

Inhalt

I Einleitung	03
II Theoretischer Teil	04
1. Der Biochemische Sauerstoffbedarf (BSB)	04
1.1. Definition	04
1.2. Grundlagen: Die Selbstreinigung der Gewässer	04
1.3. Bedeutung des BSB.....	05
2. Messverfahren	07
2.1. Normen.....	07
2.2. Probenentnahme und Probenvorbehandlung.....	08
2.3. Messmethoden.....	09
3. Anwendungsgebiete	13
3.1. Gewässergütebestimmung.....	13
3.2. Abwasserwirtschaft	13
3.3. Andere Anwendungen.....	15
III Experimenteller Teil	16
1. Versuche zur Auswirkung einer zweistufigen Kläranlage auf einen Vorfluter (Dettelbach)	16
1.1. Auswahl der Messstellen und Probenentnahme	16
1.2. Durchführung der BSB ₅ -Messungen.....	17
1.3. Ergebnisse	17
2. Beeinflussung eines Vorfluters durch Kläranlagen und Selbstreinigung am Beispiel des Dettelbachs	20
2.1. Auswahl der Messstellen und Probenentnahme	20
2.2. Durchführung der BSB ₅ -Messungen.....	20
2.3. Ergebnisse	21
3. Versuche zur Hemmung der Sauerstoffzehrung	25
3.1. Versuchsdurchführung	25
3.2. Ergebnisse	26
IV Zusammenfassung	30
V Quellenverzeichnis	31
VI Erklärung	33
Anhang: Karte des Dettelbachs mit eingezeichneten Messstellen	

I Einleitung

Das 19. Jahrhundert veränderte weite Teile Europas nachhaltig: Mit Großbritannien als Vorreiter griffen Industrialisierung und Verstädterung bald auch auf Frankreich und Deutschland über. Die Ansiedlung industrieller Anlagen und das schnelle Anwachsen der Städte führten jedoch dazu, dass die großen Flüsse (z.B. Themse, Seine, Rhein) durch die stark gestiegene Abwassermenge mehr und mehr zu stinkenden Kloaken verkamen. Dies war insofern fatal, als dass vor allem die Großstädte, die ihr Trinkwasser eben diesen Flüssen entnahmen, nun von verschiedensten Epidemien durch vom Wasser übertragene Krankheitserreger heimgesucht wurden. *Hassall* brachte es 1850 auf den Punkt: „Ein Teil der Londoner müssen ihre eigenen Exkremente trinken und für dieses Privileg auch noch bezahlen“¹.

Endlich begann man, sich über die Reinigung des Abwassers Gedanken zu machen. Zur Quantifizierung der Verschmutzung und biologischen Selbstreinigung eines Gewässers benötigte man vergleichbare Parameter. Wie das obige Zitat belegt, hatten Naturwissenschaftler schon früh erkannt, dass vor allem die Belastung eines Gewässers mit organischen Stoffen zu dessen „Verschmutzung“ beiträgt. Stützte man sich also anfangs auf die Bestimmung der Menge der organischen Stoffe durch Elementaranalysen, so revolutionierte *Winkler* 1888 mit seiner Methode zur Bestimmung des gelösten Sauerstoffes die chemische Gewässeranalyse. Man hatte nämlich erkannt, dass der Sauerstoff „Minimumfaktor (...) für den erwünschten aeroben Abbau“² ist. In der Folgezeit wurde eine große Zahl verschiedener Verfahren zur Bestimmung der Belastung einer Wasserprobe entwickelt, die sich hauptsächlich hinsichtlich des Meßzeitraumes und der Temperatur der Probe unterscheiden. Alle diese Verfahren beruhen aber letztlich auf der Abnahme des Sauerstoffgehaltes; sie zeigen also auf, wieviel Sauerstoff benötigt wird, um die enthaltenen Kohlenstoffverbindungen zu oxidieren. *Lederer* verwendet deshalb 1914 erstmals die Bezeichnung „biochemical oxygen demand“ (dt.: Biochemischer Sauerstoffbedarf).³

Schließlich setzt sich als Einheitsverfahren der Verdünnungsansatz über 5 Tage bei 20°C im Dunkeln mit Bestimmung des Sauerstoffes am Anfang und Ende des Versuchszeitraumes durch. Unter dem abgekürzten Namen BOD (bzw. BSB) ist diese Meßgröße noch heute einer der wichtigsten Parameter zur Charakterisierung eines Gewässers.

¹ [11], S.1445

² [11], S.1445

³ nach [11], S.1445/1446

II Theoretischer Teil

1. Der Biochemische Sauerstoffbedarf (BSB)

1.1. Definition⁴

Der Biochemische Sauerstoffbedarf ist „die Menge an Sauerstoff, die von Mikroorganismen benötigt wird, um die organische Substanz eines Wasserkörpers aerob abzubauen“⁵. Dies ist die allgemein gültige Definition des BSB. Wie schon in der Einleitung erwähnt, wird wegen der relativ guten Reproduzierbarkeit der Werte meist ein Versuchszeitraum von 5 Tagen verwendet, andere Zeiträume (z.B. über 1, 2, oder 20 Tage) sind aber ebenfalls möglich. Deshalb wird die Inkubationszeit der Probe (n Tage) als Index an die Bezeichnung BSB angehängt: BSB_n. Der Wert wird in der Einheit Milligramm (O₂) pro Liter angegeben.

Der Biochemische Sauerstoffbedarf ist keine genau definierte, schnell ablaufende chemische Einzelreaktion, sondern er stellt ein Maß für die Atmung der Mikroorganismen, die verschiedene im Wasser gelöste organische Stoffe abbauen, dar. Im Gegensatz zum Summenparameter TOC⁶, der die *Menge* an organisch gebundenem Kohlenstoff bestimmt, bezeichnet man ihn daher als einen *summarischen Wirkungsparameter*.

1.2. Grundlagen: Die Selbstreinigung der Gewässer⁷

Der Abbau der organischen Verbindungen basiert auf dem Prozess der Selbstreinigung der Gewässer: In einem „gesunden“ Wasserkörper befinden sich Trophie (Biomasse und Umsatz der autotroph lebenden Organismen) und Saprobie (Biomasse und Umsatz der Destruenten) im Gleichgewicht. Verunreinigungen stören dieses Gleichgewicht: Die

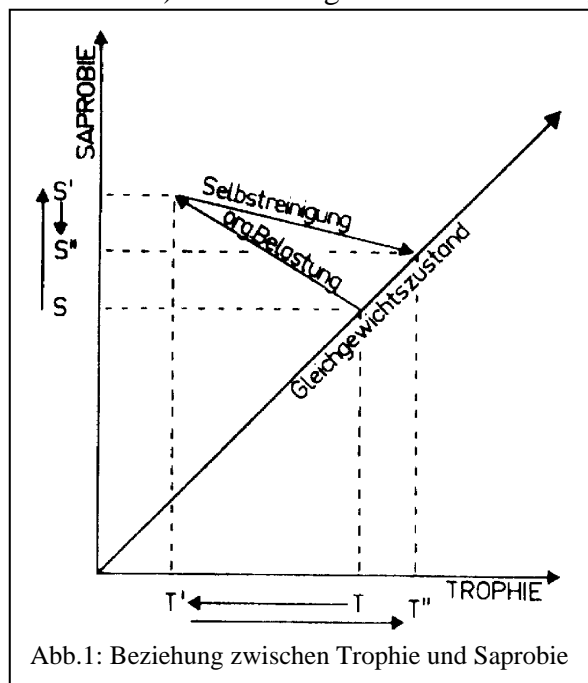


Abb.1: Beziehung zwischen Trophie und Saprobie

Lebensbedingungen für die Destruenten verbessern sich. Durch die erhöhte Aktivität der heterotrophen Organismen können die organischen Stoffe und die Stickstoffverbindungen wieder abgebaut werden. Mit der Zeit wird auch das Gleichgewicht zwischen Trophie und Saprobie wiederhergestellt (Abb.1).

Diese Selbstreinigung läuft in mehreren Abschnitten ab: Zuerst werden die im Wasser enthaltenen Kohlenstoffverbindungen, die den Mikroorganismen (hauptsächlich Bakterien) als Nährstoffquelle dienen, von diesen unter Sauerstoffverbrauch zu Kohlendioxid (CO₂) und Wasser (H₂O) abgebaut. Während die meist gelösten, leicht abbaubaren Stoffe als erstes oxidiert werden, können ungelöste organische Verbindungen erst nach einer Aufspaltung (Hydrolyse) als Nährstoffe genutzt werden.

⁴ nach [03], S.1/2 und [05], S.1

⁵ [25], S.47

⁶ engl.: total organic carbon

⁷ nach [08], S.139-141 und [02], S.27-31

Da dies viel Zeit in Anspruch nimmt (erst nach ca. 70 Tagen sind alle Kohlenstoffverbindungen vollständig abgebaut), erfasst der BSB₅ hauptsächlich den Umsatz an leicht abbaubaren Verbindungen.

Ein zweiter Vorgang während der Selbstreinigung ist die Nitrifikation. Spezialisierte Bakterien (*Nitrifikanten*) bauen Stickstoffverbindungen - ebenfalls unter Sauerstoffverbrauch - zuerst zu Nitrit (NO₂⁻) und danach zu Nitrat (NO₃⁻) ab. Die Nitrifikation setzt normalerweise erst dann voll ein, wenn ein Großteil der vorhandenen Kohlenstoffverbindungen bereits abgebaut wurde. Deshalb ist auch die Oxidation von Stickstoffverbindungen nur in geringem Maß am gemessenen Sauerstoffverbrauch beim BSB₅ beteiligt.

Der biochemische Abbau und seine Geschwindigkeit werden durch verschiedene Faktoren limitiert: Zunächst natürlich durch das Angebot an Kohlen- und Stickstoffverbindungen. Gleichzeitig benötigen die abbauenden Organismen aber auch sogenannte *Makronährstoffe* (Stickstoff, Phosphor) und *Spurenelemente*, die in ausreichender Menge (z.B. Stickstoff: 3-5%, Phosphor: 0,5-1%, jeweils bezogen auf den O₂-Bedarf) vorhanden sein müssen.

Da die Abbauvorgänge letztlich aus enzymkatalysierten Einzelreaktionen in den - an die im Wasserkörper herrschenden Bedingungen angepassten - Organismen bestehen, führt eine Verschiebung des *pH-Wertes* auch zu einer Änderung der Abbaugeschwindigkeit.

Diese wird ebenfalls wesentlich von der *Temperatur* beeinflusst. Schon eine Erhöhung der Temperatur um wenige Kelvin (im Bereich zwischen ca. 5 und 25°C) führt zu einer Zunahme der maximal möglichen Wachstumsrate der Mikroorganismen sowie zu einer erhöhten Stoffwechselaktivität (gemäß der RGT-Regel), aus der ein schnellerer Abbau resultiert.

Das letzte erwähnenswerte begrenzende Moment ist schließlich der *Sauerstoff* selbst. Wie oben ausgeführt, werden sowohl die Kohlen- als auch die Stickstoffverbindungen durch Reaktionen mit reinem Sauerstoff (O₂) in Wasser, CO₂ und Nitrat zerlegt. Ist die O₂-Konzentration im Wasser also zu gering, können die Verschmutzungen auf diesem Weg nicht mehr abgebaut werden.

Wird einer der beschriebenen Faktoren zuungunsten der Mikroorganismen verändert, führt dies zuerst zu verringerten Wachstumsraten und schließlich zum Absterben der Populationen.

Der biochemische Abbau wird außerdem durch verschiedene hemmende Substanzen beeinflusst, die sich störend auf die Populationsentwicklung und den Stoffwechsel der Mikroorganismen auswirken. Hierzu zählen toxisch wirkende Stoffe wie z.B. Bakterizide, Schwermetallverbindungen, freies Chlor oder Salze⁸, sowie von den Organismen selbst ausgeschiedene Stoffwechselprodukte. Die Anwesenheit manchmal nur kleinster Mengen dieser Stoffe kann zu erheblichen Minderbefunden bei der Messung des BSB führen⁹.

1.3. Bedeutung des BSB

Für die Messung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs werden die physiologischen Bedingungen in der Wasserprobe soweit optimiert¹⁰, dass die oxidierbaren Inhaltsstoffe der einzige limitierende Faktor für den Sauerstoffverbrauch sind¹¹. Der Verbrauch an

⁸ Gelöste Salze stören z.B. durch den hohen osmotischen Druck des Außenmediums ($c(\text{Salz})\uparrow$, Zellplasma: $c(\text{Salz})\downarrow$) den Stoffwechsel eines Bakteriums.

⁹ siehe III 3. Versuche zur Hemmung der Sauerstoffzehrung

¹⁰ siehe II 2.1. Normen

¹¹ nach [02], S.5

Sauerstoff ist somit direkt proportional zur Menge der enthaltenen organischen Verunreinigungen. Der BSB gibt also Aufschluss über den Verschmutzungsgrad des untersuchten Gewässers. Hier zeigen sich auch gleichzeitig seine Grenzen: Der BSB erfasst keine Belastungen, die nicht-organischen Ursprungs sind (z.B. Schwermetalle). Trotzdem ist der Biochemische Sauerstoffbedarf der wichtigste Parameter zur Beurteilung einer Wasserprobe bezüglich der vorhandenen biologisch abbaubaren Verunreinigungen.

2. Messverfahren

2.1. Normen

Für eine einheitliche Messung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs wurden verschiedene Normen entwickelt, die im folgenden kurz vorgestellt werden sollen.

Zur Zeit gelten noch das Verfahren DIN 38 409 – H51 zur „Bestimmung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs in n Tagen nach dem Verdünnungsprinzip (Verdünnungs-BSB_n)“¹² und das Verfahren DIN 38 409 – H52 zur „Bestimmung der Sauerstoffzehrung in n Tagen“¹³. Zunächst beschreiben beide Normen völlig

unterschiedliche Verfahren zur Messung eines Sauerstoffverbrauchsparameters: Denn während die Sauerstoffzehrung *alle* O₂ verbrauchenden Vorgänge (Nitrifikation, endogene Atmung¹⁴, oxidative Veratmung¹⁵, verschiedene chemische Reaktionen) umfasst (Abb.2), werden bei der BSB-Messung alle Faktoren bis auf die oxidative Veratmung soweit wie möglich unterbunden.

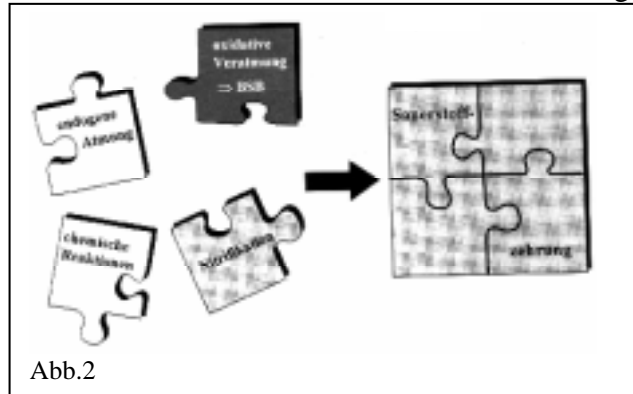


Abb.2

Nach DIN 38 409 – H51 wird dies durch Mischen der Probe mit speziellem Verdünnungswasser (das sauerstoffgesättigt ist, ausreichende Mengen an Mikroorganismen, Makronährstoffen und Spurenelementen enthält, aber selbst nur einen BSB₅ zwischen 0,5 und 1,5 mg/l besitzt), die Zugabe eines Nitrifikationshemmstoffs (meist N-Allylthioharnstofflösung) und klar definierte Bedingungen (Temperatur 20°C ±1K, Einstellen des pH-Wertes zwischen 6-9 mittels Salzsäure bzw. Natronlauge, Inkubation im Dunkeln) erreicht. DIN 38 409 – H52 schreibt lediglich eine ausreichende Versorgung mit Sauerstoff (z.B. durch respirometrische Messverfahren¹⁶) vor. Die Messung der Sauerstoffzehrung lässt sich, z.B. bei kommunalen Abwässern, auch als BSB interpretieren, wenn ein Nitrifikationshemmstoff zugesetzt und die Proben bei 20°C ±1K im Dunkeln inkubiert wurden.

Bei beiden Verfahren wird der Sauerstoffgehalt jeweils am Anfang und am Ende des Versuchszeitraumes gemessen. Nach DIN 38 409 – H52 erfolgt die Auswertung durch Berechnung der Differenz des O₂-Anfangs- und Endgehaltes ($Z_S(n) = \beta_A - \beta_E$ ¹⁷) und anschließendem Mitteln der Werte für die verschiedenen Ansätze derselben Probe.

Die BSB-Berechnung gemäß DIN 38 409 – H51 baut darauf auf, dass von jeder Probe mindestens drei verschiedene Verdünnungen entlang einer arithmetischen Reihe¹⁸ hergestellt werden. Die Verdünnungen werden durch Abschätzen des zu erwartenden BSB anhand anderer Parameter wie CSB¹⁹ oder TOC festgelegt. Die Berechnung erfolgt nach einer Kontrolle auf die Gültigkeit der *Mischungsregel*: „Diese besagt, dass

¹² [03]

¹³ [04]

¹⁴ die Atmung der Mikroorganismen beim Abbau eigener Reservestoffe

¹⁵ die Atmung der Mikroorganismen beim Abbau von organischen Substanzen

¹⁶ siehe II 2.3. Messmethoden

¹⁷ $Z_S(n)$: Sauerstoffzehrung des Ansatzes in n Tagen (in mg/l), β_A : Anfangssauerstoffgehalt in mg/l, β_E : Endsauerstoffgehalt in mg/l

¹⁸ arithmetische Reihe: die Abstände zwischen den einzelnen Gliedern sind gleich (z.B. Verdünnungen im Verhältnis 1:2, 1:4, 1:6, 1:8 usw.)

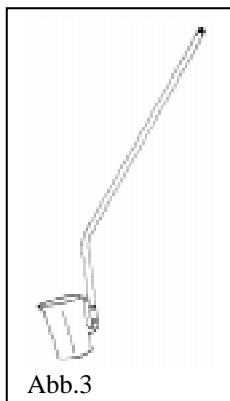
¹⁹ Chemischer Sauerstoffbedarf (engl. COD= chemical oxygen demand)

das Verdünnungswasser²⁰ und die zu untersuchende Wasserprobe am Sauerstoffverbrauch der Mischungen jeweils in dem ihrem Volumenanteil entsprechendem Maße beteiligt sind²¹. Werden bei einem Teil der Verdünnungen Abweichungen von dieser Regel festgestellt, so liegen toxische oder hemmende Einflüsse vor; die entsprechenden Verdünnungen werden bei der Auswertung nicht berücksichtigt. Nun muss der BSB anhand von sechs (!) verschiedenen Formeln berechnet werden.

Schon diese Kurzbeschreibung des DIN-Verfahrens zur Bestimmung des BSB zeigt, dass seine Durchführung mit sehr viel Arbeit verbunden und eigentlich nur von ausgebildetem Fachpersonal möglich ist. Doch selbst die bayerischen Wasserwirtschaftsämter (WWA's) wenden dieses Verfahren, bei dem es sich laut Herrn Beckmann, dem Laborleiter des WWA Ingolstadt „schlicht um eine ABM-Maßnahme handelt“, nicht an. Vielmehr verfährt man hier bei der Untersuchung von kommunalem Abwasser nach der erst seit einigen Wochen gültigen Europa-Norm EN 1899-1, die es in Deutschland unter der Bezeichnung „H5“²² schon seit mehr als dreißig Jahren gibt²³. Diese ist eine Mischung aus den Normen DIN 38 409 – H51 und H52. Ähnlich wie bei H51 werden durch Verdünnungswasser (für das nicht so strenge Auflagen gelten wie bei H51), Zugabe eines Nitrifikationshemmers, Einstellen des pH-Wertes und entsprechender Temperierung die Voraussetzungen für einen weitgehenden Ausschluss der unerwünschten O₂-verbrauchenden Prozesse getroffen. Die Auswertung erfolgt wie bei H52 durch Messung des Anfangs- und mittleren Endgehaltes²⁴ an O₂ (in mg/l) und Berechnung der Differenz.

Während bei industriellen Abwässern wegen eventuell enthaltener hemmender oder toxischer Substanzen auf die Durchführung gemäß DIN 38 409 – H51 nicht verzichtet werden sollte, kommt *Schöneborn* zu dem Ergebnis, dass bei „häuslichem Abwasser auch eine vereinfachte Auswertung²⁵ zu vergleichbaren Ergebnissen“²⁶ führt. Die relativ gute Reproduzierbarkeit der Werte nach dem von den bayerischen WWA's angewandten Verfahren bestätigt dieses Ergebnis.

2.2. Probenentnahme und Probenvorbehandlung²⁷



Um bei der Bestimmung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs reproduzierbare Werte zu erhalten, muss schon bei der Entnahme der Wasserproben auf die Einhaltung bestimmter Kriterien geachtet werden.

Die Probenahme erfolgt am besten mit Hilfe eines Schöpfbechers (Abb.3). Dieser ist *entgegen der Fließrichtung* in das Gewässer zu halten, da z.B. im Wasser schwimmende Pflanzenteile (= organisches Material!), die den BSB der Probe verändern würden, auf diese Weise nicht erfasst werden. Gleichzeitig ist darauf zu achten, dass der Schöpfbecher nicht den Grund des Gewässers berührt, was zu einer Schlammaufwirbelung und damit ebenfalls zu einer Verfälschung der Probe führen kann.

²⁰ dessen BSB bzw. *Blindwert* auch bestimmt werden muss, Anm. d. Verfassers

²¹ [03], S.9

²² [05]

²³ nach [01]

²⁴ Um eine höhere Genauigkeit zu erzielen, werden zwei Fläschchen jedes Ansatzes inkubiert und die beiden Endwerte gemittelt.

²⁵ Also z.B. gemäß EN 1899-1, Anm. d. Verfassers

²⁶ [22], S.430

²⁷ nach [01] und [07], S.18-23

Das entnommene Wasser wird in 2l-Flaschen aus Polyethylen²⁸, die vorher bereits mit Wasser der Entnahmestelle vorgespült wurden, gefüllt. Um der Probe nicht den Charakter des Zufälligen (beim einmaligen Schöpfen enthielte das Wasser nur Stoffe, die in dieser Sekunde vorüberschwammen) zu geben, ist es sinnvoll, eine *qualifizierte Stichprobe* zu nehmen. Laut Herrn Dittert vom WWA Ingolstadt schöpft man hierzu über einen Zeitraum von circa 10 Minuten jeweils kleinere Wassermengen in die Flasche. Dies ergibt immerhin eine Momentaufnahme des Gewässers, die allerdings, gerade bei Flüssen, in die Abwässer eingeleitet werden, je nach Belastung der zugehörigen Kläranlage, schwanken kann.

Vor Ort sind Sauerstoffgehalt (mittels O₂-Sonde), pH-Wert, Temperatur, Geruch und evtl. Trübung der Probe zu bestimmen und zusammen mit Datum, Uhrzeit und Wetterlage in ein Meßprotokoll einzutragen. Diese Daten hängen nicht unmittelbar mit dem BSB zusammen, sind aber für eine Gewässeranalyse im Labor, bei der der BSB ja nur einen von vielen Parametern darstellt, unumgänglich.

Die Flaschen müssen nun luftblasenfrei verschlossen und im Dunkeln bei circa 4°C transportiert werden. Die Wasserproben sollten möglichst rasch im Labor verarbeitet werden.

Hierzu werden sie auf Zimmertemperatur gebracht, danach - eventuell nach der Bestimmung anderer Parameter (z.B. CSB) – gemäß den besprochenen Normen mit Nitrifikationshemmstoff und Verdünnungswasser versetzt und auf diese Weise für die BSB-Messung vorbereitet.

2.3. Messmethoden

Mit der Zeit wurde für die BSB-Bestimmung eine Vielzahl unterschiedlicher Verfahren ausgearbeitet, von denen ich an dieser Stelle die am häufigsten verwendeten beschreiben möchte.

Die ersten beiden Verfahren beruhen auf der Messung des in der Wasserprobe enthaltenen Sauerstoffes, jeweils am Beginn und am Ende der Inkubation. Da Wasser bei einer Temperatur von 20°C nur circa 8-9 mg O₂/l aufnimmt (Sättigungswert) muss die Probe entsprechend dem zu erwartenden BSB so mit O₂-gesättigtem Verdünnungswasser gemischt werden, dass nach dem Ende der n Tage noch ein Sauerstoffgehalt von circa 2 mg/l vorhanden ist, da das Sauerstoffangebot die Abbauprozesse nicht einschränken darf²⁹. Zur Verringerung der Messungenauigkeit sollte Anfangs- und Endmessung jeweils nach demselben Verfahren erfolgen³⁰.

1888 entwickelte *Winkler* die nach ihm benannte Methode einer Redox-Titration³¹. Sie beruht darauf, dass Mangan(II)-Ionen (Mn²⁺) in basischem Umfeld mit dem gelösten O₂ reagieren und braune Manganhydroxidionen (Mn(OH)₃) bilden. Wird der pH-Wert des Mediums durch Säurezugabe nun stark herabgesetzt, entstehen Mangan(III)-Ionen (Mn³⁺), die dafür sorgen, dass Iodidionen (I⁻) zu Iod (I₂) oxidiert werden. Die freigesetzte Menge Iod ist proportional zur Menge des gelösten Sauerstoffes. Natriumthiosulfat reduziert das freie Iod wieder weg. Da eine beigemischte Stärkelösung in Verbindung mit Iod eine tiefe Blaufärbung ergibt, wird solange Natriumthiosulfat dazugegeben, bis die Blaufärbung verschwindet. Aus dem Verbrauch an Natriumthiosulfat lässt sich unter Berücksichtigung des Flaschenvolumens anschließend der O₂-Gehalt in mg/l berechnen. Für dieses *jodometrische Verfahren*

²⁸ Richtlinie des WWA Ingolstadt; möglich sind z.B. auch Glasflaschen

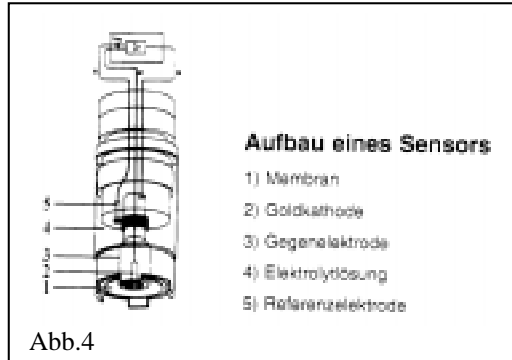
²⁹ siehe II 1.2. Grundlagen: Die Selbstreinigung der Gewässer

³⁰ nach [22], S.428

³¹ nach [09], S.175-177 und [21], S.172

werden sowohl etliche Chemikalien als auch exakt geeichte ($\pm 0,1\text{ml}$) Flaschen³² benötigt. Auch der nicht unerhebliche Zeitaufwand hat dazu geführt, dass diese Methode aufgrund der neueren Möglichkeiten der Sauerstoffmessung kaum mehr Anwendung findet.

Heutzutage wird der O_2 -Gehalt meist mit einer *Sauerstoffelektrode* bestimmt³³. Die Messung erfolgt hier auf elektro- bzw. *amperometrischem* Weg (vgl. Abb.4): Der eigentliche Sensor ist durch eine Membran (1) von der Meßlösung getrennt. Durch diese



Membran diffundieren die Sauerstoffmoleküle der Meßlösung aufgrund eines Konzentrationsgefälles. Im mit einer alkalischen Elektrolytlösung (4) gefüllten Sensor wird der Sauerstoff an einer Goldkathode (2) zu Hydroxidionen reduziert³⁴. Da diese Reaktion nicht von selbst abläuft, sondern eine Spannung von $+401\text{mV}$ benötigt, muss mit Hilfe einer Referenzelektrode (5) eine entsprechende

Polarisierung erfolgen³⁵. Die nötigen Elektronen liefert eine Gegenelektrode (3, Anode) aus Silber³⁶. Aus dem durch diese Reaktionen verursachten Stromfluss, der proportional zum verbrauchten O_2 ist, kann ein Messgerät unter Berücksichtigung der Temperatur (mittels eingebautem Fühler) den Sauerstoffgehalt in mg/l errechnen und anzeigen. Die Elektrolytlösung sorgt dafür, dass die an der Gegenelektrode entstehenden Metallionen gebunden werden und hält den pH-Wert im Sensor sowie das Potential der Referenzelektrode stabil. Diese Messtechnik ist der *Winkler-Methode* hinsichtlich der Genauigkeit mittlerweile überlegen. Die Kenntnis des Volumens der Probe ist nicht mehr nötig, da die Menge des oxidierten Sauerstoffes vom Volumen der Elektrolytlösung und der Größe der Elektroden abhängt, was das Messgerät bei der Umrechnung in mg/l automatisch berücksichtigt. Der Sensor muss nur in die Messlösung eingeführt werden (wobei es günstig ist, ihn z.B. mit einem Magnetrührer anzuströmen) und nach einiger Zeit erfolgt die Anzeige des O_2 -Gehalts.

Die DIN 38 409 - H52 sieht zur Ermittlung des BSB (bzw. der Sauerstoffzehrung) auch den Einsatz von *Respirometern* vor³⁷. Diese messen den O_2 -Verbrauch der Probe auf direktem Weg. Eine exakt definierte Wassermenge (die ständig - z.B. durch Magnetrührer - in Bewegung gehalten wird) befindet sich zusammen mit einem Luftvorrat in einem geschlossenen System. Das beim Sauerstoffverbrauch entstehende CO_2 wird durch ein Absorptionsmittel (z.B. Natriumhydroxid) gebunden; auf diese Weise entsteht ein Druckabfall in diesem System.

Die Bestimmung des verbrauchten O_2 erfolgt entweder *volumetrisch*³⁸ oder *manometrisch*³⁹. Früher verwendete man zur Ermittlung der Druckabnahme Quecksilbermanometer, die mittlerweile infolge von Arbeitsschutzbestimmungen und nicht zuletzt wegen der manuell durchzuführenden Messwerterfassung kaum noch zum Einsatz kommen. Die neue Manometergeneration (z.B. OxiTop[®] von WTW, Abb.5)

³² sogenannte *Winkler-Flaschen*, Volumen 100-130ml

³³ nach [13], S.36-47 und [07], S.67-69

³⁴ $\text{O}_2 + 2\text{H}_2\text{O} + 4\text{e}^- \rightarrow 4\text{OH}^-$

³⁵ Es gibt auch sogenannte *galvanische* Sensoren, bei denen die Silber- durch eine Bleigegenelektrode (3) ersetzt wurde. Diese ist im Gegensatz zur Silberanode in der Lage, die Polarisationsspannung zur Verfügung zu stellen. Eine separate Referenzelektrode ist nicht erforderlich.

³⁶ $\text{Ag} \rightarrow \text{Ag}^+ + \text{e}^-$

³⁷ nach [12], S.1361/1365-1368, [16], [17], [18]

³⁸ Messung der Abnahme des vorhandenen Gasvolumens

³⁹ Messung der Druckabnahme im System

arbeitet mit elektronischen Drucksensoren und ist deshalb in der Lage, Messdaten auch über längere Zeiträume hinweg in bestimmten Abständen automatisch zu erfassen und teilweise sogar auszuwerten. Aufgrund ihrer einfachen Bedienung (das OxiTop® wird z.B. einfach auf eine Messflasche aufgeschraubt) und der relativ geringen Kosten wird sie häufig zur Eigenüberwachung in Kläranlagen etc. eingesetzt.

Eine andere Möglichkeit ist die *coulombmetrische* Messung: Die entsprechenden Geräte gleichen den Druckabfall mit Hilfe von selbsterzeugtem Sauerstoff⁴⁰ wieder aus (Abb.6). Die zugeführte O₂-Menge wird entweder direkt (durch Erfassung ihres Volumens) oder indirekt (Messung der zur Sauerstofferzeugung nötigen Energie) bestimmt. Diese - meist computergesteuerten - BSB-Automaten (z.B. BSB digi von der Johanna Otto GmbH) leisten wegen der hohen Kosten und Anforderungen an den Anwender ihre Dienste

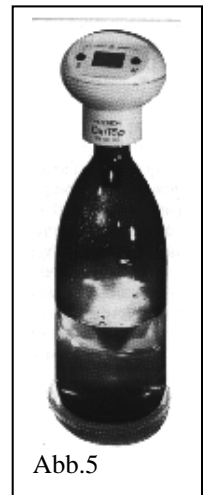


Abb.5

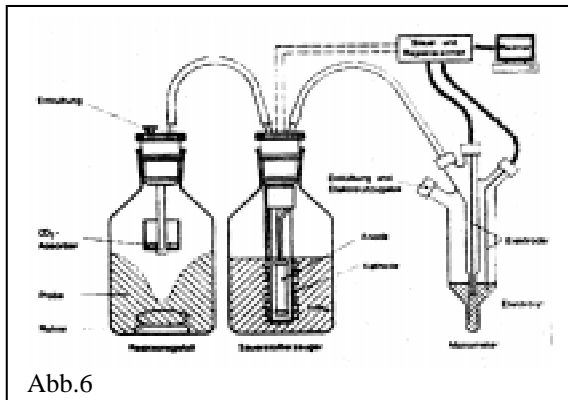


Abb.6

hauptsächlich in Hochschul- und Industrielabors.

Die Vorteile der Respirometer liegen vor allem in ihrem großen Messbereich, der wegen des reichlich vorhandenen Sauerstoffs normalerweise keine Verdünnung der Probe nötig macht, und der ständigen Verfügbarkeit der Messwerte während der gesamten Inkubation, was die Erstellung von Zehrungskurven ermöglicht, die Aufschluss über die Geschwindigkeit des

biochemischen Abbaus in Abhängigkeit von der Zeit geben.

Eine andere Möglichkeit, den Biochemischen Sauerstoffbedarf zu bestimmen, ist die *CSB-Differenzmethode*⁴¹. Der Chemische Sauerstoffbedarf ist grundsätzlich höher als der BSB, da er alle oxidierbaren Substanzen, gleich ob organischer oder anorganischer Art, umfasst. Die CSB-Messung erfolgt auf nasschemischem Weg: Die Probe wird mit Kaliumdichromat (K₂Cr₂O₇) in Schwefelsäure als Reaktionsmedium bei 148°C gekocht, wobei das Cr₂O₇ Sauerstoff abgibt und zum Chrom(III)-Ion wird. Der Gehalt des übrigen Kaliumdichromats bzw. des neuentstandenen Chrom(III), aus dem der CSB errechnet werden kann, lässt sich mit Photometern⁴² messen.

Zur BSB-Ermittlung wird einfach der CSB sowohl vor als auch nach der Inkubation der Probe bestimmt. Die Differenz der beiden Werte entspricht dem biochemischen Abbau, also dem BSB. Natürlich muss durch ständiges Rühren der - in diesem Fall unverschlossenen - Probe sichergestellt werden, dass genügend Sauerstoff aus der Luft zur Verfügung gestellt wird.

Dieses Verfahren hat den Nachteil, dass Ungenauigkeiten der CSB-Messung auf den BSB übertragen werden und so die Reproduzierbarkeit - gegenüber den Verfahren mit zwei O₂-Messungen - verschlechtert wird. Deshalb wird diese Vorgehensweise nur bei sehr hohen BSB-Werten (einige hundert mg/l) angewandt.

⁴⁰ Die Erzeugung erfolgt in einer Elektrolysezelle, z.B. durch Zerlegung einer schwefelsauren Kupfersulfatlösung in Sauerstoff, Schwefelsäure und Kupfer mit Hilfe von elektrischem Strom.

⁴¹ nach [12], S.1361/1362, [15], [27], S.130-140 und [07], S.100/101

⁴² Der entsprechende Inhaltsstoff (also K₂Cr₂O₇ oder Chrom(III)) wird mit einer Reagenz zu einem Farbstoff umgewandelt. Das Photometer erkennt die Konzentration durch Messung des Absorptionsgrades einer für den Farbstoff spezifischen Wellenlänge λ .

Ein Manko des Biochemischen O_2 -Bedarfs ist, dass die Ergebnisse erst nach der Inkubation der Probe, also im Normalfall nach 5 Tagen zur Verfügung stehen. Für einige Einsatzgebiete⁴³ ist es jedoch nötig, Proben in kurzer Zeit (teilweise sogar im Minutenbereich) auswerten zu können. Aus diesem Grund wurden *biosensorische Messgeräte* entwickelt⁴⁴.

Diese geben zwar den Wert als BSB_5 an, ermitteln ihn jedoch aus mehreren Sauerstoffbestimmungen, die innerhalb weniger Minuten erfolgen. Diese Hochrechnung bedingt, dass die abbauenden Mikroorganismen schon vorhanden und an das zu untersuchende Wasser angepasst sind. Der Betrag ihrer endogenen Atmung muss bekannt sein, damit er eliminiert und die oxidative Veratmung eindeutig bestimmt

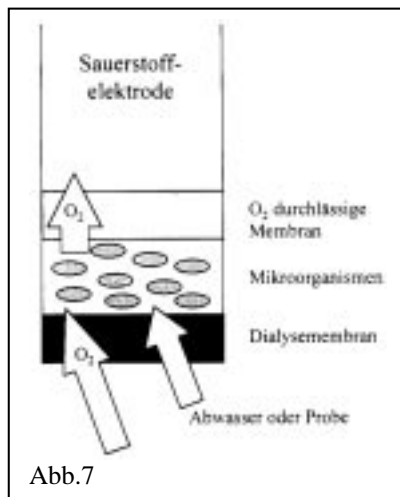


Abb.7

werden kann. Aus diesem Grund enthält ein Biosensor genau definierte Mikroorganismen, die für ein großes Spektrum an unterschiedlichen organischen Inhaltsstoffen (*Substratspektrum*) zu verwenden sind und deren Eigenatmung bekannt ist⁴⁵. Der Sensor bietet den Mikroorganismen ideale chemische und physikalische Bedingungen (Temperatur, etc.) und ist mit einer Sauerstoffelektrode, die ständig den O_2 -Gehalt misst, verbunden. Durch eine Dialysemembran gelangen die abbaubaren Inhaltsstoffe der Wasserprobe in den Sensor (Abb.7). Der angezeigte Wert ist zuerst ein „Maß für die Belastung der Probe mit leicht abbaubaren Stoffen“⁴⁶. Wird die Probe vorher ca. eine Stunde lang bei $148^\circ C$ und niedrigem pH-Wert gekocht, was zur Spaltung der Inhaltsstoffe in leicht

abbaubare Einzelbestandteile führt, wird die Reaktionszeit des BSB_5 sozusagen im Zeitraffer vorweggenommen⁴⁷, der ermittelte Wert dem „echten“ BSB_5 so sehr stark angenähert.

Die Vorteile des *Kurzzeit-* bzw. *Sensor-BSBs* liegen in der - dank der standardisierten Mikroorganismen - hohen Reproduzierbarkeit der Messungen und der Möglichkeit, den BSB mit geeigneten (computergesteuerten) Geräten kontinuierlich zu bestimmen. Zu beachten ist aber, dass die errechneten Werte nicht exakt mit dem den DIN-Normen entsprechenden BSB übereinstimmen.

Für die Ermittlung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs gibt es noch eine Vielzahl weiterer Methoden, die jedoch meist eher theoretischer Natur sind. Erwähnenswert ist höchstens noch der *Küvetten-Test* von Dr. Lange⁴⁸, der auf DIN 38 409 – H51 basiert und auch vergleichbare Ergebnisse liefert. Die einzelnen Küvetten enthalten bereits vordosierte Nitrifikationshemmer und Nährstoffe, sie werden nur noch mit 7 ml Probe- und Verdünnungswasser gefüllt. Die Auswertung erfolgt hier photometrisch. Dieses Verfahren spart vor allem Zeit (bei der Probenvorbereitung) und Platz (wegen des geringen Volumens).

Die BSB -Werte, die die verschiedenen Methoden liefern, können stark differieren. Eine gerichtsverwertbare Grundlage bietet deshalb einzig und allein der Verdünnungs- BSB gemäß DIN 38 409 – H51, alle anderen Verfahren werden vornehmlich zum Zweck der Selbstüberwachung (z.B. in Kläranlagen) eingesetzt.

⁴³ siehe II 3. Anwendungsgebiete

⁴⁴ nach [12], S.1362/1368-1370, [10], S.5 und [14]

⁴⁵ Der ARAS-Sensor von Dr. Lange enthält z.B. *Rhodococcus erythropolis* (Bakterien) und *Issatchenkia orientalis* (Hefe).

⁴⁶ [10], S.5

⁴⁷ nach [10], S.5

⁴⁸ nach [10], S.5

3. Anwendungsgebiete

3.1. Gewässergütebestimmung⁴⁹

Der Ursprung der Bestimmung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs liegt in der Ermittlung der Gewässergüte. Die Gewässergüte beschreibt allgemein den Grad der Verschmutzung eines Flussabschnitts oder Sees und damit die dort herrschenden Bedingungen für alle vorhandenen Lebewesen.

Ein wichtiger Faktor für die Einteilung in verschiedene Güteklassen ist die Versorgung mit Sauerstoff. Vom O₂-Gehalt des Wassers ist es abhängig, welche Organismen dort überleben können: Während Fische z.B. relative hohe Sauerstoffkonzentrationen benötigen, gibt es andere Lebewesen, die wenig oder gar keinen O₂ benötigen (*Fäulnisbewohner, Saprobien*).

Güte- kl.	Grad org. Belastung	Sapro- bität	Saprob.- Index	BSB ₅ (mg/l)
I	unbelastet, sehr gering belastet	Oligo- saprobie	1,0- < 1,1	1
I-II	gering belastet	Oligosap. mit β- mesosapr. Einschlag	1,1- < 1,8	1-2
II	mäßig belastet	ausge- glichene α-Meso- saprobie	1,8- < 2,3	2-6
II-III	kritisch belastet	α-β-mesos. Grenzzone	2,3- < 2,7	6-10
III	stark ver- schmutzt	ausgepräg. α-Meso- saprobie	2,7- < 3,2	7-13
III-IV	sehr stark verschmutzt	Polysap. mit α- mesosapr. Einschlag	3,2- < 3,5	10-20
IV	übermäßig verschmutzt	Poly- saprobie	3,5- < 4,0	> 15

Abb.8

Ist ein Gewässer stark mit vor allem organischen Verunreinigungen versetzt, wird der zur Verfügung stehende Sauerstoff natürlich schneller (zum Abbau der Verunreinigungen) aufgebraucht als der in „reinem“ Wasser enthaltene. Aus diesem Grund lässt sich anhand des BSB die Güteklasse eines Gewässers in etwa abschätzen.

Die Bestimmung der Gewässergüte basiert bei Fließgewässern auf dem *Saprobien*system. Es gibt 4 Haupt- (von I: unbelastet bis IV: übermäßig verschmutzt) und 3 Nebenklassen (Übergang zwischen zwei Hauptstufen), die die Einteilung standardisieren. Es werden verschiedene Indikatororganismen bestimmt, die jeweils inklusive einem Gewichtungswert einer Güteklasse zugeordnet sind. Die

Verrechnung der Menge aller gefundenen Organismen unter Berücksichtigung ihrer Gewichtung ergibt den Saprobien-Index. Aus ihm lässt sich die Güteklasse des Gewässers ableiten. Diese steht fast immer in Korrelation mit den BSB-Werten laut Abb.8.

3.2. Abwasserwirtschaft⁵⁰

Die Abwasserwirtschaft stellt zur Zeit das Aufgabengebiet dar, in dem der Biochemische Sauerstoffbedarf am häufigsten Anwendung findet. Vor allem im Bereich der kommunalen Abwasserentsorgung, die sich hauptsächlich mit organischen Abfallstoffen (Fäkalien etc.) zu befassen hat, kann auf die Bestimmung dieses Parameters nicht verzichtet werden.

Die Wasserwirtschaftsämter haben unter anderem die Aufgabe, die Belastung des von den kommunalen und industriellen Kläranlagen in die Flüsse geleiteten Abwassers in regelmäßigen Abständen zu überprüfen und - beim Überschreiten bestimmter

⁴⁹ nach [23], S.46-54, [07], S.152-162/168-184 und [01]

⁵⁰ nach [01]

Grenzwerte - Gegenmaßnahmen einzuleiten. Laufend werden deshalb Wasserproben aus Zulauf und Ablauf der Kläranlagen verglichen. Die ermittelten BSB-Werte lassen z.B. Aussagen über den „Wirkungsgrad“ der untersuchten Anlage zu⁵¹.

Ferner werden Flüsse (sog. *Vorfluter*) jeweils einige hundert Meter vor und nach der Einleitstelle einer Kläranlage auf ihre Wasserqualität hin untersucht, wobei die Veränderung des BSB wieder eine entscheidende Rolle spielt. Messungen im weiteren Flussverlauf sind - besonders bei Kläranlagen ohne die dritte, chemische Stufe - möglich, um Aufschluss über die Stärke und Geschwindigkeit der stattfindenden Selbstreinigung zu erhalten⁵².

Es kommt vor, dass außer aus Kläranlagen, Entwässerungssystemen oder Regenüberläufen Abwässer auch „wild“, d.h. ohne Genehmigung in Flüsse eingeleitet werden. Die BSB-Bestimmung hilft, den entsprechenden Flussabschnitt zu lokalisieren und dem Einleiter seine Straftat auch vor Gericht zu beweisen.

Neben dieser Überwachungsfunktion ist der Biochemische Sauerstoffbedarf auch bei der Planung von neuen Kläranlagen und Abwassersystemen dienlich. Für die Dimensionierung einer Kläranlage ist ausschlaggebend, welche Reinigungsleistung erbracht werden muss, um das dort ankommende Abwasser zu säubern. Diese Leistung wird in *Einwohnergleichwerten* (EGW's) berechnet. Ein EGW beträgt 72g O₂/l, gemessen als BSB₅. Dies ist die Menge an Sauerstoff, die aufgewendet werden muss, um das von einem Menschen pro Tag produzierte Abwasser von organischen Verunreinigungen befreien zu können. Abwässer organischer Natur aus dem industriellen Bereich können auf diese Weise auch bewertet werden: Ein Schlachthof erzeugt z.B. pro geschlachtetem Schwein Abwasser mit einer Belastung von 27 EGW⁵³. Aus der Zahl der Personen sowie der Art und Größe der Industrieanlagen, die ihr Abwasser in eine Kläranlage leiten werden, lässt sich auf diese Weise im Voraus berechnen, für welche Reinigungsleistung die entsprechende Anlage ausgelegt werden muss und - was noch größere Priorität besitzt - ob der jeweilige Vorfluter die Belastung⁵⁴ überhaupt aushalten würde.

Ebenfalls für die Planung von Kläranlagen bzw. für die Berechnung von Gebühren für industrielle Einleiter ist das Verhältnis BSB:CSB von Bedeutung. Je ausgewogener diese Relation zugunsten des BSB ist, um so besser sind die Verschmutzungen biologisch abbaubar⁵⁵.

Der in Kapitel 2.3. beschriebene Sensor- oder Kurzzeit-BSB wird überwiegend für die Steuerung und für Prozessverbesserungen in Kläranlagen eingesetzt. „Biologische Abwasserreinigung ist die Verlegung der Selbstreinigung aus dem Fluss in die Kläranlage, wo sie technisch optimiert am Ort und in kurzer Zeit (...) abläuft.“⁵⁶

Um die bestmögliche Reinigungsleistung zu erzielen, müssen den Mikroorganismen der Anlage ideale Bedingungen geschaffen werden: Hierzu zählt v.a. die ausreichende Versorgung mit Sauerstoff. Anhand des Kurzzeit-BSB's kann z.B. stark belastetes Wasser mehrmals durch die Klärbecken gepumpt oder zusätzlich mit Sauerstoff versetzt werden, so dass der biochemische Abbau sich optimal entwickeln kann.

⁵¹ Dieser ist um so besser, je stärker der BSB im Verlauf der Klärstrecke abgesenkt werden kann.

⁵² Siehe II 1.2. Grundlagen: Die Selbstreinigung der Gewässer und III 2. Beeinflussung eines Vorfluters durch Kläranlagen und biologische Selbstreinigung am Beispiel des Dettelbachs

⁵³ nach [08], S.138/139

⁵⁴ In der Kläranlage lassen sich nur bis zu 97% der Verunreinigungen beseitigen (nach [01])

⁵⁵ für kommunales Abwasser geht man von einem Verhältnis CSB:BSB=2,5:1 aus (nach [06], S.2).

⁵⁶ [11], S.1453

3.3. Andere Anwendungen

Außerhalb der Abwasserwirtschaft wird der Biochemische Sauerstoffbedarf noch in einigen anderen Bereichen eingesetzt.

Fischzüchter stehen vor dem Problem, dass unterschiedliche Fischarten eine bestimmte Umgebung, vor allem bezüglich des Sauerstoffgehalts benötigen. Die Lebensbedingungen der Fische lassen sich aus den Gewässergüteklassen⁵⁷, in denen die entsprechenden Arten hauptsächlich vorkommen, ableiten. Eine Kontrolle, ob die richtigen Verhältnisse im Fischweiher noch gegeben sind, kann über die BSB-Bestimmung erfolgen⁵⁸.

Weist ein Fischweiher vergleichsweise hohe BSB-Werte auf, ist um so mehr auf eine ausreichende - für die Fische lebenswichtige - O₂-Versorgung des Wassers zu achten.

Der Biochemische Sauerstoff ist sogar mit ausschlaggebend für die Vergabe von Umweltzeichen.

Ein Beispiel ist der deutsche „Blaue Engel“ (Abb.9) für Waschmittel, die „einen wesentlichen Beitrag zur geringeren Belastung von Kläranlagen und Gewässern leisten.“⁵⁹ Die Waschmittel, die dieses Zeichen verliehen bekommen, sollen - außer geringen Mengen an toxischen Stoffen - einen möglichst geringen BSB aufweisen. Der Faktor „BSB“ geht für die Vergabe des Zeichens zu 12% in die Produktbewertung mit ein.⁶⁰



Analog zu 3.2. kann das Verhältnis BSB:CSB auch im industriellen Bereich dazu verwendet werden, die biologische Abbaubarkeit verschiedener Produkte (Waschmittel, Farben, Klebstoffe usw.) zu charakterisieren.

⁵⁷ siehe II 3.1. Gewässergütebestimmung

⁵⁸ nach [01]

⁵⁹ [24], S.3

⁶⁰ nach [24]

III Experimenteller Teil

1. Versuche zur Auswirkung einer zweistufigen Kläranlage auf einen Vorfluter (Dettelbach)

Wie bereits aus dem theoretischen Teil hervorgeht, kann eine Kläranlage die Belastung des Abwassers mit organischen Inhaltsstoffen nur senken. Der Abbau der verbleibenden Verunreinigungen bleibt der Selbstreinigung des Vorfluters vorbehalten. Dieser Umstand legt den Schluss nahe, dass der BSB eines Fließgewässers unterhalb der Einleitestelle einer Kläranlage einen höheren Wert annimmt als oberhalb. Diese Überlegung wollte ich an einem konkreten Fall testen.

1.1. Auswahl der Messstellen und Probenentnahme

Mit Hilfe des WWA Ingolstadt entschied ich mich für den Dettelbach, der von Theißing aus Richtung Kösching fließt und bei Großmehring in den Köschinger Mühlbach mündet⁶¹. Dieser eignet sich deshalb so gut als „Versuchsobjekt“, da insgesamt drei kleinere Kläranlagen (KA's) Abwässer in ihn einleiten.

Für meinen Versuch erwies sich die erste der drei Kläranlagen, die KA Theißing in der Nähe des Ortsteils Tholbath, als am interessantesten, da der Dettelbach in seinem Oberlauf von ca. 2,5km nur durch vom Regenwasser eingetragene Schmutzstoffe (z.B. Düngemittel von den angrenzenden Feldern) belastet wird, während bei der KA Theißing die erste „konzentrierte“ Einleitung erfolgt. Ihre Auswirkungen sind ferner relativ stark zu bemerken, da der Fluss nach dem Kläranlagenablauf schätzungsweise die fast doppelte Wassermenge mit sich führt.

Zur Probenahme wählte ich zwei gut zugängliche Stellen, die jeweils ca. 200m vor (Messpunkt 2) bzw. hinter (Messpunkt 3) der Einleitung liegen.

Insgesamt dreimal nahm ich während des Sommers 1998⁶¹ an beiden Stellen auf folgende Weise Wasserproben: Ein 2l-Messbecher aus Plastik wurde durch das Bachbett geführt, das in ihm enthaltene Wasser mit Hilfe eines Küchensiebes von Gestein etc. befreit und in eine dunkle Glasflasche (Volumen 1l) gefüllt, die anschließend luftdicht verschlossen wurde. Vor Ort bestimmte ich Wassertemperatur⁶² und pH-Wert⁶³. Auf weitere Untersuchungen verzichtete ich, da es um keine umfassende Gewässeranalyse, sondern nur um die BSB₅-Bestimmung ging.

Danach transportierte ich die Proben in einer Kühltasche ins Reuchlin-Gymnasium, wo ich die BSB₅-Messung durchführte.

Am 28.07.1998 entnahm ich außerdem unter Anleitung von Herrn Dittert vom WWA Ingolstadt nochmals je eine Wasserprobe, diesmal allerdings nach den Regeln für eine qualifizierte Stichprobe⁶⁴. Die BSB₅-Werte wurden vom WWA Ingolstadt bestimmt und sollten eine Vergleichsgrundlage für meine eigenen Messungen bieten.

⁶¹ siehe die als Anhang beigefügte Karte des Dettelbachs

⁶¹ am 18.05.98, 19.06.98 und 10.07.98

⁶² mittels zweier Quecksilberthermometer, deren Mittelwert notiert wurde

⁶³ mittels pH-Indikatorstreifen „pH-Fix 4.5-10.0“ (Macherey-Nagel, Art.Nr. 92120)

⁶⁴ siehe II 2.2. Probenentnahme und Probenvorbehandlung

1.2. Durchführung der BSB₅-Messungen

Für die Bestimmung des BSB₅ standen mir zwei Oxitop[®]-Einzelmesssysteme der Firma WTW zur Verfügung. Diese ermitteln den BSB₅ respirometrisch durch elektronische Drucksensoren.

Die Wasserproben und die Messgeräte bereitete ich gemäß der Oxitop[®]-Bedienungsanleitung⁶⁵ und dem WTW-Applikationsbericht zur respirometrischen Bestimmung von häuslichem Abwasser⁶⁶ auf die BSB₅-Bestimmung vor:

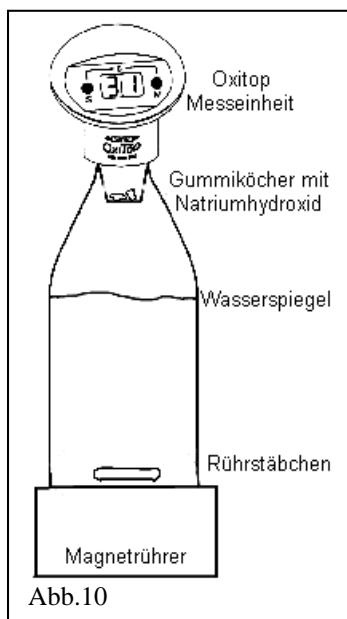
Auf ein Einstellen des pH-Wertes konnte verzichtet werden, da er bei allen Proben im Bereich von 7,5 bis 8 lag.

Zuerst musste das Wasser mit Sauerstoff gesättigt werden. Hierzu begaste ich jede Probe über einen Zeitraum von 4 Minuten mit reinem O₂.

Da es sich bei allen Proben um „reines“ Wasser bzw. um biologisch gereinigtes kommunales Abwasser handelte, war der zu erwartende BSB₅ auf jeden Fall geringer

als 40mg/l anzusetzen⁶⁷, weshalb ich mich gemäß der Oxitop[®]-Bedienungsanleitung für ein Probenvolumen von 432ml (⇒ Messbereich von 1-40mg/l) entschied. Diese Menge maß ich mit Hilfe eines Messzylinders (2mal 250ml), den ich mit der entsprechenden Wasserprobe vorgespült hatte, ab und befüllte die - ebenfalls vorgespülte - Probeflasche, die ich außerdem bereits mit einem Magnet-Rührstäbchen ausgestattet hatte.

Anschließend wurde der zum Oxitop[®] gehörende Gummiköcher, den ich vorher mit zwei Natriumhydroxid-Plätzchen, die dazu dienen, das entstehende Kohlendioxid zu binden, bestückt hatte, in den Flaschenhals gesetzt. Zuletzt wurde das Oxitop[®] auf die Flasche geschraubt und die Messeinheit auf einen Magnetrührer gestellt. Dieser hatte die Aufgabe, den Wasserkörper über den Versuchszeitraum in Bewegung zu halten, damit der verbrauchte gelöste O₂ durch den in der Flasche enthaltenen Luftsauerstoff ersetzt wird.



Vom Start der Messung am Oxitop[®] bis zum Ende befand sich die Versuchsanordnung (Abb.10) im Keller der Chemiesammlung des Reuchlin-Gymnasiums, da ich dort eine relativ konstante Temperatur von ca. 20°C festgestellt hatte.

Die BSB₅-Werte der beiden Proben eines Tages wurden selbstverständlich mit den beiden Oxitop[®]-Einheiten parallel bestimmt.

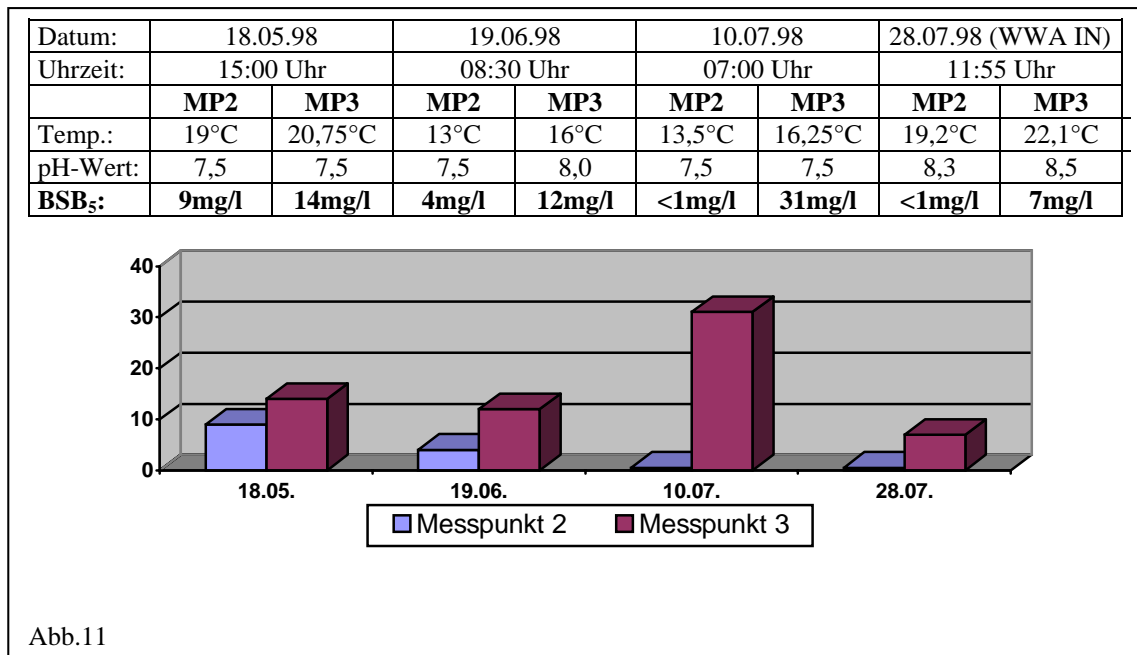
1.3. Ergebnisse

Die Ergebnisse der Messungen fielen oberflächlich betrachtet wie erwartet aus: Der Wert von Messpunkt (MP) 2 lag jeweils deutlich unter dem von Messpunkt 3 (alle Werte vgl. Abb.11). Doch während „meine“ Werte im Bereich von 0-9mg/l (MP2) und 12-31mg/l (MP3) schwankten, ergab die Bestimmung des WWA Ingolstadt vom 28.07.98 einen BSB₅ von <1mg/l für MP2 und 7mg/l für MP3. Nach Aussage von Herrn Beckmann sollte der BSB₅ des Dettelbachs generell 10mg/l nicht übersteigen.

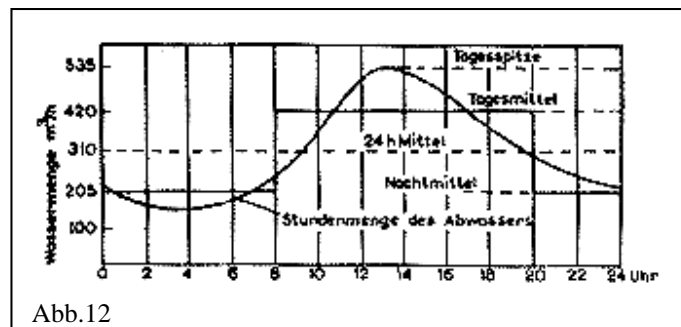
⁶⁵ [18]

⁶⁶ [19]

⁶⁷ nach [01]



Meine erste Überlegung war, dass für die stark differierenden Messwerte die verschiedenen Uhrzeiten, zu denen die Proben entnommen wurden, verantwortlich sein könnten: Die eingeleitete Abwassermenge ist nicht den ganzen Tag über konstant, sondern hängt vom Wasserverbrauch der Einwohner ab (Abb.12). Die WWA-Proben wurden um 11:55 Uhr entnommen und liegen damit etwas über dem Tagesmittel. Meine Proben vom 18.05.98 nahm ich um 15:00 Uhr, d.h. laut dem Kurvenverlauf von Abb.12 hätten sich in etwa dieselben Werte ergeben müssen, was nicht der Fall war (MP2: 9mg/l, MP3: 14mg/l). Die anderen Proben entnahm ich morgens um 7:00 bzw. 8:30, sie waren deshalb dem Nachtmittel zuzurechnen, wiesen aber trotzdem noch weitaus höhere Werte (MP3: 31 bzw. 12mg/l) auf. Durch die schwankende Abwassermenge ließen sich außerdem nur die differierenden Werte von MP3 erklären, da der Ausstoß der Kläranlage auf MP2 keinen Einfluss besitzt.



Ausgehend von der Annahme, dass die WWA-Ergebnisse korrekt sind, suchte ich bei meinen Versuchen nach möglichen Fehlerquellen:

Zunächst hatte ich bereits die Probenahme völlig falsch durchgeführt: Ich hatte mit dem Entnahmetrichter Schlamm usw. vom Grund aufgewühlt und das Gefäß außerdem so in den Bach gehalten, dass das Wasser direkt hineinfließt. Auf diese Weise hatte ich also evtl. „Fremdbestandteile“ in meine Wasserproben befördert, die das Messergebnis verfälschen können⁶⁸.

Auf den Einsatz eines Nitrifikationshemmstoffes wurde – da keiner zur Verfügung stand – auch verzichtet. Ich vertrat ferner die Ansicht, dass ich die Nitrifikation ja jeweils bei beiden Ansätzen mitmessen würde und ihr Wert deshalb unerheblich sei. Mittlerweile fiel mir aber auf, dass durch das Abwasser zusätzlich stickstoffhaltige Verbindungen eingetragen werden und die Nitrifikation bei MP3 deshalb ein höheres Niveau erreichen kann als bei MP2.

⁶⁸ vgl. II 2.2. Probenentnahme

In der Chemiesammlung waren die Wasserproben auch nicht im Dunkeln inkubiert, was z.B. zu Algentätigkeit und damit zu Sauerstofferzeugung führen kann.

Der Hauptgrund für die falschen Messwerte ist jedoch mit hoher Wahrscheinlichkeit die Temperatur. Die fehlende Inkubation der Proben⁶⁹ wirkt sich bei der respirometrischen BSB-Messung mehrfach aus:

Da ich das Wasser nicht vortemperierte, sondern direkt in die Probeflaschen einfüllte, war nicht sichergestellt, dass die Proben auch bei der Inkubationstemperatur die erforderlichen 432ml Volumen besaßen.

Das Oxitop[®] misst den Partialdruckunterschied in der Gasphase der Probeflasche. Bei veränderter Temperatur kann sich der Gasdruck erhöhen bzw. senken⁷⁰ (auch indirekt durch temperaturabhängige Veränderung des Wasservolumens), was wegen der hochempfindlichen Drucksensoren zu einer Messwertverfälschung führen muss.

Temperaturabweichungen bewirken außerdem eine Veränderung der Sauerstoffaufnahmekapazität des Wassers, d.h. es wird „zu viel“ oder „zu wenig“ O₂ (in Relation zum Sauerstoffverbrauch) aus der Gasphase entfernt, was wiederum falsche Werte zur Folge hat.

Das Oxitop[®] ist nicht in der Lage, Temperaturveränderungen zu kompensieren, da der Messwertberechnung eine Formel zugrunde liegt, in der die Inkubationstemperatur (T₂₀) als Konstante enthalten ist (Abb.13).

Auch die Biologie der Wasserprobe wird stark von der Temperatur beeinflusst, da Populationsentwicklung und Arbeitsgeschwindigkeit der Mikroorganismen gemäß der RGT-Regel in hohem Maße von ihr abhängig sind.

Ein exaktes Bestimmen der erforderlichen 432ml Wasser kann eigentlich nur mit einem Messzylinder erfolgen. Stimmt die Wassermenge nicht, so ist ein verändertes Verhältnis Luftraum:Probenvolumen gegeben, was wiederum zu einer Veränderung der Sauerstoffaufnahme bzw. des Partialdrucks führen kann.

Es ist nicht möglich, festzulegen, welcher Faktor in welchem Maße an meinen relativ realitätsfernen Messwerten beteiligt ist. Die Versuchsergebnisse zeigen dafür auf, dass bei der BSB-Bestimmung sehr sorgfältig, äußerst genau und mit entsprechender Ausstattung (z.B. Thermostatschrank) vorzugehen ist, um korrekte Werte zu erhalten.

$$BSB = \frac{M(O_2)}{R \cdot T_{20}} * \left(\frac{V_{ges} - V_{Fl}}{V_{Fl}} + \alpha \cdot \frac{T_{20}}{T_0} \right) \cdot \Delta p(O_2)$$

M(O ₂):	Molekulargewicht (32000 mg/mol)
R:	Gaskonstante (83,144 l * mbar/mol * K)
T ₀ :	Temperatur (273,15 K)
T ₂₀ :	Temperatur (293,15 K)
V _{ges} :	Flaschenvolumen (ml Nennvolumen)
V _{fl} :	Probenvolumen (ml vom Meßbereich abhängig)
α:	Bunsenscher Absorptionskoeffizient (0,03103)
Δp(O ₂):	Differenz des Sauerstoffpartialdruckes (mbar)

Abb.13

⁶⁹ die Temperatur in der Chemiesammlung schwankte um bis zu 5K

⁷⁰ auch eine nicht temperierte Wasserprobe kann die Temperatur des Luftvorrats beeinflussen, nach [20], S.2

2. Beeinflussung eines Vorfluters durch Kläranlagen und Selbstreinigung am Beispiel des Dettelbachs

Mit meiner ersten Versuchsreihe konnte ich zwar die Vermutung bestätigen, dass ein Kläranlagenablauf den BSB_5 eines Gewässers erhöht, aber über die Größe des Einflusses einer Kläranlage ließ sich mit den gewonnenen Werten keine Aussage treffen. Herr Beckmann bot mir daraufhin an, weitere BSB_5 -Bestimmungen im Labor des WWA Ingolstadt durchzuführen. Dies eröffnete mir die Möglichkeit, mehr als zwei Wasserproben gleichzeitig zu bestimmen. Deshalb realisierte ich die Idee, die Auswirkungen aller drei Kläranlagen auf den Dettelbach und seine Selbstreinigung zu untersuchen.

2.1. Auswahl der Messstellen und Probenentnahme

Um das Versuchsziel zu verwirklichen, benötigte ich jeweils vor und nach dem Ablauf einer Abwasserreinigungsanlage einen Messpunkt. Auf diese Weise war es gleichzeitig möglich, den Grad der Selbstreinigung zwischen zwei Kläranlagen zu bestimmen⁷¹.

Für die KA Theißing wählte ich wieder die bereits im Versuch 1 beschriebenen Messpunkte 2 und 3.

Circa 3,3km flussabwärts ist die KA Demling zu finden. Messpunkt 4 liegt ungefähr 100m vor und MP5 200m-300m hinter ihrem Ablauf. Der an diesen Stellen ziemlich dicht bewachsene Uferbereich erschwerte die Probenahme.

Die KA Katharinenberg liegt nochmals 2km weiter stromabwärts. Die Auswahl der Messpunkte gestaltete sich hier besonders schwierig, da der Dettelbach aufgrund von Schilfwuchs und einer Strassenunterführung nur im Bereich des Kläranlagenablaufes zugänglich ist. Deshalb liegen die Messpunkte 6 und 7 relativ nah an der Einleitestelle (ca. 5-10m davor bzw. danach). Die Abwasserreinigungsanlage selbst ist auf der Karte nicht sichtbar, da es sich – im Gegensatz zu den KA's Theißing und Demling – nicht um eine Teichkläranlage, sondern um eine vollbiologische Tauchkörperanlage handelt⁷².

Um Werte für den gesamten Fluss zu bekommen, nahm ich zusätzlich Proben im Oberlauf (MP1) und kurz bevor der Dettelbach in den Köschinger Mühlbach mündet (MP8).

Die Probenahme erfolgte am 06.10.98 von 15:00 bis 16:30 Uhr. Die erforderlichen Utensilien (Schöpfbecher, 8 2l-PE-Flaschen, Quecksilberthermometer) hatte mir das WWA Ingolstadt leihweise überlassen. Diesmal entnahm ich die Proben nach den Regeln für eine qualifizierte Stichprobe⁷³. Ich bestimmte die Wassertemperatur und den Sauerstoffgehalt⁷⁴. Der pH-Wert wurde später im Labor des WWA Ingolstadt gemessen. Die luftdicht verschlossenen Probeflaschen transportierte ich ins WWA Ingolstadt, wo sie bis zu ihrer Auswertung am 07.10.98 gekühlt aufbewahrt wurden.

2.2. Durchführung der BSB_5 -Messungen

Die Bestimmung der BSB_5 -Werte der Wasserproben führte ich unter Anleitung der Laborantinnen im Gewässerlabor des WWA Ingolstadt durch. Theoretisch wäre eine

⁷¹ siehe die als Anhang beigefügte Karte des Dettelbachs

⁷² nach [01]

⁷³ siehe II 2.2. Probenentnahme

⁷⁴ mittels einer O_2 -Elektrode (Hanna Instruments HI 9142) aus der Chemiesammlung des Reuchlin-Gymnasiums

z.B. BSB-Bestimmung nach DIN 38 409 – H51⁷⁵ möglich gewesen, doch wegen des damit verbundenen Aufwandes und meiner fehlenden Qualifikation wendete ich das Verfahren des WWA Ingolstadt in vereinfachter Form an.

Zunächst wurden die gekühlten Proben auf Zimmertemperatur gebracht und jeweils in 1l-Glasmesszylinder gefüllt. Mit einer Pipette wurde zur Nitrifikationshemmung 1ml Allylthioharnstofflösung⁷⁶ dazugegeben und mit Hilfe eines Rührstabes mit dem Wasser vermischt.

Die Zugabe von Verdünnungswasser erschien nicht notwendig, da die BSB₅-Werte der Proben laut Herrn Beckmann weit unter 10mg/l liegen und das Wasser (wegen des enthaltenen Abwassers) auch genügend Nährstoffe beinhalten müsste.

Anschließend füllte ich die Wasserproben in je drei Steilbrustflaschen⁷⁷ (BSB-Flaschen), die mit einem Glasstopfen luftdicht verschlossen wurden (Abb.14).

Zwei der Flaschen derselben Probe wurden jeweils im Thermostatschrank (20°C ±1K) plaziert, während ich bei der verbliebenen Flasche den Sauerstoffgehalt bestimmte.

Dies geschah mit Hilfe des Sauerstoffmessgerätes OXI 2000 von WTW. Die O₂-Elektrode besitzt einen Rührzusatz, der durch einen Magnetrührer angetrieben wird und für eine gleichmäßige Anströmung der Sauerstoffelektrode sorgt. Einige Sekunden nach dem Start der Messung zeigt das Gerät automatisch den O₂-Gehalt in mg/l auf zwei Dezimalstellen genau an.

5 Tage später, am 12.10.98, wiederholte ich die Sauerstoffmessung mit den im Thermostatschrank aufbewahrten Flaschen. Aus den so erhaltenen zwei neuen Messwerten jeder Probe wurde der Mittelwert errechnet und dieser vom Wert der Sauerstoffbestimmung vom 07.10.98 abgezogen. Auf diese Weise erhielt ich den BSB₅ jeder Probe.

Bei der Probe von MP3 sank der O₂-Gehalt jedoch fast auf 0. Deshalb wurden 250ml des tiefgefroren aufbewahrten Restprobenwassers auf Zimmertemperatur gebracht, wegen der langen Kühlperiode mit 1ml eines KA-Ablaufes angeimpft (= Zuführung „frischer“ Mikroorganismen, die an kommunales Abwasser adaptiert sind), mit 1ml Allylthioharnstoff versehen und mit 750ml sauerstoffgesättigtem Verdünnungswasser vermischt. Danach wurde der BSB₅ dieses Ansatzes wie oben beschrieben bestimmt. Es war nur zu beachten, dass der errechnete Wert mit dem Faktor 4 multipliziert werden musste, um den BSB₅ zu erhalten. Vorher war der parallel bestimmte *Blindwert* des Verdünnungswassers abzuziehen und nach der Multiplikation wieder hinzuzurechnen⁷⁸.

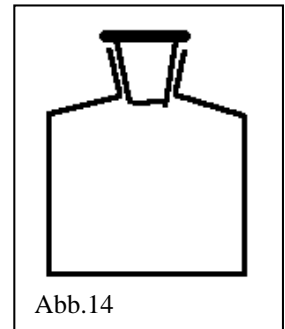


Abb.14

2.3. Ergebnisse

Betrachtet man die Messergebnisse (Abb.15), so fällt zuerst der Unterschied zwischen den im Fluss vorgenommenen (O₂ Probe) und den im Labor des WWA durchgeführten (O₂-Anfang) Sauerstoffbestimmungen auf. Die Laborwerte liegen im Mittel um 1,75mg/l höher als die der Vor-Ort-Bestimmung. Die lässt sich durch verschiedene Ursachen erklären:

Zum einen erfolgte die O₂-Messung im Labor mit dem oben aufgeführten Präzisions-sauerstoffmessgerät OXI 2000, während ich bei der Probenahme mit einer einfacheren O₂-Elektrode arbeitete. Es ist zu vermuten, dass diese nicht so genau geeicht war wie das WWA-Messgerät. Ferner sind leicht Ablesefehler möglich, da die

⁷⁵ siehe II 2.1. Normen

⁷⁶ nach [06], S.3/4

⁷⁷ Steilbrustflaschen mit 19mm Schliff, Volumen ca. 0,25l

⁷⁸ $BSB_5(3:1) = (4 * (O_2\text{Anfang} - ((O_2\text{Ende1} + O_2\text{Ende2}) / 2) - \text{Blindwert})) + \text{Blindwert}$ (nach [06], S.5)

Datum der Probenahme: 06.10.98 Uhrzeit: 15:00-16:30 Uhr Wetter: regnerisch

	MP1	MP2	MP3 (3:1)	MP4	MP5	MP6	MP7	MP8
pH-Wert	8,14	7,85	7,88	7,79	7,83	7,89	7,90	8,10
O ₂ Probe (mg/l)	7,9	7,2	5,1	6,3	5,0	5,7	6,0	7,2
O ₂ -Anfang (mg/l)	9,14	9,02	7,96	8,14	6,40	7,83	7,60	9,31
O ₂ -Ende1 (mg/l)	5,96	7,59	5,80	6,91	0,09	2,36	2,06	7,27
O ₂ -Ende2 (mg/l)	6,22	7,68	5,72	6,90	0,08	2,40	2,10	7,40
BSB₅ (mg/l)	3,1	1,4	8,2*	1,2	6,3	5,5	5,5	2,0

* Bei MP3 betrug der O₂-Gehalt nach 5 Tagen 0mg/l. Deshalb wurde nochmals eine Verdünnung im Verhältnis 3:1 angesetzt, die – bei einem Blindwert des Verdünnungswassers von 0,21mg/l - einen BSB₅ von 8,2mg/l ergab (O₂-Anfangs-/Endwerte stammen von dem verdünnten Ansatz).

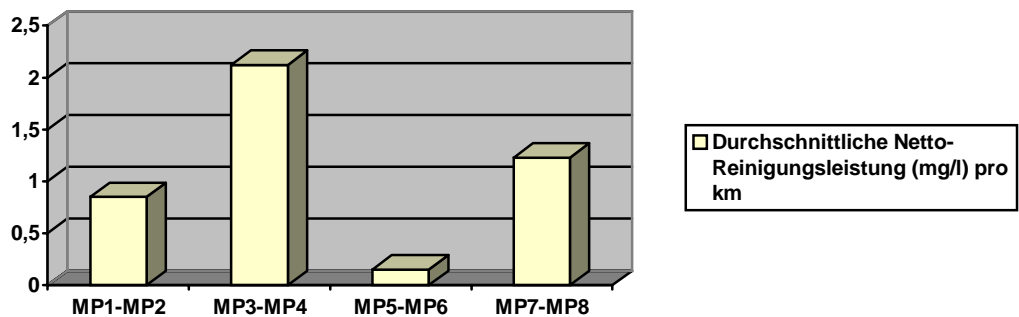
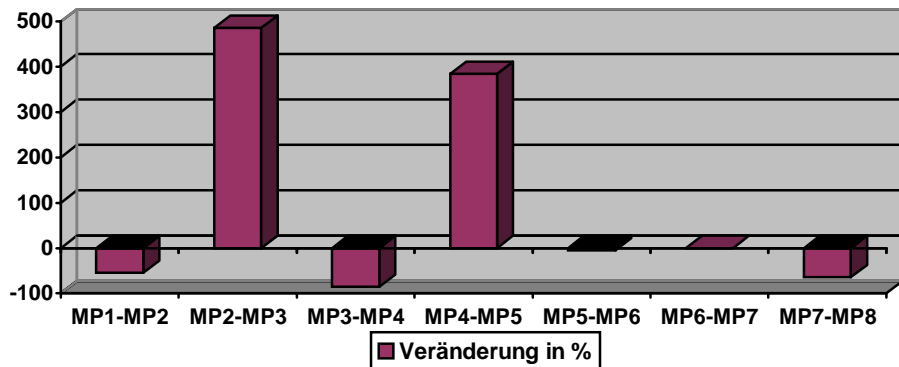
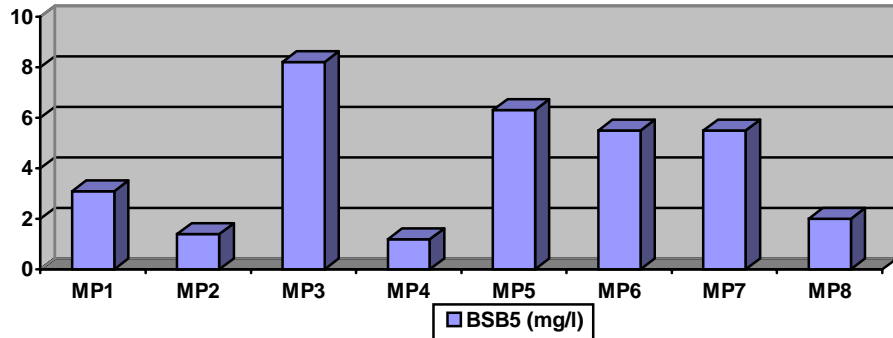


Abb.15

tragbare Messelektrode keinen konstanten Messwert ausgibt, sondern einige Zeit um einen gewissen Wert schwankt.

Den Wasserproben wurde außerdem wahrscheinlich während des Befüllens der Flaschen zusätzlicher Sauerstoff zugeführt⁷⁹, was auch für das Umfüllen des Wassers in die Glaszylinder und in die BSB-Flaschen gilt.

⁷⁹ „Plätschern“ beim Einfüllen

Überdies war ich nicht in der Lage, die Probeflaschen unter Lichtabschluss ins WWA zu transportieren, da der Behälter mit den Flaschen nicht in den Kofferraum meines Wagens passte. Dadurch konnten enthaltene Algen noch weiter arbeiten und auf diese Weise ebenfalls Sauerstoff produzieren.

Die BSB₅-Werte entsprachen meinen Erwartungen: Messpunkt1 weist mit 3,1mg/l einen vergleichsweise hohen Wert auf, der dadurch zu erklären ist, dass der Dettelbach an dieser Stelle nur aus einem kleinen Rinnsal besteht, das mitten durch zwei Pferdekoppeln fließt. Eingebrachte Fäkalien etc. wirken sich also bereits äußerst stark auf die Gesamtsumme der organischen Verunreinigungen und damit auf den BSB₅ aus. Während der folgenden, 2km langen Fließstrecke, die hauptsächlich an Wiesen vorbeiführt, baut der Bach nach dem Prinzip der Selbstreinigung und wegen der Verdünnung durch Regenwasser, Entwässerungseinläufe⁸⁰ etc. die organischen Verunreinigungen soweit ab, dass der BSB₅ an MP2 nur noch 1,4mg/l (minus 54,8%, durchschnittliche Netto-Reinigungsleistung: 0,85mg/l pro km) beträgt.

Die Kläranlage Theißing reinigt Abwasser von 500EGW⁸¹ und hat – wie in III 1.1. erwähnt – relativ großen Einfluss auf den noch immer kleinen Bach, da sie seine Wassermenge mit der Einleitung von ca. 60000l/Tag nahezu verdoppelt⁸². Dies wird dadurch deutlich, dass der BSB₅ an MP3 auf 8,2mg/l (plus 485,7%) steigt, obwohl vom WWA Ingolstadt der Wert des KA-Ablaufes mit durchschnittlich 5mg/l gemessen wurde.

Auf den folgenden 3,3 Fließkilometern sorgen die Selbstreinigung und eine weitere Verdünnung durch Regenwasser und Entwässerungen für eine BSB₅-Senkung bis auf 1,2mg/l (minus 85,4%) an MP4, was die beste Reinigungsleistung im gesamten Flussverlauf (2,12mg/l pro km) bedeutet.

Die KA Demling weist zwar schlechtere Werte (20mg/l BSB₅ am Ablauf) auf als die KA Theissing, reinigt dafür aber nur 360EGW, d.h. die Menge des eingeleiteten Wassers ist geringer. Diese Einleitung fällt außerdem aufgrund des größeren Wasservolumens des Dettelbachs nicht mehr so stark ins Gewicht. Der BSB₅ von MP5 beträgt 5,8mg/l (plus 383,3%).

Die Reinigungsleistung der zwei Fließkilometer bis zum MP6 ist nur 0,15mg/l pro km. Deshalb nimmt der BSB₅ an MP6 mit einem Minus von lediglich 5,2% den Wert 5,5mg/l an. Die schlechte Reinigungsleistung ist vermutlich durch die stark landwirtschaftlich genutzten Flächen, die den Fluss in diesem Abschnitt umgeben, zu erklären. Während meiner Probenahme war zum Beispiel ein Landwirt mit einem Güllewagen auf einem nahegelegenen Feld zu sehen. Da die Probenahme also – übrigens bei regnerischem Wetter - offensichtlich zu einem Zeitpunkt erfolgte, zu dem die Felder gedüngt wurden, ist davon auszugehen, dass der Eintrag von zuvor ausgebrachten Düngemitteln durch Regen die vergleichsweise schlechte Netto-Reinigungsleistung hervorruft.

Es erscheint verwunderlich, dass MP7 nach der Einleitung der KA Katharinenberg ebenfalls einen BSB₅ von 5,5mg/l besitzt. Andererseits ist das Wasservolumen des Flusses noch weiter angewachsen (ca. um den Faktor 2 seit der KA Demling). Demgegenüber steht eine sehr kleine Kläranlage (200EGW), deren Ablauf zudem einen BSB₅ von durchschnittlich nur 4mg/l aufzuweisen hat. Ferner könnte am sehr dicht am KA-Ablauf liegenden MP6 die Abwasserfahne zumindest teilweise in die Wasserprobe gelangt sein⁸³.

⁸⁰ Entwässerungseinläufe enthalten meist Wasser mit hohem Sauerstoffgehalt, d.h. die Abbaubedingungen werden verbessert (nach [01]).

⁸¹ alle Kläranlagendaten: [01]

⁸² der Wasserausstoß einer KA beträgt bei trockenem Wetter ca. 120 l/Tag pro EGW (nach [01])

⁸³ nach [01]

Auf der 2,84km langen Fließstrecke bis zum letzten MP8 wird das Wasser wieder um durchschnittlich 1,25mg/l pro km „gereinigt“, während die Größe des Flusses kaum mehr anwächst (geschätzter Faktor: 1,2). Der BSB₅ sinkt deshalb bis zu MP8 auf 2,0mg/l ab.

Insgesamt liegen alle BSB₅-Messwerte ab MP3 gemäß Abb.12 leicht über dem Tagesmittel, bedingt durch den Abwassereintrag der drei Kläranlagen. Es ist zu vermuten, dass der Dettelbach bei einer Probenahme zu einer anderen Tageszeit geringere Werte aufgewiesen hätte. Dies bestätigt ein Vergleich zwischen den Messergebnissen an MP2 und MP3 vom 28.07.98 und 06.10.98. Während die beiden Messungen an MP2 annähernd denselben BSB₅ ergeben (<1mg/l und 1,4mg/l), differieren die Ergebnisse von MP3 um 1,2mg/l (7mg/l bzw. 8,2mg/l).

Die gemessenen Werte sind nicht repräsentativ, dazu wären mehrere Probenahmen an verschiedenen Tagen und zu verschiedenen Uhrzeiten nötig gewesen, die ich aufgrund des hohen Aufwandes und der zusätzlichen Belastung der Laboreinrichtungen des WWA Ingolstadt nicht durchführen konnte. Trotzdem bietet die Versuchsreihe Anhaltspunkte für die Veränderung der BSB₅-Werte in den einzelnen Flussabschnitten. Das Experiment beweist, dass Kläranlagen einen nicht unerheblichen Einfluss auf die Schmutzstoffbelastung eines Fließgewässers, abhängig von der Relation Kläranlagengröße zu Gewässergröße, besitzen können. Durch moderate Einleitungen innerhalb gewisser Grenzen wird dem Fluss die Möglichkeit gelassen, seinen „Ursprungszustand“ annähernd selbst wiederherzustellen. Diese Aussage ist allerdings nur in Bezug auf organische Verunreinigungen gültig, da anorganische Verschmutzungen meist nicht „von selbst“ abgebaut werden können.

3. Versuche zur Hemmung der Sauerstoffzehrung

In Kapitel II 1.2. wird beschrieben, auf welche Weise der biochemische Abbau gehemmt werden kann. Hierzu zählt der Einfluss von toxischen Stoffen wie z.B. von Salzen. In welchem Maße der BSB durch solche Substanzen gesenkt werden kann, wollte ich mit der folgenden Versuchsreihe untersuchen, die ich wiederum im Labor des WWA Ingolstadt durchführte.

3.1. Versuchsdurchführung

Die Idee des Versuchs bestand darin, den BSB₅ einer Wasserprobe nach Zugabe einer definierten Menge Kochsalz (NaCl) zu messen und seine Abweichung vom Sollwert zu bestimmen.

Mischt man 1mg Pepton mit einem Liter Wasser, so erhält dieses Wasser dadurch einen BSB₅ von ca. 0,9mg/l⁸⁴, vorausgesetzt, dass genügend abbauende Organismen, Nährstoffe und entsprechend viel Sauerstoff vorhanden sind.

Nach diesem Prinzip stellte ich die Versuchslösung her: Mit einer Präzisionswaage von Sartorius wog ich jeweils 23,5mg Pepton⁸⁵ in ein Glasschälchen ab. Den Inhalt dieses Schälchens gab ich in einen 3l-Glasmesszylinder. Diesen füllte ich bis zur 3l-Marke mit Verdünnungswasser des WWA Ingolstadt, das mit Nährstoffen angereichert und mit Sauerstoff gesättigt ist, auf. Mit einem Plastikrührstab durchmischte ich den Inhalt des Gefäßes gründlich. Diese Lösung ergibt nach der Theorie einen BSB₅ von ca. 7mg/l, der gerade noch im Messbereich liegt (bei einem O₂-Gehalt von ca. 8mg/l).

Für die Versuche vom 21.10.98 und 11.11.98 benötigte ich je 6l (= 2 Behälter) dieser Versuchslösung für jeweils insgesamt 6 verschiedene Ansätze. Beim Versuch vom 19.11.98 (8 Ansätze) stellte ich 3 Behälter (= 9l) bereit.

Für die einzelnen Ansätze verwendete ich 1l-Messzylinder aus Glas. In sie wurde mit der bereits erwähnten Präzisionswaage die entsprechende Menge NaCl⁸⁶ eingewogen. Bei jedem Versuch blieb ein Zylinder leer (*Kontrollansatz*).

Anschließend wurde jeder Zylinder bis zur 1l-Marke mit der Versuchslösung aufgefüllt. Um eventuelle Differenzen des Pepton-Gehalts aufgrund von Messfehlern auszuschließen, stammte jeweils die Hälfte (bzw. am 19.11.98 ein Drittel) der Lösung aus einem anderen 3l-Zylinder.

Um die Versuchsansätze mit Mikroorganismen zu versorgen, wurde jedem Zylinder mittels einer Pipette 1ml eines Kläranlagenablaufes⁸⁷ zugeführt. Anschließend wurde der Inhalt jedes Glaszylinders mit einem Plastikrührstab gut durchmischt.

Die BSB₅-Bestimmung erfolgte analog zu III 2.2.: Mit jedem Versuchsansatz wurden drei 250ml-BSB-Flaschen befüllt und mit einem Glasstopfen verschlossen. Je zwei dieser Flaschen wurden 5 Tage lang im Thermostatschrank inkubiert und danach ihr Sauerstoffgehalt bestimmt, während dieser in der dritten Flasche sofort gemessen wurde. Die Ermittlung des O₂-Gehalts führte ich wiederum mit dem OXI 2000 durch.

Der BSB₅ jedes Ansatzes, der in diesem Fall auch als Sauerstoffzehrung angesehen werden kann⁸⁸, ergab sich aus der Differenz des Anfangs- und mittleren Endwertes.

⁸⁴ nach [02], S.7

⁸⁵ Pepton aus Casein, pankreatisch verdaut (Roth Nr. 8952.1)

⁸⁶ Versuch vom 21.10.98: 5mg, 60mg, 200mg, 500mg, 1g, Versuch vom 11.11.98: 1g, 3g, 6g, 9g, 12g, Versuch vom 19.11.98: 3g, 4g, 5g, 6g, 7g, 8g, 9g.

⁸⁷ Am 21.10.98 stand keine Probe eines KA-Ablaufes zur Verfügung, deshalb wurde Wasser einer Altmühlquelle verwendet.

⁸⁸ wegen der „künstlich“ eingetragenen Mikroorganismen und des fehlenden Nitrifikationshemmers

3.2. Ergebnisse

Da laut II 1.2. eventuell schon kleinste Mengen eines toxischen Stoffes ausreichen, um die Sauerstoffzehrung zu hemmen, führte ich den ersten Versuch am 21.10.98 nur mit kleinsten Salzmengen (5mg, 60mg, 200mg, 500mg, 1g) durch (Abb.16). Ich musste jedoch feststellen, dass diese wohl zu gering waren, weswegen kein negativer Einfluss auf den BSB₅ registriert werden konnte. Im Gegenteil, mit zunehmender NaCl-Konzentration stiegen die Werte sogar gegenüber dem des Kontrollansatzes (5,63mg/l) um bis zu 9,8% (6,18mg/l bei 500mg NaCl/l) an. Dies zeigt, dass NaCl-Mengen von unter 1g/l noch keinen schädlichen Einfluss auf die Mikroorganismen besitzen.

Die steigenden Werte sind vor allem durch Messungenauigkeiten der O₂-Elektrode zu erklären, da der Unterschied zwischen Höchst- und Tiefstwert nur 0,55mg/l beträgt. Normalerweise wird der BSB₅ ohne Kommastellen angegeben⁸⁹, d.h. durch das Runden hätten alle Ansätze des Versuchs einen BSB₅ von 6mg/l.

Dass schon der Wert des Kontrollansatzes des ersten Versuchs im Vergleich zu den anderen Messreihen niedriger (>1mg/l Unterschied) ausgefallen ist, liegt wohl daran, dass das Verdünnungswasser am 21.10.98 eine niedrigere Sauerstoffkonzentration aufwies als an den beiden anderen Versuchstagen (vgl. die Werte „O₂-Anfang“). Deshalb stand den Mikroorganismen weniger O₂ zur Verfügung, was sich negativ auf Wachstumsraten und die Abbaugeschwindigkeit auswirken kann. Ferner ist zu vermuten, dass bei diesem Versuch zu Beginn weniger Organismen im Wasser vorhanden waren, da zum Animpfen kein KA-Ablauf⁹⁰, sondern Wasser einer Altmühlquelle, das schätzungsweise Bakterien etc. in geringerer Zahl enthält, verwendet wurde.

Die unterschiedlichen O₂-Anfangswerte innerhalb jeder Versuchsreihe resultieren aus den geringfügig unterschiedlich langen Rührperioden, denn es ist praktisch unmöglich, jede Probe unter dem exakt gleichen O₂-Eintrag zu durchmischen.

Am 11.11.98 unternahm ich denselben Versuch nochmals, nun mit höheren NaCl-Konzentrationen (1g, 3g, 6g, 9g, 12g). Diesmal sank der BSB₅ gegenüber dem Kontrollansatz (6,98mg/l) bis auf 69,5% (4,85mg/l bei 12g NaCl/l). Die kontinuierliche Abnahme der Zehrwerte bei gleichzeitiger Erhöhung der NaCl-Konzentration zeigt, dass wirklich ein toxischer Einfluss auf die Mikroorganismen gegeben ist.

Eine hohe Salzkonzentration im Außenmedium mindert ein evtl. herrschendes Konzentrationsgefälle und hemmt auf diese Weise verschiedene Stofftransportmechanismen. Außerdem erhöht sich der osmotische Druck, dem die Mikroorganismen dann teilweise nicht mehr gewachsen sind (⇒ Probleme beim Stoffwechsel).

Es ist festzustellen, dass der BSB₅ ab einer Dosis von 9g NaCl/l (4,86mg/l BSB₅) kaum mehr abnimmt. Bereits zu diesem Zeitpunkt wurden also der Stoffwechsel und die Vermehrungsraten aller Mikroorganismen, für die NaCl toxisch wirkt, auf eine zu vernachlässigende Größe reduziert. Übrig bleiben z.B. *fakultativ halophile Bakterien*⁹¹, die in salzhaltigem Medium besonders gut gedeihen. Eine NaCl-haltige Umgebung ist für sie aber nicht zwingend, d.h. sie könnten in der Animpflösung vorhanden sein. Die Anwesenheit von *obligat halophilen Bakterien* ist auszuschließen, da die Organismen bereits in der Animpflösung vorhanden waren, aber erst bei Versuchsbeginn mit dem NaCl in Berührung kamen⁹².

⁸⁹ nach [06], S.7

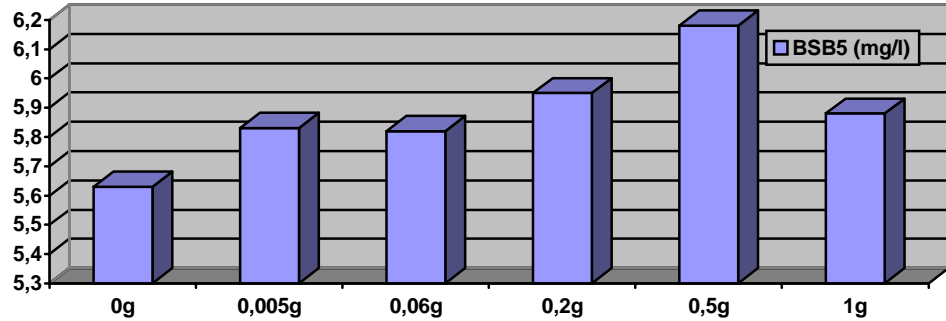
⁹⁰ enthält etliche, auf den Abbau verschiedener organischer Stoffe spezialisierte Mikroorganismen

⁹¹ nach [26], S.161

⁹² obligat halophile Bakterien benötigen zwingend ein NaCl-haltiges Medium (nach [26], S.161)

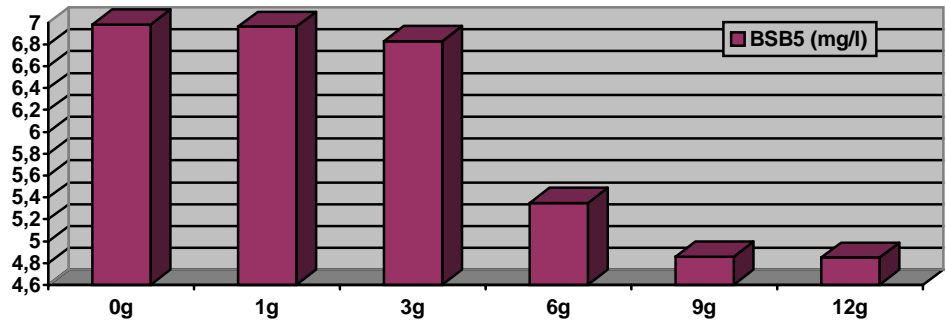
Versuch vom 21.10.98 (Versuch1)

c(NaCl) (g/l)	0	0,005	0,06	0,2	0,5	1
O ₂ -Anfang (mg/l)	7,90	7,92	7,94	7,89	7,92	7,96
O ₂ -Ende1 (mg/l)	2,44	2,06	2,30	1,71	1,77	1,90
O ₂ -Ende2 (mg/l)	2,10	2,12	1,94	2,18	1,72	2,27
BSB₅ (mg/l)	5,63	5,83	5,82	5,95	6,18	5,88
Index	100	103,6	103,4	105,7	109,8	104,4



Versuch vom 11.11.98 (Versuch2)

c(NaCl) (g/l)	0	1	3	6	9	12
O ₂ -Anfang (mg/l)	8,41	8,45	8,51	8,63	8,74	8,85
O ₂ -Ende1 (mg/l)	1,56	1,35	1,63	3,31	3,92	3,99
O ₂ -Ende2 (mg/l)	1,30	1,63	1,73	3,25	3,85	4,01
BSB₅ (mg/l)	6,98	6,96	6,83	5,35	4,86	4,85
Index	100	99,7	97,9	76,6	69,6	69,5



Versuch vom 19.11.98 (Versuch3)

c(NaCl) (g/l)	0	3	4	5	6	7	8	9
O ₂ -Anfang (mg/l)	8,26	8,34	8,42	8,42	8,47	8,47	8,51	8,55
O ₂ -Ende1 (mg/l)	1,73	1,94	2,24	1,99	2,85	3,54	3,54	3,80
O ₂ -Ende2 (mg/l)	1,27	2,54	1,80	2,15	2,20	3,07	3,30	3,40
BSB₅ (mg/l)	6,76	6,10	6,40	6,35	5,95	5,17	5,09	4,95
Index	100	90,2	94,7	93,9	88,0	76,5	75,3	73,2

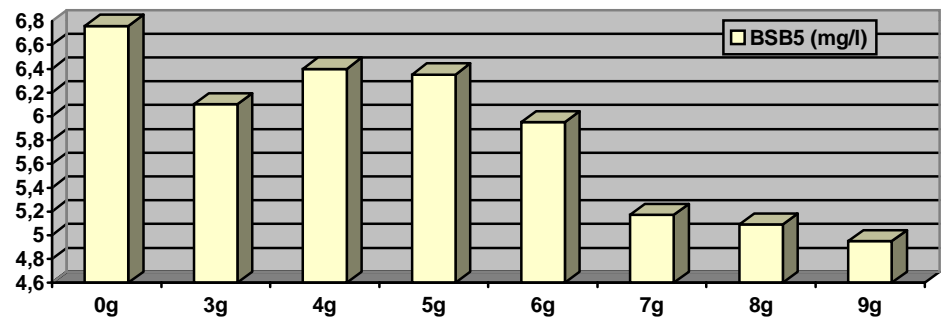


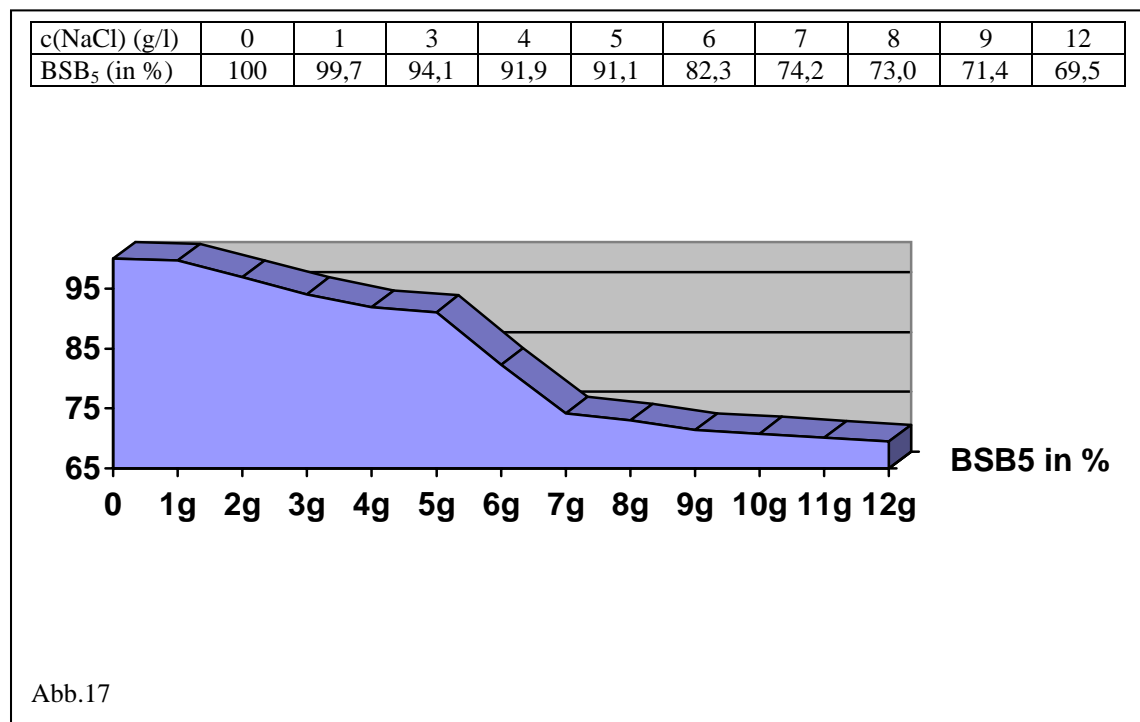
Abb.16

Ausser durch Bakterien werden organische Verunreinigungen auch von anderen Arten von Mikroorganismen abgebaut, für die NaCl vermutlich ebenfalls nur teilweise toxisch wirkt.

Um genauere Aussagen über das Absinken des BSB₅ im Bereich zwischen 1g und 9g NaCl/l machen zu können, schloss ich die Versuchsreihe mit Ansätzen in 1g-Schritten innerhalb dieser Spanne ab. Auch hier zeigt sich – bis auf den geringfügig niedrigeren „Ausreißerwert“ bei 3g (6,10mg/l) – ein kontinuierliches Absinken der Sauerstoffzehrung. Die prozentualen Werte bei 3g, 6g und 9g entsprechen nicht den Werten aus Versuch 2.

Auch dies ist hauptsächlich auf Messungenauigkeiten (siehe oben) zurückzuführen. Überdies hängt der BSB₅ von der Zusammensetzung der Mikroorganismenpopulation ab. So können einmal Organismen enthalten sein, die bis zu einer gewissen NaCl-Konzentration sehr gut arbeiten, aber bei einer weiteren Erhöhung getötet werden (Versuch vom 19.11.98), und ein andermal Kleinstlebewesen, die höheren Salzkonzentrationen standhalten, deren Vermehrungsraten oder „Arbeitsgeschwindigkeiten“ aber unter Umständen geringer sind.

Um eine Kurve erstellen zu können, die den BSB₅-Wert bei einer bestimmten NaCl-Menge prozentual angibt (BSB₅ bei 0g NaCl/l=100%), wurden die Prozentergebnisse („Index“) der „doppelt“ bestimmten Ansätze (3g, 6g, 9g) gemittelt, während die Indexwerte der anderen Ansätze aus Versuch3 mit dem Faktor 0,97⁹³ multipliziert wurden. Abbildung 17 gibt den – im Verhältnis zu einem im salzfreien Medium gemessenen – zu erwartenden BSB₅ in Abhängigkeit von der NaCl-Konzentration an.



Hier zeigt sich deutlich, dass ein Großteil der enthaltenen Mikroorganismen bei NaCl-Konzentrationen von bis zu 5g/l relativ gut gedeihen kann. Zwischen 5g/l und 7g/l sinkt der BSB₅ um fast 17 Prozentpunkte. Hier liegt also scheinbar eine Schwelle, die die Mikroorganismen in im NaCl-haltigen Medium gut Arbeitende und nicht (oder schlecht) Arbeitende teilt. Rechts dieser Schwelle sinkt der BSB₅ nur noch langsam ab, d.h. der negative Einfluss der NaCl-Konzentration auf die vorhandenen gut arbeitenden Organismen sinkt.

⁹³ Mittelwert der Faktoren 1,09 (3g), 0,87 (6g) und 0,95 (9g) zur Angleichung der Indexwerte von Versuch3 auf Versuch2.

Diese Versuchsreihe zeigt, dass toxisch wirkende Stoffe einen erheblichen Einfluss auf die Entwicklung des BSB₅ besitzen. Deshalb schreibt DIN 38 409 – H51 auch mehrere Verdünnungsreihen vor, um die Anwesenheit und damit den Einfluss toxischer Stoffe in einer Wasserprobe auszuschließen, da dies sonst – wie durch die Versuche bewiesen – zu Minderbefunden bei der BSB₅-Bestimmung führen würde.

IV Zusammenfassung

Der Biochemische Sauerstoffbedarf hat eine breite Palette von verschiedenen Anwendungsmöglichkeiten. Er bestimmt die Menge der in einer Wasserprobe enthaltenen organischen Verunreinigungen und lässt sich damit – vor allem in Verbindung mit anderen Parametern – für verschiedenste Aussagen über die Probe heranziehen.

Die BSB-Messung ist relativ schwierig durchzuführen, da auf die Einhaltung einer Fülle von Bedingungen (z.B. Inkubation der Probe) geachtet werden muss. Eine exakte Bestimmung ist deshalb nur in dafür ausgerüsteten Labors möglich. Die OxiTop-Respirometer der Firma WTW bieten eine einfache Alternativmethode für die BSB-Messung. Sie können für die Eigenüberwachung und Kontrolle von Gewässern oder Kläranlagen eingesetzt werden. Allerdings sind auch hier einige zusätzliche Gerätschaften (Überlaufmesskolben, versch. Reagenzien, Thermostatschrank, Magnetrührer) nötig, ohne die mit dem BSB nach DIN 38 409 – H51 vergleichbare Ergebnisse nicht ermittelt werden können. Eine rechtssichere Grundlage bietet jedoch einzig und allein der im Labor ermittelte „Verdünnungs-BSB“.

Wie bewiesen wurde, ist auch die Anwesenheit von toxischen Substanzen auszuschließen, da diese die BSB-Entwicklung negativ beeinflussen.

Beim Bau von Kläranlagen muss darauf geachtet werden, dass die eingeleitete Abwassermenge mit ihren restlichen organischen Verunreinigungen problemlos durch die Selbstreinigungskraft des Vorfluters abgebaut werden kann. Nur dann ist garantiert, dass unsere Fließgewässer in „gutem Zustand“ erhalten bleiben – denn letztendlich verschmutzen wir ansonsten unser eigenes Trinkwasser.

Die Notwendigkeit von BSB-Messungen sollte also als Warnung vor der Zerstörung unserer wichtigsten Lebensgrundlage dienen. Denn diese ist und bleibt das klare, reine, saubere Wasser.

Danksagung

Für die großartige Unterstützung bedanke ich mich herzlich bei Herrn Beckmann, Frau Baumgartner, Herrn Dittert, den Laborantinnen des Gewässerlabors des Wasserwirtschaftsamtes Ingolstadt und bei meinem Kursleiter, Herrn Mäthner.

V Quellenverzeichnis

1. Quellenangaben

- [01] Mündliche Informationen von Herrn Beckmann, Frau Baumgartner, Herrn Dittert, Wasserwirtschaftsamt (WWA) Ingolstadt, 1998/99
- [02] o.N., BSB-Fibel, Weilheim, Wissenschaftlich-Technische Werkstätten (WTW) GmbH, 1996
- [03] o.N., DIN 38 409 – Teil 51, o.O., Normenausschuss Wasserwesen im DIN Deutsches Institut für Normung e.V., 1987
- [04] o.N., DIN 38 409 – Teil 52, o.O., Normenausschuss Wasserwesen im DIN Deutsches Institut für Normung e.V., 1987
- [05] o.N., H 5 – Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs, o.O., 1966
- [06] o.N., Qualitätssicherungshandbuch – BSB₅-Bestimmung nach DIN H5 und Messung mittels Sauerstoffelektrode, Ingolstadt, WWA, o.J.
- [07] Klee, O., Wasser untersuchen: Einfache Analysemethoden und Beurteilungskriterien, Heidelberg und Wiesbaden, Verlag Quelle und Meyer, 1993²
- [08] Schwoerbel, J., Einführung in die Limnologie, Stuttgart und New York, Fischer-Verlag, 1980⁴
- [09] Hütter, L., Wasser und Wasseruntersuchung, Frankfurt a.M. und Salzburg, Sauerländer Verlag, 1979
- [10] Funk, P. und Link, M., BSB – ein Summenparameter unter die Lupe genommen, Berlin und Düsseldorf, Dr. Bruno Lange GmbH, 1996
- [11] Mauch, E., Die Selbstreinigung der Gewässer, in: Korrespondenz Abwasser, 1998, Nr. 8, S.1439-1453
- [12] Zoll, S., BSB₅-Messtechnik – Methoden und Geräte im Überblick, in: Korrespondenz Abwasser, 1995, Nr. 8, S.1359-1372
- [13] o.N., Oxi-Fibel, Weilheim, WTW GmbH, o.J.
- [14] Link, M., Der Sensor-BSB – die schnelle BSB-Bestimmung, Berlin und Düsseldorf, Dr. Bruno Lange GmbH, 1998
- [15] o.N., Applikationsbericht Oxi 496254, Weilheim, WTW GmbH, o.J.
- [16] o.N., Applikationsbericht BSB 997131, Weilheim, WTW GmbH, o.J.
- [17] o.N., Applikationsbericht BSB 496061, Weilheim, WTW GmbH, o.J.
- [18] o.N., Bedienung des Einzelmesssystems OxiTop, Weilheim, WTW GmbH, o.J.

- [19] o.N., Applikationsbericht BSB 997230, Weilheim, WTW GmbH, o.J.
- [20] Wagner, I. und Fink, W., Tips zur respirometrischen BSB-Bestimmung (Sonderdruck aus LaborPraxis Nr.10/1995), Weilheim, WTW GmbH, o.J.
- [21] Daumer, K. (Hrsg.), Biologie – Stoffwechsel, Ökologie und Umweltschutz, München, Bayerischer Schulbuch-Verlag, 1986²
- [22] Schöneborn, C., Die Praxis der BSB-Bestimmung nach DIN 38 409 – Teil 51, in: Korrespondenz Abwasser, 1989, Nr.4, S.424-431
- [23] Brucker, G., Biologisch-ökologische Techniken, Wiesbaden, Verlag Quelle und Meyer, 1995²
- [24] o.N., Grundlage für Umweltzeichenvergabe, Berlin, Bundesumweltamt, 1996
- [25] Schaefer, M., Wörterbücher der Biologie, Ökologie, Jena, Gustav Fischer Verlag, 1992³
- [26] Sauermost, R. (Hrsg.), Herder-Lexikon der Biologie, Band 4, Heidelberg, Spektrum – Akademischer Verlag, 1994
- [27] o.N., WTW Gesamtkatalog 97/98, Weilheim, WTW GmbH, 1997

2. Bildnachweis

- Abb.01: aus [08], S.140, Abb.42
- Abb.02: aus [10], S.2, Abb.1
- Abb.03: aus [07], S.22, Abb.6
- Abb.04: aus [13], S.38
- Abb.05: aus [20], S.1, Abb.1
- Abb.06: aus [12], S.1368, Bild 11
- Abb.07: aus [10], S.5
- Abb.08: aus [07], S.184, Tab.28
- Abb.09: aus [24], S.1
- Abb.10: eigene Grafik unter Verwendung von [02], S.19, Bild 6
- Abb.12: aus [08], S.138, Abb.41
- Abb.11/13-17:eigene Grafiken

Karte des Dettelbachs mit eingezeichneten Messpunkten: WWA Ingolstadt, 1999