht, übertragen werden. In solchen Fällen kann ein spezielles Impfmateriel (Inokulum), z.B. aus einer entsprechenden Kläranlage, erforderlich sein.

Neben dem biochemischen Sauerstoffbedarf kann ein Wasser einen Bedarf an Sauerstoff haben, der - ohne Mitwirkung von Mikroorganismen - zur rein chemischen Oxidation von Inhaltsstoffen benötigt wird (spontane Sauerstoffzehrung).

Grundlage des Verfahrens

Anteile der gegebenenfalls vorverdünnten Wasserprobe werden mit einem besonders vorbereiteten Verdünnungswasser verdünnt (Herstellung einer Verdünnungsreihe). Die Ansätze werden für die vorgegebene Zeit (in der Regel 5 Tage) bei 20° im Dunkeln inkubiert. Aus dem Rückgang der Sauerstoffkonzentration in den Verdünnungen und im Verdünnungswasser wird der BSB_n nach Maßgabe der Mischungsregel in geschlossener statistischer Auswertung ermittelt.

Um zu vermeiden, daß durch biochemische Oxidation von Ammoniumstickstoff Ergebnisse erzielt werden, die sich schlecht reproduzieren und interpretieren lassen, wird ein Nitrifikationshemmstoff (N-Allylthioharnstoff) zugesetzt.

Zur Kontrolle des Verdünnungswassers und des Impfmateri als wird der BSB_n einer Standardlösung, gegebenenfalls auch unter Zusatz des Nitrifikationshemmstoffes, parallel mitbestimmt.

Störungen

Für Mikroorganismen toxische Stoffe (z.B. Bakterizide, bestimmte Schwermetallverbindungen, freies Chlor), Verschiebungen des pH-Wertes oder die Anhäufung hemmender Stoffwechselprodukte können den Substratumsatz und damit den Sauerstoffverbrauch herabsetzen.

Der „abpuffernde“ Charakter des Verdünnungswassers und das Herstellen und Bebrüten einer ganzen Verdünnungsreihe sollten diese Einflüsse abschwächen bzw. sich durch die statistische Auswertung der Verdünnungsreihe dokumentieren lassen.

Ein eventueller Mangel an mineralischen Nährstoffen im zu untersuchenden Wasser (Stickstoff-, Phosphorverbindungen oder essentiellen Spurenelementen), der zu niedrige BSB_n-Werte ergeben würde, wird durch die Zusammensetzung des Verdünnungswassers ausgeglichen.

Chemikalien

Verdünnungswasser: z.B. Trinkwasser mit einer Massenkonzentration an freiem Chlor von weniger als 0,1 mg/l, einer Säurekapazität $K_{S4,3}$ von mindestens 2 mmol/l sowie einer Stoffmengenkonzentration an Calciumionen von mindestens 2,5 mmol/l.

Destilliertes oder deionisiertes Wasser darf zum Ansetzen des Verdünnungswassers **nicht** verwendet werden.

Zur Animpfung und Nährstoffergänzung wird dem Wasser die einem Prozent seines Volumens entsprechende Menge abgesetzten Kommunalabwassers beigemischt, sowie Harnstoff und Phosphat zugesetzt. Der chemische Sauerstoffbedarf (CSB) des Abwassers soll

200 bis 250 mg/l betragen. Liegt er außerhalb dieses Bereiches, wird von dem Kommunalabwasser ein entsprechend geringeres bzw. größeres Volumen zugegeben.

Eine spezielle Animpfung kann dadurch erzielt werden, daß bis zur Hälfte des Gesamtvolumens Vorflutwasser, das 3 bis 10 km unterhalb der Einleitstelle des zu untersuchenden Wassers entnommen wird, anstelle von Trinkwasser verwendet wird.

Der Mischung werden je Liter 4 mg Harnstoff ($\text{CH}_4\text{N}_2\text{O}$) und 1,6 mg Pentanatrium-triphosphat ($\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$) als Nährstoffergänzung zugesetzt.

Das Verdünnungswasser wird bei $(20 \pm 1)^\circ\text{C}$ vor Licht geschützt und schwach belüftet. Es kann in der Zeit vom 3. bis zum 10. Tag nach der Animpfung zum Ansetzen der BSB_n -Proben verwendet werden. Sein pH-Wert soll zwischen 6 und 9, sein Sauerstoffverbrauch innerhalb von 5 Tagen zwischen 0,5 und 1,5 mg/l liegen.

Salzsäure (HCl): Konzentration nach Bedarf, z.B. 2 mol/l (zum Einstellen des pH-Wertes).

Natronlauge (NaOH): Konzentration nach Bedarf, z.B. 2 mol/l (zum Einstellen des pH-Wertes).

N-Allylthioharnstofflösung: 600 mg N-Allylthioharnstoff ($\text{C}_4\text{H}_8\text{N}_2\text{S}$) in 100 ml Wasser lösen.

Glucose-Glutaminsäure-Standardlösung: Theoretischer Sauerstoffbedarf von 306,7 mg/l.

Zum Ansetzen der erforderlichen Reagenzien ist, wenn nicht anders angegeben, destilliertes oder Wasser gleichen Reinheitsgrades zu verwenden.

Vorbehandlung, Konservierung und Transport der Probe

- Eine Probenvorbehandlung wie z.B. homogenisieren, sedimentieren, filtrieren, ist nach Möglichkeit unmittelbar nach der Probennahme, in jedem Fall aber vor dem Transport durchzuführen.
- Die Proben sind in luftblasenfrei gefüllten, luftdicht verschlossenen Glasbehältern bei einer Temperatur von 2 bis 5°C zu transportieren und zu lagern.
- Die Probe soll so bald wie möglich nach der Probennahme verarbeitet werden.

Jede Art der Konservierung bewirkt eine Veränderung der Probe.

Wasserproben, die nicht sofort weiterverarbeitet werden können, sind durch Tiefgefrieren auf etwa -15 bis -20 °C zu konservieren.

Versuchsdurchführung

1. Vorbereitung der Probe

- Wenn der pH-Wert der Wasserprobe nicht zwischen 6 und 9 liegt, ist er mit Salzsäure oder Natronlauge auf einen pH-Wert dieses Bereiches einzustellen.
- Falls sich beim Neutralisieren eine Ausfällung bildet, ist die Probe gut zu homogenisieren.
- Die Probe muß auf Raumtemperatur gebracht werden.
- Wenn sich das Volumen der Probe beim Neutralisieren um mehr als 0,5% vergrößert, so ist der Verdünnungseffekt bei der Auswertung zu berücksichtigen.

2. Festlegen der Verdünnungen

Der zu erwartende BSB_n der Wasserprobe kann anhand eines schnell bestimmbaren Parameters, wie z.B. CSB, TOC oder DOC abgeschätzt werden. Ist für das zu untersuchende Wasser das ungefähre Verhältnis des BSB_n zu diesen Parametern bekannt, so genügt es in der Regel 3 einer arithmetischen Reihe entsprechenden Verdünnungsstufen anhand der Tabelle 3 anzusetzen. Ist dies jedoch nicht der Fall, so ist es sinnvoll, die Anzahl der Verdünnungsstufen auf 5 Stück zu erhöhen, um damit einen größeren Bereich gleichmäßig abdecken zu können. Die Verdünnungen der Reihe sind so anzusetzen, daß der größte zu erwartende Sauerstoffverbrauch etwa 80% des Anfangssauerstoffgehaltes beträgt.

Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) mg/l	zu erwartender BSB ₅ mg/l	Anteile der Wasserproben in den Mischungen (Verdünnungsreihen)							
		3 Verdünnungen			5 Verdünnungen				
		ml/l			ml/l				
50 bis 100	40 bis 80	25	50	75	15	30	45	60	75
>100 bis 150	>80 bis 120	15	30	45	10	20	30	40	50
>150 bis 300	>120 bis 150	10	20	30	5	10	15	20	25

Tabelle 3: Beispiele für Verdünnungen bei der Bestimmung des Verdünnungs-BSB₅ von abgesetztem häuslichem Abwasser anhand des CSB-Wertes.

Bei sehr schwach belasteten Abwässern sollte der Volumenanteil des zu untersuchenden Wassers in den Verdünnungen den Wert von 750 ml/l nicht übersteigen, da ein Verdünnungswasseranteil von 250 ml/l den notwendigen Gehalt an mineralischen Nährstoffen auf jeden Fall sicherstellt.

Ist ein BSB_n-Wert von mehr als 250 mg/l zu erwarten, so wird die Wasserprobe erforderlichenfalls mehrfach mit Verdünnungswasser auf das 10-fache Volumen verdünnt.

3. Behandlung der Untersuchungsansätze

Verdünnungswasserproben: Das für den Tagesbedarf erforderliche Volumen Verdünnungswasser ist durch einen Trichter in den Tagesvorratsbehälter zu filtrieren. Die Temperatur des Verdünnungswassers ist auf $(20 \pm 1)^\circ\text{C}$ einzustellen. Anschließend kann das Verdünnungswasser mit Sauerstoff auf den etwa doppelten Wert eines luftgesättigten Wassers angereichert werden.

Wird ein Nitrifikationshemmstoff verwendet, so werden damit außer den zu untersuchenden Abwasserproben auch die zugehörigen Verdünnungswasserproben und die Kontrollansätze mit etwa 1,0 mg/l N-Allylthioharnstoff versetzt. Es empfiehlt sich den Hemmstoff zuzugeben, wenn die Flasche bzw. das Mischgefäß etwa zur Hälfte gefüllt ist, gut zu durchmischen, anschließend bis zum Rand bzw. zur Marke aufzufüllen und nochmals gut zu mischen.

Luftblasen, die an den Gefäßwandungen anhaften, sind durch Klopfen zu entfernen.

Sofort nach der Befüllung ist in einer Flasche der Sauerstoffgehalt zu bestimmen. Die beiden anderen Flaschen sind ohne Einschluß von Luftblasen zu verschließen und für die Inkubation bereitzustellen.

Verdünnungen: Das Mischgefäß ist mit Verdünnungswasser zu spülen. Danach werden etwa 100 ml Verdünnungswasser in das Gefäß gefüllt. Im Anschluß daran wird das Volumen der Wasserprobe, das bei Anwesenheit ungelöster Stoffe unter Rühren entnommen wird, zudosiert. Nun kann das Gefäß mit Verdünnungswasser auf die 1-Liter-Meßmarke aufgefüllt und gut durchgemischt werden.

Luftblasen, die an den Gefäßwandungen anhaften, sind durch Klopfen zu entfernen.

Sofort nach der Befüllung ist in einer der Flaschen der Sauerstoffgehalt zu bestimmen. Die beiden anderen Flaschen sind ohne Einschluß von Luftblasen zu verschließen und für die Inkubation bereitzustellen.

Die übrigen Verdünnungen sind in der gleichen Weise herzustellen.

Kontrollansätze: Mit Glucose-Glutaminsäure-Standardlösung und Verdünnungswasser wird eine Verdünnungsreihe mit 10, 20 und 30 ml/l Standardlösungsanteilen, gegebenenfalls unter Verwendung des Nitrifikationshemmstoffes, analog den Probenverdünnungen hergestellt.

Bei einwandfreier Beschaffenheit des Verdünnungswassers und des Impfmateri als sollte der BSB₅-Wert der Glucose-Glutamin-Standardlösung 180 bis 230 mg/l betragen.

Um zu vermeiden, daß während der Inkubation Luft in die Ansätze gelangt, ist es zweckmäßig, die Flaschen mit dem Stopfen nach unten in eine etwa 5 cm hoch mit Wasser gefüllte Wanne zu stellen. Die Proben sind während der Inkubation mehrmals täglich vorsichtig zu schütteln, so daß die untere Zone des Flascheninhaltes nicht anaerob werden kann.

Nach erfolgter Inkubation werden die Endsauerstoffgehalte bestimmt, wobei der Anfangssauerstoff- und der Endsauerstoffgehalt nach demselben Verfahren bestimmt werden sollten.

Auswertung

Für die Verdünnungswasser- und die Probenansätze, die nach der Inkubation noch ca. 2 mg/l Sauerstoff enthalten sollten, wird der Sauerstoffverbrauch wie folgt berechnet:

$$Sv_{ij} = \beta_{Ai} - \beta_{Eij}$$

Darin bedeuten:

- Sv_{ij} Sauerstoffverbrauch der j-ten Parallelprobe der i-ten Verdünnung, in mg/l;
- β_{Ai} Anfangssauerstoffkonzentration der i-ten Verdünnung, in mg/l;
- β_{Eij} Endsauerstoffkonzentration der j-ten Parallelprobe der i-ten Verdünnung, in mg/l;

Bei 3 Verdünnungen ergeben sich die folgenden Indices:

- Sv_{01} Sauerstoffverbrauch des 1. Verdünnungswasseransatzes, in mg/l;
- Sv_{02} Sauerstoffverbrauch des 2. Verdünnungswasseransatzes, in mg/l;
- Sv_{11} Sauerstoffverbrauch der 1. Parallelprobe der 1. Verdünnung, in mg/l;
- Sv_{12} Sauerstoffverbrauch der 2. Parallelprobe der 1. Verdünnung, in mg/l;
- Sv_{21} Sauerstoffverbrauch der 1. Parallelprobe der 2. Verdünnung, in mg/l;
- Sv_{22} Sauerstoffverbrauch der 2. Parallelprobe der 2. Verdünnung, in mg/l;
- Sv_{31} Sauerstoffverbrauch der 1. Parallelprobe der 3. Verdünnung, in mg/l;
- Sv_{32} Sauerstoffverbrauch der 2. Parallelprobe der 3. Verdünnung, in mg/l;
- β_{A1} Anfangssauerstoffkonzentration der 1. Verdünnung, in mg/l;
- β_{A2} Anfangssauerstoffkonzentration der 2. Verdünnung, in mg/l;
- β_{A3} Anfangssauerstoffkonzentration der 3. Verdünnung, in mg/l;
- β_{E11} Endsauerstoffkonzentration der 1. Parallelprobe der 1. Verdünnung, in mg/l;
- β_{E12} Endsauerstoffkonzentration der 2. Parallelprobe der 1. Verdünnung, in mg/l;
- β_{E21} Endsauerstoffkonzentration der 1. Parallelprobe der 2. Verdünnung, in mg/l;
- β_{E22} Endsauerstoffkonzentration der 2. Parallelprobe der 2. Verdünnung, in mg/l;
- β_{E31} Endsauerstoffkonzentration der 1. Parallelprobe der 3. Verdünnung, in mg/l;
- β_{E32} Endsauerstoffkonzentration der 2. Parallelprobe der 3. Verdünnung, in mg/l.

Die zugehörigen Probenanteile der Verdünnungen, die wesentliche Berechnungsgrößen für die weitere Auswertung sind, werden folgendermaßen ermittelt:

$$\Phi_i = \frac{1}{10^m} \cdot \frac{V_i}{V_{gi}}$$

Darin bedeuten:

- Φ_i Volumenanteil der Wasserprobe in der i-ten Verdünnung (Probenanteil), in ml/ml;
 m Zahl der Vorverdünnungsstufen (bei einmaliger Vorverdünnung (1:10) ist $m=1$, bei zweimaliger Vorverdünnung (1:100) ist $m=2$);
 V_i Eingemessenes Volumen der Wasserprobe in der i-ten Verdünnung, in ml;
 V_{gi} Gesamtvolumen der i-ten Verdünnung, in ml.

Bei 3 Verdünnungen ergeben sich die folgenden Indices:

- Φ_1 Volumenanteil der Wasserprobe in der 1. Verdünnung (Probenanteil), in ml/ml;
 Φ_2 Volumenanteil der Wasserprobe in der 2. Verdünnung (Probenanteil), in ml/ml;
 Φ_3 Volumenanteil der Wasserprobe in der 3. Verdünnung (Probenanteil), in ml/ml;
 V_1 Eingemessenes Volumen der Wasserprobe in der 1. Verdünnung, in ml;
 V_2 Eingemessenes Volumen der Wasserprobe in der 2. Verdünnung, in ml;
 V_3 Eingemessenes Volumen der Wasserprobe in der 3. Verdünnung, in ml;
 V_{g1} Gesamtvolumen der 1. Verdünnung, in ml;
 V_{g2} Gesamtvolumen der 2. Verdünnung, in ml;
 V_{g3} Gesamtvolumen der 3. Verdünnung, in ml.

Der jeweilige Verdünnungsfaktor muß dabei so gewählt werden, daß nach Ablauf der Inkubationszeit der Restsauerstoffgehalt in der Probe noch mindestens 2 mg/l O_2 beträgt. Andererseits sollte die Sauerstoffzehrung während der Inkubationszeit mindestens 1 mg/l betragen.

Die Berechnung des BSB erfolgt nach der sogenannten „Mischungsregel“. Diese besagt, daß das Verdünnungswasser und die zu untersuchende Wasserprobe am Sauerstoffverbrauch der Mischungen jeweils in dem ihrem Volumenanteil entsprechenden Maße beteiligt sind:

$$Sv_{ij} = \Phi_i \cdot BSB_n + (1 - \Phi_i) \cdot Sv_v$$

Darin bedeuten:

Sv_{ij} Sauerstoffverbrauch der j-ten Parallelprobe der i-ten Verdünnung, in mg/l;

Sv_v Sauerstoffverbrauch des Verdünnungswassers, in mg/l;

BSB_n Biochemischer Sauerstoffbedarf in n Tagen, in mg/l.

Prüfung auf Gültigkeit der Mischungsregel:

Da die oben genannte Bedingung aber im Einzelfall, etwa beim Vorliegen eines hemmenden oder toxischen Einflusses, nicht zutreffen muß, ist die Gültigkeit der Mischungsregel, zumindest bei Verdacht auf eine Störung oder Unregelmäßigkeit zu überprüfen.

Dazu trägt man den Sauerstoffverbrauch der Ansätze (Sv_{ij}) in einem rechtwinkligen Koordinatensystem über dem zugehörigen Volumenanteil (Φ_i) der Probe auf. Ordnen sich die Punkte entlang einer Geraden an, so kann die Meßreihe uneingeschränkt ausgewertet werden. Weicht der eine oder andere Punkt offensichtlich von der Geraden ab, so bleibt ein solcher Wert bei der weiteren Auswertung unberücksichtigt. Das Auftreten einzelner abweichender Werte sollte aber immer ein Grund sein, nach der Ursache zu suchen. Außerdem sind Ausreißer im Analysenbericht anzugeben.

Wirken die Inhaltsstoffe des untersuchten Wassers in den konzentrierten Ansätzen hemmend, oder geht mit schwindendem Sauerstoffgehalt die biologische Aktivität zurück, so ergeben sich häufig Punktfolgen, die nach einem linearen Anfangsteil zunehmend von der Geraden nach unten abweichen. In solchen Fällen können diese abweichenden Meßpunkte von der numerischen Auswertung ausgeschlossen werden. Liegt ein solcher linearer Anfangsteil nicht vor, so kann aus den Werten des Verdünnungswassers und denen des höchstverdünnten

Abwassers ein Schätzwert für den BSB_n ermittelt werden, der sich aus folgender Formel errechnet:

$$BSB_n = \frac{\overline{Sv_i} - (1 - \Phi_i) \cdot \overline{Sv_v}}{\Phi_i}$$

Darin bedeuten:

$\overline{Sv_i}, \overline{Sv_v}$ aus den Parallelwerten der betreffenden Ansätze gemittelter Sauerstoffverbrauch.

Numerische statistische Auswertung des BSB_n :

Sofern vom Verdünnungswasser und von mindestens zwei Verdünnungsstufen zuverlässig erscheinende Werte für den Sauerstoffverbrauch vorliegen, werden die Ergebnisse statistisch folgendermaßen ausgewertet:

$$r = \frac{N \cdot \sum \Phi_i \cdot Sv_{ij} - \sum \Phi_i \cdot \sum Sv_{ij}}{\sqrt{N \cdot \sum \Phi_i^2 - (\sum \Phi_i)^2} \cdot \sqrt{N \cdot \sum Sv_{ij}^2 - (\sum Sv_{ij})^2}}$$

$$Sv_{VR} = \frac{\sum \Phi_i^2 \cdot \sum Sv_{ij} - \sum \Phi_i \cdot \sum (\Phi_i \cdot Sv_{ij})}{N \cdot \sum \Phi_i^2 - (\sum \Phi_i)^2}$$

$$BSB_n = \frac{N \cdot \sum (\Phi_i \cdot Sv_{ij}) - \sum \Phi_i \cdot \sum Sv_{ij} + \sum \Phi_i^2 \cdot \sum Sv_{ij} - \sum \Phi_i \cdot \sum (\Phi_i \cdot Sv_{ij})}{N \cdot \sum \Phi_i^2 - (\sum \Phi_i)^2}$$

Darin bedeuten:

- r Korrelationskoeffizient;
- Sv_{VR} Durch Regressionsrechnung gemittelter Sauerstoffverbrauch des Verdünnungswassers in n Tagen, in mg/l;
- BSB_n Biochemischer Sauerstoffbedarf der Wasserprobe in n Tagen, in mg/l;
- N Anzahl der für die Berechnung verwendbaren Proben.

Ist der Korrelationskoeffizient größer als 0,995 und zugleich der Unterschied zwischen dem gefundenen und dem durch Regressionsrechnung gemittelten Sauerstoffverbrauch des Verdünnungswassers nicht größer als 0,1 mg/l, so kann man davon ausgehen, daß die Mischungsregel erfüllt ist. Die graphische Prüfung darf in diesem Fall entfallen.

In allen anderen Fällen kann mit Hilfe des graphischen Kontrollverfahrens entschieden werden, ob die geschlossene statistische Auswertung mit einem entsprechend eingeschränkten Datensatz durchgeführt werden kann oder ob nur eine Schätzung des BSB_n nach oben angeführter Gleichung möglich ist.

Angabe des Ergebnisses

Der Zahlenwert im Ergebnis wird als ganze Zahl, jedoch mit nicht mehr als 3 signifikanten Ziffern angegeben.

Analysenbericht

Der Bericht soll folgende Einzelheiten enthalten:

- a) genaue Identität der Wasserprobe;
- b) Angabe des Ergebnisses;
- c) Art der Probenvorbehandlung und der Probenkonservierung, falls solche durchgeführt wurden;
- d) Art und Menge des Nitrifikationshemmstoffes, falls ein solcher zugegeben wurde;
- e) Zahl der ausgewerteten Verdünnungen;
- f) Angaben über eine eventuell gefundene Nichtlinearität;
- g) jede Abweichung von dieser Vorschrift und Angabe aller Umstände, die gegebenenfalls das Ergebnis beeinflußt haben.

4.6.2 Die Bestimmung des BSB-Wertes lt. ÖNORM M 6277 bzw. EN 1899-1 (Entwurf)

Die ÖNORM M 6277 stimmt weitgehend mit der im Entwurf befindlichen EN 1899-1 überein.

Anwendungsbereich

Die Methode ist auf alle Wässer mit einem biochemischen Sauerstoffbedarf zwischen 3 mg/l und 6000 mg/l anwendbar.

Die Methode kann durch eine Reihe verschiedener Substanzen beeinflusst werden. Substanzen, welche für Mikroorganismen toxisch sind, wie z.B. Bakterizide, toxisch wirkende Metall-Ionen oder freies Chlor, behindern die biochemische Oxidation. Algen und nitrifizierende Mikroorganismen können zu überhöhten Ergebnissen führen.

Grundlage des Verfahrens

Die zu analysierende Wasserprobe wird, falls erforderlich, neutralisiert und mit unterschiedlichen Mengen eines sauerstoffreichen Verdünnungswassers, das mit aeroben Mikroorganismen beimpft ist, angesetzt. Die verdünnten Probenansätze werden in die Probenflaschen gefüllt und verschlossen im Dunkeln bei einer vorgegebenen Temperatur von 20 °C während eines festgelegten Zeitabschnittes von 5 Tagen inkubiert. Die Konzentration an gelöstem Sauerstoff wird vor und nach der Inkubation gemessen. Daraus errechnet sich die, pro Liter Wasser, verbrauchte Menge an Sauerstoff.

Gleichzeitig wird mit einer Glucose-Glutaminsäure-Standardlösung eine Kontrollbestimmung des verwendeten Verdünnungswassers durchgeführt.

Reagenzien

Als Wasser ist nur destilliertes oder deionisiertes Wasser zu verwenden. Außerdem darf es nicht mehr als 0,01 mg Kupfer pro Liter enthalten und muß frei von Chlor, Chloraminen, Alkalien, organischen Substanzen und Säuren sein.

Impfwasser (Inokulum)

Wenn die Probe selbst nicht genügend adaptierte Mikroorganismen enthält, muß eine der folgenden Arten von Impfwasser verwendet werden:

- Kommunales Abwasser ohne starke industrielle Verunreinigungen;
- Abgesetzter Abfluß aus einer Abwasserreinigungsanlage;
- Wasser aus dem Vorfluter stromabwärts von der Einleitungsstelle des zu untersuchenden Wassers;
- Fluß- oder Seewasser, das kommunales Abwasser enthält;
- Gartenerde mit Wasser vermischt.

Je nach Herkunft sind 5,0 ml bis 20 ml des Impfwassers einem Liter des Verdünnungswassers zuzugeben.

Die Sauerstoffzehrung des beimpften Verdünnungswassers sollte dabei 0,5 mg/l Sauerstoff nicht unterschreiten.

Salzlösungen

- Phosphat-Pufferlösung
- Magnesiumsulfat-Heptahydrat
- Calciumchlorid
- Eisen(III)chlorid-Hexahydrat

Verdünnungswasser

Von jeder dieser 4 Salzlösungen ist jeweils 1 ml und die entsprechende Menge Inokulum zu etwa 500 ml Wasser zugeben und mit Wasser auf 1000 ml aufzufüllen. Diese Lösung ist bei einer Temperatur von 20 °C aufzubewahren. Vor der Verwendung ist das Verdünnungswasser eine Stunde lang kräftig zu belüften, sodaß die Konzentration an gelöstem Sauerstoff mindestens 8 mg/l beträgt.

Diese Lösung kann dann 24 h lang nach der Herstellung verwendet werden.

Salzsäure

HCl, $c \approx 0,5 \text{ mol/l}$ (zum Einstellen des pH-Wertes).

Natriumhydroxid

NaOH, Lösung mit $\beta \approx 20 \text{ g/l}$ (zum Einstellen des pH-Wertes).

Natriumsulfit

Na_2SO_3 , Lösung mit $c \approx 0,5 \text{ mol/l}$.

Glucose-Glutamin-Standardlösung

Wasserfreie Glucose ($\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$) und Glutaminsäure ($\text{C}_5\text{H}_9\text{O}_4\text{N}$) sind eine Stunde bei 103 °C zu trocknen. Jeweils $150 \pm 1 \text{ mg}$ sind zu wägen, in Wasser zu lösen, auf 1000 ml aufzufüllen und zu durchmischen.

Diese Lösung ist unmittelbar vor Gebrauch herzustellen.

Allylthioharnstoff-Lösung

1,0 g Allylthioharnstoff ($\text{C}_4\text{H}_8\text{N}_2\text{S}$) ist in Wasser zu lösen, mit Wasser auf 1000 ml aufzufüllen und zu durchmischen.

Lagerung der Probe

Die Probe ist bei einer Temperatur von 0 °C bis 4 °C in einer vollkommen gefüllten und dicht verschlossenen Flasche zu lagern, bis die Bestimmung durchgeführt werden kann. Die Bestimmung des BSB ist so bald wie möglich durchzuführen, wenn möglich innerhalb von 24 Stunden nach der Probenentnahme.

Versuchsdurchführung

Vorbehandlung

Wenn der pH-Wert der Probe nicht zwischen 6 und 8 liegt, ist die Probe zu neutralisieren. Diese Einstellung des pH-Wertes erfolgt mittels Salzsäure oder Natriumhydroxid. Freies oder gebundenes Chlor in der Probe ist durch Zugabe einer Natriumsulfitlösung zu beseitigen.

Vorbereitung der Proben

Da es schwierig ist, von Anfang an die richtigen Verdünnungen zu verwenden, sollten mehrere Verdünnungen in geometrischer Progression hergestellt werden. Die Verdünnung, die dem zu erwartenden BSB₅ entspricht, sollte mit in der Reihe enthalten sein. Tabelle 4 leistet dafür wertvolle Dienste. Die Bestimmung des gesamten organisch gebundenen Kohlenstoffs (TOC) und/oder des Chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) kann bei der Wahl der Verdünnungen helfen.

Es ist auch darauf zu achten, daß repräsentative Proben entnommen werden.

Erwarteter BSB ₅ in mg/l	Verdünnungsfaktor
3 bis 6	zwischen 1 und 2
4 bis 12	2
10 bis 30	5
20 bis 60	10
40 bis 120	20
100 bis 300	50
200 bis 600	100
400 bis 1200	200
1000 bis 3000	500
2000 bis 6000	1000

Tabelle 4: Empfohlene Verdünnungen für die Bestimmung des BSB₅

Die Probe ist auf 20 °C zu bringen und zu schütteln, um eine mögliche Übersättigung mit Sauerstoff zu verhindern.

Zur Unterdrückung der Nitrifikation ist dem Verdünnungsgefäß eine Menge von 2 ml Allylthioharnstofflösung pro Liter beizugeben. Eine wesentlich höhere Zugabe von Allylthioharnstoff als angegeben kann die Sauerstoffbestimmung stören.

Wenn der Verdünnungsfaktor größer als 100 ist, ist die Verdünnung in zwei oder mehreren Schritten durchzuführen.

Blindwertbestimmung

Parallel dazu sind auch Blindproben mit dem beimpften Verdünnungswasser zu untersuchen.

Bestimmung

Mit jeder Verdünnung sind zwei Probeflaschen bis zum Übergehen so zu füllen, daß keine Luftblasen in den Proben verbleiben. Luftblasen, die an der Wand haften, müssen durch leichtes Klopfen an die Glaswandung entfernt werden. Die Flaschen sind so zu schließen, daß keine Luftblasen eingeschlossen werden.

Die Flaschen sind in zwei Gruppen aufzuteilen, von denen jede je eine Flasche jeder Verdünnung und eine Flasche mit der Blindprobe enthält. Die eine Gruppe ist in den Brutschrank zu geben und 5 Tage lang im Dunkeln bei 20 °C zu inkubieren. Bei den Flaschen der anderen Gruppe ist die Konzentration an gelöstem Sauerstoff sofort zu bestimmen.

Kontrollbestimmung

Um das beimpfte Verdünnungswasser, das Impfwasser und die Versuchsdurchführung zu überprüfen, ist eine Kontrollbestimmung mit einer Standardlösung durchzuführen. Dafür sind 20 ml der Glucose-Glutaminsäure-Standardlösung mit beimpftem Verdünnungswasser auf 1 Liter aufzufüllen und zu analysieren.

Der BSB₅ dieser Verdünnung sollte zwischen 180 mg/l und 230 mg/l liegen. Wenn das nicht der Fall ist, ist das Impfwasser und/oder die Versuchsdurchführung kritisch zu überprüfen.

Die Kontrollbestimmung ist parallel zur Testserie durchzuführen.

Angabe der Ergebnisse

Von den angesetzten Verdünnungsproben ist jene auszuwählen, für die folgende Bedingung erfüllt ist:

$$\frac{\beta_1}{3} < (\beta_1 - \beta_2) < \frac{2\beta_2}{3}$$

Der biochemische Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen (BSB₅), in mg Sauerstoff pro Liter, läßt sich damit mit folgender Gleichung bestimmen:

$$\text{BSB}_5 = \left[(\beta_1 - \beta_2) - \frac{V_t - V_e}{V_t} (\beta_3 - \beta_4) \right] \frac{V_t}{V_e}$$

Dabei bedeuten:

- β_1 die Massenkonzentration an gelöstem Sauerstoff in der Analysenprobe zu Beginn der Bestimmung, in mg/l;
- β_2 die Massenkonzentration an gelöstem Sauerstoff der gleichen Analysenprobe nach 5 Tagen, in mg/l;
- β_3 die Massenkonzentration an gelöstem Sauerstoff in der Blindprobe zu Beginn der Bestimmung, in mg/l;
- β_4 die Massenkonzentration an gelöstem Sauerstoff in der Blindprobe nach 5 Tagen, in mg/l;
- V_e das Volumen der zu untersuchenden Probe, das für die Herstellung des jeweiligen Verdünnungsansatzes verwendet wird, in ml;
- V_t das Gesamtvolumen der Analysenprobe, in ml.

Wenn mehrere Verdünnungen in den richtigen Bereich fallen, ist der BSB als Mittelwert aus den Ergebnissen für diese Verdünnungen zu bilden. Verdünnungen, in denen der Sauerstoffgehalt nach der Inkubationszeit unter 3 mg/l liegt, sollten zur Mittelwertbildung nicht herangezogen werden.

Analysenbericht

Der Analysenbericht hat folgende Daten zu umfassen:

- 1) Einen Hinweis auf diese ÖNORM;
- 2) Datum und Uhrzeit der Probenentnahme;
- 3) Lagerung der Probe, Art der Probenvorbehandlung;
- 4) Datum und Uhrzeit des Untersuchungsbeginns;
- 5) Art des Impfwassers;
- 6) Angabe über die Unterdrückung der Nitrifikation, falls anwendbar;
- 7) Inkubationsdauer in Tagen (5);
- 8) Ergebnis mit Berechnungsmethode;
- 9) Besondere Vorkommnisse;
- 10) Angaben über Abweichungen von der in dieser ÖNORM festgelegten Vorgangsweise, sowie alle Umstände, die das Ergebnis beeinflussen haben könnten;
- 11) Name und Unterschrift des für die Analyse Verantwortlichen.

4.7 Beschreibung der manometrischen Methoden zur BSB-Bestimmung

4.7.1 Die BSB-Bestimmung mit dem System „Aqualytic“

Methodik

Die Methodik dieses Systems beruht auf der manometrischen Messung des Druckabfalles in einer geschlossenen Probeflasche, der durch die Sauerstoffzehrung der in der Probe vorhandenen Mikroorganismen entsteht. Voraussetzung dafür ist jedoch die Bindung des freiwerdenden Kohlenstoffdioxids, welches infolge der Abbautätigkeit der Mikroorganismen gebildet wird.

Meßprinzip

Die zu untersuchenden Proben werden in Flaschen (siehe Abbildung 12) gefüllt, die mit einem einseitig verschlossenen Quecksilbermanometer verbunden sind. Die zu verwendende Probenmenge hängt dabei vom zu erwartenden BSB₅-Wert ab (siehe Tabelle 5).

Über der eingefüllten Probe befindet sich Luft, die ca. 21 % Sauerstoff enthält. Im Laufe der Untersuchung verbrauchen die Bakterien den in den Proben gelösten Sauerstoff, der ständig aus dem Luftraum über der flüssigen Phase ersetzt wird.

Durch die Oxidation der organischen Stoffe entsteht Kohlendioxid, das in den Gasraum entweicht und dort mit wenigen Tropfen Kalilauge, die zuvor in den Köcher gefüllt wurden, chemisch gebunden wird.

Dadurch entsteht in der Probeflasche ein Unterdruck, der auf dem Manometer angezeigt wird und direkt proportional zum BSB ist. Der jeweilige BSB-Wert kann dadurch direkt in mg/l abgelesen werden. Während der Untersuchungszeit (5 Tage) wird die Probe durch Magnetprüher ständig in Bewegung gehalten, um einen konstanten Gasaustausch in den Probeflaschen zu gewährleisten.

Die Inkubation der Probeflaschen hat in Dunkelheit und bei einer Temperatur von 20 ± 1 °C zu erfolgen.

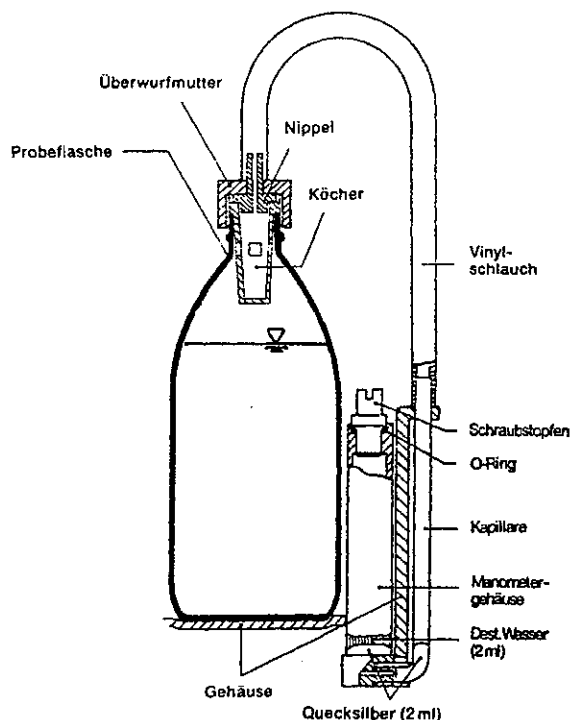


Abbildung 12: Versuchsaufbau bei der manometrischen Methode - System „Aqualytic“

Versuchsdurchführung

Vor dem Befüllen der Probeflaschen ist der pH-Wert der Abwasserprobe zu prüfen und falls erforderlich zu korrigieren, da für die biochemische Oxidation der günstigste pH-Wert zwischen 6,5 und 7,5 liegt. Dies geschieht bei zu hohem pH-Wert mit Schwefelsäure, bei zu niedrigem pH-Wert mit Natronlauge. Jede größere Abweichung von diesem vorgegebenen Bereich schlägt sich in geringeren BSB-Werten nieder.

Da die Einheitsverfahren eine Temperatur von 20 ± 1 °C für die BSB₅-Bestimmung vorschreiben, muß die Abwasserprobe vor dem Befüllen auf diese Temperatur gebracht werden. Nach einer Faustregel bringt eine Temperaturdifferenz von 1-1,5 °C Meßwertabweichungen von 5 - 10 % mit sich. Eine konstante Temperatur ist deshalb sehr wichtig.

Die nach Tabelle 5 ausgewählte Probenmenge wird mit dem jeweiligen Überlaufmeßkolben eingemessen und in die saubere Probeflasche gefüllt.

Probenmenge, in ml	Meßbereich (BSB in mg/l)	Faktor
428	0-35	0,1
360	0-70	0,2
244	0-175	0,5
157	0-350	1,0
94	0-700	2,0
56	0-1400	4,0

Tabelle 5: Wahl der Probenmenge für den jeweiligen Meßbereich [27, Seite 5]

Der tatsächliche BSB-Wert wird aus der folgenden Formel errechnet:

$$\text{Abgelesener Wert} \times \text{Faktor} = \text{BSB (mg/l)}.$$

Reicht der Meßbereich bei einer stark belasteten Probe nicht aus, kann die Probe entsprechend verdünnt werden. Dazu wird im allgemeinen destilliertes oder demineralisiertes Wasser verwendet. In besonderen Fällen, bei Proben mit hohem oder niedrigem pH-Wert oder unzureichenden Nährstoffgehalten, empfiehlt es sich, an Stelle des destillierten oder demineralisierten Wassers, speziell hergestelltes Verdünnungswasser, wie es auch bei den Verdünnungsmethoden verwendet wird, einzusetzen.

Nachdem die Proben in die Flaschen gefüllt wurden, werden in jede Flasche noch ein Magnetrührstäbchen, sowie eine, auf das jeweilige Probenvolumen, abgestimmte Menge eines Nitrifikationshemmers (Allylthioharnstoff) gegeben, um die Nitrifikation in der Probe zu unterbinden. Außerdem werden 2 Tropfen Kalilauge in den Köcher der Probeflasche gegeben, um das freiwerdende Kohlenstoffdioxid zu binden.

Die Probeflaschen werden anschließend auf das BSB-Gerät gestellt und mit der Bebrütung begonnen.

Die Schraubstopfen des Manometergehäuses und die Überwurfmutter dürfen erst festgedreht werden, wenn eine Temperaturangleichung auf 20 °C erfolgt ist. Ist dies der Fall, wird der Null-Strich der Skala auf die Oberkante der Quecksilbersäule eingestellt und der genaue Zeitpunkt des Beginns der Messung in ein Datenblatt eingetragen.

Die BSB-Werte sind mindestens einmal täglich abzulesen und im Datenblatt einzutragen.

Am Ende des 5. Tages ist die Messung beendet. Der abgelesene Skalenwert wird mit dem Faktor der eingefüllten Probenmenge multipliziert und ergibt den BSB₅-Wert der Probe.

Es empfiehlt sich, von jeder Probe mindestens eine Doppelbestimmung durchzuführen.

Industrieabwässer

Bei der BSB-Bestimmung von Industrieabwässern können vielfältige Probleme auftreten.

Industrieabwässer beinhalten oft oxidierende oder toxische Stoffe. Diese müssen aus der Probe entfernt werden, da sie sonst zu starken Verfälschungen der Ergebnisse (zu niedrige Ergebniswerte) führen würden.

Die hemmende Wirkung dieser Stoffe kann durch das Herstellen von Verdünnungen vermindert oder aufgehoben werden. Eine Probe ist ausreichend verdünnt, wenn in einer Verdünnungsreihe mit zwei aufeinanderfolgenden Verdünnungen praktisch der gleiche BSB-Wert gemessen wird.

[27]

4.7.2 Die BSB-Bestimmung mit dem System „OxiTop“ der Fa. WTW

Methodik und Meßprinzip

Die Methodik dieses Systems beruht auf der Messung des Druckabfalles in einer geschlossenen Probeflasche, der durch die Sauerstoffzehrung der in der Probe vorhandenen Mikroorganismen entsteht. Die Messung des Druckabfalles erfolgt mit Hilfe piezoresistiver, elektronischer Drucksensoren. Voraussetzung dafür ist jedoch die Bindung des freiwerdenden Kohlenstoffdioxids, welches infolge der Abbautätigkeit der Mikroorganismen gebildet wird.

Um den Meßaufwand zu minimieren, ist das OxiTop-OECD-Meßsystem durch folgende Funktionen speziell auf die Abläufe bei der respirometrischen BSB-Messung angepaßt:

- Das Gerät verfügt über eine Kontrolle der Temperaturanpassung und einen automatischen Start der Messung nach mindestens 1 Stunde und nach maximal 3 Stunden nach dem Aktivieren des Meßsystems, mit Hilfe einer „Autotemp-Funktion“. Ein exaktes Vortemperieren auf 20 °C ist dadurch nicht mehr erforderlich. Die Proben können bereits ab einer Temperatur von 15 °C eingesetzt werden. Die weitere Temperaturkontrolle erfolgt automatisch.
- Die erhaltenen Meßwerte werden einmal pro Tag, bis zu einer Versuchsdauer von 30 Tagen, automatisch gespeichert. Damit ist eine Messung ohne fortlaufende Überwachung möglich.
- Der Momentanwert der Messung ist jederzeit ablesbar.

Die Bestimmung des BSB-Wertes

Kommunales Abwasser enthält normalerweise keine toxischen oder hemmenden Substanzen. Es sind zumeist auch genügend Nährsalze und geeignete Mikroorganismen zum Abbau der gelösten organischen Inhaltsstoffe vorhanden. Unter diesen Voraussetzungen ist die BSB-Bestimmung in der unverdünnten Probe mit diesem Meßsystem möglich. Erst bei einem zu erwartenden BSB-Wert von mehr als 2000 mg/l ist eine Verdünnung der Probe ratsam.

Probenvolumen

Das erforderliche Probenvolumen ist auf den zu erwartenden BSB-Wert abzustimmen. Ein Anhaltspunkt, bei nicht oder nur wenig bekannten Abwässern, kann aus einer CSB-Messung gezogen werden, wobei der zu erwartende BSB-Wert erfahrungsgemäß bei etwa 80 % des CSB-Wertes liegt.

Die entsprechenden Meßbereiche und die zugehörigen Werte für die jeweiligen Probenvolumina, sowie Faktoren zur BSB-Wert-Umrechnung sind in der Tabelle 6 dargestellt.

Probenmenge, in ml	Meßbereich, in mg/l	Faktor
432	0-40	0,5
365	0-80	1
250	0-200	2,5
164	0-400	5
97	0-800	10
43,5	0-2000	25

Tabelle 6: Wahl der Probenmenge für den jeweiligen Meßbereich [28, Seite 2]

Der tatsächliche BSB-Wert wird aus der folgenden Formel errechnet:

$$\text{Abgelesener Wert} \times \text{Faktor} = \text{BSB (mg/l)}.$$

Versuchsdurchführung

Zur Versuchsdurchführung werden folgende Geräte benötigt:

- OxiTop-OECD-Meßsystem
- Thermostatschrank (20 ± 1 °C)
- braune Probeflaschen, mit einem Nennvolumen von 510 ml
- Rührstäbchen samt Rührvorrichtung
- geeignete Überlaufmeßkolben
- Gummiköcher
- Natriumhydroxid-Plätzchen, oder Kalilauge

Meßvorgang

Die zu messende Probe muß sauerstoffgesättigt und gut homogenisiert sein.

Zum Abmessen des Meßvolumens werden üblicherweise Überlaufmeßkolben oder Meßzylinder verwendet. Nachdem die Proben in die Flaschen gefüllt wurden, werden in jede Flasche noch ein Magnetrührstäbchen, sowie eine, auf das jeweilige Probenvolumen, abgestimmte Menge eines Nitrifikationshemmers (Allylthioharnstoff) gegeben, um die Nitrifikation in der Probe zu unterbinden. Außerdem werden 2 Tropfen Kalilauge in den Köcher der Probeflasche gegeben, um das freiwerdende Kohlenstoffdioxid zu binden.

Anschließend wird der Drucksensor aufgeschraubt, aktiviert und die Probe im Thermostatschrank unter dauerndem Rühren bei 20°C inkubiert.

Nach Ablauf der Messung werden die gespeicherten Werte abgerufen. Der abgelesene Wert wird mit dem Faktor der eingefüllten Probenmenge multipliziert und ergibt den BSB-Wert der Probe.

Es empfiehlt sich, von jeder Probe mindestens eine Doppelbestimmung durchzuführen.

[28]

4.8 Vergleich der Normen zur Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfes nach der Verdünnungsmethode

4.8.1 Vergleich der ÖNORM M 6277 mit der EN 1899-1

Bezeichnung der jeweiligen Norm

ÖNORM M6277: Wasseruntersuchung;

Beschreibung des biochemischen Sauerstoffbedarfes nach 5 Tagen (BSB₅);

Verdünnungsmethode

EN 1899-1: Wasseranalytik;

Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfes nach n Tagen (BSB_n)

Teil 1: Verdünnungs- und Impfverfahren mit Zugabe von Allylthioharnstoff

Die ÖNORM M 6277 unterscheidet sich von der EN 1899-1 nur unwesentlich. Die dennoch auftretenden Differenzen werden im folgenden Abschnitt angeführt.

Unterschiede zwischen den beiden Normen

Die ÖNORM M 6277 ist eine, seit 1. Feb. 1992 gültige Norm, während die EN 1899-1 derzeit nur als Entwurf vorliegt.

Wie schon in der Bezeichnung der Normen ersichtlich behandelt die ÖNORM M6277 nur den biochemischen Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen, während die EN 1899-1 den biochemischen Sauerstoffbedarf nach n Tagen beschreibt. Dies beruht auf der Tatsache, daß der biochemische Sauerstoffbedarf europaweit nicht einheitlich nach 5 Tagen bestimmt wird, sondern in einigen Ländern (z.B. Schweden) erst nach 7 Tagen.

Begriffsbestimmungen

Die ÖNORM erklärt den Begriff „biochemischer Sauerstoffverbrauch (BSB)“ ohne Angabe der Inkubationszeit, da diese mit 5 Tagen eindeutig festgelegt ist.

Die EN 1899-1 beschreibt den biochemischen Sauerstoffbedarf nach n Tagen (BSB_n), wobei die Inkubationszeit n mit 5 oder 7 Tagen zu wählen ist.

Grundlage des Verfahrens

Die ÖNORM läßt die Möglichkeit offen, die Analyse mit oder ohne Nitrifikationshemmung durchzuführen, während in der EN-Norm eine Nitrifikationshemmung vorgeschrieben ist.

Impfwasser

In beiden Normen angeführte Impfwässer sind:

- Kommunales Abwasser aus einem Hauptkanal ohne industrielle Verunreinigungen;
- Oberflächenwasser, daß kommunales Abwasser enthält;
- Abgesetzter Ablauf aus einer Kläranlage;
- Wasser aus dem Vorfluter stromabwärts von der Einleitungsstelle des zu untersuchenden Wassers, oder Wasser, daß Mikroorganismen enthält, die an das zu untersuchende Wasser angepaßt sind und im Labor gezüchtet wurden.

In der ÖNORM wird zusätzlich ein Impfwasser angeführt, welches aus einem Gemisch aus Wasser und Gartenerde besteht, während die EN 1899-1 auch im Handel erhältliches Impfmateriail anführt.

Verdünnungswasser

Unterschiede zwischen den beiden Normen bestehen darin, daß in der EN-Norm gefordert wird, das Verdünnungswasser nach der Belüftung mindestens eine Stunde stehenzulassen, um sicherzustellen, daß keine Sauerstoffübersättigung vorliegt.

Die ÖNORM schreibt vor, das Verdünnungswasser nach Gebrauch, oder spätestens 24 Stunden nach der Verwendung zu verwerfen, während die EN-Norm eine längere Verwendungszeit zuläßt, wenn Erfahrungswerte zeigen, daß das Verdünnungswasser über längere Zeit verwendet werden kann.

Glucose-Glutaminsäure-Standardlösung

Die ÖNORM schreibt vor, Reste der Standardlösung nach Ende der Arbeitszeit zu verwerfen. Die EN-Norm erlaubt ein Einfrieren der Lösung in kleinen Portionen. Die eingefrorenen Lösungen sind jedoch sofort nach dem Auftauen zu verwenden.

Allylthioharnstoff-Lösung (ATH)

Die EN-Norm schreibt eine Lagerung der Lösung bei 4 °C vor, weist aber nicht auf die Dauer der Verwendbarkeit hin, wohingegen die ÖNORM diese mit mindestens 2 Wochen angibt.

Geräte

Bei den zu verwendenden Probeflaschen schreibt die ÖNORM 250-ml-Steilbrustflaschen vor, wohingegen die EN-Norm Steilbrustflaschen mit 250 bis 300 ml Nennvolumen empfiehlt.

Die EN-Norm gibt Hinweise auf die Reinigung der Probeflaschen.

Unterschiede in der Versuchsdurchführung

Vorbehandlung

In beiden Normen werden die Neutralisation der Probe sowie die Vorgangsweise bei Anwesenheit von freiem und/oder gebundenem Chlor beschrieben. In der EN-Norm wird weiters von einer Homogenisierung der Probe abgeraten, außer es befinden sich große Partikel in der Probe, oder die Probe war eingefroren.

In der EN-Norm wird auch die Vorgangsweise bei Anwesenheit von Algen beschrieben (Filtration).

Herstellung der Analysenlösungen

Die Werte für die empfohlenen Verdünnungen in der Tabelle 1 sind identisch. Die ÖNORM gibt zusätzlich Hinweise auf die Rundung der Ergebnisse.

In der ÖNORM wird auch die Versuchsdurchführung ohne Unterdrückung der Nitrifikation angeführt, was in der EN-Norm nicht zulässig ist.

Die Versuchsdurchführung mit Unterdrückung der Nitrifikation ist bei beiden Normen identisch.

Die EN-Norm gibt in der Tabelle 2 Verhältniswerte für Relationen zu anderen Summenparametern an, um eine Abschätzung des zu erwartenden BSB_n -Wertes und die Wahl der Verdünnungen zu erleichtern.

Bestimmung des Sauerstoffbedarfs

Ein Unterschied zwischen den Normen besteht hier darin, daß der Anfangssauerstoffgehalt nach ÖNORM sofort nach dem Befüllen, nach der EN-Norm erst nach 15 Minuten zu bestimmen ist. Der Endsauerstoffgehalt ist nach ÖNORM nach 5 Tagen, nach EN-Norm nach n -Tagen ± 4 Stunden zu bestimmen.

Kontrollbestimmung

Bei der Herstellung der Kontrollösungen gibt es keine Unterschiede zwischen den Normen. Die geforderten BSB-Werte der Kontrollösungen sind jedoch verschieden: Nach der ÖNORM sollte der BSB₅-Wert der Kontrollösung zwischen 180 und 230 mg/l, nach der EN-Norm zwischen 190 und 230 mg/l und der BSB₇-Wert zwischen 205 und 245 mg/l liegen.

Berechnung

Die mathematische Formulierung des Kriteriums zur Auswahl der relevanten Verdünnung ist bei beiden Normen identisch.

Die Formel für die Berechnung des BSB-Wertes entspricht der Mischungsregel lt. DIN 38409, Teil 51. Die in der EN-Norm angegebene Formel ist allerdings falsch und weist offensichtlich einen Schreibfehler auf.

Die EN-Norm gibt die signifikanten Stellen für die Darstellung der Ergebnisse an.

Analysenbericht

Nach beiden Normen sollten folgende Informationen enthalten sein:

- Hinweis auf die jeweilige Norm
- Inkubationsdauer in Tagen
- Ergebnis mit Berechnungsmethode
- Besondere Vorkommnisse

Nach der EN-Norm sollten auch noch folgende Informationen enthalten sein:

- Einzelheiten über alle ausgeführten Verfahrensschritte, die in der Norm nicht festgelegt sind, oder zusätzlich ausgeführt wurden, wie z.B. Filtration, alternative Inkubation oder Mehrfachbestimmungen.

Nach der ÖNORM sollten weiters noch folgende Daten erfaßt werden:

- Datum und Uhrzeit der Probenentnahme
- Lagerung der Probe, Art der Probenvorbehandlung
- Datum und Uhrzeit des Untersuchungsbeginns
- Art des Impfwassers
- Angabe über die Unterdrückung der Nitrifikation (falls angewendet)
- Angaben über die Abweichungen von der Norm
- Name und Unterschrift des für die Analyse Verantwortlichen.

Richtigkeit und Präzision

Dieses Kapitel ist nur in der EN 1899-1 enthalten. Die Richtigkeit und die relative Standardabweichung der Vergleichbarkeit und der Wiederholbarkeit der BSB_n -Bestimmung wurden 1992 durch einen Ringversuch ermittelt. Dabei wurden 3 Probenpaare von 95 Laboratorien aus 11 Ländern analysiert. Die Ergebnisse dieser Untersuchung sind in der EN-Norm in der Tabelle 3 dargestellt.

Weiters sind in der EN-Norm Faktoren für die Umrechnung zwischen BSB_5 - und BSB_7 -Wert angegeben, welche aus Vergleichsmessungen erhalten wurden (Tabelle 4).

Sonderfälle

In der EN 1899-1 sind Angaben über Maßnahmen für die Probenbehandlung bei langen Transportzeiten enthalten. Proben dürfen, nach dieser Norm, unter bestimmten Bedingungen eingefroren werden.

Alternative Inkubationszeiten

Im Anhang beider Normen sind Angaben über alternative Inkubationszeiten angegeben. In beide Normen wird darauf hingewiesen, daß eine Versuchsdurchführung mit alternativen Inkubationszeiten nur geringfügige Abweichungen bei den Ergebnissen mit sich bringt.

Mehrfachbestimmungen

In der EN 1899-1 wird darauf hingewiesen, daß die Möglichkeit besteht, Mehrfachbestimmungen durchzuführen, wenn eine höhere Präzision gewünscht wird, oder der Verdacht besteht, daß für Mikroorganismen giftige Substanzen enthalten sind.

4.8.2 Prinzipielle Unterschiede zwischen den Normen DIN 38409, Teil 51 und ÖNORM M 6277

Beide Normen beschreiben eine Methode zur Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfes innerhalb von 5 Tagen nach der Verdünnungsmethode.

In bezug auf den Anwendungsbereich und die zur Versuchsdurchführung notwendigen Geräte gibt es keine grundlegenden Unterschiede.

Große Unterschiede gibt es allerdings bei den erforderlichen Reagenzien:

Laut ÖNORM darf zum Ansetzen des Verdünnungswassers nur destilliertes Wasser oder Wasser vergleichbarer Qualität verwendet werden. Dies gilt sowohl für das Verdünnungswasser, als auch für die Herstellung der Salzlösungen (Phosphat-Pufferlösung, Magnesiumsulfat-Heptahydrat, Calciumchlorid, Eisen(III)chlorid-Hexahydrat). Mit diesen Salzlösungen, einem speziellen Animpfwasser (Inokulum) und destilliertem Wasser wird das Verdünnungswasser hergestellt, welches eine Stunde zu belüften und anschließend 24 Stunden verwendbar ist.

Laut DIN wird zum Ansetzen des Verdünnungswassers gewöhnliches Trinkwasser verwendet, dem Harnstoff, Pentanatriumtriphosphat und Biomasse (Inokulum) beigegeben wird. Das Trinkwasser darf allerdings nicht mehr als 0,01 mg Kupfer pro Liter enthalten und muß frei von Chlor, Chloraminen, Alkalien, organischen Substanzen und Säuren sein.

Die Angaben über die Art und Herkunft des Inokulums sind bei beiden Normen identisch.

Das Verdünnungswasser nach DIN ist nach dem Ansetzen ständig zu belüften und erst vom dritten bis zum zehnten Tag verwendbar.

Die Standardlösung zur Überprüfung des Verdünnungswassers ist bei beiden Normen ident (Glucose-Glutamin-Standardlösung).

Weitere Unterschiede zwischen den beiden Normen liegen in der Versuchsdurchführung:

Laut ÖNORM werden die Verdünnungen nach einer geometrischen Reihe hergestellt, in der auch diejenige Verdünnung enthalten sein sollte, die dem zu erwartenden BSB₅-Wert entspricht.

Die Verdünnungen werden in Gruppen eingeteilt, wobei jeder Gruppe jeweils eine Flasche mit verdünnter Probe und eine mit einer Blindprobe angehören. Bei beiden Probeflaschen wird vor der Inkubation der Anfangssauerstoffgehalt gemessen.

Bei der Versuchsdurchführung nach DIN erfolgt die Auswahl der Verdünnungen nach einer arithmetischen Reihe mit entweder drei oder fünf Verdünnungen, je nachdem wie gut der zu erwartende BSB-Wert abgeschätzt werden kann. Im Gegensatz zur ÖNORM werden hier jeweils drei Probeflaschen je Verdünnung befüllt. Der Anfangssauerstoffgehalt wird allerdings nur bei einer der drei Flaschen bestimmt. Die restlichen zwei Flaschen werden inkubiert. Analoges gilt für die Ansätze der Blindproben, wobei hier jedoch für den gesamten Versuchsdurchgang nur zwei Flaschen inkubiert werden müssen.

Die Inkubationsdauer und die Temperatur während der Inkubation sind bei beiden Normen ident. Nach 5 Tagen wird bei den Probeflaschen beider Verfahren der Endsauerstoffgehalt bestimmt.

In der Auswertung der Versuche unterscheiden sich die beiden Normen deutlich voneinander: Beide Verfahren bedienen sich bei der Berechnung des BSB der sogenannten Mischungsregel, die besagt, daß das Verdünnungswasser und die zu untersuchende Abwasserprobe am Sauerstoffverbrauch der Mischungen jeweils in dem ihrem Volumsanteil entsprechenden Maße beteiligt sind.

Der BSB-Wert nach ÖNORM errechnet sich aus einer Formel, die der mathematisch umgeformten Mischungsregel laut DIN entspricht. Es dürfen zur Auswertung nach ÖNORM aber nur jene Proben herangezogen werden, die ein bestimmtes Verhältnis von Anfangs- zu Endsauerstoffgehalt aufweisen. Ist dies bei mehreren Proben der Fall, wird aus den errechneten BSB-Werten der Mittelwert gebildet.

Die BSB-Berechnung nach DIN erfolgt hingegen nach einer geschlossenen statistischen Auswertung. Für alle untersuchten Proben wird der Korrelationskoeffizient der gesamten Verdünnungsreihe ermittelt. Dieser muß einen Wert von mindestens 0,995 ergeben. Liegt der Korrelationskoeffizient unter dem geforderten Wert, so müssen jene Verdünnungsansätze ausgeschieden werden, die stärker von der Regressionsgeraden abweichen.

Mit den verbliebenen Proben wird der BSB-Wert statistisch, unter Bezugnahme auf die Mischungsregel, berechnet.

5 Praktischer Teil: Vergleich vier verschiedener Methoden zur Bestimmung des BSB₅

Im abschließenden praktischen Teil der Diplomarbeit wurden 4 verschiedene Methoden zur Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs miteinander verglichen. Dabei wurde der BSB₅ in mehreren Versuchsdurchgängen an Zu- und Abläufen der Kläranlage der Stadt Graz ermittelt. An Zu- und Abläufen deshalb, um einen Vergleich der verschiedenen Methoden sowohl an Abwässern mit hoher, wie auch an welchen mit niedriger Verschmutzung anstellen zu können.

Herkunft und Vorbereitung der Proben

Die untersuchten Proben entstammten aus dem Ablauf des Vorklärbeckens der Kläranlage Graz (Zulaufprobe) bzw. aus dem Ablauf der Versuchsanlage für die Erweiterung der bestehenden Anlage (Ablaufprobe).

Der pH-Wert der Proben wurde vor jeder Untersuchung bestimmt und erforderlichenfalls mit Salzsäure (HCl) oder Natriumhydroxid (NaOH) auf einen Wert zwischen 6 und 9 eingestellt.

Alle Proben wurden homogenisiert und, falls erforderlich, bis zu ihrer Verwendung kurzzeitig im Kühlschrank bei 2 °C gelagert.

5.1 Beschreibung der Versuchsdurchführung der vier verschiedenen Methoden zur BSB -Bestimmung

5.1.1 Verdünnungsmethode nach DIN 38409, Teil 51

Verdünnungswasser

Als Verdünnungswasser wird angeimpftes Grazer Trinkwasser verwendet. Die Animpfung erfolgt durch Zugabe von 10 ml abgesetztem, kommunalem Abwasser (Ablauf aus dem Vorklärbecken der Kläranlage Graz) pro Liter Trinkwasser. Weiters werden pro Liter Verdünnungswasser 4 mg Harnstoff ($\text{CH}_4\text{N}_2\text{O}$) und 1,60 mg Pentanatriumtriphosphat ($\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$) beigemischt.

Zur Aufbewahrung des Verdünnungswassers wird ein Kanister mit 15 l Nennvolumen verwendet, der vor Gebrauch sorgfältig mit Leitungswasser und anschließend mit Deionat ausgespült wird. Der Behälter wird auch mit einer Alufolie umwickelt, um einen eventuellen Lichteinfall zu verhindern.

Füllung des Behälters:

40 mg Harnstoff ($\text{CH}_4\text{N}_2\text{O}$) und 16,0 mg Pentanatriumtriphosphat ($\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$) werden mittels einer Analysenwaage eingewogen und in einen Meßkolben mit 1 l Nennvolumen geleert. 100 ml des abgesetzten Vorklärbeckenablaufes werden mit einer Pipette aus einem Imhofftrichter entnommen und in einen weiteren 1 l Meßkolben geleert. Die beiden Meßkolben werden sodann mit Trinkwasser auf jeweils 1000 ml aufgefüllt und in ein 2 l Becherglas geschüttet. Der Inhalt des Becherglases wird so lange gerührt, bis die beigemengten Nährsalze vollkommen gelöst sind.

In den Vorratsbehälter werden zuerst 2 Liter Trinkwasser eingebracht. Dann wird das Becherglas mit den gelösten Reagenzien Harnstoff, Pentanatriumtriphosphat und dem Vorklärbeckenablauf in den Vorratsbehälter gefüllt. Zum Schluß werden noch weitere 6 Liter

Trinkwasser in den Kanister geleert, um die erforderliche Vorratsmenge von 10 Liter zu erhalten.

Der Behälter wird nun anschließend in den BSB-Schrank gestellt, mit einem Aquarienbelüfter belüftet und bei 20 ± 1 °C bebrütet.

Dieses Verdünnungswasser ist vom dritten bis zum zehnten Tag nach dem Ansetzen verwendbar.

Verdünnungswasserproben

Herstellung der Verdünnungen

Die Verdünnungen werden anhand der DIN 38409, Teil 51 festgelegt. Für den Zulauf werden fünf, für den Ablauf drei Verdünnungen in je zweifacher Ausfertigung hergestellt.

In einem Meßkolben mit einem Nennvolumen von 1000 ml werden etwa 500 ml Verdünnungswasser gegeben. Anschließend wird mit einer Pipette die erforderliche Menge der zu untersuchenden Probe aus einem Becherglas, das ständig gerührt wird, entnommen, in den Meßkolben pipettiert und durch Rühren gut vermischt. Bei Verwendung eines Nitrifikationshemmstoffes werden der Probe 4 ml/l N-Allylthioharnstoff (ATH) beigegeben. Dies erfolgt in der Weise, daß die erforderliche Menge ATH mit einer Kolbenhubpipette aus einem Vorratsbehälter entnommen und der Wasserprobe beigegeben wird. Im Anschluß daran wird der Meßkolben mit Verdünnungswasser auf 1000 ml aufgefüllt und danach gut gerührt. Der Inhalt dieses Meßkolbens wird sodann in ein Becherglas gefüllt und noch einmal gut gerührt, bevor der Probenansatz in die einzelnen Meßflaschen gefüllt wird.

Befüllung der Meßflaschen

Jeweils 2 Meßflaschen pro Probenansatz werden mit dem zu untersuchenden Wasser aus dem Becherglas randvoll befüllt. Durch leichtes Klopfen an die Glaswandung der Probeflaschen werden anhaftende Luftblasen zum Aufsteigen gebracht.

Anschließend wird bei einer der beiden Flaschen der Sauerstoffgehalt bestimmt.

Sauerstoffbestimmung

Anfangssauerstoffgehalt

Zur Sauerstoffbestimmung wird auf die jeweilige Probenflasche ein Trichter aufgesetzt, damit das durch das Eintauchen der Sonde verdrängte Wasser nicht verloren geht. Durch diesen Trichter wird die Sauerstoffmeßsonde (TriOximatic 300, Fa. WTW) in die Flasche eingeführt. Auf der Sonde befindet sich ein magnetischer Aufsatz, der mit Hilfe eines Magnetrührers eine gleichmäßige Anströmung der Sonde gewährleisten und anhaftende Luftblasen von der Sonde entfernen soll. Per Knopfdruck am Sauerstoffmeßgerät (Multilab P4, Fa. WTW) wird der Sauerstoffgehalt der Probe bestimmt.

Es ist darauf zu achten, daß das Sauerstoffmeßgerät (Multilab P4) rechtzeitig eingeschaltet ist und nach einer Wartezeit von ca. 15 min zunächst kalibriert werden muß, bevor mit den Messungen begonnen werden kann.

Nach der Entfernung der Sonde aus der Flasche werden beide Meßflaschen so verschlossen, daß sich keine Luftblasen in den Flaschen befinden. Anschließend werden die Flaschen 5 Tage lang in einem Brutschrank bei 20 ± 1 °C inkubiert.

Diese Vorgangsweise wird bei allen Proben wiederholt.

Endsauerstoffbestimmung

Die Probeflaschen werden während der Inkubationszeit jeden Tag einmal geschüttelt, damit sich am Boden der Flaschen keine anaeroben Zonen bilden können.

Nach 5 Tagen wird in jeder der beiden Probeflaschen jedes Ansatzes der Endsauerstoffgehalt bestimmt.

Mit den Ergebnissen der Anfangs- und der Endsauerstoffbestimmung kann der BSB₅-Wert anhand der Formeln der DIN 38409, Teil 51 errechnet werden.

Kontrollansätze

Mit einer Glucose-Glutaminsäure-Standardlösung kann die Qualität des Verdünnungswassers, insbesondere die des verwendeten Inokulums, überprüft werden. Dabei wird eine Verdünnungsreihe mit obengenannter Lösung und dem Verdünnungswasser in der gleichen Weise wie die zu untersuchenden Wasserproben untersucht. Wird bei den Wasserproben ein Nitrifikationshemmstoff verwendet, ist dieser hier ebenfalls beizumengen. Der BSB₅-Wert der Standardlösung sollte bei einwandfreier Beschaffenheit des Verdünnungswassers zwischen 180 und 230 mg/l betragen.

Die Glucose-Glutamin-Standardlösung wird wie folgt hergestellt:

Wasserfreie Glucose (C₆H₁₂O₆) und Glutaminsäure (C₅H₉O₄N) werden eine Stunde bei 103 °C getrocknet. Vorher werden die Chemikalien eine Nacht lang im Exikator vorgetrocknet, damit sie schon mit einem möglichst geringen Feuchtigkeitsgehalt in den Trockenschrank gelangen. Nach der Trocknung werden jeweils 150 mg mittels Analysenwaage eingewogen, in etwas Wasser unter ständigem Rühren aufgelöst und in einem Meßkolben mit Deionat auf 1000 ml aufgefüllt.

Es ist darauf zu achten, daß die Lösung erst unmittelbar vor ihrer Verwendung hergestellt wird.

Daraus werden analog zu den Verdünnungen der Wasserproben 3 Probenansätze mit 10, 20 und 30 ml/l Standardlösung hergestellt, der Anfangssauerstoffgehalt gemessen, die Flaschen verschlossen und inkubiert.

Auswertung und Darstellung der Ergebnisse

Die Auswertung des Versuches erfolgt anhand der Berechnungsformeln der DIN 38409, Teil 51.

Die Darstellung der Ergebnisse erfolgt in Form von Tabellen und Kurven, die mit Hilfe des Software-Programmes MS Excel hergestellt werden.

5.1.2 Verdünnungsmethode nach ÖNORM M 6277 (EN 1899-1)

Verdünnungswasser

Als Verdünnungswasser wird deionisiertes Wasser verwendet, welches mit kommunalem Abwasser angeimpft und mit speziellen Salzlösungen als Nährstoffergänzung aufgestockt wird. Die Animpfung erfolgt durch Zugabe von 10 ml abgesetztem, kommunalem Abwasser (Ablauf aus dem Vorklärbecken der Kläranlage Graz) pro Liter Deionat. Weiters werden pro Liter Deionat je 1 ml Phosphat-Pufferlösung, Magnesiumsulfat-Heptahydrat-Lösung, Calciumchlorid-Lösung und Eisen(III)chlorid-Hexahydrat-Lösung zugegeben.

Zur Aufbewahrung des Verdünnungswassers wird ein Kanister mit 15 l Nennvolumen verwendet, der vor Gebrauch sorgfältig mit Leitungswasser und anschließend mit Deionat ausgespült wird. Der Behälter wird mit einer Aluminiumfolie abgedeckt, um einen möglichen Staubzutritt zu verhindern.

Herstellung der Salzlösungen (Nährstofflösungen)

Von den Salzlösungen werden jeweils 1000 ml angefertigt, die nach ihrer Herstellung bei entsprechender Lagerung (Dunkelheit) mindestens einen Monat lang haltbar sind.

Phosphat - Pufferlösung:

8,5 g Kalium-dihydrogenphosphat (KH_2PO_4), 21,75 g Dikalium-hydrogenphosphat (K_2HPO_4), 33,4 g Dinatrium-hydrogenphosphat-Heptahydrat ($\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$), (wir verwenden statt dessen 22,17 g Dinatrium-hydrogenphosphat-Dihydrat ($\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$)) und 1,7 g Ammoniumchlorid (NH_4Cl) werden mit Hilfe einer Analysenwaage eingewogen und zusammen mit etwas Deionat in ein Becherglas gegeben. Der Inhalt des Becherglases wird dann in einen Meßkolben mit 1000 ml Nennvolumen gegeben und bis zur Meßmarke mit Deionat aufgefüllt. Anschließend wird solange gerührt, bis sich alle Salze vollkommen gelöst haben. Der Inhalt des Meßkolbens wird nun wieder zurück in das Becherglas gegeben, nochmals gut gerührt und anschließend in einem Vorratsbehälter, z.B. einer Flasche aus braunem Glas eingefüllt und im Dunkeln aufbewahrt. Diese Pufferlösung sollte einen pH-Wert von 7,2 haben.

Magnesiumsulfat-Heptahydrat- Lösung:

22,5 g Magnesiumsulfat-Heptahydrat ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) werden mit Hilfe einer Analysenwaage eingewogen und zusammen mit etwas Deionat in ein Becherglas gegeben. Der Inhalt des Becherglases wird dann in einen Meßkolben mit 1000 ml Nennvolumen gegeben und wieder bis zur Meßmarke aufgefüllt. Anschließend wird gerührt, bis sich das Salz vollkommen gelöst hat. Der Inhalt des Meßkolbens wird nun wieder zurück in das Becherglas gegeben, nochmals gut gerührt und anschließend in einem Vorratsbehälter, z.B. einer Flasche aus braunem Glas eingefüllt und im Dunkeln aufbewahrt.

Calciumchlorid - Lösung:

Wasserfreies Calciumchlorid (CaCl_2) wird vor der Einwaage für längere Zeit in einen Exikator gegeben, um den Feuchtigkeitsgehalt auf ein Minimum zu reduzieren. Anschließend werden 27,5 g des Calciumchlorides mit Hilfe einer Analysenwaage eingewogen und zusammen mit etwas Deionat in ein Becherglas gegeben. Der Inhalt des Becherglases wird dann in einen Meßkolben mit 1000 ml Nennvolumen gegeben und mit Deionat bis zur Meßmarke aufgefüllt. Anschließend wird gerührt, bis sich das Salz gelöst hat. Der Inhalt des Meßkolbens wird nun wieder zurück in das Becherglas gegeben, nochmals gut gerührt und anschließend in einem Vorratsbehälter, z.B. einer Flasche aus braunem Glas eingefüllt und im Dunkeln aufbewahrt.

Eisen(III)chlorid - Hexahydrat - Lösung:

0,25 g Eisen(III)chlorid-Hexahydrat ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) werden mit Hilfe einer Analysenwaage eingewogen und zusammen mit etwas Deionat in ein Becherglas gegeben. Der Inhalt des Becherglases wird in einen Meßkolben mit 1000 ml Nennvolumen gegeben und mit Deionat bis zur Meßmarke aufgefüllt. Anschließend wird gerührt, bis sich das Salz gelöst hat. Der Inhalt des Meßkolbens wird nun wieder zurück in das Becherglas gegeben, nochmals gut gerührt und anschließend in einem Vorratsbehälter, z.B. einer Flasche aus braunem Glas eingefüllt und im Dunkeln aufbewahrt.

Füllung des Vorratsbehälters für das Verdünnungswasser:

Je 10 ml der oben angeführten Salzlösungen werden mit einer Pipette aus deren Vorratsbehältern entnommen und in einen Meßkolben mit 1 l Nennvolumen geleert. 100 ml des abgesetzten Vorklärbeckenablaufes werden mit einer Pipette aus einem Imhofftrichter entnommen und in einen weiteren 1 l Meßkolben geleert. Die Meßkolben werden sodann mit Deionat auf 1000 ml aufgefüllt, in ein 2 l Becherglas geschüttet und gut durchmischt.

In den Vorratsbehälter werden zuerst 2 Liter Deionat eingebracht. Danach wird das Becherglas mit dem gelösten Reagenzien und dem Vorklärbeckenablauf hineingefüllt. Zum Abschluß werden noch 6 Liter Deionat beigegeben, um die erforderliche Vorratsmenge von 10 Liter zu erhalten.

Der Behälter wird nun anschließend in den BSB-Schrank gestellt, mit einem Aquarienbelüfter eine Stunde lang belüftet und bei 20 ± 1 °C bebrütet.

Das Verdünnungswasser ist innerhalb von 24 Stunden nach der Herstellung zu verwenden.

Verdünnungswasserproben**Herstellung der Verdünnungen**

Die einzelnen Verdünnungsansätze werden anhand der ÖMORM M 6277, Pkt. 7.2 nach einer geometrischen Reihe hergestellt. Für den Zulauf und den Ablauf werden mehrere Verdünnungen hergestellt, wobei für jede Verdünnung auch eine Blindprobe bereitzustellen ist, die nur Verdünnungswasser und den Nitrifikationshemmstoff enthält.

In einem Meßkolben mit einem Nennvolumen von 1000 ml werden etwa 500 ml Verdünnungswasser gegeben. Anschließend wird mit einer Vollpipette die erforderliche Menge der zu untersuchenden Probe aus einem Becherglas, das ständig gerührt wird, entnommen, in den Meßkolben pipettiert und gut durchmischt. Zur Nitrifikationshemmung werden den Probenansätzen auch noch 4 ml/l N-Allylthioharnstoff (ATH) beigegeben. Im Anschluß daran wird der Meßkolben mit Verdünnungswasser auf 1000 ml aufgefüllt und gut durchmischt. Der Inhalt des Meßkolbens wird nun zurück in ein Becherglas gefüllt, das bis zum Abfüllen der Probeflaschen ständig weitergerührt wird.

Befüllung der Meßflaschen

Eine Meßflasche pro Probe wird mit dem zu untersuchenden Verdünnungsansatz aus dem Becherglas, eine Meßflasche mit Verdünnungswasser randvoll befüllt. Durch leichtes Klopfen an die Glaswandungen der Probeflaschen werden anhaftende Luftblasen zum Aufsteigen gebracht.

Anschließend wird bei beiden Flaschen der Sauerstoffgehalt bestimmt, die Flaschen verschlossen und bei 20 °C inkubiert.

Sauerstoffbestimmung

Anfangssauerstoffgehalt

Zur Sauerstoffbestimmung wird auf die jeweilige Probenflasche ein Trichter aufgesetzt, damit das durch das Eintauchen der Sonde verdrängte Wasser nicht verloren geht. Durch diesen Trichter wird die Sauerstoffmeßsonde (TriOximatic 300, Fa. WTW) in die Flasche eingeführt. Auf der Sonde befindet sich ein magnetischer Aufsatz, der mit Hilfe eines Magnetrührers eine gleichmäßige Anströmung der Sonde gewährleisten und anhaftende Luftblasen von der Sonde entfernen soll. Per Knopfdruck am Sauerstoffmeßgerät (Multilab P4, Fa. WTW) wird der Sauerstoffgehalt der Probe bestimmt.

Es ist darauf zu achten, daß das Sauerstoffmeßgerät rechtzeitig eingeschaltet ist und nach einer Wartezeit von ca. 15 min zunächst kalibriert werden muß, bevor mit den Messungen begonnen werden kann.

Nach der Entfernung der Sonde aus der Flasche werden beide Meßflaschen so verschlossen, daß sich keine Luftblasen in den Flaschen befinden. Anschließend werden die Flaschen 5 Tage lang in einem Brutschrank bei 20±1 °C und Dunkelheit inkubiert.

Endsauerstoffbestimmung

Die Probeflaschen werden während der Inkubationszeit jeden Tag einmal geschüttelt, damit sich am Boden der Flaschen keine anaeroben Zonen bilden können.

Nach 5 Tagen wird in jeder der beiden Probeflaschen jedes Ansatzes der Endsauerstoffgehalt bestimmt.

Mit den Ergebnissen der Anfangs- und der Endsauerstoffbestimmung kann der BSB₅-Wert anhand der Formeln der ÖNORM M 6277 errechnet werden.

Kontrollansätze

Mit einer Glucose-Glutaminsäure-Standardlösung kann die Qualität des Verdünnungswassers, insbesondere die des verwendeten Inokulums, überprüft werden. Dabei wird eine Verdünnung mit obengenannter Lösung und dem Verdünnungswasser in der gleichen Weise hergestellt und untersucht, wie die zu untersuchenden Wasserproben. Wird bei den Wasserproben ein Nitrifikationshemmstoff verwendet, ist dieser hier ebenfalls beizumengen. Der BSB₅-Wert der Standardlösung sollte bei einwandfreier Beschaffenheit des Verdünnungswassers zwischen 180 und 230 mg/l betragen.

Die Glucose-Glutamin-Standardlösung wird wie folgt hergestellt:

Wasserfreie Glucose (C₆H₁₂O₆) und Glutaminsäure (C₅H₉O₄N) werden eine Stunde bei 103 °C getrocknet. Vorher werden die Chemikalien schon eine Nacht lang im Exikator vorgetrocknet, damit sie schon mit einem möglichst geringen Feuchtigkeitsgehalt in den Trockenschrank gelangen. Nach der Trocknung werden jeweils 150 mg mittels Analysenwaage eingewogen, in etwas Wasser unter ständigem Rühren aufgelöst und in einem Meßkolben mit Deionat auf 1000 ml aufgefüllt.

Es ist darauf zu achten, daß die Lösung erst unmittelbar vor ihrer Verwendung hergestellt wird.

Aus der angefertigten Glucose-Glutamin-Standardlösung wird eine Verdünnungsprobe (20 ml Standardlösung mit Verdünnungswasser auf 1000 ml aufgefüllt) sowie eine Blindprobe hergestellt, der Anfangssauerstoffgehalt gemessen, die Flaschen verschlossen und inkubiert.

Auswertung und Darstellung der Ergebnisse

Die Auswertung des Versuches erfolgt anhand der Berechnungsformeln der ÖNORM M 6277.

Die Darstellung der Ergebnisse erfolgt in Form von Tabellen und Kurven, die mit Hilfe des Software-Programmes MS Excel hergestellt werden.

5.1.3 Manometrische Methode - System Aqualytic

Versuchsdurchführung

Nachdem die bereitgestellten Proben homogenisiert und der pH-Wert eingestellt worden ist, sind die, dem erwarteten BSB_5 -Wert zugehörigen Probenmengen auszuwählen. Dies geschieht mit Hilfe nachfolgender Tabelle:

Probenmenge, in ml	Meßbereich (BSB in mg/l)	Faktor
428	0-35	0,1
360	0-70	0,2
244	0-175	0,5
157	0-350	1,0
94	0-700	2,0
56	0-1400	4,0

Tabelle 7: Wahl der Probenmenge für den jeweiligen Meßbereich [27, Seite 5]

Es empfiehlt sich, von jeder Probe mindestens eine Doppelbestimmung durchzuführen; d.h. es werden je 2 Flaschen mit einer Ablaufprobe und je 2 Flaschen mit einer Zulaufprobe angesetzt.

Die erforderlichen Probenmengen werden mit Überlaufmeßkolben eingestellt und in die vorbereiteten Probenflaschen mit einem Nennvolumen von 510 ml gefüllt.

Den Probenflaschen werden jeweils ein Magnetstäbchen und die erforderliche Menge Allylthioharnstoff (ATH) zur Nitrifikationshemmung zugegeben.

Anschließend wird ein Kunststoffköcher in die Flasche eingesetzt. Im Köcher befinden sich 3 Tropfen Kalilauge, welche das freigesetzte CO₂ bindet und so erst in den Flaschen einen Unterdruck entstehen läßt.

Die Flaschen werden daraufhin in den BSB-Schrank gestellt, die Verschlüsse am Manometergehäuse und die Überwurfmutter an den Flaschen jedoch noch nicht festgedreht. Dies geschieht erst nach einer Wartezeit von ca. 1,5 Stunden, um sicherzugehen, daß sich die Proben temperatur weitestgehend an die Bebrütungstemperatur angeglichen hat. Als letzter Schritt wird der Nullstrich der Manometerskala auf die Oberkante der Quecksilbersäule eingestellt und fixiert (Nullpunktseinstellung!).

Der genaue Zeitpunkt des Beginns der Messung muß in das Datenblatt eingetragen werden.

Der BSB-Wert ist einmal am Tag abzulesen und im Datenblatt zu vermerken.

Am Ende des 5. Tages ist die Messung beendet. Der abgelesene Skalenwert wird mit dem zugehörigen Faktor der eingefüllten Probenmenge multipliziert.

Der BSB₅-Wert errechnet sich somit:

$$\text{Abgelesener Wert} \times \text{Faktor} = \text{BSB}_5 \text{ (mg/l)}.$$

5.1.4 Manometrische Methode - Einzelmeßsystem OxiTop

Versuchsdurchführung

Nachdem die bereitgestellten Proben homogenisiert und der pH-Wert eingestellt worden ist, sind die, dem erwarteten BSB₅-Wert zugehörigen Probenmengen auszuwählen.

Die entsprechenden Meßbereiche, die zugehörigen Werte für die zu verwendenden Probenvolumina und die Faktoren für die BSB-Wert-Umrechnung sind der Tabelle 8 zu entnehmen.

Probemenge, in ml	Meßbereich, in mg/l	Faktor
432	0-40	0,5
365	0-80	1
250	0-200	2,5
164	0-400	5
97	0-800	10
43,5	0-2000	25

Tabelle 8: Wahl der Probenmenge für den jeweiligen Meßbereich [28, Seite 2]

Die jeweiligen Probenmengen werden mittels Überlaufmeßkolben in die vorbereiteten Probenflaschen mit einem Nennvolumen von 510 ml eingefüllt.

Jeder Probenflasche wird ein Magnetrührstäbchen und die erforderliche Menge Allylthioharnstoff (ATH) zur Nitrifikationshemmung zugegeben.

Anschließend wird ein Kunststoffköcher in die Flasche eingesetzt. Im Köcher befinden sich 3 Tropfen Kalilauge, welche das freigesetzte CO₂ bindet und so erst einen Unterdruck in den Flaschen entstehen läßt. Daraufhin werden die Flaschen in den BSB-Schrank gestellt, der Druckmeßsensor (OxiTop) auf die Flaschen geschraubt und unter gleichzeitigem Drücken der

S- und der M-Taste die Messung ausgelöst. Der eigentliche Start der Druckmessung erfolgt jedoch erst nach abgeschlossenem Temperaturangleich der Probe an die Bebrütungstemperatur (20 ± 1 °C). Dieser Zeitpunkt kann sich, in Abhängigkeit von der Proben temperatur, bis zu 3 Stunden nach dem Auslösen der Messung verzögern. Ein exaktes Vortemperieren auf 20 °C ist hier nicht mehr erforderlich. Die Proben können bereits mit einer Temperatur von 15 °C bis 20 °C eingesetzt werden. Die weitere Temperaturkontrolle erfolgt automatisch.

Die erhaltenen Meßwerte werden einmal pro Tag automatisch gespeichert, wobei die Versuchsdauer bis zu 30 Tagen betragen kann. Damit ist eine Messung ohne Überwachung möglich. Der Momentanwert der Messung ist jederzeit ablesbar.

Nach Ablauf der Messung können die gespeicherten Werte leicht abgelesen werden.

Der BSB-Wert errechnet sich nach der folgenden Formel:

$$\text{Abgelesener Wert} \times \text{Faktor} = \text{BSB (mg/l)}.$$

5.2 Ergebnisse der BSB₅-Bestimmungen

BSB₅-Bestimmung vom 08. November 1996

Wasserbeschaffenheit:

pH-Wert Zulauf: 7,90

pH-Wert Ablauf: 7,45

Verdünnungsmethode nach DIN 38409, Teil 51

Es wurden 10 Liter Verdünnungswasser nach DIN angesetzt, wobei das Verdünnungswasser mit 10 ml/l abgesetztem Vorklärbeckenablauf der Kläranlage Graz angeimpft wurde.

Auswahl der Verdünnungen:

Zulaufproben: 5 Verdünnungen mit 5, 10, 15, 20, 25 ml/l.

Ablaufproben: 3 Verdünnungen mit 650, 700, 750 ml/l sowie ein unverdünnter Probenansatz.

Verdünnungsmethode nach DIN, Verdünnungswasserherstellung nach ÖNORM

Es wurden 10 Liter Verdünnungswasser nach ÖNORM angesetzt, wobei das Verdünnungswasser mit 10 ml/l abgesetztem Vorklärbeckenablauf der Kläranlage Graz angeimpft wurde.

Auswahl der Verdünnungen:

Zulaufproben: 5 Verdünnungen mit 5, 10, 15, 20, 25 ml/l.

Ablaufproben: 3 Verdünnungen mit 650, 700, 750 ml/l sowie ein unverdünnter Probenansatz.

Verdünnungsmethode nach ÖNORM M 6277

Für jene Verdünnungen, welche mit Verdünnungswasser laut ÖNORM angesetzt wurden, erfolgte auch eine Auswertung nach ÖNORM M 6277. Ein normgemäßes Ansetzen der Verdünnungen nach einer geometrischen Reihe ist bei diesem Versuchsdurchgang nicht erfolgt.

Manometrische Methode - OxiTop

Die pH-Werte von Zu- und Ablaufprobe wurden mit HCl auf pH 7,0 eingestellt.

Wahl des Probenvolumens:

Zulaufprobe: 164 ml

Ablaufprobe: 432 ml

Da nur 2 Oxitop-Meßköpfe zur Verfügung standen, war eine Doppelbestimmung leider nicht möglich!

Manometrische Methode - Aqualytic

Die pH-Werte von Zu- und Ablaufprobe wurden mit HCl auf pH 7,0 eingestellt.

Wahl des Probenvolumens:

Zulaufprobe: 157 ml

Ablaufprobe: 428 ml

Die Zu- und Ablaufproben wurden dabei jeweils doppelt bestimmt!

Auswertung der Versuchsergebnisse

Im folgenden werden die Ergebnisse der einzelnen Untersuchungen tabellarisch ausgewertet und graphisch dargestellt. Den Abschluß eines jeden Versuchsdurchganges bildet jeweils eine Gegenüberstellung der verschiedenen Meßmethoden.

Zur Überprüfung der Gleichwertigkeit der beiden unterschiedlichen Verdünnungswässer, wurden parallel Verdünnungsproben mit den beiden Verdünnungswässern hergestellt und mit beiden eine Versuchsauswertung nach DIN durchgeführt.

Der BSB₅-Wert der Glucose-Glutamin-Standardlösung zur Kontrolle des Verdünnungswassers nach DIN lag im geforderten Bereich zwischen 180 und 230 mg/l.

Der BSB₅-Wert der Glucose-Glutamin-Standardlösung zur Kontrolle des Verdünnungswassers nach ÖNORM lag etwas unter dem geforderten Bereich. Die sehr hohe Sauerstoffzehrung des Verdünnungswassers war auf eine offensichtlich zu große Menge an Inokulum zurückzuführen. Bei den weiteren Versuchsdurchgängen wurde daher die Menge an beigegebenem Inokulum etwas variiert.

Aufgrund einer zu starken Abweichung von der Regressionsgeraden oder einer zu hohen Sauerstoffzehrung wurden folgende Verdünnungen von der statistischen Auswertung nach DIN ausgeschieden:

Bestimmung nach DIN 38409, Teil 51:

Ablaufprobe: 4. Verdünnung, DA U.1, DA U.2

Bestimmung nach DIN 38409, Verdünnungswasser nach ÖNORM M 6277:

Glucose-Standard: 3. Verdünnung, EG 3.1, EG 3.2

Ablaufprobe: 1. Verdünnung, EA 1.1, EA 1.2

3. Verdünnung, EA 3.1, EA 3.2

Bei der Bestimmung des BSB₅-Wertes nach ÖNORM M 6277 konnten bei den Verdünnungen des Glucose-Standards und den Zulaufproben die erforderlichen Bedingungen nicht eingehalten werden. Die angegebenen Ergebniswerte entsprechen also eigentlich nicht den strengen ÖNORM-Kriterien und sind daher mit etwas Vorsicht zu betrachten.

Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach DIN 38409, Teil 51									
Verdünnungswasserherstellung nach DIN 38409, Teil 51									
Glucose - Standard									
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		quadr. Proben- anteil Φ_i^2	Sauer- stoffver- brauch Sv_{ij} in mg/l	quadr. Sauer- stoffver- brauch Sv_{ij}^2	Produkt aus Probenanteil u. Sauerstoff- verbrauch $\Phi_i \cdot Sv_{ij}$
				Anfang β_{Ai} in mg/l	Ende β_{Eij} in mg/l				
Verdünnungswasser	DG V1	0	0,00	8,19	6,33	0,0000	1,9	3,46	0,000
Verdünnungswasser	DG V2	0	0,00	8,19	6,45	0,0000	1,7	3,03	0,000
1. Verdünnung	DG 1.1	10	0,01	8,21	4,16	0,0001	4,1	16,40	0,041
1. Verdünnung	DG 1.2	10	0,01	8,21	4,39	0,0001	3,8	14,59	0,038
2. Verdünnung	DG 2.1	20	0,02	8,21	2,21	0,0004	6,0	36,00	0,120
2. Verdünnung	DG 2.2	20	0,02	8,21	2,59	0,0004	5,6	31,58	0,112
3. Verdünnung	DG 3.1	30	0,03	8,20	0,58	0,0009	7,6	58,06	0,229
3. Verdünnung	DG 3.2	30	0,03	8,20	0,35	0,0009	7,9	61,62	0,236
Summen	8		0,12			0,0028	38,6	224,75	0,775

$$m = 0$$

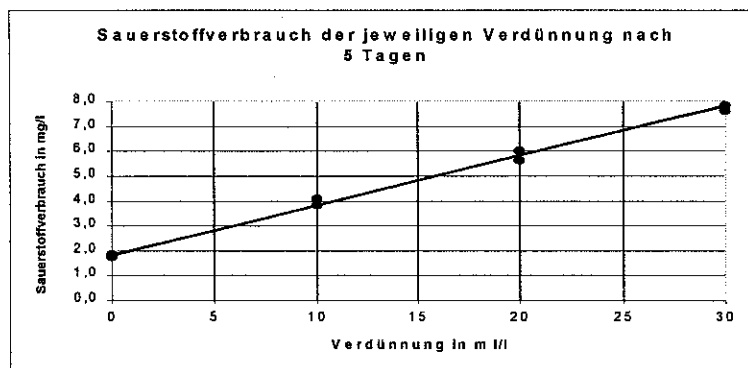
$$V_g = 1000 \text{ ml}$$

$$r = 0,99789$$

$$Sv_{VR} = 1,868 \text{ mg/l}$$

$$BSB_5 = 199 \text{ mg/l}$$

Bestimmung der Sauerstoffzehrung					
Glucose - Standard					
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Sauerstoff- konzentration		Sauer- stoffver- brauch Sv_{ij} in mg/l
			Anfang β_{Ai} in mg/l	Ende β_{Eij} in mg/l	
Verdünnungswasser	DG V1	0	8,19	6,33	1,9
Verdünnungswasser	DG V2	0	8,19	6,45	1,7
1. Verdünnung	DG 1.1	10	8,21	4,16	4,1
1. Verdünnung	DG 1.2	10	8,21	4,39	3,8
2. Verdünnung	DG 2.1	20	8,21	2,21	6,0
2. Verdünnung	DG 2.2	20	8,21	2,59	5,6
3. Verdünnung	DG 3.1	30	8,20	0,58	7,6
3. Verdünnung	DG 3.2	30	8,20	0,35	7,9



Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach DIN 38409, Teil 51									
Verdünnungswasserherstellung nach DIN 38409, Teil 51									
Vorklärbeckenablauf der Kläranlage Graz									
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		quadr. Proben- anteil Φ_i^2	Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l	quadr. Sauer- stoffver- brauch S_{vij}^2	Produkt aus Probenanteil u. Sauerstoff- verbrauch $\Phi_i \cdot S_{vij}$
Verdünnungswasser	DZ V1	0	0,00	8,19	6,33	0,0000	1,9	3,46	0,000
Verdünnungswasser	DZ V2	0	0,00	8,19	6,45	0,0000	1,7	3,03	0,000
1. Verdünnung	DZ 1.1	5	0,01	8,20	5,66	0,0000	2,5	6,45	0,013
1. Verdünnung	DZ 1.2	5	0,01	8,20	5,71	0,0000	2,5	6,20	0,012
2. Verdünnung	DZ 2.1	10	0,01	8,16	5,08	0,0001	3,1	9,49	0,031
2. Verdünnung	DZ 2.2	10	0,01	8,16	5,12	0,0001	3,0	9,24	0,030
3. Verdünnung	DZ 3.1	15	0,02	8,18	4,35	0,0002	3,8	14,67	0,057
3. Verdünnung	DZ 3.2	15	0,02	8,18	4,41	0,0002	3,8	14,21	0,057
4. Verdünnung	DZ 4.1	20	0,02	8,15	3,56	0,0004	4,6	21,07	0,092
4. Verdünnung	DZ 4.2	20	0,02	8,15	3,59	0,0004	4,6	20,79	0,091
5. Verdünnung	DZ 5.1	25	0,03	8,13	2,92	0,0006	5,2	27,14	0,130
5. Verdünnung	DZ 5.2	25	0,03	8,13	2,95	0,0006	5,2	26,83	0,130
Summen	12		0,15			0,0028	41,9	162,59	0,643

$$m = 0$$

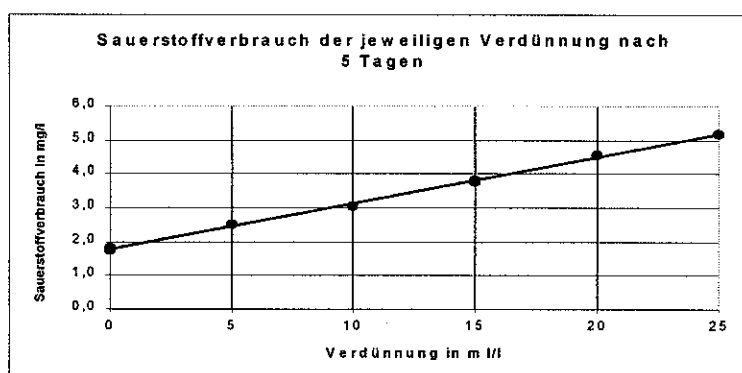
$$V_g = 1000 \text{ ml}$$

$$r = 0,9987$$

$$S_{vVR} = 1,78405 \text{ mg/l}$$

$$BSB_5 = 138 \text{ mg/l}$$

Bestimmung der Sauerstoffzehrung					
Vorklärbeckenablauf					
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Sauerstoff- konzentration		Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l
			Anfang β_{Ai} in mg/l	Ende β_{Eij} in mg/l	
Verdünnungswasser	DZ V1	0	8,19	6,33	1,9
Verdünnungswasser	DZ V2	0	8,19	6,45	1,7
1. Verdünnung	DZ 1.1	5	8,20	5,66	2,5
1. Verdünnung	DZ 1.2	5	8,20	5,71	2,5
2. Verdünnung	DZ 2.1	10	8,16	5,08	3,1
2. Verdünnung	DZ 2.2	10	8,16	5,12	3,0
3. Verdünnung	DZ 3.1	15	8,18	4,35	3,8
3. Verdünnung	DZ 3.2	15	8,18	4,41	3,8
4. Verdünnung	DZ 4.1	20	8,15	3,56	4,6
4. Verdünnung	DZ 4.2	20	8,15	3,59	4,6
5. Verdünnung	DZ 5.1	25	8,13	2,92	5,2
5. Verdünnung	DZ 5.2	25	8,13	2,95	5,2



Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach DIN 38409, Teil 51									
Verdünnungswasserherstellung nach DIN 38409, Teil 51									
Ablauf der Versuchsanlage der Kläranlage Graz									
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		quadr. Proben- anteil Φ_i^2	Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l	quadr. Sauer- stoffver- brauch S_{vij}^2	Produkt aus Probenanteil u. Sauerstoff- verbrauch $\Phi_i \cdot S_{vij}$
Verdünnungswasser	DA V1	0	0,00	8,19	6,40	0,0000	1,8	3,20	0,000
Verdünnungswasser	DA V2	0	0,00	8,19	6,45	0,0000	1,7	3,03	0,000
1. Verdünnung	DA 1.1	650	0,65	7,94	5,62	0,4225	2,3	5,38	1,508
1. Verdünnung	DA 1.2	650	0,65	7,94	5,66	0,4225	2,3	5,20	1,482
2. Verdünnung	DA 2.1	700	0,70	7,91	5,56	0,4900	2,4	5,52	1,645
2. Verdünnung	DA 2.2	700	0,70	7,91	5,57	0,4900	2,3	5,48	1,638
3. Verdünnung	DA 3.1	750	0,75	7,96	5,52	0,5625	2,4	5,95	1,830
3. Verdünnung	DA 3.2	750	0,75	7,96	5,60	0,5625	2,4	5,57	1,770
Summen	8		4,20			2,9500	17,6	39,33	9,873

$$m = 0$$

$$V_g = 1000 \text{ ml}$$

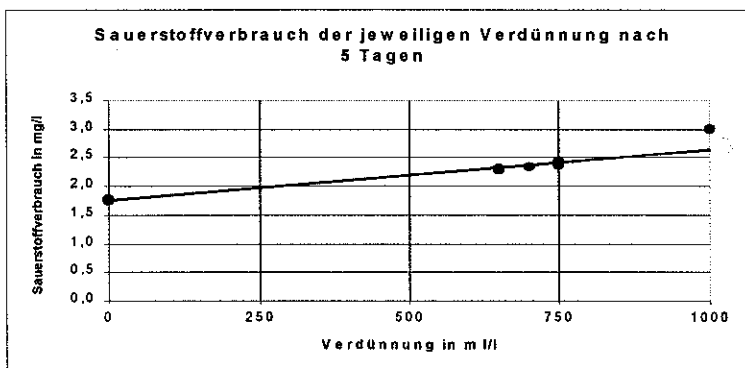
$$r = 0,99465$$

$$S_{v_{VR}} = 1,76383 \text{ mg/l}$$

$$BSB_5 = 2,6 \text{ mg/l}$$

Bestimmung der Sauerstoffzehrung					
Ablauf Versuchsanlage					
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1l Ver- dünnung V_i in ml/l	Sauerstoff- konzentration		Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l
			Anfang β_{Ai} in mg/l	Ende β_{Eij} in mg/l	
Verdünnungswasser	DA V1	0	8,19	6,40	1,8
Verdünnungswasser	DA V2	0	8,19	6,45	1,7
1. Verdünnung	DA 1.1	650	7,94	5,62	2,3
1. Verdünnung	DA 1.2	650	7,94	5,66	2,3
2. Verdünnung	DA 2.1	700	7,91	5,56	2,4
2. Verdünnung	DA 2.2	700	7,91	5,57	2,3
3. Verdünnung	DA 3.1	750	7,96	5,52	2,4
3. Verdünnung	DA 3.2	750	7,96	5,60	2,4
4. Verdünnung	DA U.1	1000	7,96	4,95	3,0
4. Verdünnung	DA U.2	1000	7,96	4,97	3,0

Grau schraffierte Verdünnungen werden für die BSB₅-Berechnung nicht verwendet.



Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach DIN 38409, Teil 51									
Verdünnungswasserherstellung nach ÖNORM M 6277									
Glucose - Standard									
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		quadr. Proben- anteil Φ_i^2	Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l	quadr. Sauer- stoffver- brauch S_{vij}^2	Produkt aus Probenanteil u. Sauerstoff- verbrauch $\Phi_i \cdot S_{vij}$
				Anfang β_{Ai} in mg/l	Ende β_{Eij} in mg/l				
Verdünnungswasser	EG V1	0	0,00	8,18	3,80	0,0000	4,4	19,18	0,000
Verdünnungswasser	EG V2	0	0,00	8,18	3,70	0,0000	4,5	20,07	0,000
1. Verdünnung	EG 1.1	10	0,01	8,19	2,30	0,0001	5,9	34,69	0,059
1. Verdünnung	EG 1.2	10	0,01	8,19	1,97	0,0001	6,2	38,69	0,062
2. Verdünnung	EG 2.1	20	0,02	8,16	0,21	0,0004	8,0	63,20	0,159
2. Verdünnung	EG 2.2	20	0,02	8,16	0,38	0,0004	7,8	60,53	0,156
Summen	6		0,06			0,0010	36,7	236,37	0,436

$$m = 0$$

$$V_g = 1000 \text{ ml}$$

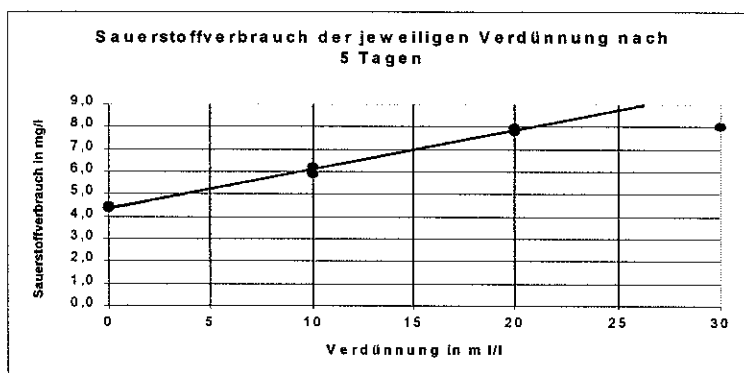
$$r = 0,9964$$

$$S_{VVR} = 4,39917 \text{ mg/l}$$

$$BSB_5 = 176 \text{ mg/l}$$

Bestimmung der Sauerstoffzehrung					
Glucose - Standard					
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1l Ver- dünnung V_i in ml/l	Sauerstoff- konzentration		Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l
			Anfang β_{Ai} in mg/l	Ende β_{Eij} in mg/l	
Verdünnungswasser	EG V1	0	8,18	3,80	4,4
Verdünnungswasser	EG V2	0	8,18	3,70	4,5
1. Verdünnung	EG 1.1	10	8,19	2,30	5,9
1. Verdünnung	EG 1.2	10	8,19	1,97	6,2
2. Verdünnung	EG 2.1	20	8,16	0,21	8,0
2. Verdünnung	EG 2.2	20	8,16	0,38	7,8
3. Verdünnung	EG 3.1	30	8,21	0,18	8,0
3. Verdünnung	EG 3.2	30	8,21	0,17	8,0

Grau schraffierte Verdünnungen werden für die BSB₅-Berechnung nicht verwendet.



Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach DIN 38409, Teil 51									
Verdünnungswasserherstellung nach ÖNORM M 6277									
Vorklärbeckenablauf der Kläranlage Graz									
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		quadr. Proben- anteil Φ_i^2	Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l	quadr. Sauer- stoffver- brauch S_{vij}^2	Produkt aus Probenanteil u. Sauerstoff- verbrauch $\Phi_i \cdot S_{vij}$
Verdünnungswasser	EZ V1	0	0,00	8,18	3,80	0,0000	4,4	19,18	0,000
Verdünnungswasser	EZ V2	0	0,00	8,18	3,70	0,0000	4,5	20,07	0,000
1. Verdünnung	EZ 1.1	5	0,01	8,16	3,11	0,0000	5,1	25,50	0,025
1. Verdünnung	EZ 1.2	5	0,01	8,16	3,13	0,0000	5,0	25,30	0,025
2. Verdünnung	EZ 2.1	10	0,01	8,17	2,50	0,0001	5,7	32,15	0,057
2. Verdünnung	EZ 2.2	10	0,01	8,17	2,44	0,0001	5,7	32,83	0,057
3. Verdünnung	EZ 3.1	15	0,02	8,09	1,78	0,0002	6,3	39,82	0,095
3. Verdünnung	EZ 3.2	15	0,02	8,09	1,87	0,0002	6,2	38,69	0,093
4. Verdünnung	EZ 4.1	20	0,02	8,09	1,11	0,0004	7,0	48,72	0,140
4. Verdünnung	EZ 4.2	20	0,02	8,09	1,13	0,0004	7,0	48,44	0,139
5. Verdünnung	EZ 5.1	25	0,03	8,01	0,41	0,0006	7,6	57,76	0,190
5. Verdünnung	EZ 5.2	25	0,03	8,01	0,45	0,0006	7,6	57,15	0,189
Summen	12		0,15			0,0028	72,0	445,62	1,010

$$m = 0$$

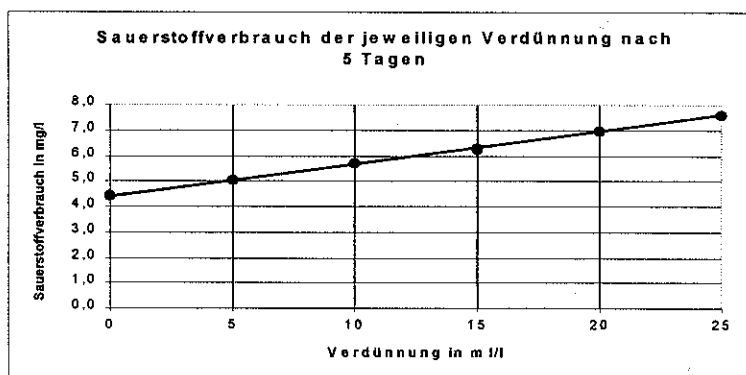
$$V_g = 1000 \text{ ml}$$

$$r = 0,99932$$

$$S_{vVR} = 4,41857 \text{ mg/l}$$

$$BSB_5 = 131 \text{ mg/l}$$

Bestimmung der Sauerstoffzehrung					
Vorklärbeckenablauf					
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Sauerstoff- konzentration		Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l
			Anfang	Ende	
			β_{Ai} in mg/l	β_{Eij} in mg/l	
Verdünnungswasser	EZ V1	0	8,18	3,80	4,4
Verdünnungswasser	EZ V2	0	8,18	3,70	4,5
1. Verdünnung	EZ 1.1	5	8,16	3,11	5,1
1. Verdünnung	EZ 1.2	5	8,16	3,13	5,0
2. Verdünnung	EZ 2.1	10	8,17	2,50	5,7
2. Verdünnung	EZ 2.2	10	8,17	2,44	5,7
3. Verdünnung	EZ 3.1	15	8,09	1,78	6,3
3. Verdünnung	EZ 3.2	15	8,09	1,87	6,2
4. Verdünnung	EZ 4.1	20	8,09	1,11	7,0
4. Verdünnung	EZ 4.2	20	8,09	1,13	7,0
5. Verdünnung	EZ 5.1	25	8,01	0,41	7,6
5. Verdünnung	EZ 5.2	25	8,01	0,45	7,6



Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach DIN 38409, Teil 51									
Verdünnungswasserherstellung nach ÖNORM M 6277									
Ablauf der Versuchsanlage der Kläranlage Graz									
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration Anfang Ende β_{Ai} β_{Eij} in mg/l in mg/l		quadr. Proben- anteil Φ_i^2	Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l	quadr. Sauer- stoffver- brauch S_{vij}^2	Produkt aus Probenanteil u. Sauerstoff- verbrauch $\Phi_i \cdot S_{vij}$
Verdünnungswasser	EA V1	0	0,00	8,18	3,80	0,0000	4,4	19,18	0,000
Verdünnungswasser	EA V2	0	0,00	8,18	3,70	0,0000	4,5	20,07	0,000
2. Verdünnung	EA 2.1	700	0,70	8,29	4,77	0,4900	3,5	12,39	2,464
2. Verdünnung	EA 2.2	700	0,70	8,29	4,80	0,4900	3,5	12,18	2,443
4. Verdünnung	EA 4.1	1000	1,00	7,96	4,95	1,0000	3,0	9,06	3,010
4. Verdünnung	EA 4.2	1000	1,00	7,96	4,95	1,0000	3,0	9,06	3,010
Summen	6		3,40			2,9800	21,9	81,95	10,927

$$m = 0$$

$$V_g = 1000 \text{ ml}$$

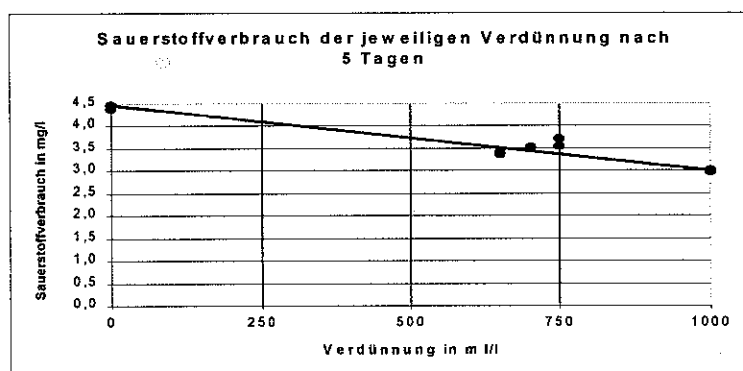
$$r = -0,9972$$

$$S_{VVR} = 4,4431 \text{ mg/l}$$

$$BSB_5 = 3,0 \text{ mg/l}$$

Bestimmung der Sauerstoffzehrung					
Ablauf Versuchsanlage					
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Sauerstoff- konzentration Anfang Ende β_{Ai} β_{Eij} in mg/l in mg/l		Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l
Verdünnungswasser	EA V1	0	8,18	3,80	4,4
Verdünnungswasser	EA V2	0	8,18	3,70	4,5
1. Verdünnung	EA 1.1	650	8,24	4,88	3,4
1. Verdünnung	EA 1.2	650	8,24	4,82	3,4
2. Verdünnung	EA 2.1	700	8,29	4,77	3,5
2. Verdünnung	EA 2.2	700	8,29	4,80	3,5
3. Verdünnung	EA 3.1	750	8,31	4,60	3,7
3. Verdünnung	EA 3.2	750	8,31	4,75	3,6
4. Verdünnung	EA U.1	1000	7,96	4,95	3,0
4. Verdünnung	EA U.2	1000	7,96	4,97	3,0

Grau schraffierte Verdünnungen werden für die BSB₅-Berechnung nicht verwendet.



Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach ÖNORM M 6277										
Verdünnungswasserherstellung und Auswertung nach ÖNORM M 6277										
Glucose - Standard										
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		Bedingungen			Bedingungen erfüllt ja/nein	BSB ₅ -Wert in mg/l
				Anfang	Ende	$\beta_{Ai}/3$	$(\beta_{Ai}-\beta_{Ei})$	$2\beta_{Ei}/3$		
Verdünnungswasser	EG V1	0	0,00	8,18	3,80					
Analysenprobe	EG P1	10	0,01	8,19	2,30	2,73	5,89	1,53	nein	155
Verdünnungswasser	EG V2	0	0,00	8,18	3,70					
Analysenprobe	EG P2	20	0,02	8,16	0,28	2,72	7,88	0,19	nein	174

$$m = \frac{0}{1000} \text{ ml}$$

$$BSB_5 = 155 \text{ mg/l}$$

Bedingung nicht erfüllt,
keine BSB₅-Berechnung erlaubt!

Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach ÖNORM M 6277										
Verdünnungswasserherstellung und Auswertung nach ÖNORM M 6277										
Vorklärbeckenablauf der Kläranlage Graz										
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		Bedingungen			Bedingungen erfüllt ja/nein	BSB ₅ -Wert in mg/l
				Anfang	Ende	$\beta_{Ai}/3$	$(\beta_{Ai}-\beta_{Ei})$	$2\beta_{Ei}/3$		
Verdünnungswasser	EZ V1	0	0,00	8,18	3,80					
Analysenprobe	EZ P1	5	0,01	8,16	3,13	2,72	5,03	2,09	nein	134
Verdünnungswasser	EZ V2	0	0,00	8,18	3,80					
Analysenprobe	EZ P2	10	0,01	8,17	2,50	2,72	5,67	1,67	nein	133
Verdünnungswasser	EZ V3	0	0,00	8,18	3,80					
Analysenprobe	EZ P3	15	0,02	8,09	1,87	2,70	6,22	1,25	nein	127
Verdünnungswasser	EZ V4	0	0,00	8,18	3,80					
Analysenprobe	EZ P4	20	0,02	8,09	1,13	2,70	6,96	0,75	nein	133
Verdünnungswasser	EZ V5	0	0,00	8,18	3,80					
Analysenprobe	EZ P5	25	0,03	8,01	0,45	2,67	7,56	0,30	nein	132

$$m = \frac{0}{1000} \text{ ml}$$

$$BSB_5 = 134 \text{ mg/l}$$

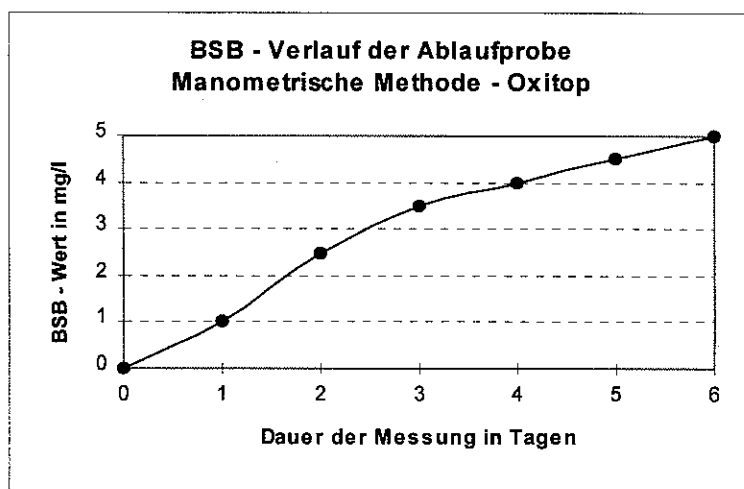
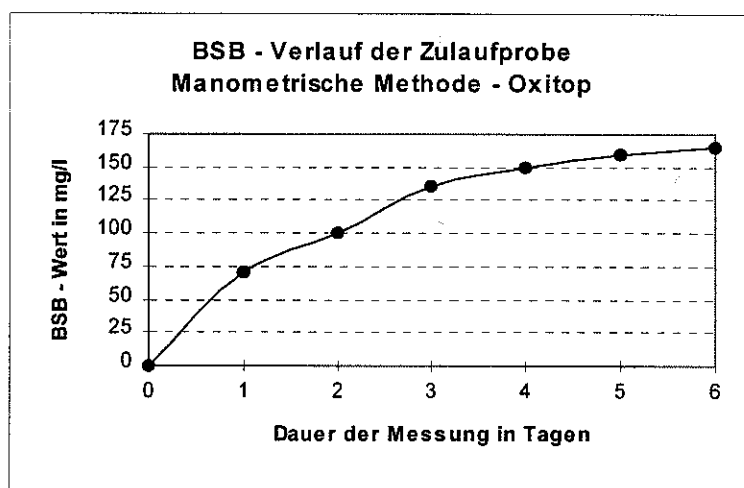
Bedingung nicht erfüllt,
keine BSB₅-Berechnung erlaubt!

Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach ÖNORM M 6277										
Verdünnungswasserherstellung und Auswertung nach ÖNORM M 6277										
Ablauf der Versuchsanlage der Kläranlage Graz										
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		Bedingungen			Bedingungen erfüllt ja/nein	BSB ₅ -Wert in mg/l
				Anfang	Ende	$\beta_{Ai}/3$	$(\beta_{Ai}-\beta_{Ei})$	$2\beta_{Ei}/3$		
Verdünnungswasser	EA V1	0	0,00	8,18	3,80					
Analysenprobe	EA P1	650	0,65	8,24	4,88	2,75	3,36	3,25	nein	2,8
Verdünnungswasser	EA V2	0	0,00	8,18	3,80					
Analysenprobe	EA P2	700	0,70	8,29	4,80	2,76	3,49	3,20	nein	3,1
Verdünnungswasser	EA V3	0	0,00	8,18	3,80					
Analysenprobe	EA P3	750	0,75	8,31	4,75	2,77	3,56	3,17	nein	3,3
Verdünnungswasser	EA V4	0	0,00	8,18	3,80					
Analysenprobe	EA P4	1000	1,00	7,96	4,97	2,65	2,99	3,31	ja	3,0

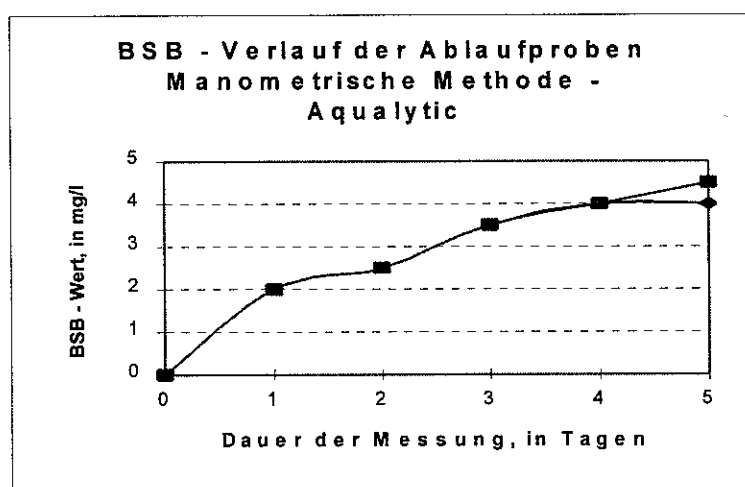
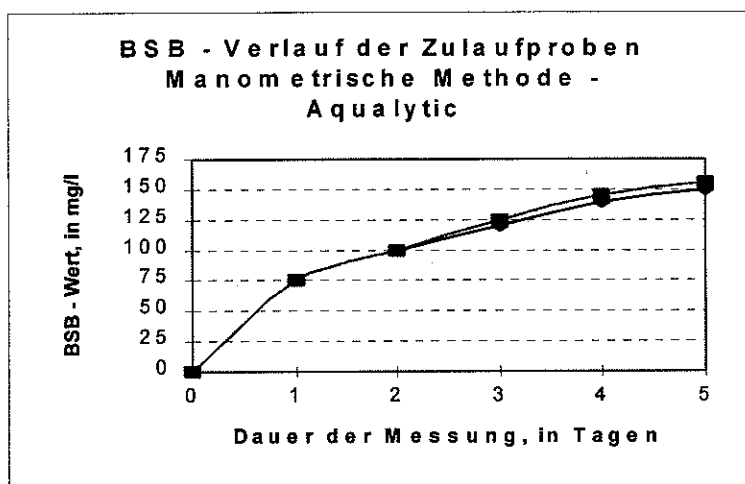
$$m = \frac{0}{1000} \text{ ml}$$

$$BSB_5 = 3,0 \text{ mg/l}$$

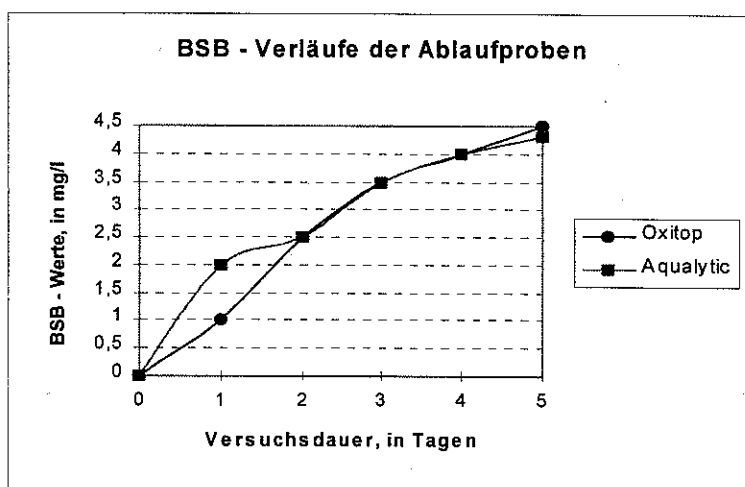
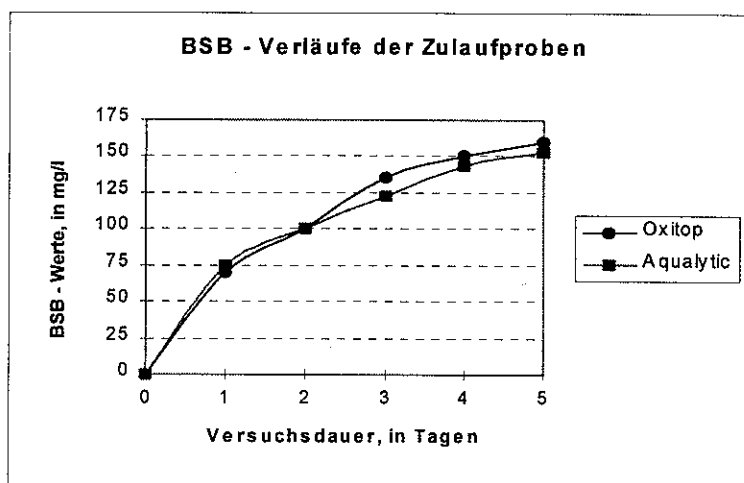
Bestimmung des BSB ₅ - Wertes Manometrische Methode - Oxitop									
Datum	Tag	Ablauf				Zulauf			
		Proben- volumen [ml]	abgelesener Wert	Faktor	BSB- Wert [mg/l]	Proben- volumen [ml]	abgelesener Wert	Faktor	BSB- Wert [mg/l]
08.11.	0	432	0	0,5	0	164	0	5	0
09.11.	1		2		1		14		70
10.11.	2		5		2,5		20		100
11.11.	3		7		3,5		27		135
12.11.	4		8		4		30		150
13.11.	5		9		4,5		32		160
14.11.	6		10		5		33		165



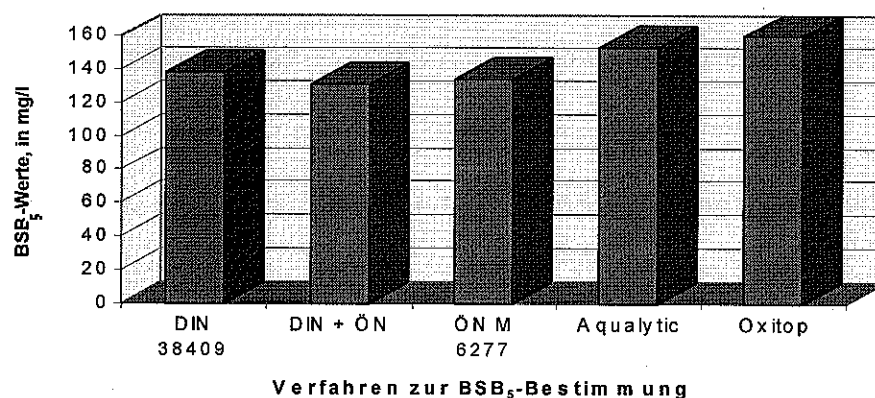
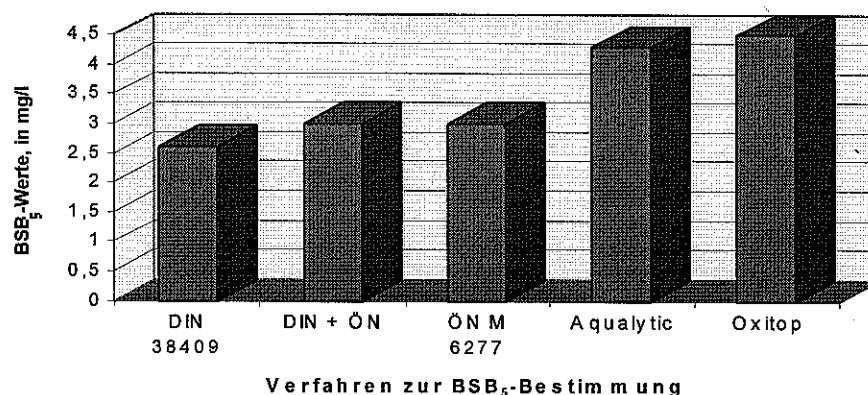
Bestimmung des BSB ₅ - Wertes des Ablaufes									Bestimmung des BSB ₅ - Wertes des Zulaufes										
Manometrische Methode - Aqualytic									Manometrische Methode - Aqualytic										
Datum	Tag	Ablauf (1)				Ablauf (2)				Datum	Tag	Zulauf (1)				Zulauf (2)			
		Proben- volumen [ml]	abgelesener Wert	Faktor	BSB- Wert [mg/l]	Proben- volumen [ml]	abgelesener Wert	Faktor	BSB- Wert [mg/l]			Proben- volumen [ml]	abgelesener Wert	Faktor	BSB- Wert [mg/l]	Proben- volumen [ml]	abgelesener Wert	Faktor	BSB- Wert [mg/l]
08.11.	0	428	0	0,1	0	428	0	0,1	0	08.11.	0	157	0	1	0	157	0	1	0
09.11.	1		20		2		20		2	09.11.	1		75		75		75		75
10.11.	2		25		2,5		25		2,5	10.11.	2		100		100		100		100
11.11.	3		35		3,5		35		3,5	11.11.	3		120		120		125		125
12.11.	4		40		4		40		4	12.11.	4		140		140		145		145
13.11.	5		40		4		45		4,5	13.11.	5		150		150		155		155



Gegenüberstellung der Meßwerte der Manometrischen BSB - Bestimmungen					
Datum	Tag	Zulauf		Ablauf	
		Oxitop	Aqualytic	Oxitop	Aqualytic
08.11.	0	0	0	0,0	0,0
09.11.	1	70	75	1,0	2,0
10.11.	2	100	100	2,5	2,5
11.11.	3	135	123	3,5	3,5
12.11.	4	150	143	4,0	4,0
13.11.	5	160	153	4,5	4,3



Gegenüberstellung der Ergebnisse der BSB ₅ - Bestimmungen			
	Methode	Ablauf	Zulauf
DIN 38409	Bestimmung nach DIN 38409, Teil 51	2,6	138
DIN + ÖN	Bestimmung nach DIN 38409, Teil 51 Verdünnungswasser nach ÖNORM	3,0	131
ÖN M 6277	Bestimmung nach ÖNORM M 6277	3,0	134
Aqualytic	Manometrische Methode - Aqualytic	4,3	153
Oxitop	Manometrische Methode - Oxitop	4,5	160

Gegenüberstellung der BSB₅-Werte der ZulaufprobenGegenüberstellung der BSB₅-Werte der Ablaufproben

BSB₅-Bestimmung vom 15. November 1996

Wasserbeschaffenheit:

pH-Wert Zulauf: 7,80

pH-Wert Ablauf: 7,35

Verdünnungsmethode nach DIN 38409, Teil 51

Es wurden 10 Liter Verdünnungswasser nach DIN angesetzt, wobei das Verdünnungswasser mit 10 ml/l abgesetztem Vorklärbeckenablauf der Kläranlage Graz angeimpft wurde.

Auswahl der Verdünnungen:

Zulaufproben: 5 Verdünnungen mit 5, 10, 15, 20, 25 ml/l.

Ablaufproben: 3 Verdünnungen mit 650, 700, 750 ml/l sowie ein unverdünnter Probenansatz.

Verdünnungsmethode nach DIN, Verdünnungswasserherstellung nach ÖNORM

Es wurden 10 Liter Verdünnungswasser nach ÖNORM angesetzt, wobei das Verdünnungswasser mit 10 ml/l abgesetztem Vorklärbeckenablauf der Kläranlage Graz angeimpft wurde.

Auswahl der Verdünnungen:

Zulaufproben: 5 Verdünnungen mit 5, 10, 15, 20, 25 ml/l.

Ablaufproben: 3 Verdünnungen mit 650, 700, 750 ml/l sowie ein unverdünnter Probenansatz.

Verdünnungsmethode nach ÖNORM M 6277

Für jene Verdünnungen, welche mit Verdünnungswasser laut ÖNORM angesetzt wurden, erfolgte auch eine Auswertung nach ÖNORM M 6277. Ein normgemäßes Ansetzen der Verdünnungen nach einer geometrischen Reihe ist bei diesem Versuchsdurchgang nicht erfolgt.

Manometrische Methode - OxiTop

Die pH-Werte von Zu- und Ablaufprobe wurden mit HCl auf pH 7,0 eingestellt.

Wahl des Probenvolumens:

Zulaufprobe: 164 ml

Ablaufprobe: 432 ml

Da nur 2 Oxitop-Meßköpfe zur Verfügung standen, war eine Doppelbestimmung leider nicht möglich!

Manometrische Methode - Aqualytic

Die pH-Werte von Zu- und Ablaufprobe wurden mit HCl auf pH 7,0 eingestellt.

Wahl des Probenvolumens:

Zulaufprobe: 157 ml

Ablaufprobe: 428 ml

Die Zu- und Ablaufproben wurden dabei jeweils doppelt bestimmt!

Aufgrund eines Bedienungsfehlers wurde mit der BSB-Bestimmung erst zwei Tage später begonnen. Dabei wurden Abwasserproben vom 15.11.1996 verwendet, die während der vergangenen 2 Tage bei Raumtemperatur (23 °C) bzw. im Kühlschrank (2 °C) gelagert wurden.

Auswertung der Versuchsergebnisse

Im folgenden werden die Ergebnisse der einzelnen Untersuchungen tabellarisch ausgewertet und graphisch dargestellt. Den Abschluß eines jeden Versuchsdurchganges bildet jeweils eine Gegenüberstellung der verschiedenen Meßmethoden.

Zur Überprüfung der Gleichwertigkeit der beiden unterschiedlichen Verdünnungswässer, wurden parallel Verdünnungsproben mit den beiden Verdünnungswässern hergestellt und mit beiden eine Versuchsauswertung nach DIN durchgeführt.

Die BSB₅-Werte der Glucose-Glutamin-Standardlösungen zur Kontrolle des Verdünnungswassers nach DIN und nach ÖNORM lagen im geforderten Bereich zwischen 180 und 230 mg/l.

Aufgrund einer zu starken Abweichung von der Regressionsgeraden oder einer zu hohen Sauerstoffzehrung wurden folgende Verdünnungen von der statistischen Auswertung nach DIN ausgeschieden:

Bestimmung nach DIN 38409, Teil 51:

Verdünnungswasser: DA V.2

Ablaufprobe: 4. Verdünnung, DA U.2

Bestimmung nach DIN 38409, Verdünnungswasser nach ÖNORM M 6277:

Ablaufprobe: 1. Verdünnung, EA 1.1, EA 1.2

Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach DIN 38409, Teil 51									
Verdünnungswasserherstellung nach DIN 38409, Teil 51									
Glucose - Standard									
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		quadr. Proben- anteil Φ_i^2	Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l	quadr. Sauer- stoffver- brauch S_{vij}^2	Produkt aus Probenanteil u. Sauerstoff- verbrauch $\Phi_i \cdot S_{vij}$
Verdünnungswasser	DG V1	0	0,00	7,94	7,33	0,0000	0,6	0,37	0,000
Verdünnungswasser	DG V2	0	0,00	7,94	7,35	0,0000	0,6	0,35	0,000
1. Verdünnung	DG 1.1	10	0,01	7,93	5,29	0,0001	2,6	6,97	0,026
1. Verdünnung	DG 1.2	10	0,01	7,93	5,29	0,0001	2,6	6,97	0,026
2. Verdünnung	DG 2.1	20	0,02	7,94	3,14	0,0004	4,8	23,04	0,096
2. Verdünnung	DG 2.2	20	0,02	7,94	3,18	0,0004	4,8	22,66	0,095
3. Verdünnung	DG 3.1	30	0,03	7,95	1,09	0,0009	6,9	47,06	0,206
3. Verdünnung	DG 3.2	30	0,03	7,95	1,11	0,0009	6,8	46,79	0,205
Summen	8		0,12			0,0028	29,7	154,20	0,655

$$m = 0$$

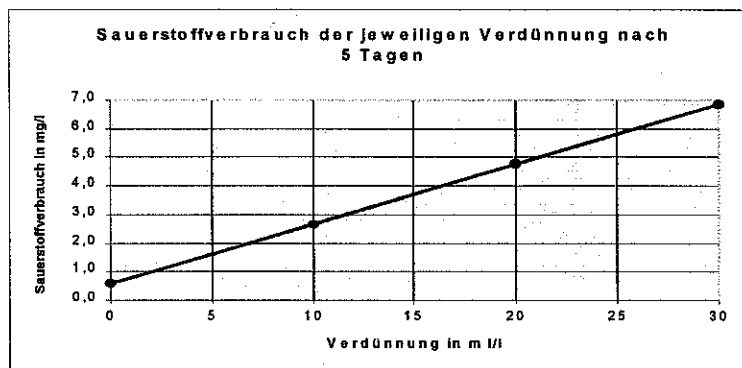
$$V_g = 1000 \text{ ml}$$

$$r = 0,99995$$

$$S_{V_{VR}} = 0,584 \text{ mg/l}$$

$$BSB_5 = 209 \text{ mg/l}$$

Bestimmung der Sauerstoffzehrung					
Glucose - Standard					
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1l Ver- dünnung V_i in ml/l	Sauerstoff- konzentration		Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l
			Anfang	Ende	
			β_{Ai} in mg/l	β_{Eij} in mg/l	
Verdünnungswasser	DG V1	0	7,94	7,33	0,6
Verdünnungswasser	DG V2	0	7,94	7,35	0,6
1. Verdünnung	DG 1.1	10	7,93	5,29	2,6
1. Verdünnung	DG 1.2	10	7,93	5,29	2,6
2. Verdünnung	DG 2.1	20	7,94	3,14	4,8
2. Verdünnung	DG 2.2	20	7,94	3,18	4,8
3. Verdünnung	DG 3.1	30	7,95	1,09	6,9
3. Verdünnung	DG 3.2	30	7,95	1,11	6,8



Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach DIN 38409, Teil 51									
Verdünnungswasserherstellung nach DIN 38409, Teil 51									
Vorklärbeckenablauf der Kläranlage Graz									
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		quadr. Proben- anteil Φ_i^2	Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l	quadr. Sauer- stoffver- brauch S_{vij}^2	Produkt aus Probenanteil u. Sauerstoff- verbrauch $\Phi_i \cdot S_{vij}$
				Anfang β_{Ai} in mg/l	Ende β_{Eij} in mg/l				
Verdünnungswasser	DZ V1	0	0,00	7,94	7,33	0,0000	0,6	0,37	0,000
Verdünnungswasser	DZ V2	0	0,00	7,94	7,35	0,0000	0,6	0,35	0,000
1. Verdünnung	DZ 1.1	5	0,01	7,94	7,03	0,0000	0,9	0,83	0,005
1. Verdünnung	DZ 1.2	5	0,01	7,94	7,03	0,0000	0,9	0,83	0,005
2. Verdünnung	DZ 2.1	10	0,01	7,94	6,59	0,0001	1,4	1,82	0,014
2. Verdünnung	DZ 2.2	10	0,01	7,94	6,62	0,0001	1,3	1,74	0,013
3. Verdünnung	DZ 3.1	15	0,02	7,91	6,19	0,0002	1,7	2,96	0,026
3. Verdünnung	DZ 3.2	15	0,02	7,91	6,22	0,0002	1,7	2,86	0,025
4. Verdünnung	DZ 4.1	20	0,02	7,93	5,86	0,0004	2,1	4,28	0,041
4. Verdünnung	DZ 4.2	20	0,02	7,93	5,86	0,0004	2,1	4,28	0,041
5. Verdünnung	DZ 5.1	25	0,03	7,91	5,40	0,0006	2,5	6,30	0,063
5. Verdünnung	DZ 5.2	25	0,03	7,91	5,37	0,0006	2,5	6,45	0,064
Summen	12		0,15			0,0028	18,3	33,08	0,296

$$m = 0$$

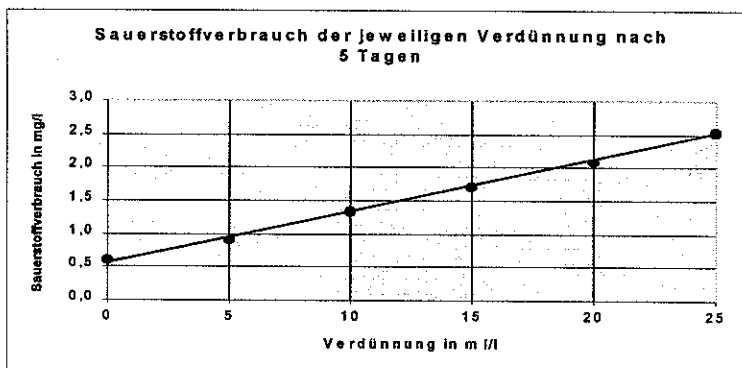
$$V_s = 1000 \text{ ml}$$

$$r = 0,99881$$

$$S_{VVR} = 0,56167 \text{ mg/l}$$

$$BSB_5 = 78 \text{ mg/l}$$

Bestimmung der Sauerstoffzehrung					
Vorklärbeckenablauf					
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Sauerstoff- konzentration		Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l
			Anfang β_{Ai} in mg/l	Ende β_{Eij} in mg/l	
Verdünnungswasser	DZ V1	0	7,94	7,33	0,6
Verdünnungswasser	DZ V2	0	7,94	7,35	0,6
1. Verdünnung	DZ 1.1	5	7,94	7,03	0,9
1. Verdünnung	DZ 1.2	5	7,94	7,03	0,9
2. Verdünnung	DZ 2.1	10	7,94	6,59	1,4
2. Verdünnung	DZ 2.2	10	7,94	6,62	1,3
3. Verdünnung	DZ 3.1	15	7,91	6,19	1,7
3. Verdünnung	DZ 3.2	15	7,91	6,22	1,7
4. Verdünnung	DZ 4.1	20	7,93	5,86	2,1
4. Verdünnung	DZ 4.2	20	7,93	5,86	2,1
5. Verdünnung	DZ 5.1	25	7,91	5,40	2,5
5. Verdünnung	DZ 5.2	25	7,91	5,37	2,5



Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach DIN 38409, Teil 51									
Verdünnungswasserherstellung nach DIN 38409, Teil 51									
Ablauf der Versuchsanlage der Kläranlage Graz									
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration Anfang Ende β_{Ai} β_{Eij} in mg/l in mg/l		quadr. Proben- anteil Φ_i^2	Sauer- stoffver- brauch Sv_{ij} in mg/l	quadr. Sauer- stoffver- brauch Sv_{ij}^2	Produkt aus Probenanteil u. Sauerstoff- verbrauch $\Phi_i \cdot Sv_{ij}$
Verdünnungswasser	DA V2	0	0,00	7,99	7,07	0,0000	0,9	0,85	0,000
1. Verdünnung	DA 1.1	650	0,65	7,79	6,66	0,4225	1,1	1,28	0,735
1. Verdünnung	DA 1.2	650	0,65	7,79	6,65	0,4225	1,1	1,30	0,741
2. Verdünnung	DA 2.1	700	0,70	7,77	6,62	0,4900	1,2	1,32	0,805
2. Verdünnung	DA 2.2	700	0,70	7,77	6,60	0,4900	1,2	1,37	0,819
3. Verdünnung	DA 3.1	750	0,75	7,72	6,56	0,5625	1,2	1,35	0,870
3. Verdünnung	DA 3.2	750	0,75	7,72	6,55	0,5625	1,2	1,37	0,878
4. Verdünnung	DA U.1	1000	1,00	7,63	6,37	1,0000	1,3	1,59	1,260
Summen	8		5,20			3,9500	9,1	10,42	6,107

$$m = 0$$

$$V_g = 1000 \text{ ml}$$

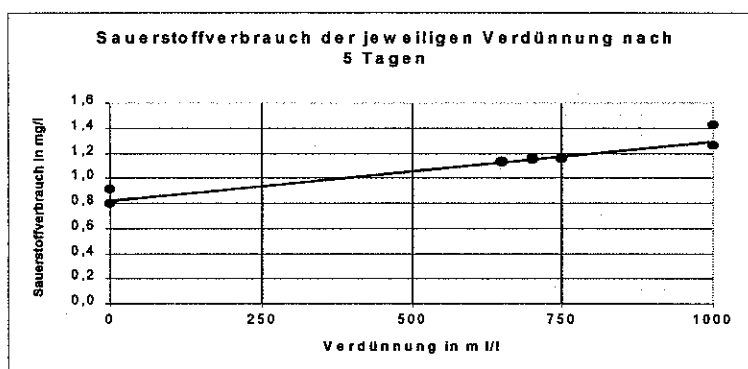
$$r = 0,99634$$

$$Sv_{VR} = 0,91855 \text{ mg/l}$$

$$BSB_5 = 1,3 \text{ mg/l}$$

Bestimmung der Sauerstoffzehrung					
Ablauf Versuchsanlage					
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Sauerstoff- konzentration Anfang Ende β_{Ai} β_{Eij} in mg/l in mg/l		Sauer- stoffver- brauch Sv_{ij} in mg/l
Verdünnungswasser	DA V1	0	7,99	7,19	0,8
Verdünnungswasser	DA V2	0	7,99	7,07	0,9
1. Verdünnung	DA 1.1	650	7,79	6,66	1,1
1. Verdünnung	DA 1.2	650	7,79	6,65	1,1
2. Verdünnung	DA 2.1	700	7,77	6,62	1,2
2. Verdünnung	DA 2.2	700	7,77	6,60	1,2
3. Verdünnung	DA 3.1	750	7,72	6,56	1,2
3. Verdünnung	DA 3.2	750	7,72	6,55	1,2
4. Verdünnung	DA U.1	1000	7,63	6,37	1,3
4. Verdünnung	DA U.2	1000	7,63	6,20	1,4

Grau schraffierte Verdünnungen werden für die BSB₅-Berechnung nicht verwendet.



Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach DIN 38409, Teil 51									
Verdünnungswasserherstellung nach ÖNORM M 6277									
Glucose - Standard									
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration Anfang Ende β_{Ai} β_{Eij} in mg/l in mg/l		quadr. Proben- anteil Φ_i^2	Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l	quadr. Sauer- stoffver- brauch S_{vij}^2	Produkt aus Probenanteil u. Sauerstoff- verbrauch $\Phi_i \cdot S_{vij}$
Verdünnungswasser	EG V1	0	0,00	7,82	7,69	0,0000	0,1	0,02	0,000
Verdünnungswasser	EG V2	0	0,00	7,82	7,69	0,0000	0,1	0,02	0,000
1. Verdünnung	EG 1.1	10	0,01	7,81	5,56	0,0001	2,3	5,06	0,023
1. Verdünnung	EG 1.2	10	0,01	7,81	5,57	0,0001	2,2	5,02	0,022
2. Verdünnung	EG 2.1	20	0,02	7,80	3,18	0,0004	4,6	21,34	0,092
2. Verdünnung	EG 2.2	20	0,02	7,80	3,20	0,0004	4,6	21,16	0,092
3. Verdünnung	EG 3.1	30	0,03	7,80	1,28	0,0009	6,5	42,51	0,196
3. Verdünnung	EG 3.2	30	0,03	7,80	1,28	0,0009	6,5	42,51	0,196
Summen	8		0,12			0,0028	27,0	137,64	0,621

$$m = 0$$

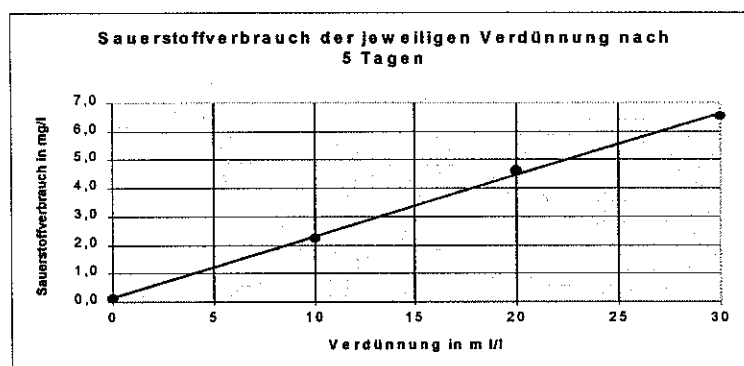
$$V_g = 1000 \text{ ml}$$

$$r = 0,99924$$

$$S_{V_{VR}} = 0,146 \text{ mg/l}$$

$$BSB_5 = 215 \text{ mg/l}$$

Bestimmung der Sauerstoffzehrung					
Glucose - Standard					
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1l Ver- dünnung V_i in ml/l	Sauerstoff- konzentration Anfang Ende β_{Ai} β_{Eij} in mg/l in mg/l		Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l
Verdünnungswasser	EG V1	0	7,82	7,69	0,1
Verdünnungswasser	EG V2	0	7,82	7,69	0,1
1. Verdünnung	EG 1.1	10	7,81	5,56	2,3
1. Verdünnung	EG 1.2	10	7,81	5,57	2,2
2. Verdünnung	EG 2.1	20	7,80	3,18	4,6
2. Verdünnung	EG 2.2	20	7,80	3,20	4,6
3. Verdünnung	EG 3.1	30	7,80	1,28	6,5
3. Verdünnung	EG 3.2	30	7,80	1,28	6,5



Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach DIN 38409, Teil 51									
Verdünnungswasserherstellung nach ÖNORM M 6277									
Vorklärbeckenablauf der Kläranlage Graz									
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		quadr. Proben- anteil Φ_i^2	Sauer- stoffver- brauch Sv_{ij} in mg/l	quadr. Sauer- stoffver- brauch Sv_{ij}^2	Produkt aus Probenanteil u. Sauerstoff- verbrauch $\Phi_i \cdot Sv_{ij}$
				Anfang β_{Ai} in mg/l	Ende β_{Eij} in mg/l				
Verdünnungswasser	EZ V1	0	0,00	7,82	7,52	0,0000	0,3	0,09	0,000
Verdünnungswasser	EZ V2	0	0,00	7,82	7,57	0,0000	0,3	0,06	0,000
1. Verdünnung	EZ 1.1	5	0,01	7,80	7,30	0,0000	0,5	0,25	0,003
1. Verdünnung	EZ 1.2	5	0,01	7,80	7,25	0,0000	0,6	0,30	0,003
2. Verdünnung	EZ 2.1	10	0,01	7,77	6,90	0,0001	0,9	0,76	0,009
2. Verdünnung	EZ 2.2	10	0,01	7,77	6,89	0,0001	0,9	0,77	0,009
3. Verdünnung	EZ 3.1	15	0,02	7,77	6,49	0,0002	1,3	1,64	0,019
3. Verdünnung	EZ 3.2	15	0,02	7,77	6,52	0,0002	1,3	1,56	0,019
4. Verdünnung	EZ 4.1	20	0,02	7,76	6,03	0,0004	1,7	2,99	0,035
4. Verdünnung	EZ 4.2	20	0,02	7,76	6,10	0,0004	1,7	2,76	0,033
5. Verdünnung	EZ 5.1	25	0,03	7,74	5,69	0,0006	2,1	4,20	0,051
5. Verdünnung	EZ 5.2	25	0,03	7,74	5,69	0,0006	2,1	4,20	0,051
Summen	12		0,15			0,0028	13,4	19,59	0,231

$$m = 0$$

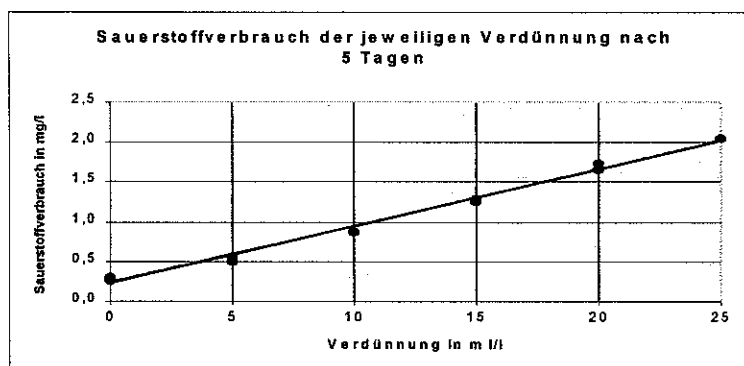
$$V_s = 1000 \text{ ml}$$

$$r = 0,99665$$

$$Sv_{VR} = 0,20167 \text{ mg/l}$$

$$BSB_s = 73 \text{ mg/l}$$

Bestimmung der Sauerstoffzehrung					
Vorklärbeckenablauf					
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Sauerstoff- konzentration		Sauer- stoffver- brauch Sv_{ij} in mg/l
			Anfang β_{Ai} in mg/l	Ende β_{Eij} in mg/l	
Verdünnungswasser	EZ V1	0	7,82	7,52	0,3
Verdünnungswasser	EZ V2	0	7,82	7,57	0,3
1. Verdünnung	EZ 1.1	5	7,80	7,30	0,5
1. Verdünnung	EZ 1.2	5	7,80	7,25	0,6
2. Verdünnung	EZ 2.1	10	7,77	6,90	0,9
2. Verdünnung	EZ 2.2	10	7,77	6,89	0,9
3. Verdünnung	EZ 3.1	15	7,77	6,49	1,3
3. Verdünnung	EZ 3.2	15	7,77	6,52	1,3
4. Verdünnung	EZ 4.1	20	7,76	6,03	1,7
4. Verdünnung	EZ 4.2	20	7,76	6,10	1,7
5. Verdünnung	EZ 5.1	25	7,74	5,69	2,1
5. Verdünnung	EZ 5.2	25	7,74	5,69	2,1



Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach DIN 38409, Teil 51									
Verdünnungswasserherstellung nach ÖNORM M 6277									
Ablauf der Versuchsanlage der Kläranlage Graz									
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		quadr. Proben- anteil Φ_i^2	Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l	quadr. Sauer- stoffver- brauch S_{vij}^2	Produkt aus Probenanteil u. Sauerstoff- verbrauch $\Phi_i \cdot S_{vij}$
Verdünnungswasser	EA V1	0	0,00	7,83	7,47	0,0000	0,4	0,13	0,000
Verdünnungswasser	EA V2	0	0,00	7,83	7,52	0,0000	0,3	0,10	0,000
2. Verdünnung	EA 2.1	700	0,70	7,87	6,79	0,4900	1,1	1,17	0,756
2. Verdünnung	EA 2.2	700	0,70	7,87	6,85	0,4900	1,0	1,04	0,714
3. Verdünnung	EA 3.1	750	0,75	7,85	6,77	0,5625	1,1	1,17	0,810
3. Verdünnung	EA 3.2	750	0,75	7,85	6,69	0,5625	1,2	1,35	0,870
4. Verdünnung	EA U.1	1000	1,00	7,90	6,52	1,0000	1,4	1,90	1,380
4. Verdünnung	EA U.2	1000	1,00	7,90	6,53	1,0000	1,4	1,88	1,370
Summen	8		4,90			4,1050	7,8	8,73	5,900

$$m = 0$$

$$V_g = 1000 \text{ ml}$$

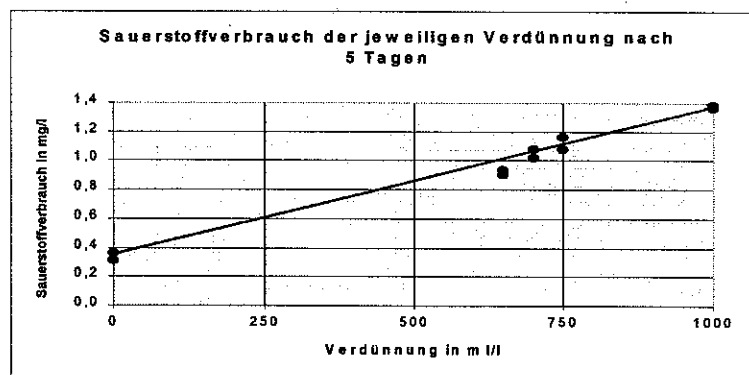
$$r = 0,99722$$

$$S_{vgr} = 0,3335 \text{ mg/l}$$

$$BSB_5 = 1,4 \text{ mg/l}$$

Bestimmung der Sauerstoffzehrung					
Ablauf Versuchsanlage					
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Sauerstoff- konzentration		Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l
Verdünnungswasser	EA V1	0	7,83	7,47	0,4
Verdünnungswasser	EA V2	0	7,83	7,52	0,3
1. Verdünnung	EA 1.1	650	7,81	6,87	0,9
1. Verdünnung	EA 1.2	650	7,81	6,91	0,9
2. Verdünnung	EA 2.1	700	7,87	6,79	1,1
2. Verdünnung	EA 2.2	700	7,87	6,85	1,0
3. Verdünnung	EA 3.1	750	7,85	6,77	1,1
3. Verdünnung	EA 3.2	750	7,85	6,69	1,2
4. Verdünnung	EA U.1	1000	7,90	6,52	1,4
4. Verdünnung	EA U.2	1000	7,90	6,53	1,4

Grau schraffierte Verdünnungen werden für die BSB₅-Berechnung nicht verwendet.



Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach ÖNORM M 6277									
Verdünnungswasserherstellung und Auswertung nach ÖNORM M 6277									
Glucose - Standard									
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		Bedingungen			BSB ₅ -Wert in mg/l
				Anfang β_{Ai} in mg/l	Ende β_{Eij} in mg/l	$\beta_{Ai}/3$	$(\beta_{Ai}-\beta_{Ei})$	$2\beta_{Eij}/3$	
Verdünnungswasser	EG V1	0	0,00	7,82	7,69				
Analysenprobe	EG P1	10	0,01	7,81	5,56	2,60	2,25	3,71	212
Verdünnungswasser	EG V2	0	0,00	7,82	7,69				
Analysenprobe	EG P2	20	0,02	7,80	3,20	2,60	4,60	2,13	224

$$m = \frac{0}{1000} \text{ ml} \quad \text{BSB}_5 = 212 \text{ mg/l}$$

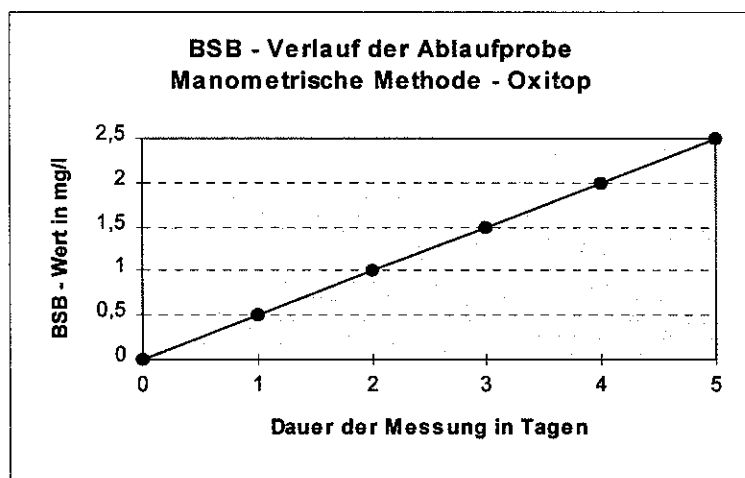
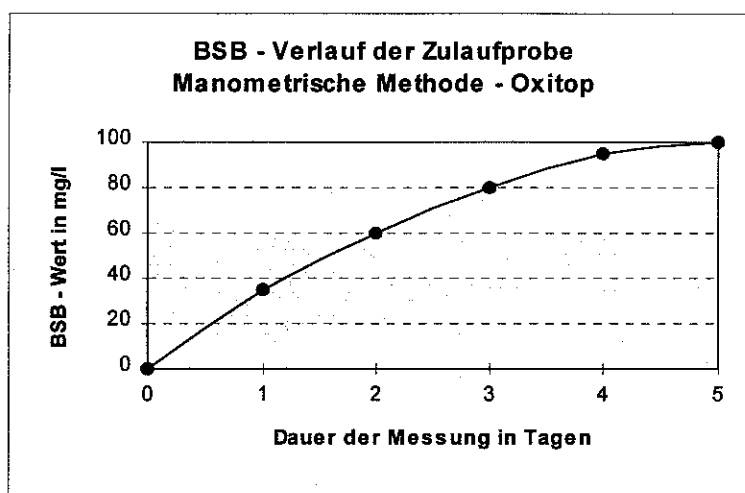
Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach ÖNORM M 6277									
Verdünnungswasserherstellung und Auswertung nach ÖNORM M 6277									
Vorklärbeckenablauf der Kläranlage Graz									
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		Bedingungen			BSB ₅ -Wert in mg/l
				Anfang β_{Ai} in mg/l	Ende β_{Eij} in mg/l	$\beta_{Ai}/3$	$(\beta_{Ai}-\beta_{Ei})$	$2\beta_{Eij}/3$	
Verdünnungswasser	EZ V1	0	0,00	7,82	7,52				
Analysenprobe	EZ P1	5	0,01	7,80	7,25	2,60	0,55	4,83	50
Verdünnungswasser	EZ V2	0	0,00	7,82	7,52				
Analysenprobe	EZ P2	10	0,01	7,77	6,89	2,59	0,88	4,59	58
Verdünnungswasser	EZ V3	0	0,00	7,82	7,52				
Analysenprobe	EZ P3	15	0,02	7,77	6,52	2,59	1,25	4,35	64
Verdünnungswasser	EZ V4	0	0,00	7,82	7,52				
Analysenprobe	EZ P4	20	0,02	7,76	6,06	2,59	1,70	4,04	70
Verdünnungswasser	EZ V5	0	0,00	7,82	7,52				
Analysenprobe	EZ P5	25	0,03	7,74	5,69	2,58	2,05	3,79	70

$$m = \frac{0}{1000} \text{ ml} \quad \text{BSB}_5 = 70 \text{ mg/l}$$

Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach ÖNORM M 6277									
Verdünnungswasserherstellung und Auswertung nach ÖNORM M 6277									
Ablauf der Versuchsanlage der Kläranlage Graz									
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		Bedingungen			BSB ₅ -Wert in mg/l
				Anfang β_{Ai} in mg/l	Ende β_{Eij} in mg/l	$\beta_{Ai}/3$	$(\beta_{Ai}-\beta_{Ei})$	$2\beta_{Eij}/3$	
Verdünnungswasser	EA V1	0	0,00	7,83	7,47				
Analysenprobe	EA P1	650	0,65	7,81	6,87	2,60	0,94	4,58	1,3
Verdünnungswasser	EA V2	0	0,00	7,83	7,47				
Analysenprobe	EA P2	700	0,70	7,87	6,79	2,62	1,08	4,53	1,4
Verdünnungswasser	EA V3	0	0,00	7,83	7,47				
Analysenprobe	EA P3	750	0,75	7,85	6,69	2,62	1,16	4,46	1,4
Verdünnungswasser	EA V4	0	0,00	7,83	7,47				
Analysenprobe	EA P4	1000	1,00	7,90	6,52	2,63	1,38	4,35	1,4

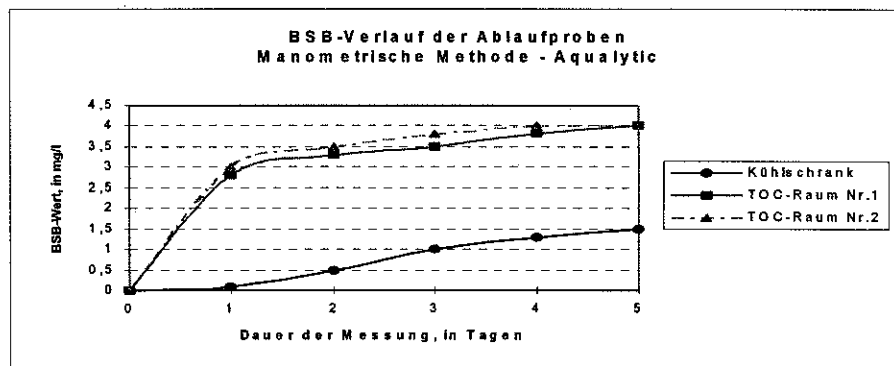
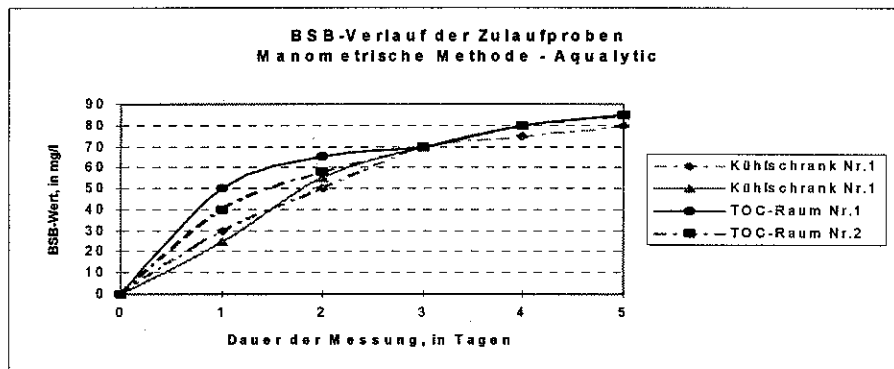
$$m = \frac{0}{1000} \text{ ml} \quad \text{BSB}_5 = 1,4 \text{ mg/l}$$

Bestimmung des BSB ₅ - Wertes Manometrische Methode - Oxitop									
Datum	Tag	Zulauf				Ablauf			
		Proben- volumen [ml]	abgelesener Wert	Faktor	BSB- Wert [mg/l]	Proben- volumen [ml]	abgelesener Wert	Faktor	BSB- Wert [mg/l]
15.11.	0	164	0	5	0	432	0	0,5	0
16.11.	1		7		35		1		0,5
17.11.	2		12		60		2		1
18.11.	3		16		80		3		1,5
19.11.	4		19		95		4		2
20.11.	5		20		100		5		2,5

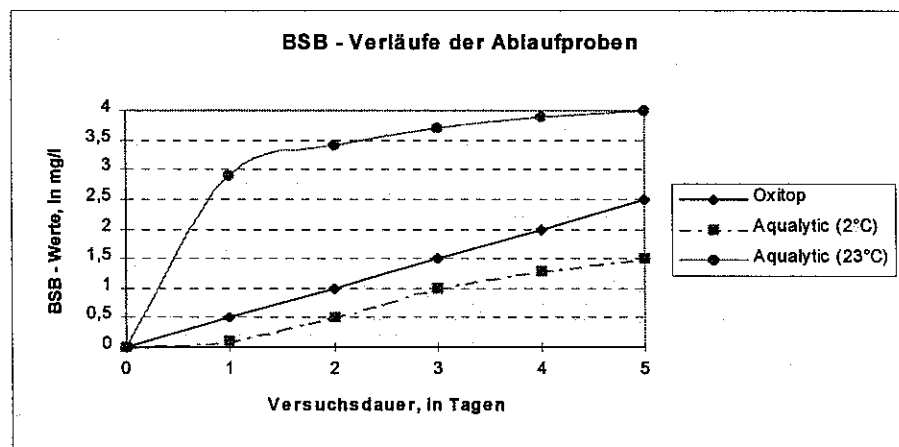
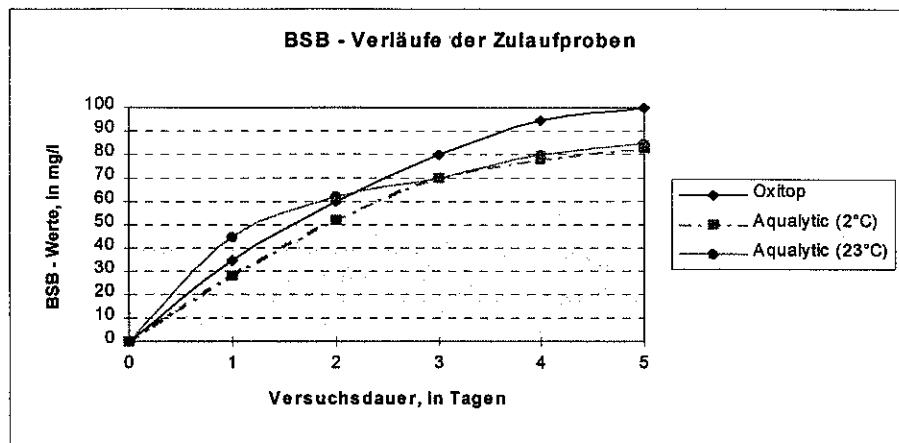


Bestimmung des BSB ₅ - Wertes													
Manometrische Methode - Aqualytic (Kühlschrank)													
Datum	Tag	Ablauf (1)				Zulauf (1)				Zulauf (2)			
		Proben- volumen [ml]	abgelesener Wert	Faktor	BSB- Wert [mg/l]	Proben- volumen [ml]	abgelesener Wert	Faktor	BSB- Wert [mg/l]	Proben- volumen [ml]	abgelesener Wert	Faktor	BSB- Wert [mg/l]
18.11.	0		0		0		0		0		0		0
19.11.	1		1		0,1		30		30		25		25
20.11.	2	428	5	0,1	0,5	157	50	1	50	157	55	1	55
21.11.	3		10		1		70		70		70		70
22.11.	4		13		1,3		75		75		80		80
23.11.	5		15		1,5		80		80		85		85

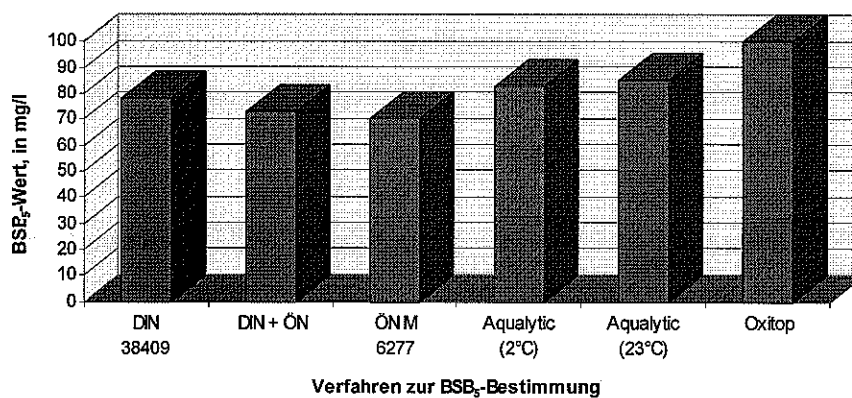
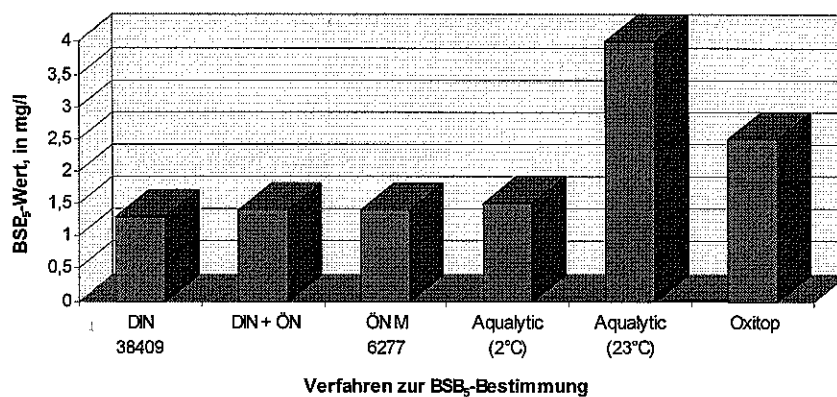
Bestimmung des BSB ₅ - Wertes																	
Manometrische Methode - Aqualytic (TOC-Raum)																	
Datum	Tag	Ablauf (1)				Ablauf (2)				Zulauf (1)				Zulauf (2)			
		Proben- volumen [ml]	abgelesener Wert	Faktor	BSB- Wert [mg/l]	Proben- volumen [ml]	abgelesener Wert	Faktor	BSB- Wert [mg/l]	Proben- volumen [ml]	abgelesener Wert	Faktor	BSB- Wert [mg/l]	Proben- volumen [ml]	abgelesener Wert	Faktor	BSB- Wert [mg/l]
18.11.	0	428	0	0,1	0	428	0	0,1	0	157	0	1	0	157	0	1	0
19.11.	1		28		2,8		30		3		50		50		40		40
20.11.	2		33		3,3		35		3,5		65		65		58		58
21.11.	3		35		3,5		38		3,8		70		70		70		70
22.11.	4		38		3,8		40		4		80		80		80		80
23.11.	5		40		4		40		4		85		85		85		85



Gegenüberstellung der Meßwerte der Manometrischen BSB - Bestimmungen							
Datum	Tag	Zulauf			Ablauf		
		Oxitop	Aqualytic 2 °C	Aqualytic 23 °C	Oxitop	Aqualytic 2 °C	Aqualytic 23 °C
18.11.	0	0	0	0	0	0	0
19.11.	1	35	28	45	0,5	0,1	2,9
20.11.	2	60	52	62	1	0,5	3,4
21.11.	3	80	70	70	1,5	1	3,7
22.11.	4	95	78	80	2	1,3	3,9
23.11.	5	100	83	85	2,5	1,5	4,0



Gegenüberstellung der Ergebnisse der BSB ₅ - Bestimmungen			
	Methode	Ablauf	Zulauf
DIN 38409	Bestimmung nach DIN 38409, Teil 51	1,3	78
DIN + ÖN	Bestimmung nach DIN 38409, Teil 51 Verdünnungswasser nach ÖNORM	1,4	73
ÖN M 6277	Bestimmung nach ÖNORM M 6277	1,4	70
Aqualytic (2°C)	Manometrische Methode - Aqualytic (Lagerung bei 2 °C)	1,5	83
Aqualytic (23°C)	Manometrische Methode - Aqualytic (Lagerung bei 23 °C)	4,0	85
Oxitop	Manometrische Methode - Oxitop	2,5	100

Gegenüberstellung der BSB₅-Werte der ZulaufprobenGegenüberstellung der BSB₅-Werte der Ablaufproben

BSB₅-Bestimmung vom 22. November 1996

Wasserbeschaffenheit:

pH-Wert Zulauf: 7,83

pH-Wert Ablauf: 7,53

Verdünnungsmethode nach DIN 38409, Teil 51

Es wurden 10 Liter Verdünnungswasser nach DIN angesetzt, wobei das Verdünnungswasser mit 5 ml/l abgesetztem Vorklärbeckenablauf der Kläranlage Graz angeimpft wurde.

Auswahl der Verdünnungen:

Zulaufproben: 5 Verdünnungen mit 10, 20, 30, 40, 50, ml/l.

Ablaufproben: 3 Verdünnungen mit 250, 500, 750 ml/l sowie ein unverdünnter Probenansatz.

Verdünnungsmethode nach DIN, Verdünnungswasserherstellung nach ÖNORM

Es wurden 10 Liter Verdünnungswasser nach ÖNORM angesetzt, wobei das Verdünnungswasser mit 5 ml/l abgesetztem Vorklärbeckenablauf der Kläranlage Graz angeimpft wurde.

Auswahl der Verdünnungen:

Zulaufproben: 5 Verdünnungen mit 10, 20, 30, 40, 50 ml/l.

Ablaufproben: 3 Verdünnungen mit 250, 500, 750 ml/l sowie ein unverdünnter Probenansatz.

Verdünnungsmethode nach ÖNORM M 6277

Für jene Verdünnungen, welche mit Verdünnungswasser laut ÖNORM angesetzt wurden, erfolgte auch eine Auswertung nach ÖNORM M 6277. Ein normgemäßes Ansetzen der Verdünnungen nach einer geometrischen Reihe ist bei diesem Versuchsdurchgang nicht erfolgt.

Manometrische Methode - OxiTop

Die pH-Werte von Zu- und Ablaufprobe wurden mit HCl auf pH 7,0 eingestellt.

Wahl des Probenvolumens:

Zulaufprobe: 250 ml

Ablaufprobe: 432 ml

Da nur 2 Oxitop-Meßköpfe zur Verfügung standen, war eine Doppelbestimmung leider nicht möglich!

Das Gerät wurde aufgrund eines Bedienungsfehlers nicht gestartet. Damit stehen für diesen Versuch keine Meßwerte zur Verfügung.

Manometrische Methode - Aqualytic

Die pH-Werte von Zu- und Ablaufprobe wurden mit HCl auf pH 7,0 eingestellt.

Wahl des Probenvolumens:

Zulaufprobe: 244 ml

Ablaufprobe: 428 ml

Die Zu- und Ablaufproben wurden dabei jeweils doppelt bestimmt!

Auswertung der Versuchsergebnisse

Im folgenden werden die Ergebnisse der einzelnen Untersuchungen tabellarisch ausgewertet und graphisch dargestellt. Den Abschluß eines jeden Versuchsdurchganges bildet jeweils eine Gegenüberstellung der verschiedenen Meßmethoden.

Zur Überprüfung der Gleichwertigkeit der beiden unterschiedlichen Verdünnungswässer, wurden parallel Verdünnungsproben mit den beiden Verdünnungswässern hergestellt und mit beiden eine Versuchsauswertung nach DIN durchgeführt.

Die BSB₅-Werte der Glucose-Glutamin-Standardlösungen zur Kontrolle des Verdünnungswassers nach DIN und nach ÖNORM lagen im geforderten Bereich zwischen 180 und 230 mg/l.

Aufgrund einer zu starken Abweichung von der Regressionsgeraden oder einer zu hohen Sauerstoffzehrung wurden folgende Verdünnungen von der statistischen Auswertung nach DIN ausgeschlossen:

Bestimmung nach DIN 38409, Teil 51:

Verdünnungswasser: DA V.1

Ablaufprobe: 2. Verdünnung, DA 2.1

Bestimmung nach DIN 38409, Verdünnungswasser nach ÖNORM M 6277:

Ablaufprobe: 3. Verdünnung, EA 3.2

4. Verdünnung, EA U.1

Bei der Bestimmung des BSB₅-Wertes nach ÖNORM M 6277 konnte bei den Verdünnungen der Ablaufproben die erforderliche Bedingung nicht eingehalten werden. Der angegebene BSB₅-Wert entspricht also eigentlich nicht den strengen ÖNORM-Kriterien und ist daher mit etwas Vorsicht zu betrachten.

Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach DIN 38409, Teil 51									
Verdünnungswasserherstellung nach DIN 38409, Teil 51									
Glucose - Standard									
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		quadr. Proben- anteil Φ_i^2	Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l	quadr. Sauer- stoffver- brauch S_{vij}^2	Produkt aus Probenanteil u. Sauerstoff- verbrauch $\Phi_i \cdot S_{vij}$
				Anfang	Ende				
Verdünnungswasser	DG V1	0	0,00	7,98	7,50	0,0000	0,5	0,23	0,000
Verdünnungswasser	DG V2	0	0,00	7,98	7,55	0,0000	0,4	0,18	0,000
1. Verdünnung	DG 1.1	10	0,01	7,99	5,56	0,0001	2,4	5,90	0,024
1. Verdünnung	DG 1.2	10	0,01	7,99	5,58	0,0001	2,4	5,81	0,024
2. Verdünnung	DG 2.1	20	0,02	7,98	3,56	0,0004	4,4	19,54	0,088
2. Verdünnung	DG 2.2	20	0,02	7,98	3,62	0,0004	4,4	19,01	0,087
3. Verdünnung	DG 3.1	30	0,03	7,99	1,52	0,0009	6,5	41,86	0,194
3. Verdünnung	DG 3.2	30	0,03	7,99	1,65	0,0009	6,3	40,20	0,190
Summen	8		0,12			0,0028	27,3	132,73	0,608

$$m = 0$$

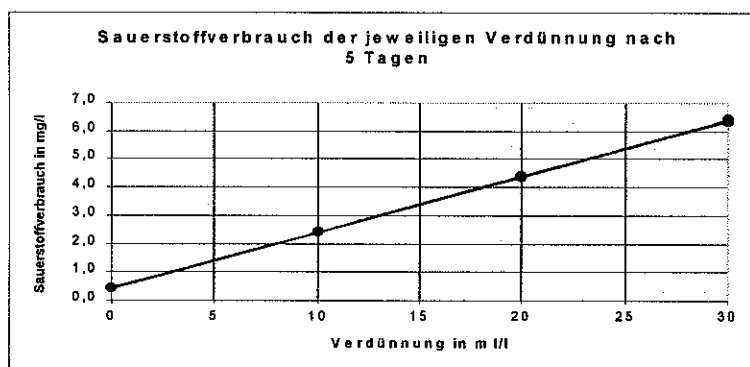
$$V_s = 1000 \text{ ml}$$

$$r = 0,99983$$

$$S_{V_{VR}} = 0,4445 \text{ mg/l}$$

$$BSB_5 = 199 \text{ mg/l}$$

Bestimmung der Sauerstoffzehrung					
Glucose - Standard					
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1l Ver- dünnung V_i in ml/l	Sauerstoff- konzentration		Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l
			Anfang	Ende	
Verdünnungswasser	DG V1	0	7,98	7,50	0,5
Verdünnungswasser	DG V2	0	7,98	7,55	0,4
1. Verdünnung	DG 1.1	10	7,99	5,56	2,4
1. Verdünnung	DG 1.2	10	7,99	5,58	2,4
2. Verdünnung	DG 2.1	20	7,98	3,56	4,4
2. Verdünnung	DG 2.2	20	7,98	3,62	4,4
3. Verdünnung	DG 3.1	30	7,99	1,52	6,5
3. Verdünnung	DG 3.2	30	7,99	1,65	6,3



Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach DIN 38409, Teil 51									
Verdünnungswasserherstellung nach DIN 38409, Teil 51									
Vorklärbeckenablauf der Kläranlage Graz									
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		quadr. Proben- anteil Φ_i^2	Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l	quadr. Sauer- stoffver- brauch S_{vij}^2	Produkt aus Probenanteil u. Sauerstoff- verbrauch $\Phi_i \cdot S_{vij}$
Verdünnungswasser	DZ V1	0	0,00	8,03	7,37	0,0000	0,7	0,44	0,000
Verdünnungswasser	DZ V2	0	0,00	8,03	7,45	0,0000	0,6	0,34	0,000
1. Verdünnung	DZ 1.1	10	0,01	8,00	6,97	0,0001	1,0	1,06	0,010
1. Verdünnung	DZ 1.2	10	0,01	8,00	7,02	0,0001	1,0	0,96	0,010
2. Verdünnung	DZ 2.1	20	0,02	7,99	6,42	0,0004	1,6	2,46	0,031
2. Verdünnung	DZ 2.2	20	0,02	7,99	6,56	0,0004	1,4	2,04	0,029
3. Verdünnung	DZ 3.1	30	0,03	8,01	5,91	0,0009	2,1	4,41	0,063
3. Verdünnung	DZ 3.2	30	0,03	8,01	6,00	0,0009	2,0	4,04	0,060
4. Verdünnung	DZ 4.1	40	0,04	7,98	5,43	0,0016	2,6	6,50	0,102
4. Verdünnung	DZ 4.2	40	0,04	7,98	5,43	0,0016	2,6	6,50	0,102
5. Verdünnung	DZ 5.1	50	0,05	8,00	4,84	0,0025	3,2	9,99	0,158
5. Verdünnung	DZ 5.2	50	0,05	8,00	4,88	0,0025	3,1	9,73	0,156
Summen	12		0,30			0,0110	21,7	48,48	0,721

$$m = 0$$

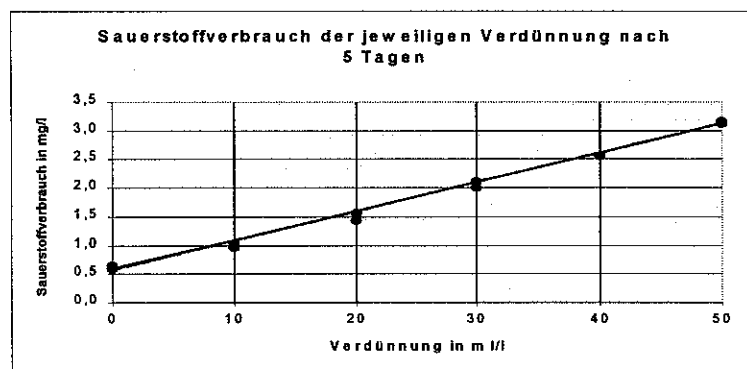
$$V_g = 1000 \text{ ml}$$

$$r = 0,99724$$

$$S_{vR} = 0,54095 \text{ mg/l}$$

$$BSB_5 = 51 \text{ mg/l}$$

Bestimmung der Sauerstoffzehrung					
Vorklärbeckenablauf					
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1l Ver- dünnung V_i in ml/l	Sauerstoff- konzentration		Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l
			Anfang β_{Ai} in mg/l	Ende β_{Eij} in mg/l	
Verdünnungswasser	DZ V1	0	8,03	7,37	0,7
Verdünnungswasser	DZ V2	0	8,03	7,45	0,6
1. Verdünnung	DZ 1.1	10	8,00	6,97	1,0
1. Verdünnung	DZ 1.2	10	8,00	7,02	1,0
2. Verdünnung	DZ 2.1	20	7,99	6,42	1,6
2. Verdünnung	DZ 2.2	20	7,99	6,56	1,4
3. Verdünnung	DZ 3.1	30	8,01	5,91	2,1
3. Verdünnung	DZ 3.2	30	8,01	6,00	2,0
4. Verdünnung	DZ 4.1	40	7,98	5,43	2,6
4. Verdünnung	DZ 4.2	40	7,98	5,43	2,6
5. Verdünnung	DZ 5.1	50	8,00	4,84	3,2
5. Verdünnung	DZ 5.2	50	8,00	4,88	3,1



Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach DIN 38409, Teil 51									
Verdünnungswasserherstellung nach DIN 38409, Teil 51									
Ablauf der Versuchsanlage der Kläranlage Graz									
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		quadr. Proben- anteil Φ_i^2	Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l	quadr. Sauer- stoffver- brauch S_{vij}^2	Produkt aus Probenanteil u. Sauerstoff- verbrauch $\Phi_i \cdot S_{vij}$
Verdünnungswasser	DA V2	0	0,00	8,11	7,39	0,0000	0,7	0,52	0,000
1. Verdünnung	DA 1.1	250	0,25	8,10	7,22	0,0625	0,9	0,77	0,220
1. Verdünnung	DA 1.2	250	0,25	8,10	7,25	0,0625	0,9	0,72	0,213
2. Verdünnung	DA 2.2	500	0,50	8,10	7,10	0,2500	1,0	1,00	0,500
3. Verdünnung	DA 3.1	750	0,75	8,10	6,97	0,5625	1,1	1,28	0,848
3. Verdünnung	DA 3.2	750	0,75	8,10	6,91	0,5625	1,2	1,42	0,893
4. Verdünnung	DA U.1	1000	1,00	7,92	6,65	1,0000	1,3	1,61	1,270
4. Verdünnung	DA U.2	1000	1,00	7,92	6,64	1,0000	1,3	1,64	1,280
Summen	8		4,50			3,5000	8,3	8,96	5,223

$$m = 0$$

$$V_g = 1000 \text{ ml}$$

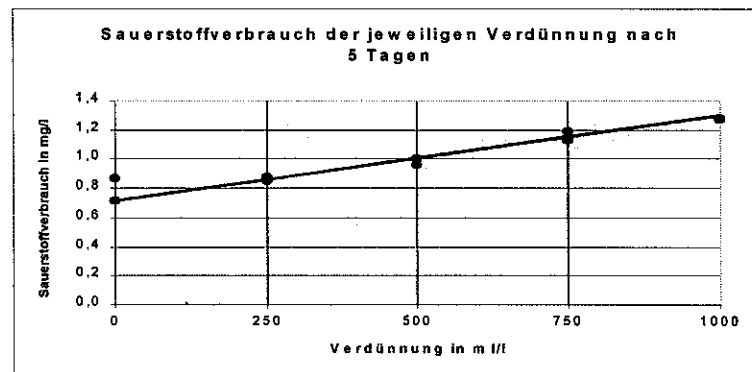
$$r = 0,9951$$

$$S_{VVR} = 0,725 \text{ mg/l}$$

$$BSB_5 = 1,3 \text{ mg/l}$$

Bestimmung der Sauerstoffzehrung					
Ablauf Versuchsanlage					
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Sauerstoff- konzentration		Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l
Verdünnungswasser	DA V1	0	8,11	7,24	0,9
Verdünnungswasser	DA V2	0	8,11	7,39	0,7
1. Verdünnung	DA 1.1	250	8,10	7,22	0,9
1. Verdünnung	DA 1.2	250	8,10	7,25	0,9
2. Verdünnung	DA 2.1	500	8,10	7,10	1,0
2. Verdünnung	DA 2.2	500	8,10	7,14	1,0
3. Verdünnung	DA 3.1	750	8,10	6,97	1,1
3. Verdünnung	DA 3.2	750	8,10	6,91	1,2
4. Verdünnung	DA U.1	1000	7,92	6,65	1,3
4. Verdünnung	DA U.2	1000	7,92	6,64	1,3

Grau schraffierte Verdünnungen werden für die BSB₅-Berechnung nicht verwendet.



Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach DIN 38409, Teil 51									
Verdünnungswasserherstellung nach ÖNORM M 6277									
Glucose - Standard									
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		quadr. Proben- anteil Φ_i^2	Sauer- stoffver- brauch Sv_{ij} in mg/l	quadr. Sauer- stoffver- brauch Sv_{ij}^2	Produkt aus Probenanteil u. Sauerstoff- verbrauch $\Phi_i \cdot Sv_{ij}$
Verdünnungswasser	EG V1	0	0,00	β_{Ai} in mg/l	β_{Eij} in mg/l				
Verdünnungswasser	EG V2	0	0,00	7,91	7,64	0,0000	0,3	0,07	0,000
1. Verdünnung	EG 1.1	10	0,01	7,91	5,53	0,0001	2,4	5,66	0,024
1. Verdünnung	EG 1.2	10	0,01	7,91	5,59	0,0001	2,3	5,38	0,023
2. Verdünnung	EG 2.1	20	0,02	7,88	3,55	0,0004	4,3	18,75	0,087
2. Verdünnung	EG 2.2	20	0,02	7,88	3,57	0,0004	4,3	18,58	0,086
3. Verdünnung	EG 3.1	30	0,03	7,91	1,46	0,0009	6,5	41,60	0,194
3. Verdünnung	EG 3.2	30	0,03	7,91	1,42	0,0009	6,5	42,12	0,195
Summen	8		0,12			0,0028	26,8	132,22	0,608

$$m = 0$$

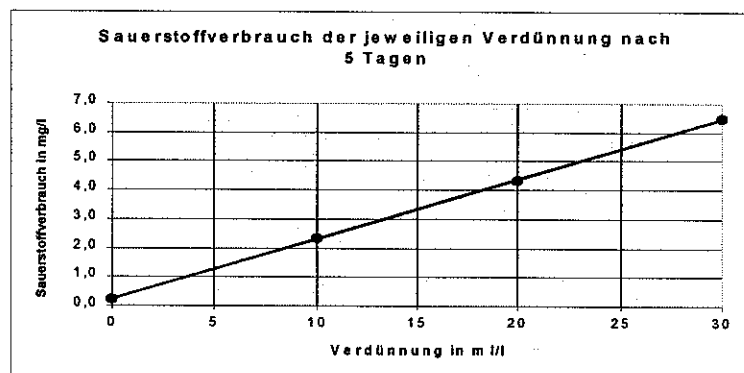
$$V_g = 1000 \text{ ml}$$

$$r = 0,99983$$

$$Sv_{VR} = 0,253 \text{ mg/l}$$

$$BSB_5 = 207 \text{ mg/l}$$

Bestimmung der Sauerstoffzehrung					
Glucose - Standard					
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1l Ver- dünnung V_i in ml/l	Sauerstoff- konzentration		Sauer- stoffver- brauch Sv_{ij} in mg/l
			β_{Ai} in mg/l	β_{Eij} in mg/l	
Verdünnungswasser	EG V1	0	7,91	7,64	0,3
Verdünnungswasser	EG V2	0	7,91	7,68	0,2
1. Verdünnung	EG 1.1	10	7,91	5,53	2,4
1. Verdünnung	EG 1.2	10	7,91	5,59	2,3
2. Verdünnung	EG 2.1	20	7,88	3,55	4,3
2. Verdünnung	EG 2.2	20	7,88	3,57	4,3
3. Verdünnung	EG 3.1	30	7,91	1,46	6,5
3. Verdünnung	EG 3.2	30	7,91	1,42	6,5



Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach DIN 38409, Teil 51									
Verdünnungswasserherstellung nach ÖNORM M 6277									
Vorklärbeckenablauf der Kläranlage Graz									
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration Anfang Ende β_{Ai} β_{Eij} in mg/l in mg/l		quadr. Proben- anteil Φ_i^2	Sauer- stoffver- brauch Sv_{ij} in mg/l	quadr. Sauer- stoffver- brauch Sv_{ij}^2	Produkt aus Probenanteil u. Sauerstoff- verbrauch $\Phi_i \cdot Sv_{ij}$
Verdünnungswasser	EZ V1	0	0,00	7,89	7,53	0,0000	0,4	0,13	0,000
Verdünnungswasser	EZ V2	0	0,00	7,89	7,63	0,0000	0,3	0,07	0,000
1. Verdünnung	EZ 1.1	10	0,01	7,85	7,11	0,0001	0,7	0,55	0,007
1. Verdünnung	EZ 1.2	10	0,01	7,85	7,17	0,0001	0,7	0,46	0,007
2. Verdünnung	EZ 2.1	20	0,02	7,85	6,65	0,0004	1,2	1,44	0,024
2. Verdünnung	EZ 2.2	20	0,02	7,85	6,71	0,0004	1,1	1,30	0,023
3. Verdünnung	EZ 3.1	30	0,03	7,82	6,06	0,0009	1,8	3,10	0,053
3. Verdünnung	EZ 3.2	30	0,03	7,82	6,17	0,0009	1,7	2,72	0,050
4. Verdünnung	EZ 4.1	40	0,04	7,82	5,55	0,0016	2,3	5,15	0,091
4. Verdünnung	EZ 4.2	40	0,04	7,82	5,62	0,0016	2,2	4,84	0,088
5. Verdünnung	EZ 5.1	50	0,05	7,82	4,97	0,0025	2,9	8,12	0,143
5. Verdünnung	EZ 5.2	50	0,05	7,82	4,84	0,0025	3,0	8,88	0,149
Summen	12		0,30			0,0110	18,1	36,76	0,634

$$m = 0$$

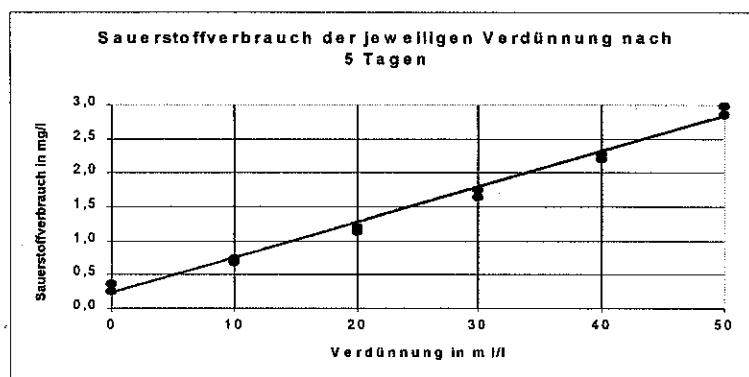
$$V_g = 1000 \text{ ml}$$

$$r = 0,99496$$

$$Sv_{VR} = 0,21214 \text{ mg/l}$$

$$BSB_5 = 52 \text{ mg/l}$$

Bestimmung der Sauerstoffzehrung					
Vorklärbeckenablauf					
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Sauerstoff- konzentration Anfang Ende β_{Ai} β_{Eij} in mg/l in mg/l		Sauer- stoffver- brauch Sv_{ij} in mg/l
Verdünnungswasser	EZ V1	0	7,89	7,53	0,4
Verdünnungswasser	EZ V2	0	7,89	7,63	0,3
1. Verdünnung	EZ 1.1	10	7,85	7,11	0,7
1. Verdünnung	EZ 1.2	10	7,85	7,17	0,7
2. Verdünnung	EZ 2.1	20	7,85	6,65	1,2
2. Verdünnung	EZ 2.2	20	7,85	6,71	1,1
3. Verdünnung	EZ 3.1	30	7,82	6,06	1,8
3. Verdünnung	EZ 3.2	30	7,82	6,17	1,7
4. Verdünnung	EZ 4.1	40	7,82	5,55	2,3
4. Verdünnung	EZ 4.2	40	7,82	5,62	2,2
5. Verdünnung	EZ 5.1	50	7,82	4,97	2,9
5. Verdünnung	EZ 5.2	50	7,82	4,84	3,0



Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach DIN 38409, Teil 51									
Verdünnungswasserherstellung nach ÖNORM M 6277									
Ablauf der Versuchsanlage der Kläranlage Graz									
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		quadr. Proben- anteil Φ_i^2	Sauer- stoffver- brauch Sv_{ij} in mg/l	quadr. Sauer- stoffver- brauch Sv_{ij}^2	Produkt aus Probenanteil u. Sauerstoff- verbrauch $\Phi_i \cdot Sv_{ij}$
Verdünnungswasser	EA V1	0	0,00	7,89	7,64	0,0000	0,3	0,06	0,000
Verdünnungswasser	EA V2	0	0,00	7,89	7,68	0,0000	0,2	0,04	0,000
1. Verdünnung	EA 1.1	250	0,25	8,02	7,59	0,0625	0,4	0,18	0,108
1. Verdünnung	EA 1.2	250	0,25	8,02	7,62	0,0625	0,4	0,16	0,100
2. Verdünnung	EA 2.1	500	0,50	8,14	7,56	0,2500	0,6	0,34	0,290
2. Verdünnung	EA 2.2	500	0,50	8,14	7,53	0,2500	0,6	0,37	0,305
3. Verdünnung	EA 3.1	750	0,75	8,39	7,50	0,5625	0,9	0,79	0,668
4. Verdünnung	EA U.2	1000	1,00	8,48	7,39	1,0000	1,1	1,19	1,090
Summen	8		3,25			2,1875	4,5	3,14	2,560

$$m = 0$$

$$V_g = 1000 \text{ ml}$$

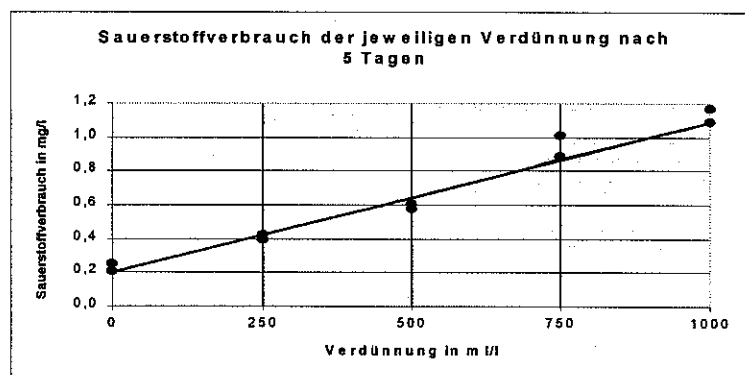
$$r = 0,9936$$

$$Sv_{VR} = 0,20703 \text{ mg/l}$$

$$BSB_5 = 1,1 \text{ mg/l}$$

Bestimmung der Sauerstoffzehrung					
Ablauf Versuchsanlage					
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1l Ver- dünnung V_i in ml/l	Sauerstoff- konzentration		Sauer- stoffver- brauch Sv_{ij} in mg/l
Verdünnungswasser	EA V1	0	7,89	7,64	0,3
Verdünnungswasser	EA V2	0	7,89	7,68	0,2
1. Verdünnung	EA 1.1	250	8,02	7,59	0,4
1. Verdünnung	EA 1.2	250	8,02	7,62	0,4
2. Verdünnung	EA 2.1	500	8,14	7,56	0,6
2. Verdünnung	EA 2.2	500	8,14	7,53	0,6
3. Verdünnung	EA 3.1	750	8,39	7,50	0,9
3. Verdünnung	EA 3.2	750	8,39	7,38	1,0
4. Verdünnung	EA U.1	1000	8,48	7,31	1,2
4. Verdünnung	EA U.2	1000	8,48	7,39	1,1

Grau schraffierte Verdünnungen werden für die BSB₅-Berechnung nicht verwendet.



Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach ÖNORM M 6277										
Verdünnungswasserherstellung und Auswertung nach ÖNORM M 6277										
Glucose - Standard										
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		Bedingungen			Bedingungen erfüllt	BSB ₅ -Wert
				β_{Ai} in mg/l	β_{Eij} in mg/l	$\beta_{Ai}/3$	$(\beta_{Ai}-\beta_{Ei})$	$2\beta_{Eij}/3$	ja/nein	in mg/l
Verdünnungswasser	EG V1	0	0,00	7,91	7,64					
Analysenprobe	EG P1	10	0,01	7,91	5,53	2,64	2,38	3,69		211
Verdünnungswasser	EG V2	0	0,00	7,91	7,64					
Analysenprobe	EG P2	20	0,02	7,88	3,55	2,63	4,33	2,37	nein	203

$$m = 0 \quad \text{BSB}_5 = 211 \text{ mg/l}$$

$$V_g = 1000 \text{ ml}$$

Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach ÖNORM M 6277										
Verdünnungswasserherstellung und Auswertung nach ÖNORM M 6277										
Vorklärbeckenablauf der Kläranlage Graz										
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		Bedingungen			Bedingungen erfüllt	BSB ₅ -Wert
				β_{Ai} in mg/l	β_{Eij} in mg/l	$\beta_{Ai}/3$	$(\beta_{Ai}-\beta_{Ei})$	$2\beta_{Eij}/3$	ja/nein	in mg/l
Verdünnungswasser	EZ V1	0	0,00	7,89	7,53					
Analysenprobe	EZ P1	10	0,01	7,85	7,11	2,62	0,74	4,74	nein	38
Verdünnungswasser	EZ V2	0	0,00	7,89	7,53					
Analysenprobe	EZ P2	20	0,02	7,85	6,65	2,62	1,20	4,43	nein	42
Verdünnungswasser	EZ V3	0	0,00	7,89	7,53					
Analysenprobe	EZ P3	30	0,03	7,82	6,06	2,61	1,76	4,04	nein	47
Verdünnungswasser	EZ V4	0	0,00	7,89	7,53					
Analysenprobe	EZ P4	40	0,04	7,82	5,55	2,61	2,27	3,70	nein	48
Verdünnungswasser	EZ V5	0	0,00	7,89	7,53					
Analysenprobe	EZ P5	50	0,05	7,82	4,84	2,61	2,98	3,23	ja	53

$$m = 0 \quad \text{BSB}_5 = 53 \text{ mg/l}$$

$$V_g = 1000 \text{ ml}$$

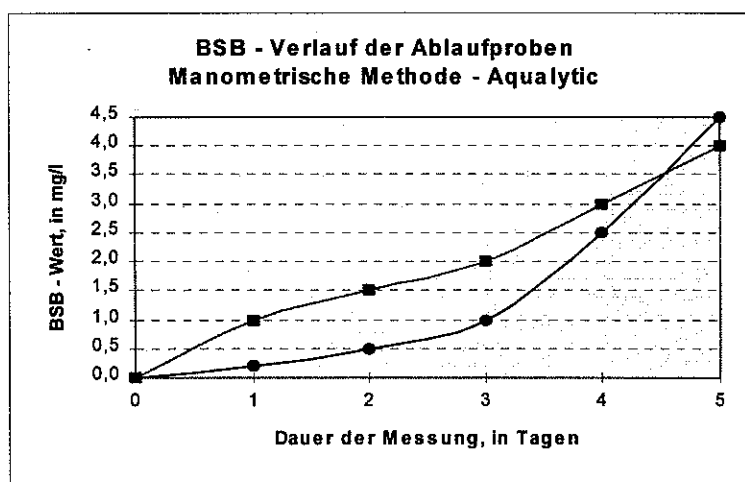
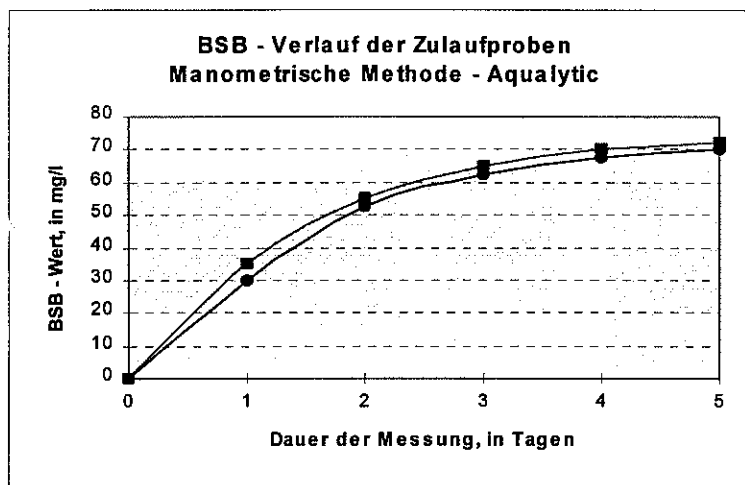
Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach ÖNORM M 6277										
Verdünnungswasserherstellung und Auswertung nach ÖNORM M 6277										
Ablauf der Versuchsanlage der Kläranlage Graz										
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		Bedingungen			Bedingungen erfüllt	BSB ₅ -Wert
				β_{Ai} in mg/l	β_{Eij} in mg/l	$\beta_{Ai}/3$	$(\beta_{Ai}-\beta_{Ei})$	$2\beta_{Eij}/3$	ja/nein	in mg/l
Verdünnungswasser	EA V1	0	0,00	7,89	7,64					
Analysenprobe	EA P1	250	0,25	8,02	7,59	2,67	0,43	5,06	nein	1,0
Verdünnungswasser	EA V2	0	0,00	7,89	7,64					
Analysenprobe	EA P2	500	0,50	8,14	7,53	2,71	0,61	5,02	nein	1,0
Verdünnungswasser	EA V3	0	0,00	7,89	7,64					
Analysenprobe	EA P3	750	0,75	8,39	7,38	2,80	1,01	4,92	nein	1,3
Verdünnungswasser	EA V4	0	0,00	7,89	7,64					
Analysenprobe	EA P4	1000	1,00	8,48	7,31	2,83	1,17	4,87	nein	1,2

$$m = 0 \quad \text{BSB}_5 = 1,2 \text{ mg/l}$$

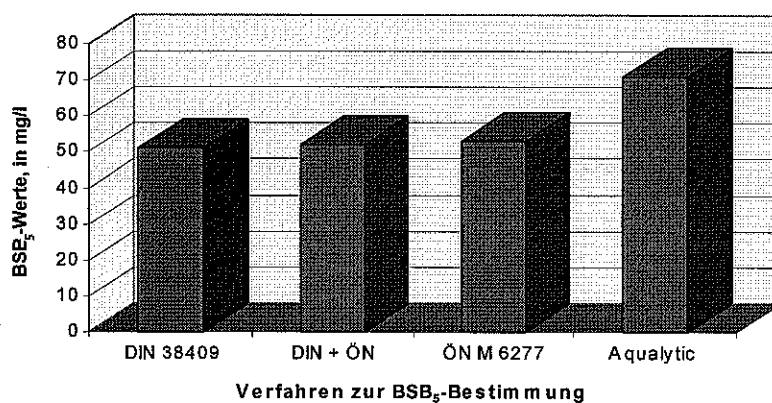
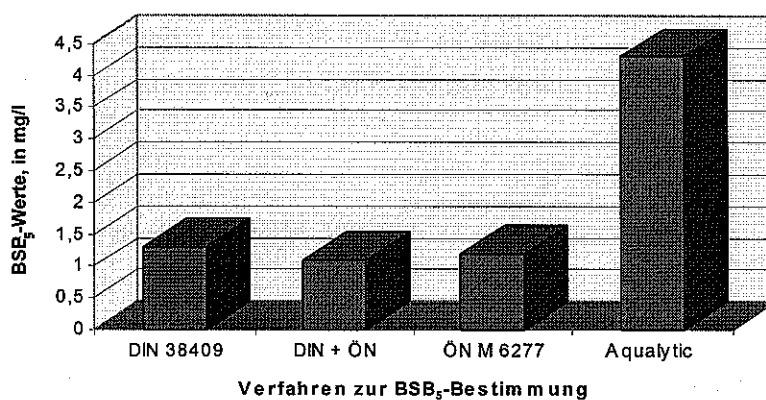
$$V_g = 1000 \text{ ml}$$

Bedingung nicht erfüllt,
keine BSB-Berechnung erlaubt!

Bestimmung des BSB ₅ - Wertes des Zulaufes									Bestimmung des BSB ₅ - Wertes des Ablaufes										
Manometrische Methode - Aqualytic									Manometrische Methode - Aqualytic										
Datum	Tag	Zulauf (1)				Zulauf (2)				Datum	Tag	Ablauf (1)				Ablauf (2)			
		Proben- volumen [ml]	abgelesener Wert	Faktor	BSB- Wert [mg/l]	Proben- volumen [ml]	abgelesener Wert	Faktor	BSB- Wert [mg/l]			Proben- volumen [ml]	abgelesener Wert	Faktor	BSB- Wert [mg/l]	Proben- volumen [ml]	abgelesener Wert	Faktor	BSB- Wert [mg/l]
22.11.	0	224	0	0,5	0	224	0	0,5	0	22.11.	0	428	0	0,1	0	428	0	0,1	0
23.11.	1		60		30		70		35	23.11.	1		2		0,2		10		1
24.11.	2		105		52,5		110		55	24.11.	2		5		0,5		15		1,5
25.11.	3		125		62,5		130		65	25.11.	3		10		1		20		2
26.11.	4		135		67,5		140		70	26.11.	4		25		2,5		30		3
27.11.	5		140		70		145		72,5	27.11.	5		45		4,5		40		4



Gegenüberstellung der Ergebnisse der BSB ₅ - Bestimmungen			
	Methode	Ablauf	Zulauf
DIN 38409	Bestimmung nach DIN 38409, Teil 51	1,3	51
DIN + ÖN	Bestimmung nach DIN 38409, Teil 51 Verdünnungswasser nach ÖNORM	1,1	52
ÖN M 6277	Bestimmung nach ÖNORM M 6277	1,2	53
Aqualytic	Manometrische Methode - Aqualytic	4,3	71

Gegenüberstellung der BSB₅-Werte der ZulaufprobenGegenüberstellung der BSB₅-Werte der Ablaufproben

BSB₅-Bestimmung vom 29. November 1996

Wasserbeschaffenheit:

pH-Wert Zulauf: 7,93

pH-Wert Ablauf: 7,46

Verdünnungsmethode nach DIN 38409, Teil 51

Es wurden 14 Liter Verdünnungswasser nach DIN angesetzt, wobei das Verdünnungswasser mit 10 ml/l abgesetztem Vorklärbeckenablauf der Kläranlage Graz angeimpft wurde.

Auswahl der Verdünnungen:

Zulaufproben: 5 Verdünnungen mit 5, 10, 15, 20, 25 ml/l.

Ablaufproben: 3 Verdünnungen mit 250, 500, 750 ml/l sowie ein unverdünnter Probenansatz.

Verdünnungsmethode nach DIN, Verdünnungswasserherstellung nach ÖNORM

Es wurden 14 Liter Verdünnungswasser nach ÖNORM angesetzt, wobei das Verdünnungswasser mit 7,1 ml/l abgesetztem Vorklärbeckenablauf der Kläranlage Graz angeimpft wurde.

Auswahl der Verdünnungen:

Zulaufproben: 5 Verdünnungen mit 5, 10, 15, 20, 25 ml/l.

Ablaufproben: 3 Verdünnungen mit 250, 500, 750 ml/l sowie ein unverdünnter Probenansatz.

Verdünnungsmethode nach ÖNORM M 6277

Für jene Verdünnungen, welche mit Verdünnungswasser laut ÖNORM angesetzt wurden, erfolgte auch eine Auswertung nach ÖNORM M 6277. Ein normgemäßes Ansetzen der Verdünnungen nach einer geometrischen Reihe ist bei diesem Versuchsvorgang nicht erfolgt.

Manometrische Methode - OxiTop

Die pH-Werte von Zu- und Ablaufprobe wurden mit HCl auf pH 7,0 eingestellt.

Wahl des Probenvolumens:

Zulaufprobe: 164 ml

Ablaufprobe: 432 ml

Da nur 2 Oxitop-Meßköpfe zur Verfügung standen, war eine Doppelbestimmung leider nicht möglich!

Manometrische Methode - Aqualytic

Die pH-Werte von Zu- und Ablaufprobe wurden mit HCl auf pH 7,0 eingestellt.

Wahl des Probenvolumens:

Zulaufprobe: 157 ml

Ablaufprobe: 428 ml

Die Zu- und Ablaufproben wurden dabei jeweils doppelt bestimmt!

Auswertung der Versuchsergebnisse

Im folgenden werden die Ergebnisse der einzelnen Untersuchungen tabellarisch ausgewertet und graphisch dargestellt. Den Abschluß eines jeden Versuchsdurchganges bildet jeweils eine Gegenüberstellung der verschiedenen Meßmethoden.

Zur Überprüfung der Gleichwertigkeit der beiden unterschiedlichen Verdünnungswässer, wurden parallel Verdünnungsproben mit den beiden Verdünnungswässern hergestellt und mit beiden eine Versuchsauswertung nach DIN durchgeführt.

Die BSB₅-Werte der Glucose-Glutamin-Standardlösungen zur Kontrolle des Verdünnungswassers nach DIN und nach ÖNORM lagen im geforderten Bereich zwischen 180 und 230 mg/l.

Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach DIN 38409, Teil 51									
Verdünnungswasserherstellung nach DIN 38409, Teil 51									
Glucose - Standard									
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		quadr. Proben- anteil Φ_i^2	Sauer- stoffver- brauch Sv_{ij} in mg/l	quadr. Sauer- stoffver- brauch Sv_{ij}^2	Produkt aus Probenanteil u. Sauerstoff- verbrauch $\Phi_i \cdot Sv_{ij}$
				Anfang β_{Ai} in mg/l	Ende β_{Eij} in mg/l				
Verdünnungswasser	DG V1	0	0,00	7,82	6,70	0,0000	1,1	1,25	0,000
Verdünnungswasser	DG V2	0	0,00	7,82	6,70	0,0000	1,1	1,25	0,000
1. Verdünnung	DG 1.1	10	0,01	7,94	5,35	0,0001	2,6	6,71	0,026
1. Verdünnung	DG 1.2	10	0,01	7,94	5,32	0,0001	2,6	6,86	0,026
2. Verdünnung	DG 2.1	20	0,02	7,91	3,27	0,0004	4,6	21,53	0,093
2. Verdünnung	DG 2.2	20	0,02	7,91	3,30	0,0004	4,6	21,25	0,092
3. Verdünnung	DG 3.1	30	0,03	7,85	1,30	0,0009	6,6	42,90	0,197
3. Verdünnung	DG 3.2	30	0,03	7,85	1,30	0,0009	6,6	42,90	0,197
Summen	8		0,12			0,0028	29,8	144,67	0,630

$$m = 0$$

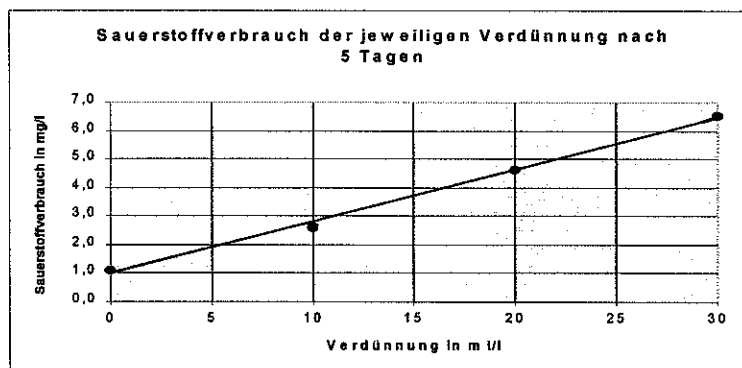
$$V_s = 1000 \text{ ml}$$

$$r = 0,99796$$

$$Sv_{VR} = 0,9785 \text{ mg/l}$$

$$BSB_5 = 184 \text{ mg/l}$$

Bestimmung der Sauerstoffzehrung					
Glucose - Standard					
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Sauerstoff- konzentration		Sauer- stoffver- brauch Sv_{ij} in mg/l
			Anfang β_{Ai} in mg/l	Ende β_{Eij} in mg/l	
Verdünnungswasser	DG V1	0	7,82	6,70	1,1
Verdünnungswasser	DG V2	0	7,82	6,70	1,1
1. Verdünnung	DG 1.1	10	7,94	5,35	2,6
1. Verdünnung	DG 1.2	10	7,94	5,32	2,6
2. Verdünnung	DG 2.1	20	7,91	3,27	4,6
2. Verdünnung	DG 2.2	20	7,91	3,30	4,6
3. Verdünnung	DG 3.1	30	7,85	1,30	6,6
3. Verdünnung	DG 3.2	30	7,85	1,30	6,6



Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach DIN 38409, Teil 51									
Verdünnungswasserherstellung nach DIN 38409, Teil 51									
Vorklärbeckenablauf der Kläranlage Graz									
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1 l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		quadr. Proben- anteil Φ_i^2	Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l	quadr. Sauer- stoffver- brauch S_{vij}^2	Produkt aus Probenanteil u. Sauerstoff- verbrauch $\Phi_i \cdot S_{vij}$
Verdünnungswasser	DZ V1	0	0,00	β_{Ai} in mg/l	β_{Eij} in mg/l				
Verdünnungswasser	DZ V2	0	0,00	7,91	6,76	0,0000	1,2	1,32	0,000
1. Verdünnung	DZ 1.1	5	0,01	7,88	5,77	0,0000	1,1	1,14	0,000
1. Verdünnung	DZ 1.2	5	0,01	7,88	5,91	0,0000	2,1	4,45	0,011
2. Verdünnung	DZ 2.1	10	0,01	7,85	4,64	0,0001	2,0	3,88	0,010
2. Verdünnung	DZ 2.2	10	0,01	7,85	4,73	0,0001	3,2	10,30	0,032
3. Verdünnung	DZ 3.1	15	0,02	7,85	3,52	0,0002	3,1	9,73	0,031
3. Verdünnung	DZ 3.2	15	0,02	7,85	3,50	0,0002	4,3	18,75	0,065
4. Verdünnung	DZ 4.1	20	0,02	7,87	2,41	0,0004	4,4	18,92	0,065
4. Verdünnung	DZ 4.2	20	0,02	7,87	2,32	0,0004	5,5	29,81	0,109
5. Verdünnung	DZ 5.1	25	0,03	7,85	1,05	0,0006	5,6	30,80	0,111
5. Verdünnung	DZ 5.2	25	0,03	7,85	1,03	0,0006	6,8	46,24	0,170
Summen	12		0,15			0,0028	6,8	46,51	0,171
							45,9	221,88	0,775

$$m = 0$$

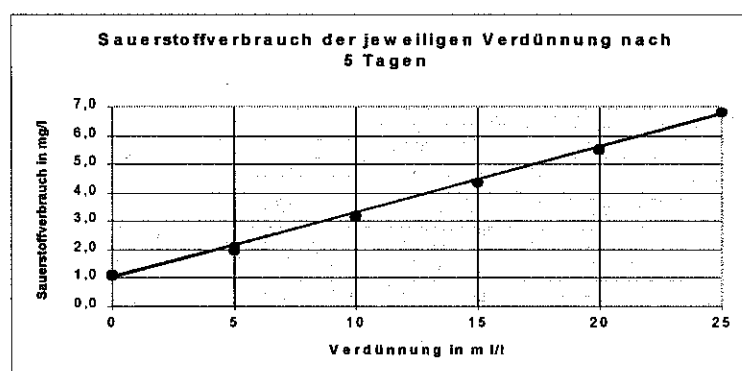
$$V_B = 1000 \text{ ml}$$

$$r = 0,9986$$

$$S_{VBR} = 0,96619 \text{ mg/l}$$

$$BSB_5 = 230 \text{ mg/l}$$

Bestimmung der Sauerstoffzehrung					
Vorklärbeckenablauf					
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1 l Ver- dünnung V_i in ml/l	Sauerstoff- konzentration		Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l
			β_{Ai} in mg/l	β_{Eij} in mg/l	
Verdünnungswasser	DZ V1	0	7,91	6,76	1,2
Verdünnungswasser	DZ V2	0	7,91	6,84	1,1
1. Verdünnung	DZ 1.1	5	7,88	5,77	2,1
1. Verdünnung	DZ 1.2	5	7,88	5,91	2,0
2. Verdünnung	DZ 2.1	10	7,85	4,64	3,2
2. Verdünnung	DZ 2.2	10	7,85	4,73	3,1
3. Verdünnung	DZ 3.1	15	7,85	3,52	4,3
3. Verdünnung	DZ 3.2	15	7,85	3,50	4,4
4. Verdünnung	DZ 4.1	20	7,87	2,41	5,5
4. Verdünnung	DZ 4.2	20	7,87	2,32	5,6
5. Verdünnung	DZ 5.1	25	7,85	1,05	6,8
5. Verdünnung	DZ 5.2	25	7,85	1,03	6,8



Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach DIN 38409, Teil 51									
Verdünnungswasserherstellung nach DIN 38409, Teil 51									
Ablauf der Versuchsanlage der Kläranlage Graz									
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		quadr. Proben- anteil Φ_i^2	Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l	quadr. Sauer- stoffver- brauch S_{vij}^2	Produkt aus Probenanteil u. Sauerstoff- verbrauch $\Phi_i \cdot S_{vij}$
				Anfang β_{Ai} in mg/l	Ende β_{Eij} in mg/l				
Verdünnungswasser	DA V1	0	0,00	8,09	7,17	0,0000	0,9	0,85	0,000
Verdünnungswasser	DA V2	0	0,00	8,09	7,34	0,0000	0,8	0,56	0,000
1. Verdünnung	DA 1.1	250	0,25	8,14	5,72	0,0625	2,4	5,86	0,605
1. Verdünnung	DA 1.2	250	0,25	8,14	5,85	0,0625	2,3	5,24	0,573
2. Verdünnung	DA 2.1	500	0,50	8,21	4,17	0,2500	4,0	16,32	2,020
2. Verdünnung	DA 2.2	500	0,50	8,21	4,17	0,2500	4,0	16,32	2,020
3. Verdünnung	DA 3.1	750	0,75	8,33	2,43	0,5625	5,9	34,81	4,425
3. Verdünnung	DA 3.2	750	0,75	8,33	2,48	0,5625	5,9	34,22	4,388
4. Verdünnung	DA U.1	1000	1,00	8,51	1,08	1,0000	7,4	55,20	7,430
4. Verdünnung	DA U.2	1000	1,00	8,51	1,08	1,0000	7,4	55,20	7,430
Summen	10		5,00			3,7500	41,1	224,59	28,890

$$m = 0$$

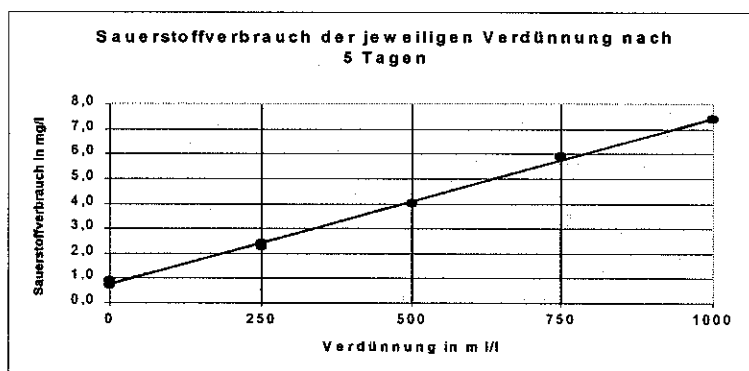
$$V_R = 1000 \text{ ml}$$

$$r = 0,99932$$

$$S_{VVR} = 0,765 \text{ mg/l}$$

$$BSB_5 = 7,4 \text{ mg/l}$$

Bestimmung der Sauerstoffzehrung					
Ablauf Versuchsanlage					
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Sauerstoff- konzentration		Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l
			Anfang β_{Ai} in mg/l	Ende β_{Eij} in mg/l	
Verdünnungswasser	DA V1	0	8,09	7,17	0,9
Verdünnungswasser	DA V2	0	8,09	7,34	0,8
1. Verdünnung	DA 1.1	250	8,14	5,72	2,4
1. Verdünnung	DA 1.2	250	8,14	5,85	2,3
2. Verdünnung	DA 2.1	500	8,21	4,17	4,0
2. Verdünnung	DA 2.2	500	8,21	4,17	4,0
3. Verdünnung	DA 3.1	750	8,33	2,43	5,9
3. Verdünnung	DA 3.2	750	8,33	2,48	5,9
4. Verdünnung	DA U.1	1000	8,51	1,08	7,4
4. Verdünnung	DA U.2	1000	8,51	1,08	7,4



Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach DIN 38409, Teil 51									
Verdünnungswasserherstellung nach ÖNORM M 6277									
Glucose - Standard									
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration Anfang Ende β_{Ai} β_{Eij} in mg/l in mg/l		quadr. Proben- anteil Φ_i^2	Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l	quadr. Sauer- stoffver- brauch S_{vij}^2	Produkt aus Probenanteil u. Sauerstoff- verbrauch $\Phi_i \cdot S_{vij}$
Verdünnungswasser	EG V1	0	0,00	7,74	6,69	0,0000	1,1	1,10	0,000
Verdünnungswasser	EG V2	0	0,00	7,74	6,85	0,0000	0,9	0,79	0,000
1. Verdünnung	EG 1.1	10	0,01	7,74	4,96	0,0001	2,8	7,73	0,028
1. Verdünnung	EG 1.2	10	0,01	7,74	4,98	0,0001	2,8	7,62	0,028
2. Verdünnung	EG 2.1	20	0,02	7,74	3,00	0,0004	4,7	22,47	0,095
2. Verdünnung	EG 2.2	20	0,02	7,74	3,08	0,0004	4,7	21,72	0,093
3. Verdünnung	EG 3.1	30	0,03	7,75	1,21	0,0009	6,5	42,77	0,196
3. Verdünnung	EG 3.2	30	0,03	7,75	1,28	0,0009	6,5	41,86	0,194
Summen	8		0,12			0,0028	29,9	146,06	0,634

$$m = 0$$

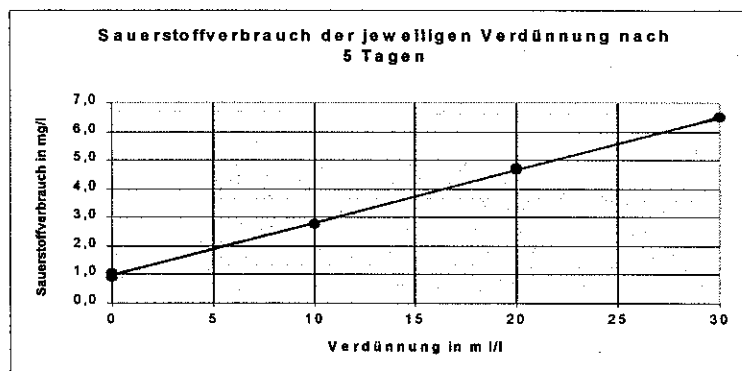
$$V_g = 1000 \text{ ml}$$

$$r = 0,99963$$

$$S_{V_{VR}} = 0,956 \text{ mg/l}$$

$$BSB_5 = 186 \text{ mg/l}$$

Bestimmung der Sauerstoffzehrung					
Glucose - Standard					
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Sauerstoff- konzentration Anfang Ende β_{Ai} β_{Eij} in mg/l in mg/l		Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l
Verdünnungswasser	EG V1	0	7,74	6,69	1,1
Verdünnungswasser	EG V2	0	7,74	6,85	0,9
1. Verdünnung	EG 1.1	10	7,74	4,96	2,8
1. Verdünnung	EG 1.2	10	7,74	4,98	2,8
2. Verdünnung	EG 2.1	20	7,74	3,00	4,7
2. Verdünnung	EG 2.2	20	7,74	3,08	4,7
3. Verdünnung	EG 3.1	30	7,75	1,21	6,5
3. Verdünnung	EG 3.2	30	7,75	1,28	6,5



Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach DIN 38409, Teil 51									
Verdünnungswasserherstellung nach ÖNORM M 6277									
Vorklärbeckenablauf der Kläranlage Graz									
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		quadr. Proben- anteil Φ_i^2	Sauer- stoffver- brauch Sv_{ij} in mg/l	quadr. Sauer- stoffver- brauch Sv_{ij}^2	Produkt aus Probenanteil u. Sauerstoff- verbrauch $\Phi_i \cdot Sv_{ij}$
Verdünnungswasser	EZ V1	0	0,00	7,74	6,67	0,0000	1,1	1,14	0,000
Verdünnungswasser	EZ V2	0	0,00	7,74	6,76	0,0000	1,0	0,96	0,000
1. Verdünnung	EZ 1.1	5	0,01	7,68	5,48	0,0000	2,2	4,84	0,011
1. Verdünnung	EZ 1.2	5	0,01	7,68	5,59	0,0000	2,1	4,37	0,010
2. Verdünnung	EZ 2.1	10	0,01	7,62	4,45	0,0001	3,2	10,05	0,032
2. Verdünnung	EZ 2.2	10	0,01	7,62	4,34	0,0001	3,3	10,76	0,033
3. Verdünnung	EZ 3.1	15	0,02	7,61	3,28	0,0002	4,3	18,75	0,065
3. Verdünnung	EZ 3.2	15	0,02	7,61	3,19	0,0002	4,4	19,54	0,066
4. Verdünnung	EZ 4.1	20	0,02	7,62	2,25	0,0004	5,4	28,84	0,107
4. Verdünnung	EZ 4.2	20	0,02	7,62	2,17	0,0004	5,5	29,70	0,109
5. Verdünnung	EZ 5.1	25	0,03	7,59	1,02	0,0006	6,6	43,16	0,164
5. Verdünnung	EZ 5.2	25	0,03	7,59	1,14	0,0006	6,5	41,60	0,161
Summen	12		0,15			0,0028	45,4	213,71	0,759

$$m = 0$$

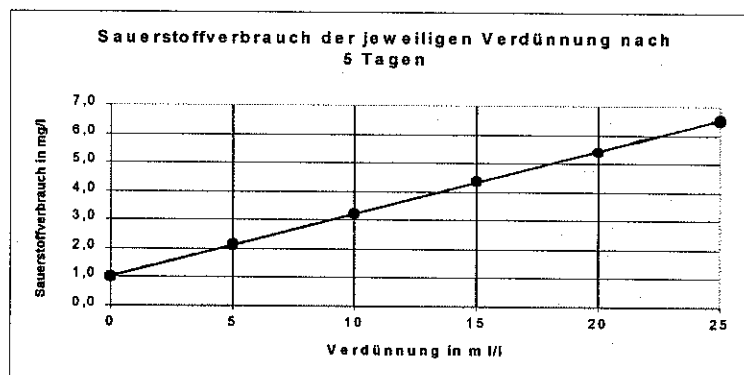
$$V_s = 1000 \text{ ml}$$

$$r = 0,99957$$

$$Sv_{VR} = 1,04095 \text{ mg/l}$$

$$BSB_5 = 220 \text{ mg/l}$$

Bestimmung der Sauerstoffzehrung					
Vorklärbeckenablauf					
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1l Ver- dünnung V_i in ml/l	Sauerstoff- konzentration		Sauer- stoffver- brauch Sv_{ij} in mg/l
			Anfang	Ende	
			β_{Ai} in mg/l	β_{Eij} in mg/l	
Verdünnungswasser	EZ V1	0	7,74	6,67	1,1
Verdünnungswasser	EZ V2	0	7,74	6,76	1,0
1. Verdünnung	EZ 1.1	5	7,68	5,48	2,2
1. Verdünnung	EZ 1.2	5	7,68	5,59	2,1
2. Verdünnung	EZ 2.1	10	7,62	4,45	3,2
2. Verdünnung	EZ 2.2	10	7,62	4,34	3,3
3. Verdünnung	EZ 3.1	15	7,61	3,28	4,3
3. Verdünnung	EZ 3.2	15	7,61	3,19	4,4
4. Verdünnung	EZ 4.1	20	7,62	2,25	5,4
4. Verdünnung	EZ 4.2	20	7,62	2,17	5,5
5. Verdünnung	EZ 5.1	25	7,59	1,02	6,6
5. Verdünnung	EZ 5.2	25	7,59	1,14	6,5



Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach DIN 38409, Teil 51									
Verdünnungswasserherstellung nach ÖNORM M 6277									
Ablauf der Versuchsanlage der Kläranlage Graz									
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration Anfang Ende β_{Ai} β_{Eij} in mg/l in mg/l		quadr. Proben- anteil Φ_i^2	Sauer- stoffver- brauch Sv_{ij} in mg/l	quadr. Sauer- stoffver- brauch Sv_{ij}^2	Produkt aus Probenanteil u. Sauerstoff- verbrauch $\Phi_i \cdot Sv_{ij}$
Verdünnungswasser	EA V1	0	0,00	7,74	6,89	0,0000	0,9	0,72	0,000
Verdünnungswasser	EA V2	0	0,00	7,74	6,85	0,0000	0,9	0,79	0,000
1. Verdünnung	EA 1.1	250	0,25	7,80	5,34	0,0625	2,5	6,05	0,615
1. Verdünnung	EA 1.2	250	0,25	7,80	5,37	0,0625	2,4	5,90	0,608
2. Verdünnung	EA 2.1	500	0,50	7,87	3,78	0,2500	4,1	16,73	2,045
2. Verdünnung	EA 2.2	500	0,50	7,87	3,76	0,2500	4,1	16,89	2,055
3. Verdünnung	EA 3.1	750	0,75	8,08	2,30	0,5625	5,8	33,41	4,335
3. Verdünnung	EA 3.2	750	0,75	8,08	2,31	0,5625	5,8	33,29	4,328
4. Verdünnung	EA U.1	1000	1,00	8,21	0,85	1,0000	7,4	54,17	7,360
4. Verdünnung	EA U.2	1000	1,00	8,21	0,74	1,0000	7,5	55,80	7,470
Summen	10		5,00			3,7500	41,2	223,76	28,815

$$m = 0$$

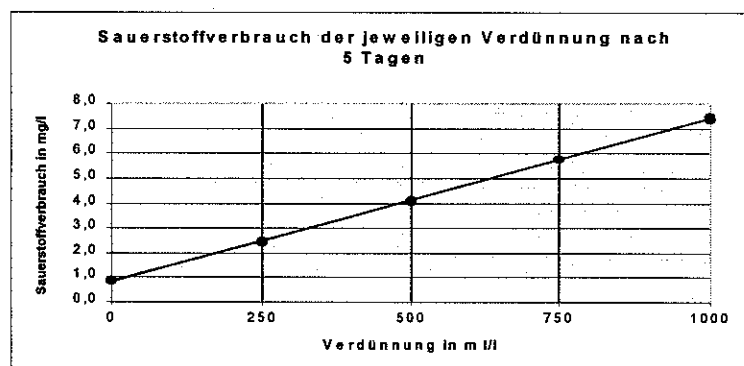
$$V_g = 1000 \text{ ml}$$

$$r = 0,99988$$

$$Sv_{VR} = 0,837 \text{ mg/l}$$

$$BSB_5 = 7,4 \text{ mg/l}$$

Bestimmung der Sauerstoffzehrung					
Ablauf Versuchsanlage					
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Sauerstoff- konzentration Anfang Ende β_{Ai} β_{Eij} in mg/l in mg/l		Sauer- stoffver- brauch Sv_{ij} in mg/l
Verdünnungswasser	EA V1	0	7,74	6,89	0,9
Verdünnungswasser	EA V2	0	7,74	6,85	0,9
1. Verdünnung	EA 1.1	250	7,80	5,34	2,5
1. Verdünnung	EA 1.2	250	7,80	5,37	2,4
2. Verdünnung	EA 2.1	500	7,87	3,78	4,1
2. Verdünnung	EA 2.2	500	7,87	3,76	4,1
3. Verdünnung	EA 3.1	750	8,08	2,30	5,8
3. Verdünnung	EA 3.2	750	8,08	2,31	5,8
4. Verdünnung	EA U.1	1000	8,21	0,85	7,4
4. Verdünnung	EA U.2	1000	8,21	0,74	7,5



Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach ÖNORM M 6277										
Verdünnungswasserherstellung und Auswertung nach ÖNORM M 6277										
Glucose - Standard										
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		Bedingungen			Bedingungen erfüllt ja/nein	BSB ₅ -Wert in mg/l
				Anfang	Ende	$\beta_{Ai}/3$	$(\beta_{Ai}-\beta_{Ei})$	$2\beta_{Eij}/3$		
Verdünnungswasser	EG V1	0	0,00	7,74	6,85					
Analysenprobe	EG P1	10	0,01	7,74	4,96	2,58	2,78	3,31	ja	190
Verdünnungswasser	EG V2	0	0,00	7,74	6,85					
Analysenprobe	EG P2	20	0,02	7,74	3,08	2,58	4,66	2,05	nein	189

$$m = 0 \quad \text{BSB}_5 = 190 \text{ mg/l}$$

$$V_g = 1000 \text{ ml}$$

Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach ÖNORM M 6277										
Verdünnungswasserherstellung und Auswertung nach ÖNORM M 6277										
Vorklärbeckenablauf der Kläranlage Graz										
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		Bedingungen			Bedingungen erfüllt ja/nein	BSB ₅ -Wert in mg/l
				Anfang	Ende	$\beta_{Ai}/3$	$(\beta_{Ai}-\beta_{Ei})$	$2\beta_{Eij}/3$		
Verdünnungswasser	EZ V1	0	0,00	7,74	6,76					
Analysenprobe	EZ P1	5	0,01	7,68	5,48	2,56	2,20	3,65	nein	245
Verdünnungswasser	EZ V2	0	0,00	7,74	6,76					
Analysenprobe	EZ P2	10	0,01	7,62	4,45	2,54	3,17	2,97		220
Verdünnungswasser	EZ V3	0	0,00	7,74	6,76					
Analysenprobe	EZ P3	15	0,02	7,61	3,19	2,54	4,42	2,13	nein	230
Verdünnungswasser	EZ V4	0	0,00	7,74	6,76					
Analysenprobe	EZ P4	20	0,02	7,62	2,25	2,54	5,37	1,50	nein	220
Verdünnungswasser	EZ V5	0	0,00	7,74	6,76					
Analysenprobe	EZ P5	25	0,03	7,59	1,14	2,53	6,45	0,76	nein	220

$$m = 0 \quad \text{BSB}_5 = 220 \text{ mg/l}$$

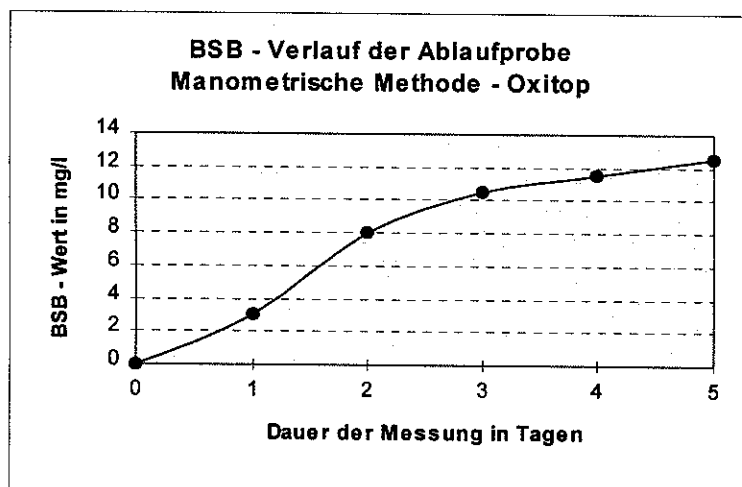
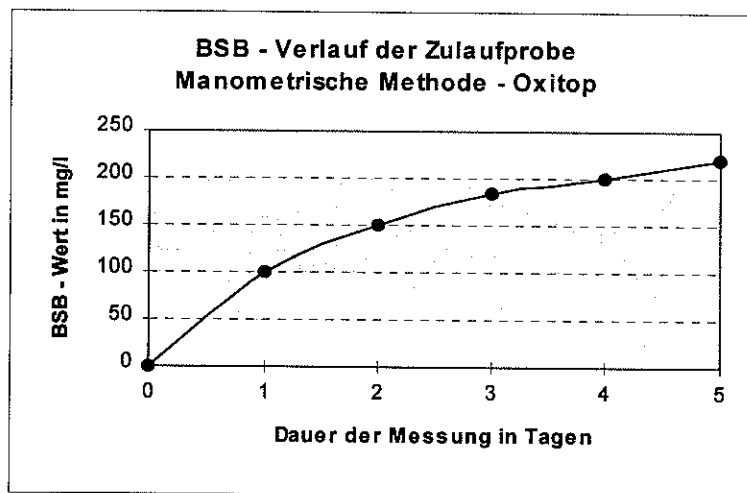
$$V_g = 1000 \text{ ml}$$

Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach ÖNORM M 6277										
Verdünnungswasserherstellung und Auswertung nach ÖNORM M 6277										
Ablauf der Versuchsanlage der Kläranlage Graz										
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		Bedingungen			Bedingungen erfüllt ja/nein	BSB ₅ -Wert in mg/l
				Anfang	Ende	$\beta_{Ai}/3$	$(\beta_{Ai}-\beta_{Ei})$	$2\beta_{Eij}/3$		
Verdünnungswasser	EA V1	0	0,00	7,74	6,89					
Analysenprobe	EA P1	250	0,25	7,80	5,34	2,60	2,46	3,56		7,3
Verdünnungswasser	EA V2	0	0,00	7,74	6,89					
Analysenprobe	EA P2	500	0,50	7,87	3,78	2,62	4,09	2,52	nein	7,3
Verdünnungswasser	EA V3	0	0,00	7,74	6,89					
Analysenprobe	EA P3	750	0,75	8,08	2,30	2,69	5,78	1,53	nein	7,4
Verdünnungswasser	EA V4	0	0,00	7,74	6,89					
Analysenprobe	EA P4	1000	1,00	8,21	0,85	2,74	7,36	0,57	nein	7,4

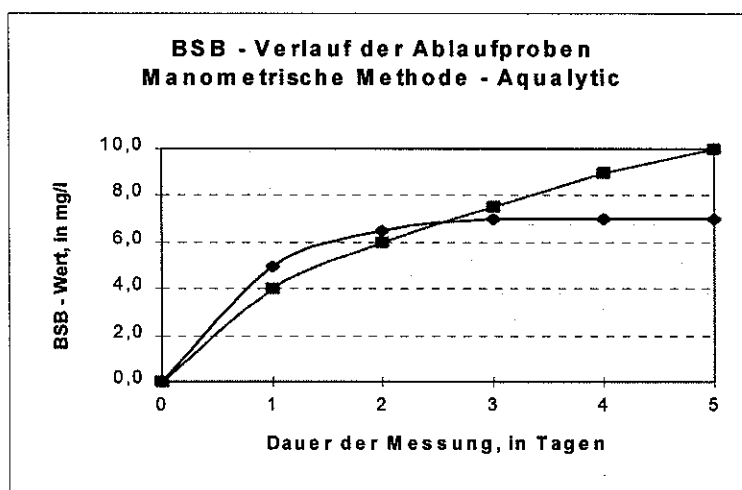
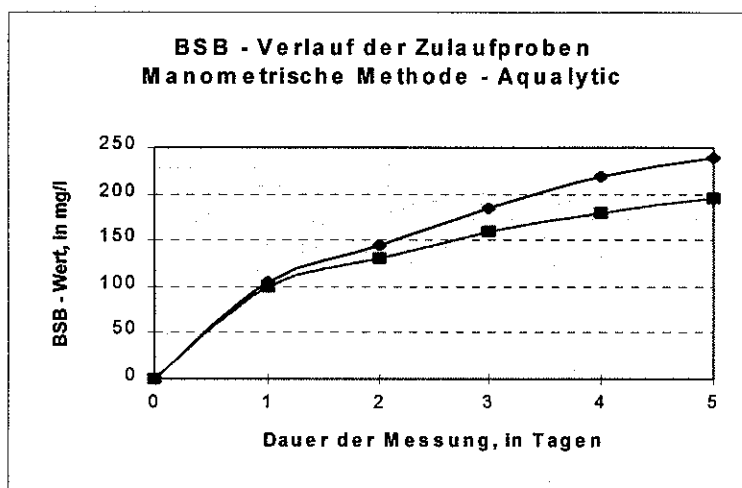
$$m = 0 \quad \text{BSB}_5 = 7,3 \text{ mg/l}$$

$$V_g = 1000 \text{ ml}$$

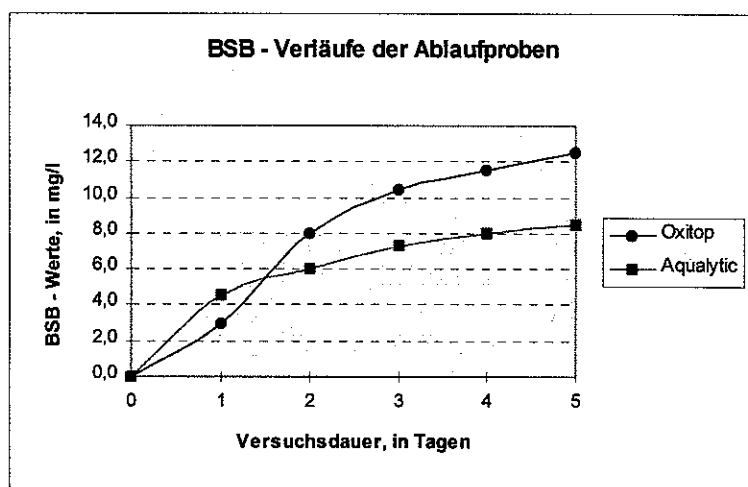
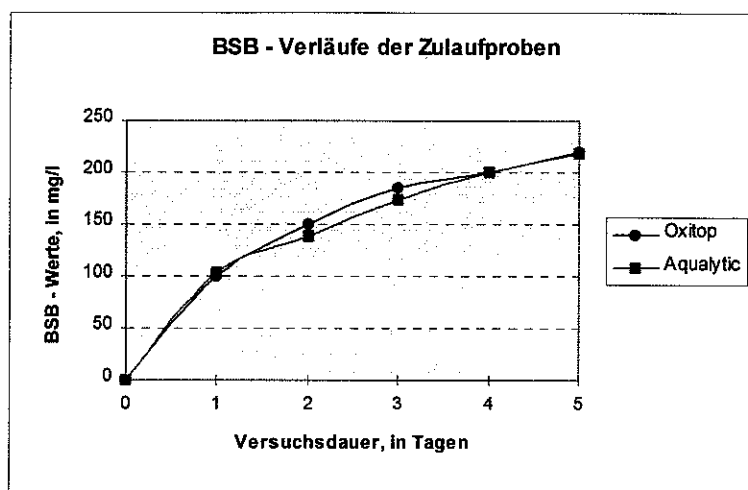
Bestimmung des BSB ₅ - Wertes Manometrische Methode - Oxitop									
Datum	Tag	Zulauf				Ablauf			
		Proben- volumen [ml]	abgelesener Wert	Faktor	BSB- Wert [mg/l]	Proben- volumen [ml]	abgelesener Wert	Faktor	BSB- Wert [mg/l]
29.11	0	164	0	5	0	432	0	0,5	0
30.11	1		20		100		6		3
01.12	2		30		150		16		8
02.12	3		37		185		21		10,5
03.12	4		40		200		23		11,5
04.12	5		44		220		25		12,5



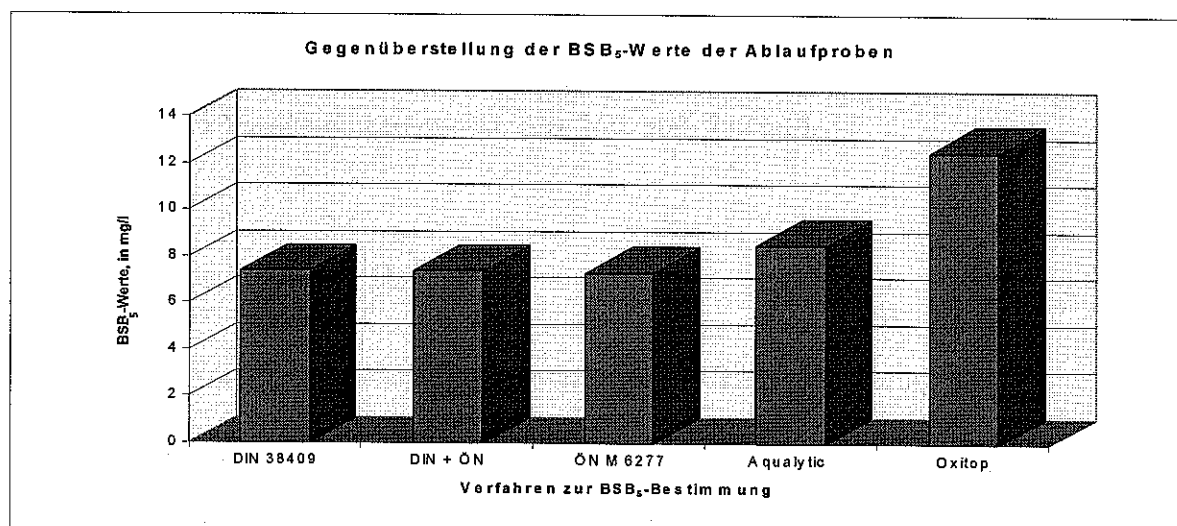
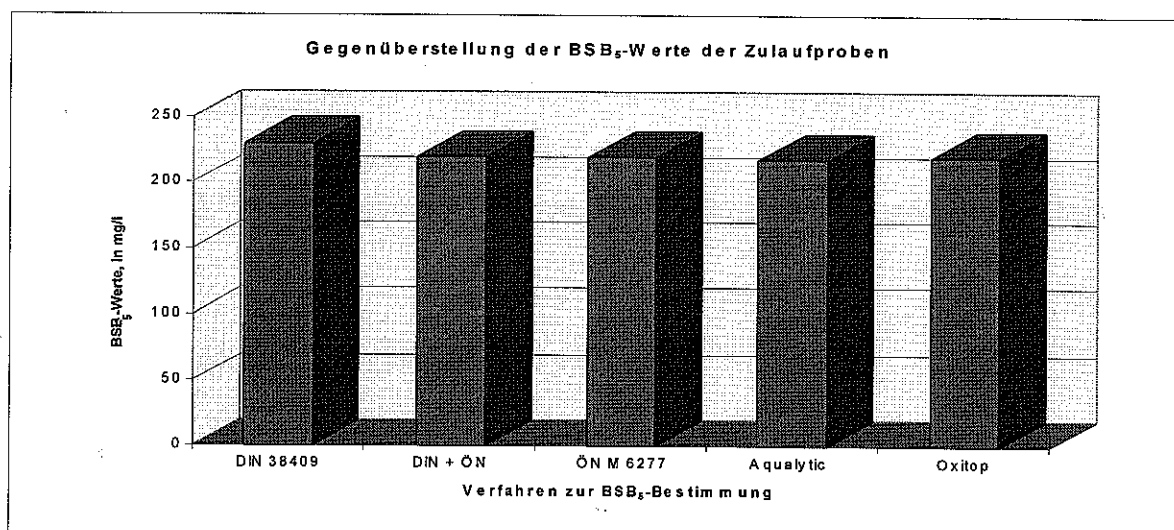
Bestimmung des BSB ₅ - Wertes des Ablaufes									Bestimmung des BSB ₅ - Wertes des Zulaufes										
Manometrische Methode - Aqualytic									Manometrische Methode - Aqualytic										
Datum	Tag	Ablauf (1)				Ablauf (2)				Datum	Tag	Zulauf (1)				Zulauf (2)			
		Proben- volumen [ml]	abgelesener Wert	Faktor	BSB- Wert [mg/l]	Proben- volumen [ml]	abgelesener Wert	Faktor	BSB- Wert [mg/l]			Proben- volumen [ml]	abgelesener Wert	Faktor	BSB- Wert [mg/l]	Proben- volumen [ml]	abgelesener Wert	Faktor	BSB- Wert [mg/l]
29.11	0	428	0	0,1	0	428	0	0,1	0	29.11	0	157	0	1	0	157	0	1	0
30.11	1		50		5		40		4	30.11	1		105		105		100		100
01.12	2		65		6,5		60		6	01.12	2		145		145		130		130
02.12	3		70		7		75		7,5	02.12	3		185		185		160		160
03.12	4		70		7		90		9	03.12	4		220		220		180		180
04.12	5		70		7		100		10	04.12	5		240		240		195		195



Gegenüberstellung der Meßwerte der Manometrischen BSB - Bestimmungen					
Datum	Tag	Zulauf		Ablauf	
		Oxitop	Aqualytic	Oxitop	Aqualytic
29.11	0	0	0	0,0	0,0
30.11	1	100	103	3,0	4,5
01.12	2	150	138	8,0	6,0
02.12	3	185	173	10,5	7,3
03.12	4	200	200	11,5	8,0
04.12	5	220	218	12,5	8,5



Gegenüberstellung der Ergebnisse der BSB ₅ - Bestimmungen			
	Methode	Ablauf	Zulauf
DIN 38409	Bestimmung nach DIN 38409, Teil 51	7,4	230
DIN + ÖN	Bestimmung nach DIN 38409, Teil 51 Verdünnungswasser nach ÖNORM	7,4	220
ÖN M 6277	Bestimmung nach ÖNORM M 6277	7,3	220
Aqualytic	Manometrische Methode - Aqualytic	8,5	218
Oxitop	Manometrische Methode - Oxitop	12,5	220



BSB₅-Bestimmung vom 06. Dezember 1996

Wasserbeschaffenheit:

pH-Wert Zulauf: 7,98

pH-Wert Ablauf: 7,80

Verdünnungsmethode nach DIN 38409, Teil 51

Es wurden 14 Liter Verdünnungswasser nach DIN angesetzt, wobei das Verdünnungswasser mit 10 ml/l abgesetztem Vorklärbeckenablauf der Kläranlage Graz angeimpft wurde.

Auswahl der Verdünnungen:

Zulaufproben: 5 Verdünnungen mit 5, 10, 15, 20, 25 ml/l.

Ablaufproben: 3 Verdünnungen mit 250, 500, 750 ml/l sowie ein unverdünnter Probenansatz.

Verdünnungsmethode nach ÖNORM M 6277

Es wurden 14 Liter Verdünnungswasser nach ÖNORM angesetzt, wobei das Verdünnungswasser mit 7,1 ml/l abgesetztem Vorklärbeckenablauf der Kläranlage Graz angeimpft wurde.

Die Auswahl der Verdünnungen erfolgte nach einer geometrischen Reihe:

Zulaufproben: 5 Verdünnungen mit 5, 10, 20, 40, 80 ml/l.

Ablaufproben: 5 Verdünnungen mit 60, 120, 250, 500, 750 ml/l.

Manometrische Methode - OxiTop

Die pH-Werte von Zu- und Ablaufprobe wurden mit HCl auf pH 7,0 eingestellt.

Wahl des Probenvolumens:

Zulaufprobe: 164 ml

Ablaufprobe: 365 ml

Da nur 2 Oxitop-Meßköpfe zur Verfügung standen, war eine Doppelbestimmung leider nicht möglich!

Manometrische Methode - Aqualytic

Die pH-Werte von Zu- und Ablaufprobe wurden mit HCl auf pH 7,0 eingestellt.

Wahl des Probenvolumens:

Zulaufprobe: 157 ml

Ablaufprobe: 360 ml

Die Zu- und Ablaufproben wurden dabei jeweils doppelt bestimmt!

Auswertung der Versuchsergebnisse

Im folgenden werden die Ergebnisse der einzelnen Untersuchungen tabellarisch ausgewertet und graphisch dargestellt. Den Abschluß eines jeden Versuchsdurchganges bildet jeweils eine Gegenüberstellung der verschiedenen Meßmethoden.

Die BSB₅-Werte der Glucose-Glutamin-Standardlösungen zur Kontrolle des Verdünnungswassers nach DIN und nach ÖNORM lagen im geforderten Bereich zwischen 180 und 230 mg/l.

Aufgrund einer zu hohen Sauerstoffzehrung wurden folgende Verdünnungen von der statistischen Auswertung nach DIN ausgeschlossen:

Bestimmung nach DIN 38409, Teil 51:

Ablaufprobe: 2. Verdünnung, DA 2.1, DA 2.2

Ablaufprobe: 3. Verdünnung, DA 3.1, DA 3.2

Ablaufprobe: 4. Verdünnung, DA U.1, DA U.2

Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach DIN 38409, Teil 51									
Verdünnungswasserherstellung nach DIN 38409, Teil 51									
Glucose - Standard									
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		quadr. Proben- anteil Φ_i^2	Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l	quadr. Sauer- stoffver- brauch S_{vij}^2	Produkt aus Probenanteil u. Sauerstoff- verbrauch $\Phi_i \cdot S_{vij}$
Verdünnungswasser	DG V1	0	0,00	8,79	6,61	0,0000	2,2	4,75	0,000
Verdünnungswasser	DG V2	0	0,00	8,79	6,62	0,0000	2,2	4,71	0,000
1. Verdünnung	DG 1.1	10	0,01	8,82	4,68	0,0001	4,1	17,14	0,041
1. Verdünnung	DG 1.2	10	0,01	8,82	4,66	0,0001	4,2	17,31	0,042
2. Verdünnung	DG 2.1	20	0,02	8,80	2,57	0,0004	6,2	38,81	0,125
2. Verdünnung	DG 2.2	20	0,02	8,80	2,66	0,0004	6,1	37,70	0,123
3. Verdünnung	DG 3.1	30	0,03	8,84	0,54	0,0009	8,3	68,89	0,249
3. Verdünnung	DG 3.2	30	0,03	8,84	0,61	0,0009	8,2	67,73	0,247
Summen	8		0,12			0,0028	41,6	257,04	0,826

$$m = 0$$

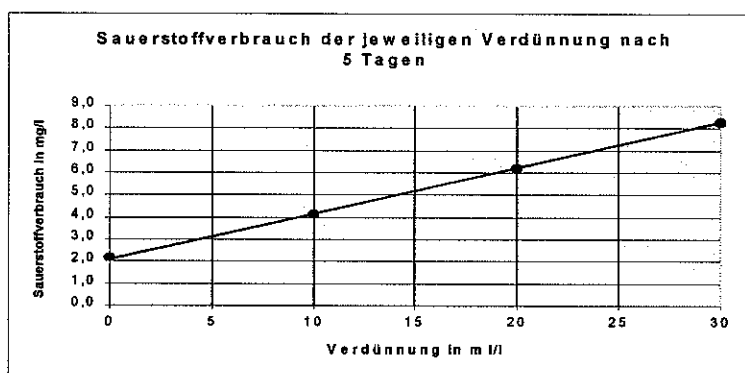
$$V_g = 1000 \text{ ml}$$

$$r = 0,99985$$

$$S_{V_{R5}} = 2,148 \text{ mg/l}$$

$$BSB_5 = 205 \text{ mg/l}$$

Bestimmung der Sauerstoffzehrung					
Glucose - Standard					
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Sauerstoff- konzentration		Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l
			Anfang	Ende	
			β_{Ai} in mg/l	β_{Eij} in mg/l	
Verdünnungswasser	DG V1	0	8,79	6,61	2,2
Verdünnungswasser	DG V2	0	8,79	6,62	2,2
1. Verdünnung	DG 1.1	10	8,82	4,68	4,1
1. Verdünnung	DG 1.2	10	8,82	4,66	4,2
2. Verdünnung	DG 2.1	20	8,80	2,57	6,2
2. Verdünnung	DG 2.2	20	8,80	2,66	6,1
3. Verdünnung	DG 3.1	30	8,84	0,54	8,3
3. Verdünnung	DG 3.2	30	8,84	0,61	8,2



Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach DIN 38409, Teil 51									
Verdünnungswasserherstellung nach DIN 38409, Teil 51									
Vorklärbeckenablauf der Kläranlage Graz									
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		quadr. Proben- anteil Φ_i^2	Sauer- stoffver- brauch Sv_{ij} in mg/l	quadr. Sauer- stoffver- brauch Sv_{ij}^2	Produkt aus Probenanteil u. Sauerstoff- verbrauch $\Phi_i \cdot Sv_{ij}$
Verdünnungswasser	DZ V1	0	0,00	8,96	6,49	0,0000	2,5	6,10	0,000
Verdünnungswasser	DZ V2	0	0,00	8,96	6,54	0,0000	2,4	5,86	0,000
1. Verdünnung	DZ 1.1	5	0,01	9,00	5,58	0,0000	3,4	11,70	0,017
1. Verdünnung	DZ 1.2	5	0,01	9,00	5,59	0,0000	3,4	11,63	0,017
2. Verdünnung	DZ 2.1	10	0,01	8,94	4,62	0,0001	4,3	18,66	0,043
2. Verdünnung	DZ 2.2	10	0,01	8,94	4,53	0,0001	4,4	19,45	0,044
3. Verdünnung	DZ 3.1	15	0,02	8,90	3,56	0,0002	5,3	28,52	0,080
3. Verdünnung	DZ 3.2	15	0,02	8,90	3,55	0,0002	5,4	28,62	0,080
4. Verdünnung	DZ 4.1	20	0,02	8,84	2,45	0,0004	6,4	40,83	0,128
4. Verdünnung	DZ 4.2	20	0,02	8,84	2,48	0,0004	6,4	40,45	0,127
5. Verdünnung	DZ 5.1	25	0,03	8,82	1,05	0,0006	7,8	60,37	0,194
5. Verdünnung	DZ 5.2	25	0,03	8,82	1,32	0,0006	7,5	56,25	0,188
Summen	12		0,15			0,0028	59,2	328,44	0,919

$$m = 0$$

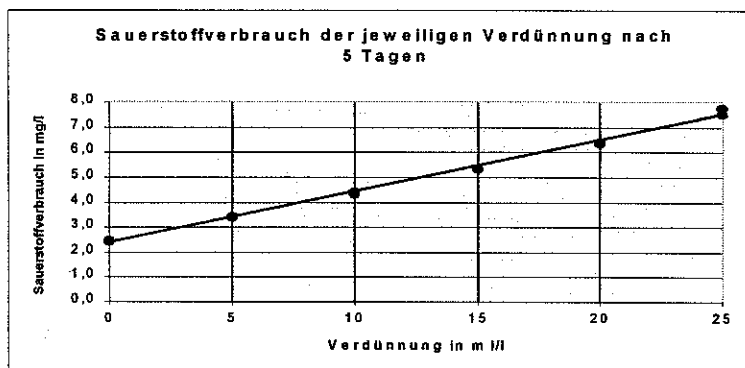
$$V_g = 1000 \text{ ml}$$

$$r = 0,99813$$

$$Sv_{VR} = 2,37214 \text{ mg/l}$$

$$BSB_5 = 2,07 \text{ mg/l}$$

Bestimmung der Sauerstoffzehrung					
Vorklärbeckenablauf					
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Sauerstoff- konzentration		Sauer- stoffver- brauch Sv_{ij} in mg/l
Verdünnungswasser	DZ V1	0	8,96	6,49	2,5
Verdünnungswasser	DZ V2	0	8,96	6,54	2,4
1. Verdünnung	DZ 1.1	5	9,00	5,58	3,4
1. Verdünnung	DZ 1.2	5	9,00	5,59	3,4
2. Verdünnung	DZ 2.1	10	8,94	4,62	4,3
2. Verdünnung	DZ 2.2	10	8,94	4,53	4,4
3. Verdünnung	DZ 3.1	15	8,90	3,56	5,3
3. Verdünnung	DZ 3.2	15	8,90	3,55	5,4
4. Verdünnung	DZ 4.1	20	8,84	2,45	6,4
4. Verdünnung	DZ 4.2	20	8,84	2,48	6,4
5. Verdünnung	DZ 5.1	25	8,82	1,05	7,8
5. Verdünnung	DZ 5.2	25	8,82	1,32	7,5



Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach DIN 38409, Teil 51									
Verdünnungswasserherstellung nach DIN 38409, Teil 51									
Ablauf der Versuchsanlage der Kläranlage Graz									
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		quadr. Proben- anteil Φ_i^2	Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l	quadr. Sauer- stoffver- brauch S_{vij}^2	Produkt aus Probenanteil u. Sauerstoff- verbrauch $\Phi_i \cdot S_{vij}$
Verdünnungswasser	DA V1	0	0,00	8,93	6,37	0,0000	2,6	6,55	0,000
Verdünnungswasser	DA V2	0	0,00	8,93	6,47	0,0000	2,5	6,05	0,000
1. Verdünnung	DA 1.1	250	0,25	9,02	2,77	0,0625	6,3	39,06	1,563
1. Verdünnung	DA 1.2	250	0,25	9,02	2,71	0,0625	6,3	39,82	1,578
Summen	4		0,50			0,1250	17,6	91,48	3,140

$$m = 0$$

$$V_g = 1000 \text{ ml}$$

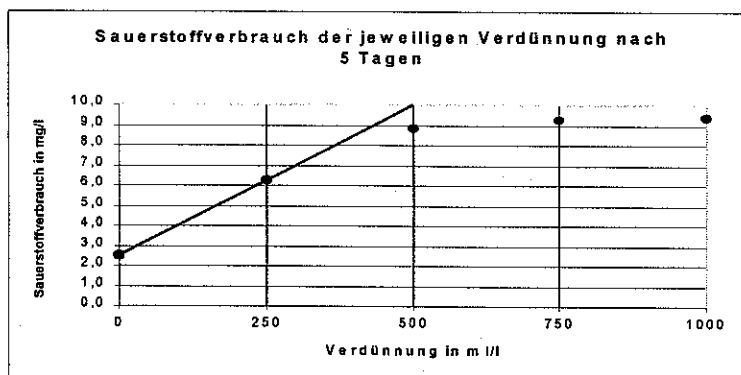
$$r = 0,99976$$

$$S_{V_{VR}} = 2,51 \text{ mg/l}$$

$$BSB_5 = 18 \text{ mg/l}$$

Bestimmung der Sauerstoffzehrung					
Ablauf Versuchsanlage					
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1l Ver- dünnung V_i in ml/l	Sauerstoff- konzentration		Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l
Verdünnungswasser	DA V1	0	8,93	6,37	2,6
Verdünnungswasser	DA V2	0	8,93	6,47	2,5
1. Verdünnung	DA 1.1	250	9,02	2,77	6,3
1. Verdünnung	DA 1.2	250	9,02	2,71	6,3
2. Verdünnung	DA 2.1	500	9,06	0,22	8,8
2. Verdünnung	DA 2.2	500	9,06	0,21	8,9
3. Verdünnung	DA 3.1	750	9,41	0,13	9,3
3. Verdünnung	DA 3.2	750	9,41	0,12	9,3
4. Verdünnung	DA U.1	1000	9,49	0,12	9,4
4. Verdünnung	DA U.2	1000	9,49	0,12	9,4

Grau schraffierte Verdünnungen werden für die BSB₅-Berechnung nicht verwendet.



Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach ÖNORM M 6277										
Verdünnungswasserherstellung und Auswertung nach ÖNORM M 6277										
Glucose - Standard										
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1 l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		Bedingungen			Bedingungen erfüllt ja/nein	BSB ₅ -Wert in mg/l
				Anfang	Ende	$\beta_{Ai}/3$	$(\beta_{Ai}-\beta_{Ei})$	$2\beta_{Ei}/3$		
Verdünnungswasser	EG V1	0	0,00	8,68	6,88					
Analysenprobe	EG P1	10	0,01	8,68	5,10	2,89	3,58	3,40		180
Verdünnungswasser	EG V2	0	0,00	8,70	6,91					
Analysenprobe	EG P2	20	0,02	8,70	2,84	2,90	5,86	1,89	nein	205

$$m = \frac{0}{1000} \text{ ml}$$

$$BSB_5 = 180 \text{ mg/l}$$

Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach ÖNORM M 6277										
Verdünnungswasserherstellung und Auswertung nach ÖNORM M 6277										
Vorklärbeckenablauf der Kläranlage Graz										
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1 l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		Bedingungen			Bedingungen erfüllt ja/nein	BSB ₅ -Wert in mg/l
				Anfang	Ende	$\beta_{Ai}/3$	$(\beta_{Ai}-\beta_{Ei})$	$2\beta_{Ei}/3$		
Verdünnungswasser	EZ V1	0	0,00	8,64	6,72					
Analysenprobe	EZ P1	5	0,01	8,63	5,83	2,88	2,80	3,89		178
Verdünnungswasser	EZ V2	0	0,00	8,67	6,76					
Analysenprobe	EZ P2	10	0,01	8,61	4,91	2,87	3,70	3,27	nein	181
Verdünnungswasser	EZ V3	0	0,00	8,61	6,66					
Analysenprobe	EZ P3	20	0,02	8,58	3,10	2,86	5,48	2,07	nein	178
Verdünnungswasser	EZ V4	0	0,00	8,63	6,65					
Analysenprobe	EZ P4	40	0,04	8,49	0,46	2,83	8,03	0,31	nein	153
Verdünnungswasser	EZ V5	0	0,00	8,61	6,67					
Analysenprobe	EZ P5	80	0,08	8,27	0,45	2,76	7,82	0,30	nein	75

$$m = \frac{0}{1000} \text{ ml}$$

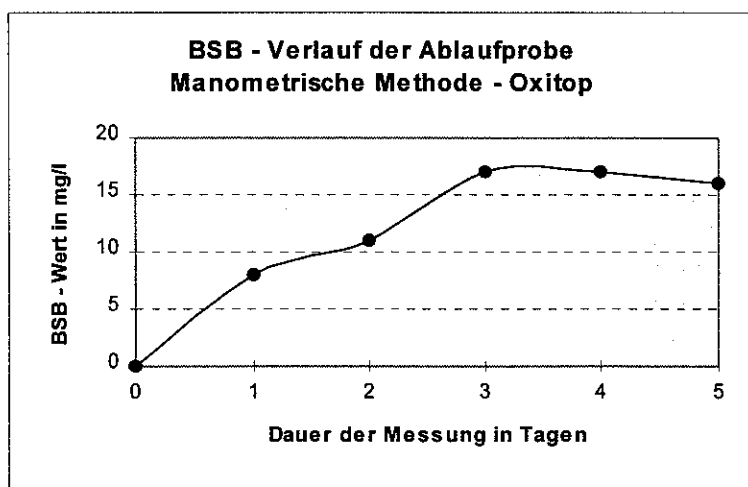
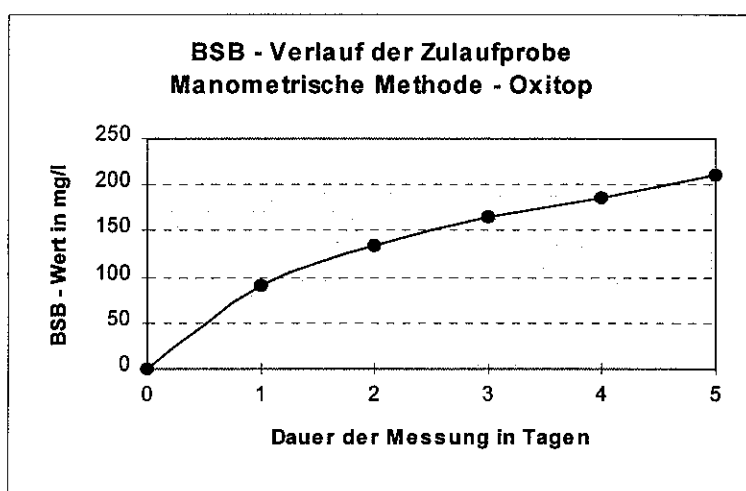
$$BSB_5 = 178 \text{ mg/l}$$

Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach ÖNORM M 6277										
Verdünnungswasserherstellung und Auswertung nach ÖNORM M 6277										
Ablauf der Versuchsanlage der Kläranlage Graz										
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1 l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		Bedingungen			Bedingungen erfüllt ja/nein	BSB ₅ -Wert in mg/l
				Anfang	Ende	$\beta_{Ai}/3$	$(\beta_{Ai}-\beta_{Ei})$	$2\beta_{Ei}/3$		
Verdünnungswasser	EA V1	0	0,00	8,75	6,52					
Analysenprobe	EA P1	60	0,06	8,77	5,41	2,92	3,36	3,61	ja	21
Verdünnungswasser	EA V2	0	0,00	8,73	6,59					
Analysenprobe	EA P2	120	0,12	8,76	4,54	2,92	4,22	3,03	nein	19
Verdünnungswasser	EA V3	0	0,00	8,69	6,31					
Analysenprobe	EA P3	250	0,25	8,73	2,40	2,91	6,33	1,60	nein	18
Verdünnungswasser	EA V4	0	0,00	8,68	6,60					
Analysenprobe	EA P4	500	0,50	8,82	0,45	2,94	8,37	0,30	nein	15
Verdünnungswasser	EA V5	0	0,00	8,70	6,52					
Analysenprobe	EA P5	750	0,75	8,89	0,36	2,96	8,53	0,24	nein	11

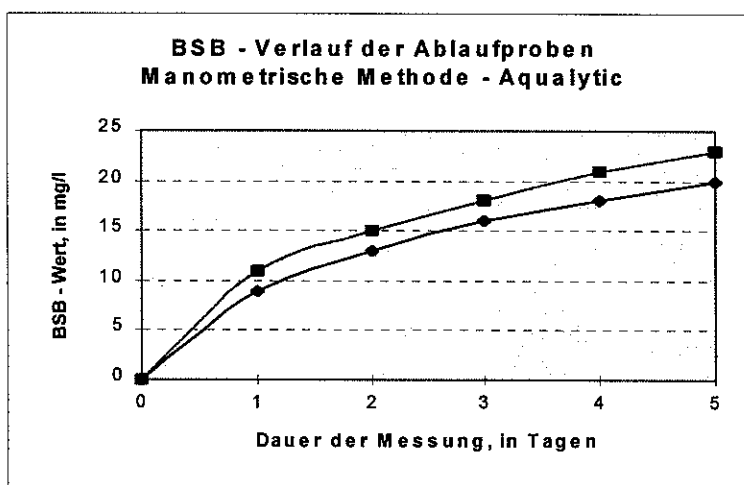
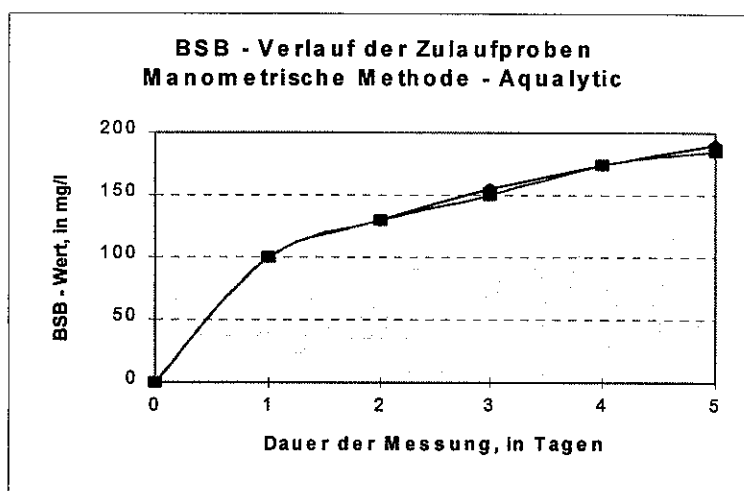
$$m = \frac{0}{1000} \text{ ml}$$

$$BSB_5 = 21 \text{ mg/l}$$

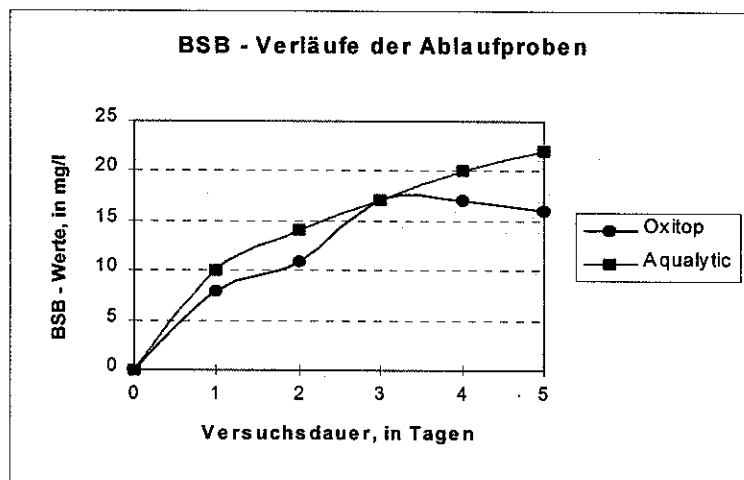
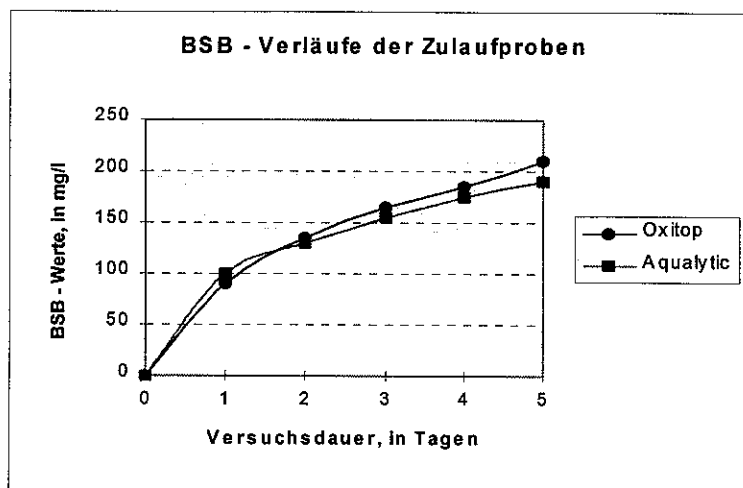
Bestimmung des BSB ₅ - Wertes Manometrische Methode - Oxitop									
Datum	Tag	Ablauf				Zulauf			
		Proben- volumen [ml]	abgelesener Wert	Faktor	BSB- Wert [mg/l]	Proben- volumen [ml]	abgelesener Wert	Faktor	BSB- Wert [mg/l]
06.12	0	365	0	1	0	164	0	5	0
07.12	1		8		8		18		90
08.12	2		11		11		27		135
09.12	3		17		17		33		165
10.12	4		17		17		37		185
11.12	5		16		16		42		210



Bestimmung des BSB ₅ - Wertes des Ablaufes									Bestimmung des BSB ₅ - Wertes des Zulaufes										
Manometrische Methode - Aqualytic									Manometrische Methode - Aqualytic										
Datum	Tag	Ablauf (1)				Ablauf (2)				Datum	Tag	Zulauf (1)				Zulauf (2)			
		Proben- volumen [ml]	abgelesener Wert	Faktor	BSB- Wert [mg/l]	Proben- volumen [ml]	abgelesener Wert	Faktor	BSB- Wert [mg/l]			Proben- volumen [ml]	abgelesener Wert	Faktor	BSB- Wert [mg/l]				
06.12.	0	360	0	0,2	0	360	0	0,2	0	06.12.	0	157	0	1	0	157	0	1	0
07.12.	1		45		9		55		11	07.12.	1		100		100		100		
08.12.	2		65		13		75		15	08.12.	2		130		130		130		
09.12.	3		80		16		90		18	09.12.	3		155		155		150		
10.12.	4		90		18		105		21	10.12.	4		175		175		175		
11.12.	5	100	20	115	23	11.12.	5	190	190	185	185								

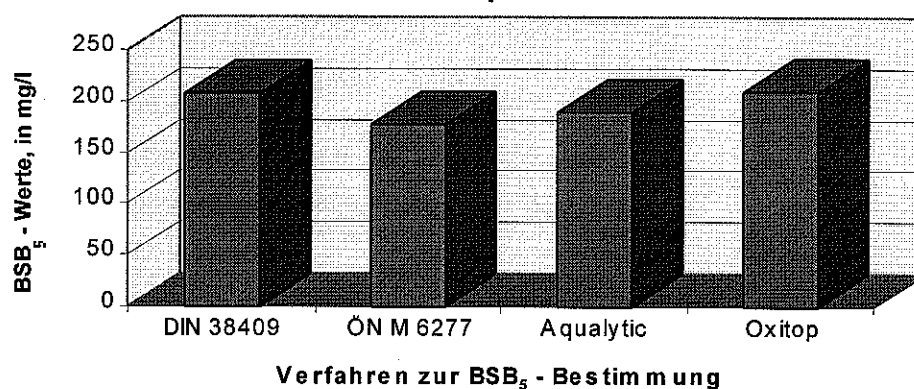


Gegenüberstellung der Meßwerte der Manometrischen BSB - Bestimmungen					
Datum	Tag	Zulauf		Ablauf	
		Oxitop	Aqualytic	Oxitop	Aqualytic
06.12	0	0	0	0	0
07.12	1	90	100	8	10
08.12	2	135	130	11	14
09.12	3	165	155	17	17
10.12	4	185	175	17	20
11.12	5	210	188	16	22

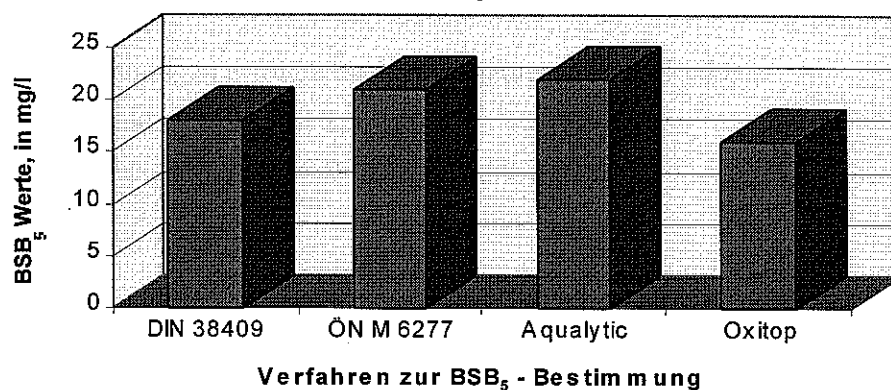


Gegenüberstellung der Ergebnisse der BSB ₅ - Bestimmungen			
	Methode	Ablauf	Zulauf
DIN 38409	Bestimmung nach DIN 38409, Teil 51	18	207
ÖN M 6277	Bestimmung nach ÖNORM M 6277	21	178
Aqualytic	Manometrische Methode - Aqualytic	22	188
Oxitop	Manometrische Methode - Oxitop	16	210

Gegenüberstellung der BSB₅ - Werte
der Zulaufproben



Gegenüberstellung der BSB₅ - Werte
der Ablaufproben



BSB₅-Bestimmung vom 12. Dezember 1996

Wasserbeschaffenheit:

pH-Wert Zulauf: 7,89

pH-Wert Ablauf: 7,66

Verdünnungsmethode nach DIN 38409, Teil 51

Es wurden 14 Liter Verdünnungswasser nach DIN angesetzt, wobei das Verdünnungswasser mit 10 ml/l abgesetztem Vorklärbeckenablauf der Kläranlage Graz angeimpft wurde.

Auswahl der Verdünnungen:

Zulaufproben: 5 Verdünnungen mit 5, 10, 15, 20, 25 ml/l.

Ablaufproben: 5 Verdünnungen mit 100, 200, 300, 400, 500 ml/l.

Verdünnungsmethode nach ÖNORM M 6277

Es wurden 14 Liter Verdünnungswasser nach ÖNORM angesetzt, wobei das Verdünnungswasser mit 5,0 ml/l abgesetztem Vorklärbeckenablauf der Kläranlage Graz angeimpft wurde.

Auswahl der Verdünnungen erfolgte nach einer geometrischen Reihe:

Zulaufproben: 5 Verdünnungen mit 2,5, 5, 10, 20, 40, ml/l.

Ablaufproben: 5 Verdünnungen mit 20, 40, 80, 160, 320 ml/l.

Manometrische Methode - OxiTop

Die pH-Werte von Zu- und Ablaufprobe wurden mit HCl auf pH 7,0 eingestellt.

Probenvolumen:

Zulaufprobe: 164 ml

Ablaufprobe: 365 ml

Da nur 2 Oxitop-Meßköpfe zur Verfügung standen, war eine Doppelbestimmung leider nicht möglich!

Manometrische Methode - Aqualytic

Die pH-Werte von Zu- und Ablaufprobe wurden mit HCl auf pH 7,0 eingestellt.

Probenvolumen:

Zulaufprobe: 157 ml

Ablaufprobe: 360 ml

Die Zu- und Ablaufproben wurden dabei jeweils doppelt bestimmt!

Auswertung der Versuchsergebnisse

Im folgenden werden die Ergebnisse der einzelnen Untersuchungen tabellarisch ausgewertet und graphisch dargestellt. Den Abschluß eines jeden Versuchsdurchganges bildet jeweils eine Gegenüberstellung der verschiedenen Meßmethoden.

Die BSB₅-Werte der Glucose-Glutamin-Standardlösungen zur Kontrolle des Verdünnungswassers nach DIN und nach ÖNORM lagen im geforderten Bereich zwischen 180 und 230 mg/l.

Aufgrund einer zu hohen Sauerstoffzehrung wurden folgende Verdünnungen von der statistischen Auswertung nach DIN ausgeschieden:

Bestimmung nach DIN 38409, Teil 51:

Zulaufprobe: 5. Verdünnung, DZ 5.1

Ablaufprobe: 4. Verdünnung, DA 4.1, DA 4.2

Ablaufprobe: 5. Verdünnung, DA 5.1, DA 5.2

Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach DIN 38409, Teil 51									
Verdünnungswasserherstellung nach DIN 38409, Teil 51									
Glucose - Standard									
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		quadr. Proben- anteil Φ_i^2	Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l	quadr. Sauer- stoffver- brauch S_{vij}^2	Produkt aus Probenanteil u. Sauerstoff- verbrauch $\Phi_i \cdot S_{vij}$
				Anfang β_{Ai} in mg/l	Ende β_{Eij} in mg/l				
Verdünnungswasser	DG V1	0	0,00	7,90	6,47	0,0000	1,4	2,04	0,000
Verdünnungswasser	DG V2	0	0,00	7,90	6,47	0,0000	1,4	2,04	0,000
1. Verdünnung	DG 1.1	10	0,01	7,88	5,16	0,0001	2,7	7,40	0,027
1. Verdünnung	DG 1.2	10	0,01	7,88	5,11	0,0001	2,8	7,67	0,028
2. Verdünnung	DG 2.1	20	0,02	7,89	3,20	0,0004	4,7	22,00	0,094
2. Verdünnung	DG 2.2	20	0,02	7,89	3,20	0,0004	4,7	22,00	0,094
3. Verdünnung	DG 3.1	30	0,03	7,87	1,11	0,0009	6,8	45,70	0,203
3. Verdünnung	DG 3.2	30	0,03	7,87	1,05	0,0009	6,8	46,51	0,205
Summen	8		0,12			0,0028	31,3	155,36	0,650

$$m = 0$$

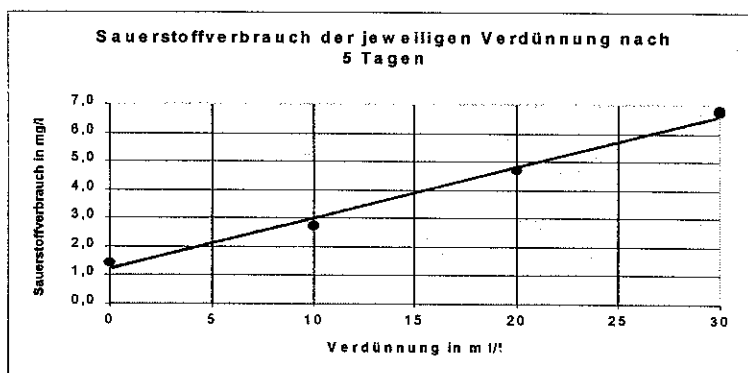
$$V_s = 1000 \text{ ml}$$

$$r = 0,995$$

$$S_{VVR} = 1,21 \text{ mg/l}$$

$$BSB_5 = 181 \text{ mg/l}$$

Bestimmung der Sauerstoffzehrung					
Glucose - Standard					
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Sauerstoff- konzentration		Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l
			Anfang β_{Ai} in mg/l	Ende β_{Eij} in mg/l	
Verdünnungswasser	DG V1	0	7,90	6,47	1,4
Verdünnungswasser	DG V2	0	7,90	6,47	1,4
1. Verdünnung	DG 1.1	10	7,88	5,16	2,7
1. Verdünnung	DG 1.2	10	7,88	5,11	2,8
2. Verdünnung	DG 2.1	20	7,89	3,20	4,7
2. Verdünnung	DG 2.2	20	7,89	3,20	4,7
3. Verdünnung	DG 3.1	30	7,87	1,11	6,8
3. Verdünnung	DG 3.2	30	7,87	1,05	6,8



Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach DIN 38409, Teil 51									
Verdünnungswasserherstellung nach DIN 38409, Teil 51									
Vorklärbeckenablauf der Kläranlage Graz									
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		quadr. Proben- anteil Φ_i^2	Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l	quadr. Sauer- stoffver- brauch S_{vij}^2	Produkt aus Probenanteil u. Sauerstoff- verbrauch $\Phi_i \cdot S_{vij}$
Verdünnungswasser	DZ V1	0	0,00	8,00	6,75	0,0000	1,3	1,56	0,000
Verdünnungswasser	DZ V2	0	0,00	8,00	6,75	0,0000	1,3	1,56	0,000
1. Verdünnung	DZ 1.1	5	0,01	7,98	5,50	0,0000	2,5	6,15	0,012
1. Verdünnung	DZ 1.2	5	0,01	7,98	5,46	0,0000	2,5	6,35	0,013
2. Verdünnung	DZ 2.1	10	0,01	8,05	4,29	0,0001	3,8	14,14	0,038
2. Verdünnung	DZ 2.2	10	0,01	8,05	4,23	0,0001	3,8	14,59	0,038
3. Verdünnung	DZ 3.1	15	0,02	7,97	3,02	0,0002	5,0	24,50	0,074
3. Verdünnung	DZ 3.2	15	0,02	7,97	3,02	0,0002	5,0	24,50	0,074
4. Verdünnung	DZ 4.1	20	0,02	8,00	1,51	0,0004	6,5	42,12	0,130
4. Verdünnung	DZ 4.2	20	0,02	8,00	1,68	0,0004	6,3	39,94	0,126
5. Verdünnung	DZ 5.2	25	0,03	8,01	0,70	0,0006	7,3	53,44	0,183
Summen	11		0,13			0,0021	45,1	228,86	0,688

$$m = 0$$

$$V_g = 1000 \text{ ml}$$

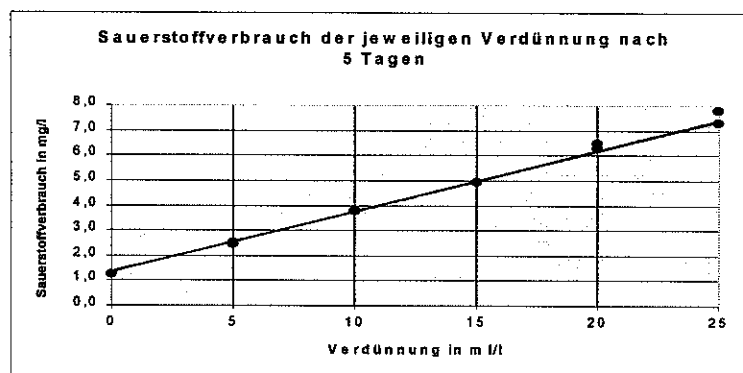
$$r = 0,99877$$

$$S_{VR} = 1,26532 \text{ mg/l}$$

$$BSB_5 = 251 \text{ mg/l}$$

Bestimmung der Sauerstoffzehrung					
Vorklärbeckenablauf					
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1l Ver- dünnung V_i in ml/l	Sauerstoff- konzentration		Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l
			Anfang β_{Ai} in mg/l	Ende β_{Eij} in mg/l	
Verdünnungswasser	DZ V1	0	8,00	6,75	1,3
Verdünnungswasser	DZ V2	0	8,00	6,75	1,3
1. Verdünnung	DZ 1.1	5	7,98	5,50	2,5
1. Verdünnung	DZ 1.2	5	7,98	5,46	2,5
2. Verdünnung	DZ 2.1	10	8,05	4,29	3,8
2. Verdünnung	DZ 2.2	10	8,05	4,23	3,8
3. Verdünnung	DZ 3.1	15	7,97	3,02	5,0
3. Verdünnung	DZ 3.2	15	7,97	3,02	5,0
4. Verdünnung	DZ 4.1	20	8,00	1,51	6,5
4. Verdünnung	DZ 4.2	20	8,00	1,68	6,3
5. Verdünnung	DZ 5.1	25	8,01	0,19	7,8
5. Verdünnung	DZ 5.2	25	8,01	0,70	7,3

Grau schraffierte Verdünnungen werden für die BSB₅-Berechnung nicht verwendet.



Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach DIN 38409, Teil 51									
Verdünnungswasserherstellung nach DIN 38409, Teil 51									
Ablauf der Versuchsanlage der Kläranlage Graz									
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		quadr. Proben- anteil Φ_i^2	Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l	quadr. Sauer- stoffver- brauch S_{vij}^2	Produkt aus Probenanteil u. Sauerstoff- verbrauch $\Phi_i \cdot S_{vij}$
Verdünnungswasser	DA V1	0	0,00	8,21	6,77	0,0000	1,4	2,07	0,000
Verdünnungswasser	DA V2	0	0,00	8,21	6,84	0,0000	1,4	1,88	0,000
1. Verdünnung	DA 1.1	100	0,10	8,14	4,32	0,0100	3,8	14,59	0,382
1. Verdünnung	DA 1.2	100	0,10	8,14	4,20	0,0100	3,9	15,52	0,394
2. Verdünnung	DA 2.1	200	0,20	8,14	2,01	0,0400	6,1	37,58	1,226
2. Verdünnung	DA 2.2	200	0,20	8,14	1,99	0,0400	6,2	37,82	1,230
3. Verdünnung	DA 3.1	300	0,30	8,04	0,37	0,0900	7,7	58,83	2,301
3. Verdünnung	DA 3.2	300	0,30	8,04	0,31	0,0900	7,7	59,75	2,319
Summen	8		1,20			0,2800	38,3	228,05	7,852

$$m = 0$$

$$V_g = 1000 \text{ ml}$$

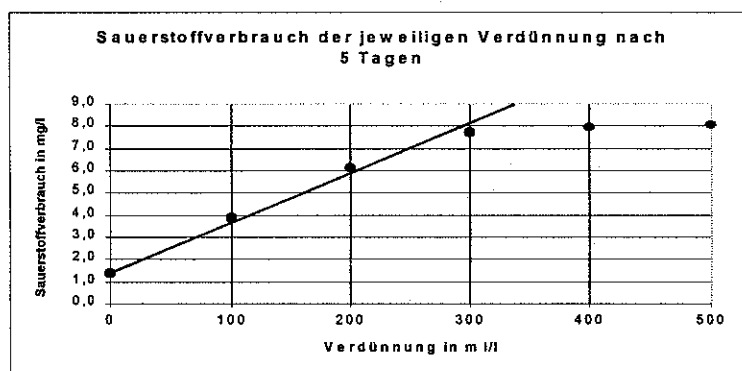
$$r = 0,99496$$

$$S_{V_{VR}} = 1,6095 \text{ mg/l}$$

$$BSB_5 = 23 \text{ mg/l}$$

Bestimmung der Sauerstoffzehrung					
Ablauf Versuchsanlage					
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in l l Ver- dünnung V_i in ml/l	Sauerstoff- konzentration		Sauer- stoffver- brauch S_{vij} in mg/l
Verdünnungswasser	DA V1	0	8,21	6,77	1,4
Verdünnungswasser	DA V2	0	8,21	6,84	1,4
1. Verdünnung	DA 1.1	100	8,14	4,32	3,8
1. Verdünnung	DA 1.2	100	8,14	4,20	3,9
2. Verdünnung	DA 2.1	200	8,14	2,01	6,1
2. Verdünnung	DA 2.2	200	8,14	1,99	6,2
3. Verdünnung	DA 3.1	300	8,04	0,37	7,7
3. Verdünnung	DA 3.2	300	8,04	0,31	7,7
4. Verdünnung	DA 4.1	400	8,10	0,16	7,9
4. Verdünnung	DA 4.2	400	8,10	0,13	8,0
5. Verdünnung	DA 5.1	500	8,14	0,07	8,1
5. Verdünnung	DA 5.2	500	8,14	0,08	8,1

Grau schraffierte Verdünnungen werden für die BSB₅-Berechnung nicht verwendet.



Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach ÖNORM M 6277										
Verdünnungswasserherstellung und Auswertung nach ÖNORM M 6277										
Glucose - Standard										
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		Bedingungen			Bedingungen erfüllt ja/nein	BSB ₅ -Wert in mg/l
				Anfang β_{Ai} in mg/l	Ende β_{Eij} in mg/l	$\beta_{Ai}/3$	$(\beta_{Ai}-\beta_{Ei})$	$2\beta_{Eij}/3$		
Verdünnungswasser	EG V1	0	0,00	7,83	6,81					
Analysenprobe	EG P1	10	0,01	7,82	4,82	2,61	3,00	3,21	ja	199
Verdünnungswasser	EG V2	0	0,00	7,79	6,85					
Analysenprobe	EG P2	20	0,02	7,80	2,79	2,60	5,01	1,86	nein	204

$$m = \frac{0}{1000} \text{ ml}$$

$$BSB_5 = 199 \text{ mg/l}$$

Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach ÖNORM M 6277										
Verdünnungswasserherstellung und Auswertung nach ÖNORM M 6277										
Vorklärbeckenablauf der Kläranlage Graz										
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		Bedingungen			Bedingungen erfüllt ja/nein	BSB ₅ -Wert in mg/l
				Anfang β_{Ai} in mg/l	Ende β_{Eij} in mg/l	$\beta_{Ai}/3$	$(\beta_{Ai}-\beta_{Ei})$	$2\beta_{Eij}/3$		
Verdünnungswasser	EZ V1	0	0,00	7,74	6,78					
Analysenprobe	EZ P1	2,5	0,00	7,74	6,29	2,58	1,45	4,19	nein	197
Verdünnungswasser	EZ V2	0	0,00	7,72	6,79					
Analysenprobe	EZ P2	5	0,01	7,73	5,70	2,58	2,03	3,80		221
Verdünnungswasser	EZ V3	0	0,00	7,71	6,79					
Analysenprobe	EZ P3	10	0,01	7,74	4,46	2,58	3,28	2,97		237
Verdünnungswasser	EZ V4	0	0,00	7,74	6,79					
Analysenprobe	EZ P4	20	0,02	7,69	2,12	2,56	5,57	1,41	nein	232
Verdünnungswasser	EZ V5	0	0,00	7,70	6,48					
Analysenprobe	EZ P5	40	0,04	7,55	0,10	2,52	7,45	0,07	nein	157

$$m = \frac{0}{1000} \text{ ml}$$

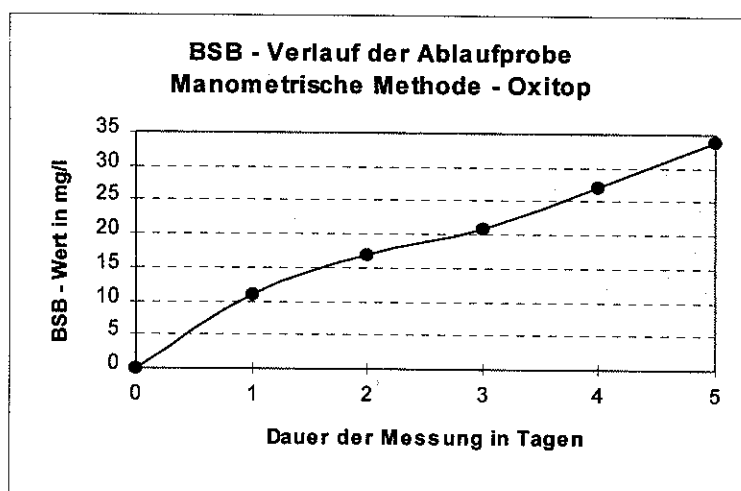
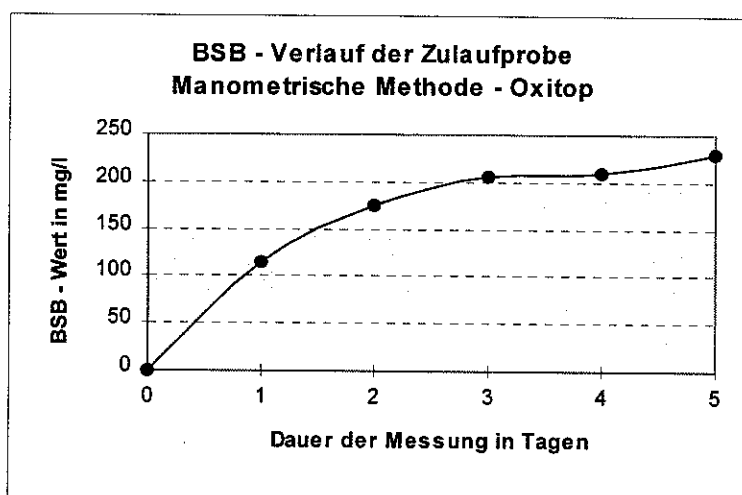
$$BSB_5 = 229 \text{ mg/l}$$

Bestimmung des BSB ₅ -Wertes nach ÖNORM M 6277										
Verdünnungswasserherstellung und Auswertung nach ÖNORM M 6277										
Ablauf der Versuchsanlage der Kläranlage Graz										
Ansatz	Probe Nr.	Proben- volumen in 1l Ver- dünnung V_i in ml/l	Proben- anteil Φ_i in ml/ml	Sauerstoff- konzentration		Bedingungen			Bedingungen erfüllt ja/nein	BSB ₅ -Wert in mg/l
				Anfang β_{Ai} in mg/l	Ende β_{Eij} in mg/l	$\beta_{Ai}/3$	$(\beta_{Ai}-\beta_{Ei})$	$2\beta_{Eij}/3$		
Verdünnungswasser	EA V1	0	0,00	7,79	6,86					
Analysenprobe	EA P1	20	0,02	7,81	6,44	2,60	1,37	4,29	nein	22,9
Verdünnungswasser	EA V2	0	0,00	7,81	6,88					
Analysenprobe	EA P2	40	0,04	7,82	5,94	2,61	1,88	3,96	nein	24,7
Verdünnungswasser	EA V3	0	0,00	7,75	6,76					
Analysenprobe	EA P3	80	0,08	7,76	4,95	2,59	2,81	3,30	ja	23,7
Verdünnungswasser	EA V4	0	0,00	7,77	6,88					
Analysenprobe	EA P4	160	0,16	7,75	3,06	2,58	4,69	2,04	nein	24,6
Verdünnungswasser	EA V5	0	0,00	7,77	6,85					
Analysenprobe	EA P5	320	0,32	7,76	0,03	2,59	7,73	0,02	nein	22,2

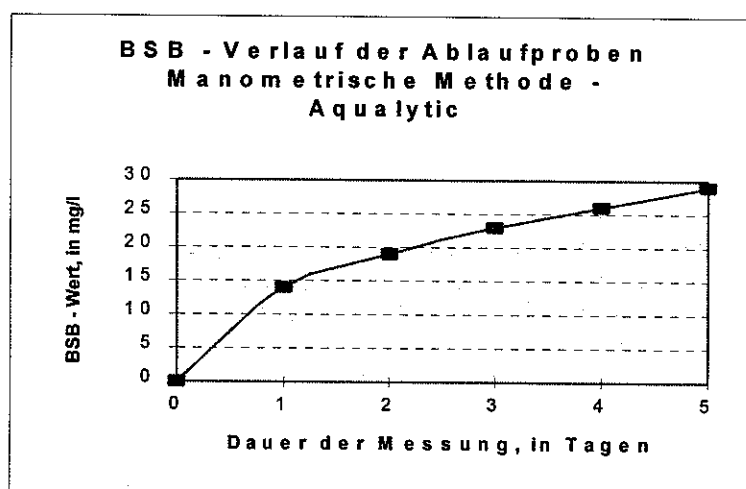
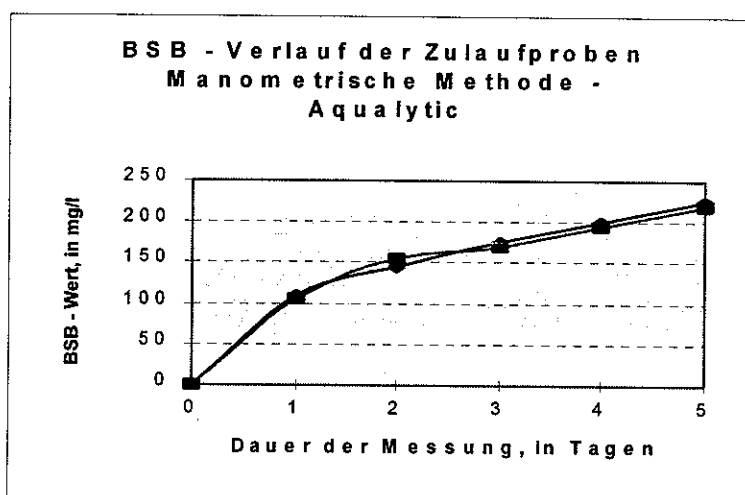
$$m = \frac{0}{1000} \text{ ml}$$

$$BSB_5 = 24 \text{ mg/l}$$

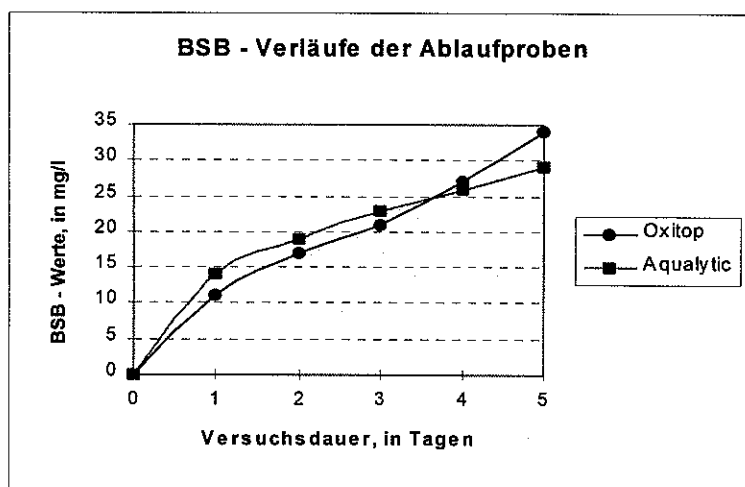
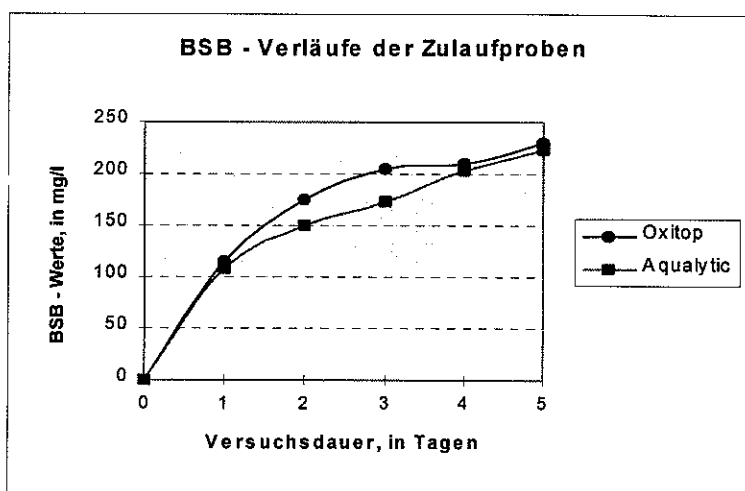
Bestimmung des BSB ₅ - Wertes Manometrische Methode - Oxitop									
Datum	Tag	Ablauf				Zulauf			
		Proben- volumen [ml]	abgelesener Wert	Faktor	BSB- Wert [mg/l]	Proben- volumen [ml]	abgelesener Wert	Faktor	BSB- Wert [mg/l]
12.12	0	365	0	1	0	164	0	5	0
13.12	1		11		11		23		115
14.12	2		17		17		35		175
15.12	3		21		21		41		205
16.12	4		27		27		42		210
17.12	5		34		34		46		230



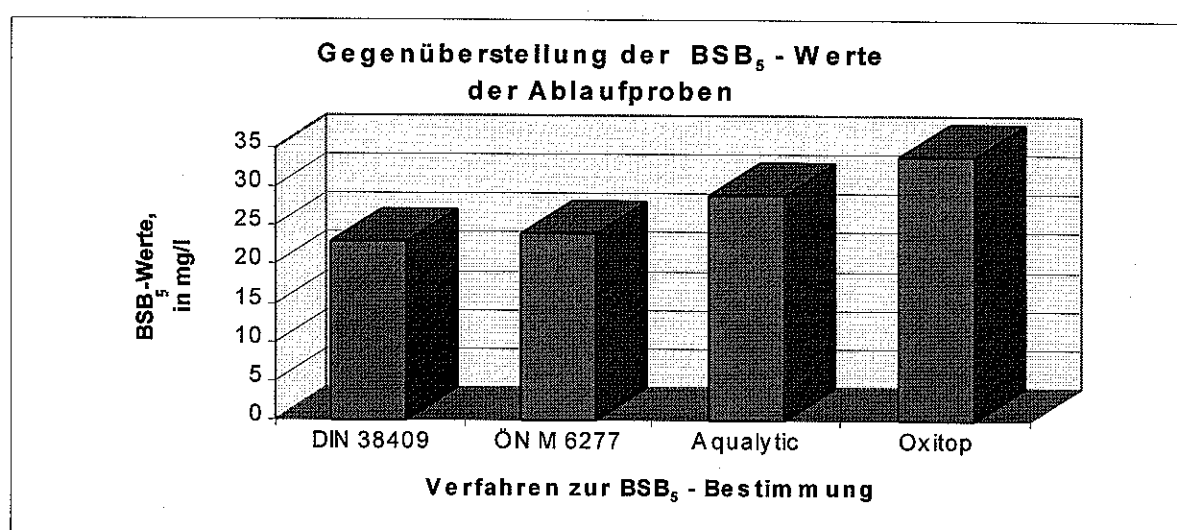
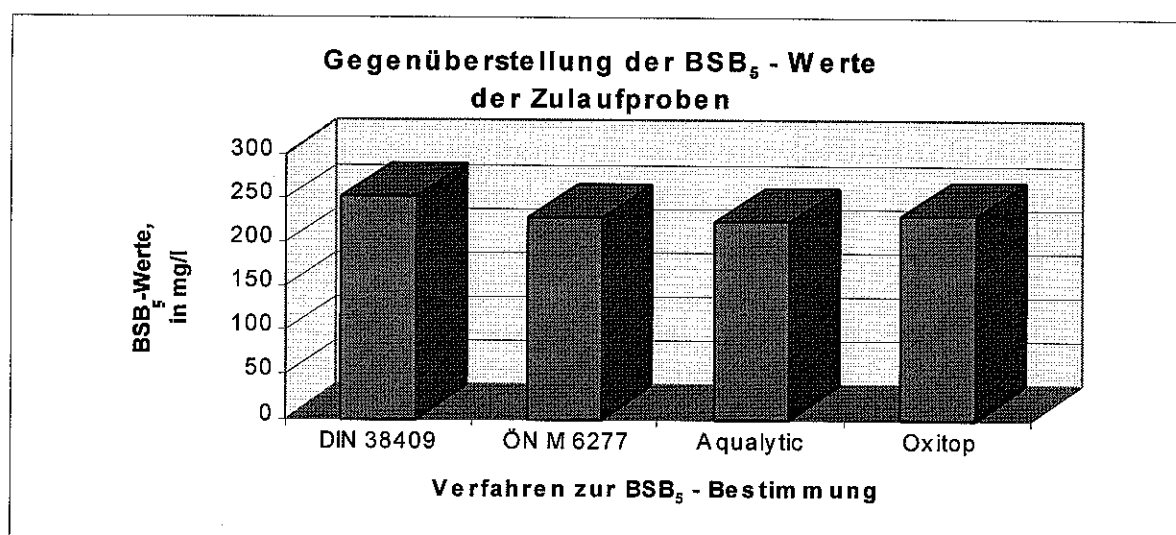
Bestimmung des BSB ₅ - Wertes des Ablaufes Manometrische Methode - Aqualytic								Bestimmung des BSB ₅ - Wertes des Zulaufes Manometrische Methode - Aqualytic							
Datum	Tag	Ablauf (1)			Ablauf (2)			Datum	Tag	Zulauf (1)			Zulauf (2)		
		Proben- volumen [ml]	abgelesener Wert	Faktor	Proben- volumen [ml]	abgelesener Wert	Faktor			Proben- volumen [ml]	abgelesener Wert	Faktor	Proben- volumen [ml]	abgelesener Wert	Faktor
12.12	0		0			0		12.12	0		0			0	
13.12	1	360	70	0,2		70		13.12	1	157	110	1		105	
14.12	2		95			95		14.12	2		145		157	155	
15.12	3		115		360	115	0,2	15.12	3		175			170	
16.12	4		130			130		16.12	4		200			195	
17.12	5		145			145		17.12	5		225			220	



Gegenüberstellung der Meßwerte der Manometrischen BSB - Bestimmungen					
Datum	Tag	Zulauf		Ablauf	
		Oxitop	Aqualytic	Oxitop	Aqualytic
12.12	0	0	0	0	0
13.12	1	115	108	11	14
14.12	2	175	150	17	19
15.12	3	205	173	21	23
16.12	4	210	203	27	26
17.12	5	230	223	34	29



Gegenüberstellung der Ergebnisse der BSB ₅ - Bestimmungen			
	Methode	Ablauf	Zulauf
DIN 38409	Bestimmung nach DIN 38409, Teil 51	23	251
ÖN M 6277	Bestimmung nach ÖNORM M 6277	24	229
Aqualytic	Manometrische Methode - Aqualytic	29	223
Oxitop	Manometrische Methode - Oxitop	34	230

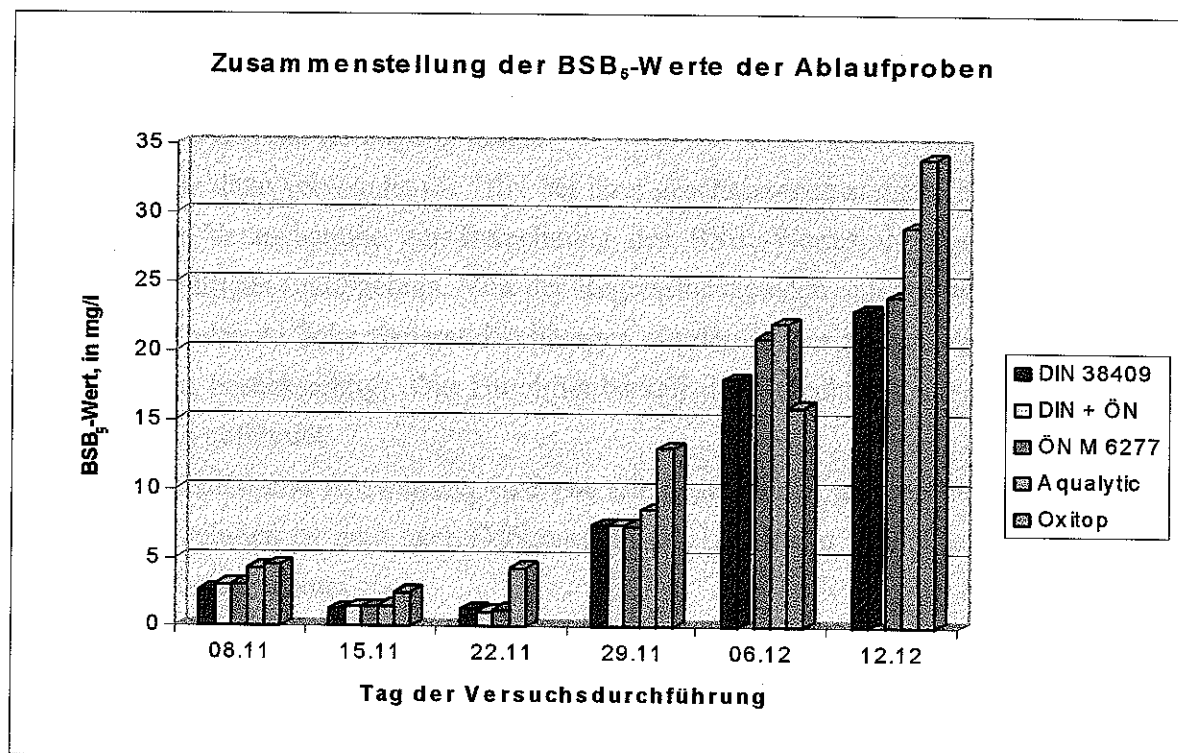
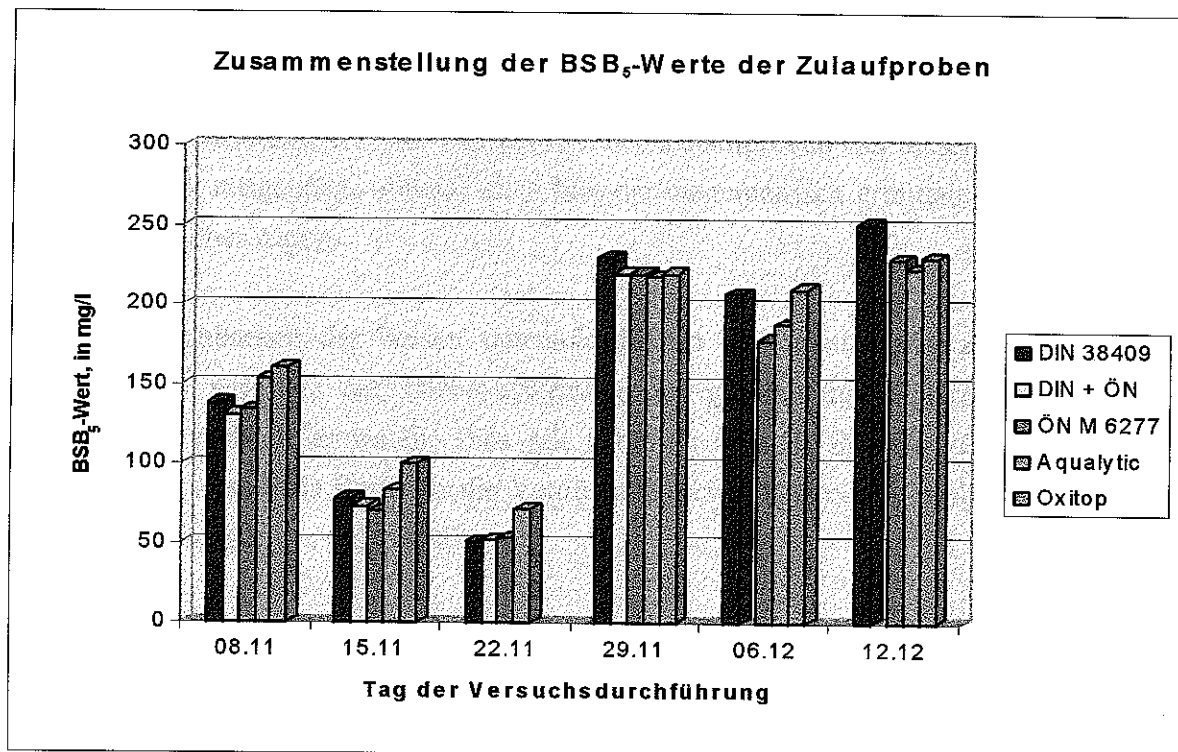


5.3 Resümee

Auf der Grundlage der durchgeführten Untersuchungen können zusammenfassend folgende Schlußfolgerungen gezogen werden. Wie zu erwarten war, unterscheiden sich die nach der Verdünnungsmethode bestimmten BSB₅-Proben zum Teil doch erheblich von jenen, die mit der manometrischen Methode analysiert wurden.

Die folgende Tabelle und die beiden Abbildungen zeigen nochmals zusammenfassend alle durchgeführten Untersuchungen und deren Ergebnisse.

Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs BSB₅				
Darstellung der Ergebnisse der durchgeführten Versuchsreihe				
Datum	Methode		Zulauf	Ablauf
08.11.1996	DIN 38409	Verdünnungsmethode nach DIN 38409, Teil 51	138	2,6
	DIN + ÖN	Verdünnungsmethode nach DIN 38409, Teil 51	131	3,0
	ÖMORM	Verdünnungsmethode nach ÖNORM M 6277	134	3,0
	Aqualytic	Manometrische Methode - System Aqualytic	153	4,3
	Oxitop	Manometrische Methode - System Oxitop	160	4,5
15.11.1996	DIN 38409	Verdünnungsmethode nach DIN 38409, Teil 51	78	1,3
	DIN + ÖN	Verdünnungsmethode nach DIN 38409, Teil 51	73	1,4
	ÖMORM	Verdünnungsmethode nach ÖNORM M 6277	70	1,4
	Aqualytic	Manometrische Methode - System Aqualytic	83	1,5
	Oxitop	Manometrische Methode - System Oxitop	100	2,5
22.11.1996	DIN 38409	Verdünnungsmethode nach DIN 38409, Teil 51	51	1,3
	DIN + ÖN	Verdünnungsmethode nach DIN 38409, Teil 51	52	1,1
	ÖMORM	Verdünnungsmethode nach ÖNORM M 6277	53	1,2
	Aqualytic	Manometrische Methode - System Aqualytic	71	4,3
29.11.1996	DIN 38409	Verdünnungsmethode nach DIN 38409, Teil 51	230	7,4
	DIN + ÖN	Verdünnungsmethode nach DIN 38409, Teil 51	220	7,4
	ÖMORM	Verdünnungsmethode nach ÖNORM M 6277	220	7,3
	Aqualytic	Manometrische Methode - System Aqualytic	218	8,5
	Oxitop	Manometrische Methode - System Oxitop	220	12,5
06.12.1996	DIN 38409	Verdünnungsmethode nach DIN 38409, Teil 51	207	18,0
	ÖMORM	Verdünnungsmethode nach ÖNORM M 6277	178	21,0
	Aqualytic	Manometrische Methode - System Aqualytic	188	22,0
	Oxitop	Manometrische Methode - System Oxitop	210	16,0
12.12.1996	DIN 38409	Verdünnungsmethode nach DIN 38409, Teil 51	251	23,0
	ÖMORM	Verdünnungsmethode nach ÖNORM M 6277	229	24,0
	Aqualytic	Manometrische Methode - System Aqualytic	223	29,0
	Oxitop	Manometrische Methode - System Oxitop	230	34,0



Größere Abweichungen gab es vor allem bei den Proben mit geringem Verschmutzungsgrad (Ablaufproben), wo die manometrisch bestimmten Proben durchwegs höhere BSB₅-Werte ergaben. Bei den Zulaufproben war dieser Zustand etwas weniger stark ausgeprägt, obwohl auch hier die manometrisch ermittelten BSB₅-Werte tendenziell höher waren.

Zur Vergleichbarkeit der beiden unterschiedlichen Verdünnungsansätze kann gesagt werden, daß aufgrund der DIN-Auswertung nur geringfügige Unterschiede in den Ergebnissen feststellbar waren. Dies gilt natürlich speziell für die Verwendung von Grazer Trinkwasser als Basis für die Verdünnungswasserherstellung nach DIN, welches alle Anforderungen der DIN erfüllt.

Obwohl DIN 38409 und ÖNORM M 6277 auf der Grundlage der sog. „Mischungsregel“ beruhen, ist bei einem Vergleich der Auswertungsmethoden eindeutig der DIN der Vorzug zu geben. Der Grund dafür liegt darin, daß die einzelnen Verdünnungsansätze nach ÖNORM keiner statistischen Auswertung zugeführt werden. Maßgebend ist jener Verdünnungsansatz, der die Bedingung der ÖNORM erfüllt. Alle anderen Ansätze werden bei der Auswertung nicht weiter berücksichtigt. Bei geringer Vorkenntnis über die Beschaffenheit und den Verschmutzungsgrad des zu untersuchenden Abwassers, ist es allerdings vorweg sehr schwierig, jene Verdünnungsansätze auszuwählen, die in den Gültigkeitsbereich der Bedingung fallen.

Im Gegensatz dazu verwendet die DIN bei ihrer geschlossenen statistischen Auswertung die gesamte Versuchsreihe zur Berechnung des BSB₅-Wertes. Man erhält praktisch immer ein gültiges Endergebnis. Von der Regressionsgeraden stark abweichende Werte (Ausreißer) oder zu hohe Sauerstoffzehrungen werden in der statistischen Berechnung einfach nicht berücksichtigt. Die Durchführbarkeit der Berechnung ist dadurch jedoch zumeist nicht gefährdet.

Durch die statistische Auswertung und vor allem durch das graphische Auftragen der Regressionsgeraden ist man nach DIN auch in der Lage, sehr schnell einen möglichen Hemmeffekt zu erkennen.

Als genereller Nachteil für beide Verdünnungsmethoden müssen jedoch im Vergleich zu den manometrischen Methoden folgende Punkte angeführt werden:

- BSB-Verläufe und das Abschätzen von Endwerten aus Zwischenwerten sind leider nach den Verdünnungsmethoden nicht möglich. Auch wird man 5 Tage lang im Ungewissen belassen, ob die gewählten Verdünnungsansätze überhaupt eine BSB-Ermittlung zulassen.
- Der Aufwand der Versuchsdurchführung ist bei beiden Verdünnungsmethoden ungefähr derselbe. Er ist aber ungleich höher, als der Aufwand bei den manometrischen Methoden. Für einen BSB₅-Wert nach DIN, ermittelt aus einer empfohlenen Verdünnungsreihe mit 5 Verdünnungen, sind alleine 18 Probeflaschen zu befüllen und insgesamt 18 Sauerstoffgehalte zu messen, wohingegen bei den manometrischen Methoden für eine Doppelbestimmung nur 2 Probeflaschen benötigt werden.

Die beiden manometrischen Methoden unterscheiden sich hinsichtlich der BSB-Verläufe und der Ergebnisse nur geringfügig voneinander. Die Oxitop-Drucksensoren lieferten bei den meisten Untersuchungen geringfügig höhere Werte als die Quecksilbermanometer des Systems der Fa. Aqualytic.

Einer der großen Vorteile der manometrischen Methoden ist sicherlich der, daß man den Verlauf der Sauerstoffzehrungskurve permanent mitverfolgen kann und daher auch relativ schnell merkt, wenn der BSB „nicht aufgeht“. Etwaige Fehler beim Ansetzen der Proben können so auch viel schneller erkannt werden.

In bezug auf den Bedienungskomfort ist der Oxitop-Drucksensor dem System Aqualytic deutlich überlegen, da die Messung nach erfolgtem Temperaturangleich automatisch gestartet wird und alle ermittelten Tageswerte abgespeichert werden oder aber auch jederzeit abgelesen werden können. Außerdem bietet der zur Verfügung stehende Oxitop-Drucksensor die Möglichkeit, den Versuch über einen Zeitraum von bis zu 30 Tagen auszudehnen.

Ein weiterer Vorteil dieses Drucksensors gegenüber dem System Aqualytic ist, daß der Druckabfall mittels elektronischer Drucksensoren und nicht mittels Quecksilbermanometer gemessen wird (Toxizität!).

Zusammenfassend kann aufgrund der durchgeführten Untersuchungen festgestellt werden, daß für die untersuchten Zu- und Abläufe der Kläranlage der Stadt Graz beide angewendeten manometrischen Verfahren zur Bestimmung des BSB_5 -Wertes geeignete Meßverfahren darstellen und im Vergleich zu den genormten Verfahren nach der Verdünnungsmethode durchaus tolerierbare Ergebnisse ergeben haben.

6 Literaturverzeichnis

- [1] Habeck - Tropfke; Abwasserbiologie, 2. Auflage, 58,
Werner - Verlag; 1992
- [2] Karin Deutsch, Helmut Fleckseder; Emissionsgrenzwerte und ihre Bedeutung für den
Gewässerschutz; A1; Wiener Mitteilungen, Band 125; 1995
- [3] Günter Gunkel; Renaturierung kleiner Fließgewässer, 56-64,
Gustav Fischer - Verlag; 1996
- [4] Karin Deutsch, Helmut Fleckseder; Emissionsgrenzwerte und ihre Bedeutung für den
Gewässerschutz; A11-A13; Wiener Mitteilungen, Band 125; 1995
- [5] Klaus Mudrack, Sabine Kunst; Biologie der Abwasserreinigung, 4. Auflage, 16-21,
Gustav Fischer - Verlag; 1994
- [6] Klaus Mudrack, Sabine Kunst; Biologie der Abwasserreinigung, 4. Auflage, 21-23,
Gustav Fischer - Verlag; 1994
- [7] Habeck - Tropfke; Abwasserbiologie, 2. Auflage, 58, 62,
Werner - Verlag; 1992
- [8] Habeck - Tropfke; Abwasserbiologie, 2. Auflage, 71-73,77,
Werner - Verlag; 1992
- [9] Klaus Mudrack, Sabine Kunst; Biologie der Abwasserreinigung, 4. Auflage, 28,
Gustav Fischer - Verlag; 1994
- [10] Klaus Mudrack, Sabine Kunst; Biologie der Abwasserreinigung, 4. Auflage, 34-38,
Gustav Fischer - Verlag; 1994

- [11] Erich Kerzendorfer; Laborhandbuch für Klärwärter; 52; Eigenverlag Hillinger Labortechnik; 1993
- [12] Friedrich Hefler; Anwendung von Summenparametern in der Abwassergesetzgebung und Überwachung; A11; Wiener Mitteilungen, Band 127; 1995
- [13] Dietmar Moser, Christian Thonhauser; Probleme bei den Summenparametern CSB, BSB₅, TOC; F1-F2; Wiener Mitteilungen, Band 108; 1992
- [14] Leonhard A. Hütter; Wasser und Wasseruntersuchungen; 105; 5. Auflage; 1992
- [14] Schribertschnig, Renner, Kauch, Schlachter, Nemecek; Abwasser- und Abfalltechnik; 8; 1993
- [16] Leonhard A. Hütter; Wasser und Wasseruntersuchungen; 106; 5. Auflage; 1992
- [17] Dietmar Moser, Norbert Kreuzinger; Summenparameter in der Abwassertechnik-eine kritische Betrachtung; B6-B7; Wiener Mitteilungen, Band 127; 1995
- [18] Dietmar Moser, Christian Thonhauser; Probleme bei den Summenparametern CSB, BSB₅, TOC; F14-F15, F40-F41; Wiener Mitteilungen, Band 108; 1992
- [19] Dietmar Moser, Christian Thonhauser; Probleme bei den Summenparametern CSB, BSB₅, TOC; F43-F46; Wiener Mitteilungen, Band 108; 1992
- [20] Dietmar Moser, Norbert Kreuzinger; Summenparameter in der Abwassertechnik-eine kritische Betrachtung; B15-B17; Wiener Mitteilungen, Band 127; 1995
- [21] Dietmar Moser, Christian Thonhauser; Probleme bei den Summenparametern CSB, BSB₅, TOC; F3, F27-F29, F42; Wiener Mitteilungen, Band 108; 1992
- [22] Leonhard A. Hütter; Wasser und Wasseruntersuchungen; 108; 5. Auflage; 1992

- [23] Dietmar Moser, Christian Thonhauser; Probleme bei den Summenparametern CSB, BSB₅, TOC; F20-F21, Wiener Mitteilungen, Band 108; 1992
- [24] Dietmar Moser, Christian Thonhauser; Probleme bei den Summenparametern CSB, BSB₅, TOC; F41; Wiener Mitteilungen, Band 108; 1992
- [25] Dietmar Moser, Christian Thonhauser; Probleme bei den Summenparametern CSB, BSB₅, TOC; F4-F7; Wiener Mitteilungen, Band 108; 1992
- [26] Dietmar Moser, Norbert Kreuzinger; Summenparameter in der Abwassertechnik-eine kritische Betrachtung; B25-B26; Wiener Mitteilungen, Band 127; 1995
- [27] Bedienungsanleitung BSB-Gerät AL 212 und 214, Fa. Aqualytic
- [28] Bedienungsanleitung des Einzelmeßsystems OxiTop-OECD, Fa. WTW