

Graz University of Technology
Erzherzog-Johann-University

Optimierung der Teichkläranlage Wenigzell

**Analysis of lagooning plant
Wenigzell**

Diplomarbeit, vorgelegt zur Erlangung des akademischen Grades eines
Diplomingenieurs der Studienrichtung Bauingenieurwesen von

Bernhard Reithofer

Verfasst am Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau

Betreuer: Univ.-Prof. DDipl.-Ing. Dr. techn. Harald Kainz
Mitbetreuender Assistent: Univ.-Ass. Dipl.-Ing. Martin Hochedlinger

Graz, im November 2002

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 benutzten Quellen, wörtlich und inhaltlich entnommenen Stellen, als solche kenntlich gemacht habe.

Ich versichere, dass ich dieses Diplomarbeitsthema bisher weder im In- noch im Ausland, einem/er Betreuer/in, in irgend einer Form als Prüfungsarbeit vorgelegt habe.

Graz, im November 2002

An dieser Stelle möchte ich mich bei allen Personen bedanken, die zur Erstellung dieser Diplomarbeit beigetragen haben.

Ein besonderer Dank gilt den Mitgliedern des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau, im Besonderen meinem Betreuer Univ.-Prof. DDipl.-Ing. Dr. tech. Harald Kainz und meinem mitbetreuenden Assistenten Univ.-Ass. Dipl.-Ing. Martin Hochedlinger.

Weiteres gilt mein besonderer Dank meiner Familie, meinen Freunden und Kollegen, die mein Studium in jeglicher Hinsicht ermöglicht und unterstützt haben.

Kurzfassung

Die Teichkläranlage der Gemeinde Wenigzell wurde Anfang der neunziger Jahre errichtet. Im Laufe der letzten Jahre konnten die Ablaufwerte der Anlage, die Grenzwerte der 1. Abwasseremissionsverordnung nicht einhalten. Im Besonderen wird der ausreichende Kohlenstoffabbau (bei tiefen Temperaturen im Winter) und die Nitrifikation nicht erreicht. Diese Arbeit beinhaltet die Untersuchung der Anlagenteile, um den Reinigungseffekt zu optimieren. Mittels Probenahmen konnte festgestellt werden, dass die Randbedingungen (pH-Wert, Sauerstoffkonzentration) für eine bessere Reinigungsleistung vorhanden sind, im Nitrifikationsbecken jedoch (Abspülung der Nitrifikanten wegen starker Turbulenzen) keine Nitrifikation stattfindet und bei tiefen Temperaturen die Mikroorganismen ihre Tätigkeit verringern. In den Belebungsbecken wurde durch eine Profilmessung ein geringer Trockensubstanzgehalt, wegen zu geringer Umwälzung, festgestellt. Die Algenbildung im Nachklärteich stellt zusätzlich ein Problem für diese Art der Abwasserreinigung dar. Darüber hinaus wurden in der Analytik sämtliche Abwasserparameter bestimmt und ausgewertet. Als Ergebnis der Untersuchung ergeben sich bauliche und betriebstechnische Maßnahmen, welche die geforderte Reinigungsleistung nach 1. AEV ermöglichen.

Abstract

The lagooning plant Wenigzell was built in the early nineties. The effluent values do not keep the regulative parameters of 1st AEV during the last years. Specifically the insufficient carbonreduction (during low temperature period in winter) and the nitrification will not be realized. This diploma thesis contains the analyse of all parts to optimize the waste water treatment degree. Measurements showed, that the conditions (pH-value, oxygenvalue) are possible for a better treatment. The basin of nitrification does not work because of the high water turbulence (wash up of nitrobacteriums). During the low temperature period the micro-organisms reduce their activity. In the aeration ponds were low biomass, because of low circulation, recognizable. The alga population in single parts are represents also a problem. Beyond the analytic of all waste water parameters were determined. The solutions of theses analyses are constructional and operational tips. So it is possible to reach the regulative effluent parameters.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	1
2. Verfahren der Abwasserbehandlung	3
2.1 Mechanische Abwasserreinigung	4
2.1.1 Grobstoffabscheidung	4
2.1.1.1 Rechen.....	4
2.1.1.2 Siebe.....	5
2.1.1.3 Filter	6
2.1.2 Schwerkraftabscheidung	6
2.1.2.1 Schotterfang.....	6
2.1.2.2 Sandfang.....	7
2.1.2.2.1 Rundsandfang	7
2.1.2.2.2 Langsandfang	8
2.1.2.2.3 Belüfteter Sandfang	8
2.1.2.3 Absetzbecken	9
2.1.2.3.1 Rechteckbecken	10
2.1.2.3.2 Rundbecken.....	11
2.1.2.3.3 Trichterbecken	12
2.1.3 Ausgleichsbecken	12
2.2 Chemische Abwasserreinigung	13
2.2.1 Allgemeines.....	13
2.2.2 Einsatz und Leistungsfähigkeit.....	14
2.2.3 Fällmittel.....	14
2.3 Biologische Abwasserreinigung	15
2.3.1 Allgemeines.....	15
2.3.2 Aerober Abbau organischer Kohlenstoffverbindungen.....	16
2.3.3 Nitrifikation	16
2.3.4 Denitrifikation	20
3. Abwasserreinigung in Teichkläranlagen	23
3.1 Allgemeines	23
3.2 Grundlagen	23
3.3 Verfahren der Teichanlagen	25
3.3.1 Absetzteiche.....	25
3.3.2 Unbelüftete Abwasserteiche.....	26
3.3.3 Belüftete Abwasserteiche.....	28
3.3.4 Schönungsteiche.....	29
3.3.5 Teiche in Kombination mit Festbetteinrichtungen.....	31
3.4 Belüfter in Teichanlagen	31
3.4.1 Allgemeines.....	31
3.4.2 Typen der Belüftungseinrichtung.....	32

3.4.2.1 Oberflächenbelüfter	33
3.4.2.2 Druckbelüfter.....	33
3.4.2.3 Strahl- und Tauchbelüfter.....	34
4. Beschreibung der Teichkläranlage Wenigzell.....	36
4.1 Allgemeines	36
4.2 Kanalisationsanlage.....	36
4.2.1 Entwässerungsverfahren.....	36
4.2.2 Bemessungswerte.....	37
4.3 Kläranlage	37
4.3.1 Übersicht.....	37
4.3.2 Sandfang.....	39
4.3.3 Betriebsgebäude	39
4.3.4 Belüftete Teiche	41
4.3.4.1 Belebungssteich 1	41
4.3.4.2 Belebungssteich 2	43
4.3.4.3 Nachklärteich 1	44
4.3.4.4 Nitrifikationsbecken.....	44
4.3.4.5 Nachklärteich 2	47
4.4 Vorfluter – Haselbach	47
5. Betriebsdaten.....	48
5.1 Allgemeines	48
5.2 Abwasserzulaufmenge.....	48
5.3 Abwassertemperatur.....	49
5.4 BSB₅.....	50
5.5 CSB.....	51
5.5 NH₄ – N	52
6. Messprogramm	54
6.1 Allgemeines	54
6.2 Probennahme in den einzelnen Anlageteilen	54
6.3 Profilmessung in den Belebungssteilen 1 und 2.....	56
6.4 Schlammspiegelmessung im Nachklärteich 2.....	58
7. Analytik – Analysen.....	59
7.1 Analytik	59
7.1.1 CSB.....	59
7.1.2 BSB ₅	60
7.1.3 NH ₄ – N.....	62
7.1.4 NO ₃ – N.....	62
7.1.5 NO ₂ – N.....	63
7.1.6 PO ₄ – P	63
7.1.7 pH – Wert.....	63
7.1.8 Elektrische Leitfähigkeit	64
7.1.9 Trockensubstanz.....	65

7.1.10 Abfiltrierbare Stoffe	66
7.1.11 Säurekapazität	68
7.1.12 Absetzbare Stoffe.....	69
7.1.13 Temperatur.....	69
7.1.14 Sauerstoffkonzentration	70
7.1.15 TKN.....	70
7.1.16 Parameterübersicht.....	71
7.2 Analyse – Stichproben.....	72
7.2.1 Abfiltrierbare Stoffe	72
7.2.2 Absetzbare Stoffe.....	73
7.2.3 BSB ₅	73
7.2.4 CSB.....	74
7.2.5 NH ₄ – N	75
7.2.6 NO ₃ – N; NO ₂ – N.....	75
7.2.7 Säurekapazität	76
7.2.8 Leitfähigkeit	77
7.2.9 pH – Wert.....	77
7.2.10 Temperatur; PO ₄ – P; TKN	78
7.2.11 Sauerstoffkonzentration im Nitrifikationsbecken.....	78
7.2.12 Datenübersicht	79
7.3 Nachrechnung der Bemessung	79
7.3.1 Voluminaberechnung nach BSB ₅ – Raumbelastung	80
7.3.2 Berechnung der Nitrifikationsstufe	81
7.4 Analyse – Profilmessung	81
7.4.1 Belebungssteich 1 – Profil 1.....	81
7.4.1.1 Trockensubstanzprofil.....	81
7.4.1.2 Sauerstoffprofil.....	82
7.4.1.3 Temperaturprofil.....	83
7.4.2 Belebungssteich 1 – Profil 2.....	83
7.4.2.1 Trockensubstanzprofil	83
7.4.2.2 Sauerstoffprofil.....	84
7.4.2.3 Temperaturprofil.....	84
7.4.3 Belebungssteich 2 – Profil 3.....	84
7.4.3.1 Trockensubstanzprofil	84
7.4.3.2 Sauerstoffprofil.....	85
7.4.3.3 Temperaturprofil.....	86
7.5 Analyse – Schlammspiegelmessung.....	86
7.6 Nachrechnung des Lufteintrages	87
7.6.1 Belebungssteiche.....	87
7.6.2 Nitrifikationsbecken	88
8. Zusammenfassung und Lösungsvorschläge.....	90
9. Verzeichnisse.....	92

1 Einleitung

Das Fachgebiet der Abwassertechnik hat in den letzten Jahren durch die erhöhten Anforderungen an die Reinhaltung der Gewässer und durch den Fortschritt der Technik an Bedeutung zugenommen. Im Besonderen die Abwassersammlung und die anschließende Abwasserreinigung sind ein wichtiger Punkt des Umweltschutzes. Es ist daher wichtig auch in Zukunft die Anforderungen an die Abwassertechnik gemäß dem Stand der Technik durchzuführen.

Als Alternative zu einer technischen Anlage hat sich in den achtziger Jahren der Typ der Teichkläranlage entwickelt. Viele Gemeinden sahen in dieser Alternative Kostenvorteile. Besonders die niedrigeren Herstellungs- und Betriebskosten, aber auch der geringe Wartungsaufwand waren für die Entscheidung maßgebend.

Es hat sich nach einigen Jahren herausgestellt, dass die gesetzlich geforderten Reinigungsleistungen bei vielen Anlagen nicht eingehalten werden. Durch die Kosten der Untersuchung und Behebung dieser Mängel hat sich die zu Anfang günstige Lösung der Teichkläranlage relativiert.

Problemparameter sind der teilweise schlechte Abbau der Kohlenstoffverbindungen und die fehlende Nitrifikation. Als Ursache dieser Probleme stellen sich immer wieder die klimatischen Bedingungen und das Algenwachstum heraus. Weiteres sind schlechte Durchmischung der Belebungssteiche grund für die unzureichende Reinigungsleistung.

Diese Diplomarbeit beschäftigt sich mit der Teichkläranlage der Gemeinde Wenigzell. Die Ablaufwerte von $\text{NH}_4\text{-N}$ und CSB überschreiten die Grenzwerte gemäß 1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser (BGBl 1996/210) §1 Abs. 1, es sind folgende Emissionsbegrenzungen vorgeschrieben:

Tabelle 1-1: Emissionsbegrenzungen

Parameter	Größenklasse von Abwasserreinigungsanlagen			
	I	II	III	IV
1. BSB ₅ [mg/l]	25	20	20	15
2. CSB [mg/l]	90	75	75	75
3. TOC [mg/l]	30	25	25	25
4. $\text{NH}_4\text{-N}$ [mg/l]	10	5	5	5
5. Gesamt-P [mg/l]	-	2	1	1

Für die Emissionsbegrenzungen werden in Abhängigkeit vom Bemessungswert einer Abwasserreinigungsanlage folgende Größenklassen festgelegt:

Tabelle 1-2: Größenklassen

I	größer als 50 EW_{60} , aber nicht größer als 500 EW_{60}
II	größer als 500 EW_{60}, aber nicht größer als 5 000 EW_{60}
III	größer als 5 000 EW_{60} , aber nicht größer als 50 000 EW_{60}
IV	größer als 50 000 EW_{60}

Diese Anlage wurde einem sehr umfangreichem Messprogramm unterzogen. Als Ergebnis der Messreihe und der anschließenden Analytik sind Empfehlungen für Verbesserungsvorschläge ausformuliert.

Die Gründe der fehlenden Reinigungsleistung sind somit erfasst und die Betreiber können durch Maßnahmen die gesetzlichen Grenzwerte einhalten.

2 Verfahren der Abwasserbehandlung

„Als Abwasser versteht man Wasser, das dem natürlichen Kreislauf entnommen und in seiner Beschaffenheit (chemisch, physikalisch) nachteilig verändert wurde“. (KAINZ,H.; KAUCH, E. P.; RENNER, H., 2002)

Eine Abwasserreinigungsanlage hat die Aufgabe die verschmutzten Wässer, soweit zu reinigen, damit die gesetzlichen Grenzwerte erfüllt sind, und somit schädliche Auswirkungen auf den Vorfluter zu verhindern. Der Reinigungsprozess besteht einerseits durch mechanische Entfernung von Inhaltsstoffen und andererseits durch biologisch-chemische Umwandlung der Inhaltsstoffe.

Emissionswerte der Konzentrationen und Frachten sind durch den Gesetzgeber vorgegeben. Immissionswerte sind in Abhängigkeit der Wasserführung der Vorfluter individuell durch die Behörde zu bestimmen. Das Selbstreinigungsvermögen der Vorfluter steht im unmittelbaren Zusammenhang mit den Immissionswerten.

Abwasserreinigungsverfahren:

(nach HOSANG, W.; BISCHOF, W., 1998)

Natürliche Verfahren:

- Absetzen des Abwassers in Geländemulden mit Ausfaulen der am Boden lagernden Sinkstoffe
- Versickern des Abwassers auf Rieselwiesen
- Versickern des Abwassers in dränierten Bodenfiltern
- Abwasserfischeiche unter Verdünnung durch Bachwasser
- Verregnung des Abwassers
- Natürlich belüftete Oxidationsteiche
- Pflanzenanlagen

Künstliche Verfahren:

- Flach- oder Trichterbecken mit daneben gelagertem selbstständigem Faulraum und zweistöckige Absetzbecken mit unten liegendem Faulraum
- Fällungsbecken
- Tropfkörperverfahren
- Belebungsverfahren
- Belüftete Teiche

- Kombinationen als mehrstufige Kläranlagen
- Kombinationen künstlicher und natürlicher Verfahren als mehrstufige Kläranlagen
- Kombination von Belebungsanlagen mit Anlagen der Fällungsreinigung
- Tropfkörperverfahren oder Belebungsverfahren zur Nitrifikation und Anlagen zur Denitrifikation

2.1 Mechanische Abwasserreinigung

Die mechanische Reinigung wird zur Trennung von grobdispersen festen Stoffen aus der flüssigen Phase verwendet. Dieser Anlagenteil ist der erste Schritt des Reinigungsprozesses und setzt sich aus folgenden Methoden zusammen: (nach PÖPPINGHAUS, K.; FRESENIUS, W.; SCHNEIDER, W., 1994)

- Grobstoffabscheidung (Rechen, Siebe, Filter)
- Schwerkraftabscheidung (Schotterfang, Sandfang, Absetzbecken)
- Ausgleichsbecken

Bei der Behandlung von kommunalen Abwässern kommen die beiden ersten Verfahren zum Einsatz.

Bei der Grobstoffabscheidung werden künstliche Einbauten im Abwasserstrom eingesetzt und somit schwimmende Feststoffe zurückgehalten.

Bei der Schwerkraftabscheidung wird eine möglichst laminare Strömung hergestellt und somit eine Abscheidung durch Absetzen der Inhaltsstoffe herbeigeführt.

2.1.1 Grobstoffabscheidung

2.1.1.1 Rechen

(nach HOSANG, W.; BISCHOF, W., 1998)

Unter Rechen versteht man Roste, die im Abwasserstrom eingebaut werden, und halten Grobstoffe beim Durchfließen zurück. Die Rechenreinigung erfolgt entweder manuell oder durch maschinelle Einrichtungen.

Je nach lichten Weiten zwischen den Rechenstäben unterscheidet man zwischen Grobrechen ($e = 60 - 100\text{mm}$) und Feinrechen ($e = 6 - 25\text{mm}$). Wobei heute bei Neuanlagen nur mehr Feinrechen mit einem Stababstand von 6 bis 8 mm verwendet werden.

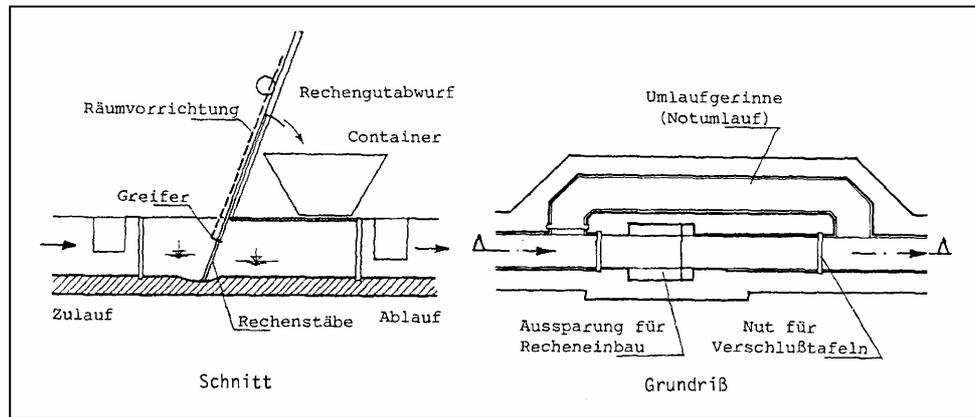


Abbildung 2-1: Einfacher Hakenrechen für eine mittlere Kläranlage (KAINZ,H.; KAUCH, E. P.; RENNER, H., 2002)

Bei jeder Rechenanlage muss ein Notumgehungsgerinne mit einem Grobrechen vorgesehen werden. Um Störungen durch Vereisung im Winter zu vermeiden, wird die Rechenanlage in einem geschlossenen und eventuell beheizbaren Rechenhaus errichtet. (nach KAINZ,H.; KAUCH, E. P.; RENNER, H., 2002)

Tabelle 2-1: Richtwerte für Rechengutmengen (KAINZ,H.; KAUCH, E. P.; RENNER, H., 2002)

Spalt- bzw. Lochweite	l / E . a (ungepresst)	l / E . a (gepresst)
15 – 20 mm	5 – 10	3– 5
3– 6 mm	10 –15	4– 7
1 – 2 mm	15 – 20	7 – 10
< 1 mm	20 – 40	15 - 20

2.1.1.2 Siebe

(nach HOSANG, W.; BISCHOF, W., 1998)

Der Unterschied zu den Rechenrosten besteht darin, dass Drahtgewebe, Lochbleche oder Spaltsiebe zur Grobstoffabscheidung verwendet werden. Die für den Durchfluss zur Verfügung stehenden Querschnitte haben eine Größe von 0,002 – 1 mm.

Siebe haben vor allem in der Industrieabwasserentsorgung große Bedeutung, werden allerdings zunehmend in der kommunalen Abwasserreinigung eingesetzt. Der Vorteil liegt im Schutz für nachgeschaltete maschinelle Einrichtungen, die durch Eintrag von Sand zu Störungen führen können.

Einteilung der Siebanlagen:

(nach PÖPPINGHAUS, K.; FRESENIUS, W.; SCHNEIDER, W., 1994)

- Siebbänder
- Siebtrommeln
- Spülsiebe
- Fangsiebe

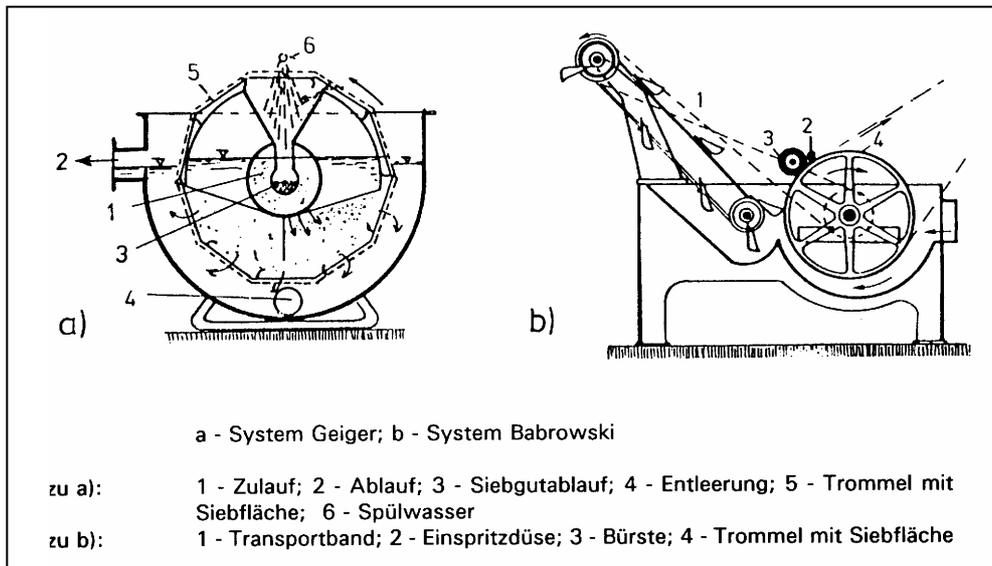


Abbildung 2-2: Siebtrommel (PÖPPINGHAUS, K.; FRESENIUS, W.; SCHNEIDER, W., 1994)

2.1.1.3 Filter

(nach HOSANG, W.; BISCHOF, W., 1998)

Filteranlagen als Tiefenfilter haben in der Abwasserreinigung eine eher untergeordnete Bedeutung. Sie werden im allgemeinen verwendet um einen weitergehenden Reinheitsgrad zu erfüllen, nicht aber um Abwässer vorzubehandeln.

2.1.2 Schwerkraftabscheidung

2.1.2.1 Schotterfang

Bei Mischkanalisation wird noch vor dem Rechenhaus ein Schotterfang angeordnet. Durch eine Vertiefung im Zulauf setzen sich die von Straßen eingebrachten groben Schotterkörner ab. Der Schotterfang ist der erste Teil der Anlage, somit kann der

Schotter keine Probleme in der Anlage verursachen. Die Räumung des Schotterfanges erfolgt über Greifer oder Förderschnecken. Das Räumgut wird gereinigt und entsorgt.

2.1.2.2 Sandfang

(nach KAINZ, H.; KAUCH, E. P.; RENNER, H., 2002)

Bei Mischwasserkanalisationen ist mit dem Eintrag des Regenwassers auch ein Eintrag von Sand verbunden. Sand führt zu Ablagerungen im Rohleitungssystem und in den Becken. Weiters ist mit einem erhöhten Verschleiß der Pumpen und anderer maschineller Einrichtungen zu rechnen. Eine Sandabscheidung ist daher unerlässlich.

Das Prinzip eines Sandfanges ist, die Fließgeschwindigkeit des Abwasserstromes so weit zu verringern, dass sich Sandkörner absetzen, das leichtere Schmutzsubstrat jedoch in Schwebelage bleibt. Diese Bedingung wird mit einer Fließgeschwindigkeit von $v = 0,2 - 0,3 \text{ m/s}$ erfüllt.

In Abhängigkeit des Entwässerungssystems (Misch- oder Trennsystem), der Straßenoberflächen und der regelmäßigen Räumung von Schachteinläufen betragen die Sandmengen etwa $2 - 6 \text{ l / (E.a)}$.

Aus der Vielzahl an Sandfangkonstruktionen ist der belüftete Sandfang Stand der Technik. Rund- und Langsandfang sind mittlerweile veraltet und werden an dieser Stelle nur noch erwähnt.

2.1.2.2.1 Rundsandfang

(nach HOSANG, W.; BISCHOF, W., 1998)

Das Abwasser durchströmt horizontal einen flachen Trichter, in den es tangential eingeleitet wird. Ähnlich wie bei Flusskrümmungen entsteht eine Querströmung. Der Sand wird in den inneren Trichterbereich angeschwemmt und kann mittels Druckheber abgezogen werden.

2.1.2.2 Langsandfang

(nach KAINZ, H.; KAUCH, E. P.; RENNER, H., 2002)

Der Langsandfang ist je nach Größe der Anlage ein gestrecktes, offenes Gerinne. Die Querschnittsform ist trapez- oder parabelförmig ausgebildet. Zur Betriebssicherheit werden mehrere Sandfangrinnen parallel ausgeführt.

In kleinen Anlagen erfolgt die Sandfangräumung händisch, in größeren Anlagen wird der Sand kontinuierlich über gesteuerte Räumerrücken abgezogen. Der in Sammeltrichtern lagernde Sand wird von Zeit zu Zeit abgepumpt und vor der Entsorgung von organischen Verunreinigungen gereinigt.

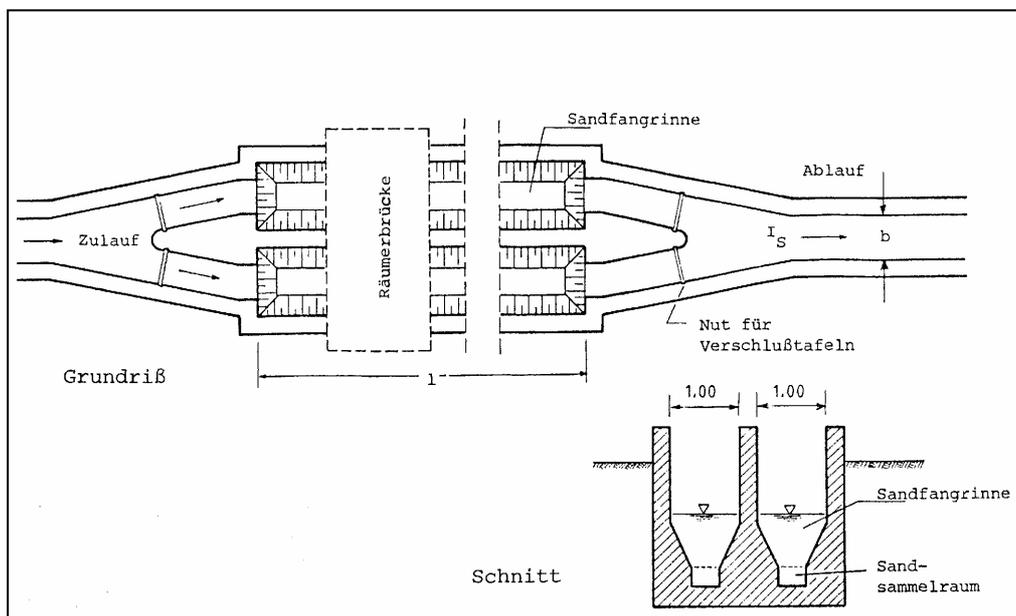


Abbildung 2-3: Langsandfang (KAUCH, E. P.; NEMECEK, E. P.; RENNER, H.; SCHLACHTER, H.; SCHRIEBERTSCHNIG, W., 1993)

2.1.2.3 Belüfteter Sandfang

(nach KAINZ, H.; KAUCH, E. P.; RENNER, H., 2002)

Beim Langsandfang ist, auf Grund der schwankenden Zuflüsse, die Fließgeschwindigkeit von $v = 0,3$ m/s nicht einzuhalten. Dieses Problem führte zur Entwicklung des belüfteten Sandfanges.

Durch seitliches Einblasen von Druckluft wird im Querschnitt eine Umwälzströmung mit einer Geschwindigkeit von $v = 0,3$ m/s erzeugt. Dadurch wird ein Absetzen der leichten, organischen Stoffe verhindert, die schweren, mineralischen Stoffe setzen sich am Beckenboden ab und werden durch Räumereinrichtungen abgezogen.

Durch den Einbau einer längs angeordneten Tauchwand können zusätzlich Fette, Öle und andere Leichtstoffe abgeschieden werden. Diese Leichtstoffe gehen in die Schlammbehandlung und werden dort mitbehandelt. Dieser Typ des Sandfanges wird bei größeren Anlagen eingesetzt und ist unempfindlich gegen schwankende Zuflüsse.

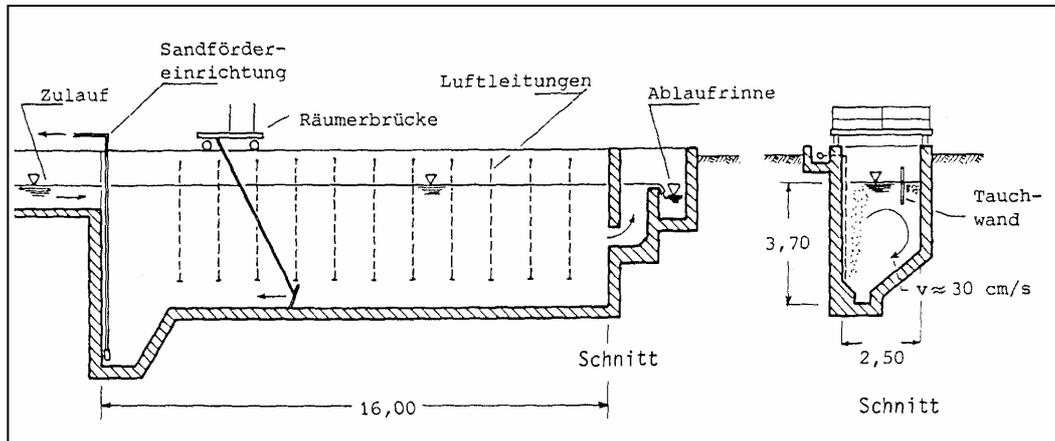


Abbildung 2-4: Belüfteter Sandfang (KAINZ, H.; KAUCH, E. P.; RENNER, H., 2002)

2.1.2.3 Absetzbecken - Vorklärbecken

(nach PÖPPINGHAUS, K.; FRESENIUS, W.; SCHNEIDER, W., 1994)

Im Vorklärbecken werden feste Stoffe, durch Beruhigung des Strömungszustandes, durch Absetzvorgänge am Boden abgelagert oder an die Oberfläche aufgeschwemmt. Diesen Vorgang nützt man in den verschiedenen Teilen der Anlage, wie bei der Vorklärung (absetzen der Feststoffteilchen), der Nachklärung (absetzen des Schlammes) oder bei der Schlammbehandlung als Eindicker.

Die wichtigsten Faktoren des Absetzprozesses sind Bemessungsdurchfluss, Durchflusszeit, Dichte, Belastung mit Schwebestoffen, Flächenbeschickung, Flockung, Fließgeschwindigkeit, Temperatur und Geometrie der Vorklärbecken. Besondere Sorgfalt ist auf die Ausbildung des Zu- und Ablaufes zu legen

Die Räumung des Schlammes erfolgt durch Schilde und Sauger, die an einer Räumerbrücke montiert sind oder über Räumerketten und Räumerbänder.

Es werden hauptsächlich drei Typen von Vorklärbecken unterschieden:

- Rechteckbecken
- Rundbecken
- Trichterbecken

Weiteres gibt es, je nach Aufgabenbereich, eine Vielzahl an speziellen Konstruktionen.

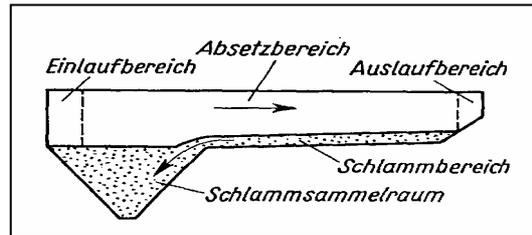


Abbildung 2-5: Schema des Absetzbeckens
(HOSANG, W.; BISCHOF, W., 1998)

2.1.2.3.1 Rechteckbecken

(nach PÖPPINGHAUS, K.; FRESENIUS, W.; SCHNEIDER, W., 1994)

Rechteckbecken werden horizontal (längs oder quer) durchströmt und können entsprechend dem Fließvorgang in vier Zonen unterteilt werden:

- Die *Einlaufzone* hat die Aufgabe, das Abwasser über die Beckenbreite zu verteilen und zu beruhigen um Turbulenzen zu unterbinden.
- Die *Trennzone* ist der größte Teil des Beckens in dem die absetzbaren Stoffe einen schräg nach unten gerichteten Weg zurücklegen. Laminare Strömungsverhältnisse sind für diesen Vorgang Voraussetzung.
- Die *Auslaufzone* zieht das geklärte Abwasser gleichmäßig aus dem Becken ab. Schwimmstoffe werden über eine Tauchwand zurückgehalten.
- Die *Schlammzone* soll entsprechend der Schlammabeseitigung ausgebildet sein.

In der Schlammzone wird der abgesetzte Schlamm mit einer Räumereinrichtung, die am Beckenrand entlangfährt, in den Schlammtrichter befördert. Von dort wird der Schlamm über Pumpen abgezogen.

Der Querschnitt des Absetzbeckens wird ebenfalls in vier Zonen unterteilt:

- Klarwasserzone
- Trennzone
- Speicherzone
- Eindick- und Räumzone

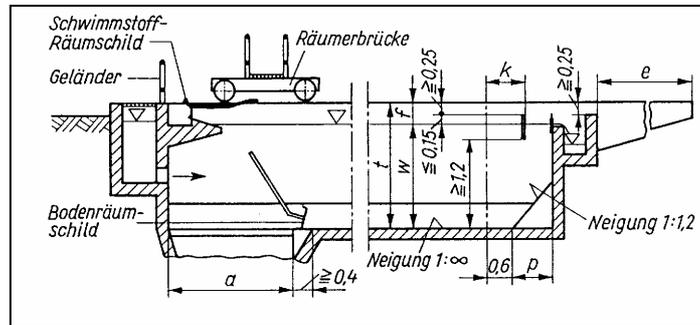


Abbildung 2-6: Rechteckbecken
(HOSANG, W.; BISCHOF, W., 1998)

2.1.2.3.2 Rundbecken

(nach PÖPPINGHAUS, K.; FRESENIUS, W.; SCHNEIDER, W., 1994)

Das Rundbecken wurde aus dem Rechteckbecken entwickelt, indem man den Längsschnitt um die Achse der Einlaufwand rotieren ließ. Die Wirkung ist theoretisch besser als bei Längsbecken, da die Teilchen, je weiter sie vom Zufluss entfernen, in immer größere Durchflussquerschnitte mit geringeren Tiefen gelangen, was zu besseren Absetzvorgängen führt.

Das Abwasser wird mittig über ein zentrales Rohr eingeleitet, fließt radial zum Beckenrand und von dort über eine umlaufende Rinne ab. Der abgesetzte Schlamm wird in einen zentralen Schacht mittels Räumers geschoben und dort abgezogen.

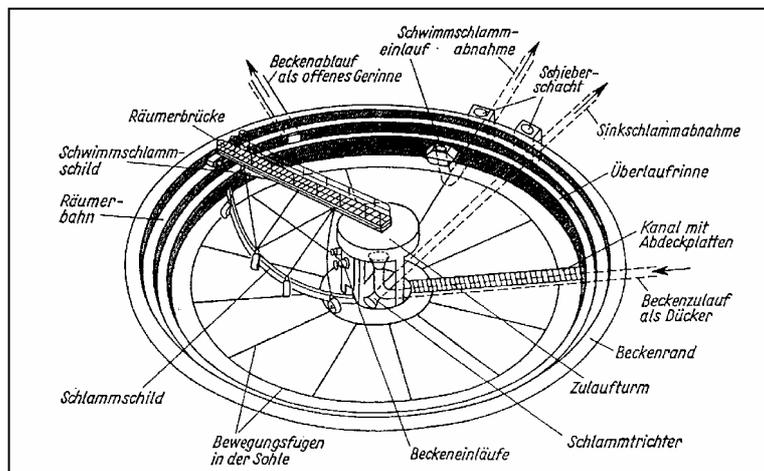


Abbildung 2-7: Rundbecken (HOSANG, W.; BISCHOF, W., 1998)

2.1.2.3.3 Trichterbecken

(nach HOSANG, W.; BISCHOF, W., 1998)

Der Unterschied zu Rechteck- und Rundbecken liegt in der Sammlung des Schlammes. Durch die starke Neigung der Beckenwände (60°) sammelt sich der Schlamm selbstständig in der Spitze des Trichters.

Es gibt horizontal und vertikal durchflossene Trichterbecken. Bei vertikaalem Durchfluss (Dortmundbecken) bildet sich ein Flockenfilter unter der Wasseroberfläche, der ein Aufschwimmen der Flockenteilchen verhindert.

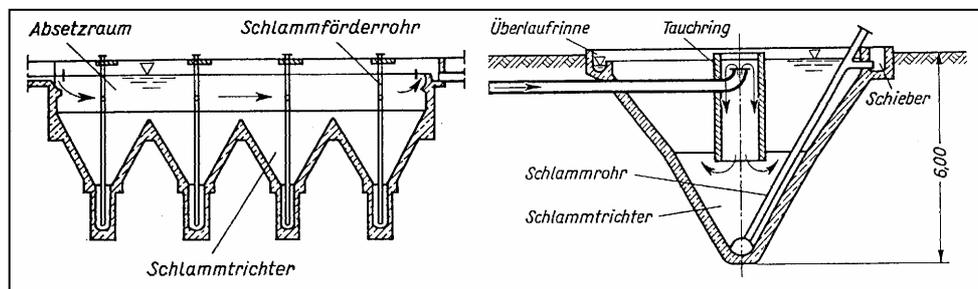


Abbildung 2-8: Horizontal durchflossenes und rundes Trichterbecken (HOSANG, W.; BISCHOF, W., 1998)

2.1.3 Ausgleichsbecken

(nach PÖPPINGHAUS, K.; FRESENIUS, W.; SCHNEIDER, W., 1994)

Ausgleichsbecken sind Anlagen, welche durch mechanische Vorgänge die Mischung von Abwässern verschiedener Abflussmengen und Konzentrationen oder der Impfung mit anlagefremden Belebtschlamm, herbeiführen. Diese Becken werden auch zur Mischung unter Zugabe von Fällmitteln genutzt.

2.2 Chemische Abwasserreinigung

2.2.1 Allgemeines

(nach PÖPPINGHAUS, K.; FRESENIUS, W.; SCHNEIDER, W., 1994)

Unter chemischen Verfahren versteht man bei der Abwasserbehandlung Methoden, die auf chemische oder chemisch – physikalischen Reaktionen beruhen. Diese Verfahren werden in der Abwasserbehandlung für folgende Effekte genutzt:

- Neutralisation fester Stoffe, die durch mechanische Reinigung nicht entfernt werden können.
- Ausscheidung kolloider, meist organischer Stoffe und einiger gelöster anorganischer Stoffe
- Beseitigung der Restmengen an Fetten und Ölen
- Verbesserung des Kläreffekts von Flotations- und Filteranlagen
- Durch Verwendung von Chlor und Chlorsauerstoffverbindungen erzielbare Wirkungen wie:

Desinfektion, Bekämpfung von Algenwachstum, Frischerhaltung des Wassers, Entgiftung, Geruchsverhinderung, Entfärbung, Oxidation und Fliegenlarvenbekämpfung bei Tropfkörpern

Ablauf des chemischen Prozesses bei kommunalen Abwässern:

1. Dosierung eines Fällmittels in das Abwasser
2. Intensive Durchmischung des Fällmittels. Dabei entstehen unlösliche Verbindungen (Mikroflocken)
3. Flockenbildung (Mikroflocken → Makroflocken)
4. Abscheidung der Makroflocken durch Sedimentation oder Flotation

Diese Verfahrensschritte können in den mechanisch – biologischen Prozess der Abwasserreinigung integriert werden.

2.2.2 Einsatz und Leistungsfähigkeit

(nach ERNST & SOHN, 1985)

Mit der chemischen Fällung und Flockung kann neben einer weitergehenden Abwasserreinigung zur Phosphorelimination folgende Zielsetzung verfolgt werden:

- Entlastung biologischer Stufen, Verbesserung der Ablaufqualität
- Entfernung, die den biologischen Prozess hemmenden Inhaltsstoffe
- Verbesserung der Beschaffenheit des belebten Schlammes

2.2.3 Fällmittel

(nach ERNST & SOHN, 1985)

Viele mehrwertige Metallionen bilden nach Zugabe zum Abwasser mit den darin gelösten Anionen unlösliche Verbindungen. Aus wirtschaftlichen Gründen werden oft zwei- und dreiwertige Eisen- oder Aluminiumsalze oder deren Lösung eingesetzt. Zweiwertiges Eisen muss, im belüftetem Sandfang oder im Belebungsbecken, jedoch zu dreiwertigem oxidiert werden.

Durch den Einsatz von Kalk wird der pH-Wert erhöht, was sich positiv auf die biologische Stufe auswirken kann, und der anfallende Mischschlamm dadurch bessere Entwässerungseigenschaften aufweist. Durch Erhöhung der Alkalität mittels Zugabe von Kalk, kann einer Nitrifikationshemmung vorgebeugt werden.

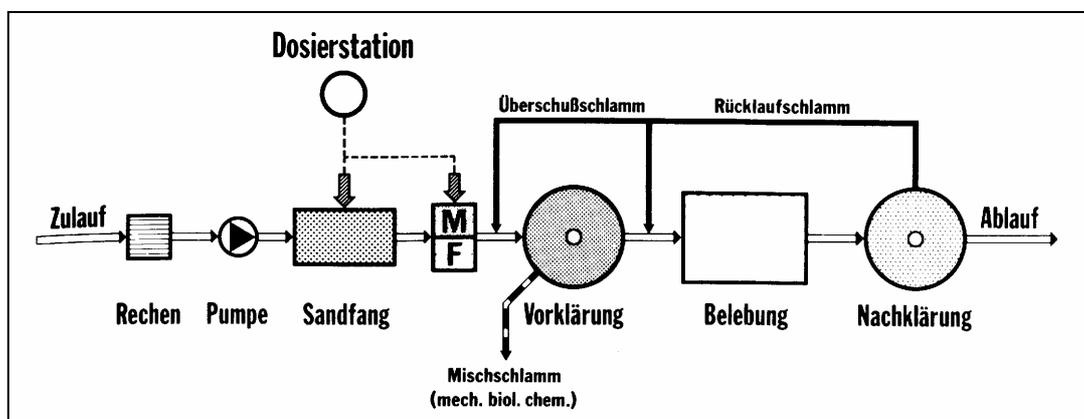


Abbildung 2-9: Fällmitteldosierung bei Vorfällung (ERNST & SOHN, 1985)

2.3 Biologische Abwasserreinigung

2.3.1 Allgemeines

(nach PÖPPINGHAUS, K.; FRESENIUS, W.; SCHNEIDER, W., 1994)

Kommunales Abwasser enthält eine Menge an Substanzen in gelöster und ungelöster Form, die von Mikroorganismen zum Wachstum (Vermehrung) und zum Stoffwechsel (Erhaltung) genutzt und damit aus dem Abwasser entfernt werden können. Die Umwandlung dieser Substanzen kann im aeroben, im anoxischen oder im anaeroben Milieu stattfinden.

Für die Bakterien stellt das Abwasser mit organischen und anorganischen, biologisch abbaubaren Inhaltsstoffen eine Nährlösung dar, in der sie sich entwickeln und vermehren.

Eine wichtige Rolle in der biologischen Reinigung spielen folgende Vorgänge:

Aerob:

- Abbau von Kohlenstoffverbindungen in CO_2 und Biomasse
- Oxidation von N_{org} und $\text{NH}_4\text{-N}$ in NO_3
- Oxidation von Schwefelverbindungen in SO_4

Anoxisch:

- Abbau von Kohlenstoffverbindungen in CO_2 und Biomasse
- Abbau von Nitrat $\text{NO}_3\text{-N}$

Anaerob:

- Phosphorelimination
- Anaerobe Sulfatatmung mit der Umwandlung von SO_4 in S
- Gärung und Faulung, Umwandlung von Fetten, Eiweiß und Kohlenhydraten zu niedrigeren Fettsäuren, Alkohol, und H_2 . Weiterführung zu dem Endprodukt Methan (CH_4).

Um den biologischen Prozess der Mikroorganismen zu stabilisieren, muss die Lebensgrundlage erhalten bleiben. Technologisch können folgende Voraussetzungen genannt werden:

(nach HOSANG, W.; BISCHOF, W., 1998)

1. Zugänglichkeit der Schmutzstoffe gegenüber biochemischer Reaktion
2. Ausreichende Sauerstoffmenge
3. Ausreichende Nahrungsmenge (Substrat)
4. Keine giftigen oder hemmenden Inhaltsstoffe
5. Günstige Lebensbedingungen (Temperatur, pH-Wert, Verteilung der Abwasserinhaltsstoffe, des Sauerstoffs und der Organismen)
6. Ausreichende Kontaktzeit (Reaktionszeit)

2.3.2 Aerober Abbau organischer Kohlenstoffverbindungen

(nach PÖPPINGHAUS, K.; FRESENIUS, W.; SCHNEIDER, W., 1994)

Von größter Bedeutung bei der Abwasserreinigung sind die aeroben Kohlenstoffverwerter, die z. B. mit Hilfe von elementarem Sauerstoff Traubenzucker abbauen.



Verwertbare organische Kohlenstoffverbindungen, wie Kohlenhydrate, Fette und Eiweiß, werden in kurzer Zeit für Wachstum und Stoffwechsel aufgebraucht und auf diese Art aus dem Abwasser entfernt. Das macht sich durch Abnahme von BSB (Biochemischer Sauerstoffbedarf) und CSB (Chemischer Sauerstoffbedarf) bemerkbar.

Bei guter Sauerstoffzufuhr verläuft der aerobe Abbau biologisch verwertbarer organischer Kohlenstoffverbindungen vorrangig zu Kohlendioxid Wasser und Zellsubstanz (Biomasse).

2.3.3 Nitrifikation

(nach PÖPPINGHAUS, K.; FRESENIUS, W.; SCHNEIDER, W., 1994)

Ein wesentlicher Inhaltsstoff kommunaler Abwässer stellt der organische Stickstoff dar. Er gelangt als Harnstoff, durch menschliche und tierische Ausscheidung in das Kanalisationsnetz. Dort wird der organisch gebundene Stickstoff durch anaerobe

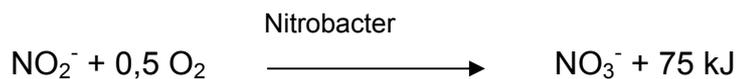
Abbauvorgänge in Ammonium umgewandelt. Somit wird eine Existenzgrundlage für Ammonium- und Nitritoxidanten, auch als Nitrifikanten bezeichnet, geschaffen.

Die Umwandlung von Ammonium in Nitrat erfolgt in zwei Stufen:

In der ersten Stufe oxidieren Bakterien der Gattung Nitrosomonas Ammonium (NH_4) zu Nitrit (NO_2) nach der Gleichung:

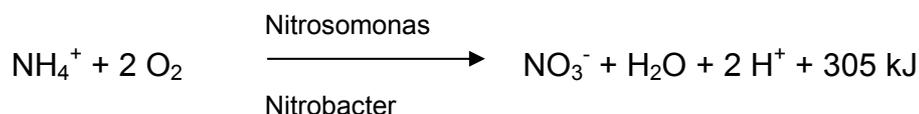


Und daran anschließend oxidieren Bakterien der Gattung Nitrobacter Nitrit (NO_2) zu Nitrat (NO_3) nach der Gleichung:



Beide Vorgänge verlaufen mengenäquivalent und gleichzeitig ab, das heißt das von Nitrosomonas erzeugte Nitrit wird sofort von Nitrobacter zu Nitrat oxidiert. Das ist ein Grund warum bei gut nitrifizierenden Anlagen im Ablauf kein Nitrit vorhanden ist.

Die beiden Gleichungen können als Gesamtreaktion wie folgt zusammengestellt werden:



Aus der Gleichung ist ersichtlich, dass die Nitrifikation ein mineralsäurebildender Vorgang ist, dem bei fehlender Alkalität des Abwassers, durch Zugabe von alkalischen mitteln entgegengewirkt werden muss. Zudem kann der pH-Wert auch durch Zugabe von Metallsalzen zur Phosphorelimination herabgesetzt werden. Für einen reibungslosen Ablauf der Nitrifikation ist ein pH-Wert zwischen 7 und 8 erforderlich. Ab einem pH-Wert von 6,8 findet eine Nitrifikationshemmung statt.

Bei der Reaktion werden 2 H^+ -Ionen gebildet, durch die der pH-Wert beeinflusst wird. Diese Ionen reagieren mit dem im Wasser befindlichen Hydrogencarbonat HCO_3 und verbrauchen dabei Säurekapazität.

Autotrophe, nitrifizierende Bakterien vermehren sich mit einer Teilungszeit von 10 bis 30 Stunden viel langsamer als heterotrophe Kohlenstoffabbauer. Sie nehmen ihre Tätigkeit erst auf, wenn die kohlenstoffhaltigen Verbindungen bereits weitgehend abgebaut sind.

Die Nitrifikation ist also zum einen vom Schlammalter und damit von der BSB_5 – Schlammbelastung (B_{TS}) abhängig, zum anderen von der Temperatur.

Tabelle 2-2: Wachstumsrate der Nitrifikanten in Abhängigkeit der Temperatur (MUDRACK, K.; KUNST, S., 1991)

Temperatur °C	Nitrosomonas		Nitrobacter		Schlammalter min. t_s (d)
	1/d	h	1/d	h	
10	0,29	82,6	0,58	41,4	3,44
20	0,76	31,6	1,04	23,1	1,32
30	1,97	12,2	1,87	12,8	0,53

Die Nitrifikanten werden sich nur in einer Biozönose entwickeln können, die ihnen eine ihrer Generationszeit entsprechende Mindest - Verweilzeit garantiert.

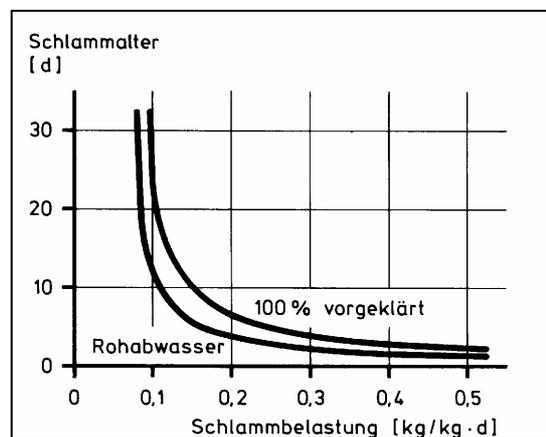


Abbildung 2-10: Abhängigkeit des Schlammalters von der Schlammbelastung (KAYSER, R., 1971)

Um eine weitgehende Nitrifikation zu erreichen, ist es notwendig, dass das Schlammalter etwa das 2 bis 3-fache der Generationszeit der Nitrifikanten beträgt um der angebotenen Menge an N-Fracht zu entsprechen.

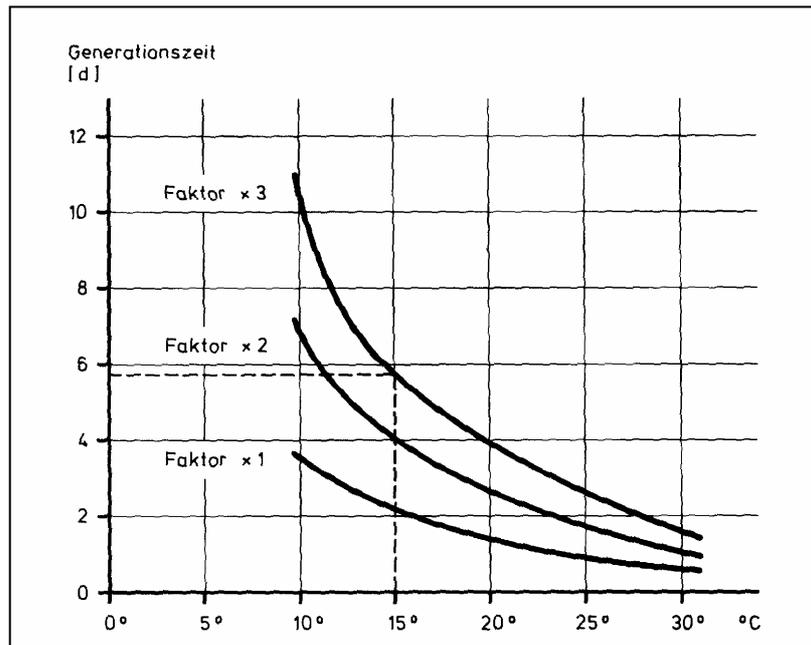


Abbildung 2-11: Abhängigkeit der Generationszeit von der Temperatur (MUDRACK, K.; KUNST, S., 1991)

Wertet man die in Tabelle 2-2 zusammengefasste Generationszeit und das daraus resultierende Mindestschlammalter aus so kann man erkennen, dass z.B. bei +15°C Wassertemperatur und einem Sicherheitsfaktor 3 das Schlammalter ca. 6 Tage betragen muss. (nach MUDRACK, K.; KUNST, S., 1991)

Für eine ganzjährige Nitrifikation, bei unseren Klimaverhältnissen, wird eine Schlammbelastung von 0,15 kg BSB₅/kg TS.d als Bemessungswert angegeben. (nach ERNST & SOHN, 1985)

Je nach Größe der Anlage ergeben sich Schlammalter von 8 –10 Tagen. (nach ATV A 131, 2000)

Zusammenfassend kann man sagen:

(nach MUDRACK, K.; KUNST, S., 1991)

- Um eine Nitrifikation beim Belebungsverfahren durchzuführen, muss man das Schlammalter dem langsamen Wachstum der Nitrifikanten anpassen.
- Die Nitrifikation kann in einer Belebungsanlage auch nur zeitweise auftreten. Dies ist durch Belastungs- und Temperaturschwankungen zu begründen.
- Der zur Nitrifikation erforderliche Sauerstoffbedarf muss gedeckt sein.
- Der pH-Wert im Belebungsbecken wird absinken.

2.3.4 Denitrifikation

(nach ERNST & SOHN, 1985)

Im Gegensatz zur Oxidation der Stickstoffverbindungen bei der Nitrifikation erfolgt bei der Denitrifikation eine Reduktion oxidierter Stickstoffverbindungen zu elementarem Stickstoff. (nach MUDRACK, K.; KUNST, S., 1991)

Aus der Reaktionsgleichung



wird ersichtlich, dass ein beträchtlicher Anteil des bei der Nitrifikation verbrauchten Sauerstoffs wieder zurückgewonnen werden kann. Außerdem werden 50 % der bei der Nitrifikation gebildeten H-Ionen wieder verbraucht, der pH-Wert steigt.

Während die Nitrifikation nur durch Nitrifikanten durchgeführt werden kann, ist eine große Anzahl an Bakterien des Belebtschlammes in der Lage Nitrat anstelle des gelösten Sauerstoffs zur Atmung zu verwenden.

Der im Belebtschlamm gelöste Sauerstoff wird nach Unterbrechung der Belüftung schnell gezehrt, so dass sich nach kurzer Zeit ein anoxisches Milieu einstellt. Der belebte Schlamm verbraucht jetzt den im Nitrat gebundenen Sauerstoff und setzt gasförmigen Stickstoff frei.

Mit einer gezielten Denitrifikation kann erreicht werden:

- Entfernung der Stickstoffverbindungen über 90 %
- Erhöhung des pH-Wertes
- Vermindern des Energieaufwandes durch Verwendung des Nitratsauerstoffs für Oxidationsvorgänge

Denitrifikation ist nur in Kombination mit Nitrifikation möglich. Die möglichen Betriebsweisen sind nachfolgend beschrieben. (nach ERNST & SOHN, 1985)

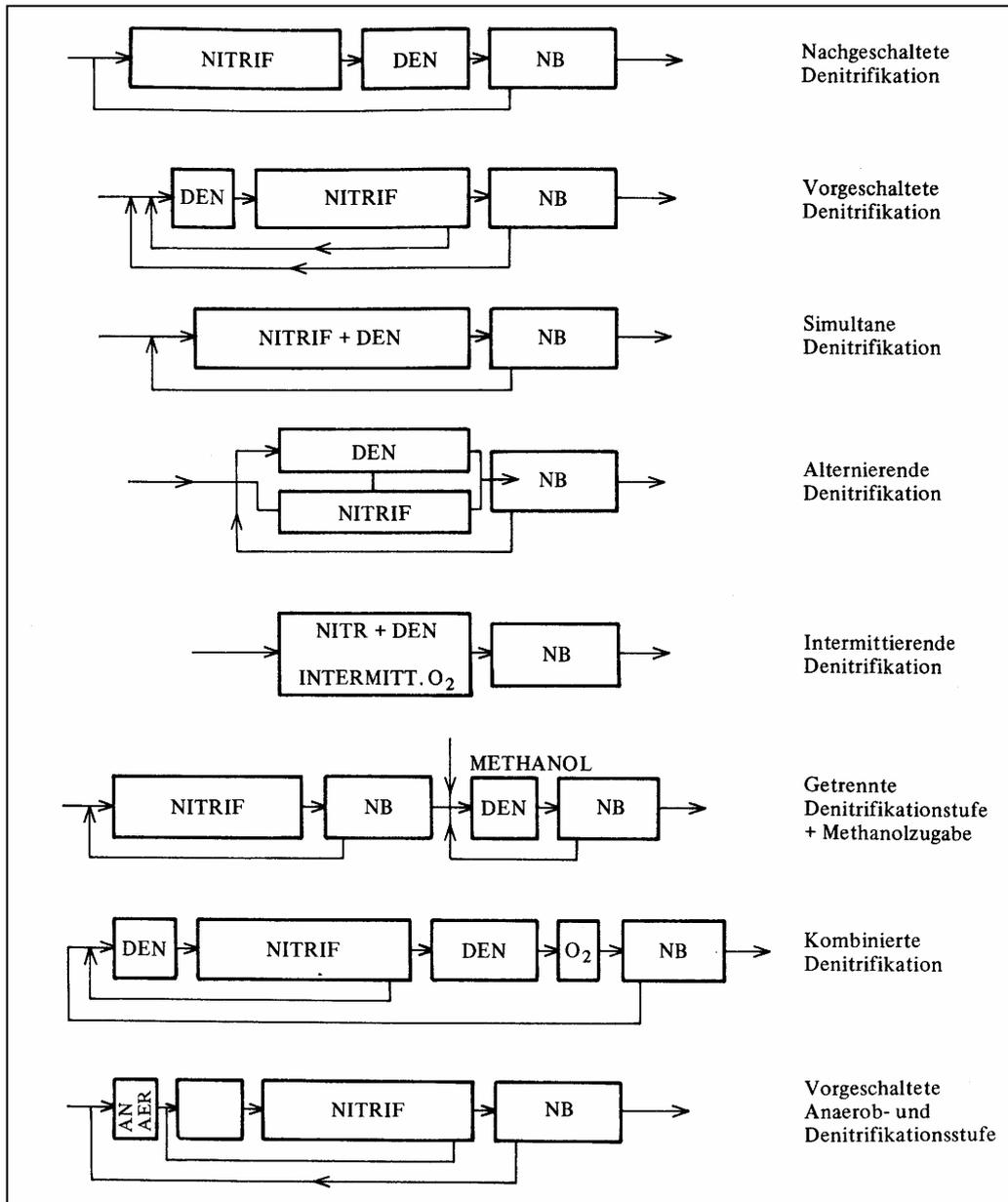


Abbildung 2-12: Betriebsarten der Stickstoffentfernung (ERNST & SOHN, 1985)

- Bei der **nachgeschaltete Denitrifikation** wird das Abwasser im Belebungsbecken möglichst vollständig nitrifiziert und anschließend wird im unbelüfteten, durchmischten Denitrifikationsbecken das gebildete Nitrat durch den belebten Schlamm veratmet. Meist bleibt die Denitrifikation unvollständig.
- Bei der **vorgeschalteten Denitrifikation** wird nitrathaltiger, belebter Schlamm mit dem zufließenden Abwasser in einem unbelüfteten Becken gemischt. Im Nitrifikationsteil soll der Sauerstoffgehalt nicht über 2 mg/l steigen.

- Bei der **simultanen Denitrifikation** werden in einem Becken abwechselnd belüftete und unbelüftete Zonen angeordnet, durch die das Abwasser strömt und entweder nitrifiziert oder denitrifiziert, wird.
- **Alternierende Denitrifikation** besteht aus zwei Belebungsbecken, die abwechselnd beschickt und belüftet werden.
- **Intermittierende Denitrifikation** besteht aus dem Wechsel zwischen aeroben und anoxischen Bedingungen im Belebungsbecken, die in einer zeitlichen Abfolge durch intermittierende Belüftung erreicht wird.
- Die restlichen Denitrifikationsverfahren stellen Sonderkonstruktionen dar.

3 Abwasserreinigung in Teichkläranlagen

3.1 Allgemeines

(nach MUDRACK, K.; KUNST, S., 1991)

Die Nutzung von Teichen zur Reinigung von Abwasser ist eines der ältesten Verfahren, das sich aus der Einleitung von Abwasser in natürliche, stehende Gewässer entwickelt hat.

Die verschiedenen Methoden und Verfahrenstechniken nahmen um 1980 in den Diskussionen und in der Literatur einen breiten Raum ein. Inzwischen sind die Erfahrungen mit Teichanlagen nicht als gut einzustufen. Einige Gründe sind nicht geeignetes Abwasser, falsche Bemessung und versäumter Schlammentsorgung. (nach HOSANG, W.; BISCHOF, W., 1998)

Im Gegensatz zu technischen Anlagen (Belebungs- und Tropfkörperverfahren), bei denen der biologische Selbstreinigungsprozess auf kleinem Raum intensiviert wird, laufen in den großen Teichvolumina die Selbstreinigungsprozesse zwar kontrolliert aber unbeeinflusst ab. Um den gewünschten Reinigungserfolg zu erzielen ist es daher notwendig die beeinflussenden Faktoren (z.B. Temperatur, Belichtung) zu kennen.

3.2 Grundlagen

(nach MUDRACK, K.; KUNST, S., 1991)

Im Unterschied zu einer technischen Anlage, die hauptsächlich auf heterotrophe, aerobe Organismen beschränkt ist, umfasst die Biozönose das gesamte Artenspektrum eines natürlichen Gewässers.

- Aerobe und anaerobe heterotrophe Organismen, die primär organische Schmutzstoffe umsetzen
- Autotrophe Organismen, die dem Wasser anorganische Salze entziehen. Durch die Photosynthese tragen sie außerdem Sauerstoff in das Wasser ein, und entziehen dabei dem Wasser Kohlendioxid.
- Tierische Lebewesen (Plankton, Insektenlarven, Fische), die am Ende der Nahrungskette stehen.

Die Organismen leben sowohl im freien Wasser aktiv beweglich, oder passiv schwebend (Plankton), als auch auf Oberflächen (Steine, Wasserpflanzen) und am Bodenschlamm. Die Zusammensetzung der Biozönose ist abhängig von Temperatur, Belichtung, Sauerstoff- und Nährstoffangebot und kann im Laufe des Jahres stark schwanken. Durch lange Verweilzeiten im Teich können sich auch langsam wachsende Organismen, mit langen Generationszeiten entwickeln. Je nach Verhältnis der beeinflussenden Faktoren können Massenentwicklungen bestimmter Organismen (z.B. Algen) ausgelöst werden.

Die natürliche Sauerstoffversorgung des Teiches erfolgt durch physikalische als auch biologische Vorgänge. Die physikalische O_2 – Aufnahme erfolgt über die Grenzfläche Wasser/Luft und ist von der Umwälzung der Oberfläche, der Temperatur, dem Verhältnis von Oberfläche und Volumen und dem O_2 – Defizit abhängig. O_2 – Defizit ist die Differenz zwischen Sättigungskonzentration und tatsächlichem Sauerstoffgehalt. Kaltes Wasser kann mehr Sauerstoff aufnehmen als warmes Wasser, da die Sättigungskonzentration mit fallender Temperatur, ansteigt.

Dieser Nachteil kann durch biologische O_2 – Produktion im Sommer ausgeglichen werden. Durch die Photosynthese wird während des Tages, von Grünpflanzen, reiner Sauerstoff abgegeben. Durch diesen Effekt kann es zu einer Übersättigung kommen.

Da autotrophe Organismen Sauerstoff verbrauchen, tragen sie zu einer Sauerstoffzehrung in Dunkelheit bei. Durch Algenblüte wechseln Übersättigung am Tag, und Zehrung in der Nacht ab.

Bei der Bemessung ist darauf zu achten, dass im Sommer weniger Sauerstoff, physikalisch in das Wasser aufgenommen wird, und im Winter die Stoffwechselgeschwindigkeit durch Lichtmangel (Eisdecke) und niedrigen Temperaturen vermindert wird.

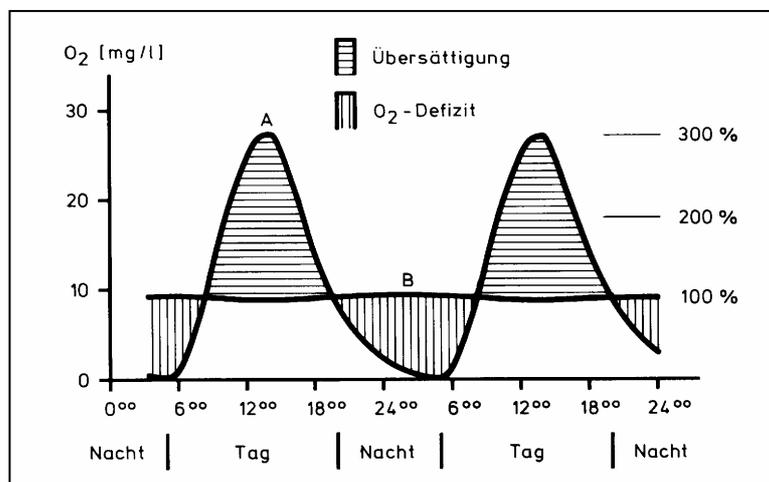


Abbildung 3-1: Tag – Nacht – Rhythmus des O_2 – Haushaltes eines Teiches (UHLMANN, D., 1990)

3.3 Verfahren der Teichanlagen

(nach ATV A 201, 1986)

Entsprechend dem ATV Arbeitsblatt A 201, „Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Abwasserteichen für kommunales Abwasser“, 1986 sind Abwasserteiche großräumige Abwasserreinigungsverfahren und können naturnah gestaltet werden. Weiteres werden Abwasserteiche in vier Gruppen unterteilt:

- **Absetzteiche**, die der Abscheidung der im Rohabwasser enthaltenen absetzbaren Stoffe und der Ausfäulung (anaerob) des abgesetzten Schlammes dienen.
- **Unbelüftete Abwasserteiche** werden zur biologischen Reinigung und zur Entfernung der absetzbaren Stoffe verwendet. Die Belüftung erfolgt über die Oberfläche.
- **Belüftete Abwasserteiche** werden mit Rohabwasser oder mechanisch vorgeklärtem Abwasser beschickt und mit Belüftereinrichtungen belüftet.
- **Schönungsteiche** werden mit biologisch gereinigtem Abwasser beschickt und dienen zur Trennung des Schlamm – Wassergemisches.

Der Geltungsbereich der Bemessung ist mit den folgenden Empfehlungen verbunden:

Überwiegend häusliches Abwasser oder diesem vergleichbarem gewerbliches Abwasser mit den Richtwerten

Spezifische BSB5 – Fracht: 60g/(E.d)

Schmutzwasseranfall: 150l/(E.d)

3.3.1 Absetzteiche

Absetzteiche werden im allgemeinen nur als Vorstufe zur weiteren Reinigung eingesetzt. Sie bestehen aus Erdbecken mit oder ohne Sohl- und Böschungsbefestigung und dienen der Abscheidung von absetzbaren Stoffen. Bei Mischkanalisation können sie zugleich die Regenwasserbehandlung übernehmen.

Die Bemessungskriterien bestehen aus der Durchflusszeit, dem Schlammfall und der Räumhäufigkeit. Geruchsemissionen sind wegen der Ausfäulung des abgesetzten Schlammes nicht auszuschließen.

Absetzteiche sind auf $V_{EW} > 0,5 \text{ m}^3/\text{E}$ zu bemessen, ein Schlammraum von $0,15 \text{ m}^3/\text{E}$ ist darin enthalten. Bei hohem Fremdwasserzufluss ist eine Durchflusszeit von einem Tag nicht zu unterschreiten. Die ausgefäulte Schlammmenge ist mit $0,3 \text{ l}/(\text{E} \cdot \text{d})$ anzusetzen. Durch diese Richtwerte kann die organische Verschmutzung im Mittel um 50 % verringert werden.

Da bei Absetzteichen keines vorgeschalteten Rechens oder Sandfangs bedürfen, sind sie sehr wartungsarm. Regelmäßige Wartungsarbeiten sind im wesentlichen Reinigen der Ein- und Ausläufe, Abschöpfen des Schwimmstoffs und Entfernung des Krautbewuchses. Der Schlamm aus Absetzteichen ist in der Regel mindestens einmal im Jahr zu räumen.

Für die Ausführung ist zu beachten:

- Böschungsneigung je nach Befestigung < 1 : 1,5
- Länge zu Breite (Oberfläche) > 3 : 1
- Tiefe für Absetz- und Schlammzone > 1,5 m
- Freibord ~ 0,3 m

Abdichtungen gegen den Untergrund sind für den Einzelfall zu prüfen.

3.3.2 Unbelüftete Abwasserteiche

Dieses Verfahren wird zur biologischen Behandlung von Abwasser verwendet, und kann mit einem vorgeschalteten Absetzteich kombiniert werden. Sauerstoff wird auf natürliche Weise über die Oberfläche und durch biogene Belüftung eingetragen und ist daher sehr klimaabhängig.

Unbelüftete Teiche werden auch fakultative, anaerobe Teiche genannt, da sich in tiefen Teichen an der Sohle anaerobe Zonen einstellen können. Als Bemessungskriterium gilt die Flächenbelastung.

Wenn BSB_5 – Ablaufwerte unter 35 mg/l und CSB – Ablaufwerte unter 160 mg/l erreicht werden sollen, sind sie mit $A_{EW} > 10 \text{ m}^2/\text{E}$ zu bemessen. Die Durchflusszeit muss bei Trockenwetter mehr als 20 Tage betragen.

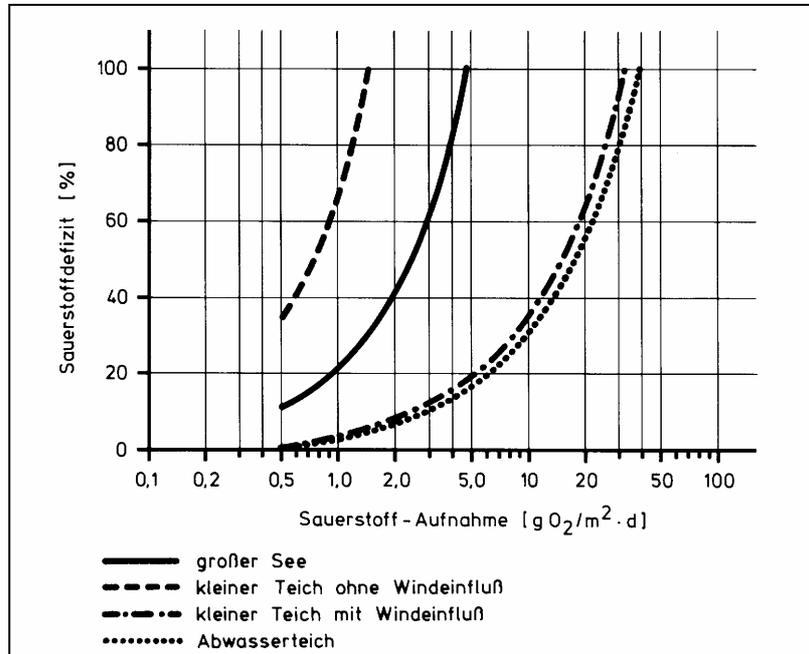


Abbildung 3-2: Sauerstoffaufnahme über die Wasseroberfläche (OTTMANN, E., 1977)

Um die Umwälzung durch den Windeinfluss und die Photosynthese zu begünstigen werden Tiefen von etwa 1,0 bis 1,5 m ausgeführt. Bei Anlagen ohne Absetzteich kann im Einlaufbereich eine Vertiefung zur Aufnahme des abgesetzten Schlammes zweckmäßig sein.

Zur Verhinderung von gerichteten Strömungen sind Verteileinrichtungen vorzusehen. Zur Rückhaltung von Schwimmstoffen sind am Auslauf Tauchwände anzuordnen. Bei günstigen Geländebeziehungen sind die Verbindungen zwischen den einzelnen Teichen im freien Ablauf auszuführen.

Um die Reinigungsleistung und die Durchflussverhältnisse zu begünstigen werden die Teichinhalte in zwei oder drei gleich große Einheiten unterteilt. Bei großen Teichen sind die hydraulischen Verhältnisse gegebenenfalls durch konstruktive Maßnahmen zu sichern.

Der Wartungsaufwand bei unbelüfteten Teichen ist gering. Das Ausmaß der Schlammablagerung sollte einmal im Jahr durch Peilung festgestellt werden. Schlammräumungen sind nur in mehrjährigem Abstand durchzuführen, oder wenn die Schlammhöhe ein Viertel der Teichhöhe erreicht hat. Wegen der geringen

Räumungshäufigkeit sind Sohl- und Böschungssicherung im allgemeinen nicht erforderlich.

3.3.3 Belüftete Abwasserteiche

Um den großen Flächenbedarf von unbelüfteten Teichen zu reduzieren werden diese belüfteten Teichtypen verwendet. Sie bestehen aus Erdbecken in die künstlich Sauerstoff eingetragen wird. Zur Belüftung dienen übliche oder speziell entwickelte Belüftersysteme, die gleichzeitig für die Umwälzung sorgen. Das Abwasser wird zuvor mechanisch gereinigt oder als Rohabwasser eingebracht.

Für die Reinigungsleistung sind die Kontaktzone Wasser/Bodenschlamm, biologisch wirksame Aufwuchsflächen und frei schwimmende Organismen verantwortlich. Um die Schwebstoffe abzuscheiden ist eine beruhigte Zone oder ein Teich nachzuschalten.

Eine Weiterentwicklung ist in Form eines Teiches mit Schlammrückführung möglich. Dieser ist verfahrenstechnisch den Belebungsanlagen mit gemeinsamer Schlammstabilisierung zuzuordnen.

Bemessungskriterien sind:

- BSB₅ – Raumbelastung
- BSB₅ – Flächenbelastung

Für die Bemessung nach der BSB₅ – Raumbelastung ist $B_R < 30 \text{ g}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ anzusetzen. Bei der Bemessung nach der BSB₅ – Flächenbelastung gilt die Beziehung:

$$B_A = B_R \cdot h$$

Wobei die Wassertiefe von $h = 1,5 - 3,5 \text{ m}$, den üblichen Wassertiefen entspricht. Die Durchflusszeit muss bei Trockenwetter mindestens fünf Tage betragen.

Als Sauerstofflast wird, bei einer Leistungsdichte von $W_R = 1 - 3 \text{ W}/\text{m}^3$ für die Umwälzung, ein Wert von $O_B > 1,5 \text{ kg Sauerstoff}/\text{kg BSB}_5$ angesetzt. Das Gesamtvolumen ist auf zwei hintereinander geschaltete Einheiten aufzuteilen, die nachgeschaltete Beruhigungszone ist auf eine Durchflusszeit von einem Tag auszulegen.

Bei einer Bemessung nach den oben genannten Kriterien sind BSB_5 – Ablaufwerte von 35 mg/l und CSB – Ablaufwerte von 160 mg/l erreichbar. Die Nitrifikation ist gering, wird sie verlangt, können belüftete Abwasserteiche mit Festbetteinrichtungen kombiniert werden.

Durch die von den Belüftern ausgehende Wasserbewegung und zur Erleichterung der Wartungsarbeiten, empfiehlt es sich die Böschung mit einer Neigung von 1 : 1,5 auszuführen und im Bereich der Wasserspiegelschwankungen zu sichern.

Je nach Belüftungssystem ergeben sich für die Schlammräumung Intervalle von vier bis zehn Jahren. Der Schlammanfall liegt erfahrungsgemäß bei 0,1 l/(E.d). Die Wartungsarbeiten beschränken sich auf die üblichen Kontrollen des Betriebes und der maschinellen Einrichtungen.

3.3.4 Schönungsteiche

Schönungsteiche werden Abwasserteichen nachgeschaltet, um schwebende Stoffe, organische Restbelastung zurückzuhalten und mit ihrem Puffervermögen für einen Ausgleich von Spitzenkonzentrationen sorgen. Sie entsprechen einem natürlichen Biotop und fügen sich gut in die Landschaft ein. Der Wirkungsgrad kann durch Bepflanzung mit höheren Wasserpflanzen verbessert werden.

Als Bemessungskriterium gilt die Durchflusszeit. Diese Zeiten liegen bei $d = 1 - 5$ Tagen. Bei einer Wassertiefe von 1 – 2 m. Um Rücklösungen von Phosphaten zu verhindern, sollen die Teiche bis zur Schlammoberfläche aerob sein.

Konstruktiv ist der Teich einfach ausgerüstet. Zur Verteilung am Einlauf genügt eine Prallwand, der Auslauf besteht aus einem Rohr oder einer kurzen offenen Rinne. Die Wartungsarbeiten sind auf eine jährliche Peilung des Schlammspiegels begrenzt. Der Schlammanfall hängt von der Reinigungsleistung der biologischen Stufe ab, beträgt in der Regel nur wenige Zentimeter im Jahr. Mit einer Schlammräumung rechnet man in Abständen von fünf bis zehn Jahren.

Tabelle 3-1: Zusammenstellung der Bemessungswerte (ATV A 201, 1986)

Kenngröße	Einheit	Absetzteiche	Unbelüfteter Teiche	Belüfteter Teiche	Schönungsteiche
Spezifisches Volumen V_{EW}	m ³ /E	≥ 0,5			
Spezifische Oberfläche A_{EW} - für Ablauf 35 mg/l BSB ₅ 160 mg/l CSB	m ² /E		≥ 10		
- für Ablauf 45 mg/l BSB ₅ 180 mg/l CSB	m ² /E		≥ 5 nur bei vorgesaltetem Absetzteich		
- bei Mitbehandlung von Regenwasser	m ² /E		Zuschlag bis zu 5		
- für teilnitrifizierten Ablauf	m ² /E		≥ 15	Zusätzliche Festbett- einrichtung	
Raumbelastung B_R - für Ablauf 35 mg/l BSB ₅ 160 mg/l CSB	g/(m ³ .d)			≤ 30	
Flächenbelastung B_A	g/(m ³ .d)			$B_A = B_R \cdot h$	
Wassertiefe h	m	≥ 1,5	1,0 bis 1,5	1,5 bis 3,5	1 bis 2
Sauerstofflast O_B	kg/kg			≥ 1,5	
Leistungsdichte W_R	W/m ³			1 bis 3	
Durchflusszeit bei Trockenwetter t_R	d	≥ 1	≥ 20	≥ 5	1 bis 5
Durchflusszeit der Nachklärung t_R	d			≥ 1	

3.3.5 Teiche in Kombination mit Festbetteinrichtungen

(nach HOSANG, W.; BISCHOF, W., 1998)

Diese Kombinationen entstehen um bestehende Teichanlagen zu erweitern, ihre Reinigungsleistung (Nitrifikation) zu verbessern oder um den Flächenbedarf zu verringern.

Im Falle der weitergehenden Abwasserreinigung können belüftete Teiche durch belüftete Festbettreaktoren, zur Nitrifikation ergänzt werden. Denitrifikation ist durch Rezirkulation des nitrathaltigen Abwassers in den ersten Teich möglich.

Die Situierung der Festbettkörper kann im Teich oder in einem eigenen Becken erfolgen. Dadurch wird eine zusätzliche Aufwuchsfläche für die nitrifizierenden Organismen geschaffen. Die spezifische Oberfläche der Aufwuchskörper (z.B. Kunststoff) kann bis $600 \text{ m}^2/\text{m}^3$ betragen.

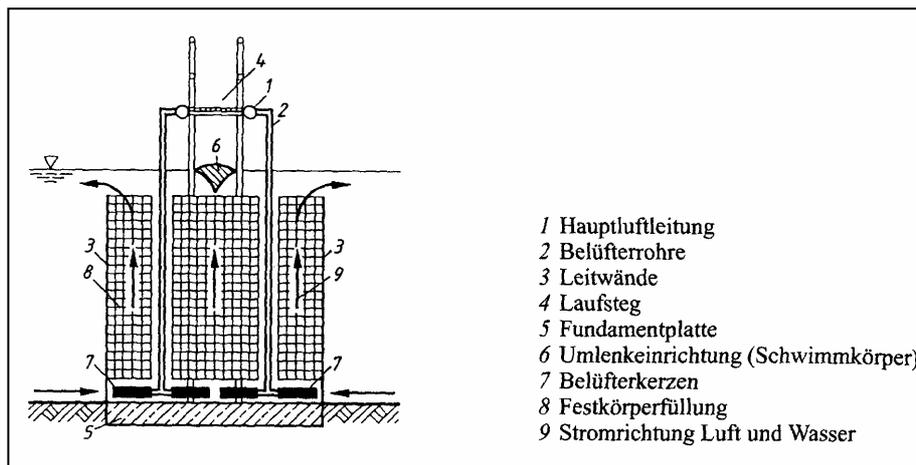


Abbildung 3-3: Linienbelüfter mit Festbetteinrichtung
(HOSANG, W.; BISCHOF, W., 1998)

3.4 Belüfter in Teichanlagen

(nach ERNST & SOHN, 1985)

3.4.1 Allgemeines

Belüftete Abwasserteiche sind Anlagen, die ohne natürliche Belüftung über die Oberfläche konzipiert sind. Die Luft wird ausschließlich über technische Einrichtungen in des Abwasser eingebracht.

Im Laufe der Jahre haben sich eine Vielzahl an verschiedensten Belüftungssystemen entwickelt. Die Aufgabe der Belüftung besteht im Eintrag von Sauerstoff und der Umwälzung des belebten Schlammes. Der Einsatz eines bestimmten Belüfters hängt von der Beschaffenheit des Abwassers, der Geometrie der Teiche und der Betriebsbedingungen ab.

Wie auch bei technischen Anlagen gibt es zwei grundsätzliche Systeme, die für den Sauerstoffeintrag sorgen:

- Oberflächenbelüfter: (Die Luft wird direkt über die Wasseroberfläche eingetragen)
- Druckbelüfter: (Die Luft wird über Gebläseaggregate in den Wasserkörper gedrückt)

Da Oberflächenbelüftung eine Reihe von Nachteilen mit sich bringen (Lärm, Geruch, Sauerstoffeintrag), hat sich die Druckbelüftung, in den letzten Jahren immer mehr durchgesetzt.

3.4.2 Typen der Belüftungseinrichtung

Die Aufgabe der Belüftung besteht darin, den Mikroorganismen zu jedem Zeitpunkt genügend Sauerstoff für ihre Tätigkeit bereitzustellen. In keiner Zone des Belebungssteiches darf es zu anaeroben Bedingungen kommen. Dies wird durch ausreichende Durchmischung sichergestellt. Beim Betrieb haben sich Intervalle von 15 Minuten Belüftungszeit und Stillstand bewährt.

Einteilung nach Belüftungsart:

- Oberflächenbelüftung
- Druckbelüftung
- Strahlbelüftung
- Tauchbelüftung

Diese Belüftungen können flächen-, linien- und punktförmig angebracht werden. Die Umwälzung erfolgt in gerichteten oder ungerichteten Strömungen, in vertikaler oder horizontaler Richtung. Für die Durchmischung ist die Leistungsdichte der maßgebende Wert.

3.4.2.1 Oberflächenbelüfter

Für diese Art der Belüftung werden Kreisel oder Walzen eingesetzt. Das System besteht darin die Oberfläche des Abwassers aufzureißen und somit Sauerstoff einzutragen. Der Betrieb dieser Belüfter ist jedoch mit Lärm- und Geruchsbelästigung verbunden.

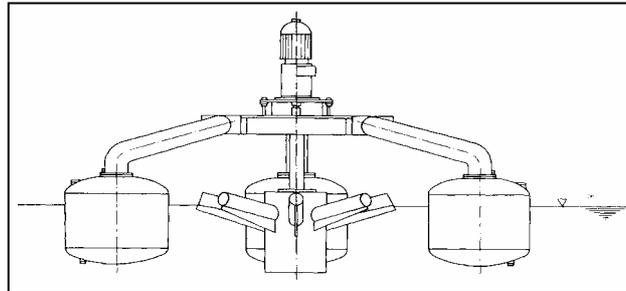


Abbildung 3-4: Schwimmender Belüfterkreisel (ERNST & SOHN, 1985)

3.4.2.2 Druckbelüfter

Bei der Druckbelüftung werden zwei Belüftungstypen verwendet:

- Kettenbelüfter:

Bei diesem Typ sind Rohrbelüfter an Schwimmkörpern, die unter der Wasseroberfläche linienförmig verbunden sind, befestigt. Die Luftversorgung erfolgt über Kunststoffschläuche, in Form einer feinblasigen Belüftung. Die Schwimmkörper sind mit einer Kette verbunden. Durch den Druck stellen sich die Rohrbelüfter schräg und pendeln an der Kette durch das Abwasser. Durch die Pendelbewegung erfolgt eine gleichmäßige Durchmischung. Ein Problem stellen die Kunststoffschläuche, wegen der Dichtigkeit und Witterungsanfälligkeit, dar.

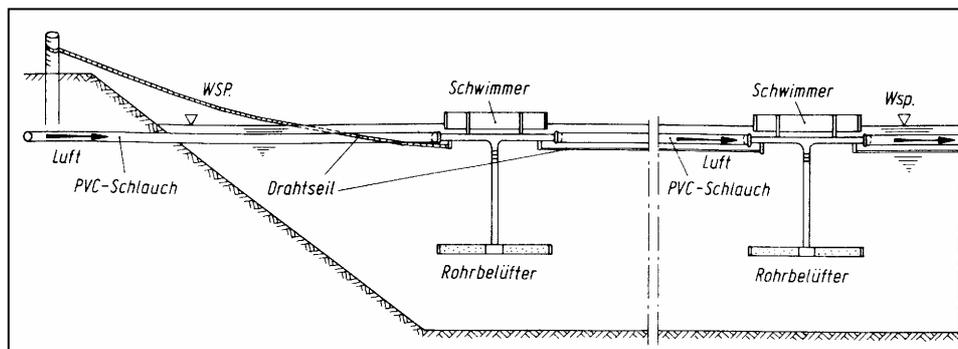
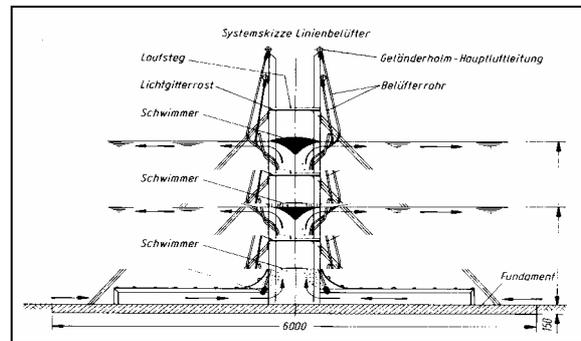


Abbildung 3-5: Schwimmende, bewegliche Belüfterkette (ERNST & SOHN, 1985)

- Linienbelüfter:

Der Linienbelüfter ist ein fest eingebauter Kasten, der oben und unten offen ist. Das Abwasser strömt von unten nach oben durch den Kasten und wird dabei mit Sauerstoff angereichert. Durch die Strömung wird der Teich umgewälzt.



**Abbildung 3-6: Linienbelüfter
(ERNST & SOHN, 1985)**

3.4.2.3 Strahl- und Tauchbelüfter

Bei diesen Systemen wird das Abwasser, mittels Aggregaten angesaugt, beschleunigt, mit Luft angereichert und anschließend wieder ausgestoßen. Der Ausstoß kann in alle Richtungen erfolgen. Bei einem gerichteten Ausstoß kommt es zu einer Strömungsbildung und damit einer Umwälzung.

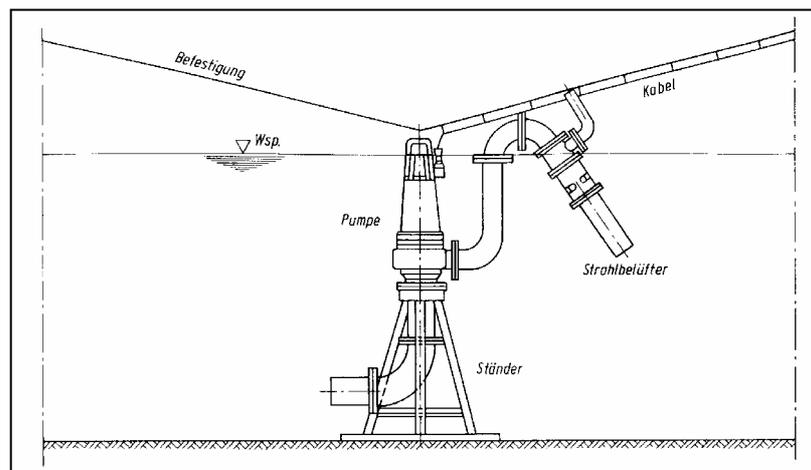


Abbildung 3-7: Strahlbelüfter (ERNST & SOHN, 1985)

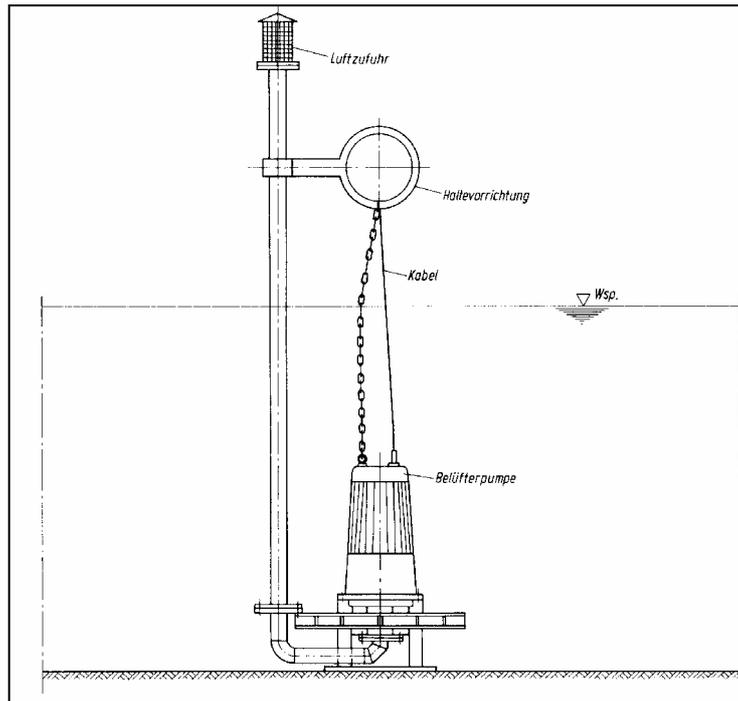


Abbildung 3-8: Tauchbelüfter (ERNST & SOHN, 1985)

4 Beschreibung der Teichkläranlage Wenigzell

4.1 Allgemeines

(nach AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG, RECHTSABTEILUNG 3, 1987)

Laut Wasserrechtsbescheid besaß die Gemeinde Wenigzell, bis Ende der Achtziger Jahre, keine wasserrechtlich genehmigte Kanalisationsanlage. Im engeren Ortskern der Gemeinde bestanden Teile einer Kanalisation im Mischsystem, die in den Jahren 1964 und 1975 errichtet wurden.

Die Ausleitung der ungereinigten Abwässer erfolgte direkt in den Vorfluter. Außerhalb des Einzugsgebietes des Bestandes wurden die Abwässer in Sammelgruben oder Hauskläranlagen gesammelt, wobei die Überwässer entweder örtlich zur Versickerung gebracht oder direkt in den Vorfluter eingeleitet wurden.

Diese Art der Abwasserbeseitigung entsprach nicht dem Stand der Technik und war auch aus hygienischer Sicht abzulehnen. Im Sinne des öffentlichen Interesses des Gewässerschutzes wollte die Gemeinde Wenigzell die Errichtung einer Kanalisationsanlage mit anschließender biologischer Reinigung der gesammelten Abwässer und Einleitung der gereinigten Wässer in den Haselbach.

Die Bemessung der Abwasseranlage erfolgte nach den technischen Richtlinien für die Errichtung, Erweiterung und Verbesserung von Wasserversorgungs- und Abwasserentsorgungsanlagen, des Bundesministeriums für Bauten und Technik sowie nach dem ÖWWV – Regelblatt Nr. 11.

4.2 Kanalisationsanlage

(nach AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG, RECHTSABTEILUNG 3, 1987)

4.2.1 Entwässerungsverfahren

Die bestehenden Kanäle, im Mischsystem werden auch für das neue Entwässerungskonzept verwendet. Sie werden zum Teil erneuert bzw. als Regenwasserkanäle weiterverwendet.

Am Ende des derzeitigen Bestandes wird ein Regenrückhaltebecken mit einem Nutzinhalt von 214 m³ errichtet. Bei stärkeren Regenereignissen wird, bei Überschreiten der Speicherkapazität, ein Teil des Regenwassers, mechanisch gereinigt, in den Haselbach abgeworfen.

Die für den Ausbau des Entwässerungsgebietes neu zu erstellenden Kanäle werden im Trennsystem errichtet.

4.2.2 Bemessungswerte

Nach der folgenden Tabelle wurden die Anschlusswerte ermittelt:

Tabelle 4-1: Ermittlung der Einwohnergleicherte (AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG, RECHTSABTEILUNG 3, 1987)

500 Einwohner	500 EGW
650 Fremdbette	620 EGW
900 Sitzplätze in Gaststätten	300 EGW
150 auswärtige Schüler	30 EGW
Hallen- und Freibad	20 EGW
Reserve und Grubendienst	330 EGW
Summe	1800 EGW

Bei den Schmutzwasserkanälen wurde ein Abwasseranfall von 200 l/(EGW.d) angenommen. Daraus ergibt sich ein spezifischer Spitzenabfluss von 5 l/s je 1000 EGW, mit einem Fremdwasserzuschlag von 3 l/s je 1000 EGW. Für die Bemessung der Mischwasserkanäle wurde eine Regenspende von $r_{15} = 120 \text{ l/(s.ha)}$ angenommen. Das Einzugsgebiet umfasst etwa 6,7 ha.

4.3 Kläranlage

4.3.1 Übersicht

Die Teichkläranlage wird auf Grundstücken der Katastralgemeinden Sommersgut und Pittermannviertel errichtet. Die einzelnen, baulichen Anlagenteile setzen sich wie folgt zusammen:

- | | | | |
|-------------------|---|------------------------|---|
| ➤ Sandfang | ① | ➤ Belebungssteiche | ③ |
| ➤ Betriebsgebäude | ② | ➤ Nitrifikationsbecken | ④ |
| ➤ Rechenanlage | ② | ➤ Nachklärteiche | ⑤ |

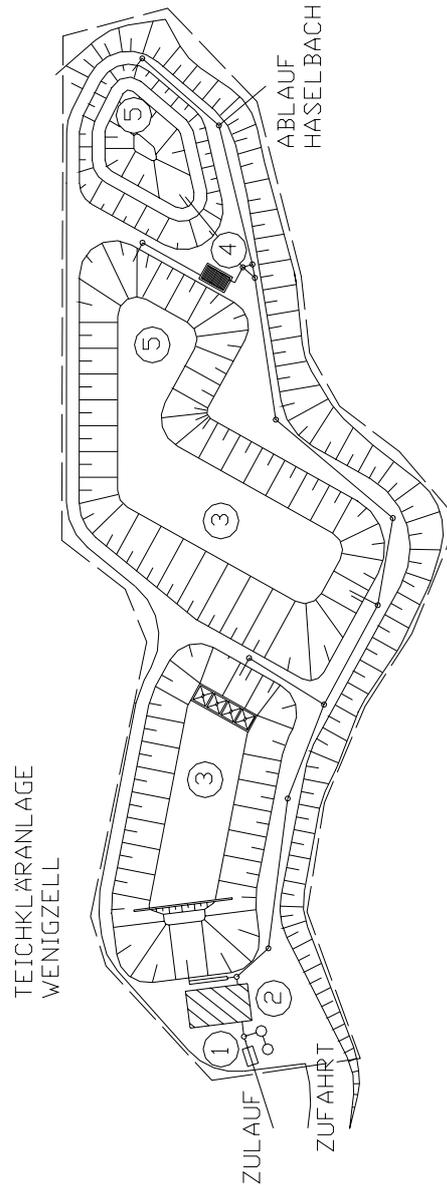


Abbildung 4-1: Übersicht der Teichkläranlage Wenigzell

Belastungswerte:

- Belastung: 1800 EGW
- Schmutzfracht: 60 g BSB₅/(EGW.d)
- Gesamtschmutzfracht: 1800 · 0,06 kg = 108 kg BSB₅/d
- Abwassermenge: 400 l/(EGW.d) inkl. Fremdwasserzuschlag
- Gesamtwassermenge: 1800 · 0,4 = 720 m³/d
- Gesamtwassermenge bei Trockenwetter: 360 m³/d

4.3.2 Sandfang

Der Sandfang ist der erste Teil der Anlage und besteht aus einem offenen Gerinne mit einem verminderten Gefälle. Durch die Neigungsänderung wird die Fließgeschwindigkeit verringert und schwerere Sandkörner setzen sich ab. Der Durchmesser des ankommenden Hauptsammlers beträgt DN 300.

Der Sandfang ist von Hand zu räumen, wobei der anfallende Sand, auf einer befestigten Fläche unmittelbar neben dem Sandfang getrocknet und gelagert wird.



Abbildung 4-2: Sandfang

4.3.3 Betriebsgebäude

Das Betriebsgebäude weist Außenabmessungen von 9,50 x 6,60 m auf und ist unterkellert ausgeführt.

Es besteht aus:

- Rechenraum
- Schaltwarte mit Labor
- Sanitärgruppe

Im unterkellerten Teil befindet sich die Unterbringung der Gebläse für die Belüftung und die Tanks der Fällmittelvorratsbehälter.

Im Rechenraum befindet sich ein wasserstandsgesteuerter Gegenstromrechen (Hakenrechen). Das Rechengut wird in einer Tonne gesammelt und entsorgt. Als Sicherheitseinrichtung ist ein Umgehungsgerinne angeordnet, um den Rechen warten oder reparieren zu können.

Im Anschluss an die Rechenanlage ist ein betoniertes Venturigerinne mit elektronischem Schreiber, um die Zulaufmengen zu messen, angeordnet. Zum Zeitpunkt der Überprüfung der Anlage war die Mengenmessung nicht in Betrieb. In diesem Gerinne wird ebenfalls die Zugabe der Fällmittel (Lösung aus dreiwertigem Eisenchlorid), zur chemischen Phosphatfällung, durchgeführt. Danach wird das Abwasser dem Belebungssteich 1 zugeführt.



Abbildung 4-3: Hakenrechen

4.3.4 Belüftete Teiche

Die für die biologische Reinigung notwendige Belüftung des Abwassers erfolgt in zwei hintereinander geschalteten Teiche. Dadurch wird, bei der Auslegung, im ersten Teich eine höhere Raumbelastung angesetzt als im zweiten Teich.

Zwischen den Teiche sind Rohrverbindungen mit den zugehörigen Kontrollschächten und einer Umgehungsleitung angeordnet. Durch diese Umgehungsleitung können die einzelnen Teiche außer Betrieb genommen oder parallel betrieben werden.

Die Belüftung erfolgt über Pendelbelüfter. Bei diesem System sind Belüfterkerzen unter Schwimmkörpern befestigt und können somit über der Teichsohle frei pendeln. Die Schwimmkörper sind mit Kunststoffschläuchen, zum Lufttransport, verbunden und mit Ketten am Teichrand befestigt. Durch diese Anordnung wird durch die Hin- und Herbewegung der Belüfterkerzen, quer zur Kettenachse, der Wasserkörper flächenhaft belüftet und umgewälzt.

4.3.4.1 Belebungssteich 1

Der Teich 1 besteht aus drei verschiedenen Zonen, die durch eine Tauchwand und eine Beruhigungswand voneinander getrennt sind.

Anoxische Zone	$V = 380 \text{ m}^3$
Belüftete Zone	$V = 1120 \text{ m}^3$
Zwischenklärung	<u>$V = 230 \text{ m}^3$</u>
Summe	$V = 1730 \text{ m}^3$

Die Wasserspiegeloberfläche ergibt sich aus einer Länge von 47,74 m und einer Breite von 20 m zu 954,80 m². Die Wassertiefe beträgt in der ersten, sauerstoffarmen Zone 3,5 m und im belüfteten Teil 2,5 m. Die Böschungen haben eine Neigung von 1 : 2 und die Sohlabdichtung erfolgt mittels einer 0,5 m starken Lehmschicht.

In der anoxischen Zone sollen Denitrifikationsvorgänge stattfinden. Von der Zwischenklärung, bestehend aus vier Betontrichtern, wird der Schlamm über eine Rücklaufschlammpumpe, mit der Leistung von $Q = 24 \text{ l/s}$ und einer manometrischen Förderhöhe von $h = 6 \text{ m}$, wieder dem Zulauf zugegeben. Die Steuerung erfolgt mengenproportional zum Kläranlagenzulauf.

Die Belüftung erfolgt durch sieben Belüfterketten. Die benötigte Luft kommt aus drei, im Betriebsgebäude situierten, Kompressoren. Die Aggregate haben folgende Leistung:

- Gebläse 1: 5 m³/min
- Gebläse 2: 3,33 m³/min
- Gebläse 3: 1,67 m³/min

Die Gebläse fördern die Luft, über ein Leitungsnetz, in beide Belebungssteiche und sind nicht regelbar.

Reinigungsleistung: (Bemessungswerte)

Raumbelastung des belüfteten Bereiches:	$B_R = 100 \text{ g BSB}_5/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$
Abbauleistung:	65 %
Zulauf:	108 kg BSB ₅ /d
Abbau:	70 kg BSB ₅ /d
Ablauf zur Stufe 2:	38 kg BSB ₅ /d



Abbildung 4-4: Anoxische Zone des Belüftungsteiches 1

4.3.4.2 Belebungssteich 2

Dieser zweite belüftete Teich weist in Wasserspiegelhöhe eine Länge von 52 m und eine Breite von 22 m, die Oberfläche beträgt 1144 m², auf. Die Wassertiefe liegt bei 2,5 m, Sohlabdichtung und Böschung sind wie bei Teich 1 ausgeführt.



Abbildung 4-5: Belebungssteich 2

Reinigungsleistung: (Bemessungswerte)

Volumen:	1930 m ³
Raumbelastung:	20 g BSB ₅ /d
Geforderte Ablaufleistung:	10 mg BSB ₅ /l, das entspricht 3,6 kg BSB ₅ /d bei Trockenwetter (200 L/(EGW.d))

Zulauf:	38 kg BSB ₅ /d
Abbau:	34,4 kg BSB ₅ /d etwa 90 %
Ablauf:	3,6 kg BSB ₅ /d

Gesamt BSB₅ – Abbau:

Zulauf:	108 kg/d
Ablauf:	3,6 kg/d
Abbauleistung:	104,4 kg/d entspricht 96,7 %

4.3.4.3 Nachklärteich 1

Der erste Nachklärteich ist direkt an den Belebungssteich 2 angeschlossen, um das Schlamm – Wassergemisch zu trennen. Zu diesem Zweck ist die Teichsohle in Richtung des Ablaufes geneigt und weist am Böschungsfuß eine Schlammtasche auf, wo der Schlamm abgesaugt und einer landwirtschaftlichen Verwendung zugeführt werden kann.

Die Abmessungen betragen in Wasserspiegelhöhe 17 m x 23 m. Die Wassertiefe liegt zwischen 2,5 m und 2,8 m im Bereich der Schlammtasche. Böschung und Sohle sind wie bei den belüfteten Teichen ausgeführt.



Abbildung 4-6: Nachklärteich 1

4.3.4.4 Nitrifikationsbecken

Die Nitrifikationsstufe besteht aus einem Betonbecken mit den lichten Abmessungen 4,0 x 4,2 x 4,7 m in dem folgende Einbauten vorhanden sind:

- Bionetwürfel als Aufwuchsflächen für die Nitrifikanten
- Lattenrost aus Bongossiholz als Auflager für die Bionetwürfel
- Auftriebssicherung
- Getauchter Zulauf
- Ablauf über Edelstahlzahnschwelle
- 10 Stück Belüfterkerzen
- Abdeckung aus Lärchenholz

Die Belüftung erfolgt über ein eigenes Leitungssystem. Das Gebläse zur Belüftung hat eine Leistung von 5 m³/min.

Das nitrifizierte Abwasser wird über eine Rezirkulationspumpe, mit der Leistung von $Q = 15 \text{ l/s}$ und einer manometrischen Förderhöhe von $h = 7,7 \text{ m}$, wieder dem Zulauf im Belebungssteich 1 zugeführt.

Reinigungsleistung: (Bemessungswerte)

Zulauf: $10 \text{ g NH}_4/(\text{EGW.d})$

Gesamt NH₄: $1800 \times 0,01 = 18 \text{ kg NH}_4/\text{d}$

Zulaufkonzentration bei Trockenwetter (360 m³/d):

$$18000000 \text{ mg} / 360000 \text{ l} = 50 \text{ mg/l}$$

Geforderte Ablaufkonzentration: 10 mg/l

Erforderliche Abbauleistung: 40 mg/l entspricht 80 %

Abbau: 14,4 kg NH₄/d

NH₄ – Abbau:

- Bei natürlichen Anwuchsflächen wie Teichsohle und Teichböschung der belüfteten Teiche 1 und 2:

$$1,0 \text{ g}/(\text{m}^2.\text{d})$$

- Bei belüfteten, künstlichen Anwuchsflächen:

$$2,0 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$$

Natürliche Anwuchsflächen: 1800 m², Abbau 1,8 kg NH₄/d

Ermittlung der künstlichen Anwuchsflächen:

$$14,4 \text{ kg} - 1,8 \text{ kg} = 12,6 \text{ kg NH}_4/\text{d}$$

$$\frac{12600 \text{ g NH}_4}{2,0 \text{ g}/\text{m}^2} = 6300 \text{ m}^2 \text{ Anwuchsfläche}$$

Eingebaut sind 45 m³ Bionetwürfel A = 150 m²/m³



Abbildung 4-7: Nitrifikationsbecken

4.3.3.5 Nachklärteich 2 (Schönungsteich)

Der Nachklärteich 2, als letzter Teil der Kläranlage, hat Abmessungen von 13 x 17 m in Wasserspiegelhöhe. Die Tiefe beträgt 2,5 m. In einer Tiefe von 0,5 m befindet sich im Böschungsbereich eine 2 m breite Pflanzenzone für Wasserpflanzen.



Abbildung 4-8: Schönungsteich

4.4 Vorfluter – Haselbach

Die gereinigten Abwässer werden dem Haselbach zugeführt. Der Haselbach führt bei der Mündung in den Bruckbach ein mittleres Jahresniederwasser (MJNQ) von 18 l/s.

Bei Trockenwetter werden 360 m³/d, bei Regenwetterereignis 720 m³/d, zugeführt. Das entspricht 4,2 l/s bzw. 8,4 l/s, sodass bei Trockenwetter ein Verdünnungsverhältnis von 4 :1 auftreten wird. Oberhalb der Einleitungsstelle weist der Vorfluter Gewässergüteklasse 2 auf. Diese Güteklasse wird nach der Einleitungsstelle nicht verschlechtert.

Das Gefälle des Baches beträgt 3 % ab Einleitung auf einer längeren Strecke und ist mit kleineren, natürlichen Sohlstufen ausgestattet. Diese Eigenschaften weisen auf eine gute, natürliche Selbstreinigungsleistung hin.

5 Betriebsdaten

5.1 Allgemeines

Die Betriebsdaten werden in Form der Eigenüberwachung, vor Ort, erhoben. Die Proben werden durch den Klärwerter gezogen und im Labor der Anlage ausgewertet. Die Werte werden in den Betriebstagebüchern festgehalten und dienen der Beurteilung der Anlage.

Die relevanten Daten bestehen im folgenden aus:

- Zulaufmenge
- Abwassertemperatur
- Biochemischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen (BSB₅)
- Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)
- Ammoniumstickstoffgehalt (NH₄ – N)

Weiteres werden noch Daten über Nitrit- und Nitratgehalt, Gebläseleistungsdaten und Phosphatgehalt festgehalten, die aber nicht für die Beurteilung der Reinigungsleistung maßgebend sind.

Für die Beurteilung werden die Betriebsaufzeichnungen, über einen Zeitraum von 18 Monaten herangezogen.

5.2 Abwasserzulaufmenge

Die Zulaufmenge wurde in der Bemessung mit 320 m³/d im Trockenwetterfall und 720 m³/d im Regenwetterfall ermittelt. Im folgenden Diagramm sind die tatsächlichen Zulaufmengen auf Grund der Eigenüberwachung dargestellt.

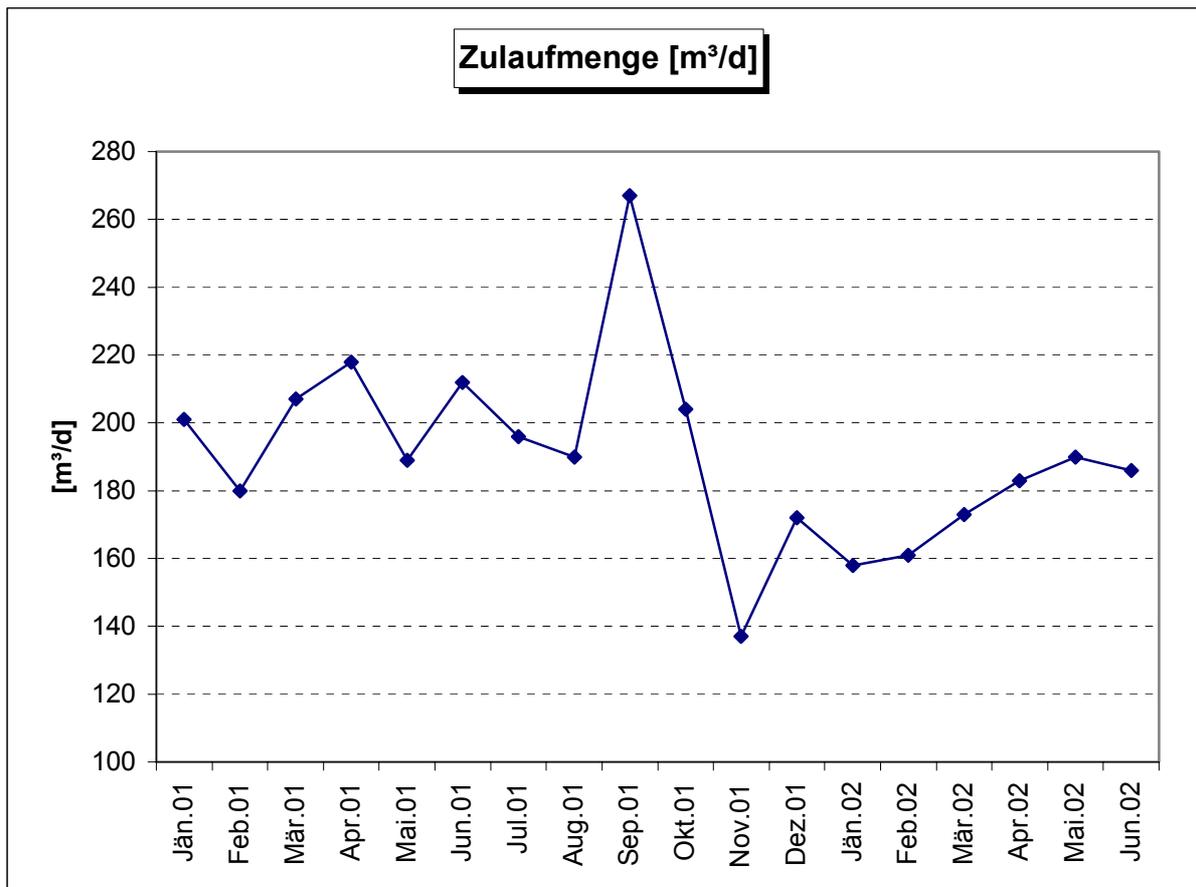


Abbildung 5-1: Abwasserzulaufmengen

Es ist zu erkennen, dass die tatsächlichen Abwasserfrachten, im dargestellten Zeitraum, deutlich unter den Bemessungswasserfrachten liegen. Die Bemessungswassermengen liegen bei 270 m³/d (150 l/(EW.d) und 360 m³/d (200 l/(EW.d)).

5.3 Abwassertemperatur

Die Abwassertemperaturen werden im Zulauf und im Ablauf der Anlage aufgezeichnet und im folgenden Diagramm gegenübergestellt.

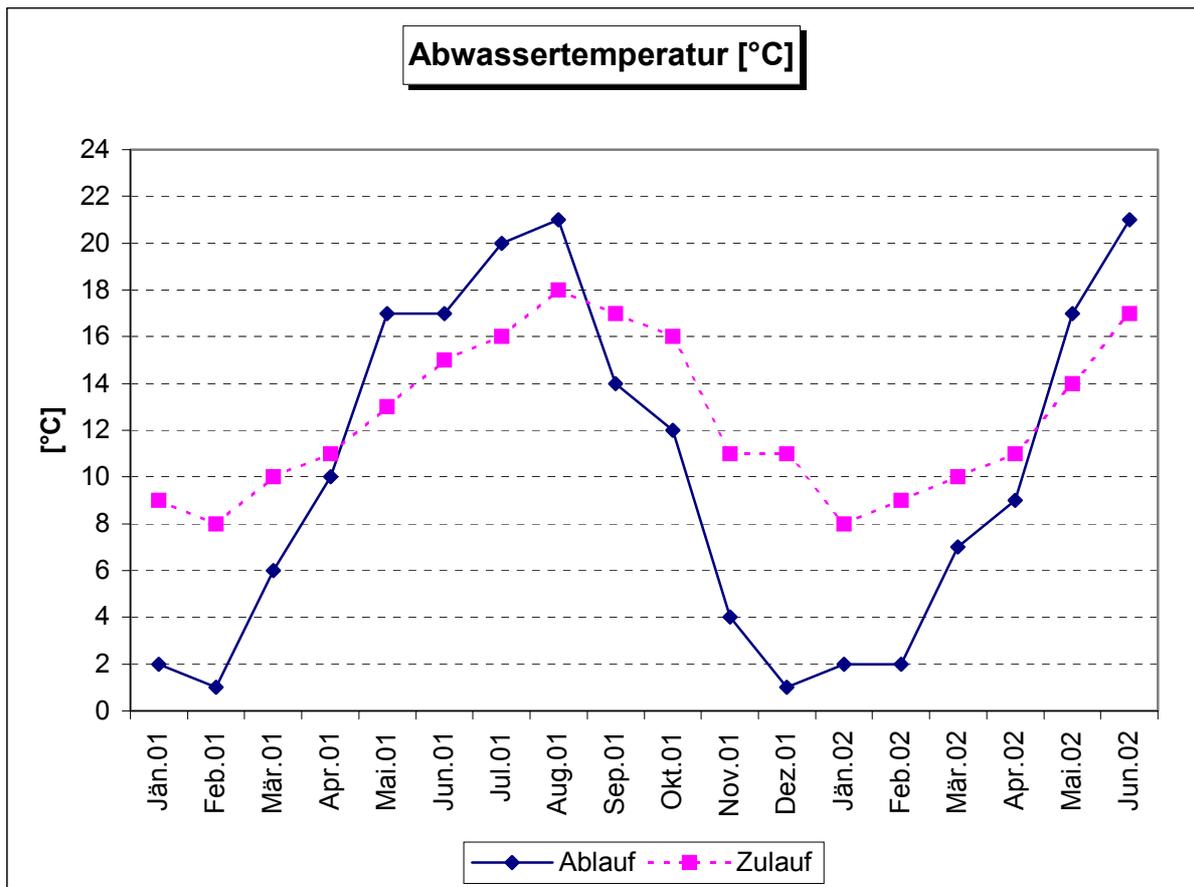
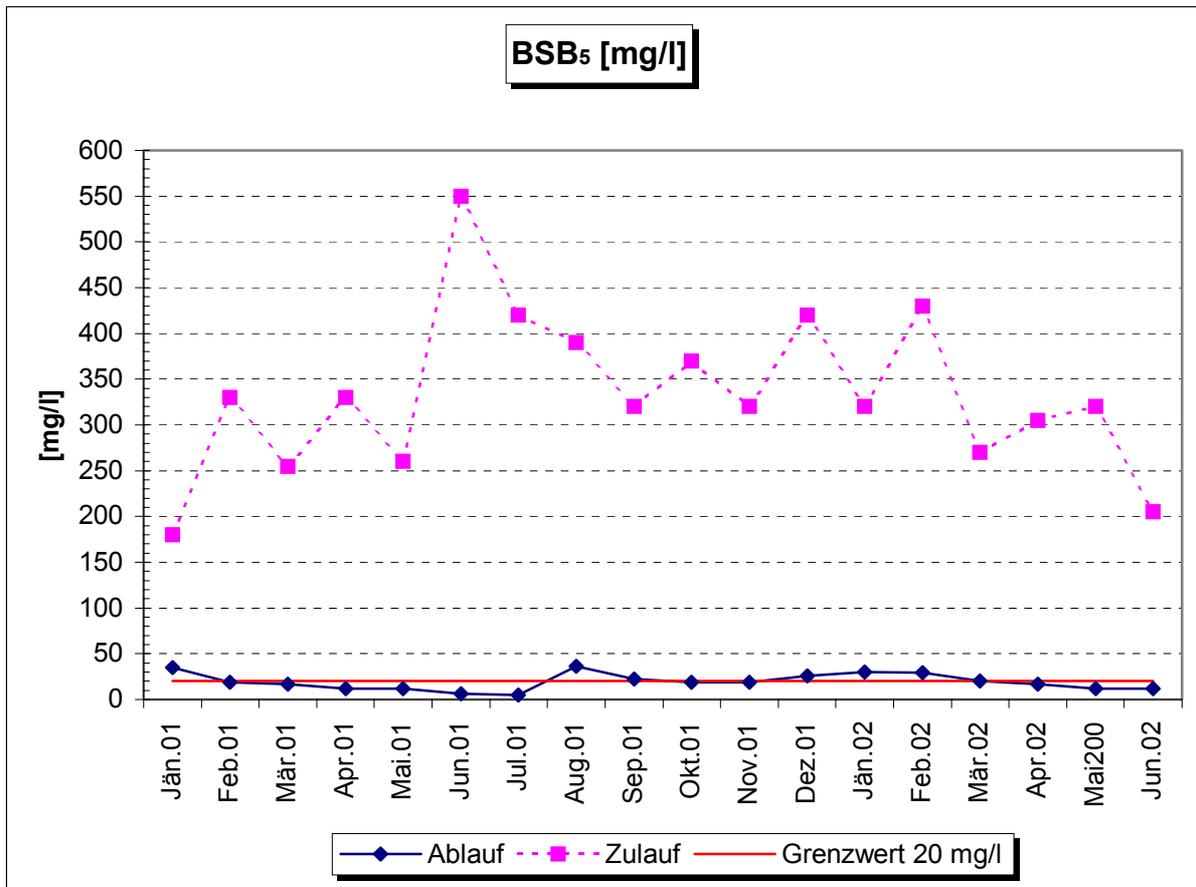


Abbildung 5-2: Abwassertemperaturverlauf

Die Temperaturschwankungen im Zulauf liegen zwischen 8 und 18 °C, im Ablauf zwischen 1 °C im Winter und 21 °C im Sommer. Es ist auch zu erkennen, dass im Sommer eine Abwassererwärmung bzw. im Winter eine sehr starke Abkühlung in den Teichen stattfindet.

5.4 Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅)

In der Darstellung des biochemischen Sauerstoffbedarfes (BSB₅) sind neben den Zu- und Ablaufwerten auch die Grenzwerte des Wasserrechtsbescheides und der 1. Abwasseremissionsverordnung dargestellt. Der BSB₅ ist ein Abwasserparameter für den Abbau der organischen Kohlenstoffverbindungen.


 Abbildung 5-3: BSB₅ - Verlauf

5.4 Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)

Der CSB ist ein Abwasserparameter für chemisch oxidierbare, auch biologisch nicht abbaubare Kohlenstoffverbindungen. Zur Darstellung werden Zu- und Ablaufkonzentrationen sowie der Grenzwert dargestellt.

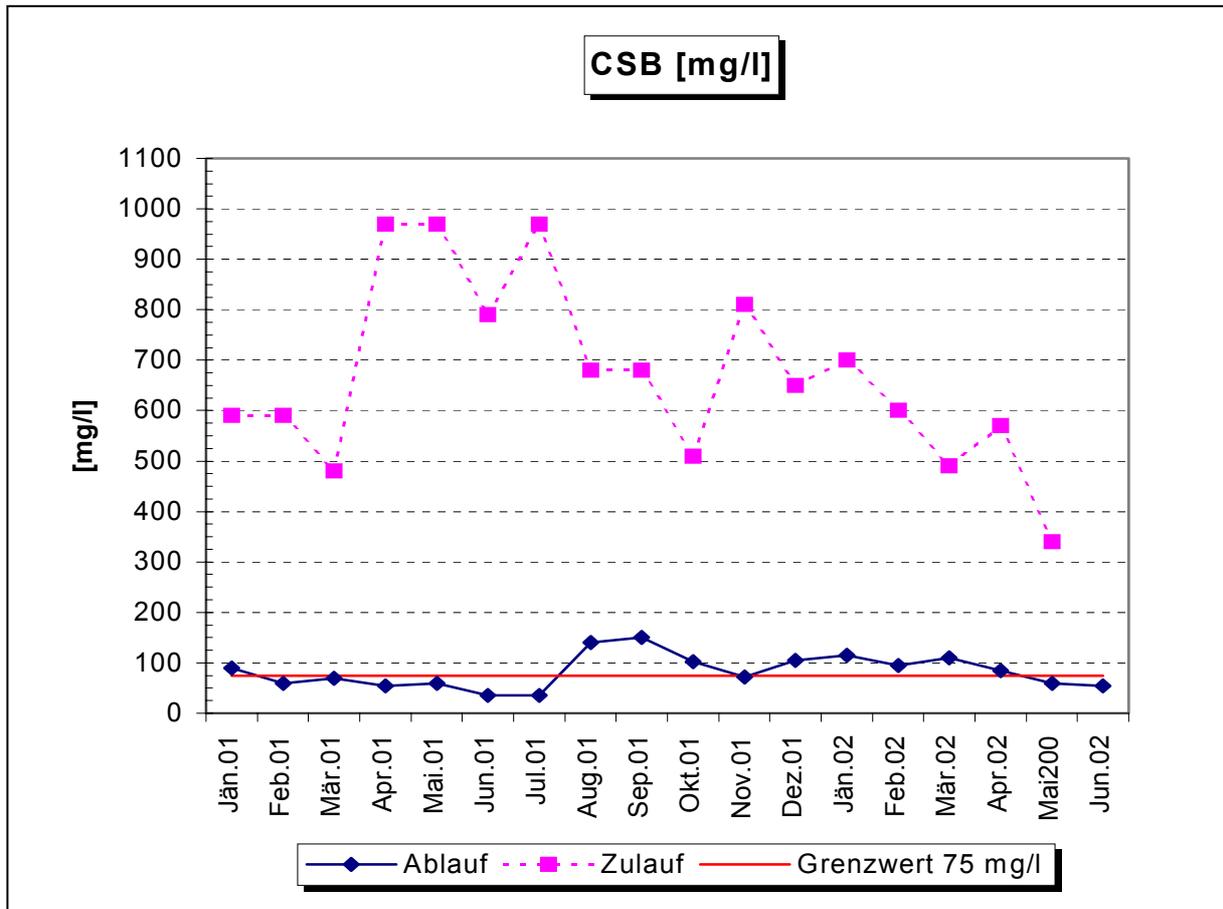


Abbildung 5-4: CSB - Verlauf

Es ist deutlich zu erkennen, dass der Grenzwert von 75 mg/l im Spätsommer und in den Wintermonaten deutlich überschritten wird. Diese Tatsache ist der erste Grund einer gründlichen Untersuchung der Anlage.

5.5 Ammoniumstickstoff (NH₄ – N)

Der Ammoniumabbau in einer Kläranlage ist von großer Bedeutung, da bei Verschiebung des pH – Wertes in den alkalischen Bereich, Ammoniak entsteht. Ammoniak wirkt stark fischtoxisch.

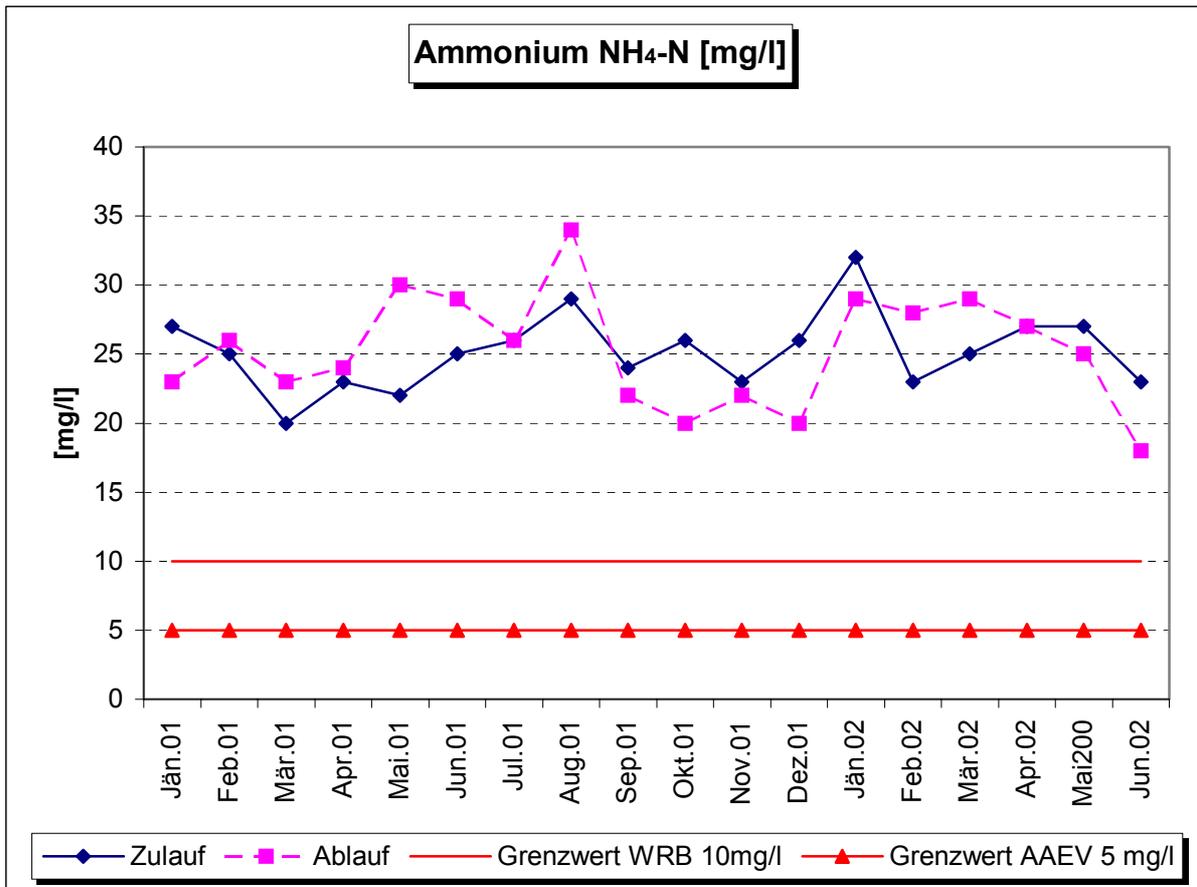


Abbildung 5-5: NH₄-N - Verlauf

Neben dem CSB – Abbau ist der Ammonium–Stickstoff – Abbau, durch eine funktionierende Nitrifikation, der zweite Problemparameter der Teichkläranlage Wenigzell gekennzeichnet. Es ist deutlich zu erkennen, dass die Grenzwerte nicht annähernd eingehalten werden. Teilweise sind die Ablaufkonzentrationen höher als die Zulaufkonzentrationen, was auf Rücklösvorgänge (Hydrolyse) in den Teichen schließen lässt.

Die beiden Abwasserparameter sind der Grund für die systematische Untersuchung, mittels Messprogramm und Analytik, der Anlage.

6 Messprogramm

6.1 Allgemeines

Die Funktionsuntersuchung der Teichkläranlage Wenigzell wurde am 22.08.2002 durchgeführt. Das Messprogramm gliedert sich in drei grundsätzliche Aufgabenbereiche:

- Stichprobennahme, im Durchlauf der einzelnen Anlagenteile
- Profilaufnahme der Belebungssteiche
- Schlammspiegelmessung im Nachklärteich

6.2 Probennahme in den einzelnen Anlagenteilen

Die Proben wurden an den folgenden fünf Stellen der Anlage gezogen:

- Ablauf Sandfang ①
- Ablauf Belebungssteich 1 ②
- Ablauf Belebungssteich 2 ③
- Ablauf Nitrifikationsbecken ④
- Ablauf Nachklärteich 2 ⑤

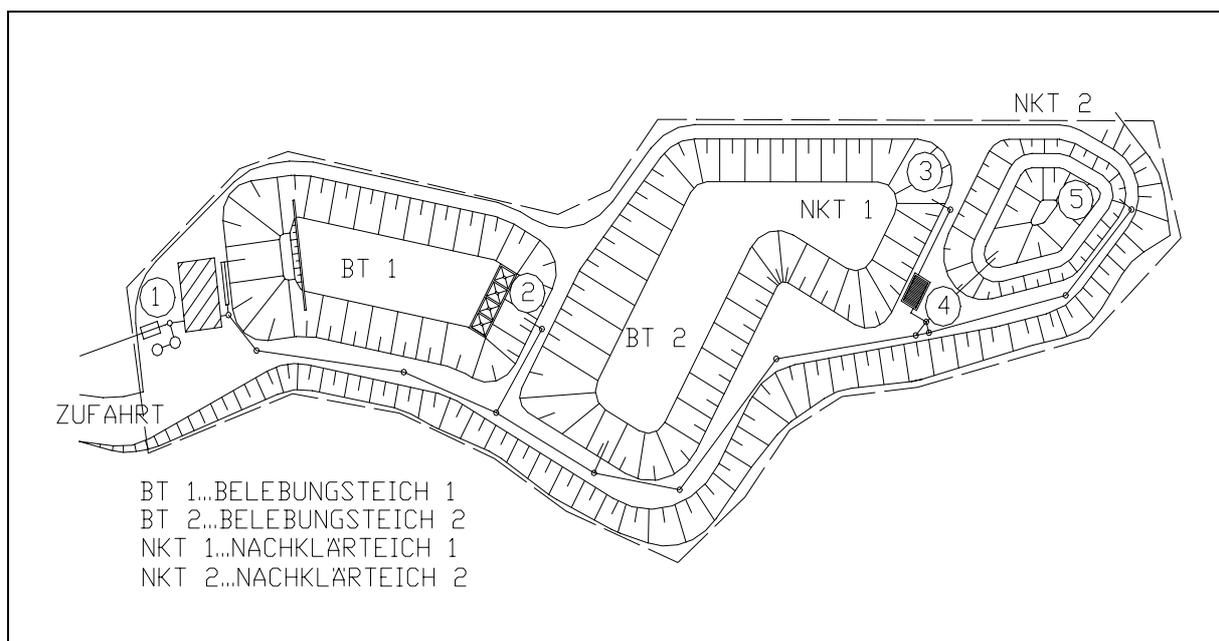


Abbildung 6-1: Übersicht der Probenstellen

Zur Durchführung der Probennahme wurden zwei Verfahren angewendet. Nach dem Sandfange ① erfolgte dies durch eine zeitproportionale Tagesmischprobe. Die Proben wurden durch ein automatisches Probenahmegerät gezogen und der Durchfluss, mittels Q – Logger, aufgezeichnet.



Abbildung 6-2: Zeitproportionale Tagesmischprobe

Das zweite Verfahren wurde in Form der qualifizierten Stichprobe, in den Ablaufschächten der anderen Probenstellen, angewendet. Die einzelnen Proben wurden mittels Schlauchquetschpumpe in die Probenbehälter gepumpt.

Tabelle 6-1: Übersicht der zu untersuchenden Abwasserparameter

<i>Ablauf Sandfang</i>	<i>Ablauf Belebungssteich 1</i>	<i>Ablauf Belebungssteich 2</i>	<i>Ablauf Nitrifikationsbecken</i>	<i>Ablauf Nachklärteich 2</i>
Zeitproportionale Tagesmischprobe	Qualifizierte Stichprobe	Qualifizierte Stichprobe	Qualifizierte Stichprobe	Qualifizierte Stichprobe
Abfiltrierbare Stoffe	Abfiltrierbare Stoffe	Abfiltrierbare Stoffe	Abfiltrierbare Stoffe	Abfiltrierbare Stoffe
Absetzbare Stoffe	Absetzbare Stoffe	Absetzbare Stoffe	Absetzbare Stoffe	Absetzbare Stoffe
CSB	CSB	CSB	CSB	CSB
BSB ₅	BSB ₅	BSB ₅	BSB ₅	BSB ₅
NH ₄ -N	NH ₄ -N	NH ₄ -N	NH ₄ -N	NH ₄ -N
NO ₃ -N	NO ₃ -N	NO ₃ -N	NO ₃ -N	NO ₃ -N
TKN	NO ₂ -N	NO ₂ -N	NO ₂ -N	NO ₂ -N
PO ₄ -P	Temperatur	Temperatur	Temperatur	Temperatur
Temperatur	pH-Wert	pH-Wert	pH-Wert	pH-Wert
pH-Wert	Leitfähigkeit	Leitfähigkeit	Leitfähigkeit	Leitfähigkeit
Leitfähigkeit	Säurekapazität	Säurekapazität	Säurekapazität	Säurekapazität
Säurekapazität			O ₂ -Konzentration	

Bei der Probennahme sind mittels Sondenmessung die Werte für Temperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit und Sauerstoffkonzentration festgehalten worden. Die anderen, in Tabelle 6-1 aufgelisteten, Parameter wurden im Labor des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau analysiert.

Bei der Probennahme herrschte eine Lufttemperatur von 25 °C, die Durchführung wurde kurzzeitig von einem Regenerereignis unterbrochen.

6.3 Profilmessung in den Belebungssteichen 1 und 2

Zweiter Teil des Messprogramms war die Aufnahme der Messprofile in den Belebungssteichen 1 und 2. Es wurden im ersten Teich zwei Profile, zu je elf Messpunkten, und im zweiten Teich ein Profil, ebenfalls zu je elf Messpunkten aufgenommen.

In Summe 33 Messpunkte, in beiden Belebungssteichen.

In den einzelnen Messpunkten wurden folgende Parameter festgestellt:

- Trockensubstanzgehalt TS
- Sauerstoffkonzentration O₂
- Temperatur T

Die Durchführung der Messung erfolgte durch befahren der Teiche mittels eines Bootes. Zur Bestimmung des Trockensubstanzgehaltes wurden Proben, mit Hilfe einer Schlauchquetschpumpe, gezogen. Temperatur und O₂ – Gehalt sind durch Sondenmessung, vor Ort, festgehalten worden. Die Proben zur Bestimmung des Trockensubstanzgehaltes wurden im Labor des Institutes für Siedlungswasserbau und Landschaftswasserbau analysiert.

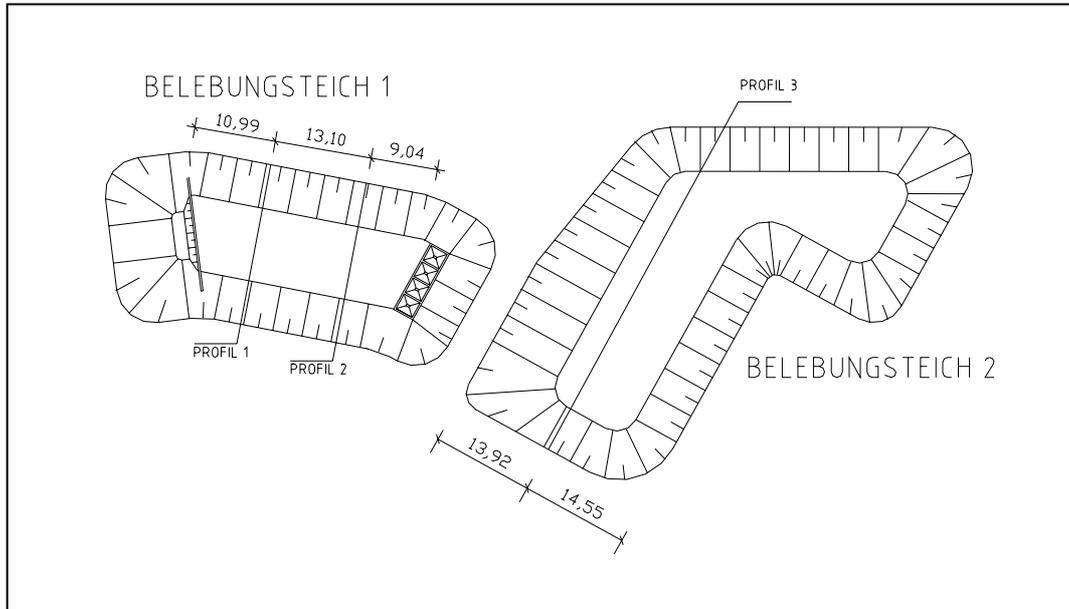


Abbildung 6-3: Übersicht Messprofilage

Die einzelnen Punkte, in jedem Profil, lagen in einer Wassertiefe von 0,2 m; 1,0 m und 2,0 m, bei einer Teichtiefe von 2,5 m. Es wurde darauf geachtet, dass Turbulenzen, durch die Belüfterketten, keinen Einfluss auf die Messergebnisse hatten.

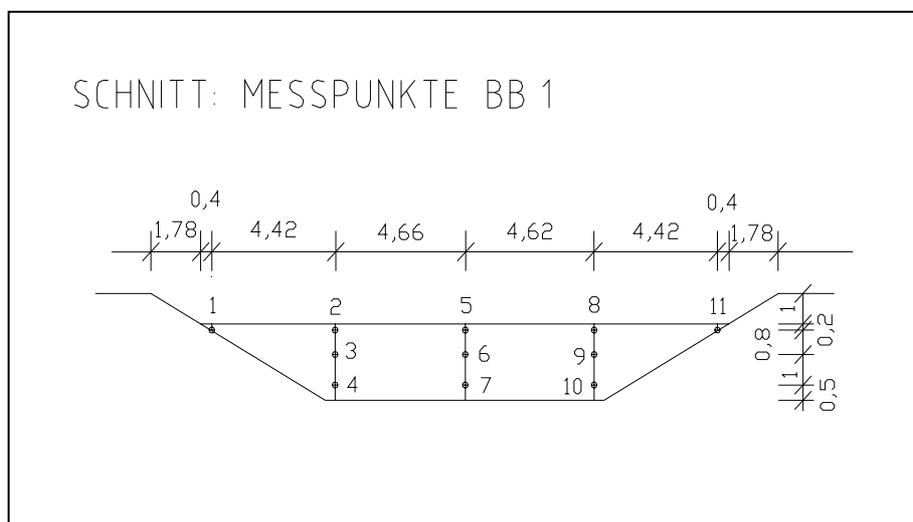


Abbildung 6-4: Lage der Messpunkte im Profil

6.4 Schlammspiegelmessung im Nachklärteich 2

Um den Füllungsgrad des Nachklärbeckens zu ermitteln wurde als dritter Punkt des Messprogramms die Höhe des Schlammspiegel bestimmt. Zu diesem Zweck wurden in der Mitte des Teiches, im Abstand von vierzig und zwanzig Zentimetern, Proben gezogen.



Abbildung 6-5: Schlammspiegelmessung im Nachklärteich 2

Zur Durchführung wurden ein Boot und eine Schlauchquetschpumpe, um die Proben zu ziehen, benötigt. Die Lage des Schlammspiegels konnte genau durch Analyse des Trockensubstanzgehaltes der Proben festgestellt werden.

7 Analytik – Analysen

7.1 Analytik

Die Bestimmungen aller Parameter, die in der Analytik der Versuche, im Labor, und bei der Sondenmessung, vor Ort, bestimmt wurden, werden hier erläutert.

7.1.1 Chemischer Sauerstoffbedarf CSB

(nach ÖNORM M 6265, 1983)

Begriffsbestimmung:

Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB): Massenkonzentration an Sauerstoff, die der Masse an Dichromat, die mit den gelösten und suspendierten Wasserinhaltsstoffen reagiert, wenn die Wasserprobe unter vorgegebenen Reaktionsbedingungen mit diesem Oxidationsmittel behandelt wird, äquivalent ist.

Versuchsdurchführung:

Die Analysenprobe wird mit Hilfe von Quecksilber(II)-sulfat mit einer bekannten Menge Kaliumdichromat und einem Silberkatalysator in stark schwefelsaurer Lösung während einer festgelegten Zeit am Rückfluss gekocht, ein Teil des Kaliumdichromats wird dabei durch oxidierbare Stoffe reduziert. Das nicht verbrauchte Kaliumdichromat wird anschließend mit Ammonium-eisen(II)-sulfat titriert. Der CSB wird aus der Masse des reduzierten Kaliumdichromats berechnet.

Für Proben, die mehr als 1000 mg/l an Chloriden beinhalten, wird eine modifizierte Vorgangsweise durchgeführt. Die Qualität wird durch die Bestimmung von Blindwerten und Parallelproben, die nicht gekocht sind, sonst aber genauso behandelt werden, überprüft.

Die Konzentration c der Ammonium-eisen(II)-sulfat-Lösung wird nach folgender Formel berechnet: $c = \frac{10}{V_4} \cdot 0,12$ [mol/l] und mit dem Titer bestimmt.

V_4 ist das Volumen, der beim Titer verbrauchten Ammonium-eisen(II)-sulfat-Lösung, in ml.

Der Chemische Sauerstoffbedarf CSB, angegeben in Milligramm Sauerstoff je Liter, ist nach folgender Formel zu berechnen:

$$\rho = \frac{c \cdot f}{V_P} \cdot (V_B - V_E)$$

ρ Chemischer Sauerstoffbedarf ausgedrückt als Sauerstoff in [mg/l]

c Konzentration der Ammonium-eisen(II)-sulfat-Standardlösung in mol/l

f Äquivalenzfaktor; In diesem Fall 8000 = molare Masse von $\frac{1}{2}$ O in mg/mol

V_B Mittelwert des Volumens, der bei den Blindproben verbrauchten Ammonium-eisen(II)-sulfat Lösung in ml

V_E Volumen, der bei der Analysenprobe verbrauchten Ammonium-eisen(II)-sulfat-Lösung im ml

V_P Volumen der Analysenprobe vor Verdünnung in ml

7.1.2 Biochemischer Sauerstoffbedarf BSB_5

(nach DIN 38409 Teil 51, 1987)

Begriffsbestimmung:

Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB_5): Der biochemische Sauerstoffbedarf (BSB_5) ist ein summarischer Wirkungsparameter. Er kann als Maß für die in einem Liter Probe vorhandenen, von einer entsprechend vorbereiteten Mikrobiozönose unter den Versuchsbedingungen im Verlauf von 5 Tagen biochemisch nutzbaren Wasserstoffdonatoren, ausgedrückt in der äquivalenten Menge Sauerstoff, gesehen werden.

Allgemeines zum BSB_5 :

Für die Versuchsansätze sind optimale physiologische Bedingungen, einschließlich der Versorgung mit mineralischen Nährstoffen, anzustreben, so dass die Wasserstoffdonatoren der einzig limitierende Faktor sind.

Durch die bewusste Optimierung der wesentlichen Faktoren (nicht nur des Sauerstoffes) unterscheidet sich die Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs von der Bestimmung der Sauerstoffzehrung.

Die Einheit mg/l für den biochemischen Sauerstoffbedarf entspricht der einer Massenkonzentration, kann aber nicht als eine solche interpretiert werden.

Das Ergebnis einer Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs kommt aufgrund verschiedenartiger biochemischer Stoffumsetzungen zustande. Es kann

deshalb in seiner Aussage nicht in der gleichen Weise eingrenzbar und eindeutig sein wie z.B. das Ergebnis einer einzelnen, genau definierten chemischen Umsetzung. Dennoch liefert es eine ganz wesentliche Information für die Einschätzung der Wasserqualität.

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_5 kann nicht aus einer Kurzzeitbestimmung durch Extrapolation ermittelt werden.

Das Verhältnis vom biochemischen zum theoretischen Sauerstoffbedarf, ersatzweise zum chemischen Sauerstoffbedarf (CSB), charakterisiert die Abbaubarkeit der Inhaltsstoffe des zu untersuchenden Wassers. Wird auf diese Weise eine gute Abbaubarkeit nachgewiesen, so kann dieses Ergebnis in aller Regel als zutreffend angesehen werden.

Versuchsdurchführung:

Das Verfahren ist auf alle Wässer anwendbar, die einen BSB_5 von mindestens 3 mg/l und von nicht mehr als 250 mg/l haben. Proben mit einem BSB_5 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 werden kann.

Anteile der gegebenenfalls vorverdünnten Probe werden mit einem besonders vorbereiteten Verdünnungswasser entsprechend einer arithmetischen Reihe verdünnt. Die Ansätze werden für die vorgegebene Zeit (5 Tage) bei 20°C im Dunkeln inkubiert. Aus dem Rückgang der Sauerstoffkonzentration in der Verdünnung und im Verdünnungswasser wird der BSB_5 nach Maßgabe der Mischungsregel in geschlossener statistischer Auswertung ermittelt bzw., falls die Mischungsregel nicht erfüllt ist, näherungsweise geschätzt.

Um zu vermeiden, dass durch biochemische Oxidation von Ammoniumstickstoff Ergebnisse erzielt werden, die sich schlecht reproduzieren und interpretieren lassen, wird ein Nitrifikationshemmstoff (N-Allylthioharnstoff oder 2-Chlor-6-(trichloräthyl)-pyridin) zugesetzt.

Zur Kontrolle des Verdünnungswassers des Impfmateri als wird der BSB_5 einer Standardlösung, gegebenenfalls auch unter Zusatz des Nitrifikationshemmstoffes, parallel bestimmt.

7.1.3 Ammoniumstickstoff $\text{NH}_4\text{-N}$

(gemäß Arbeitsvorschrift nach Merck)

Versuchsdurchführung:

Färbungen und Trübungen werden durch Ausschütteln mit frisch gefälltem Aluminiumhydroxid und anschließendes Filtrieren beseitigt, sofern sie nicht durch Filtration allein zu beseitigen sind. Können sich Färbungen und Trübungen durch diese Behandlung nicht entfernen lassen, wird der Bestimmung eine Destillation vorgeschaltet.

50 ml des erforderlichenfalls vorbehandelten Wassers oder ein kleineres, mit ammoniumfreiem Deionat auf 50 ml ergänztes Volumen werden mit 1 ml Kaliumnatriumtartratlösung und 2 ml Nessler's Reagenz versetzt und nach 5 min Reaktionszeit bei 425 nm gegen eine gleichbehandelte Blindprobe aus ammoniumfreiem Deionat gemessen.

Die Bezugskurven werden mittels Standardlösung aus Ammoniumchlorid aufgestellt, die in derselben Weise wie die Probe behandelt werden.

Bei der Berechnung ist das Ausgangswasservolumen und der aliquote Teil des Destillates, der zur Bestimmung verwendet wird, zu berücksichtigen.

7.1.4 Nitratstickstoff $\text{NO}_3\text{-N}$

(nach ÖNORM M 6238 Teil 1, 1986)

Versuchsdurchführung:

Der Versuch beruht auf der Reaktion von Nitrat mit 2,6-Dimethylphenol in Zusammenwirken von Schwefelsäure und Phosphorsäure unter Bildung von 4-Nitro-2,6-dimethylphenol. Die Reaktionszeit beträgt ca. fünf Minuten. Das spektrale Absorptionsmaß des Produktes wird spektrophotometrisch bei 324 nm gemessen, der Nitratgehalt wird aus einer Kalibrierkurve bestimmt.

7.1.5 Nitritstickstoff $\text{NO}_2\text{-N}$

(nach ÖNORM EN 26777, 1993)

Versuchsdurchführung:

Der Versuch baut auf die Reaktion des in der Analysenprobe enthaltenen Nitrits mit 4-Aminobenzolsulfonamid in Zusammenwirken von Orthophosphorsäure bei einem pH-Wert von 1,9 zu Diazoniumsalz auf. Das Diazoniumsalz, das mit dem gleichzeitig zugesetzten N-(1-Naphthyl)-1, 2-diaminoethan-Dihydrochlorid einen rosa Farbstoff bildet. Mit dem Spektralphotometer wird die Extinktion bei 540 nm gemessen.

7.1.6 Orthophosphat $\text{PO}_4\text{-P}$

(gemäß Arbeitsvorschrift nach Merck)

Versuchsdurchführung:

50 ml der Probe oder je nach ortho-Phosphationengehalt ein kleineres, mit Deionat auf 50 ml aufgefülltes Volumen werden mit 10 ml Vanadat-Molybdat-Reagenz versetzt und nach 15 min Reaktionszeit bei 405 nm gegen eine gleichbehandelte Blindprobe gemessen.

Die Bezugskurve wird mittels Standardlösung aus di-Natriumhydrogenphosphat aufgestellt, die in derselben Weise wie die zu untersuchende Probe behandelt wird.

7.1.7 pH-Wert

(nach ÖNORM DIN 19266, 2000)

Begriffsbestimmung:

Der pH-Wert ist definiert als der mit -1 multiplizierte dekadische Logarithmus der molalen Wasserstoffionenaktivität a_{H} , geteilt durch die Einheit der Molalität.

$$m^0 = 1 \text{ mol} \cdot \text{kg}^{-1}.$$

$$pH = -\log\left(\frac{a_H}{m^0}\right) \text{ mit } a_H = m_H \cdot \gamma_H$$

γ_H ... Aktivitätskoeffizient des Wasserstoffions

m_H ... Molalität des Wasserstoffions in mol/kg

7.1.8 Elektrische Leitfähigkeit LF

(nach ÖNORM EN 27888, 1993)

Begriffsbestimmung:

Die Elektrische Leitfähigkeit ist der Reziprokwert des Widerstands, gemessen an den entgegengesetzten Seiten eines Einheitskubus einer wässrigen Lösung mit bestimmten Ausmaßen und speziellen Bedingungen.

Für die Untersuchungen der Proben ist dies ein Maß für die Konzentration ionisierbarer gelöster Stoffe.

Allgemeines zur Leitfähigkeit:

Die direkte Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit wässriger Lösungen erfolgt mit einem Messgerät. Die elektrische Leitfähigkeit ist ein Maß für den elektrischen Strom.

Sie ist abhängig von:

- a) Ionenkonzentration
- b) Ionenart
- c) Temperatur der Probe
- d) Viskosität der Probe

Reines Wasser hat aufgrund seiner Eigendissoziation bei 25°C eine elektrische Leitfähigkeit von 5,483 $\mu\text{S}/\text{m}$.

7.1.9 Trockensubstanz TS

(nach ÖNORM M 6273, 2000)

Begriffsbestimmung:

Trockenmasse der abfiltrierten Stoffe bzw. Trockensubstanz TS: Ist jener Anteil der Masse, der nach dem Trocknen der abfiltrierten Stoffe bei 105 °C zurückbleibenden Masse, bezogen auf das Volumen der Originalprobe. Dieser Wert wird in mg/l oder in g/l angegeben.

Versuchsdurchführung:

Aus einem abgemessenen Volumen V_P der Probe werden die ungelösten Stoffe (Der Zulauf wird mit Papierfilter und der Ablauf mit Membranfilter filtriert) durch Filtration mittels Filter abgetrennt und getrocknet. Mit dem Filtriergerät, der Wasserstrahlpumpe und der Saugflasche mit Nutsche, wird die Filtration durchgeführt.

Der Filter wird im Trockenschrank bei $105\text{ °C} \pm 2\text{ °C}$ bis zur Massenkonzanz getrocknet. Nach dem Abkühlen im Exsikkator wird der Filter auf ganze Milligramm genau gewogen (Masse c).

Nach dem Abfiltrieren werden die Filter im Trockenschrank bis zur Massenkonzanz getrocknet und nach dem Erkalten im Exsikkator auf ganze Milligramm genau abgewogen (Masse d). Die ermittelte Masse wird als konstant angesehen, wenn sie nach einer weiteren halbstündigen Trocknung unter den gleichen Bedingungen von der vorher bestimmten um nicht mehr als 1 % abweicht.

Die Trockensubstanz TS in g/l wird nach folgender Gleichung ermittelt:

$$TS = \frac{(d - c)}{V_P} \cdot k$$

V_B Volumen der Probe, die filtriert wurde, in ml

c Masse des Papierfilters in g

d Masse des Filters mit getrockneter Substanz in g

k Faktor zur Umrechnung von ml auf l: $k = 1000$

7.1.10 Abfiltrierbare Stoffe und Glühverlust GV

(nach ÖNORM M 6274, 1985)

Begriffsbestimmung:

Abfiltrierbare Stoffe: Ist jene volumenbezogene Masse der in der Probe ungelösten Stoffe, die unter bestimmten Bedingungen abfiltriert und nach einem festgelegten Trocknungsprozess ausgewogen werden in mg/l.

Glührückstand: Sind jene nach dem Glühen der abfiltrierten Stoffe unter bestimmten Bedingungen zurückbleibende Masse in mg/l.

Glühverlust: Ist die Differenz zwischen der Masse der abfiltrierbaren Stoffe und der Masse ihres Glührückstandes in mg/l.

Sofern unter den Reaktionsbedingungen die anorganische Substanz des Schlammes unverändert bleibt, ist der Glühverlust ein Maß für den Gehalt eines Schlammes an organischer Substanz.

Versuchsdurchführung:

Die Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe wird in der Regel mittels Papierfilter durchgeführt.

Der Papierfilter wird im Filtriergerät mit ca. 100 ml destilliertem Wasser ausgewaschen und danach wird der Papierfilter in einem geöffneten Wägeglas bei $105 \pm 2^\circ\text{C}$ bis zur Massenkonstanz getrocknet.

Wägeglas und Filter werden bei geöffnetem Verschlussdeckel im Exsikkator innerhalb von 30 min bis 60 min auf Raumtemperatur abgekühlt. Zur Wägung wird das Wägeglas verschlossen und das Wägeglas mit Filter auf 1 mg genau gewogen (Masse *b*). Wegen der hygroskopischen Eigenschaften des Papierfilters wird darauf geachtet, dass der Wägevorgang kurz ist.

Der Papierfilter wird in das Filtriergerät eingelegt und mit destilliertem Wasser angefeuchtet. Dann wird ein abgemessenes Volumen der Probe filtriert, dass einerseits eine Mindestmasse von 20 mg abfiltrierbarer Stoffe zu erwarten ist, andererseits der erhaltene Filtrerrückstand innerhalb der zweistündigen Trocknungszeit im Wärmeschrank getrocknet wird.

Anschließend wird der Filter in das Wägeglas gegeben und ohne Verschlussdeckel 120 min bei $105 \pm 2^\circ\text{C}$ getrocknet.

Zur Wägung wird das Wägegglas innerhalb von 30 min bis 60 min im Exsikkator auf Raumtemperatur abgekühlt. Nach Öffnen des Exsikkators wird das Wägegglas sofort mit dem Verschlussdeckel verschlossen und unmittelbar danach wird das verschlossene Gefäß auf 1 mg genau abgewogen (Masse *a*).

Im gleichen Arbeitsgang wird ein Porzellantiegel bei 550°C 20 min im Glühofen geglüht und – nach dem Abkühlen auf Raumtemperatur im Exsikkator – auf 1 mg genau gewogen (Masse *d*).

Der Papierfilter mit den abfiltrierbaren Stoffen wird quantitativ in den Porzellantiegel übergeführt und dieser wird mit Inhalt erneut bei 550°C 60 min geglüht.

Bei hohem Gehalt an organischen Stoffen können Verluste durch Entflammen oder Verpuffen eintreten. Die Probe muss in diesem Fall zunächst bis zur Verkohlung langsam erhitzt werden.

Nach dem Abkühlen im Exsikkator auf Raumtemperatur wird der Porzellantiegel mit dem Glührückstand auf 1 mg genau gewogen (Masse *c*).

Die Masse des geglühten Rückstandes wird als konstant gesehen, wenn sie nach weiteren halbstündigen Glühen bei 550°C im vorgeheizten Ofen von der vorhergehenden um nicht mehr als 1 % abweicht. Andernfalls wird der Glühvorgang wiederholt, bis Massekonstanz erreicht wird.

Die Massenkonzentration an abfiltrierbaren Stoffen in der Probe kann aus folgender Gleichung errechnet werden:

$$\beta_1 = \frac{(a - b) \cdot f}{V}$$

Der Glührückstand an abfiltrierbaren Stoffen in der Probe kann aus folgender Gleichung errechnet werden:

$$\beta_2 = \frac{(c - d) \cdot f}{V}$$

Der Glühverlust an abfiltrierbaren Stoffen in der Probe kann aus folgender Gleichung errechnet werden:

$$\beta_3 = \beta_1 - \beta_2$$

a ...Masse des Wägeglasses mit Verschlussdeckel, Papierfilter und abfiltrierten Stoffen in g

b ...Masse des Wägeglasses mit Verschlussdeckel und Papierfilter in g

c ...Masse des Porzellantiegels mit Glührückstand in g

d ...Masse des Porzellantiegels in g

f1000 (Faktor zum Umrechnen von g auf mg)

V...Volumen der filtrierten Wasserprobe in l

β_1 ..Massenkonzentration an abfiltrierbaren Stoffen in der Probe in mg/l

β_2 ..Glührückstand der abfiltrierbaren Stoffe in mg/l

β_3 ..Glühverlust der abfiltrierbaren Stoffe in mg/l

7.1.11 Säurekapazität K_S oder SK

(nach DIN 38409 Teil 7, 1987)

Begriffsbestimmung:

Die Säurekapazität eines Wassers K_S ist der Quotient aus der Stoffmenge an Hydronium-Ionen, die eine bestimmte Stoffportion Wasser bis zum Erreichen bestimmter pH-Werte aufnehmen kann, und dem Volumen dieser Stoffportion:

$$K_S = \frac{n(H_3O^+)}{V(H_2O)} \text{ in mmol/l}$$

Der Wert der Säurekapazität ist geringfügig von der Temperatur und der Ionenstärke des Wassers abhängig.

Versuchsdurchführung:

100 ml der Probe werden in ein Titriergefäß pipettiert. Nach Einschalten des Magnetrührers wird mit Salzsäure, $c(\text{HCl}) = 0,1 \text{ mol/l}$, titriert, bis der pH-Wert 8,2 erreicht wird und bei abgestelltem Magnetrührer länger als 2 Minuten bestehen bleibt.

Werden weniger als 2 ml Salzsäure verbraucht, wird die Titration mit Salzsäure, $c(\text{HCl}) = 0,02 \text{ mol/l}$, wiederholt.

Die Temperatur wird am Ende der Titration gemessen.

Die Säurekapazität kann aus folgenden Gleichungen errechnet werden:

$$K_{S 8,2} = V_1 \cdot c \cdot f$$

$$K_{S 4,3} = V_2 \cdot c \cdot f$$

$K_{S 8,2}$ bzw. $K_{S 4,3}$ Säurekapazität bis zum pH-Wert 8,2 bzw. 4,3 bei der Temperatur zum Zeitpunkt der Titration in mmol/l

V_1 .Volumen der bis zum Erreichen des pH-Wertes 8,2 verbrauchten Salzsäuren in ml

V_2 .Volumen der bis zum Erreichen des pH-Wertes 4,3 verbrauchten Salzsäuren in ml

c ...Konzentration der Salzsäure in mol/l

fUmrechnungsfaktor, $f = 10 \text{ mmol}/(\text{mol}\cdot\text{ml})$ bei Anwendung von 100 ml Probe

7.1.12 Absetzbare Stoffe

(nach ÖNORM M 6271, 1986)

Begriffsbestimmung:

Absetzbare Stoffe: im Wasser enthaltene ungelöste Stoffe, die sich unter festgelegten Bedingungen in einem Sedimentierglas im Laufe einer bestimmten Zeit absetzen.

Versuchsdurchführung:

Das Absetzglas (konisches Sedimentierglas) wird senkrecht, erschütterungsfrei und vor direkter Sonneneinstrahlung geschützt aufgestellt. Bei der Einbringung von 1 l Probe ist auf die Homogenität der Wasser- oder Abwasserprobe zu achten.

Das Absetzglas ist nach 50 Minuten und 110 Minuten ruckartig dreimal um etwa 90 Grad zu drehen, um an der Glaswand haftende Teilchen zu lösen. Das Absetzvolumen ist 2 Stunden nach Einfüllen der Probe abzulesen, und zwar in Augenhöhe an der horizontalen oberen Begrenzung der abgesetzten Stoffe. Überragen einige wenige Einzelteilchen die Grenzlinie, so bleiben sie unberücksichtigt. Ist die obere Begrenzung nicht eben oder horizontal, so ist der Mittelwert zu bilden, der sich aus der Ablesung der oberen und der unteren einhüllenden Horizontalebene ableitet.

7.1.13 Temperatur

Die Temperatur muss bei der Messung von pH-Wert und elektrischer Leitfähigkeit, wegen der Abweichungen der Messergebnisse, unbedingt angegeben werden. Die bei der Temperaturmessung verwendeten Thermometer müssen eine Ablesegenauigkeit von 0,1°C aufweisen. Verwendet wird eine elektronische Messsonde, die in den Messgeräten für pH-Wert und elektrischer Leitfähigkeit bereits integriert ist.

7.1.14 Sauerstoffkonzentration O₂

Der Sauerstoffgehalt wird mittels elektronischem Messgerät ermittelt. Dieses Gerät besteht aus einer Messsonde und dem Anzeigegerät. Der Messfühler muss ständig feucht gehalten werden. Vor der Messung ist das Gerät zu kalibrieren. Bei der Messung muss eine entsprechende Anströmgeschwindigkeit vorhanden sein, um die Anlagerung von Sauerstoffblasen an der Sonde zu verhindern.

7.1.15 Total – Kjeldahl – Stickstoff TKN

(nach ÖNORM EN 25663, 1993)

Begriffsbestimmung:

Kjeldahl – Stickstoff: Die Massenkonzentration an organisch gebundenem Stickstoff und Ammoniakstickstoff in einer Probe, bestimmt nach einem Aufschluss.

Versuchsdurchführung:

Die Abwasserprobe wird zuerst homogenisiert. Bei jeder Probe werden zwei gleichbehandelte Blindproben mitanalysiert. Je nach Konzentration wird ein entsprechendes Volumen in einen für die Bestimmung vorgesehenen Destillationskolben pipettiert. In jeden Kolben gibt man 10 ml konzentrierte Schwefelsäure und $5 \pm 0,5$ g Selenreaktionsgemisch. Nach der Zugabe beginnt der Aufschluss in einer geeigneten Heizvorrichtung unter einem gut funktionierendem Abzug. Zuerst entstehen weiße Dämpfe, dann beobachtet man die Probe in regelmäßigen Abständen. Wenn sie klar und entweder farblos oder hellbraun sind, erhitzt man noch ca. 60 Minuten, damit ist der Aufschluss beendet. Nun verbindet man den Destillationskolben mit der Kjeldahldestillationsapparatur und beginnt die Destillation in einem Erlenmeyerkolben, der 50 ml Borsäureindikator enthält. Nach der Destillation wird mit 0,02 M HCl bis zum Farbumschlag nach Purpurrot, und der Verbrauch an HCl notiert.

Berechnung der Massenkonzentration an Kjeldahl – Stickstoff [mg/l]:

$$TKN = \frac{V_1 - V_2}{V_0} \times c \times 14,01 \times 1000$$

V_0 .Volumen der Analyseprobe

V_1 .Volumen der bei der Titration verbrauchten Salzsäure – Standardlösung in ml

V_2 .Volumen der bei der Titration der Blindprobe verbrauchten Salzsäure – Standardlösung in ml

c ...Konzentration der Salzsäure in mol/l

14,01 = Molare Masse de Stickstoffs in g/mol

7.1.16 Parameterübersicht

Hier werden in einer Tabelle die Parameter mit Kurzbezeichnung, Einheit und das Verfahren, das für die Versuchsdurchführung angewendet wird, dargestellt.

Tabelle 7-1: Parameterübersicht

Parameter	Kurzbezeichnung	Einheit	Verfahren
Chemischer Sauerstoffbedarf	CSB	mg/l	ÖNORM M 6265
Biochemischer Sauerstoffbedarf	BSB ₅	mg/l	DIN 38409 Teil 51
Total - Kjeldahl - Stickstoff	TKN	mg/l	ÖNORM EN 25663
Temperatur	T	°C	Messsonde
Ammoniumstickstoff	NH ₄ -N	mg/l	Photometr. Neßler
Nitratstickstoff	NO ₃ -N	mg/l	ÖNORM M 6238-1
Nitritstickstoff	NO ₂ -N	mg/l	ÖNORM EN 26777
Orthophosphat	PO ₄ -P	mg/l	Photometr.
pH-Wert	pH	-	ÖNORM DIN 19266
Elektrische Leitfähigkeit	LF	µS/m	ÖNORM EN 27888
Sauerstoffkonzentration	O ₂	mg/l	Messsonde
Trockensubstanz	TS	g/l	ÖNORM M 6273
Absetzbare Stoffe	Absetz. Stoffe	ml/l	ÖNORM M 6271
Abfiltrierbare Stoffe	Abfilt. Stoffe	g/l	ÖNORM M 6274
Säurekapazität	SK oder K _S	mmol/l	DIN 38409 Teil 7

7.2 Analyse – Stichproben

Die Ergebnisse der Laboruntersuchung vom 26.08.2002 werden in Form eines Längenschnittes durch die Ablaufschächte der einzelnen Anlagenteile, vom Sandfang über die Belebungssteiche 1 und 2, dem Nitrifikationsbecken bis zum Nachklärteich 2 beschrieben.

7.2.1 Abfiltrierbare Stoffe

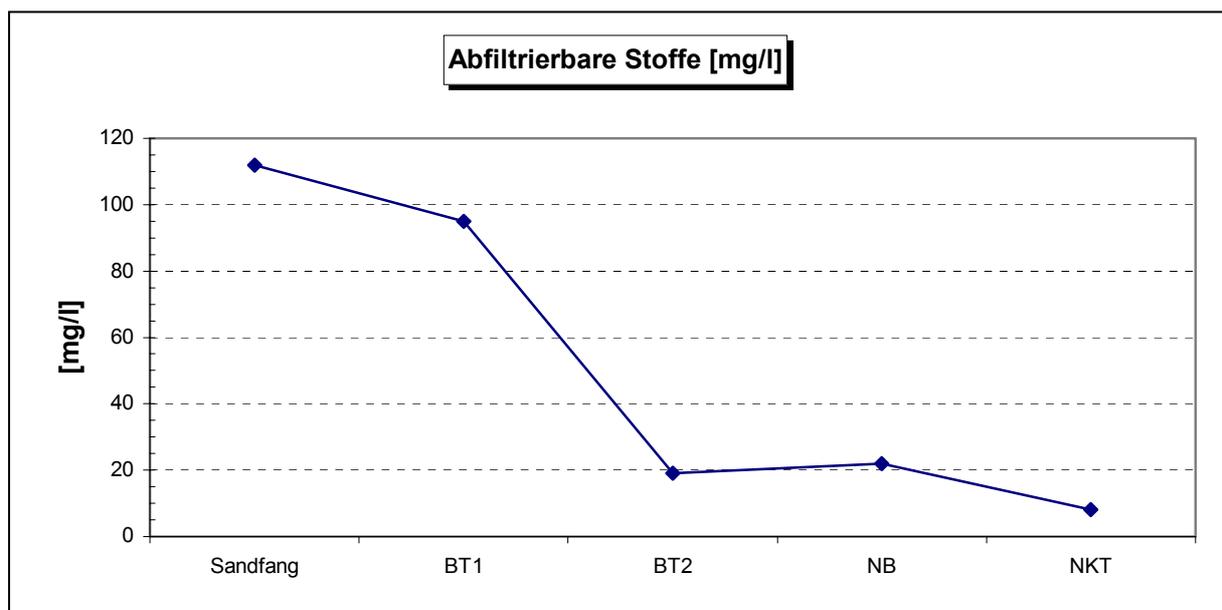


Abbildung 7-1: Abfiltrierbare Stoffe

Diese Werte beschreiben nicht gelöste Stoffe im Abwasser, die durch Filtration, aus dem Abwasser entfernt werden können. Die Konzentration im Nachklärteich beträgt 8 mg/l und ist gering (7% des Zulaufes).

7.2.2 Absetzbare Stoffe

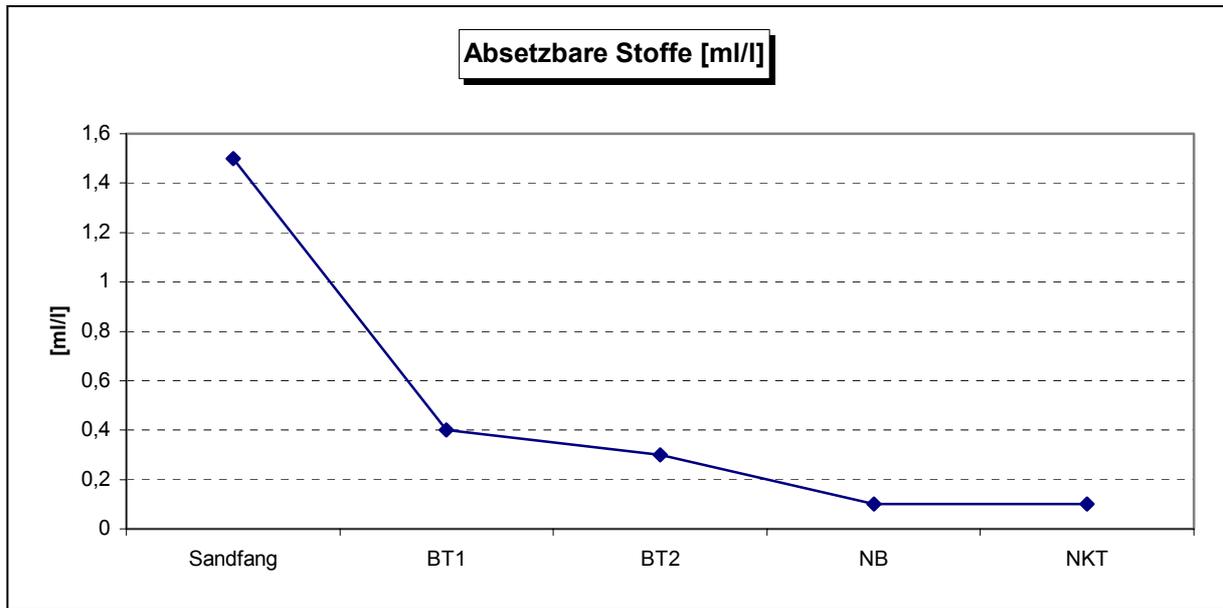
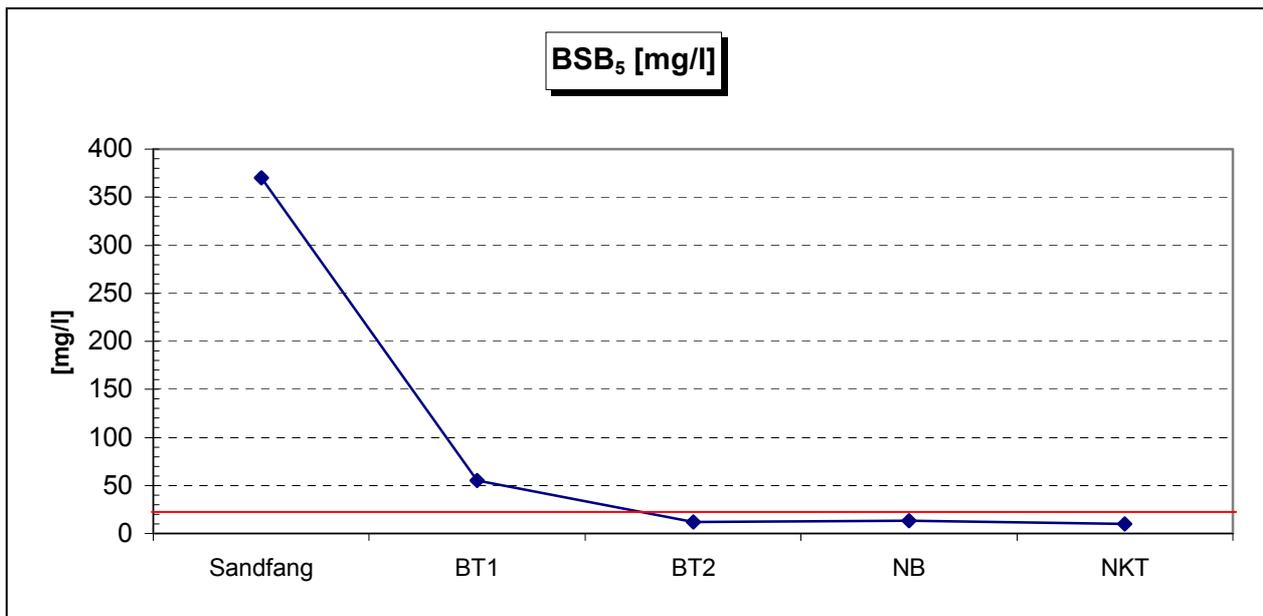


Abbildung 7-2: Absetzbare Stoffe

Das Absetzverhalten des Schlammes in der Anlage ist sehr gut, da im Ablauf des Nachklärteiches der Wert von 0,3 ml/l unterschritten wird.

7.2.3 Biochemischer Sauerstoffbedarf BSB₅

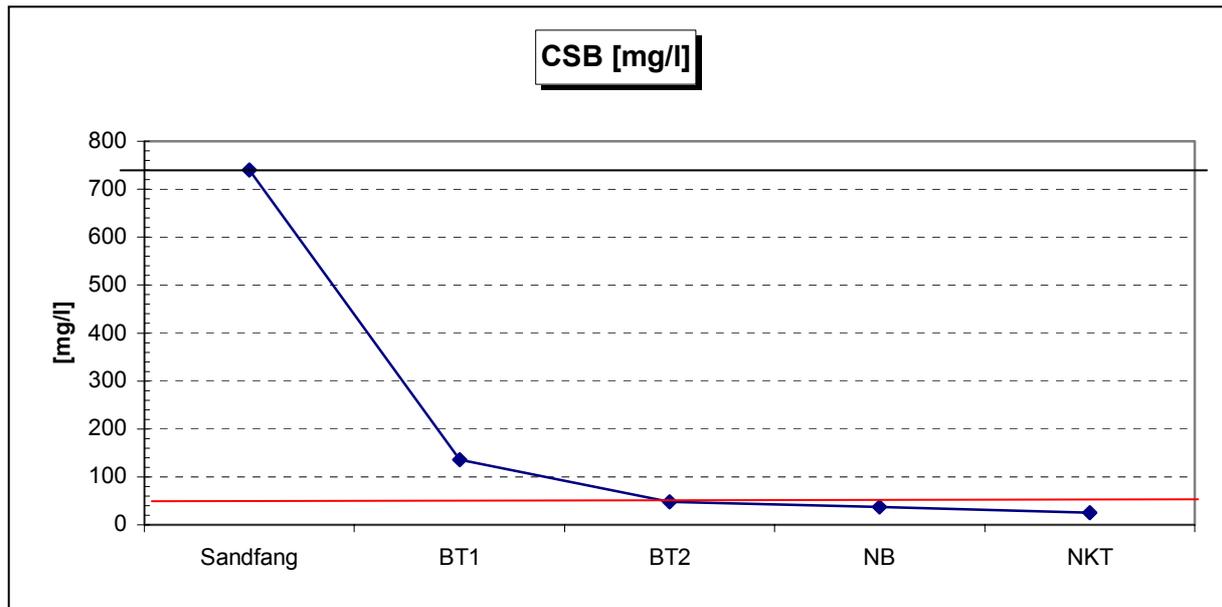


— Grenzwert gem. 1. AEV 20 mg/l

Abbildung 7-3: Biochemischer Sauerstoffbedarf

Der gesetzliche Grenzwert ist mit 20 mg/l festgelegt. Die Anlage hat im Ablauf diesen Grenzwert mit 10 mg/l unterschritten und eine Reinigungsleistung von 97 %. Der geforderte Mindestwirkungsgrad laut 1. AEV beträgt 95 %.

7.2.4 Chemischer Sauerstoffbedarf CSB



— Grenzwert gem. 1. AEV 75 mg/l

Abbildung 7-4: Chemischer Sauerstoffbedarf

Der Grenzwert des Ablaufes beträgt 75 mg/l. Der gemessene Wert liegt bei 25 mg/l, die Reinigungsleistung beträgt 97 %. Das Verhältnis CSB /BSB₅ im Zulauf liegt bei kommunalem Abwasser bei ~ 2, bei der Anlage Wenigzell genau bei $740/370 = 2$.

Die Probleme des CSB, auf Grund der Betriebstagebücher, konnten am Tag der Messung nicht nachvollzogen werden, da die Abwassertemperatur mit 20 °C entsprechend hoch. Somit kann bestätigt werden, dass der Kohlenstoffabbau im Sommer ohne Probleme bewerkstelligt werden kann.

7.2.5 Ammoniumstickstoff NH₄ – N

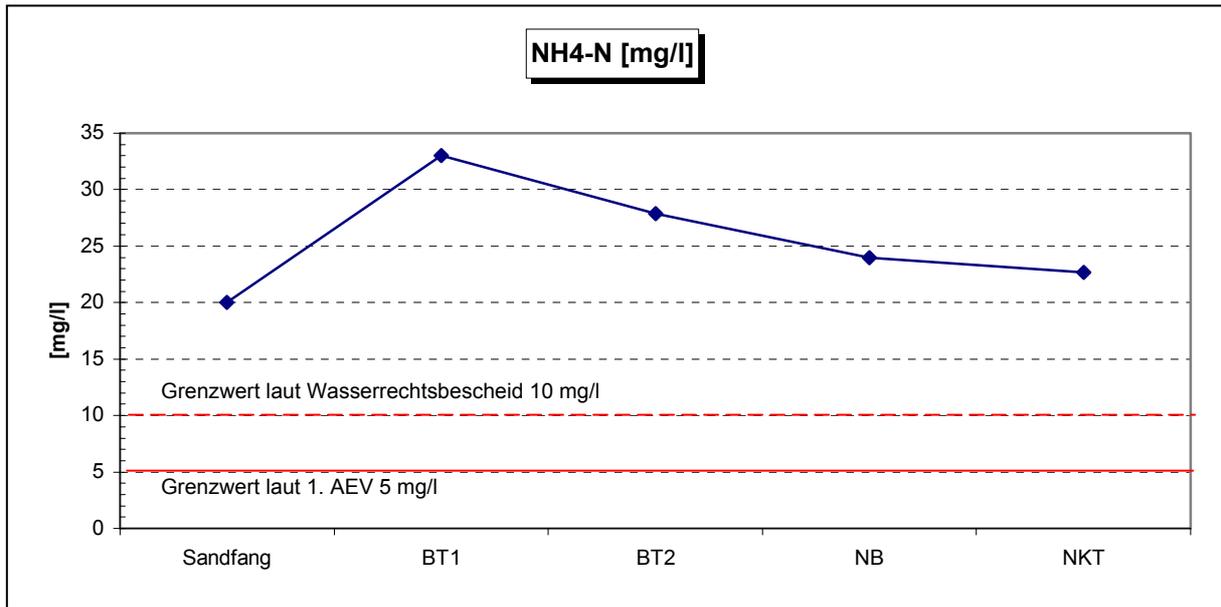


Abbildung 7-5: Ammoniumstickstoff

Im Belebungsstich 1 steigt die Ammoniumkonzentration um 40 % an. Daraus kann man schließen, dass es zu Rücklösungen (Hydrolyse) kommt. In keinem Teil der Anlage kommt es zu nennenswerten Abbauvorgängen. Eine Nitrifikation ist nicht zu erkennen. Die Grenzwerte des Ablaufes liegen bei 10 mg/l laut Wasserrechtsbescheid bzw. 5 mg/l laut 1. Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung. Der gemessene Wert beträgt mit 23 mg/l ein Vielfaches dieser Grenzwerte.

7.2.6 Nitrit NO₂ – N; Nitrat NO₃ – N

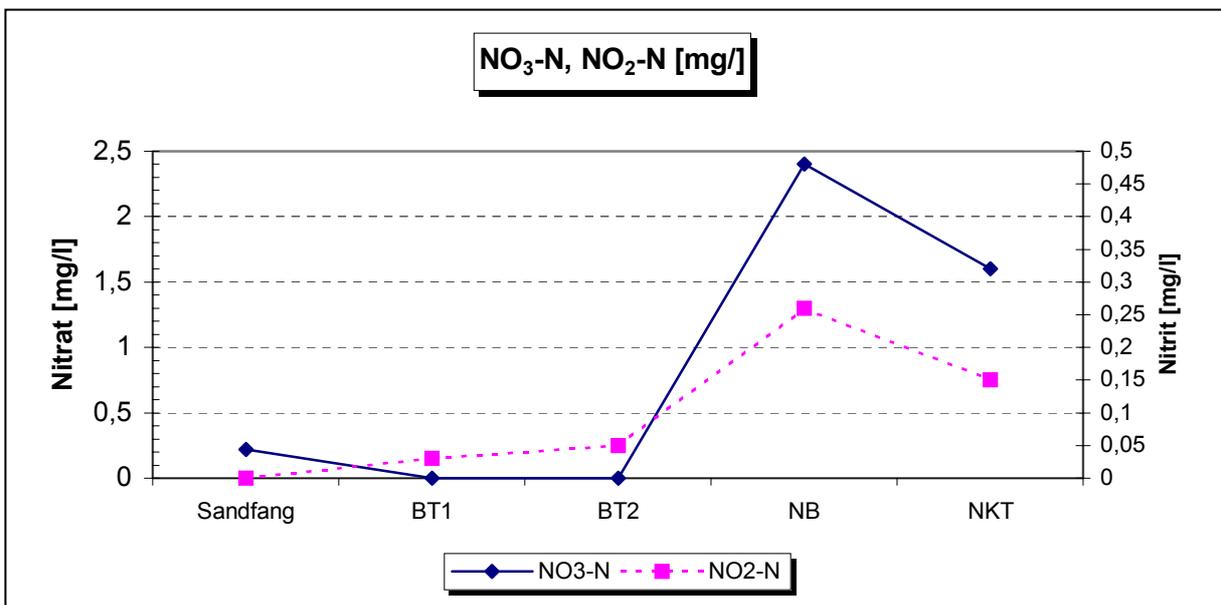


Abbildung 7-6: Nitrit- und Nitratkonzentrationen

Bei der Nitrifikation wird $\text{NH}_4 - \text{N}$ stufenweise über Nitrit zu Nitrat oxidiert. Es ist zu sehen, dass in den Belebungssteichen kein Nitrat vorhanden ist bzw. in der Nitrifikationsstufe nur ein minimaler Anstieg auf 2,4 mg/l erfolgt. Die Zwischenstufe Nitrit bewegt sich unter 0,25 mg/l. Da keine Nitrifikation stattfindet, kann das Ammonium auch nicht abgebaut, wie in Kapitel 7.2.5 bestätigt, werden.

7.2.7 Säurekapazität SK

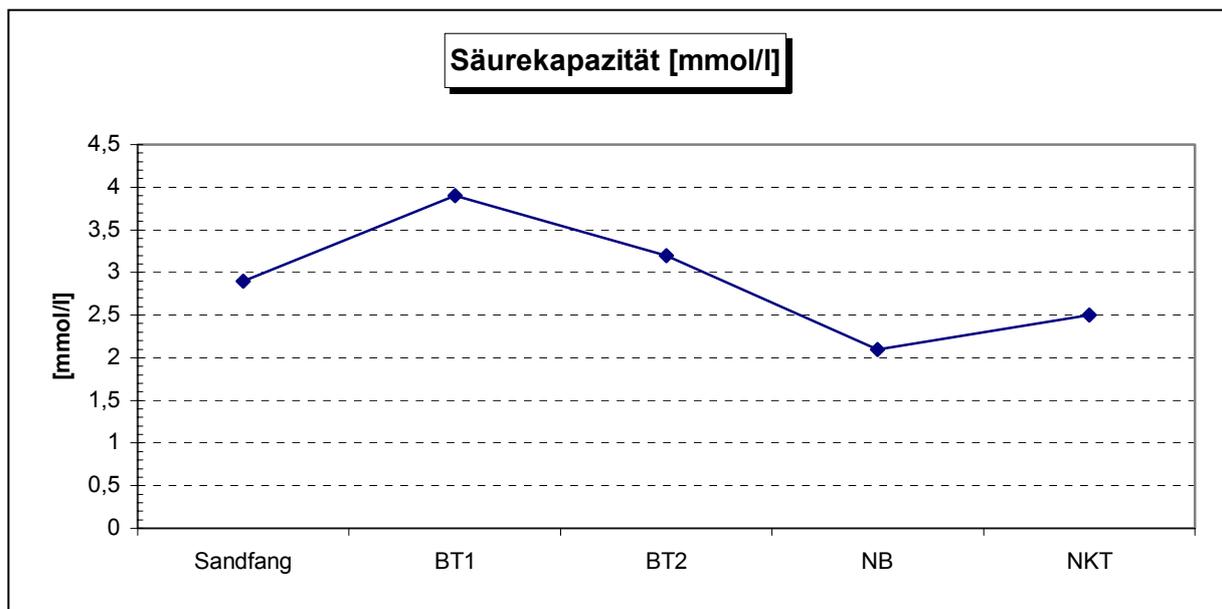


Abbildung 7-7: Säurekapazitätsverlauf

Bei Einsetzen der Nitrifikation werden H^+ - Ionen gebildet. Diese Ionen reagieren mit dem Hydrogencarbonat HCO_3 im Wasser. Durch diese Reaktion wird Säurekapazität verbraucht. Bei hartem Trinkwasser ist ein Puffervermögen für diese Reaktion vorhanden. Die Säurekapazität im Zulauf der Anlage resultiert in erster Linie aus der Säurekapazität (Härte) des Trinkwassers sowie der durch Ammonifikation des Harnstoffs und des organisch gebundenen Stickstoffs gebildeten Säurekapazität. Das ATV-DVWK Arbeitsblatt A 131 empfiehlt einen Wert von mindestens 1,5 mmol/l. Durch das weiche Wasser kann es zur Nitrifikationshemmung kommen.

Der Anstieg im Belebungssteich 1 zeigt schwache Denitrifikationsvorgänge in der anoxischen Zone, bei denen H^+ - Ionen verbraucht und Säurekapazität gewonnen wird.

7.2.8 Leitfähigkeit LF

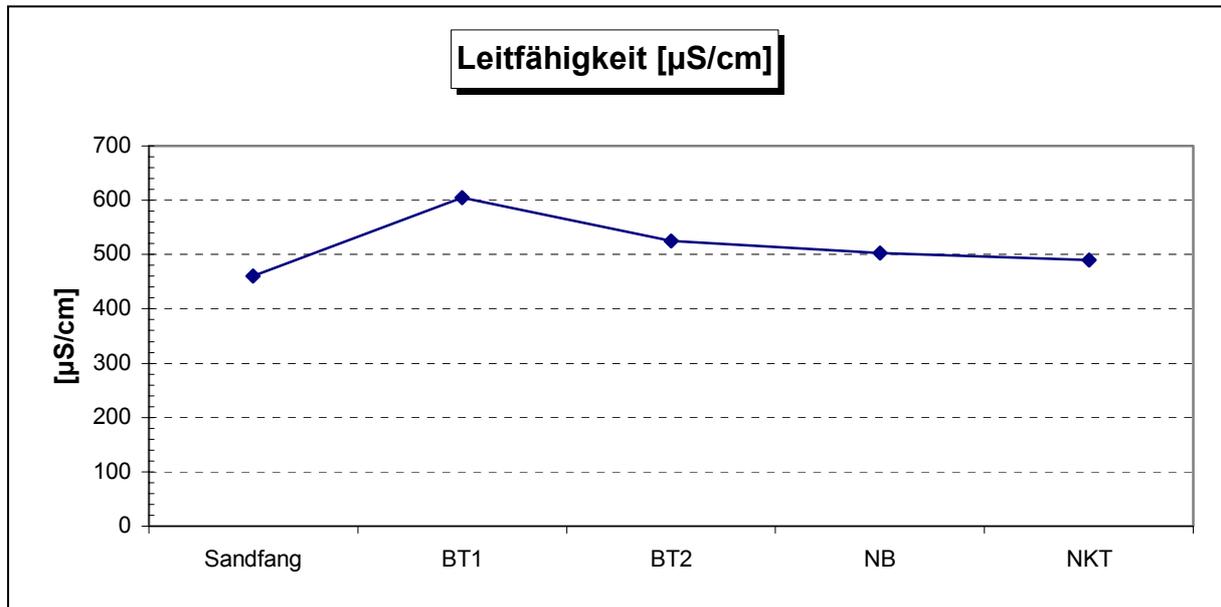


Abbildung 7-8: Leitfähigkeitsverlauf

Die Werte der elektrischen Leitfähigkeit liegen zwischen 460 und 610 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

7.2.9 pH –Wert

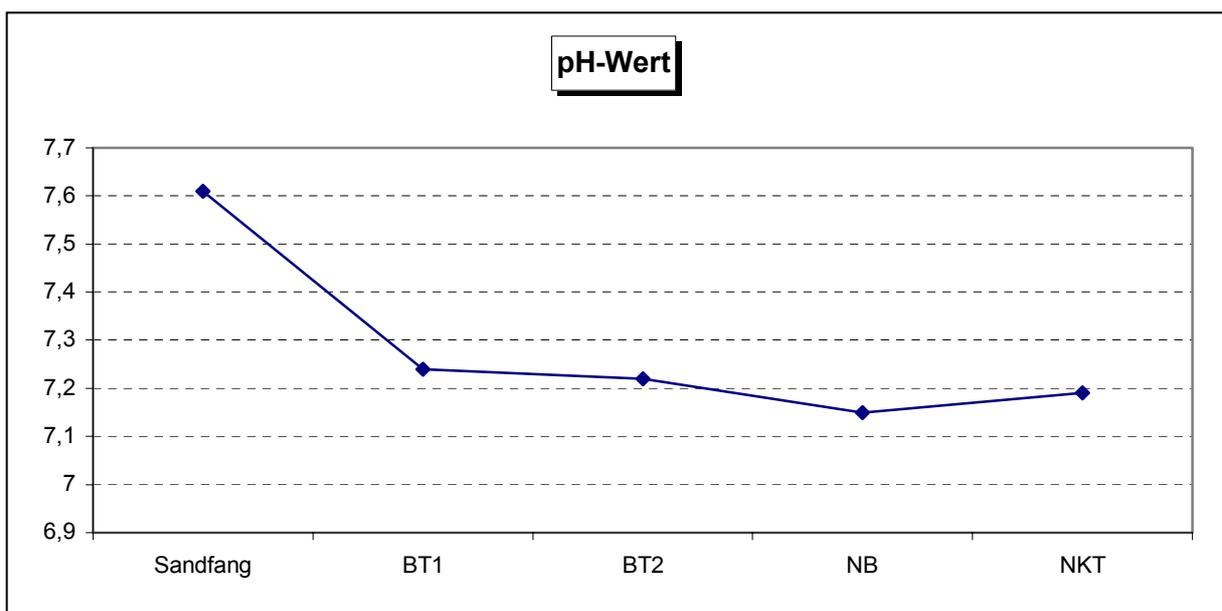


Abbildung 7-9: pH - Wertverlauf

Voraussetzung einer Nitrifikation ist ein optimaler pH-Wert zwischen 7 und 8. Dieser Bereich ist für diese Anlage vorhanden. Durch ein Absinken des Wertes unter 6,8 wäre die Nitrifikation gehemmt. Der Abfall im Belebungssteich 1 ist auf Grund der Zugabe der Eisenchloridlösung, zur chemischen Phosphatfällung, zu erklären. Der Verlauf in den anderen Anlagenteilen ist relativ konstant. Bei vorhandener Nitrifikation sinkt dieser pH-Wert, um einer Nitrifikationshemmung vorzubeugen muss, eventuell Alkalität zugegeben werden.

7.2.10 Temperatur T; Phosphat PO₄-P

Der Abwassertemperaturverlauf liegt mit Werten zwischen 19,5 und 20,3 °C in einem konstanten Bereich. Für den Monat August sind diese Werte normal.

Der Wert des Phosphates PO₄-P liegt im Zulauf bei 3,5 mg/l, und ist bereits in der Nitrifikationsstufe mit 0,7 mg/l, unter dem Grenzwert von 1,0 mg/l. Die Phosphorelimination erfolgt durch chemische Fällung mit Eisen-(III)-Chlorid.

7.2.11 Sauerstoffkonzentration O₂ im Nitrifikationsbecken

Die Werte der Sauerstoffkonzentration sollten in einem Bereich von 1,5 - 2,5 mgO₂/l liegen. Der gemessene Wert liegt mit 3,6 mgO₂/l deutlich darüber, und bringt keine Verbesserung der Nitrifikation. Die Messung erfolgte in einer Belüftungspause.

7.2.12 Datenübersicht

Tabelle 7-2: Messwerte

	Sandfang	BT 1	BT 2	N-Becken	NKT 2
Absetzbare Stoffe [ml/l]	1,5	0,4	0,3	0,1	0,1
Abfiltrierbare Stoffe [mg/l]	112	95	19	22	8
BSB ₅ [mg/l]	370	55	12	13	10
CSB [mg/l]	740	136	47,5	37,2	24,8
NH ₄ -N [mg/l]	20	33	27,9	24	22,7
NO ₃ -N [mg/l]	0,22	0	0	2,4	1,6
NO ₂ -N [mg/l]	0	0,03	0,05	0,26	0,15
PO ₄ -P [mg/l]	3,5			0,7	
Temperatur [°C]	17,7	20,0	20,3	20,4	19,5
TKN [mg/l]	33				
Säurekapazität [mmol/l]	2,9	3,9	3,2	2,1	2,5
pH – Wert [-]	7,61	7,61	7,22	7,15	7,19
Leitfähigkeit [µS/cm]	460	605	525	503	490
Sauerstoffkonzentration [mg O ₂ /l]				3,6	

7.3 Nachrechnung der Bemessung

(Belastungsdaten nach ATV A 201, 1986)

Spezifische BSB ₅ – Fracht:	60 g / (E.d)
Schmutzwasseranfall:	150 l / (E.d) bei Trockenwetter
CSB / BSB ₅ – Verhältnis:	2 : 1
TKN – Fracht:	11 g / (E.d)

Einwohnerwerte: 1800 EW

BSB ₅ – Tagesfracht:	$(0,06 \text{ kg/E.d}) \times 1800 \text{ EW} =$	108 kg BSB ₅ /d
CSB – Tagesfracht:	$(108 \text{ kg BSB}_5/\text{d}) \times 2 =$	216 kg CSB/d
TKN – Tagesfracht:	$(0,011 \text{ kg/E.d}) \times 1800 \text{ EW} =$	19,8 kg TKN/d
Bemessungswassermenge:	$(0,15 \text{ m}^3/\text{E.d}) \times 1800 \text{ EW} =$	270 m ³ /d

7.3.1 Voluminaberechnung nach BSB₅ – Raumbelastung

(nach ATV A 201, 1986)

Berechnung der belüfteten Volumina der Belebungssteiche:

$$V_{\text{vorh.}} = \text{Teich 1} + \text{Teich 2} = 1120 \text{ m}^3 + 1930 \text{ m}^3 = 3050 \text{ m}^3$$

$$V_{\text{erf.}} = \frac{\text{BSB}_5 - \text{Fracht} / \text{Tag}}{\text{zulässige Raumbelastung } B_R} = \frac{108000 \text{ g} / \text{d}}{30 \text{ g}} = 3600 \text{ m}^3$$

Zulässige Raumbelastung: 30 g BSB₅/(m³.d)

Auslastung:

Zuflusswassermenge: 270 m³/d (Bemessungswassermenge)

BSB₅: 370 mg/l

CSB: 740 mg/l

Ablauf:

BSB₅: 10 mg/l

CSB: 24,8 mg/l

Tabelle 7-3: Auslastungswerte

Parameter	Frachten		Reinigungsgrad	EW
	Zulauf	Ablauf		
BSB ₅ kg/d	99,9kg/d	2,7 kg/d	97 %	1665
CSB kg/d	199,8 kg/d	6,69 kg/d	97 %	1655

Die Teichkläranlage ist zu 92,5 % ausgelastet, bei Annahme der Bemessungswassermenge.

7.3.2 Berechnung der Nitrifikationsstufe:

(nach ATV A 257, 1989 und Hosang, Bischof, 1998)

TKN – Tagesfracht = $0,011 \times 1800 =$	19,8 kg N/d
Flächenbelastung B_A :	4 g/ (m ² .d)
Festbettfläche: $A_{\text{erf.}} = 19800 / 4 =$	4950 m ²
Spezifischer Oberfläche von: 150 m ² /m ³ →	$V_{\text{erf.}} = 33 \text{ m}^3$
Eingebautes Volumen:	Bionet – Würfel 150:
	$V_{\text{vorh.}} = 45 \text{ m}^3$

Auslastung:

Zuflusswassermenge:	270 m ³ /d (Bemessungswassermenge)
TKN:	33 mg/l
TKN – Tagesfracht:	$(270000 \text{ l/d}) \times (0,000033 \text{ kg/l}) = 8,91 \text{ kg TKN/d}$
Umrechnung auf EW:	$(8910 \text{ g TKN/d}) / (11 \text{ g TKN/E.d}) = 810 \text{ EW}$

Die Anlage ist zu 45 % ausgelastet.

7.4 Analyse – Profilmessung

7.4.1 Belebungssteich 1 – Profil 1

7.4.1.1 Trockensubstanzprofil TS

Aus den Ergebnissen der Analyse kann man die Verteilung der Trockensubstanz, in den einzelnen Tiefen gut erkennen. Einzelne Werte fallen durch hohe TS – Gehalte auf, besonders am Rand der Teiche. An diesen Stellen finden, wegen der fehlenden Umwälzung, Schlammablagerungen statt.

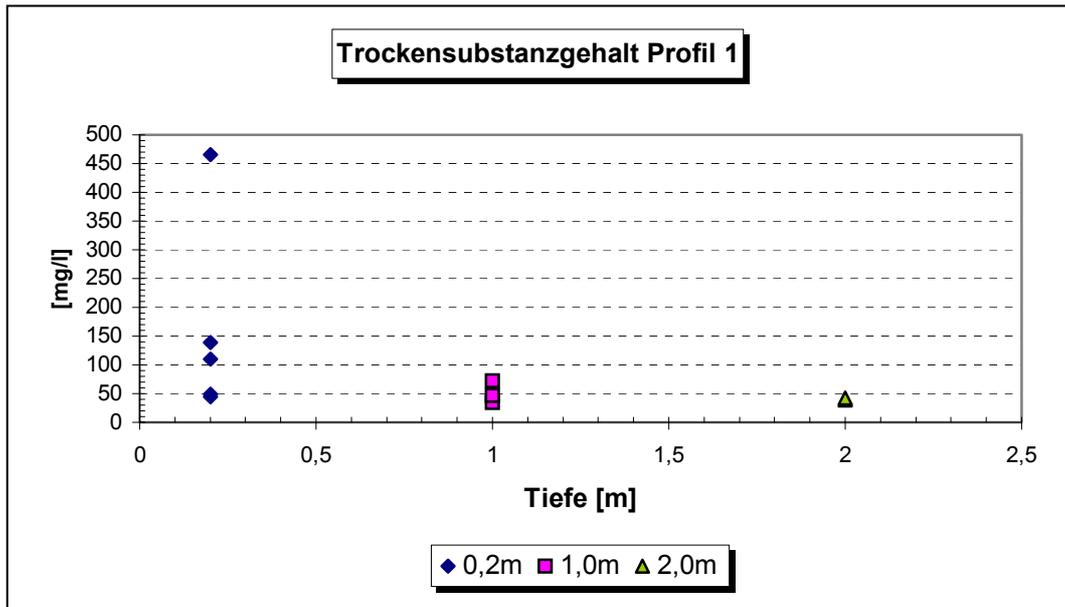


Abbildung 7-10: Trockensubstanzverteilung – Profil 1

Die Werte liegen, mit Ausnahmen, in allen Tiefen unter 50 mg/l. Bei einer funktionierenden Umwälzung sollen Werte von 500 mg/l erreicht werden.

7.4.1.2 Sauerstoffprofil O₂

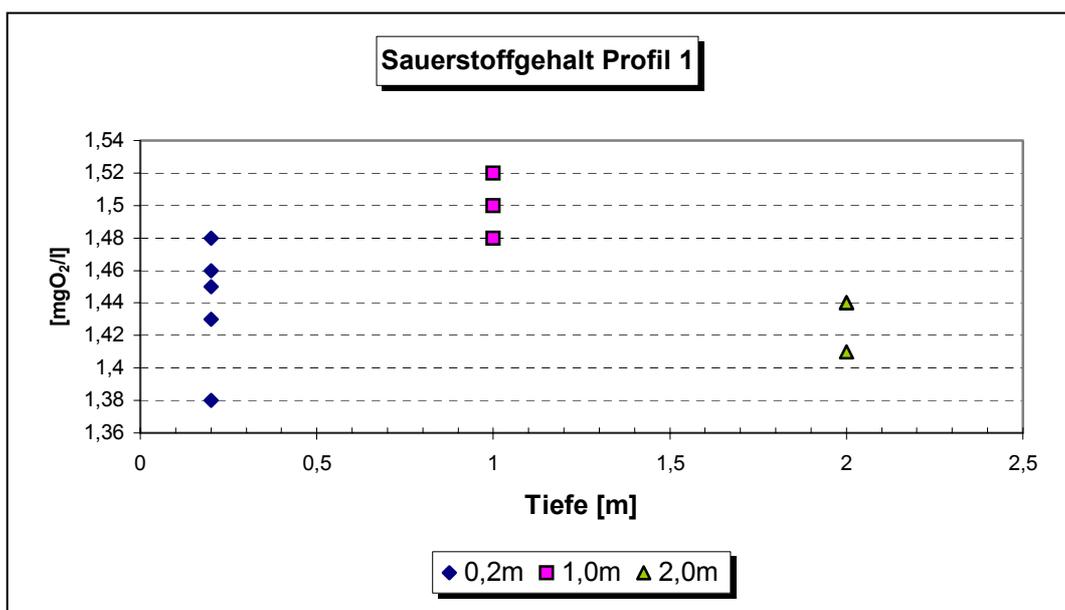


Abbildung 7-11: Sauerstoffverteilung – Profil 1

Die Sauerstoffkonzentration muss größer als 1,0 mg/l sein, um die Versorgung der Organismen, bei ihrer Tätigkeit, zu sichern. Der optimale Sauerstoffgehalt liegt zwischen 1,5 und 2,5 mg/l. Durch die geringe Biomasse in Schwebelose findet nur eine geringe Sauerstoffzerrung statt.

7.4.1.3 Temperaturprofil T

Im Querschnitt des Profils 1 waren keine Schwankungen der Temperatur zu messen. In allen Tiefenlagen lag die Temperatur bei 20,1 °C.

7.4.2 Belebungssteich - 1 Profil 2

7.4.2.1 Trockensubstanzprofil TS

Die Voraussetzungen in diesem Profil sind dieselben wie bei Profil 1.

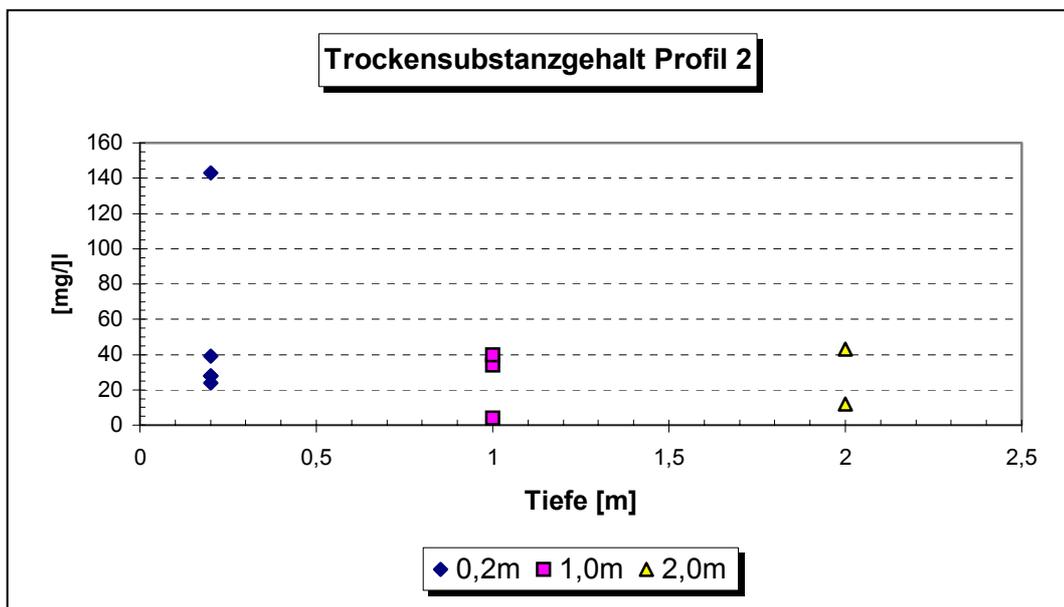


Abbildung 7-12: Trockensubstanzverteilung – Profil 2

Es ist zu erkennen, dass auch im Profil 2 die Trockensubstanzkonzentrationen unter 40 mg/l liegen. Dieser Wert ist für eine biologische Reinigung zu gering.

7.4.2.2 Sauerstoffprofil O₂

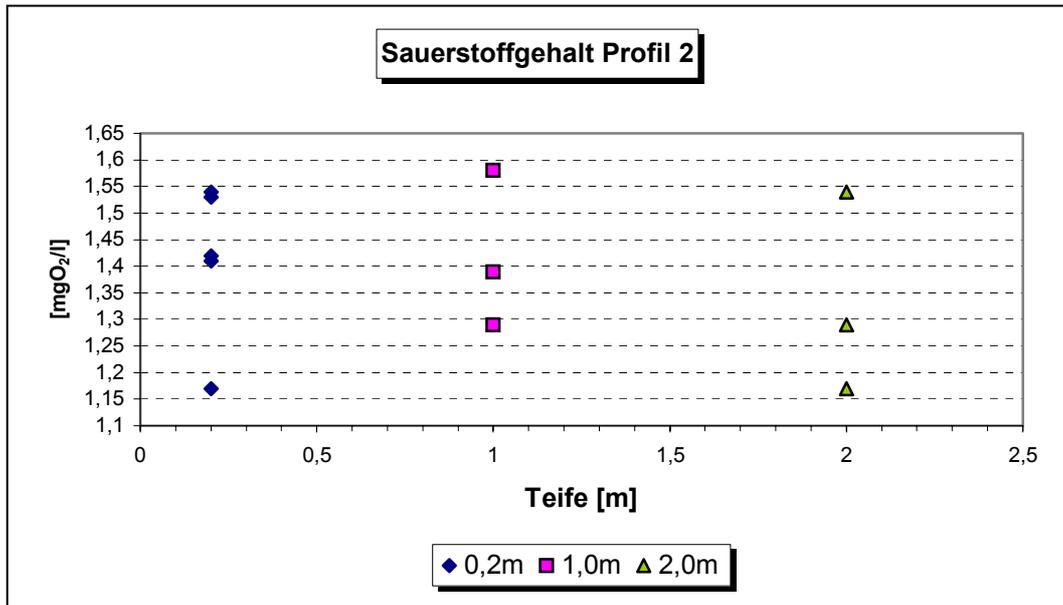


Abbildung 7-13: Sauerstoffverteilung – Profil 2

Es ist genügend Sauerstoff in diesem Profil vorhanden. 1,0 mg/l wurde nie unterschritten.

7.4.2.3 Temperaturprofil T

In diesem Profil liegt die Abwassertemperatur konstant bei 20,0 °C

7.4.3 Belebungssteich 2 – Profil 3

7.4.3.1 Trockensubstanzprofil TS

In diesem Teich sind nur zwei Belüfterketten, längs angeordnet. Daraus ergibt sich eine schlechtere Umwälzung wie im Teich 1. Die Werte der Trockensubstanzkonzentration bestätigen diese Behauptung.

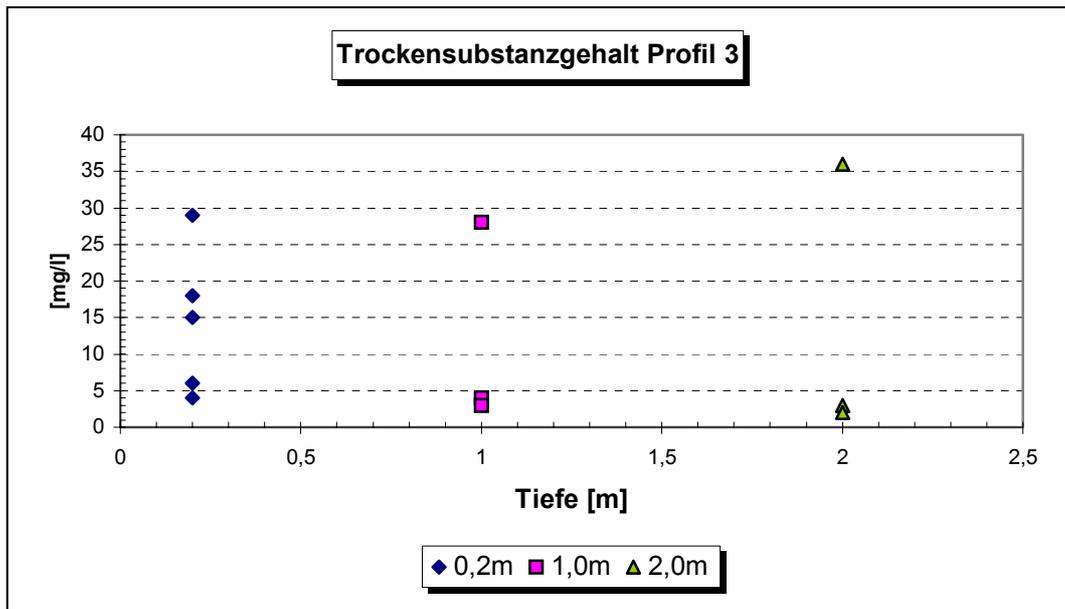


Abbildung 7-14: Trockensubstanzverteilung – Profil 3

Die Konzentrationen liegen unter 30 mg/l und sind somit die geringsten Werte der Messung. Am Tag der Messung war nur eine Belüfterkette in Betrieb.

7.4.3.2 Sauerstoffprofil O₂

Die Belüftung im Belebungssteich 2 wird, wegen der defekten Belüfterkette, mit einer größeren Gebläseleistung betrieben.

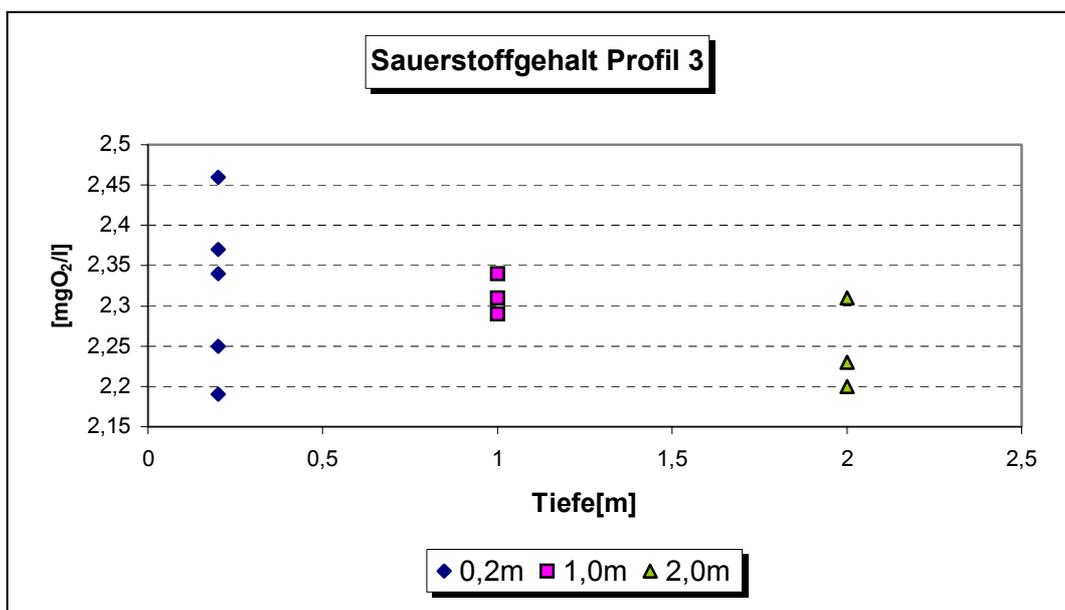


Abbildung 7-15: Sauerstoffverteilung – Profil 3

Es sind die größten Sauerstoffkonzentrationen festzustellen. Die Werte liegen im Bereich von 1,5 bis 2,5 mg/l. Die Sauerstoffversorgung ist auch nur mit einer Belüfterkette gesichert.

7.4.3.3 Temperaturprofil T

Wegen der mittlerweile langen Aufenthaltszeit in den Teichen steigt die Temperatur etwas an. Die Werte liegen im Belebungssteich 2 konstant bei 20,5 °C.

7.5 Analyse – Schlammspiegelmessung

Tabelle 7-4: Trockensubstanzgehalt im Nachklärteich 2

Tiefe [cm]	Trockensubstanzgehalt [mg/l]
40	1
80	2
100	1
120	4
140	15814
160	146449

In einer Tiefe von 180 cm konnte keine Probe mehr durch die Pumpe gezogen werden. Der Schlamm Spiegel befindet sich in einer Tiefe von 160 bis 180 cm. Der Teich hat eine Tiefe von 2,5 m. Der Teich ist also zu ca. 25 % gefüllt.

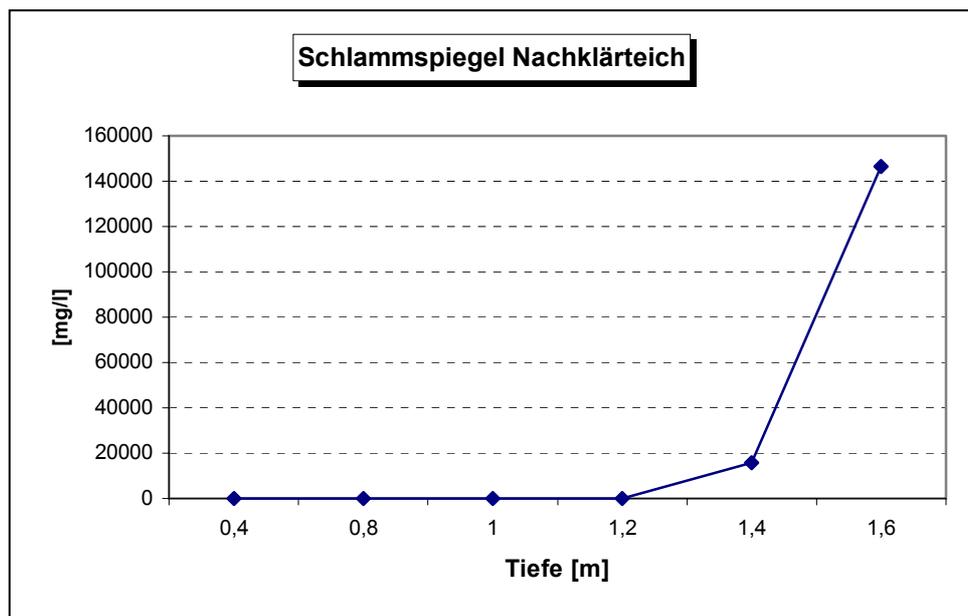


Abbildung 7-16: Schlammspiegelmessung

7.6 Nachrechnung des Lufteintrages

7.6.1 Belebungssteiche

(nach ATV A 201, 1986; ATV A 126, 1993; Ernst & Sohn, 1985)

BSB₅ – Tagesfracht:

$$(0,06 \text{ kg/E.d}) \times 1800 \text{ EW} = 108 \text{ kg BSB}_5/\text{d}$$

Schmutzwasseranfall: 150 l / (E.d) bei Trockenwetter

Schmutzwassermenge:

$$1800 \text{ EW} \times 0,15 \text{ m}^3/(\text{E.d}) = 270 \text{ m}^3/\text{d}$$

Zulässige Ablaufkonzentration: 20 mg BSB₅/l

Zulässige Ablaufracht:

$$0,02 \text{ g BSB}_5/\text{l} \times 270 \text{ m}^3/\text{d} = 5,4 \text{ kg BSB}_5/\text{d}$$

Abzubauen sind: $108 - 5,4 =$

$$102,6 \text{ kg BSB}_5/\text{d}$$

Reinigungsleistung: $102,6 / 108 =$

$$95 \%$$

Sauerstofflast O_B:

$$1,5 \text{ kg O}_2/\text{kg BSB}_5$$

Sauerstoffbedarf: $1,5 \times 102,6 =$

$$153,9 \text{ kg O}_2/\text{d}$$

Luftbedarf:

Einblastiefe: 2,2 m

Sauerstoffgehalt: 8 g O₂/(Nm³ Luft.m)

$$\frac{153,9 \text{ kg O}_2/\text{d} \times 1000}{2,2 \text{ m} \times 24 \text{ h} \times 8 \text{ g O}_2/(\text{Nm}^3 \text{ Luft.m})}$$

$$= 364 \text{ Nm}^3 \text{ Luft/h} =$$

$$6,1 \text{ Nm}^3 \text{ Luft/min}$$

$$\underline{\underline{6,1 \text{ Nm}^3 \text{ Luft/min}}}$$

Vorhanden:

3 Gebläse:

- 5 m³/min
- 3,33 m³/min
- 1,67 m³/min

Summe: 10,0 m³/min

7.6.2 Nitrifikationsbecken

(nach ATV A 257, 1989; Hosang, Bischof, 1998; ATV A 126, 1993)

TKN – Tagesfracht:

 $(0,011 \text{ kg/E.d}) \times 1800 \text{ EW} = 19,8 \text{ kg BSB}_5/\text{d}$

Schmutzwasseranfall:

150 l / (E.d) bei Trockenwetter

Schmutzwassermenge:

 $1800 \text{ EW} \times 0,15 \text{ m}^3/(\text{E.d}) = 270 \text{ m}^3/\text{d}$

Zulässige Ablaufkonzentration:

5 mg /l

Zulässige Ablauffracht:

 $0,005 \text{ g/l} \times 270 \text{ m}^3/\text{d} = 1,35 \text{ kg NH}_4\text{-N/d}$ Abzubauen sind: $19,8 - 1,35 =$ 18,45 kg NH₄-N/dReinigungsleistung: $18,45 / 19,8 =$

93 %

Sauerstofflast O_B :4,6 kg O₂/kg NH₄-NSauerstoffbedarf: $4,6 \times 18,45 =$ 84,87 kg O₂/dLuftbedarf:

Einblastiefe:

4,5 m

Sauerstoffgehalt:

10 g O₂/(Nm³ Luft.m)

$$\frac{84,87 \text{ kg O}_2/\text{d} \times 1000}{4,5 \text{ m} \times 24 \text{ h} \times 10 \text{ g O}_2/(\text{Nm}^3 \text{ Luft.m})}$$

$$4,5 \text{ m} \times 24 \text{ h} \times 10 \text{ g O}_2/(\text{Nm}^3 \text{ Luft.m})$$

$$79 \text{ Nm}^3 \text{ Luft/h} =$$

$$\underline{1,32 \text{ Nm}^3 \text{ Luft/min}}$$

Luftbeaufschlagung:

$$5 - 20 \text{ Nm}^3/\text{m}^2 \text{ Grundfläche.h}$$

Grundfläche:

$$4,0 \times 4,0 \text{ m} = 16 \text{ m}^2$$

$$80 - 320 \text{ Nm}^3/\text{h} =$$

$$1,3 - 5,3 \text{ Nm}^3/\text{min}$$

Vorhanden:

$$5 \text{ Nm}^3/\text{min}$$

8 Zusammenfassung und Lösungsvorschläge

Diese Diplomarbeit befasst sich mit dem Thema der Abwasserreinigung in Teichkläranlagen. Die Arbeit ist grundsätzlich in zwei Teile gegliedert. Der erste Teil gibt eine Übersicht von Grundlagen der allgemeinen Abwasserreinigung. Es werden mechanische, chemische und biologische Verfahren erklärt und beschrieben. Im Speziellen wird das Verfahren der Abwasserreinigung in Teichkläranlagen erläutert. Der zweite Teil der Arbeit beschäftigt sich mit der Teichkläranlage Wenigzell. Diese Anlage erfüllt zurzeit nicht die geforderten Grenzwerte der 1. Abwasseremissionsverordnung und wurde einer genauen Untersuchung unterzogen.

Die Teichkläranlage Wenigzell wurde Anfang der neunziger Jahre errichtet. Die Gemeinde Wenigzell hatte bis zu diesem Zeitpunkt keine biologische Abwasserreinigung, die Abwässer wurden nur mechanisch gereinigt in den Vorfluter eingeleitet. Die Bemessung der Kläranlage erfolgte für 1800 Einwohnerwerte. In den letzten Jahren musste festgestellt werden, dass die Grenzwerte hinsichtlich Kohlenstoffabbau (hauptsächlich im Winter) und Ammoniumstickstoff nicht erfüllt werden. Die Auslastung der Anlage liegt, wegen rückläufiger Einwohnerzahlen, deutlich unter den Bemessungseinwohnerwerten.

Der gesamte Messungsumfang bestand aus Ermittlung der relevanten Abwasserparameter in den Ablaufschächten der einzelnen Anlageteile, der Erhebung von Sauerstoffprofil, Trockensubstanzprofil und Temperaturprofil in den Belebungssteichen und einer Schlammspiegelmessung im Nachklärteich. Die Proben wurden im Labor des Institutes für Siedlungswasserbau und Landschaftswasserbau der TU Graz analysiert und ausgewertet.

Der schlechte Abbau des Kohlenstoffs, in Form von CSB, wurde teilweise im Sommer (Algenabtrieb) und über einen längeren Zeitraum im Winter festgestellt. Diese Tatsachen lassen sich durch zwei Umstände erklären. Zum einen ist wegen der klimatischen Gegebenheiten in Österreich im Winter immer mit sehr tiefen Temperaturen zu rechnen. Die Mikroorganismen benötigen, für ihre Tätigkeit, eine Mindesttemperatur von ca. 5°C. Durch die großen Wasseroberflächen kühlt das Abwasser, im Winter, bis nahe dem Gefrierpunkt ab. Bei dieser Wassertemperatur ist eine biologische Aktivität nicht möglich. Zum anderen wird im Sommer durch Algenbildung der Feststoffabtrieb, in den Vorfluter, erhöht. Dadurch werden im Ablauf höhere CSB –Werte erreicht. Im Rahmen der Untersuchung wurde in den Belebungssteichen ein sehr geringer Trockensubstanzgehalt festgestellt. Diese Tatsache weist auf eine schlechte Umwälzung des Abwassers hin, es ist zu wenig Biomasse in Schwebelage.

Der Stickstoffabbau soll in einem eigenen Nitrifikationsbecken, mit künstlichen Aufwuchsflächen, durchgeführt werden. In der Messdurchführung wurde festgestellt, dass weder in den Belebungsteichen noch im Nitrifikationsbecken eine wesentliche Nitrifikation stattfindet. Die Voraussetzungen für diese Tätigkeit (pH-Wert, Sauerstoffgehalt) sind momentan gegeben. Eine Verbesserung dieser Reinigungsleistung wird, durch Erhöhung des Trockensubstanzgehaltes, in den Belebungsteichen, und Verringerung der Belüftungsintensität im Nitrifikationsbecken (starke Turbulenzen verhindern das Ansiedeln der Nitrifikanten an den Aufwuchsflächen), erreicht.

Als Empfehlungen zur Verbesserung der Reinigungsleistung werden folgende Maßnahmen genannt:

- Zum besseren Kohlenstoff- und Stickstoffabbau: Entfernung der Tauchwand dadurch vergrößert sich die belüftete Zone im Belebungsteich 1, um Schlammablagerungen zu verhindern und die Umwälzung im Teich 1 zu erhöhen. (z.B. schwimmender Kreisel)
- Zur Stützung der Nitrifikation: Zugabe von alkalischen Fällmitteln, um die niedrige Säurekapazität zu erhöhen. (weiches Trinkwasser)
- Zur Verbesserung der Nitrifikation: Genaue Untersuchung der Nitrifikationsstufe (Besiedelung der Anwuchsflächen, Sauerstoffeintrag, Wasserturbulenzen).
- Zur Vermeidung von CSB – Spitzen im Sommer: Feststoffrückhalt im Nachklärteich 2, mittels Bodenfilter.
- Einhaltung der CSB – Grenzwerte im Winter: Zugabe von Fällmitteln oder Anpassung der Betriebsführung durch Bypassverfahren.

Diese Möglichkeiten sind durch begleitende Messungen zu überwachen.

8 Verzeichnisse

8.1 Literaturverzeichnis

AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG, RECHTSABTEILUNG 3:
„Bescheid der wasserrechtlichen Bewilligung“, Graz 1987

ABWASSERTECHNISCHE VEREINIGUNG: „Grundsätze für die
Abwasserbehandlung in Kläranlagen nach dem Belebungsverfahren mit
gemeinsamer Schlammstabilisierung bei Anschlusswerten zwischen 500
und 5000 Einwohnerwerten“, Arbeitsblatt A 126, 1993

ABWASSERTECHNISCHE VEREINIGUNG: „Bemessung von einstufigen
Belebungsanlagen“, Arbeitsblatt ATV – DVWK – A 131, 2000

ABWASSERTECHNISCHE VEREINIGUNG: „Grundsätze für Bemessung, Bau und
Betrieb von Abwasserteichen für kommunales Abwasser“, Arbeitsblatt A
201, 1986

ABWASSERTECHNISCHE VEREINIGUNG: „Grundsätze für die Bemessung von
Abwasserteichen und zwischengeschalteten Tropf- oder Tauchkörpern“,
Arbeitsblatt A 257, 1989

DIN 38409 TEIL 7: „Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und
Schlammuntersuchung, Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen,
Bestimmung der Säure- und Basekapazität“, Mai 1979

DIN 38409 TEIL 51: „Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und
Schlammuntersuchung, Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen,
Bestimmung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs in n Tagen nach dem
Verdünnungsprinzip“, Mai 1987

ERNST & SOHN: „Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik, Biologische –
chemische und weitergehende Abwasserreinigung“, Band IV, Berlin 1985

HOSANG, W.; BISCHOF, W.: „Abwassertechnik“, 11. Auflage, Stuttgart 1998

- KAUCH, E. P.; NEMECEK, E. P.; RENNER, H.; SCHLACHTER, H.;
SCHRIBERTSCHNIG, W.: „Siedlungswasserbau – Abwasser- und
Abfalltechnik“, 4. Auflage, Manz Verlag, Wien 1993
- KAINZ, H.; KAUCH, E. P.; RENNER, H.: „Siedlungswasserwirtschaft und
Abfallwirtschaft“, 1. Auflage, Manz Verlag, Wien 2002
- KAYSER, R.: „Beitrag zur Berechnung des Überschussschlammanfalls beim
Belebungsverfahren“, Österreichische Abwasser – Rundschau, 1971
- MERCK, E.: „Die chemische Untersuchung von Wasser“, 13. Auflage; Darmstadt
- MUDRACK, K.; KUNST, S.: „Biologie der Abwasserreinigung“, 3. Auflage, Stuttgart
Jena New York 1991
- OTTMANN, E.: „Untersuchungen über den Einsatz, die Bemessung und Leistung
von Erdbecken und Oxidationsteichen, TU – München 1977
- ÖNORM DIN 19266: „pH-Messung, Referenzpufferlösungen zur Kalibrierung von
pH-Messeinrichtungen“, Dezember 2000
- ÖNORM EN 25663: „Wasserbeschaffenheit – Bestimmung von Kjeldahl-Stickstoff –
Verfahren nach Aufschluss mit Selen“, 1993
- ÖNORM EN 26777: „Wasserbeschaffenheit – Bestimmung von Nitrit,
Spektrometrisches Verfahren (ISO 6777:1984)“, Mai 1993
- ÖNORM EN 27888: „Wasserbeschaffenheit – Bestimmung der elektrischen
Leitfähigkeit (ISO 7888:1985)“, Dezember 1993
- ÖNORM M 6238 Teil 1: „Wasseruntersuchung – Bestimmung von Nitrat,
Spektrophotometrische Methode mit 2,6-Dimethylphenol“, September 1986
- ÖNORM M 6265: „Wasseruntersuchung – Bestimmung des Chemischen
Sauerstoffbedarfs“, Juni 1983
- ÖNORM M 6271: „Wasseruntersuchung – Bestimmung des Volumenanteils der
absetzbaren Stoffe in Wasser und Abwasser“, 1986

ÖNORM M 6273: „Wasseruntersuchung – Untersuchung von Belebtschlamm, Bestimmung des Schlammvolumenanteils, der Trockensubstanz und des Schlammindex“, Dezember 2000

ÖNORM M 6274: „Wasseruntersuchung – Bestimmung der Massenkonzentration an abfiltrierbaren Stoffen und ihres Glührückstandes“, September 1985

ÖSTERREICHISCHES WASSERRECHTSGESETZ, WRG 1959, idF der WRG-Novelle 1996 BGBl 1996/210 vom 7. Mai 1996; 1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser

PÖPPINGHAUS, K.; FRESENIUS, W.; SCHNEIDER, W.: „Abwassertechnologie, Entstehung – Ableitung – Behandlung - Analytik der Abwässer“, 2. Auflage, Berlin Heidelberg 1994

UHLMANN, D.: „Hydrobiologie“, 3. Auflage, Stuttgart 1990

8.2 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1:	Einfacher Hakenrechen für eine mittlere Kläranlage (KAINZ,H.; KAUCH, E. P.; RENNER, H., 2002).....	5
Abbildung 2-2:	Siebtrommel (PÖPPINGHAUS, K.; FRESENIUS, W.; SCHNEIDER, W., 1994)	6
Abbildung 2-3:	Langsandfang (KAINZ,H.; KAUCH, E. P.; RENNER, H., 2002).....	8
Abbildung 2-4:	Belüfteter Sandfang (KAINZ,H.; KAUCH, E. P.; RENNER, H., 2002).....	9
Abbildung 2-5:	Schema Absetzbecken (HOSANG, W.; BISCHOF, W., 1998).....	10
Abbildung 2-6:	Rechteckbecken (HOSANG, W.; BISCHOF, W., 1998).....	11
Abbildung 2-7:	Rundbecken (HOSANG, W.; BISCHOF, W., 1998)	11
Abbildung 2-8:	Horizontal durchflossenes und rundes Trichterbecken (HOSANG, W.; BISCHOF, W., 1998)	12
Abbildung 2-9:	Fällmitteldosierung bei Vorfällung (ERNST & SOHN, 1985).....	14
Abbildung 2-10:	Abhängigkeit des Schlammalters von der Schlammbelastung (KAYSER, R., 1971).....	18
Abbildung 2-11:	Abhängigkeit der Generationszeit von der Temperatur (MUDRACK, K.; KUNST, S., 1991).....	19
Abbildung 2-12:	Betriebsarten der Stickstoffentfernung (ERNST & SOHN, 1985).	21
Abbildung 3-1:	Tag - Nachtrhythmus des O ₂ – Gehaltes eines Teiches (UHLMANN, D., 1990)	24
Abbildung 3-2:	Sauerstoffaufnahme über die Wasseroberfläche (OTTMANN, E., 1977).....	27

Abbildung 3-3:	Linienbelüfter mit Festbetteinrichtung (HOSANG, W.; BISCHOF, W., 1998)	31
Abbildung 3-4:	Schwimmender Belüfterkreisel (ERNST & SOHN, 1985).....	33
Abbildung 3-5:	Schwimmende, bewegliche Belüfterkette (ERNST & SOHN, 1985).....	33
Abbildung 3-6:	Linienbelüfter (ERNST & SOHN, 1985)	34
Abbildung 3-7:	Strahlbelüfter (ERNST & SOHN, 1985).....	34
Abbildung 3-8:	Tauchbelüfter (ERNST & SOHN, 1985)	35
Abbildung 4-1:	Übersicht der Teichkläranlage Wenigzell	36
Abbildung 4-2:	Sandfang.....	37
Abbildung 4-3:	Hakenrechen.....	38
Abbildung 4-4:	Anoxische Zone des Belebungssteiches 1	40
Abbildung 4-5:	Belebungssteich 2	41
Abbildung 4-6:	Nachklärteich 1	42
Abbildung 4-7:	Nitrifikationsbecken	44
Abbildung 4-8:	Schönungsteich	45
Abbildung 5-1:	Abwasserzulaufmengen.....	47
Abbildung 5-2:	Abwassertemperaturverlauf	48
Abbildung 5-3:	BSB ₅ – Verlauf	49
Abbildung 5-4:	CSB – Verlauf	50
Abbildung 5-5:	NH ₄ -N – Verlauf	51
Abbildung 6-1:	Übersicht der Probenstellen.....	52

Abbildung 6-2:	Zeitproportionale Tagesmischprobe.....	55
Abbildung 6-3:	Übersicht Messprofillage.....	57
Abbildung 6-4:	Lage der Messpunkte im Profil.....	57
Abbildung 6-5:	Schlammspiegelmessung im Nachklärteich 2.....	58
Abbildung 7-1:	Abfiltrierbare Stoffe	72
Abbildung 7-2:	Absetzbare Stoffe	73
Abbildung 7-3:	Biochemischer Sauerstoffbedarf	73
Abbildung 7-4:	Chemischer Sauerstoffbedarf	74
Abbildung 7-5:	Ammoniumstickstoff.....	75
Abbildung 7-6:	Nitrit- und Nitratkonzentrationen	75
Abbildung 7-7:	Säurekapazitätsverlauf.....	76
Abbildung 7-8:	Leitfähigkeitsverlauf	77
Abbildung 7-9:	pH-Wertverlauf.....	77
Abbildung 7-10:	Trockensubstanzverteilung – Profil 1	82
Abbildung 7-11:	Sauerstoffverteilung – Profil 1	82
Abbildung 7-12:	Trockensubstanzverteilung – Profil 2	83
Abbildung 7-13:	Sauerstoffverteilung – Profil 2	84
Abbildung 7-14:	Trockensubstanzverteilung – Profil 3	85
Abbildung 7-15:	Sauerstoffverteilung – Profil 3	85
Abbildung 7-16:	Schlammspiegelmessung	86

8.3 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1-1:	Emissionsbegrenzungen (ÖSTERREICHISCHES WASSERRECHTSGESETZ, WRG 1959, idF der WRG-Novelle 1996 BGBl 1996/210 vom 7. Mai 1996).....	1
Tabelle 1-2:	Größenklassen (ÖSTERREICHISCHES WASSERRECHTSGESETZ, WRG 1959, idF der WRG-Novelle 1996 BGBl 1996/210 vom 7. Mai 1996).....	2
Tabelle 2-1:	Richtwerte für Rechengutmengen (KAINZ, H.; KAUCH, E. P.; RENNER, H., 2002).....	5
Tabelle 2-2:	Wachstumsrate der Nitrifikanten in Abhängigkeit der Temperatur (MUDRACK, K.; KUNST, S., 1991).....	18
Tabelle 3-1:	Zusammenstellung der Bemessungswerte (ATV A 201, 1986) .	30
Tabelle 4-1:	Ermittlung der Einwohnergleichwerte (AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG, RECHTSABTEILUNG 3, 1987).....	37
Tabelle 6-1:	Übersicht der zu untersuchenden Abwasserparameter	56
Tabelle 7-1:	Parameterübersicht.....	71
Tabelle 7-2:	Messwerte	79
Tabelle 7-3:	Auslastungswerte.....	80
Tabelle 7-4:	Trockensubstanzgehalt im Nachklärteich 2	86