



GEWÄSSERSCHUTZ AKTUELL

Dezentrale

Abwasserreinigungsanlagen im Land Salzburg

Land Salzburg • Reihe Gewässerschutz • Band 13 • 2008

Funktion und Reinigungsleistung
Belebtschlamm und Aufwuchs

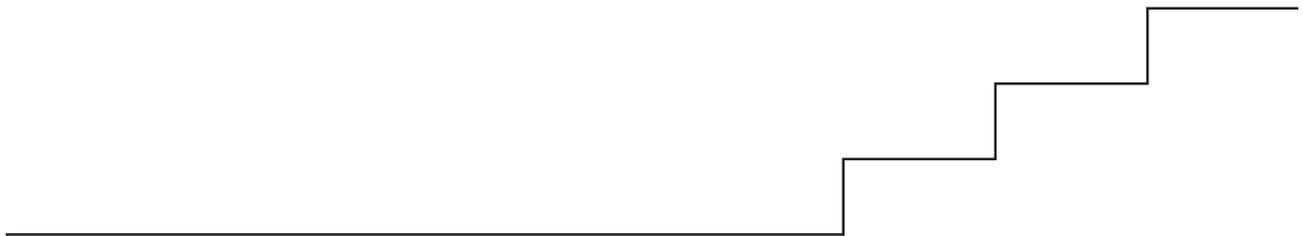


Land Salzburg

Für unser Land!

Titelfoto:

Bepflanzter Bodenfilter (Foto: M. Roither)



Der Gewässerschutz ist im Internet präsent unter

<http://www.salzburg.gv.at/gewaesserschutz/>

ZITAT

SCHABER P., H. REIF, P. JÄGER, H. BERGER (2007): Dezentrale Abwasserreinigungsanlagen im Land Salzburg – Funktion und Reinigungsleistung. – Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, Bd. 13.

BERGER, H., P. SCHABER, H. REIF, P. JÄGER (2007): Dezentrale Abwasserreinigungsanlagen im Land Salzburg – Belebtschlamm und Aufwuchs. – Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, Bd. 13.

IMPRESSUM

Verleger: Land Salzburg, vertreten durch Abteilung 13 Naturschutz, Referat 13/04 Gewässerschutz

Herausgeber: HR Dr. Paul Jäger

Redaktion: Dr. Peter Schaber

CD-Layout: F. Pürstinger

Gestaltung und Satz: Grafik Land Salzburg

Druck/Innenteil: Hausdruckerei Land Salzburg

Alle: Postfach 527, 5010 Salzburg

E-Mail: gewaesserschutz@salzburg.gv.at

Für den Inhalt verantwortlich: Die Autoren der Beiträge

Bilder: Amt der Salzburger Landesregierung, Gewässerschutz bzw. beim Bild genannte Autoren

ISBN-13: 978-3-901934-12-4

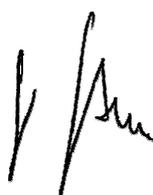
Vorwort zum 13. Band



Bei der regionalen Abwasserentsorgung liegt das Bundesland Salzburg mit einem Anschlussgrad von rund 96 % österreich- und europaweit im Spitzenfeld. Die verbleibenden 4 % können großteils nicht in regionalen Kläranlagen entsorgt werden. Darum sind dezentrale kleine Kläranlagen und Kleinstkläranlagen eine wichtige und sinnvolle Ergänzung zu den kommunalen Entsorgungsnetzen. Allerdings müssen die Voraussetzungen im Vorfeld dafür gegeben sein. Betroffen sind dabei Objekte in Streulagen und in hochgelegenen Gebirgslagen. Nicht genehmigt werden dürfen diese kleinen Anlagen im Einzugsgebiet von Seen, da die Anlagen nicht in der Lage sind den Phosphor, als wirksamsten Pflanzennährstoff in Gewässern, weitestgehend aus dem Abwasser zu entfernen.

Die in Diskussion stehende Bewilligungsfreiheit derartiger Anlagen kann sich daher allenfalls auf wasserwirtschaftlich nicht sensible Gebiete beschränken. In Hinsicht auf die variable Situierung, Vorflutverhältnisse, Anlagentyp, Höhenlage, Sensibilität des Einzugsgebietes, Bemessung, Wartung, Eigen- und Fremdüberwachung und vor allem zum Schutz der Gewässer muss die bisherige Bewilligungspflicht unbedingt bestehen bleiben.

Wir erinnern daran, dass die Sanierung der österreichischen Seen vor allem durch die Errichtung ausgedehnter Kanalnetze im Einzugsgebiet der Seen, einer zentralen Reinigung und Ableitung der gereinigten Abwässer aus den Seeneinzugsgebieten, gelungen ist.



Landesrat Walter Blachfellner

Inhalt

Dezentrale Abwasserreinigungsanlagen im Land Salzburg - Funktion und Reinigungsleistung

Peter SCHABER, Heinz REIF, Paul JÄGER, Helmut BERGER

| | | |
|-------|--|----|
| 1 | Zielsetzung | 7 |
| 2 | Grundlagen der Anlagenbemessung | 7 |
| 3 | Gesetzliche und normative Grundlagen | 8 |
| 4 | Methodik der Untersuchung | 9 |
| 4.1 | Probenahme und Messungen vor Ort | 9 |
| 4.2 | Analysen | 9 |
| 5 | Ablaufschema für Planung, Genehmigung, Bau und Betrieb von Kleinkläranlagen | 10 |
| 6 | Beschreibung der biotechnologischen Reinigungsverfahren | 10 |
| 6.1 | Vorklärung | 10 |
| 6.2 | Belebtschlammverfahren | 11 |
| 6.2.1 | Belebungsanlagen im Durchlauf | 11 |
| 6.2.2 | Belebungsanlagen nach dem Aufstauverfahren (SBR-Verfahren, Sequenzing-Batch-Reaktor) .. | 12 |
| 6.3 | Biofilmverfahren | 13 |
| 6.3.1 | Bepflanzte Bodenfilter (Pflanzenkläranlagen) | 14 |
| 6.3.2 | Tropfkörperanlagen (betropfter Biofilm) | 15 |
| 7 | Auswertung der Daten und Ergebnisse | 16 |
| 7.1 | Belebungsanlagen im Durchlaufverfahren | 16 |
| 7.1.1 | Kohlenstoffparameter (BSB ₅ , CSB, TOC und DOC) | 16 |
| 7.1.2 | Abfiltrierbare Stoffe und absetzbare Stoffe | 19 |
| 7.1.3 | Stickstoffparameter | 20 |
| 7.1.4 | Phosphor (P _{ges}) | 22 |
| 7.1.5 | Härte (°dH) | 22 |
| 7.1.6 | Anionen, Kationen, pH-Wert und Säurekapazität | 22 |
| 7.1.7 | Schlammkennwerte | 24 |
| 7.1.8 | Biologische Beurteilung des Belebtschlammes | 25 |
| 7.1.9 | Zusammenfassung der Ergebnisse der Belebungsanlagen im Durchlaufverfahren | 26 |
| 7.2 | Belebungsanlagen nach dem Aufstauverfahren (SBR-Verfahren, Sequenzing-Batch-Reaktor) | 28 |
| 7.2.1 | Kohlenstoffparameter (BSB ₅ , CSB, TOC und DOC) | 29 |
| 7.2.2 | Abfiltrierbare Stoffe und absetzbare Stoffe | 31 |
| 7.2.3 | Stickstoffparameter | 32 |
| 7.2.4 | Phosphor (P _{ges}) | 34 |
| 7.2.5 | Härte (°dH) | 34 |
| 7.2.6 | Anionen, Kationen, pH-Wert und Säurekapazität | 35 |
| 7.2.7 | Schlammkennwerte | 36 |
| 7.2.8 | Biologische Beurteilung des Belebtschlammes | 37 |
| 7.2.9 | Zusammenfassung der Ergebnisse der Belebungsanlagen im Aufstauverfahren (SBR-Anlagen) .. | 38 |
| 7.3 | Tropfkörperanlagen (betropfter Biofilm) | 40 |
| 7.3.1 | Kohlenstoffparameter (BSB ₅ , CSB, TOC und DOC) | 40 |
| 7.3.2 | Abfiltrierbare Stoffe und absetzbare Stoffe | 42 |
| 7.3.3 | Stickstoffparameter | 43 |
| 7.3.4 | Phosphor (P _{ges}) (kein Grenzwert) | 45 |
| 7.3.5 | Härte (°dH) | 45 |
| 7.3.6 | Anionen, Kationen, pH-Wert und Säurekapazität | 45 |
| 7.3.7 | Biologische Beurteilung des Biofilms | 47 |
| 7.3.8 | Zusammenfassung der Ergebnisse der Tropfkörperanlagen | 47 |
| 7.4 | Bepflanzte Bodenfilter ("Pflanzenkläranlagen") | 49 |
| 7.4.1 | Kohlenstoffparameter (BSB ₅ , CSB, TOC und DOC) | 50 |
| 7.4.2 | Stickstoffparameter | 53 |
| 7.4.3 | Phosphor (P _{ges}) | 54 |
| 7.4.4 | Härte (°dH) | 55 |
| 7.4.5 | Anionen, Kationen, pH-Wert und Säurekapazität | 56 |
| 7.4.6 | Zusammenfassung der Ergebnisse der Pflanzenkläranlagen | 57 |
| 8 | Zusammenfassendes Ergebnis und Diskussion | 59 |

| | | |
|-----|--|----|
| 9 | Hinweise..... | 62 |
| 9.1 | Lösungsansätze bei Grenzwertüberschreitungen für "Belebungsbecken im Durchlaufverfahren" und Belebungsbecken im Aufstauverfahren (SBR-Verfahren) | 62 |
| 9.2 | Lösungsansätze bei Grenzwertüberschreitungen für Tropfkörperanlagen | 62 |
| 10 | Zitierte Literatur | 62 |

Dezentrale Abwasserreinigungsanlagen im Land Salzburg - Belebtschlamm und Aufwuchs

Helmut BERGER, Peter SCHABER, Heinz REIF, Paul JÄGER

| | | |
|-----|---|----|
| 1 | Gegenstand und Zweck der Untersuchung..... | 64 |
| 2 | Methoden | 64 |
| 3 | Ergebnisse und Diskussion | 66 |
| 3.1 | Belebungsanlagen im Durchlauf (Tabellen 3.1.1–3.1.3, 3.4.1, 3.4.2)..... | 66 |
| 3.2 | Belebungsanlagen im Aufstauverfahren (Tabellen 3.2.1–3.2.3, 3.4.1) | 67 |
| 3.3 | Bodenkörperfilteranlagen, Tropfkörperfilteranlagen, Filteranlagen nach dem Biofilmverfahren („Filteranlagen“) (Tabellen 3.3.1–3.3.4, 3.4.1) | 68 |
| 3.4 | Vergleich der Anlagentypen (Tabelle 3.4.1)..... | 69 |
| 3.5 | Allgemeine Anmerkungen | 69 |
| 4 | Zusammenfassung | 70 |
| 5 | Literatur | 70 |
| 6 | Tabellen..... | 72 |

Dezentrale Abwasserreinigungsanlagen im Land Salzburg - Funktion und Reinigungsleistung

Peter SCHABER, Heinz REIF, Paul JÄGER, Helmut BERGER

1 Zielsetzung

In Gebieten ohne kanaltechnische Entsorgung müssen anfallende häusliche Abwässer in Kleinkläranlagen auf eine Qualität gereinigt werden, die die Einleitung ohne wesentliche Beeinträchtigung der Vorflut erlaubt. Grundsätzlich sind die gereinigten Abwässer in eine ausreichend Wasser führende Vorflut einzuleiten. Über eine Versickerung, die vom Gesetzgeber nicht gewünscht wird und für die daher auch keine entsprechenden Ablaufgrenzwerte festgelegt sind, ist immer im Einzelfall, nach Prüfung, ob die Umweltziele für das Grundwasser dabei nicht gefährdet werden, zu entscheiden.

Es gibt mittlerweile viele verschiedene Anlagentypen zur biologischen Abwasserreinigung, die geeignet sind, den hohen Anforderungen des Wasserrechtsge-

setzes zu entsprechen. Der vorliegende Band der Reihe Gewässerschutz soll dazu beitragen, dem Betreiber und dem Projektanten bei der Planung und Neuanschaffung einer Kleinkläranlage einen Überblick über die am häufigsten eingesetzten Systeme im Land Salzburg und deren Reinigungsleistung zu geben.

Insgesamt wurden 40 Kleinkläranlagen, hinsichtlich Reinigungsleistung und Einhaltung der gesetzlichen Vorgaben und der Grenzwerte einer sehr umfangreichen Untersuchung unterzogen.

Nicht berücksichtigt sind Anlagen, die im Land Salzburg selten vorkommen, wie z.B. Scheibentauchkörperanlagen, aerobes getauchtes Festbett, Schweb-/Wirbelbetтанlagen, Membranfilteranlagen u. a.

2 Grundlagen der Anlagenbemessung

Pro Einwohner fallen täglich durchschnittlich **150 l Abwasser** (=EW₁₅₀) an. Als Schmutzfracht sind darin **60 g BSB₅**, **120 g CSB**, **12 g Gesamtstickstoff** und rund **1,5 g Phosphor** enthalten.

Als Mittelwert wird pro Liter Rohabwasser mit Kon-

zentrationen von 300 mg BSB₅, 600 mg CSB, 80 mg Stickstoff und etwa 10 mg Gesamtphosphor gerechnet (Tab. 1). Die Primärabbaubarkeit der Abwasserinhaltsstoffe liegt bei etwa 90%, der Rest ist schwer abbaubar.

Tabelle 1: Inhaltsstoffe und Konzentrationen im häuslichen Abwasser

| EW | Parameter | Fracht (g/Tag) | Konzentration (mg/l) |
|-------------------|---|----------------|----------------------|
| EW ₆₀ | BSB ₅ (Biochemischer Sauerstoffbedarf) | 60 | 300 |
| EW ₁₂₀ | CSB (Chemischer Sauerstoffbedarf) | 120 | 600 |
| EW ₃₀ | TOC (Gesamter organischer Kohlenstoff) | 30 | 120 |
| | N _{ges} (Gesamter gebundener Stickstoff) | 12 | 55 |
| | P _{ges} (Gesamtphosphor) | 1,5 | 10 |

Als Stand der Technik sind das Erreichen und die gesicherte Einhaltung der in Tabelle 2 angeführten Ablaufgrenzwerte festgelegt:

Tabelle 2: Ablaufgrenzwerte

| Parameter | Konzentration bzw. Wert |
|--|--|
| Absetzbare Stoffe | 0,3 ml/l |
| Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB ₅) | 25 mg/l |
| Chemischer Sauerstoffverbrauch (CSB) | 90 mg/l |
| Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC) | 30 mg/l |
| Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N) | 10 mg/l (bei <12°C im Ablauf der Biologie) |

In Gebieten mit weichem Wasser (Wasserhärte <7 °dH) ist die Karbonatpufferkapazität des Abwassers in geeigneter Weise (z. B. Führung des Abwassers nach Grobstoffentfernung über Kalk- oder Dolomit-

kies oder -sand, Kalkmilchdosierung) zu erhöhen, um die Nitrifizierung zu gewährleisten. Das Wasser, am vorteilhaftesten bereits das Trinkwasser, sollte dabei soweit aufgehärtet werden, dass nach den Abbauvor-

gängen im Ablauf der Biologie noch eine Säurekapazität von 2,5 bis 3,0 mmol/l nachweisbar ist (WECKER & WEBER 2007).

- Sensibilität der Region
- Klimatische Temperatur-Nachteile
- Mangel an Trink- und Brauchwasser
- Brauchwasser aus Niederschlägen ohne Karbonathärte
- durch Wassermangel extrem hohe Konzentrationen der Abwasserinhaltsstoffe

Die im "Salzburger Schutzhüttenkonzept" (1999) niedergelegten Erfahrungen und die daraus folgenden Vorgangsweisen wurden im ÖWAV-Regelblatt 1

3 Gesetzliche und normative Grundlagen

Die Einleitung gereinigter häuslicher Abwässer in ein Gewässer ist ein wasserrechtlich bewilligungspflichtiger Tatbestand (§ 32 WRG 1959), weil dadurch eine direkte oder indirekte Einwirkung auf die Beschaffenheit eines Gewässers (§ 30 Abs. 2 WRG 1959) bewirkt wird.

Eine gesetzliche Regelung der Ablaufgrenzwerte für Kläranlagen von 5 bis 50 EW₆₀ besteht gegenwärtig nicht, ausgenommen für solche in Extremlagen (3. Emissionsverordnung für kommunales Abwasser, "Extremlagenverordnung", BGBl. II 249/2006). Befristete Ausnahmen für Anlagen bis 10 EW₆₀ werden in § 33 g WRG 1959 geregelt.

Als Grenzwerte werden in der Regel die Ablaufwerte der ÖNORM B 2502 (Kleinkläranlagen) vorgeschrieben.

Für Anlagen von 51 EW₆₀ bis 500 EW₆₀ gelten die Regelungen der 1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser (1. AEV, BGBl. 210/1996). Vorgaben für Bemessung, Bau und Betrieb finden sich in ÖNORM B 2502-2 (2003).

Der Nachweis über die Funktion der Kläranlage ist in der Regel anhand zumindest einer Fremduntersuchung pro Jahr zu führen, wobei die Probenahme und Analyse von einer dazu befugten Person oder Institution anhand von Untersuchungen auf die vorgegebenen Parameter zu erfolgen hat.

Nachstehende Verordnungen bzw. Normen regeln die Errichtung und den Betrieb von Kläranlagen bis 500 EW Ausbaugröße:

1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser, BGBl. Nr. 210/1996
3. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser ("Extremlagenverordnung"), BGBl. Nr. II 249/2006

ÖNORM B 2502-1: Kleinkläranlagen (Hauskläranlagen) für Anlagen bis 50 Einwohnerwerte (EW)- Vor Ort hergestellte Anlagen. Anwendung, Bemessung, Bau und Betrieb (2007)

Spezielle Lösungen der Abwasserentsorgung sind in Streu- und Extremlagen erforderlich, wobei verschiedenste Probleme zu berücksichtigen sind:

- Abwasserinhaltsstoffe (viel Stickstoff, wenig Kohlenstoff)
- stark schwankende Belastung der Anlage
- geringes Energieangebot

"Abwasserentsorgung im Gebirge" (2000) vollinhaltlich übernommen.

ÖNORM B 2502-2: Kläranlagen - Kleine Kläranlagen - Anlagen für 51 bis 500 Einwohnerwerten - Anwendung, Bemessung, Bau und Betrieb (2003)

ÖNORM B 2502-3: Kleinkläranlagen (Hauskläranlagen) für Anlagen bis 50 Einwohnerwerte (EW)- Vorgefertigte oder vor Ort montierte Anlagen Verfahren zum Nachweis der Normkonformität (2007)

ÖNORM B 2505: Kläranlagen, Bepflanzte Bodenfilter (Pflanzenkläranlagen) - Anwendung, Bemessung, Bau und Betrieb (2005)

ÖNORM EN 12566-1: Kleinkläranlagen für bis zu 50 EW - Teil 1: Werkmäßig hergestellte Faulgruben (2004)

ÖNORM EN 12566-3: Kleinkläranlagen für bis zu 50 EW - Teil 3: Vorgefertigte und/oder vor Ort montierte Anlagen zur Behandlung von häuslichem Schmutzwasser (2005)

Entwurf ÖNORM EN 12566-4: Kleinkläranlagen für bis zu 50 Einwohnerwerte (EW) - Teil 4: Bausätze für vor Ort einzubauende Faulgruben (2005)

Entwurf ÖNORM EN 12566-5: Kleinkläranlagen für bis zu 50 Einwohnerwerte (EW) - Teil 5: Filtrationsanlagen für vorbehandeltes häusliches Abwasser (2005)

Entwurf ÖNORM EN- 12566-6: Kleinkläranlagen für bis zu 50 EW - Teil 6: Vorgefertigte Anlagen für die weitergehende Behandlung des aus Faulgruben ablaufenden Abwassers (2006)

4 Methodik der Untersuchung

4.1 Probenahme und Messungen vor Ort

Grundsätzlich wird bei der Probeentnahme aus Kleinkläranlagen eine qualifizierte Stichprobe entnommen.

Die Proben aus dem Zulauf der Kleinkläranlagen wurden meist aus der 3. Kammer der 3-Kammer-Faulanlage zur mechanischen Vorreinigung entnommen, da diese einer Mischprobe und damit einer repräsentativen Zulaufprobe entspricht. Bei Kleinkläranlagen ohne Absetzbecken zur mechanischen Vorreinigung ist eine Probenahme im Zulauf nicht oder sehr schwer möglich.

Die Proben des Ablaufs wurden, wenn vorhanden, aus dem Probeentnahmeschacht entnommen

(= Mischprobe der letzten Stunden). Wenn diese Möglichkeit nicht bestand, wurde eine qualifiziert Stichprobe gemäß ÖNORM M 6258 gezogen.

Die Proben für die biologische Untersuchung und die Proben der Schlämme bei Belebtschlammanlagen wurden als Stichproben entnommen. Die Proben für die biologische Untersuchung der Biofilmanlagen wurden als qualifizierte Stichproben entnommen.

Die Messungen vor Ort beschränkten sich auf die Ablauftemperatur der Biologie, die Lufttemperatur, den pH-Wert und die Schüttung im Ablauf.

4.2 Analysen

In Tabelle 3 sind die untersuchten Parameter und die angewandten Verfahren aufgelistet.

Tabelle 3: Analytierte Parameter und Verfahren

| Parameter | Verfahren |
|---|--|
| Abfiltrierbare Stoffe, ber. als AFS | Gravimetrie, DIN 38409-2 / SOP 034 |
| Absetzbare Stoffe, ber. als ABS | Absetzen, DIN 38409-9 / SOP 021 |
| Ammonium, ber. als N | Photometrie, DIN 38406-5-1 / SOP 025 |
| BSB, ber. als O ₂ | analog DIN EN 1899-2 / SOP 028 |
| Calcium, ber. als Ca | IC, DIN EN ISO 14911 / SOP 038 |
| Chlorid, ber. als Cl | IC, DIN EN ISO 10304-2 / SOP 037a |
| CSB filtr., ber. als O ₂ | DIN 38409-41-1 / SOP 027 |
| CSB, ber. als O ₂ | DIN 38409-41-1 / SOP 027 |
| DOC, ber. als C | DIN EN 1484, analog |
| Gesamthärte, ber. als Ca+Mg | Titration, DIN 38406-3-4 |
| Kalium, ber. als K | IC, DIN EN ISO 14911 / SOP 038 |
| Leitfähigkeit, ber. bei 25°C | DIN EN 27888 / SOP 042 |
| Magnesium, ber. als Mg | IC, DIN EN ISO 14911 / SOP 038 |
| Natrium, ber. als Na | IC, DIN EN ISO 14911 / SOP 038 |
| Nitrat, ber. als N | IC, DIN EN ISO 10304-2 / SOP 037a |
| Nitrit, ber. als N | IC, DIN EN ISO 10304-2 / SOP 037a |
| Phosphat, ber. als P | Photometrie, DIN EN 1189-3 / SOP 026 |
| Phosphor-gesamt, ber. als P | Aufschl.u.Photometrie, analog EN1189-6 / SOP 046 |
| pH-Wert | Potentiometrie, DIN 38404-5 / SOP 041 |
| Säurekapazität, ber. als K _{s 4,3} | Titration, DIN 38409-7-1-2 / SOP 035 |
| Schwerfl. lipoph. Stoffe, ber. als TR | Gravimetrie, DIN 38409-17 / SOP 001b |
| Stickstoff, ges. gebundener, ber. als N | Aufschl. u. IC, DIN EN ISO 10304-2 / SOP 046 |
| Sulfat, ber. als SO ₄ | IC, DIN EN ISO 10304-2 / SOP 037a |
| TOC, ber. als C | ÖNORM EN 13137 |

5 Ablaufschema für Planung, Genehmigung, Bau und Betrieb von Kleinkläranlagen

Für die Entsorgung der häuslichen Abwässer ist grundsätzlich das Salzburger Bautechnikgesetz in Vollziehung durch den Bürgermeister einer Gemeinde zuständig. Eine dezentrale Kleinkläranlage kann grundsätzlich nur in einem Gebiet errichtet werden, das nicht kanaltechnisch entsorgt werden kann bzw. werden wird. Als Richtlinie dafür ist der "Gelbe Linien-Plan" jeder Kommune maßgeblich. Die Neuerrichtung von dezentralen Anlagen ist im Bundesland Salzburg im Einzugsgebiet von Seen nicht möglich. Ausnahmen vom Kanalanschluss bei bestehender Möglichkeit zum Anschluss an den öffentlichen Kanal sind nach § 34 BauTG nur für land- und forstwirtschaftliche Betriebe unter bestimmten Voraussetzungen möglich. Die Ausnahmegenehmigung ist durch Beschluss der Gemeindevertretung auszusprechen und in fünfjährigen Abständen zu überprüfen. Wenn die Voraussetzungen zur Errichtung einer dezentralen Anlage gegeben sind, ist vom Antragsteller ein von einem dazu Befugten erstelltes Projekt der zuständigen Behörde, in der Regel der Bezirkshauptmannschaft, mit dem Ersuchen um Genehmigung vorzulegen.

Das Projekt wird von Sachverständigen entsprechend den jeweiligen fachlichen Zuständigkeiten (Gewässerschutz, Wasserwirtschaft) auf folgende Punkte überprüft:

- Auswirkung der Schadstoffeinträge auf den betroffenen Oberflächenwasserkörper (§104a Abs. 1, Ziffer 2 WRG).
- Erfüllung der Vorgaben für einen Antrag zur wasserrechtlichen Bewilligung (§ 103 WRG) und einer vorläufigen Überprüfung (§ 104

WRG), wobei insbesondere folgende Punkte beurteilt werden:

- Vorlage der schriftlichen Ausnahmegenehmigung von der Einmündungsverpflichtung durch die Gemeindevertretung
- Prüfung der Ausnahmegenehmigung nach §34 Salzburger BauTG auf Stichtätigkeit
- normgemäße Bemessung hinsichtlich Belastung und Auslegung der Anlage
- Angaben über die Vorflutverhältnisse:
 - mittleres Niederwasser (MNQ)
 - Niederstes Niederwasser (NNQ)
 - Gewässerzustand
- Angaben über die Auswirkung der Einleitung der Restschmutzfrachten auf das betroffene Gewässer (Immissionsbetrachtung)
- Konsensantrag unter Angabe der Abwassermenge in l/s, l/h, l/d, der Ablaufgrenzwerte und Frachten (= Konzentration mal Abwassermenge)

Versickerungen von gereinigtem Abwasser sind vom Gesetzgeber unerwünscht und können nur als jeweiliger Einzelfall geprüft und bewilligt werden. In der Regel wird eine weitergehende Abwasserreinigung in Form einer entsprechend dimensionierten Nachfilteranlage verlangt.

Nach erfolgter Vorprüfung erfolgt in der Regel eine wasserrechtliche Bewilligungsverhandlung, in der die Bewilligung und der Betrieb der Anlage unter Einhaltung bestimmter Auflagen für einen bestimmten Zeitraum erteilt werden.

6 Beschreibung der biotechnologischen Reinigungsverfahren

Eine Kläranlage setzt sich in der Regel aus der Vorkläranlage, der biologischen Hauptreinigung und den für die Einleitung nötigen Einrichtungen zusammen.

6.1 Vorkläranlage

Die Vorkläranlage zur Abscheidung der Grobstoffe besteht meist aus einer 3-Kammer-Faulanlage. Die Unterteilung erfolgt in 2 gleich große Hälften, wobei

eine davon wieder in 2 gleich große Hälften geteilt wird (Abb. 1).

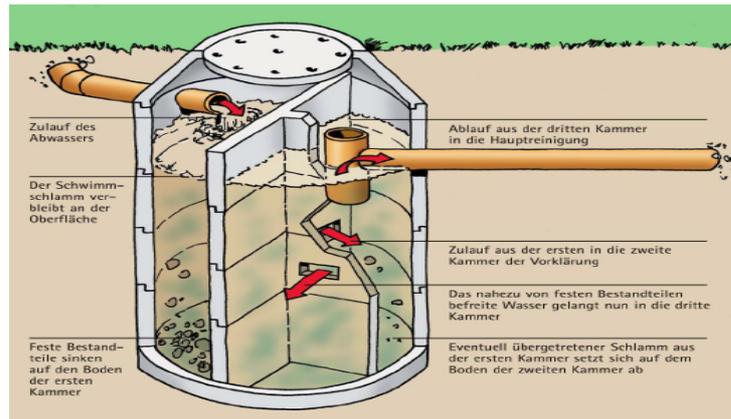


Abb. 1: Schema einer 3-Kammer-Anlage (Quelle: Kommunale Umwelt-Aktion U.A.N., Mannheim)

Fallweise wird eine Trockenentschlammung angewendet, bei der die Grobstoffe mittels einer Presse entwässert und direkt in einen Rottebehälter oder Ähnliches befördert werden. Eine weitere Methode ist die Entschlammung über Siebe oder Filter. Verschiedene Anlagentypen besitzen keine Grobstoffabscheidung. Sie müssen dafür einen eigenen Schlamm Speicher vorsehen, der bei halbjährlicher Entleerung ein Volumen von $0,15 \text{ m}^3/\text{EW}$, bei jährlicher Entleerung mindestens $0,3 \text{ m}^3/\text{EW}$, mindestens

jedoch $1,5 \text{ m}^3$ aufweisen muss. Weiters sind bei diesen Anlagen Vorkehrungen zum Ausgleich von Abwasserstößen vorzusehen.

Die Grobstoffentfernung verringert nach ÖNORM die BSB₅-Schmutzfracht um rund $1/3$ und den Stickstoff um rund 15% .

Bei der Abwasserentsorgung eines Objektes mit Küchenbetrieb ist bei Verabreichung ab 50 Essensportionen ein entsprechend dimensionierter Fettabscheider vorzusehen.

6.2 Belebtschlammverfahren

Unter Belebtschlammverfahren versteht man die Reinigung des Abwassers mit schwebenden "Belebtschlamm-Flocken" im Belebungsbecken.

Die Flocken bestehen aus einem Grundstoff, z.B. Zellulosepartikel, an den sich Bakterien und andere Mikroorganismen anheften.

Diese Organismengesellschaft ernährt sich von gelösten Inhaltsstoffen des Abwassers (Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen) und auch geformten partikeln. Der biologische Abbau des Abwassers findet unter ganz bestimmten definierten Verhältnissen in einem Reaktor (Belebungsbecken) statt.

Dabei werden organischen Substanzen durch Mikroorganismen unter Verwendung von Sauerstoff abgebaut, und Stickstoffverbindungen durch Nitrifikation von Ammonium-Stickstoff über Nitrit-Stickstoff zu Nitrat-Stickstoff umgewandelt. Dieser wird anschließend nach Maßgabe durch Denitrifikation entfernt.

Bei der Denitrifikation wird das bei der Nitrifikation gebildete Nitrat zu elementarem Stickstoff und Sauer-

stoff reduziert. Dieser Prozess findet nur statt, wenn kein frei gelöster Sauerstoff vorhanden ist, also anoxische Bedingungen vorliegen.

Die Denitrifikation ist für Anlagen bis 500 EW_{60} gesetzlich nicht verpflichtend. Die Bemessung der Kleinkläranlagen zur weitergehenden Stickstoffentfernung ist daher nicht vorgesehen.

Das kommunale Abwasser, das die essentiellen Nährstoffe für die Mikroorganismen liefert, weist das Verhältnis von $5:1:0,15$ von Kohlenstoff zu Stickstoff und zu Phosphor auf. Der zum biologischen Abbau benötigte Sauerstoff wird durch Belüftungseinrichtungen eingetragen, wodurch gleichzeitig die Belebtschlammflocken durch die Umwälzung in Schwebe gehalten werden.

Temperatur, Sauerstoffgehalt, pH-Wert, Nährstoffverhältnis, Kalk-Kohlensäureverhältnis, Säurekapazität, Härte, Trockensubstanz, Schlammvolumen, Schlammindex sind wichtige Indikatoren für die ordnungsgemäße Funktion der Kläranlagen.

6.2.1 Belebungsanlagen im Durchlauf

Anlagenkonfiguration (Abb. 2):

- Zu- und Ablaufeinrichtung mit Kontrollschacht und Probenahmemöglichkeit
- Mechanische Vorreinigung (meist 3-Kammer-Faulanlage)
- Belebungsbecken (Biologischer Teil)
- Nachklärbecken
- Verfahrenstechnische Einrichtungen zur Belüftung, Rezirkulation, Steuerung etc.

Die in der Regel sehr kompakten Belebungsanlagen sind für Kohlenstoffabbau und Nitrifikation ausgelegt.

Aus der Vorklärung, meistens eine 3-Kammer-Faulanlage, gelangt das mechanisch vorgereinigte Abwasser kontinuierlich in das Belebungsbecken, wo die Belüftung erfolgt.

Mit der Belüftung, bzw. den Belüftungspausen und internen Rezirkulationen lässt sich der biotechnologische Abbauprozess gezielt regulieren. Die Behandlungsschritte laufen mehr oder weniger parallel ab.

Nach der Reinigung im Belebungsbecken gelangen die Abwässer in das Nachklärbecken, wo der

Schlamm sedimentiert. Dieser wird entweder als Rücklaufschlamm in die Belebung zurückgeführt oder als Überschussschlamm im Schlamm Speicher "gestapelt" (gelagert). Bei verschiedenen Anlagen wird dazu ein Teil der dementsprechend dimensionierten Vorklärung verwendet.

Das gereinigte Wasser aus dem Nachklärbecken ist in der Regel in einen geeigneten Vorfluter einzuleiten. Da eine Versickerung vom Gesetzgeber nicht erwünscht ist, ist eine solche immer einer strengen Einzelbeurteilung zu unterziehen.

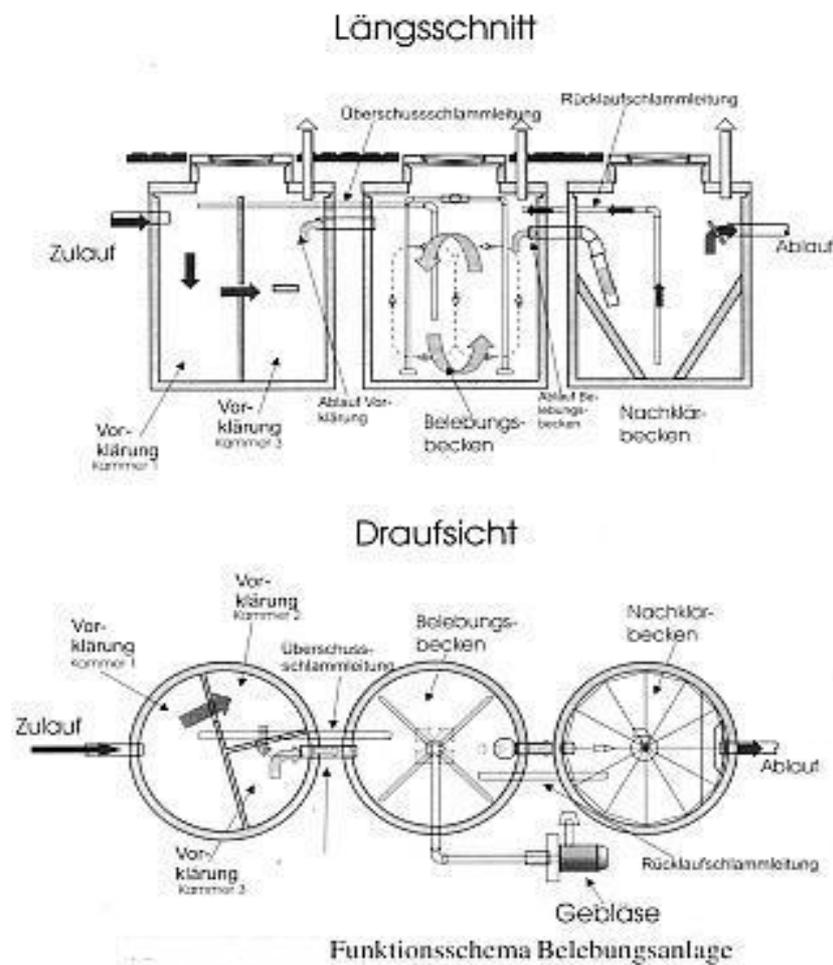


Abb. 2: Schema einer Durchfluss-Belebung (Quelle: www.klaeranlagen-vergleich.de)

6.2.2 Belebungsanlagen nach dem Aufstauverfahren (SBR-Verfahren, Sequenzing-Batch-Reaktor)

Anlagenkonfiguration:

- Zu- und Ablaufeinrichtung mit Kontrollschacht und Probenahmemöglichkeit
- Belebungsbecken (Biologischer Teil)
- Verfahrenstechnische Einrichtungen zur Belüftung, Rezirkulation, Steuerung, etc.

Im Gegensatz zu "Belebungsanlagen im Durchlaufverfahren" laufen in "Belebungsanlagen nach dem Aufstauverfahren" oder "SBR-Verfahren" alle Behandlungsschritte nacheinander in einem Reaktor (Belebungsbecken) ab.

Im Wesentlichen handelt es sich bei der Abwasserreinigung in SBR-Anlagen um folgende Schritte (s. Abb. 3):

- Befüllen des Belebungsbeckens
- Mischen und Belüften des Belebtschlammes (Biologischer Kohlenstoffabbau und Nitrifikation)
- Absetzen (der Schlamm sedimentiert; gleichzeitig kann eine Denitrifikation erfolgen)
- Abziehen des gereinigten Abwassers aus der Klarwasserzone und Einleitung in einen geeigneten Vorfluter

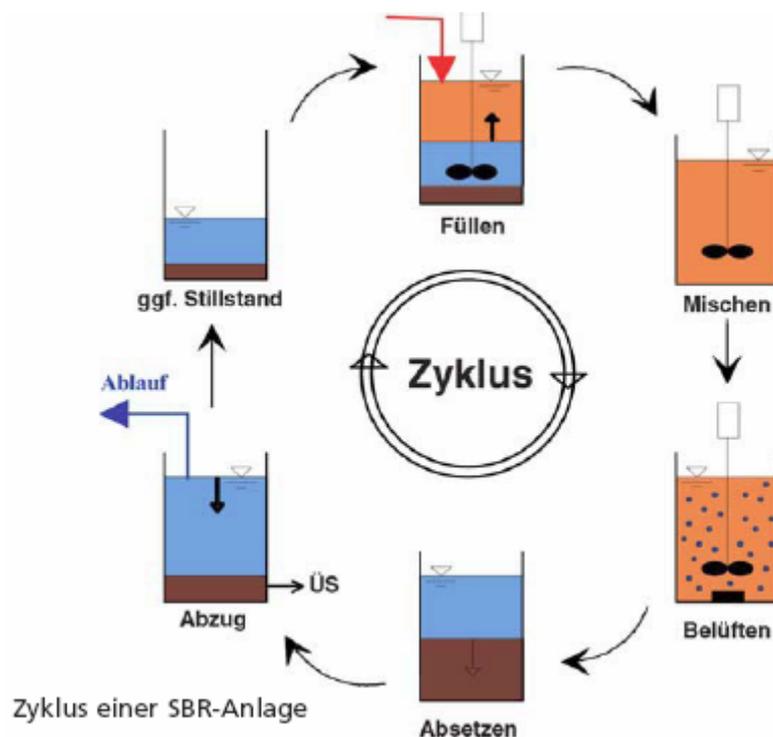


Abb. 3: Zykusschema einer SBR-Anlage (Quelle: Kommunale Umwelt-Aktion U.A.N., Mannheim)

6.3 Biofilmverfahren

Im **Biofilmverfahren** befindet sich die Organismengesellschaft als Aufwuchs auf dem Trägermedium, das sich entweder getaucht (getauchter Biofilm) im Abwasser befindet oder mit Abwasser betropft (betropfter Biofilm) wird.

Unter das Betropfte Biofilmverfahren fallen im Wesentlichen Tropfkörperanlagen, Bodenkörperfilteranlagen und Pflanzenkläranlagen.

Der Biofilm besteht aus einer Ansammlung von Bakterien, Einzellern und mehrzelligen Organismen, die in einer gallertigen Hülle leben. Es ist weitgehend dieselbe Organismengesellschaft wie in der Belebtschlammflocke. Dieser Biofilm, dessen Organismen den Abbau der Schmutzstoffe im Abwasser

bewirken, umhüllt das Trägermaterial der Festbettreaktoren.

Beim Abbau werden organischen Substanzen unter Verwendung von Sauerstoff, der aus der Umgebung aufgenommen wird, abgebaut. Stickstoffverbindungen werden durch Nitrifikation von Ammonium über Nitrit zu Nitrat umgebaut. Bei der Denitrifikation wird das bei der Nitrifikation gebildete Nitrat zu elementarem Stickstoff und Wasser reduziert. Dieser Prozess findet nur statt, wenn kein frei gelöster Sauerstoff vorhanden ist, also anoxische Bedingungen vorliegen. Beim betropften Biofilmverfahren ist eine Denitrifikation kaum möglich, da es meist keine Zonen mit anoxischen Bedingungen gibt.

6.3.1 Bepflanzte Bodenfilter (Pflanzenkläranlagen)

Mögliche Anlagenkonfiguration (Abb. 4):

- Zu- und Ablaufeinrichtung mit Kontrollschacht und Probenahmemöglichkeit
- Mechanische Vorreinigung
- Sammelschacht mit Beschickungseinrichtung zur stoßweisen (intermittierenden) Beschickung der Pflanzenbeete.
- Pflanzenbeete (Biologischer Teil)
- Wartungs- und Betriebseinrichtungen

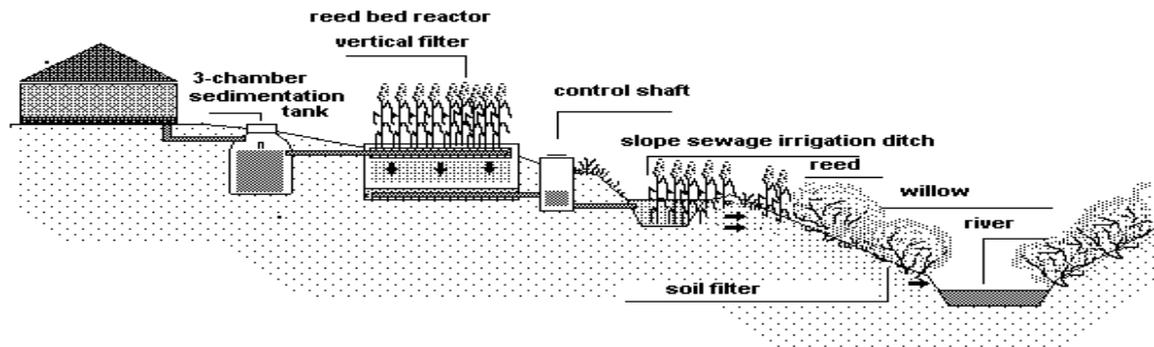


Abb. 4: Schema einer Bepflanzten Bodenfilteranlage (Quelle: www.frischer-windt.de)

In Bepflanzten Bodenfiltern oder Pflanzenkläranlagen im Sinne der ÖNORM B 2505 werden mechanisch oder mechanisch-biologisch vorgereinigte Abwässer in einem mit Sumpfpflanzen bewachsenen Bodenfilter mit definiertem Filteraufbau gereinigt.

Die Bepflanzung ist zwar namensgebend, die Pflanzen selbst bewirken jedoch keine Reinigung des Abwassers. Sie können eine Rolle beim Offenhalten der Lückenräume und bei der Verdunstung von Wasser spielen. Die biologische Abwasserreinigung erfolgt durch Mikroorganismen, die in den Zwischenräumen des Bodenfilters (Biofilm, biologischer Rasen) leben. Dabei ist für den Kohlenstoff- und Stickstoffabbau eine gute Sauerstoffversorgung eine wesentliche Voraussetzung.

Bei diesem Anlagentyp ist eine sehr effiziente Grobstoffabscheidung erforderlich, um die hydraulische Durchlässigkeit des Bodenfilters zu erhalten.

Es wird zwischen vertikal und horizontal durchflossenen Anlagen unterschieden, wobei Horizontalfilter höchstens als Schönungsstufe eingesetzt werden können. Bei Vertikalfilteranlagen ist die Beschickungsleitung derart gestaltet, dass das mechanisch gereinigte Abwasser gleichmäßig auf die Beetoberfläche verteilt wird. Das Aufbringen des vorgereinigten

Abwassers muss schwallartig über einen kurzen Zeitraum erfolgen.

Die Sauerstoffversorgung des Filterbeetes erfolgt durch die intermittierende Beschickung, bei der sich zwischen zwei "Abwasserpaketen" jeweils ein "Sauerstoffpaket" befindet, das die Lückenräume mit dem nötigen Sauerstoff versorgt. Die Intervallbeschickung des Bodenfilters erfolgt aus einem eigenen Beschickerschacht oder aus der dritten Kammer der Vorreinigungsanlage mittels eines Kippventils oder einer Pumpe (AMBROS et al. 1998).

Erfahrungsgemäß kann mit horizontal durchströmten Pflanzenkläranlagen nur ein ausreichender Abbau von Kohlenstoff erzielt werden. Die erforderliche Nitrifizierung zur Einhaltung des Ablaufgrenzwertes für Ammonium ist jedoch nur durch ein intermittierend beschicktes, vertikal durchströmtes Filterbeet möglich. Diese Betriebsart von Bepflanzten Bodenfiltern stellt nach ÖNORM B 2505 den Stand der Technik dar.

Bepflanzte Bodenfilter können auch als Nachreinigungsstufe nach einer technisch-biologischen Abwasserreinigung eingesetzt werden, wenn an die Beschaffenheit des abfließenden Abwassers erhöhte Anforderungen gestellt werden.



Abb. 5a: Vertikalfilter kurz nach Baufertigstellung
(Foto: M. ROITHER)



Abb. 5b: Vertikalfilter nach längerem Betrieb
(Foto: M. ROITHER)

6.3.2 Tropfkörperanlagen (betropfter Biofilm)

Anlagenkonfiguration:

- Zu- und Ablaufeinrichtung mit Kontrollschacht und Probenahmemöglichkeit
- Vorklärbecken
- Verteiler(wippe)
- Tropfkörper (Festbettreaktor)
- Nachklärbecken
- Rezirkulationspumpe

Ein Tropfkörper besteht meistens aus einem zylindrischen Behälter/Bauwerk und ist mit speziellem Füllmaterial (z. B. Kunststoffelemente, Kies, Lavaschlacke) mit großer Oberfläche gefüllt (Abb. 6). Bei größeren Anlagen werden Körbe mit den jeweiligen Füllkörpern gefüllt und vertikal angeordnet.

Damit ein Tropfkörper nicht durch Grobstoffe und andere Partikel verstopfen kann, ist eine effiziente Abwasservorbehandlung unbedingt nötig. Das Abwasser wird deshalb mechanisch in einer Vorklärung vorgereinigt.

Anschließend gelangt es über eine Verteilvorrichtung (Wippe, Kipprinne, Prallteller) in die Biologie und rieselt gleichmäßig verteilt über die Füllkörper, welche mit einem Biofilm überzogen sind. Die Mikroorganismen verarbeiten die gelösten Wasserinhaltsstoffe im Idealfall zu Wasser und Kohlendioxid. Stickstoff-

verbindungen werden nitrifiziert. Anoxische Bedingungen für die Denitrifikation sind beim Tropfkörper in der Regel nicht vorgesehen.

Der Bakterienrasen wird durch das durchrieselnde Abwasser abgeschwemmt und im Nachklärteil vom gereinigten Abwasser abgetrennt.

Laut ÖNORM sind die Anlagen mit einer Rezirkulation auszustatten, über die ein Teil des gereinigten Abwassers aus dem Nachklärbecken wieder in die 3. Kammer der Vorreinigung und von dort wieder in die Biologie geführt wird, um die biologische Reinigungsleistung der Anlage zu steigern.

Der für den Abbau erforderliche Sauerstoff wird vom Abwasser beim Durchrieseln des Tropfkörpers aus der Luft aufgenommen. Im Normalfall reicht die normale Umgebungsluft für die Mikroorganismen zum biologischen Abbau der Schmutzfrachten aus.

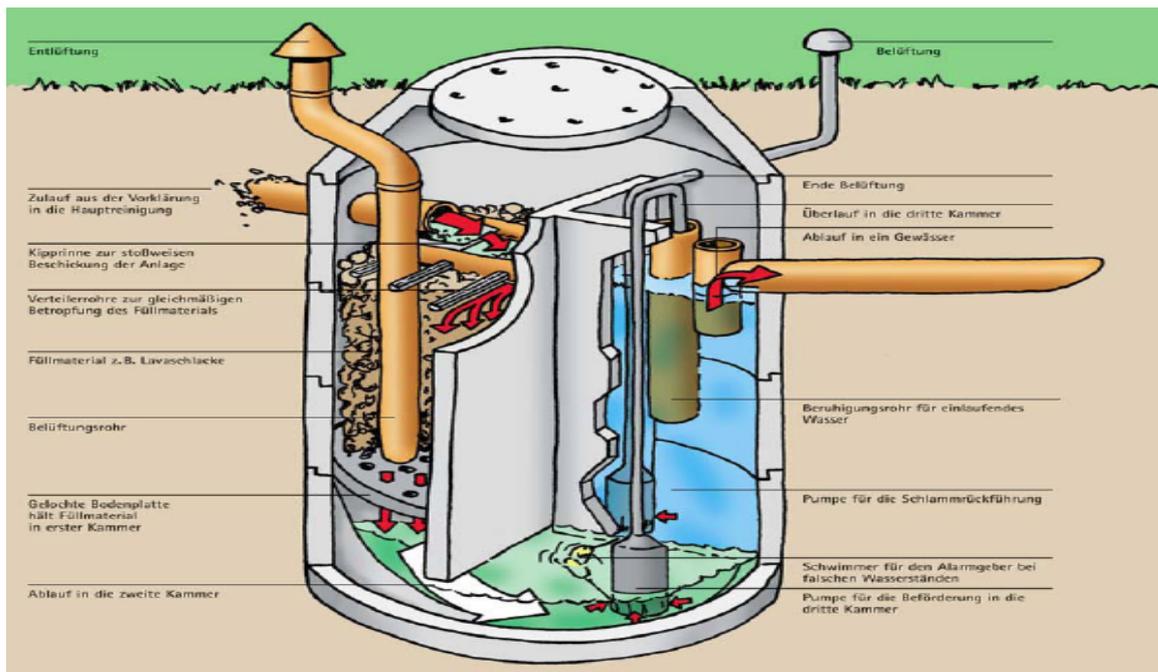


Abb. 6: Tropfkörperanlage (Quelle: Kommunale Umwelt-Aktion U.A.N., Mannheim)

7 Auswertung der Daten und Ergebnisse

7.1 Belebungsanlagen im Durchlaufverfahren

Die Ausbaugröße der untersuchten Belebungsanlagen im Durchlaufverfahren (DL) liegt zwischen 5 und 25 Einwohnerwerten. Die Auslastung lag zwischen 21%

und 80%, im Durchschnitt konnte eine Auslastung von 47 % festgestellt werden.

Tabelle 4: Kurze Charakteristik der Belebungsanlagen im Durchlaufverfahren

| Anlagen-Nummer | Ausbau-Größe (EW) | Aktuelle Belastung (EW) | Wartungsvertrag | Zusätzliche Reinigungsstufe | Grenzwerte eingehalten |
|----------------|-------------------|-------------------------|-----------------|-----------------------------|------------------------|
| DL 1 | 15 | 6 | nein | nein | ja |
| DL 2 | 15 | 10 | ja | nein | nein |
| DL 3 | 15 | 5 | nein | nein | nein |
| DL 4 | 16 | 8 | ja | nein | nein |
| DL 5 | 24 | 5 | ja | nein | nein |
| DL 6 | 20 | 10 | nein | nein | ja |
| DL 7 | 25 | 13 | nein | nein | nein |
| DL 8 | 20 | 5 | nein | nein | nein |
| DL 9 | 20 | 17 | ja | nein | ja |
| DL 10 | 5 | 4 | ja | nein | nein |

7.1.1 Kohlenstoffparameter (BSB₅, CSB, TOC und DOC)

Die unterschiedlichen Konzentrationen der Schmutzstoffbelastung hängen stark von den individuellen Lebensweisen des jeweiligen Personenkreises ab und kann nicht mit Konzentrationen von großen kommunalen Kläranlagen verglichen werden (Abb. 7). Allerdings fällt die Anlage DL 6 mit der niedrigen Konzentration im Zulauf (52 mg/l CSB_{ges}) deutlich aus der Reihe. Der Durchschnitt der CSB_{ges}-Belastung liegt bei 627 mg/l, wobei der höchste Wert mit

1.260 mg/l und der niedrigste mit 52 mg/l gemessen wurden.

Die Verhältnisse der verschiedenen Kohlenstoffparameter zueinander sind typisch für kommunales Abwasser.

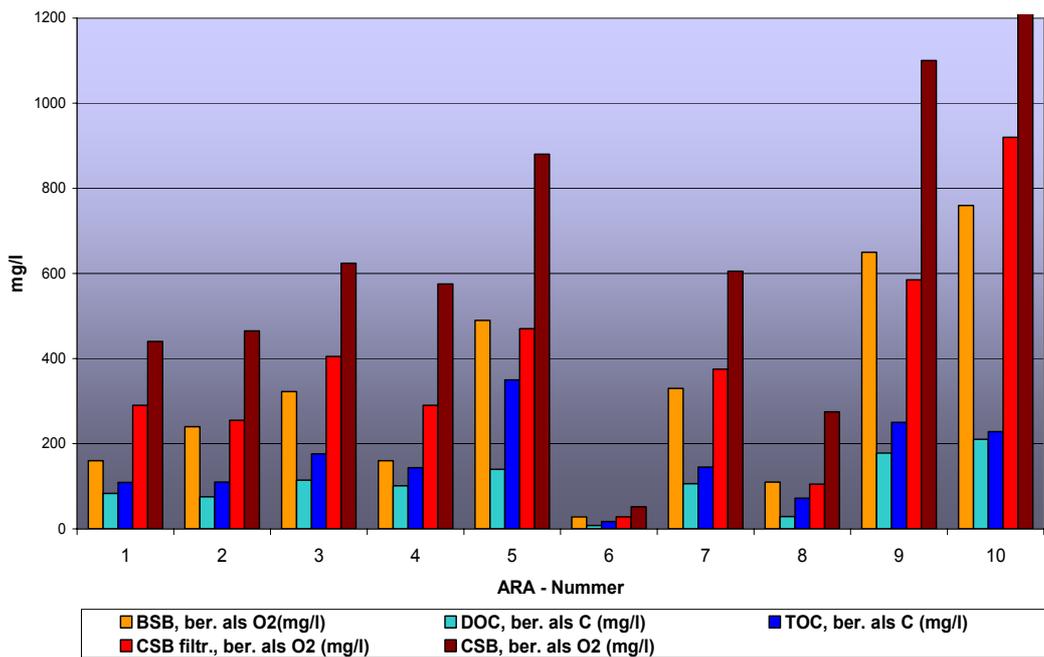


Abb. 7: Anlagen im Durchlaufverfahren: Kohlenstoffparameter im Zulauf

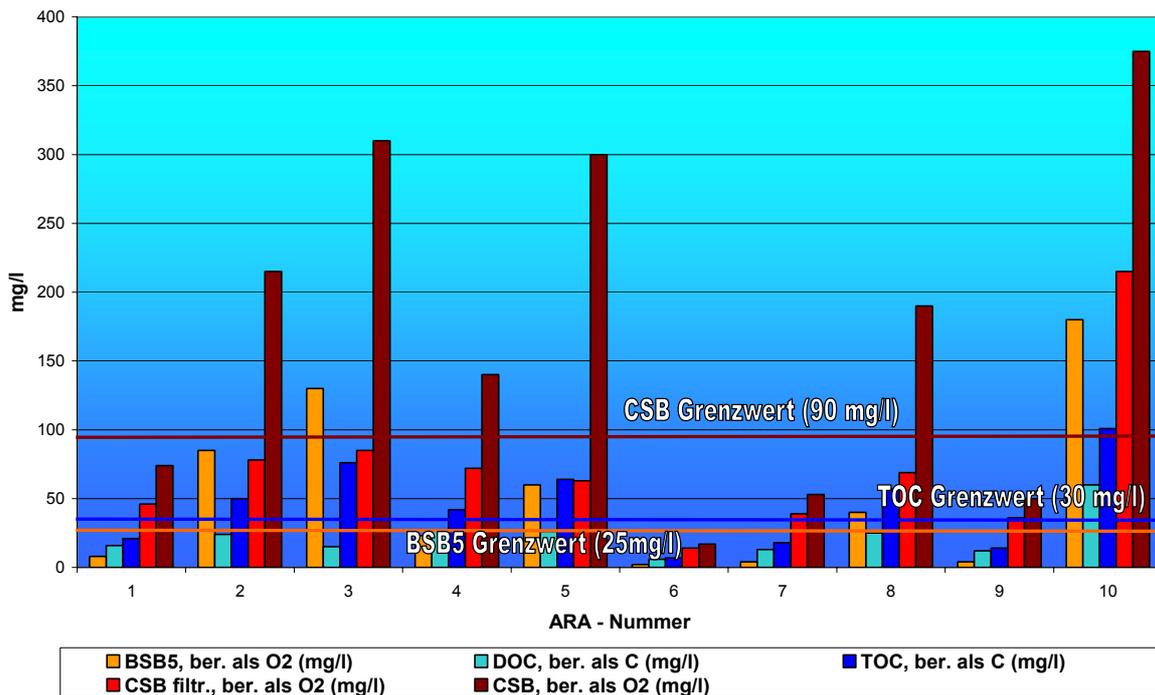


Abb. 8: Anlagen im Durchlaufverfahren: Kohlenstoffparameter im Ablauf

Die Parameter BSB₅, CSB, TOC und DOC als Maß für den Kohlenstoffabbau, zeigen bei sechs der zehn untersuchten Anlagen Defizite im Bereich des biologischen Abbaues (Abb. 8).

Bei den Anlagen DL 2, 3, 5 und 8 fällt das deutlich größere Verhältnis von CSB_{ges} zu CSB_{filtriert} auf, was auf Schlammabtrieb aus der Nachklärung hindeutet.

Das Konzentrationsverhältnis der Parameter TOC zum DOC deckt sich mit dem Verhältnis CSB_{filtriert} zu CSB_{gesamt}, und bestätigt den Schlammabtrieb im Nachklärbecken.

Die Anlagen DL 1, 6, 7 und 9 erzielen Ablaufwerte, die den vorgeschlagenen Grenzwerten der ÖNORM

entsprechen, wobei die Anlage DL 6 extrem niedrige Zulaufwerte aufweist.

Die Temperatur im Ablauf der Biologie lag zwischen 11,2 °C und 16,9 °C.

Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB_{gesamt})

Der durchschnittliche Wirkungsgrad beim Parameter CSB_{ges} liegt bei 68,4%, wobei der höchste Wirkungsgrad bei der Anlage DL 9 (95%) festgestellt wurde, der niedrigste Wert wurde bei der Anlage DL 8 (31%) eruiert (Abb. 9).

Bei sechs der zehn untersuchten Anlagen ist der CSB_{ges}-Grenzwert von 90 mg/l durchschnittlich um

165 mg/l überschritten und damit um das 2,8fache zu hoch.

Bei den restlichen vier Anlagen wird der Grenzwert von 90 mg/l eingehalten und um durchschnittlich 41,5 mg/l unterschritten.

Der durchschnittliche CSB_{ges}-Ablaufwert aller zehn Anlagen wurde mit 172,4 mg/l ermittelt.

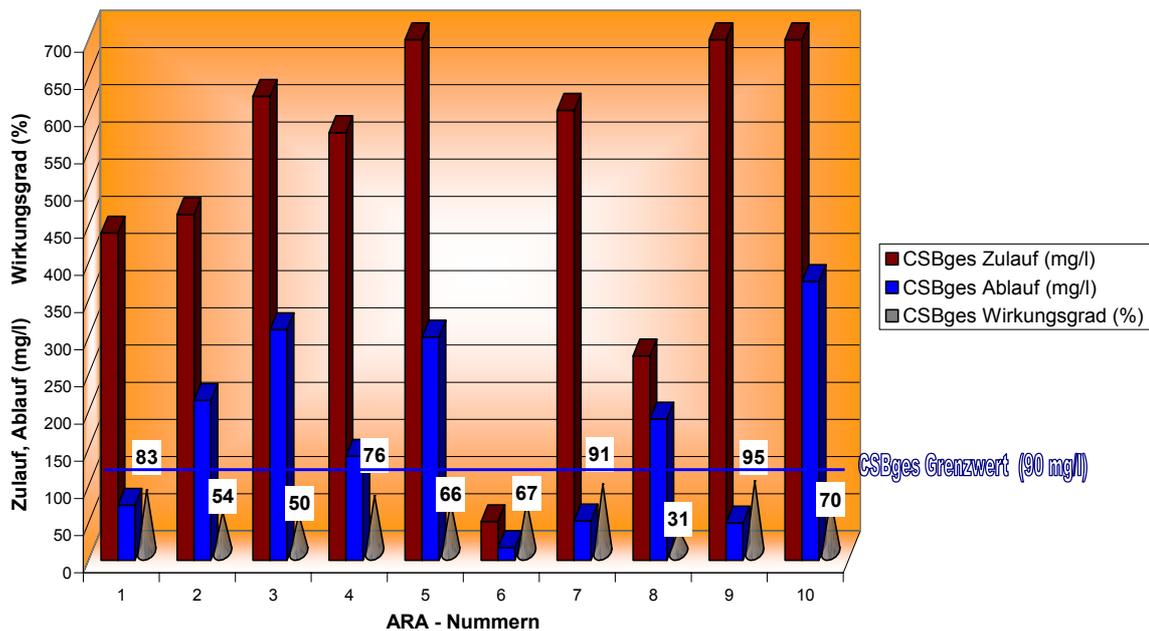


Abb. 9: Anlagen im Durchlaufverfahren: CSB_{ges} (mg/l)

Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅)

Die BSB₅-Abbaurrate betrug im Mittel 82,4%; der höchste Wirkungsgrad liegt bei 99 %, der niedrigste Wirkungsgrad bei 60 %. (Abb. 10).

Der BSB₅-Grenzwert laut ÖNORM B2502-1 wird bei 5 Anlagen durchschnittlich um 74 mg/l überschritten und ist damit um das Vierfache zu hoch.

Der Mittelwert der BSB₅-Konzentration im Ablauf der zehn untersuchten Kleinkläranlagen ergibt 53,6 mg/l BSB₅.

Der Grenzwert von 25 mg/l BSB₅ wird bei fünf Anlagen (Anlagen DL 1, 4, 6, 7 und 9) eingehalten bzw. durchschnittlich um 16,8 mg/l unterschritten.

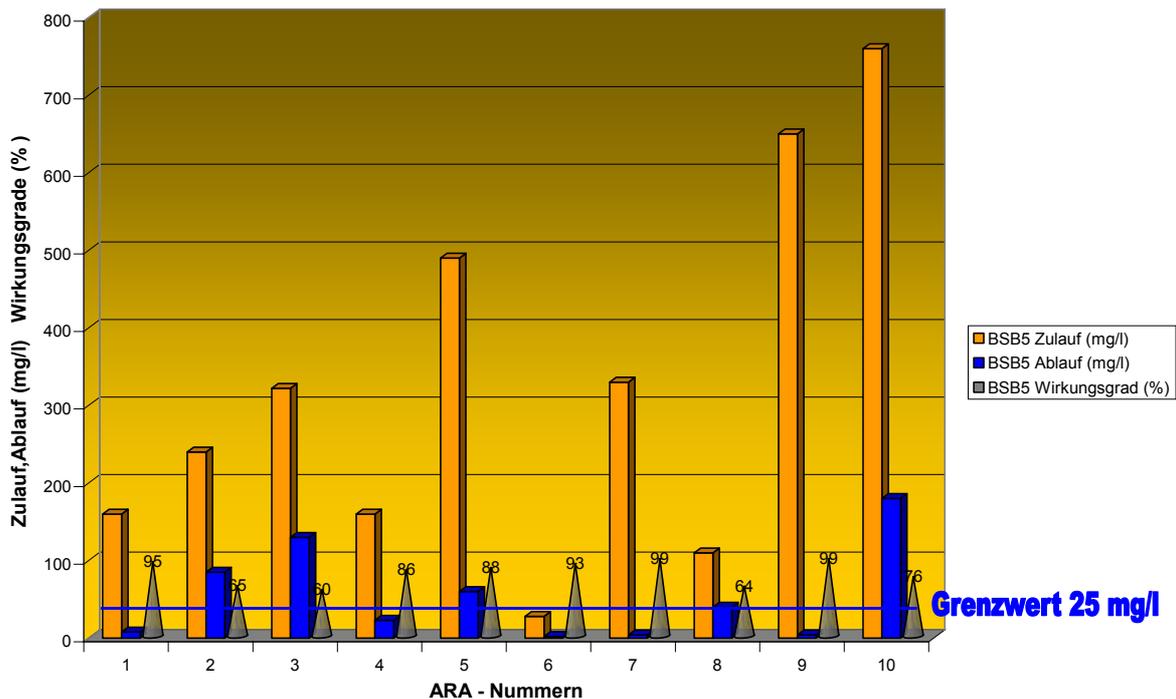


Abb. 10: Anlagen im Durchlaufverfahren: BSB₅ (mg/l)

7.1.2 Abfiltrierbare Stoffe und absetzbare Stoffe

Als abfiltrierbare Stoffe werden alle ungelösten Stoffe bezeichnet, die sich durch einen mittelharten Filter mit 0,45 µm Porenweite abtrennen lassen und nach 2-stündiger Trocknung bei 105 °C gewogen werden. Abfiltrierbare Stoffe über 30 mg/l im Ablauf sind ein

Hinweis auf Schlammabtrieb aus dem Nachklärbecken (Abb. 11). Das ist auch eine Ursache für die Überschreitung des CSB_{ges}-Grenzwertes der Anlagen mit den höchsten Werten für die abfiltrierbaren Stoffe (D L2, 3, 4, 5, 8 und 10).

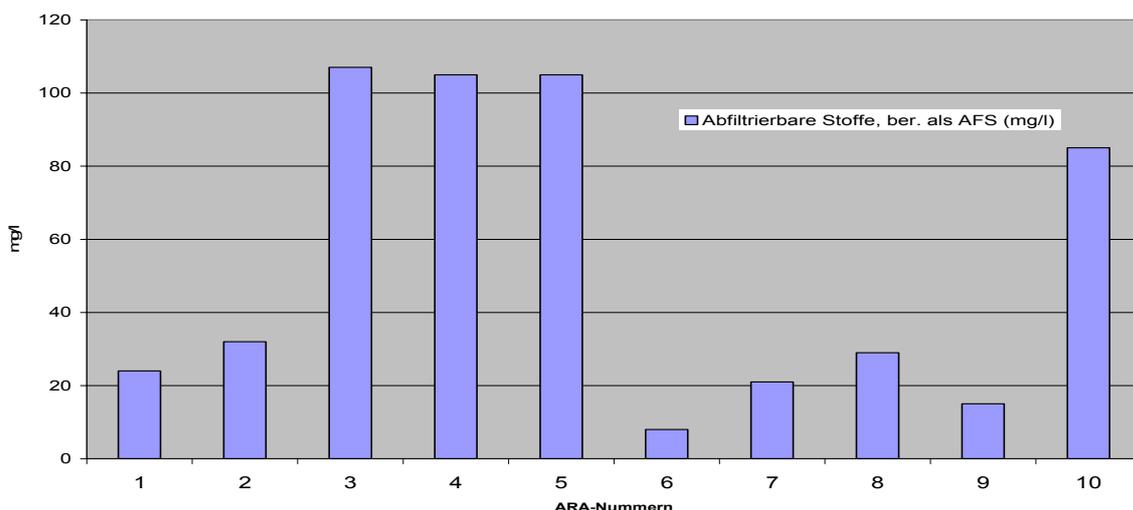


Abb. 11: Abfiltrierbare Stoffe im Ablauf (mg/l)

Bei der Bestimmung der absetzbaren Stoffe wird 1 Liter Probe in das Absetzgefäß gegeben. Nach 50 und nach 110 Minuten Absetzzeit dreht man das Gefäß ruckartig um die senkrechte Achse, so dass auch an der Wand haftende Partikel absinken. Nach 2 Stunden wird das Volumen der absetzbaren Stoffe abgele-

sen. Die absetzbaren Stoffe liegen in der Größenordnung von <0,1 ml/l bis 3,5 ml/l. Der Grenzwert von 0,3 ml/l wird bei der Anlage DL 5 überschritten (Abb. 12).

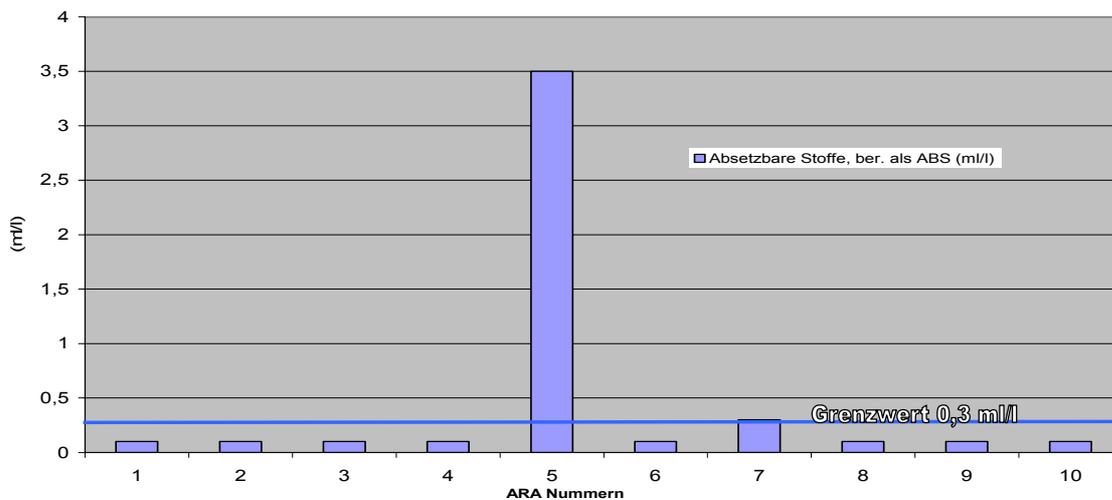


Abb. 12: Anlagen im Durchlaufverfahren: Absetzbare Stoffe (ml/l) im Ablauf

7.1.3 Stickstoffparameter

Ammonium-Stickstoff (NH₄-N) (Grenzwert 10 mg/l bei > 12 °C im Ablauf der Biologie)

Bei der Stickstoffelimination von kleinen Kläranlagen beschränkt sich die 1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser (51 EW bis 500 EW) sowie die ÖNORM B 2502-1 (bis 50 EW) auf die Forderung, den Ammonium-Stickstoff-Grenzwert von 10 mg/l ab einer Temperatur >12°C im Ablauf der Biologie einzuhalten. Bei Belebungsanlagen im Durchlauf besteht grundsätzlich die Möglichkeit, Nitrifikation und Denitrifikation mit der Belüftungsanlage zu steuern. In der Praxis zeigt sich, dass bis zu 3 Programme für unterschiedliche Belastungen der Kleinkläranlage vorgegeben sein können. Der Betreiber kann somit auf Belastungsänderungen reagieren.

Die Eliminationsrate für den Ammonium-Stickstoff liegt im Mittel bei 59,5 % bei einer durchschnittlichen Temperatur von 12,7 °C und dem durchschnittlichen Ablaufwert von 32,4 mg/l (Abb. 13).

Die Temperatur im Ablauf der Biologie lag zwischen 11,2 °C und 16,9 °C. Der Ablaufgrenzwert bleibt bei sechs der Anlagen temperaturbedingt unberücksichtigt.

Trotz der relativ hohen Temperatur erreichten nur 3 Anlagen (DL 5, 6 und 9) den Grenzwert von 10 mg/l NH₄-N.

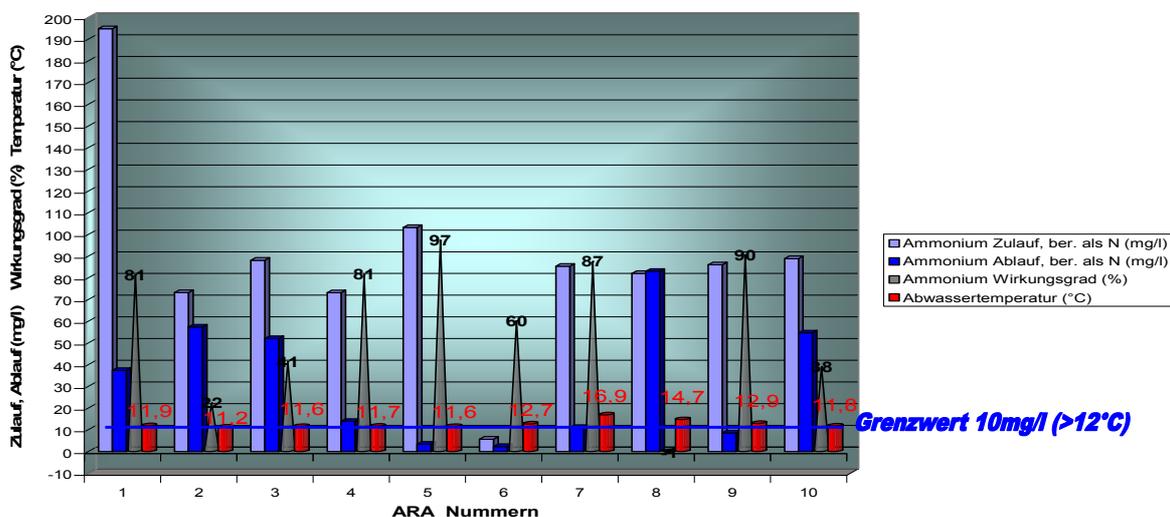


Abb. 13: Anlagen im Durchlaufverfahren: Ammonium-Stickstoff (mg/l)

Nitrat-Stickstoff (NO₃-N) und Stickstoff gesamt (N_{ges})

In der Regel wird nur unter bestimmten Bedingungen in sensiblen geologischen Regionen bei Versickerung ein Nitrat-Grenzwert lt. Vorschlag der ÖNORM B2502-2 (51 bis 500 EW) von 30 mg/l (= 6,8 mg/l NO₃-N) vorgeschrieben.

Bei der Denitrifikation wird das bei der Nitrifikation gebildete Nitrat zu elementarem Stickstoff und Wasser reduziert. Dieser Prozess findet nur statt, wenn kein gelöster Sauerstoff vorhanden ist, also anoxische

Bedingungen vorliegen, und das Schlammalter laut ATV-DVWK-Regelwerk $t_{TS,Bem.} > 25$ d beträgt.

Bei den untersuchten Kleinkläranlagen <50 EW liegt der Mittelwert im Ablauf bei 27,8 mg/l NO₃-N (Abb. 15). Fünf der Anlagen liegen mit den Ergebnissen unterhalb von 6,8 mg/l NO₃-N.

Die Eliminationsrate für den Gesamt-Stickstoff liegt im Mittel bei 26,8 % (Abb. 14).

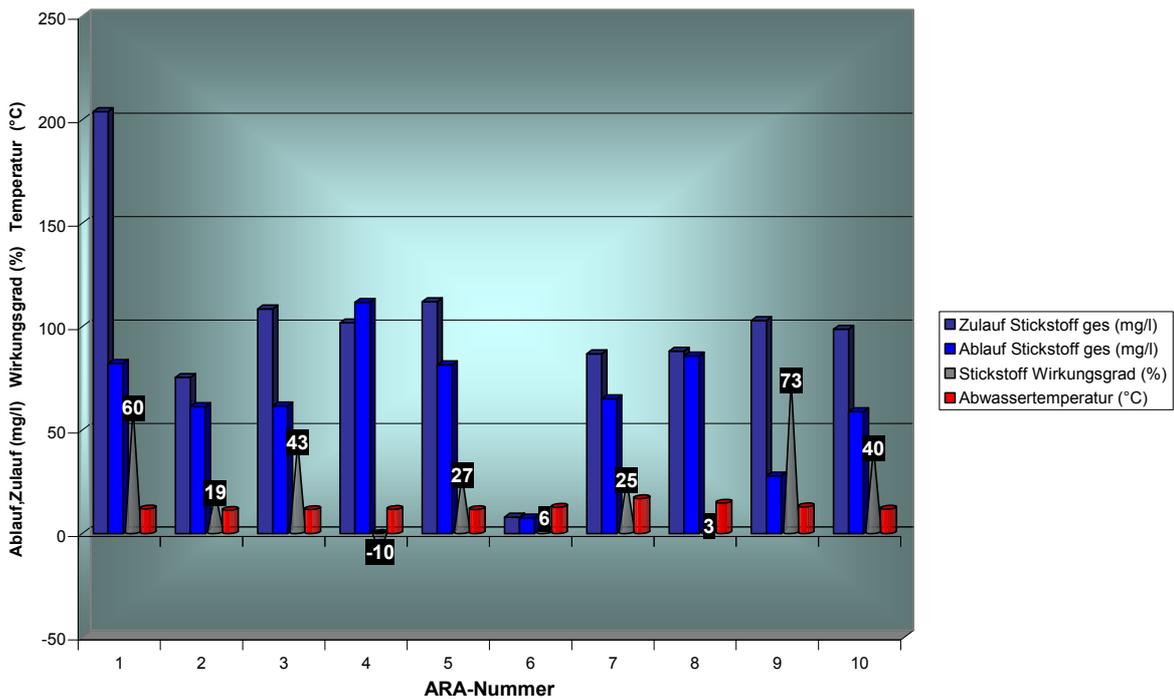


Abb. 14: Anlagen im Durchlaufverfahren: Gesamtstickstoff (mg/l)

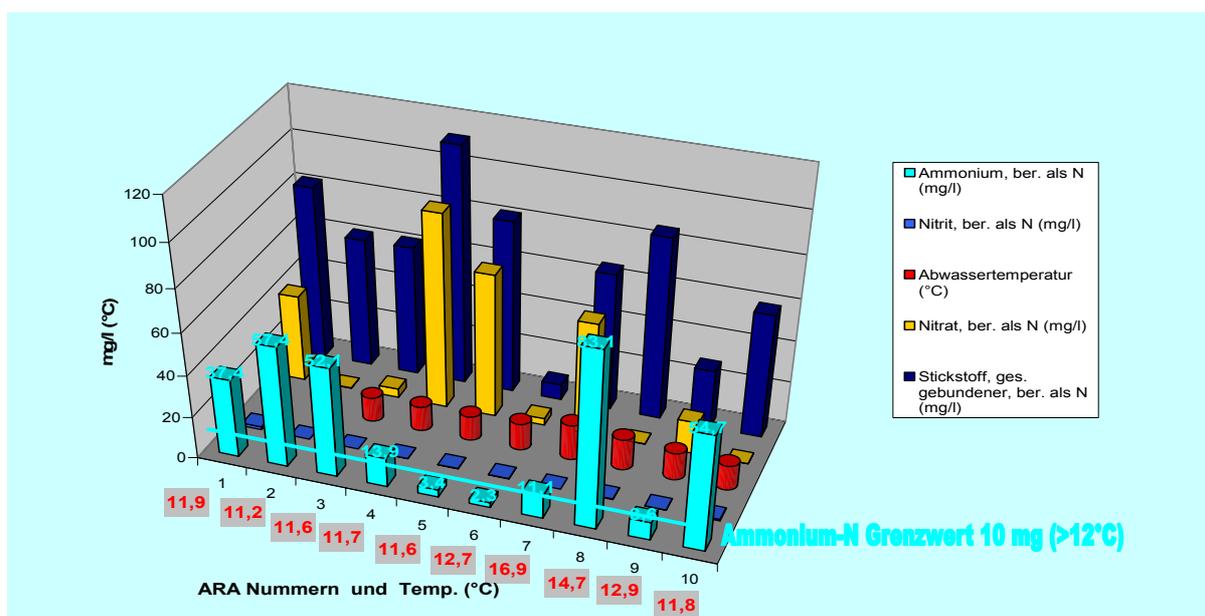


Abb. 15: Anlagen im Durchlaufverfahren: Stickstoffparameter im Ablauf (mg/l)

7.1.4 Phosphor (P_{ges})

Im Gegensatz zu kommunalen Kläranlagen >500 EW wird bei Kleinkläranlagen außerhalb von Seen-Einzugsgebieten weder vom Gesetzgeber noch in der ÖNORM ein Phosphor-Grenzwert verlangt. Phosphor lässt sich nicht biologisch abbauen. Er wird unter bestimmten Bedingungen durch die Flocke adsorbiert und mit dem abgesetzten Klärschlamm ausgetragen.

Die P-Zulaufkonzentration lag zwischen 1,4 und 24,8 mg/l und ergibt im Mittel 15,1 mg/l. Die P-Ablaufkonzentrationen ergaben im Mittel 12,2 mg/l. Die Anlage DL 6 entspricht nicht den typischen Zulaufwerten von kommunalem Abwasser.

Deutlich sichtbar wird, dass durch Kleinkläranlagen eine weitgehende Phosphorentfernung nicht möglich ist (Abb. 16).

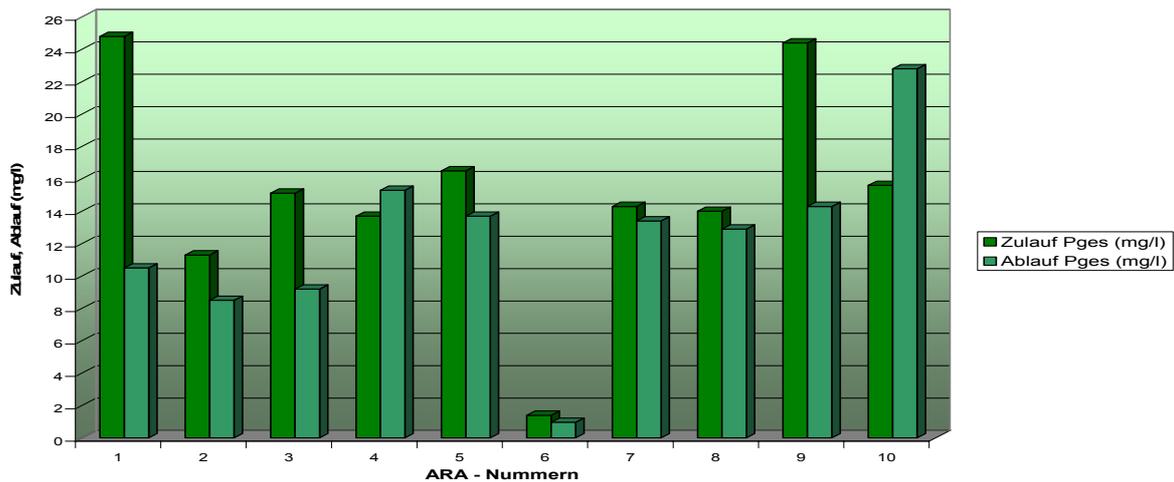


Abb. 16: Anlagen im Durchlaufverfahren: Gesamtphosphor (mg)

7.1.5 Härte (°dH)

Die **Wasserhärte** liegt im Zulauf zu den Anlagen zwischen 4,3 und 19,8 Härtegraden, im Ablauf der Biologie zwischen 9,9 und 27,7 °dH (Abb. 17).

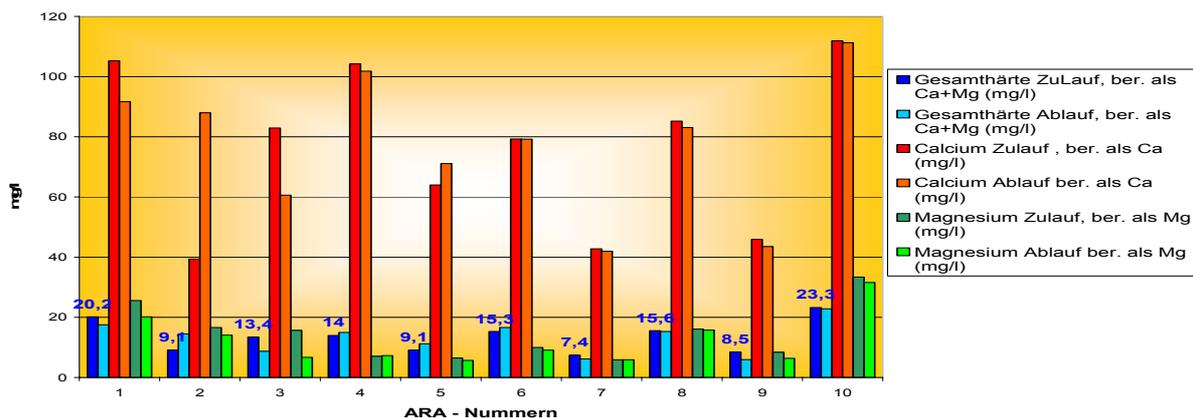


Abb. 17: Anlagen im Durchlaufverfahren: Gesamthärte, Calcium und Magnesium

7.1.6 Anionen, Kationen, pH-Wert und Säurekapazität

Im Durchschnitt beträgt die Säurekapazität (K_{S4,3}, Hydrogenkarbonat-Konzentration) im Ablauf 6,2 mmol/l, wobei der niedrigste Wert mit 0,1 mmol/l und der höchste Wert mit 11,5 mmol/l gemessen

wurden.

Die nach den Abbauvorgängen im Ablauf der Biologie noch nachzuweisende Konzentration von 2,5 bis 3,0 mmol/l war in die Anlagen DL 4 und 5 deutlich

unterschritten (Abb. 18). Bei diesen Anlagen liegt der pH-Wert im Ablauf unterhalb von pH 6,5, da die Säurekapazität in der Biologie weitgehend aufgebraucht wurde. Zu geringe Karbonatpufferkapazität führt zur Unterbrechung der Abbauvorgänge und in der Folge zur Überschreitung des BSB₅- und Ammonium-N-Grenzwertes.

In der Kläranlage DL 7 ist der pH-Wert ebenfalls unterhalb des idealen Bereiches, die Mindestsäurekapazität ist jedoch noch gegeben. Bei 7 Kläranlagen liegt der pH-Bereich sowohl im Zulauf als auch im Ablauf im Bereich von pH 6,5 bis 8,5 (Abb. 18).

An dieser Stelle soll darauf hingewiesen werden, dass Kleinkläranlagen meist sehr wenig hydraulische Pufferkapazität haben, wodurch sich die Zustände in der Anlage rasch ändern können. Eine kurz dauernde hydraulische Mehrbelastung eines Waschtags mit erhöhter Zufuhr eventuell stark basischen Wassers kann das komplizierte Zusammenspiel der chemischen Gleichgewichte stören, ohne dass jedoch auch die Biologie Schaden nimmt. Die Interpretation einer derartigen Abwasserstichprobe könnte zum Schluss führen, dass ein zu niedriger pH-Wert zu keiner Schädigung der Biozönose und in der Folge zu keiner Minderung der Reinigungsleistung der Anlage führt.

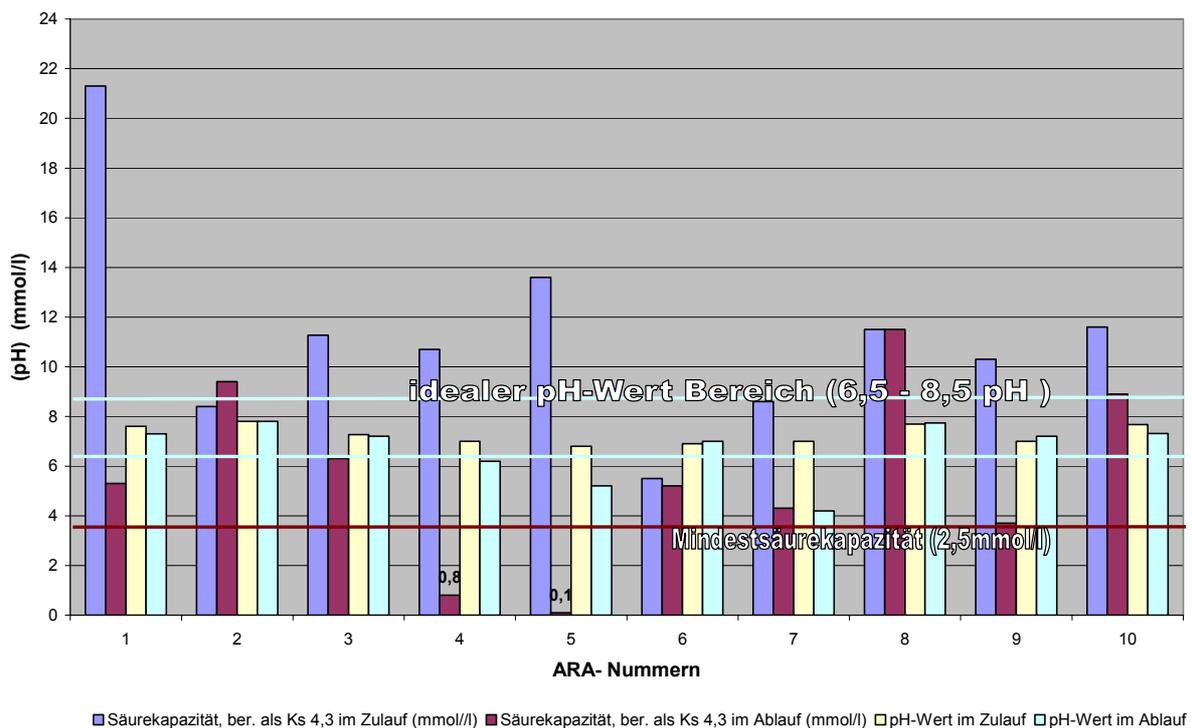


Abb. 18: Anlagen im Durchlaufverfahren: pH-Wert und Säurekapazität (mmol/l)

Gelöste **Chloride** haben einen Einfluss auf die Sauerstoffsättigung im Abwasser (PÖPEL 1995) und hemmen ab einer höheren Konzentration (ab etwa 100 mg/l) die biologischen Abbauvorgänge. Die Konzentrationen der Chloride (Abb. 19) bewegen sich im Zulauf zwischen 50 und 243 mg/l, abgesehen von der Anlage DL 6 mit den sehr niedrigen Zulaufwerten. Der Mittelwert beträgt 76 g/l, was 2,4 meq/l entspricht. Die Konzentrationen im Ablauf sind teils höher teils niedriger als im Zulauf, und liegen zwischen 20 und 219 mg/l. Der Mittelwert im Ablauf beträgt 61,7 mg/l bzw. 1,9 meq/l.

Natrium gelangt nicht nur durch Kochsalz in die Anlagen, sondern vermehrt auch durch Wasch- und

Bleichmittel. Der Mittelwert der Natriumkonzentration im Zulauf liegt bei 94 mg/l (4,09 meq/l). Im Ablauf betrug die mittlere Konzentration des Natriums 78,9 mg/l bzw. 3,43 meq/l (Abb. 19). Chlorid und Natrium werden durch die biologische Abwasserreinigung nicht entfernt.

Die Konzentrationen des **Sulfats** schwanken im Zulauf und Ablauf zwischen 10 mg/l und 100 mg/l. Im Ablauf liegt der Mittelwert bei 34,5 mg/l (0,7 meq/l), im Zulauf bei 47,4 mg/l (0,98 meq/l) (Abb. 19). Vom Wasser gelöster Gips, der einen maßgeblichen Anteil der Wasserhärte bilden kann, ergibt den natürlichen Sulfatgehalt des Grundwassers.

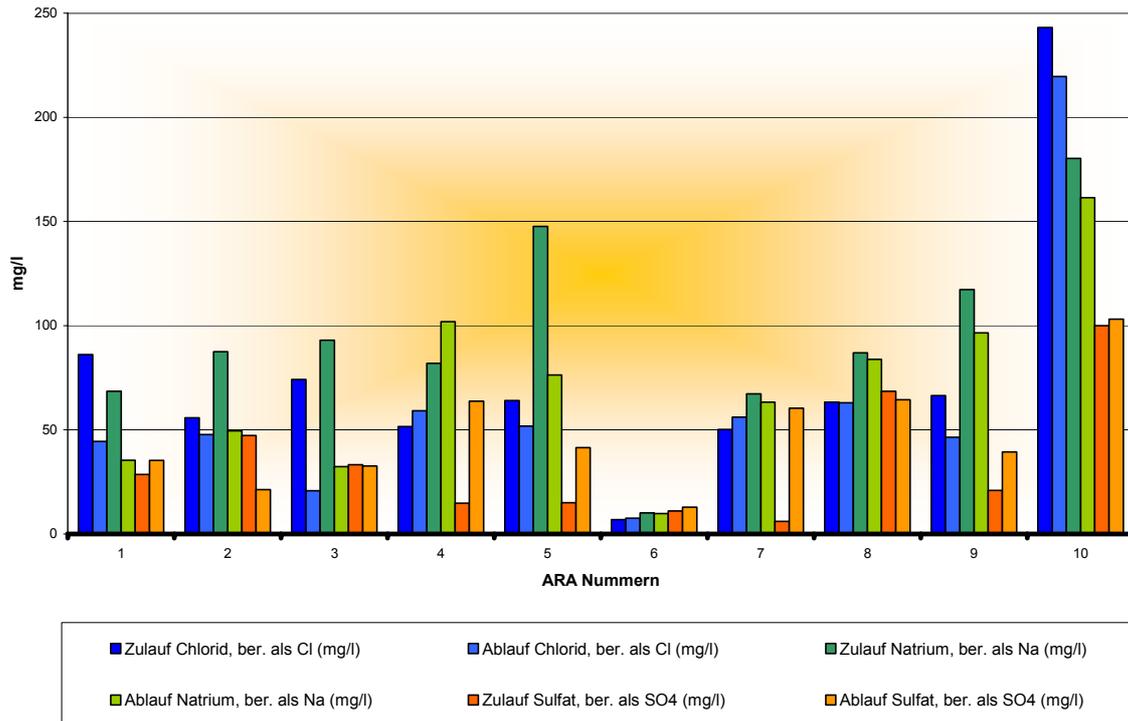


Abb. 19: Anlagen im Durchlaufverfahren: Chlorid, Natrium und Sulfat (mg/l)

7.1.7 Schlammkennwerte

Das Schlammvolumen (SV, Abb. 20) lag zwischen 20 ml/l und 380 ml/l. Durchschnittlich wurden die Belebungsanlagen im Durchlauf mit 157,2 ml/l Schlammvolumen betrieben, was unterhalb des Optimalbereichs von 200 ml/l bis 600 ml/l liegt.

Die Trockensubstanz (Abb. 21) zeigt ein ähnliches Bild: Die Werte lagen zwischen 0,33 g/l und 5,8 g/l. Im Mittel wurde eine Trockensubstanz von 1,6 g/l

gemessen, was unter dem Normalbereich von 2 g/l bis 6 g/l liegt.

Beim Schlammindex (Abb. 22) liegt die Anlage DL 9 über dem Wert von 150 ml/g, über dem die Gefahr des Auftretens von Blähschlamm besteht. In den übrigen Anlagen besitzt der Schlamm ein gutes Absetzverhalten.

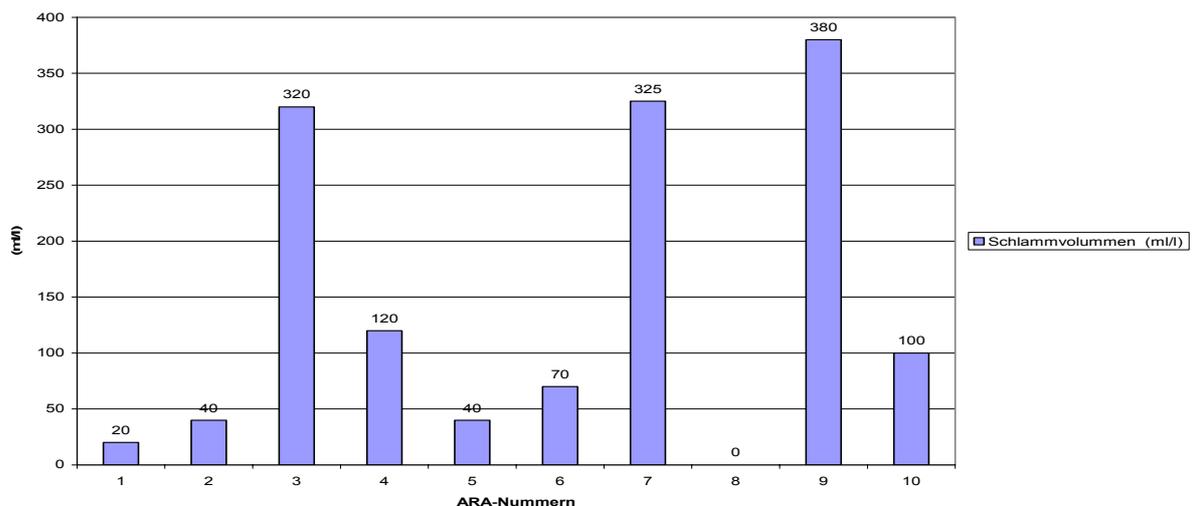


Abb. 20: Anlagen im Durchlaufverfahren: Schlammvolumen (ml/l)

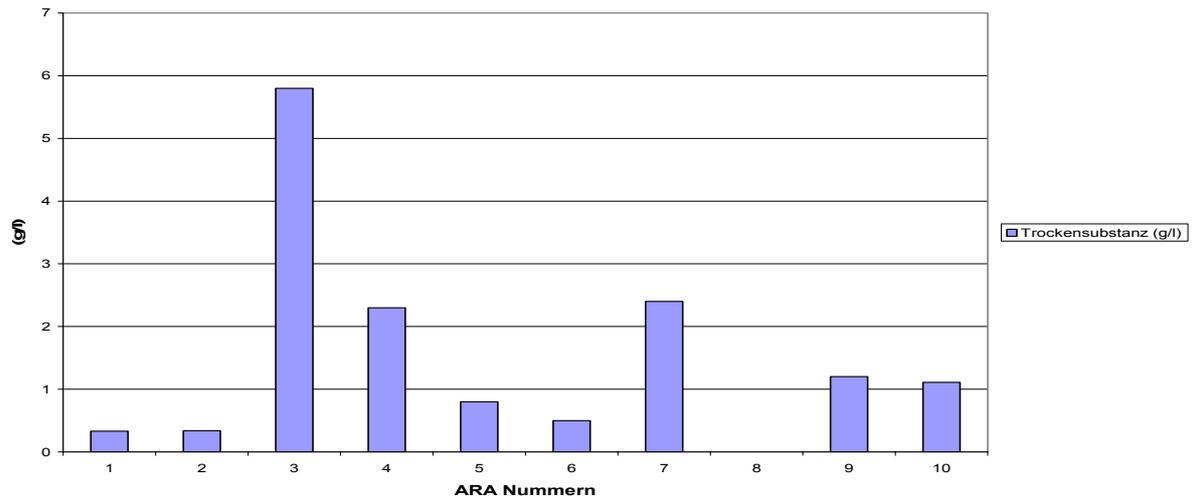


Abb. 21: Anlagen im Durchlaufverfahren: Trockensubstanz (g/l)

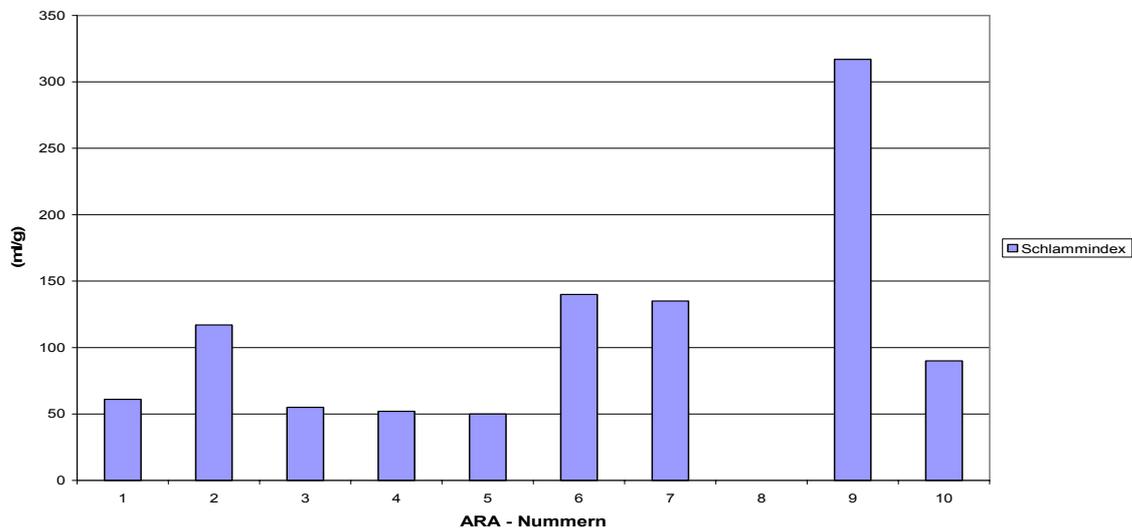


Abb. 22: Anlagen im Durchlaufverfahren: Schlammindex (ml/g)

7.1.8 Biologische Beurteilung des Belebtschlammes

Die **Ciliatengemeinschaften** bestehen im Mittel aus 3 Taxa, was noch als artenarm zu bewerten ist. Dieser Wert liegt sehr weit unter dem Durchschnitt von 8,6 Taxa je Probe in den Großkläranlagen des Landes Salzburg (GANNER et al. 2002). Selbst der Maximalwert (6) liegt noch deutlich darunter. Die durchschnittliche geschätzte Abundanz beträgt 1,3. In den Großkläranlagen Salzburgs betrug dieser Wert in den Jahren 2005 und 2006 1,8 bzw. 1,7.

Von den 25 in den Durchlaufanlagen nachgewiesenen Taxa kommen 5 mit einer Frequenz von 20% vor, nämlich *Acineria uncinata*, *Ctedoctema acanthocryptum*, *Holophrya discolor*, *Opercularia* sp. und *Tetrahymena* sp. Die übrigen Taxa finden sich nur mit 10%, d. h. jeweils in nur einer der 10 untersuchten Proben. *Acineria uncinata*, *Holophrya discolor* und *Opercularia* spp. (u. a. *O. articulata*) gehören auch zu den 9 häufigsten Ciliaten-Taxa in Großkläranlagen (GANNER et al. 2002). *Holophrya discolor* ist Teil der so genannten S-H-

P-Gruppe (*Spirostomum teres* - *Holophrya discolor* - *Plagiocampa rouxi* - Gruppe; GANNER et al. 2002). Vertreter dieser Assoziation sind in gut arbeitenden, schwach-belasteten, stickstoffelimierenden Großkläranlagen gute Indikatoren für die Denitrifikation, da sie an mikroaerophile Bedingungen gut angepasst sind (BERGER et al. 1997; FOISSNER et al. 1992, 1994).

Ctedoctema acanthocryptum ist eine euryöke Art (Saprobienindex = 2,5) und weit verbreitet, aber selten zahlreich im Detritus fließender und stehender Gewässer (FOISSNER et al. 1994). Im Belebtschlamm wurde diese Art bisher nur in den Großkläranlagen Salzburgs nachgewiesen, gehört aber auch hier nicht zu den frequenten Arten (GANNER et al. 2002). *Acineria uncinata* ist ein typischer Vertreter für gut arbeitenden Belebtschlamm (BERGER & FOISSNER 2003). *Tetrahymena* sp. sowie *Dexiostoma campylum*, *Paramecium aurelia* und *Trimyema compressum* sind dagegen eindeutige Indikatoren für eine mehr oder minder starke

Überlastung bzw. ungenügende Funktion einer Belebtschlammanlage. Erwähnenswert ist auch das seltene Vorkommen der Aspidisciden mit *Aspidisca cicada* und *A. lynceus* als wichtigste Vertreter. *Aspidisca*-Arten gehören in Großkläranlagen zu den häufigsten und oft auch abundantesten Ciliaten-Taxa und sind dort immer ein Zeichen für gut funktionierenden Belebtschlamm.

Insgesamt wurden 12 **Flagellaten**-Taxa nachgewiesen, wobei die Artenzahl deutlich darüber liegen dürfte, da eine Bestimmung auf dieses Niveau bei dieser Gruppe viel schwieriger ist als bei den Ciliaten. Die durchschnittliche Anzahl der Taxa je Probe liegt bei 2,4, die mittlere Abundanz bei 1,4. Heterotrophe Flagellaten als Gruppe sind in allen Belebtschlämmen weit verbreitet.

In den untersuchten Kleinkläranlagen erreicht *Bodo saltans* mit 70% die höchste Frequenz. Die durchschnittliche Abundanz liegt bei 1,9. *Bodo saltans* ist in stark verschmutzten Gewässern (alphamesosaprob) und gut arbeitenden Belebtschlammanlagen weit verbreitet, in frischem Abwasser und hoch belasteten biologischen Kläranlagen dagegen selten (HÄNEL 1979, BERGER et al. 1997). Trotz der geringen Größe ($4-12 \times 2-6 \mu\text{m}$) ist die Art relativ einfach im Lebendpräparat zu erkennen, da die Bewegung sehr charakteristisch ist: die Zelle heftet sich mit der Schleppgeißel an den Belebtschlammflocken fest und pendelt mit dem Körper ruckartig hin und her, dazwischen steht er manchmal still. Von dieser springenden Bewegung leitet sich auch der Artgruppenname *saltans* ab. Andere auf Art- oder Gattungsniveau bestimmte Taxa kommen nur in 1 oder 2 der 10 Proben vor. *Hexamita* und *Trigonomonas* sind obligate Anaerobier. *Tetramitus* ist zwar nicht obligat anaerob, bevorzugt aber sehr stark organisch belastete Biotope. Bei entsprechender Abundanz kann aus ihrem

Vorkommen auf eine Überlastung bzw. permanente Sauerstoffunterversorgung geschlossen werden.

Nacktamöben kommen als Gruppe in 4 der 10 Proben vor. Insgesamt wurden nur 3 Taxa nachgewiesen mit Frequenzen von 10% und 20%. Die durchschnittliche Abundanz beträgt lediglich 0,4.

Schalenamöben finden sich nur in 3 der 10 untersuchten Proben. Insgesamt wurden 4 Taxa nachgewiesen, die durchschnittliche Abundanz ist mit 0,3 allerdings sehr niedrig. *Trinema lineare*, eine in Böden weit verbreitete Art, kommt mit einer Frequenz von 20% vor, die übrigen Taxa sind jeweils in nur einer Probe vorhanden. Bei mittlerer und hoher Gesamt-abundanz bzw. erhöhter Artenzahl indizieren die beschalten Amöben üblicherweise ein erhöhtes Schlammalter.

Die **Metazoen** sind in den Proben aus den Durchlaufanlagen ausschließlich durch Rädertiere vertreten und zwar in 5 der 10 Proben. Die durchschnittliche Abundanz liegt bei 0,9. Das Maximum der geschätzten Abundanz in einer Anlage betrug 3. In derselben Probe wurden auch 3 Schalenamöbenarten mit einer durchschnittlichen Abundanz von 1,7 nachgewiesen. Sowohl die Metazoen als auch die beschalten Amöben haben im Vergleich zu den Ciliaten (Ausnahme Suctoria), Flagellaten und Nacktamöben vergleichsweise hohe Generationszeiten und können sich daher nur in Anlagen mit erhöhtem Schlammalter halten.

Die mittlere geschätzte Abundanz der frei suspendierten **Bakterien** (Stäbchen, Kokken) beträgt 1,7. Die durchschnittliche Fädigkeit liegt bei 1,1, der mittlere Schlammvolumenindex bei 113 ml/g, was zwar schon etwas über dem Optimalbereich (40–100) liegt, jedoch noch deutlich unterhalb der Blähschlammgrenze von 150 ml/g. In einer Anlage lag die Fädigkeit bei 3; die beiden dominanten Fadenbakterien waren Typ 0092 und Typ 0581.

7.1.9 Zusammenfassung der Ergebnisse der Belebungsanlagen im Durchlaufverfahren

Im Land Salzburg gibt es ca. 237 Belebungsanlagen im Durchlauf für etwa 7.700 EW. Davon haben 32 Anlagen eine Ausbaugröße von 51 bis 500 EW und fallen damit unter die Bestimmungen der 1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser (BGBl. Nr. 210/1996). Die restlichen 205 Anlagen

sind Kleinkläranlagen bis 50 EW. Die Ausbaugröße der "Belebungsanlagen im Durchlauf" liegt bei den in der vorliegenden Studie untersuchten 10 Anlagen zwischen 6 und 25 Einwohnerwerten. Die Auslastung lag zwischen 21 und 85%. Im Durchschnitt betrug sie 47%.

Grenzwerte

Die in der ÖNORM B 2502-1 vorgeschlagenen Grenzwerte (Tab. 5) werden von drei der untersuchten Anlagen (DL 1, 6, 9) vollständig eingehalten. Bei

sechs Anlagen werden mehrere Grenzwerte überschritten, bei einer Anlage nur der Ammonium-N-Grenzwert und der pH-Wert.

Tabelle 5: Ablaufwerte der Anlagen im Durchlaufverfahren

| Parameter | | Anlage | | | | | | | | | |
|---------------------------------|------------------|--------|------|------|------|------|------|------|------|------|-------|
| | | DL 1 | DL 2 | DL 3 | DL 4 | DL 5 | DL 6 | DL 7 | DL 8 | DL 9 | DL 10 |
| Größe | EW ₆₀ | 15 | 15 | 15 | 16 | 24 | 20 | 25 | 20 | 20 | 5 |
| Auslastung | EW ₆₀ | 6 | 10 | 5 | 8 | 5 | 10 | 13 | 5 | 17 | 4 |
| Auslastung | (%) | 40 | 67 | 33 | 50 | 21 | 50 | 52 | 25 | 85 | 80 |
| Ablauf-Temperatur | °C | 11,9 | 11,2 | 11,6 | 11,7 | 11,6 | 12,7 | 16,9 | 14,7 | 12,9 | 11,8 |
| | Grenzwert | | | | | | | | | | |
| Absetzbare Stoffe | 0,3 ml/l | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 3,5 | 0,1 | 0,3 | 0,1 | 0,1 | 0,1 |
| Abfiltrierbare Stoffe* | 30 mg/l | 24 | 32 | 107 | 105 | 105 | 8 | 21 | 29 | 15 | 85 |
| BSB ₅ | 25 mg/l | 8 | 85 | 130 | 23 | 60 | 2 | 4 | 40 | 4 | 180 |
| CSB | 90 mg/l | 74 | 215 | 310 | 140 | 300 | 17 | 53 | 190 | 50 | 375 |
| TOC | 30 mg/l | 21 | 50 | 76 | 42 | 64 | 7 | 18 | 57 | 14 | 101 |
| Ammonium-N (NH ₄ -N) | 10 mg/l | 37,4 | 57,4 | 52,1 | 13,9 | 3,4 | 2,3 | 11,1 | 83,1 | 8,6 | 54,7 |
| pH-Wert | 6,5-8,5 | 7,3 | 7,8 | 7,2 | 6,2 | 5,2 | 7,0 | 4,2 | 7,7 | 7,2 | 7,31 |
| | ohne Grenzwert | | | | | | | | | | |
| Nitrat-N (NO ₃ -N) | (mg/l) | 41,4 | 0,16 | 4,2 | 92 | 68,1 | 3,2 | 53,8 | 0,11 | 15,4 | 0,04 |
| P _{ges} | (mg/l) | 10,5 | 8,5 | 9,2 | 15,3 | 13,7 | 1,0 | 13,4 | 12,9 | 14,3 | 22,8 |

Grenzwert überschritten

Ablauf-Temperatur <12°C

Einhaltung des NH₄-N-Grenzwertes bei Ablauftemperatur <12°C

NH₄-N-Grenzwert temperaturbedingt nicht zu berücksichtigen

* Grenzwert der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung

Chemischer Sauerstoffbedarf gesamt (CSB_{ges}, Ablaufgrenzwert 90 mg/l)

Der CSB_{ges} im Ablauf als Summenparameter für den Kohlenstoffabbau lag im Mittel bei 172,4 mg/l, das Minimum betrug 17 mg/l. Der höchste Messwert von 375 mg/l entspricht einer Überschreitung des Ab-

laufgrenzwertes um das 4,2fache. Der CSB_{ges}-Grenzwert wurde von sechs der 10 untersuchten Kleinkläranlagen durchschnittlich um 82,4 mg/l CSB_{ges} bzw. um rund das Doppelte überschritten.

Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC, Ablaufgrenzwert 30 mg/l)

Auch bei diesem Parameter, der an Stelle des CSB herangezogen werden kann, wird der Grenzwert bei 6

der 10 untersuchten Anlagen überschritten und bestätigt damit das Ergebnis für den CSB_{ges}.

Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅, Ablaufgrenzwert 25 mg/l)

Der BSB₅-Wert liegt bei 5 Anlagen bei rund 100 mg/l, was der Überschreitung des Grenzwertes um das Vierfache entspricht. Bei 5 Anlagen (DL 1, 4,

6, 7 und 9) wurde der Grenzwert eingehalten bzw. durchschnittlich um 16,8 mg/l unterschritten.

pH-Wert (Bereich pH 6,5 bis 8,5)

Sieben Anlagen werden im vorgesehenen pH-Wert-Bereich von 6,5 bis 8,5 betrieben, in drei Anlagen wurde im Ablauf ein pH-Wert <6,5 gemessen.

Absetzbare Stoffe (Grenzwert 0,3ml/l)

Der Grenzwert wurde mit Ausnahme einer Anlage eingehalten.

Ammonium-Stickstoff (NH₄-N, Grenzwert 10mg/l bei >12°C im Ablauf der Biologie)

Die Einhaltung des Ammonium-Stickstoff-Grenzwertes ist temperaturabhängig zu betrachten. Bei 4 Anlagen wurden Ablauftemperaturen zwischen 12,7°C und 16,9°C gemessen. Der Grenzwert konnte nur in 2 Fällen eingehalten werden. Von den beiden anderen Anlagen wurde er von einer knapp und von der anderen um mehr als das Achtfache überschrit-

ten.

Bei 6 Anlagen lagen die Temperaturen am Ablauf der Biologie zwischen 11,2°C und 11,9°C. Der Grenzwert war daher nicht zu bewerten. Bei einer Anlage, die jedoch nur zu 1/5 ausgelastet war, wurde der Ablaufgrenzwert deutlich unterschritten. Trotz der relativ nahe an 12°C liegenden Temperaturen, ab der

der Ablaufgrenzwert einzuhalten ist, betragen die Ammonium-Konzentrationen in einem Fall mehr als

30 mg/l und in 3 Fällen mehr als 50 mg/l.

Nitratstickstoff (NO₃-N), Phosphor (in der Regel keine Grenzwerte)

Theoretisch ist eine Belebungsanlage im Durchlaufverfahren für die Denitrifikation geeignet. Die Denitrifikation ist jedoch für Kleinkläranlagen gesetzlich nicht gefordert.

Kleinkläranlagen nach dem Belebtschlammverfahren

"Belebungs im Durchlauf" sind nicht für die Phosphorentfernung konzipiert. Die Phosphorentfernung findet nur in geringem Ausmaß über den Klärschlamm statt.

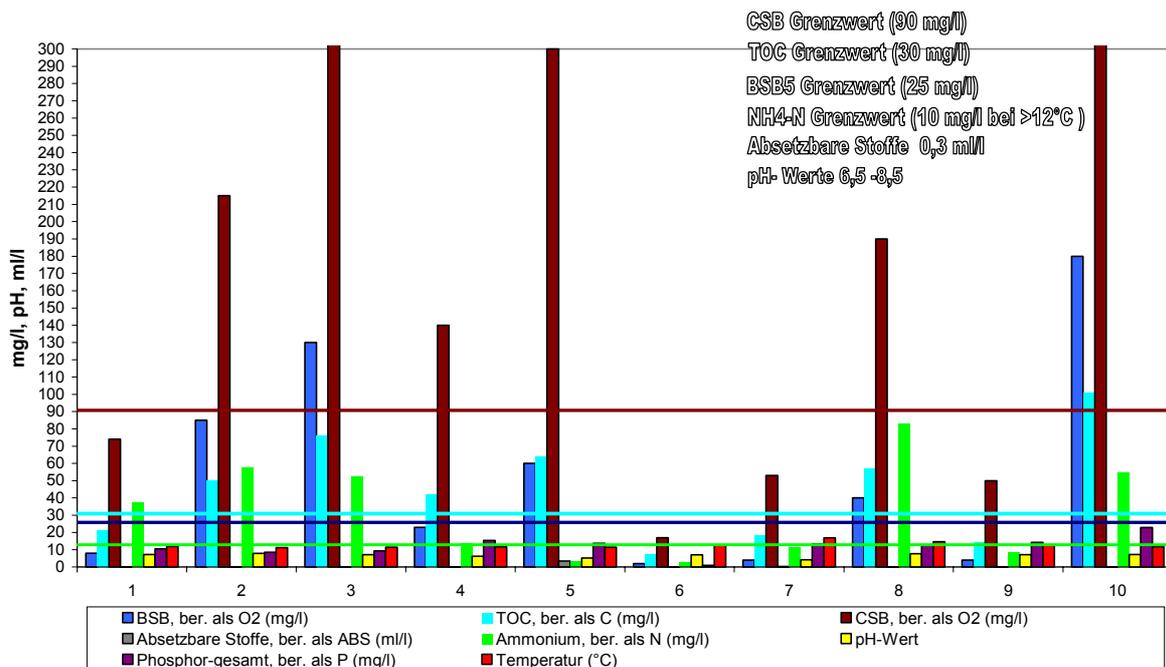


Abb. 23: Überblick über die theoretische und die tatsächliche Reinigungsleistung der untersuchten Belebungsanlagen im Durchlaufverfahren

Vorteile:

- Kompakte Einheit zum schnellen Einbau
- geringer Platzbedarf

Nachteile:

- Aufwändige Technologie
- Das Betreiben der Anlage ist ohne Sachkenntnis und Verständnis für die Zusammenhänge schwierig
- Aufwändige Wartung
- Wöchentliche Eigenüberwachung (SV und NH₄-N) unerlässlich, besonders bei Belastungsänderungen
- Hoher Energieaufwand
- Keine gesicherte Denitrifikation und keine weitergehende Phosphorentfernung

7.2 Belebungsanlagen nach dem Aufstauverfahren (SBR-Verfahren, Sequenz-Batch-Reaktor)

Die Ausbaugröße der untersuchten "Belebungsanlagen im Aufstauverfahren", in der Folge SBR-Anlagen genannt, liegt zwischen 10 und 40 Einwohnerwerten (EW). Die Auslastung während

der Untersuchungen lag zwischen 30% und 90 %, im Durchschnitt konnte eine Auslastung von 51 % festgestellt werden.

Tabelle 6: Kurze Charakteristik der Belebungsanlagen im Aufstauverfahren

| Anlagen-Nummer | Ausbaugröße (EW) | Aktuelle Belastung (EW) | Wartungsvertrag | Zusätzliche Reinigungsstufe | Grenzwerte eingehalten |
|----------------|------------------|-------------------------|-----------------|------------------------------|------------------------|
| SBR 1 | 10 | 3 | ja | | ja |
| SBR 2 | 10 | 3 | ja | | ja |
| SBR 3 | 20 | 13 | ja | | nein |
| SBR 4 | 10 | 5 | nein | | ja |
| SBR 5 | 20 | 12 | ja | | ja |
| SBR 6 | 20 | 18 | ja | 10 m ² Nachfilter | ja |
| SBR 7 | 35 | 20 | ja | 35 m ² Nachfilter | ja |
| SBR 8 | 16 | 7 | ja | | ja |
| SBR 9 | 40 | 12 | nein | | ja |
| SBR 10 | 20 | 9 | ja | | ja |

7.2.1 Kohlenstoffparameter (BSB₅, CSB, TOC und DOC)

Die unterschiedlichen Konzentrationen der Schmutzstoffbelastung hängen stark von den individuellen Lebensweisen des jeweiligen Personenkreises ab, wobei die Zulaufwerte der Anlage SBR 7 hinsichtlich CSB_{ges} und BSB₅ stark von den restlichen Kläranlagen abweichen (Abb. 24). Bei den Mittelwertberechnungen der Parameter CSB_{ges} und BSB₅ werden die Zulaufwerte dieser Kläranlage nicht berücksichtigt. Der Durchschnitt der CSB_{ges}-Belastung im Zulauf ergab 494,7 mg/l, wobei die höchste CSB_{ges}-

Konzentration mit 1.120 mg/l und der niedrigste Messwert mit 215 mg/l gemessen wurden. Die Verhältnisse der einzelnen Kohlenstoffparameter zueinander sind auch hier typisch für kommunales Abwasser.

Die Untersuchungsergebnisse des Ablaufes der SBR-Anlagen zeigen für die Parameter BSB₅, CSB, TOC und DOC als Maß für den Kohlenstoffabbau eine anstandslose Reinigungsleistung (Abb. 25).

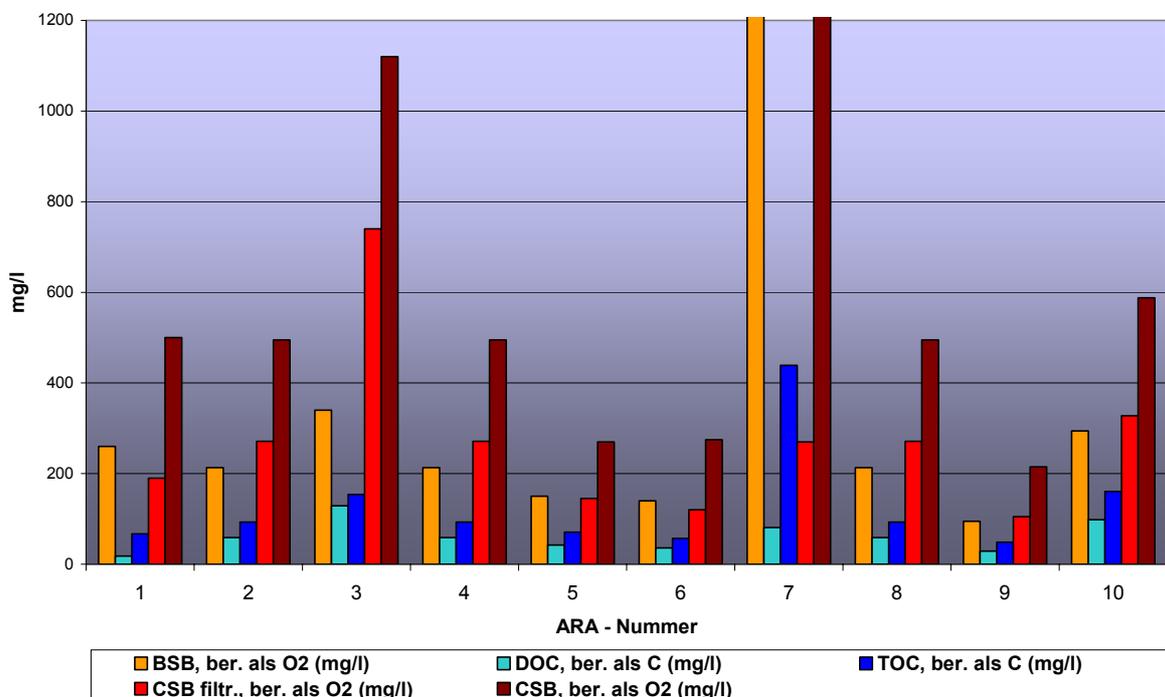


Abb. 24: SBR-Anlagen: Kohlenstoffparameter im Zulauf (mg/l)

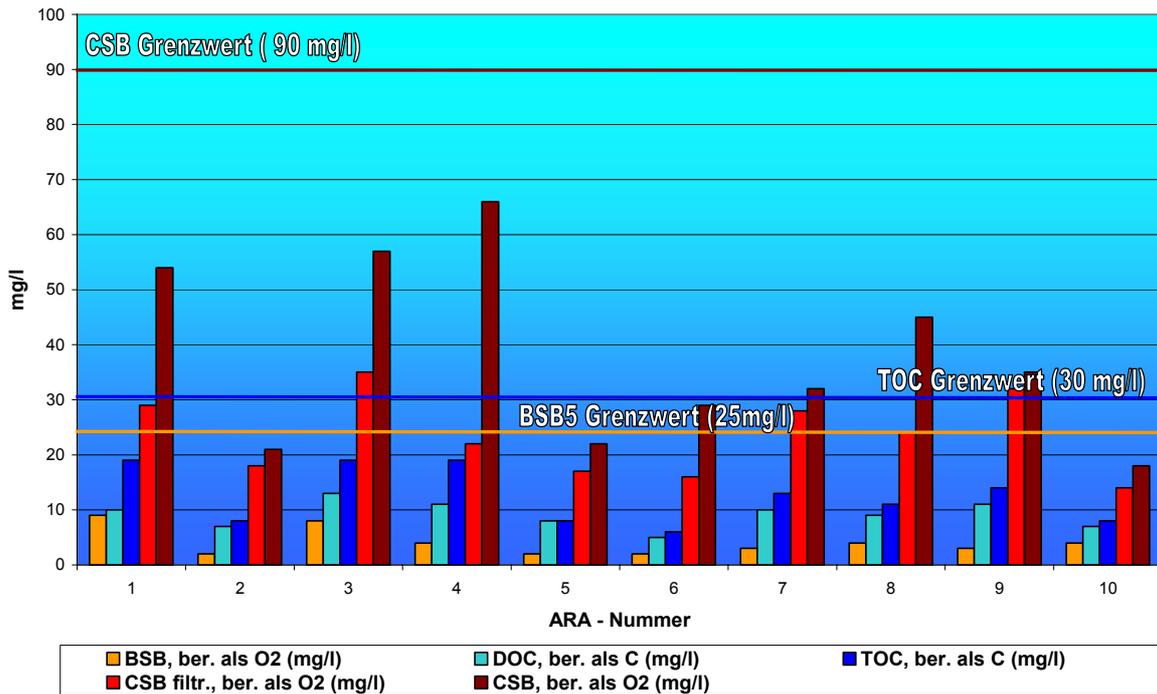


Abb. 25: SBR-Anlagen: Kohlenstoffparameter im Ablauf (mg/l)

Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB_{gesamt})

Der durchschnittliche Wirkungsgrad für den CSB_{gesamt} (Abb. 26) erreicht knapp 92 %. Der höchste Wirkungsgrad von 99 % wurde in der Anlage SBR 7 festgestellt. Der niedrigste Wirkungsgrad lag bei 84% (Anlage SBR. 9). Die durchschnittliche CSB_{gesamt} Kon-

zentration im Ablauf betrug 37,9 mg/l. Bei allen untersuchten SBR-Anlagen wird der CSB_{gesamt}- Grenzwert von 90 mg/l eingehalten, bzw. durchschnittlich um 52,1 mg/l unterschritten.

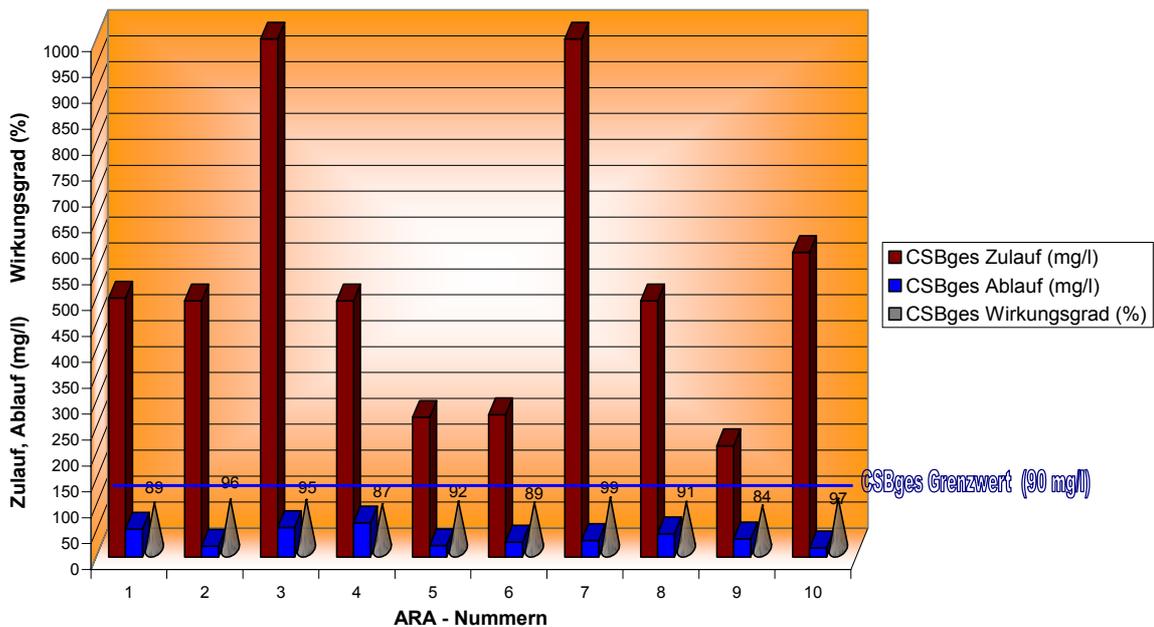


Abb. 26: SBR-Anlagen: CSB_{gesamt} (mg/l) und Wirkungsgrad (%)

Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅)

Der Mittelwert der BSB₅-Konzentration im Zulauf betrug 213 mg/l, die Extreme schwankten zwischen 95 und 340 mg/l (Abb. 27). Die Ablaufkonzentrationen lagen bei einem Mittelwert von 4,1 mg/l zwischen 2 und 9 mg/l BSB₅. Der Grenzwert nach

ÖNORM B2502-1 von 25 mg/l wurde bei allen untersuchten SBR-Anlagen eingehalten, bzw. durchschnittlich um 20,9 mg/l unterschritten. Der höchste Wirkungsgrad liegt bei 98,7%, der niedrigste bei 96,5%. Der Mittelwert lag bei 98%.

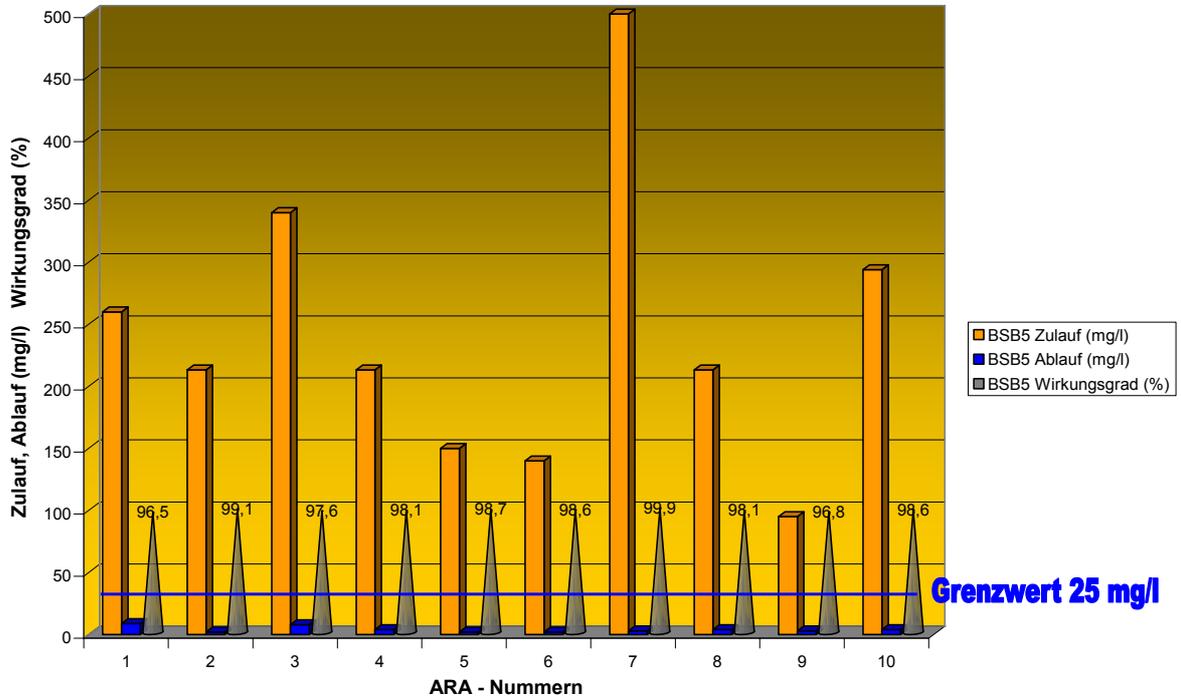


Abb. 27: SBR-Anlagen: BSB₅ (mg/l) im Zu- und Ablauf, Wirkungsgrad (%)

7.2.2 Abfiltrierbare Stoffe und absetzbare Stoffe

Die Konzentrationen der abfiltrierbaren Stoffe (Abb. 28) liegen im Messbereich gut funktionierender Kläranlagen. Die über dem Grenzwert von 30 mg/l der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung liegenden Werte der Anlagen SBR 3 und 4, haben keine Auswirkung auf die Ablaufwerte der Kohlenstoffparameter.

Die absetzbaren Stoffe liegen in der Größenordnung von <0,1 ml/l bis 0,4 ml/l (Abb. 29). Der Grenzwert von 0,3 ml/l wird in der Anlage SBR 3 überschritten. Bei dieser Anlage liegt auch der Ammonium-Wert, der aus der filtrierten Probe bestimmt wird, knapp über dem Grenzwert.

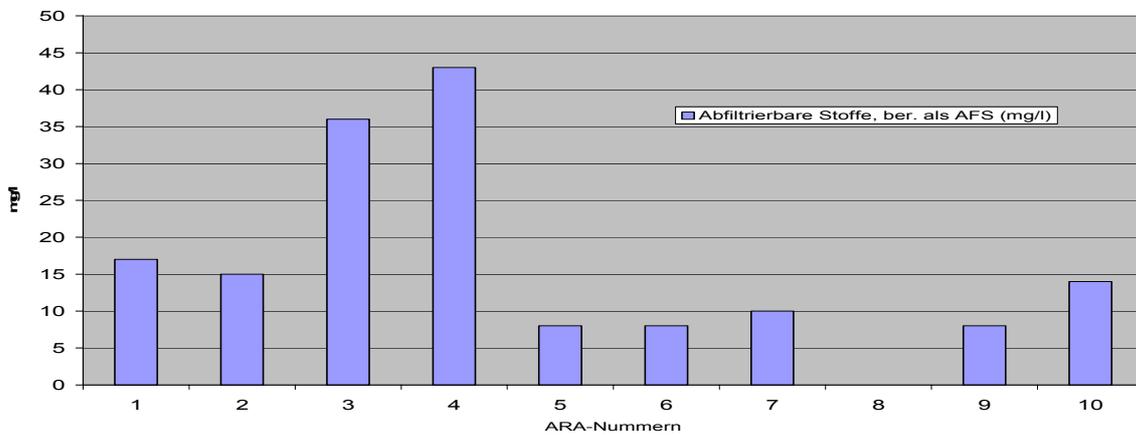


Abb. 28: SBR-Anlagen: Abfiltrierbare Stoffe (mg/l)

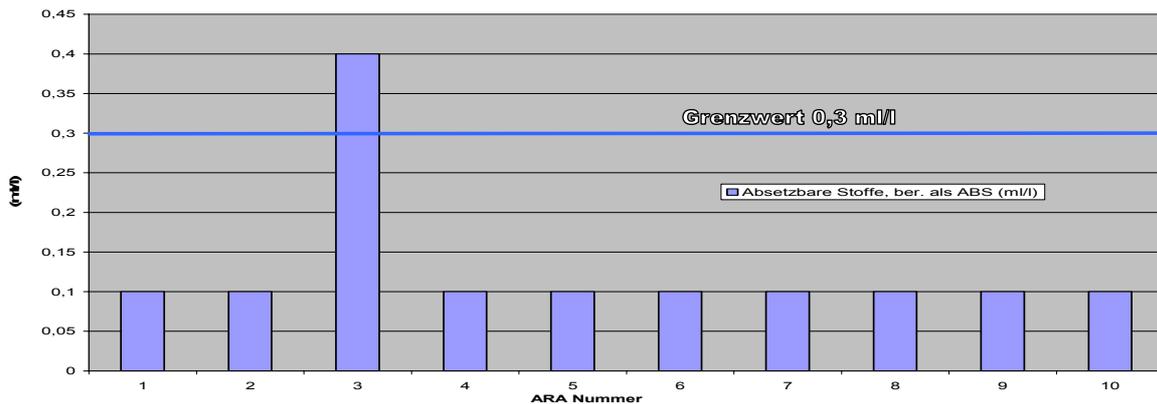


Abb. 29: SBR-Anlagen: Absetzbare Stoffe (ml/l)

7.2.3 Stickstoffparameter

Ammonium-N (NH₄-N, Grenzwert: 10 mg/l bei >12°C im Ablauf der Biologie)

Bei Belebungsanlagen im Aufstauprinzip besteht grundsätzlich die Möglichkeit, Nitrifikation und Denitrifikation mit der Belüftung zu steuern. In der Praxis zeigte sich, dass mehrere Programme für verschiedenen Belastungen der Kleinkläranlage vorgegeben sind.

Der Ammoniumgrenzwert ist temperaturabhängig zu bewerten. Diese schwankte im Ablauf der Biologie zwischen 9,5°C und 14,3°C (Abb. 30). Die Anlagen SBR 5 bis 7 wären demnach nicht zu bewerten.

Die Nitrifikationsleistung (Umwandlung des in hohen Konzentrationen giftigen Ammoniums in Nitrat) ist bei allen Anlagen, außer bei SBR 3, sehr hoch. Der

geforderte Ablaufgrenzwert von 10 mg/l wird bei neun Anlagen eingehalten (Abb. 30). Die Konzentrationen schwanken dabei von der Nachweisgrenze von 0,041 mg/l bis 0,36 mg/l. Als Durchschnitt wurden 0,3 mg/l berechnet. Der Grenzwert konnte auch von jenen Anlagen deutlich unterschritten werden, die mit Temperaturen von weniger als 12°C nicht zu beurteilen waren. Die Anlage SBR 3 hat mit 10,2 mg/l NH₄-N bei einer Ablauftemperatur von 12,8°C den Grenzwert knapp überschritten.

Die Eliminationsrate für den Ammonium-Stickstoff liegt im Mittel bei 94,8 %.

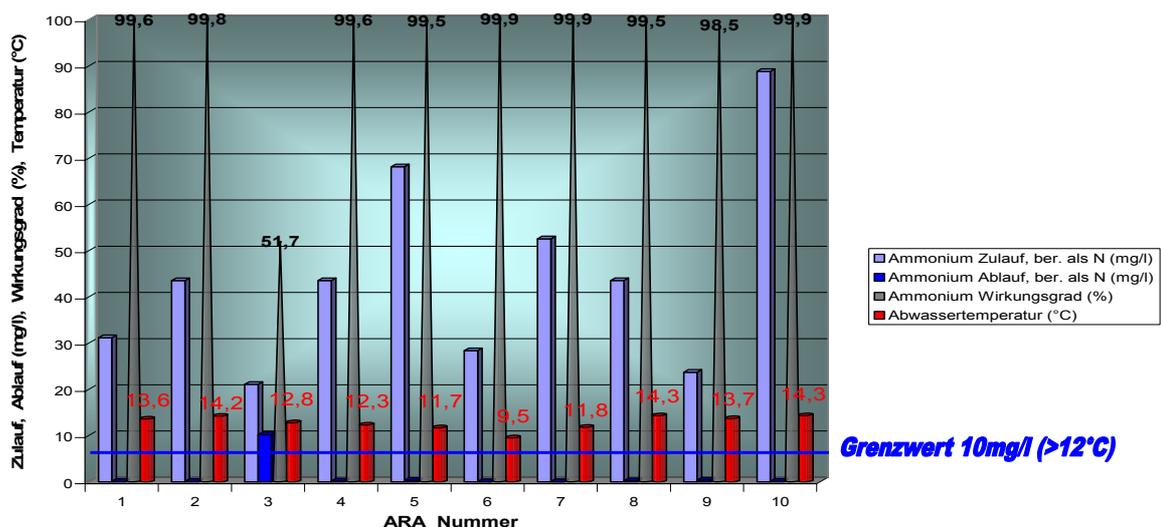


Abb. 30: SBR-Anlagen: Ammonium-N (mg/l)

Nitrat-Stickstoff (NO₃-N) und Stickstoff gesamt (N_{ges})

Bei den untersuchten SBR-Anlagen lag der Mittelwert des Nitrat-Stickstoffs im Ablauf bei 23,6 mg/l NO₃-N, die Extreme schwankten zwischen 10 und 49 mg/l

(Abb. 32). Die Eliminationsrate für den Gesamtstickstoff liegt im Mittel bei 53,3 % (Abb. 31).

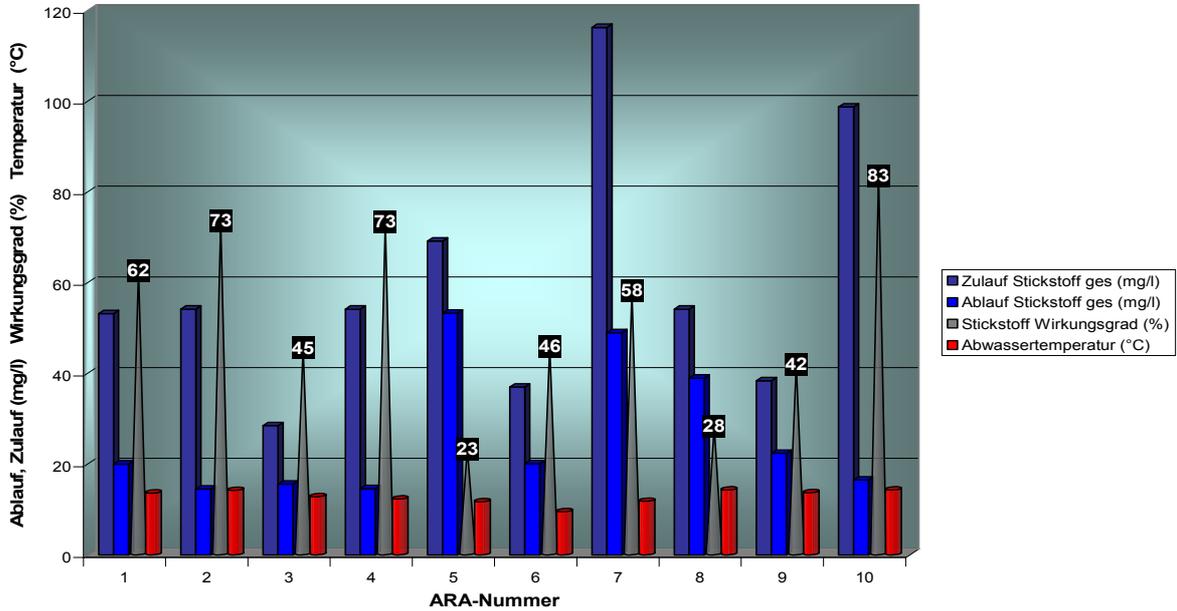


Abb. 31: SBR-Anlagen: Gesamtstickstoff (mg/l) und Wirkungsgrad (%)

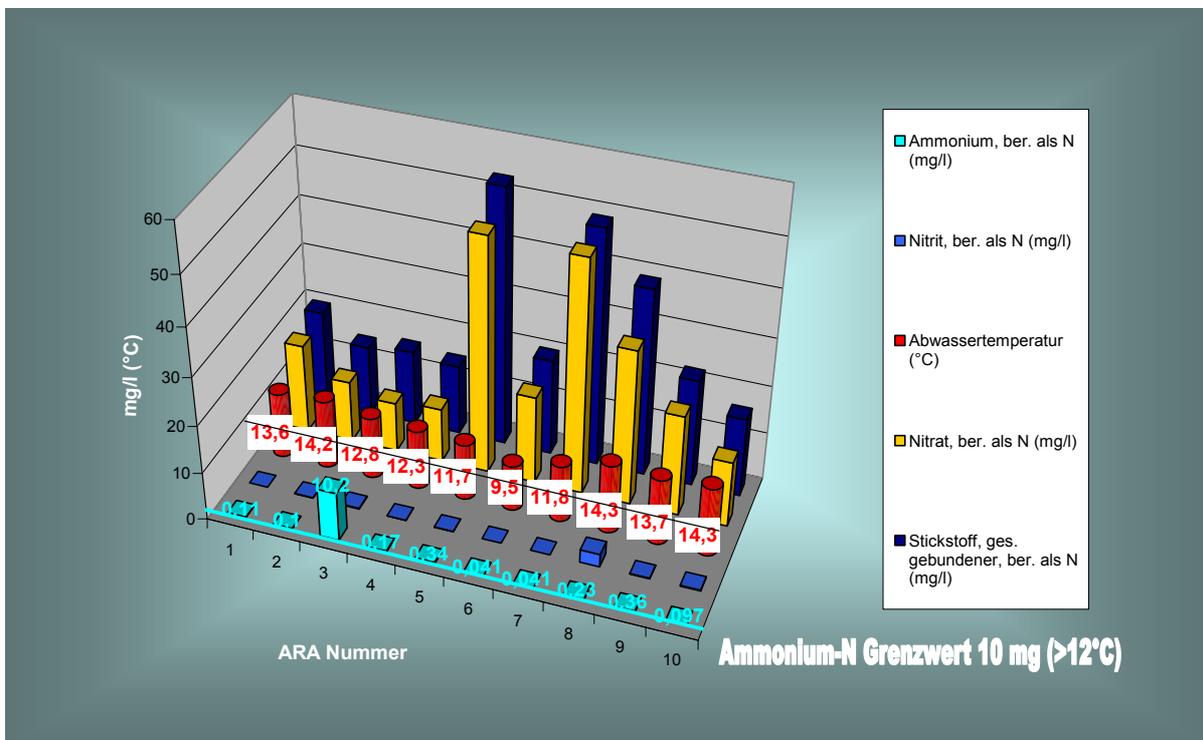


Abb. 32: SBR-Anlagen: Stickstoff (mg/l) im Ablauf

7.2.4 Phosphor (P_{ges})

Die Phosphor-Zulaufkonzentrationen lagen zwischen 3,2 und 23,8 mg/l und ergeben im Mittel 12,8 mg/l. Die Ablaufkonzentration lag zwischen 0,44 und 10,2 mg/l; der Mittelwert lag bei 6,4 mg/l.

Auch bei den SBR-Anlagen wird nachgewiesen, dass mit Kleinkläranlagen ohne zusätzliche P-Behandlung keine weitergehende Phosphorentfernung möglich ist (Abb. 33).

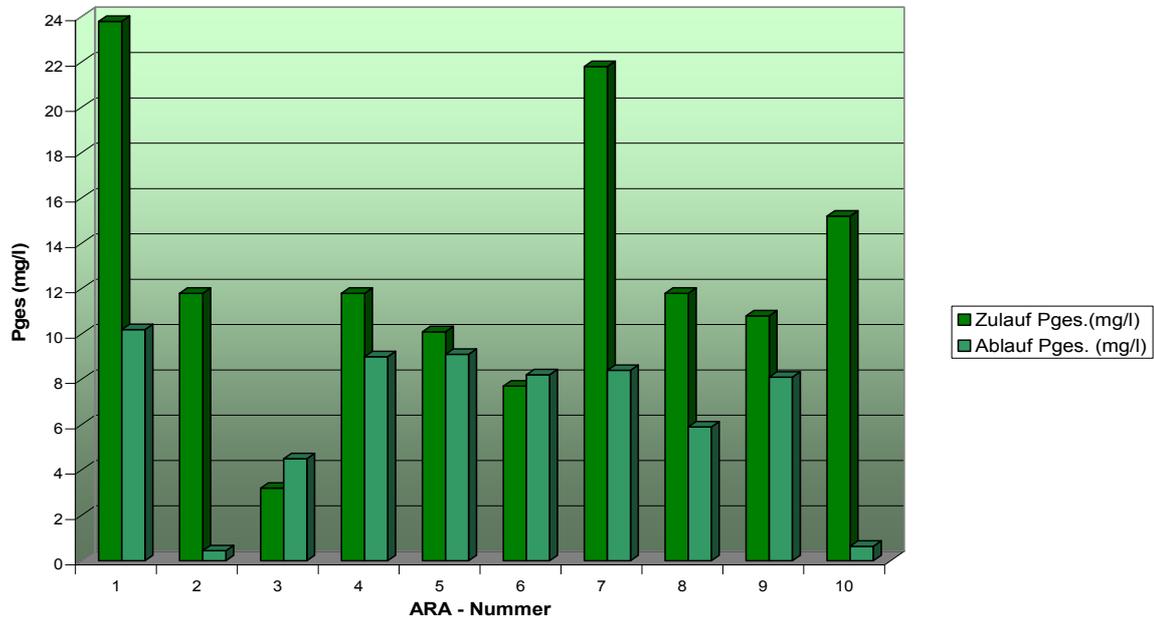


Abb. 33: SBR-Anlagen: Gesamtphosphor (mg/l) im Zulauf und Ablauf

7.2.5 Härte (°dH)

Die Wasserhärte der SBR-Anlagen lag im Zulauf zwischen 11,9 und 25,5 °dH. Im Ablauf wurden

Deutsche Härtegrade zwischen 5,6 und 17,7 gemessen (Abb. 34).

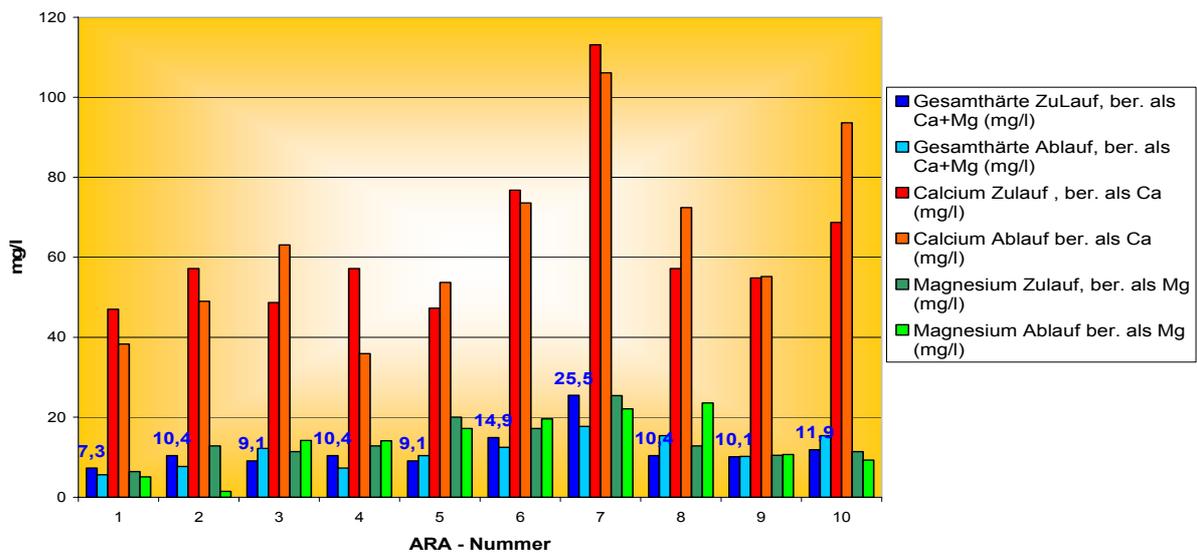


Abb. 34: SBR-Anlagen: Gesamthärte, Calcium und Magnesium (mg/l)

7.2.6 Anionen, Kationen, pH-Wert und Säurekapazität

Die nach den Abbauvorgängen im Ablauf der Biologie noch nachweisbare Säurekapazität von 2,5 bis 3,0 mmol/l (WECKER & WEBER 2007) konnte in den Anlagen SBR 4 und 5 nicht gemessen werden (Abb. 35). Eine Verminderung der Reinigungsleistung konnte bei diesen Anlagen jedoch nicht beobachtet werden.

Im Durchschnitt betrug die Säurekapazität im Ablauf 2,9 mmol/l, wobei der niedrigste Wert mit

0,2 mmol/l und der höchste Wert mit 4,4 mmol/l gemessen wurden.

Bei neun SBR-Anlagen liegt der pH-Bereich sowohl im Zulauf als auch im Ablauf zwischen pH 6,5 und 8,5. Der pH-Wert von 5,4 der Anlage SBR 5 lag deutlich außerhalb des Bereiches.

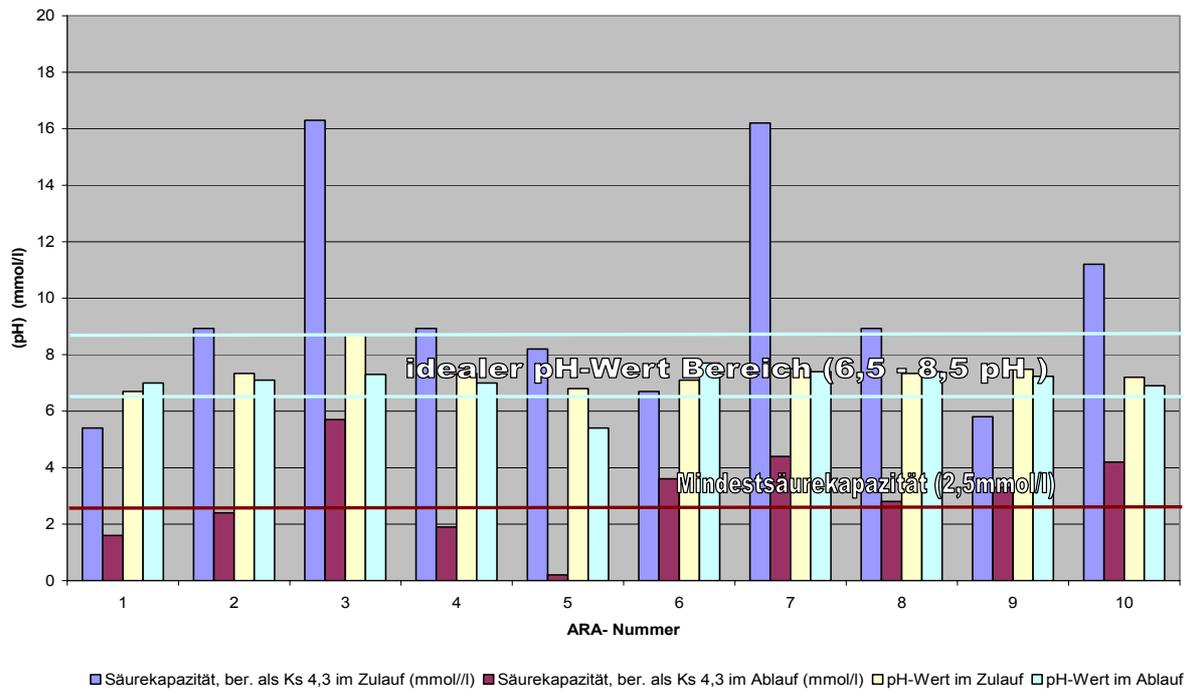


Abb. 35: SBR-Anlagen: pH-Wert und Säurekapazität (mmol/l)

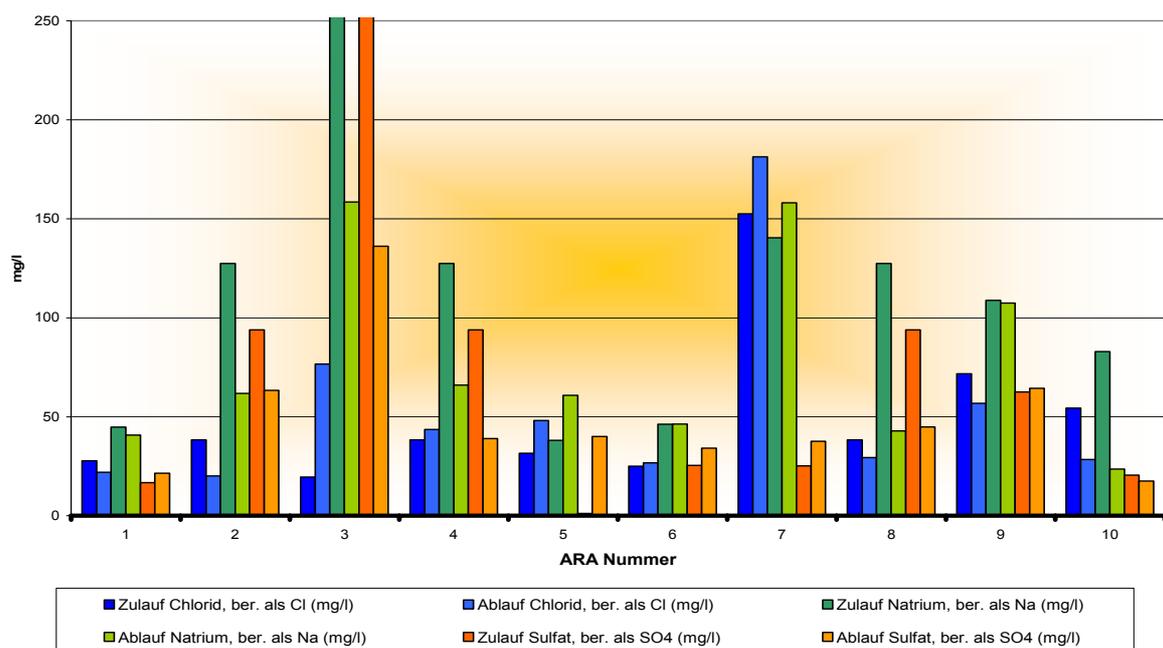


Abb. 36: SBR-Anlagen: Ionen (mg/l)

Die **Chlorid**gehalte bewegen sich im Zulauf zwischen 19 und 152 mg/l (Abb. 36). Der Mittelwert beträgt 38,4 mg/l, was 1,08 meq/l entspricht. Im Ablauf liegen die Konzentrationen zwischen 20 und 181 mg/l. Der Mittelwert beträgt 39,1 mg/l bzw. 1,1 meq/l.

Die **Natrium**konzentrationen (Abb. 36) liegen im Zulauf zwischen 38,1 und 443,5 mg/l; wobei der Mittelwert bei 136,9 mg/l bzw. 6,1 meq/l liegt. Im

Ablauf wurden Werte zwischen 23,6 und 258,4 mg/l gemessen. Der Mittelwert erreichte 79,3 mg/l. Diese Elemente verhalten sich konservativ und gehen nicht in den Biokreislauf ein. Sie werden daher durch die biologische Abwasserreinigung nicht entfernt.

Die Konzentrationen des **Sulfats** liegen im Ablauf und Zulauf zwischen 1,2 mg/l und 436 mg/l, der Mittelwert im Zulauf liegt bei 51,2 mg/l (1 meq/l), im Ablauf bei 93,9 mg/l (1,8 meq/l).

7.2.7 Schlammkennwerte

Das Schlammvolumen der Anlagen lag zwischen 40 ml/l und 600 ml/l, durchschnittlich werden die SBR-Anlagen mit 268,9 ml/l Schlammvolumen betrieben und liegen damit großteils im optimalen Bereich von 200 bis 600 ml/l (Abb. 37).

Die Trockensubstanz des Schlammes zeigt ein ähnliches Bild. Die Werte lagen zwischen 0,8 und 3,6 g/l;

im Mittel wurde ein Gehalt von 2,2 g/l gemessen (Abb. 38).

Der Schlammindex liegt in 2 Anlagen im Bereich der Bläschlammgrenze von 150 g/ml, der Index der Anlage SBR 9 ist über dieser Grenze, in den restlichen Anlagen zeigt der Schlamm ein gutes Absetzverhalten (Abb. 39).

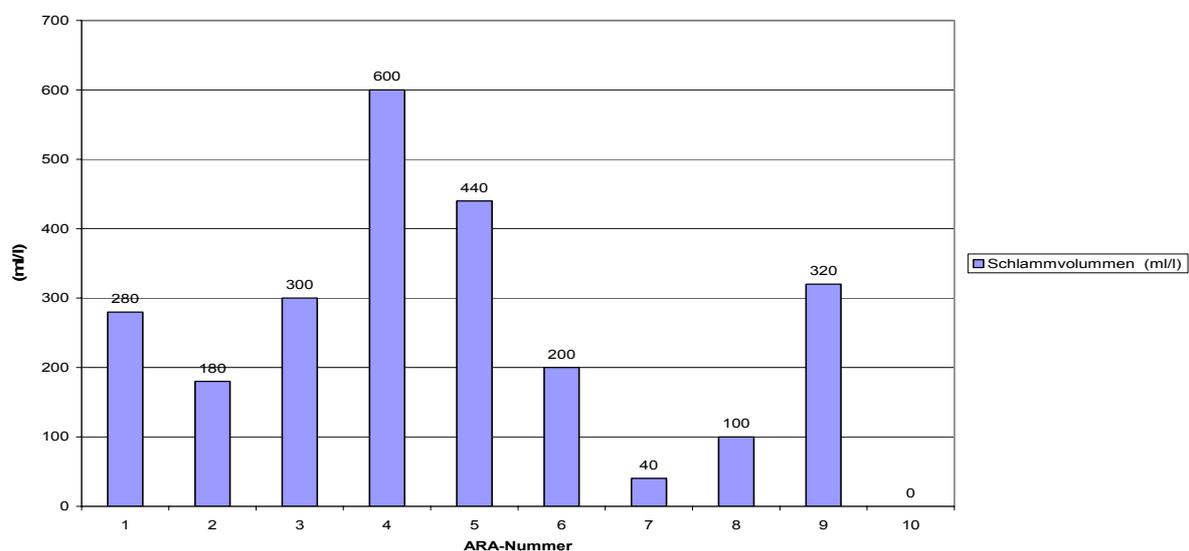


Abb. 37: SBR-Anlagen: Schlammvolumen (ml/l)

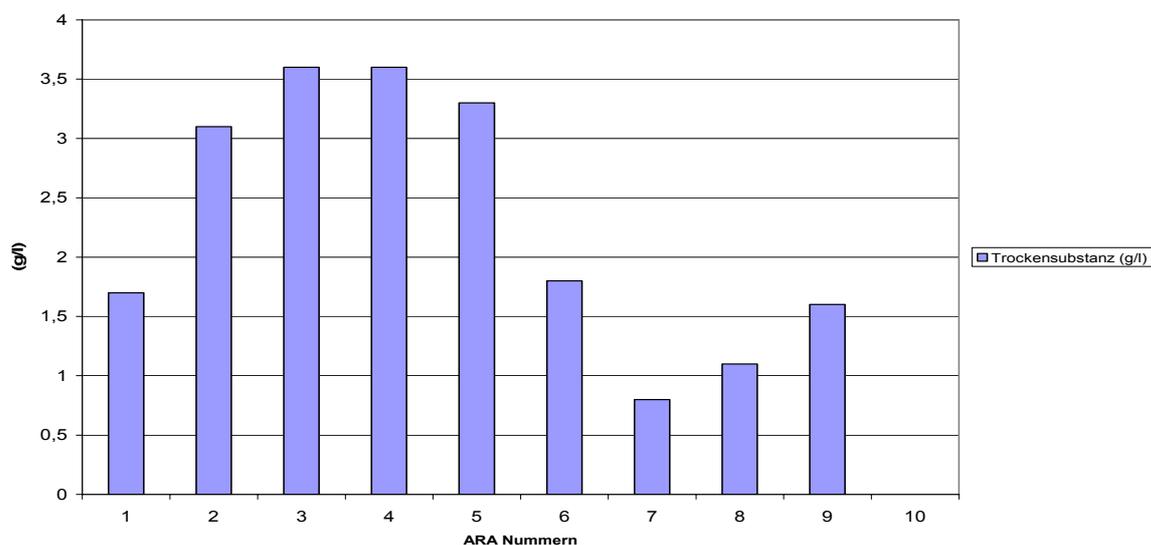


Abb. 38: SBR-Anlagen: Trockensubstanz (g/l)

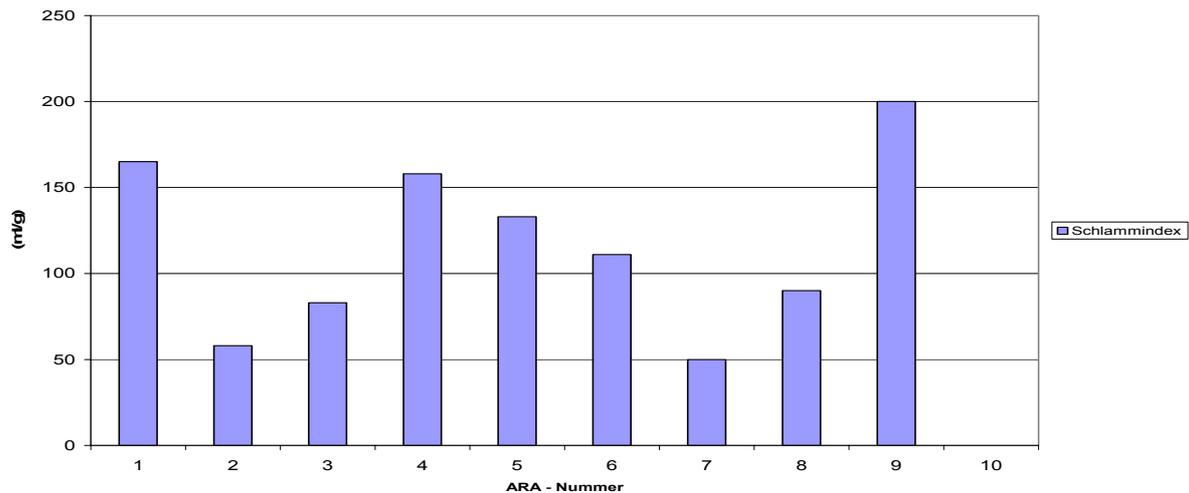


Abb. 39: SBR-Anlagen: Slammindex (ml/g)

7.2.8 Biologische Beurteilung des Belebtschlammes

Die **Ciliatengemeinschaften** der Aufstauanlagen bestehen im Mittel aus 5,2 Taxa, was als artenreich (4–10 Taxa) einzustufen ist. In einer Anlage wurden mit 11 Taxa sogar deutlich mehr als im Durchschnitt (8,6 Taxa) in Großkläranlagen nachgewiesen (GANNER et al. 2002). Die mittlere Abundanz liegt bei 1,6 und damit schon nahe am Wert für Großkläranlagen.

In den 9 Aufstauanlagen wurden insgesamt 22 Taxa bestimmt, wovon immerhin 9 in mehr als 2 Proben vorkommen. Die höchste Frequenz zeigt *Acineria incurvata* mit 78%, gefolgt von *Aspidisca cicada* mit 56%. Beide Taxa sind typisch für gut arbeitenden Belebtschlamm (BERGER & FOISSNER 2003). Arten des *Vorticella convallaria*-Komplexes finden sich mit einer Frequenz von 44%. Diese Artengruppe ist in Großkläranlagen Salzburgs das häufigste Ciliatentaxon (GANNER et al. 2002).

Cinetochilum margaritaceum, *Holophrya discolor*, *Litonotus lamella*, *Litonotus* sp. und *Opercularia* sp. kommen in jeweils 3 der 9 Proben vor. *Cinetochilum margaritaceum* ist eine sehr kleine, euryöke Art und daher in gering bis stark verschmutzten Fließgewässern sowie Stehgewässern weit verbreitet (FOISSNER et al. 1994). Sie kommt auch in Großkläranlagen vor, gehört aber dort, im Gegensatz zu natürlichen Gewässern, nicht zu den 20 häufigsten Taxa. *Holophrya discolor* ist Teil der so genannten *S-H-P* Gruppe (siehe Durchlaufanlagen). *Litonotus lamella* ist ebenfalls weit verbreitet in stehenden und fließenden Gewässern. Der Schwerpunkt der Verbreitung liegt im alphamesosaprobien Bereich, daher ist die Art auch gut an die Verhältnisse in Belebtschlammanlagen angepasst. *Litonotus*-Arten sind überwiegend Räuber die bevorzugt andere Ciliaten und Flagellaten fressen. Sie kommen daher nur in solchen Anlagen in nennenswerter Anzahl vor, wo die Abundanz der Beuteorganismen ausreichend hoch ist. *Opercularia* ist ein peritriches Ciliat. So wie

die meisten anderen Peritrichen weist *Opercularia* auf einen gut arbeitenden Belebtschlamm hin. Peritrichen ernähren sich überwiegend von frei suspendierten Bakterien und sorgen so bei entsprechender Abundanz für einen klaren Überstand und damit eine geringe organische Belastung des Ablaufes.

In den 9 Proben aus Aufstauanlagen wurden 10 **Flagellaten**-Taxa nachgewiesen, darunter *Bodo saltans* (siehe Durchlaufanlagen) mit einer Frequenz von 100%. Die Durchschnittswerte (Taxazahl, Abundanzsumme, Abundanz) sind leicht bis deutlich höher als in den Durchlaufanlagen. Neben den undeterminierten heterotrophen Flagellaten kommt nur noch *Peranema trichophorum* in mehr als 2 der 9 Anlagen vor (Frequenz 44%). *Peranema trichophorum* ist ein Indikator für alphamesosaprobien Verhältnisse und daher auch im Belebtschlamm von Großkläranlagen regelmäßig vertreten. Er frisst Bakterien, andere Flagellaten und Hefen (BERGER et al. 1997).

Die Gruppe der **Nacktamöben** kommt in 5 der 9 Proben vor. *Mayorella* sp. ist in allen positiven Proben vorhanden, die Abundanzen sind mit einer Ausnahme (2,5) sehr niedrig. Testaceen (= **beschaltete Amöben**) kommen dagegen in nur 2 Anlagen vor.

Metazoen sind in 8 der 9 Anlagen anzutreffen, im Durchschnitt 1,4 Taxa mit einer Abundanz von 1,5. Die dominante Gruppe sind wie in vielen Großkläranlagen die Rädertiere (z. B. GANNER et al. 2002). Nematoden (Fadenwürmer) und Tardigrada (Bärtierchen) kommen nur in einer Probe vor.

Die mittlere geschätzte Abundanz der frei suspendierten **Bakterien** beträgt 0,8. Die Fädigkeit beträgt im Durchschnitt 1,6. In einer Probe wurde die Fädigkeit nach dem mikroskopischen Bild mit 2,5 eingestuft; die dominanten Taxa waren *Microthrix parvicella*, Typ 0092 und Typ 0581. Der Schlammvolumenindex liegt im Mittel bei 116 ml/g, also im selben Bereich wie in den Durchlaufanlagen.

7.2.9 Zusammenfassung der Ergebnisse der Belebungsanlagen im Aufstauverfahren (SBR-Anlagen)

Im Land Salzburg gibt es derzeit ca. 127 SBR-Anlagen mit einer insgesamt Ausbaugröße von rund 2.030 EW₆₀. Sechs Anlagen haben eine Größe zwischen 70 und 176 EW₆₀. Die restlichen 121 Anlagen sind Anlagen bis 50 EW.

Grenzwerte

Die von der ÖNORM B 2502-1 vorgeschlagenen Grenzwerte werden von neun der untersuchten Anlagen eingehalten (Tab. 7). Bei einer Anlage wurde der Grenzwert für die absetzbaren Stoffe, und der Grenzwert für Ammonium-N bei einer Temperatur

Bei den in der vorliegenden Studie untersuchten 10 Anlagen liegt die Ausbaugröße zwischen 5 und 40 Einwohnerwerten (EW). Die Auslastung lag zwischen 30 und 90%, der Durchschnitt bei 51%.

von 12,8°C knapp überschritten. Der Grenzwert für die abfiltrierbaren Stoffe nach der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung wurde bei 2 Anlagen überschritten.

Tabelle 7: Ablaufwerte der Anlagen im SBR-Verfahren

| Parameter | | Anlage | | | | | | | | | |
|---------------------------------|------------------|--------|------|------|------|------|------|------|------|------|-------|
| | | SBR1 | SBR2 | SBR3 | SBR4 | SBR5 | SBR6 | SBR7 | SBR8 | SBR9 | SBR10 |
| Größe | EW ₆₀ | 10 | 10 | 20 | 10 | 20 | 20 | 35 | 16 | 40 | 20 |
| Auslastung | EW ₆₀ | 3 | 3 | 13 | 5 | 12 | 18 | 20 | 7 | 12 | 9 |
| Auslastung | (%) | 30 | 30 | 65 | 50 | 60 | 90 | 57,1 | 43,8 | 30 | 45 |
| Ablauf-Temperatur | °C | 13,6 | 14,2 | 12,8 | 12,3 | 11,7 | 9,5 | 11,8 | 14,3 | 13,7 | 14,3 |
| | Grenzwert | | | | | | | | | | |
| Absetzbare Stoffe | 0,3 ml/l | 0,1 | 0,1 | 0,4 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 |
| Abfiltrierbare Stoffe* | 30 mg/l | 17 | 15 | 36 | 43 | 8 | 8 | 10 | | 8 | 14 |
| BSB ₅ | 25 mg/l | 9 | 2 | 8 | 4 | 2 | 2 | 3 | 4 | 3 | 4 |
| CSB | 90 mg/l | 54 | 21 | 57 | 66 | 22 | 29 | 32 | 45 | 35 | 18 |
| TOC | 30 mg/l | 19 | 8 | 19 | 19 | 8 | 6 | 13 | 11 | 14 | 8 |
| Ammonium-N (NH ₄ -N) | 10 mg/l | 0,11 | 0,1 | 10,2 | 0,17 | 0,34 | 0,04 | 0,04 | 0,23 | 0,36 | 0,10 |
| pH-Wert | 6,5-8,5 | 7,0 | 7,1 | 7,3 | 7,0 | 5,4 | 7,7 | 7,4 | 7,4 | 7,2 | 6,9 |
| | ohne Grenzwert | | | | | | | | | | |
| Nitrat-N (NO ₃ -N) | (mg/l) | 18,5 | 12,8 | 10,4 | 11,3 | 49,0 | 18,3 | 48,6 | 32,4 | 21,1 | 13,7 |
| P _{ges} | (mg/l) | 10,2 | 0,44 | 4,5 | 9,0 | 9,1 | 8,2 | 8,4 | 5,9 | 8,1 | 0,64 |

Grenzwert überschritten

Ablauf-Temperatur <12°C

Einhaltung des NH₄-N-Grenzwertes bei Ablauftemperatur <12°C

NH₄-N-Grenzwert temperaturbedingt nicht zu berücksichtigen

* Grenzwert der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung

Chemischer Sauerstoffbedarf gesamt (CSB_{ges}, Grenzwert 90 mg/l)

Die CSB_{ges}-Konzentration im Ablauf schwankte zwischen 18 und 66 mg/l, der Mittelwert betrug 37,9 mg/l. Bei allen zehn SBR-Anlagen wird der CSB_{ges}-Grenzwert von 90 mg/l eingehalten. Im

Durchschnitt betrug der Ablaufwert rund 38 mg/l (Abb. 26 und 40).

Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC, Grenzwert 30 mg/l)

Der Ablaufgrenzwert für den Parameter TOC (Abb. 40) wird bei allen zehn untersuchten Anlagen eingehalten.

Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅, Grenzwert 25 mg/l)

Der Grenzwert von 25 mg/l BSB₅ wird bei allen Anlagen eingehalten. Die Werte lagen zwischen 2 und

9 mg/l; der Mittelwert errechnete sich mit 4,1 mg/l (Abb. 27 und 40).

pH-Wert (Bereich pH 6,5 bis 8,5)

Mit Ausnahme einer Anlage lagen alle im vorgesehenen Schwankungsbereich von pH 6,5 bis pH 8,5 (Abb. 35).

Absetzbare Stoffe (Grenzwert 0,3 ml/l)

Bei einer Anlage wurde mit 0,4 ml/l eine geringfügige Grenzwertüberschreitung für den Parameter absetz-

bare Stoffe festgestellt. Im Übrigen lagen die Werte unter der Nachweisgrenze von 0,1 ml/l.

Ammonium-Stickstoff (NH₄-N, Grenzwert 10 mg/l bei >12°C im Ablauf der Biologie)

Der Ammonium-N-Grenzwert von 10 mg/l (Abb. 30, 32 und 40) konnte von neun der zehn untersuchten Anlagen unabhängig von der Temperatur, die

zwischen 9,5 °C und 14,3 °C lag, eingehalten werden. Bei einer Anlage wurde mit 10,2 mg/l der Grenzwert geringfügig überschritten.

Nitratstickstoff (NO₃-N), Phosphor (in der Regel keine Grenzwerte)

Bei den untersuchten SBR-Anlagen <50 EW liegt der Nitrat-N-Mittelwert im Ablauf bei 23,6 mg/l. Die Extreme reichen von 10,4 bis 49 mg/l (Abb. 37).

Kleinkläranlagen nach dem SBR-Verfahren sind nicht für die Phosphorentfernung konzipiert und können daher Phosphor nicht weitergehend eliminieren (Abb. 33 und 40).

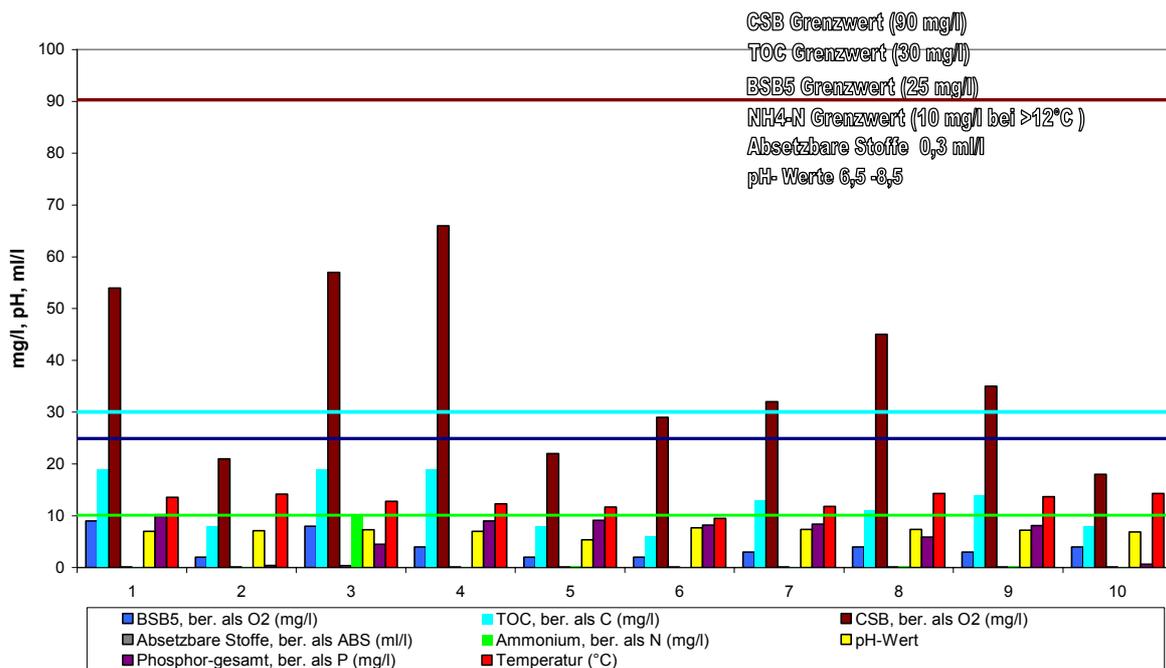


Abb. 40: SBR-Anlagen: Überblick über die theoretische und tatsächliche Reinigungsleistung

Vorteile:

- Kompakte Einheit zum raschen Einbau
- wenig Platzbedarf
- bei Überlastung unkritisch
- gute Abbauleistung

Nachteile:

- Aufwändige Technologie
- Das Betreiben der Anlage ist ohne Sachkenntnis und Verständnis für die Zusammenhänge schwierig
- Aufwändige Wartung
- Eigenüberwachung (SV und NH₄-N) unerlässlich, besonders bei Belastungsänderungen
- Relativ hoher Energieaufwand
- Keine gesicherte Denitrifikation und keine weitergehende Phosphor-Entfernung

7.3 Tropfkörperanlagen (betroffener Biofilm)

Die Ausbaugröße der untersuchten Tropfkörperanlagen (TK, Tab. 8) liegt zwischen 10 und 30 Einwohnerwerten. Die Auslastung betrug zwischen 8 % und

100 %; im Durchschnitt konnte eine Auslastung von 33 % festgestellt werden.

Tabelle 8: Charakteristik der Tropfkörperanlagen

| Anlagen-Nummer | Ausbau-Größe (EW) | Aktuelle Belastung (EW) | Wartungsvertrag | Rezirkulation in Betrieb | Grenzwerte eingehalten |
|----------------|-------------------|-------------------------|-----------------|--------------------------|------------------------|
| TK 1 | 25 | 16 | ja | nein | nein |
| TK 2 | 20 | 16 | ja | keine | ja |
| TK 3 | 20 | 20 | nein | nein | nein |
| TK 4 | 25 | 5 | nein | keine | ja |
| TK 5 | 20 | 9 | ja | keine | ja |
| TK 6 | 25 | 3 | nein | keine | nein |
| TK 7 | 25 | 2 | ja | keine | nein |
| TK 8 | 25 | 4 | ja | keine | nein |
| TK 9 | 30 | 6 | ja | keine | nein |
| TK 10 | 10 | 2 | ja | keine | ja |

7.3.1 Kohlenstoffparameter (BSB₅, CSB, TOC und DOC)

Die Konzentrationen im Zulauf der Tropfkörperanlagen liegen zwischen 200 und 700 mg/l CSB_{ges} sowie zwischen 130 und 460 g/l BSB₅ (Abb. 41). Das Verhältnis der Kohlenstoffparameter zueinander ist ty-

pisch für kommunales Abwasser. Der Durchschnitt der CSB_{ges}-Belastung liegt bei 390 mg/l, jener der BSB₅-Belastung bei 180 mg/l BSB₅.

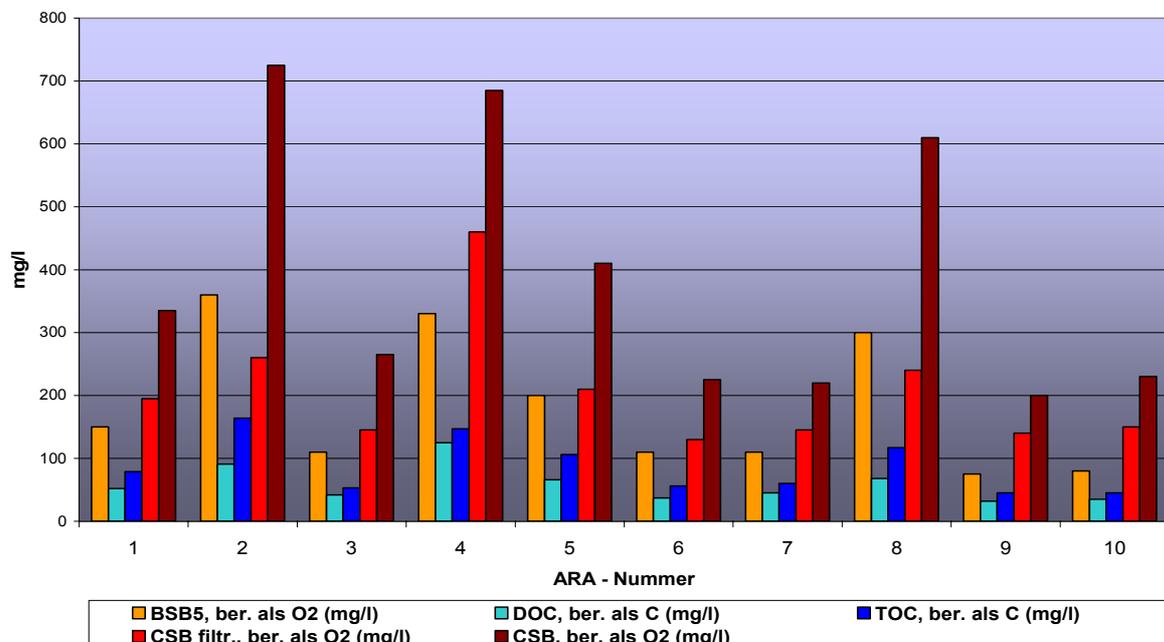


Abb. 41: Tropfkörperanlagen: Kohlenstoffparameter (mg/l) im Zulauf

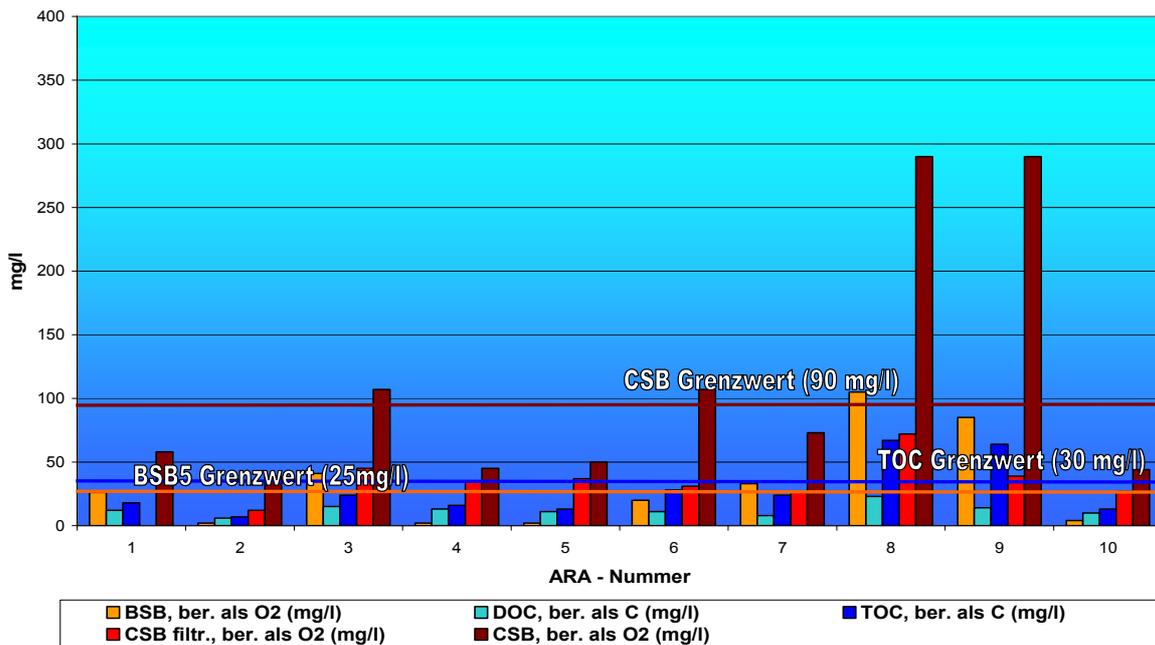


Abb. 42: Tropfkörperanlagen: Kohlenstoffparameter (mg/l) im Ablauf

Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB_{gesamt})

Der durchschnittliche Wirkungsgrad für den Parameter CSB_{ges} liegt bei 62,3 %, wobei der höchste Wirkungsgrad in der Anlage TK 2 (95 %) festgestellt wurde. Der niedrigste Wert von 52 % wurde in den Anlagen TK 3 und 6 gemessen (Abb. 43). In der Anlage TK 9 ist die CSB-Konzentration im Ablauf höher als im Zulauf. Die Ursache hierfür liegt in einer hydraulischen Überlastung mit Abschwemmung des Biofilms aus der biologischen Stufe. Einen Hinweis darauf gibt auch der hohe Wert für die abfiltrierbaren Stoffe von mehr als 300 mg/l (Abb. 45). Bei 4 der 10 untersuchten Anlagen ist der Grenzwert mit 107 bis 290 mg/l bis zum mehr als Dreifachen

überschritten. Bei den restlichen sechs Anlagen wird der Grenzwert von 90 mg/l eingehalten. Die Ablaufwerte lagen zwischen 39 und 73 mg/l. Im Durchschnitt war die Reinigungsleistung bei diesen sechs Anlagen um 38,5 mg/l besser als der Grenzwert. Der durchschnittliche CSB_{ges}-Ablaufwert aller zehn Tropfkörperanlagen wurde mit 110,3 mg/l berechnet. Das Verhältnis des gelösten zum Gesamt-CSB sowie DOC zum TOC ist bei den Anlagen TK 3, 6, 7, 8 und 9 hoch und ein Hinweis auf Feststoffe im Ablauf.

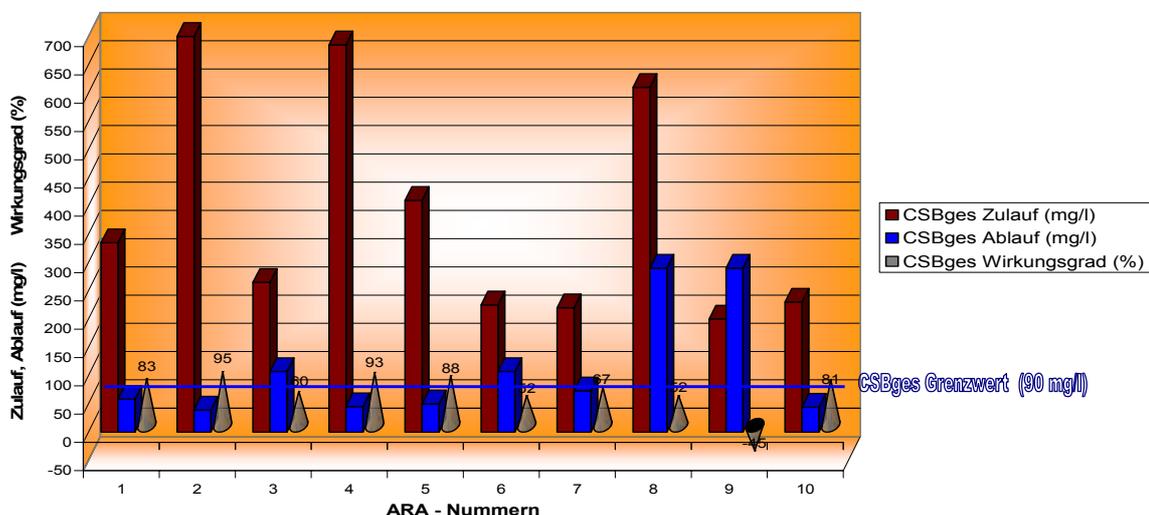


Abb. 43: Tropfkörperanlagen: CSB_{ges} (mg/l) und Wirkungsgrad (%)

Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅)

Die BSB₅-Abbaurrate betrug im Mittel 74,2 %, der höchste Wirkungsgrad liegt bei 99 %, der niedrigste bei 63 % (Abb. 44).

In der Anlage TK 9 wies auch der BSB₅, wie bei allen anderen Kohlenstoffparametern, die zur Analyse nicht filtriert werden, einen höheren Ablauf- als Zulaufwert auf. Der Grenzwert wird bei 5 Anlagen nicht

eingehalten. Die Ablaufwerte lagen dabei zwischen 25 und 105 mg/l, was im schlechtesten Fall einer Überschreitung um mehr als das Vierfache entspricht. Der Mittelwert der BSB₅-Konzentration im Ablauf der zehn untersuchten Kleinkläranlagen ergibt 32 mg/l BSB₅.

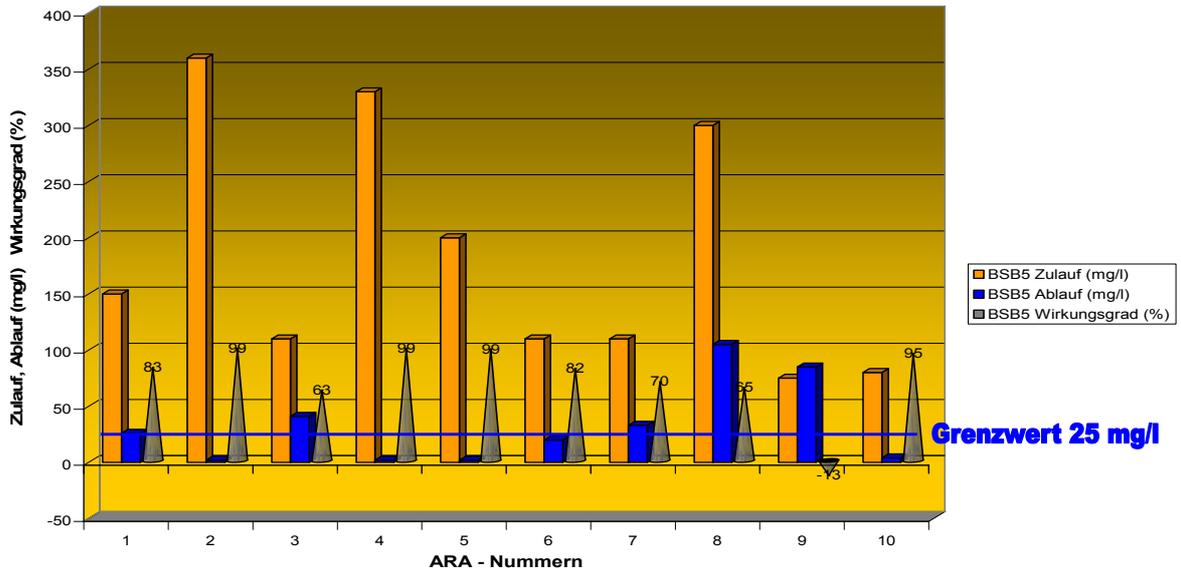


Abb. 44: Tropfkörperanlagen: BSB₅ (mg/l) und Wirkungsgrad (%)

7.3.2 Abfiltrierbare Stoffe und absetzbare Stoffe

Bei technischen Belebungsanlagen sind mehr als 30 mg/l abfiltrierbare Stoffe im Ablauf ein Hinweis auf Schlammabtrieb aus dem Nachklärbecken und erhöhen dementsprechend die Ablaufwerte. Dies trifft für jene fünf Tropfkörperanlagen (TK 3, 6, 7, 8 und 9) zu, bei denen die überhöhten Werte für die abfiltrierbaren Stoffe mit Grenzwertüberschreitungen bei den Kohlenstoffparametern korrespondieren

(Abb. 45 und 44).

Bei den Tropfkörperanlagen sind die hohen Feststoffkonzentrationen eine Folge der Abschwemmung und mangelhaften Rückhaltung des Biofilms in der Nachklärung. Alle untersuchten Anlagen werden ohne Rezirkulation betrieben, wobei ohnehin nur 2 Anlagen über eine solche und damit auch über ein Nachklärbecken verfügen (Tab. 6).

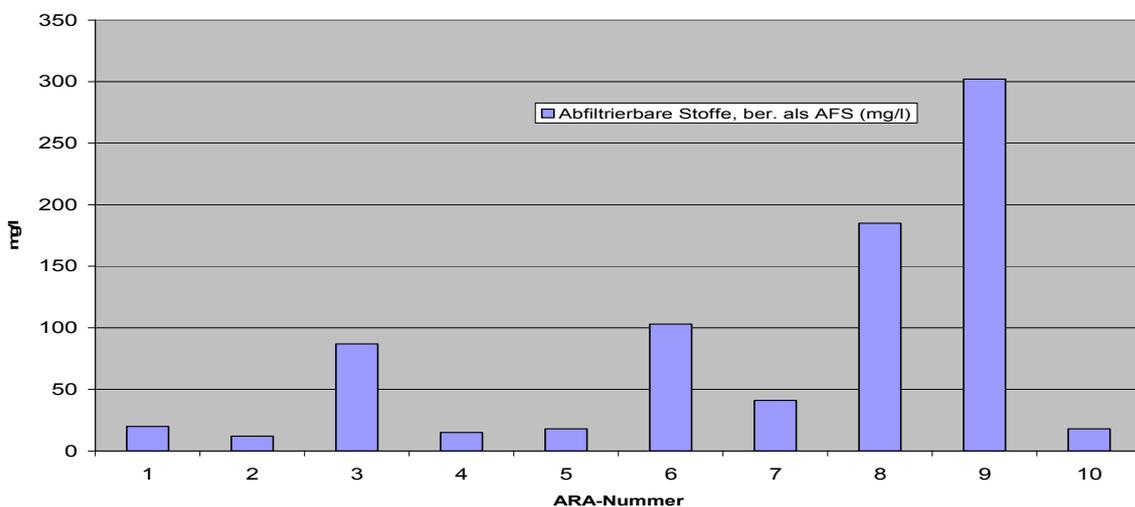


Abb. 45: Tropfkörperanlagen: Abfiltrierbare Stoffe (mg/l)

Die absetzbaren Stoffe zeigen ein ähnliches Bild wie die abfiltrierbaren Stoffe. Alle Anlagen bei denen eine Grenzwertüberschreitung von Kohlenstoffparametern festgestellt wurde, überschreiten auch den Grenzwert von 0,3 ml/l absetzbare Stoffe mit Aus-

nahme der Anlage TK 7 (Abb. 46).

Die absetzbaren Stoffe liegen in der Größenordnung von <0,1 ml/l bis 4,5 ml/l. Der Mittelwert liegt bei 0,85 ml/l.

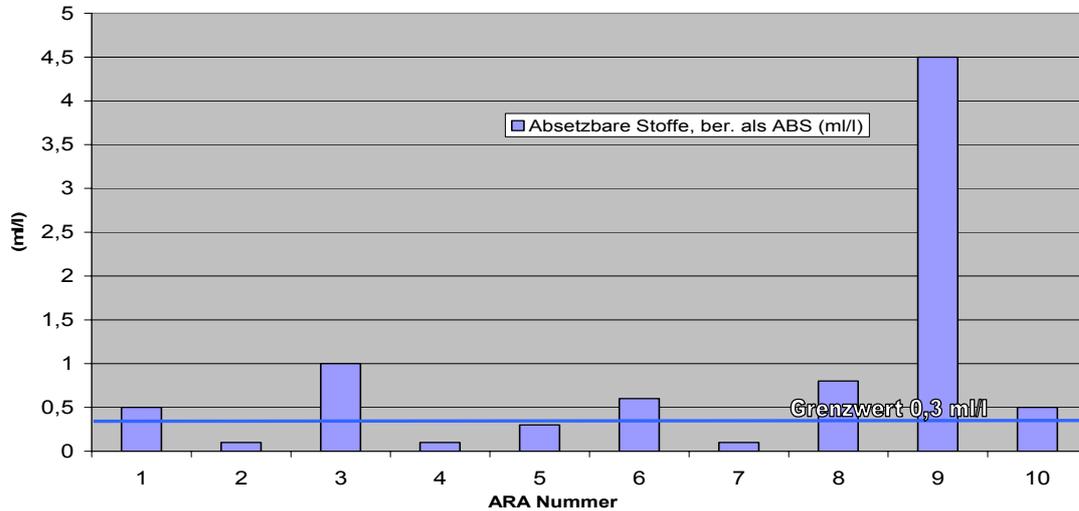


Abb. 46: Tropfkörperanlagen: Absetzbare Stoffe (ml/l)

7.3.3 Stickstoffparameter

Ammonium-N ($\text{NH}_4\text{-N}$) (Grenzwert 10 mg/l bei >12 °C im Ablauf der Biologie)

Im Gegensatz zu den Belebungsanlagen kann die Belüftung bei den Tropfkörperanlagen nicht gesteuert werden. Der nötige Sauerstoff für die Nitrifikation wird aus der Umgebungsluft aufgenommen. Der Grenzwert von 10 mg/l wird nur bei einer Anlage überschritten (TK 1). Die Grenzwertüberschrei-

tung bei den Anlagen TK 3 und 8 bleibt temperaturbedingt unberücksichtigt. Der Mittelwert aller zehn Anlagen ergab beim Ammonium-Stickstoff eine Konzentration von 9,3 mg/l, die Extreme liegen bei 0,11 mg/l 30 mg/l (Abb. 47).

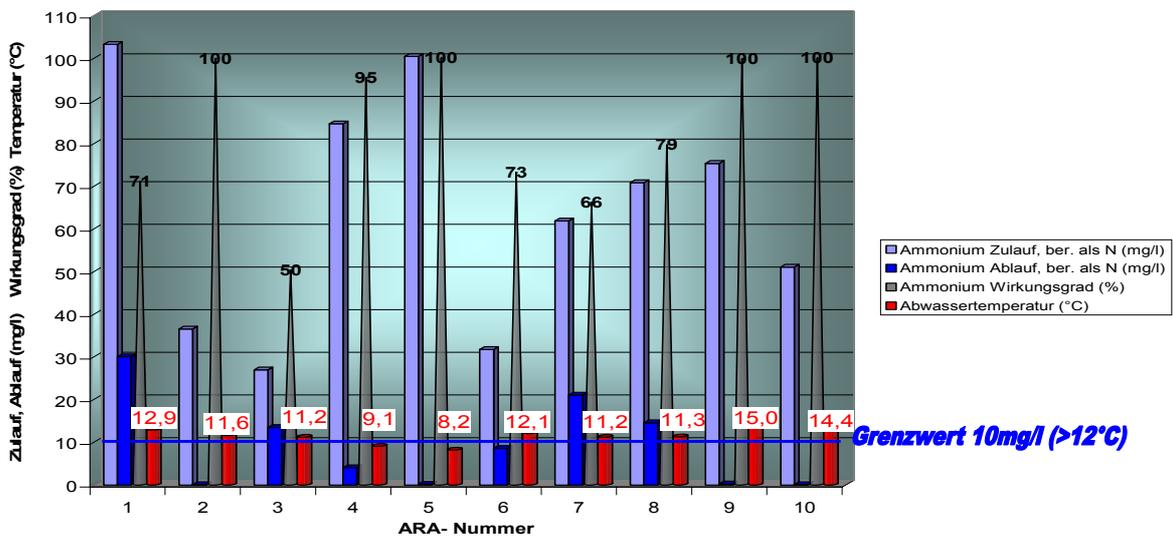


Abb. 47: Tropfkörperanlagen: Ammonium-N (mg/l), Wirkungsgrad (%)

Nitrat-Stickstoff (NO₃-N) und Stickstoff gesamt (N_{ges}) (keine Grenzwerte vorgesehen)

Bei der Denitrifikation wird das bei der Nitrifikation gebildete Nitrat zu elementarem Stickstoff und Wasser reduziert. Dieser Prozess findet nur statt, wenn kein gelöster Sauerstoff vorhanden ist.

Nachdem bei Tropfkörperfilteranlagen in der Regel keine anoxische Zonen bestehen, sind die NO₃-N-Konzentrationen bei den untersuchten Anlagen relativ hoch. Bei den zwei Kläranlagen mit Nachklärbecken (TK 1 und 3) sind die NO₃-N-Werte am niedrigsten. Die relative hohe CSB-Konzentration im Ablauf kommt in diesem Fall der Denitrifikation

entgegen.

Bei den restlichen Anlagen lag die Nitrat-N-Konzentration im Ablauf der Tropfkörperanlagen zwischen 19,6 und 104,5 mg/l.

Die Elimination des Gesamt-Stickstoffs liegt zwischen 2 und 73 %. In 3 Anlagen waren die Ablaufkonzentrationen höher als im Zulauf, was wiederum mit den hohen Konzentrationen der abfiltrierbaren Stoffe und der absetzbaren Stoffe dieser Anlagen korreliert.

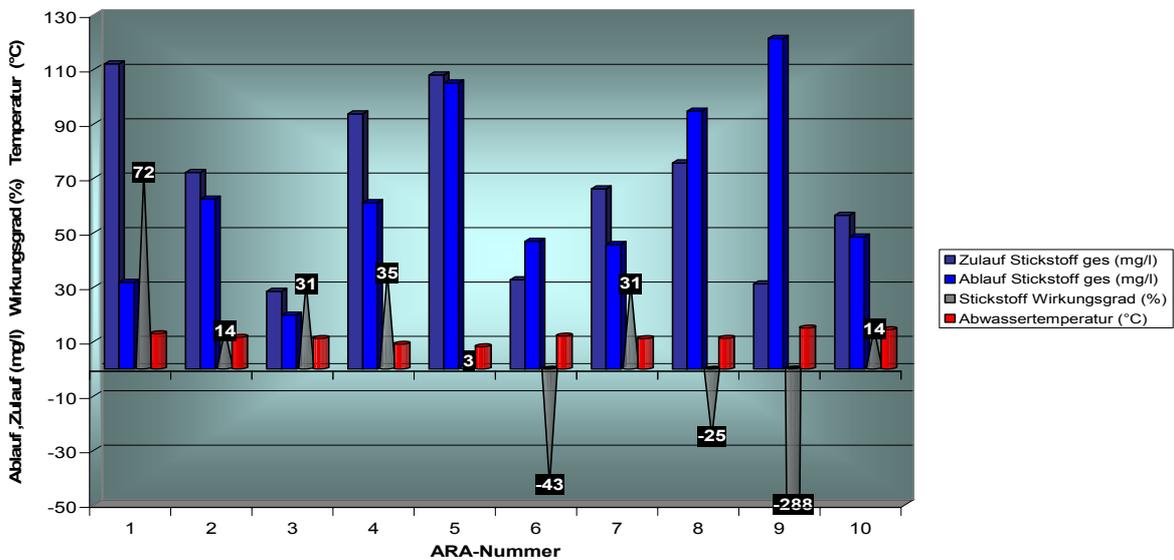


Abb. 48: Tropfkörperanlagen: Gesamtstickstoff (mg/l)

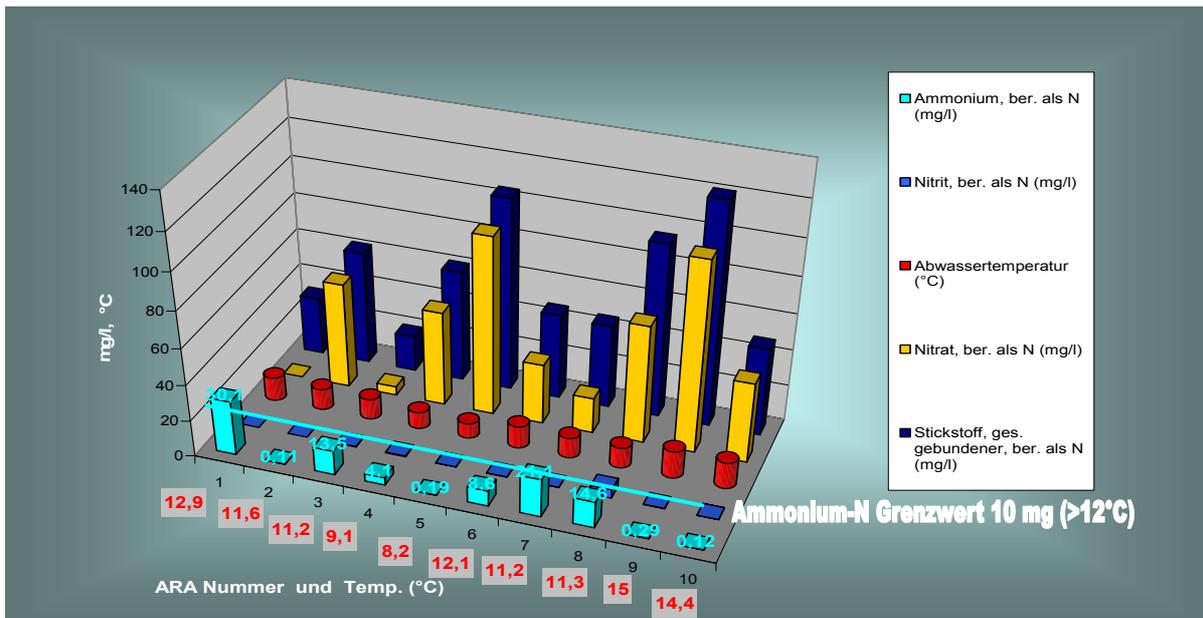


Abb. 49: Tropfkörperanlagen: Stickstoffwerte (mg/l) im Ablauf

7.3.4 Phosphor (P_{ges}) (kein Grenzwert)

Die P-Zulaufkonzentrationen lagen zwischen 4,4 und 13,9 mg/l und ergaben im Mittel 10,1 mg/l. Die P-Ablaufkonzentrationen ergaben im Mittel 7,4 mg/l,

das Maximum lag bei 14,4 mg/l, das Minimum bei 3,3 mg/l (Abb. 50).

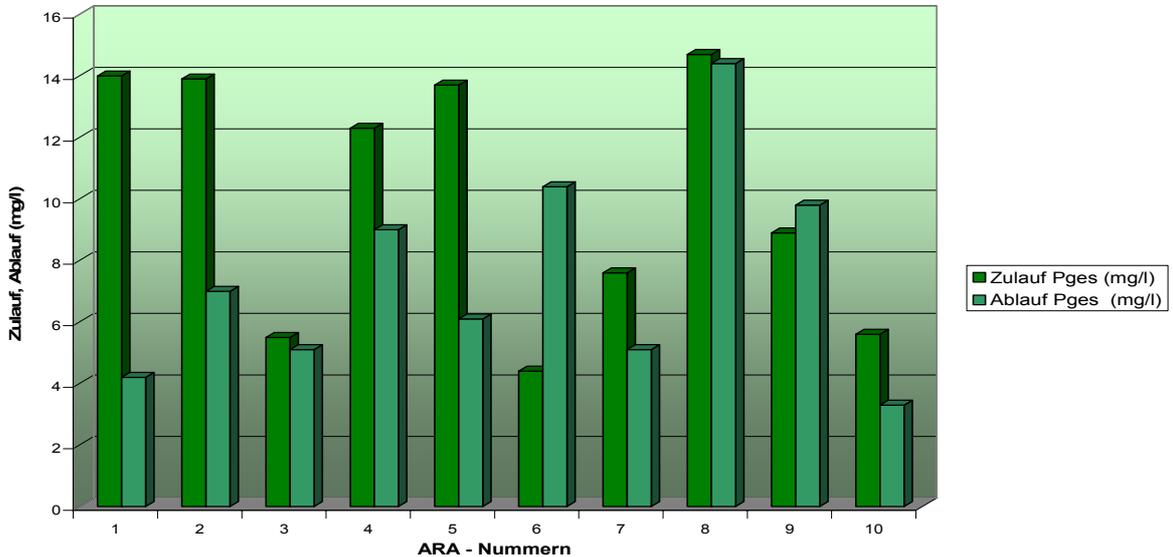


Abb. 50: Tropfkörperanlagen: Gesamtphosphor (mg/l)

7.3.5 Härte (°dH)

Die Wasserhärte liegt im Zulauf zwischen 4,6 und 18 deutschen Härtegraden. Erwartungsgemäß wird die Wasserhärte in der biologischen Stufe durch kalk-

bzw. dolomithaltige Festbettreaktoren aufgehärtet, was die höheren Kalzium- und Magnesiumkonzentrationen im Ablauf nachweisen (Abb. 51).

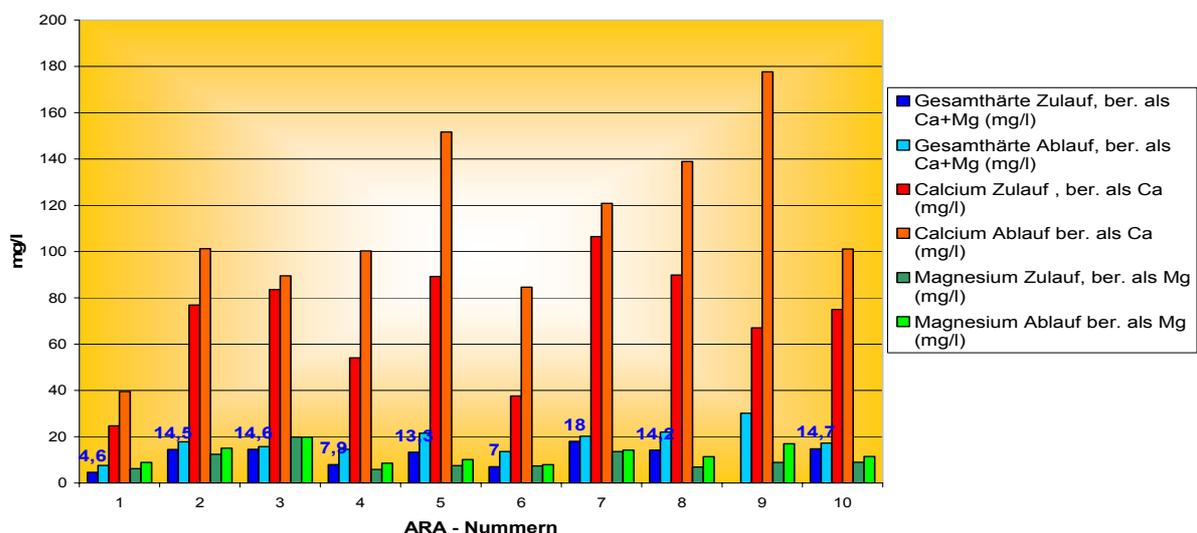


Abb. 51: Tropfkörperanlagen: Gesamthärte, Calcium und Magnesium (mg/l)

7.3.6 Anionen, Kationen, pH-Wert und Säurekapazität

Die nach den Abbauvorgängen im Ablauf der Biologie noch nachweisbare Säurekapazität von 2,5 bis

3,0 mmol/l (WECKER & WEBER 2007) konnte in den Anlagen TK 2 und 5 nicht gemessen werden.

Im Durchschnitt beträgt die Säurekapazität im Ablauf 4,2 mmol/l, wobei der niedrigste Wert mit 1,5 mmol/l und der höchste Wert mit 6,8 mmol/l gemessen wurden (Abb. 52).

Die pH-Werte liegen sowohl im Zu- als auch im Ablauf sämtlicher Tropfkörperanlagen im Optimalbereich. (Abb 52)

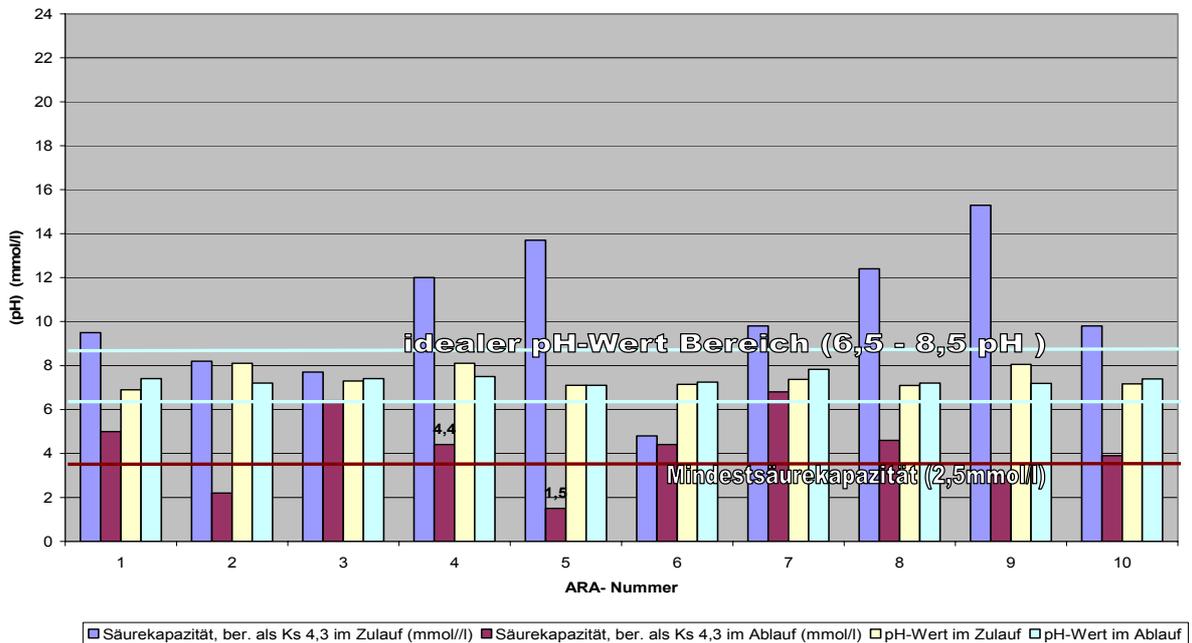


Abb. 52: Tropfkörperanlagen: pH-Wert und Säurekapazität (mmol/l)

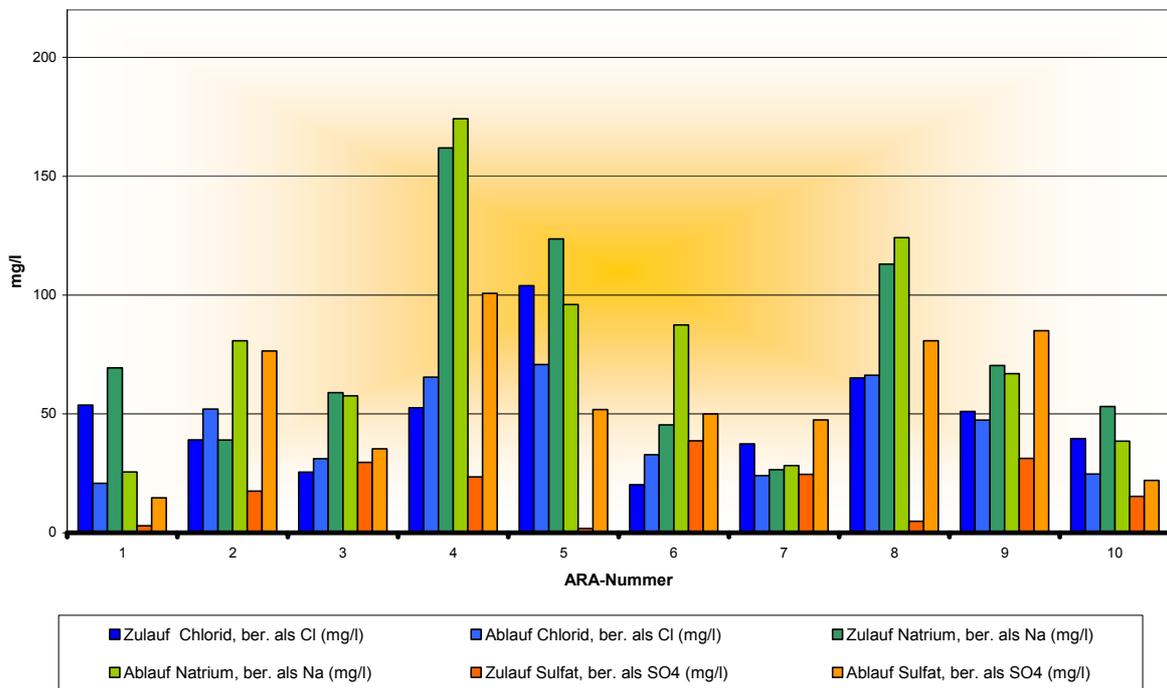


Abb. 53: Tropfkörperanlagen: Ionen (mg/l)

Die Konzentrationen der **Chloridgehalte** bewegen sich im Zulauf zwischen 20 mg/l und 104 mg/l (Abb. 53). Der Mittelwert beträgt 48,8 mg/l, das entspricht 1,4 meq/l. Die Konzentrationen im Ablauf liegen zwischen 20 mg/l und 71 mg/l. Der Mittelwert im Ablauf

beträgt 43,5 mg/l bzw. 1,2 meq/l. Der Mittelwert der **Natrium**konzentration im Zulauf liegt bei 76 mg/l (3,3 meq/l), im Ablauf wurde die Konzentration des Natriums im Mittel mit 78 mg/l (3,4 meq/l) berechnet (Abb. 53).

Chlorid und Natrium werden in der biologischen Abwasserreinigung nicht entfernt. Die Konzentrationen des **Sulfats** liegen im Ablauf im Mittel bei 56,4 mg/l und sind damit wesentlich höher

7.3.7 Biologische Beurteilung des Biofilms

In den Proben aus den 8 Filteranlagen findet sich die höchste Gesamtzahl an **Ciliatentaxa** (27) und auch die höchste durchschnittliche Taxazahl (5,4). Die mittlere Abundanz ist etwas höher als in den Durchlaufanlagen, aber niedriger als in den Aufstauanlagen. Die Schwankungsbreite ist aber sowohl bei der Taxazahl (0 bis 8) als auch bei der mittleren Abundanz (0 bis 2,5) beträchtlich. Die höchste Frequenz zeigt, wie in den Durchlauf- und Aufstauanlagen, *Acineria uncinata* (63%). *Tetrahymena* sp. kommt in 50% der Proben vor, allerdings durchwegs mit niedriger Abundanz (im Mittel 1,3). In jeweils 3 der 8 Proben finden sich *Cyclidium glaucoma* und *Opercularia asymmetrica*. *Cyclidium glaucoma* ist eine sehr kleine, hymenostome Art, die im Aufwuchs und Detritus von Fließ- und Stehgewässern ganzjährig weit verbreitet ist. Nach den Literaturdaten ist sie auch in Belebtschlammanlagen und anderen Abwasserreinigungsanlagen weit verbreitet (FOISSNER et al. 1994), in den Großkläranlagen Salzburgs findet sie sich aber nicht (GANNER et al. 2002; Untersuchungen der Jahre 2005 und 2006). In den Aufstau- und Durchlaufanlagen ist sie jeweils nur in 1 Probe nachweisbar. *Cyclidium glaucoma* frisst vorwiegend Bakterien, Nahrung die in Filteranlagen reichlich vorhanden ist. Bei der Nahrungsaufnahme steht *Cyclidium* vollkommen still und strudelt mit der Mundbewimperung die frei suspendierten Nahrungspartikel ein. Da im Belebtschlamm die Art durch die Turbulenzen während der Belüftung aber permanent gestört wird, ist das Fehlen in diesem Anlagentyp nicht verwunderlich. In den Gebirgsanlagen, die ebenfalls dem Filtertyp zuzurechnen sind, tritt sie aber auch nicht auf. Möglicherweise ist hier das Feh-

als die Konzentrationen im Zulauf (im Mittel 19 mg/l).

len auf die im Mittel niedrigere Temperatur zurückzuführen, da *C. glaucoma* zwar eurytherm ist, aber höhere Temperaturen bevorzugt (FOISSNER et al. 1994).

Opercularia asymmetrica ist ein peritriches Ciliat, das auch in den meist niedrig belasteten, denitrifizierenden Großkläranlagen Salzburgs vorkommt (GANNER et al. 2002). AESCHT & FOISSNER (1992) fanden die Art dagegen im Belebtschlamm einer Hochlastanlage der pharmazeutischen Industrie.

Die **Flagellaten** sind mit 8 Taxa vertreten. Die mittlere Anzahl der Taxa und die mittlere Abundanz liegen in derselben Größenordnung wie in den Durchlauf- und Aufstauanlagen. Wie in den anderen Anlagentypen erreicht auch hier *Bodo saltans* die höchste Frequenz (75%), die durchschnittliche Abundanz ist aber gering.

In den 8 Proben aus Filteranlagen wurden insgesamt 5 **Nacktamöben**-Taxa nachgewiesen. Mit Ausnahme von *Mayorella*, eine für Kläranlagen typische Gruppe, sind die Frequenzen aber sehr gering. Dagegen ist die Gesamtaxazahl der **Schalenamöben** mit 8 deutlich höher als in den Durchlauf- und Aufstauanlagen. Dabei ist aber zu berücksichtigen, dass nur in 4 der 8 Proben Vertreter dieser Gruppe nachgewiesen wurden.

In allen Proben aus Filteranlagen wurden **Metazoen** nachgewiesen, darunter auch Chironomiden, *Psychoda*, Gastrotrichen, Collembolen, Nauplien und Oligochaeten. Die dominanten und frequentesten Gruppen sind aber, so wie in den Durchlauf- und Aufstauanlagen und den Großkläranlagen, die Nematoden (88% Frequenz) und Rädertiere.

7.3.8 Zusammenfassung der Ergebnisse der Tropfkörperanlagen

Im Land Salzburg gibt es ca. 336 Tropfkörperanlagen mit einer Gesamtkapazität von rund 5.000 EW₆₀. 323 dieser Anlagen fallen unter den Begriff "Kleinkläranlagen bis 50 EW₆₀". Die restlichen 11 fallen wegen der Ausbaugröße in den Bereich der Anlagen von 51 bis 2000 EW und unterliegen somit der 1. Abwasseremissionsverordnung.

Grenzwerte

Die von der ÖNORM B 2502-1 vorgeschlagenen Grenzwerte wurden bei vier der untersuchten Anla-

gen (TK 2, 4, 5 und 10) eingehalten. Bei sechs Anlagen wurden mehrere Grenzwerte überschritten.

Tabelle 9: Ablaufwerte der Tropfkörperanlagen

| Parameter | | Anlage | | | | | | | | | |
|---------------------------------|------------------|--------|------|------|------|------|------|------|------|-------|-------|
| | | TK 1 | TK 2 | TK 3 | TK 4 | TK 5 | TK 6 | TK 7 | TK 8 | TK 9 | TK 10 |
| Größe | EW ₆₀ | 25 | 20 | 20 | 25 | 20 | 25 | 25 | 25 | 30 | 10 |
| Auslastung | EW ₆₀ | 16 | 16 | 20 | 5 | 9 | 3 | 2 | 4 | 6 | 2 |
| Auslastung | (%) | 64 | 80 | 100 | 20 | 45 | 12 | 8 | 16 | 20 | 20 |
| Ablauf-Temperatur | °C | 12,9 | 11,6 | 11,2 | 9,1 | 8,2 | 12,1 | 11,2 | 11,3 | 15,0 | 14,4 |
| | Grenzwert | | | | | | | | | | |
| Absetzbare Stoffe | 0,3 ml/l | 0,5 | 0,1 | 1,0 | 0,1 | 0,3 | 0,6 | 0,1 | 0,8 | 4,5 | 0,5 |
| Abfiltrierbare Stoffe* | 30 mg/l | 20 | 12 | 87 | 15 | 18 | 103 | 41 | 185 | 302 | 18 |
| BSB ₅ | 25 mg/l | 26 | 2 | 41 | 2 | 2 | 20 | 33 | 105 | 85 | 4 |
| CSB | 90 mg/l | 58 | 39 | 107 | 45 | 50 | 107 | 73 | 290 | 290 | 44 |
| TOC | 30 mg/l | 18 | 7 | 24 | 16 | 13 | 28 | 24 | 67 | 64 | 13 |
| Ammonium-N (NH ₄ -N) | 10 mg/l | 30,1 | 0,1 | 13,5 | 4,1 | 0,2 | 8,6 | 21,1 | 14,6 | 0,3 | 0,1 |
| pH-Wert | 6,5-8,5 | 7,4 | 7,2 | 7,4 | 7,5 | 7,1 | 7,2 | 7,8 | 7,2 | 7,2 | 7,4 |
| | Kein Grenzwert | | | | | | | | | | |
| Nitrat-N (NO ₃ -N) | (mg/l) | 0,01 | 57,9 | 4,7 | 52,1 | 97,8 | 33,2 | 19,6 | 64,9 | 104,5 | 44,2 |
| P _{ges} | (mg/l) | 4,2 | 7 | 5,1 | 9 | 6,1 | 10,4 | 5,1 | 14,4 | 9,8 | 3,3 |

| |
|--|
| Grenzwert überschritten |
| Ablauf-Temperatur <12°C |
| Einhaltung des NH ₄ -N-Grenzwertes bei Ablauftemperatur <12°C |
| NH ₄ -N-Grenzwert temperaturbedingt nicht zu berücksichtigen |

* Grenzwert der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung

Chemischer Sauerstoffbedarf gesamt (CSB_{ges}, Grenzwert 90 mg/l)

Der Summenparameter CSB_{ges} als Nachweis für den Kohlenstoffabbau liegt im Ablauf durchschnittlich bei 110,3 mg/l, der niedrigste Wert beträgt 39 mg/l, der höchste 290 mg/l.

Der Grenzwert wurde von vier Anlagen mit Werten von 107 bis 290 mg/l, im schlechtesten Fall um etwas mehr als das 3fache überschritten.

Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC, Grenzwert 30 mg/l)

Beim Parameter TOC wird der Grenzwert von acht der zehn untersuchten Anlagen eingehalten. Die Konzentrationen schwankten zwischen 7 und

67 mg/l, der Durchschnitt liegt mit etwas mehr als 27 mg/l knapp unter dem Grenzwert.

Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅, Grenzwert 25 mg/l)

Der Grenzwert wird bei 5 Anlagen mit Konzentrationen von 26 bis 105 mg/l geringfügig bis zu mehr als dem 4fachen überschritten. Bei den übrigen Anlagen

(TK 2, 4, 5, 6 und 10) lagen die Ablauf-Konzentrationen zwischen 2 und 20 mg/l.

pH-Wert (Bereich pH 6,5 bis 8,5)

Der pH-Wert schwankte zwischen pH 7,1 und 7,83 und lag bei allen Anlagen im vorgesehenen Schwankungsbereich.

Absetzbare Stoffe (Grenzwert 0,3ml/l)

Beim Parameter absetzbare Stoffe wurden in sechs Anlagen mit Werten von 0,5 bis 4 ml/l Grenzwertüberschreitungen bis zum 13fachen festgestellt.

Ammonium-Stickstoff (NH₄-N, Grenzwert 10 mg/l bei einer Temperatur >12°C)

Unabhängig von der temperaturbedingten Beurteilung kann der Grenzwert von 6 Anlagen eingehalten werden. Bei 3 Anlagen davon lag die Ablauftemperatur unterhalb von 12°C. Bei den 3 anderen Anlagen

in diesem Temperaturbereich wurden Werte zwischen 13,5 und 21,1 mg/l gemessen Eine Anlage überschreitet den Grenzwert mit 30,1 mg/l um 200%.

Nitratstickstoff (NO₃-N), Phosphor (in der Regel keine Grenzwerte)

Bei den untersuchten Tropfkörperanlagen <50 EW liegt der Nitrat-N-Mittelwert im Ablauf bei 48 mg/l. Die Extreme reichen von 0,01 (Nachweisgrenze) bis 104,5 mg/l.

Kleinkläranlagen nach dem Tropfkörper-Verfahren

sind nicht für die Phosphorentfernung konzipiert und können daher Phosphor nicht weitergehend eliminieren. Die Ablaufwerte schwanken zwischen 3,3 und 14,4 mg/l.

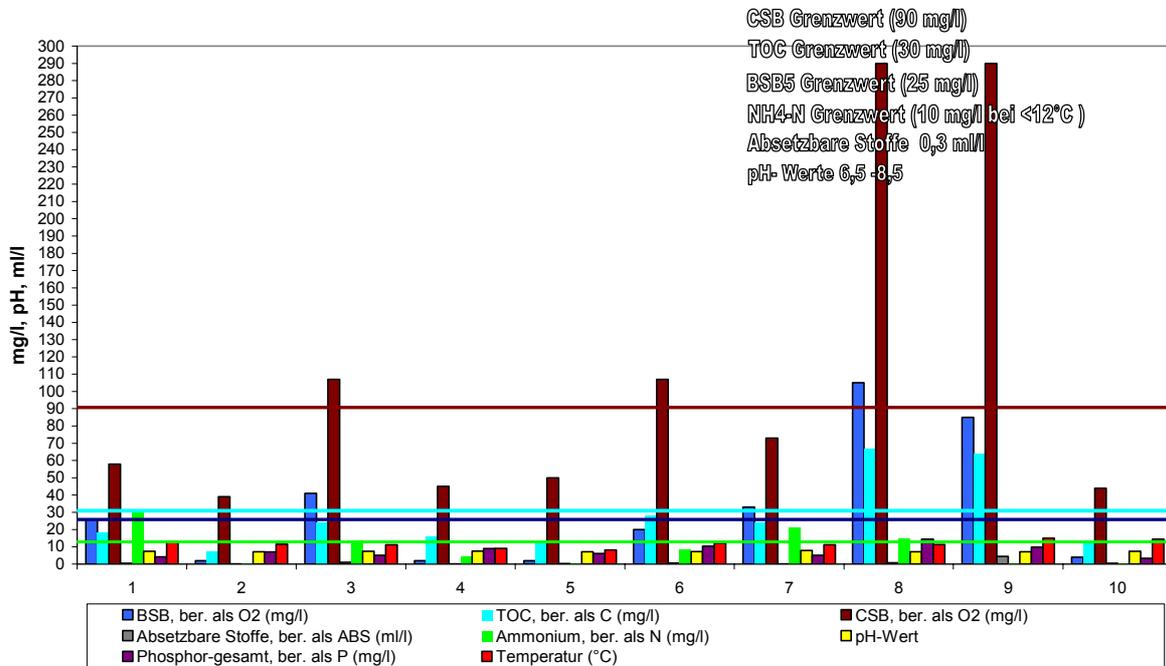


Abb. 54: Tropfkörperanlagen: Theoretische und tatsächliche Reinigungsleistung der Tropfkörperfilteranlagen

Vorteile:

- einfache Technik
- geringer Flächenbedarf

Nachteile:

- Ablaufwerte ohne Rezirkulation und Nachklärbecken schwer einhaltbar
- Keine gesicherte Denitrifikation und weitergehende Phosphor-Entfernung
- Großes Volumen bedingt tiefe Baugrube

7.4 Bepflanzte Bodenfilter ("Pflanzenkläranlagen")

Die Ausbaugröße der untersuchten Pflanzenkläranlagen (BBF) liegt zwischen 18 und 84 Einwohnerwerten. Für das Erreichen und die gesicherte Einhaltung der Grenzwerte ist der Betrieb von 1 vertikal und intermittierend durchflossenem Filterbeet ausreichend. Zur Schönung und weitergehenden Abwasser-

reinigung bei speziellen Umständen (z. B. sensible geologische Verhältnisse, schwache Vorflut, große Anlagen) kann ein Horizontalfilter nachgeschaltet werden, was bei 2 Anlagen der Fall ist. Die Anlagen waren zwischen 20 und 73% ausgelastet. Die durchschnittliche Auslastung betrug rund 50% (Tab. 10).

Tabelle 10: Kurzcharakteristik der untersuchten Pflanzenkläranlagen

| Anlagennummer | Ausbaugröße (EW) | Aktuelle Belastung (EW) | Anzahl Vertikalfilter | Mit Horizontalfilter | Regen bei Probenahme | Grenzwerte eingehalten |
|---------------|------------------|-------------------------|-----------------------|----------------------|----------------------|------------------------|
| BBF 1 | 18 | 7 | 1 | ja | ja | ja |
| BBF 2 | 20 | 7 | 1 | nein | nein | ja |
| BBF 3 | 22 | 16 | 1 | ja | nein | ja |
| BBF 4 | 20 | 9 | 1 | nein | nein | ja |
| BBF 5 | 16 | 10 | 1 | nein | ja | ja |
| BBF 6 | 16 | 10 | 1 | nein | nein | ja |
| BBF 7 | 20 | 4 | 2 | nein | nein | ja |
| BBF 8 | 25 | 15 | 1 | nein | nein | ja |
| BBF 9 | 48 | 20 | 2 | ja | nein | ja |
| BBF 10 | 84 | 50 | 3 | ja | nein | ja |

7.4.1 Kohlenstoffparameter (BSB₅, CSB, TOC und DOC)

Das Maß der Schmutzfrachtbelastung) hängt stark von den individuellen Lebensweisen des jeweiligen Personenkreises ab (Abb. 55. Das Verhältnis der

einzelnen Kohlenstoffparameter zueinander ist jedoch typisch für kommunales Abwasser.

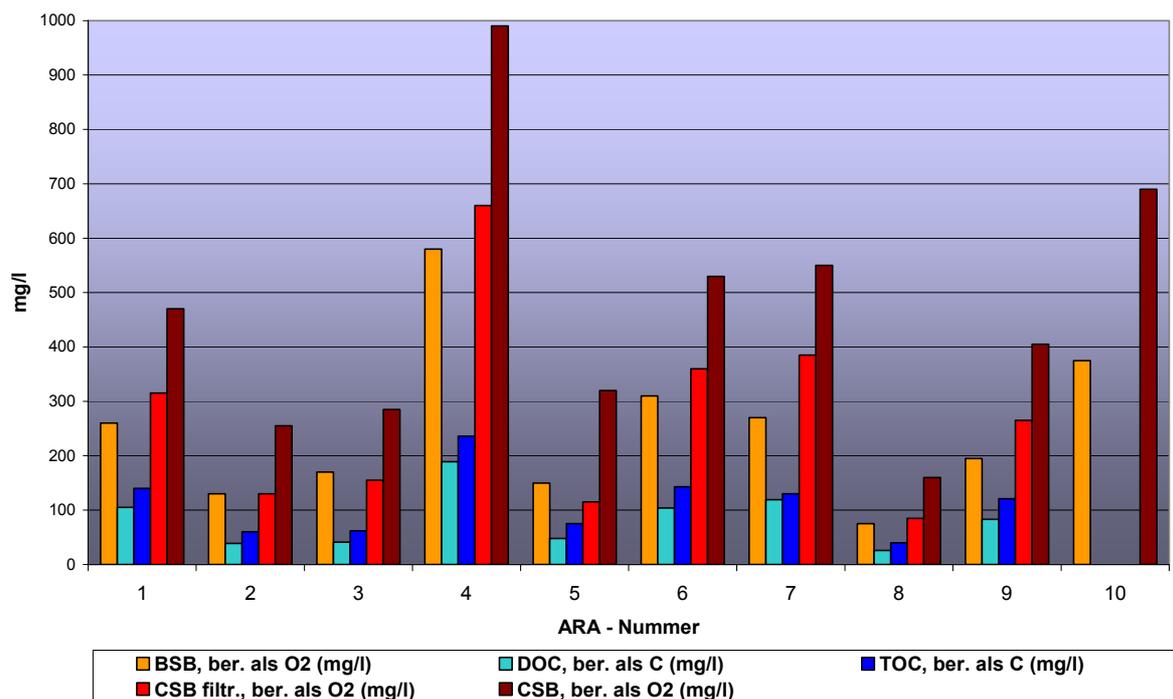


Abb. 55: Bepflanzte Bodenfilter: Kohlenstoffparameter (mg/l) im Zulauf

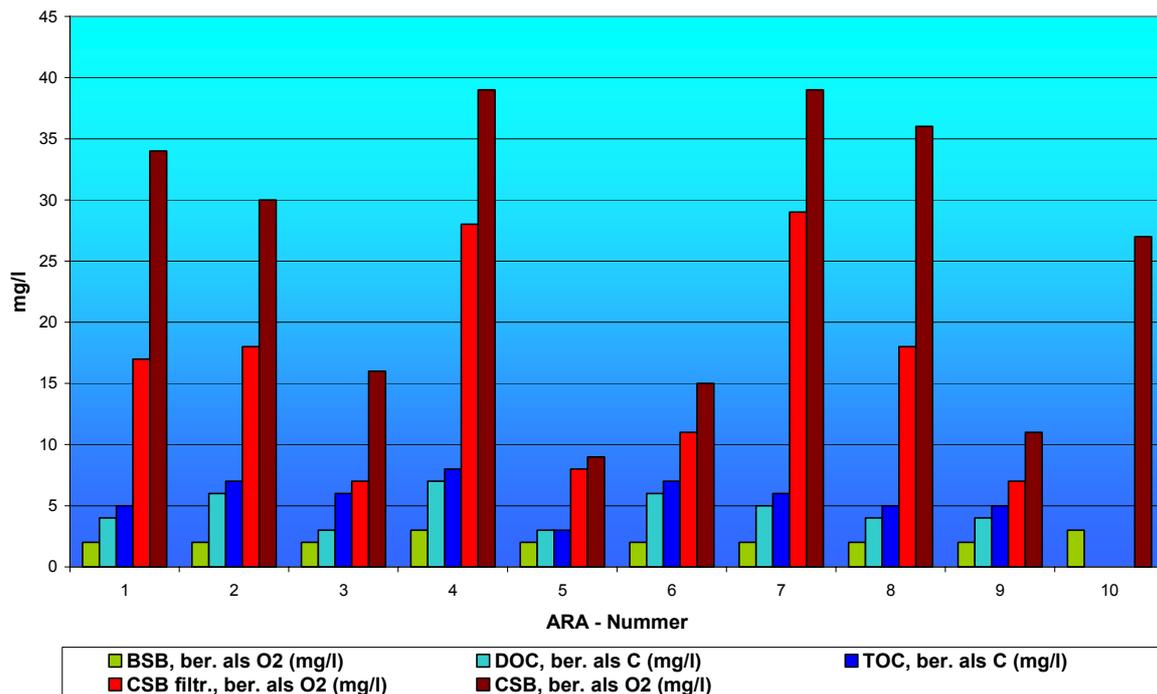


Abb. 56: Bepflanzte Bodenfilter: Kohlenstoffparameter (mg/l) im Ablauf

Der biologische Abbau des Kohlenstoffes erfolgt in Bepflanzten Bodenfiltern bei ordnungsgemäÙem Betrieb sehr effizient.

Die Anlagen BBF 3, 5, 6, und 9 erzielen den höchsten Kohlenstoffabbau (Abb. 56), was möglicherweise auf die höhere Temperatur des Abwassers zurückzuführen

ist, die bei diesen Anlagen zwischen 11,2 und 14,2 °C liegt. Das dürfte auch für die Anlage BBF 2 gelten, mit ebenfalls 14,2 °C Ablauftemperatur. Diese und die Anlage BBF 7 sind jedoch mit 35% bzw. 20% der Ausbaupazität nur gering belastet.

Tabelle 11: Zu- und Ablaufwerte eines Bepflanzten Bodenfilters mit nachgeschaltetem Horizontalfilter

| Parameter | Einheit | Zulauf Vertikalfilter I | Zulauf Vertikalfilter II | Ablauf Vertikalfilter. | Gesamtablauf Horizontalfilter |
|----------------------------------|---------|----------------------------|-----------------------------|---------------------------|----------------------------------|
| Abwassermenge | l/min | | | 1,2 | 1,6 |
| Lufttemperatur | °C | | | | 17,2 |
| Temperatur | °C | 10,7 | 10,6 | 13,3 | 14,0 |
| BSB ₅ | mg/l | 195 | 190 | < 2 | < 2 |
| DOC | mg/l | 83 | 76 | 4 | 4 |
| TOC | mg/l | 121 | 114 | 5 | 5 |
| CSB _{gel} | mg/l | 265 | 245 | 12 | 7 |
| CSB _{ges} | mg/l | 405 | 385 | 14 | 11 |
| Abfiltrierbare Stoffe | mg/l | 69 | 65 | 4 | 4 |
| Absetzbare Stoffe | ml/l | < 0,1 | < 0,1 | < 0,1 | < 0,1 |
| NH ₄ -N | mg/l | 76,2 | 75,5 | < 0,041 | < 0,041 |
| NO ₃ -N | mg/l | 0,03 | 0,19 | 70,5 | 70,6 |
| NO ₂ -N | mg/l | 0,07 | 0,14 | 0,21 | 0,20 |
| N _{ges} | mg/l | 80,1 | 78,1 | 71,2 | 72,0 |
| pH-Wert | | 7,48 | 7,56 | 7,32 | 7,34 |
| PO ₄ -P | mg/l | 11,2 | 11,0 | 9,1 | 8,0 |
| P _{ges} | mg/l | 12,3 | 12,1 | 10,0 | 8,7 |
| Chlorid | mg/l | 122,1 | 108,5 | 98,3 | 96,5 |
| Sulfat | mg/l | 20,3 | 19,0 | 37,0 | 34,7 |
| Gesamthärte | dH° | 13,6 | 14,0 | 27,2 | 27,7 |
| Säurekapazität | mmol/l | 10,8 | 10,8 | 4,5 | 4,6 |
| Calcium | mg/l | 78,7 | 81,0 | 166,0 | 169,4 |
| Kalium | mg/l | 46,5 | 31,8 | 24,5 | 25,4 |
| Magnesium | mg/l | 11,5 | 11,5 | 17,3 | 17,5 |
| Natrium | mg/l | 117,4 | 118,3 | 108,9 | 114,4 |
| Leitfähigkeit | µS/cm | 1378 | 1370 | 1212 | 1244 |
| Schwerflüchtige lipophile Stoffe | mg/l | 3 | 9 | 6 | < 1,6 |

Die Ablauftemperatur der Anlagen BBF 1, 2, 7, 8 und 10 liegt unter 10 °C. Trotz der Temperatur von 4,3 °C in der Anlage BBF 10 und einer Belastung von 50 EW₆₀ weist diese Anlage hervorragende Ablaufwerte für die Kohlenstoffparameter auf (Abb. 55

und 56).

Wegen des weitgehenden Kohlenstoffabbaues im Vertikalfilter konnte in Pflanzenkläranlagen mit nachgeschaltetem Horizontalfilter eine Verbesserung der Reinigungsleistung nicht festgestellt werden (Tab. 11)

Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB_{gesamt})

Die CSB-Konzentrationen lagen im Zulauf zwischen 160 und 990 mg/l. Die Abbaurrate betrug im Mittel 93 %, die Extreme liegen bei 78 und 97 % (Abb. 57). Den niedrigsten Wirkungsgrad von 78 % erreicht die Anlage mit der niedrigen Zulaufkonzentration von 160 mg/l CSB_{ges}. In 5 der 10 untersuchten Anlagen

lag der Wirkungsgrad über 95 % und würde demnach der Kohlenstoffelimination der 1. Abwasseremissionsverordnung (Anlagen >50 EW) entsprechen. Der Grenzwert von 90 mg/l wird von allen Anlagen problemlos eingehalten.

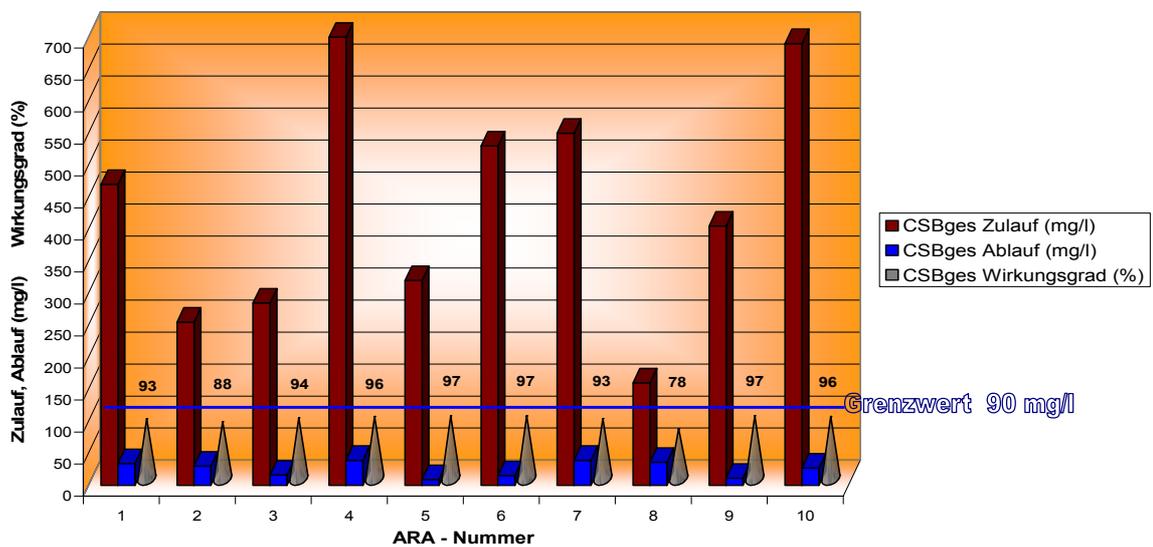


Abb.57: Bepflanzte Bodenfilter: CSB_{gesamt} (mg/l) im Zu- und Ablauf, Wirkungsgrad (%)

Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅)

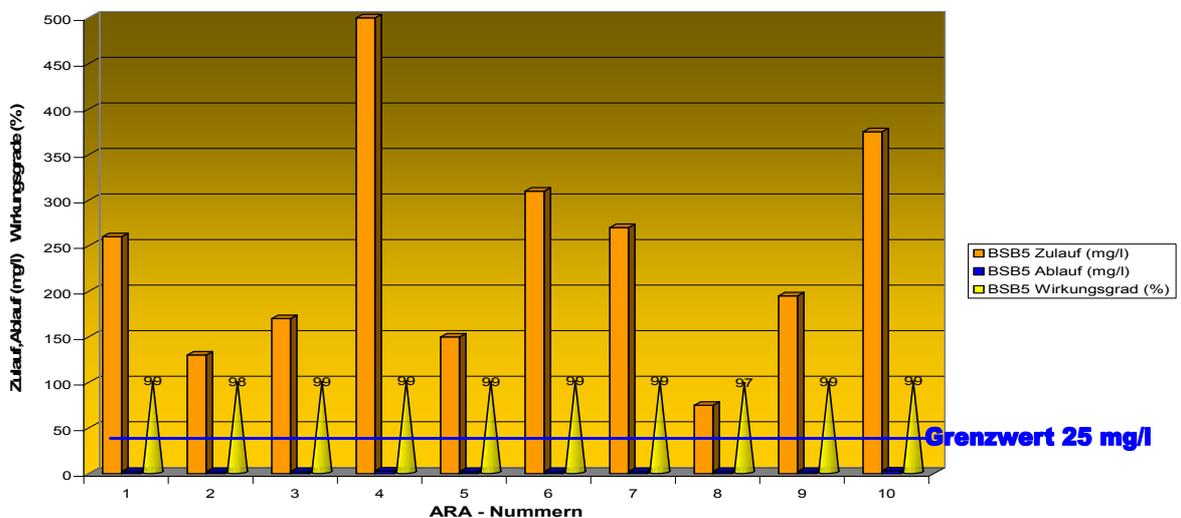


Abb. 58: Bepflanzte Bodenfilter: BSB₅ im Zu- und Ablauf (mg/l), Wirkungsgrad (%)

Die Zulaufkonzentrationen des BSB₅ sind mit Werten zwischen 75 und 580 mg/l sehr inhomogen. Der Durchschnitt lag bei rund 272 mg/l. Die Abbaurate betrug im Mittel 98,9%, wobei mit Ausnahme von

zwei Anlagen alle anderen einen Wirkungsgrad von 99 % erreichen (Abb. 58).

Der Grenzwert von 25 mg/l BSB₅ wird von allen Anlagen eingehalten. Im Mittel wird er um 22,8 mg/l unterschritten.

7.4.2 Stickstoffparameter

Ammonium-Stickstoff (NH₄-N) (Grenzwert 10 mg/l bei >12 °C im Ablauf der Biologie)

Die Zulaufkonzentrationen des Ammonium-Stickstoffs schwankten zwischen 27 und 102 mg/l. Im Durchschnitt wurden knapp 70 mg/l gemessen.

Die Temperatur am Ablauf der Biologie lag bei 6 Anlagen (BBF 1, 2, 3, 7, 8 und 10) mit Werten zwischen 4,3 und 11,7 °C unterhalb der Grenze von 12°C, ab der der Grenzwert einzuhalten ist. Die Ablaufkonzentrationen des Ammonium-Stickstoffs lagen zwischen der Nachweisgrenze (0,041 mg/l) und 25,2 mg/l. Der Durchschnitt liegt bei 3,1 mg/l NH₄-

N. Alle Anlagen mit Ausnahme der BBF 10 konnten den Ablaufgrenzwert einhalten, 6 Anlagen auch bei teils deutlich weniger als 12°C im Ablauf. Die Überschreitung des Grenzwertes der Anlage BBF 10 war wegen der Ablauftemperatur von 4,3°C jedoch nicht zu bewerten (Abb. 59).

Die Eliminationsrate liegt im Mittel bei 96,2 %. Das Minimum von 70% wurde in der Anlage BBF 10 festgestellt. In sieben Anlagen erfolgte eine vollständige Nitrifikation des Ammoniums.

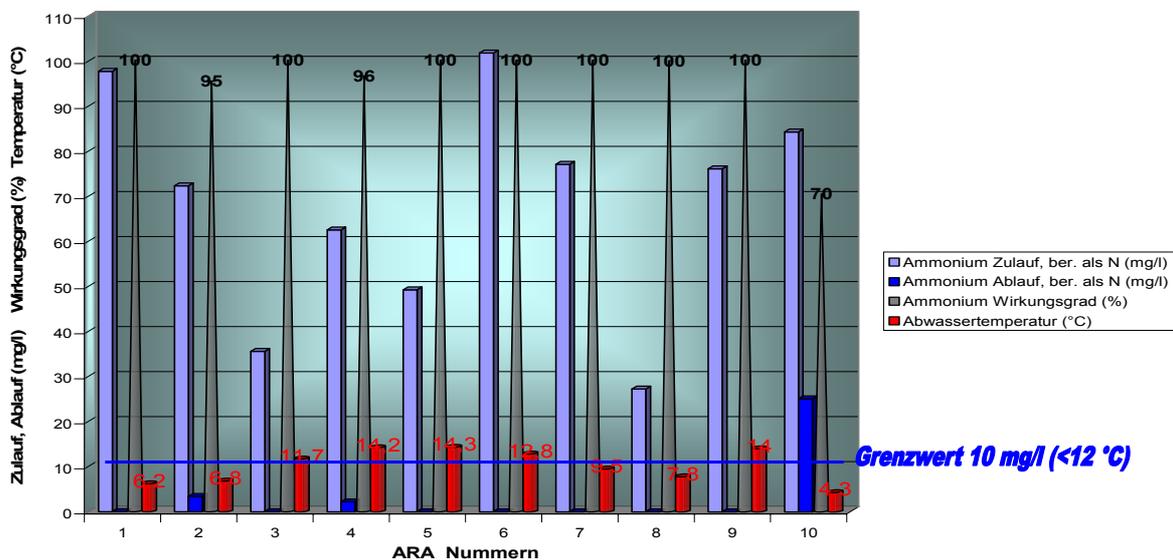


Abb. 59: Bepflanzte Bodenfilter: Ammonium-N (mg/l) im Zu- und Ablauf, Wirkungsgrad (%)

Nitrat-Stickstoff (NO₃-N) und Stickstoff gesamt (Nges.)

Pflanzenkläranlagen sind nicht für Denitrifikation ausgelegt, die für Anlagen dieser Größe auch nicht erforderlich ist. Die Ablaufkonzentrationen für den Nitrat-Stickstoff lagen zwischen 6 und 90 mg/l. Durchschnittlich wurden rund 40 mg/l NO₃-N emittiert (Abb. 60).

Der hohe Wirkungsgrad der Nitrifikation wirkt sich

somit auf die Nitratkonzentration im Ablauf und den Abbau des Gesamtstickstoffs aus. Es wird nochmals darauf hingewiesen, dass eine Denitrifikation für Anlagen dieser Größenordnung nicht vorgesehen ist.

Die Ablaufkonzentrationen lagen zwischen 9 und 96 mg/l Gesamt-N. Die Eliminationsrate liegt zwischen 7 und 83%, im Mittel bei 33,1 % (Abb. 60).

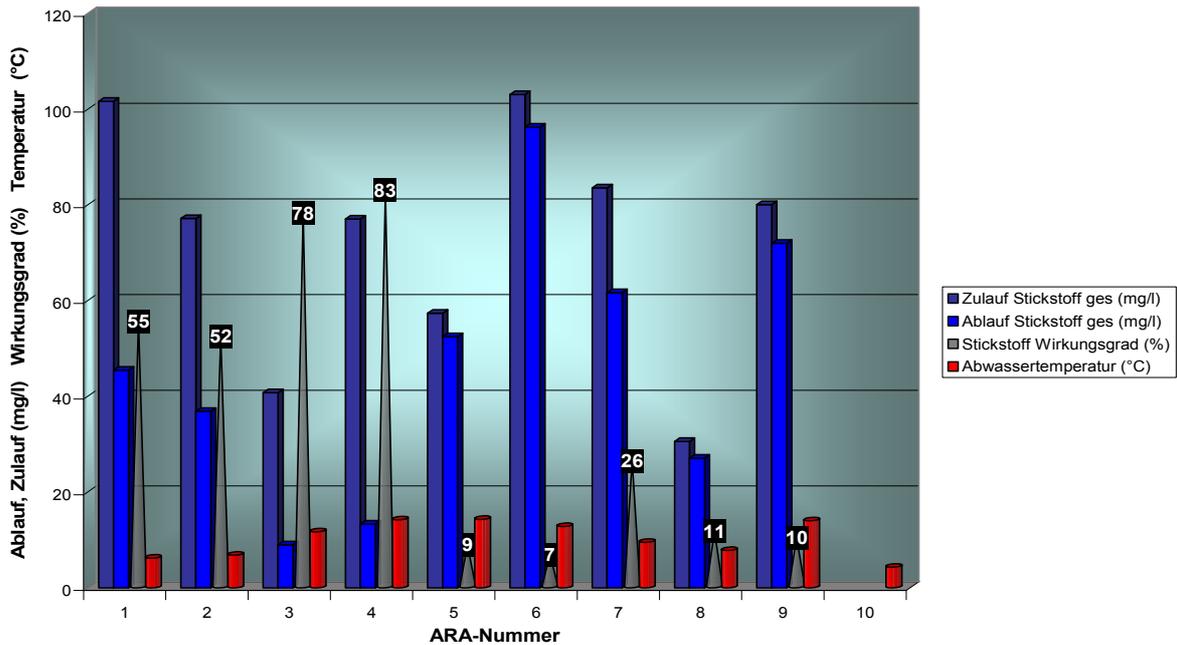


Abb. 60: Bepflanzte Bodenfilter: Gesamtstickstoff (mg/l) im Zu- und Ablauf, Wirkungsgrad (%)

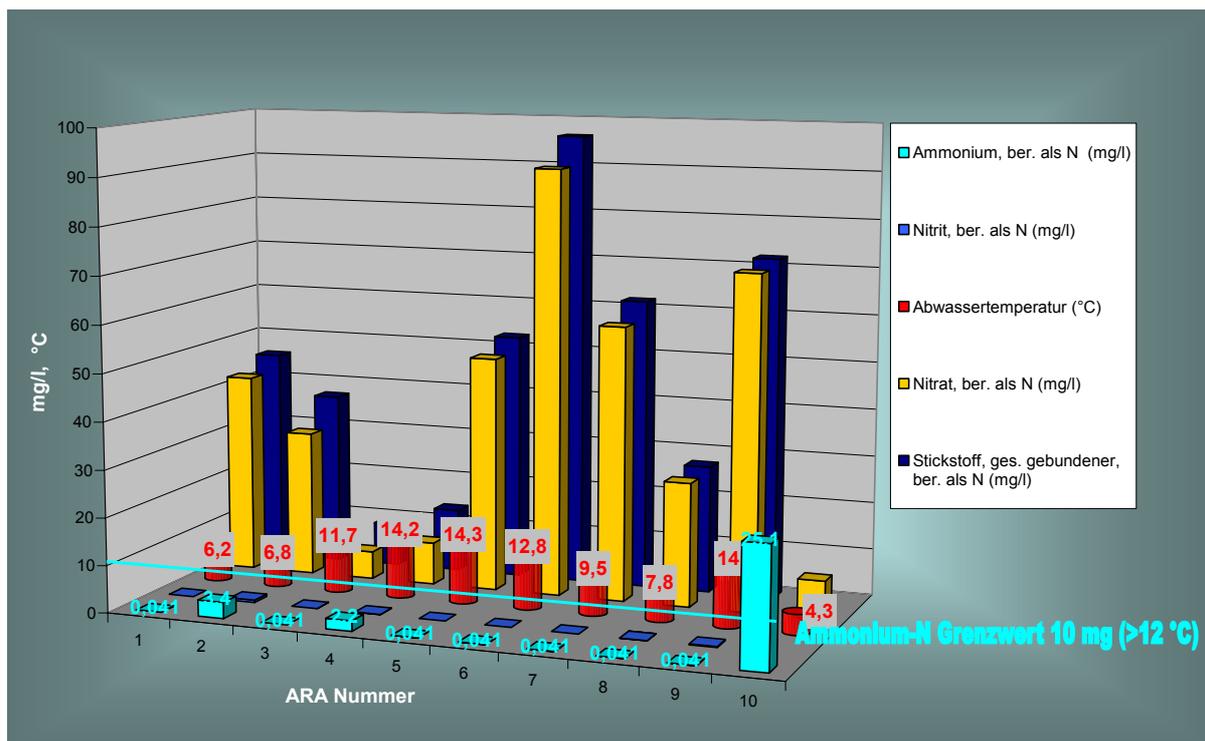


Abb. 61: Bepflanzte Bodenfilter: Stickstoffparameter (mg/l) im Ablauf

7.4.3 Phosphor (P_{ges})

Im Gegensatz zu kommunalen Kläranlagen mit mehr als 500EW wird bei Kleinkläranlagen außerhalb von Seen-Einzugsgebieten weder in der ÖNORM noch vom Gesetzgeber ein Phosphor-Grenzwert verlangt. Phosphor kann als mineralische Substanz nicht wie Stickstoffverbindungen zu entweichendem Gas abge-

baut werden. Phosphor ist jedoch ein für das Pflanzenwachstum wichtiger Nährstoff. Die Aufnahme des Phosphors durch die Bepflanzung geht jedoch über die Abdeckung der Bedürfnisse der Pflanzen nicht hinaus. Entsprechend der Sorptionsfähigkeit von Mineralien im Filterkörper kann zusätzlich ein

geringer Teil des Phosphors bis zur Erschöpfung dieses Ionenauschereffekts im Filterbeet festgehalten werden. Bei allfälligem Eintreten von anaeroben Verhältnissen im Filterkörper wird dieser gebundene Phosphor rasch mobilisiert und ausgetragen. Eine weitergehende Elimination bzw. Fixierung des Phosphors ist daher in den Bepflanzten Bodenfiltern nicht möglich.

Die P_{ges} -Zulaufkonzentration lag zwischen 5,3 und 19,2 mg/l und ergibt im Mittel 11,9 mg/l. Die P-Ablaufkonzentration erreichte durchschnittlich 6,6 mg/l bei Extremwerten von 1,9 bis 10,6 mg/l (Abb. 62).

Der Vergleich zwischen Zulauf und Ablauf weist auf eine gewisse, fallweise nicht unerhebliche Phosphorentfernung bzw. Fixierung hin. Unter Berücksichtigung der Tatsache, dass durch einen Waschtag die Phosphorgehalte deutlich schwanken können, ist eine seriöse Aussage über die P-Eliminationsrate nicht

möglich, worauf z. B. der höhere Ablauf- als Zulaufwert der Anlage BBF 8 deutlich hinweist.

Der in der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung (AAEV, BGBl. Nr. 186/1996) vorgesehene Ablaufgrenzwert von 2 mg/l in eine ausreichend starke Vorflut kann nicht eingehalten werden. Das gilt umso mehr für einen in Seeneinzugsgebieten zu verschärfenden Ablaufgrenzwerte von höchstens 0,5 mg/l Gesamtphosphor. Aus diesem Grund ist auch ein Bepflanzter Bodenfilter als Möglichkeit einer dezentralen Abwasserreinigungsanlage im Seeneinzugsgebiet ungeeignet.

Es wird jedoch die Möglichkeit diskutiert, eine Reinigungsstufe als Filter nachzuschalten, deren Trägermaterial aus gebrochenem Marmor oder Kalkspat besteht, die als Ionentauscher Phosphor adsorbieren. Diese Materialien müssen jedoch von Zeit zu Zeit ausgewechselt werden (ÖNORM EN 12566-5, Anhang E).

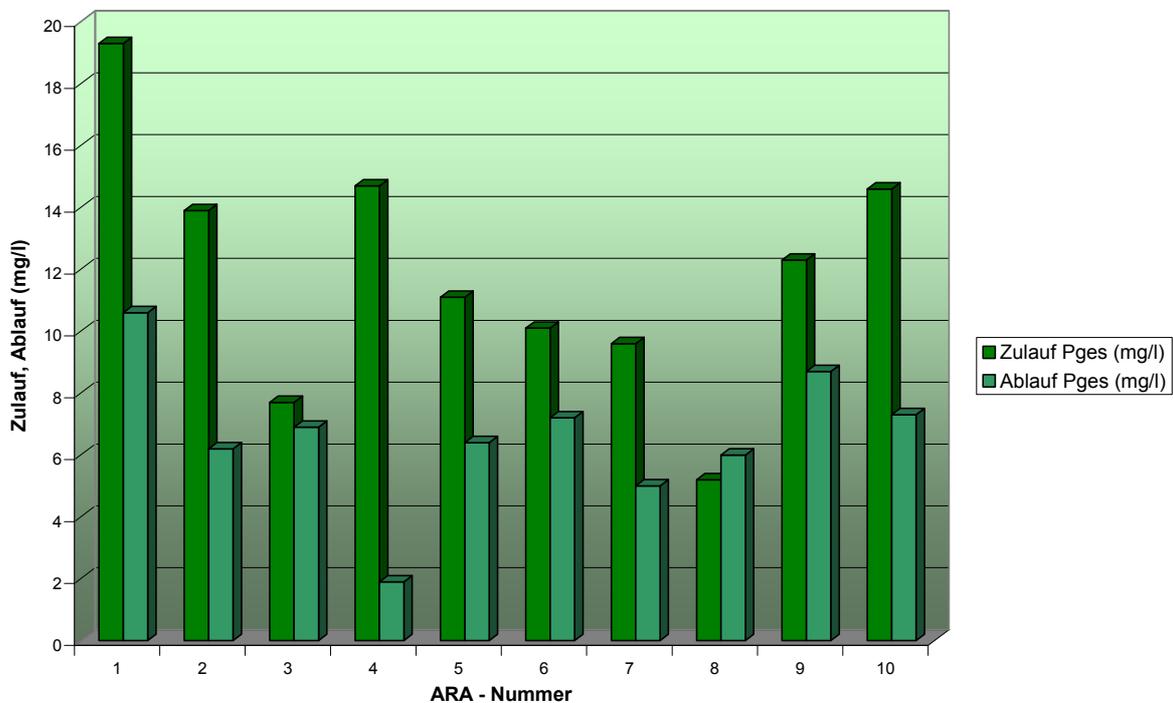


Abb. 62: Bepflanzte Bodenfilter: Gesamtphosphor (mg/l) im Zu- und Ablauf

7.4.4 Härte (°dH)

Im Gegensatz zu technischen Anlagen im Belebtschlammverfahren wird in Pflanzenkläranlagen das Abwasser durch die Verwendung von Kalk oder Dolomit im Bodenaufbau aufgehärtet.

Die Wasserhärte betrug im Zulauf im Mittel 11,2 dH°

und lag zwischen 4,3 und 19,8 Härtegraden. Im Ablauf lag sie zwischen 9,9 und 27,7 Härtegraden (Abb. 63). Im Mittel wurde eine Aufhärtung durch die Pflanzenbeete um 8,4 dH erzielt.

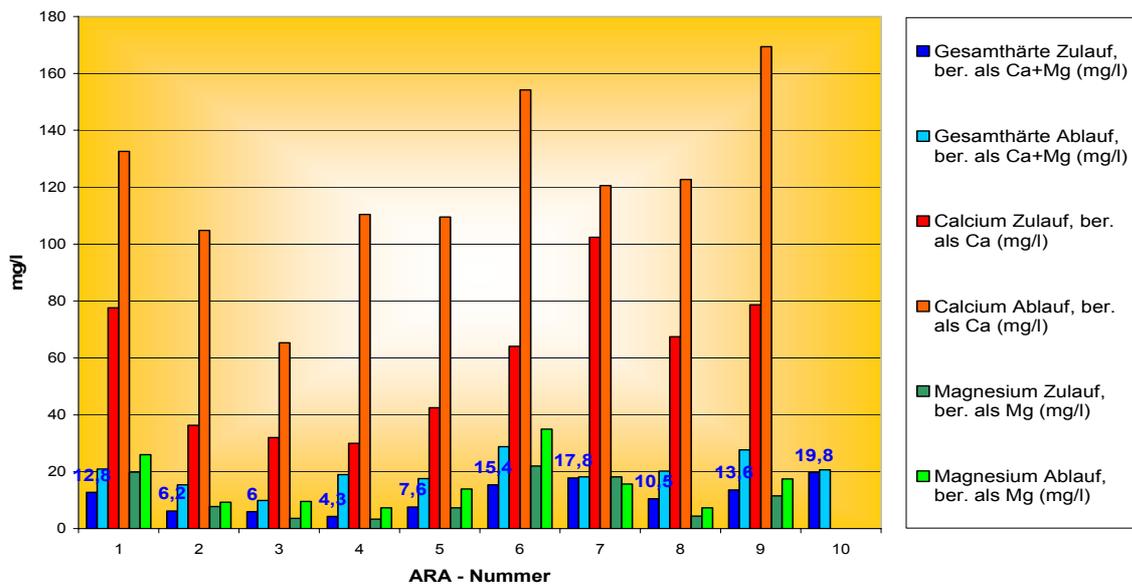


Abb. 63: Bepflanzte Bodenfilter: Gesamthärte, Calcium und Magnesium (mg/l)

7.4.5 Anionen, Kationen, pH-Wert und Säurekapazität

Die im Ablauf der Biologie messbare Mindestsäurekapazität von mindestens 2,5 bis 3,0 mmol/l, die als ein Nachweis für die ordnungsgemäße Abwasserreinigung herangezogen wird, stellt für die untersuchten Pflanzenkläranlagen keine besondere Herausforderung dar ($K_{S4,3}$, Hydrogenkarbonatkonzentration; WECKER & WEBER 2007). Im Durchschnitt liegt die Säurekapazität im Ablauf bei 4,7 mmol/l, wobei der

niedrigste Wert mit 3,6 mmol/l und der höchste Wert mit 7,1 mmol/l gemessen wurden (Abb. 64).

Die pH-Werte liegen sowohl im Zulauf als auch im Ablauf im idealen Bereich (Abb. 64). Der höchste pH-Wert wurde im Zulauf der Anlage BBF 7 mit pH 7,9 gemessen, der niedrigste (pH 6,9) im Zu- und Ablauf der BBF 4.

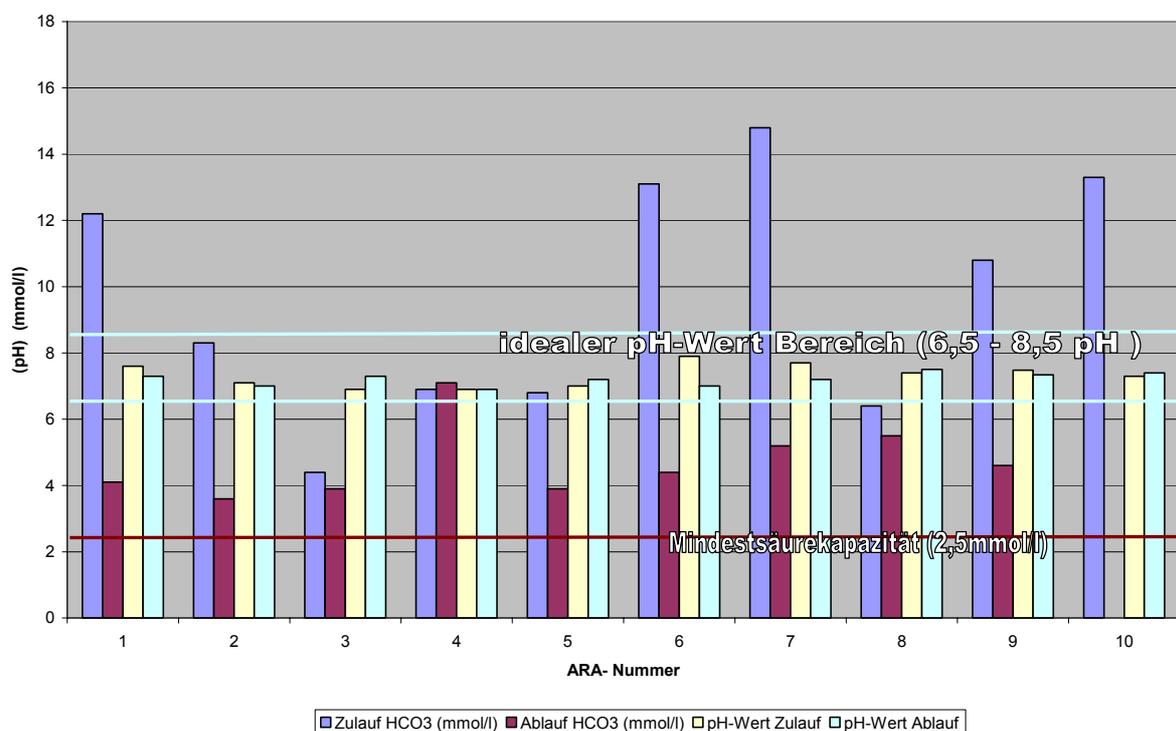


Abb. 64: Bepflanzte Bodenfilter: pH-Wert und Säurekapazität (mmol/l)

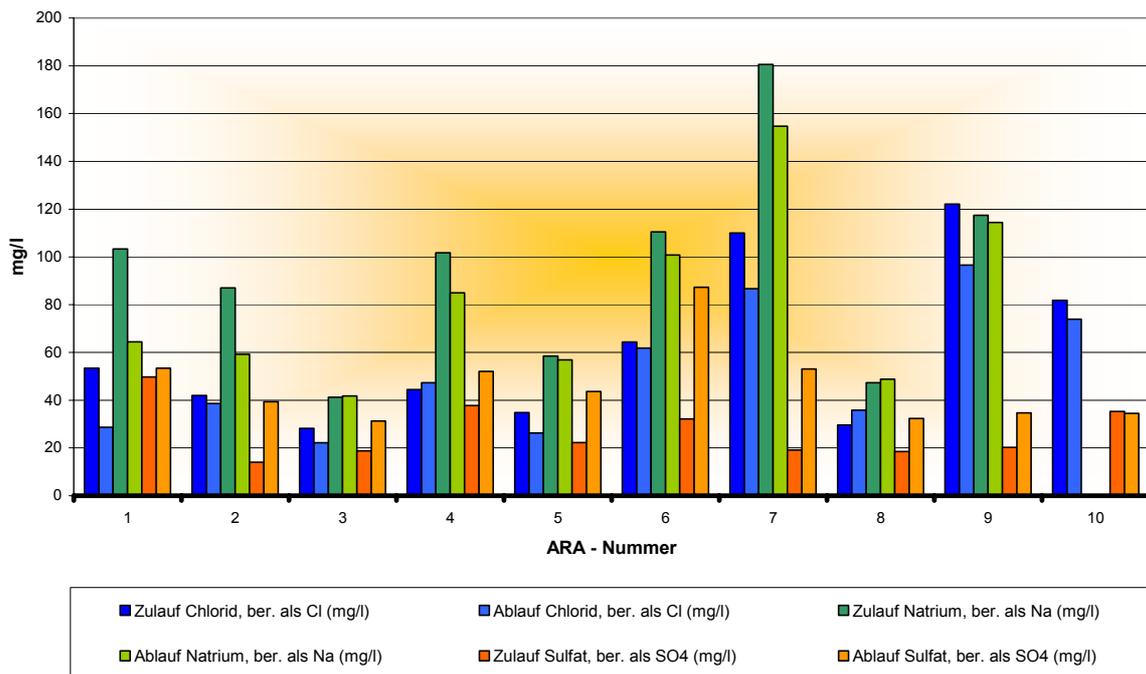


Abb. 65: Bepflanzte Bodenfilter: Ionen (mg/l)

Die Konzentrationen der **Chloridgehalte** (Abb. 65) bewegen sich im Zulauf zwischen 28 mg/l und 122 mg/l. Der Mittelwert beträgt 61 mg/l, das entspricht 1,7 meq/l.

Die Konzentrationen im Ablauf liegen zwischen 22 mg/l und 96 mg/l, der Mittelwert beträgt 52 mg/l bzw. 1,4 meq/l.

Im Zulauf betrug der Mittelwert der **Natriumkonzentrationen** 94 mg/l (3,7 meq/l), im Ablauf 81 mg/l (3,5 meq/l).

Die Konzentrationen des **Sulfats** liegen im Ablauf durchschnittlich bei 46 mg/l und sind damit deutlich höher als im Zulauf, wo als Mittelwert 27 mg/l berechnet wurden.

7.4.6 Zusammenfassung der Ergebnisse der Pflanzenkläranlagen

Im Land Salzburg gibt es zurzeit ca. 187 Pflanzenkläranlagen für insgesamt etwa 3.200 EW. Die Ausbaugröße der untersuchten Pflanzenkläranla-

gen liegt zwischen 16 und 84 Einwohnerwerten (EW). Die Auslastung lag im Durchschnitt bei 51%.

Grenzwerte

Die von der ÖNORM und der 1. AEV für kommunales Abwasser vorgeschlagenen Grenzwerte werden

von allen untersuchten Pflanzenkläranlagen eingehalten (Abb. 66).

Chemischer Sauerstoffbedarf gesamt (CSB_{ges}, Grenzwert 90 mg/l)

Der Summenparameter CSB_{ges} als Nachweis für den Kohlenstoffabbau liegt im Mittel bei 26 mg/l, der kleinste gemessene Wert im Ablauf der Anlagen

beträgt 9 mg/l, der höchste 39 mg/l. Der Grenzwert wurde somit durchschnittlich um 64 mg/l unterschritten.

Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC, Grenzwert 30 mg/l)

Das Mittel aller 10 Anlagen ergab bei dem Parameter "TOC" ein Ergebnis von 5,2 mg/l. Die Extreme betragen 3 und 7 mg/l.

Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅, Grenzwert 25 mg/l)

Der BSB₅ liegt im Mittel bei 2,2 mg/l und unterschreitet damit den Grenzwert von 25 mg/l um 91 %. Der Wirkungsgrad beträgt im Mittel 98,9 %.

Tab. 12: Ablaufwerte der bepflanzten Bodenfilter

| Parameter | | Anlage | | | | | | | | | |
|---------------------------------|----------------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|
| | | BBF 1 | BBF 2 | BBF 3 | BBF 4 | BBF 5 | BBF 6 | BBF 7 | BBF 8 | BBF 9 | BBF 10 |
| Größe | EW 60 | 18 | 20 | 22 | 20 | 16 | 16 | 20 | 25 | 48 | 84 |
| Auslastung | EW 60 | 7 | 7 | 16 | 9 | 10 | 10 | 4 | 15 | 20 | 50 |
| Auslastung | % | 38,9 | 35,0 | 72,7 | 45,0 | 62,5 | 62,5 | 20,0 | 60,0 | 41,7 | 59,5 |
| AW-Temperatur | °C | 6,2 | 6,8 | 11,7 | 14,2 | 14,3 | 12,8 | 9,5 | 7,8 | 14 | 4,3 |
| | Grenzwert | | | | | | | | | | |
| Absetzbare Stoffe | 0,3 ml/l | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 |
| Abfiltrierbare Stoffe* | 30 mg/l | n.n. | n.n. | n.n. | n.n. | n.n. | n.n. | n.n. | n.n. | n.n. | n.n. |
| BSB5 | 25 mg/l | 2 | 2 | 2 | 3 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 3 |
| CSB | 90 mg/l | 34 | 30 | 16 | 39 | 9 | 15 | 39 | 36 | 11 | 27 |
| TOC | 30 mg/l | 5 | 7 | 6 | 8 | 3 | 7 | 6 | 5 | 5 | |
| Ammonium-N (NH ₄ -N) | 10 mg/l | 0,041 | 3,4 | 0,041 | 2,2 | 0,041 | 0,041 | 0,041 | 0,041 | 0,041 | 25,1 |
| pH-Wert | 6,5-8,5 | 7,3 | 7 | 7,3 | 6,9 | 7,2 | 7 | 7,2 | 7,5 | 7,34 | 7,4 |
| | Kein Grenzwert | | | | | | | | | | |
| Nitrat-N (NO ₃ -N) | mg/l | 42,5 | 31 | 5,9 | 9 | 49,9 | 90,5 | 58,2 | 26,3 | 70,6 | 8,1 |
| P _{ges.} | mg/l | 10,6 | 6,2 | 6,9 | 1,9 | 6,4 | 7,2 | 5 | 6 | 8,7 | 7,3 |

Grenzwert überschritten

Ablauftemperatur < 12°C

Einhaltung des NH₄-N-Grenzwertes bei Ablauftemperatur <12°C

NH₄-N-Grenzwert temperaturbedingt nicht zu berücksichtigen

* Grenzwert der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung
n.n. = nicht nachweisbar

pH-Wert

Alle Anlagen lagen im optimalen Bereich von pH 6,5 und 8,5.

Absetzbare Stoffe (Grenzwert 0,3 ml/l)

Bei keiner der untersuchten Pflanzenkläranlagen konnten im Ablauf absetzbare Stoffe nachgewiesen werden.

Ammonium-Stickstoff (NH₄-N, Grenzwert 10 mg/l bei einer Temperatur >12 °C)

Bei neun Anlagen wurde der NH₄-N Grenzwert unabhängig von der Temperatur (zwischen 6,2 °C und 14,2 °C) nicht nur eingehalten, sondern lag meist unter der Nachweisgrenze bei der für Kläranlagen ÖNORM-gerechten Untersuchungsmethode.

Bei einer Anlage wurde der Grenzwert mit 25,1 mg/l zwar überschritten, bleibt aber wegen der Ablauftemperatur von 4,3 °C unberücksichtigt.

Nitratstickstoff (NO₃-N), Phosphor (in der Regel keine Grenzwerte)

Da die Anlagen nicht für Denitrifikation ausgelegt sind, lagen die Nitrat-N-Konzentrationen zwischen rund 6 und 91 mg/l. Als Mittelwert wurden 39 mg/l

errechnet. Der Gesamtphosphor wies Werte zwischen 2 und rund 11 mg/l auf.

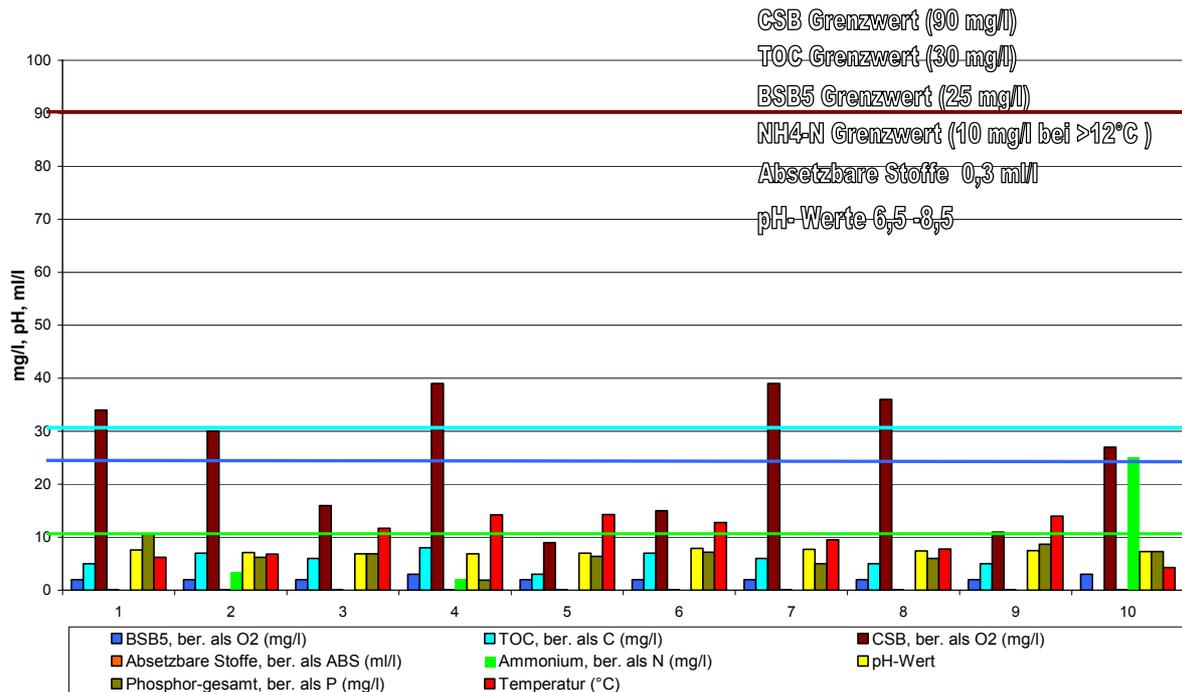


Abb. 66: Bepflanzte Bodenfilter: Ablaufgrenzwerte

Vorteile:

- Kein (oder höchstens geringer) Einsatz von Fremdenergie im Betrieb
- Sehr stabile anlage
- Einfache Technologie
- Geringer Wartungsaufwand
- Pflanzenkläranlagen sind naturnahe Reinigungsverfahren für häusliche Abwässer, die sich gut in die Landschaft einfügen

Nachteile:

- Hoher Platzbedarf
- Aufwendige Sanierung bei einer Verlegung des Filterkörpers
- Keine gesicherte Denitrifikation und weitergehende Phosphor-Entfernung
- Beschränkte Ausbaugröße

8 Zusammenfassendes Ergebnis und Diskussion

Laut Wasserinformationssystem (WIS) gibt es im Land Salzburg ca. 1.070 Kleinkläranlagen mit einer Gesamtkapazität von ca. 22.000 Einwohnerwerten. Im vorliegenden Bericht wurden jeweils 10 Anlagen der vier häufigsten Kleinkläranlantentypen (Belebung im Durchlaufverfahren, Belebung im Aufstauprinzip [SBR-Anlagen], Tropfkörper- inkl. BKF-Anlagen und Bepflanzte Bodenfilter [Pflanzenkläranlagen]) einer umfangreichen Untersuchung unterzogen, um die theoretische Reinigungsleistung der in der Praxis erzielten gegenüberzustellen.

Zum Leistungsvergleich der vorgestellten Reinigungsverfahren werden die Ablaufqualität des Abwassers, die Auslastung der Anlagen und die Temperatur in der Biologie bzw. im Ablauf herangezogen. Die Anforderung in Bezug auf die Ablaufqualität werden durch die vorgeschlagenen Grenzwerte der ÖNORM B 2501-1, B 2501-2 und der AAEV (BGBl. 186/1996) bestimmt (90 mg/l CSB_{ges}, 30 mg/l TOC, 25 mg/l BSB₅, 10 mg/l NH₄-N [$>12^{\circ}\text{C}$], 0,3 ml/l absetzbare Stoffe, 30 mg/l abfiltrierbare Stoffe; 6,5 – 8,5 pH-Wert)

Tabelle 13: Ablaufwerte der einzelnen Anlagentypen

| BELEBUNG im DURCHLAUF | | | | | | | | | | |
|-----------------------|--------------------|------------------|-----------|--------------------|-------------------|-----------------------|----------------|-------|----------|-------|
| Anlage | CSB _{ges} | BSB ₅ | TOC | NH ₄ -N | absetzbare Stoffe | abfiltrierbare Stoffe | pH-Wert | Temp. | Auslast. | Größe |
| | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l | ml/l | mg/l | | °C | % | EW |
| Grenzwerte | 90 | 25 | 30 | 10 | 0,3 | 30 | 6,5-8,5 | | | |
| BB 1 | 74 | 8 | 21 | 37,4 | 0,1 | 24 | 7,3 | 11,9 | 40 | 15 |
| BB 2 | 215 | 85 | 50 | 57,4 | 0,1 | 32 | 7,8 | 11,2 | 67 | 15 |
| BB 3 | 310 | 130 | 76 | 52,1 | 0,1 | 107 | 7,2 | 11,6 | 33 | 15 |
| BB 4 | 140 | 23 | 42 | 13,9 | 0,1 | 105 | 6,2 | 11,7 | 50 | 16 |
| BB 5 | 300 | 60 | 64 | 3,4 | 3,5 | 105 | 5,2 | 11,6 | 21 | 24 |
| BB 6 | 17 | 2 | 7 | 2,3 | 0,1 | 8 | 7 | 12,7 | 50 | 20 |
| BB 7 | 53 | 4 | 18 | 11,1 | 0,3 | 21 | 4,2 | 16,9 | 52 | 25 |
| BB 8 | 190 | 40 | 57 | 83,1 | 0,1 | 29 | 7,7 | 14,7 | 25 | 20 |
| BB 9 | 50 | 4 | 14 | 8,6 | 0,1 | 15 | 7,2 | 12,9 | 85 | 20 |
| BB 10 | 375 | 180 | 101 | 54,7 | 0,1 | 85 | 7,3 | 11,8 | 80 | 5 |

| BELEBUNG im AUFSTAUPRINZIP (SBR-ANLAGEN) | | | | | | | | | | |
|--|--------------------|------------------|-----------|--------------------|-------------------|-----------------------|----------------|-------|----------|-------|
| Anlage | CSB _{ges} | BSB ₅ | TOC | NH ₄ -N | absetzbare Stoffe | abfiltrierbare Stoffe | pH-Wert | Temp. | Auslast. | Größe |
| | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l | ml/l | mg/l | | °C | % | EW |
| Grenzwerte | 90 | 25 | 30 | 10 | 0,3 | 30 | 6,5-8,5 | | | |
| SBR 1 | 54 | 9 | 19 | 0,11 | 0,1 | 17 | 7 | 13,6 | 30 | 10 |
| SBR 2 | 21 | 2 | 8 | 0,1 | 0,1 | 15 | 7,1 | 14,2 | 30 | 10 |
| SBR 3 | 57 | 8 | 19 | 10,2 | 0,4 | 36 | 7,3 | 12,8 | 65 | 20 |
| SBR 4 | 66 | 4 | 19 | 0,17 | 0,1 | 43 | 7 | 12,3 | 50 | 10 |
| SBR 5 | 22 | 2 | 8 | 0,34 | 0,1 | 8 | 5,4 | 11,7 | 60 | 20 |
| SBR 6 | 29 | 2 | 6 | 0,04 | 0,1 | 8 | 7,7 | 9,5 | 90 | 20 |
| SBR 7 | 32 | 3 | 13 | 0,04 | 0,1 | 10 | 7,4 | 11,8 | 57 | 35 |
| SBR 8 | 45 | 4 | 11 | 0,23 | 0,1 | | 7,4 | 14,3 | 44 | 16 |
| SBR 9 | 35 | 3 | 14 | 0,36 | 0,1 | 8 | 7,2 | 13,7 | 30 | 40 |
| SBR10 | 18 | 4 | 8 | 0,097 | 0,1 | 14 | 6,9 | 14,3 | 45 | 20 |

| TROPFKÖRPERANLAGEN | | | | | | | | | | |
|--------------------|--------------------|------------------|-----------|--------------------|-------------------|-----------------------|----------------|-------|----------|-------|
| Anlage | CSB _{ges} | BSB ₅ | TOC | NH ₄ -N | absetzbare Stoffe | abfiltrierbare Stoffe | pH-Wert | Temp. | Auslast. | Größe |
| | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l | ml/l | mg/l | | °C | % | EW |
| Grenzwerte | 90 | 25 | 30 | 10 | 0,3 | 30 | 6,5-8,5 | | | |
| TK 1 | 58 | 26 | 18 | 30,1 | 0,5 | 20 | 7,4 | 12,9 | 64 | 25 |
| TK 2 | 39 | 2 | 7 | 0,11 | 0,1 | 12 | 7,2 | 11,6 | 80 | 20 |
| TK 3 | 107 | 41 | 24 | 13,5 | 1 | 87 | 7,4 | 11,2 | 100 | 20 |
| TK 4 | 45 | 2 | 16 | 4,1 | 0,1 | 15 | 7,5 | 9,1 | 20 | 25 |
| TK 5 | 50 | 2 | 13 | 0,19 | 0,3 | 18 | 7,1 | 8,2 | 45 | 20 |
| TK 6 | 107 | 20 | 28 | 8,6 | 0,6 | 103 | 7,2 | 12,1 | 12 | 25 |
| TK 7 | 73 | 33 | 24 | 21,1 | 0,1 | 41 | 7,8 | 11,2 | 8 | 25 |
| TK 8 | 290 | 105 | 67 | 14,6 | 0,8 | 185 | 7,2 | 11,3 | 16 | 25 |
| TK 9 | 290 | 85 | 64 | 0,29 | 4,5 | 302 | 7,2 | 15 | 20 | 30 |
| TK10 | 44 | 4 | 13 | 0,12 | 0,5 | 18 | 7,4 | 14,4 | 20 | 10 |

| BEPFLANZTE BODENFILTER | | | | | | | | | | |
|------------------------|--------------------|------------------|-----------|--------------------|-------------------|-----------------------|----------------|-------|----------|-------|
| Anlage | CSB _{ges} | BSB ₅ | TOC | NH ₄ -N | absetzbare Stoffe | abfiltrierbare Stoffe | pH-Wert | Temp. | Auslast. | Größe |
| | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l | ml/l | mg/l | | °C | % | EW |
| Grenzwerte | 90 | 25 | 30 | 10 | 0,3 | 30 | 6,5-8,5 | | | |
| BBF 1 | 34 | 2 | 5 | < 0,041 | <0,1 | n.n | 7,3 | 6,2 | 39 | 18 |
| BBF 2 | 30 | 2 | 7 | 3,4 | <0,1 | n.n | 7 | 6,8 | 35 | 20 |
| BBF 3 | 16 | 2 | 6 | < 0,041 | <0,1 | n.n | 7,3 | 11,7 | 73 | 22 |
| BBF 4 | 39 | 3 | 8 | 2,2 | <0,1 | n.n | 6,9 | 14,2 | 45 | 20 |
| BBF 5 | 9 | 2 | 3 | < 0,041 | <0,1 | n.n | 7,2 | 14,3 | 63 | 16 |
| BBF 6 | 15 | 2 | 7 | < 0,041 | <0,1 | n.n | 7 | 12,8 | 63 | 16 |
| BBF 7 | 39 | 2 | 6 | < 0,041 | <0,1 | n.n | 7,2 | 9,5 | 20 | 20 |
| BBF 8 | 36 | 2 | 5 | < 0,041 | <0,1 | n.n | 7,5 | 7,8 | 60 | 25 |
| BBF 9 | 11 | 2 | 5 | < 0,041 | <0,1 | n.n | 7,3 | 14 | 42 | 48 |
| BBF 10 | 27 | 3 | | 25,1 | <0,1 | n.n | 7,4 | 4,3 | 60 | 84 |

| |
|---|
| Grenzwert überschritten |
| Ablauftemperatur < 12°C |
| Einhaltung des NH ₄ -N-Grenzwertes bei Ablauftemperatur <12°C |
| NH ₄ -N-Grenzwert temperaturbedingt nicht zu berücksichtigen |
| * Grenzwert der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung n.n. nicht nachweisbar |

Die Ergebnisse der Untersuchungen sind in Tabelle 13 in übersichtlicher Form dargestellt. Daraus ergibt sich zusammenfassend Folgendes:

Die Untersuchungen weisen den **Bepflanzten Bodenfilter** (Pflanzenkläranlage) als stabilsten Anlagentyp zur Reinigung häuslicher Abwässer aus. Die zehn untersuchten Anlagen konnten an den Untersuchungsterminen alle Grenzwerte einhalten, wobei auch niedrige Temperaturen keine wesentliche Erschwernis darstellten.

Eine ähnlich gute Reinigungsleistung zeigten die **Belebungsbecken im Aufstauverfahren** (SBR-Anlagen), ein technisches Belebtschlammverfahren mit relativ umfangreicher Technik. Der Betrieb dieser Anlagen kann jedoch auch durch den "Laien" in Kombination mit einer jährlichen Wartung durch fachlich geschultes Personal gut bewältigt werden.

Als relativ instabil erwiesen sich die **Belebtschlamm-Anlagen im Durchlaufprinzip**. Nur zwei von zehn Anlagen erbrachten zum Zeitpunkt der Untersuchung die geforderte Reinigungsleistung. Dieses Ergebnis kann meistens auf unzureichende Kenntnisse der Betreiber in Bezug zur Anlage zurückgeführt werden, da bei diesen technisch doch recht aufwendigen Anlagen eine grundlegende Sachkenntnis und Verständnis für die Zusammenhänge erforderlich sind, die Anlage auf die jeweiligen Belastungssituationen einzustellen.

Tropfkörperanlagen sind ebenfalls grundsätzlich in der Lage, die geforderten Ablaufgrenzwerte problemlos einhalten zu können. Die in den Untersuchungen festgestellten Grenzwertüberschreitungen von Koh-

lenstoffparametern werden in der Regel durch den Abtrieb von Klärschlamm (Biofilm) verursacht, da die meisten Anlagen ohne Rezirkulation in die Vorklärung betrieben werden. Weiters ist die Rezirkulation wichtig zum Abmildern von Belastungsspitzen. Bei geringer Auslastung erfolgt durch die Rezirkulation eine Befeuchtung des Trägermediums, was die Austrocknung des Reaktors verhindert.

Die Praxis zeigt, dass alle untersuchten Kleinkläranlagentypen in der Lage sind, die erforderlichen Ablaufgrenzwerte einzuhalten. Die Zuverlässigkeit der Ablaufwerte und eine stabile Betriebssicherheit können jedoch nur unter der Voraussetzung gewährleistet werden, wenn sich die Betreiber mit ihrer Anlage "identifizieren" und diese ständig unter Beobachtung haben. Vor allem bei technisch anspruchsvollen Anlagen ist zumindest eine Schulung bzw. Ausbildung in fachlicher Hinsicht unbedingt erforderlich.

Eine wesentliche Hilfestellung bietet der in der wasserrechtlichen Bewilligung in der Regel vorgeschriebene Wartungsvertrag. Dieser allein ist jedoch für den ordnungsgemäßen Betrieb nicht ausreichend. Er soll auch neben den Wartungstätigkeiten als Kontaktstelle für Betriebsprobleme dienen, die durch den Betreiber nicht oder schwer lösbar sind. Die in wasserrechtlichen Genehmigungen geforderte Vorlage des Nachweises der Funktionstüchtigkeit der Anlage im Zuge der Überprüfung nach § 134 WRG 59 dient im Wesentlichen als Nachweis über den technischen Zustand der Anlage. Die dabei u. a. erforderliche Vorlage der Ablaufgrenzwerte ist wegen des großen Intervalls von fünf Jahren als Nachweis der ständigen Einhaltung der Ablaufgrenzwerte bei weitem nicht ausreichend. In der Regel ist eine Fremdanalyse des Anlagenablaufs jährlich vorzulegen.

9 Hinweise

9.1 Lösungsansätze bei Grenzwertüberschreitungen für "Belebungsbecken im Durchlaufverfahren" und "Belebungsbecken im Aufstauverfahren (SBR-Verfahren)"

Grundsätzlich ist der Betreiber für die ordnungsgemäße Funktion der Anlage verantwortlich. Technische Einstellungen sollten nur von Fachkräften durchgeführt werden (z.B. Wartungsfirma).

- Ammoniumgrenzwert überschritten: Die Belüftungszeiten verlängern und regelmäßig den Ammonium-Stickstoff mit Teststreifen (Schnelltests) messen. Die Wachstumsrate der Nitrifikanten ist temperaturabhängig und dauert ca. 12 – 20 Tage, das bedeutet, dass erst nach ca. 14 Tagen Änderungen in der Biologie eintreten.
- Unter der Voraussetzung, dass die Schlammkennwerte in Ordnung sind und sich der Ammoniumgrenzwert nicht nur eingestellt hat, sondern um 5 mg/l unterschritten ist, kann davon ausgegangen werden, dass auch die Kohlenstoffparameter unterhalb des Grenzwertes liegen.
- Schlammvolumen bzw. Trockensubstanz zu niedrig: Das ideale Schlammvolumen einer Kläranlage liegt zwischen 200 und 400 ml/l bei einer Trockensubstanz von 2 – 4 g/l. Keinen Überschussschlamm abziehen, bis sich der erforderliche Wert eingestellt hat. Die Rücklaufschlammpumpe überprüfen, ob diese in Ordnung ist. Da es bei Kleinkläranlagen mit geringer Belastung unterhalb von 20 EW besonders lange dauert bis sich der optimale Schlamm aufbaut, ist die einfachste und effizienteste Lösung, Impfschlamm aus einer regionalen Kläranlage in einer Menge von 20% der Volumens der Belebung einzubringen.
- Schlammvolumen bzw. die Trockensubstanz zu hoch: Vorsichtig den abgesetzten Schlamm aus dem Nachklärbecken als Überschussschlamm in die Vorklärung rückführen.
- Schwimm- und Blähschlamm: Regelmäßig den Schwimmschlamm im Belebungs- oder Nachklärbecken abschöpfen. Die Ursache für den Blähschlamm ist jedoch meist zu hoher Fettanteil im Belebungsbecken, was an der schlechten Absetzbarkeit. (Schlammindex >150 ml/g) zu erkennen ist.
- Temperatur: Die Temperatur sollte im Belebungsbecken so hoch wie möglich gehalten (ca. 12 bis 18 °C) werden, um die Geschwindigkeit der biologischen Abbauprozesse zu steigern (z.B. Abdecken der Schachtdeckel im Winter).
- Säurekapazität zu gering: Weiches Wasser (°dH <7) aufhärten

9.2 Lösungsansätze bei Grenzwertüberschreitungen für Tropfkörperanlagen

Voraussetzung für eine funktionierende Tropfkörperanlage sind neben der biologischen Reinigungsstufe, eine sehr gut funktionierende Vorklärung, Nachklärung und interne Rezirkulation.

- Die erste Filtertasse ist zur ordnungsgemäßen Funktion von Verschlammungen (z.B. übermäßige Bakterienproduktion, Verschlammung durch ungenügende Vorreinigung) freizuhalten.
- Belüftung: Sollte die Umgebungsluft nicht ausreichen das Ammonium zu nitrifizieren, kann der Festbettreaktor (Füllkörper) verstopft sein. Der Füllkörper der ersten Tasse muss ausgetauscht werden.
- Luftzirkulation zu gering: eventuell zusätzliche Installation einer Belüftung.
- Feststoffe im Ablauf: Rezirkulationspumpe ist nicht in Betrieb; keine ausreichende Nachklärung.
- Temperatur: Die Temperatur in der Anlage sollte so hoch wie möglich gehalten (ca. 12 bis 18 °C) werden, um die Kinetik der biochemischen Vorgänge zu steigern (z.B. Wärmedämmung der Schachtdeckel im Winter, unter Berücksichtigung der nötigen Sauerstoffversorgung).
- Säurekapazität zu gering: Weiches Wasser (°dH <7) aufhärten.

10 Zitierte Literatur

AESCHT, E., FOISSNER W. (1992): Biology of a high-rate activated sludge plant of a pharmaceutical company. – Arch. Hydrobiol., Suppl., 90: 207–251

AMBROS/ EHRHARDT/ KERSCHBAUMER (1998): Pflanzenkläranlagen selbst gebaut. – Stocker Verlag, Graz-Stuttgart, 1-148

BERGER, H., FOISSNER, W. (2003): Illustrated guide and ecological notes to ciliate indicator species (Protozoa, Ciliophora) in running waters, lakes, and sewage plants. - Handbuch Angewandte Limnologie, 17. Erg. Lfg. 10: 1–160

BERGER, H., FOISSNER, W., KOHMANN, F. (1997): Bestimmung und Ökologie der Mikrosaprobien

- nach DIN 38 410. - Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm. 1-291
- FOISSNER, W., BERGER, H., KOHMANN, F. (1992): Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems - Band II: Peritrichia, Heterotrichida, Odontostomatida. – Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft, 5/92: 1–502.
- FOISSNER, W., BERGER, H., KOHMANN, F. (1994): Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems - Band III: Hymenostomata, Prostomatida, Nassulida. – Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft, 1/94: 1–548.
- GANNER, B., UNTERWEGER, A., JÄGER, P. (2002): Die Biologie der Salzburger Kläranlagen im Zeitraum von 1991 bis 2000. – Reihe Gewässerschutz, 6: 115–169
- Hänel (1979): Systematik und Ökologie der farblosen Flagellaten des Abwassers. – Arch.Protistenk., 121: 73-137
- PÖPEL, F. (1995): Lehrbuch für Abwassertechnik und Gewässerschutz. - C.F. Müller Verlag
- WECKER, A., WEBER, N. (2007): Das Kalk-Kohlensäuresystem. – wwt 3/2007: 52-54.
- Gesetze, Verordnungen, Regelwerke:
- Wasserrechtsgesetz 1959 i. d. F. BGBl. I 87/2005
1. AEV für kommunales Abwasser, BGBl. 92/2000
3. AEV für kommunales Abwasser, "Extremanlagenverordnung", BGBl. 210/1996 i.d.F. BGBl. II 249/2006
- Allgemeine Abwasseremissionsverordnung (AAEV), BGBl. 186/1996
- Amt der Salzburger Landesregierung, Wasserbautechnischer Sachverständigendienst (unter Mitarbeit des Gewässerschutzes): Checkliste für vollbiologische Kleinkläranlagen (Anlagengröße 4 – 50 EW₆₀) Information Nr. 3/1998
- Amt der Salzburger Landesregierung - Gewässerschutz: „Salzburger Schutzhüttenkonzept“ (1999)
- ÖNORM B 2502-1: Kleinkläranlagen (Hauskläranlagen) für Anlagen bis 50 Einwohnerwerte (EW)- Vor Ort hergestellte Anlagen - Anwendung, Bemessung, Bau und Betrieb. (2007)
- ÖNORM B 2502-2: Kläranlagen - Kleine Kläranlagen - Anlagen für 51 bis 500 Einwohnerwerte - Anwendung, Bemessung, Bau und Betrieb. (2003)
- ÖNORM B 2502-3: Kleinkläranlagen (Hauskläranlagen) für Anlagen bis 50 Einwohnerwerte (EW) - Vorgefertigte oder vor Ort montierte Anlagen - Verfahren zum Nachweis der Normkonformität. (2007)
- ÖNORM B 2505: Kläranlagen, Bepflanzte Bodenfilter (Pflanzenkläranlagen) - Anwendung, Bemessung, Bau und Betrieb. (2005)
- ÖNORM EN 12566-1: Kleinkläranlagen für bis zu 50 EW – Teil 1: Werkmäßig hergestellte Faulgruben. (2004)
- ÖNORM EN 12566-3: Kleinkläranlagen für bis zu 50 EW - Teil 3: Vorgefertigte und/oder vor Ort montierte Anlagen zur Behandlung von häuslichem Schmutzwasser.. (2005)
- Entwurf ÖNORM EN 12566-4: Kleinkläranlagen für bis zu 50 Einwohnerwerte (EW) - Teil 4: Bausätze für vor Ort einzubauende Faulgruben. (2005)
- Entwurf ÖNORM EN 12566-5: Kleinkläranlagen für bis zu 50 Einwohnerwerte (EW) - Teil 5: Filtrationsanlagen für vorbehandeltes häusliches Abwasser. (2005)
- Entwurf ÖNORM EN- 12566-6: Kleinkläranlagen für bis zu 50 EW - Teil 6: Vorgefertigte Anlagen für die weitergehende Behandlung des aus Faulgruben ablaufenden Abwassers. (2006)
- ÖNORM B 2505: Wasseruntersuchung - Probenentnahme – Richtlinie für die Probenentnahmetechnik – Probenentnahme von Abwasser. (1992)
- ÖWAV-Regelblatt 1: Abwasserentsorgung im Gebirge, (2000)

Dezentrale Abwasserreinigungsanlagen im Land Salzburg - Belebtschlamm und Aufwuchs

Helmut BERGER, Peter SCHABER, Heinz REIF, Paul JÄGER

1 Gegenstand und Zweck der Untersuchung

Vom Amt der Salzburger Landesregierung, Abteilung 13, Referat Gewässerschutz, wurden Kleinkläranlagen beprobt, deren Ergebnisse der Belebtschlamm- und Aufwuchsuntersuchungen von Kleinkläranlagen (KKA) aus den Jahren 2006 und 2007 zusammenfassend dargestellt werden. Insgesamt handelt es sich um 34 Analy-

sen von drei Anlagentypen (Tabelle 1.1), von denen 27 im folgenden Bericht berücksichtigt werden. Wegen der noch geringen Anzahl von Analysen je Anlagentyp und der sehr hohen Variabilität ist eine genaue Charakterisierung der Biozönosen noch nicht möglich.

2 Methoden

Probenahme

Als Probengefäße dienten vom Unterzeichneten zur Verfügung gestellte 500-ml Schraubdeckeldosen (Einfüllöffnung 80 mm Durchmesser) aus weißem Polyäthylen. Diese wurden im Schnitt zur Hälfte (Bereich etwa 1/3 bis 2/3) mit Belebtschlamm/Aufwuchsmaterial gefüllt, was sowohl eine ausreichende Luftreserve als auch eine genügend

große Menge an Untersuchungsmaterial gewährleistet. Die Proben waren so zu transportieren, dass eine wesentliche Erwärmung über die Temperatur im Belebungsbecken/Aufwuchsbehälter vermieden wurde. Die Proben wurden vom Unterzeichneten vom Labor des Auftraggebers meist zwischen 16h00 und 18h00 abgeholt und anschließend untersucht.

Laborarbeit

Die mikroskopische Analyse erfolgte entsprechend der Reihenfolge am Probenahmeübergabeprotokoll. Bis zur Untersuchung wurden die Proben im Kühlschrank bei etwa 6°C aufbewahrt. Die Analyse wurde mit einem mit Hellfeld, Phasenkontrast (40×) und Normarski Differential-Interferenzkontrast (10×, 20×, 40×, 100×) ausgestattetem Olympus BHS Mikroskop durchgeführt.

Zur Beurteilung der Farbe und des Geruches wurde der Belebtschlamm im Probengefäß aufgeschüttelt. Aus der aufgeschüttelten Probe wurden etwa 0,05 ml mittels Kolbenhubpipette mit etwa 2 mm großer Öffnung entnommen und ohne Deckglas die Morphologie der Flocken (Form, Größe, Struktur) bei 125-facher Vergrößerung (Okular 12,5×, Objektiv 10×) festgehalten. Nach dem Auflegen des Deckglases (20 × 20 mm) wurden die Bakterien, Protozoen und Metazoen unter Verwendung einer adäquaten Vergrößerung (Objektive 10×, 20×, 40×, 100×) bestimmt. Um auch seltenere Arten nachzuweisen, wurden von jeder Probe noch zwei Tropfen zu etwa 0,1 ml (Deckglas 24 × 50 mm) untersucht. Von jeder

Probe wurden mehrere Mikrofotos und eine kurze Videosequenz aufgenommen.

Von jeder Probe wurden mindestens je zwei Trockenpräparate aus je etwa 0,05 ml Schlamm hergestellt. Die GRAM- und NEISSER-Färbung wurden jedoch auftragsgemäß erst ab einer geschätzten Fädigkeit von 2–3 (WAGNER 1982, EIKELBOOM & BUIJSEN 1999) mit den Farbesets von MERCK durchgeführt. Bei Bedarf wurde der Schwefeltest nach EIKELBOOM & BUIJSEN (1999) durchgeführt. Für die Determination der Fadenbakterien wurde das Analysenformular von EIKELBOOM & BUIJSEN (1999, Anhang 2) verwendet.

Die Abundanzschätzung (Häufigkeit) folgt den am Analysenformular angegebenen Einteilungen. Fehlen bestimmte Gruppen (z.B. Rädertiere) ist dies in den Artenlisten nicht extra vermerkt. Manche Arten, z. B. einige peritriche Ciliaten reagieren auf die Probenahme empfindlich, d. h. die Zooide strecken sich manchmal nicht mehr aus. In solchen Fällen ist es oft schwierig/unmöglich die Art zu bestimmen.

Bestimmungsliteratur

Für die Determination und die Terminologie wurden unter anderem folgende Standardwerke verwendet:
Bakterien: EIKELBOOM & BUIJSEN (1999), KUNST et al. (2000), LEMMER & LIND (2000), WAGNER (1982)
Pilze: BERGER et al. (1997), EIKELBOOM & BUIJSEN (1999)
Protozoen außer Ciliaten: BERGER et al. (1997),

HÄNEL (1979), PAGE & SIEMENSMA (1991), Patteson & Hedley (1992), Patterson & Larsen (1991)
Ciliaten: AESCHT & FOISSNER (1992), FOISSNER et al. (1991, 1992, 1994, 1995), LEITNER & FOISSNER 1997, MATTHES et al. (1988)
Metazoen: STREBLE & KRAUTER (1982)

Die Eigenschaften des Belebtschlammes werden wie folgt beschrieben:

Anmerkung: Stehen bei einer Eigenschaft (z. B. Flokkengröße) zwei Beschreibungen (z. B. klein; mittelgroß) und überwiegt eine davon deutlich, ist diese unterstrichen.

Farbe (nach GROBMANN et al. 1999): (mittel)braun bis dunkelbraun (normaler Belebtschlamm); schwärzlich (hochbelasteter Schlamm)

Geruch (nach GROBMANN et al. 1999): normaler, gut arbeitender Belebtschlamm riecht meist *frisch, erdig*. Überlasteter Schlamm riecht *muffig, faulig*.

Fädigkeit, Fadenförmige (nach WAGNER 1982 und EIKELBOOM & BUIJSEN 1999): siehe oben bzw. Analysenformular (die geschätzte Fädigkeit ist unterstrichen). Liegt die geschätzte Fädigkeit unter 2-3 sind die verursachenden Organismen (üblicherweise Bakterien) nicht in der Artenliste angeführt, es sei denn es handelt sich um Formen die ohne Färbung sicher bestimmbar sind.

Überstand: *klar, leicht trüb, deutlich trüb*

Interpretation der Ergebnisse

Dem Unterzeichneten liegen keine Ortsbefunde vor, was die Interpretationsmöglichkeiten etwas einschränkt. Für die Bewertung der Analysen wurden neben der Erfahrung des Unterzeichneten unter anderem folgende Arbeiten verwendet: BOLLER et al. (2002), EIKELBOOM & BUIJSEN (1999), EITL (2000), GANNER et al. (2002), GROBMANN et al. (1999), KROISS (1988), KUNST et al. (2000), LEMMER & LIND (2000), SCHMITT & HANSEN (2003), STIER et al. (2003). Daraus ergeben sich u. a. folgende Beurteilungskriterien:

Eine **arten- und individuenreiche Ciliatenzönose** indiziert gute Reinigungsleistung (Kohlenstoffabbau, Nitrifikation) und stabile Betriebsverhältnisse (BERGER & FOISSNER 2003, FOISSNER 1991, STIER et al. 2003). Im Vergleich zu natürlichen Gewässern ist die Artenzahl der Ciliaten im Belebtschlamm sehr eingeschränkt. Selten finden sich auch in einem gut arbeitenden Belebtschlamm mehr als 10 Arten. Zur Beschreibung der Artenvielfalt der Ciliaten dient daher folgende Einteilung: 0 bis 3 Arten = artenarm;

Flockenform (nach EIKELBOOM & BUIJSEN 1999): *abgerundet, unregelmäßig* (wenn die Form sehr stark von einer rundlichen Form abweicht).

Flokkengröße (nach EIKELBOOM & BUIJSEN 1999): *groß* = größer 500 µm; *mittelgroß* = 100–500 µm; *klein* = kleiner 100 µm.

Flockenstruktur (nach EIKELBOOM & BUIJSEN 1999): *kompakt* (keine wesentlichen Hohlräume); *offen* (deutliche Hohlräume). *Agglomerate* sind Flocken die durch fädige Bakterien, organische Fasern, oder Stiele abgestorbener Peritrichen mehr oder minder fest verbunden sind; Agglomerate oder Aggregate treten bevorzugt in denitrifizierenden Anlagen auf (GROBMANN et al. 1999). Oft bilden die fadenförmigen Bakterien seilartige Strukturen.

Protozoa-Metazoa: Die Ciliaten sind in der linken Spalte, die übrigen Protozoen in der mittleren Spalte und die Metazoen in der rechten Spalte eingetragen. Die Arten mit der höchsten Abundanz stehen jeweils oben.

4–10 Arten = artenreich; mehr als 10 Arten = sehr artenreich.

Blähschlamm: In schwach belasteten (Schlammbelastung < 0,15 kg BSB₅/(kg TS_{BB} · d), nitrifizierenden/ denitrifizierenden Anlagen wird Blähschlamm (Schlammindex >150 ml/g) üblicherweise durch das vermehrte Vorkommen von grampositiven "low F/M Bakterien" (low food/microorganismen ratio; *Microthrix parvicella*, Typ 1851, Typ 0041/0675, *Nostocoida limicola*) verursacht (LEMMER & LIND 2000, BAUMANN 2003). Speziell während der kalten Jahreszeit dominiert *Microthrix parvicella*.

Eine **hohe Abundanz von bestimmten heterotrophen Flagellaten** (z. B. Diplomonadida), kleinen Amöben und freien Bakterien sowie das Vorkommen bestimmter Ciliatenarten (z. B. *Dexiostoma campylum*, *Caenomorpha*) indiziert hohe Belastung und/oder längerfristige Unterversorgung mit Sauerstoff.

Metazoen (Rädertiere, Fadenwürmer, Bauchhaarlänge, Bärtierchen), **beschaltete Amöben** und **Sauginfusorien** indizieren meist ein hohes Schlammalter, da sie im Vergleich zu Flagellaten und den meisten Ciliaten üblicherweise wesentlich längere Generationszeiten haben.

Peritriche Ciliaten (z. B. *Epistylis*, *Opercularia*, *Epicarcbesium*, *Vorticella*, *Pseudovorticella*, *Zoothamnium*) filtrieren große Mengen freischwimmender Bakterien aus der flüssigen Phase und sorgen damit bei entsprechender Abundanz für einen klaren Überstand.

Die z. T. **mikroaerophilen Ciliatenarten** *Spirostomum teres*, *Holophrya discolor* und *Plagiocampa rouxi* (S-H-P-Gruppe) sind üblicherweise charakteristisch für schwachbelastete, stickstoffeliminierende Anlagen (GANNER et al. 2002).

Spirillen und **Spirochaeten**: Spirillen weisen auf (permanent) niedrige Sauerstoffkonzentrationen hin. Spirochaeten findet man in fast allen Belebtschlämmen; es ist nicht bekannt, ob ihre Anwesenheit eine spezielle Bedeutung hat (EIKELBOOM & BUIJSEN 1999). Vermutlich treten sie vermehrt in denitrifizierenden Anlagen auf.

Frequenz (= Konstanz): Prozentanteil der Proben in denen eine bestimmte Art nachgewiesen wurde (SCHWERDTFEGER 1975).

Die Interpretation der Schlammkennwerte folgt dem ÖWAV - Arbeitsbehelf Nr. 22.

Sauerstoffbereich (mg/l): 1–2 mg/l (nur Nitrifikation)

0–2 mg/l (bei intermittierender Belüftung zur simultanen Nitrifikation und Denitrifikation)

Schlammalter (t_{RS} ; d):

Richtwerte sind

$t_{RS} = 8–12$ d (nur Nitrifikation)

$t_{RS} = 12–20$ d (Nitrifikation, Denitrifikation, P-Elimination)

$t_{RS} > 25$ d (gleichzeitige Schlammstabilisierung)

Schlammbelastung (B_{TS} ; kg BSB_5 /(kg TS_{BB} · d):

$B_{TS} < 0,05$ kg BSB_5 /(kg TS_{BB} · d) (gleichzeitige Schlammstabilisierung)

$B_{TS} = 0,05–0,10$ kg BSB_5 /(kg TS_{BB} · d) (Nitrifikation, Denitrifikation, P-Elimination)

$B_{TS} = 0,10–0,15$ kg BSB_5 /(kg TS_{BB} · d) (nur Nitrifikation)

Schlammvolumen (SV_{BB} ; ml/l): Richtwerte $SV_{BB} = 200–600$ ml/l

Schlammvolumenindex oder Schlammindex (ISV; ml/g): optimaler Bereich des ISV = 40–100 ml/g; Blähschlamm bei ISV > 150 ml/g.

Trockensubstanz Belebtschlamm (TS_{BB} ; kg/m³): 3,00–6,00 kg/m³ (nach Stier et al. 2003 kommen 1–10 kg/m³ vor, günstig sind 3–7 kg/m³)

Rücklaufverhältnis (%): beträgt bei kommunalen Anlagen meist um 100% (STIER et al. 2003).

Sichttiefe Nachklärbecken (cm): gut funktionierende Nachklärbecken haben eine Klarwasserzone von ≥ 50 cm (HARTMANN 1983).

Statistik

Die Unterschiede zwischen zwei oder mehr Anlagentypen wurden für einige Datensätze mit dem parameterfreien Kruskal-Wallis-Test geprüft (ROHLF & SOKAL 1981, SOKAL & ROHLF 1981; $P < 0,05$).

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Belebungsanlagen im Durchlauf (Tabellen 3.1.1–3.1.3, 3.4.1, 3.4.2)

Die **Ciliatengemeinschaften** bestehen im Mittel aus 3 Taxa, was noch als artenarm zu bewerten ist. Dieser Wert liegt sehr weit unter dem Durchschnitt von 8,6 Taxa je Probe in den Großkläranlagen des Landes Salzburg (GANNER et al. 2002). Selbst der Maximalwert (6) liegt noch deutlich darunter. Die durchschnittliche geschätzte Abundanz beträgt 1,3. In den Großkläranlagen Salzburgs betrug dieser Wert in den Jahren 2005 und 2006 1,8 bzw. 1,7.

Von den 25 in den Durchlaufanlagen nachgewiesenen Taxa kommen 5 mit einer Frequenz von 20% vor, nämlich *Acineria uncinata*, *Ctedoctema acanthocryptum*, *Holophrya discolor*, *Opercularia* sp. und *Tetrahymena* sp. (Tabelle 3.1.1). Die übrigen Taxa finden sich nur mit 10%, d. h. jeweils in nur einer der 10 untersuchten

Proben. *Acineria uncinata*, *Holophrya discolor* und *Opercularia* spp. (u. a. *O. articulata*) gehören auch zu den 9 häufigsten Ciliaten-Taxa in Großkläranlagen (GANNER et al. 2002). *Holophrya discolor* ist Teil der so genannten S-H-P-Gruppe (*Spirostomum teres* - *Holophrya discolor* - *Plagiocampa rouxi* - Gruppe; GANNER et al. 2002). Vertreter dieser Assoziation sind in gut arbeitenden, schwachbelasteten, stickstoffeliminierenden Großkläranlagen gute Indikatoren für die Denitrifikation, da sie an mikroaerophile Bedingungen gut angepasst sind (BERGER et al. 1997; FOISSNER et al. 1992, 1994). Auch die beiden Kleinkläranlagen mit *H. discolor* funktionierten gut und waren eher niedrig belastet.

Ctedoctema acanthocryptum ist eine euryöke Art (Saprobienindex = 2,5) und weit verbreitet, aber selten

zahlreich im Detritus fließender und stehender Gewässer (FOISSNER et al. 1994). Im Belebtschlamm wurde diese Art bisher nur in den Großkläranlagen Salzburgs nachgewiesen, gehört aber auch hier nicht zu den frequenten Arten (GANNER et al. 2002). *Acinertia uncinata* ist ein typischer Vertreter für gut arbeitenden Belebtschlamm (BERGER & FOISSNER 2003). *Tetrahymena* sp. sowie *Dexiostoma campylum*, *Paramecium aurelia* und *Trinyma compressum* sind dagegen eindeutige Indikatoren für eine mehr oder minder starke Überlastung bzw. ungenügende Funktion einer Belebtschlammanlage. Erwähnenswert ist auch das seltene Vorkommen der Aspidisciden mit *Aspidisca cicada* und *A. hynceus* als wichtigste Vertreter. *Aspidisca*-Arten gehören in Großkläranlagen zu den frequentesten und oft auch abundantesten Ciliaten-Taxa und sind dort immer ein Zeichen für gut funktionierenden Belebtschlamm.

Insgesamt wurden 12 **Flagellaten**-Taxa nachgewiesen, wobei die Artenzahl deutlich darüber liegen dürfte, da eine Bestimmung auf dieses Niveau bei dieser Gruppe viel schwieriger ist als bei den Ciliaten. Die durchschnittliche Anzahl der Taxa je Probe liegt bei 2,4, die mittlere Abundanz bei 1,4 (Tabellen 3.1.2, 3.5.1). Heterotrophe Flagellaten als Gruppe sind in allen Belebtschlämmen weit verbreitet.

In den untersuchten Kleinkläranlagen erreicht *Bodo saltans* mit 70% die höchste Frequenz. Die durchschnittliche Abundanz liegt bei 1,9. *Bodo saltans* ist in stark verschmutzten Gewässern (alphamesosaprob) und gut arbeitenden Belebtschlammanlagen weit verbreitet, in frischem Abwasser und hoch belasteten biologischen Kläranlagen dagegen selten (Hänel 1979, Berger et al. 1997). Trotz der geringen Größe (4–12 × 2–6 µm) ist die Art relativ einfach im Lebendpräparat zu erkennen, da die Bewegung sehr charakteristisch ist: die Zelle heftet sich mit der Schleppgeißel an den Belebtschlammflocken fest und pendelt mit dem Körper ruckartig hin und her, dazwischen steht er manchmal still. Von dieser springenden Bewegung leitet sich auch der Artgruppen-Name *saltans* ab. Andere auf Art- oder Gattungsniveau bestimmte Taxa kommen nur in 1 oder 2 der 10 Proben vor. *Hexamita* und *Trigonomonas* sind obligate Anaerobier. *Tetramitus* ist zwar nicht obligat anaerob, bevorzugt

aber sehr stark organisch belastete Biotope. Bei entsprechender Abundanz (ab 2) kann aus ihrem Vorkommen auf eine Überlastung bzw. permanente Sauerstoffunterversorgung geschlossen werden.

Nacktamöben kommen als Gruppe in 4 der 10 Proben vor. Insgesamt wurden nur 3 Taxa nachgewiesen mit Frequenzen von 10% und 20%. Die durchschnittliche Abundanz beträgt lediglich 0,4 (Tabellen 3.1.2, 3.5.1).

Schalenamöben finden sich nur in 3 der 10 untersuchten Proben. Insgesamt wurden 4 Taxa nachgewiesen, die durchschnittliche Abundanz ist mit 0,3 allerdings sehr niedrig. *Trinema lineare*, eine in Böden weit verbreitete Art, kommt mit einer Frequenz von 20% vor, die übrigen Taxa sind jeweils in nur einer Probe vorhanden (Tabellen 3.1.2, 3.5.1). Bei mittlerer und hoher Gesamtabundanz bzw. erhöhter Artenzahl indizieren die beschalten Amöben üblicherweise ein erhöhtes Schlammalter.

Die **Metazoen** sind in den Proben aus den Durchlaufanlagen ausschließlich durch Rädertiere vertreten und zwar in 5 der 10 Proben. Die durchschnittliche Abundanz liegt bei 0,9 (Tabellen 3.1.3, 3.5.1). Das Maximum der geschätzten Abundanz in einer Anlage betrug 3. In derselben Probe wurden auch 3 Schalenamöbenarten mit einer durchschnittlichen Abundanz von 1,7 nachgewiesen. Sowohl die Metazoen als auch die beschalten Amöben haben im Vergleich zu den Ciliaten (Ausnahme Suctorina), Flagellaten und Nacktamöben vergleichsweise hohe Generationszeiten und können sich daher nur in Anlagen mit erhöhtem Schlammalter halten.

Die mittlere geschätzte Abundanz der frei suspendierten **Bakterien** (Stäbchen, Kokken) beträgt 1,7 (Tabellen 3.1.3, 3.5.1). Die durchschnittliche Fädigkeit liegt bei 1,1, der mittlere Schlammvolumenindex bei 113 ml/g, was zwar schon etwas über dem Optimalbereich (40–100) liegt, jedoch noch deutlich unterhalb der Blähschlammgrenze von 150 ml/g (Tabelle 3.5.2). In einer Anlage lag die Fädigkeit bei 3; die beiden dominanten Fadenbakterien waren Typ 0092 und Typ 0581.

3.2 Belebungsanlagen im Aufstauverfahren (Tabellen 3.2.1–3.2.3, 3.4.1)

Die **Ciliatengemeinschaften** der Aufstauanlagen bestehen im Mittel aus 5,2 Taxa, was als artenreich (4–10 Taxa) einzustufen ist. In einer Anlage wurden mit 11 Taxa sogar deutlich mehr als im Durchschnitt (8,6 Taxa) in Großkläranlagen nachgewiesen (GANNER et al. 2002). Die mittlere Abundanz liegt bei 1,6 und damit schon nahe am Wert für Großkläranlagen (Tabellen 3.2.1, 3.5.1).

In den 9 Aufstauanlagen wurden insgesamt 22 Taxa bestimmt, wovon immerhin 9 in mehr als 2 Proben vorkommen. Die höchste Frequenz zeigt *Acinertia*

incurvata mit 78%, gefolgt von *Aspidisca cicada* mit 56%. Beide Taxa sind typisch für gut arbeitenden Belebtschlamm (BERGER & FOISSNER 2003). Arten des *Vorticella convallaria*-Komplexes finden sich mit einer Frequenz von 44%. Diese Artengruppe ist in Großkläranlagen Salzburgs das häufigste Ciliatentaxon (GANNER et al. 2002).

Cinetochilum margaritaceum, *Holophrya discolor*, *Litonotus lamella*, *Litonotus* sp. und *Opercularia* sp. kommen in jeweils 3 der 9 Proben vor. *Cinetochilum margaritaceum* ist eine sehr kleine, euryöke Art und daher in gering

bis stark verschmutzten Fließgewässern sowie Stehgewässern weit verbreitet (FOISSNER et al. 1994). Sie kommt auch in Großkläranlagen vor, gehört aber dort, im Gegensatz zu natürlichen Gewässern, nicht zu den 20 häufigsten Taxa. *Holophrya discolor* ist Teil der so genannten *S-H-P* Gruppe (siehe Durchlaufanlagen). *Litonotus lamella* ist ebenfalls weit verbreitet in stehenden und fließenden Gewässern. Der Schwerpunkt der Verbreitung liegt im alphamesosaprobien Bereich, daher ist die Art auch gut an die Verhältnisse in Belebtschlammwerken angepasst. *Litonotus*-Arten sind überwiegend Räuber die bevorzugt andere Ciliaten und Flagellaten fressen. Sie kommen daher nur in solchen Anlagen in nennenswerter Anzahl vor, wo die Abundanz der Beuteorganismen ausreichend hoch ist. *Opercularia* ist ein peritriches Ciliat. So wie die meisten anderen Peritrichen weist *Opercularia* auf einen gut arbeitenden Belebtschlamm hin. Peritrichen ernähren sich überwiegend von frei suspendierten Bakterien und sorgen so bei entsprechender Abundanz für einen klaren Überstand und damit eine geringe organische Belastung des Ablaufes.

In den 9 Proben aus Aufstauanlagen wurden 10 **Flagellaten**-Taxa nachgewiesen, darunter *Bodo saltans* (siehe Durchlaufanlagen) mit einer Frequenz von 100% (Tabelle 3.2.2). Die Durchschnittswerte (Taxazahl, Abundanzsumme, Abundanz) sind leicht bis deutlich höher als in den Durchlaufanlagen (Tabelle 3.5.1). Neben den undeterminierten heterotrophen Flagellaten kommt nur noch *Peranema trichophorum* in

mehr als 2 der 9 Anlagen vor (Frequenz 44%). *Peranema trichophorum* ist ein Indikator für alphamesosaprobien Verhältnisse und daher auch im Belebtschlamm von Großkläranlagen regelmäßig vertreten. Er frisst Bakterien, andere Flagellaten und Hefen (BERGER et al. 1997).

Die Gruppe der **Nacktamöben** kommt in 5 der 9 Proben vor. *Mayorella* sp. ist in allen positiven Proben vorhanden, die Abundanz ist mit einer Ausnahme (2,5) sehr niedrig. Testaceen (= **beschaltete Amöben**) kommen dagegen in nur 2 Anlagen vor (Tabellen 3.2.2, 3.5.1).

Metazoen sind in 8 der 9 Anlagen anzutreffen, im Durchschnitt 1,4 Taxa mit einer Abundanz von 1,5 (Tabellen 3.2.2, 3.5.1). Die dominante Gruppe sind wie in vielen Großkläranlagen die Rädertiere (z. B. GANNER et al. 2002). Nematoden (Fadenwürmer) und Tardigrada (Bärtierchen) kommen nur in einer Probe vor.

Die mittlere geschätzte Abundanz der frei suspendierten **Bakterien** beträgt 0,8 (Tabellen 3.2.3, 3.5.1). Die Fädigkeit beträgt im Durchschnitt 1,6. In einer Probe wurde die Fädigkeit nach dem mikroskopischen Bild mit 2,5 eingestuft; die dominanten Taxa waren *Microthrix parvicella*, Typ 0092 und Typ 0581. Der Schlammvolumenindex liegt im Mittel bei 116 ml/g, also im selben Bereich wie in den Durchlaufanlagen (Tabelle 3.5.2).

3.3 Bodenkörperfilteranlagen, Tropfkörperfilteranlagen, Filteranlagen nach dem Biofilmverfahren („Filteranlagen“) (Tabellen 3.3.1–3.3.4, 3.4.1)

In den Proben aus den 8 Filteranlagen findet sich die höchste Gesamtzahl an **Ciliatentaxa** (27) und auch die höchste durchschnittliche Taxazahl (5,4; Tabellen 3.3.1, 3.5.1). Die mittlere Abundanz ist etwas höher als in den Durchlaufanlagen, aber niedriger als in den Aufstauanlagen. Die Schwankungsbreite ist aber sowohl bei der Taxazahl (0 bis 8) als auch bei der mittleren Abundanz (0 bis 2,5) beträchtlich. Die höchste Frequenz zeigt, wie in den Durchlauf- und Aufstauanlagen, *Acineria uncinata* (63%). *Tetrahymena* sp. kommt in 50% der Proben vor, allerdings durchwegs mit niedriger Abundanz (im Mittel 1,3). In jeweils 3 der 8 Proben finden sich *Cyclidium glaucoma* und *Opercularia asymmetrica*. *Cyclidium glaucoma* ist eine sehr kleine, hymenostome Art, die im Aufwuchs und Detritus von Fließ- und Stehgewässern ganzjährig weit verbreitet ist. Nach den Literaturdaten ist sie auch in Belebtschlammwerken und anderen Abwasserreinigungsanlagen weit verbreitet (FOISSNER et al. 1994), in den Großkläranlagen Salzburgs findet sie sich aber nicht (GANNER et al. 2002; Untersuchungen der Jahre 2005 und 2006). In den Aufstau- und Durchlaufanlagen ist sie jeweils nur in 1 Probe nachweisbar. *Cyclidium glaucoma* frisst vorwiegend Bakterien, Nahrung die in Filteranlagen reichlich vorhanden ist. Bei der Nahrungsaufnahme steht *Cyclidium* vollkommen still und strudelt mit der Mundbewimperung die frei suspen-

dierten Nahrungspartikel ein. Da im Belebtschlamm die Art durch die Turbulenzen während der Belüftung aber permanent gestört wird, ist das Fehlen in diesem Anlagentyp nicht verwunderlich. In den Gebirgsanlagen, die ebenfalls dem Filtertyp zuzurechnen sind, tritt sie aber auch nicht auf. Möglicherweise ist hier das Fehlen auf die im Mittel niedrigere Temperatur zurückzuführen, da *C. glaucoma* zwar eurytherm ist, aber höhere Temperaturen bevorzugt (FOISSNER et al. 1994).

Opercularia asymmetrica ist ein peritriches Ciliat, das auch in den meist niedrig belasteten, denitrifizierenden Großkläranlagen Salzburgs vorkommt (GANNER et al. 2002). AESCHT & FOISSNER (1992) fanden die Art dagegen im Belebtschlamm einer Hochlastanlage der pharmazeutischen Industrie.

Die **Flagellaten** sind mit 8 Taxa vertreten (Tabelle 3.3.2). Die mittlere Anzahl der Taxa und die mittlere Abundanz liegen in der selben Größenordnung wie in den Durchlauf- und Aufstauanlagen (Tabelle 3.5.1). Wie in den anderen Anlagentypen erreicht auch hier *Bodo saltans* die höchste Frequenz (75%), die durchschnittliche Abundanz ist aber gering.

In den 8 Proben aus Filteranlagen wurden insgesamt 5 **Nacktamöben**-Taxa nachgewiesen. Mit Ausnahme von *Mayorella*, eine für Kläranlagen typische Gruppe, sind die Frequenzen aber sehr gering (Tabelle 3.3.2). Dagegen ist die Gesamttaxazahl der **Schalenamöben** mit 8 deutlich höher als in den Durchlauf- und Aufstauanlagen. Dabei ist aber zu berücksichtigen, dass nur in 4 der 8 Proben Vertreter dieser Gruppe nachgewiesen wurden.

3.4 Vergleich der Anlagentypen (Tabelle 3.4.1)

Während des Untersuchungszeitraumes wurden auch 7 Gebirgskläranlagen untersucht, die dem Filteranlagentyp zuzurechnen sind. Die Detailergebnisse dieser Anlagen werden hier nicht präsentiert, sind aber im folgenden Vergleich zum Teil berücksichtigt.

Die Untersuchungen basieren auf 7–10 Analysen je Anlagentyp (Tabelle 3.4.1). Detaillierte Aussagen zu den einzelnen Typen sind daher noch nicht möglich, zumal einige Anlagen zum Zeitpunkt der Untersuchung nicht ordnungsgemäß arbeiteten und die Variabilität daher sehr hoch ist. Für weitergehende Analysen zur Charakterisierung der Anlagentypen – zum Beispiel Berechnung von Ähnlichkeitsindizes zwischen den Anlagen und Anlagentypen, umfangreichere statistische Vergleiche – ist ein deutlich höherer Stichprobenumfang von gut funktionierenden Anlagen erforderlich. Außerdem sollten dabei die Daten der ungenügend gewarteten und daher schlecht funktionierenden Anlagen nicht berücksichtigt werden.

In den 34 untersuchten Proben aus Kleinkläranlagen wurden insgesamt 59 Ciliaten-Taxa nachgewiesen. Dies ist relativ viel im Vergleich zu 82 Taxa aus 750 Proben von Großkläranlagen über einen Zeitraum von 10 Jahren (GANNER et al. 2002).

Eine diverse, also arten- und individuenreiche beta-bis alphamesosaprobe Ciliatenzönose ist üblicherweise ein sicherer Indikator für eine gute Funktion mittel und niedrig belasteter Belebtschlammanlagen. Die mittlere Anzahl der Ciliatentaxa in den verschiedenen Anlagentypen reicht von 3,0 (Durchlauf) bis 5,4 (Filter) (Tabelle 3.4.1). Sowohl die durchschnittliche Artenzahl als auch die mittlere Abundanz ist in den untersuchten Aufstauanlagen höher als in den Durchlaufanlagen. In den Filteranlagen ist die Artenzahl noch etwas höher als in den Aufstauanlagen, die

3.5 Allgemeine Anmerkungen

Obwohl der relativ geringe Stichprobenumfang noch keine eindeutigen Aussagen zulässt, weisen die bisherigen biologischen Untersuchungen darauf hin, dass die Kleinkläranlagen im Durchschnitt eine deutlich arten- und individuenärmere Ciliatenbiozönose aufweisen als Großkläranlagen, wobei jedoch sehr große Unterschiede zwischen den einzelnen Kleinanlagen bestehen. Dies weist darauf hin, dass Kleinkläranla-

In allen Proben aus Filteranlagen wurden **Metazoen** nachgewiesen (Tabelle 3.3.3), darunter auch Chironomiden, *Psychoda*, Gastrotrichen, Collembolen, Nauplien und Oligochaeten. Die dominanten und frequentesten Gruppen sind aber, so wie in den Durchlauf- und Aufstauanlagen und den Großkläranlagen, die Nematoden (88% Frequenz) und Rädertiere.

mittlere Abundanz aber etwa so wie in den Durchlaufanlagen. In den Gebirgsanlagen liegt die Artenzahl etwas über jenen der Durchlaufanlagen, die mittlere Abundanz (nicht aber die Abundanzsumme) ist dagegen am höchsten von allen Anlagentypen. Wegen der extremen Variabilität sind die Unterschiede jedoch statistisch nicht signifikant.

Auch aus der Analyse der Artenspektren der einzelnen Großgruppen, insbesondere der Ciliaten ergeben sich keine nennenswerten Unterschiede. In den Belebtschlammssystemen finden sich, wie nicht anders zu erwarten, die selben Arten wie in Großkläranlagen. In den Filteranlagen kommt *Cyclidium glaucoma* vermehrt vor, das in den Belebtschlammern der Großkläranlagen weitgehend fehlt und in den Kleinkläranlagen nach dem Belebtschlammverfahren nur sehr selten vorkommt. Derzeit weisen die biologischen Daten darauf hin, dass die Aufstauanlagen etwas diversere Ciliatengemeinschaften haben und besser funktionieren als die Durchlaufanlagen. Die Unterschiede in den relevanten Parametern (Artenzahl, Abundanz) sind aber wegen der enormen Schwankungsbreite der Daten nicht signifikant.

Die mittlere Abundanz der frei suspendierten Bakterien ist in den Durchlaufanlagen doppelt so hoch wie in den Aufstauanlagen (Tabelle 3.5.1). Der Unterschied ist allerdings wegen der deutlichen Überlappung der Werte nicht signifikant. Die Fähigkeit ist dagegen in den Aufstauanlagen signifikant ($P < 5\%$) höher als in den Durchlaufanlagen.

Die Mittelwerte der Schlammkennwerten von Durchlauf- und Aufstauanlagen unterscheiden sich zum Teil beträchtlich (Tabelle 3.5.2). Wegen der hohen Variabilität ergibt sich aber nur für den Glühverlust ein statistisch signifikanter Unterschied.

gen im Durchschnitt schlechter funktionieren als Großanlagen. Mögliche Gründe dafür sind:

- Das mangelnde, z. T. auch fehlende Verständnis und Interesse der Kleinkläranlagenbetreiber für die in der Anlage ablaufenden grundlegenden Prozesse. Jeder Betreiber sollte daher an einem

Ausbildungskurs für Kleinkläranlagen teilnehmen (HABERL & KAINZ 2007).

- Stärkere Schwankungen in der Zulaufmenge und der Konzentration der Abwasserinhaltsstoffe. Z. B. extreme Unterbelastung der Anlage wenn das Haus während des Urlaubes nicht bewohnt ist mit anschließender Vollbelastung bei der Rückkehr. Solche extreme Schwankungen gibt es in Großkläranlagen nicht.
- Kleinkläranlagen sind gegenüber der Umwelt viel mehr isoliert als Großkläranlagen, sodass es vermutlich wesentlich länger dauert bis, sich eine

richtige Belebtschlamm- oder Aufwuchsbiozönose mit hoher Diversität an Protozoen entwickelt. Fast alle eukaryotischen Belebtschlammorganismen sind Süßwasserbewohner (nur wenige davon finden sich auch im Boden), die nur sehr langsam, wenn überhaupt, in eine Kleinkläranlage kommen. Eine Beimpfung mit Belebtschlamm aus einer gut funktionierenden Großkläranlage (hohe Artenzahl an Ciliaten und anderen Protozoen; geringe Fädigkeit) könnte möglicherweise Abhilfe schaffen.

4 Zusammenfassung

In den Jahren 2006 und 2007 wurde 27 Proben aus Kleinkläranlagen (10 Proben aus Durchlauf-, 9 aus Aufstau-, 8 aus Filteranlagen) untersucht. Die Belebtschlämme ähneln hinsichtlich des Artenspektrums jenen aus Großkläranlagen, allerdings liegen die mittlere Anzahl der Taxa und die mittlere Abundanz der Ciliaten deutlich unter den Werten der Großanlagen. Die Werte sind in den untersuchten Aufstauanlagen höher als in den Durchlaufanlagen, was auf eine bessere Funktion der Aufstauanlagen hinweist. Die Unterschiede sind aber wegen der großen Streubreite der Einzelwerte statistisch nicht signifikant. Auffallende, durch den Anlagentyp bedingte Unterschiede zwischen den Artenspektren der Belebtschlamm-Biozösen der Durchlauf- und Aufstauanlagen sind (derzeit) nicht erkennbar. Die Ciliatengemeinschaften der

Filteranlagen sind im Schnitt so artenreich wie jene der Aufstauanlagen. *Cyclidium glaucoma*, eine Art die in großen Belebtschlamm-Anlagen weitgehend fehlt und in den kleinen Belebtschlamm-Anlagen sehr spärlich vorkommt, findet sich in einigen Filteranlagen, vermutlich weil die Art sehr empfindlich auf Bewegung (Turbulenz des Belebtschlammes) reagiert. Die Biofilme der Filteranlagen entsprechen dagegen weitgehend dem natürlichen Aufwuchs in Fließ- und Stehgewässern wo *C. glaucoma* hauptsächlich vorkommt. Die untersuchten Durchlauf- und Aufstauanlagen unterscheiden sich hinsichtlich mittlerer Abundanz der frei suspendierten Bakterien und der Fädigkeit; signifikant ist jedoch nur die höhere Fädigkeit in den Aufstauanlagen. Der Glühverlust ist in den Durchlaufanlagen signifikant höher als in den Aufstauanlagen.

5 Literatur

- AESCHT E., FOISSNER W. (1992): Biology of a high-rate activated sludge plant of a pharmaceutical company. – Arch. Hydrobiol., Suppl., 90: 207–251.
- BAUMANN P. (2003): Konstruktive und betriebliche Maßnahmen zur Bekämpfung von Blähschlamm, Schwimmschlamm und Schaum. – Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern, 18: 19–37.
- BERGER H., FOISSNER W. (2003): Illustrated guide and ecological notes to ciliate indicator species (Protozoa, Ciliophora) in running waters, lakes, and sewage plants. – Handbuch Angewandte Limnologie, 17. Erg. Lfg. 10: 1–160.
- BERGER H., FOISSNER W. & KOHMANN F. (1997): Bestimmung und Ökologie der Mikrosaproben nach DIN 38 410. – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm. 291 pp.
- BOLLER R., STRUNKHEIDE J., WITTE H. (2002): Betrieb und Wartung von Kleinkläranlagen. Ein Praxis-Handbuch für Betreiber, Wartungsbetriebe und Behörden. – F. Hirthammer Verlag, München. 286 pp.
- EIKELBOOM D.H., BUIJSSEN H.J.J. van (1999): Handbuch für die mikroskopische Schlammuntersuchung. – HirthammerVerlag, München (4. Auflage). 91 pp.
- ETTL M. (2000): The ciliate community (Protozoa: Ciliophora) of a municipal activated sludge plant: interactions between species and environmental factors. – Protozoological Monographs, 1: 1–62.
- FOISSNER W. (1991): Mikroorganismen in extremen Lebensräumen. Protozoen im Belebtschlamm. Mikroaerobier und Bioindikatoren. – Biologie in unserer Zeit, 21: 326–328.
- FOISSNER, W., BLATTERER, H., BERGER, H., KOHMANN, F. (1991): Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobien-systems - Band I: Cyrtophorida, Oligotrichida, Hypotrichia, Colpodea. – Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft, 1/91: 1–478.
- FOISSNER, W., BERGER, H., KOHMANN, F. (1992): Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobien-systems - Band II: Peritrichia, Heterotrichida, Odontostomatida. – Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft, 5/92: 1–502.
- FOISSNER, W., BERGER, H., KOHMANN, F. (1994): Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobien-systems - Band III: Hyme-

- nostomata, Prostomatida, Nassulida. – Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft, 1/94: 1–548.
- FOISSNER, W., BERGER, H., BLATTERER, H., KOHMANN, F. (1995): Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems - Band IV: Gymnostomatea, *Loxodes*, Suctorina. – Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft, 1/95: 1–540.
- GANNER B., UNTERWEGER A., JÄGER P. (2002): Die Biologie der Salzburger Kläranlagen im Zeitraum von 1991 bis 2000. – Land Salzburg - Reihe Gewässerschutz, 6: 115–169.
- GROBMANN I., GSCHLÖBL T., HEITER M., KÖNIG O., SCHEER G., SCHLEYPEN P., WEBER D., WITTLING T. (1999): Das mikroskopische Bild bei der biologischen Abwasserreinigung. – Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft, 1/99: 1–166.
- HABERL R., KAINZ A. (2007): ÖWAV Ausbildungskurse für Kleinkläranlagen. – Wiener Mitteilungen, 2007: H1–H16.
- HÄNEL (1979): Systematik und Ökologie der farblosen Flagellaten des Abwassers. – Arch. Protistenk., 121: 73–137.
- HARTMANN L. (1983). Biologische Abwasserreinigung. - Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York. 230 pp.
- KROISS H. (1998): Fortbildungskurs Biologische Abwasserreinigung. – Wiener Mitteilungen, 145: 1–489.
- KUNST S., HELMER C., KNOOP S. (2000): Betriebsprobleme auf Kläranlagen durch Blähschlamm, Schwimmschlamm, Schaum. Handbuch zur Identifizierung und Bekämpfung fädiger Bakterien. - Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York. 175 pp.
- LEITNER A.R., FOISSNER W. (1997): Taxonomic characterization of *Epicarchesium granulatum* (Kellcott, 1887) Jankowski, 1985 and *Pseudovorticella elongata* (Fromtentel, 1876) nov. comb., two peritrichs (Protozoa, Ciliophora) from activated sludge. – Europ. J. Protistol., 33: 13–29.
- LEMMER H. & LIND G. (2000): Blähschlamm, Schaum, Schwimmschlamm. Mikrobiologie und Gegenmaßnahmen. - Hirthammer Verlag, München. 176 pp.
- MATTHES D., GUHL W., HAIDER G. (1988): Suctorina und Urceolariidae (Peritricha). – Protozoenfauna 7/1: 1–309.
- ÖWAV (2001): Kläranlagenzustandsbericht. - ÖWAV - Arbeitsbehelf Nr. 22. 2. überarbeitete Auflage. Wien. 65 pp.
- PAGE F.C., SIEMENSMA F. J. (1991): Nackte Rhizopoda und Heliozoa. – Protozoenfauna 2: 1–297.
- PATTERSON D.J., HEDLEY S. (1992): Free-living freshwater protozoa. A colour guide. - Wolfe Publishing Ltd., 223 pp.
- PATTERSON D.J., LARSEN J. (eds.) (1991): The biology of free-living heterotrophic flagellates. – The Systematic Association Special Volume No. 45: 1–505.
- ROHLF F.J., SOKAL R.R. (1981): Statistical tables. Freeman and Company. - San Francisco. 219 pp.
- SCHMITT T.G., HANSEN J. (2003): Blähschlamm, Schwimmschlamm und Schaum in kommunalen und industriellen Abwasserbehandlungsanlagen. – Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern, 18: 1–101.
- SCHWERDTFEGER F (1975): Ökologie der Tiere. Ein Lehr- und Handbuch in drei Teilen. Band III: Synökologie. - Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin. 451 pp.
- SOKAL R. R., ROHLF F.J. (1981): Biometry. Freeman and Company, - San Francisco. 859 pp.
- STIER E., BAUMGART H.-C., FISCHER M. (2003): Handbuch für Umwelttechnische Berufe (Ver- und Entsorger). Band 3 Abwassertechnik. 7. Auflage. - Hirthammer Verlag, München. 541 pp.
- STREBLE H., KRAUTER D. (1982): Das Leben im Wassertropfen. Mikroflora und Mikrofauna des Süßwassers. - Kosmos. Franckh'sche Verlagshandlung, Stuttgart. 336 pp.
- WAGNER F. (1982): Ursachen, Verhinderung und Bekämpfung der Blähschlamm-Bildung in Belebungsanlagen. – Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, 76: 1–220.

6 Tabellen

Tabelle 1.1: Zuordnung der Probennummern zu den Reinigungsverfahren

| Belebungsanlagen im Durchlauf | Belebungsanlagen im Aufstauverfahren | Bodenkörperfilteranlagen, Tropfkörperfilteranlagen, Filteranlagen nach dem Biofilmverfahren |
|-------------------------------|--------------------------------------|---|
| SCH BB 20061030 | FÜR BB 20061024 | EGG BB 20061023 |
| STO BB 20061106 | PIC BB 20061030 | GSE BB 20061106 |
| HAR BB 20061107 | FAN BB 20061023 | WIE BB 20061107 |
| GRU13 BB 20061108 | PRO BB 20061107 | STE BB 20061108 |
| GRU15 BB 20061108 | STE Sonnhalb BB 20061108 | SCH BB 20070416 |
| TRI BB 20061115 | WAL BB 20061114 | AIG BB 20070418 |
| FAN/TRA BB 20061023 | MAN BB 20061115 | AIGN BB 20070418 |
| ZIR BB 20070416 | LEC BB 20061106 | BRE BB 20070416 ^a |
| FLU BB 20061023 | BER BB 20070416 | |
| BAC BB 20070418 | | |

^a Mit kurzen Stücken von Elektroinstallationsrohren als Aufwuchskörper

Abkürzungen zu den folgenden Tabellen

AD = durchschnittliche Abundanz

AS = Abundanzsumme

F = Funde

K = Konstanz = Frequenz (in %)

kW = kein Wert

#1 = geschätzte Abundanz 1 (nur bei Fadenorganismen)

Tabelle 3.1.1: Anlagen im Durchlaufverfahren

| | SCH BB 20061030 | STO BB 20061106 | HAR BB 20061107 | GRU13 BB 20061108 | GRU15 BB200611 08 | TRI BB 20061115 | FAN/TRA BB 20061023 | ZIR BB 20070416 | FLU BB 20061023 | BAC BB 20070418 | F | K (%) | AS | AD |
|--|--------------------|--------------------|--------------------|-------------------------|-------------------------|--------------------|---------------------------|--------------------|--------------------|--------------------|-----|-------|-----|-----|
| Ciliaten | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Acineta uncinata</i> | | | | | | 1,0 | | | 0,5 | | 2,0 | 20 | 1,5 | 0,8 |
| <i>Aspidisca cicada</i> | | | | 2,5 | | | | | | | 1,0 | 10 | 2,5 | 2,5 |
| <i>Aspidisca lynceus</i> | | | | | | 1,5 | | | | | 1,0 | 10 | 1,5 | 1,5 |
| <i>Cleodotema acanthocroptum</i> | 0,5 | | | | | | | | 1,0 | | 2,0 | 20 | 1,5 | 0,8 |
| <i>Cyclidium glaucoma</i> | 1,0 | | | | | | | | | | 1,0 | 10 | 1,0 | 1,0 |
| <i>Dextostoma capyllum</i> | | | 1,0 | | | | | | | | 1,0 | 10 | 1,0 | 1,0 |
| <i>Dexiarcha tranquilla</i> | | | | | | 1,0 | | | | | 1,0 | 10 | 1,0 | 1,0 |
| <i>Epicarbesium granulatum</i> | | | | | 2,0 | | | | | | 1,0 | 10 | 2,0 | 2,0 |
| <i>Epistylis coronata</i> | | | | | 2,5 | | | | | | 1,0 | 10 | 2,5 | 2,5 |
| <i>Epistylis</i> sp. | | | | | | | | | | | 1,0 | 10 | 2,0 | 2,0 |
| <i>Holophrya discolor</i> | | | | | 0,5 | 1,0 | | | | | 2,0 | 20 | 1,5 | 0,8 |
| <i>Litonotus</i> sp. | | | | | | | | | 0,5 | | 1,0 | 10 | 0,5 | 0,5 |
| <i>Opercularia articulata</i> | | | | | | 2,5 | | | | | 1,0 | 10 | 2,5 | 2,5 |
| <i>Opercularia asymmetrica</i> | | | | | | | | 1,0 | | | 1,0 | 10 | 1,0 | 1,0 |
| <i>Opercularia</i> sp. | | | | | 2,0 | | 3,0 | | | | 2,0 | 20 | 5,0 | 2,5 |
| <i>Paramacium aurelia</i> | | | | | 1,0 | | | | | | 1,0 | 10 | 1,0 | 1,0 |
| <i>Platyphrya</i> sp. | | | | | | 1,0 | | | | | 1,0 | 10 | 1,0 | 1,0 |
| <i>Podophrya</i> sp. | | | | 0,5 | | | | | | | 1,0 | 10 | 0,5 | 0,5 |
| <i>Pseudovorticella elongata</i> | | | | | | | 2,5 | | | | 1,0 | 10 | 2,5 | 2,5 |
| <i>Spathidium</i> sp. | | | | | | | | | 1,0 | | 1,0 | 10 | 1,0 | 1,0 |
| <i>Tetratymena</i> sp. | 0,5 | 0,5 | | | | | | | | | 2,0 | 20 | 1,0 | 0,5 |
| <i>Tranyema compressum</i> | | | 2,0 | | | | | | | | 1,0 | 10 | 2,0 | 2,0 |
| <i>Vorticella aquadulcis</i> -Komplex | | | | | | | | | 2,0 | | 1,0 | 10 | 2,0 | 2,0 |
| <i>Vorticella convularia</i> -Komplex | | | | | | | 1,0 | | | | 1,0 | 10 | 1,0 | 1,0 |
| <i>Vorticella infusioformis</i> -Komplex | | | 2,0 | | | | | | | | 1,0 | 10 | 2,0 | 2,0 |
| Anzahl Taxa | 3 | 1 | 3 | 2 | 5 | 6 | 3 | 1 | 5 | 1 | | | | |
| Abundanzsumme | 2 | 1 | 5 | 3 | 8 | 8 | 7 | 1 | 5 | 2 | | | | |
| Durchschnittliche Abundanz | 0,7 | 0,5 | 1,7 | 1,5 | 1,6 | 1,3 | 2,2 | 1,0 | 1,0 | 2,0 | | | | |

Tabelle 3.1.2: Anlagen im Durchlaufverfahren

| | SCH BB 20061030 | STO BB 20061106 | HAR BB 20061107 | GRU13 BB 20061108 | GRU15 BB200611 08 | TRI BB 20061115 | FAN/TRA BB 20061023 | ZIR BB 20070416 | FLU BB 20061023 | BAC BB 20070418 | F | K (%) | AS | AD |
|--------------------------------|--------------------|--------------------|--------------------|-------------------------|-------------------------|--------------------|---------------------------|--------------------|--------------------|--------------------|-----|-------|------|-----|
| Flagellaten | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Anisonema</i> sp. | | | | | | | 1,5 | | 1,0 | | 2,0 | 20 | 2,5 | 1,3 |
| <i>Biovoca</i> sp. | | | | | 1,5 | | | | | | 1,0 | 10 | 1,5 | 1,5 |
| <i>Bodo salians</i> | 2,0 | | | 2,5 | 1,0 | 2,0 | 1,0 | 2,5 | 2,0 | | 7,0 | 70 | 13,0 | 1,9 |
| <i>Entosiphon salicatum</i> | | | | | 2,0 | | | | | | 1,0 | 10 | 2,0 | 2,0 |
| <i>Gonionemus truncata</i> | | | | | 1,5 | | | | | | 1,0 | 10 | 1,5 | 1,5 |
| Heliozoa | | | | | | 0,5 | | | | | 1,0 | 10 | 0,5 | 0,5 |
| heterotrophe Flagellata indet. | 1,5 | | | 2,0 | 2,0 | | | 2,5 | 1,0 | | 5,0 | 50 | 9,0 | 1,8 |
| <i>Hexamita</i> sp. | | 1,0 | | | | | | | | | 1,0 | 10 | 1,0 | 1,0 |
| <i>Peranema granuliferum</i> | | | | | | | | | 2,0 | | 1,0 | 10 | 2,0 | 2,0 |
| <i>Peranema</i> sp. | | | | | | | | 1,0 | | | 1,0 | 10 | 1,0 | 1,0 |
| <i>Peranema trichophorum</i> | | | | | 1,0 | | | | | | 1,0 | 10 | 1,0 | 1,0 |
| <i>Tetramitus</i> sp. | | | 1,0 | | | | | | | | 1,0 | 10 | 1,0 | 1,0 |
| <i>Trigonomonas</i> sp. | | | 1,5 | | | | | | | | 1,0 | 10 | 1,5 | 1,5 |
| Anzahl Taxa | 2,0 | 1,0 | 2,0 | 2,0 | 6,0 | 2,0 | 2,0 | 3,0 | 4,0 | 0,0 | | | | |
| Abundanzsumme | 3,5 | 1,0 | 2,5 | 4,5 | 9,0 | 2,5 | 2,5 | 6,0 | 6,0 | 0,0 | | | | |
| Durchschnittliche Abundanz | 1,8 | 1,0 | 1,3 | 2,3 | 1,5 | 1,3 | 1,3 | 2,0 | 1,5 | 0,0 | | | | |
| Nacktamöben | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Anoebina</i> indet. | | | | | | | | | | | 1,0 | 10 | 0,5 | 0,5 |
| <i>Mayorella</i> sp. | | | | | | | | | | | 1,0 | 10 | 1,5 | 1,5 |
| <i>Thecamoeba</i> sp. | 1,0 | | | | 1,0 | | | | | | 2,0 | 20 | 2,0 | 1,0 |
| Vahlkampfiidae | | | | 1,0 | | | | | | | 1,0 | 10 | 1,0 | 1,0 |
| Anzahl Taxa | 1,0 | 0,0 | 0,0 | 1,0 | 1,0 | 0,0 | 2,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | | | | |
| Abundanzsumme | 1,0 | 0,0 | 0,0 | 1,0 | 1,0 | 0,0 | 2,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | | | | |
| Durchschnittliche Abundanz | 1,0 | 0,0 | 0,0 | 1,0 | 1,0 | 0,0 | 1,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | | | | |
| Schalenamöben | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Arella</i> sp. | | | | 1,5 | | | | | | | 1,0 | 10 | 1,5 | 1,5 |
| <i>Centropycis aculeatus</i> | | | | 1,0 | | | | | | | 1,0 | 10 | 1,0 | 1,0 |
| <i>Diffligella</i> sp. | | | | 2,5 | | | | | | | 1,0 | 10 | 2,5 | 2,5 |
| <i>Trinema lineare</i> | 1,0 | | | | | | | | 0,5 | | 2,0 | 20 | 1,5 | 0,8 |

| | SCH BB 20061030 | STO BB 20061106 | HAR BB 20061107 | GRU13 BB 20061108 | GRU15 BB200611 08 | TRI BB 20061115 | FAN/TRA BB 20061023 | ZIR BB 20070416 | FLU BB 20061023 | BAC BB 20070418 | F | K (%) | AS | AD |
|----------------------------|--------------------|--------------------|--------------------|-------------------------|-------------------------|--------------------|---------------------------|--------------------|--------------------|--------------------|---|-------|-----|-----|
| Anzahl Taxa | 1,0 | 0,0 | 0,0 | 3,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 1,0 | 0,0 | | | | |
| Abundanzsumme | 1,0 | 0,0 | 0,0 | 5,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,5 | 0,0 | | | | |
| Durchschnittliche Abundanz | 1,0 | 0,0 | 0,0 | 1,7 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,5 | 0,0 | | | | |
| Metazoa | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Lepadilla</i> sp.? | | | | | 2,5 | | | | | | | | | |
| <i>Rotaria</i> sp. | | | | | 2,5 | | | | 1,5 | | | | 2,5 | 2,5 |
| Rotifera indet. | | | | 3,0 | 1,0 | 1,0 | 2,0 | | | | | | 7,0 | 1,8 |
| Anzahl Taxa | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 1,0 | 3,0 | 1,0 | 2,0 | 0,0 | 1,0 | 0,0 | | | | |
| Abundanzsumme | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 3,0 | 6,0 | 1,0 | 3,5 | 0,0 | 1,5 | 0,0 | | | | |
| Durchschnittliche Abundanz | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 3,0 | 2,0 | 1,0 | 1,8 | 0,0 | 1,5 | 0,0 | | | | |

Tabelle 3.1.3: Anlagen im Durchlaufverfahren

| | SCH BB 20061030 | STO BB 20061106 | HAR BB 20061107 | GRU13 BB 20061108 | GRU15 BB200611 08 | TRU BB 20061115 | FAN/TRA BB 20061023 | ZIR BB 20070416 | FLU BB 20061023 | BAC BB 20070418 | F | K (%) | AS | AD |
|--|--------------------|--------------------|--------------------------|---------------------------|-------------------------|--------------------|---------------------------|--------------------------|-------------------------|---------------------|------|-------|------|-----|
| Bakterien (freischwimmend) | | | | | | | | | | | | | | |
| Stäbchen, Kokken | 1,5 | 3,0 | 3,0 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 3,0 | 0,5 | 3,5 | 10,0 | 100 | 16,5 | 1,7 |
| Spirillen | 0,5 | | 1,5 | | | | | | | | 2,0 | 20 | 2,0 | 1,0 |
| Spirochaeten | | | | | | | | | | | 1,0 | 10 | 3,0 | 3,0 |
| <i>Zoogloea ramigera</i> oder sp. | | | 2,0 | | | | | | | | 1,0 | 10 | 2,0 | 2,0 |
| Fadenorganismen (Bakterien, Pilze, Algen) | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Halbicosmonobacter hydrosis</i> | | | | | | | | #0,5 | | | | | | |
| Typ 0692 | | | | | | | | | 40 | | | | | |
| Typ 0581 | | | | | | | | | 60 | | | | | |
| <i>Fosarium aequiastrum</i> | | | | | | | #1 | | | | | | | |
| Schlammkennwerte | | | | | | | | | | | | | | |
| Fädigkeit | 0,5 | 1,0 | 1,0 | 0,5 | 0,5 | 2,0 | 0,5 | 0,5 | 3,0 | 1,0 | | | | |
| Überstand | klar | trüb | trüb | klar, leicht bräunlich | klar | klar | klar | gelblich, leicht trüb | klar | trüb | | | | |
| Farbe | braun | braun | braun | dunkel- braun | braun | hellbraun | braun | kW | braun | braun | | | | |
| Geruch | fast geruchlos | nach Abwasser | leicht nach Abwasser | normal | normal | normal | normal | schwach nach Abwasser | normal | normal | | | | |
| Flockenform | abgerundet-mäßig | abgerundet | abgerundet-gelmäßig | unregelmäßig-abgerundet | abgerundet | abgerundet | abgerundet | abgerundet | unregelmäßig-abgerundet | abgerundet | | | | |
| Flockengröße | klein, mittel | klein, mittel | klein, mittel (dw. groß) | klein, mittel | klein, mittel | mittel, groß | klein, mittel, groß | klein, mittel, groß | klein, mittel | klein, mittel, groß | | | | |
| Flockenstruktur | kompakt, offen | kompakt | kompakt, offen | kompakt, offen | kompakt | kompakt | kompakt | kompakt | offen | kompakt | | | | |
| Temperatur (°C) | 13,4 | 10,8 | 11,2 | 11,7 | 11,6 | 11,7 | 11,7 | 14,7 | kW | 11,8 | | | | |
| Schlammvolumen (ml/l) | 20 | 40 | 320 | 120 | 40 | 70 | 325 | 0 | 380 | 100 | | | | |
| Trockensubstanz (kg/m ³) | 0,33 | 0,34 | 5,80 | 2,30 | 0,80 | 0,50 | 2,40 | 0,00 | 1,20 | 1,10 | | | | |
| Glühverlust (%) | 97 | 71 | 81 | 79 | 79 | 78 | 90 | kW | 90 | kW | | | | |
| Schlammvolumenindex (ml/g) | 61 | 117 | 55 | 52 | 50 | 140 | 135 | kW | 317 | 91 | | | | |

Tabelle 3.2.1: Aufstauverfahren (SBR-Anlagen)

| | FÜR BB 20061024 | PIC BB 20061030 | FAN BB 20061023 | PRO BB 20061107 | STE, Sonn- halb BB 20061108 | WAL BB 20061114 | MAN BB 20061115 | LEC BB 20061106 | BER BB 20070416 | F | K (%) | AS | AD |
|--|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|-----------------------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|-----|-------|------|-----|
| Ciliaten | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Acineta uncinata</i> | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 2,0 | | 1,0 | | 2,5 | 2,0 | 7,0 | 78 | 10,5 | 1,5 |
| <i>Aspidisca cicada</i> | 2,5 | | 2,0 | 3,0 | 1,0 | | | | 1,0 | 5,0 | 56 | 9,5 | 1,9 |
| <i>Aspidisca lynceus</i> | | | 2,0 | | 1,0 | | | | | 2,0 | 22 | 3,0 | 1,5 |
| <i>Calyptobrycha lamignosa</i> | | | | | 2,0 | | | | | 1,0 | 11 | 2,0 | 2,0 |
| <i>Carchesium polyphemum</i> | | | | | | | | 2,5 | | 1,0 | 11 | 2,5 | 2,5 |
| <i>Cinetochilum margaritaceum</i> | | | 3,0 | | | 1,0 | | 1,5 | | 3,0 | 33 | 5,5 | 1,8 |
| <i>Cyclidium glaucoma</i> | 1,0 | | | | | | | | | 1,0 | 11 | 1,0 | 1,0 |
| <i>Epistylis chrysenyidis</i> | | 0,5 | | | | | | | | 1,0 | 11 | 0,5 | 0,5 |
| <i>Gastrosylla muscorum</i> | | | | | | | | 0,5 | | 1,0 | 11 | 0,5 | 0,5 |
| <i>Holophrya discolor</i> | | 1,0 | | 2,5 | 1,0 | | | | | 3,0 | 33 | 4,5 | 1,5 |
| <i>Holotricha</i> indet. | | | | | | | | | 1,0 | 1,0 | 11 | 1,0 | 1,0 |
| <i>Litonotus lamella</i> | 1,5 | | | | 1,0 | | | | | 3,0 | 33 | 5,5 | 1,8 |
| <i>Litonotus</i> sp. | 1,5 | | | | 1,0 | | | 0,5 | | 3,0 | 33 | 3,0 | 1,0 |
| <i>Metopus</i> sp. | | | | | | | | 0,5 | | 1,0 | 11 | 0,5 | 0,5 |
| <i>Operularia articulata</i> | | | | | 2,5 | | | | | 1,0 | 11 | 2,5 | 2,5 |
| <i>Operularia</i> spp. | | | 2,5 | | 1,0 | | 1,0 | | | 3,0 | 33 | 4,5 | 1,5 |
| <i>Podophrya</i> sp. | | 0,5 | | | | | | | | 1,0 | 11 | 0,5 | 0,5 |
| <i>Spalidium</i> sp. | | | | | | | | | 1,0 | 1,0 | 11 | 1,0 | 1,0 |
| <i>Stentor coeruleus</i> | | | | | 1,0 | | | | | 1,0 | 11 | 1,0 | 1,0 |
| <i>Uronema nigricans</i> | | 1,0 | | | | | | | | 1,0 | 11 | 1,0 | 1,0 |
| <i>Vorticella aquaductis</i> -Komplex | | 2,0 | | | 2,5 | | | | | 2,0 | 22 | 4,5 | 2,3 |
| <i>Vorticella convallaria</i> -Komplex | | | | 1,0 | 1,0 | 3,0 | 2,0 | | | 4,0 | 44 | 7,0 | 1,8 |
| Anzahl Taxa | 5,0 | 6,0 | 5,0 | 4,0 | 11,0 | 3,0 | 2,0 | 6,0 | 5,0 | | | | |
| Abundanzsumme | 7,5 | 6,0 | 10,5 | 8,5 | 15,0 | 5,0 | 3,0 | 8,0 | 8,0 | | | | |
| Durchschnittliche Abundanz | 1,5 | 1,0 | 2,1 | 2,1 | 1,4 | 1,7 | 1,5 | 1,3 | 1,6 | | | | |

Tabelle 3.2.2: Aufstauverfahren (SBR-Anlagen)

| | FÜR BB 20061024 | PIC BB 20061030 | FAN BB 20061023 | PRO BB 20061107 | STE, Sonn- halb BB 20061108 | WAL BB 20061114 | MAN BB 20061115 | LEC BB 20061106 | BER BB 20070416 | F | K (%) | AS | AD |
|--------------------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|-----------------------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|-----|-------|------|------|
| Flagellaten | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Anisotoma acinus</i> | | | | 1,0 | | | | | | 1,0 | 11 | 1,0 | 1,0 |
| <i>Anisotoma</i> sp. | | | 0,5 | | | 2,0 | | | | 2,0 | 22 | 2,5 | 1,3 |
| <i>Bodo salians</i> | 3,0 | 1,5 | 1,0 | 1,0 | 1,5 | 1,5 | 2,5 | 3,0 | 2,0 | 9,0 | 100 | 17,0 | 1,9 |
| <i>Ceramonias longicauda</i> | 0,5 | | | | | | | | | 1,0 | 11 | 0,5 | 0,5 |
| <i>Diplophys arderi</i> | | | | | | | | 1,5 | | 1,0 | 11 | 1,5 | 1,5 |
| heterotrophe Flagellata indet. | | 1,0 | | 2,0 | | 1,0 | 2,5 | | 2,0 | 5,0 | 56 | 8,5 | 1,7 |
| <i>Peranema</i> sp. | | | 0,5 | | | | | | | 1,0 | 11 | 0,5 | 0,5 |
| <i>Peranema trichloporum</i> | | | | 1,0 | 1,5 | | | 2,0 | 1,0 | 4,0 | 44 | 5,5 | 1,4 |
| <i>Polytoma</i> sp. | 2,5 | | | | | | | 1,0 | | 2,0 | 22 | 3,5 | 1,8 |
| Anzahl Taxa | 3,0 | 2,0 | 3,0 | 4,0 | 2,0 | 3,0 | 2,0 | 4,0 | 3,0 | | | | |
| Abundanzsumme | 6,0 | 2,5 | 2,0 | 5,0 | 3,0 | 4,5 | 5,0 | 7,5 | 5,0 | | | | |
| Durchschnittliche Abundanz | 2,0 | 1,3 | 0,7 | 1,3 | 1,5 | 1,5 | 2,5 | 1,9 | 1,7 | | | | |
| Nacktamöben | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Astracomba</i> sp. | | | | | 2,5 | | | | | 1,0 | 11 | 2,5 | 2,5 |
| <i>Myxella</i> sp. | 1,0 | | 1,0 | | 1,5 | | | 1,0 | 2,5 | 5,0 | 56 | 7,0 | 1,4 |
| Vahlkampfiidae | 0,5 | | | | | | | | | 1,0 | 11 | 0,5 | 0,5 |
| <i>Vanella</i> sp. | | | 1,0 | | | | | | | 1,0 | 11 | 1,0 | 1,0 |
| Anzahl Taxa | 2,0 | 0,0 | 2,0 | 0,0 | 2,0 | 0,0 | 0,0 | 1,0 | 1,0 | | | | |
| Abundanzsumme | 1,5 | 0,0 | 2,0 | 0,0 | 4,0 | 0,0 | 0,0 | 1,0 | 2,5 | | | | |
| Durchschnittliche Abundanz | 0,8 | 0,0 | 1,0 | 0,0 | 2,0 | 0,0 | 0,0 | 1,0 | 2,5 | | | | |
| Schalenamöben | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Cryptodiffugia</i> sp. | 1,0 | | | | | | | | | 1,0 | 11 | 1,0 | 1,0 |
| <i>Trinema</i> sp. | | | | 0,5 | | | | | | 1,0 | 11 | 0,5 | 0,50 |
| Anzahl Taxa | 1,0 | 0,0 | 0,0 | 1,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | | | | |
| Abundanzsumme | 1,0 | 0,0 | 0,0 | 0,5 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | | | | |
| Durchschnittliche Abundanz | 1,0 | 0,0 | 0,0 | 0,5 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | | | | |
| Metazoa | | | | | | | | | | | | | |
| Nematoda | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Phidinia</i> sp. | | | | | | 2,0 | | | | 1,0 | 11 | 1,0 | 1,00 |
| | | | | | | | | | | 1,0 | 11 | 2,0 | 2,00 |

| | FÜR BB 20061024 | PIC BB 20061030 | FAN BB 20061023 | PRO BB 20061107 | STF. Sonn- halb BB 20061108 | WAL BB 20061114 | MAN BB 20061115 | LEC BB 20061106 | BER BB 20070416 | F | K (%) | AS | AD |
|----------------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|-----------------------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|-----|-------|-----|------|
| <i>Rotaria</i> sp. | | | 2,5 | 2,0 | 2,0 | | 1,0 | 2,0 | | 5,0 | 56 | 9,5 | 1,90 |
| Rotifera indet. | 1,0 | | 1,0 | 2,0 | | 1,5 | 3,0 | | | 5,0 | 56 | 8,5 | 1,70 |
| Tardigrada | | | | | | | | | 0,5 | 1,0 | 11 | 0,5 | 0,50 |
| Anzahl Taxa | 1,0 | 0,0 | 2,0 | 2,0 | 1,0 | 2,0 | 2,0 | 1,0 | 2,0 | | | | |
| Abundanzsumme | 1,0 | 0,0 | 3,5 | 4,0 | 2,0 | 3,5 | 4,0 | 2,0 | 1,5 | | | | |
| Durchschnittliche Abundanz | 1,0 | 0,0 | 1,8 | 2,0 | 2,0 | 1,8 | 2,0 | 2,0 | 0,8 | | | | |

Tabelle 3.2.3: Aufstauverfahren (SBR-Anlagen)

| | FÜR BB 20061024 | PIC BB 20061030 | FAN BB 20061023 | PRO BB 20061107 | STE, Sonn- halb BB 20061108 | WAL BB 20061114 | MAN BB 20061115 | LEC BB 20061106 | BER BB 20070416 | F | K (%) | AS | AD |
|--|------------------------------------|----------------------------------|--------------------|--------------------|-----------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|-----|-------|-----|------|
| Bakterien (freischwimmend) | | | | | | | | | | | | | |
| Stäbchen, Kokken | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 1,0 | 0,5 | 0,5 | 1,5 | | 1,0 | 8,0 | 89 | 6,0 | 0,75 |
| <i>Zoogloea ramigera</i> oder sp. | | | | | | 1,0 | 2,0 | | | 2,0 | 22 | 3,0 | 1,50 |
| Fadenorganismen (Bakterien, Pilze, Algen) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Halosomonobacter hydrosiis</i> | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Microbrix parvicella</i> | | | | 25 | | | | | 40 | | | | |
| nocardioforme Actinomyceten | #1 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Sphaerotilus natans</i> | | | | | #1,5 | | | | | | | | |
| Typ 0092 | | | | 40 | | | | | | | | | |
| Typ 021N | | | | | | | | | 60 | | | | |
| Typ 0581 | | | | 30 | | | | | | | | | |
| <i>Fusarium aequolinctum</i> | | | | | | | #1 | | | | | | |
| Schlammkennwerte | | | | | | | | | | | | | |
| Fädigkeit | 1,5 | 1,5 | 1,5 | 2,5 | 1,5 | 1,5 | 0,5 | 2,0 | 2,0 | | | | |
| Überstand | klar | klar | klar | klar | klar | klar | klar | klar | klar | | | | |
| Farbe | braun | braun | dunkel- braun | braun | dunkel- braun | braun | braun | hellbraun- braun | braun | | | | |
| Geruch | normal | normal | normal | normal | normal | normal | normal | normal | normal | | | | |
| Flockenform | unregelmä- ßig, abge- rundet | abgerundet, unregelmä- ßig | abgerundet | unregelmä- ßig | abgerundet, unregelmä- ßig | abgerundet, unregelmä- ßig | abgerundet, unregelmä- ßig | unregelmä- ßig, abge- rundet | unregelmä- ßig, abge- rundet | | | | |
| Flockengröße | mittel, groß | klein, mittel | klein, mittel | klein, mittel | klein, groß mittel, groß | klein, mittel, groß | klein, mittel, groß | klein, mittel, groß | klein, mittel, groß | | | | |
| Flockenstruktur | kompakt | kompakt, offen | kompakt | offen | kompakt, offen | kompakt | kompakt, offen | kompakt, offen | kompakt, offen | | | | |
| Temperatur (°C) | 13,6 | 14,2 | kW | 12,3 | 9,1 | 9,5 | 14,2 | 14,3 | 13,7 | | | | |
| Schlammvolumen (ml/l) | 280 | 180 | 300 | 600 | 440 | 200 | 40 | 100 | 320 | | | | |
| Trockensubstanz (kg/m ³) | 1,70 | 3,10 | 3,60 | 3,80 | 3,30 | 1,80 | 0,80 | 1,10 | 1,60 | | | | |
| Glühverlust (%) | 80 | 67 | 59 | 77 | 78 | 63 | 82 | 68 | kW | | | | |
| Schlammvolumenindex (ml/g) | 165 | 58 | 83 | 158 | 133 | 111 | 50 | 90 | 200 | | | | |

Tabelle 3.3.1: "Filteranlagen" (Bodenkörperfilter, Bepflanzte Bodenfilter, Tropfkörper)

| Gliedern | EGG BB 20061023 | GSE BB 20061106 | WIE BB 20061107 | STE BB 20061108 | SCH BB 20070416 | AIG BB 20070418 | AIGN BB 20070418 | BRE BB 20070416 | F | K (%) | AS | AD |
|--|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|---------------------|--------------------|-----|-------|-----|-----|
| <i>Acineta uncinata</i> | | 1,0 | 1,5 | | 2,0 | | 0,5 | 1,0 | 5,0 | 63 | 6,0 | 1,2 |
| <i>Chilodonella uncinata</i> | 1,0 | | | | | | 0,5 | | 2,0 | 25 | 1,5 | 0,8 |
| <i>Cinetochilum margaritaceum</i> | | | 1,0 | | | | | 2,5 | 2,0 | 25 | 3,5 | 1,8 |
| <i>Copidium colpoda</i> | | | | | | | 0,5 | | 1,0 | 13 | 0,5 | 0,5 |
| <i>Cyclidium glaucoma</i> | 1,0 | 2,0 | | | 2,5 | | | | 3,0 | 38 | 5,5 | 1,8 |
| <i>Dexiotoma campylum</i> | 2,5 | | | | | | | | 1,0 | 13 | 2,5 | 2,5 |
| <i>Dexiotricha granulosa</i> | | | | | | | | 2,0 | 1,0 | 13 | 2,0 | 2,0 |
| <i>Drepanomonas revoluta</i> | | | 2,5 | | | | | | 1,0 | 13 | 2,5 | 2,5 |
| <i>Glaucoma virentillans</i> | | | | | | | 1,0 | | 1,0 | 13 | 1,0 | 1,0 |
| Hymenostomata indet. | | 1,5 | | | 1,5 | | | | 2,0 | 25 | 3,0 | 1,5 |
| <i>Limonata lamella</i> | | | 1,0 | | | | | | 1,0 | 13 | 1,0 | 1,0 |
| <i>Limonata</i> sp. | | | | | 1,5 | | | | 1,0 | 13 | 1,5 | 1,5 |
| Microthoracidae | 0,5 | | | | | | | | 1,0 | 13 | 0,5 | 0,5 |
| <i>Opercularia articulata</i> | | | | | | | 0,5 | | 1,0 | 13 | 0,5 | 0,5 |
| <i>Opercularia asymmetrica</i> | | | | 2,5 | 2,5 | | | 2,0 | 3,0 | 38 | 7,0 | 2,3 |
| <i>Opercularia cf. coarctata</i> | | | | | | | | | 1,0 | 13 | 2,5 | 2,5 |
| <i>Opercularia</i> sp. | | 2,0 | | | 1,0 | | | | 2,0 | 25 | 3,0 | 1,5 |
| <i>Paramacium caudatum</i> | | | 1,5 | | | | | | 1,0 | 13 | 1,5 | 1,5 |
| <i>Paramacium patrum</i> | | 1,0 | | | | | | | 1,0 | 13 | 1,0 | 1,0 |
| <i>Sierkiella</i> sp. | | 1,0 | | | | | | | 1,0 | 13 | 1,0 | 1,0 |
| <i>Tetamenia pustulata</i> | 2,0 | | | | | | | | 1,0 | 13 | 2,0 | 2,0 |
| <i>Tetrabymena</i> sp. | 1,0 | 1,0 | 1,0 | | | | | 2,0 | 4,0 | 50 | 5,0 | 1,3 |
| <i>Trachelophyllum</i> sp. | | | 0,5 | | | | | | 1,0 | 13 | 0,5 | 0,5 |
| <i>Trimyxa compressum</i> | | | | | | | 1,0 | | 1,0 | 13 | 1,0 | 1,0 |
| <i>Uronema nigricans</i> | | | 1,0 | | | | | | 1,0 | 13 | 1,0 | 1,0 |
| <i>Vorticella convallaria</i> -Komplex | 1,0 | | | | | | 1,0 | | 2,0 | 25 | 2,0 | 1,0 |
| <i>Vorticella infusorum</i> -Komplex | 0,5 | | | | | | | | 1,0 | 13 | 0,5 | 0,5 |
| Anzahl Taxa | 8,0 | 7,0 | 8,0 | 1,0 | 6,0 | 0,0 | 8,0 | 5,0 | | | | |
| Abundanzsumme | 9,5 | 9,5 | 10,0 | 2,5 | 11,0 | 0,0 | 7,5 | 9,5 | | | | |
| Durchschnittliche Abundanz | 1,2 | 1,4 | 1,3 | 2,5 | 1,8 | 0,0 | 0,9 | 1,9 | | | | |

Tabelle 3.3.2: "Filteranlagen" (Bodenkörperfilter, Bepflanzte Bodenfilter, Tropfkörper)

| | EGG BB 20061023 | GSE BB 20061106 | WIE BB 20061107 | STE BB 20061108 | SCH BB 20070416 | AIG BB 20070418 | AIGN BB 20070418 | BRE BB 20070416 | F | K (%) | AS | AD |
|--------------------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|---------------------|--------------------|-----|-------|-----|-----|
| Flagellaten | | | | | | | | | | | | |
| <i>Anisonema acinus</i> | | 2,0 | | | | | | | 1,0 | 13 | 2,0 | 2,0 |
| <i>Anisonema</i> sp. | 1,0 | | | | 2,5 | | | | 2,0 | 25 | 3,5 | 1,8 |
| <i>Bodo salians</i> | 1,0 | 1,0 | 1,5 | 1,0 | 1,0 | | | 1,0 | 6,0 | 75 | 6,5 | 1,1 |
| Helozoa | | | | | 1,0 | | | | 1,0 | 13 | 1,0 | 1,0 |
| heterotrophe Flagellata indet. | | 2,0 | 1,5 | | 1,5 | | 1,5 | 1,0 | 5,0 | 63 | 7,5 | 1,5 |
| <i>Paramecia trichophorum</i> | | | 1,0 | | | | | | 1,0 | 13 | 1,0 | 1,0 |
| <i>Polytoma</i> sp. | | | | | | 2,5 | | | 1,0 | 13 | 2,5 | 2,5 |
| <i>Trepomonas</i> sp. | | | | | | | 1,0 | | 1,0 | 13 | 1,0 | 1,0 |
| <i>Trigonomonas</i> sp. | 0,5 | | 1,0 | | | | | | 2,0 | 25 | 1,5 | 0,8 |
| Anzahl Taxa | 3,0 | 3,0 | 4,0 | 1,0 | 4,0 | 1,0 | 2,0 | 2,0 | | | | |
| Abundanzsumme | 2,5 | 5,0 | 5,0 | 1,0 | 6,0 | 2,5 | 2,5 | 2,0 | | | | |
| Durchschnittliche Abundanz | 0,8 | 1,7 | 1,3 | 1,0 | 1,5 | 2,5 | 1,3 | 1,0 | | | | |
| Nacktamöben | | | | | | | | | | | | |
| Amoebina indet. | | | | 1,5 | | | | | 1,0 | 13 | 1,5 | 1,5 |
| <i>Mayorella</i> sp. | | | 1,0 | 1,0 | | | | 1,5 | 3,0 | 38 | 3,5 | 1,2 |
| <i>Thaumoecha</i> sp. | | | | | | | | | 1,0 | 13 | 1,0 | 1,0 |
| <i>Vahlkampfia</i> sp. | | | | 1,0 | | | | | 1,0 | 13 | 1,0 | 1,0 |
| <i>Vanelia</i> sp. | | | 1,0 | | | | | | 1,0 | 13 | 1,0 | 1,0 |
| Anzahl Taxa | 0,0 | 0,0 | 2,0 | 3,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | | | | | |
| Abundanzsumme | 0,0 | 0,0 | 2,0 | 3,5 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 2,5 | | | | |
| Durchschnittliche Abundanz | 0,0 | 0,0 | 1,0 | 1,2 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 1,3 | | | | |
| Schalenamöben | | | | | | | | | | | | |
| <i>Arella</i> sp. | 1,0 | | | 1,5 | | | 1,0 | | 3,0 | 38 | 3,5 | 1,2 |
| <i>Centropysis aculeatus</i> | 0,5 | | | | | | | | 1,0 | 13 | 0,5 | 0,5 |
| <i>Diffugiella</i> sp. | 1,0 | | 1,0 | | | | | | 2,0 | 25 | 2,0 | 1,0 |
| <i>Euglypha</i> sp. | 0,5 | | 1,0 | | | | 1,5 | | 2,0 | 25 | 1,5 | 0,8 |
| Testacea undet. | | | | | | | 1,0 | | 1,0 | 13 | 1,5 | 1,5 |
| <i>Tracheloglypha</i> sp. | | | | | | | 1,0 | | 1,0 | 13 | 1,0 | 1,0 |
| <i>Trinema lineare</i> | | | 2,5 | | | | | | 1,0 | 13 | 2,5 | 2,5 |
| <i>Trinema</i> sp. | 1,0 | | | | | | | | 1,0 | 13 | 1,0 | 1,0 |
| Anzahl Taxa | 5,0 | 0,0 | 3,0 | 1,0 | 0,0 | 0,0 | 3,0 | 0,0 | | | | |
| Abundanzsumme | 4,0 | 0,0 | 4,5 | 1,5 | 0,0 | 0,0 | 3,5 | 0,0 | | | | |
| Durchschnittliche Abundanz | 0,8 | 0,0 | 1,5 | 1,5 | 0,0 | 0,0 | 1,2 | 0,0 | | | | |

Tabelle 3.3.3: "Filteranlagen" (Bodenkörperfilter, Bepflanzte Bodenfilter, Tropfkörper)

| | EGG BB 20061023 | GSE BB 20061106 | WIE BB 20061107 | STE BB 20061108 | SCH BB 20070416 | AIG BB 20070418 | AIGN BB 20070418 | BRE BB 20070416 | F | K (%) | AS | AD |
|----------------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|---------------------|--------------------|-----|-------|------|-----|
| Metazoa | | | | | | | | | | | | |
| <i>Cephalobella</i> sp. | | | 1,0 | | 1,0 | | | | 1,0 | 13 | 1,0 | 1,0 |
| Chironomidae | 0,5 | | | | | | | | 1,0 | 13 | 0,5 | 0,5 |
| Collembola | | 1,0 | | | | | | | 1,0 | 13 | 1,0 | 1,0 |
| Gastrotricha | | | 1,0 | | | | | | 1,0 | 13 | 1,0 | 1,0 |
| Nauplius | | | 0,5 | | | | | | 1,0 | 13 | 0,5 | 0,5 |
| Nematoda | | 3,0 | 3,0 | 3,0 | 3,0 | 0,5 | 2,0 | 3,0 | 7,0 | 88 | 17,5 | 2,5 |
| Oligochacta | 0,5 | 1,0 | | | 1,0 | | | | 3,0 | 38 | 2,5 | 0,8 |
| <i>Rotaria</i> sp. | | 2,0 | 1,5 | | 1,0 | | | 3,0 | 4,0 | 50 | 7,5 | 1,9 |
| Rotifera indet. | | | | | | | 3,0 | | 1,0 | 13 | 3,0 | 3,0 |
| Tardigrada | | | | | 1,5 | | | | 1,0 | 13 | 1,5 | 1,5 |
| <i>Psychoda</i> sp. | | 3,0 | | | | | | | 1,0 | 13 | 3,0 | 3,0 |
| Anzahl Taxa | 2,0 | 5,0 | 4,0 | 1,0 | 5,0 | 1,0 | 2,0 | 2,0 | | | | |
| Abundanzsumme | 1,0 | 10,0 | 6,0 | 3,0 | 7,5 | 0,5 | 5,0 | 6,0 | | | | |
| Durchschnittliche Abundanz | 0,5 | 2,0 | 1,5 | 3,0 | 1,5 | 0,5 | 2,5 | 3,0 | | | | |

Tabelle 3.3.4: "Filteranlagen" (Bodenkörperfilter, Bepflanzte Bodenfilter, Tropfkörper)

| | EGG BB 20061023 | GSE BB 20061106 | WIE BB 20061107 | STE BB 20061108 | SCH BB 20070416 | AIG BB 20070418 | ALGN BB 20070418 | BRE BB 20070416 |
|--|--------------------|--------------------------|---------------------------------|---------------------|--------------------|--------------------|--------------------------|---------------------|
| Bakterien (freischwimmend) | | | | | | | | |
| Stäbchen, Kokken | 2,0 | | 3,5 | 3,0 | kW | | | |
| Spirochaeten | | | 2,5 | | | | | |
| <i>Zoogloa ramigera</i> oder sp. | | | | 1,5 | 2,5 | | | 1,0 |
| Fadenorganismen (Bakterien, Pilze, Algen) | | | | | | | | |
| <i>Beggiatoa</i> sp. | | | #2,5 | | | | #1 | |
| Schwefelbakterium (unbeweglich) | | | | | | | | |
| <i>Fusarium</i> sp. | | | #1 | | | | | |
| <i>Thiobacis</i> sp. | | | | #2 | | | | |
| | | | | | | | | |
| | | | | | | | | |
| Schlammkennwerte | | | | | | | | |
| Fähigkeit | 0,5 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,5 | 1,0 | 0,5 | 1,0 |
| Überstand | kW | trüb | leicht trüb | | kW | kW | kW | kW |
| Farbe | braun | braun, tlw. schwarz-grau | braun | braun | Steine dunkelbraun | kW | braun | dunkelbraun |
| Geruch | normal | leicht faulig | normal bis leicht nach Abwasser | normal | normal | normal | normal | normal |
| Flockenform | abgerundet | abgerundet | abgerundet | abgerundet | abgerundet | abgerundet | unregelmäßig, abgerundet | abgerundet |
| Flockengröße | klein, mittel | klein, mittel | klein, mittel, groß | klein, mittel, groß | klein, mittel | klein, mittel | klein, mittel | klein, mittel, groß |
| Flockenstruktur | kompakt | kompakt | kompakt | kompakt | kompakt | kompakt | kompakt | sehr kompakt |
| Temperatur (°C) | kW | kW | kW | kW | kW | kW | kW | kW |
| Schlammvolumen (ml/l) | kW | kW | kW | kW | kW | kW | kW | kW |
| Trockensubstanz (kg/m ³) | kW | kW | kW | kW | kW | kW | kW | kW |
| Glühverlust (%) | kW | kW | kW | kW | kW | kW | kW | kW |
| Schlammvolumenindex (ml/g) | kW | kW | kW | kW | kW | kW | kW | kW |

Tabelle 3.4.1: Mittelwert, Minimum und Maximum der Anzahl der Taxa, Abundanzsumme und Abundanz der Ciliaten, Flagellaten, Nacktamöben, Schalenamöben und Metazoen in den verschiedene Anlagentypen (n in Klammer)

| | Anlagentyp (Anzahl der Anlagen) | | | | | | | | |
|------------------------------|---------------------------------|------|------|-------------|------|-------|------------|-------------|-------|
| | Durchlauf (10) | | | Aufstau (9) | | | Filter (8) | | |
| | x | Min | Max | x | Min | Max | x | Min | Max |
| Ciliaten | | | | | | | | | |
| Anzahl Taxa | 0,50 | 1,00 | 6,00 | 0,00 | 2,00 | 11,00 | 0,00 | Taxa | 8,00 |
| Abundanzsumme | 0,65 | 1,00 | 8,00 | 0,00 | 3,00 | 15,00 | 1,50 | 0,00 | 11,00 |
| Abundanz | 0,32 | 0,50 | 2,20 | 0,00 | 1,00 | 2,10 | 1,69 | 0,00 | 2,50 |
| Flagellaten | | | | | | | | | |
| Anzahl Taxa | 0,00 | 0,00 | 6,00 | 0,00 | 2,00 | 4,00 | 0,00 | 1,00 | 4,00 |
| Abundanzsumme | 0,00 | 0,00 | 9,00 | 0,00 | 2,00 | 7,50 | 0,00 | 1,00 | 6,00 |
| Abundanz | 0,00 | 0,00 | 2,30 | 0,00 | 0,70 | 2,50 | 2,75 | 0,80 | 2,50 |
| Nacktamöben | | | | | | | | | |
| Anzahl Taxa | 0,00 | 0,00 | 2,00 | 0,00 | 0,00 | 2,00 | 0,00 | 0,00 | 3,00 |
| Abundanzsumme | 0,00 | 0,00 | 2,00 | 0,00 | 0,00 | 4,00 | 0,00 | 0,00 | 3,50 |
| Abundanz | 0,00 | 0,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 2,50 | 0,00 | 0,00 | 1,20 |
| Schalenamöben | | | | | | | | | |
| Anzahl Taxa | 0,00 | 0,00 | 3,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 5,00 |
| Abundanzsumme | 0,00 | 0,00 | 5,00 | 0,00 | 0,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 4,50 |
| Abundanz | 0,00 | 0,00 | 1,70 | 0,00 | 0,00 | 1,00 | 0,00 | 0,00 | 1,50 |
| Metazoa | | | | | | | | | |
| Anzahl Taxa | 0,00 | 0,00 | 3,00 | 0,00 | 0,00 | 2,00 | 0,00 | 1,00 | 5,00 |
| Abundanzsumme | 0,00 | 0,00 | 6,00 | 0,00 | 0,00 | 4,00 | 0,00 | 0,50 | 10,00 |
| Abundanz | 0,00 | 0,00 | 3,00 | 0,00 | 0,00 | 2,00 | 0,00 | 0,50 | 3,00 |
| Bakterien | | | | | | | | | |
| Abundanz Stäbchen, Kokken | 1,65 | 0,50 | 3,50 | 0,75 | 0,50 | 1,50 | | | |
| Fädigkeit | 1,1 | 0,5 | 3 | 1,6 | 0,5 | 2,5 | | | |

Tabelle 3.4.2: Mittelwerte, Minimum, Maximum und Anzahl der Analysen (n) der Schlammkennwerte.

| Parameter | Durchlauf | | | | Aufstau | | | | Kruskal-Wallis- Test |
|--------------------------------------|-----------|------|------|----|---------|-----|------|---|-------------------------|
| | x | Min | Max | n | x | Min | Max | n | |
| Temperatur (°C) | 12,1 | 10,8 | 14,7 | 8 | 12,6 | 9,1 | 14,3 | 8 | ns |
| Schlammvolumen (ml/l) | 142 | 0 | 380 | 10 | 273 | 40 | 600 | 9 | ns |
| Trockensubstanz (kg/m ³) | 1,5 | 0 | 5,8 | 10 | 2,3 | 0,8 | 3,8 | 9 | ns |
| Glühverlust (%) | 83,1 | 71 | 90 | 8 | 71,8 | 59 | 82 | 8 | p<0,05 |
| Schlammvolumenindex (ml/g) | 113 | 50 | 317 | 9 | 116 | 50 | 200 | 9 | ns |

Publikationen des Gewässerschutzes

Land Salzburg - Reihe Gewässerschutz

- Band 1 (1999) Die Salzburger Fischpassfibel
2. Auflage (2002) Erfahrungen zu Bau und Betrieb von Fischaufstiegshilfen im Land Salzburg
- Band 2 (2000) Die Salzburger Fließgewässer
Biologische Gewässergüte und ökologische Funktionsfähigkeit 1995-2000
- Band 3 Parasiten in Salzburger Seen
In Vorbereitung
- Band 4 Die großen Seen Salzburgs – Projekt Vorlandseen Bd. 3
In Vorbereitung
- Band 5 (2001) Die Güte ausgewählter Brunnen und Quellen 1992 – 2001
2. Auflage (2004) Fortschreibung bis 2003
- Band 6 (2002) Kommunale Abwasserreinigung in Salzburg
vergriffen
- Band 7 Limnologie ausgewählter Salzburger Bergseen
In Vorbereitung
- Band 8 (2002) Leitfaden für Gewässeraufsichtsorgane
2. Auflage (2004)
- Band 9 (2004) Hydromorphologische Fließgewässeraufnahme von Salzburg 2003
- Band 10 Beiträge zur Limnologie der Salzburger Fließgewässer
In Vorbereitung
- Band 11 (2004) Wirksamkeit von Retentionsfilterbecken zur Reinigung von
Straßenoberflächenwässern
- Band 12 (2007) Kommunale Abwasserreinigung in Salzburg II
- Band 13 (2008) Dezentrale Abwasserreinigungsanlagen im Land Salzburg

Land Salzburg – Kartensammlung Gewässerschutz

- JÄGER P. UND I. SCHILLINGER (2003): Kollmanns Fischereikarte von Salzburg, Fische in Salzburgs Gewässern, Stand 1898. Digitale Aufbereitung des Kartenthemas. - Kartensammlung Gewässerschutz, Thema 1, 10 Sectionen, 1 Gesamtblatt, Land Salzburg - Gewässerschutz

Land Salzburg – Datensammlung Gewässerschutz

- JÄGER P., PANEK K., SIEGL, W., UNTERWEGER, A. (2004): Makrozoobenthos-Methodenvergleich 2003. Vergleich semiquantitativer Besammlungsmethoden mit der Strategie des Multihabitat-Sampling. Datensammlung Gewässerschutz, Thema Fließgewässer, Komponente 5.2, Land Salzburg - Gewässerschutz
- JÄGER P. (HRSG.) (2005): Salzburger Fischpassexkursion 2005 – Vorträge von Göhl, Gebler, Hassinger, Jäger, Rücker/Wittmann, Ullmann, Kühner. Datensammlung Gewässerschutz, Thema Fischpässe, Komponente 13/1, 7 Vorträge und 2 Filme, Land Salzburg – Gewässerschutz
- LAND SALZBURG (2006): Makrophytenkartierung Fuschlsee – 2006. Bearbeitung K. PALL und E. DUMFAHRT im Auftrag des Landes Salzburg und des BMLFUW; Datensammlung GEWÄSSERSCHUTZ, Thema Seen, Komponente 6/1, Land Salzburg - Gewässerschutz
- JÄGER P. und D. LATZER (HRSG.) (2007): Salzburger Fischpassexkursion 2007 – Vorträge von Gebler, Unterweger, Jäger, Schrempf, Ulmer, Lehmann, Mayr, Travade & Larinier. Datensammlung Gewässerschutz, Thema Fischpässe, Komponente 13/2, 11 Vorträge, Land Salzburg - Gewässerschutz

Die Bände bzw. CDs sind gegen einen Unkostenbeitrag beim Amt der Salzburger Landesregierung, Referat Gewässerschutz, Postfach 527, 5010 Salzburg, zu beziehen.

E-mail: gewaesserschutz@salzburg.gv.at

GEWÄSSERSCHUTZ AKTUELL



Land Salzburg

Für unser Land!

